



**Aspects hydrogéologiques et suivi de la qualité des
eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-
Augustin:
Impacts des sels de déglacage**

Mémoire

Hamdi Messaoud

Maîtrise en génie des eaux

Maître ès sciences (M.Sc.)

Québec, Canada

© Hamdi Messaoud, 2015

Résumé

Le lac Saint-Augustin a muté en un lac hypereutrophe riche en phosphore puisqu'il était, pendant les dernières décennies, victime de rejets de déchets agricoles et urbains. De même, la qualité de l'eau a été victime du recours massif aux sels de déglçage (NaCl) qui avaient pour but d'entretenir l'autoroute - 40 (Félix Leclerc) pendant les périodes de gel et ce depuis sa construction en 1974.

Le lac en question est alimenté, essentiellement, par l'écoulement des eaux souterraines dans des sédiments fluvioglaciaires. Ce flux hydrique suit la direction NW-SE sur la rive nord du lac en-dessous d'un tronçon approximatif de 2 Km de l'autoroute Félix Leclerc. Ainsi, cet écoulement apporte les sels dissous aussi bien dans les eaux souterraines que dans celles du lac. La caractérisation de cet écoulement a montré que le débit annuel des eaux souterraines en direction du lac représentait 8 % du volume annuel emmagasiné dans l'aquifère du bassin versant du lac Saint-Augustin. Il est à mentionner qu'une grande partie de ce volume est déversé, évidemment, dans des endroits autres que le lac.

Le suivi de la qualité des eaux souterraines, au cours de l'année 2013, au niveau de plusieurs points d'échantillonnage a révélé qu'elles étaient contaminées par les sels de déglçage puisque la conductivité spécifique à 25 °C et les concentrations en sels dépassaient les seuils recommandés par le MDDEFP. Deux faciès chimiques caractérisaient ces eaux. L'un était bicarbonaté-calcique et l'autre était chloruré-sodique. En outre, un bilan de masse a été élaboré. Il avait comme cible d'estimer le transport des sels vers le lac. Ce bilan a permis de conclure que la masse annuelle du chlorure dans les eaux souterraines était deux fois supérieure à celle du sodium. Cet appauvrissement est généré par des réactions d'échanges de base qui s'effectuent entre le calcium et le sodium existant dans les sols environnants. Les masses de ces sels subissent des processus de dilution dans les eaux souterraines et dans le lac. Toutefois, des impacts à long terme peuvent représenter des dangers et devraient être examinés.

Abstract

The lake Saint-Augustin has mutated into an hyper-eutrophic lake rich in phosphorus as it was during the last decades rejection victim of agricultural and urban waste. Similarly, the water quality has been the victim of massive use of road salt (NaCl) which aimed to maintain the highway - 40 (Felix Leclerc) during periods of frost and since its construction in 1974.

The lake in question is powered mainly by the groundwater flow in glaciofluvial sediments. This water flow follows the NW-SE direction on the north shore of the lake below approximately 2 Km stretch of Highway Felix Leclerc. Thus, this flow brings dissolved salts as well in groundwater than in the lake. The characterization of this flow showed that the annual flow of groundwater towards the lake accounted for 8% of the annual volume stored in the aquifer of the lake Saint- Augustin watershed. It should be mentioned that a large part of this volume is discharged obviously in locations other than the lake.

The monitoring of groundwater quality, in 2013, at several sampling points revealed that they were contaminated with road salt as the specific conductivity at 25° C and salt concentrations exceeded the thresholds recommended by the MDDEFP. Two chemical facies characterized these waters. One was bicarbonate-calcium and the other was a chloride-sodium. In addition, a mass balance has been developed. He had a target to estimate the transport of salts to the lake. The review concluded that the annual mass of chloride in groundwater was twice that of sodium. This depletion is generated by reactions of basic exchanges were effected between calcium and sodium in the existing surrounding soils. The masses of these salts undergo dilution process in groundwater and lake. However, long-term impacts may represent hazards and should be reviewed.

Table des matières

RÉSUMÉ	III
ABSTRACT	V
TABLE DES MATIÈRES	VII
LISTE DES TABLEAUX	XI
LISTE DES FIGURES	XIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS	XVII
REMERCIEMENTS	XX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 CONTEXTE	2
1.2 PROBLÉMATIQUE	3
1.3 TRAVAUX ANTÉRIEURS	6
1.4 BUT ET OBJECTIFS.....	8
1.5 ORGANISATION DU MÉMOIRE	10
CHAPITRE 2 DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT DU LAC SAINT-AUGUSTIN	13
2.1 CADRE GÉOGRAPHIQUE DU BASSIN VERSANT DU LAC SAINT-AUGUSTIN.....	13
2.2 CARACTÉRISTIQUES MORPHOMÉTRIQUES.....	13
2.3 CADRE TOPOGRAPHIQUE	14
2.4 CONTEXTE GÉOLOGIQUE	15
2.5 CONTEXTE HYDROLOGIQUE ET HYDROGÉOLOGIQUE.....	16
2.6 ÉTAT DE CONTAMINATION DES SÉDIMENTS DU LAC	17
2.7 CONTAMINATION DE L'EAU DU LAC	18
2.7.1 <i>Phosphore</i>	18
2.7.2 <i>Métaux lourds</i>	18
2.7.3 <i>Les sels de déglacage</i>	19
2.8 ÉTAT DE CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES	20
CHAPITRE 3 ÉTAT DES CONNAISSANCES	23
3.1 CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE.....	23
3.2 MÉCANISMES DE TRANSPORT DES CONTAMINANTS SOUS FORME DISSOUE	24
3.2.1 <i>Advection</i>	25
3.2.2 <i>Diffusion moléculaire</i>	26
3.2.3 <i>Dispersion mécanique</i>	26

