



RECOMMANDATIONS  
AU SUJET DE LA

# QUALITÉ DES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES AU CANADA

INDICATEURS DE  
CONTAMINATION  
FÉCALE

Document technique



Santé  
Canada

Health  
Canada

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.

Also available in English under the title: :

*Guidelines for Canadian Recreational Water Quality: Indicators of Fecal Contamination*

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 : [publications-publications@hc-sc.gc.ca](mailto:publications-publications@hc-sc.gc.ca)

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, représenté par le ministre de la Santé, 2023

Date de publication : février 2023

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. : H144-115/2023F-PDF  
ISBN : 978-0-660-46829-7  
Pub. : 220670



# TABLE DES MATIÈRES

<b>INDICATEURS DE CONTAMINATION FÉCALE</b> . . . . .	<b>1</b>
<b>Avant-propos</b> . . . . .	<b>1</b>
<b>Utilisation des indicateurs de contamination fécale pour la gestion de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives</b> . . . . .	<b>2</b>
<b>1.0 RECOMMANDATIONS POUR LES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES DE CONTACT PRIMAIRE</b> . . . . .	<b>4</b>
<b>2.0 APPLICATION DES RECOMMANDATIONS</b> . . . . .	<b>6</b>
<b>3.0 IMPORTANCE DE LA PRÉSENCE D'<i>E. coli</i> DANS LES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES</b> . . . . .	<b>9</b>
<b>3.1 Description</b> . . . . .	<b>9</b>
<b>3.2 Présence dans le milieu aquatique</b> . . . . .	<b>10</b>
<b>3.3 Association avec les agents pathogènes</b> . . . . .	<b>11</b>
<b>4.0 IMPORTANCE DE LA PRÉSENCE D'ENTÉROCOQUES DANS LES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES</b> . . . . .	<b>12</b>
<b>4.1 Description</b> . . . . .	<b>12</b>
<b>4.2 Présence dans le milieu aquatique</b> . . . . .	<b>13</b>
<b>4.3 Association avec les agents pathogènes</b> . . . . .	<b>14</b>
<b>5.0 AUTRES INDICATEURS DE CONTAMINATION FÉCALE</b> . . . . .	<b>15</b>
<b>6.0 ÉTUDES ÉPIDÉMIOLOGIQUES SUR LES ACTIVITÉS DE CONTACT PRIMAIRE</b> . . . . .	<b>18</b>
<b>6.1 Définition de maladie gastro-intestinale et risque de maladies connexe</b> . . . . .	<b>20</b>
<b>6.2 Plages touchées par des eaux usées domestiques</b> . . . . .	<b>20</b>
6.2.1 Études américaines . . . . .	21
6.2.2 Études européennes . . . . .	22
<b>6.3 Plages touchées par des sources diffuses</b> . . . . .	<b>24</b>
6.3.1 Études épidémiologiques . . . . .	24
6.3.2 Évaluations quantitatives du risque microbien . . . . .	25
<b>6.4 Activités de contact primaire autres que la baignade</b> . . . . .	<b>25</b>
<b>6.5 Justification des recommandations pour les activités de contact primaire</b> . . . . .	<b>26</b>
<b>6.6 Recommandations utilisées par d'autres pays/organisations</b> . . . . .	<b>28</b>
<b>7.0 EAUX UTILISÉES POUR LES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES DE CONTACT SECONDAIRE</b> . . . . .	<b>30</b>
<b>7.1 Exposition</b> . . . . .	<b>31</b>
<b>7.2 Recommandations</b> . . . . .	<b>32</b>
<b>8.0 BIBLIOGRAPHIE</b> . . . . .	<b>35</b>
<b>ANNEXE A : ABRÉVIATIONS</b> . . . . .	<b>47</b>
<b>ANNEXE B : ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS ACTUALISÉES</b> . . . . .	<b>48</b>





# INDICATEURS DE CONTAMINATION FÉCALE

## Avant-propos

Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* sont composées de plusieurs documents techniques qui tiennent compte des divers facteurs susceptibles de nuire à la salubrité des eaux utilisées à des fins récréatives du point de vue de la santé humaine. Les documents techniques portent notamment sur la compréhension et la gestion du risque dans les eaux utilisées à des fins récréatives, les indicateurs de contamination fécale, l'échantillonnage et l'analyse microbiologiques, les cyanobactéries et leurs toxines, les caractéristiques physiques, esthétiques et chimiques, ainsi que les agents pathogènes microbiologiques et autres risques biologiques. Ces documents fournissent des valeurs indicatives pour des paramètres précis utilisés pour surveiller les dangers liés à la qualité de l'eau et recommandent des stratégies de surveillance et de gestion des risques reposant sur des données scientifiques.

Par « eaux utilisées à des fins récréatives », on entend les eaux douces, marines ou estuariennes naturelles utilisées à de telles fins; cela comprend les lacs, les rivières et les ouvrages (p. ex. bassins d'eaux pluviales, lacs artificiels) qui sont remplis d'eaux naturelles non traitées. Les différentes autorités responsables peuvent choisir d'appliquer ces recommandations à d'autres eaux naturelles qui font l'objet d'un traitement limité (p. ex. application à court terme d'un désinfectant pour une manifestation sportive). Toutefois, la prudence est de mise au moment d'appliquer les recommandations dans de telles situations. Certains microorganismes pathogènes (p. ex. protozoaires pathogènes) résistent davantage à la désinfection que les organismes indicateurs de contamination fécale. Ces microorganismes pathogènes peuvent encore être présents, même si la désinfection a réduit les indicateurs de contamination fécale à des niveaux acceptables.

Les activités récréatives qui pourraient présenter un risque pour la santé humaine à la suite d'une immersion ou d'une ingestion intentionnelle ou accidentelle comprennent les activités de contact primaire (p. ex. natation, pataugeage, planche à voile et ski nautique) et les activités de contact secondaire (p. ex. canot, navigation et pêche).

Chaque document technique s'appuie sur des publications scientifiques récentes portant sur les effets sur la santé, les effets esthétiques et les considérations relatives à la gestion des plages. La responsabilité de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives relève généralement de la compétence des provinces et des territoires. Les politiques, les approches et les décisions de gestion qui en découlent peuvent par conséquent varier d'une

région à l'autre. Les documents techniques sont destinés à guider les décisions des autorités provinciales, territoriales et locales assurant la gestion des eaux utilisées à des fins récréatives.

Le présent document porte sur les indicateurs de contamination fécale. Pour obtenir une liste complète des documents techniques disponibles, veuillez consulter le document de synthèse des *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*, accessible sur le site Canada.ca (en cours de publication). Pour toute question relative à l'eau potable, veuillez consulter les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Escherichia coli* (Santé Canada, 2020b) et les *Conseils sur l'utilisation des entérocoques comme indicateur dans les sources d'approvisionnement en eau potable canadiennes* (Santé Canada, 2020a).

## **Utilisation des indicateurs de contamination fécale pour la gestion de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives**

Le présent document décrit comment les indicateurs de contamination fécale peuvent être utilisés dans le cadre d'une approche de gestion préventive des risques, en plus des autres activités menées, comme les enquêtes relatives à la salubrité et à la santé du milieu (ESSM) et, dans certains cas, les enquêtes fondées sur le dépistage des sources de pollution microbienne (DSPM). Les eaux utilisées à des fins récréatives peuvent être touchées par des matières fécales contenant des agents pathogènes entériques provenant de nombreuses sources, notamment des eaux usées, des eaux usées traitées, des eaux de ruissellement urbaines ou agricoles, des procédés industriels, des animaux domestiques ou sauvages et même des baigneurs. Le degré de risque associé aux agents pathogènes entériques varie selon la source de contamination fécale, les eaux usées étant généralement considérées comme la source la plus importante (pour ce qui est des concentrations élevées de virus entériques infectieux, de bactéries et de protozoaires parasites). De manière générale, la surveillance de routine des agents pathogènes s'avère impossible dans les eaux utilisées à des fins récréatives, en raison des différents types d'agents pathogènes pouvant être présents, des quantités variables de ces agents pathogènes au fil du temps et du degré de difficulté associé à bon nombre des méthodes de détection. Par conséquent, dans le cadre de l'approche de gestion des risques pour les eaux utilisées à des fins récréatives, les autorités surveillent les indicateurs de contamination fécale qui sont présents en grand nombre dans les matières fécales humaines et animales. De fortes valeurs correspondant à ces indicateurs dans les milieux aquatiques signalent une contamination fécale et un risque élevé de maladies.



Des valeurs recommandées ont été établies pour *Escherichia coli* (*E. coli*) et les entérocoques. Elles tiennent compte à la fois des risques pour la santé associés aux activités récréatives et des avantages qu'amène l'utilisation des eaux à des fins récréatives sur le plan de l'activité physique et de la détente. Les valeurs recommandées représentent un niveau acceptable de risque pour les activités récréatives du grand public.

Il est recommandé d'utiliser *E. coli* et les entérocoques comme indicateurs primaires d'une contamination fécale éventuelle ou d'un risque potentiellement élevé de maladies gastro-intestinales dans les eaux utilisées à des fins récréatives qui sont touchées par des entéropathogènes humains. Selon des évaluations quantitatives du risque microbien, à l'instar des eaux contaminées par des eaux usées domestiques, les eaux touchées par les ruminants (p. ex. matières fécales de bovins) peuvent présenter un risque important pour la santé humaine. Les zones récréatives qui ne sont pas touchées par des sources de matières fécales d'humains ou de ruminants contiennent généralement de faibles concentrations d'agents pathogènes humains, comparativement aux zones contaminées par des matières fécales d'humains et de ruminants, à des concentrations semblables d'*E. coli* et d'entérocoques. La détection d'*E. coli* et des entérocoques, aux concentrations des recommandations, dans les sources d'eau non touchées par des matières fécales d'humains et de ruminants peut donc présenter un risque inférieur pour la santé humaine. Des critères distincts liés à la qualité des eaux peuvent être établis, en fonction du lieu, pour les eaux utilisées à des fins récréatives qui présentent potentiellement un faible risque. Cependant, il faut faire preuve de prudence et s'assurer que le risque de maladies associé à tout nouveau critère ne dépasse pas le niveau (de risque) jugé acceptable. On encourage les exploitants de zones récréatives à cerner les sources de contamination fécale ayant une incidence sur une zone de loisirs aquatiques. Diverses options sont offertes, notamment les ESSM, les méthodes de DSPM et d'autres indicateurs, pour déterminer les sources de contamination et les priorités en matière d'assainissement en vue d'améliorer la qualité de l'eau pour les adeptes de loisirs aquatiques.

De plus amples renseignements sur la gestion des risques associés à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives figurent dans le document technique des *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives* (Santé Canada, 2023).

# 1.0 RECOMMANDATIONS POUR LES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES DE CONTACT PRIMAIRE

Des recommandations au sujet des bactéries indicatrices de contamination fécale que sont *Escherichia coli* (*E. coli*) et les entérocoques ont été élaborées en ce qui a trait aux zones récréatives utilisées pour les activités de contact primaire (voir le tableau 1 et le tableau 2). Ces valeurs tiennent compte à la fois des risques pour la santé et des avantages de l'utilisation des eaux à des fins récréatives sur le plan de l'activité physique et de la détente; elles représentent ainsi un niveau de risque jugé acceptable pour les activités récréatives (voir la section 6.5).

Les bactéries indicatrices de contamination fécale servent à déceler un risque accru pour la santé humaine et constituent l'un des éléments d'une approche de gestion préventive des risques. Les méthodes fondées sur la culture (*E. coli* et entérocoques) et celles axées sur la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) (entérocoques) peuvent être utilisées pour l'analyse. Le choix de la méthode d'analyse dépendra des caractéristiques de l'eau, de la capacité du laboratoire et de la nécessité d'obtenir les résultats le jour même. On trouvera de plus amples renseignements sur les méthodes, y compris leurs avantages et leurs limites, dans le document technique sur l'échantillonnage et l'analyse microbiologiques (Santé Canada, en cours de publication-a). On trouvera de plus amples renseignements sur l'élaboration d'un plan d'échantillonnage à l'aide de bactéries indicatrices de contamination fécale dans le document technique *Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives* (Santé Canada, 2023).

**Tableau 1. Valeurs recommandées<sup>1,2</sup> pour les méthodes fondées sur les cultures**

Indicateur	Beach Action Value (BAV; valeur d'action pour la plage) <sup>4</sup>
<i>E. coli</i> – eaux douces <sup>3</sup>	≤ 235 ufc <sup>5</sup> /100 mL
Entérocoques – eaux douces et marines	≤ 70 ufc <sup>5</sup> /100 mL

<sup>1</sup> Les autorités responsables peuvent établir d'autres critères pour les zones récréatives très peu touchées par des agents pathogènes fécaux d'origine humaine;

<sup>2</sup> Valeurs de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA) des États-Unis (2012) pour 36 maladies/1 000 adeptes d'activités récréatives de contact primaire;

<sup>3</sup> *E. coli* peut être une mesure adoptée pour les eaux marines s'il est prouvé que cela permet de démontrer adéquatement la présence de contamination fécale;





<sup>4</sup> Les concentrations BAV s'appliquent à chaque résultat d'échantillon (échantillon seul ou composite) et non pas aux moyennes; <sup>5</sup> Les méthodes reposant sur des estimations du nombre le plus probable (NPP) sont considérées comme équivalentes aux valeurs des ufc indiquées; ufc – unités formant colonies.

**Tableau 2. Valeurs recommandées<sup>1,2</sup> pour les méthodes fondées sur la PCR**

Indicateur	Beach Action Value (BAV) <sup>3</sup>
Entérocoques – eaux douces et marines	< 1000 ece/100 mL

<sup>1</sup> Les autorités responsables peuvent établir d'autres critères pour les zones récréatives très peu touchées par des agents pathogènes fécaux d'origine humaine;

<sup>2</sup> Valeurs de l'U.S. EPA (2012) pour 36 maladies/1 000 adeptes d'activités récréatives de contact primaire;

<sup>3</sup> Les concentrations BAV s'appliquent à chaque résultat d'échantillon (échantillon seul ou composite) et non pas aux moyennes; ece – équivalent cellulaire de l'étalon.

Le lien épidémiologique entre les concentrations d'*E. coli* ou d'entérocoques et le risque accru d'effets néfastes sur la santé humaine est fondé sur une évaluation de lieux touchés à divers degrés par les eaux usées domestiques. Les zones récréatives qui ne sont pas touchées par les sources de matières fécales d'humains ou de ruminants, comme celles où se trouvent uniquement des animaux sauvages et des oiseaux, contiendraient moins d'agents pathogènes pour l'humain. À ces endroits, des concentrations supérieures de bactéries indicatrices peuvent être observées avant que le risque de maladies gastro-intestinales n'excède le seuil acceptable. Les méthodes fondées sur le dépistage des sources de pollution microbienne, en plus des ESSM, peuvent servir à déterminer la ou les sources probables de contamination fécale en vue d'aider à caractériser les risques connexes pour la santé humaine (voir l'encadré 1 et Santé Canada, en cours de publication-b). Lorsque les eaux utilisées à des fins récréatives présentent un très faible risque de contamination fécale causée par les humains ou les ruminants, l'établissement de critères propres au lieu peut s'avérer judicieux.



## 2.0 APPLICATION DES RECOMMANDATIONS

La surveillance d'*E. coli* ou des entérocoques peut servir de référence pour la prise des décisions en santé publique et fournir des renseignements utiles sur les variations possibles de la qualité de l'eau à la plage. Les recommandations du présent document correspondent aux valeurs des mesures requises à la plage (*Beach Action Value* ou BAV), à la fois pour les méthodes de surveillance fondées sur la culture (*E. coli* et entérocoques) et sur la PCR (entérocoques). Les autorités responsables peuvent choisir de mettre en œuvre des méthodes fondées sur les cultures, des méthodes fondées sur la PCR ou les deux (p. ex. essais en parallèle mesurant le rendement des méthodes), selon leur plan de surveillance de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Les méthodes fondées sur la PCR quantitative et numérique ont l'avantage de fournir des résultats le jour même pour la prise de décisions, pourvu que le laboratoire reçoive les échantillons d'eau en temps opportun. On trouvera plus de renseignements sur les avantages et les limites des méthodes de surveillance dans le document technique sur *l'échantillonnage et l'analyse microbiologiques* (Santé Canada, en cours de publication). Les décisions concernant la fréquence de la surveillance, le nombre d'échantillons à prélever, les zones à surveiller, la sélection des indicateurs et la conception du programme de surveillance seront prises par les autorités de réglementation et de gestion compétentes. On trouvera d'autres conseils sur ces sujets dans le document technique *Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives* (Santé Canada, 2023).

Les BAV du présent document reposent sur les distributions de la qualité de l'eau observées dans les études épidémiologiques, d'après les calculs de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA; voir la section 6.5, l'annexe B et le document de l'U.S. EPA de 2012). Les BAV recommandées devraient éclairer les décisions quotidiennes de gestion des plages, sans constituer la seule mesure servant à déterminer si une zone est propice aux activités récréatives. Les données des ESSM devraient également être prises en compte par les autorités responsables et faire partie intégrante d'une approche de gestion préventive des risques afin de protéger la santé des usagers des eaux utilisées à des fins récréatives (voir Santé Canada, 2023). Les décisions en matière de santé publique devraient tenir compte à la fois des risques accrus pour la santé, d'une part, et de la détente et de l'exercice associés à ces activités, d'autre part.

Lorsque les concentrations d'*E. coli* ou d'entérocoques excèdent les BAV fixées, les autorités responsables devraient intervenir. Les mesures requises dépendront des considérations propres au lieu, notamment les sources de contamination fécale et



l'ampleur du dépassement des valeurs. Elles peuvent comprendre l'émission d'un avis d'interdiction de baignade, la réalisation immédiate d'un nouvel échantillonnage du lieu et une ESSM abrégée. Des renseignements supplémentaires sur les ESSM figurent dans le document de Santé Canada (2023). Un avis d'interdiction de baignade peut être particulièrement justifié si la zone est susceptible d'être touchée par des eaux usées domestiques (et donc, par des agents pathogènes entériques), si les caractéristiques de la plage sont mal définies et qu'on ignore la source des bactéries indicatrices de contamination fécale, ou si des maladies observées dans la collectivité semblent liées à la zone récréative. Il convient de noter qu'il est possible d'employer d'autres approches, notamment des modèles prédictifs de la qualité de l'eau des plages, pour le déclenchement des mesures de gestion des plages (Santé Canada, 2023).

Aux plages où des sources de contamination fécale inconnues affectent la qualité de l'eau, les exploitants peuvent utiliser diverses méthodes pour détecter les sources de pollution fécale causée par les humains ou les ruminants (voir l'encadré 1). Dans les eaux utilisées à des fins récréatives où les bactéries indicatrices de contamination fécale dépassent les valeurs recommandées applicables, mais les sources de matières fécales ne proviennent pas d'humains ni de ruminants, l'autorité de réglementation compétente peut évaluer si l'établissement d'autres critères permettrait d'éclairer et d'appuyer les décisions relatives à la gestion des plages à ces endroits. Il pourrait s'agir notamment de modifier les valeurs recommandées pour les bactéries indicatrices utilisées, d'utiliser d'autres indicateurs ou d'en ajouter de nouveaux. La formulation de conseils sur l'établissement d'autres critères de qualité des eaux utilisées à des fins récréatives dépasse le cadre du présent document; cependant, un survol des types d'informations requises et des particularités des sites à prendre en compte au préalable a déjà été publié (U.S. EPA, 2014).

