



Santé
Canada Health
Canada

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

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

Escherichia coli *dans l'eau potable*

Document technique pour consultation publique

La période de consultation se termine le
16 août 2019

Canada

Escherichia coli dans l'eau potable
Document de consultation publique

Table des matières

Objet de la consultation	1
Partie I : Vue d'ensemble et application	2
1.0 Recommandation proposée	2
2.0 Sommaire	2
2.1 Importance d' <i>E. coli</i> dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable et leurs sources	2
2.2 Traitement	3
2.3 Considérations internationales	3
3.0 Application de la recommandation	3
3.1 Systèmes d'approvisionnement en eau potable à l'échelle municipale	5
3.1.1 Surveillance d' <i>E. coli</i> dans l'eau à la sortie de la station de traitement	5
3.1.2 Surveillance d' <i>E. coli</i> dans le réseau de distribution et dans les installations de stockage	5
3.1.3 Avis	6
3.1.4 Mesures correctives	6
3.1.5 Annulation d'un avis d'ébullition de l'eau	7
3.2 Systèmes d'approvisionnement en eau potable à l'échelle résidentielle	7
3.2.1 Surveillance d' <i>E. coli</i> dans l'eau provenant d'approvisionnements désinfectés et non désinfectés	7
3.2.2 Avis	7
3.2.3 Mesures correctives pour les approvisionnements désinfectés	8
3.2.4 Mesures correctives pour les puits non désinfectés	8
3.2.5 Annulation d'un avis d'ébullition de l'eau	9
Partie II. Science et considérations techniques	10
4.0 Importance d' <i>E. coli</i> dans l'eau potable	10
4.1 Description	10
4.2 Sources	10
4.3 Survie	11
4.3.1 <i>E. coli</i> adaptée à l'environnement	11
4.4 Rôle d' <i>E. coli</i> comme indicateur de qualité de l'eau potable	12
4.4.1 Rôle dans les sources d'eau souterraine	13
4.4.2 Rôle dans les sources d'eau de surface	13
4.4.3 Rôle dans la surveillance du traitement	14
4.4.4 Rôle dans la surveillance du réseau de distribution	14
4.4.5 Rôle d' <i>E. coli</i> dans la décision d'émettre des avis d'ébullition de l'eau	15

5.0	Méthodes d'analyse	17
5.1	Méthodes fondées sur la culture	18
5.1.1	Exactitude des méthodes de détection.....	19
5.2	Méthodes moléculaires	19
5.3	Méthodes de surveillance rapide en ligne.....	20
6.0	Échantillonnage pour <i>E. coli</i>	20
6.1	Prélèvement des échantillons.....	20
6.2	Considérations relatives à la fréquence d'échantillonnage.....	22
6.3	Emplacement des points d'échantillonnage.....	24
7.0	Considérations relatives aux techniques de traitement et aux réseaux de distribution	24
7.1	Traitement à l'échelle municipale.....	25
7.1.1	Élimination physique.....	25
7.1.2	Désinfection	26
7.1.2.1	Désinfection chimique	27
7.1.2.2	Désinfection aux rayons UV	28
7.1.3	Réseau de distribution	29
7.2	Traitement à l'échelle résidentielle.....	30
8.0	Évaluation des risques.....	33
8.1	Considérations internationales	33
9.0	Justification.....	34
10.0	Références.....	34
	Annexe A : Arbre décisionnel relatif à l'analyse microbiologique régulière des systèmes à l'échelle municipale	48
	Annexe B : Arbre décisionnel relatif à l'analyse microbiologique régulière des systèmes à l'échelle résidentielle	49
	Annexe C : Liste des acronymes.....	50

Escherichia coli dans l'eau potable

Objet de la consultation

L'information disponible sur *E. coli* a été évaluée dans le but de mettre à jour la recommandation actuelle pour la qualité de l'eau potable et son document technique. La recommandation actuelle sur *E. coli*, mise à jour la dernière fois en 2013, établit une concentration maximale acceptable (CMA) d'aucun microorganisme détectable par 100 mL, reconnaissant qu'*E. coli* est un indicateur de contamination fécale. Ce document mis à jour tient compte de nouvelles études scientifiques et fournit de l'information sur les aspects de l'importance, de l'échantillonnage et du traitement pour l'utilisation d'*E. coli* comme indicateur bactériologique dans une approche de gestion des risques pour les systèmes d'approvisionnement en eau potable. Le document propose de réaffirmer une CMA pour *E. coli* d'aucun microorganisme détectable par 100 mL d'eau potable.

Ce document est mis à la disposition du public pour une période de consultation de 60 jours. La présente consultation vise à solliciter des commentaires sur la recommandation proposée, la démarche suivie pour l'élaborer et les coûts économiques possibles de sa mise en œuvre, ainsi que pour déterminer la disponibilité d'autres données d'exposition. Les commentaires, avec justification pertinente le cas échéant, sont les bienvenus. Ils peuvent être envoyés à Santé Canada par courrier électronique (HC.water-eau.SC@canada.ca) ou, au besoin, par la poste à l'attention du Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Santé Canada; 269, avenue Laurier Ouest; IA 4903D; Ottawa (Ontario) K1A 0K9. Les commentaires doivent nous parvenir avant le 16 août 2019.

Les commentaires reçus dans le cadre de la consultation seront transmis, avec le nom et l'affiliation de leurs auteurs, aux membres du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP). Les personnes qui ne veulent pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du CEP doivent joindre à leurs commentaires une déclaration à cet égard.

Il est à noter que le présent document technique sur la présence d'*E. coli* dans l'eau potable sera révisé après l'analyse des commentaires reçus. Ce document devrait donc être considéré strictement comme une ébauche aux fins de commentaires.

Juin 2019

Escherichia coli

Partie I : Vue d'ensemble et application

1.0 Recommandation proposée

Une concentration maximale acceptable (CMA) proposée pour Escherichia coli dans l'eau potable est d'aucun microorganisme détectable par 100 mL.

2.0 Sommaire

Le présent document technique a été préparé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP) pour évaluer toute l'information disponible sur *Escherichia coli*.

Escherichia coli (*E. coli*) est une espèce de bactérie qu'on trouve naturellement dans les intestins des humains et des animaux à sang chaud. Elle est présente en grand nombre dans les matières fécales et peut facilement être mesurée dans l'eau, ce qui en fait un indicateur utile de la contamination fécale pour les fournisseurs d'eau potable. *E. coli* est l'indicateur le plus répandu pour détecter la contamination fécale dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable du monde entier. Dans le cadre de programmes de surveillance de l'eau potable, la détection d'*E. coli* sert à fournir de l'information sur la qualité de la source d'approvisionnement en eau, le caractère adéquat du traitement et la salubrité de l'eau potable distribuée au consommateur.

2.1 Importance d'*E. coli* dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable et leurs sources

On devrait recourir à la surveillance d'*E. coli* en combinaison avec d'autres indicateurs dans le cadre d'une approche à barrières multiples afin d'obtenir une eau potable de qualité acceptable. Puisque les sources d'approvisionnement en eau potable sont souvent touchées par une contamination fécale d'origine humaine ou animale, il est possible d'en déceler la présence d'*E. coli*. Sa présence dans un échantillon d'eau est considérée comme un bon indicateur de contamination fécale récente. Il est essentiel de pouvoir détecter une contamination de l'eau potable par des matières fécales, car les microorganismes pathogènes provenant de matières fécales d'origine humaine ou animale posent un grave danger pour la santé publique.

Dans le cadre d'une approche de gestion des risques pour les systèmes d'approvisionnement en eau potable, comme une approche à barrières multiples ou un plan de salubrité de l'eau, la surveillance d'*E. coli* est utilisée dans le cadre du processus de vérification de la qualité de l'eau pour démontrer que les barrières naturelles et les procédés de traitement en place assurent le degré de contrôle nécessaire. La détection d'*E. coli* dans l'eau potable indique une contamination fécale et, par conséquent, la présence possible d'agents pathogènes fécaux qui peuvent poser un risque pour la santé des consommateurs. Dans une source d'eau souterraine, la présence d'*E. coli* indique que l'eau souterraine est contaminée par des matières fécales, tandis que dans l'eau potable traitée, la présence d'*E. coli* peut indiquer que le traitement est inadéquat ou que l'eau traitée a été contaminée pendant la distribution. Si des analyses confirment la présence d'*E. coli* dans l'eau potable, les mesures qui peuvent être prises consistent notamment à

aviser les autorités responsables, émettre un avis d'ébullition de l'eau et appliquer des mesures correctives.

Dans le cadre de la surveillance et de la vérification de l'eau potable, l'utilisation de multiples paramètres comme indicateurs de la qualité microbiologique générale de l'eau (comme les coliformes totaux, la numération des bactéries hétérotrophes) ou d'autres indicateurs de contamination fécale (entérocoques) est une bonne façon pour les services d'eau de renforcer le potentiel de reconnaissance des problèmes et donc de prendre les mesures appropriées.

2.2 Traitement

Dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable bien conçus et exploités, l'eau qui y est traitée conformément aux recommandations relatives aux virus entériques (élimination minimale de 4 log de virus) ou aux protozoaires entériques (élimination minimale de 3 log de protozoaires) pourra atteindre la CMA proposée d'aucun microorganisme détectable d'*E. coli* par 100 mL. La détection d'*E. coli* dans l'eau potable indique qu'il y a un risque potentiel pour la santé découlant de la consommation de cette eau; toutefois, les tests de détection d'*E. coli* ne permettent pas à eux seuls de confirmer la présence ou l'absence d'agents pathogènes dans l'eau potable.

Pour les systèmes à l'échelle municipale, il est important d'appliquer une approche de surveillance qui comprend l'utilisation de multiples paramètres opérationnels et de vérification de la qualité de l'eau (p. ex. turbidité, mesures de désinfection, *E. coli*), afin de vérifier que l'eau a été traitée adéquatement et est donc d'une qualité microbiologique acceptable. Dans le cas des systèmes à l'échelle résidentielle, des tests de détection réguliers d'*E. coli* combinés à une surveillance des processus critiques, des inspections physiques régulières et une évaluation de la source d'approvisionnement en eau peuvent être utilisés pour confirmer la qualité de l'approvisionnement d'eau potable.

2.3 Considérations internationales

La CMA proposée pour *E. coli* est conforme aux recommandations sur l'eau potable établies par d'autres pays et organisations internationales. L'Organisation mondiale de la Santé, l'Union européenne, l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) et l'Australian National Health and Medical Research Council ont tous établi une limite de zéro *E. coli* par 100 mL.

3.0 Application de la recommandation

Remarque : Des conseils spécifiques concernant l'application des recommandations pour l'eau potable devraient être obtenus auprès de l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné.

E. coli est l'organisme indicateur fécal le plus largement utilisé dans la gestion des risques liés à l'eau potable dans le monde. Dans le cas des systèmes à l'échelle municipale et à l'échelle résidentielle¹, son rôle principal est de servir d'indicateur de la contamination fécale au cours de

¹ Aux fins du présent document, un système d'approvisionnement en eau à l'échelle résidentielle s'entend d'un système doté d'aucun réseau de distribution ou d'un réseau limité qui fournit de l'eau au public à partir d'une installation qui n'est pas reliée au système municipal. Mentionnons notamment les systèmes privés d'approvisionnement en eau potable et les puits communautaires ainsi que des établissements comme les écoles, les

la surveillance de routine pour vérifier la qualité de l'approvisionnement de l'eau potable. La présence d'*E. coli* indique une contamination fécale de l'eau potable et, par conséquent, il y a un risque accru que des agents pathogènes entériques soient présents. Dans le cas de l'eau potable traitée et distribuée, la détection d'*E. coli* est un signe d'un contrôle inadéquat ou d'une défaillance opérationnelle du système de traitement ou réseau de distribution de l'eau potable. Par conséquent, la détection d'*E. coli* dans n'importe quel système d'approvisionnement en eau potable est inacceptable.

La contamination par des matières fécales est souvent intermittente, et il est possible que l'analyse d'un seul échantillon ne permette pas de la déceler. Par conséquent, si une évaluation de la vulnérabilité ou une inspection d'un système d'approvisionnement en eau potable montre qu'une source d'approvisionnement non traitée ou que l'eau traitée (p. ex. pendant sa distribution ou son stockage) est susceptible d'être contaminée par des matières fécales, ou encore que le traitement est inadéquat, il faudrait considérer l'eau impropre à la consommation, quels que soient les résultats de l'analyse d'*E. coli*. La mise en œuvre d'une approche de gestion des risques aux systèmes d'approvisionnement en eau potable, comme l'approche de la source au robinet ou du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, est la meilleure façon de réduire les agents pathogènes d'origine hydrique dans l'eau potable. Ces approches exigent une évaluation du système qui comprend : une caractérisation de la source d'approvisionnement en eau, une description des procédés de traitement qui préviennent ou réduisent la contamination, la mise en évidence des conditions qui peuvent entraîner une contamination, et l'application de mesures de contrôle pour atténuer ces risques grâce aux systèmes de traitement et réseaux de distribution au consommateur.

Des concentrations d'*E. coli* non détectables par 100 mL d'eau à la sortie de la station de traitement devraient être atteintes pour toutes les sources d'approvisionnement en eau traitée. Le traitement des sources d'eaux de surface ou de l'eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface (ESSIDES) devrait comprendre une filtration adéquate (ou une technique permettant d'obtenir une réduction ou une inactivation logarithmique équivalente) et une désinfection. Le traitement des sources d'eau souterraine devrait inclure au minimum une élimination et une inactivation des virus entériques de 4 log (99,99 %). Un secteur de compétence peut choisir de permettre qu'une source d'eau souterraine ait une réduction logarithmique inférieure à la recommandation de 4 log si l'évaluation du système d'approvisionnement en eau potable a confirmé que le risque d'une présence de virus entériques est minime. L'eau traitée de manière à respecter les recommandations relatives aux virus entériques (élimination et inactivation minimales de 4 log ou 99,99 %) ou aux protozoaires entériques (élimination et inactivation minimales de 3 log ou 99,9 %) devrait permettre une élimination et une inactivation adéquates d'*E. coli*. Pour de nombreuses sources d'approvisionnement en eau, des réductions logarithmiques supérieures à ces valeurs peuvent être nécessaires.

Le type et le niveau du traitement appropriés devraient prendre en compte les fluctuations potentielles de la qualité de l'eau, y compris la dégradation de la qualité de l'eau à court terme ainsi que la variabilité du rendement du traitement. Des essais pilotes ou des procédés d'optimisation peuvent être utiles pour déterminer la variabilité du traitement. Dans les systèmes comportant un réseau de distribution, il faudrait maintenir en tout temps un résidu de désinfectant dans l'ensemble du réseau. L'existence d'un résidu de désinfectant adéquat est une mesure

foyers de soins personnels, les garderies, les hôpitaux, les hôtels et les restaurants. La définition d'un système d'approvisionnement à l'échelle résidentielle peut varier selon les secteurs de compétence.

importante pour contrôler la croissance microbienne pendant la distribution d'eau potable. Dans certaines conditions (p. ex. l'intrusion de virus ou de protozoaires provenant de l'extérieur du réseau de distribution), le résidu de désinfectant peut ne pas suffire pour assurer une inactivation efficace des agents pathogènes. Pour obtenir de plus amples renseignements sur la façon dont les évaluations des sources d'approvisionnement en eau, les technologies de traitement et l'exploitation des réseaux de distribution sont utilisées pour gérer les risques associés aux agents pathogènes présents dans l'eau potable, veuillez consulter les documents techniques sur les protozoaires entériques et les virus entériques de Santé Canada. Lors de la vérification de la qualité de l'eau potable traitée, les résultats des analyses de détection d'*E. coli* ainsi que l'information sur le rendement des systèmes de traitement et des réseaux de distribution devraient être pris en compte pour démontrer que l'eau a été traitée adéquatement et qu'elle est donc de qualité microbiologique acceptable.

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

3.1.1 Surveillance d'*E. coli* dans l'eau à la sortie de la station de traitement

L'eau à la sortie d'une station de traitement devrait faire l'objet d'analyses de détection d'*E. coli* sur une base au moins hebdomadaire. La détection d'*E. coli* dans l'eau indique une défaillance grave du traitement, et cela est inacceptable. Les analyses de détection d'*E. coli* devraient être effectuées en combinaison avec d'autres indicateurs opérationnels, comme la surveillance d'un résidu de désinfectant et de la turbidité, dans le cadre d'une approche de la source au robinet ou d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau.

La fréquence requise pour toutes les analyses à la station de traitement est spécifiée par l'autorité responsable de l'eau potable. La pratique exemplaire implique généralement de respecter une fréquence d'analyse supérieure à ce qui est requis au minimum, selon la taille du système, le nombre de consommateurs desservis, l'historique du système et d'autres considérations propres au site. Les événements qui entraînent des changements dans l'état des sources d'approvisionnement en eau (p. ex. ruissellement printanier, tempêtes ou déversements d'eaux usées) sont associés à un risque accru de contamination fécale. Les services d'eau voudront peut-être envisager d'autres échantillonnages au cours de ces événements.

3.1.2 Surveillance d'*E. coli* dans le réseau de distribution et dans les installations de stockage

Dans les réseaux de distribution et les installations de stockage à l'échelle municipale, le nombre d'échantillons prélevés aux fins d'analyse de détection d'*E. coli* devrait refléter la taille de la population desservie, et ne pas être inférieur à quatre échantillons par mois. Les points d'échantillonnage et la fréquence des analyses de détection d'*E. coli* à l'intérieur du réseau de distribution et des installations de stockage seront définis et approuvés par l'autorité responsable en matière d'eau potable.

Des changements dans l'état du réseau qui entraînent une interruption de l'approvisionnement ou des pressions transitoires faibles et négatives peuvent être associés à un risque accru de contamination fécale. Ces changements peuvent survenir au cours de l'exploitation ou de l'entretien courant du réseau de distribution (p. ex. démarrage et arrêt de la pompe, ouverture et fermeture des vannes) ou durant des événements imprévus comme des pannes de courant ou des ruptures de conduite maîtresse d'eau. Les indicateurs opérationnels (p. ex. résidu de désinfectant, surveillance de la pression) devraient être utilisés en conjonction avec les analyses de détection d'*E. coli* dans le cadre d'une approche de la source au robinet ou d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau.

3.1.3 Avis

Si la présence d'*E. coli* est détectée dans un système d'approvisionnement en eau potable à l'échelle municipale, le propriétaire ou l'exploitant de ce système et le laboratoire analysant les échantillons doivent prévenir immédiatement les autorités compétentes. Le propriétaire ou l'exploitant du réseau devrait échantillonner à nouveau et analyser le ou les sites ayant révélé la présence d'*E. coli* et des sites adjacents. Si le nouvel échantillonnage et les analyses confirment la présence d'*E. coli* dans l'eau potable, le propriétaire ou l'exploitant du réseau doit immédiatement émettre un avis d'ébullition de l'eau² en consultation avec les autorités responsables, prendre les mesures correctives appropriées (section 3.1.4) et collaborer avec les autorités responsables à la surveillance d'éventuelles éclosions de maladies d'origine hydrique. De plus, lorsqu'une contamination par *E. coli* est décelée lors du premier échantillonnage – par exemple, des résultats positifs pour *E. coli* proviennent d'un seul site ou de plus d'un endroit du réseau de distribution – le propriétaire ou l'exploitant du réseau ou l'autorité responsable peut décider d'aviser immédiatement les consommateurs de faire bouillir leur eau potable ou d'utiliser un autre approvisionnement réputé sûr et de prendre des mesures correctives sans attendre les résultats de confirmation. Un arbre décisionnel est fourni à l'annexe A pour aider les propriétaires et les exploitants de système.

3.1.4 Mesures correctives

Si la présence d'*E. coli* dans l'eau potable est confirmée, le propriétaire ou l'exploitant du réseau d'adduction et de distribution doit prendre les mesures correctives qui s'imposent, notamment :

- vérifier l'intégrité du procédé de traitement et vérifier si son fonctionnement est optimal;
- vérifier l'intégrité du réseau de distribution;
- vérifier la présence du résidu de désinfectant requis dans tout le réseau de distribution;
- augmenter la dose de désinfectant, purger les conduites maîtresses d'eau, nettoyer les réservoirs de stockage d'eau traitée (réservoirs municipaux et citernes domestiques) et vérifier s'il y a des raccordements croisés et des fuites de pression. L'autorité responsable doit être consultée au sujet de la procédure à suivre pour déchlorer l'eau rejetée dans des eaux poissonneuses;
- effectuer des échantillonnages aux sites ayant donné des résultats positifs pour *E. coli* et à des endroits adjacents, et analyser les échantillons. Il convient d'analyser au moins un échantillon prélevé en amont et un autre en aval des sites où l'on a prélevé les échantillons à l'origine, ainsi qu'un échantillon de l'eau traitée provenant de la station de traitement, prélevé au point où cette eau pénètre dans le réseau de distribution. D'autres échantillons de suivi doivent être prélevés et analysés selon un plan d'échantillonnage approprié pour le réseau de distribution. Les analyses effectuées doivent englober la détection d'*E. coli* et de coliformes totaux (comme indicateur général de la qualité microbiologique et d'un traitement inadéquat) et des paramètres de surveillance opérationnelle tels que la turbidité et un résidu de désinfectant. Il

² Pour les besoins du présent document, on entend par « avis d'ébullition de l'eau » tout communiqué public émis par l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné avisant la population de faire bouillir l'eau, soit par mesure de précaution, soit par suite d'une éclosion de maladie. Le terme utilisé peut varier selon le secteur 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.

est également possible d'effectuer des analyses pour déceler la présence d'entérocoques comme indicateur supplémentaire de vérification de contamination fécale;

- effectuer des recherches pour déterminer le problème et éviter qu'il se répète, et mesurer entre autres la qualité de l'eau brute (p. ex. caractéristiques bactériologiques, turbidité, couleur, matières organiques naturelles (MON) et conductivité) et sa variabilité;
- continuer d'effectuer des échantillonnages à tous les endroits recensés pendant l'enquête et d'analyser les échantillons (p. ex. caractéristiques bactériologiques, résidu de désinfectant, turbidité) pour confirmer l'ampleur du problème et vérifier si les mesures correctives portent fruit.