3.2.4	<i>Adsorption</i>	27
3.2.5	<i>Dégradation</i>	27
3.3	LES TENEURS NATURELLES EN ÉLÉMENTS CHIMIQUES DANS LES EAUX SOUTERRAINES AU QUÉBEC 27	
3.3.1	<i>Chlorure</i>	28
3.3.2	<i>Bicarbonate et alcalinité</i>	28
3.3.3	<i>Sulfate</i>	29
3.3.4	<i>Calcium et magnésium</i>	29
3.3.5	<i>Sodium</i>	29
3.3.6	<i>Potassium</i>	30
3.3.7	<i>Nitrate et Nitrite</i>	30
3.3.8	<i>Phosphore</i>	30
3.3.8.1	Le phosphore dans les sédiments.....	30
3.3.8.2	Le Phosphore dans l'eau.....	32
3.4	MÉTAUX LOURDS ET INTERACTIONS AVEC LES SÉDIMENTS	32
3.4.1	<i>Zinc (Zn)</i>	34
3.4.2	<i>Fer (Fe)</i>	34
3.4.3	<i>Manganèse (Mn)</i>	34
CHAPITRE 4 MATÉRIELS ET MÉTHODES		35
4.1	ÉCHANTILLONNAGE DES EAUX SOUTERRAINES	35
4.2	ASPECTS HYDROGÉOLOGIQUES DU BASSIN VERSANT DU LAC SAINT-AUGUSTIN	37
4.2.1	<i>Bilan hydrique des eaux souterraines</i>	37
4.2.2	<i>Suivi des niveaux piézométriques</i>	41
4.2.3	<i>Tests de conductivité hydraulique « les slug tests »</i>	41
4.2.4	<i>Débit de l'eau souterraine annuelle vers le lac</i>	43
4.3	ANALYSE CHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES	44
4.3.1	<i>Les analyses in situ</i>	44
4.3.1.1	pH.....	44
4.3.1.2	Température	44
4.3.1.3	Oxygène dissous.....	45
4.3.1.4	Conductivité électrique, conductivité spécifique et conductivité ionique équivalente.....	45
4.3.2	<i>Les analyses au laboratoire</i>	46
4.3.2.1	Faciès chimique des eaux souterraines	47
4.3.2.2	Dosage des anions solubles	47
4.3.2.3	Dosage du phosphore soluble	48
4.3.2.4	Dosage des sels et des métaux lourds solubles	49
4.4	BILAN DE MASSE	51
4.5	CARTOGRAPHIE	51

CHAPITRE 5	RÉSULTATS ET DISCUSSIONS.....	53
5.1	ASPECTS HYDROGÉOLOGIQUES DU BASSIN VERSANT DU LAC SAINT-AUGUSTIN	53
5.1.1	<i>Bilan hydrique des eaux souterraines</i>	53
5.1.1.1	Précipitations.....	53
5.1.1.2	Ruissellement.....	53
5.1.1.3	Infiltration	54
5.1.1.4	Évapotranspiration	54
5.1.1.5	Hauteur d'eau reçue au lac.....	57
5.1.2	<i>Suivi des hauteurs piézométriques</i>	60
5.1.3	<i>Tests de conductivité hydraulique « Slug tests »</i>	63
5.1.4	<i>Débit d'eau souterraine vers le lac</i>	66
5.2	ANALYSE CHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES.....	67
5.2.1	<i>Les analyses in situ</i>	68
5.2.1.1	pH	68
5.2.1.2	Conductivité spécifique à 25°C.....	69
5.2.1.3	Température	74
5.2.1.4	Oxygène dissous	75
5.2.2	<i>Les analyses en laboratoire</i>	75
5.2.2.1	Faciès chimique des eaux souterraines.....	75
5.2.2.2	Corrélations entre les éléments chimiques	82
5.2.2.3	Dosage des anions solubles.....	89
5.2.2.4	Phosphore soluble	98
5.2.2.5	Dosage des cations solubles	101
5.2.2.6	Métaux lourds solubles	108
5.3	BILAN DE MASSE DES EAUX SOUTERRAINES	111
5.4	CARTOGRAPHIE DU BASSIN VERSANT DU LAC SAINT-AUGUSTIN.....	113
5.4.1	<i>Conductivité spécifique</i>	114
5.4.2	<i>Chlorure</i>	116
5.4.3	<i>Calcium</i>	117
5.4.4	<i>Sodium</i>	117
CHAPITRE 6	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	119
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	125
	ANNEXES A: LES BILANS HYDRIQUES DE 1998 À 2013	133
	ANNEXES B: SUIVI DES PARAMÈTRES <i>IN SITU</i> DURANT TOUTE LA PÉRIODE	
	D'ÉCHANTILLONNAGE (29-04-2013 / 01-11-2013).....	150
	ANNEXES C: SUIVI DES ANIONS ET DU PHOSPHORE SOLUBLE DURANT TOUTE LA	
	PÉRIODE D'ÉCHANTILLONNAGE(29-04-2013 / 01-11-2013).....	158

**ANNEXES D: SUIVI DES SELS SOLUBLES ET DES MÉTAUX LOURDS SOLUBLES DURANT
TOUTE LA PÉRIODE D'ÉCHANTILLONNAGE (29-04-2013 / 01-11-2013)..... 166**

**ANNEXES E : MOYENNES ARITHMÉTIQUES DES CONCENTRATIONS DES ÉLÉMENTS
CHIMIQUES DURANT TOUTE LA PÉRIODE D'ÉCHANTILLONNAGE
(29-04-2013 / 01-11-2013)..... 174**

Liste des tableaux

<i>Tableau 1. Caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant</i>	14
<i>Tableau 2. Métaux lourds dans les eaux du lac Saint-Augustin</i>	19
<i>(Tiré de Dominguez, 2005)</i>	19
<i>Tableau 3. Les sels de déglçage dans l'eau du lac</i>	19
<i>Tableau 4. Valeurs moyennes des concentrations en Cl, SO₄, Na et Ca dans les eaux souterraines (Galvez-Cloutier et al., 2006 b)</i>	21
<i>Tableau 5. Coordonnés géographiques des piézomètres et des puits résidentiels</i>	37
<i>Tableau 6. Valeurs typiques des coefficients C_t, C_s, C_c (Therrien, 2013)</i>	39
<i>Tableau 7. Estimation des valeurs de D, ETR, RAS et G selon la méthode de calcul du bilan hydrique (Therrien, 2013)</i>	40
<i>Tableau 8. Limite de détection des métaux lourds</i>	51
<i>Tableau 9. Bilan hydrique moyen pour les années 1998 à 2013 des eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin</i>	56
<i>Tableau 10. Moyennes et écarts-types des hauteurs piézométriques</i>	60
<i>Tableau 11. Estimation de la conductivité hydraulique K</i>	65
<i>Tableau 12. Moyennes arithmétiques et écarts-types du pH</i>	69
<i>Tableau 13. Moyennes et écarts-types de la conductivité spécifique et de la conductivité ionique</i>	74
<i>Tableau 14. Matrice des corrélations entre les éléments chimiques</i>	83
<i>Tableau 15. Moyennes et écarts-types des concentrations en phosphore soluble</i>	100
<i>Tableau 16. Moyennes arithmétiques et écarts type des concentrations en Fer, Manganèse et Zinc</i>	110
<i>Tableau 17. Bilan de masse des sels des eaux souterraines</i>	112

