



**POLYTECHNIQUE
MONTREAL**
UNIVERSITÉ
D'INGÉNIERIE

Revue de littérature sur les impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité des prises d'eau potable au Québec

Plan d'action sur les changements climatiques 2013-2020

Préparé par :

Jean-Baptiste Burnet, Ph.D.

Baptiste Leveque

Approuvé par :

Sarah Dorner, Ing. Ph.D.

Françoise Bichai, Ph.D.

Jonathan Jalbert, Ph.D.

Le 5 novembre 2020

Table des matières

1. Mise en contexte.....	6
2. Effets des changements climatiques sur les variables climatiques principales.....	12
2.1. <i>Température</i>	12
2.2. <i>Précipitations totales.....</i>	13
2.3. <i>Évapotranspiration.....</i>	14
2.4. <i>Rayonnement ultraviolet</i>	15
3.1. Mise en contexte	17
3.2. Les modèles utilisés	18
3.3. Niveaux de confiance et incertitudes.....	18
3.4. Projections futures	20
3.4.1. <i>Débits moyens annuels et saisonniers.....</i>	21
3.4.2. <i>Débits de pointe</i>	22
3.4.3. <i>Régime hydraulique des lacs</i>	25
3.4.4. <i>Interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines.....</i>	26
4. Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité des eaux exploitées par un prélèvement d'eau de surface au Québec.....	29
4.1. Vulnérabilité physique du site de prélèvement	31
4.1.1. <i>Les menaces d'ordre physique</i>	31
4.1.2. <i>Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité physique</i>	32
4.1.3. <i>Impact des changements climatiques sur la vulnérabilité physique</i>	32
4.1.4. <i>Périodes de vulnérabilité accrue.....</i>	35
4.2. Vulnérabilité aux microorganismes.....	36
4.2.1. <i>Contamination des sources d'eau potable aux microorganismes</i>	36
4.2.2. <i>Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité.....</i>	37
4.2.3. <i>Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité aux microorganismes</i>	39
4.2.4. <i>Périodes de vulnérabilité accrue.....</i>	42

4.3.	<i>Vulnérabilité aux matières fertilisantes.....</i>	45
4.3.1.	<i>Contamination sources d'eau potable aux matières fertilisantes.....</i>	45
4.3.2.	<i>Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité aux matières fertilisantes</i>	45
4.3.3.	<i>Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité aux matières fertilisantes</i>	47
4.3.4.	<i>Périodes de vulnérabilité accrue.....</i>	48
4.4.	<i>Vulnérabilité à la turbidité.....</i>	49
4.4.1.	<i>La mesure de turbidité dans l'eau et sa signification</i>	49
4.4.2.	<i>Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité à la turbidité</i>	50
4.4.3.	<i>Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité à la turbidité</i>	50
4.4.4.	<i>Périodes de vulnérabilité accrue.....</i>	52
4.5.	<i>Vulnérabilité aux substances inorganiques.....</i>	54
4.5.1.	<i>Contamination des eaux potables aux substances inorganiques.....</i>	54
4.5.2.	<i>Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité.....</i>	54
4.5.3.	<i>Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité aux substances inorganiques</i>	56
4.5.4.	<i>Périodes de vulnérabilité accrue.....</i>	57
4.6.	<i>Vulnérabilité aux substances organiques.....</i>	58
4.6.1.	<i>Contamination des sources d'eau potable aux substances organiques.....</i>	58
4.6.2.	<i>Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité.....</i>	59
4.6.1.	<i>Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité des sources d'eau potable aux substances organiques</i>	60
4.6.2.	<i>Périodes de vulnérabilité accrue.....</i>	60
5.	<i>Impacts des changements climatiques en interaction avec les changements globaux sur la qualité de l'eau</i>	61
6.	<i>Références.....</i>	63

Liste des abréviations

CC : changements climatiques

CEHQ : Centre d'expertise hydrique du Québec

CMIP5: Coupled Model Intercomparison Project - Phase 5

DEH : Direction de l'expertise hydrique

DEHA : Direction de l'expertise hydrique et atmosphérique

EENmax : maximum annuel de l'équivalent en eau de la neige

ET : Evapotranspiration

GES : Gaz à effet de serre

GI : gastro-intestinal

MCG : modèles de circulation globale

MDDELCC : Ministère du développement durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques

MDDEFPP :

MELCC : Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques

PAR : photosynthetically active radiation

RCP : Representative Concentration Pathways

RQEP : Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection

UTN : unité de turbidité néphélométrique

1. Mise en contexte

Cette revue de littérature présentée répond au mandat donné par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MELCC) à Polytechnique Montréal dans le cadre du projet de recherche portant sur l'intégration des changements climatiques dans les analyses de vulnérabilité des prises d'eau potable. Ce projet de recherche, qui s'inscrit dans le Plan d'action sur les changements climatiques (PACC) 2013-2020, a pour objectif le développement d'une méthodologie d'intégration des effets des changements climatiques dans les analyses de vulnérabilité des petites, moyennes et grandes municipalités québécoises s'approvisionnant en eaux de surface (de catégorie 1 du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection).

Cette revue de littérature fournit ainsi une synthèse des connaissances actuelles en matière d'impact projeté des changements climatiques sur les eaux de surfaces destinées à l'approvisionnement en eau potable, en se focalisant sur les prises d'eau prélevant dans des rivières et lacs au Québec. Ce rapport introduit d'abord les effets des changements climatiques sur l'hydraulicité des cours d'eau et des lacs au Québec dans le but de contextualiser les impacts potentiels des changements climatiques sur la qualité des eaux. Il fournit ensuite une liste détaillée d'impacts potentiels induits par les changements climatiques sur les charges et concentrations potentielles des contaminants dans les sources d'eau potable prélevées en eaux de surface au Québec en s'articulant autour des six indicateurs décrits dans le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RQEP) du MELCC. Enfin, la revue de littérature clôturée avec une synthèse de l'impact des changements climatiques en interaction avec les changements globaux sur la qualité de l'eau dans une perspective d'approvisionnement en eau potable. Bien que la revue de la littérature soit centrée sur le Québec, la littérature pertinente venant d'ailleurs est également présentée et discutée afin d'enrichir la discussion, surtout pour ce qui se rapporte aux zones géographiques et climats similaires à ceux du Québec.

Faits saillants de la revue de littérature

Cette section reprend les principales conclusions issues de la revue de littérature en ce qui concerne l'impact des changements climatiques sur (i) les variables climatiques principales, (ii) l'hydraulicité des eaux de surface du Québec et (iii) les 6 indicateurs de vulnérabilité des systèmes de prélèvements des eaux de surface tels que définis dans le RPEP.

(i) Température et régimes de précipitations

- La température moyenne pourrait augmenter de 2 à 6°C à l'horizon 2050 par rapport à la température moyenne annuelle de 1971 à 2000, mais les changements de température se manifesteront surtout à l'échelle des saisons ;
- En climat futur, la fréquence et la sévérité des épisodes de sécheresse pourraient s'amplifier, surtout pour le sud du Québec ;
- En hiver, les précipitations sous forme de neige montrent une tendance à la baisse (diminution du maximum annuel de l'équivalent en eau de la neige) ;
- Les précipitations liquides augmenteront en hiver, au printemps et en automne, ainsi qu'en été (surtout dans l'extrême sud de la province) ;
- Partout au Québec, l'intensité des précipitations extrêmes annuelles augmentera pour toutes les durées et pour toutes les périodes de retour.

(ii) Hydraulicité des cours d'eau et des lacs

L'hydraulicité des cours d'eau et des lacs du Québec sera affectée par une augmentation significative de tous les indices de précipitations abondantes et extrêmes pour toutes les régions du Québec.

Concernant l'**hydraulicité des cours d'eau**, à l'échelle saisonnière, sur base de consensus variables, on s'attend à :

- Une augmentation des débits hivernaux moyens des rivières pour l'ensemble du Québec ;
- Une diminution des débits printaniers, estivaux et automnaux des cours d'eau au Sud du Québec ;
- Une augmentation de l'hydraulicité printanière, estivale et automnale des cours d'eau du Nord du Québec ;
- Une diminution de l'ampleur et du volume de la pointe de crue printanière ainsi qu'un devancement de celle-ci de 2 à 3 semaines (à nuancer pour les grands bassins versants tels que ceux du Saint-Laurent et de l'Outaouais) ;
- Une augmentation de la pointe de crue en été et en automne partout au Québec, surtout pour des périodes de retour plus longues (événements plus extrêmes) ;
- Une diminution de la sévérité des étiages hivernaux, mais une augmentation de la sévérité et de la durée des étiages estivaux.

En raison des changements saisonniers dans les régimes de précipitation, du raccourcissement de la période de gel, et de l'augmentation de la température de l'air et de l'évapotranspiration, le **régime hydraulique des lacs** sera affecté de la manière suivante :

- Une augmentation de la pénétration du rayonnement utile à la photosynthèse et une exposition accrue aux rayons ultraviolets ;
- Un réchauffement des eaux de surface qui affectera leur densité et intensifiera la stratification thermique de la colonne d'eau ;
- Une perturbation du temps de résidence et des flux entrants et sortants ainsi que des processus de mélanges des masses d'eau.

Enfin, les changements climatiques affecteront les **eaux souterraines et leurs interactions avec les eaux de surface** de la manière suivante :

- La composante souterraine de l'écoulement des systèmes hydrologiques deviendra plus importante et permettra de soutenir un débit minimum lors de périodes de conditions d'étiage plus longues ;
- Le ruissellement de surface augmentera suite aux épisodes de pluies intenses et réduira la quantité d'eau percolant dans les sols, diminuant ainsi la recharge des nappes ;
- La recharge précoce des nappes au printemps pourrait avoir des conséquences négatives sur l'alimentation des cours d'eau en cas d'étiages estivaux plus sévères.

En fonction des régions et des saisons, les consensus pour les projections en climat futur sont variables. Cela est dû aux multiples sources d'incertitude liées au processus de modélisation hydrologique en climat futur. Ces niveaux d'incertitude sont plus faibles pour des processus hétérogènes à l'échelle du territoire et se manifestant sur des courtes périodes.

Par conséquent, il s'avère indispensable d'étudier les rivières et les lacs au cas par cas, en tenant compte des spécificités locales et régionales du bassin versant et des conditions hydroclimatiques.

(iii) Indicateurs de vulnérabilité des systèmes de prélèvement en eaux de surface

Les changements climatiques affecteront les 6 indicateurs de vulnérabilité des systèmes de prélèvements en eaux de surface de la manière suivante :

A. Vulnérabilité physique

- Les étiages sévères plus fréquents en climat futur augmenteront le risque d'exondation des prises d'eau brute si la profondeur minimale d'eau au-dessus de l'ouverture de l'ouvrage d'entrée n'est plus respectée ;
- Les crues et inondations augmenteront la vulnérabilité physique en raison des risques de dégâts structuraux associés au transport d'objets pouvant porter atteinte aux infrastructures ;
- L'augmentation possible du nombre de jours de frasil en climat futur augmentera la vulnérabilité physique des prises d'eau durant cette période de l'année.

B. Vulnérabilité aux microorganismes

- Les changements climatiques exerceront une pression supplémentaire sur la qualité microbiologique des eaux de surface et il est plausible de considérer une hausse de la vulnérabilité des prises d'eau potable, selon les saisons de l'année, la configuration du bassin versant et de la ressource aquatique ainsi que de la présence de sources de pollution ponctuelles et/ou diffuses à proximité des systèmes de prélèvement.
- Une fonte printanière plus précoce et une hausse des précipitations printanières pourraient accroître les apports en contaminants microbiens vers les eaux de surface à cette période de l'année et l'augmentation des débits hivernaux accélérerait leur transport vers les systèmes de prélèvement des eaux de surface.
- Des épisodes de précipitations estivales de plus forte intensité conduiront à accroître les apports en contaminants microbiens vers les eaux de surface (notamment à travers les épisodes de déversements d'eaux usées non traitées). Par la même occasion, la diminution des débits d'étiage réduira la capacité de dilution des cours d'eau tout en augmentant le temps de résidence des microorganismes dans la ressource, ce qui pourra soit augmenter ou diminuer la vulnérabilité des systèmes de prélèvement des eaux de surface à la contamination microbiologique.
- Dans les lacs, la stratification thermique plus prononcée et plus longue en été pourrait réduire l'effet de dilution des eaux de ruissellement et permettre à celles-ci de court-circuiter la masse d'eau pour atteindre plus rapidement le système de prélèvement.
- Des systèmes dépressionnaires automnaux de plus forte intensité pourraient augmenter les charges en microorganismes dans les régions les plus urbanisées et densément peuplées de la province en raison de l'effet des précipitations sur les rejets d'eaux usées et le lessivage des terres agricoles. Cela est à mettre en perspective avec le pouvoir de

dilution du cours d'eau, qui dépendra des débits générés à la suite de ces événements extrêmes.

C. Vulnérabilité aux matières fertilisantes

- Les concentrations en matières fertilisantes dans les cours d'eau sont amenées à augmenter dans les cours d'eau et lacs du Québec en climat futur.
- L'augmentation des températures va mener à l'augmentation de la minéralisation et des relargages d'azote, du phosphore et du carbone à partir de la matière organique des sols. Elle induira aussi une baisse des concentrations en oxygène dans l'hypolimnion des lacs stratifiés, ce qui libérera du phosphore supplémentaire à partir des sédiments.
- La plus grande vulnérabilité des sols à l'érosion en été et en automne (épisodes de pluies abondantes), ainsi qu'en hiver (changement du régime de précipitation et raccourcissement de la période de gel) amplifieront l'introduction des matières fertilisantes dans les cours d'eau.
- Les changements climatiques risquent de donner un avantage compétitif aux cyanobactéries et d'amplifier le phénomène de développement de fleurs d'eau en été, ainsi que mener au déplacement ou à la migration de nouvelles espèces de cyanobactéries s'acclimatant aux territoires situés au nord de leur distribution habituelle.

D. Vulnérabilité à la turbidité

- L'augmentation de l'hydraulicité des cours d'eau et de la fréquence des événements extrêmes (inondations, feux de forêts, etc.) augmentera la probabilité d'observer des valeurs élevées de turbidité dans les ressources aquatiques, ce qui aura pour conséquence d'exercer des pressions supplémentaires sur les systèmes de traitement d'eau potable.
- En hiver ainsi qu'en automne, l'augmentation des débits et du régime des précipitations liquides pourrait entraîner une hausse de la turbidité des cours d'eau, surtout dans le sud du Québec.
- En été, les étiages plus sévères vont affecter la capacité de dilution des cours d'eau lors d'intrusions de masses d'eau turbides issues d'affluents ou de rejets d'eaux usées non traitées, surtout après des épisodes pluvieux intenses. Ce phénomène sera amplifié dans des régions ravagées par de récents feux de forêts.

- Dans le nord du Québec, des pointes de turbidité plus importantes et plus longues sont possibles en été en réponse au dégel rapide de la couche active qui déclencherait des glissements de terrain et augmenterait l'érosion des sols.

E. Vulnérabilité aux substances inorganiques

- Les crues et inondations, ainsi que la fonte du pergélisol contribueront à la mobilisation de substances inorganiques (accumulées dans les sols au fil des années) dans les cours d'eau, au même titre que d'autres indicateurs abordés plus haut.
- Les étiages estivaux contribueront à faire augmenter les concentrations des substances inorganiques n'ayant pas (ou peu) d'affinité d'adsorption avec la matière en suspension des cours d'eaux.
- L'augmentation des températures pourrait induire l'augmentation des concentrations en métaux lourds dans les eaux de surface en régions caractérisées par des roches métamorphiques, à la suite de la fonte des glaciers.
- Les feux de forêts pourraient libérer d'importantes quantités de polluants inorganiques dans les eaux drainées par les territoires affectés.

F. Vulnérabilité aux substances organiques

- Les crues et inondations contribueront à la mobilisation de substances organiques, dont les pesticides, les produits pharmaceutiques ainsi que les composés perfluorés dans les eaux de surface.
- La vulnérabilité accrue des cultures agricoles aux aléas climatiques pourrait amplifier l'utilisation et le rejet de pesticides dans les eaux de surface.
- Les changements dans les cycles de gel-dégel vont affecter l'adsorption des pesticides et par la même occasion leur dégradation naturelle et leur transport.

En raison des interactions entre les différentes variables climatiques, les impacts des changements peuvent s'atténuer, s'amplifier, voire s'annuler. Ainsi, les directions et amplitudes de ces changements sont parfois incertaines. Par ailleurs, l'étude des changements climatiques doit être intégrée à celle des changements dus au développement socioéconomique afin de pondérer la part climatique et anthropique sur la vulnérabilité des systèmes de prélèvement des eaux de surface et ainsi prendre dès à présent les mesures nécessaires pour s'adapter à ces changements et augmenter la résilience des systèmes de prélèvement d'eau de surface au Québec.

2. Effets des changements climatiques sur les variables climatiques principales

2.1. Température

La température est la variable la plus utilisée pour décrire les changements climatiques en raison de son étroite relation avec les autres variables climatiques et de la fiabilité élevée des analyses de cette variable (Côté et al., 2015). Les changements sur la température d'ici à l'horizon 2050 (2041-2070) sont très semblables aux tendances rapportées sur une période d'une soixantaine d'années à partir de 1950. Le réchauffement moyen annuel perçu sur l'ensemble du Québec devrait se poursuivre aux horizons futurs (Côté et al., 2015 ; Mekis et Vincent, 2008). La température moyenne pourrait augmenter de 2 à 6°C à l'horizon 2050 par rapport à la température moyenne annuelle de 1971 à 2000, avec une hausse plus élevée au centre et dans le nord du Québec (Côté et al., 2015). Cette hausse est prévue s'accroître au fil du temps. Cependant, les changements de température se manifesteront surtout à l'échelle des saisons. Au reflet du passé, la partie nord subira la plus forte hausse des températures saisonnières, en particulier lors de la saison hivernale. Selon le scénario d'émissions de GES le plus critique, la température moyenne hivernale pourrait augmenter d'environ 10°C (Côté et al., 2015). Malgré les disparités spatiales, le réchauffement saisonnier sur les autres régions restera tout de même élevé. Par ailleurs, l'augmentation des températures extrêmes a été, et sera encore plus prononcée que l'augmentation des températures moyennes (Zhang et al., 2000 ; Côté et al., 2015). En particulier, à l'identique du passé, les températures minimales augmenteront davantage que les températures maximales (Sillmann et al., 2013), jusqu'à +10°C sous le scénario RCP8.5 (Côté et al., 2015). Les extrêmes froids seront moins fréquents et la durée des vagues de froid sera légèrement plus courte, ce qui suivra la tendance historique (Donat et al., 2013). Le nombre d'épisodes de gel-dégel a eu tendance à diminuer à l'échelle annuelle durant les dernières décennies, en particulier pour les régions du golfe et du nord. Cependant, il n'est pas appelé à varier de manière importante selon les projections en climat futur (Côté et al., 2015). En revanche, la saisonnalité de ces événements est appelée à changer davantage. Ainsi, il est attendu que la saison des épisodes de gel/dégel se déplace avec une augmentation de leur nombre en hiver et une diminution concomitante au printemps et à l'automne (Charron et al., 2013 ; Yagouti et al., 2008). À l'horizon 2050, la longueur de la saison de gel pourrait être raccourcie, de 2 à 5 semaines pour les régions du sud et du golfe (Huaranga Alvarez et al., 2014 ; Côté et al., 2015). À l'inverse, les augmentations observées de la fréquence, de l'intensité des extrêmes chauds, du nombre de jours chauds ($T > 30^{\circ}\text{C}$) et de la durée des vagues de chaleur (Yagouti et al., 2008 ; Donat et al., 2013 ; Huaranga Alvarez et al., 2014) pourraient s'accroître

davantage aux horizons futurs (Côté et al., 2015). Ces changements de température en été pourraient expliquer la hausse de sévérité des sécheresses hydrologiques au Québec, particulièrement perçue au cours des quinze dernières années (Mayer-Jouanjan et Bleau, 2018). C'est pourquoi, en climat futur, les fréquences et sévérités des épisodes de sécheresse pourraient s'amplifier, surtout pour le sud du Québec.

2.2. Précipitations totales

Les changements sur le cycle de l'eau dépendent des changements de température (Mailhot et al., 2008), bien qu'ils soient plus difficiles à établir tant ceux-ci peuvent apparaître sous différentes formes. En ce qui a trait aux précipitations, il peut se produire une modification de la forme (pluie, neige), de la durée, de la saisonnalité, de la fréquence, de la magnitude des extrêmes (inondations, sécheresse), outre le degré de la variabilité interannuelle (García et al., 2014). Le réchauffement de l'air favorise les mouvements d'air de convection à l'origine des précipitations intenses. De même, selon la loi de Clausius-Clapeyron, la capacité de l'air à contenir de la vapeur d'eau augmente exponentiellement lorsque la température croît. De plus grandes quantités d'eau sont transportées et peuvent tomber en peu de temps. En particulier, le transport d'eau résultant de ce phénomène s'effectue des tropiques vers les latitudes élevées, et tend à faire croître davantage les quantités précipitées dans les régions déjà humides telles que le Québec (Held et Soden, 2006). Néanmoins, la direction de ces changements dépend grandement du processus d'évapotranspiration visible à l'échelle locale, ce qui explique pourquoi une augmentation de température ne résulte pas forcément en une augmentation des précipitations (Côté et al., 2015).

Globalement, les tendances sur les précipitations sont moins démonstratives que celles sur les températures. Le sud du Québec est la région qui présente les tendances les plus significatives (Côté et al., 2015). En hiver, les précipitations sous forme de neige montrent une tendance à la baisse (Brown, 2010), ce qui se traduit par une diminution du maximum annuel de l'équivalent en eau de la neige (EENmax) (Côté et al., 2015).

Côté et al. (2015) rapportent une augmentation des précipitations liquides au printemps et en automne, ainsi qu'en été, mais seulement pour certaines stations météorologiques. Plus spécifiquement, dans l'extrême sud du Québec, il semblerait avoir une augmentation de l'intensité des jours les plus pluvieux et du nombre de jours où les précipitations excèdent 10 mm. En automne, les quantités précipitées sur 5 jours consécutifs montrent également une tendance à la hausse, ce qui est critique vis-à-vis du risque d'inondation (Côté et al., 2015).

