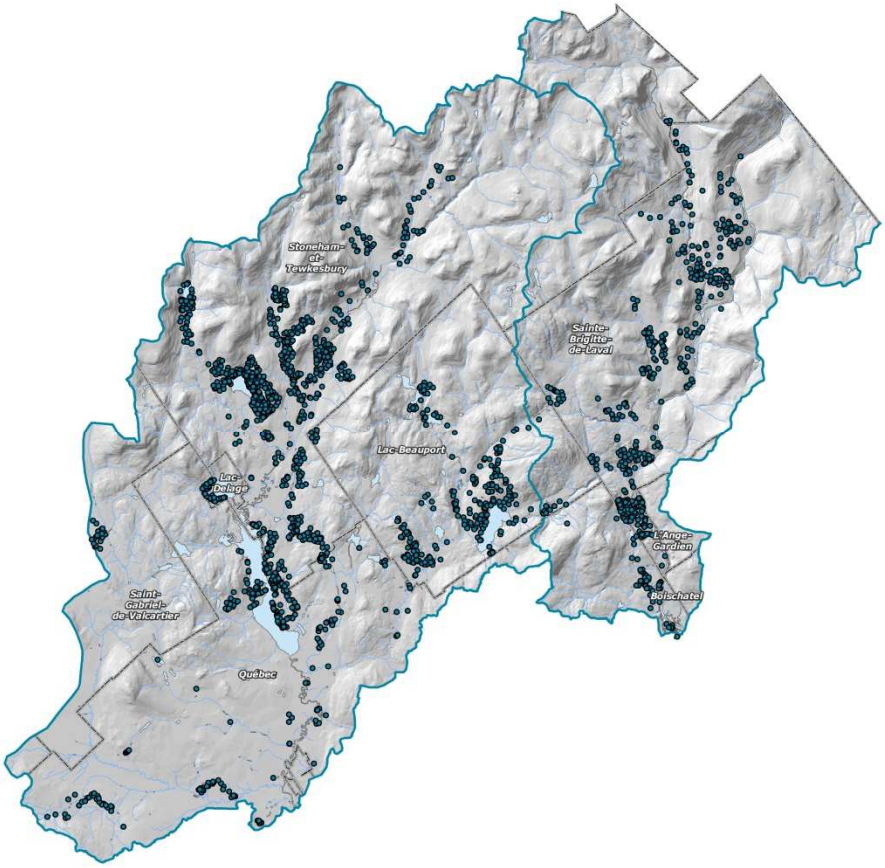
Rapport de caractérisation de l'eau des puits privés des bassins versants des prises d'eau municipales situées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency



Présenté à la Communauté métropolitaine de Québec

François Proulx, Ph.D., chimiste

Directeur de la Division de la qualité de l'eau

Service du traitement des eaux

Ville de Québec

Gabriel Bolduc Deraspe, M. ATDR, M. Sc. Biogéosciences

Consultant

Juin 2018

NOTE AU LECTEUR

Au moment de l'écriture de ce rapport, la *Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada* pour le manganèse était établie à 0,05 mg/L et concernait uniquement des problèmes d'ordre esthétique.

Depuis, certaines instances gouvernementales se sont penchées sur les effets du manganèse dans l'eau potable. Bien qu'il n'y ait actuellement toujours pas de norme pour la quantité maximale de manganèse dans l'eau potable au Québec, pour sa part, Santé Canada recommande maintenant une concentration maximale acceptable (CMA) de 0,12 mg/L pour la protection des nourrissons. Il a également abaissé la valeur seuil à laquelle le manganèse peut causer des problèmes esthétiques à 0,02 mg/L[1].

Ces ajustements viennent modifier les tableaux 8 et 9 des pages 15 et 16 du rapport, lesquels présentent le nombre de dépassements observés des différents paramètres lors de la campagne d'échantillonnage des puits individuels. À cet égard, le tableau 1 ici-bas vient préciser les modifications à apporter aux tableaux 8 et 9 en ce qui concerne le paramètre du manganèse uniquement.

Tableau 1 - Nombre de dépassements observés du manganèse selon l'ancien et nouveaux critères lors de la campagne d'échantillonnage des puits individuels des bassins versants de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles ainsi que ceux de la rivière Montmorency.

Bassin versant	Paramètre	Nombre de dépassements de l'ancien critère d'esthétisme de 0,05 mg/L	Nombre de dépassements du nouveau critère d'esthétisme de 0,02 mg/L	Nombre de dépassements du nouveau critère pour la protection de la santé des nourrissons de 0,12 mg/L	Danger pour la santé selon les nouveaux critères[2]	Commentaires
Prise d'eau de la rivière Saint-Charles (n=1646)	Manganèse	161	260	90	D	Effets neurologiques chez les nourrissons lors d'une trop grande exposition
Prises d'eau de la rivière Montmorency (n=538)	Manganèse	46	85	25	D	Effets neurologiques chez les nourrissons lors d'une trop grande exposition

Risque pour la santé

Le manganèse est un métal abondant dans les sols et il est souvent présent dans les eaux souterraines. Il est essentiel à la santé (par exemple pour la croissance des os) et en général, la source principale de manganèse pour les humains de plus d'un an provient des aliments.

Les connaissances actuelles indiquent que les enfants de moins d'un an pourraient être plus sensibles aux effets du manganèse, car ils l'absorbent mieux et l'éliminent moins bien que les enfants de plus d'un an et les adultes. Certaines études suggèrent un lien possible entre la présence de grandes quantités de manganèse dans l'eau potable et certains effets sur la santé (ex. : habiletés d'apprentissage, motricité). Ce sont surtout les bébés alimentés par du lait préparé avec de l'eau provenant du puits (lait maternisé) qui sont susceptibles de consommer une trop grande quantité de manganèse. Ce lait commercial comble déjà leur besoin quotidien en manganèse, avant l'ajout d'eau.

[1] Les informations quant aux recommandations et normes en vigueur présentées dans cette note au lecteur le sont en date du 7 décembre 2020. Puisque les connaissances et les normes à ce sujet sont en constante évolution, il est recommandé de consulter la règlementation provinciale en vigueur ainsi que les recommandations de Santé Canada au moment de la lecture de ce rapport.

[2] D = direct, I = indirect, N = nul

Table des matières

Résumé v
1. Mise en contexte 1
2. Mandat 4
3. Territoire à l'étude 4
4. Prélèvement et analyse des échantillons 7
4.1. Protocole de prélèvement 7
4.1.1. Sélection des puits échantillonnés 7
4.1.2. Prélèvement 7
4.2. Réception et analyse des échantillons 9
4.2.1. Laboratoire de la Ville de Québec 9
4.2.2. Réception des échantillons 9
4.2.3. Analyse des échantillons 10
5. Résultats 11
5.1. Critères et normes d'analyse 11
5.2. Distribution des résultats 11
5.3. Résultats des analyses 12
6. Interprétation des résultats : influence potentielle des activités anthropiques 17
6.1. Installations septiques autonomes 18
6.1.1. Portrait du territoire 18
6.1.2. Fonctionnement des installations septiques autonomes 20
6.1.3. Types et causes des défaillances et liens avec la contamination des puits 20
6.1.4. Contaminants présents dans les effluents des installations septiques autonomes : concentrations moyennes et risques pour la santé 21
6.1.5. L'importance de la contamination des eaux souterraines par les installations septiques autonomes 23
6.1.6. Pertinence des paramètres sélectionnés 23
6.2. Activités de déglaçage hivernal 25
6.2.1. Portrait du territoire 25
6.2.2. Impacts sur les eaux souterraines et les puits 25
6.2.3. Impacts sur les eaux de surface et l'environnement 26
6.2.4. Impacts sur la santé de la population 27

6.2.5. Pertinence des paramètres sélectionnés 27
6.3. Influence potentielle des installations septiques autonomes et des activités de déglaçage hivernal sur la qualité d'eau des puits individuels 28
6.3.1. Paramètres retenus 28
6.3.2. Situation observée 29
7. Conclusion 31
Références 33
Annexe 1 40
Annexe 2 41

Liste des tableaux

Tableau 1 : Type, taille et durée de vie des organismes microbiologiques et des nutriments dans l'environnement 1
Tableau 2 : Nombre de puits échantillonnés par secteurs dans les bassins versants des prises d'eau de la rivière Saint-Charles et de la rivière Montmorency en 2016 et 2017 8
Tableau 3 : Données recueillies lors d'un échantillonnage de puits individuel 8
Tableau 4 : Activités de contrôle des échantillons analysés aux laboratoires de la Ville de Québec 9
Tableau 5 : Paramètres analysés dans les échantillons d'eau des puits individuels (Rice, 2012) 10
Tableau 6 : Résultats combinés d'analyses des puits individuels du bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles 2016-2017 13
Tableau 7 : Résultats combinés d'analyses des puits individuels du bassin versant des prises d'eau de la rivière Montmorency 2016-2017 14
Tableau 8 : Nombre de dépassements observés lors de la campagne d'échantillonnage des puits individuels du bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles (n=1646) 15
Tableau 9 : Nombre de dépassements observés lors de la campagne d'échantillonnage des puits individuels du bassin versant des prises d'eau de la rivière Montmorency (n=538) 16
Tableau 10 : Paramètres retenus pour évaluer l'influence des activités anthropiques sur la qualité de l'eau des puits individuels des bassins versants des prises d'eau situées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency 28
Tableau 11 : Proportion des puits affectés par un dépassement de critère ou de seuil dans les bassins versants des prises d'eau de la rivière Saint-Charles et de la rivière Montmorency 29
Tableau 12 : Pluviométrie et température dans la zone d'échantillonnage avant et durant les périodes de prélèvement en 2016 et 2017 40

Liste des figures

Figure 1 : Schémas d'aménagement d'un puits de surface et d'une pointe filtrante 2

Figure 2 : Schémas d'aménagement d'un puits tubulaire 2

Figure 3 : Puits individuels du bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles 5

Figure 4 : Puits individuels du bassin versant des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency 6

Figure 5 : ISA du bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles 18

Figure 6 : ISA du bassin versant des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency 19

Figure 7 : Le transport du sel de voirie à partir des routes 26

Figure 8 : Taux de dépassement des seuils retenus par paramètre dans l'ensemble des puits analysés pour les bassins versants des prises d'eau des rivières Saint-Charles et Montmorency 29

Figure 9 : Coliformes totaux mesurés dans les puits individuels (norme sanitaire <= 10 UFC/100 ml) 41

Figure 10 : E. coli mesuré dans les puits individuels (norme sanitaire 0 UFC/100 ml) 43

Figure 11 : Azote ammoniacal mesuré dans les puits individuels 45

Figure 12 : Azote total mesuré dans les puits individuels 47

Figure 13 : Phosphore total mesuré dans les puits individuels 49

Figure 14 : Nitrites et nitrates mesurés dans les puits individuels (norme sanitaire <10 mg N/l) 51

Figure 15 : Chlorures mesurés dans les puits individuels (critère recommandé <250 mg/l) 53

Figure 16 : Conductivité mesurée dans les puits individuels 55

Lexique

BVM : Bassin versant des prises d'eau sur la rivière Montmorency

BVSC : Bassin versant de la prise d'eau sur la rivière Saint-Charles

Critère : Valeur qui fait l'objet d'un consensus scientifique

ISA : Installation septique autonome

Norme : Valeur fixée en vertu d'un règlement ou d'une loi

OBV : Organisme de bassin versant

Q-2, r. 40 : Règlement sur la qualité de l'eau potable

UFC : Unité formant des colonies

Résumé

Les campagnes d'échantillonnage des puits individuels du territoire des bassins versants des prises d'eau situées dans la rivière Saint-Charles (BVSC) et la rivière Montmorency (BVM) de 2016 et 2017 ont permis d'échantillonner l'eau d'un total de 2 184 puits privés afin de l'analyser aux laboratoires de la Ville de Québec. Ces analyses ont mis en lumière certaines préoccupations en matière de santé publique, notamment le fait que plusieurs échantillons ne respectent pas les normes du Règlement sur la qualité de l'eau potable (Q-2, r. 40) :

- 4,8 % (BVSC) et 3,5 % (BVM) des puits pour l'*E. coli.*
- 26,4 % (BVSC) et 24,2 % (BVM) des puits pour les coliformes totaux.
- 13,7 % (BVSC) et 12,8 % (BVM) des puits pour les bactéries atypiques.
- 3,8 % (BVSC) et 1,3 % (BVM) des puits pour les fluorures.
- 2,2 % (BVSC) et 1,7 % (BVM) des puits pour le plomb.

D'autres indicateurs ont également été utilisés afin de déterminer quels puits sont influencés par les activités anthropiques. L'analyse des résultats par rapport aux normes ou critères de qualité d'eau ou encore par rapport aux moyennes géométriques a permis d'en arriver au constat que près de la moitié des puits testés apparaissent influencés plus ou moins fortement par les activités anthropiques. En vertu des résultats de la présente étude, ainsi que de certaines études réalisées ou en cours, il apparait que les installations septiques autonomes et les sels de déglaçage sont parmi les éléments les plus préoccupants du territoire en ce qui a trait à la protection de la qualité de l'eau potable.

1. Mise en contexte

De façon générale, l'eau souterraine provient de l'eau de pluie (ou de la neige) qui s'infiltre dans le sol pour atteindre des zones plus ou moins profondes. Lors de son passage dans le sol, l'eau interagit avec les différents composés présents (métaux, ions et molécules) et ses caractéristiques physicochimiques sont modifiées (Manahan, 1994). Ainsi, lorsque le sol contient des contaminants, ces derniers influencent indéniablement la qualité physicochimique de l'eau souterraine et la dégradent (Taylor, 2004; Krauss, 2011).

Le même principe s'applique aux microorganismes présents dans l'environnement. Lorsque l'eau traverse une zone chargée en contamination microbiologique (installation septique autonome, aire d'épandage de fumier, etc.), le risque de contamination augmente. Cependant, il est à noter que les indicateurs utilisés (*E. coli*) pour estimer la présence de bactéries d'origine entérique (provenant de l'intestin des animaux à sang chaud notamment) n'ont pas une grande viabilité temporelle dans les sols (Tableau 1). Une absence de contamination dans un puits ne signifie donc pas que l'eau n'a pas été en contact avec une contamination microbiologique. D'autres microorganismes comme certaines bactéries pathogènes, les virus et les protozoaires, qui sont difficilement mesurables, ont une viabilité plus grande et peuvent être présents et altérer la qualité sanitaire de l'eau (Payment, 2006; Krauss, 2011; Murphy, 2016). Mentionnons que certaines bactéries pathogènes, les virus, les parasites et les bactéries d'origine entérique les plus infectieuses pour l'humain proviennent des humains eux-mêmes.

Tableau 1 : Type, taille et durée de vie des organismes microbiologiques et des nutriments dans l'environnement

ÉLÉMENTS	TAILLE	DURÉE DE VIE DANS L'ENVIRONNEMENT
Parasites	100 µm	0 – 400 jours
Bactéries	1 µm	0 – 300 jours
Virus	0,1 µm	0 – 500 jours
Phosphore et azote	-	Change de forme, mais ne se dégrade pas

Source : Krauss et Griebler, 2011

En plus de l'aspect qualitatif, une attention particulière doit être apportée à la quantité de l'eau souterraine disponible. La facilité avec laquelle une eau s'infiltre dans le sol dépend de la nature du sol et de la topographie du terrain. L'endroit où l'eau s'infiltre dans le sol est appelé « zone de recharge ». Ainsi, la quantité d'eau souterraine dans une nappe donnée dépend de la capacité de ces zones de recharge. Elle dépendra aussi de la quantité d'eau qui atteint le sol, c'est-à-dire la pluviométrie. L'imperméabilisation du sol des zones de recharge aura pour effet de réduire la quantité d'eau infiltrée dans la nappe et augmentera le ruissellement de l'eau en surface. Cette eau sera acheminée rapidement par le réseau pluvial vers les cours d'eau à proximité. Cette eau se chargera au passage des contaminants présents incluant des matières en suspension.

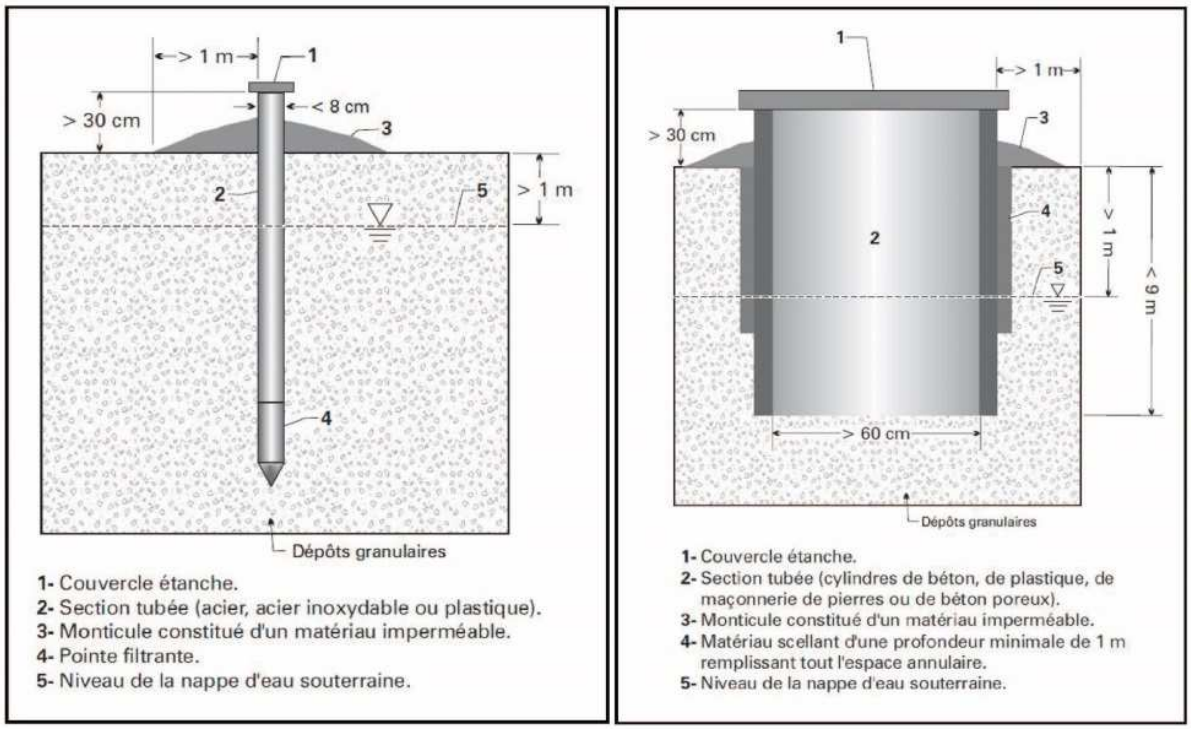


Figure 1 : Schémas d'aménagement d'un puits de surface et d'une pointe filtrante

Source : Guide technique, Captage d'eau souterraine pour des résidences isolées (MDDEP, 2008)

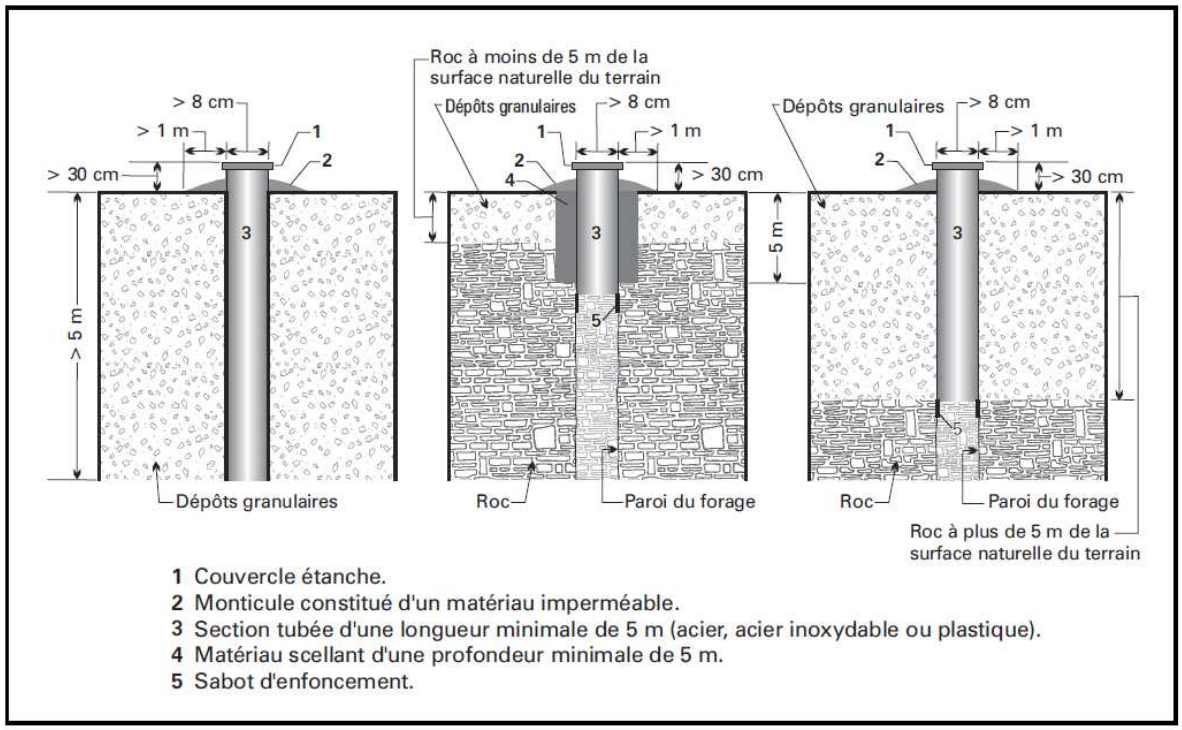


Figure 2 : Schémas d'aménagement d'un puits tubulaire

Source : Guide technique, Captage d'eau souterraine pour des résidences isolées (MDDEP, 2008)

Le type des puits approvisionnant les propriétés aura également une forte incidence sur le risque de contamination de l'eau puisée. Il existe plusieurs types de puits individuels : les pointes filtrantes (Figure 1), les puits de surface (Figure 1) et les puits tubulaires (Figure 2). Les composantes principales de ces installations sont : un couvercle étanche, une section tubée (longueur minimale de 5 mètres), une collerette de matériau scellant et un monticule constitué d'un matériau imperméable. Les différents types de puits ne sont toutefois pas présents dans des proportions équivalentes sur le territoire québécois. Par exemple, les bassins versants des prises d'eau des rivières Saint-Charles et Montmorency comptent principalement des puits tubulaires. Aussi, au Québec, la très grande majorité des puits individuels sont ouverts au roc, c'est-à-dire que la section tubée n'est présente qu'au niveau des dépôts meubles. Cette configuration rend les puits plus vulnérables aux contaminants qui peuvent s'infiltrer à travers les aquifères de roc fracturé à partir du point où le tubage s'arrête (Clawges et Vowinkel, 1997).

Le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP; Q-2, r. 35.2) exige le respect de distances minimales entre les puits et les divers éléments jugés susceptibles d'affecter leur qualité d'eau tels que les installations septiques autonomes (ISA) et les zones inondables. Toutefois, les normes de construction des puits ont fortement évolué au cours des dernières décennies, ce qui explique qu'il existe sur le territoire des installations dont les caractéristiques ne respectent pas les normes établies par la règlementation actuelle. Par exemple, un bon nombre de puits ne possèdent pas de collerette de matériau scellant ou un tubage qui excède d'au moins 30 cm la surface du sol tel qu'exigé par le RPEP et sont par conséquent plus vulnérables aux contaminants qui peuvent s'infiltrer à proximité.

De plus, le degré de vulnérabilité des puits à la contamination est largement dépendant du type implanté. Les pointes filtrantes et les puits de surface, en raison des méthodes utilisées pour les construire (puits creusé, foncé ou exécuté par lançage) et de la nature des aquifères auxquels ils s'approvisionnent généralement (aquifères sableux ou graveleux peu profonds et non confinés), sont considérés comme beaucoup plus vulnérables à la contamination que les puits tubulaires (Simpson, 2015). Il est beaucoup plus aisé pour les contaminants provenant de la surface de s'infiltrer jusqu'à la prise d'eau de ces puits qui est souvent située à une profondeur moins élevée que celle des puits tubulaires (Simpson, 2015).