Liste des figures

Figure 1. Évolution de l'occupation du territoire au lac Saint-Augustin en (a) 1937, (b) 1953, (c) 1987 et (d) 2002	3
Figure 2. Problématique de la dégradation de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin.....	5
Figure 3. Augmentation des espèces des algues des milieux eutrophes et saumâtres dans le lac Saint-Augustin (Pienitz et al., 2006).....	6
Figure 4. Système pilote de traitement des eaux de ruissellement routier de l'autoroute-40 (Galvez et al., 2011).....	8
Figure 5. Localisation du bassin versant du lac Saint-Augustin et sa décharge	13
Figure 6. Carte topographique du bassin versant modifié du lac Saint-Augustin délimité par la bordure rouge (inspirée de Galvez Cloutier et al., 2006 a)	15
Figure 7. Carte piézométrique et sens d'écoulement des eaux souterraines	17
Figure 8. Différents types de transport pour les contaminants.....	25
Figure 9. Schéma du cycle de phosphore	31
Figure 10. Distribution géochimique particulière des métaux lourds.....	33
(Galvez-Cloutier et Lefrançois, 2005)	33
Figure 11. Localisation des piézomètres et des puits résidentiels	36
Source : Image Google Earth	36
Figure 12. Sonde de détection du niveau d'eau.....	41
Figure 13. Les essais « Slug tests » (www.midwestgeo.com)	42
Figure 14. La sonde YSI	46
Figure 15. HPLC Waters pour le dosage des anions.....	48
Figure 16. Appareil de colorimétrie « Hach DR 5000 »	49
Figure 17. Spectrophotomètre à flamme.....	50
Le tableau suivant présente les limites de détection de l'appareil utilisé pour les métaux lourds en question.	50
Figure 18. Hauteur d'eau annuelle reçue au lac de 1998 à 2013	57
Figure 19. Hauteur d'eau mensuelle reçue au lac.....	58
Figure 20. Eau disponible dans le sol du bassin versant en fonction de l'infiltration et de l'évapotranspiration pour la période 1998 à 2013.....	59
Figure 21. Carte des isopièzes du côté nord du lac Saint-Augustin	63
Figure 22. Réponse des essais« Slug tests »aux piézomètres P3, P4 et P5	64
(Méthode de Hvorslev).....	64
Figure 23. Réponse des essais« slug tests »aux piézomètres P3, P4 et P5.....	65
(Méthode de Bouwer et Rice).....	65
Figure 24. Variation de la conductivité spécifique aux piézomètres P1 et P5.....	71
Figure 25. Variation de la conductivité spécifique dans le site pilote	71

Figure 26. Variation de la conductivité spécifique dans le champ agricole	72
Figure 27. Variation de la conductivité spécifique aux puits résidentiels	73
Figure 28. Faciès chimique bicarbonaté - calcique des eaux souterraines au piézomètre P1	76
Figure 29. Faciès chimiques bicarbonaté - calcique et chloruré - sodique des eaux souterraines au piézomètre P5.....	77
Figure 30. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P2.....	78
Figure 31. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P3.....	78
Figure 32. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au piézomètre P4.....	78
Figure 33. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P6.....	79
Figure 34. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P7.....	79
Figure 35. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P8.....	80
Figure 36. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au puits résidentiel PR1.....	80
Figure 37. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au puits résidentiel PR2.....	81
Figure 38. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au puits résidentiel PR3.....	81
Figure 39. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au puits résidentiel PR4.....	81
Figure 40. Corrélation $[Na^+]$ vs $[Cl^-]$	84
Figure 41. Corrélation $[Ca^{2+}]$ vs $[HCO_3^-]$	85
Figure 42. Corrélation $[Mg^{2+}]$ vs $[Ca^{2+}]$	85
Figure 43. Corrélation $[Mg^{2+}]$ vs $[HCO_3^-]$	86
Figure 44. Corrélation $([Na^+] + [Ca^{2+}])$ vs $[Cl^-]$	87
Figure 45. Corrélation CS vs $([Na^+] + [Ca^{2+}] + [Cl^-])$	87
Figure 46. Corrélation $([HCO_3^-] + [SO_4^{2-}])$ vs $([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])$	88
Figure 47. Corrélation $([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]) - ([HCO_3^-] + [SO_4^{2-}])$ vs $([Na^+] + [k^+] - [Cl^-])$	89
Figure 48. Variation de la concentration en chlorure aux piézomètres P1 et P5.....	91
Figure 49. Variation de la concentration en chlorure dans le site pilote	92
Figure 50. Variation de la concentration en chlorure dans le champ agricole	92
Figure 51. Variation de la concentration en chlorure aux puits résidentiels	93
Figure 52. Variation de la concentration en sulfate aux piézomètres P1 et P5.....	95
Figure 53. Variation de la concentration en sulfate dans le site pilote	96
Figure 54. Variation de la concentration en sulfate dans le champ agricole	97
Figure 55. Variation de la concentration en sulfate aux puits résidentiels.....	97
Figure 56. Variation de la concentration en calcium soluble aux piézomètres P1 et P5.....	101
Figure 57. Variation de la concentration en calcium soluble dans le site pilote	102

