



Santé
Canada Health
Canada

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

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

Conseils sur l'utilisation des entérocoques comme indicateur dans les sources d'approvisionnement en eau potable canadiennes



Canada

Santé Canada est le ministère fédéral responsable d'aider les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Santé Canada s'est engagé à améliorer la vie de tous les Canadiens et à faire du Canada l'un des pays où les gens sont le plus en santé au monde, comme en témoignent la longévité, les habitudes de vie et l'utilisation efficace du système public de soins de santé.

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document de conseils – Conseils sur l'utilisation des *entérocoques* comme indicateur dans les sources d'approvisionnement en eau potable canadiennes

est disponible sur l'internet à l'adresse suivante :

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

Also available in English under the title:

Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guidance Document – Guidance on the use of *Enterococci* as an Indicator in Canadian Drinking Water Supplies

Pour obtenir plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada
Indice de l'adresse 0900C2
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Tél. : 613-957-2991
Sans frais : 1-866-225-0709
Télééc. : 613-941-5366
ATS : 1-800-465-7735
Courriel : hc.publications-publications.sc@canada.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de la Santé, 2020

Publié: Juin 2020

La présente publication peut être reproduite sans autorisation pour usage personnel ou interne seulement, dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat.: H144-68/2020F-PDF
ISBN: 978-0-660-34307-5
Pub.: 190625

**Conseils sur l'utilisation des
entérocoques comme indicateur
dans les sources
d'approvisionnement en eau
potable canadiennes**

**Santé Canada
Ottawa, Ontario**

Juin 2020

Le présent document peut être cité de la manière suivante :

Santé Canada (2020). Conseils sur l'utilisation des entérocoques comme indicateur dans les sources d'approvisionnement en eau potable canadiennes. 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). (N° de catalogue – H144-68/2020F-PDF).

Ce document a été rédigé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement.

Prière d'adresser toute question ou tout commentaire au sujet du présent document à l'adresse suivante :

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

Tél. : 1-833-223-1014 (sans frais)
Télécopieur : 613 952-2574
Courriel : hc.water-eau.sc@hc-sc.gc.ca

D'autres documents techniques sur les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada se trouvent à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/qualite-eau/eau-potable.html>

Renseignements généraux sur les documents de conseils

Santé Canada collabore avec les provinces, les territoires et les organismes fédéraux pour formuler les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Au fil des ans, de nouvelles méthodologies et approches ont amené Santé Canada, en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable, à mettre au point un nouveau type de document, soit des documents de conseils, pour fournir des conseils et des avis sur des questions liées à la qualité de l'eau potable pour des paramètres qui ne requièrent pas de recommandations officielles pour la qualité de l'eau potable au Canada.

Des documents de conseils sont élaborés pour fournir des conseils sur les opérations et la gestion portant sur certaines questions liées à l'eau potable (tel que les avis d'ébullition de l'eau) ou de rendre accessibles des renseignements sur l'évaluation des risques pour la santé lorsqu'une recommandation n'est pas nécessaire.

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada sont établies dans le cas de contaminants qui répondent à tous les critères suivants :

1. l'exposition au contaminant pourrait entraîner des effets néfastes sur la santé;
2. le contaminant est souvent détecté, ou l'on pourrait s'attendre à le trouver, dans un grand nombre de systèmes d'approvisionnement en eau potable du Canada;
3. la concentration à laquelle il est détecté ou à laquelle on pourrait s'attendre à le détecter est susceptible d'avoir des effets sur la santé.

Si un contaminant d'intérêt ne satisfait pas à ces critères, Santé Canada, en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable, peut décider de ne pas établir de recommandation numérique ou de document technique. Dans ce cas, un document de conseils peut être élaboré.

Le processus d'élaboration des documents de conseils est sensiblement le même que pour les documents techniques et comprend également des consultations publiques au moyen du site Web de Santé Canada. Ces documents permettent de fournir des renseignements aux autorités en matière d'eau potable et, dans certains cas, peuvent aider à orienter les interventions en cas de déversement ou d'autres situations d'urgence.

Sommaire

Les entérocoques sont un indicateur bactérien de contamination fécale. Leur présence dans l'eau potable indique que des agents pathogènes fécaux peuvent être présents, ce qui peut poser un risque pour la santé des consommateurs. Dans le cadre d'un programme de surveillance de l'eau potable, ils peuvent fournir de l'information sur la qualité de la source d'eau, l'adéquation du traitement et la salubrité de l'eau acheminée jusqu'au consommateur.

Santé Canada a terminé son examen des entérocoques dans l'eau potable. Ce document de conseils, qui a été rédigé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. Il décrit l'importance des entérocoques comme indicateur bactérien de la qualité et de la salubrité de l'eau potable, ainsi que les considérations relatives à l'échantillonnage et au traitement.

Évaluation

Dans le cadre d'une approche de la source au robinet destinée à produire une eau potable de haute qualité, les entérocoques sont un indicateur complémentaire de la contamination fécale. Pour les secteurs de compétence qui envisagent d'effectuer une surveillance en plus des exigences réglementaires, ce paramètre peut compléter les programmes existants de surveillance d'*E. coli* et des coliformes totaux, pour permettre une meilleure compréhension de la qualité microbiologique de l'eau et d'éclairer la prise de décision. Un avantage important des entérocoques est qu'ils sont un peu plus résistants aux stress environnementaux et aux désinfectants de l'eau potable qu'*E. coli*, bien que les deux soient facilement inactivés par la désinfection de l'eau potable. Les entérocoques peuvent persister plus longtemps qu'*E. coli* dans certains milieux aquatiques. Ce sont donc de bons indicateurs bactériens capables de préciser quels sont les problèmes de contamination fécale dans les systèmes soupçonnés d'être susceptibles à la contamination fécale, tels que les sources d'eau souterraine non désinfectées et les réseaux de distribution, mais où *E. coli* n'a pas été trouvée ou est rarement détectée. Le présent document vise à fournir aux intervenants, tel que les organismes de réglementation provinciaux et territoriaux, les décideurs, les propriétaires de systèmes d'eau, les laboratoires et les consultants, des recommandations sur l'emploi des entérocoques dans un programme de surveillance de l'eau potable en vue de cerner et d'atténuer les risques microbiologiques dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable canadiens.

Situation internationale

Les recommandations, normes ou directives relatives à la qualité de l'eau potable établies par des gouvernements étrangers ou des agences internationales peuvent varier en raison des connaissances scientifiques disponibles au moment de l'évaluation, ainsi que de l'utilisation de différentes politiques et approches. Les entérocoques servent couramment à l'évaluation de la qualité de l'eau dans plusieurs régions du monde, quoique d'autres indicateurs comme *E. coli* soient plus souvent utilisés. L'Organisation mondiale de la Santé et les autorités australiennes responsables de l'eau potable indiquent que les entérocoques peuvent servir à évaluer la qualité des sources d'approvisionnement en eau, de l'eau traitée et de l'eau distribuée, sans toutefois établir de recommandation pour l'eau potable. La directive sur l'eau potable de l'Union européenne inclut les entérocoques à titre de paramètre de vérification en vue de la surveillance dans les réseaux de distribution de l'eau potable – aucun entérocoque ne devant être détecté dans un volume de 100 ml d'eau – et des exigences en matière de tests moins fréquents que ne le

prévoient les paramètres de surveillance de routine.

L'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) n'a pas établi de recommandation pour l'eau potable en ce qui concerne les entérocoques. La Ground Water Rule comprend les entérocoques de même que l'*E. coli* et les coliphages comme options lors de tests de dépistage d'indicateurs de contamination fécale lorsque des coliformes totaux sont détectés dans des systèmes d'eau souterraine non traitée.

Table des matières

Renseignements généraux sur les documents de conseils	i
Sommaire	ii
Évaluation	ii
Situation internationale	ii
Partie A. Conseils sur l'utilisation des entérocoques comme indicateur dans les sources d'approvisionnement en eau potable canadiennes	1
A.1 Objectif	1
A.2 Contexte	1
A.3 Utilisation des entérocoques pour évaluer la qualité de l'eau potable	1
A.4 Considérations liées à la surveillance	2
Partie B. Renseignements complémentaires.....	4
B.1 Descriptions, sources et survie.....	4
B.1.1 Descriptions et sources	4
B.1.2 Survie.....	6
B.2 Importance dans l'eau.....	7
B.2.1 Présence dans l'eau de surface	7
B.2.2 Présence dans l'eau souterraine.....	7
B.2.3 Présence dans l'eau traitée et le réseau de distribution	8
B.2.4 Les entérocoques en tant qu'indicateurs.....	9
B.2.4.1 Surveillance des sources d'approvisionnement en eau.....	10
B.2.4.2 Surveillance de l'eau traitée et distribuée.....	10
B.2.5 Liens avec les microorganismes pathogènes	11
B.3 Méthodes analytiques	12
B.3.1 Méthodes par culture	12
B.3.2 Méthodes moléculaires	14
B.3.3 Échantillonnage aux fins de détection des entérocoques.....	15
B.4 Considérations relatives au traitement	16
B.5 Contexte international.....	18
B.6 Lacunes en matière de recherche	18
Partie C. Références et acronymes	20
C.1 Références.....	20
C.2 Liste des acronymes.....	29

Partie A. Conseils sur l'utilisation des entérocoques comme indicateur dans les sources d'approvisionnement en eau potable canadiennes

A.1 Objectif

Le présent document vise à fournir aux gouvernements provinciaux et territoriaux, aux autres ministères et aux intervenants (tels que les propriétaires de systèmes d'eau et les laboratoires) des recommandations sur la façon dont les entérocoques peuvent servir d'indicateur dans les programmes de surveillance de l'eau potable.

A.2 Contexte

Dans les programmes de surveillance de l'eau potable, des organismes indicateurs sont utilisés pour évaluer la salubrité microbiologique de l'eau, car la détection directe d'organismes pathogènes reste peu pratique. À l'échelle mondiale, *E. coli* est largement utilisé comme premier indicateur de choix pour détecter la contamination fécale dans l'eau potable. L'utilisation d'*E. coli* comme premier indicateur de la contamination fécale ainsi que les coliformes totaux comme indicateur général de la qualité de l'eau en présence de contamination microbienne fait partie d'une approche internationalement reconnue pour attester que l'eau potable a été traitée de manière adéquate. Cependant, *E. coli* est plus sensible aux stress environnementaux et aux désinfectants de l'eau potable que de nombreux types de bactéries, de virus et de protozoaires; l'absence d'*E. coli* ne signale donc pas nécessairement l'absence de ces microorganismes. L'industrie de l'eau potable a donc étudié la possibilité d'utiliser des indicateurs alternatifs ou supplémentaires pour fournir un complément d'information sur la qualité de l'eau. Le groupe des entérocoques fait partie de ces indicateurs.

A.3 Utilisation des entérocoques pour évaluer la qualité de l'eau potable

Dans de nombreuses parties du monde, les entérocoques ont été utilisés comme indicateur bactérien de contamination fécale dans le cadre de l'évaluation de la qualité des eaux récréatives, de l'eau potable et des eaux usées réutilisées. Il s'agit d'un groupe de bactéries robustes qui fournissent une forte indication de contamination fécale, et elles sont un peu plus résistantes aux stress environnementaux et aux désinfectants de l'eau potable qu'*E. coli*.

Les entérocoques, comme *E. coli*, peuvent être utilisés dans les programmes de surveillance de l'eau potable pour fournir des informations supplémentaires sur :

- la qualité de la source d'approvisionnement en eau,
- le caractère adéquat du traitement de l'eau potable;
- la qualité microbienne de l'eau dans le réseau de distribution.

Certains programmes de surveillance des eaux souterraines et des réseaux de distribution en Amérique du Nord et dans le monde ont montré que les entérocoques sont un bon indicateur supplémentaire, puisqu'ils fournissent un meilleur aperçu des événements de la contamination fécale dans les systèmes vulnérables. Étant donné leur plus grande persistance, les entérocoques peuvent être détectés alors qu'*E. coli* ne l'est pas. Par conséquent, les entérocoques peuvent être envisagés pour la surveillance des indicateurs microbiens dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable qui sont soupçonnés d'être susceptibles à la contamination fécale, mais où l'*E. coli*

n'a pas été trouvé ou a été détecté très rarement.

Les analyses de détection des entérocoques peuvent être utiles dans les situations suivantes :

- les programmes de surveillance des sources d'eau souterraine qui sont vulnérables à la contamination fécale (par exemple, selon les évaluations des sources d'approvisionnement en eau, les données microbiologiques historiques, ou les systèmes qui n'atteignent pas l'objectif minimum de 4 log pour l'élimination et/ou l'inactivation des virus entériques);
- des programmes de surveillance qui suivent les procédures de désinfection des conduites d'eau pour les systèmes d'approvisionnements en eau potable qui subissent fréquemment des perturbations (par exemple, des bris répétés de conduites ou des pertes de pression).

Pour d'autres milieux tels que les sources d'eau de surface et l'eau potable immédiatement après avoir été traitée ou être sortie de l'usine de traitement, les données sont moins claires quant aux différences importantes dans la survie et la détection des entérocoques et des *E. coli*.