En résumé, la gestion de l'eau souterraine sur un territoire donné consiste à :

- réduire les risques associés à la contamination de l'eau;
- protéger les zones de recharge afin d'assurer la pérennité de la ressource.

2. Mandat

En mai 2016, la Communauté métropolitaine de Québec (CMQ) a lancé un programme sur la qualité de l'eau des puits individuels répartis sur l'ensemble du bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles. À l'automne 2016, cette campagne d'échantillonnage s'est étendue au territoire du bassin versant des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency. En 2017, la campagne d'échantillonnage s'est perpétuée sur de nouveaux puits non testés en 2016 dans les deux territoires. Les objectifs de l'étude sont :

- connaître la qualité microbiologique et physicochimique de l'eau consommée par les propriétaires de puits individuels;
- évaluer l'influence des activités anthropiques du territoire sur la qualité et la quantité de l'eau souterraine.

Pour mener à bien ce projet, la CMQ s'est associée à la Ville de Québec (Division de la qualité de l'eau, Service du traitement des eaux) pour son expertise dans les domaines de l'eau et des laboratoires, et aux Organismes de bassins versants (OBV) en charge du territoire à l'étude soit, l'OBV de la Capitale (rivière Saint-Charles) et l'OBV Charlevoix-Montmorency (rivière Montmorency), pour les activités de prélèvement. Le Département de géologie de l'Université Laval a été consulté pour le choix des caractéristiques physicochimiques et microbiologiques à analyser ainsi que pour le protocole de prélèvement et les métadonnées nécessaires aux analyses subséquentes des résultats de laboratoire.

3. Territoire à l'étude

Le territoire couvert par la présente étude est :

- le bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles qui compte 4 925 puits individuels (Figure 3). Ce bassin occupe un territoire de près de 348 km^2 (OBV de la Capitale, 2010). Il comprend les municipalités des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury, de Québec, de Lac-Beauport, de Lac-Delage, de Saint-Gabriel-de-Valcartier, de Shannon et de Sainte-Brigitte-de-Laval, ainsi que le territoire de Wendake. Environ 71 % du territoire du bassin versant est sous couvert forestier.
- le bassin versant des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency qui compte 1 808 puits individuels (Figure 4). Ce bassin occupe un territoire de près de 1 150 km^2 (OBV Charlevoix-Montmorency, 2014). Il comprend les municipalités de Québec, Boischatel, Sainte-Brigitte-de-Laval, Lac-Beauport, L'Ange-Gardien, Château-Richer et Stoneham-et-Tewkesbury. Environ 83 % du territoire du bassin versant est sous couvert forestier.

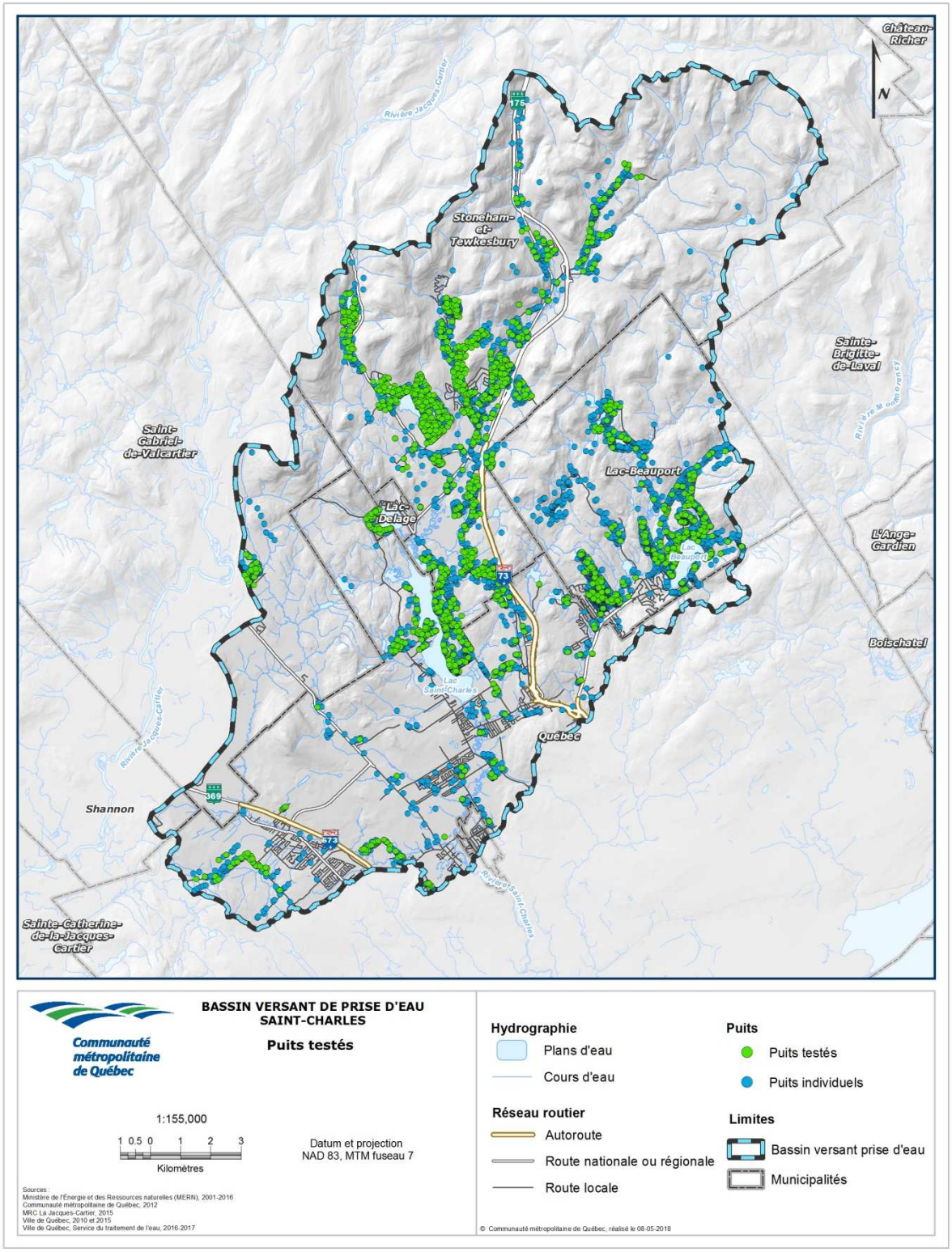


Figure 3 : Puits individuels du bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles

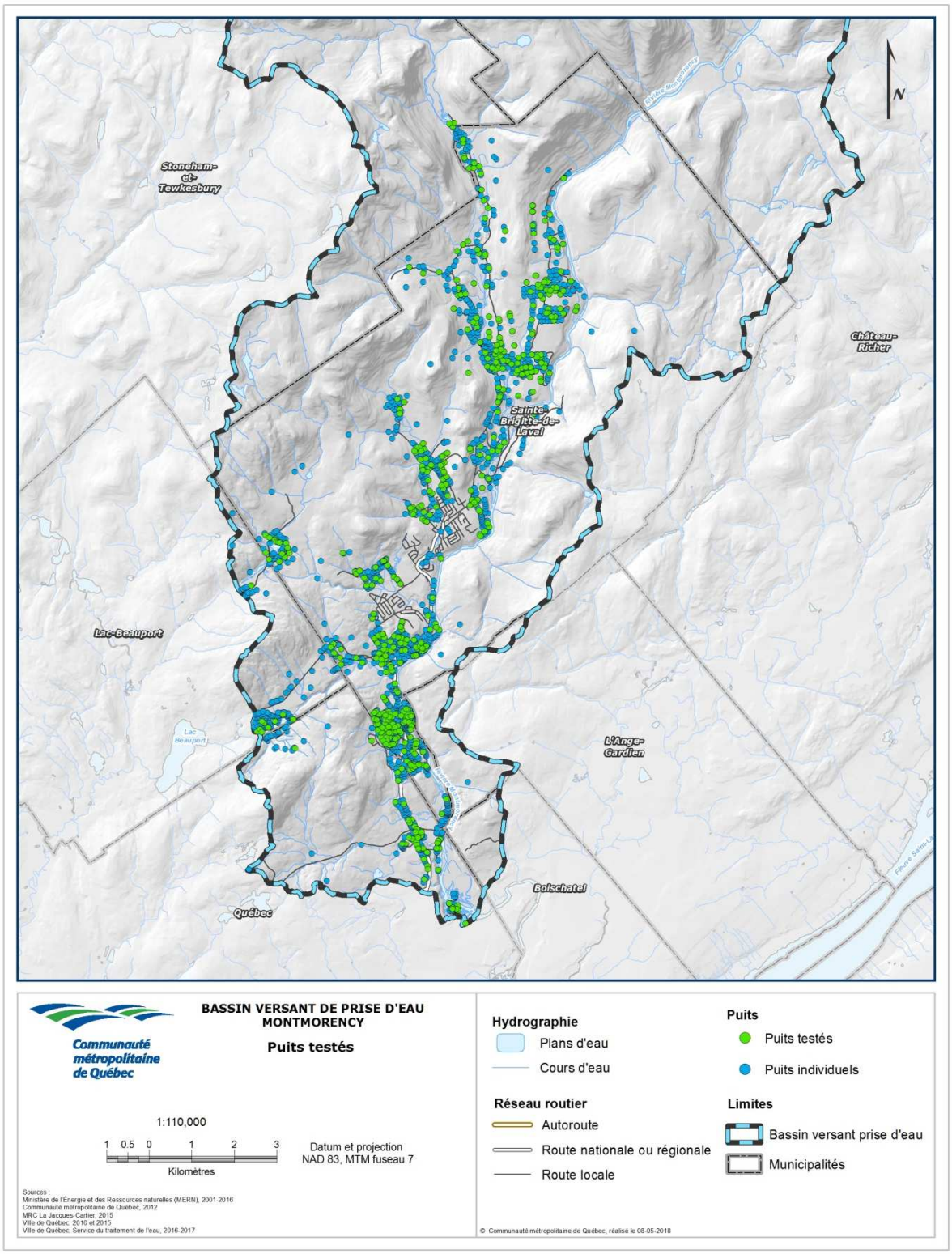


Figure 4 : Puits individuels du bassin versant des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency

4. Prélèvement et analyse des échantillons

4.1. Protocole de prélèvement

4.1.1. Sélection des puits échantillonnés

Un envoi postal aléatoire a permis d'informer les citoyens résidant sur le territoire à l'étude de la possibilité d'obtenir gratuitement une analyse de la qualité de l'eau de leur puits. Les informations relatives à cette campagne ont également été diffusées dans les hebdomadaires locaux, sur les médias sociaux ainsi que sur les sites Internet des municipalités admissibles. Les citoyens désirant faire partie du programme s'inscrivaient alors auprès de l'OBV responsable de leur territoire. La prise de rendez-vous pour réaliser le prélèvement de l'eau de puits était sous la responsabilité de l'OBV.

4.1.2. Prélèvement

Campagne de 2016

Des prélèvements ont été réalisés entre le 17 mai et le 7 juillet 2016 sur le territoire du bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles. Une autre campagne de prélèvements s'est déroulée du 17 octobre au 14 décembre 2016 dans les bassins versants des prises d'eau situées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency.

Au total, 985 prélèvements dans 900 puits ont été réalisés en 2016 (voir Tableau 2) :

- 763 échantillons dans 709 puits sur le territoire du bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles;
- 222 échantillons dans 191 puits sur le territoire du bassin versant des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency.

Campagne de 2017

Des prélèvements ont été réalisés entre le 29 mai et le 10 décembre 2017 sur le territoire du bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles et du 7 juin au 29 novembre 2017 dans les bassins versants des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency.

Au total, 1 515 prélèvements dans 1 283 puits ont été réalisés en 2017 (voir Tableau 2) :

- 1 132 échantillons dans 936 puits sur le territoire du bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles;
- 383 échantillons dans 347 puits sur le territoire du bassin versant des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency.

Une comparaison des températures moyennes et des précipitations totales au cours des deux périodes de prélèvement (voir Annexe 1) a permis de constater qu'il n'y avait pas de différences majeures à ce niveau entre les deux années. Ces facteurs ne devraient donc pas avoir créé de différences importantes au niveau des éléments (taux de dilution, température de l'eau, etc.) pouvant affecter la concentration des paramètres testés entre les deux années d'échantillonnage.

Tableau 2 : Nombre de puits échantillonnés par secteurs dans les bassins versants des prises d'eau de la rivière Saint-Charles et de la rivière Montmorency en 2016 et 2017

SECTEUR	BASSIN VERSANT DE LA PRISE D'EAU DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES		BASSIN VERSANT DES PRISES D'EAU DE LA RIVIÈRE MONTMORENCY	
	2016	2017	2016	2017
Lac-Beauport	122 (17 %)	166 (18 %)	-	7 (2 %)
Lac-Delage	30 (4 %)	27 (3 %)	-	-
Québec	162 (23 %)	148 (16 %)	20 (10 %)	41 (12 %)
Saint-Gabriel-de-Valcartier	11 (2 %)	13 (1 %)	-	-
Stoneham-et-Tewkesbury	384 (54 %)	582 (62 %)	-	2 (1 %)
Sainte-Brigite-de-Laval	-	-	171 (90 %)	297 (85 %)
TOTAL	709	936	191	347

Pour chacun des prélèvements effectués, des données relatives aux puits échantillonnés étaient documentées (métadonnées). Le Tableau 3 résume les données recueillies.

Tableau 3 : Données recueillies lors d'un échantillonnage de puits individuel

INFORMATIONS	DONNÉES
Champs d'épuration du propriétaire du puits et ceux des voisins, s'il y a lieu	Distance approximative par rapport au puits, topographie
Traitement de l'eau, s'il y a lieu	Aucun, adoucisseur, particules, sel, manganèse, uv, sable, fer, pH, soufre, charbon actif
Usage	Consommation, bétail, autre, inutilisée
Qualité de l'eau perçue par le propriétaire	Quantité, transparence, goût, odeur
Niveau piézométrique	Hauteur de l'eau à l'intérieur du puits (m)
Profondeur du puits	Profondeur du forage du puits (m)
Tubulure du puits	Profondeur du tubage du puits (m)

Chacun des échantillons prélevés recevait un code pour assurer la confidentialité du propriétaire du puits. Ce code a été utilisé durant tout le processus analytique aux laboratoires de la Ville de Québec. Il est à noter que 10 % des échantillons ont été prélevés en duplicata pour assurer la qualité du prélèvement.

4.2. Réception et analyse des échantillons

4.2.1. Laboratoire de la Ville de Québec

Les laboratoires de la Ville de Québec sont accrédités par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) et possèdent un système de qualité conforme à la norme ISO CEI 17025. Ils sont audités à l'externe au deux ans et à l'interne annuellement. Ils reçoivent, tout au long de l'année, des échantillons de contrôle de l'organisme accréditeur et doivent atteindre un niveau supérieur de qualité pour maintenir leur accréditation. De plus, chaque lot d'analyse est vérifié par des échantillons de contrôle afin d'assurer l'excellence des résultats. Le Tableau 4 résume les activités de contrôle de qualité entourant le processus analytique des laboratoires de la Ville de Québec. L'ensemble des limites de détection méthodologiques a été établi conformément aux directives du MDDELCC (CEAEQ, 2011; CEAEQ, 2014).

Tableau 4 : Activités de contrôle des échantillons analysés aux laboratoires de la Ville de Québec

TYPE DE CONTRÔLE DE QUALITÉ	FRÉQUENCE	DOMAINE DE VALIDITÉ	SIGNIFICATION
Blanc méthodologique	1 à tous les 15 échantillons	Inférieur à la limite de détection de la méthode d'analyse	Permets de vérifier la pureté des réactifs utilisés
Échantillon fortifié	1 à tous les 15 échantillons	Entre 85 et 115 %	Évalue la présence d'interférences dans les échantillons
Contrôle A	1 par série d'analyse	±10 % de la valeur attendue	Vérifie l'exactitude des résultats situés en haut de courbe
Contrôle B	1 par série d'analyse	±15 % de la valeur attendue	Vérifie l'exactitude des résultats situés en bas de courbe
Contrôle C	1 à tous les 15 échantillons	±15 % de la valeur attendue	Vérifie la performance de l'analyse
Contrôle HC	1 à tous les 15 échantillons	±15 % de la valeur attendue	Vérifie la performance des autodilutions
Duplicata	1 à tous les 15 échantillons	±10 % d'écart à la moyenne	Vérifie la reproductibilité des analyses
Coefficient de linéarité	1 par série d'analyse	R^2>0,998	Vérifie la sensibilité et la performance de l'étalonnage des instruments

4.2.2. Réception des échantillons

Les échantillons ont été reçus aux laboratoires le jour de leur prélèvement. Ils ont été enregistrés dans la base de données des laboratoires de la Ville de Québec (LabPlus^{MD}) et ont reçu un numéro de laboratoire. L'intégrité des échantillons (bris, remplissage du contenant, type de contenant, stérilité, etc.) a été vérifiée à la réception et un préservatif de conservation a été ajouté lorsque nécessaire. Chacun des échantillons a été conservé à la température requise par les normes relatives aux protocoles analytiques.

4.2.3. Analyse des échantillons

Chacun des échantillons a été analysé pour les paramètres énumérés au Tableau 5. Pour chacun de ces paramètres, la limite de détection méthodologique est donnée de même que la référence à la méthode analytique utilisée.

Tableau 5 : Paramètres analysés dans les échantillons d'eau des puits individuels (Rice, 2012)

PARAMÈTRES	LIMITES DE DÉTECTION	MÉTHODES D'ANALYSE
Physicochimie		
Alcalinité	0,4 mg $CaCO_3$/l	Std Met 2320
Conductivité	0,6 µS/cm	Std Met 2510
Dureté	0,01 mg $CaCO_3$/l	Std Met 2340
pH	S/O	Std Met 4500
Microbiologie		
Bactéries atypiques	0 UFC/100 ml	Std Met 9222 C
Coliformes totaux	0 UFC/100 ml	Std Met 9222 C
Escherichia coli	0 UFC/100 ml	Std Met 9222 I
Anions majeurs		
Bromures	0,002 mg/l	Std Met 4110
Chlorures	0,2 mg/l	Std Met 4110
Fluorures	0,005 mg/l	Std Met 4110
Sulfates	3 mg/l	Std Met 4500 SO4F
Autres		
Carbone organique total	0,05 mg/l	Std Met 5310 C
Nutriments		
Azote ammoniacal	8 µg/L	Std Met 4500 NH3H
Azote total	0,08 mg/l	Std Met 4500 NC
Nitrites et nitrates	0,01 mg n/l	Std Met 4500 NO3F
Phosphore total	2 µg/l	Std Met 4500 PH
Métaux		
Aluminium	0,00026 mg/l	Std Met 3030C et 3125
Baryum	0,00001 mg/l	
Cadmium	0,000004 mg/l	
Chrome	0,00001 mg/l	
Cobalt	0,000004 mg/l	
Cuivre	0,00002 mg/l	
Fer	0,0003 mg/l	
Manganèse	0,000005 mg/l	
Molybdène	0,00003 mg/l	
Nickel	0,00003 mg/l	
Plomb	0,00002 mg/l	
Zinc	0,0001 mg/l	
Cations majeurs		
Calcium	0,003 mg/l	Std Met 3030C et 3125
Magnésium	0,00014 mg/l	
Potassium	0,0016 mg/l	
Sodium	0,0006 mg/l	

5. Résultats

5.1. Critères et normes d'analyse

En matière d'eau potable, une norme correspond à une valeur fixée en vertu d'un règlement ou d'une loi. Elle est habituellement basée sur des études épidémiologique ou toxicologique. Au Canada, le gouvernement fédéral (Santé Canada), en collaboration avec les ministères provinciaux correspondants, est responsable d'émettre des recommandations que les provinces traduisent dans leurs règlementations. Un critère est une valeur qui fait l'objet d'un consensus scientifique. Il est habituellement basé sur des aspects d'ordre organoleptique (goût, odeur, apparence). Il sert de balise dans le suivi et la gestion de la qualité de l'eau.

Les normes et les critères de certains paramètres (voir Tableaux 6 et 7) ont été établis pour des raisons sanitaires ou esthétiques (goût, couleur, apparence), alors que pour d'autres paramètres aucun critère n'a été défini par la littérature.

5.2. Distribution des résultats

Après analyse des résultats, nous avons constaté que la distribution des résultats ne suivait pas la *Loi Normale* mais qu'elle était plutôt de type Khi carré (X^2). En présence d'une distribution normale, une grande partie des échantillons se situe près la moyenne. L'écart-type nous permet d'évaluer l'étendue de cette moyenne. Lorsque nous sommes en présence d'une distribution X^2, la plupart des échantillons se situe dans de faibles valeurs. Dans ce cas, la moyenne ne peut pas être utilisée pour établir une valeur seuil puisqu'elle aurait pour effet de surévaluer le problème. La moyenne géométrique, quant à elle, permet de diminuer l'effet des valeurs extrêmes dans le calcul de la moyenne d'une série de valeurs. Nous avons donc posé l'hypothèse que les puits dont les résultats sont situés sous les valeurs moyennes géométriques ne sont pas significativement influencés par les activités anthropiques. En ce sens, la moyenne géométrique nous permet d'évaluer la valeur qui serait retrouvée dans un puits peu influencé par une contamination externe. Cette valeur est considérée plus conservatrice et réaliste que la concentration minimale retrouvée, par exemple. Le Tableau 10 indique les paramètres retenus pour évaluer l'influence des activités anthropiques sur la qualité de l'eau des puits individuels évalués au cours de la présente étude. Il est à noter que pour les paramètres microbiologiques, les critères et les normes gouvernementales ont été utilisés. Pour les paramètres nitrites, nitrates et chlorures, nous avons utilisé, à l'instar des autres paramètres sans critères, la moyenne géométrique afin d'évaluer des tendances à la contamination.

5.3. Résultats des analyses

Les résultats d'analyse des échantillons d'eau des puits individuels des bassins versants des prises d'eau des rivières Saint-Charles et Montmorency sont présentés aux Tableaux 6 et 7 respectivement.

La plupart des échantillons analysés respectent les normes et les critères en vigueur. Toutefois, certains dépassements ont été observés. Ceux-ci sont résumés aux Tableaux 8 et 9 pour les échantillons prélevés dans les bassins versants des rivières Saint-Charles et Montmorency respectivement.

Il est à noter que tous les dépassements microbiologiques et physicochimiques ont fait l'objet d'une communication écrite avec le résident consommant l'eau du puits. Des conseils lui étaient fournis sur la désinfection à faire et un deuxième prélèvement était réalisé pour s'assurer du retour à la conformité. Le rapport final a été acheminé à l'ensemble des propriétaires des puits individuels.

Tableau 6 : Résultats combinés d'analyses des puits individuels du bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles 2016-2017

PARAMÈTRES	VALEUR MINIMALE	MOYENNE GÉOMÉTRIQUE	VALEUR MAXIMALE	CRITÈRE	NORME
Physicochimie de base					
Alcalinité (mg/l $CaCO_3$)	0,2	47,4	289	---	---
Conductivité (µmhos/cm)	12,5	182,4	2780	---	---
Dureté (métaux) (mg/l $CaCO_3$)	5	61,4	1346,7	---	---
pH	5,5	7,2	9,5	---	6,5-8,5 [b]
Microbiologie					
Bactéries atypiques (UFC/100 ml)	0	35	200	---	200 [c]
Coliformes totaux (UFC/100 ml)	0	15	800	---	<=10 [c]
Escherichia coli (UFC/100 ml)	0	0	80	---	0 [c]
Anions majeurs					
Bromures (mg/l)	0,002	0,0198	11,1	---	---
Chlorures (mg/l)	0,2	13,8	1390	<250 [e]	
Fluorures (mg/l)	0,005	0,334	7,13	---	1,5 [d]
Sulfates (mg/l)	3	9,61	210	500 [e]	---
Carbone organique total (mg c/l)	0,07	0,9	20	---	---
Nutriments					
Azote ammoniacal (µg n/l)	8	13,1	1620	---	---
Azote total (mg n/l)	0,08	0,662	26	---	---
Nitrites et nitrates (mg n/l)	0,01	0,48	22,5	---	10 [d]
Phosphore total (µg p/l)	2	4,5	483	---	---
Métaux [a]					
Aluminium (mg/l)	0,0006	0,0063	3,65	0,220 [e]	---
Baryum (mg/l)	0,00006	0,0034	0,238	---	1,0 [d]
Cadmium (µg/l)	0,002	0,0118	2,39	---	<5 [d]
Chrome (µg/l)	0,01	0,321	27,9	---	<50 [d]
Cobalt (µg/l)	0,004	0,026	12,0	---	---
Cuivre (µg/l)	0,08	13,2	3390	---	<1000 [d]
Fer (mg/l)	0,0007	0,0252	33,8	<0,3 [e]	---
Manganèse (mg/l)	0,000004	0,0054	3,43	<0,05 [e]	---
Molybdène (µg/l)	0,03	1,402	233	---	---
Nickel (µg/l)	0,03	0,379	46,1	---	---
Plomb (µg/l)	0,02	0,684	1620	---	<10 [d]
Zinc (µg/l)	0,2	10,7	3720	<5000 [e]	---
Cations majeurs					
Calcium (mg/l)	0,014	18,1	480	---	---
Magnésium (mg/l)	0,00014	3,06	46,1	---	---
Potassium (mg/l)	0,035	1,10	9,26	---	---
Sodium (mg/l)	0,051	10,6	605	<200 [e]	---

[a] L'unité « mg/l » indique 1 milligramme par litre, en considérant la densité de l'eau à 1,00, cette unité équivaut à une partie par million (système américain). Pour certains métaux, les unités de mesure ont été converties en µg/l (microgramme par litre ou partie par milliard) afin de rendre les résultats plus lisibles; [b] Q-2, r. 40, a. 17.1; [c] Q-2, r. 40, a. 3, Annexe 1, al. 1. Paramètres microbiologiques; [d] Q-2, r. 40, a. 3, Annexe 1, al. 2. Paramètres concernant les substances inorganiques; [e] Santé Canada, 2017, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada.

