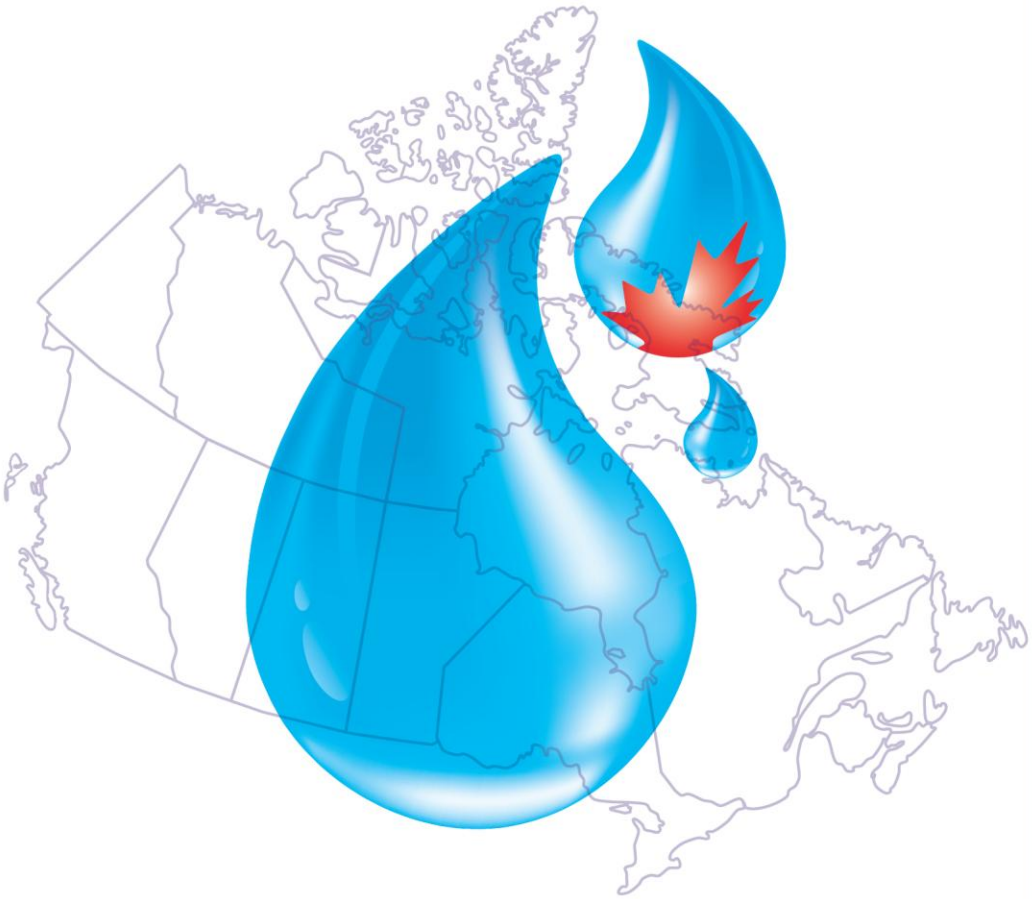
Santé Canada Health Canada

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

Les coliformes totaux



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 – Les coliformes totaux

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 –Total Coliforms

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^{o} de publication : 130024
Cat. : H144-8/2013F-PDF
ISBN : 978-0-662-77835-6

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Document technique
Les coliformes totaux

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)

Mars 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 — Les coliformes totaux. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H144-8/2013F-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 l'eau, de l'air et des changements climatiques
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
Téléc. : 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

Partie I. Vue d'ensemble et application 1

1.0 Recommandation 1

2.0 Sommaire 1
- 2.1 Importance des coliformes totaux dans les systèmes d'eau potable 1
- 2.2 Échantillonnage des coliformes totaux 2
- 2.3 Techniques de traitement 2

3.0 Application de la recommandation 3
- 3.1 Systèmes d'approvisionnement en eau potable à l'échelle municipale 3
  - 3.1.1 Surveillance des coliformes totaux dans l'eau à la sortie de l'usine de traitement 3
  - 3.1.2 Surveillance des coliformes totaux dans le réseau de distribution et dans les installations de stockage 3
  - 3.1.3 Avis 4
  - 3.1.4 Mesures correctives 4
- 3.2 Systèmes d'eau potable à l'échelle résidentielle 6
  - 3.2.1 Exigences d'analyse 6
  - 3.2.2 Avis 6
  - 3.2.3 Mesures correctives pour les approvisionnement désinfectés 6
  - 3.2.4 Mesures correctives pour les puits non désinfectés 7

Partie II. Science et considérations techniques 9

4.0 Importance de la présence de coliformes totaux dans l'eau potable 9
- 4.1 Description 9
- 4.2 Sources 10
- 4.3 Rôle des coliformes totaux dans le maintien de la qualité de l'eau potable 11
  - 4.3.1 Rôle dans la surveillance de la qualité de l'eau à la source 11
  - 4.3.2 Rôle dans la surveillance du traitement et du réseau de distribution 12
  - 4.3.3 Considérations concernant les systèmes à l'échelle résidentielle 12

5.0 Méthodes d'analyse 13
- 5.1 Méthode présence-absence 14
- 5.2 Filtration sur membrane 15
- 5.3 Fermentation multitube 16

6.0 Échantillonnage pour la détection des coliformes totaux 17
- 6.1 Prélèvement des échantillons 17
- 6.2 Considérations relatives à la fréquence d'échantillonnage 18
- 6.3 Emplacement des points d'échantillonnage 20

7.0 Techniques de traitement 20
- 7.1 Échelle municipale 21

7.1.1 Degré de traitement nécessaire 21
7.1.2 Élimination physique 21
7.1.3 Désinfection 22
7.1.3.1 Désinfection chimique 22
7.1.3.2 Désinfection aux rayons UV 23
7.2 Échelle résidentielle 24

8.0 Évaluation des risques 25
8.1 Considérations internationales 26

9.0 Justification 27

10.0 Références bibliographiques 27

Annexe A Arbre décisionnel relatif à l'analyse microbiologique régulière des systèmes à l'échelle municipale 35

Annexe B Arbre décisionnel relatif à l'analyse microbiologique régulière des systèmes à l'échelle résidentielle 36

Annexe C Liste des acronymes 37

Mars 2012

Coliformes totaux

Partie I. Vue d'ensemble et application

1.0 Recommandation

La concentration maximale acceptable (CMA) pour les coliformes totaux dans l'eau à sa sortie d'une usine de traitement et dans les eaux souterraines non désinfectées à la sortie d'un puits est d'aucun microorganisme détectable par 100 mL d'eau.

Les coliformes totaux devraient faire l'objet de surveillance dans le réseau de distribution, car ils sont utilisés comme indicateurs d'un changement de la qualité de l'eau. Leur détection dans des échantillons consécutifs prélevés sur un même site ou dans plus de 10 % d'échantillons recueillis au cours d'une période d'échantillonnage donnée devrait déclencher une investigation.

2.0 Sommaire

Les coliformes totaux constituent un groupe de bactéries présent naturellement sur les végétaux, dans les sols ainsi que dans les intestins des humains et des animaux à sang chaud. Puisqu'ils sont très répandus dans l'environnement, ils font partie des nombreux outils opérationnels permettant d'évaluer l'efficacité d'un système de traitement de l'eau potable.

Santé Canada a récemment terminé son évaluation de l'utilité des coliformes totaux dans le cadre d'une approche à barrières multiples destinée à produire une eau potable de qualité microbiologique acceptable. Le présent document technique examine et évalue les publications disponibles sur l'usage des coliformes totaux dans la gestion de la qualité de l'eau potable, notamment comme indicateurs de la vulnérabilité des eaux souterraines, du caractère adéquat de la désinfection ainsi que des changements de la qualité de l'eau dans un réseau de distribution. Basée sur cette analyse, la recommandation pour les coliformes totaux dans l'eau à sa sortie d'une usine de traitement et dans les eaux souterraines non désinfectées à la sortie d'un puits non désinfecté est une concentration maximale acceptable d'aucun coliforme détectable par 100 mL d'eau. Cette CMA ne s'applique pas aux réseaux de distribution, dans lesquels les coliformes totaux servent à indiquer des changements de la qualité de l'eau.

2.1 Importance des coliformes totaux dans les systèmes d'eau potable

On devrait recourir à la surveillance des coliformes totaux en combinaison avec d'autres indicateurs dans le cadre d'une approche à barrières multiples afin d'obtenir une eau potable de qualité acceptable. Le nombre d'échantillons, la fréquence d'échantillonnage et l'emplacement des points d'échantillonnage lors de l'analyse des coliformes totaux varieront selon le type et la taille du système ainsi que les exigences en vigueur dans le secteur de compétence.

Existant à l'état naturel dans des environnements contaminés ou non par des matières fécales, les coliformes totaux sont largement répandus dans les eaux de surface et les eaux souterraines sous l'influence directe d'eaux de surface (ESSIDES). Par conséquent, la surveillance de coliformes dans de telles sources ne fournit pas de renseignements concernant la qualité de l'eau à la source, du point de vue des risques à la santé. Les systèmes d'eaux souterraines moins vulnérables à la contamination d'origine fécale ne devraient pas renfermer de

coliformes totaux. Puisque la présence de coliformes totaux indique que les eaux souterraines pourraient être vulnérables à une contamination provenant de l'environnement, leur détection dans l'eau à la sortie du puits devrait déclencher l'application de certaines mesures.

La surveillance des coliformes totaux dans les eaux traitées à l'usine de traitement ainsi que dans le réseau de distribution et les installations de stockage sert à recueillir de l'information sur l'efficacité du traitement de l'eau potable et sur la présence de microorganismes dans le réseau de distribution. La présence de coliformes totaux dans l'eau à la sortie d'une usine de traitement indique que le traitement a été inadéquat et qu'il faut donc intervenir. Les mesures à prendre consistent notamment à aviser les autorités compétentes, rechercher la cause de la contamination et appliquer des mesures correctives, ce qui pourrait inclure l'émission d'un avis d'ébullition de l'eau.

La présence de coliformes totaux dans le réseau de distribution et dans les installations de stockage, alors que l'eau analysée immédiatement après le traitement en était exempte, révèle une dégradation de la qualité de l'eau, possiblement due à une recroissance bactérienne ou une contamination postérieure au traitement. Dans les systèmes municipaux, la détection de coliformes totaux dans plus de 10 % des échantillons prélevés au cours d'une période d'échantillonnage donnée ou dans des échantillons consécutifs prélevés sur un même site indique un changement de la qualité de l'eau et il faut alors effectuer un suivi. Dans les systèmes résidentiels sans réseau de distribution ou dotés d'un réseau minimal, la détection de coliformes totaux devrait déclencher l'application de mesures visant à déterminer la cause de ces résultats.

2.2 Échantillonnage des coliformes totaux

L'eau qui quitte une usine de traitement municipale devrait être soumise à un échantillonnage et à une analyse de détection des coliformes totaux au moins une fois par semaine dans le cadre du processus de vérification prévu par une approche à barrières multiples de la source au robinet. Dans bien des systèmes, l'eau à la sortie de l'usine de traitement ment fera l'objet d'analyses beaucoup plus nombreuses que le minimum recommandé. Les échantillons prélevés dans un réseau de distribution pour ce type d'analyse bactériologique devraient augmenter avec la taille de la population desservie et être prélevés à intervalles réguliers au cours du mois.

La fréquence d'échantillonnage dans les systèmes résidentiels et les petits systèmes privés peut varier d'un secteur de compétence à l'autre, mais elle devrait inclure les périodes où le risque de contamination est à son plus fort (par exemple après le dégel printanier, de fortes pluies ou des périodes de sécheresse). Il faudrait également échantillonner au départ les nouveaux puits et ceux qui ont été réhabilités pour confirmer que leur qualité bactériologique est acceptable.

Le prélèvement des échantillons doit être effectué suivant des procédures appropriées, permettant de garantir que les échantillons sont représentatifs de l'eau faisant l'objet de la surveillance. Il faut recueillir un volume d'eau d'au moins 100 mL en vue des analyses, qui doivent être amorcées aussi rapidement que possible après l'échantillonnage.

2.3 Techniques de traitement

De manière générale, les systèmes approvisionnés par des eaux de surface ou des ESSIDES devraient inclure dans leurs processus de traitement au moins une filtration (ou une autre technique donnant une réduction logarithmique équivalente) et une désinfection. Les eaux souterraines moins vulnérables à la contamination d'origine fécale devraient subir un traitement adéquat pour l'élimination ou l'inactivation des virus entériques, à moins d'exemptions accordées par les autorités responsables, fondées sur des considérations propres au site telles que des

données de surveillance historiques et actuelles. Une concentration résiduelle de désinfectant devrait être maintenue en tout temps dans les systèmes comportant un réseau de distribution.

3.0 Application de la recommandation

Remarque : Des conseils spécifiques concernant l'application de la recommandation devraient être obtenus auprès de l'autorité appropriée en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné.

On devrait recourir à la surveillance des coliformes totaux, en combinaison avec d'autres indicateurs, dans le cadre d'une approche à barrières multiples afin d'obtenir une eau potable de qualité acceptable. Le nombre d'échantillons, la fréquence d'échantillonnage et l'emplacement des points d'échantillonnage lors de l'analyse des coliformes totaux varieront selon le type et la taille du système ainsi que les exigences en vigueur dans le secteur de compétence. La détection de coliformes totaux, quelle que soit leur quantité, devrait être utilisée pour prendre des décisions. Toutefois, malgré leur manque de précision, les résultats quantitatifs peuvent indiquer l'étendue du problème et être utilisés dans la détermination d'un plan d'action en matière de santé publique.

3.1 Systèmes d'approvisionnement en eau potable à l'échelle municipale

3.1.1 Surveillance des coliformes totaux dans l'eau à la sortie de l'usine de traitement

L'eau sortant d'une usine de traitement devrait faire l'objet d'analyses au moins une fois par semaine. La présence de coliformes totaux indiquerait une défaillance grave au niveau du traitement et serait inacceptable. Le dépistage des coliformes totaux devrait être mené en conjonction avec d'autres indicateurs tels que les mesures de la concentration résiduelle de désinfectant et de la turbidité, dans le cadre d'une approche à barrières multiples afin d'obtenir une eau potable de qualité acceptable. Bien que la fréquence à laquelle il faut effectuer chacune des analyses à l'usine de traitement soit fixée par l'autorité compétente, les pratiques exemplaires demandent souvent de respecter une fréquence d'échantillonnage supérieure au minimum recommandé, selon la taille du système, le nombre de consommateurs desservis, l'historique du système et d'autres considérations propres au site.

3.1.2 Surveillance des coliformes totaux dans le réseau de distribution et dans les installations de stockage

Dans les réseaux de distribution et les installations de stockage de municipalités, le nombre d'échantillons prélevés pour le dépistage des coliformes totaux devrait refléter la taille de la population desservie avec un minimum de quatre échantillons par mois. Les points d'échantillonnage et la fréquence des analyses de détection des coliformes totaux, la concentration résiduelle de désinfectant ainsi que la turbidité dans l'eau traitée à l'intérieur du réseau de distribution et des installations de stockage seront définis par l'autorité compétente. Volet important d'une approche à barrières multiples visant à assurer l'innocuité de l'eau potable, l'intégration de l'analyse des coliformes totaux dans la stratégie de surveillance du réseau de distribution et des installations de stockage peut améliorer la connaissance de la qualité de l'eau dans l'ensemble du système ainsi que de l'état global de ce dernier. L'approche devrait tenir compte des particularités et de l'historique du système dans son ensemble, par exemple l'âge, l'aménagement ou les matériaux qui le constituent). Cette stratégie permet de déceler toute variation des conditions, l'apparition de contaminants ou encore les endroits où la qualité de l'eau se dégrade et qui peuvent ensuite faire l'objet d'analyses plus poussées.