<i>Figure 58. Variation de la concentration en calcium soluble dans le champ agricole</i>	<i>103</i>
<i>Figure 59. Variation de la concentration en calcium soluble aux puits résidentiels</i>	<i>104</i>
<i>Figure 60. Variation de la concentration en sodium soluble aux piézomètres P1 et P5</i>	<i>105</i>
<i>Figure 61. Variation de la concentration en sodium soluble dans le site pilote.....</i>	<i>105</i>
<i>Figure 62. Variation de la concentration en sodium soluble dans le champ agricole.....</i>	<i>106</i>
<i>Figure 63. Variation de la concentration en sodium soluble aux puits résidentiels</i>	<i>107</i>
<i>Figure 64. Pourcentage des masses saisonnières de calcium, sodium et chlorure dans les eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin.....</i>	<i>112</i>
<i>Figure 65. Répartition de la conductivité spécifique dans le bassin versant du lac Saint-Augustin</i>	<i>115</i>
<i>Figure 66. Répartition du chlorure dans le bassin versant du lac Saint-Augustin</i>	<i>116</i>
<i>Figure 67. Répartition du calcium dans le bassin versant du lac Saint-Augustin</i>	<i>117</i>
<i>Figure 68. Répartition du sodium dans le bassin versant du lac Saint-Augustin</i>	<i>118</i>

Liste des abréviations

MDDEFP: Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs. Actuellement, il est intitulé Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques MDDELCC.

P1: Piézomètre 1

P2: Piézomètre 2

P3: Piézomètre 3

P4: Piézomètre 4

P5: Piézomètre 5

P6: Piézomètre 6

P7: Piézomètre 7

P8: Piézomètre 8

PR1 : Puits résidentiel 1

PR2 : Puits résidentiel 2

PR3 : Puits résidentiel 3

PR4 : Puits résidentiel 4

m : Unité principale de mesure de longueur (mètre)

km² : Unité principale de mesure de surface en kilomètre carré

m/s : Unité principale de mesure de la conductivité hydraulique du sol

μS/cm : Unité principale de mesure de la conductivité électrique en micro siemens par centimètre

ppm: Unité de la concentration des éléments chimiques en milligramme par litre

ppb : Unité de la concentration des éléments chimiques en microgramme par litre

méq/l : unité de la concentration d'un élément chimique en tenant compte de sa valence et de sa masse molaire

À la mémoire de mon oncle Mekki

Remerciements

Au terme de ce travail, qu'il me soit permis de faire part de ma gratitude et ma reconnaissance à tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à son élaboration.

Tout d'abord, je tiens à remercier très chaleureusement Mme Rosa Galvez pour m'avoir encadré durant cette période, pour sa disponibilité de tous les instants, pour tout le temps qu'elle m'a consacré en discussions, observations et écoute, pour sa confiance et son soutien et pour m'avoir poussé sans jamais avoir imposé son avis.

Toute ma gratitude aux membres de mon comité le Prof. Serge Leroueil et le Prof. Lotfi Khiari pour leur participation à ce mémoire et pour leurs conseils qui ont toujours été pertinents.

Je tiens à remercier également le technicien de notre laboratoire d'environnement M Michel Bisping dont l'aide et les conseils avisés m'ont été précieux pour traverser la phase expérimentale du projet.

A tous mes chers amis, Nicolas, Anna, Sébastien, Boris, Imen, Arthur, Gaëlle, Thomas, Samuel, Estéban, Léa. Je vous remercie énormément pour vos gentillesse, vos aides au laboratoire et sur le terrain, et surtout vos encouragements sans cesse renouvelés. Je remercie aussi ma famille pour son soutien et pour m'avoir permis d'en arriver là où je suis.

Bien sûr sans avoir oublié, je remercie les habitants de la région de Saint-Augustin qui m'ont gentiment permis d'échantillonner les eaux souterraines chez eux.

J'espère n'avoir oublié personne, merci à tous.

Chapitre 1 Introduction

Afin de réconcilier les conditions climatiques hivernales difficiles du Canada et son développement socio-économique en toute sécurité, il était obligatoire de mettre en œuvre un système de contrôle permanent des réseaux routiers via l'utilisation des sels de déglacage lors du déneigement des routes et des autoroutes.

En effet, chaque année les ministères de transport du Canada épandent environ 4 750 000 tonnes de NaCl et 110 000 tonnes de CaCl₂, ce qui est équivalent, respectivement, à 97,5% et à 2,5% (Environnement Canada, 2001). Des abrasifs et d'autres sels plus coûteux sont, également, utilisés lorsque la température chute au-deçà de -20°C. La Province de Québec est connue par un épandage de sels très élevé où chaque année on y verse, habituellement, entre 500 000 et 700 000 tonnes de sels de déglacage (Gélinas et Locat, 1988 ; Charbonneau, 2006). Les taux d'épandage des sels de voirie sont plus importants lors des périodes de verglas. Ils varient, généralement, entre 15 à 25 tonnes de sel par km de chaussée dans les voies de services et ils sont beaucoup plus importants au niveau des autoroutes : une moyenne de 35 tonnes par km de chaussée (Gélinas et Locat, 1988).

Malgré l'importance des sels de voiries pour garantir un transport sécuritaire en hiver, ils sont, toutefois, générateurs des effets néfastes sur l'environnement. Ils ont entraîné une dégradation de la qualité des eaux de surface et de celle des eaux souterraines (Charbonneau, 2006). Les plans d'eau les plus vulnérables aux rejets de sels de voiries sont les nappes phréatiques superficielles et les milieux à faible volume d'eau tels que les petits lacs. Dans ceux-ci, l'apport des sels a des répercussions sur la distribution de l'oxygène et des éléments nutritifs dans l'écosystème aquatique (Charbonneau, 2006). Cet apport conduit au relargage des métaux lourds dans la colonne d'eau générant, ainsi, un stress osmotique et des suites toxiques sur le benthos (Jones et al., 1986). Egalement, le processus de régulation osmotique peut être affecté par le sodium qui est l'un des ions les plus importants (Jackson et Jobbagy, 2005). Il est à noter, aussi, qu'un apport plus élevé en sel pourrait amplifier la dégradation de la qualité des eaux du lac vue certaines bactéries d'eau

douce et d'algues bleu-verts caractérisant les lacs eutrophes et tolérant seulement de faibles variations de salinité.