En plus d'aider à la prise des décisions en matière de santé publique, les données provenant de la surveillance des bactéries indicatrices peuvent aider à déterminer si un lieu convient de manière générale aux loisirs. Il est recommandé de résumer à l'aide de moyennes géométriques les données sur les indicateurs de contamination fécale, pour examiner les variations de la qualité de l'eau et effectuer une comparaison avec la moyenne géométrique de la distribution de la qualité de l'eau ayant servi au calcul des BAV. On trouvera à la section 6.5 de plus amples renseignements sur l'utilisation des moyennes géométriques.

### **Approche permettant de déterminer les sources de matières fécales dans les eaux douces et marines servant à des activités récréatives de contact primaire ou secondaire**

De multiples sources de données devraient être utilisées pour déterminer la ou les sources de matières fécales ayant une incidence sur les eaux utilisées à des fins récréatives. Beaucoup d'information peut être tirée des ESSM et de la surveillance accrue d'*E. coli* ou des entérocoques dans les environs immédiats d'une plage ou d'eaux utilisées à des fins récréatives. Plusieurs techniques peuvent aider à déterminer les sources probables ou non soupçonnées de contamination fécale, notamment les tests de raccordement croisé au moyen de fumée ou de colorant dans l'infrastructure des eaux usées ou les méthodes de dépistage des sources de pollution microbienne.

Ces techniques servent à déterminer les sources de contamination fécale sur les plages du Canada. Par exemple, de multiples sources de données ont été utilisées pour déterminer la cause de la publication fréquente d'avis à la plage de Bluffers Park à Toronto, en Ontario (Edge et coll., 2018). Les observations effectuées à la plage, la surveillance accrue d'*E. coli* et les résultats du dépistage des sources de pollution microbienne ont clairement souligné l'importance de réduire à l'échelle locale les répercussions des déjections d'oiseaux et du ruissellement provenant d'un stationnement et d'un marais à l'intérieur des terres à proximité de la plage. Un programme de gestion des oiseaux et une berme conçue pour réduire le ruissellement en provenance du stationnement et du marais ont entraîné une amélioration immédiate de la qualité de l'eau. La plage a par la suite reçu une certification Blue Flag (<https://www.blueflagglobal/all-bf-sites>). De même, des études menées en Alberta (Beaudry, 2019) et en Ontario (Staley et coll., 2018) ont appliqué les progrès réalisés dans le dépistage des sources microbiennes (techniques de PCR quantitative et numérique) et ont montré que les déjections d'oiseaux, ainsi que les raccordements croisés entre les réseaux d'eaux usées et les réseaux d'eaux pluviales constituaient des sources de contamination fécale importantes dans certaines eaux utilisées à des fins récréatives.

Il est toutefois important de reconnaître que la source prédominante de matières fécales n'est pas forcément la source la plus importante d'agents pathogènes pour l'humain. Par conséquent, si les oiseaux sont la source prédominante de matières fécales, il demeure essentiel de s'assurer qu'il n'y a pas de contamination fécale causée par les humains ou les ruminants. Cette vérification est primordiale, car il se peut fort bien que la majorité des agents pathogènes pour l'humain viennent de ces deux dernières sources, même lorsqu'elles ne représentent qu'entre 15 et 20 % de la charge de contamination fécale (Schoen et coll., 2011; Soller et coll., 2015).





## 3.0 IMPORTANCE DE LA PRÉSENCE D'*E. coli* DANS LES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES

Les indicateurs peuvent être utilisés à diverses fins dans le cadre d'un plan de gestion de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Les indicateurs de contamination fécale signalent la présence probable de matières fécales. Les indicateurs de contamination fécale communs comprennent *E. coli* et les entérocoques, ainsi que des indicateurs propres aux sources, comme le marqueur génétique des *Bacteroides* HF183 servant à la détection des eaux usées domestiques (Harwood et coll., 2014). *E. coli* ou les entérocoques sont utilisés en tant qu'indicateur primaire de matières fécales dans les eaux douces, les entérocoques représentant l'indicateur privilégié en eaux marines. Les indicateurs de contamination fécale propres aux sources sont utilisés lorsque le dépistage des sources de pollution microbienne est recommandé.

### 3.1 Description

*E. coli* fait partie du groupe des bactéries coliformes et de la famille des *Enterobacteriaceae*. Il s'agit d'une bactérie anaérobie facultative, à Gram négatif, asporulée et en forme de bâtonnet, qui peut fermenter le lactose et proliférer dans une large gamme de températures (7 à 45 °C), avec une température de prolifération optimale de 37 °C (Ishii et Sadowsky, 2008; Percival et Williams, 2014). Les bactéries coliformes sont souvent définies en fonction de leur capacité d'exprimer les enzymes  $\beta$ -galactosidase et  $\beta$ -glucuronidase. *E. coli* se trouve en grand nombre dans le tractus intestinal et les matières fécales des humains et des animaux à sang chaud. La bactérie est aussi présente chez de nombreux animaux à sang froid (Tenailon et coll., 2010; Gordon, 2013; Frick et coll., 2018). Certaines souches d'*E. coli* peuvent s'adapter pour vivre indépendamment des matières fécales et devenir des membres naturalisés de la communauté microbienne dans des habitats environnementaux. Les souches naturalisées peuvent croître et se maintenir dans l'environnement si les conditions sont favorables (Ashbolt et coll., 1997; Ishii et Sadowsky, 2008; Jang et coll., 2017).

Dans les matières fécales humaines, *E. coli* est présent à des concentrations se situant entre  $10^7$  et  $10^9$  cellules par gramme (g) et représente environ 1 % de la biomasse totale du gros intestin (Edberg et coll., 2000; Leclerc et coll., 2001). Dans deux études distinctes, la bactérie a été détectée chez 94 % et 100 % des sujets humains testés (Finegold et coll., 1983; Leclerc et coll., 2001). Ces valeurs sont grandement supérieures à celles signalées pour les autres

membres du groupe des bactéries coliformes et ne sont égalées ou dépassées que par les entérocoques et certaines espèces de bactéries anaérobies (*Bacteroides*, *Eubacterium*). *E. coli* représente environ 97 % des organismes coliformes présents dans les excréments humains, les autres étant les *Klebsiella* spp. (1,5 %) et les *Enterobacter* et *Citrobacter* spp. (1,7 % au total). Dans les eaux usées non traitées, la proportion d'*E. coli* diminue généralement par rapport aux autres coliformes, représentant moins de 30 % des coliformes dans ces eaux (Ashbolt et coll., 2001). Néanmoins, des bactéries *E. coli* résistantes au stress semblent persister, voire proliférer, dans les installations de traitement des eaux usées et sont rejetées dans les eaux traitées (Zhi et coll., 2016). Les eaux usées traitées peuvent aussi contribuer à la présence de bactéries résistantes aux antibiotiques dans les eaux de surface en aval des usines de traitement des eaux usées (Day et coll., 2019; Logan et coll., 2020). Le nombre de bactéries *E. coli* dans les matières fécales d'animaux varie considérablement, mais il va généralement de 10<sup>3</sup> à 10<sup>9</sup> cellules/g (Ashbolt et coll., 2001; Tenaillon et coll., 2010; Yost et coll., 2011; Ervin et coll., 2013). Chez les animaux domestiques, *E. coli* représente de 90 % à 100 % des coliformes présents dans les excréments (Dufour, 1977).

Bien que la vaste majorité des types d'*E. coli* soient sans danger, certaines souches de cette bactérie peuvent causer des maladies gastro-intestinales, ainsi que des complications graves sur le plan de la santé (p. ex. colite hémorragique, syndrome hémolytique urémique, insuffisance rénale) et des infections urinaires. Néanmoins, même pendant les éclosions, les concentrations des souches non pathogènes d'*E. coli* d'origine fécale dépasseront celles des souches pathogènes dans les sources d'eau (Degnan, 2006; Soller et coll., 2010a).

La numération d'*E. coli* dans les eaux utilisées à des fins récréatives peut être rapide et facile, et des études épidémiologiques ont montré l'existence d'une corrélation entre la concentration d'*E. coli* dans les eaux douces et le risque de maladies gastro-intestinales chez les baigneurs (Dufour, 1984; Wade et coll., 2003; Wiedenmann et coll., 2006; Marion et coll., 2010). Au Canada, la plupart des recommandations au sujet de la qualité des eaux douces naturelles utilisées à des fins récréatives privilégient l'utilisation d'*E. coli* comme indicateur de contamination fécale pour la prise des décisions de santé publique. Par ailleurs, les entérocoques sont maintenant utilisés de plus en plus fréquemment.

### 3.2 Présence dans le milieu aquatique

Une fois les bactéries fécales excrétées par leurs hôtes humains ou animaux, la survie d'*E. coli* dans les eaux utilisées à des fins récréatives dépend de nombreux facteurs dont la température, l'exposition au rayonnement solaire, la présence de nutriments, les caractéristiques de l'eau comme le pH et la salinité, ainsi que la concurrence et la prédation par les autres microorganismes (Korajkic et coll., 2015). De nombreux auteurs ont fait état de la capacité du sable, des sédiments et de la végétation aquatique de prolonger la survie, la réplication et l'accumulation de microorganismes fécaux (Whitman et Nevers, 2003; Whitman et coll., 2003; Ishii et coll., 2006; Olapade et coll., 2006; Kon et coll., 2007a;



Hartz et coll., 2008; Byappanahalli et coll., 2009; Heuvel et coll., 2010; Verhougstraete et coll., 2010; Whitman et coll., 2014; Devane et coll., 2020). On croit que ces milieux procurent des températures et des concentrations de nutriments plus favorables que dans le milieu aquatique adjacent et qu'ils protègent par ailleurs les bactéries contre certains agents stressants comme le rayonnement solaire. En plus de survivre, certaines souches d'*E. coli* peuvent devenir naturalisées et proliférer dans l'environnement (Power et coll., 2005; Byappanahalli et coll., 2006; Ishii et coll., 2006; Kon et coll., 2007b; Byappanahalli et coll., 2012b). La prolifération d'*E. coli* dans l'environnement vient limiter son utilisation à titre d'indicateur de contamination fécale. Toutefois, même si *E. coli* n'est pas exclusivement associé aux déchets fécaux récents, il est admis qu'*E. coli* est principalement d'origine fécale et demeure un indicateur utile de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives.

### 3.3 Association avec les agents pathogènes

La présence d'agents pathogènes fécaux dans les eaux utilisées à des fins récréatives, notamment des bactéries entériques, des virus entériques et des protozoaires parasites, dépend fortement des sources de contamination fécale qui ont une incidence sur la zone de baignade. Leur présence dans l'environnement peut être sporadique et leur concentration peut être éminemment variable. Par conséquent, la surveillance des indicateurs de contamination fécale est la méthode utilisée au lieu de la surveillance directe des agents pathogènes. La présence d'*E. coli* dans l'eau indique une présence potentielle d'agents pathogènes fécaux qui pourraient entraîner un risque accru pour la santé des baigneurs.

L'association entre *E. coli* et certains agents pathogènes entériques varie grandement. Selon plusieurs études antérieures, le taux de survie d'*E. coli* est semblable au taux de survie de bactéries pathogènes entériques (Rhodes et Kator, 1988; Korhonen et Martikainen, 1991; Chandran et Mohamed Hatha, 2005). En outre, d'après une étude, la probabilité de détecter des *Salmonella* ou des *E. coli* producteurs de Shiga-toxines (STEC) augmente au même rythme que la concentration d'*E. coli*, bien qu'aucun échantillon n'ait permis à lui seul de prouver hors de tout doute la présence ou l'absence de ces agents pathogènes (Yanko et coll., 2004). D'autres études ont fait part de probabilités accrues de détection des agents pathogènes entériques (*Campylobacter*, *Cryptosporidium*, *Salmonella* et *E. coli* O157:H7) lorsque la densité d'*E. coli* dépasse 100 ufc/100 mL (Van Dyke et coll., 2012; Banihashemi et coll., 2015; Stea et coll., 2015). De manière générale, Edge et coll. (2012) ont conclu que, dans les bassins hydrographiques agricoles du Canada, une forte présence d'agents pathogènes d'origine hydrique était associée à des concentrations supérieures d'*E. coli*. Cependant, les auteurs estimaient qu'on ne pouvait affirmer, sur la base de faibles concentrations d'*E. coli*, qu'il n'y avait pas d'agent pathogène d'origine hydrique. De nombreuses études ont également fait part d'une absence de corrélation entre les concentrations d'*E. coli* et la présence de virus entériques et de protozoaires entériques dans les eaux de surface, ce qui dénote des sources de contamination fécale

différentes et une longue persistance de ces agents pathogènes par rapport aux bactéries indicatrices de contamination fécale (Griffin et coll., 1999; Denis-Mize et coll., 2004; Hörman et coll., 2004; Dorner et coll., 2007; Edge et coll., 2013; Prystajacky et coll., 2014). Dans l'ensemble, la présence d'*E. coli* ne permet pas de prédire de manière fiable celle d'agents pathogènes fécaux précis (Wu et coll., 2011; Edge et coll., 2013; Lalancette et coll., 2014; Banihashemi et coll., 2015; Krkosek et coll., 2016), mais malgré cette limite, elle peut indiquer un risque accru de la présence d'agents pathogènes.

## 4.0 IMPORTANCE DE LA PRÉSENCE D'ENTÉROCOQUES DANS LES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES

À l'instar d'*E. coli*, les entérocoques sont utilisés comme indicateur primaire de contamination fécale. La détection de fortes concentrations d'entérocoques dans les eaux douces ou marines signale la présence potentielle de matières fécales et donc de bactéries, de virus ou de protozoaires pathogènes d'origine fécale.

### 4.1 Description

Les entérocoques sont des membres du genre *Enterococcus*. Le genre a été créé pour accueillir les espèces du genre *Streptococcus* les plus caractéristiques des matières fécales, qui étaient auparavant appelées streptocoques du groupe D. En pratique, les termes entérocoques, streptocoques fécaux, *Enterococcus* et entérocoques intestinaux sont utilisés indistinctement (Bartram et Rees, 2000). Les entérocoques sont des bactéries à Gram positif de forme sphérique qui répondent aux critères suivants : croissance à des températures variant de 10 à 45 °C, survie à 60 °C pendant 30 minutes, croissance en présence d'une concentration de 6,5 % de chlorure de sodium et à un pH de 9,6 et aptitude à réduire le bleu de méthylène à 0,1 % (Bartram et Rees, 2000; APHA et coll., 2017). Ils sont également définis en fonction de leur capacité d'exprimer l'enzyme  $\beta$ -glucosidase.

On présume que le genre *Enterococcus* compte plus de 30 espèces, classées selon 5 ou 6 groupes importants (*E. faecalis*, *E. faecium*, *E. avium*, *E. gallinarum*, *E. italicus* et *E. cecorum*) (Svec et Devriese, 2009; Byappanahalli et coll., 2012a). *E. faecalis* et *E. faecium* se trouvent en quantités importantes dans les excréments humains et animaux et constituent les espèces les plus fréquemment observées dans les milieux aquatiques pollués par des





matières fécales (Bartram et Rees, 2000). Les autres espèces couramment isolées à partir des matières fécales, mais présentes en moins grand nombre, comprennent *E. durans*, *E. hirae*, *E. gallinarum* et *E. avium* (Pourcher et coll., 1991; Moore et coll., 2008; Staley et coll., 2014). Les entérocoques sont très présents dans les excréments humains et animaux, où leurs concentrations peuvent atteindre 10<sup>6</sup> ou 10<sup>7</sup> cellules/g (Sinton, 1993; Edberg et coll., 2000). Des études de la flore intestinale humaine mentionnées par Leclerc et coll. (2001) ont montré que les espèces du genre *Enterococcus* étaient présentes chez tous les sujets testés.

Les entérocoques sont utilisés comme indicateur de contamination fécale dans les eaux douces et marines et sont associés au risque de maladies gastro-intestinales chez les baigneurs (Cabelli, 1983; Kay et coll., 1994; Pruss, 1998; OMS, 1999; Wade et coll., 2003, 2006, 2008; Napier et coll., 2017).

## 4.2 Présence dans le milieu aquatique

Des entérocoques ont été détectés dans des échantillons d'eau provenant de divers habitats (Yamahara et coll., 2009; Byappanahalli et coll., 2012a; Staley et coll., 2014). On en trouve aussi régulièrement dans les eaux douces et marines récréatives qui sont touchées par une contamination fécale d'origine humaine ou animale. Globalement, il semble que les concentrations d'entérocoques dans les excréments et les déchets urbains sont d'une à trois fois moins élevées que celles d'*E. coli* (Sinton, 1993; Edberg et coll., 2000). Comparativement à d'autres microorganismes indicateurs (p. ex. *E. coli* et coliformes thermotolérants), les entérocoques peuvent présenter une plus grande résistance à certaines formes de stress environnemental dans les eaux utilisées à des fins récréatives, comme le rayonnement solaire et la salinité. Ils se montrent également plus résistants aux techniques de traitement des eaux usées, notamment la chloration, et ont une survie prolongée dans les sédiments marins et d'eau douce (Davies et coll., 1995; Desmarais et coll., 2002; Ferguson et coll., 2005). La source des entérocoques peut avoir une incidence sur leur persistance, les entérocoques provenant des bovins étant plus persistants que ceux présents dans les eaux usées (Korajkic et coll., 2013). Selon des études, les entérocoques peuvent survivre et croître dans des milieux riches en matière organique, comme les amas d'algues vertes *Cladophora* (Byappanahalli et coll., 2003; Whitman et coll., 2003; Verhougstraete et coll., 2010), et dans certains habitats (p. ex. sable, sédiments, sol) (Ran et coll., 2013; Staley et coll., 2014).

Comme dans le cas d'*E. coli*, l'existence de souches naturalisées restreint l'interprétation des données de surveillance (Whitman et coll., 2003; Byappanahalli et coll., 2012a), mais il est admis que les entérocoques détectés dans les échantillons d'eau sont principalement d'origine fécale et qu'ils demeurent un indicateur utile permettant de déterminer la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives.

### 4.3 Association avec les agents pathogènes

Aucune corrélation directe n'est attendue entre les concentrations d'indicateurs de contamination fécale et la concentration d'un agent pathogène précis. Dans un bassin hydrographique, les indicateurs et les agents pathogènes peuvent provenir de multiples sources différentes et, une fois rejetés dans les sources d'eau, ils subissent des taux de dilution, de transfert et d'inactivation différents (Wilkes et coll., 2009). Bien que certaines études aient à l'occasion permis d'observer une corrélation entre la présence d'entérocoques et la détection d'un agent pathogène particulier, l'association est généralement faible (Brookes et coll., 2005, Wilkes et coll., 2009). Une étude portant sur des échantillons d'eau de surface prélevés en divers endroits des bassins versants du sud de la Californie a permis de constater une bonne valeur prédictive pour la détection des souches de STEC par PCR et la détection d'entérocoques par des méthodes fondées sur la culture (Yanko et coll., 2004). Les auteurs ont signalé qu'à une concentration supérieure à 100 nombre le plus probable (NPP)/100 mL, la probabilité de détection des STEC s'établissait entre 60 et 70 % environ. Comme dans le cas d'*E. coli*, les entérocoques ne permettent pas de prédire la présence de virus et de protozoaires (Griffin et coll., 1999; Schvoerer et coll., 2000, 2001; Jiang et coll., 2001, Jiang et Chu, 2004).

Il ne faudrait pas interpréter la présence ou l'absence d'entérocoques dans un échantillon comme un indice de la présence ou de l'absence de microorganismes pathogènes entériques dans ce même échantillon. Les entérocoques sont considérés comme des indicateurs généraux de contamination fécale et sont couramment surveillés, puisque des études épidémiologiques ont montré que des concentrations accrues dans les zones récréatives dénotaient un risque accru d'effets néfastes sur la santé.