3.1.3 Avis

La présence de coliformes totaux dans l'eau à la sortie d'une usine de traitement indique une défaillance grave au niveau du traitement et représente une situation inacceptable qui devrait être corrigée sans délai. Le propriétaire du système devrait alors aviser toutes les autorités compétentes et procéder immédiatement à une nouvelle analyse des échantillons positifs pour y déceler la présence d'*Escherichia coli*; il sera également tenu de répéter l'échantillonnage et l'analyse dans les sites ayant donné des résultats positifs, afin de vérifier la présence ou l'absence d'*E. coli* et de coliformes totaux (voir l'annexe A). Des conseils concernant les méthodes analytiques pour *E. coli* et les mesures à prendre en cas de détection confirmée d'*E. coli* sont indiquées dans les sections 5.0 et 3.0, respectivement, du document technique sur *E. coli*..

Dans un réseau de distribution, les coliformes sont des indicateurs de fonctionnement. Leur présence révèle une dégradation de la qualité de l'eau, qui pourrait être due à une recroissance bactérienne ou une contamination postérieure au traitement. La détection de coliformes totaux (en l'absence d'*E. coli*) dans plus de 10 % des échantillons prélevés au cours d'une période d'échantillonnage donnée ou dans des échantillons consécutifs prélevés sur même site devrait être examinée et les mesures correctives appropriées devraient être appliquées. Certaines ou la totalité des mesures énumérées à la section suivante peuvent s'imposer.

3.1.4 Mesures correctives

L'ampleur de l'intervention en cas de détection de coliformes totaux (en l'absence d'*E. coli*) devrait être discutée avec les organismes appropriés et dépendra des facteurs suivants :

- une évaluation de la gravité et de l'étendue du problème en fonction des risques qu'il pose, en prenant en compte l'historique du système dans son ensemble;
- l'historique et la variabilité de la qualité de l'eau brute approvisionnant le système;
- l'efficacité historique documentée du processus de traitement;
- l'intégrité du réseau de distribution (notamment l'existence et l'efficacité du programme de contrôle des jonctions fautives).

La connaissance de l'historique du système, y compris la fréquence de détection de coliformes totaux et la provenance des échantillons positifs, permet au personnel qualifié de choisir les mesures appropriées lorsque des coliformes totaux sont détectés en l'absence d'*E. coli*.

Si une intervention est jugée nécessaire, le propriétaire du réseau d'adduction et de distribution de l'eau, en consultation avec les autorités compétentes, devrait prendre les mesures correctives nécessaires, notamment :

- vérifier l'intégrité du processus de traitement et que son fonctionnement est optimal;
- vérifier l'intégrité du réseau de distribution;
- vérifier que tout le réseau contient la concentration résiduelle de désinfectant requise;
- augmenter la dose de désinfectant, purger les conduites principales, nettoyer les réservoirs d'eau traitée (réservoirs municipaux et citernes domestiques) et vérifier s'il y a des jonctions fautives ou des pertes de pression. L'eau devrait être déchlorée avant d'être déversée dans des cours d'eau où vivent des poissons. Les autorités compétentes devraient être consultées sur les méthodes de déchloration disponibles et la procédure appropriée à suivre;
- effectuer des échantillonnages et des analyses dans les sites ayant donné des résultats positifs ainsi que dans les sites adjacents. Les analyses doivent viser à déterminer la teneur en coliformes totaux, la présence d'*E. coli*, les concentrations résiduelles de désinfectant et la turbidité. Il est nécessaire d'analyser au moins un échantillon prélevé en

amont des sites de prélèvement et un autre en aval ainsi qu'un échantillon d'eau sortant de l'usine de traitement, prélevé au point d'entrée dans le réseau de distribution. Le plan d'échantillonnage et d'analyse devrait être adapté au réseau de distribution;

- mener une enquête pour déterminer l'origine du problème et éviter qu'il se répète, notamment en mesurant la qualité de l'eau brute (p. ex., caractéristiques bactériologiques, turbidité, couleur, carbone organique assimilable [COA], conductivité) et sa variabilité;
- effectuer des échantillonnages et analyses choisies (p. ex., caractéristiques bactériologiques, concentration résiduelle de désinfectant, turbidité) dans tous les sites recensés pendant l'enquête pour évaluer l'ampleur du problème et vérifier le succès des mesures correctives appliquées.

Si le resserrement de la surveillance sanitaire suggère l'éclosion d'une maladie d'origine hydrique ou que les conditions sont propices à l'apparition d'une telle maladie, la nécessité d'émettre un avis d'ébullition de l'eau[1] devrait immédiatement être discutée avec le responsable des opérations et les autorités compétentes. Si le propriétaire sait qu'un incident risque d'avoir contaminé le réseau de distribution ou d'avoir interféré avec le traitement, il faut immédiatement émettre un avis d'ébullition de l'eau à l'intention des consommateurs. Un avis d'ébullition de l'eau ne devrait être annulé que si les résultats d'analyse de deux séries consécutives d'échantillons prélevés à au moins 24 heures d'intervalle sont négatifs et démontrent l'intégrité complète de l'ensemble du système (ce qui comprend des niveaux acceptables en terme de qualité microbiologique, de concentrations résiduelles de désinfectant et (ou) de turbidité). L'autorité locale compétente peut exiger des résultats négatifs supplémentaires. Le document *Conseils concernant l'émission et l'annulation des avis d'ébullition de l'eau* contient des renseignements additionnels sur les avis d'ébullition de l'eau.

Les systèmes approvisionnés par des eaux de surface ou des eaux souterraines sous l'influence directe d'eaux de surface devraient inclure dans leurs processus de traitement au moins une filtration adéquate (ou une autre technique permettant d'obtenir une réduction logarithmique équivalente) et une désinfection. Les eaux souterraines moins vulnérables à la contamination d'origine fécale devraient subir un traitement adéquat pour l'élimination ou l'inactivation des virus entériques (tel que décrit dans le document technique sur les virus entériques), à moins d'exemptions accordées par les autorités responsables, fondées sur des considérations propres au site telles que des données de surveillance historiques et actuelles. Une concentration résiduelle de désinfectant devrait être maintenue en tout temps dans les systèmes comportant un réseau de distribution. Pour déterminer le type et le degré de traitement appropriés, il faudrait prendre en compte les fluctuations possibles de la qualité de l'eau, y compris sa dégradation à court terme, ainsi que la variabilité de l'efficacité du traitement.

[1] Pour les besoins du présent document, on entend par « avis d'ébullition de l'eau » un conseil donné à la population par les autorités compétentes lui recommandant de faire bouillir son eau potable, que cet avis soit émis par mesure de précaution ou à la suite d'une éclosion de maladie. L'utilisation de ce terme peut varier selon les secteurs de compétence. Il arrive également que le terme « ordre d'ébullition de l'eau » soit utilisé à la place du terme « avis d'ébullition de l'eau » ou conjointement avec lui.

3.2 Systèmes d'eau potable à l'échelle résidentielle

3.2.1 Exigences d'analyse

La fréquence d'analyse de l'eau dans les systèmes à l'échelle résidentielle[2] est déterminée par l'autorité compétente et devrait inclure les périodes où le risque de contamination est le plus élevé, par exemple après le dégel printanier, de fortes pluies ou des périodes prolongées de sécheresse. Les propriétaires de systèmes d'approvisionnement privés devraient être incités à faire analyser leur eau durant ces périodes. Il est également essentiel de tester les puits neufs ou réhabilités avant leur utilisation pour confirmer la salubrité microbiologique de l'eau.

3.2.2 Avis

Aucun échantillon provenant de systèmes d'eau potable à l'échelle résidentielle ne devrait contenir de coliformes. Il faudrait immédiatement tester de nouveau un échantillon se révélant positif et procéder à un deuxième échantillonnage du site positif pour confirmer la présence d'*E. coli* et de coliformes totaux. Si la contamination par *E. coli* est confirmée, les mesures décrites dans le document technique sur *E. coli* devraient être suivies.

En cas de détection de coliformes totaux en l'absence d'*E. coli*, les interventions peuvent varier selon les autorités compétentes. Par mesure de précaution, certains secteurs de compétence recommanderont toujours au propriétaire de faire bouillir l'eau potable ou d'utiliser provisoirement une autre source sûre, en attendant l'application des mesures correctives. Dans d'autres secteurs de compétence, les conseils sur les mesures provisoires à adopter seront propres au site et dépendront de facteurs tels que l'historique de la qualité de l'eau, l'état de santé des utilisateurs et les délais de l'enquête. Indépendamment de l'émission ou non d'un avis d'ébullition de l'eau, l'origine de la contamination par les coliformes devrait être identifiée et les mesures correctives appropriées devraient être prises (voir l'annexe B), incluant une partie ou la totalité de celles décrites dans les sections suivantes.

3.2.3 Mesures correctives pour les approvisionnement désinfectés

Il faut d'abord procéder à une inspection sanitaire pour évaluer l'état physique du système d'approvisionnement en eau potable incluant l'entrée d'eau, le puits, la tête du puits, la pompe, le système de traitement (y compris l'équipement d'alimentation en produits chimiques, si il y en a un), la plomberie et la zone avoisinante. Toute défaillance repérée devrait être aussitôt corrigée. Si l'état physique du système s'avère acceptable, certaines ou la totalité des mesures correctives suivantes peuvent s'imposer :

- dans un système chloré, s'assurer qu'une concentration résiduelle de désinfectant est présente dans tout le système.
- augmenter la dose de désinfectant, purger à fond le système et nettoyer les réservoirs d'eau traitée et les citernes domestiques. L'eau devrait être déchlorée avant d'être déversée dans les cours d'eau où vivent des poissons. Les autorités compétentes devraient être consultées sur les méthodes de déchloration disponibles et la procédure appropriée à suivre.

[2] Pour les besoins du présent document, on entend par système à l'échelle résidentielle un système sans réseau de distribution ou doté d'un réseau minimal qui fournit de l'eau à partir d'une installation non reliée à un approvisionnement municipal. Les approvisionnements d'eau potable privés, les écoles, les foyers de soins personnels, les garderies, les hôpitaux, les puits communautaires, les hôtels et les restaurants sont des exemples de ce type d'installation. La définition d'un système à l'échelle résidentielle peut varier selon les secteurs de compétence.

- pour les systèmes dans lesquels la technique de désinfection ne laisse pas de concentration résiduelle de désinfectant, comme les rayons UV ou l'ozone, il peut s'avérer nécessaire de faire subir au puits et à la plomberie un traitement choc au chlore; plus d'information sur ces traitements choc est disponible dans le feuillet d'information sur les puits, disponible à www.santecanada.gc.ca/eauqualite.
- vérifier que le système de désinfection fonctionne correctement et quìl est entretenu selon les instructions du fabricant.

Une fois les mesures correctives nécessaires prises, il faudrait procéder à une nouvelle analyse de dépistage des coliformes totaux et d'*E. coli* pour confirmer que l'eau est désormais propre à la consommation. Si des coliformes totaux sont encore détectés malgré l'application de ces mesures, il convient d'émettre un avis d'ébullition de l'eau, si cela n'a pas encore été fait. Par ailleurs, il faudrait aussi utiliser provisoirement une autre source sûre jusqu'à ce que le problème soit corrigé. La présence de coliformes totaux après l'application de mesures correctives indique que le système demeure vulnérable à la contamination. Si ce problème ne peut pas être corrigé, il faudrait peut-être envisager un traitement supplémentaire ou l'utilisation d'une nouvelle source d'eau potable. Parfois, dans les systèmes à l'échelle résidentielle, la présence de coliformes peut être attribuable à une recroissance bactérienne dans le film biologique présent à l'intérieur du réseau de distribution plutôt qu'à l'infiltration de contaminants, et un avis d'ébullition de l'eau serait alors être inutile. Seul le personnel qualifié peut analyser le cas et prendre une décision, en se basant sur l'historique du système et d'autres caractéristiques propres au site.

Les systèmes approvisionnés par des eaux de surface ou des eaux souterraines sous l'influence directe d'eaux de surface devraient inclure dans leurs processus de traitement au moins une filtration adéquate (ou une autre technique permettant d'obtenir une réduction logarithmique équivalente) et une désinfection. Les eaux souterraines moins vulnérables à la contamination d'origine fécale devraient subir un traitement adéquat pour l'élimination ou l'inactivation des virus entériques(comme on l'indique dans le document technique sur les virus entériques), à moins d'exemptions accordées par les autorités responsables, fondées sur des considérations propres au site telles que des données de surveillance historiques et actuelles.

3.2.4 Mesures correctives pour les puits non désinfectés

Il faut tout d'abord procéder, si cela n'a pas encore été fait, à une inspection sanitaire pour évaluer l'état physique du puits, de la tête du puits, de la pompe, de la plomberie et de la zone avoisinante. Toute défaillance repérée devrait être aussitôt corrigée. Si l'état physique du système s'avère acceptable, les mesures correctives suivantes pourront être prises :

- donner un traitement choc de désinfection au chlore au puits et au réseau de plomberie. Le feuillet d'information sur les puits (disponible à www.santecanada.gc.ca/eauqualite) contient des renseignements supplémentaires à ce sujet;
- purger le système à fond et procéder à une autre analyse pour confirmer l'absence de coliformes totaux. Les analyses de confirmation devraient être effectuées au moins 48 heures après l'obtention de résultats indiquant l'absence de chlore résiduel ou 5 jours après le traitement du puits. Les conditions locales peuvent déterminer les pratiques qui conviennent. L'eau devrait être déchlorée avant d'être déversée dans les cours d'eau où vivent des poissons. Les autorités compétentes devraient être consultées sur les méthodes de déchloration disponibles et la procédure appropriée à suivre.

Si la présence de coliformes totaux est encore décelée malgré les mesures correctives mentionnées ci-dessus, un avis d'ébullition de l'eau devrait être émis, si ce n'est déjà fait. Par ailleurs, il faudrait aussi utiliser provisoirement une autre source sûre jusqu'à ce que le problème

soit corrigé. La présence de coliformes totaux après le traitement-choc au chlore et l'opération de purge indique que le système demeure vulnérable à la contamination. Si ce problème ne peut pas être corrigé, il faudrait peut-être envisager d'installer un dispositif de désinfection approprié, ou alors de reconstruire ou remplacer le puits. Parfois, dans les systèmes résidentiels d'approvisionnement en eau potable, la présence de coliformes peut être attribuable à une recroissance bactérienne dans le film biologique présent à l'intérieur du réseau de distribution plutôt qu'à une contamination en cours, et un avis d'ébullition de l'eau serait alors être inutile. Seul le personnel qualifié peut analyser le cas et prendre une décision, en se basant sur l'historique du système et d'autres caractéristiques propres au site.

Un seul résultat négatif concernant la présence de coliformes totaux n'indique pas nécessairement que le problème est réglé. Il faut obtenir un minimum de deux échantillons négatifs consécutifs. Des analyses supplémentaires s'imposent après trois ou quatre mois pour s'assurer que la contamination n'a pas réapparue. L'intégrité à long terme d'une source d'approvisionnement ne peut être confirmée qu'en utilisant les données historiques avec des inspections sanitaires. De plus amples informations sur la surveillance de routine sont détaillées dans la section 8.0.

Partie II. Science et considérations techniques

4.0 Importance de la présence de coliformes totaux dans l'eau potable

4.1 Description

Les coliformes totaux appartiennent à la famille des entérobactéries et sont définis dans la 21e édition de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) comme suit :

- toute bactérie anaérobie facultative, à Gram négatif, non sporulée, en forme de bâtonnet, qui fermente le lactose en produisant du gaz et de l'acide dans les 48 heures à 35 °C;
- de nombreuses bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif, non sporulées, en forme de bâtonnet, qui forment des colonies rouges à reflets métalliques dorés dans les 24 heures à 35 °C dans un milieu de type Endo contenant du lactose;
- toute bactérie dotée de l'enzyme ß-galactosidase, qui scinde un substrat chromogène (p. ex., l'*ortho*nitrophényl-ß-D-galactopyranoside) en libérant un agent chromogène (p. ex., l'*ortho*nitrophénol).

Ces définitions ne sont pas identiques, mais se réfèrent à trois groupes plus ou moins équivalents. Ceux-ci comprennent, entre autres, diverses espèces des genres *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Citrobacter* et *Serratia* (Leclerc et coll., 2001). Certains membres de ces groupes sont naturellement présents dans l'environnement et peuvent être d'origine fécale, tandis que d'autres se trouvent exclusivement dans l'environnement (tableau 1).

