



Santé
Canada Health
Canada

*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

*Your health and
safety... our priority.*

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Document technique

La turbidité



Canada

Santé Canada est le ministère fédéral qui aide les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Nous évaluons l'innocuité des médicaments et de nombreux produits de consommation, aidons à améliorer la salubrité des aliments et offrons de l'information aux Canadiennes et aux Canadiens afin de les aider à prendre de saines décisions. Nous offrons des services de santé aux peuples des Premières nations et aux communautés inuites. Nous travaillons de pair avec les provinces pour nous assurer que notre système de santé répond aux besoins de la population canadienne.

Publication autorisée par la ministre de la Santé.

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – La turbidité

est disponible sur Internet à l'adresse suivante :
www.santecanada.gc.ca

Also available in English under the title:
Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Turbidity

La présente publication est disponible sur demande sous d'autres formes.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada,
représentée par la ministre de la Santé, 2013

La présente publication peut être reproduite sans autorisation dans la mesure où la source est indiquée en entier.

N° de publication : 130468
Cat. : H144-9/2013F-PDF
ISBN : 978-0-662-77897-4

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Document technique

La turbidité

**Préparé par le
Comité fédéral-provincial-territorial sur
l'eau potable
du
Comité fédéral-provincial-territorial sur
la santé et l'environnement**

**Santé Canada
Ottawa (Ontario)**

Décembre 2012

Le présent document peut être cité de la façon suivante :

Santé Canada (2012). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — La turbidité. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H144-9/2013F-PDF).

Le présent document a été rédigé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement.

Vous pouvez faire parvenir vos questions ou vos commentaires à l'adresse suivante :

Bureau de la qualité de l'eau et de l'air
Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs
Santé Canada
269, av. Laurier Ouest, indice de l'adresse 4903D
Ottawa (Ontario)
Canada K1A 0K9

Tél. : 613-948-2566

Télec. : 613-952-2574

Courriel : water_eau@hc-sc.gc.ca

Vous trouverez d'autres documents techniques concernant les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada sur la page Web suivante : www.santecanada.gc.ca/eauqualite

Table des matières

<u>Partie I. Vue d'ensemble et application</u>	1
1.0 Recommandation.....	1
2.0 Sommaire	1
2.1 Effets sur la santé	2
2.2 Traitement et distribution	2
3.0 Application de la recommandation	3
3.1 Conseils pour les divers systèmes de traitement	4
3.1.1 Enlèvement des pathogènes	4
3.1.1.1 Interprétation de la recommandation	4
3.1.1.2 Filtration conventionnelle et filtration directe	5
3.1.1.3 Filtration lente sur sable et filtration à diatomées.....	5
3.1.1.4 Filtration sur membrane.....	6
3.1.2 Autres systèmes.....	6
3.1.3 Eau souterraine	7
3.2 Réseau de distribution	7
3.3 Surveillance des niveaux de turbidité.....	8
3.3.1 Surveillance de la turbidité de l'eau à la source.....	8
3.3.2 Surveillance de la turbidité dans les systèmes de traitement	8
3.3.3 Surveillance de la turbidité dans les structures d'entreposage de l'eau traitée et les réseaux de distribution	9
3.4 Utilisation d'autres techniques de filtration par les des systèmes d'eau potable ...	10
3.5 Points à considérer pour exempter les systèmes d'eau potable des exigences de filtration.....	10
<u>Partie II. Science et considérations techniques</u>	12
4.0 Identité et sources dans l'environnement	12
4.1 Description de la turbidité	12
4.2 Sources	12
5.0 Méthodes d'analyse.....	14
5.1 Instrumentation.....	16
5.2 Rendement des instruments.....	17
5.2.1 Sensibilité.....	17
5.2.2 Rendement.....	18
5.3 Assurance de la qualité et contrôle de la qualité	19
5.4 Comptage des particules.....	20
6.0 Techniques de traitement	20
6.1 Filtration conventionnelle et filtration directe.....	21
6.1.1 Turbidité des eaux traitées par filtration conventionnelle et filtration directe	23

6.1.2	Facteurs affectant la turbidité de l'eau traitée par filtration conventionnelle ou directe	25
6.1.3	Optimisation de la filtration conventionnelle et de la filtration directe	27
6.2	Filtration lente sur sable	28
6.2.1	Turbidité des eaux traitées par filtration lente sur sable.....	29
6.2.2	Facteurs affectant la turbidité des eaux traitées par filtration lente sur sable.....	30
6.3	Filtration à diatomées	32
6.3.1	Turbidité des eaux traitées par filtration à diatomées	32
6.3.2	Facteurs affectant la turbidité des eaux traitées par filtration à diatomées.....	33
6.4	Filtration sur membrane	34
6.4.1	Turbidité des eaux traitées par filtration sur membrane.....	36
6.4.2	Facteurs affectant la turbidité des eaux traitées par filtration sur membrane	37
6.5	Autres techniques	38
6.5.1	Filtration à poche et filtration à cartouche	38
6.5.2	Stratégies supplémentaires	39
6.6	Traitement à l'échelle résidentielle	40
7.0	Relations entre la turbidité et les caractéristiques de la qualité de l'eau	41
7.1	Caractéristiques microbiologiques	41
7.1.1	Relation entre la turbidité et la présence de microorganismes.....	41
7.1.2	Relation entre la réduction de la turbidité et l'enlèvement des microorganismes dans l'eau traitée	43
7.1.2.1	Filtration conventionnelle.....	44
7.1.2.2	Filtration directe	45
7.1.2.3	Filtration lente sur sable	45
7.1.2.4	Filtration à diatomées	46
7.1.2.5	Filtration à poche et filtration à cartouche.....	47
7.1.2.6	Filtration sur membrane.....	47
7.1.3	Filtration optimisée	48
7.1.4	Crédits d'enlèvement logarithmique	50
7.1.5	Effet de la turbidité sur la désinfection	50
7.1.6	Effet de la turbidité sur les tests microbiologiques	54
7.2	Caractéristiques chimiques.....	55
7.3	Caractéristiques physiques	55
8.0	Considérations liées à la santé.....	56
8.1	Pathogènes microbiens	56
8.2	Substances chimiques.....	59
9.0	Réseau de distribution	59
10.0	Justification	60
11.0	Bibliographie.....	62
	Annexe A. Liste des sigles	79

Annexe B. Crédits d'enlèvement logarithmique	80
Crédits d'enlèvement pour <i>Cryptosporidium</i>	81
Crédits d'enlèvement pour <i>Giardia</i> et les virus	83
Essais d'efficacité d'enlèvement	84
 Annexe C. Conseils pour atteindre les objectifs de turbidité	 86

Turbidité

Partie I. Vue d'ensemble et application

1.0 Recommandation

Les niveaux de turbidité sont une considération importante afin de concevoir et d'exploiter efficacement une multitude de processus de traitement et comme indicateur de changement dans la qualité de l'eau d'un système d'eau potable. Pour les systèmes utilisant la filtration conventionnelle, la filtration directe, la filtration lente sur sable, la filtration à diatomées ou la filtration sur membrane, la turbidité de l'eau issue des unités ou des filtres individuels devrait être conformes aux limites de traitement suivantes afin d'atteindre les objectifs d'élimination basés sur la santé pour les organismes pathogènes :

- 1. **Pour la filtration conventionnelle et filtration directe, égale ou inférieure à 0,3 unités de turbidité néphélobométrique (UTN) dans au moins 95 % des mesures soit par cycle d'utilisation des filtres, soit par mois, sans jamais dépasser 1,0 UTN;***
- 2. **Pour la filtration lente sur sable et filtration à diatomées, égale ou inférieure à 1,0 UTN dans au moins 95 % des mesures soit par cycle d'utilisation des filtres, soit par mois, sans jamais dépasser 3,0 UTN;***
- 3. **Pour filtration sur membrane, égale ou inférieure à 0,1 UTN dans au moins 99 % des mesures par cycle d'utilisation des filtres ou par mois. Quand des mesures supérieures à 0,1 UTN sont obtenues sur une période de plus de 15 minutes à une même membrane filtrante, on devrait immédiatement procéder à l'examen de l'intégrité de cette membrane.***

Autres considérations :

Les systèmes de filtrations mentionnés ci-dessus devraient être conçus et exploités de façon à réduire la turbidité de l'eau traitée au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre, et devraient s'efforcer d'atteindre un objectif de turbidité de moins de 0,1 UTN pour l'eau traitée par chaque filtre.

Afin d'assurer l'efficacité de la désinfection et le bon fonctionnement du réseau de distribution, il est recommandé que l'eau à son entrée dans le réseau de distribution ait un niveau de turbidité égal ou inférieur à 1,0 UTN. Dans les systèmes pour lesquels l'autorité appropriée ne demande pas de filtration, un niveau de turbidité plus élevé peut être considéré acceptable, à condition que cela ne nuise pas à la désinfection.

2.0 Sommaire

La turbidité est une mesure de la limpidité ou de l'opacité relative de l'eau. Elle n'est pas une mesure directe des matières en suspension dans l'eau, mais plutôt une mesure générale de leur effet de diffusion et d'absorption de la lumière.

Le présent document technique examine et évalue tous les risques connus pour la santé qui sont associés à la turbidité de l'eau potable. Il évalue les nouvelles études et approches, en tenant compte des techniques de traitement appropriées existantes. Partant de cet examen, plusieurs recommandations sont établies concernant la turbidité dans l'eau potable, en fonction de

la nature de la source d'approvisionnement en eau et des procédés de traitement utilisés pour la filtration.

2.1 Effets sur la santé

Les types de particules en suspension qu'on rencontre le plus souvent dans les eaux naturelles ne sont pas considérés comme présentant des risques chimiques importants. Le rôle le plus important de la turbidité en matière de santé est son utilisation comme indicateur de l'efficacité des procédés de traitement de l'eau potable, particulièrement la filtration, pour ce qui est de l'enlèvement des pathogènes microbiens pouvant être présents dans l'eau. Il n'y a pas de relation précise entre l'ampleur de la réduction de la turbidité et l'enlèvement des pathogènes. La réduction de la turbidité et l'enlèvement des particules et des pathogènes sont largement fonction de la qualité de l'eau à la source et du choix et de l'exploitation de la technique de traitement.

La turbidité a aussi diverses implications en matière de qualité et de traitement de l'eau, selon la nature des particules en cause et les endroits présentant de la turbidité dans le système d'approvisionnement en eau potable. Des mesures de turbidité élevées ou des fluctuations des mesures peuvent indiquer une baisse de la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement, un traitement inadéquat de l'eau ou des perturbations dans le réseau de distribution.

2.2 Traitement et distribution

De façon générale, le traitement des approvisionnements provenant d'eau de surface ou d'eau souterraine sous l'influence directe d'eau de surface (ESSIDES) devrait comprendre au minimum une filtration adéquate (ou un procédé donnant une réduction logarithmique équivalente) et une désinfection. Dans la production d'une eau potable sûre, la filtration constitue une barrière importante pour l'enlèvement des particules causant la turbidité. Les microorganismes, en plus d'être eux-mêmes des particules, peuvent se fixer aux particules de sol ou de débris divers dans l'environnement, et s'agréger ou se fixer aux particules inorganiques ou autres durant le traitement. Pour que l'enlèvement des pathogènes microbiens soit le plus efficace, il faut que l'eau produite soit de faible turbidité; on obtient également une meilleure inactivation des pathogènes lorsque la désinfection est effectuée dans une eau faiblement turbide.

Le point le plus important en ce qui concerne la turbidité est de la réduire au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre, et de réduire au minimum sa fluctuation. L'optimisation du rendement du traitement visant la réduction de la turbidité et l'enlèvement des particules optimise aussi généralement l'enlèvement des pathogènes et la désinfection subséquente tout en réduisant la formation potentielle de sous-produits de désinfection indésirables. Afin de mieux protéger la santé publique contre la contamination microbienne, les systèmes de filtration devraient s'efforcer d'atteindre la cible de 0,1 UTN pour la turbidité. Le risque de pathogènes passant dans l'eau filtrée sera plus élevé dans les systèmes qui ne sont pas optimisés pour : (1) diminuer la turbidité de l'eau filtrée au niveau le plus faible qu'il soit possible d'atteindre; et (2) diminuer la taille et la probabilité d'augmentation des niveaux de turbidité.

Les limites de traitement fondées sur la santé (LTFS) établies pour les différentes techniques de filtration visent à garantir que les systèmes rencontrent les niveaux minimum d'enlèvement des pathogènes (crédits d'enlèvement logarithmique) indiqués dans le document technique sur les protozoaires entériques. La plupart des systèmes de filtration sont capables de respecter ces LTFS. Cependant, les systèmes de filtration devraient être conçus, exploités et optimisés de façon à diminuer la turbidité au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement

possible d'atteindre, et s'efforcer d'atteindre des niveaux de turbidité de moins de 0,1 UTN en tout temps pour l'eau traitée par chaque filtre.

Dans les cas où la filtration n'est pas nécessaire pour respecter les objectifs d'enlèvement des pathogènes, les pratiques exemplaires seraient de garder les niveaux de turbidité en deçà de 1,0 UTN afin de diminuer au maximum une interférence possible avec la désinfection. D'autres pratiques exemplaires seraient de s'assurer que la turbidité de l'eau soit inférieure à 1,0 UTN à son entrée dans le réseau de distribution, afin de diminuer la charge de particules et assurer l'exploitation efficace du réseau.

3.0 Application de la recommandation

Remarque : Des conseils spécifiques concernant l'application des recommandations pour l'eau potable doivent être obtenus auprès de l'autorité appropriée en matière d'eau potable dans l'administration concernée.

La limite de turbidité applicable à un système d'eau potable est fonction de divers facteurs, comme les objectifs d'enlèvement des pathogènes, le type de technique de traitement utilisé et l'endroit dans le système d'eau potable. Les LTFS ont été établies pour chaque technique de filtration de façon à ce que les crédits d'enlèvement physique accordés pour les virus et les protozoaires entériques permettent d'obtenir des niveaux similaires de protection de la santé publique pour tous ces systèmes de traitement. De façon générale, le traitement des approvisionnements ayant pour source de l'eau de surface ou de l'eau souterraine sous l'influence directe d'eau de surface doit comprendre au minimum une filtration adéquate (ou un procédé donnant une réduction logarithmique équivalente) et une désinfection. Par eau de surface, on entend toute eau naturellement en contact avec l'atmosphère et dans laquelle les eaux de ruissellement peuvent pénétrer. Les eaux souterraines sous l'influence directe d'eaux de surface constituent des approvisionnements en eau souterraine qui peuvent être contaminés par l'eau de surface ou par des pathogènes; de ce fait, elles doivent être traitées comme l'eau de surface.

La turbidité a diverses implications en matière de qualité et de traitement de l'eau, selon la nature des particules en cause et les endroits présentant de la turbidité dans le système d'approvisionnement en eau potable. La connaissance du type et de la source de la turbidité peut être précieuse pour évaluer les implications de celle-ci concernant la qualité ou le traitement de l'eau. Des mesures de turbidité élevées ou des fluctuations des mesures peuvent indiquer un traitement inadéquat de l'eau, des changements de la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement ou des perturbations dans le réseau de distribution.

Dans le cadre de l'approche à barrières multiples pour le traitement de l'eau potable, des crédits d'enlèvement physique logarithmique des pathogènes doivent être utilisés en combinaison avec des taux de désinfection afin d'atteindre les objectifs de traitement globaux. De l'information précise sur les exigences en matière de réduction des pathogènes est présentée dans les documents techniques concernant les protozoaires entériques et les virus entériques. Compte tenu du lien possible entre les niveaux de turbidité et les microorganismes, ce document devrait être lu en parallèle avec les documents techniques sur les paramètres microbiologiques.

3.1 Conseils pour les divers systèmes de traitement

3.1.1 Enlèvement des pathogènes

Dans les cas où la turbidité doit être réduite dans le cadre d'une stratégie visant à atteindre des objectifs d'enlèvement des pathogènes, les systèmes de filtration doivent être conçus et exploités de façon à réduire la turbidité au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre. Au minimum, ces systèmes doivent respecter les LTFS applicables aux techniques de traitement qu'ils emploient. Les techniques de filtration examinées comprennent toutes une surveillance de la turbidité des eaux traitées, afin d'évaluer le rendement des procédés de traitement de l'eau. Comme les niveaux de turbidité pouvant être atteints dans l'eau filtrée et l'enlèvement associé des pathogènes éventuels varient selon le prétraitement et la technique de filtration utilisés, différentes LTFS ont été établies pour les différentes techniques employées. Il est à noter que l'interprétation et les implications des résultats de la surveillance des niveaux de turbidité peuvent varier de façon importante d'une technique de filtration à l'autre et d'un procédé de traitement à l'autre.

Pour tous les systèmes utilisant une technique de filtration de façon à atteindre des objectifs d'enlèvement des pathogènes, les LTFS s'appliquent spécifiquement à la turbidité de l'eau à sa sortie de chaque filtre. Cependant, on recommande de surveiller en continu aussi bien la turbidité de l'eau à sa sortie de chaque filtre que celle de l'eau combinée après sa sortie de tous les filtres (ou dans le réservoir ou la citerne d'eau traitée). La surveillance en continu de la turbidité de l'eau à la sortie de chaque filtre individuel est nécessaire pour 1) s'assurer que le filtre fonctionne correctement, 2) aider à déterminer quand mettre fin à la phase de filtration, et 3) détecter tout accroissement rapide ou à court terme de la turbidité représentant une défaillance du procédé et un risque potentiel pour la santé. Par ailleurs, la surveillance en continu de la turbidité de l'eau combinée après sa sortie des filtres au niveau du réservoir ou de la citerne d'eau traitée aide à s'assurer que la qualité de l'eau entrant dans le réseau de distribution ne s'est pas détériorée après la filtration.

3.1.1.1 Interprétation de la recommandation

Les LTFS s'appliquent à la turbidité mesurée à la sortie de chaque filtre durant la période d'exploitation des filtres, lorsque cette eau est désinfectée et distribuée aux consommateurs. Elles sont établies de façon à respecter les valeurs pendant la proportion des mesures spécifiée dans la section 1.0 (c.à.d. 95 % ou 99 %) et comprennent des valeurs à ne jamais dépasser.

Pour évaluer si un système respecte la LTFS dans au moins 95 % ou 99 % des mesures de turbidité par cycle d'utilisation des filtres ou par mois, il faut recueillir des données sur une certaine période. L'analyse de ces données indiquera si des mesures correctives doivent être prises pour améliorer le niveau de turbidité de l'eau à sa sortie des filtres. Ces mesures doivent être prises dès que la LTFS est dépassée. L'objectif de ce document n'est pas de permettre l'exploitation des filtres au-delà des LTFS pour des raisons qui peuvent être anticipées, contrôlées ou minimisées. Dans beaucoup de cas, il sera possible de maintenir ces systèmes en-deçà des LTFS en tout temps. Il faudra prendre des mesures immédiates pour toute mesure de turbidité dépassant la « valeur à ne jamais dépasser ».

Les mesures prises pour corriger des dépassements des LTFS seront fonction des particularités de l'installation et devront être déterminées au cas par cas par l'autorité responsable, sur base d'une bonne connaissance des capacités et du rendement du système concerné. Parmi ces mesures, l'autorité responsable pourra par exemple demander un examen du

rendement des filtres ou diverses mesures correctives telles que des travaux de réparation et d'entretien des filtres ou leur mise hors service.

La valeur-cible de 0,1 UTN pour la turbidité est le point de référence pour évaluer l'optimisation du système et pour comparer les améliorations au fil du temps. Les systèmes qui utilisent la filtration pour l'enlèvement des pathogènes et qui atteignent la LTFS applicable devraient s'efforcer d'atteindre la valeur cible de 0,1 UTN. Les services publics devraient savoir que les filtres qui rencontrent la valeur-cible de 0,1 UTN sont peut-être capable de meilleurs taux d'enlèvement des pathogènes et d'augmenter la protection de la santé publique. L'élaboration et la mise en œuvre d'un plan d'optimisation du système améliorera le rendement des filtres et aidera à garantir que les systèmes atteignent les taux d'enlèvement logarithmique appropriés.

3.1.1.2 Filtration conventionnelle et filtration directe

Les systèmes de filtration conventionnelle et de filtration directe doivent s'efforcer de réduire la turbidité de l'eau traitée à moins de 0,1 UTN en tout temps. Si cet objectif n'est pas atteignable ou si l'optimisation n'a pas encore été effectuée, on considère acceptable que la turbidité de l'eau traitée issue des filtres individuels soit inférieure ou égale à 0,3 UTN. En règle générale, tous les filtres doivent être conçus de façon à ce que l'eau filtrée produite immédiatement après leur lavage à contre-courant soit dirigée vers les eaux usées (du filtre vers les eaux usées). Les niveaux de turbidité doivent toujours être inférieurs à 0,3 UTN (avec une valeur cible de moins de 0,1 UTN) durant tout le cycle d'utilisation des filtres, à l'exception de la période où l'eau filtrée est dirigée du filtre vers les eaux usées. Cependant, on tient compte du fait que certains systèmes, comme ceux sans dérivation de l'eau filtrée vers les eaux usées après lavage des filtres, peuvent ne pas atteindre cet objectif en tout temps. En évaluant le rendement d'un système en matière de conformité à la LTFS pour 95 % des mesures de turbidité par cycle d'utilisation des filtres ou par mois, les installations peuvent établir des procédures opérationnelles efficaces pour ce système. Les responsables des installations doivent savoir que toute mesure de turbidité supérieure à 0,3 UTN peut entraîner une diminution de l'enlèvement des pathogènes. Les responsables des systèmes d'eau potable utilisant la filtration conventionnelle ou directe doivent surveiller les dépassements du niveau de turbidité au-delà de 0,3 UTN et les réduire au minimum.

La valeur de 1,0 UTN ne doit jamais être dépassée parce qu'elle constitue le plafond au-delà duquel on peut suspecter un important problème de fonctionnement du filtre et qui pourrait affecter l'efficacité de la désinfection. Toute mesure de turbidité supérieure à 1,0 UTN doit entraîner un examen et une correction immédiats.

3.1.1.3 Filtration lente sur sable et filtration à diatomées

Les systèmes de filtration lente sur sable ou de filtration à diatomées doivent eux aussi s'efforcer de réduire la turbidité de l'eau traitée à moins de 0,1 UTN en tout temps. Même si l'enlèvement des particules par filtration lente sur sable ne permet peut-être pas d'atteindre les mêmes niveaux de turbidité que la filtration conventionnelle, il reste important de réduire le plus possible la turbidité (objectif de 0,1 UTN) ce qui permet aussi d'assurer la bonne conception et exploitation de l'installation de filtration lente sur sable. Si cet objectif n'est pas atteignable ou si l'optimisation n'a pas encore été réalisée, on considère acceptable que la turbidité de l'eau traitée issue des filtres individuels soit inférieure ou égale à 1,0 UTN. La valeur de 1,0 UTN s'applique durant tout le cycle d'utilisation des filtres, à l'exception de la période où l'eau filtrée est dirigée vers les eaux usées. L'eau issue des filtres à sable lents doit être dirigée vers les eaux usées après le démarrage ou le raclage jusqu'à ce que la turbidité de l'eau traitée soit inférieure de façon

constante à la norme établie pour le système. Les responsables des systèmes d'eau potable utilisant la filtration lente sur sable ou la filtration à diatomées doivent surveiller les dépassements du niveau de turbidité au-delà de 1,0 UTN et les réduire au minimum.

En évaluant le rendement d'un système en matière de conformité à la LTFS pour 95 % des mesures de turbidité par cycle d'utilisation des filtres ou par mois, les installations peuvent établir des procédures opérationnelles efficaces pour ce système. Les exploitants de systèmes de filtration lente sur sable ou de filtration à diatomées doivent comparer en continu leurs mesures de turbidité aux mesures historiques et signaler toute valeur supérieure à 1,0 UTN comme étant un dépassement de la LTFS. Les responsables des installations doivent savoir que toute mesure de turbidité supérieure à 1,0 UTN peut entraîner une diminution de l'enlèvement des pathogènes et affecter l'efficacité de désinfection.

La valeur de 3,0 UTN ne doit jamais être dépassée parce qu'elle constitue le plafond au-delà duquel on peut suspecter un important problème de fonctionnement; toute mesure supérieure à cette valeur doit entraîner un examen et une correction immédiats.

3.1.1.4 Filtration sur membrane

Les systèmes de filtration sur membrane doivent réduire la turbidité au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre. Les mesures de turbidité de l'unité de membranes filtrantes doivent être inférieures à 0,1 UTN quand les membranes sont intactes et fonctionnent convenablement. Une unité individuelle de membranes peut être définie comme un groupe de plusieurs récipients sous pression, de cartouches ou de modules étant muni d'une vanne et isolé du reste du système lors des tests et de l'entretien. Tout accroissement de la turbidité au-dessus de 0,1 UTN doit être considéré comme une possible défectuosité de l'unité de membranes filtrantes ou d'une cartouche filtrante individuelle. Cependant, compte tenu de la sensibilité du turbidimètre et du risque d'erreurs de mesure aux turbidités inférieures à 0,1 UTN, il pourrait ne pas être possible de toujours obtenir des mesures inférieures à cette valeur. En évaluant le rendement d'un système en matière de conformité à la LTFS pour 99 % des mesures de turbidité par cycle d'utilisation des filtres ou par mois, les installations peuvent établir des procédures opérationnelles efficaces pour ce système. Pour permettre une certaine souplesse en cas d'incertitude relative aux mesures de turbidité tout en reconnaissant que toute valeur supérieure à 0,1 UTN peut être liée à une rupture d'intégrité, on recommande d'effectuer sans tarder un examen de l'intégrité de l'unité de membranes concernée quand des mesures supérieures à 0,1 UTN sont obtenues sur une période de plus de 15 minutes.

3.1.2 Autres systèmes

Bien que ce document technique concerne principalement les systèmes utilisant des sources d'eau de surface ou de l'eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface qui effectuent une filtration pour respecter des objectifs d'enlèvement des pathogènes, il est aussi important de comprendre la nature de la turbidité et d'en contrôler les niveaux dans les autres systèmes. Dans certains cas, les systèmes peuvent effectuer une filtration à d'autres fins que l'enlèvement des pathogènes, par exemple pour enlever les précurseurs de sous-produits de désinfection, améliorer l'efficacité de la désinfection subséquente, ou assurer l'acceptation de l'eau traitée par les consommateurs. Dans d'autres cas, les systèmes peuvent avoir en place des techniques autres que la filtration, comme la désinfection par rayons ultraviolets (UV) qui permet de réduire les concentrations de certains pathogènes. Pour ces systèmes, on recommande un niveau de turbidité de 1,0 UTN ou moins. Des niveaux de turbidité supérieurs à cette valeur peuvent être acceptables en fonction de certains facteurs, dont la qualité de l'eau de la source

d'approvisionnement, la nature des particules causant la turbidité ainsi que la conception et l'exploitation du système de traitement. Cela doit être évalué au cas par cas de façon à assurer une inactivation adéquate des pathogènes. On doit évaluer au cas par cas si les systèmes d'approvisionnement et de traitement satisfont aux exigences de protection de la santé publique. L'autorité responsable peut choisir de permettre des accroissements de turbidité pour certains systèmes, à la lumière d'une évaluation du risque prenant en considération les capacités et le rendement connus des systèmes concernés.

3.1.3 Eau souterraine

Pour les systèmes qui utilisent de l'eau souterraine qui n'est pas sous l'influence directe d'eau de surface, et considérée moins vulnérable à la contamination fécale, la turbidité doit généralement être de moins de 1,0 UTN. Les meilleures pratiques pour ces systèmes comprennent un choix d'emplacement, une construction et un entretien adéquats des puits, de même que la surveillance de la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement et des mesures visant à garantir que les niveaux de turbidité ne nuisent pas à la désinfection et à la distribution de l'eau. Dans certains cas, une turbidité supérieure à 1,0 UTN pourrait être acceptable s'il est démontré que le système a toujours produit une eau de qualité acceptable sur le plan microbiologique et qu'une telle valeur supérieure ne compromettra pas la désinfection. L'autorité responsable peut choisir de permettre des accroissements de turbidité pour certains systèmes, à la lumière d'une évaluation du risque prenant en considération les capacités et le rendement connus des systèmes concernés.

Conformément à l'approche à barrières multiples en matière de gestion de la qualité de l'eau potable, pour les systèmes qui utilisent des sources d'eau souterraine, il faudrait :

- s'assurer que les puits d'eau souterraine sont convenablement construits et entretenus, qu'ils se trouvent dans des zones où le risque de contamination est minimal et que des mesures appropriées de protection de la tête de puits sont mises en place; ces mesures de protection de l'eau de la source d'approvisionnement protègent la santé publique en réduisant le risque de contamination de la source d'eau potable; et
- s'assurer que le traitement suffit pour produire une réduction de 4 log des virus par désinfection, si nécessaire; il est important de veiller à ce que des niveaux de turbidité élevés ne compromettent aucun des processus de désinfection en place, notamment le maintien de concentrations résiduelles de désinfectant dans tout le réseau de distribution.

3.2 Réseau de distribution

Tous les systèmes d'approvisionnement en eau potable doivent surveiller et contrôler la turbidité à la grandeur du réseau de distribution, y compris dans les endroits où le temps de rétention est élevé, la concentration résiduelle de désinfectant est faible, et où on a observé une détérioration de la qualité de l'eau. Pour assurer une exploitation efficace du réseau de distribution, selon les pratiques exemplaires il faut s'assurer que les niveaux de turbidité de l'eau à l'entrée dans le réseau de distribution soient inférieurs à 1,0 UTN. Les accroissements de la turbidité dans le réseau de distribution peuvent indiquer une détérioration de la qualité de l'eau, d'où la nécessité de s'efforcer de réduire au minimum les fluctuations de la turbidité. Les accroissements de la turbidité peuvent être soudains ou se produire graduellement. Une certaine variation de la turbidité est normale, mais les accroissements au-delà des niveaux de turbidité habituels mesurés dans le cadre de la surveillance régulière peuvent indiquer une possible contamination ou stagnation. Si une hausse inhabituelle, rapide ou inattendue des niveaux de

turbidité se produit, le réseau doit faire l'objet d'une inspection pour déterminer la cause du problème.

La surveillance de la turbidité est effectuée en conjonction avec des indicateurs de la qualité microbiologique de l'eau, dont le niveau résiduel de désinfectant et la concentration de microorganismes comme *Escherichia coli* (*E. coli*), le numération des bactéries hétérotrophes (NBH) et les coliformes totaux, pour vérifier qu'il n'y a pas de preuves d'une détérioration récente de la qualité microbiologique de l'eau dans le réseau de distribution.

Les causes possibles des accroissements de la turbidité sont multiples et présentent des risques très variables pour la qualité de l'eau et la santé publique. Il n'est donc pas possible d'établir pour la turbidité dans le réseau de distribution une valeur maximale universelle à utiliser dans les décisions de santé publique, qui assurerait protection dans toutes les situations. L'autorité responsable peut choisir de permettre des accroissements de turbidité pour certains systèmes, à la lumière d'une évaluation du risque prenant en considération les capacités et le rendement connus des systèmes concernés.

3.3 Surveillance des niveaux de turbidité

Le présent document a trait principalement à la surveillance de la turbidité au stade du traitement de l'eau, mais la turbidité peut aussi être surveillée en combinaison avec d'autres paramètres facilement mesurables depuis la source jusqu'au robinet de façon à mieux connaître l'état de l'ensemble du système d'approvisionnement en eau potable et repérer les éventuels changements des conditions. Dans bien des cas, les changements des niveaux de turbidité ou les dépassements des niveaux recommandés entraîneront un échantillonnage d'autres paramètres, qui fournira de l'information utile sur l'état du système d'approvisionnement en eau potable.

3.3.1 Surveillance de la turbidité de l'eau à la source

La surveillance des niveaux de turbidité des sources d'eau de surface et d'eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface fournit de l'information utile qui permet une meilleure connaissance de l'ensemble du réseau. Les données sur la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement sont essentielles pour que l'usine de traitement soit correctement conçue et exploitée. La surveillance de l'eau de la source d'approvisionnement peut permettre de repérer des changements de ses caractéristiques, comme une baisse de sa qualité et une hausse des charges de pathogènes, ainsi que des difficultés particulières pouvant survenir en matière de filtration et de désinfection. Elle permet aussi de dégager les tendances dans le temps des caractéristiques de l'eau de la source d'approvisionnement et donc d'en caractériser l'évolution.

La surveillance de la turbidité de l'eau des sources d'eau souterraine fournit de l'information essentielle pour la protection de la santé. Si les niveaux de turbidité observés au fil des saisons et dans diverses conditions météorologiques sont régulièrement bas, on peut penser que le puits et l'aquifère demeurent moins vulnérables à une contamination fécale. Par contre, si des accroissements de la turbidité sont observés après une forte pluie par exemple, on peut suspecter l'apparition de changements dans l'aquifère souterrain à proximité du puits ou une fissure dans la paroi de celui-ci, ce qui devra inciter l'exploitant à procéder à un examen et à prendre les mesures correctives nécessaires.

3.3.2 Surveillance de la turbidité dans les systèmes de traitement

Pour la filtration conventionnelle ou la filtration directe (ajout d'un coagulant en continu avec mélange avant la filtration), il faut mesurer les niveaux de turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement au moins une fois par jour juste avant le point d'application des produits

chimiques de traitement. Les niveaux de turbidité de l'eau traitée issue des filtres individuels doivent être mesurés en continu (au moyen d'un turbidimètre en ligne) à des intervalles d'au plus cinq minutes à un point dans l'eau à sa sortie de chaque filtre individuel. On doit aussi surveiller les niveaux de turbidité en aval de la conduite qui combine l'eau à sa sortie des filtres ou du réservoir ou de la citerne d'eau traitée. Si la surveillance de la turbidité est effectuée après l'application de produits chimiques, comme la chaux, la turbidité de l'eau traitée combinée pourrait être supérieure à celle de l'eau issue des filtres individuels.

Pour la filtration lente sur sable ou la filtration à diatomées, les niveaux de turbidité de l'eau traitée issue des filtres individuels doivent être mesurés en continu (au moyen d'un turbidimètre en ligne) à des intervalles d'au plus cinq minutes à un point dans l'eau après sa sortie de chaque filtre individuel. On doit aussi surveiller les niveaux de turbidité en aval de la conduite qui combine l'eau à sa sortie des filtres ou du réservoir ou de la citerne d'eau traitée.

Pour la filtration sur membrane, les niveaux de turbidité de l'eau traitée issue des unités individuelles de membranes doivent être mesurés en continu (au moyen d'un turbidimètre en ligne) à des intervalles d'au plus cinq minutes à un point dans l'eau à sa sortie de chaque unité. On doit aussi surveiller les niveaux de turbidité en aval de la conduite qui combine l'eau à sa sortie des filtres ou du réservoir ou de la citerne d'eau traitée. Une unité individuelle de membranes peut être définie comme un groupe de plusieurs récipients sous pression, de cartouches ou de modules étant muni d'une vanne et isolé du reste du système lors des tests et de l'entretien. Lors de la conception des unités de membranes, il faut tenir s'assurer que le niveau de sensibilité est suffisant pour pouvoir détecter des défaillances en utilisant la surveillance de la turbidité ou autre test d'intégrité.

3.3.3 Surveillance de la turbidité dans les structures d'entreposage de l'eau traitée et les réseaux de distribution

La surveillance de la turbidité dans le réseau de distribution peut aider à repérer les problèmes d'altération de la qualité de l'eau, comme la croissance de films biologiques, la présence de films biologiques en suspension, la libération de produits de corrosion et la mise en suspension de sédiments. Elle peut aussi indiquer l'intrusion de contaminants potentiels causée par des fuites, des ruptures de canalisations, des fluctuations de pression ou des refoulements d'eau. La turbidité dans le réseau de distribution peut être surveillée en conjonction avec d'autres paramètres, comme le pH, les concentrations résiduelles de désinfectant et la pression, pour lesquels on peut aussi obtenir des résultats instantanés sur place. Quand la surveillance de la turbidité est intégrée aux activités de surveillance régulière, les écarts de turbidité par rapport aux conditions normales peuvent être détectés, et on peut mieux connaître la qualité de l'eau potable dans l'ensemble du réseau de distribution. De plus, les mesures de la turbidité peuvent aider à établir les calendriers d'entretien et à détecter les problèmes associés à l'état des réservoirs, des citernes et du reste de l'infrastructure.

Les activités de surveillance aident à détecter d'éventuels problèmes de qualité de l'eau potable, mais les décisions concernant les mesures correctives à adopter ou l'émission d'avis d'ébullition de l'eau sont prises à l'échelon local ou provincial/territorial. Ces décisions doivent être prises suivant une approche fondée sur l'évaluation et la gestion du risque, qui tient compte d'autres paramètres de qualité de l'eau et des caractéristiques propres à l'installation concernée. Il n'est pas automatiquement nécessaire d'émettre un avis d'ébullition de l'eau lors de l'augmentation des niveaux de turbidité dans le réseau de distribution. Cependant, une augmentation inhabituelle, soudaine ou inattendue de la turbidité dans le réseau de distribution peut signaler la détérioration de la qualité de l'eau et doit faire l'objet d'une enquête.

3.4 Utilisation d'autres techniques de filtration par les des systèmes d'eau potable

Une usine d'eau potable peut utiliser une technique de filtration autre que celles mentionnées dans la section 1.0. Dans les cas où des objectifs de réduction des pathogènes doivent être atteints, la technique de traitement choisie, y compris la désinfection, doit réaliser de façon fiable une réduction d'au moins 3 log des kystes de *Giardia lamblia* et des oocystes de *Cryptosporidium*, et une réduction d'au moins 4 log des virus. Les valeurs pour la turbidité indiquées dans la section 1.0 ne sont pas nécessairement applicables aux autres techniques comme la filtration à poche et à cartouche. Les niveaux de turbidité de l'eau filtrée par d'autres techniques devraient être établis par l'autorité compétente, en tenant compte des essais d'efficacité d'enlèvement ou d'autres méthodes utilisées pour vérifier l'efficacité de la technique de filtration.

Avec l'évolution des options grâce aux avancées scientifiques et technologiques, notamment pour les systèmes de petite taille, on encourage les systèmes d'eau potable à apporter des améliorations validées et à optimiser les systèmes existants, à titre de pratiques exemplaires. Se tenir au courant des pratiques exemplaires et des avancées dans le secteur de l'eau potable est un aspect important de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine.

3.5 Points à considérer pour exempter les systèmes d'eau potable des exigences de filtration

La filtration de toutes les sources d'eau de surface et d'eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface avant la désinfection demeure une recommandation fondamentale, mais la décision d'exempter de cette exigence un système d'eau potable peut être prise par l'autorité appropriée sur la base de facteurs propres au réseau concerné, y compris les données de surveillance passées et actuelles. Dans ce qui suit, on présente une brève description des principaux points à considérer dans la décision d'exempter ou non un système d'eau potable des exigences de filtration :

- *Évaluation des vulnérabilités* : Il faut avoir une connaissance à jour détaillée des dangers pesant sur la source d'eau. On doit connaître par exemple les sources éventuelles de contamination microbiologique ou chimique et les activités qui peuvent affecter la source d'eau, et disposer d'informations historiques sur les fluctuations de la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement, éléments qui peuvent influencer sur le choix de la technique de traitement au fil du temps. Ces caractéristiques du bassin versant ou de la zone de la tête de puits doivent être bien consignées et mises à jour pour assurer en tout temps une gestion du risque éclairée.
- *Protection de l'eau de la source d'approvisionnement* : Il faut consigner et garder à jour de l'information détaillée sur les mesures prises par l'ensemble des intéressés pour protéger l'eau de la source d'approvisionnement. Les informations pertinentes à cet égard concernent notamment les politiques et exigences réglementaires d'organismes tels que les offices de conservation, les administrations municipales et provinciales et les groupes d'intervenants locaux, de même que les activités permises ou les utilisations des terres dans la région, les sources potentielles de contamination et les menaces pesant sur la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement.
- *Inspection et vérification* : Il faut effectuer régulièrement une inspection et un entretien adéquats du réseau depuis la source jusqu'au robinet. Les activités doivent être bien consignées de façon à ce que puissent être retracés les travaux d'entretien, d'amélioration et d'optimisation réalisés au fil du temps. Au nombre de ces activités, on compte la

vérification du bon fonctionnement et de l'intégrité des dispositifs de surveillance, du procédé de traitement et des composantes du réseau de distribution.