Tableau 7 : Résultats combinés d'analyses des puits individuels du bassin versant des prises d'eau de la rivière Montmorency 2016-2017

PARAMÈTRES	VALEUR MINIMALE	MOYENNE GÉOMÉTRIQUE	VALEUR MAXIMALE	CRITÈRE	NORME
Physicochimie de base					
Alcalinité (mg/l $CaCO_3$)	1,6	31,1	206	---	---
Conductivité (µmhos/cm)	13,4	117	1850	---	---
Dureté (métaux) (mg/l $CaCO_3$)	5	41,5	444	---	---
pH	5,5	7,0	9,3	---	6,5-8,5 [b]
Microbiologie					
Bactéries atypiques (UFC/100 ml)	0	32	200	---	200 [c]
Coliformes totaux (UFC/100 ml)	0	13	80	---	<=10 [c]
Escherichia coli (UFC/100 ml)	0	0	80	---	0 [c]
Anions majeurs					
Bromures (mg/l)	0,002	0,0079	1,13	---	---
Chlorures (mg/l)	2	8,6	537	<250 [e]	
Fluorures (mg/l)	0,007	0,08	2,31	---	1,5 [d]
Sulfates (mg/l)	3	7,08	80	500 [e]	---
Carbone organique total (mg c/l)	0,08	0,59	11	---	---
Nutriments					
Azote ammoniacal (µg n/l)	8	14,8	497	---	---
Azote total (mg n/l)	0,08	0,443	11,7	---	---
Nitrites et nitrates (mg n/l)	0,01	0,294	10,7	---	10 [d]
Phosphore total (µg p/l)	2	5,04	181	---	---
Métaux [a]					
Aluminium (mg/l)	0,00026	0,0045	0,257	0,220 [e]	---
Baryum (mg/l)	0,00005	0,0020	0,125	---	1,0 [d]
Cadmium (µg/l)	0,002	0,0132	0,24	---	<5 [d]
Chrome (µg/l)	0,01	0,095	13,1	---	<50 [d]
Cobalt (µg/l)	0,004	0,02	1,16	---	---
Cuivre (µg/l)	0,11	14,8	510	---	<1000 [d]
Fer (mg/l)	0,001	0,0258	10,5	<0,3 [e]	---
Manganèse (mg/l)	0,000028	0,0027	2,05	<0,05 [e]	---
Molybdène (µg/l)	0,03	0,34	34,7	---	---
Nickel (µg/l)	0,03	0,244	16,7	---	---
Plomb (µg/l)	0,02	0,591	26,0	---	<10 [d]
Zinc (µg/l)	0,3	9,34	446	<5000 [e]	---
Cations majeurs					
Calcium (mg/l)	0,012	12,0	133	---	---
Magnésium (mg/l)	0,0012	1,84	27,2	---	---
Potassium (mg/l)	0,008	0,389	5,23	---	---
Sodium (mg/l)	0,0006	5,80	305	<200 [e]	---

[a] L'unité « mg/l » indique 1 milligramme par litre, en considérant la densité de l'eau à 1,00, cette unité équivaut à une partie par million (système américain). Pour certains métaux, les unités de mesure ont été converties en µg/l (microgramme par litre ou partie par milliard) afin de rendre les résultats plus lisibles; [b] Q-2, r. 40, a. 17.1; [c] Q-2, r. 40, a. 3, Annexe 1, al. 1. Paramètres microbiologiques; [d] Q-2, r. 40, a. 3, Annexe 1, al. 2. Paramètres concernant les substances inorganiques; [e] Santé Canada, 2017, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada.

Tableau 8 : Nombre de dépassements observés lors de la campagne d'échantillonnage des puits individuels du bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles (n=1646)

PARAMÈTRES	NOMBRE DE DÉPASSEMENTS DES NORMES OU CRITÈRES	DANGER POUR LA SANTÉ [1]	COMMENTAIRES
Paramètres physicochimiques			
pH	217 (13,2 %)	I	Un pH non conforme peut indiquer que l'eau est sous l'influence d'une contamination anthropique. À long terme, il peut causer des problèmes de corrosion à la plomberie domestique.
Paramètres microbiologiques [2]			
Escherichia coli	79 (4,8 %)	D	Eau non potable
Coliformes totaux	434 (26,4 %)	I	Eau douteuse
Bactéries atypiques	226 (13,7 %)	I	La présence de bactéries atypiques peut indiquer une sous-évaluation de la contamination microbiologique.
Anions majeurs			
Chlorures	17 (1,0 %)	I	Affecte le goût de l'eau et favorise l'émergence de problèmes de corrosion.
Fluorures	63 (3,8 %)	D	Peut entraîner des problèmes de fluorose dentaire ou osseuse.
Nutriments			
Nitrites et nitrates	6 (0,4 %)	D	Peut engendrer des problèmes de méthémoglobinémie (particulièrement chez les nourrissons) et est suspecté être cancérigène.
Métaux			
Fer	173 (10,5 %)	N	Problème d'ordre esthétique.
Manganèse	161 (9,8 %)	N	Problème d'ordre esthétique.
Plomb	37 (2,2 %)	D	Effets neurologiques chez les jeunes enfants lors d'une exposition prolongée (chronique).
Sodium	8 (0,5 %)	I	Peut causer des problèmes cardiovasculaires chez les personnes vulnérables.

[1] D = direct, I = indirect, N = nul; [2] 48 échantillons ne respectent pas les normes pour les trois paramètres microbiologiques. 208 échantillons ne respectent pas les normes pour les paramètres coliformes totaux et les bactéries atypiques uniquement. 70 échantillons ne respectent pas les normes pour les bactéries *E. coli* et les coliformes totaux uniquement. 50 échantillons ne respectent pas les normes pour les bactéries *E. coli* et les bactéries atypiques uniquement. En résumé, 459 puits (27,9 %) ne respectent pas les normes du Q-2, r. 40 pour un ou plusieurs paramètres microbiologiques.

Tableau 9 : Nombre de dépassements observés lors de la campagne d'échantillonnage des puits individuels du bassin versant des prises d'eau de la rivière Montmorency (n=538)

PARAMÈTRES	NOMBRE DE DÉPASSEMENTS DES NORMES OU CRITÈRES	DANGER POUR LA SANTÉ [1]	COMMENTAIRES
Paramètres physicochimiques			
pH	96 (17,8 %)	I	Un pH non conforme peut indiquer que l'eau est sous l'influence d'une contamination anthropique. À long terme, il peut causer des problèmes de corrosion à la plomberie domestique.
Paramètres microbiologiques [2]			
Escherichia coli	19 (3,5 %)	D	Eau non potable
Coliformes totaux	130 (24,2 %)	I	Eau douteuse
Bactéries atypiques	69 (12,8 %)	I	La présence de bactéries atypiques peut indiquer une sous-évaluation de la contamination microbiologique.
Anions majeurs			
Chlorures	4 (0,7 %)	I	Affecte le goût de l'eau et favorise l'émergence de problèmes de corrosion.
Fluorures	7 (1,3 %)	D	Peut entraîner des problèmes de fluorose dentaire ou osseuse.
Nutriments			
Nitrites et nitrates	1 (0,2 %)	D	Peut engendrer des problèmes de méthémoglobinémie (particulièrement chez les nourrissons) et est suspecté être cancérigène.
Métaux			
Fer	62 (11,5 %)	N	Problème d'ordre esthétique.
Manganèse	46 (8,6 %)	N	Problème d'ordre esthétique.
Plomb	9 (1,7 %)	D	Effets neurologiques chez les jeunes enfants lors d'une exposition prolongée (chronique).
Sodium	1 (0,2 %)	I	Peut causer des problèmes cardiovasculaires chez les personnes vulnérables.

[1] D = direct, I = indirect, N = nul; [2] 13 échantillons ne respectent pas les normes pour les trois paramètres microbiologiques. 61 échantillons ne respectent pas les normes pour les paramètres coliformes totaux et les bactéries atypiques uniquement. 18 échantillons ne respectent pas les normes pour les bactéries *E. coli* et les coliformes totaux uniquement. 13 échantillons ne respectent pas les normes pour les bactéries *E. coli* et les bactéries atypiques uniquement. En résumé, 139 puits (25,8 %) ne respectent pas les normes du Q-2, r. 40 pour un ou plusieurs paramètres microbiologiques.

6. Interprétation des résultats : influence potentielle des activités anthropiques

Un des objectifs de la présente étude est d'évaluer l'influence des activités anthropiques du territoire sur la qualité de l'eau souterraine. Pour ce faire, nous avons retenu les paramètres physicochimiques reliés à la présence d'ISA et aux activités de déglaçage hivernal (utilisation de sels, principalement le chlorure de sodium). Du côté des ISA, les paramètres physicochimiques qui ont été retenus sont le phosphore total, l'azote total, l'azote ammoniacal, les nitrites et nitrates, les bactéries *E. coli*, ainsi que les coliformes totaux, alors que du côté des activités de déglaçage hivernal, les paramètres qui ont été retenus sont la conductivité et les chlorures. Les sections 6.1.6 et 6.2.5 présentent l'intérêt d'utiliser les différents éléments sélectionnés afin d'évaluer l'influence des activités anthropiques ciblées.

Bien que de nombreuses autres sources de contamination soient présentes sur le territoire à l'étude (engrais des pelouses, eaux usées provenant des usines de traitement, excréments des animaux d'élevage, domestiques ou sauvages, émissions atmosphériques, etc.), les ISA et les activités de déglaçage hivernal sont actuellement deux des sources qui apparaissent les plus préoccupantes pour le territoire à l'étude.

Néanmoins, d'autres données devront également être recueillies sur diverses sources de nutriments connues, comme les stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Stoneham-et-Tewkesbury et de Lac-Delage, les terrains de golf, les écuries ou petits élevages, etc., et ce, afin de bien documenter les sources de contamination potentielles de ces territoires.

6.1. Installations septiques autonomes

6.1.1. Portrait du territoire

Dans le bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles, on dénombre 5 228 ISA [a] (Figure 5).

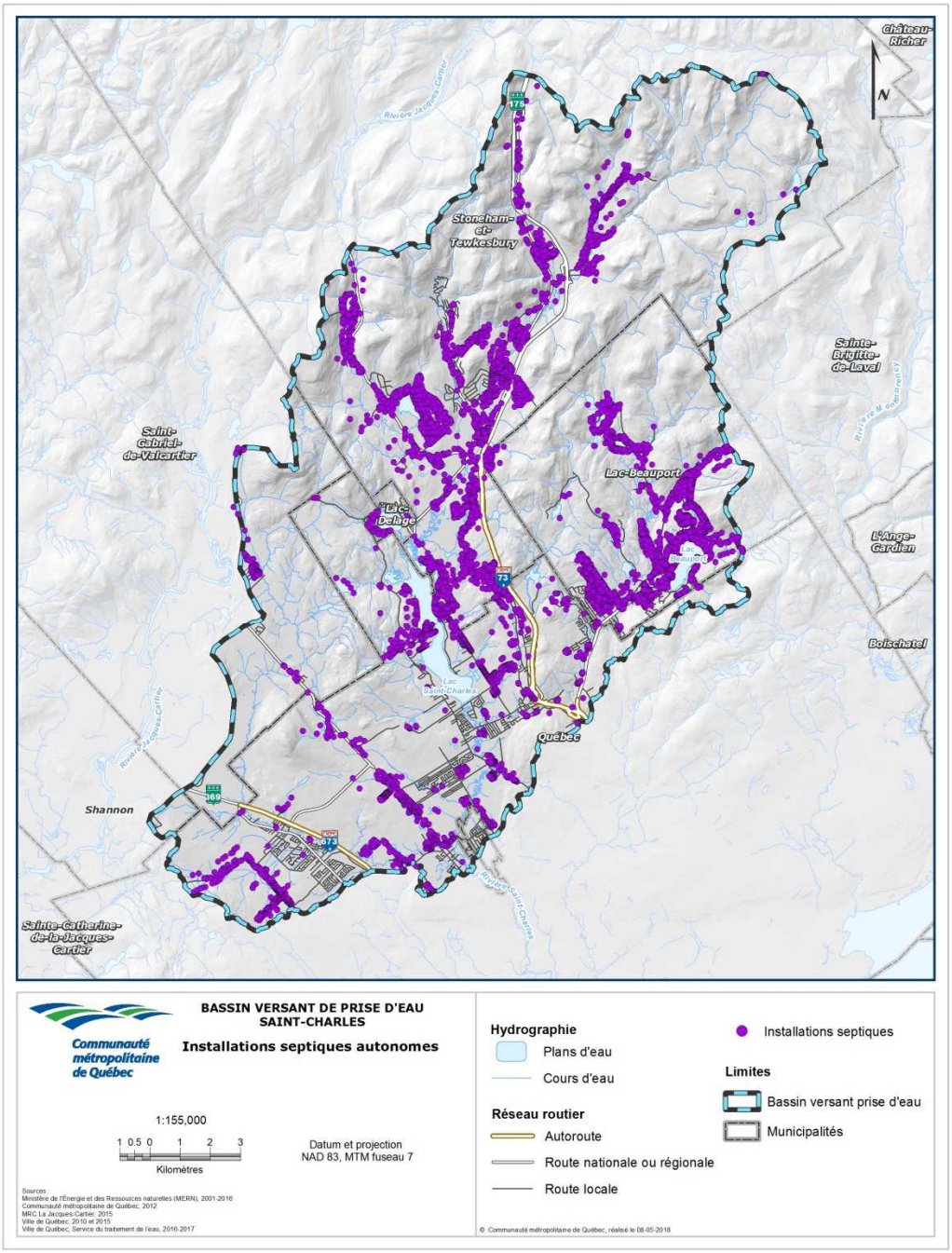


Figure 5 : ISA du bassin versant de la prise d'eau située dans la rivière Saint-Charles

[a] *Selon les données de la Communauté métropolitaine de Québec (2012).*

Dans le bassin versant des prises d'eau de la rivière Montmorency, on dénombre 1 982 ISA [a] (Figure 6).

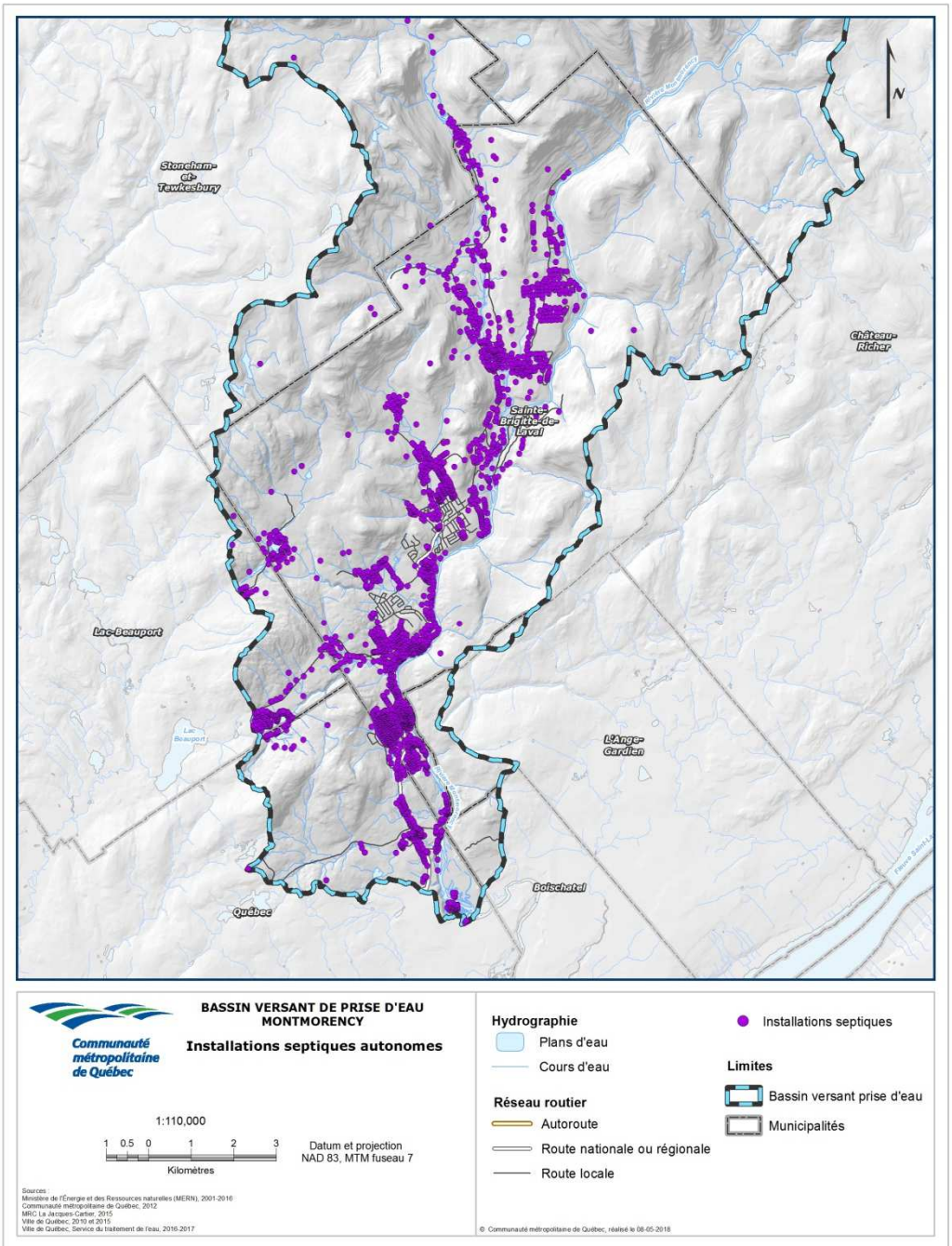


Figure 6 : ISA du bassin versant des prises d'eau situées dans la rivière Montmorency

[a] *Selon les données de la Communauté métropolitaine de Québec (2012).*

6.1.2. Fonctionnement des installations septiques autonomes

Les principaux types d'ISA s'appuient sur un premier système de traitement (généralement une fosse septique) qui, par un processus de décantation, séparera la quasi-totalité des matières solides du liquide avant d'acheminer ce dernier vers le dispositif suivant. Les matières solides s'accumuleront dans la partie inférieure de la première section de la fosse jusqu'à leur extraction lors de la vidange. Ainsi, une bonne partie des contaminants et des nutriments présents dans les eaux usées des résidences seront maintenus dans les matières solides (communément appelées boues) avant d'être extraits et acheminés vers des sites de traitement spécialisés (MDDELCC, 2015).

Suite à leur sortie de la fosse, les liquides peuvent être acheminés vers un second dispositif de traitement étanche qui réduira la concentration de contaminants ou directement vers un système de distribution (par gravité ou sous pression). Le système de distribution aura pour rôle d'acheminer les liquides de manière uniforme vers les différentes sections du dispositif non étanche (MDDELCC, 2015). L'objectif de ce dispositif est de permettre l'infiltration de l'effluent sur une surface suffisamment grande pour permettre aux microorganismes présents dans le sol et aux différents processus chimiques qui y ont lieu de dégrader les contaminants (bactéries, protozoaires et virus) et de transformer et retenir les nutriments (azote et phosphore) (MDDELCC, 2015).

6.1.3. Types et causes des défaillances et liens avec la contamination des puits

Malgré le rôle de premier plan de la fosse septique, le bon fonctionnement de ces dispositifs s'appuie principalement sur le rôle que joue le sol dans le processus de traitement. Ce fait explique pourquoi le *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées* (Q-2, r. 22) dicte les dispositifs autorisés sur chacun des terrains selon un ensemble de critères qui affectent le risque de pollution et le niveau de traitement (distances de séparation, superficie du dispositif non étanche, conductivité hydraulique du sol, pente du terrain, etc.).

Or, un grand nombre d'ISA sont jugées inadéquates ou défectueuses en raison d'une défaillance hydraulique, refoulement des eaux usées dans la résidence ou remontée ou résurgence de l'effluent à la surface, ou d'une défaillance souterraine, traitement inefficace de l'effluent avant qu'il atteigne les eaux souterraines (U.S. EPA, 2002). En plus du risque de colmatage de l'élément épurateur qui s'accentue généralement avec l'âge (Beal et al., 2005), il existe de nombreuses causes expliquant la défaillance de ces installations. Ainsi, sans prétendre en faire une liste exhaustive, il est possible d'observer un traitement inadéquat de l'effluent en raison du choix de site (zone inondable, sol trop ou trop peu perméable, etc.) ou de dispositif (champ d'épuration trop petit, etc.), de l'état du matériel (fosse septique non étanche, pompe non fonctionnelle, etc.), d'un usage inadéquat du dispositif (charge hydraulique trop élevée pour les capacités du système, rejets de produits inadéquats dans la fosse, etc.), d'un entretien déficient (absence de nettoyage du filtre, fréquence de vidange trop faible, etc.) ou d'actions inappropriées des résidents (implantation d'un cabanon, d'une piscine, d'un stationnement ou d'un jardin au-dessus du dispositif non étanche, installation d'une conduite de trop-plein sur la fosse septique, etc.) (MDDELCC, 2015; Devitt et al., 2016; Richards et al., 2016).

Bien que de nombreuses études considèrent les effluents des ISA comme une source importante de pollution de l'environnement, en réalité il s'avère très complexe de lier, hors de tout doute, une ISA ou un groupe d'ISA à la présence de contaminants ou à la surabondance de nutriments dans les puits ou les eaux de surface d'un territoire précis. De plus, mis à part les cas où une remontée ou une résurgence de l'effluent est visible à l'œil nu ou suite à l'utilisation d'un colorant fluorescent, la preuve de pollution demeure difficile à établir même lorsque l'ISA est jugée inadéquate ou défectueuse. Cette situation s'explique par le fait qu'une fois les effluents infiltrés dans le sol, il est très difficile d'évaluer avec suffisamment de précision le niveau de traitement qu'ils recevront avant d'atteindre les puits ou les eaux de surface.

Plusieurs auteurs associent d'ailleurs la pollution des eaux souterraines à la présence d'ISA déficientes sur le territoire (U.S. EPA, 1997; Nicosia et al., 2001; Carroll et al., 2006; Oosting, 2010). Il est toutefois nécessaire de rester prudent dans ce type d'association, car dans d'autres études, aucune corrélation n'a été observée entre la qualité des eaux souterraines ou des eaux superficielles et le rendement des ISA (Kinsley et Joy, 2006), et ce même dans des zones où la densité des ISA était très élevée (Whitehead et al., 2001). Il est possible d'expliquer ces résultats par la multitude d'éléments et la complexité des processus qui peuvent influencer le transport et la dégradation des contaminants dans les sols. Aussi, il est important de considérer que l'infiltration des effluents va généralement entraîner la contamination de certaines portions des aquifères (Zessner et al., 2007), sans nécessairement influencer la qualité d'eau des puits (Frind et al., 2006). Le risque de contamination d'un puits par les effluents des ISA sera notamment grandement influencé par les caractéristiques du puits (Glanville et al., 1997), la direction de l'écoulement des eaux souterraines et la présence de chemins d'écoulement préférentiels dans les sols récepteurs (Borchardt et al., 2011), ainsi que par le degré de dilution atteint par l'effluent avant que celui-ci soit prélevé dans le puits (Einarson et MacKay, 2001), lui-même influencé par le débit de pompage du puits (Einarson et MacKay, 2001).