3.1.5 Annulation d'un avis d'ébullition de l'eau

Une fois que les mesures correctives appropriées ont été prises et seulement après qu'au moins deux séries consécutives d'échantillons bactériologiques, prélevés à 24 heures d'intervalle, ont donné des résultats négatifs, un avis d'ébullition de l'eau lié à *E. coli* peut être annulé. Des échantillons supplémentaires présentant des résultats négatifs peuvent être exigés par l'autorité responsable en matière d'eau potable. Pour de plus amples renseignements sur les avis d'ébullition de l'eau, veuillez consulter le document de Santé Canada intitulé *Conseils concernant l'émission et l'annulation des avis d'ébullition de l'eau dans les approvisionnements d'eau potable au Canada*. À long terme, seuls un historique des données de surveillance bactériologique et opérationnelle ainsi que la validation de la conception du réseau, de son fonctionnement et de son entretien peuvent être utilisés pour confirmer la qualité de l'approvisionnement d'eau potable.

3.2 Systèmes d'approvisionnement en eau potable à l'échelle résidentielle

3.2.1 Surveillance d'*E. coli* dans l'eau provenant d'approvisionnements désinfectés et non désinfectés

La fréquence des analyses des systèmes d'approvisionnement à l'échelle résidentielle est déterminée par l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné, laquelle devrait inclure les périodes où le risque de contamination de la source d'approvisionnement en eau potable est le plus élevé, par exemple, au début du printemps après le dégel, après une longue période de sécheresse ou après de fortes précipitations. Les propriétaires de puits privés devraient régulièrement vérifier (au moins deux fois par année) s'il y a présence d'*E. coli* dans leur puits, idéalement pendant ces mêmes périodes à risque. Les puits neufs ou réhabilités devraient également être testés avant leur première utilisation, pour confirmer leur sécurité microbiologique. L'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné doit être consultée au sujet de ses exigences particulières en matière de construction et d'entretien des puits.

3.2.2 Avis

Les systèmes à l'échelle résidentielle qui desservent le public peuvent être assujettis à des exigences réglementaires ou législatives et devraient faire l'objet de toute mesure précisée par l'autorité responsable en matière d'eau potable. Si la présence d'*E. coli* est détectée dans un système d'approvisionnement en eau potable à l'échelle résidentielle desservant le public, le propriétaire ou l'exploitant du système et le laboratoire analysant les échantillons doivent prévenir immédiatement les autorités responsables. Le propriétaire ou l'exploitant du système doit à nouveau procéder à un échantillonnage et à une analyse de l'eau potable pour confirmer la présence d'*E. coli*. L'autorité responsable doit conseiller au propriétaire ou à l'exploitant de faire

bouillir l'eau potable ou d'utiliser entre-temps un autre approvisionnement réputé sûr. Les propriétaires doivent également être avisés de suivre ces mêmes instructions si la présence d'*E. coli* est décelée dans leur puits privé. Si le nouvel échantillonnage confirme que la source est contaminée par *E. coli*, le propriétaire ou l'exploitant du système doit immédiatement prendre les mesures correctives appropriées (voir la section 3.2.3) et collaborer avec les autorités responsables de la surveillance pour repérer d'éventuelles éclosions de maladies d'origine hydrique. Certains secteurs de compétence recommanderont, à titre de précaution, qu'on prenne immédiatement des mesures correctives sans attendre les résultats de confirmation. Un arbre décisionnel est fourni à l'annexe B pour aider les propriétaires et les exploitants de système.

3.2.3 Mesures correctives pour les approvisionnements désinfectés

La première étape, si elle n'a pas encore été entreprise, consiste à évaluer l'état du système d'approvisionnement en eau potable, y compris, s'il y a lieu, l'entrée d'eau, le puits, la tête de puits, la pompe, le système de traitement (y compris l'équipement d'alimentation en produits chimiques), la plomberie et la zone avoisinante.

Il convient de corriger toute défaillance repérée. Si l'état physique des composantes est acceptable, une partie ou l'ensemble des mesures correctives suivantes peuvent s'imposer :

- dans un système chloré, vérifier qu'il reste un résidu de désinfectant dans tout le système;
- augmenter la dose de désinfectant, purger à fond le système et nettoyer les réservoirs de stockage d'eau traitée et les citernes domestiques. L'autorité responsable doit être consultée au sujet de la procédure à suivre pour déchlorer l'eau rejetée dans des eaux poissonneuses;
- pour les systèmes où la technologie de désinfection ne laisse pas de résidu de désinfectant, comme les UV, il peut être nécessaire de procéder à un traitement-choc au chlore dans le puits et la plomberie;
- s'assurer que le système de désinfection fonctionne correctement et qu'il est entretenu conformément aux directives du fabricant.

Une fois que les mesures correctives nécessaires ont été prises, il convient de prélever de nouveaux échantillons pour y détecter toute présence éventuelle d'*E. coli* et pour confirmer que le problème a été corrigé. Si le problème persiste, il faudrait envisager un traitement supplémentaire ou utiliser une nouvelle source d'approvisionnement en eau potable. Entre-temps, il convient de maintenir toutes les mesures de précaution prises au départ, par exemple, continuer de faire bouillir l'eau potable ou utiliser un autre approvisionnement d'eau réputé sûr.

3.2.4 Mesures correctives pour les puits non désinfectés

Si ce n'est pas encore fait, il convient d'abord d'évaluer l'état du puits, de la tête de puits, de la pompe, de la plomberie et de la zone avoisinante, puis de corriger toute défaillance repérée. Si l'état physique des composantes est acceptable, il convient de prendre les mesures correctives qui suivent :

- appliquer un traitement-choc au chlore au puits et au réseau de plomberie;
- purger le système à fond et procéder à une autre analyse pour confirmer l'absence d'*E. coli*. Des analyses de confirmation devraient être retardées jusqu'à 48 heures après l'obtention de résultats négatifs pour la présence de résidu de chlore ou jusqu'à ce que 5 jours se soient écoulés depuis le traitement du puits. Pour les systèmes à l'échelle résidentielle desservant le public, l'autorité responsable en matière d'eau potable peut déterminer une pratique acceptable. L'autorité responsable doit également être consultée au sujet de la procédure à suivre pour déchlorer l'eau qui peut être rejetée dans les eaux poissonneuses.

Si l'eau demeure contaminée après le traitement-choc au chlore, il importe de pousser les recherches pour déterminer les facteurs qui contribueraient à la contamination. Si ces facteurs ne peuvent être relevés ou corrigés, il faut envisager d'installer un dispositif de désinfection approprié, de reconstruire le puits ou de le remplacer. Il convient de faire bouillir l'eau potable avant sa consommation ou de continuer d'utiliser entre-temps un autre approvisionnement d'eau réputé sûr.

3.2.5 Annulation d'un avis d'ébullition de l'eau

L'avis d'ébullition de l'eau peut être annulé une fois que les mesures correctives appropriées ont été prises, et après qu'au moins deux séries consécutives d'échantillons prélevés à 24 heures d'intervalle ont donné des résultats négatifs pour la présence d'*E. coli*. Pour de plus amples renseignements sur les avis d'ébullition de l'eau, veuillez consulter le document de Santé Canada intitulé *Conseils concernant l'émission et l'annulation des avis d'ébullition de l'eau dans les approvisionnements d'eau potable au Canada*. Il convient de procéder à d'autres analyses trois à quatre mois plus tard pour vérifier que la contamination n'est pas réapparue. À long terme, seuls un historique des données de surveillance bactériologique et opérationnelle combiné à des inspections physiques régulières du réseau et à une évaluation de l'approvisionnement d'eau potable peuvent être utilisés pour confirmer la qualité de l'approvisionnement d'eau potable.

Partie II. Science et considérations techniques

4.0 Importance d'*E. coli* dans l'eau potable

4.1 Description

Escherichia coli fait partie du groupe des bactéries coliformes, lequel fait partie de la famille des entérobactéries. Il s'agit d'une bactérie anaérobie facultative, à Gram négatif, non sporulée, en forme de bâtonnet. La grande majorité des isolats d'*E. coli* d'origine hydrique se sont révélés capables de produire l'enzyme β -D-glucuronidase (Martins et coll., 1993; Fricker et coll., 2008, 2010), et c'est cette caractéristique qui facilite leur détection et identification. De plus amples renseignements sur les microorganismes du groupe des coliformes se trouvent dans le document technique sur les coliformes totaux (Santé Canada, 2018f).

La complexité de l'espèce *E. coli* est mieux comprise grâce à l'utilisation de méthodes avancées de caractérisation moléculaire et à l'accumulation de données sur la séquence du génome entier (Lukjancenko et coll., 2010; Chaudhuri et Henderson, 2012; Gordon, 2013). À l'heure actuelle, il est reconnu que les souches d'*E. coli* peuvent être classées dans l'un des nombreux groupes phylogénétiques (A, B1, B2, C, D, E et F) en fonction des différences dans leur génotype. Les souches des différents groupes présentent une certaine variation au niveau de leurs propriétés physiques et biologiques (p. ex. capacité d'utiliser différents éléments nutritifs), des habitats fécaux et environnementaux dans lesquels elles sont décelées et leur prédisposition à causer des maladies (Clermont et coll., 2000; Walk et coll., 2007; Tenaillon et coll., 2010; Chaudhuri et Henderson, 2012; Gordon, 2013; Jang et coll., 2017). D'autres recherches sont nécessaires pour mieux comprendre les répercussions pratiques de ces différences sur la microbiologie de l'eau potable et les conséquences pour la santé humaine (Van Elsas et coll., 2011; Gordon, 2013).

4.2 Sources

E. coli se trouve naturellement dans les intestins des êtres humains et des animaux à sang chaud et représente environ 1 % de la biomasse totale du gros intestin (Leclerc et coll., 2001). Dans les matières fécales humaines, *E. coli* est présente à une concentration se situant entre 10^7 et 10^9 cellules par gramme (Edberg et coll., 2000; Leclerc et coll., 2001; Tenaillon et coll., 2010; Ervin et coll., 2013). Leur nombre dans les matières fécales d'animaux domestiques peut varier considérablement, mais il se situe généralement entre 10^4 et 10^9 cellules par gramme (Lefebvre et coll., 2006; Duriez et Topp, 2007; Diarra et coll., 2007; Tenaillon et coll., 2010; Ervin et coll., 2013). Bien que les bactéries *E. coli* fassent partie de la flore intestinale naturelle, certaines souches peuvent causer des maladies gastro-intestinales qui peuvent aussi entraîner des complications plus graves (p. ex. colite hémorragique, syndrome hémolytique urémique, insuffisance rénale). Certaines souches d'*E. coli* peuvent également causer des infections urinaires. Les concentrations de bactéries *E. coli* non pathogènes dans les matières fécales humaines et animales dépassent celles des souches pathogènes (Bach et coll., 2002; Omisakin et coll., 2003; Fegan et coll., 2004; Degnan, 2006). Ainsi, lors d'une contamination fécale, le nombre de bactéries *E. coli* non pathogènes dépasse celui des souches pathogènes, et ce, même pendant des éclosions (Degnan, 2006; Soller et coll., 2010).

Les sources de contamination fécale qui peuvent avoir des répercussions sur des approvisionnements de sources d'eau de surface ou d'eau souterraine comprennent les sources ponctuelles (p. ex. eaux usées et effluents industriels, fosses septiques et égouts sanitaires qui fuient) et les sources diffuses ou non ponctuelles (p. ex. ruissellement provenant des zones

agricoles, urbaines et naturelles) (Gerba et Smith, 2005; Hynds et coll., 2012, 2014; Wallender et coll., 2014; Lalancette et coll., 2014; Staley et coll., 2016).

4.3 Survie

Le temps de survie d'*E. coli* dans l'environnement dépend de nombreux facteurs, dont la température, l'exposition au soleil, la présence et les types d'autres microflores, la disponibilité d'éléments nutritifs ainsi que le type d'eau en cause (p. ex. eau souterraine, eau de surface ou eau traitée de réseaux de distribution) (Foppen et Schijven, 2006; Van Elsas et coll., 2011; Blaustein et coll., 2013). Par conséquent, il n'est pas facile de prédire le devenir des populations d'*E. coli* dans des milieux naturels complexes (Van Elsas et coll., 2011, Blaustein et coll., 2013; Franz et coll., 2014). En général, *E. coli* survit pendant moins de 1 à 10 semaines dans une eau de surface naturelle à une température de 14 à 20 °C (Grabow, 1975; Filip et coll., 1986; Flint, 1987; Lim et Flint, 1989; Bogosian, 1996; Sampson et coll., 2006). Des études ont démontré qu'*E. coli* peut survivre dans une eau souterraine pendant 3 à 14 semaines à 10 °C (Keswick et coll., 1982; Filip et coll., 1986).

Des chercheurs qui étudient la survie d'*E. coli* dans l'eau ont observé des taux de survie comparables pour les souches non pathogènes d'*E. coli* et la souche d'*E. coli* O157:H7 (une des souches pathogènes les plus reconnues) dans une eau de surface et une eau souterraine (Rice et coll., 1992; Wang et Doyle, 1998; Rice et Johnson, 2000; Ogden et coll., 2001; McGee et coll., 2002; Artz et Killham, 2002; Easton et coll., 2005; Avery et coll., 2008).

Sous le stress du milieu hydrique, *E. coli* peut entrer dans un état viable, mais non cultivable (VMNC) où elle ne se développe pas dans des milieux de culture en laboratoire, mais elle est par ailleurs vivante et dotée d'une capacité de résurrection lorsque les conditions deviennent favorables (Bjergbæk et Roslev, 2005). L'état VMNC est une stratégie de survie primaire des bactéries qui a été observée chez de nombreuses espèces (Lee et coll., 2007; van der Kooij et van der Wielen, 2014). Une meilleure compréhension de l'état VMNC des bactéries pouvant être présentes dans l'eau potable est nécessaire (van der Kooij et van der Wielen, 2014).

4.3.1 *E. coli* adaptée à l'environnement

La communauté scientifique reconnaît maintenant qu'*E. coli* peut survivre à long terme et croître dans des habitats situés à l'extérieur du tractus intestinal inférieur des humains et des animaux à condition que certains facteurs (p. ex. température, disponibilité d'éléments nutritifs et d'eau, pH et rayonnement solaire) se situent dans leurs limites de tolérance (Ishii et coll., 2010; Byappanahalli et coll., 2012b; Tymensen et coll., 2015; Jang et coll., 2017). Il est également devenu évident que certaines souches d'*E. coli* peuvent s'adapter pour vivre indépendamment des matières fécales et devenir des membres naturalisés de la communauté microbienne dans des habitats environnementaux (Ishii et Sadowsky, 2008; Ishii et coll., 2010; Byappanahalli et coll., 2012b). Des génotypes d'*E. coli* distincts de ceux que l'on trouve dans les matières fécales humaines ou animales ont été découverts dans des sables, des sols, des sédiments, de la végétation aquatique, des déchets septiques et des eaux usées brutes (Gordon et coll., 2002; Byappanahalli et coll., 2006; Ksoll et coll., 2007; Ishii et Sadowsky, 2008; Ishii et coll., 2010; Badgley et coll., 2011; Zhi et coll., 2016). Au fil du temps, la recherche a démontré que des habitats environnementaux peuvent servir de sources potentielles pour la plupart des groupes de bactéries qui ont été utilisés pour détecter une contamination fécale de l'eau potable, notamment les coliformes totaux, les coliformes thermotolérants, *E. coli* et les entérocoques (Edberg et coll., 2000; Whitman et coll., 2003; Byappanahalli et coll., 2012a). Bien que ces résultats modifient la perception selon laquelle *E. coli* est exclusivement associée aux déchets fécaux, il est admis

qu'*E. coli* est principalement d'origine fécale et qu'elle demeure un indicateur valable de contamination fécale dans l'eau potable (voir la section 4.5). D'autres recherches sont nécessaires pour améliorer notre compréhension du comportement d'*E. coli* dans l'environnement.

4.4 Rôle d'*E. coli* comme indicateur de qualité de l'eau potable

Parmi les contaminants pouvant être présents dans l'eau potable, ce sont les microorganismes pathogènes provenant des matières fécales humaines et animales qui posent le plus grave danger pour la santé publique. Même si les techniques modernes de microbiologie permettent désormais la détection des bactéries, des virus et des protozoaires pathogènes, il n'est pas pratique de tenter d'isoler systématiquement ces microbes de l'eau potable (Payment et Pintar, 2006; Allen et coll., 2015). Pour cette raison, des organismes indicateurs sont utilisés pour évaluer la salubrité microbiologique de l'eau potable. Ces indicateurs sont moins difficiles, moins coûteux et moins longs à surveiller. Cela favorise l'analyse d'un plus grand nombre d'échantillons, ce qui donne une meilleure image globale de la qualité de l'eau et, par conséquent, une meilleure protection de la santé publique. Différents organismes indicateurs peuvent être utilisés à des fins précises dans la gestion des risques liés à l'eau potable, dans des domaines tels que l'évaluation des sources d'approvisionnement en eau, la surveillance opérationnelle, la validation des processus de traitement de l'eau potable et la vérification de la qualité de l'eau potable (OMS, 2005).

À l'échelle mondiale, *E. coli* est l'indicateur de contamination fécale le plus largement utilisé dans les approvisionnements d'eau potable (Edberg et coll., 2000; Payment et coll., 2003). *E. coli* est principalement associée aux matières fécales humaines et animales et elle ne se multiplie habituellement pas dans l'eau potable (Edberg et coll., 2000; Payment et coll., 2003; Standridge et coll., 2008; Lin et Ganesh, 2013). La bactérie *E. coli* est excrétée en grand nombre dans les matières fécales et elle peut être détectée dans l'eau rapidement, facilement et à peu de frais. Ces caractéristiques précises rendent *E. coli* très utile pour détecter une contamination fécale même lorsque la contamination est fortement diluée.

La bactérie *E. coli* sert principalement d'indicateur de contamination fécale pendant la surveillance pour vérifier la qualité microbiologique de l'eau potable. La vérification de la qualité de l'eau potable est un aspect fondamental d'une approche de la source au robinet ou d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau applicable aux systèmes d'approvisionnement en eau potable et qui comprend un volet de surveillance pour confirmer que le système dans son ensemble fonctionne comme prévu (OMS, 2005). *E. coli* peut également être utilisée comme paramètre dans les évaluations des systèmes d'approvisionnement en eau et pendant les recherches sur les systèmes d'approvisionnement en eau potable en réponse à des mesures correctives ou une surveillance.

E. coli n'est pas un microorganisme de substitution pour des agents pathogènes dans l'eau (Santé Canada, 2018d, 2018e). De nombreuses études ont démontré que la présence d'*E. coli* ne prédit pas de façon fiable la présence d'agents pathogènes entériques ou non entériques précis d'origine hydrique (Wu et coll., 2011; Payment et Locas, 2011; Edge et coll., 2013; Hynds et coll., 2014; Lalancette et coll., 2014; Ashbolt, 2015; Falkinham et coll., 2015; Krkosek et coll., 2016; Fout et coll., 2017). La présence d'*E. coli* dans l'eau indique que celle-ci est contaminée par des matières fécales et qu'elle présente un fort potentiel de risque pour la santé, que des agents pathogènes précis soient observés ou non.

4.4.1 Rôle dans les sources d'eau souterraine

La présence d'*E. coli* dans un puits d'eau souterraine indique que le puits a été touché par une contamination fécale et que des mesures correctrices doivent être prises. Des études sur la qualité de l'eau souterraine des puits municipaux canadiens ont démontré l'importance des données historiques sur la présence d'*E. coli* dans l'eau souterraine brute lorsqu'il s'agit d'évaluer la sensibilité potentielle d'un puits à la contamination fécale (Payment et Locas, 2005; Locas et coll., 2007, 2008). La détection récurrente d'*E. coli* dans une source d'eau souterraine indique une dégradation de la qualité de la source d'approvisionnement en eau et une présence plus probable d'agents pathogènes (Payment et Locas, 2005, 2011; Locas et coll., 2007, 2008; Fout et coll., 2017).

Des recherches sur des éclosions de maladies d'origine hydrique causées par de petites réserves d'eau potable ont également démontré l'utilité de la surveillance d'*E. coli* pour vérifier la contamination fécale et le traitement inadéquat d'une source d'eau souterraine (Laursen et coll., 1994; Fogarty et coll., 1995; Engberg et coll., 1998; Novello, 2000; Olsen et coll., 2002; O'Connor, 2002a; investigation gouvernementale sur l'eau potable à Havelock North, 2017; Kauppinen et coll., 2017).

L'eau souterraine provenant de puits privés est généralement perçue comme étant propre à la consommation par les consommateurs (Hynds et coll., 2013; Murphy et coll., 2017); toutefois, ce n'est pas toujours juste. Des études ont démontré que les puits privés peuvent donner des résultats positifs pour *E. coli* plus fréquemment que les systèmes à l'échelle municipale et les systèmes à l'échelle résidentielle qui fournissent de l'eau potable au public (Krolik et coll., 2013; Invik et coll., 2017; Saby et coll., 2017). De plus, des chercheurs ont estimé que la consommation d'eau provenant de puits privés contaminés et non réglementés pourrait être en grande partie responsable du fardeau total des maladies gastro-intestinales aiguës associées aux sources d'approvisionnement en eau potable (DeFelice et coll., 2016; Murphy et coll., 2016b).

L'information ci-dessus souligne l'importance d'analyser régulièrement tant l'eau souterraine non traitée que l'eau souterraine traitée pour améliorer la capacité d'un programme de surveillance à détecter des puits touchés par une contamination fécale.

4.4.2 Rôle dans les sources d'eau de surface

Bien que les relations semblent être propres au site, la surveillance de la présence d'*E. coli* dans l'eau brute peut fournir des données sur les répercussions causées par les sources de pollution fécale qui contamine la source d'approvisionnement en eau potable et le moment où elles se produisent. De même, elle peut fournir de l'information sur les effets des mesures de protection des sources d'approvisionnement en eau ou de contrôle des dangers mises en œuvre dans le bassin versant. Les données sur *E. coli* dans les sources d'approvisionnement en eau peuvent également servir à fournir des renseignements supplémentaires pour évaluer les risques microbiologiques et les exigences de traitement des sources d'eau de surface (U.S. EPA, 2006b; Hamouda et coll., 2016).