Sur les autres régions du Québec, l'absence de tendance significative peut potentiellement s'expliquer par la variabilité naturelle, particulièrement présente à diverses échelles temporelles (Côté et al., 2015). Aussi, le faible nombre de stations est un facteur à considérer dans l'analyse. Néanmoins, selon les analyses des tendances historiques, les quantités annuelles de neige et de pluie sembleraient avoir augmenté dans le nord du Québec, ainsi que dans certaines régions du golfe (Brown, 2010 ; Côté et al., 2015 ; Mekis et Vincent, 2008). En revanche, la contribution des jours les plus pluvieux à l'accumulation totale annuelle montre une tendance non significative à la baisse. C'est également le cas pour la quantité de précipitations provenant des jours les plus pluvieux. Enfin, l'intensité des épisodes de longue durée montre une tendance à la hausse au printemps, en été, et en automne, tandis qu'elle aurait diminué en hiver (Donat et al., 2013; Mekis et Vincent, 2008).

Pour les horizons futurs, il y a un consensus entre les modèles climatiques en ce qui concerne l'augmentation des cumuls de précipitations en hiver et au printemps partout au Québec. Toutefois, les changements sur le EENmax sont hétérogènes. Dans le sud, le EENmax pourrait vraisemblablement diminuer, tandis qu'il est projeté qu'il augmente dans le nord du Québec. Au centre, les projections sont incertaines puisque les deux possibilités sont envisagées (Huard et al., 2014). Les précipitations totales estivales et automnales devraient également croître dans le centre et le nord du Québec, mais de façon plus modeste (Côté et al., 2015). Dans le sud et la région du golfe, les projections sont discordantes. Il pourrait aussi bien avoir une augmentation qu'une diminution des cumuls de précipitations en été et en automne.

Cependant, les projections sur les précipitations extrêmes et abondantes sont plus significatives. Partout au Québec, l'intensité des précipitations extrêmes annuelles augmentera pour toutes les durées et pour toutes les périodes de retour. Les événements de précipitations extrêmes seront donc plus fréquents à l'avenir (Côté et al., 2015 ; Sillmann et al., 2013). Aussi, les quantités de précipitations les jours les plus pluvieux croîtront au Québec, notamment au nord et dans le golfe du St-Laurent. Les jours les plus pluvieux contribueront davantage à l'accumulation totale annuelle. Enfin, le nombre de jours de pluie abondante et l'intensité des épisodes de longue durée augmenteront au fil du temps (Sillmann et al., 2013), les hausses étant plus élevées dans les régions du centre et du golfe du Saint-Laurent.

2.3. Évapotranspiration

Autre processus fondamental du cycle hydrologique (Cosandey et Robinson, 2012), l'évapotranspiration (ET) est un des facteurs clés à l'origine des sécheresses hydrologiques

(Jimenez-Cisneros et al., 2014). L'ET dépend notamment de la température de l'air, mais d'autres facteurs physiques, biologiques et météorologiques interviennent également (Cosandey et Robinson 2012, Hingray et al., 2009). Aussi, les changements d'utilisation des sols ont fortement affecté l'ET tant dans les régions urbaines (imperméabilisation des sols) que rurales (pratiques agricoles et de foresterie). Au Québec, mais aussi ailleurs dans le monde, peu d'études ont réellement abordé de manière quantitative l'impact des changements climatiques sur le cycle de l'ET. Sur la base de quelques études, il semblerait plausible de conclure que l'augmentation de l'ET aperçue au cours des dernières décennies sur les régions en climat tempéré comme celles du sud du Québec résulte de la hausse simultanée des précipitations et des températures (Bates et al., 2008). Cependant, cette augmentation de l'ET n'a pas pu être réellement quantifiée.

En contexte de changements climatiques, une hausse des quantités d'eau retournées à l'atmosphère sous forme de vapeur est attendue partout au Québec en raison des augmentations prévues des moyennes des précipitations et températures annuelles. En considérant également l'accroissement des précipitations d'extrême intensité, événements météorologiques responsables d'une diminution de l'infiltration de l'eau dans les sols au détriment d'une augmentation de l'eau disponible sur les surfaces terrestres, il en résulte que l'ET s'amplifiera en climat futur, en particulier à la fin du printemps, en été et en automne. Enfin, l'augmentation du CO₂ dans l'atmosphère affecte également le processus d'ET. Deux effets antagonistes interviennent : les mécanismes de l'un ont pour conséquence de réduire la transpiration des plantes, tandis que ceux du second l'accélère en raison d'une croissance soutenue des plantes (Mailhot et al., 2008). D'après les travaux de littérature du GIEC, il semblerait que le premier prédomine sur le second (Bates et al., 2008). Ainsi, étant donné que les émissions de CO₂ pourraient croître davantage dans le futur, l'ET s'accroîtra davantage sous ce scénario.

2.4. Rayonnement ultraviolet

Le rayonnement ultraviolet (UV) est un facteur climatique d'intérêt dans l'analyse des impacts des changements climatiques sur la dégradation des contaminants présents dans l'environnement. La quantité de rayons UV reçus à la surface de la Terre dépend majoritairement de la couche d'ozone, du couvert nuageux et des aérosols (Côté et al., 2015). Relativement aux régions du Québec, les changements climatiques modifieront favorablement les vents présents dans la stratosphère, qui transporteront l'ozone des tropiques vers les latitudes moyennes (McKenzie et al., 2011). Or, l'ozone absorbe le rayonnement solaire. Par conséquent,

dans les conditions de ciel clair et sans pollution, le rayonnement UV reçu à la surface diminuera très probablement (Côté et al., 2015). Néanmoins, les auteurs insistent aussi sur le fait que la direction de ce changement dépendra en grande partie des futures émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'aérosols d'origine naturelle ou anthropique.

3. Impacts des changements climatiques sur l'hydraulicité des cours d'eau et de lacs du Québec

3.1. Mise en contexte

Les régimes des cours d'eau dépendent de nombreux facteurs climatiques (Côté et al., 2015 ; Zhang et al., 2001). Compte tenu de la diversité des régimes (hivernal, printanier, estival et automnal), l'analyse des impacts des changements climatiques sur les cours d'eau doit se faire à l'échelle des saisons. Ainsi, les débits sont généralement plus faibles en hiver et en été et augmentent avec la crue printanière issue de la fonte du couvert de neige ainsi qu'en automne où la pluviométrie dépend des grands systèmes météorologiques (DEH, 2018 ; Côté et al., 2015).

Au printemps, le couplage d'importantes quantités de précipitations sous forme de pluie et une fonte soutenue se sont révélés être des déclencheurs d'inondations majeures en 2011 et plus récemment en 2017 et 2019 (Ouranos, 2019). Cette période est résolument la plus active sur le plan de l'hydrologie des cours d'eau au Québec. Néanmoins, il n'est pas rare d'observer également des crues en automne ou même en été, bien que l'étendue des territoires affectés lors de crues estivales soit plus restreinte. En automne, ce sont davantage de grands systèmes météorologiques qui affectent les cours d'eau de plus grande envergure, et qui peuvent causer des inondations, telles que celles engendrées par la queue de l'ouragan Irène en 2011 dans plusieurs régions du Québec (DEH, 2018). En été, les cellules orageuses localisées affectent généralement des petits cours d'eau, dont le débit peut rapidement augmenter à la suite de précipitations intenses. Dans certaines circonstances exceptionnelles telles qu'en 1996 durant le déluge du Saguenay, un printemps et début d'été humides peuvent mener à une saturation des sols en eau, ce qui rend les cours d'eau particulièrement vulnérables à des épisodes additionnels de précipitations intenses pouvant survenir en période estivale. Le déluge du Saguenay, les inondations du Richelieu ou encore celles de la grande Région de Montréal en 2017 et 2019 semblent partager le point commun d'être précédés par une accumulation d'eau ou de neige plus importante qu'à la normale, à laquelle s'ajoutent ensuite des pluies diluviennes qui font déborder les réseaux hydriques à des échelles locales et régionales. Il est cependant difficile de relier les phénomènes extrêmes énoncés ci-dessus aux changements climatiques. Les crues et les sécheresses ont toujours fait partie des fluctuations hydrométéorologiques et le réel enjeu est de déterminer si leur fréquence et leur ampleur vont s'intensifier à la suite des changements climatiques.

3.2. Les modèles utilisés

Pour la production des deux derniers atlas hydroclimatologiques de 2015 et 2018, la Direction expertise hydrique et atmosphérique (DEHA), anciennement CEHQ (Atlas 2015) et DEH (Atlas 2018) s'est appuyé sur le « Coupled Model Intercomparison Project - Phase 5 » (CMIP5) pour réaliser les 98 simulations climatiques à partir de modèles globaux de troisième génération « Earth system models ». Ces derniers intègrent une représentation plus complexe des processus liés au cycle du carbone et à la formation des nuages. L'évolution possible des concentrations de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère est représentée quant à elle par des trajectoires appelées « Representative Concentration Pathways » (RCP) (Van Vuuren et al., 2011), dont deux ont été retenues par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) pour son 5^e Rapport d'évaluation publié en 2014 (GIEC, 2014). Ces deux trajectoires, RCP4.5 et RCP8.5, ont également été utilisés pour la réalisation des projections à l'horizon 2030, 2050 et 2080 par la DEHA (DEH, 2018). La trajectoire RCP4.5 décrit un scénario « relativement optimiste », ne parvenant toutefois pas à limiter le réchauffement sous la barre des 2°C tel que fixé durant l'accord de Paris sur le climat. Pour le Québec, ce scénario prévoit une hausse de la température globale moyenne de 3.3°C pour la période 2071-2100. Le RCP8.5 en revanche décrit comme un scénario « pessimiste », tout en restant représentatif du « statu quo » en matière des mesures mises en place pour réduire l'émission de gaz à effet de serre.

3.3. Niveaux de confiance et incertitudes

Il est important de considérer les niveaux d'incertitude associés aux projections en climat futur afin d'interpréter adéquatement les résultats générés par les modèles utilisés. En effet, des actions sont requises dès à présent pour prévenir les conséquences des changements climatiques sur l'hydraulicité de nos cours d'eau, sachant que certaines conséquences sont déjà inévitables à l'horizon 2050 (Roy et al., 2001 ; Brissette et al., 2003, DEH, 2019).

De manière générale, on peut constater que la confiance est plus élevée lorsque les indicateurs associés à des processus hydroclimatologiques s'observent à de grandes échelles spatiales et couvrent de longues périodes (CEHQ, 2015). En revanche, elle est plus faible pour des processus hétérogènes à l'échelle du territoire et se manifestant sur des courtes périodes, comme par exemple des crues d'été et d'automne pour des bassins versants de petite taille (CEHQ, 2015 ; Roy et al., 2001). Aussi, elle diminue plus l'horizon auquel les projections sont faites s'étend (Haguma et al., 2015).

Plusieurs limites sont à considérer afin de comprendre la portée des projections hydrologiques (CEHQ, 2015, DEH, 2018). En effet, ces dernières :

- ne peuvent être généralisées à des bassins versants d'une superficie $<500 \text{ km}^2$ et $>20\,000 \text{ km}^2$ (rivière Saguenay, rivière Outaouais, rivière St-Maurice et le fleuve St-Laurent)
- ne considèrent pas l'effet local découlant de l'opération de barrages sur le signal de changement
- ne couvrent pas les phénomènes liés à la glace comme les embâcles

Aussi, les projections climatiques se limitent à un sous-ensemble de simulations issues du CMIP5.

De manière plus globale, les niveaux d'incertitude peuvent être catégorisés de la manière suivante (Wilby, 2008) :

- la variabilité naturelle du climat
- scénarios d'émission des GES dans les futures sociétés
- structure des modèles climatiques globaux
- la méthode de mise à l'échelle statistique
- le modèle d'impact (ou de bassin versant)

Par exemple, en comparant la méthode des deltas, de mise à l'échelle statistique ainsi qu'une combinaison des deux, et en évaluant une large gamme de conditions futures à travers plusieurs modèles de circulation globale (MCG) et scénarios d'émissions de GES, Quilbé et al. (2011) mettent en évidence l'importance d'utiliser plusieurs sources d'information et plusieurs méthodes pour mieux appréhender les effets potentiels des CC sur l'hydrologie du bassin versant de la rivière Chaudières. Mareuil et al. (2007) illustrent comment le choix du modèle climatique global (MCG) affecte le degré de confiance des projections hydrologiques en évaluant l'impact des changements climatiques sur l'hydrologie de la rivière Châteauguay à l'aide de trois MCG différents. Les auteurs constatent que selon le modèle employé, les débits de pointe printaniers et estivaux sont soit réduits tous les deux de 12 à 30%, respectivement, ou bien seul le débit printanier est réduit, mais à moindre mesure, ou enfin aucune évolution significative n'est observée pour les débits de pointe printaniers et estivaux. Les auteurs identifient plusieurs sources d'incertitude, dont la méthode de mise à l'échelle statistique du MCG à l'échelle du bassin versant, ce qui affecte la variabilité du régime de précipitations. Riboust et Brissette (2015) rapportent également l'impact de l'incertitude associée au choix du

modèle climatique et à la méthode de mise à l'échelle statistique sur les projections hydrologiques quant aux événements extrêmes pour la rivière Richelieu dans le sud du Québec. Aussi, le recours à des modèles hydrologiques à bases physiques s'avère nécessaire pour réduire les sources d'incertitude liées à l'évaluation des effets des changements climatiques sur l'hydrologie (Maureuil et al., 2007).

Compte tenu des multiples sources d'incertitude liées au processus de modélisation hydrologique en climat futur, il s'avère crucial d'étudier les rivières et les lacs au cas par cas. Par exemple, alors que les projections hydrologiques annoncent globalement une diminution des débits de pointe en climat futur pour les cours d'eau du Québec, certains auteurs rapportent une augmentation de ces débits de pointe sur des rivières fortement régulées (Batchabani et al., 2016 ; Huaranga Alvarez et al., 2014 ; Huziy et al., 2013 ; Jalliffier-Verne et al., 2017). Les lacs s'avèrent quant à eux être de très bonnes sentinelles pour suivre les effets de changements climatiques sur les ressources aquatiques, bien que, du fait de leur distribution mondiale, leur environnement physique et l'occupation du bassin versant sont très variables d'une région à l'autre (Adrian et al., 2009). Les conséquences sur l'hydraulicité des lacs même au sein des régions tempérées ne sont donc bien évidemment pas les mêmes, qu'ils soient de type continental ou océanique.

Bien évidemment, l'incertitude attachée à l'évaluation d'impacts des changements climatiques sur le régime hydrologique des cours d'eau augmente avec le temps (Haguma et al., 2015) et par conséquent, il s'avère difficile de prévoir précisément l'ampleur (voire la direction) des changements à l'horizon 2100. Néanmoins, l'Atlas 2020 que prépare la DEH bénéficiera de l'ajout d'un modèle de haute résolution (CLIMEX), ce qui devra permettre une meilleure modélisation des extrêmes hydrologiques pour des périodes de retour de l'ordre de 50 et 100 ans (DEH, 2018).

3.4. Projections futures

Les projections hydrologiques à l'horizon 2050 ont été rendues publiques dans l'atlas hydroclimatique du Québec méridional de 2015 et plus récemment, les horizons 2030 et 2080 ont été ajoutés dans celui de 2018 (CEHQ, 2015 ; DEH, 2018). Sur la base des éléments de modélisation mentionnés ci-dessus, les projections sont réalisées pour plusieurs indicateurs d'hydraulicité des cours d'eau du Québec. La partie qui suit synthétise les connaissances actuelles telles que rapportées également dans de nombreuses études menées à l'échelle de bassins versants à travers le Québec. Le tableau 1 synthétise les tendances pour les principaux

indicateurs d'hydraulicité pour le sud du Québec (là où se concentre la population de la province) à l'horizon 2050. Il est important de rappeler ici que les projections ne peuvent pas être extrapolées à de grands bassins versants tels que celui du Fleuve Saint-Laurent, duquel pourtant de nombreuses prises d'eau dépendent.

3.4.1. Débits moyens annuels et saisonniers

Les projections décrivent une diminution probable du débit moyen annuel (Q_{moy}) à l'horizon 2050 sur le sud du Québec méridional, pouvant atteindre - 12 % si l'on considère le scénario RCP8.5. (CEHQ, 2015). Ce consensus est cependant faible. Quilbé et al. (2011) concluent également que, pour la rivière Chaudière, la lame d'eau annuelle diminuerait légèrement à l'horizon 2025 à la suite de la baisse des débits au printemps, en été et en automne et ce, malgré des débits plus élevés en hiver. En revanche, d'autres études indiquent une hausse des débits annuels moyens à l'horizon 2050 (Roy et al., 2001 ; Dibike et Coulibaly, 2005). La hausse anticipée des précipitations qui serait compensée par une augmentation comparable de l'évapotranspiration (Rahman et al. 2012) pourrait en partie expliquer les divergences entre les études. Aussi, le choix des modèles et les incertitudes qui y sont associées, de même que l'horizon auquel les projections sont faites peuvent également être à l'origine de résultats discordants (Maureuil et al., 2007 ; Quilbé et al., 2011 ; Poulin et al., 2011).

Le consensus semble être plus élevé pour l'Est du Québec méridional, où l'on observerait une augmentation du débit moyen annuel pouvant atteindre + 10 % avec le scénario « pessimiste » RCP8.5 et entre 2 et 8% avec le scénario plus « optimiste » RCP4.5 (CEHQ, 2015). Des études suggèrent également que les impacts des changements climatiques sur les régimes hydriques des bassins versants québécois situés dans la partie septentrionale de la province se traduiraient par une augmentation de l'hydraulicité des cours d'eau en raison de l'augmentation prévue des précipitations (Minville et al. 2010). Cette hausse est à relier à la fonte du pergélisol, des glaces et à l'augmentation de la résurgence des eaux souterraines dans les cours d'eau (Allard et al., 2012).

À l'échelle saisonnière, on s'attend à une augmentation des débits hivernaux moyens des rivières pour l'ensemble du Québec à l'horizon 2041-2070, avec un consensus élevé (>90 %) parmi l'ensemble des projections hydroclimatiques utilisées quel que soit le scénario d'émissions de GES considéré (Côté et al., 2015 ; DEH, 2018). Les débits d'étiages hivernaux, représentés par les indicateurs $Q_{7\text{min}2\text{H}}$, $Q_{7\text{min}10\text{H}}$ et $Q_{30\text{min}5\text{H}}$, vont très probablement croître, avec une amplitude plus élevée pour les rivières situées dans le sud du Québec et dans le golfe

du St-Laurent (Quilbé et al., 2011 ; Haguma et al., 2015 ; CEHQ, 2015, 2019). L'augmentation des températures accompagnée d'une hausse projetée de la fréquence des cycles gel/dégel ainsi que l'augmentation du volume des précipitations liquides en seraient les causes principales (Minville et al., 2010 ; Quilbé et al., 2011 ; Charron et al., 2013 ; Riboust et Brissette, 2015 ; Côté et al., 2015). L'augmentation des températures et des précipitations augmenterait également indirectement la résurgence des eaux souterraines dans les cours d'eau situés dans les régions froides (Utting et al., 2012).

Le régime printanier, essentiellement influencé par l'enneigement maximal, serait caractérisé par une diminution de 10% des débits moyens pour le sud du Québec, à la suite de la diminution du couvert neigeux maximal accumulé durant des hivers plus chauds, combiné à la hausse de l'évapotranspiration (croissance hâtive des végétaux au début de la saison) (Côté et al., 2015). À l'inverse, une augmentation de 10% de l'hydraulicité des cours d'eau est attendue pour les rivières du Nord du Québec, dû à l'accroissement de l'enneigement maximal, lui-même étant la conséquence d'une augmentation des précipitations sous forme de neige (DEH, 2018).

Pour la période estivale, un gradient négatif du nord au sud est attendu en raison de la hausse des précipitations dans le nord qui favoriserait l'augmentation de l'hydraulicité estivale des rivières de cette région, alors que la diminution des précipitations couplée à la hausse de l'évapotranspiration diminueront les débits moyens et extrêmes des cours d'eau situés plus au sud du Québec. Par conséquent, les étiages estivaux seront de plus en plus critiques (en durée et sévérité) dans cette partie du Québec (Côté et al., 2015 ; DEH, 2018).

Enfin, en automne, la hausse des précipitations entraînerait un accroissement de l'hydraulicité automnale des rivières situées au nord et dans le centre du Québec (Roy et al., 2001 ; Côté et al., 2015) Cependant, la légère hausse des précipitations pourrait être contrebalancée par l'augmentation de l'évapotranspiration (en lien avec l'allongement de la saison de croissance des végétaux) pour les autres régions tel que le sud du Québec, ce qui résultera probablement en une diminution des débits moyens (Côté et al., 2015; Quilbé et al., 2011).

3.4.2. Débits de pointe

Les débits de crue printanière pour des périodes de récurrence de 2 et 20 ans (représentés par les débits journaliers maximaux $Q_{1\max 2p}$, $Q_{1\max 20p}$, respectivement) seraient amenés à diminuer pour les cours d'eau situés au sud et dans le golfe du St-Laurent (CEHQ, 2015 ; DEH 2018 ; Maureuil et al., 2007 ; Riboust et Brissette, 2015), alors que pour les rivières du nord du Québec, ils pourraient augmenter. Le centre du Québec est marqué par une absence de

consensus (CEHQ, 2015). Les mêmes conclusions s'appliquent aux volumes des crues printanières.

L'incertitude sur ces projections reste cependant importante, à cause de deux effets antagonistes dont la contribution relative aux débits est encore difficile à déterminer. D'une part, l'augmentation des précipitations totales hivernales tend à accroître les débits lors de la fonte des neiges au printemps, tandis que d'autre part, l'augmentation des températures hivernales tend à réduire le couvert neigeux, et donc la pointe de crue (Huaranga Alvarez et al., 2014). Dans une étude récente présentant les projections sur deux périodes (2041-2070 et 2071-2100) pour le bassin versant du Richelieu dans le sud du Québec, Riboust et Brissette (2015) prédisent une diminution probable de l'ampleur du débit moyen lors de la fonte printanière ainsi qu'une réduction des crues printanières extrêmes. Cependant, les auteurs reconnaissent un niveau d'incertitude élevé pour les événements extrêmes, notamment en lien avec le choix du modèle climatique et à la méthode mise à l'échelle statistique.

Enfin, sur l'ensemble du Québec, il est très probable qu'il y ait un devancement de la pointe de crue au printemps, de l'ordre de 2 à 3 semaines (CEHQ, 2015 ; DEH 2018), ce qui pourrait être en partie expliqué par le réchauffement, qui induit une diminution de la longueur de la saison de gel et un devancement de la fonte des neiges.

