



Health
Canada

Santé
Canada

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

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

Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada

Document technique

Agents pathogènes microbiologiques et dangers biologiques

Pour consultation publique

Fin de la période de consultation :
2 novembre 2022

Canada

Objectif de la consultation

Le présent document technique évalue l'information disponible sur les agents pathogènes microbiologiques et les dangers biologiques dans les eaux utilisées à des fins récréatives dans le but de fournir aux organismes de réglementation et aux décideurs des conseils sur ces sujets. Le but de la consultation est d'obtenir des commentaires sur le document de conseils proposé.

Le document a été révisé par des spécialistes externes et modifié par la suite. Nous sollicitons maintenant les commentaires du public. Ce document fera l'objet d'une consultation publique d'une durée de 60 jours.

Les commentaires, avec justification pertinente le cas échéant, peuvent être envoyés à Santé Canada par courrier électronique à l'adresse water-eau@hc-sc.gc.ca

Tous les commentaires doivent nous parvenir avant le 2 novembre 2022. Les commentaires reçus dans le cadre de la consultation seront transmis, avec le nom et l'affiliation de leurs auteurs, au Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux à usage récréatif. Les personnes qui ne souhaitent pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués au groupe de travail doivent joindre à leurs commentaires une déclaration à cet effet.

Il est à noter que le présent document technique sera révisé après l'analyse des commentaires reçus et que, s'il y a lieu, les recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives seront mises à jour. Il devrait donc être considéré uniquement comme une ébauche aux fins de consultation.

Table des matières

Objectif de la consultation	ii
Avant-propos.....	1
Gestion des agents pathogènes microbiologiques et des dangers biologiques dans les eaux utilisées à des fins récréatives.....	1
1.0 Valeurs de recommandation et leur application.....	2
2.0 Microorganismes pathogènes	3
2.1 Bactéries entériques pathogènes.....	4
2.1.1 <i>Campylobacter</i>	4
2.1.2 <i>E. coli</i> pathogènes/ <i>Shigella</i>	5
2.1.3 <i>Salmonella</i>	7
2.2 Bactéries pathogènes d'origine naturelle	9
2.2.1 <i>Legionella</i>	9
2.2.2 Mycobactéries	10
2.2.3 <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	11
2.2.4 <i>Aeromonas</i>	12
2.3 Autres bactéries pathogènes	13
2.3.1 <i>Leptospira</i>	14
2.3.2 <i>Staphylococcus aureus</i>	15
2.4 Virus entériques pathogènes	16
2.4.1 Norovirus	18
2.4.2 Entérovirus	18
2.4.3 Rota virus	19
2.4.4 Adénovirus	20
2.4.5 Virus des hépatites	20
2.4.6 Astrovirus	21
2.5 Protozoaires entériques pathogènes	21
2.5.1 <i>Giardia</i>	22
2.5.2 <i>Cryptosporidium</i>	23
2.5.3 Autres protozoaires entériques potentiellement préoccupants	24
2.6 Protozoaires libres	25

2.6.1 <i>Naegleria fowleri</i>	25
2.6.2 <i>Acanthamoeba</i>	26
3.0 Autres dangers biologiques	27
3.1 Schistosomes à l'origine de la dermatite du baigneur	28
3.1.1 Gestion des risques sanitaires liés aux schistosomes	29
3.2 Plantes vasculaires aquatiques et algues	30
3.2.1 Gestion des risques sanitaires	31
3.3 Autres organismes.....	32
Documents de référence.....	33
Annexe A Liste des abréviations	53

Agents pathogènes microbiologiques et dangers biologiques

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. Il s'agit notamment de documents techniques sur la compréhension et la gestion des eaux récréatives, les organismes indicateurs de contamination fécale, les méthodes microbiologiques de surveillance de la contamination fécale, les cyanobactéries et leurs toxines, les caractéristiques physiques, esthétiques et chimiques, ainsi que les agents pathogènes microbiologiques et les autres dangers biologiques. Ces documents fournissent des valeurs indicatives pour des paramètres précis utilisés pour surveiller les dangers liés à la qualité de l'eau, et ils recommandent des stratégies de surveillance et de gestion des risques fondées sur des données scientifiques. Par eaux utilisées à des fins récréatives, on entend les plans d'eaux douces, marines ou estuariennes naturelles utilisés à de telles fins. Cela comprend donc les lacs, les rivières et les ouvrages (p. ex. les carrières, les lacs artificiels) qui sont remplis d'eaux naturelles non traitées. Les divers ordres de gouvernement peuvent choisir d'appliquer ces recommandations aux eaux naturelles qui font l'objet d'un traitement limité (p. ex. l'application à court terme d'un désinfectant pour une manifestation sportive), bien que l'application des recommandations dans ces scénarios doive se faire avec prudence, car la désinfection élimine plus facilement les organismes indicateurs que d'autres microorganismes pathogènes (comme les protozoaires pathogènes). 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 entraînant un contact primaire (p. ex. la natation, la baignade, le pataugeage, la planche à voile et le ski nautique) et les activités entraînant un contact secondaire (p. ex. le canot ou la pêche).

Chaque document technique s'appuie sur des recherches scientifiques en cours et publiées concernant les effets sur la santé, les effets esthétiques et les considérations relatives à la gestion des plages. La qualité des eaux utilisées à des fins récréatives relève généralement de la compétence des provinces et des territoires et, par conséquent, les politiques et les décisions de gestion peuvent varier d'un gouvernement à l'autre. Les documents techniques servent à guider les décisions des autorités responsables de la gestion des eaux utilisées à des fins récréatives.

Pour obtenir la 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* sur le site Web de Santé Canada (en cours de publication-c).

Gestion des agents pathogènes microbiologiques et des dangers biologiques dans les eaux utilisées à des fins récréatives

Le présent document décrit les risques potentiels pour la santé découlant de l'exposition à des microorganismes pathogènes et à d'autres dangers biologiques associés aux eaux utilisées à des fins récréatives. Le but est de fournir des renseignements généraux aux personnes intéressées par la qualité et la salubrité des eaux utilisées à des fins récréatives. La meilleure stratégie de protection de la santé publique contre ces dangers consiste en la mise en œuvre d'une approche

de gestion préventive des risques axée sur la détermination et la maîtrise des dangers liés à la qualité de l'eau et des risques connexes avant que l'usager n'entre en contact avec les eaux récréatives. Cette approche consiste en un système intégré de procédures, de mesures et d'outils qui s'appliquent à tous les domaines de gestion relevés (p. ex. protection des sources, surveillance, contrôle des dangers, communication, consultation) visant à réduire le risque d'exposition humaine aux dangers liés à la qualité des eaux récréatives. De plus amples renseignements sur la gestion des risques associés aux eaux utilisées à des fins récréatives se trouvent dans le document technique *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, en cours de publication-d).

1.0 Valeurs de recommandation et leur application

Aucune valeur de recommandation n'a été établie pour les agents pathogènes microbiologiques ou les autres dangers biologiques décrits dans ce document. Une approche de gestion préventive des risques qui intègre des procédures, des mesures et des outils visant à réduire collectivement le risque d'exposition humaine à ces dangers constitue l'approche privilégiée pour assurer la protection de la santé publique. De plus amples renseignements sur cette approche se trouvent dans le document technique *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, en cours de publication-d).

La détection des microorganismes pathogènes dans les eaux récréatives présente actuellement des défis trop grands pour qu'on puisse recommander qu'elle fasse partie d'un programme de surveillance régulière. Les analyses visant à détecter la présence d'agents pathogènes ou de dangers biologiques dans les eaux utilisées à des fins récréatives ne doivent être effectuées que lorsqu'il existe des preuves épidémiologiques ou d'autres types de preuves (p.-e. des signes visibles de détérioration de la qualité de l'eau) suggérant que cela est nécessaire. Aux fins de la protection de la santé publique et dans le cadre d'une approche de gestion des risques, les eaux récréatives font plutôt l'objet d'une surveillance des indicateurs fécaux (p. ex. *Escherichia coli*, entérocoques), puisque ceux-ci indiquent une possible pollution fécale et un risque potentiellement élevé associé aux agents pathogènes entériques. Des valeurs de recommandation ont été établies pour *Escherichia coli* (*E. coli*) et les entérocoques. Même si des concentrations d'*E. coli* et d'entérocoques inférieures aux valeurs de recommandation indiquent un niveau de risque acceptable, cela ne signifie pas pour autant que tous les microorganismes pathogènes sont absents. D'autres renseignements sur les indicateurs de contamination fécale figurent dans le document technique sur les indicateurs fécaux (Santé Canada, en cours de publication-b). Les agents pathogènes non entériques (p. ex. microorganismes naturellement présents ou libres) n'ont aucun lien avec la contamination fécale. Les organismes indicateurs de contamination fécale ne sont donc pas liés à la présence des agents pathogènes non entériques. On estime que les agents pathogènes fécaux présentent un risque plus élevé que les agents pathogènes non entériques dans les eaux récréatives.

En règle générale, les zones utilisées aux fins des loisirs aquatiques devraient autant que possible rester exemptes de ces microorganismes pathogènes et des autres dangers biologiques. La pratique d'activités récréatives, notamment la natation, le barbotage et toute autre activité aquatique, comportera toujours un certain degré de risque. 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. Les activités récréatives de contact primaire ne devraient pas avoir lieu dans les eaux où les autorités responsables estiment que la présence de microorganismes pathogènes et d'autres dangers biologiques constitue un risque inacceptable pour la santé et la sécurité.

Le présent guide technique vise à fournir aux autorités de réglementation et de gestion des renseignements sur certains agents pathogènes microbiologiques et dangers biologiques qui peuvent exister dans les milieux aquatiques récréatifs au Canada. Il est fondé sur les connaissances actuelles. Toutefois, la détection et la caractérisation d'agents pathogènes connus ou émergents sont des domaines qui évoluent rapidement. La liste des agents pathogènes présentée ne se veut pas exhaustive; les autorités responsables pourraient vouloir fournir des renseignements sur d'autres organismes en fonction des intérêts régionaux. Les agents pathogènes répertoriés ne sont pas présents dans tous les milieux récréatifs ni de façon continue. Dans la plupart des milieux de loisirs, la qualité de l'eau varie d'une journée à l'autre, mais également au cours d'une journée donnée. Ce document ne contient pas de renseignements sur les cyanobactéries (aussi appelées algues bleu-vert), mais on les trouvera dans le document *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Les cyanobactéries et leurs toxines* (Santé Canada, 2022b). Des renseignements supplémentaires sur bon nombre de ces organismes se trouvent également dans les documents techniques des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (Santé Canada, 2019a, 2019b, 2022a).

2.0 Microorganismes pathogènes

De nombreux microorganismes pathogènes peuvent être présents dans des milieux récréatifs. Les trois principaux types sont les bactéries, les virus et les protozoaires. La présence de nombre d'entre eux résulte de la contamination des eaux par des déchets humains ou animaux, tandis que d'autres sont des microorganismes libres naturellement présents dans les milieux aquatiques à vocation récréative. Les champignons constituent un quatrième type qui peut être préoccupant sur certaines plages, particulièrement pour le sable des plages. Il convient toutefois de noter que les recherches visant à caractériser les risques potentiels liés aux champignons se poursuivent.

On considère que les agents pathogènes entériques présentent le risque de maladie infectieuse le plus élevé pour la santé humaine découlant d'une exposition à des eaux récréatives. Ils s'y introduisent principalement par les déchets contaminés par des eaux usées (OMS, 2021). Les sources ponctuelles de pollution telles que les déversements d'eaux municipales ou les trop-pleins d'égout unitaire sont les principales sources de contamination par les eaux usées. Les sources non ponctuelles susceptibles de contribuer aux charges fécales des eaux environnementales sont les collecteurs d'eaux pluviales, les déversoirs (qui captent les eaux de ruissellement provenant des zones urbaines et rurales) ainsi que les fosses septiques défectueuses ou mal conçues. Les baigneurs eux-mêmes, en particulier les jeunes enfants, peuvent constituer une source de contamination par leurs selles ou le rejet accidentel de matières fécales. Les déchets animaux, qui peuvent contenir de nombreux pathogènes bactériens et protozoaires, ne

posent qu'un faible risque de transmission des virus à l'humain (Cliver et Moe, 2004; Percival et coll., 2004; Wong et coll., 2012; Santé Canada, 2019a).

2.1 Bactéries entériques pathogènes

La présence de bactéries entériques pathogènes dans les eaux récréatives résulte de la contamination de celles-ci par des déchets fécaux d'origine humaine ou animale. La transmission intervient par la voie oro-fécale, à la suite de l'ingestion accidentelle d'eau contaminée. Les symptômes gastro-intestinaux comptent parmi les manifestations morbides les plus communes en cas d'infection par des bactéries entériques pathogènes, bien que certains agents pathogènes puissent provoquer des maladies ayant des conséquences plus graves. *E. coli* et les entérococques sont les principaux organismes indicateurs utilisés pour déterminer le risque potentiel de maladie entérique (Santé Canada, en cours de publication-b) causée par les bactéries entériques pathogènes.

2.1.1 *Campylobacter*

Les bactéries du genre *Campylobacter* sont des bactéries à Gram négatif, mobiles, asporulées, en forme de bâtonnet incurvé, spiralé ou en forme de S. Ce sont des organismes thermophiles (leurs conditions idéales de croissance se situent à 42 °C et ils ne peuvent se développer en dessous de 30 °C) et microaérophiles (c.-à-d. qu'ils survivent le plus facilement dans des conditions partiellement anaérobies). Le genre *Campylobacter* (classe : *Epsilonproteobacteria*) compte plus de 30 espèces (LPSN, 2019); toutefois, *C. jejuni* et *C. coli* sont celles qui sont principalement préoccupantes pour la santé humaine en milieu aquatique.

Les *Campylobacter* sont majoritairement considérés comme des agents zoopathogènes (Fricker, 2006), mais peuvent aussi être transmis par des matières fécales humaines. Ils font partie de la flore intestinale normale d'un vaste éventail d'animaux domestiques (volaille, bovins, ovins, animaux de compagnie) et sauvages, en particulier les oiseaux aquatiques (Moore et coll., 2002; Pond, 2005; Fricker, 2006; Wagenaar et coll., 2015; Backert et coll., 2017). Parmi les sources importantes de contamination fécale, citons les eaux de ruissellement de surface contaminées par des déchets d'élevage ou des excréments d'animaux sauvages (p. ex. les oiseaux aquatiques), les déjections directes des oiseaux sauvages aquatiques (p. ex. les mouettes et goélands et les oies et bernaches) qui passent la nuit sur les plans d'eau, et les eaux usées de source humaine.

Les symptômes de l'entérite à *Campylobacter* comprennent des débâcles diarrhéiques aqueuses (sanglantes ou non), des crampes, des douleurs abdominales, des frissons et de la fièvre. La période d'incubation est habituellement d'un à cinq jours. En règle générale, la maladie évolue spontanément vers la guérison; il faut compter une dizaine de jours avant le rétablissement (Backert et coll., 2017). Des infections asymptomatiques (celles pour lesquelles il n'y a aucune manifestation de la maladie) par *Campylobacter* spp. sont également possibles (Percival et Williams, 2014b). L'information sur la relation dose-réponse concernant l'infection et la maladie causées par *Campylobacter* n'est pas entièrement comprise (Teunis et coll., 2005; 2018). Une forte probabilité d'infection et de maladie a été observée à des doses de 500 à 800 cellules de *C. jejuni* dans une étude sur l'alimentation humaine (Medema et coll., 1996). Des renseignements provenant d'une éclosion d'origine alimentaire semblent indiquer que la dose infectieuse pourrait être encore plus faible pour certaines souches ou pour les enfants (Teunis et

coll., 2005; 2018). Certaines infections graves peuvent conduire à l'hospitalisation et mettre la vie en danger, mais les décès sont rares et se limitent généralement aux nourrissons, aux personnes âgées ou aux sujets atteints d'autres maladies sous-jacentes (Pond, 2005).

Certaines complications postérieures à l'infection ont été associées à l'entérite à *Campylobacter*, notamment le syndrome de Guillain-Barré et l'arthrite réactionnelle; il s'agit cependant de cas jugés rares. Les données probantes suggèrent également que l'infection à *Campylobacter* pourrait être associée au développement de maladies inflammatoires de l'intestin comme la maladie de Crohn, la colite ulcéreuse et le syndrome du côlon irritable (Backert et coll., 2017; Huang et coll., 2015).

Bien que les *Campylobacter* spp. aient été fréquemment isolés dans les eaux de surface en Amérique du Nord (Hellein et coll., 2011; Khan et coll., 2013 a, 2013b; Oster et coll., 2014; Guy et coll., 2018), il n'y a eu quasiment aucune éclosion de maladies qui leur soit associée du fait d'activités menées dans des eaux récréatives. Entre 2000 et 2014, les *Campylobacter* spp. ont été désignés comme l'unique agent causal d'une éclosion de gastro-entérite survenue dans des eaux récréatives aux États-Unis, ainsi que d'une éclosion au cours de laquelle plusieurs agents pathogènes avaient été mis en cause (Graciaa et coll., 2018). Des flambées ont également été liées à de l'eau potable (Santé Canada, 2022). Aucune éclosion de campylobactériose n'a été enregistrée au Canada lié aux eaux à vocation récréative. Au Canada et à l'étranger, les cas de campylobactériose sont surtout sporadiques, la plupart des maladies étant liées à la consommation d'aliments contaminés (Huang et coll., 2015; Wagenaar et coll., 2015; Pintar et coll., 2017). Toutefois, le contact avec l'eau dans un contexte récréatif est un risque d'exposition potentiel (Denno et coll., 2009; Pintar et coll., 2017; Ravel et coll., 2017)) et a été associé à des cas sporadiques à l'échelle internationale (Schönberg-Norio et coll., 2004).

2.1.2 *E. coli* pathogènes/*Shigella*

Les bactéries *E. coli* (genre *Escherichia*; famille : *Enterobacteriaceae*; classe : *Gammaproteobacteria*) sont des bactéries à Gram négatif, mobiles ou non, anaérobies facultatives, asporulées et en forme de bâtonnet qui sont naturellement présentes dans l'intestin des humains et des animaux. Elles peuvent se développer dans un grand intervalle de températures (entre 7 et 45 °C), la température optimale de croissance étant de 37 °C (Ishii et Sadowsky, 2008; Percival et Williams, 2014c). La grande majorité des souches d'*E. coli* est sans danger. En revanche, quelques sérotypes ou souches sont dotés de facteurs de virulence qui en font des agents pathogènes pour l'humain. Les souches entériques pathogènes se divisent en six groupes en fonction de leurs caractéristiques sérologiques ou de virulence : les *E. coli* entérohémorragiques (ECEH), les *E. coli* entérotoxinogènes (ECET), les *E. coli* entéroinvasives (ECEI), les *E. coli* entéropathogènes (ECEP), les *E. coli* entéroagrégatives (ECEA) et les *E. coli* à adhésion diffuse (ECAD) (Croxen et coll., 2013; Percival et Williams, 2014c). Certaines souches d'*E. coli*, comme les *E. coli* uropathogènes (ECUP), sont également responsables d'infections extra-intestinales (Abe et coll., 2008).

Des analyses poussées par typage et séquençage moléculaire ont démontré que les bactéries du genre *Shigella* faisaient également partie du pathotype ECEI (Croxen et coll., 2013; Robins-Browne et coll., 2016). Le genre *Shigella* et la shigellose (soit la maladie causée par les *Shigella* spp.) sont encore nommés ainsi pour des raisons historiques (Croxen et coll., 2013). Le genre *Shigella* compte quatre espèces : *S. sonnei* (1 sérotype), *S. flexneri* (6 sérotypes), *S. boydii*

(15 sérotypes) et *S. dysenteriae* (10 sérotypes connus). Deux espèces, *S. sonnei* et *S. flexneri*, sont responsables de la grande majorité des maladies provoquées par les *Shigella* en Amérique du Nord (CDC, 2005a), représentant 95 % des cas de *Shigella* signalés au Canada (gouvernement du Canada, 2020). Les autres espèces de *Shigella* sont peu fréquentes, tout en restant d'importantes causes de morbidité dans les pays en développement (CDC, 2005a).

Les principales sources d'*E. coli* pathogène varient d'un groupe d'*E. coli* à l'autre. Les ECEH sont des agents pathogènes zoonotiques, et les bovins sont considérés comme le principal réservoir de ces microorganismes, les déchets d'origine humaine étant également reconnus comme une source importante (Croxen et coll., 2013; Percival et Williams, 2014c). Quant aux autres grands groupes d'*E. coli* pathogènes, dont *Shigella*, les eaux usées domestiques constituent la principale source de contamination. Dans les eaux récréatives, les sources d'eaux usées domestiques peuvent comprendre des sources évidentes comme les rejets d'eaux usées municipales, de même que des sources moins évidentes comme les déjections des baigneurs infectés (Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998). Comme les ECEH sont des agents pathogènes zoonotiques, les eaux de ruissellement de surface contaminées par des déchets d'élevage sont une source importante de contamination fécale. Les souches d'*E. coli* liées à des infections extra-intestinales sont habituellement celles qui font partie de la flore commensale des intestins des humains, mais qui ont des effets indésirables sur la santé lorsqu'elles se retrouvent ailleurs que dans le système intestinal, par exemple, les voies urinaires (Shah, 2019).

Les *E. coli* pathogènes entériques et les *Shigella* provoquent des maladies moyennement graves et spontanément résolutives à graves et potentiellement mortelles, selon le groupe et la souche incriminés. Le premier symptôme est une diarrhée aqueuse ou sanguine, accompagnée de douleurs abdominales et de fièvre. La période d'incubation est d'un à trois jours, tandis que l'infection peut durer d'une à deux semaines (Percival et Williams, 2014c, 2014g). Dans la plupart des cas, les infections diarrhéiques sont spontanément résolutives. Le traitement consiste habituellement en une réhydratation par voie orale, pour préserver l'équilibre des liquides et des électrolytes. Dans certains cas, les personnes peuvent devenir des porteurs asymptomatiques capables d'éliminer les microorganismes dans leurs matières fécales durant des semaines, voire des mois, après l'infection (Croxen et coll., 2013; Percival et Williams, 2014c, 2014g). Les souches d'*E. coli* extra-intestinales, comme les ECUP, sont associées aux infections urinaires.

Certaines infections peuvent évoluer vers des affections plus graves et potentiellement mortelles. Le sérotype 1 de *S. dysenteriae*, qui produit des shigatoxines, est une cause majeure de dysenterie dans les pays en développement, mais rare en Amérique du Nord. La souche ECEH (synonymes : *Escherichia coli* productrice de shigatoxines et *Escherichia coli* vérotoxinogène) est aussi capable de produire des toxines de type Shiga semblables à celles produites par *S. dysenteriae*. La souche *E. coli* O157:H7 est le sérotype d'ECEH le plus répandu. Les infections à ECEH provoquent des colites hémorragiques, caractérisées par des diarrhées très sanguines, de fortes crampes et douleurs abdominales, et une absence fréquente de fièvre. On estime que 4 à 17 % de tous les cas d'infection à ECEH peuvent évoluer vers ce qu'on appelle un syndrome hémolytique et urémique (SHU), une affection potentiellement mortelle qui se traduit par une destruction massive des globules rouges et une insuffisance rénale (Croxen et coll., 2013; Keithlin et coll., 2014). Les enfants, les personnes âgées et les personnes immunodéprimées présentent un risque accru de développer un SHU.