Les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable qui envisagent d'utiliser les entérocoques doivent être conscients des limites de ce groupe d'indicateurs, à savoir leur détection dans un plus grand nombre d'habitats non fécaux qu'*E. coli*; et les données comparatives de détection très limitées. Jusqu'à ce que davantage de données soient disponibles, il est recommandé de considérer les entérocoques comme un indicateur complémentaire de la contamination fécale. Le recours à plusieurs indicateurs permet de mieux comprendre les variations de qualité microbienne de l'eau et augmente la probabilité de détecter les périodes de risque plus élevé pour la santé humaine; cette approche est étayée par la littérature sur l'eau potable.

Les décisions concernant le recours aux entérocoques comme paramètre de surveillance dans un contexte réglementaire ou législatif doivent être prises par l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné en coopération avec les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable. Les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable qui envisagent de procéder à une surveillance volontaire des entérocoques devraient fonder leurs décisions sur une évaluation propre au site. Ils devraient également consulter l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné pour confirmer les exigences propres au système et les mesures correctives nécessaires si des entérocoques sont détectés (voir le point A.4).

A.4 Considérations liées à la surveillance

L'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné et les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable doivent comprendre que les indicateurs bactériens fécaux sont utilisés pour vérifier l'efficacité des procédés de traitement en place pour la production d'eau potable salubre, et non comme indicateurs rapide de problèmes opérationnels du système. Cependant, ils peuvent signaler aux responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable de graves problèmes de qualité de l'eau qui nécessitent une intervention. Idéalement, les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable qui

souhaitent atteindre leur objectif de réduire au minimum les risques et d'assurer la qualité de l'eau potable devraient axer leurs stratégies sur l'amélioration de la gestion des processus. Par exemple, l'élaboration d'un plan de salubrité de l'eau peut cerner les dangers et les risques prioritaires du système d'approvisionnements en eau potable ainsi que les outils de surveillance nécessaires pour voir à ce que le système fournit de l'eau potable au degré de qualité souhaité.

Pour tout système d'approvisionnement en eau potable, la fréquence d'échantillonnage variera en fonction des objectifs du programme de surveillance, tel qu'indiqué à la section B.3.3. La présence d'entérocoques est une preuve de la vulnérabilité potentielle de la source d'approvisionnement en eau ou de l'eau traitée et distribuée à la contamination fécale. La détection devrait donner lieu à des mesures correctives, comme une évaluation des sources ou causes potentielles et de l'efficacité des procédés de traitement en place pour la production d'eau potable salubre. Lorsque des entérocoques sont détectés dans un échantillon d'eau potable, il convient de mettre en place des mesures de confirmation, d'avis et de correction similaires à celles décrites dans le document technique sur *E. coli*.

Partie B. Renseignements complémentaires

B.1 Descriptions, sources et survie

B.1.1 Descriptions et sources

Les entérocoques appartiennent au genre bactérien *Enterococcus*. Ce sont des bactéries Gram positif, de forme sphérique, se présentant seules, en paires ou en chaînettes.

La classification des entérocoques a évolué au cours des années. Ces bactéries ont d'abord été considérées comme une division du genre *Streptococcus* qui satisfaisait aux exigences suivantes : capacité de croître à une température entre 10 °C et 45 °C, de survivre pendant 30 minutes à 60 °C, et de croître à pH 9,6 et dans une solution contenant 6,5 % de NaCl. Les entérocoques ont aussi porté le nom de streptocoques fécaux, car ils ont été découverts dans des intestins d'animaux. L'élaboration de méthodes moléculaires a mené à la création d'un nouveau genre, *Enterococcus*, en 1984 (Fisher et Phillips, 2009).

On estime actuellement que le genre *Enterococcus* compte plus de 30 espèces classées en cinq ou six grands groupes (*E. faecalis*, *E. faecium*, *E. avium*, *E. gallinarum*, *E. italicus* et *E. cecorum*) (Svec et Devriese, 2009; Byappanahalli et coll., 2012a). Par contre, le nombre exact d'espèces, leurs divisions et l'étendue des habitats qu'ils peuplent sont encore incertains (Del Mar Lleò et coll., 2005). Les termes « entérocoque », « streptocoque fécal » et « entérocoque intestinal » figurent dans la littérature traitant de l'eau potable, mais, pour des raisons pratiques, ils peuvent être considérés comme essentiellement synonymes et interchangeable (Del Mar Lleò et coll., 2005; Byappanahalli et coll., 2012a).

Les entérocoques sont présents naturellement dans les intestins des humains et d'une gamme d'animaux, dont les mammifères, les oiseaux, les reptiles et les insectes. Les excréments humains et animaux constituent un habitat pour pratiquement toutes les espèces d'entérocoques (Byappanahalli et coll., 2012a). Bien que les entérocoques fassent partie de la flore fécale naturelle, certains d'entre eux ont été mis en cause dans des infections opportunistes. Ces infections se sont produites à l'extérieur des intestins dans les conditions suivantes : le système immunitaire du patient était affaibli, le patient présentait des lésions tissulaires, ou la flore normale avait été perturbée par la prise d'antibiotiques sur ordonnance (Tendolkar et coll., 2003). La consommation d'eau potable traitée n'a pas été signalée comme une voie d'exposition pouvant causer des infections.

Des entérocoques ont aussi été détectés dans des milieux environnementaux divers (Byappanahalli et coll., 2012a; Staley, 2014) : des plantes, des fleurs, des légumes, des céréales et des graminées (Mundt et coll., 1962; Müller et coll., 2001; Ott et coll., 2001; Sánchez Valenzuela et coll., 2012); du sable provenant de milieux marins ou d'eau douce, de la terre et des sédiments (Obiri-Danso et Jones, 2000; Ran et coll., 2013); ainsi que des tapis d'algues vertes du genre *Cladophora*, des algues de mer en décomposition et des plantes aquatiques submergées (Anderson et coll., 1997; Whitman et coll., 2003; Badgley et coll., 2010; Byappanahalli et coll., 2012a).

Leur concentration dans les selles humaines et animales se situe généralement autour de 10^3 à 10^7 cellules par gramme (Ashbolt et coll., 2001; Leclerc et coll., 2001; Ervin et coll., 2013). La quantité présente dans les selles des espèces animales peut varier considérablement et, au cours de certaines études, des quantités plus importantes d'entérocoques ont été détectées dans les selles des animaux de ferme et des animaux domestiques que dans les selles humaines (Ervin

et coll., 2013; Masters et coll., 2015). Habituellement, le nombre d'entérocoques dans les selles humaines et animales est plus petit que le nombre d'*E. coli* par un à plusieurs ordres de grandeur (sur une échelle logarithmique de base 10) (Donnison, 1992; Cabral, 2010; Ervin et coll., 2013, Boehm et Sassoubre, 2014). En général, les concentrations d'entérocoques dans les eaux des rivières et des lacs tempérés se situent généralement sous les 10^3 unités formants colonies (UFC) par 100 ml d'eau (Jenkins et coll., 2005; Ran et coll., 2013). Par contre, ces concentrations peuvent s'accroître en réponse à une chute de pluie, des échantillons d'eau de surface ayant affiché des concentrations de 10^4 à 10^5 UFC par 100 ml d'eau (Haack et coll., 2003; Wilkes et coll., 2009; Nnane et coll., 2011). Des concentrations dépassant 10^2 UFC par 100 ml ont été signalées pour des échantillons de sources d'eaux souterraines contaminées (Atherholt et coll., 2003; Schneeberger et coll., 2014). Des concentrations de 10^4 organismes par gramme ont été documentées dans des sables, sols et sédiments de plage, tels que des algues (Whitman et coll., 2003, Ran et coll., 2013).

Les espèces les plus souvent détectées dans des niches entériques et environnementales sont *E. faecalis* et *E. faecium* (Staley et coll., 2014). *E. faecalis* et *E. faecium* sont les espèces prédominantes dans les excréments d'humains et d'animaux et les égouts. Parmi les autres espèces communément isolées dans les excréments d'humains et d'animaux, mais en moins grand nombre, figurent *E. durans*, *E. hirae*, *E. gallinarum* et *E. avium* (Poucher et coll., 1991; Moore et coll., 2008; Staley et coll., 2014). Plusieurs espèces (p. ex., *E. cecorum*, *E. columbae*, *E. casseliflavus*, *E. durans*, *E. hirae*, *E. mundtii*) ont également été identifiées comme membres communs de la flore intestinale saine de diverses espèces animales (Staley et coll., 2014; Splichalova et coll., 2015; Medeiros et coll., 2017; Beukers et coll., 2017). Parmi les membres du genre qui ont été observés parmi les plantes se trouvent *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. camelliae*, *E. casseliflavus*, *E. mundtii* et *E. sulfureus* (Collins et coll., 1986; Müller et coll., 2001; Ott et coll., 2001; Byappanahalli et coll., 2012a, Staley et coll., 2014). De nombreuses espèces d'entérocoques ont également été récupérées des sables et des sols (Byappanahalli et coll., 2012a; Ran et coll., 2013).

Des études sur les eaux souterraines et les eaux de surface indiquent que d'autres espèces d'entérocoques peuvent parfois être détectées aussi fréquemment ou plus fréquemment qu'*E. faecium* ou *E. faecalis* (Moore et coll., 2008; Suzuki et coll., 2012; Furtula et coll., 2013). Moore et coll. (2008) ont observé qu'*E. casseliflavus*, espèce étroitement associée aux milieux environnementaux, prédominait dans les eaux de ruissellement urbaines, et qu'*E. faecalis* et *E. hirae* dominaient dans les échantillons d'eaux usées. Seules quelques études ont porté sur la caractérisation des espèces d'entérocoques décelées dans les systèmes municipaux d'approvisionnement en eau potable et dans les sources d'eau souterraine. Les rapports disponibles ont systématiquement indiqué que les espèces fécales *E. faecalis* et *E. faecium* sont les deux espèces le plus souvent détectées dans ces sources (Sinton et Donnison, 1994; Celico et coll., 2004; Grammenou et coll., 2006; Jackson et coll., 2012; Peter et coll., 2012). D'autres espèces d'entérocoques ont été détectées, mais moins fréquemment (Sinton et Donnison, 1994; Jackson et coll., 2012).

Des entérocoques ont été trouvés dans l'environnement en l'absence de sources connues de contamination fécale (Whitman et coll., 2003; Byappanahalli et coll., 2012a, 2012b). Toutefois, les entérocoques peuvent toujours être considérés comme des indicateurs de pollution fécale à des fins plus pratiques (OMS et OCDE, 2003; AWWA, 2017). La détection d'entérocoques dans une source d'eau souterraine ou dans un échantillon d'eau potable est une

forte indication de pollution fécale récente et, à tout le moins, fournit des preuves d'une voie possible pour l'entrée de la contamination fécale. Pour mieux comprendre les problèmes qui touchent le système, une évaluation des espèces présentes et des origines possibles peut être entamée.

B.1.2 Survie

De nombreux facteurs influent sur la survie des indicateurs bactériens dans les milieux aquatiques, comme la température, l'exposition au soleil, la présence et les types d'autres microflores, la disponibilité des nutriments, la concentration d'oxygène, les interactions avec les sols et les milieux connexes, et le type d'eau concerné (par exemple, eaux souterraines, eaux de surface, eau de distribution traitée). Les entérocoques peuvent survivre dans l'eau pendant quelques heures à quelques semaines. Dans des habitats (p. ex. de la terre, du sable, des masses de matières provenant de végétaux aquatiques) qui peuvent procurer des nutriments et une protection contre les stress environnementaux, leur espérance de vie peut s'allonger jusqu'à atteindre des mois (Davies et coll., 1995; Pote et coll., 2009).

Certaines souches d'entérocoques peuvent réussir à établir des populations dans des habitats environnementaux où la persistance prolongée et une croissance potentielle sont possibles (Ishii et Sadowsky, 2008; Byappanahalli et coll., 2012b, Ran et coll., 2013; Staley et coll., 2014). Des résultats similaires ont été observés avec d'autres indicateurs bactériologiques de contamination fécale, tels que *E. coli* (Whitman et coll., 2003; Byappanahalli et coll., 2012b; Jang et coll., 2017). La contribution de ces habitats environnementaux à la présence d'indicateurs dans les sources d'approvisionnement en eau est mal comprise, et des études supplémentaires dans ce domaine sont nécessaires (Staley et coll., 2014). Les données existantes montrent que, là où elles ont été détectées, les populations d'entérocoques ne représentent qu'une petite partie de la microflore totale du sol (Byappanahalli et coll., 2006; 2012a). Néanmoins, des études supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre l'écologie des indicateurs fécaux dans le sol et les milieux connexes (Byappanahalli et coll., 2012a, 2012b). Par rapport aux sols ou aux masses de matière végétale, la plupart des milieux aquatiques offrent des conditions moins protectrices et moins riches en éléments nutritifs. La croissance des entérocoques dans les habitats aquatiques n'a pas été démontrée (Boehm et Sassoubre, 2014; Staley et coll., 2014).