- *Traitement* : Qu'une technique de filtration soit utilisée ou non, le procédé de traitement de l'eau potable doit assurer une réduction d'au moins 3 log des kystes de *Giardia lamblia* et des oocystes de *Cryptosporidium*, et une réduction d'au moins 4 log des virus. Les installations utilisant de l'eau de surface ou de l'eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface qui envisagent de ne pas recourir à la filtration devront traiter l'eau de leurs sources d'approvisionnement pour ces trois types d'organismes (protozoaires, virus et bactéries) à l'aide d'une stratégie faisant appel à plusieurs désinfectants. Une stratégie possible serait la suivante : (1) rayons ultraviolets ou ozone pour inactiver les kystes et les oocystes, (2) chlore pour inactiver les virus, et (3) chlore ou chloramines pour maintenir une concentration résiduelle dans le réseau de distribution. Il faut aussi envisager des stratégies qui peuvent accroître la robustesse du système au stade du traitement, par exemple une présédimentation ou d'autres stratégies contre les accroissements intermittents de la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement. On devra aussi exploiter le procédé de traitement de l'eau potable en veillant à réduire au minimum la formation de sous-produits de désinfection.
- *Distribution* : Le réseau de distribution doit être conçu, entretenu et surveillé de façon appropriée, conformément aux pratiques exemplaires établies, et des concentrations résiduelles de désinfectant doivent être maintenues dans tout le réseau.
- *Planification des mesures d'urgence* : Il est aussi recommandé de disposer d'un plan détaillé d'intervention propre à l'installation pour les épisodes de forte turbidité dans l'eau de la source d'approvisionnement causés par des conditions météorologiques extrêmes ou d'autres changements imprévus de la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement pouvant mettre à l'épreuve le système de traitement de l'eau potable en place.

Partie II. Science et considérations techniques

4.0 Identité et sources dans l'environnement

4.1 Description de la turbidité

La turbidité est une mesure de la limpidité ou de l'opacité relative de l'eau. La turbidité de l'eau filtrée est habituellement mesurée en unités de turbidité néphélométriques (UTN), au moyen d'un appareil appelé turbidimètre. Elle n'est pas une mesure directe des matières en suspension dans l'eau, mais plutôt une mesure générale de leur effet de diffusion et d'absorption de la lumière. Le principe de la technique de mesure est qu'un rayon de lumière demeure relativement non perturbé quand il traverse de l'eau absolument pure, alors que quand des particules sont présentes, elles diffusent et absorbent la lumière, qui n'est plus aussi bien transmise.

La manière dont les particules interfèrent avec la transmittance de la lumière est fonction de divers facteurs dont la taille, la forme, le nombre, la composition, la couleur et l'indice de réfraction des particules, la longueur d'onde (couleur) de la lumière qui les frappe et l'indice de réfraction de l'eau. L'interaction paraît complexe, mais on peut formuler l'importante généralisation suivante : l'intensité de la diffusion de la lumière augmente quand la turbidité augmente (APHA et coll., 2012). Les facteurs déterminant l'intensité de la diffusion de la lumière sont si nombreux qu'on ne peut établir de relation directe entre les mesures de turbidité et le nombre, la taille et le type des particules présentes dans l'eau.

Les mesures de turbidité sont de précieux indicateurs de la qualité de l'eau, tout comme les mesures bactériologiques. Des mesures de turbidité élevées ou une fluctuation des mesures peuvent indiquer un traitement inadéquat de l'eau ou un problème de qualité de l'eau (LeChevallier et coll., 1981). L'utilisation des mesures de turbidité comme indicateur de la qualité de l'eau présente principalement les avantages suivants : les analyses sont rapides et relativement peu coûteuses, et elles peuvent être effectuées en continu.

4.2 Sources

Les sources et la nature de la turbidité sont variées et complexes et sont influencées par les caractéristiques physiques, chimiques et microbiologiques de l'eau. La taille des particules responsables de la turbidité des eaux peut varier de dimensions colloïdales (0,001-1,0 µm) à des diamètres de l'ordre de 100 µm. Dans les eaux naturelles, les matières particulaires sont principalement issues de la météorisation des roches et des sols (Gregory, 2006). Des apports importants proviennent aussi des activités humaines (p. ex. des rejets d'eaux usées). Les argiles et les limons inorganiques et les matières organiques naturelles (substances végétales et animales décomposées) constituent les matières particulaires les plus communes dans les eaux. Au nombre des autres particules, on compte les suivantes : précipités inorganiques, comme les oxydes et hydroxydes métalliques (fer ou manganèse); des organismes vivants, comme des algues, des cyanobactéries, du zooplancton et des amas macroscopiques filamenteux ou autres de bactéries (films biologiques); minéraux de la famille de l'amiante d'origine naturelle (Mackenthun et Keup, 1970; Kay et coll., 1980). Les produits et matières qui entrent en contact avec l'eau potable durant le traitement (additifs de traitement et composantes du système, comme les filtres, les canalisations et les raccords et connexions) peuvent aussi influencer sur la turbidité.

La turbidité a diverses implications en ce qui concerne la qualité et le traitement de l'eau, selon la nature des particules en cause et les endroits qui présentent de la turbidité au sein du système d'approvisionnement en eau potable. La connaissance du type et de la source de la turbidité peut être précieuse pour interpréter les répercussions de certains problèmes liés à la turbidité. Le tableau 1 présente certaines des implications de différents types de turbidité en ce

qui concerne la qualité de l'eau et son traitement, et le tableau 2 dresse la liste de certaines des sources de turbidité les plus communes.

Tableau 1. Types de turbidité et leurs implications pour la qualité et le traitement de l'eau

Types de turbidité	Implications possibles pour la qualité ou les caractéristiques chimiques de l'eau	Implications possibles pour le traitement
Particules inorganiques		
Fragments minéraux d'argile et de limon, précipités naturels (p. ex. carbonate de calcium, dioxyde de manganèse, oxyde de fer)	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation/diminution du pH et de l'alcalinité • Source de micronutriments • Influence sur le potentiel zêta • Source de métaux et d'oxydes métalliques • Apparence trouble/turbide • Effet sur le goût 	<ul style="list-style-type: none"> • Influence importante sur la conception des procédés de coagulation, de floculation et de sédimentation • Abri/protection pour les microorganismes • Ajustements chimiques possiblement nécessaires • Précipitation possible dans le réseau de distribution
Particules organiques		
Matière organique naturelle (débris végétaux et animaux décomposés)	<ul style="list-style-type: none"> • Source d'énergie et de nutriments pour les microorganismes • Apparition de couleur 	<ul style="list-style-type: none"> • Demande de désinfectant accrue • Abri/protection pour les microorganismes • Possibilité de formation de sous-produits de désinfection
Macromolécules organiques	<ul style="list-style-type: none"> • Effet sur le goût et l'odeur • Propriétés d'échange d'ions et pouvoirs complexants, dont l'association avec des éléments toxiques et des micropolluants • Effet sur le pH et le potentiel zêta 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de formation de sous-produits de désinfection • Influence importante sur la conception des procédés de coagulation, de floculation et de sédimentation • Raccourcissement de la phase de filtration • Précipitation possible dans le réseau de distribution
Microorganismes (algues, cyanobactéries, zooplancton, bactéries, protozoaires)	<ul style="list-style-type: none"> • Effet sur le goût et l'odeur • Source possible de toxines (p. ex. microcystine-LR) • Possibilité d'une corrosion microbologique dans le réseau • Taches sur les équipements • Problèmes esthétiques dus au détachement d'amas de microorganismes (citernes, filtres, réservoirs et réseaux de distribution) 	<ul style="list-style-type: none"> • Obturation des filtres • Demande de désinfectant accrue • Nécessité de barrières multiples pour assurer une inactivation microbienne efficace • Amas de microorganismes (films biologiques) • Protection des microorganismes contre la désinfection

Tableau 2. Sources communes de turbidité dans les systèmes d’approvisionnement en eau potable

Composante	Sources possibles
Source d’eau	<ul style="list-style-type: none">• Ruissellement de surface (EDS/ESAIDES)• Météorisation des formations rocheuses (ES)• Remise en suspension des sédiments déposés ou des décantats (EDS/ESAIDES, ES)• Rejets de déchets (eaux usées) (EDS/ESAIDES)• Proliférations de cyanobactéries et d’algues (EDS/ESAIDES)• Apport d’eau de surface (ESAIDES)• Percolation de l’eau souterraine (ES)
Traitement	<ul style="list-style-type: none">• Additifs de traitement (p. ex. coagulants, agents de sédimentation) (EDS/ESAIDES)• Réactions de précipitation (p. ex. enlèvement du fer et du manganèse) (EDS/ESAIDES, ES)• Particules fines issues des filtres granulaires (EDS/ESAIDES)• Enlèvement incomplet des particules durant la filtration (EDS/ESAIDES, ES)
Réseau de distribution	<ul style="list-style-type: none">• Détachement de produits de la corrosion (EDS/ESAIDES, ES)• Détachement du tartre (EDS/ESAIDES, ES)• Détachement d’amas de microorganismes (p. ex. films biologiques) (EDS/ESAIDES, ES)• Réactions chimiques (p. ex. réactions de précipitation) (EDS/ESAIDES, ES)• Matières biologiques se détachant des filtres biologiques (EDS/ESAIDES)• Remise en suspension des sédiments (EDS/ESAIDES, ES)• Intrusion/ruptures de canalisations (EDS/ESAIDES, ES)

EDS : eau de surface; ES : eau souterraine

5.0 Méthodes d’analyse

On mesure habituellement la turbidité de l’eau filtrée par la méthode néphélométrique. La néphélométrie détermine la turbidité par l’intensité de la lumière diffusée, telle que mesurée par un détecteur situé à un angle de 90 degrés de la source de lumière incidente. Le tableau 3 présente sept méthodes néphélométriques pour la mesure de la turbidité dans l’eau potable qui ont été élaborées de façon consensuelle par des organismes de normalisation ou qui sont approuvées par des organismes reconnus. Ces méthodes ont été élaborées pour normaliser la conception et l’étalonnage des instruments afin d’assurer l’uniformité des mesures de turbidité. Selon la plage de turbidité de l’eau de la source d’approvisionnement, certains instruments conformes à ces normes peuvent ne pas être appropriés pour la surveillance de la turbidité.

L'U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), l'American Public Health Association (APHA) de concert avec l'American Water Works Association (AWWA) et la Water Environment Federation (WEF), ainsi que l'Organisation internationale de normalisation (ISO) et ASTM International (ASTM) ont élaboré ou approuvé ces méthodes normalisées. Les services publics d'eau potable doivent utiliser des turbidimètres conformes à l'une ou l'autre des méthodes présentées plus bas pour la surveillance de la turbidité.

Tableau 3. Méthodes d'analyse reconnues pour mesurer la turbidité dans l'eau potable

Méthode	Référence	Description
Méthode standard 2130B d'APHA/AWWA/WEF	APHA et coll. (2012)	Lampe au tungstène à 2 200-3 000 °K et un ou plusieurs détecteurs (et filtres) perpendiculaires dont la réponse spectrale atteint un sommet à 400-600 nm. Trajet de la lumière : 10 cm ou moins. La plage de mesures s'étend de 0 à plus de 1 000 UTN.
Méthode 180.1, rév. 2.0 de l'U.S. EPA	U.S. EPA (1993)	Lampe au tungstène à 2 200-3 000 °K et un ou plusieurs détecteurs (et filtres) perpendiculaires dont la réponse spectrale atteint un sommet à 400-600 nm. Trajet de la lumière : 10 cm ou moins. La plage de mesures s'étend de 0 à 40 UTN.
Méthode 7027 de l'ISO	ISO (1999)	Lampe au tungstène (et filtres), source de radiation diode ou laser à 860 nm (ou 550 nm si l'échantillon est incolore) avec un détecteur perpendiculaire et un angle d'ouverture de 20-30°. Il existe deux plages de mesures, selon la méthode choisie. La méthode fondée sur le rayonnement diffus offre une plage de mesures de 0 à 40 FNU. La méthode fondée sur l'atténuation du flux radiant offre une plage de mesures de 40 à 4 000 FAU.
Méthode 2 de GLI	GLI International Inc. (1992)	Deux sources perpendiculaires de lumière à 860 nm qui produisent des impulsions en alternance aux 0,5 secondes, et deux détecteurs perpendiculaires qui mesurent en alternance des signaux « de référence » et « actifs ». La plage de mesures va de 0 à 40 UTN. La méthode permet une dilution pour la mesure d'échantillons dont la turbidité est de plus de 40 UTN.
Méthode FilterTrak 10133, rév. 2.0, de Hach	Hach Company (2000)	Diode laser à 660 nm à 90° par rapport au détecteur/récepteur (trajet de la lumière de 10 cm ou moins), qui peut utiliser un tube photomultiplicateur et un câble à fibre optique. La plage de mesures s'étend de 0 à 5 000 mUTN (0-5,0 UTN).
Méthode D6698-07 d'ASTM	ASTM International (2007)	Cette méthode est conçue pour la mesure en ligne de la turbidité au-dessous de 5 UTN dans l'eau. Elle permet l'emploi d'instruments présentant des caractéristiques techniques diverses, dont celles utilisées dans les méthodes décrites ci-dessus. La plage de mesures s'étend de moins de 0,02 à 5,0 UTN.
Méthode D6855-10 d'ASTM	ASTM International (2010)	Cette méthode est conçue pour la mesure statique des turbidités inférieures à 5 UTN dans l'eau. Elle permet l'emploi d'instruments présentant des caractéristiques techniques diverses, dont celles utilisées dans les méthodes décrites ci-dessus. La plage de mesures s'étend de moins de 0,02 à 5,0 UTN ou FNU.

FAU: unité formazine d'atténuation; FNU: unité formazine néphélobimétrique.

Les unités utilisées pour exprimer la turbidité varient selon la conception de l'instrument de mesure. De façon générale, les instruments utilisant une lampe au tungstène à une température de couleur de 2 200-3 000 °K et mesurant la lumière diffusée à un angle de 90 degrés par rapport au faisceau lumineux incident utilisent les UTN. Les instruments mesurant la turbidité en unités

formazine néphélométriques (FNU) utilisent une diode électroluminescente avec une longueur d'onde de 860 ± 60 nm comme source de lumière et un détecteur orienté à 90 degrés par rapport au faisceau lumineux incident. Les instruments mesurant la turbidité en unités formazine d'atténuation (FAU) utilisent une diode électroluminescente avec une longueur d'onde de 860 ± 60 nm et un détecteur orienté à 180 degrés par rapport au faisceau lumineux incident. Ces unités sont équivalentes quand on mesure la turbidité d'une solution d'étalonnage; cependant, les différents types d'instruments peuvent ne pas produire des résultats directement comparables quand on mesure la turbidité d'un échantillon d'eau (USGS, 2005).

L'U.S. EPA a récemment examiné les méthodes existantes pour la mesure de la turbidité dans l'eau potable et approuvé quatre versions de la méthode standard 2130B élaborée par l'APHA, l'AWWA et la WEF, qui ont été publiées en 1991, 1995, 1998 et 2005 (U.S. EPA, 2008). Parmi les méthodes présentées au tableau 3, l'U.S. EPA a aussi approuvé la méthode 180.1, rév. 2.0 de l'U.S. EPA, la méthode 2 de GLI, et la méthode FilterTrack 10133, rév. 2.0, de Hach.

5.1 Instrumentation

Les instruments néphélométriques de mesure de la turbidité varient par leur conception, leur plage de mesures, leur précision et leur application. La conception des instruments néphélométriques doit tenir compte de la physique de la lumière diffusée. La taille, la forme et la concentration des particules ont un effet sur le profil d'intensité et la distribution de la lumière diffusée. Les petites particules de moins d'un dixième de la longueur d'onde de la lumière diffuseront la lumière uniformément tant vers l'avant que vers l'arrière. Quand la taille des particules se rapproche de la longueur d'onde de la lumière incidente et la dépasse, davantage de lumière est transmise vers l'avant. À cause de ce profil d'intensité, l'angle auquel la lumière est mesurée constitue un facteur critique; selon les normes internationales actuelles, l'angle le plus approprié pour mesurer de faibles niveaux de turbidité (généralement inférieurs à 40 UTN) est de 90 degrés (APHA et coll., 2012). Les turbidimètres néphélométriques peuvent aussi inclure les technologies de néphélométrie à ratio, qui sont basées sur l'utilisation d'un détecteur placé à 90 degrés en combinaison avec un autre détecteur placé à un angle différent qui détermine la turbidité d'un échantillon. La néphélométrie à ratio peut aider à compenser pour l'interférence causée par la couleur et l'absorbance de particules qui sont courantes dans les mesures de la turbidité (ASTM International, 2011). Comme nous l'avons indiqué précédemment, plus la concentration de particules augmente, plus la lumière incidente est réfléchi, ce qui accroît l'intensité de la lumière diffusée. Lorsque la concentration de particules dans un échantillon dépasse un certain niveau, qui est fonction des caractéristiques optiques spécifiques du processus de mesure, les particules elles-mêmes commencent à bloquer la transmission de la lumière diffusée. Il en résulte une diminution de l'intensité de la lumière diffusée, ce qui établit la limite supérieure de la turbidité mesurable (Sadar, 1998). Les néphélomètres sont le plus efficaces quand la lumière est diffusée par des particules de 0,2 à 1 μm , avec un pic de diffusion à environ 0,2 μm . La couleur du liquide et la surface réfléchissante déterminent aussi l'intensité à laquelle les différentes longueurs d'onde de la lumière sont réfléchies ou absorbées. Les normes de l'industrie prévoient que les néphélomètres doivent fonctionner dans les spectres visible ou infrarouge, soit à des longueurs d'onde de 400-600 et de 800-900 nm, respectivement (ISO, 1999; APHA et coll., 2012).

En raison de tous ces facteurs, ainsi que des géométries optiques des divers instruments, les valeurs mesurées peuvent varier considérablement d'un instrument à l'autre. C'est pourquoi on a élaboré des critères de conception des instruments pour réduire ces variations au minimum.

La fabrication des turbidimètres néphélométriques est régie par les exigences de conception spécifiées dans les méthodes standard décrites au tableau 3.

Il existe d'autres technologies de mesure que la technologie néphélométrique présentée ci-dessus, et elles varient selon le type de source de lumière, le nombre de détecteurs et les angles de détection utilisés pour obtenir une mesure de turbidité. En particulier, différentes technologies peuvent être plus appropriées pour mesurer des niveaux plus élevés de turbidité (généralement supérieurs à 40 UTN) ou pour mesurer la turbidité en présence de couleur. Ces technologies comprennent la méthode ratio, la diffusion de surface, la rétrodiffusion, la diffusion avant et les faisceaux multiples. Récemment, un guide fondé sur un consensus et portant sur l'application des diverses technologies de mesure de la turbidité a été élaboré afin d'aider les lecteurs à sélectionner la technologie la plus appropriée à leur type d'eau (ASTM International, 2011).

5.2 Rendement des instruments

La turbidité de l'eau filtrée est habituellement bien inférieure à 1,0 UTN, et souvent inférieure à 0,1 UTN. Certaines méthodes de filtration, comme l'osmose inverse, peuvent réduire la turbidité à des valeurs proches de celles de l'eau pure, soit de 0,010 à 0,015 UTN. La sensibilité des turbidimètres et l'exactitude et la précision des mesures aux faibles niveaux de turbidité sont importantes pour la surveillance de la turbidité (Sadar, 1998).

5.2.1 Sensibilité

Les néphélomètres conçus conformément à la méthode 180.1 de l'U.S. EPA, à la méthode 2 de GLI et à la méthode standard 2130B d'APHA/AWWA/WEF devraient pouvoir détecter des différences de turbidité de 0,02 UTN ou moins dans des eaux de turbidité inférieure à 1,0 UTN. Suivant ces trois méthodes, les lectures de turbidité doivent être arrondies au 0,05 UTN le plus proche quand la turbidité est de 0 à 1,0 UTN. Avec la méthode ISO 7027 (ISO, 1999), les résultats doivent être arrondis au 0,01 FNU le plus proche quand la turbidité est inférieure à 0,99 FNU. Dans la méthode D6855-10 d'ASTM pour la mesure statique de la turbidité, on spécifie que la résolution de l'instrument devrait permettre la détection de différences de turbidité de 0,01 UTN ou moins dans des eaux de turbidité de moins de 5,0 UTN; les résultats doivent être arrondis au 0,01 UTN le plus proche pour les eaux de turbidité inférieure à 1,0 UTN, et au 0,05 UTN le plus proche pour les eaux de turbidité de 1,0 à 5,0 UTN (ASTM International, 2010). Dans la méthode D6698-07 d'ASTM pour la mesure en ligne de la turbidité, on spécifie que des différences de turbidité de 0,01 UTN ou moins devraient être détectées dans des eaux de turbidité de moins de 1,0 UTN, et que des différences de 0,10 UTN ou moins devraient l'être dans des eaux de turbidité de 1,0 à 5,0 UTN; les résultats doivent être arrondis au 0,01 UTN le plus proche pour les eaux de turbidité inférieure à 1,0 UTN, et au 0,1 UTN le plus proche pour les eaux de turbidité de 1,0 à 5,0 UTN (ASTM International, 2007).

Les turbidimètres laser, plus coûteux, constituent une autre option pour la mesure de la turbidité et ont habituellement une plus grande sensibilité que les néphélomètres standard. La méthode FilterTrak 10133 de Hach (Determination of turbidity by laser nephelometry) présente une plage de mesures de 0 à 5 000 mUTN (0-5,0 UTN) (Hach Company, 2000); selon elle, l'instrument a une sensibilité qui devrait lui permettre de détecter des différences de turbidité de 1 mUTN (0,001 UTN) ou moins dans des eaux de turbidité inférieure à 5,0 UTN. Les turbidimètres laser conviendraient mieux à la surveillance des eaux traitées par filtration sur membrane en raison des niveaux de turbidité extrêmement faibles pouvant être atteints avec cette technique de filtration. Des recherches ont montré que la sensibilité supérieure des turbidimètres laser peut leur permettre de détecter plus efficacement les ruptures d'intégrité des membranes que

les néphélomètres standard (Banerjee et coll., 1999, 2001; U.S. EPA, 2005). D'autres études récentes indiquent que les néphélomètres laser peuvent détecter les percées débutantes des filtres vers la fin du cycle de ces derniers, ainsi que de très petites hausses de la turbidité, ce qui les rend utiles pour optimiser les usines utilisant la filtration conventionnelle (Sadar et Bill, 2001; Sadar et coll., 2009). Sadar et coll. (2009) ont aussi démontré que les néphélomètres laser pouvaient détecter des percées laissant passer des particules submicrométriques ($<0.01 \mu\text{m}$) et que la sensibilité de ces instruments était équivalente à celle des compteurs de particules.

5.2.2 Rendement

Plusieurs études ont évalué le rendement des turbidimètres dans la plage de turbidité s'étendant de 0,1 à 0,3 UTN. L'U.S. EPA a mené une étude sur la capacité de différents types de turbidimètres de mesurer de faibles niveaux de turbidité en distribuant à divers laboratoires des suspensions étalons dont la turbidité était de 0,150 UTN. Les turbidimètres de table, portables et en ligne ont tous présenté un biais positif par rapport à la valeur vraie des échantillons fournis, les résultats s'échelonnant entre 0,176 et 0,228 UTN. Cela laisse penser que les erreurs des turbidimètres se solderaient par des mesures « prudentes » du point de vue de la filtration de l'eau, c'est-à-dire que les usines pourraient en fait atteindre des niveaux de turbidité légèrement inférieurs à ceux indiqués par les turbidimètres. Les écarts-types pour les échantillons analysés par chaque type d'instrument allaient de 0,0431 à 0,0773 UTN (U.S. EPA, 2003b). ASTM a aussi réalisé une étude interlaboratoires sur les turbidimètres statiques (de table ou portables). Un étalon présentant une turbidité de 0,122 UTN a été fourni à sept laboratoires, et la précision et le biais des mesures prises par les laboratoires ont été calculés. L'écart-type obtenu pour l'ensemble des laboratoires a été de 0,0190 UTN, et celui obtenu pour un analyste unique, de 0,0089 UTN (ASTM International, 2010). Cela indique qu'il peut y avoir une certaine variabilité dans les mesures obtenues de différents laboratoires; cependant, quand un seul et même analyste effectue les analyses, l'écart-type peut être très faible.

Letterman et coll. (2002) ont mené une évaluation détaillée de l'effet du type, de la conception et de la méthode d'étalonnage des turbidimètres sur les mesures des faibles niveaux de turbidité. Les auteurs ont trouvé que des facteurs comme la source lumineuse et le matériel d'étalonnage n'avaient pas un effet significatif sur les mesures de turbidité obtenues avec les instruments de table ou portables. La procédure d'étalonnage avait cependant un effet significatif sur les mesures de turbidité, deux catégories d'instruments apparaissant alors. L'un des groupes d'instruments (groupe B) utilisait une procédure d'étalonnage dans laquelle la lecture pour un échantillon à faible concentration de particules était automatiquement établie soit à 0,00, soit à 0,02 UTN. Ce groupe d'instruments présentait des lectures moyennes inférieures à celles du second groupe d'instruments (groupe A), lesquels n'attribuaient pas automatiquement une lecture prédéterminée dans le cas d'un échantillon à faible concentration de particules. Quand la turbidité d'un échantillon était inférieure à 0,15 UTN avec les instruments du groupe A, les instruments du groupe B donnaient des lectures se situant entre 0,00 et 0,02 UTN.

Letterman et coll. (2002) ont aussi évalué le rendement de turbidimètres en ligne. Ils ont observé une faible concordance entre les différents instruments en ligne évalués, l'écart moyen des mesures de turbidité étant de 0,5 UTN. Les auteurs croient que des interférences dues aux bulles pourraient expliquer certains des écarts observés entre instruments. En revanche, ASTM International (2007) a réalisé une étude interlaboratoires indépendante sur des instruments en ligne et a observé un écart-type relatif variant de 7,3 % à 12 % pour différents instruments qui ont mesuré un étalon dont la turbidité était de 0,1 UTN. Bien qu'une certaine variabilité entre instruments ait été démontrée, il est généralement admis que les mesures de faibles turbidités

peuvent être utilisées comme indicateur de rendement pour obtenir une eau filtrée de très grande qualité (moins de 0,1 UTN) et comme indicateur de l'optimisation du traitement dans une usine de traitement d'eau potable (U.S. EPA, 2006b).

En conclusion, les instruments actuellement disponibles peuvent mesurer de façon fiable les turbidités de moins de 0,1 UTN. Cependant, les analystes doivent connaître les facteurs qui peuvent fausser les mesures de turbidité et veiller à réduire au minimum les sources possibles d'erreur de mesure. De plus, pour la mesure des faibles turbidités, on doit étalonner et vérifier les instruments avec soin, et appliquer des procédures opérationnelles normalisées exhaustives, comprenant une formation rigoureuse des analystes (U.S. EPA, 2003b).

5.3 Assurance de la qualité et contrôle de la qualité

Comme mentionné ci-dessus, pour pouvoir mesurer avec exactitude les turbidités inférieures à 0,1 UTN, des procédures opérationnelles normalisées rigoureuses et un niveau élevé d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) sont requis. Les installations doivent veiller à ce que les programmes appropriés d'exploitation, d'entretien et d'étalonnage soient en place pour tous les turbidimètres. Par exemple, toutes les installations doivent appliquer des procédures d'exploitation pour le nettoyage des turbidimètres, la préparation ou l'utilisation d'étalons, et l'étalonnage des turbidimètres. Il est recommandé qu'elles étalonnent les turbidimètres en ligne de façon au moins trimestrielle, ou plus fréquemment si recommandé par le fabricant. L'étalonnage des turbidimètres devrait ensuite faire l'objet de vérifications hebdomadaires avec l'étalon approprié et ré-étalonné si le turbidimètre a dérivé de plus de 10% de la valeur attribuée à la norme. La plupart des méthodes d'analyse mentionnées au tableau 3 comprennent des informations détaillées sur la préparation des étalons et la procédure d'étalonnage pour les turbidimètres. L'entretien préventif devrait aussi faire partie de tout programme d'AQ/CQ périodique des turbidimètres. Des inspections hebdomadaires et le nettoyage régulier des lentilles, des sources de lumière, des réservoirs d'échantillon, des pièges à bulles d'air et des prises d'échantillons sont importants pour assurer le fonctionnement adéquat des turbidimètres. On trouve dans la littérature de l'information détaillée sur l'élaboration de programmes d'AQ/CQ (Burlingame et coll., 1998; Sadar, 1998; U.S. EPA, 1999, 2004).

D'autres facteurs, comme les bulles d'air, la lumière parasite, la coloration de l'eau et la contamination par des particules, doivent être considérés dans les programmes d'AQ/CQ, étant donné qu'ils peuvent biaiser positivement ou négativement les lectures de turbidité (Burlingame et coll., 1998; Sadar, 1998; APHA et coll., 2005). Dans certains cas, les facteurs susmentionnés peuvent avoir un effet significatif sur les mesures de turbidité. Dans une étude récente sur l'interférence due aux bulles dans les turbidimètres en ligne, on a observé que celles-ci pouvaient accroître les mesures de turbidité de 2,0 UTN, selon le type d'instrument utilisé et le niveau de sursaturation gazeuse dans l'échantillon (Scardina et coll., 2006).

Plusieurs des méthodes susmentionnées comprennent également des conseils sur l'échantillonnage et la manipulation des échantillons. Comme la turbidité d'un échantillon peut changer par suite de changements de température et de la floculation et de la sédimentation des particules, les échantillons doivent être analysés sans délai (ISO, 1999; ASTM International, 2010; APHA et coll., 2012). Il est recommandé d'analyser les échantillons avec des turbidimètres sur place dans l'usine de traitement de l'eau ou des turbidimètres portatifs pour l'échantillonnage sur le terrain.

5.4 Comptage des particules

Des compteurs électroniques de particules peuvent maintenant compter et enregistrer avec précision le nombre de particules en fonction de leur taille (souvent dans une plage de 1 à 150 µm). Même si dans certains cas il peut y avoir une relation générale entre le compte de particules et la turbidité aux niveaux de turbidité inférieurs à 1,0 UTN, il n'existe pas de corrélation directe (Bridgeman et coll., 2002).

Il n'est pas possible d'établir un facteur de conversion simple entre les comptes de particules et la turbidité parce que les deux techniques utilisées pour la mesure de ces deux paramètres présentent des différences fondamentales en ce qui concerne leur capacité de discernement. Le comptage des particules mesure deux caractéristiques des particules : leur nombre et leur taille. Ces deux caractéristiques peuvent permettre de distinguer deux échantillons présentant un même degré de limpidité, l'un contenant beaucoup de petites particules et l'autre, un faible nombre de grosses particules. La turbidité, par contre, ne permet pas d'établir une distinction entre deux échantillons présentant une limpidité identique mais une composition différente en particules. Il est difficile de corréler la turbidité avec la concentration particulaire des matières en suspension. Comme la taille, la forme et l'indice de réfraction des particules ont un effet sur la diffusion de la lumière dans la suspension, ils ont un effet sur la turbidité (APHA et coll., 2012). En outre, les turbidimètres peuvent détecter des particules de moins de 1 µm, tandis que les plus petites particules détectables par les compteurs de particules sont de 1 à 2,5 µm. Il en résulte que les données des deux types d'instruments peuvent ne pas pouvoir être corrélées.

Les compteurs de particules sont un excellent outil pour l'optimisation des processus de traitement et la détection précoce des percées de filtre. Leur utilisation est limitée à la vérification du rendement des systèmes et l'on n'a établi aucune concentration maximale acceptable en ce qui concerne le nombre de particules dans l'eau traitée.

6.0 Techniques de traitement

On réduit la turbidité en enlevant les particules de l'eau par divers procédés, parmi lesquels on compte la sédimentation, la coagulation/floculation, la flottation, l'adsorption et la filtration. Une filtration adéquate peut être obtenue par diverses techniques : la filtration conventionnelle et la filtration directe, la filtration lente sur sable, la filtration à diatomées, la filtration sur membrane ou toute autre technique éprouvée.

Toutes ces techniques ont recours à la surveillance de la turbidité dans l'eau traitée comme outil d'évaluation du rendement des procédés de traitement de l'eau. Cependant, les niveaux de turbidité de l'eau traitée pouvant être obtenus et le potentiel associé d'enlèvement des pathogènes varient selon le prétraitement et la technique de filtration utilisée. Différentes LTFS sont donc établies en fonction de la technique de filtration. De plus, l'interprétation et les implications des résultats de la surveillance de la turbidité varient de façon importante d'une technique de filtration à l'autre. Par exemple, la détermination des niveaux optimaux de turbidité à maintenir dans l'eau traitée et l'interprétation des variations de la turbidité en cours de filtration diffèrent entre la filtration conventionnelle et la filtration lente sur sable. Dans ce cas précis, les deux techniques utilisent des procédés différents de réduction de la turbidité, et la relation entre la réduction de la turbidité et le niveau d'enlèvement des pathogènes est aussi différente.

De nombreux facteurs ont un impact sur l'efficacité de la réduction de la turbidité dans les procédés de filtration et dépendent du type de technique utilisé. Parmi ces facteurs, on compte la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement, les taux de filtration, le prétraitement

chimique, le type, la taille et les caractéristiques de surface du matériau filtrant, la durée de la phase de filtration, le degré de maturité des filtres, la température de l'eau, l'intégrité des filtres et les procédures de lavage des filtres à contre-courant. Les installations doivent trouver les principaux facteurs affectant la réduction de la turbidité pour la technique de filtration qu'elles utilisent, et optimiser le procédé. Veiller à ce que le rendement des procédés de filtration soit optimal aide à accroître le niveau de protection contre les contaminants qui pourraient se retrouver dans l'eau traitée, dont les pathogènes (U.S. EPA, 1998b).

Bien que la turbidité ne soit pas un indicateur direct de la présence ou de l'absence de pathogènes dans l'eau traitée, elle est reconnue comme étant le paramètre le plus facilement mesurable pour indiquer l'efficacité de la filtration (U.S. EPA, 1998a). C'est pourquoi on a réalisé des études détaillées sur l'utilisation de la turbidité comme indicateur de rendement et d'optimisation et sur sa relation avec l'enlèvement des contaminants, comme les pathogènes, pour diverses méthodes de filtration. Ce sujet est examiné de façon plus détaillée à la section 7.1.2. De nombreuses recherches se sont aussi penchées sur le niveau de turbidité de l'eau traitée habituellement atteint par les usines de filtration bien exploitées et bien entretenues et sa relation avec l'enlèvement des pathogènes. L'annexe B présente les niveaux de turbidité de l'eau traitée et les crédits d'enlèvement potentiels moyens des pathogènes pour les différentes techniques de filtration analysées ci-dessous. De son côté, l'annexe C fournit des conseils sur les programmes et les méthodes que les installations peuvent suivre pour atteindre une turbidité de moins de 0,1 UTN dans l'eau traitée.

6.1 Filtration conventionnelle et filtration directe

Le procédé de filtration conventionnelle comprend généralement le mélange de produits chimiques, la coagulation, la floculation, la sédimentation (ou la flottation à l'air dissous) et la filtration granulaire rapide. Le procédé de filtration directe comprend la coagulation et la floculation; cependant, aucune sédimentation ou flottation n'est utilisée, et l'eau floculée passe directement à la filtration. La qualité de l'eau de la source d'approvisionnement peut être très variable dans le cas de la filtration conventionnelle, mais dans le cas de la filtration directe, on ne peut habituellement utiliser que des eaux dont la turbidité est inférieure à 15 UTN (MWH, 2005).

Dans les procédés de filtration conventionnelle et directe, les particules sont enlevées par filtration physicochimique. Le prétraitement chimique au moyen de coagulants, d'un ajustement du pH et de polymères, essentiel dans les deux procédés, déstabilise les particules colloïdales chargées négativement, comme les argiles, les algues, les kystes et les virus. Cette déstabilisation favorise l'agrégation des particules par la voie d'interactions chimiques et de van der Waals, les particules résultantes étant enlevées durant la sédimentation et/ou la filtration (Stumm et O'Melia, 1968; Stumm et Morgan, 1969; Logsdon, 2008). Des sels d'aluminium et des sels ferriques sont les principaux coagulants employés. Des polymères cationiques et anioniques sont les agents de floculation les plus souvent utilisés et ces deux groupes de composés, de même que des polymères non ioniques, ont été utilisés comme adjuvants de filtration. Les filtres granulaires sont les filtres les plus communément utilisés; ils peuvent comporter un seul matériau filtrant ou deux matériaux ou plus. Dans les deux procédés de filtration, l'efficacité d'enlèvement des particules est fortement tributaire de l'optimisation du prétraitement chimique (Cleasby et coll., 1989; Logsdon, 2008). La vitesse de charge du filtre se situe généralement entre 3,0 et 15 m/h, certains filtres à grande vitesse pouvant fonctionner à 33 m/h (MWH, 2005).

Toutes les usines de filtration conventionnelle et de filtration directe doivent surveiller en continu la turbidité de l'eau à sa sortie des filtres pour juger du rendement du procédé de traitement. La surveillance en continu de la turbidité de l'eau à sa sortie de chaque filtre

individuel et la surveillance en continu de la turbidité de l'eau traitée provenant de tous les filtres combinés sont considérées comme essentielles pour obtenir des données adéquates sur le rendement (Cleasby et coll., 1992; U.S. EPA, 1998b; Logsdon et coll., 2002; Logsdon, 2008). Il a été démontré que la surveillance en continu des filtres individuels est un facteur clé pour obtenir de l'eau filtrée de faible turbidité, car elle permet l'optimisation des filtres et une détection adéquate des pointes de turbidité dans leur eau filtrée individuelle (Cleasby et coll., 1989; Renner et Hegg, 1997; U.S. EPA, 1998b). La surveillance en continu est nécessaire pour s'assurer que chaque filtre fonctionne correctement, pour aider à déterminer quand mettre fin à la phase de filtration et pour détecter tout accroissement de turbidité rapide ou à court terme représentant une défaillance du processus et un risque possible pour la santé. Elle permet aussi aux installations d'obtenir une meilleure connaissance du rendement courant des filtres, et notamment de suivre l'évolution du rendement des filtres au cours de leur cycle d'utilisation et d'établir les niveaux de turbidité de la phase d'exploitation stable (Logsdon et coll., 2002). En outre, des données détaillées sur les niveaux de turbidité durant toutes les phases d'utilisation des filtres sont essentielles pour être en mesure de détecter les baisses de rendement et faciliter l'évaluation des filtres et la mise en œuvre de programmes d'optimisation.

La turbidité de l'eau filtrée issue des usines de filtration conventionnelle et de filtration directe présente généralement une évolution caractéristique, avec des segments distincts aux niveaux de turbidité variant selon la durée de la phase de filtration (Amirtharajah, 1988). Le cycle d'utilisation d'un filtre comprend une période de prématuration, durant laquelle la turbidité augmente à cause des matières présentes au-dessus du filtre et dans celui-ci après le lavage à contre-courant, suivie d'une période de maturation, dans laquelle la turbidité diminue et se rapproche du niveau maintenu durant la phase stable d'exploitation du filtre. Si le filtre est utilisé suffisamment longtemps, la turbidité se mettra à augmenter à partir d'un certain moment; on parle alors de phases de fin de cycle et de percée, où la turbidité de l'eau filtrée atteint un maximum (Amirtharajah, 1988; Cleasby et coll., 1989; Logsdon et coll., 2002). Les périodes d'exploitation des filtres correspondant à la période après lavage à contre-courant et à la période de fin de cycle sont généralement caractérisées par des accroissements de la turbidité et un risque de présence de pathogènes dans l'eau filtrée (Huck et coll., 2001; Amburgey et coll., 2005; Emelko et coll., 2005). En règle générale, tous les filtres doivent être conçus de façon à ce que l'eau filtrée produite immédiatement après leur lavage à contre-courant soit dirigée vers les eaux usées. Cependant, dans les cas où cela n'est pas possible, d'autres techniques, comme le lavage à contre-courant amélioré, le démarrage retardé et l'accroissement graduel de la vitesse de filtration peuvent atténuer la pointe initiale de turbidité (Logsdon et coll., 2002; Amburgey et coll., 2003, 2004; Logsdon, 2008). De même, durant la phase stable d'exploitation des filtres, des pointes de turbidité imprévues (hausse et baisse rapide de turbidité) peuvent se produire à cause de divers facteurs, comme un dérèglement de la dose de coagulant, un changement de pH, une poussée du débit d'eau (accroissement de la vitesse de filtration), une pointe de turbidité dans l'eau de la source d'approvisionnement et d'autres facteurs opérationnels. Ces pointes peuvent favoriser de façon importante le passage de pathogènes dans l'eau filtrée et sont traitées plus en détails à la section 7.1.2 (Nieminski et Ongerth, 1995; Patania et coll., 1995; Huck et coll., 2002; Emelko et coll., 2003, 2005; Emelko et Huck, 2004). Comme le risque de présence de pathogènes dans l'eau filtrée augmente durant les accroissements et pointes de turbidité, il est essentiel que les responsables des installations procèdent alors immédiatement à l'examen de la situation et déterminent les causes de tout changement de la qualité de l'eau filtrée.