La dose d'*E. coli* pathogènes/*Shigella* nécessaire pour provoquer une infection est estimée à moins de 100 à 1 000 organismes pour les ECEH et les ECEI/*Shigella* à plus d'un million à 10 milliards d'organismes pour les autres groupes (Kothary et Babu, 2001; Croxen et coll., 2013; Percival et Williams, 2014c, 2014g).

Les ECEH et les *Shigella* figurent parmi les principales causes de maladies gastro-intestinales bactériennes au Canada, aux États-Unis et en Europe et découlent souvent d'expositions liées à des aliments ou à des voyages en Amérique Nord (Santé Canada, 2022a). Ces microorganismes font également partie du groupe des *E. coli* pathogènes/*Shigella* le plus souvent mis en cause dans les maladies associées aux eaux récréatives. Selon des données de surveillance publiées par les Centers for Disease Control and Prevention (CDC) des États-Unis pour la période de 2000 à 2014, les *E. coli* pathogènes étaient associées à 14 % (19 cas sur 140) et les *Shigella* à 10 % (14 cas sur 140) du nombre total d'éclosions de maladies gastro-intestinales signalées relativement aux eaux naturelles (Graciaa et coll., 2018; CDC, 2020). Des flambées ont également été liées à de l'eau potable (Santé Canada, 2022). La majorité des éclosions attribuables à *E. coli* ont été causées par *E. coli* O157:H7. La majorité des éclosions à *Shigella* ont été liées à *S. sonnei*.

Au Canada, très peu d'éclosions à *E. coli*/*Shigella* associées des eaux récréatives ont été enregistrées jusqu'à présent. En août 2001, une éclosion de maladie due à *E. coli* O157:H7 a frappé quatre enfants qui s'étaient baignés à une plage publique de Montréal (Bruneau et coll., 2004). Il a été établi que les échantillons d'eau prélevés toutes les semaines à l'époque de l'éclosion entraient dans les limites définies par la province de Québec pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. On a avancé que la transmission de ces organismes a pu être favorisée par le nombre important de baigneurs et la faible profondeur de l'eau dans la zone de baignade. Plus récemment, en septembre 2020, sept cas confirmés d'infection à *E. coli* étaient liés à une zone de baignade d'une aire de conservation. La plupart des cas ont été signalés chez des personnes de moins de 12 ans (Ville de Hamilton, 2020).

2.1.3 *Salmonella*

Les bactéries du genre *Salmonella* sont des bactéries à Gram négatif, anaérobies facultatives, mobiles, asporulées et en forme de bâtonnet qui se développent à des températures variant de 5 à 47 °C, la température optimale se situant entre 35 et 37 °C (Graziani et coll., 2017). Le genre *Salmonella* (famille : *Enterobacteriaceae*; classe : *Gammaproteobacteria*) comporte deux espèces : *S. enterica* et *S. bongori* (Percival et coll., 2004). *S. enterica* se divise à son tour en six sous-espèces (*S. enterica* subsp.), à savoir *enterica*, *salamae*, *arizonae*, *diarizonae*, *houtenae* et *indica*, et regroupe plus de 2 500 sérotypes (Percival et Williams, 2014f; Andino et Hanning, 2015). La plupart des sérotypes rencontrés dans les cas de gastro-entérite chez l'humain appartiennent à la sous-espèce *S. enterica* subsp. *enterica* (Lightfoot, 2004). Lorsqu'on fait référence à *Salmonella*, il est courant d'utiliser le nom du sérotype au lieu du nom de l'espèce. On utilisera donc *S. enterica* sérotype Enterididis plutôt que *S. enterica* subsp. *enterica* sérovar Enterididis.

Les bactéries *Salmonella* qui sont importantes pour la santé humaine sont réparties en deux groupes principaux selon le type de maladie qu'elles causent. Les *Salmonella* typhoïdiques (*S. enterica* sérotype Typhi et *S. enterica* sérotype Paratyphi) sont les agents responsables de la fièvre entérique, une maladie grave et potentiellement mortelle (Sanchez-Vargas et coll., 2011).

Les humains constituent le seul réservoir connu de sérotypes de *Salmonella* typhoïdiques (Percival et Williams, 2014f). Les *Salmonella* non typhoïdiques sont un grand groupe qui comporte tous les autres sérotypes de *S. enterica* pouvant entraîner des maladies gastro-intestinales de gravité variable (Sanchez-Vargas et coll., 2011). Les *Salmonella* non typhoïdiques sont considérées comme des agents zoopathogènes. Les réservoirs de ces bactéries sont notamment la volaille, les porcins, les oiseaux, les bovins, les rongeurs, les tortues, les chiens et les chats (Percival et coll., 2004; Graziani et coll., 2017). Les humains en convalescence peuvent également constituer une source de *Salmonella*, et des infections asymptomatiques sont également possibles.

La gastro-entérite est de loin le type de maladie le plus fréquemment associé à *Salmonella*. Les principaux symptômes des infections à *Salmonella* non typhoïdiques sont des diarrhées légères à graves, des nausées et des vomissements. Ils apparaissent généralement entre 12 et 72 heures après l'infection, voire plus rapidement en cas d'ingestion d'un grand nombre de cellules (Percival et Williams, 2014f). La maladie est généralement bénigne et spontanément résolutive, d'une durée moyenne de quatre à sept jours. Toutefois, des complications de longue durée (arthrite réactionnelle, syndrome du côlon irritable) peuvent survenir dans environ 3 à 6 % des cas (Keithlin et coll., 2015). Le traitement des infections à *Salmonella* non typhoïdiques consiste à remplacer les liquides et électrolytes perdus; des antibiotiques peuvent être prescrits, mais seulement dans les cas graves. Certaines souches de *Salmonella* présentent une résistance aux antibiotiques. L'Agence de la santé publique du Canada, les CDC des États-Unis et l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) ont catégorisé les *Salmonella* non typhoïdiques résistantes à la ciprofloxacine, à la ceftriaxone ou à plusieurs classes (soit plus de trois) de médicaments comme des menaces à la santé publique présentant une importance grave à critique (CDC 2013a; OMS, 2017, ASPC, 2018). D'après des études sur l'infectivité des *Salmonella*, la dose médiane pour les espèces non typhoïdiques pourrait varier entre moins de 100 organismes et un maximum de 100 000 à 10 milliards d'organismes (Hunter, 1997; Pond, 2005; Kothary et Babu, 2001).

La fièvre entérique (fièvre typhoïde ou paratyphoïde) est une forme plus grave, et souvent mortelle, de salmonellose causée par *S. Typhi* et *S. Paratyphi*. Elle se manifeste par de fortes fièvres prolongées, des vomissements, des maux de tête et de nombreuses complications potentiellement mortelles (Sanchez-Vargas et coll., 2011). Les éclosions de fièvre entérique d'origine hydrique sont plus fréquentes dans les pays en développement où l'entassement des lieux de vie et le manque d'hygiène prévalent et elles sont souvent associées au traitement insuffisant des approvisionnements en eau potable. Les cas sont rares en Amérique du Nord.

Les *Salmonella* sont la deuxième cause de maladies gastro-intestinales bactériennes au Canada, où la plupart des cas sont essentiellement sporadiques ou associés à la consommation d'aliments contaminés (Santé Canada, 2022). Bien que les *Salmonella* soient assez fréquemment détectées dans les eaux de surface (Levantesi et coll., 2012; Jokinen et coll., 2015; Kadykalo et coll., 2020), selon les données de surveillance des CDC des États-Unis pour les années 1992-2014, les *Salmonella* n'ont jamais été citées comme agent causal des éclosions de gastro-entérite d'origine hydrique signalées pendant cette période (Garcia et coll., 2018; CDC, 2020). Au Canada, aucune éclosion morbide due aux *Salmonella* dans les eaux récréatives canadiennes n'a été documentée.

2.2 Bactéries pathogènes d'origine naturelle

Les bactéries pathogènes d'origine naturelle sont des microorganismes libres naturellement présents dans les milieux aquatiques. Contrairement aux agents pathogènes entériques, ces bactéries peuvent survivre dans le milieu naturel dans des conditions favorables. Si ces organismes sont présents en nombre suffisant dans un plan d'eau, ils peuvent être transmis aux humains par inhalation, ingestion ou contact direct du corps avec l'eau, selon l'organisme. Les bactéries pathogènes d'origine naturelle sont diverses et provoquent toute une série de maladies, notamment des maladies gastro-intestinales et respiratoires et des infections des yeux, des oreilles ou de la peau. Comme il ne s'agit pas d'agents pathogènes entériques, il ne faut pas s'attendre à une bonne corrélation entre la présence des indicateurs fécaux et la leur. On ne connaît aucun indicateur microbiologique pour ces agents pathogènes.

2.2.1 *Legionella*

Les bactéries du genre *Legionella* sont des bactéries à Gram négatif, thermotolérantes, mobiles, de petite taille et en forme de bâtonnet qui ont des besoins nutritionnels stricts quand elles sont cultivées en laboratoire. Le genre *Legionella* (famille : *Legionellaceae*; classe : *Gammaproteobacteria*) compte 61 espèces et trois sous-espèces (LPSN, 2019). *L. pneumophila* (sérotype 1) est l'espèce la plus fréquemment associée à des maladies chez l'humain (légionellose). Toutes les espèces de *Legionella* sont soupçonnées de pouvoir provoquer la maladie, et au moins 30 des espèces identifiées ont été mises en cause dans des maladies chez l'humain (Hall, 2006).

Les bactéries du genre *Legionella* ont deux habitats : un réservoir primaire dans le milieu naturel et un habitat secondaire dans les réseaux conçus pour la distribution de l'eau en eau (NASEM, 2020). Dans le milieu naturel, les *Legionella* sont présentes dans les systèmes d'eau douce. Elles se développent à des températures variant entre 25 et 45 °C (température optimale de 25 à 35 °C), mais peuvent survivre à des températures beaucoup plus élevées (jusqu'à 70 °C) (Allegra et coll., 2008; Cervero-Aragó, 2015; 2019). On peut les isoler dans une large gamme d'habitats d'eau douce, notamment les sédiments, les lacs, les rivières et les mares thermales naturelles à des températures allant jusqu'à 60 °C (Percival et Williams, 2014 d; Burillo et coll., 2017; NASEM, 2020). Le milieu marin ne présente généralement pas les conditions propices à leur croissance. Les protozoaires dulcicoles libres tels que les *Naegleria* ou les *Acanthamoeba* sont des hôtes naturels de *Legionella*. Ils offrent aux bactéries *Legionella* un milieu protecteur contre les conditions hostiles (comme des températures élevées), ainsi qu'une source de nutriments et un moyen de transport (Thomas et Ashbolt, 2011; Bartrand et coll., 2014; Percival et Williams, 2014e; Siddiqui et coll., 2016; NASEM, 2020). Le passage dans les protozoaires libres augmenterait également la virulence des microorganismes résistants aux amibes, comme *Legionella* (Visvesvara et coll., 2007; Thomas et Ashbolt, 2011; Chalmers, 2014a). Les matières fécales humaines et animales ne sont pas considérées comme des sources de *Legionella*, bien que ces bactéries puissent être détectées dans les selles de personnes infectées présentant des symptômes diarrhéiques. Les animaux peuvent être infectés par *Legionella*, mais la transmission zoonotique de ces bactéries n'a pas encore été documentée (Surman-Lee et coll., 2007; Edelstein et Roy, 2015).

De manière générale, les *Legionella* sont présentes en faibles quantités dans le milieu aquatique. Une recension des éclosions associées à des eaux récréatives (notamment des eaux

naturelles et des eaux traitées) a permis de conclure que le risque lié aux rivières et aux lacs naturels semble négligeable (Leoni et coll., 2018). Les sources chaudes et autres cuves hydrothermales, du fait de la température élevée de l'eau, offrent des conditions propices à la survie des *Legionella* et ont été liées à des cas de légionellose (Leoni et coll., 2018). Les environnements et réseaux conçus pour la distribution de l'eau (tours de refroidissement, installations de plomberie des bâtiments et des habitations) sont des endroits où, de manière générale, les *Legionella* peuvent atteindre des concentrations importantes, dans les bonnes conditions, ce qui augmente le risque d'exposition et de maladie pour l'humain (NASEM, 2020).

Les *Legionella* sont d'importants agents de deux maladies respiratoires chez l'humain : la maladie du légionnaire et la fièvre de Pontiac. La maladie du légionnaire est une forme d'affection respiratoire plus grave et parfois mortelle, alors que la fièvre de Pontiac est une maladie plus bénigne causant des symptômes pseudo-grippaux mais pas de pneumonie. Des renseignements supplémentaires sur les répercussions de *Legionella* sur la santé figurent dans le document de Santé Canada intitulé *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Conseils sur les agents pathogènes d'origine hydrique* (2022a). Aucun consensus entre spécialistes ne permet d'affirmer qu'il existe un seuil détectable de concentration de *Legionella* en dessous duquel il n'y aurait aucun risque d'infection (NASEM, 2020).

Bien que les espèces de *Legionella* soient considérées comme omniprésentes dans les plans d'eau, aucune éclosion de légionellose n'a été signalée au Canada ou aux États-Unis en raison d'activités pratiquées dans des eaux récréatives naturelles. Cette situation peut s'expliquer par les faibles concentrations observées dans la plupart des eaux naturelles ainsi que par l'absence d'aérosolisation. Tous les cas répertoriés de légionellose résultant d'un contact avec des eaux récréatives concernaient des installations d'eau traitée, comme celles des établissements thermaux (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004; Hlavsa et coll., 2018).

2.2.2 Mycobactéries

Les *Mycobacterium* (classe : *Actinobacteria*) sont des bactéries aérobies à microaérophiles, non mobiles, asporulées, en forme de bâtonnet. Les mycobactéries peuvent se développer à des températures comprises entre 15 et 45 °C (George et coll., 1980; Cangelosi et coll., 2004; Kaur, 2014). Les températures de développement optimales de chaque espèce varient entre 30 et 45 °C (De Groote, 2004; Stinear et coll., 2004), mais ces mycobactéries sont relativement résistantes à la chaleur et capables de survivre à des températures supérieures à 50 °C (Schulze-Robbecke et Buchholtz, 1992; Falkinham, 2016a). La capacité des mycobactéries de causer des maladies humaines varie d'une espèce à l'autre. Certaines sont des agents pathogènes stricts, tandis que d'autres sont non pathogènes ou sont responsables d'infections non opportunistes. Les mycobactéries habituellement isolées de l'environnement sont collectivement désignées sous le terme « mycobactéries non tuberculeuses » (MNT) et sont considérées comme des agents pathogènes opportunistes (Falkinham, 2016a, b). Il faut toutefois distinguer les MNT de *M. tuberculosis* (l'agent responsable de la tuberculose) et de *M. leprae* (l'agent responsable de la lèpre), qui sont des agents pathogènes stricts. *M. tuberculosis* et *M. leprae* ne présentent aucun risque pour les eaux utilisées à des fins récréatives.

Les espèces de MNT les plus couramment décrites comme étant pertinentes pour les expositions aux eaux récréatives appartiennent au complexe *Mycobacterium avium* (*M. avium* et

ses sous-espèces, *M. intracellulare* et *M. chimaera*), qui sont connues pour causer des maladies respiratoires ainsi que *M. marinum* et *M. kansasii*, qui peuvent causer des infections cutanées. Les principales voies d'infection sont l'inhalation de mycobactéries en aérosols et le contact direct avec de l'eau contaminée ou son ingestion (Percival et Williams, 2014e; Falkinham, 2015; Falkinham et coll., 2015). Il existe peu de preuves de la transmission d'une personne à l'autre. La maladie est plus souvent observée chez les personnes présentant des conditions sous-jacentes prédisposant à l'infection (peau écorchée ou traumatisée, système immunitaire affaibli ou immunodéficience). Les doses infectantes des espèces de MNT restent inconnues (Stout et coll., 2016; Hamilton et coll., 2017; Adjemian et coll., 2018).

Les mycobactéries non tuberculeuses sont considérées comme étant omniprésentes dans les eaux naturelles. On peut les trouver dans la quasi-totalité des milieux, notamment les sols, les eaux usées, les lacs, les rivières, les étangs, les cours d'eau, les eaux souterraines et les approvisionnements en eau traitée. Toutefois, on en trouve peu dans les eaux marines (Pond, 2005; LeChevallier, 2006; Falkinham, 2016b; Percival et Williams, 2014e). Les MNT sont capables de survivre et de se développer à l'intérieur de certaines espèces de protozoaires phagocytes, en particulier les membres du genre *Acanthamoeba*, de même que dans des biofilms (Percival et Williams, 2014e).

À l'instar des *Legionella*, les MNT peuvent survivre dans les sources chaudes et autres établissements thermaux en raison des températures élevées de l'eau. Selon une étude japonaise, des *Legionella* et des MNT ont été détectées dans ces milieux (Kobayashi et coll., 2014). Les cas d'exposition aux MNT ont été le plus fortement liés à la fréquentation de piscines et de bains chauds, entraînant généralement des infections de la peau et des tissus mous et des cas de pneumopathie d'hypersensibilité (inflammation des poumons). Bien que les mycobactéries environnementales soient considérées comme omniprésentes dans la plupart des types d'eau, aucune éclosion morbide n'a encore été associée à ces organismes du fait d'un contact avec des eaux naturelles utilisées à des fins récréatives au Canada ou aux États-Unis. On considère comme extrêmement faible le risque, pour une personne saine, de contracter une infection mycobactérienne à la suite d'activités aquatiques pratiquées dans des eaux naturelles récréatives.

2.2.3 *Pseudomonas aeruginosa*

Les *Pseudomonas* spp. sont des bactéries à Gram négatif, mobiles, aérobies strictes, produisant une réaction oxydase positive, asporulées et en forme de bâtonnet légèrement incurvé qui se développent à des températures entre 4 et 42 °C (températures optimales : de 28 à 37 °C) (Moore et coll., 2006; Chakravarty et Anderson, 2015). Le genre *Pseudomonas* (famille : *Pseudomonadaceae*; classe : *Gammaproteobacteria*) compte plus de 200 espèces (LPSN, 2020), *P. aeruginosa* constituant l'espèce la plus préoccupante pour les humains.

P. aeruginosa est largement présente dans le milieu aquatique et peut souvent être isolée dans les eaux douces, l'eau de mer et les sols (Hunter, 1997). On considère que ces bactéries font partie de la flore aquatique naturelle (OMS, 2003). L'organisme a des exigences de croissance minimales et peut proliférer dans des eaux à faible teneur nutritive. *P. aeruginosa* est rarement mise en évidence dans les excréments humains (Geldreich, 2006), mais on la trouve dans les eaux d'égout et les eaux usées (Degnan, 2006). Si les *P. aeruginosa* sont présentes en nombre suffisamment élevé dans les eaux récréatives, elles peuvent être transmises aux humains par

contact corporel direct avec l'eau. L'ingestion n'est pas considérée comme une voie d'infection importante.

P. aeruginosa peut provoquer des infections des voies respiratoires, de la peau, des yeux et des oreilles, ainsi que des éruptions cutanées, ces trois dernières affections étant les plus courantes. Les infections auriculaires se déclarent lorsque *P. aeruginosa* réussit à s'introduire dans l'oreille externe et la coloniser. Quelques jours après la baignade, l'oreille se met à gratter et devient douloureuse, et on peut observer des écoulements de pus. Les irritations cutanées (dermatites) prennent la forme d'éruptions rouges et urticantes qui surviennent entre 18 et 24 heures après le contact avec l'eau. L'infection peut évoluer vers la folliculite (inflammation des follicules pileux de la peau) qui se caractérise par une sensibilité accrue de la zone infectée et la présence de boutons ou de phlyctènes remplis de pus autour des follicules pileux.

Plusieurs études épidémiologiques ont mis en évidence un lien entre la présence de *Pseudomonas* dans les eaux naturelles et l'incidence des infections oculaires et cutanées chez les baigneurs (Seyfried et Cook, 1984; Springer et Shapiro, 1985; Ferley et coll., 1989; Marino et coll., 1995; van Asperen et coll., 1995). Les éclosions de dermatites à *Pseudomonas* ont presque toutes été associées à des installations d'eau traitée comme les bains chauds, les piscines et les baignoires de massage des hôtels et des spas (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004; Hlavsa et coll., 2018). On ne connaît pas la fréquence des infections à *P. aeruginosa* résultant d'un contact avec les eaux récréatives naturelles, car elles sont rarement signalées du fait de leur caractère bénin.

2.2.4 *Aeromonas*

Les *Aeromonas* sont des bactéries à Gram négatif, anaérobies facultatives, asporulées, plus ou moins mobiles, en forme de bâtonnet ou de type cocoïde. Elles partageraient nombre des caractéristiques morphologiques et biochimiques des membres de la famille des Enterobacteriaceae, qui comprend *E. coli*. Le genre *Aeromonas* (famille : *Aeromonadaceae*; classe : *Gammaproteobacteria*) est composé d'environ 30 espèces, mais on continue d'en décrire de nouvelles (Moyer, 2006; US EPA, 2006; Janda et Abbot, 2010; Percival et Williams, 2014a; LPSN, 2019). Les souches associées à des infections humaines se développent optimalement à des températures comprises entre 35 et 37 °C, bien que de nombreuses souches puissent croître entre 4 et 42 °C (Janda et Abbott, 2010; Percival et Williams, 2014a). À ce jour, 14 espèces ont causé des maladies chez l'humain, mais la plupart des infections (85 %) sont provoquées par les souches de quatre espèces : *A. hydrophila*, *A. caviae*, *A. veronii* (biotype sobria) et *A. trota* (Percival et Williams, 2014a; Bhowmick et Battacharjee, 2018).

Les espèces du genre *Aeromonas* sont naturellement présentes dans le milieu aquatique. On les trouve souvent dans les eaux douces, marines et estuariennes, les sédiments, les eaux d'égout et les effluents d'eaux usées. On a également trouvé de grandes concentrations d'aéromonades dans les sables de bas de plage (Khan et coll., 2009). On ne les retrouve pas souvent en d'importantes quantités dans les excréments d'individus sains, toutefois, une certaine proportion de gens pourrait transporter l'organisme dans leurs intestins sans présenter de signes morbides extérieurs. Les aéromonades sont des agents zoopathogènes reconnus ayant été isolés dans l'intestin de nombreuses espèces animales, dont les poissons, les reptiles, les amphibiens, les oiseaux et les animaux d'élevage, avec ou sans signe de maladie (Percival et Williams, 2014a). Leur présence dans les eaux récréatives n'est pas associée à la pollution fécale, car ils

peuvent survivre et se multiplier dans le milieu naturel. Toutefois, ces organismes sont présents en grand nombre dans les eaux usées et des populations importantes peuvent donc être mises en évidence dans les eaux contaminées par des eaux d'égout. Les aéromonades peuvent atteindre des concentrations assez élevées dans les eaux eutrophes (riches en nutriments) (Moyer, 2006). Comme ces organismes se développent optimalement à des températures élevées, leur concentration dans les eaux naturelles est donc maximale durant les saisons chaudes.