Les entérocoques ont toujours été considérés comme plus résistants aux stress environnementaux, tels que de hauts taux de salinité ou la dessiccation, que les bactéries indicatrices de contamination fécale généralement utilisées, soit *E. coli* et les coliformes thermorésistants (WHO, 1997, 2004). Certains ont avancé l'idée que leur résistance accrue pourrait s'expliquer en partie par leur paroi cellulaire Gram positif plus épaisse que celle des autres bactéries indicatrices courantes (Byappanahalli et coll., 2012a). Un certain nombre d'études ont révélé que les entérocoques étaient capables de survivre plus longtemps qu'*E. coli* dans les eaux marines (Lessard et Sieburth, 1983; Sinton et coll., 1994; Bordalo et coll., 2002; Fujioka et Yoneyama, 2002; Sinton et coll., 2002). Les entérocoques ont également montré une plus grande tolérance à la dessiccation que *E. coli* dans des études sur la survie des indicateurs dans le sable des plages et les sols tropicaux (Byappanahalli et Fujioka, 2004; Mika et coll., 2009). En eau douce, les taux de survie différaient, certaines études montrant une survie plus longue pour *E. coli*/les coliformes fécaux et d'autres montrant une survie plus longue pour les entérocoques. (Sinton et coll., 2002; Anderson et coll., 2005; Deller et coll., 2006; Fisher et coll., 2012). Par conséquent, il est impossible de tirer des conclusions solides sur la survie comparative

des entérocoques et de *E. coli* dans les eaux douces. Les études évaluant la survie des indicateurs dans les eaux souterraines ont en général fait état de taux d'inactivation plus lents pour les entérocoques par rapport à *E. coli* ou aux coliformes fécaux (McFeters et coll., 1974; Keswick et coll., 1982; Bitton et coll., 1983; John et Rose, 2005). Ces données suggèrent que les entérocoques pourraient persister plus longtemps que ces indicateurs dans les eaux souterraines.

Lorsqu'ils sont soumis aux stress causés par un milieu aquatique, les entérocoques peuvent passer à l'état de cellules viables mais non cultivables, dans lequel ils ne croissent pas sur les milieux de culture, mais demeurent vivants et peuvent revenir à leur état initial lorsque les conditions leur sont favorables (Boehm et Sassoubre, 2014; Ramsey et coll., 2014). L'état de cellule viable mais non cultivable (VBNC) est une stratégie de survie primaire des bactéries qui a été observée chez bien des espèces, dont celles utilisées pour vérifier la qualité de l'eau potable (Ramsey et coll., 2014). Les effets de l'état VBNC sur l'emploi de méthodes microbiologiques normalisées pour l'analyse de la qualité de l'eau potable ne sont pas entièrement connus (van der Kooij and van der Wielen, 2014). Dans l'ensemble, on peut considérer que l'espérance de vie des entérocoques est du même ordre que celle de la plupart des bactéries pathogènes d'origine hydrique. Par contre, on s'accorde pour dire que les entérocoques ne survivent pas aussi longtemps dans l'environnement que les virus et les protozoaires pathogènes d'origine hydrique (Sinton et coll., 2002; Medema et coll., 2003).

B.2 Importance dans l'eau

B.2.1 Présence dans l'eau de surface

Les enquêtes sur les concentrations des indicateurs dans les bassins hydrographiques soumis aux apports de déchets agricoles et municipaux ont montré de fortes corrélations entre les détections d'entérocoques et d'*E. coli* et les valeurs moyennes et maximales similaires signalées pour ces organismes (Brookes et coll., 2005; Wilkes et coll., 2009; Niño de Guzmán et coll., 2012; Nnane et coll., 2011, Yard et coll., 2014).

B.2.2 Présence dans l'eau souterraine

Le *Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec* exige la surveillance des entérocoques dans les systèmes d'approvisionnements en eau potable alimentés par une eau souterraine non désinfectée dont la vulnérabilité est considérée comme élevée et qui compte une source de contamination fécale dans ses aires de protection; par une eau souterraine à laquelle est appliquée une désinfection sans que celle-ci permette d'atteindre l'enlèvement minimal de 99,99 % des virus susceptibles d'être présents; ou par une eau souterraine non désinfectée pour laquelle des résultats d'analyse d'échantillons prélevés dans le réseau de distribution ont révélé la présence de coliformes fécaux ou de bactéries *E. coli* (MDDELCC, 2016). Les données fournies par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) du Québec pour la période 2010-2014 ont montré que plus de 33 % de plus de 150 systèmes analysés pour les entérocoques ont rapporté au moins une détection positive (MDDELCC, 2016). En comparaison, des détections positives d'*E. coli* ont été signalées dans 18 % de plus de 200 stations (MDDELCC, 2016). Dans l'ensemble, seul un faible pourcentage des analyses pour les entérocoques et *E. coli* dans tous ces systèmes était positif (2,4 % et 1,4 % respectivement). Dans une étude menée au Québec concernant les effets sur la qualité de l'eau souterraine des pratiques d'épandage du fumier dans les bassins

hydrographiques, des entérocoques et *E. coli* ont été détectés dans 5,8 % et 1,5 %, respectivement, des échantillons (n = 1 260) (Gouvernement du Québec, 2004). La fréquence de détection de ces deux indicateurs dans les échantillons d'eaux souterraines des bassins hydrographiques dans lesquels du fumier avait été épandu n'était pas significativement différente de la fréquence observée dans les échantillons provenant des zones de contrôle.

L'examen des rapports concernant la qualité de l'eau potable préparés par les États membres de l'UE et par les autorités responsables en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné de l'Angleterre et de l'Irlande a révélé que la non-conformité relativement aux entérocoques était plus fréquente dans le cas des petits systèmes d'approvisionnement en eau potable que dans celui des plus grands systèmes (KWR, 2012; Commission européenne, 2015; DWI, 2016; EPA, 2016a, 2016b).

Certaines études sur les eaux souterraines ont démontré que les entérocoques sont plus persistants que les coliformes fécaux et l'*E. coli* dans les aquifères contaminés (Sinton et Donnison, 1994; Roser et coll., 2005; Naclerio et coll., 2008; Schneeberger et coll., 2014). Dans les études sur l'impact des fosses septiques sur les sources d'eau souterraine à proximité, les populations d'entérocoques étaient associées à des déclin plus graduels et leur nombre augmentait avec la distance par rapport à la source de contamination en comparaison avec les populations d'*E. coli* ou de coliformes thermotolérants (Sinton et Donnison, 1994; Schneeberger et coll., 2015).

B.2.3 Présence dans l'eau traitée et le réseau de distribution

Les données sur la détection des entérocoques dans l'eau traitée et dans les réseaux de distribution des systèmes municipaux d'approvisionnement en eau en Amérique du Nord sont limitées. Dans l'Union européenne (UE), d'après les rapports des États membres concernant les systèmes d'approvisionnement en eau potable à grande échelle, même si la plupart des États avaient mentionné qu'ils étaient conformes à 99 % aux paramètres microbiologiques de la directive du Conseil relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine de l'UE, de nombreuses zones d'approvisionnement en eau ont signalé au moins une incidence de non-conformité liée aux résultats d'échantillonnage des entérocoques et d'*E. coli* (KWR, 2012; Commission européenne, 2015). De nombreux rapports annuels fournis par les États membres montrent que les entérocoques sont détectés plus fréquemment et dans un plus grand nombre de zones d'approvisionnement en eau qu'*E. coli* (KWR, 2012; Commission européenne, 2015).

Des études sur des réseaux municipaux de distribution d'eau potable ont détecté les entérocoques en l'absence d'*E. coli*. D'autres signalent une détection plus fréquente d'entérocoques dans les échantillons prélevés dans les culs-de-sac ou dans les sections où la concentration de chlore résiduel dépassait 0,1 mg/L (Mendez et coll., 2004; Batté et coll., 2006).

Lors d'un examen des systèmes d'approvisionnement en eau potable ruraux de l'Alabama, Wedgworth et coll. (2015) ont observé que le nombre d'échantillons positifs pour les entérocoques était significativement plus grand que le nombre d'échantillons positifs pour *E. coli*, et ce, à tous les endroits échantillonnés (dans les puits, après traitement, après stockage, dans les conduites et à leur extrémité).

Les entérocoques étaient rarement détectés dans les biofilms des réseaux municipaux à grande échelle, et leur nombre était faible lorsqu'ils étaient présents. (Lee et Kim, 2003; Batté et coll., 2006; Långmark et coll., 2007). Bien que des entérocoques soient parfois isolés dans les

biofilms des réseaux de distribution, ils ne semblent pas être une composante importante de la matrice des biofilms.

Il existe des données concernant la détection des entérocoques (et d'autres indicateurs de contamination fécale) dans l'eau potable au point où celle-ci est consommée. Au Royaume-Uni, des échantillons d'eau servant à évaluer la conformité réglementaire sont prélevés directement des robinets des consommateurs. Selon les données provenant des autorités responsables en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné du Royaume-Uni et de l'Irlande, obtenues au cours des années 2010 à 2014, dans le cas des systèmes d'approvisionnement en eau potable desservant un large public, la grande majorité des échantillons prélevés était conforme à la norme réglementaire qui exige l'absence totale d'entérocoques (DWI, 2016; DWQR, 2016a, 2016b; EPA, 2016a, 2016b; Northern Ireland Water, 2016). Parmi les échantillons prélevés dans différentes municipalités pendant ces années, le nombre d'échantillons non conformes calculé selon le pays sur une période d'une année se situait entre 0 et 11. Bien que le nombre d'échantillons recueillis pour l'analyse des entérocoques était habituellement moins élevé que le nombre prélevé pour la détection d'*E. coli*, les entérocoques étaient parfois détectés à une fréquence relative plus élevée (DWI, 2016; DWQR, 2016a, 2016b; EPA, 2016a, 2016b; Northern Ireland Water, 2016).

B.2.4 Les entérocoques en tant qu'indicateurs

L'adoption d'une approche de gestion du risque, telle qu'une approche à la source ou du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, est essentielle pour la gestion efficace des systèmes d'approvisionnement en eau potable (CCME, 2004; OMS, 2011; Santé Canada, 2013; Gouvernement de l'Alberta, 2015). Les recommandations actuelles concernant la qualité de l'eau potable privilégient l'adoption d'une approche de la source au robinet pour la production d'une eau potable propre, salubre et fiable. Il s'agit d'une approche qui comprend la protection de la source d'approvisionnement en eau, l'utilisation d'un traitement approprié et toujours efficace, le bon entretien des réseaux de distribution, du personnel qualifié, la vérification régulière de la qualité de l'eau potable, la transmission de l'information et la sensibilisation de la population.

E. coli et les coliformes totaux sont des indicateurs bactériens utilisés pour vérifier la salubrité de l'eau et les changements dans la qualité de l'eau, respectivement. Les entérocoques sont un indicateur bactériologique supplémentaire de la contamination fécale qui peut également être utilisé dans le cadre d'une approche de la source au robinet pour montrer que le système d'approvisionnement en eau potable produit de l'eau de qualité microbienne acceptable. La littérature appuie l'utilisation d'approches à indicateurs multiples pour vérifier la qualité de l'eau potable (OMS et OCDE, 2003; OMS, 2005, AWWA, 2017).

On croit actuellement que les entérocoques sont un indicateur de contamination moins spécifique des matières fécales qu'*E. coli* (OMS et OCDE, 2003; Byappanahalli et coll., 2012a; Jang et coll., 2017). Cependant, le groupe des entérocoques possède des caractéristiques qui présentent des avantages lorsqu'ils sont utilisés comme indicateur de contamination fécale. Des études ont démontré que les entérocoques sont un peu plus résistants qu'*E. coli* aux désinfectants couramment utilisés dans l'industrie de l'eau potable (voir section B.4). Il a également été établi que les entérocoques survivent mieux et sont donc transportés plus loin qu'*E. coli* et les coliformes thermotolérants dans certains milieux (par exemple, les eaux marines et les eaux souterraines) (Keswick et coll., 1982; Bitton et coll., 1983; Sinton et Donnison, 1994; Naclerio et

coll., 2008; Schneeberger et coll., 2015). Ainsi, en raison de leur persistance plus longue, les entérocoques peuvent être détectés dans les cas où *E. coli* n'a pas été détecté.

Toute décision concernant l'inclusion des entérocoques comme paramètre de surveillance dans un contexte réglementaire ou législatif devrait être prise par l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné de concert avec les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable. Pour les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable, la décision de surveiller les entérocoques devrait être éclairées par une évaluation propre au système.

Il est important que les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable se souviennent que le but d'une surveillance routine des indicateurs bactériologiques est de vérifier le fonctionnement efficace du système d'approvisionnement en eau potable. La détection de l'indicateur peut alerter les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable de la présence d'un problème grave de qualité de l'eau nécessitant une évaluation plus approfondie et des interventions. Toutefois, elles ne sont pas destinées à servir d'indicateur rapide de problèmes de fonctionnement du système. Les données sur tous les paramètres de surveillance opérationnelle de routine (p. ex., indicateurs bactériologiques, mesures de désinfection, turbidité) devraient servir à éclairer les évaluations de la salubrité de l'eau et la prise de décision.

B.2.4.1 Surveillance des sources d'approvisionnement en eau

Pour les sources d'eau de surface, les données semblent indiquer que les entérocoques ne fourniraient pas une indication plus juste de la contamination fécale ou de la présence des microorganismes pathogènes qu'*E. coli* (Brookes et coll., 2005; Wilkes et coll., 2009, Yard et coll., 2014).