Malgré une réduction des débits de pointe au printemps, des études rapportent des projections indiquant une augmentation des débits de pointe en été et en automne (Roy et al., 2001 ; Riboust et Brissette, 2015). Les crues estivales et automnales d'une faible période de retour augmenteront probablement au nord, dans le centre et à l'est du Québec, tandis que dans le sud du Québec, les projections hydroclimatiques ne permettent pas de déceler une tendance dans la direction prise par ces crues. En revanche, pour des périodes de retour plus élevées, donc des événements plus extrêmes, les crues estivales et automnales pourraient augmenter partout au Québec. De manière générale, il existe un consensus élevé parmi les modèles pour tous les indices de précipitations abondantes et extrêmes, qui seront amenés à augmenter de manière significative pour toutes les régions du Québec, bien qu'elles soient plus substantielles pour le Nord de la province (Côté et al. 2015). Ainsi, la quantité maximale de précipitations lors d'un épisode de cinq jours consécutifs, un indice particulièrement important pour les risques d'inondation, montre une tendance significative à la hausse pendant l'automne.

Tableau 1. Synthèse des projections hydrologiques pour le Sud du Québec à l’horizon 2050 (adapté de CEHQ, 2015 ; DEH, 2018).

Phénomène hydrologique	Question	Indicateurs	Réponse
Hydraulicité	En climat futur, l’hydraulicité sera-t-elle modifiée ?	<ul style="list-style-type: none"> • Qmoy (Débit moyen [Qmoy] annuel) • QmoyHP (Débit moyen [Qmoy] annuel sur la période hiver-printemps [HP]) • QmoyEA (Débit moyen [Qmoy] annuel sur la période été-automne [EA]) • Qmoy1-12 (Débit moyen [Qmoy] mensuel pour les différents mois de l’année [1-12]) 	Le débit moyen annuel est amené à augmenter ou diminuer, en fonction de l’ampleur de l’augmentation des débits hivernaux par rapport à la diminution des débits le reste de l’année.
Crues printanières	En climat futur, la pointe des crues printanières sera-t-elle plus élevée ?	<ul style="list-style-type: none"> • Q1max2P (Débit journalier [Q1] maximal annuel [max] de récurrence de 2 ans [2] au printemps [P]) • Q1max20P (Débit journalier [Q1] maximal annuel [max] de récurrence de 20 ans [20] au printemps [P]) 	L’ampleur de la pointe de crue printanière est amenée à diminuer (à nuancer pour les grands bassins versants ex. Outaouais et St-Laurent)
	En climat futur, le volume des crues printanières sera-t-il plus fort ?	<ul style="list-style-type: none"> • Q14max2P et Q14max20P (Débit moyen sur 14 jours [Q14] maximal annuel [max] de récurrence de 2 ans [2] et 20 ans [20] au printemps [P]) 	Le volume de la pointe de crue printanière est amené à diminuer.
	En climat futur, les crues printanières seront-elles plus hâtives ?	<ul style="list-style-type: none"> • J[Q1maxP] (Jour d’occurrence moyen [J] du débit journalier [Q1] maximal annuel [max] au printemps [P]) 	La pointe de la crue printanière est amenée à être devancée de l’ordre de 2-3 semaines.
Crues estivales et automnales	En climat futur, la pointe des crues estivales et automnales sera-t-elle plus élevée ?	<ul style="list-style-type: none"> • Q1max2EA et Q1max20EA (Débit journalier [Q1] maximal annuel [max] de récurrence de 2 ans [2] et 20 ans [20] à l’été et à l’automne [EA]) 	Surtout pour des événements extrêmes (périodes de retour plus longues)
Étiages hivernaux	En climat futur, les étiages hivernaux seront-ils plus sévères ?	<ul style="list-style-type: none"> • Q7min2H et Q7min10H (Débit moyen sur 7 jours [Q7] minimal annuel [min] de récurrence de 2 ans [2] et 10 ans [10] à l’hiver [H]) • Q30min5H (Débit moyen sur 30 jours [Q30] minimal annuel [min] de récurrence de 5 ans [5] à l’hiver [H]) 	Les étiages hivernaux sont amenés à augmenter, compte tenu de l’augmentation généralisée des débits hivernaux.
Étiages estivaux	En climat futur, les étiages estivaux seront-ils plus sévères ?	<ul style="list-style-type: none"> • Q7min2E et Q7min10E (Débit moyen sur 7 jours [Q7] minimal annuel [min] de récurrence de 2 ans [2] et 10 ans [10] à l’été [E]) • Q30min5E (Débit moyen sur 30 jours [Q30] minimal annuel [min] de récurrence de 5 ans [5] à l’été [E]) 	Les étiages estivaux sont amenés à être plus longs et plus sévères.

3.4.3. Régime hydraulique des lacs

Un total de 55 municipalités puise dans des lacs pour s'alimenter en eau potable au Québec (M.Pettigrew, *communication personnelle*). Les lacs ont toujours été soumis aux variations climatiques naturelles dans le passé. Ainsi, la plupart des lacs répartis à travers la planète aujourd'hui se sont formés à la suite d'un réchauffement climatique induisant le retrait des glaciers du Pléistocène il y a près de 10,000 ans. Les changements dans le régime des précipitations en climat futur pourraient entraîner des changements dans la connectivité des lacs et notamment affecter la migration de certaines espèces animales, dont les poissons. Les changements de régime des rivières telles que mentionnées plus haut auront un impact sur l'érosion des berges qui pourraient affecter à leur tour la dynamique des flux entrant et sortant des lacs, en dans le pergélisol de la toundra (Vincent, 2009).

Les changements d'équilibre entre les précipitations et l'évapotranspiration affecteront le bilan hydrique et les temps de résidence des lacs, de même que leurs profondeurs et étendues, en particulier pour les lacs de faible profondeur (<5 m). La fonte des glaciers rendra les lacs alimentés par leurs eaux particulièrement vulnérables aux changements de régimes hydriques. La diminution des apports provenant de la fonte des neiges pourrait à terme réduire la circulation des eaux froides dans les lacs, lesquelles contribuent à renouveler les eaux profondes en oxygène. Des lacs côtiers, en revanche, pourraient être davantage affectés par des inondations et par l'érosion de leurs berges en raison de l'augmentation en intensité et en durée des tempêtes prévue en climat futur en conséquence au réchauffement des eaux de surface maritimes (Vincent, 2009).

Dans les zones tempérées, de nombreux lacs ont un couvert de glace durant une partie de l'année. Le raccourcissement de la période de gel et la débâcle des glaces plus précoce pourraient entraîner un changement majeur du régime d'irradiance de la colonne d'eau, résultant en une pénétration plus importante du rayonnement utile à la photosynthèse (PAR, photosynthetically active radiation) et une exposition accrue aux rayons ultraviolets, ce qui exercera des effets multiples sur la structure et la productivité des écosystèmes. La perte prolongée du couvert de glace rallongera en même temps la période durant laquelle les eaux de surface seront exposées au forçage par le vent, ce qui pourrait modifier les flux de matières en suspension et de contaminants dans les lacs.

L'absence prolongée d'une couverture de glace et de neige ainsi que l'augmentation de la température de l'air vont contribuer à un réchauffement des eaux de surface (par conduction et par rayonnement). L'augmentation de la température des eaux affecte à son tour leurs densités

et intensifie la stratification thermique de la colonne d'eau, pouvant davantage résister au forçage par le vent et ainsi réduire considérablement la capacité de mélange des eaux. Par conséquent, cela amplifiera les différences de température entre l'épilimnion et l'hypolimnion des lacs. Le temps de résidence des lacs pourrait également être affecté, avec des flux entrants (eau des rivières, eaux de ruissellement et eaux souterraines) qui transiteraient plus rapidement vers l'exutoire, en s'insérant dans des couches de la colonne d'eau de température et densité identiques. Le mélange de ces apports et leur dilution seraient réduits par le changement de régime hydraulique du lac, ce qui pourrait entraîner de profonds changements dans les processus biogéochimiques et photochimiques au sein de la masse d'eau.

3.4.4. Interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines

Une meilleure compréhension des processus d'échanges entre la nappe phréatique et la rivière est nécessaire afin de poser des hypothèses plausibles dans le cadre de la modélisation des débits de base en climat futur. Cela nécessite des connaissances tant en hydrologie de surface qu'en hydrogéologie, et il faut admettre que pendant très longtemps, les eaux souterraines et de surface ont été considérées comme deux ressources distinctes (Turgeon, 2015). Pour y remédier, certaines études couplent les modèles hydrologiques et hydrogéologiques. Ainsi, un projet multi-institutionnel récemment mandaté par le MELCC vise à évaluer l'impact des changements climatiques sur les ressources en eau souterraine dans une vaste région d'étude de 36,000 km² dans le Sud du Québec en proposant entre autres de développer un modèle couplé surface et souterrain, dont l'objectif principal est de prédire le débit de base des cours d'eau, ce dernier traduisant la composante souterraine du débit total (Laroque et al., 2019).

En période d'étiage, les eaux souterraines sont les sources d'apports principales au régime hydrique car l'apport en eau provenant des précipitations ou de la fonte des neiges est faible voire nul. Au Québec, les eaux souterraines constituent l'apport principal au débit de la rivière à deux périodes de l'année (CEHQ, 2015). La première se produit en période hivernale lorsque les faibles températures empêchent la formation de précipitations liquides et les apports surfaciques sont faibles ou absents. En cas de recharge insuffisante de l'aquifère souterrain au cours de l'automne, le risque d'étiages hivernaux plus sévères augmente donc. La seconde période d'étiage intervient au cours de l'été, voire en automne, en raison des conditions de sécheresse qui résultent de l'absence de précipitations (Ouarda et al., 2005). Comme les débits d'étiage estivaux sont plus persistants que les débits d'étiage hivernaux, et qu'ils peuvent être aggravés par des fortes températures qui réduisent la teneur en eau des sols ainsi que par des

pressions anthropiques accentuées à cette période de l'année, le risque d'étiages sévères est plus important en été qu'en hiver (Rousseau et al., 2004 ; Cyr & Fontin, 2005 ; Bérubé, 2007 ; Mailhot et al., 2008 ; Assani et al., 2011 ; Mayer-Jouanjan et Bleau, 2018). Dans un contexte de changement climatique, il est attendu que le rôle de la composante souterraine de l'écoulement du système hydrologique devienne plus important et puisse permettre de soutenir un débit minimum lors de périodes de récession d'une durée plus longue.

Étant donné que les échanges entre les eaux souterraines et de surface sont complexes et encore insuffisamment compris (Sophocleous, 2002), l'estimation quantitative des tendances et projections en contexte de changements climatiques reste incertaine, d'autant plus que la disponibilité des ressources issues des aquifères souterrains dépend aussi de facteurs non-climatiques. En effet, la plus grande pression sur les nappes phréatiques provient des prélèvements pour l'irrigation des terres agricoles et l'alimentation, toutes deux amenées à croître en raison d'une hausse des températures, de la variabilité des quantités d'eau de surface disponibles et de la croissance démographique (Bates et al., 2008; Jiménez Cisneros et al., 2014; Rivard et al., 2003). Malgré cette complexité, certains impacts des changements climatiques sur les eaux souterraines font l'objet d'un fort consensus.

Tout d'abord, l'infiltration des eaux dans les sols est négativement affectée par les épisodes de pluies intenses qui réduisent la capacité d'infiltration des sols (Jiménez Cisneros et al., 2014). Selon les projections actuelles en climat futur, les épisodes de pluies seront plus concentrés sur une échelle annuelle (plus espacés entre eux) étant donné que les moyennes annuelles des précipitations augmenteront faiblement au contraire des extrêmes qui contribueront de plus en plus à la quantité annuelle totale précipitée (Côte et al., 2015). Cela conduit à accroître le ruissellement de surface, et inversement, à réduire la quantité d'eau percolant dans les sols, ce qui résulte en une diminution de la recharge des nappes (Jiménez Cisneros et al., 2014; Rivard et al., 2003). Les eaux souterraines du sud du Québec seront donc affectées par ces changements. Notons qu'elles le sont déjà, comme le démontrent les travaux de Rivard et al. (2003) qui indiquent de fortes disparités régionales sur la recharge des nappes durant la période 1970-1999 dans le sud du Québec.

La disponibilité des ressources d'eau souterraine de la région du sud du Québec sera également affectée par les processus hivernaux. Dans le sud du Québec, bien que la recharge des nappes intervienne à la suite des pluies automnales et avant le gel des sols, la majeure partie de la recharge se fait au printemps lors de la fonte des neiges (Assani et al., 2011; Rivard et al., 2003). Or, l'effet cumulé de la hausse des précipitations hivernales sous forme liquide, de la baisse de celles sous forme de neige, de l'avancement de la période de fonte des neiges, et du

raccourcissement de la saison de gel, conduira à une recharge des nappes plus précoce dans la saison. En revanche, il n'est pas évident de dire si cette recharge augmentera en intensité (Rivard et al., 2003). De plus, une diminution de l'infiltration des eaux de pluie durant l'été en climat futur laisse présager une diminution de la disponibilité des eaux souterraines en été (Jiménez Cisneros et al., 2014), ce qui augmentera le risque d'étiages estivaux critiques, d'autant plus que les eaux souterraines sont la source d'apport dominante en période d'étiage (Assani et al., 2011). À l'inverse, le risque d'étiages hivernaux tendra à diminuer (CEHQ, 2015).

Enfin, il semble aussi important de souligner que les impacts des CC ne se résument pas seulement en une modification des quantités d'eaux souterraines. En effet, en raison d'une augmentation des précipitations de forte intensité qui favorisent la dégradation des sols en surface et la pénétration des contaminants dans le sol, il faut aussi s'attendre à une possible altération de la qualité des ressources d'eaux souterraines (Bates et al., 2008). Par conséquent, un recours aux eaux souterraines pour compenser l'indisponibilité des eaux de surface pourrait être sérieusement compromis dans un contexte de changements globaux.

4. Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité des eaux exploitées par un prélèvement d'eau de surface au Québec

Cette section recense les connaissances actuelles ayant trait à l'impact des changements climatiques sur la vulnérabilité des eaux de surface prélevées à des fins de consommation humaine au Québec et a pour objectif de brosser un portrait détaillé de chacun des six indicateurs de vulnérabilité décrits dans le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection*. En marge de cela, il est toutefois utile de définir ce qu'on entend par risque, menace et vulnérabilité.

Bien que le sens et la définition attribués au terme risque varient considérablement en fonction de la sphère d'activité, le concept de risque implique généralement que l'on soit en présence de deux éléments fondamentaux, l'aléa et la vulnérabilité. Le risque résulte par conséquent de l'interaction entre un aléa potentiel et la vulnérabilité du milieu exposé à son égard (Ministère de la Sécurité publique, 2008).

La menace, (ou aléa), représente tout événement d'origine naturelle ou anthropique susceptible de causer des dommages ou de perturber le système étudié. Ce dernier peut être d'ordre humain (population), matériel (prise d'eau de surface, usine de production d'eau potable) ou environnemental (source d'eau de surface, écosystème aquatique) (Ministère de la Sécurité publique, 2008). L'aléa est plus ou moins prévisible, et apparaît indépendamment de la vulnérabilité (Frédéric et Freddy, 2006). Plusieurs caractéristiques permettent de définir l'aléa, les principales étant l'intensité, la probabilité d'occurrence et la localisation spatiale (Ministère de la Sécurité publique, 2008). L'identification des aléas susceptibles de se produire sur différentes échelles spatio-temporelles est l'une des premières étapes fondamentales dans une analyse des risques. Afin d'aider les municipalités dans leur analyse, le MELCC (2018) a dressé un ensemble de menaces potentielles pour les sources d'eau potable de surface et leurs sites de prélèvement. Dans un contexte de changement climatique, les crues et étiages sont les menaces principales pour les sites de prélèvement. Néanmoins, d'autres menaces sont susceptibles d'apparaître en fonction du contexte spatio-temporel de l'étude.

À l'instar du concept de risque, la vulnérabilité est une notion multi-contextuelle et dynamique qui résulte de facteurs physiques, sociaux, économiques et environnementaux (Ministère de la

Sécurité publique, 2008). Dans un contexte de changements globaux, la vulnérabilité d'un système peut être définie comme sa « propension ou prédisposition à subir des dommages » (GIEC, 2014). Par ailleurs, il importe de faire une distinction entre la vulnérabilité et la notion de sensibilité à laquelle elle se rattache, et définie comme étant le « degré auquel un système [...] est influencé, positivement ou négativement, par la variabilité du climat ou les changements climatiques » (GIEC, 2014).

Chacune des sous-sections décrit les connaissances actuelles pour chaque indicateur de vulnérabilité selon la structure suivante :

- La description des menaces connues
- Les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité telles que recommandé par le MELCC dans le guide d'analyse de la vulnérabilité des sources
- Les impacts projetés des changements climatiques sur cette vulnérabilité.
- Les périodes de vulnérabilité accrue en climat futur

4.1. Vulnérabilité physique du site de prélèvement

On entend par vulnérabilité physique du site de prélèvement sa propension à subir des dommages d'ordre physique qui entraveraient son intégrité physique et interrompraient par la même occasion la chaîne d'approvisionnement en eau potable, une fois les réserves d'eau brute ou d'eau potable épuisées (généralement en moins de 24h). Au Québec, plus de 1,000 installations fournissent de l'eau potable à la population québécoise. Bien que le nombre d'installations alimentées en eaux souterraines dépasse celles alimentées en eaux de surface, ces dernières desservent une population plus grande. Les installations les plus importantes en termes de population desservie puisent dans le Saint-Laurent et ses tributaires, dont les fluctuations de débit accroissent la vulnérabilité des sites de prélèvement aux menaces d'ordre physique. Ces menaces se manifestent à la fois durant des périodes d'étiage en été/automne et de crue au printemps ou en automne.

4.1.1. Les menaces d'ordre physique

Les menaces d'ordre physique peuvent se résumer comme suit (PAHO, 1998 ; MELCC, 2018)

- Destruction partielle ou totale de la prise d'eau brute en rivière ou en lac
- Dégâts structuraux occasionnés aux équipements de pompage ou à la conduite d'amenée de l'eau brute vers l'usine
- Obstruction partielle ou totale du point de captage par l'accumulation de frasil, de plantes, de moules zébrées ou d'autres débris emportés par le cours d'eau (surtout en période de crue).
- Inadéquation de la localisation de la prise d'eau à la suite de modifications géomorphologiques attendues du cours d'eau (déplacement du lit, ensablement, etc).
- Exondation de la prise d'eau à la suite d'un étiage sévère
- Assèchement dû à un bris de barrage de rétention

Les coupures de courant ou d'accès au site, suite à des inondations par exemple, représentent des menaces indirectes additionnelles pour la chaîne d'approvisionnement en eau potable. Les récentes inondations de printemps 2019 ont par exemple menacé de condamner l'unique accès à l'usine de production d'eau potable Britannia à Ottawa (laquelle produit près de la moitié de la consommation journalière de la ville en eau potable), et de compromettre par conséquent

l'approvisionnement en produits chimiques requis pour le traitement de l'eau potable (CBC, 2019).

Au Québec, ainsi que dans d'autres régions partageant un climat similaire en hiver, la formation de frasil est une préoccupation majeure pour la gestion hivernale de nombreuses prises d'eau brute. Ce phénomène se rapporte à la formation et à la persistance de fines plaquettes ou aiguilles de glace en suspension dans l'eau susceptibles de s'attacher sur tout objet immergé, surtout lorsque la température de ce dernier se trouve sous le point de congélation. Le frasil peut non seulement obstruer directement la prise d'eau brute, mais aussi mener à la formation d'embâcles de glace qui, ultimement, peuvent menacer l'intégrité physique des prises d'eau brute (Daly and Ettema, 2006 ; Richard and Morse, 2008).

4.1.2. Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité physique

L'évaluation de la vulnérabilité physique du site de prélèvement se fait à partir de deux méthodes complémentaires (MELCC, 2018). La première se base sur le recensement de données historiques indiquant une menace de l'intégrité physique du site de prélèvement. La source de ces données provient du registre des événements survenant dans la source d'approvisionnement, tel qu'exigé par l'article 22.0.4 du RQEP et selon lequel tous les responsables d'un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 sont tenus de consigner tout événement naturel ou d'origine anthropique qui aurait notamment pu entraîner une obstruction ou un bris du site de prélèvement (MELCC, 2018). La seconde méthode implique l'avis d'experts qui estiment le degré de vulnérabilité du site de prélèvement sur base d'éléments hydrodynamiques et hydrogéomorphologiques du cours d'eau en question.

4.1.3. Impact des changements climatiques sur la vulnérabilité physique

L'information disponible dans la littérature scientifique est relativement limitée quant à l'effet des changements climatiques sur la vulnérabilité physique des sites de prélèvement. Ces effets découleront directement des impacts des changements climatiques sur l'hydraulicité des ressources en eau potable. Ainsi, sur bases des projections à l'horizon 2050 (CEHQ, 2019), on peut s'attendre à ce que les étiages estivaux soient plus longs et plus sévères, ce qui va indéniablement avoir des répercussions sur la profondeur de la colonne d'eau située au-dessus de la prise d'eau potable, risquant d'affecter l'approvisionnement de manière intermittente (ou

même durable) durant l'été et/ou l'automne. En vue de prévenir les dommages d'ordre physique pouvant survenir notamment lors d'étiages critiques, le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC) recommande dans son « Guide de conception des installations de production d'eau potable » une profondeur minimale d'eau au-dessus de l'ouverture de l'ouvrage d'entrée, correspondant à une distance de 1,5 m ou de 2 à 3 fois le diamètre de l'ouverture (MDDELCC, 2017). En cas d'étiages répétés et de plus en plus sévères, ces critères pourraient ne plus être remplis et ainsi augmenter la vulnérabilité de la prise d'eau aux dégâts physiques.

La température annuelle moyenne prévue d'ici la moitié du 21^e siècle dans le bassin versant du Saint-Laurent et des Grands Lacs pourrait augmenter de près de 4.5°C, ce qui engendrerait une diminution du niveau des Grands Lacs de près de 0.5 à 1 mètre. Cela nécessiterait des mesures de dragage, et aurait des effets directs sur le débit du Saint-Laurent qui pourrait diminuer de 20% à sa source (à la sortie du Lac Ontario) (Charron et al., 2004). En revanche, les risques d'exondation des prises d'eau et d'insuffisance en eau en période hivernale seront réduits aux horizons futurs, étant donné que les débits d'étiages hivernaux devraient augmenter partout au Québec (CEHQ, 2015).

L'augmentation de l'hydraulicité des cours d'eau et les alternances entre des périodes de crue/étiages plus sévères et plus fréquentes auront un effet sur la géomorphologie des cours d'eau, en augmentant l'érosion et le transport de sédiments, ce qui va résolument augmenter la pression sur l'intégrité physique des prises d'eau brute. Des mesures devront être prises afin de contrer des phénomènes d'ensablement et/ou d'exondation des prises d'eau brute. À ce titre, la rivière des Mille-Îles, qui prend sa source en amont de l'Archipel d'Hochelaga a déjà expérimenté au cours de la dernière décennie des étiages sévères nécessitant des travaux de dragage urgents en 2010. Ces derniers ont par la suite permis de préserver l'intégrité physique des nombreuses prises d'eau brute qui alimentent une partie de la Grande Région de Montréal (COBAMIL, 2014 ; MDDEFP, 2010).