Les infections à *Aeromonas* entraînent habituellement des maladies gastro-intestinales et des infections de plaies. La maladie gastro-intestinale est généralement bénigne et autorésolutive, bien que certaines souches soient capables de causer des maladies dysentériiformes ou d'allure cholérique, caractérisées par de fortes crampes abdominales, des vomissements, des diarrhées (y compris des selles sanguinolentes) et de la fièvre (Janda et Abbott, 2010). Les *Aeromonas* sont le plus fréquemment associées aux blessures infectées que les usagers des eaux récréatives présentent parfois. Pour qu'il y ait infection, il faut un traumatisme cutané quelconque, par exemple une plaie ouverte ou une lésion pénétrante. Les blessures infectées sont douloureuses, enflées, rouges, avec des accumulations de fluide autour de la zone infectée. Une cellulite (inflammation grave) est souvent observée avec ces infections, et la septicémie est considérée comme une évolution assez fréquente (Percival et coll., 2004; Janda et Abbott, 2010). Les aéromonades ont souvent été la cause d'infections transmissibles par le sang, lesquelles surviennent la plupart du temps par transfert de bactéries issues du tube digestif ou de plaies infectées. Les symptômes courants associés à ces infections sont la fièvre, la jaunisse, des douleurs abdominales et un choc septique (Janda et Abbott, 2010). Il existe d'autres complications plus rares, à savoir la fasciite nécrosante, la méningite, la pneumonie, la péritonite et l'endocardite (Percival et coll., 2004; Janda et Abbott, 2010; Bhowmick et Battacharjee, 2018).

La dose d'*Aeromonas* spp. nécessaire pour provoquer une infection n'est pas clairement déterminée. La seule étude de provocation accessible a utilisé l'ingestion comme voie d'exposition et a montré que seulement deux des cinq souches provoquaient une infection (14 personnes sur 57) et des diarrhées (2 personnes sur 57) à des concentrations bactériennes élevées (10^4 à 10^{10} d'unités formant colonies) (Morgan et coll., 1985).

En dépit de leur présence généralisée, aucune éclosion de maladies associée aux *Aeromonas* n'a été signalée à la suite d'activités aquatiques dans les eaux récréatives d'Amérique du Nord. Marino et coll. (1995) ont mis en évidence une corrélation positive entre les concentrations d'*A. hydrophila* et les infections cutanées sur deux plages de baignade de Malaga, en Espagne. À l'heure actuelle, aucun élément de preuve ne permet de lier les concentrations d'*Aeromonas* au risque de contracter une gastro-entérite en se baignant. Au Canada, les infections à *Aeromonas* ne font pas partie des maladies à déclaration obligatoire. Il n'existe donc aucune estimation de la fréquence probable des infections à *Aeromonas* par suite d'une exposition à des eaux récréatives au Canada.

2.3 Autres bactéries pathogènes

Outre les bactéries entériques et les bactéries d'origine naturelle, d'autres bactéries pathogènes peuvent s'introduire dans les eaux récréatives par l'urine ou par contamination directe des baigneurs. Si ces organismes sont présents en nombre suffisant dans un plan d'eau, ils peuvent être transmis à l'humain, habituellement par contact direct avec des parties du corps et des muqueuses. Les types de maladies observées varient des blessures infectées à des affections

potentiellement mortelles. Comme il ne s'agit pas de bactéries d'origine fécale, il ne faut pas s'attendre à une bonne corrélation entre la présence des indicateurs fécaux et la leur. À l'heure actuelle, il n'existe aucun indicateur microbiologique reconnu pour ces agents pathogènes.

2.3.1 *Leptospira*

Les *Leptospira* sont des bactéries spiralées ou hélicoïdales. Ce sont des organismes à Gram négatif, aérobies, mobiles, de forme mince et allongée qui peuvent se développer à des températures situées entre 4 et 40 °C (Barragan et coll., 2017). Le genre *Leptospira* (classe : *Spirochaetes*) compte plus de 20 espèces connues, et plus de 200 sérotypes pathogènes ont été décrits. Les formes les plus graves de leptospirose ont été attribuées aux sérovars (synonyme : sérotypes) de *L. interrogans* (Pond, 2005; Wynwood et coll., 2014; Levett, 2015).

Les *Leptospira* se divisent en espèces pathogènes, environnementales non pathogènes (saprophytes) et indéterminées (génétiquement distinctes des espèces pathogènes et saprophytes). Elles sont présentes dans le monde entier et sont majoritairement associées aux environnements d'eau douce. Les leptospires pathogènes sont d'importants agents zoopathogènes transportés dans le tractus urinaire (reins) des animaux infectés et excrétés dans l'urine. Les petits rongeurs, tels que les rats, les souris et les campagnols, sont considérés comme les plus importantes sources de *Leptospira* pathogènes. Les organismes peuvent également être propagés par les animaux domestiques comme les bovins, les porcins, les chiens et les chats, les ovins, les caprins et les chevaux (OMS, 2003; CDC, 2005b; Barragan et coll., 2017). Leur propagation est favorisée en cas de fortes précipitations, du fait du ruissellement des eaux pluviales provenant de sols contaminés vers les eaux de surface (Pond, 2005).

Chez l'humain, l'infection peut survenir suite à un contact direct avec l'urine d'animaux infectés ou par contact indirect avec de l'eau, de la terre ou de la boue contaminée. Les leptospires s'introduisent dans le corps par des lésions ou des écorchures ou par les muqueuses des yeux, du nez ou de la bouche. La période d'incubation chez l'humain est d'environ 10 jours, mais peut varier de 2 à 30 jours (CDC, 2008). Les infections à *Leptospira* peuvent être de diverse gravité, allant de troubles légers de type grippal à une maladie plus grave, et parfois mortelle. La maladie se manifeste tout d'abord par de la fièvre, des frissons, des céphalées, des douleurs musculaires, des vomissements et un rougissement des yeux (ASPC, 2004). En règle générale, les patients se remettent complètement de la forme légère de la maladie, bien que la récupération puisse être longue, durant parfois des mois, voire des années (OMS, 2003). En l'absence de traitement, la maladie peut évoluer vers une forme plus grave, également connue sous le nom de maladie de Weil. Les cas graves de leptospirose peuvent être mortels, la mort survenant par insuffisance rénale, insuffisance cardiorespiratoire ou fortes hémorragies. Les raisons à l'origine de la gravité variée des infections ne sont pas parfaitement comprises; toutefois, on pense que chaque sérovar pathogène est capable de causer la forme bénigne ou la forme grave de la maladie (OMS, 2003). La leptospirose peut être difficile à diagnostiquer, car elle est souvent confondue avec d'autres infections ou troubles ayant des symptômes similaires. De même, il se pourrait que la forme légère ne soit pas toujours déclarée. L'ingestion d'à peine un à dix organismes suffirait à déclencher la maladie chez l'humain (Pond, 2005).

La leptospirose est considérée comme plus préoccupante dans les pays en développement, où les normes en matière de logement et les infrastructures locales inadéquates peuvent entraîner une exposition aux rongeurs qui servent de réservoirs, ainsi que sous les

climats tropicaux. Le contact accidentel avec de l'eau contaminée, entre autres, lors d'activités professionnelles ou récréatives dans des régions endémiques, constitue aussi une source d'exposition (Haake et Levett, 2015). Un examen systématique des maladies d'origine hydrique liées à des phénomènes météorologiques extrêmes dans le monde entier a permis de déterminer que *Leptospira* spp. était l'un des agents pathogènes les plus fréquemment signalés et associés à des voies d'exposition environnementales (p. ex. marche dans des eaux de crue) (Cann et coll., 2013). Cependant, il n'est pas clair si l'une de ces expositions était liée à des activités pratiquées dans des eaux récréatives. Trois éclosions de leptospirose ont été signalées dans les eaux récréatives des États-Unis au cours de la période 1991-2002 (Moore et coll., 1993; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002). Entre 2000 et 2014, les *Leptospira* spp. ont été mises en cause dans six éclosions au États-Unis (Graciaa et coll., 2018). La plupart des éclosions étaient associées à la participation à des courses d'aventure/triathlons ou à une exposition à des eaux frappées par la sécheresse. On ne connaît pas actuellement la prévalence de *Leptospira* dans les eaux canadiennes, la leptospirose ne faisant pas partie des maladies à déclaration obligatoire au Canada. Aucun cas documenté d'infection à *Leptospira* n'a été signalé en rapport avec les activités aquatiques pratiquées dans les eaux récréatives du Canada.

2.3.2 *Staphylococcus aureus*

Les membres du genre *Staphylococcus* (classe : Bacilli) sont des cocci non mobiles à Gram positif. *S. aureus* est considéré comme l'espèce la plus préoccupante du genre pour la santé humaine, et c'est aussi l'espèce la plus préoccupante pour les usagers des eaux récréatives. Cela comprend la souche résistante aux antibiotiques appelée *Staphylococcus aureus* résistant à la méthicilline (SARM). Les infections à SARM sont classées comme des infections à SARM d'origine communautaire ou des infections à SARM nosocomiales, selon l'endroit où l'infection a été contractée. Les infections nosocomiales sont plus fréquentes et ont entraîné des éclosions dans ces établissements (Gouvernement du Canada, 2022c). Les infections à SARM contractées à la suite d'expositions aux eaux utilisées à des fins récréatives seraient classées comme des SARM d'origine communautaire.

S. aureus n'est pas considéré comme naturellement présent dans le milieu aquatique. Ses principaux réservoirs sont la peau, le nez, les oreilles et les muqueuses des animaux à sang chaud. Sa présence dans les eaux récréatives est principalement due à son émission par la bouche, le nez et la gorge des baigneurs et à des foyers infectieux existants (Plano et coll., 2011). Toutefois, l'organisme peut être isolé dans les excréments humains (Percival et coll., 2004). Les eaux usées et les eaux pluviales constituent d'autres sources (Economy et coll., 2019).

Dans les eaux récréatives, *S. aureus* est transmis par contact direct avec des eaux contenant un nombre suffisant d'organismes pour causer une infection. Celle-ci se déclare du fait de coupures ou d'écorchures ou, dans une moindre mesure, par contact avec les yeux et les oreilles. L'organisme peut également se propager d'une personne à l'autre. L'ingestion n'est pas considérée comme une voie d'exposition importante. Des concentrations de quelques centaines de cellules par millilitre pourraient suffire pour que l'infection se déclare sur une peau blessée ou affaiblie (Percival et coll., 2004).

S. aureus est principalement associé à des affections cutanées chez les usagers des eaux récréatives (Charoenca et Fujioka, 1995). Les infections communes sont les coupures et écorchures infectées, les furoncles, les pustules, la dermatite, la folliculite et l'impétigo (OMS,

2006). Dans la plupart des cas, les infections sont purulentes, les symptômes se déclarant souvent 48 heures après le contact. Cet organisme a également été associé aux infections de l'œil, de l'oreille externe et du tractus urinaire (OMS, 2006). Les infections à *S. aureus* peuvent devenir graves ou potentiellement mortelles, surtout lorsqu'elles sont causées par SARM (David et Daum, 2010). SARM a été isolé dans des milieux aquatiques naturels utilisés à des fins récréatives. Même si on a déterminé que jusqu'à 20 % des isolats de *Salmonella* dans les eaux naturelles étaient des SARM (Levin-Edens et coll., 2012), les études indiquent généralement que moins de 5 % des isolats sont résistants à la méthicilline (Goodwin et coll., 2012; Plano et coll., 2013).

Certaines études épidémiologiques ont exploré la possibilité d'utiliser les staphylocoques comme indicateur des effets néfastes des activités récréatives sur la santé. Plusieurs auteurs ont démontré des liens possibles entre les staphylocoques présents dans les eaux récréatives et les maladies gastro-intestinales et affections cutanées chez les nageurs (Seyfried et coll., 1985; Calderon et coll., 1991; Griffith et coll., 2016). Toutefois, cette constatation ne fait pas l'unanimité (Plano et coll., 2013; Griffith et coll., 2016). Un lien a également été établi entre les concentrations de staphylocoques et la densité de baigneurs (Calderon et coll., 1991; Plano et coll., 2013). Aucun lien manifeste n'a été signalé entre les concentrations de staphylocoques et la qualité des eaux récréatives indiquée par la présence d'*E. coli* ou d'entérocoques (Calderon et coll., 1991; Haack et coll., 2013; Fogarty et coll., 2015).

2.4 Virus entériques pathogènes

Les virus, dont la taille varie de 20 à 350 nm, sont beaucoup plus petits que les bactéries. Ils sont constitués d'un noyau d'acide nucléique, composé d'ARN ou d'ADN, entouré d'une capsule protéique externe appelée capsid. Certains virus, dits virus enveloppés, ont aussi une enveloppe de lipoprotéines qui entoure la capsid. Les virus nus (non enveloppés) sont dépourvus de cette enveloppe extérieure. Les virus sont des parasites intracellulaires stricts, ce qui signifie qu'ils doivent infecter une cellule hôte pour se répliquer. S'ils sont incapables de se répliquer en dehors d'un hôte, ils peuvent toutefois persister très longtemps à l'extérieur de ce dernier. La plupart des virus pour lesquels la transmission par l'eau est préoccupante sont des virus nus (non enveloppés), par exemple, des virus entériques. Les virus nus sont plus résistants aux conditions environnementales que les virus enveloppés. Certains virus enveloppés sont excrétés dans les selles (p. ex. les coronavirus, dont SRAS-CoV-2). Toutefois, aucune voie de transmission oro-fécale n'a été documentée, et ils sont donc considérés comme présentant un faible risque de transmission par les milieux aquatiques (La Rosa et coll., 2020).

Les virus entériques—ceux qui infectent le tractus gastro-intestinal des humains et qui sont excrétés dans les selles—pourraient présenter le risque d'infection le plus élevé chez les baigneurs dans les eaux récréatives (Schoen et Ashbolt, 2010; Soller et coll., 2010; Dufour et coll., 2012; McBride et coll., 2013; Eregno et coll., 2016; Vergara et coll., 2016). Les eaux d'égouts urbains, les débordements des égouts unitaires et les fosses septiques, de même que les déjections des baigneurs infectés figurent parmi les sources de virus entériques. On considère que ces virus possèdent une gamme d'hôtes restreinte, ce qui signifie que les virus entériques qui infectent les animaux n'infectent généralement pas les humains, et vice versa. L'exposition aux virus entériques dans les eaux récréatives se fait par la voie oro-fécale, par l'ingestion accidentelle d'eau contaminée. Certains virus, comme les adénovirus, empruntent également

d'autres voies infectieuses, telles que l'inhalation ou le contact avec la muqueuse de l'œil. Les symptômes gastro-intestinaux (nausées, vomissements, diarrhées) comptent parmi les plus fréquents en cas d'infection virale. Certaines infections virales peuvent entraîner des problèmes de santé plus graves, bien ces derniers soient considérées comme beaucoup plus rares. Plus de 200 virus entériques reconnus peuvent être excrétés dans les selles (Haas et coll., 2014), dont 140 sérotypes connus pour causer des infections chez l'humain (AWWA, 1999; Taylor et coll., 2001). Les virus entériques sont excrétés en quantités importantes dans les selles des individus infectés, pouvant atteindre des concentrations allant jusqu'à 10^{10} - 10^{12} particules par gramme d'excrément (Gerba, 2000; Bosch et coll., 2008). Même les individus asymptomatiques peuvent excréter de grandes quantités de virus. La charge virale totale des eaux usées peut être passablement constante; cependant, le type et le nombre des divers virus présents dépendent étroitement de la prévalence des maladies épidémiques et endémiques dans la population qui les excrète. Résultat : la composition virale des eaux usées peut varier de façon considérable et présente souvent de fortes tendances saisonnières (Krikellis et coll., 1985; Tani et coll., 1995; Pina et coll., 1998; Lipp et coll., 2001). On s'attend à ce que la présence de virus dans les eaux de surface varie selon les régions en fonction, notamment, du degré et du type de contamination fécale et des taux d'inactivation dans l'environnement. De nombreuses études ont relevé la présence de virus entériques dans les eaux de surface partout dans le monde, y compris au Canada. On trouvera de plus amples renseignements dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada –Les virus entériques* (Santé Canada, 2019a).

Les virus entériques le plus souvent associés aux maladies d'origine hydrique, entre autres les norovirus, les entérovirus, les rotavirus, les adénovirus et le virus de l'hépatite A, ont été détectés dans les eaux marines et dans les eaux douces utilisées à des fins récréatives au Canada, aux États-Unis et en Europe (Payment, 1984; Puig et coll., 1994; Pina et coll., 1998; Griffin et coll., 1999; Chapron et coll., 2000; Payment et coll., 2000; Schvoerer et coll., 2001; Denis-Mize et coll., 2004; Jiang et Chu, 2004; Laverick et coll., 2004). Des éclosions ont été liées à bon nombre de ces virus (voir les sections 2.4.1 à 2.4.6). Comme il est difficile de détecter les virus pathogènes dans l'eau, des éclosions de maladies gastro-intestinales aiguës d'étiologie inconnue ont été également attribuées à des infections virales. Aux États-Unis, l'étiologie était inconnue pour 23 % (14 sur 64) des éclosions documentées entre 1991 et 2002 (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004), et pour 26 % (37 sur 140) des éclosions documentées entre 2000 et 2014 (Graciaa et coll., 2018).

E. coli et les entérococques sont utilisés comme indicateurs de contamination fécale, et donc, de la présence possible de virus entériques. Cependant, l'absence d'organismes indicateurs ne signifie pas forcément qu'il n'y a pas de virus entériques. Des méthodes de détermination des sources de contamination fécale (p. ex. la méthode PCR quantitative pour les marqueurs fécaux propres à l'humain) peuvent servir de complément aux outils de surveillance et d'évaluation visant à repérer les sources de contamination fécale d'origine humaine pouvant contribuer au risque posé par les virus entériques. Des renseignements supplémentaires sur la gestion des risques dans les eaux récréatives et sur les organismes indicateurs de contamination fécale figurent dans les documents techniques 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; et Indicateurs de contamination fécale* (Santé Canada, en cours de publication– a, d).

2.4.1 Norovirus

Les norovirus sont des virus nus à ARN de petite taille (35 à 40 nm de diamètre) appartenant à la famille des *Caliciviridae*. Les norovirus sont actuellement subdivisés en sept génogroupes (GI à GVII). Les génogroupes GI, GII et GIV renferment les génotypes de norovirus habituellement associés aux maladies humaines (Verhoef et coll., 2015). La période d'incubation des infections à norovirus est de 12 à 48 heures (CDC, 2013b; Gouvernement du Canada, 2022a). Les effets sur la santé des infections norovirales sont spontanément résolutifs et durent habituellement de 24 à 48 heures. Les principaux symptômes sont la diarrhée, les nausées, les vomissements, la douleur abdominale et la fièvre. L'apparition de vomissements en jets est considérée comme une caractéristique des infections à norovirus. Des infections asymptomatiques peuvent survenir (Graham et coll., 1994), et certaines personnes sont résistantes à l'infection (Hutson et coll., 2003; Lindesmith et coll., 2003; Cheetham et coll., 2007). Chez les adultes en bonne santé, la maladie évolue rarement vers des problèmes plus graves (p. ex. la déshydratation), mais des infections plus graves peuvent survenir dans des groupes vulnérables comme les personnes âgées.

Les norovirus sont l'agent étiologique le plus préoccupant pour la santé des baigneurs (Schoen et Ashbolt, 2010; Soller et coll., 2010; Dufour et coll., 2012; McBride et coll., 2013; Eregno et coll., 2016; Vergara et coll., 2016). Entre 1991 et 2002, les CDC des États-Unis ont révélé que 13 % (8 sur 64) des éclosions de maladie signalées dans des eaux naturelles au pays étaient attribuables aux norovirus (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). Selon des rapports plus récents des CDC américains, entre les années 2000 et 2014, 22 % (21 sur 95) des éclosions survenues dans des eaux récréatives non traitées (dont l'étiologie était connue) ont été causées par des norovirus, ce qui représentait 47 % (1 459 sur 3 125) des cas de maladie (Graciaa et coll., 2018). Les données sur les éclosions à norovirus dans les eaux récréatives ne sont pas disponibles pour le Canada. L'exposition aux norovirus dans les zones de loisirs résulte de la contamination par des matières fécales humaines, notamment par les rejets d'eaux usées municipales et les débordements d'égouts unitaires (McBride et coll., 2013; Eregno et coll., 2016; Wade et coll., 2018) ou par l'excrétion de matières fécales par des baigneurs infectés (Schets et coll., 2018).

2.4.2 Entérovirus

Les entérovirus constituent un grand groupe de virus nus à ARN de petite taille (20 à 30 nm) appartenant au genre *Enterovirus* et à la famille des *Picornaviridae*. Au sein de ce genre, quatre espèces désignées *Enterovirus A*, *Enterovirus B*, *Enterovirus C* et *Enterovirus D* ont été associées à des maladies touchant les humains (EV-A à EV-D). Les membres des espèces EV-A à EV-D comprennent les entérovirus, les poliovirus, les virus Coxsackie et les échovirus (Simmonds et coll., 2020).

La période d'incubation des entérovirus varie de 2 à 35 jours (AWWA, 2006), et les symptômes et la gravité de la maladie varient considérablement selon le type de virus. De nombreuses infections à entérovirus sont asymptomatiques. Les symptômes bénins comprennent de la fièvre, des malaises, une irritation de la gorge, des vomissements, des éruptions et des maladies des voies respiratoires supérieures. La gastro-entérite aiguë est peu courante. Des

complications plus graves ont été associées à certains groupes de virus, notamment la myocardite (virus Coxsackie), la méningite aseptique (virus Coxsackie, poliovirus), l'encéphalite (virus Coxsackie, échovirus), la poliomyélite (poliovirus) et des maladies fébriles non spécifiques chez les nouveau-nés et les jeunes enfants. Toutefois, ces maladies ne sont pas considérées comme fréquentes (Rotbart, 1995; Roivainen et coll., 1998). D'autres complications comprennent la myalgie, le syndrome de Guillain-Barré, l'hépatite et la conjonctivite. Les entérovirus ont aussi été mis en cause dans l'étiologie de maladies chroniques, comme la myosite inflammatoire, la myocardiopathie dilatée, la sclérose latérale amyotrophique, le syndrome de la fatigue chronique et l'atrophie musculaire post-poliomyélite (Pallansch et Roos, 2007; Chia et Chia, 2008). De plus, certains travaux confirment l'existence d'un lien entre l'infection à entérovirus et l'apparition du diabète sucré insulinodépendant (type 1) (Nairn et coll., 1999; Lönnrot et coll., 2000; Laitinen et coll., 2014; Oikarinen et coll., 2014).

Les entérovirus sont endémiques dans le monde entier et ont été détectés dans des sources d'eau au Canada et aux États-Unis (Santé Canada, 2019a). Toutefois, peu d'éclosions ont été signalées dans le monde. Aucune éclosion associée aux eaux récréatives n'a été signalée aux États-Unis de 2000 à 2014 et seulement un cas avait été déclaré avant l'an 2000 (Sinclair et coll., 2009; Graciaa et coll., 2018). Aucune éclosion mettant en cause des entérovirus dans des zones de loisirs n'a été signalée au Canada.

2.4.3 Rotavirus

Les rotavirus sont des virus nus à ARN bicaténaire (double brin), de grande taille (60 à 80 nm) appartenant à la famille des *Reoviridae*. Ces virus ont été divisés en huit groupes sérologiques, désignés A à H (Marthaler et coll., 2012), dont trois (A, B et C) infectent les humains, le groupe A étant le plus courant et le plus répandu (Estes et Greenberg, 2013).