Pour les sources d'eau souterraine, il semble que les puits désignés susceptibles d'être contaminés par des matières fécales (par exemple, par suite d'évaluations des sources d'eau ou de données historiques) constituent un cadre où l'inclusion des entérocoques dans un plan de surveillance peut présenter des avantages. Les données des programmes de surveillance des eaux souterraines ont montré que les analyses d'entérocoques ont révélé des cas supplémentaires de contamination fécale qui n'avaient pas été détectés par les analyses d'*E. coli* (Payment et Locas, 2005; MDDELCC, 2016). Fout et coll. (2017) ont également constaté que les entérocoques peuvent être un meilleur indicateur des puits vulnérables à la contamination par des agents pathogènes qu'*E. coli* dans les milieux hydrogéologiquement susceptibles.

La détection d'entérocoques dans un puits d'eau souterraine indique la présence d'une voie possible de contamination fécale. Parmi les mesures subséquentes devraient se trouver l'évaluation des barrières en place pour obtenir une eau potable salubre et l'examen des mesures correctives pour les systèmes non désinfectés et les systèmes incapables de satisfaire aux exigences de désinfection en vigueur.

B.2.4.2 Surveillance de l'eau traitée et distribuée

Les entérocoques sont un peu plus résistants aux désinfectants de l'eau potable qu'*E. coli*, mais les deux sont facilement inactivés aux doses recommandées pour la désinfection de l'eau potable (voir la section B.4). Les données existantes ne sont pas suffisantes pour montrer que l'analyse des entérocoques dans l'eau immédiatement après le traitement ou la sortie de la station de traitement fournirait des renseignements nettement meilleurs que d'autres analyses d'indicateurs sur l'efficacité du traitement.

En ce qui concerne la surveillance des réseaux de distribution, les données existantes à ce jour laissent croire que les entérocoques peuvent être un indicateur utile de la contamination après le traitement (Mendez et coll., 2004; Batté et coll., 2006; KWR, 2012, Commission européenne, 2015; DWI, 2016; DWQR, 2016b). Des ensembles de données provenant de programmes de surveillance des réseaux de distribution et d'études à grande échelle ont établi que la fréquence de détection des entérocoques peut être plus élevée que pour *E. coli* (Mendez et coll., 2004; Batté et coll., 2006; KWR, 2012; DWI, 2016; DWQR, 2016b EPA, 2016a, 2016b). Les programmes de surveillance visant à déterminer la qualité de l'eau après la désinfection des conduites d'eau nouvellement installées ou réparées sont un domaine particulier où l'ajout d'analyses détectant les entérocoques peut être utile (OMS et OCDE, 2003). Certaines normes encadrant l'installation de l'eau potable exigent une détection des entérocoques après la désinfection des nouvelles conduites (BNQ, 2018).

Des installations de traitement et des réseaux de distribution bien conçus et exploités et correctement entretenus devraient produire de façon constante une eau potable exempte d'entérocoques détectables. Par conséquent, la présence d'entérocoques dans l'eau traitée et distribuée indique un traitement inadéquat ou une contamination après le traitement. Lorsque des entérocoques sont détectés d'eau potable, il convient de mettre en place des mesures de confirmation, d'avis et de correction similaires à celles décrites dans le document technique sur *E. coli*.

B.2.5 Liens avec les microorganismes pathogènes

Dans le cadre de nombreuses études, les liens entre la présence de bactéries indicatrices et la détection de bactéries pathogènes, de virus ou de protozoaires particuliers d'origine fécale dans les sources d'eaux de surface ont été évalués. Des recherches individuelles ont révélé une corrélation entre la présence d'entérocoques ou d'*E. coli* (ou d'autres indicateurs) et la détection d'un agent pathogène donné, mais la relation était généralement faible (Brookes et coll., 2005, Wilkes S, 2009). Les études effectuées sur les sources d'eaux souterraines sont moins nombreuses, et les corrélations qui ont été établies sont considérées tout au plus comme faibles (Borhardt et coll., 2003; Locas et coll., 2007, 2008; Pitkänen et coll., 2011; Hynds et coll., 2014). Les chercheurs qui étudient la qualité microbiologique des puits municipaux d'eau potable canadiens ont observé que les coliformes totaux et, dans une moindre mesure, *E. coli* étaient de meilleurs indicateurs que les entérocoques pour prédire la présence de virus entériques humains (Locas et coll., 2007, 2008). Cependant, lors d'examen du corpus de données sur ce sujet, les chercheurs ont conclu que la probabilité d'une corrélation avec la présence d'agents pathogènes fécaux n'était pas supérieure avec les entérocoques qu'avec *E. coli* (Payment et Locas, 2011; Wu et coll., 2011, Fout et coll., 2017). Bien que la présence d'entérocoques ne soit pas nécessairement associée à la présence d'agents pathogènes précis, dans certaines études portant sur l'incidence de maladies gastro-intestinales et la présence d'indicateurs dans de petits systèmes d'approvisionnement en eau potable, les données concernant la présence des entérocoques se concordent mieux avec des modèles statistiques que celles concernant *E. coli* (Borhardt et coll., 2003; Risebro et coll., 2012). De plus, les études portant sur les eaux récréatives ont révélé des liens entre les maladies gastro-intestinales, les maladies respiratoires fébriles aiguës et les concentrations d'entérocoques (Kay et coll., 1994; Fleisher et coll., 1996; Wade et coll., 2006, 2010; Heaney et coll., 2012, 2014).

Des corrélations directes entre la concentration d'un indicateur et le type ou la concentration d'un agent pathogène donné ne devraient pas être attendues. Les indicateurs et les agents pathogènes présents dans un bassin versant peuvent provenir d'une multitude de sources, et, lorsqu'ils sont libérés dans l'eau, leur dilution, leur taux d'inactivation et la distance qu'ils parcourent peuvent être différents (Wilkes et coll., 2009; Payment et Locas, 2011). Malgré l'absence de corrélation directe avec des agents pathogènes particuliers, la présence d'entérocoques dans les sources d'eaux souterraines ou de surface indique généralement une contamination par des matières fécales et donc un possible risque pour la santé, et ce, qu'un agent pathogène particulier ait été détecté ou non (Wu et coll., 2011).

B.3 Méthodes analytiques

Les entérocoques sont détectables par des méthodes qui nécessitent des installations de laboratoire bactériologique de base. L'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné devrait être consultée sur les exigences relatives à l'utilisation de laboratoires accrédités et sur toute autre exigence qui pourrait s'appliquer. Lors de l'achat de services de laboratoire ou de la sélection de méthodes d'analyse à effectuer à l'interne, les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable devraient consulter le laboratoire d'analyse ou le fabricant pour obtenir des informations sur la sensibilité des méthodes et le délai d'exécution.

La plupart des méthodes de numération des entérocoques qui emploient des milieux de culture sont fondées sur la détection de l'activité de l'enzyme β -glucosidase (esculinase) présente chez la grande majorité des espèces et des souches d'entérocoques. Les méthodes reposent aussi sur les caractéristiques biochimiques propres au genre *Enterococcus* et utilisent des additifs ajoutés au milieu de culture ainsi que des températures d'incubation qui inhibent la croissance de la microflore de fond et permettent de distinguer les entérocoques des autres bactéries Gram positif.

Des milieux de culture ont été conçus afin de détecter les entérocoques dans des échantillons d'eau, mais sans les identifier à l'espèce (Leclerc et coll., 1996; APHA et coll., 2017). Il est important d'employer des méthodes validées et normalisées pour que les décisions de santé publique soient prises correctement et sans délai (Leclerc et coll., 1996). Des étapes additionnelles de confirmation et de validation, au besoin, prolongeront le temps nécessaire à l'obtention de résultats (APHA et coll., 2017).

B.3.1 Méthodes par culture

Le livre *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* dresse la liste des méthodes de numération des entérocoques qui font appel à la méthode de filtration sur membrane (FM), à la technique de fermentation en tubes multiples (FTM) et au test avec substrat fluorogène (APHA et coll., 2017). La filtration sur membrane est actuellement considérée comme la méthode de référence pour l'évaluation de la qualité de l'eau relativement aux entérocoques (Byappanahalli et coll., 2012a). Les méthodes utilisant des substrats fluorogéniques ont l'avantage d'être facile à utiliser et d'exiger moins de matériel. La technique de FTM est recommandée lorsque la turbidité de l'eau est élevée (APHA et coll., 2017). Des préparations de substrat fluorogène sont offertes sur le marché pour être utilisées lors des tests de FTM, des tests de présence-absence ou des tests multi-puits (APHA et coll., 2017). La méthode ISO 7899-2 est celle qui est recommandée pour la détection des entérocoques dans la directive du Conseil de

l'UE, toutefois, les États membres peuvent utiliser des méthodes de rechange équivalentes (UE, 1998; ISO, 2018). Une liste de méthodes normalisées publiées est présentée au tableau 1.

Tableau 1. Méthodes normalisées publiées de numération des entérocoques dans l'eau potable.

Organisation et méthode	Milieu	Principe de détection	Temps d'exécution	Procédures d'essai
Fermentation en tubes multiples (FTM)				
Méthode 9230 B U.S. EPA -S. O. ^b	Bouillon dextrose azide gélose bile esculine azide (méthode en deux étapes)	β -glucosidase	48 à 72 h	Bouillon dextrose azide (35°C, 24-48 h); Gélose bile esculine azide(35°C, 24 h)
Filtration sur membrane (FM)				
Méthode 9230 C ^a U.S. EPA - N/A ^b	mE-EIA* (méthode en deux étapes)	β -glucosidase	48 h	Gélose mE (41°C, 48 h); Gélose EIA (41°C, 20 min.)
Méthode 9230 C ^a U.S. EPA – 1600 ^c	mEI** (méthode en une étape)	β -glucosidase	24 h	Gélose mEI (41°C, 24h)
Méthode 9230 C ^a U.S. EPA - N/A ^b	m-Enterococcus (méthode en une étape)	Croissance dans le milieu cible	48 h	Gélose mEnterococcus (35°C, 48 h)
ISO 7899-2 ^d	Gélose Slanetz et Bartley- Gélose bile esculine azide (méthode en deux étapes)	β -glucosidase	46 h	Gélose Slanetz et Bartley (36°C, 44 h); Gélose bile esculine azide (44°C, 2h)
Test avec substrat fluorogène (FTM, multi-puits, présence-absence)				
Méthode 9230 D ^a U.S. EPA - N/A ^b	Milieu Enterolert® (méthode en une étape)	β -glucosidase	24 h	Milieu Enterolert® (41°C, 24h)

*mE-EIA : gélose mE-gélose esculine fer.

**mEI : gélose indoxyl- β -D-glucoside.

^a APHA et coll. (2017), ^bU.S. EPA (2017), ^c U.S. EPA (2006b), ^dISO (2018).

Une variabilité des performances des méthodes d'essai a été observée lors des analyses de laboratoire. Des coefficients de corrélation situés entre 0,68 et 0,93 ont été calculés dans des études qui comparent la performance du test avec substrat fluorogène commercial et différentes méthodes de FM ont été effectuées dans diverses matrices d'eau (eaux de baignade douces ou marines, eaux de surface, eau potable traitée) (Fricker et Fricker, 1996; Abbot et coll., 1998; Eckner, 1998; Kinzelman et coll., 2003). Lors de certaines études, le test commercial affichait une sensibilité égale ou supérieure aux méthodes de FM (Fricker et Fricker, 1996; Eckner, 1998; Kinzelman et coll., 2003), alors que, dans d'autres études, les méthodes de FM se sont révélées plus sensibles (Adcock et Saint, 2001; Heiber et coll., 1998; Maheux et coll., 2009).

Dans le cadre d'une étude, la capacité de trois méthodes d'analyse commerciales, reposant sur la β -glucosidase, à détecter 110 souches différentes d'entérocoques provenant de sources diverses a été comparée (Maheux et coll., 2009). Une méthode d'analyse commerciale utilisant un substrat fluorogène et deux méthodes de FM ont affiché des rendements de détection de 68,3 %, 83,2 % et 88,1 %, respectivement. En ce qui concerne la détection des souches des principales espèces fécales, *E. faecalis* et *E. faecium*, le rendement de détection des trois méthodes se situait près de 90 % ou plus (Maheux et coll., 2009). Dans une analyse comparative de ces trois mêmes méthodes utilisées pour la détection des entérocoques dans des échantillons d'eau de puits prélevés dans la région de la ville de Québec, les taux de détection signalés étaient de 3,0 %, 5,5 % et 11,5 %, respectivement (Maheux et coll., 2012). Les méthodes normalisées de détection des entérocoques ont été validées par rapport aux méthodes de référence établies pour garantir que la procédure fonctionne à un niveau acceptable (APHA et coll., 2017). Néanmoins, il est nécessaire d'évaluer en permanence l'efficacité des méthodes d'analyse des entérocoques et d'améliorer leur sensibilité et leur spécificité.

B.3.2 Méthodes moléculaires

Des méthodes moléculaires de détection des entérocoques dans les eaux naturelles ont été élaborées par la United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 2015a, 2015b). Cependant, elles ne font actuellement pas partie de la liste des méthodes approuvées aux termes de la *Clean Water Act* pour les analyses microbiologiques des eaux ambiantes (U.S. EPA, 2019). Les méthodes 1609.1 et 1611.1 de l'U.S. EPA. l'U.S. EPA (2015a, 2015b) décrivent tous deux des protocoles de détection de l'ADN des bactéries entérocoques par amplification et détection d'une région spécifique du gène de la grande sous-unité ribosomique (ARNr 23S) de l'acide ribonucléique (ARN) de ces organismes.