Les installations doivent aussi veiller à ce que le procédé de filtration soit suffisamment robuste pour fournir de façon constante une eau filtrée de haute qualité et protéger le mieux

possible la santé publique. De façon générale, un procédé de filtration est considéré comme étant robuste quand son rendement est bon aussi bien dans les conditions normales d'exploitation que durant les périodes où les filtres sont exposés à des conditions difficiles, par exemple quand l'eau de la source d'approvisionnement est fortement turbide ou quand la coagulation est perturbée (Huck et Coffey, 2002; Li et Huck, 2007); cependant, il faut définir soigneusement ce qu'on entend par rendement robuste, car des études récentes ont montré qu'une réduction robuste de la turbidité peut ne pas toujours s'accompagner d'un enlèvement adéquat des pathogènes par la filtration (Emelko et coll., 2003; Brown et Emelko, 2009). Il est essentiel que les installations surveillent et connaissent bien les niveaux de turbidité à chaque filtre durant tout son cycle d'utilisation pour s'assurer que soient gérées adéquatement les périodes d'exploitation stable ainsi que les périodes où la turbidité de l'eau filtrée pourrait être plus élevée. Les systèmes qui ne sont pas optimisés pour réduire au plus bas niveau possible la turbidité en conditions d'exploitation stables ni pour réduire l'ampleur et la probabilité des pointes ou des accroissements de turbidité présentent un risque particulier de passage de pathogènes dans l'eau filtrée.

6.1.1 Turbidité des eaux traitées par filtration conventionnelle et filtration directe

Les systèmes utilisant la filtration conventionnelle et la filtration directe sont capables de produire une eau de turbidité inférieure à 0,3 UTN. Des études ont montré que les usines de traitement bien exploitées et optimisées peuvent produire une eau de turbidité inférieure à 0,1 UTN de façon continue (U.S. EPA, 1997a, 1998a; McTigue et coll., 1998; PSW, 2012b). Ces études ont aussi montré que les usines utilisant la filtration conventionnelle ou directe peuvent maintenir le niveau de turbidité maximum de l'eau filtrée au-dessous de 1,0 UTN. Les systèmes de filtration conventionnelle et de filtration directe peuvent donc respecter la LTFS concernant la turbidité de l'eau potable, et on pense que la majorité de ces systèmes la respectent déjà.

Dans le cadre du processus d'adoption de son Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule (IESWTR), l'U.S. EPA a évalué des données de rendement de la réduction de la turbidité issues de trois grands ensembles de données couvrant des usines utilisant la filtration conventionnelle ou directe réparties un peu partout aux États-Unis, pour la période 1995-1996. L'analyse a révélé qu'environ 78 % des systèmes desservant plus de 10 000 personnes ont atteint une valeur de turbidité de 95^e centile de 0,3 UTN. Les valeurs de turbidité mensuelles maximales étaient inférieures à 1,0 UTN pour plus de 94 % des systèmes évalués (U.S. EPA, 1997a, 1998a). De même, une évaluation nationale de l'enlèvement des particules par filtration menée dans 100 usines de traitement des États-Unis utilisant la filtration conventionnelle ou directe dans la période 1994-1996 a montré que la turbidité médiane de l'eau filtrée ne dépassait pas 0,2 UTN (McTigue et coll., 1998). Un examen plus détaillé de la turbidité de l'eau filtrée a été mené dans un sous-ensemble de 52 usines de filtration où, en plus des données de turbidité fournies par le personnel des usines, d'autres données de turbidité ont été prises par les chercheurs. Ces données ont montré que plus de 90 % des usines ont atteint des valeurs de turbidité de 95^e centile de moins de 0,3 UTN. En outre, dans plus de 85 % des usines, les valeurs de turbidité mensuelles maximales étaient de moins de 0,3 UTN. Cette étude couvrait des usines présentant une certaine diversité quant aux types de traitement (type de coagulant, matériau filtrant, etc.), aux caractéristiques de l'eau de la source d'approvisionnement et aux protocoles d'exploitation. Il est à noter que ces résultats sont tirés d'études historiques qui ont évalué le rendement des usines de filtration à l'époque; il se pourrait que les usines de filtration aient pu depuis atteindre des niveaux de turbidité inférieurs avec une optimisation appropriée de leur système.

Selon des données plus récentes recueillies par le Partnership for Safe Water (PSW), environ 99 % des usines de filtration participant à ce partenariat et utilisant de l'eau de surface ou de l'eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface rapportent des valeurs de turbidité de 95^e centile mensuelles de moins de 0,2 UTN (PSW, 2012b). De plus, 98 % des valeurs de turbidité mensuelles maximales étaient inférieures à 0,3 UTN. Les données de ce rapport proviennent de 404 usines de traitement des États-Unis. Le nombre de personnes desservies par ces systèmes variait de 3 500 à plus de 700 000. Bien que nombre des plus importants services publics d'eau potable des États-Unis participent au PSW, plus de 50 % des participants actuels desservent moins de 100 000 personnes. Ces données montrent que les usines de filtration conventionnelle ou directe bien exploitées ne devraient pas avoir de difficulté à maintenir la turbidité de leur eau filtrée au-dessous de 0,3 UTN (U.S. EPA, 1997a, 1998a; McTigue et coll., 1998; PSW, 2012b).

Plusieurs autres études historiques portant soit sur la conception et les pratiques opérationnelles des usines de filtration conventionnelle, soit sur le rendement de celles-ci ont montré que la production d'eau filtrée de turbidité inférieure à 0,3 UTN était réalisable pour les usines bien exploitées. Ces études ont examiné des usines réparties dans une bonne partie des États-Unis et du Canada, de tailles diverses et utilisant divers types d'eau brute (Cleasby et coll., 1992; Consonery et coll., 1997; Lusardi et Consonery, 1999; Statistique Canada, 2009).

Une enquête réalisée en 2007 sur des usines de filtration conventionnelle et directe du Canada fournissant de l'eau potable à plus de 12 millions de personnes rapportait que dans 79 % des usines, la turbidité moyenne de l'eau traitée ne dépassait pas 0,3 UTN, et que dans 80 % des usines, la valeur mensuelle maximale de la turbidité ne dépassait pas 1,0 UTN (Statistique Canada, 2009). Lusardi et Consonery (1999) ont évalué 75 usines de filtration compactes ou utilisant la filtration conventionnelle ou directe et trouvé que la turbidité de 95^e centile moyenne était de 0,2 UTN, et que chez plus de 90 % des usines, la turbidité maximale mensuelle ne dépassait pas 1 UTN. Les auteurs ont observé que la plupart des usines atteignaient de façon constante de faibles niveaux de turbidité malgré certains obstacles liés par exemple à la taille des systèmes, à l'âge des usines ou à la forte turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement. De plus, les auteurs ont noté que le type d'usine de traitement (compacte, filtration conventionnelle ou filtration directe) n'avait pas d'effet significatif sur les turbidités moyennes annuelles ou maximales mensuelles de l'eau filtrée pouvant être atteintes. Les trois types d'usine pouvaient atteindre des turbidités moyennes annuelles de 0,2 UTN ou moins. D'autres études portant sur les pratiques opérationnelles dans certaines usines ont indiqué que de faibles turbidités pouvaient être aisément atteintes dans l'eau traitée lorsque l'exploitation était effectuée avec compétence (Logsdon et coll., 2002). Il est à noter que bien que des études aient montré que les réductions de turbidité pouvant être atteintes avec la filtration conventionnelle et la filtration directe étaient comparables, d'autres études ont trouvé que la filtration directe était susceptible de donner des taux de réduction des comptes de particules et d'enlèvement des pathogènes inférieurs à ceux obtenus avec la filtration conventionnelle (Patania et coll., 1995; McTigue et coll., 1998). La section 7.1.2 traite plus en détails de l'enlèvement des pathogènes par la filtration directe.

L'U.S. EPA a effectué une analyse de petits systèmes desservant moins de 10 000 personnes pour déterminer si ces systèmes étaient capables de réduire la turbidité à 0,3 UTN ou moins (U.S. EPA, 2000, 2002). Les données ont indiqué qu'environ 46 % des petits systèmes examinés dans l'ensemble des États-Unis atteignaient cet objectif, et qu'environ 70 % des systèmes assuraient une turbidité située dans cette limite pendant neuf mois de l'année. En outre, les turbidités maximales mensuelles étaient de moins de 1 UTN chez 88 % des systèmes évalués (U.S. EPA, 2000). D'autres études ayant fait l'objet de l'évaluation ont montré que 41 %

à 67 % des petits systèmes atteignaient une turbidité de 0,3 UTN ou moins, y compris des systèmes entrant dans la catégorie des usines compactes ou « préfabriquées » (U.S. EPA, 2000). Ces données laissent penser que les petits systèmes pourraient plus difficilement atteindre de faibles niveaux de turbidité dans l'eau filtrée que les systèmes plus grands. On sait que les petits systèmes disposent de ressources (financières et autres) limitées, ce qui rend l'exploitation des usines de filtration plus difficile. Selon DeMers et LeBlanc (2003), les petits systèmes ont de la difficulté à atteindre de faibles niveaux de turbidité principalement à cause de problèmes d'exploitation et d'entretien.

6.1.2 Facteurs affectant la turbidité de l'eau traitée par filtration conventionnelle ou directe

De nombreux facteurs peuvent influencer sur l'efficacité de la réduction de la turbidité dans les systèmes de filtration conventionnelle ou directe. Certains des principaux facteurs, comme une coagulation non optimale ou nulle, le fait que les techniques de lavage des filtres à contre-courant ne soient pas optimisées ou que l'eau filtrée produite immédiatement après ce lavage ne soit pas dirigée vers les eaux usées, une exploitation intermittente, des changements subits de la vitesse de filtration et l'exploitation des filtres après une percée entraînant une hausse de turbidité peuvent avoir un impact important sur la turbidité de l'eau filtrée (AWWA, 1991). Il existe une abondante documentation que les services publics d'eau potable peuvent consulter pour veiller à ce que leurs procédures opérationnelles permettent de réduire au minimum la turbidité de leur eau filtrée dans les conditions propres à leurs installations (Renner et Hegg, 1997; U.S. EPA, 1998b, 1999, 2004; Logsdon et coll., 2002; Logsdon, 2008). Les principales procédures jugées essentielles pour assurer l'exploitation adéquate d'une usine de filtration sont : (1) la surveillance de l'instrumentation; (2) la surveillance du rendement des filtres pendant la phase de filtration; (3) la gestion du prétraitement; (4) l'optimisation du lavage des filtres à contre-courant; et (5) l'inspection des matériaux filtrants (Logsdon et coll., 2002).

En plus des études qui ont porté sur les aspects de la conception et du déroulement des procédés pouvant influencer sur l'efficacité de la réduction de la turbidité, d'autres études ont examiné les facteurs opérationnels et administratifs susceptibles d'influer sur la capacité des usines de filtration de réduire adéquatement la turbidité de l'eau filtrée. De façon générale, ces études ont démontré que les aspects opérationnels et administratifs des usines constituaient des facteurs clés pour atteindre les objectifs de turbidité fixés (turbidité de moins de 0,1 UTN) et que, dans bien des cas, la réalisation de ces objectifs ne nécessitait pas de grandes dépenses en immobilisations. Des facteurs opérationnels comme l'optimisation du prétraitement chimique (dose de coagulant et pH), l'application de techniques comme celle consistant à diriger vers les eaux usées l'eau filtrée immédiatement après le lavage des filtres à contre-courant ou d'autres techniques visant à atténuer l'impact de la pointe de turbidité initiale, l'utilisation d'adjuvants de filtration et l'optimisation du lavage des filtres à contre-courant sont importants pour obtenir une eau traitée de faible turbidité. Des facteurs administratifs comme la détermination de la direction et du personnel d'exploitation à atteindre les objectifs de turbidité et la formation adéquate du personnel d'exploitation ont aussi été reconnus comme des facteurs clés (Cleasby et coll., 1989; McTigue et coll., 1998; Lusardi et Consonery, 1999; DeMers et LeBlanc, 2003).

McTigue et coll. (1998) ont recueilli des données de turbidité de 52 usines de filtration pour évaluer le nombre d'usines qui atteignaient des niveaux de turbidité de 0,1 UTN ou moins. Parmi les usines qui n'arrivaient pas à atteindre une valeur de 95^e centile de 0,1 UTN, les auteurs ont trouvé que la majorité des échecs (54 %) étaient dus à des pointes de turbidité durant la maturation des filtres ou à la fin de leur cycle. Parmi les usines qui n'arrivaient pas à atteindre une valeur de 99^e centile de 0,1 UTN, les échecs étaient principalement dus à des pointes de

turbidité liées à la maturation des filtres uniquement. Les auteurs ont conclu que pour bon nombre des phases de filtration, on aurait pu maintenir un niveau de turbidité plus faible en dirigeant l'eau filtrée produite immédiatement après le lavage des filtres à contre-courant vers les eaux usées ou en prolongeant cette phase de lavage, ou alors en raccourcissant la durée de la phase de filtration. Ces résultats montrent la pertinence de diriger l'eau filtrée produite immédiatement après le lavage des filtres à contre-courant vers les eaux usées ou d'optimiser le rendement des filtres après lavage à contre-courant, comme le recommandent l'U.S. EPA, l'AWWA et le PSW (Renner et Hegg, 1997; U.S. EPA, 1998b; PSW, 2011). L'optimisation du rendement du lavage des filtres à contre-courant consiste soit à diriger l'eau filtrée produite immédiatement après le lavage vers les eaux usées jusqu'à ce que la turbidité soit revenue à 0,1 UTN ou moins, soit à réduire au minimum l'ampleur et la durée de la pointe post-lavage (maturation) en la maintenant sous 0,3 UTN et en veillant à ce que la turbidité revienne à 0,1 UTN en moins de 15 minutes après le lavage (Renner et Hegg, 1997). Diverses stratégies pour réduire au minimum les hausses de turbidité dues à la maturation des filtres (après lavage à contre-courant) sont présentées dans la littérature scientifique (Cleasby et coll., 1992; Logsdon et coll., 2002, 2005a,b; Amburgey et coll., 2003, 2004; Amburgey, 2005; Amburgey et Amirtharajah, 2005; Logsdon, 2008).

Dans une étude sur 75 usines de filtration de Pennsylvanie, des variables comme la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement, le type et la conception des usines et divers paramètres opérationnels, comme la vitesse de filtration et le coagulant utilisé, ont été examinés pour déterminer leurs effets sur la turbidité de l'eau filtrée (Lusardi et Consonery, 1999). D'autres paramètres, comme la population desservie et l'âge des usines, ont aussi été évalués. Les usines qui n'utilisaient pas de prétraitement avec coagulant ne parvenaient pas à obtenir une eau filtrée de faible turbidité. Ce résultat va dans le sens de ceux d'autres études qui ont démontré que les usines n'utilisant pas de prétraitement ne parvenaient pas à enlever efficacement les pathogènes. L'étude a montré que les usines qui n'utilisaient pas de coagulant, desservant de petits systèmes (moins de 3 300 personnes) ou traitaient de l'eau provenant de cours d'eau obtenaient des valeurs de turbidité statistiquement plus élevées par rapport à l'ensemble des usines examinées. Les usines utilisant un coagulant obtenaient de façon constante de faibles valeurs de turbidité, malgré l'existence possible de limitations comme la taille du système, l'âge de l'usine ou la présence d'une forte turbidité dans l'eau de la source d'approvisionnement. La turbidité moyenne annuelle de l'eau traitée pour les petits systèmes était de 0,25 UTN, et la valeur maximale mensuelle, de 0,40 UTN. Selon les auteurs, des variables comme la détermination à atteindre de faibles niveaux de turbidité, le niveau de compétence du personnel d'exploitation et la formation sont probablement importantes pour réduire adéquatement les niveaux de turbidité, cette réduction pouvant se faire sans grandes dépenses en immobilisations, par une simple optimisation des opérations. Des résultats similaires ont été obtenus dans une étude sur 21 usines de filtration conventionnelle dont la conception et les pratiques opérationnelles assuraient la production d'une eau traitée de faible turbidité. Parmi les facteurs clés relevés, on compte l'adoption d'un objectif de faible turbidité, l'optimisation du prétraitement chimique, l'utilisation d'adjuvants de filtration et la fourniture d'une bonne formation au personnel d'exploitation (Cleasby et coll., 1989).

Des résultats similaires ont été obtenus dans une étude des principaux facteurs limitant la capacité des petits systèmes en Louisiane d'atteindre des objectifs de turbidité optimaux. Selon cette étude, pour 53 % de ces systèmes, l'exploitation et l'entretien étaient les deux principaux facteurs limitant l'optimisation, et pour 43 %, l'administration était le principal facteur en cause. Les facteurs liés à la conception des usines ne constituaient la principale limitation que dans

quelques cas (3,5 %) (DeMers et LeBlanc, 2003). Dans le cadre de cette même étude, six usines ont participé à des programmes de formation axés sur le rendement et ont apporté des changements opérationnels, comme l'installation de turbidimètres aux filtres individuels, aux fins d'optimisation de la filtration. La turbidité moyenne aux six usines est passée de 0,40 UTN à 0,16 UTN après la formation.

6.1.3 Optimisation de la filtration conventionnelle et de la filtration directe

Au cours des deux dernières décennies, l'utilisation d'un objectif de turbidité de moins de 0,1 UTN pour l'eau à sa sortie des filtres individuels s'est accrue comme moyen pour améliorer le traitement des sources d'eau de surface ou d'eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface dans le cas des usines de filtration conventionnelle ou directe (Consonery et coll., 1997; Renner et Hegg, 1997; U.S. EPA, 1998b; Lusardi et Consonery, 1999; Logsden et coll., 2002; PSW, 2011, 2012b). D'abondantes recherches et nombre d'études réalisées en usine préconisent l'optimisation de l'enlèvement des particules dans les usines de filtration conventionnelle ou directe pour maximiser la protection des populations contre la contamination microbienne (Ongerth et Pecoraro, 1995; Patania et coll., 1995; U.S. EPA, 1998b; Huck et coll., 2000, 2001, 2002; Emelko et coll., 2001b, 2003, 2005). Il en a résulté qu'on applique aujourd'hui couramment dans le secteur une approche proactive en matière d'optimisation des usines. Dans cette approche, on vise notamment à atteindre de plus faibles niveaux de turbidité pour réduire au minimum le risque que présentent les pathogènes microbiens pour les consommateurs. La section 7.1.2 traite plus en détails de la relation entre l'optimisation des usines de filtration et l'enlèvement des pathogènes microbiens.

Les données de plusieurs études montrent que de nombreuses usines atteignent déjà depuis une bonne période de temps des niveaux de turbidité inférieurs à 0,1 UTN dans leur eau filtrée (Cleasby et coll., 1989; U.S. EPA, 1997a; McTigue et coll., 1998; Pizzi, 1998; Lusardi et Consonery, 1999). Selon une évaluation menée dans l'ensemble des États-Unis au milieu des années 1990, la turbidité médiane de l'eau filtrée de 100 usines utilisant la filtration conventionnelle ou directe était alors de 0,07 UTN. Les données de cette étude indiquent aussi que plus de 50 % des usines atteignaient déjà des niveaux de turbidité de 95^e centile inférieurs à 0,1 UTN (McTigue et coll., 1998). D'autres études ont également démontré que les usines utilisant la filtration conventionnelle ou directe qui sont bien exploitées peuvent atteindre des turbidités inférieures à 0,1 UTN dans leur eau filtrée (Cleasby et coll., 1989; PSW, 2012b).

Pour parvenir plus facilement à atteindre un niveau de turbidité plus faible dans l'eau filtrée, de nombreux services publics d'eau potable participent aujourd'hui à des programmes volontaires d'optimisation, comme le Programme d'excellence en eau potable, le PSW et le Composite Correction Program de l'U.S. EPA. Ces programmes visent à ce que chaque service adopte des pratiques opérationnelles et administratives éprouvées pour l'amélioration du rendement des usines de traitement (U.S. EPA, 1998b; PSW, 2007, 2011, 2012a). Dans la plupart des cas, le rendement des usines de traitement s'en trouve notablement amélioré, notamment en matière de réduction de la turbidité des eaux traitées, sans grandes dépenses en immobilisations (Renner et coll., 1993; U.S. EPA, 1998b; Hegg et coll., 2000; Ginley, 2006; PSW, 2012b). L'une des principales composantes de ces programmes est une procédure d'auto-évaluation dans laquelle l'organisme de service public examine ses pratiques opérationnelles et évalue son rendement au regard des objectifs de turbidité fixés par le programme concerné. La procédure est systématique et permet de repérer et de corriger les facteurs qui peuvent limiter le rendement de l'usine de traitement. Ces programmes ont défini le rendement optimal des filtres suivant des objectifs spécifiques concernant la qualité de l'eau traitée. Le premier objectif d'optimisation est

l'atteinte de turbidités de 0,10 UTN ou moins pour les filtres individuels, 95 % du temps. Le deuxième objectif est de réduire au minimum la pointe de turbidité de l'eau filtrée après le lavage des filtres à contre-courant à un niveau de 0,30 UTN ou moins, la turbidité devant redescendre à moins de 0,10 UTN en moins de 15 minutes après le lavage (Renner et Hegg, 1997; U.S. EPA, 1998b; AWWA, 2009; PSW, 2012b). Parmi les mesures que les services publics d'eau potable peuvent prendre pour permettre l'optimisation, on retrouve souvent l'ajustement de la dose de coagulant et du pH, des modifications de la durée de la phase de filtration, le démarrage lent ou retardé des filtres après leur lavage à contre-courant et la prolongation de la phase de subfluidisation terminale du lavage à contre-courant.

Divers rapports et études ont démontré qu'en mettant en œuvre un programme ou des outils d'optimisation, les installations pouvaient réduire considérablement la turbidité de l'eau filtrée. Les données recueillies pour le PSW indiquent qu'en 2010-2011, des usines de filtration aux États-Unis ont réduit la turbidité de l'eau traitée de plus de 60 % par rapport aux niveaux de référence après avoir suivi un programme d'auto-évaluation des filtres aux fins d'optimisation du rendement. De plus, les données indiquent qu'environ 88 % des valeurs de 95^e centile mensuelles étaient inférieures à 0,1 UTN (PSW, 2012b). En outre, le Pennsylvania Department of Environmental Protection a observé que le repérage des faiblesses et l'optimisation du traitement de l'eau dans les usines de filtration ont fait passer le nombre d'usines qui parvenaient à réduire la turbidité de l'eau filtrée à moins de 0,2 UTN de seulement 60 % en 1988 à plus de 96 % en 1996 (Consonery et coll., 1997). D'autres études sur l'optimisation d'usines pleine grandeur utilisant la filtration conventionnelle en Amérique du Nord et au Royaume-Uni ont montré qu'on pouvait réduire notablement la turbidité de l'eau filtrée et la maintenir de façon constante à moins de 0,1 UTN simplement en optimisant les usines (Leland et coll., 1993; Hegg et coll., 2000; Bayley et coll., 2001; Mazloum et coll., 2003; Drachenberg et coll., 2007). Parmi les divers facteurs opérationnels et administratifs pouvant limiter le rendement des usines de filtration qui ont été observés dans les études antérieures, on compte habituellement l'absence d'un ou de plusieurs des éléments suivants : prétraitement chimique optimisé (ajustement de la dose de coagulant et du pH), dérivation de l'eau filtrée produite immédiatement après le lavage à contre-courant vers les eaux usées, lavage des filtres à contre-courant optimisé, surveillance continue des filtres individuels, formation du personnel d'exploitation et détermination des dirigeants à assurer le bon rendement de l'usine (Cleasby et coll., 1989; Renner et coll., 1993; McTigue et coll., 1998; Lusardi et Consonery, 1999; DeMers et LeBlanc, 2003).

6.2 Filtration lente sur sable

Le procédé de filtration lente sur sable consiste généralement à faire passer lentement par gravité de l'eau non traitée à travers un lit de sable poreux submergé. Sous le sable se trouve un support de gravier et un système de drainage de sortie qui collecte l'eau filtrée. Les vitesses de charge hydraulique sont habituellement beaucoup plus basses dans la filtration lente sur sable que dans la filtration granulaire rapide et se situent entre 0,05 et 0,4 m/h. Dans la méthode de filtration lente sur sable, l'efficacité du filtre dépend de la formation d'un « schmutzdecke », film biologique constitué de bactéries, d'algues et d'autres microorganismes sur la surface du sable, et de la formation d'une population biologique (biopopulation) à l'intérieur du lit de sable. Pendant que l'eau brute traverse le lit de sable, des mécanismes physiques, chimiques et biologiques enlèvent les contaminants. On a établi que ce sont les processus biologiques qui sont les plus importants à cet égard. Comme les particules sont aussi retenues de façon mécanique, une déstabilisation à l'aide de coagulants n'est pas nécessaire pour que la filtration lente sur sable soit efficace. Lorsqu'aucun prétraitement n'est effectué, l'application de ce procédé est

habituellement limitée aux sources d'eau brute dont la turbidité est inférieure à 10 UTN, mais des recherches indiquent qu'une turbidité inférieure à 5 UTN est préférable (Cleasby, 1991; MWH, 2005; Logsdon, 2008). On a démontré qu'il était possible de filtrer efficacement des eaux brutes de turbidité plus élevée avec différentes formes de prétraitement (Collins et coll., 2005; Anderson et coll., 2006; DeLoyde, 2007; Gottinger et coll., 2011).

Comme la filtration granulaire rapide, la filtration lente sur sable suit un cycle. Les cycles comprennent un stade de filtration et un stade de régénération. Dans la filtration lente sur sable, il n'y a habituellement pas de percées entraînant une hausse de turbidité, et les filtres peuvent être exploités jusqu'à ce que la perte de charge ait atteint la limite prévue. L'atteinte de cette limite peut prendre des semaines ou des mois; à ce moment, le filtre est drainé et les 1 à 2 cm supérieurs de « schmutzdecke » sont enlevés et soit jetés, soit nettoyés pour réutilisation (MWH, 2005; Logsdon, 2008). Comme dans le cas de la filtration conventionnelle, il doit y avoir un système permettant de diriger vers les eaux usées l'eau filtrée immédiatement après le nettoyage des filtres, car la période initiale d'amélioration du rendement peut être d'un à deux jours.

Bien que la vitesse de filtration soit basse dans le cas de la filtration lente sur sable, le contrôle du rendement des filtres par la mesure de la turbidité demeure important pour s'assurer que le rendement des filtres est acceptable. Les niveaux de turbidité de l'eau filtrée peuvent augmenter durant l'exploitation du fait de divers facteurs, tels qu'un accroissement de la turbidité de l'eau brute et de la vitesse de charge hydraulique et une diminution de la température de l'eau. Comme dans le cas de la filtration conventionnelle, la surveillance en continu de la turbidité de l'eau à sa sortie des filtres individuels permet aux installations de se faire une meilleure idée du rendement des filtres, notamment des facteurs qui influent sur la qualité de l'eau filtrée, comme les variations de température, le degré de maturité des filtres et les fluctuations de la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement.

6.2.1 Turbidité des eaux traitées par filtration lente sur sable

Les chercheurs ont observé que la capacité de réduction de la turbidité des filtres à sable lents était variable; cependant, des études montrent que les usines de filtration lente sur sable peuvent produire de façon constante une eau filtrée de turbidité inférieure à 1,0 UTN. Des études ont aussi montré que les filtres à sable lents matures qui sont bien exploités produisent généralement une eau filtrée de turbidité inférieure à 0,5 UTN et souvent proche de 0,1 UTN (Cullen et Letterman, 1985; Collins et coll., 1992; Riesenberget coll., 1995; Cleary et coll., 2008; Kelkar et coll., 2009).

Fox et coll. (1984) ont déterminé que lorsque l'eau est filtrée à 0,12 m/h, après établissement d'une biopopulation sur du sable neuf à l'issue d'une période de maturation initiale, la turbidité de l'eau traitée était régulièrement de moins de 1,0 UTN. La turbidité de l'eau non traitée variait de 0,2 à 10 UTN dans cette étude. Cleasby et coll. (1984) ont rapporté une turbidité habituelle des eaux traitées de 0,1 UTN, sauf au cours des deux premiers jours suivant le raclage du film biologique, pour des eaux qui présentaient avant traitement une turbidité variant de moins de 1 à 30 UTN. Pyper (1985) a observé que des eaux traitées par filtration lente sur sable présentaient une turbidité de 0,1 UTN ou moins dans 50 % des mesures, et une turbidité de 1,0 UTN ou moins dans 99 % des mesures; dans cette étude, la turbidité de l'eau non traitée variait de 0,4 à 4,6 UTN. Plusieurs autres études portant sur des usines pleine grandeur de filtration lente sur sable ont montré que ce procédé produit habituellement une eau filtrée dont la turbidité est inférieure à 0,3 UTN (Cullen et Letterman, 1985; Collins et coll., 1992). Cullen et Letterman (1985) ont observé que la turbidité moyenne de l'eau filtrée d'usines de filtration lente sur sable était de 0,25 UTN quand la turbidité de l'eau brute se situait entre 1 et 3 UTN.

Slezak et Sims (1984) ont indiqué que environ 45% des 27 usines pleine grandeur de filtration lente sur sable qu'ils ont examinées produisaient une eau filtrée d'une turbidité de 0,4 UTN ou moins. Pour l'ensemble de ces usines, les turbidités moyennes de l'eau brute et de l'eau traitée étaient respectivement de 4 UTN et de 0,65 UTN. Dans une étude plus récente portant sur 59 usines de filtration lente sur sable aux États-Unis, réalisée en 1991, Sims et Slezak (1991) ont observé que plus de 95 % de celles-ci produisaient une eau filtrée de turbidité inférieure à 1 UTN. Cette étude a aussi montré que les usines de filtration lente sur sable pouvaient facilement atteindre de façon constante des niveaux de turbidité de moins de 0,5 UTN, environ 80 % des usines examinées atteignant des turbidités inférieures à cette valeur (Barrett et coll., 1991).

D'autres études portant sur des usines pleine grandeur de filtration lente sur sable ont indiqué que ce procédé pouvait maintenir des niveaux de turbidité bien inférieurs à 1 UTN dans l'eau filtrée. Dans une étude, on a observé qu'au démarrage de l'usine, la turbidité était initialement de 1,4 UTN; cependant, après six mois d'exploitation, la turbidité quotidienne moyenne était de 0,4 UTN. Selon les auteurs, la forte turbidité initiale était attribuable à une présence excessive de particules fines dans le sable des filtres. Par ailleurs, la turbidité de l'eau traitée a atteint 0,75 UTN après le raclage des filtres, pour redescendre à moins de 0,5 UTN après une période de maturation des filtres d'environ deux mois (Riesenberg et coll., 1995). Kelkar et coll. (2009) ont constaté que les systèmes de filtration lente sur sable de petite échelle étaient capables de diminuer une turbidité de l'eau brute se situant entre 5 et 8 UTN à moins de 0,5 UTN à des vitesses de filtration de 0,1 et 0,2 m/h.

Des études plus récentes sur la filtration lente sur sable ont examiné des modifications pouvant être apportées, dont le prétraitement par ozonation, l'utilisation de filtres dégrossisseurs et le post-traitement au charbon actif en grains, pour faire en sorte que le procédé puisse traiter des eaux brutes de qualité plus variée (Collins et coll., 2005; Anderson et coll., 2006; Jobb et coll., 2007; Gottinger et coll., 2011). On a démontré que le procédé modifié utilisant l'ozonation ou des filtres dégrossisseurs avant la filtration lente sur sable permettait d'atteindre une turbidité inférieure à 0,3 UTN, la turbidité des eaux traitées tendant à baisser au-dessous de 0,1 UTN après deux années d'exploitation (Jobb et coll., 2007). D'autres études qui ont évalué la réduction de turbidité obtenue par une usine pilote modifiée de filtration lente sur sable ont montré que des turbidités de l'eau brute de 1 à plus de 80 UTN pouvaient être réduites à moins de 0,1 UTN dans 72 % des mesures prises dans les eaux traitées, et à moins de 0,3 UTN dans 100 % des mesures. Des accroissements de la turbidité des eaux traitées ont été observés quand la turbidité de l'eau brute augmentait à plus de 30 UTN durant des épisodes de pluie (Anderson et coll., 2006). Cependant, les épisodes de pluie entraînant de fortes turbidités dans l'eau brute ont moins d'impact sur la turbidité de l'eau filtrée plus le degré de maturité des filtres est élevé (Cleary et coll., 2008). Des usines pleine grandeur ont rapporté des réductions de turbidité à moins de 0,1 UTN à partir d'eaux brutes présentant une turbidité supérieure à 5 UTN (Gottinger et coll., 2011). Gottinger et coll. (2011) ont fourni des données sur des filtres lents à sable optimisés installés dans deux usines d'eau potable en Saskatchewan. La turbidité de l'eau traitée à la première usine (filtre dégrossisseur, filtration lente sur sable, filtration bioactive) était inférieure à 0,40 UTN dans plus de 75 % des mesures. La turbidité moyenne de l'eau traitée par l'autre usine (filtration lente sur sable et filtration biologique sur charbon actif) était de moins de 0,10 UTN.

6.2.2 Facteurs affectant la turbidité des eaux traitées par filtration lente sur sable

La filtration lente sur sable peut facilement produire une eau filtrée de turbidité inférieure à 1,0 UTN et, dans bien des cas, proche de 0,1 UTN. L'enlèvement des particules au moyen de ce

procédé peut ne pas être toujours aussi élevé qu'avec la filtration conventionnelle. Cependant, il demeure important de réduire la turbidité autant que possible, avec un objectif de 0,1 UTN, pour s'assurer que l'usine est correctement conçue et exploitée. Plusieurs aspects de la conception et de l'exploitation des filtres lents à sable influent sur la turbidité de l'eau filtrée. La taille et l'uniformité des particules de sable, la vitesse de charge hydraulique, la maturité des filtres et la température de l'eau peuvent toutes influencer sur la qualité de l'eau à sa sortie des filtres (Bellamy et coll., 1985a; Cleary et coll., 2008; Logsdon, 2008).

Divers paramètres de conception, comme la taille des particules de sable et l'épaisseur du lit filtrant ainsi que la qualité du lavage du matériau avant son installation, peuvent influencer sur la turbidité de l'eau filtrée. Le sable fin permet généralement un meilleur enlèvement des particules, mais il entraîne une perte de charge plus importante en cours de filtration. Plusieurs études ont montré que la présence excessive de particules fines de sable ou le fait que le sable n'ait pas été préalablement nettoyé pouvaient contribuer à de fortes turbidités dans l'eau filtrée durant plusieurs mois après le démarrage de l'usine (Seelaus et coll., 1986; Leland et Damewood, 1990; Riesenberget coll., 1995). Par ailleurs, le rendement des filtres à sable lents peut être diminué quand l'épaisseur du lit se trouve trop réduite par suite de la perte de sable due aux raclages répétés. Quand l'épaisseur du lit de sable n'est plus que d'environ 0,5 m, il faut rajouter du sable (Logsdon, 2008).

L'un des principaux paramètres opérationnels que les usines de filtration lente sur sable peuvent ajuster pour maîtriser la turbidité de leur eau traitée est la vitesse de charge hydraulique. Plusieurs études ont montré que des vitesses de charge accrues pouvaient entraîner des niveaux de turbidité accrus dans l'eau traitée (Bellamy et coll., 1985a; Riesenberget coll., 1995; Cleary et coll., 2008). Bellamy et coll. (1985a) ont observé qu'un accroissement de la vitesse de charge de 0,12 à 0,40 m/h avait diminué la réduction de la turbidité de 32 % à environ 27 %. De même, dans une étude sur le rendement d'une usine pleine grandeur de filtration lente sur sable, on a observé que la turbidité de l'eau traitée était passée d'environ 0,5 UTN avec une vitesse moyenne de filtration de 0,024 m/h en hiver et de 0,10 m/h en été jusqu'à des niveaux pouvant atteindre 0,8 UTN avec une vitesse de filtration proche ou égale à la capacité maximale prévue de 0,24 m/h (Riesenberget coll., 1995). Une étude pilote portant sur un filtre à sable lent multicouche a aussi montré que la turbidité de l'eau traitée était plus élevée (accroissement de 0,3 à plus de 1 UTN) quand la vitesse de charge hydraulique était accrue de 0,2 à 0,4 m/h et que la turbidité de l'eau brute atteignait des pointes de plus de 50 UTN. Cette observation a été faite durant des périodes de temps froid où la température était inférieure à 10 °C (Cleary et coll., 2008). Les auteurs ont noté qu'ultérieurement, après plusieurs mois d'exploitation, le filtre pouvait produire de façon constante une eau de turbidité inférieure à 0,3 UTN, même à la vitesse de filtration élevée de 0,4 m/h. Ce résultat a été attribué au rendement accru du filtre du fait de sa maturation et aux températures plus élevées (Cleary et coll., 2008). En général, l'efficacité des filtres décroît quand la température baisse, à cause d'une réduction de l'activité biologique dans le filtre. Les installations devront généralement apporter des ajustements, par exemple réduire la vitesse de charge hydraulique des filtres, durant les périodes où la température de l'eau est basse, de façon à maintenir le rendement global des filtres (Logsdon, 2008).

La maturité des filtres est considérée comme étant l'un des facteurs qui influent le plus sur le rendement des filtres à sable lents (Barrett et coll., 1991). Plusieurs études ont montré que tant la réduction de la turbidité que l'enlèvement des pathogènes augmentaient avec l'accroissement de l'activité biologique liée à la maturation des filtres (Bellamy et coll., 1985a,b; Anderson et coll., 2006).

6.3 Filtration à diatomées

Les filtres à diatomées consistent en un réservoir contenant de nombreux dispositifs de filtration appelés éléments filtrants. Les éléments filtrants peuvent être placés dans une cuve sous pression, ou ils peuvent être utilisés dans un réservoir ouvert si une pompe exerçant une succion est installée sur la canalisation de l'eau à sa sortie du filtre de façon à produire une différence de pression à travers les éléments filtrants. Ils comprennent une membrane ou toile poreuse appelée support, qui retient le gâteau de filtration durant la filtration. Les vitesses de filtration habituelles sont plus faibles que pour la filtration granulaire rapide et se situent entre 1,3 et 5 m/h (MWH, 2005). Lorsqu'aucun prétraitement n'est effectué, l'application de la filtration à diatomées est habituellement limitée aux sources d'eau brute dont les valeurs maximales de turbidité se situent entre 5 et 10 UTN. On estime que lorsque la turbidité est due à des particules inertes de limon ou d'argile, la filtration à diatomées peut être appliquée à des eaux dont la turbidité maximale se trouve à la limite supérieure de cette plage de valeurs; par contre, lorsque la turbidité est due à des particules organiques ou compressibles, comme un floc à base de fer ou d'alun, il serait préférable d'appliquer cette méthode aux eaux dont la turbidité maximale se trouve à la limite inférieure de la plage (Fulton, 2000).