En général, les rotavirus provoquent une gastro-entérite, avec vomissements et diarrhée. Les symptômes de la gastro-entérite peuvent être bénins, et durer moins de 24 heures, ou graves et mettre la vie en danger en cas de déshydratation et de déséquilibre électrolytique. Parmi les groupes jugés vulnérables aux maladies graves et à la mortalité attribuable à la maladie figurent les jeunes enfants, les personnes immunodéprimées et les personnes âgées. Il a été déterminé que l'infection à rotavirus était la première cause de gastro-entérite infantile dans le monde. On suppose que la grande majorité des infections à rotavirus découle d'une transmission de personne à personne (Butler et coll., 2015). En raison de l'immunité acquise pendant l'enfance, les infections chez les adultes en bonne santé sont souvent asymptomatiques (Percival et coll., 2004). Les jeunes enfants peuvent présenter des manifestations extra-intestinales, telles que des symptômes respiratoires et des convulsions (Candy, 2007).

Le rotavirus du groupe A est endémique dans le monde entier, mais un vaccin existe. Les rotavirus ont été isolés dans des sources d'eau de surface au Canada et aux États-Unis (Rose et coll., 1987; Corsi et coll., 2014; Pang et coll., 2019) et dans des échantillons de selles prélevés après des expositions à des eaux récréatives (Dorevitch et coll., 2012; Hintaran et coll., 2018). Néanmoins, aucune éclosion de maladies associées aux rotavirus n'a été signalée dans les eaux récréatives.

2.4.4 Adénovirus

Les adénovirus sont des virus nus à ARN bicaténaire, de grande taille (70 à 100 nm) appartenant à la famille des *Adenoviridae*. On dénombre plus de 60 sérotypes susceptibles de causer des maladies chez l'humain, les caractéristiques cliniques et la gravité de la maladie variant considérablement selon le type de virus (Percival et coll., 2004). La plupart des sérotypes d'adénovirus provoquent une maladie respiratoire, qui se manifeste sous la forme d'une pharyngite, d'une toux et de symptômes semblables à ceux du rhume. La conjonctivite peut aussi survenir à la suite d'une infection de l'œil. La plupart des isolats d'origine hydrique sont les types 40 et 41; ils causent des gastro-entérites (Mena et Gerba, 2009) qui peuvent durer une semaine (ASPC, 2010). Les adénovirus seraient la deuxième cause de gastro-entérite infantile après les rotavirus (Crabtree et coll., 1997), et la majorité des maladies serait liée à une transmission de personne à personne (Butler et coll., 2015). Les infections sont généralement limitées aux enfants de moins de cinq ans (FSA, 2000; Lennon et coll., 2007) et sont rares chez les adultes. Les adénovirus ont été détectés dans des sources d'eau de surface dans le monde entier (Xagoraraki et coll., 2007; Sassoubre et coll., 2012; Lee et coll., 2014; Marion et coll., 2014; Vergara et coll., 2016; Steele et coll., 2018), mais très peu d'éclosions liées à des eaux récréatives ont été enregistrées (Sinclair et coll., 2009; Graciaa et coll., 2018). Aucune éclosion de maladies associées aux adénovirus dans les eaux récréatives n'a été signalée au Canada.

2.4.5 Virus des hépatites

Six types de virus de l'hépatite ont été identifiés (A, B, C, D, E et G), mais deux d'entre eux seulement, ceux de l'hépatite A (VHA) et de l'hépatite E (VHE), semblent transmis par la voie oro-fécale et seraient donc associés à la transmission d'origine hydrique. Les virus de l'hépatite sont très stables dans l'environnement, mais leur temps de survie dépend de la température (van der Poel et Rzezutka, 2017). Même si les virus de l'hépatite peuvent survivre dans l'environnement, aucune éclosion liée à des eaux récréatives n'a été enregistrée au Canada.

Le virus de l'hépatite A (VHA) est un virus nu à ARN monocaténaire (simple brin), de petite taille (27 à 32 nm) appartenant au genre *Hepatovirus* de la famille des *Picornaviridae*. Le foie est le principal organe cible touché par le VHA. La période d'incubation d'une infection par le VHA varie de 15 à 50 jours (CDC, 2015). La plupart des infections sont asymptomatiques. La maladie est le plus souvent déclarée chez les adultes, celle-ci s'aggravant avec l'âge. Les enfants présentent habituellement des symptômes bénins, voire aucun symptôme (Yayli et col., 2002). Les symptômes de l'infection à VHA sont notamment l'anorexie, les malaises et la fièvre, suivis de nausées, de vomissements, de douleurs abdominales et de la jaunisse. Normalement, l'infection se résorbe d'elle-même, mais, dans certains cas, le VHA peut provoquer des lésions du foie parfois mortelles. La convalescence peut aussi se prolonger (de 8 à 10 semaines) et, dans certains cas, des récidives sont possibles jusqu'à 6 mois après la maladie (CDC, 2015). Au Canada, l'incidence du VHA a considérablement diminué depuis l'introduction du vaccin contre le VHA en 1996 (PHAC, 2022). La plupart des cas de VHA surviennent chez des contacts de personnes infectées, chez des voyageurs revenant de pays où le VHA est fréquent et dans des communautés où l'assainissement est inadéquat (PHAC, 2022).

Le virus de l'hépatite E (VHE) est un virus nu à ARN monocaténaire, de petite taille (27 à 34 nm) appartenant à la famille des *Hepeviridae*. Les VHE infectieux chez l'humain sont répartis en quatre génotypes. Les génotypes 1 et 2 n'ont été décelés que chez l'humain, tandis que les

génotypes 3 et 4 semblent être zoonotiques (transmis à l'humain par les cerfs, les porcs et les sangliers) (Smith et coll., 2014). La période d'incubation du VHE varie de 15 à 60 jours. Les symptômes, qui comprennent des malaises, de l'anorexie, des douleurs abdominales, de l'arthralgie, l'urine de couleur foncée, de la fièvre et de la jaunisse, disparaissent habituellement au bout d'une à six semaines, bien que les cas dont le système immunitaire est affaibli puissent développer des maladies de longue durée pouvant entraîner une maladie hépatique plus avancée (Gouvernement du Canada, 2022b). L'infection est le plus souvent déclarée chez les jeunes adultes et les adultes d'âge moyen, et peut être mortelle dans de rares cas. Chez les femmes enceintes, le taux de mortalité peut atteindre 20 à 25 % (Matson, 2004). Les maladies associées au VHE sont rares dans les pays développés, où la plupart des infections sont liées à des voyages internationaux.

2.4.6 *Astrovirus*

Les astrovirus sont des virus nus à ARN monocaténaire, de petite taille (28 à 30 nm) appartenant à la famille des *Astroviridae*. Les génotypes A et B sont capables d'infecter les humains (Carter, 2005). Parmi les agents viraux connus pour causer des maladies entériques, l'importance des astrovirus en tant que cause de maladie d'origine hydrique est peut-être la moins bien caractérisée (Percival et coll., 2004). Chez les personnes infectées, la maladie semble similaire à celle que causent les rotavirus, bien qu'elle soit beaucoup moins grave (diarrhée de 2 à 3 jours qui ne cause pas de déshydratation importante). Les autres symptômes comprennent les maux de tête, les malaises, les nausées, les vomissements et une fièvre légère (Percival et coll., 2004; Méndez et Arias, 2007). Les infections par les sérotypes 1 et 2 sont courantes dans l'enfance (Palombo et Bishop, 1996). Celles causées par d'autres sérotypes (4 et plus) peuvent survenir qu'à l'âge adulte (Carter, 2005), mais elles sont rares (Oishi et coll., 1994; Caul, 1996; Gray et coll., 1997). En général, les personnes en santé acquièrent une bonne immunité contre la maladie et la réinfection est donc rare (Gofti-Laroche et coll., 2003).

Les astrovirus peuvent se transmettre par les aliments, l'eau, les matières contaminées et le contact de personne à personne (Bosch et coll., 2014; Butler et coll., 2015). On ne connaît pas le degré de transmission par l'eau, en particulier dans les eaux récréatives. On pense que le contact de personne à personne est la principale voie de transmission (Butler et coll., 2015). Aucune éclosion mettant en cause des astrovirus dans des eaux récréatives n'a été signalée au Canada. Par contre, la présence d'astrovirus a été relevée dans des sources d'eau de surface au Canada (Jones et coll., 2017; Pang et coll., 2019).

2.5 Protozoaires entériques pathogènes

Les protozoaires pathogènes importants dans les eaux récréatives comptent à la fois des espèces entériques et des espèces libres. Les protozoaires entériques sont des parasites communs qui infectent l'intestin des humains et d'autres mammifères. Ce sont des parasites stricts, c'est-à-dire qu'ils doivent infecter un hôte pour se reproduire et ils ne peuvent se développer à l'extérieur d'un hôte. Le stade principal de leur cycle biologique est la production de kystes ou oocystes qui sont libérés en grandes quantités dans les excréments. Ces kystes ou oocystes sont extrêmement résistants aux stress environnementaux et peuvent survivre pendant de longues périodes dans l'environnement. Les sources de protozoaires entériques susceptibles d'avoir une incidence sur les eaux récréatives comprennent celles qui contiennent des matières fécales

d'origine humaine ou animale (p. ex. les rejets d'eaux usées, le ruissellement des terres agricoles, le dépôt direct de matières fécales). Ces organismes se transmettent à l'humain par ingestion accidentelle d'eau contaminée. Les protozoaires entériques préoccupants les plus courants dans les eaux récréatives sont *Giardia* et *Cryptosporidium*, qui provoquent des maladies qui se manifestent généralement par des symptômes gastro-intestinaux (diarrhée). *E. coli* et les entérocoques sont les principaux organismes utilisés comme indicateurs de contamination fécale et, de ce fait, du risque possible de maladies entériques. Cela comprend le risque de maladies causées par les protozoaires entériques. Ces derniers peuvent survivre plus longtemps dans l'environnement que les indicateurs bactériens et peuvent être présents après la mort d'*E. coli* et des entérocoques.

2.5.1 *Giardia*

Les *Giardia* spp. sont des protozoaires flagellés parasites. Ils ont un cycle biologique composé de deux stades, un stade trophozoïte (stade alimentaire) et un stade kystique résistant aux stress environnementaux. À l'heure actuelle, six espèces du genre *Giardia* sont reconnues. *G. lamblia* (synonymes : *G. intestinalis* et *G. duodenalis*), qu'on trouve chez l'humain et de nombreux autres mammifères, est la seule espèce pouvant infecter les humains. D'autres espèces (*G. muris*, *G. agilis*, *G. microti*, *G. psittaci* et *G. ardea*) ont été signalées chez les animaux, notamment les rongeurs, les oiseaux et les amphibiens. La caractérisation moléculaire de *G. lamblia* a permis de déterminer huit assemblages génétiquement distincts (désignés A à H) qui correspondent à leur gamme d'hôtes (Boarato-David et coll., 2017). Les assemblages A et B infectent les humains et d'autres mammifères, tandis que les assemblages restants (C, D, E, F et G) n'ont pas encore été isolés des humains et leur gamme d'hôtes semble restreinte (Plutzer et coll., 2010).

Les symptômes les plus communs de la maladie causée par *Giardia*, ou giardiose, sont des débâcles diarrhéiques aqueuses, pâles, graisseuses et malodorantes, des nausées, des dérangements intestinaux, de la fatigue, une faible fièvre et des frissons. La gravité des infections à *Giardia* peut aller d'une absence de symptômes observables (infections asymptomatiques) à des troubles gastro-intestinaux graves nécessitant une hospitalisation. L'infection par *Giardia* peut aussi mener à une déficience en lactase (c.-à-d. une intolérance au lactose) et au syndrome de malabsorption; des recherches donnent à penser qu'elle pourrait de plus mener au syndrome du côlon irritable ou au syndrome de fatigue chronique chez certaines personnes (Cotton et coll., 2011; Wensaas et coll., 2012; Hanvik et coll., 2014). La dose médiane d'infection serait de l'ordre de 50 kystes (Hibler et coll., 1987), bien que des sujets aient été infectés à des doses bien inférieures (Rendtorff, 1978). Le temps écoulé entre l'ingestion et l'excration de nouveaux kystes (période prépatente) va de 6 à 16 jours. L'infection est habituellement autorésolutive et disparaît en moyenne au bout d'une à trois semaines. Toutefois, certaines personnes peuvent rester des porteurs asymptomatiques pendant longtemps. Chez certaines personnes, en particulier les enfants, la maladie peut récidiver pendant une période pouvant aller de quelques mois à un an. Il est possible de traiter l'infection persistante grâce à un certain nombre de médicaments antiparasitaires.

Les excréments humains et animaux (notamment ceux des bovins) sont d'importantes sources de *G. lamblia*. Chez les animaux, les autres hôtes connus sont les porcs, les castors, les rats musqués, les chiens, les ovins et les chevaux. Nombre de ces animaux peuvent être infectés

par *G. lamblia* de source humaine (Davies et Hibler, 1979; Hewlett et coll., 1982; Erlandsen et coll., 1988; Traub et coll., 2004, 2005; Eligio-Garcia et coll., 2005). D'après les données épidémiologiques et moléculaires, seules les souches d'origine humaine ont pu être corrélées de manière significative avec la maladie chez les humains (Hoque et coll., 2003; Stuart et coll., 2003; Berrilli et coll., 2004; Thompson, 2004; Hunter et Thompson, 2005; Ryan et coll., 2005). Les *Giardia* sont fréquemment observés dans les eaux usées et les eaux de surface. Dans les eaux usées, les concentrations sont en général de l'ordre de 5 000 à 50 000 kystes/L, tandis que dans les eaux usées domestiques traitées, elles se situent habituellement entre 50 et 500 kystes/L (Medema et coll., 2003; Pond et coll., 2004). Dans les eaux de surface, les concentrations varient généralement entre < 2 et 200 kystes/100 L (Gammie et coll., 2000). Des études canadiennes ont révélé que la majorité des isolats de *Giardia* dans les eaux de surface étaient les assemblages A et B (Edge et coll., 2013; Prystajecky et coll., 2015).

Les données de surveillance publiées par les CDC pour la période 1992-2002 montrent que *Giardia* était en cause dans 9 % (6 sur 64) des éclosions de gastro-entérite signalées pour les eaux naturelles (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). Plus récemment, de 2000 à 2014, on a déterminé que *Giardia* était responsable de 3 % (9 cas sur 140) de ces éclosions (Graciaa et coll., 2018). Les foyers se situaient dans des lacs et une rivière utilisés à des fins récréatives, ainsi que dans un étang. Bien que les *Giardia* n'aient jamais été mis en cause dans les éclosions enregistrées dans les eaux récréatives naturelles du Canada, il est probable que des cas se soient produits sans avoir été détectés ou signalés.

2.5.2 *Cryptosporidium*

Les *Cryptosporidium* sont de petits protozoaires parasites non mobiles. Ces organismes présentent un cycle biologique complexe, multi-stades, qui comprend la production d'oocystes ronds à paroi épaisse et stables sur le plan environnemental. On reconnaît actuellement 29 espèces appartenant à ce genre (Ryan et coll., 2014; Zahedi et coll., 2016). Deux génotypes ont principalement été associés à la maladie chez l'humain : *C. hominis* (génotype 1), qui n'est signalé que chez l'humain, et *C. parvum* (génotype 2), observé chez l'humain, les veaux et d'autres ruminants. D'autres espèces et génotypes ont été cernés, mais bien moins fréquemment. Les humains et les bovins sont les principales sources de *Cryptosporidium*. Les ovins, les porcins et les chevaux sont aussi considérés comme des réservoirs (Olson et coll., 1997). Les rongeurs ne constituent pas une source importante de *Cryptosporidium* susceptible d'infecter les humains (Roach et coll., 1993).

Les infections à *Cryptosporidium* causent des troubles de gravité variable, allant du transport asymptomatique à une maladie grave potentiellement mortelle chez les individus immunodéprimés. La maladie se caractérise principalement par une diarrhée abondante, aqueuse, non sanglante et parfois mucoïde. On constate aussi des crampes, des nausées, des vomissements, des douleurs abdominales, une perte de poids, une déshydratation, une anorexie et une faible fièvre (CDC, 2021c).

Plusieurs doses infectieuses médianes ont été rapportées pour les *Cryptosporidium* en dépit du fait que, comme dans le cas des autres pathogènes, un seul organisme suffise théoriquement à provoquer l'infection. La plupart des études alimentaires réalisées sur des volontaires portent à croire que la dose infectieuse médiane de *Cryptosporidium* se situerait entre

9 et 2 066 oocystes (DuPont et coll., 1995; Okhuysen et coll., 1998, 1999, 2002; Chappell et coll., 1999, 2006; Messner et coll., 2001). La période prépatente est d'environ 4 à 9 jours. La plupart des individus en bonne santé se remettent totalement, la maladie évoluant vers la guérison en une à deux semaines. Ils peuvent continuer à excréter des oocystes dans leurs selles pendant une courte période après leur rétablissement. Dans la plupart des cas signalés concernant des personnes dont le système immunitaire est gravement affaibli (c.-à-d. les patients atteints du sida), l'infection n'est jamais complètement éliminée et peut se transformer en une infection avec de longues périodes de rémission suivies de symptômes légers. On a fait état de cas de cryptosporidiose touchant d'autres organes que l'intestin (c.-à-d. les poumons, l'oreille moyenne, le pancréas, etc.) et de décès surtout chez les personnes atteintes du sida (Farthing, 2000; Mercado et coll., 2007), mais on considère que ce sont de rares cas.

On trouve fréquemment des oocystes de *Cryptosporidium* dans des eaux souillées par des déchets humains ou par les excréments des animaux d'élevage. La contamination peut se produire par les rejets d'eaux usées, les déjections des baigneurs et les ruisselements d'eaux pluviales. Certains oiseaux aquatiques (canards, oies, bernaches) pourraient prélever ces oocystes dans leur habitat pour aller les déposer ailleurs dans leurs déjections. Les concentrations généralement mesurées dans les eaux d'égout sont de l'ordre de 1 000 à 10 000 oocystes/L (Guy et coll., 2003), tandis que dans les eaux de surface canadiennes, elles se situent habituellement entre 1 et 100 oocystes/100 L (Gammie et coll., 2000).

Les données de surveillance américaines pour la période 1992-2002 montrent que 6 (9 %) des 64 éclosions de maladies gastro-intestinales signalées comme étant liées à des eaux récréatives naturelles étaient causées par *Cryptosporidium* (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). Plus récemment, de 2000 à 2014, 12 (9 %) des 140 éclosions dans des eaux récréatives étaient attribuables à cet agent pathogène (Graciaa et coll., 2018). Dans la plupart des cas, les foyers infectieux se situaient dans des lacs à vocation récréative. Une vaste éclosion dans un lac du New Jersey en 1994, qui a touché 418 personnes, a été la première éclosion de cryptosporidiose enregistrée aux États-Unis en rapport avec des eaux récréatives (Kramer et coll., 1996). La plupart des foyers de cryptosporidiose concernaient des eaux récréatives traitées telles que les parcs aquatiques, les piscines communautaires et les piscines de motel (Hlavsa et coll., 2018). La surveillance au Canada est limitée. À ce jour, aucune éclosion de cryptosporidiose n'a été rapportée dans les eaux récréatives naturelles. Comme pour *Giardia*, il est probable que des cas se soient produits sans avoir été détectés ni déclarés.

2.5.3 Autres protozoaires entériques potentiellement préoccupants

Entamoeba, *Toxoplasma* et *Cyclospora* sont d'autres protozoaires pathogènes entériques potentiellement préoccupants. L'humain est le seul réservoir important d'*Entamoeba*. La plupart des infections se produisent par contact de personne à personne, mais elles peuvent également être contractées par l'ingestion d'eau et d'aliments contaminés par des matières fécales. Les infections à *Entamoeba* peuvent être asymptomatiques ou provoquer des maladies gastro-intestinales, qui peuvent s'avérer graves ou potentiellement mortelles (Kucik et coll., 2004). Les protozoaires du genre *Toxoplasma* infectent presque tous les animaux à sang chaud, dont les humains, et peuvent être excrétés dans les excréments humains et animaux. La transmission se fait généralement par l'ingestion de viande infectée crue ou insuffisamment cuite, par des

aliments ou de l'eau contaminés, ou encore par la manipulation de terre ou de matières fécales de chat contaminées. La plupart des infections à *Toxoplasma* causent des symptômes bénins ressemblant à ceux de la grippe. Elles peuvent toutefois mettre la vie des personnes enceintes ou immunodéprimées en danger (Shapiro et coll., 2019). Les protozoaires du genre *Cyclospora* ressemblent à ceux du genre *Entamoeba* dans la mesure où les deux n'infectent que les humains. On pense que la transmission se fait par l'ingestion d'aliments ou d'eau contaminés par des excréments humains. Au Canada, les aliments contaminés et les voyages sont responsables de la plupart des cas de maladie déclarés (Ortega et Sanchez, 2010). L'infection à *Cyclospora* provoque des symptômes semblables à ceux associés à *Cryptosporidium*.

Les organismes des genres *Entamoeba*, *Toxoplasma* et *Cyclospora* peuvent vraisemblablement contaminer des eaux récréatives. Au Canada, un lien a été établi entre *Toxoplasma* et une éclosion dans l'eau potable, ce qui indique que les eaux de surface peuvent être contaminées par ces agents pathogènes (Isaac-Renton et coll., 1998). Par ailleurs, aucune éclosion dans des eaux récréatives liée à *Toxoplasma*, *Entamoeba* ou *Cyclospora* n'a été signalée au Canada. Par conséquent, selon les données actuelles, les activités aquatiques récréatives ne constitueraient pas un facteur de risque important de maladies causées par ces microorganismes.

2.6 Protozoaires libres

À la différence des protozoaires entériques, les protozoaires libres sont naturellement présents dans les eaux récréatives et n'ont pas besoin d'un hôte pour achever leur cycle biologique. La transmission à l'humain peut intervenir dans des eaux contenant l'organisme en quantité suffisante par des voies telles que l'inhalation ou le contact direct avec les muqueuses (p. ex. celle de l'œil). Ces organismes provoquent des maladies de types variés, dont des infections du système nerveux central et des infections de l'œil. Comme ils ne sont pas d'origine fécale, il ne faut pas s'attendre à une bonne corrélation entre la présence des indicateurs fécaux et la leur. À l'heure actuelle, on ne connaît aucun indicateur microbiologique pour agents ces pathogènes.

Les protozoaires libres reconnus comme les plus importants pour les eaux récréatives naturelles sont ceux des genres *Naegleria* et *Acanthamoeba*.

2.6.1 *Naegleria fowleri*

Les *Naegleria* sont des amibes thermophiles libres vivant dans les eaux douces. Le genre *Naegleria* compte plus de 40 espèces, mais seul *N. fowleri* est pathogène chez l'humain (Marciano-Cabral et Cabral, 2007; Yoder et coll. 2010). *N. fowleri* est un microorganisme thermophile qui prolifère bien à des températures situées entre 25 et 40 °C (température optimale : 37 °C) et qui peut tolérer des températures excédant 50 à 60 °C (Hallenbeck et Brenniman, 1989; Visvesvara et coll., 2007; Zaongo et coll., 2018). Il a un cycle biologique multi-stades, dont un stade trophozoïte alimentaire mobile, un stade flagellé sans reproduction et un stade kystique résistant aux stress environnementaux. Les kystes sont la forme la plus résistante de l'organisme et peuvent survivre dans des conditions environnementales défavorables.

N. fowleri peut être observé dans les eaux douces et les sols du monde entier. Il a été isolé dans des eaux chaudes naturelles et artificielles, notamment des lacs, des rivières, des sources chaudes, des piscines, des bains d'hydrothérapie et l'eau du robinet. On le détecte le plus souvent

dans les eaux douces tropicales et subtropicales, ainsi que dans les sources chaudes. Bien que la survie de *N. fowleri* dans les eaux nordiques soit moins fréquente, l'agent pathogène a été trouvé dans l'eau de lacs dans des États aussi septentrionaux que le Minnesota (Yoder et coll., 2010, 2012). Aucun réservoir humain ou animal n'a été identifié.