En ce qui concerne les dégâts structurels aux infrastructures de prélèvement, l'augmentation des phénomènes extrêmes, tels que les crues historiques risque également d'accroître la vulnérabilité des prises d'eau brute aux menaces physiques. Le transport d'objets pouvant porter atteinte aux infrastructures constitue un risque réel en période d'inondations. Aussi, l'accès à l'usine de traitement d'eau peut être compromis, avec comme conséquence ultime l'interruption de l'alimentation en eau potable. En vue des projections actuelles, il s'avère donc crucial pour les preneurs de décision de revoir la sécurité du site de prélèvement dans un scénario d'inondations.

Malgré les préoccupations autour de la formation de frazil en hiver, l'état actuel des connaissances ne permet malheureusement pas encore de modéliser ce phénomène avec suffisamment de confiance pour le projeter à l'horizon 2041-2070 (Côté et al., 2015). La formation de frazil en climat futur n'a été que très peu étudiée, bien que certains auteurs s'y soient toutefois essayés. Par exemple, Timalsina et al. (2015) ont étudié l'impact des changements climatiques sur le régime des glaces de la rivière Orkla, située en Norvège. Sur ce bassin versant, les changements climatiques (et le climat futur) sont semblables à ceux projetés sur une grande partie du Québec. Les augmentations de la température de l'air et des précipitations totales hivernales devraient être responsables d'une augmentation des débits hivernaux, comme cela est projeté pour le Québec. En conséquence de ces changements météorologiques et hydrologiques, les périodes de gel des eaux de la rivière (température de l'eau $< 0.1^{\circ}\text{C}$) et la durée des périodes de frazil devraient être raccourcies (Timalsina et al., 2015), ce qui sera favorable pour les systèmes hydroélectriques qui pourront accroître leur production. Cependant, les auteurs soulignent que la diminution du nombre de jours de frazil en climat futur est également due au régime régulé de la rivière. Cette régulation a déjà eu pour effet de réduire la formation des couches de glace (Timalsina et al., 2013). Or, par rétroaction positive, si la production d'hydroélectricité augmente en climat futur, le nombre de jours de frazil diminuera davantage (Timalsina et al., 2015). À l'inverse, d'autres auteurs suggèrent que la formation de frazil pourrait devenir une problématique plus récurrente à l'avenir (Huokuna et al., 2009). Ces derniers ont étudié la rivière Kokemäenjoki (Finlande) et, partant du postulat que la formation de frazil augmente avec les débits en présence d'air froid, les auteurs concluent que l'augmentation des débits hivernaux en climat futur pourra être à l'origine d'une augmentation du nombre de jours de frazil, ceci malgré la hausse projetée des températures. Au Québec, les deux cas sont a priori envisageables et il est difficile de généraliser les impacts des changements climatiques sur la formation des glaces et du frazil tant ces phénomènes dépendent des changements climatiques et anthropiques visibles à l'échelle des bassins versants, outre de la difficulté à modéliser les régimes des glaces des cours d'eau (Côté et al., 2015). Les risques dus au frazil seront toujours présents aux horizons futurs à cause de la variabilité climatique naturelle, qui pourra être à l'origine d'hivers très rigoureux (Timalsina et al. (2015). Aussi, la future gestion des risques en période hivernale doit tenir compte des incertitudes importantes qui émanent des simulations hydroclimatiques des modèles de ressources en eau.

Enfin, en climat futur, les prises d'eau potable québécoises pourraient également être davantage vulnérables aux embâcles naturels, générés par l'augmentation de l'érosion et des orages, compte tenu de l'augmentation de la magnitude des crues estivales et automnales de période de retour élevée (Côté et al., 2015). Or, cette augmentation favorisera le transport de ces matériaux naturels (roches, bois, etc.), ce qui pourrait être à l'origine d'une augmentation des fréquences d'obstruction et des bris des prises d'eau potable.

Notons pour conclure que le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) met à disposition de l'information en temps réel sur les niveaux d'eau et les débits mesurés à différentes stations hydrométriques au Québec, ce qui peut constituer un premier outil pour identifier des niveaux d'eau critiques faisant augmenter la vulnérabilité physique du site de prélèvement (MELCC, 2018). Il s'avère cependant indispensable d'adopter dès maintenant de mesures préventives afin de contrer des menaces d'ordre physique en climat futur, lesquelles amplifieraient grandement la vulnérabilité des prises d'eau potable au Québec.

4.1.4. Périodes de vulnérabilité accrue

Deux situations principales de vulnérabilité accrue découlent des menaces exposées dans le paragraphe précédent. Tout d'abord, en été, les étiages sévères plus fréquents en climat futur augmenteront le risque d'exondation des prises d'eau brute si la profondeur minimale d'eau au-dessus de l'ouverture de l'ouvrage d'entrée telle que préconisée « Guide de conception des installations de production d'eau potable » n'est plus respectée.

À l'inverse, en période de crue voire d'inondations majeures, que ce soit à la suite de la fonte printanière, à la suite d'orages estivaux intenses et localisés ou encore du passage de grands systèmes dépressionnaires automnaux, la vulnérabilité physique augmentera en raison des risques de dégâts structuraux associés au transport d'objets pouvant porter atteinte aux infrastructures.

Bien que les projections soient encore incertaines quant au frasil, sa formation pourrait être favorisée en hiver à la suite de l'augmentation des débits, accroissant le cas échéant la vulnérabilité physique des prises d'eau durant cette période de l'année.

4.2. Vulnérabilité aux microorganismes

Cette section est comparativement plus détaillée que celles se rapportant aux autres indicateurs de vulnérabilité. Cela se justifie par l'ampleur des connaissances acquises par la communauté scientifique, notamment à la suite des nombreuses épidémies d'origine hydrique ayant affecté les communautés urbaines et rurales, ce qui a mené à l'établissement de critères de traitement de l'eau potable principalement dictés par la vulnérabilité des systèmes aux microorganismes.

4.2.1. Contamination des sources d'eau potable aux microorganismes

La contamination microbiologique des eaux de surface est aussi bien présente dans les pays développés qu'en voie de développement et peut être définie comme étant une pollution d'origine humaine et/ou animale résultant de la présence de microorganismes pathogènes (virus, parasites, bactéries) qui constituent une menace pour la santé humaine ou animale. Une étude de Payment et al. (2000) a démontré la présence de pathogènes (*Cryptosporidium*, *Giardia*, virus entériques) et d'indicateurs fécaux (coliformes, *Clostridium perfringens*) dans toutes les eaux brutes de 45 usines à des concentrations variées. Plus récemment, des études menées dans la Grande Région de Montréal et en bassin agricole ont démontré la prévalence de *Cryptosporidium*, *Giardia* et de virus entériques suivant des épisodes de pluies (>20 mm en 24h) et de fonte de neige aux prises d'eau brute. Les concentrations en microorganismes pathogènes augmentaient significativement à la suite de ces événements météorologiques locaux (Sylvestre et al., 2020 ; Sylvestre et al., soumis). Une autre étude récente rapporte également les épisodes pluvieux comme étant des prédicteurs de la présence de *Campylobacter* dans plusieurs lacs au Québec (Guy et al., 2018).

Les événements de contamination microbiologique de l'eau entraînent des risques en matière de santé publique et sont à l'origine de restrictions d'approvisionnement en eau potable et d'usage des eaux récréatives (MDDEP, 2012; Santé Canada, 2012). Sur le continent nord-américain, les précédents événements de contamination microbiologique d'eau brute soulignent la vulnérabilité des systèmes d'approvisionnement en eau potable aux microorganismes (Hrudey et al., 2003; Madoux-Humery et al., 2016; Payment et al., 2000; Stirling et al., 2001). Parmi les microorganismes pathogènes à l'origine d'épidémies hydriques en Amérique du Nord figurent les protozoaires parasites *Cryptosporidium* et *Giardia*, les bactéries *E. coli* O157:H7, *Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella* et des virus entériques tels que les norovirus et les rotavirus (Guzman-Herrador et al., 2015). Faute d'être en mesure d'éliminer tous les

contaminants microbiens entrant dans l'usine durant des périodes de vulnérabilité accrue (pluies intenses, fonte des neiges), les systèmes de production d'eau potable ont indirectement été responsables d'épidémies de maladies d'origine hydrique majeures au cours des dernières décennies (Thomas et al., 2006). Pour certaines, les conséquences économiques et sanitaires ont eu des effets sans précédent, telle l'écllosion de cryptosporidiose de Milwaukee (États-Unis) de 1993 ayant affecté plus de 400 000 personnes et causé le décès d'une centaine (Mac Kenzie et al., 1994). Au Canada, l'épidémie de North Battleford en Saskatchewan ou encore celle de Walkerton en Ontario comptent sans aucun doute parmi les événements de contamination fécale des sources d'eau potable les plus marquants. Au printemps 2000, le système d'approvisionnement en eau potable de la ville de Walkerton fut contaminé par les bactéries *Escherichia coli* O157:H7 et *Campylobacter jejuni*, conduisant aux décès de sept personnes, outre d'avoir rendu malades plus de 2300 personnes. La source de contamination a été clairement identifiée comme étant du fumier de bovins d'une ferme voisine répandu sur les champs et lessivé à la suite des fortes pluies qui ont précédé l'évènement de contamination (Hrudey et al., 2003).

Bien que dans nos pays développés, l'optimisation des procédés de traitement de l'eau potable ait permis de réduire de manière considérable le risque associé à la présence de ces pathogènes dans l'eau potable, les charges en pathogènes dans la source pourraient être amenées à augmenter dans un contexte de changements climatiques, notamment à cause de l'augmentation de la fréquence des événements hydrométéorologiques extrêmes (Khan et al., 2015).

Le risque d'épidémies hydriques reste donc présent et pourrait augmenter de manière significative en cas de conjoncture entre une pointe de contamination microbienne dans la source et une défaillance dans le système de traitement de l'eau potable, ce qui a été la cause d'épidémies majeures par le passé. Au-delà des épidémies, qui impliquent un nombre minimal de personnes atteintes au sein de la population, les cas sporadiques sont généralement plus difficiles à quantifier, mais contribuent pourtant aussi de manière significative au fardeau de maladies gastro-intestinales (GI) (Bylund et al., 2017).

4.2.2. Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

Le MELCC propose deux méthodes pour évaluer la vulnérabilité aux microorganismes, selon la quantité et la régularité des données de suivi des concentrations d'*E. coli* dans l'eau brute acquises pour l'ensemble de la période couverte.

Méthode 1

Cette méthode se base sur les résultats des suivis des concentrations d'*E. coli* dans l'eau brute en vertu du RQEP sur une période de cinq (5) années consécutives et le niveau de vulnérabilité est établi selon les critères présentés au tableau 2 ci-dessous.

Méthode 2

En absence de données en nombre suffisant pour la période couverte, le niveau de vulnérabilité est considéré comme étant faible si « il n'existe, dans le bassin versant du site de prélèvement, aucune agglomération desservie par un réseau d'égout unitaire ou pseudo-domestique, aucun établissement d'élevage, aucune industrie de transformation alimentaire ni aucun autre établissement susceptible de rejeter des microorganismes pathogènes ou indicateurs d'une contamination d'origine fécale dans le cours d'eau ». En revanche, dans le cas où i) les rives de l'aire de protection immédiate¹ sont situées en totalité dans un milieu urbanisé, ou encore ii) si « il y a, dans les aires de protection immédiate ou intermédiaire, au moins un ouvrage de surverse d'un réseau d'égout unitaire ou pseudo-domestique susceptible de rejeter des eaux usées non traitées ou partiellement traitées en période d'orage, de pluie prolongée ou de fonte des neiges », le niveau de vulnérabilité est considéré comme étant élevé. Dans les autres cas, le niveau de vulnérabilité est considéré comme étant moyen (MELCC, 2018).

Tableau 2. Critères permettant de déterminer le niveau de vulnérabilité aux microorganismes sur base de la méthode 1 (MELCC, 2018).

Concentration en bactéries <i>E. coli</i> (période de cinq années consécutives)	Niveau de vulnérabilité
Médiane < 15 UFC/100 ml, et 95e percentile < 150 UFC/100 ml	Faible
Autres cas	Moyen
Médiane > 150 UFC/100 ml, ou 95e percentile > 1 500 UFC/100 ml	Élevé

¹ à l'intérieur de la bande de terre de 10 m incluse dans l'aire de protection immédiate.

4.2.3. Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité aux microorganismes

Les impacts des changements climatiques ne vont pas se limiter à l'aspect quantitatif des eaux de surface, tel que cela a été illustré dans la section précédente. Ces derniers vont aussi modifier la qualité microbiologique des eaux de surface (Delpla et al., 2009). Les communautés autochtones de microorganismes se succèdent au fil des saisons (ex. Cruaud et al., 2019). Il en va de même pour des microorganismes allochtones, dont l'apport via des sources humaines et/ou animales fluctue durant l'année. Aussi, les épidémies de maladies d'origine hydrique et événements de contamination répertoriés en grand nombre durant les dernières décennies sont apparus à des périodes précises de l'année, ce qui a mené la communauté scientifique à étudier l'influence des facteurs hydroclimatiques. Les principaux facteurs retenus sont la température, les précipitations et les vitesses d'écoulement des eaux de surface (Boxall Alistair et al., 2009; Charron et al., 2004; Curriero et al., 2001; Jalliffier-Verne et al., 2017; Thomas et al., 2006). Il est à noter que les infrastructures de traitement d'eau existantes ont été conçues pour fonctionner sous certaines conditions hydroclimatiques (gamme des précipitations, température ambiante, couverture neigeuse, fonte des neiges, niveaux d'eau, etc.). Cependant, la fréquence et la gravité des événements extrêmes (sécheresse, inondations, précipitations, élévation du niveau de la mer) vont certainement affecter l'entrée et le comportement des microorganismes, dont les agents pathogènes dans l'eau de source et l'eau potable.

La **température** a un rôle dans les processus de dégradation, de survie et (re-)croissance des microorganismes pathogènes, tant sur les surfaces terrestres que dans les cours d'eau. De fait, la température influence significativement le risque de contamination microbiologique (Brookes et al., 2004; Delpla et al., 2009). Les basses températures favorisent la persistance des microorganismes pathogènes (Garzio-Hadzick et al., 2010; Mezrioui and Baleux, 1992), tandis que les températures plus élevées favorisent l'exposition des humains aux contaminants en raison d'une intensification des usages (sports et loisirs nautiques, etc.) et prélèvements des eaux de surface (consommation eau potable, irrigation) (Mailhot et al., 2008; Rousseau et al., 2004; Schijven and de Roda Husman, 2005; Sterk et al., 2016), et ce faisant, accroissent le risque de maladies GI d'origine hydrique. Ces propos sont à mettre en parallèle avec les résultats rapportés par Thomas et al. (2006) qui indiquent, qu'entre 1975 et 2001, 35% des épidémies répertoriées à l'échelle du Canada sont intervenues aux mois de l'année les plus chauds. Une étude récente menée dans une communauté autochtone au Nunavut trouve un lien entre une présence accrue de *Cryptosporidium* et *Giardia* dans des eaux entre 1 à 7 °C et des

températures ambiantes entre -1 et 5°C, suggérant une meilleure survie des parasites dans ces eaux. Les auteurs émettent l'hypothèse que les changements climatiques projetés pour les régions arctiques pourraient prolonger cette période et accroître la charge des eaux de surface en parasites pathogènes (Masina et al., 2019).

La température est un paramètre qui influence d'autres paramètres hydrométéorologiques, lesquels peuvent avoir des effets positifs ou négatifs sur le devenir des microorganismes dans l'eau. Ainsi, des températures élevées peuvent favoriser la multiplication de certains microorganismes, dont les cyanobactéries qui ultimement peuvent former des efflorescences potentiellement toxiques (Zamyadi et al., 2012). À l'inverse, des eaux plus chaudes favorisent l'activité métabolique des communautés vivantes dont celle de prédateurs de microorganismes comme le proto- et métazooplancton. Il faut donc rester prudent par rapport à l'effet de la température sur le devenir des microorganismes et il convient de la contextualiser avec d'autres paramètres environnementaux, surtout dans une perspective de changement climatique.

Les **précipitations** apparaissent comme l'un des facteurs climatiques prédominant sur le risque de contamination microbiologique (Dorner et al., 2007 ; Hofstra, 2011 ; Tornevi et al., 2014 ; Foulon et al., 2014 ; Burnet et al., 2014, 2019b). Des épisodes de pluie entraînent le lessivage des sols et peuvent causer des rejets d'eaux usées non traitées par le biais d'ouvrages de surverses et/ou de dérivations de stations d'épuration des eaux usées. Ces sources de contamination fécale diffuses et ponctuelles injectent des microorganismes potentiellement pathogènes dans l'environnement aquatique récepteur et peuvent faire augmenter significativement les charges en microorganismes pathogènes tels que les protozoaires *Giardia* et *Cryptosporidium* (Kistemann et al., 2002; Signor et al., 2005 ; Burnet et al., 2014, Sylvestre et al., in press) les bactéries pathogènes telles que *Campylobacter* et *E. coli* O157:H7 (Astrom et al., 2007, Guy et al., 2018) ou encore les virus entériques tels que les adénovirus et norovirus (Hata et al., 2014., Sylvestre et al., soumis). Guy et al. (2018) trouve que, parmi d'autres facteurs, la survenue d'une pluie dans les 24h précédant l'échantillonnage prédit la présence *Campylobacter* dans un lac récréatif. Dans un contexte de changement climatique, Tornevi et al. (2014) estime qu'avec l'augmentation projetée des épisodes de pluie, la qualité microbiologique de la rivière alimentant la ville de Gothenburg en eau potable serait amenée à se dégrader davantage. Une autre étude récente estime que l'augmentation des pluies affectera en effet le lessivage, flux de pathogènes et taux de dilution, ces effets individuels pourraient se contrebalancer pour produire un impact net relativement mineur sur la charge en pathogènes dans les eaux de surface (Sterk et al., 2016). Il est cependant important de bien comprendre que

ces constats sont difficilement extrapolables à d'autres situations en raison des spécificités locales et régionales de chaque bassin versant et ressource aquatique. Néanmoins, l'augmentation projetée de la fréquence des épisodes de précipitations extrêmes pourrait entraîner une augmentation de l'exposition à des pathogènes hydriques et entraîner des éclosons communautaires ou sporadiques (Curriero et al., 2001). Au Canada, Charron et al. (2005) détermine que les cumuls de précipitations sur 5 jours et l'intensité journalière maximale sont des paramètres déterminants pour prédire l'éclosion d'épidémies hydriques. Dans le Nunavut, Harper et al. (2011) trouvent qu'une augmentation significative des visites médicales pour des maladies GI 2 à 4 semaines après des apports en précipitations (neige ou pluie). Enfin, au Québec, une étude de Febriani et al. (2010) met en évidence un lien entre les précipitations et le risque de maladies GI parmi la population de régions rurales au Québec.

Les études de Mailhot et al. (2015) et Willems et al. (2012) indiquent toutes une corrélation positive entre le risque de déversements d'eaux usées non-traitées (via des ouvrages de surverse, dans le cas de réseaux d'égouts unitaires) et/ou d'apports d'eau de ruissellement provenant de surfaces urbaines, agricoles et d'élevage, et les événements de précipitations extrêmes caractérisés par une forte intensité et/ou par une hauteur d'eau précipitée importante. Cependant, il importe également de noter qu'aucune corrélation significative n'existe entre le nombre de surverses annuelles et les précipitations totales annuelles, en raison de la période printanière qui contribue à des déversements en période de temps sec à la suite de la fonte des neiges (Jalliffier-Verne et al., 2015). Dans la région des Grands Lacs, la fréquence des événements des débordements de surverses pourrait augmenter de 50% à 120% d'ici 2100 à la suite de l'intensification des régimes de précipitations sur le territoire (Patz et al., 2008). Bien que le volume cumulé sur 24h ou plus ainsi que l'intensité des précipitations soient des facteurs déterminants pour l'occurrence de microorganismes dans les eaux de surface, il est particulièrement important de distinguer des précipitations intenses survenant après une période sèche de celles survenant après une période humide. En effet, les concentrations en coliformes fécaux des eaux de surverse sont plus importantes à la suite d'une accumulation résultant d'une période prolongée de temps sec, ou du moins, d'événements de pluie ne permettant pas une remise en suspension des contaminants accumulés en surface ou dans les réseaux (Bernard et al., 2007). Les sédiments sont des réservoirs potentiels de microorganismes pathogènes qui y ont été déposés dans le temps, mais ils deviennent une source de contamination lors de leur remise en suspension (Dorner et al., 2006; Mohammed et al., 2019), comme cela peut être observé lors de pluies abondantes. Il en résulte des concentrations accrues en microorganismes pathogènes dans les eaux usées (mélangées aux eaux pluviales dans un réseau unitaire) rejetées

dans les eaux de surface (Garzio-Hadzick et al., 2010). Madoux-Humery et al. (2016) ont démontré que les concentrations en *E. coli* estimées au niveau des prises d'eau potable d'une rivière de la région de Montréal sont significativement supérieures en temps de pluie qu'en temps sec. Il reste cependant à clarifier dans quelle mesure les microorganismes déversés dans les ressources aquatiques sous ces conditions ont effectivement maintenu leur viabilité et infectiosité. En effet, selon les conditions environnementales, une rétention dans les sédiments peut prolonger leur taux de survie ou au contraire, l'affecter (Brookes et al., 2004). Aussi, il est important de noter que la plupart des études de survie ont été menées sur des indicateurs de contamination fécale tels que *E. coli* en raison des coûts et de la complexité des méthodes associés au suivi direct des pathogènes dans l'eau. Par conséquent, compte tenu des différences de survie inhérentes à la nature même des microorganismes, les conclusions sur les indicateurs fécaux ne s'appliquent pas forcément pour les pathogènes et la prudence reste donc de mise pour toute extrapolation.

