



**POLYTECHNIQUE
MONTREAL**



**CHAIRE
INDUSTRIELLE CRSNG
EN EAU POTABLE**



**CHAIRE DE RECHERCHE
DU CANADA EN PROTECTION
DES SOURCES D'EAU POTABLE**

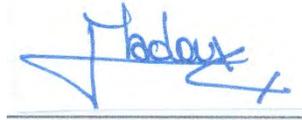
**Mesures de protection des
prélèvements d'eau de surface
effectués à des fins de
consommation humaine :
aires de protection et
vulnérabilité des sources**

Revue bibliographique

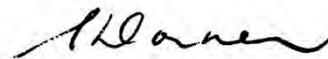
Rédigé par :



Michèle Prévost, Ph.D.



Anne-Sophie Madoux-Humery, Ph.D



Sarah Dorner, Ing. Ph.D.

Le 6 septembre 2017

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène, xylène
CB	Cyanobactéries
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
LDNA	Liquides denses non aqueux
MC	Microcystine
Nt	Azote total
Pt	Phosphore total
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
RPEP	Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection
RQEP	Règlement sur la qualité de l'eau potable
STEP	Station d'épuration
USEPA	United States Protection Agency – Agence américaine de protection de l'environnement

Table des matières

1. INTRODUCTION	1
2. REVUE DES RÈGLEMENTATIONS CONCERNANT LA PROTECTION DES SOURCES D'EAU POTABLE	2
2.1. SURVOL DES CADRES RÈGLEMENTAIRES D'ANALYSE DE VULNÉRABILITÉ ET DE PROTECTION DES SOURCES D'EAU POTABLE	2
2.1.1. CADRES RÈGLEMENTAIRES CANADIENS.....	2
2.1.2. CADRES RÈGLEMENTAIRES AUX ÉTATS-UNIS.....	6
2.1.3. CADRE RÈGLEMENTAIRE EN NOUVELLE-ZÉLANDE.....	12
2.1.4. CADRE RÈGLEMENTAIRE EN AUSTRALIE	12
2.2. COMPARAISON DES CONTENUS DES ANALYSES DE VULNÉRABILITÉ.....	16
3. INFORMATIONS PERTINENTES AUX ÉLÉMENTS DU CADRE RÈGLEMENTAIRE DE PROTECTION DES SOURCES D'EAU POTABLE DU RPEP.....	23
3.1. AIRES DE PROTECTION ET RESTRICTIONS D'USAGE	23
3.1.1. EXIGENCES DU RPEP POUR LES AIRES DE PROTECTION ET LES RESTRICTIONS D'USAGE	24
3.1.2. AUTRES APPROCHES DE DÉFINITION DES AIRES DE PROTECTION ET DE RESTRICTIONS D'USAGE	25
3.2. ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ DES EAUX DE SURFACE.....	35
3.2.1. VULNÉRABILITÉ PHYSIQUE DU SITE DE PRÉLÈVEMENT.....	35
Contexte réglementaire québécois	35
Informations sur la vulnérabilité physique.....	36
3.2.2. VULNÉRABILITÉ AUX MICRO-ORGANISMES.....	36
Contexte réglementaire québécois	36
Utilisation d'E. coli comme indicateur de contamination fécale	37
Importance de l'échantillonnage ciblé (event-based) pour caractériser correctement la vulnérabilité microbiologique de la source d'eau	41
Méthodes statistiques d'évaluation de la vulnérabilité aux micro-organismes	46
3.2.3. VULNÉRABILITÉ AUX MATIÈRES FERTILISANTES	47
Contexte réglementaire québécois	47
Évolution des normes de toxines cyanobactériennes.....	48
Prédiction, détection et gestion des efflorescences de cyanobactéries.....	50
3.2.4. VULNÉRABILITÉ À LA TURBIDITÉ	51

Contexte réglementaire québécois	51
Utilisation de la turbidité comme indicateur de contamination fécale	52
Utilisation de la turbidité comme indicateur de contamination en matières fertilisantes	53
3.2.5. VULNÉRABILITÉ AUX SUBSTANCES INORGANIQUES	54
Contexte réglementaire québécois	54
Caractérisation et approche de classement du risque à la source associé aux substances inorganiques	55
Problématiques des sels de déglçage.....	56
3.2.6. VULNÉRABILITÉ AUX SUBSTANCES ORGANIQUES.....	58
Contexte réglementaire québécois	58
Échantillonnage pour l'évaluation des risques associés aux composés organiques.....	59
Enjeux récents reliés aux polluants organiques persistants	61
Hydrocarbures	61
Fracturation hydraulique.....	64
3.3. APPROCHES D'ÉVALUATION DU RISQUE CAUSÉ PAR LES MENACES	65
4. IMPACTS DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LA VULNÉRABILITÉ DES PRISES D'EAU POTABLE	70
4.1. RISQUES DE CONTAMINATION FÉCALE CRITIQUE AUX PRISES D'EAU POTABLE PENDANT LES ÉVÈNEMENTS MÉTÉOROLOGIQUE EXTRÊMES	71
4.1.1. LIENS ENTRE LES ÉPIDÉMIES D'ORIGINE HYDRIQUE ET LES ÉVÈNEMENTS CLIMATIQUES	71
4.1.2. IMPACTS ANTICIPÉS DES ÉVÈNEMENTS MÉTÉOROLOGIQUES EXTRÊMES ASSOCIÉS AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LA CONTAMINATION DES PRISES D'EAU POTABLE	75
4.2. AUGMENTATION ANTICIPÉE DE LA CONTAMINATION DES PRISES D'EAU POTABLE PAR LES CYANOBACTÉRIES	77
5. PRINCIPAUX CONSTATS DE LA REVUE BIBLIOGRAPHIQUE ET CONCLUSION.....	79
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	81

ANNEXE A

Tableau A-1 Identification des catégories de vulnérabilité des sources d'eau potable Australiennes en fonction de l'évaluation de leur vulnérabilité par *sanitary survey*. Tiré de (Water Services Association of Australia (WSAA) 2015) 99

Tableau A-2 Évolution des restrictions et interdictions d'usage pour les sources classées protégées en Nouvelle Écosse 101

Liste des tableaux

Tableau 2-1 Principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable au Canada et aux États-Unis.....	8
Tableau 2-1 Principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable au Canada et aux États-Unis (suite).....	9
Tableau 2-1 Principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable au Canada et aux États-Unis (suite).....	10
Tableau 2-2 : Lois, actes prescrits et outils règlementaires pouvant être utilisés pour l'application et la mise en place de plan de protection des sources en Ontario. Tiré de Gouvernement de l'Ontario (2006, 2010)	11
Tableau 2-3 Principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable en Australie et en Nouvelle-Zélande.	14
Tableau 2-4 Bilan de l'avancement des usines néo-zélandaises concernant l'élaboration et la mise en place de leurs plans de protection des sources. Tiré de Government of New Zealand (2009).	15
Tableau 2-5 Comparaison du classement de contamination fécale en fonction des niveaux maximum d' <i>E. coli</i> mesurés à la prise d'eau avec la catégorie de vulnérabilité de la source identifiée par l'enquête sanitaire en Australie. Traduit librement de (Water Services Association of Australia (WSAA) 2015). La couleur verte signifie une concordance entre les deux classements, jaune une légère discordance, rouge une anomalie importante ou une contamination fécale jugée trop élevée pour une source d'eau potable.....	16
Tableau 2-6 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations.	18
Tableau 2-6 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations (suite).....	19
Tableau 2-6 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations (suite).....	20

Tableau 2-6 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations (suite).....	21
Tableau 2-6 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations (suite).....	22
Tableau 3-1 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface.....	27
Tableau 3-1 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface (suite).	28
Tableau 3-1 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface (suite).	29
Tableau 3-1 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface (suite).	30
Tableau 3-2 Exemples de définition des aires de protection immédiate pour les eaux de surface au Canada, États-Unis et en Nouvelle Zélande.	32
Tableau 3-3 Exemples de définition des aires de protection intermédiaire au Canada, États-Unis et en Nouvelle Zélande.....	33
Tableau 3-4 Exemples de définition des aires de protection éloignées au Canada, États-Unis et en Nouvelle Zélande.....	33
Tableau 3-5 Exemples d'activités considérées comme représentant des risques très élevés et élevés si présentes dans les zones de protection des sources en Californie (California Department of Health Service Division of Drinking Water and Environmental Management 1999).....	34
Tableau 3-6 Exigences requises concernant l'échantillonnage d'indicateurs microbiologiques permettant de déterminer les obligations minimales d'abattement des pathogènes par traitement aux usines d'eau potable. NSMR = non spécifié mais recommandé selon les sources de contamination présentes.	39

Tableau 3-6 Exigences requises concernant l'échantillonnage d'indicateurs microbiologiques permettant de déterminer les obligations minimales d'abattement des pathogènes par traitement aux usines d'eau potable. NSMR = non spécifié mais recommandé selon les sources de contamination présentes (suite).	40
Tableau 3-7: Recommandations ou normes relatives à la concentration maximale en toxines cyanobactériennes admissible dans l'eau potable ($\mu\text{g/L}$).	49
Tableau 3-8: Facteurs influençant le risque de prolifération de cyanobactéries et servant à la définition d'un indice de vulnérabilité aux proliférations de cyanobactéries en Australie (Newcombe et al. 2010).	50
Tableau 3-9: Facteurs influençant le potentiel de biomasse de cyanobactéries. Tiré de Ministry of Health (2016), World Health Organisation (WHO) (2015).	51
Tableau 3-10 Liste des substances inorganiques dont le suivi à l'eau traitée est exigé par l'article 14 du RQEP pour tous les réseaux (Gouvernement du Québec 2011) et devant être considérées pour l'analyse de vulnérabilité de la source.....	55
Tableau 3-11 Liste des substances inorganiques dont le suivi à l'eau traitée est exigé par l'article 19 du RQEP pour les réseaux alimentant plus de 500 personnes (Gouvernement du Québec 2011) et faisant partie de l'analyse de vulnérabilité de la source.....	60
Tableau 3-12 Matrice de risques utilisée en Alberta. Tiré de (Government of Alberta 2016a)....	66
Tableau 3-13 Bilan des risques potentiels présents dans les eaux de surface et leurs sources (traduit de World Health Organisation (WHO) (2016)).	68
Tableau 3-14 Liste des menaces prescrites dans les documents de référence: <i>Technical Rules</i> et la <i>Table of Threats</i> (Government of Ontario 2009b, Ontario's Ministry of the Environment 2008). 69	
Tableau 4-1 Exemples de cas d'éclosions de maladies hydriques associés à de fortes précipitations. Adapté de Hrudey (2011).	73
Tableau 4-2: Impacts des événements météorologiques extrêmes sur la qualité de l'eau et type de vulnérabilité de la ressource touchée. Adapté de Khan et al. (2015).	76

Liste des figures

Figure 3-1 : Évolution des niveaux d'*E. coli* (échelle logarithmique) dans la rivière (B1, B2 et B3) et au niveau de deux prises d'eau potable (DWI-1 et DWI-2) par temps sec (boîtes blanches) et par temps de pluie >10mm (boîtes grisées). La figure A présente le profil longitudinal au centre de la rivière (B1-C, DWI-1, B2-C, B3-C et DWI-2); la figure B montre les augmentations (Δ entre l'amont et l'aval) pour tenir compte des variations saisonnières en profils transversaux au niveau des ponts B2 (B2-L, B2-C, B2-R) et B3 (B3-L, B3-C, B3-R). * différence significative ($p < 0,05$) et ** ($p < 0,01$). Les carrés médiane, boîtes les 10^{ème} et 90^{ème} et moustaches valeurs minimales et maximales. Tiré de Madoux-Humery et al. (2016). 44

Figure 3-2 Niveaux d'*E. coli* (échelle logarithmique) mesurés aux ponts B2 (B2-L, B2-C, B2-R) (partie gauche) et B3 (B3-L, B3-C, B3-R) (partie droite) lors de l'échantillonnage bimensuel par temps de pluie (boites grisées). Niveaux d'*E. coli* observés lors d'échantillonnages ciblés de débordements d'égouts unitaires : CSO#1 (carré orange), CSO#2 (triangle bleu), CSO#3 (cercle jaune), CSO#4 (losange rouge) et CSO#5 (croix verte). Les carrés noirs représentent la médiane, les boîtes les 10^{ème} et 90^{ème} percentiles et les moustaches représentent les valeurs minimales et maximales. Tiré de Madoux-Humery et al. (2016). 45

1. INTRODUCTION

Afin d'adopter une approche à barrières multiples pour réduire et prévenir la contamination des sources d'eau potable, le gouvernement du Québec a promulgué le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RPEP) le 14 août 2014. L'article 75, qui est entré en vigueur le 1^{er} avril 2015, précise que le responsable d'un prélèvement d'eau de surface pour l'alimentation en eau potable de plus de 500 personnes (Catégorie 1 plus de 500 personnes et au moins une résidence) doit transmettre au Ministre un rapport contenant une analyse de vulnérabilité de la source d'eau potable tous les cinq ans. L'exploitant dispose au plus tard de six ans pour fournir ce rapport pour chaque prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 en exploitation au 1^{er} avril 2015,.

Selon la mise en œuvre du RPEP, l'article 106 prévoit ce qui suit : *'Les normes du présent règlement relatives à la protection des prélèvements d'eau effectués à des fins de consommation humaine ou de transformation alimentaire sont évaluées 3 ans après l'entrée en vigueur du présent règlement et par la suite tous les 5 ans sur la base de l'évolution des connaissances scientifiques et techniques applicables en cette matière.'*

Afin de réaliser une première évaluation des normes pour le 14 août 2017, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) a mandaté Polytechnique Montréal afin de réaliser une revue de la littérature récente et des réglementations relatives aux éléments suivants du RPEP :

- La délimitation des aires de protection d'un prélèvement d'eau de surface effectué à des fins de consommation humaine (art. 70, 72 et 74 du RPEP);
- Les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux de surface exploitées (art. 69 et annexe IV du RPEP);
- Le contenu du rapport d'analyse de vulnérabilité du prélèvement d'eau de surface (art. 75 du RPEP);
- Les contraintes s'appliquant au sein des aires de protection (art. 71 et 73 du RPEP).

Ce rapport est divisé en cinq parties. Après une introduction, le chapitre 2 présente un bilan non exhaustif du cadre juridique international visant la protection des sources d'eau de surface. Le contenu des analyses de vulnérabilité y est aussi décrit. Le chapitre 3 résume l'information concernant la définition et les contraintes relatives aux aires de protection. On trouve ensuite une revue de la littérature récente pertinente aux différents indicateurs utilisés pour évaluer la vulnérabilité des prises d'eau potable en eau de surface. Quoique non compris dans le mandat, nous avons regroupé au chapitre 4 certaines informations d'intérêt au niveau des impacts potentiels et observés des changements climatiques sur la vulnérabilité des sources d'eau potable. Les principaux constats et conclusions suivent ensuite au chapitre 5.

2. REVUE DES RÈGLEMENTATIONS CONCERNANT LA PROTECTION DES SOURCES D'EAU POTABLE

Cette section présente des rappels des réglementations et politiques en vigueur au Canada, aux États-Unis, en Nouvelle-Zélande et en Australie, en précisant les développements récents. Un survol des approches et règlements est d'abord complété (Tableaux 2-1 et 2-2) pour ensuite mettre en évidence les composantes des analyses de vulnérabilité dans certaines juridictions (Tableau 2-3).

2.1. SURVOL DES CADRES RÉGLEMENTAIRES D'ANALYSE DE VULNÉRABILITÉ ET DE PROTECTION DES SOURCES D'EAU POTABLE

2.1.1. CADRES RÉGLEMENTAIRES CANADIENS

Les recommandations canadiennes fédérales prônent une approche multi-barrière, de la source au robinet depuis 2002 (Health Canada 2002b). Au niveau de la source, Santé Canada recommande le développement d'un programme de suivi de la qualité de l'eau brute pour une durée minimale de 5 ans pour tout système déjà en place. Le choix des paramètres pour le suivi est fondé sur les résultats (1) d'une enquête sanitaire (*sanitary survey*) permettant d'identifier les menaces potentielles, (2) d'une analyse de la vulnérabilité de la qualité et de la quantité d'eau disponible au niveau des prises d'eau et (3) d'un suivi des composés chimiques (Health Canada 2013).

La protection des sources d'eau potable étant de juridiction provinciale, le Tableau 2-1 présente principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable au Québec et dans les autres provinces canadiennes.

En **Alberta**, la réalisation de plans de protection est obligatoire pour tous les systèmes de traitement de l'eau enregistrés auprès du Ministère de l'Environnement et des Parcs, soit environ 650 usines (30 alimentant plus de 10 000 personnes, 180 desservant entre 500 et 10 000 personnes et environ 440 alimentant moins de 500 personnes). L'Alberta a voulu que le processus inclue les prises d'eau alimentant moins de 500 personnes car : (1) elles représentent environ 70% de l'ensemble des prises d'eau de la province et (2) 65% des épidémies ayant eu lieu au Canada entre 1974 et 2001 ont été répertoriées dans des petits systèmes. Le Ministère de l'Environnement et des Parcs requiert une analyse du système au complet (i.e. source, traitement, réseau) à partir de tableurs Excel (*Drinking Water Safety Template*) qu'il a fournis (<http://www.environment.alberta.ca/apps/regulateddwq/dwsp.aspx>). Le Ministère a également organisé des sessions de formation pour les exploitants entre 2011 et 2013. Le contenu des rapports de vulnérabilité/protection est précisé à la section suivante. Les analyses de vulnérabilité ont été produites pour fin 2013.

En **Colombie-Britannique**, environ 70% de la population (approximativement 3,2 millions d'habitants) dépend de l'eau de surface comme source d'approvisionnement. En 2012, les Health Authorities dénombraient 4,799 systèmes publics, dont 224 desservant plus de 300 personnes, et 300 systèmes dans des territoires des premières nations. Le Tableau 2-1 détaille les lois, actes prescrits et outils règlementaires pouvant être utilisés pour l'application et la mise en place de

plan de protection des sources en Colombie-Britannique. On note que la réalisation des analyses de vulnérabilité des prises d'eau n'est pas obligatoire. Seul le *Health Officer*, représentant le Lieutenant-Gouverneur, peut exiger une évaluation de la vulnérabilité et un plan de protection dans le cas où une contamination de la prise d'eau est suspectée. Selon le *Drinking Water Protection Act* (2001) (art. 18), les autorités peuvent exiger la formulation d'une analyse de vulnérabilité et d'un plan de protection, émettre des normes de qualité d'eau à l'eau brute (source water standards), obliger au suivi de la qualité de l'eau à l'eau brute. Aussi, le Health Officer peut interdire certaines activités menaçant le respect de normes de qualité à la prise d'eau. Le contenu du rapport porte alors sur l'évaluation de l'ensemble du système (source, traitement et réseau) tel que discuté à la section suivante. La méthodologie très détaillée relative à la réalisation de cette analyse est fournie par le Ministry of Healthy Living and Sport (2010b).

En **Colombie-Britannique**, les sources alimentant de très grandes populations comme celles de Vancouver et Victoria sont complètement ou presque complètement protégées. Cette approche est le résultat d'une longue tradition de protection des sources d'eau potable par la désignation de bassins versants protégés. La première désignation du réservoir Capilano remonte à 1887. Metro Vancouver est responsable de la gestion, du traitement et d'une partie de la distribution de l'eau potable pour la grande région de Vancouver. L'eau brute est prélevée dans trois réservoirs côtiers de montagne protégés: Capilano, Coquitlam et Seymour. Des mesures strictes de suivi de la qualité et de prévention d'érosion et de contamination sont en place. Aucune activité humaine, y compris la récréation et la coupe de bois, n'est permise dans les bassins versants des trois réservoirs. De plus, un suivi régulier de la qualité microbiologique de l'eau brute par la mesure d'*E. coli* est obligatoire dans le cas des sources exemptes d'obligation de filtration (<http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/surfacewater-treatment-objectives.pdf>). Pour être exempté de filtration, 90% des échantillons hebdomadaires sur une période de 6 mois doivent être de moins de 20 *E. coli*/100mL dans l'eau brute. De plus, des programmes ambitieux et détaillés de conservation (contrôle de l'érosion, élimination des anciennes routes) sont en place pour maintenir la qualité et la quantité d'eau.

Environ 85% de la population du **Manitoba** (environ 1 million) est alimentée par des sources d'eau de surface. Le Tableau 2-1 détaille les lois, actes prescrits et outils réglementaires pouvant être utilisés pour l'application et la mise en place de plan de protection des sources au Manitoba. Les systèmes publics et semi-publics sont assujettis au *Drinking Water Act* (2002) dont les règlements ont pris effet depuis 2007. Chaque municipalité doit donc effectuer, depuis 2007, une analyse de vulnérabilité de son système de production d'eau potable (source/traitement/réseau) et la réviser à une fréquence de 5 ans (Government of Manitoba 2002). Un plan d'action doit être transmis au plus tard un an après la réalisation de l'analyse afin de mettre en place les suivis supplémentaires nécessaires, les réparations et/ou remises à niveau. De plus, en cas de risque sanitaire majeur identifié, le directeur de l'Office of Drinking Water peut recommander des investigations supplémentaires ou la fermeture de l'usine (National Collaborating Centre for Environmental Health 2014). Les 18 districts de conservation (*Conservation Districts*) résultant d'un partenariat entre le gouvernement provincial et les municipalités doivent, en vertu du Water Protection Act (2005), réaliser des plans de gestion des bassins hydrographiques dont le contenu est défini au Tableau 2-1. Ces plans doivent s'accompagner de plans (1) de conservation des ressources en eau et (2) de mesures d'urgence (National Collaborating Centre for Environmental Health 2014). Le lieutenant-gouverneur peut également, sur recommandation du Ministre, désigner une zone de la province comme zone de gestion de la qualité de l'eau afin de permettre

la protection des sources d'eau potable (art. 5) (Government of Manitoba 2005). Les activités ayant lieu dans cette zone sont alors régies ou possiblement interdites et les zonages peuvent être modifiés.

La **Nouvelle-Écosse** compte presque 1 million d'habitants dont environ 60% sont alimentés par des sources d'eau de surface. Le Tableau 2-1 détaille les lois, actes prescrits et outils réglementaires pouvant être utilisés pour l'application et la mise en place de plan de protection des sources en Nouvelle-Écosse. En 1995, l'adoption de la Loi sur l'environnement (*Environment Act*) a procuré la responsabilité de gérer les ressources en eau au Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse. La réglementation concernant la protection des sources d'eau néo-écossaises est une approche intégrée dont les étapes sont inscrites dans la *Drinking Water Strategy For Nova Scotia (2002 et 2005)*. Le contenu des rapports de vulnérabilité/protection est énuméré au Tableau 2-6 et des guides de réalisation ont été fournis par le Ministère de l'Environnement (Nova Scotia Environment 2004). Des plans de protection ont été produits et mesures de protection ont été mises en place par les municipalités pour 2008 pour l'ensemble des prises d'eau.

Une des options mises de l'avant pour la protection des sources est la désignation de statut protégé : *Protected Water Area* (Government of Nova Scotia 2006). Cette désignation ne dégage pas le responsable de l'obligation de produire un plan de protection des sources. Au total, 24 zones d'eau protégées ont été désignées sur l'ensemble du territoire, pour lesquelles des règlements particuliers s'appliquent (restrictions et/ou interdictions d'activités) (Government of Nova Scotia 2005). D'autres demandes de désignation sont en cours d'évaluation. Dans ce cas, le responsable du système (water utility) est responsable de l'application des interdictions ou des restrictions d'usage. Cette approche privilégiant la protection des sources est assez particulière en raison du type de sources présentes en Nouvelle-Écosse.

En **Ontario**, la réglementation relative à la protection des sources d'eau potable ayant force de loi depuis 2006 est la Loi sur l'eau saine. Le Tableau 2-1- résume et Le Tableau 2-2 détaille les lois, actes prescrits et outils réglementaires pouvant être utilisés pour l'application et la mise en place de plans de protection des sources en Ontario (Gouvernement de l'Ontario (2006, 2010). Le programme de protection des prises d'eau de l'Ontario couvre l'ensemble des prises d'eau potable approvisionnant les réseaux municipaux soit environ 330 systèmes d'eau souterraine, 990 puits municipaux et 130 systèmes d'eau de surface. Ces systèmes alimentent environ 480 municipalités et desservent environ 90% de la population de l'Ontario, soit approximativement 12 millions de personnes. Les rapports d'évaluation permettant de lister et classer selon leur niveau d'importance et les menaces au niveau des prises d'eau potable ont été déposés pour l'ensemble des 19 régions de protection des sources en octobre 2010. Les plans de protection ont pour objectif d'établir un ensemble de politiques devant réduire les risques identifiés par les rapports d'évaluation au niveau des prises d'eau potable. Les 22 plans de protection ont été déposés le 8 décembre 2014 auprès du Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique (MOECC) et ont été approuvés le 11 janvier 2016. Une revue détaillée de la réglementation ontarienne a déjà été produite pour le MDDELCC et est présentée dans (Prévost et al. 2011). Cette réglementation est particulièrement détaillée et prescriptive.

Au **Québec**, le règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) vise à encadrer les prélèvements d'eau, dont ceux effectués pour desservir tout système d'aqueduc d'une municipalité (Gouvernement du Québec 2014). L'article 50 du RPEP précise les dispositions spécifiques aux prélèvements d'eau effectués à des fins de consommation humaine ou de transformation alimentaire. L'article 51 précise trois catégories de prélèvements dont les prélèvements de catégorie 1 alimentant plus de 500 personnes et au moins une résidence. Dans ce cas, le responsable d'un prélèvement d'eau doit produire un rapport d'évaluation de vulnérabilité (art. 75). Ce rapport, transmis à tous les 5 ans au Ministre, doit contenir les éléments suivants (art. 75) aussi précisés au tableau 2-1.

- 1° la localisation du site de prélèvement et une description de son aménagement;*
- 2° le plan de localisation des aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée, lequel doit permettre de déterminer les limites sur le terrain;*
- 3° les niveaux de vulnérabilité des eaux évalués conformément à l'article 69 pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV;*
- 4° au regard des aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les événements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement;*
- 5° au regard de la portion de l'aire de protection éloignée qui ne recoupe pas les aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les événements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement;*
- 6° une évaluation des menaces que représentent les activités anthropiques et les événements potentiels répertoriés en vertu des paragraphes 4 et 5;*
- 7° une identification des causes pouvant expliquer, pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV, les niveaux de vulnérabilité des eaux de surface évalués moyen ou élevé.*

En 2002, le gouvernement de la **Saskatchewan** a reçu les recommandations de la Commission d'enquête sur l'éclosion de North Battleford en 2000 qui a causé environ 5 000 cas de cryptosporidiose (Commission North Battleford 2002). Ces recommandations visaient la mise en place de normes et contrôle des usines de traitement d'eau potable et de plans de protection des bassins versants, dont celui de la rivière Saskatchewan. Plus spécifiquement, le Juge Laing a conclu que le gouvernement de la Saskatchewan avait failli à son devoir de protéger les sources d'eau potable souterraines et de surface en concluant que le gouvernement n'avait pas assuré la protection des sources d'eau souterraines et de surface, qui constitue la première barrière pour la production d'une eau saine ('*...did not ensure watershed and ground water source protection, which is the first barrier to the production of safe drinking water*').

La province a alors rapidement procédé à la mise en place de normes de qualité de l'eau potable (remplaçant des recommandations), de mécanismes de contrôle de la qualité de l'eau et d'obligations de traitement dans les usines de traitement. Ensuite, les organisations impliquées dans la planification et la gestion des bassins versants ont été consolidées en créant la Saskatchewan Water Authority (une corporation provinciale de la couronne), ensuite devenue la Water Security Agency. Cette nouvelle entité est responsable de tous les aspects de planification, conservation et gestion des eaux, y compris la protection des sources d'eau potable. Cette entité octroie les permis de prélèvements (Water Right) et (Approval to Operate) pour tous les prélèvements. Les stratégies de protection de la qualité de l'eau potable sont décrites dans le document 'Strategy for Drinking Water Safety Safe Drinking Water' (Government of

Saskatchewan 2003) et la liste des mesures pour assurer la qualité de l'eau potables est précisée dans un document affiché au (http://www.saskh20.ca/PDF/Source_to_Tap.pdf) en 2002. On mentionne la nécessité de protéger la qualité de l'eau aux sources d'eau potable, sans toutefois préciser d'actions ou d'obligations. En 2016, nous n'avons pas identifié d'obligations d'analyse de vulnérabilité ou de mise en place de plan de protection des bassins versants ou des sources d'eau potable en Saskatchewan. Des critères de qualité ont été prescrits pour la vie aquatique, l'eau destinée à l'élevage et la récréation, mais aucun critère n'est précisé pour les sources d'eau potable (Government of Saskatchewan 2015).

2.1.2. CADRES RÉGLEMENTAIRES AUX ÉTATS-UNIS

En 2010, environ 258 millions de personnes, soit environ 86% de la population américaine, étaient alimentées par environ 151 000 réseaux dits publics (*Public Water Systems*), c'est à dire desservant plus de 15 personnes ou 15 connexions. Environ 52 873 de ces réseaux étaient considérés être des réseaux publics servant des collectivités à l'année longue (*community water supplies*). La majorité de ces réseaux (77%) sont des captages qui ne desservent que 23% de la population. Environ 66% du volume d'eau potable produit provient de sources d'eau de surface (Données de 2010: <https://water.usgs.gov/edu/wups.html>).

Le Tableau 2-1 résume les principaux outils réglementaires encadrant la protection des prises d'eau potable aux États-Unis. Le gouvernement fédéral américain a rédigé des recommandations concernant la réalisation des plans de protection. Toutefois, il relève de chaque État de définir et d'encadrer la réalisation des analyses de vulnérabilité et la mise en place de mesures de protection. Un grand nombre de guides d'analyse de vulnérabilité et d'élaboration de plans de protection ont été produits par différents États américains. Les services publics d'eau peuvent promouvoir la protection de l'eau de source dans leurs collectivités et tirer profit de l'éducation et du partenariat avec d'autres usines pour protéger leurs sources d'eau.

Une analyse de ces approches a été récemment complétée à la demande du MDDEP du Québec pour Réseau Environnement (Prévost et al. 2011). Tel que mentionné dans cette analyse :

'L'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA) a obligé les États à développer et à implanter des SWAP (Source Water Assessment Program) en 1996 (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1996). Cette agence a aussi formulé des obligations spécifiques de protection de la ressource (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1997) qui doivent ensuite être mises en place par chaque État. Les États doivent réaliser les analyses de vulnérabilités des sources d'eau selon les amendements apportés au Safe Drinking Water Act en 1996 et doivent également fournir les ressources nécessaires à la mise en œuvre des plans de gestions au sein des bassins-versant (United States Environmental Protection Agency (USEPA) 1996a).

L'inventaire des sources de contamination est effectué via une enquête sanitaire (sanitary survey) des sources existantes. Cette enquête est aussi requise dans le cas de nouvelles sources avant leur autorisation. Une liste exhaustive de contaminants, des niveaux réglementés dans les normes primaires (à impact sanitaire) ou secondaires (cosmétiques, organoleptiques) et de leur source a été publiée par l'USEPA. L'accent est mis sur l'identification des sources et de la nature des contaminations possibles dans le cas de mauvaise gestion ou d'accident, non pas sur la probabilité de contamination en situation de bonne gestion (best management practice). Les résultats de cet

exercice permettent de qualifier le niveau de vulnérabilité de la source, généralement selon trois modalités, haut, moyen ou faible. La démarche comprend une période de consultation publique. Les obligations spécifiques de protection des sources d'eau potable par la mise en place des SWAP sont liées à celles définies dans le Clean Water Action Plan (CWAP). En effet, le CWAP promulgué en 1998 met en place la gestion par bassin. Cette loi force la collaboration entre le fédéral, les États, les tribus, les régions et les gouvernements locaux. La première obligation consiste à fixer les objectifs de qualité d'eau pour les usages et identifier les actions pour récupérer les usages jugés prioritaires. L'exercice d'identification du régime hydrologique et des sources ponctuelles et diffuses est donc inévitable. Un grand nombre de programmes de financement sont disponibles aux États-Unis dont les fonds majeurs du Clean Water Revolving Funds et du Water Pollution Control Program Support. À noter que le financement d'activités du CWAP peut servir à des actions visant à protéger des prises d'eau. Finalement, les SWAP ne sont qu'une extension ciblée des plans de gestion par bassins; elles ont pour objectif de focaliser sur la protection des sources d'eau potable.

Chaque État américain a produit un guide de soutien, parfois directement à partir du guide fédéral publié par l'USEPA (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1997), parfois en y apportant des modifications (California Department of Health Service/Division of Drinking Water and Environmental Management, 1999 Washington State Department of Health. Division of Environmental Health Office of Drinking Water, 2005 Department of Environmental Quality and Oregon Health Division, 2000; Oregon Department of Environmental Quality and Oregon Health Division, 2000). L'analyse SWAP est effectuée généralement par des représentants de l'équivalent des ministères de la santé et de l'environnement. Le partage des responsabilités varie d'un état à l'autre et une délégation au Water Authority est possible. Certains États, comme l'Oregon, prennent en charge l'ensemble des coûts des évaluations de bassins et de risques.'