Dans l'évaluation de ce risque, il est aussi important de tenir compte de l'âge de l'eau qui est prélevée. Ainsi, les puits possédant une concentration élevée d'eau ancienne (temps de résidence élevé) bénéficieront généralement d'une dilution plus importante des contaminants par rapport à ceux possédant une concentration élevée d'eau jeune (temps de résidence faible) (Ebert, 2014).

6.1.4. Contaminants présents dans les effluents des installations septiques autonomes : concentrations moyennes et risques pour la santé

De nombreux contaminants représentant potentiellement un danger pour la santé humaine tels que les agents pathogènes, les bactéries fécales, les nitrites et nitrates, les composés pharmaceutiques organiques, ainsi que divers produits chimiques sont présents dans les effluents des ISA (Wilhelm et al., 1994; Gill et al., 2004; Siegrist et al., 2012). Parmi ceux-ci, les plus fréquemment mentionnés sont l'azote (sous forme de nitrites et de nitrates et d'azote ammoniacal) et les agents pathogènes d'origine fécale.

Bien que la qualité des effluents des ISA soit fortement variable d'une installation à l'autre, certains auteurs ont établi une concentration moyenne avant l'infiltration dans les sols de 3×10^6 UFC/100 ml pour les coliformes fécaux, de 45 mg/l pour l'azote total et de 10 mg/l pour les phosphates (Canter et Knox,

1985; U.S. EPA, 2002). La concentration relativement élevée de l'azote s'explique notamment, en plus de sa présence naturelle beaucoup plus élevée dans l'environnement (Vallentyne, 1973), par le fait que les modèles les plus répandus d'ISA ne retiennent, suite à l'infiltration des effluents dans les sols, que de 8 à 20 % de ce nutriment (Lamb et al., 1991) contre une moyenne d'environ 72 % pour le phosphore (Chamber et al., 2001).

Du côté des virus entériques, il est beaucoup plus difficile d'établir une concentration moyenne puisque celle-ci varie fortement d'une ISA à l'autre selon la présence ou l'absence d'individus infectés dans la résidence (Pang, 2009; Blaschke et al., 2016). Toutefois, lorsqu'ils y sont présents, leur concentration est susceptible d'être beaucoup plus élevée que dans les systèmes de traitements centralisés (Blaschke et al., 2016).

Les bactéries, les virus et les parasites sont des organismes vivants qui ont une durée de vie limitée dans le temps : de quelques jours pour les bactéries, quelques mois pour les virus à quelques années pour les parasites. En suivi de la qualité environnementale de routine, les indicateurs bactériens sont utilisés pour indiquer une contamination microbiologique. Les virus et les parasites sont trop coûteux et complexes à analyser et leur taux de récupération est trop faible lors de l'analyse. Cela explique qu'il faut user d'une grande prudence dans l'interprétation des résultats bactériologiques dans les eaux souterraines (Payment, 2011). L'absence de bactérie *E. coli* n'indique pas nécessairement l'absence de virus ou de parasites pathogènes. C'est d'ailleurs pour cette raison que le MDDELCC exige des municipalités des aires de protection virologique et microbiologique distinctes pour les puits municipaux afin de protéger adéquatement la population (MDDELCC, 2016).

En ce qui a trait aux risques pour la santé, ils sont bien entendu très variables selon les contaminants présents. Les formes de l'azote qui sont reconnues comme potentiellement dangereuses pour la santé sont les nitrates et les nitrites, deux formes quasiment absentes dans les eaux usées brutes qui sont créées par la transformation de l'azote ammoniacal suite à l'infiltration de l'effluent dans le sol. Ces deux composés sont complètement solubles dans l'eau et migrent en même temps que l'eau présente dans la nappe phréatique (Manahan, 1994). Une concentration suffisante de ces éléments est considérée comme une cause probable de méthémoglobinémie (syndrome du bébé bleu), une maladie qui réduit la capacité du sang à transporter de l'oxygène et qui peut s'avérer fatale pour les nourrissons (Bourne, 2001; Oosting et Joy, 2011; Santé Canada, 2013). Certaines études ont également soulevé la possibilité d'une corrélation entre l'ingestion d'eau à teneur élevée en nitrites et nitrates et l'hypertension, les malformations congénitales du système nerveux central, certains types de cancer, ainsi que des effets néfastes sur la reproduction et la glande thyroïde (Bourne, 2001; Gill et al. 2009; Santé Canada, 2013).

Les recommandations pour les nitrites (< 1 mg/l) et nitrates (< 10 mg/l) imposées par Santé Canada (2014) se justifient principalement par la protection des nourrissons alimentés au biberon en raison de l'eau employée pour les préparations. Cette situation s'explique par le fait que, bien que les nitrites et nitrates soient présents en quantité relativement importante dans notre alimentation (salaison et conservation des viandes et du poisson, légumes et autres) et que l'ingestion d'eau potable n'arrive qu'en deuxième place après l'ingestion de nourriture comme voie d'exposition, ces produits sont beaucoup moins susceptibles d'être ingérés par les nourrissons que l'eau du robinet (Santé Canada, 2013).

Pour leur part, les bactéries *E. coli* et entérocoques, signes d'une contamination fécale récente, indiquent la présence de microorganismes qui peuvent causer des diarrhées sévères et des crampes abdominales et peuvent même aller jusqu'à engendrer des problèmes rénaux lorsqu'ils sont ingérés par des individus plus vulnérables (jeunes enfants, personnes âgées ou personnes souffrant de certaines maladies) (Health Protection Surveillance Centre, 2014; Santé Canada, 2014). En fait, un faible nombre de streptocoques fécaux (3 à 10 bactéries/100 ml) est suffisant pour causer des gastro-entérites (Zmirou et al., 1987).

Du côté des virus, leurs effets seront bien différents selon le type qui est présent, il est par conséquent difficile d'en dresser un portrait exhaustif.

6.1.5. L'importance de la contamination des eaux souterraines par les installations septiques autonomes

Le rôle des effluents des ISA dans la contamination des eaux souterraines a clairement été établi par de nombreuses études (Robertson et al., 1998; Ptacek, 1998), et ce principalement au niveau des aquifères peu profonds non confinés situés dans les zones urbaines (Katz et al., 1980; Harman et al., 1996; Gardner et Vogel, 2005; Panno et al., 2006; Landon et al., 2008; Brown et al., 2009). Ces aquifères sont notamment susceptibles de contenir des concentrations élevées de nitrates, d'orthophosphates, de chlorures, de sodium, de calcium, de potassium, de carbone organique dissous et de bore (Robertson et al., 1991; Panno et al., 2006). Les ISA, qui sont perçues par plusieurs auteurs comme des sources majeures de pollution de l'eau potable (Gold et al., 1990; Harman et al., 1996; U.S. EPA, 2002; Borchardt et al., 2003a,b; Wallender et al., 2014), ont ainsi été identifiées comme la principale source de contamination des eaux souterraines aux États-Unis (Yates, 1985; U.S. EPA, 2002) et de maladies engendrées par les microorganismes pathogènes transportés dans l'eau (Yates et Yates, 1989). Cette situation s'explique notamment par le volume important d'effluents émis par les ISA, 200 litres/pers./jour en moyenne selon Lowe et al. (2000), ainsi que par la concentration élevée de ceux-ci en nitrates et en bactéries. Une étude réalisée par Ricker et al. (1994) a même estimé que de 55 à 60 % de l'apport en azote à la rivière San Lorenzo en période estivale était dû aux ISA en raison de l'apport important en eaux souterraines (cité dans Oakley et al., 2010). Yates (1985) en est arrivé à la conclusion que 50 % des éclosions de maladies d'origine hydrique étaient dues à des eaux souterraines contaminées, alors que Jin et Flury (2002) parlent d'un taux s'élevant jusqu'à 70 %.

Néanmoins, compte tenu de la complexité de la procédure, peu d'études s'étant intéressées à l'éclosion d'une maladie liée à la consommation d'eau souterraine ont établi la preuve du rôle des ISA dans la contamination d'un puits (Borchardt et al., 2011). Il est aussi important de tenir compte du fait que la majorité des maladies développées de cette manière (gastro-entérites et autres) ne sont pas déclarées ou ne surviennent pas à une échelle suffisamment grande pour attirer l'attention des autorités et des chercheurs.

6.1.6. Pertinence des paramètres sélectionnés

De nombreux éléments sont présents dans les effluents des ISA. Néanmoins, en raison des coûts ou de l'efficacité de l'analyse de ces éléments, il a été jugé souhaitable d'utiliser le phosphore total, l'azote total,

l'azote ammoniacal, les nitrites et nitrates, les bactéries *E. coli*, ainsi que les coliformes totaux comme indicateurs de l'incidence potentielle des ISA sur la qualité d'eau des puits individuels.

Compte tenu de leur faible abondance dans les eaux souterraines non impactées par les activités humaines et de la concentration relativement élevée de ces éléments dans les effluents des ISA, l'azote total et le phosphore total représentent des indices intéressants de l'incidence des ISA et d'autres activités anthropiques (Canter et Knox, 1985; U.S. EPA, 2002).

Pour sa part, l'azote ammoniacal est un élément qui pourrait mettre en évidence la présence d'ISA défectueuses étant donné l'émission plus élevée d'azote ammoniacal par les ISA qui fonctionnement incorrectement (Wilhelm et al., 1996). Bien que l'efficacité de l'ISA à transformer l'azote ammoniacal en nitrates puisse être fortement variable en fonction du type d'installation et du caractère du milieu dans lequel elle est implantée, il apparaît que la concentration de cette forme d'azote dans un puits peut être un indice de la présence d'ISA défectueuses. De plus, puisque l'azote ammoniacal provient principalement des processus de dégradation de l'azote organique, il est un bon indicateur d'une possible contamination de l'eau potable par les matières fécales (MDDELCC, 2004).

Les nitrites et nitrates sont également utilisés comme traceurs de l'incidence des ISA sur les puits. En plus d'être eux-mêmes considérés comme des contaminants, ils sont, lorsque présents en concentration élevée, un signe de contamination microbienne et d'une eau de mauvaise qualité (OEHHA, 1997). Certains auteurs ont même observé qu'une concentration de nitrates supérieure à 10 mg/l dans les puits privés était corrélée à la présence de coliformes totaux (Fitzgerald et al., 2001).

L'abondance des bactéries *E. coli* qui les rend facilement observables, additionné au fait que ces bactéries possèdent une durée de vie similaire à d'autres pathogènes bactériens entériques, en fait l'un des meilleurs indicateurs abordables de contamination d'origine fécale (Santé Canada, 2012). Ainsi, plutôt que d'effectuer une analyse exhaustive de l'ensemble des bactéries, des virus et des protozoaires pathogènes présents, les chercheurs recommandent d'utiliser les bactéries *E. coli* comme indicateur de leur présence potentielle en raison de leur capacité de prédiction élevée (Allen et al., 2000; Schaffter et Parriaux, 2002; Payment et Pintar, 2006; Jokinen et al., 2010). Craun et al. (1997) et Raina et al. (1999) ont d'ailleurs observé une corrélation entre des eaux souterraines contaminées à l'*E. coli* et l'occurrence de maladies gastro-intestinales. Il est néanmoins nécessaire de demeurer prudent dans l'utilisation de ce traceur puisque l'absence d'*E. coli* ne signifie pas nécessairement l'absence de contaminants pathogènes comme les virus et l'inverse est également vrai (Abbaszadegan et al., 1998; Borchardt et al., 2003b; Borchardt et al., 2004; Locas et al., 2007; Dorner et al., 2007).

Finalement, les coliformes totaux qui vivent dans l'intestin des animaux homéothermes se présentent naturellement dans le sol, la végétation et l'eau (INSPQ, 2016), ce qui rend leur pouvoir prédictif de contamination par les matières fécales beaucoup moins fort (Santé Canada, 2008). Néanmoins, leur utilisation peut s'avérer pertinente pour l'évaluation de l'efficacité des systèmes de traitement et de la variabilité de la qualité de l'eau (Santé Canada, 2014).

6.2. Activités de déglaçage hivernal

6.2.1. Portrait du territoire

Au cours des dernières décennies, de nombreux développements ont pris place dans les bassins versants des prises d'eau des rivières Saint-Charles et Montmorency. La croissance du réseau routier qui a accompagné ces développements a nécessairement engendré une augmentation de la quantité de sels de déglaçage qui est épandue chaque année sur ces territoires.

Les Figures 15 et 16 en Annexe 2 permettent de visualiser la répartition du réseau routier, ainsi que l'impact potentiel des activités de déglaçage sur la qualité d'eau des puits testés (chlorures et conductivité).

6.2.2. Impacts sur les eaux souterraines et les puits

Les sels de déglaçage utilisés sur les routes en hiver sont principalement sous la forme de chlorure de sodium. À l'occasion, selon la température extérieure, du chlorure de calcium peut être utilisé. Le principe d'action des sels de déglaçage est basé sur la capacité de dissolution des sels dans l'eau (la neige en hiver). Plus la quantité de sels dissous est grande, plus le point de fusion de la neige est abaissé (Atkins, 2014).

L'impact des sels de voirie sur les eaux souterraines sera influencé par divers facteurs tels que la quantité de sels épandue, les conditions climatiques, la nature et l'état du sol, ainsi que par les caractéristiques et la vulnérabilité de l'aquifère (Environnement Canada et Santé Canada, 2001). Aussi, l'emplacement et les caractéristiques des sites d'entreposage des sels, ainsi que des sites d'élimination de la neige auront un impact sur le risque de contamination des eaux souterraines.

Des études en sont arrivées à la conclusion que dans certaines situations jusqu'à 60 % du sel épandu sur les routes pénétrait dans les eaux souterraines peu profondes (Environnement Canada et Santé Canada, 2001) et qu'il était possible pour une tonne de sel de contaminer jusqu'à 1,5 million de litres d'eau (Minnesota Pollution Control Agency, 2008).

Suite à sa dissolution sur le réseau routier, à moins d'être capté par les végétaux ou lessivé vers les eaux de surface, l'ion sodium sera en partie retenu à la surface du sol où il pourra être récupéré par la végétation ou être transporté vers la nappe phréatique (Environnement Canada et Santé Canada, 2001)(voir Figure 7). Le chlorure, beaucoup plus soluble dans l'eau et mobile dans l'environnement, sera transporté vers les eaux souterraines ou de surface au même rythme que la migration de l'eau qui le contient (Environnement Canada et Santé Canada, 2001). De plus, contrairement à d'autres contaminants, les chlorures ne se biodégradent pas, ne précipitent pas, ne se volatilisent pas et ne se bioaccumulent pas (CCME, 2011), ce qui les rend très mobiles dans l'environnement et dispendieux à retirer de l'eau potable.

Néanmoins, il peut exister un délai important entre le moment où une masse de chlorure commence à s'accumuler dans le sol et les eaux souterraines et l'observation d'un impact appréciable sur la qualité d'eau des puits du secteur (Bester et al., 2006). Par conséquent, une fois le problème présent, il peut être

très difficile et dispendieux d'y remédier. Même en limitant fortement ou en arrêtant complètement l'épandage de sels de déglaçage, il peut être nécessaire d'attendre des années, voire des décennies, avant que les chlorures accumulés soient éliminés des sols et il est possible qu'au cours de cette période la concentration en chlorure dans l'eau des puits continue de s'accroître (Bester et al., 2006).

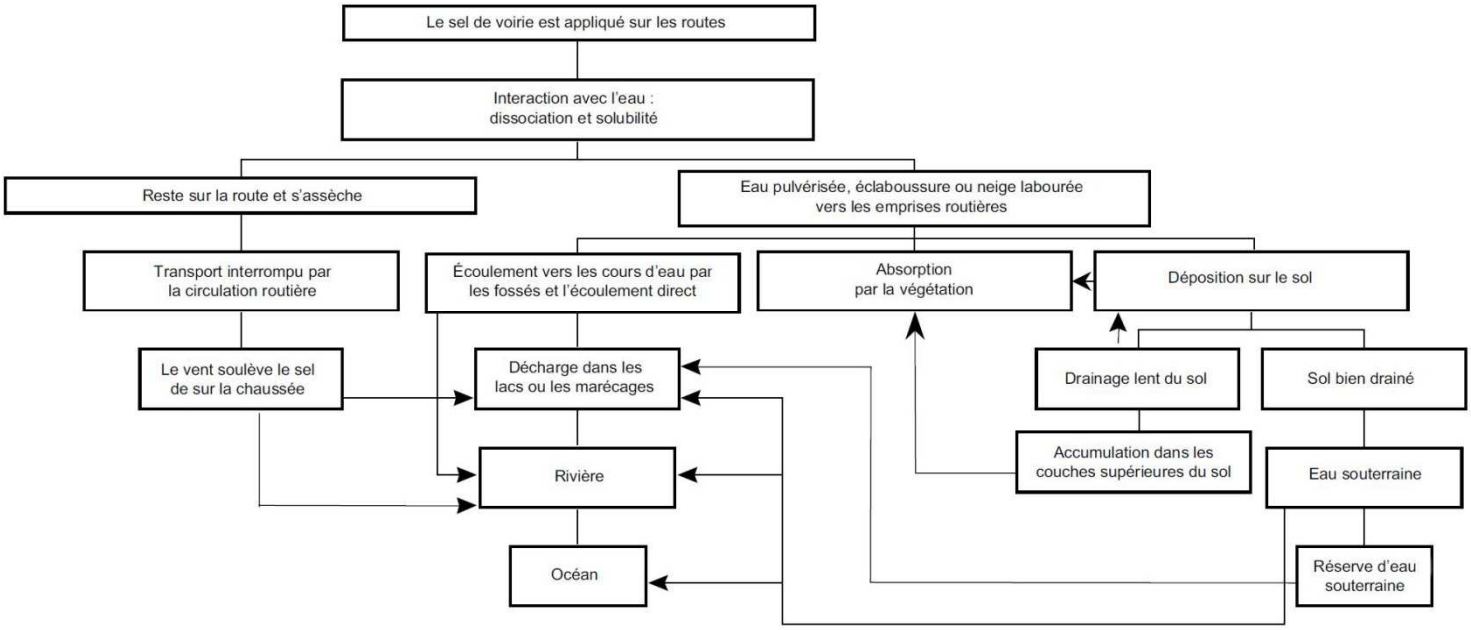


Figure 7 : Le transport du sel de voirie à partir des routes

(Source : Environnement Canada et Santé Canada, 2001)

6.2.3. Impacts sur les eaux de surface et l'environnement

Un apport important de sels peut entrainer de nombreuses conséquences négatives pour l'environnement : diminution de certaines espèces végétales au profit d'espèces tolérantes au sel, dommages aux racines des plantes, détérioration de la structure et perte de perméabilité des sols, augmentation des collisions avec certaines espèces animales, diminution du nombre d'individus de certaines espèces de poissons, etc. (Environnement Canada et Santé Canada, 2001).

Néanmoins, en ce qui a trait aux lacs, l'un des impacts les plus importants est la possibilité de perturbation du mélange vertical des eaux entre les trois couches les composant (hypolimnion, métalimnion et épilimnion) qui possèdent des températures et des densités différentes (BAPE, 2005). Ce type d'impacts a été observé lorsque les concentrations en chlorure et en sodium atteignent respectivement 105 et 20 mg/l. L'absence de mélange entre les eaux des différentes couches peut être à l'origine d'une raréfaction de la quantité d'oxygène disponible dans la couche la plus profonde du lac, d'un apport moindre en nutriments, ainsi que d'une baisse de la température du lac (Olivier, 2012). Cette situation peut avoir pour conséquence de rendre les couches profondes anoxiques et d'appauvrir en nutriments les couches supérieures, ce qui limite la productivité des organismes en surface et entraine l'accumulation des organismes morts au fond du lac puisque les bactéries ne disposent plus de l'oxygène dont elles ont besoin pour les dégrader (Sétra, 2011).

Ces divers impacts seront plus prononcés pour les plans d'eau situés à proximité des réseaux routiers, possédant une faible superficie et ayant de longs temps de séjour des eaux (BAPE, 2005; Environnement Canada et Santé Canada, 2001).

6.2.4. Impacts sur la santé de la population

Bien qu'elle soit associée à plusieurs problèmes de santé (problème cardiovasculaire, maladies du foie et des reins, pression sanguine élevée, etc.), la présence de sels dans l'eau des puits ne représente pas en soi un problème pour la santé de la population, à l'exception de cas particuliers, en raison de la quantité importante de cet élément déjà présent dans de nombreux aliments (Centre de contrôle et de prévention des maladies, 2009; Santé Canada, 2009).

Néanmoins, la présence d'une concentration importante de sels peut être responsable d'une hausse de la concentration de métaux lourds dans l'eau. Premièrement, il a été démontré que cette situation peut entrainer un état qui facilite la remise en suspension de certains métaux lourds (mercure, cadmium, zinc) qui étaient emprisonnés dans les sédiments des plans d'eau (Environnement Canada et Santé Canada, 2001).

Deuxièmement, en augmentant le potentiel corrosif de l'eau, la présence d'une concentration élevée en chlorures ou en sodium peut corroder la plomberie et libérer des métaux lourds (plomb et cuivre) qui la composent (Water Research Center, 2014). Dans les meilleurs cas, cette situation n'entrainera que des problèmes d'ordre esthétique (goût, odeur, couleur), alors que dans les cas plus graves il sera possible d'observer la présence d'une concentration en métaux toxiques qui dépassent les normes du Q-2, r. 40 (Belitz et al., 2016).

Compte tenu de ce danger, il est important de traiter les puits individuels qui sont contaminés par le chlorure de sodium. Néanmoins, le traitement de l'eau domestique requiert des équipements de type osmose inverse coûteux à l'achat et en entretien par la suite.

6.2.5. Pertinence des paramètres sélectionnés

Afin d'évaluer l'impact potentiel des activités de déglaçage hivernal sur la qualité d'eau des puits individuels, il a été jugé souhaitable de retenir comme paramètres la conductivité et les chlorures. L'intérêt pour les chlorures se justifie assez aisément par le fait que l'impact le plus préoccupant de ces activités sur les eaux souterraines est lié à la quantité très importante de sels épandue sur les routes en période hivernale. Du côté de la conductivité, il s'agit tout simplement d'un très bon indicateur de la concentration de chlorures dissous dans l'eau (APEL, 2016).

6.3. Influence potentielle des installations septiques autonomes et des activités de déglaçage hivernal sur la qualité d'eau des puits individuels

6.3.1. Paramètres retenus

Tableau 10 : Paramètres retenus pour évaluer l'influence des activités anthropiques sur la qualité de l'eau des puits individuels des bassins versants des prises d'eau situées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency

PARAMÈTRES RETENUS	VALEURS SEUILS (BVSC)	VALEURS SEUILS (BVM)	JUSTIFICATION
Reliés à l'influence potentielle des ISA			
Coliformes totaux	0 UFC/100 ml 1- 10 UFC/100 ml >10 UFC/100 ml	0 UFC/100 ml 1-10 UFC/100 ml >10 UFC/100 ml	Non contaminé Peu contaminé Contaminé
Escherichia coli	0 UFC/100 ml >0 UFC/100 ml	0 UFC/100 ml >0 UFC/100 ml	Non contaminé Contaminé
Azote ammoniacal	0-13 µg n/l >13 µg n/l	0-15 µg n/l >15 µg n/l	Bruit de fond Influencé
Azote total	0-0,66 mg n/l >0,66 mg n/l	0-0,44 mg n/l >0,44 mg n/l	Bruit de fond Influencé
Phosphore total	0-4,5 µg p/l >4,5 µg p/l	0-5,0 µg p/l >5,0 µg p/l	Bruit de fond Influencé
Nitrites et nitrates	0-0,48 mg n/l >0,48 mg n/l	0-0,29 mg n/l >0,29 mg n/l	Bruit de fond Influencé
Reliés aux activités de déglaçage			
Chlorures	0-10 mg/l >10-90 mg/l >90 mg/l	0-10 mg/l >10-90 mg/l >90 mg/l	Bruit de fond Moyennement influencé Influencé
Conductivité	0-182 µS/cm >182-254 µS/cm >254 µS/cm	0-117 µS/cm >117-254 µS/cm >254 µS/cm	Bruit de fond Moyennement influencé Influencé

6.3.2. Situation observée

Tel que présenté au Tableau 11, 8,5 % des puits pour le bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles (BVSC) et 6,5 % des puits pour le bassin versant des prises d'eau de la rivière Montmorency (BVM) ne présentent aucun dépassement des critères à l'étude et contiennent une eau qui n'est affectée par aucune activité anthropique. À l'opposé, 33,6 % (BVSC) et 28,3 % (BVM) des puits montrent un dépassement pour cinq à huit des critères retenus ce qui semble démontrer une grande influence des activités anthropiques sur ces puits. Finalement, 57,9 % (BVSC) et 65,2 % (BVM) des puits sont affectés par au moins un critère et au maximum quatre critères ce qui nous indique une certaine influence des activités anthropiques sur la qualité de l'eau.