N. fowleri cause une maladie du système nerveux central appelée méningo-encéphalite amibienne primitive (MEAP) qui est presque toujours mortelle. Chez l'humain, l'infection survient lorsque des amibes dans l'eau ont été inhalées ou introduites avec force dans les voies nasales (p. ex. pendant un plongeon, un saut, une chute ou la nage sous l'eau). Suite à son introduction dans les voies nasales, l'organisme se déplace vers le cerveau, où il endommage les cellules du système olfactif et du cortex cérébral. La maladie se déclare rapidement, les symptômes se manifestant un à sept jours après l'exposition. Elle progresse rapidement, la mort survenant généralement dans les 5 jours (Visvesvara et coll., 2007; Chalmers, 2014b). Les symptômes comprennent de violentes céphalées, une forte fièvre et des vomissements, suivis d'une raideur du cou, d'un état mental modifié, de convulsions, puis un coma qui aboutit à la mort. Le taux de mortalité de la MEAP est extrêmement élevé (supérieur à 97 %) (Capewell et coll., 2015). La maladie peut être traitée, mais elle exige un diagnostic rapide et un traitement antimicrobien agressif (CDC, 2019).

Les cas de MEAP sont extrêmement rares. Aux États-Unis, on les estime à environ un cas pour 2,5 millions de baigneurs (Visvesvara et Moura, 2006). De 1962 à 2015, 138 cas de MEAP ont été déclarés aux États-Unis, soit 0 à 8 cas déclarés annuellement (Cope et Ali, 2016). La majorité des expositions ont eu lieu dans des lacs et des étangs; les expositions dans des rivières ou des ruisseaux ont été beaucoup moins signalées (Yoder et coll., 2010). On a recensé quelques cas de maladie où des piscines mal entretenues étaient les sources probables d'exposition (Yoder et coll., 2010; Cope et Ali, 2016). Les cas sont plus fréquents dans le sud des États-Unis. Cependant, avec le réchauffement climatique, des cas ont été répertoriés plus au nord, par exemple au Minnesota, au Kansas et en Indiana (Cope et Ali, 2016). Il n'y a pas à ce jour de cas de MEAP déclaré à la suite d'un contact avec des eaux récréatives canadiennes. L'essentiel des données probantes semble indiquer que la MEAP ne constitue probablement pas, au Canada, une préoccupation sanitaire. Des chercheurs ont toutefois avancé que la hausse de la température des lacs induite par le changement climatique pourrait entraîner une augmentation de la prévalence de cet organisme dans les eaux de surface canadiennes (Rose et coll., 2001; Schuster et Visvesvara, 2004).

2.6.2 *Acanthamoeba*

Les *Acanthamoeba* sont des amibes libres. Le genre *Acanthamoeba* compte environ 20 génotypes différents (Juárez et coll., 2018). Le génotype d'*Acanthamoeba* T4 est le plus fréquent dans les cas de maladie et dans l'environnement. Cependant, d'autres génotypes ont été associés à des maladies (Chalmers, 2014a; Juárez et coll., 2018).

Les *Acanthamoeba* sont considérés comme omniprésentes dans l'environnement. On les trouve dans les eaux douces, marines et estuariennes, les sources chaudes, les sols, les eaux usées. Les *Acanthamoeba* spp. ont de faibles besoins en nutriments et se développent à des températures comprises entre 12 et 45 °C (température optimale : 30 °C) (Chalmers, 2014a). Leur cycle de vie se compose de deux stades : un stade d'alimentation appelé trophozoïte (25 à 40 µm) et un stade kystique résistant (10 à 30 µm) qui peut supporter des températures comprises

entre -20 et 56 °C et résister à la dessiccation et à la désinfection (Chalmers, 2014a; Juárez et coll., 2018).

Ce sont des agents pathogènes opportunistes qui peuvent provoquer des maladies rares, mais graves touchant les yeux, la peau, les poumons, le cerveau et le système nerveux central (Visvesvara et coll., 2007; Chalmers, 2014a; de Lacerda et Lira, 2021). La forme pathologique la plus commune est la kératite amibienne, une atteinte douloureuse de la cornée pouvant compromettre les fonctions visuelles (Juárez et coll., 2018). L'infection survient par contact direct avec la muqueuse de l'œil. La kératite amibienne est généralement associée à des pratiques d'hygiène inadéquates chez les porteurs de lentilles de contact (utilisation de solutions contaminées, désinfection insuffisante). Dans de rares cas, *Acanthamoeba* peut aussi causer des infections disséminées touchant d'abord la peau ou les poumons pour se propager ensuite à d'autres parties du corps. Un autre exemple est l'encéphalite amibienne granulomateuse, une maladie mortelle du système nerveux central. Les rares cas de maladie disséminée, qui ne seraient pas d'origine hydrique, surviennent surtout chez les personnes dont le système immunitaire est affaibli ou qui présentent une maladie sous-jacente (Chalmers, 2014a). Malgré la présence généralisée d'*Acanthamoeba* dans les milieux aquatiques, le contact avec des eaux récréatives n'est pas considéré comme un facteur de risque important d'acquisition de la maladie. Comme il a été mentionné précédemment, la majorité des cas sont liés à l'utilisation de lentilles de contact (de Lacerda et Lira, 2021). L'infection peut aussi se déclarer chez des personnes portant des lentilles de contact pour se baigner dans des lacs ou des étangs. Pour réduire ce risque, il est donc conseillé de les retirer avant de pratiquer des activités aquatiques de contact primaire (CDC, 2021b).

Comme il est mentionné à la section 2.3.2, les *Acanthamoeba* pourraient aussi être des hôtes naturels de certaines bactéries pathogènes libres, à savoir les *Legionella* et les *Mycobacterium* (Visvesvara et coll., 2007; Juárez et coll., 2018). Le fait d'être abrités à l'intérieur des *Acanthamoeba* offrirait à ces organismes un milieu propice à la reproduction, tout en les protégeant des stress environnementaux.

3.0 Autres dangers biologiques

La présente section fournit des conseils sur les autres organismes pouvant avoir une incidence sur la valeur récréative des eaux naturelles, en nuisant à la santé ou au confort des usagers ou en faisant obstacle à la jouissance des lieux en rendant ces derniers dangereux, désagréables d'un point de vue esthétique ou autrement inutilisables. Ces organismes sont des espèces libres qui sont présentes naturellement dans les eaux récréatives. Les autorités responsables de la gestion des eaux récréatives et le grand public devraient être tenus au courant des risques possibles que posent ces organismes, ainsi que des mesures qui peuvent être prises pour limiter les risques d'exposition. Cette liste ne se veut pas exhaustive; il revient aux autorités responsables de fournir au besoin des informations sur d'autres organismes importants sur le plan régional ou local.

3.1 Schistosomes à l'origine de la dermatite du baigneur

La dermatite du baigneur (dermatite schistosomiale ou dermatite cercarienne) est causée chez l'être humain par une réaction à la pénétration cutanée de plathelminthes parasites ou « schistosomes » qui appartiennent à la famille des *Schistosomatidae* et qui peuvent infecter certaines espèces d'oiseaux et de rongeurs aquatiques (Manitoba Water Stewardship, 2007). Les espèces connues responsables de la dermatite du baigneur comprennent les membres des genres *Austrobilharzia*, *Trichobilharzia*, *Dendritobilharzia*, *Gigantobilharzia* et *Schistosomatium* (Levesque et coll., 2002; CDC, 2004a; Gordy et coll., 2018). Il convient d'établir une distinction entre cette dermatite et la schistosomiase humaine, une infection beaucoup plus grave causée par des espèces du genre *Schistosoma* qui ne s'observe d'ordinaire que dans les régions tropicales (OMS, 2003).

Les schistosomes à l'origine de la dermatite du baigneur ont un cycle biologique à deux hôtes : un hôte définitif (oiseau ou rongeur aquatique) et un hôte intermédiaire (certaines espèces d'escargots d'eau). Ce sont les escargots d'eau qui produisent la forme du parasite (c.-à-d. le cercaire) pouvant infecter les humains. Une fois qu'un escargot est infecté (p. ex. à la fin du printemps par des oiseaux aquatiques migrateurs), il faut généralement jusqu'à 1,5 mois pour que les cercaires émergent. La température de l'eau peut avoir un effet sur la libération de cercaires matures par les escargots infectés, les concentrations étant plus fortes dans les eaux plus chaudes (Verbrugge et coll., 2004). Des eaux plus chaudes et le cycle biologique du parasite expliqueraient en partie pourquoi les cas d'infection sont plus fréquents en été. L'été est également une période où les activités récréatives augmentent au Canada, ce qui accroît l'exposition éventuelle à ce parasite. On trouve des cercaires dans les endroits où les populations d'escargots sont denses. D'après des données sur les éclosions, ces populations se trouvent habituellement en eau peu profonde le long du rivage, particulièrement aux endroits où les plantes aquatiques sont nombreuses (Levesque et coll., 2002; Leighton et coll., 2004; Verbrugge et coll., 2004). En outre, les vents du large peuvent diriger les cercaires vers les rivages dépourvus d'escargots (Rudko et coll., 2018; Sckrabulis et coll., 2020).

Les humains sont des hôtes accidentels (ou hôtes cul-de-sac) de ces parasites. Les cercaires qui viennent en contact avec des humains pénètrent dans la couche externe de la peau, mais ils meurent rapidement, car ils ne peuvent plus continuer à se développer. La présence des cercaires sous la peau provoque une réaction allergique (c.-à-d. une dermatite schistosomiale). Les baigneurs ressentent d'abord un picotement, des démangeaisons ou une sensation de brûlure. De petits boutons rougeâtres apparaissent d'ordinaire dans les 12 heures qui suivent l'infection; ces boutons peuvent ensuite se transformer en cloques ou en éruptions cutanées accompagnées d'une sensation de démangeaison encore plus forte. Les effets de la dermatite du baigneur peuvent se faire sentir peu après la baignade, et même en quelques minutes dans certains cas. L'infection est spontanément résolutive et dure habituellement deux à cinq jours, mais les symptômes peuvent toutefois persister jusqu'à deux semaines. La dermatite du baigneur n'est pas contagieuse. Toutefois, comme elle est causée par une réaction allergique, les personnes atteintes peuvent devenir plus sensibles aux infections subséquentes. Dans ces cas-là, les symptômes deviennent plus intenses et se manifestent plus rapidement (British Columbia Ministry of Health, 2018). La sensibilité peut varier considérablement d'une personne à l'autre; certaines réagissent fortement alors que d'autres ne montrent aucun signe d'infection. On recommande aux personnes qui présentent une réaction grave de consulter un professionnel de la

santé pour recevoir un traitement médical. Les traitements proposés pour soulager les démangeaisons comprennent le recours à des bains de sel d’Epsom, de bicarbonate de sodium ou de farine d’avoine colloïdal et l’application de compresses froides, ainsi que l’utilisation de médicaments antiprurigineux comme les crèmes à base de corticostéroïdes ou les lotions à la calamine, et la prise d’antihistaminiques (Manitoba Water Stewardship, 2007; British Columbia Ministry of Health, 2018). On recommande aux personnes atteintes de ne pas se gratter pour éviter tout risque de surinfection bactérienne (CDC, 2004b).

Dans la plupart des eaux récréatives du Canada, on considère que le risque de dermatite du baigneur lié aux loisirs aquatiques est faible. Une recension des épisodes de dermatite du baigneur signalés au Canada a révélé très peu de cas documentés (seulement 280) sur une période de plus de 60 ans, et indique que seulement une ou deux éclosions se produisent tous les dix ans (Gordy et coll., 2018). Toutefois, ces infections ne sont souvent pas déclarées puisque les symptômes sont habituellement bénins et que les personnes atteintes ne jugent pas opportun de consulter un médecin. Pour mieux saisir l’ampleur de la sous-déclaration et évaluer l’incidence réelle de la dermatite du baigneur, Gordy et coll. (2018) ont créé un questionnaire facultatif en ligne, qui était accessible partout au pays de 2013 à 2017. L’enquête a permis de recenser 3 882 cas de dermatite du baigneur pendant les cinq étés où le site Web était actif. Les cas signalés sont survenus dans toutes les provinces canadiennes, sauf l’Île-du-Prince-Édouard. Ce travail confirme que, bien que le risque de contracter la dermatite du baigneur soit faible par rapport au nombre de personnes qui pratiquent des activités récréatives chaque année, les utilisateurs des eaux récréatives doivent être sensibilisés aux risques potentiels dans les zones touchées.

3.1.1 Gestion des risques sanitaires liés aux schistosomes

On considère que les schistosomes responsables de la dermatite du baigneur sont présents à l’état naturel dans les eaux de surface canadiennes. Ils ne sont pas liés à la pollution fécale; leur présence n’est donc pas décelée par les analyses standard de la qualité de l’eau pour les indicateurs recommandés de contamination fécale. La présence de ces organismes dans les eaux naturelles dépend d’un certain nombre de facteurs biologiques et environnementaux. Il est donc très difficile de prédire où et quand la dermatite du baigneur risque de devenir un problème. Certaines régions peuvent signaler un problème alors qu’elles en étaient auparavant exemptes. De même, les régions où la dermatite du baigneur a été signalée ne demeureront pas nécessairement un problème. La propagation des parasites responsables de la dermatite du baigneur nécessite la présence en nombres suffisants des hôtes principaux et secondaires.

On recommande, en vue de réduire le risque d’exposition humaine à ces schistosomes dans les eaux récréatives, une stratégie de gestion combinant à la fois des mesures visant à contrôler la gravité du danger pour la qualité de l’eau et des mesures pour limiter l’exposition durant les périodes ou dans les régions dont on pense qu’elles présentent des risques accrus. Pour aider à contrôler la présence de schistosomes, il est notamment recommandé d’éviter de nourrir les oiseaux aquatiques et, dans la mesure du possible, d’enlever les déchets organiques qui se trouvent dans le principal habitat des escargots.

Il convient d’afficher des avis dans les zones de loisirs aquatiques où des cas de dermatite du baigneur ont été signalés pour informer clairement le public du risque d’exposition. Un avis d’interdiction de baignade pourrait également être publié, à la discrétion de l’autorité

responsable. Pour en savoir plus sur l'affichage de renseignements dans les zones de loisirs aquatiques, consulter le document *Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives* (Santé Canada, en cours de publication-d).

Une autre approche de réduction des risques consiste à distribuer du matériel informatif décrivant les mesures que chacun peut prendre pour éviter tout risque d'exposition ou, le cas échéant, réduire la gravité des symptômes d'une infection. Les conseils fournis dans les documents de communication destinés au grand public pourraient inclure les éléments suivants :

- les usagers des eaux récréatives devraient éviter les zones où des avis sont affichés ou les endroits où l'on soupçonne la présence de schistosomes;
- les usagers devraient s'essuyer rapidement dès qu'ils sortent de l'eau et prendre une douche après une activité récréative;
- les usagers se sentant indisposés à la suite d'une activité aquatique récréative devraient consulter un professionnel de la santé et, le cas échéant, alerter les autorités compétentes;
- les usagers devraient prendre d'autres mesures pour aider à atténuer le risque potentiel dans les zones de loisirs (p. ex. ne pas nourrir les oiseaux aquatiques).

3.2 Plantes vasculaires aquatiques et algues

Les plantes vasculaires aquatiques (macrophytes) et les algues peuvent nuire à l'utilisation des eaux à des fins récréatives. Il est difficile d'estimer l'ampleur de la nuisance que peuvent causer ces organismes, que ce soit sur le plan de leur degré d'interférence avec les activités récréatives, ou sur le plan des risques potentiels pour la santé des usagers des eaux récréatives.

La présence de ces organismes peut poser un risque pour la sécurité des usagers. Les baigneurs risquent de s'empêtrer dans les feuilles des plantes aquatiques. Les amas végétaux peuvent empêcher les gens de voir le fond de l'eau et les dangers sous-marins, et empêcher les surveillants d'apercevoir les baigneurs en difficulté. Les algues qui s'agrippent aux rochers et aux autres substrats (c'est-à-dire le périphyton) peuvent les rendre glissants et provoquer des immersions non voulues dans l'eau ou des blessures.

La croissance excessive de plantes et d'algues peut également entraîner des problèmes d'ordre esthétique dans les zones de loisirs aquatiques. Les macrophytes peuvent atteindre de fortes densités et rendre les zones peu profondes, près des rives, imprropres à toute activité récréative (Priyadarshi, 2005). Les amas et tapis végétaux qui se délogeant peuvent s'échouer sur les rives, où leur décomposition peut conduire à une pollution des plages. En plus d'être inesthétiques, ces amas peuvent également nuire à la jouissance des lieux en produisant des odeurs désagréables et en limitant l'accès à la rive. On a par ailleurs avancé qu'ils pourraient poser un risque pour la santé en attirant des animaux indésirables et en fournissant un milieu propice à la reproduction de diverses espèces d'insectes et de bactéries (Whitman et coll., 2003). Les organismes les plus nuisibles de ce point de vue sont les espèces d'algues vertes du genre *Cladophora* (Priyadarshi, 2005). On a recensé de nombreux cas de plages ou de rivages souillés par des masses pourrissantes et nauséabondes de ces algues. Les tapis de *Cladophora* peuvent aussi servir d'habitat secondaire à des bactéries qui risquent d'altérer la qualité de l'eau dans les zones de baignade touchées (Whitman et coll., 2003; Ishii et coll., 2006; Englebert et coll., 2008;

Verhougstraete et coll., 2010) et à des bactéries associées à la mortalité massive d'oiseaux (botulisme aviaire) (Lan Chun et coll., 2015). Les proliférations d'autres espèces d'algues non toxiques peuvent également causer des problèmes esthétiques et être confondues avec des proliférations de cyanobactéries. Celles-ci constituent un problème de santé publique, car elles peuvent contenir des cyanotoxines, et le contact avec des matières cyanobactériennes peut causer une irritation cutanée et des troubles gastro-intestinaux. On trouvera de plus amples renseignements sur les cyanobactéries dans le document *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada—Les cyanobactéries et leurs toxines* (Santé Canada, 2022b).

L'excès de nutriments dans l'eau peut stimuler la croissance des plantes et des algues; on donne à ce phénomène le nom d'eutrophisation. Ces nutriments peuvent provenir de sources diverses, y compris les eaux de ruissellement des terres agricoles, les eaux usées domestiques et les effluents industriels, qui contribuent tous aux apports en phosphore et en azote dans les écosystèmes aquatiques et qui peuvent mener à l'eutrophisation. La détérioration de la qualité de l'eau découlant de l'eutrophisation peut réduire les possibilités d'activités récréatives (Chambers et coll., 2001; Watson et coll., 2017). Des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada ont été élaborées pour le phosphore et l'azote, en vue de protéger le milieu aquatique contre l'accumulation de ces nutriments et leurs effets sur les organismes aquatiques (CCME, 1999).

3.2.1 Gestion des risques sanitaires

Il est déconseillé de se livrer à des activités récréatives dans les régions où les plantes aquatiques et les algues sont présentes en quantités telles que les autorités responsables estiment qu'elles présentent un risque potentiel pour la santé ou la sécurité des usagers des eaux récréatives. On recommande de procéder à une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu au début de chaque saison de baignade, afin de déterminer les dangers possibles pour la sécurité qui pourraient se présenter dans une zone d'eaux récréatives donnée. En cas de problème, des avis peuvent être affichés pour rappeler au public que ces végétaux peuvent nuire à la visibilité des baigneurs et présenter un risque pour la sécurité des baigneurs qui s'y empêtrent. On trouvera de plus amples informations sur l'affichage de tels avis dans le document *Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives* (Santé Canada, en cours de publication-d).

Le recours à des méthodes plus efficaces de nettoyage des rives pour éliminer les masses de plantes et d'algues échouées constitue une autre façon de réduire les risques pour les usagers des eaux récréatives. Les mesures de gestion qui consistent à tenter d'éliminer ces organismes des eaux naturelles sont déconseillées. En effet, ces mesures nuisent au milieu aquatique et elles sont en général peu efficaces tant d'un point de vue pratique (les plantes repoussent rapidement) que d'un point de vue économique (beaucoup d'heures de travail rémunéré). Bon nombre de plantes aquatiques et d'algues offrent également un habitat important pour les poissons et les autres biotes aquatiques. Le recours à des produits antiparasitaires n'est pas non plus recommandé, puisque ces produits risquent de devenir un danger pour les usagers des eaux récréatives lorsqu'ils ne sont pas utilisés correctement. En outre, l'application de pesticides pourrait provoquer la libération de toxines cyanobactériennes si des cyanobactéries productrices de toxines sont présentes. La détermination des principales sources d'apports nutritifs dans le bassin versant et l'élaboration de stratégies de réduction de ces apports constituent par ailleurs des mesures de gestion à plus long terme pouvant réduire l'incidence de ces organismes.

3.3 Autres organismes

De nombreux autres organismes peuvent nuire à l'utilisation sûre et agréable des eaux récréatives au Canada. Par exemple, sur certaines plages côtières, les méduses peuvent infliger des piqûres douloureuses et potentiellement graves aux usagers des eaux récréatives qui entrent en contact avec elles. Par ailleurs, les zones infestées de sangsues sont à éviter. Enfin, les baigneurs peuvent se blesser en marchant sur des oursins et sur des coquilles de moules. Comme la présence de ces organismes est souvent limitée à des zones ou à des régions particulières, on recommande que, le cas échéant, les autorités responsables fournissent aux usagers des eaux récréatives les renseignements utiles à leur sujet. Il peut, par exemple, s'agir d'informer les gens sur les risques que peuvent poser ces organismes, ou de mesures permettant de réduire les risques d'exposition.