Les programmes de protection des sources (SWAP) ont été réalisés au cours des quinze dernières années à travers les États-Unis suite à la publication des modèles d'analyse et des calendriers de réalisation par les différents États. Par exemple, le State Water Resources Control Board de la Californie rapportait en 2015 que des SWAP avaient été complétés pour 17 000 systèmes publics (http://www.waterboards.ca.gov/publications_forms/publications/legislative/docs/2015/sdwp.pdf). La vérification des documents guides et des formulaires disponibles sur le site de l'État pour effectuer ces évaluations a montré que les mêmes documents détaillant les exigences et facilitant la réalisation des analyses de vulnérabilité sont utilisés depuis plus de 15 ans (http://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/programs/index.shtml). Ces documents d'accompagnement soutiennent une démarche relativement simple d'évaluation de la vulnérabilité utilisant des listes d'activités. L'État a aussi fourni des outils informatiques faciles à utiliser comme le Turboswap (California Department of Health Services 2003). L'État du Maine avec ses 2 200 systèmes publics (dont 417 alimentant des collectivités) alimentent à peine 2 millions d'usagers à partir de 2 600 sources d'eau (Maine Department of Human Services Drinking Water Program 2000). Une méthodologie simplifiée de définition des zones et d'identification des menaces a été proposée. L'approche se réfère aux niveaux de contaminants normés par le gouvernement fédéral dans le cadre du suivi des Water Quality Standards pour les différents usages. L'analyse résulte en une caractérisation simplifiée du niveau de vulnérabilité (faible, moyen et élevé).

Tableau 2-1 Principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable au Canada et aux États-Unis.

Pays/ Province ou État	Loi/Règlement /Recommandation	Objectifs	Obligation de protection et portée de l'obligation	Références
Canada/ Alberta	Water Act (2000)	Gestion et protection de l'eau	Obligatoire	(Government of Alberta 2014)
	Environmental Protection and Enhancement Act (2000)	Réglementation des activités ayant un impact sur la qualité et la quantité d'eau	Obligatoire	(Government of Alberta 2016a)
	Standards and Guidelines for Municipal Waterworks (2006 – revised in 2012) (section 1.13)	Réalisation de plans de protection	Obligatoire	(Government of Alberta 2012)
Canada/ Colombie-Britannique	Drinking Water Protection Act (2001)	<ul style="list-style-type: none"> • Mise en place de normes de qualité et de suivi • Établissement d'une liste des menaces potentielles aux prises d'eau • Mise en place des mesures de protection de l'eau 	Obligatoire pour tous systèmes fournissant de l'eau potable	(Government of British Columbia 2000)
		Réalisation d'une évaluation de la source d'eau et du système de traitement si une contamination de la prise d'eau est suspectée par le <i>Drinking Water Officer</i> ou par un opérateur qui en réfère au <i>Drinking Water Officer</i> (Art. 18)- délais fixés au cas par cas	Facultatif ou prescrit pour certains systèmes	
Canada/ Manitoba	Drinking Water Safety Act (2002)	Réalisation d'une analyse de vulnérabilité du système de production d'eau potable (source/traitement/réseau)	Obligatoire	(Government of Manitoba 2002, 2005)
	The Water Protection Act (2005)	<ul style="list-style-type: none"> • Délimitation des zones de protection des sources d'eau potable • Réalisation d'un plan de gestion de bassins hydrographiques (Art. 16) 	Obligatoire	
Désignation de zones de gestion de la qualité de l'eau (Art. 5) par le lieutenant-gouverneur		Facultatif Recommandation du Ministre		

Tableau 2-2 Principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable au Canada et aux États-Unis (suite).

Canada/ Nouvelle- Écosse	Environmental Act (1992)	Gestion des ressources en eau	Obligatoire	(Government of Nova Scotia 1992)
	Water Resources Protection Act (2000)	Protection des ressources en eau	Obligatoire	(Government of Nova Scotia 2000)
	A Drinking Water Strategy for Nova Scotia 2002, révisé en 2005	<ul style="list-style-type: none"> • Formation des exploitants des usines de filtration • Réalisation d'analyses de vulnérabilité • Développement d'un programme de surveillance de la qualité de l'eau des usines de filtration (en fonction des risques identifiés par l'analyse de vulnérabilité) • Mise en place d'un plan de protection des sources 	Obligatoire	(Government of Nova Scotia 2005)
	Environmental Goals and Sustainable Prosperity Act (2007)	<ul style="list-style-type: none"> • Mise en place d'objectifs environnementaux (e.g. normes de qualité de l'eau potable, réglementation des eaux usées) et de prospérité durable • Mise en application de la stratégie globale pour la gestion des ressources en eau d'ici 2010 	Obligatoire	(Government of Nova Scotia 2007)
Canada/ Ontario	Clean Water Act (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Rédaction d'un rapport d'évaluation des risques associés aux prises d'eau potable (souterraine et de surface) • Rédaction et mise en place d'un plan de protection des sources 	Obligatoire pour tous les réseaux municipaux (130 d'eau de surface)	Gouvernement de l'Ontario (2006)
Canada/ Saskatchewan	Environmental Management and Protection Act EMPA (2010)- en vigueur 2015 The Water Security Act (2015)	<ul style="list-style-type: none"> • Formation de la Water Security Agency (2015) responsable de la gestion et de la conservation de l'eau – pas d'objectifs spécifiques à l'eau potable • Mise en place d'objectifs pour la vie aquatique, l'eau pour l'élevage et la récréation (pas d'objectifs pour les prises d'eau potable) • Source Water Protection Plans définis et gérés par 11 comités consultatifs (<i>watershed stewardship groups</i>) financés à environ \$70,000 par groupe 	Facultatif	(Government of Saskatchewan 2003, Government of Saskatchewan 2015, Government of Saskatchewan 2017)

Tableau 2-3 Principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable au Canada et aux États-Unis (suite).

États-Unis	Clean Water Act (1972)	<ul style="list-style-type: none"> • Permis de rejets dans le milieu aquatique • Normes de qualité de l'eau 	Obligatoire pour les <i>Public Water Systems</i> dont les réseaux municipaux (desservant plus de 25 personnes ou 15 connexions)	United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1972)
	Safe Drinking Water Act (1974)	Obligation de respecter les normes de qualité de l'eau potable		(United States Environmental Protection Agency (USEPA) 1974)
	1996 Amendments to the Safe Drinking Water Act	Réalisation d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau et mise en place de plans de protection		United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1996a)
	Water Quality Standards Regulatory Revisions; Final Rule 40-CFR- Part131 (2015)	<ul style="list-style-type: none"> • Définition des critères de qualité des eaux de surface qui peuvent être adoptés par le États ou encore appliqués directement dans les États n'ayant pas promulgués de normes environnementales • Critères de qualité de la vie aquatique utilisés pour définir les niveaux de vulnérabilité aux prises d'eau par certains États (eg: Maine) 		

Tableau 2-4 : Lois, actes prescrits et outils règlementaires pouvant être utilisés pour l'application et la mise en place de plan de protection des sources en Ontario. Tiré de Gouvernement de l'Ontario (2006, 2010)

Entité responsable	Nom	Article	Contenu
MNR	Loi sur les ressources en agrégats	8	Plans d'implantation qui sont compris dans les demandes de permis
		11 et 13	Permis pour enlever les agrégats d'un puits d'extraction ou d'une carrière
		25	Plans d'implantation qui accompagnent les demandes de licences d'exploitation en bordure de chemin
		30	Licences d'exploitation en bordure d'un chemin pour exploiter un puits d'extraction ou une carrière
		36	Plans d'implantation qui sont compris dans les demandes d'extraction d'agrégats
		37	Licences d'extraction d'agrégats pour extraire des agrégats au sol arable
MOE	Loi sur la protection de l'environnement	39	Certificats d'autorisation ou Certificats d'autorisation provisoire délivrés pour l'utilisation, l'exploitation, la création, la modification, l'agrandissement ou l'extension de lieux d'élimination des déchets ou de systèmes de gestions des déchets
		20.3 et 20.5	Autorisations environnementales délivrées (1) pour l'utilisation, l'exploitation, la création, la modification, l'agrandissement ou l'extension de lieux d'élimination des déchets ou de systèmes de gestion des déchets ou (2) pour la création, la modification, l'extension ou le remplacement de station d'épuration des eaux d'égout, nouvelles ou existantes
		47.5	Autorisations de projets d'énergie renouvelable délivrées ou renouvelées par le directeur
OMAFRA	Règlement de l'Ontario 267/03 (Dispositions générales) en application de la Loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs	10	Stratégie de gestion des éléments nutritifs
		14	Plans de gestion des éléments nutritifs (PGEN)
		28	Approbatons de stratégies de gestion des éléments nutritifs (SGEN) ou de plans de gestion des éléments nutritifs (PGEN)
		15.2	Plans de matière de source non agricole (plans MSNA)
MOE	Loi sur les ressources en eau de l'Ontario	34.1	Permis de prélèvement d'eau
		53	Approbatons en vue d'établir, de modifier, d'agrandir ou de remplacer des stations d'épuration des eaux d'égout, nouvelles ou existantes
MOE	Loi sur les pesticides	7 et 11	Permis de destruction de parasites terrestres, de destruction de parasites dans une structure ou de destruction de parasites aquatiques délivrés par le directeur
MOE	Loi 2002 sur la salubrité de l'eau potable	40	Permis d'aménagement de station de production d'eau potable délivrés par le directeur
		44	Permis municipaux d'eau potable délivrés par le directeur

2.1.3. CADRE RÉGLEMENTAIRE EN NOUVELLE-ZÉLANDE

Un total de 2 279 systèmes d'eau potable alimentent 3 910 168 personnes dans 2 113 communautés soit environ 85% de la population néo-zélandaise (Register of Drinking Water Suppliers, May 2016 - <http://www.esr.cri.nz/water-science/our-services/drinking-water/register-of-suppliers/> et inventaire en ligne <http://www.esr.cri.nz/water-science/our-services/drinking-water/register-of-suppliers/>). Les réseaux puisant de l'eau de surface alimentent environ 72% de la population. Une grande proportion de la population est desservie par des grands et moyens réseaux alimentés en eau de surface qui desservent 2 946 000 personnes dans 71 systèmes.

La réglementation sur l'eau potable et ses sources comprend (1) le *Public Health Grading*, c'est-à-dire l'évaluation du respect des normes de qualité du système (source, traitement, réseau) qui est obligatoire depuis 2007 (Government of New Zealand 2003a, b) et (2) les normes de qualité de l'eau révisées en 2007 et 2016 (Government of New Zealand 2007, 2016). Tel qu'indiqué au Tableau 2-3, la réalisation de plans de protection est obligatoire depuis 2007 pour tous systèmes alimentant plus de 500 personnes et recommandée pour les systèmes desservant moins de 500 personnes (Government of New Zealand 2008, 2016). Les systèmes desservant moins de 500 personnes ne sont pas assujettis au National Environmental Standards (NES) qui encadre les obligations des Regional Council en matière de protection des sources. Cette décision a été prise essentiellement pour réduire les coûts d'implantation (Government of New Zealand 2016). Toutefois, les petits systèmes sont fortement encouragés et soutenus par le gouvernement pour réaliser des plans de protection. De plus, ils sont incités à mettre en place un Water Safety Plan.

Le bilan du déploiement du programme des plans de protection de la source au robinet est résumé au Tableau 2-4. Des guides généraux présentent la méthodologie pouvant être utilisée pour développer un plan de protection des sources (Ministry of Health 2014a) ainsi que des tableaux permettant d'évaluer les niveaux de risques spécifiques pour les eaux de surface (Ministry of Health 2014b, c). Un délai de trois années supplémentaires a été accordé aux usines pour leur permettre de se conformer aux normes et à soumettre un plan de protection. On remarque que les petits systèmes alimentant moins de 5 000 personnes n'ont toujours pas mis en place leur plan de protection (Tableau 2-4).

Plus récemment, des recommandations concernant les systèmes situés en zone rurale, demandent que la qualité de l'eau en sortie de l'usine respectent soit (1) les normes des petits systèmes (alimentant de 100 à 500 personnes) (section 10) soit (2) les critères microbiologiques, chimiques, radiologiques et des cyanotoxines des grands, moyens ou petits systèmes (sections 4, 5, 7, 8 et 9) (Government of New Zealand 2000) (Tableau 2-3). Les usines situées en zone rurale produisent plus de 75% de l'eau utilisée pour les animaux et/ou l'agriculture.

2.1.4. CADRE RÉGLEMENTAIRE EN AUSTRALIE

Approximativement 95% de l'eau potable en Australie provient de sources d'eau de surface. Depuis 2004, les usines doivent effectuer une analyse de la vulnérabilité de la source ainsi qu'une analyse de vulnérabilité du traitement et déterminer si le risque résiduel est acceptable (Australian Government et al. 2011, Government of Australia 2003). S'il ne l'est pas, un plan de gestion du risque à court et long termes doit être mis en place.

Deux étapes obligatoires pour toutes les usines doivent être réalisées pour évaluer la vulnérabilité de la source d'eau. Tout d'abord, une enquête permettant de caractériser la source est réalisée : identification des activités, sources potentielles de pathogènes, évaluation de l'intensité des activités urbaines et/ou agricoles, de la proximité de ces activités par rapport à la prise d'eau et identification de la présence de barrières telles que des bandes riveraines. Les résultats de cette enquête permettent la classification de la source en fonction de son niveau de protection : bassin-versant protégé (catégorie 1), modérément protégé (catégorie 2), peu protégé (catégorie 3), non protégé (catégorie 4). Les critères assez détaillés menant à cette catégorisation sont présentés au tableau A1 de l'Annexe A. On considère comme déterminants principaux l'intensité de la présence humaine (itinérante versus permanente), la densité de l'élevage et le niveau d'activités de récréation. Une source est considérée protégée si : les activités humaines et d'élevage sont négligeables, un contrôle de la production des populations sauvages d'animaux domestiques est en place et une surveillance active du territoire est effectuée dans tout le bassin versant en amont du réservoir. Le niveau d'activités humaines, agricoles et récréatives dans les différentes zones du bassin versant en amont (*inner versus outer catchment areas*) détermine le niveau de vulnérabilité.

Ensuite, cette classification est comparée à celle résultant de l'analyse des niveaux d'*E. coli* mesurés à la prise d'eau, plus exactement au niveau maximal d'*E. coli* observé lors de l'échantillonnage hebdomadaire à l'usine (sur une période allant de 2 à 10 ans) (Water Services Association of Australia (WSAA) 2015). Par exemple, une source de catégorie 1 (protégée) devrait avoir un niveau maximal inférieur à 20 *E. coli*/100mL. De même, une source de catégorie 4 (non protégée) devrait avoir un niveau maximal compris entre 2 000 et 20 000 *E. coli*/100mL (Tableau 2-5). Les sources ayant des niveaux dépassant ce seuil sont considérées comme non acceptables comme source d'eau potable (*not suitable* en rouge). Dans le cas où les résultats de l'enquête et de l'échantillonnage ne classeraient pas la source dans la même catégorie, une réévaluation du système et des échantillonnages supplémentaires sont requis. Le niveau de traitement requis en fonction de l'analyse de vulnérabilité de la source est ensuite comparé à celui en place et ajusté au besoin. Un plan de gestion du risque doit également être mis en place.

Dans le cas où la source est identifiée comme étant de catégorie 4, c'est-à-dire non protégée, une analyse plus poussée est requise, nécessitant le suivi des concentrations en pathogènes, généralement *Cryptosporidium*, et une analyse de type QMRA (Quantitative Microbial Risk Analysis - Analyse Quantitative du Risque Microbien). Cette dernière nécessite (1) la définition de cibles de qualité de risque sanitaire ou *health-based target* (Pettersson et al. 2015), (2) l'évaluation poussée de la variabilité des concentrations en pathogènes, (3) une connaissance du traitement et de ses limites et (4) l'implication d'experts pouvant gérer les incertitudes (Pettersson and Ashbolt 2016).

Tableau 2-5 Principaux outils règlementaires encadrant la protection des prises d'eau potable en Australie et en Nouvelle-Zélande.

Pays/ Province ou État	Loi/Règlement /Recommandation	Objectifs	Obligation de protection et portée de l'obligation	Références
Nouvelle- Zélande	Health Drinking Water Amendment Act (2007) (modification du Health Act 1956)	<ul style="list-style-type: none"> • Obligation de respecter les normes de qualité de l'eau • Obligation de développer et de mettre en place un plan de protection des sources 	Obligatoire pour tous systèmes desservant plus de 500 personnes (recommandée pour les systèmes de moins de 500 personnes)	New Zealand Government (2007)
	2008 Revised Drinking Water standards for New Zealand (2005)	<ul style="list-style-type: none"> • Définit les normes de qualité de l'eau potable des usines alimentant plus de 500 personnes • Définit le Public Health Grading, c'est-à-dire l'évaluation du respect des normes de qualité pour la source/le traitement et le réseau. Les évaluations ont débuté en 1993 (base volontaire) et sont devenues obligatoires en 2007 		Government of New Zealand (2005b)
	Health Amendment Act – modifications 2013 section 69Z	Obligation de produire et faire approuver un <i>Water Safety Plan</i>	Obligatoire pour tous systèmes desservant plus d'environ 25 personnes	(Government of New Zealand 2013)
	Rural Agricultural Drinking Water Supply Guideline (2015)	Obligation pour les usines en zone rurale de respecter les normes des petits systèmes (section 10) ou celles des critères microbiologiques, chimiques, radiologiques et des cyanotoxines des gros, moyens ou petits systèmes (sections 4, 5, 7, 8 et 9)	Obligatoire	Ministry of Health (2015)
Australie	Safe Drinking Water Act (2003)	<ul style="list-style-type: none"> • Analyse de la vulnérabilité du traitement d'eau potable • Réalisation d'un plan de gestion du risque de l'usine de traitement et d'un plan d'urgence en cas de contamination 	Obligatoire	Government of Australia (2003)
	Australian Drinking Water Guidelines (2011) (révisé en 2016)	<ul style="list-style-type: none"> • Analyse de vulnérabilité de la source d'eau • Déploiement variable selon les États 	Obligatoire	(Australian Government et al. 2016)

Tableau 2-6 Bilan de l'avancement des usines néo-zélandaises concernant l'élaboration et la mise en place de leurs plans de protection des sources.
Tiré de Government of New Zealand (2009).

Catégorie d'usine (nombre de personnes alimentées par l'usine)	Population totale desservie (nombre de personnes)	Date initiale d'obligation de conformité à la loi	Date d'obligation de conformité à la loi (révisée en juin 2009)	% d'usines respect les normes				Élaboration d'un plan de protection des sources* (% pop. desservie)	Respect des obligations réglementaires concernant la protection des sources (% population desservie)
				bactéries *	parasites *	chimiques *	3 critères		
Importante (plus de 10 000)	3 000 000	1 ^{er} juillet 2009	1 ^{er} juillet 2012	99	88	100	88	100%	100%
Moyenne de 5 001 à 10 000	275 000	1 ^{er} juillet 2010	1 ^{er} juillet 2013	92	63	95	60	En rédaction : 2% En révision: 5% Approuvés: 3% Mis en place: 90%	100%
Mineure De 501 à 5 000	495 000	1 ^{er} juillet 2011	1 ^{er} juillet 2014	89	48	93	46	Non commencé : 1% En rédaction : 7% En révision: 7% Approuvés: 10% Mis en place: 75%	99%
Petite De 101 à 500	79 000	1 ^{er} juillet 2012	1 ^{er} juillet 2015	74	25	99	21	Non commencé : 10% En rédaction : 18% En révision: 11% Approuvés: 11% Mis en place: 50%	96%
'de proximité' De 25 à 100		1 ^{er} juillet 2013	1 ^{er} juillet 2016	na	na	na	na	na	na
Région rurale et agricole		1 ^{er} juillet 2013	1 ^{er} juillet 2016	na	na	na	na	na	na

*Les données proviennent du rapport annuel de la qualité de l'eau 2014-2015
na : non applicable

Tableau 2-7 Comparaison du classement de contamination fécale en fonction des niveaux maximum d'*E. coli* mesurés à la prise d'eau avec la catégorie de vulnérabilité de la source identifiée par l'enquête sanitaire en Australie. Traduit librement de (Water Services Association of Australia (WSAA) 2015). La couleur verte signifie une concordance entre les deux classements, jaune une légère discordance, rouge une anomalie importante ou une contamination fécale jugée trop élevée pour une source d'eau potable.

Catégorie de la source par évaluation de vulnérabilité	Catégorie de classement de l'indicateur microbien (nombre/100mL)			
	≤20 Catégorie 1	>20 ≤2 000 Catégories 2 et 3	>2 000 ≤20 000 Catégorie 4	>20 000 Pas acceptable comme source d'eau potable
1 (protégée)	Source = Cat 1	Source = Cat 2	Anomalie	Pas acceptable
2 (non-protégée)	Source = Cat 2	Source = Cat 1	Anomalie	Pas acceptable
3 (non-protégée)	Anomalie	Source = Cat 1	Source = Cat 2	Pas acceptable
4 (non-protégée)	Anomalie	Source = Cat 2	Source = Cat 1	Pas acceptable

2.2. COMPARAISON DES CONTENUS DES ANALYSES DE VULNÉRABILITÉ

Le Tableau 2-6 résume les contenus des analyses de vulnérabilité spécifiés par les diverses réglementations ou recommandés par les documents guides. Les restrictions d'activités identifiées comme pouvant poser des risques significatifs sont présentées dans la section 3.1 qui traite des aires de protection des différents règlements et guides.

Les règlements régissant la protection des sources d'eau potable requièrent en général les mêmes informations pour les analyses de vulnérabilité:

- La géolocalisation de la (les) prise(s) d'eau et des capacités de traitement des usines (schémas de traitement, capacité etc.);
- L'historique d'évènements comme des détériorations de qualité d'eau, des éclosions d'origine hydrique, des pénuries d'eau, etc.;
- La délimitation des aires d'évaluation de la vulnérabilité;
- La caractérisation des aires d'évaluation (utilisation du sol, sources potentielles de contaminants (*sanitary survey*));
- L'inventaire (plus ou moins détaillé) des menaces dans les aires de protection;
- L'évaluation de la qualité de l'eau (historique des niveaux mesurés à l'eau brute ou dans le bassin versant);
- L'évaluation de la quantité d'eau disponible;
- L'analyse des risques (méthode de calcul ou matrice de risques);
- La formulation de recommandations pour améliorer la protection de la source menant à la mise en place d'un plan de gestion des risques.

Le Tableau 2-6 permet de mettre en évidence plusieurs différences importantes au niveau des analyses de vulnérabilité.

- La réalisation d'évaluations de vulnérabilité des prises d'eau potable n'est pas toujours obligatoire (Colombie-Britannique et Manitoba), comme au Québec et ailleurs au Canada (Ontario, Nouvelle-Écosse) et à l'étranger (États-Unis, Nouvelle-Zélande et Australie). Certaines provinces n'exigent des analyses de vulnérabilité seulement que pour certains systèmes jugés à risque de contamination (eg : Colombie-Britannique). Les obligations spécifiques d'évaluation de vulnérabilité sont parfois peu ou pas définies et intégrées au Watershed Protection Plans (eg : Manitoba).
- Lorsqu'obligatoires, les analyses de vulnérabilité et les plans de protection visent tous les systèmes desservant plus d'un minimum de personnes (typiquement 15 à 25), ce qui est plus faible que le seuil de 500 personnes du RPEP et de la Nouvelle-Zélande. L'ajout des petits et très petits systèmes multiplie le nombre de systèmes à considérer. Toutefois, l'Alberta a jugé cet effort additionnel nécessaire en raison des éclosions d'origine hydrique plus fréquentes dans de petits systèmes au Canada. Des efforts sont alors déployés pour soutenir ces petits systèmes et leur participation est facilitée par l'utilisation de versions simplifiées des évaluations de vulnérabilité.
- Les analyses de vulnérabilité peuvent être distinctes ou combinées à la réalisation d'un plan de protection. Par exemple, la Nouvelle-Zélande, l'Australie, la Colombie-Britannique, l'Alberta et la plupart des États américains exigent la réalisation des deux composantes ensemble ou en séquence prédéterminée. L'Ontario, la Nouvelle-Écosse, le Manitoba et le Québec ont séparé ces exercices. Par contre l'Ontario a rapidement mis en place les règlements additionnels et précisé les obligations de contenu des plans de protection.
- Les analyses de vulnérabilité (combinées ou non aux plans de protection) considèrent soit (1) uniquement la source ou (2) couvrent tout le système d'eau de l'adduction jusqu'au consommateur (la source, le traitement et la distribution). La Nouvelle-Zélande, l'Australie, la Colombie Britannique, l'Alberta ont recommandé ou retenu cette approche intégrée qui est en accord avec les recommandations récentes de l'OMS.
- Les analyses de vulnérabilité et les plans de protection sont souvent intégrés dans des *Water Safety Plan* dont le contenu dépasse les analyses de vulnérabilité et les plans de protection des sources, pour y inclure par exemple des plans d'urgence (Australie, Nouvelle-Zélande, OMS, Alberta).
- La mesure de la qualité de l'eau à la prise d'eau n'est pas obligatoire pour la caractérisation de la source comme au Québec où la contamination microbiologique est suivie par une mesure hebdomadaire d'*E. coli* à l'eau brute exigée par le RQEP. La Nouvelle Zélande et l'Ontario utilisent néanmoins les données de mesures d'indicateurs et de pathogènes exigées pour la caractérisation du niveau de contamination microbien servant à déterminer du niveau de traitement minimal aux usines. Une caractérisation de l'eau brute est fortement recommandée par l'OMS, pratiquée par les exploitants, prescrite lorsque jugée nécessaire au Manitoba, en Ontario, en Nouvelle-Écosse et en Colombie Britannique et dans plusieurs États américains. La plupart des juridictions retiennent en premier temps l'examen des analyses de suivi environnemental dans les bassins versants et les résultats des enquêtes sanitaires (*sanitary surveys*) qui sont obligatoires.

Tableau 2-8 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations.

Pays/ Province	Population/ Système visé	Réalisation	Échéance/ Portée réglementaire	Analyse de vulnérabilité	Références
Québec	Systèmes desservant plus de 500 personnes et au moins une résidence	Municipalités/ Usines/ Exploitants/ Responsable du prélèvement	1 ^{er} avril 2021 ou 6 ans après la mise en service Obligatoire	<p>L'analyse de vulnérabilité effectuée aux 5 ans est fondée sur :</p> <ul style="list-style-type: none"> 1° la localisation du site de prélèvement et une description de son aménagement; 2° le plan de localisation des aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée, lequel doit permettre de déterminer les limites sur le terrain; 3° les niveaux de vulnérabilité des eaux évalués conformément à l'article 69 pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV; 4° au regard des aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les événements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement; 5° au regard de la portion de l'aire de protection éloignée qui ne recoupe pas les aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les événements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement; 6° une évaluation des menaces que représentent les activités anthropiques et les événements potentiels répertoriés en vertu des paragraphes 4 et 5; 7° une identification des causes pouvant expliquer, pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV, les niveaux de vulnérabilité des eaux de surface évalués moyen ou élevé. 	(Gouvernement du Québec 2014, Ministère du Développement durable 2015a)

Tableau 2-9 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations (suite).

Pays/ Province	Population/ Système visé	Réalisation	Échéance/ Portée réglementaire	Analyse de vulnérabilité	Références
Canada/ Alberta	Petits systèmes (<500 personnes) à grands systèmes (>10 000 personnes)	Municipalités/ Usines/ Exploitants	2013 Obligatoire	<p>Critères d'analyse pour la source d'eau potable :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Caractérisation (localisation, liste des activités présentes dans le bassin-versant, liste exhaustive des rejets agricoles, municipaux et industriels) – Un échantillonnage supplémentaire peut être réalisé pour confirmer les risques potentiels • Schéma • Analyse des risques microbiologique et chimique (matrice de risques) • Mise en place de mesures de correction si le risque est évalué comme étant élevé et d'un plan de gestion du risque si le risque est moyen ou faible <p>Chaque partie du système (source, traitement et réseau) doit être traitée dans l'analyse de vulnérabilité</p>	(Government of Alberta 2016a, b)
Canada/ Colombie-Britannique	Tout propriétaire ou exploitant d'un système d'eau	Exploitants/ Municipalités	Facultatif (en cas de menaces)	<ul style="list-style-type: none"> • Délimitation des aires d'évaluation de vulnérabilité • Caractérisation des aires d'évaluation (utilisation du sol, sources potentielles de contaminants (<i>sanitary survey</i>, historique des concentrations mesurées à l'eau brute) • Inventaire des menaces • Évaluation de l'usine de production d'eau potable (prise d'eau, efficacité du traitement) et du réseau de distribution • Évaluation de la qualité de l'eau et de la quantité d'eau disponible • Évaluation de la capacité financière et de la gestion de l'agence de l'eau • Analyse des risques (matrice de risques) • Recommandations pour améliorer la protection de la source – mise en place d'un plan de gestion des risques 	Government of British Columbia (2001)

Tableau 2-10 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations (suite).

Pays/ Province	Population/ Système visé	Réalisation	Échéance/ Portée réglementaire	• Analyse de vulnérabilité	Références
Canada/ Manitoba	Tous systèmes de production d'eau potable publics (-450) et semi-publics	Districts de conservation	Obligatoire	<ul style="list-style-type: none"> • Objectifs, politiques et recommandations portant sur : <ul style="list-style-type: none"> ○ la protection, la conservation ou la restauration des eaux, des écosystèmes aquatiques et des sources d'eau potable ○ la prévention, la limitation et la diminution de la pollution des eaux (notamment par les eaux usées, les autres sources ponctuelles ou non ponctuelles de polluants) ○ le drainage des sols ○ les activités dans les zones de gestions de la qualité de l'eau, les zones riveraines ... ○ la gestion de la demande en eau ○ l'approvisionnement en eau ○ l'état de préparation aux situations d'urgence découlant d'un déversement, d'un accident ou de toute autre situation d'urgence • Liste des menaces liées, entre autres, à la protection des sources d'eau potable • Liste des liens entre la gestion des eaux et la planification de l'utilisation des sols pour faciliter la mise en place d'un plan directeur de gestion du bassin versant • Mesures de mise en œuvre, de suivi et d'évaluation du plan 	Government of Manitoba (2005)
Canada/ Nouvelle-Écosse	Tous systèmes de production d'eau potable publics	Usines/ Municipalités Comité de protection des sources	2005 Obligatoire	<ul style="list-style-type: none"> • Délimitation des aires de protection (généralement le bassin-versant) • Identification des sources potentielles de contaminants • Analyse de risques par un classement des menaces (matrice de risques) • Élaboration d'un plan de protection des sources • Désignation d'aires d'eau protégées qui ont un statut et plan de protection indépendants • Développement d'un plan de suivi permettant d'évaluer l'efficacité du plan de protection 	Nova Scotia Environment and Water and Wastewater Branch (2004)
Canada/ Ontario	Tous systèmes municipaux	Comité de protection des sources	2010 Obligatoire	<ul style="list-style-type: none"> • Caractérisation du bassin-versant • Bilans d'eau et évaluation du stress hydrique • Délimitation des zones de protection des prises d'eau • Évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau • Identification des menaces 	(Government of Ontario 2007, 2009a)

Tableau 2-11 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations (suite).

Pays/ Province	Population/ Système visé	Réalisation	Échéance/ Portée réglementaire	Analyse de vulnérabilité	Références
États-Unis	Tous systèmes d'eau publics	Variable	2002 Obligatoire	<ul style="list-style-type: none"> • Délimiter les aires de protection pour toutes les sources d'eau potable souterraines et de surface • Effectuer un inventaire de l'utilisation du territoire pour toutes les sources d'eau potables souterraines et de surface • Déterminer la susceptibilité des sources d'eau à la contamination par ces sources • Diffuser les résultats de cette analyse au public 	United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1996a)
	Californie Tous systèmes d'eau potable publics	Responsable des systèmes		<ul style="list-style-type: none"> • Inventaire des sources potentielles de contaminants en tenant compte des contaminants microbiens (<i>E. coli</i>, <i>Giardia</i>, <i>Cryptosporidium</i> et les virus), les contaminants chimiques pour lesquels des normes ou valeurs cibles ont été fixées, les contaminants non réglementés, mais faisant l'objet d'une surveillance, la turbidité et le carbone organique • Délimitations de zones et inventaire des menaces avec première vérification des menaces exigée sur site • Classement des menaces en 4 grandes classes d'importance jugées de très haut à très faible potentiel de risque de contamination • Estimation de la vulnérabilité des prises d'eau aux contaminations • Vulnérabilité physique à partir des caractéristiques simples du territoire du bassin-versant (superficie du bassin-versant, type de sol, susceptibilité à l'érosion, topographie, présence de réserve, etc.) compris dans les rapports des Watershed <i>Sanitary surveys</i> obligatoires • Calculs des scores de vulnérabilité physique à des critères d'expression de ces contaminants à la prise d'eau en fonction de l'étendue de l'activité dans le bassin-versant (%), la concentration résultante à la prise d'eau, le type de contaminant, son importance toxicologique, l'historique de respect des normes de l'usine 	California Department of Health Service Division of Drinking Water and Environmental Management (1999)

Tableau 2-12 Contenu des rapports d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable de surface demandé par les réglementations et recommandations (suite).