Des corrélations entre des organismes indicateurs et des agents pathogènes peuvent parfois être observées dans des eaux fortement polluées, mais elles se détériorent rapidement en raison de la dilution et des différences dans le devenir et le transport des différents microorganismes dans différents milieux aquatiques (Payment et Locas, 2011). Lalancette et coll. (2014) ont constaté qu'*E. coli* était un bon indicateur potentiel de concentrations de *Cryptosporidium* dans des prises d'eau potable lorsque les sources d'approvisionnement en eau sont touchées par des eaux usées municipales récentes et proches, mais pas dans les prises d'eau où les sources étaient dominées par des sources de pollution fécale agricole ou rurale ou par des sources plus éloignées. Des

possibilités accrues de détection des agents pathogènes entériques (*Campylobacter*, *Cryptosporidium*, *Salmonella* et *E. coli* O157:H7) dans des échantillons d'eau de surface ont été mises en évidence dans certaines études où la densité d'*E. coli* dépassait 100 UFC par 100 mL (Van Dyke et coll., 2012, Banihashemi et coll., 2015; Stea et coll., 2015).

4.4.3 Rôle dans la surveillance du traitement

La détection d'*E. coli* dans l'eau immédiatement après le traitement ou à la sortie de la station de traitement dénote un traitement inadéquat et est inacceptable. Cretikos et coll. (2010) ont examiné les facteurs associés à la détection d'*E. coli* dans les systèmes publics d'approvisionnement en eau potable en Nouvelle-Galles-du-Sud, en Australie. Les réseaux non désinfectés et les petits systèmes d'approvisionnement en eau desservant moins de 500 personnes étaient les plus fortement associés à la détection d'*E. coli*. Des détections d'*E. coli* ont également été associées de façon importante à des réseaux désinfectés uniquement aux UV ou à une turbidité post-traitement plus élevée.

Des éclosions dans l'eau potable ont été associées à des approvisionnements municipaux où des paramètres de qualité de l'eau (y compris *E. coli*) étaient inférieurs aux limites acceptables reconnues à l'époque (Hayes et coll., 1989; Maguire et coll., 1995; Goldstein et coll., 1996; Jack et coll., 2013). Les taux d'élimination d'*E. coli* sont différents par des processus physiques, et la bactérie est plus sensible aux désinfectants de l'eau potable que les virus entériques et les protozoaires. Bien que l'analyse de détection d'*E. coli* soit utile pour évaluer l'efficacité du traitement, elle n'est pas suffisante comme paramètre permettant d'isoler d'autres facteurs pour évaluer les répercussions sur ces agents pathogènes (Payment et coll., 2003). *E. coli* peut être employée dans le cadre du processus de vérification de la qualité de l'eau conjointement avec l'information sur le rendement du traitement pour établir que l'eau a été traitée adéquatement et qu'elle est donc d'une qualité microbiologique acceptable (Payment et coll., 2003; Stanfield et coll., 2003). Toutefois, dans le cadre d'une approche de la source au robinet ou d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour les systèmes d'approvisionnement en eau potable, la validation des procédés de traitement et de désinfection est également importante pour démontrer que le système peut fonctionner selon les besoins et atteindre les niveaux requis de réduction des dangers (OMS, 2005).

4.4.4 Rôle dans la surveillance du réseau de distribution

Des microorganismes peuvent pénétrer dans le réseau de distribution en résistant aux procédés de traitement et en traversant les barrières de désinfection durant un traitement inadéquat, ou encore, par suite d'une contamination post-traitement causée par des intrusions, des raccordements croisés ou pendant des travaux de construction ou de réparation.

La présence d'*E. coli* dans un échantillon du réseau de distribution peut indiquer que le traitement de la source d'approvisionnement en eau était inadéquat, ou que l'eau traitée a été contaminée par des matières fécales pendant la distribution. Des contaminations post-traitement causées, par exemple, par des raccordements croisés, des siphonnements à rebours, des occurrences de pression transitoire négative ou faible, une contamination des réservoirs de stockage ou une contamination des conduites maîtresses attribuable à des réparations, se sont révélées des causes de contamination du réseau de distribution liée à la maladie (Craun, 2002; Hunter et coll., 2005).

La détection d'*E. coli* devrait être sporadique et rare dans les systèmes de traitement et les réseaux de distribution bien conçus et bien exploités. Des rapports sur la qualité de l'eau fournis par de grands services municipaux d'eau potable au Canada ont démontré que le nombre

d'échantillons du réseau de distribution qui sont positifs pour *E. coli* est généralement inférieur à 1 % par année (Santé Canada, 2018h). Les données démontrant la qualité de l'eau potable dans chaque province et territoire peuvent être obtenues auprès de l'autorité responsable en matière d'eau potable ou les services d'eau. La détection d'*E. coli* dans le réseau de distribution peut dénoter un risque accru d'exposition à des agents pathogènes entériques pour les consommateurs des régions touchées. Miles et coll. (2009) ont analysé des filtres au point d'utilisation se trouvant dans des distributeurs automatiques d'eau potable en Arizona pour évaluer la qualité microbiologique de grands volumes d'eau potable traitée et distribuée, et ils ont observé que 60 % (3 sur 5) des filtres positifs pour *E. coli* étaient également positifs pour les entérovirus.

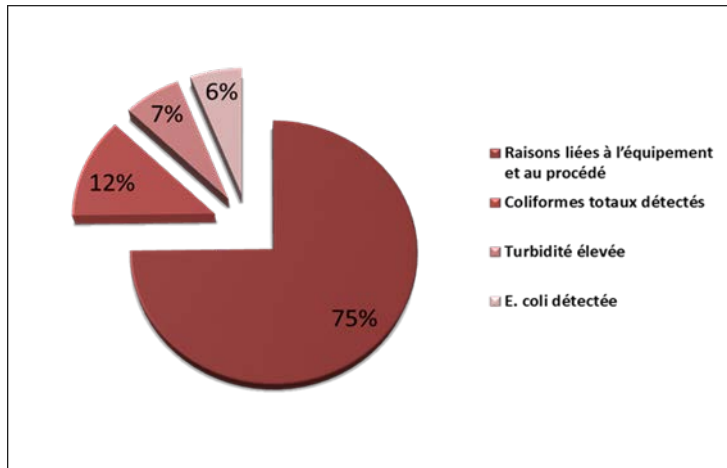
Les résultats d'études de systèmes modèles, à une échelle réduite et à une échelle réelle, ont démontré qu'*E. coli* peut s'accumuler en faibles quantités dans des biofilms de réseaux de distribution, principalement dans un état viable, mais non cultivable (Fass et coll. 1996; Williams et Braun-Howland, 2003; Juhna et coll., 2007; Lehtola et coll., 2007; Abberton et coll., 2016; Mezule et Juhna, 2016). Cependant, une fois intégrées dans la matrice des biofilms, les concentrations d'*E. coli* sont contrôlées par la communauté microbienne naturelle par des processus tels que la prédation et la compétition pour les éléments nutritifs (Fass et coll. 1996; Abberton et coll., 2016; Mezule et Juhna, 2016). Par conséquent, la détection d'*E. coli* dans un réseau de distribution d'eau est un bon indicateur d'une contamination fécale récente. La présence d'*E. coli* dans tout échantillon prélevé dans un réseau de distribution ou des installations de stockage est inacceptable et devrait donner lieu à des mesures correctives (voir la section 3.1.4).

4.4.5 *Rôle d'E. coli dans la décision d'émettre des avis d'ébullition de l'eau*

Les avis d'ébullition de l'eau sont des avis publics recommandant aux consommateurs de faire bouillir leur eau potable avant de la consommer afin d'éliminer tout microorganisme pathogène soupçonné ou confirmé dans l'eau. Ces avis s'inscrivent dans le cadre des activités de surveillance de l'eau potable et de protection de la santé publique à l'échelle du pays. Santé Canada (2015) fournit plus de renseignements sur l'émission et l'annulation des avis concernant l'eau potable.

Des données sur l'eau potable (principalement sur les avis d'ébullition de l'eau) sont recueillies par l'application sur les avis concernant la qualité de l'eau potable du Réseau canadien de renseignements sur la santé publique (RCRSP), une application Web sécurisée et en temps réel, et par les organismes de réglementation provinciaux et territoriaux. Les données provinciales, territoriales et municipales sur l'eau potable sont fournies par l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné. Bien que les données du RCRSP ne brossent pas un tableau national complet, les tendances dégagées de ces données donnent un aperçu utile de la nature des avis d'ébullition de l'eau et des défis auxquels les systèmes d'approvisionnement en eau potable sont confrontés au Canada. Un examen des dossiers d'avis d'ébullition de l'eau disponibles au Canada (9 884 dossiers d'avis d'ébullition de l'eau émis entre 1984 et la fin de 2017) a révélé que 594 (6 %) des avis d'ébullition étaient diffusés par suite de la détection d'*E. coli* dans le système d'approvisionnement en eau potable (Santé Canada, 2018g). Les autres avis d'ébullition de l'eau ont été diffusés pour d'autres raisons, les plus courantes étant liées à l'équipement et au procédé (voir la figure 1).

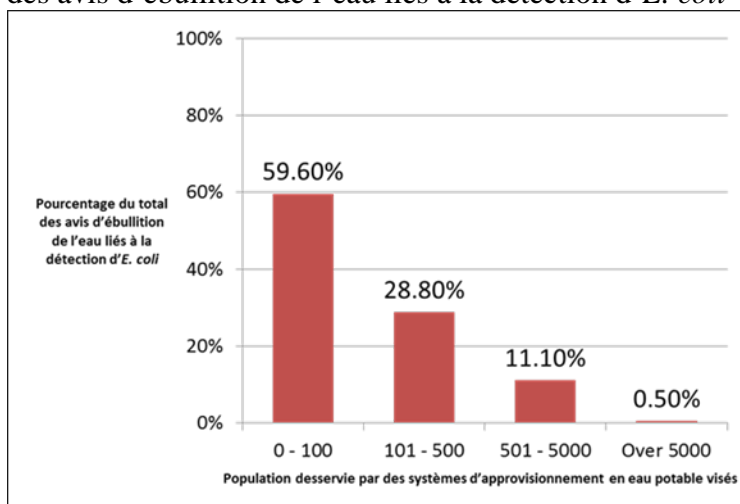
Figure 1. Proportions globales des raisons pour lesquelles des avis d'ébullition de l'eau ont été émis*



*Données de 1984 à 2017 (n = 9 884)

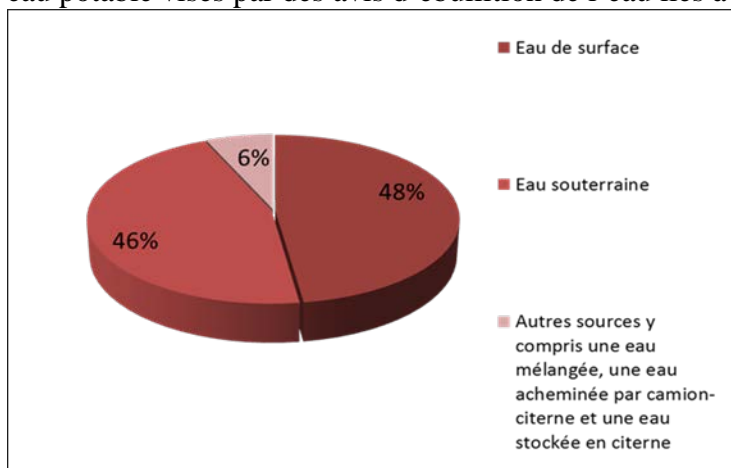
Plus de 99 % des 594 avis d'ébullition de l'eau associés à la détection d'*E. coli* ont été émis pour de petits systèmes d'approvisionnement en eau potable (voir la figure 2) et ils étaient presque également répartis entre les sources d'eau de surface et d'eau souterraine (voir la figure 3) (Santé Canada, 2018g). Plus de la moitié de ces avis ont été émis sans qu'aucun autre contexte opérationnel n'ait été consigné (voir la figure 4), ce qui peut indiquer qu'ils ont été émis uniquement en réponse à un test positif à *E. coli* pendant l'échantillonnage de routine. Dans l'ensemble, les données confirment que les petits systèmes d'approvisionnement en eau potable font face à un risque accru de contamination. Les données soulignent également l'importance de la surveillance des paramètres opérationnels combinée à des analyses régulières de détection d'*E. coli* pour confirmer la qualité de l'approvisionnement de l'eau potable.

Figure 2. Population desservie par des systèmes d'approvisionnement en eau potable visés par des avis d'ébullition de l'eau liés à la détection d'*E. coli**



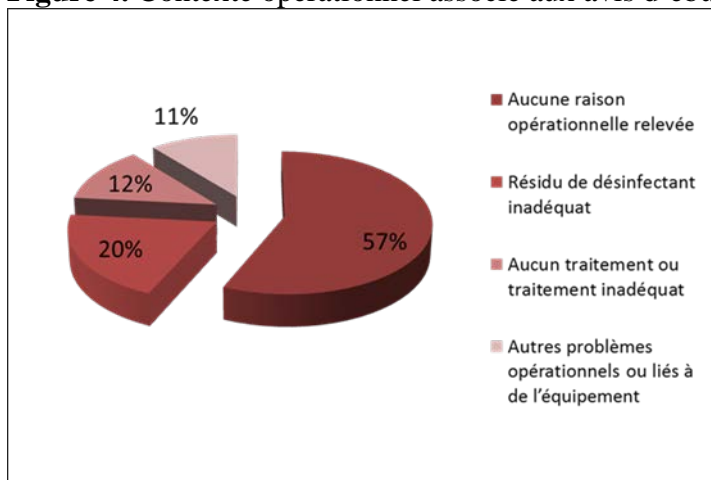
*Données de 1984 à 2017 (n = 9884)

Figure 3. Source d’approvisionnement en eau utilisée par les systèmes d’approvisionnement en eau potable visés par des avis d’ébullition de l’eau liés à la détection d’*E. coli**



*Données de 1984 à 2017 (n = 9884)

Figure 4. Contexte opérationnel associé aux avis d’ébullition de l’eau liés à la détection d’*E. coli**



*Données de 1984 à 2017 (n = 9884)

5.0 Méthodes d’analyse

Toutes les analyses de détection d’*E. coli* doivent être effectuées conformément aux directives de l’autorité responsable en matière d’eau potable. Dans de nombreux cas, cette autorité recommande ou exige le recours à des laboratoires accrédités. Dans certains cas, il peut être nécessaire d’utiliser d’autres moyens pour analyser des échantillons en temps opportun, comme des analyses sur place au moyen de trousse d’analyse commerciales réalisées par des techniciens qualifiés. Il est important d’employer des méthodes validées ou normalisées pour que les décisions de santé publique soient prises correctement et sans délai. Lorsqu’ils achètent des services de laboratoire ou choisissent des méthodes d’analyse à effectuer à l’interne, les services d’eau devraient consulter le laboratoire d’analyse ou le fabricant au sujet de la sensibilité, de la spécificité et du délai d’exécution des méthodes. Afin de garantir la fiabilité des résultats, un programme d’assurance de la qualité (AQ), comprenant des procédures de contrôle de la qualité

(CQ), devrait être en place. Les analyses effectuées à l'aide de trousse d'analyse utilisées doivent respecter les instructions du fabricant.

5.1 Méthodes fondées sur la culture

Les méthodes normalisées disponibles pour la détection d'*E. coli* dans l'eau potable sont résumées au tableau 1. Les méthodes qui ciblent *E. coli* reposent sur la présence de l'enzyme β -D-glucuronidase. Il s'agit d'une enzyme distinctive que l'on trouve dans la grande majorité des isolats d'*E. coli*. Le gène *uidA* qui code pour l'enzyme β -glucuronidase est présent dans plus de 97 % des isolats d'*E. coli* (Feng et coll., 1991; Martins et coll., 1993; Maheux et coll., 2009). Le gène peut également se trouver dans une faible proportion de souches de *Shigella* et de *Salmonella* et dans certaines souches d'autres espèces bactériennes, mais il est rarement présent dans d'autres coliformes (Feng et coll., 1991; Fricker et coll., 2008, 2010; Maheux et coll., 2008, 2017.). Bien que le sérotype d'*E. coli* O157:H7 et certaines souches de *Shigella* soient porteurs de séquences nucléotidiques du gène *uidA*, la plupart des isolats ne présentent aucune activité enzymatique (Feng et Lampel, 1994, Maheux et coll., 2011). Les méthodes de détection tirent également parti des caractéristiques biochimiques propres à *E. coli* et utilisent des additifs de milieux de croissance et des températures d'incubation pour inhiber la croissance des microorganismes de fond. Toutes les méthodes énumérées au tableau 1 sont capables de détecter les coliformes totaux et de différencier simultanément *E. coli*.

Lorsqu'une confirmation est requise, il existe de nombreuses façons d'identifier *E. coli* parmi d'autres coliformes et d'autres espèces de bactéries. Des analyses biochimiques pour différencier les membres de la famille des entérobactéries, y compris *E. coli*, ainsi que des milieux de croissance commerciaux et des trousse d'identification pour vérifier la présence d'*E. coli* sont disponibles (APHA et coll., 2017). La confirmation de la présence d'*E. coli* peut également se faire en soumettant des échantillons positifs pour les coliformes à un milieu de croissance qui révèle la présence de l'enzyme β -D-glucuronidase (APHA et coll., 2017). L'utilisation d'analyses biochimiques multiples pour la confirmation améliorera l'exactitude de l'identification (Maheux et coll., 2008).

Tableau 1. Méthodes de culture normalisées pour la détection d'*E. coli* dans l'eau potable

Organisation – Méthode	Milieu de croissance	Format des résultats	Coliformes totaux détectés (O/N)	Délai d'exécution
Filtration sur membrane				
SM 9222 J ^a U.S. EPA – S/O ^{b,c}	bouillon m-ColiBlue24®	P-A, C	O	24 h
SM 9222 K ^a U.S. EPA 1604 ^{b,c}	bouillon ou gélose MI	P-A, C	O	24 h
ISO 9308-1:2014 ^d U.S. EPA – S/O ^{b,c}	gélose CF Chromocult®	P-A, C	O	21-24 h
Substrat enzymatique				
SM 9223 B ^a ISO 9308-2: 2012 ^d ISO 9308-3: 1998 ^d U.S. EPA – S/O ^{b,c}	milieu Colilert® milieu Colilert-18® milieu Colisure®	P-A, C	O	18-24 h
U.S. EPA - S/O ^{b,c}	milieu E*Colite®	P-A	O	28-48 h

U.S. EPA - S/O ^{b,c}	bouillon ReadyCult® Coliforms 100	P-A	O	24 h
U.S. EPA - S/O ^{b,c}	milieu Modified Colitag™	P-A	O	16-22 h
U.S. EPA - S/O ^{b,c}	milieu Tecta™ EC/TC	P-A	O	18 h

^a APHA et coll. (2017), ^b U.S. EPA (2017a), ^c U.S. EPA (2017b), ^d ISO (2018).
S/O – sans objet; P-A – présence-absence; C – numération

Les résultats des méthodes d'analyse d'*E. coli* sont présentés sous forme de présence-absence (P-A) ou de numération (C) de bactéries. La méthode P-A ne fournit aucune information sur la concentration d'organismes dans l'échantillon. La quantification des organismes est parfois utilisée pour évaluer l'étendue de la contamination et, à ce titre, elle est considérée comme un avantage des méthodes plus quantitatives. Pour le processus décisionnel, l'accent est mis sur la détection positive d'*E. coli*, peu importe la quantité; comme la recommandation pour *E. coli* dans l'eau potable est de zéro par 100 mL, les résultats qualitatifs sont suffisants pour protéger la santé publique.

5.1.1 Exactitude des méthodes de détection

La sensibilité des méthodes de culture fondées sur l'expression de l'enzyme β -glucuronidase est limitée pour une identification positive d'*E. coli* (Maheux et coll., 2008; Zhang et coll., 2015). Une variabilité dans le rendement des méthodes commercialisées de détection d'*E. coli* est aussi observée au cours d'essais en laboratoire sur des isolats provenant de différents milieux (p. ex. clinique, environnement), types d'eau et endroits géographiques (Bernasconi et coll., 2006; Olstadt et coll., 2007; Maheux et coll., 2008; Maheux et coll., 2017). Les facteurs qui peuvent influencer sur la capacité des méthodes de culture à détecter *E. coli* comprennent : la variabilité naturelle du pourcentage de souches ne présentant aucune activité enzymatique β -D-glucuronidase dans la population source (Feng et Lampel, 1994; Maheux et coll., 2008); la composition des milieux (Hörman et Hänninen, 2006; Olstadt et coll., 2007; Maheux et coll., 2008, 2017; Fricker et coll., 2010); la concentration des organismes et leur état physiologique (Ciebin et coll., 1995; Maheux et coll., 2008; Zhang et coll., 2015); et les caractéristiques de qualité de l'eau (Olstadt et coll., 2007).

Des méthodes normalisées ont été validées par rapport à des méthodes de référence établies pour s'assurer que la méthode produise des résultats acceptables (APHA et coll., 2017). Néanmoins, il est nécessaire d'évaluer continuellement l'efficacité des méthodes d'analyse d'*E. coli* et d'améliorer leur sensibilité et leur spécificité. L'exactitude des méthodes futures pourrait être améliorée grâce à des techniques avancées combinant des caractéristiques biochimiques et des tests moléculaires (Maheux et coll., 2008). Parmi les autres stratégies utiles, mentionnons les efforts déployés par des organismes d'approbation pour examiner régulièrement les critères de sélection et le rendement des méthodes, ainsi que le travail continu des fabricants pour optimiser les formulations de leurs milieux de culture (Zhang et coll., 2015). Les critères à prendre en considération lors de la conception d'études pour l'évaluation des méthodes microbiologiques sont abordés dans d'autres publications (Boubetra et coll., 2011; APHA et coll., 2017; Duygu et Udoh, 2017).

5.2 Méthodes moléculaires

Étant donné les limites associées aux méthodes de culture pour détecter *E. coli* (p. ex. le temps requis pour l'analyse, le manque d'universalité du signal de l'enzyme β -D-glucuronidase, leur incapacité à détecter les organismes VMNC), les méthodes de détection à base moléculaire demeurent intéressantes (Martins et coll., 1993; Heijnen et Medema, 2009; Mendes Silva et

Domingues, 2015). Aucune méthode moléculaire de détection d'*E. coli* dans l'eau potable n'a été normalisée ni approuvée pour surveiller la conformité de l'eau potable.