Documents de référence

- Abe, C.M., Salvador, F.A., Falsetti, I.N., Vieira, M.A.M., Blanco, J., Blanco, J.E., Blanco, M., Machado, A.M.O., Elias, W.P., Hernandes, R.T., and Gomes, T.A.T. (2008). Uropathogenic *Escherichia coli* (UPEC) strains may carry virulence properties of diarrhoeagenic *E. coli*. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.*, 52: 397–406.
- Adjemian, J., Daniel-Wayman, S., Ricotta, E., and Prevots, D.R. (2018). Epidemiology of nontuberculous mycobacteriosis. *Semin. Respir. Crit. Care Med.*, 39(3): 325–335.
- Andino, A., and Hanning, I. (2015). *Salmonella enterica*: survival, colonization, and virulence differences among serovars. *Sci. World J.*, 2015: 520179.
- Allegra, S., Berger, F., Berthelot, P., Grattard, F., Pozzetto, B., and Riffard, S. (2008). Use of flow cytometry to monitor *Legionella* viability. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74(24):7813–7816.
- ASPC (2004). Maladies à déclaration obligatoire en direct : leptospirose. Disponible à l'adresse : www.phac-aspc.gc.ca
- ASPC (2010). Fiche Technique Santé-Sécurité : Agents pathogènes – *Shigella* spp. Agence de la santé publique du Canada, Ottawa (Ont.). <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/biosécurité-biosécurité-laboratoire/fiches-techniques-santé-sécurité-agents-pathogènes-évaluation-risques/shigella.html> [consulté en septembre 2019].
- ASPC (2018). Système canadien de surveillance de la résistance aux antimicrobiens. Mise à jour 2018. Agence de la santé publique du Canada, Ottawa (Ont.). <https://www.canada.ca/fr/services/santé/publications/medicaments-et-produits-santé.html> [consulté en octobre 2019].
- ASPC (2022). Maladies à déclaration obligatoire en direct. Nombre de cas signalés de maladies de 1924 à 2019 au Canada - maladies à déclaration obligatoire en direct. Agence de la santé publique du Canada, Ottawa, Canada. Consulté en juin 2022 à : <http://diseases.canada.ca/ndis/charts-list>.
- AWWA (1999). Waterborne pathogens. AWWA manual of water supply practices M48. American Water Works Association, Denver, CO.
- AWWA (2006). Waterborne pathogens. AWWA manual of water supply practices M48. Second edition. American Water Works Association, Denver, CO.
- Backert, S., Tegtmeyer, N., Ó Cróinín, T., Boehm, M., and Heimesaat, M.M. (2017). Human campylobacteriosis. Dans : *Campylobacter – Features, Detection, and Prevention of Foodborne Disease*. Klein, G. (ed.), Elsevier Inc.
- Barragan, V., Olivas, S., Keim, P., and Pearson, T. (2017). Critical knowledge gaps in our understanding of environmental cycling and transmission of *Leptospira* spp. *Appl. Environ. Microbiol.*, 83: e01190-17.
- Bartrand, T.A., Causey, J.J., and Clancy, J.L. (2014). *Naegleria fowleri*: An emerging drinking water pathogen. *J. Am. Water Works Assoc.*, 106(10): E418-E432.
- Barwick, R.S., Levy, D.A., Craun, G.F., Beach, M.J., and Calderon, R.L. (2000). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1997–1998. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 49: 1–21.
- Berrilli, F., Di Cave, D., De Liberato, C., Franco, A., Scaramozzino, P., and Orecchia, P. (2004). Genotype characterisation of *Giardia duodenalis* isolates from domestic and farm animals by SSU-rRNA gene sequencing. *Vet. Parasitol.*, 122(3):193–199.

Bhowmick, U.D., and Bhattacharjee, S. (2018). Bacteriological, clinical and virulence aspects of *Aeromonas*-associated diseases in humans. *Pol. J. Microbiol.*, 67(2): 137–149.

Boarato-David, E., Guimarães, S., and Cacciò, S. (2017). *Giardia duodenalis*. Dans : J.B., Rose and B., Jiménez-Cisneros (eds.), Global Water Pathogen Project. <http://www.waterpathogens.org> (R. Fayer and W. Jakubowski, (eds) Part 3 Protists) <http://www.waterpathogens.org/book/giardia-duodenalis> Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.

Bosch, A., Guix, S., Sano, D., and Pinto, R.M. (2008). New tools for the study and direct surveillance of viral pathogens in water. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 19(3): 295–301.

Bosch, A., Pintó, R.M., and Guix, S. (2014). Human astroviruses. *Clin. Microbiol. Rev.*, 27(4): 1048–1074.

British Columbia Ministry of Health (2018). Swimmer's itch. HealthLink BC File No. 52, October 2018.

Bruneau, A., Rodrigue, H., Ismael, J., Dion, R. et Allard, R. (2004). Éclosion de *E. coli* O157:H7 associée à la baignade à une plage publique de la région de Montréal-centre. *Relevé des maladies transmissibles au Canada*, 30 : 133–136.

Burillo, A., Pedro-Botet, M.L., and Bouza, E. (2017). Microbiology and epidemiology of Legionnaires' disease. *Infect. Dis. Clin. North Am.*, 31(1): 7–27.

Butler, A.J., Thomas, M.K., and Pintar, K.D.M. (2015). Expert elicitation as a means to attribute 28 enteric pathogens to foodborne, waterborne, animal contact, and person-to-person transmission routes in Canada. *Foodborne Pathog. Dis.*, 12(4): 335–344.

Calderon, R.L., Mood, E.W., and Dufour, A.P. (1991). Health effects of swimmers and nonpoint sources of contaminated water. *Int. J. Environ. Health Res.*, 1: 21–31.

Candy, D.C. (2007). Rotavirus infection: A systemic illness? *PLoS Med.*, 4(4): e117.

Cangelosi, G., Clark-Curtiss, J., Behr, M., Bull, T., and Stinear, T. (2004). Biology of waterborne pathogenic mycobacteria. Dans : *Pathogenic mycobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management*. IWA Publishing. World Health Organization. Geneva, Switzerland. pp. 39–54.

Cann, K.F., Thomas, D.R., Salmon, R.L., Wyn-Jones, A.P., and Kay, D. (2013). Extreme water-related weather events and waterborne disease. *Epidemiol. Infect.* 141: 671–686.

Capewell, L.G., Harris, A.M., Yoder, J.S., Cope, J.R., Eddy, B.A., Roy, S.L., Visvesvara, G.S., Fox, L.M., and Beach, M.J. (2015). Diagnosis, clinical course, and treatment of primary amoebic meningoencephalitis in the United States, 1937–2013. *J. Pediatric Infect. Dis. Soc.*, 4(4): e68–e75.

Carter, M.J. (2005). Enterically infecting viruses: Pathogenicity, transmission and significance for food and waterborne infection. *J. Appl. Microbiol.*, 98(6): 1354–1380.

Caul, E.O. (1996). Viral gastroenteritis: Small round structured viruses, caliciviruses and astroviruses. Part II. The epidemiological perspective. *J. Clin. Pathol.*, 49(12): 959–964.

CCME (1999). Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Conseil canadien des ministres de l'environnement.

CDC (2004a). Parasites and health: cercarial dermatitis. DPDx Laboratory Identification of Parasites of Public Health Concern. Centres for Disease Control and Prevention, Atlanta, Georgia.

CDC (2004b). Parasitic disease information – fact sheet: cercarial dermatitis. Division of Parasitic Diseases. Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, Georgia.

CDC (2005a). Shigellosis. Division of Bacterial and Mycotic Diseases, Centers for Disease Control and Prevention, United States Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgia. Disponible à l'adresse : www.cdc.gov.

CDC (2005b). Leptospirosis. Division of Bacterial and Mycotic Diseases, Centers for Disease Control and Prevention, United States Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgia. Disponible à l'adresse : www.cdc.gov.

CDC (2008). Surveillance for Waterborne Disease and Outbreaks Associated with Recreational Water Use and Other Aquatic Facility-Associated Health Events — United States, 2005–2006 and Surveillance for Waterborne Disease and Outbreaks Associated with Drinking Water and Water Not Intended for Drinking — United States, 2005–2006. Surveillance Summaries. MMWR 2008;57(no. SS-9).

CDC (2013a). Antibiotic Resistance Threats in the United States, 2013.

CDC (2013b). Norovirus clinical overview. Disponible à l'adresse : www.cdc.gov/norovirus/hcp/clinical-overview.html.

CDC (2015). Viral hepatitis – hepatitis A information. Disponible à l'adresse : www.cdc.gov/hepatitis/hav/havfaq.htm.

CDC (2019). Parasites — *Naegleria fowleri* — Primary Amebic Meningoencephalitis (PAM) — Amebic Encephalitis. General Information. Centers for Disease Control and Prevention. Atlanta, GA. <https://www.cdc.gov/parasites/naegleria/general.html> [consulté en juillet 2019].

CDC (2020). Surveillance reports for recreational water-associated disease & outbreaks. Atlanta, GA : US Department of Health and Human Services, CDC. Disponible à l'adresse : <https://www.cdc.gov/healthywater/surveillance/rec-water-surveillance-reports.html>

CDC (2021b). Parasites – *Acanthamoeba* – Granulomatous Amebic Encephalitis (GAE); Keratitis. Center for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA. <https://www.cdc.gov/parasites/acanthamoeba/index.html> [consulté en juillet 2021].

CDC (2021c). Parasites – *Cryptosporidium* (also known as “Crypto”). Illness & Symptoms. Center for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA. <https://www.cdc.gov/parasites/crypto/index.html> [consulté en mai 2021].

Cervero-Aragó, S., Rodríguez-Martínez, S., Puertas-Bennasar, A., and Araujo, R.M. (2015). Effect of common drinking water disinfectants, chlorine and heat, on free *Legionella* and amoebae-associated *Legionella*. PLoS ONE, 10 (8), art. no. e0134726.

Cervero-Aragó, S., Schrammel, B., Dietersdorfer, E., Sommer, R., Lück, C., Walochnik, J., and Kirschner, A. (2019). Viability and infectivity of viable but nonculturable *Legionella pneumophila* strains induced at high temperatures. Water Res., 158: 268–279.

Chakravarty, S. and Anderson, G.G. (2015). The genus *Pseudomonas*. Dans : Practical handbook of microbiology. Goldman, E. and Green, L.H. (eds.). Third edition. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, pp. 321–343.

- Chalmers, R.M. (2014a). *Acanthamoeba*. Dans : Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks. Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK, pp. 263–276.
- Chalmers, R.M. (2014b). *Naegleria*. Dans : Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks: Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK, pp. 407–416.
- Chambers, P.A., Guy, M., Roberts, E.S., Charlton, M.N., Kent, R., Gagnon, C., Grove, G. et Foster, N. (2001). Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. Agriculture et agroalimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada. 271 p.
- Chappell, C.L., Okhuysen, P.C., Sterling, C.R., Wang, C., Jakubowski, W., and Dupont, H.L. (1999). Infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy adults with pre-existing anti-*C. parvum* serum immunoglobulin G. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 60(1): 157–164.
- Chappell, C.L., Okhuysen, P.C., Langer-Curry, R., Widmer, G., Akiyoshi, D.E., Tanriverdi, S., and Tzipori, S. (2006). *Cryptosporidium hominis*: experimental challenge of healthy adults. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 75(5):851–857.
- Chapron, C.D., Ballester, N.A., Fontaine, J.H., Frades, C.N., and Margolin, A.B. (2000). Detection of astroviruses, enteroviruses, and adenovirus types 40 and 41 in surface waters collected and evaluated by the information collection rule and an integrated cell culture-nested PCR procedure. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66: 2520–2525.
- Charoenca, N. and Fujioka, R. (1995). Association of staphylococcal skin infections and swimming. *Water Sci. Technol.*, 31: 11–18.
- Cheetham, S., Souza, M., McGregor, R., Meulia, T., Wang, Q., and Saif, L.J. (2007). Binding patterns of human norovirus-like particles to buccal and intestinal tissues of gnotobiotic pigs in relation to A/H histo-blood group antigen expression. *J. Virol.*, 81(7): 3535–3544.
- City of Hamilton (2020). Public Health responding to *E. coli* outbreak at Valens Lake Conservation Area. City of Hamilton News Releases. Disponible à l'adresse : <https://www.hamilton.ca/government-information/news-centre/news-releases/public-health-responding-e-coli-outbreak-valens>.
- Cliver, D.O. and Moe, C.L. (2004). Prospects of waterborne viral zoonoses. Dans : Waterborne zoonoses: identification, causes, and control. Cotruvo, J.A., Dufour, A., Rees, G., Bartram, J., Carr, R., Cliver, D.O., Craun, G.F., Fayer, R., and Gannon, V.P.J. (eds.). IWA Publishing, London, UK, pp. 242–254.
- Chia, J.K. and Chia, A.Y. (2008). Chronic fatigue syndrome is associated with chronic enterovirus infection of the stomach. *J. Clin. Pathol.*, 61(1): 43–48.
- Cope, J.R. and Ali, I.K. (2016). Primary Amebic Meningoencephalitis: What have we learned in the last 5 years? *Curr. Infect. Dis. Rep.*, 18: 31.
- Corsi, S.R., Borchardt, M.A., Spencer, S.K., Hughes, P.E., and Baldwin, A.K. (2014). Human and bovine viruses in the Milwaukee River watershed: Hydrologically relevant representation and relations with environmental variables. *Sci. Total Environ.*, 490: 849–860.
- Cotton, J.A., Beatty, J.K., and Buret, A.G. (2011). Host parasite interactions and pathophysiology in *Giardia* infections. *Int. J. Parasitol.*, 41(9):925–933.
- Crabtree, K.D., Gerba, C.P., Rose, J.B., and Haas, C.N. (1997). Waterborne adenovirus: a risk assessment. *Water Sci. Technol.*, 35: 1–6.

Croxen, M.A., Law, R.J., Scholz, R., Keeney, K.M., Włodarska, M., and Finlay, B.B. (2013). Recent advances in understanding enteric pathogenic *Escherichia coli*. *Clin. Microbiol. Rev.*, 26(4): 822-880.

David, M.Z., and Daum, R.S. (2010). Community-associated methicillin-resistant *Staphylococcus aureus*: epidemiology and clinical consequences of an emerging epidemic. *Clin. Microbiol. Rev.*, 23(3): 616-687.

Davies, R.B., and Hibler, C.P. (1979). Animal reservoirs and cross-species transmission of *Giardia*. Dans : Waterborne transmission of giardiasis. Jakubowski, W. and Hoff, J.C. (eds.). EPA 600/9-79-001, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, pp. 104-126.

De Groote, M.A. (2004). Disease resulting from contaminated equipment and invasive procedures. Dans : Pathogenic mycobacteria in water – A guide to public health consequences, monitoring and management. S. Pedley et al. (eds.). World Health Organization, Geneva, Switzerland. pp: 131-142.

de Lacerda, A.G., and Lira, M. (2021). Acanthamoeba keratitis: a review of biology, pathophysiology and epidemiology. *Ophthalmic Physiol. Opt.*, 41: 116-135.

Degnan, A.J. (2006). Chapter 16: *Pseudomonas*. Dans : Waterborne pathogens. A WWA manual of water supply practices M48.. Second edition. American Water Works Association, Denver, CO, pp. 131-134.

Denis-Mize, K., Fout, G.S., Dahling, D.R., and 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.

Denno, D.M., Keene, W.E., Hutter, C.M., Koepsell, J.K., Patnode, M., Flodin-Hursh, D., Stewart, L.K., Duchin, J.S., Rasmussen, L., Jones, R., and Tarr, P.I. (2009). Tri-county comprehensive assessment of risk factors for sporadic reportable bacterial enteric infection in children. *J. Infect. Dis.*, 199: 467-476.

Dorevitch, S., Dworkin, M.S., DeFlorio, S.A., Janda, W.M., Wuellner, J., and Hershaw, R.C. (2012). Enteric pathogens in stool samples of Chicago-area water recreators with new onset gastrointestinal symptoms. *Water Res.*, 46: 4961-4972.

Dufour, A., Wade, T.J., and Kay D. (2012). Epidemiological studies on swimmer health effects associated with potential exposure to zoonotic pathogens in bather beach water – a review. Dans : Animal Waste, Water Quality and Human Health. Dufour, A., Bartram, J., Bos, R., and Gannon, V. IWA Publishing, London, UK.

DuPont, H.L., Chappell, C.L., Sterling, C.R., Okhuysen, P.C., Rose, J.B., and Jakubowski, W. (1995). The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. *N. Engl. J. Med.*, 332: 855-859.

Economy, L.M., Wiegner, T.N., Strauch, A.M., Awaya, J.D., and Gerken, T. (2019). Rainfall and streamflow effects on estuarine *Staphylococcus aureus* and fecal indicator bacteria concentrations. *J. Environ. Qual.*, 48: 1711-1721.

Edelstein, P.H., and Roy, C.R. (2015). Legionnaires' disease and Pontiac fever. Dans : Mandell, Douglas, and Bennett's principles and practice of infectious diseases. Bennett, J.E. et al. (eds.). Saunders. Philadelphia, PA. pp. 2633-2644.

Edge, T.A., Khan, I.U.H., Bouchard, R., Guo, J., Hill, S., Locas, A., Moore, L., Neumann, N., Nowak, E., Payment, P., Yang, R., Yerubandi, R., and Watson, S. (2013). Occurrence of waterborne pathogens and *Escherichia coli* at offshore drinking water intakes in Lake Ontario. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79(19): 5799-5813.

Elvio-García, L., Cortes-Campos, A., and Jiménez-Cardoso, E. (2005). Genotype of *Giardia intestinalis* isolates from children and dogs and its relationship to host origin. *Parasitol. Res.*, 97(1):1-6.

- Englebert, E.T., McDermott, C., and Kleinheinz, G.T. (2008). Effects of the nuisance algae, *Cladophora*, on *Escherichia coli* at recreational beaches in Wisconsin. *Sci. Total. Environ.*, 404:10–17.
- Eregno, F.E., Tryland, I., Tjomsland, T., Myrmel, M., Robertson, L., and Heistad, A. (2016). Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events. *Sci. Total Environ.*, 548-549: 270–279.
- Erlandsen, S.L., Sherlock, L.A., Januschka, M., Schupp, D.G., Schaefer, F.W. III, Jakubowski, W., and Bemrick, W.J. (1988). Cross-species transmission of *Giardia* spp.: inoculation of beavers and muskrats with cysts of human, beaver, mouse, and muskrat origin. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54(11): 2777–2785.
- Estes, M.K., and Greenberg, H.B. (2013). Rotaviruses. Dans : *Fields virology*. Knipe, D.M. and Howley, P.M. (eds.). Sixth edition. Wolters Kluwer Health/Lippincott Williams & Wilkins, Philadelphia, PA., pp. 1347–1401.
- Falkinham, J.O. (2015). The *Mycobacterium avium* complex and slowly growing mycobacteria. Dans : *Molecular medical microbiology*. Second edition. Elsevier Ltd., London, UK. pp. 1669–1678.
- Falkinham, J.O. III, Hilborn, E.D., Arduino, M.J., Pruden, A., and Edwards, M.A. (2015). Epidemiology and ecology of opportunistic premise plumbing pathogens: *Legionella pneumophila*, *Mycobacterium avium*, and *Pseudomonas aeruginosa*. *Environ. Health Perspect.*, 123(8): 749–758.
- Falkinham, J.O. III (2016a). Current epidemiologic trends of the nontuberculous mycobacteria (NTM). *Curr. Environ. Health Rep.*, 3(2): 161–167.
- Falkinham, J.O. (2016b). Nontuberculous mycobacteria: Community and nosocomial waterborne opportunistic pathogens. *Clin. Microbiol. News*, 38(1): 1–7.
- Farthing, M.J. (2000). Clinical aspects of human cryptosporidiosis. *Contrib. Microbiol.*, 6:50–74.
- Ferley, J.P., Zmirou, D., Balducci, F., Baleux, B., Fera, P., Larbaigt, G., Jacq, E., Moissonnier, B., Blineau, A., and Boudot, J. (1989). Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. *Int. J. Epidemiol.*, 18: 198–205.
- Fogarty, L.R., Haack, S.K., Johnson, H.E., Brennan, A.K., Isaacs, N.M., and Spencer, C. (2015). *Staphylococcus aureus* and methicillin-resistant *S. aureus* (MRSA) at ambient freshwater beaches. *J. Water Health*, 13(3): 680–692.
- Fricker, C.R. (2006). *Campylobacter*. Dans : *Waterborne pathogens. A WWA manual of water supply practices M48*. Second edition. American Water Works Association, Denver CO. pp. 87–91.
- FSA (2000). A report of the study of infectious intestinal disease in England. Food Standards Agency, HMSO, London, UK.
- Gammie, L., Goatcher, L., and Fok, N. (2000). A *Giardia/Cryptosporidium* near miss? Dans : *Proceedings of the 8th National Conference on Drinking Water*, Quebec City, Quebec, October 28–30, 1998. Canadian Water and Wastewater Association, Ottawa, Ontario.
- Geldreich, E.E. (revised by Degnan, A.J.) (2006). *Pseudomonas*. Dans : *Waterborne pathogens. A WWA manual of water supply practices M48*. Second edition. American Water Works Association, Denver, CO. pp. 131–134.
- George, K.L., Parker, B.C., Gruft, H., and Falkinham III, J.O. (1980). Epidemiology of infection by nontuberculous mycobacteria. II. Growth and survival in natural waters. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 122 (1): 89-94.

- Gerba, C.P. (2000). Assessment of enteric pathogen shedding by swimmers during recreational activity and its impact on water quality. *Quant. Microbiol.*, 2: 55–68.
- Gofti-Laroche, L., Gratacap-Cavallier, B., Demanse, D., Genoulaz, O., Seigneurin, J.M., and Zmirou, D. (2003). Are waterborne astrovirus implicated in acute digestive morbidity (E.M.I.R.A. study)? *J. Clin. Virol.*, 27(1): 74–82.
- Goodwin, K.D., McNay, M., Cao, Y., Ebentier, D., Madison, M., and Griffith, J.F. (2012). A multi-beach study of *Staphylococcus aureus*, MRSA, and enterococci in seawater and beach sand. *Water Res.*, 46: 4195–4207.
- Gordy, M.A., Cobb, T.P., and Hanington, P.C. (2018). Swimmer's itch in Canada: a look at the past and a survey of the present to plan for the future. *Environ. Health*, 17: 73.
- Gouvernement du Canada (2020). Résumé annuel 2019 du Programme national de surveillance des maladies entériques : Agence de la santé publique du Canada, Guelph, ON
- Gouvernement du Canada (2022a). Norovirus. Consulté en juin 2022 à : <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/intoxication-alimentaire/norovirus.html>
- Gouvernement du Canada (2022b). Symptômes de l'hépatite E. Consulté en juin 2022 à : <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/maladies/hepatite-e/symptomes-hepatite-e.html>
- Gouvernement du Canada (2022c). Fiche de renseignements - *Staphylococcus aureus* résistant à la méthicilline (SARM) d'origine communautaire. Consulté en juin 2022 à : <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/maladies-infectieuses/fiche-reseignements-staphylococcus-aureus-resistant-a-methicilline-sarm-origine-communautaire.html>
- Graciaa, D.S., Cope, J.R., Roberts, V.A., Cikes, B.L., Kahler, A.M., Vigar, M., Hilborn, E.D., Wade, T.J., Backer, L.C., Montgomery, S.P., Secor, W.E., Hill, V.R., Beach, M.J., Fullerton, K.E., Yoder, J.S., and Hlavsa, M.C. (2018). Outbreaks associated with untreated recreational water – United States, 2000–2014. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 67(25): 701–706.
- Graham, D.Y., Jiang, X., Tanaka, T., Opekun, A.R., Madore, H.P., and Estes, M.K. (1994). Norwalk virus infection of volunteers: new insights based on improved assays. *J. Infect. Disease*, 170: 34–43.
- Gray, J.J., Green, J., Cunliffe, C., Gallimore, C., Lee, J.V., Neal, K., and Brown, D.W.G. (1997). Mixed genogroup SRSV infections among a party of canoeists exposed to contaminated recreational water. *J. Med. Virol.*, 52(4): 425–429.
- Graziani, C., Losasso, C., Luzzi, I., Ricci, A., Scavia, G., and Pasquali, P. (2017). *Salmonella*. Dans : *Foodborne diseases*: Third edition. Dodd, C. et al. (eds.). Academic Press. Cambridge, MA. pp. 133–169.
- Griffin, D.W., Gibson, C.J., Lipp, E.K., Riley, K., Paul, J.H. III, and 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: 4118–4125.
- Griffith, J.F., Weisberg, S.B., Arnold, B.F., Cao, Y., Schiff, K.C., and Colford Jr., J.M. (2016). Epidemiologic evaluation of multiple alternate microbial water quality monitoring indicators at three California beaches. *Water Res.*, 94: 371–381.
- Guy, R.A., Payment, P., Krull, U.J., and Horgen, P.A. (2003). Real-time PCR for quantification of *Giardia* and *Cryptosporidium* in environmental water samples and sewage. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(9): 5178–5185.