Vu les risques qui peuvent en découler sur l'environnement, les sels de déglacage sont considérés, depuis l'an 2002, comme des substances toxiques prioritaires au sens de la loi canadienne à propos de la protection de l'environnement (Environnement Canada, 2001; Charbonneau, 2006). Depuis, des critères de qualité ont été avancés pour le suivi des eaux des lacs. Ces critères, présentés souvent sous forme de recommandations, visaient à protéger tout écosystème lacustre des effets attribuables aux sels de voiries.

1.1 Contexte

Parmi les lacs du Canada, le lac Saint-Augustin, dernier lac urbain situé dans la zone métropolitaine des villes de Saint-Augustin de Desmaures et de la ville de Québec, était l'un des plus importants lacs de villégiature au Québec. Malheureusement, il se trouve aujourd'hui dans un état d'eutrophisation avancé (Bergeron et al., 2002; Pienitz et al., 2006; Galvez-Cloutier et al., 2006 c; Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007; Martineau, 2009).

En effet, le bassin versant du lac Saint-Augustin a subi plusieurs mutations à travers le temps, notamment lors des dernières décennies. Ces mutations étaient le résultat d'une urbanisation accrue accompagnée, inévitablement, par la mise en place de fosses septiques individuelles mal entretenues, par la construction de chalets non reliés au réseau d'égouts et par l'utilisation d'engrais à usage résidentiel (Constantin, 2013). Ces actions, réunies, ont véhiculé des nutriments vers les eaux souterraines et vers les eaux du lac; principalement le phosphore (Constantin, 2013). De ce fait, il en a résulté, d'une part, un accroissement accentué des cyanobactéries, une dégradation de la qualité des eaux et un endommagement de la biodiversité de l'écosystème et de la suspension d'usages récréatifs des eaux, d'autres parts (Ryding et Rast, 1994; Constantin, 2013).

La qualité de l'eau du lac en question a été, aussi, affectée par l'apport des sels de déglacage utilisés, depuis 1974, pour l'entretien de l'autoroute 40 (Félix Leclerc) durant les périodes de gel. De la sorte, la conductivité électrique a enregistré une augmentation

phénoménale aussi bien dans l'eau du lac que dans celle souterraine sous l'effet particulier du NaCl. Ainsi, la conductivité dans l'eau du lac a passé de 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ entre 1979 et 2006 et elle est de l'ordre de 875 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les eaux souterraines (Galvez-Cloutier et al., 2006 b , Galvez-Cloutier et al., 2011). Dans ce cadre, les métaux lourds provenant de la combustion de l'essence et du trafic routier y constituent un facteur supplémentaire car ils sont capables d'atteindre les plans de l'eau et, donc, de générer des effets toxiques sur l'écosystème lacustre.

1.2 Problématique

Le territoire autour du lac Saint-Augustin a subi de nombreux changements au cours des dernières décennies (Figure 1). Les zones forestières et agricoles, présentes en 1937, ont été réduites progressivement au profit de la construction des chalets aux abords du lac, dès 1953. Entre 1953 et 2002, des résidences permanentes ont été bâties dans le bassin versant du lac (Constantin, 2013). Ces actions au niveau du territoire en question ont été regardées comme la première source externe de la dégradation de la qualité de l'eau du lac suite à l'apport des nutriments, notamment, par l'apport du phosphore qui concoure à l'eutrophisation du lac tel que mentionné précédemment.

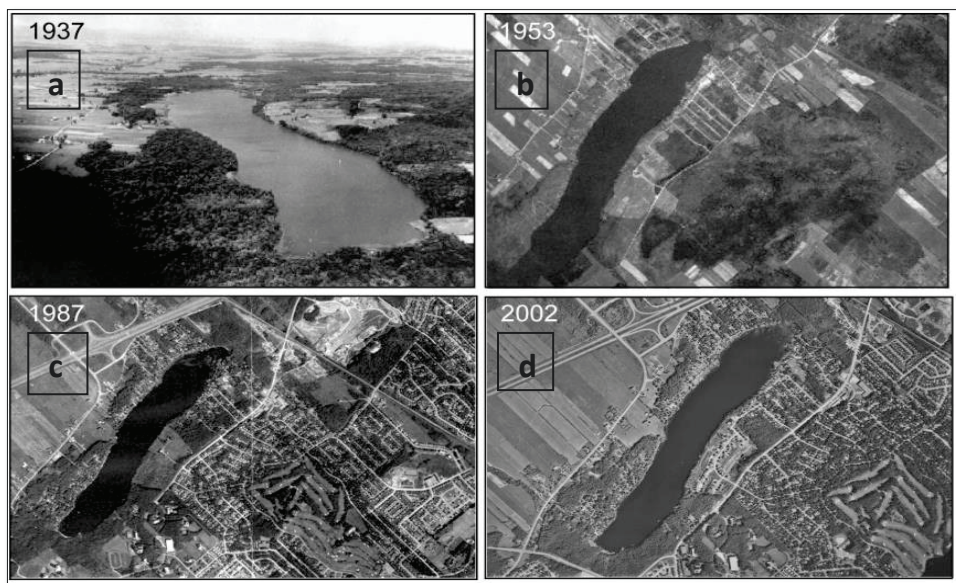


Figure 1. Évolution de l'occupation du territoire au lac Saint-Augustin en (a) 1937, (b) 1953, (c) 1987 et (d) 2002

Sources: (a), (b), (c) Ministère de l'énergie, des mines et des ressources; (d) Google Earth

L'alimentation du lac depuis la nappe phréatique constitue la deuxième source externe dans la dégradation de la qualité de l'eau du lac (Figure 2) puisque les eaux souterraines sont concentrées en phosphore soluble : la concentration est équivalente à 40 ppb (Galvez-Cloutier, 2010; Galvez-Cloutier et al., 2011; Constantin, 2013).

Il existe, également, une source interne qui explique, aussi, la dégradation de la qualité de l'eau du lac. Il s'agit, en fait, de la contamination des sédiments du lac ayant une teneur en phosphore estimée à 1200 mg de phosphore/kg de poids sec d'après Brin (2007). Subséquemment, les sédiments deviennent la source principale de la dégradation de la qualité de l'eau du lac vu l'apport par voie souterraine qui permet le relargage du phosphore des sédiments dans la colonne d'eau. De la sorte, la concentration en phosphore dans l'eau du lac est devenue caractéristique des lacs hypereutrophes, soit proche de 70 ppb (Galvez-Cloutier et al., 2011; Constantin, 2013).