Bien qu'elles n'appartiennent pas au groupe des coliformes, les bactéries du genre *Aeromonas* possèdent l'enzyme ß-galactosidase et peuvent fermenter le lactose, conduisant à de faux résultats positifs pour les coliformes totaux. Les espèces *Aeromonas* sont très répandues dans l'environnement et existent, entre autres, dans les lacs, les cours d'eau, les mers, les effluents d'eaux usées et l'eau potable (Allen et coll., 1983; Nakano et coll., 1990; Poffe et Op de Beeck, 1991; Payment et coll., 1993; Ashbolt et coll., 1995; Bernagozzi et coll., 1995; Chauret et coll., 2001; El-Taweel et Shaban, 2001). Des informations sur la façon d'éliminer ces faux positifs attribuables à la présence de bactéries du genre *Aeronomas* sont données dans la section 5.0.

Tableau 1. Quelques coliformes de la famille des Entérobactériacées[a]

	ONPG[b]	Origine fécale	Origine non fécale
Budvicia	+	–	+
Citrobacter	+	+	+
Enterobacter	+	+	+
Erwinia	+	–	+
Escherichia	+	+	–
Klebsiella	+	+	+
Leclercia	+	–	+
Pantoea	+	–	+
Serratia	+	–	+

[a] Adapté de Leclerc et coll. (2001).
[b] *ortho*nitrophényl-β-D-galactopyranoside.

Appartenant à un sous-ensemble du groupe des coliformes totaux, les coliformes thermotolérants (coliformes capables de fermenter la lactose à une température de 44-45 °C, autrefois appelés coliformes fécaux) ont été utilisés comme indicateurs de contamination fécale, car ils étaient considérés comme étant plus spécifiques aux matières fécales que les coliformes totaux. Par définition, les coliformes thermotolérants comprennent les coliformes capables de produire du gaz dans les 24 heures à 44,5 °C ou une colonie bleue sur un bouillon m-FC dans les 24 heures à 44,5 °C (APHA et coll., 1998). Ce groupe comprend des membres du genre *Escherichia*, spécifiques aux matières fécales, ainsi que des bactéries telles que *Klebsiella*, *Enterobacter* et *Citrobacter* présentes aussi bien dans les matières fécales que dans d'autres environnements. Le perfectionnement des méthodes de détection d'*E. coli* a rendu l'analyse des coliformes thermotolérants superflue dans la gestion de la qualité de l'eau.

4.2 Sources

Le groupe des coliformes totaux est constitué de genres différents présentant des caractéristiques similaires. Les niches naturelles occupées par les membres de ce groupe sont diverses, allant de celles spécifiques aux matières fécales, comme pour *E. coli*, à celles très répandues dans l'eau, le sol et la végétation (Leclerc et coll., 2001; Rompré et coll., 2002). De nombreuses bactéries coliformes ne sont spécifiques à aucune source en particulier et peuvent exister dans des environnements d'origine fécale et non fécale. La comparaison des coliformes totaux dans un environnement spécifique a montré que certains membres du groupe étaient invariablement présents en concentrations plus élevées dans la source en question. Par exemple, l'analyse de l'effectif coliforme des matières fécales a révélé la présence de *Klebsiella*, *Citrobacter* et *Enterobacter* en faibles quantités par rapport à *E. coli* (Edberg et coll., 2000). On a constaté par ailleurs que *Klebsiella* constituait la majorité des coliformes thermotolérants isolés dans un réseau de distribution qui contenait par ailleurs, mais dans une moindre mesure, des bactéries des genres *Enterobacter*, *Pantoea*, *Escherichia*, *Citrobacter*, *Leclercia* et *Serratia* (Geldreich, 1987; Edberg et coll., 2000; Blanch, 2007).

La présence de coliformes totaux dans un réseau de distribution plutôt que dans l'environnement naturel peut provenir d'un traitement inadéquat de l'eau, qui laisse des coliformes totaux passer du système de traitement au réseau de distribution, ou encore d'une infiltration postérieure au traitement de microorganismes. Une étude réalisée par Kirmeyer et coll. (1999) a montré qu'on pouvait détecter la présence de coliformes autour des conduites du réseau de distribution. La contamination postérieure au traitement peut donc provenir de problèmes divers tels que les fuites de pression, les ruptures de conduites, un nettoyage et une désinfection inadéquats à la suite de réparations, les jonctions fautives permettant un contact avec de l'eau non potable, y compris par refoulement.

Une fois dans le réseau de distribution, les coliformes peuvent coloniser le film biologique s'accumulant sur les parois des conduites et s'y multiplier. Leur survie et leur croissance potentielle dépendent de nombreux facteurs, dont la température et la durée de rétention de l'eau, le type et la concentration du désinfectant (le cas échéant), la présence de nutriments organiques, plus particulièrement la concentration de COA et de carbone organique dissous biodégradable (CODB), la disponibilité des nutriments inorganiques, les caractéristiques du matériau des conduites et la présence de sédiments (LeChevallier et coll., 1991, 1996; Besner, 2001, 2002; Escobar et Randall, 2001; Blanch et coll., 2007). La persistance et la croissance potentielle des coliformes dans les systèmes d'eau diffèrent d'une bactérie à l'autre. *E. coli*, par exemple, est généralement le plus sensible aux agresseurs environnementaux et ne se multiplie

habituellement pas en dehors du tractus intestinal humain ou animal (Geldreich, 1996). Par contre, *Klebsiella* est capable de survivre et de se multiplier dans les films biologiques présents sur la paroi interne des conduites d'eau principales et dans les réservoirs de stockage (Ptak et coll., 1973; LeChevallier et coll., 1987; LeChevallier et McFeters, 1990; Blanch et coll., 2007).

Il est difficile d'éliminer les coliformes totaux une fois qu'ils ont colonisé la matrice des films biologiques dans les réseaux de distribution, car ces films peuvent les protéger contre la désinfection et toute autre mesure d'éradication (Martin et coll., 1982; Geldreich et Rice, 1987). Un film biologique colonisé se détachant pour se retrouver dans l'eau peut causer la détection de coliformes dans le réseau de distribution (McMath, 1999). Par exemple, les montées d'eau dans les conduites principales, à la suite d'activités telles que les essais de bornes-fontaines et la lutte contre les incendies, peuvent provoquer le détachement du film biologique et l'augmentation subséquente du nombre de coliformes totaux (Kirmeyer et coll., 1999).

4.3 Rôle des coliformes totaux dans le maintien de la qualité de l'eau potable

Le meilleur moyen de se prémunir contre la présence de pathogènes dans l'eau potable est d'adopter l'approche à barrières multiples. Cette approche devrait incorporer une évaluation de l'ensemble du système d'approvisionnement en eau potable dans son entier, du bassin d'alimentation (ou de l'aquifère) et de la prise d'eau jusqu'au consommateur, en passant par le traitement et la chaîne de distribution, afin d'évaluer les effets possibles sur la qualité de l'eau potable et la santé publique. Les coliformes totaux constituent l'un des indicateurs utilisés dans l'approche à barrières multiples. Leur rôle dans le maintien de la qualité de l'eau potable varie selon les sites de prélèvement d'échantillon dans le système d'eau potable.

4.3.1 Rôle dans la surveillance de la qualité de l'eau à la source

Comme les coliformes totaux sont présents à la fois dans des milieux d'origine fécale et non fécale, ils ne constituent pas de bons indicateurs de contamination fécale. Par conséquent, leur dépistage dans l'eau de surface brute ou dans les ESSIDES ne procure aucune information sur la salubrité de l'eau. D'autres moyens doivent être employés pour évaluer la qualité des eaux de surface et des ESSIDES, afin d'identifier les sources potentielles d'une contamination fécale.

Par contre, la présence de coliformes totaux dans les sources d'eaux souterraines peut être utilisée pour indiquer qu'elles sont peut-être vulnérables à la contamination. Certains travaux de recherche pointent vers l'existence d'un lien entre la présence de pathogènes et celle de coliformes totaux dans les eaux souterraines (Abbaszadegan et coll., 2003; Locas et coll., 2007). Cependant, toutefois, les coliformes n'indiquent qu'une vulnérabilité à la contamination et peuvent être présents même en l'absence de pathogènes (Borchardt, 2003; Marrero-Ortiz, 2009). Il convient de souligner que l'absence de coliformes totaux dans un échantillon unique ne signifie pas nécessairement que l'eau souterraine est moins vulnérable à la contamination fécale. Certains travaux de recherche suggèrent la nécessité d'un échantillonnage multiple (10 fois ou plus) pour évaluer la salubrité d'une source d'eau souterraine (Atherholt, 2003). Ces résultats appuient la recommandation selon laquelle il faut un historique d'échantillonnage bactériologique, accompagné d'une inspection sanitaire et des résultats de la surveillance d'autres contaminants pour comprendre la qualité d'une eau souterraine donnée. Le prélèvement et l'analyse de gros volumes d'eau pourraient aussi être utiles pour déterminer si une eau souterraine est vulnérable à la contamination (Fujioka et Yoneyama, 2001; Atherholt, 2003). Dans le cadre d'une enquête menée en Finlande sur trois éclosions de maladies causées par la présence de *Campylobacter* dans des sources d'eaux souterraines, Hanninen (2003) a montré que d'importants volumes d'eau (1 000 – 2 000 mL) étaient nécessaires pour détecter la bactérie indicatrice (*E. coli)* dans l'eau du

puits. Bien que la collecte de grands échantillons puisse fournir des informations supplémentaires, les méthodes normalisées actuelles pour l'analyse de grands volumes d'eau posent certaines difficultés.

4.3.2 Rôle dans la surveillance du traitement et du réseau de distribution

En tant qu'indicateurs opérationnels, les coliformes totaux fournissent de l'information sur le caractère adéquat du traitement de l'eau potable et sur la présence de microorganismes dans le réseau de distribution. Dans un système d'eau potable traitée, où chaque barrière au sein du système fait l'objet d'un contrôle destiné à confirmer le bon fonctionnement de ce dernier d'après la qualité de l'eau de source, les coliformes totaux peuvent être utilisés dans le cadre du processus de vérification pour confirmer que l'eau a été traitée adéquatement et que sa qualité microbiologique est acceptable. La présence de coliformes totaux dans l'eau à sa sortie de l'usine de traitement signifie que le traitement est inadéquat; cette présence est inacceptable requérant l'application immédiate de mesures correctives.

Si les coliformes totaux ne sont pas décelés dans l'eau à sa sortie de l'usine de traitement mais qu'ils sont détectés dans le réseau de distribution, cela peut indiquer une recroissance bactérienne ou une contamination post-traitement. Plusieurs études (LeChevallier et coll., 1987; LeChevallier et McFeters, 1990; Edberg et coll., 1994) ont démontré qu'*Enterobacter* et *Klebsiella* colonisaient souvent la paroi interne des conduites principales d'eau et des réservoirs de stockage lorsque les conditions étaient favorables. La contamination post-traitement (p. ex., par des jonctions fautives, le reflux ou les fuites de pression), la contamination des réservoirs de stockage et celle des conduites principales à la suite de réparations sont reconnues comme étant des causes de contamination du réseau de distribution pouvant entraîner l'apparition de maladies (Craun et Calderon, 2001; Hunter, 2005). Une étude menée aux États-Unis pour comparer entre eux des réseaux d'approvisionnement en eau du point de vue des épidémies et des infractions à la règle sur les coliformes totaux (Total Coliform Rule), n'a révélé aucune différence significative quant au nombre de ces infractions entre les régions ayant connu des éclosions de maladies d'origine hydrique et celles qui n'en ont pas connu (Nwachuku et al., 2002). Par conséquent, bien que la présence de coliformes totaux en l'absence d'*E. coli* n'est pas d'importance immédiate pour la santé publique, leur dépistage devrait déclencher une enquête et l'application de mesures correctives afin de maintenir la qualité bactériologique globale de l'eau. Il a été signalé que certaines mesures correctives, comme la purge régulière du réseau de distribution, aident à limiter la recroissance microbienne dans ce dernier (Lehtola, 2004). D'autres indicateurs peuvent être employés conjointement avec l'analyse de la teneur en coliformes totaux pour évaluer les conditions qui sont propices à la multiplication des microorganismes, ou l'intrusion d'eau non traitée dans le réseau de distribution. Ces autres indicateurs comprennent la surveillance de la turbidité, de la concentration résiduelle de désinfectant, d'*E. coli*, d'endospores aérobies et de coliphages (LeChevallier et coll., 2006; Cartier, 2009; Santé Canada, 2012a, 2013).

4.3.3 Considérations concernant les systèmes à l'échelle résidentielle

Dans les systèmes à l'échelle résidentielle qui sont désinfectés, les coliformes totaux sont considérés comme étant des indicateurs opérationnels. Leur présence témoigne de l'insuffisance de la désinfection ou de la dégradation de la qualité de l'eau dans le système. La présence de coliformes totaux dans des puits non désinfectés indique, soit que le puits est vulnérable à l'infiltration des eaux de surface et donc à risque de contamination fécale, soit qu'il y a eu recroissance bactérienne dans le puits ou la plomberie (si l'échantillon n'a pas été prélevé directement dans le puits). L'application de mesures correctives telles que le traitement-choc au

chlore et la purge fournit des renseignements précieux sur la source des coliformes totaux. Ces mesures enrayent généralement les problèmes de recroissance. La présence continue de coliformes totaux malgré le traitement-choc au chlore est probablement le résultat d'une infiltration, indiquant que le système est vulnérable à la contamination par des microorganismes pathogènes. L'étendue de la contamination (p. ex., combien d'échantillons ont produit des résultats d'analyse positifs et à quels endroits ces échantillons ont été prélevés) peut aussi aider à en déterminer la cause et à décider des mesures de protection provisoires et des mesures correctives à prendre. La section 3.2 fournit des exemples de mesures correctives.

5.0 Méthodes d'analyse

Au Canada, on utilise actuellement trois méthodes différentes pour la surveillance régulière de la présence de coliformes totaux dans l'eau : la méthode présence-absence (P-A), la filtration sur membrane (FM) et la fermentation multitube (FMT). On trouve dans APHA et coll. (2005) une description détaillée de ces méthodes.

Les trois méthodes de détection reposent sur la culture pour détecter ou confirmer la présence de coliformes totaux. Les milieux de culture se divisent de manière générale en deux catégories : (1) les milieux enzymatiques contenant des substrats chromogéniques destinés à détecter et confirmer spécifiquement la présence de coliformes totaux en une seule étape (Feng et Hartman, 1982; Ley et coll., 1988) et (2) les milieux de détection de la présence présumée de coliformes, exigeant des étapes additionnelles de confirmation pour la présence de coliformes totaux.

Les méthodes qui détectent et confirment la présence de coliformes totaux en une seule étape sont basées sur la présence de l'enzyme ß-galactosidase. Par définition, toutes les bactéries qui contiennent l'enzyme ß-galactosidase appartiennent au groupe des coliformes totaux (APHA et coll., 2005). Ces méthodes utilisent l'activité de la ß-galactosidase des coliformes totaux pour hydrolyser un substrat chromogène – l'*ortho*nitrophényl-ß-D-galactopyranoside, par exemple – en libérant un composé coloré – l'*ortho*nitrophénol (jaune) – qui modifie la couleur du milieu. Ce changement de couleur indique la présence de coliformes totaux dans le milieu. Certaines bactéries non coliformes, telles qu'*Aeromonas* et *Pseudomonas*, sont capables de produire de petites quantités de ß-galactosidase, mais elles n'émettent généralement pas de réponse positive quand elles sont présentes en faibles concentrations (APHA et coll., 2005). Les faux positifs potentiellement induits par ces autres organismes peuvent être éliminés grâce au test de la cytochrome-oxydase.