## 5.0 AUTRES INDICATEURS DE CONTAMINATION FÉCALE

Aucun microorganisme ne peut à lui seul remplir l'ensemble des conditions qui en feraient un indicateur parfait de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives (à savoir, réunir les caractéristiques de l'ensemble des agents pathogènes connus, fournir de l'information sur le degré et la source de la pollution fécale et renseigner sur les risques de maladies pour les usagers des eaux utilisées à des fins récréatives). Bien qu'*E. coli* et les entérocoques soient les indicateurs couramment utilisés pour la surveillance des plages à vocation récréative, l'information que fournissent ces microorganismes est limitée (voir les sections 3.0 et 4.0). D'autres microorganismes ont fait l'objet de vastes analyses, soit comme solutions de rechange à la surveillance d'*E. coli* et des entérocoques, soit comme indicateurs supplémentaires en vue d'une meilleure caractérisation des risques. Il s'agit des *Bacteroides* spp., des spores de *Clostridium perfringens*, des coliphages mâles spécifiques et somatiques (bactériophages infectant *E. coli*) et des bactériophages infectant *Bacteroides fragilis*. Le tableau 3 présente un résumé des caractéristiques des microorganismes indicateurs recommandés et potentiels.

Les rôles potentiels de ces autres indicateurs varient. Par exemple, les virus entériques représentent le risque pour la santé le plus important dans bon nombre de plan d'eaux utilisés à des fins récréatives qui sont contaminés par des sources de matières fécales humaines. Aussi, bien qu'*E. coli* et les entérocoques constituent de bons indicateurs de contamination fécale, il ne s'agit peut-être pas d'indicateurs adéquats des virus entériques humains. D'autres indicateurs, comme les coliphages, les bactériophages des *Bacteroides* spp. ou les marqueurs des eaux usées domestiques, peuvent fournir des renseignements supplémentaires sur les risques pour la santé humaine associés à une plage (Nelson et coll., 2018; Boehm et coll., 2020). En outre, les sources de contamination fécale peuvent ne pas être connues pour bon nombre de plages, ce qui empêche une analyse complète des risques potentiels pour la santé humaine. Comme il a été suggéré à la section 2.0, l'utilisation de marqueurs de dépistage des sources de pollution microbienne, liés à des microorganismes comme les *Bacteroides* spp., peut fournir des renseignements précieux sur les sources de contamination fécale (Boehm et coll., 2018). Cela pourrait aussi aider à déterminer l'utilité de recommander des valeurs propres au site. Des seuils fondés sur les risques ont été proposés pour les marqueurs de contamination fécale (p. ex. HF183) qui visent les *Bacteroides* spp. (Boehm et coll., 2018; Boehm et Soller, 2020). D'autres renseignements sur le dépistage des sources de pollution microbienne et la compréhension et la gestion des risques dans les zones récréatives se trouvent dans le document technique *Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives* (Santé Canada, en cours de publication-b).

**Tableau 3. Caractéristiques des microorganismes indicateurs recommandés et potentiels**

Caractéristiques	Microorganisme indicateur					
	Recommandé		Potentiel			
	<i>E. coli</i>	Entérocoques	<i>C. perfringens</i>	<i>Bacteroides</i> spp.	Coliphages	Bactériophages des <i>Bacteroides</i> spp.
Brève description	Bactérie à Gram négatif asporulée	Bactérie à Gram positif asporulée; > 30 espèces, dont <i>E. faecalis</i> et <i>E. faecium</i> , qui sont plus fréquentes dans les milieux aquatiques	Bactérie à Gram positif sporulée et anaérobie	Bactérie à Gram négatif asporulée et anaérobie; espèces dominantes : <i>B. fragilis</i> , <i>B. vulgatus</i> , <i>B. distasonis</i> et <i>B. thetaiotaomicron</i>	Deux types principaux : 1) coliphages somatiques – groupe diversifié qui peut infecter divers membres de la famille des <i>Enterobacteriaceae</i> , et 2) coliphages mâles spécifiques (F+)	Les souches hôtes des bactériophages les plus souvent utilisés sont <i>B. fragilis</i> et <i>B. thetaiotaomicron</i> ; crAssphage fait partie de ce groupe de bactériophages
Comprend des membres qui ne sont pas des agents pathogènes humains	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Comprend des membres qui constituent des agents pathogènes humains	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non
Présent dans le tractus intestinal des humains et des animaux à sang chaud	De 10 <sup>7</sup> à 10 <sup>9</sup> ufc/g d'excréments humains; de 10 <sup>3</sup> à 10 <sup>9</sup> ufc/g d'excréments animaux	Les excréments humains et animaux contiennent de 10 <sup>3</sup> à 10 <sup>7</sup> ufc/g	Chez les humains : de 10 <sup>3</sup> à 10 <sup>8</sup> cellules/g d'excréments; chez les chiens, les chats et les moutons : de 10 <sup>5</sup> à 10 <sup>8</sup> cellules/g d'excréments; toujours présent dans les réseaux de collecte des eaux usées domestiques	10 <sup>11</sup> cellules/g d'excréments (sauf chez certains oiseaux)	Chez les humains : de 10 <sup>1</sup> à 10 <sup>4</sup> ufp/g d'excréments; chez les animaux : < 10 à 10 <sup>7</sup> ufp/g d'excréments; eaux usées non traitées : 10 <sup>6</sup> ufp/g	Chez les humains : de 10 à 10 <sup>2</sup> ufp/g d'excréments, taux d'isolation variable; eaux usées : < 10 à 10 <sup>5</sup> phages/100 mL; non détecté chez les animaux
Présent en plus grand nombre que les agents pathogènes entériques dans les eaux récemment contaminées par des matières fécales	Oui	Oui	Concentration tributaire de la source de contamination	Données insuffisantes	Concentration tributaire de la source de contamination	Concentration tributaire de la source de contamination
Capable de croître dans le milieu aquatique	Oui, dans des conditions précises	Oui, dans des conditions précises	Non	Non	Les coliphages somatiques peuvent proliférer si la bactérie hôte croît dans le milieu; les coliphages F+ sont peu susceptibles de croître; aucune croissance appréciable n'est attendue dans les deux cas.	Non
Capable de survivre plus longtemps que les agents pathogènes	Oui, dans des conditions précises	Oui, dans des conditions précises	Oui	Données insuffisantes	Semblable aux virus entériques	Semblable aux virus entériques



**Microorganisme indicateur**

Caractéristiques	Recommandé		Potentiel			
	<i>E. coli</i>	Entérocoques	<i>C. perfringens</i>	<i>Bacteroides</i> spp.	Coliphages	Bactériophages des <i>Bacteroides</i> spp.
Utilisable dans les eaux douces, estuariennes et marines	Oui <sup>1</sup>	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Associé exclusivement à la présence de matières fécales d'origine animale et humaine	Non	Non	Données insuffisantes	Oui	Oui	Oui
Association entre les maladies gastro-intestinales et l'indicateur	Oui	Oui	Oui, quoique l'association soit ténue dans certaines études	Faibles associations; plus grand nombre d'études requises concernant le marqueur propre à l'humain (HF183)	Oui	Non
Caractéristiques propres à l'hôte pour le dépistage des sources de pollution microbienne	Non	Non	Non	Oui	Peut-être (pour les coliphages F+)	Peut-être (observation d'une certaine réactivité croisée)
Disponibilité d'une méthode fondée sur la culture rapide, facile et peu coûteuse	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Non
Disponibilité d'une méthode moléculaire bien établie	Non <sup>2</sup>	Oui	Oui	Oui	Non	Oui
Rôle proposé pour l'instant	Indicateur primaire	Indicateur primaire	Indicateur secondaire (p. ex. eaux usées)	Dépistage des sources de pollution microbienne; indicateur secondaire	Indicateur secondaire (excréments humains); dépistage des sources de pollution microbienne	Indicateur secondaire (excréments humains)
Documents de référence	Dufour, 1984; Edberg et coll., 2000; Solo-Gabriele et coll., 2000; Ashbolt et coll., 2001; Leclerc et coll., 2001; Wade et coll., 2003; Marion et coll., 2010; Byappanahalli et coll., 2012b; Ervin et coll., 2013	Bartram et Rees, 2000; Edberg et coll., 2000; Ashbolt et coll., 2001; Wade et coll., 2003; Wade et coll., 2006; Wade et coll., 2008; Verhoughstraete et coll., 2010; Byappanahalli et coll., 2012a; Ervin et coll., 2013; Staley, et coll., 2014	Fujioka et Shizumura, 1985; Ashbolt et coll., 2001; Lipp et coll., 2001; Hörman et coll., 2004; Fernandez-Miyakawa et coll., 2005; Wiedenmann et coll., 2006; Carman et coll., 2008; Mueller-Spitz et coll., 2010; Wade et coll., 2010; Viau et coll., 2011; Vierheilig et coll., 2013; Jacob et coll., 2015	Bernhard et Field, 2000a, 2000 b; Wade et coll., 2006; Hong et coll., 2008; Ballesté et Blanch, 2010; Wade et coll., 2010; McQuaig et coll., 2012; Cao et coll., 2016; Lloyd-Price et coll., 2016; Hughes et coll., 2017; Napier et coll., 2017	Cole et coll., 2003; Muniesa et coll., 2003; Luther et Fujioka, 2004; Nappier et coll., 2006; Colford et coll., 2007; Wade et coll., 2010; Lee et Sobsey, 2011; Wu et coll., 2011; Haramoto et coll., 2012; Plummer et coll., 2014; U.S. EPA, 2015; Griffith et coll., 2016; Jofre et coll., 2016; Benjamin-Chung et coll., 2017; Jebri et coll., 2017; Nappier et coll., 2019	Puig et coll., 1999; Mocé-Llivina et coll., 2005; Payan et coll., 2005; McLaughlin et Rose, 2006; Ebdon et coll., 2012; Harwood et coll., 2013; McMinn et coll., 2014; Sirikanhana et coll., 2014; Stachler et Bibby, 2014; Diston et Wicki, 2015; McMinn et coll., 2017; Dias et coll., 2018; Korajkic et coll., 2020

<sup>1</sup> *E. coli* devrait seulement servir d'indicateur dans le cas des eaux estuariennes et marines s'il a été démontré les résultats sont comparables à ceux des entérocoques.

<sup>2</sup> Une méthode moléculaire est en cours d'élaboration; ufp – unités formant plages.

## 6.0 ÉTUDES ÉPIDÉMIOLOGIQUES SUR LES ACTIVITÉS DE CONTACT PRIMAIRE

Au cours des dernières décennies, de nombreuses études épidémiologiques ont été menées dans les étendues d'eaux douces et marines utilisées à des fins récréatives, principalement en vue d'examiner le lien entre les indicateurs de contamination fécale que sont *E. coli* et les entérocoques et les maladies gastro-intestinales. Les études ont porté notamment sur des milieux aquatiques récréatifs touchés par des sources de contamination ponctuelles (c.-à-d. des sources identifiables et fixes) et des sources de contamination non ponctuelles (c.-à-d. des sources diffuses). La plupart des études épidémiologiques ont été effectuées sur des plages ayant des sources ponctuelles connues de contamination fécale d'origine humaine. Un moins grand nombre d'études ont porté sur les plages à vocation récréative touchées par des sources diffuses de contamination fécale (voir le tableau 4). Les zones touchées par des sources diffuses, en particulier celles où la contamination serait exclusivement d'origine non humaine, pourraient présenter un degré de risque inférieur pour les usagers des eaux récréatives aux valeurs établies dans les recommandations. Cependant, vu le manque d'information, des études supplémentaires sur les plages touchées par des sources diffuses sont nécessaires pour mieux caractériser les risques pour la santé humaine dans ces sites. Il importe de mener des études sur les lieux touchés par des sources ponctuelles et diffuses pour comprendre la variabilité des niveaux de risque pour la santé humaine et l'utilité des microorganismes indicateurs de contamination fécale dans le cadre de la gestion de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Un petit nombre d'études ont porté sur d'autres paramètres liés à la santé, comme les maladies respiratoires ou cutanées. Les études les plus récentes ont été élargies pour inclure une gamme d'indicateurs (p. ex. coliphages, marqueurs de source fécale comme HF183) et des méthodes de détection par PCR quantitative ou PCRq (Sánchez-Nazario et coll., 2014; Griffith et coll., 2016; Napier et coll., 2017). Plusieurs analyses des études épidémiologiques ciblant un milieu récréatif en eaux douces ou marines ont aussi été publiées (Pruss, 1998; U.S. EPA, 2002; Wade et coll., 2003; Fewtrell et Kay, 2015).

L'édition antérieure de ce document technique, publiée par Santé Canada en 2012, comprenait une analyse des études épidémiologiques publiées avant 2009. Depuis, d'autres études épidémiologiques et de nouvelles analyses statistiques d'ensembles de données existants ont été menées (tableau 4), et la définition utilisée pour caractériser les maladies gastro-intestinales a été élargie (voir la section 6.1). Les valeurs recommandées pour les activités récréatives de contact primaire dans le présent document reposent sur toutes les études publiées présentées au tableau 4 et tiennent compte des risques pour la



santé humaine et des avantages de l'utilisation des eaux à des fins récréatives sur le plan de l'activité physique et de la détente.

**Tableau 4. Études épidémiologiques examinant le lien entre les maladies gastro-intestinales et les bactéries indicatrices de contamination fécale lors d'activités récréatives de contact primaire dans les eaux douces et marines (1984–2016)**

Source	Principales conclusions	Documents de référence
Eaux douces touchées par des eaux usées domestiques (et sources diffuses)	Corrélation entre les symptômes de maladies gastro-intestinales et les bactéries indicatrices de contamination fécale	Dufour, 1984; Ferley et coll., 1989; Van Asperen et coll., 1998; Wade et coll., 2006; Wiedenmann et coll., 2006; Wade et coll., 2008
Eaux douces touchées par des sources diffuses (p. ex. eaux de ruissellement urbaines, agriculture, bassin hydrographique forestier), risque minimal d'incidence des eaux usées domestiques	Corrélation entre les symptômes de maladies gastro-intestinales et les bactéries indicatrices de contamination fécale	Marion et coll., 2010
	Baigneurs plus à risque que les non-baigneurs  Aucune corrélation statistiquement significative entre les bactéries indicatrices de contamination fécale et le risque de maladies gastro-intestinales	Calderon et coll., 1991
Eaux marines touchées par des eaux usées domestiques (et sources diffuses)	Corrélation entre les symptômes de maladies gastro-intestinales et les bactéries indicatrices de contamination fécale	Cabelli, 1983; Cheung et coll., 1990; Alexander et coll., 1992; Corbett et coll., 1993; Kay et coll., 1994; Prieto et coll., 2001; U.S. EPA, 2010; Wade et coll., 2010; Colford et coll., 2012; Yau et coll., 2014; Lamparelli et coll., 2015; Griffith et coll., 2016; Benjamin-Chung et coll., 2017
	Baigneurs plus à risque que les non-baigneurs  Aucune corrélation statistiquement significative entre les symptômes de maladies gastro-intestinales et les bactéries indicatrices de contamination fécale	von Schirnding et coll., 1992; Harrington et coll., 1993; Marino et coll., 1995; McBride et coll., 1998; Colford et coll., 2012; Papastergiou et coll., 2012
Eaux marines touchées par des sources diffuses (p. ex. eaux de ruissellement urbaines, agriculture, bassin hydrographique forestier), risque minimal d'incidence des eaux usées domestiques	Baigneurs plus à risque que les non-baigneurs  Aucune corrélation entre les symptômes de maladies gastro-intestinales et les bactéries indicatrices de contamination fécale	Colford et coll., 2007; Fleisher et coll., 2010; Sinigalliano et coll., 2010; U.S. EPA, 2010; Arnold et coll., 2013

\*Exposition fondée sur le contact accidentel par opposition à la baignade

## 6.1 Définition de maladie gastro-intestinale et risque de maladies connexe

Dans les études antérieures, le lien entre les maladies et les valeurs des indicateurs était fondé sur une définition de maladie gastro-intestinale qui comprenait les symptômes de maladies gastro-intestinales hautement crédibles (MGIHC). Les MGIHC étaient associées à des vomissements ou à de la diarrhée ou à des maux d'estomac/nausées s'accompagnant de fièvre (Cabelli, 1983). Cependant, bon nombre de virus entériques ne provoquent pas de fièvre et des études récentes ont montré que les virus entériques constituent une cause importante de maladies gastro-intestinales parmi les baigneurs (Sinclair et coll., 2009; Soller et coll., 2016). Pour cette raison, dans les études menées récemment, on utilise une définition élargie de maladie gastro-intestinale selon laquelle la maladie s'accompagne ou non de fièvre (voir la section 6.2.1). Selon cette définition élargie, un plus grand nombre de cas de maladies gastro-intestinales serait enregistré dans une zone récréative, comparativement aux MGIHC. Par conséquent, il a fallu déterminer le nombre de cas de maladies gastro-intestinales qui équivaut au risque pour la santé humaine des MGIHC. D'après des études épidémiologiques menées récemment aux États-Unis, le risque de maladies était semblable sur les plages d'eau douce et d'eau salée, pour des concentrations comparables d'entérocoques, et correspondait aux taux de maladies tirés d'études antérieures sur les eaux douces (8 MGIHC par tranche de 1 000 personnes exposées) (U.S. EPA, 2012). En se servant des données sur les taux de maladies gastro-intestinales et de MGIHC chez les non-baigneurs, tirées des études épidémiologiques disponibles, on a calculé qu'un coefficient de 4,5 devait être appliqué au taux de MGIHC pour déterminer le taux de maladies gastro-intestinales sans fièvre qui correspond au même risque pour la santé humaine (Wymer et coll., 2013). Après application de ce coefficient, le risque de maladies dans les eaux douces et marines, selon les valeurs recommandées dans le présent document, équivaut à 36 maladies gastro-intestinales par tranche de 1 000 personnes exposées.

## 6.2 Plages touchées par des eaux usées domestiques

Des études épidémiologiques ont été réalisées dans le monde entier sur des plages à vocation récréative touchées par des eaux usées domestiques traitées et non traitées. Le tableau 4 présente un aperçu des diverses études menées jusqu'à maintenant et des principales conclusions qui en ressortent en ce qui a trait au lien entre les indicateurs de contamination fécale et les maladies gastro-intestinales.