Les événements de contaminations fécales (et d'éclosion de maladies GI) interviennent sous des conditions de **vitesse d'écoulement des cours d'eau** variées à travers l'année. D'une part, les faibles niveaux d'eau en étiages estivaux diminuent la capacité de dilution des cours d'eau et augmentent le temps d'écoulement, ce qui prolonge le temps d'exposition des microorganismes à des facteurs d'inactivation environnementaux. D'autre part, l'augmentation de vitesses d'écoulement, de même que la température froide des eaux de surface en crue printanière, ralentissent l'élimination des contaminants rejetés en rivière, bien que le pouvoir de dilution des cours d'eau augmente (Jalliffier-Verne et al., 2017 ; Burnet et al., 2019). Il en résulte que, sous ces deux conditions critiques, la probabilité de mesurer des concentrations élevées en microorganismes pathogènes au niveau des prises d'eau potable augmente (Jalliffier-Verne et al., 2015, 2017 ; Burnet et al., 2014, 2019b ; Sylvestre et al., 2020).

4.2.4. Périodes de vulnérabilité accrue

En tenant compte des projections actuelles pour l'hydraulicité des cours du Québec, et en ne considérant aucune modification des facteurs anthropiques à l'origine de cette contamination microbiologique (c-à-d une charge en microorganismes initiale identique sur les territoires en climat présent et futur), il est possible d'émettre les hypothèses suivantes en fonction des périodes de l'année.

- L'augmentation des débits hivernaux selon un consensus élevé (Côté et al., 2015), (résultant d'une augmentation de la température et des précipitations sous forme liquide) pourrait augmenter l'apport en microorganismes vers les eaux de surface destinées à la production d'eau potable.
- Une fonte printanière plus précoce et une hausse des précipitations printanières pourraient accroître les apports de contaminants vers les eaux de surface à cette période de l'année. Rapidement transportés vers les prises d'eau avec un temps d'inactivation insuffisant au regard de leur lente cinétique de dégradation, il pourrait s'ensuivre une possible augmentation des pointes de concentration. Par conséquent, dans des conditions où l'ampleur et la durée du couvert neigeux seront réduites, il est envisageable que des apports de contamination plus récente seront attendus en raison des cycles de gel/dégel plus fréquents et des précipitations sous forme liquide. Des résultats récents dans la rivière des Mille-Îles ont montré que des épisodes de fortes (>25 mm sur 24h) précipitations suivant une fonte locale entraînaient le rejet de volumes importants d'eaux usées non traitées dans la rivière, ayant pour conséquence une augmentation intermittente, mais significative de près de 1 log₁₀ des concentrations en pathogènes à la prise d'eau brute (Sylvestre et al., 2020).
- En été, le risque de stress hydrique augmentera à l'avenir (Côté et al., 2015 ; CEHQ, 2019). De même, des épisodes de précipitations estivales plus distancés à l'échelle temporelle, mais de plus forte intensité, conduiront à accroître les apports en contaminants vers les eaux de surface, car ils généreront davantage d'épisodes de déversements d'eaux usées non traitées en raison de la capacité limitée des infrastructures actuelles de contenir les eaux pluviales. Par la même occasion, la diminution des débits d'étiage réduira la capacité de dilution des cours d'eau, ce qui accroîtra la vulnérabilité des prises d'eau brute aux événements de contamination microbiologique. Toutefois, les faibles vitesses d'écoulement dans les cours d'eau pourraient favoriser l'inactivation des pathogènes en augmentant le temps de résidence dans la ressource. Dans les lacs, la stratification thermique plus prononcée et plus longue en été réduirait l'effet de dilution des eaux de ruissellement et pourrait permettre à celles-ci de court-circuiter la masse d'eau pour atteindre plus rapidement la prise d'eau brute (ces dernières étant généralement localisées en profondeur près de l'exutoire du lac/mur de barrage) (Brookes et al., 2005). Le réchauffement des températures estivales et l'augmentation du nombre de jours chauds favoriseront les usages récréatifs et les prélèvements d'eau. Par conséquent, le risque d'épidémies de maladies

d'origine hydrique par ingestion volontaire (eau de boisson, apports alimentaires via des organismes aquatiques contaminés à la suite de la bioconcentration, etc.) ou involontaire (activités récréatives, activités professionnelles en rapport avec le milieu aquatique, etc.) d'eau contaminée s'amplifiera également. Il importe toutefois de noter que ces prévisions ne prennent pas en considération une possible intensification de l'urbanisation, laquelle pourrait accentuer certains des impacts attendus des CC. Ce volet sera discuté dans la dernière partie de ce document.

- La tendance est à la hausse pour les précipitations automnales, tant dans leur volume que leur intensité, surtout pour le Sud du Québec, alors que les modèles s'accordent pour des augmentations modérées dans le Centre et le Nord du Québec (Côté et al., 2015). L'apport en microorganismes pourrait par conséquent augmenter dans les régions les plus urbanisées et densément peuplées de la province en raison de l'effet des précipitations sur les rejets d'eaux usées et le lessivage des terres agricoles. Notons cependant que l'augmentation des températures aura pour effet probable d'accroître la saison de croissance des végétaux, ce qui pourrait avoir un effet bénéfique, tant sur l'évapotranspiration que sur la retenue, du moins partielle, des eaux de ruissellement. Étant donné qu'en automne, les conditions météorologiques sont sous l'influence de grands systèmes, et qu'une augmentation de la fréquence des événements extrêmes (ouragans et tempêtes) est attendue en climat futur, le risque d'inondations augmentera durant cette saison également. Il est cependant important de prendre en compte l'augmentation du potentiel de dilution des rejets de pollution fécale et que facteur, en fonction des configurations du bassin versant et de la ressource en eau potable pourrait contrebalancer, du moins en partie, une augmentation de la charge en pathogènes dans l'eau.

En conclusion, les changements climatiques exerceront une pression supplémentaire sur la qualité microbiologique des eaux de surface et sur le risque pour la santé publique. Il est donc plausible de considérer une hausse de la vulnérabilité des prises d'eau potable, selon les saisons de l'année). Au risque microbiologique s'ajoutent les risques de dégâts physiques abordés plus tôt (bris, obstructions ou arrêts des prises d'eau potable pour cause de quantités d'ensablement (Bates et al., 2008; COBAMIL, 2014; Jiménez Cisneros et al., 2014). Finalement, la pression sur les prélèvements d'eau de surface au Québec s'amplifiera en climat futur. Cela sera d'autant plus marqué pour les petites installations de traitement d'eau potable, telles que celles qui alimentent des communautés rurales ou dans le Nord de la province, à cause du manque de

support et d'expertise techniques comparés aux systèmes de traitement centralisés (Delpla et al., 2011 ; Burton et al., 2016 ; Wang et al., 2018).

4.3. Vulnérabilité aux matières fertilisantes

4.3.1. Contamination sources d'eau potable aux matières fertilisantes

La présence de matières fertilisantes dans les eaux naturelles peut nuire à la production d'eau potable (MELCC, 2017). De manière indirecte, un excès de matières fertilisantes peut engendrer la prolifération d'algues et de cyanobactéries lorsque les conditions leur sont favorables (Delpla et al., 2009 ; Wright et al., 2014), ce qui peut considérablement nuire à l'efficacité des équipements de décantation et de filtration, libérer des toxines et occasionner des problèmes de goût et d'odeur (Wert et al. 2014 ; Zamyadi et al., 2012).

L'azote ammoniacal (NH_3 et NH_4^+) est une substance nutritive des végétaux, mais en réaction avec le chlore, il peut nuire à l'efficacité de la désinfection d'un système de traitement d'eau potable et conduire à la génération de sous-produits de désinfection, dont les chloramines (formées par la réaction du chlore avec l'ammoniac), qui peuvent générer des goûts et odeurs dans l'eau distribuée (Zamyadi et al., 2012).

En vertu de l'article 22.0.2 du Règlement sur la qualité de l'eau potable, tout système de distribution de catégorie 1 doit faire le suivi routinier du phosphore total dans l'eau brute à fréquence mensuelle, de mai à octobre. De plus, un registre doit être tenu afin de recenser les proliférations d'algues, de cyanobactéries ou de plantes aquatiques de même que les hausses suspectées ou mesurées d'azote ammoniacal ayant occasionné une défaillance d'une partie ou de l'ensemble du système de traitement.

4.3.2. Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité aux matières fertilisantes

Le MELCC propose trois méthodes pour évaluer le niveau de vulnérabilité d'un système aux matières fertilisantes (MELCC, 2017).

Méthode 1

Le niveau de vulnérabilité est évalué sur la base de la concentration moyenne de phosphore total mesurée dans l'eau brute sur une période de cinq années consécutives, de même que du type de milieu dans lequel se situe le site de prélèvement. Les niveaux de vulnérabilité sont déterminés tels que présentés dans le tableau 3.

Tableau 3. Seuils de phosphore total permettant de déterminer le niveau de vulnérabilité aux matières fertilisantes (méthode 1)

Type de milieu dans lequel est situé le site de prélèvement d'eau	Niveau de vulnérabilité		
	Élevé	Moyen	Faible
Lac	$\geq 20 \mu\text{g/L}$	$> 10 \mu\text{g/L}$ et $< 20 \mu\text{g/L}$	$\leq 10 \mu\text{g/L}$
Tout autre cours d'eau (fleuve et autres)	$\geq 50 \mu\text{g/L}$	$> 30 \mu\text{g/L}$ et $< 50 \mu\text{g/L}$	$\leq 30 \mu\text{g/L}$

Méthode 2

La seconde méthode se base sur les données historiques issues du registre et recensant le nombre d'événements associés à des proliférations d'algues, de cyanobactéries ou de plantes aquatiques ainsi qu'à des hausses suspectées ou mesurées d'azote ammoniacal. Les niveaux de vulnérabilité sont déterminés tels que présentés dans le tableau 4.

Tableau 4. Critères permettant de déterminer le niveau de vulnérabilité aux matières fertilisantes (méthode 2).

Nombre d'événements distincts répertoriés (période de cinq années consécutives)	Niveau de vulnérabilité
≤ 1	Faible
Entre 2 et 4	Moyen
≥ 5	Élevé

Méthode 3

Enfin, selon la méthode 3, un professionnel évalue le niveau de vulnérabilité sur la base de l'impact potentiel des activités anthropiques qu'il répertorie dans l'ensemble de l'aire de protection éloignée sur l'apport de matières fertilisantes dans les eaux prélevées. La présence d'activités représentant des sources de phosphore ou d'azote ammoniacal doit être prise en compte. Cette évaluation peut également tirer profit de toute autre donnée ou étude existante permettant de juger de la vulnérabilité des eaux exploitées par le prélèvement à l'étude (notamment des données provenant du Réseau-rivières et Réseau-fleuve du Ministère).

4.3.3. Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité aux matières fertilisantes

En climat futur, l'augmentation des températures va mener à l'augmentation des charges en matières fertilisantes dans les eaux de surface (Van Vliet and Zwolsman, 2008), à travers une augmentation de la minéralisation et des relargages d'azote, du phosphore et du carbone à partir de la matière organique des sols (Delpla et al., 2009). Cette hausse de température induira une baisse des concentrations en oxygène dans l'hypolimnion des lacs stratifiés, et aura pour conséquence de libérer du phosphore supplémentaire à partir des sédiments (Wilhelm and Adrian, 2008). À cela s'ajoute une intensification du lessivage des sols et de l'érosion en conséquence à des pluies plus abondantes en été et en automne, qui amplifieront l'introduction des matières fertilisantes dans les cours d'eau (Delpla et al., 2009). Ces effets seront d'autant plus marqués lorsqu'ils surviendront à la suite d'une période de sécheresse prolongée, compte tenu d'une réduction du pouvoir de dilution des rejets de matières fertilisantes dans les eaux réceptrices (Khan et al., 2015 ; Zwolsman and van Bokhoven, 2007 ; Van Vliet and Zwolsman, 2008). Des systèmes de prélèvement situés dans des lacs de barrage affectés par une baisse significative du niveau d'eau seraient particulièrement vulnérables durant les étiages sévères (Wright et al., 2004). Ces périodes de sécheresse estivales sont amenées à devenir plus longues et plus sévères au Québec à l'horizon 2050 (Côte et al., 2015) ; cela aurait pour conséquence de faire augmenter les concentrations en matières fertilisantes dans les cours d'eau (Mimikou et al., 2000 ; Wilby et al., 2006 ; Whiffin and Vigneswaran, 2009).

Dans une étude simulant à l'horizon 2050 les charges en matières fertilisantes libérées dans un bassin versant agricole au Sud du Québec, Goumbault et al. (2014) prédisent que, particulièrement en hiver, la charge en phosphore et en azote pourrait augmenter de 3 à 4 fois par rapport aux niveaux actuels. Cela s'expliquerait par une plus grande vulnérabilité des sols à l'érosion, à la suite d'un couvert neigeux moins épais, des précipitations liquides plus abondantes, des épisodes de fonte de neige plus fréquents en hiver et une fonte printanière devancée de plusieurs semaines. D'autres données canadiennes confirment cette tendance et viendraient compromettre les mesures de gestion entreprises pour réduire les charges en matières fertilisantes dans les cours d'eau (Crossman et al. 2012).

En climat futur, l'augmentation des températures risque également de donner un avantage compétitif aux cyanobactéries par rapport au phytoplancton, et d'amplifier le phénomène de développement de fleurs d'eau en été, car l'augmentation des flux de phosphore dans l'eau et le manque de circulation verticale au sein de la masse d'eau, favoriseront la croissance des

cyanobactéries (Jönhk et al., 2008). Combiné à un des effets néfastes des changements climatiques sur l'abondance du zooplancton, cela pourrait mener à des états turbides plus intenses dans les lacs, surtout lorsque ceux-ci sont peu profonds (Mooij et al., 2007). Les changements climatiques vont également mener au déplacement ou à la migration de nouvelles espèces de cyanobactéries s'acclimatant aux territoires situés au nord de leur distribution habituelle (Brient et al., 2008). Les conséquences sur la vulnérabilité des prises d'eau seraient réelles, sachant que de nombreuses espèces produisent des toxines dans l'eau et que leur traitement génère des sous-produits de désinfection, soulevant ainsi également des problèmes de goûts et odeurs dans l'eau distribuée (Zamyadi et al., 2012 ; Wert et al., 2014).

4.3.4. Périodes de vulnérabilité accrue

Sur base des connaissances actuelles, et des projections en climat futur au Québec, les périodes de vulnérabilité accrue seront les suivantes :

- En été, les étiages estivaux suivis de pluies abondantes représenteront des périodes de vulnérabilité accrue des prises d'eau, en raison du transport des charges considérables en matières fertilisantes remobilisées à partir des sols et des sédiments dans lesquels elles se seront accumulées au fil des épisodes d'étiage.
- Cela pourrait également se prolonger à l'automne compte tenu de la prolongation de la saison de croissance des végétaux et des épisodes de crues projetées pour cette saison à l'horizon 2050.
- En hiver, en raison également de l'augmentation de l'hydraulicité des cours d'eau et d'un décalage vers une dominance des précipitations sous forme liquide, des flux importants de matières fertilisantes seront observés dans les cours d'eau, ce qui aura pour conséquence d'exporter encore davantage de nutriments vers des lacs, et par conséquent favoriser encore plus le développement des cyanobactéries en saison estivale (laquelle s'avancera de plus en plus en raison de l'augmentation des températures et du devancement de la fonte printanière).

4.4. Vulnérabilité à la turbidité

4.4.1. La mesure de turbidité dans l'eau et sa signification

La turbidité désigne la teneur d'un fluide en matières qui le troublent. Dans les habitats aquatiques, elle est généralement causée par les matières en suspension et des matières colloïdales ou encore par des microalgues ou bactéries². En milieu urbain ou agricole, l'augmentation des valeurs de turbidité est généralement associée à une contamination microbiologique et en matières fertilisantes (MELCC, 2017). La turbidité est facilement mesurable à l'aide de méthodes optiques, pour lesquelles des appareils portatifs ou en ligne existent depuis longtemps. Ainsi, au sein des usines de traitement d'eau potable, ce paramètre routinier est mesuré en temps réel pour suivre l'évaluation temporelle de la qualité de l'eau à travers la chaîne de traitement. Bien que ce paramètre ne soit pas considéré comme étant un indicateur représentatif du risque sanitaire proprement dit (Jung et al., 2014), des études épidémiologiques ont néanmoins mis en évidence un lien entre la turbidité de l'eau potable et un risque accru de maladies GI endémiques (ex. Schwartz et al., 2000 ; Mann et al., 2007). Au Québec, Gilbert et al. (2006) rapportent un lien entre une augmentation de la turbidité à l'eau traitée et l'augmentation d'appels sur la ligne Info Santé du CLSC avec près de 2 semaines de décalage entre les deux événements. Toutefois, les prédictions futures doivent être combinées à d'autres paramètres hydrométéorologiques, de qualité d'eau et de données de traitement afin d'éviter d'éventuels biais méthodologiques (De Roos et al., 2017).

Lorsque mesurée dans l'eau brute, la turbidité permet de fournir une indication rapide des fluctuations de la qualité de l'eau. Ainsi, depuis le 14 février 2015, selon l'article 2 du RQEP, tout système de distribution municipal alimenté par un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 doit réaliser le suivi en continu de la turbidité dans l'eau brute (RQEP, article 2). En effet, les débordements de réseaux d'égout, l'érosion des sols et le ruissellement des eaux urbaines et des parcs industriels peuvent engendrer des fluctuations de la qualité microbiologique et de la turbidité de l'eau brute et représenter une menace pour l'intégrité de la chaîne de traitement de l'eau (MELCC, 2017 ; Burnet et al., 2019b). Des valeurs élevées de turbidité dans l'eau brute peuvent par la suite mener à des défaillances techniques susceptibles d'affecter la qualité de l'eau produite. Enfin, une augmentation de la turbidité, liée à une concentration élevée de matières en suspension, peut contribuer à la vulnérabilité physique du site de prélèvement, tel que mentionné plus haut dans la section 5.1.

² WHO Fact sheet 2.33 (https://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/emergencies/fs2_33.pdf)

4.4.2. Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité à la turbidité

Deux méthodes sont proposées par le MELCC pour évaluer la vulnérabilité liée à la turbidité des eaux exploitées. La méthode 1 peut être utilisée uniquement pour les prélèvements auxquels sont associées des données régulières de suivi des concentrations de turbidité dans l'eau brute, notamment ceux faisant l'objet d'exigences du RQEP.

La méthode 2 est quant à elle principalement destinée aux prélèvements présentant une absence ou un faible nombre de données de turbidité dans l'eau brute. Le MELCC considère néanmoins que le responsable d'un prélèvement visé par la méthode 1 peut également, s'il le souhaite, évaluer la vulnérabilité de son prélèvement selon la méthode 2 tant qu'il retient le résultat le plus élevé des deux en termes de vulnérabilité de la prise d'eau à la turbidité.

Méthode 1

Selon la méthode 1, le niveau de vulnérabilité est élevé si, durant une période de cinq années consécutives, le 99^e percentile des données d'eau brute recueillies dépasse 100 UTN (unités de turbidité néphélométrique). Autrement, le niveau de vulnérabilité est faible.

Méthode 2

Cette méthode requiert qu'un professionnel évalue l'impact potentiel des caractéristiques naturelles du bassin versant et des activités anthropiques qui s'y exercent sur la turbidité des eaux prélevées. Cette évaluation du niveau de vulnérabilité peut, le cas échéant, tirer profit de l'expérience du personnel en place et des données récoltées ou des observations effectuées pour d'autres prélèvements d'eau situés à proximité dans le même plan d'eau. De plus, elle peut aussi tenir compte de toute autre donnée ou étude existante pertinente (MELCC, 2017).

4.4.3. Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité à la turbidité

La turbidité des cours d'eau est étroitement associée à leur hydraulité et les pluies et débits élevés sont généralement synonymes de turbidités élevées (Goransson et al., 2013). Ainsi les turbidités élevées sont généralement observées durant la saison humide, lorsque les ruissellements d'eau de pluie et/ou de fonte de neige transportent des sédiments vers les cours d'eau récepteurs et lorsque les débits et la turbulence des cours d'eau ne permet pas aux matières colloïdales de sédimenter (Edokpayi et al., 2015 ; Burnet et al., 2019b). En été, les efflorescences de cyanobactéries peuvent néanmoins également être à l'origine de turbidités

élevées dans la ressource aquatique (Whiffin and Vigneswaran, 2009). Enfin, des augmentations de la turbidité peuvent être observées dans les cours d'eau en aval de lacs de barrage (Ling et al., 2017).

En climat futur, l'augmentation de l'hydraulicité des cours d'eau et de la fréquence des événements extrêmes (inondations, feux de forêts, etc.) augmente la probabilité d'observer des valeurs élevées de turbidité dans les ressources aquatiques, ce qui aura pour conséquence d'exercer des pressions supplémentaires sur les systèmes de traitement d'eau potable (Longfield and Macklin, 1999 ; Lane et al., 2007 ; Towler et al., 2010 ; Tornevi et al., 2014). Un système de prélèvement d'eau de surface alimenté par plusieurs rivières et réservoirs et desservant près de 4 millions de personnes en Australie a dû faire face à de fortes hausses de turbidité à la suite d'une période de sécheresse accompagnée de feux de forêts et suivie par une tempête en 2007. Cette combinaison d'événements a engendré des pointes de turbidité de 50-100 UTN, bien au-dessus des valeurs habituellement mesurées (<2 UTN), menant à la fermeture de certains points d'alimentation et au recours à des sources alternatives (Wright et al., 2014).

Sur base des projections hydrologiques en climat futur pour le Québec, comme présenté dans la section 3 de ce rapport, il faut donc s'attendre à une augmentation du transport de sédiments menant à la hausse des valeurs de turbidité au cours de l'année. Par exemple, l'augmentation des débits hivernaux va entraîner une hausse de la turbidité des cours d'eau. Samal et al. (2013) modélisent les débits et la turbidité à l'horizon 2046–2065 et 2081–2100 dans le Ashokan Reservoir, NY et projettent une hausse de 12 à 20% du débit moyen hivernal accompagnée d'une hausse de 11 à 17% de la turbidité.

Ailleurs, des études ont modélisé l'effet des changements climatiques sur les prises d'eau en milieu lacustre. En effet, la perturbation de la stratification thermique des lacs et réservoirs, laquelle détermine le devenir et le transport de panaches turbides qui entrent à la suite de précipitations, aura des répercussions sur la vulnérabilité des prises d'eau en climat futur. Par exemple, Lee et al. (2015) prévoient que la circulation des panaches turbides entrant dans un réservoir en Corée du Sud serait moins soumise à un mélange avec les eaux plus profondes de l'hypolimnion, rallongeant ainsi la période durant laquelle les niveaux de turbidité seraient critiques (>50 NTU) pour la production d'eau potable de 33 et 49 jours à l'horizon 2050 et 2100, respectivement, en comparaison à ceux de 2010. Les auteurs concluent que de telles informations seront utiles à l'avenir pour déterminer la profondeur optimale des prélèvements en vue d'éviter les masses d'eau impactées par les fortes turbidités. Néanmoins, ces mesures ne pourraient pas suffire dans le cas d'événements extrêmes comme les inondations. En Asie du Sud-Est par exemple, la saison des typhons est source d'inondations et de turbidités

particulièrement élevées dans les cours d'eau (Lee et al., 2016), pouvant mener à des périodes de turbidité extrême, qui, en dehors de la période de stratification des lacs, conduirait à une colonne d'eau présentant de manière homogène des valeurs de turbidité critiques pour le traitement de l'eau potable (Park et al., 2018). Bien que le Québec soit épargné de tels phénomènes climatiques majeurs, les résultats de ces études sont toutefois utiles pour appréhender l'effet de l'augmentation de la turbidité dans les systèmes riverains et lacustres en automne, lorsque les régimes hydriques sont influencés par les grands systèmes météorologiques (ex. queues d'ouragans).