Tableau 11 : Proportion des puits affectés par un dépassement de critère ou de seuil dans les bassins versants des prises d'eau de la rivière Saint-Charles et de la rivière Montmorency

NOMBRE DE DÉPASSEMENTS	BASSIN VERSANT DE LA PRISE D'EAU DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES	BASSIN VERSANT DES PRISES D'EAU DE LA RIVIÈRE MONTMORENCY
0	8,5 %	6,5 %
1-2	23,5 %	31,2 %
3-4	34,4 %	34,0 %
>=5	33,6 %	28,3 %

La répartition géographique des résultats d'analyse est présentée pour chacun des paramètres retenus aux Figures 9 à 17 en Annexe 2.

La Figure 8 illustre les taux de dépassement observés par paramètre dans l'ensemble des puits échantillonnés.

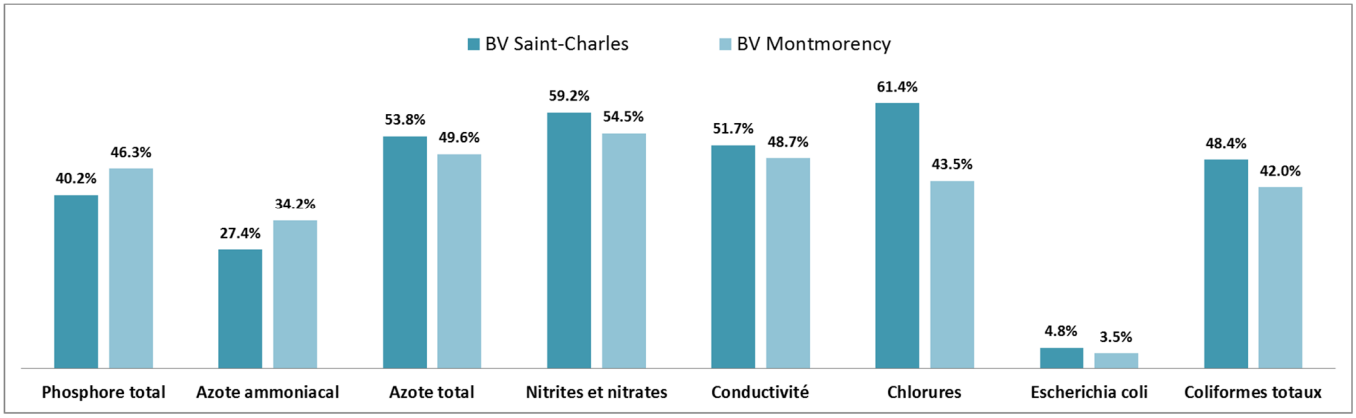


Figure 8 : Taux de dépassement des seuils retenus par paramètre dans l'ensemble des puits analysés pour les bassins versants des prises d'eau des rivières Saint-Charles et Montmorency

** Les sections 6.1.6 et 6.2.5 expliquent la pertinence d'utiliser les paramètres de la Figure 8 afin d'évaluer l'influence des activités anthropiques ciblées.*

Cette figure montre que les principaux critères dépassés sont le phosphore total, l'azote ammoniacal, l'azote total, les nitrites et nitrates, la conductivité, l'ion chlorure et les paramètres microbiologiques qui affectent les puits.

Au niveau des nutriments (azote et phosphore), les résultats d'analyse obtenus démontrent que pour les bassins versants des prises d'eau des rivières Saint-Charles et Montmorency, 27,1 % et 26,2 % des puits ne sont influencés par aucun paramètre, 51,8 % et 51,7 % sont influencés par un seul paramètre, et 21,1 % et 22,1 % sont influencés par les deux paramètres. Étant donné que l'eau souterraine fait résurgence dans les cours d'eau, ces nutriments atteignent nécessairement l'eau de surface. Ils contribuent ainsi à l'eutrophisation des cours d'eau du territoire.

L'examen des résultats d'analyse de l'eau des puits individuels montre que la qualité d'environ 48,4 % (BVSC) et 39,8 % (BVM) d'entre eux est influencée plus ou moins fortement au niveau de la conductivité et des chlorures, un indice de l'incidence des sels de déglaçage sur la qualité des eaux souterraines. Quatre (BVM) et dix-sept (BVSC) puits individuels (0,7 % et 1,0 % respectivement) dépassent le critère recommandé pour le chlorure (250 mg/l) et requièrent un traitement immédiat.

Il est important de rappeler que les seuils établis afin d'évaluer les taux de dépassement présentés à la Figure 8 ne visent qu'à évaluer l'incidence potentielle des activités anthropiques sur la qualité d'eau des puits et, qu'à l'exception de celui de l'*E. coli*, ces seuils ne représentent pas des normes ou des critères de potabilité.

7. Conclusion

Les campagnes d'échantillonnage des puits individuels du territoire des bassins versants des prises d'eau situées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency ont permis de recueillir 1 895 (BVSC) et 605 (BVM) échantillons d'eau respectivement qui ont été analysés aux laboratoires de la Ville de Québec. Les prélèvements, réalisés par l'OBV de la Capitale et l'OBV Charlevoix-Montmorency, ont permis d'obtenir des métadonnées sur 2 184 puits (profondeur, niveau piézométrique, proximité d'une ISA, etc.).

Les analyses réalisées sur ces échantillons ont permis de mettre en lumière certaines préoccupations. Tout d'abord, pour les deux bassins versants étudiés, au moins un échantillon prélevé sur quatre présente une contamination au *E. coli* (4,5 %) ou ne respecte pas les normes du Q-2, r. 40 pour les coliformes totaux (25,8 %) ou les bactéries atypiques (13,5 %). Ces contaminations peuvent provenir des ISA environnantes ou de la contamination de surface en raison d'une installation de prélèvement d'eau souterraine déficiente (ex. : tête de puits mal scellée, tubage fissuré ou non étanche).

D'autres indicateurs tels que le phosphore et les différentes formes d'azote ont aussi été analysés. Néanmoins, en l'absence de normes de qualité pour certains de ces paramètres, une valeur seuil a été établie (moyenne géométrique de l'ensemble des échantillons prélevés). Les analyses ont permis de constater que de nombreux puits sont influencés par la présence d'azote total ou de phosphore total (73,8 % des puits pour le BVM et 72,9 % pour le BVSC). Étant donné la rareté des activités agricoles sur le territoire des bassins versants étudiés, une des hypothèses retenues pour expliquer ces résultats est la présence d'une forte densité d'ISA dans certaines portions du territoire. Toutefois, d'autres études devront être réalisées pour vérifier cette hypothèse et documenter d'autres sources potentielles.

Il est à noter que le phosphore et les composés azotés (autres que les nitrites et nitrates) mesurés dans les puits ne constituent pas un danger pour la santé humaine. Par contre, comme l'eau souterraine finit par faire résurgence dans l'eau de surface, la présence de ces nutriments peut avoir un effet délétère sur la santé du lac Saint-Charles notamment en stimulant la croissance de végétaux. En ce sens, il devient important de s'en préoccuper.

Également, plusieurs échantillons analysés montrent des concentrations préoccupantes de chlorure de sodium (sels dissous) (57,0 %) et une conductivité élevée (51,0 %). Ces résultats nous permettent de penser que l'eau souterraine est influencée par la présence de sels de déglaçage sur le territoire. La plupart des échantillons respectent la norme concernant le chlorure de sodium (21 puits en contiennent au-delà de la norme pour les deux bassins versants étudiés). Les coûts pour le traitement de l'eau contaminée au chlorure de sodium étant élevés et les conséquences de sa présence dans l'environnement aquatique très préoccupante, nous recommandons de mettre en place un suivi serré de ce paramètre dans l'eau des bassins versants des prises d'eau situées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency.

En résumé, la présente étude a mis en évidence que certains puits individuels situés en amont des prises d'eau de la rivière Saint-Charles et de la rivière Montmorency ne respectent pas les normes du Q-2, r. 40

pour un ou plusieurs paramètres microbiologiques (*E. coli*, coliformes totaux et bactéries atypiques) et sont influencés par la présence d'activités anthropiques.

En matière d'environnement, il est souvent très ardu de faire des relations nettes entre la présence de ces contaminants et les risques à la santé. Pour cette raison et pour guider les actions des gestionnaires de l'eau, il devient important de mettre en évidence le principe de précaution et les six autres principes mis de l'avant par la Politique de l'eau du gouvernement du Québec (MDDELCC, 2002) :

- l'eau fait partie du patrimoine collectif de la société québécoise;
- la protection, la restauration et la mise en valeur de l'eau requièrent un engagement collectif;
- le principe de précaution doit guider l'action de la société québécoise envers sa ressource eau;
- chaque citoyen doit pouvoir bénéficier, à un coût abordable, d'un accès à une eau potable de qualité;
- les usagers doivent être redevables quant à l'utilisation et la détérioration de l'eau selon une approche utilisateur-payeur et pollueur-payeur;
- la ressource eau doit être gérée de manière durable et intégrée, dans un souci d'efficacité, d'équité et de transparence;
- l'acquisition et la diffusion de l'information sur l'état de la ressource eau et des pressions qu'elle subit constituent des éléments essentiels à une gestion intégrée de l'eau.

Références

Abbaszadegan M., Stewart P., LeChevallier M., Gerba C. (1998) Application of PCR Technologies for Virus Detection in Groundwater. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Allen MJ., Clancy JL., Rice EW. (2000) The plain, hard truth about pathogen monitoring. American Water Works Association. 92(9), 64–76.

Association pour la protection de l'environnement du Lac-Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL). (2016) Bulletin d'information, Protéger l'eau de nos lacs et de nos rivières, Ça nous concerne tous!, Automne 2016.

Atkins, P., dePaula, J. (2014) Physical Chemistry, Oxford University Press : 1008.

Beal CD., Gardner EA., Menzies NW. (2005) Process, performance, and pollution potential: A review of septic tank-soil absorption systems. Australian Journal of Soil Research. 43(7), 781–802.

Belitz, K., Jurgens, BC., Johnson, TD. (2016) Potential corrosivity of untreated groundwater in the United States: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2016–5092, 16 p.

Bester, ML., Frid, EO., Molson, JW., Rudolph, DL. (2006) Numerical Investigation of Road Salt Impact on an Urban Wellfield. Groundwater. 44(6), 165–175.

Blaschke AP., Derx J., Zessner M., Kirnbauer R., Kavka G., Strelec H., Farnleitner AH., Pang L. (2016) Setback distances between small biological wastewater treatment systems and drinking water wells against virus contamination in alluvial aquifers. Science of the Total Environment. 573, 278–289.

Borchardt M., Bertz P., Spencer S., Battigelli D. (2003a) Septic System Density and Infectious Diarrhea in a Defined Population of Children. Environmental Health Perspectives. 111(5), 742–748.

Borchardt MA., Bertz PD., Spencer SK., Battigelli DA. (2003b) Incidence of enteric viruses in groundwater from household wells in Wisconsin. Applied and Environmental Microbiology. 69(2), 1172–1180.

Borchardt MA., R BK., B GM., A CJ., L PB. (2004) Vulnerability of drinking water wells in La Crosse, Wisconsin, to enteric virus contamination from surface water contributions. Applied and Environmental Microbiology. 70(10), 5937–5946.

Borchardt MA., Bradbury KR., Alexander EC., Kolberg RJ., Alexander SC., Archer JR., Braatz LA., Forest BM., Green JA., Spencer SK. (2011) Norovirus Outbreak Caused by a New Septic System in a Dolomite Aquifer. Ground Water. 49(1), 85–97.

Bourne AC. (2001) Assessing the Contamination Risk of Private Well Water Supplies in Virginia. Master of Science In Biological Systems Engineering, Virginia Polytechnic Institute and State University.

Brown CJ., Starn JJ., Stollenwerk KG., Mondazzi RA., Trombley TJ. (2009) Aquifer Chemistry and Transport Processes in the Zone of Contribution to a Public-Supply Well in Woodbury, Connecticut, 2002–06. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009–5051, Reston, Virginia.

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. (2005) Projets d'amélioration de la route 175 des kilomètres 60 à 84 et 84 à 227 – Rapport d'enquête et d'audience publique, p. 61-66. [en ligne] http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/rapports/publications/bape214.pdf (consulté le 16 février 2014).

Canter L., Knox R. (1985) Septic Tank System Effects on Ground Water Quality. Lewis.

Carroll S., Goonetilleke A., Thomas E., Hargreaves M., Frost R., Dawes L. (2006) Integrated risk framework for onsite wastewater treatment systems. Environmental Management. 38(2), 286–303.

CEAEQ. (2011) Lignes directrices concernant les travaux analytiques en chimie. Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

CEAEQ. (2014) Lignes directrices concernant les travaux analytiques en microbiologie. Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

Centers for Disease Control and Prevention. (2009) Americans consume too much salt. [en ligne] http://www.cdc.gov/media/pressrel/2009/r090326.htm (consulté le 28 avril 2018).

CCME. (2011) Scientific Criteria Document for the Development of the Canadian Water Quality Guideline for the Protection of Aquatic Life : Chloride Ion. PN 1460 ISBN 978-1-896998-77-3 PDF.

Chambers PA., Guy M., Roberts ES., Kent R., Charlton MN., Gagnon C., Grove G., Foster N. (2001) Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. Environnement Canada, Ottawa.

Communauté métropolitaine de Québec. (2012) Base de données des installations sanitaires autonomes des bassins versants des prises d'eau situées dans les rivières Saint-Charles et Montmorency.

Craun GF., Berger PS., Calderon RL. (1997) Coliform bacteria and waterborne disease outbreaks. Journal American Water Works Association. 89(3), 96–104.

Devitt C., O'Neill E., Waldron R. (2016) Drivers and barriers among householders to managing domestic wastewater treatment systems in the Republic of Ireland; implications for risk prevention behaviour. Journal of Hydrology. 535, 534–546.

Dorner SM., Anderson WB., Gaulin T., Candon HL., Slawson RM., Payment P., Huck PM. (2007) Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. Journal of Water and Health. 5(2), 241–257.

Eberts SM. (2014) If Groundwater Is Contaminated, Will Water from the Well Be Contaminated? Groundwater. 52(1), 3–7.

Einarson MD., Mackay DM. (2001) Predicting Impacts of groundwater contamination. Environmental Science & Technology. 35(3), 66–73.

Environnement Canada et Santé Canada. (2001) Rapport d'évaluation de la liste des substances d'intérêt prioritaires - Sels de voirie. Ottawa, Environnement Canada, 188 p.

Fitzgerald D., Chanasuk D., Neilson D., Kiely D., Audette R. (2001) Farm Well Water Quality in Alberta. Water Quality Research Journal of Canada. 36(3), 565–588.

Frind EO., Molson JW., Rudolph DL. (2006) Well vulnerability: A quantitative approach for source water protection. Ground Water. 44(5), 732–742.

Gardner KK., Vogel RM. (2005) Predicting ground water nitrate concentration from land use. Ground Water. 43(3), 343–352.

Gill L., Johnston P., Misstear B., Suilleabhain CO. (2004) An Investigation into the performance of subsoils and stratified sand filters for the treatment of wastewater from on-site systems. Project 2000-MS-15-M1.

Gill LW., O'Luanaigh N., Johnston PM., Misstear BDR., O'Suilleabhain C. (2009) Nutrient loading on subsoils from on-site wastewater effluent, comparing septic tank and secondary treatment systems. Water Research. 43(10), 2739–2749.

Glanville TD., Baker JL., Newman JK. (1997) Statistical Analysis of Rural Well Contamination and Effects of Well Construction. American Society of Agricultural Engineers. 40(2), 363–370.

Gold AJ., DeRagon WR., Sullivan WM., Lemunyon JL. (1990) Nitrate-Nitrogen Losses Groundwater From Rural and Suburban Land Uses. Journal of Soil and Water Conservation. 45(2), 305–310.

Harman J., Robertson WD., Cherry JA., Zanini L. (1996) Impacts on a sand aquifer from an old septic system: nitrate and phosphorus. Ground Water. 34(6), 1105–1114.

Health Protection Surveillance Centre (HPSC). (2014) Annual Epidemiological Report 2013. Dublin, Ireland.

Institut national de santé publique du Québec (INSPQ). (2016) Coliformes totaux. [en ligne] https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/coliformes-totaux (site consulté le 6 juin 2018).

Jin Y., Flury M. (2002) Fate and Transport of Viruses in Porous Media, Advances in Agronomy. Elsevier Inc.

Jokinen CC., Schreier H., Mauro W., Taboada E., Isaac-Renton JL., Topp E., Edge T., Thomas JE., Gannon VPJ. (2010) The occurrence and sources of Campylobacter spp., Salmonella enterica and Escherichia coli O157:H7 in the Salmon River, British Columbia, Canada. Journal of Water and Health. 8(2), 374–386.

Katz BG., Lindner JB., Ragone SE. (1980) Comparison of nitrogen in shallow ground water beneath sewered and unsewered areas, Nassau County, New York, 1952 through 1976. Ground Water. 18(6), 607–616.

Kinsley C., Joy D. (2006) Validation of an Onsite Wastewater Risk Assessment Model. Guelph.

Krauss, S., Griebler, C. (2011) Pathogens Microorganisms and Viruses in Grounwater. Munich, Deutsche Akademie der Technikwissenschaften.

Lamb BE., Gold AJ., Loomis GW., McKiel CG. (1991) Nitrogen removal for on-site sewage disposal: field evaluation of buried sand filter/greywater systems. American Society of Agricultural Engineers. 34(3), 883–889.

Landon MK., Clark BR., McMahon PB., McGuire VL., Turco MJ. (2008) Hydrogeology, Chemical Characteristics, and Transport Processes in the Zone of Contribution of a Public-Supply Well in York, Nebraska, Scientific Investigations Report 2008-5050.

Locas A., Barthe C., Barbeau B., Carrière A., Payment P. (2007) Virus occurrence in municipal groundwater sources in Quebec, Canada. Canadian journal of microbiology. 53(6), 688–694.

Lowe M., Wallace J., Bishop CE. (2000) Analysis of septic-tank density for three areas in Cedar Valley, Iron County, Utah - A case study for evaluations of proposed subdivisions in Cedar Valley.

Manahan, SE. (1994). Environmental Chemistry. USA, Lewis Publishers.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015) Guide d'interprétation et d'application, Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (Q-2, r.8). Direction générale des politiques de l'eau, Direction des eaux municipales.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016) Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. Québec : 183.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2004) Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. [en ligne] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/Etat2004.htm (consulté le 6 juin 2018).

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2002) Politique nationale de l'eau. Québec: 95.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2008) Guide technique, Captage d'eau souterraine pour des résidences isolées. Service de l'aménagement et des eaux souterraines de la Direction des politiques de l'eau.

Minnesota Pollution Control Agency. (2008) Winter Parking Lot and Sidewalk Maintenance Manual. [en ligne] http://www.pca.state.mn.us/index.php/view-document.html?gid=13562 (consulté le 31 août 2016).

Murphy, HM., Thomas, MK. , Schmidt, PJ., Medeiros, DT., McFadyen, S., Pintar, KDM. (2016) Estimating the burden of acute gastrointestinal illness due to Giardia, Cryptosporidium, Campylobacter, E. coli O157 and norovirus associated with private wells and small water systems in Canada. Epidemiology and Infectiology. 144 : 1355-1370.

Nicosia LA., Rose JB., Stark L., Stewart MT. (2001) A field study of virus removal in septic tank drainfields. Journal of environmental quality. 30(6), 1933–1939.

Oakley SM., Gold AJ., Oczkowski AJ. (2010) Nitrogen control through decentralized wastewater treatment: Process performance and alternative management strategies. Ecological Engineering. 36(11), 1520–1531.

OBV de la Capitale (2010). Plan directeur de l'eau. Vérifié le 16 janvier 2016, de: http://www.obvcapitale.org/plans-directeurs-de-leau-2/2e-generation/introduction2e.

OBV Charlevoix-Montmorency (2014). Plan directeur de l'eau de la zone hydrique Charlevoix-Montmorency : 903.

Olivier, M. (2012). Chimie de l'environnement. 7ème édition, Québec, Productions Jacques Bernier, 444 p.

Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). (1997) Public Health Goals for nitrate and nitrite in Drinking Water.

Oosting A. (2010) Development of a risk assessment tool for developing prioritized management strategies for on-site systems. Master's thesis, School of engineering, University of Guelph.

Oosting A., Joy D. (2011) A GIS-Based Model to Assess the Risk of On-Site Wastewater Systems Impacting Groundwater and Surface Water Resources. Canadian Water Resources Journal. 36(3), 229–246.

Pang L. (2009) Microbial removal rates in subsurface media estimated from published studies of field experiments and large intact soil cores. Journal of environmental quality. 38(4), 1531–1559.

Panno SV., Hackley KC., Hwang HH., Greenberg SE., Krapac IG., Landsberger S., O'Kelly DJ. (2006) Characterization and identification of Na-Cl sources in ground water. Ground Water. 44(2), 176–187.

Payment, P., Locas, A. (2011) Pathogens in Water: Value and Limits of Correlation with Microbial Indicators. Ground Water. 49 (1) : 4-11.

Payment, P., Pintar, K. (2006) Waterborne Pathogens: A Critical Assessment of Methods, Results and Data Analysis. Journal of Water Science. 19 (3) : 233-245.

Ptacek CJ. (1998) Geochemistry of a septic-system plume in a coastal barrier bar, Point Pelee, Ontario, Canada. Journal of Contaminant Hydrology. 33(3–4), 293–312.

Raina PS., Pollari FL., Teare GF., Goss MJ., Barry DAJ., Wilson JB. (1999) The relationship between E . coli indicator bacteria in well-water and Gastrointestinal Illnesses in Rural Families. Canadian Journal of Public Health. 90(3), 172–175.

Rice, EWB., RB.; Eaton, AD.; Clesceri, LS. (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, American Public Heath Association.

Richards S., Paterson E., Withers PJA., Stutter M. (2016) Septic tank discharges as multi-pollutant hotspots in catchments. Science of the Total Environment. 542(Part A), 854–863.

Robertson WD., Cherry JA., Sudicky EA. (1991) Ground-Water Contamination from Two Small Septic Systems on Sand Aquifers. Ground Water. 29(1), 82–92.

Robertson WD., Schiff SL., Ptacek CJ. (1998) Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes. Ground Water. 36(6), 1000–1010.

Santé Canada. (2008) Qu'est-ce qu'il y a dans votre puits? Un guide de traitement et d'entretien de l'eau de puits. [En ligne] http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/well-puits-fra.php (consulté le 6 juin 2018).

Santé Canada. (2009) Santé de l'environnement et du milieu de travail – Le sodium. [en ligne] http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sodium/index-fra.php#Effets (consulté le 28 avril 2018).

Santé Canada. (2012) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Escherichia coli. Ottawa (Ontario).

Santé Canada. (2013) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: Document technique - Le nitrate et le nitrite. Ottawa, Ontario.

Santé Canada. (2014) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Tableau sommaire. Ottawa, Ontario.

Schaffter N., Parriaux A. (2002) Pathogenic-bacterial water contamination in mountainous catchments. Water Research. 36(1), 131–139.

Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements (Sétra). (2011) L'impact des fondants routiers sur l'environnement. Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie. Paris, France, 25 p.

Siegrist RL., Lowe KS., Geza M., Mccray JE. (2012) Soil Treatment Units Used for Effluent Infiltration and Purification within Onsite Wastewater Systems: Science and Technology Highlights, in: International Symposium on Domestic Wastewater Treatment and Disposal Systems. Dublin, Ireland, p. 10.