Pour lancer une phase de filtration, on recouvre le support d'une mince couche de diatomées (précouche) d'environ 3 mm d'épaisseur. Pour empêcher l'eau turbide de bloquer le filtre, on ajoute continuellement une petite quantité de diatomées comme nourrissage destiné à maintenir un gâteau de filtration perméable. La filtration se fait à travers le gâteau vers l'intérieur de l'élément filtrant, où l'eau filtrée est canalisée vers l'extérieur de l'élément. Durant la filtration, le nourrissage et les particules présentes dans l'eau brute s'accumulent à la surface du gâteau, formant ainsi une nouvelle surface filtrante et augmentant l'épaisseur du gâteau. L'enlèvement des particules se produit principalement à la surface du gâteau par tamisage, et des particules d'aussi petite taille que 1 µm peuvent être enlevées, selon les caractéristiques des matières filtrantes utilisées. Lorsque la perte de charge du gâteau devient trop importante ou que celui-ci commence à se défaire, le filtre est mis hors service. Les matières recouvrant le support sont enlevées par lavage à contre-courant, puis jetées. Une nouvelle couche de diatomées est appliquée et le cycle est relancé (MWH, 2005; Logsdon, 2008).

Comme on l'a indiqué plus haut, la filtration à diatomées suit un cycle comprenant le stade d'installation de la précouche, la phase de filtration proprement dite et le lavage à contre-courant. Au début de la phase de filtration, la turbidité peut être légèrement élevée en raison du fait que les fines particules inertes de diatomées non encore stabilisées dans la précouche passent dans l'eau filtrée. Cependant, la turbidité diminue légèrement en général au cours de la phase de filtration au fur et à mesure que l'épaisseur du gâteau s'accroît. Une fois la phase de filtration lancée, il n'y a généralement pas de hausse subite de turbidité due à une percée tant et aussi longtemps que le courant qui retient le gâteau sur le support n'est pas interrompu. On devrait généralement arrêter la filtration en cas de perturbation du gâteau par suite d'une poussée du débit d'eau (Fulton, 2000).

La mesure en continu de la turbidité est un outil important pour s'assurer que le rendement des filtres à diatomées est acceptable. La turbidité de l'eau filtrée peut augmenter durant la filtration pour diverses raisons : précouche inégale, perturbation du gâteau, etc.; la turbidité de l'eau à sa sortie des filtres doit donc être surveillée en continu pour s'assurer que les filtres fonctionnent correctement.

6.3.1 Turbidité des eaux traitées par filtration à diatomées

Comme pour la filtration lente sur sable, les usines de filtration à diatomées bien exploitées peuvent facilement produire une eau filtrée de turbidité inférieure à 1 UTN et, dans

bien des cas, inférieure à 0,1 UTN. Logsdon et coll. (1981) ont constaté des réductions de turbidité allant de 56 % à 78 %, l'eau filtrée résultante présentant une turbidité de moins de 0,5 UTN, dans une usine pilote de filtration à diatomées lorsque la turbidité des eaux non traitées variait de 0,95 à 2,5 UTN. Pyper (1985) a rapporté une réduction moyenne de la turbidité de 75 % avec obtention d'une turbidité de 0,5 UTN dans l'eau filtrée. Une étude du rendement d'une usine pleine grandeur de filtration à diatomées a montré que des turbidités de 1 à 3 UTN dans l'eau brute se trouvaient réduites à un niveau situé entre 0,3 et 0,5 UTN dans l'eau filtrée (Ongerth, 1990).

D'autres études en usine pilote visant à évaluer l'enlèvement des particules et de *Cryptosporidium* au moyen de la filtration à diatomées ont montré que des turbidités de 0,7 à 1,1 UTN dans l'eau brute pouvaient facilement être réduites à moins de 0,1 UTN. De façon générale, le rendement des filtres s'est amélioré au cours de la filtration, la turbidité tombant à moins de 0,1 UTN environ 20 minutes après le début de la pose de la précouche et atteignant moins de 0,07 UTN après 200 minutes de filtration (Ongerth et Hutton, 2001).

6.3.2 Facteurs affectant la turbidité des eaux traitées par filtration à diatomées

La filtration à diatomées peut facilement produire une eau filtrée de turbidité inférieure à 1,0 UTN et, dans bien des cas, proche de 0,1 UTN. L'enlèvement des particules au moyen de ce procédé peut ne pas être toujours aussi bon qu'avec la filtration conventionnelle. Cependant, il demeure important entre autres facteurs de réduire la turbidité autant que possible, avec un objectif de 0,1 UTN, pour s'assurer que l'usine est correctement conçue et exploitée. Plusieurs aspects de la conception et de l'exploitation des filtres à diatomées influent sur la turbidité de l'eau filtrée. La taille ou le calibre des particules de diatomées, l'épaisseur de la précouche, la vitesse de charge hydraulique, les fluctuations de pression et l'intégrité du gâteau de filtration peuvent toutes influencer sur la qualité de l'eau à sa sortie des filtres (Lange et coll., 1986; Fulton, 2000; Ongerth et Hutton, 2001).

Lange et coll. (1986) ont observé que le calibre des particules de diatomées influait sur le rendement des filtres. Pour le calibre le plus fin, présentant une taille médiane des particules de 7,5 µm, la réduction de turbidité était de près de 100 %; cependant, pour les particules plus grosses (taille médiane de 22 µm), la réduction de turbidité n'était que de 10 %. Les auteurs ont noté que la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement variait entre 4 et 10 UTN et était due à des argiles colloïdales. Selon eux, on devrait obtenir une réduction accrue de la turbidité lorsque la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement est causée par des particules plus grosses. Schuler et Ghosh (1990) ont aussi démontré que le calibre des particules de diatomées utilisées avait un effet important sur la réduction de la turbidité.

Lange et coll. (1986) ont observé une légère baisse de la réduction de turbidité à des vitesses de charge hydraulique élevées quand des particules de diatomées plus grossières étaient utilisées comme adjuvant de filtration. Cependant, dans un autre essai en usine pilote, une hausse de la vitesse de charge de 2,5 à 5,0 m/h a entraîné une baisse mineure de la turbidité de l'eau filtrée (Ongerth et Hutton, 2001). Dans cette même étude, on a aussi observé que des fluctuations de pression au filtre (dus à des variations de l'action de la pompe péristaltique) avaient provoqué une hausse de la turbidité de l'eau traitée d'environ 0,05 à 0,2-0,4 UTN.

On a observé que l'utilisation d'un prétraitement ou l'ajout d'autres adjuvants de filtration, par exemple l'emploi de polymères ou encore de particules de diatomées enrobées d'alun, réduisait la turbidité de l'eau traitée par des usines de filtration à diatomées. Dans une étude en usine pilote, l'utilisation de particules de diatomées enrobées d'alun a permis une réduction de turbidité variant de 66 % à 98,8 %, comparativement à une réduction variant de

11 % à 17 % sans cet enrobage (Lange et coll., 1986). Dans une étude similaire en usine pilote, l'ajout de coagulants chimiques et de polymères dans la précouche et le nourrissage a accru la réduction de turbidité, et on a observé que des turbidités inférieures à 1 UTN dans l'eau brute pouvaient être réduites à moins de 0,1 UTN (Schuler et Ghosh, 1990).

Dans une étude en usine pleine grandeur de filtration à diatomées, on a observé que l'ajout d'un polymère cationique comme adjuvant de filtration avait permis d'obtenir une eau traitée de turbidité inférieure à 0,1 UTN, à partir d'une eau brute de turbidité supérieure à 6 UTN. Avant l'ajout du polymère, la turbidité moyenne de l'eau traitée dans cette usine était de 0,3-0,4 UTN; cependant, cette usine éprouvait des difficultés d'exploitation lorsque la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement était élevée (supérieure à 10 UTN), ce qui entraînait normalement son arrêt (Cartnick et Merwin, 2004). Dans une autre étude en usine pleine grandeur, on a démontré que l'apport de modifications à une usine existante, comme la relocalisation du point d'injection de la suspension de diatomées ainsi que le remplacement des supports des filtres, pouvait faire passer la turbidité de l'eau filtrée de près de 1 UTN à une moyenne de 0,25 UTN pour l'eau traitée (Sweed, 1999).

6.4 Filtration sur membrane

Quatre procédés de traitement à membrane sont actuellement utilisés dans l'industrie de l'eau : la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse. Le type de membrane le plus approprié pour le traitement de l'eau est fonction de divers facteurs, dont les matières à enlever, les caractéristiques de la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement, les exigences de qualité pour l'eau traitée, la taille des pores de la membrane, le seuil de rétention des molécules, la matière dont est constituée la membrane, ainsi que la configuration du système de traitement (Jacangelo, 1991). La distinction entre les types de procédés à membrane peut être subjective et varier selon les fabricants de membranes; cependant, on peut de façon générale classer ces procédés comme suite (MWH, 2005; AWWA, 2007) :

- **Osмосe inverse** : procédé à membrane à haute pression initialement conçu pour retirer le sel de l'eau saumâtre. Ce procédé est fondé sur la diffusion de l'eau à travers une membrane semi-perméable sous l'action d'un gradient de concentration. Les membranes d'osmosse inverse sont considérées comme non poreuses et sont utilisées pour enlever de l'eau les solides dissous, comme le sodium, l'ion chlorure et l'ion nitrate.
- **Nanofiltration** : procédé à osmosse inverse à faible pression servant à enlever les gros cations (p. ex., ions de calcium et de magnésium) et des molécules organiques. Les membranes de nanofiltration sont aussi habituellement considérées comme non poreuses, et on rapporte qu'elles retiennent les particules dont la taille se situe entre 0,5 et 2 nm.
- **Ultrafiltration** : procédé à membrane à faible pression présentant une large plage de seuils de rétention des molécules et de tailles de pores, servant à enlever les petits colloïdes, les particules et, dans certains cas, les virus. La taille des pores des membranes d'ultrafiltration se situe habituellement entre 0,01 et 0,1 µm.
- **Microfiltration** : procédé à membrane à faible pression servant à enlever les particules, les sédiments, les algues, les protozoaires et les bactéries. La taille des pores des membranes de microfiltration se situe habituellement entre 0,1 et 10 µm.

Comme la plupart des procédés de filtration, la microfiltration et l'ultrafiltration sont effectuées suivant des cycles répétitifs. Au début du cycle de filtration, l'eau est filtrée à travers la membrane, puis les solides commencent à s'accumuler du côté de la membrane où arrive l'eau. Cette accumulation fait qu'avec le temps, la pression transmembranaire nécessaire pour maintenir un flux constant augmente. La filtration se déroule habituellement pour une période déterminée

ou jusqu'à ce qu'une pression transmembranaire prescrite soit atteinte. Un lavage à contre-courant est ensuite effectué pour enlever le gâteau de filtration qui s'est formé à la surface de la membrane durant le cycle de filtration (AWWA, 2005; MWH, 2005).

Dans l'ultrafiltration et la microfiltration, l'eau est filtrée à travers une mince paroi de matériau poreux. L'enlèvement des particules se fait principalement par tamisage (exclusion selon la taille), et les types de contaminants enlevés sont partiellement fonction de la taille des pores ou du seuil de rétention des molécules propre à la membrane. Des recherches ont également démontré que l'adsorption et la formation du gâteau de filtration sur la membrane influent sur l'enlèvement des contaminants (AWWA, 2005; MWH, 2005).

L'osmose inverse et la nanofiltration sont des procédés à membrane à pression dans lesquels les solutés dissous sont séparés de l'eau par diffusion préférentielle. Ces deux procédés peuvent servir aussi à l'enlèvement des particules, mais ils ne sont pas spécifiquement conçus à cette fin. De fortes charges de particules peuvent encrasser rapidement ces types de membranes. C'est pourquoi l'osmose inverse et la nanofiltration sont précédées d'un prétraitement visant à enlever les particules présentes dans l'eau brute. La filtration des particules et des solides dissous se produit quand l'eau arrive sur la membrane avec une forte pression et la traverse tandis que les particules et un fort pourcentage des solides dissous sont retenus. La pression requise dans les systèmes d'osmose inverse et de nanofiltration est partiellement fonction de la concentration des solides dissous totaux et de la température de l'eau d'alimentation (MWH, 2005; AWWA, 2007). L'osmose inverse est une filtration en continu et ne comprend pas de lavage à contre-courant périodique. Il peut être nécessaire d'effectuer une préfiltration ou d'ajouter un inhibiteur d'entartrage pour protéger les membranes contre le blocage, l'encrassement ou l'entartrage. Habituellement, l'osmose inverse et la nanofiltration sont précédées d'une filtration par cartouches filtrantes à pores de 5 à 20 µm pour réduire la charge de particules sur les membranes et abaisser la turbidité de l'eau arrivant sur les membranes à moins de 1 UTN (AWWA, 2007). Il faut prévoir une dérivation de l'eau à sa sortie des membranes vers les eaux usées pour le démarrage initial du système et comme dispositif d'urgence en cas de rupture de l'intégrité d'une membrane.

En principe, la filtration sur membrane constitue une barrière absolue pour toutes les particules de taille supérieure à celle correspondant à la taille d'exclusion du système. Cependant, toute rupture de l'intégrité d'une membrane ou toute fuite dans le système peuvent permettre le passage à travers le filtre de matières particulaires telles que des pathogènes. La rupture de fibres d'une membrane ou de joints collés et les fuites de joints d'étanchéité sont parmi les ruptures d'intégrité qui peuvent entraîner le passage de microorganismes et d'autres contaminants dans l'eau traitée. C'est pourquoi les tests d'intégrité sont essentiels dans la filtration sur membrane (U.S. EPA, 2001b, 2005).

Les tests d'intégrité sont fondés sur des procédures permettant d'évaluer si le système à membrane est complètement intact ou comporte une rupture ou une fuite compromettant son rendement. Les tests d'intégrité peuvent être directs ou indirects. Les tests directs sont des procédures s'appliquant directement à la membrane ou au module de membranes et visent à déterminer s'il y a une rupture d'intégrité et, le cas échéant, sa source. Les tests indirects sont des mesures indirectes de l'intégrité consistant à surveiller la qualité de l'eau filtrée. Les tests indirects sont généralement effectués en continu, tandis que les tests directs sont effectués à une moindre fréquence, par exemple quotidiennement (U.S. EPA, 2001b, 2005). Il existe une vaste gamme de tests directs (tests axés sur la pression, tests utilisant des senseurs acoustiques, etc.) et indirects (turbidité, comptage des particules, essais d'efficacité d'enlèvement avec substitut, etc.) pour les usines de filtration sur membrane. Des études exhaustives portant sur les différentes

méthodes existantes pour les tests d'intégrité sont disponibles (Sethi et coll., 2004; Guo et coll., 2010).

La surveillance de la turbidité de l'eau traitée par des systèmes de filtration sur membrane est l'une des méthodes indirectes pour tester l'intégrité de ces systèmes. Comme la qualité des eaux issues de ces systèmes est régulièrement très élevée et ne varie généralement pas suivant les fluctuations des caractéristiques de l'eau brute, un accroissement de la turbidité de l'eau filtrée, révélé par les mesures de surveillance, peut être le signe d'une rupture d'intégrité. La surveillance de la turbidité comme test d'intégrité indirect présente plusieurs avantages et inconvénients par rapport à d'autres tests. Ses principaux avantages sont les suivants : elle peut être effectuée en continu, les différents appareils de mesure de la turbidité donnent des résultats relativement uniformes, les exploitants connaissent bien cette méthode et elle est peu coûteuse. Le principal inconvénient est que les turbidimètres néphélométriques standard présentent une sensibilité relativement faible aux ruptures mineures de l'intégrité des membranes comparativement à d'autres méthodes indirectes. On a proposé d'utiliser plutôt des turbidimètres laser pour la surveillance de la turbidité dans les systèmes de filtration sur membrane, car ils présentent une limite de détection inférieure et il a été démontré dans certains cas qu'ils pouvaient beaucoup mieux détecter les ruptures de membrane que les turbidimètres néphélométriques (Banerjee et coll., 2000, 2001; U.S. EPA, 2001b; AWWA, 2005). Cette question est examinée plus en détails aux sections 5.0 et 6.4.2.

Selon diverses études, la surveillance de la turbidité ne suffirait pas à elle seule pour contrôler l'intégrité des systèmes de filtration sur membrane étant donné qu'elle n'offre pas la sensibilité nécessaire pour détecter les très petits trous dans les fibres des membranes et que la résolution des instruments n'est pas toujours suffisante pour détecter les différences de turbidité entre l'eau brute et l'eau filtrée (Sethi et coll., 2004; AWWA, 2005; MWH, 2005; Gitis et coll., 2006; Guo et coll., 2010). En général, la surveillance de la turbidité est acceptée comme élément d'un programme global de contrôle de l'intégrité comprenant des tests tant directs qu'indirects. L'utilité de la surveillance de la turbidité pour repérer immédiatement une rupture majeure de l'intégrité des systèmes à membrane a fait que cette méthode s'est largement répandue dans les usines de filtration sur membrane. Certains organismes, tels que l'U.S. EPA, considèrent la surveillance de la turbidité comme la méthode à suivre pour la surveillance indirecte en continu de l'intégrité, à défaut d'une méthode de rechange approuvée par l'État. Selon le U. S. Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT2ESWTR), le programme global de vérification du système doit comprendre la surveillance en continu de la turbidité, en plus de tests d'intégrité directs quotidiens (U.S. EPA, 2005, 2006b).

6.4.1 Turbidité des eaux traitées par filtration sur membrane

Tous les procédés de filtration sur membrane sont très efficaces pour réduire la turbidité, dans la mesure où les membranes demeurent intactes. En général, la microfiltration et l'ultrafiltration produisent une eau filtrée de turbidité inférieure à 0,1 UTN (Adham et coll., 1996; Laine et coll., 2000; AWWA, 2005; Guo et coll., 2010). Comme l'utilisation de l'osmose inverse et de la nanofiltration pour le traitement de l'eau potable ne vise pas l'enlèvement des particules, on ne rapporte généralement pas de données de turbidité pour ces deux procédés; cependant, ils peuvent produire une eau filtrée de très faible turbidité.

L'un des principaux avantages des systèmes de microfiltration et d'ultrafiltration est leur capacité de produire de façon constante une eau filtrée de faible turbidité. L'American Water Works Association a présenté des données sur la turbidité de l'eau filtrée produite par plus de 72 usines de microfiltration et d'ultrafiltration entre 1989 et 2001. Les résultats montrent que les

membranes de microfiltration et d'ultrafiltration produisent une eau de très grande qualité quelle que soit la turbidité de l'eau brute. La turbidité médiane de l'eau filtrée pour l'ensemble des usines était de 0,06 UTN, et la médiane pour la turbidité maximale rapportée était de 0,08 UTN. Cette évaluation a aussi montré que la réduction de turbidité était la même avec ou sans ajout de coagulant et pour tous les types de membranes et fabricants (AWWA, 2005). Une étude similaire sur plus de 70 usines de microfiltration et d'ultrafiltration réparties dans le monde a révélé que quel que soit le niveau de turbidité de l'eau brute, les systèmes de microfiltration et d'ultrafiltration parvenaient à réduire la turbidité à moins de 0,1 UTN (Adham et coll., 1996). L'U.S. EPA a aussi rapporté que la plupart des systèmes de microfiltration et d'ultrafiltration produisaient de façon constante une eau filtrée de 0,03 à 0,07 UTN, sur la base de mesures obtenues avec des turbidimètres classiques (U.S. EPA, 2001b, 2005).

6.4.2 Facteurs affectant la turbidité des eaux traitées par filtration sur membrane

La filtration sur membrane constitue une barrière absolue pour toutes les particules de taille supérieure à celle correspondant à la taille d'exclusion du système. Cependant, toute rupture de l'intégrité d'une membrane ou toute fuite dans le système peuvent permettre le passage de particules dans l'eau filtrée et donc en accroître la turbidité. Les causes possibles de rupture d'intégrité dans les systèmes de filtration sur membrane sont nombreuses, par exemple l'apparition de trous dans les fibres des membranes et de fuites aux joints d'étanchéité, et la capacité des mesures de surveillance de la turbidité de détecter ces ruptures peut être très variable.

Adham et coll. (1995) ont montré que divers facteurs pouvaient influencer sur la capacité des mesures de turbidité de détecter une rupture, dont le type de système de microfiltration ou d'ultrafiltration, le nombre de modules associés à un même instrument de mesure, le nombre de fibres par module, la configuration hydraulique et d'autres paramètres propres aux systèmes utilisés. Quand les membranes étaient intactes, la turbidité du filtrat issu des quatre systèmes examinés se situait entre 0,02 et 0,04 UTN. Les accroissements de turbidité étaient facilement discernables même dans le cas d'une rupture d'intégrité consistant en un minuscule trou dans une fibre dans le cas de membranes à écoulement tangentiel comprenant entre 500 et 2 000 fibres; cependant, aucun changement de turbidité n'a été détecté avec divers types de ruptures dans le cas d'une membrane à écoulement transversal comprenant 22 400 fibres. Cette étude a montré que la dilution (nombre de fibres) et le mode d'écoulement dans le module constituaient des facteurs qui déterminent grandement la capacité des mesures de turbidité de détecter les ruptures d'intégrité mineures.

Deux autres études présentant des données de tests d'intégrité pour des usines pleine grandeur ont conclu que la surveillance de la turbidité avait une capacité limitée de détection des ruptures d'intégrité. Kothari et St. Peter (2000) ont montré que la coupe d'un nombre de fibres allant jusqu'à 200 dans un jeu de membranes avait entraîné un accroissement de la turbidité de seulement 0,01 UTN. De même, Landsness (2001) a rapporté un accroissement de 0,024 UTN à 0,037 UTN seulement après la coupe de 200 fibres dans une membrane. En outre, pour le train entier de huit jeux de membranes, on n'a constaté aucun changement de la turbidité, qui est demeurée à 0,012 UTN. Ces deux études montrent que la capacité de la surveillance de la turbidité de détecter les ruptures d'intégrité mineures à modérées est limitée.

Sethi et coll. (2004) ont effectué une évaluation détaillée d'outils de surveillance de l'intégrité des membranes à faible pression. Ils ont évalué plusieurs tests d'intégrité indirects et directs dans six usines pleine grandeur d'ultrafiltration ou de microfiltration, avec analyse de la sensibilité, de la fiabilité, des coûts et de l'applicabilité de chaque méthode. Les résultats ont

montré que tant les turbidimètres néphélométriques standard que les turbidimètres laser n'avaient pas la sensibilité nécessaire pour détecter les ruptures examinées dans l'étude, dont l'ampleur variait de la coupe d'une fibre à celle de 0,0025 % des fibres dans un jeu de membranes. Selon ces auteurs, les méthodes de surveillance de l'intégrité les moins sensibles, comme la surveillance de la turbidité, devraient être envisagées comme méthodes d'alerte pour les pertes graves d'intégrité et non pas comme outils de surveillance régulière.

Les données rapportées par Farahbakhsh et coll. (2003) appuient la surveillance par turbidimètres conventionnels pour détecter les ruptures d'intégrité importantes dans les systèmes à membrane. Cette étude fait état des résultats d'une surveillance en ligne de la turbidité ayant révélé qu'une rupture majeure d'intégrité, soit plus de 60 fibres rompues dans une membrane comptant 28 500 fibres, a fait augmenter la turbidité de 0,04 à 0,2 UTN.

Contrairement à l'étude de Sethi et coll. (2004), plusieurs autres études ont conclu que les turbidimètres laser pourraient convenir pour la surveillance de la filtration sur membrane, leur limite de détection étant inférieure et leur sensibilité pouvant être de plusieurs ordres de grandeur supérieure à celles des turbidimètres conventionnels (Banerjee et coll., 2000, 2001; U.S. EPA, 2001b; AWWA, 2005). Banerjee et coll. (2000) ont montré qu'un turbidimètre laser arrivait à détecter une rupture intentionnelle dans un système de microfiltration : la coupe d'une seule fibre sur 5 000 dans une cartouche à membrane a été détectée par le fait que la turbidité mesurée est passée de 14 mUTN à plus de 250 mUTN. Des systèmes laser de mesure de la turbidité équipés de senseurs pouvant être installés sur chaque jeu de membranes ont aussi été utilisés pour la détection de ruptures d'intégrité à l'échelle du module et des fibres (Naismith, 2005).

Comme la plupart des systèmes de filtration sur membrane produisent de façon constante une eau filtrée de turbidité inférieure à 0,1 UTN, un dépassement soutenu de cette valeur devrait être vu comme l'indication d'une rupture d'intégrité pouvant être grave. En général, quand les installations ont recours à la surveillance de la turbidité pour tester l'intégrité de leur système, elles devraient aussi utiliser un test direct d'intégrité plus sensible, comme une mesure du taux de décroissement de pression, pour permettre la détection et la localisation d'éventuelles ruptures d'intégrité mineures (Sethi et coll., 2004; MWH, 2005).

6.5 Autres techniques

6.5.1 Filtration à poche et filtration à cartouche

La filtration à poche et la filtration à cartouche sont d'autres techniques pouvant être utilisées pour réduire les quantités de particules, et donc la turbidité, dans l'eau potable. Il n'y a pas de valeur recommandée pour ces techniques, étant donné la grande variation du niveau de réduction de la turbidité qu'elles peuvent atteindre. Les études réalisées à ce jour n'ont pu établir de relation entre l'efficacité d'enlèvement des protozoaires et la turbidité ou d'autres paramètres comme la taille des pores du matériau filtrant ou la baisse de pression (U.S. EPA, 2006b). Cependant, comme de nombreux petits systèmes de production d'eau potable utilisent la filtration à poche ou la filtration à cartouche, une brève description de ces procédés, de leur capacité de réduction de la turbidité et des mesures de surveillance de la turbidité qui leur conviennent est présentée ici.

La filtration à poche et la filtration à cartouche sont considérées comme des procédés de filtration par séparation mécanique à pression qui enlèvent les particules de taille supérieure à 1 µm au moyen d'un matériau filtrant poreux. Les poches filtrantes sont habituellement faites d'un matériau filtrant tissé et sont placées dans une cuve sous pression. L'eau circule depuis l'intérieur de la poche vers l'extérieur, la poche retenant les contaminants. Les cartouches filtrantes sont habituellement faites d'un filament bobiné rigide ou semi-rigide placé dans une

cuve à pression dans laquelle l'eau circule depuis l'extérieur de la cartouche vers l'intérieur. Les systèmes peuvent comporter un ou plusieurs filtres par cuve à pression. Il est recommandé que toutes les composantes des poches et des cartouches filtrantes soient conformes à la norme 61 de NSF International (NSF) et de l'American National Standards Institute (ANSI) intitulée *Drinking Water System Components–Health Effects*. Cette norme assure l'innocuité des matériaux et l'efficacité des produits qui entrent en contact avec l'eau potable (NSF/ANSI, 2012a).

Les poches et les cartouches filtrantes retirent les particules de l'eau en tamisant mécaniquement celles dont la taille est supérieure à la taille des pores du matériau filtrant. La taille des pores varie habituellement de 1 à 40 µm dans le cas des poches filtrantes, et de 0,3 à 80 µm dans celui des cartouches; ainsi, le choix du type de filtre le plus approprié pour un système donné est en partie fonction de la taille des particules et du niveau de turbidité dans l'eau de la source d'approvisionnement (U.S. EPA, 1997b, 2003c).

Généralement, la filtration à poche ou à cartouche est utilisée dans les petits et les très petits systèmes d'approvisionnement en eau potable comme procédé de filtration primaire; plus récemment cependant, les poches et cartouches filtrantes ont été utilisées dans de plus grands systèmes pour la filtration secondaire après filtration primaire afin d'enlever davantage de contaminants. Quand la filtration à poche ou à cartouche est utilisée pour la filtration primaire, l'eau brute est souvent préalablement filtrée pour enlever les grosses particules. Dans certains cas, les poches ou les cartouches filtrantes sont disposées en série, avec les unités à plus gros pores (taille de plus de 10 µm) en premier, suivies des unités à plus petits pores (1-5 µm) comme unités filtrantes finales (U.S. EPA, 1997b). Quand la filtration à poche ou à cartouche est utilisée comme procédé de filtration secondaire, seules des unités à petits pores sont employées. Bien que les poches et cartouches filtrantes puissent traiter une eau brute dont la turbidité est élevée, celle-ci doit généralement être de moins de 10 UTN pour que la filtration soit efficace (U.S. EPA, 1997b; Cleasby et Logsdon, 1999).

Comme la taille des pores des poches et des cartouches filtrantes est très variable, le niveau de réduction de la turbidité atteint par ces filtres est aussi très variable. Une étude réalisée par Li et coll. (1997) a montré que, selon le type de poche filtrante utilisée, la réduction de turbidité pouvait varier de 0,03 log à 1,89 log. La turbidité de l'eau filtrée dans cette étude variait de 0,14 à 9,87 UTN. Bien que la mesure de la turbidité ait ses limitations comme indicateur de la défaillance des systèmes de filtration à poche ou à cartouche, elle est néanmoins recommandée comme indicateur de rendement pour ces systèmes. La turbidité des eaux traitées peut être contrôlée à des fréquences variables selon la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement, mais elle doit l'être au moins une fois par jour (Cleasby et Logsdon, 1999; U.S. EPA, 2003c).

6.5.2 Stratégies supplémentaires

Parmi les stratégies supplémentaires pouvant être utilisées pour réduire la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement, on compte les suivantes : la filtration par les berges, l'adoucissement à la chaux, la pré-sédimentation et la filtration en deux étapes. Généralement, ces procédés sont utilisés tôt dans la séquence de traitement de l'eau potable pour réduire la concentration de particules dans l'eau qui sera soumise à un traitement subséquent, et pour améliorer la capacité globale d'enlèvement des particules d'une usine. Dans la plupart des cas, la mesure de la turbidité peut être utilisée pour surveiller l'efficacité de ces procédés. L'utilisation de ces techniques pour réduire la turbidité est traitée plus en détails dans Kawamura (2000), Ray et coll. (2002) et U.S. EPA (2010).

6.6 Traitement à l'échelle résidentielle

En règle générale, il n'est pas recommandé d'utiliser des dispositifs de traitement de l'eau potable pour effectuer un traitement additionnel de l'eau traitée par la municipalité. Dans les cas où l'eau potable d'un domicile provient d'un puits privé, un dispositif résidentiel de traitement de l'eau potable peut être utilisé pour en réduire la turbidité. Il est à noter que des mesures de turbidité régulièrement élevées ou des hausses subites de la turbidité peuvent être associées à une contamination microbiologique des approvisionnements en eau de puits. C'est pourquoi les aspects microbiologiques de la qualité de l'eau doivent être considérés avant de choisir un dispositif de traitement de l'eau potable.

Santé Canada ne recommande pas de marques particulières de dispositifs de traitement de l'eau potable, mais conseille vivement aux consommateurs de n'utiliser que les dispositifs certifiés par un organisme de certification accrédité comme étant conformes aux normes appropriées de NSF International (NSF) et de l'American National Standards Institute (ANSI). Ces normes visent à préserver la qualité de l'eau potable en aidant à assurer l'innocuité des matériaux et l'efficacité des produits qui entrent en contact avec elle. Les procédés de traitement utilisés dans les dispositifs résidentiels certifiés pour la réduction de la turbidité dans l'eau potable sont généralement la filtration sur charbon actif et l'osmose inverse.

Les organismes de certification garantissent qu'un produit est conforme aux normes applicables et doivent être accrédités par le Conseil canadien des normes (CCN). Au Canada, le CCN a accrédité les organismes suivants, qu'il autorise ainsi à homologuer les dispositifs de traitement de l'eau potable et les produits liés à l'eau qui satisfont aux normes susmentionnées de NSF et de l'ANSI :

- Canadian Standards Association International (www.csa-international.org);
- NSF International (www.nsf.org);
- Water Quality Association (www.wqa.org);
- Underwriters Laboratories Inc. (www.ul.com);
- Quality Auditing Institute (www.qai.org);
- International Association of Plumbing & Mechanical Officials (www.iapmo.org).

Une liste à jour des organismes de certification accrédités peut être obtenue auprès du CCN (www.scc.ca).

La norme 53 de NSF et de l'ANSI (Drinking Water Treatment Units—Health Effects) s'applique à la réduction de la turbidité dans l'eau potable. Pour qu'un dispositif de traitement de l'eau potable satisfasse à la norme 53, il doit pouvoir réduire une turbidité de $11 \text{ UTN} \pm 1 \text{ UTN}$ à $0,5 \text{ UTN}$ ou moins (NSF/ANSI, 2011).

La norme 58 de NSF et de l'ANSI (Reverse Osmosis Drinking Water Treatment Systems) s'applique aussi à la réduction de la turbidité dans l'eau potable. Pour qu'un dispositif de traitement de l'eau potable satisfasse à la norme 58, il doit pouvoir réduire une turbidité de $11 \text{ UTN} \pm 1 \text{ UTN}$ à $0,5 \text{ UTN}$ ou moins (NSF/ANSI, 2012b). Les dispositifs d'osmose inverse certifiés sont conçus pour installation au point d'utilisation seulement. On les installe au point d'utilisation parce que l'osmose inverse exige des volumes plus importants d'eau brute pour produire le volume requis d'eau potable, vu que les dispositifs rejettent une partie de l'eau brute, ce que des dispositifs résidentiels installés au point d'entrée ne pourraient généralement pas faire. De plus, l'eau qui a été traitée par osmose inverse peut être corrosive pour la plomberie domestique, autre raison pour laquelle ces dispositifs doivent être installés au point d'utilisation.

Avant d'installer un dispositif de traitement de l'eau potable, on doit analyser l'eau pour déterminer ses caractéristiques chimiques générales et sa turbidité. Un spécialiste du traitement de l'eau doit périodiquement effectuer sur place, au moyen d'un turbidimètre portatif, des

analyses de l'eau entrant dans le dispositif et de l'eau en sortant afin de vérifier l'efficacité du dispositif. Les dispositifs peuvent perdre de leur capacité de réduction avec l'usage et le temps. Il faut donc les entretenir et les remplacer au besoin. Les consommateurs doivent consulter les recommandations du fabricant pour connaître la durée de vie prévue des éléments de leur dispositif de traitement.

7.0 Relations entre la turbidité et les caractéristiques de la qualité de l'eau

7.1 Caractéristiques microbiologiques

La turbidité peut influencer grandement sur la qualité microbiologique de l'eau. Les microorganismes sont eux-mêmes considérés comme des particules, dont la taille varie entre celle des petites particules et celle des matières colloïdales (MWH, 2005). Dans l'environnement, les microorganismes deviennent intimement associés aux particules de sol et de déchets. Ils sédimentent avec ces particules ou se fixent directement à leur surface, puis ils sont transportés dans les eaux suivant les mêmes mécanismes que les particules, qu'il s'agisse des mécanismes ayant cours dans l'environnement ou de ceux ayant cours dans les systèmes de traitement des eaux (voir plus haut le tableau 2). C'est pourquoi les mesures de la turbidité sont devenues un indicateur utile de la qualité de l'eau brute, de l'eau traitée et de l'eau circulant dans les réseaux de distribution. L'annexe B donne des précisions sur les crédits d'enlèvement logarithmique pour les microorganismes.

7.1.1 Relation entre la turbidité et la présence de microorganismes

Certains événements peuvent entraîner des fluctuations soudaines de la turbidité et des concentrations de pathogènes dans les eaux de surface. Certains de ces événements (p. ex. fortes précipitations, rejets d'eaux usées, inondations) peuvent être imprévisibles, tandis que d'autres (p. ex. fonte printanière, début d'une saison des pluies habituelle) sont saisonniers et peuvent être prévisibles dans une certaine mesure. Il est bien établi que le ruissellement associé aux pluies peut entraîner de fortes hausses de la turbidité et des concentrations d'indicateurs fécaux et de pathogènes (Ferguson et coll., 1996; Atherholt et coll., 1998; Kistemann et coll., 2002; Dorner et coll., 2007). Atherholt et coll. (1998) ont observé que les accroissements des concentrations de kystes de *Giardia* et d'oocystes de *Cryptosporidium* dus aux pluies dans le bassin d'un cours d'eau du New Jersey étaient corrélés de façon significative avec les mesures de turbidité. Curriero et coll. (2001) et Naumova et coll. (2005) ont rapporté l'existence d'associations statistiquement significatives entre des épisodes de pluies fortes ou extrêmes et des éclosions de maladies d'origine hydrique aux États-Unis et en Angleterre, respectivement. De façon générale, on peut dire qu'il peut y avoir un lien entre turbidité et pathogènes, car on sait que des sources de contamination liées aux conditions météorologiques existent dans les bassins hydrographiques; ainsi, une pointe de turbidité dans l'eau brute peut annoncer un accroissement du risque de contamination microbiologique. Cependant, on doit garder à l'esprit qu'une faible turbidité des eaux de surface ne signifie pas nécessairement une absence de pathogènes. Les recherches n'ont pu établir aucune corrélation directe entre la turbidité des eaux de surface et les concentrations de pathogènes. Toute association entre ces deux paramètres est fonction de facteurs propres à la région concernée, comme la nature et l'ampleur des apports en microorganismes pathogènes (fécaux) et les types de sols présents. Dorner et coll. (2007) ont observé de faibles corrélations entre les concentrations de pathogènes par temps humide et les mesures de turbidité dans le bassin de la rivière Grand (Ontario), et conclu que l'existence ou l'absence de corrélations était en fait associée à la variation régionale des sources de pathogènes. De même, St. Pierre et coll.

(2009) n'ont pas trouvé de fortes associations entre la prévalence et les quantités de *Campylobacter* spp., de coliformes thermotolérants et d'*E. coli* et les valeurs de turbidité dans des cours d'eau de l'Estrie (Québec).

Dans l'eau souterraine, la turbidité est généralement faible et elle est souvent associée à des oxydes inorganiques de métaux, des matières minérales comme des particules d'argile et des composés macromoléculaires de carbone organique dissous comme des acides humiques (Puls et coll., 1991; Backus et coll., 1993; OMS, 2011). Dans certains cas, la turbidité élevée observée durant l'échantillonnage des puits a été associée à une teneur élevée en minéraux argileux (Puls et coll., 1993) et à des concentrations élevées de métaux, comme du fer et de l'aluminium (Abbott, 2007). La croissance de bactéries du fer ou du soufre peut accroître la turbidité par suite du dépôt de quantités importantes de précipités de fer ou de soufre et de la production d'amas visqueux de bactéries (APHA et coll., 2012). Plus récemment, une étude a observé la présence de bactéries indicatrices de coliformes fécaux dans les échantillons de puits de surveillance du substratum rocheux prélevés au début de l'échantillonnage. Dans cette étude, une turbidité comprise entre 1 et 3 UTN correspondait à la présence de coliformes fécaux et d'*E. coli* (Kozuskanich et coll., 2011). Dans l'ensemble, il n'y a pas assez de données scientifiques pour suggérer une valeur de turbidité spécifique qui puisse indiquer la présence de pathogènes dans l'eau souterraine. Par contre, il est préférable que la turbidité de l'eau fournie par les systèmes d'eau potable dont la source est de l'eau souterraine soit d'au plus 1,0 UTN. Cela permet d'éviter que les niveaux de turbidité interfèrent avec la désinfection et la distribution de l'eau.

Les méthodes de traitement et de désinfection peuvent produire une eau potable présentant un risque négligeable de transmission de maladie. Un faible niveau de turbidité dans l'eau filtrée est généralement une bonne indication de l'efficacité du traitement, mais la présence ou l'absence de pathogènes n'est pas associée à des valeurs précises de turbidité. Une étude menée au Canada sur les approvisionnements municipaux en eau potable et portant sur *Giardia* et *Cryptosporidium* (Wallis et coll., 1993) a révélé que des kystes et des oocystes ont pu être détectés en faible nombre dans les eaux traitées de 9 municipalités sur 10, et dans des eaux de turbidité inférieure à la LTFS de 0,3 UTN. Les échantillons positifs étaient moins communs dans le cas des municipalités qui utilisaient la filtration. Keswick et coll. (1984) ont examiné la présence de virus entériques dans de l'eau potable traitée par un procédé conventionnel et provenant d'un cours d'eau fortement pollué des États-Unis. Quatre des neuf échantillons recueillis durant la saison sèche qui satisfaisaient à la norme de turbidité de l'époque (1,0 UTN) et aux normes établies pour les coliformes totaux et le chlore résiduel renfermaient des virus cultivables (rotavirus et entérovirus). Aucun des 14 échantillons recueillis durant la saison pluvieuse ne satisfaisait aux normes en matière de turbidité, de coliformes totaux et de chlore résiduel, et tous renfermaient des virus cultivables. Par ailleurs, dans un relevé coopératif des virus visant l'eau potable de trois grandes régions urbaines du Canada (Montréal, Ottawa et Toronto) réalisé par Payment et coll. (1984), des virus ont été détectés dans 37 % à 72 % des échantillons d'eau brute, mais aucun ne l'a été dans les échantillons d'eau traitée, qui satisfaisaient à toutes les normes de turbidité (1,0 UTN), de contamination bactériologique et de chlore résiduel.