Aucune méthode normalisée n'a été développée pour la détection des entérocoques dans l'eau potable à l'aide de techniques moléculaires (APHA et coll., 2017, ISO, 2019, U.S. EPA, 2019). Le plus grand défi associé à l'analyse de l'eau potable est la valeur limite plus stricte indiquant la présence de microorganismes indicateurs, et, par conséquent, le besoin d'une méthode sensible à de très faibles concentrations. Plus de recherches dans ce domaine sont nécessaires afin de mettre au point des méthodes normalisées abordables qui produiront des résultats exacts et fiables. Maheux et coll. (2011) ont décrit une méthode moléculaire jumelée à un protocole de mesure de la concentration et de la récupération des particules microbiennes, l'amplification du génome entier d'*Enterococcus* spp. (cibles du gène de l'ARNr 23S) et un essai par PCR multiplexe en temps réel avec amorces et sondes propres aux cibles d'*E. faecalis* (gène *mtlf*) et d'*E. faecium* (gène *ddl*). Les auteurs ont signalé avoir détecté aussi peu que 4,5 cellules d'entérocoques par 100 ml d'eau en moins de 5 heures à l'aide de cette méthode et ils ont ajouté qu'en théorie celle-ci devrait permettre de détecter 1 UFC d'entérocoques par 100 ml d'eau. Pitkänen et coll. (2013) ont décrit une méthode qui utilise la RT-qPCR (PCR quantitative avec transcription inverse) pour cibler les transcrits d'ARNr du gène de l'ARNr 23S des entérocoques. Une validation supplémentaire est nécessaire, mais les résultats de l'étude ont suggéré que cette méthode augmentait grandement la sensibilité de détection par rapport aux essais par qPCR avec l'ADN qui ciblent le gène de l'ARNr 23S lui-même (Pitkanen et coll., 2017).

Semblables aux méthodes de culture, les méthodes de PCR actuelles qui ciblent le gène de l'ARN ribosomal permettent de détecter les bactéries du genre *Enterococcus*, mais non pas de distinguer les espèces l'une de l'autre (Ryu et coll., 2013). Des méthodes moléculaires sont

également explorées pour l'identification rapide des espèces d'entérocoques détectées dans les analyses d'eau potable et pour comprendre la diversité et l'origine des entérocoques présents dans les eaux environnementales (Ryu et coll., 2013; Weigand et coll., 2014; Park et coll. 2017). Park et coll. (2017) ont décrit une méthode de PCR multiplexe qui utilise des amorces propres à l'espèce pour identifier plusieurs espèces d'entérocoques. Il est nécessaire de poursuivre les recherches dans ces domaines.

B.3.3 Échantillonnage aux fins de détection des entérocoques

La procédure appropriée de prélèvement des échantillons doit être respectée pour veiller à ce que ceux-ci soient représentatifs de l'eau analysée. Des instructions détaillées concernant l'échantillonnage de l'eau à des fins d'analyse bactériologique sont contenues dans les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2017). On devrait consulter le laboratoire d'analyse à propos des exigences relatives au prélèvement d'échantillons et au transport. Idéalement, le délai entre le prélèvement des échantillons et le début des analyses ne devrait pas dépasser 24 heures (Bartram et Rees, 2000), et un délai de 8 heures entre le prélèvement et l'analyse est considéré comme optimal (Bartram et Rees, 2000; APHA et coll., 2017). Le laboratoire qui effectue l'analyse devrait être consulté au sujet des exigences liées à la collecte et au transport des échantillons. Dans le cas des échantillons prélevés dans un endroit éloigné, un délai de 48 heures peut être acceptable, par contre, il convient alors de discuter avec les autorités compétentes des répercussions de cet allongement du délai avant l'analyse. Si de longues périodes de conservation sont prévues, des analyses effectuées sur place avec des méthodes d'essai commercialisées et normalisées (voir le tableau 1) assorties de la formation adéquate et des procédures de contrôle de la qualité appropriées sont une option d'analyse acceptable. Les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable publics devraient d'abord consulter l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné pour déterminer le caractère acceptable de cette pratique et toute autre exigence qui pourrait s'appliquer. Un volume minimal de 100 ml d'eau devrait être analysé afin d'obtenir une estimation fiable du nombre de microorganismes présents (par FTM, FM ou présence-absence). L'analyse de plus grands volumes peut accroître la sensibilité et la fiabilité des tests. Dans le cas des eaux de piètre qualité, l'analyse de plus petits volumes d'eau, la dilution des échantillons ou d'autres combinaisons de tests de FTM peuvent être plus appropriées.

Lorsque les exigences en matière de fréquence d'échantillonnage des systèmes municipaux d'approvisionnement en eau doivent être fixées, il est impossible d'appliquer une formule d'échantillonnage universelle, car certains des facteurs qui influencent le choix, tels que la qualité de la source d'eau, la pertinence et la capacité du traitement, ainsi que la taille et la complexité du réseau de distribution de l'eau, sont fondamentalement différents (OMS, 1971, 1976, 2004).

La quantité d'échantillons à prélever pour la détection des entérocoques peut aussi varier selon l'objectif escompté de la stratégie de surveillance. Si l'objectif est d'effectuer des tests courants de détection d'indicateurs fécaux afin de déterminer la qualité de la source, l'efficacité du traitement de l'eau potable dans le réseau de distribution ou la présence de microorganismes dans celui-ci, il est recommandé de réaliser l'échantillonnage à une fréquence similaire à celle employée pour la détection d'autres indicateurs microbiologiques, tels qu'*E. coli* et les coliformes totaux.

Si l'objectif est d'effectuer des inspections périodiques des sources d'eau potable (p. ex., source d'eau souterraine) ou la qualité de l'eau des réseaux de distribution à la suite de problèmes soupçonnés ou avérés, des périodes d'échantillonnage ciblé peuvent être menées jusqu'à ce que le problème soit corrigé.

L'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné devrait établir des exigences précises relatives à la fréquence de l'échantillonnage et aux sites de prélèvement pour les essais sur les entérocoques de concert avec les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable. Parmi les sites de prélèvement peuvent figurer ceux utilisés pour les analyses d'*E. coli* et de coliformes totaux, par souci de commodité. Dans les programmes de surveillance de l'eau souterraine, une surveillance guidée par les événements (c.-à-d. une surveillance qui suit un événement qui peut constituer un risque accru de contamination fécale pour les systèmes vulnérables) peut également être utile pour détecter les problèmes. Parmi ces événements peuvent se trouver la fonte des neiges et le ruissellement printanier, des fortes pluies, des inondations et des sécheresses. Quant aux réseaux de distribution, les gouvernements provinciaux/territoriaux établissent normalement les exigences applicables aux analyses microbiologiques qui suivent la désinfection de conduites nouvellement installées ou réparées. D'autres recommandations quant aux procédures et pratiques exemplaires se trouvent ailleurs (AWWA, 2005, Kirmeyer et coll., 2014).

Des études par simulation ont montré qu'il est très difficile de détecter une contamination dans un réseau de distribution, sauf si celle-ci se produit à la station de traitement dans une conduite, dans un réservoir, ou encore si elle est importante et présente depuis longtemps (Speight et coll., 2004; van Lieverloo et coll., 2007). De plus, pour la détection des indicateurs microbiologiques, le faible taux d'échantillons produisant des résultats positifs signifie qu'il peut être difficile de déceler des différences statistiquement significatives dans les taux positifs obtenus, par exemple, avant et après l'application d'une mesure corrective, à moins d'analyser un très grand nombre d'échantillons (Rosen et coll., 2009). Il existe peu d'études qui évaluent les stratégies efficaces de surveillance, et il faudra réaliser d'autres travaux statistiques et sur le terrain dans le cadre desquels différents paramètres (volume des échantillons, fréquence de la surveillance, méthodes de détection, vrais et faux positifs et négatifs, et coûts) seront pris en compte simultanément. Ces limites font ressortir l'importance de mettre en place un plan de salubrité de l'eau ou d'adopter une approche de la source au robinet dans le but d'assurer la qualité microbiologique de l'eau potable.

B.4 Considérations relatives au traitement

Le principal objectif du traitement est de réduire le nombre de microorganismes pathogènes et les risques connexes pour les ramener à un niveau acceptable ou sécuritaire.

Peu de données ont été publiées sur l'efficacité des diverses technologies de traitement de l'eau potable (c.-à-d. procédés de filtration ou de désinfection) servant à éliminer et à inactiver les entérocoques. Globalement, les méthodes d'élimination physique (dont la coagulation, la floculation, la sédimentation, la filtration rapide ou lente sur sable et la filtration directe avec ou sans aide) permettent d'obtenir une réduction de 1 à 4 log des bactéries indicatrices (*E. coli*, coliformes, entérocoques) (Payment et coll., 1985; Smeets et coll., 2006). Les techniques de filtration sur membrane permettent aussi d'obtenir une réduction de 4 log à plus de 6 log des bactéries (Smeets et coll., 2006). Les désinfectants couramment utilisés dans l'industrie de l'eau potable, tels que le chlore, la chloramine, le dioxyde de chlore, l'ozone et les rayons UV sont

reconnus pour éliminer efficacement les entérocoques. Tous ces agents se sont révélés capables d'inactiver les entérocoques par plus de 4 log dans des expériences en laboratoire ou à l'échelle pilote (Chang et coll., 1985; Fujioka et coll., 1986; Harris et coll., 1987; Rice et coll., 1993; Restaino et coll., 1995; Wiedenmann et coll., 1997; Grunert et coll., 2018; Stange et coll., 2019).

Selon certaines études scientifiques, les entérocoques seraient plus résistants à l'inactivation par le chlore, la monochloramine, le dioxyde de chlore et les rayons UV qu'*E. coli* (Chang et coll., 1985; Harris et coll., 1987; Rice et coll., 1993; Perez Recuerda et coll., 1998; Tavakoli et coll., 2005; Grunert et coll., 2018; Léziart et coll., 2019; Stange et coll., 2019). Cependant, vu la quantité limitée de données, il est difficile de tirer des conclusions solides. Les développements à cet égard continueront d'être suivis. Néanmoins, il est généralement admis que les réactions des entérocoques à la désinfection sont du même ordre de grandeur que celles d'*E. coli* (Hijnen et coll., 2011). Dans l'ensemble, les données montrent que les entérocoques sont beaucoup plus sensibles à la chloration que les protozoaires entériques appartenant aux genres *Giardia* et *Cryptosporidium*, et ils sont plus sensibles à l'inactivation par les rayons UV que certains virus entériques (Smeets et coll., 2006; Hijnen et coll., 2011; Santé Canada 2019a; 2019b). Par conséquent, l'eau traitée conformément aux recommandations relatives aux virus et aux protozoaires entériques devrait être de qualité microbiologique acceptable et afficher des concentrations nulles d'entérocoque par 100 ml d'eau lorsque celle-ci sort de l'usine de traitement. De plus amples renseignements sur l'inactivation de certains protozoaires et virus pathogènes figurent dans les documents techniques sur les protozoaires entériques et virus entériques (Santé Canada, 2019a, 2019b).

La présence d'un désinfectant résiduel est nécessaire dans un réseau de distribution pour prévenir une nouvelle croissance bactérienne et pour détecter les changements dans la qualité de l'eau. Il est important que la qualité de l'eau contenue dans un réseau de distribution soit surveillée régulièrement (p. ex. les indicateurs microbiens, les désinfectants résiduels, la turbidité, le pH) et que des programmes d'entretien et des activités (p. ex. le nettoyage des conduites principales, le contrôle des raccordements croisés, le remplacement et la réparation) soient mis en place pour que l'eau soit acheminée jusqu'au consommateur en perdant le moins possible de sa qualité (Kirmeyer et coll., 2001, 2014).

Les eaux de surface ne sont pas recommandées pour l'approvisionnement privé en eau, à moins qu'elles ne soient correctement filtrées et désinfectées et que leur qualité soit surveillée. L'eau des puits peut aussi être contaminée et peut devoir être traitée. Il existe tout un éventail de moyens possibles pour traiter les eaux de source afin de produire de l'eau potable de grande qualité exempte d'agents pathogènes, dont des appareils de traitement utilisant le chlore, les rayons UV ou la filtration. Sans recommander une marque d'appareil de traitement à l'échelle résidentielle en particulier, Santé Canada recommande fortement aux consommateurs d'utiliser des appareils certifiés par un organisme de certification agréé indiquant qu'ils répondent aux normes NSF International (NSF)/American National Standards Institute (ANSI) visant les appareils de traitement de l'eau potable, une étiquette ou une marque faisant foi de la certification. Ces normes visent à protéger la qualité de l'eau potable en aidant à garantir l'innocuité des matériaux et l'efficacité des produits qui entrent en contact avec l'eau potable. Les dispositifs de traitement doivent être inspectés et entretenus selon le calendrier d'entretien et les recommandations du fabricant.

B.5 Contexte international

Les recommandations, normes ou directives relatives à la qualité de l'eau potable établies par des gouvernements étrangers ou des agences internationales peuvent varier en raison des connaissances scientifiques disponibles au moment de l'évaluation, ainsi que de l'utilisation de différentes politiques et approches.