## 6.2.1 Études américaines

Aux États-Unis, de nombreuses études ont été menées pour soutenir l'élaboration des critères de l'U.S. EPA liés à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Au cours des années 1980, deux grandes études – l'une portant sur les eaux douces et l'autre, sur les eaux marines – ont permis de constater des taux de maladies gastro-intestinales statistiquement significatifs parmi les baigneurs et de calculer des équations de régression pour établir un lien entre les concentrations accrues de microorganismes indicateurs de contamination fécale et un risque accru de MGIHC (Cabelli, 1983; Dufour, 1984). En ce qui concerne les symptômes non liés aux maladies gastro-intestinales, aucune différence statistiquement significative n'a été observée (Cabelli, 1983; Dufour, 1984). Ces études ont servi à soutenir les critères liés à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives définis par l'U.S. EPA en 1986 et à établir le risque de maladies dans les éditions précédentes des recommandations de Santé Canada. De 2003 à 2009, des études épidémiologiques supplémentaires ont été menées sur des plages d'eau douce et d'eau salée dans le cadre de la *National Epidemiologic and Environmental Assessment of Recreational (NEEAR) Water Study* (U.S. EPA, 2010; Wade et coll., 2006, 2008, 2010). Comme les études menées dans les années 1980, les études NEEAR fournissent des résultats qui sont applicables à la population humaine générale, y compris aux enfants. Les autres sous-populations vulnérables (p. ex. les personnes immunodéprimées) n'ont pas été abordées dans ces études. Les études ont permis de surveiller les entérocoques à l'aide de la PCRq et de méthodes fondées sur la culture. Aucune donnée sur *E. coli* n'est disponible pour les lieux étudiés. Ces études ont été utilisées par l'U.S. EPA en 2012 pour l'établissement de critères liés à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives (voir le tableau 6) (U.S. EPA, 2012) et ont servi de fondement à la mise à jour des valeurs figurant dans le présent document (voir la section 6.5). Deux conclusions principales ont été tirées dans le cadre des études NEEAR : tout d'abord, en ce qui concerne les entérocoques, les résultats de la PCRq présentent une association plus forte avec les maladies gastro-intestinales que ceux des méthodes fondées sur la culture; ensuite, contrairement aux études épidémiologiques antérieures, aucune équation de régression linéaire ne correspond aux données fondées sur la culture des études NEEAR. Une équation de régression linéaire correspondait aux données de la PCRq en ce qui a trait aux entérocoques. Comme la PCRq permet de détecter l'ADN (par opposition à la viabilité), l'indice de la présence des entérocoques peut persister plus longtemps dans les sources d'eau et permet d'établir un meilleur lien avec le risque de maladies. Dans le cas des méthodes fondées sur la culture, l'absence de relation observée dans l'analyse de régression linéaire peut être attribuable à la désinfection des rejets d'eaux usées ayant une incidence sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives, puisque dans les études antérieures, les eaux usées étaient traitées dans une moindre mesure (U.S. EPA, 2012). Cependant, une analyse des seuils a montré que le taux de maladies gastro-intestinales était significativement différent chez

les baigneurs et les non-baigneurs lorsque la moyenne géométrique de la concentration des entérocoques dépassait 30 ou 35 ufc/100 mL, ce qui correspond à un niveau de risque de 32 ou de 36 maladies gastro-intestinales (c.-à-d. 7 ou 8 MGIHC) par tranche de 1 000 baigneurs, respectivement. En ce qui a trait à la PCRq utilisée pour les entérocoques, un modèle de régression a pu être appliqué au moyen des études de la NEEAR. Selon le modèle de régression, des moyennes géométriques de 300 et 470 ece d'entérocoques par 100 mL (correspondant à un niveau de risque de 32 ou 36 maladies gastro-intestinales par 1 000 baigneurs) fournissent le niveau de protection de la santé comparable à celui des recommandations fondées sur la culture (U.S. EPA, 2012). Comme *E. coli* n'a pas été mesuré pendant ces études, les seuils équivalents pour les concentrations d'*E. coli* ont été déterminés selon l'analyse de régression de Dufour (1984). De même, des moyennes géométriques de 100 et 126 cfu d'*E. coli* par 100 mL correspondent aux mêmes niveaux de risque de 32 ou 36 maladies gastro-intestinales pour 1 000 baigneurs. Cette approche a été possible parce que les taux de maladies établis dans les études NEEAR pour les eaux douces et marines étaient semblables à ceux observés en eau douce dans les études épidémiologiques antérieures. Reposant sur les données des études NEEAR, les critères de l'U.S. EPA définis en 2012 s'accompagnaient également de seuils statistiques (voir le tableau 6). Les seuils statistiques reflètent le 90<sup>e</sup> centile de la distribution des résultats de la qualité de l'eau et ne devraient pas être dépassés par plus de 10 % des échantillons utilisés pour calculer la moyenne géométrique connexe. Établies selon la même distribution de la qualité de l'eau, les BAV correspondant au 75<sup>e</sup> centile sont présentées aux fins des décisions relatives à la gestion des plages (voir le tableau 6; U.S. EPA, 2012). Ces BAV constituent le fondement des valeurs recommandées dans le présent document (voir la section 6.5).

### 6.2.2 Études européennes

En Europe, de nombreuses études épidémiologiques ont également été réalisées pour analyser les liens entre les maladies et les organismes indicateurs de contamination fécale. Des essais contrôlés randomisés ont été effectués dans les eaux marines du Royaume-Uni dans les années 1990 (Kay et coll., 1994; Fleisher et coll., 1996). Ces études font état de relations dose-réponse significatives entre les streptocoques fécaux (un terme considéré comme synonyme d'entérocoques) et l'incidence des maladies gastro-intestinales et respiratoires parmi les baigneurs. Des seuils éventuels ont été établis en ce qui concerne un risque accru de gastro-entérite à une concentration de 32 streptocoques fécaux/100 mL (Kay et coll., 1994) et un risque accru de maladies respiratoires à une concentration de 60 streptocoques fécaux/100 mL (Fleisher et coll., 1996). Wiedenmann et coll. (2006) ont mené une étude de cohortes prospective randomisée et contrôlée sur des sites de baignade en eau douce en Allemagne. Les auteurs ont établi un lien entre les taux de maladies observés et les concentrations mesurées d'*E. coli*, d'entérocoques, de *Clostridium perfringens* et de coliphages somatiques. Des doses sans effet nocif observé (NOAEL) ont



été signalées pour plusieurs définitions de gastro-entérite, allant de 78 à 180 *E. coli*/100 mL et de 21 à 24 entérocoques/100 mL. En combinant toutes les données tirées des différentes définitions de maladies gastro-intestinales étudiées, les auteurs ont proposé des valeurs de 100 *E. coli*/100 mL, de 25 entérocoques/100 mL, de 10 coliphages somatiques/100 mL et de 10 *C. perfringens*/100 mL. Bien que les auteurs proposent une valeur de 100 *E. coli*/100 mL, il importe de souligner que la NOAEL déclarée était de 180 *E. coli*/100 mL pour les maladies gastro-intestinales correspondant le mieux aux critères des MGIHC, tandis que la valeur était de 167 *E. coli*/100 mL pour la définition s'approchant le plus de la définition élargie de maladie gastro-intestinale (c.-à-d. qui ne s'accompagne pas nécessairement de fièvre). En outre, la répartition en quartiles et en quintiles des données, pour la définition de maladie gastro-intestinale proposée par le Royaume-Uni, montrait que les taux de maladies des baigneurs, comparés à ceux du groupe témoin, n'étaient statistiquement significatifs que lorsque la concentration en *E. coli* s'approchait de 245 *E. coli*/100 mL ou dépassait cette valeur et que la concentration en entérocoques s'approchait de 68 entérocoques/100 mL ou dépassait cette valeur. Dans une étude distincte, les concentrations d'*E. coli* devaient excéder une moyenne géométrique de 355 *E. coli*/100 mL pour que le risque de gastro-entérite soit significativement plus grand chez les baigneurs que chez les non-baigneurs (Van Asperen et coll., 1998).

Une autre vaste étude contrôlée randomisée a été menée en Europe pendant deux étés (2006 et 2007) et portait sur les plages d'eau salée (Espagne) et les plages d'eau douce (Hongrie) en vue de déterminer les liens entre les paramètres liés à la santé (maladies gastro-intestinales, maladies respiratoires, troubles cutanés) et la concentration d'*E. coli* ou d'entérocoques (rapport Epibathe, 2009). Dans tous les lieux étudiés, le risque de maladies gastro-intestinales était plus élevé chez les baigneurs que chez les non-baigneurs. De plus, le risque de contracter une maladie était plus élevé dans les eaux marines que dans les eaux douces, à des concentrations semblables de microorganismes indicateurs. Cela pourrait être attribuable au fait que les entérocoques vivent moins longtemps que les agents pathogènes dans les eaux marines (rapport Epibathe, 2009). Toutes les plages ayant été visées par l'étude respectaient le critère « excellent » de la qualité de l'eau, défini dans les directives sur la baignade de l'UE (voir le tableau 6). Il n'y avait pas suffisamment de données solides pour établir des relations dose-réponse positives entre *E. coli* ou les entérocoques et les maladies gastro-intestinales, que ce soit pour les plages d'eau douce ou les plages d'eau salée. Toutefois, les taux de maladies pour les deux types de plages étaient assez faibles comparativement à ceux établis dans les études antérieures; par conséquent, bien que le nombre de participants ait été élevé, l'étude présente une très faible puissance statistique. Pour augmenter cette dernière, les résultats de l'étude Epibathe ont été combinés à ceux observés précédemment dans les études du Royaume-Uni (eaux marines) et de l'Allemagne (eaux douces) (Kay et coll., 1994; Fleisher et coll., 1996; Wiedenmann et coll., 2006), et une méta-analyse et une analyse de régression ont été menées. Même si la méta-analyse n'a pas permis de constater l'existence d'une relation

dose-réponse, elle a montré qu'il y avait un risque accru de maladies chez les baigneurs par rapport aux non-baigneurs. Par contre, la régression logistique a montré un risque accru de maladies gastro-intestinales dans les eaux marines lorsque la concentration d'entérocoques dépassait 28 ufc/100 mL. Aucun lien entre le nombre de microorganismes et les maladies n'a été constaté dans les eaux douces pour ce qui est des entérocoques, mais une concentration d'*E. coli* excédant 336 ufc/mL dans les eaux douces était liée à un risque accru de maladies gastro-intestinales chez les baigneurs.

## 6.3 Plages touchées par des sources diffuses

### 6.3.1 Études épidémiologiques

Un nombre limité d'études épidémiologiques ont été menées relativement aux plages touchées uniquement par des sources diffuses de contamination (soit aucun rejet d'eaux usées domestiques, d'où un risque minimal de contamination par des excréments humains) (voir le tableau 4). Une étude antérieure réalisée par Calderon et coll. (1991) a porté sur une plage d'eau douce sans source de contamination d'origine humaine; seules des sources de contamination diffuses (bassin hydrographique forestier) avaient une incidence sur la plage. Aucune relation n'a été observée entre le risque de maladies gastro-intestinales et les concentrations d'*E. coli* ou d'entérocoques. Les maladies chez les baigneurs étaient associées à une forte densité de baigneurs et à des densités élevées de staphylocoques totaux. Marion et coll. (2010) ont mené une étude de cohortes sur la plage d'un lac intérieur d'eau douce aux États-Unis, où la contamination était de source diffuse seulement. Les rejets d'eaux usées municipales étaient permis dans les affluents, mais n'étaient pas autorisés directement dans le réservoir. *E. coli* a été la seule bactérie indicatrice mesurée. Les résultats ont montré que la probabilité de contracter une maladie gastro-intestinale était 3,2 fois supérieure pour les personnes qui, à la plage, sont entrées dans l'eau par rapport à celles qui ne l'ont pas fait. De plus, le risque de maladies gastro-intestinales était significativement plus élevé chez les personnes consommant des aliments à la plage, ce qui pourrait s'expliquer par une durée d'exposition plus longue à la plage et par des maladies d'origine alimentaire. L'étude indiquait également qu'un risque accru de maladies gastro-intestinales ou de MGIHC était associé à des concentrations d'*E. coli* se situant dans les deux quartiles supérieurs (c.-à-d. > 11,3 à 59 ufc/100 mL et > 59 à 1 551 ufc/100 mL). Même si l'augmentation n'était pas toujours statistiquement significative, la tendance laisse supposer une probabilité accrue de maladie. Une vaste étude réalisée en Floride (Fleisher et coll., 2010; Sinigalliano et coll., 2010) a porté sur les plages d'eau de mer contaminées par des sources diffuses. Les auteurs ont utilisé une étude d'exposition prospective randomisée dans le cadre de laquelle les participants ont été assignés de manière aléatoire dans le groupe d'exposition à l'eau ou dans le groupe d'exposition à la plage seulement. Selon l'étude, les baigneurs affichaient un risque accru d'effets sur la santé comparativement aux personnes exposées à la plage seulement, mais aucun lien



n'a été établi entre les concentrations d'entérocoques et les maladies gastro-intestinales. Les auteurs ont toutefois fait part d'une association entre les maladies cutanées et les concentrations d'entérocoques.

### 6.3.2 Évaluations quantitatives du risque microbien

L'évaluation quantitative du risque microbien (EQRM) a été utilisée dans bon nombre d'études de recherche afin de mieux comprendre les répercussions potentielles sur la santé des agents pathogènes humains en milieux récréatifs et d'enquêter sur les risques associés aux différentes sources de contamination fécale. De manière générale, la modélisation liée aux EQRM a montré que les matières fécales d'humains ou de ruminants présentent le plus grand risque pour la santé humaine, tandis que les matières fécales d'autres animaux posent un moindre risque (Schoen et Ashbolt, 2010; Soller et coll., 2010b, 2015). Dans ces études, on estime qu'à des concentrations semblables d'*E. coli* ou d'entérocoques, le risque pour la santé humaine posé par d'autres animaux (p. ex. goélands, cochons, poulets) est de 10 à 6 000 fois inférieur à celui associé aux eaux usées municipales. Ces données appuient la recommandation selon laquelle les autorités responsables de gestion devraient élaborer des critères propres aux zones récréatives qui présentent un très faible risque lié aux agents pathogènes humains. Au Canada, la province de l'Alberta propose, dans son protocole le plus récent sur la sécurité des plages, des valeurs de référence distinctes à utiliser en l'absence d'indication d'une contamination fécale attribuable aux humains ou aux ruminants (gouvernement de l'Alberta, 2019). Des renseignements supplémentaires sur l'EQRM, notamment sur son utilisation en vue d'établir des cibles de dépistage des sources de pollution microbienne importantes pour la santé, se trouvent dans le document technique *Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives* (Santé Canada, 2023).

## 6.4 Activités de contact primaire autres que la baignade

Bien que la plupart des études épidémiologiques aient mis l'accent sur la baignade en tant que voie d'exposition, il existe de nombreuses autres activités de contact primaire, dont certaines ont fait l'objet d'études limitées. Quelques études épidémiologiques menées dans les eaux douces ont traité des effets sanitaires associés au canotage en eau vive et au rafting (Fewtrell et coll., 1992; Lee et coll., 1997). Plusieurs études épidémiologiques réalisées dans les eaux marines utilisées à des fins récréatives ont porté sur les effets sanitaires liés au surf (Harrington et coll., 1993; Gammie et Wyn-Jones, 1997; Dwight et coll., 2004; Stone et coll., 2008; Tseng et Jiang, 2012). Selon les conclusions de ces études, les maladies gastro-intestinales représentent les effets néfastes sur la santé les plus fréquemment signalés – mais ce ne sont pas les seuls – pour ces types d'activités, et les facteurs liés au risque de maladies comprennent la qualité de l'eau et la fréquence d'immersion et d'ingestion d'eau.

## 6.5 Justification des recommandations pour les activités de contact primaire

Les recommandations pour les activités de contact primaire énoncées dans le présent document ont pour but de protéger la santé des Canadiens pendant qu'ils pratiquent des activités aquatiques récréatives. De nombreuses études ont montré que les gens faisaient face à un risque accru de maladies lorsqu'ils menaient des activités aquatiques récréatives de contact primaire, comparativement aux autres personnes (voir la section 6). Une approche fondée sur la gestion des risques, qui comprend l'utilisation des valeurs recommandées dans le présent document relativement aux indicateurs de contamination fécale, vise à maintenir le risque pour la santé à un niveau jugé acceptable. Les valeurs recommandées correspondent à un risque potentiel de 36 maladies gastro-intestinales (équivalent à 8 MGIHC) par tranche de 1 000 personnes pratiquant des activités de contact primaire. Les *Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* de 2012 prévoyaient un niveau de risque acceptable de 10 à 20 MGIHC (soit de 45 à 90 maladies gastro-intestinales) par tranche de 1 000 personnes pratiquant des activités de contact primaire. Les présentes recommandations fournissent donc un degré constant de protection de la santé publique, équivalent à la fourchette inférieure des niveaux de risque acceptables des recommandations précédentes.

Les valeurs recommandées fournies dans le présent document pour les activités de contact primaire (appelées BAV) ont été adoptées de l'U.S. EPA (2012), en fonction des études épidémiologiques menées aux États-Unis (voir la section 6.2). Les participants de ces études représentaient le grand public, les enfants de dix ans ou moins ayant une plus grande pondération. Les enfants ont été surreprésentés dans ces études, car ils peuvent être plus sensibles aux agents pathogènes susceptibles de se retrouver dans les eaux utilisées à des fins récréatives, ou y être davantage exposés (p. ex. plus de temps passé dans l'eau, ingestion de plus grands volumes d'eau). Selon l'analyse de l'U.S. EPA, les taux de maladie chez les enfants (âgés de moins de dix ans) n'étaient pas significativement différents de ceux de la population générale, de sorte que les résultats des études sont considérés comme applicables à la population générale, y compris les enfants. Ces études ont signalé une association entre les maladies gastro-intestinales et les concentrations d'entérocoques à la fois pour les méthodes fondées sur la culture et pour celles fondées sur la PCR, ces dernières établissant un lien plus fort avec le risque de maladies gastro-intestinales. D'après cette recherche, les valeurs recommandées dans le présent document comprennent maintenant l'adoption de méthodes fondées sur la PCR pour effectuer la surveillance de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Les méthodes fondées sur la PCR peuvent fournir des résultats plus rapidement en vue des décisions relatives à la gestion des plages, particulièrement pour les plages très fréquentées où une surveillance est menée quotidiennement.



Les BAV figurant aux tableaux 1 et 2 représentent le 75<sup>e</sup> centile de la distribution de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives selon le document de l'U.S. EPA (2012). Souvent, on se sert des valeurs du 90<sup>e</sup> ou du 95<sup>e</sup> centile pour établir les valeurs de référence. Cependant, l'emploi du 75<sup>e</sup> centile est une approche plus prudente : comme il s'agit d'une valeur inférieure, les mesures requises à la plage seront déclenchées par une concentration moindre d'organismes indicateurs de contamination fécale. La mise en œuvre de BAV prudentes permet de mieux protéger la santé des enfants sur les plages (U.S. EPA, 2012). Suivant les exigences des autorités responsables, les BAV peuvent justifier la conduite d'un examen des problèmes touchant la qualité de l'eau, la publication d'avis relatifs aux plages et la prise de mesures correctives (le cas échéant). La valeur du 75<sup>e</sup> centile prévue pour les entérocoques correspond également à la concentration maximale dans un seul échantillon établie précédemment pour cet indicateur, ce qui maintient un degré constant de protection de la santé publique en fonction des recommandations de 2012 relatives aux entérocoques. Les BAV pour *E. coli* sont plus basses que les recommandations de 2012, mais sont fondées sur les mêmes études épidémiologiques que celles ayant servi à établir les valeurs pour les entérocoques. On trouvera à l'annexe B de plus amples informations sur la mise à jour des valeurs recommandées.

Bien que les BAV soient recommandées pour la prise de décisions quotidiennes concernant la gestion des plages, on peut évaluer si la zone se prête à des activités récréatives, notamment par une analyse de la qualité générale de l'eau à long terme, à l'aide de la moyenne géométrique des résultats des échantillons. Plus le nombre d'échantillons inclus dans le calcul de la moyenne géométrique est élevé, plus la valeur obtenue reflétera la qualité de l'eau. Par exemple, les moyennes géométriques des concentrations mesurées dans des échantillons recueillis sur plusieurs mois (ou saisons) peuvent aider à déterminer si la qualité de l'eau varie ou demeure stable. Les moyennes géométriques des distributions de la qualité de l'eau utilisées pour les BAV, calculées par l'U.S. EPA (2012), sont présentées dans le tableau 5. En comparant les tendances des moyennes géométriques à long terme avec les moyennes géométriques des indicateurs de contamination fécale présentées au tableau 5, les autorités responsables peuvent déterminer si la qualité de l'eau poserait le même risque de maladie que l'exposition à des eaux dont les concentrations d'indicateurs de contamination correspondent aux BAV présentées aux tableaux 1 et 2. Ce type de comparaison ne doit pas servir à la prise des décisions quotidiennes pour les plages, mais elle est recommandée pour déterminer si la zone récréative convient de manière générale aux activités récréatives. Les plans d'eau où la moyenne géométrique est constamment supérieure aux valeurs du tableau 5 peuvent présenter un risque accru pour la santé humaine et ne pas convenir aux activités récréatives de contact primaire.