Les méthodes enzymatiques offrent un avantage particulier puisqu'elles ne nécessitent pas d'étape de confirmation, permettant ainsi d'obtenir des résultats dans un délai maximum de 24 heures. Elles peuvent fournir des résultats de type présence-absence ou quantitatifs, selon la méthode employée. Certaines méthodes enzymatiques sont conçues de façon à permettre d'inhiber également la croissance des bactéries non coliformes, qui ne peuvent donc pas nuire à la récupération des coliformes. Ce concept est fondé sur le principe que seul le microorganisme cible, dans ce cas les coliformes totaux, peut utiliser les nutriments essentiels du milieu (Rompré et coll., 2002). Des milieux de culture et des trousses d'essai utilisant ce concept sont disponibles sur le marché. Par ailleurs, les méthodes enzymatiques permettent la détection simultanée des coliformes totaux et d'*E. coli* (Edberg et coll., 1988), d'où leur grand intérêt.

Des milieux de détection de la présence présumée de coliformes totaux tels que le bouillon de lauryl tryptose et les milieux m-Endo ou Endo LES (APHA et coll., 2005) peuvent servir au dépistage des coliformes totaux. Lors de l'utilisation des milieux à base de lactose pour

le test P-A ou la méthode FMT, la formation d'acide et/ou de gaz, après une incubation à 35 °C pouvant atteindre 24 heures, constitue un résultat positif indiquant la présence présumée de coliformes totaux. Des tests supplémentaires sont requis pour confirmer leur présence. Dans la procédure FM, les caractéristiques de la colonie telles que la couleur et la brillance en surface servent à établir la présence présumée des coliformes totaux (APHA et coll., 2005). D'autres méthodes de vérification des coliformes totaux récupérés au moyen de la technique FM ont été décrites (Evans et coll., 1981b; Standridge et Delfino, 1982; LeChevallier et coll., 1983b).

On peut recourir à de multiples essais, mais il faut savoir qu'il y a une variabilité, d'un type d'essai à l'autre, pour ce qui est de la capacité de détection et de la quantification des coliformes totaux. Selon la méthode utilisée, la présence des bactéries non coliformes dans l'échantillon peut avoir une incidence sur les résultats (Olstadt, 2007). Il importe également d'employer des méthodes validées et normalisées pour que les décisions de santé publique soient prises correctement et sans délai.

Toutes les analyses de détection des coliformes totaux devraient être menées conformément aux instructions des autorités compétentes. Dans de nombreux cas, celles-ci recommandent ou exigent le recours à des laboratoires accrédités. Parfois, il s'avère nécessaire de faire appel à d'autres moyens pour une analyse plus rapide des échantillons, comme le recours à des laboratoires non accrédités ou l'utilisation sur place de trousses d'essai commerciales par des opérateurs qualifiés. Afin de garantir la fiabilité des résultats, un programme d'assurance de la qualité (AQ), comprenant des procédures de contrôle de la qualité (CQ), doit être en place. De plus, toutes les trousses d'essai utilisées doivent remplir les conditions minimales de précision, de détection (sensibilité) et de reproductibilité requises et être utilisées selon les instructions du fabricant.

5.1 Méthode présence-absence

La méthode P-A est une procédure qualitative conçue comme moyen sensible, économique et efficace d'analyser des échantillons d'eau potable (Clark et Vlassoff, 1973). Il s'agit essentiellement d'une modification de la technique FMT (voir la section 5.3) dans laquelle une seule bouteille d'analyse est utilisée par échantillon. Elle n'est donc recommandée que pour l'analyse d'un approvisionnement en eau où l'on a prélevé une série d'échantillons séquentiels ou consécutifs. Dans un échantillon type d'eau de 100 mL, la limite de détection de la méthode est de 1 organisme par 100 mL. Cette sensibilité équivaut à celle des méthodes classiques FMT et FM. Cette méthode permet de détecter des coliformes ayant subi des lésions pendant la période de réponse de 24 heures (Rompré et coll., 2002) et elle peut être employée soit avec des milieux enzymatiques, soit avec les milieux de détection de la présence présumée de coliformes (p. ex., le bouillon de lauryl tryptose), nécessitant une étape de confirmation. Des trousses d'essai commerciales utilisant des milieux enzymatiques ont été développées pour les méthodes P-A.

Des essais comparatifs ont montré que la méthode P-A était au moins aussi sensible que la technique FM pour la récupération des coliformes dans des échantillons d'eau potable (Clark, 1980; Jacobs et coll., 1986; Pipes et coll., 1986). Une évaluation nationale réalisée aux États-Unis a en outre démontré qu'il n'y avait aucune différence statistique entre le nombre d'échantillons positifs pour les coliformes obtenus par la méthode FMT standard et les résultats de la méthode P-A fondée sur des milieux enzymatiques (Edberg et coll., 1989). Sur le plan technique, le test P-A est plus simple que les méthodes FM et FMT, et nécessite un temps d'analyse plus court (moins d'une minute par échantillon). Dans le cas du bouillon de lactose, il est nécessaire de confirmer les résultats positifs.

La méthode P-A ne procure aucune information sur les concentrations réelles d'organismes dans l'échantillon. Le nombre d'organismes est parfois utilisé pour déterminer l'envergure de la contamination, ce qui est donc considéré être un avantage des méthodes qui permettent de le mesurer, comme les méthodes FM et FMT. Pour la prise de décision, le point important est la détection de coliformes totaux, quelle qu'en soit la concentration; puisque la CMA pour les coliformes totaux dans l'eau potable est de zéro microorganisme par 100 mL, les résultats qualitatifs suffisent pour protéger la santé publique.

5.2 Filtration sur membrane

On a commencé à utiliser la technique FM pour l'analyse bactériologique de l'eau en 1951 après qu'il ait été démontré qu'elle pouvait donner des résultats comparables à ceux obtenus par la méthode FMT (Clark et coll., 1951; Goetz et Tsuneishi, 1951). Il s'agit d'une méthode quantitative fondée sur l'utilisation de membranes filtrantes dont les pores sont suffisamment petits pour retenir les organismes cibles. L'échantillon d'eau est filtré à travers la membrane, puis transféré sur un milieu de croissance approprié pour la caractérisation et la quantification. Des milieux enzymatiques et de détection de la présence présumée de coliformes peuvent tous deux être utilisés. Cette méthode permet d'analyser des volumes d'eau plus importants que la méthode FMT; de plus, elle offre une sensibilité et une fiabilité supérieures, tout en réduisant de manière considérable le temps, le travail, le matériel, l'espace et l'équipement requis. Ces avantages ont fait d'elle, dans certains secteurs de compétence, la méthode de choix pour le dénombrement régulier des coliformes dans l'eau potable. Cependant, cette méthode peut donner lieu à une sous-estimation du nombre de coliformes viables dans un échantillon. Le document intitulé *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* fait état d'un intervalle de confiance de 95 % pour des résultats obtenus par la FM (APHA et coll., 2005). Elle présente aussi l'inconvénient de ne pouvoir être utilisée sur des échantillons d'eau à turbidité élevée. Les particules retenues par le filtre et ainsi concentrées peuvent gêner le développement des colonies et la production de reflets de surface sur laquelle se base la détection visuelle des coliformes.

Un désavantage important, pour cette méthode et celles basées sur des milieux sélectifs engendrant un stress (ceux contenant des produits chimiques inhibiteurs des organismes non visés), est qu'elles ne permettent pas de dénombrer les coliformes ayant subi des lésions sublétales (p. ex. : par chloration) à l'usine de traitement ou dans le réseau de distribution. Les organismes ayant subi un stress sont souvent incapables de se multiplier dans les milieux sélectifs pour coliformes, mais ils peuvent se rétablir grâce à un processus de revivification. La mise au point d'un nouveau milieu amélioré (m-T7) de récupération des coliformes ayant subi un stress a constitué un progrès important de la technique FM (LeChevallier et coll., 1983a). L'évaluation de milieux à l'aide d'échantillons d'eau potable (LeChevallier et coll., 1983b; McFeters et coll., 1986) et d'échantillons courants d'eau de surface (McFeters et coll., 1986; Freier et Hartman, 1987) a montré que la récupération des coliformes était plus élevée dans le milieu m-T7 que dans le milieu m-Endo. Dans tous les cas, le chlore a servi d'agent agresseur. Des travaux basés sur des échantillons monochloraminés (Rice et coll., 1987) et ozonés (Adams et coll., 1989) ont montré que le milieu m-T7 ne donnait pas de meilleurs résultats que la gélose m-Endo dans le dénombrement d'*E. coli* et de *Citrobacter freundii*.

Tel que signalé ci-dessus, les bactéries hétérotrophes non coliformes peuvent nuire à la récupération des coliformes dans un milieu à base de lactose. Des données tirées de la U.S. National Community Supply Survey (Geldreich et coll., 1972), une enquête nationale sur l'approvisionnement des collectivités aux États-Unis, ont révélé que la récupération des coliformes totaux par la technique FM diminuait avec l'augmentation de la concentration des

bactéries hétérotrophes. La réduction la plus importante a été observée lorsque la numération des bactéries hétérotrophes (NBH) dépassait 500 ufc/mL (unités formant colonies). Des chercheurs ont montré que la composition de la flore hétérotrophe pouvait également être importante. Burlingame et coll. (1984) ont démontré que la présence de *Pseudomonas aeruginosa* (30 ufc/mL) et d'*A. hydrophila* (2 ufc/mL) entraînait une diminution importante de la production de reflets par les coliformes dans la gélose m-Endo LES. Par contre, *Flavobacterium* sp. et *Bacillus* sp. n'ont manifesté aucun effet inhibiteur sur les coliformes, même à des concentrations de plus de 1 000 ufc/mL. Standridge et Sonzogni (1988) ont évalué deux modifications de la technique FM pour la détection des coliformes totaux dans l'eau potable contenant une flore secondaire abondante. Dans les deux cas, environ 8 % des milieux classés au départ comme étant négatifs, mais présentant une croissance excessive (c.-à-d. une croissance confluente ou supérieure à 100 ufc secondaires par 100 mL) ont donné des coliformes. Dans la plupart des systèmes d'approvisionnement en eau où la concentration résiduelle totale de chlore est maintenue à 0,2 mg/L, la NBH n'atteint pas 500 ufc/mL (LeChevallier, 1990). Des renseignements supplémentaires sur la NBH et son importance dans l'eau potable sont fournis dans le document de Santé Canada (2012b).

5.3 Fermentation multitube

Par rapport à la méthode FM, la technique FMT manque de précision et de facilité d'exécution, et produit des résultats moins rapidement. Elle demeure toutefois utile comme méthode comparative ou lorsque les conditions rendent la technique FM inutilisable (par exemple, en présence d'eau trouble, colorée ou très contaminée).

Dans la méthode FMT, des échantillons de l'eau à analyser, dilués par des coefficients de 10, sont placés dans des éprouvettes contenant les milieux appropriés (5 ou 10 éprouvettes par dilution) et mis à incuber. On peut utiliser soit des milieux à base d'enzymes ou des milieux de détection de la présence présumée de coliformes. Dans le cas de l'eau potable, la dilution ne devrait pas être nécessaire puisque de faibles valeurs de dénombrement sont attendues. Avec les milieux enzymatiques, le recours à une étape de confirmation n'est pas nécessaire. En effet, tel que mentionné ci-dessus, les milieux contenant un substrat conçu pour détecter l'enzyme ß-galactosidase, propre aux coliformes, changent de couleur indiquant la présence de coliformes totaux. En revanche, avec les milieux de détection de la présence présumée de coliformes, il faut procéder à des analyses supplémentaires pour confirmer la présence des coliformes totaux (par exemple, au moyen d'un bouillon lactosé bilié au vert brillant). La formation de gaz dans l'éprouvette de fermentation dans les 48 heures à une température de 35 °C constitue un résultat positif (Rompré et coll., 2002). Les résultats sont exprimés sous forme de nombre le plus probable (NPP), quel que soit le type de milieu utilisé. Le NPP n'est pas le nombre réel de bactéries présentes, mais représente seulement une estimation *statistique* du nombre de bactéries qui, plus probablement qu'un autre, donnerait les résultats observés. Le document *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* fait état d'un intervalle de confiance de 95 % pour les résultats obtenus par la FMT (APHA et coll., 2005). Des trousses commerciales sont disponibles pour la détermination du NPP. Les plus répandues utilisent des plaques à cupules contenant des milieux précis et l'enzyme ß-galactosidase. Un échantillon d'eau est ajouté à la plaque. Les cupules contenant des coliformes totaux subissent un changement de couleur précis. Le nombre de cupules positives est alors utilisé pour calculer le NPP.

Les densités élevées de bactéries non coliformes et la nature inhibitrice de certains des milieux utilisés dans la technique FMT peuvent nuire aux méthodes habituelles de dépistage des coliformes. Seidler et coll. (1981) ont montré que la récupération des coliformes totaux par la

technique FMT diminuait avec l'augmentation de la NBH, et que la réduction la plus importante survenait lorsque la NBH dépassait 250 ufc/mL. Le Chevallier et McFeters (1985) ont formulé l'hypothèse que la concurrence dont le carbone organique fait l'objet et qui constitue un facteur limitatif était à l'origine de cet effet des bactéries hétérotrophes sur la récupération des coliformes totaux. Cette dernière, à partir des tubes de FMT exempts de gaz, mais à forte turbidité, a démontré la présence de composés inhibiteurs dans les milieux. Lorsque le bouillon de lauryl tryptose était utilisé comme milieu primaire, l'isolement des coliformes dans les tubes à forte turbidité et exempts de gaz augmentait le pourcentage de tubes positifs dans une analyse FMT jusqu'à 28 % (McFeters et coll., 1982). Des études comparatives réalisées avec du bouillon lactosé bilié au vert brillant et de la gélose m-Endo LES comme milieux de confirmation ont également démontré que le bouillon lactosé bilié au vert brillant pouvait inhiber la croissance de certains coliformes. Evans et coll. (1981a) ont élaboré une méthode permettant de déceler les faux négatifs. Une modification de la technique FMT pour l'eau potable a permis de doubler la fréquence de détection des coliformes par rapport à la méthode FMT standard. C'est pourquoi, dans la plus récente édition de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005), il est recommandé de considérer tous les tubes présentant une croissance bactérienne, qu'il y ait ou non production de gaz, comme étant des tubes positifs indiquant la présence présumée de coliformes, et de les soumettre à des analyses de confirmation.

6.0 Échantillonnage pour les coliformes totaux

6.1 Prélèvement des échantillons

Les échantillons doivent être prélevés selon des procédures appropriées pour être représentatifs de l'eau à analyser. Le document intitulé *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) fournit des instructions détaillées sur la façon de prélever des échantillons pour en effectuer l'analyse bactériologique. Pour éviter des changements imprévisibles dans la flore bactérienne de l'échantillon, l'analyse devrait être effectuée aussitôt possible après le prélèvement. Il faut apporter l'échantillon au laboratoire dans une glacière garnie de glace ou de sacs réfrigérants (à 5 ± 3 °C) pour minimiser les variations potentielles dans les populations et les concentrations (Dutka et El-Shaarawi, 1980; McDaniels et coll., 1985; ISO, 2006). De plus, il faudrait empêcher les échantillons d'entrer en contact direct avec la glace ou les sacs réfrigérants afin d'éviter qu'ils gèlent pendant le transport. Idéalement, l'intervalle de temps entre le prélèvement de l'échantillon et le début de l'analyse ne devrait pas dépasser 24 heures (Bartram et Rees, 2000), l'intervalle optimal étant de moins de 8 heures (Bartram et Rees, 2000; APHA et coll., 2005). Dans les sites de prélèvement éloignés, un intervalle allant jusqu'à 48 heures pourrait être acceptable, mais les implications de ce délai devraient être discutées avec les autorités responsables. Lorsqu'on prévoit des retards, il faut procéder à une incubation retardée selon la procédure décrite dans APHA et coll. (2005) ou envisager d'effectuer des analyses sur place. Par ailleurs, si le transport prend normalement plus de 24 ou 48 heures (selon les circonstances mentionnées ci-dessus), il faut traiter l'échantillon et prendre les mesures nécessaires dès sa réception pour en faire prélever un deuxième. Ainsi, si le premier échantillon contient des coliformes, ce deuxième échantillon de confirmation sera en route ou déjà reçu. Pour chaque échantillon, il est important d'indiquer l'heure, la date et le lieu de prélèvement, le type d'échantillon (p. ex., eau brute, réseau de distribution), le nom de la personne qui l'a prélevé, le numéro d'identification (le cas échéant) ainsi que la concentration résiduelle de désinfectant mesurée et toute autre condition particulière. Dans la plupart des cas,

une partie de cette information et le numéro d'identification de la bouteille de prélèvement sont consignés dans les formulaires de dépôt connexes, de même que dans des formulaires de chaîne de possession lorsque les échantillons sont prélevés à des fins juridiques. Quand l'analyse est retardée, il est particulièrement important de noter la durée et la température de conservation de l'échantillon, car il faudra en tenir compte dans l'interprétation des résultats.