Depuis 1980, les entérocoques (originellement appelés streptocoques fécaux) sont inclus dans la directive du Conseil relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine de l'UE comme paramètre microbiologique utilisé dans la surveillance de l'eau potable (UE, 1980, 1998). Cette directive décrit les exigences législatives pour tous les États membres (UE, 1980). Dans la directive, les entérocoques sont classés comme un paramètre de surveillance des vérifications dans le réseau de distribution. Les paramètres d'audit sont analysés moins souvent que les paramètres de vérification (c.-à-d. la surveillance régulière); ils fournissent des renseignements permettant d'évaluer si leurs valeurs paramétriques précises sont respectées ou non. La concentration permise des entérocoques selon la directive est de 0 entérocoque par 100 ml d'eau (UE, 1998).

Des *Directives pour la qualité de l'eau de boisson* de l'OMS (2017) contiennent des feuillets de renseignements portant sur bien des indicateurs microbiens, dont les entérocoques intestinaux. Le document indique que les bactéries appartenant au groupe des entérocoques intestinaux peuvent être employées comme un indice de pollution fécale récente et que leur détection devrait inciter les intervenants à prendre des mesures correctives. Aucune valeur n'est recommandée dans le document.

Les *Australian Drinking Water Guidelines* comportent aussi des feuillets de renseignements sur bien des indicateurs microbiens, y compris les entérocoques intestinaux, mais aucune valeur n'y est recommandée. En pratique, les entérocoques peuvent servir à évaluer la qualité des sources d'eau, pour vérifier si le traitement est adéquat, pour relever la présence de sources de contamination post-traitement dans le réseau de distribution et pour garantir que l'eau potable distribuée aux consommateurs est saine (NHMRC et NRMCC, 2017).

La *Ground Water Rule* de la U.S. EPA (U.S. EPA, 2006a) répertorie les entérocoques comme l'une des trois options d'indicateurs microbiologiques de contamination fécale avec *E. coli* et les coliphages, qui peuvent être précisés selon l'État. En vertu de cette règle, lorsqu'un résultat positif est obtenu pour les coliformes totaux dans un réseau de distribution d'eaux souterraines non traitées, des échantillons doivent être prélevés dans chaque source d'eau et être soumis à un test de détection d'un des indicateurs spécifiés par l'État, ce qu'on appelle une surveillance déclenchée par un résultat positif. Si la présence d'un indicateur fécal est détectée dans le cadre de la surveillance, les responsables doivent en avvertir les autorités de l'État concernées ainsi que le public, puis prendre des mesures correctives.

B.6 Lacunes en matière de recherche

Le grand nombre d'études importantes qui a été effectué a mené à une meilleure connaissance du genre *Enterococcus* et a permis d'évaluer l'utilité des entérocoques en tant qu'indicateurs de contamination fécale. Malgré cela, il existe de nombreuses lacunes qui doivent toujours être comblées.

Actuellement, il existe peu de données canadiennes publiées concernant la fréquence de détection des entérocoques par rapport à d'autres indicateurs bactériologiques (*E. coli*, coliformes totaux) à la suite de problèmes de contamination des sources d'eau souterraine et des

réseaux de distribution d'eau potable. Il est également nécessaire de réaliser des études supplémentaires comparant les taux relatifs de survie d'*E. coli* et des entérocoques lorsque ceux-ci sont exposés à une gamme de techniques de traitement de l'eau potable, et ce, dans des eaux de qualité variée. Un autre domaine important pour la recherche future consiste à approfondir nos connaissances sur l'identité et la source des espèces d'*Enterococcus* présentes dans les sources d'eau souterraine et l'eau potable traitée. Enfin, la poursuite des études visant à développer des tests moléculaires normalisés pour la détection et l'identification des entérocoques dans l'eau potable serait également très utile.

Partie C. Références et acronymes

C.1 Références

- Abbott, S., Caughley, B., et Scott, G. (1998). Evaluation of Enterolert® for the enumeration of enterococci in the marine environment. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 32: 505–513.
- Adcock, P.W. et Saint, C.P. (2001). Development of glucosidase agar for the confirmation of water-borne *Enterococcus*. *Water Res.*, 35 (17): 4243-4246.
- Anderson, S.A., Turner, S.J. et Lewis, G.D. (1997). Enterococci in the New Zealand environment: Implications for water quality monitoring. *Water Sci. Technol.*, 35 (11-12): 325–331.
- Anderson, K.L., Whitlock, J.E. et Harwood, V.J. (2005). Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71 (6): 3041–3048.
- APHA, AWWA et 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.
- Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K. et Snozzi, M. (2001). Indicators of microbial water quality. In: *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Fewtrell, L. and Bartram, J. (Eds.). IWA Publishing, London, United Kingdom, on behalf of the World Health Organization. pp. 289–315.
- Atherholt, T., Feerst, E., Hovendon, B., Kwak, J. et Rosen, J.D. (2003). Evaluation of indicators of fecal contamination in groundwater. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95 (10): 119–131.
- AWWA. 2005. AWWA Standard C651-05 - Disinfecting Water Mains. American Water Works Association. Denver, CO.
- AWWA (2017). Water quality in distribution systems. AWWA manual of water supply practices M68. American Water Works Association, Denver, CO.
- Badgley, B.D., Nayak, B.S. et Harwood, V.J. (2010). The importance of sediment and submerged aquatic vegetation as potential habitats for persistent strains of enterococci in a subtropical watershed. *Water Res.*, 44 (20): 5857–5866.
- Bartram, J. et Rees, G. (2000). *Monitoring bathing waters*. E & FN Spon, New York, New York.
- Batté, M., Féliers, C., Servais, P., Gauthier, V., Joret, J.-C. et Block, J.-C. (2006). Coliforms and other microbial indicators occurrence in water and biofilm in full-scale distribution systems. *Water Sci. Technol.*, 54 (3): 41–48.
- Beukers, A.G., Zaheer, R., Goji, N., Amoako, K.K., Chaves, A.V., Ward, M.P. et McAllister, T.A. (2017). Comparative genomics of *Enterococcus* spp. isolated from bovine feces. *BMC Microbiol.*, 17 (1), art. no. 52.
- Bitton, G., Farrah, S. R., Ruskin, R. H., Butner, J. et Chou, Y. J. (1983). Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater. *Ground Water*, 21: 405-410.
- BNQ (2018). BNQ 1809-300/2018. Travaux de construction — Conduites d'eau potable et d'égout — Clauses techniques générales. Bureau de normalisation du Québec. Montreal, Quebec.
- Boehm, A.B. et Sassoubre, L.M. (2014). Enterococci as indicators of environmental fecal contamination. In: *Enterococci: From commensals to leading causes of drug resistant infection*. Gilmore, M.S. et al., eds. Massachusetts Eye and Ear Infirmary, Boston, Massachusetts.
- Borchardt, M.A., Chyou, P., DeVries, E.O. et Belongia, E.A. (2003). Septic system density and infectious diarrhea in a defined population of children. *Environ. Health Perspect.* 111: 742–748.
- Bordalo, A.A., Onrassami, R. et Dechsakulwatana, C. (2002). Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). *J. Appl. Microbiol.*, 93 (5): 864–871.

- Brookes, J.D., Hipsey, M.R., Burch, M.D., Linden, L.G., Ferguson, C.M. et Antenucci, J.P. (2005). Relative value of surrogate indicators for detecting pathogens in lakes and reservoirs. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (22): 8614–8621.
- Byappanahalli, M. et Fujioka, R. (2004). Indigenous soil bacteria and low moisture may limit but allow faecal bacteria to multiply and become a minor population in tropical soils. *Water Sci. Technol.*, 50 (1): 27–32.
- Byappanahalli, M.N., Nevers, M.B., Korajkic, A., Staley, Z.R. et 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. et Sadowsky, M.J. (2012b). The population structure of *Escherichia coli* isolated from subtropical and temperate soils. *Sci. Total Environ.*, 417-418: 273-279.
- Cabral, J.P.S. (2010). Water microbiology. Bacterial pathogens and water. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 7(10): 3657–3703.
- CCME (2004). De la source au robinet : guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine. Produit conjointement par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable et par le Groupe de travail sur la qualité de l'eau du CCME. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.
- Celico, F., Varcamonti, M., Guida, M. et Naclerio, G. (2004). Influence of precipitation and soil on transport of fecal enterococci in fractured limestone aquifers. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70 (5): 2843–2847.
- Chang, J.C.H., Ossoff, S.F., Lobe, D.C., Dorfman, M.H., Dumais, C.M., Qualls, R.G. et Johnson, J.D. (1985). UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49 (6): 1361–1365.
- Collins, M.D., Farrow, J.A.E. et Jones, D. (1986). *Enterococcus mundtii* sp. nov. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 36: 8–12.
- Commission européenne (2015). Rapport de synthèse sur la qualité de l'eau potable dans l'Union européenne: examen des rapports des États membres pour la période 2008-2010 présenté conformément à l'article 13, paragraphe 5, de la directive 98/83/CE, June 16, 2014.
- Davies, C.M., Long, J.A.H., Donald, M. et Ashbolt, N.J. (1995). Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 61 (5): 1888–1896.
- Deller, S., Mascher, F., Platzer, S., Reinthaler, F.F. et Marth, E. (2006). Effect of solar radiation on survival of indicator bacteria in bathing waters. *Cent. Eur. J. Public Health*, 14 (3): 133–137.
- Del Mar Lleò, M., Signoretto, C. et Canepari, P. (2005). Chapter 13: Gram-positive bacteria in the marine environment. In: *Oceans and Health: Pathogens in the Marine Environment*. Belkin, S. and Colwell, R.R. (Eds.) Springer. New York, New York. pp. 307–330.
- Donnison, A.M. (1992). Enumeration of enterococci in New-Zealand waters and effluents. *Environ. Technol.*, 13(8): 771–778.
- DWI (2016). Drinking water 2010-2014 (annual reports). Drinking Water Inspectorate, DWI Publications. London, England. Available from: www.dwi.gov.uk
- DWQR (2016a). Drinking water quality in Scotland. Private water supplies. 2010-2014. Drinking Water Quality Regulator for Scotland. Edinburgh, Scotland. Available from: www.DWQR.org.uk
- DWQR (2016b). Drinking water quality in Scotland. Public water supplies. 2010-2014. Drinking Water Quality Regulator for Scotland. Edinburgh, Scotland. Available from: www.DWQR.org.uk
- Eckner, K.F. (1998). Comparison of membrane filtration and multiple-tube fermentation by the Colilert and Enterolert methods for detection of waterborne coliform bacteria, *Escherichia coli*, and Enterococci used in drinking and bathing water quality monitoring in southern Sweden. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64 (8): 3079–3083.
- EPA (2016a). Drinking water reports (2013-2014). Environmental Protection Agency. County Wexford, Ireland. Available from: www.epa.ie
- EPA (2016b). The provision and quality of drinking water in Ireland – A report for the year (2010-2012). Environmental Protection Agency. County Wexford, Ireland. Available from: www.epa.ie

- 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. et 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.
- Fisher, K. and Phillips, C. (2009). The ecology, epidemiology and virulence of *Enterococcus*. *Microbiology*, 155 (6):1749–1757.
- Fisher, M.B., Iriarte, M. et Nelson, K.L. (2012). Solar water disinfection (SODIS) of *Escherichia coli*, *Enterococcus* spp., and MS2 coliphage: Effects of additives and alternative container materials. *Wat. Res.*, 46 (6): 1745-1754.
- Fleisher, J. M., Kay, D., Salmon, R. L., Jones, F., Wyer, M. D. and Godfree, A. F. (1996). Marine waters contaminated with domestic sewage: Nonenteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom. *Am. J. Public Health* 86 (9): 1228-1234.
- Fout, G.S., Borchardt, M.A., Kieke, B.A., Jr. et 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.
- Fricker, E.J., et Fricker, C.R. (1996). Use of defined substrate technology and a novel procedure for estimating the numbers of enterococci in water. *J. Microbiol. Methods* 27: 207–210.
- Fujioka, R.S. and Yoneyama, B.S. (2002). Sunlight inactivation of human enteric viruses and fecal bacteria. *Water Sci. Technol.*, 46 (11-12): 291–295.
- Fujioka, R.S., Dow, M.A. et Yoneyama, B.S. (1986). Comparative disinfection of indicator bacteria and poliovirus by chlorine dioxide. *Water Sci. Technol.*, 18 (10):125-132.
- Furtula, V., Jackson, C.R., Farrell, E.G., Barrett, J.B., Hiott, L.M. et Chambers, P. (2013). Antimicrobial resistance in *Enterococcus* spp. isolated from environmental samples in an area of intensive poultry production. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 10 (3): 1020–1036.
- Government of Alberta (2015). A guidance framework for the production of drinking water safety plans. Alberta Environment and Parks. Edmonton, Alberta. Available from: <http://environment.alberta.ca/apps/regulatteddwq/DWSP.aspx>
- Gouvernement du Québec, (2004). Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé. Bibliothèque nationale du Québec, 2004. ISBN 2-550-43506. Envirodoq ENV/2004/0310. Disponible au : www.santecom.qc.ca.
- Grammenou, P., Spiliopoulou, I., Sazakli, E., et Papapetropoulou, M. (2006). PFGE analysis of enterococci isolates from recreational and drinking water in Greece. *J. Water Health* 4: 263–272.
- Grunert, A., Frohnert, A., Selinka, H.-C., Szwedzyk, R. (2018). A new approach to testing the efficacy of drinking water disinfectants. *Int. J. Hyg. Envir. Heal.*, 221 (8):1124-1132.
- Haack, S.K., Fogarty, L.R. et Wright, C. (2003). *Escherichia coli* and enterococci at beaches in the Grand Traverse Bay, Lake Michigan: Sources, characteristics, and environmental pathways. *Environ. Sci. Technol.*, 37 (15): 3275–3282.
- Harris, G.D., Adams, V.D., Sorensen, D.L. et Curtis, M.S. (1987). Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria. *Water Res.*, 21 (6): 687–692.
- Heaney, C.D., Sams, E., Dufour, A.P., Brenner, K.P., Haugland, R.A., Chern, E., Wing, S., Marshall, S., Love, D.C., Serre, M., Noble, R. et Wade, T.J. (2012). Fecal indicators in sand, sand contact, and risk of enteric illness among beachgoers. *Epidemiology*, 23 (1): 95–106.
- Heaney, C.D., Exum, N.G., Dufour, A.P., Brenner, K.P., Haugland, R.A., Chern, E., Schwab, K.J., Love, D.C., Serre, M.L., Noble, R. et Wade, T.J. (2014). Water quality, weather and environmental factors associated with fecal indicator organism density in beach sand at two recreational marine beaches. *Sci. Tot. Environ*, 497: 440–447.