**Tableau 5. Valeurs des moyennes géométriques associées aux distributions de la qualité de l'eau ayant servi à calculer les BAV**

Bactéries indicatrices de contamination fécale	Méthodes fondées sur la culture	Méthodes fondées sur la PCR
<i>E. coli</i>	126 ufc/100 mL	S.O.
Entérocoques	35 ufc/100 mL	470 ece/100 mL

ufc – unités formant colonies; ece – équivalent cellulaire de l'étalon; S.O. – sans objet

Bien que le présent document technique recommande des BAV destinées à une application générale, les autorités responsables peuvent établir des valeurs propres à certains sites qui présentent un faible risque de contamination fécale d'origine humaine. Selon les données des EQRM, le risque lié aux agents pathogènes humains varie en fonction de la source de matières fécales, les humains et les ruminants représentant les sources dont le risque est le plus élevé (voir la section 6.3.2). Les études épidémiologiques ayant servi de fondement à l'établissement des BAV ont été menées dans des zones récréatives où il y avait des sources connues de contamination fécale d'origine humaine. En l'absence de telles sources, les BAV peuvent être associées à un risque plus faible que celui établi, qui est de 36 maladies par tranche de 1 000 personnes (c.-à-d. moins de 8 MGIHC). Par conséquent, les autorités responsables peuvent choisir d'élaborer d'autres valeurs, de façon à établir un équilibre entre les avantages de la participation à des activités récréatives et les risques pour la santé associés à ces activités.

## 6.6 Recommandations utilisées par d'autres pays/organisations

Les valeurs établies par des organisations internationales ou étrangères pour les microorganismes indicateurs de contamination fécale sont présentées au tableau 6. Ces valeurs recommandées s'appliquent aux eaux douces et marines (sauf indication contraire).





**Tableau 6. Valeurs recommandées pour les concentrations d'indicateurs de contamination fécale dans les eaux douces et marines utilisées à des fins récréatives, établies par d'autres pays ou organisations**

Pays/ organisation	Indicateur	Valeurs recommandées		Fondement de la recommandation	Document de référence
U.S. EPA		NGI – 36 <sup>a</sup>	NGI – 32 <sup>a</sup>	Cabelli, 1983; Dufour, 1984; études NEEAR: U.S. EPA, 2010; Wade et coll., 2006, 2008, 2010	U.S. EPA, 2012
	<i>E. coli</i> – méthodes fondées sur la culture	MG <sup>b</sup> : 126 ufc/100 mL BAV <sup>c</sup> : 235 ufc/100 mL Seuil stat. <sup>d</sup> : 410 ufc/100 mL	MG <sup>b</sup> : 100 ufc/100 mL BAV <sup>c</sup> : 190 ufc/100 mL Seuil stat. <sup>d</sup> : 320 ufc/100 mL		
	Entérocoques – méthodes fondées sur la culture	MG <sup>b</sup> : 35 ufc/100 mL BAV <sup>c</sup> : 70 ufc/100 mL Seuil stat. <sup>d</sup> : 130 ufc/100 mL	MG <sup>b</sup> : 30 ufc/100 mL BAV <sup>c</sup> : 60 ufc/100 mL Seuil stat. <sup>d</sup> : 110 ufc/100 mL		
	Méthodes fondées sur la PCR <sup>q</sup> <sup>e</sup>	MG <sup>b</sup> : 470 ufc/100 mL BAV <sup>c</sup> : 1 000 ufc/100 mL Seuil stat. <sup>d</sup> : 2 000 ufc/100 mL	MG <sup>b</sup> : 300 ufc/100 mL BAV <sup>c</sup> : 640 ufc/100 mL Seuil stat. <sup>d</sup> : 1 280 ufc/100 mL		
OMS*	Entérocoques intestinaux <sup>f</sup>	95 <sup>e</sup> centile/100 mL: A : ≤ 40 B : 41–200 C : 201–500 D : > 500		Kay et coll., 2004	OMS, 2021
Australie*	Intestinal enterococci <sup>f</sup>	95 <sup>e</sup> centile/100 mL: A : ≤ 40 B : 41–200 C : 201–500 D : > 500		Kay et coll., 1994; Fleisher et coll., 1996; Kay et coll., 2001	NHMRC, 2008
Union européenne	Eaux douces – entérocoques intestinaux	95 <sup>e</sup> centile/100 mL: Excellent : 200/100 mL Bon : 400/100 mL 90 <sup>e</sup> centile/100 mL: Acceptable : 330/100 mL		Kay et al., 1994; Wiedenmann et al., 2006	EU, 2006
	<i>E. coli</i>	95 <sup>e</sup> centile/100 mL: Excellent : 500/100 mL Bon : 1000/100 mL 90 <sup>e</sup> centile/100 mL: Acceptable : 900/100 mL			
	<i>Eaux marines – entérocoques intestinaux</i>	95 <sup>e</sup> centile/100 mL: Excellent : 100 /100 mL Bon : 200/100 mL 90 <sup>e</sup> centile/100 mL: Acceptable : 185/100 mL			
	<i>E. coli</i>	95 <sup>e</sup> centile/100 mL: Excellent : 250 /100 mL Bon : 500/100 mL 90 <sup>e</sup> centile/100 mL: Acceptable : 500/100 mL			

<sup>a</sup> « NEEAR Gastrointestinal Illness (NGI)-36 » et « NGI-32 » renvoient au taux estimé de maladies (36 ou 32 maladies) par tranche de 1 000 adeptes d'activités récréatives de contact primaire associé à la baignade dans des eaux affichant les concentrations de bactéries indiquées.

- <sup>b</sup> MG – moyenne géométrique
- <sup>c</sup> BAV – Les *Beach Action Values* (75<sup>e</sup> centile de la distribution de la qualité de l'eau) ne constituent pas des critères recommandés; il s'agit plutôt d'un outil préventif qui peut servir à prendre des décisions concernant les avis relatifs aux plages.
- <sup>d</sup> Seuil stat. – Valeur du seuil statistique (90<sup>e</sup> centile de la distribution de la qualité de l'eau)
- <sup>e</sup> Avant d'appliquer les méthodes fondées sur la PCRq, il est recommandé d'évaluer le rendement de la méthode dans les eaux ambiantes.
- <sup>f</sup> On préconise l'utilisation des recommandations au sujet des eaux côtières jusqu'à ce que davantage de données sur les eaux douces soient disponibles.
- <sup>\*</sup> Les recommandations exigent deux éléments : une enquête sanitaire concernant la probabilité de contamination par les eaux usées, ainsi qu'une évaluation microbiologique des eaux de baignade afin de déterminer leur classification.

## 7.0 EAUX UTILISÉES POUR LES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES DE CONTACT SECONDAIRE

Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* sont conçues pour protéger les personnes qui s'adonnent à des activités comportant une immersion intentionnelle ou non dans des eaux naturelles. Les activités aquatiques récréatives que l'on considère habituellement comme des activités de contact secondaire (p. ex. canotage, kayak et pêche) ont des degrés d'exposition différents de ceux associés aux activités de contact primaire. Dans le cadre d'une méta-analyse menée récemment, on a constaté une augmentation significative du nombre de maladies gastro-intestinales associées à la pratique d'activités de contact primaire (nage, sports aquatiques), mais un accroissement non significatif du risque associé à la pratique d'activités de contact secondaire, où le contact avec l'eau est minimal (Russo et coll., 2020). On présume que les activités de contact secondaire mènent à une moins grande ingestion d'eau et, donc, à un risque inférieur de maladies gastro-intestinales. Bien que les activités de contact secondaire comportent un risque inférieur, l'immersion involontaire met tout le corps en contact avec l'eau, et les éclaboussures peuvent donner lieu à différents scénarios d'exposition. Il semblerait que les maladies cutanées et, peut-être, celles qui affectent les muqueuses des yeux et des oreilles sont relativement plus importantes dans le cas des activités de contact secondaire (U.S. EPA, 2002). L'inhalation peut également devenir une voie d'exposition importante pendant les activités de contact primaire et secondaire lorsque des éclaboussures, des gouttelettes ou des aérosols sont générés.



## 7.1 Exposition

Peu de recherches ont porté sur les différences entre les activités de contact primaire et secondaire en ce qui concerne l'exposition à l'eau. Dorevitch et coll. (2011) ont estimé dans leur étude que le volume moyen d'eau ingérée pendant des activités de contact secondaire était d'environ 3 à 4 mL/h, en comparaison des activités de contact primaire, dont les valeurs vont de 10 à 40 mL/h (Dorevitch et coll., 2011; Dufour et coll., 2017; U.S. EPA, 2019). En plus d'avaloir un plus faible volume d'eau, seulement 1 % des adeptes d'activités de contact secondaire ont déclaré en avoir avalé (comparativement à 51 % des personnes s'adonnant à des activités de contact primaire) (Dorevitch et coll., 2011). Cela signifie qu'un plus petit nombre de personnes sont exposées pendant les activités de contact secondaire. Dans le cadre d'une analyse de suivi de l'étude de Dorevitch (2011), des données sur de nombreux agents pathogènes d'origine hydrique ont été recueillies et l'EQRM a été utilisée pour estimer les effets potentiels sur la santé humaine lors d'activités de contact secondaire comme la pêche, le canotage et la navigation de plaisance. La voie navigable analysée était un système de canaux artificiels où les activités de contact primaire étaient interdites, mais où les activités de contact secondaire étaient permises. Les résultats du modèle d'évaluation des risques ont permis d'estimer que les risques pour la santé liés à ces activités varient entre 0,10 et 2,78 MGIHC par 1 000 événements d'exposition accidentelle, ce qui est inférieur au risque de maladie acceptable selon les recommandations de l'U.S. EPA (8 MGIHC par 1 000 expositions) pour les activités aquatiques récréatives de contact primaire (Rijal et coll., 2011). Cela concorde avec la conclusion d'une étude antérieure selon laquelle il n'y a aucun risque important de maladies gastro-intestinales chez les personnes pratiquant le canotage ou l'aviron (Fewtrell et coll., 1994). En revanche, une étude épidémiologique de cohortes prospective complémentaire a permis de comparer les effets sanitaires des activités récréatives de contact secondaire sur la même voie navigable (où la qualité de l'eau ne respecte pas les recommandations pour les activités récréatives de contact primaire) aux effets sanitaires des activités de contact secondaire sur un lac où la qualité de l'eau est acceptable pour les activités de contact primaire. Un risque accru de maladies gastro-intestinales (de 13,7 à 15,1 maladies par tranche de 1 000 personnes exposées) a été établi pour les deux types de plans d'eau (Dorevitch et coll., 2012). Ce risque est supérieur à celui calculé par Rijal et coll. (2011) au moyen de leur modèle d'évaluation des risques, qui comportait plusieurs limites concernant les ensembles de données sur les agents pathogènes. Même si le risque de maladies était semblable pour le système de canaux et la zone utilisée à des fins générales, les degrés d'exposition à ces endroits différaient. Les adeptes d'activités récréatives dans le système de canaux artificiels étaient moins susceptibles de signaler la submersion de leur tête ou de leur visage que les personnes se trouvant dans les eaux utilisées à des fins générales. Il y avait également plus de personnes qui pêchaient dans les eaux utilisées à des fins générales, ce qui est associé à une exposition prolongée

comparativement au canotage et au kayak. Ailleurs, la pêche a été considérée comme un facteur contribuant de façon importante au risque global de maladies gastro-intestinales en raison de la période d'exposition prolongée et des voies possibles d'exposition, outre l'ingestion (p. ex. transfert d'agents pathogènes de la main à la bouche) (Sunger et coll., 2015).

## 7.2 Recommandations

Jusqu'à maintenant, les données épidémiologiques disponibles sont insuffisantes pour établir des valeurs limites basées sur la santé en ce qui a trait aux indicateurs de contamination fécale pour les activités aquatiques récréatives de contact secondaire. Toutefois, puisque le niveau prévu d'exposition à l'eau reste généralement plus faible pendant la majorité des activités aquatiques récréatives de contact secondaire, des valeurs distinctes sur la qualité de l'eau peuvent être élaborées pour les activités de contact secondaire, en fonction des recommandations relatives aux activités de contact primaire et du degré d'exposition à l'eau. Le type d'activité aquatique récréative de contact secondaire et la durée de l'exposition vont modifier le degré d'exposition à l'eau. Cette approche peut être considérée comme raisonnable et acceptable par les autorités responsables locales et régionales lorsqu'une désignation de contact secondaire est souhaitée.

Lorsqu'on envisage d'établir de valeurs distinctes pour les indicateurs de contamination fécale dans certaines zones aquatiques réservées à des usages récréatifs de contact secondaire, il faut bien comprendre les types d'activités qui se déroulent dans ces zones. Dans son document intitulé *Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Volume 1—Coastal and Fresh Waters* (OMS, 2003), l'Organisation mondiale de la santé (OMS) propose une classification des activités de loisirs aquatiques en fonction du degré d'exposition à l'eau qu'elles engendrent. Les descriptions suivantes (inspirées du document de l'OMS, 2003) peuvent servir d'indication initiale pour juger si une activité donnée constituerait une activité aquatique de contact primaire ou secondaire :

- » *Activité de contact primaire* : Activité récréative au cours de laquelle tout le corps ou le visage et le tronc sont fréquemment immergés ou au cours de laquelle le visage est fréquemment éclaboussé et où il y a possibilité d'ingestion d'eau. L'immersion involontaire, qu'elle soit due à une vague ou à une chute, met aussi tout le corps en contact avec l'eau. On peut citer à titre d'exemples la baignade, le surf, le ski nautique, le canotage, le rafting ou le kayak en eau vive, la planche à voile et la plongée sous-marine.
- » *Activité de contact secondaire* : Activité récréative au cours de laquelle seuls les membres sont régulièrement mouillés et où le contact d'une plus grande partie du corps avec l'eau (y compris l'ingestion d'eau) est inhabituel. On peut citer à titre d'exemples l'aviron, la voile, les excursions en canot et la pêche.



Même si l'on utilise ces critères de classification, il n'est pas toujours évident de distinguer quelles activités constituent des activités de contact primaire et quelles autres constituent des activités de contact secondaire. Certaines activités aquatiques récréatives seront faciles à classer alors que d'autres le seront peut-être moins. Il est donc recommandé d'évaluer au cas par cas les activités aquatiques susceptibles d'être exercées dans une zone bénéficiant d'une désignation d'utilisation pour des activités de contact secondaire.

Avant d'affecter une désignation d'utilisation pour des activités de contact secondaire à une zone aquatique récréative, il convient de prendre notamment en considération les éléments suivants :

- » La zone aquatique devrait être soumise à une évaluation des utilisations existantes, de la qualité de l'eau et des possibilités d'amélioration de cette qualité, ainsi que d'autres facteurs pertinents comme les considérations liées à la santé ou à l'environnement.
- » Il est en outre recommandé de ne pas attribuer la désignation d'utilisation pour des activités de contact secondaire lorsqu'une évaluation du site a permis de conclure qu'il était souvent utilisé pour des activités récréatives de contact primaire.
- » Lorsqu'une zone aquatique fait l'objet d'une utilisation partagée (p. ex. baignade et canotage), ce sont les valeurs correspondant aux activités de contact primaire qui devraient s'appliquer.
- » Lorsqu'il est indiqué qu'une zone est réservée uniquement aux activités récréatives de contact secondaire, le matériel de communication devrait clairement signaler qu'une immersion accidentelle (lors d'une chute, d'un chavirement, etc.) peut entraîner une exposition du corps tout entier et que, dans ces circonstances, l'ingestion d'eau peut augmenter le risque de maladies.
- » Il faudrait également rappeler aux usagers de prendre les précautions nécessaires pour éviter le plus possible ces types d'exposition; l'habileté de la personne qui pratique l'activité peut influencer fortement sur son degré d'exposition à l'eau.

Dans certains cas, l'autorité responsable peut décider d'utiliser un modèle prédictif de la qualité de l'eau validé pour déterminer les types d'activités aquatiques autorisées sur un site pour une journée donnée (c.-à-d. les activités de contact primaire ou secondaire), plutôt que de réserver le site aux activités de contact primaire ou de contact secondaire. Il serait nécessaire de transmettre aux utilisateurs récréatifs des messages clairs, cohérents et actualisés au sujet des risques dans ces zones pour garantir la protection de la santé publique.

S'il est déterminé qu'une zone aquatique est réservée aux activités de contact secondaire, on peut appliquer un multiplicateur direct aux valeurs recommandées pour les indicateurs de contamination fécale, en fonction du rapport de différence présumée entre le volume d'exposition pendant les activités de contact primaire et le volume souhaité du scénario

d'exposition secondaire. Par exemple, selon des volumes d'ingestion moyens, le rapport entre les activités où l'ingestion d'eau est faible, comme la navigation, la pêche et le canotage/kayak sans chavirement (3,8 mL/h; Dorevitch et coll., 2011) et la nage (de 10 mL/h à 40 mL/h; Dorevitch et coll., 2011; Dufour et coll., 2017; U.S. EPA, 2019) est d'environ 3:8. Le choix du multiplicateur devrait tenir compte des sources de contamination fécale dans l'eau, puisque les sources d'origine humaine sont plus susceptibles de contenir des agents pathogènes pour l'humain que les autres sources diffuses de contamination. Par exemple, en ce qui concerne un plan d'eau touché par des sources de matières fécales d'humains ou de ruminants, l'autorité responsable pourrait appliquer l'hypothèse prudente selon laquelle les valeurs sont trois fois supérieures aux valeurs recommandées pour les activités de contact primaire. Cela entraînerait une BAV de 705 ufc d'*E. coli*/100 mL pour les activités de contact secondaire. Toute valeur calculée représenterait une décision relative à la gestion des risques s'appuyant sur une évaluation exhaustive des scénarios d'exposition attendus et des risques potentiels pour la santé des usagers des eaux utilisées à des fins récréatives. Compte tenu des risques pour la santé et des avantages de l'utilisation des eaux à des fins récréatives, une telle approche paraît raisonnable et acceptable à l'égard de la protection des utilisateurs participant à une activité volontaire.

Il manque d'informations en vue d'établir les valeurs recommandées pour les activités de contact secondaire en fonction d'autres paramètres dans les *Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*. Par conséquent, pour tous les autres paramètres, il convient d'appliquer les valeurs recommandées pour les activités de contact primaire. L'établissement de valeurs concernant les activités de contact secondaire ne devrait pas servir à rétrograder le statut d'une zone donnée en réaction à une qualité de l'eau médiocre. Cela est particulièrement important lorsqu'une évaluation montre que les valeurs recommandées relativement aux activités de contact primaire constituent un objectif réalisable.



## 8.0 BIBLIOGRAPHIE

Alexander, L.M., Heaven, A., Tennant, A. et Morris, R. (1992). Symptomatology of children in contact with sea water contaminated with sewage. *J. Epidemiol. Community Health*, 46(4): 340–344.

APHA, AWWA et WEF (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 23<sup>e</sup> édition, Washington (DC), American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation.

Arnold, B.F., Schiff, K.C., Griffith, J.F., Gruber, J.S., Yau, V., Wright, C.C., Wade, T.J., Burns, S., Hayes, J.M., McGee, C., Gold, M., Cao, Y., Weisberg, S.B. et Colford, J.M., Jr (2013). Swimmer illness associated with marine water exposure and water quality indicators: Impact of widely used assumptions. *Epidemiology*, 24(6): 611–623.

Ashbolt, N.J., Dorsch, M.R., Cox, P.T. et Banens, B. (1997). Blooming *E. coli*, what do they mean? Dans: Kay, D. et Fricker, C. (eds.). *Coliforms and E. coli: Problem or solution?* London (UK): The Royal Society of Chemistry, Cambridge: 78–85.

Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K. et Snozzi, M. (2001). Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell, L. et Bartram, J. (eds.). *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London (UK): IWA Publishing, au nom de l'Organisation mondiale de la santé: 289–315.

Ballesté, E. et Blanch, A.R. (2010). Persistence of *Bacteroides* species populations in a river as measured by molecular and culture techniques. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76(22): 7608–7616.

Banihashemi, A., Van Dyke, M.I. et Huck, P.M. (2015). Detection of viable bacterial pathogens in a drinking water source using propidium monoazide-quantitative PCR. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 64(2): 139–148.

Bartram, J. et Rees, G. (eds.). (2000). *Monitoring bathing waters: A practical guide to the design and implementation of assessments and monitoring programmes*. New York (NY): E & FN Spon.

Beaudry, M. (2019). From nuisance to resource: Understanding microbial sources of contamination in urban stormwater-impacted bodies of water intended for water reuse activities. Thèse de maîtrise en sciences, Université de l'Alberta.

Benjamin-Chung, J., Arnold, B.F., Wade, T.J., Schiff, K., Griffith, J.F., Dufour, A.P., Weisberg, S.B. et Colford, J.M. (2017). Coliphages and gastrointestinal illness in recreational waters: Pooled analysis of six coastal beach cohorts. *Epidemiology*, 28(5): 644–652.

Bernhard, A.E. et Field, K.G. (2000a). Identification of nonpoint sources of pollution in coastal waters by using host-specific 16S ribosomal DNA genetic markers from fecal anaerobes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(4): 1587–1594.

Bernhard, A.E. et Field, K.G. (2000b). A PCR assay to discriminate human and ruminant feces on the basis of host differences in *Bacteroides-Prevotella* genes encoding 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(10): 4571–4574.

Boehm, A. B., Soller, J. A. et Shanks, O. C. (2015). Human-associated fecal quantitative polymerase chain reaction measurements and simulated risk of gastrointestinal illness in recreational waters contaminated with raw sewage. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 2 (10): 270–275.

Boehm, A.B., Graham, et K.E., Jennings, W.C. (2018). Can we swim yet? Systematic review, meta-analysis, and risk assessment of aging sewage in surface waters. *Environ. Sci. Technol.*, 52(17): 9634–9645.

Boehm, A.B. et Soller, J.A. (2020). Refined ambient water quality thresholds for human-associated fecal indicator HF183 for recreational waters with and without co-occurring gull fecal contamination. *Microb. Risk Anal.*, 16:100139

- 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.
- Brown, K.I., Graham, K.E., Soller, J.A. et Boehm, A.B. (2017). Estimating the probability of illness due to swimming in recreational water with a mixture of human- and gull-associated microbial source tracking markers. *Environ. Sci.: Process. Impacts*, 19: 1528–1541.
- Byappanahalli, M.N., Fowler, M., Shively, D. et Whitman, R. (2003). Ubiquity and persistence of *Escherichia coli* in a midwestern coastal stream. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(3): 4549–4555
- Byappanahalli, M.N., Whitman, R.L., Shively, D.A., Sadowsky, M.J. et Ishii, S. (2006). Population structure, persistence, and seasonality of autochthonous *Escherichia coli* in temperate, coastal forest soil from a Great Lakes watershed. *Environ. Microbiol.*, 8(3): 504–513.
- Byappanahalli, M.N., Sawdey, R., Ishii, S., Shively, D.A., Ferguson, J.A., Whitman, R.L. et Sadowsky, M.J. (2009). Seasonal stability of *Cladophora*-associated *Salmonella* in Lake Michigan watersheds. *Water Res.*, 43(3): 806–14.
- 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(4): 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.
- Cabelli, V.J. (1983). Health effects criteria for marine recreational waters. Environmental Protection Agency des États-Unis, n° de document: EPA-600/1-80-031, Cincinnati, OH.
- Calderon, R.L., Mood, E.W. et Dufour, A.P. (1991). Health effects of swimmers and nonpoint sources of contaminated water. *Int. J. Environ. Health Res.*, 1(1): 21–31.
- Cao, Y., Raith, M.R. et Griffith, J.F. (2016). A duplex digital PCR assay for simultaneous quantification of the *Enterococcus* spp. and the human fecal-associated HF183 marker in waters. *J. Vis. Exp.*, (109): e53611.
- Carman, R.J., Sayeed, S., Li, J., Genheimer, C.W., Hiltonsmith, M.F., Wilkins, T.D. et McClane, B.A. (2008). *Clostridium perfringens* toxin genotypes in the feces of healthy North Americans. *Anaerobe*, 14(2): 102–108.
- Chandran, A. et Mohamed Hatha, A.A. (2005). Relative survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in a tropical estuary. *Water Res.*, 39(7): 1397–1403.
- Cheung, W.H., Chang, K.C., Hung, R.P. et Kleevens, J.W. (1990). Health effects of beach water pollution in Hong Kong. *Epidemiol. Infect.*, 105(1): 139–162.
- Cole, D., Long, S.C. et Sobsey, M.D. (2003). Evaluation of F+ RNA and DNA coliphages as source-specific indicators of fecal contamination in surface waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(11): 6507–6514.
- Colford, J.M., Schiff, K.C., Griffith, J.F., Yau, V., Arnold, B.F., Wright, C.C., Gruber, J.S., Wade, T.J., Burns, S., Hayes, J., McGee, C., Gold, M., Cao, Y., Noble, R.T., Haugland, R. et Weisberg, S.B. (2012). Using rapid indicators for *Enterococcus* to assess the risk of illness after exposure to urban runoff contaminated marine water. *Water Res.*, 46(7): 2176–2186.
- Colford, J.M., Jr, Wade, T.J., Schiff, K.C., Wright, C.C., Griffith, J.F., Sandhu, S.K., Burns, S., Sobsey, M., Lovelace, G. et Weisberg, S.B. (2007). Water quality indicators and the risk of illness at beaches with nonpoint sources of fecal contamination. *Epidemiology*, 18(1): 27–35.
- Corbett, S.J., Rubin, G.L., Curry, G.K. et Kleinbaum, D.G. (1993). The health effects of swimming at Sydney beaches. the Sydney beach users study advisory group. *Am. J. Public Health*, 83(12): 1701–1706.
- Day, M.J., Hopkins, K.L., Wareham, D.W., Toleman, M.A., Elviss, N., Randall, L., Teale, C., Cleary, P., Wiuff, C., Doumith, M., Ellington, M. J., Woodford, N. et Livermore, D.M. (2019). Extended-spectrum  $\beta$ -lactamase-producing *Escherichia coli* in human-derived and foodchain-derived samples from England, Wales, and Scotland: An epidemiological surveillance and typing study. *Lancet Infect. Dis.* 19 (12): 1325–1335.





- Davies, C.M., Long, J.A., Donald, M. et Ashbolt, N.J. (1995). Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61(5): 1888–1896.
- Degnan, A.J. (2006). Chapter 10. *Escherichia coli*. In: *Waterborne pathogens (M48): AWWA manual of water supply practices*. 2<sup>e</sup> éd. Denver (CO): American Water Works Association. pp. 103–106.
- Denis-Mize, K., Fout, G.S., Dahling, D.R. et Francy, D.S. (2004). Detection of human enteric viruses in stream water with RT-PCR and cell culture. *J. Water Health*, 2(1): 37–47.
- Desmarais, T.R., Solo-Gabriele, H. et Palmer, C.J. (2002). Influence of soil on fecal indicator organisms in a tidally influenced subtropical environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68(3): 1165–1172.
- Devane, M.L., Moriarty, E., Weaver, L., Cookson, A. et Gilpin, B. (2020). Fecal indicator bacteria from environmental sources; strategies for identification to improve water quality monitoring. *Water Res.*, 185: 116204.
- Dias, E., Ebdon, J. et Taylor, H. (2018). The application of bacteriophages as novel indicators of viral pathogens in wastewater treatment systems. *Water Res.*, 129: 172–179.
- Diston, D. et Wicki, M. (2015). Occurrence of bacteriophages infecting *Bacteroides* host strains (ARABA 84 and GB-124) in fecal samples of human and animal origin. *J. Water Health*, 13(3): 654–661.
- Dorevitch, S., Panthi, S., Huang, Y., Li, H., Michalek, A.M., Pratap, P., Wroblewski, M., Liu, L., Scheff, P.A. et Li, A. (2011). Water ingestion during water recreation. *Water Res.*, 45(5): 2020–2028.
- Dorevitch, S., Pratap, P., Wroblewski, M., Hryhorczuk, D.O., Li, H., Liu, L.C. et Scheff, P.A. (2012). Health risks of limited-contact water recreation. *Environ. Health Perspect.*, 120(2): 192–197.
- Dorevitch, S., DeFlorio-Barker, S., Jones, R.M. et Liu, L. (2015). Water quality as a predictor of gastrointestinal illness following incidental contact water recreation. *Water Res.*, 83: 94–103.
- Dorner, S.M., Anderson, W.B., Gaulin, T., Candon, H.L., Slawson, R.M., Payment, P. et Huck, P.M. (2007). Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. *J. Water Health*, 5(2): 241–257.
- Dufour, A.P. et Cabelli, V.J. (1976). Characteristics of *Klebsiella* from textile finishing plant effluents. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48(5): 872–879.
- Dufour, A.P. (1977). *Escherichia coli*: The fecal coliform. *Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ.*, 635(45): 58.
- Dufour, A.P. (1984). Health effects criteria for fresh water recreational waters. Environmental Protection Agency des États-Unis, numéro de document: EPA 600/1–84-004, Cincinnati, Ohio.
- Dufour, A.P., Behymer, T.D., Cantu, R., Magnuson, M. et Wymer, L.J. (2017). Ingestion of swimming pool water by recreational swimmers. *J. Water Health*, 15(3): 429–437.
- Dwight, R.H., Baker, D.B., Semenza, J.C. et Olson, B.H. (2004). Health effects associated with recreational coastal water use: Urban versus rural California. *Am. J. Public Health*, 94(4): 565–567.
- Ebdon, J.E., Sellwood, J., Shore, J. et Taylor, H.D. (2012). Phages of *Bacteroides* (GB-124): A novel tool for viral waterborne disease control? *Environ. Sci. Technol.*, 46(2): 1163–1169.
- Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J. et Allen, M.J. (2000). *Escherichia coli*: The best biological drinking water indicator for public health protection. *Symp. Ser. Soc. Appl. Microbiol.*, (29): 106S-116S.
- Edge, T.A., El-Shaarawi, A., Gannon, V., Jokinen, C., Kent, R., Khan, I.U., Koning, W., Lapen, D., Miller, J., Neumann, N., Phillips, R., Robertson, W., Schreier, H., Scott, A., Shtepani, I., Topp, E., Wilkes, G. et van Bochove, E. (2012). Investigation of an *Escherichia coli* environmental benchmark for waterborne pathogens in agricultural watersheds in Canada. *J. Environ. Qual.*, 41(1): 21–30.
- Edge, T.A., Khan, I.U.H., Bouchard, R., Guo, J., Hill, S., Locas, A., Moore, L., Neumann, N., Nowak, E., Payment, P., Yang, R., Yerubandi, R. et Watson, S. (2013). Occurrence of waterborne pathogens and *Escherichia coli* at offshore drinking water intakes in Lake Ontario. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79(19): 5799–5813.

Edge, T.A., Hill, S., Crowe, A., Marsalek, J., Seto, P., Snodgrass, B., Toning, R. et Patel, M. (2018). Remediation of a beneficial use impairment at Bluffer's Park Beach in the Toronto Area of Concern. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, 21: 285–292.

Epibathe (2009). *Activity report for EU framework 6 specific targeted research projects*, numéro de référence du projet : 022618.

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.

Ferguson, D.M., Moore, D.F., Getrich, M.A. et Zhouandai, M.H. (2005). Enumeration and speciation of enterococci found in marine and intertidal sediments and coastal water in southern California. *J. Appl. Microbiol.*, 99(3): 598–608.

Ferley, J.P., Zmirou, D., Balducci, F., Baleux, B., Fera, P., Larbaigt, G., Jacq, E., Moissonnier, B., Blineau, A. et Boudot, J. (1989). Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. *Int. J. Epidemiol.*, 18(1): 198–205.

Fernandez-Miyakawa, M.E., Pistone, C.V., Uzal, F.A., McClane, B.A. et Ibarra, C. (2005). *Clostridium perfringens* enterotoxin damages the human intestine in vitro. *Infect. Immun.*, 73(12): 8407–8410.

Fewtrell, L., Kay, D., Salmon, R., Wyer, M., Newman, G. et Bowering, G. (1994). The health effects of low contact water activities in fresh and estuarine waters. *Water Environ. J.*, 8: 97–101.

Fewtrell, L., Jones, F., Kay, D., Wyer, M.D., Godfree, A.F. et Salmon, B.L. (1992). Health effects of white-water canoeing. *Lancet*, 339(8809): 1587–1589.

Fewtrell, L. et Kay, D. (2015). Recreational water and infection: A review of recent findings. *Curr. Environ. Health Rep.*, 2(1): 85–94.

Finegold, S.M., Sutter, V.L. et Mathison, G.E. (1983). Normal indigenous intestinal flora. In Hentges, D.J. (ed.). *Human intestinal microflora in health and disease*. New York (NY): Academic Press. pp. 3–31.

Fleisher, J.M., Kay, D., Salmon, R.L., Jones, F., Wyer, M.D. et Godfree, A.F. (1996). Marine waters contaminated with domestic sewage: Non-enteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom. *Am. J. Public Health*, 86(9): 1228–1234.

Fleisher, J.M., Fleming, L.E., Solo-Gabriele, H.M., Kish, J.K., Sinigalliano, C.D., Plano, L., Elmir, S.M., Wang, J.D., Withum, K., Shibata, T., Gidley, M.L., Abdelzaher, A., He, G., Ortega, C., Zhu, X., Wright, M., Hollenbeck, J. et Backer, L.C. (2010). The BEACHES study: Health effects and exposures from non-point source microbial contaminants in subtropical recreational marine waters. *Int. J. Epidemiol.*, 39(5): 1291–1298.

Frick, C., Vierheilig, J., Linke, R., Savio, D., Zornig, H., Antensteiner, R., Baumgartner, C., Bucher, C., Blaschke, A.P., Derx, J., Kirschner, A.K.T., Ryzinska-Paier, G., Mayer, R., Seidl, D., Nadiotis-Tsaka, T., Sommer, R., Farnleitner, A.H. (2018). Poikilothermic animals as a previously unrecognized source of fecal indicator bacteria in a backwater ecosystem of a large river. *Appl. Environ. Microbiol.* 84 (16), art. no. e00715–18.

Fujioka, R.S. et Shizumura, L.K. (1985). *Clostridium perfringens*, a reliable indicator of stream water quality. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57(10): 986–992.

Gammie, A.J. et Wyn-Jones, A.P. (1997). Does hepatitis a pose a significant health risk to recreational water users? *Water Sci. Technol.*, 35(11): 171–177.

Gordon, D.M. (2013). The ecology of *Escherichia coli*. Dans: Donnenberg, M.S. (dir.). *Escherichia coli: Pathotypes and principles of pathogenesis*. 2<sup>e</sup> édition. Londres (R.-U.), Academic Press. p. 3–20.

Gouvernement de l'Alberta (2019). *Alberta safe beach protocol*, juillet 2019. Accessible à l'adresse suivante : <https://open.alberta.ca/publications/9781460145395>.



- Griffin, D.W., Gibson, C.J.,<sup>3rd</sup>, Lipp, E.K., Riley, K., Paul, J.H.,<sup>3rd</sup> et Rose, J.B. (1999). Detection of viral pathogens by reverse transcriptase PCR and of microbial indicators by standard methods in the canals of the Florida Keys. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65(9): 4118–4125.
- Griffith, J.F., Weisberg, S.B., Arnold, B.F., Cao, Y., Schiff, K.C. et Colford, J.M. (2016). Epidemiologic evaluation of multiple alternate microbial water quality monitoring indicators at three California beaches. *Water Res.*, 94: 371–381.
- Haramoto, E., Otagiri, M., Morita, H. et Kitajima, M. (2012). Genogroup distribution of F-specific coliphages in wastewater and river water in the Dofu basin in Japan. *Lett. Appl. Microbiol.*, 54(4): 367–373.
- Harrington, J.F., Wilcox, D.N., Giles, P.S., Ashbolt, N.J., Evans, J.C. et Kirton, H.C. (1993). The health of Sydney surfers: An epidemiological study. *Water Sci. Technol.*, 27(3–4): 175–181.
- Hartz, A., Cuvelier, M., Nowosielski, K., Bonilla, T.D., Green, M., Esiobu, N., McCorquodale, D.S. et Rogerson, A. (2008). Survival potential of *Escherichia coli* and enterococci in subtropical beach sand: Implications for water quality managers. *J. Environ. Qual.*, 37(3): 898–905.
- Harwood, V.J., Boehm, A.B., Sassoubre, L.M., Vijayavel, K., Stewart, J.R., Fong, T.T., Caprais, M.P., Converse, R.R., Diston, D., Ebdon, J., Fuhrman, J.A., Gourmelon, M., Gentry-Shields, J., Griffith, J.F., Kashian, D.R., Noble, R.T., Taylor, H. et Wicki, M. (2013). Performance of viruses and bacteriophages for fecal source determination in a multi-laboratory, comparative study. *Water Res.*, 47(18): 6929–6943.
- Harwood, V.J., Staley, C., Badgley, B.D., Borges, K. et Korajkic, A. (2014). Microbial source tracking markers for detection of fecal contamination in environmental waters: Relationships between pathogens and human health outcomes. *FEMS Microbiol. Rev.*, 38(1): 1–40.
- Heuvel, A.V., McDermott, C., Pillsbury, R., Sandrin, T., Kinzelman, J., Ferguson, J., Sadowsky, M., Byappanahalli, M., Whitman, R. et Kleinheinz, G.T. (2010). The green alga, *Cladophora*, promotes *Escherichia coli* growth and contamination of recreational waters in Lake Michigan. *J. Environ. Qual.*, 39(1): 333–344.
- Hong, P., Wu, J. et Liu, W. (2008). Relative abundance of *Bacteroides* spp. in stools and wastewaters as determined by hierarchical oligonucleotide primer extension. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74(9): 2882–2893.
- Hörman, A., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L., von Bonsdorff, C.H., Torvela, N., Heikinheimo, A. et Hanninen, M.L. (2004). *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., noroviruses, and indicator organisms in surface water in southwestern Finland, 2000–2001. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70(1): 87–95.
- Hughes, B., Beale, D.J., Dennis, P.G., Cook, S. et Ahmed, W. (2017). Cross-comparison of human wastewater-associated molecular markers in relation to fecal indicator bacteria and enteric viruses in recreational beach waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 83(8): e00028–17.
- Huntley, B.E., Jones, A.E. et Cabelli, V.J. (1976). *Klebsiella* densities in waters receiving wood pulp effluents. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48: 1766–1771.
- Ishii, S., Ksoll, W.B., Hicks, R.E. et Sadowsky, M.J. (2006). Presence and growth of naturalized *Escherichia coli* in temperate soils from Lake Superior watersheds. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(1): 612–621.
- 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.
- Jacob, P., Henry, A., Meheut, G., Charni-Ben-Tabassi, N., Ingrand, V. et Helmi, K. (2015). Health risk assessment related to waterborne pathogens from the river to the tap. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12(3): 2967–2983.
- Jang, J., Hur, H.G., 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.
- Jebri, S., Muniesa, M. et Jofre, J. (2017). General and host-associated bacteriophage indicators of fecal pollution. Dans: Rose, J.B. et Jiménez-Cisneros, B. (dir.). *Global water pathogens project*. East Lansing (MI): UNESCO.
- Jiang, S., Noble, R. et Chu, W. (2001). Human adenoviruses and coliphages in urban runoff-impacted coastal waters of southern California. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67(1): 179–184.