Par ailleurs, les sédiments du lac sont, aussi, contaminés par les métaux lourds (Cadmium, Plomb, Cuivre et Zinc) et leur risque de relargage dans la colonne d'eau n'est pas négligeable (Brin, 2007). Le pH du lac est alcalin et ne favorise pas, la migration des métaux lourds (Constantin, 2013). Néanmoins, des modifications du milieu en conditions acides qui favorisent la solubilité de métaux pourraient déclencher leur relargage (Sigg et al., 2000).

La dégradation de la qualité de l'eau du lac causée par les sels de déglacage a induit de fortes concentrations en ions chlorure et sodium qui, à leur tour, ont généré une conductivité électrique qui dépasse la norme recommandée par le MDDEFP. Ces concentrations élevées en chlorure et en sodium ont aussi perturbé l'écosystème lacustre ce qui a permis d'amplifier, probablement, l'eutrophisation (Jackson et Jobbagy, 2005). En présence des proportions élevées en sels dans les sédiments du lac, les réactions de complexations des métaux lourds avec le chlorure facilitent la mobilité et le relargage des premiers dans la colonne d'eau (Backstrom et al, 2004; Rasa et al, 2006 ; Charbonneau, 2006; Acosta et al, 2011). En addition, la faible dimension du lac ainsi que l'apport continu en phosphore et en sels contribuent à la persistance de la dégradation de la qualité de l'eau

du lac. Cette situation dépend aussi d'un autre facteur phare : l'alimentation directe du lac par les eaux souterraines.

En effet, la présence d'une surface imperméable à la base de l'aquifère matérialisée par le roc suppose qu'une grande partie des eaux infiltrées apportent en permanence les sels vers le lac et entraîne, par conséquent, le relargage du phosphore inclus dans les sédiments du lac (Figure 2).

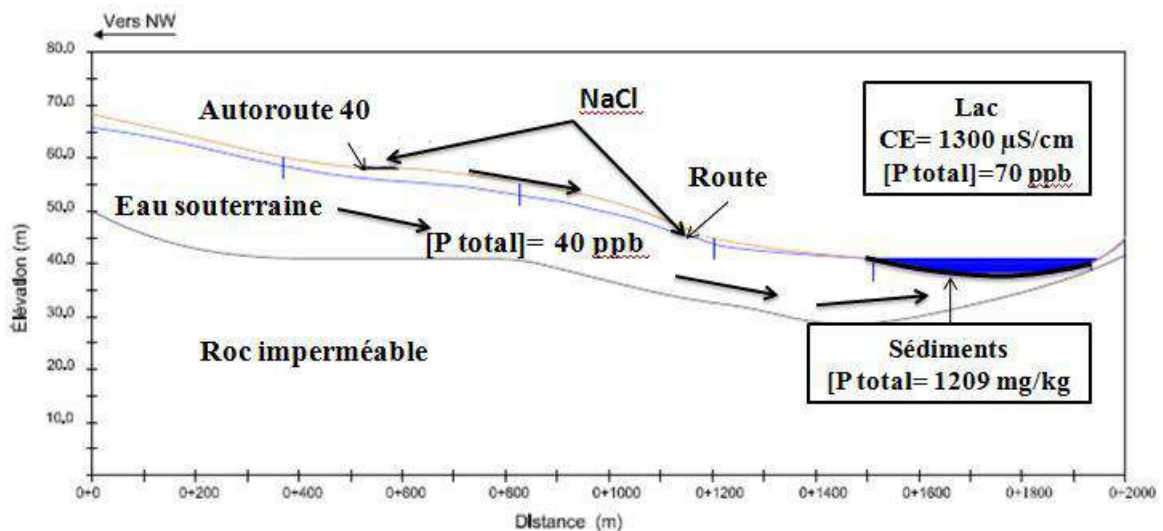


Figure 2. Problématique de la dégradation de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin

Adaptée de Galvez-Cloutier et al., (2006 b)

Une étude paléolimnologique dans le cas des sédiments du lac Saint-Augustin a dévoilé la présence de plusieurs espèces d'algues (Figure 3). Elles étaient dominées par des espèces de diatomées typiques des eaux salées à savoir « *Fragiliariapulchella*, *Cyclotellamemghiniana* et *Cocconeisplacentula* ». Ceci a témoigné de l'utilisation des sels de déglaceage pour l'entretien de l'autoroute 40 qui passe à travers le bassin versant du lac et qui a eu un impact pervers sur la qualité de l'eau depuis sa construction en 1974 (Roberge et al., 2002; Pienitz et al., 2006). La prolifération des espèces « *Stephanodiscus hantzchu* », caractéristique des milieux eutrophes, a justifié, en plus, l'enrichissement de l'eau du lac en phosphore, depuis la modification du territoire aux alentours, qui l'a ramené à l'eutrophisation.

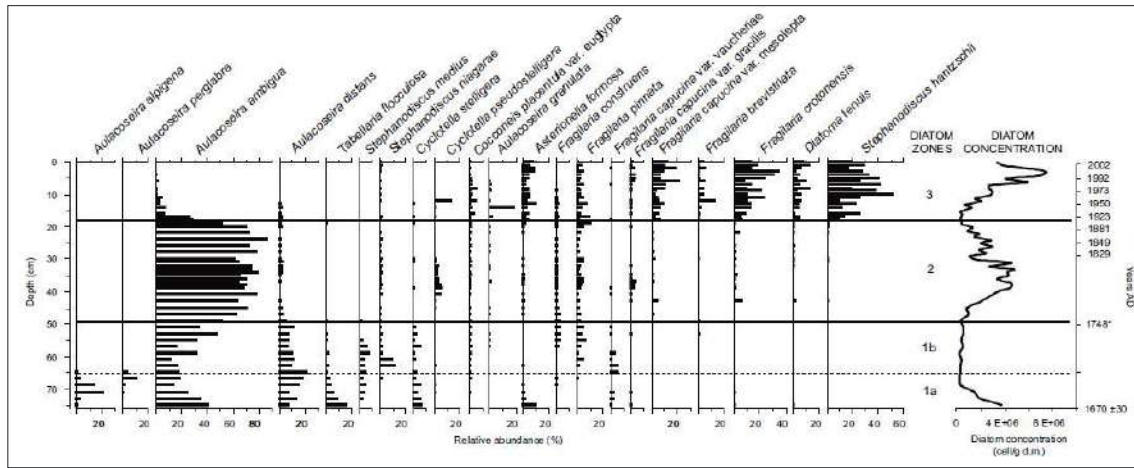


Figure 3. Augmentation des espèces des algues des milieux eutrophes et saumâtres dans le lac Saint-Augustin (Pienitz et al., 2006)

1.3 Travaux antérieurs

Pour remédier à la situation médiocre de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin, divers projets de restauration ont été mis en oeuvre par les villes de Québec et de Saint-Augustin de Desmaures. Ils consistaient à traiter tout d'abord les sources internes et ensuite les sources externes de la dégradation de l'état du lac.