Pays/ Province	Population/ Système visé	Réalisation	Échéance/ Portée réglementaire	Analyse de vulnérabilité	Références
Australie/ États	Tous systèmes de production d'eau potable : Public drinking water source areas (PWDWSA)	États/ Municipalités et Corporations (Water Corporation en Australie de l'Ouest)	Obligatoire	<ul style="list-style-type: none"> • Réalisation d'enquêtes (sanitary survey) permettant de caractériser la source d'eau (sources de pathogènes, utilisations du sol, activités présentes) • Échantillonnage de l'eau aux prises d'eau (<i>E. coli</i> et <i>Cryptosporidium</i>) afin d'évaluer la vulnérabilité aux micro-organismes • Évaluation du risque de contamination • Détermination du niveau d'inactivation de pathogènes requis et du risque annuel • Analyse quantitative du risque microbien (QMRA) et échantillonnage ciblé pendant les périodes à risque (<i>event based sampling</i>) 	(Water Services Association of Australia (WSAA) 2015)
Nouvelle-Zélande	Systèmes desservant plus de 500 personnes (rivières)	Responsables de systèmes	2014 Obligatoire	<ul style="list-style-type: none"> • Délimitation de 3 zones de protection : immédiate (SPZ1), intermédiaire (SPZ2) et éloignée (SPZ3) • Identification des menaces • Pondération des risques • Mesures préventives • Actions correctrices 	Ministry of Health (2014b)
	Systèmes desservant plus de 500 personnes (lacs)	Responsables de systèmes	2014 Obligatoire	<ul style="list-style-type: none"> • Identification des menaces relatives à la perte de l'intégrité physique de la prise d'eau (manque d'eau, problème de pompage ou pompage d'eau de mauvaise qualité ne pouvant pas être traitée correctement) • Pondération des risques • Mesures préventives (inspection de la prise d'eau, multiples prises d'eau si variations saisonnières de la qualité d'eau) • Actions correctrices 	Ministry of Health (2014c)

3. INFORMATIONS PERTINENTES AUX ÉLÉMENTS DU CADRE RÉGLEMENTAIRE DE PROTECTION DES SOURCES D'EAU POTABLE DU RPEP

Dans ce cas d'un prélèvement de Type 1, le responsable d'un prélèvement d'eau doit produire d'évaluation de vulnérabilité (art. 75) comprenant les éléments suivants:

L'analyse de vulnérabilité effectuée aux 5 ans est fondée sur :

- 1° la localisation du site de prélèvement et une description de son aménagement;*
- 2° le plan de localisation des aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée, lequel doit permettre de déterminer les limites sur le terrain;*
- 3° les niveaux de vulnérabilité des eaux évalués conformément à l'article 69 pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV;*
- 4° au regard des aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les événements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement;*
- 5° au regard de la portion de l'aire de protection éloignée qui ne recoupe pas les aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les événements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement;*
- 6° une évaluation des menaces que représentent les activités anthropiques et les événements potentiels répertoriés en vertu des paragraphes 4 et 5;*
- 7° une identification des causes pouvant expliquer, pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV, les niveaux de vulnérabilité des eaux de surface évalués moyen ou élevé.*

Tel que demandé par le MDDELCC, nous avons regroupé les éléments d'informations bibliographiques en fonction des éléments structurels des analyses de vulnérabilité soit les aires de protection, les indices de vulnérabilité et les méthodes d'évaluation du risque.

3.1. AIRES DE PROTECTION ET RESTRICTIONS D'USAGE

La délimitation des aires de protection est recommandée dans la majorité des réglementations pour la protection des sources. En général, elles ne sont pas définies dans le règlement mais plutôt dans des guides d'application. La délimitation des aires est généralement très rigoureusement définie pour les prises d'eau souterraines, mais souvent pas ou peu pour les prises d'eau de surface. La restriction d'activités, voire même leur interdiction, sont reliées à leur localisation dans ces différentes aires de protection.

3.1.1. EXIGENCES DU RPEP POUR LES AIRES DE PROTECTION ET LES RESTRICTIONS D'USAGE

Le Règlement sur le Prélèvement des Eaux et leur Protection (RPEP) du Québec a fixé des aires de protection (chapitre IV - section II) dans lesquelles un inventaire détaillé des menaces doit être réalisé ainsi qu'une évaluation de l'ampleur des actions de protection et de conservation qui doivent être implantées pour minimiser la vulnérabilité de la prise d'eau.

Trois (3) aires de protection pour les prélèvements d'eau de surface sont réglementées : (1) l'aire immédiate, (2) l'aire intermédiaire et (3) l'aire éloignée. Les aires définies dans le règlement varient en fonction du type de sources : lac, fleuve ou autre cours d'eau.

(art 70) Une aire de protection immédiate est délimitée pour un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 ou 2. Les limites d'une telle aire sont fixées aux distances suivantes:

1° 300 m autour du site de prélèvement de catégorie 1 ou 2 s'il est situé dans un lac;

2° 1 km en amont et 100 m en aval du site de prélèvement de catégorie 1 ou 2 s'il est situé dans le fleuve Saint-Laurent ou, lorsque le fleuve est sous l'influence de la réversibilité du courant due à la marée, 1 km en amont et en aval du site de prélèvement;

3° 500 m en amont et 50 m en aval du site de prélèvement de catégorie 1 ou 2 s'il est situé dans tout autre cours d'eau.

Ces distances englobent, le cas échéant, les eaux de surface, les portions de tributaires ainsi qu'une bande de terre de 10 m calculée à partir de la ligne des hautes eaux. Le responsable du prélèvement d'eau doit transmettre un avis écrit au domicile de chacune des propriétés incluses dans l'aire de protection immédiate informant leurs propriétaires ou leurs occupants de la présence du site de prélèvement dans leur voisinage.

(Art 71) Une aire de protection intermédiaire est délimitée pour un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 ou

Les limites d'une telle aire sont fixées aux distances suivantes:

1° 3 km autour du site de prélèvement de catégorie 1 ou 2 s'il est situé dans un lac;

2° 15 km en amont et 100 m en aval du site de prélèvement de catégorie 1 ou 2 s'il est situé dans le fleuve Saint-Laurent ou, lorsque le fleuve est sous l'influence de la réversibilité du courant due à la marée, 15 km en amont et en aval du site de prélèvement;

3° 10 km en amont et 50 m en aval du site de prélèvement de catégorie 1 ou 2 s'il est situé dans tout autre cours d'eau.

Les distances englobent, le cas échéant, les eaux de surface, les portions de tributaires ainsi qu'une bande de terre de 120 m calculée à partir de la ligne des hautes eaux.

(Art 74) Une aire de protection éloignée est délimitée pour un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1. Les limites d'une telle aire correspondent au territoire du bassin versant du site de prélèvement et incluent, le cas échéant, les limites de l'aire de protection intermédiaire du site de prélèvement situées en aval.

3.1.2. AUTRES APPROCHES DE DÉFINITION DES AIRES DE PROTECTION ET DE RESTRICTIONS D'USAGE

Le Tableau 3-1 présente le type d'aires de protection recommandées pour le Québec et différentes provinces du Canada et trois États américains représentatifs du Canada avec des rivières et lacs de petite et grande taille ainsi que les moyens d'actions qui peuvent être appliquées dans ces zones pour la protection de la source.

On note une diversité d'approche pour la définition des critères de zones, les critères pour identifier les activités à restreindre ou interdites et les moyens d'actions considérés pour les gérer. Des exemples de caractéristiques des aires de protection immédiate (Tableau 3.2), intermédiaire (Tableau 3-3) et éloignée (Tableau 3-4) sont présentées en fonction du type de source (lac, rivière et fleuve).

Par exemple, en Californie, l'évaluation de la vulnérabilité est effectuée par défaut sur tout le bassin-versant. Il est aussi possible de délimiter des zones de protection : la zone A immédiatement autour de la prise d'eau, la zone B intermédiaire et la Zone C, le bassin-versant. Plusieurs méthodes de délimitation sont permises sur la base de : 1) la distance; 2) le temps de parcours; 3) la modélisation du transport des contaminants et 4) une combinaison de ces méthodes. La définition des zones doit être approuvée par le DOH (Department of Health) qui est responsable du programme de protection (California Department of Health Service Division of Drinking Water and Environmental Management, 1999). Le Tableau 3-5 liste les activités jugées à très haut risque ou à risque élevé. On y trouve des stations-services, des installations industrielles, aéroports, sites d'enfouissement, pisciculture, parcs d'engraissement, etc. Les rejets des stations d'épuration des eaux usées et la présence de fosses septiques sont considérés comme de très haut risques dans la zone A immédiate et des risques élevés dans la zone B intermédiaire. Les activités ne sont pas interdites d'office, mais l'analyse de risque identifie les risques significatifs qu'il faut interdire, restreindre ou gérer.

Certaines juridictions favorisent la protection complète des sources d'eau potable en définissant tout le bassin versant comme zone d'eau protégée. En Nouvelle-Écosse, 24 zones d'eau protégées ont été désignées sur l'ensemble du territoire, pour lesquelles des règlements particuliers s'appliquent (restriction et/ou interdictions d'activités) (Government of Nova Scotia 2005). Le Tableau A2 de l'Annexe A montre l'évolution de la réglementation concernant les activités restreintes ou interdites dans diverses zones protégées. Ces restrictions varient selon la source considérée. On note des interdictions d'activités minières, d'extraction de tourbe, d'élevage, de navigation de plaisance, de stockage de fumier, etc. dans certaines sources. On note aussi des restrictions fréquentes sur les rejets d'eaux usées, le stockage d'huile à chauffage, l'utilisation de véhicules motorisés ainsi que des obligations de protéger les milieux humides.

Dans le cas de l'Australie, des recommandations fédérales ont été émises mais les réglementations et programmes pour mettre en œuvre les recommandations fédérales sont sous la juridiction des États. En Australie occidentale, les 155 sources d'eau potable de l'État ont été proclamées *Protected Drinking Water Source Areas* (PDWSA). Il s'agit principalement d'eaux souterraines ou de réservoirs. La protection du réservoir Victoria qui alimente la ville de Perth est assez typique avec une zone immédiate P1 complètement protégée (sans activité humaine) et une limitation des activités permises dans les zones intermédiaires et éloignées (P2 et P3)

(Government of Western Australia and Department of Water 2006). Les restrictions d'activités dans la zone P1 ont pour objectif de prévenir toute contamination (*risk avoidance*) de la source d'eau potable qui est désignée comme utilisation prioritaire du territoire. Toutefois, ces PDWSA sont généralement des territoires publics, ce qui facilite une telle approche. Dans la zone P2, le principe directeur est d'éviter l'augmentation du risque de contamination de la source d'eau (*risk minimizing*). Typiquement, des activités de faible intensité comme des pâturages et des cultures sèches sont présentes. Les zones P3 sont des aires dans lesquelles il faut gérer le risque de contamination de la source en présence d'autres usages résidentiels, commerciaux et d'industrie légère. Finalement, nous avons noté que des exceptions peuvent être faites au cas par cas, même pour des activités minières.

On retient que l'interdiction générale d'activités est peu répandue, étant surtout retenue dans les bassins versants désignés protégés. L'évaluation des risques associés à la présence de menaces dans les aires de protection définit les restrictions ou interdictions d'activités. Avec cette approche :

- Toute menace constituant un risque significatif doit être éliminée ou gérée de manière à minimiser les risques de contamination;
- L'ajout d'un nouveau rejet jugé comme causant potentiellement un risque significatif dans les aires de protection ne peut être considéré à moins que son implantation puisse assurer l'absence de risque de contamination.

Tableau 3-1 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface.

Pays/États/Provinces		Description Aires	Mesures de protection et restrictions pouvant être prises dans les zones (ou à défaut dans le bassin-versant) et moyens d'actions	Références
Canada	Québec	<p>Trois zones : (1) l'aire immédiate (2) l'aire intermédiaire (3) l'aire éloignée.</p> <p>Les aires définies dans le règlement varient en fonction du type de sources : lac, fleuve ou autre cours d'eau.</p> <p>Ouverture avec réserve à l'analyse hydrodynamique pour la définition des aires</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation de la qualité microbiologique par la mesure hebdomadaire d'<i>E. coli</i> à l'eau brute • Activités interdites dans la zone immédiate <ol style="list-style-type: none"> 1° le pâturage; 2° l'épandage et le stockage, à même le sol, de déjections animales, de compost de ferme, de matières fertilisantes azotées ou de matières résiduelles fertilisantes; 3° l'épandage et le stockage, à même le sol, de boues provenant d'ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées ou de tout autre système de traitement ou d'accumulation d'eaux usées sanitaires ou de toute matière contenant plus de 0,1% de boues provenant d'eaux usées sanitaires, évaluée sur la base de matière sèche; 4° l'aménagement d'un nouveau rejet dans un cours d'eau, sauf si cet aménagement est effectué dans un cours d'eau dont la largeur est supérieure à 30 m en période d'étiage et si une attestation d'un professionnel précise que le rejet n'affectera pas le site de prélèvement d'eau. <p>Toute autre activité devant s'effectuer à l'intérieur d'une aire de protection immédiate d'un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 ou 2, sauf celles relatives à l'exploitation d'une centrale hydroélectrique, doit respecter les conditions suivantes:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1° l'activité doit être effectuée de manière à minimiser les risques d'érosion des sols, notamment par le rétablissement et le maintien de la couverture végétale présente et du caractère naturel de la rive; 2° si l'activité vise à aménager un fossé ou un drain souterrain, ceux-ci ne peuvent être en lien direct avec le lac ou le cours d'eau récepteur, à moins que des infrastructures permettent de limiter l'apport de sédiments vers le lac ou le cours d'eau concerné et que, dans le cas d'un fossé, le haut du talus comporte une couverture végétale d'une largeur minimale d'un mètre. <p>L'aménagement d'un site de forage destiné à rechercher ou à exploiter du pétrole, du gaz naturel, de la saumure ou un réservoir souterrain ainsi que l'exécution d'un sondage stratigraphique sont interdits dans l'aire de protection intermédiaire d'un prélèvement d'eau de surface.</p>	(Gouvernement du Québec 2014, Ministère du Développement durable 2015a)

Tableau 3-2 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface (suite).

Pays/États/Provinces		Description Aires	Mesures de protection pouvant être prises dans les zones (ou à défaut dans le bassin-versant), moyens d'actions et restrictions d'usage	Références
Canada	Alberta	Pas d'aire définie	<ul style="list-style-type: none"> • Permis d'autorisation de rejets • Permis pour l'utilisation de pesticides • Mise en place de mesures de contrôle (échantillonnage supplémentaire au besoin) • Mise en place d'un plan de gestion du risque <p><i>Pas d'interdictions générales d'activités</i></p>	Government of Alberta (2014, 2016a)
	Colombie-Britannique	3 zones peu définies Sources/zones complètement protégées	<ul style="list-style-type: none"> • Nomination d'un <i>Health Officer</i> • Mise en place de plans de gestion du risque et de bonnes pratiques • Modification du zonage • Restrictions d'activités dans les zones dites protégées et exemptes de filtration <p><i>Pas d'interdictions générales d'activités</i></p>	Government of British Columbia (2000), Ministry of Healthy Living and Sport (2010b)
	Manitoba	Aires d'évaluation = bassin versant Zones de gestion de la qualité de l'eau <ul style="list-style-type: none"> • 1 jour de temps de séjour en amont de la prise d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> • Modification du zonage (The Planning Act (2005)) • Manure Management Plan (Environment Act (1987) pour toutes opérations agricoles comptant plus de 300 unités animales • Plan de gestion des nutriments <p><i>Pas d'interdictions générales d'activités</i></p>	Government of Manitoba (2005)
	Nouvelle-Écosse	Bassin versant entier Bassins versants (24) avec statut protégé (Protected Water Areas) par le gouvernement	<ul style="list-style-type: none"> • Campagnes d'échantillonnage pour confirmer l'efficacité du plan de protection contre des sources de contamination en visant les périodes de vulnérabilité (étiage, pluies abondantes, fonte des neiges, etc.) – STEP 5 Guide • Mise en place de zones d'eau protégées (Environmental Act art. 106) • Interdiction d'exportation massive d'eau • Mise en place de bonnes pratiques • Modification du zonage (Municipal Government Act) • Achat foncier <p><i>Restrictions d'activités dans les bassins (areas) désignées protégées (voir Tableau A2 Annexe A)</i></p>	Government of Nova Scotia (2006), Nova Scotia Environment (2004)

Tableau 3-3 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface (suite).

Pays/États/Provinces		Description Aires	Mesures de protection pouvant être prises dans les zones (ou à défaut dans le bassin-versant), moyens d'actions et restrictions d'usage	Références
Canada	Ontario	<p>3 zones distinctes immédiate, intermédiaire et éloignée définies très rigoureusement</p> <p>Zone intermédiaire inspirées de temps de transport des contaminants</p> <p>Forte ouverture à la modélisation hydrodynamique pour confirmer les aires</p> <p>Délimitation des zones doit être approuvée par le MOE</p>	<p>Restrictions d'activités en fonction de l'évaluation des menaces</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les risques associés à chacune des menaces faisant partie des 21 catégories fixées sont évaluées en utilisant trois approches : par menaces (<i>Threats approach</i>), par problèmes connus (<i>Issues approach</i>), par événements (<i>Events based approach</i>). Les scores obtenus définissent les actions correctrices • L'analyse des risques identifie des activités devant être interdites, soit pour des activités existantes ou pour des activités futures (prévention de l'implantation) • Les interdictions sont indiquées dans le plan de protection <p>Les actions correctrices varient selon l'importance de la menace :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Des mesures spécifiques doivent être prises pour gérer les risques, les menaces identifiées comme étant des menaces significatives pour la prise d'eau potable. Ces menaces devront faire l'objet de mesures précisées dans le plan de protection • Les menaces identifiées comme étant des menaces modérées doivent faire l'objet d'un plan de gestion ou de contrôle des risques associés à la contamination de l'eau potable • Les menaces identifiées comme étant des menaces faibles requièrent des mesures minimales avec quelques contrôles pour s'assurer de leur gestion <p>Autres moyens utilisés :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Adoption du plan de protection • Modification du zonage • Gestion des permis • Mise en place d'un plan de gestion du risque pour les menaces • Utilisation d'actes prescrits <p><i>Pas de restrictions générales d'activités mais évaluation au cas par cas</i></p>	<p>Government of Ontario (2009a, 2015, 2016)</p>

Tableau 3-4 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface (suite).

Pays/États/Provinces		Description Aires	Mesures de protection pouvant être prises dans les zones (ou à défaut dans le bassin-versant), moyens d'actions et restrictions d'usage	Références
États-Unis	Californie	<p>Zone non obligatoire – conseillée pour la réalisation d'un <i>sanitary survey</i></p> <p>Évaluation effectuée par défaut sur tout le bassin-versant ou sur des zones de protection délimitées :</p> <ul style="list-style-type: none"> • la zone A immédiatement autour de la prise d'eau • la zone B intermédiaire • la Zone C, le bassin-versant <p>Plusieurs méthodes de délimitation permises :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) la distance 2) le temps de parcours 3) la modélisation du transport des contaminants 4) une combinaison de ces méthodes <p>La définition des zones doit être approuvée par le DOH (Department of Health) qui est responsable du programme de protection.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Restrictions d'activités possible si le risque ne peut être géré • Modification du zonage • Mise en place d'un plan de gestion du risque <p><i>Pas de restrictions générales d'activités mais évaluation au cas par cas</i></p>	(California Department of Health Service Division of Drinking Water and Environmental Management 1999)
	Massachusetts	3 zones distinctes (immédiate, intermédiaire et éloignée)		Commonwealth of Massachusetts (2010) http://www.mass.gov/eea/agencies/massdep/water/drinking/water-supply-protection-area-definitions.html
	Ohio	Zones distinctes pour les lacs, rivières et ruisseaux		(Buckeye Water District et al. 2013)

Tableau 3-5 Description des aires et liste des mesures de protection et restrictions d'usage pour gérer la vulnérabilité des sources d'eau potable de surface (suite).

Pays/États/Provinces		Description Aires	Mesures de protection pouvant être prises dans les zones (ou à défaut dans le bassin-versant), moyens d'actions et restrictions d'usage	Références
Nouvelle Zélande		<ul style="list-style-type: none"> • zone 1 de protection immédiate (SPZ1) • zone 2 de protection intermédiaire (SPZ2) • zone 3 de protection (SPZ3) 	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation des zones en fonction du niveau de risques que posent des menaces et des événements en amont des prises d'eau • Approche par questionnaires • Approche de type <i>Water Safety Plan</i> – Analyse de risque • Aucune restriction d'activité prédéterminée, chaque plan de protection dresse une liste approuvée par les autorités régionales <i>Council</i> • Mise en place d'un plan de gestion du risque • Gestion des permis de rejet <p><i>Pas de restrictions générales d'activités mais évaluation au cas par cas</i></p>	(Government of New Zealand 2003b, 2016)
Australie	<p>Western Australia</p> <p><i>Pas de rivières/lac comme source</i></p>	<p>RPZs – <i>prohibited zones</i> en amont des réservoirs 2 km (déterminé à partir du niveau d'eau le plus haut)</p> <p>3 zones distinctes :</p> <ul style="list-style-type: none"> • P1 zone pour éviter les risques • P2 zone pour gérer et améliorer la qualité de la source • P3 vise la gestion du risque à long terme 	<ul style="list-style-type: none"> • Zone immédiate complètement protégée y compris de l'accès public • Liste d'activités existantes et futures compatibles ou non avec la protection de la source selon la zone de protection dans les Public Drinking water Source Areas (PDWSAs). Comprend des activités agricoles (culture, élevage, etc.), minières, résidentielles, récréatives, et ajout d'infrastructures (routes, rails, collecteurs eaux usées, etc.) • Les activités jugées non compatibles sont référées pour autorisation au Department of Water pour approbation • Pas de traitement ou de rejet d'eaux usées dans le WHPZS <p><i>Pas de restrictions générales d'activités mais évaluation au cas par cas</i></p>	(Government of Western Australia 2016)

Tableau 3-6 Exemples de définition des aires de protection immédiate pour les eaux de surface au Canada, États-Unis et en Nouvelle Zélande.

Pays	États/ Provinces	Lac	Rivière	Fleuve
Canada	Colombie-Britannique	Cercle d'au moins 100m de rayon	Cercle d'au moins 100m de rayon	na
	Ontario	Cercle d'un km de rayon	Demi-cercle d'un diamètre de 200m + 10m en aval	Demi-cercle de 1000 m de rayon
		Bande riveraine : 120m		
États-Unis	Massachusetts	Zone de 120m autour de la source et de 60m autour de ses affluents		
	Ohio	Cercle d'un rayon variant entre 300 et 900 m en fonction de la profondeur de la prise d'eau	~15km en amont + 300 m sur les rives ou 150 m sur les rives des tributaires	~40km en amont (5 heures de temps de séjour) + 40m en rive
Nouvelle-Zélande	Great Wellington Regional Council	1km en amont + 5m de large sur les rives		

Tableau 3-7 Exemples de définition des aires de protection intermédiaire au Canada, États-Unis et en Nouvelle Zélande.

Pays	États/ Provinces	Lac		Rivière		Fleuve
Canada	Colombie-Britannique	Bassin versant <500km ²	Bassin versant >500km ²	Bassin versant <500km ²	Bassin versant >500km ²	na
		Bassin versant	Une portion du bassin versant	Bassin versant	Une portion du bassin versant	
	Ontario	2 heures de temps de séjour				
États-Unis	Massachusetts	Zone de 800m autour de la source				
	Ohio					Les bassins versants qui sont situés dans les 40m des rives incluses dans les zones sont aussi considérés
Nouvelle-Zélande	Great Wellington Regional Council	8 heures de temps de séjour (calculé à partir du débit médian) + 100m en rive				

Tableau 3-8 Exemples de définition des aires de protection éloignées au Canada, États-Unis et en Nouvelle Zélande.

Pays	États/ Provinces	Lac	Rivière	Fleuve
Canada	Colombie-Britannique	Bassin-versant		
	Ontario	Toute la masse d'eau qui s'écoule vers la prise d'eau		
USA	Massachusetts	Bassin versant (à l'exception des aires immédiate et intermédiaire)		
	Ohio			Bassin-versant (Fleuve Ohio)
Nouvelle-Zélande	Great Wellington Regional Council	Bassin-versant		

Tableau 3-9 Exemples d'activités considérées comme représentant des risques très élevés et élevés si présentes dans les zones de protection des sources en Californie (California Department of Health Service Division of Drinking Water and Environmental Management 1999).

Niveau de risque	Activités représentant un risque potentiel de contamination de la prise d'eau			
	Commerciales et industrielles	Résidentielles et municipales	Agriculture et rurales	Autres
Très élevé	<ul style="list-style-type: none"> • Stations-services • Usines produits chimiques • Nettoyeurs à sec • Industrie placage métaux • Usines fabrication plastiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Aéroports – stations d'alimentation en carburant • Sites d'enfouissement • Fosses septiques si >1/acre • Usines de traitement des eaux usées (si dans zone immédiate IPZ 1) 	<ul style="list-style-type: none"> • Élevage et parcs d'engraissement (si dans zone immédiate IPZ 1) • Production pisciculture (si dans zone immédiate IPZ 1) • Zone forestière exploitée (si dans zone immédiate IPZ 1) 	<ul style="list-style-type: none"> • Réinjection sol • Sites fermés de stations-services, usines, etc. • Opérations minières • Réservoirs souterrains avec fuites confirmées • Installations militaires • Présence de panache de pollution
Élevé	<ul style="list-style-type: none"> • Réseau de collecte d'eaux usées • Garages • Services réparation bateau • Pipeline de produits chimiques • Flottes de véhicules • Moulins et scieries • Stations-services • Usines produits chimiques • Nettoyeurs à sec • Industrie placage métaux • Usines fabrication plastiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Réseau de collecte d'eaux usées (si hors zone immédiate A) • Usines de traitement des eaux usées (si hors zone immédiate A) • Cours de triage et entretien 	<ul style="list-style-type: none"> • Pâturages (>5 animaux par acre) • Élevage et parcs d'engraissement • Production pisciculture (si hors zone immédiate A) • Zone forestière exploitée (si hors zone immédiate A) • Drainage agricole 	<ul style="list-style-type: none"> • Rejets autorisés dans les pluviaux • Carrières • Dragage • Intrusion d'eau de mer • Zones de ski • Puits d'extraction d'hydrocarbures

3.2. ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ DES EAUX DE SURFACE

L'analyse de la vulnérabilité du RPEP exige en première étape le calcul de six indicateurs en utilisant les données des cinq dernières années d'exploitation afin de caractériser la vulnérabilité d'une source d'eau:

1. *Vulnérabilité physique : analyse de la compilation des évènements naturels ou d'origine anthropique qui ont pu porter préjudice au fonctionnement du site de prélèvement;*
2. *Vulnérabilité des eaux aux micro-organismes : analyse du dénombrement de bactéries Escherichia coli (E. coli) à l'eau brute;*
3. *Vulnérabilité des eaux aux matières fertilisantes: analyse de la compilation des mesures de la concentration en phosphore total à l'eau brute et compilation des évènements de proliférations de cyanobactéries, d'algues ou de plantes aquatiques ou de hausse d'azote ammoniacal;*
4. *Vulnérabilité des eaux à la turbidité: analyse de la compilation des mesures de turbidité (UTN);*
5. *Vulnérabilité des eaux aux substances inorganiques: analyse de la compilation des mesures des substances inorganiques incluses dans le Règlement sur la qualité des eaux potables (RQEP) en comparant la mesure à un pourcentage de la norme applicable;*
6. *Vulnérabilité des eaux aux substances organiques : analyse de la compilation des mesures des substances organiques et des pesticides inclus dans le RQEP en comparant la mesure à un pourcentage de la norme applicable.*

3.2.1. VULNÉRABILITÉ PHYSIQUE DU SITE DE PRÉLÈVEMENT

Contexte réglementaire québécois

Le RPEP (Annexe IV) demande à ce que la vulnérabilité physique du site de prélèvement soit évaluée en fonction de la plus contraignante des méthodes suivantes:

1° *l'historique de tous les événements naturels ou d'origine anthropique répertoriés en vertu de l'article 22.0.4 du Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40), sur une période consécutive de 5 ans, qui ont pu porter préjudice au fonctionnement du site de prélèvement. Un tel historique permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:*

- *élevé si plus d'un événement distinct est répertorié;*
- *moyen si un seul événement distinct est répertorié;*
- *faible si aucun événement distinct n'est répertorié;*

2° *l'évaluation d'un niveau élevé par un professionnel si ce dernier atteste par écrit que la localisation du site de prélèvement constitue une source de préoccupation, notamment en raison des caractéristiques hydrodynamiques du plan d'eau, des projets d'exploitation, de développement ou d'aménagement en amont, d'une demande accrue en eau projetée ou des effets anticipés des changements climatiques.*

Selon l'article 22.0.04 du Règlement sur la qualité de l'eau potable, le responsable d'un système municipal de distribution desservant plus de 500 personnes et au moins une résidence et dont les eaux proviennent en totalité ou en partie d'eaux de surface, doit tenir un registre contenant des observations sur des événements qui sont susceptibles d'entraîner, notamment, une pénurie d'eau, une obstruction ou un bris du site de prélèvement ou une défaillance du système de dégrillage, du système de coagulation, du système de décantation, du système de filtration, du système de désinfection ou de l'ensemble du système de traitement.

Les observations visées au premier alinéa portent notamment sur les événements suivants:

- 1° les événements naturels ou d'origine anthropique;*
- 2° les proliférations d'algues, de cyanobactéries et de plantes aquatiques;*
- 3° les hausses suspectées ou mesurées d'azote ammoniacal.*

Informations sur la vulnérabilité physique

Cet indice est d'ailleurs assez unique au RPEP car il regroupe des vulnérabilités physiques (arrachement, etc.), climatiques (événements naturels), biologiques (algues et cyanobactéries) et chimiques (ammoniacale). La revue bibliographique n'a pas permis d'identifier des informations pertinentes récentes sur les observations d'événements naturels autres que ceux reliés à la prise en compte des impacts potentiels des changements climatiques. Ces impacts sont traités au Chapitre 4, car les changements climatiques auront des impacts sur les événements extrêmes climatiques. Les risques associés aux proliférations de cyanobactéries et d'algues et à la présence de toxines cyanobactériennes sont couverts à la section 3.2.3 (indice de vulnérabilité aux matières fertilisantes), ainsi qu'au chapitre 4 qui considère le rôle des changements climatiques dans l'augmentation des fréquences d'efflorescences.

3.2.2. VULNÉRABILITÉ AUX MICRO-ORGANISMES

Contexte réglementaire québécois

La vulnérabilité des eaux aux micro-organismes dans le RPEP est évaluée selon l'une ou l'autre des méthodes suivantes:

*1° la compilation, sur une période consécutive de 5 ans, des résultats d'analyse des échantillons d'eau brute prélevés conformément au Règlement sur la qualité de l'eau potable relativement au dénombrement de bactéries *Escherichia coli*, notamment ceux prélevés en vertu de l'article 22.0.1. Une telle compilation permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:*

- a) élevé si le résultat des analyses présente une médiane supérieure à 150 UFC/100 ml ou si la valeur du 95e percentile est supérieure à 1 500 UFC/100 ml;*
- b) moyen si la vulnérabilité n'est ni faible, ni élevée;*
- c) faible si le résultat des analyses présente une médiane inférieure à 15 UFC/100 ml et si la valeur du 95e percentile est inférieure à 150 UFC/100 ml;*

2° lorsque la méthode prévue au paragraphe 1 ne peut être utilisée, la vulnérabilité des eaux sera évaluée aux niveaux suivants:

- a) élevé si les rives de l'aire de protection immédiate du prélèvement sont situées en totalité en milieu urbanisé ou si au moins un ouvrage de surverse d'un réseau d'égout unitaire ou*

pseudodomestique, susceptible de rejeter des eaux usées non traitées ou partiellement traitées en période d'orage, de pluie prolongée ou de fonte des neiges, est localisé dans les aires de protection immédiate ou intermédiaire du prélèvement b) moyen si la vulnérabilité n'est ni faible ni élevée; c) faible si le site de prélèvement est situé en aval d'aucune agglomération desservie par un réseau d'égout unitaire ou pseudo-domestique, d'aucun établissement d'élevage, d'aucune industrie de transformation alimentaire et d'aucun autre établissement susceptible de rejeter des micro-organismes pathogènes ou indicateurs d'une contamination d'origine fécale dans le cours d'eau.

Selon le Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec (Ministère du Développement durable 2015a), le choix des statistiques de médiane et de 95ème percentile des niveaux hebdomadaires mesurés pendant une période sur 5 ans est justifié par :

'...l'utilisation du 95e percentile permet de considérer les valeurs élevées obtenues de manière à saisir l'importance des valeurs critiques observées en temps de pluie et de crue printanière.

Selon les données disponibles, l'utilisation des seuils définis pour la médiane et le 95e percentile permet de discriminer les prises d'eau qui sont influencées par des sources de contamination microbiologique de celles qui ne le sont pas.'

Utilisation d'*E. coli* comme indicateur de contamination fécale

E. coli est considéré comme étant l'indicateur le plus spécifique permettant la détection des contaminations fécales récentes (World Health Organisation (WHO) 2016). Il est préconisé comme l'indicateur de choix pour l'ensemble des programmes de suivi de la qualité de l'eau, de la protection des sources d'eau potable (i.e. Canada, Nouvelle-Zélande, Australie) à la sortie de l'usine de filtration (Health Canada 2013, Saxena et al. 2015, World Health Organisation (WHO) 2016).

Le pathogène *Cryptosporidium* sous la forme d'oocystes est le micro-organisme le plus résistant à la désinfection, particulièrement en eaux froides (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) 2006, Payment et al. 2000) et représente un risque majeur d'éclosions d'épidémies d'origines hydriques (Craun et al. 2006). Les teneurs en *E. coli* servent généralement pour définir les exigences de désinfection et les critères de conception des usines de traitement de l'eau potable. Toutefois, la variabilité des concentrations en *Cryptosporidium* peut être difficile à estimer en raison de limitations d'échantillonnage et analytiques. Il apparaît donc souhaitable de ne pas définir les obligations minimales de désinfection uniquement sur les mesures de ce parasite, mais plutôt sur des campagnes de suivi des niveaux d'*E. coli* à l'eau brute et la prise en compte du bassin-versant et des menaces qui y sont présentes (Petterson et al. 2015).