Les feux de forêts sont d'autres événements déterminants pour l'évolution de la qualité de l'eau drainée par les territoires affectés et ils ont des conséquences à long terme sur les cours d'eau telle que la hausse annuelle des charges sédimentaires (Emelko et al., 2016; Smith et al., 2011), Aussi, l'augmentation de l'érosion des sols due aux feux de forêt peut accroître la sédimentation dans les réservoirs d'eau potable (Moody and Martin, 2004; Smith et al., 2011), donc perturber l'approvisionnement en eau potable (Robinne et al., 2018). Les changements climatiques futurs modifieront le régime des feux au Québec, avec néanmoins de fortes disparités régionales à l'échelle du Québec (Lajoie and Portier, 2017). Considérant les multiples facteurs du régime des feux et les boucles de rétroaction, les projections sur l'activité future des feux de forêt au Québec sont très incertaines (Terrier et al., 2013), et l'interprétation des résultats doit se faire avec une certaine prudence (Lajoie and Portier, 2017). Néanmoins, dans les régions qui seront affectées par une hausse de la fréquence et/ou de l'ampleur des feux de forêts, des hausses de turbidité sont à attendre pour les systèmes de prélèvement.

Enfin, dans le Nord du Québec, des pointes de turbidité plus importantes et plus longues pourraient survenir en climat futur en été en réponse à des périodes de température de l'air élevée, surtout en régime estival. Le dégel rapide de la couche active déclencherait des glissements de terrain qui auraient comme conséquence d'augmenter l'érosion et la production de sédiments dans le réseau hydrologique (Jolivel et Allard, 2017).

4.4.4. Périodes de vulnérabilité accrue

Sur base des conditions hydrométéorologiques menant à des hausses de turbidité dans les cours d'eau, les périodes de vulnérabilité accrue pour les prises d'eau potable seront les suivantes :

- En hiver, l'augmentation des débits, accompagnée par une hausse du régime des précipitations liquides dans le Sud du Québec pourrait entraîner une hausse de la turbidité des cours d'eau. En revanche, la diminution prévue des débits de crue

printanière pourrait annoncer une réduction concomitante de la turbidité au printemps et en été (Samal et al., 2013).

- Les étiages plus sévères en régime estival vont affecter de manière substantielle la capacité de dilution des cours d'eau lors d'intrusions de masses d'eau turbides issues d'affluents ou de rejets d'eaux usées non traitées. Cette période pourrait par conséquent amener des conditions de turbidité critiques pour les prises d'eau en cas de fortes pluies qui lessivent les sols. Ce phénomène sera exacerbé dans des régions ravagées par de récents feux de forêts en absence d'un couvert végétal capable de limiter l'érosion des sols.
- Enfin, l'augmentation des débits de pointe de crue automnale pourrait également mener à des hausses de turbidité, en particulier lors d'inondations. Malgré la difficulté à estimer les projections sur les tempêtes et ouragans au Québec, il semble admis que les quantités de précipitations amenées par ces cyclones post-tropicaux devraient augmenter (Bengtsson et al., 2009 ; Côté et al., 2015; Knutson et al., 2013), Ainsi, la vulnérabilité des prises d'eau potable du Québec aux évènements de contamination extrêmes et risques physiques sera davantage accentuée en climat futur durant ces périodes.

4.5. Vulnérabilité aux substances inorganiques

4.5.1. Contamination des eaux potables aux substances inorganiques

Les substances inorganiques faisant l'objet de normes de qualité dans le RQEP sont des substances susceptibles de se trouver dans l'eau potable à des concentrations pouvant présenter des risques pour la santé (MELCC, 2018). Par exemple, la contamination des sources d'eau potable par des métaux comme l'arsenic représente une menace sérieuse pour la santé publique en raison de leur toxicité (carcinogène et non-carcinogène), bioaccumulation et persistance dans l'environnement (Chowdhury et al., 2016). Ces substances se retrouvent dans les cours d'eau à proximité d'activités minières à travers le monde, mais aussi autour d'autres activités anthropiques telles que le trafic routier, l'agriculture, et des secteurs industriels mixtes tels que la pétrochimie, ou la métallurgie. Dans les pays industrialisés tels que le Canada, les métaux lourds peuvent être relargués dans les eaux de surface par le biais d'effluents traités, mais également non-traités (Vareda et al., 2019). L'arsenic a été rapporté dans les eaux potables et les sources d'eaux souterraines de plusieurs pays dans le monde, dont le Mexique, l'Arabie Saoudite, l'Inde ou encore la Chine (ex. Rajeshkumar et al., 2018 ; Alidadi et al., 2019). Les métaux lourds ainsi que d'autres substances non-métal sont susceptibles de se trouver dans l'eau potable à des concentrations pouvant présenter des risques pour la santé. Par exemple, en raison d'une exposition chronique à l'arsenic par la consommation journalière de 1 L d'eau potable contenant des doses d'arsenic de $50 \mu\text{g L}^{-1}$, le risque de cancer augmente, il en est de même pour problèmes cutanés et respiratoires qui augmentent à partir d'une dose d'As de $0.0012 \text{ mg/kg/jour}$ en provenance de l'eau potable (Chowdhury et al., 2016).

L'indicateur de vulnérabilité du MELCC reprend 11 substances inorganiques visées à l'article 14 du RQEP, et généralement associées à la source. Ces substances inorganiques incluent des métaux et métalloïdes regroupés sous le terme de « métaux lourds » (densité $>4\text{g/cm}^3$) dont l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, le chrome, ou encore le mercure. D'autres substances inorganiques visées par le RQEP incluent l'uranium, le sélénium, les cyanures, les fluorures, le bore et le baryum (MELCC, 2017).

4.5.2. Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

Le suivi annuel des 11 substances inorganiques est obligatoire dans l'eau mise à la disposition des utilisateurs de systèmes de distribution desservant plus de 20 personnes (article 14 du

RQEP). Deux méthodes d'évaluation de la vulnérabilité aux substances inorganiques sont proposées par le MELCC. La méthode 1 peut être utilisée uniquement pour les prélèvements auxquels sont associées des données régulières de suivi des concentrations de substances inorganiques dans l'eau distribuée, notamment ceux faisant l'objet d'exigences du RQEP.

À l'instar de la turbidité, la méthode 2 est quant à elle principalement destinée aux prélèvements présentant une absence ou un faible nombre de données sur l'occurrence des substances inorganiques. Le MELCC considère néanmoins que le responsable d'un prélèvement visé par la méthode 1 peut également, s'il le souhaite, évaluer la vulnérabilité de son prélèvement selon la méthode 2 tant qu'il retient le résultat le plus élevé des deux en termes de vulnérabilité de la prise d'eau aux substances inorganiques (MELCC, 2017).

Méthode 1

La méthode 1 évalue le niveau de vulnérabilité sur base des résultats des suivis des substances inorganiques effectués en vertu de l'article 14 du RQEP pendant cinq années consécutives. Chacun des résultats obtenus durant cette période est comparé à la norme applicable et le niveau de vulnérabilité est déterminé par la proportion que représentent les concentrations maximales observées par rapport à cette norme (Tableau 5).

Tableau 5. Critères permettant de déterminer le niveau de vulnérabilité aux substances inorganiques (méthode 1)

Niveau de vulnérabilité	Résultats obtenus pour au moins une substance*
Élevé	Deux résultats ≥ 50 % de la norme applicable
Moyen	Deux résultats entre 20 et 50 % de la norme applicable Ou Un résultat entre 20 et 50 % et un résultat ≥ 50 % de la norme applicable
Faible	Tous les autres cas

*Pour une même substance, au moins deux concentrations au-delà de 20 % de la norme applicable doivent être observées afin de considérer un niveau de vulnérabilité moyen ou élevé.

Méthode 2

La méthode 2 évalue quant à elle le niveau de vulnérabilité en fonction du pourcentage de la superficie terrestre de l'aire de protection intermédiaire (bandes de terre de 120 m) qui est utilisée par les secteurs d'activité industriel, commercial et agricole (Tableau 6).

Tableau 6. Critères permettant de déterminer le niveau de vulnérabilité aux substances inorganiques (méthode 2)

Niveau de vulnérabilité	Rapport entre la superficie totale utilisée par les secteurs d'activités visés et la superficie totale des bandes de terre de 120 m comprises dans l'aire de protection intermédiaire
Élevé	$\geq 50 \%$
Moyen	Entre 20 et 50 %
Faible	$\leq 20 \%$

4.5.3. Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité aux substances inorganiques

Les étiages et les inondations seront les phénomènes principaux qui affecteront directement la qualité de l'eau et la charge en substances inorganiques par effet de concentration ou de dilution des substances dissoutes. Ainsi, les étiages peuvent affecter de manière significative les concentrations de substances inorganiques, bien que la tendance varie selon la substance considérée (Delpla et al., 2009). Par exemple, Van Vliet and Zwolsman (2008) rapportent l'effet de deux étiages historiques sur les charges en substances inorganiques dont les métaux lourds et métalloïdes dans les eaux de la Meuse aux Pays-Bas. Ainsi, alors que les concentrations de baryum et de sélénium augmentaient en étiages sévères, celles de métaux lourds à forte affinité d'adsorption sur les matières en suspension tels que le chrome, le mercure ou encore le cadmium diminuaient. De telles réductions avaient déjà été observées auparavant aux États-Unis, à la suite d'une possible réduction des lixiviats et lessivages des sols ainsi qu'une plus faible concentration en matières en suspension en conditions d'étiage (Mulholland et al., 1997). En revanche, les substances inorganiques adsorbées sur des matières en suspension seraient davantage amenées à sédimenter dans des cas de faibles débits et longs temps de séjour. Les conclusions d'études divergent notamment en raison de la nature des substances considérées et des conditions dans lesquelles elles sont (re-)mobilisées et transportées dans les milieux aquatiques (Delpla et al., 2009). L'augmentation des températures pourrait aussi contribuer à faire augmenter les concentrations en éléments traces, dont des métaux lourds, dans les eaux de surface en régions caractérisées par des roches métamorphiques, à la suite de la libération de substances inorganiques issues de ces roches durant la fonte des glaciers (Thies et al. (2007). Des métaux se sont accumulés avec le temps dans les sols et sédiments en conséquence aux transports ainsi qu'aux activités agricoles, industrielles et minières du siècle dernier (Longhead

and Mackline, 1999 ; Toth et al., 2016) et ils pourraient être davantage remobilisés suivant les tempêtes et inondations (Withehead et al., 2009 ; Yard et al., 2014) ou encore par l'intensification des échanges dynamiques entre les premières couches de sol et les eaux souterraines (Jarsjo et al., 2020). Enfin, la fonte du pergélisol pourrait également entraîner la mobilisation des substances inorganiques (Brazeau et al., 2013).

Les forêts peuvent constituer des puits pour la pollution de l'air (ex. métaux lourds) et les feux de forêts pourraient par conséquent libérer d'importantes quantités de ces polluants dans les eaux drainées par les territoires affectés (Khan et al., 2015). Les concentrations d'éléments traces tels que le cadmium a ainsi près de triplé dans les eaux d'un bassin versant près de Los Angeles suivant un feu de forêt (Burke et al., 2013).

4.5.4. Périodes de vulnérabilité accrue

- Les crues et inondations seront, à l'instar d'autres indicateurs de vulnérabilité abordés plus haut dans ce rapport, des facteurs contribuant à la mobilisation de substances inorganiques dans les cours d'eau (Yard et al., 2014).
- Les étiages estivaux quant à eux contribueront à augmenter les concentrations des substances inorganiques n'ayant pas (ou peu) d'affinité d'adsorption avec la matière en suspension des cours d'eaux, ce qui les empêcherait de sédimenter malgré des temps de résidence plus longs.

4.6. Vulnérabilité aux substances organiques

4.6.1. Contamination des sources d'eau potable aux substances organiques

Les substances organiques rejetées dans les eaux de surface sont directement associées à l'activité humaine (sources urbaines, agricoles, industrielles) et elles peuvent parfois se retrouver dans l'eau potable (vanWezel et al., 2017 ; MELCC, 2017).

Parmi ces substances chimiques, on retrouve des pesticides, des retardateurs de flamme, ou encore des conservateurs alimentaires. Le RQEP exige un suivi régulier de 31 substances les plus susceptibles d'être retrouvées à des concentrations pouvant présenter un risque à long terme pour la santé. De même, en vertu de l'article 19 du RQEP, les systèmes de distribution desservant plus de 5 000 personnes doivent obligatoirement effectuer le suivi trimestriel de 16 pesticides et de 16 autres substances organiques dans l'eau potable. Aucune mesure dans l'eau brute n'est requise. Or, ces substances se retrouvent dans les cours d'eau et lacs en concentrations inquiétantes.

Bien que le lessivage de terres soit une voie d'introduction des pesticides dans les cours d'eau, il ne faut pas oublier pour autant que la propagation atmosphérique représente une autre voie pouvant dominer dans certains cas (Donald et al., 2007). Ces substances peuvent également, à partir d'eaux de surface, contaminer les sources d'approvisionnement souterraines (Lissemore et al., 2006). L'élimination de ces substances par les traitements de l'eau conventionnels peut varier d'une usine à une autre et d'année en année (Donald et al., 2007).

D'autres substances organiques qui ne sont pas reprises dans le RQEP concernent les composés perfluorés, une famille de substances chimiques caractérisées par une chaîne d'atomes de carbone saturés de fluor et possédant un groupement fonctionnel variable (Berrymann, 2012). Parce qu'ils réagissent peu avec l'eau, les graisses et d'autres produits chimiques, les composés perfluorés sont utilisés dans la fabrication d'enduits protecteurs, appliqués sur un grand nombre de biens de consommation (ex. Teflon, GoreTex). Leurs propriétés tensioactives sont aussi exploitées dans des mousses extinctrices et des détergents. Les biens de consommation enduits de composés perfluorés seraient les principales sources de ces substances dans l'environnement, à la suite de l'usure progressive de l'enduit ou lors de la dégradation du produit de consommation dans les décharges. Scott et al. (2009) ont mesuré les composés perfluorés dans 38 cours d'eau au Canada et les ont essentiellement détectés à proximité des agglomérations urbaines. Au Québec, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) a réalisé un suivi annuel (avril 2007 à mars 2008) des composés perfluorés dans certains cours d'eau du Québec méridional ainsi que

dans l'eau de consommation produite à des stations d'eau potable. Ces composés ont aussi été analysés lors d'un autre suivi, réalisé en 2009, qui visait la mesure de plusieurs contaminants émergents dans le fleuve Saint-Laurent (Berrymann, 2012). Ces suivis ont montré que les composés perfluorés étaient présents en quantités mesurables dans les cours d'eau du Québec méridional. Le PFOA (acide perfluorooctanoïque), le PFOS (perfluorooctanesulfonyle), le PFNA (acide perfluorononanoïque) et le PFUDA (acide perfluoroundécanoïque) ont été détectés dans respectivement 68, 46, 33 et 10 % des échantillons prélevés. D'autres composés dont le PFHxS (Perfluorohexane sulfonate) ont été détectés à l'occasion. Les concentrations les plus élevées (entre 30 et 100 ng/L) ont été mesurées en Montérégie dans la rivière Yamaska, en aval de Farnham et Saint-Hyacinthe, ainsi que dans la rivière le Renne, en aval d'Acton Vale. Ailleurs, les concentrations mesurées variaient d'inférieures aux limites de détection à 10 ng/L (Berrymann, 2012).

4.6.2. Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

Deux méthodes peuvent être utilisées ; soit uniquement pour les prélèvements desservant un système de distribution disposant de données régulières de suivi des concentrations de substances organiques dans l'eau distribuée (notamment ceux faisant l'objet d'exigences du RQEP), soit pour les prélèvements présentant une absence ou un faible nombre de données. Le responsable d'un prélèvement visé par la méthode 1 peut également évaluer la vulnérabilité de son prélèvement selon la méthode 2 à partir du moment où le degré de vulnérabilité le plus élevé des deux est retenu.

Méthode 1

Le niveau de vulnérabilité est établi sur la base des résultats des suivis des substances organiques effectués en vertu de l'article 19 du RQEP pendant cinq années consécutives. Chacun des résultats d'analyse obtenus durant cette période est comparé à la norme applicable pour ce paramètre et le niveau de vulnérabilité est déterminé en fonction des proportions que représentent les concentrations maximales observées par rapport aux normes applicables. Les critères d'évaluation des niveaux de vulnérabilité sont identiques à ceux présentés au tableau 5.

Méthode 2

Selon cette méthode, le niveau de vulnérabilité dépend du pourcentage de la superficie terrestre (bandes de terre de 120 m) de l'aire de protection intermédiaire utilisée par les secteurs

d'activité industrielle, commerciale et agricole. Sur la base des rôles d'évaluation foncière et des affectations du sol définies dans les plans d'urbanisme, les superficies utilisées par les différentes activités sont calculées. Les critères d'évaluation des niveaux de vulnérabilité sont identiques à ceux présentés au tableau 6.

4.6.1. Impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité des sources d'eau potable aux substances organiques

Les changements dans les températures, ainsi que les dynamiques saisonnières et l'intensité des précipitations ou encore l'humidité des sols va affecter le comportement et le devenir des pesticides dans l'environnement et pourrait ainsi contrecarrer les mesures entreprises pour mitiger la pollution à ces substances (Probst et al., 2005 ; Bloomfield et al., 2006 ; Lennartz and Louchart, 2007 ; Saha et al., 2019). Une étude récente de Sierps et al. (2017) estime que les concentrations de pointe de plusieurs substances dont le glyphosate, la carbamazépine ou encore l'acesulfame pourraient augmenter d'un facteur 2 à 4 pendant des étiajes persistants le Rhin et la Meuse aux Pays-Bas. Cela compromettrait leur élimination complète dans la chaîne de traitement d'eau potable en conditions d'étiajes critiques. Les changements dans les cycles de gel-dégel vont affecter l'adsorption des pesticides et par la même occasion leur dégradation naturelle et transport dans l'environnement (Saha et al., 2019). Enfin, la vulnérabilité accrue des cultures aux aléas climatiques pourrait amplifier l'utilisation et le rejet de pesticides dans les ressources aquatiques.

4.6.2. Périodes de vulnérabilité accrue

- Les crues et inondations seront, à l'instar d'autres indicateurs de vulnérabilité abordés plus haut dans ce rapport, des facteurs contribuant à la mobilisation de substances organiques, dont les pesticides et produits pharmaceutiques dans les cours d'eau (Bloomfield et al., 2006 ; Lennartz and Louchart, 2007).
- Les étiajes estivaux quant à eux contribueront à augmenter les concentrations des substances organiques dans l'eau (Sierps et al. 2017).

5. Impacts des changements climatiques en interaction avec les changements globaux sur la qualité de l'eau

L'impact potentiel du développement socio-économique futur et le changement climatique sur la qualité de l'eau des rivières et des lacs est une préoccupation majeure. La combinaison entre les moteurs du changement climatique tels que l'augmentation des températures et le changement du régime des précipitations et des facteurs socio-économiques tels que la croissance de la population humaine et animale et les changements d'utilisation des sols continueront d'affecter les débits et la qualité de l'eau dans les systèmes fluviaux à l'échelle mondiale (Whitehead et al., 2015 ; Jin et al., 2015). Plusieurs études indiquent en effet que le contexte démographique (consommation d'eau, consommation de substances pharmaceutiques, etc.) ainsi que l'occupation du territoire seraient des moteurs majeurs pour des changements dans les charges en contaminants dans les eaux de surface (Longfield and Mackline, 1999 ; Yong and Chen (2002) ; Fu et al. (2009) van der Aa et al., 2011 ; Astaraie-Imani et al., 2012 ; Bernhardt et al., 2017).

Les études portant sur l'effet pondéré des changements climatiques dans un contexte de changements globaux sont rares (Hofstra, 2011). L'étude de Jalliffier-Verne et al. (2017) est l'une des premières études à avoir étudié l'impact des changements globaux sur la contamination microbienne des eaux de surface par *E. coli*. Cette étude porte sur la contamination microbiologique de la rivière des Prairies dans la Grande Région de Montréal. Les résultats mettent en évidence la part prépondérante de l'être humain sur la dégradation de la qualité de l'eau. Sur la base de ces projections climatiques, les classes de traitement de l'eau brute et les concentrations ponctuelles en *E. coli* simulées au niveau des prises d'eau seraient peu influencées par les changements de débits en climat futur. À l'inverse, la croissance démographique conduirait à une dégradation significative de la qualité de l'eau de la rivière si aucune mesure de mitigation n'est mise en place. Il est toutefois important de préciser que l'utilisation d'un seul scénario d'émissions de GES demande à rester prudent face à de telles conclusions et le recours à d'autres scénarios climatiques permettrait de corroborer ou non ces conclusions. Dans le cas de l'étude de Jalliffier-Verne et al., (2017), les ouvrages de surverse les plus problématiques pourraient ne plus l'être en climat futur, à la suite de la variabilité spatiale des changements climatiques et démographiques, qui pourraient modifier l'ordre de criticité des ouvrages de surverse le long de la rivière des Prairies. Néanmoins, même si les résultats finaux en climat futurs sont très incertains en raison de l'accumulation des incertitudes

résultante de ce type d'approche descendante, ils ont clairement mis en évidence que les prises d'eau les plus vulnérables étaient celles situées en aval de la rivière en raison de l'effet cumulatif des surverses, outre que la période d'étiage rendait les prises d'eau très vulnérables au rejet de trop-plein très concentré à cause du faible potentiel de dilution (Jalliffier-Verne et al., 2017). Ces données permettent de fournir des informations cruciales pour la priorisation des investissements futurs en matière d'urbanisation et de réduction des charges de contaminants dans le milieu récepteur.