- Guy, R.A., Arsenault, J., Kotchi, S.O., Gosselin-Théberge, M., Champagne, M.J., and Berthiaume, P. (2018). *Campylobacter* in recreational lake water in southern Quebec, Canada: presence, concentration, and association with precipitation and ruminant farm proximity. *J. Water Health*, 16(4): 516–529.
- Haack, S.K., Fogarty, L.R., Stezer, E.A., Fuller, L.M., Brennan, A.K., Isaacs, N.M., and Johnson, H.E. (2013). Geographic setting influences Great Lakes beach microbiological water quality. *Environ. Sci. Technol.*, 47: 12054–12063.
- Haake, D.A. and Levett, P.N. (2015) Leptospirosis in Humans. Dans : Adler, B. (ed.) *Leptospira and Leptospirosis. Current Topics in Microbiology and Immunology*, vol1387. Springer, Berlin.
- Haas, C.N., Rose, J.B., and Gerba, C.P. (2014). Quantitative microbial risk assessment. Second edition. John Wiley, New York, NY.
- Hall, N.H. (2006). *Legionella*. Dans : Waterborne pathogens. A WWA manual of water supply practices M48. Second edition: American Water Works Association, Denver CO. pp. 119–124
- Hallenbeck, W.H., and Brenniman, G.R. (1989). Risk of fatal amebic meningoencephalitis from waterborne *Naegleria fowleri*. *Environ. Manag.*, 13(2): 227–232.
- Hamilton, K.A., Weir, M.H., and Haas, C.N. (2017). Dose response models and a quantitative microbial risk assessment framework for the *Mycobacterium avium* complex that account for recent developments in molecular biology, taxonomy, and epidemiology. *Water Res.*, 109: 310–326.
- Hanevik, K., Wensaas, K., Rortveit, G., Egil Eide, G., Mørch, and Langeland, N. (2014). Irritable bowel syndrome and chronic fatigue 6 years after *Giardia* infections: a controlled prospective cohort study. *Clin. Infect. Dis.*, 59(10): 1394–1400.
- Hellein, K.N., Battie, C., Tauchman, E., Lund, D., Oyarzabal, O.A., and Lepo, J.E. (2011) Culture-based indicators of fecal contamination and molecular microbial indicators rarely correlate with *Campylobacter* spp. in recreational waters. *J. Water Health*, 9: 695–707.
- Hewlett, E.L., Andrews, J.S., Jr., Ruffier, J., and Schaefer, and F.W. III (1982). Experimental infection of mongrel dogs with *Giardia lamblia* cysts and cultured trophozoites. *J. Infect. Dis.*, 145(1): 89–93.
- Hibler, C.P., Hancock, C.M., Perger, L.M., Wegrzyn, J.G., and Swabby, K.D. (1987). Inactivation of *Giardia* cysts with chlorine at 0.5 to 5.0°C. Technical Research Series, American Water Works Association, Den ver, CO. 39 pp.
- Hintaran, A.D., Kliffen, S.J., Lodder, W., Pijnacker, R., Brandwagt, D., van der Bij, A.K., Siedenburg, E., Sonder, G.J.B., Fanoy, E.B., and Joosten, R.E. (2018). Infection risk of city canal swimming events in the Netherlands in 2016. *PLoS One*, 13(7): e0200616.
- Hlavsa, M.C., Cikes, B.L., Roberts, V.A., Kahler, A.M., Vigar, M., Hilborn, E.D., Wade, T.J., Roellig, D.M., Murphy, J.L., Xiao, L., Yates, K.M., Kunz, J.M., Arduino, M.J., Reddy, S.C., Fullerton, K.E., Cooley, L.A., Beach, M.J., Hill, V.R., and Yoder, J.S. (2018). Outbreaks associated with treated recreational water — United States, 2000–2014. *Am. J. Transplant.*, 18(7): 1815–1819.
- Hoque, M.E., Hope, V.T., Scragg, R., and Kjellstrom, T. (2003). Children at risk of giardiasis in Auckland: a case-control analysis. *Epidemiol. Infect.*, 131(1): 655–662.
- Huang, H., Brooks, B.W., Lowman, R., and Carrillo, C.D. (2015). *Campylobacter* species in animal, food, and environmental sources, and relevant testing programs in Canada. *Can. J. Microbiol.*, 61(10): 701–721.

- Hunter, P.R. (1997). *Waterborne disease—epidemiology and ecology*. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Hunter, P.R. and Thompson, R.C. (2005). The zoonotic transmission of *Giardia* and *Cryptosporidium*. *Int. J. Parasitol.*, 35(11–12): 1181–1190.
- Hutson, A.M., Atmar, R.L., Marcus, D.M., and Estes, M.K. (2003). Norwalk virus -like particle hemagglutination by binding to H histoblood group antigens. *J. Virol.*, 77: 405–415.
- Isaac-Renton, J., Bowie, W.R., King, A., Irwin, G.S., Ong, C.S., Fung, C.P., Shokeir, M.O., and Dubey, J.P. (1998). Detection of *Toxoplasma gondii* oocysts in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64(6): 2278–2280.
- Ishii, S., Yan, T., Shively, D.A., Byappanahalli, M.N., Whitman, R.L., and Sadowsky, M.J. (2006). *Cladophora* (Chlorophyta) spp. harbor human bacterial pathogens in nearshore water of Lake Michigan. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(7): 4545–4553.
- Ishii, S. and Sadowsky, M.J. (2008). *Escherichia coli* in the environment: Implications for water quality and human health. *Microbes Environ.*, 23(2): 101–108.
- Janda, J.M. and Abbott, S.L. (2010). The genus *Aeromonas*: Taxonomy, pathogenicity, and infection. *Clinical Microbiology Reviews*, 23(1): 35–73.
- Jiang, S.C. and Chu, W. (2004). PCR detection of pathogenic viruses in southern California urban rivers. *J. Appl. Microbiol.*, 97: 17–28.
- Jokinen, C.C., Koot, J., Cole, L., Desruisseau, A., Edge, T.A., Khan, I.U.H., Koning, W., Lapen, D.R., Pintar, K.D.M., Reid-Smith, R., Thomas, J.L., Topp, E., Wang, L.Y., Wilkes, G., Ziebell, K., van Bochove, E., and Gannon, V.P.J. (2015). The distribution of *Salmonella enterica* serovars and subtypes in surface water from five agricultural regions across Canada. *Water Res.*, 76: 120–131.
- Jones, T.H., Brassard, J., Topp, E., Wilkes, G., and Lapen, D.R. (2017). Waterborne viruses and F-specific coliphages in mixed-use watersheds: microbial associations, host specificities, and affinities with environmental/land use factors. *Appl. Environ. Microbiol.*, 83:e02763-16.
- Juárez, M.M., Tártara, L.I., Cid, A.G., Real, J.P., Bermúdez, J.M., Rajal, V.B., and Palma, S.D. (2018). *Acanthamoeba* in the eye, can the parasite hide even more? Latest developments on the disease. *Cont. Lens Anterior Eye*, 41(3): 245–251.
- Kadykalo, S., Thomas, J., Parmley, E.J., Pintar, K., and Fleury, M. (2020). Antimicrobial resistance of *Salmonella* and generic *Escherichia coli* isolated from surface water samples used for recreation and a source of drinking water in southwestern Ontario, Canada. *Zoonoses Public Health*, 67: 566–575.
- Kaur, S. (2014). Chapter 9: Pathogenic mycobacteria and water. Dans: *Water and health*. Singh, P.P. and Sharma, V. (eds.) Springer. India. pp. 137–153.
- Keithlin, J., Sargeant, J., Thomas, M.K., and Fazil, A. (2014). Chronic sequelae of *E. coli* O157: Systematic review and meta-analysis of the proportion of *E. coli* O157 cases that develop chronic sequelae. *Foodborne Pathog. Dis.*, 11(2): 79–95.
- Keithlin, J., Sargeant, J.M., Thomas, M.K., and Fazil, A. (2015). Systematic review and meta-analysis of the proportion of non-typhoidal *Salmonella* cases that develop chronic sequelae. *Epidemiol. Infect.*, 143: 1333–1351.
- Khan, I.U.H., Loughborough, A., and Edge, T.A. (2009). DNA -based real-time detection and quantification of aeromonads from fresh water beaches on Lake Ontario. *J. Water Health*, 7(2): 312–323.

- Khan, I.U.H., Hill, S., Nowak, E., Palmer, M.E., Jarjanzai, H., Lee, D.Y., Mueller, M., Schop, R., Weir, S., Irwin Abbey, A.M.I., Winter, J., and Edge, T.A. (2013a). Investigation of the prevalence of thermophilic *Campylobacter* species at Lake Simcoe recreational beaches. *Inland Wat.*, 3: 93–104.
- Khan, I.U.H., Hill, S., Nowak, E., and Edge, T.A. (2013b). Effect of incubation temperature on the detection of thermophilic *Campylobacter* species from freshwater beaches, nearby wastewater effluents, and bird fecal droppings. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79(24): 7639–7645.
- Kobayashi, M., Oana, K., and Kawakami, Y. (2014). Bath water contamination with *Legionella* and nontuberculous mycobacteria in 24-hour home baths, hot springs, and public bathhouses in Nagano Perfecture, Japan. *Jpn. J. Infect. Dis.*, 67: 276–281.
- Kothary, M.H. and Babu, U.S. (2001). Infective dose of foodborne pathogens in volunteers: A review. *J. Food Safety*, 21(1): 49–73.
- Kramer, M.H., Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Calderon, R.L., and Juranek, D.D. (1996). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1993–1994. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 45: 1–33.
- Krikellis, V., Spyrou, N., Markoulatos, P., and Serie, C. (1985). Seasonal distribution of enteroviruses and adenoviruses in domestic sewage. *Can. J. Microbiol.*, 31: 24–25.
- Kucik, C.J., Martin, G.L., and Sortor, B.V. (2004). Common intestinal parasites. *Am. Fam. Physician*, 69(5):1161–1168.
- La Rosa, G., Bonadonna, L., Lucentini, L., Kenmoe, S., and Suffredini, E. (2020). Coronavirus in water environments: occurrence, persistence and concentration methods – a scoping review. *Water Res.*, 179: 115899.
- Laitinen, O.H., Honkanen, H., Pakkanen, O., Oikarinen, S., Hankaniemi, M.M., Huhtala, H., Ruokoranta, T., Lecouturier, V., André, P., Harju, R., Virtanen, S.M., Lehtonen, J., Almond, J.W., Simell, T., Simell, O., Ilinen, J., Veijola, R., Knip, M., and Hyöty, H. (2014). Coxsackievirus B1 is associated with induction of β -cell autoimmunity that portends type 1 diabetes. *Diabetes*, 63: 446–455.
- Lan Chun, C., Kahn, C.I., Borchert, A.J., Byappanahalli, M.N., Whitman, R.L., Peller, J., Pier, C., Lin, G., Johnson, E.A., and Sadowsky, M.J. (2015). Prevalence of toxin-producing *Clostridium botulinum* associated with the macroalga *Cladophora* in three Great Lakes: growth and management. *Sci. Total Environ.*, 511: 523–529.
- Laverick, M.A., Wyn-Jones, A.P., and Carter, M.J. (2004). Quantitative RT-PCR for the enumeration of noroviruses (Norwalk-like viruses) in water and sewage. *Lett. Appl. Microbiol.*, 39: 127–136.
- LeChevallier, M.W., (2006). *Mycobacterium avium* complex. Dans : Waterborne pathogens. A WWA manual of water supply practices M48. Second edition. American Water Works Association, Denver CO. pp. 125–130.
- Lee, S.H., Levy, D.A., Craun, G.F., Beach, M.J., and Calderon, R.L. (2002). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1999–2000. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 51: 1–47.
- Lee, C.S., Lee, C., Marion, J., Want, Q., Saif, L., and Lee, J. (2014). Occurrence of human enteric viruses at freshwater beaches during swimming season and its link to water inflow. *Sci. Total Environ.*, 472: 757–766.
- Leighton, B.J., Ratzlaff, D., McDougall, C., Stewart, G., Nadine, A., and Gustafson, L. (2004). Schistosome dermatitis at Crescent Beach—preliminary report. *Environ. Health Rev.*, Spring: 5–13.
- Lennon, G., Cashman, O., Lane, K., Cryan, B., and O'Shea, H. (2007). Prevalence and characterization of enteric adenoviruses in the south of Ireland. *J. Med. Virol.*, 79(10): 1518–1526.

- Leoni, E., Catalani, F., Marini, S., and Dallolio, L. (2018). Legionellosis associated with recreational waters: a systematic review of cases and outbreaks in swimming pools, spa pools, and similar environments. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15: 1612.
- Levantesi, C., Bonadonna, L., Briancesco, R., Grohmann, E., Toze, S., and Tandoi, V. (2012). *Salmonella* in surface and drinking water: occurrence and water-mediated transmission. *Food Res. Int.*, 45: 587–602.
- Lévesque, B., Giovenazzo, P., Guerrier, P., Laverdière, D., and Prud'Homme, H. (2002). Investigation of an outbreak of cercarial dermatitis. *Epidemiol. Infect.*, 129: 379–386.
- Levett P.N. (2015) Systematics of *Leptospiraceae*. Dans : *Leptospira and Leptospirosis. Current Topics in Microbiology and Immunology*, vol 387. Adler, B. (ed.). Springer, Berlin.
- Levin-Edens, E., Soge, O.O., No, D., Stiffarm, A., Meschke, J.S., and Roberts, M.C. (2012). Methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* from Northwest marine and freshwater recreational beaches. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 79: 412–420.
- Levy, D.A., Bens, M.S., Craun, G.F., Calderon, R.L, and Herwaldt, B.L. (1998). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1995–1996. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 47: 1–34.
- Lightfoot, D. (2004). *Salmonella* and other enteric organisms. Dans : *Waterborne zoonoses: identification, causes, and control*. Cotruvo, J.A., Dufour A., Rees, G., Bartram, J., Carr, R., Cliver, D.O., Craun, G.F., Fayer, R., and Gannon, V.P.J. (eds.). IWA Publishing, London, UK pp. 228–241.
- Lindesmith, L., Moe, C., Marionneau, S., Ruvoen, N., Jiang, X., Lindblad, L., Stewart, P., Lependu, J., and Baric, R. (2003). Human susceptibility and resistance to Norwalk virus infection. *Nat. Med.*, 9(5): 548–553.
- Lipp, E.K., Kurz, R., Vincent, R., Rodriguez-Palacios, C., Farrah, S.R., and Rose, J.B. (2001). The effects of seasonal variability and weather on microbial fecal pollution and enteric pathogens in a subtropical estuary. *Estuaries*, 24: 266–276.
- Lönnrot, M., Korpela, K., Knip, M., Ilonen, J., Simell, O., Korhonen, S., Savola, K., Muona, P., Simell, T., Koskela, P., and Hyöty, H. (2000). Enterovirus infections as a risk factor for β -cell autoimmunity in a prospectively observed birth cohort: The Finnish diabetes prediction and prevention study. *Diabetes*, 49(8): 1314–1318.
- LPSN (2019). List of prokaryote names with standing in nomenclature (LPSN). Consulté en juin 2019 à l'adresse : www.bacterio.net.
- LPSN (2020) Genus *Pseudomonas*. Consulté en octobre 2020 à l'adresse : <https://www.bacterio.net/genus/pseudomonas>.
- Manitoba Water Stewardship (2007). Manitoba's water protection handbook. Manitoba Water Stewardship, Winnipeg, MB. Disponible à l'adresse : https://www.gov.mb.ca/sd/pubs/water/lakes-beaches-rivers/water_protection_handbook.pdf
- Marciano-Cabral, F., and Cabral, G.A. (2007). The immune response to *Naegleria fowleri* amebae and pathogenesis of infection. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.*, 51(2): 243–259.
- Marino, F., Moringo, M., Martinez-Manzanares, E., and Borrego, J. (1995). Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain). *Water Sci. Technol.*, 31: 5–9.

- Marion, J.W., Lee, C., Lee, C.S., Wang, Q., Lemeshow, S., Buckley, T.J., Saif, L.J., and Lee, J. (2014). Integrating bacterial and viral water quality assessment to predict swimming-associated illness at a freshwater beach: A cohort study. *PLoS One*, 9(11).
- Marthaler, D., Rossow, K., Gramer, M., Collins, J., Goyal, S., Tsunemitsu, H., Kuga, K., Suzuki, T., Ciarlet, M., and Matthijnssens, J. (2012). Detection of substantial porcine group B rotavirus genetic diversity in the United States, resulting in a modified classification proposal for G genotypes. *Virology*, 433(1): 85–96.
- Matson, D.O. (2004). Caliciviruses and hepatitis E virus. Dans : *Textbook of pediatric infectious diseases*. Feigin, R.D., Cherry, J.D., Demmler, G.J., and Kaplan, S.L. (eds.). Fifth edition. Saunders Co., Philadelphia, PA.
- McBride, G.B., Stott, R., Miller, W., Bambic, D., and Wuertz, S. (2013). Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwater-borne pathogens in recreational waters in the United States. *Water Res.*, 47: 5282–5297.
- Medema G.J., Shaw S., Waite M., Snazzi M., Morreau A., and Grabow W. (2003). Chapter 4: Catchment characterisation and source water quality. Dans : *Assessing microbial safety of drinking water*. World Health Organization, Geneva, Switzerland, pp. 111–158.
- Medema, G.J., Teunis, P.F.M., Havelaar, A.H., and Haas, C.N. (1996). Assessment of the dose-response relationship of *Campylobacter jejuni*. *Int. J. Food Microbiol.*, 30 (1-2):101–111.
- Mena, K.D., and Gerba, C.P. (2009). Waterborne adenovirus. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 198: 133–167.
- Méndez, E., and Arias, C.F. (2007). *Astroviruses*. Dans : *Fields Virology*. Knipe, D.M. and Howley, P.M. (eds.). Fifth edition. Lippincott Williams & Wilkins, Philadelphia, PA.
- Mercado, R., Buck, G.A., Manque, P.A., and Ozaki, L.S. (2007). *Cryptosporidium hominis* infection of the human respiratory tract. *Emerg. Infect. Dis.*, 13(3): 462–464.
- Messner, M.J., Chappell, C.L., and Okhuysen, P.C. (2001). Risk assessment for *Cryptosporidium*: a hierarchical Bayesian analysis of human dose response data. *Water Res.*, 35: 3934–3940.
- Moore, A.C., Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Calderon, R.L., Highsmith, A.K., and Juranek, D.D. (1993). Surveillance for waterborne disease outbreaks—United States, 1991–1992. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 42: 1–22.
- Moore, J.E., Gilpin, D., Crothers, E., Canney, A., Kaneko, A., and Matsuda, M. (2002). Occurrence of *Campylobacter* spp. and *Cryptosporidium* spp. in seagulls (*Larus* spp.). *Vector Borne Zoonotic Dis.*, 2: 111–114.
- Moore, E.R.B., Tindall, B.J., Martins Dos Santos, V.A.P., Pieper, D.H., Ramos, J-L., and Palleroni, N.J. (2006). *Nonmedical: Pseudomonas*. Dans : *The Prokaryotes: A handbook on the biology of bacteria*. Third edition. Volume 4: Bacteria: Firmicutes, Cyanobacteria. Dworkin, M., et al. (eds.). Springer, Singapore. pp. 646–703.
- Morgan, D.R., Johnson, P.C., DuPont, H.L., Satterwhite, T.K., and Wood, L.V. (1985). Lack of correlation between known virulence properties of *Aeromonas hydrophila* and enteropathogenicity for humans. *Infect. Immun.*, 50(1): 62–65.
- Moyer, N.P. (révisé par Standridge, J.) (2006). *Aeromonas*. Dans : *Waterborne pathogens. A WWA manual of water supply practices M48*. Second edition. American Water Works Association, Denver, CO. pp. 81–85.
- Nairn, C., Galbraith, D.N., Taylor, K.W., and Clements, G.B. (1999). Enterovirus variants in the serum of children at the onset of type 1 diabetes mellitus. *Diabetic Med.*, 16(6): 509–513.
- NASEM (2020). *Management of Legionella in Water Systems*. National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/25474>.

- Oikarinen, S., Tauriainen, S., Hober, D., Lucas, B., Vazeou, A., Sioofy-Khojine, A., Bozas, E., Muir, P., Honkanen, H., Ilonen, J., Knip, M., Keskinen, P., Saha, M., Huhtala, H., Stanway, G., Bartsocas, C., Ludvigsson, J., Taylor, K., and Hyöty, H. (2014). Virus antibody survey in different European populations indicates risk association between coxsackievirus B1 and type 1 diabetes. *Diabetes*, 63(2): 655–662.
- Oishi, I., Yamazaki, K., Kimoto, T., Minekawa, Y., Utagawa, E., Yamazaki, S., Inouye, S., Grohmann, G.S., Monroe, S.S., Stine, S.E., Carcamo, C., Ando, T., and Glass, R.I. (1994). A large outbreak of acute gastroenteritis associated with astrovirus among students and teachers in Osaka. *Japan. J. Infect. Dis.*, 170(2): 439–443.
- Okhuysen, P.C., Chappell, C.L., Serling, C.R., Jakubowski, W., and DuPont, H.L. (1998). Susceptibility and serologic response of healthy adults to reinfection with *Cryptosporidium parvum*. *Infect. Immunol.*, 66:441–443.
- Okhuysen, P.C., Chappell, C.L., Crabb, J.H., Sterling, C.R., and DuPont, H.L. (1999). Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. *J. Infect. Dis.*, 180:1275–1281.
- Okhuysen, P.C., Rich, S.M., Chappell, C.L., Grimes, K.A., Widmer, G., Feng, X., and Tzipori, S. (2002). Infectivity of a *Cryptosporidium parvum* isolate of cervine origin for healthy adults and interferon-gamma knockout mice. *J. Infect. Dis.*, 185(9): 1320–1325.
- Olson, M.E., Thorlakson, C.L., Deselliers, L., Worck, D.W., and McAllister, T.A. (1997). *Giardia* and *Cryptosporidium* in Canadian farmanimals. *Vet. Parasitol.*, 68: 375–381.
- Ortega, Y.R., and Sanchez, R. (2010). Update on *Cyclospora cayetanensis*, a food-borne and waterborne parasite. *Clinical Microbiology Reviews*, 23(1): 218–234.
- Oster, R.J., Wijesinghe, R.U., Haack, S.K., Fogarty, L.R., Tucker, T.R., and Riley, S.C. (2014). Bacterial pathogen gene abundance and relation to recreational water quality at seven Great Lakes beaches. *Environ. Sci. Technol.*, 48: 14148–14157.
- Pallansch, M., and Roos, R. (2007). Enteroviruses: Polioviruses, coxsackieviruses, echoviruses, and newer enteroviruses. Dans : *Fields Virology*. Knipe, D.M. and Howley, P.M. (eds.). Fifth edition. Lippincott Williams & Wilkins, Philadelphia, PA.
- Palombo, E.A. and Bishop, R.F. (1996). Annual incidence, serotype distribution, and genetic diversity of human astrovirus isolates from hospitalized children in Melbourne, Australia. *J. Clin. Microbiol.*, 34(7): 1750–1753.
- Pang, X., Qiu, Y., Gao, T., Zurawell, R., Neumann, N.F., Craik, S., and Lee, B.E. (2019). Prevalence, levels and seasonal variations of human enteric viruses in six major rivers in Alberta, Canada. *Water Res.*, 153: 349–356.
- Payment, P. (1984). Viruses and bathing beach quality. *Can. J. Public Health*, 75: 43–48.
- Payment, P., Berte, A., Prevost, M., Menard, B., and Barbeau, B. (2000). Occurrence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence River (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water. *Can. J. Microbiol.*, 46: 565–576.
- Percival, S.L., Chalmers, R.L., Embrey, M., Hunter, P.R., Sellwood, J., and Wyn-Jones, P. (2004). *Microbiology of waterborne diseases*. Elsevier Academic Press, San Diego, CA.
- Percival, S.L., and Williams, D.W. (2014a). *Aeromonas*. Dans : *Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks*: Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK. pp. 49–64.
- Percival, S.L., and Williams, D.W. (2014b). *Campylobacter*. Dans : *Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks*: Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK. pp. 65–78.