- Jiang, S.C. et Chu, W. (2004). PCR detection of pathogenic viruses in southern California urban rivers. *J. Appl. Microbiol.*, 97(1): 17–28.
- Jofre, J., Lucena, F., Blanch, A.R. et Muniesa, M. (2016). Coliphages as model organisms in the characterization and management of water resources. *Water (Suisse)*, 8(5): 199.
- 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.
- Kay, D., Bartram, J., Prüss, A., Ashbolt, N., D. Wyer, M.D., Fleisher, J.M., Fewtrell, L., Rogers, A. et Rees, G. (2004). Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters, *Water Res.*, 38(5): 1296–1304.
- Kon, T., Weir, S.C., Howell, E.T., Lee, H. et Trevors, J.T. (2007a). Genetic relatedness of *Escherichia coli* isolates in interstitial water from a Lake Huron (Canada) beach. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(6): 1961–1967.
- Kon, T., Weir, S.C., Trevors, J.T., Lee, H., Champagne, J., Meunier, L., Brousseau, R. et Masson, L. (2007b). Microarray analysis of *Escherichia coli* strains from interstitial beach waters of Lake Huron (Canada). *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(23): 7757–7758.
- Korajkic, A., McMinn, B.R., Harwood, V.J., Shanks, O.C., Fout, G.S. et Ashbolt, N.J. (2013). Differential decay of enterococci and *Escherichia coli* originating from two fecal pollution sources. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79(6): 2488–2492.
- Korajkic, A., Parfrey, L.W., McMinn, B. R., Baeza, Y.V., Van Teuren, W., Knight, R. et Shanks, O.C. (2015). Changes in bacterial and eukaryotic communities during sewage decomposition in Mississippi River water. *Water Res.*, 69: 30–9.
- Korajkic, A., McMinn, B., Herrmann, M.P., Sivaganesan, M., Kelty, C.A., Clinton, P., Nash, M.S. et Shanks, O.C. (2020). Viral and bacterial fecal indicators in untreated wastewater across the contiguous United States exhibit geospatial trends. *Appl. Environ. Microbiol.*, 86: e02967–19.
- Korhonen, L.K. et Martikainen, P.J. (1991). Survival of *Escherichia coli* and *Campylobacter jejuni* in untreated and filtered lake water. *J. Appl. Bacteriol.*, 71(4): 379–382.
- Krkosek, W., Reed, V. et Gagnon, G.A. (2016). Assessing protozoan risks for surface drinking water supplies in Nova Scotia, Canada. *J. Water Health*, 14(1): 155–166.
- Lalancette, C., Papineau, I., Payment, P., Dorner, S., Servais, P., Barbeau, B., Di Giovanni, G.D. et Prévost, M. (2014). Changes in *Escherichia coli* to *Cryptosporidium* ratios for various fecal pollution sources and drinking water intakes. *Water Res.*, 55: 150–161.
- Lamparelli, C.C., Pogreba-Brown, K., Verhougstraete, M., Sato, M.I.Z., de Castro Bruni, A., Wade, T.J. et Eisenberg, J.N.S. (2015). Are fecal indicator bacteria appropriate measures of recreational water risks in the tropics: A cohort study of beach goers in Brazil? *Water Res.*, 87: 59–68.
- Leclerc, H., Mossel, D.A., Edberg, S.C. et Struijk, C.B. (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: Their suitability as markers of microbial water safety. *Annu. Rev. Microbiol.*, 55: 201–234.
- Lee, H.S. et Sobsey, M.D. (2011). Survival of prototype strains of somatic coliphage families in environmental waters and when exposed to UV low-pressure monochromatic radiation or heat. *Water Res.*, 45(12): 3723–3734.
- Lee, J.V., Dawson, S.R., Ward, S., Surman, S.B. et Neal, K.R. (1997). Bacteriophages are a better indicator of illness rates than bacteria amongst users of a white water course fed by a lowland river. *Water Sci. Technol.*, 35(11): 165–170.
- Leonard, A.F.C., Zhang, L., Balfour, A.J., Garside, R., Hawkey, P.M., Murray, A.K., Ukoumunne, O.C. et Gaze, W.H. (2018). Exposure to and colonisation by antibiotic-resistant *E. coli* in UK coastal water users: Environmental surveillance, exposure assessment, and epidemiological study (Beach Bum Survey). *Environ. Int.*, 114: 326–333.
- Lipp, E.K., Kurz, R., Vincent, R., Rodriguez-Palacios, C., Farrah, S.R. et Rose, J.B. (2001). The effects of seasonal variability and weather on microbial fecal pollution and enteric pathogens in a subtropical estuary. *Estuaries*, 24(2): 266–276.



- Lloyd-Price, J., Abu-Ali, G. et Huttenhower, C. (2016). The healthy human microbiome. *Genome Medicine*, 8(51): 11.
- Logan, L.K., Zhang, L., Green, S.J., Dorevitch, S., Arango-Argoty, G.A., Reme, K., Garner, E., Aldstadt, J., Johnson-Walker, Y.J., Hayden, M.K., Weinstein, R.A. et Pruden, A. (2020). A pilot study of Chicago waterways as reservoirs of multidrug-resistant *Enterobacteriaceae* (MDR-Ent) in a high-risk region for community-acquired MDR-Ent infection in children. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 64(4): e02310–19.
- Luther, K. et Fujioka, R. (2004). Usefulness of monitoring tropical streams for male-specific RNA coliphages. *J. Water Health*, 2(3): 171–181.
- Marino, F.J., Morinigo, M.A., Martinez-Manzanares, E. et Borrego, J.J. (1995). Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain). *Water Sci. Technol.*, 31(5): 5–9.
- Marion, J.W., Lee, J., Lemeshow, S. et Buckley, T.J. (2010). Association of gastrointestinal illness and recreational water exposure at an inland U.S. beach. *Water Res.*, 44(16): 4796–4804.
- McBride, G.B., Salmond, C.E., Bandaranayake, D.R., Turner, S.J., Lewis, G.D. et Till, D.G. (1998). Health effects of marine bathing in New Zealand. *Int. J. Environ. Health Res.*, 8(3): 173–189.
- McLaughlin, M.R. et Rose, J.B. (2006). Application of *Bacteroides fragilis* phage as an alternative indicator of sewage pollution in Tampa Bay, Florida. *Estuaries Coast.*, 29(2): 246–256.
- McMinn, B.R., Korajkic, A. et Ashbolt, N.J. (2014). Evaluation of *Bacteroides fragilis* GB-124 bacteriophages as novel human-associated fecal indicators in the United States. *Lett. Appl. Microbiol.*, 59(1): 115–121.
- McMinn, B.R., Ashbolt, N.J. et Korajkic, A. (2017). Bacteriophages as indicators of fecal pollution and enteric virus removal. *Lett. Appl. Microbiol.*, 65(1): 11–26.
- McQuaig, S., Griffith, J. et Harwood, V.J. (2012). Association of fecal indicator bacteria with human viruses and microbial source tracking markers at coastal beaches impacted by nonpoint source pollution. *Appl. Environ. Microbiol.*, 78(18): 6423–6432.
- Mocé-Llivina, L., Lucena, F. et Jofre, J. (2005). Enteroviruses and bacteriophages in bathing waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71(11): 6838–6844.
- 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.
- Mueller-Spitz, S.R., Stewart, L.B., Klump, J.V. et McLellan, S.L. (2010). Freshwater suspended sediments and sewage are reservoirs for enterotoxin-positive *Clostridium perfringens*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76(16): 5556–5562.
- Muniesa, M., Moce-Llivina, L., Katayama, H. et Jofre, J. (2003). Bacterial host strains that support replication of somatic coliphages. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 83(4): 305–315.
- Napier, M.D., Haugland, R., Poole, C., Dufour, A.P., Stewart, J.R., Weber, D.J., Varma, M., Lavender, J.S. et Wade, T.J. (2017). Exposure to human-associated fecal indicators and self-reported illness among swimmers at recreational beaches: A cohort study. *Environ. Health*, 16(Article Number 103): 1–15.
- Nappier, S.P., Aitken, M.D. et Sobsey, M.D. (2006). Male-specific coliphages as indicators of thermal inactivation of pathogens in biosolids. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(4): 2471–2475.
- Nappier, S.P., Hong, T., Ichida, A., Goldstone, A., Eftim, S.E. (2019). Occurrence of coliphage in raw wastewater and in ambient water: A meta-analysis. *Water Res.*, 153: 263–273.
- Nelson, K.L., Boehm, A.B., Davies-Colley, R.J., Dodd, M.C., Kohn, T., Linden, K.G., Liu, Y., Maraccini, P.A., McNeill, K., Mitch, W.A., Nguyen, T.H., Parker, K.M., Rodriguez, R.A., Sassoubre, L.M., Silverman, A.I., Wigginton, K.R. et Zepp, R.G. (2018). Sunlight-mediated inactivation of health-relevant microorganisms in water: a review of mechanisms and modeling approaches. *Environ. Sci. Process Impacts*, 20(8): 1089–1122.
- NHMRC (2008). *Guidelines for managing risks in recreational water*, National Health and Medical Research Council, gouvernement de l’Australie, Canberra.

- Olapade, O.A., Depas, M.M., Jensen, E.T. et McLellan, S.L. (2006). Microbial communities and fecal indicator bacteria associated with *Cladophora* mats on beach sites along Lake Michigan shores. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(3): 1932–1938.
- OMS (1999). *Health-based monitoring of recreational waters: The feasibility of a new approach (the “Annapolis protocol”). Outcome of an expert consultation, Annapolis, MD, co-sponsored by the U.S. Environmental Protection Agency.* WHO/SDE/WDH/99.1, Genève (CH), Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2003). *Guidelines for safe recreational water environments, Volume 1: Coastal and fresh waters*, Genève (CH), Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2021). *Guidelines on recreational water quality. Volume 1: coastal and fresh waters.* Organisation mondiale de la santé, Genève.
- Papastergiou, P., Mouchtouri, V., Pinaka, O., Katsiaflaka, A., Rachiotis, G. et Hadjichristodoulou, C. (2012). Elevated bathing-associated disease risks despite certified water quality: A cohort study. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 9(5): 1548–1565.
- Payan, A., Ebdon, J., Taylor, H., Gantzer, C., Ottoson, J., Papageorgiou, G.T., Blanch, A.R., Lucena, F., Jofre, J. et Muniesa, M. (2005). Method for isolation of *Bacteroides* bacteriophage host strains suitable for tracking sources of fecal pollution in water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71(9): 5659–5662.
- Percival, S.L. et Williams, D.W. (2014). *Escherichia coli*. In: *Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks: Second edition.* Elsevier Ltd. Oxford, UK. pp. 89–117.
- Plummer, J.D., Long, S.C., Charest, A.J. et Roop, D.O. (2014). Bacterial and viral indicators of fecal contamination in drinking water. *American Water Works Association*, 106(4): E200–E211.
- Pourcher, A., 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 fecal pollution of waters. *J. Appl. Bacteriol.*, 70(6): 525–530.
- Power, M.L., Littlefield-Wyer, J., Gordon, D.M., Veal, D.A. et Slade, M.B. (2005). Phenotypic and genotypic characterization of encapsulated *Escherichia coli* isolated from blooms in two Australian lakes. *Environ. Microbiol.*, 7(5): 631–640.
- Prieto, M.D., Lopez, B., Juanes, J.A., Revilla, J.A., Llorca, J. et Delgado-Rodriguez, M. (2001). Recreation in coastal waters: Health risks associated with bathing in sea water. *J. Epidemiol. Community Health*, 55: 441–447.
- Pruss, A. (1998). Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. *Int. J. Epidemiol.*, 27(1): 1–9.
- Prystajeky, N., Huck, P.M., Schreier, H. et Isaac-Renton, J.L. (2014). Assessment of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. as a microbial source tracking tool for surface water: Application in a mixed-use watershed. *Appl. Environ. Microbiol.*, 80(8): 2328–2336.
- Puig, A., Queralt, N., Jofre, J. et Araujo, R. (1999). Diversity of *Bacteroides fragilis* strains in their capacity to recover phages from human and animal wastes and from fecally polluted wastewater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65(4): 1772–1776.
- 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.
- Rhodes, M.W. et Kator, H. (1988). Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine environments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54(12): 2902–2907.
- Rijal, G., Tolson, J.K., Petropoulou, C., Granato, T.C., Glymph, A., Gerba, C., Deflaun, M.F., O’Connor, C., Kollias, L. et Lanyon, R. (2011). Microbial risk assessment for recreational use of the Chicago area waterway system. *J. Water Health*, 9(1): 169–186.
- Rokosh, D.A., Rao, S.S. et Jurkovic, A.A. (1977). Extent of effluent influence on lake water determined by bacterial population distributions. *J. Fish. Res. Board can.*, 34: 844–849.



- Russo, G.S., Eftim, S.E., Goldstone, A.E., Dufour, A.P., Nappier, S.P. et Wade, T.J. (2020). Evaluating health risks associated with exposure to ambient surface waters during recreational activities: a systematic review and meta-analysis. *Water Res.*, 176: 115729.
- Santé Canada (en cours de publication). *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – L'échantillonnage et l'analyse microbiologiques* – Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Santé Canada (2023). *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives*, Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Santé Canada (2020a). *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)
- Santé Canada (2020b). *Recommandations au sujet de la qualité de l'eau potable au Canada – Escherichia coli*. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Santé Canada (2012). *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*, 3<sup>e</sup> éd., 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 H129-15/2012F).
- Sánchez-Nazario, E.E., Santiago-Rodriguez, T.M. et Toranzos, G.A. (2014). Prospective epidemiological pilot study on the morbidity of bathers exposed to tropical recreational waters and sand. *J. Water Health*, 12(2): 220–229
- Schoen, M.E. et Ashbolt, N.J. (2010). Assessing pathogen risk to swimmers at non-sewage impacted recreational beaches. *Environ. Sci. Technol.*, 44: 2286–2291.
- Schoen, M.E., Soller, J.A. et Ashbolt, N.J. (2011). Evaluating the importance of fecal sources in human-impacted waters. *Water Res.*, 45(8): 2670–2680.
- Schvoerer, E., Bonnet, F., Dubois, V., Cazaux, G., Serceau, R., Fleury, H.J. et Lafon, M.E. (2000). PCR detection of human enteric viruses in bathing areas, waste waters and human stools in southwestern France. *Res. Microbiol.*, 151(8): 693–701.
- Schvoerer, E., Ventura, M., Dubos, O., Cazaux, G., Serceau, R., Gournier, N., Dubois, V., Caminade, P., Fleury, H.J. et Lafon, M.E. (2001). Qualitative and quantitative molecular detection of enteroviruses in water from bathing areas and from a sewage treatment plant. *Res. Microbiol.*, 152(2): 179–186.
- Sinclair, R.G., Jones, E.L. et Gerba, C.P. (2009). Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: A review. *J. Appl. Microbiol.*, 107(6): 1769–1780.
- Sinigalliano, C.D., Fleisher, J.M., Gidley, M.L., Solo-Gabriele, H.M., Shibata, T., Plano, L.R.W., Elmir, S.M., Wanless, D., Bartkowiak, J., Boiteau, R., Withum, K., Abdelzaher, A.M., He, G., Ortega, C., Zhu, X., Wright, M.E., Kish, J., Hollenbeck, J., Scott, T., Backer, L.C. et Fleming, L.E. (2010). Traditional and molecular analyses for fecal indicator bacteria in non-point source subtropical recreational marine waters. *Water Res.*, 44(13): 3763–3772.
- Sinton, L.W. (1993). Faecal streptococci as faecal pollution indicators: A review. Part II: Sanitary significance, survival and use. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.*, 27: 117–137.
- Sirikanchana, K., Wangkahad, B. et Mongkolsuk, S. (2014). The capability of non-native strains of *Bacteroides* bacteria to detect bacteriophages as fecal indicators in a tropical area. *J. Appl. Microbiol.*, 117(6): 1820–1829.
- Soller, J., Embrey, M., Tuhela, L., Ichida, A. et Rosen, J. (2010a). Risk-based evaluation of *Escherichia coli* monitoring data from undisinfected drinking water. *J. Environ. Manage.*, 91(11): 2329–2335.

- Soller, J.A., Schoen, M.E., Bartrand, T., Ravenscroft, J.E. et Ashbolt, N.J. (2010b). Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of fecal contamination. *Water Res.*, 44: 4674–4691.
- Soller, J., Bartrand, T., Ravenscroft, J., Molina, M., Whelan, G., Schoen, M., Ashbolt, N. (2015). Estimated human health risks from recreational exposures to stormwater runoff containing animal fecal material. *Environ. Model. Softw.*, 72: 21–32.
- Soller, J.A., Eftim, S., Wade, T.J., Ichida, A.M., Clancy, J.L., Johnson, T.B., Schwab, K., Ramirez-Toro, G., Nappier, S. et Ravenscroft, J.E. (2016). Use of quantitative microbial risk assessment to improve interpretation of a recreational water epidemiological study. *Microb. Risk Anal.*, 1: 2–11.
- Solo-Gabriele, H., Wolfert, M.A., Desmarais, T.R. et Palmer, C.J. (2000). Sources of *Escherichia coli* in a coastal subtropical environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(1): 230–237.
- Stachler, E. et Bibby, K. (2014). Metagenomic evaluation of the highly abundant human gut bacteriophage crAssphage for source tracking of human fecal pollution. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 1: 405–409.
- Staley, C., Dunny, G.M. et Sadowsky, M.J. (2014). Environmental and animal-associated enterococci. *Adv. Appl. Microbiol.*, 87: 147–186.
- Staley, Z.R., Boyd, R.J., Shum, P. et Edge, T.A. (2018). Microbial source tracking using quantitative and digital PCR to identify sources of fecal contamination in stormwater, river water, and beach water in a Great Lakes Area of Concern. *Appl. Env. Microbiol.*, 84(20): e01634–18.
- Stea, E.C., Truelstrup Hansen, L., Jamieson, R.C. et Yost, C.K. (2015). Fecal contamination in the surface waters of a rural and an urban-source watershed. *J. Environ. Qual.*, 44(5): 1556–1567.
- Stone, D.L., Harding, A.K., Hope, B.K. et Slaughter-Mason, S. (2008). Exposure assessment and risk of gastrointestinal illness among surfers. *J. Toxicol. Environ. Health A.*, 71(24): 1603–1615.
- Sunger, N. et Haas, C.N. (2015). Quantitative microbial risk assessment for recreational exposure to water bodies in Philadelphia. *Water Environ. Res.*, 87(3): 211–222.
- Svec, P. et Devriese, L.A. (2009). The genus *Enterococcus*. In: De Vos, P., Garrity, G.M., Jones, D., Krieg, N.R., Ludwig, W., Rainey, F.A., Schleifer, K.H. et Whitman, W.B. (eds.). *Bergey's manual of systematic bacteriology*. 2<sup>nd</sup> ed. New York (NY): Springer.
- Tenaillon, O., Skurnik, D., Picard, B. et Denamur, E. (2010). The population genetics of commensal *Escherichia coli*. *Nat. Rev. Microbiol.*, 8(3): 207–217.
- Tseng, L.Y. et Jiang, S.C. (2012). Comparison of recreational health risks associated with surfing and swimming in dry weather and post-storm conditions at southern California beaches using quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Mar. Pollut. Bull.*, 64(5): 912–918.
- U.S. EPA (1986). *Ambient water quality criteria for bacteria—1986*. Environmental Protection Agency des États-Unis, Washington, DC, January (EPA 440/5–84-02).
- U.S. EPA (2002). *Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria (ébauche de mai 2002)*, EPA-823-B-02–003, Washington (DC), Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Water.
- U.S. EPA (2010). *Report on 2009 National Epidemiologic and Environmental Assessment of Recreational Water Epidemiology Studies (NEEAR 2010 - Surfside & Boquerón)*, EPA-600-R-10–168.
- U.S. EPA (2012). *Recreational water quality criteria*, Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Water, 820-F-12–058.
- U.S. EPA (2014). *Overview of technical support materials: a guide to the site-specific alternative recreational criteria TSM documents*. Environmental Protection Agency des États-Unis. Office of Water, EPA-820-R-14–010.
- U.S. EPA (2015). *Review of coliphages as possible indicators of fecal contamination for ambient water quality*, Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Water, numéro de document : 820-R-15–098.