Il faut analyser un volume d'au moins 100 mL d'eau pour obtenir une estimation fiable du nombre d'organismes (par FM ou FMT) ou pour obtenir un résultat de P-A exact, aux faibles concentrations auxquelles on peut s'attendre dans l'eau potable traitée. Pour la méthode FMT, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 1971) recommande une série d'échantillons comprenant un volume de 50 mL et 5 volumes de 10 mL dans le cas d'une eau qui devrait être de bonne qualité. L'examen de volumes plus importants, par exemple dans le cas d'eaux souterraines très faiblement contaminées, augmente la sensibilité et la fiabilité de l'analyse. Des volumes plus petits, des dilutions ou d'autres combinaisons FMT seront peut-être plus appropriés pour des eaux de mauvaise qualité.

6.2 Considérations relatives à la fréquence d'échantillonnage

L'Organisation mondiale de la Santé considère qu'il faut tenir compte des facteurs suivants pour déterminer la fréquence d'échantillonnage des systèmes municipaux (OMS, 1971, 1976, 2004) :

- la fréquence antérieure des échantillons insatisfaisants;
- la qualité de l'eau à la source;
- le nombre de sources d'eau brute;
- la qualité du traitement et la capacité de l'usine de traitement;
- l'étendue et la complexité du réseau de distribution; et
- la désinfection.

À cause de ces variables, il est impossible d'appliquer une formule universelle à la fréquence d'échantillonnage. L'autorité compétente devrait plutôt déterminer la fréquence d'échantillonnage et les points de prélèvement des échantillons en tenant dûment compte des conditions locales telles que les variations de la qualité de l'eau brute et les données historiques sur la qualité de l'eau traitée. La fréquence d'échantillonnage devrait être conforme à toutes les exigences réglementaires en vigueur.

Il faut analyser l'eau sortant d'une usine de traitement au moins une fois par jour pour en déterminer la concentration résiduelle de désinfectant et la turbidité, et la soumettre au moins une fois par semaine à une analyse de détection de coliformes totaux dans le cadre du processus de vérification prévu par une approche à barrières multiples de la source au robinet. Le tableau 2 présente les fréquences d'échantillonage recommandées. Dans bien des systèmes, l'analyse de ces indicateurs dans l'eau sortant de l'usine de traitement dépassera largement les exigences minimales. Dans le cas des approvisionnements où il est difficile d'effectuer une analyse hebdomadaire de détection de coliformes totaux (p. ex., les petits systèmes), on peut réduire la fréquence d'échantillonnage et utiliser d'autres moyens pour vérifier l'innocuité microbiologique, tels que la détermination des concentrations résiduelles de désinfectant et le contrôle de l'efficacité du procédé. Les petits systèmes devraient également être soumis à des inspections sanitaires périodiques comme mesure supplémentaire de vérification de la salubrité du système.

Dans un réseau de distribution, le nombre d'échantillons prélevés pour l'analyse bactériologique doit augmenter en fonction de la taille de la population desservie. La pratique générale qui consiste à fonder les échantillonnages requis sur la taille de la population desservie reconnaît que les petits systèmes d'approvisionnement en eau peuvent disposer de peu de

ressources pour la surveillance. Toutefois, comme ces installations présentent plus de lacunes et causent plus d'éclosions de maladies que les systèmes de plus grande taille (Schuster et coll., 2005), il est important de mettre l'accent sur les problèmes identifiés lors des analyses de la source au robinet et des enquêtes sanitaires.

Tableau 2. Fréquence d'échantillonnage recommandée

Population desservie	Nombre minimal d'échantillons par mois*
Jusqu'à 5 000	4
5 000 – 90 000	1 par 1 000 personnes
90 000 et +	90 + (1 par 10 000 personnes)

* Le prélèvement des échantillons devrait se faire à intervalles réguliers au cours du mois. Par exemple, si quatre échantillons par mois sont requis, il faudrait en prélever un par semaine.

La concentration résiduelle de désinfectant et les niveaux de turbidité devraient être mesurés au moment du prélèvement des échantillons bactériologiques dans le réseau de distribution. Des informations additionnelles sur la surveillance de la turbidité peuvent être trouvées dans le document technique correspondant (Santé Canada, 2013). La surveillance régulière de la concentration résiduelle de désinfectant et de la qualité bactériologique de l'eau permet de prendre des mesures correctives immédiates, si une eau de qualité douteuse pénètre dans le réseau de distribution. Il convient de souligner que les fréquences indiquées dans le tableau ci-dessus ne sont que des indications générales. Dans le cas des petits systèmes, les autorités compétentes pourraient devoir considérer de donner des directives supplémentaires. Dans le cas des installations qui fournissent toujours une eau d'excellente qualité, il peut être possible de réduire le nombre d'échantillons prélevés pour les analyses bactériologiques. Il se peut par ailleurs qu'il soit nécessaire de procéder à des analyses plus fréquentes dans les approvisionnements où la qualité de l'eau varie. La fréquence d'échantillonnage dans les réseaux résidentiels et dans les réseaux privés peut varier d'un secteur de compétence à l'autre, mais elle doit inclure les périodes où le risque de contamination est à son plus fort (par exemple lors du dégel printanier, après de fortes pluies ou des périodes de sécheresse). Par ailleurs, il faudrait échantillonner les puits neufs et réhabilités au départ pour s'assurer que leur qualité bactériologique est acceptable.

Même si les fréquences d'échantillonnage pour les coliformes totaux sont respectées, il faut tenir compte de certaines limitations lors de l'interprétation des résultats. Des études de simulation ont montré qu'il était très difficile de détecter un épisode de contamination dans un réseau de distribution, à moins que celui-ci ne se produise dans une conduite principale d'eau, dans un réservoir, à l'usine de traitement, ou qu'il ne soit d'une durée prolongée à des concentrations élevées (Speight et coll., 2004; van Lieverloo, 2007). Par conséquent, même si les résultats d'analyse indiquent l'absence de coliformes, l'intrusion de ces bactéries peut s'être produite dans le réseau de distribution. On a constaté une certaine amélioration de la capacité de détection lorsque les programmes d'échantillonnage étaient conçus suivant le plus faible écart-type dans le temps entre les séries d'échantillonnage (van Lieverloo, 2007), par exemple, quand la collecte d'échantillons avait lieu tous les cinq jours sans tenir compte des fins de semaine et des congés. Il existe quelques limites inhérentes à l'analyse de paramètres dont l'occurrence est considérée comme rare, tels que les coliformes totaux. Hrudey et Rizak (2004) ont rapporté que, dans la plupart des réseaux de distribution, le taux d'échantillons positifs pour les coliformes

totaux étant généralement inférieur au taux des faux positifs qu'on obtient par la méthode, il est difficile de déterminer si les résultats obtenus sont de vrais positifs. il est également difficile de déceler des différences statistiquement significatives dans les taux d'échantillons positifs (par exemple, avant et après l'application d'une mesure corrective), à moins d'analyser un très grand nombre d'échantillons (Rosen, 2009). Cela souligne l'importance de la mise en œuvre d'une approche à barrières multiples, de la source au robinet, plutôt que de compter sur un seul paramètre de contrôle de la qualité microbiologique de l'eau potable.

6.3 Emplacement des points d'échantillonnage

Dans les systèmes municipaux, il appartient à l'autorité compétente de choisir l'emplacement des points d'échantillonnage. Les sites sélectionnés peuvent varier en fonction des objectifs de surveillance. Par exemple, on peut utiliser des points d'échantillonnage fixes si l'on veut dresser un historique de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution, tandis que des prélèvements effectués à différents points du réseau donneront une meilleure vue d'ensemble du système. Il est fréquent de combiner ces deux types d'échantillonnage (Narasimhan et coll., 2004). Certains travaux décrivent la méthode de sélection des sites d'échantillonnage sur une base statistique aléatoire (Speight et coll., 2004).

Généralement, les échantillons devraient être prélevés au point d'entrée de l'eau dans le système et dans des endroits représentatifs de l'ensemble du réseau de distribution. Si l'eau provient de plus d'une source, le choix des points d'échantillonnage dans le réseau devrait permettre l'échantillonnage périodique de l'eau de chacune des sources. Les plans des réseaux de distribution peuvent aider à comprendre l'écoulement de l'eau et à choisir des points d'échantillonnage appropriés. La majorité des échantillons devrait provenir d'endroits susceptibles de poser un problème tels que les zones de faible pression, les réservoirs, les impasses, les zones périphériques du système les plus éloignées de l'usine de traitement et les endroits déjà problématiques par le passé. Dans les systèmes à l'échelle résidentielle, on prélève généralement les échantillons aux endroits recommandés par l'autorité compétente. Un échantillonnage plus complet peut être requis selon le système et les résultats des échantillons précédents.

7.0 Techniques de traitement

L'utilisation d'une approche à barrières multiples, incluant une protection du bassin d'alimentation ou de la tête de puits, des barrières de traitement optimisées ainsi qu'un bon entretien du réseau de distribution, constitue la meilleure façon de réduire jusqu'à un niveau acceptable la présence de pathogènes dans l'eau ainsi que les risques à la santé qui en découlent. La surveillance de la présence de coliformes totaux fait partie de cette approche.

Il existe tout un éventail de moyens possibles pour traiter les eaux de la source d'approvisionnement afin de produire de l'eau potable de grande qualité dans les systèmes d'échelle municipale ou résidentielle. La qualité de l'eau de la source d'approvisionnement déterminera le degré de traitement nécessaire. De manière générale, le traitement minimum des approvisionnements provenant d'eau de surface ou d'ESSIDES devrait inclure une filtration adéquate (ou une technique permettant d'obtenir une réduction logarithmique équivalente) et une désinfection. Les eaux souterraines devraient subir un traitement approprié pour l'élimination ou l'inactivation des virus entériques, à moins d'exemptions accordées par les autorités compétentes, fondée sur des considérations propres au site telles que des données de surveillance historiques et

actuelles. Dans les systèmes comportant un réseau de distribution, une concentration résiduelle de désinfectant devrait être maintenue en tout temps.

7.1 Échelle municipale

De manière générale, tous les approvisionnements d'eau potable devraient être désinfectés, et une concentration résiduelle de désinfectant devrait être maintenue en tout temps dans l'ensemble du réseau de distribution. En outre, tous les systèmes publics alimentés par des sources d'eau de surface ou des eaux souterraines sous l'influence directe des eaux de surface devraient subir un traitement d'élimination physique tel qu'une filtration chimique (coagulation, floculation, clarification et filtration) ou toute autre technique permettant d'obtenir une réduction ou une inactivation logarithmique équivalente des microorganismes. Il est essentiel que les objectifs d'élimination et de désinfection soient atteints avant que l'eau potable ne parvienne au premier consommateur dans le réseau de distribution. Un contrôle des procédés et une formation des opérateurs adéquats permettront de garantir l'efficacité du fonctionnement des barrières de traitement en tout temps (U.S. EPA, 1991; Santé et Bien-être social Canada, 1993; AWWA, 1999).

7.1.1 Degré de traitement nécessaire

La plupart des sources d'eau sont susceptibles d'être touchées par une contamination fécale. C'est pourquoi il est essentiel de mettre en place des techniques de traitement visant une élimination ou une inactivation logarithmique d'au moins 4 (99,99 %) dans le cas des virus entériques et d'au moins 3 (99,9 %) dans le cas des protozoaires entériques, conformément aux documents techniques sur les virus et les protozoaires entériques (Santé Canada, 2011, 2012c). Selon la qualité de l'eau à la source d'approvisionnement, une réduction logarithmique supérieure peut s'avérer nécessaire pour obtenir une eau potable salubre. Les eaux souterraines dont on a déterminé, à l'aide de procédures indiquées par les autorités compétentes, qu'elles étaient minimalement vulnérables à la contamination fécale devraient être exemptes de protozoaires; les exigences minimales de traitement pour l'élimination des protozoaires ne s'appliquent donc pas dans leur cas. Cependant, elles devraient quand même faire l'objet de réévaluations périodiques, car elles présentent un certain degré de vulnérabilité. De manière générale, les protozoaires et les virus entériques sont plus difficiles à inactiver ou à éliminer que les bactéries pathogènes. Les eaux traitées pour satisfaire les recommandations relatives aux virus entériques et aux protozoaires devraient être de qualité bactériologique acceptable et respecter la CMA pour les coliformes totaux, soit d'aucun microorganisme détectable par 100 mL d'eau à la sortie de l'usine de traitement.

7.1.2 Élimination physique

L'élimination physique des bactéries coliformes peut être effectuée à l'aide de diverses méthodes de filtration. Une récente analyse des données provenant d'études pilotes et à pleine échelle a permis de conclure que la coagulation, la floculation et la sédimentation étaient associées à une réduction logarithmique de 1,7 log du contenu en bactéries telles qu'*E. coli*, les coliformes et les streptocoques fécaux (plage de 0,5 à 3,9 log) (Hijnen et coll., 2004). Des études combinant une désinfection préalable ou postérieure avec la coagulation, la floculation, la sédimentation et la filtration ont montré une réduction des concentrations de coliformes totaux dans l'eau traitée jusqu'à des niveaux non détectables (réduction logarithmique de 5 à 6 log) (Payment et coll., 1985; El-Taweel et coll., 2001). L'examen d'études relatives à la filtration lente sur sable a révélé une réduction logarithmique des bactéries de 2,4 log (plage de 1,3 à

3,2 log) (Hijnen et coll., 2004). Les techniques de filtration sur membrane permettent aussi d'obtenir une réduction logarithmique d'*E. coli* allant de 4,0 à plus de 6,0 log (NSF, 2002). Le document technique sur la turbidité contient des informations plus détaillées sur les techniques de filtration (Santé Canada, 2013).

7.1.3 Désinfection

Le chlore, la chloramine, les rayons UV, l'ozone et le dioxyde de chlore sont les désinfectants de l'eau potable les plus courants. La désinfection suit généralement les traitements visant à retirer les particules et les matières organiques. Cette stratégie aide à faire en sorte que l'inactivation des pathogènes soit efficace et réduit la formation de sous-produits de désinfection. Il convient de noter lors de la description de la désinfection microbienne de l'eau potable que le terme *inactivation* indique que « le pathogène n'est plus en mesure de se multiplier au sein de son hôte et qu'il n'est donc plus infectieux, même s'il est toujours présent ».

7.1.3.1 Désinfection chimique

Le chlore est actuellement le désinfectant le plus utilisé dans l'industrie de l'eau potable. C'est un oxydant puissant capable d'inactiver les bactéries et les virus présents dans l'eau brute, bien qu'il ne soit pas aussi efficace contre les protozoaires, comme la plupart des désinfectants chlorés. Le chlore est également moins efficace pour inactiver les organismes présents dans les films biologiques. La chloramine est un oxydant plus faible que le chlore. Cette propriété s'avère avantageuse, car le désinfectant réside plus longtemps dans le réseau de distribution. Il est donc plus facile d'y maintenir une concentration résiduelle de désinfectant, et celui-ci est plus à même de pénétrer dans le film biologique qui se forme dans les conduites et les réservoirs, ce qui permet un meilleur contrôle des coliformes (LeChevallier et coll., 1990). La chloramine est toutefois moins efficace contre une montée subite de contamination (Snead et coll., 1980) et peut entraîner une nitrification. Le dioxyde de chlore est aussi efficace et, dans certains cas, plus efficace que le chlore. Toutefois, son utilisation est difficile et n'est donc pas très répandue. L'ozone est plus efficace que les désinfectants chlorés pour inactiver les bactéries, les virus et les protozoaires, mais l'ozonation peut entraîner une augmentation des composés organiques biodégradables susceptibles de favoriser une recroissance bactérienne dans le réseau de distribution. L'ozone est très efficace au point de traitement, mais il requiert l'ajout d'un désinfectant complémentaire (habituellement du chlore ou de la chloramine) pour produire une concentration résiduelle de désinfectant. Le maintien de cette concentration résiduelle limitera la prolifération de microorganismes dans le réseau de distribution et procurera une certaine protection contre la contamination par infiltration selon la concentration résiduelle, le temps de contact et les organismes pathogènes présents (Besner et coll., 2008). La disparition de la concentration résiduelle est une indication immédiate de l'entrée dans le système de matières oxydables ou d'un dysfonctionnement du procédé de traitement.