Taylor, R., Cronin, A., Pedley, S., Barker, J., Atkinson, T. (2004). The implications of groundwater velocity variations on microbial transport and wellhead protection – review of field evidence. FEMS Microbiology Ecology. 49 : 17-26.

US Environmental Protection Agency. (1997) Response to Congress on Use of Decentralized Wastewater Treatment Systems.

US Environmental Protection Agency. (2002) Wastewater Technology Fact Sheet Bacterial Source Tracking.

Vallentyne JR. (1973) The algal bowl a faustian view of eutrophication. Federation Proceedings. 32(7), 1754–1757.

Wallender EK., Ailes EC., Yoder JS., Roberts VA., Brunkard JM. (2014) Contributing Factors to Disease Outbreaks Associated with Untreated Groundwater. Groundwater. 52(6), 886–897.

Water Research Center. (2014) Drinking Water Issues Corrosive Water (Lead, Copper, Aluminum, Zinc and More). [en ligne] https://www.water-research.net/index.php/drinking-water-issues-corrosive-water-lead-copper-aluminum-zinc-and-more (consulté le 28 avril 2018).

Whitehead JH., Geary PM., Saunders M. (2001) Towards a Better Understanding of Sustainable Lot Density - Evidence From Five Australian Case Studies, in: Proceeding of On-site'01 Conference: Advancing On-Site Wastewater Systems. pp. 383–90.

Wilhelm SR., Schiff SL., Cherry JA. (1994) Biogeochemical evolution of domestic waste water in septic systems: 1. Conceptual model. Ground Water. 32(6), 905–916.

Wilhelm SR., Schiff SL., Robertson WD. (1996) Biogeochemical Evolution of Domestic Waste Water in Septic Systems: 2. Application of Conceptual Model in Sandy Aquifers. Groundwater.

Yates MV. (1985) Septic tank density and ground water contamination. Ground Water.

Yates MV., Yates SR. (1989) Septic tank setback distances: a way to minimize virus contamination of drinking water. Ground Water. 27(2), 202–208.

Zessner M., Blaschke AP., Farnleitner AH., Fenz R., Kavka GG., Kroiss H. (2007) Risks for groundwater contamination from domestic waste water: Tracers, model applications and quality criteria. Water Science and Technology: Water Supply. 7(3), 121–130.

Zmirou D., Ferley JP., Collin JF., Charrel M., Berlin J. (1987) A follow-up study of gastro-intestinal diseases related to bacteriologically substandard drinking water. American Journal of Public Health. 77(5), 582–584.

Annexe 1

Tableau 12 : Pluviométrie et température dans la zone d'échantillonnage avant et durant les périodes de prélèvement en 2016 et 2017

MOIS	TEMPÉRATURE MENSUELLE MOYENNE 2016 (°C)	TEMPÉRATURE MENSUELLE MOYENNE 2017 (°C)	PRÉCIPITATIONS MENSUELLES TOTALES 2016 (mm)	PRÉCIPITATIONS MENSUELLES TOTALES 2017 (mm)
Janvier	- 8,6	- 8,3	58,8	111,9
Février	- 8,9	- 7,7	158,3	59,5 (*2)
Mars	- 3,7	- 7,2	173,1	82,6
Avril	0,8	4,2	61,1	140,6
Mai	11,9	10,6	95,7	112,6
Juin	16,5	16,7	100,8 (*1)	87,6
Juillet	18,9	18,5	100,5 (*2)	42,9 (*1)
Août	19,3	17,2	95,1 (*2)	91,1 (*1)
Septembre	13,8	15,7	117,1 (*1)	66,6
Octobre	7,1	9,5	177,8 (*2)	190,1 (*4)
Novembre	2,8	- 1,6	84,9	160,2
Décembre	- 8,5	- 11,7	113,3	84,6

* Les chiffres entre parenthèses devancés d'une étoile indiquent le nombre de jours pour lesquels les données de température et de pluviométrie sont manquantes.

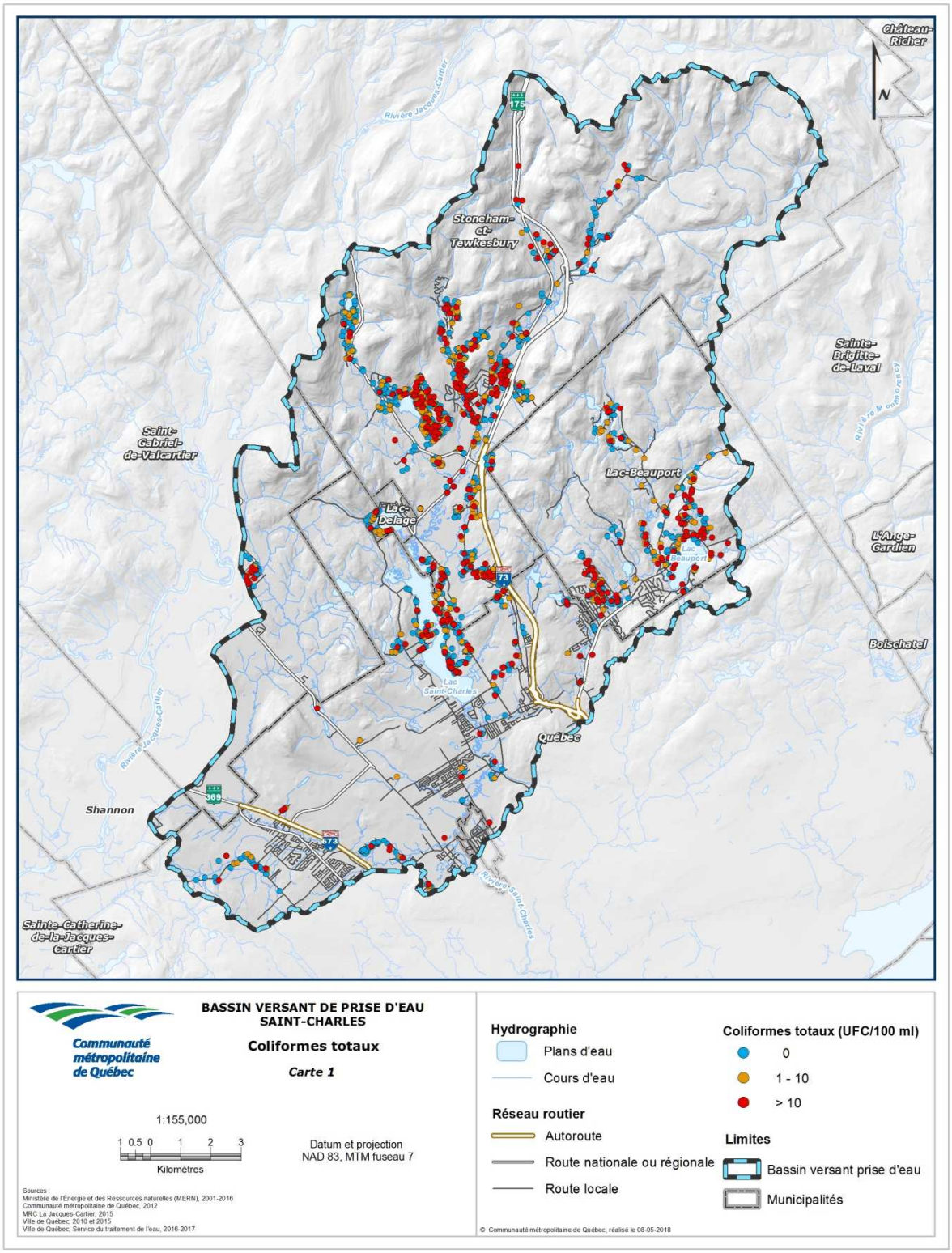
** Données tirées de la station météorologique de l'Aéroport Jean-Lesage.

Au niveau de la température, il est possible d'observer que les seules différences importantes entre les deux années d'échantillonnage se trouvent au niveau des mois de mars et d'avril, qui furent respectivement plus froid et plus chaud en 2017 qu'en 2016, ainsi qu'au niveau du mois de décembre qui fut plus froid en 2017 qu'en 2016.

En ce qui a trait aux précipitations, les différences entre les deux années sont plus importantes. Les précipitations combinées de janvier à mars sont de 390,2 mm en 2016 contre 254 mm en 2017. Toutefois, le mois d'avril a connu plus du double de précipitations en 2017 qu'en 2016, alors qu'en juillet la tendance est inversée au profit de l'année 2016. Aussi, les précipitations ont été plus abondantes en septembre 2016 qu'en 2017, alors que pour le mois de novembre l'avantage va à l'année 2017. Néanmoins, les précipitations combinées de septembre à novembre (379,8 mm en 2016 contre 416,9 mm en 2017) sont similaires pour les deux années.

Annexe 2

Figure 9 : Coliformes totaux mesurés dans les puits individuels (norme sanitaire <= 10 UFC/100 ml)



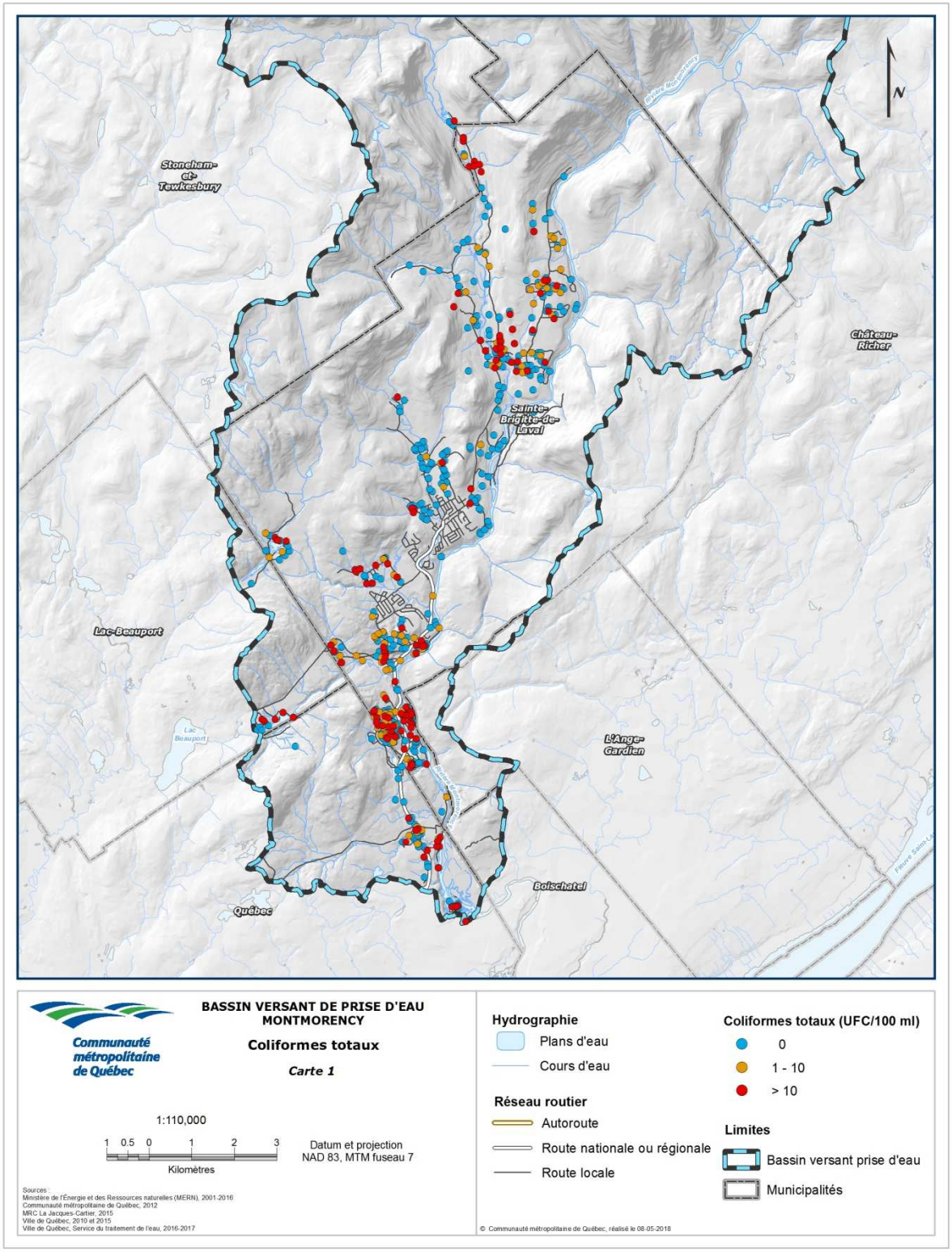
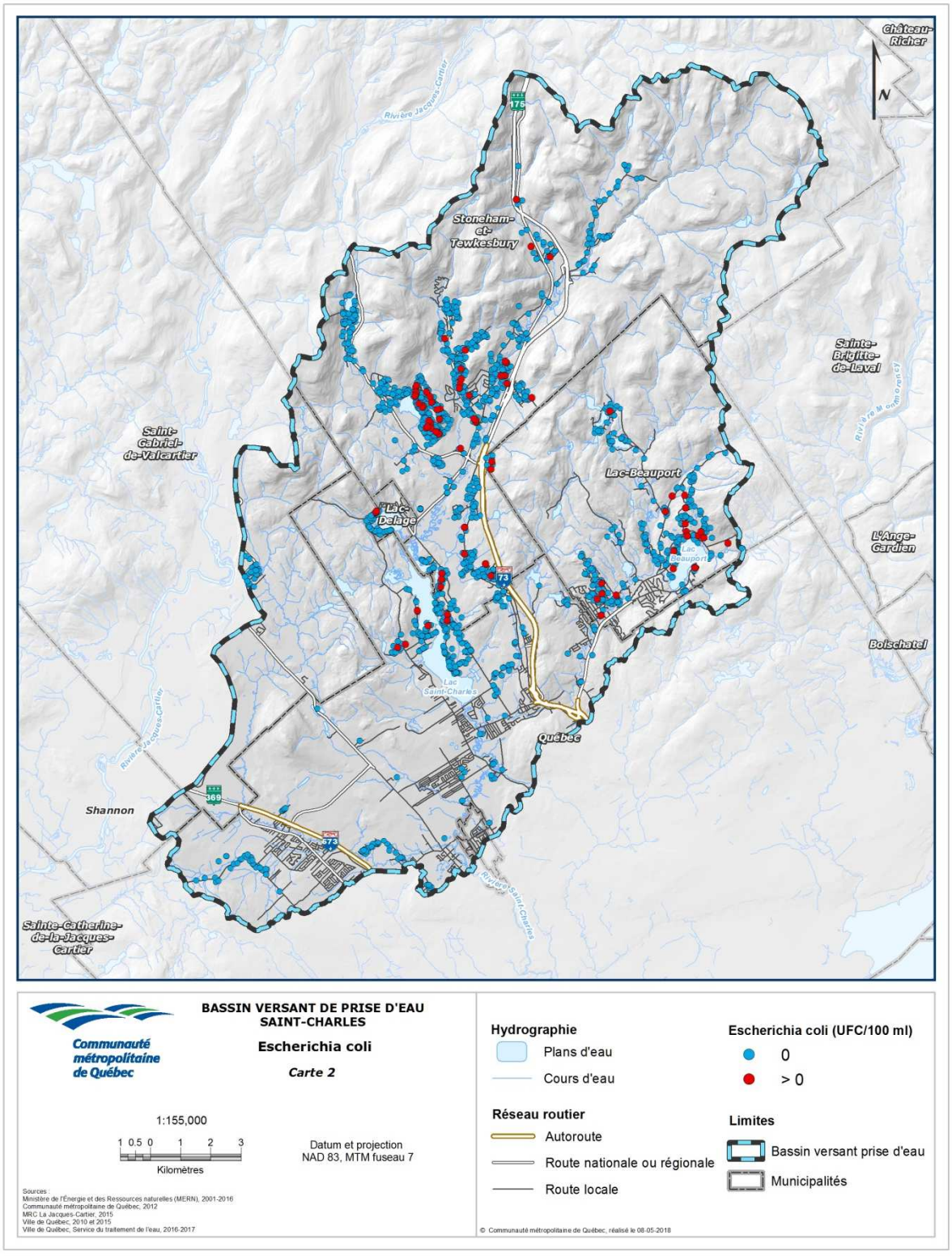
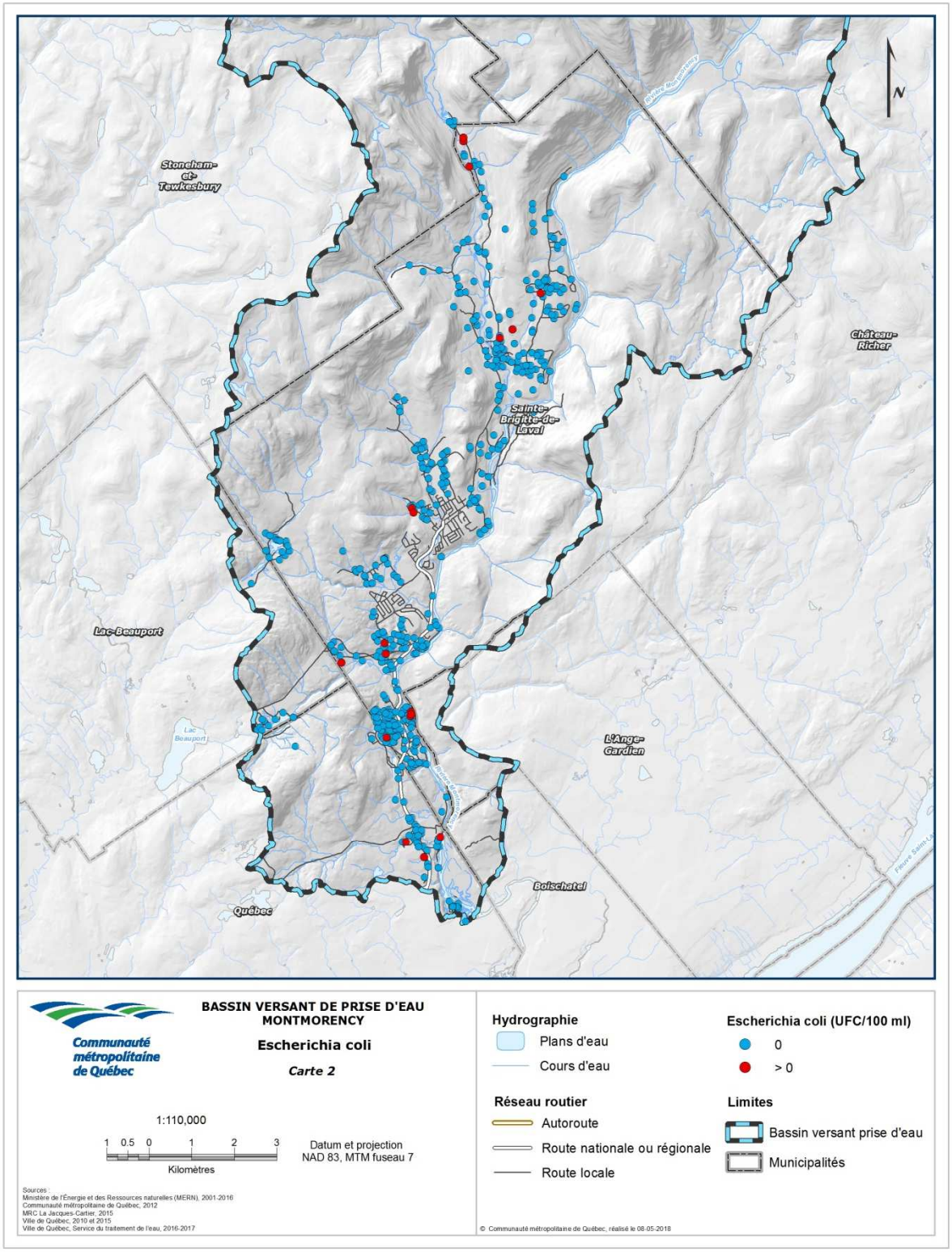

Stoneham-et-Tewkesbury
Lac-Beauport
Québec
Sainte-Brigitte-de-Laval
Château-Richer
L'Ange-Gardien
Boischatel
Lac Beauport
Rivière Montmorency
Fleuve Saint-Laurent
N
BASSIN VERSANT DE PRISE D'EAU MONTMORENCY
Coliformes totaux
Carte 1
Communauté métropolitaine de Québec
1:110,000
1 0.5 0 1 2 3
Kilomètres
Datum et projection NAD 83, MTM fuseau 7
Sources :
Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), 2001-2016
Communauté métropolitaine de Québec, 2012
MRC La Jacques-Cartier, 2015
Ville de Québec, 2010 et 2015
Ville de Québec, Service du traitement de l'eau, 2016-2017
Hydrographie
Plans d'eau
Cours d'eau
Réseau routier
Autoroute
Route nationale ou régionale
Route locale
Coliformes totaux (UFC/100 ml)
0
1 - 10
> 10
Limites
Bassin versant prise d'eau
Municipalités
© Communauté métropolitaine de Québec, réalisé le 08-05-2018

Figure 10 : E. coli mesuré dans les puits individuels (norme sanitaire 0 UFC/100 ml)





Communauté métropolitaine de Québec

BASSIN VERSANT DE PRISE D'EAU MONTMORENCY

Escherichia coli

Carte 2

1:110,000

1 0.5 0 1 2 3

Kilomètres

Datum et projection
NAD 83, MTM fuseau 7

Sources :
Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), 2001-2016
Communauté métropolitaine de Québec, 2012
MRC La Jacques-Cartier, 2015
Ville de Québec, 2010 et 2015
Ville de Québec, Service du traitement de l'eau, 2016-2017

Hydrographie
- Plans d'eau
- Cours d'eau

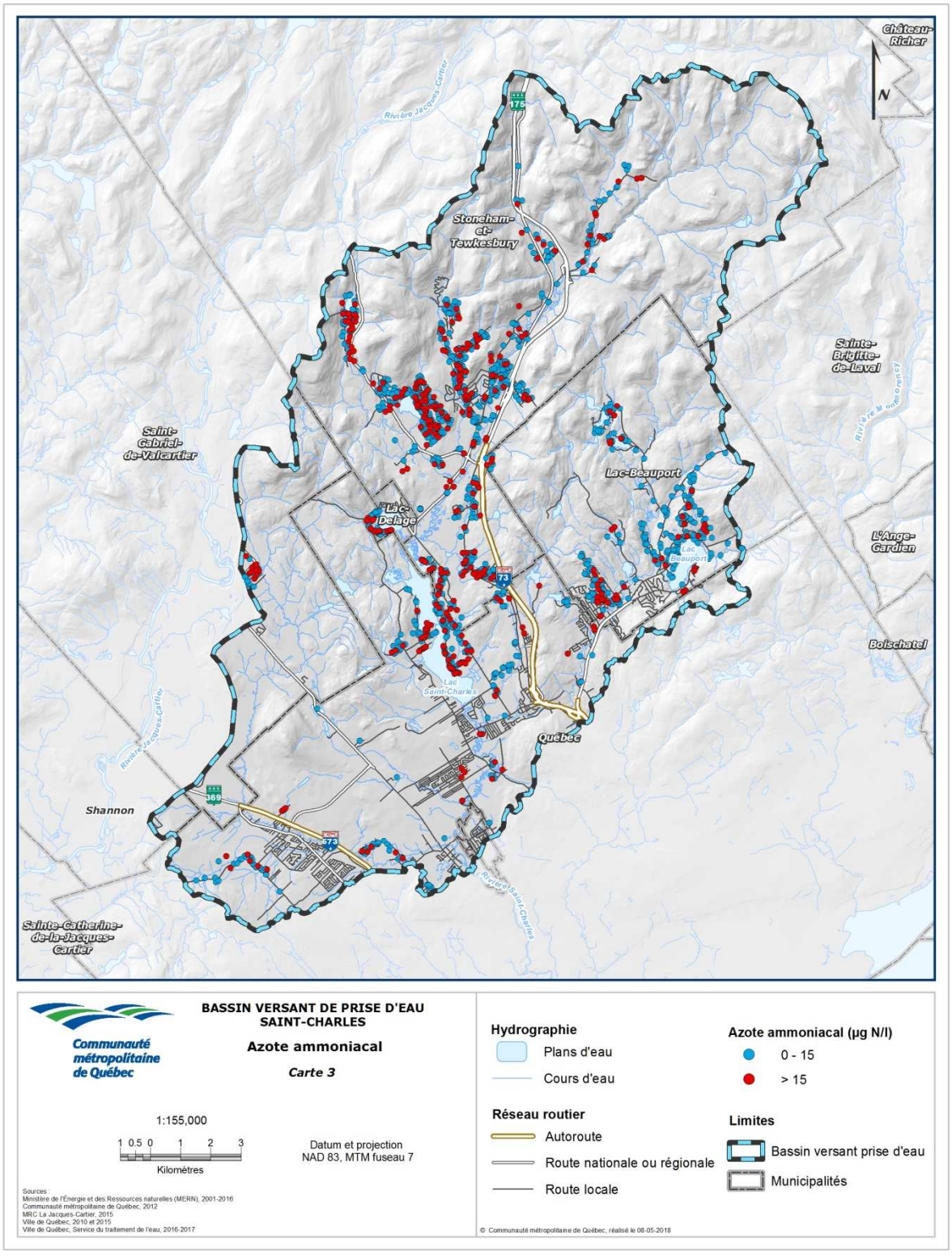
Réseau routier
- Autoroute
- Route nationale ou régionale
- Route locale