Un accroissement de la turbidité dans les réseaux de distribution peut indiquer des problèmes microbiologiques dus, par exemple, à des intrusions, au détachement de films biologiques ou à la perturbation de dépôts. Plusieurs études ont établi l'existence de corrélations entre l'augmentation des concentrations de microorganismes et une turbidité accrue (Snead et coll., 1980; Goshko et coll., 1983; Haas et coll., 1983). Un accroissement de NBH peut indiquer une défaillance d'une barrière de traitement, une détérioration de la qualité de l'eau ou une

contamination post-traitement. Goshko et coll. (1983) ont noté une corrélation positive entre la turbidité et la numération des bactéries hétérotrophes dans des échantillons d'eau tirés des réseaux de distribution de plusieurs petites collectivités. De même, Power et Nagy (1999) ont noté une corrélation positive entre l'augmentation de la turbidité et l'augmentation des coliformes totaux et de la NBH dans un réseau de distribution subissant un processus de recroissance bactérienne. Des changements de pression ou de l'écoulement peuvent aussi contribuer à la libération de dépôts mous, à la remise en suspension de sédiments, au détachement de biofilms ou à l'intrusion de contaminants externes, ce qui peut accroître la turbidité et les quantités de bactéries dans les réseaux de distribution (LeChevallier et coll., 2003; Lehtola et coll., 2004, 2006). Les mesures de turbidité peuvent être utilisées comme indicateur des changements des conditions existant dans les réseaux de distribution, mais on ne doit pas automatiquement conclure que l'eau est impropre à la consommation quand il y a hausse de la turbidité. Dans une des premières études sur la relation entre la turbidité et les bactéries dans les réseaux de distribution, on n'a trouvé aucune corrélation entre les niveaux de turbidité supérieurs ou inférieurs à 1,0 UTN et la fréquence de détection des coliformes (Reilly et Kippin, 1983). Lehtola et coll. (2004) ont observé que des dépôts mous ayant une influence sur la turbidité et les concentrations de bactéries contenaient un grand nombre de bactéries hétérotrophes, mais ne renfermaient pas de coliformes ni de virus semblables à Norwalk.

Les mesures de turbidité n'indiquent pas si l'eau est sûre ou non, mais elles sont utiles pour indiquer quand un examen de la cause de la turbidité s'avère nécessaire. Ces mesures doivent être utilisées par les exploitants comme outil pour la surveillance du fonctionnement de l'usine et des conditions existant dans le réseau de distribution. Parmi les autres mesures utiles, on compte les essais visant les coliformes, la numération des bactéries hétérotrophes et les concentrations résiduelles de désinfectant.

7.1.2 Relation entre la réduction de la turbidité et l'enlèvement des microorganismes dans l'eau traitée

La filtration constitue une barrière importante pour la production d'une eau potable sûre. Selon le type de procédé de filtration utilisé, les protozoaires, les bactéries, les virus et les particules sont enlevés par fixation aux grains des matériaux filtrants poreux, par tamisage mécanique ou par des mécanismes biologiques. L'enlèvement mécanique est particulièrement important dans le cas des protozoaires entériques *Giardia* et *Cryptosporidium* et des virus entériques. Les oocystes de *Cryptosporidium* ne sont pas efficacement inactivés par la désinfection au chlore, et l'inactivation des kystes de *Giardia* avec le chlore libre exige de fortes concentrations de ce désinfectant ou de longs temps de contact (Santé Canada, 2012). La filtration est la meilleure technique pour obtenir de forts crédits d'enlèvement de ces organismes. Les virus entériques peuvent passer à travers la plupart des barrières filtrantes assez facilement du fait de leur petite taille. Des coagulants chimiques sont souvent utilisés pour adsorber les virus sur des flocons dont la taille plus grande en facilite l'enlèvement par filtration.

Il n'existe pas de relation précise entre l'ampleur de la réduction de la turbidité et l'enlèvement des pathogènes. Certains auteurs ont trouvé des corrélations positives et statistiquement significatives entre la réduction de la turbidité et l'enlèvement de parasites dans le cas de techniques de filtration granulaire rapide (LeChevallier et Norton, 1992; Nieminski et Ongerth, 1995; Dugan et coll., 2001). Cependant, le gros des données indique que la relation n'est pas proportionnelle (par relation proportionnelle, on entend une relation de un pour un). Dugan et coll. (2002) ont rapporté que dans des essais d'efficacité d'enlèvement portant sur un procédé de filtration conventionnel optimisé, le taux de réduction de la turbidité était

constamment plus faible que le crédit d'enlèvement des oocystes. Huck et coll. (2002) ont observé que deux usines pilotes de conception comparable optimisées pour produire une eau de turbidité faible et similaire (moins de 0,1 UTN) ont montré une différence de 2 log entre leurs capacités d'enlèvement de *Cryptosporidium*. Selon Patania et coll. (1995), la réduction de la turbidité et l'enlèvement des particules et des kystes et oocystes sont largement fonction des valeurs respectives de ces paramètres dans l'eau de la source d'approvisionnement. Comme chacun de ces paramètres peut varier considérablement d'une source à l'autre, on ne peut établir de relation universelle (Patania et coll., 1995). Cela est davantage compliqué par le fait que le procédé de coagulation-floculation modifie de façon fondamentale le nombre et les caractéristiques des particules, ce qui rend difficile le suivi de la réduction de particules spécifiques.

Les différences observées entre la turbidité et l'enlèvement des pathogènes peuvent aussi s'expliquer en partie par le fait que les diverses techniques de traitement et modes d'exploitation présentent des différences intrinsèques. Par exemple, en ce qui concerne la filtration lente sur sable, en plus des caractéristiques particulières de ce procédé en termes de matériau filtrant et de taux de filtration, il y a formation d'un « schmutzdecke » comportant une communauté biologique complexe capable de dégrader certains types de matières organiques (MWH, 2005). De plus, il a été avancé que dans cette composante biologiquement active, la prédation de bactéries par certains protozoaires (Lloyd, 1996; Hijnen et coll., 2004; Unger et Collins, 2008) et la prédation de kystes ou oocystes de protozoaires par le zooplancton (Bichai et coll., 2009) pourraient jouer un rôle dans l'enlèvement des bactéries et kystes ou oocystes. On doit également signaler que la turbidité de l'eau et l'enlèvement associé des divers types de pathogènes sont aussi fonction du prétraitement et de la technique de filtration utilisée.

De façon générale, il a été démontré qu'on peut obtenir un bon niveau d'enlèvement des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium* quand l'eau produite est de faible turbidité. Diverses techniques de filtration peuvent permettre une bonne réduction de la turbidité et un bon niveau d'enlèvement des kystes et oocystes de protozoaires.

7.1.2.1 Filtration conventionnelle

La capacité de la filtration conventionnelle de réduire la turbidité et d'enlever les pathogènes de l'eau filtrée a fait l'objet de beaucoup de recherches. Les données publiées d'études en usine pleine grandeur (LeChevallier et coll., 1991; LeChevallier et Norton, 1992; Kelley et coll., 1995; Nieminski et Ongerth, 1995; McTigue et coll., 1998; Nieminski et Bellamy, 2000) et d'études en usine pilote (Logsdon et coll., 1985; Patania et coll., 1995; McTigue et coll., 1998; Dugan et coll., 2001; Harrington et coll., 2001; Emelko et coll., 2003; Huck et coll., 2004; Assavasilavasukul et coll., 2008) indiquent que la filtration conventionnelle peut atteindre des crédits d'enlèvement des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium* variant de plus de 1,4 log à plus de 5 log, et des crédits d'enlèvement des virus allant de 1,6 log à plus de 3 log.

Les données d'études réalisées en usine pilote par Patania et coll. (1995) ont montré qu'un crédit d'enlèvement de *Cryptosporidium* de 5 log pouvait être atteint avec des systèmes de filtration conventionnelle optimisés pour la réduction de la turbidité et l'enlèvement des particules. De même, Huck et coll. (2002) et Emelko et coll. (2003) ont observé un crédit d'enlèvement de *Cryptosporidium* de plus de 5 log avec des systèmes pilotes de filtration conventionnelle dans des conditions optimisées avec filtration stable (turbidités des eaux à leur sortie des filtres inférieures à 0,1 UTN). McTigue et coll. (1998) ont examiné 100 usines pleine grandeur de traitement de l'eau aux États-Unis dans le but d'obtenir des estimations nationales du rendement des usines, notamment en ce qui concerne l'enlèvement des pathogènes, et de

proposer des normes à cet égard. Le taux médian d'enlèvement de *Cryptosporidium* rapporté pour les 100 usines a été de 1,7 log. Cependant, les auteurs ont précisé que l'estimation du crédit d'enlèvement de *Cryptosporidium* atteignable se trouvait limitée par le fait que l'eau brute filtrée par les usines couvertes par l'étude contenait généralement de faibles concentrations de ce protozoaire. Des mesures de turbidité n'ont été prises que dans 52 des 100 usines, la turbidité médiane n'ayant pas dépassé 0,2 UTN dans toutes les phases de filtration et dans toutes les usines.

Emelko et coll. (2005) ont passé en revue l'information existante sur les crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* obtenus par filtration sur matériau granulaire. Les auteurs ont conclu que globalement, les données recueillies indiquent que les filtres granulaires optimisés pour la réduction de la turbidité peuvent atteindre des crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* de près de 3 log ou plus.

7.1.2.2 Filtration directe

Les données d'études en usine pleine grandeur (Nieminski et Ongerth, 1995) et d'études en usine pilote (West et coll., 1994; Nieminski et Ongerth, 1995; Ongerth et Pecoraro, 1995; Patania et coll., 1995; Brown et Emelko, 2009) indiquent que la filtration directe optimisée peut atteindre des crédits d'enlèvement des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium* variant de 2 log à plus de 4 log. Dans des expériences en usine pleine grandeur et en usine pilote, Nieminski et Ongerth (1995) ont observé des crédits d'enlèvement de 3 log pour les kystes de *Giardia* et de près de 3 log pour les oocystes de *Cryptosporidium*, l'eau à sa sortie des filtres ayant présenté des turbidités de 0,1 à 0,2 UTN. Selon les auteurs, la filtration directe, quand elle est optimisée, peut atteindre un crédit d'enlèvement de *Giardia* et de *Cryptosporidium* comparable à celui obtenu avec la filtration conventionnelle. Brown et Emelko (2009) ont montré qu'un système pilote de filtration en ligne avec coagulation préalable stable optimisée (turbidité de moins de 0,1 UTN) pouvait atteindre un crédit médian d'enlèvement des oocystes de *Cryptosporidium* de 4 log. Une coagulation sous-optimale (dose de 50 %, 0,2-0,3 UTN) a entraîné une réduction de 2-3 log du crédit médian d'enlèvement des oocystes (Brown et Emelko, 2009). Par contre, Patania et coll. (1995) ont observé que les crédits d'enlèvement de *Giardia* et de *Cryptosporidium* par filtration directe étaient inférieurs de 0,8 à 1,8 log à ceux obtenus par filtration conventionnelle dans le cadre d'études en usine pilote. Enfin, des données montrent que la sédimentation peut permettre d'atteindre des crédits d'enlèvement de 0,5 à 1,0 log pour *Cryptosporidium* (Kelley et coll., 1995; Edzwald et Kelley, 1998; Dugan et coll., 2001) et de 0,5 à plus de 3 log pour les virus (Rao et coll., 1988; Payment et Franco, 1993; Havelaar et coll., 1995).

7.1.2.3 Filtration lente sur sable

On dispose de peu d'information sur les crédits d'enlèvement des pathogènes en rapport avec les turbidités atteignables dans l'eau filtrée. Des études publiées faites dans des usines pilotes de filtration lente sur sable bien exploitées ont indiqué des capacités d'enlèvement physique moyennes variant de plus de 3 log à plus de 4 log tant pour les kystes de *Giardia* que pour les oocystes de *Cryptosporidium* (Bellamy et coll., 1985a; Schuler et Ghosh, 1991; Hall et coll., 1994; Timms et coll., 1995; Hijnen et coll., 2007). On a rapporté des crédits d'enlèvement par filtration lente sur sable en usine pilote de 1 à 2 log pour les entérovirus (Slade, 1978) et de moins de 1 à 2,2 log pour le virus MS2 (Anderson et coll., 2009). Schuler et Ghosh (1991) ont indiqué que la filtration lente sur sable pouvait atteindre un crédit d'enlèvement de plus de 3 log pour *Cryptosporidium* et *Giardia* et qu'une turbidité de l'eau à sa sortie des filtres de

0,3 UTN était atteignable concurremment. Dans une série d'expériences en usine pilote de filtration lente sur sable, Hall et coll. (1994) ont observé des crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* de 2,8 à 4,3 log (moyenne de 3,8 log), la turbidité de l'eau filtrée ayant été de 0,2 à 0,4 UTN dans trois des quatre essais. Dans une autre étude en usine pilote, Bellamy et coll. (1985a) ont observé un crédit d'enlèvement de plus de 99,9 % (3 log) pour les kystes de *Giardia*, mais avec une réduction de la turbidité de seulement 27 % à 39 %. La faible réduction de turbidité a été attribuée à la présence de fines particules d'argile provenant de l'eau de la source d'approvisionnement utilisée dans l'essai.

Des études canadiennes récentes ont examiné des filtres lents à sable multicouches pour déterminer leur capacité de réduction de la turbidité (Anderson et coll., 2006) ou d'enlèvement de *Cryptosporidium*, de *Giardia* (DeLoyde et coll., 2006) et des virus (MS2) (Anderson et coll., 2009). Des systèmes pilotes comprenant des filtres dégrossisseurs et deux filtres à sable lents en série ont été utilisés dans les expériences. Dans les expériences concernant la turbidité (Anderson et coll., 2006), les turbidités des eaux à leur sortie des filtres à sable lents étaient de moins de 0,3 UTN dans 90,4 % (filtre 1) et 98,7 % (filtre 2) des mesures, et de moins de 1,0 UTN dans 99 % (filtres 1 et 2) des mesures. La turbidité de l'eau brute durant la période de l'étude était de moins de 5 UTN dans 61 % des mesures; cependant, des pointes de plus de 20 UTN et atteignant occasionnellement 80 UTN ont été notées (Anderson et coll., 2006). Dans les essais d'efficacité d'enlèvement concernant les protozoaires (DeLoyde et coll., 2006), on a rapporté des crédits d'enlèvement variant de 2,0 log à plus de 5,2 log pour *Cryptosporidium*, et de plus de 2,4 log à plus de 4,9 log pour *Giardia*. Les auteurs ont observé que les crédits d'enlèvement augmentaient avec la maturation des filtres et que les kystes de *Giardia* étaient enlevés en plus grand nombre que les oocystes de *Cryptosporidium*. Enfin, dans les expériences concernant l'enlèvement du virus MS2, Anderson et coll. (2009) ont observé des crédits d'enlèvement logarithmique moyens variant de 0,1 à 0,2 log pour les filtres dégrossisseurs et de 0,2 log à 2,2 log pour les filtres à sable lents. Ces derniers enlevaient moins efficacement le virus MS2 en eau froide à une vitesse de filtration élevée.

7.1.2.4 Filtration à diatomées

Un petit nombre d'études en usine pilote ont évalué l'efficacité d'enlèvement de la filtration à diatomées pour *Cryptosporidium* et *Giardia*. Logsdon et coll. (1981) ont rapporté un crédit d'enlèvement des kystes de *Giardia* de 2 à 4 log, l'eau à sa sortie du filtre ayant présenté une turbidité de 0,31 à 0,76 UTN. Schuler et Ghosh (1990) ont observé des crédits d'enlèvement tant de *Cryptosporidium* que de *Giardia* de plus de 3 log, l'eau à sa sortie du filtre ayant présenté une turbidité toujours inférieure à 0,2 UTN. Les auteurs ont constaté que les crédits d'enlèvement logarithmique étaient plus élevés avec *Giardia* qu'avec *Cryptosporidium* et que l'enlèvement de *Cryptosporidium* était accru quand un coagulant chimique (alun) était ajouté. Ongerth et Hutton (1997) ont observé des taux moyens d'enlèvement de *Cryptosporidium* variant de plus de 5 log à plus de 6 log dans des essais utilisant des filtres à diatomées de finesses différentes (taille médiane des pores de 5,0, 7,0 et 13,0 µm). L'efficacité d'enlèvement de *Cryptosporidium* augmentait avec la finesse de filtration (taille médiane des particules plus petite et perméabilité plus faible) (Ongerth et Hutton, 1997). Les auteurs n'ont pas indiqué les turbidités correspondantes.

Ongerth et Hutton (2001) ont observé des crédits d'enlèvement moyens pour *Cryptosporidium* de plus de 6 log avec des vitesses de filtration de 2,5 et 5 m/h et une turbidité de l'eau traitée se situant entre 0,06 et 0,12 UTN. Dans cette étude, on a aussi observé une hausse de la turbidité jusqu'à 0,4 UTN à cause d'une instabilité de la pression due au fait que les pulsations

de la pompe d'alimentation péristaltique n'étaient pas amorties. Dans ces conditions, les crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* demeuraient tout de même dans la plage de 5,0 à 5,8 log. Bien que l'enlèvement des particules dans la filtration à diatomées se fasse généralement par tamisage, plusieurs auteurs ont montré que les crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* et de *Giardia* pouvaient demeurer de plus de 3 log même si la turbidité de l'eau traitée était supérieure à 0,4 UTN (Logsdon et coll., 1981; Ongerth et Hutton, 2001). Selon Logsdon et coll. (1981), l'enlèvement élevé de kystes observé malgré une faible réduction de la turbidité serait dû au fait que les très petites particules ont pu passer à travers le gâteau de filtration tandis que les kystes, plus gros, ont été retenus par les diatomées.

7.1.2.5 Filtration à poche et filtration à cartouche

Les poches et les cartouches filtrantes (taille habituelle des pores de 0,2 à 10 µm) peuvent enlever certains kystes et oocystes de protozoaires, mais les bactéries et les virus sont suffisamment petits pour passer à travers. Dans des études publiées portant sur ces techniques, on a rapporté des crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* variant de 0,5 à 3,6 log (U.S. EPA, 2006b).

7.1.2.6 Filtration sur membrane

La microfiltration (taille des pores de 0,1 à 10 µm) et l'ultrafiltration (taille des pores de 0,01 à 0,1 µm) sont les procédés de filtration sur membrane les plus communément utilisés. Les membranes de microfiltration sont efficaces pour enlever les protozoaires et la plupart des bactéries, mais pas les virus, à moins qu'une coagulation soit préalablement effectuée. Des rapports publiés ont indiqué des crédits d'enlèvement logarithmique variant de plus de 4,0 log à plus de 6,0 log pour *Cryptosporidium* et *Giardia*, de 4,0 log à plus de 6,0 log pour *E. coli* et de 0,0 à 2,0 log pour les virus (MS2) (Jacangelo et coll., 1995; NSF, 2000a, 2002, 2003). Les membranes d'ultrafiltration ont des pores suffisamment petits pour enlever les protozoaires, les bactéries et les virus. Les crédits d'enlèvement logarithmique rapportés varient de plus de 5,0 log à plus de 7,0 log pour *Cryptosporidium* et *Giardia* et de 2 à plus de 6 log pour les virus (MS2); ils atteignent 7,0 à 8,0 log pour *E. coli* (Jacangelo et coll., 1991, 1995; NSF, 2000b,c).

Les membranes de nanofiltration (pores de 0,5 à 2 nm) et les membranes d'osmose inverse sont généralement considérées comme non poreuses et peuvent rejeter des particules de taille beaucoup plus petites que celles retenues par les membranes d'ultrafiltration. La capacité d'enlèvement des microorganismes de ces deux techniques a fait l'objet de peu d'études publiées comparativement à celle des autres techniques de filtration sur membrane. Lovins et coll. (1999) ont rapporté des résultats variables pour des essais d'efficacité d'enlèvement concernant la filtration des microorganismes par deux procédés de nanofiltration, l'un utilisant une membrane d'acétate de cellulose et l'autre, une membrane composite à film mince. Les systèmes à membrane composite à film mince ont donné des crédits d'enlèvement de plus de 4 ou 5 log pour les bactéries (spores de *Clostridium perfringens*), les protozoaires (oocystes de *Cryptosporidium*, kystes de *Giardia*) et les virus (MS2), tandis que la membrane d'acétate de cellulose a donné des crédits d'enlèvement de seulement moins de 2 log pour chacun de ces trois groupes. En ce qui concerne les membranes d'osmose inverse, Mi et coll. (2004) ont rapporté des crédits d'enlèvement du bactériophage MS2 de plus de 5 log, tandis que Gagliardo et coll. (1997a,b) ont observé des taux de plus de 4,8 log tant pour *Cryptosporidium* que pour *Giardia*, et de 2 log à plus de 5 log pour les virus (MS2) dans le cadre d'essais d'efficacité d'enlèvement. Lozier et coll. (2003) ont obtenu pour le virus MS2 des crédits d'enlèvement variant de plus de 6 log à 100 % avec des membranes d'osmose inverse, et de 3 à 5,5 log avec des membranes de nanofiltration.

Selon Owen (1999), les imperfections de fabrication et la distribution inhérente des tailles des pores pour tous les procédés de séparation peuvent contribuer au fait que l'enlèvement des microorganismes demeure incomplet.

7.1.3 Filtration optimisée

L'optimisation des conditions de traitement pour la réduction de la turbidité et l'enlèvement des particules optimise aussi l'enlèvement des kystes et oocystes (Hall et coll., 1994; Ongerth et Pecoraro, 1995; Patania et coll., 1995; Dugan et coll., 2001; Huck et coll., 2002). Dans une étude pilote sur les effets des conditions de coagulation sur l'enlèvement de *Cryptosporidium* par traitement conventionnel, Dugan et coll. (2001) ont observé que les crédits d'enlèvement logarithmique dans les conditions optimisées (turbidité moyenne de 0,08 UTN, plage de 0,02 à 0,15 UTN) étaient de plusieurs ordres de grandeur supérieurs à ceux obtenus dans des conditions sous-optimales (turbidité moyenne de 0,31 UTN, plage de 0,13 à 0,66 UTN). Huck et coll. (2001, 2002) ont examiné les effets d'une coagulation sous-optimale et des conditions de fin de cycle dans deux usines pilotes de filtration conventionnelle. Les conditions de coagulation sous-optimales ont entraîné un accroissement de la turbidité moyenne de 0,05 UTN à 0,17 UTN, accompagné d'une réduction de 2 log du crédit d'enlèvement de *Cryptosporidium*, qui n'était plus que de moins de 1 log. De même, dans les conditions de fin de cycle, les crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* ont diminué d'une moyenne de 5,5 log à 2,0 log tandis que la turbidité moyenne passait de 0,03 UTN à 0,21 UTN. Ongerth et Pecoraro (1995) ont rapporté que les crédits d'enlèvement de *Giardia* et de *Cryptosporidium* par filtration directe ont été réduits de 1,5 log au cours d'une phase de filtration où des conditions de coagulation sous-optimales ont été intentionnellement maintenues. La turbidité moyenne de l'eau à sa sortie du filtre a été de 0,36 UTN pour cette phase sous-optimale, comparativement à 0,02-0,09 UTN pour les phases optimisées. La période de maturation du filtre a aussi été identifiée comme une période d'augmentation potentielle du risque d'introduction de *Cryptosporidium* dans l'eau filtrée. Amburgey et coll. (2005) ont noté une tendance générale à l'augmentation du passage de *Cryptosporidium* durant la période de maturation qui correspondait à une augmentation de la turbidité dans l'eau à la sortie du filtre. De nouvelles études pilotes ont observé que le *Cryptosporidium* dans l'eau de lavage à contre-courant peut traverser les filtres durant la période de maturation et causer une perte d'enlèvement allant jusqu'à 1 log.

Les systèmes de filtration doivent être exploités de façon à réduire le plus possible les niveaux de turbidité. Les fournisseurs d'eau doivent s'efforcer de maintenir la turbidité de l'eau traitée à moins de 0,1 UTN en tout temps. Des études pilotes réalisées avec des systèmes de traitement conventionnel ont montré que l'enlèvement des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium* était maximisé lorsqu'on optimisait le traitement de façon à atteindre un objectif de turbidité de 0,1 UTN ou moins dans l'eau à la sortie du filtre (Nieminski et Ongerth, 1995; Patania et coll., 1995; Huck et coll., 2002). Cet objectif est conforme aux résultats de l'évaluation sur laquelle est fondé le LT2ESWTR de l'U.S. EPA, et aux recommandations faites par le PSW et le Programme d'excellence en eau potable. Le LT2ESWTR donne des conseils concernant les niveaux de turbidité qui permettent d'obtenir les meilleurs crédits d'enlèvement logarithmique de *Cryptosporidium* et spécifie des crédits d'enlèvement additionnels pour les approvisionnements publics dont l'eau filtrée respecte la norme de turbidité de 0,15 UTN à la sortie des filtres et dont aucune mesure pour un filtre individuel ne dépasse 0,3 UTN dans deux mesures consécutives obtenues à 15 minutes d'intervalle (U.S. EPA, 2006b). De même, le PSW donne parmi ses critères d'excellence en matière de traitement de l'eau l'atteinte d'une turbidité

de moins de 0,10 UTN dans l'eau filtrée pour 95 % des mesures avec une turbidité maximale de l'eau filtrée de 0,30 UTN.

Il existe peu de données concernant les capacités additionnelles d'enlèvement des pathogènes des autres types de procédés de filtration (p. ex. filtration lente sur sable ou filtration à diatomées) quand les niveaux de turbidité sont très bas. Ces procédés enlèvent les particules par des mécanismes autres que ceux agissant dans la filtration conventionnelle. En général, l'optimisation des procédés de façon à réduire le plus possible la turbidité de l'eau filtrée maximise l'enlèvement des pathogènes. Schuler et Ghosh (1990) ont observé que l'enlèvement des oocystes et la turbidité se trouvaient améliorés quand un coagulant chimique (alun) était ajouté dans le cas de la filtration à diatomées. Dans des expériences avec un système à diatomées grossières (taille médiane de 26 µm), l'ajout d'alun à des concentrations de 0,01 à 0,02 g/g de diatomées a abaissé la turbidité de l'eau filtrée de 0,16-0,20 UTN à 0,02-0,06 UTN et réduit le nombre d'oocystes détectables par 100 gallons (379 L) de 1-6 oocystes à 1 oocyste ou moins.

Des accroissements de la turbidité de l'eau filtrée durant la filtration peuvent indiquer qu'il est possible que des organismes non désirés passent dans l'eau filtrée. Des études pilotes réalisées avec des systèmes de filtration conventionnelle ont montré que dans les périodes où il y a perturbation de la coagulation ou percée d'un filtre, des hausses modérées de la turbidité peuvent s'accompagner d'un passage accru de kystes ou d'oocystes (Logsdon et coll., 1985; Patania et coll., 1995). Patania et coll. (1995) ont rapporté qu'une hausse de la turbidité de l'eau filtrée de moins de 0,1 UTN à un niveau situé entre 0,1 et 0,3 UTN se trouvait corrélée à une baisse du crédit d'enlèvement des oocystes allant jusqu'à 1 log. Emelko et coll. (2003) ont observé dans des périodes de fin de cycle et de début de percée une baisse du crédit d'enlèvement des oocystesensemencés de 2 à 3 log tandis que la turbidité se trouvait augmentée, mais en restant inférieure à 0,1 UTN. Ces études montrent clairement qu'en cours de filtration, même quand les niveaux de turbidité sont inférieurs aux LTFS, les changements des niveaux de turbidité de l'eau filtrée constituent un indicateur important du passage éventuel d'organismes pathogènes.

Dans la filtration sur membrane, l'optimisation du filtre n'est pas centrée sur la réduction de la turbidité de l'eau filtrée; l'accent est plutôt mis sur des aspects comme la réduction des taux d'encrassement ou la réduction de la pression transmembranaire dans le but d'optimiser la production d'eau. Cependant, pour s'assurer que l'enlèvement des pathogènes est adéquat durant la filtration, on doit vérifier que les membranes sont intactes au moyen d'un ensemble de tests d'intégrité directs et indirects.

En général, pour les filtres à membrane, on peut difficilement savoir quelle sera la réduction exacte du crédit d'enlèvement logarithmique des pathogènes par suite d'une perte d'intégrité d'un degré donné (U.S. EPA, 2001b). Certaines études ont toutefois démontré que des ruptures mineures d'intégrité pouvaient avoir des impacts significatifs sur l'enlèvement des pathogènes. Jacangelo et coll. (1997) ont examiné dans des usines pilotes d'ultrafiltration et de microfiltration l'impact de ruptures artificielles sur l'enlèvement des protozoaires. La coupe d'une fibre par modules de membranes a fait passer les crédits d'enlèvement de *Giardia* et de *Cryptosporidium* de plus de 6 log à un niveau de 1,2 à 4,2 log. Les auteurs ont noté que les membranes présentant le plus grand nombre de fibres par unité et ayant un mode d'écoulement transversal étaient les moins affectées par une rupture de leur intégrité. Les accroissements de turbidité correspondants s'étant produits après les ruptures d'intégrité des membranes ont aussi varié selon l'unité de membranes. Dans certains cas, des crédits d'enlèvement logarithmique de *Giardia* et de *Cryptosporidium* nettement plus faibles (environ 2,0 à 2,5 log) ont été observés lorsque la turbidité passait d'environ 0,03 UTN à 0,07 UTN. Kitis et coll. (2003) ont étudié

l'impact de ruptures d'unités d'osmose inverse et de nanofiltration sur l'enlèvement du virus MS2. Les crédits d'enlèvement logarithmique sont passés de plus de 6,0 log pour les membranes intactes à 2,9 log et moins de 2,0 log pour l'osmose inverse et la nanofiltration, respectivement.

Comme il est difficile de quantifier le risque microbien associé à divers degrés de perte d'intégrité des membranes, les installations doivent mettre l'accent sur la détection immédiate de toute rupture d'intégrité afin de réduire au minimum la possibilité d'un passage d'organismes pathogènes dans l'eau filtrée (U.S. EPA, 2001b).

7.1.4 Crédits d'enlèvement logarithmique

L'annexe B présente un tableau indiquant les crédits d'enlèvement potentiels moyens estimés pour *Giardia*, *Cryptosporidium* et les virus quand la turbidité de l'eau traitée est conforme aux LTFS spécifiées dans le présent document.

7.1.5 Effet de la turbidité sur la désinfection

La désinfection des approvisionnements en eau potable requiert le contact du désinfectant avec les microorganismes à une concentration appropriée et pour une durée appropriée. S'il y a interférence avec le contact, l'efficacité de l'inactivation des microorganismes sera réduite. Dans certains cas, cette réduction peut être importante.

Les matières particulaires peuvent protéger les virus, les bactéries et les protozoaires contre les effets de la désinfection soit en réduisant la transmission du désinfectant (p. ex. en dispersant la lumière ultraviolette [UV] ou en réagissant avec les désinfectants oxydants), soit en les soustrayant à l'action du désinfectant du fait qu'ils peuvent se fixer à la surface des particules ou s'installer à l'intérieur de la surface de ces dernières.

Les principaux facteurs affectant l'association entre les particules et les organismes sont leur taille et charge de surface respectives, le type de microorganismes et la composition chimique des particules. Les sources de turbidité tant organiques qu'inorganiques peuvent protéger les microorganismes contre la désinfection (OMS, 1984). Les sources de turbidité organiques semblent causer une plus grande interférence avec la désinfection par le chlore, tandis que les particules qui absorbent fortement les UV (qu'elles soient de nature organique ou inorganique) peuvent mieux protéger les microorganismes contre l'inactivation par les UV. Les grosses particules (de plus de plusieurs micromètres) peuvent protéger les bactéries (Berman et coll., 1988), tandis que les très petites particules (de moins de 1 µm) peuvent abriter les virus (Hejkal et coll., 1979).

Dans des études portant sur la désinfection au chlore, Hoff (1978) a rapporté que les courbes de désinfection pour l'inactivation au chlore de poliovirus adsorbés sur de la bentonite (7,1 UTN) ou précipités avec du phosphate d'aluminium (5,0 UTN) étaient semblables à celles obtenues avec le virus seul (0,15-0,28 UTN); aucun effet protecteur n'a été observé dans ces cas. En revanche, les données ont montré que l'association du virus avec des cellules Hep-2 (carcinome humain) à une turbidité de 1,4 UTN lui offrait une forte protection. Ainsi, une réduction de plus de 5 log a été atteinte en moins de 2 minutes pour le virus libre (0,15 UTN) exposé au chlore (3,0 mg/L), tandis que pour le virus associé aux cellules (1,4 UTN) exposé au chlore (plage de 2,0 à 3,0 mg/L), cette réduction n'était que de 3 log au bout de 5 minutes. En allongeant la période d'exposition pour le virus associé aux cellules, les auteurs ont observé qu'il fallait environ 20 minutes pour obtenir une inactivation de 5 log avec le chlore (concentration initiale de 3,0 mg/L), mais moins de 2 minutes pour la même réduction avec le virus libre. La concentration de chlore dans la suspension avec cellules est passée de 3,0 mg/L à 1,5 mg/L après 20 minutes. Ohgaki et Mongkonsiri (1990) ont examiné les effets d'associations virus-floc sur

l'efficacité de la désinfection au chlore. Ils ont observé que le coliphage à ARN Q β floclulé avec de l'alun (turbidités non indiquées) était notablement protégé contre la désinfection au chlore. Le T99 (temps de contact requis pour obtenir une inactivation à 99 %) pour le phage floclulé (43 secondes) a été presque trois fois plus long que celui observé pour le phage librement dispersé (13 secondes) à une concentration de chlore de 0,4 mg/L. Barbeau et coll. (2004) ont rapporté que la kaolinite à une turbidité de 5 UTN n'avait pas un impact significatif sur l'inactivation par le chlore libre du bactériophage MS2 et des spores de *Bacillus subtilis*. LeChevalier et coll. (1981) ont étudié l'efficacité de la chloration pour inactiver les coliformes dans les approvisionnements d'eau non filtrée et ils ont observé une corrélation négative avec la turbidité. Un modèle prédisait qu'une turbidité qui passerait de 1 UTN à 10 UTN ferait diminuer par huit fois l'efficacité de la désinfection à une dose fixe de chlore.

Des études utilisant le dioxyde de chlore effectuées par Scarpino et coll. (1979) avancent que les poliovirus adsorbés sur la bentonite se trouvent grandement protégés contre l'inactivation à des turbidités supérieures à 3 UTN et à une température de 25°C. Les virus associés à des cellules n'étaient pas protégés à des turbidités de 1 à 3 UTN et des températures de 5 °C à 25 °C.

Dans une étude utilisant l'ozone, Sproul et coll. (1979) ont montré que l'alun et la bentonite offraient peu de protection à *E. coli*, aux poliovirus et aux virus Coxsackie à 1,0 et 5,0 UTN, tandis que les matières fécales, et en particulier les cellules Hep-2, leur offraient une protection certaine.

Dans des études utilisant les UV, on a examiné les impacts potentiels des particules sur la transmission de la lumière. Batch et coll. (2004) ont rapporté que quand l'absorbance des UV était prise en compte dans le calcul de la dose, les turbidités relativement faibles (0,1-0,3 UTN) n'avaient pas d'effet significatif sur l'inactivation du virus MS2 par les UV dans des échantillons d'eau potable traitée. Passantino et coll. (2004) ont rapporté que la désinfection par les UV inactivait efficacement le virus MS2 ensemencé dans des eaux de surface non filtrées présentant des turbidités de 0,1 à 10 UTN, ainsi que dans des eaux synthétiques renfermant de la montmorillonite à une turbidité de 12 UTN et des algues à une concentration de 42 000 cellules par millilitre. Les auteurs ont observé qu'il fallait des doses légèrement plus élevées d'UV pour maintenir dans les eaux naturelles le même niveau d'inactivation du phage que dans les eaux synthétiques (Passantino et coll., 2004). Dans une étude sur les effets des particules sur la transmission des UV, Christensen et Linden (2003) ont noté que la dose moyenne d'UV administrée dans des échantillons d'eau brute diminuait de l'ordre de 5 % à 33 % quand la turbidité passait de 1 à 10 UTN. Les auteurs ont par ailleurs indiqué que les accroissements de turbidité dus aux pointes de turbidité dans l'eau brute ou aux percées des filtres pouvaient affecter l'administration de la dose d'UV et compromettre la désinfection s'ils n'étaient pas convenablement pris en compte et corrigés. Dans leur présentation des résultats d'un projet de recherche effectué pour la ville de Winnipeg, Wobma et coll. (2004) ont noté que les sédiments d'eaux brutes naturelles n'ont pas modifié significativement l'inactivation du virus MS2 ni le rendement du réacteur UV à des turbidités allant jusqu'à 4,0 UTN. Cependant, l'efficacité de la désinfection par les UV a été réduite à une turbidité de 13 UTN. Dans le cadre de cette même étude (Wobma et coll., 2004), les auteurs ont indiqué que les concentrations planctoniques avaient un effet sur la transmission des UV et l'administration de la dose, et qu'une dose plus élevée était requise pour atteindre le même niveau d'inactivation du virus MS2 dans les échantillons renfermant de fortes quantités de plancton par rapport aux échantillons où les quantités n'étaient pas élevées.

L'influence des particules en matière de protection des microorganismes contre l'inactivation par les UV a aussi été étudiée. Il a été avancé (Templeton et coll., 2005) qu'il est

nécessaire de favoriser la liaison des organismes avec les particules (p. ex. par une coagulation) pour étudier l'impact de l'association des microorganismes avec les particules sur la désinfection. Templeton et coll. (2005) ont observé que les floccs d'acide humique offraient aux phages MS2 et T4 une certaine protection contre l'inactivation par les UV, tandis que les floccs de kaolin n'avaient qu'un effet négligeable. Les taux d'inactivation logarithmique pour le phage MS2 (doses d'UV de 40 et 80 mJ/cm²) et le phage T4 (doses d'UV de 2 et 7 mJ/cm²) rapportés pour les échantillons témoins (absence d'acide humique ou de coagulant) étaient d'au moins 1 log supérieurs à ceux rapportés pour les échantillons flocculés renfermant de l'acide humique (coagulation réalisée avec de l'alun ou du chlorure ferrique). Dans cette étude, les turbidités étaient élevées, soit de 70 à 100 UTN. Les auteurs ont observé que les particules d'acide humique absorbaient fortement les UV, tandis que les particules de kaolin les absorbaient peu (Templeton et coll., 2005). Par conséquent, ils ont conclu que le degré d'absorption des UV présenté par les particules influait de façon importante sur le taux de survie des virus associés aux particules durant la désinfection par les UV.

Templeton et coll. (2007) ont aussi étudié la désinfection par les UV pour un phage associé à des particules dans le contexte d'une filtration sur filtre bicouche (anthracite-sable). Les floccs d'acide humique-MS2 ont entraîné une réduction statistiquement significative de l'inactivation par les UV, contrairement aux floccs kaolin-MS2. Les taux médians d'inactivation logarithmique dans les échantillons flocculés renfermant de l'acide humique étaient de 0,5 à 1,5 log inférieurs à ceux des échantillons flocculés renfermant du kaolin pour les différents stades du cycle de filtration (maturation, phase stable, fin de cycle). Les turbidités étaient de moins de 0,3 UTN pour les échantillons recueillis durant la phase stable, et se situaient entre 0,3 et 1,0 UTN pour ceux recueillis durant la maturation et la fin du cycle. Les auteurs ont aussi observé que dans les échantillons d'eau brute non filtrée (turbidités de 4,4 à 9,4 UTN), l'inactivation du phage par les UV en présence de floccs d'acide humique était réduite d'un degré statistiquement significatif (environ 0,5 log) par rapport à celle observée dans l'eau sans particules (Templeton et coll., 2005, 2007). Templeton et coll. (2008) ont étudié la preuve des répercussions des virus associés à des particules sur les procédés de désinfection. Les auteurs ont supposé que l'efficacité de la désinfection chimique et UV pourrait davantage être fonction du type de particule (taille, structure, composition chimique) et du type de désinfectant appliqué, que des valeurs mêmes de turbidité.