L'étude de Islam et al. (2018) est possiblement la première étude à avoir couplé les scénarios de changements climatiques (RCP) et de développement économique (SSP) nouvellement développés, ces derniers modélisant des évolutions à l'échelle régionale plutôt que mondiale. Leur combinaison permet donc une vision plus réaliste des interactions des changements se produisant à différentes échelles spatio-temporelles. Les travaux de Islam et al. (2018) ont visé à quantifier les variations de la qualité microbiologique (*E. coli* et entérocoques) des eaux du fleuve Betna (Bangladesh) résultantes des impacts des changements globaux. Les auteurs ont ainsi prouvé de manière quantitative que l'assainissement par traitement primaire et secondaire des eaux usées permettrait de réduire significativement la contamination microbiologique des eaux du fleuve, et qu'à l'inverse, sans ces mesures, les eaux du fleuve seraient très fortement dégradées en climat futur. Iqbal et al. (2019) ont quant à eux permis de mettre en évidence les bonnes stratégies des mauvaises stratégies d'adaptation en comparant entre autres leurs effets et bénéfiques par une analyse coût-bénéfice, afin d'éviter une mauvaise adaptation. Néanmoins, il faut rester conscient que ces approches reposent directement sur les projections climatiques des modèles climatiques globaux qui, comme on l'a vu dans la section 4.3, présentaient de fortes incertitudes et n'encadraient qu'une « mince » plage d'un futur où l'étendue des changements reste inconnue en ce jour.

Très récemment, la pandémie de la Covid-19 peut être considérée comme une première illustration de la façon dont une gamme de dynamiques de risques critiques commence à converger avec ceux issus des changements climatiques. Il apparaît en effet que l'humanité est à potentiellement charnière de son histoire, et qu'elle subit des crises systémiques résultant de la convergence des impacts des changements climatiques, de la perte de la biodiversité, de la pollution, de la défaillance des infrastructures de santé publique et des inégalités croissantes au sein de la société (Falk et al., 2020). À mesure que ceux-ci se développent et interagissent, ils auront un impact croissant sur l'insécurité de la population, y compris sur l'accès et l'approvisionnement durable en eau potable.

6. Références

- Adrian, A., O'Reilly, C.M., Zagarese, H., Baines, S.B., Hessen, D.O., Keller, W., Livingstone, D.M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G.A., Winder, M., 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol Oceanogr.* 54(6): 2283–2297.
- Alidadi, H., Tavakoly Sany, S.B., Zarif Garaati Oftadeh, B., Mohamad, T., Shamszade, H., Fakhari, M., 2019. Health risk assessments of arsenic and toxic heavy metal exposure in drinking water in northeast Iran. *Environ. Health Prev. Med.* 24, 1–17. <https://doi.org/10.1186/s12199-019-0812-x>
- Allard, M., Lemay, M., Barrette, C., L'Hérault, E., Sarrazin, D., Bell, T., Doré, G., 2012. Permafrost and climate change in Nunavik and Nunatsiavut: Importance for municipal and transportation infrastructures, in: *Nunavik and Nunatsiavut: From Science to Policy: An Integrated Regional Impact Study (IRIS) of Climate Change and Modernization.*
- Assani, A., Chalifour, A., Légaré-Couture, G., Manouane, C.-S., Leroux, D., 2011. Temporal Regionalization of 7-Day Low Flows in the St. Lawrence Watershed in Quebec (Canada) (vol. 25).
- Astaraie-Imani, M., Kapelan, Z., Fu, G., Butler, D., 2012. Assessing the combined effects of urbanisation and climate change on the river water quality in an integrated urban wastewater system in the UK. *J. Environ. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.039>
- Aström, J., Petterson, S., Bergstedt, O., Pettersson, T.J.R., Stenström, T.A., 2007. Evaluation of the microbial risk reduction due to selective closure of the raw water intake before drinking water treatment. *J. Water Health*, 5(Supp1), 81-97.
- Batchabani, E., Sormain, E., & Fuamba, M. (2016). Potential Impacts of Projected Climate Change on Flooding in the Riviere Des Prairies Basin, Quebec, Canada: One-Dimensional and Two-Dimensional Simulation-Based Approach. *Journal of Hydrologic Engineering*, 21(12), 05016032. doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001461
- Bates, B., Kundzewicz, Z. W., Wu, S., & Palutikof, J. (2008). *Le changement climatique et l'eau.* Genève, Suisse: GIEC. Tiré de <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/climate-change-water-fr.pdf>
- Bengtsson, L., Hodges, K. I., & Keenlyside, N. (2009). Will Extratropical Storms Intensify in a Warmer Climate? *Journal of Climate*, 22(9), 2276-2301. doi:10.1175/2008JCLI2678.1 doi:10.1073/pnas.1301293110

- Bernard, C., Jean-Luc, B.-K., & Sylvie, B. (2007). Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. Techniques de l'ingénieur Gestion des eaux par les collectivités territoriales, base documentaire : TIB444DUO(ref. article : w6800). Tiré de <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/gestion-des-eaux-par-les-collectivites-territoriales-42444210/eaux-pluviales-urbaines-et-rejets-urbains-par-temps-de-pluie-w6800/>
- Bernhardt, E.S., Rosi, E.J., Gessner, M.O., 2017. Synthetic chemicals as agents of global change. *Front. Ecol. Environ.* <https://doi.org/10.1002/fee.1450>
- Berryman, D., Salhi, C., Bolduc, A., Deblois, C., Tremblay, H., 2012. Les composés perfluorés dans les cours d'eau et l'eau potable du Québec méridional, Québec, Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs, ISBN 978-2-550-65565-7 (pdf), pp. 35.
- Bérubé, J., 2007. Évaluation d'un indice de pression sur les approvisionnements municipaux en eau potable au Québec à l'aide d'une méthode de régionalisation des débits d'étiage. (Mémoire de maîtrise, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Québec, QC). Tiré de <http://espace.inrs.ca/id/eprint/438>
- Bloomfield, J.P., Williams, R.J., Goody, D.C., Cape, J.N., Guha, P., 2006. Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater-a UK perspective. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.05.019>
- Boxall Alistair, B. A., Hardy, A., Beulke, S., Boucard, T., Burgin, L., Falloon Peter, D., . . . Williams Richard, J. (2009). Impacts of Climate Change on Indirect Human Exposure to Pathogens and Chemicals from Agriculture. *Environmental Health Perspectives*, 117(4), 508-514. doi:10.1289/ehp.0800084
- Brazeau, M.L., Poulain, A.J., Paterson, A.M., Keller, W., Sanei, H., Blais, J.M., 2013. Recent changes in mercury deposition and primary productivity inferred from sediments of lakes from the Hudson Bay Lowlands, Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* 173, 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.09.017>
- Brient, L., Lengronne, M., Bormans, M., Fastner, J., 2009. First occurrence of cylindrospermopsin in freshwater in France. *Environ. Toxicol.* <https://doi.org/10.1002/tox.20439>
- Brissette, F., Chen, J., Gatién, P., Arsenault, R., & Li, Z. (2013). Système de prévision des étiages comme moyen d'adaptation aux impacts des changements climatiques Montréal, QC: ÉTS. Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportBrissette2013_FR.pdf

- Brookes, J. D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M. D., Ashbolt, N. J., & Ferguson, C. (2004). Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environment International*, 30(5), 741-759. doi:10.1016/j.envint.2003.11.006
- Brown, R. D. (2010). Analysis of snow cover variability and change in Québec, 1948–2005. *Hydrological Processes*, 24(14), 1929-1954. doi:10.1002/hyp.7565
- Burnet, J.B., Penny, C., Ogorzaly, L., Cauchie, H.M., 2014. Spatial and temporal distribution of *Cryptosporidium* and *Giardia* in a drinking water resource: Implications for monitoring and risk assessment. *Sci. Total Environ.* 472, 1023–1035. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.083>
- Burnet, J.B., Dinh, Q.T., Imbeault, S., Servais, P., Dorner, S., Prévost, M., 2019a. Autonomous online measurement of B-D-glucuronidase activity in surface water: is it suitable for rapid *E. coli* monitoring? *Water Res.* 152, 241–250. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.060>
- Burnet, J.B., Sylvestre, É., Jalbert, J., Imbeault, S., Servais, P., Prévost, M., Dorner, S., 2019b. Tracking the contribution of multiple raw and treated wastewater discharges at an urban drinking water supply using near real-time monitoring of B-D-glucuronidase activity. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114869>
- Burton, H., Rabito, F., Danielson, L., Takaro, T.K., 2016. Health effects of flooding in Canada: A 2015 review and description of gaps in research. *Can. Water Resour. J.* 41, 238–249. <https://doi.org/10.1080/07011784.2015.1128854>
- Bylund, J., Toljander, J., Lysén, M., Rasti, N., Engqvist, J., Simonsson, M., 2017. Measuring sporadic gastrointestinal illness associated with drinking water - An overview of methodologies. *J. Water Health.* <https://doi.org/10.2166/wh.2017.261>
- CEHQ. (2015). Atlas hydroclimatique du Québec méridional - Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étéage et d'hydraulicité à l'horizon 2050 (p. 81). Tiré de https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf
- Charron, I., Logan, T., & Houle, D. (2013). Analyse rétrospective des cycles gel-dégel sur le territoire québécois pour la période 1951 à 2010. Montréal: Ouranos.
- Charron, D. F., Thomas, M. K., Waltner-Toews, D., Aramini, J. J., Edge, T., Kent, R. A., Wilson, J. (2004). Vulnerability of waterborne diseases to climate change in Canada: a review. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20-22), 1667-1677. doi:10.1080/15287390490492313
- CBC, 2019. <https://www.cbc.ca/news/canada/ottawa/britannia-water-purification-plant-flood-1.5113635>

- CEHQ. (2019). Atlas hydroclimatique du Québec méridional. Tiré de <http://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/Hydraulicite/Qmoy.htm>
- Chowdhury, S., Krause-Pilatus, A., Zimmermann, K.F., 2016. Arsenic Contamination of Drinking Water and Mental Health. DEF - Discussion Papers on Development Policy No. 222, <https://ssrn.com/abstract=2811583> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2811583>
- COBAMIL, 2014. Diagnostic de la zone de gestion intégrée de l'eau par bassins versants du COBAMIL. Dans : *Plan directeur de l'eau*. 1ère édition, volume 3, vol. 1-5. Sainte-Thérèse, Québec.
- Cosandey, C., & Robinson, M. (2012). Hydrologie continentale: Armand Colin.
- Côté, H., Logan, T., & Charron, I. (2015). Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1: Évolution climatique au Québec. Montréal, Québec: Ouranos. Tiré de <https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/SynthesePartie1.pdf>
- Crossman, J., Futter, M.N., Oni, S.K., Whitehead, P.G., Jin, L., Butterfield, D., Baulch, H.M., Dillon, P.J., 2013. Impacts of climate change on hydrology and water quality: Future proofing management strategies in the Lake Simcoe watershed, Canada. *J. Great Lakes Res.* 39, 19–32. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.11.003>
- Cruaud, P., Vigneron, A., Fradette, M.S., Dorea, C.C., Culley, A.I., Rodriguez, M.J., Charette, S.J., 2020. Annual bacterial community cycle in a seasonally ice-covered river reflects environmental and climatic conditions. *Limnol. Oceanogr.* 65, S21–S37. <https://doi.org/10.1002/lno.11130>
- Curriero, F. C., Patz, J. A., Rose, J. B., & 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. doi:10.2105/AJPH.91.8.1194
- Cyr, J.-F., & Fontin, M., 2005. Rivière des Mille Îles - Étude des solutions de soutien des étiages critiques. Rapport sommaire. Québec, Québec: Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). Tiré de <https://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/mille-iles/mille-iles.pdf>
- Daly Steven, F., & Ettema, R. (2006). Frazil Ice Blockage of Water Intakes in the Great Lakes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 132(8), 814-824. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2006)132:8(814)
- Delpla, I., Jung, A. V., Baures, E., Clement, M., & Thomas, O. (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, 35(8), 1225-1233. doi:10.1016/j.envint.2009.07.001

- Delpla, I., Baures, E., Jung, A. V., Clement, M., Thomas, O., 2011. Issues of drinking water quality of small scale water services towards climate change. *Water Sci. Technol.* <https://doi.org/10.2166/wst.2011.038>
- De Roos, A.J., Gurian, P.L., Robinson, L.F., Rai, A., Zakeri, I., Kondo, M.C., 2017. Review of epidemiological studies of drinking-water turbidity in relation to acute gastrointestinal illness. *Environ. Health Perspect.* 125. <https://doi.org/10.1289/EHP1090>
- Dibike, Y.B., Coulibaly, P., 2005. Hydrologic impact of climate change in the Saguenay watershed: Comparison of downscaling methods and hydrologic models. *J. Hydrol.* 307, 145–163. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.10.012>
- Donald, D.B., Cessna, A.J., Sverko, E., Glozier, N.E., 2007. Pesticides in surface drinking-water supplies of the northern Great Plains. *Environ. Health Perspect.* 115, 1183–1191. <https://doi.org/10.1289/ehp.9435>
- Donat, M. G., Alexander, L. V., Yang, H., Durre, I., Vose, R., Dunn, R. J. H., . . . Kitching, S. (2013). Updated analyses of temperature and precipitation extreme indices since the beginning of the twentieth century: The HadEX2 dataset. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(5), 2098-2118. doi:10.1002/jgrd.50150
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Gaulin, T., Candon, H. L., Slawson, R. M., Payment, P., & Huck, P. M. (2007). Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. *Journal of Water and Health*, 5(2), 241-257. doi:10.2166/wh.2007.010b
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Slawson, R. M., Kouwen, N., & Huck, P. M. (2006). Hydrologic Modeling of Pathogen Fate and Transport. *Environmental Science & Technology*, 40(15), 4746-4753. doi:10.1021/es060426z
- Edokpayi, J.N., Odiyo, J.O., Msagati, T.A.M., Potgieter, N., 2015. Temporal variations in physico-chemical and microbiological characteristics of mvudi river, South Africa. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 4128–4140. <https://doi.org/10.3390/ijerph120404128>
- Emelko, M. B., Stone, M., Silins, U., Allin, D., Collins, A. L., Williams, C. H. S., Bladon, K. D. (2016). Sediment-phosphorus dynamics can shift aquatic ecology and cause downstream legacy effects after wildfire in large river systems. *Global Change Biology*, 22(3), 1168-1184. doi:10.1111/gcb.13073
- Falk, J., Colwell, R., El-Beltagy, A. et al., 2020. Beyond 2020: converging crises demand integrated responses. *Sustain. Sci.* <https://doi.org/10.1007/s11625-020-00876-w>
- Febriani, Y., Levallois, P., Gingras, S., Gosselin, P., Majowicz, S.E., Fleury, M.D., 2010. The association between farming activities, precipitation, and the risk of acute

- gastrointestinal illness in rural municipalities of Quebec, Canada: A cross-sectional study. *BMC Public Health* 10. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-10-48>
- Foulon, É., Rousseau, A. N., & Rodriguez, M. J. (2014). Détermination des conditions à risque pour le développement des coliformes fécaux à l'eau brute des prises d'eau potable. Communication présentée à Congrès INFRA 2014, Montréal, Canada. Tiré de <http://espace.inrs.ca/4755/1/C2759.pdf>
 - Frédéric, L., & Freddy, V. (2006). La vulnérabilité, un concept fondamental au cœur des méthodes d'évaluation des risques naturels. Dans *La vulnérabilité des sociétés et des territoires face aux menaces naturelles. Analyses géographiques – Géorisques* (p. 9-25): Publications de l'Université Paul-Valéry-Montpellier 3.
 - Fu, G., Butler, D., Khu, S.T., 2009. The impact of new developments on river water quality from an integrated system modelling perspective. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.033>
 - García, L., Matthews, J., Rodriguez, D., Wijnen, M., DiFrancesco, K., & Ray, P. (2014). Beyond downscaling: a bottom-up approach to climate adaptation for water resources management.
 - Garzio-Hadzick, A., Shelton, D. R., Hill, R. L., Pachepsky, Y. A., Guber, A. K., & Rowland, R. (2010). Survival of manure-borne *E. coli* in streambed sediment: Effects of temperature and sediment properties. *Water Research*, 44(9), 2753-2762. doi:10.1016/j.watres.2010.02.011
 - GIEC. (2014). Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Genève, Suisse: GIEC. Tiré de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full_fr.pdf
 - Gilbert, M.L., Levallois, P., Rodriguez, M.J., 2006. Use of a health information telephone line, Info-Santé CLSC, for the surveillance of waterborne gastroenteritis. *J. Water Health* 4, 225–232. <https://doi.org/10.2166/wh.2006.005>
 - Gombault, C., Madramootoo, C.A., Michaud, A.R., Beaudin, I., Sottile, M.F., Chikhaoui, M., Ngwa, F.F., 2015. Impact des changements climatiques sur la perte de nutriments dans bassin de la rivière Aux Brochets dans le sud du Québec. *Can. J. Soil Sci.* 95, 337–358. <https://doi.org/10.4141/CJSS-2014-012>
 - Göransson, G., Larson, M., Bendz, D., 2013. Variation in turbidity with precipitation and flow in a regulated river system-river Göta Älv, SW Sweden. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 2529–2542. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2529-2013>

- Gouvernement du Québec, 2019a. Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection. Loi sur la qualité de l'environnement. Éditeur officiel du Québec. Tiré de <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/cr/Q-2,%20R.%2035.2.pdf>
- Guy, R., Arsenault, J., Kotchi, S.O., Gosselin-Théberge, M., Champagne, M.J., Berthiaume, P., 2018. *Campylobacter* in recreational lake water in southern Quebec, Canada: presence concentration, and association with precipitation and ruminant farm proximity. *J. Water Health* 16(4), 516-529.
- Guzman-Herrador, B., Carlander, A., Ethelberg, S., De Blasio, B.F., Kuusi, M., Lund, V., Löfdahl, M., MacDonald, E., Nichols, G., Schønning, C., Sudre, B., Trönnberg, L., Vold, L., Semenza, J.C., Nygård, K., 2015. Waterborne outbreaks in the Nordic countries, 1998 to 2012. *Eurosurveillance*. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.es2015.20.24.21160>
- Haguma, D., Leconte, R., Brissette, F., 2015. Évaluation du régime hydrologique du bassin versant de la rivière Manicouagan, au Québec, dans le contexte des changements climatiques. *Can. J. Civ. Eng.* 42, 98–106. <https://doi.org/10.1139/cjce-2014-0085>
- Harper, S.L., Edge, V.L., Schuster-Wallace, C.J., Berke, O., McEwen, S.A., 2011. Weather, water quality and infectious gastrointestinal illness in two inuit communities in Nunatsiavut, Canada: Potential implications for climate change. *Ecohealth*. <https://doi.org/10.1007/s10393-011-0690-1>
- Hata, A., Katayama, H., Kojima, K., Sano, S., Kasuga, I., Kitajima, M., Furumai, H., 2014. Effects of rainfall events on the occurrence and detection efficiency of viruses in river water impacted by combined sewer overflows. *Sci. Tot. Environ.*, 468–469, 757–763.
- Held, I. M., & Soden, B. J. (2006). Robust Responses of the Hydrological Cycle to Global Warming. *Journal of Climate*, 19(21), 5686-5699. doi:10.1175/JCLI3990.1
- Hingray, B., Picouet, C., & Musy, A. (2009). *Hydrologie 2 - Une science pour l'ingénieur* (1e éd. vol. 21): PPUR presses polytechniques.
- Hofstra, N. (2011). Quantifying the impact of climate change on enteric waterborne pathogen concentrations in surface water. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(6), 471-479. doi:10.1016/j.cosust.2011.10.006
- Hruday, S. E., Payment, P., Huck, P. M., Gillham, R. W., & Hruday, E. J. (2003). A fatal waterborne disease epidemic in Walkerton, Ontario: comparison with other waterborne outbreaks in the developed world. *Water Science and Technology*, 47(3), 7-14. doi:10.2166/wst.2003.0146
- Huard, D., Chaumont, D., Logan, T., Sottile, M.-F., Brown, R. D., St-Denis, B. G., . . . Braun, M. (2014). A Decade of Climate Scenarios: The Ouranos Consortium Modus Operandi.