Escherichia coli (UFC/100 ml)
- 0
- > 0

Limites
- Bassin versant prise d'eau
- Municipalités

© Communauté métropolitaine de Québec, réalisé le 08-05-2018

Figure 11 : Azote ammoniacal mesuré dans les puits individuels



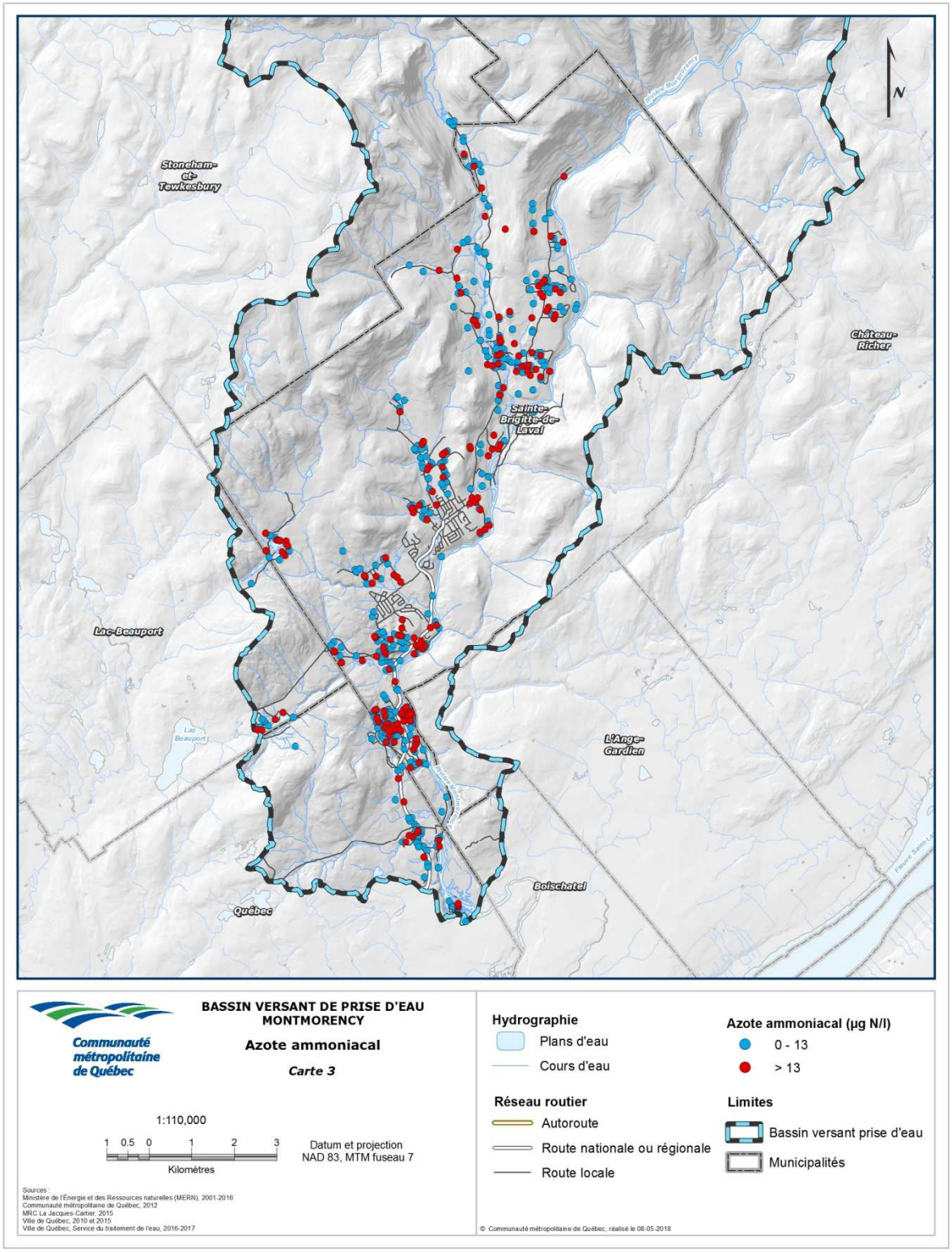
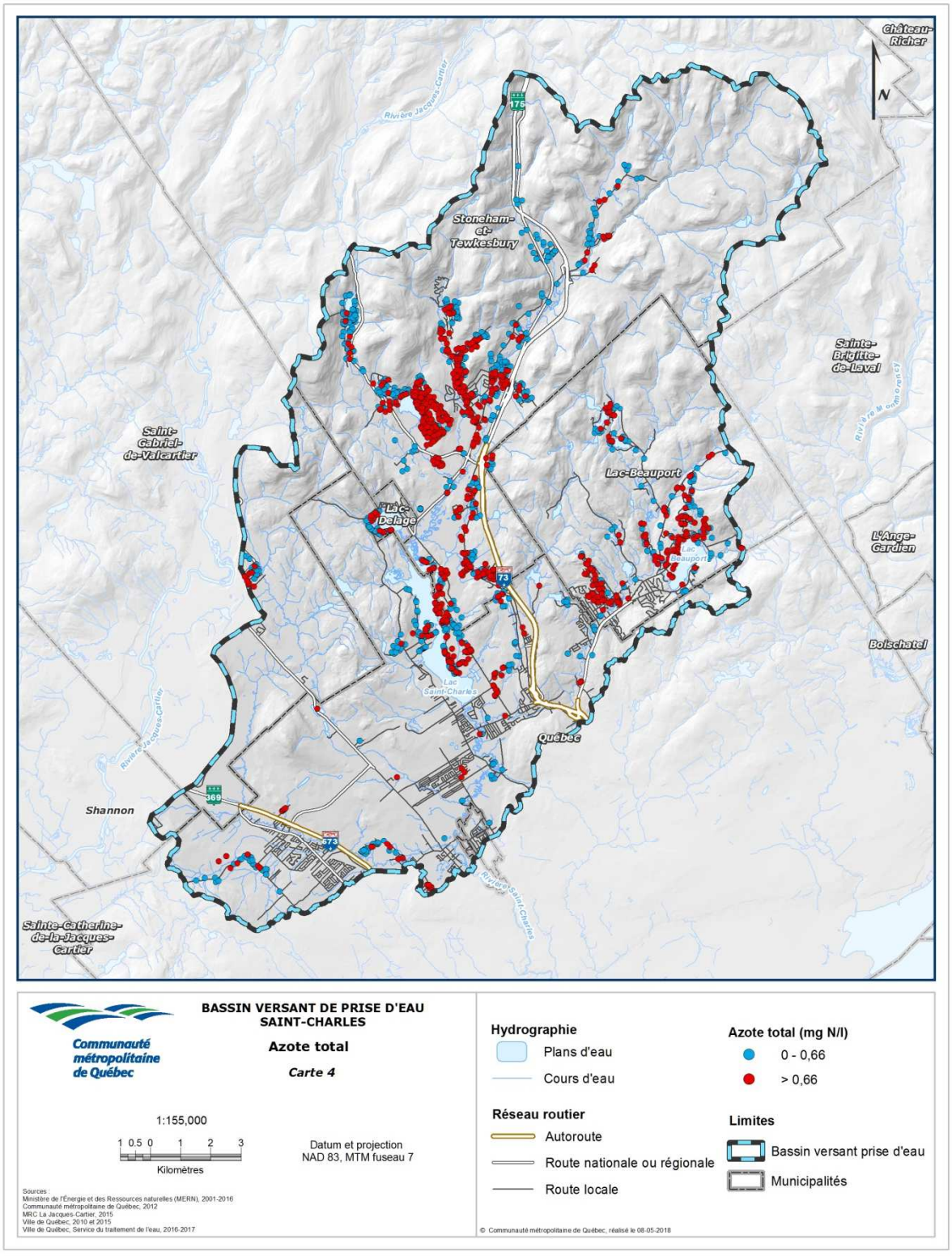

Stoneham-et-Tewkesbury
Lac-Beauport
Sainte-Brigitte-de-Laval
Château-Richer
L'Ange-Gardien
Boischatel
Québec
Lac Beauport
N
Communauté métropolitaine de Québec
BASSIN VERSANT DE PRISE D'EAU MONTMORENCY
Azote ammoniacal
Carte 3
1:110,000
1 0.5 0 1 2 3
Kilomètres
Datum et projection NAD 83, MTM fuseau 7
Sources :
Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), 2001-2016
Communauté métropolitaine de Québec, 2012
MRC La Jacques-Cartier, 2015
Ville de Québec, 2010 et 2015
Ville de Québec, Service du traitement de l'eau, 2016-2017
Hydrographie
Plans d'eau
Cours d'eau
Réseau routier
Autoroute
Route nationale ou régionale
Route locale
Azote ammoniacal (µg N/l)
0 - 13
> 13
Limites
Bassin versant prise d'eau
Municipalités
© Communauté métropolitaine de Québec, réalisé le 08-05-2018

Figure 12 : Azote total mesuré dans les puits individuels



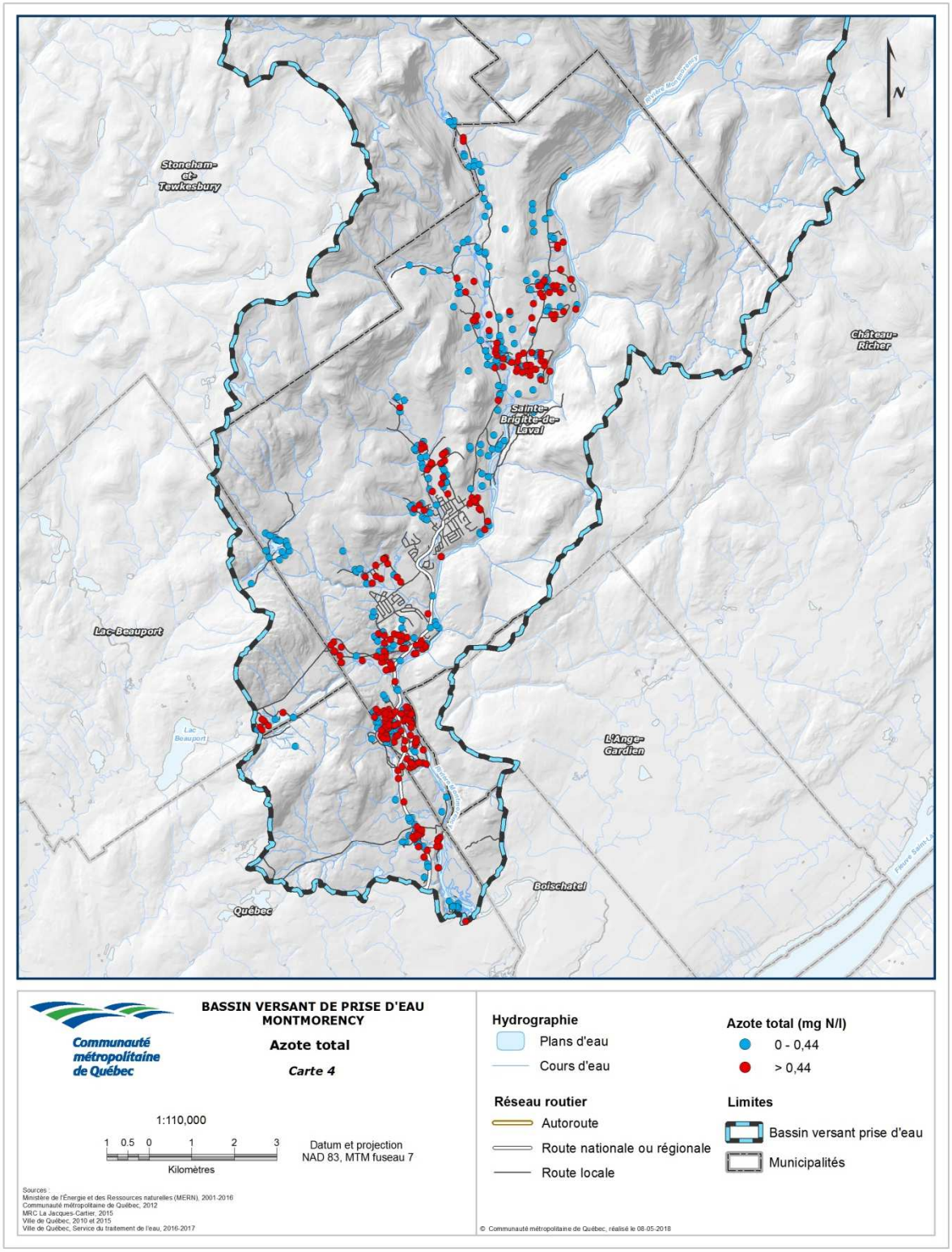
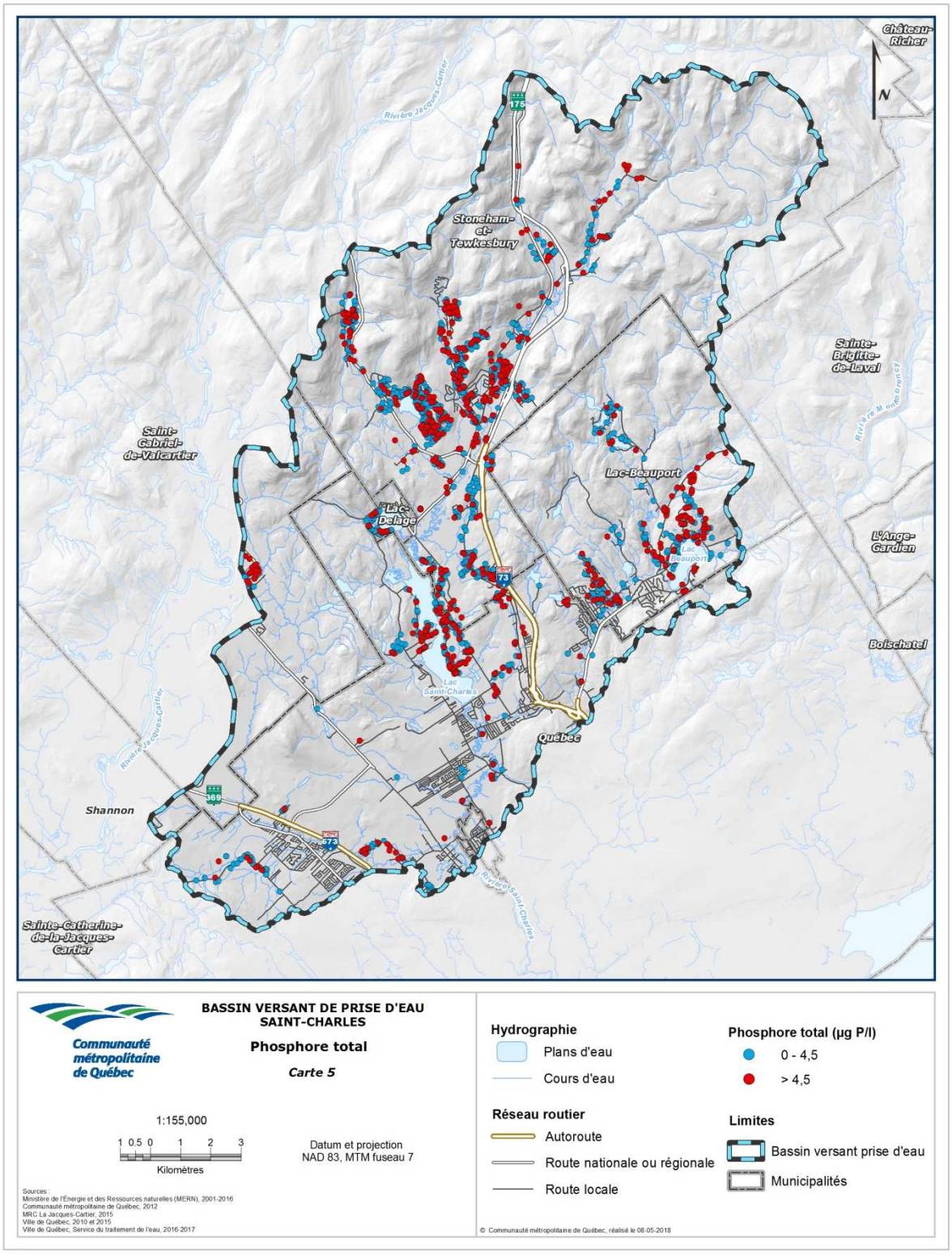

Stoneham-et-Tewkesbury
Lac-Beauport
Sainte-Brigitte-de-Laval
Château-Richer
L'Ange-Gardien
Boischatel
Québec
Lac Beauport
Communauté métropolitaine de Québec
BASSIN VERSANT DE PRISE D'EAU MONTMORENCY
Azote total
Carte 4
1:110,000
1 0.5 0 1 2 3
Kilomètres
Datum et projection NAD 83, MTM fuseau 7
Sources :
Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), 2001-2016
Communauté métropolitaine de Québec, 2012
MRC La Jacques-Cartier, 2015
Ville de Québec, 2010 et 2015
Ville de Québec, Service du traitement de l'eau, 2016-2017
Hydrographie
Plans d'eau
Cours d'eau
Réseau routier
Autoroute
Route nationale ou régionale
Route locale
Azote total (mg N/l)
0 - 0,44
> 0,44
Limites
Bassin versant prise d'eau
Municipalités
© Communauté métropolitaine de Québec, réalisé le 08-05-2018

Figure 13 : Phosphore total mesuré dans les puits individuels



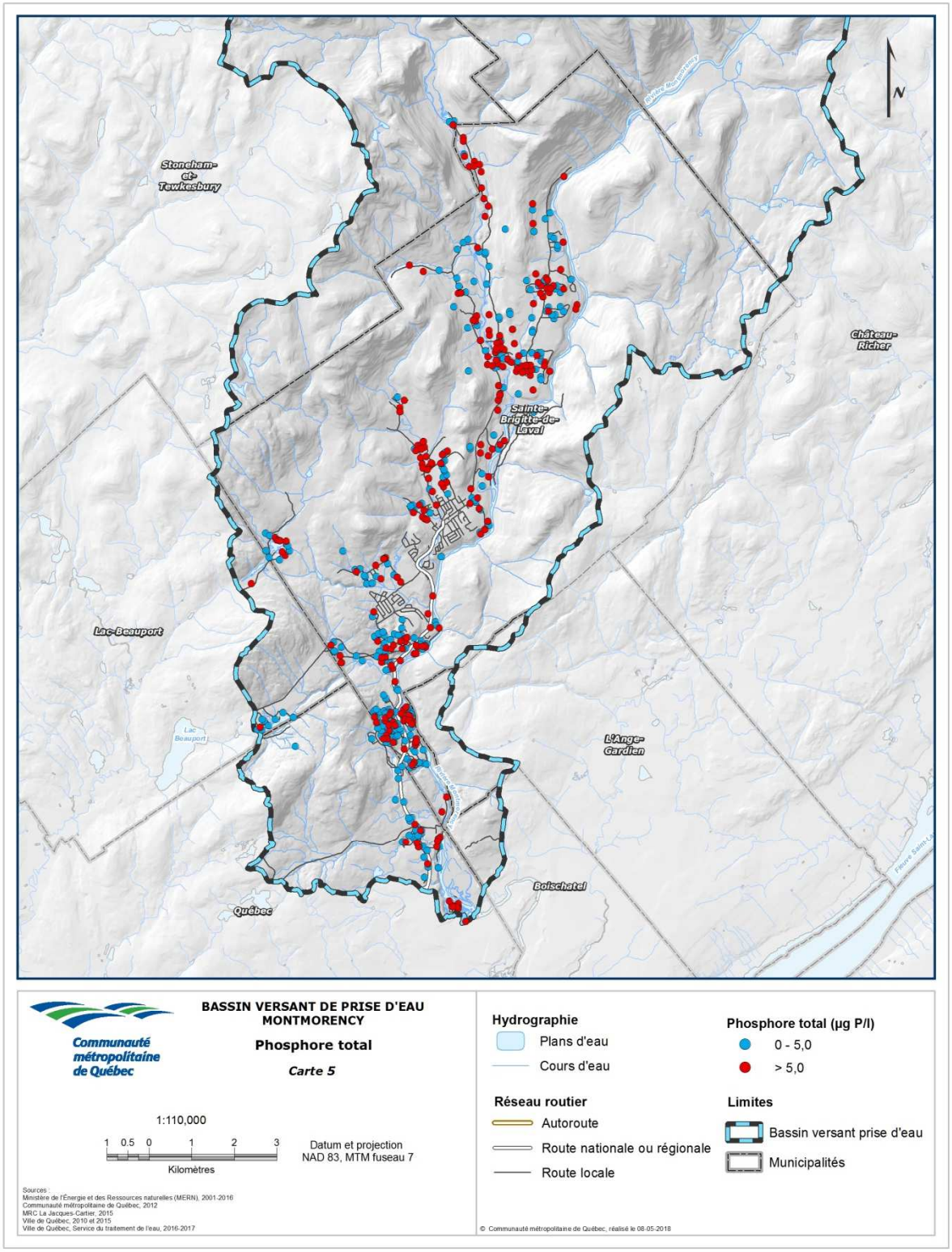
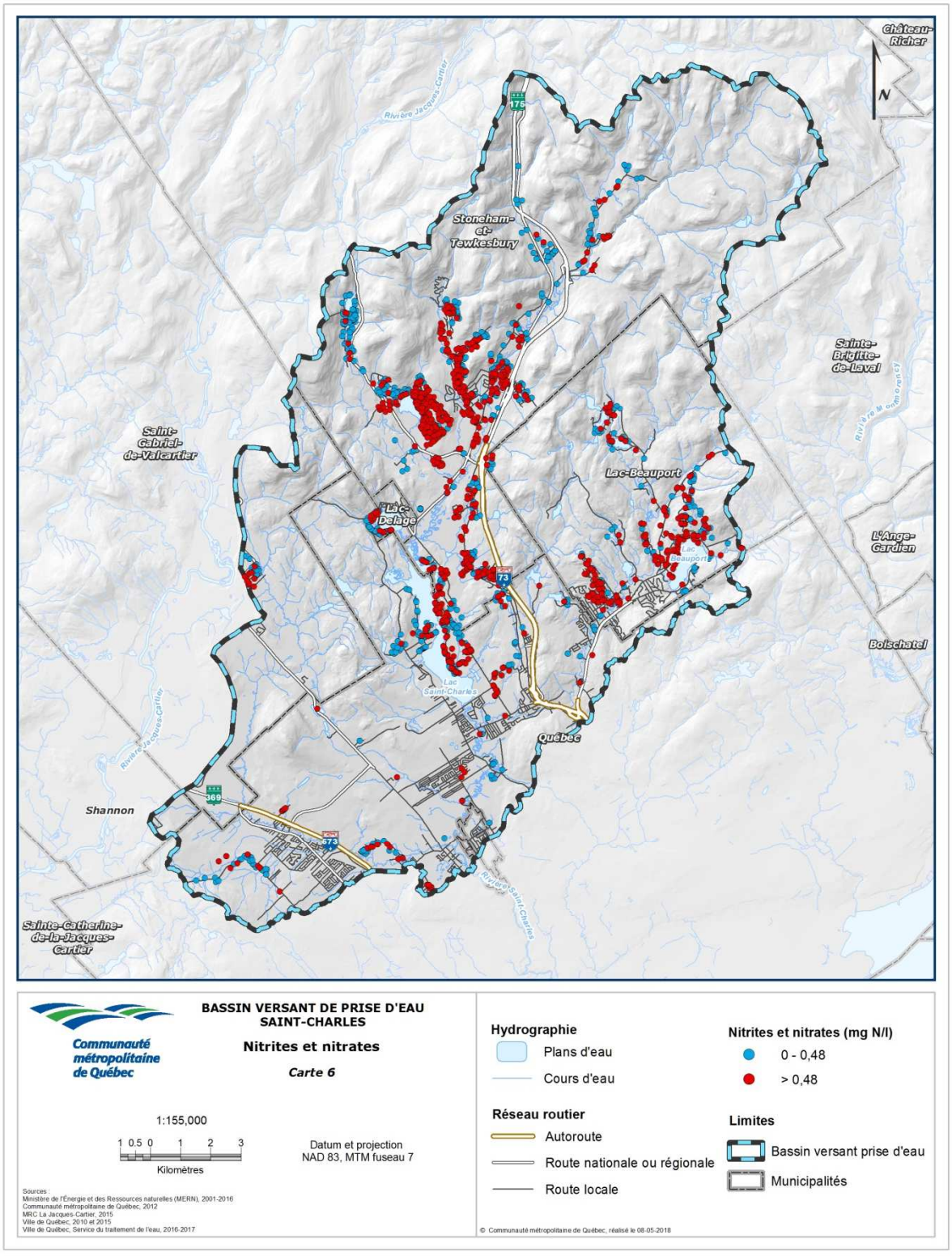