Quoiqu' *E. coli* soit reconnu comme un bon indicateur de la présence de pathogènes, il n'est pas un bon indicateur de leurs concentrations (Payment and Locas 2011, World Health Organization (WHO) 2009, Wu et al. 2011a, Wu et al. 2011b, Young et al. 2015). De plus, son absence n'est pas forcément corrélée avec celle d'(oo)cystes de *Giardia* et *Cryptosporidium* (Krkosek et al. 2016, Payment and Locas 2011, World Health Organisation (WHO) 2016). Les facteurs pouvant expliquer ces absences de corrélation sont multiples. On cite les données limitées des concentrations en oocystes qui sont souvent inférieures à la limite de détection (Wu et al. 2011a), les limites analytiques, la cyclicité des infections de parasites dans la population.

Une étude récente de Lalancette *et al.* a porté sur l'analyse critique des ratios élevés d'*E. coli*/parasites dans des sources urbaines et agricoles au Québec et aux États-Unis (Lalancette et al. 2014). Il a été démontré qu'*E. coli* est un bon indicateur des concentrations en *Cryptosporidium* dans des sources impactées par des rejets d'eaux usées traitées ou des surverses municipales. Les critères d'exigences de désinfection pour *Cryptosporidium* fondés sur des classes de contamination fécales établies par les concentrations d'*E. coli* en vigueur aux États-Unis et au Québec apparaissent donc pleinement justifiés. Par contre l'utilisation de mesures d'*E. coli* pourrait sous-estimer le risque de contamination en *Cryptosporidium* aux prises d'eau potable recevant des rejets d'élevage en région agricole, en raison de ratios *E. coli*/*Cryptosporidium* beaucoup plus faibles.

Le Tableau 3-6 liste les exigences requises concernant la mesure d'indicateurs microbiologiques permettant de déterminer les obligations minimales d'abattement des pathogènes par traitement et désinfection par les usines de filtration (eau de surface) pour quelques pays. On note une assez grande variabilité des exigences de caractérisation à l'eau brute et des méthodes de calcul pour juger du niveau de contamination fécale des sources. Les modifications plus récentes des recommandations visent à incorporer l'échantillonnage systématique durant les événements considérés à risque, plutôt que de fier à des mesures ponctuelles répétées à intervalle prédéterminé. Cette approche est particulièrement développée par l'OMS, l'Australie (NHRMC, 2016) et la Nouvelle-Zélande (Government of New Zealand 2016), où les événements à risques doivent être systématiquement identifiés et évalués. Une approche similaire mais incluant le traitement est déjà intégrée dans la législation néerlandaise. Le risque microbien doit être évalué de la source au robinet par l'application de modèles d'analyses quantitatives du risque microbien (QMRA).

Dans cette optique, les guides ainsi que les programmes de protection des sources recommandent dorénavant d'effectuer des échantillonnages permettant de refléter les variations saisonnières et les événements extrêmes (précipitations importantes, sécheresse) (Health Canada 2013, World Health Organisation (WHO) 2016) (Water Services Association of Australia (WSAA) 2015), aussi appelé échantillonnage 'event-based'. Un échantillonnage des niveaux en *E. coli* et/ou *Cryptosporidium* lors de périodes de pluie est par exemple recommandé par l'Australian Drinking Water Guidelines afin d'identifier les sources de contaminations et les périodes critiques pour les procédés de traitement des usines dont la source est située en rivière (Australian Government et al. 2016). En plus d'effectuer un suivi lors des événements de pluviométrie ou de sécheresse intense, la caractérisation microbiologique des sources d'eau australiennes requièrent le prélèvement et l'analyse d'au moins 100 échantillons afin d'obtenir une bonne idée de la variabilité (Water Services Association of Australia (WSAA) 2015). Concernant la Nouvelle-Zélande, on parle d'une cinquantaine d'échantillons afin d'estimer la variabilité avec un intervalle de confiance de 95^{ème} percentile (Government of New Zealand 2005a, 2016). Les programmes de caractérisation des sources de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande sont basés sur des périodes d'échantillonnage de 2 à 10 ans, en mettant l'accent sur les échantillonnages lors d'événements exceptionnels.

Tableau 3-10 Exigences requises concernant l'échantillonnage d'indicateurs microbiologiques permettant de déterminer les obligations minimales d'abattement des pathogènes par traitement aux usines d'eau potable. NSMR = non spécifié mais recommandé selon les sources de contamination présentes.

Pays/ Province/ État	<i>E. coli</i>	<i>Crypto</i>	<i>Giardia</i>	Population (pers)/ Catégorie	Échantillonnage/ Détermination des niveaux à l'eau brute	Références
Alberta	Non	Oui	Oui	>10 000	Moyenne mobile annuelle sur 2 ans (échantillons mensuels) – Cibler les périodes de ruissellement printanier	(Government of Alberta 2012)
	Oui	Oui/ Non	Oui/ Non	<10 000	Moyenne mobile annuelle sur 2 ans (échantillons trimestriels) – parasites seulement si les niveaux d' <i>E.coli</i> excèdent 10UFC/100mL pour les lacs et réservoirs et 50UFC/100mL pour les autres sources	
Colombie-Britannique	Non	Non	Non	-	Aucune obligation	(Government of British Columbia 2003, Ministry of Healthy Living and Sport 2010a, b)
Ontario	Non	Non	Non	Eau de surface sans l'influence de rejets d'eaux usées (d'origine urbaine ou agricole)		(Government of Ontario 2002) Mise à jour 2016 (Government of Ontario 2006)
	Oui	Oui	Oui	Eau de surface sous l'influence de rejets d'eaux usées ou agricoles	<ul style="list-style-type: none"> • <i>E. coli</i> obligatoire seulement pour les eaux souterraines et ESSIDES • Caractérisation de contamination par pathogènes pour définir les exigences de désinfection • Mesures de pathogènes (virus, parasites et <i>E. coli</i>) obligatoire dans le cas d'une nouvelle usine ou de réfection majeure 	
Manitoba	Oui	Oui	Oui	-		(Government of Manitoba 2011)

a L'échantillonnage de *Cryptosporidium* est uniquement requis si les niveaux moyens d'*E. coli* sont supérieurs à 100 UFC/100mL

b L'échantillonnage de *Cryptosporidium* est requis si les niveaux médians d'*E. coli* sont supérieurs à 50 UFC/100mL

Tableau 3-11 Exigences requises concernant l'échantillonnage d'indicateurs microbiologiques permettant de déterminer les obligations minimales d'abattement des pathogènes par traitement aux usines d'eau potable. NSMR = non spécifié mais recommandé selon les sources de contamination présentes (suite).

Pays/ Province/ État	<i>E. coli</i>	<i>Crypto</i>	<i>Giardia</i>	Population (pers)/ Catégorie	Échantillonnage/ Détermination des niveaux à l'eau brute	Références
États-Unis	Oui	Oui ^a	Non	<10 000	Moyenne arithmétique annuelle (un échantillon aux deux semaines pendant 1 an)	(United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2010)
	Oui	Oui	Non	>10 000	Moyennes annuelles mobiles maximales des concentrations en <i>Cryptosporidium</i> (un échantillon par mois pendant 2 ans)	(United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2010)
Australie	Oui	Non	Non	Catégorie 1 à 3	Niveaux maximaux d' <i>E. coli</i> (échantillonnage hebdomadaire sur une période de 2 à 10 ans)	(Water Services Association of Australia (WSAA) 2015)
	Oui	Oui	Oui	Catégorie 4	Moyenne arithmétique de 12 échantillons positifs en <i>Cryptosporidium</i> incluant la concentration maximale mesurée lors d'un évènement exceptionnel	
	NSMR	NSMR	NSMR	-	<ul style="list-style-type: none"> • Choix des paramètres en fonction des sources de contamination • Caractérisation des risques saisonniers et d'évènements exceptionnels 	NHRMC (2016)
Nouvelle-Zélande	Oui	Oui	Oui	>10 000	<ul style="list-style-type: none"> • Moyenne arithmétique de 26 échantillons prélevés sur une période de 12 mois (à intervalles de temps réguliers) • Un programme de suivi des concentrations en <i>Cryptosporidium</i> sur 5 ans est recommandé 	(Ministry of Health 2008)
	Oui	Oui ^b	Non	<10 000	Évaluation du risque par l'étude du bassin-versant + médiane d' <i>E. coli</i> sur les 12 derniers mois (1 échantillon/mois)	(Ministry of Health 2008)

^a L'échantillonnage de *Cryptosporidium* est uniquement requis si les niveaux moyens d'*E. coli* sont supérieurs à 100 UFC/100mL

^b L'échantillonnage de *Cryptosporidium* est requis si les niveaux médians d'*E. coli* sont supérieurs à 50 UFC/100mL

Un aspect intéressant des développements récents de l'approche australienne concerne l'ajustement des efforts de caractérisation aux niveaux de risques (Australian Government et al. 2016). Une bonne compréhension des sources et causes de contamination accrue est présentée comme fondamentale. Une caractérisation plus poussée est jugée nécessaire lorsque la qualité de l'eau est plus variable ou mal connue. Les événements pouvant poser un défi au niveau du traitement sont à prioriser. Selon le NHMRC, un monitoring plus intense devrait être mis en place lors d'évènements inhabituels ou extrêmes.

Importance de l'échantillonnage ciblé (event-based) pour caractériser correctement la vulnérabilité microbiologique de la source d'eau

La plupart des procédés de traitement des eaux fonctionnent mieux dans des conditions stables, et leur performance peut sérieusement se détériorer avec des fluctuations importantes de la qualité ou du débit de l'eau. Le ruissellement relié à des épisodes de fortes pluies ou de fonte des neiges peut considérablement augmenter le débit, la concentration en matière organique naturelle et la turbidité (Hunter 2003, Tinker et al. 2009) et peut s'accompagner de concentrations de pointe en indicateurs fécaux (e.g. coliformes fécaux, *E. coli*) et en pathogènes (Atherholt et al. 1998, Kistemann et al. 2002, Madoux-Humery et al. 2016, Signor et al. 2005). Le ruissellement peut également modifier le pH et l'alcalinité des eaux de source (Logsdon et al. 2004). Ces fluctuations de débit ou de qualité causent une contrainte supplémentaire sur les systèmes de traitement et peuvent interférer avec l'efficacité du traitement.

Les épidémies d'origine hydrique liées à l'approvisionnement en eau potable qui ont eu lieu au cours des vingt dernières années coïncident généralement avec des périodes de pluies abondantes ou de fonte des neiges générant une grande quantité d'eaux de ruissellement (Bartholomew et al. 2014, Cann et al. 2013, Craun 2012, Craun et al. 2010, Curriero et al. 2001, Guzman-Herrador et al. 2015, Hruday and Hruday 2004, Young et al. 2015) ainsi qu'à des dysfonctionnements du traitement de l'usine de production d'eau potable combinés à des pointes de concentrations en pathogènes (Auld et al. 2004, Jagai et al. 2015) (e.g. nombre restreint de barrières de désinfection, périodes d'entretien ou de mises à niveau des installations, périodes de construction ou de réparation des conduites d'eau (Craun et al. 2002, Hruday and Hruday 2004, Kramer et al. 1996, Nygard et al. 2007).

Un lien a été établi entre les éclosions d'épidémies de maladies hydriques aux États-Unis et les précipitations de 1948 à 1994 (Curriero, Patz et al. 2001). Cette étude a permis d'établir que plus de la moitié de ces épidémies avaient été précédées par des précipitations intenses au-dessus du seuil du 90ème percentile. Les raisons qui sous-tendent cette corrélation comprennent l'augmentation des rejets d'eaux usées aux rivières, l'augmentation de la contamination des eaux souterraines, le lessivage des collecteurs contaminés et le ruissellement de contaminations de surface. L'impact anticipé des changements climatiques sur ce type d'évènement à risque pour les prises d'eau potable est discuté plus en détail au Chapitre 4.1.2.

Plusieurs auteurs ont présenté des études de cas pour démontrer que les échantillonnages périodiques non-ciblés ne permettent pas de documenter les concentrations critiques aux prises d'eau brute. L'importance des rejets associés aux événements de pluie en milieu urbain a été démontrée clairement par Rechenburg et al. (Rechenburg, Koch et al. 2006). Ses travaux ont montré que les charges de parasites et indicateurs provenant des surverses étaient plus importantes que celles provenant des usines d'épuration. Or ces charges ne sont déversées qu'en période de surverses, c'est-à-dire en temps de pluie. De même, l'importance des précipitations

extrêmes a été mise en évidence par Kistemann et al. (Kistemann, Classen et al. 2002). Ces auteurs ont documenté l'augmentation des concentrations des indicateurs microbiens et des parasites en comparant systématiquement les concentrations en période de pluviométrie normale et pendant les événements de ruissellement intense. Dans ce cas encore, les concentrations de parasites associées aux événements de pluie intense étaient considérables, au moins un ordre de grandeur plus élevé que celles en temps sec.

La capture de tels événements est particulièrement pertinente en milieu urbain. En milieu urbain, la contamination fécale lors des pluies intenses provient principalement des rejets d'eaux usées traitées et de surverses. Ces sources de microorganismes sont probablement plus infectieuses pour l'humain. Dans un bassin-versant urbain en amont d'une surverse, Wu et al. (2011) ont observé des changements dans les sources de contamination fécale pendant les événements de pluviométrie élevés (Wu et al. 2011b). Lors des pluies intenses, la proportion de sources humaines devenaient plus élevées que les autres sources telles que la faune sauvage. Puisqu'il n'y avait pas de rejets de stations d'épuration des eaux usées ou de surverses, la contamination fécale provenait probablement de raccordements croisés et de l'exfiltration des égouts unitaires et sanitaires. L'augmentation de l'importance des sources de contamination fécale humaines lors d'événements de pluviométrie élevée a été rapportée en milieu urbain (Ashbolt, Schoen et al. 2010).

Le risque de contamination des approvisionnements en eau potable par des pathogènes microbiens est toujours présent et ce, même si des mesures de protection sont en place. L'OMS insiste sur le fait que la sécurité liée à l'eau potable dépend (1) de l'efficacité des barrières de traitement qui doit être constamment maintenue et vérifiée et (2) des programmes de protection qui doivent permettre d'évaluer au mieux les systèmes d'approvisionnement et de mettre en place des programmes de surveillance efficaces (World Health Organisation (WHO) 2016).

La période de fonte des neiges a récemment été identifiée comme étant une période critique pour les prises d'eau potable situées en milieu densément urbanisé au Québec (Madoux-Humery et al. 2013). En effet, la concentration moyenne en *E. coli* mesurée lors de l'échantillonnage de débordements d'égouts unitaires en période de fonte des neiges (3.10^6 *E. coli*/100mL) était comparable ou supérieure aux celles mesurées lors de débordements ayant eu lieu en été ou à l'automne (Madoux-Humery et al. 2013). Ces résultats contredisent la croyance générale selon laquelle les surverses étaient hautement diluées par les eaux de ruissellement. Le nombre de débordements lors de la fonte des neiges est deux fois élevé que durant les autres périodes de l'année. De plus, leur durée est deux fois et demie plus longue que des autres saisons. Ces événements se concentrent sur une période relativement courte (2 à 3 semaines), période pendant laquelle le traitement des pathogènes à l'usine de filtration est moins efficace (Payment et al. 2000).

Des travaux de recherche de la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable à Polytechnique ont été menés afin d'évaluer l'impact des débordements d'égouts unitaires sur la qualité de l'eau au niveau de deux prises d'eau potable situées sur la rivière des Prairies. Un échantillonnage bimensuel a été réalisé au niveau de neuf points en rivière (deux prises d'eau potable (DWI-1 et DWI-2) et sept à partir de ponts B1, B2 et B3 (B1-C, B2-L, B2-C, B2-R, B3-L, B3-C, B3-R) entre octobre 2009 et mars 2011 par temps sec (n=16) et temps de pluie (n=11), sauf durant l'hiver en raison de la couverture de glace sur la rivière. Un événement de temps sec est défini comme une

journée sans pluie ni neige durant les 3 jours précédant les prélèvements. Un évènement de temps de pluie est défini comme une journée avec des épisodes de pluie cumulant plus de 6 mm ou des périodes de fonte des neiges (température supérieure à 0°C après la première neige et/ou précipitations entre les mois de décembre et mai) afin de s'assurer que des surverses aient eu lieu avant ou pendant l'échantillonnage (Madoux-Humery 2015).

La Figure 3.1 A montre que les niveaux d'*E. coli* au centre de la rivière (B2-C et B3-C) et à deux prises d'eau (DWI-1 et DWI-2) sont significativement plus élevées en temps de pluie qu'en temps sec. La concentration médiane en *E. coli* mesurée au centre de la rivière augmente significativement de 46 à 170 MPN/100mL par temps de pluie démontrant l'impact cumulatif des débordements d'égouts unitaires le long de la rivière (Madoux-Humery et al. 2016). Les niveaux d'*E. coli* mesurés en rivière à environ 50m des rives pour les ponts B2 (B2-L et B2-R) et B3 (B3-L et B3-R) sont significativement plus élevées que celles au point B2-C et B3-C, respectivement, d'environ un ordre de grandeur (Figure 3.1B). Les rejets de débordements d'égouts unitaires étant localisés le long de la rivière, en bordure de rive, leurs impacts sont d'autant plus importants et d'autant plus quantifiables aux points d'échantillonnage situés à côté des rives (Madoux-Humery et al. 2016). Les niveaux d'*E. coli* observés au niveau des prises d'eau en temps de pluie sont significativement plus importants que ceux observés par temps sec, pouvant les excéder un ordre de grandeur (Figure 3.1A). Ces travaux illustrent bien l'importance d'un échantillonnage ciblé de type '*event based*' en milieu urbain sur le classement des prises d'eau en vis-à-vis de la vulnérabilité aux micro-organismes. En effet, les différences observées de niveaux d'*E. coli* entre le temps sec et le temps de pluie sont suffisantes pour un reclassement de ces deux prises d'eau selon les critères proposés pour la médiane et le 95ème percentile dans le Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec (Ministère du Développement durable 2015a).

Ces résultats suggèrent que l'échantillonnage hebdomadaire de l'eau brute (tel qu'exigé dans le RQEP pour les systèmes desservant plus de 5 000 personnes utilisateurs) pour *E. coli* ne permet pas nécessairement de mesurer le pic de contamination éventuelle de l'eau brute dû à des précipitations intenses et d'une durée relativement courte. Or, ce pic de contamination pourrait représenter une surcharge pour une usine de traitement et potentiellement mener à des éclosions.

L'objectif principal du suivi d'*E. coli* au niveau des prises d'eau potable étant d'évaluer la vulnérabilité de cette dernière à la contamination fécale, il est primordial de comprendre si l'échantillonnage bimensuel ou hebdomadaire réalisé dans le cadre du RQEP sur le long terme est capable de détecter des périodes prolongées de contamination de pointe. Les résultats de l'étude de Madoux-Humery et al. (2016) ont démontré que (1) l'échantillonnage hebdomadaire des niveaux d'*E. coli* au niveau des prises d'eau pendant 10 ans (dans le cadre du RQEP) et (2) l'échantillonnage bimensuel ciblé par temps sec et de pluie sous-estime manifestement les niveaux d'*E. coli* qui arrivent à la prise d'eau pendant et/ou après les débordements d'égouts unitaires, comme en témoignent les fortes augmentations observées lors de l'échantillonnage ciblé (Figure 3-2).

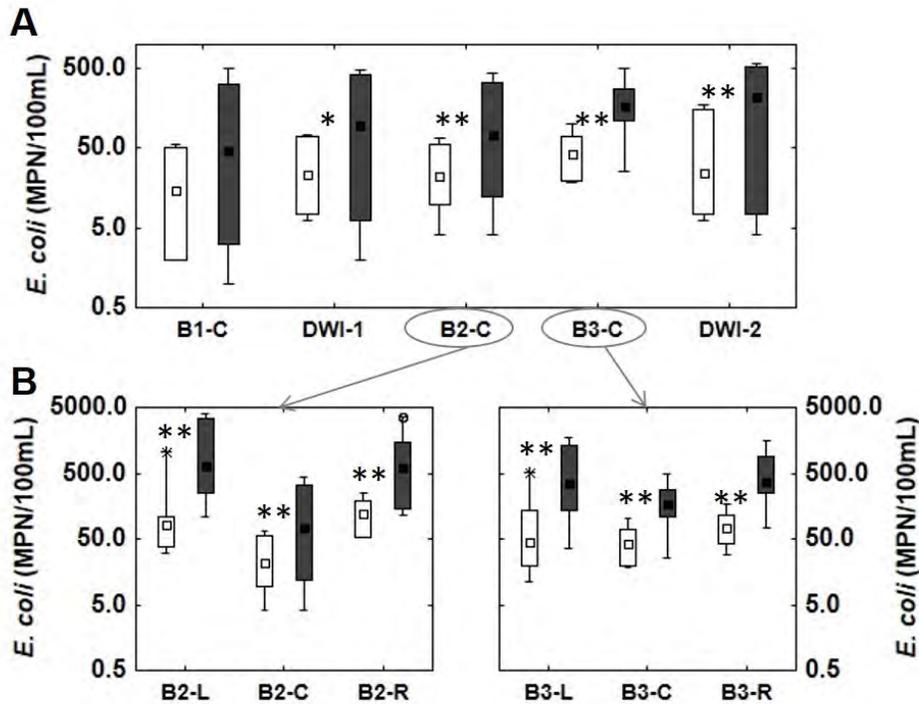


Figure 3-1 : Évolution des niveaux d'*E. coli* (échelle logarithmique) dans la rivière (B1, B2 et B3) et au niveau de deux prises d'eau potable (DWI-1 et DWI-2) par temps sec (boîtes blanches) et par temps de pluie >10mm (boîtes grisées). La figure A présente le profil longitudinal au centre de la rivière (B1-C, DWI-1, B2-C, B3-C et DWI-2); la figure B montre les augmentations (Δ entre l'amont et l'aval) pour tenir compte des variations saisonnières en profils transversaux au niveau des ponts B2 (B2-L, B2-C, B2-R) et B3 (B3-L, B3-C, B3-R). * différence significative ($p < 0,05$) et ** ($p < 0,01$). Les carrés médiane, boîtes les 10^{ème} et 90^{ème} et moustaches valeurs minimales et maximales. Tiré de Madoux-Humery et al. (2016).

Par conséquent, le suivi hebdomadaire requis par la réglementation ne permet pas de quantifier la vulnérabilité de la prise d'eau par temps de pluie en milieu densément urbanisé. Un échantillonnage ponctuel en période de risque a été réalisé au cours de cette étude; les niveaux d'*E. coli* ont été mesurés en rivière (points B2 et B3), en aval de points de débordements et en amont des prises d'eau potable, 3 heures après le début de plusieurs événements de surverse (CSO#1, CSO#2, CSO#3, CSO#4, CSO#5) (Figure 4.2). Au niveau du pont B2, les niveaux d'*E. coli* sont significativement plus élevés en B2-L par rapport à l'échantillonnage bimensuel par temps de pluie et dans le même ordre de grandeur pour B2-R. Au niveau du pont B3 (B3-L, B3-C, B3-R), les débordements d'égouts unitaires #2, #4 #5 dépassent la médiane observée lors de l'échantillonnage bimensuel par temps de pluie jusqu'à deux ordres de grandeur (Madoux-Humery et al. 2016). Ce type d'échantillonnage ne permet toutefois pas d'évaluer la durée de la période à risque de contamination. Or, l'ampleur de la contamination et la durée de la période de contamination déterminent le risque à la prise d'eau. Une contamination prolongée augmente le risque de percée d'une contamination de l'eau traitée si les barrières de traitement n'étaient pas suffisamment efficaces.

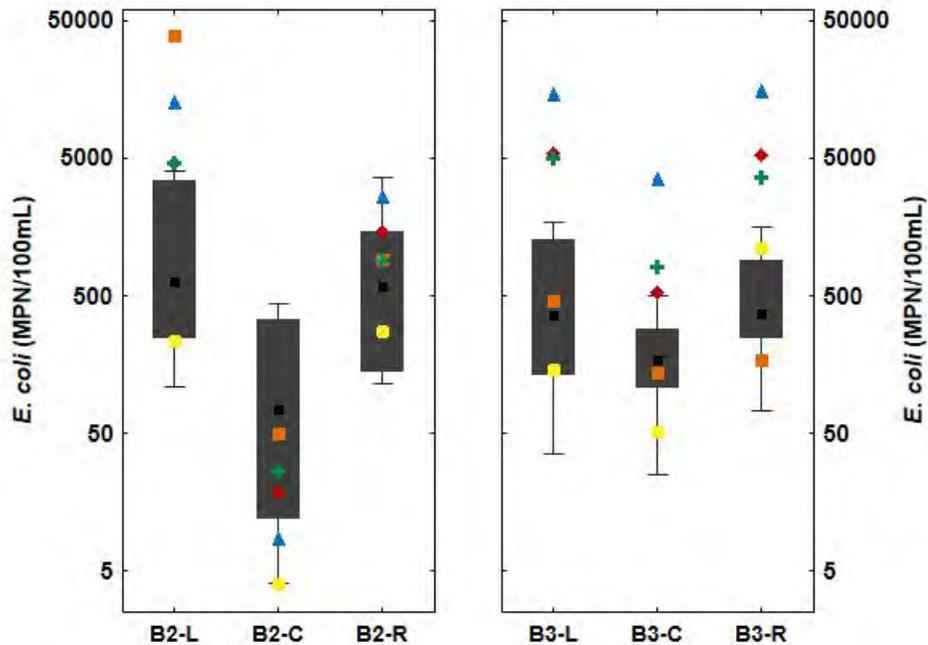


Figure 3-2 Niveaux d'*E. coli* (échelle logarithmique) mesurés aux ponts B2 (B2-L, B2-C, B2-R) (partie gauche) et B3 (B3-L, B3-C, B3-R) (partie droite) lors de l'échantillonnage bimensuel par temps de pluie (boîtes grisées). Niveaux d'*E. coli* observés lors d'échantillonnages ciblés de débordements d'égouts unitaires : CSO#1 (carré orange), CSO#2 (triangle bleu), CSO#3 (cercle jaune), CSO#4 (losange rouge) et CSO#5 (croix verte). Les carrés noirs représentent la médiane, les boîtes les 10ème et 90ème percentiles et les moustaches représentent les valeurs minimales et maximales. Tiré de Madoux-Humery et al. (2016).

L'échantillonnage manuel à haute fréquence aux prises d'eau potable durant les débordements d'égouts unitaires (DEU), toutes les heures par exemple, serait fastidieux et coûteux à mettre en place aux prises d'eau. De plus, pour des raisons analytiques, les niveaux d'*E. coli* mesurés par les méthodes de référence ne seraient connus que 24 heures après l'échantillonnage. Une solution alternative et plus à la portée des municipalités est maintenant envisageable, le suivi en continu de la contamination fécale par la mesure enzymatique d'*E. coli*. Une mesure en quasi temps réel est souhaitable, car elle permet d'établir l'intensité et la durée des pointes d'*E. coli* entrant dans l'usine de filtration. Ces dispositifs utilisent différentes variations technologiques de la mesure automatisée et accélérée de l'activité enzymatique spécifique à *E. coli*, l'activité glucuronidase, et produisent des réponses après 30 minutes à 18 heures selon l'appareil considéré. Plusieurs technologies de mesure en semi-continu sont maintenant commercialement disponibles. Leur utilisation a fait l'objet de démonstrations récentes en eaux karstiques (Ender et al. , Ryzinska-Paier et al. 2014) et en eaux de surface chargées en matières en suspension (Stadler et al. 2016). Des essais de comparaison des diverses technologies disponibles sont actuellement en cours à la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable de Polytechnique pour définir leur précision, leur répétabilité et les sources d'interférence en eaux de surface. Un déploiement récent pendant la

période de pluies printanières intenses en mars 2017 à la prise d'eau d'un des usines de filtration sur la rivière des Mille-Îles a montré d'énormes variations horaires synchronisées des niveaux d'indicateurs fécaux, de virus, de *Giardia* et de *Cryptosporidium*, en décalage avec les variations de turbidité et de spores aérobies.

Méthodes statistiques d'évaluation de la vulnérabilité aux micro-organismes

Le Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec précise que l'utilisation des seuils définis pour le 95^{ème} percentile permet de discriminer les prises d'eau qui sont influencées par des sources de contamination microbiologique de celles qui ne le sont pas et de capturer les valeurs critiques de contamination (Ministère du Développement durable 2015a).

Dans presque tous les règlements de classement des niveaux de contamination pour fin de désinfection, la moyenne des valeurs d'indicateurs fécaux (coliformes fécaux ou *E. coli*) ou de pathogènes (*Cryptosporidium* ou *Giardia*) est utilisée (États-Unis, Québec, Alberta, Australie et Nouvelle-Zélande pour les systèmes desservant plus de 10 000 personnes) (Prévost et al. 2011). La moyenne est utilisée pour le classement des sources d'eau potable en raison de sa valeur statistique pour l'évaluation des risques d'infection et des exigences de traitement (Tableau 3-6).

Le nouveau programme d'évaluation de la vulnérabilité des sources d'eau potables en Australie a retenu la valeur maximale des niveaux d'*E. coli* observées lors des échantillonnages hebdomadaires, y compris ceux réalisés en périodes critiques (Water Services Association of Australia (WSAA) 2015). Les sources sont alors classées en catégories (catégories 1 à 4) et le jugement d'un expert est requis pour vérifier, recoupant les résultats d'une enquête sur le bassin-versant, l'identification des sources potentielles de contamination et les résultats des analyses microbiologiques. Les sources identifiées comme étant de classe à 4 doivent faire l'objet d'un suivi des concentrations en pathogènes, en général *Cryptosporidium*, et d'une analyse QMRA. Dans le cadre de la définition de 'critères de traitement basé sur la santé' en Australie, une étude récente a également jugé que l'utilisation de la moyenne arithmétique était un outil statistique adapté pour déterminer la concentration de *Cryptosporidium* devant être utilisée pour définir les exigences minimales de désinfection (Pettersson et al. 2015).

Une analyse quantitative des niveaux d'*E. coli* mesurés aux prises d'eau de neuf usines de filtration de la grande région de Montréal a été complétée dans une note technique qui a été transmise au MDDELCC (Sylvestre et al. 2015). L'analyse temporelle des tendances des niveaux d'*E. coli* a montré que le risque de contamination microbiologique n'est pas pleinement pris en compte par la médiane et le 95^{ème} percentile. Les différentes analyses réalisées ont, en effet, montré que pour les indices proposés dans le guide:

- Les variabilités saisonnière et temps sec/temps mouillé ne sont pas prises en compte si on n'utilise que la médiane et la valeur 95^{ème} percentile sur cinq ans;
- L'évolution de la qualité dans le temps (détérioration ou amélioration) n'est pas évaluée avec une médiane et la valeur 95^{ème} percentile sur cinq ans;

- Les contaminations fécales de pointe associées aux évènements de pluie intense récurrents et qui représentent un défi accru au niveau du traitement ne sont pas facilement détectées avec une médiane et la valeur du 95^{ème} percentile sur cinq ans.

Les résultats des prélèvements hebdomadaires d'*E. coli* à l'eau brute sont une source importante d'information sur la contamination cumulée en amont de la prise d'eau. La mesure hebdomadaire d'*E. coli* à l'eau brute crée une série de données qui peut être exploitée pour l'évaluation de la vulnérabilité aux contaminations fécales. Selon Sylvestre et al. (2015), une analyse plus poussée pourrait caractériser les variations saisonnières, l'évolution à long terme de la qualité et de quantifier l'effet cumulé des rejets de contamination fécale en amont de la prise d'eau. Les calculs de percentiles sont faciles à effectuer sur un simple chiffrier Excel et ne requièrent aucun prélèvement additionnel. Selon ces auteurs, des calculs d'indice plus complets permettraient de préciser les périodes de haute vulnérabilité (hors des évènements extrêmes non récurrents), de soutenir l'identification des causes de ces augmentations de contamination et l'analyse des menaces, et de préciser les interventions nécessaires pour les contrôler ou les éliminer.

3.2.3. VULNÉRABILITÉ AUX MATIÈRES FERTILISANTES

Contexte réglementaire québécois

Des charges élevées en nutriments (phosphore et azote principalement) entraînent l'augmentation de la production du phytoplancton (algues planctoniques, cyanobactéries et macrophytes, i.e. plantes partiellement ou totalement submergées en eau peu profonde). La production élevée de biomasse entraîne une concentration plus importante en matière organique biodégradable dans la source d'eau, générant, entre autres, une diminution de la concentration en oxygène dissous, des difficultés au niveau du traitement de l'eau potable et la formation de sous-produits de désinfection. Dans les masses d'eau bien mélangées, les diatomées peuvent également atteindre des densités cellulaires importantes, obstruant les filtres dans les usines de traitement (World Health Organisation (WHO) 2016). De plus, les proliférations d'algues et de cyanobactéries causent des problèmes fréquents de goûts et odeurs causés par des métabolites odorants.