- U.S. EPA (2019). *Recommended human health recreational ambient water quality criteria or swimming advisories for microcystins and cylindrospermopsin*, Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Water, numéro de document : 822-R-19-001.
- Union Européenne (2006). *Directive 2006/7/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE*, Journal officiel de l'Union européenne, Union européenne.
- van Asperen, I.A., Medema, G., Borgdorff, M.W., Sprenger, M.J. et Havelaar, A.H. (1998). Risk of gastroenteritis among triathletes in relation to fecal pollution of fresh waters. *Int. J. Epidemiol.*, 27(2): 309–315.
- Van Dyke, M.I., Ong, C.S.L., Prystajeky, N.A., Isaac-Renton, J.L. et Huck, P.M. (2012). Identifying host sources, human health risk and indicators of *Cryptosporidium* and *Giardia* in a Canadian watershed influenced by urban and rural activities. *J. Water Health*, 10(2): 311–323
- Verhougstraete, M.P., Byappanahalli, M.N., Rose, J.B. et Whitman, R.L. (2010). *Cladophora* in the Great Lakes: Impacts on beach water quality and human health. *Water Sci. Technol.*, 62(1): 68–76.
- Viau, E.J., Goodwin, K.D., Yamahara, K.M., Layton, B.A., Sassoubre, L.M., Burns, S.L., Tong, H., Wong, S.H.C., Lu, Y. et Boehm, A.B. (2011). Bacterial pathogens in Hawaiian coastal streams—Associations with fecal indicators, land cover, and water quality. *Water Res.*, 45(11): 3279–3290.
- Vierheilig, J., Frick, C., Mayer, R.E., Kirschner, A.K., Reischer, G.H., Derx, J., Mach, R.L., Sommer, R. et Farnleitner, A.H. (2013). *Clostridium perfringens* is not suitable for the indication of fecal pollution from ruminant wildlife but is associated with excreta from nonherbivorous animals and human sewage. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79(16): 5089–5092.
- Vlassoff, L.T. (1977). *Klebsiella*. *Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ.*, 635: 275–288.
- von Schirnding, Y.E., Kfir, R., Cabelli, V., Franklin, L. et Joubert, G. (1992). Morbidity among bathers exposed to polluted seawater. A prospective epidemiological study. *S. Afr. Med. J.*, 81(11): 543–546.
- Wade, T.J., Pai, N., Eisenberg, J.N. et Colford, J.M., Jr (2003). Do U.S. environmental protection agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. *Environ. Health Perspect.*, 111(8): 1102–1109.
- 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., Calderon, R.L., Brenner, K.P., Sams, E., Beach, M., Haugland, R., Wymer, L. et Dufour, A.P. (2008). High sensitivity of children to swimming-associated gastrointestinal illness: Results using a rapid assay of recreational water quality. *Epidemiology*, 19(3): 375–383.
- 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*, 9(Article Number 66): 1–14.
- 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(8): 4714–4719.
- Whitman, R., Harwood, V.J., Edge, T.A., Nevers, M., Byappanahalli, M., Vijayavel, K., Brandao, J., Sadowsky, M.J., Alm, E.W., Crowe, A., Ferguson, D., Ge, Z., Halliday, E., Kinzelman, J., Kleinheinz, G., Przybyla-Kelly, K., Staley, C., Staley, Z. et Solo-Gabriele, H.M. (2014). Microbes in beach sands: Integrating environment, ecology and public health. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 13(3): 329–368.
- Whitman, R.L. et Nevers, M.B. (2003). Foreshore sand as a source of *Escherichia coli* in nearshore water of a Lake Michigan beach. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(9): 5555–5562.

- Wicki, M., Auckenthaler, A., Felleisen, R., Karabulut, F., Niederhauser, I., Tanner, M. et Baumgartner, A. (2015). Assessment of source tracking methods for application in spring water. *J. Water. Health*, 13(2): 473–488.
- Wiedenmann, A., Kruger, P., Dietz, K., Lopez-Pila, J.M., Szewzyk, R. et Botzenhart, K. (2006). A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium perfringens*, and somatic coliphages. *Environ. Health Perspect.*, 114(2): 228–236.
- 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.
- Wymer, L.J., Wade, T.J. et Dufour, A.P. (2013). Equivalency of risk for a modified health endpoint: A case from recreational water epidemiology studies. *BMC Public Health*, 13(1).
- Yamahara, K.M., Walters, S.P. et Boehm, A.B. (2009). Growth of enterococci in unaltered, unseeded beach sands subjected to tidal wetting. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75(6): 1517–1524.
- Yanko, W.A., De Leon, R., Rochelle, P.A. et Chen, W. (2004). Development of practical methods to assess the presence of bacterial pathogens in water. Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA.
- Yau, V.M., Schiff, K.C., Arnold, B.F., Griffith, J.F., Gruber, J.S., Wright, C.C., Wade, T.J., Burns, S., Hayes, J.M., McGee, C., Gold, M., Cao, Y., Boehm, A.B., Weisberg, S.B. et Colford Jr., J.M. (2014). Effect of submarine groundwater discharge on bacterial indicators and swimmer health at Avalon beach, CA, USA. *Water Res.*, 59: 23–36.
- Yost, C.K., Diarra, M.S. et Topp, E. (2011). Animals and humans as sources of fecal indicator bacteria. In: Sadowsky, M.J. et Whitman, R.L. (eds.). *The fecal bacteria*. Washington (DC): American Society for Microbiology. p. 67.
- Zhi, S., Banting, G., Li, Q., Edge, T.A., Topp, E., Sokurenko, M., Scott, C., Braithwaite, S., Ruecker, N.J., Yasui, Y., McAllister, T., Chui, L. et Neumann, N.F. (2016). Evidence of naturalized stress-tolerant strains of *Escherichia coli* in municipal wastewater treatment plants. *Appl. Environ. Microbiol.*, 82(18): 5505–18.



# ANNEXE A : ABRÉVIATIONS

<b>BAV</b>	<i>Beach Action Value (valeur d'action pour la plage)</i>
<b>ufc</b>	Unité formant colonies
<b>DSPM</b>	Dépistage des sources de pollution microbienne
<b>ece</b>	équivalent cellulaire de l'étalon
<b>E. coli</b>	<i>Escherichia coli</i>
<b>ESSM</b>	Enquête relative à la salubrité et à la santé du milieu
<b>MG</b>	Moyenne géométrique
<b>MGIHC</b>	Maladie gastro-intestinale hautement crédible
<b>NEEAR</b>	<i>National epidemiologic and environmental assessment of recreational water</i>
<b>NOAEL</b>	Dose sans effet nocif observé
<b>NPP</b>	Nombre le plus probable
<b>OMS</b>	Organisation mondiale de la santé
<b>PCR</b>	Réaction en chaîne de la polymérase
<b>EQRM</b>	Évaluation quantitative du risque microbiologique
<b>Seuil stat.</b>	Valeur du seuil statistique
<b>R.-U.</b>	Royaume-Uni
<b>STEC</b>	<i>E. coli</i> producteur de Shiga-toxines
<b>U.S. EPA</b>	Environmental Protection Agency des États-Unis

# ANNEXE B : ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS ACTUALISÉES

## B.1 Recommandations pour les activités de contact primaire

### B.1.1 Historique des recommandations pour les indicateurs de contamination fécale

La version antérieure des *Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*, publiée en 2012, contenait des valeurs recommandées pour les indicateurs de contamination fécale que sont *E. coli* et les entérocoques. Les recommandations pour *E. coli* visaient principalement les eaux douces, tandis que celles pour les entérocoques s'appliquaient principalement aux eaux marines. Il est noté dans ces recommandations que les valeurs pour *E. coli* pouvaient s'appliquer aux eaux marines, et les valeurs pour les entérocoques, aux eaux douces, s'il était démontré de façon appropriée que ces bactéries sont associées à la présence d'une contamination fécale dans un site donné.

Les valeurs recommandées incluaient une moyenne géométrique (MG) et une concentration maximale dans un seul échantillon (CMIE) pour chaque indicateur (tableau B1). Les moyennes géométriques étaient basées sur un minimum de cinq échantillons, dont les moments et les lieux de prélèvement garantissaient des données représentatives de la qualité de l'eau en lien avec les activités aquatiques. En cas de dépassement de l'une ou l'autre des valeurs recommandées, il fallait, au minimum, procéder immédiatement à un nouvel échantillonnage. Seules des méthodes fondées sur les cultures étaient présentées.

**Tableau B1 : Comparaison des valeurs recommandées pour les activités de contact primaire**

	Recommandations de 2012		Recommandations actuelles	
	MG	CMIE	BAV	
	(cfu/100 mL)	(cfu/100 mL)	(cfu/100 mL)	(ece/100 mL)*
<i>E. coli</i>	200	400	235	S.O.
Entérocoques	35	70	70	1 000

\* pour les méthodes fondées sur la PCR



Les valeurs correspondant aux moyennes géométriques étaient fondées sur l'analyse de régression des données épidémiologiques, effectuée par l'U.S. EPA (Dufour, 1984; Cabelli, 1983), reliant les concentrations d'*E. coli* ou d'entérocoques à l'incidence des maladies gastro-intestinales associées à la baignade. Les CMIE avaient été fixées au double des moyennes géométriques recommandées. Les CMIE ainsi calculées étaient conformes aux densités d'indicateur maximales admissibles établies par l'U.S. EPA (1986). D'après l'analyse de régression, les valeurs recommandées pour *E. coli* et les entérocoques correspondaient à des taux saisonniers d'environ 10 à 20 MGIHC pour 1 000 baigneurs.

### **B.1.2 Valeurs recommandées actuelles pour les indicateurs de contamination fécale**

Selon les recommandations actualisées, présentées au tableau B1, il est toujours conseillé d'utiliser *E. coli* et les entérocoques comme indicateurs de contamination fécale. Si la bactérie *E. coli* reste utilisée principalement en eaux douces, les entérocoques sont maintenant recommandés en eaux douces et marines. Comme dans les recommandations de 2012, il est possible d'utiliser *E. coli* en eaux marines s'il est démontré de façon appropriée que cette bactérie est associée à la présence d'une contamination fécale dans le milieu marin.

Les valeurs recommandées comprennent des BAV (valeurs seuils pour la prise des mesures requises à la plage) pour chaque indicateur. Chaque résultat d'échantillon (échantillon seul ou composite) doit être comparé aux BAV. Le dépassement d'une BAV déclenche la prise d'une mesure supplémentaire de la part des autorités responsables, comme un nouvel échantillonnage ou la publication d'avis relatifs aux plages. Les méthodes fondées sur les cultures (*E. coli* et entérocoques) et celles fondées sur la PCR (entérocoques) peuvent être utilisées pour l'analyse.

Les BAV proviennent du document de l'U.S. EPA (2012) et représentent le 75<sup>e</sup> centile de la distribution de la qualité de l'eau, ce qui correspond à un risque de 36 maladies gastro-intestinales pour 1 000 personnes pratiquant des activités de contact primaire. Comme il est mentionné à la section 6.1, selon la modification de la définition de maladie gastro-intestinale servant aux études épidémiologiques, 36 maladies gastro-intestinales équivalent à 8 MGIHC.

De plus, il est souligné dans les recommandations actuelles que les sources de contamination fécale sont importantes pour déterminer le risque potentiel pour la santé humaine. Par conséquent, lorsque les eaux utilisées à des fins récréatives présentent un très faible risque de contamination fécale causée par les humains ou les ruminants, l'établissement de nouvelles valeurs recommandées peut s'avérer judicieux.

### B.1.3 Justification du changement d'approche

Plusieurs changements importants ont été apportés dans les recommandations actuelles sur les indicateurs de contamination fécale. Il s'agit notamment d'abandonner l'utilisation des moyennes géométriques (MG) et des concentrations maximales dans un seul échantillon (CMIE) au profit de l'utilisation des BAV pour la gestion quotidienne des plages (changement fondé sur les données des études épidémiologiques les plus récentes); de recommander des méthodes de surveillance fondées sur la PCR en plus de celles fondées sur la culture; et d'encourager l'utilisation du dépistage des sources de pollution microbienne (DSPM) et l'établissement de critères de substitution (le cas échéant).

Les *Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* de 2012 présentaient des seuils doubles (c.-à-d. MG et CMIE), car chaque seuil offrait des informations différentes sur la qualité de l'eau. Le seuil établi pour un seul échantillon servait à prévenir les gestionnaires de tout problème immédiat concernant la qualité de l'eau, tandis que le seuil de la moyenne géométrique servait à prévenir les autorités des problèmes de contamination chronique. Bien qu'un minimum de 5 échantillons était recommandé pour le calcul de la moyenne géométrique, plus le nombre d'échantillons est important, plus la moyenne calculée correspond à la qualité de l'eau. Comme de nombreux sites sont échantillonnés peu fréquemment (p. ex. une fois par semaine), une part importante de la saison de baignade s'écoule avant l'obtention d'un nombre suffisant d'échantillons pour le calcul d'une moyenne géométrique représentative. Par conséquent, la moyenne géométrique peut servir à dégager les tendances à long terme de la qualité de l'eau et à déterminer si une zone convient de façon générale aux activités récréatives (selon le seuil correspondant à 36 cas de maladies gastro-intestinales par 1 000 personnes pratiquant des activités de contact primaire), mais elle est moins utile pour la prise des décisions de gestion des plages au quotidien. Ainsi, l'utilisation des BAV a été adoptée. Les BAV sont semblables aux concentrations maximales dans un seul échantillon, en ce sens qu'elles signalent aux gestionnaires tout problème immédiat de qualité de l'eau à examiner.

De plus, les BAV reflètent les études épidémiologiques les plus récentes menées aux États-Unis. Contrairement aux études précédentes, les nouvelles études épidémiologiques n'ont pas montré de relation linéaire entre les maladies gastro-intestinales et des concentrations croissantes d'*E. coli* et d'entérocoques (mesurées au moyen de cultures). Ce que ces études ont déterminé, c'est que lorsque la moyenne géométrique atteint 30 ou 35 entérocoques par 100 mL, il existe une différence de risque significative entre les personnes exposées et non exposées. Ces études ne disposaient pas de données sur *E. coli*; cependant, des valeurs pour *E. coli* correspondant à un niveau similaire de risque pour la santé ont été calculées et intégrées au présent document. Cela permet d'harmoniser les niveaux de risque associés aux deux indicateurs de contamination fécale. Les BAV sont basées sur le 75<sup>e</sup> centile de la distribution de la qualité de l'eau associée aux moyennes géométriques des concentrations, selon les données des nouvelles études. Il est plus prudent de recourir au 75<sup>e</sup> centile (plutôt qu'au 90<sup>e</sup> ou au 95<sup>e</sup> centile), car les mesures requises à la plage seront déclenchées par une



concentration moindre d'organismes indicateurs de contamination fécale. Une telle approche permet de mieux protéger les sous-populations sensibles, comme les enfants.

Les méthodes de surveillance de la qualité de l'eau fondées sur la PCR sont désormais incluses, car leurs fondements scientifiques sont bien établis, et elles sont plus accessibles pour les autorités responsables. L'accès à la surveillance fondée sur la PCR facilite également la recherche sur le DSPM, car de nombreuses méthodes de DSPM utilisent des technologies fondées sur la PCR pour déterminer les sources de matières fécales dans un plan d'eau. Il est aussi bien établi que les concentrations d'agents pathogènes humains varient selon les sources de matières fécales et que les sources provenant d'humains et de ruminants posent le plus grand risque. Lorsque l'accès aux méthodes permettant de déterminer l'incidence des matières fécales dans une zone récréative s'améliore, il devient possible de mieux caractériser le risque d'un site récréatif et d'établir, s'il y a lieu, d'autres critères de qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Les valeurs de substitution établies doivent maintenir le même niveau de protection de la santé publique (c.-à-d. au plus 36 cas de maladies gastro-intestinales par tranche de 1 000 personnes pratiquant des activités de contact primaire).

## **B.2 Recommandations pour les activités de contact secondaire**

### **B.2.1 Historique des recommandations**

Les *Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* (publiées en 2012) fournissaient des conseils pour les activités aquatiques de contact secondaire. Il était reconnu que ce type d'activités entraîne un degré moindre d'exposition à l'eau la plupart du temps. Toutefois, vu le peu de recherches disponibles sur les risques de contracter une maladie lors d'activités de contact secondaire, il n'avait pas été possible d'établir un seuil précis pour les indicateurs de contamination fécale en fonction des effets sur la santé. Cependant, sur la base des informations disponibles, il avait été recommandé d'appliquer un facteur de 5 aux moyennes géométriques des indicateurs de contamination fécale qui garantissaient une protection lors d'activités de contact primaire, afin d'établir un seuil pour les activités de contact secondaire.

### **B.2.2 Recommandations actuelles**

Les données épidémiologiques sont encore insuffisantes pour établir des seuils d'indicateurs de contamination fécale en fonction de la santé pour les activités de contact secondaire. Cependant, certaines nouvelles recherches ont évalué les différents degrés d'exposition associés aux activités de contact primaire et secondaire. Les recherches ont montré une réduction du nombre de personnes qui déclarent avaler de l'eau et du volume d'eau avalé par rapport aux activités de contact primaire. L'exposition est donc plus faible. Si l'on souhaite établir un seuil d'indicateur de contamination fécale pour la pratique d'activités de contact secondaire, un multiplicateur direct peut être appliqué aux BAV en fonction de la différence

entre les volumes d'eau ingérés par type de contact (primaire ou secondaire). La décision d'appliquer un multiplicateur relève de l'autorité responsable, mais il est suggéré que sa valeur soit comprise entre 3 et 8, selon les études disponibles. Le choix du multiplicateur dépendra des sources de contamination fécale dans les zones récréatives.

### **B.2.3 Justification du changement d'approche**

Depuis la publication des recommandations de 2012, des recherches ont analysé les risques pour la santé humaine liés aux activités de contact secondaire et ont fourni des données sur la différence d'exposition entre les activités de contact primaire et de contact secondaire. De plus, il a été établi que les zones récréatives qui ne sont pas touchées par des matières fécales d'humains ou de ruminants – comme celles où seuls les animaux sauvages ou les oiseaux ont une incidence – peuvent contenir moins d'agents pathogènes pour l'humain, si bien que l'adaptation des valeurs recommandées pourrait s'avérer judicieuse dans ces zones. En fonction de ces deux avancées, un multiplicateur universel unique et une gamme de multiplicateurs ont été envisagés. Il a été déterminé qu'un multiplicateur fixe, appliqué à toutes les zones de loisirs, serait trop restrictif, car les considérations propres au site ne seraient pas prises en compte. C'est pourquoi un éventail de multiplicateurs potentiels est fourni. Les autorités responsables pourront s'y reporter afin d'établir des seuils recommandés pour les activités de contact secondaire, en tenant compte à la fois des risques pour la santé (en fonction des particularités du site) et des bienfaits découlant de la pratique d'activités récréatives dans les plans d'eau, notamment l'activité physique et le plaisir.