Liu et coll. (2007) ont rapporté que les particules naturelles de turbidité (c.-à-d. sans coagulation ou filtration) allant de 12 à 32 UTN avait peu ou pas d'impact sur l'inactivation UV d'*E. coli* présent dans l'échantillon enrichi, tandis que la présence de floccs causait une réduction significative de la désinfection UV (réduction moyenne de l'inactivation de plus de 1 log). D'après ces constatations, les auteurs ont averti que la désinfection UV pourrait potentiellement être compromise si des particules flocculées passaient à travers le filtre pour se rendre à l'unité UV. Gao et Hu (2012) ont également indiqué qu'il y avait un risque que les particules flocculées interfèrent avec la désinfection UV, et ont indiqué qu'il y avait un effet protecteur statistiquement important des particules sur les phages MS2 installés à des valeurs de turbidité de 5 UTN.

Mamane-Gravetz et Linden (2004) ont montré que les spores de *Bacillus* dans des agrégats de montmorillonite (coagulation à l'alun) pouvaient être mieux protégées, à un degré statistiquement significatif, contre l'irradiation par les UV que les spores non agrégées (absence d'alun). Les auteurs ont aussi relevé que les effets protecteurs étaient plus prononcés dans les eaux de surface naturelles que dans l'eau simulée en laboratoire. Les différences de taux d'inactivation logarithmique par les UV entre les spores agrégées et les spores non agrégées étaient de 1,4 à 1,6 log pour les eaux naturelles et de 0,2 à 0,4 log pour les eaux simulées.

Les effets des particules et des agrégats dans des conditions similaires à leur état naturel ont aussi été étudiés. Plusieurs auteurs ont rapporté que les matières particulaires naturelles et les agrégats peuvent réduire le taux d'inactivation UV, mais que cela se produit surtout lorsque les concentrations de particules sont élevées, et cet effet est moins important dans les eaux de faible turbidité (Amoah et coll., 2005; Caron et coll., 2007; Liu et coll., 2007). Le rapport d'une étude effectuée pour le district régional du Grand Vancouver dans le bassin versant de Coquitlam indiquait que la lumière ultraviolette était efficace pour atteindre la réduction logarithmique cible de plus de 3 log pour *Cryptosporidium* à des niveaux de turbidité aussi élevés que 50 UTN (Clancy Environmental Consultants Inc., 2007). Les auteurs ont indiqué que les organismes d'essai interagissaient avec les matières particulaires par contact passif. Les données ont aussi démontré une protection des phages MS2 et des bactéries hétérotrophes contre la désinfection UV, puisqu'il a été démontré que les particules exposées aux UV libéraient des organismes viables lorsqu'elles sont soumises à une procédure de dissociation. Même si l'impact sur l'inactivation UV s'est révélé minimal, les auteurs ont recommandé la prudence en cas de pointe de turbidité causée par une fraction organique de matières en suspension. Amoah et coll. (2005) ont observé qu'une augmentation de la turbidité causée par des matières particulaires naturelles à 20 UTN était associée à des réductions de l'inactivation UV de l'ordre de 0,8 log pour *Cryptosporidium* et de 0,4 log pour *Giardia*. L'effet des particules à des valeurs de turbidité de moins de 10 UTN était faible et difficile à mesurer. Il a été noté que même si un niveau élevé d'inactivation des deux parasites a été atteint, l'élimination complète de l'infectiosité n'a été observée que dans un petit nombre d'essais sur l'exposition. Les auteurs en sont venus à la conclusion, d'après les constatations, que les interactions avec les matières particulaires naturelles pouvaient réduire l'inactivation UV, mais que la portée de l'effet dépendait des caractéristiques des particules à l'origine de la turbidité présentes dans les sources d'eau.

En utilisant un système synthétique conçu et contrôlé pour simuler la biofloculation naturelle des particules, Kollu et Örmeci (2012) ont observé que la présence de floccs était un facteur d'influence important dans l'inactivation d'*E. coli* à des doses élevées d'UV (40, 80 mJ/cm²) et pour les particules plus grosses (11, 25 µm). Il a également été démontré que même en l'absence de particules, les *E. coli* auto-agrégés peuvent survivre à une exposition d'UV de 80 mJ/cm².

Dans une étude portant sur une eau souterraine, Templeton et coll. (2006) ont examiné l'impact des particules de fer sur l'inactivation de bactériophages par la lumière UV. Des échantillons bruts et des échantillons préservés (avec de l'acide éthylènediaminetétracétique pour empêcher la précipitation du fer) d'eau souterraine renfermant une concentration moyenne de fer de 1,3 mg/L ont été oxydés à l'air, ensemencés avec le bactériophage MS2 ou le bactériophage T4, et exposés à la lumière UV. Les auteurs ont observé que les particules d'oxyde de fer dans les échantillons bruts (2,7 UTN) protégeaient les deux phages contre l'inactivation par les UV à un degré faible mais statistiquement significatif. Plus précisément, par rapport aux taux d'inactivation logarithmique observés dans les échantillons préservés, ceux observés dans les échantillons bruts étaient inférieurs de 0,2 log pour le MS2 à une dose d'UV de 40 mJ/cm², et d'environ 0,5 log pour le T4 à une dose d'UV de 2 mJ/cm² (Templeton et coll., 2006). Selon les auteurs, le fait que les particules de fer ont eu un effet à une turbidité relativement faible laisse penser que certains types de particules inorganiques pourraient protéger les virus contre l'inactivation par les UV. On a aussi signalé que le fer absorbait fortement la lumière UV (Templeton et coll., 2005).

Un risque que la désinfection soit compromise peut exister en cas de pointe de turbidité ou si un agrégat de particules ou un flocc abritant des pathogènes microbiens traversent le système

et atteignent l'unité UV (Clancy Environmental Consultant Inc., 2007; Liu et coll., 2007). Les facteurs qui influent sur le processus de désinfection UV comprennent le nombre, la taille et la composition chimique des particules, la nature et le degré des microorganismes connexes et le type de désinfectant appliqué (Templeton et coll., 2005, 2008; Caron et coll., 2007). Il est reconnu que les différentes particules peuvent différer dans leur capacité à abriter et protéger les pathogènes, et que les caractéristiques des matières particulaires naturelles peuvent varier considérablement entre les sources d'eau.

On recommande que la turbidité de l'eau entrant dans les réseaux de distribution ne dépasse pas 1,0 UTN. Ce même objectif a été recommandé dans le passé pour assurer l'efficacité de la désinfection (LeChevallier et coll., 1981; OMS, 1984). Les données existantes indiquent que les techniques de désinfection peuvent inactiver efficacement les microorganismes à des niveaux de turbidité plus élevés. De même, il a été proposé que la nature des effets des particules sur la protection des microorganismes est un processus complexe qui n'est pas complètement compris, et qui ne peut pas être expliqué entièrement par la turbidité (Caron et coll., 2007). Par conséquent, l'ensemble actuel des données est insuffisant pour dégager des conclusions générales sur les niveaux de turbidité qui nuisent à l'efficacité du désinfectant. Cette valeur recommandée de 1,0 UTN, établie en fonction de gestion du risque, améliore le traitement et la désinfection, est facilement atteignable et correspond à un choix de gestion optimal dans un effort global de réduction du risque. On conseille aux fournisseurs d'eau potable de s'efforcer d'atteindre la turbidité la plus faible possible à tous les points de la chaîne d'approvisionnement.

7.1.6 Effet de la turbidité sur les tests microbiologiques

La présence de particules causant une turbidité peut interférer avec la détection et la numération d'indicateurs bactériologiques de la qualité de l'eau (*E. coli*, coliformes totaux, bactéries hétérotrophes).

Dans les tests bactériologiques utilisant une membrane filtrante, les fortes turbidités peuvent entraver la filtration au point de rendre impossible l'analyse d'un échantillon de volume approprié. De plus, le principe de la numération bactérienne suivant lequel une colonie est obtenue d'une cellule unique peut ne pas être respecté du fait que les particules peuvent avoir à leur surface de multiples cellules bactériennes. En pareil cas, une colonie unique peut se former à partir d'une particule contenant de nombreuses cellules. Il en découle une sous-estimation du nombre de bactéries étant donné qu'on enregistrera moins de cellules qu'il y en avait en réalité. Par ailleurs, les dépôts de matières particulaires sur la membrane filtrante peuvent aussi nuire à la numération bactérienne en empêchant une bonne formation des colonies (confluence des colonies) ou en masquant les réactions diagnostiques désirées (p. ex. l'apparition d'une couleur ou d'une fluorescence). Dans une des premières études sur les effets de la turbidité sur la récupération des coliformes, Herson et Victoreen (1980) ont observé que la turbidité ne gênait pas la croissance des coliformes sur les membranes filtrantes, mais rendait la reconnaissance des colonies plus difficile.

Avec la méthode de fermentation multitube, l'association des bactéries avec les particules peut aussi interférer avec la détermination du nombre le plus probable, d'où également une sous-estimation du nombre réel de bactéries.

Habituellement, on n'effectue pas régulièrement des analyses visant les pathogènes dans l'eau brute et l'eau traitée, mais on peut procéder au prélèvement et à l'analyse d'échantillons de l'eau de la source d'approvisionnement pour obtenir de l'information sur les concentrations des organismes et être en mesure de choisir les procédés de désinfection appropriés. Dans les méthodes de détection des virus entériques et des protozoaires, la turbidité peut bloquer les

filtres, rendre difficile la récupération des organismes adsorbés sur les particules, et nuire à l'examen microscopique des protozoaires (U.S. EPA, 2001a, 2006a).

7.2 Caractéristiques chimiques

La turbidité peut aussi influencer sur la qualité chimique de l'eau. Le tableau 1 présenté plus haut énumère certains effets communs de différents types de turbidité sur les caractéristiques chimiques de l'eau. Les particules inorganiques présentes dans l'eau peuvent influencer sur le pH, l'alcalinité, les concentrations de métaux et l'activité de certains désinfectants. Dans le cas des usines utilisant des sels d'aluminium, il peut arriver que des concentrations résiduelles accrues de particules d'aluminium soient générées. Toutefois, des études ont montré que quand le traitement est adéquatement optimisé, l'eau filtrée de faible turbidité (moins de 0,15 UTN) produite renferme une très faible concentration résiduelle d'aluminium (Letterman et Driscoll, 1988; Jekel, 1991).

À cause de leur capacité d'adsorption, les particules d'argile peuvent piéger des composés organiques et inorganiques, dont des métaux et des pesticides, et influencer sur les caractéristiques chimiques de l'eau. La réduction des concentrations de particules par la filtration conventionnelle ou des techniques équivalentes réduit au minimum l'effet de ces concentrations sur les caractéristiques chimiques de l'eau. De l'information technique sur les divers contaminants chimiques est présentée dans les différents documents techniques des recommandations de Santé Canada.

Les particules organiques peuvent aussi influencer sur le pH, l'alcalinité et les caractéristiques chimiques de l'eau. Parmi les divers types de particules, les matières organiques naturelles (matières humiques) sont considérées comme celles qui influent le plus sur la qualité chimique de l'eau. Ces matières peuvent lier ensemble des quantités importantes de métal et d'oxydes hydratés, formant ainsi des complexes. Un examen des complexes constitués de métaux et de matières organiques naturelles (humates), du mécanisme de leur formation et de leurs propriétés a été effectué par Schnitzer et Kahn (1972). Des composés organiques tels que des pesticides peuvent aussi être adsorbés sur des particules de matière organique naturelle. Certains complexes formés de substances chimiques et de matières organiques naturelles peuvent être assez fortement liés pour nuire à la récupération et à la détection des contaminants chimiques.

La chloration de l'eau contenant des matières organiques peut produire des sous-produits de désinfection (SPD), notamment des trihalométhanes (THM) et des acides haloacétiques (AHA), groupes de composés chimiques pouvant avoir des incidences sur la santé humaine. Les stratégies de réduction de la turbidité ont aussi un effet sur le contrôle de la formation possible de SPD. On peut par exemple enlever les précurseurs en optimisant la filtration, ou modifier les stratégies de désinfection (application de chlore adaptée ou utilisation d'autres désinfectants). Vrijenhoek et coll. (1998) ont examiné l'efficacité de la coagulation améliorée en matière d'enlèvement des particules et des précurseurs des THM. Les auteurs ont observé un crédit d'enlèvement des précurseurs des THM considérablement plus élevé durant la coagulation améliorée et à un pH de 5,5, et une augmentation notable du crédit d'enlèvement des particules et du taux de réduction de la turbidité à des doses d'alun supérieures à 20 mg/L.

7.3 Caractéristiques physiques

Les recherches ont montré qu'il n'y avait pas de relation spécifique entre la réduction de la turbidité et l'enlèvement des particules (Patania et coll., 1995; McTigue et coll., 1998; Huck et coll., 2002). La réduction de la turbidité ou l'enlèvement des particules sont fonction de la concentration de particules dans l'eau brute et du procédé de traitement. Il n'existe qu'une

relation générale entre la turbidité et le nombre de particules : la réduction de la turbidité augmente l'enlèvement des particules, et vice-versa.

Les mesures de la turbidité et les comptes de particules constituent tous deux des indicateurs approximatifs seulement de l'enlèvement des pathogènes. Jusqu'à aujourd'hui, on a utilisé les mesures de turbidité comme principal indicateur du rendement de la filtration en raison de coûts d'instrumentation inférieurs, de la simplicité de l'information obtenue et de la facilité d'utilisation de cette méthode. Cependant, on s'intéresse de plus en plus à l'utilisation des compteurs de particules dans le cadre de la surveillance de l'efficacité des procédés de traitement de l'eau potable. Tout comme les mesures de turbidité, les comptes de particules montrent qu'il y a réduction de l'enlèvement des pathogènes quand la filtration est sous-optimale, et que les petites pointes peuvent coïncider avec un passage accru de pathogènes (Huck et coll., 2002). Les comptes de particules peuvent être vus comme un outil supplémentaire que les fournisseurs d'eau potable peuvent utiliser pour optimiser le traitement de l'eau. Par exemple, il a été avancé qu'avec les procédés de traitement conventionnel, les compteurs de particules, du fait de leur sensibilité, pouvaient signaler précocement les problèmes de turbidité survenant au début de la percée d'un filtre (Huck et coll., 2002).

Un grand nombre de données indiquent que la couleur de l'eau serait en grande partie attribuable à la présence de particules colloïdales. Ces particules minuscules ont des propriétés physiques et chimiques qui leur permettent de demeurer en suspension dans l'eau plutôt que de s'y déposer ou de s'y dissoudre. Dans des études anciennes (Black et Willems, 1961; Black et Christman, 1963), on a démontré au moyen d'études électrophorétiques l'origine essentiellement colloïdale de la couleur de l'eau; on a soutenu que la couleur de l'eau était attribuable à environ 50 % à une « fraction colloïdale » de matières organiques naturelles (substances humiques) (Pennanen, 1975). La couleur réelle de l'eau est donc définie comme étant celle obtenue après l'élimination de la turbidité (Sadar, 1998). À 5,0 UTN et plus, la turbidité commence à être perceptible à l'œil nu, ce que beaucoup de consommateurs peuvent trouver inacceptable.

On sait également depuis longtemps qu'il y a un lien entre une turbidité élevée, aussi bien dans l'eau brute que dans l'eau filtrée, et le goût et l'odeur de l'eau (Atkins et Tomlinson, 1963). Les algues, les actinomycètes et leurs débris contribuent aussi aux problèmes de goût et d'odeur (Mackenthun et Keup, 1970).

8.0 Considérations liées à la santé

8.1 Pathogènes microbiens

Le rôle le plus important de la turbidité en matière de santé est son utilisation comme indicateur de l'efficacité des procédés de traitement de l'eau potable, particulièrement la filtration, pour ce qui est de l'enlèvement des pathogènes microbiens pouvant être présents dans l'eau. Plusieurs études ont évalué la relation entre la turbidité de l'eau potable, la présence de pathogènes dans cette eau et/ou les maladies gastrointestinales dans la population. Les données indiquent qu'il n'existe pas de relation mathématique universelle permettant de prévoir à partir des valeurs de turbidité un taux associé de maladies gastrointestinales dans la population. Les fortes augmentations de turbidité semblent toutefois pouvoir être utilisées pour établir le risque d'apparition de maladies. Quoiqu'il en soit, le secteur de l'eau potable considère que la turbidité est un paramètre très précieux pour l'évaluation des eaux destinées au traitement et le contrôle des systèmes d'approvisionnement en eau potable, ainsi que comme indicateur des accroissements possibles des concentrations de bactéries, de kystes de *Giardia* et d'oocystes de *Cryptosporidium* (MWH, 2005).

De nombreuses éclosions de maladies gastrointestinales liées à l'eau potable ont coïncidé avec des cas de turbidité élevée (Kent et coll., 1988; MacKenzie et coll., 1994; Atherton et coll., 1995; British Columbia Centre for Disease Control, 1996; ASPC, 2001; O'Connor, 2002). À Milwaukee (Wisconsin), l'éclosion de cryptosporidiose survenue en 1993 avait été précédée d'un accroissement très marqué de la turbidité dans l'une des usines de traitement de l'eau potable de la ville (MacKenzie et coll., 1994). À Walkerton (Ontario), les fortes pluies, l'inondation et la turbidité élevée que n'arrivait plus à maîtriser l'usine de traitement ont été considérées comme des facteurs ayant contribué à l'éclosion de 2000 (O'Connor, 2002). À North Battleford (Saskatchewan), une turbidité accrue de l'eau traitée due à une défaillance du décanteur à contact de boues a été notée à l'époque de l'éclosion de cryptosporidiose (ASPC, 2001). Logsdon et coll. (2004) ont relevé divers problèmes associés au traitement de l'eau potable qui constituent des facteurs pouvant accroître le risque d'éclosion de maladies hydriques, comme une dégradation de la qualité de l'eau filtrée (p. ex. forte turbidité) pouvant survenir durant la période de maturation des filtres ou à l'occasion d'une percée de filtre.

Des éclosions ont aussi été reliées à des approvisionnements municipaux dans des cas où aucune irrégularité n'avait été signalée dans le traitement et où les valeurs des paramètres de qualité de l'eau (dont la turbidité) étaient inférieures aux limites acceptées à l'époque (Hayes et coll., 1989; Maguire et coll., 1995; Goldstein et coll., 1996). Une éclosion de cryptosporidiose dans le comté de Clark (Nevada) (Goldstein et coll., 1996) a été associée à une usine d'eau potable à la fine pointe de la technologie qui produisait une eau d'une qualité dépassant les normes américaines en vigueur à l'époque. L'examen de l'usine de traitement de Carrollton effectué après une éclosion de cryptosporidiose (Hayes et coll., 1989; Logsdon et coll., 1990) a révélé qu'une filtration et des techniques de lavage à contre-courant non optimisées pourraient avoir causé un passage accru d'oocystes de *Cryptosporidium*.

Des études ont été réalisées pour examiner l'association possible entre les niveaux de turbidité des approvisionnements publics d'eau potable et le taux de maladies gastrointestinales endémiques (non liées à des éclosions) dans certaines collectivités. Schwartz et coll. (1997, 2000) ont comparé les fluctuations des niveaux de turbidité quotidiens moyens avec les visites à l'hôpital (visites à l'urgence et hospitalisations) liées à des maladies gastrointestinales chez les patients gériatriques et pédiatriques à Philadelphie (Pennsylvanie). Les niveaux de turbidité de l'eau traitée étaient bien inférieurs aux limites réglementaires durant toute la période de l'étude, avec une valeur moyenne de moins de 0,20 UTN. Des associations entre la turbidité et les cas de maladie rapportés ont été observées pour certaines valeurs de turbidité 4 à 6 jours et 10 à 13 jours après l'exposition chez les enfants, et 9 à 11 jours après l'exposition chez les patients âgés. Les auteurs ont estimé que des accroissements de la turbidité de 0,04 UTN (soit d'environ 25 % de la plage totale de turbidité) étaient corrélés à un accroissement de 9 % des admissions à l'hôpital pour les patients âgés et à un accroissement allant jusqu'à 31 % pour les admissions pédiatriques.

Une étude similaire a été réalisée par Aramini et coll. (2000) à Vancouver (Colombie-Britannique). Les auteurs ont observé une corrélation entre la turbidité de l'eau brute de l'approvisionnement en eau du district régional du Grand Vancouver (prédésinfection, absence de filtration) et l'élévation des taux de maladie 3 à 6 jours, 6 à 9 jours, 12 à 16 jours et 21 à 29 jours après l'exposition. Ils ont avancé que les turbidités supérieures à 1,0 UTN (valeur de l'ancienne recommandation canadienne, utilisée à l'époque) pouvaient expliquer jusqu'à 2 % des visites médicales liées à des maladies gastrointestinales et jusqu'à 1,3 % des hospitalisations liées à ce même type de maladies.

Egorov et coll. (2003) ont examiné s'il existait un lien entre les variations quotidiennes de la turbidité de l'eau potable et les maladies gastrointestinales dans une cohorte de Tcherepovets

(Russie). L'eau potable respectait les normes microbiologiques existantes durant toute la durée de l'étude. Cependant, les auteurs ont rapporté que les responsables locaux de la santé publique, considérant que l'eau n'était pas sûre, ont recommandé à la population de faire bouillir leur eau potable. La turbidité mesurée durant l'étude dépassait 1 UTN plus de 80 % du temps. Les auteurs ont établi que les personnes qui ont dit boire de l'eau du robinet non bouillie avaient un risque élevé statistiquement significatif de présenter une maladie gastrointestinale 1, 2 et 7 jours après l'exposition. Aucune association statistiquement significative entre turbidité et maladie gastrointestinale n'a été observée chez les participants qui ont dit boire seulement de l'eau bouillie.

Un ensemble d'études a aussi examiné rétrospectivement la possibilité qu'une relation entre maladie gastrointestinale et turbidité ait existé à l'époque de l'éclosion de Milwaukee. Morris et coll. (1996) ont rapporté que durant l'éclosion, des cas de gastroentérite étaient étroitement associés à la turbidité de l'eau potable 7 et 8 jours après l'exposition chez les enfants et les adultes, respectivement. Dans une analyse subséquente, Morris et coll. (1998) ont déterminé que dans les 434 jours qui ont précédé l'éclosion, les épisodes de maladies gastrointestinales chez les enfants et chez les adultes vivant dans la zone desservie par l'une des usines de traitement de l'eau potable (l'usine nord, où la turbidité moyenne de l'eau traitée a été plus élevée durant cette période) étaient fortement associés à la turbidité 8 et 9 jours après l'exposition, respectivement. Enfin, Naumova et coll. (2003) ont rapporté une forte association entre les hospitalisations liées à des maladies gastrointestinales et la turbidité de l'eau potable chez les personnes âgées 5 à 6 jours après l'exposition. Dans chacune de ces études (Morris et coll., 1996, 1998; Naumova et coll., 2003), les auteurs ont conclu que les temps écoulés entre l'exposition à l'eau turbide et les consultations médicales correspondaient à la période d'incubation de *Cryptosporidium*.

D'autres études n'ont pu établir de lien entre la turbidité et la présence de maladies gastrointestinales endémiques. Une étude équivalant à celle de Vancouver a été effectuée à Edmonton (Alberta) (Lim et coll., 2002). Les chercheurs n'ont pas trouvé de relation significative entre la turbidité de l'eau traitée et les taux rapportés de gastroentérite chez les habitants de la ville. Plus récemment, Tinker et coll. (2010) n'ont pu trouver d'association entre la turbidité de l'eau filtrée et les taux de maladies gastrointestinales en comparant au moyen de séries chronologiques la turbidité de l'eau potable et les visites à l'urgence liées à des maladies gastrointestinales à Atlanta (Géorgie). Les auteurs ont noté une faible association entre la turbidité de l'eau brute et les taux de maladies gastrointestinales.

Les liens entre la turbidité et les taux de maladies gastrointestinales dans la population ont aussi été étudiés au moyen d'autres mécanismes de surveillance épidémiologique. Gilbert et coll. (2006) ont rapporté une association entre la turbidité de l'eau traitée et les appels liés à des maladies gastrointestinales passés à un service téléphonique d'information médicale. Par ailleurs, Beaudeau et coll. (1999) ont trouvé une corrélation positive entre les accroissements de la turbidité de l'eau brute et les accroissements des ventes de médicaments antidiarrhéiques en vente libre à Le Havre (France).

Mann et coll. (2007) ont passé systématiquement en revue la littérature scientifique traitant de la turbidité de l'eau potable en rapport avec les maladies gastrointestinales endémiques. Les auteurs ont conclu qu'à ce jour, les études ont donné des résultats variés : des relations entre la turbidité de l'eau potable et les maladies gastrointestinales au sein des populations ont été observées dans certaines études, tandis que d'autres études n'ont pu établir de telles relations. Selon les auteurs, des différences méthodologiques entre les études pourraient expliquer certains résultats contradictoires. Il n'existe pas actuellement de méthode standard pour

l'analyse des associations entre les niveaux de turbidité et les problèmes de santé, ce qui rend difficile la comparaison des résultats des études.

8.2 Substances chimiques

On considère généralement que les matières particulaires présentes dans l'eau ne posent pas de risque chimique pour la santé. Les types de particules les plus souvent rencontrés dans l'eau ne sont pas considérés comme présentant des dangers chimiques importants.

Il existe des liens indirects entre la qualité chimique des particules présentes dans l'eau et la santé, qui découlent de l'interaction des particules avec divers contaminants chimiques. Les particules d'argile et de matières organiques naturelles peuvent adsorber des métaux lourds ainsi que certains pesticides, comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), le chlordane et la dieldrine (Santé Canada, 1995; Ritter et coll., 2002). On sait que les substances chimiques adsorbées peuvent se dissocier des particules à la faveur de changements des conditions du milieu, comme un changement de pH. Ainsi, quand les particules pénètrent dans un milieu différent, comme l'estomac, il y a possibilité que les contaminants adsorbés soient libérés.

Quoiqu'il en soit, aux niveaux de turbidité spécifiés dans le présent document, on ne s'attend pas à ce que les concentrations des contaminants chimiques particuliers soient suffisamment élevées pour constituer un risque chimique pour la santé. De plus, certains des minéraux et métaux les plus communément rencontrés (p. ex. calcium, manganèse, fer, aluminium) sont considérés comme des substances nutritives essentielles, et en ce qui concerne les autres, on ne dispose d'aucune preuve d'effets néfastes sur la santé de l'ingestion d'eau potable renfermant les concentrations pouvant être présentes aux niveaux de turbidité recommandés dans ce document (Santé et Bien-être social Canada, 1987a,b,c; Santé Canada, 1998). En général, on considère que les aliments et les sources d'exposition professionnelles contribuent davantage à l'exposition aux métaux et aux pesticides (Ritter et coll., 2002).

9.0 Réseau de distribution

La turbidité, ainsi que d'autres paramètres de la qualité de l'eau, est fréquemment surveillée pour aider à orienter l'exploitation et l'entretien des réseaux de distribution. Plusieurs études ont aussi désigné la turbidité comme indicateur utile pour évaluer l'intégrité des réseaux de distribution (Kirmeyer et coll., 2000, 2001; U.S. EPA, 2006c). Par conséquent, la turbidité doit être incluse dans la surveillance régulière du réseau de distribution pour que les écarts par rapport aux conditions normales puissent être détectés. La turbidité dans les réseaux de distribution peut être surveillée en même temps que d'autres paramètres, comme le pH, le résidu de désinfectant, *E. coli*, la NBH, les coliformes totaux et la pression, afin de mieux comprendre la source de la turbidité, et donc les mesures correctives appropriées à prendre lorsqu'on observe des augmentations de la turbidité.

La turbidité peut servir à signaler d'éventuels problèmes de contamination ou des difficultés dans un réseau de distribution. Une augmentation de la turbidité dans un réseau de distribution peut révéler une rupture de l'intégrité du réseau, comme des bris de conduite principale, un refoulement, une intrusion, des raccordements croisés ou le détachement d'un biofilm, qui peuvent compromettre la qualité microbiologique de l'eau (Kirmeyer et coll., 2000). Tel qu'indiqué dans la section 7.1.1., plusieurs études ont établi l'existence de corrélations entre l'augmentation du nombre de microorganismes (numération sur plaque) et l'augmentation de la turbidité (Snead et coll., 1980; Goshko et coll., 1983; Haas et coll., 1983; Power et Naby, 1999). La turbidité peut aussi augmenter à la suite de l'ouverture d'une borne-fontaine, d'un entretien du

réseau ou de réparations dans le réseau et de la défaillance d'appareils de robinetterie. Une étude a noté que la turbidité était supérieure à 1 UTN de façon répétée dans un site d'échantillonnage régulier en raison de la fermeture d'un appareil de robinetterie, qui créait des culs-de-sac dans le réseau (Burlingame et Johnson, 2002).

Une augmentation de la turbidité a aussi été associée au relargage de produits de corrosion ou aux perturbations des dépôts (U.S. EPA, 2006d). Burlingame et Johnson (2002) ont rapporté une corrélation statistique entre des échantillons prélevés dans un réseau de distribution ayant une turbidité supérieure à 2 UTN et des concentrations de fer supérieures à 0,3 mg/L. Lorsque la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement est élevée, des charges élevées de sédiments peuvent causer l'accumulation de contaminants inorganiques dans les réseaux de distribution. En particulier, des teneurs importantes en sédiments peuvent être introduites dans les réseaux de distribution alimentés en eaux souterraines ou en eaux non filtrées provenant d'autres sources dont la turbidité est de plus de 1,0 UTN (U.S. EPA, 2006d). La coloration de l'eau dans un réseau de distribution est souvent attribuée à la présence de fer colloïdal et de particules de fer qui peuvent provenir des matériaux du réseau de distribution ou bien de la source d'eau (Schock et Lytle, 2011).

Même si les mesures de la turbidité ne peuvent pas automatiquement être utilisées pour juger de la salubrité de l'eau d'un réseau de distribution, plusieurs publications proposent de maintenir les valeurs de turbidité sous 1,0 UTN (Geldrieck, 1996; Burlingame et Johnson, 2002; Friedman et coll., 2005). De plus, il existe plusieurs études de cas portant sur des services publics dont la valeur utilisée pour déclencher un examen de l'intégrité du réseau de distribution est de 1,0 UTN ou moins (Kirmeyer et coll., 2001; Burlingame et Johnson, 2002). Le concept de l'optimisation des réseaux de distribution a récemment été introduit dans l'industrie de l'eau (Friedman et coll., 2005, 2010; Lauer, 2010). Un aspect important des plans d'optimisation des réseaux de distribution est la mise sur pied d'objectifs de qualité de l'eau et d'exploitation. Un niveau de turbidité de moins de 1,0 UTN a été désigné comme un objectif potentiel pour les services publics, à utiliser pour la surveillance et les opérations régulières, pour l'entretien des conduites principales d'eau, pour le maintien de la qualité de l'eau dans les culs-de-sac et pour l'acceptation du consommateur au robinet (Friedman et coll., 2005).

On a souvent associé une turbidité excessive à des goûts et à des odeurs inacceptables. Une turbidité de plus de 5 UTN devient visible et les consommateurs peuvent alors juger l'eau inacceptable. Dans certains cas, si l'on ne corrige pas la turbidité et l'on ne réduit pas la charge organique avant d'appliquer certains produits chimiques, d'autres contaminants pouvant causer des problèmes de santé (p. ex. des SPD) peuvent se former ou être libérés. On doit tout faire pour réduire la turbidité au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre dans le réseau de distribution, notamment en diminuant les niveaux de turbidité à l'entrée du réseau de distribution et par des travaux d'entretien réguliers comprenant la purge et le nettoyage des conduites.

10.0 Justification

Le rôle le plus important de la turbidité en matière de santé est son utilisation comme indicateur de l'efficacité des procédés de traitement de l'eau potable, particulièrement la filtration, pour ce qui est de l'enlèvement des pathogènes microbiens pouvant être présents dans l'eau. La production d'une eau potable de faible turbidité est la meilleure façon d'éliminer ou d'inactiver les pathogènes microbiens. Des turbidités élevées ou fluctuantes peuvent indiquer un traitement inadéquat de l'eau ou des perturbations dans le réseau de distribution. Réduire la

turbidité au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre et en réduire au minimum les fluctuations permettent de très bien protéger la santé publique.

La turbidité n'est ni un indicateur direct de la présence ou de l'absence de pathogènes, ni un indicateur direct des risques sanitaires potentiels liés à la consommation de l'eau potable. Elle est considérée comme un paramètre facilement mesurable qui indique l'efficacité de la filtration en matière d'enlèvement des pathogènes. La réduction de la turbidité et l'enlèvement des particules et des pathogènes sont largement fonction de la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement ainsi que du choix et de l'exploitation de la technique de traitement. Une fois posée l'exigence de réduire la turbidité au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre, il est aussi primordial de tenir compte des limites des divers types de traitement de l'eau dans l'établissement des valeurs de recommandation pour la turbidité.

Les LTFS s'appliquent à des échantillons représentatifs de turbidité dans l'eau à la sortie des filtres individuels. La filtration étant un processus dynamique, il faut accepter que les brèves fluctuations de la turbidité ou d'autres situations qui ne peuvent raisonnablement être prévenues par l'optimisation du procédé puissent empêcher la turbidité mesurée d'être en tout temps inférieure à la LTFS applicable. Les LTFS devraient pouvoir être atteintes par la plupart des usines de filtration et, en combinaison avec la désinfection, devraient fournir un niveau acceptable de protection contre les risques associés à la présence de pathogènes (bactéries, protozoaires et virus) dans l'eau traitée.

Les systèmes dont la source d'eau est de l'eau de surface ou de l'eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface doivent s'efforcer de faire en sorte que la turbidité de l'eau à la sortie des unités ou des filtres individuels soit inférieure à 0,1 UTN en tout temps. Cet objectif vaut pour l'eau potable produite par les systèmes utilisant la filtration conventionnelle, la filtration directe, la filtration lente sur sable, la filtration à diatomées ou la filtration sur membrane. Lorsque cela n'est pas possible, les niveaux de turbidité de l'eau issue des unités ou des filtres individuels doivent être de 0,3 UTN au plus pour la filtration conventionnelle ou directe, de 1,0 UTN au plus pour la filtration lente sur sable et la filtration à diatomées, et de 0,1 UTN au plus pour les systèmes utilisant la filtration sur membrane. Ces LTFS doivent être atteintes dans une proportion donnée des mesures de turbidité. Pour établir si un système respecte la LTFS dans au moins 95 % ou 99 % des mesures de turbidité, il faut recueillir des données sur une certaine période. Des analyses doivent être effectuées pour déterminer si des mesures correctives doivent être prises pour améliorer la turbidité de l'eau à la sortie des filtres. Les corrections à apporter seront fonction des particularités de l'installation. Une valeur ne devant jamais être dépassée est aussi spécifiée pour chaque procédé de traitement parce qu'elle constitue le plafond au-delà duquel on peut suspecter un problème de fonctionnement important du filtre; toute mesure supérieure à cette valeur doit entraîner un examen et une correction immédiates.

Dans le cas des systèmes utilisant comme source de l'eau souterraine, la turbidité doit généralement être de moins de 1,0 UTN. Les pratiques optimales pour ces systèmes comprennent un choix d'emplacement, une construction et un entretien adéquats des puits, de même que la surveillance de la turbidité de l'eau de la source d'approvisionnement et des mesures visant à garantir que les niveaux de turbidité ne nuisent pas à la désinfection et à la distribution de l'eau. Dans certains cas, une turbidité supérieure à 1,0 UTN pourrait être acceptable s'il est démontré que le système a toujours produit une eau de qualité acceptable sur le plan microbiologique et qu'une telle valeur supérieure ne compromettra pas la désinfection.

La turbidité peut avoir un impact sur la désinfection et sur l'exploitation efficace des réseaux de distribution. La meilleure méthode pour minimiser l'interférence potentielle avec la désinfection, ainsi que pour réduire les charges de sédiments dans le réseau de distribution,

consiste à réduire la turbidité à de faibles niveaux juste en amont du procédé de désinfection. Ainsi, il est préférable que le niveau de turbidité de l'eau entrant dans le réseau de distribution soit de 1,0 UTN ou moins.

Pour tous les systèmes d'eau potable, il faut surveiller et contrôler la turbidité dans tout le réseau de distribution, y compris dans les zones où l'eau stagne longtemps et où les niveaux résiduels de désinfectant sont faibles ou lorsqu'il y a démonstration que la qualité de l'eau est détériorée. Des augmentations de la turbidité dans le réseau de distribution peuvent indiquer une détérioration de la qualité de l'eau. S'il se produit une augmentation inhabituelle, rapide ou imprévue des niveaux de turbidité, il faut inspecter le réseau, déterminer la cause et les mesures correctives appropriées à prendre.

Dans le cadre de son processus continu de révision des recommandations, Santé Canada continuera à suivre les nouvelles recherches dans ce domaine et recommandera au besoin les modifications à ce document technique jugées appropriées.

11.0 Bibliographie

- Abbott, D.W. (2007). Wells and words. *Hydrovisions*. Groundwater Resources Association of California 16(3):4.
- Adham, S.S., Jacangelo, J.G. et Laine, J.-M. (1995). Low pressure membranes: assessing integrity. *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(3) : 62-75.
- Adham, S.S., Jacangelo, J.G. et Laine, J.M. (1996). Characteristics and costs of MF and UF plants. *J. Am. Water Works Assoc.*, 88(5) : 2231.
- Amburgey, J.E. (2005). Optimization of the extended terminal subfluidization wash (ETSW) filter backwashing procedure. *Water Res.*, 39(2-3) : 314-330.
- Amburgey, J.E. et Amirtharajah, A. (2005). Strategic filter backwashing techniques and resulting particle passage. *J. Environ. Eng.*, 131(4) : 535-547.
- Amburgey, J.E., Amirtharajah, A., Brouckaert, B.M. et Spivey, N.C. (2003). An enhanced backwashing technique for improved filter ripening. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(12) : 81-94.
- Amburgey, J.E., Amirtharajah, A., Brouckaert, B.M. et Spivey, N.C. (2004). Effect of washwater chemistry and delayed start on filter ripening. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(1) : 97-110.
- Amburgey, J.E., Amirtharajah, A., York, M., Brouckaert, B.M., Spivey, N.C. et Arrowood, M.J. (2005). Comparison of conventional and biological filter performance for *Cryptosporidium* and microsphere removal. *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(12):77-91.
- Amirtharajah, A. (1988). Some theoretical and conceptual views of filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 80(12) : 36-46.
- Amoah, K., Craik, S., Smith, D.W. et Belosevic, M. (2005). Inactivation of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts by ultraviolet light in the presence of natural particulate matter. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*. 54(3):165-178.
- Anderson, W.B., DeLoyde, J.L., LeCraw, R.A., Galan, M., Cleary, S.A. et Huck, P.M. (2006). The removal of turbidity in a multistage slow sand pilot-plant under challenging conditions. Dans : *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes*. R. Gimbel, N. Graham et M.R. Collins (dir. de pub.). IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni. p. 125-132.

Anderson, W.B., DeLoyde, J.L., Van Dyke, M.I. et Huck, P. (2009). Influence of design and operating conditions on the removal of MS2 bacteriophage by pilot-scale multistage slow sand filtration. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*. 58(7) : 450-52.

APHA, AWWA et WEF (2012). Standard method 2130: Turbidity. Dans : *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22^e éd. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation, Washington, DC.

Aramini, J., Wilson, J., Allen, B., Holt, J., Sears, W., McLean, M. et Copes, R. (2000). Qualité de l'eau potable et utilisation des services de santé pour des troubles gastro-intestinaux dans le Grand Vancouver. Santé Canada, Ottawa, Ontario.