Le RPEP recommande que la vulnérabilité des eaux aux matières fertilisantes soit évaluée en fonction de la concentration en phosphore total (PT) (Gouvernement du Québec 2014). Pour les prises d'eau de surface situées dans un lac ou une rivière, la plus contraignante des méthodes suivantes doit être appliquée:

1° la compilation, sur une période consécutive de 5 ans, des résultats d'analyse des échantillons d'eau brute prélevés conformément au premier alinéa de l'article 22.0.2 du Règlement sur la qualité de l'eau potable relativement au phosphore total (i.e. un échantillon d'eau brute par mois de mai à octobre). Une telle compilation permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:

dans un lac:

- *élevé si la moyenne des résultats est égale ou supérieure à 20 µg/l P;*
- *moyen si la moyenne des résultats se situe entre 10 µg/l P et 20 µg/l P;*
- *faible si la moyenne des résultats est égale ou inférieure à 10 µg/l P;*

dans tout autre cours d'eau:

- *élevé si la moyenne des résultats est égale ou supérieure à 50 µg/l P;*
- *moyen si la moyenne des résultats se situe entre 30 µg/l P et 50 µg/l P;*

- faible si la moyenne des résultats est égale ou inférieure à 30 µg/l P;
- 2° l'historique des événements répertoriés en vertu de l'article 22.0.4 du Règlement sur la qualité de l'eau potable dans un cours d'eau sur une période consécutive de 5 ans relativement aux proliférations de cyanobactéries, d'algues ou de plantes aquatiques ou aux hausses d'azote ammoniacal. Un tel historique permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:
- élevé si 5 événements ou plus sont répertoriés;
 - moyen si 2 à 4 événements sont répertoriés;
 - faible si un événement ou moins est répertorié;
- 3° lorsque les méthodes prévues aux paragraphes 1 et 2 ne peuvent être utilisées, la vulnérabilité des eaux sera évaluée par un professionnel en fonction de l'impact potentiel des activités anthropiques répertoriées dans l'aire de protection éloignée du prélèvement d'eau sur l'apport de matières fertilisantes pouvant affecter la qualité des eaux prélevées.

La revue de la bibliographie a mis en évidence des documents pertinents sur deux aspects à cet indice :

1. L'évolution des normes de cyanotoxines;
2. Les propositions récentes d'approches pour évaluer la vulnérabilité aux cyanobactéries.

Évolution des normes de toxines cyanobactériennes

Les préoccupations concernant les effets des cyanobactéries sur la santé humaine ont augmenté dans de nombreux pays récemment. La présence de cyanobactéries dans une source d'eau est devenue un déclencheur de la surveillance de cyanotoxines (CT) qui sont connues pour avoir des effets aigus et chroniques sur la santé (Chorus and Bartram 1999). Des cas de contamination ont été reportés suite à une exposition par voie orale ou cutanée (eau potable et/ou activités récréatives), entraînant notamment des atteintes gastro-intestinales et hépatiques (Griffiths and Saker 2003, Institut National de la santé publique du Québec (INSPQ) 2009, Ministry of Health 2016, Otten and Paerl 2015, Paerl et al. 2011).

En conséquence, les normes de toxines cyanobactériennes ont aussi évolué récemment. Le Tableau 3-7 résume les principales normes et recommandations sur les cyanotoxines. Santé Canada a récemment publié des nouvelles recommandations sur les toxines cyanobactériennes pour commentaires, retenant maintenant les microcystines totales plutôt que la microcystine-LR retenue en 2002 (Health Canada 2002a, Health Canada and Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water 2016). Le Québec a depuis 2012 une norme de 1,5 µg/L de microcystines, exprimée en équivalent toxique de microcystine-LR (Gouvernement du Québec 2012).

On note deux tendances au Tableau 3-7 : l'élargissement des toxines considérées (plus d'analogues des microcystines et ajout d'autres toxines) et l'introduction d'une période de temps limite de présence de cyanotoxines. En effet, certaines de ces normes sont maintenant prescrites pour des durées précises dans le temps. Les périodes d'exposition doivent être caractérisées, car la présence de toxines à certains niveaux n'est tolérée que pour une période de temps limitée. La présence de toxines algales peut amener à la fermeture temporaire des usines de production

d'eau potable si leurs concentrations dépassent les normes ou recommandations, ou encore les seuils de gestion.

Tableau 3-12: Recommandations ou normes relatives à la concentration maximale en toxines cyanobactériennes admissible dans l'eau potable ($\mu\text{g/L}$).

	Norme	Recommandation	Références
Québec	1,5 $\mu\text{g/L}$ microcystines (MC-LR equiv) *		(Gouvernement du Québec 2012)
Santé Canada		1,5 $\mu\text{g/L}$ microcystines totales	(Health Canada and Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water 2016)
OMS		1 $\mu\text{g/L}$ microcystines-LR totales <i>Provisional guideline</i> en attente de données sur l'occurrence et la toxicité d'autres cyanotoxines	(World Health Organization (WHO) 2011a, b)
Australie	1,3 $\mu\text{g/L}$ microcystins (MC-LR equiv)		(Australian Government et al. 2016)
États-Unis		Health Advisory (10 jours) <ul style="list-style-type: none"> • 0,3 $\mu\text{g/L}$ microcystine (enfants de moins de 3 ans) • 1,6 $\mu\text{g/L}$ microcystine (enfants de plus de 3 ans et adultes) • 0,7 $\mu\text{g/L}$ cylindrospermopsine (enfants de moins de 3 ans) • 3,0 $\mu\text{g/L}$ cylindrospermopsine (enfants de plus de 3 ans et adultes) 	United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2015b)
Nouvelle-Zélande	PVMA* <i>Provisional Maximum Acceptable Value</i> 1 $\mu\text{g/L}$ microcystines (MC-LR equiv) 1 $\mu\text{g/L}$ cylindrospermopsine, 3 $\mu\text{g/L}$ saxitoxines-equiv PVMA 6 $\mu\text{g/L}$ anatoxine-a PVMA 1 $\mu\text{g/L}$ anatoxine-a(s) 2 $\mu\text{g/L}$ homoanatoxine-a 1 $\mu\text{g/L}$ nodularine		(Ministry of Health 2008)

*L'équivalence de toxicité à la MC-LR est calculée par la somme de 4 analogues de MC corrigés par les facteurs d'équivalence : Microcystine-LA 1,0; Microcystine-RR 0,1; Microcystine-YR 1,0; Microcystine-YM 1,0

Prédiction, détection et gestion des efflorescences de cyanobactéries

Les proliférations de cyanobactéries sont favorisées par une interaction complexe entre (1) des concentrations élevées en nutriments (azote et phosphore), (2) la température, (3) l'ensoleillement, (4) l'alcalinité et le pH, (5) la disponibilité du carbone, (6) le courant et (7) la prédation (Blais 2002, Ministry of Health 2016). Toutefois, le phosphore demeure le facteur prépondérant. En effet, les cyanobactéries ont la capacité de stocker le phosphore dans leur cellule pour réaliser de deux à quatre divisions cellulaires, i.e. une augmentation de leur biomasse de quatre à 32 fois (Chorus and Bartram 1999). La compréhension des conditions favorisant la croissance des cyanobactéries dans les sources d'eau est utile pour prédire le potentiel de prolifération de cyanobactéries.

L'Australie et la Nouvelle-Zélande ont récemment grandement développé les sections de leurs réglementations touchant la conformité aux cyanobactéries et leurs toxines, y compris l'analyse du risque de développement de biomasses importantes de cyanobactéries pouvant mener à la production de toxines. Un indice de vulnérabilité aux proliférations de cyanobactéries a été proposé en Australie pour évaluer les risques de proliférations de CB en fonction de facteurs environnementaux tels que la concentration en phosphore total et la température de l'eau (Tableau 3-8) (Newcombe et al. 2010). L'OMS a produit un rapport sur la gestion des cyanobactéries (World Health Organisation (WHO) 2015). On y propose des critères d'évaluation des risques de développement de biomasses élevées de cyanobactéries qui ont été adoptés par la Nouvelle-Zélande. Le Tableau 3-9 présente le modèle de l'OMS pour l'évaluation des risques en fonction de la température, du temps de séjour de l'eau, du pH, de la transparence de l'eau par disque Secchi et du phosphore total (World Health Organisation (WHO) 2015).

Ces approches ont le mérite d'être simples et ont généré une adoption rapide par plusieurs juridictions. Elles sont une version plus développée de la méthode 1 proposée par le RPEP qui ne considère que le phosphore total.

Tableau 3-13: Facteurs influençant le risque de prolifération de cyanobactéries et servant à la définition d'un indice de vulnérabilité aux proliférations de cyanobactéries en Australie (Newcombe et al. 2010).

Potentiel de prolifération de cyanobactéries (CB)	Historique de présence de cyanobactéries	Facteurs environnementaux		
		Température de l'eau (°C)	Phosphore Total [PT] (µg/L)	Stratification thermique
Très faible	non	<15	<10	Rare ou jamais
Faible	oui	<15 - 20	<10	Peu fréquente
Modéré	oui	20 - 25	10-25	Occasionnelle
Élevé	oui	>25	25-100	Fréquente et persistante
Très élevé	oui	>25	>100	Fréquente, persistante et marquée

Tableau 3-14: Facteurs influençant le potentiel de biomasse de cyanobactéries. Tiré de Ministry of Health (2016), World Health Organisation (WHO) (2015).

Indicateur	Potentiel de biomasse de cyanobactéries				
	Très faible	Faible	Modéré	Élevé	Très élevé
Phosphore Total (µg/L)	<10	12 – 25	>25 – 50	>50 – 100	>100
Temps de séjour de l'eau	Rivière avec courant visible	<1 mois	<1 mois	<1 mois	<1 mois
pH	<5 - 6	<6 – 7	<6 – 7	<6 – 7	>7
Température (°C)	<10	10 – <15	15 – <20	20 – <25	≥25
Disque de Secchi * durant la saison des cyanobactéries	≥2	<2 – 1	<1 – 0,5	<1 – 0,5	<0,5

* Évalué à une profondeur pour laquelle un disque blanc de 20 cm de diamètre n'est plus visible

3.2.4. VULNÉRABILITÉ À LA TURBIDITÉ

Contexte règlementaire québécois

Bien que non dangereux en soi pour la santé, les particules en suspension dans l'eau peuvent transporter un grand nombre d'agents pathogènes, des métaux lourds, pesticides ou du phosphore qui, dans certaines circonstances, peuvent déclencher des proliférations de cyanobactéries. De plus, les concentrations en solides interfèrent avec les barrières de traitement telles que la coagulation et la floculation, la décantation, la filtration et la désinfection (World Health Organisation (WHO) 2016).

La turbidité est utilisée comme indicateur de base pour évaluer la performance des équipements de filtration dans les usines de production d'eau potable dans de nombreux pays tels que le Canada (Health Canada 2003), les États-Unis (United States Environmental Protection Agency (USEPA) 1996b), l'Australie (Australian Government et al. 2011), la Nouvelle-Zélande (Ministry of Health 2016) et de l'Union Européenne (Le Conseil de l'Union Européenne 1998).

Le RPEP requiert que la vulnérabilité des eaux à la turbidité soit évaluée en fonction de l'une ou l'autre des méthodes suivantes (i.e. selon les données disponibles):

1° la compilation, sur une période consécutive de 5 ans, des résultats d'analyse des mesures de la turbidité de l'eau brute prises conformément au deuxième alinéa de l'article 22.0.2 du Règlement sur la qualité de l'eau potable. Une telle compilation permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:

- a) élevé si la valeur du 99e percentile est égale ou supérieure à 100 UTN (unité de turbidité néphélométrique);
- b) faible dans les autres cas;

2° lorsque la méthode prévue au paragraphe 1 ne peut être utilisée, la vulnérabilité des eaux sera évaluée par un professionnel en fonction de l'impact potentiel des caractéristiques naturelles de l'aire de protection éloignée du prélèvement et des activités anthropiques qui s'y exercent sur la turbidité des eaux prélevées.

Utilisation de la turbidité comme indicateur de contamination fécale

Le suivi de la mesure en continu de la turbidité à l'eau brute a pour objectif de détecter des variations importantes de la qualité de l'eau qui pourraient être une indication de contamination microbiologique des eaux de surface, la turbidité ayant préalablement été corrélée avec *E. coli* dans des lacs et rivières en Finlande (Hörman et al. 2004), avec *Cryptosporidium* (Brookes et al. 2005, Hawkins et al. 2000, Hsu et al. 2000, Mallin et al. 2001) et plus récemment des virus (rotavirus du groupe A) au Brésil (Assis et al. 2015). Des pointes de turbidité ont également été associées à des niveaux de pointe en *E. coli* lors d'événements pluvieux et de fonte des neiges dans un bassin versant majoritairement agricole (Dorner et al. 2007).

Toutefois, la turbidité n'apparaît pas comme étant un bon indicateur des concentrations en pathogènes (Ashbolt and Roser 2003, Brookes et al. 2004, Cinque et al. 2004). Les raisons évoquées sont : (1) les interférences avec des colloïdes (solides en suspension, plancton et substances humiques dissoutes) (Jung et al. 2014) et (2) les différents mécanismes de transport des pathogènes et des particules (Brookes et al. 2005).

Plus récemment, des liens ont été observés entre des épisodes de pluie et l'augmentation du nombre de cas de gastro-entérites chez les enfants dans les hôpitaux aux États-Unis (Drayna et al. 2010, Redman et al. 2007) et en Chine (Bush et al. 2014). La turbidité de l'eau brute a également été corrélée avec une augmentation des visites dans les hôpitaux pour gastro-entérites (Hsieh et al. 2015).

La turbidité demeure un indicateur de suivi de choix car (1) les pathogènes sont souvent associés aux particules en suspension qui les protègent des désinfectants, (2) la turbidité diminue l'efficacité des procédés de désinfection par la présence de matières organiques associées oxydables, (3) la turbidité présente dans les réseaux de distribution crée des dépôts de particules favorisant la croissance de biofilms avec la présence potentielle de pathogènes tels que *Legionella*, *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Mycobacterium* (Beaudeau et al. 2011, Jung et al. 2014).

Une étude récente de Swaffer et al. (2014) a observé des corrélations entre les concentrations en *Cryptosporidium*, la turbidité et le débit des rivières dans des bassins versants à usages urbains et agricoles. Malgré la grande variabilité des sources de *Cryptosporidium* présentes, la haute fréquence d'échantillonnage utilisée durant l'événement de pluie a permis d'établir de bonnes corrélations entre les pointes de débit, de turbidité et de concentrations en *Cryptosporidium* lors

d'évènements de pluie intense entraînant de fortes augmentations de débits et une forte remise en suspension de sédiments. L'augmentation de la turbidité lors d'évènements pluvieux a été très bien documentée en rivières et en lacs (Cinque and Jayasuriya 2010, Göransson et al. 2013, Khan et al. 2015). Les évènements de pluie d'extrême intensité entraînent une diminution du temps de séjour en rivière et une augmentation de la présence de matière organique et de turbidité à l'eau brute (Ritson et al. 2014). De plus ces évènements entraînent des dynamiques de mélanges différentes dans les lacs (Kimura 2014), pouvant générer des concentrations en pathogènes à la prise d'eau (Brookes et al. 2005).

La turbidité étant devenu un indicateur de ruissellement en milieu urbain; un outil de prévision de l'évolution de la turbidité lors du ruissellement a été développé (Neupane et al. 2015). Cet outil peut être ajouté dans les modèles 'ruissellement - érosion' existants pour tous types de sols, incluant des sites en construction ou des zones agricoles. Les évènements de pluie intense sont connus pour être des périodes critiques pour la contamination des sources d'eau de surface, tant en milieu urbain qu'en milieu agricole. Le suivi des données de turbidité en continu pour indiquer la présence d'évènements pouvant dégrader la qualité de l'eau est un outil d'alerte précoce.

Les publications récentes montrent que la turbidité est considérée comme un bon indicateur du phosphore et de l'azote total et demeure un indicateur pour la vulnérabilité aux micro-organismes, surtout lors d'évènements de précipitations extrêmes qui vont s'accroître avec les changements climatiques. Les petits systèmes de production d'eau potable sont particulièrement vulnérables lors d'évènements transitoires à court terme en raison de leur faible capacité d'adaptation et de leur manque de soutien et de connaissances techniques par rapport aux plus grands systèmes centralisés (Delpla et al. 2016, Rajib et al. 2012). La turbidité est dans ce cas un bon outil d'alertes précoce.

Utilisation de la turbidité comme indicateur de contamination en matières fertilisantes

Des corrélations ont souvent été rapportées entre la turbidité et le phosphore total dans des bassins versants majoritairement agricoles (Halliday et al. 2014, Jones et al. 2011, Loperfido et al. 2010, Stubblefield et al. 2007, Viviano et al. 2014), mixtes (agricole, industriel et urbain) (Ruzycki et al. 2014) et majoritairement urbains (Miguntanna et al. 2010, Viviano et al. 2014). Ces corrélations sont plus rares en milieu urbain en raison de sources plus variées de phosphore (stations d'épuration, débordements d'eaux usées et ruissellement) (Viviano et al. 2014). Viviano et al. (2014) ont séparé leurs données en milieu urbain en fonction de la présence ou de l'absence de débordements en utilisant l'augmentation des concentrations en caféine comme traceur des rejets d'eaux usées non traitées par les surverses (Daneshvar et al. 2012). Les valeurs de turbidité et les concentrations en phosphore mesurées en rivière lors d'évènements de pluie sont mieux corrélées en absence de surverses, c'est-à-dire provenant majoritairement du ruissellement, qu'en présence de débordements. Les variations temporelles des concentrations en phosphore en rivière en présence de débordements ont également été expliquées par le rejet majeur de matières en suspension et de phosphore adsorbé au début de la surverse (Madoux-Humery et al. 2013, Passerat et al. 2011).

Une analyse des données (période de 20 ans) de la qualité de l'eau des cours d'eau néo-zélandais a démontré une augmentation des concentrations en azote total, nitrates et phosphore total de 1989-2000. Une diminution des concentrations en azote et phosphore a été observée à partir de

2000, probablement due à l'amélioration du traitement des STEP, à l'interdiction des lessives avec phosphates et à la modification des pratiques agricoles, tels que précédemment observé aux États-Unis par Alexander et Smith (2006). En revanche, les concentrations en nitrates ont continué d'augmenter depuis 2000. L'azote et surtout le phosphore total ont été corrélés avec la turbidité (0,558 avec $p < 0,01$). Une analyse en fonction des usages du sol a démontré que la turbidité et les nutriments sont principalement corrélés dans les zones de pâturages et plantations et les zones urbaines mais pas ou peu dans les zones de forêts (Ballantine and Davies-Colley 2014).

Un modèle 'pluie-polluants-ruissellement' au niveau d'un lac a été développé dans un bassin versant hautement urbanisé en utilisant la turbidité et la conductivité électrique comme substituts de l'azote particulaire et de l'azote dissous respectivement. Les concentrations en azote total ont été estimées à partir des modèles de régression linéaire déterminés pour l'azote particulaire et l'azote dissous. Ce modèle a par la suite été validé lors de l'échantillonnage d'évènements de pluie générant de grandes quantités d'eaux de ruissellement (Kim and Furumai 2013).

3.2.5. VULNÉRABILITÉ AUX SUBSTANCES INORGANIQUES

Contexte réglementaire québécois

La vulnérabilité des eaux aux substances inorganiques est évaluée en fonction de l'une ou l'autre des méthodes suivantes:

1° la compilation, sur une période consécutive de 5 ans, des résultats d'analyse des échantillons d'eau distribuée prélevés conformément à l'article 14 du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) relativement aux substances inorganiques associées à la source. Une telle compilation permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:

- a) élevé si, pour au moins une substance, 2 des valeurs obtenues sont égales ou supérieures à 50% de la norme applicable;*
- b) moyen si:
 - i. pour au moins une substance, 2 des valeurs obtenues se situent entre 20% et 50% de la norme applicable;*
 - ii. pour au moins une substance, une valeur obtenue se situe entre 20% et 50% de la norme applicable et une autre valeur est égale ou supérieure à 50% de la norme applicable;**
- c) faible dans les autres cas;*

2° lorsque la méthode prévue au paragraphe 1 ne peut être utilisée, la somme des superficies utilisées pour les secteurs d'activité industriel, commercial ou agricole, dans les bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire d'un prélèvement d'eau, permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:

- a) élevé si cette somme est égale ou supérieure à 50% de la superficie totale des bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire;*
- b) moyen si cette somme se situe entre 20% et 50% de la superficie totale des bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire;*

c) faible si cette somme est égale ou inférieure à 20% de la superficie totale des bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire.

Les substances visées pour cet examen sont listées au Tableau 3-10.

Tableau 3-15 Liste des substances inorganiques dont le suivi à l'eau traitée est exigé par l'article 14 du RQEP pour tous les réseaux (Gouvernement du Québec 2011) et devant être considérées pour l'analyse de vulnérabilité de la source.

Substances inorganiques	Concentrations maximales (mg/L)
Antimoine	0,006
Arsenic	0,010
Baryum	1,0
Bore	5,0
Bromates	0,010
Cadmium	0,005
Chrome	0,050
Cyanures	0,20
Fluorures	1,50
Nitrates + nitrites	10,0 (exprimés en N)
Mercure	0,001
Sélénium	0,010
Uranium	0,020

Nous n'avons pas relevés d'informations bibliographiques pertinentes sur ces paramètres. Toutefois, trois sujets d'intérêt ont été identifiés :

1. la caractérisation et l'approche de classement du risque à la source associé aux substances inorganiques;
2. la problématique des sels de déglçage.

Caractérisation et approche de classement du risque à la source associé aux substances inorganiques

Afin d'évaluer la présence et les concentrations en composés inorganiques, le RQEP requiert soit le prélèvement d'échantillons à l'extrémité du réseau d'eau potable (méthode 1) ou encore, si la méthode 1 n'est pas applicable, l'évaluation générale du risque en fonction du territoire (méthode 2) (Gouvernement du Québec 2011).

L'évaluation du risque ailleurs est fondée sur les probabilités de présence de contaminants à l'eau brute par analyse de l'utilisation du territoire (similaire à la méthode 1) et/ou en considérant les résultats de mesures de contaminants effectuées à l'eau brute ou dans le bassin versant. Les réglementations concernant la protection des sources demandent généralement la réalisation de *sanitary surveys* dans des zones de protection ou sur l'ensemble du bassin-versant ce qui équivaut souvent à une analyse plus ou moins poussée de l'utilisation du territoire. Par la suite, les

municipalités peuvent effectuer des échantillonnages pour valider les sondages et ce, sur l'eau brute et non à l'eau traitée, comme c'est le cas en Australie par exemple (Australian Government 2004, Australian Government et al. 2011). En plus de toujours considérer l'utilisation du territoire, l'évaluation de la qualité de la source est effectuée en considérant l'historique des toutes les données disponibles, les données de concentrations mesurées durant les suivis de qualité environnementale dans le bassin versant et les suivis de qualité à l'eau traitée (Australian Government et al. 2016, World Health Organisation (WHO) 2016).

Dans le cas où les substances inorganiques considérées ont des périodes d'utilisation connues (comme les pesticides par exemple) et des voies de transport connues (comme le ruissellement par exemple), on recommande de cibler l'échantillonnage de ces substances durant les périodes à risque. Par exemple, l'échantillonnage des pesticides devrait se faire durant la période d'épandage et suite à un événement de pluie. Certaines réglementations prescrivent le suivi de composés en période de risque de concentrations élevées. C'est par exemple le cas en Australie qui exige un suivi des pesticides par temps de pluie à l'eau brute (Australian Government 2004, Australian Government et al. 2011). Suivant les recommandations de l'OMS, des échantillonnages de type 'event-based' sont préférables pour identifier les périodes critiques de contamination (World Health Organisation (WHO) 2016).

Dans le cas du Québec, une telle approche signifierait que les nitrites/nitrates soient suivis lors du ruissellement suite à l'épandage, les métaux lors des événements de fortes pluies et les chlorures, par l'intermédiaire de la conductivité, en hiver et lors de la fonte des neiges.

Problématiques des sels de déglacage

Les sels de déglacage (par exemple, le chlorure de sodium, chlorure de calcium, chlorure de potassium et chlorure de magnésium) font partis de la liste des menaces de l'Ontario concernant la protection des sources d'eau potable mais n'ont pour l'instant pas été inclus dans le suivi au Québec. Les effets néfastes des sels de voiries sur la qualité de l'eau et la vie aquatique sont connus depuis la fin des années 1960 et continuent d'être documentés, tant en milieu urbain qu'en milieu agricole (Corsi et al. 2015, Corsi et al. 2010, Godwin et al. 2003, Novotny et al. 2008, Ramakrishna and Viraraghavan 2005). La présence d'une quantité importante de sels de voirie facilite la remise en suspension de certains métaux lourds emprisonnés dans les sédiments, notamment le mercure, le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc (Nazari et al. 2015). Considérant l'eau potable, une concentration maximale de 250 mg Cl⁻/L est conseillée (Gouvernement du Québec 2011). Une augmentation constante des concentrations en chlorures est observée à la prise d'eau de la ville de Québec depuis 1977 (L'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) 2010, Proulx 2016). Même si les concentrations demeurent inférieures au seuil de 250 mg Cl⁻/L, l'augmentation et les pointes de concentrations en chlorures observées tous les hivers entraînent (1) une augmentation du taux de corrosion des conduites d'aqueduc, (2) des risques plus élevés de plombémie pour le consommateur et (3) des problèmes concernant le traitement de l'eau dans les départements de dialyse des hôpitaux (Proulx 2016).

Les sels de déglacage ont également un impact sur la stratification des lacs (Ramakrishna and Viraraghavan 2005). Le renversement de certains lacs aux États-Unis a été empêché en raison des concentrations élevées en chlorures qui (1) diminuaient l'oxygène dissous disponibles pour les

sédiments benthiques et (2) induisaient un mélange convectif de l'eau saline dans l'eau des pores des sédiments (Novotny et al. 2008). Les concentrations élevées en chlorures sont désormais connues pour être des précurseurs de cyanobactéries (Ramakrishna and Viraraghavan 2005). Dans la région de Québec, une espèce de diatomée généralement retrouvée dans les milieux euryhalin et saumâtre, la *Cyclotella meneghinian*, a été récemment observée dans le Lac St Charles (L'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) 2009).

Les études ont démontré une augmentation des concentrations annuelles en chlorures depuis 1990 (Corsi et al. 2015). Même si les concentrations les plus élevées sont observées durant l'hiver et la fonte des neiges, les concentrations moyennes estivales sont également plus importantes d'année en année (Corsi et al. 2015). Cet effet de saison peut-être expliqué par (1) l'infiltration de sel dans les nappes phréatiques qui serviraient de réservoir de sel et qui serait progressivement déversé dans les eaux de surface par les ruisseaux (Corsi et al. 2015) ou (2) le déversement de sels de voirie entreposés dans dépôts sur des surfaces perméables (Stone and Marsalek 2011).

Certaines provinces canadiennes, notamment l'Ontario et le Québec, utilisent des sels de déglacage contenant du ferrocyanure de sodium, connu pour être très persistant mais peu toxique. Toutefois, en présence de luminosité dans l'eau, il se dissocie rapidement et forme du cyanure. Des concentrations en cyanure total variant entre 3 et 360 µg/L ont été observées dans les eaux de ruissellement pendant la fonte des neiges (Environnement Canada 2001, Exall et al. 2011, Murphy et al. 2008, Novotny et al. 2008) et jusqu'à 290 µg/L dans les dépôts à neige (Exall et al. 2011) et jusqu'à 200 µg/L dans les eaux de surface (Ohno et al. 1990).

Afin de limiter l'impact des sels de voirie sur l'environnement, le gouvernement fédéral a développé un outil d'identification et d'évaluation de zones vulnérables incluant les apports en sel des eaux réceptrices, la stratification limitant le mélange vertical de l'eau dans les lacs, les concentrations en chlorures dépassant les niveaux de toxicité chronique ou aiguë, les effets indésirables sur la végétation indigène ou agricole, l'intégrité d'un cycle de vie des habitats d'espèces sauvages à risque, le rejet de chlorures dans les sources d'eau potable et l'impact sur les zones de recharge des eaux souterraines (Gouvernement du Canada 2012). L'annexe B du Code identifie également les meilleures pratiques en matière de gestion des sels dans les zones vulnérables. Ces zones vulnérables ont également été prévues par la Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie (Gouvernement du Québec 2010). La mise en œuvre de ces pratiques permettrait par exemple de maintenir un niveau de chlorures (<230 mg/L) acceptable dans le lac Clément, dans la région de Québec (L'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) 2010). Un bilan récent en Ontario a démontré que les municipalités n'ont pas souvent les ressources nécessaires pour effectuer une gestion des zones vulnérables aux sels de voirie (Stone et al. 2010). Des programmes d'enseignement sont nécessaires pour conscientiser le personnel de maintenance et les contracteurs privés à la problématique, aux aires de vulnérabilités et aux bonnes pratiques de déglacage et d'entreposage des sels (Stone and Marsalek 2011).

3.2.6. VULNÉRABILITÉ AUX SUBSTANCES ORGANIQUES

Contexte réglementaire québécois

La vulnérabilité des eaux aux substances organiques est évaluée en fonction de l'une ou l'autre des méthodes suivantes:

1° la compilation, sur une période consécutive de 5 ans, des résultats d'analyse des échantillons d'eau distribuée prélevés conformément à l'article 19 du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) relativement aux substances organiques associées à la source. Une telle compilation permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:

- a) élevé si, pour au moins une substance, 2 des valeurs obtenues sont égales ou supérieures à 50 % de la norme applicable;*
- b) moyen si:*
 - i. pour au moins une substance, 2 des valeurs obtenues se situent entre 20% et 50% de la norme applicable;*
 - ii. pour au moins une substance, une valeur obtenue se situe entre 20% et 50% de la norme applicable et une autre valeur est égale ou supérieure à 50% de la norme applicable;*
- c) faible dans les autres cas;*

2° lorsque la méthode prévue au paragraphe 1 ne peut être utilisée, la somme des superficies utilisées pour les secteurs d'activité industriel, commercial ou agricole, dans les bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire d'un prélèvement d'eau, permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux aux niveaux suivants:

- a) élevé si cette somme est égale ou supérieure à 50% de la superficie totale des bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire;*
- b) moyen si cette somme se situe entre 20% et 50% de la superficie totale des bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire;*
- c) faible si cette somme est égale ou inférieure à 20% de la superficie totale des bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire.*

Les substances visées pour cet examen sont listées au Tableau 3-11.

Nous n'avons pas relevés d'informations bibliographiques pertinents sur ces paramètres. Toutefois, trois sujets d'intérêt ont été identifiés :

1. L'approche de classement du risque associé aux substances inorganiques
2. Les enjeux émergents de contaminants organiques persistants;
3. La prise en considération des risques associés aux hydrocarbures et au fractionnement hydraulique.

Échantillonnage pour l'évaluation des risques associés aux composés organiques

Afin d'évaluer la présence et les concentrations en composés inorganiques, le RQEP requiert soit le prélèvement d'échantillons à l'extrémité du réseau d'eau potable (méthode 1) ou encore, si la méthode 1 n'est pas applicable, l'évaluation générale du risque en fonction du territoire (méthode 2) (Gouvernement du Québec 2011).

Comme discuté pour les substances inorganiques, l'évaluation du risque ailleurs est fondée sur les probabilités de présence de contaminants à l'eau brute par analyse de l'utilisation du territoire (similaire à la méthode 1) et/ou en considérant les résultats de mesures de contaminants effectuées à l'eau brute ou dans le bassin versant. Les réglementations concernant la protection des sources demandent généralement la réalisation de *sanitary surveys* dans des zones de protection ou sur l'ensemble du bassin-versant ce qui équivaut souvent à une analyse plus ou moins poussée de l'utilisation du territoire. Par la suite, les municipalités peuvent effectuer des échantillonnages pour valider les sondages et ce, sur l'eau brute et non à l'eau traitée, comme c'est le cas en Australie par exemple (Australian Government 2004, Australian Government et al. 2011). En plus de toujours analyser l'utilisation du territoire, l'évaluation de la qualité de la source est effectuée en considérant l'historique des toutes les données disponibles, les données de concentrations mesurées durant les suivis de qualité environnementale dans le bassin versant et les suivis de qualité à l'eau traitée (Australian Government et al. 2016, World Health Organisation (WHO) 2016).

Dans le cas où les substances organiques considérées ont des périodes d'utilisation connues (comme les pesticides par exemple) et des voies de transport connues (comme le ruissellement par exemple), on recommande de cibler l'échantillonnage de ces substances durant les périodes à risque. Suivant les recommandations de l'OMS, des échantillonnages de type 'event-based' seraient préférables : pesticides durant l'épandage, métaux et polluants inorganiques lors de la fonte des neiges par exemple (World Health Organisation (WHO) 2016).

Tableau 3-16 Liste des substances inorganiques dont le suivi à l'eau traitée est exigé par l'article 19 du RQEP pour les réseaux alimentant plus de 500 personnes (Gouvernement du Québec 2011) et faisant partie de l'analyse de vulnérabilité de la source.

<i>Substances organiques</i>	<i>Concentrations maximales (µg/L)</i>
Pesticides	
Atrazine et ses métabolites	3,5
Carbaryl	70
Carbofurane	70
Chlorpyrifos	70
Diazinon	14
Dicamba	85
Dichloro-2,4-phénoxyacétique, acide(2,4-D)	70
Diquat	50
Diuron	110
Glyphosate	210
Métolachlore	35
Métribuzine	60
Paraquat	7 (en dichlorures)
Piclorame	140
Simazine	9
Trifluraline	35
<i>Autres substances organiques</i>	
Benzène	0,5
Benzo (a) pyrène	0,01
Chlorure de vinyle	2
Dichloro-1,1-éthylène	10
Dichloro-1,2 benzène	150
Dichloro-1,4 benzène	5
Dichloro-1,2 éthane	5
Dichlorométhane	50
Dichloro-2,4 phénol	700
Monochlorobenzène	60
Pentachlorophénol	42
Tétrachloroéthylène	25
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	70
Tétrachlorure de carbone	5
Trichloro-2,4,6 phénol	5
Trichloroéthylène	5

Enjeux récents reliés aux polluants organiques persistants

Cette section contient des informations et incidents pertinents au suivi des substances organiques après l'élaboration du RPEP.