Les méthodes de détection PCR (réaction en chaîne de la polymérase) sont les méthodes moléculaires les plus couramment décrites pour détecter les microorganismes dans l'eau (Maheux et coll., 2011; Gensberger et coll., 2014; Krapf et coll., 2016). Ces dernières années, le nombre de techniques disponibles a considérablement augmenté et les coûts associés à leur utilisation ont été considérablement réduits (Mendes Silva et Domingues, 2015). Cependant, le défi le plus important associé à l'analyse par PCR d'échantillons d'eau potable demeure la nécessité d'une sensibilité des méthodes à de très faibles concentrations de l'organisme cible. Des descriptions des différents types de méthodes moléculaires explorées pour la détection d'*E. coli* dans les sources d'approvisionnement d'eau sont disponibles ailleurs (Botes et coll., 2013; Mendes Silva et Domingues, 2015). À l'heure actuelle, les limites de détection signalées pour la grande majorité des méthodes décrites dans la littérature sont supérieures à la limite de sensibilité d'une bactérie *E. coli* par 100 mL requise pour l'analyse de l'eau potable (Heijnen et Medema 2009; Maheux et coll., 2011, Gensberger et coll., 2014; Mendes Silva et Domingues, 2015; Krapf et coll., 2016). Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour optimiser davantage la sensibilité des méthodes de détection moléculaire d'*E. coli* et pour vérifier l'acceptabilité de ces procédures pour une évaluation systématique de la qualité de l'eau potable. D'autres travaux sont nécessaires pour mettre au point des méthodes moléculaires normalisées qui peuvent être utilisées de façon précise, fiable, facile et abordable.

5.3 Méthodes de surveillance rapide en ligne

Le besoin d'une surveillance plus rapide et plus fréquente d'*E. coli* dans les réseaux de distribution d'eau potable a amené les chercheurs à explorer des technologies de détection en ligne de la qualité de l'eau capables de détecter en temps réel une contamination par *E. coli*. Certains des capteurs étudiés sont basés sur des mesures d'impédance électrique (Kim et coll., 2015), d'immunofluorescence (Golberg et coll., 2014) ou de paramètres de qualité de l'eau tels que la conductivité, la numération des particules, le pH, la turbidité, l'absorbance UV, le carbone organique total, seuls ou en combinaison (Miles et coll., 2011; Ikonen et coll., 2017). Le défi le plus important associé aux méthodes potentielles de détection rapide en ligne est la nécessité qu'elles confèrent une sensibilité à de très faibles concentrations d'*E. coli* (Kim et coll., 2015; Ikonen et coll., 2017). Parmi les autres obstacles, mentionnons les exigences en matière d'équipement, de formation des utilisateurs et d'interprétation des données (Golberg et coll., 2014; Ikonen et coll., 2017). Comme pour les méthodes moléculaires de détection, d'autres travaux sont nécessaires avant que les méthodes rapides puissent être utilisées à grande échelle.

6.0 Échantillonnage pour *E. coli*

6.1 Prélèvement des échantillons

Il faut prélever les échantillons suivant des procédures appropriées si l'on veut qu'ils soient représentatifs de l'eau à analyser. On trouvera dans APHA et coll. (2017) des instructions détaillées sur la façon de prélever des échantillons pour en effectuer l'analyse bactériologique. En général, les échantillons destinés aux tests microbiologiques devraient être emballés avec des sachets de glace, mais en évitant tout contact direct pour éviter que les échantillons gèlent. Il n'est pas recommandé d'emballer l'échantillon avec de la glace lâche, car elle pourrait contaminer l'échantillon. Pendant le transport, les échantillons doivent être conservés au frais, mais non

congelés, à des températures comprises entre 4 et 10 °C (Payment et coll., 2003; APHA et coll., 2017). Des appareils commerciaux sont disponibles pour vérifier que les températures de transport adéquates sont atteintes. Pendant les mois d'été et d'hiver, des mesures supplémentaires peuvent être nécessaires pour maintenir la température optimale des échantillons pendant le transport. Ces étapes peuvent comprendre l'ajout de sachets de glace supplémentaires ou une communication avec les messagers pour s'assurer que la glacière ne sera pas gardée dans des endroits où un gel ou un chauffage excessif pourrait se produire.

Pour éviter des changements imprévisibles dans le nombre de bactéries de l'échantillon, les échantillons d'*E. coli* doivent toujours être analysés le plus tôt possible après le prélèvement. Lorsqu'il existe des installations sur place ou lorsqu'un laboratoire accrédité se trouve à une distance acceptable, il est suggéré d'analyser les échantillons dans les 6 à 8 heures (Payment et coll., 2003; APHA et coll., 2017). Idéalement, pour l'analyse de détection d'*E. coli* à partir d'échantillons d'eau potable, le temps de conservation entre le prélèvement de l'échantillon et le début de son analyse ne devrait pas dépasser 30 heures (APHA et coll., 2017).

Dans les régions éloignées, des temps de conservation allant jusqu'à 48 heures pourraient être inévitables. Des chercheurs qui étudient les effets du temps de conservation des échantillons sur les concentrations de coliformes totaux entreposés à 5 °C ont signalé des baisses moyennes allant jusqu'à 14 % dans les échantillons conservés pendant 24 heures comparativement à 6 heures (McDaniels et coll., 1985; Ahammed, 2003). Dans d'autres études, l'augmentation du temps de conservation à 30 ou 48 heures n'a pas entraîné de diminution significative des concentrations d'*E. coli* ou de détection inférieure d'*E. coli* dans la majorité des échantillons analysés (Pope et coll., 2003; Bushon et coll., 2015; Maier et coll., 2015). Dans deux de ces études (Pope et coll., 2003, Maier et coll., 2015), les concentrations d'*E. coli* étaient supérieures à 10 UFC par 100 mL dans tous les échantillons, ce qui rend difficile l'évaluation des effets du temps de conservation sur les échantillons ayant des concentrations plus faibles. Des études de McDaniels et coll. (1985) et de Ferguson (1994) ont indiqué que les temps de conservation peuvent être plus critiques pour les coliformes totaux et les coliformes thermotolérants lorsque les concentrations sont faibles.

Les conséquences d'une prolongation du temps de conservation devraient être discutées avec l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné. Plus précisément, il est important de tenir compte de la probabilité et de l'incidence de la déclaration d'un résultat faussement négatif à la suite d'une baisse du nombre d'indicateurs bactériens pendant un stockage prolongé. Cela devrait être évalué par rapport à l'incidence des échantillons rejetés ou non soumis si un service d'eau n'est pas en mesure de les faire livrer au laboratoire à l'intérieur des temps de conservation requis (Maier et coll., 2015).

Lorsqu'on prévoit de longs temps de conservation, des essais sur place avec des méthodes d'essai commercialisées (voir le tableau 1), combinés à une formation appropriée et à des procédures de contrôle de la qualité, offrent une option analytique fiable et normalisée pour la vérification et la surveillance de la conformité. Les services d'eau devraient d'abord consulter l'autorité responsable de l'eau potable au sujet de l'acceptabilité de cette pratique et de toute autre exigence qui pourrait s'appliquer. L'utilisation d'une procédure d'incubation retardée est une autre option pour les services d'eau qui ont de la difficulté à expédier des échantillons dans les délais recommandés. Une procédure d'incubation retardée pour les coliformes totaux a été décrite et des méthodes de vérification peuvent être utilisées pour confirmer la présence d'*E. coli* dans des échantillons positifs (APHA et coll., 2017).

Les échantillons doivent être étiquetés conformément aux exigences spécifiées par l'autorité responsable de l'eau potable et le laboratoire d'analyse. Dans la plupart des cas, une

grande partie de l'information et le numéro d'identification de la bouteille de prélèvement sont consignés sur les formulaires accompagnant les soumissions ainsi que sur la documentation relative à la chaîne de possession dans les cas où les échantillons sont prélevés à des fins judiciaires. Lorsque l'analyse est retardée, il est particulièrement important de noter la durée et la température de stockage de l'échantillon, car il faut en tenir compte dans l'interprétation des résultats. Les services d'eau peuvent souhaiter consulter le laboratoire d'analyse pour connaître les exigences particulières concernant la soumission des échantillons.

Pour obtenir une estimation fiable du nombre d'*E. coli* dans une eau potable traitée, il faut analyser un volume d'au moins 100 mL d'eau. De plus petits volumes ou dilutions peuvent être plus appropriés pour analyser des échantillons provenant d'eaux riches en particules ou lorsque l'on peut s'attendre à un nombre élevé de bactéries. L'analyse de volumes d'eau potable plus importants peut accroître à la fois la sensibilité et la fiabilité des analyses. L'analyse d'échantillons de grand volume (20 L) à l'aide d'un filtre à capsule a été utile pour améliorer la détection des coliformes totaux (*E. coli* n'a pas été détectée) dans des échantillons du réseau de distribution au cours d'essais sur le terrain dans trois services d'eau potable (Hargy et coll., 2010). D'autres recherches dans le domaine de l'analyse d'échantillons de grands volumes sont nécessaires pour évaluer la valeur ajoutée des résultats et, le cas échéant, pour optimiser les méthodologies d'utilisation courante par les services d'eau. D'autres travaux statistiques et sur le terrain sont nécessaires pour examiner simultanément les paramètres du volume d'échantillons, de la fréquence de surveillance, de la méthode de détection, des résultats positifs et négatifs faux et vrais, et du coût.

6.2 Considérations relatives à la fréquence d'échantillonnage

Lorsqu'il s'agit de déterminer les exigences en matière de fréquence d'échantillonnage pour des systèmes à l'échelle municipale, l'application d'une formule d'échantillonnage universelle n'est pas possible en raison de différences fondamentales dans des facteurs tels que la qualité de la source d'approvisionnement d'eau, l'adéquation et la capacité de traitement, la taille et la complexité du réseau de distribution (OMS, 2004). La fréquence d'échantillonnage devrait plutôt être déterminée par l'autorité responsable de l'eau potable après avoir dûment tenu compte des conditions locales, comme les variations de la qualité de l'eau brute et les données historiques sur la qualité de l'eau traitée. Dans le cadre d'une surveillance opérationnelle et de la vérification d'un système de gestion de la qualité de l'eau potable utilisant une approche de la source au robinet ou d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, l'eau sortant d'une station de traitement et dans le réseau de distribution devrait être analysée au moins une fois par semaine pour détecter la présence d'*E. coli* et quotidiennement pour déceler un résidu de désinfectant et des signes de turbidité.

Le tableau 2 fournit un guide sur le nombre minimal d'échantillons requis pour détecter *E. coli*. Dans un réseau de distribution, le nombre d'échantillons à analyser à des fins bactériologiques devrait être augmenté en fonction de la taille de la population desservie.

Tableau 2 : Fréquence minimale d'échantillonnage recommandée pour détecter *E. coli* dans l'eau potable.

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 +	Plus de 90 (1 par 10 000 personnes)

* Il faut prélever les échantillons à intervalles réguliers pendant tout le mois. Par exemple, si quatre échantillons sont exigés par mois, il faut prélever un échantillon par semaine.

La fréquence d'échantillonnage dans les réseaux à l'échelle municipale et à l'échelle résidentielle peut varier d'un secteur de compétence à l'autre, mais elle devrait inclure les périodes où le risque de contamination de la source d'approvisionnement en eau est à son plus fort, comme pendant le dégel printanier, après de fortes pluies ou pendant des périodes de sécheresse. Des associations ont été observées entre des facteurs climatiques (périodes de grosses pluies, températures plus chaudes) et la détection d'*E. coli* dans de petits systèmes d'eau souterraine sensibles à la contamination fécale (Valeo et coll., 2016; Invik et coll., 2017). Les phénomènes météorologiques extrêmes, comme les pluies intenses, les crues soudaines, les ouragans, les sécheresses et les incendies de forêt, peuvent avoir des répercussions importantes sur la qualité de l'eau et ils devraient augmenter en fréquence et en gravité avec les changements climatiques (Thomas et coll., 2006; Nichols et coll., 2009; Wallender et coll., 2014; Khan et coll., 2015; Staben et coll., 2015). Les services d'eau touchés par de tels événements devraient envisager d'effectuer des échantillonnages supplémentaires pendant et après leur survenance.

Il faut également prélever des échantillons dans les nouveaux puits ou dans les puits réhabilités avant leur première utilisation pour confirmer que leur qualité bactériologique est acceptable. Dans les systèmes à l'échelle municipale, on peut envisager d'augmenter le prélèvement d'échantillons lorsque des changements surviennent dans l'exploitation habituelle du système de traitement d'eau.

Il faut insister sur le fait que les fréquences suggérées dans le tableau 2 ci-dessus constituent des indications générales seulement. Dans bien des réseaux, l'eau à la sortie de la station de traitement et dans le réseau de distribution sera analysée pour détecter la présence d'*E. coli* bien au-delà de ces exigences minimales. La pratique générale qui consiste à fonder les exigences d'échantillonnage sur la population desservie reconnaît que les petits systèmes d'approvisionnement en eau desservent une population à risque plus faible. Toutefois, les petits systèmes d'approvisionnement en eau présentent plus de lacunes dans leurs installations et ils sont responsables d'un plus grand nombre d'éclosions de maladies que les systèmes de plus grande taille (Schuster et coll., 2005, Wallender et coll., 2014; Murphy et coll., 2016a, 2016b). Il est important de mettre l'accent sur des inspections physiques régulières du système d'approvisionnement en eau et sur la surveillance des processus et des activités critiques pour tous les petits approvisionnements d'eau potable et particulièrement pour ceux où il peut s'avérer difficile de procéder aux analyses à la fréquence requise (Robertson et coll., 2003; OMS, 2005).

Les approvisionnements ayant un historique d'eau de grande qualité peuvent utiliser un meilleur contrôle des procédés et des inspections régulières comme moyen de réduire le nombre d'échantillons prélevés pour des analyses bactériologiques. Il se peut par ailleurs qu'il soit nécessaire de procéder à des analyses plus fréquentes aux approvisionnements où la qualité de l'eau varie.

Même si les fréquences d'échantillonnage recommandées pour la détection d'*E. coli* sont respectées, il faudrait tenir compte de certaines limitations lors de l'interprétation des résultats. Des études par simulation ont démontré qu'il est très difficile de détecter une contamination dans un réseau de distribution, sauf si celle-ci se produit dans une conduite maîtresse d'eau, dans un réservoir, à la station de traitement, ou encore si elle subsiste et met en jeu des concentrations élevées (Speight et coll., 2004; van Lieverloo et coll., 2007). On a constaté une certaine amélioration des capacités de détection lorsque des programmes d'échantillonnage étaient conçus suivant le plus faible écart-type dans le temps entre les séries d'échantillonnage (van Lieverloo et coll., 2007), par exemple si le prélèvement d'échantillons avait lieu tous les cinq jours, sans égard aux fins de semaine et aux congés. Cela souligne l'importance de la surveillance opérationnelle

des processus critiques et de l'utilisation d'indicateurs microbiologiques multiples dans la surveillance de la vérification.

La concentration résiduelle de désinfectant doit être mesurée au moment où l'on prélève les échantillons pour l'analyse bactériologique. Les recommandations sur l'échantillonnage quotidien pour la détermination de résidus de désinfectant et d'une turbidité peuvent ne pas s'appliquer aux approvisionnements alimentés par des sources d'eau souterraine où la désinfection vise seulement à accroître la marge de sécurité. De plus amples renseignements sur la surveillance de la turbidité se trouvent dans le document technique sur la turbidité (Santé Canada, 2012c). D'autres paramètres peuvent être utilisés en plus d'*E. coli* dans le cadre du processus de vérification de la qualité de l'eau. Il s'agit notamment d'indicateurs de la qualité microbiologique générale de l'eau (coliformes totaux, numération des bactéries hétérotrophes) et d'autres indicateurs de contamination fécale (entérocoques) (OMS, 2005, 2014). On peut obtenir plus de détails dans les documents correspondants de Santé Canada (Santé Canada, 2012a, 2018b, 2018f).

6.3 Emplacement des points d'échantillonnage

Dans les systèmes à l'échelle municipale, il appartient à l'autorité responsable en matière d'eau potable de choisir ou d'approuver l'emplacement des points d'échantillonnage. Les points d'échantillonnage 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 alors que, si l'on procède à un échantillonnage à différents points dans tout le réseau de distribution, on obtiendra une meilleure vue d'ensemble du système. Il est courant d'adopter une combinaison de ces deux types d'échantillonnage (Narasimhan et coll., 2004). Speight et coll. (2004) ont publié une méthodologie pour élaborer des plans d'échantillonnage personnalisés des réseaux de distribution qui intègrent des points d'échantillonnage rotatifs.

Les sites d'échantillonnage devraient comprendre le point d'entrée dans le réseau de distribution et des points des réseaux de distribution qui sont représentatifs de la qualité de l'eau fournie au consommateur. Si l'eau provient de plus d'une source, le choix des sites d'échantillonnage doit assurer un échantillonnage périodique de l'eau de chacune des différentes sources. Les plans des réseaux de distribution peuvent aider à comprendre l'écoulement de l'eau et à choisir les points d'échantillonnage appropriés. L'accent devrait être mis sur les zones présentant des problèmes potentiels ou les zones où des changements dans les conditions opérationnelles sont susceptibles de se produire. Les zones où la durée de rétention de l'eau est longue (p. ex. des culs-de-sac), les zones de dépressurisation, les réservoirs, les emplacements en aval de réservoirs de stockage, les zones les plus éloignées de la station de traitement et les zones ayant déjà connu des problèmes sont des sites d'échantillonnage possibles. La rotation entre les sites d'échantillonnage dans l'ensemble du réseau de distribution peut également améliorer la probabilité de détecter des problèmes de qualité de l'eau (OMS, 2014).

Dans les systèmes à l'échelle résidentielle qui fournissent de l'eau potable au public, on prélève en général les échantillons aux endroits recommandés par l'autorité responsable en matière d'eau potable.

7.0 Considérations relatives aux techniques de traitement et aux réseaux de distribution

Le principal objectif du traitement est de réduire le nombre d'organismes causant des maladies et les facteurs de risque connexes pour les ramener à un niveau acceptable ou sécuritaire.

Il est possible d'y parvenir grâce à un ou à plusieurs procédés de traitement qui les éliminent physiquement ou les rendent inactifs. Une approche de la source au robinet, y compris la protection des bassins versants ou des têtes de puits, l'optimisation des procédés de traitement et un réseau de distribution bien entretenu, est une approche universellement acceptée pour réduire les agents pathogènes entériques d'origine hydrique dans l'eau potable (O'Connor, 2002b; CCME, 2004; OMS, 2012). La surveillance d'*E. coli* dans le cadre de la vérification de la qualité de l'eau traitée et distribuée est un élément important de cette approche.

7.1 Traitement à l'échelle municipale

Il existe un éventail d'options permettant de traiter les sources d'approvisionnement en eau afin de fournir de l'eau potable d'excellente qualité. Le type et la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement détermineront le degré de traitement nécessaire. En général, les systèmes approvisionnés par une eau de surface ou une ESSIDES doivent au moins subir comme traitement une filtration adéquate (ou un traitement à l'aide d'une technique permettant d'obtenir une réduction logarithmique équivalente) et une désinfection. Comme la plupart des approvisionnements en eau de surface et ESSIDES sont sujets à une contamination fécale, des techniques de traitement doivent être en place pour éliminer ou inactiver au moins 3 log (99,9 %) de *Giardia* et de *Cryptosporidium*, et au moins 4 log (99,99 %) de virus entériques. Il faut évaluer les sources d'eau souterraine pour déterminer si l'approvisionnement est susceptible d'être contaminé par des virus entériques et des protozoaires. Les sources jugées sensibles aux virus devraient atteindre une élimination ou une inactivation des virus d'au moins 4 log. Un secteur de compétence peut juger acceptable qu'une source d'eau souterraine ne soit pas désinfectée si l'évaluation du système d'approvisionnement en eau potable a confirmé que le risque de présence de virus entériques est minime (Santé Canada, 2018e).

Dans les systèmes comportant un réseau de distribution, il faudrait maintenir en tout temps un résidu de désinfectant. Il est essentiel que les objectifs d'élimination et d'inactivation soient atteints avant que l'eau ne parvienne au premier consommateur dans le réseau de distribution. Des mesures adéquates de contrôle des procédés et la formation des opérateurs sont aussi nécessaires pour assurer en tout temps l'efficacité des procédés de traitement (Smeets et coll., 2009; AWWA, 2011).

Dans l'ensemble, les éléments probants montrent que les agents pathogènes bactériens entériques sont beaucoup plus sensibles à la chloration que *Giardia*, *Cryptosporidium*, et de nombreux virus entériques, et plus sensibles à l'inactivation par UV que de nombreux virus entériques (Santé Canada, 2018d, 2018e). Par conséquent, l'eau traitée de manière à suivre les recommandations relatives aux virus entériques et aux protozoaires entériques devrait être de qualité bactériologique acceptable, y compris afficher des concentrations d'*E. coli* non détectables par 100 mL d'eau à la sortie de la station de traitement.

7.1.1 Élimination physique

L'élimination physique des organismes indicateurs (*E. coli*, coliformes totaux, entérocoques) peut être réalisée à l'aide de diverses techniques, y compris une filtration avec procédé chimique, une filtration lente sur sable, une filtration à diatomées et sur membrane ou une autre technique de filtration éprouvée. Les éliminations physiques logarithmiques d'organismes indicateurs (*E. coli*, coliformes totaux, entérocoques) déclarées pour plusieurs techniques de filtration sont présentées dans le tableau 3. On s'attend à ce que les membranes pour l'osmose inverse (OI) soient aussi efficaces que l'ultrafiltration, en fonction de leur seuil de rétention moléculaire (LeChevallier et Au, 2004; Smeets et coll. 2006). Cependant, il n'existe actuellement

aucune méthode pour valider l'élimination logarithmique des unités traitées par OI (Alspach, 2018).