Le premier objectif de ces projets était de trouver les techniques les plus adaptées afin d'empêcher le relargage du phosphore des sédiments lacustres accumulés pendant des années. Le premier projet consistait à évaluer le recouvrement actif des sédiments par une couche de calcaire surmontée d'une couche de sable pour adsorber les métaux et le phosphore. Les essais effectués par Dominguez (2005) ont montré que cette approche permettait de contrôler le relargage des contaminants dans la colonne d'eau avec une capacité de rétention de l'ordre de 70 mg de phosphore par kg de calcite.

Un projet pilote d'expérimentation à grande échelle a été réalisé en 2011. Il visait à évaluer plusieurs techniques de contrôle du phosphore permettant l'atténuation de l'eutrophisation. Ce projet a englobé deux étapes. La première étape se matérialisait dans l'évaluation des procédés de traitement par coagulation à l'alun et puis le recouvrement actif réalisée avec Bourget (2011). Pour la gestion des sédiments du lac, la coagulation à l'alun s'est

distinguée quant à la captation du phosphore présent dans l'eau. Le recouvrement actif de calcaire a été choisi pour retenir le phosphore en relargage à partir des sédiments vers la colonne d'eau. La deuxième étape, réalisée par Constantin (2013), a inclus les dragages mécanique et hydraulique des sédiments et des méthodes de séparation solides-liquides pour les sédiments dragués.

Enfin, une dernière solution a été développée pour limiter les impacts de la source externe reliés aux sels de déglacages, aux métaux lourds et au phosphore. Elle se matérialisait dans l'implantation d'un système de rétention à grande échelle pour traiter les eaux de ruissellement routier de l'autoroute 40. Ce système, présenté dans la figure 4, est composé d'un bassin d'homogénéisation (BR), d'un lit filtrant réactif (LFR) et d'un marais épurateur construit et adapté (MECA). Ces dernières unités étaient installés en parallèle (Galvez et al., 2011).

Ce système est actuellement opérationnel. Ses caractéristiques sont présentées par Galvez et al, (2011). Le bassin d'homogénéisation a une surface de 340 m² et un volume de 880 m³. Il peut accumuler les eaux de ruissellement de la pluie de récurrence de 2 mois, soit 80% du volume des pluies printanières riches en sel. Ce bassin sert, par définition, à l'homogénéisation et à la décantation. En plus, le lit filtrant réactif est composé d'un mélange de calcaire et de dolomite ayant une capacité élevée d'adsorption : de 1000 à 5000 mg/kg de NaCl. Le marais épuratoire adapté construit permet une forte adsorption des sels grâce aux bienfaits des plantes halophytes. Celles-ci traitent les effluents routiers car elles sont résistantes à de fortes salinité et elles sont capables d'accumuler les sels dans leur biomasse : une capacité de rétention de 10000 à 20000 mg de NaCl/ kg de biomasse sèche. Par ailleurs, plusieurs piézomètres ont été installés. A côté du piézomètre P4 déjà installé en 2006 par le Ministère des Transport du Québec afin d'évaluer l'impact des sels de voirie sur les eaux souterraines, d'autres piézomètres supplémentaires ont été installés sur le même site au cours de l'année 2011. Ces piézomètres, références dans notre étude, sont illustrés dans la figure 4 par les piézomètres P2, P3 et P4.

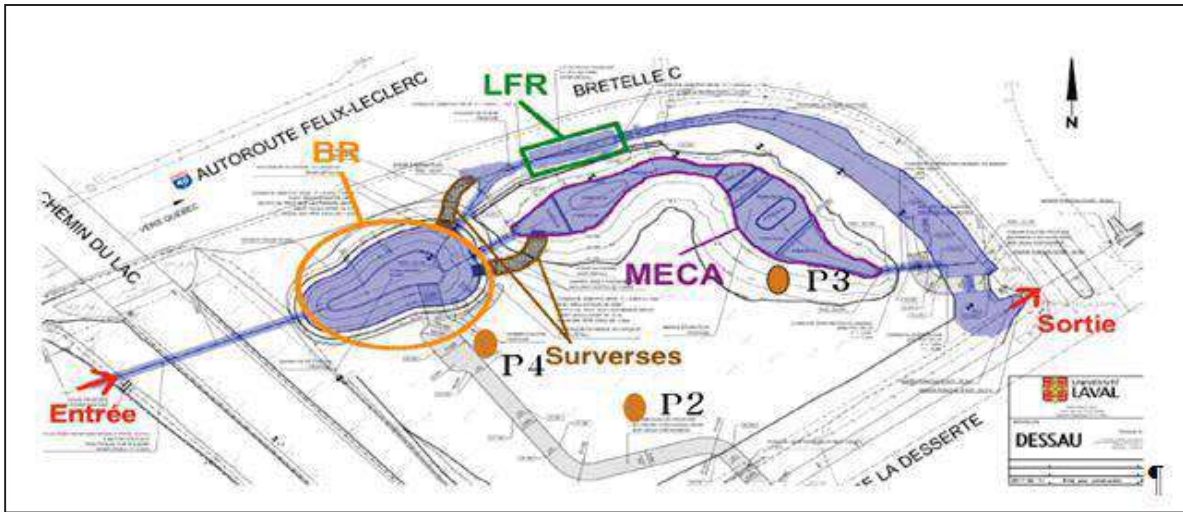


Figure 4. Système pilote de traitement des eaux de ruissellement routier de l'autoroute-40 (Galvez et al., 2011)

1.4 But et Objectifs

La présente étude se situe au cœur du projet de restauration du lac Saint-Augustin. Il vise à évaluer à quel point le transfert de sels de déglacage dans les eaux souterraines peut affecter la qualité de l'eau du lac, du bassin versant et si possible d'évaluer déjà le rôle du traitement fait par le site pilote de traitement des eaux de ruissellement routier.