- Heiber, I., Frahm, E. et Obst, U. (1998). Comparison of four methods for the detection of fecal streptococci in water [Vergleich von vier Nachweismethoden für Fäkalstreptokokken in Wasser.]. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin = Int. J. Hyg. Environ. Med.*, 201 (4–5): 357–369.
- Hijnen W.A.M. (2011). Quantitative methods to assess capacity of water treatment to eliminate micro-organisms. KWR Watercycle Research Institute. IWA Publishing, London, United Kingdom.
- Hynds, P.D., Thomas, M.K. et 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), art. no. e93301.
- Ishii, S. et Sadowsky, M.J. (2008). *Escherichia coli* in the environment: Implications for water quality and human health. *Microbes Environ.*, 23(2): 101-108.
- ISO (2018) ISO ICS 07.100.20 – Microbiologie de l'eau. Organisation internationale de normalisation. Genève, Suisse. Peut être consulté à l'adresse : <https://www.iso.org/fr/ics/07.100.20/x/>
- Jackson, C.R., Furtula, V., Farrell, E.G., Barrett, J.B., Hiott, L.M. et Chambers, P. (2012). A comparison of BOX-PCR and pulsed-field gel electrophoresis to determine genetic relatedness of enterococci from different environments. *Microb. Ecol.*, 64 (2): 378–387.
- Jang, J., Hur, H., Sadowsky, M.J., Byappanahalli, M.N., Yan, T. et Ishii, S. (2017). Environmental *Escherichia coli*: Ecology and public health implications—a review. *J. Appl. Microbiol.*, 123(3): 570-581.
- Jenkins, T.M., Scott, T.M., Morgan, M.R. et Rose, J.B. (2005). Occurrence of alternative fecal indicators and enteric viruses in Michigan rivers. *J. Great Lakes Res.*, 31 (1): 22–31.
- John, D.E. et Rose, J.B. (2005). Review of factors affecting microbial survival in groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (19): 7345–7356.
- Kay, D., Jones, F., Wyer, M.D., Fleisher, J.M., Salmon, R.L., Godfree, A.F., Zelenauch-Jacquotte, A. et Shore, R. (1994). Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomised exposure. *The Lancet*, 344 (8927): 905-909.
- Keswick, B. H., Gerba, C. P., Secor, S. L. et Cech, I. (1982). Survival of enteric viruses and indicator bacteria in groundwater. *J. Environ.Sci. Health, Part A: Environ. Sci. Eng. Toxic Hazard. Subst.Control.* 17, 903-912.
- Kinzelman, J., Ng, C., Jackson, E., Gradus, S. et Bagley, R. (2003). Enterococci as indicators of Lake Michigan recreational water quality: Comparison of two methodologies and their impacts on public health regulatory events. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(1): 92–96.
- Kirmeyer, G.J., Friedman, M., Martel, K., Howie, D., LeChevallier, M., Abbaszadegan, M., Karim, M., Funk, J. et Harbour, J. (2001). Pathogen intrusion into the distribution system. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kirmeyer, G.J., Thomure, T.M., Rahman, R., Marie, J.L., LeChevallier, M.W., Yang, J., Hughes, D.M. et Schneider, O. (2014). Effective microbial control strategies for main breaks and depressurization. Water Research Foundation, Denver, Colorado.
- KWR (2012). La qualité de l'eau potable dans l'Union européenne 2005 -2007: examen des rapports des États membres pour la période 2008-2010. Directive 98/83/EC Watercycle Research Institute. Disponible au : <https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp>
- Långmark, J., Storey, M.V., Ashbolt, N.J. et Stenström, T.-A. (2007). The effects of UV disinfection on distribution pipe biofilm growth and pathogen incidence within the greater Stockholm area, Sweden. *Water Res.* 41 3327–3336.
- Leclerc, H., Devriese, L.A. et Mossel, D.A.A. (1996). Taxonomical changes in intestinal (faecal) enterococci and streptococci: Consequences on their use as indicators of faecal contamination in drinking water. *J. Appl. Bacteriol.*, 81(5): 459–466.
- Leclerc, H., Mossel, D.A.A., Edberg, S.C., Struijk, C.B. (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: Their suitability as markers of microbial water safety. *Ann. Rev. Microbiol.*, (55):201-234.

- Lee, D.-G. et Kim, S.-J. (2003). Bacterial species in biofilm cultivated from the end of the Seoul water distribution system. *J. Appl. Microbiol.*, 95 (2): 317–324.
- Lessard, E.J. et Sieburth, J.McN. (1983). Survival of natural sewage populations of enteric bacteria in diffusion and batch chambers in the marine environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 45 (3): 950–959.
- Léziart, T., Dutheil de la Rochere, P., Cheswick, R., Jarvis, P. et Nocker, A. (2019). Effect of turbidity on water disinfection by chlorination with the emphasis on humic acids and chalk. *Environ. Technol.*, 40(13): 1734-1743.
- Locas, A., Barthe, C., Barbeau, B., Carrière, A. et Payment, P. (2007). Virus occurrence in municipal groundwater sources in Quebec, Canada. *Rev. can. microbiol. = Can. J. Microbiol.*, 53 (6): 688–694.
- Locas, A., Barthe, C., Margolin, A.B. et Payment, P. (2008). Groundwater microbiological quality in Canadian drinking water municipal wells. *Rev. can. microbiol. = Can. J. Microbiol.*, 54 (6) 472–478.
- Maheux, A.F., Picard, F.J., Boissinot, M., Huppé, V., Bissonnette, L., Bernier, J.-T., Cantin, P., Huletsky, A. et Bergeron, M.G. (2009). Analytical limits of three β -glucosidase-based commercial culture methods used in environmental microbiology, to detect enterococci. *Water Sci. Technol.*, 60: 943–955.
- Maheux, A.F., Bissonnette, L., Boissinot, M., Bernier, J.L.T., Huppé, V., Bérubé, E., Boudreau, D.K., Picard, F.J., Huletsky, A. et Bergeron, M.G. (2011). Method for rapid and sensitive detection of *Enterococcus* sp. and *Enterococcus faecalis/faecium* cells in potable water samples. *Water Research*, 45 (6): 2342-2354.
- Maheux, A.F., Huppé, V., Bissonnette, L., Boissinot, M., Rodrigue, L., Bérubé, È. et Bergeron, M.G. (2012). Comparative analysis of classical and molecular microbiology methods for the detection of *Escherichia coli* and *Enterococcus* spp. in well water. *J. Environ. Monit.* 14 (11): 2983–2989.
- Masters, N., Christie, M., Stratton, H. et Katouli, M. (2015). Viability and stability of *Escherichia coli* and enterococci populations in fecal samples upon freezing. *Rev. can. microbiol. Can. J. Microbiol.*, 61 (7): 495–501.
- McFeters, G. A., Bissonne, G., Jezeski, J. J., Thomson, C. A. et Stuart, D. G. (1974). Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. *Appl. Microbiol.*, 27, 823-829.
- MDDELCC, 2016. Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec 2010-2014, 2016, 80 pages, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Peut être consulté à l'adresse : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/>.
- Medeiros, A.W., Blaese Amorim, D., Tavares, M., de Moura, T.M., Franco, A.C., d'Azevedo, P.A., Frazzon, J. et Frazzon, A.P.G. (2017). *Enterococcus* species diversity in fecal samples of wild marine species as determined by real-time PCR. *Rev. can. microbiol. Can. J. Microbiol.*, 63 (2): 129–136.
- Medema, G.J., Shaw, S., Waite, M., Snozzi, M., Morreau, A. et Grabow, W. (2003). Catchment characteristics and source water quality. In: *Assessing microbial safety of drinking water, improving approaches and methods*. A. Dufour, M. Snozzi, W. Koster, J. Bartram, E. Ronchi, et L. Fewtrell editors, 111-158. WHO Drinking Water Quality Series, OECD—WHO, Paris, France. London, UK: IWA Publishing.
- Méndez, J., Audicana, A., Cancer, M., Isern, A., Llana, J., Moreno, B., Navarro, M., Tarancón, M.L., Valero, F., Ribas, F., Jofre, J. et Lucena, F. (2004). Assessment of drinking water quality using indicator bacteria and bacteriophages. *J. Water Health*, 2 (3): 201–214.
- Mika K.B., Imamura G., Chang C., Conway V., Fernandez G., Griffith J.F., Kampalath R.A., Lee C.M., Lin C.-C., Moreno R., Thompson S., Whitman R.L. et Jay J.A. (2009). Pilot- and bench-scale testing of faecal indicator bacteria survival in marine beach sand near point sources. *J. Appl. Microbiol.*, 107 (1): 72–84.
- Moore, D.F., Guzman, J.A. et McGee, C. (2008). Species distribution and antimicrobial resistance of enterococci isolated from surface and ocean water. *J. Appl. Microbiol.*, 105 (4): 1017–1025.
- Müller, T., Ulrich, A., Ott, E.-M. et Müller, M. (2001). Identification of plant-associated enterococci. *J. Appl. Microbiol.*, 91 (2): 268–278.
- Mundt, J.O., Coggin Jr., J.H. et Johnson, L.F. (1962). Growth of *Streptococcus faecalis* var. *liquefaciens* on plants. *Appl. Microbiol.*, 10: 552–555.

- Naclerio, G., Petrella, E., Nerone, V., Allocca, V., Vita, P. et Celico, F. (2008). Influence of topsoil of pyroclastic origin on microbial contamination of groundwater in fractured carbonate aquifers. *Hydrogeol. J.*, 16(6): 1057–1064.
- NHMRC et NRMCC (2017). Australian drinking water guidelines, Paper 6 National water quality management strategy. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Niño de Guzmán, G.T., Hapeman, C.J., Prabhakara, K., Codling, E.E., Shelton, D.R., Rice, C.P., Hively, W.D., McCarty, G.W., Lang, M.W. et Torrents, A. (2012). Potential pollutant sources in a Choptank River (USA) subwatershed and the influence of land use and watershed characteristics. *Science of the Total Environment*, 430, pp. 270-279.
- Nnane, D.E., Ebdon, J.E. et Taylor, H.D. (2011). Integrated analysis of water quality parameters for cost-effective faecal pollution management in river catchments. *Water Res.*, 45 (6): 2235–2246.
- Northern Ireland Water (2016). Drinking water quality annual reports (2010-2014). Northern Ireland Water. Belfast, Northern Ireland. Available from: www.niwater.com
- Obiri-Danso, K. et Jones, K. (2000). Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters, salmonellae and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in North West England. *Water Res.*, 34: 519–527.
- OMS (1971). International standards for drinking-water, 3rd edition. Organisation mondiale de la Santé. Genève, Suisse. Disponible à : https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gdwq3/en/
- OMS (1976). Surveillance of drinking-water quality. Organisation mondiale de la Santé. Genève, Suisse. WHO Monograph Series No. 63. Disponible à : <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41802>
- OMS (1997). Directives pour la qualité de l'eau de boisson (volumes 2 et 3). Organisation mondiale de la Santé. Genève, Suisse.
- OMS (2004). Directives pour la qualité de l'eau de boisson – 3^e édition. Organisation mondiale de la Santé. Genève, Suisse. Disponible à : https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/fr/
- OMS (2005). Water safety plans - Managing drinking-water quality from catchment to consumer. Organisation mondiale de la Santé. Genève, Suisse. Disponible à : <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42890>
- OMS (2011). Directives pour la qualité de l'eau de boisson – 4^e édition. Organisation mondiale de la Santé. Genève, Suisse. Disponible à : https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/fr/
- OMS (2017). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Quatrième édition intégrant le premier additif. Organisation mondiale de la Santé. Genève, Suisse. Disponible à : <https://apps.who.int/iris/handle/10665/258887>
- OMS et OCDE (2003). Assessing Microbial Safety of Drinking Water – Improving approaches and methods. Organisation mondiale de la Santé et L'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). IWA Publishing, London UK. pp 1-295. Disponible à : https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/9241546301/en/
- Ott, E., Müller, T., Müller, M., Franz, C.M.A.P., Ulrich, A., Gabel, M. et Seyfarth, W. (2001). Population dynamics and antagonistic potential of enterococci colonizing the phyllosphere of grasses. *J. Appl. Microbiol.*, 91: 54–66.
- Park, J., Jin, G.-D., Pak, J.I., Won, J. et Kim, E.B. (2017). Development of a rapid identification method for the differentiation of *Enterococcus* species using a species-specific multiplex PCR based on comparative genomics (2017) *Curr. Microbiol.*, 74 (4): 476–483.
- Payment, P. et 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. et Locas, A. (2011). Pathogens in water: value and limits of correlation with microbial indicators. *Ground Water*, 49 (1): 4–11.
- Payment, P., Trudel, M. et Plante, R. (1985). Elimination of viruses and indicator bacteria at each step of treatment during preparation of drinking water at seven water treatment plants. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49 (6): 1418–1428.