Percival, S.L., and Williams, D.W. (2014c). *Escherichia coli*. Dans : Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks: Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK. pp. 89–117.

Percival, S.L., and Williams, D.W. (2014d). *Legionella*. Dans : Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks: Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK. pp. 155–175.

Percival, S.L., and Williams, D.W. (2014e). *Mycobacterium*. Dans : Microbiology of waterborne diseases. Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK, pp. 177–207.

Percival, S.L., and Williams, D.W. (2014f). *Salmonella*. Dans : Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks. Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK. pp. 209–222.

Percival, S.L., and Williams, D.W. (2014g). *Shigella*. Dans : Microbiology of waterborne diseases: Microbiological aspects and risks. Second edition. Elsevier Ltd., Oxford, UK. pp. 223–236.

Pina, S., Puig, M., Lucena, F., Jofre, J., and Girones, R. (1998). Viral pollution in the environment and in shellfish: human adenovirus detection by PCR as an index of human viruses. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64: 3376–3382.

Pintar, K., Thomas, K.M., Christidis, T., Otten, A., Nesbitt, A., Marshall, B., Pollari, F., Hurst, M., and Ravel, A. (2017) A comparative exposure assessment of *Campylobacter* in Ontario, Canada. *Risk Anal.*, 37: 677–715.

Plano, L.R.W., Garza, A.C., Shibata, T., Elmir, S.M., Kish, J., Sinigalliano, C.D., Gidley, M.L., Miller, G., Withum, K., Fleming, L.E., and Solo-Gabriele, H.M. (2011). Shedding of *Staphylococcus aureus* and methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* from adult and pediatric bathers in marine waters. *BMC Microbiol.*, 11:5.

Plano, L.R.W., Shibata, T., Garza, A.C., Kish, J., Fleisher, J.M., Sinigalliano, C.D., Gidley, M.L., Withum, K., Elmir, S.M., Hower, S., Jackson, C.R., Barrett, J.B., Cleary, T., Davidson, M., Davis, J., Mukherjee, S., Fleming, L.E., and Solo-Gabriele, H.M. (2013). Human-associated methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* from a subtropical recreational marine beach. *Microb. Ecol.*, 65: 1039–1051.

Plutzer, J., Török, A., and Karanis, P. (2010). Combination of ARAD microfiber filtration and LAMP methodology for simple, rapid and cost-effective detection of human pathogenic *Giardi duodenalis* and *Cryptosporidium* spp. in drinking water. *Lett. Appl. Microbiol.*, 50: 82–88.

Pond, K. (2005). Water recreation and disease. Plausibility of associated infections: acute effects, sequelae and mortality. IWA Publishing, London, UK.

Pond, K., Rueedi, J., and Pedley, S. (2004). Pathogens in drinking water sources (MicroRisk literature review). Disponible à l'adresse : http://217.77.141.80/clueadeau/microrisk/publish/cat_index_11.shtml

Prystajecky, M., Tsui, C.K.M., Hsiao, W.L., Uyaguari-Diaz, M.I., Ho, J., Tang, P., and Isaac-Renton, J. (2015). *Giardia* spp. are commonly found in mixed assemblages in surface water, as revealed by molecular and whole-genome characterization. *Appl. Environ. Microbiol.*, 81: 4827–4834.

Priyadarshi, N. (2005). Cultural eutrophication. Dans : Water encyclopedia, Vol. 3, Surface and agricultural water. Lehr, J.H. and Keeley, J. (eds.). John Wiley and Sons, Hoboken, NJ.

Puig, M., Jofre, J., Lucena, F., Allard, A., Wadell, G., and Girones, R. (1994). Detection of adenoviruses and enteroviruses in polluted waters by nested PCR amplification. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60: 2963–2970.

Ravel, A., Hurst, M., Petrica, N., David, J., Mutschall, S.K., Pintar, K., Taboada, E.N., and Pollari, F. (2017). Source attribution of human campylobacteriosis at the point of exposure by combining comparative exposure assessment and subtype comparison based on comparative genomic fingerprinting. *PLoS ONE*, 12(8): e0183790.

Rendtorff, R.C. (1978). The experimental transmission of *Giardia lamblia* among volunteer subjects. Dans : Waterborne transmission of giardiasis. Jakubowski, W. and Hoff, J.C. (eds.). United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. pp. 64–81 (EPA 600/9-79-001).

Roach, P.D., Olson, M.E., Whitley, G., and Wallis, P.M. (1993). Waterborne *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in the Yukon, Canada. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59(1): 67–73.

Robins-Browne, R.M., Holt, K.E., Ingle, D.J., Hocking, D.M., Yang, J., and Tauschek, M. (2016). Are *Escherichia coli* pathotypes still relevant in the era of whole-genome sequencing? *Front. Cell. Infect. Microbiol.*, 6(NOV), art. no. 141.

Rovainen, M., Alfthan, G., Jousilahti, P., Kimpimäki, M., Hovi, T., and Tuomilehto, J. (1998). Enterovirus infections as a possible risk factor for myocardial infarction. *Circulation*, 98(23): 2534–2537.

Rose, J.B., Mullinax, R.L., Singh, S.N., Yates, M.V., and Gerba, C.P. (1987) Occurrence of rotaviruses and enteroviruses in recreational waters of Oak Creek, Arizona. *Water Res.*, 11, 1375–1381.

Rose, J.B., Epstein, P.R., Lipp, E.K., Sherman, B.H., Bernard, S.M., and Patz, J.A. (2001). Climate variability and change in the United States: potential impacts on water- and foodborne diseases caused by microbiologic agents. *Environ. Health Perspect.* 109 (Suppl. 2): 211-221

Rotbart, H.A. (1995). Human enterovirus infections. ASM Press, Washington, DC.

Rudko, S.P., Reimink, R.L., Froelich, K., Gordy, M.A., Blankespoor, C.L., and Hanington, P.C. (2018). Use of qPCR-based cercariometry to assess swimmer's itch in recreational lakes. *EcoHealth*, 15: 827–839.

Ryan, U.M., Bath, C., Robertson, I., Read, C., Elliot, A., McInnes, L., Traub, R., and Besier, B. (2005). Sheep may not be an important zoonotic reservoir for *Cryptosporidium* and *Giardia* parasites. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71(9): 4992–4997.

Ryan, U., Fayer, R., and Xiao, L. (2014). *Cryptosporidium* species in humans and animals: current understanding and research needs. *Parasitology*. 141:1667–1685.

Sanchez-Vargas, F.M., Abu-El-Haija, M.A., and Gomez-Duarte, O.G. (2011). *Salmonella* infections: An update on epidemiology, management, and prevention. *Travel Med. Infect. Dis.*, 9(6): 263–277.

Santé Canada (2019a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique—Les virus entériques. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ont.).

Santé Canada (2019b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique—Protozoaires entériques : *Giardia* et *Cryptosporidium*. 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 (Ont.).

Santé Canada (2022a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Conseils sur les agents pathogènes d'origine hydrique. 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 (Ont.).

Santé Canada (2022b). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : document technique—Les cyanobactéries et leurs toxines. 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 (Ont.).

Santé Canada (en cours de publication-b). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada: document technique-Indicateurs de contamination fécale. 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, ON.

Santé Canada (en cours de publication-c). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada: Résumé des recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins 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, ON.

Santé Canada (en cours de publication-d). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada: document technique-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, ON.

Sassoubre, L.M., Love, D.C., Silverman, A.I., Nelson, K.L., and Boehm, A.B. (2012). Comparison of enterovirus and adenovirus concentration and enumeration methods in seawater from Southern California, USA and Baja Malibu, Mexico. *J. Water Health*, 10(3): 419–430.

Schets, F.M., van den Berg, H.H.J.L., Vennema, H., Pelgrim, M.T.M., Collé, C., Rutjes, S.A., and Lodder, W.J. (2018). Norovirus outbreak associated with swimming in a recreational lake not influenced by external human fecal sources in The Netherlands, August 2012. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15: 2550.

Schoen, M.E. and Ashbolt, N.J. (2010). Assessing pathogen risk to swimmers at non-sewage impacted recreational beaches. *Environ. Sci. Technol.*, 44: 2286–2291.

Schönberg-Norio, D., Takkinen, J., Hänninen, M.L., Katila, M.L., Kaukoranta, S.S., Mattila, L., and Rautelin, H. (2004). Swimming and *Campylobacter* infections. *Emerg. Infect. Dis.*, 10(8):1474–1477.

Schulze-Robbecke, R. and Buchholtz, K. (1992). Heat susceptibility of aquatic mycobacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58(6): 1869–1873.

Schuster, F.L. and Visvesvara, G.S. (2004). Amebae and ciliated protozoa as causal agents of waterborne zoonotic disease. *Vet. Parasitol.* 126:91–120.

Schvoerer, E., Ventura, M., Dubos, O., Cazaux, G., Serceau, R., Gournier, N., Dubois, V., Caminade, P., Fleury, H.J., and 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.

Skrabulis, J.P., Flory, A.R., and Raffel, T.R. (2020). Direct onshore wind predicts daily swimmer's itch (avian schistosome) incidence at a Michigan beach. *Parasitology*, 147: 431–440.

Seyfried, P.L. and Cook, R.J. (1984). Otitis externa infections related to *Pseudomonas aeruginosa* levels in five Ontario lakes. *Can. J. Public Health*, 75: 83–91.

Seyfried, P.L., Tobin, R.S., Brown, N.E., and Ness, P.F. (1985). A prospective study of swimming-related illness, II. Morbidity and the microbiological quality of water. *AJPH*, 75(9): 1071–1075.

Shah, C., Baral, R., Bartaula, B., and Shrestha, L.B. (2019). Virulence factors of uropathogenic *Escherichia coli* (UPEC) and correlation with antimicrobial resistance. *BMC Microbiol.*, 19: 204.

- Shapiro, K., Bahia-Oliveira, L., Dixon, B., Dumètre, A., de Wit, L.A., Van Wormer, E., and Villena, I. (2019). Environmental transmission of *Toxoplasma gondii*: Oocysts in water, soil and food. *Food Waterborne Parasitol.*, 12: e00049.
- Siddiqui, R., Ali, I.K.M., Cope, J.R., and Khan, N.A. (2016). Biology and pathogenesis of *Naegleria fowleri*. *Acta Trop.*, 164: 375–394.
- Simmonds, P., Gorbalyena, A.E., Harvala, H., Hovi, T., Knowles, N.J., Lindberg, A.M., Oberste, M.S., Palmenberg, A.C., Reuter, G., Skern, T., Tapparel, C., Wolthers, K.C., Woo, P.C.Y., and Zell, R. (2020). Recommendations for the nomenclature of enteroviruses and rhinoviruses. *Arch. Virol.*, 165: 793–797.
- Sinclair, R.G., Jones, E.L., and Gerba, C.P. (2009). Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: A review. *J. Appl. Microbiol.*, 107(6): 1769–1780.
- Smith, D.B., Simmonds, P., Jameel, S., Emerson, S.U., Harrison, T.J., Meng, X., Okamoto, H., Van der Poel, W.H.M., and Purdy, M.A. (2014). Consensus proposals for classification of the family hepeviridae. *J. Gen. Virol.*, 95: 2223–2232.
- Soller, J.A., Bartrand, T., Ashbolt, N.J., Ravenscroft, J., and Wade T.J. (2010). Estimating the primary etiologic agents in recreational freshwaters impacted by human sources of fecal contamination. *Water Res.*, 44: 4736–4747.
- Springer, G.L. and Shapiro, E.D. (1985). Fresh water swimming as a risk factor for otitis externa: a case–control study. *Arch. Environ. Health*, 40: 202–206.
- Steele, J.A., Blackwood, A.D., Griffith, J.F., Noble, R.T., and Schiff, K.C. (2018). Quantification of pathogens and markers of fecal contamination during storm events along popular surfing beaches in San Diego, California. *Water Research*, 136: 137–149.
- Stinear, T., Ford, T., and Vincent, V. (2004). Analytical methods for the detection of waterborne and environmental pathogenic mycobacteria. Dans : *Pathogenic mycobacteria in water. A guide to public health consequences, monitoring and management*. Pedley, S. (ed.). IWA Publishing. World Health Organization., Geneva, Switzerland. pp. 55–73.
- Stout, J.E., Koh, W.J., and Yew, W.W. (2016). Update on pulmonary disease due to non-tuberculous mycobacteria. *Int. J. Infect. Dis.*, 45: 123–134.
- Stuart, J.M., Orr, H.J., Warburton, F.G., Jeyakanth, S., Pugh, C., Morris, I., Sarangi, J., and Nichols, G. (2003). Risk factors for sporadic giardiasis: a case–control study in southwestern England. *Emerg. Infect. Dis.*, 9(2):229–233.
- Surman-Lee, S., Fields, B., Hornei, B., Ewig, S., Exner, M., Tartakovsky, I., Lajoie, L., Dangendorf, F., Bentham, R., Cabanes, P.A., Fourrier, P., Trouvet, T., and France Wallet, F. (2007). Chapter 2: Ecology and environmental sources of *Legionella*. Dans : *Legionella and the prevention of legionellosis*. Bartram, J. et.al. (eds.). World Health Organization, Geneva, Switzerland. pp. 29–38.
- Tani, N., Dohi, Y., Kurumatani, N., and Yonemasu, K. (1995). Seasonal distribution of adenoviruses, enteroviruses and reoviruses in urban river water. *Microbiol. Immunol.*, 39: 577–580.
- Taylor, L.H., Latham, S.M., and Woolhouse, M.E.J. (2001). Risk factors for human disease emergence. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, 356(1411): 983–989.
- Teunis, P.F.M., Bonačić Marinović, A., Tribble, D.R., Porter, C.K., and Swart, A. (2018). Acute illness from *Campylobacter jejuni* may require high doses while infection occurs at low doses. *Epidemics*, 24:1–20.
- Teunis, P.F.M., van den Brandhof, W., Nauta, M., Wagenaar, J., van den Kerkhof, H., and van Pelt, W. (2005). A reconsideration of the *Campylobacter* dose–response relation. *Epidemiol. Infect.*, 133 (4): 583–592.

Thomas, J.M. and Ashbolt, N.J. (2011). Do free-living amoebae in treated drinking water systems present an emerging health risk? *Environ. Sci. Technol.*, 45(3): 860–869.

Thompson, R.C. (2004). The zoonotic significance and molecular epidemiology of *Giardia* and giardiasis. *Vet. Parasitol.*, 126(1–2):15–35.

Traub, R.J., Monis, P.T., Robertson, I., Irwin, P., Mencke, N., and Thompson, R.C. (2004). Epidemiological and molecular evidence supports the zoonotic transmission of *Giardia* among humans and dogs living in the same community. *Parasitology*, 128(Pt. 3):253–262.

Traub, R.J., Robertson, I.D., Irwin, P.J., Mencke, N., and Thompson, R.C. (2005). Canine gastrointestinal parasitic zoonoses in India. *Trends Parasitol.*, 21(1):42–48.

US EPA (2006). Aeromonas: Human health criteria document. Office of Science and Technology. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. (EPA/68-C-02-026).

van Asperen, I.A., de Rover, C.M., Schijven, J.F., Oetomo, S.B., Schellekens, J.F., van Leeuwen, N.J., Colle, C., Havelaar, A.H., Kromhout, D., and Sprenger, M.W. (1995). Risk of otitis externa after swimming in recreational fresh water lakes containing *Pseudomonas aeruginosa*. *Br. Med. J.*, 311: 1407–1410.

van der Poel, W. and Rzezutka, A. (2017). Hepatitis A. Dans : Global Water Pathogen Project. Rose, J.B. and Jiménez-Cisneros, B. (eds). <http://www.waterpathogens.org> (J.S Meschke, and R. Girones (eds) Part 3 Viruses).

Verbrugge, L.M., Rainey, J., Reimink, R., and Blankespoor, H. (2004). Prospective study of swimmer's itch incidence and severity. *J. Parasitol.*, 90(4): 697–704.

Vergara, G.G.R.V., Rose, J.B., and Gin, K.Y.H. (2016). Risk assessment of noroviruses and human adenoviruses in recreational surface waters. *Water Research*, 103: 276–282.

Verhoef, L., Hewitt, J., Barclay, L., Ahmed, S.M., Lake, R., Hall, A.J., Lopman, B., Kroneman, A., Vennema, H., Vinje, J., and Koopmans, M. (2015). Norovirus genotype profiles associated with foodborne transmission, 1999–2012. *Emerg. Infect. Dis.*, 21(4): 592–599.

Verhougstraete, M.P., Byappanahalli, M.N., Rose, J.B., and Whitman, R.L. (2010). *Cladophora* in the Great Lakes: impacts on beach water quality and human health. *Water Sci. Technol.*, 62(1): 68–76.

Visvesvara, G.S. and Moura, H. (2006). *Naegleria fowleri*. Dans : Waterborne pathogens. A WWA manual of water supply practices M48. American Water Works Association, Denver, CO. pp. 229–232.

Visvesvara, G.S., Moura, H., and Schuster, F.L. (2007). Pathogenic and opportunistic free-living amoebae: *Acanthamoeba* spp., *Balamuthia mandrillaris*, *Naegleria fowleri*, and *Sappinia diploidea*. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.*, 50(1): 1–26.

Wade, T.J., Augustine, S.A.J., Griffin, S.M., Sams, E.A., Oshima, K.H., Egorov, A.I., Simmons, K.J., Eason, T.N., and Dufour, A. (2018). Asymptomatic norovirus infection associated with swimming at a tropical beach: a prospective cohort study. *PLoS ONE*, 13(3): e0195056.

Wagenaar, J.A., Newell, D.G., Kalupahana, R.S., and Lapo Mughini-Gras, L. (2015). *Campylobacter*: Animal reservoirs, human infections, and options for control. Dans : Zoonoses –Infections affecting humans and animals: Focus on public health aspects. Sing, A. (ed.). Springer. Dordrecht, Netherlands. pp. 159–177.

Watson, S.B., Zastepa, A., Boyer, G.L., and Matthews, E. (2017) Algal bloom response and risk management: On-site response tools. *Toxicon*, 129: 144–152.

Wensaas, K.A., Langeland, N., Hanevik, K., Mørch, K., Eide, G.E., and Rortveit, G. (2012). Irritable bowel syndrome and chronic fatigue 3 years after acute giardiasis: historic cohort study. *Gut*, 61:214–219.

Whitman, R.L., Shively, D.A., Pawlik, H., Nevers, M.B., and Byappanahalli, M.N. (2003). Occurrence of *Escherichia coli* and enterococci in *Cladophora* (Chlorophyta) in nearshore water and beach sand of Lake Michigan. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69: 4714–4719.

WHO (2003). Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 1. Coastal and fresh waters. World Health Organization, Geneva, Switzerland. Disponible à l'adresse : <http://whqlibdoc.who.int/publications/2003/9241545801.pdf>

WHO (2006). Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 2. Swimming pools and similar environments. World Health Organization, Geneva, Switzerland. Disponible à l'adresse : <https://www.who.int/publications/i/item/9241546808>

WHO (2017). Prioritization of pathogens to guide discovery, research and development of new antibiotics for drug-resistant bacterial infections, including tuberculosis. World Health Organization, Geneva, Switzerland. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/311820> [consulté en octobre 2019].

Wong, K., Fong, T., Bibby, K., and Molina, M. (2012). Application of enteric viruses for fecal pollution source tracking in environmental waters. *Environ. International*, 45: 151–164.

Wynwood, S.J., Graham, G.C., Weier, S.L., Collet, T.A., McKay, D.B., and Craig, S.B. (2014). Leptospirosis from water sources. *Pathog. Glob. Health*, 108(7): 334–338.

Xagoraraki, I., Kuo, D.H., Wong, K., Wong, M., and Rose, J.B. (2007). Occurrence of human adenoviruses at two recreational beaches of the Great Lakes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(24): 7874–7881.

Yayli, G., Kılıç, S., and Örmeci, A.R. (2002). Hepatitis agents with enteric transmission--an epidemiological analysis. *Infection*, 30(6): 334–337.

Yoder, J.S., Blackburn, B.G., Craun, G.F., Hill, V., Levy, D.A., Chen, N., Lee, S.H., Calderon, R.L., and Beach, M.J. (2004). Surveillance for waterborne-disease outbreaks associated with recreational water—United States, 2001–2002. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 53: 1–22.

Yoder, J.S., Eddy, B.A., Visvesvara, G.S., Capewell, L., and Beach, M.J. (2010). The epidemiology of primary amoebic meningoencephalitis in the USA, 1962–2008. *Epidemiol. Infect.*, 138(7): 968–975.

Yoder, J.S., Straif-Bourgeois, S., Roy, S.L., Moore, T.A., Visvesvara, G.S., Ratard, R.C., Hill, V.R., Wilson, J.D., Linscott, A.J., Crager, R., Kozak, N.A., Sriram, R., Narayanan, J., Mull, B., Kahler, A.M., Schneeberger, C., Da Silva, A.J., Poudel, M., Baumgarten, K.L., Xiao, L., and Beach, M.J. (2012). Primary amebic meningoencephalitis deaths associated with sinus irrigation using contaminated tap water. *Clin. Infect. Dis.*, 55(9): e7–e85.

Zahedi, A., Paparini, A., Jian, F., Robertson, I., and Ryan, U. (2016). Public health significance of zoonotic *Cryptosporidium* species in wildlife: Critical insights into better drinking water management. *Int. J. Parasitol.: Parasites Wildl.* 5: 88–109.

Zaongo, S.D., Shaio, M.F., and Ji, D.D. (2018). Effects of culture media on *Naegleria fowleri* growth at different temperatures. *J. Parasitol.*, 104 (5):451–456.

Annexe A : Liste des abréviations

ADN	acide désoxyribonucléique
ARN	acide ribonucléique
ASPC	Agence de la santé publique du Canada
CDC	Centers for Disease Control and Prevention
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ECAD	<i>Escherichia coli</i> à adhésion diffuse
ECEA	<i>Escherichia coli</i> entéroagrégative
ECEH	<i>Escherichia coli</i> entérohémorragique
ECEI	<i>Escherichia coli</i> entéroinvasive
ECEP	<i>Escherichia coli</i> entéropathogène
ECET	<i>Escherichia coli</i> entérotoxinogène
ECUP	<i>Escherichia coli</i> uropathogène
MEAP	méningo-encéphalite amibienne primitive
MNT	mycobactéries non tuberculeuses
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PCR	réaction en chaîne de la polymérase
SARM	<i>Staphylococcus aureus</i> résistant à la méthicilline
SHU	Syndrome hémolytique et urémique
sida	syndrome d'immunodéficience acquise
spp.	espèce
VHA	virus de l'hépatite A
VHE	virus de l'hépatite E