ASPC (2001). Éclosion de cryptosporidiose d'origine hydrique, North Battleford (Saskatchewan), printemps 2001. *Relevé des maladies transmissibles au Canada (RMTC)*, vol. 27, n° 22. Agence de la santé publique du Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.phac-aspc.gc.ca/publicat/ccdr-rmtc/01vol27/rm2722fa.html

Assavasilavasukul, P., Harrington, G.W., Lau, B.L.T., Hoffman, R.M. et Borchardt, M.A. (2008). Effect of pathogen load on pathogen removal by conventional treatment. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.

ASTM International (2007). D6698-07: Standard test method for on-line measurement of turbidity below 5 NTU in water. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvanie.

ASTM International (2010). D6855-10: Standard test method for determination of turbidity below 5 NTU in static mode. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvanie.

ASTM International (2011). D7726-11: Standard guide for the use of various turbidimeter technologies for measurement of turbidity in water. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvanie.

Atherholt, T.B., Lechevallier, M.W., Norton, W.D. et Rosen, J.S. (1998). Effect of rainfall on *Giardia* and crypto. *J. Am. Water Works Assoc.*, 90(9) : 67-91.

Atherton, F., Newman, C.P.S. et Casemore, D.P. (1995). An outbreak of waterborne cryptosporidiosis associated with a public water supply in the UK. *Epidemiol. Infect.*, 115: 123-131.

Atkins, P.F. et Tomlinson, H.D. (1963). Evaluation of daily carbon chloroform extracts with CAM. *Water Sewage Works*, 110 : 281-284.

AWWA (1991). *Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources*. American Water Works Association, Denver, Colorado.

AWWA (2005). *Microfiltration and ultrafiltration membranes for drinking water*. Dans : *American Water Works Association manual of water supply practices-M53*. 1^{re} éd. American Water Works Association, Denver, Colorado.

AWWA (2007). *Reverse osmosis and nanofiltration*. Dans : *American Water Works Association manual of water supply practices-M46*. 2^e éd. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Backhus, D.A., Ryan, J.N., Groher, D.M., MacFarlane, J.K., et Gschwend, P.M. (1993). Sampling colloids and colloid-associated contaminants in ground water. *Ground Water* 31(3):466-479.

Banerjee, A., Hanson, F., Paoli, E., Korbe, C., Kolman, R., Nelson, P., Smith, K. et Lambertson, M. (1999). Ultra low range instrument increases turbidimetric sensitivity by two orders of magnitude. Dans : *Proceedings of the 1999 AWWA Water Quality and Technology Conference*, Tampa, FL. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Banerjee, A., Carlson, K. et Lozier, J. (2000). Monitoring membrane integrity using ultra high sensitivity laser light. Dans : Proceedings of the 2000 AWWA Water Quality Technology Conference, Salt Lake City, UT. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Banerjee, A., Lamberton, M., Lozier, J. et Colvin, C. (2001). Monitoring membrane integrity using high sensitivity laser turbidimetry. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 1(5) : 273-276.

Barbeau, B., Huffman, D., Mysore, C., Desjardins, R. et Prévost, M. (2004). Examination of discrete and confounding effects of water quality parameters during the inactivation of MS2 phages and *Bacillus subtilis* spores with free chlorine. *J. Environ. Eng. Sci.* 3 : 255-268.

Barrett, J.M., Bryck, J., Collins, M.R., Janonis, B.A. et Logsdon, G.S. (1991). Manual of design for slow sand filtration. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.

Batch, L.F., Schulz, C.R. et Linden, K.G. (2004). Evaluating water quality effects on UV disinfection of MS2 coliphage. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(7) : 75-87.

Bayley, R.G.W., Grant, J., May, S., Windle, A.J., Shurrock, J. et Chipps, M.J. (2001). The use of supplementary coagulant to reduce rapid gravity filtrate turbidity on a full scale operational water treatment works. Dans : Advances in rapid granular filtration in water treatment. Proceedings of the Chartered Institution of Water and Environmental Management International Conference, Londres, Royaume-Uni. p. 209-218.

Beaudeau, P., Payment, P., Bourderont, D., Mansotte, F., Boudhabay, O., Laubies, B. et Verdiere, J. (1999). A time series study of anti-diarrhoeal drug sales and tap-water quality. *Int. J. Environ. Health Res.*, 9 : 293-312.

Bellamy, W.D., Silverman, G.P., Hendricks, D.W. et Logsdon, G.S. (1985a). Removing *Giardia* cysts with slow sand filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(2) : 52-60.

Bellamy, W.D., Hendricks, D.W. et Logsdon, G.S. (1985b). Slow sand filtration: influences of selected process variables. *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(12) : 62-66.

Berman, D., Rice, E.W. et Hoff, J.C. (1988). Inactivation of particle-associated coliforms by chlorine and monochloramine. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54(2) : 507-512.

Bichai, F., Dullemon, Y., Rosielle, M., Barbeau, B. et Hijnen, W. (2009). Role of predation in transport of fecal bacteria and protozoa (oo)cysts in water treatment. Dans : Proceedings of the 2009 AWWA Water Quality Technology Conference, Seattle, WA. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Black, A.P. et Christman, R.F. (1963). Characteristics of coloured surface waters. *J. Am. Water Works Assoc.*, 55 : 753-770.

Black, A.P. et Willems, D.G. (1961). Electrophoretic studies of coagulation for removal of organic colour. *J. Am. Water Works Assoc.*, 53 : 589-604.

Bridgeman, J., Simms, J.S. et Parsons, S.A. (2002). Practical and theoretical analysis of relationships between particle count data and turbidity. *J. Water SRT – Aqua* 51(5) : 263-271.

British Columbia Centre for Disease Control (1996). Outbreak of cryptosporidiosis associated with municipal drinking water: Cranbrook, British Columbia, June, 1996. *B.C. Health Dis. Surveillance*, 5 : 93-103.

Brown, T.J. et Emelko, M.B. (2009). Chitosan and metal salt coagulant impacts on *Cryptosporidium* and microsphere removal by filtration. *Water Res.*, 43(2) : 331-338.

Burlingame, G.A., Pickel, M.J. et Roman, J.T. (1998). Practical applications of turbidity monitoring. *J. Am. Water Works Assoc.*, 90(8) : 57-69.

- Burlingame, G.A. et Johnson, M. (2002). Distribution systems: Get more from your NTUs. *Opflow*, 28(12):8-9
- Caron, E., Chevretil Jr., G., Barbeau, B., Payment, P. et Prévost, M. (2007). Impact of microparticles on UV disinfection of indigenous aerobic spores. *Water Research*. 41:4546-4556.
- Cartnick, K. et Merwin, R. (2004). Current issues—Franklin Lakes: creating a permanent solution for a limited seasonal need. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(9) : 34-37.
- Christensen, J. et Linden, K.G. (2003). How particles affect UV light in the UV disinfection of unfiltered drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(4) : 179-189.
- Clancy Environmental Consultants Inc. (2007). An evaluation of the effects of Coquitlam source water turbidity on ozone and UV disinfection. Rapport final. Avril, St. Albans, Vermont.
- Cleary, S.A., Collins, R.M., DeLoyde, J. et LeCraw, R.A. (2008). How far north can we take it? Pushing the limits on slow sand filtration. Dans : Proceedings of the British Columbia Water & Waste Association Annual Conference, Whistler, BC, British Columbia Water & Waste Association, Burnaby, Colombie-Britannique.
- Cleasby, J.L. (1991). Source water quality and pretreatment options for slow sand filters. Dans : Slow sand filtration. G.S. Logsdon (dir. de pub.). American Society of Civil Engineers, New York, New York.
- Cleasby, J.L. et Logsdon, G.S. (1999). Granular bed and precoat filtration. Dans : Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 5^e éd. R. Letterman (dir. de pub.). American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Cleasby, J.L., Hilmoie, D.J. et Dimitracopoulos, C.J. (1984). Slow sand and direct in-line filtration of a surface water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 76(12) : 44-45.
- Cleasby, J.L., Dharmarajah, A.H., Sindt, G.L. et Baumann, R.E. (1989). Design and operation guidelines for optimization of the high-rate filtration process: plant survey results. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Cleasby, J.L., Sindt, G.L., Watson, D.A. et Baumann, E.R. (1992). Design and operation guidelines for optimization of the high-rate filtration process: plant demonstration studies. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Collins, M.R., Eighmy, T.T., Fenstermacher, J.M., Jr. et Spanos, S.K. (1992). Removing natural organic matter by conventional slow sand filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 84(5) : 80-90.
- Collins, M.R., Begin, A.N., Musich, J.P. et LeCraw, R.A. (2005). Pretreatment enhancement to slow sand filtration—a case study North Haven, Maine. *J. N. Engl. Water Works Assoc.*, 119(4) : 204-212.
- Consonery, P.J., Greenfield, D.N. et Lee, J.J. (1997). Pennsylvania's filtration evaluation program. *J. Am. Water Works Assoc.*, 89(8) : 67-77.
- Cullen, T.R. et Letterman, R.D. (1985). The effect of slow sand filter maintenance on water quality. *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(12) : 48-55.
- Curriero, F.C., Patz, J.A., Rose, J.B. et Lele, S. (2001). The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994. *Am. J. Public Health*, 91(8) : 1194-1199.
- DeLoyde, J.L. (2007). Removal of MS2 bacteriophage, *Cryptosporidium*, *Giardia*, and turbidity by pilot-scale slow sand filtration. Mémoire de maîtrise en Sciences appliquées – Génie civil, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- DeLoyde, J.L., Anderson, W.B., Cleary, S.A., Ndongue, S., LeCraw, R.A., Galan, M. et Huck, P.M. (2006). Removal of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts by pilot-scale multi-stage slow sand filtration. Dans : Recent

progress in slow sand and alternative biofiltration processes. R. Gimbel, N. Graham et M.R. Collins (dir. de pub.). IWA Publishing, Londres, Royaume Uni. p. 133-142.

DeMers, L.D. et LeBlanc, J.Z. (2003). Louisiana systems take on the optimization challenge. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(6) : 48, 50-52.

Dorner, S.M., Anderson, W.B., Gaulin, T., Candon, H.L., Slawson, R.M., Payment, P. et Huck, P.M. (2007). Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. *J. Water Health*, 5(2) : 241-257.

Drachenberg, G.E., Suthaker, S.S. et Suan, H.C. (2007). Getting membrane performance out of a conventional filtration plant in a small community. Dans : Proceedings of the 2007 AWWA Water Quality Technology Conference, Charlotte, NC. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Dugan, N.R., Fox, K.R., Owens, J.H. et Miltner, R.J. (2001). Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment. *J. Am. Water Works Assoc.*, 93(12) : 64-76.

Edzwald, J. et Kelley, M. (1998). Control of *Cryptosporidium* from reservoirs to clarifiers to filters. *Water Sci. Technol.*, 37(2) : 1-8.

Egorov, A.I., Naumova, E.N., Tereschenko, A.A., Kislitsin, V.A. et Ford, T.E. (2003). Daily variations in effluent water turbidity and diarrhoeal illness in a Russian city. *Int. J. Env. Health. Research* 13 : 81-94.

Emelko, M.B. et Huck, P.M. (2004). Microspheres as surrogates for filtration of *Cryptosporidium*. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(3) : 94-105.

Emelko, M.B., Huck, P.M., Douglas, I.P. et Van Den Oever, J. (2000). *Cryptosporidium* and microsphere removal during low turbidity end-of-run and early breakthrough filtration. Dans : Proceedings of the 2000 AWWA Water Quality Technology Conference, Salt Lake City, UT. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Emelko, M.B., Douglas, I.P. et Van Den Oever, J. (2001b). Assessing *C. parvum* removal by filtration using pilot- and full-scale microsphere removal data. Dans : Proceedings of the 2001 AWWA Water Quality Technology Conference, Nashville, TN. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Emelko, M.B., Huck, P.M. et Douglas, I.P. (2003). *Cryptosporidium* and microsphere removal during late in cycle filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(5) : 173-182.

Emelko, M.B., Huck, P.M. et Coffey, B.M. (2005). A review of *Cryptosporidium* removal by granular media filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(12) : 101-115.

Farahbakhsh, K., Adham, S.S. et Smith, D.W. (2003). Monitoring the integrity of low-pressure membranes. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(6) : 95-107.

Ferguson, C.M., Coote, B.G., Ashbolt, N.J. et Stevenson, I.M. (1996). Relationships between indicators, pathogens and water quality in an estuarine system. *Water Res.*, 30(9) : 2045-2054.

Fox, K.R., Miltner, R.J., Logsdon, G.S., Dicks, D.L. et Drolet, L.-F. (1984). Pilot plant studies of slow-rate filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 76(12) : 62-68.

Friedman, M., Kirmeyer, G., Pierson, G., Harrison, S., Martel, K., Sandvig, A. et Hanson, A. (2005). Development of distribution system water quality optimization plans. American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.

Friedman, M., Kirmeyer, G., Lemieux, J., LeChevallier, M. et Seidl, S. (2010). Criteria for optimized distribution systems. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Fulton, G.P. (2000). Diatomaceous earth filtration for safe drinking water. American Society of Civil Engineers, Reston, Virginie.

- Gagliardo, P.F., Adham, S.S. et Trussell, R.R. (1997a). Water repurification using reverse osmosis: thin-film composite vs. cellulose acetate membranes. Dans : Proceedings of the 1997 AWWA Membrane Technology Conference, New Orleans, LA. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Gagliardo, P.F., Adham, S.S., Trussell, R.R. et Olivieri, A.W. (1997b). Membranes as an alternative to disinfection. Dans : Proceedings of the 1997 AWWA Annual Conference, Atlanta, GA. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Gao, H. et Hu, J. (2012). Effect of hybrid coagulation-membrane filtration on downstream UV disinfection. *Desalination*. 290:115-124.
- Geldreich, E.E. (1996). Microbial quality of water supply in distribution systems. Lewis Publishers, Boca Raton, Floride.
- Gilbert, M.L., Levallois, P. et Rodriguez, M.J. (2006). Use of a health information telephone line, Info-sante CLSC, for the surveillance of waterborne gastroenteritis. *J. Water Health*, 4(2) : 225-232.
- Ginley, J. (2006). Qualserve and partnership: restoring confidence through quality. *J. Am. Water Works Assoc.*, 98(3) : 48-49, 52-61.
- Gitis, V., Haught, R.C., Clark, R.M., Gun, J. et Lev, O. (2006). Nanoscale probes for the evaluation of the integrity of ultrafiltration membranes. *J. Membr. Sci.*, 276(1-2) : 199-207.
- GLI International Inc. (1992). Analytical method for turbidity measurement: GLI Method 2. GLI Inc., Milwaukee, Wisconsin.
- Goldstein, S.T., Juranek, D.D., Ravenholt, O., Hightower, A.Q., Martin, D.G., Mesnik, J.L., Griffiths, S.D., Bryant, A.J., Reich, R.R. et Herwaldt, B.L. (1996). Cryptosporidiosis: an outbreak associated with drinking water despite state-of-the-art water treatment. *Ann. Intern. Med.*, 124 : 459-468.
- Goshko, M.S., Minnigh, H.A., Pipes, W.O. et Christian, R.R. (1983). Relationships between standard plate counts and other parameters in water distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 75(11) : 568-571.
- Gregory, J. (2006). Introduction. Dans : *Particles in water: properties and processes*. IWA Publishing, Londres.
- Guo, H., Wyart, Y., Perot, J., Nauleau, F. et Moulin, P. (2010). Low-pressure membrane integrity tests for drinking water treatment: a review. *Water Res.*, 44(1) : 41-57.
- Haas, C.N., Meyer, M.A. et Paller, M.S. (1983). Microbial alterations in water distribution systems and their relationship to physical-chemical characteristics. *J. Am. Water Works Assoc.*, 75 : 475-481.
- Hach Company (2000). Hach Method 10133: Determination of turbidity by laser nephelometry, Rev 2.0, January, 2000. Hach Company, Loveland, Colorado.
- Hall, T., Pressdee, J. et Carrington, E. (1994). Removal of *Cryptosporidium* oocysts by water treatment processes. Foundation for Water Research, Buckinghamshire, Royaume Uni (Rapport n° FR0457).
- Harrington, G.W., Chen, H.-W., Harris, A.J., Xagorarakis, I., Battigelli, D.A. et Standridge, J.H. (2001). Removal of emerging waterborne pathogens. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association. Denver, Colorado.
- Havelaar, A., van Olphen, M. et Schijven, J. (1995). Removal and inactivation of viruses by drinking water treatment processes under full scale conditions. *Water Sci. Technol.*, 31(5-6) : 55-62.

- Hayes, E.B., Mattie, T.D., O'Brien, T.R., McKinley, T.W., Logsdon, G.S., Rose, J.B., Ungar, B.L.P., Word, D.M., Pinsky, P.F., Cummings, M.L. et coll. (1989). Large community outbreak of cryptosporidiosis due to contamination of a filtered public water supply. *N. Engl. J. Med.*, 320 : 1372-1376.
- Hegg, B.A., Adams, S., Valentine, T. et Demers, L. (2000). Optimization without walls: a small utility evaluates, improves performance. *Opflow* 26(5) : 4-14.
- Hejkal, T.W., Wellings, F.M., LaRock, P.A. et Lewis, A.L. (1979). Survival of poliovirus within organic solids during chlorination. *Appl. Environ. Microbiol.*, 38(1) : 114-118.
- Herson, D.S. et Victoreen, H.T. (1980). Hindrance of coliform recovery by turbidity and non-coliforms. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Août (EPA-600/2-80-097).
- Hijnen, W.A.M., Schijven, J.F., Bonné, P., Visser, A. et Medema, G.J. (2004). Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. *Water Sci. Technol.* 50(1) : 147-154.
- Hijnen, W.A., Dullemont, Y.J., Schijven, J.F., Hanzens-Brouwer, A.J., Rosielle, M. et Medema, G. (2007). Removal and fate of *Cryptosporidium parvum*, *Clostridium perfringens* and small-sized centric diatoms (*Stephanodiscus hantzschii*) in slow sand filters. *Water Res.*, 41(10) : 2151-2162.
- Hoff, J.C. (1978). The relationship of turbidity to disinfection of potable water. Evaluation of the microbiology standards for drinking water. EPA-570/9-78-OOC. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. p.103.
- Hoff, J.C. (1986). Inactivation of microbial agents by chemical disinfectants. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA/600/S2-86/087).
- Huck, P.M. et Coffey, B.M. (2002). Robust drinking water treatment for microbial pathogens: implications for *Cryptosporidium* removal. Dans : Chemical water and wastewater treatment VII. Proceedings of the 10th International Gothenburg Symposium, Göteborg, Suède. H.H. Hahn, E. Hoffmann et H. Ødegaard (dir. de pub.). IWA Publishing, Londres, Royaume Uni. p. 165-182.
- Huck, P.M., Coffey, B., O'Melia, C. et Emelko, M. (2000). Removal of *Cryptosporidium* by filtration under conditions of process challenge. Proceedings of the 2000 AWWA Water Quality Technology Conference, Salt Lake City, UT. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Huck, P.M., Emelko, M.B., Coffey, B.M., Maurizio, D.D. et O'Melia, C.R. (2001). Filter operation effects on pathogen passage. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Huck, P.M., Coffey, B.M., Emelko, M.B., Maurizio, D.D., Slawson, R.M., Anderson, W.B., Den Oever, J.V., Douglas, I.P. et O'Melia, C.R. (2002). Effects of filter operation on *Cryptosporidium* removal. *J. Am. Water Works Assoc.*, 94(6) : 97-111.
- ISO (1999). Norme internationale ISO 7027:1999(F) : Qualité de l'eau – Détermination de la turbidité. Organisation internationale de normalisation, Genève, Suisse.
- Jacangelo, J.G. (1991). The development of membrane technology. International Report (IR3). *Water Supply: Rev. J. Int. Water Supply Assoc.*, 9(3/4).
- Jacangelo, J.G., Laine, J.-M., Carns, K.E., Cummings, E.W. et Mallevialle, J. (1991). Low pressure membrane filtration for removing *Giardia* and microbial indicators. *J. Am. Water Works Assoc.*, 83(9) : 97-106.
- Jacangelo, J.G., Adham, S.S. et Laine, J.-M. (1995). Mechanism of *Cryptosporidium*, *Giardia* and MS2 virus removal by MF and UF. *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(9) : 107-121.
- Jacangelo, J.G., Adham, S., et Laine, J.-M. (1997). Membrane filtration for microbial removal. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association. Denver, Colorado.

- Jekel, M.R. (1991). Removal of aluminum in coagulation and from acidic raw waters. Document présenté au 18th International Water Supply Congress, Special Subject No. 8. International Water Supply Association, Copenhagen, Denmark.
- Jobb, D.B., Anderson, W.B., LeCraw, R.A. et Collins, M.R. (2007). Removal of emerging contaminants and pathogens using modified slow sand filtration: an overview. Dans : Proceedings of the 2007 AWWA Annual Conference, Toronto, Ontario. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kawamura, S. (2000). Integrated design and operation of water treatment facilities. 2^e éd. John Wiley & Sons, New York, New York.
- Kay, G.P., Sykora, J.L. et Burgess, R.A. (1980). Algal concentration as a quality parameter of finished drinking waters in and around Pittsburgh, Pennsylvanie. *J. Am. Water Works Assoc.*, 72(3) : 170-176.
- Kelkar, P.S., Tajne, D.S. et Dhage, S.S. (2009). Effect of shading on performance of slow sand filters. *J. Am. Water Works Assoc.*, 101:12: 69-76
- Kelley, M., Warriar, P., Brokaw, J., Barrett, K. et Komisar, S. (1995). A study of two U.S. Army installation drinking water sources and treatment systems for the removal of *Giardia* and *Cryptosporidium*. Proceedings of the 1995 AWWA Annual Conference, Anaheim, CA. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kent, G.P., Greenspan, J.R., Herndon, J.L., Mofenson, L.M., Harris, J.A., Eng, T.R. et Waskin, H.A. (1988). Epidemic giardiasis caused by a contaminated public water supply. *Am. J. Public Health*, 78(2) : 139-143.
- Keswick, B.H., Gerba, C.P., DuPont, H.L. et Rose, J.B. (1984). Detection of enteric viruses in treated drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 47(6) : 1290-1294.
- Kirmeyer, G.J., Friedman, M., Clement, J., Sandvig, A., Noran, P.F., Martel, K.D., Smith, D., LeChevallier, M., Volk, C., Antoun, E., Hildebrand, D., Dyksen, J. and Cushing, R. (2000). Guidance manual for maintaining distribution system water quality. American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kirmeyer, G.J., Friedman, M., Martel, K., Howie, D., LeChevallier, M., Abbaszadegan, M., Karim, M., Funk, J. and Harbour, J. (2001). Pathogen intrusion into the distribution system. American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. et Exner, M. (2002). Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68(5) : 2188-2197.
- Kitis, M., Lozier, J.C., Kim, J-H., Mi, B. et Marinas, B. (2003). Microbial removal and integrity monitoring of RO and NF membranes. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(12) : 105-119.
- KIWA (2007). Elimination of micro-organisms by drinking water treatment processes. 3^e éd. KIWA Water Research, Nieuwegein (Projet n° 111544.100.002).
- Kollu, K. et Örmeci, B. (2012). Effect of particles and bioflocculation on ultraviolet disinfection of *Escherichia coli*. *Water Research*. 46:750-760.
- Kothari, N. et St. Peter, E. (2000). Utility perspective on regulatory approval for microfiltration treatment facilities in Wisconsin. Dans : Proceedings of the 2000 AWWA Annual Conference, Denver, Colorado. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kozuskanich, J., Novakowski, K.S. et Anderson, B.C. (2011). Fecal indicator bacteria variability in samples pumped from monitoring wells. *Ground Water* 49(1):43-52

- Laine, J.M., Vial, D. et Moulart, P. (2000). Status of operation—overview of UF technology today. *Desalination*, 131 : 17-25.
- Landsness, L.B. (2001). Accepting MF/UF technology: making the final cut. Dans : Proceedings of the 2001 AWWA Membrane Technology Conference, San Antonio, TX. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Lange, K.P., Bellamy, W.D., Hendriks, D.W. et Logsdon, G.S. (1986). Diatomaceous earth filtration of *Giardia* cysts and other substances. *J. Am. Water Works Assoc.*, 78(1) : 76-84.
- Lauer, B. (2010). Partnership offers new distribution system optimization program. *J. Am. Water Works Assoc.*, 102(12): 32-34
- LeChevallier, M.W. et Norton, W.D. (1992). Examining relationships between particle counts, and *Giardia* and *Cryptosporidium* and turbidity. *J. Am. Water Works Assoc.*, 84(12) : 54-60.
- LeChevallier, M.W., Evans, T.M. et Seidler, R.J. (1981). Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 42 : 159-167.
- LeChevallier, M.W., Norton, W.D. et Lee, R.G. (1991). *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in filtered drinking water supplies. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57 : 2617-2621.
- LeChevallier, M.W., Gullick, R.W., Karim, M.R., Friedman, M. et Funk, J.E. (2003). The potential for health risks from intrusion of contaminants into the distribution system from pressure transients. *J. Water Health*, 1(1) : 3-14.
- Lehtola, M.J., Nissinen, T.K., Miettinen, I.T., Martikainen, P.J. et Vartiainen, T. (2004). Removal of soft deposits from the distribution system improves the drinking water quality. *Water Res.*, 38(3) : 601-610.
- Lehtola, M.J., Laxander, M., Miettinen, I.T., Hirvonen, A., Vartiainen, T. et Martikainen, P.J. (2006). The effects of changing water flow velocity on the formation of biofilms and water quality in pilot distribution system consisting of copper or polyethylene pipes. *Water Res.*, 40(11) : 2151-2160.
- Leland, D.E. et Damewood, M., III. (1990). Slow sand filtration in small systems in Oregon. *J. Am. Water Works Assoc.*, 82(6) : 50-59.
- Leland, D., McAnulty, J., Keene, W. et Stevens, G. (1993). A cryptosporidiosis outbreak in a filtered water supply. *J. Am. Water Works Assoc.*, 85(6) : 34-42.
- Letterman, R.D. et Driscoll, C.T. (1988). Survey of residual aluminium in filtered water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 80 : 154-158.
- Letterman, R.D., Johnson, C.E., Viswanathan, S. et Dwarakanathan, J. (2002). A study of low-level turbidity measurements. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Li, S.Y., Goodrich, J.A., Owens, J.H., Willeke, G.E., Shafer, F.W., Frank, W. et Clark, R.M. (1997). Reliability of surrogates for determining *Cryptosporidium* removal. *J. Am. Water Works Assoc.*, 89(5) : 90-99.
- Li, T. et Huck, P.M. (2007). Improving the evaluation of filtration robustness. *J. Environ. Eng. Sci.*, 7 : 29-37.
- Lim, G., Aramini, J., Fleury, M., Ibarra, R. et Meyers, R. (2002). Étude de la relation qui existe entre l'eau potable et la gastro-entérite à Edmonton: 1993-1998. Santé Canada, Ottawa, Ontario.
- Liu, G., Slawson, R.M. et Huck, P. (2007). Impact of flocculated particles on low pressure UV inactivation of *E. coli* in drinking water. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*. 56(3):153-162.

- Lloyd, B.J. (1996). The significance of protozoal predation and adsorption for the removal of bacteria by slow sand filtration. Dans : *Advances in slow sand and alternative biological filtration*. N. Graham et M.R. Collins (dir. de pub.). John Wiley and Sons, Chichester, Royaume Uni.
- Logsdon, G.S. (2008). *Water filtration practices: including slow sand filters and precoat filtration*. American Water Works Association, Denver, Colorado. 293 p.
- Logsdon, G.S., Symons, J.M., Hoye, R.L., Jr. et Arozarena, M.M. (1981). Alternative filtration methods for removal of *Giardia* cysts and cyst models. *J. Am. Water Works Assoc.*, 73(2) : 111-118.
- Logsdon, G.S., Thurman, V.C., Frindt, E.S. et Stoecker, J.G. (1985). Evaluating sedimentation and various filter media for removal of *Giardia* cysts. *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(2) : 61-66.
- Logsdon, G.S., Mason, L., et Stanley, J.B. Jr. (1990). Troubleshooting an existing treatment plant. *Journal of the New England Water Works Association*. Mars. 43-56.
- Logsdon, G.S., Hess, A.F., Chipps, M.J. et Rachwal, A.J. (2002). *Filter maintenance and operations guidance manual*. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Logsdon, G.S., Schneider, O.D., et Budd, G.C (2004). Hindsight is 20/20: using history to avoid waterborne disease outbreaks. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(7) : 66-74.
- Logsdon, G.S., Hess, A.F., Chipps, M.J., Gavre, J., Locklair, J., Hidahl, C. et Wieranga, J. (2005a). After backwash: controlling the initial turbidity spike. *Opflow*, 31(10) : 3-7.
- Logsdon, G.S., Hess, A.F., Chipps, M.J., Gaure, J., Locklair, J., Hidahl, C. et Wieranga, J. (2005b). After backwash part 2: controlling the initial turbidity spike with alum, iron. *Opflow*, 31(11) : 10-14.
- Lovins, W.A., III, Taylor, J.S., Kozik, R., Abbasedegan, M., LeChevallier, M. et Ajy, K. (1999). Multi-contaminant removal by integrated membrane systems. Dans : *Proceedings of the 1999 AWWA Water Quality Technology Conference*, Tampa, FL. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Lozier, J., Kitis, M., Colvin, C., Kim, J-H., Mi, B., et Marinas, B. (2003). Microbial removal and integrity monitoring of high-pressure membranes. American Water Works Association Research Foundation et U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation, Denver, Colorado.
- Lusardi, P.J. et Consonery, P.J. (1999). Factors affecting filtered water turbidity. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(12) : 28-40.
- Mackenthun, K.M. et Keup, L.E. (1970). Biological problems encountered in water supplies. *J. Am. Water Works Assoc.*, 62(8) : 520-526.
- MacKenzie, W.R., Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.S., Blair, K.A., Peterson, D.E., Mazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R., Rose, J.B. et Davis, J.P. (1994). A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *N. Engl. J. Med.*, 331 : 161-167.
- Maguire, H.C., Holmes, E., Hollyer, J., Strangeways, J.E.M., Foster, P., Holliman, R.E. et Stanwell-Smith, R. (1995). An outbreak of cryptosporidiosis in South London: what value the p value? *Epidemiol. Infect.*, 115 : 279-287.
- Mamane-Gravetz, H. et Linden, K.G. (2004). Impact of particle aggregated microbes on UV disinfection. Dans : *Proceedings of the 2004 AWWA Water Quality Technology Conference*, San Antonio, TX. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Mann, A.G., Tam, C.C., Higgins, C.D. et Rodrigues, L.C. (2007). The association between drinking water turbidity and gastrointestinal illness: a systematic review. *BMC Public Health*, 21(7) : 256-263.

- Mazloum, S., Jasim, S., Biswas, N., Rakness, K. et Hunter, G. (2003). Improvement and optimization of the A.H. Weeks water treatment plant processes, Windsor, ON, Canada. *Ozone Sci. Eng.*, 26(2) : 125-140.
- McTigue, N.E., LeChevallier, M., Arora, H. et Clancy, J. (1998). National assessment of particle removal by filtration. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Mi, B., Eaton, C.L., Kim, J.-H., Colvin, C.K., Lozier, J.C. et Marinas, B.J. (2004). Removal of biological and non-biological viral surrogates by spiral-wound reverse osmosis membrane elements with intact and compromised integrity. *Water Res.*, 38(18) : 3821-3832.
- Morris, R.D., Naumova, E.N., Levin, R. et Munasinghe, R.L. (1996). Temporal variation in drinking water turbidity and diagnosed gastroenteritis in Milwaukee. *Am. J Public Health*, 86(2) : 237-239.
- Morris, R.D., Naumova, E.N. et Griffiths, J.K. (1998). Did Milwaukee experience waterborne cryptosporidiosis before the large documented outbreak in 1993? *Epidemiology*, 9(3) : 264-270.
- MWH (2005). *Water treatment principles and design*. 2^e éd. John Wiley & Sons, New York, New York.
- Naismith, J. (2005). Membrane integrity—direct turbidity measurement of filtrate from MF membrane modules at an operating potable water treatment plant. *Desalination*, 179 : 25-30.
- Naumova, E.n., Egorov, A.I., Morris, R.D., Griffiths, J.K. (2003). The elderly and waterborne *Cryptosporidium* infection: gastroenteritis hospitalizations before and during the 1993 Milwaukee outbreak. *Emerging Infectious Diseases*. 4 : 418-425.
- Naumova, E.N., Christodouleas, J., Hunter, P.R., Syed, Q. (2005). Effect of precipitation on seasonal variability in cryptosporidiosis recorded by the North West England surveillance system in 1990-1999. *J Water Health* 3(2) : 185-96.
- Nieminski, E.C. et Bellamy, W.D. (2000). Application of surrogate measures to improve treatment plant performance. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Nieminski, E.C. et Ongerth, J.E. (1995). Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(9) : 96-106.
- NSF (2000a). Environmental Technology Report. Physical removal of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in drinking water. Pall Corporation WPM-1 Microfiltration Pilot System. Pittsburgh, Pennsylvanie. Février. NSF International, Ann Arbor, Michigan (NSF 00/09/EPADW395).
- NSF (2000b). Environmental Technology Report. Physical removal of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in drinking water. Aquasource North America Ultrafiltration System Model A35. Pittsburgh, Pennsylvanie. Mai. NSF International, Ann Arbor, Michigan (NSF 00/07/EPADW395).
- NSF (2000c). Environmental Technology Report. Physical removal of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in drinking water. Leopold Membrane Systems Ultrabar Ultrafiltration System with 60 Inch Mark III Membrane Element. Pittsburgh, Pennsylvanie. Juillet. NSF International, Ann Arbor, Michigan (NSF 00/10/EPADW395).
- NSF (2002). Environmental Technology Report. Physical removal of *Cryptosporidium* oocysts, *E. coli* and *Bacillus* spores in drinking water. Pall Corporation Microza Microfiltration 3-inch Unit Model 4UFD40004-45. Manchester, NH. Mars. NSF International, Ann Arbor, Michigan (NSF 02/18/EPADW395).
- NSF (2003). Environmental Technology Report. Physical removal of microbial and particulate contaminants in drinking water. US Filter 3M10C Microfiltration Membrane System. Chula Vista, CA. Juin. NSF International, Ann Arbor, Michigan (NSF 03/07/EPADWCTR).

NSF (2005). EPA/NSF Environmental Technology Verification Protocol: Protocol for equipment verification testing for physical removal of microbiological and particulate contaminants. Document rédigé par NSF International dans le cadre d'une entente de coopération avec la U.S. Environmental Protection Agency. NSF International, Ann Arbor, Michigan. Disponible à : www.epa.gov/etv/pubs/059205epadwctr.pdf

NSF/ANSI (2011). Drinking water treatment units—health effects. NSF International/American National Standards Institute Standard 53. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF/ANSI (2012a). Drinking water system components—health effects. NSF International/American National Standards Institute Standard 61. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF/ANSI (2012b). Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International/American National Standards Institute Standard 53. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

O'Connor, D.R. (l'hon.) (2002). Première partie : Rapport de la Commission d'enquête sur Walkerton : Les événements de mai 2000 et les questions connexes. Ministère du Procureur général de l'Ontario, Toronto, Ontario. Disponible à : www.attorneygeneral.jus.gov.on.ca/french/about/pubs/walkerton/part1/Default.asp

Ohgaki, S. et Mongkonsiri, P. (1990). Effects of floc–virus association on chlorine disinfection efficiency. Dans : *Chemical water and wastewater treatment*. H.H. Hahn et R. Klute (dir. de pub.). Springer, Berlin, Allemagne. p. 75-84.

OMS (1984). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Vol. 2. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.

OMS (2011). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Vol. 4. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.

Ongerth, J.E. (1990). Evaluation of treatment for removing *Giardia* cysts. *J. Am. Water Works Assoc.*, 82(6) : 85-96.

Ongerth, J.E. et Hutton, P.E. (1997). DE filtration to remove *Cryptosporidium*. *J. Am. Water Works Assoc.*, 89(12) : 39-46.

Ongerth, J.E. et Hutton, P.E. (2001). Testing of diatomaceous earth filtration for removal of *Cryptosporidium* oocysts. *J. Am. Water Works Assoc.*, 93(12) : 54-63.

Ongerth, J.E. et Pecoraro, J.P. (1995). Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters. *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(12) : 83-89.

Owen, C. (1999). Microbial challenge of integrated membrane system large-scale pilot plants treating a highly organic surface water. Dans : *Proceedings of the 1999 AWWA Water Quality Technology Conference*, Tampa, FL. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Passantino, L., Malley, J., Jr., Knudson, M., Ward, R. et Kim, J. (2004). Effect of low turbidity and algae on UV disinfection performance. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(6) : 128-137.

Patania, N.L., Jacangelo, J.G., Cummings, L., Wilczak, A., Riley, K. et Oppenheimer, J. (1995). Optimization of filtration for cyst removal. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.

Patania, N., Mazounie, P., Bernazeau, F., Maclean, G. et Alla, P. (1999). Removal of *Cryptosporidium* by contact filtration: the Sydney experience. Dans : *Proceedings of the 1999 AWWA Annual Conference*, Chicago, IL. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Payment, P. et Franco, E. (1993). *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59 : 2418-2424.

- Payment, P., Trudel, M., Sattar, S.A., Springthorpe, V.S., Subrahmanyam, T.P., Gregory, B.E., Vajdic, A.H., Blaskovic, P., Guglielmi, I.J. et Kudrewko, O. (1984). Virological examination of drinking water: a Canadian collaborative study. *Can. J. Microbiol.*, 30(1) : 105-112.
- Pennanen, V. (1975). Humus fractions and their distribution in some lakes in Finland. Dans : Humic substances, their structure and function in the biosphere. D. Povoledo et H.L. Golterman (dir. de pub.). Pudoc, Wageningen. p. 207.
- Pizzi, N.G. (1998). Partnership for Safe Water. Phase III update and results. Dans : Proceedings of the 1998 AWWA Water Quality and Technology Conference, Denver, Colorado. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Power, K.N. et Nagy, L.A. (1999). Relationship between bacterial regrowth and some physical and chemical parameters within Sydney's drinking water distribution system. *Wat. Res* 33(3):741-750.
- PSW (2007). Phase III Self-Assessment Template: updated December 2007. Document rédigé par le Pennsylvania Department of Environmental Protection. Partnership for Safe Water, American Water Works Association, Denver, Colorado. Disponible à : www.awwa.org/Portals/0/files/resources/water%20utility%20management/partnership%20safe%20water/files/PIIISATemplateNov07c.pdf
- PSW (2011). Guidelines for Phase IV application for the "Excellence in Water Treatment" award. Partnership for Safe Water, American Water Works Association, Denver, Colorado. Disponible à : www.awwa.org/resources-tools/water-utility-management/partnership-for-safe-water/requirements-reports.aspx#1917110-step-4-learn-about-presidents--excellence-awards
- PSW (2012a). Partnership for Safe Water program requirements. American Water Works Association, Denver, Colorado. Disponible à : www.awwa.org/resources-tools/water-utility-management/partnership-for-safe-water/requirements-reports.aspx
- PSW (2012b). Treatment plant optimization program Annual data summary report, January 2012. Partnership for Safe Water, American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Puls, R.W., Powell, R.M., Clark, D.A. et Paul, C.J. (1991). Facilitated transport of inorganic contaminants in ground water: Part II. Colloidal transport. US EPA/600/M-91/040. Rober S. Kerr Environmental Research Laboratory, Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Pyper, G.R (1985). Slow sand filter and package treatment plant evaluation: operating costs and removal of bacteria, *Giardia*, and trihalomethanes. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. (EPA/600/2-85/052).
- Rao, V.C., Symons, J.M., Ling, A., Wang, P., Metcalf, T.G., Hoff, J.C. et Melnick, J.L. (1988). Removal of hepatitis A viruses and rotavirus by drinking water treatment. *J. Am. Water Works Assoc.*, 80(2) : 59-67.
- Ray, C., Grischek, T., Schubert, J., Wang, J. et Speth, T. (2002). A perspective of riverbank filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 94(4) : 149-160.
- Reilly, J.K. et Kippin, J.S. (1983). Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 75 : 309-312.
- Renner, R.C. et Hegg, B.A. (1997). Self-assessment guide for surface water treatment plant optimization. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Renner, R.C., Hegg, B.A., Bender, J.H. et Bissonette, E.M. (1993). Composite correction program optimizes performance at water treatment plants. *J. Am. Water Works Assoc.*, 85(6) : 67-74.
- Réseau Environnement (2012). Programme d'excellence en eau potable. Réseau Environnement, Montreal, Quebec. Disponible à : www.reseau-environnement.com/en+savoir+plus

Riesenberg, F., Walters, B.B., Steele, A. et Ryder, R.A. (1995). Slow sand filters for a small water system. J. Am. Water Works Assoc., 87(11) : 48-56.