Stoneham-et-Tewkesbury
Lac-Beauport
Lac Beauport
Québec
Sainte-Brigitte-de-Laval
Château-Richer
L'Ange-Gardien
Boischatel
Fleuve Saint-Laurent
N
Communauté métropolitaine de Québec
BASSIN VERSANT DE PRISE D'EAU MONTMORENCY
Phosphore total
Carte 5
1:110,000
1 0.5 0 1 2 3
Kilomètres
Datum et projection
NAD 83, MTM fuseau 7
Sources :
Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), 2001-2016
Communauté métropolitaine de Québec, 2012
MRC La Jacques-Cartier, 2015
Ville de Québec, 2010 et 2015
Ville de Québec, Service du traitement de l'eau, 2016-2017
Hydrographie
Plans d'eau
Cours d'eau
Réseau routier
Autoroute
Route nationale ou régionale
Route locale
Phosphore total (µg P/l)
0 - 5,0
> 5,0
Limites
Bassin versant prise d'eau
Municipalités
© Communauté métropolitaine de Québec, réalisé le 08-05-2018

Figure 14 : Nitrites et nitrates mesurés dans les puits individuels (norme sanitaire <10 mg N/l)



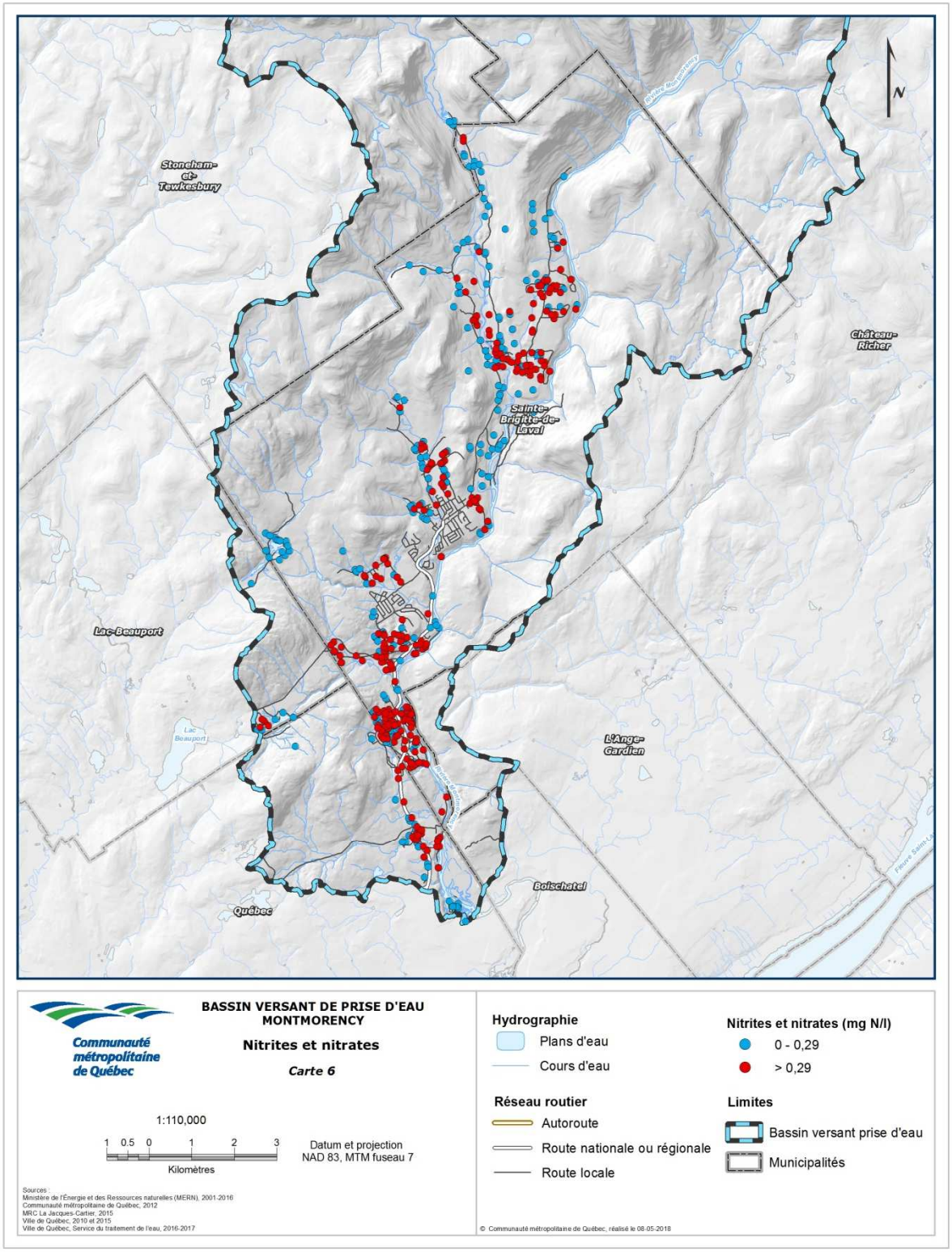
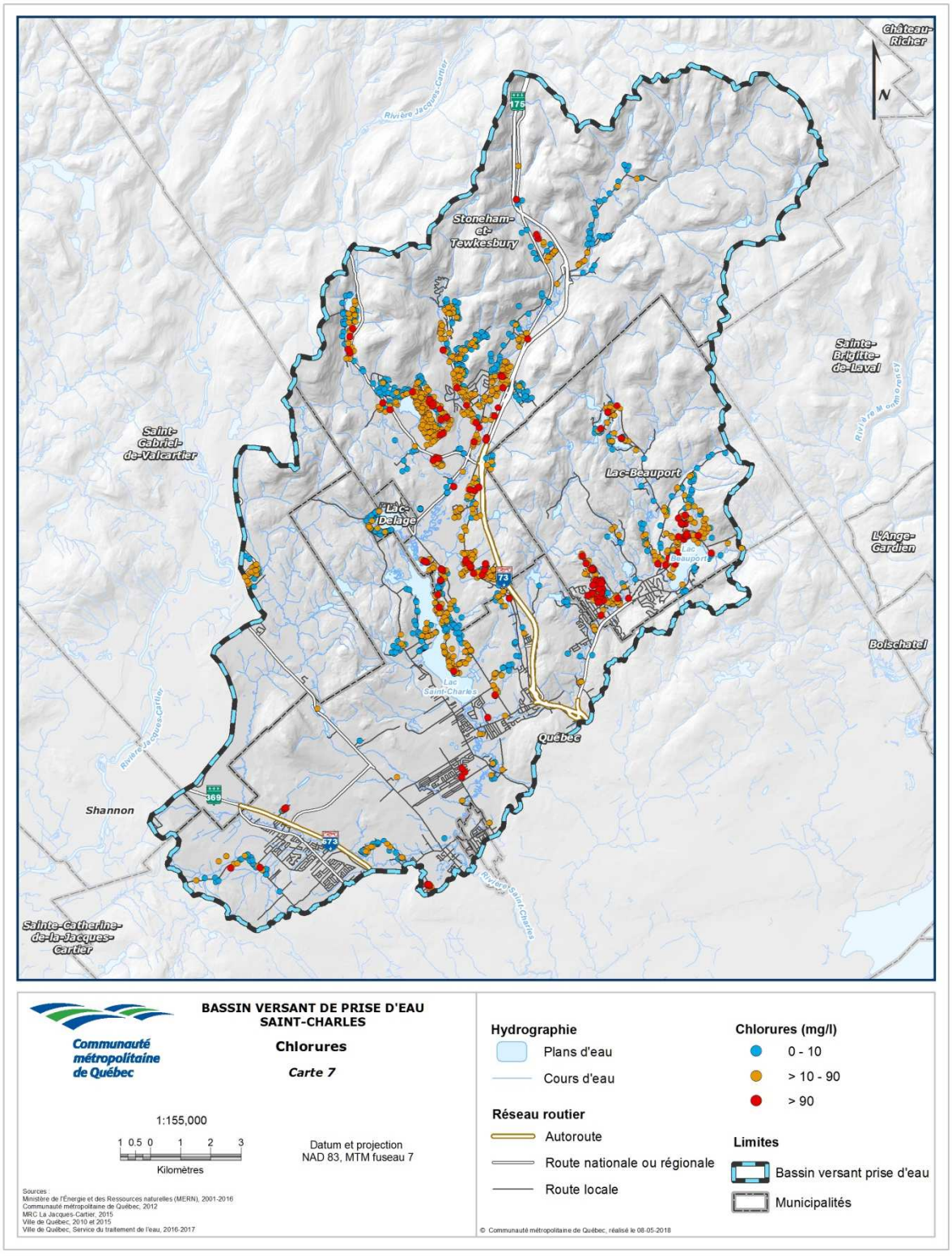

Stoneham-et-Tewkesbury
Lac-Beauport
Sainte-Brigitte-de-Laval
Château-Richer
L'Ange-Gardien
Boischatel
Québec
Lac Beauport
N
Communauté métropolitaine de Québec
BASSIN VERSANT DE PRISE D'EAU MONTMORENCY
Nitrites et nitrates
Carte 6
1:110,000
1 0.5 0 1 2 3
Kilomètres
Datum et projection NAD 83, MTM fuseau 7
Sources :
Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), 2001-2016
Communauté métropolitaine de Québec, 2012
MRC La Jacques-Cartier, 2015
Ville de Québec, 2010 et 2015
Ville de Québec, Service du traitement de l'eau, 2016-2017
Hydrographie
Plans d'eau
Cours d'eau
Réseau routier
Autoroute
Route nationale ou régionale
Route locale
Nitrites et nitrates (mg N/l)
0 - 0,29
> 0,29
Limites
Bassin versant prise d'eau
Municipalités
© Communauté métropolitaine de Québec, réalisé le 08-05-2018

Figure 15 : Chlorures mesurés dans les puits individuels (critère recommandé <250 mg/l)



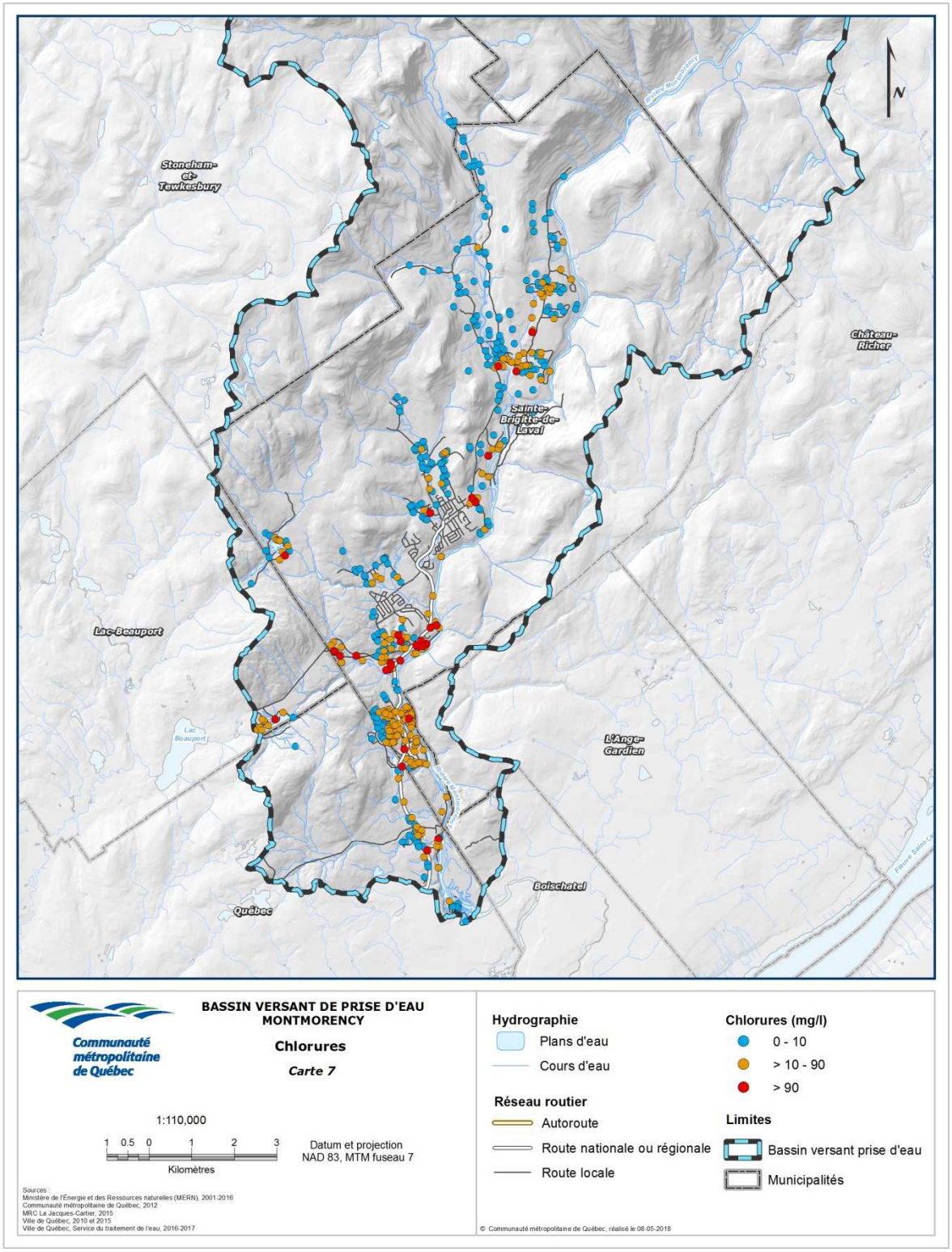
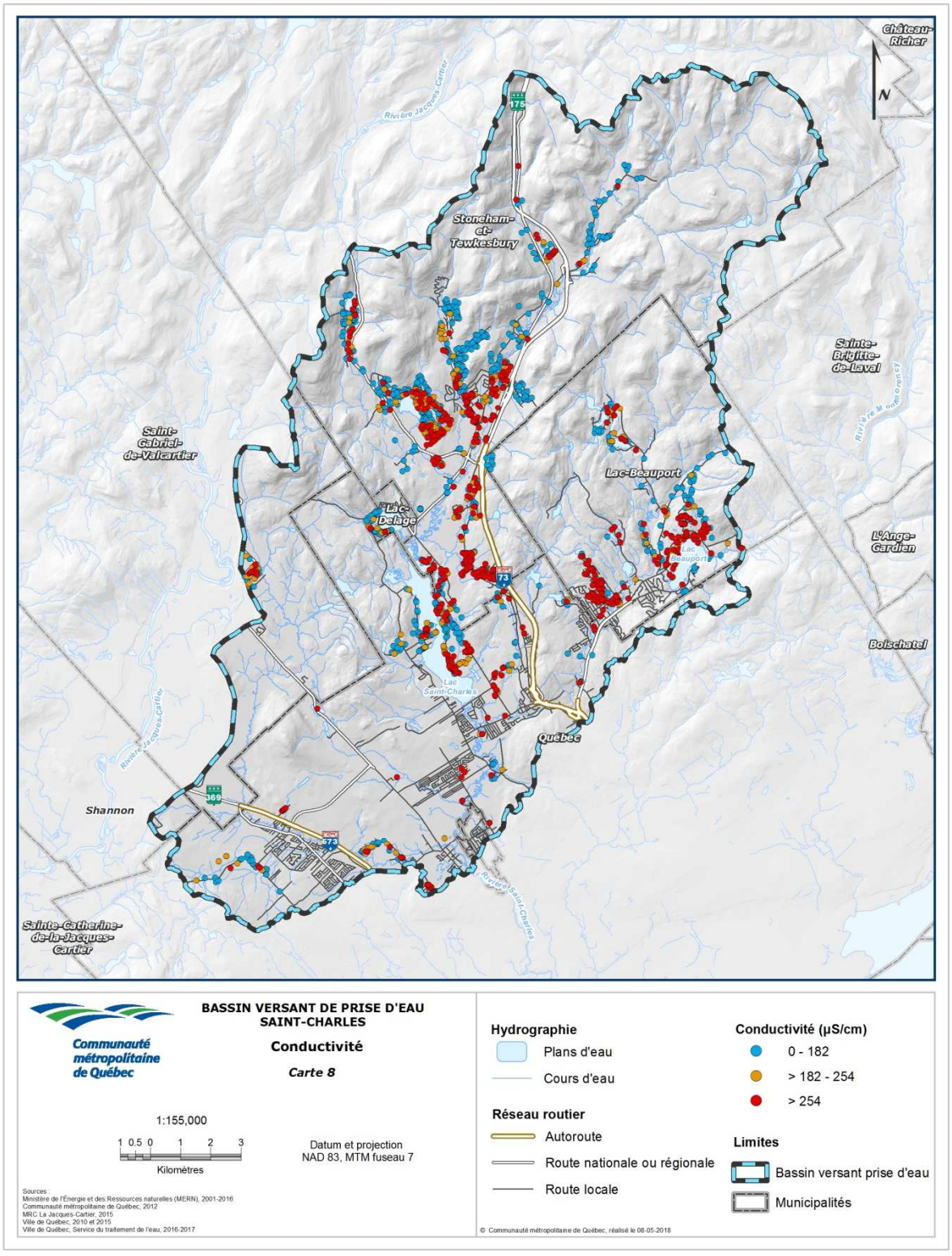
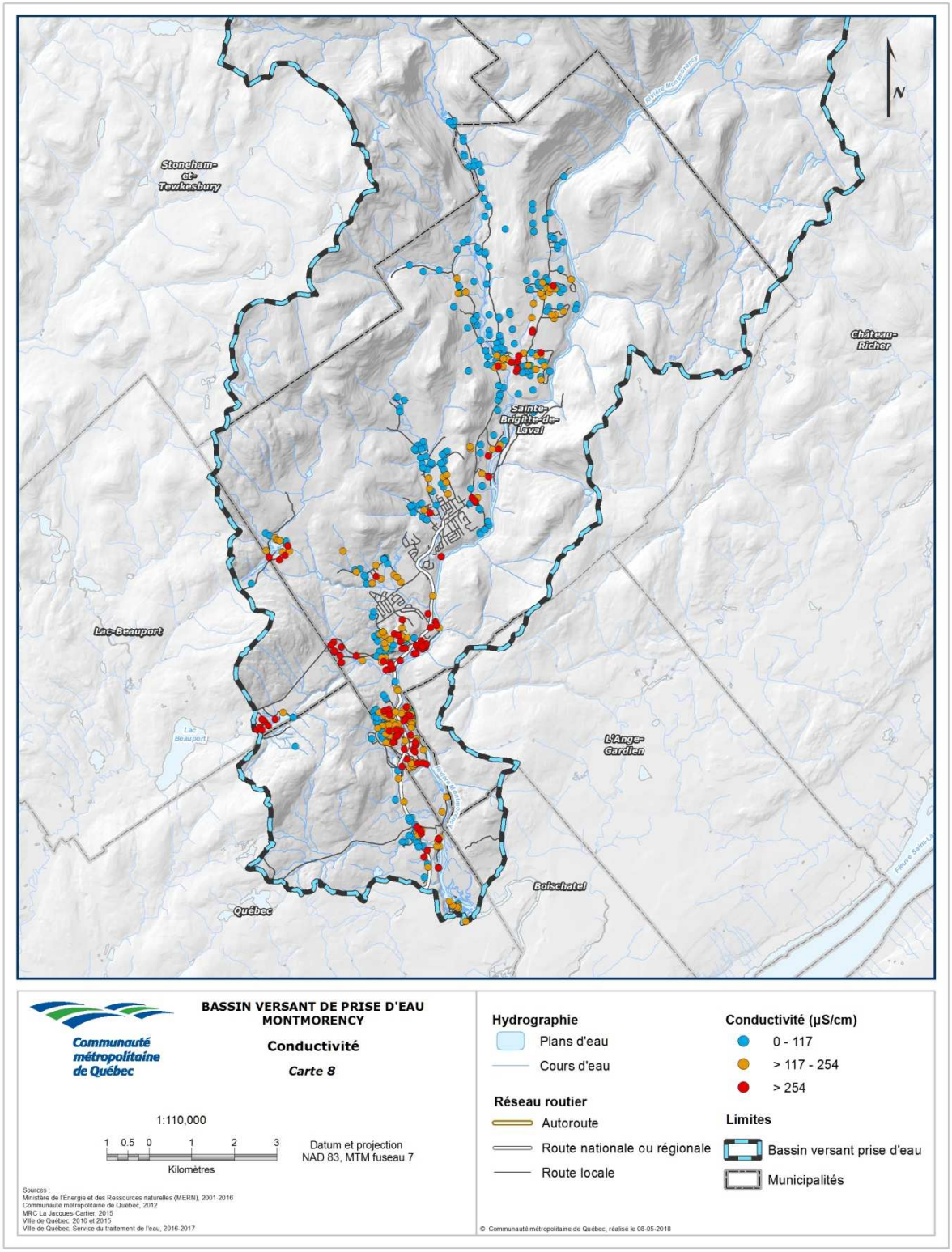

Stoneham-et-Tewkesbury
Sainte-Brigitte-de-Laval
Château-Richer
Lac-Beauport
L'Ange-Gardien
Boischatel
Québec
Lac Beauport
N
BASSIN VERSANT DE PRISE D'EAU MONTMORENCY
Chlorures
Carte 7
Communauté métropolitaine de Québec
1:110,000
1 0.5 0 1 2 3
Kilomètres
Datum et projection NAD 83, MTM fuseau 7
Sources :
Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), 2001-2016
Communauté métropolitaine de Québec, 2012
MRC La Jacques-Cartier, 2015
Ville de Québec, 2010 et 2015
Ville de Québec, Service du traitement de l'eau, 2016-2017
Hydrographie
Plans d'eau
Cours d'eau
Réseau routier
Autoroute
Route nationale ou régionale
Route locale
Chlorures (mg/l)
0 - 10
> 10 - 90
> 90
Limites
Bassin versant prise d'eau
Municipalités
© Communauté métropolitaine de Québec, réalisé le 08-05-2018

Figure 16 : Conductivité mesurée dans les puits individuels




Stoneham-et-Tewkesbury
Sainte-Brigitte-de-Laval
Château-Richer
Lac-Beauport
L'Ange-Gardien
Boischatel
Québec
Lac Beauport
N
BASSIN VERSANT DE PRISE D'EAU MONTMORENCY
Conductivité
Carte 8
Communauté métropolitaine de Québec
1:110,000
1 0.5 0 1 2 3
Kilomètres
Datum et projection NAD 83, MTM fuseau 7
Sources :
Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), 2001-2016
Communauté métropolitaine de Québec, 2012
MRC La Jacques-Cartier, 2015
Ville de Québec, 2010 et 2015
Ville de Québec, Service du traitement de l'eau, 2016-2017
Hydrographie
Plans d'eau
Cours d'eau
Réseau routier
Autoroute
Route nationale ou régionale
Route locale
Conductivité (µS/cm)
0 - 117
> 117 - 254
> 254
Limites
Bassin versant prise d'eau
Municipalités
© Communauté métropolitaine de Québec, réalisé le 08-05-2018