Tableau 3 : Taux d'élimination logarithmique déclarés d'organismes indicateurs (*E. coli*, coliformes totaux, entérocoques)

Technique ^a	Élimination logarithmique			
	Minimum	Moyenne	Médiane	Maximum
Filtrage classique	1,0	2,1	2,1	3,4
Filtrage direct	0,8	1,4	1,5	3,3
Filtrage lent sur sable	1,2	2,7	2,4	4,8
Microfiltrage	Non indiqué	Non indiqué	Non indiqué	4,3
Ultrafiltrage	Non indiqué	> 7	Non indiqué	Non indiqué

^a Adaptée de Smeets et coll., 2006

7.1.2 Désinfection

La désinfection primaire est nécessaire pour protéger la santé publique, car elle tue ou inactive les protozoaires, les bactéries et les virus nuisibles, tandis que la désinfection secondaire est utilisée pour introduire et maintenir un résidu dans le réseau de distribution. Un résidu dans la distribution aide à contrôler la revivification bactérienne et à fournir une indication de l'intégrité du système (Santé Canada, 2009). On procède habituellement à la désinfection primaire après les traitements qui éliminent les particules et la matière organique. Cette stratégie contribue à assurer l'inactivation efficace des agents pathogènes et réduit au minimum la formation de sous-produits de désinfection. Il est important de remarquer que, dans la description de la désinfection microbienne de l'eau potable, le terme « inactivation » indique que l'agent pathogène n'est pas infectieux et ne peut se reproduire dans un hôte convenable, mais qu'il peut encore être présent.

Les cinq désinfectants souvent utilisés pour le traitement de l'eau potable sont les suivants : le chlore libre, la monochloramine (chloramine), l'ozone, le dioxyde de chlore et la lumière UV. Le chlore libre est le produit chimique le plus souvent utilisé pour la désinfection primaire, parce qu'il est facile de s'en procurer, qu'il est relativement peu coûteux et qu'il fournit un résidu qui peut aussi être utilisé pour la désinfection secondaire. La chloramine est beaucoup moins réactive que le chlore libre, a une efficacité de désinfection inférieure et est généralement réservée à la désinfection secondaire. L'ozone et le dioxyde de chlore sont des désinfectants primaires efficaces contre les bactéries, les virus et les protozoaires, mais ils sont habituellement plus coûteux et plus difficiles à appliquer, en particulier pour les petits systèmes. L'ozone se dégrade rapidement après avoir été appliqué et ne peut donc pas être utilisé pour une désinfection secondaire. Le dioxyde de chlore n'est pas recommandé non plus pour la désinfection secondaire parce qu'il se dégrade relativement vite (Santé Canada, 2008a). Grâce à un processus physique, la lumière UV assure une inactivation efficace des bactéries, des protozoaires et de la plupart des virus entériques, à l'exception de l'adénovirus, qui nécessite une dose élevée pour son inactivation. Comme l'ozone et le dioxyde de chlore, la lumière UV est très efficace pour la désinfection primaire, mais il faut utiliser en complément un autre désinfectant (habituellement du chlore ou de la chloramine) pour la désinfection secondaire.

7.1.2.1 Désinfection chimique

Il est possible de prédire l'efficacité des désinfectants chimiques d'après la concentration résiduelle d'un désinfectant en particulier et les facteurs qui influent sur son efficacité, surtout la température, le pH, le temps de contact et le degré de désinfection requis (AWWA, 2011). Cette relation est communément appelée « concept CT », où CT représente le produit de « C » (concentration résiduelle d'un désinfectant, en mg/L) par « T » (temps de contact avec le désinfectant, en minutes) pour un microorganisme particulier dans des conditions définies (p. ex. la température et le pH). Pour tenir compte de la dégradation du désinfectant, on détermine habituellement la concentration résiduelle à la sortie de la chambre de contact plutôt que d'utiliser la dose appliquée ou la concentration initiale. Une valeur T_{10} qui correspond à la durée de rétention de l'eau pendant laquelle le temps de contact requis est atteint ou dépassé pour 90 % de l'eau est employée le plus souvent pour le calcul du temps de contact. On peut estimer cette valeur T_{10} en multipliant la durée de rétention hydraulique théorique (c.-à-d. le volume du réservoir divisé par le débit) par l'efficacité hydraulique de la chambre de contact. L'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA, 1991) fournit l'efficacité hydraulique pour des exemples de chambres de contact. Un essai de traçage hydraulique peut aussi être effectué pour déterminer le temps de contact réel dans les conditions d'écoulement de la station. Comme la valeur T dépend de la construction hydraulique de la station de traitement d'eau, améliorer les caractéristiques hydrauliques (c.-à-d. augmenter l'efficacité hydraulique) est plus efficace qu'accroître la dose de désinfectant pour respecter les exigences relatives à CT.

Le tableau 4 présente des valeurs CT pour une inactivation à 99 % (2 log) d'*E. coli* par le chlore, le dioxyde de chlore, la chloramine et l'ozone. On a également indiqué, pour des fins de comparaison, les valeurs CT pour *Giardia lamblia* et pour des virus. Les valeurs CT illustrent le fait que, comparativement à la plupart des protozoaires et des virus, les bactéries d'*E. coli* sont plus faciles à inactiver à l'aide des désinfectants chimiques courants. Le tableau 4 montre également que la chloramine est un désinfectant beaucoup moins puissant que le chlore libre, le dioxyde de chlore ou l'ozone, puisqu'il faut des concentrations ou des temps de contact beaucoup plus élevés pour atteindre le même taux d'inactivation. La chloramine n'est donc pas recommandée comme désinfectant primaire.

Dans un système de traitement fonctionnant correctement, les coefficients CT indiqués pour *Giardia* ou les virus entraîneront une inactivation beaucoup plus élevée que 99 % pour les bactéries. La documentation indique que les agents pathogènes bactériens entériques *Salmonella*, *Campylobacter* et *E. coli* O157:H7 sont comparables à la bactérie *E. coli* non pathogène du point de vue de leur sensibilité à la désinfection chimique (Lund, 1996; Rice et coll., 1999; Wojcicka et coll., 2007; Chauret et coll., 2008; Rasheed et coll., 2016; Jamil et coll., 2017). Les valeurs CT publiées pour ces agents pathogènes ont été limitées. Des études en laboratoire ont démontré qu'une inactivation de 2 à 4 log d'*E. coli* O157:H7 peut être obtenue avec des valeurs CT inférieures à 0,3 mg min/L pour le chlore libre et supérieures à 30 mg min/L pour la monochloramine (Chauret et coll., 2008; Wojcicka et coll., 2007). De plus amples informations sur les facteurs à prendre en considération lors du choix d'un désinfectant chimique se trouvent dans les documents techniques sur les protozoaires entériques et les virus entériques (Santé Canada, 2018d, 2018e).

Tableau 4 : Valeurs CT pour une inactivation à 99 % (2 log).

Agent de désinfection	pH	<i>E. coli</i> ^a (mg·min/L) [5 °C]	<i>Giardia lamblia</i> ^b (mg·min/L) [5 °C]	Virus ^c (mg·min/L) [5-15 °C]
Chlore libre	6–7	0,034–0,05	70–99	0,01–12
Chloramines	8–9	95–180	1 470	360–6 476
Dioxyde de chlore	6–7	0,4–0,75	17	0,17–6,7
Ozone	6–7	0,02	1,3	0,006–0,5

^a Hoff, 1986; ^b U.S. EPA, 1999; ^c Santé Canada, 2018e

7.1.2.2 Désinfection aux rayons UV

Pour la désinfection par les rayons UV, le produit de la multiplication de l'intensité lumineuse « I » (mesurée en mW/cm² ou W/m²) et du temps « T » (mesuré en secondes) est la dose calculée (fluence) en mJ/cm² pour un microorganisme donné. Cette relation est appelée concept IT.

Le tableau 5 présente les inactivations logarithmiques découlant de la désinfection aux rayons UV. En raison de son importance comme indicateur de santé publique, on a utilisé *E. coli* comme espèce bactérienne représentative. À des fins de comparaison, le tableau comprend les doses de rayons UV dans le cas de protozoaires et de virus représentatifs. Un examen des données sur l'inactivation à l'aide de rayons UV montre que, pour les organismes représentatifs, il faut une dose de rayons UV comparable pour inactiver dans la même mesure les bactéries (ici, *E. coli*) et les protozoaires, tandis que certains virus sont beaucoup plus résistants.

Les organismes non pathogènes *E. coli*, *Salmonella*, *Campylobacter* et pathogènes *E. coli* (y compris *E. coli* O157:H7) présentent des sensibilités similaires à la désinfection aux rayons UV (Sommer et coll., 2000; Smeets et coll., 2006; Zimmer-Thomas et coll., 2007). Dans des études sur des souches pathogènes d'*E. coli*, on a obtenu une inactivation de 2 à 6 log avec des doses de rayons UV allant de 3 à 12,5 mJ/cm² (Sommer et coll., 2000; Zimmer-Thomas et coll., 2007).

Les bactéries ont des mécanismes de défense naturels pour inverser les dommages photochimiques causés par la lumière UV (p. ex. photorestauration et réparation dans l'obscurité) (Hijnen et coll., 2006). Des études expérimentales utilisant des populations d'*E. coli* à haute densité ont démontré que de faibles niveaux de réparation dans l'obscurité sont possibles dans l'eau potable avec de faibles doses de lumière UV (Zimmer-Thomas et coll., 2007; Bohrerova et coll., 2015). Les données actuelles suggèrent que, dans le cas des stations de traitement de l'eau dont les réacteurs UV bien entretenus administrent une dose UV minimale de 40 mJ/cm² suivie de la présence d'un résidu de désinfectant approprié, la restauration d'*E. coli* des dommages causés par les rayons UV ne devrait pas être préoccupante (Zimmer-Thomas et coll., 2007; Bohrerova et coll., 2015). De plus amples informations sur les considérations relatives à l'utilisation de la désinfection à la lumière UV se trouvent dans les documents techniques sur les protozoaires entériques et les virus entériques (Santé Canada, 2018d, 2018e).

Tableau 5 : Dose de lumière UV (mJ/cm²) nécessaire pour l'inactivation

Inactivation logarithmique	<i>E. coli</i> ^{a,c}	<i>Cryptosporidium</i> ^a	Adénovirus ^b	Rotavirus ^b	<i>Giardia</i> ^a
1	1,5–5	2,5	10-76	7,1–10	2,1
2	2,8–9	5,8	26-137	14,8-26	5,2
3	4,1–14	12	39-199	23–44	11
4	5,0–18	22	51-261	36-61	22

^a U.S. EPA (2006b); ^b Santé Canada (2018e); ^c Hijnen et coll. (2006).

7.1.3 Réseau de distribution

Un réseau de distribution bien entretenu est un élément essentiel d'une approche de la source au robinet ou d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour assurer la salubrité de l'eau potable (OMS, 2014; AWWA 2017). On sait que la qualité de l'eau du réseau de distribution se détériore en raison de divers problèmes, notamment la revivification à long terme du biofilm et les dommages transitoires ou intrusions à court terme qui peuvent résulter des activités quotidiennes ainsi qu'une contamination croisée accidentelle ou une contamination intentionnelle. D'importantes perturbations de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution (p. ex. résultant de refoulements, de raccordements croisés, de travaux de construction ou de réparations) ont été associées à des éclosons de maladies d'origine hydrique (Risebro et coll., 2007; Craun et coll., 2010). Des lacunes de rendement au cours d'opérations courantes (p. ex. perte d'intégrité d'une conduite, perte de pression, manque de résidus adéquats) peuvent également contribuer à accroître le risque de maladies gastro-intestinales chez les consommateurs (Ercumen et coll., 2014). La qualité de l'eau dans le réseau de distribution doit faire l'objet d'une surveillance régulière (p. ex. indicateurs microbiens, résidu de désinfectant, turbidité, pH), des programmes d'exploitation et d'entretien doivent être en place (p. ex. nettoyage des conduites maîtresses, contrôle des raccordements croisés, gestion des biens) et une hygiène rigoureuse doit être pratiquée pendant tout travail de construction, réparation ou entretien de conduites maîtresses afin que l'eau potable soit acheminée jusqu'au consommateur sans perdre beaucoup de sa qualité (Kirmeyer et coll., 2001, 2014).

La désinfection secondaire peut être appliquée à l'eau traitée à sa sortie de la station de traitement ou aux points de rechloration du réseau de distribution. Le chlore libre et la chloramine sont les produits chimiques couramment utilisés pour fournir un résidu de désinfectant. La chloramine pénètre mieux dans les biofilms que le chlore libre, alors que le chlore libre pénètre moins dans le biofilm, mais il agit plus efficacement là où il pénètre (Lee et coll., 2011, Pressman et coll., 2012). Lorsque la chloramine est utilisée comme désinfectant résiduel dans les réseaux de distribution d'eau potable, les procédés de traitement doivent être optimisés pour assurer la stabilité de la chloramine (rapport de poids entre Cl₂:NH₃ de 4,5:1 – 5:1, pH supérieur à 8,0) (Santé Canada, 1996).

La fonction principale du résidu de désinfectant est de protéger contre la revivification microbienne (LeChevallier et Au, 2004). Le résidu peut également servir de sentinelle des changements dans la qualité de l'eau. Une baisse de la concentration résiduelle peut indiquer un mauvais fonctionnement du procédé de traitement, un traitement inadéquat ou une rupture dans l'intégrité du réseau de distribution (LeChevallier, 1998; Haas, 1999; AWWA, 2017). La capacité d'un désinfectant secondaire de maintenir le contrôle de la croissance microbienne dans le réseau de distribution dépend du type de résidu (c.-à-d. le chlore libre ou la chloramine), de la

concentration, du temps de contact, de la demande résiduelle (générée par l'eau et les matières présentes ou entrant dans le réseau de distribution) et de la résistance des microorganismes présents au désinfectant (LeChevallier et Au, 2004). Des chercheurs ont remarqué qu'un résidu de chlore « détectable » n'est pas suffisant pour limiter efficacement la croissance bactérienne dans le réseau de distribution (Gagnon et coll., 2008; Wahman et Pressman, 2015). C'est l'autorité responsable de l'eau potable qui fixe les exigences précises concernant les concentrations résiduelles de désinfectant, qui peuvent varier d'un secteur de compétence à l'autre.

Des problèmes de détérioration de la qualité de l'eau dans un réseau de distribution qui peuvent survenir pourraient ne pas être détectés par la seule surveillance d'*E. coli*. Dans le traitement de l'eau potable, le développement de biofilms et leur potentiel de capture d'agents pathogènes entériques et opportunistes d'origine hydrique qui peuvent présenter diverses capacités de survie, de multiplication et de rejet dans le réseau de distribution (Ashbolt, 2015). Des pressions transitoires faibles et négatives peuvent engendrer la possibilité d'une contamination dans le réseau de distribution à partir d'intrusions provenant de l'extérieur des conduites ou de raccordements croisés ou d'un refoulement provenant d'installations domestiques, industrielles ou institutionnelles (Gullick et coll., 2004). Un résidu de désinfectant secondaire peut ne pas permettre une inactivation suffisante des organismes pathogènes introduits dans le réseau de distribution par intrusion (Payment et coll., 1999; Betanzo et coll., 2008). D'autres documents de Santé Canada fournissent des lignes directrices aux services d'eau sur la gestion des répercussions des biofilms et des pressions transitoires sur la qualité de l'eau (Santé Canada, 2018a, 2018e, 2018f). En cas de problèmes de détérioration, la purge et la chloration sont des mesures correctives importantes pour aider à remettre en service un système d'eau (Szabo et Minamy, 2014).

Une question pertinente pour les collectivités éloignées est le risque de contamination entre la source d'approvisionnement en eau traitée et le point de consommation pour les ménages et les entreprises qui utilisent l'eau acheminée par camion-citerne ou des systèmes de stockage d'eau sur place. Des études menées dans des communautés des Premières Nations et des Inuits ont permis d'observer que des échantillons d'eau prélevés dans des contenants de stockage d'eau domestiques (Farenhorst et coll., 2017) ou dans des camions de livraison d'eau ou des robinets recevant de l'eau acheminée par camion-citerne (Daley et coll., 2017; Farenhorst et coll., 2017) présentaient une probabilité accrue de détection positive d'*E. coli* comparativement aux approvisionnements d'eau courante. On a également constaté que des échantillons d'eau du robinet prélevés chez des ménages recevant de l'eau acheminée par camion-citerne présentaient des concentrations de chlore libre inférieures à celles enregistrées dans les approvisionnements d'eau potable sous conduite (Daley et coll., 2017; Farenhorst et coll., 2017). Ces études soulignent l'importance de bonnes pratiques de gestion pour le transport et le stockage de l'eau potable dans ces communautés afin de réduire le risque de contamination. Il incombe à l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné de fournir des lignes directrices précises sur les exigences en matière d'exploitation, d'entretien et de surveillance des systèmes d'eau acheminée par camion-citerne et des citernes ou réservoirs de stockage d'eau potable. On peut également trouver de l'information dans d'autres publications (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2006; Affaires indiennes et du Nord Canada, 2006; Santé Canada, 2013).

7.2 Traitement à l'échelle résidentielle

Les techniques de traitement des systèmes à l'échelle résidentielle s'appliquent aussi aux petits systèmes d'approvisionnement en eau potable. Les éléments probants indiquent que les

petits approvisionnements privés et communautaires en eau potable sont plus vulnérables à une contamination de l'eau potable et plus vulnérables à des éclosions de maladies d'origine hydrique que les grands systèmes d'approvisionnement municipaux en eau potable (Schuster et coll. 2005; Murphy et coll., 2016b, Messner et coll., 2017). Pour les petits puits d'eau souterraine qui sont sensibles à une contamination fécale et qui fournissent de l'eau potable au public, la désinfection est la meilleure mesure pour protéger la santé publique (Payment et Locas, 2011). De plus amples renseignements sur la caractérisation des risques dans les petits systèmes sont donnés ailleurs (OMS, 2012).

Dans les cas où l'eau potable d'un ménage provient d'un puits privé, il faut évaluer la vulnérabilité de la source à une contamination fécale. Bien qu'il soit difficile pour des propriétaires d'effectuer une évaluation détaillée de la vulnérabilité de leurs puits à une contamination fécale, des mesures peuvent être prises pour réduire au maximum la probabilité qu'un puits devienne contaminé. Des lignes directrices générales sur la construction, l'entretien, la protection et l'analyse des puits sont habituellement disponibles auprès des autorités provinciales et territoriales. Si l'information disponible est insuffisante pour déterminer si un puits est susceptible d'être contaminé par des matières fécales, le traitement du puits est un moyen de réduire le risque. En général, l'eau de surface n'est pas recommandée comme approvisionnement en eau à une échelle résidentielle, à moins qu'elle ne soit correctement filtrée, désinfectée, et surveillée pour en assurer la qualité.

Plusieurs options permettent de traiter les sources d'approvisionnement en eau afin de fournir une eau potable d'excellente qualité exempte d'agents pathogènes. Il y a notamment la filtration ou la désinfection au moyen de composés chlorés ou de lumière UV. Ces techniques s'apparentent aux procédés de traitement municipaux, mais elles sont appliquées à plus petite échelle. Bon nombre de ces techniques ont été intégrées à des dispositifs au point d'entrée, qui traitent toute l'eau entrant dans le système, ou à des dispositifs au point d'utilisation, qui traitent l'eau en un seul endroit, comme au robinet de la cuisine. En raison des risques potentiels pour la santé publique liés à l'utilisation d'une eau potable microbiologiquement contaminée, si des dispositifs au point d'utilisation sont utilisés au lieu d'un système au point d'entrée, tous les points d'eau utilisés pour boire, préparer des aliments et des boissons, assurer l'hygiène ou laver la vaisselle devraient être équipés de dispositifs de traitement au point d'utilisation.

L'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné doit fournir des lignes directrices précises sur les techniques qui peuvent être utilisées dans les petits systèmes. Santé Canada ne recommande aucune marque particulière de dispositif de traitement de l'eau potable, mais conseille fortement aux consommateurs d'utiliser des dispositifs dont la conformité aux normes pertinentes de NSF International (NSF) et de l'American National Standards Institute (ANSI) est attestée par un organisme de certification agréé. Ces normes ont été conçues pour protéger la qualité de l'eau potable en veillant à la sécurité des matériaux et au rendement des produits qui entrent en contact avec l'eau potable.

Les organismes de certification fournissent l'assurance qu'un produit est conforme aux normes applicables et est accrédité par le Conseil canadien des normes (CCN). Au Canada, les organismes suivants ont été accrédités par le CCN à certifier les dispositifs et les matériaux utilisés pour le traitement de l'eau potable comme satisfaisant aux normes NSF/ANSI (CCN, 2018) :

- Groupe CSA (www.csagroup.org);
- NSF International (www.nsf.org);
- Water Quality Association (www.wqa.org);
- Underwriters Laboratories Inc. (www.ul.com);

- Bureau de normalisation du Québec (www.bnq.qc.ca);
- International Association of Plumbing & Mechanical Officials (www.iapmo.org).

On peut obtenir une liste à jour des organismes de certification accrédités auprès du Conseil canadien des normes (2018).

Les approvisionnements à l'échelle résidentielle qui utilisent du chlore liquide doivent utiliser des solutions d'hypochlorite certifiées conformes à la norme NSF/ANSI 60 (NSF/ANSI, 2017) et suivre les recommandations de manutention et de stockage de l'hypochlorite qui sont présentées dans un document technique (Santé Canada, 2018c).

Pour les systèmes de désinfection aux rayons UV, la norme NSF/ANSI 55 définit des critères de rendement pour deux catégories de dispositifs certifiés : les dispositifs de classe A et les dispositifs de classe B (NSF/ANSI, 2016a). Les dispositifs de classe A suivant la norme NSF/ANSI 55 sont conçus pour administrer une dose d'UV au moins équivalente à 40 mJ/cm² pour inactiver les microorganismes, soit les bactéries, les virus, les oocytes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia*, qui contaminent l'eau. Cependant, ils ne sont pas conçus pour traiter des eaux usées ou encore des eaux contaminées par des eaux usées brutes, et ils doivent être installés dans une eau limpide à l'œil. Les dispositifs de classe B suivant la norme NSF 55 ne sont pas conçus pour la désinfection d'une eau microbiologiquement insalubre. Ces dispositifs ne sont certifiés que pour le traitement bactéricide supplémentaire d'approvisionnements publics en eau potable désinfectée ou d'autres approvisionnements en eau potable qui ont été analysés et jugés acceptables pour la consommation humaine.