- Perez Recuerda, R., Sanchez, J.M. et Borrego, J.J. (1998). The efficiency of different disinfecting agents in inactivating microorganisms detected in natural and treated waters. *Tecnol. Agua*, 18(177): 16-25.
- Peter, A., Mathew, J. et Zacharia, S. (2012). Antibiotic resistant enterococci from drinking water sources. *Asian J. Pharm. Clin. Res.*, 5: 158–160.
- Pitkänen, T., Karinen, P., Miettinen, I.T., Lettojärvi, H., Heikkilä, A., Maunula, R., Aula, V., Kuronen, H., Vepsäläinen, A., Nousiainen, L.-L., Pelkonen, S. et Heinonen-Tanski, H. (2011). Microbial contamination of groundwater at small community water supplies in Finland. *Ambio*, 40 (4): 377–390.
- Pitkänen, T., Ryu, H., Elk, M., Hokajärvi, A.-M., Siponen, S., Vepsäläinen, A., Räsänen, P. et Santo Domingo, J.W. (2017). Detection of fecal bacteria and source tracking identifiers in environmental waters using rRNA-based RT-qPCR and rDNA-based qPCR assays. *Environ. Sci. Technol.*, 47 (23): 13611–13620
- Pote, J., Haller, L., Kottelat, R., Sastre, V., Arpagaus, P. et Wildi, W. (2009). Persistence and growth of faecal culturable bacterial indicators in water column and sediments of Vidy Bay, Lake Geneva, Switzerland. *J. Environ. Sci.*, 21 (1): 62–69.
- Poucher, A.M., Devriese, L.A., Hernandez, J.F., et Delattre, J.M. (1991). Enumeration by a miniaturized method of *Escherichia coli*, *Streptococcus bovis* and enterococci as indicators of the origin of faecal pollution of water. *J. Appl. Bacteriol.*, 70: 525–530.
- Ramsey, M. Hartke, A. et Huycke, M. (2014). The physiology and metabolism of enterococci. In: *Enterococci: from commensals to leading causes of drug resistant infection*. Gilmore, M.S. et al. (Eds.). Massachusetts Eye and Ear Infirmary, Boston, Massachusetts.
- Ran, Q., Badgley, B.D., Dillon, N., Dunny, G.M. et Sadowsky, M.J. (2013). Occurrence, genetic diversity, and persistence of enterococci in a Lake Superior watershed. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79: 3067–3075.
- Restaino, L., Frampton, E.W., Hemphill, J.B. et Palnikar, P. (1995). Efficacy of ozonated water against various food-related microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61 (9): 3471-3475.
- Rice, E.W., Covert, T.C., Wild, D.K., Berman, D., Johnson, S.A. et Johnson, C.H. (1993). Comparative resistance of *Escherichia coli* and enterococci to chlorination. *J. Environ. Sci. Health - A Environ. Sci. Eng.*, 28 (1): 89–97.
- Risebro, H.L., Breton, L., Aird, H., Hooper, A. et Hunter, P.R. (2012). Contaminated small drinking water supplies and risk of infectious intestinal disease: A prospective cohort study. *Plos One* 7, (8), art. no. e42762.
- Rosen, J.S., Sobrinho, J.A.H. et LeChevallier, M. (2009). Statistical limitations in the usefulness of total coliform data. *J. Am. Water Works Assoc.*, 101: 68–81.
- Roser, D.J., Ashbolt, N., Ho, G., Mathew, K., Nair, J., Ryken-Rapp, D. et Toze, S. (2005). Hydrogen sulphide production tests and the detection of groundwater faecal contamination by septic seepage. *Water Sci. Technol.*, 51 (10): 291–300.
- Ryu, H., Henson, M., Elk, M., Toledo-Hernandez, C., Griffith, J., Blackwood, D., Noble, R., Gourmelon, M., Glassmeyer, S. et Santo Domingo, J.W. (2013). Development of quantitative PCR assays targeting the 16s rRNA genes of *Enterococcus* spp. and their application to the identification of *Enterococcus* species in environmental samples. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79 (1): 196–204.
- Sánchez Valenzuela, A., Benomar, N., Abriouel, H., Pérez Pulido, R., Martínez Cañamero, M. et Gálvez, A. (2012). Characterization of *Enterococcus faecalis* and *Enterococcus faecium* from wild flowers. *Antonie van Leeuwenhoek*, 101 (4): 701-711.
- Santé Canada (2013). *Conseils sur l'utilisation des recommandations sur la qualité microbiologique de l'eau potable*. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H144-12/2013F-PDF). Disponible à : https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/micro/micro-fra.pdf
- Santé Canada (2019a). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Les protozoaires entériques : Giardia et Cryptosporidium*. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de

*Conseils sur l'utilisation des entérocoques comme indicateur dans les sources
d'approvisionnement en eau potable canadiennes*

la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (No de catalogue H144-13/10-2018F-PDF). Disponible à: <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality/enteric-protozoa-giardia-cryptosporidium/pub1-fra.pdf>

Santé Canada (2019b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Les virus entériques. 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). (N° de catalogue H129-6/2019F-PDF). Disponible à: <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-enteric-virus-enterique-eau/alt/water-enteric-virus-enterique-eau-fra.pdf>

Schneeberger, C.L., O'Driscoll, M., Humphrey, C., Henry, K., Deal, N., Seiber, K., Hill, V.R. et Zarate-Bermudez, M. (2015). Fate and transport of enteric microbes from septic systems in a coastal watershed. *J. Environ. Health*, 77 (9): 22–30.

Sinton, L.W., Davies-Colley, R.J. et Bell, R.G. (1994). Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meatworks effluents in seawater chambers. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60 (6): 2040–2048.

Sinton, L.W., Hall, C.H., Lynch, P.A. et Davies-Colley, R.J. (2002). Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68(3): 1122–1131.

Sinton, L.W. et Donnison, A.M. (1994). Characterisation of faecal streptococci from some New Zealand effluents and receiving waters. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.*, 28 (2): 145–158.

Smeets, P., Rietveld, L., Hijnen, W., Medema, G. et 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*.

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

Splichalova, P., Svec, P., Ghosh, A., Zurek, L., Oravcova, V., Radimersky, T., Bohus, M., et Literak, I. (2015). Prevalence, diversity and characterization of enterococci from three coraciiform birds. *Antonie van Leeuwenhoek, Int. J. Gen. Mol. Microbiol.*, 107 (5): 1281–1289.

Staley, C., Dunny, G.M. et Sadowsky, M.J. (2014). Environmental and animal-associated enterococci. *Adv. Appl. Microbiol.*, 87: 147–186.

Stange, C., Sidhu, J.P.S., Toze, S. et Tiehm, A. (2019). Comparative removal of antibiotic resistance genes during chlorination, ozonation, and UV treatment. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 222(3): 541-548.

Suzuki, Y., Kanda, N. et Furukawa, T. (2012). Abundance of *Enterococcus* species, *Enterococcus faecalis* and *Enterococcus faecium*, essential indicators of fecal pollution, in river water. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 47 (11): 1500–1505.

Svec, P. et Devriese, L.A. (2009). Genus *Enterococcus*. In: *Bergey's manual of systematic bacteriology*, 2nd edition. De Vos, P., Garrity, G.M., Jones, D., Krieg, N.R., Ludwig, W., Rainey, F.A., Schleifer, K.H. and Whitman, W.B. (Eds.). Springer. New York, New York.

Tavakoli, A., Yazdani, R., Shahmansouri, M.R. et Isfahani, B.N. (2005). Chlorine residual efficiency in inactivating bacteria from secondary contamination in Isfahan, 2002. *Rev. santé méditerran. orientale = East. Mediterr. Health J.*, 11(3): 425-434.

Tendolkar, P.M., Baghdayan, A.S. et Shankar, N. (2003). Pathogenic enterococci: New developments in the 21st century. *Cell. Mol. Life Sci.*, 60 (12): 2622–2636.

UE (1980). Directive 80/778/EEC relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. *Journal officiel de l'Union européenne n° L 229 du 30/08/1980 p. 0011 – 0029*

UE (1998) Directive 98/83/EC relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. *Journal officiel de l'Union européenne n° L 330 du 05/12/1998 p. 0032 – 0054*

- U.S. EPA (2006a). 40 CFR parts 9, 141 and 142. National primary drinking water regulations: Ground water rule. Final rule. Fed. Regist., 71(216): 65573–65660.
- U.S. EPA (2006b). Method 1600: Enterococci in water by membrane filtration using membrane-Enterococcus Indoxyl- β -D-Glucoside Agar (mEI). Office of Water, United States Environmental Protection Agency. Washington, DC. June. EPA-821-R-06-009.
- U.S. EPA (2015a). Method 1609.1. Enterococci in water by TaqMan® quantitative polymerase chain reaction (qPCR) with internal amplification control (IAC) assay. Office of Water, United States Environmental Protection Agency. Washington, DC. April. EPA-820-R-15-099.
- U.S. EPA (2015b). Method 1611.1. Enterococci in water by TaqMan® quantitative polymerase chain reaction (qPCR) assay. Office of Water, United States Environmental Protection Agency. Washington, DC. April. EPA-820-R-15-008
- U.S. EPA (2017). 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.
- van der Kooij, D. et 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 Lieverloo, J.H.M., Mesman, G.A.M., Bakker, G.L., Baggelaar, P.K., Hamed, A. et Medema, G. (2007). Probability of detecting and quantifying fecal contamination of drinking water by periodically sampling for *E. coli*: a simulation model study. Water Res., 41: 4299–4308.
- Wade, T.J., Calderon, R.L., Sams, E., Beach, M., Brenner, K.P., Williams, A.H. et Dufour, A.P. (2006). Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. Environ. Health Perspect., 114 (1): 24–28.
- Wade, T.J., Sams, E., Brenner, K.P., Haugland, R., Chern, E., Beach, M., Wymer, L., Rankin, C.C., Love, D., Li, Q., Noble, R. et Dufour, A.P. (2010). Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming-associated illness at marine beaches: A prospective cohort study. Environ. Health (London, UK), 9 (1), art. no. 66.
- Wedgworth, J.C., Brown, J., Olson, J.B., Johnson, P., Elliott, M., Grammer, P. et Stauber, C.E. (2015). Temporal heterogeneity of water quality in rural Alabama water supplies. J. Am. Water Works Assoc., 107 (8): E401–E415.
- Weigand, M.R., Ashbolt, N.J., Konstantinidis, K.T. et Santo Domingo, J.W. (2014). Genome sequencing reveals the environmental origin of enterococci and potential biomarkers for water quality monitoring. Env. Sci. Technol., 48 (7):3707-3714.
- Whitman, R.L., Shively, D.A., Pawlik, H., Nevers, M.B. et 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.
- Wiedenmann, A., Braun, M. et Botzenhart, K. (1997). Evaluation of the disinfection potential of low chlorine concentrations in tap water using immobilised *Enterococcus Faecium* in a continuous flow device. Water Sci. Technol., 35 (11-12): 77-80.
- Wilkes, G., Edge, T., Gannon, V., Jokinen, C., Lyautey, E., Medeiros, D., Neumann, N., Ruecker, N., Topp, E. et Lapen, D.R. (2009). Seasonal relationships among indicator bacteria, pathogenic bacteria, *Cryptosporidium* oocysts, *Giardia* cysts, and hydrological indices for surface waters within an agricultural landscape. Water Res., 43 (8): 2209–2223.
- Wu, J., Long, S.C., Das, D. et 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.
- Yard, E.E., Murphy, M.W., Schneeberger, C., Narayanan, J., Hoo, E., Freiman, A., Lewis, L.S. et Hill, V.R. (2014). Microbial and chemical contamination during and after flooding in the Ohio River-Kentucky, 2011. J. Environ. Sci. Heal. A., 49 (11), pp. 1236-1243.

C.2 Liste des acronymes

ADN	acide désoxyribonucléique
ANSI	American National Standards Institute
ARN	acide ribonucléique
FM	filtration sur membrane
FTM	fermentation en tubes multiples
ISO	Organisation internationale de normalisation
NSF	NSF International
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PCR	amplification en chaîne par la polymérase
PCRq	amplification en chaîne par la polymérase quantitative
UE	Union européenne
UFC	unité formatrice de colonie
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
UV	ultraviolet
VBNC	état viable mais non cultivable