Liquides Denses mais Non Aqueux (LDNA)

Les Liquides Denses mais Non Aqueux (LDNA) sont maintenant ciblés par le programme de protection des sources de l'Ontario en raison de leur haute toxicité. Ces composés comprennent le 1,4 Dioxane, les PAHs, le perchloroéthylène (PCE), le tri et tetrachloroéthylène (PERC) et tous les composés pouvant se dégrader en chlorure de vinyle. Selon les nouvelles exigences, une modélisation doit être réalisée pour évaluer la localisation et le volume des LDNA pouvant arriver à la prise d'eau à une concentration supérieure à celle autorisée à l'eau traitée. Les réservoirs de produits chimiques sont alors ciblés comme étant des menaces et des plans de gestion doivent être mis en place pour éviter tout déversement. Des échantillonnages de l'eau brute peuvent également être entrepris.

Impact des composés organiques persistants sur les efflorescences de cyanobactéries

Les polluants organiques persistants correspondent à un vaste groupe de composés regroupant plus de 400 différents herbicides, pesticides, fongicides, produits pharmaceutiques et de soins personnels ainsi que des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Une revue de littérature récente a permis de mettre en évidence des relations entre les polluants organiques persistants présents dans les eaux de surface et l'augmentation de fleurs d'eau de cyanobactéries (Harris and Smith 2016).

Un des aspects des polluants organiques persistants concerne leur impact potentiel sur les efflorescences toxiques de cyanobactéries. L'atrazine et la métribuzine favoriseraient la croissance des cyanobactéries, surtout dans le cas de concentrations en nutriments élevées dans les sources d'eau (Harris and Smith 2016). L'atrazine pourrait également avoir le potentiel de modifier le système pour favoriser la dominance des cyanobactéries, car ces dernières se sont révélées être plus tolérantes au pesticide que le phytoplancton (Magnusson et al. 2012). Contrairement aux études passées, des tests récents concernant l'impact des antibiotiques sur la croissance des cyanobactéries ont montré que ces dernières se développent en leur présence et ce, avec une production plus importante de microcystine (Harris and Smith 2016).

Hydrocarbures

Un autre aspect de l'examen des risques de contamination par les matières organiques concerne la présence d'hydrocarbures soit provenant du ruissellement urbain ou résultant de déversements d'hydrocarbures durant leur transport routier et ferroviaire ou par oléoduc.

Plusieurs hydrocarbures, dont les composés aromatiques polycycliques (HAP) et les dérivés du benzène, sont déjà réglementés dans l'eau au Québec et dans d'autres provinces canadiennes. La norme de benzène a récemment été abaissée à 0,5 µg/L dans le RQEP, soit le niveau le plus faible au Canada, avec un objectif d'absence complète (Gouvernement du Québec 2012, Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) 2013). Santé Canada a publié un projet de recommandations pour le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (Santé Canada 2014). La

composition des hydrocarbures varie considérablement selon le type de carburant et même entre deux sources de même type. La persistance des BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes) volatils est faible dans les eaux de surface. Toutefois, l'expérience des déversements au Michigan montre l'importance de considérer la persistance de certains hydrocarbures et la présence d'autres contaminants comme l'arsenic, particulièrement dans le bitume dilué.

L'ensemble des projets de transport d'hydrocarbures par oléoducs, trains, et bateaux, constitue une augmentation sans précédent des risques de déversement sur le fleuve St-Laurent (Fondation David Suzuki (DSF) et al. 2015) où plus de 3,7 millions de Québécois (48 municipalités) puisent leur eau potable. Les seuls projets d'oléoducs de la ligne 9B (inversion du sens d'écoulement) et d'Énergie Est quadrupleraient les quantités de pétrole transitant sur et en bordure du St-Laurent. L'oléoduc d'Enbridge maintenant en fonction, peut transporter plus de 300 000 barils par jour et un bris, même de courte durée, pourrait causer des déversements de très grands volumes de pétrole (Canadian Association of Petroleum Producers (CAPP) 2014). De même, le transport par train de pétrole a augmenté de façon exponentielle depuis 2009 au Canada. Avant la chute des prix du pétrole, il était anticipé que le transport par train augmente de 200 000 barils par jour en 2013 à 700 000 barils par jour en 2017 (Canadian Association of Petroleum Producers (CAPP) 2014).

Les risques de bris sur les sites de traverses des cours d'eau au Québec en amont de prises d'eau potable sont peu documentés. Un document technique sur le franchissement de cours d'eau par oléoduc s'intitulant *Étude sur les traverses de cours d'eau dans le cadre de la construction et de l'exploitation des pipelines au Québec* (Montréal 2015) a été rédigé par des experts de l'École Polytechnique de Montréal (Génie EAU et CIRAIG). Préparé en lien avec l'Évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures commandée par le Gouvernement du Québec en 2014, ce document dresse un portrait des différentes techniques de franchissement des cours d'eau par pipeline, des risques inhérents étant associés à chacune des techniques et des mesures de mitigation pouvant être appliquées afin de réduire l'impact environnemental lors des phases de construction et d'exploitation. Le cadre législatif gouvernant les traverses est revu. Puis, les principaux cours d'eau touchés et la stabilité des pentes à certains endroits critiques sur le territoire sont précisés. Finalement, un processus multicritère a été mis sur pied afin de déterminer la méthode de franchissement optimale pour un cours d'eau donné.

Les risques associés aux déversements d'hydrocarbures transportés par train ont été mis en évidence lors de l'incident de lac Mégantic lors du déraillement d'un transport ferroviaire le 6 juillet 2013. Cette tragédie a coûté la vie à 47 personnes et dévasté la municipalité. Environ 100 m³ des 5 700 m³ de pétrole brute de Bakken déversés du déversement aurait atteint la rivière Chaudière ((Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) 2014a, b, 2015). Selon ces rapports :

'Les analyses du pétrole ont indiqué qu'il était surtout constitué d'aliphatiques linéaires, dont les composés se situent dans la plage C6-C50, avec une prédominance dans la région des C10-C34. Dans l'échantillon provenant du puits d'observation, il y avait dans le mélange une quantité appréciable de composés monoaromatiques, notamment du benzène, du toluène, de l'éthylbenzène et du xylène (BTEX), soit des molécules simples, légères, relativement solubles et volatiles. Ces hydrocarbures représentent le plus grand risque de toxicité aiguë dans le milieu aquatique, mais se

volatilisent rapidement. Puisqu'ils étaient moins présents dans le wagon, on présume que le pétrole qu'il contenait a été soumis à la chaleur dégagée par l'incendie, ce qui a entraîné la volatilisation des fractions plus légères'.

Trois usines de filtration sur la rivière Chaudière (Saint-Georges, Sainte-Marie et Lévis-Charny) desservant environ 188 000 personnes ont recouru à des sources d'eau brute alternatives pendant deux mois à la suite de cet incident. L'échantillonnage de l'eau à différents niveaux de la rivière Chaudière a révélé des concentrations élevées en sortie du Lac Mégantic durant les premiers jours suivant le déversement pour ensuite baisser sous les limites de détection pour la presque totalité des échantillons. Toutefois, la contamination des sédiments était importante surtout sur une distance de 30 km en aval de Lac Mégantic. Quelques détections d'hydrocarbures pétroliers, de HAP et de toluène pendant une courte durée ont été rapportées aux prises d'eau situées sur la rivière Chaudière en avril 2014 et ont été attribuées au relargage de sédiments en période de crue.

En juillet 2008, 3 191 m³ (843 000 gallons US) de pétrole brut de Bakken ont été déversés dans un tributaire de la rivière Kalamazoo au Michigan à la suite d'un bris d'oléoduc. Le nettoyage de ce déversement a pris plus de quatre ans et a coûté plus d'un milliard de dollars. Cet événement a surtout montré l'importance des impacts potentiels de bris d'oléoduc en matière de volumes déversés et l'insuffisance de la réponse des exploitants de ces infrastructures pour prévenir et répondre rapidement à de tels accidents.

Les risques de déversements d'hydrocarbures sur les prises d'eau au Canada ont aussi récemment mis en évidence par le déversement causé par un bris d'oléoduc en Saskatchewan en juillet 2016. Le déversement d'un mélange de bitume lourd et de diluant causé par le bris de l'oléoduc de la compagnie Husky a causé la fuite d'environ 250m³ d'hydrocarbures dans le ruisseau Bragg Creek. Une partie importante de cette contamination a ensuite rejoint la North Saskatchewan River qui sert de source d'eau potable à plusieurs municipalités. Les municipalités de North Battleford, Prince Albert et Melfort ont dû s'approvisionner à d'autres sources d'eau potable pendant plusieurs mois. Un rapport de la compagnie Husky transmis en février 2017 au Gouvernement de la Saskatchewan fait état de coûts de 107M\$. Le Ministry of Energy and Resources doit déposer son rapport d'enquête sur l'incident au début 2017 (pas disponible au moment du dépôt de ce rapport).

La Ville de Toronto a complété une série d'études d'analyse de risque de contamination de ses prises d'eau avec une méthodologie mieux adaptée à une prise d'eau en lac en bordure de grande ville dotée d'installations importantes de collecte et de traitement des eaux usées, des rejets pluviaux majeurs et d'activités industrielles intenses et multiples. Deux types de déversements d'hydrocarbures, soit un bris d'oléoduc ou de réservoir de stockage, ont été considérés à différents endroits à proximité de ses 4 prises d'eau (<http://www.toronto.ca/legdocs/mmis/2012/pw/bgrd/backgroundfile-51737.pdf>). Ces simulations ont été réalisées en s'inspirant des conditions du bris d'oléoduc de Kalamazoo (Michigan) mais en ajustant pour les diamètres d'oléoduc présents dans le secteur. L'impact de déversements à six points de rupture a été analysé en modélisant l'impact sur les concentrations de benzène aux prises d'eau.

L'indice de vulnérabilité aux substances organiques tel que présent dans le RPEP ne permet pas de prendre en compte le risque de déversement d'hydrocarbures. Toutefois, l'analyse des

activités anthropiques dans les zones de protection peut servir à faire l'évaluation de ce type de menace.

Fracturation hydraulique

En 2011, le Québec a été la première province du Canada à déclarer un moratoire concernant la fracturation hydraulique; ce dernier étant en place jusqu'en 2018. La principale préoccupation concernant l'impact de la fracturation hydraulique sur la qualité de l'eau potable concerne la contamination des aquifères souterrains. Toutefois, de nombreuses recherches ont récemment été réalisées concernant l'impact relatif aux eaux de surface et il nous apparaît nécessaire d'en faire un bilan.

Selon une étude récente, les eaux de surface sont une source de contamination par l'intermédiaire de déversements (1) accidentels ou (2) des eaux usées produites lors de l'exploration des ressources (pétrole et/ou gaz) dont la gestion est devenue une préoccupation grandissante (Ward et al. 2016). Dans l'ouest canadien, les eaux usées sont généralement éliminées par injection dans des formations profondes. Dans l'est du Canada, l'injection profonde étant généralement rendue impossible en raison de limites géologiques, leur traitement est obligatoire. Toutefois, le traitement des stations d'épuration des eaux usées n'a pas été conçu pour réduire ou éliminer les contaminants provenant de la fracturation hydraulique (Canadian Water Network (CWN) 2015).

D'autres études quantifient qu'entre 10 à 40% du volume de la solution de fracturation qui est injectée retourne par la suite à la surface à un débit variant entre 2 et 8 m³/j (Vengosh et al. 2014). Les eaux usées produites par la fracturation contiennent de très importantes concentrations en chlorures (25 000 à 180 000 mg/L) et de carbone organique dissous (jusqu'à 5 500 mg/L) (Harkness et al. 2015, Vengosh et al. 2014). Les contaminants que l'on peut également y retrouver sont des huiles, du bitume, des hydrocarbures, solvants, biocides et des BTEX (United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2015a, Vengosh et al. 2014).

Ces quelques études montrent qu'il est important de considérer et de quantifier ces sources potentielles de contamination dans des situations industrielles où ces déversements pourraient se produire. Elles montrent aussi l'importance de s'assurer que ces eaux sont traitées adéquatement pour éviter les impacts aux cours d'eau.

3.3. APPROCHES D'ÉVALUATION DU RISQUE CAUSÉ PAR LES MENACES

Après avoir revu les informations pertinentes aux éléments du RPEP, trois aspects de l'évaluation du risque associés à la présence de menaces méritent d'être soulignés :

- 1) La vérification de la présence de contaminants dans l'eau brute;
- 2) Les menaces et le type d'évènement à considérer ;
- 3) La méthodologie d'estimation de l'importance du risque.

L'évaluation de la vulnérabilité par le RPEP retient

1° la localisation du site de prélèvement et une description de son aménagement;

2° le plan de localisation des aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée, lequel doit permettre de déterminer les limites sur le terrain;

3° les niveaux de vulnérabilité des eaux évalués conformément à l'article 69 pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV;

4° au regard des aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les évènements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement;

5° au regard de la portion de l'aire de protection éloignée qui ne recoupe pas les aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les évènements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement;

6° une évaluation des menaces que représentent les activités anthropiques et les évènements potentiels répertoriés en vertu des paragraphes 4 et 5;

7° une identification des causes pouvant expliquer, pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV, les niveaux de vulnérabilité des eaux de surface évalués moyen ou élevé.

L'évaluation de l'importance des menaces repose donc sur le calcul de six indices de vulnérabilité, le suivi de la contamination microbiologique à la prise d'eau (mesures hebdomadaires d'*E. coli*), l'inventaire des menaces et évènements potentiels dans les aires de protection et l'évaluation des risques associés aux menaces et évènements potentiels que représentent les activités anthropiques, activités du territoire et les évènements potentiels répertoriés.

Le guide du RPEP propose une méthodologie relativement simple pour qualifier l'importance du risque qui est semblable à l'approche néo-zélandaise. Sous forme d'une matrice simple, cette approche considère la gravité des conséquences, la localisation de la menace, la fréquence de l'occurrence des évènements qui définit la probabilité de libération des contaminants. Cette approche a aussi été retenue par des réglementations récentes comme celles de l'Alberta (Tableau 3-12) et de la Nouvelle Zélande. L'Australie suit la même approche mais exige en

complément une analyse QMRA pour les sources non protégées, c'est-à-dire des milieux recevant des rejets agricoles et urbains.

Tableau 3-17 Matrice de risques utilisée en Alberta. Tiré de (Government of Alberta 2016a)

		Consequence Descriptor					
		Score	Not Applicable	Insignificant	Minor	Moderate	Severe
Likelihood Descriptor	Not Applicable	0	1	2	4	8	16
	Most Unlikely	1	1	2	4	8	16
	Unlikely	2	2	4	8	16	32
	Medium	4	4	8	16	32	64
	Probable	8	8	16	32	64	128
	Almost Certain	16	16	32	64	128	256

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a produit récemment un guide sur les risques dans les bassins versants alimentant des prises d'eau : *Protecting Surface Water For Health : Identifying, Assessing and Managing Drinking-Water Quality Risks in Surface-Water Catchments*. L'OMS insiste le fait que la vulnérabilité d'une prise d'eau de surface ne peut être correctement évaluée que par la réalisation complémentaire : (1) d'enquêtes et d'inspections du bassin-versant permettant de dresser un inventaire des activités qui s'y déroulent et (2) d'un suivi analytique au niveau des prises d'eau pour estimer l'impact de ces activités (World Health Organisation (WHO) 2016). De plus, L'OMS recommande fortement une caractérisation de la qualité l'eau du bassin versant en y mesurant les paramètres reliés aux activités présentes pour toutes les nouvelles sources d'eau ou celles n'étant pas déjà bien caractérisées. Le Tableau 3-13 présente les risques associés à différents types d'activités anthropiques qui permettent d'identifier les indicateurs à suivre pour évaluer la vulnérabilité de la prise d'eau recommandés par l'OMS. On voit que toutes les activités anthropiques sont considérées.

Adoptant la même approche, tous les déterminants ou paramètres de qualité ayant un impact potentiel sur la santé peuvent être considérés en Nouvelle Zélande (Ministry of Health 2016). Dans ce cas, le choix des paramètres du suivi est ajusté en fonction des activités présentes dans le bassin versant.

Dans le cas de l'Ontario, une méthodologie détaillée a été prescrite qui précise les menaces et identifie celles posant des risques significatifs dans les différentes zones de protection. Cette méthodologie a été décrite en détail par Prévost et al., 2011. Les risques associés à chacune des menaces faisant partie des 21 catégories fixées peuvent être évaluées en utilisant trois approches: par menaces (Threats approach), par problèmes connus (Issues approach), par événements (Events based approach). Ces approches peuvent aussi être utilisées pour modifier les aires de

protection plutôt que d'utiliser les valeurs par défaut. Toutes les menaces des catégories précisées au Tableau 3-14 et situées dans les zones de protection désignées doivent être répertoriées et les risques associés à leur présence calculés. On note aussi l'absence des cyanobactéries et des menaces par transport ferroviaire ou maritime dans cette liste. Ce calcul détaillé et appliqué uniformément tient compte à la fois d'un indice combinant le type de menace et de sa localisation et d'un deuxième indice représentant la vulnérabilité hydrodynamique et historique de la prise d'eau. Les scores obtenus identifient le niveau de risque et définissent les actions correctrices. L'analyse des risques identifie les activités devant être interdites, soit pour des activités existantes ou pour des activités futures (prévention de l'implantation). Des mesures spécifiques doivent être prises pour gérer les risques associés aux menaces identifiées comme étant des menaces significatives pour la prise d'eau potable. Ces menaces devront faire l'objet de mesures précisées dans le plan de protection. Les menaces identifiées comme étant des menaces modérées doivent aussi faire l'objet d'un plan de gestion ou de contrôle des risques associés à la contamination de l'eau potable. Les menaces identifiées comme étant des menaces faibles requièrent des mesures minimales avec quelques contrôles pour s'assurer de leur gestion.

Avec la méthodologie préconisée par l'Ontario, tous les rejets de contamination fécale présents dans la zone immédiate (IPZ-1), et une bonne partie de ceux présents dans la zone intermédiaire (IPZ-2) d'une prise d'eau située sur une rivière et lac sont considérés comme des risques significatifs. Ce n'est pas le cas pour les prises d'eau situées dans les grands lacs ou les canaux d'interconnexion, puisque les valeurs prescrites d'indices de vulnérabilité classent les prises d'eau d'office comme peu vulnérables. Les critiques envers les analyses de vulnérabilité pour ce type de sources ont mené à une remise en question de cette approche. Suite à la réalisation des études de vulnérabilité peu concluantes et exigeantes exigées par le MOE, la Ville de Toronto a complété une série d'études d'analyse de risque de contamination de ses prises d'eau. Pour ce faire, une méthodologie mieux adaptée à une prise d'eau en lac en bordure de grande ville dotée d'installations importantes de collecte et de traitement des eaux usées, des rejets pluviaux majeurs et d'activités industrielles intenses et multiples a été utilisée. Cette nouvelle analyse a mis en évidence des risques associés aux rejets d'eaux usées non désinfectées, aux déversements accidentels (oléoduc ou bassin de stockage de pétrole) et aux bris éventuels de collecteurs (<http://www.toronto.ca/legdocs/mmis/2012/pw/bgrd/backgroundfile-51737.pdf>). Plutôt que des interdictions d'activités, cette analyse a mené à des investissements majeurs pour prévenir les risques jugés significatifs voire même aigus de contamination. Ainsi, on a doublé le collecteur Coxwell (40M\$) dans le but de prévenir la contamination des sources suite à un bris, en plus d'investir dans l'augmentation du niveau de traitement, particulièrement l'efficacité et la résilience de la désinfection aux usines d'épuration (<http://www.toronto.ca/legdocs/mmis/2014/pw/bgrd/backgroundfile-72336.pdf>).

Tableau 3-18 Bilan des risques potentiels présents dans les eaux de surface et leurs sources (traduit de World Health Organisation (WHO) (2016)).

Risque	Exemples	Sources					
		Agriculture	Aquaculture	Eaux usées	Industries	Transports	Loisirs
Microbiologique	<i>E. coli</i>	•		•			•
	Coliphages	•		•			•
	Virus entériques			•			•
	Pathogènes	•		•			•
Chimique	Toxines cyanobactériennes	•	•	•			•
	Ammoniac	•	•	•	•	•	
	Arsenic	•			•		
	BTEX				•	•	
	Cadmium	•			•		
	Hydrocarbures halogénés	•		•	•	•	
	Chlorures	•			•	•	
	Chrome			•	•		
	Cyanure	•			•		
	Engrais	•			•		
	Plomb				•	•	
	Mercure				•		
	Manganèse	•		•	•	•	
	Nickel				•		
	Nitrate/Nitrite	•		•	•	•	
	Pesticides	•	•		•	•	
	Phosphore	•	•	•			
	Sulfate	•			•		
Solides dissous			•	•	•		
Uranium	•			•			
Physique	Turbidité	•		•	•	•	
	Fer	•		•	•	•	
Radiologique	Radionucléides				•		

Tableau 3-19 Liste des menaces prescrites dans les documents de référence: *Technical Rules* et la *Table of Threats* (Government of Ontario 2009b, Ontario's Ministry of the Environment 2008).

1.	La création, l'exploitation ou l'entretien d'un lieu d'élimination des déchets
2.	La création, l'exploitation ou l'entretien d'un système qui capte, stocke, achemine, traite ou élimine les eaux d'égouts
3.	L'épandage de matière de source agricole sur les terres
4.	Le stockage de matières de source agricole
5.	La gestion de matières de source agricole
6.	L'épandage de matières de source non agricole sur les terres (exemple : biosolides)
7.	La manutention et le stockage de matières de source non agricole
8.	L'épandage d'engrais commerciaux
9.	La manutention et le stockage d'engrais commerciaux
10.	L'épandage de pesticides
11.	La manutention et le stockage de pesticides
12.	L'épandage de sels de voirie
13.	La manutention et le stockage de sels de voirie
14.	Le stockage de neige
15.	La manutention et le stockage de carburants
16.	La manutention et le stockage des liquides denses en phase non-aqueuse
17.	La manutention et le stockage de solvants organiques
18.	La gestion des eaux de ruissellement contenant des produits chimiques utilisés pour dégivrer les avions
19.	L'utilisation de terres en tant que pâturages pour le bétail ou comme zone de confinement extérieure ou de cour d'animaux d'élevage
20.	Une activité qui retire de l'eau d'un aquifère ou d'un plan d'eau sans la retourner au même aquifère ou au même plan d'eau
21.	Une activité qui réduit l'alimentation d'un aquifère

4. IMPACTS DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LA VULNÉRABILITÉ DES PRISES D'EAU POTABLE

Les changements climatiques auront vraisemblablement des impacts mesurables sur la qualité et les quantités d'eau disponibles aux prises d'eau potable. Ces impacts pourraient se manifester rapidement en fonction des bassins versants considérés et des sources de contamination. De nombreux auteurs montrent que les changements climatiques ont déjà et vont avoir des impacts marqués sur la qualité de la ressource en eau et donc sur la vulnérabilité (Jalliffier-Verne et al. 2015, Sterk et al. 2016).

Plusieurs modèles d'analyses de vulnérabilité incluent des analyses de quantité et de sécurité d'approvisionnement sous la forme de bilans d'eau. Ces pratiques sont bien représentées par les bilans d'eau par la réglementation Ontarienne de protection des sources (Government of Ontario 2008a, 2009d). L'Ontario a modifié sa loi en 2008 pour y inclure une obligation d'évaluation des impacts des changements climatiques dans les rapports d'évaluation de vulnérabilité, plus spécifiquement dans les budgets hydriques (Government of Ontario 2008b). Ce bilan doit ensuite être interprété en fonction d'une évaluation des impacts des changements climatiques (Government of Ontario 2009c). Cette obligation peut être remplie par une analyse générale des impacts potentiels des changements climatiques pour la région, ou préférablement des données de modélisations spécifiques au site concerné. L'emphase est portée sur les pénuries d'eau, les inondations et les événements climatiques extrêmes. L'incorporation des bilans d'eau interprétés en fonction des potentiels effets des changements climatique est un élément central de la capacité de prédiction à plus long terme de la quantité mais aussi de la qualité de l'eau aux prises d'eau potable.

Notre analyse des impacts des changements climatiques sur la qualité de l'eau à la source n'est pas exhaustive. Nous avons toutefois regroupé certaines informations qui sont d'intérêt au niveau de l'impact des changements climatiques en regroupant des éléments reliées à:

- La contamination fécale accrue aux prises d'eau potable causées par des conditions climatiques extrêmes;
- L'augmentation des proliférations de cyanobactéries associée au réchauffement climatique.

4.1. RISQUES DE CONTAMINATION FÉCALE CRITIQUE AUX PRISES D'EAU POTABLE PENDANT LES ÉVÈNEMENTS MÉTÉOROLOGIQUE EXTRÊMES

4.1.1. LIENS ENTRE LES ÉPIDÉMIES D'ORIGINE HYDRIQUE ET LES ÉVÈNEMENTS CLIMATIQUES

Le Tableau 4-1 présente des informations concernant les principales épidémies ayant été causées par une contamination de la source. Une revue récente du nombre d'éclosion d'origine hydrique aux États-Unis révèle que trois principaux pathogènes ont été identifiés : *Cryptosporidium parvum* avec 12 éclosions touchant 421 301 personnes, *Giardia intestinalis* avec 115 éclosions touchant 28 161 personnes et Norovirus avec 38 éclosions touchant 14 398 personnes (Craun 2012).

L'épidémie de **Walkerton** est à l'origine de la démarche de protection des sources au Canada et a servi de déclencheur pour plusieurs autres pays industrialisés. La contamination d'un puits de la municipalité par le ruissellement de surface contaminés par des rejets animaux lors de pluies abondantes est à l'origine de cette éclosion. Cette crise a influencé de nombreux pays à mettre en place des programmes de protection de leurs sources d'eau potable.

Le cas de l'éclosion de **Milwaukee** est aussi bien documenté et met en évidence les limitations de la protection à la contamination d'une prise d'eau en profondeur. La Ville de Milwaukee possède deux usines de filtration desservant environ 800 000 personnes, l'usine Howard (105 MGD) et l'usine Linwood (275 MGD), chacune étant alimentée par une prise d'eau dans le Lac Michigan. La prise d'eau de l'usine Howard est située à environ 3,5 km de la rive à une profondeur de 19,1 m en face de Milwaukee, alors que la prise d'eau de Linwood est à environ 2,0 km de la rive à environ 20,3 m de profondeur plus au nord. À première vue, il s'agit donc des prises d'eau typiques des Grands Lacs, donc en principe peu susceptibles à la contamination. Pourtant, malgré ce positionnement de la prise d'eau en profondeur, l'épidémie d'avril 1993 a causé près de 403 000 cas de cryptosporidiose en raison de la contamination fécale accrue de la prise d'eau se produisant simultanément avec des défaillances d'exploitation. La contamination a été confirmée à l'usine de filtration Howard. Les enquêtes de suivi sanitaire ont identifié deux sources de contamination fécale possible: le ruissellement et les surverses de trop plein en rive et l'émissaire de l'usine d'épuration de la station d'épuration des eaux usées de Jones Island qui se déverse près du port de Milwaukee. Quelques années plus tard, une analyse statistique des données de qualité de l'eau à la prise d'eau et à divers stations de mesures dans le lac pendant une période de 10 ans a démontré que la qualité de l'eau à la prise d'eau de Howard était influencée directement par le panache des rejets de l'émissaire du Jones Island WWTP (Christensen et al. 1997).

La prise d'eau de l'usine de filtration F.E. Holiday de **North Battleford** était sujette à des contaminations sporadiques, dont certaines intenses. Dans ce cas, la contamination fécale ayant mené à l'épidémie de 2001 provenait à la fois de la contamination cumulée de la rivière North Saskatchewan (rejets urbains et agricoles) et des rejets de la station d'eaux usées située à 3,5 km en amont. L'émissaire de l'usine d'épuration de North Battleford se déverse en amont de la prise d'eau du même côté de la rive. La ville de North Battleford avait fait effectuer des essais sommaires de traçage montrant que le panache de dispersion de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées collait la rive nord de l'île Finlayson qui est située en face de la prise d'eau. Ces simulations suggéraient que le panache de la station d'épuration ne pouvait affecter la

prise d'eau potable. Les résultats de ces études ont été sérieusement remis en question à la Commission d'enquête sur l'épidémie de North Battleford. Les déficiences au niveau de l'exploitation à l'usine de filtration ont aussi été mises en cause. Les conditions d'écoulement La province a payé 3,2M\$ à 700 citoyens suite à une entente hors cour en 2016. Suite à cette épidémie, la municipalité a rapidement construit une usine de traitement des eaux usées performante située à 5 km en aval de l'usine de F.E. Holiday.

La cause de l'épidémie de 2012 de **Darfield** en Nouvelle-Zélande a été identifiée comme le retard de la mise en place des plans de protection des sources dans une région où le traitement n'est pas suffisant (Bartholomew et al. 2014). Le ruissellement d'eaux contaminées est en cause. Environ 15% de la population néo-zélandaise n'est pas couverte par des exploitations ayant complété des plans de protection des sources.

L'épidémie de 2013 à **Baker City** en Oregon a été causée par le traitement en place qui n'est pas efficace pour la réduction de parasites (DeSilva et al. 2015). Compte tenu de la faible contamination de la rivière, une simple chloration était présente. De très fortes pluies auraient causé du ruissellement intense des pâturages en amont et entraîné une augmentation importante du nombre d'oocystes de *Cryptosporidium* (*Crypto flush*). Ce cas montre à la fois l'importance de la présence de barrières de traitement adéquates, et l'impact que peuvent avoir des événements de pluies intenses sur la qualité microbiologique de l'eau brute.

La Nouvelle-Zélande vient de subir la pire épidémie d'origine hydrique de son histoire. La contamination du puits non chloré de la municipalité de **Havelock North** par *Campylobacter* d'origine animale (élevage ovin) a touché près de 5 500 personnes sur une population de 14 000 résidents. Cette contamination s'est produite en raison de fortes pluies. Plus de 600 cas confirmés entraînant 45 hospitalisations et 3 décès ont été répertoriés. Cette contamination aurait été causée par le ruissellement d'eaux contaminées par des matières fécales animales. Une commission d'enquête publique a été annoncée en septembre 2016. Les coûts de cette épidémie sont estimés actuellement à 2,7M\$ (<http://www.stuff.co.nz/national/health/88847784/cost-of-havelock-north-gastro-outbreak-tops-27million>). Le rapport de l'enquête publique publié en mai 2017 blâme sévèrement le conseil régional et le conseil du district pour ne pas avoir complété une analyse de vulnérabilité et mis en place un plan de protection, les consultants experts conseils pour incompétence et les responsables de la mise en vigueur de la réglementation pour insuffisance de vérification du respect des normes.

On peut donc présumer que la fréquence des épidémies causées par des contaminations de la source devrait diminuer avec la mise en place de mesures de protection des sources. En effet, l'objectif principal des règlements concernant la protection des sources d'eau potable est de diminuer le risque de contamination de la prise d'eau et par conséquent, de réduire au maximum le risque d'éclosion de maladies hydriques.

Ce survol des épidémies récentes montre l'importance de la prévention de la contamination de la source par des pathogènes provenant des eaux usées et de l'élevage pendant des événements de pluie intenses.

Tableau 4-1 Exemples de cas d'éclosions de maladies hydriques associés à de fortes précipitations. Adapté de Hrudehy (2011).

Année	Lieu	Type de source d'eau	Traitements en place	Pathogènes ayant causé l'éclosion	Causes de l'épidémie	Remarques concernant la protection des sources	Références
1993	Milwaukee, Wisconsin (États-Unis)	Eau de surface	Coagulation, filtration rapide sur sable et chloration	<i>Cryptosporidium</i> et autres entéropathogènes	403 000 cas – 104 décès Sources de pollution: station d'épuration et débordements d'égouts unitaires	Source considérée à faible risqué malgré des pointes sporadiques en <i>E. coli</i>	(Fox and Lytle 1996, Mac Kenzie et al. 1994)
2000	Walkerton, Ontario (Canada)	Eau souterraine	Chloration	<i>E. coli O157:H7</i> <i>Campylobacter spp.</i>	2 300 cas – 7 décès Chloration insuffisante combinée à un apport majeur de fumier suite au ruissellement cause par de fortes précipitations	Absence de mesures de protection du puits de surface	(Hrudehy and Hrudehy 2002, Hrudehy and Hrudehy 2004, Hrudehy et al. 2002)
2001	North Battleford, Saskatchewan (Canada)	Eau de surface	Coagulation, filtration et chloration	<i>Cryptosporidium parvum</i>	5 800 à 7 100 malades gastro-entériques; 1 039 cas cliniques dont 11% confirmés positifs pour cryptosporidiose	Sources de contamination rejets de la station d'épuration des eaux usées 3,5 km en amont et mauvaise évaluation de la dispersion hydraulique en amont	(Commission North Battleford 2002)
2001	Bergen (Norvège)	Eau de surface	Chloration	<i>Giardia</i>	2 500 cas de giardiase estimés, 1 300 confirmés Augmentation des niveaux d' <i>E. coli</i> à la suite de précipitations importantes	Source considérée comme de haute qualité	(Nygard et al. 2006)

Tableau 4-1: Exemples de cas d'éclosions de maladies hydriques associés à de fortes précipitations. Adapté de Hrudey (2011) (suite).