Ritter, L., Solomon, K., Sibley, P., Hall, K., Keen, P., Mattu, G. et Linton, B. (2002). Sources, pathways, and relative risks of contaminants in surface water and groundwater: a perspective prepared for the Walkerton inquiry. J. Toxicol. Environ. Health A, 65(1) : 1-142.

Sadar, M.J. (1998). Understanding turbidity science. Hach Company, Loveland, Colorado (Technical Information Series, Booklet II).

Sadar, M.J. et Bill, K. (2001). Using baseline monitoring techniques to assess filter run performance and predict filter breakthrough. Dans : Proceedings of the 2001 AWWA Water Quality Technology Conference, Nashville, Tennessee. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Sadar, M., Cason, S. et Engelhardt, T. (2009). Measuring turbidity in the laser age. Opflow, 35(11) : 16-18.

Santé Canada (1995). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui – L'aldrine et la dieldrine. Bureau des dangers des produits chimiques, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/aldrin-dieldrine/index-fra.php

Santé Canada (1998). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui – Aluminium. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/aluminum/index-fra.php

Santé Canada (2009). Conseils pour l'émission et l'annulation des avis d'ébullition de l'eau. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/boil_water-eau_ebullition/index-fra.php

Santé Canada (2011). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique — Les virus entériques. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H129-6/2011F). Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/enteric-enterovirus/index-fra.php

Santé Canada (2012). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Protozoaires entériques : *Giardia* et *Cryptosporidium*. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H129-23/2013F). Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/protozoa/index-fra.php

Santé et Bien-être social Canada (1987a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – Le calcium. Bureau des dangers des produits chimiques, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/calcium/index-fra.php

Santé et Bien-être social Canada (1987b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – Le fer. Bureau des dangers des produits chimiques, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/iron-fer/index-fra.php

Santé et Bien-être social Canada (1987c). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – Le manganèse. Bureau des dangers des produits chimiques, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/manganese/index-fra.php

Scardina, P., Letterman, R.D. et Edwards, M. (2006). Particle count and on-line turbidity interference from bubble formation. J. Am. Water Works Assoc., 98(7) : 97-109.

- Scarpino, P.V., Brigano, F.A.O., Cronier, S. et Zink, M.L. (1979). Effect of particulates on disinfection of enteroviruses in water by chlorine dioxide. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Juillet (EPA-600/2-79-054).
- Schnitzer, M. et Kahn, S.U. (1972). Humic substances in the environment. Marcel Dekker, New York, New York.
- Schock, M.R. et Lytle, D.A. (2011). Internal corrosion and deposition control. Dans : Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 6^e édition. McGraw-Hill, New York, New York.
- Schuler, P.F. et Ghosh, M.M. (1990). Diatomaceous earth filtration of cysts and other particulates using chemical additives. J. Am. Water Works Assoc., 82(12) : 67-75.
- Schuler, P. et Ghosh, M. (1991). Slow sand filtration of cysts and other particulates. Dans : Proceedings of the 1991 AWWA Annual Conference, Philadelphie, Pennsylvanie. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Schwartz, J., Levin, R. et Hodge, K. (1997). Drinking water turbidity and pediatric hospital use for gastrointestinal illness in Philadelphia. Epidemiology, 8(6) : 615-620.
- Schwartz, J., Levin, R. et Goldstein, R. (2000). Drinking water turbidity and gastrointestinal illness in the elderly of Philadelphia. J. Epidemiol. Community Health, 54(1) : 45-51.
- Seelaus, T.J., Hendricks, D.W. et Janonis, B.A. (1986). Design and operation of a slow sand filter. J. Am. Water Works Assoc., 78(12) : 35-41.
- Sethi, S., Crozes, G., Hugaboom, D., Mi, B., Curl, J.M. et Marinas, B.J. (2004). Assessment and development of low-pressure membrane integrity monitoring tools. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Sims, R.C. et Slezak, L. (1991). Present practice of slow sand filtration in the United States. Dans : Slow sand filtration manual of practice. G.S. Logsdon (dir. de pub.). American Society of Civil Engineers, New York, New York.
- Slade, J.S. (1978). Enteroviruses in slow sand filtered water. J. Inst. Water Eng. Sci., 32 : 530-535.
- Slezak, L.A. et Sims, R.C. (1984). The application and effectiveness of slow sand filtration in the United States. J. Am. Water Works Assoc., 76(12) : 38-43.
- Snead, M.C., Olivieri, V.P., Kruse, C.W. et Kawata, K. (1980). Benefits of maintaining a chlorine residual in water supply systems. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Juin (EPA-600/2-80-010).
- Sproul, O.J., Buck, C.E., Emerson, M.A., Boyce, D., Walsh, D. et Howser, D. (1979). Effect of particulates on ozone disinfection of bacteria and viruses in water. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Août (EPA-600/2-79-089).
- Statistique Canada (2009). Enquête sur les usines de traitement de l'eau potable (2005 à 2007). Section recherche et développement – Division des comptes et de la statistique de l'environnement. Ottawa, Ontario. Disponible à : www.statcan.gc.ca/pub/16-403-x/16-403-x2009001-eng.htm
- St. Pierre, K., Lévesque, S., Frost, E., Carrier, N., Arbeit, R.D. et Michaud, S. (2009). Thermotolerant coliforms are not a good surrogate for *Campylobacter* spp. in environmental water. Appl. Environ. Microbiol., 75(21) : 6736-6744.
- Stumm, W. et Morgan, J.J. (1969). Chemical aspects of coagulation. J. Am. Water Works Assoc., 54(8) : 971-994.
- Stumm, W. et O'Melia, C.R. (1968). Stoichiometry of coagulation. J. Am. Water Works Assoc., 60(5) : 514-539.
- Sweed, W. (1999). This old plant still flies. J. Am. Water Works Assoc., 91(10) : 12.

- Templeton, M.R., Andrews, R.C. et Hofmann, R. (2005). Inactivation of particle-associated viral surrogates by ultraviolet light. *Water Res.*, 39(15) : 3487-3500.
- Templeton, M.R., Andrews, R.C. et Hofmann, R. (2006). Impact of iron particles in groundwater on the UV inactivation of bacteriophages MS2 and T4. *J. Appl. Microbiol.*, 101(3) : 732-741.
- Templeton, M.R., Andrews, R.C. et Hofmann, R. (2007). Removal of particle-associated bacteriophages by dual-media filtration at different filter cycle stages and impacts on subsequent UV disinfection. *Water Res.*, 41(11) : 2393-2406.
- Templeton, M.R., Andrews, R.C. et Hofmann, R. (2008). Particle-associated viruses in water: impacts on disinfection processes. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 38 : 137-164.
- Timms, S., Slade, J.S. et Fricker, C.R. (1995). Removal of *Cryptosporidium* by slow sand filtration. *Water Sci. Technol.*, 31(5-6) : 81-84.
- Tinker, S.C., Moe, C.L., Klein, M., Flanders, W.D., Uber, J., Amirtharajah, A., Singer, P. et Tolbert, P.E. (2010). Drinking water turbidity and emergency department visits for gastrointestinal illness in Atlanta, 1993-2004. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, 20(1) : 19-28.
- Unger, M. et Collins, M.R. (2008). Assessing *Escherichia coli* removal in the schmutzdecke of slow-rate biofilters. *J. Am. Water Works Assoc.*, 100(12) : 60-73.
- U.S. EPA (1989). Drinking Water; National Primary Drinking Water Regulations: Disinfection; Turbidity, *Giardia lamblia*, Viruses, Legionella, and Heterotrophic Bacteria; Final Rule. 54 FR 27486, 29 juin.
- U.S. EPA (1993). Method 180.1. Determination of turbidity by nephelometry. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA/600/R-93/100).
- U.S. EPA (1997a). National primary drinking water regulations: interim enhanced surface water treatment rule; notice of data availability. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. *Fed. Regist.*, 62(212) : 59485-59557.
- U.S. EPA (1997b). Small system compliance technology list for the surface water treatment rule. Office of Ground Water and Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA 815-R-97-002).
- U.S. EPA (1998a). National primary drinking water regulations: interim enhanced surface water treatment rule; final rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. *Fed. Regist.*, 63(241) : 69478-69521.
- U.S. EPA (1998b). Optimizing water treatment plant performance using the composite correction program. Office of Ground Water and Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA/625/6-91/027).
- U.S. EPA (1999). Guidance manual for compliance with the interim enhanced surface water treatment rule: turbidity provisions. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA 815-R-99-010).
- U.S. EPA (2000). National primary drinking water regulations: long term 1 enhanced surface water treatment and filter backwash rule; proposed rule. *Fed. Regist.*, 65(69) : 19045-19094.
- U.S. EPA (2001a). Manual of methods for virology. National Exposure Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC (EPA/600/4-84/013).
- U.S. EPA (2001b). Low-pressure membrane filtration for pathogen removal: application, implementation, and regulatory issues. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA 815-C-01-001).
- U.S. EPA (2002). National primary drinking water regulations: long term 1 enhanced surface water treatment rule; proposed rule; final rule. United States Environmental Protection Agency. *Fed. Regist.*, 67(9) : 1811-1844.

- U.S. EPA (2003a). LT1ESTWR disinfection profiling and benchmarking technical guidance manual. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. EPA (2003b). National primary drinking water regulations: long term 2 enhanced surface water treatment rule. Proposed rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Fed. Regist., 68(154) : 47640-47795.
- U.S. EPA (2003c). Small drinking water systems handbook: a guide to “packaged” filtration technologies with remote monitoring and control tools. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA-600-R-03-041).
- U.S. EPA (2004). Long term 1 enhanced surface water treatment rule turbidity provisions technical guidance manual. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA 816-R-04-007).
- U.S. EPA (2005). Membrane filtration guidance manual. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA 815-R-06-009).
- U.S. EPA (2006a). Microbiological methods/online publications. National Exposure Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
- U.S. EPA (2006b). National primary drinking water regulations: long term 2 enhanced surface water treatment rule. Final rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Fed. Regist., 71(3) : 653-702.
- U.S. EPA (2006c). Distribution system indicators of drinking water quality. Office of Water, Office of Ground Water and Drinking Water, Total Coliform Rule Issue Paper. Washington, D.C.
- U.S. EPA (2006d). Inorganic contaminant accumulation in potable water distribution systems. Office of Water, Office of Ground Water and Drinking Water, Total Coliform Rule Issue Paper. Washington, D.C.
- U.S. EPA (2008). Analytical methods approved for compliance monitoring under the long term 2 enhanced surface water treatment rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Disponible à : www.epa.gov/safewater/methods/pdfs/methods/methods_lt2.pdf
- U.S. EPA (2010). Long term 2 enhanced surface water treatment rule: toolbox guidance manual. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA 815-R-09-016).
- USGS (2005). National field manual for the collection of water-quality data. U.S. Geological Survey, Reston, Virginie. Disponible à : <http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/>
- Vrijenhoek, E.M., Childress, M., Elimelech, M., Tanaka, T.S. et Buehler, M.D. (1998). Removing particles and THM precursors by enhanced coagulation. J. Am. Water Works Assoc., 90(4) : 139-150.
- Wallis, P.M., Robertson, W.J., Roach, P.D. et Wallis, M.J. (1993). *Giardia* and *Cryptosporidium* in Canadian water supplies. Dans : Disinfection dilemma: microbiological control vs. by-products. Proceedings of the 5th National Conference on Drinking Water, 13-14 septembre 1992. W. Robertson, R. Tobin et K. Kjartson (dir. de pub.). American Water Works Association, Denver, Colorado.
- West, T., Danile, P., Meyerhofer, P., DeGraca, A., Leonard, S. et Gerba, C. (1994). Evaluation of *Cryptosporidium* removal through high-rate filtration. Dans : Proceedings of the 1994 AWWA Annual Conference, New York, NY. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Wobma, P.C., Bellamy, W.D., Malley, J.P. et Reckhow, D.A. (2004). UV disinfection and disinfection by-product characteristics of unfiltered water. AWWA Research Foundation, Denver, Colorado.
- Xagorarakis, I., Harrington, G.W., Assavasilavasukul, P. et Standridge, J.H. (2004). Removal of emerging waterborne pathogens and pathogen indicators: by pilot-scale conventional treatment. J. Am. Water Works Assoc., 96(5) : 102-113.

Annexe A. Liste des sigles

AHA	acide haloacétique
ANSI	American National Standards Institute
APHA	American Public Health Association
AQ/CQ	assurance de la qualité et contrôle de la qualité
ASTM	ASTM International
AWWA	American Water Works Association
CCN	Conseil canadien des normes
CEM	crédit d'enlèvement des microorganismes
CMA	concentration maximale acceptable
DDT	dichlorodiphényltrichloroéthane
EDS	eau de surface
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
ES	eau souterraine
ESSIDES	eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface
FAU	unité formazine d'atténuation
FNU	unité formazine néphélométrique
GLI	GLI International (anciennement Great Lakes Instruments)
IESWTR	Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule (règlement provisoire sur le traitement amélioré des eaux de surface)
ISO	Organisation internationale de normalisation
LT1ESWTR	Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule (règlement sur le traitement amélioré à long terme des eaux de surface 1)
LT2ESWTR	Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (règlement sur le traitement amélioré à long terme des eaux de surface 2)
LTFS	limite de traitement fondée sur la santé
NBH	numération des bactéries hétérotrophes
NSF	NSF International
PSW	Partnership for Safe Water
SPCD	sous-produits chlorés de désinfection
SWTR	Surface Water Treatment Rule (règlement sur le traitement des eaux de surface)
THM	trihalométhane
UTN	unité de turbidité néphélométrique
UV	ultraviolet
WEF	Water Environment Federation

Annexe B. Crédits d'enlèvement logarithmique

Le tableau B.1 indique les crédits d'enlèvement potentiels moyens estimés pour *Giardia*, *Cryptosporidium* et les virus quand les valeurs de turbidité de l'eau traitée sont conformes aux valeurs spécifiées dans le présent document. Ces crédits d'enlèvement logarithmique sont fondés sur les crédits d'enlèvement établis par l'U.S. EPA dans le LT2ESWTR (U.S. EPA, 2006b) et le Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT1ESWTR) Disinfection Profiling and Benchmarking Technical Guidance Manual (U.S. EPA, 2003a). L'efficacité exacte en termes d'enlèvement des pathogènes sera fonction des particularités de l'eau à traiter et du procédé de traitement. Des crédits d'enlèvement logarithmique spécifiques peuvent être établis à partir d'une démonstration de rendement ou d'études pilotes. Les installations qui pensent pouvoir obtenir une réduction plus importante que celle attribuée automatiquement peuvent se voir attribuer par les autorités compétentes un taux de réduction logarithmique fondé sur une démonstration de rendement. Dans le cadre de l'approche à barrières multiples pour le traitement de l'eau potable, des crédits d'enlèvement physique logarithmique des pathogènes doivent être utilisés en combinaison avec des taux de désinfection afin d'atteindre ou de dépasser les objectifs de traitement globaux. De l'information précise sur les exigences en matière de désinfection est présentée dans les pièces à l'appui des recommandations concernant les protozoaires entériques (Santé Canada, 2012) et les virus entériques (Santé Canada, 2011).

Tableau B.1. Crédits d'enlèvement moyens pour *Giardia*, *Cryptosporidium* et les virus pour diverses techniques de traitement permettant d'atteindre les limites de turbidité spécifiées dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*

Technique	Crédits d'enlèvement de <i>Cryptosporidium</i> ^a	Crédits d'enlèvement de <i>Giardia</i> ^b	Crédits d'enlèvement des virus ^c
Filtration conventionnelle	3,0 log	3,0 log	2,0 log
Filtration directe	2,5 log	2,5 log	1,0 log
Filtration lente sur sable	3,0 log	3,0 log	2,0 log
Filtration à diatomées	3,0 log	3,0 log	1,0 log
Microfiltration ^d	Démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement	Démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement	Aucun crédit attribué ^e
Ultrafiltration ^d	Démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement	Démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement	Démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement
Nanofiltration et osmose inverse ^d	Démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement	Démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement	Démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement

^a Valeurs tirées du LT2ESWTR de l'U.S. EPA (2006b), p. 678.

^b Valeurs fondées sur l'examen des documents suivants : AWWA (1991); U.S. EPA (2003a); Schuler et Ghosh (1990, 1991); Nieminski et Ongert (1995); Patania et coll. (1995); McTigue et coll. (1998); Nieminski et Bellamy (2000); DeLoyde et coll. (2006); Assavasilavasukul et coll. (2008).

^c Valeurs tirées du LT1ESWTR Disinfection Profiling and Benchmarking Technical Guidance Manual de l'U.S. EPA (2003a), p. 62.

^d Efficacité de l'enlèvement démontrée par des essais d'efficacité d'enlèvement, vérifiée par test direct de l'intégrité.

^e Les membranes de microfiltration peuvent se voir attribuer un crédit d'enlèvement pour les virus si une coagulation préalable est effectuée.

Note : les valeurs indiquées dans la section 1.0 ne sont pas applicables à la filtration à poche ou à cartouche. Des crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* et de *Giardia* peuvent être établis par l'autorité responsable en fonction de démonstration par essais d'efficacité d'enlèvement

Crédits d'enlèvement pour *Cryptosporidium*

Pour élaborer le LT2ESWTR, l'U.S. EPA a procédé à une évaluation de l'information existante concernant la présence de *Cryptosporidium* dans l'eau potable et le traitement de l'eau pour l'éliminer (U.S. EPA, 2005). Comme pour l'IESWTR et le LT1ESWTR adoptés antérieurement, l'U.S. EPA a indiqué qu'elle avait préférentiellement ciblé *Cryptosporidium* en raison de la difficulté de l'éliminer par traitement de l'eau, de sa forte infectiosité et de sa grande résistance au chlore. Pour la filtration conventionnelle, elle a conclu que les usines respectant les exigences de turbidité de l'IESWTR (valeur de 95^e centile pour l'eau combinée après la sortie des filtres de $\leq 0,3$ UTN; valeur maximale de 1,0 UTN) atteindront un crédit d'enlèvement minimal de 2 log pour *Cryptosporidium*, et que la plupart des usines de filtration atteindront des réductions médianes de près de 3 log (U.S. EPA, 2006b). En formulant ses recommandations, l'U.S. EPA a cité des études récentes sur le rendement de diverses techniques de traitement pour ce qui est de l'enlèvement de *Cryptosporidium* (McTigue et coll., 1998; Patania et coll., 1999; Emelko et coll., 2000; Huck et coll., 2000; Dugan et coll., 2001).

L'U.S. EPA (2005, 2006b) a aussi analysé des études sur le rendement des usines de traitement en matière de réduction des comptes de particules totales et d'enlèvement des spores aérobies comme indicateurs de l'enlèvement de *Cryptosporidium*, en citant les résultats de Dugan et coll. (2001), Nieminski et Bellamy (2000) et McTigue et coll. (1998). Dugan et coll. (2001) ont rapporté que les spores aérobies et les comptes de particules totales constituaient des indicateurs prudents de l'enlèvement de *Cryptosporidium* par sédimentation et filtration, des usines pleine grandeur ayant rapporté des réductions moyennes de près de 3 log pour les deux paramètres. Nieminski et Bellamy (2000) ont constaté que les spores aérobies constituaient de bons indicateurs de l'efficacité du traitement, mais que les crédits d'enlèvement des spores n'étaient pas entièrement corrélés avec ceux des protozoaires. Dans une évaluation de l'eau brute et de l'eau traitée de 24 installations, les auteurs ont observé des crédits d'enlèvement moyens de 2,8 log pour les spores aérobies, de 2,6 log pour *Giardia* et de 2,2 log pour *Cryptosporidium*. McTigue et coll. (1998) ont trouvé une forte relation entre les crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* et des particules de plus de 3 μm , les données indiquant un taux médian d'enlèvement des particules d'environ 3 log.

L'U.S. EPA a aussi communiqué les résultats de son évaluation d'études portant sur l'enlèvement de *Cryptosporidium* lorsque la turbidité de l'eau traitée se situait entre 0,1 et 0,2 UTN. Elle a procédé à cette évaluation en estimant que les usines de traitement, pour assurer leur conformité à l'objectif de turbidité recommandé de 0,3 UTN dans l'eau traitée, viseraient des valeurs de turbidité tombant dans cette plage. Dans leur analyse des données synthétiques de quatre études réalisées en usine pilote, Patania et coll. (1995) ont rapporté un crédit d'enlèvement médian de 3,3 log pour *Giardia* lorsque la turbidité de l'eau à la sortie des filtres était de plus de 0,1 UTN. Une relation similaire a été notée pour *Cryptosporidium* (Patania et coll., 1995). Lors d'une évaluation de la filtration conventionnelle en usine pilote, Dugan et coll. (2001) ont observé, dans des phases de filtration où la turbidité de l'eau traitée se situait entre 0,1 et 0,2 UTN, des crédits d'enlèvement des oocystes de *Cryptosporidium* correspondants de plus de 3,2 log et 3,7 log.

Une évaluation des données existantes sur la filtration conventionnelle a aussi été réalisée par le groupe de recherche néerlandais KIWA (KIWA, 2007), dans le cadre d'un projet visant à établir des estimations de la capacité des procédés utilisés dans le traitement de l'eau potable à éliminer les microorganismes. Dans cette évaluation, les études considérées étaient pondérées selon l'échelle du procédé utilisé (usine pleine grandeur, usine pilote, ou étude en laboratoire), la qualité des conditions expérimentales et la qualité générale des données. On a ensuite interprété

les études pondérées pour obtenir des valeurs de crédits d'enlèvement des microorganismes (CEM) pour les diverses techniques de filtration. Les crédits d'enlèvement moyens des microorganismes pour la filtration conventionnelle ont été estimés à 3,4 log (plage de 2,1 à 5,1 log) pour *Giardia*, à 3,2 log (plage de 1,4 à 5,5 log) pour *Cryptosporidium*, et à 3,0 log (plage de 1,2 à 5,3 log) pour les virus.

Dans notre évaluation des données existantes visant à établir les crédits d'enlèvement logarithmique pour diverses techniques de traitement, nous avons pris en considération les évaluations de l'U.S. EPA et du groupe KIWA ainsi que les résultats des études en usine pilote de Patania et coll. (1995) et de Huck et coll. (2002). Les crédits d'enlèvement logarithmique établis sont présentés au tableau B.1. Dans une étude réalisée en 2002, Huck et coll. ont observé que les crédits moyens d'enlèvement de *Cryptosporidium* se trouvaient considérablement réduits quand la coagulation était sous-optimale. Les auteurs ont de plus observé que l'absence de coagulant sur une courte période avait pour effet de réduire les crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* de plusieurs unités logarithmiques, un crédit d'enlèvement des oocystes de 2 log étant cependant maintenu. Dans des expériences avec ensemencement en usine pilote, Patania et coll. (1995) ont observé que durant les percées de filtre, le crédit d'enlèvement de *Giardia* diminuait de 0,5 log, sans toutefois tomber au-dessous de 3 log. Aucun impact sur la capacité d'enlèvement des oocystes de *Cryptosporidium* n'a été observé. Nieminski et Ongerth (1995) ont observé des crédits d'enlèvement logarithmique moyens pour *Cryptosporidium* et *Giardia* de respectivement 3,0 et 3,4 log en usine pilote, et de respectivement 2,3 et 3,3 log en usine pleine grandeur, lorsque la turbidité de l'eau à la sortie des filtres se situait entre 0,1 et 0,2 UTN. Dans leur examen d'un ensemble de données sur l'enlèvement des pathogènes hydriques par filtration conventionnelle en usine pilote, Xagorarakis et coll. (2004) ont obtenu un crédit médian d'enlèvement de *Cryptosporidium* de 1,8 log (plage de 1,2 à 2,6 log) pour des échantillons d'eau à la sortie des filtres présentant une turbidité de 0,2 à 0,3 UTN (échantillons prélevés durant la période de maturation et durant des percées). Aux turbidités inférieures à 0,2 UTN, les crédits d'enlèvement logarithmique étaient meilleurs. Cependant, jusqu'à une turbidité de 0,5 UTN, il n'y avait pas de changement notable des crédits d'enlèvement médian, maximal ou minimal.

Aux fins de l'établissement des crédits d'enlèvement logarithmique pour diverses techniques présentés au tableau B.1, nous avons aussi évalué des études en usine pilote dans lesquelles les capacités d'enlèvement logarithmique des filtres ont été déterminées avec de faibles concentrations de pathogènes. Nous avons aussi pris en considération certaines préoccupations soulevées dans la littérature scientifique (Assavasilavasukul et coll., 2008), à savoir que l'estimation des capacités d'enlèvement logarithmique des filtres peut être limitée par la concentration de pathogènes dans l'eau brute dans le cas des études en usine pleine grandeur, et que les concentrations utilisées dans les études avec ensemencement en usine pilote pourraient ne pas refléter les conditions habituellement rencontrées en usine pleine grandeur. McTigue et coll. (1998) ont effectué en usine pilote une série d'expériences où ils ontensemencé l'eau brute avec *Cryptosporidium* et *Giardia* à diverses concentrations. Cette étude a révélé des crédits d'enlèvement moyens de 4 log pour les filtres, taux qui ne changeaient pas de façon significative selon les concentrations de kystes et d'oocystes, lesquelles se situaient dans une plage de 10^1 à 10^3 pathogènes par litre tel qu'établi au moyen d'échantillons ponctuels et d'un échantillonnage en continu. Des études en usine pilote mesurant les crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* et de *Giardia* présents à faibles concentrations dans l'eau brute ont aussi été effectuées par Assavasilavasukul et coll. (2008). Les crédits d'enlèvement logarithmique moyens calculés à partir d'échantillons ponctuels renfermant de faibles concentrations de pathogènes (10^0 à

10^3 pathogènes par litre) étaient de 1,2 à 2,0 log pour *Cryptosporidium* et de 1,5 à 2,6 log pour *Giardia*. Les crédits d'enlèvement logarithmique moyens calculés à partir d'échantillons prélevés en continu (échantillons de 288 litres) renfermant de faibles concentrations de pathogènes (10^0 à 10^3 pathogènes par litre) étaient de 1,4 à 2,3 log pour *Cryptosporidium* et de 1,8 à 3,2 log pour *Giardia*. Les auteurs ont observé pour certains trains de traitement des crédits d'enlèvement logarithmique donnant des concentrations de pathogènes inférieures aux limites de détection (kystes/oocystes non détectés dans 10 litres pour l'échantillonnage ponctuel, et dans 288 litres pour l'échantillonnage en continu), ce qui laisse croire que des crédits d'enlèvement logarithmique plus élevés auraient pu être obtenus, mais seules les données avec kystes/oocystes détectés ont été retenues dans l'analyse.

Sur la base de son examen, Santé Canada est parvenu aux mêmes conclusions que l'U.S. EPA concernant les crédits d'enlèvement logarithmique de *Cryptosporidium* dans la filtration conventionnelle et a adopté une position similaire. Il a été conclu qu'il existe encore dans la littérature scientifique des incertitudes concernant l'augmentation possible des crédits d'enlèvement logarithmique pour les installations pleine grandeur atteignant des turbidités de moins de 0,1 UTN (Ongerth et Pecoraro, 1995; Assavasilavasukul et coll., 2008). Par conséquent, vu cette incertitude, aucune augmentation des crédits n'est spécifiée pour le moment.

Pour la filtration lente sur sable et la filtration à diatomées, l'U.S. EPA, dans son évaluation formulée dans le LT2ESWTR, a conclu que les installations utilisant ces deux techniques, quand elles sont bien conçues, bien exploitées et en conformité avec les normes de rendement en matière de turbidité établies dans le Surface Water Treatment Rule (SWTR) de 1989 (U.S. EPA, 1989) (≤ 1 UTN dans au moins 95 % des mesures, et maximum de 5 UTN), pouvaient atteindre des crédits d'enlèvement de *Cryptosporidium* semblables à ceux atteints par les usines utilisant la filtration conventionnelle. L'U.S. EPA estime que ces techniques peuvent atteindre des crédits médians d'enlèvement de *Cryptosporidium* de près de 3 log.

Dans son évaluation de la capacité d'enlèvement des microorganismes propre aux filtres à sable lents, le groupe de recherche KIWA (2007) est arrivé à des crédits d'enlèvement logarithmique considérablement plus élevés pour *Cryptosporidium* (moyenne de 4,8 log; plage de 2,7 à plus de 6,5 log).

Après examen du petit nombre d'études existantes concernant les filtres à sable lents (Schuler et Ghosh, 1991; Hall et coll., 1994; Timms et coll., 1995; Hijnen et coll., 2007) et les filtres à diatomées (Schuler et Ghosh, 1990; Ongerth et Hutton, 1997) ainsi que des évaluations de l'U.S. EPA (2006b) et du groupe KIWA (2007), il a été établi que l'approche de l'U.S. EPA était appropriée pour estimer les crédits d'enlèvement logarithmique pour *Cryptosporidium* pouvant être atteints avec ces techniques de filtration. On s'est basé sur une approche similaire pour établir les crédits d'enlèvement logarithmique atteignables avec ces techniques qui sont spécifiés au tableau B.1.

Pour la filtration à poche et la filtration à cartouche, on a déterminé que l'évaluation de l'U.S. EPA (2006b) était appropriée : le rendement de ces techniques de filtration varie selon les fabricants, et il n'est actuellement pas possible de proposer des crédits d'enlèvement généraux pour ces techniques.

Crédits d'enlèvement pour *Giardia* et les virus

Les crédits d'enlèvement logarithmique pour *Giardia* et les virus figurant dans le tableau B.1 sont basés sur ceux établis par l'U.S. EPA dans le LT1ESWTR Disinfection Profiling and Benchmarking Technical Guidance Manual (U.S. EPA, 2003a). Dans le LT2ESWTR, l'U.S. EPA a étendu les exigences formulées dans ce manuel. Dans le cadre de l'examen des

données disponibles, il a été noté que les crédits d'enlèvement pour *Giardia* et les virus figurant dans le manuel ont été établis sur la base d'études qui étaient peu nombreuses à l'époque de l'évaluation de l'U.S. EPA (AWWA, 1991). Il a aussi été noté que ces crédits étaient associés à une norme de rendement pour la réduction de la turbidité de 0,5 UTN au 95^e centile, recommandée aux termes du SWTR de l'U.S. EPA. Enfin, dans la documentation, l'U.S. EPA utilise une approche prudente dans l'attribution de la part du crédit d'enlèvement total qui doit être atteinte par filtration et de la part restante devant être atteinte par désinfection, dans le cadre de l'approche à barrières multiples (AWWA, 1991).

Des études récentes sur l'enlèvement des pathogènes par la filtration conventionnelle, la filtration directe, la filtration lente sur sable et la filtration à diatomées ont montré que les capacités de réduction logarithmique de ces techniques pour *Giardia* étaient semblables ou, dans bien des cas, supérieures à celles constatées pour *Cryptosporidium* (Schuler et Ghosh, 1990,1991; Nieminski et Ongerth, 1995; Patania et coll., 1995; McTigue et coll., 1998; Nieminski et Bellamy, 2000; DeLoyde et coll., 2006; Assavasilavasukul et coll., 2008). Sur la base des données existantes, nous avons établi pour *Giardia* les mêmes crédits d'enlèvement logarithmique atteignables par filtration que pour *Cryptosporidium*.

Pour les virus, l'information sur les capacités d'enlèvement des différentes techniques de filtration est limitée. Les données récentes sur l'enlèvement des virus et de leurs substituts (phage MS2) tirées d'études en usine pilote utilisant la filtration conventionnelle (Rao et coll., 1988; Harrington et coll., 2001; Xagorarakis et coll., 2004) confirment les crédits d'enlèvement logarithmique pour les virus établis dans le LT1ESWTR Disinfection Profiling and Benchmarking Technical Guidance Manual (U.S. EPA, 2003a). Les crédits d'enlèvement des virus estimés par le groupe KIWA (2007) étaient de 3,0 log (plage de 1,2 à 5,3 log) pour la filtration conventionnelle, et de 2,2 log (plage de 0,6 à 4,0 log) pour la filtration lente sur sable. Sur la base de cette information, il a été déterminé qu'on ne disposait pas de données suffisantes pour justifier une révision des crédits d'enlèvement des virus par filtration fondés sur ceux établis dans le LT1ESWTR Disinfection Profiling and Benchmarking Technical Guidance Manual (U.S. EPA, 2003a).

Pour la filtration à poche, la filtration à cartouche et la filtration sur membrane, on a déterminé que l'évaluation de l'U.S. EPA (2006b) était appropriée : le rendement de ces techniques de filtration varie selon les fabricants, et il n'est actuellement pas possible de proposer des crédits d'enlèvement généraux pour ces techniques.

Essais d'efficacité d'enlèvement

Tel qu'indiqué au tableau B.1, la filtration à cartouche et la filtration à poche peuvent se voir attribuer des crédits d'enlèvement logarithmique pour *Cryptosporidium* et *Giardia* sur la base d'essais d'efficacité d'enlèvement appropriés. Selon le LT2ESWTR de l'U.S. EPA, en ce qui concerne *Cryptosporidium*, la filtration à poche peut obtenir un crédit d'enlèvement logarithmique de 1 log lorsqu'elle atteint un taux d'au moins 2 log dans des essais d'efficacité d'enlèvement, et la filtration à cartouche peut se voir attribuer un crédit d'enlèvement logarithmique de 2 log lorsqu'elle atteint un taux d'au moins 3 log dans des essais d'efficacité d'enlèvement (U.S. EPA, 2006b). Les essais d'efficacité d'enlèvement sont spécifiques au produit; par conséquent, chaque fabricant ou une tierce partie peut soumettre l'unité de filtration concernée à des essais d'efficacité d'enlèvement pour obtenir un crédit d'enlèvement pour cette unité. Les installations qui le souhaitent trouveront de l'information supplémentaire sur les exigences en matière d'essais d'efficacité d'enlèvement pour les poches et les cartouches filtrantes dans le LT2ESWTR Toolbox Guidance Manual de l'U.S. EPA (2010) et le Protocol for

Equipment Verification Testing for Physical Removal of Microbiological and Particulate Contaminants établi conjointement par l'U.S. EPA et NSF (NSF, 2005).

La microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse peuvent se voir attribuer des crédits d'enlèvement logarithmique pour *Cryptosporidium* et *Giardia*; l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse peuvent aussi se voir attribuer des crédits d'enlèvement logarithmique pour les virus. Pour que ces procédés obtiennent un crédit d'enlèvement, leur efficacité d'enlèvement doit être établie par des essais d'efficacité d'enlèvement et vérifiée par des tests d'intégrité directs. Les procédés de filtration et d'osmose inverse doivent être soumis à des tests d'intégrité directs périodiques et à une surveillance indirecte en continu de l'intégrité en cours d'utilisation. Le crédit d'enlèvement maximal qu'un procédé de filtration sur membrane peut se voir attribuer est égal à la plus faible valeur entre l'efficacité d'enlèvement démontrée par des essais d'efficacité d'enlèvement et le crédit d'enlèvement logarithmique maximal obtenu lors de la vérification au moyen du test direct de l'intégrité (sensibilité du test d'intégrité) utilisé pour contrôler le procédé de filtration sur membrane (U.S. EPA, 2005, 2006b). Les installations qui le souhaitent trouveront de l'information supplémentaire sur les exigences en matière d'essais d'efficacité d'enlèvement pour les membranes filtrantes dans le Membrane Filtration Guidance Manual de l'U.S. EPA (2005) et le Protocol for Equipment Verification Testing for Physical Removal of Microbiological and Particulate Contaminants établi conjointement par l'U.S. EPA et NSF (NSF, 2005).

Annexe C. Conseils pour atteindre les objectifs de turbidité

Les systèmes de filtration doivent être conçus et exploités de manière à réduire le plus possible les niveaux de turbidité. Les recherches et les études faites en usine montrent la nécessité d'optimiser l'enlèvement des particules dans les usines de filtration pour maximiser la protection de la santé publique contre la contamination microbiologique. Par conséquent, les systèmes qui utilisent la filtration conventionnelle, la filtration directe, la filtration lente sur sable ou la filtration à diatomées doivent s'efforcer de réduire la turbidité de l'eau traitée à moins de 0,1 UTN en tout temps.

Pour que les installations arrivent à réduire la turbidité de l'eau traitée à moins de 0,1 UTN, la technique de filtration doit être adéquatement conçue et le procédé doit être optimisé. Les services publics d'eau potable peuvent optimiser leurs opérations en suivant des programmes d'optimisation des usines et en adoptant des objectifs de rendement des filtres adaptés à leurs usines. Il existe divers programmes et ressources volontaires qui peuvent aider les installations à optimiser leurs filtres et à atteindre ainsi l'objectif de turbidité de 0,1 UTN. Parmi les programmes existants pour les usines utilisant la filtration conventionnelle ou directe, on compte le Partnership for Safe Water (PSW), le Programme d'excellence en eau potable et l'U.S. EPA Composite Correction Program (U.S. EPA, 1998b; PSW, 2012a; Réseau Environnement, 2012). De plus, il existe divers documents détaillés qui peuvent aider les installations à optimiser leurs procédés de filtration (Renner et Hegg, 1997; U.S. EPA, 1998b; Logsdon et coll., 2002; Logsdon, 2008).

Les installations canadiennes peuvent participer directement au PSW par l'entremise de l'American Water Works Association (AWWA). Un programme identique est offert aux installations francophones, qui peuvent participer en français au Programme d'excellence en eau potable de Réseau Environnement. Dans le cadre de ces programmes, les installations effectuent diverses activités, dont la collecte et l'analyse de données et une auto-évaluation de l'usine. Un autre volet important du programme est le contrôle du rendement des filtres. Il peut être utile pour les installations de prendre en considération les objectifs de rendement des filtres établis par le PSW dans leur effort pour atteindre l'objectif de turbidité de 0,1 UTN. Les objectifs suivants ont été établis par le PSW pour atteindre le niveau du prix d'excellence en traitement de l'eau, pour les usines de traitement démontrant un rendement des filtres optimal :

- Turbidité de l'eau filtrée de moins de 0,10 UTN au plus pendant 95% du temps, selon les valeurs mesurées toutes les 15 minutes (ou plus fréquemment);
- Un objectif de turbidité maximale de l'eau filtrée de 0,30 UTN ou moins;
- Période de récupération de lavage à contre-courant maximale visée de 15 minutes (temps pendant lequel la turbidité est de plus de 0,10 UTN); et
- Turbidité combinée de l'eau à la sortie des filtres de moins de 0,10 UTN 95 % du temps.

Pour les techniques de filtration comme la filtration lente sur sable et la filtration à diatomées, une approche similaire peut être appliquée en matière de collecte de données, d'auto-évaluation des filtres et d'établissement d'objectifs de rendement pour faciliter l'atteinte de l'objectif de turbidité de 0,10 UTN ou moins dans l'eau filtrée. Les facteurs qui affectent le rendement de ces types de techniques sont traités aux sections 6.2.2 et 6.3.2. Les informations fournies peuvent être utilisées dans le processus d'auto-évaluation des filtres pour mieux repérer les facteurs qui limitent le rendement, sur lesquels on pourra ensuite agir pour faciliter l'optimisation des filtres. En outre, les objectifs de rendement pour les filtres individuels établis par le PSW, mentionnés ci-dessus, peuvent servir de base pour l'établissement d'objectifs adaptés aux usines utilisant les procédés de filtration lente sur sable et de filtration à diatomées.