Certains secteurs de compétence peuvent exiger des systèmes semi-publics qui administrent une dose de rayons UV de 186 mJ/cm² en présence d'adénovirus (p. ex. sous l'influence d'eaux usées). Les systèmes UV, conçus conformément au *UV Disinfection Guidance Manual* de l'U.S. EPA, sont disponibles sur le marché pour administrer 186 mJ/cm² pour des approvisionnements jusqu'à 24 gallons américains par minute et une transmission UV supérieure à 68 % (U.S. EPA, 2006c).

Les membranes d'osmose inverse ont une taille de pores plus petite que les bactéries et pourraient constituer une barrière physique pour les éliminer. Cependant, la norme NSF/ANSI 58 (NSF/ANSI, 2016b) ne comprend pas d'allégation de réduction bactérienne. Il est important de noter que les systèmes d'osmose inverse ne sont destinés qu'à des installations au point d'utilisation. En effet, l'eau traitée par un système d'osmose inverse peut être corrosive pour les éléments internes de la plomberie. Ces systèmes exigent aussi de grandes quantités d'influent pour que le volume d'eau potable requis soit obtenu et ils ne sont en général pas pratiques pour une installation au point d'entrée.

Les membranes d'ultrafiltration ont également des pores de taille plus petite que les bactéries et elles pourraient généralement fournir une barrière physique aux bactéries, bien qu'il n'existe aucune norme NSF/ANSI pour les systèmes d'ultrafiltration à l'échelle résidentielle. Les systèmes à l'échelle résidentielle qui nécessitent une capacité plus élevée peuvent utiliser des membranes d'ultrafiltration certifiées selon la norme NSF/ANSI 419 (NSF/ANSI, 2015). Bien que les unités ne soient pas certifiées pour la réduction bactérienne, celles dont la taille des pores est inférieure à 0,1 µm devraient être efficaces.

Un laboratoire accrédité doit effectuer à intervalles réguliers des analyses de détection d'*E. coli* et de coliformes totaux dans l'eau à son entrée et à sa sortie du dispositif de traitement pour vérifier l'efficacité de celui-ci. La capacité d'élimination des dispositifs de traitement diminue avec le temps et l'utilisation, et il faut les entretenir ou les remplacer. Les consommateurs doivent vérifier la longévité prévue des éléments de leur dispositif de traitement

selon les recommandations du fabricant, et établir un calendrier d'entretien clair. Les dispositifs de traitement doivent être inspectés et entretenus selon le calendrier d'entretien et les recommandations du fabricant.

8.0 Évaluation des risques

Une évaluation des risques associés à *E. coli* fondée sur la santé n'est pas appropriée puisque cette bactérie n'est utilisée que comme organisme indicateur. Des évaluations des risques ont été effectuées pour certains microorganismes ayant des effets sur la santé, comme les protozoaires entériques et les virus entériques (Santé Canada, 2018d, 2018e).

8.1 Considérations internationales

D'autres pays et organisations multinationales utilisent *E. coli* comme organisme indicateur dans la surveillance de l'eau potable. Les Directives de qualité pour l'eau de boisson (OMS, 2017) recommandent *E. coli* comme premier indicateur de choix dans les programmes de surveillance de la vérification dans le cadre d'une approche de gestion de la qualité de l'eau potable fondée sur un plan de salubrité de l'eau. *E. coli* ou les coliformes thermotolérants ne doivent pas être détectés dans tout échantillon d'eau directement destinée à la consommation ou dans tout échantillon d'eau traitée entrant dans le réseau de distribution ou s'y trouvant (volume d'échantillon de 100 mL). Des mesures de recherche immédiates doivent être prises en cas de détection d'*E. coli* (OMS, 2017).

Aux États-Unis, la modification proposée à la règle sur les coliformes totaux de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 2013) s'applique à tous les réseaux publics d'approvisionnement en eau et elle précise un niveau maximum de contaminant (MCL) et un objectif de niveau maximum de contaminant (MCLG) de zéro pour *E. coli* dans tout échantillon d'eau potable (volume standard de 100 mL). La détection d'*E. coli* dans tout contrôle de routine ou échantillon répété est une violation du MCL.

La règle sur l'eau souterraine de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 2006a) s'applique aux systèmes publics d'approvisionnement en eau qui utilisent l'eau souterraine. En vertu de cette règle, les systèmes qui ne suppriment pas 4 log de virus doivent effectuer une surveillance déclenchée de la source d'approvisionnement en eau, en vertu de laquelle les systèmes avisés de la présence de coliformes totaux positifs doivent vérifier la présence d'indicateur de matières fécales (c.-à-d. *E. coli*, entérocoques ou coliphages).

La Directive relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine de l'UE définit les exigences législatives pour tous ses États membres (UE, 1998). En vertu de la Directive, *E. coli* est classé comme paramètre de la partie A pour vérifier que les mesures en place pour contrôler les risques pour la santé humaine tout au long de la chaîne d'approvisionnement en eau fonctionnent efficacement et que l'eau au point de conformité est salubre et propre. La norme de l'UE pour *E. coli* correspond à une valeur de zéro par 100 mL (UE, 1998).

Les lignes directrices australiennes sur l'eau potable (NHMRC, NRMCC, 2017) précisent que pour la vérification de la qualité microbiologique de l'eau potable, un programme d'analyse régulière doit être mis en place pour l'indicateur *E. coli* chaque fois que possible. Selon ces lignes directrices, la mesure du rendement pour *E. coli* comme indicateur à court terme de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution n'est pas détectée dans un échantillon minimum de 100 mL d'eau potable.

9.0 Justification

E. coli est l'indicateur le plus largement utilisé pour détecter une contamination fécale dans les approvisionnements d'eau potable du monde entier. En tant qu'indicateur de matières fécales, *E. coli* est principalement associé aux matières fécales humaines et animales et est également ou plus spécifique aux matières fécales que d'autres groupes indicateurs comme les coliformes totaux, les coliformes thermotolérants et les entérocoques. *E. coli* ne se multiplie habituellement pas dans les approvisionnements d'eau potable et se comporte de la même façon que d'autres agents pathogènes bactériens entériques en ce qui concerne son temps de survie dans l'eau et sa sensibilité aux désinfectants pour l'eau potable. Sa teneur élevée en matières fécales et sa capacité à être mesurée facilement et à peu de frais en font un indicateur utile pour détecter la contamination fécale qui a été réduite à de faibles niveaux dans des milieux d'eau potable. Un autre avantage de l'utilisation d'*E. coli* comme indicateur de matières fécales est que de nombreuses méthodes d'analyse détectent les coliformes totaux tout en différenciant simultanément *E. coli*. L'utilisation de multiples paramètres dans la surveillance de la vérification de l'eau potable comme indicateurs de la qualité microbiologique générale de l'eau (comme les coliformes totaux, la numération des bactéries hétérotrophes) ou d'autres indicateurs de contamination fécale (entérocoques) est une bonne façon pour les services d'eau de renforcer le potentiel de reconnaissance des problèmes et donc de déclencher des réactions.

Les actuelles recommandations sur l'eau potable privilégient l'adoption d'un système de gestion de la qualité de l'eau potable qui utilise une approche de la source au robinet ou d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau. Dans un système de gestion de l'eau potable où les dangers dans le système d'approvisionnement en eau potable sont maîtrisés et où des paramètres de surveillance opérationnelle sont en place pour démontrer que le système fonctionne adéquatement, *E. coli* joue un rôle important comme paramètre de surveillance de la vérification. La surveillance de la présence d'*E. coli* permet de vérifier le rendement des contrôles du système en place pour produire une eau qui est microbiologiquement acceptable.

La détection d'*E. coli* dans l'eau potable indique le fonctionnement inadéquat d'un ou de plusieurs contrôles du système et l'existence d'une voie de contamination fécale qui pourrait atteindre le consommateur, ce qui est inacceptable. Par conséquent, la recommandation proposée pour *E. coli* dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable est une concentration maximale acceptable d'aucun microorganisme détectable par 100 mL.

10.0 Références

Abberton, C.L., Bereschenko, L., van der Wielen, P.W.J.J. and Smith, C.J. (2016). Survival, biofilm formation, and growth potential of environmental and enteric *Escherichia coli* strains in drinking water microcosms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 82(17): 5320-5331.

Affaires indiennes et du Nord Canada (2006). Protocole pour la salubrité de l'eau potable dans les communautés des Premières Nations. Affaires autochtones et du Nord Canada, Gatineau, Québec. Disponible à l'adresse : <https://www.aadnc-aandc.gc.ca/fra/1100100034913/1100100034920>

Agriculture et Agroalimentaire Canada (2006). La qualité de l'eau, ça compte : Comment maintenir la salubrité de l'eau domestique dans les citernes et les réservoirs d'eau à la ferme. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, Ontario. TRE-120-2006-02.

Ahammed, M.M. (2003). Effect of holding time and temperature on bacterial counts. *Indian J. Environ. Health*, 45(3): 209-212.

- Allen, M.J., Edberg, S.C., Clancy, J.L. and Hrudehy, S.E. (2015). Drinking water microbial myths. *Crit. Rev. Microbiol.*, 41(3): 366-373.
- Alspach, B.(2018). Pathogen Rejection in Potable Reuse: The Role of NF/RO and Importance of Integrity Testing: *J. Am. Water Works Assoc.*, 110 (3):39-44.
- APHA, AWWA and WEF (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC.
- Artz, R.R.E. and Killham, K. (2002). Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in private drinking water wells: Influences of protozoan grazing and elevated copper concentrations. *FEMS Microbiol. Lett.*, 216(1): 117-122.
- Ashbolt, N.J. (2015). Environmental (saprozoic) pathogens of engineered water systems: Understanding their ecology for risk assessment and management. *Pathogens*, 4(2): 390-405.
- Avery, L.M., Williams, A.P., Killham, K. and Jones, D.L. (2008). Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in waters from lakes, rivers, puddles and animal-drinking troughs. *Sci. Total Environ.*, 389(2-3): 378-385.
- AWWA (2011). Water quality and treatment: A handbook of community water supplies. 6th. Edzwald, J.K. (ed.). McGraw-Hill, New York.
- AWWA (2017). Manual of Water Supply Practices M68– Water Quality in Distribution Systems. American Water Works Association, Denver, CO.
- Bach, S.J., McAllister, T.A., Veira, D.M., Gannon, V.P.J. and Holley, R.A. (2002). Transmission and control of *Escherichia coli* O157:H7 - A review. *Can. J. Anim. Sci.*, 82(4): 475-490.
- Badgley, B.D., Ferguson, J., Heuvel, A.V., Kleinheinz, G.T., McDermott, C.M., Sandrin, T.R., Kinzelman, J., Junion, E.A., Byappanahalli, M.N., Whitman, R.L. and Sadowsky, M.J. (2011). Multi-scale temporal and spatial variation in genotypic composition of cladophora-borne *Escherichia coli* populations in Lake Michigan. *Water Res.*, 45(2): 721-731.
- Banihashemi, A., Van Dyke, M.I. and Huck, P.M. (2015). Detection of viable bacterial pathogens in a drinking water source using propidium monoazide-quantitative PCR. *J. Water Supply Res. T.*, 64(2): 139-148.
- Bernasconi, C., Volponi, G. and Bonadonna, L. (2006). Comparison of three different media for the detection of *E. coli* and coliforms in water. *Water Sci. Technol.*, 54(3): 141-145.
- Betanzo, E.W., Hofmann, R., Hu, Z., Baribeau, H. and Alam, Z. (2008). Modeling the impact of microbial intrusion on secondary disinfection in a drinking water distribution system. *J. Environ. Eng.*, 134(4): 231–237.
- Bjergbæk, L.A., Roslev, P. (2005). Formation of nonculturable *Escherichia coli* in drinking water. *J. Appl. Microbiol.*, 99 (5):1090-1098.
- Blaustein, R.A., Pachepsky, Y., Hill, R.L., Shelton, D.R. and Whelan, G. (2013). *Escherichia coli* survival in waters: Temperature dependence. *Water Res.*, 47(2): 569-578.
- Bogosian, G., Sammons, L.E., Morris, P.J.L., O'Neil, J.P., Heitkamp, M.A. and Weber, D.B. (1996). Death of the *Escherichia coli* K-12 strain W3110 in soil and water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62(11): 4114-4120.
- Bohrerova, Z., Rosenblum, J. and Linden, K.G. (2015). Importance of recovery of *E. coli* in water following ultraviolet light disinfection. *J. Env. Eng. (United States)*, 141(6).
- Botes, M., De Kwaadsteniet, M. and Cloete, T.E. (2013). Application of quantitative PCR for the detection of microorganisms in water. *Anal. Bioanal. Chem.*, 405(1): 91-108.
- Boubetra, A., Nestour, F.L., Allaert, C., Feinberg, M. (2011). Validation of alternative methods for the analysis of drinking water and their application to *Escherichia coli*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77 (10): 3360-3367.
- Bushon, R.N., Brady, A.M.G. and Lindsey, B.D. (2015). Holding-time and method comparisons for the analysis of fecal-indicator bacteria in groundwater. *Environ. Monit. Assess.*, 187(11).
- Byappanahalli, M.N., Whitman, R.L., Shively, D.A., Sadowsky, M.J. and Ishii, S. (2006). Population structure, persistence, and seasonality of autochthonous *Escherichia coli* in temperate, coastal forest soil from a Great Lakes watershed. *Environ. Microbiol.*, 8 (3):504-513.

- Byappanahalli, M.N., Nevers, M.B., Korajkic, A., Staley, Z.R. and Harwood, V.J. (2012a). Enterococci in the environment. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 76: 685–706.
- Byappanahalli, M.N., Yan, T., Hamilton, M.J., Ishii, S., Fujioka, R.S., Whitman, R.L. and Sadowsky, M.J. (2012b). The population structure of *Escherichia coli* isolated from subtropical and temperate soils. *Sci. Total Environ.*, 417-418: 273-279.
- CCME (2004). De la source au robinet : Guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine. Conseil canadien des ministres de l'Environnement. Winnipeg, Manitoba. Disponible à l'adresse : https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_source_to_tap/mba_guidance_doc_f.pdf.
- CCN (2018). Répertoire des organismes de certification accrédités de produits, de processus et de services. Conseil canadien des normes, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <http://www.scc.ca/fr/accreditation/certification-de-produits-procedes-et-services/repertoire-des-organismes-de-certification-accredites>
- Chaudhuri, R.R. and Henderson, I.R. (2012). The evolution of the *Escherichia coli* phylogeny. *Infect. Genet. Evol.*, 12(2): 214-226.
- Chauret, C., Smith, C. and Baribeau, H. (2008). Inactivation of *Nitrosomonas europaea* and pathogenic *Escherichia coli* by chlorine and monochloramine. *J. Water Health*, 6(3): 315-322.
- Ciebin, B.W., Brodsky, M.H., Eddington, R., Horsnell, G., Choney, A., Palmateer, G., Ley, A., Joshi, R. and Shears, G. (1995). Comparative evaluation of modified m-FC and m-TEC media for membrane filter enumeration of *Escherichia coli* in water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61(11): 3940-3942.
- Clermont, O., Bonacorsi, S. and Bingen, E. (2000). Rapid and simple determination of the *Escherichia coli* phylogenetic group. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(10): 4555-4558.
- Craun, G.F., Nwachuku, N., Calderon, R.L., Craun, M.F. (2002). Outbreaks in drinking-water systems, 1991-1998. *J. Environ. Health*, 65 (1): 16-23.
- Craun, G.F., Brunkard, J.M., Yoder, J.S., Roberts, V.A., Carpenter, J., Wade, T., Calderon, R.L., Roberts, J.M., Beach, M.J. and Roy, S.L. (2010). Causes of outbreaks associated with drinking water in the united states from 1971 to 2006. *Clin. Microbiol. Rev.*, 23(3): 507-528.
- Cretikos, M., Byleveld, P., Durrheim, D.N., Porigneaux, P., Merritt, T., Leask, S. (2010). Supply system factors associated with microbiological drinking water safety in regional New South Wales, Australia, 2001-2007. *J Water Health*, 8 (2):257-268.
- Daley, K., Truelstrup Hansen, L., Jamieson, R.C., Hayward, J.L., Piorkowski, G.S., Krkosek, W., Gagnon, G.A., Castleden, H., MacNeil, K., Poltarowicz, J., Corriveau, E., Jackson, A., Lywood, J. and Huang, Y. (2017). Chemical and microbial characteristics of municipal drinking water supply systems in the Canadian Arctic. *Environ. Sci. Pollut. R.*, (Epub ahead of print) doi: 10.1007/s11356-017-9423-5.
- Defelice, N.B., Johnston, J.E., Gibson, J.M. (2016). Reducing emergency department visits for acute gastrointestinal illnesses in North Carolina (USA) by extending community water service. *Environ. Health Perspect.*, 124 (10):1583-1591.
- Degnan, A.J. (2006). Chapter 10. *Escherichia coli*. In: AWWA Manual of Water Supply Practices M48 2nd edition – Waterborne Pathogens. American Water Works Association, Denver, CO. pp. 103-106.
- Diarra, M.S., Silversides, F.G., Diarrassouba, F., Pritchard, J., Masson, L., Brousseau, R., Bonnet, C., Delaquis, P., Bach, S., Skura, B.J. and Topp, E. (2007). Impact of feed supplementation with antimicrobial agents on growth performance of broiler chickens, *Clostridium perfringens* and *Enterococcus* counts, and antibiotic resistance phenotypes and distribution of antimicrobial resistance determinants in *Escherichia coli* isolates. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73 (20): 6566-6576.
- Duriez, P. and Topp, E. (2007). Temporal dynamics and impact of manure storage on antibiotic resistance patterns and population structure of *Escherichia coli* isolates from a commercial swine farm. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73 (17): 5486-5493.
- Duygu, D.Y. and Udoh, A.U. (2017). Validation of microbiological testing methods. *Trakya University Journal of Natural Sciences*, 18(1): 65-69.

- Easton, J.H., Gauthier, J.J., Lalor, M.M. and Pitt, R.E. (2005). Die-off of pathogenic *E. coli* O157:H7 in sewage contaminated waters. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 41(5): 1187-1193.
- Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J. and Allen, M.J. (2000). *Escherichia coli*: The best biological drinking water indicator for public health protection. *J. Appl. Microbiol. Symposium Supplement*, 88(29): 106s-116s.
- Edge, T.A., Khan, I.U.H., Bouchard, R., Guo, J., Hill, S., Locas, A., Moore, L., Neumann, N., Nowak, E., Payment, P., Yang, R., Yerubandi, R. and Watson, S. (2013). Occurrence of waterborne pathogens and *Escherichia coli* at offshore drinking water intakes in Lake Ontario. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79(19): 5799-5813.
- Engberg, J., Gerner-Smidt, P., Scheutz, F., Nielsen, E.M., On, S.L.W., Mølbak, K. (1998). Water-borne *Campylobacter jejuni* infection in a Danish town - A 6-week continuous source outbreak. *Clinical Microbiology and Infection*, 4 (11): 648-656.
- Ercumen, A., Gruber, J.S. and Colford Jr., J.M. (2014). Water distribution system deficiencies and gastrointestinal illness: A systematic review and meta-analysis. *Environ. Health Perspect.*, 122(7): 651-660.
- Ervin, J.S., Russell, T.L., Layton, B.A., Yamahara, K.M., Wang, D., Sassoubre, L.M., Cao, Y., Kelty, C.A., Sivaganesan, M., Boehm, A.B., Holden, P.A., Weisberg, S.B. and Shanks, O.C. (2013). Characterization of fecal concentrations in human and other animal sources by physical, culture-based, and quantitative real-time PCR methods. *Water Res.*, 47(18): 6873-6882.
- Falkinham, J.O., III, Pruden, A. and Edwards, M. (2015). Opportunistic premise plumbing pathogens: Increasingly important pathogens in drinking water. *Pathogens*, 4(2): 373-386.
- Farenhorst, A., Li, R., Jahan, M., Tun, H.M., Mi, R., Amarakoon, I., Kumar, A. and Khafipour, E. (2017). Bacteria in drinking water sources of a First Nation reserve in Canada. *Sci. Total Environ.*, 575: 813-819.
- Fass, S., Dincher, M.L., Reasoner, D.J., Gatel, D. and Block, J.-. (1996). Fate of *Escherichia coli* experimentally injected in a drinking water distribution pilot system. *Water Res.*, 30(9): 2215-2221.
- Fegan, N., Vanderlinde, P., Higgs, G. and Desmarchelier, P. (2004). The prevalence and concentration of *Escherichia coli* O157 in faeces of cattle from different production systems at slaughter. *J. Appl. Microbiol.*, 97(2): 362-370.
- Feng, P., Lum, R. and Chang, G.W. (1991). Identification of *uidA* gene sequences in β -D-glucuronidase-negative *Escherichia coli*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57(1): 320-323.
- Feng, P. and Lampel, K.A. (1994). Genetic analysis of *uidA* expression in enterohaemorrhagic *Escherichia coli* serotype O157:H7. *Microbiology*, 140(8): 2101-2107.
- Filip, Z., Kaddu-Mulindwa, D. and Milde, G. (1986). Survival and adhesion of some pathogenic and facultative pathogenic micro-organisms in groundwater. *Water Sci. Technol.*, 19(7): 1189.
- Flint, K.P. (1987). The long-term survival of *Escherichia coli* in river water. *J. Appl. Bacteriol.*, 63(3): 261-270.
- Fogarty, J., Thornton, L., Hayes, C., Laffoy, M., O'flanagan, D., Devlin, J., Corcoran, R. (1995). Illness in a community associated with an episode of water contamination with sewage. *Epidemiol. Infect.*, 114 (2):289-295.
- Foppen, J.W.A. and Schijven, J.F. (2006). Evaluation of data from the literature on the transport and survival of *Escherichia coli* and thermotolerant coliforms in aquifers under saturated conditions. *Water Res.*, 40(3): 401-426.
- Fout, G.S., Borchardt, M.A., Kieke, B.A., Jr. and Karim, M.R. (2017). Human virus and microbial indicator occurrence in public-supply groundwater systems: Meta-analysis of 12 international studies. *Hydrogeol. J.*, 25(4): 903-919.
- Franz, E., Schijven, J., De Roda Husman, A.M. and Blaak, H. (2014). Meta-regression analysis of commensal and pathogenic *Escherichia coli* survival in soil and water. *Environ. Sci. Technol.*, 48(12): 6763-6771.
- Fricke, C.R., DeSarno, M., Warden, P.S. and Eldred, B.J. (2008). False-negative β -D-glucuronidase reactions in membrane lactose glucuronide agar medium used for the simultaneous detection of coliforms and *Escherichia coli* from water. *Lett. Appl. Microbiol.*, 47(6): 539-542.
- Fricke, C.R., Warden, P.S. and Eldred, B.J. (2010). Understanding the cause of false negative β -D-glucuronidase reactions in culture media containing fermentable carbohydrate. *Lett. Appl. Microbiol.*, 50(6): 547-551.