Année	Lieu	Type de source d'eau	Traitements en place	Pathogènes ayant causé l'éclosion	Causes de l'épidémie	Remarques concernant la protection des sources	Références
2005	Rhy Ddu, Écosse (Royaume-Uni)	Eau de surface	Filtration sous pression et chloration	<i>Cryptosporidium hominis</i>	<ul style="list-style-type: none"> • 218 cas de cryptosporidiose • Usine de filtration non conçue pour les parasites • Sources de pollution : station d'épuration, fosses septiques, ruissellement causé par de fortes précipitations 	Source considérée comme de haute qualité Historique d'épisodes de pointes de turbidité, <i>E. coli</i> et <i>Clostridium</i> à l'eau brute	Chalmers et al. (2010)
2010	Ostersund (Suède)	Eau de surface	Ozonation, décantation, filtration et chloramination	<i>Cryptosporidium hominis</i>	310 cas	Augmentation des niveaux d' <i>E. coli</i> dans la source	(Widerström et al. 2014)
2012	Darfield (Nouvelle-Zélande)	Eau de surface	Chloration	<i>Campylobacter</i> , <i>E. coli</i>	<ul style="list-style-type: none"> • 130 cas • Problème de pompage, • Réinstallation de la chloration • Précipitations importantes, ruissellement provenant des pâturages • Manque de chlore 	Menaces évaluées mais plans de protection non mis en place	(Bartholomew et al. 2014)
2013	Baker City, Oregon (États-Unis)	Eau de surface	Chloration	<i>Cryptosporidium parvum</i>	<ul style="list-style-type: none"> • 2 780 malades, 119 cas de cryptosporidiose déclarés dont 23 confirmés et 96 présumés • Pluies intenses 	Contamination de la source par l'élevage (pâturages) Petite rivière	DeSilva et al. (2015)

4.1.2. IMPACTS ANTICIPÉS DES ÉVÈNEMENTS MÉTÉOROLOGIQUES EXTRÊMES ASSOCIÉS AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LA CONTAMINATION DES PRISES D'EAU POTABLE

Un des impacts majeurs anticipés des changements climatiques sur la qualité de l'eau aux prises d'eau potable concerne la fréquence d'évènements météorologiques extrêmes. Allard et al. (2010) ont prédit une augmentation des précipitations en hiver et au printemps ainsi qu'une augmentation générale des températures au Québec (Allard et al. 2010). Un résumé de l'impact anticipé de plusieurs types de ces évènements est présenté au Tableau 4-2 ainsi que les types de vulnérabilité qu'ils vont toucher.

Une récurrence plus grande des évènements hydrologiques extrêmes est anticipée et même observée au Québec (Mailhot et al. 2012). Les évènements de contamination intense associés aux évènements hydrologiques particulièrement extrêmes sont à l'origine de la grande majorité des épidémies de cryptosporidiose d'origine hydrique, dont celle de Milwaukee (Curriero et al. 2001, Hunter 2003, Walker et al. 1998). Plus spécifiquement l'analyse rétroactive de 89 épidémies d'origine hydrique en Angleterre et au pays de Galles a révélé une corrélation significative entre la pluie cumulée sur 7 jours et l'éclosion d'épidémies (Nichols et al. 2009). Les raisons qui sous-tendent cette corrélation comprennent l'augmentation des rejets d'eaux usées aux rivières, l'augmentation de la contamination des eaux souterraines, le lessivage des collecteurs contaminés, et le ruissellement de contaminations de surface.

Avec l'augmentation prévue de l'intensité des pluies causée par les changements climatiques, ces conditions extrêmes de dépassement des capacités des ouvrages de captage et de traitement des eaux usées seront plus fréquentes (Mailhot et al. 2008) et les risques d'évènements potentiels de contamination aigue aux prises d'eau en aval sont plus élevés.

Une augmentation des surverses d'eau usées non traitées peut occasionner des situations critiques de détérioration de la qualité microbiologique et chimique aux prises d'eau. Les surverses en temps d'orage ont été identifiées comme les sources principales de produits pharmaceutiques et de soins personnels, bactéries, virus et parasites dans certaines prises d'eau potable au Québec (Daneshvar et al. 2012, Hajj-Mohamad et al. 2014, Jalliffier-Verne et al. 2016, Madoux-Humery et al. 2015, Madoux-Humery et al. 2013, Madoux-Humery et al. 2016). Des travaux récents au Québec ont spécifiquement quantifié les impacts potentiels des changements climatiques sur la contamination fécale causée par des rejets de surverses sur des prises d'eau en rivière (Jalliffier-Verne et al. 2015). Des impacts importants sur la qualité ont été prévus en raison d'étiages prononcés et de fonte des neiges précoces, le potentiel de dilution devenant plus faible et résultant en des concentrations plus élevées d'indicateurs fécaux.

Tableau 4-2: Impacts des évènements météorologiques extrêmes sur la qualité de l'eau et type de vulnérabilité de la ressource touchée. Adapté de Khan et al. (2015).

Évènement extrême	Durée des effets suite à l'évènement	Indicateur de vulnérabilité	Impacts sur la qualité de l'eau
Pluies intenses, fonte des neiges et inondations	Courte	<ul style="list-style-type: none"> • Turbidité • Microorganismes • Substances organiques et inorganiques • Matières fertilisantes • Physique 	<ul style="list-style-type: none"> • Turbidité élevée due aux rejets de contaminants solubles et particulaires présents dans les eaux de ruissellement • Débordements d'égouts unitaires • Augmentation des concentrations en contaminants et pathogènes • Dommages aux infrastructures (incluant la perte d'électricité) • Diminution de l'efficacité de la désinfection • Diminution du temps de séjour dans les réservoirs
Vents violents et ouragans	Courte	<ul style="list-style-type: none"> • Turbidité • Microorganismes • Substances organiques et inorganiques • Matières fertilisantes • Physique 	<ul style="list-style-type: none"> • Turbidité élevée due aux rejets de contaminants solubles et particulaires présents dans les eaux de ruissellement • Débordements d'égouts unitaires • Augmentation des concentrations en contaminants et pathogènes • Dommages aux infrastructures (incluant l'électricité) • Diminution de l'efficacité de la désinfection • Diminution du temps de séjour dans les réservoirs • Manque de personnel en raison de difficultés de transport
Sécheresse	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • Turbidité • Microorganismes • Matières fertilisantes • Substances organiques et inorganiques • Physique 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des charges en nutriments suite à de longues périodes de sécheresse • Remise en suspension de sédiments lors de pluie suite à la sécheresse • Importante décharge de carbone organique lors de pluie suite à la sécheresse • Risque élevé de proliférations algales et de cyanobactéries • Intrusion d'eau salée dans les zones souterraines de zones côtières, pouvant entraîner une augmentation des sous-produits bromés de désinfection
Chaleur extrême	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • Matières fertilisantes • Physique 	<ul style="list-style-type: none"> • Risque élevé de proliférations algales et de cyanobactéries • Perte accélérée de résiduel de désinfectant dans les réseaux de distribution • Nitrification dans les systèmes utilisant de la monochloramine plus rapide
Froid extrême	Modérée à longue	<ul style="list-style-type: none"> • Substances inorganiques • Matières fertilisantes • Physique 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de la salinité en raison de l'utilisation des sels de voirie • Déstratification des lacs et modification du mélange des eaux • Risque d'obstruction de la prise par la glace et difficultés au niveau du système de distribution

4.2. AUGMENTATION ANTICIPÉE DE LA CONTAMINATION DES PRISES D'EAU POTABLE PAR LES CYANOBACTÉRIES

Selon les signalements, la fréquence et la durée des proliférations de cyanobactéries ont considérablement augmenté depuis les années 1990 à travers le monde et au Canada (Carmichael et al. 2001, Pick 2016, Winter et al. 2011). Les proliférations de cyanobactéries (CB) sont fréquentes au Canada durant la saison estivale et très bien documentées notamment pour le lac Champlain (McQuaid et al. 2011, Ministère du Développement durable 2015b, Zamyadi et al. 2012), le lac Winnipeg (Pick 2016, Schindler et al. 2012), le lac Érié (Bridgeman et al. 2013, Carmichael and Boyer 2016, Ho and Michalak 2015) et le lac Ontario (Nicholls and Carney 2011). Les populations de dreissenidés tels que les moules zébrées et quaggas, ainsi que les concentrations en phosphore dans les sédiments du Lac Érié sont stables et ne semblent plus être un facteur significatif des proliférations de cyanobactéries actuelles (Michalak et al. 2013). La protection des sources d'eau potable devient de plus en plus difficile et les changements climatiques ne vont tendre qu'à exacerber cette situation, agissant directement ou indirectement (Paerl and Paul 2012). Des efflorescences s'étendant sur plus de 1 000 km ont été rapportées dans des rivières auparavant considérées à faible risque, comme les rivières Klamath (Oregon) et Murray (Australie) (Bowling et al. 2013, Otten and Paerl 2015).

Nous avons répertorié quelques exemples de contaminations majeures de l'eau potable par des cyanobactéries et leurs toxines. En 2007, au lac Taihu en Chine, 2 millions de personnes ont été privées d'eau potable pendant une semaine. Les concentrations en toxines n'ont pas été mesurées mais l'ampleur de la fleur d'eau n'a pas laissé d'autre choix que d'interdire la consommation de l'eau. De plus, des concentrations élevées de sulfure de diméthyl et de sulfure d'alkyl ont été observées (Qin 2010). Plus récemment, deux événements ont été reportés sur le Lac Érié, en Ohio, États-Unis. En 2013, la population de la ville de Carroll (2 200 personnes) a été privée d'eau potable pendant 48 heures. Les échantillons prélevés à l'eau traitée durant l'avis de non-consommation contenaient des concentrations en microcystine de 1,4 µg eq MC/L et 3,6 µg eq MC/L, au-dessus du niveau de 1 µg eq MC/L recommandé par l'État de l'Ohio (He et al. 2016). L'année suivante la ville de Toledo (Ohio) (400 000 personnes) a déclaré un avis de non-consommation pendant 55 heures en raison de concentrations de toxines cyanobactériennes mesurées à l'eau traitée de 2,5 µg eq MC/L (Bullerjahn et al. 2016, Carmichael and Boyer 2016).

On peut aussi rappeler les travaux au Québec ayant montré une percée des cyanobactéries et de microcystines à travers les différents procédés de traitement conventionnel en présence d'une prolifération de CB à la prise d'eau brute (Zamyadi et al., 2012b). Ces travaux ont documenté la première percée de toxines à l'eau traitée grâce à un suivi ciblé en fonction des concentrations de CB à l'eau brute mesurée *in vivo*. Ces résultats ont montré les limites de capacité du traitement conventionnel pour l'élimination des CB et de leurs toxines. La percée de CB a aussi causé une percée de turbidité à l'eau filtrée, ce qui entraîne la perte des crédits de désinfection associés à l'abatement de la turbidité. La perte de ces crédits constituant une défaillance de la principale barrière de désinfection contre les protozoaires a mené à un avis de non consommation pendant six semaines pour les municipalités desservies par cette usine. Finalement, une accumulation majeure de CB a été observée dans les boues des décanteurs à lit de boues avec des concentrations de toxines plus importantes (≤ 35 µg/L MC-LR équiv.) et persistant plus longtemps que dans l'eau brute. De telles accumulations ont aussi été documentées dans des usines

considérées à faible risque en raison des concentrations de cyanobactéries relativement faibles dans l'eau brute (Zamyadi et al. 2013).

Toutes ces informations suggèrent que la fréquence, l'intensité et le nombre de sites sujets à des proliférations bactériennes augmenteront avec les changements climatiques. Ces changements augmenteront donc aussi les besoins de suivi des densités de cyanobactérie et de surveillance des concentrations de toxines.

5. PRINCIPAUX CONSTATS DE LA REVUE BIBLIOGRAPHIQUE ET CONCLUSION

La revue de développements récents de la réglementation sur l'évaluation de la vulnérabilité et la protection des sources d'eau potable montre une évolution récente rapide avec une mise en place de réglementation d'évaluation de la vulnérabilité et d'exigences de mise en place de plans de protections à travers les pays développés. Plusieurs pays ont maintenant terminé cet exercice pour leurs prises d'eau de surface.

La responsabilité de fournir une eau potable de qualité et d'en assurer sa protection est de juridiction provinciale au Canada et en Australie. Nous avons noté de grandes variations de cadre réglementaire d'une province à l'autre, ainsi qu'aux États-Unis, en Australie et en Nouvelle-Zélande. Dans la plupart des provinces canadiennes, la protection des sources en eau potable est explicitement réglementée par des politiques relatives à l'eau. Toutefois, bien que ces documents aient des thèmes similaires, ils diffèrent en ce qui concerne les objectifs stratégiques, les éléments retenus, les obligations de réalisation et les échéanciers. Certaines provinces disposent de stratégies sur l'eau axées spécifiquement sur l'eau potable, d'autres ont mis en place des politiques englobant les diverses utilisations et valeurs de l'eau et d'autres ont à la fois une stratégie sur l'eau potable et une stratégie intégrée de l'eau. Toutes les stratégies s'entendent sur l'importance de protéger les sources d'eau potable, mais les programmes et/ou actions qui en découlent peuvent prendre des formes différentes : législation prescriptive et détaillée, obligations d'adoption de bonnes pratiques, ou, plus simplement, mesures et engagements volontaires.

Plusieurs différences ont été relevées au niveau des modèles d'analyses de vulnérabilité notamment :

- leur caractère obligatoire et la taille des municipalités visées;
- leur réalisation en même temps que l'élaboration du plan de protection;
- leur portée au niveau du système d'eau, soit uniquement l'analyse de la source ou de tout le système d'eau, de l'adduction jusqu'au consommateur;
- l'interdiction générale d'activités à risque qui est surtout retenue dans les bassins versants protégés, alors que des contraintes d'implantation et des obligations de gestion sont retenues pour des bassins versants non-protégés;
- les obligations de mesure de la qualité à l'eau brute et dans le bassin versant.

Les méthodologies utilisées pour l'évaluation des risques que posent les menaces diffèrent aussi d'une juridiction à l'autre. La plupart des modèles prescrivent une méthodologie relativement simple pour qualifier l'importance du risque qui considère la gravité des conséquences, la localisation de la menace et la fréquence de l'occurrence des événements. La méthodologie la plus lourde, prescriptive et détaillée demeure le modèle Ontarien. Ce modèle fournit toutefois une analyse de la vulnérabilité plus complète et moins subjective.

Une tendance lourde observée concerne la vérification de la présence de contaminants dans l'eau brute ou le bassin versant pendant les périodes critiques de contamination. Des échantillonnages ciblés pendant ces événements à plus haut risque de contamination (*event-based sampling*) sont

désormais recommandés voire même obligatoires. La mesure du risque de présence de contaminants en ne considérant que les résultats de suivi à l'eau traitée n'est pas retenue par les autres réglementations et recommandations. Plusieurs raisons justifient une approche qui inclue des mesures à l'eau brute ou dans le bassin-versant dont : l'impact du traitement pouvant masquer la concentration de la substance, la liste de substances visées par la réglementation sur la qualité de l'eau traitée et les contraintes de mesure de la présence d'un composé au moment opportun (concentrations maximales).

Finalement, la revue des informations très récentes sur les impacts anticipés des changements climatiques suggèrent que les problèmes de contamination fécale aigus dus à des débordements en temps d'orage et les efflorescences de cyanobactéries vont devenir plus fréquents.

En conclusion, cette revue bibliographique montre aussi l'intérêt de rapidement intégrer les plans de protection à l'analyse de vulnérabilité.

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alexander, R.B. and Smith, R.A. (2006) Trends in the nutrient enrichment of U.S. rivers during the late 20th century and their relation to changes in probable stream trophic conditions. *Limnology and Oceanography* 51(1part2), 639-654.

Allard, M., Bourque, A., Chaumont, D., DesJarlais, C., Gosselin, P., Houle, D., Larrivée, C., Lease, N., Roy, R., Savard, J.-P., Turcotte, R. and Villeneuve, C. (2010) *Ouranos : Savoir s'adapter aux changements climatiques*, p. 128, Ouranos, Montréal, QC, Canada.

Ashbolt, N. and Roser, D. (2003) Interpretation and management implications of event and baseflow pathogen data, p. 4, New York, USA.

Assis, A.S., Cruz, L.T., Ferreira, A.S., Bessa, M.E., de Oliveira Pinto, M.A., Vieira, C.B., Otenio, M.H., Miagostovich, M.P. and da Rosa, E.S.M.L. (2015) Relationship between viral detection and turbidity in a watershed contaminated with group A rotavirus. *Environmental Science and Pollution Research* 22(9), 6886-6897.

Atherholt, T.B., LeChevallier, M.W., Norton, W.D. and Rosen, J.S. (1998) Effect of rainfall of *Giardia* and *Crypto*. *Journal of the American Water Works Association* 90(9), 66-80.

Auld, H., MacIver, D. and Klaassen, J. (2004) Heavy rainfall and waterborne disease outbreaks: the Walkerton example. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 67(20), 1879-1887.

Australian Government (2004) Australian drinking water guidelines 6, p. 615, National Health and Medical Research Council and Natural Resource Management Ministerial Council (NHMRC/NRMMC), Australia.

Australian Government, National Health and Medical Research Council (NHMRC) and Natural Resource Management Ministerial Council (NRMMC) (2011) Australian drinking water guidelines 6 - 2011, p. 1244, The Australian Drinking Water Guidelines (the ADWG), Australia.

Australian Government, National Health and Medical Research Council (NHMRC) and Natural Resource Management Ministerial Council (NRMMC) (2016) Australian drinking water guidelines 6 - 2011, p. 1163, The Australian Drinking Water Guidelines (the ADWG), Australia.

Ballantine, D.J. and Davies-Colley, R.J. (2014) Water quality trends in New Zealand rivers: 1989-2009. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(3), 1939-1950.

Bartholomew, N., Brunton, C., Mitchell, P., Williamson, J. and Gilpin, B. (2014) A waterborne outbreak of campylobacteriosis in the South Island of New Zealand due to a failure to implement a multi-barrier approach. *Journal of Water and Health* 12(3), 555-563.

Beaudeau, P., Pascal, M., Mouly, D., Galey, C. and Thomas, O. (2011) Health risks associated with drinking water in a context of climate change in France: A 2#1 review of surveillance requirements. *Journal of Water and Climate Change* 2(4), 230-246.

Blais, S. (2002) La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol* 13(2), 103-110.

Bowling, L.C., Merrick, C., Swann, J., Green, D., Smith, G. and Neilan, B.A. (2013) Effects of hydrology and river management on the distribution, abundance and persistence of cyanobacterial blooms in the Murray River, Australia. *Harmful Algae* 30, 27-36.

Bridgeman, T.B., Chaffin, J.D. and Filbrun, J.E. (2013) A novel method for tracking western Lake Erie *Microcystis* blooms, 2002–2011. *Journal of Great Lakes Research* 39(1), 83-89.

Brookes, J.D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M.D., Ashbolt, N.J. and Ferguson, C. (2004) Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environmental International* 30(5), 741-759.

Brookes, J.D., Hipsey, M.R., Burch, M.D., Regel, R.H., Linden, L.G., Ferguson, C.M. and Antenucci, J.P. (2005) Relative value of surrogate indicators for detecting pathogens in lakes and reservoirs. *Environmental Science and Technology* 39(22), 8614-8621.

Buckeye Water District, City of Toronto and City of Steubenville (2013) Source water protection plan for the upper Ohio river public water systems, p. 38.

Bullerjahn, G.S., McKay, R.M., Davis, T.W., Baker, D.B., Boyer, G.L., D'Anglada, L.V., Doucette, G.J., Ho, J.C., Irwin, E.G., Kling, C.L., Kudela, R.M., Kurmayer, R., Michalak, A.M., Ortiz, J.D., Otten, T.G., Paerl, H.W., Qin, B., Sohngen, B.L., Stumpf, R.P., Visser, P.M. and Wilhelm, S.W. (2016) Global solutions to regional problems: Collecting global expertise to address the problem of harmful cyanobacterial blooms. A Lake Erie case study. *Harmful Algae* 54, 223-238.

Bush, K.F., O'Neill, M.S., Li, S., Mukherjee, B., Hu, H., Ghosh, S. and Balakrishnan, K. (2014) Associations between extreme precipitation and gastrointestinal-related hospital admissions in Chennai, India. *Environ Health Perspect* 122(3), 249-254.

California Department of Health Service Division of Drinking Water and Environmental Management (1999) Drinking water source assessment and protection (DWSAP) Program, p. 223, Division of Drinking Water and Environmental Management, California Department of Health Services.

California Department of Health Services (2003) DHS TurboSWAP (Version 1.3.1), p. 117, Division of Drinking Water and Environmental Management and University of California, Davis.

Canadian Association of Petroleum Producers (CAPP) (2014) Crude oil forecast, markets & transportation, p. 52.

Canadian Water Network (CWN) (2015) Water and hydraulic fracturing, p. 63.

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. *Epidemiology and Infection* 141(4), 671-686.

Carmichael, W.W., Azevedo, S.M.F.O., An, J.S., Molica, R.J.R., Jochimsen, E.M., Lau, S., Rinehart, K.L., Shaw, G.R. and Eaglesham, G.K. (2001) Human fatalities from Cyanobacteria: chemical and biological evidence for Cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives* 109(7), 663-668.

Carmichael, W.W. and Boyer, G.L. (2016) Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae* 54, 194-212.

Chalmers, R.M., Robinson, G., Elwin, K., Hadfield, S.J., Thomas, E., Watkins, J., Casemore, D. and Kay, D. (2010) Detection of *Cryptosporidium* species and sources of contamination with *Cryptosporidium hominis* during a waterborne outbreak in north west Wales. *J Water Health* 8(2), 311-325.

Chorus, I. and Bartram, J. (1999) Toxic cyanobacteria in water : a guide to their public health consequences, monitoring, and management, E & FN Spon, London; New York.

Christensen, E.R., Phoomiphakdeephan, W. and Ab Razak, I.A. (1997) Water quality in Milwaukee, Wisconsin, versus intake crib location. *Journal of Environmental Engineering* 123(5), 492-498.

Cinque, K. and Jayasuriya, N. (2010) Catchment process affecting drinking water quality, including the significance of rainfall events, using factor analysis and event mean concentrations. *Journal of Water and Health* 8(4), 751-763.

Cinque, K., Stevens, M.A., Roser, D.J., Ashbolt, N.J. and Leeming, R. (2004) Assessing the health implications of turbidity and suspended particles in protected catchments. *Water Science and Technology* 50(1), 205-210.

Commission North Battleford (2002) Report of the Commission of Inquiry into matters relating the safety of the public drinking water in the City of North Battleford, p. 372, Saskatchewan, Canada.

Corsi, S.R., De Cicco, L.A., Lutz, M.A. and Hirsch, R.M. (2015) River chloride trends in snow-affected urban watersheds: increasing concentrations outpace urban growth rate and are common among all seasons. *Science of The Total Environment* 508, 488-497.

Corsi, S.R., Graczyk, D.J., Geis, S.W., Booth, N.L. and Richards, K.D. (2010) A fresh look at road salt: Aquatic toxicity and water-quality impacts on local, regional, and national scales. *Environmental Science & Technology* 44(19), 7376-7382.

Craun, G.F. (2012) The importance of waterborne disease outbreak surveillance in the United States. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità* 48(4), 447-459.

Craun, G.F., Brunkard, J.M., Yoder, J.S., Roberts, V.A., Carpenter, J., Wade, T., Calderon, R.L., Roberts, J.M., Beach, M.J. and Roy, S.L. (2010) Causes of outbreaks associated with drinking water in the United States from 1971 to 2006. *Clinical Microbiology Reviews* 23(3), 507-528.

Craun, G.F., Nwachuku, N., Calderon, R.L. and Craun, M.F. (2002) Outbreaks in drinking-water systems, 1991-1998. *Journal of Environmental Health* 65(1), 16-23.

Craun, M.F., Craun, G.F., Calderon, R.L. and Beach, M.J. (2006) Waterborne outbreaks reported in the United States. *Journal of Water and Health* 4(S2), 19-30.

Curriero, F.C., Patz, J.A., Rose, J.B. and Lele, S. (2001) The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994. *American Journal of Public Health* 91(8), 1194-1199.

Daneshvar, A., Aboufadi, K., Viglino, L., Broséus, R., Sauvé, S., Madoux-Humery, A.-S., Weyhenmeyer, G.A. and Prévost, M. (2012) Evaluating pharmaceuticals and caffeine as indicators of fecal contamination in drinking water sources of the Greater Montreal region. *Chemosphere* 88(1), 131–139.

Delpia, I., Florea, M. and Rodriguez, M.J. (2016) Source drinking water monitoring using early warning systems based on data mining techniques (in press). ECWS.

DeSilva, M.B., Schafer, S., Kendall Scott, M., Robinson, B., Hills, A., Buser, G.L., Salis, K., Gargano, J., Yoder, J., Hill, V., Xiao, L., Roellig, D. and Hedberg, K. (2015) Communitywide cryptosporidiosis outbreak associated with a surface water-supplied municipal water system--Baker City, Oregon, 2013. *Epidemiol and Infection* 144(2), 274-284.

Dorner, S.M., Anderson, W.B., Gaulin, T., Candon, H.L., Slawson, R.M., Payment, P. and Huck, P.M. (2007) Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. *Journal of Water and Health* 5(2), 241-257.

Drayna, P., McLellan, S.L., Simpson, P., Li, S.H. and Gorelick, M.H. (2010) Association between rainfall and pediatric emergency department visits for acute gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives* 118(10), 1439-1443.

Ender, A., Goeppert, N., Grimmeisen, F. and Goldscheider, N. Evaluation of β -d-glucuronidase and particle-size distribution for microbiological water quality monitoring in Northern Vietnam (in press). *Science of The Total Environment*.

Environnement Canada (2001) Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada (Rapport n°1), p. 87, Institut National de Recherche sur les Eaux (INRE), Burlington, Ontario, Canada.

Exall, K., Rochfort, Q. and Marsalek, J. (2011) Measurement of cyanide in urban snowmelt and runoff. *Water Quality Research Journal of Canada* 46(2), 137-147.

Fondation David Suzuki (DSF), Société pour la nature et les parcs (SNAP) and WWF-Canada (2015) Le Saint-Laurent, artère pétrolière? Cartographie des risques et des impacts potentiels de la multiplication des projets de transport de pétrole sur les écosystèmes et l'économie du Saint-Laurent, p. 67.

Fox, K.R. and Lytle, D.A. (1996) Milwaukee's crypto outbreak: investigation and recommendations. *Journal of the American Water Works Association* 88(9), 87-94.

Godwin, K.S., Hafner, S.D. and Buff, M.F. (2003) Long-term trends in sodium and chloride in the Mohawk River, New York: The effect of fifty years of road-salt application. *Environmental Pollution* 124(2), 273-281.

Göransson, G., Larson, M. and Bendz, D. (2013) Variation in turbidity with precipitation and flow in a regulated river system; river Göta Älv, SW Sweden. *Hydrology and Earth System Sciences* 17(7), 2529-2542.

Gouvernement de l'Ontario (2006) Règlement de l'Ontario 287/07 disposition générales, p. 44, Toronto, Canada.

Gouvernement de l'Ontario (2010) Règlement de l'Ontario 287/07 disposition générales, Ministère de l'Environnement, Toronto, Canada.

Gouvernement du Canada (2012) Examen quinquennal des progrès : Code de pratique pour la gestion environnementale des sels de voirie, p. 100.

Gouvernement du Québec (2010) Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie, p. 18, Ville de Québec, QC, Canada.

Gouvernement du Québec (2011) Règlement sur la qualité de l'eau potable. Loi sur la qualité de l'environnement, p. 25, Éditeur officiel du Québec 2011, Québec, Canada.

Gouvernement du Québec (2012) Règlement et autres actes. Règlement modifiant le Règlement sur la qualité de l'eau potable (Loi sur la qualité de l'environnement). Éditeur officiel du Québec 2012 (ed), pp. 849-874, Gazette officielle du Québec, 22 févr. 2012.

Gouvernement du Québec (2014) Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection, Éditeur officiel du Québec 2014, Québec, Canada.

Government of Alberta (2012) Part 1: Standards for municipal waterworks of a total of 5 parts, p. 104, Edmonton, AB, Canada.

Government of Alberta (2014) Water act. Revised statutes of Alberta 2000. Chapter W-3, p. 140, Edmonton, AB, Canada.

Government of Alberta (2016a) Drinking water safety plan training course, p. 47.

Government of Alberta (2016b) Guidance notes for drinking water safety plan template, p. 16.

Government of Australia (2003) Safe drinking water act 2003, p. 47.

Government of British Columbia (2001) Drinking water protection act. Chapter 9, p. 31, Victoria, BC, Canada.

Government of British Columbia (2000) Drinking water protection Act (Chapter 9), p. 31, Victoria, British Columbia, Canada.

Government of British Columbia (2003) Drinking water protection Act. Drinking water protection regulation, p. 8, Victoria, British Columbia, Canada.

Government of Manitoba (2002) The drinking water safety act.

Government of Manitoba (2005) The water protect act, p. 68.

Government of Manitoba (2011) Manitoba water quality standards, objectives, and guidelines, p. 72, Water Science and Management Branch, Winnipeg, MB, Canada.

Government of New Zealand (2000) Drinking water standards for New Zealand, p. 145, Ministry of Health.

Government of New Zealand (2003a) Amendments to the public health grading criteria 2003, p. 1, Wellington: Ministry of Health.

Government of New Zealand (2003b) Public health grading of community drinking-water supplies 2003. Explanatory notes and grading forms, p. 99, Ministry of Health.

Government of New Zealand (2005a) Draft - Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand 2005 (Second Edition) Preliminaries, p. 31, Wellington: Ministry of Health, New Zealand.

Government of New Zealand (2005b) Drinking-water standards for New Zealand, p. 181, Ministry of Health, Wellington.

Government of New Zealand (2007) Drinking-water standards for New Zealand (Legislation), p. 15, Ministry of Health.

Government of New Zealand (2008) Health (drinking water). Amendment Act 2007, p. 84, Ministry of Health, New Zealand.

Government of New Zealand (2009) Annual review of drinking-water quality in New Zealand 2007/8, p. 331, Ministry of Health, Wellington: New Zealand.

Government of New Zealand (2013) Health amendment act 2013, p. 4, Wellington, New Zealand:.

Government of New Zealand (2016) Guidelines for drinking-water quality management for New Zealand, p. 776, Ministry of Health, Wellington, New Zealand.

Government of Nova Scotia (1992) Environment act. Chapter 1 of the acts of 1994-95, p. 97.

Government of Nova Scotia (2000) Water and wastewater facilities and public drinking water supplies regulations made under sections 66 and 110 of the environment Act S.N.S. 1994-95, c.1. O.I.C. 2005-426 (September 30, 2005), N.S. reg. 186/2005 as amended by O.I.C. 2009-161 (March 31, 2009, effective April 1, 2009), N.S. reg. 181/2009, p. 17.

Government of Nova Scotia (2005) A drinking water strategy for Nova Scotia, p. 16.

Government of Nova Scotia (2006) Designation of a protected water area, p. 16.

Government of Nova Scotia (2007) Environmental goals and sustainable prosperity act. Chapter 7 of the acts of 2007, p. 12.

Government of Ontario (2002) Safe drinking water Act, 2002. Ontario regulation 170/03 drinking water system, Ontario, Canada.

Government of Ontario (2006) Procedure for disinfection of drinking water in Ontario, p. 32.

Government of Ontario (2007) Clean water act, 2006. Loi de 2006 sur l'eau saine. Ontario regulation 284307. Source protection areas and regions. Historical version for the period July 3, 2007 to July 12, 2010, p. 7, Ontario, Canada.

Government of Ontario (2008a) Assessment report technical rules water budget overview, p. 76, Ministry of the Environment, Drinking Water Source Protection Branch, Ontario, Canada.

Government of Ontario (2008b) Guidance on the preparation of the terms of reference under the clean water Act, 2006 and Ontario Regulation 287/07 (Version 1.2), p. 30, Ministry of the Environment, Drinking Water Source Protection Branch, Ontario, Canada.

Government of Ontario (2009a) Clean water Act 2006. Technical rules: Assessment report, p. 65, Ontario's Ministry of the Environment, Toronto, ON, Canada.

Government of Ontario (2009b) Tables of drinking water threats. Clean water Act, 2006, p. 448, Ontario's Ministry of the Environment, Ontario, Canada.

Government of Ontario (2009c) Technical Bulletin: climate change and the director's technical rules, p. 2, Ontario Ministry of the Environment, Canada.

Government of Ontario (2009d) Technical Bulletin: water budget and water quantity risk assessment tier 2 subwatershed stress assessment groundwater drought scenarios, p. 6, Ministry of the Environment, Toronto, Canada.

Government of Ontario (2015) Clean water act, 2006. Ontario regulation 284/07. General. Consolidation Period: From January 1, 2015 to the e-Laws currency date., p. 29, Ontario, Canada.

Government of Ontario (2016) Proposed technical rules - September 2016, p. 63, Ontario, Canada.

Government of Saskatchewan (2003) Saskatchewan's safe. Drinking water strategy, p. 6.

Government of Saskatchewan (2015) Surface water quality objectives. Interim edition, p. 11, Environmental and Municipal Management Services Division, Regina, SK, Canada.

Government of Western Australia and Department of Water (2006) Victoria reservoir catchment area. Drinking water source protection plan. Integrated water supply system, p. 61.

Griffiths, D.J. and Saker, M.L. (2003) The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology* 18(2), 78-93.

Guzman-Herrador, B., Carlander, A., Ethelberg, S., Freiesleben de Blasio, B., Kuusi, M., Lund, V., Lofdahl, M., MacDonald, E., Nichols, G., Schonning, C., Sudre, B., Tronberg, L., Vold, L., Semenza, J.C. and Nygard, K. (2015) Waterborne outbreaks in the Nordic countries, 1998 to 2012. *Eurosurveillance* 20(24), 1-10.