Il est possible de prévoir l'efficacité de la désinfection en se basant sur la concentration résiduelle de désinfectant, la température, le pH et le temps de contact (AWWA, 1999b). Cette corrélation est généralement connue sous le nom de concept CT, où CT est le produit de C (la concentration résiduelle de désinfectant mesurée en mg/L) par T (le temps de contact du désinfectant mesuré en minutes). Pour refléter la décomposition du désinfectant, il est d'usage de déterminer la concentration résiduelle à la sortie de la zone de contact plutôt que d'utiliser la dose appliquée ou la concentration initiale. De plus, le temps de contact, T, est souvent calculé à partir d'une valeur T_{10}, de manière à ce que 90 % de l'eau atteigne ou dépasse le temps de contact requis. Les valeurs de T_{10} peuvent être estimées à partir de la géométrie et des conditions

d'écoulement dans la zone ou le bassin de désinfection. Néanmoins, les tests hydrauliques avec marqueur demeurent le meilleur moyen de déterminer avec précision le temps de contact dans les conditions d'écoulement réelles à l'usine.

Le tableau 3 présente des valeurs CT pour une inactivation à 99 % d'*E. coli* par le chlore, le dioxyde de chlore, la chloramine et l'ozone. Les valeurs CT relatives à *Giardia lamblia* et à des virus y ont été incluses à des fins de comparaison. Dans un système de traitement bien exploité, les coefficients CT entraîneront une inactivation largement supérieure à 99 %. On voit d'après le tableau 3 que les désinfectants chimiques courants permettent d'inactiver beaucoup plus facilement les bactéries coliformes que la plupart des protozoaires et des virus. En outre, les CT associés à la chloramine sont beaucoup plus élevés que ceux associés aux autres désinfectants cités. Cela signifie que, pour atteindre le même degré d'inactivation avec la chloramine, il faudrait une concentration de désinfectant plus élevée, un temps de contact plus long ou une combinaison des deux. Ceci est cohérent avec les propriétés de la chloramine décrites précédemment en tant que désinfectant.

Tableau 3. Valeurs CT pour une inactivation à 99 % à 5 °C

Agent de désinfection	**pH**	***E. coli*[a] (mg·min/L)**	***Giardia lamblia*[b] (mg·min/L)**	**Virus[b] (mg·min/L)**
Chlore libre	6 – 7	0,034 – 0,05	65 – 93	4,0[c]
Chloramine	8 – 9	95 – 180	1 470	857
Dioxyde de chlore	6 – 7	0,4 – 0,75	17[c]	5,6[c]
Ozone	6 – 7	0,02	1,3	0,6

[a] Tiré de Hoff (1986).
[b] Tiré de l'U.S. EPA (1999).
[c] Valeur à pH 6,0 – 9,0

7.1.3.2 Désinfection aux rayons UV

La désinfection aux rayons UV est hautement efficace pour inactiver de nombreux types d'agents pathogènes. Les documents techniques sur les protozoaires et les virus entériques contiennent de plus amples informations sur l'inactivation de protozoaires et de pathogènes viraux particuliers (Santé Canada, 2011, 2012c). Tout comme l'ozone, les rayons UV sont très efficaces au point de traitement, mais un désinfectant complémentaire (habituellement du chlore ou de la chloramine) doit être ajouté pour assurer une concentration résiduelle de désinfectant. Il convient de signaler que, lorsqu'on utilise des rayons UV pour inactiver *E. coli* (et d'autres bactéries), les bactéries peuvent se réparer à la lumière (Harris et coll., 1987; Schoenen et Kolch, 1992; Zimmer et Slawson, 2002) et, dans une moindre mesure, dans l'obscurité. Toutefois, l'importance de la réparation n'est pas considérée comme étant significative pour le traitement et la distribution d'eau potable.

Le tableau 4 présente les inactivations logarithmiques obtenues par la désinfection aux rayons UV. En raison de son importance en tant qu'indicateur de santé publique, on a utilisé *E. coli* comme espèce bactérienne représentative. À titre de comparaison, les doses de rayons UV

nécessaires pour certains protozoaires et virus représentatifs y ont été incluses. L'examen des données sur l'inactivation par la lumière UV (tableau 4) montre que, pour des organismes représentatifs, les bactéries (dans ce cas, *E. coli*) et les protozoaires requièrent des doses comparables de rayons UV pour atteindre le même niveau d'inactivation, tandis que certains virus sont beaucoup plus résistants.

Tableau 4. Dose d'UV (mJ/cm^2) nécessaire à l'inactivation

Inactivation logarithmique	***E. coli*[a,d]**	***Cryptosporidium*[a]**	**Adénovirus[a,c,,d]**	**Rotavirus[a,c,d]**	***Giardia*[a]**
1	1,5 – 5	2,5	42 – 58	7,1 – 10	2,1
2	2,8 – 9	5,8	83 – 111	15 – 20	5,2
3	4,1 – 14	12	129 – 167	23 – 29	11
4	5,0 – 18	22	167 – 186	36 – 40	22

[a] Tiré de l'U.S. EPA (2003).
[b] Les adénovirus sont très résistants aux UV par rapport à d'autres virus entériques. Voir Santé Canada (2011).
[c] LeChevallier et Au (2004).
[d] Hijnen et coll. (2006).

7.2 Échelle résidentielle

Les techniques de traitement des systèmes résidentiels s'appliquent également aux petits systèmes d'approvisionnement en eau potable. Cela pourrait comprendre les systèmes privés et ceux dépourvus de réseau de distribution ou dotés d'un réseau minimal, qui fournissent de l'eau au public à partir d'installations non reliées à une source d'approvisionnement municipale (auparavant appelés *systèmes semi-publics*).

Il existe tout un éventail de moyens disponibles pour le traitement des eaux brutes en vue d'obtenir de l'eau potable de haute qualité exempte d'agents pathogènes. Il s'agit notamment de la filtration et de la désinfection à l'aide de composés chlorés, ou de technologies alternatives telles que la lumière UV. Ces technologies sont similaires aux barrières de traitement utilisées dans les systèmes municipaux, mais à plus petite échelle. En outre, il existe d'autres procédés de traitement, comme la distillation, qui conviennent seulement aux approvisionnements privés ou individuels. La plupart de ces technologies ont été intégrées dans des dispositifs de traitement au point d'entrée qui traitent toute eau pénétrant dans le système ou dans des dispositifs au point d'utilisation qui traitent l'eau à un seul endroit (par exemple au niveau du robinet de cuisine). Il faut remarquer que, dans le cas où l'on choisit d'utiliser des dispositifs de traitement au point d'utilisation plutôt qu'au point d'entrée, il faudrait équiper tous les points d'où l'eau est utilisée pour la consommation, la préparation de nourriture ou de breuvages, l'hygiène personnelle ou pour laver la vaisselle, d'un tel dispositif de traitement, afin de réduire les risques à la santé publique liés à l'utilisation d'eau potable contaminée par des microorganismes.

Le recours à la lumière UV a augmenté en raison de sa disponibilité, sa relative facilité d'utilisation et sa capacité à inactiver une vaste gamme d'organismes pathogènes. Cependant, il se produit souvent un entartrage ou un encrassement de la surface de la lampe UV, lorsque le traitement aux rayons UV est appliqué à une eau brute de dureté modérée ou élevée, comme dans

le cas des eaux souterraines. Un filtre de prétraitement est fréquemment installé avant la source de rayons UV afin de réduire l'entartrage et l'encrassement. Ce filtre peut également s'avérer nécessaire pour atteindre la qualité de l'eau requise pour le fonctionnement optimal du système de traitement aux UV. Par ailleurs, le nettoyage et le remplacement périodique de la lampe, conformément aux instructions du fabricant, sont essentiels pour assurer le bon fonctionnement du dispositif. On peut également avoir recours à des mécanismes spéciaux de nettoyage de la lampe UV ou à des adoucisseurs d'eau pour éviter les problèmes d'entartrage.

Santé Canada ne recommande pas de marque particulière de dispositifs de traitement de l'eau, mais conseille vivement aux consommateurs de n'utiliser que les dispositifs certifiés par un organisme accrédité de certification comme étant conformes aux normes appropriées de NSF International (NSF) et de l'American National Standards Institute (ANSI). Ces normes visent à protéger la qualité de l'eau potable en aidant à garantir l'innocuité des matériaux et l'efficacité des produits qui entrent en contact avec l'eau potable.

La norme NSF/ANSI 55 (concernant les systèmes de désinfection aux rayons UV) définit des critères de rendement pour deux catégories de dispositifs certifiés : les dispositifs de classe A et les dispositifs de classe B. Les premiers sont conçus pour fournir une dose d'UV au moins équivalente à 40 mJ/cm^2 pour l'inactivation des microorganismes tels que les bactéries, les virus, les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia* contenus dans l'eau. Par contre, ils ne sont pas conçus pour traiter les eaux usées ou contaminées par des eaux d'égout brutes, et ils doivent être installés dans une eau visuellement claire. Quant aux dispositifs de classe B suivant la norme NSF/ANSI 55, ils sont destinés aux sources d'approvisionnement en eau déjà désinfectée, analysée et jugée propre à la consommation humaine. La norme NSF/ANSI 62 concernant les dispositifs de distillation de l'eau potable définit aussi des valeurs de réduction des bactéries. Pour satisfaire à cette norme, un dispositif de distillation doit assurer une réduction logarithmique d'au moins 6 log pour les bactéries et les spores bactériennes. Les systèmes de distillation devraient seulement être installés au point d'utilisation, parce que l'eau traitée pourrait entraîner la corrosion de composantes de plomberie internes.

Les organismes de certification garantissent qu'un produit ou service est conforme aux normes en vigueur. Au Canada, les organismes suivants sont accrédités par le Conseil canadien des normes pour la certification de la conformité aux normes NSF/ANSI appropriées des dispositifs de traitement de l'eau potable et des produits qui entrent en contact avec l'eau potable :

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

8.0 Évaluation des risques

L'adoption d'une approche fondée sur les risques comme celle de l'approche à barrières multiples est essentielle à la gestion efficace des systèmes d'eau potable (CCME, 2004). Une telle approche devrait inclure l'évaluation de l'ensemble du système d'eau potable, du bassin d'alimentation ou de l'aquifère et de la prise d'eau en passant par le traitement et la chaîne de distribution jusqu'au consommateur, afin d'évaluer les effets possibles sur la qualité de l'eau potable et la santé publique.

Une évaluation des risques à la santé associés aux coliformes totaux n'est pas appropriée puisque ces bactéries ne sont utilisées que comme indicateurs. Des évaluations des risques ont été effectuées pour certains microorganismes ayant des effets sur la santé, par exemple les virus entériques et les protozoaires entériques *Cryptosporidium* et *Giardia* (Santé Canada, 2011, 2012c).

La détection de coliformes totaux dans l'eau potable fournit des renseignements importants sur les systèmes d'eau potable; c'est pourquoi elle devrait être employée sur une base régulière dans le cadre d'une approche à barrières multiples. Dans les eaux souterraines moins vulnérables à la contamination fécale, la présence de coliformes totaux indique une infiltration d'eaux de surface dans les eaux souterraines, une contamination subséquente à la construction d'un nouveau puits ou aux réparations d'un puits ou d'une pompe, ou encore une prolifération de coliformes totaux dans le réseau. Les coliformes totaux sont sensibles aux procédés couramment utilisés pour le traitement de l'eau potable. Par conséquent, leur présence dans l'eau à la sortie d'une usine de traitement municipale ou d'un système de traitement résidentiel indique une défaillance au niveau du traitement. Dans les réseaux de distribution à l'échelle municipale, la présence de coliformes totaux peut être attribuable à une recroissance bactérienne dans les films biologiques qui s'y trouvent, ce qui explique la détection occasionnelle de ces bactéries. Leur détection occasionnelle (p.ex., jusqu'à 10 % des échantillons) dans les systèmes à l'échelle municipale n'indique pas nécessairement une dégradation de la qualité de l'eau et elle est considérée comme étant acceptable. Par contre, dans les systèmes à l'échelle résidentielle, moins d'échantillons sont prélevés. Il faut donc, en présence de coliformes totaux, déterminer leur provenance et leurs effets éventuels sur la qualité de l'eau. La surveillance des coliformes totaux, en combinaison avec une approche à barrières multiples de la source au robinet, est utilisée dans le cadre du processus visant à vérifier si le système d' eau potable produit une eau de qualité microbiologique acceptable.

8.1 Considérations internationales

De nombreux pays utilisent les coliformes totaux à des fins similaires. Dans sa réglementation, le Drinking Water Inspectorate de l'Angleterre et du Pays de Galles a fixé une valeur obligatoire de zéro coliforme par 100 mL d'eau à la sortie des installations de traitement, une valeur obligatoire de zéro coliforme par 100 mL dans 95 % des échantillons d'eau provenant de réservoirs, et une valeur non obligatoire de zéro coliforme par 100 mL au robinet du consommateur. Selon cette réglementation, le dépassement des valeurs non obligatoires est permis, mais il commande néanmoins une enquête et l'application de mesures appropriées s'il constitue un risque pour la santé (DWI, 2000). Cette réglementation est fondée sur la directive du Conseil de l'Union européenne concernant la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine (Conseil de l'Union européenne, 1998). Les recommandations pour la qualité de l'eau potable en Australie (NHMRC, 2011) prévoient l'utilisation des coliformes totaux comme indicateurs elles dans le cadre de la surveillance du fonctionnement. Elles ne fixent pas de valeur pour ce paramètre. Toutefois, si les coliformes sont employés à des fins de surveillance d'un système d' eau potable, il est recommandé d'établir une valeur propre au système en question, fondée sur les caractéristiques de celui-ci et les données historiques disponibles. La révision proposée à la règle sur les coliformes totaux aux États-Unis établit un objectif de niveau maximum en matière de santé de contaminant (MCLG) et un niveau maximum de contaminant (MCL) pour *E. coli*. Elle élimine le MCLG et le MCL pour les coliformes totaux, et les remplace par une technique de traitement pour les coliformes qui comprend une évaluation et des mesures correctives (U.S. EPA, 2010). Selon cette technique de traitement, un système d'eau qui dépasse

la fréquence spécifiée de la présence de coliformes totaux doit effectuer une évaluation pour déterminer et corriger, le cas échéant, toute défaillance potentiellement nuisible à la santé. Cette modification proposée stipule que, plutôt que de constituer une infraction mineure au MCL, la présence d'une concentration de coliformes totaux supérieure à la limite associée à la technique de traitement indique l'existence de voies de contamination possibles dans le réseau de distribution. Il faut alors procéder à une évaluation du système et corriger toute défaillance potentiellement nuisible à la santé.

9.0 Justification

Les coliformes totaux sont des bactéries largement répandues dans les eaux de surface et dans les ESSIDES, de même que dans les sols et la végétation; en outre, elles sont sensibles aux techniques utilisées pour la production d'eau potable. On n'en trouve habituellement pas dans les sources d'eaux souterraines moins vulnérables à la contamination fécale. L'échantillonnage et l'analyse de détection des coliformes totaux constituent un moyen facile, relativement rapide et peu coûteux de surveiller la qualité de l'eau. Très répandus dans l'environnement, ils font partie des nombreux outils opérationnels pour évaluer l'efficacité d'un système de traitement de l'eau potable. Les coliformes totaux peuvent également servir à déceler des problèmes au niveau des eaux souterraines moins vulnérables à la contamination fécale puisqu'ils ne devraient pas s'y trouver. Ils sont susceptibles de coloniser le film biologique s'accumulant sur les parois des systèmes d'eau potable et de s'y multiplier.