Bulletin of the American Meteorological Society, 95(8), 1213-1225. doi:10.1175/BAMS-D-12-00163.1

- Huaranga Alvarez, U. F., Trudel, M., & Leconte, R. (2014). Impacts and Adaptation to Climate Change Using a Reservoir Management Tool to a Northern Watershed: Application to Lièvre River Watershed, Quebec, Canada. *Water Resources Management*, 28(11), 3667-3680. doi:10.1007/s11269-014-0694-z
- Huokunap, M., Aaltonen, J., & Veijalainen, N. (2009). Frazil ice problems in changing climate conditions. Communication présentée à Proceedings of the 15th workshop on River Ice, St John's, Newfoundland, Canada (p. 14-17).
- Huziy, O., Sushama, L., Khaliq, M. N., Laprise, R., Lehner, B., & Roy, R. (2013). Analysis of streamflow characteristics over Northeastern Canada in a changing climate. *Climate Dynamics*, 40(7), 1879-1901. doi:10.1007/s00382-012-1406-0
- Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Servais, P., Prévost, M., & Dorner, S. (2016). Cumulative effects of fecal contamination from combined sewer overflows: Management for source water protection. *Journal of Environmental Management*, 174, 62-70. doi:10.1016/j.jenvman.2016.03.002
- Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaranga-Alvarez, U., Heniche, M., Madoux-Humery, A.-S., Autixier, L., . . . Dorner, S. (2017). Modelling the impacts of global change on concentrations of *Escherichia coli* in an urban river. *Advances in Water Resources*, 108, 450-460. doi:10.1016/j.advwatres.2016.10.001
- Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaranga-Alvarez, U., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Servais, P., . . . Dorner, S. (2015). Impacts of global change on the concentrations and dilution of combined sewer overflows in a drinking water source. *Science of The Total Environment*, 508, 462-476. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.11.059
- Jarsjö, J., Andersson-Sköld, Y., Fröberg, M., Pietroni, J., Borgström, R., Löf, Å., Kleja, D.B., 2020. Projecting impacts of climate change on metal mobilization at contaminated sites: Controls by the groundwater level. *Sci. Total Environ.* 712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135560>
- Jiménez Cisneros, B. E., Oki, T., Arnell, N. W., Benito, G., Cogley, J. G., Döll, P., . . . Mwakalila, S. S. (2014). *Freshwater resources* Cambridge, United Kingdom & New-York, NY, USA: GIEC.
- Jöhnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M., Stroom, J.M., 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Glob. Chang. Biol.* <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x>

- Jung, A.V., Cann, P. Le, Roig, B., Thomas, O., Baurès, E., Thomas, M.F., 2014. Microbial contamination detection in water resources: Interest of current optical methods, trends and needs in the context of climate change. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11, 4292–4310. <https://doi.org/10.3390/ijerph110404292>
- Khan, S. J., Deere, D., Leusch, F. D. L., Humpage, A., Jenkins, M., & Cunliffe, D. (2015). Extreme weather events: Should drinking water quality management systems adapt to changing risk profiles? *Water Research*, 85, 124-136. doi:10.1016/j.watres.2015.08.018
- Kistemann, T., Claßen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., ... & Exner, M., 2002. Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68(5), 2188-2197.
- Knutson, T. R., Sirutis, J. J., Vecchi, G. A., Garner, S., Zhao, M., Kim, H.-S., . . . Villarini, G. (2013). Dynamical Downscaling Projections of Twenty-First-Century Atlantic Hurricane Activity: CMIP3 and CMIP5 Model-Based Scenarios. *Journal of Climate*, 26(17), 6591-6617. doi:10.1175/JCLI-D-12-00539.1
- Lajoie, G., & Portier, J. (2017). Impacts des feux de forêt sur le secteur forestier québécois dans un climat variable et en évolution. Montréal (QC), Canada: Ouranos.
- Lane, S.N., Tayefi, V., Reid, S.C., Yu, D., Hardy, R.J., 2007. Interactions between sediment delivery, channel change, climate change and flood risk in a temperate upland environment. *Earth Surf. Process. Landforms*. <https://doi.org/10.1002/esp.1404>
- Larocque, M., Gagné, S., Dubois, E., Vu, T.A. 2019. Recharge des aquifères et contribution des eaux souterraines aux débits de base des cours d'eau - conditions passées, actuelles et futures en présence de changements climatiques – Rapport d'étape no.2. Rapport déposé au Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec. 43 p.
- Lee, C.S., Lee, Y.C., Chiang, H.M., 2016. Abrupt state change of river water quality (turbidity): Effect of extreme rainfalls and typhoons. *Sci. Total Environ.* 557–558, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.213>
- Lee, H.W., Kim, E.J., Park, S.S., Choi, J.H., 2015. Effects of Climate Change on the Movement of Turbidity Flow in a Stratified Reservoir. *Water Resour. Manag.* 29, 4095–4110. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1047-2>
- Lennartz, B., Louchart, X., 2007. Effect of drying on the desorption of diuron and terbuthylazine from natural soils. *Environ. Pollut.* <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.040>

- Levy, K., Woster, A.P., Goldstein, R.S., Carlton, E.J., 2017. HHS Public Access Author manuscript Environ Sci Technol. Author manuscript; available in PMC 2017 June 12. Published in final edited form as: Environ Sci Technol. 2016 May 17; 50(10): 4905–4922. doi:10.1021/acs.est.5b06186. Untangling the impacts of clima. Environ. Sci. Technol. 50, 4905–4922. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06186.Untangling>
- Ling, T.Y., Gerunsin, N., Soo, C.L., Nyanti, L., Sim, S.F., Grinang, J., 2017. Seasonal changes and spatial variation in water quality of a large young tropical reservoir and its downstream river. J. Chem. 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/8153246>
- Longfield, S.A., Macklin, M.G., 1999. The influence of recent environmental change on flooding and sediment fluxes in the Yorkshire Ouse basin. Hydrol. Process. 13, 1051–1066. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199905\)13:7<1051::AID-HYP789>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199905)13:7<1051::AID-HYP789>3.0.CO;2-R)
- Lissemore, L., Hao, C., Yang, P., Sibley, P.K., Mabury, S., Solomon, K.R., 2006. An exposure assessment for selected pharmaceuticals within a watershed in Southern Ontario. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.11.015>
- Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., . . . Davis, J. P. (1994). A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted through the Public Water Supply. *New England Journal of Medicine*, 331(3), 161-167. doi:10.1056/NEJM199407213310304
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Res.*, 47, 4370-4382. doi:10.1016/j.watres.2013.04.030
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prévost, M. (2016). The effects of combined sewer overflow events on riverine sources of drinking water. *Water Research*, 92, 218-227. doi:10.1016/j.watres.2015.12.033
- Mailhot, A., Bolduc, S., Talbot, G., & Khedhaouiria, D. (2014). Gestion des eaux pluviales et changements climatiques. Université du Québec: Institut National de la Recherche Scientifique. Centre Eau Terre Environnement. Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportMailhot2014_FR.pdf
- Mailhot, A., Duchesne, S., Talbot, G., Rousseau, A. N., & Chaumont, D. (2008). Approvisionnement en eau potable et santé publique : projections climatiques en matière de précipitations et d'écoulements pour le sud du Québec (Rapport no R-977). Québec, QC: INRS-Eau. Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportMailhot2008_FR.pdf

- Mailhot, A., Talbot, G., & Lavallée, B. (2015). Relationships between rainfall and Combined Sewer Overflow (CSO) occurrences. *Journal of Hydrology*, 523, 602-609. doi:10.1016/j.jhydrol.2015.01.063
- Mann, A.G., Tam, C.C., Higgins, C.D., Rodrigues, L.C., 2007. The association between drinking water turbidity and gastrointestinal illness: A systematic review. *BMC Public Health* 7, 1–7. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-7-256>
- Mareuil, A., Leconte, R., Brissette, F., Minville, M., 2007. Impacts of climate change on the frequency and severity of floods in the Châteauguay River basin, Canada. *Can. J. Civ. Eng.* 34, 1048–1060. <https://doi.org/10.1139/L07-022>
- Masina, S., Shirley, J., Allen, J., Sargeant, J.M., Guy, R.A., Wallis, P.M., Weese, J.S., Cunsolo, A., Bunce, A., Harper, S.L., 2019. Weather, environmental conditions, and waterborne *Giardia* and *Cryptosporidium* in Iqaluit, Nunavut. *J. Water Health.* <https://doi.org/10.2166/wh.2018.323>
- Mayer-Jouanjan, I., & Bleau, N. (2018). *Projet 551013 : Historique des sinistres d'inondations et d'étiages et des conditions météorologiques associées - Rapport final.* Montréal, QC: Ouranos. Tiré de <https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportMayerJouanjan2018.pdf>
- MDDEP, 2010. Travaux dans la rivière des Mille Îles. Une solution durable pour l'approvisionnement en eau. Fiche d'information. Accessed Nov 26, 2019 <http://www.environnement.gouv.qc.ca/communiqués/2010/c100622-fiche.pdf>
- MDDEP. (2012). *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008.* Québec: Direction du suivi de l'état de l'environnement. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/portrait/eaux-surface1999-2008/Portrait_Quebec1999-2008.pdf
- Mekis, E., & Vincent, L. A. (2008). Changes in daily and extreme temperature and precipitation indices related to droughts in Canada. Communication présentée à Proceedings of the 17th Applied Climatology Conference, Whistler, BC, Canada (p. 11-14).
- MELCC. (2017). Guide de conception des installations de production d'eau potable. Tiré de <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/documents/volume1.pdf>
- MELCC. (2018). Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. Tiré de <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/guide-analyse-vulnerabilite-des-sources.pdf>

- Mezrioui, N., & Baleux, B. (1992). Effets de la température, du pH et du rayonnement solaire sur la survie de différentes bactéries d'intérêt sanitaire dans une eau usée épurée par lagunage. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 5(4), 573-591. doi:10.7202/705148ar
- Mimikou, M.A., Baltas, E., Varanou, E., Pantazis, K., 2000. Regional impacts of climate change on water resources quantity and quality indicators. *J. Hydrol.* [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00244-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00244-4)
- Ministère de la Sécurité publique. (2008). *Concepts de base en sécurité civile*. Québec: Direction du développement, Direction générale de la sécurité civile et de la sécurité incendie. https://www.securitepublique.gouv.qc.ca/fileadmin/Documents/securite_civile/publications/concepts_base/concepts_base.pdf
- Minville, M., Krau, S., Brissette, F., Leconte, R., 2010. Behaviour and performance of a water resource system in Québec (Canada) under adapted operating policies in a climate change context. *Water Resour. Manag.* <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9500-8>
- Mohammed, H., Tveten, A.-K., & Seidu, R. (2019). Modelling the impact of climate change on flow and E. coli concentration in the catchment of an ungauged drinking water source in Norway. *Journal of Hydrology*, 573, 676-687. doi:10.1016/j.jhydrol.2019.04.021
- Moody, J. A., & Martin, D. A. (2004). Wildfire impacts on reservoir sedimentation in the western United States *Proceedings of the Ninth International Symposium on River Sedimentation*. Yichang, China.
- Mooij, W.M., Janse, J.H., De Senerpont Domis, L.N., Hu Ismann, S., Ibelings, B.W., 2007. Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia* 584:443–454 DOI 10.1007/s10750-007-0600-2
- Ouranos. (2019). La crue printanière de 2019 est-elle un avant-goût du futur ? . Montréal, QC: Tiré de <https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/FAQ-Inondations-2019.pdf>
- Ouarda, T. B. M. J., Jourdain, V., Gignac, N., Gingras, H., Herrera, E., & Bobée, B. (2005). Rapport final pour le projet Parde : Développement d'un modèle hydrologique visant l'estimation des débits d'étiage pour le Québec habité (Rapport n° 684-F1). Québec, QC: Chaire de recherche du Canada en estimation des variables hydrologiques, INRS-ETE. Tiré de <http://espace.inrs.ca/1133/1/R000684f.pdf>
- PAHO, 1998. Natural Disaster Mitigation in Drinking Water and Sewerage Systems - Guidelines for Vulnerability Analysis. Disaster Mitigation Series, Pan American Health Organization. Washington, D.C. pp 110. ISBN 92 75 12250 4

- Park, H., Chung, S., Cho, E., Lim, K., 2018. Impact of climate change on the persistent turbidity issue of a large dam reservoir in the temperate monsoon region. *Clim. Change* 151, 365–378. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2322-z>
- Patz, J.A., Vavrus, S.J., Uejio, C.K., McLellan, S.L., 2008. Climate Change and Waterborne Disease Risk in the Great Lakes Region of the U.S. *Am. J. Prev. Med.* <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2008.08.026>
- Payment, P., Berte, A., Prévost, M., Ménard, B., & 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. doi:10.1139/w00-022
- Poulin, A., Brissette, F., Leconte, R., Arsenault, R., Malo, J.S., 2011. Uncertainty of hydrological modelling in climate change impact studies in a Canadian, snow-dominated river basin. *J. Hydrol.* 409, 626–636. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.057>
- Probst, M., Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., Schulz, R., 2005. Scenario-based simulation of runoff-related pesticide entries into small streams on a landscape level. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.04.012>
- Quilbé, R., Rousseau, A.N., Moquet, J.S., Trinh, N.B., Dibike, Y., Gachon, P., Chaumont, D., 2008. Assessing the Effect of Climate Change on River Flow Using General Circulation Models and Hydrological Modelling—Application to the Chaudière River, Québec, Canada. *Can. Water Resour. J.* 33, 73–94. <https://doi.org/10.4296/cwrj3301073>
- Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., Li, X., 2018. Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere* 191, 626–638. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.078>
- Robinne, F.-N., Bladon, K. D., Miller, C., Parisien, M.-A., Mathieu, J., & Flannigan, M. D. (2018). A spatial evaluation of global wildfire-water risks to human and natural systems. *Science of The Total Environment*, 610-611, 1193-1206. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.112
- Riboust, P., Brissette, F., 2015. Climate Change Impacts and Uncertainties on Spring Flooding of Lake Champlain and the Richelieu River. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 51, 776–793. <https://doi.org/10.1111/jawr.12271>
- Richard, M., Morse, B., 2008. Multiple frazil ice blockages at a water intake in the St. Lawrence River. *Cold Reg. Sci. Technol.* 53, 131–149. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2007.10.003>

- Rivard, C., Marion, J., Michaud, Y., Benhammane, S., Morin, A., Lefebvre, R., & Rivera, A., 2003. Étude de l'impact potentiel des changements climatiques sur les ressources en eau souterraine dans l'Est du Canada. Commission géologique du Canada, dossier public, 1577, 39.
- Rousseau, A. N., Mailhot, A., Slivitzky, M., Villeneuve, J.-P., Rodriguez, M. J., & Bourque, A. (2004). Usages et approvisionnement en eau dans le sud du Québec Niveau des connaissances et axes de recherche privilégier dans une perspective de changements climatiques. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 29(2), 121-134. doi:10.4296/cwrj121
- Roy, L., Leconte, R., Brissette, F. P., & Marche, C. (2001). The impact of climate change on seasonal floods of a southern Quebec River Basin. *Hydrological Processes*, 15(16), 3167-3179. doi:10.1002/hyp.323
- Samal, N.R., Matonse, A.H., Mukundan, R., Zion, M.S., Pierson, D.C., Gelda, R.K., Schneiderman, E.M., 2013. Modelling potential effects of climate change on winter turbidity loading in the Ashokan Reservoir, NY. *Hydrol. Process.* 27, 3061–3074. <https://doi.org/10.1002/hyp.9910>
- Santé Canada. (2012). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique - Les coliformes totaux*. Ottawa, Ontario: Tiré de http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/coliforms-coliformes/coliforms-coliformes-fra.pdf
- Schijven, J. F., & de Roda Husman, A. M. (2005). Effect of climate changes on waterborne disease in The Netherlands. *Water Science and Technology*, 51(5), 79-87. doi:10.2166/wst.2005.0114
- Schwartz, J., Levin, R., Goldstein, R., 2000. Drinking water turbidity and gastrointestinal illness in the elderly of Philadelphia. *J. Epidemiol. Community Health* 54, 45–51. <https://doi.org/10.1136/jech.54.1.45>
- Scott, B. F., C. Spencer, E. Lopez et D. C. G. Muir, 2009. Perfluoroalkyl Acid Concentrations in Canadian Rivers and Creeks, *Water Qual. Res. J. Can.*, 44(3), 263-277.
- Signor, R. S., Roser, D. J., Ashbolt, N. J., & Ball, J. E., 2005. Quantifying the impact of runoff events on microbiological contaminant concentrations entering surface drinking source waters. *J. Water Health*, 3(4), 453-468.
- Sjerps, R.M.A., ter Laak, T.L., Zwolsman, G.J.J.G., 2017. Projected impact of climate change and chemical emissions on the water quality of the European rivers Rhine and

- Meuse: A drinking water perspective. *Sci. Total Environ.* 601–602, 1682–1694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.250>
- Smith, H. G., Sheridan, G. J., Lane, P. N. J., Nyman, P., & Haydon, S. (2011). Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *Journal of Hydrology*, 396(1), 170-192. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.10.043
 - Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52-67. doi:10.1007/s10040-001-0170-8
 - Sterk, A., de Man, H., Schijven, J. F., de Nijs, T., & 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. doi:10.1016/j.watres.2016.08.053
 - Stirling, R., Aramini, J., Ellis, A., Lim, G., Meyers, R., Fleury, M., & Werker, D. (2001). Waterborne Cryptosporidiosis Outbreak, North Battleford, Saskatchewan, April 2001.
 - Sillmann, J., Kharin, V. V., Zwiers, F. W., Zhang, X., & Bronaugh, D. (2013). Climate extremes indices in the CMIP5 multimodel ensemble: Part 2. Future climate projections. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(6), 2473-2493. doi:10.1002/jgrd.50188
 - Sylvestre, É., Burnet, J.B., Smeets, P., Medema, G., Prévost, M., Dorner, S., 2020. Can routine monitoring of *E. coli* fully account for peak event concentrations at drinking water intakes in agricultural and urban rivers? *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115369>
 - Sylvestre, É., Burnet, J.B., Dorner, S., Smeets, P., Medema, G., Villion, M., Hachad, M., Prévost, M., 2020. Impact of hydrometeorological events for the selection of parametric models for protozoan pathogens in drinking-water sources. *Risk Analysis* (in press).
 - Sylvestre, É., Prévost, M., Burnet, J.B., Pang, X., Qiu, Y., Smeets, P., Medema, M., Hachad, M., Dorner, S. (soumis) Demonstrating the reduction of enteric viruses by drinking water treatment during snowmelt episodes in urban areas. *Risk Analysis* (en révision).
 - Terrier, A., Girardin, M. P., Périé, C., Legendre, P., & Bergeron, Y. (2013). Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires. *Ecological Applications*, 23(1), 21-35. doi:10.1890/12-0425.1
 - Thies, H., Nickus, U., Mair, V., Tessadri, R., Tait, D., Thaler, B., Psenner, R., 2007. Unexpected response of high alpine lake waters to climate warming. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/es0708060>
 - Thomas, K. M., Charron, D. F., Waltner-Toews, D., Schuster, C., Maarouf, A. R., & Holt, J. D. (2006). A role of high impact weather events in waterborne disease outbreaks in

- Canada, 1975 – 2001. *Int. J. Environ. Health Res.*, 16(3), 167-180. doi:10.1080/09603120600641326
- Timalisina, N. P., Alfredsen, K. T., & Killingtveit, Å. (2015). Impact of climate change on ice regime in a river regulated for hydropower. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 42(9), 634-644. doi:10.1139/cjce-2014-0261
 - Timalisina, N. P., Charmasson, J., & Alfredsen, K. T. (2013). Simulation of the ice regime in a Norwegian regulated river. *Cold Regions Science and Technology*, 94, 61-73. doi:10.1016/j.coldregions.2013.06.010
 - Tornevi, A., Bergstedt, O., Forsberg, B., 2014. Precipitation effects on microbial pollution in a river: Lag structures and seasonal effect modification. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098546>
 - Towler, E., Rajagopalan, B., Gilleland, E., Summers, R.S., Yates, D., Katz, R.W., 2010. Modeling hydrologic and water quality extremes in a changing climate: A statistical approach based on extreme value theory. *Water Resour. Res.* 46, 1–11. <https://doi.org/10.1029/2009WR008876>
 - Turgeon, F. (2015). Caractérisation hydrogéologique et modélisation couplée du bassin versant de la rivière à la Raquette, Québec (Canada). (Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, QC). Tiré de <http://archipel.uqam.ca/id/eprint/9039>
 - Utting, N., Clark, I., Lauriol, B., Wieser, M., & Aeschbach-Hertig, W. (2012). Origin and Flow Dynamics of Perennial Groundwater in Continuous Permafrost Terrain using Isotopes and Noble Gases: Case Study of the Fishing Branch River, Northern Yukon, Canada. *Permafrost and Periglacial Processes*, 23(2), 91-106. doi:10.1002/ppp.1732
 - Van Der Aa, N.G.F.M., Kommer, G.J., Van Montfoort, J.E., Versteegh, J.F.M., 2011. Demographic projections of future pharmaceutical consumption in the Netherlands. *Water Sci. Technol.* <https://doi.org/10.2166/wst.2011.120>
 - van Vliet, M.T.H., Zwolsman, J.J.G., 2008. Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river. *J. Hydrol.* 353, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.001>
 - Van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., ... & Masui, T., 2011. The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change*, 109(1-2), 5. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
 - Vareda, J.P., Valente, A.J.M., Duraes, L., 2019. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: A review. *J. Environ. Manage.* 246, 101-118.

- Vincent, W.F., 2009. Effects of climate change on lakes. Encyclopedia of Inland Waters. Academic Press, 55-60. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00233-7>
- Wang, Y., McBean, E.A., Gharabaghi, B., 2018. Increased risks of waterborne disease outbreaks in northern Ontario due to climate change. J. Water Manag. Model. 2018, 1–8. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C436>
- Whiffin, VS, Vigneswaran, B., 2007. Cyanobacterial Bloom on Sydney's Drinking Water Storage 2007: A Case Study - 2. Cyanobacterial Bloom Development. H2009: 32nd Hydrology and Water Resources Symposium, Newcastle : Adapting to Change
- Whitehead, P.G., Wilby, R.L., Battarbee, R.W., Kernan, M., Wade, A.J., 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. Hydrol. Sci. J. 54, 101–123. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101>
- Whitehead, P.G., Barbour, E., Futter, M.N., Sarkar, S., Rodda, H., Caesar, J., Butterfield, D., Jin, L., Sinha, R., Nicholls, R., Salehin, M., 2015. Impacts of climate change and socio-economic scenarios on flow and water quality of the Ganges, Brahmaputra and Meghna (GBM) river systems: Low flow and flood statistics. Environ. Sci. Process. Impacts. <https://doi.org/10.1039/c4em00619d>
- Wilby, R.L., Whitehead, P.G., Wade, A.J., Butterfield, D., Davis, R.J., Watts, G., 2006. Integrated modelling of climate change impacts on water resources and quality in a lowland catchment: River Kennet, UK. J. Hydrol. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.04.033>
- Wilhelm, S., Adrian, R., 2008. Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. Freshw. Biol. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01887.x>
- Willems, P., Olsson, J., Arnbjerg-Nielsen, K., Beecham, S., Pathirana, A., Gregersen, I. B., . . . Nguyen, V.-T.-V. (2012). *Impacts of Climate Change on Rainfall Extremes and Urban Drainage Systems*. doi:10.2166/9781780401263
- Wright, B., Stanford, B.D., Reinert, A., Routt, J.C., Khan, S.J., Debroux, J.F., 2014. Managing water quality impacts from drought on drinking water supplies. J. Water Supply Res. Technol. - AQUA 63, 179–188. <https://doi.org/10.2166/aqua.2013.123>
- Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L., & Mekis, É. (2008). Observed changes in daily temperature and precipitation indices for southern Québec, 1960–2005. Atmosphere-Ocean, 46(2), 243-256. doi:10.3137/ao.460204
- Yard, E.E., Murphy, M.W., Schneeberger, C., Narayanan, J., Hoo, E., Freiman, A., Lewis, L.S., Hill, V.R., 2014. Microbial and chemical contamination during and after flooding in

- the Ohio River-Kentucky, 2011. *J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.* <https://doi.org/10.1080/10934529.2014.910036>
- Yong, S.T.Y., Chen, W., 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *J. Environ. Manage.* <https://doi.org/10.1006/jema.2002.0593>
 - Zamyadi, A., Ho, L., Newcombe, G., Bustamante, H., Prévost, M., 2012. Fate of toxic cyanobacterial cells and disinfection by-products formation after chlorination. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.029>
 - Zhang, X., Harvey, K. D., Hogg, W. D., & Yuzyk, T. R. (2001). Trends in Canadian streamflow. *Water Resources Research*, 37(4), 987-998. doi:10.1029/2000WR900357
 - Zhang, X., Vincent, L. A., Hogg, W. D., & Niitsoo, A. (2000). Temperature and precipitation trends in Canada during the 20th century. *Atmosphere-Ocean*, 38(3), 395-429. doi:10.1080/07055900.2000.9649654
 - Zwolsman, J.J.G., van Bokhoven, A.J., 2007. Impact of summer droughts on water quality of the Rhine River - A preview of climate change?, in: *Water Science and Technology.* <https://doi.org/10.2166/wst.2007.535>