Hajj-Mohamad, M., Aboufadi, K., Darwano, H., Madoux-Humery, A.-S., Guérineau, H., Sauvé, S., Prévost, M. and Dorner, S. (2014) Wastewater micropollutants as tracers of sewage contamination: Analysis of combined sewer overflow and stream sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts* (1).

Halliday, S., Skeffington, R., Bowes, M., Gozzard, E., Newman, J., Loewenthal, M., Palmer-Felgate, E., Jarvie, H. and Wade, A. (2014) The water quality of the River Enborne, UK: Observations from high-frequency monitoring in a rural, Lowland River System. *Water* 6(1), 150-180.

Harkness, J.S., Dwyer, G.S., Warner, N.R., Parker, K.M., Mitch, W.A. and Vengosh, A. (2015) Iodide, bromide, and ammonium in hydraulic fracturing and oil and gas wastewaters: environmental implications. *Environmental Science & Technology* 49(3), 1955-1963.

Harris, T. and Smith, V. (2016) Do persistent organic pollutants stimulate cyanobacterial blooms? *Inland Waters* 6(2), 124-130.

Hawkins, P.R., Swanson, P., Warnecke, M., Shanker, S.R. and Nicholson, C. (2000) Understanding the fate of *Cryptosporidium* and *Giardia* in storage reservoirs: a legacy of Sydney's water contamination incident. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* 49(6), 289-306.

He, X., Liu, Y.-L., Conklin, A., Westrick, J., Weavers, L.K., Dionysiou, D.D., Lenhart, J.J., Mouser, P.J., Szlag, D. and Walker, H.W. (2016) Toxic cyanobacteria and drinking water: Impacts, detection, and treatment. *Harmful Algae* 54, 174-193.

Health Canada (2002a) Cyanobacterial toxins — Microcystin-LR, p. 22, Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water.

Health Canada (2002b) From source to tap. The multi-barrier approach to safe drinking water, p. 11, Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water

of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment, Ottawa, Ontario, Canada.

Health Canada (2003) Guidelines for Canadian drinking water quality: supporting documentation. Turbidity, p. 36, Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment, Ottawa, Ontario, Canada.

Health Canada (2013) Guidance for providing safe drinking water in areas of federal jurisdiction (Version 2), p. 75, Minister of Health.

Health Canada and Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water (2016) Cyanobacterial toxins in drinking water. Document for public consultation. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document, p. 177.

Ho, J.C. and Michalak, A.M. (2015) Challenges in tracking harmful algal blooms: A synthesis of evidence from Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* 41(2), 317-325.

Hörman, A., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L., von Bonsdorff, C.-H., Torvela, N., Heikinheimo, A. and Hänninen, M.-L. (2004) *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., Noroviruses, and indicator organisms in surface water in Southwestern Finland, 2000-2001. *Applied and Environmental Microbiology* 70(1), 87-95.

Hrudey, S.E. (2011) Safe drinking water policy for Canada - Turning hindsight into foresight, p. 36, C.D. Howe institute.

Hrudey, S.E. and Hrudey, E.J. (2002) Walkerton and North Battleford –Key lessons for public health professionals. *Canadian Journal of Health Public* 93(4), 332-333.

Hrudey, S.E. and Hrudey, E.J. (2004) Safe drinking water. Lessons from recent outbreaks in affluent nations, International Water Association Publishing, London, United Kingdom.

Hrudey, S.E., Huck, P.M., Payment, P., Gillham, R.W. and Hrudey, E.J. (2002) Walkerton: lessons learned in comparison with waterborne outbreaks in the developed world. *Environmental Engineering and Science* 1(6), 397-407.

Hsieh, J.L., Nguyen, T.Q., Matte, T. and Ito, K. (2015) Drinking water turbidity and emergency department visits for gastrointestinal illness in New York City, 2002-2009. *PLoS One* 10(4), e0125071.

Hsu, B.M., Huang, C., Hsu, Y.F. and Hsu, C.L.L. (2000) Examination of *Giardia* and *Cryptosporidium* in water samples and fecal specimens in Taiwan. *Water Science and Technology* 41(7), 87-92.

Hunter, P.R. (2003) Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology* 94, 375-465.

Institut National de la santé publique du Québec (INSPQ) (2009) Mémoire déposé à la Commission des transports et de l'environnement concernant les effets potentiels sur la santé liés à la présence des algues bleu-vert (cyanobactéries), p. 101.

Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) (2013) Benzène, p. 11.

Jagai, J.S., Li, Q., Wang, S., Messier, K.P., Wade, T.J. and Hilborn, E.D. (2015) Extreme precipitation and emergency room visits for gastrointestinal illness in areas with and without combined sewer

systems: An analysis of Massachusetts data, 2003-2007. *Environmental Health Perspectives*, 873-879.

Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Servais, P., Prévost, M. and Dorner, S. (2016) Cumulative effects of fecal contamination from combined sewer overflows: Management for source water protection. *Journal of Environmental Management* 174, 62-70.

Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaranga-Alvarez, U., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Servais, P., Prevost, M. and Dorner, S. (2015) Impacts of global change on the concentrations and dilution of combined sewer overflows in a drinking water source. *The Science of the Total Environment* 508, 462-476.

Jones, A.S., Stevens, D.K., Horsburgh, J.S. and Mesner, N.O. (2011) Surrogate measures for providing high frequency estimates of total suspended solids and total phosphorus concentrations. *Journal of the American Water Resources Association* 47(2), 239-253.

Jung, A.V., Le Cann, P., Roig, B., Thomas, O., Baures, E. and Thomas, M.F. (2014) Microbial contamination detection in water resources: Interest of current optical methods, trends and needs in the context of climate change. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11(4), 4292-4310.

Khan, S.J., Deere, D., Leusch, F.D., Humpage, A., Jenkins, M. and Cunliffe, D. (2015) Extreme weather events: Should drinking water quality management systems adapt to changing risk profiles? *Water Research* 85, 124-136.

Kim, J. and Furumai, H. (2013) Improved calibration of a rainfall-pollutant-runoff model using turbidity and electrical conductivity as surrogate parameters for total nitrogen. *Water and Environment Journal* 27(1), 79-85.

Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. and Exner, M. (2002) Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Applied and Environmental Microbiology* 68(5), 2188-2197.

Kramer, M.H., Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Calderon, R.L. and Juranek, D.D. (1996) Waterborne disease: 1993 and 1994. *Journal of the American Water Works Association* 88(3), 66-80.

Krkosek, W., Reed, V. and Gagnon, G.A. (2016) Assessing protozoan risks for surface drinking water supplies in Nova Scotia, Canada. *Journal of Water and Health* 14(1), 155-166.

L'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) (2009) Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-charles.

L'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) (2010) Suivi du lac Clément. Évaluatin de la contamination par les sels de voirie, p. 41.

Lalancette, C., Papineau, I., Payment, P., Dorner, S., Servais, P., Barbeau, B., Di Giovanni, G. and Prévost, M. (2014) Changes in *E. coli* to *Cryptosporidium* ratio from various fecal pollution sources and drinking water intakes. *Water Research* 55, 150–161.

Le Conseil de l'Union Européenne (1998) Directive 98/83/EC du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine *Journal Officiel des Communautés Européennes* L330/32, p. 23, *Journal Officiel des Communautés Européennes*.

Logsdon, G.S., Schneider, O.D. and Budd, G.C. (2004) Hindsight is 20/20: Using history to avoid waterborne disease outbreaks. *Journal of American Water Works Association* 96(7), 66-74.

Loperfido, J.V., Just, C.L., Papanicolaou, A.N. and Schnoor, J.L. (2010) In situ sensing to understand diel turbidity cycles, suspended solids, and nutrient transport in Clear Creek, Iowa. *Water Resources Research* 46(6).

Mac Kenzie, W.R., Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.S., Blair, K.A., Peterson, D.E., Kazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R., Rose, J.B. and Davis, J.P. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *The New England Journal of Medicine* 331(3), 161-167.

Madoux-Humery, A.-S. (2015) Caractérisation des débordements d'égouts unitaires et évaluation de leurs impacts sur la qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable. Ph.D., Polytechnique Montréal, Montréal, QC, Canada.

Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboufadi, K., Galarneau, M., Servais, P. and Prévost, M. (2015) Temporal analysis of microbiological and wastewater micropollutants loads from combined sewer overflows: Implication for management. *Environmental Science: Processes & Impacts*

Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboufadi, K., Galarneau, M., Servais, P. and Prévost, M. (2013) Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Research* 47(13), 4370-4382.

Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboufadi, K., Galarneau, M., Servais, P. and Prévost, M. (2016) The effects of combined sewer overflow events on riverine sources of drinking water. *Water Research* 92, 218-227.

Magnusson, M., Heimann, K., Ridd, M. and Negri, A.P. (2012) Chronic herbicide exposures affect the sensitivity and community structure of tropical benthic microalgae. *Marine Pollution Bulletin* 65(4-9), 363-372.

Mailhot, A., Beaugard, I., Talbot, G., Caya, D. and Biner, S. (2012) Future changes in intense precipitation over Canada assessed from multi-model NARCCAP ensemble simulations. *International Journal of Climatology* 32(8), 1151-1163.

Mailhot, A., Duchesne, S., Larrivée, C., Pelletier, G., Bolduc, S., Rondeau, F., Kingumbi, A. and Talbot, G. (2008) Conception et planification des interventions de renouvellement des infrastructures de drainage urbain dans un contexte d'adaptation aux changements climatiques, p. 170, Ressources naturelle Canada, Programme sur les impacts et adaptation liés aux changements climatiques Projet A-1368 et Le consortium Ouranos.

Maine Department of Human Services Drinking Water Program (2000) Maine public drinking water source water assessment program, p. 52, Source Water Assessment Program Citizens and Technical Advisory Committee, Augusta, Maine, USA.

Mallin, M.A., Ensign, S.H., McIver, M.R., Shank, G.C. and Fowler, P.K. (2001) Demographic, landscape, and meteorological factors controlling the microbial pollution of coastal waters. *Hydrobiologia* 460, 185-193.

McQuaid, N., Zamyadi, A., Prévost, M., Bird, D.F. and Dorner, S. (2011) Use of in vivo phycocyanin fluorescence to monitor potential microcystin-producing cyanobacterial biovolume in a drinking water source. *Journal of Environmental Monitoring* 13(2), 455-463.

Michalak, A.M., Anderson, E.J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N.S., Bridgeman, T.B., Chaffin, J.D., Cho, K., Confesor, R., Daloğlu, I., DePinto, J.V., Evans, M.A., Fahnenstiel, G.L., He, L., Ho, J.C., Jenkins, L., Johengen, T.H., Kuo, K.C., LaPorte, E., Liu, X., McWilliams, M.R., Moore, M.R., Posselt, D.J., Richards, R.P., Scavia, D., Steiner, A.L., Verhamme, E., Wright, D.M. and Zagorski, M.A. (2013) Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(16), 6448-6452.

Miguntanna, N.S., Egodawatta, P., Kokot, S. and Goonetilleke, A. (2010) Determination of a set of surrogate parameters to assess urban stormwater quality. *Science of The Total Environment* 408(24), 6251-6259.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2015a) Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec, p. 188, Gouvernement du Québec, Québec, Canada.

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2015b) Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert en 2014. Résultats pour les plans d'eau et des installations de production d'eau potable, p. 16, Gouvernement du Québec, Québec, Canada.

Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2006) Guide de conception des installations de production d'eau potable (Volume 1), p. 286, Gouvernement du Québec, Canada.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2014a) Tragédie ferroviaire à Lac-Mégantic.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2014b) Tragédie ferroviaire à Lac-Mégantic. Rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers - Constats - Recommandations - Actions proposées, p. 74, Gouvernement du Québec.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2015) Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic. Deuxième rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers - Constats - Recommandations - Actions proposées pour 2015-2017, p. 74, Gouvernement du Québec.

Ministry of Health (2008) Drinking-water standards for New Zealand 2005 (revised 2008), p. 175, Wellington, New Zealand.

Ministry of Health (2014a) A framework on how to prepare and develop water safety plans for drinking-water supplies, p. 16, Wellington, New Zealand.

Ministry of Health (2014b) Water safety plan guide. Surface water - Lakes and reservoirs. version 1, ref P1.2, p. 17, Ministry of Health, Wellington, New Zealand.

Ministry of Health (2014c) Water safety plan guide. Surface water abstraction - Rivers, streams and infiltration galleries. Version 1, ref P1.1, p. 17.

Ministry of Health (2015) Rural agricultural drinking-water supply guideline, p. 12, Wellington, New Zealand.

Ministry of Health (2016) Guidelines for drinking-water quality management for New Zealand, p. 776, Wellington, New Zealand.

Ministry of Healthy Living and Sport (2010a) Comprehensive drinking water source-to-Tap assessment guideline. Module 1. Delineate and characterize drinking water source(s), p. 78.

Ministry of Healthy Living and Sport (2010b) Comprehensive drinking water source-to-tap assessment guideline. Version 1.0, p. 225, British Columbia, Canada.

Montréal, P. (2015) Étude sur les traverses de cours d'eau dans le cadre de la construction et de l'exploitation des pipelines au Québec, p. 151, Préparé pour le Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec (MERN), Montréal, QC, Canada.

Murphy, H.M., Payne, S.J. and Gagnon, G.A. (2008) Sequential UV- and chlorine-based disinfection to mitigate *Escherichia coli* in drinking water biofilms. *Water Research* 42(8-9), 2083-2092.

National Collaborating Centre for Environmental Health (2014) Small Drinking Water Systems: Who Does What in Manitoba?, p. 21.

Nazari, M.H., Fay, L., Jungwirth, S. and Shi, X. (2015) Water quality implications and the toxicological effects of chloride based deicers, pp. 272-292, Fairbanks, Alaska, USA

Neupane, S., Vogel, J.R., Storm, D.E., Barfield, B.J. and Mittelstet, A.R. (2015) Development of a turbidity prediction methodology for runoff–erosion models. *Water, Air, & Soil Pollution* 226(12).

New Zealand Government (2007) Health (drinking water) amendment act 2007, p. 84, New Zealand.

Newcombe, G., House, J., Ho, L., Baker, P. and Burch, M. (2010) Management strategies for *cyanobacteria* (blue-green algae): a guide for water utilities, p. 112, The Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment, Adelaide, South Australia.

Nicholls, K.H. and Carney, E.C. (2011) The phytoplankton of the Bay of Quinte, 1972–2008: Point-source phosphorus loading control, dreissenid mussel establishment, and a proposed community reference. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 14(1), 33-43.

Nichols, G., Lane, C., Asgari, N., Verlander, N.Q. and Charlett, A. (2009) Rainfall and outbreaks of drinking water related disease and in England and Wales. *Journal of Water and Health* 7(1), 1-8.

Nova Scotia Environment (2004) Developing a municipal source water protection plan: a guide for water utilities and municipalities, p. 20, Water and Wastewater Branch.

Nova Scotia Environment and Water and Wastewater Branch (2004) Step 2. Delineate a sourcewater protection area boundary, p. 64.

Novotny, E.V., Murphy, D. and Stefan, H.G. (2008) Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of The Total Environment* 406(1-2), 131-144.

Nygaard, K., Schimmer, B., Sobstad, O., Walde, A., Tveit, I., Langeland, N., Hausken, T. and Aavitsland, P. (2006) A large community outbreak of waterborne giardiasis- delayed detection in a non-endemic urban area. *BMC Public Health* 6, 141.

Nygaard, K., Wahl, E., Krogh, T., Tveit, O.A., Bohleng, E., Tverdal, A. and Aavitsland, P. (2007) Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study. *International of Journal Epidemiology* 36(4), 873-880.

Ontario's Ministry of the Environment (2008) Clean water act 2006. Technical rules: assessment report, Toronto, Canada.

Otten, T.G. and Paerl, H.W. (2015) Health effects of toxic *Cyanobacteria* in U.S. drinking and recreational waters: Our current understanding and proposed direction. *Current Environmental Health Reports* 2(1), 75-84.

Paerl, H.W., Hall, N.S. and Calandrino, E.S. (2011) Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of The Total Environment* 409(10), 1739-1745.

Paerl, H.W. and Paul, V.J. (2012) Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46(5), 1349-1363.

Passerat, J., Ouattara, N.K., Mouchel, J.-M., Rocher, V. and Servais, P. (2011) Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research* 45(2), 893-903.

Payment, P., Berte, A., Prévost, M., Ménard, 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. *Canadian Journal of Microbiology* 46(6), 565-576.

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

Petterson, S., Roser, D. and Deere, D. (2015) Characterizing the concentration of *Cryptosporidium* in Australian surface waters for setting health-based targets for drinking water treatment. *J Water Health* 13(3), 879-896.

Petterson, S.R. and Ashbolt, N.J. (2016) QMRA and water safety management: Review of application in drinking water systems. *Journal of Water and Health* 14(4), 571-589.

Pick, F.R. (2016) Blooming algae: A Canadian perspective on the rise of toxic cyanobacteria. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73(7), 1149-1158.

Prévost, M., Madoux-Humery, A.-S. and Dorner, S. (2011) Guide d'évaluation des sources d'approvisionnement en eau potable (version finale), p. 343, Chaire industrielle CRSNG en traitement et distribution des eaux potables (CICEP) de l'École Polytechnique de Montréal et Réseau Environnement.

Proulx, F. (2016) Un enjeu environnemental : les déversements de sels de voirie et leurs impacts sur les prises d'eau potable de la Ville de Québec, p. 18, Drummondville, QC, Canada.

Rajib, M.A., Rahman, M.M. and McBean, E.A. (2012) Evaluating technological resilience of small drinking water systems under the projected changes of climate. *Journal of Water and Climate Change* 3(2), 110.

Ramakrishna, D.M. and Viraraghavan, T. (2005) Environmental impact of chemical deicers – A review. *Water Air and Soil Pollution* 166(1-4), 49-63.

Redman, R.L., Nenn, C.A., Eastwood, D. and Gorelick, M.H. (2007) Pediatric emergency department visits for diarrheal illness increased after release of undertreated sewage. *Pediatrics* 120(6), e1472-1475.

Ritson, J.P., Graham, N.J., Templeton, M.R., Clark, J.M., Gough, R. and Freeman, C. (2014) The impact of climate change on the treatability of dissolved organic matter (DOM) in upland water supplies: A UK perspective. *Science of The Total Environment* 473-474, 714-730.

Ruzycki, E.M., Axler, R.P., Host, G.E., Henneck, J.R. and Will, N.R. (2014) Estimating sediment and nutrient loads in Four Western Lake Superior Streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 50(5), 1138-1154.

Ryzinska-Paier, G., Lendenfeld, T., Correa, K., Stadler, P., Blaschke, A.P., Mach, R.L., Stadler, H., Kirschner, A.K. and Farnleitner, A.H. (2014) A sensitive and robust method for automated on-line monitoring of enzymatic activities in water and water resources. *Water Science & Technology* 69(6), 1349-1358.

Santé Canada (2014) Toluène, éthylbenzène et xylènes dans l'eau potable, p. 101, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.

Saxena, G., Bharagava, R.N., Kaithwas, G. and Raj, A. (2015) Microbial indicators, pathogens and methods for their monitoring in water environment. *Journal of Water and Health* 13(2), 319-339.

Schindler, D.W., Hecky, R.E. and McCullough, G.K. (2012) The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change. *Journal of Great Lakes Research* 38(Supplement 3), 6-13.

Signor, R.S., Roser, D.J., Ashbolt, N.J. and Ball, J.E. (2005) Quantifying the impact of runoff events on microbiological contaminant concentrations entering surface drinking source waters. *Journal of Water and Health* 3(4), 453-468.

Stadler, P., Blöschl, G., Vogl, W., Koschelnic, J., Epp, M., Lackner, M., Oismüller, M., Kumpan, M., Nemeth, L., Strauss, P., Sommer, R., Ryzinska-Paier, G., Farnleitner, A.H. and Zessner, M. (2016) Real-time monitoring of beta-d-glucuronidase activity in sediment laden streams: A comparison of prototypes. *Water Research* 101, 252-261.

Sterk, A., de Man, H., Schijven, J.F., de Nijs, T. and de Roda Husman, A.M. (2016) Climate change impact on infection risks during bathing downstream of sewage emissions from CSOs or WWTPs. *Water Research* 105, 11-21.

Stone, M., Emelko, M.B., Marsalek, J., Price, D.L., Rudolph, D.L., Saini, H. and Tighe, S.L. (2010) Assessing the efficacy of current road salt management programs, p. 227, Ontario Ministry of the Environment & Salt Institute.

Stone, M. and Marsalek, J. (2011) Adoption of best practices for the environmental management of road salt in Ontario. *Water Quality Research Journal of Canada* 46(2), 174-182.

Stubblefield, A.P., Reuter, J.E., Dahlgren, R.A. and Goldman, C.R. (2007) Use of turbidometry to characterize suspended sediment and phosphorus fluxes in the Lake Tahoe basin, California, USA. *Hydrological Processes* 21(3), 281-291.

Swaffer, B.A., Vial, H.M., King, B.J., Daly, R., Frizenschaf, J. and Monis, P.T. (2014) Investigating source water *Cryptosporidium* concentration, species and infectivity rates during rainfall-runoff in a multi-use catchment. *Water Res* 67, 310-320.

Sylvestre, É., Autixier, L., McQuaid, N., Prévost, M. and Dorner, S. (2015) Calcul des indices de vulnérabilité du RPEP dans neuf usines de filtration de la grande région de Montréal, p. 37, Polytechnique Montréal, Montréal, QC, Canada.

Tinker, S.C., Moe, C.L., Klein, M., Flanders, W.D., Uber, J., Amirtharajah, A., Singer, S. and Tolbert, P.E. (2009) Drinking water residence time in distribution networks and emergency department visits for gastrointestinal illness in Metro Atlanta, Georgia. *Journal of Water and Health* 7(2), 332-343.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1972) Federal water pollution control act, p. 234.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1974) Title 42 - The public health and welfare, pp. 964-1043.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1996a) 1996 Amendments to the safe drinking water Act, Public Law 104-182, p. 251, 104th Congress, Washington, DC, USA.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1996b) Title XIV of the public health service act safety of public water systems (safe drinking water act), pp. 353-476.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2010) OGWDW review of small system monitoring requirements under the long term 2 enhanced surface water treatment rule, p. 3, Washington, DC, USA.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2015a) Assessment of the potential impacts of hydraulic fracturing for oil and gas on drinking water resources. Executive summary, p. 28.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2015b) Recommendations for public water systems to manage cyanotoxins in drinking water, p. 70.

Vengosh, A., Jackson, R.B., Warner, N., Darrah, T.H. and Kondash, A. (2014) A critical review of the risks to water resources from unconventional shale gas development and hydraulic fracturing in the United States. *Environmental Science & Technology* 48(15), 8334-8348.

Viviano, G., Salerno, F., Manfredi, E.C., Polesello, S., Valsecchi, S. and Tartari, G. (2014) Surrogate measures for providing high frequency estimates of total phosphorus concentrations in urban watersheds. *Water Research* 64, 265-277.

Walker, M.J., Montemagno, C.D. and Jenkins, M.B. (1998) Source water assessment and nonpoint sources of acutely toxic contaminants: a review of research related to survival and transport of *Cryptosporidium parvum*. *Water Resources Research* 34(12), 3383-3392.

Ward, H., Eykelbosh, A. and Nicol, A.-M. (2016) Addressing uncertainty in public health risks due to hydraulic fracturing. *Environmental Health Review* 59(2), 57-61.

Water Services Association of Australia (WSAA) (2015) Drinking water source assessment and treatment requirements. Manual for the application of health-based treatment targets, p. 119.

Widerström, M., Schönning, C., Lilja, M., Lebbad, M., Ljung, T., Allestam, G., Ferm, M., Björkholm, B., Hansen, A., Hiltula, J., Långmark, J., Löfdahl, M., Omberg, M., Reuterwall, C., Samuelsson, E., Widgren, K., Wallensten, A. and Lindh, J. (2014) Large outbreak of *Cryptosporidium hominis* infection transmitted through the public water supply, Sweden. *Emerging Infectious Disease Journal* 20(4), 581.

Winter, J.G., DeSellas, A.M., Fletcher, R., Heintsch, L., Morley, A., Nakamoto, L. and Utsumi, K. (2011) Algal blooms in Ontario, Canada: Increases in reports since 1994. *Lake and Reservoir Management* 27(2), 107-114.

World Health Organisation (WHO) (2015) Management of cyanobacteria in drinking-water supplies: Information for regulators and water suppliers, p. 12, Geneva, Switzerland.

World Health Organisation (WHO) (2016) Protecting surface water for health. Identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments, p. 196, Geneva, Switzerland.

World Health Organization (WHO) (2009) Risk assessment of *Cryptosporidium* in drinking water, p. 134, Public Health and Environment, Water, Sanitation, Hygiene and Health, Geneva, Switzerland.

World Health Organization (WHO) (2011a) Chemical fact sheets, pp. 307-442.

World Health Organization (WHO) (2011b) Supporting documentation to the guidelines for drinking-water quality, pp. 443-518.

Wu, J., Long, S.C., Das, D. and Dorner, S.M. (2011a) Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *Journal of Water and Health* 9(2), 265-278.

Wu, J., Rees, P. and Dorner, S. (2011b) Variability of *E. coli* density and sources in an urban watershed. *Journal of Water and Health* 9(1), 94-106.

Young, I., Smith, B.A. and Fazil, A. (2015) A systematic review and meta-analysis of the effects of extreme weather events and other weather-related variables on *Cryptosporidium* and *Giardia* in fresh surface waters. *Journal of Water and Health* 13(1), 1-17.

Zamyadi, A., Dorner, S., Ndong, M., Ellis, D., Bolduc, A., Bastien, C. and Prévost, M. (2013) Low-risk cyanobacterial bloom sources: Cell accumulation within full-scale treatment plants. *Journal American Water Works Association* 102(11), E651-E663.

Zamyadi, A., McQuaid, N., Prévost, M. and Dorner, S. (2012) Monitoring of potentially toxic *cyanobacteria* using an online multi-probe in drinking water sources. *Journal of Environmental Monitoring* 14(2), 579-588.

Tableau A-1 Identification des catégories de vulnérabilité des sources d'eau potable Australiennes en fonction de l'évaluation de leur vulnérabilité par *sanitary survey*. Tiré de (Water Services Association of Australia (WSAA) 2015)

Category	Land use challenge	Intensity	Proximity	Protection
1. Protected catchment	Permanent human	<ul style="list-style-type: none"> • Negligible • No STPs • Minimal, well-managed on-site sewage management systems 	Human settlements and recreation excluded from the whole area of influence, typically the whole hydrological catchment and reservoir	<ul style="list-style-type: none"> • Natural bushland • Protection enforced by policed regulation • Low intensity/low risk activities may be allowed in the outer catchment but active source protection (e.g. ranger patrols) is practiced to ensure negligible contamination risk • Supply is from a large reservoir
	Itinerant human	<ul style="list-style-type: none"> • Negligible • Minimal essential entry for rangers, pest controllers, fire managers • Minimal illegal entry 		
	Stock animals	<ul style="list-style-type: none"> • Negligible • No farms • Limited (controlled) populations of feral animals 		
2. Moderately protected catchment	Permanent human	<ul style="list-style-type: none"> • Minimal • No STPs • Low density rural developments with well-managed on-site sewage management systems 	Human settlements excluded from inner catchment (Typically 2-3km from full supply level)	<ul style="list-style-type: none"> • Bushland inner catchment, low density rural outer catchment • Stock fully fenced out of main feeder streams behind vegetated buffer zones. • Protection enforced by policed regulation • Low level and low intensity activities may be allowed within the outer catchment but active source protection (e.g. ranger patrols) is practiced to minimise contamination risk.
	Itinerant human	Low level, low intensity recreation	<ul style="list-style-type: none"> • Recreation excluded from inner catchment • No recreation close to or on the main water body 	
	Stock animals	<ul style="list-style-type: none"> • Low density • No dairies, feedlots, etc. 	Farming excluded from inner catchment	

Category	Land use challenge	Intensity	Proximity	Protection
3. Poorly protected catchment	Permanent human	<ul style="list-style-type: none"> • Moderate • May include limited sewerage urban areas and STPs within outer catchment 	Human settlements excluded from inner catchment	<ul style="list-style-type: none"> • Medium density rural outer catchment possibly including some limited areas of urban development.
	Itinerant human	Moderate level of land-based recreation	No recreation on the main water body	<ul style="list-style-type: none"> • Any STP effluent is filtered and disinfected and sewer spills are actively minimised. Major sewer overflows or STP failures would lead to a downstream water treatment shut down or boil water alert. • Stock may have access to main feeder streams in the outer catchment. • Protection enforced by policed regulation within inner catchment.
4. Unprotected catchment	Permanent human	<ul style="list-style-type: none"> • High • Includes sewerage urban areas and STPs 	No exclusion zone	<ul style="list-style-type: none"> • Although there are urban inputs, the total quantity of treated sewage or stormwater effluent flowing into the catchment is sufficiently limited that the Phase 2 • AGWR are not applicable. Reasonable upper limits are 10% treated sewage effluent and 30% stormwater runoff. • Any sewage or intensive agricultural effluent is treated (filtered and disinfected) and spills are actively minimised. Major spills would lead to a downstream water treatment shut down or boil water alert.
	Itinerant human	<ul style="list-style-type: none"> • High • Intense land-based recreation • May include water based recreation on reservoirs/rivers 		
	Stock animals	<ul style="list-style-type: none"> • Intensive • Includes dairies, feedlots, etc. 		

Tableau A-2 Évolution des restrictions et interdictions d'usage pour les sources classées protégées en Nouvelle Écosse
 (https://novascotia.ca/nse/water/docs/ProtectedWaterAreasRegulations.pdf)

Designated Protected Water Areas in Nova Scotia

In October 2002, the province released *A Drinking Water Strategy for Nova Scotia*. It describes the universally accepted multiple-barrier framework for managing municipal drinking water supplies that is used in Nova Scotia.

A Source Water Protection Plan (SWPPP) is required by the province to address the first barrier – *Keeping Clean Water Clean*. While there are various management options, designating the water supply as a “Protected Water Area” under the Environment Act allows the water utility to regulate activities that may impair water quality within the source water supply area.

There are a number of steps in the designation process to be completed by a municipal water utility and its advisory committee, including mandatory public consultation. For more information on the designation process, please consult the guide *Developing a Source Water Protection Plan: A Guide for utilities and Municipalities – Designation of a Protected Water Area* available at www.gov.ns.ca/nse/water/docs/ProtectedWaterAreaDesignation.pdf. Regulations in effect for designated Protected Water Areas are also available for review at www.gov.ns.ca/just/regulations/raa-1.htm#en (scroll to the section entitled “Protected Water Areas”).

The following table summarizes the activities that are regulated in designated Protected Water Areas in Nova Scotia as of October 2008. While every effort has been made to ensure the accuracy of the information contained in the table, the information should not be construed as legal advice; Nova Scotia Environment also accepts no liability for any errors or omissions herein.

For an up to date status of prohibited or regulated activities, please contact the appropriate water utility. If you are planning any activities in these areas, contact the appropriate water utility.

Legend
 X Activities Prohibited
 R Activities Regulated



Year Designated	2003	1986	2007	1983	2006	2006	2005	2003	1968	1994	1992	1992	1992	1988	1964	1971	1971	1973	1972	1974	1967	1967	1966	1966	1965	1965	1964	1964			
Year Updated	2003	2010	2007	2007	2006	2006	2005	2003	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002			
Water Supply Area	Brimley Lake (Amherst Park-HRM)	Lake Major Watershed (Dartmouth)	Chlor Lake Watershed (Malheur Bay)	Beals Mill Brook Watershed (Falmouth)	Lake George Watershed (Yarmouth)	Hebbs Mill (Spring and Mira-Mink Lake Watershed (Bridgewater))	McGee Lake Watershed (Kensington)	Feddes Lake Watershed (New Glasgow)	Shubertville Watershed (Jedens Lake)	Postwick Lake Watershed (Yarmouth)	North Tyndal River (Antigonish)																				
Activity																															
Industry	Pesticides	R	R	R	R	R	R	R	X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Forestry operations	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Mine/pit/quarry/peat operations	X	R	R	R	X	R	X	X	R	X	X	X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Aquaculture																														
Agriculture	Grazing livestock			R	X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Crops					R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Storage/accumulation of agricultural and farm wastes, including manure		R	X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
Waste/Dangerous Goods Management	Spreading of manure			R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Discharge (deposit of materials that impair water quality (e.g. gasoline, chemicals, sediment))	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
	Disposal of wastes (landfill/waste disposal site)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	Discharge of domestic sanitary waste (e.g. on-site sewage disposal systems)	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Home heating oil tanks	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
Construction Activities/Development	Storage/handling of petroleum products	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Storage of wood processing waste		R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Construction activity (e.g. home construction and home renovations)	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Construction and maintenance of roads, railways, power and communication lines	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Vegetation removal	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Soil erosion/sedimentation	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
Recreation	Stormwater management	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Watercourse/wetland alterations (includes dikes and wharves)	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Alteration of land levels	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Fishing	X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Washing, bathing, swimming	X	X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
	Camping																														
	Picnicking																														
	Open fires (burning)	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
Vehicles/Machinery	Skating				X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Hunting, trapping, carrying a firearm																														
	Horseback riding/bicycling																														
	Cutting ice	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	Boating (includes motorized vessels)	R	R	X	R	X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
Other	Vehicle and/or vessel washing	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Use of motorized vehicles (e.g. snowmobiles, ATVs)	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
	Vehicle maintenance				X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
Refuelling (filling tanks or transferring fuel)	R	R	X	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		
Removal of water				R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		