La CMA pour les coliformes totaux dans l'eau à la sortie d'une usine de traitement et dans les eaux souterraines à la sortie d'un puits non désinfecté est d'aucun coliforme détectable par 100 mL. Dans les réseaux de distribution, la présence des coliformes totaux devrait être surveillée, car elle indique un changement dans la qualité de l'eau. Leur détection dans des échantillons consécutifs prélevés sur un même site ou dans plus de 10 % d'échantillons recueillis au cours d'une période d'échantillonnage donnée devrait déclencher une investigation.

Le protocole d'échantillonnage utilisé pour la surveillance de la CMA dans les réseaux de distribution tient compte d'une détection occasionnelle possible de coliformes totaux dans les réseaux à l'échelle municipale sans pour autant qu'elle indique une dégradation de la qualité de l'eau. Les exigences en matière d'échantillonnage sont fondées sur des considérations pratiques et des pratiques établies

L'absence de coliformes totaux, en combinaison avec une approche à barrières multiples de la source au robinet, est utilisée dans le cadre du processus visant à vérifier si le système d'eau potable produit une eau de qualité microbiologique acceptable.

10.0 Références bibliographiques

Abbaszadegan, M., LeChevallier, M. et Gerba, C. (2003). Occurrence of viruses in US groundwaters. J. Am. Water Works Assoc., 95: 107–120.

Adams, J.C., Lytle, M.S., Dickman, D.G., Foster, D.H., Connell, J.P. et Bressler, W.R. (1989). Comparison of methods for enumeration of selected coliforms exposed to ozone. Appl. Environ. Microbiol., 55: 33–35.

Allen, D.A., Austin, B. et Colwell, R.R. (1983). *Aeromonas media*, a new species isolated from river water. Int. J. Syst. Bacteriol., 33: 599–604.

APHA, AWWA et WEF (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater, 21ème édition. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation, Washington, DC.

Ashbolt, N.J., Ball, A., Dorsch, M., Turner, C., Cox, P., Chapman, A. et Kirov, S.M. (1995). The identification and human health significance of environmental aeromonads. Water Sci. Technol., 31: 263–269.

Atherholt, T., Feerst, E., Hovendon, B., Kwak, J. et Rosen, J.D. (2003). Evaluation of indicators of faecal contamination in groundwaters. J. Am. Water Works Assoc., 95: 119–131.

AWWA (1999). Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. American Water Works Association. McGraw-Hill, New York, New York.

Bartram, J. et Rees, G. (2000). Monitoring bathing waters. E & FN Spon, New York, New York.

Bernagozzi, M., Bianucci, F. et Sacchetti, R. (1995). Prevalence of *Aeromonas* spp. in surface waters. Water Environ. Res., 67(7): 1060–1064.

Besner, M.C., Gauthier, V., Barbeau, B., Millette, R., Chapleau, R. et Prévost, M. (2001). Understanding distribution system water quality. J. Am. Water Works Assoc., 93: 101–114.

Besner, M.C., Gauthier, V., Servais, P. et Camper, A. (2002). Explaining the occurrence of coliforms in the distribution system. J. Am. Water Works Assoc., 94: 95–109.

Blanch A.R., Galofré, B., Lucena, F., Terradillos, A., Vilanova, X. et Ribas, F. (2007). Characterization of bacterial coliform occurrences in different zones of a drinking water distribution system. J. Appl. Microbiol., 102:711–721.

Borchardt, M.A., Bertz, P.D., Spencer, S.K. et Battigelli, D.A. (2003). Incidence of enteric viruses in groundwater from household wells in Wisconsin. Appl. Environ. Microbiol., 69: 1172–1180.

Burlingame, G.A., McElhaney, J., Bennett, M. et Pipes, W.O. (1984). Bacterial interference with coliform colony sheen production on membrane filters. Appl. Environ. Microbiol., 47: 56–60.

Cartier, C., Besner, M.C., Barbeau, B., Lavoie, J., Besjardins, R. et Prévost, M. (2009). Evaluating aerobic endospores as indicators of intrusion in a distribution system. J. Am. Water Works Assoc., 101: 46–58.

CCME (2004). De la source au robinet : guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine. Produit conjointement par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable et par le Groupe de travail sur la qualité de l'eau du CCME. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba. Disponible à: www.ccme.ca/assets/pdf/mba_guidance_doc_f.pdf.

Chauret, C., Volk, C., Creason, R., Jarosh, J., Robinson, J. et Warnes, C. (2001). Detection of *Aeromonas hydrophila* in a drinking-water distribution system: a field and pilot study. Can. J. Microbiol., 47: 782–786.

Clark, H.F., Geldreich, E.E., Jeter, H.L. et Kabler, P.W. (1951). The membrane filter in sanitary microbiology. Public Health Rep., 66: 951–977.

Clark, J.A. (1980). The influence of increasing numbers of non-indicator organisms by the membrane filter and presence–absence test. Can. J. Microbiol., 26: 827–832.

Clark, J.A. et Vlassoff, L.T. (1973). Relationships among pollution indicator bacteria isolated from raw water and distribution systems by the presence–absence (P-A) test. Health Lab. Sci., 10: 163–172.

Conseil de l'Union européenne (1998). Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. J. off. Communautés eur., L330:32.

Craun, G.F. et Calderon, R.L. (2001). Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. J. Am. Water Works Assoc., 93: 64–75.

Dutka, B.J. et El-Shaarawi, A. (1980). Microbiological water and effluent sample preservation. Can. J. Microbiol., 26: 921–929.

DWI (2000). Water, England and Wales: the water supply (water quality) regulations 2000 no. 3184. Drinking Water Inspectorate, Londres, Royaume-Uni. Disponible à : www.dwi.gov.uk/stakeholders/legislation/ws_wqregs2000.pdf

Edberg, S.C., Allen, M.J. et Smith, D.B. (1988). National field evaluation of a defined substrate method for the simultaneous evaluation of total coliforms and *Escherichia coli* from drinking water: comparison with the standard multiple tube technique. Appl. Environ. Microbiol., 54: 1595–1601.

Edberg, S.C., Allen, M.J. et Smith, D.B. (1989). National field evaluation of a defined substrate method for the simultaneous detection of total coliforms and *Escherichia coli* from drinking water: comparison with presence–absence techniques. Appl. Environ. Microbiol., 55: 1003–1008.

Edberg, S.C., Patterson, J.E. et Smith, D.B. (1994). Differentiation of distribution systems, source water, and clinical coliforms by DNA analysis. J. Clin. Microbiol., 32: 139–142.

Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J. et Allen, M.J. (2000). *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. J. Appl. Microbiol., 88: 106S–116S.

El-Taweel, G.E. et Shaban, A.M. (2001). Microbiological quality of drinking water at eight water treatment plants. Int. J. Environ. Health Res., 11: 285–290.

Escobar, I.C. et Randall, A.A. (2001). Assimilable organic carbon (AOC) and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC): complementary measurements. Water Res. 35: 4444–4454.

Evans, T.M., Waarvick, C.E., Seidler, R.J. et LeChevallier, M.W. (1981a). Failure of the most probable number technique to detect coliforms in drinking water and raw water supplies. Appl. Environ. Microbiol., 41: 130–138.

Evans, T.M., Seidler, R.J. et LeChevallier, M.W. (1981b). Impact of the verification media and resuscitation on accuracy of the membrane filter total coliform enumeration technique. Appl. Environ. Microbiol., 41: 1144–1151.

Feng, P.C.S. et Hartman, P.A. (1982). Fluorogenic assays for immediate confirmation of *Escherichia coli*. Appl. Environ. Microbiol., 43: 1320–1329.

Freier, T.A. et Hartman, P.A. (1987). Improved membrane filtration media for enumeration of total coliforms and *Escherichia coli* from sewage and surface waters. Appl. Environ. Microbiol., 53: 1246–1250.

Fujioka, R.S. et Yoneyama, B.S. (2001). Assessing the vulnerability of groundwater systems to faecal contamination. J. Am. Water Works Assoc., 93: 62–71.

Geldreich, E.E. (1996). Biological profiles in drinking water. In: Microbial quality of water supply in distribution systems. E.E. Geldreich (ed.). CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, Floride. p. 104–144.

Geldreich, E.E. et Rice, E.W. (1987). Occurrence, significance, and detection of *Klebsiella* in water systems. J. Am. Water Works Assoc., 79: 74–80.

Geldreich, E.E., Nash, H.D., Reasoner, D.J. et Taylor, R.H. (1972). The necessity of controlling bacterial populations in potable waters: community water supply. J. Am. Water Works Assoc., 64: 596–602.

Goetz, A. et Tsuneishi, N. (1951). Application of molecular filter membrane to bacteriological analysis of water. J. Am. Water Works Assoc., 43: 943–969.

Hänninen M.L., Haajanen, H., Pummi, T., Wermundgen, K., Katila, M.L., Sarkkinen, H., Miettinen, I. et Rautelin, H. (2003). Detection and typing of *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* and analysis of indicator organisms in three waterborne outbreaks in Finland. Appl. Environ. Microbiol., 69: 1391–1396.

Harris, D.G., Adams, V.D., Sorensen, D.L. et Curtis, M.S. (1987). Ultra-violet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of bacteria. Water Res., 21: 687–692.

Hijnen, W.A., Beerendonk, E., Smeets, P. et Medema, G.J. (2004). Elimination of micro-organisms by drinking water treatment processes—a review, 1ère édition. Kiwa N.V. Water Research, Nieuwegein, Pays-Bas.

Hijnen, W.A., Beerendonk, E.F. et Medema, G.J. (2006). Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cyst in water: A review. Water Res., 40: 3–22.

Hoff, J.C. (1986). Inactivation of microbial agents by chemical disinfectants. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA/600/S2-86/067).

Hrudey, S.E. et Rizak, S. (2004). Discussion of: rapid analytical techniques for drinking water security investigations. J. Am. Water Works Assoc., 96: 110–113.

Hunter, P.R., Chalmers, R.M., Hughes, S. et Syed, Q. (2005). Self-reported diarrhea in a control group: a strong association with reporting of low-pressure events in tap water. Clinical Infect. Dis., 40: e32–e34.

ISO (2006). Qualité de l'eau – Échantillonnage pour analyse microbiologique. ISO 19458:2006.

Jacobs, N.J., Zeigler, W.L., Reed, F.C., Stukel, T.A. et Rice, E.W. (1986). Comparison of membrane filter, multiple-fermentation-tube, and presence–absence techniques for detecting total coliforms in small community water systems. Appl. Environ. Microbiol., 51: 1007–1012.

Kirmeyer, G., Friedman, M., Martel, K., LeChevallier, M.W., Funk, J., Jackman, M. et Harbour, J. (1999). Pathogen intrusion into potable water. Dans : Proceedings of the 1999 AWWA Water Quality Technology Conference, Tampa, Florida. American Water Works Association, Denver, Colorado.

LeChevallier, M.W. (1990). Coliform regrowth in distribution systems: a review. J. Am. Water Works Assoc., 82: 74–86.

LeChevallier, M.W. (2003). Conditions favouring coliform and HPC bacterial growth in drinking-water and on water contact surfaces. Dans : Heterotrophic plate counts and drinking-water safety. The significance of HPCs for water quality and human health. J. Bartram, J. Cotruvo, M. Exner, C. Fricker, and A. Glasmacher (éditeurs). IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni. p. 177–198.

LeChevallier, M.W. et Au, K.K. (2004). Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking water. IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, Pour l'Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse.

LeChevallier, M.W. et McFeters, G.A. (1985). Interactions between heterotrophic plate count bacteria and coliform organisms. Appl. Environ. Microbiol., 49: 1338–1341.

LeChevallier, M.W. et McFeters, G.A. (1990). Microbiology of activated carbon. In: Drinking water microbiology: progress and recent developments. G.A. McFeters (ed.). Springer-Verlag, New York, New York. p. 104–119.

LeChevallier, M.W., Cameron, S.C. et McFeters, G.A. (1983a). New medium for the improved recovery of coliform bacteria from drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 45: 484–492.

LeChevallier, M.W., Cameron, S.C. et McFeters, G.A. (1983b). Comparison of verification procedures for the membrane filter total coliform technique. Appl. Environ. Microbiol., 45: 1126–1128.

LeChevallier, M.W., Schiemann, D.A. et McFeters, G.A. (1987). Factors contributing to the reduced invasiveness of chlorine-injured *Yersinia enterocolitica*. Appl. Environ. Microbiol., 53: 1358–1364.

LeChevallier, M.W., Lowry, C.D. et Lee, R.G. (1990). Disinfection of biofilms in a model distribution system. J. Am. Water Works Assoc., 82(7): 87–99.

LeChevallier, M.W., Schulz, W. et Lee, R.G. (1991). Bacterial nutrients in drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 57: 857–862.

LeChevallier, M.W., Welch, N.J. et Smith, D.B. (1996). Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 62: 2201–2211.

LeChevallier, M.W., Karim, M.R., Weihe, J., Rosen, J.S. et Sabrinho, J. (2006). Coliphage as a potential indicator of distribution system integrity. J. Am. Water Works Assoc., 98: 87–96.

Leclerc, H., Mossel, D.A.A., Edberg, S.C. et Struijk, C.B. (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. Annu. Rev. Microbiol., 55: 201–234.

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: 601–610.

Ley, A.N., Bowers, R.J. et Wolfe, S. (1988). Indoxyl-β-D-glucuronide, a novel chromogenic reagent for the specific detection and enumeration of *Escherichia coli* in environmental samples. Can. J. Microbiol., 34: 690–693.

Locas, A., Barthe, C., Barbeau, B., Carrière, A. et Payment, P. (2007). Virus occurrence in municipal groundwater sources in Quebec, Canada. Can. J. Microbiol., 53(6): 688–694.

Marrero-Ortiz, R., Riley, K.R., Karpiscak, M.K. et Gerba, C.P. (2009). Groundwater quality of individual wells in small systems in Arizona. J. Am. Water Works Assoc., 101: 89–100.

Martin, R.S., Gates, W.H., Tobin, R.S., Grantham, D., Sumarah, R., Wolfe, P. et Forestall, P. (1982). Factors affecting coliform bacteria growth in distribution systems. J. Am. Water Works Assoc., 74: 34–37.

McCabe, L.J., Symons, J.M., Lee, R.D. et Robeck, G.G. (1970). Survey of community water supply systems. J. Am. Water Works Assoc., 62: 670–687.

McDaniels, A.E., Bordner, R.H., Gartside, P.S., Haines, J.R. et Kristen, P. (1985). Holding effects on coliform enumeration in drinking water samples. Appl. Environ. Microbiol., 50: 755–762.

McFeters, G.A., Cameron, S.C. et LeChevallier, M.W. (1982). Influence of diluents, media, membrane filters on detection of injured water-borne coliform bacteria. Appl. Environ. Microbiol., 43: 97–103.

McFeters, G.A., Kippin, J.S. et LeChevallier, M.W. (1986). Injured coliforms in drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 51: 1–5.

McMath, S.M., Sumpler, C., Holt, D.M., Delanoue, A. et Chamberlain, A.H.L. (1999). The face of environmental coliforms in a model water distribution system. Lett. Appl. Microbiol., 28: 93–97.

Nakano, J., Kameyama, T., Venkateswaran, K., Kawakami, J. et Hashimoto, J. (1990). Distribution and characterisation of hemolytic and enteropathogenic motile *Aeromonas* in aquatic environment. Microbial Immunol., 34: 447–458.

Narasimhan, R., Brereton J., Abbaszadegan, M., Alum, A. et Ghatpande, P. (2004). Sample collection procedures and locations for bacterial compliance monitoring. Awwa Research Foundation, Denver, Colorado.

NHMRC (2011). Australian drinking water quality guidelines paper 6. National Health and Medical Research Council, Natural Resource Management Ministerial Council, Canberra, Commonwealth of Australia.