- Gagnon, G.A., Baribeau, H., Rutledge, S.O., Dumancic, R., Oehmen, A., Chauret, C. and Andrews, S. (2008). Disinfectant efficacy in distribution systems: A pilot-scale assessment. *J. Water Supply Res. T.*, 57(7): 507-518.
- Gensberger, E.T., Polt, M., Konrad-Köszler, M., Kinner, P., Sessitsch, A. and Kostić, T. (2014). Evaluation of quantitative PCR combined with PMA treatment for molecular assessment of microbial water quality. *Water Res.*, 67: 367-376.
- Gerba, C.P. and Smith Jr., J.E. (2005). Sources of pathogenic microorganisms and their fate during land application of wastes. *J. Environ. Qual.*, 34(1): 42-48.
- Golberg, A., Linshiz, G., Kravets, I., Stawski, N., Hillson, N.J., Yarmush, M.L., Marks, R.S. and Konry, T. (2014). Cloud-enabled microscopy and droplet microfluidic platform for specific detection of *Escherichia coli* in water. *PLoS ONE*, 9 (1), art. no. e86341.
- Goldstein, S.T., Juranek, D.D., Ravenholt, O., Hightower, A.W., Martin, D.G., Mesnik, J.L., Griffiths, S.D., Bryant, A.J., Reich, R.R. and Herwaldt, B.L. (1996). Cryptosporidiosis: An outbreak associated with drinking water despite state-of-the-art water treatment. *Ann. Intern. Med.*, 124(5): 459-468.
- Gordon, D.M., Bauer, S. and Johnson, J.R. (2002). The genetic structure of *Escherichia coli* populations in primary and secondary habitats. *Microbiology*, 148(5): 1513-1522.
- Gordon, D.M. (2013). The ecology of *Escherichia coli*. In: *Escherichia coli: Pathotypes and Principles of Pathogenesis: Second Edition*. Donnenberg, M.S. (ed.) Academic Press. London. pp. 3-20.
- Government Inquiry into Havelock North Drinking Water (2017). Havelock North drinking water inquiry: Stage 2. May 2017, Auckland, New Zealand. ISBN: 978-0-473-39743-2. Disponible à l'adresse : <https://www.dia.govt.nz/Stage-1-of-the-water-inquiry>.
- Grabow, W.O.K., Prozesky, O.W. and Burger, J.S. (1975). Behaviour in a river and dam of coliform bacteria with transferable or non-transferable drug resistance. *Water Res.*, 9(9): 777-782.
- Gullick, R.W., LeChevallier, M.W., Svindland, R.C. and Friedman, M.J. (2004). Occurrence of transient low and negative pressures in distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(11): 52-66.
- Haas, C.N. (1999). Benefits of using a disinfectant residual. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(1): 65-69.
- Hamouda, M.A., Anderson, W.B., Van Dyke, M.I., Douglas, I.P., McFadyen, S.D., Huck, P.M. (2016). Scenario-based quantitative microbial risk assessment to evaluate the robustness of a drinking water treatment plant. *Water Qual. Res. J. Can.*, 51 (2), pp. 81-96.
- Hargy, T.M., Rosen, J., Lechevallier, M., Friedman, M. and Clancy, J.L. (2010). A high-volume sampling method for total coliform and *E. coli*. *J. Am. Water Works Assoc.*, 102(3): 79-86.
- Hayes, E.B., Matte, T.D., O'Brien, T.R., Mckinley, T.W., Logsdon, G.S., Rose, J.B., Ungar, B.L.P., Word, D.M., Wilson, M.A., Long, E.G., Hurwitz, E.S., Juranek, D.D. and Fishman, A.P. (1989). Large community outbreak of cryptosporidiosis due to contamination of a filtered public water supply. *N. Engl. J. Med.*, 320(21): 1372-1376.
- Heijnen, L. and Medema, G. (2009). Method for rapid detection of viable *Escherichia coli* in water using real-time NASBA. *Water Res.*, 43(12): 3124-3132.
- Hijnen, W.A.M., Beerendonk, E.F. and Medema, G.J. (2006). Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: *Water Res.*, 40(1): 3-22.
- Hoff, J.C. (1986). Inactivation of microbial agents by chemical disinfectants. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH (EPA/600/S2-86/067).
- Hörman, A. and Hänninen, M.-. (2006). Evaluation of the lactose Tergitol-7, m-Endo LES, Colilert 18, ReadyCult Coliforms 100, Water-Check-100, 3M Petrifilm EC and DryCult Coliform test methods for detection of total coliforms and *Escherichia coli* in water samples. *Water Res.*, 40(17): 3249-3256.
- Hunter, P.R., Chalmers, R.M., Hughes, S. and Syed, Q. (2005). Self-reported diarrhea in a control group: a strong association with reporting of low-pressure events in tap water. *Clin. Infect. Dis.*, 40: e32-e34.
- Hynds, P.D., Misstear, B.D. and Gill, L.W. (2012). Development of a microbial contamination susceptibility model for private domestic groundwater sources. *Water Resour. Res.*, 48(12).

- Hynds, P.D., Misstear, B.D. and Gill, L.W. (2013). Unregulated private wells in the Republic of Ireland: Consumer awareness, source susceptibility and protective actions. *J. Environ. Manage.*, 127: 278-288.
- Hynds, P.D., Thomas, M.K. and Pintar, K.D.M. (2014). Contamination of groundwater systems in the US and Canada by enteric pathogens, 1990-2013: A review and pooled-analysis. *Plos One*, 9(5).
- Ikonen, J., Pitkänen, T., Kosse, P., Cizek, R., Kolehmainen, M. and Miettinen, I.T. (2017). On-line detection of *Escherichia coli* intrusion in a pilot-scale drinking water distribution system. *J. Environ. Manage.*, 198: 384-392.
- Invik, J., Barkema, H.W., Massolo, A., Neumann, N.F. and Checkley, S. (2017). Total coliform and *Escherichia coli* contamination in rural well water: Analysis for passive surveillance. *J. Water Health*, 15(5): 729-740.
- Ishii, S. and Sadowsky, M.J. (2008). *Escherichia coli* in the environment: Implications for water quality and human health. *Microbes Environ.*, 23(2): 101-108.
- Ishii, S., Yan, T., Vu, H., Hansen, D.L., Hicks, R.E. and Sadowsky, M.J. (2010). Factors controlling long-term survival and growth of naturalized *Escherichia coli* populations in temperate field soils. *Microbes Environ.*, 25(1): 8-14.
- ISO (2018) ISO ICS 07.100.20 – Microbiologie de l'eau. Organisation internationale de normalisation. Genève, Suisse. Disponible à l'adresse : <https://www.iso.org/fr/ics/07.100.20/x/>
- Jack, S., Bell, D. and Hewitt, J. (2013). Norovirus contamination of a drinking water supply at a hotel resort. *N. Z. Med. J.*, 126(1387): 98-107.
- Jamil, A., Farooq, S. and Hashmi, I. (2017). Ozone disinfection efficiency for indicator microorganisms at different pH values and temperatures. *Ozone: Science and Engineering*, 39(6): 407-416.
- Jang, J., Hur, H.-., Sadowsky, M.J., Byappanahalli, M.N., Yan, T. and Ishii, S. (2017). Environmental *Escherichia coli*: Ecology and public health implications—a review. *J. Appl. Microbiol.*, 123(3): 570-581.
- Juhna, T., Birzniece, D., Larsson, S., Zulenkovs, D., Sharipo, A., Azevedo, N.F., Ménard-Szczebara, F., Castagnet, S., Féliers, C. and Keevil, C.W. (2007). Detection of *Escherichia coli* in biofilms from pipe samples and coupons in drinking water distribution networks. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(22): 7456-7464.
- Kauppinen, A., Pitkänen, T. and Miettinen, I.T. (2017). Persistent norovirus contamination of groundwater supplies in two waterborne outbreaks. *Food Environ. Virol.*, : 1-12.
- Keswick, B.H., Secor, S.L., Gerba, C.P. and Cech, I. (1982). Survival of enteric viruses and indicator bacteria in groundwater. *J. Environ. Sci. Heal. A.*, 17(6): 903-912.
- Khan, S.J., Deere, D., Leusch, F.D.L., Humpage, A., Jenkins, M., Cunliffe, D. (2015). Extreme weather events: Should drinking water quality management systems adapt to changing risk profiles? *Water Res.*, 85: 124-136.
- Kim, M., Jung, T., Kim, Y., Lee, C., Woo, K., Seol, J.H. and Yang, S. (2015). A microfluidic device for label-free detection of *Escherichia coli* in drinking water using positive dielectrophoretic focusing, capturing, and impedance measurement. *Biosens. Bioelectron.*, 74: 1011-1015.
- Kirmeyer, G.J., Friedman, M., Martel, K., Howie, D., LeChevallier, M., Abbaszadegan, M., Karim, M., Funk, J. and Harbour, J. (2001). Pathogen intrusion into the distribution system. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, CO.
- Kirmeyer, G.J., Thomure, T.M., Rahman, R., Marie, J.L., LeChevallier, M.W., Yang, J., Hughes, D.M. and Schneider, O. (2014). Effective microbial control strategies for main breaks and depressurization. Water Research Foundation, Denver, CO.
- Krapf, T., Kuhn, R.M., Kauf, P., Corinne, H.G.-. and Fieseler, L. (2016). Quantitative real-time PCR does not reliably detect single fecal indicator bacteria in drinking water. *Wat. Sci. Tech.-W. Sup.*, 16(6): 1674-1682.
- Krkosek, W., Reed, V. and Gagnon, G.A. (2016). Assessing protozoan risks for surface drinking water supplies in Nova Scotia, Canada. *J. Water Health*, 14(1): 155-166.
- Krolik, J., Maier, A., Evans, G., Belanger, P., Hall, G., Joyce, A. and Majury, A. (2013). A spatial analysis of private well water *Escherichia coli* contamination in Southern Ontario. *Geospatial Health*, 8(1): 65-75.

- Ksoll, W.B., Ishii, S., Sadowsky, M.J. and Hicks, R.E. (2007). Presence and sources of fecal coliform bacteria in epilithic periphyton communities of Lake Superior. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(12): 3771-3778.
- Lalancette, C., Papineau, I., Payment, P., Dorner, S., Servais, P., Barbeau, B., Di Giovanni, G.D. and Prévost, M. (2014). Changes in *Escherichia coli* to *Cryptosporidium* ratios for various fecal pollution sources and drinking water intakes. *Water Res.*, 55: 150-161.
- Laursen, E., Mygind, O., Rasmussen, B., Ronne, T. (1994). Gastroenteritis: A waterborne outbreak affecting 1600 people in a small Danish town. *J. Epidemiol. Commun. H.*, 48 (5): 453-458.
- LeChevallier, M.W. and Au, K.K. (2004). Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking water. IWA Publishing, London, UK, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- LeChevallier, M.W. (1998). Benefits of employing a disinfectant residual in distribution systems. *Water Supp.*, 16(3-4): 61-73.
- Leclerc, H., Mossel, D.A.A., Edberg, S.C. and 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.
- Lee, D.-G., Park, S. and Kim, S.-J. (2007). Influence of Pipe Materials and VBNC Cells on Culturable Bacteria in a Chlorinated Drinking Water Model System. *J. Microbiol. Biotechnol.*, 17(9): 1558-1562.
- Lee, W.H., Wahman, D.G., Bishop, P.L. and Pressman, J.G. (2011). Free chlorine and monochloramine application to nitrifying biofilm: Comparison of biofilm penetration, activity, and viability. *Environ. Sci. Technol.*, 45(4): 1412-1419.
- Lefebvre, B., Malouin, F., Roy, G., Giguère, K. and Diarra, M.S. (2006). Growth performance and shedding of some pathogenic bacteria in feedlot cattle treated with different growth-promoting agents. *J. Food Prot.*, 69 (6):1256-1264.
- Lehtola, M.J., Torvinen, E., Kusnetsov, J., Pitkänen, T., Maunula, L., Von Bonsdorff, C.-., Martikainen, P.J., Wilks, S.A., Keevil, C.W. and Miettinen, I.T. (2007). Survival of *Mycobacterium avium*, *Legionella pneumophila*, *Escherichia coli*, and caliciviruses in drinking water-associated biofilms grown under high-shear turbulent flow. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(9): 2854-2859.
- Lim, C.-. and Flint, K.P. (1989). The effects of nutrients on the survival of *Escherichia coli* in lake water. *J. Appl. Bacteriol.*, 66(6): 559-569.
- Lin, J. and Ganesh, A. Water quality indicators: Bacteria, coliphages, enteric viruses(2013). *Int. J. Environ. Heal. R.*, 23 (6): 484-506.
- Locas, A., Barthe, C., Barbeau, B., Carrière, A. and Payment, P. (2007). Virus occurrence in municipal groundwater sources in Quebec, Canada. *Can. J. Microbiol.*, 53(6): 688-694.
- Locas, A., Barthe, C., Margolin, A.B. and Payment, P. (2008). Groundwater microbiological quality in Canadian drinking water municipal wells. *Can. J. Microbiol.*, 54(6): 472-478.
- Lukjancenko, O., Wassenaar, T.M. and Ussery, D.W. (2010). Comparison of 61 sequenced *Escherichia coli* genomes. *Microb. Ecol.*, 60(4): 708-720.
- Lund, V. (1996). Evaluation of *E. coli* as an indicator for the presence of *Campylobacter jejuni* and *Yersinia enterocolitica* in chlorinated and untreated oligotrophic lake water. *Water Res.*, 30(6): 1528-1534.
- Maguire, H.C., Holmes, E., Hollyer, J., Strangeways, J.E.M., Foster, P., Holliman, R.E. and Stanwell-Smith, R. (1995). An outbreak of cryptosporidiosis in South London: What value the p value ? *Epidemiol. Infect.*, 115(2): 279-287.
- Maheux, A.F., Huppé, V., Boissinot, M., Picard, F.J., Bissonnette, L., Bernier, J.-T. and Bergeron, M.G. (2008). Analytical limits of four β -glucuronidase and β -galactosidase-based commercial culture methods used to detect *Escherichia coli* and total coliforms. *J. Microbiol. Methods*, 75(3): 506-514.
- Maheux, A.F., Picard, F.J., Boissinot, M., Bissonnette, L., Paradis, S. and Bergeron, M.G. (2009). Analytical comparison of nine PCR primer sets designed to detect the presence of *Escherichia coli/Shigella* in water samples. *Water Res.*, 43(12): 3019-3028.

- Maheux, A.F., Bissonnette, L., Boissinot, M., Bernier, J.-T., Huppé, V., Picard, F.J., Bérubé, E. and Bergeron, M.G. (2011). Rapid concentration and molecular enrichment approach for sensitive detection of *Escherichia coli* and *Shigella* species in potable water samples. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77(17): 6199-6207.
- Maheux, A.F., Bouchard, S., Bérubé, E. and Bergeron, M.G. (2017). Comparison of MI, Chromocult® coliform, and Compass CC chromogenic culture-based methods to detect *Escherichia coli* and total coliforms in water using 16S rRNA sequencing for colony identification. *J. Water Health*, 15(3): 353-359.
- Maier, A., Krolik, J., Fan, S., Quintin, P., McGolrick, D., Joyce, A. and Majury, A. (2015). Evaluating appropriate maximum holding times for private well water samples. *Environmental Health Review (revue de l'Institut canadien des inspecteurs en santé publique (CIPHI))*. 58:35-40.
- Martins, M.T., Rivera, I.G., Clark, D.L., Stewart, M.H., Wolfe, R.L. and Olson, B.H. (1993). Distribution of *uidA* gene sequences in *Escherichia coli* isolates in water sources and comparison with the expression of β -glucuronidase activity in 4- methylumbelliferyl- β -D-glucuronide media. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59(7): 2271-2276.
- McDaniels, A.E., Bordner, R.H., Gartside, P.S., Haines, J.R., Brenner, K.P. and Rankin, C.C. (1985). Holding effects on coliform enumeration in drinking water samples. *Appl. Environ. Microbiol.*, 50(4): 755-762.
- McGee, P., Bolton, D.J., Sheridan, J.J., Earley, B., Kelly, G. and Leonard, N. (2002). Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in farm water: Its role as a vector in the transmission of the organism within herds. *J. Appl. Microbiol.*, 93(4): 706-713.
- Mendes Silva, D. and Domingues, L. (2015). On the track for an efficient detection of *Escherichia coli* in water: A review on PCR-based methods. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 113: 400-411.
- Messner, M.J., Berger, P. and Javier, J. (2017). Total coliform and *E. coli* in public water systems using undisinfected ground water in the United States. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 220(4): 736-743.
- Mezule, L. and Juhna, T. (2016). Effect of labile organic carbon on growth of indigenous *Escherichia coli* in drinking water biofilm. *Chemical Engineering Transactions*. 49: 619-624.
- Miles, S.L., Gerba, C.P., Pepper, I.L., Reynolds, K.A. (2009). Point-of-use drinking water devices for assessing microbial contamination in finished water and distribution systems. *Environ. Sci. Technol.*, 43 (5): 1425-1429.
- Miles, S.L., Sinclair, R.G., Riley, M.R. and Pepper, I.L. (2011). Evaluation of select sensors for real-time monitoring of *Escherichia coli* in water distribution systems. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77(8): 2813-2816.
- Murphy, H.M., Thomas, M.K., Medeiros, D.T., McFadyen, S. and Pintar, K.D.M. (2016a). Estimating the number of cases of acute gastrointestinal illness (AGI) associated with Canadian municipal drinking water systems. *Epidemiol. Infect.*, 144(7): 1371-1385.
- Murphy, H.M., Thomas, M.K., Schmidt, P.J., Medeiros, D.T., McFadyen, S. and Pintar, K.D.M. (2016b). Estimating the burden of acute gastrointestinal illness due to *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Campylobacter*, *E. coli* O157 and norovirus associated with private wells and small water systems in Canada. *Epidemiol. Infect.*, 144(7): 1355-1370.
- Murphy, H.M., Prioleau, M.D., Borchardt, M.A. and Hynds, P.D. (2017). Review: Epidemiological evidence of groundwater contribution to global enteric disease, 1948–2015. *Hydrogeol. J.*, 25 (4): 981-1001.
- Narasimhan, R., Brereton, J., Abbaszadegan, M., Alum, A. and Ghatpande, P. (2004). Sample collection procedures and locations for bacterial compliance monitoring. AWWA Research Foundation, Denver, CO.
- NHMRC, NRMCC (2017) Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy (Version 3.4 Updated October 2017). National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Nichols, G., Lane, C., Asgari, N., Verlander, N.Q. and Charlett, A. (2009). Rainfall and outbreaks of drinking water related disease and in England and Wales. *J. Water Health*, 7(1): 1-8.
- Novello, A. (2000). The Washington County Fair Outbreak Report. Albany, New York State Department of Health: 108 pp.
- NSF/ANSI (2015). Standard 419 - Public drinking water equipment performance. NSF international, Ann Arbor, Michigan.

NSF/ANSI (2016a). Standard 55—Ultraviolet microbiological water treatment systems. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF/ANSI (2016b). Standard 58: Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International, Ann Arbor, Michigan. .

NSF/ANSI (2017). Standard 60- Drinking water treatment chemicals: Health effects. NSF International, Ann Arbor, Michigan. .

O'Connor, D.R. (2002a). Rapport de la Commission d'enquête sur Walkerton, première partie : les événements de mai 2000 et les questions connexes. ministère du Procureur général de l'Ontario (ISBN: 0-7794-2559-6). http://www.archives.gov.on.ca/en/e_records/walkerton/report1/french/french_summary.pdf

O'Connor, D.R. (2002b). Rapport de la Commission d'enquête sur Walkerton, deuxième partie : stratégie pour la salubrité de l'eau potable; ministère du Procureur général de l'Ontario (ISBN: 0-7794-2621-5). <http://www.ontla.on.ca/library/repository/mon/11000/225221.pdf>

Ogden, I.D., Fenlon, D.R., Vinten, A.J.A. and Lewis, D. (2001). The fate of *Escherichia coli* O157 in soil and its potential to contaminate drinking water. *Int. J. Food Microbiol.*, 66(1-2): 111-117.

Olsen, S.J., Miller, G., Breuer, T., Kennedy, M., Higgins, C., Walford, J., McKee, G., Fox, K., Bibb, W., Mead, P. (2002). A waterborne outbreak of *Escherichia coli* O157:H7 infections and hemolytic uremic syndrome: Implications for rural water systems. *Emerg. Infect. Dis.*, 8(4): 370-375.

Olstadt, J., Schauer, J.J., Standridge, J. and Kluender, S. (2007). A comparison of ten USEPA approved total coliform/*E. coli* tests. *J. Water Health*, 5(2): 267-282.

Omisakin, F., MacRae, M., Ogden, I.D. and Strachan, N.J.C. (2003). Concentration and prevalence of *Escherichia coli* O157 in cattle feces at slaughter. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(5): 2444-2447.

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

OMS (2005). Managing drinking-water quality from catchment to consumer. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

OMS (2012). Planifier la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour l'approvisionnement en eau des petites communautés. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Disponible à l'adresse : https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-comm-water_supplies/fr/.

OMS (2014). Water safety in distribution systems. WHO Document Production Services, Geneva, Switzerland.

OMS (2017). Directives de qualité pour l'eau de boisson : quatrième édition intégrant le premier additif. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse.

Payment, P. (1999). Poor efficacy of residual chlorine disinfectant in drinking water to inactivate waterborne pathogens in distribution systems. *Can. J. Microbiol.*, 45(8): 709–715.

Payment, P. and Locas, A. (2005). Évaluation et contrôle de la qualité virologique des eaux souterraines. Projet: 3331-24-02-01. Institut Armand-Frappier, Institut national de la recherche scientifique. Laval, Québec

Payment, P. and Locas, A. (2011). Pathogens in water: Value and limits of correlation with microbial indicators. *Ground Water*, 49(1): 4-11.