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. NSF International, Ann Arbor, Michigan (NSF 02/18/EPADW395).

Nwachuku, M., Craun, G.F. et Calderon, R.L. (2002). How effective is the TCR in assessing outbreak vulnerability? J. Am. Water Works Assoc., 94(9): 88–96.

Olstadt, J., Schauer, J.J., Standridge, J. et Kluender, S. (2007). A comparison of ten USEPA approved total coliform/*E. coli* tests. J. Water Health, 5:267–282.

OMS (1971). Normes internationales pour l'eau de boisson, 3e édition. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse.

OMS (1976). Surveillance de la qualité de l'eau de boisson. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse (Série de monographies, no 63).

OMS (2004). Directives de qualité pour l'eau de boisson, 3e édition. Vol. 1 : recommandations. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse.

Payment, P., Trudel, M. et Plante, R. (1985). Elimination of viruses and indicator bacteria at each step of treatment during preparation of drinking water at seven water treatment plants. Appl. Environ. Microbiol., 49(6): 14181428.

Payment, P., Franco, E. et Siemiatycki, J. (1993). Absence of relationship between health effects due to tap water consumption and drinking water quality parameters. Water Sci. Technol., 27: 137–143.

Pipes, W.O., Minnigh, H.A., Moyer, B. et Troy, M.A. (1986). Comparison of Clark's presence–absence test and the membrane filter method for coliform detection in potable water samples. Appl. Environ. Microbiol., 52: 439–443.

Poffe, R. et Op de Beeck, E. (1991). Enumeration of *Aeromonas hydrophila* from domestic wastewater treatment plants and surface waters. J. Appl. Bacteriol., 71: 366–370.

Ptak, D.J., Ginsburg, W. et Willey, B.F. (1973). Identification and incidence of *Klebsiella* in chlorinated water supplies. J. Am. Water Works Assoc., 65: 604–608.

Rice, E.W., Fox, K.R., Nash, H.D., Read, E.J. et Smith, A.P. (1987). Comparison of media for recovery of total coliform bacteria from chemically treated water. Appl. Environ. Microbiol., 53: 1571–1573.

Rompré, A., Servais, P., Baudart, J., de-Roubin, M. et Laurent, P. (2002). Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches. J. Microbiol. Methods, 49: 31–54.

Rosen, J.S., Sobrinho, J.A.H. et LeChevallier, M. (2009). Statistical limitations in the usefulness of total coliform data. J. Am. Water Works Assoc., 101: 68–81.

Santé et Bien-être social Canada (1993). Principes et techniques de traitement de l'eau : manuel de production d'eau potable. Association canadienne des eaux potables et usées, Ottawa, Ontario.

Santé Canada (2009). Conseils concernant l'émission et l'annulation des avis d'ébullition de l'eau. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, 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, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H129-6/2011F). Disponible à : www.santecanada.gc.ca/eauqualite

Santé Canada (2012a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — *Escherichia coli*. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H144-7/2013F-PDF). Disponible à : www.santecanada.gc.ca/eauqualite

Santé Canada (2012b). Conseils sur l'utilisation de la numération des bactéries hétérotrophes dans les approvisionnements d'eau potable au Canada. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (N° de catalogue H144-6/2013F-PDF). Disponible à : www.santecanada.gc.ca/eauqualite

Santé Canada (2012c). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique — les protozoaires entériques. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H129-23/2013F). Disponible à : www.santecanada.gc.ca/eauqualite

Santé Canada (2013). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique — la turbidité. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (N° de catalogue H144-9/2013F-PDF). Disponible à : www.santecanada.gc.ca/eauqualiteHealth Canada (2009).

Schoenen, D. et Kolch, A. (1992). Photoreactivation of *E. coli* depending on light intensity after UV irradiation. Zentralbl. Hyg., 192: 565–570.

Schuster, C.J., Ellis, A.G., Robertson, W.J., Charron, D.F., Aramini, J.J., Marshall, B.J. et Medeiros, D.T. (2005). Infectious disease outbreaks related to drinking water in Canada, 1974-2001. Can. J. Public Health, 96 (4):254-255.

Seidler, R.J., Evans, T.M., Kaufman, J.R., Waarvick, C.E. et LeChevallier, M.W. (1981). Limitations of standard coliform enumeration techniques. J. Am. Water Works Assoc., 73: 538–542.

Snead, M.C., Olivieri, V.P., Kawata, K. et Krusé, C.W. (1980). The effectiveness of chlorine residuals in inactivation of bacteria and viruses introduced by post treatment contamination. Water Res., 14: 403.

Speight, V.L., Kalsbeek, W.D. et DiGiano, F.A. (2004). Randomized stratified sampling methodology for water quality in distribution systems. J. Water Resour. Plann. Manag., 130: 330–338.

Standridge, J.H. et Delfino, J.J. (1982). Underestimation of the total coliform counts by the membrane filter verification procedure. Appl. Environ. Microbiol., 44: 1001–1003.

Standridge, J.H. et Sonzogni, W.C. (1988). Evaluating modifications to the MF total coliform method for drinking waters with high non coliform backgrounds. J. Am. Water Works Assoc., 80: 90–91.

Taylor, A., Craun, G.F., Faich, G.A., McCabe, L.J. et Gangarosa, E.J. (1972). Outbreaks of waterborne disease in the United States, 1961–1970. J. Infect. Dis., 125: 329–331.

U.S. EPA (1991). Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA (1999). EPA guidance manual: disinfection profiling and benchmarking. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA-815-R-99-013).

U.S. EPA (2003). Ultraviolet disinfection guidance manual (draft). Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA 815).

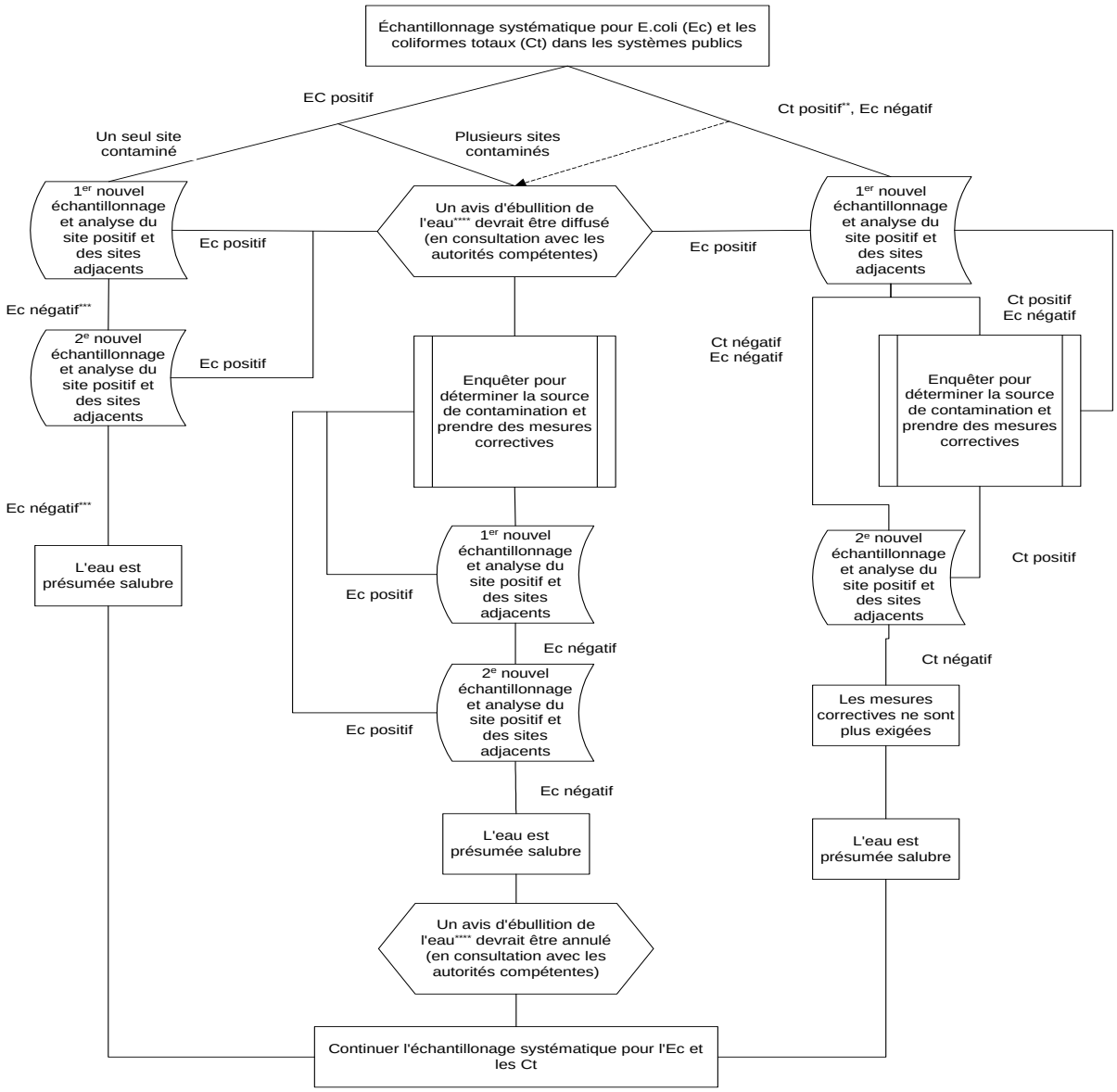
U.S. EPA (2010). National primary drinking water regulations: revisions to the total coliform rule; proposed rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA-HQ-OW-2008-0878).

van Lieverloo, J.H.M., Mesman, G.A.M., Bakker, G.L., Baggelaar, P,K., Hamed, A. et Medema, G. (2007). Probability of detecting and quantifying fecal contamination of drinking water by periodically sampling for *E. coli*: a simulation model study. Water Res., 41: 4299–4308.

Wilczak, A., Jacangelo, J.G., Marcinko, J.P., Odell, L.H., Kirmeyer, G. J. et Wolfe, R.L. (1996). Occurrence of nitrification in chloraminated distribution systems. J. Am. Water Works Assoc., 88(7): 74–85.

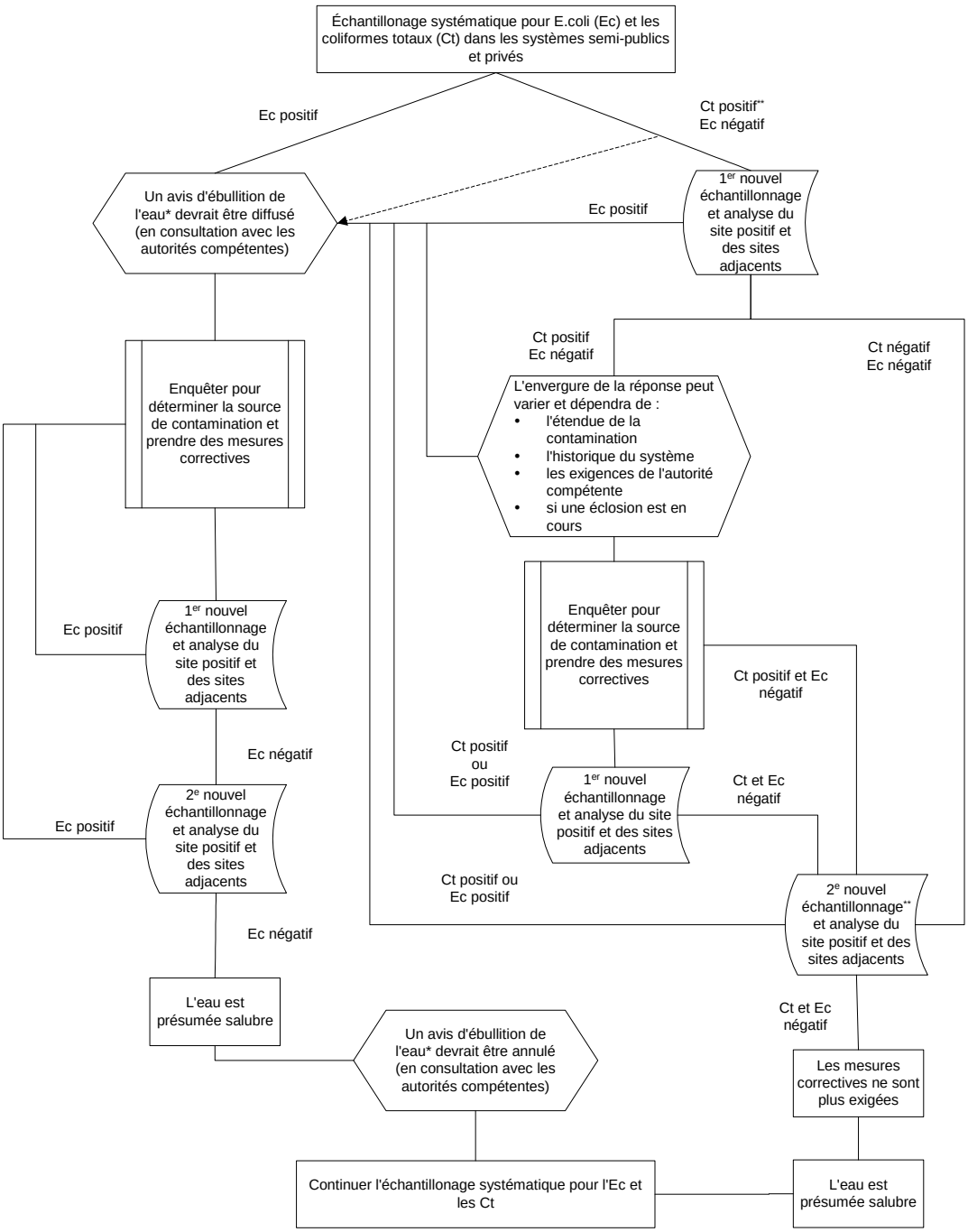
Zimmer, J.L. et Slawson, R.M. (2002). Potential repair of *Escherichia coli* DNA following exposure to UV radiation from both medium- and low-pressure UV sources used in drinking water treatment. Appl. Environ. Microbiol., 68(7): 3293–3299.

Annexe A Arbre décisionnel relatif à l'analyse microbiologique régulière des systèmes à l'échelle municipale



*Un avis d'ébullition de l'eau peut être diffusé si un seul site est contaminé dépendant de l'autorité compétente.
**Un avis d'ébullition de l'eau peut être diffusé après avoir obtenu un résultat positif pour les coliformes totaux, sans la présence d'*E. coli*, si l'autorité compétente le juge nécessaire.
***Si l'on détecte la présence de coliformes totaux dans un échantillon au cours d'un nouvel échantillonnage pour *E.coli*, il faut suivre le processus de décision recommandé lorsqu'un échantillon donne des résultats positifs pour les coliformes totaux en l'absence d'*E. coli* (côté droit de l'abre décisionnel).
****Dépendant de l'autorité compétente, un "ordre d'ébullition de l'eau" peut être diffusé au lieu de, ou en même temps, qu'un "avis d'ébullition de l'eau".

Annexe B Arbre décisionnel relatif à l'analyse microbiologique régulière des systèmes à l'échelle résidentielle



*Dépendant de l'autorité compétente, un "ordre d'ébullition de l'eau" peut être diffusé au lieu de, ou en même temps, qu'un "avis d'ébullition de l'eau".
**Un avis d'ébullition de l'eau peut être diffusé sur la base d'un seul résultat positif de Ct, si l'autorité compétente le juge nécessaire.

Annexe C Liste des acronymes

ANSI	American National Standards Institute
AQ	assurance de la qualité
COA	carbone organique assimilable
CQ	contrôle de la qualité
CMA	concentration maximale acceptable
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
ESSIDES	eaux souterraines sous l'influence directe d'eaux de surface
FM	filtration sur membrane
FMT	fermentation multitube
MCL	niveau maximum de contaminant (États-Unis)
MCLG	objectif de niveau maximum de contaminant (États-Unis)
NBH	numération des bactéries hétérotrophes
NPP	nombre le plus probable
NSF	NSF International
P-A	présence–absence
UFC	unité formant colonie
UV	ultraviolet