Payment, P. and Pintar, K. (2006). Waterborne pathogens: a critical assessment of methods, results and data analysis. *Rev. Sci. Eau*, 19: 233–245.

Payment, P., Waite, M. and Dufour, A. (2003). Chapter 2: Introducing parameters for the assessment of drinking water quality. In: Assessing microbial safety of drinking water. Dufour, A. et al. eds. World Health Organization and The Organization for Economic Co-operation and Development. IWA Publishing, London, UK. Pp. 47-77.

Pope, M.L., Bussen, M., Feige, M.A., Shadix, L., Gonder, S., Rodgers, C., Chambers, Y., Pulz, J., Miller, K., Connell, K. and Standridge, J. (2003). Assessment of the effects of holding time and temperature on *Escherichia coli* densities in surface water samples. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(10): 6201-6207.

Pressman, J.G., Lee, W.H., Bishop, P.L. and Wahman, D.G. (2012). Effect of free ammonia concentration on monochloramine penetration within a nitrifying biofilm and its effect on activity, viability, and recovery. *Water Res.*, 46(3): 882-894.

Rasheed, S., Hashmi, I. and Campos, L. (2016). Inactivation of *Escherichia coli* and *Salmonella* with chlorine in drinking waters at various pH and temperature levels. *Proceedings of the Pakistan Academy of Sciences*, 53(2B): 83-92.

Rice, E.W. and Johnson, C.H. (2000). Short communication: Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in dairy cattle drinking water. *J. Dairy Sci.*, 83(9): 2021-2023.

Rice, E.W., Johnson, C.H., Wild, D.K., Reasoner, D.J. (1992). Survival of *Escherichia coli* O157: H7 in drinking water associated with a waterborne disease outbreak of hemorrhagic colitis. *Lett. Appl. Microbiol.*, 15 (2): 38-40.

Rice, E.W., Clark, R.M. and Johnson, C.H. (1999). Chlorine inactivation of *Escherichia coli* O157:H7. *Emerg. Infect. Dis.*, 5(3): 461-463.

Risebro, H.L., Doria, M.F., Andersson, Y., Medema, G., Osborn, K., Schlosser, O. and Hunter, P.R. (2007). Fault tree analysis of the causes of waterborne outbreaks. *J. Water Health*, 5(Suppl. 1): 1-18.

Robertson, W., Stanfield, G., Howard, G. and Bartram, J. (2003). Chapter 6 - Monitoring the quality of drinking water during storage and distribution. In: *Assessing microbial safety of drinking water*. Dufour, A. et al. eds. World Health Organization and The Organization for Economic Co-operation and Development. IWA Publishing, London, UK. Pp. 179-204.

Saby, M., Larocque, M., Pinti, D.L., Barbecot, F., Gagné, S., Barnetche, D. and Cabana, H. (2017). Regional assessment of concentrations and sources of pharmaceutically active compounds, pesticides, nitrate, and *E. coli* in post-glacial aquifer environments (Canada). *Sci. Total Environ.*, 579: 557-568.

Sampson, R.W., Swiatnicki, S.A., Osinga, V.L., Supita, J.L., McDermott, C.M. and Kleinheinz, G.T. (2006). Effects of temperature and sand on *E. coli* survival in a Northern lake water microcosm. *J Water Health*, 4(3): 389-393.

Santé Canada (1996). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Les chloramines*. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2006). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Les trihalométhanes*. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2008a). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Le chlorite et le chlorate*. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2008b). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Les acides haloacétiques*. 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 l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2009) *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Le chlore*. 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 l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2011). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — N-nitrosodiméthylamine (NDMA)*. 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 l'adresse :

<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2012a). 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. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>.

Santé Canada (2012b). 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. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2013). Conseils pour un approvisionnement en eau potable salubre dans les secteurs de compétence fédérale – Version 2, Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2015). Conseils concernant l'émission et l'annulation des avis d'ébullition de l'eau dans les approvisionnements d'eau potable au Canada. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2018a). Document de conseils sur la matière organique naturelle dans l'eau potable - en cours de préparation. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario

Santé Canada (2018b). Conseils sur l'utilisation des entérocoques comme bactéries indicatrices dans les sources d'approvisionnement en eau potable canadiennes - en cours de préparation. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario.

Santé Canada (2018c). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Le bromate. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2018d). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Protozoaires entériques : *Giardia* et *Cryptosporidium* - en cours de préparation. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>

Santé Canada (2018e). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Les virus entériques - en cours de préparation. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>.

Santé Canada (2018f). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Les coliformes totaux – en cours de préparation. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>.

Santé Canada (2018g). Communication personnelle avec Tim Beattie. Analyse fondée sur les données tirées de l'application sur les avis concernant la qualité de l'eau potable – Application du Réseau canadien de renseignements

sur la santé publique application. Application disponible à l'adresse :
<https://www.cnphi-rcrsp.ca/cnphi/faces/login.xhtml>

Santé Canada (2018h). Résumé des données de surveillance sur *E. coli* tirées de rapports annuels sur la qualité de l'eau potable publiés par des services canadiens d'alimentation en eau potable. Disponible sur demande.

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

Smeets, P., Rietveld, L., Hijnen, W., Medema, G. and Stenstrom, T-A. (2006). Efficacy of water treatment processes. in: *MicroRisk - microbiological risk assessment: A scientific basis for managing drinking water safety from source to tap*. April 2006. (available from: www.kwrwater.nl).

Smeets, P.W.M.H., Medema, G.J. and Van Dijk, J.C. (2009). The Dutch secret: How to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. *Drink. Water Eng. Sci.*, 2(1): 1-14.

Soller, J., Embrey, M., Tuhela, L., Ichida, A. and Rosen, J. (2010). Risk-based evaluation of *Escherichia coli* monitoring data from undisinfected drinking water. *J. Environ. Manage.*, 91(11): 2329-2335.

Sommer, R., Lhotsky, M., Haider, T. and Cabaj, A. (2000). UV inactivation, liquid-holding recovery, and photoreactivation of *Escherichia coli* O157 and other pathogenic *Escherichia coli* strains in water. *J. Food Prot.*, 63(8): 1015-1020.

Speight, V.L., Kalsbeek, W.D. and DiGiano, F.A. (2004). Randomized stratified sampling methodology for water quality in distribution systems. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 130(4): 330-338.

St Laurent, J. and Mazumder, A. (2012). The influence of land-use composition on fecal contamination of riverine source water in Southern British Columbia. *Water Resour. Res.*, 48(12).

Staben, N., Nahrstedt, A., Merkel, W. (2015). Securing safe drinking water supply under climate change conditions. *Water Sci. Technol.-W. Sup.*, 15 (6): 1334-1342.

Staley, Z.R., Grabuski, J., Sverko, E., Edge, T.A. (2016). Comparison of microbial and chemical source tracking markers to identify fecal contamination sources in the Humber River (Toronto, Ontario, Canada) and associated storm water outfalls. *Appl. Environ. Microbiol.*, 82 (21):6357-6366.

Standridge, J. (2008). *E. coli* as a public health indicator of drinking water quality. *J. Am. Water Works Assoc.*, 100(2): 65-75.

Statistique Canada (2013a). Enquête sur les ménages et l'environnement (EME), 2011.

Stanfield, G., LeChevallier, M. and Snozzi, M. (2003). Chapter 5: Treatment Efficiency In: *Assessing microbial safety of drinking water*. Dufour, A. et al. eds. World Health Organization and The Organization for Economic Cooperation and Development. IWA Publishing, London, UK. pp. 159-178.

Stea, E.C., Truelstrup Hansen, L., Jamieson, R.C. and Yost, C.K. (2015). Fecal contamination in the surface waters of a rural and an urban-source watershed. *J. Environ. Qual.*, 44(5): 1556-1567.

Szabo, J. and Minamyer, S. (2014). Decontamination of chemical agents from drinking water infrastructure: A literature review and summary. *Environ. Int.*, 72: 119-123.

Tenaillon, O., Skurnik, D., Picard, B. and Denamur, E. (2010). The population genetics of commensal *Escherichia coli*. *Nat. Rev. Microbiol.*, 8(3): 207-217.

Thomas, M.K., Charron, D.F., Waltner-Toews, D., Schuster, C., Maarouf, A.R. and Holt, J.D. (2006). A role of high impact weather events in waterborne disease outbreaks in Canada, 1975-2001. *Int. J. Environ. Health Res.*, 16(3): 167-180.

Tymensen, L.D., Pyrdok, F., Coles, D., Koning, W., Mcallister, T.A., Jokinen, C.C., Dowd, S.E. and Neumann, N.F. (2015). Comparative accessory gene fingerprinting of surface water *Escherichia coli* reveals genetically diverse naturalized population. *J. Appl. Microbiol.*, 119(1): 263-277.

UE (1998). Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. *Journal officiel des Communautés européennes*. L 330/32 5.12.98.

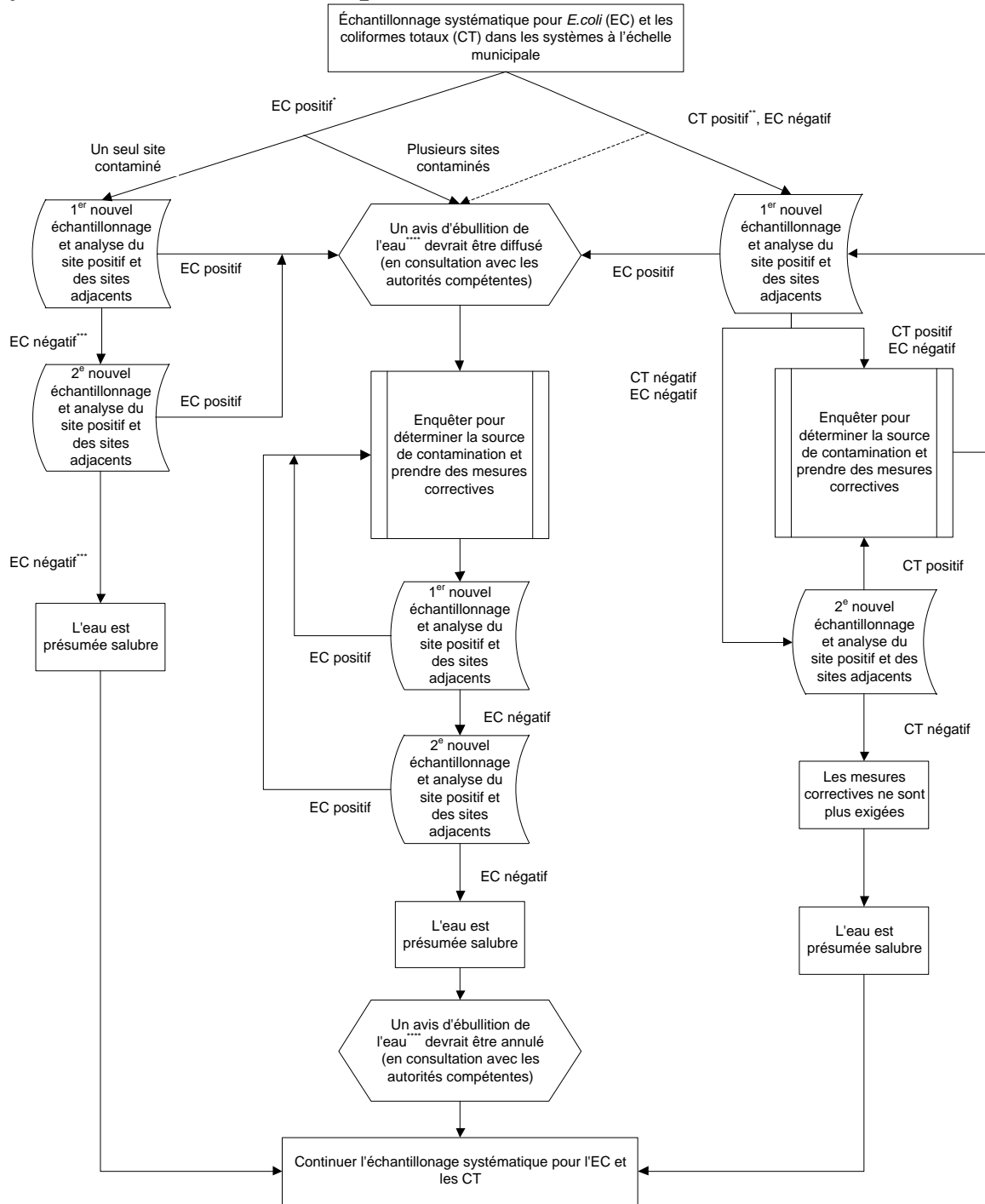
- U.S. EPA (1991). Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. EPA (1999). EPA guidance manual: Disinfection profiling and benchmarking. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. (EPA-815-R-99-013).
- U.S. EPA (2006a). 40 CFR parts 9, 141 and 142. National primary drinking water regulations: Ground water rule. final rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Fed. Regist., 71(216): 65573–65660.
- U.S. EPA (2006b). National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment; final rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Fed. Regist., 71(3):678–671; 782–783.
- U.S. EPA (2006c). Ultraviolet disinfection guidance manual. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (Report No. EPA/815/R-06/007).
- U.S. EPA (2013). National primary drinking water standards: Revisions to the total coliform rule. final rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Fed. Regist., 78(30): 10269.
- U.S. EPA (2017a). Analytical methods approved for compliance monitoring under the groundwater rule. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA 821-F-17-004.
- U.S. EPA (2017b). Analytical methods approved for compliance monitoring under the revised total coliform rule. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA 821-F-17-004.
- Valeo, C., He, J., Checkley, S. and Neumann, N. (2016). Rainfall and microbial contamination in Alberta well water. J. Environ. Eng. Sci., 11(1): 18-28.
- van der Kooij, D. and van der Wielen, P.W.J.J. (2014). Chapter 15 – Research needs. In: Microbial growth in drinking-water supplies: Problems, causes, control and research needs. IWA Publishing, London, UK. Pp. 423-443
- Van Dyke, M.I., Ong, C.S.L., Prystajecy, N.A., Isaac-Renton, J.L. and Huck, P.M. (2012). Identifying host sources, human health risk and indicators of *Cryptosporidium* and *Giardia* in a Canadian watershed influenced by urban and rural activities. J. Water Health, 10(2): 311-323.
- Van Elsas, J.D., Semenov, A.V., Costa, R. and Trevors, J.T. (2011). Survival of *Escherichia coli* in the environment: Fundamental and public health aspects. ISME J., 5(2): 173-183.
- van Lieverloo, J.H.M., Mesman, G.A.M., Bakker, G.L., Baggelaar, P.K., Hamed, A. and Medema, G. (2007). Probability of detecting and quantifying faecal contaminations of drinking water by periodically sampling for *E. coli*: A simulation model study. Water Res., 41(19): 4299-4308.
- Wahman, D.G. and Pressman, J.G. (2015). Distribution system residuals-is "detectable" still acceptable for chloramines? J. Am. Water Works Assoc., 107(8): 53-63.
- Walk, S.T., Alm, E.W., Calhoun, L.M., Mladonicky, J.M. and Whittam, T.S. (2007). Genetic diversity and population structure of *Escherichia coli* isolated from freshwater beaches. Environ. Microbiol., 9(9): 2274-2288.
- Wallender, E.K., Ailes, E.C., Yoder, J.S., Roberts, V.A., Brunkard, J.M. (2014). Contributing Factors to Disease Outbreaks Associated with Untreated Groundwater. Groundwater, 52 (6): 886-897.
- Wang, G. and Doyle, M.P. (1998). Survival of enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157:H7 in water. J. Food Prot., 61(6): 662-667.
- Whitman, R.L., Shively, D.A., Pawlik, H., Nevers, M.B. and Byappanahalli, M.N. (2003). Occurrence of *Escherichia coli* and enterococci in *Cladophora* (Chlorophyta) in nearshore water and beach sand of Lake Michigan. Appl. Environ. Microbiol., 69: 4714-4719.
- Williams, M.M. and Braun-Howland, E.B. (2003). Growth of *Escherichia coli* in model distribution system biofilms exposed to hypochlorous acid or monochloramine. Appl. Environ. Microbiol., 69(9): 5463-5471.
- Wojcicka, L., Hofmann, R., Baxter, C., Andrews, R.C., Auvray, I., Lière, J., Miller, T., Chauret, C. and Baribeau, H. (2007). Inactivation of environmental and reference strains of heterotrophic bacteria and *Escherichia coli* O157:H7 by free chlorine and monochloramine. J. Water Supply Res. T., 56(2): 137-150.
- Wu, J., Long, S.C., Das, D. and Dorner, S.M. (2011). Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. J. Water Health, 9(2): 265-278.

Zhang, Y., Hong, P.-., LeChevallier, M.W. and Liu, W.-. (2015). Phenotypic and phylogenetic identification of coliform bacteria obtained using 12 coliform methods approved by the U.S. Environmental Protection Agency. *Appl. Environ. Microbiol.*, 81(17): 6012-6023.

Zhi, S., Banting, G., Li, Q., Edge, T.A., Topp, E., Sokurenko, M., Scott, C., Braithwaite, S., Ruecker, N.J., Yasui, Y., McAllister, T., Chui, L. and Neumann, N.F. (2016). Evidence of naturalized stress-tolerant strains of *Escherichia coli* in municipal wastewater treatment plants. *Appl. Environ. Microbiol.*, 82(18): 5505-5518.

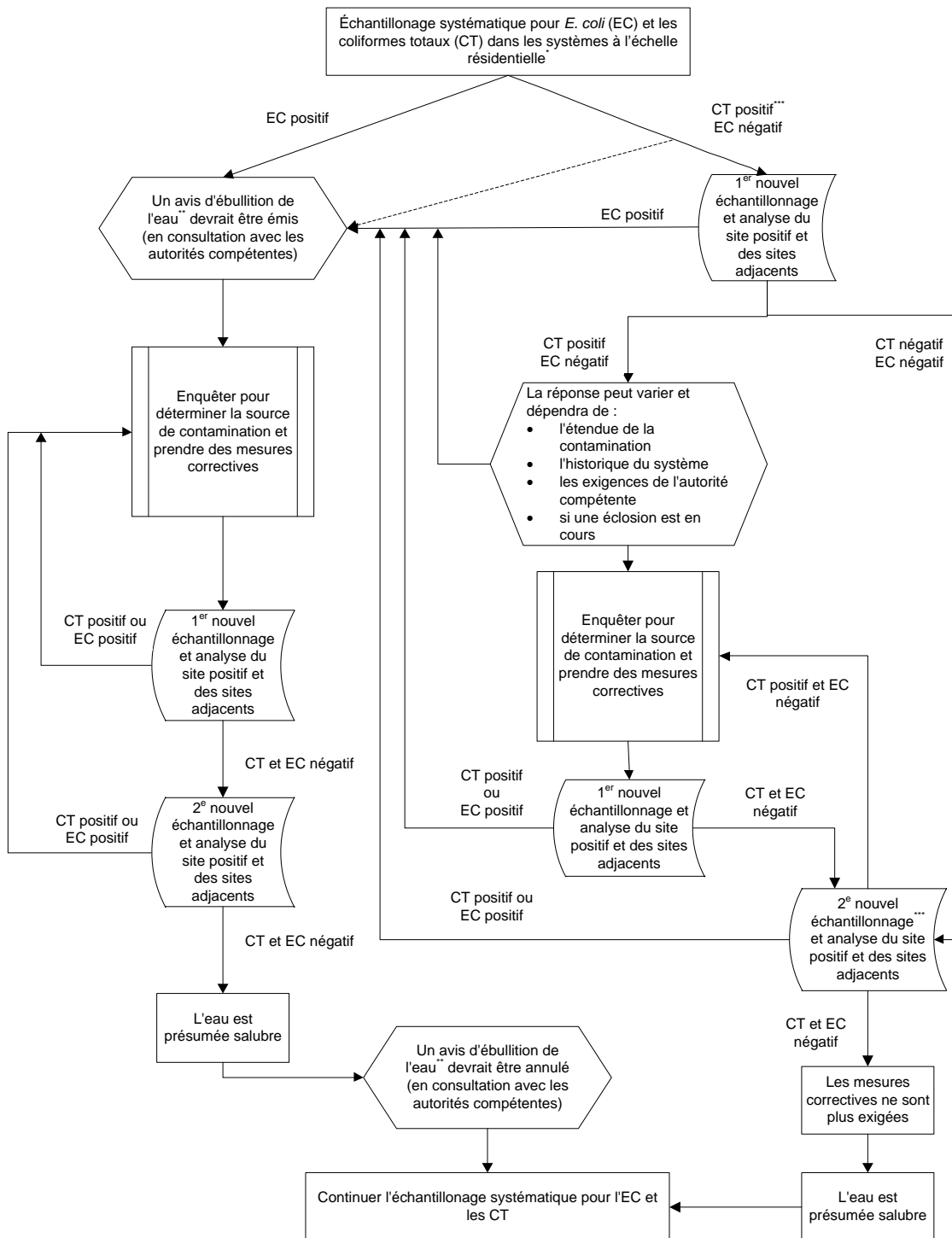
Zimmer-Thomas, J.L., Slawson, R.M. and Huck, P.M. (2007). A comparison of DNA repair and survival of *Escherichia coli* O157:H7 following exposure to both low- and medium- pressure UV irradiation. *J. Water Health*, 5(3): 407-415.

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'arbre 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



*Les propriétaires de systèmes privés (p.ex. un puits individuel desservant un foyer rural) sont responsables de la qualité microbiologique de l'eau entrant dans le système. Les autorités sanitaires devraient toutefois être en mesure, le cas échéant, de fournir des conseils concernant des mesures correctives.

**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
UFC	unité formant colonie
RCRSP	Réseau canadien de renseignements sur la santé publique
CT	concentration résiduelle de désinfectant par durée de contact du désinfectant
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
UE	Union européenne
ESSIDES	eau souterraine sous l'influence directe d'eaux de surface
CMA	concentration maximale acceptable
MCL	niveau maximum de contaminant (États-Unis)
MCLG	objectif de niveau maximum de contaminant (États-Unis)
NSF	NSF International
P-A	présence-absence
PCR	amplification par la polymérase avec transcription inverse
AQ	assurance de la qualité
CQ	contrôle de la qualité
OI	osmose inverse
CCN	Conseil canadien des normes
UV	ultraviolet
VMNC	viable mais non cultivable