Ainsi, l'étude regarde les aspects hydrogéologiques du bassin versant du lac Saint-Augustin et le suivi de la qualité de ses eaux souterraines. Le travail de recherche s'est déroulé sommairement en deux phases.

La première phase s'intéresse, en premier lieu, à l'étude et à l'élaboration du bilan hydrique des eaux souterraines afin d'estimer la valeur annuelle de la recharge du bassin versant du lac Saint – Augustin, d'une part, et à l'estimation de la hauteur d'eau reçue au lac, d'autre part. En deuxième lieu, des tests de conductivités hydrauliques devraient être réalisés dans le but d'avoir une idée claire sur la valeur de ce paramètre hydrogéologique. Ultérieurement, il sera possible, non seulement d'estimer le débit d'eau souterraine annuelle vers le lac, mais aussi de déterminer son pourcentage par rapport au volume annuel emmagasiné dans le bassin versant.

La deuxième phase s'intéresse à l'étude chimique de la qualité des eaux souterraines, aux mesures *in-situ* des paramètres physiques de l'eau et aux diagnostics environnementaux des sels, des éléments chimiques majeurs, des éléments nutritifs et des métaux lourds.

Encore, avec la détermination des différentes concentrations des contaminants dans la deuxième phase, un bilan de masse devrait être accompli pour estimer la quantité de sels annuelle arrivant au lac et, aussi, pour anticiper leurs effets sur l'écosystème lacustre. Vers la fin de cette étude, la cartographie des concentrations des contaminants serait indispensable pour s'assurer des endroits les plus vulnérables à la pollution inorganique engendrée par les sels de déglacage.

La démarche suivie pour atteindre nos objectifs était comme suit :

- Identifier le contexte géographique, géologique, hydrologique et hydrogéologique du bassin versant du lac Saint-Augustin;
- Acquérir des connaissances fondamentales sur la conductivité hydraulique et les mécanismes de transport des contaminants sous forme dissoute dans un aquifère;
- Acquérir des connaissances approfondies sur les concentrations des éléments chimiques dans les eaux souterraines au Québec et les critères de qualité et;
- Acquérir des connaissances approfondies sur le comportement du phosphore et des métaux lourds aussi bien dans l'eau que dans les sédiments.

Les tâches expérimentales accomplies pour atteindre nos objectifs étaient:

- Mesurer la profondeur d'eau au niveau des points de prélèvement dans le but de calculer, dans un premier temps, la hauteur piézométrique et dans un second temps estimer le gradient hydraulique de l'écoulement souterrain;
- Réaliser des tests de conductivité hydraulique sur le terrain;
- Échantillonner, sur une base hebdomadaire, les eaux souterraines (pendant le printemps, l'été et l'automne de l'année 2013) à partir de plusieurs points de prélèvement et prendre des mesures de paramètres *in situ* de l'eau;

- Déterminer les concentrations en sels, en éléments chimiques, en nutriments et en métaux lourds après un traitement au laboratoire et;
- Cartographier des éléments chimiques à l'aide du logiciel ArcGIS.

1.5 Organisation du mémoire

Ce document est organisé en six chapitres.

Le premier chapitre, intitulé « Introduction générale », exhibe le contexte et la problématique dans lesquels s'inscrivent les présents travaux de recherche. Il énumère les faits qui ont endommagé la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin ainsi que les solutions déjà mises en œuvre pour les contrecarrer. Il expose, vers sa fin, les objectifs du présent travail et l'organisation du mémoire.

Le deuxième chapitre baptisé « Description du site » décrit d'une manière détaillée le cadre géographique du bassin versant du lac Saint-Augustin et, également, ses caractéristiques morphométriques, sa topographie, son contexte géologique, celui hydrologique et celui hydrogéologique. Il s'achève par l'étude de l'état de contamination des sédiments, des eaux du lac et de celles souterraines au lac.

Le troisième chapitre, nommé « État des connaissances », constitue une revue de littérature décrivant la notion de la conductivité hydraulique et les mécanismes de transport des contaminants sous forme dissoute dans les eaux souterraines. En addition, il définit les teneurs de fond pour les éléments chimiques, les critères de qualité et les différentes interactions qui existent entre phosphore - sédiments et métaux lourds- sédiments.

« Matériels et méthodes » constitue le quatrième chapitre de ce travail. Il est consacré à la présentation de la méthode employée pour le calcul du bilan hydrique des eaux souterraines, à la technique des essais de conductivité hydraulique du sol « Slug tests » et aux outils analytiques utilisés. Il présente, en plus, les protocoles expérimentaux retenus pour les analyses des paramètres *in situ*, pour les concentrations des éléments chimiques

définis et pour les démarches suivies afin de réaliser le bilan de masse annuel et de réaliser, aussi, la cartographie du bassin versant.

Le cinquième chapitre, intitulé « Résultats et discussions », dévoile et discute les résultats des analyses réalisées dans le cadre de la présente recherche. La « section 5.1 » aborde les résultats concernant le bilan hydrique, la variation de la hauteur piézométrique, l'estimation de la conductivité hydraulique et le débit d'eau souterraine annuel vers le lac. Tandis que les « sections 5.2, 5.3 et 5.4 » traitent les résultats de caractérisation physico-chimique des eaux souterraines, les interactions entre les divers éléments chimiques, le bilan de masse annuel et la cartographie des concentrations des sels dans le bassin versant étudié.

Le dernier chapitre intitulé « Conclusions » étale le sommaire des résultats des présents travaux, reprend les objectifs de ceux-ci et propose des recommandations.

Chapitre 2 Description du bassin versant du lac Saint-Augustin

En s'appuyant sur la littérature régionale, on présente dans le chapitre 2 la description des caractéristiques géographiques, morphologiques, topographiques, géologique, hydrologique et hydrogéologique du bassin versant du lac Saint-Augustin, suivie d'une appréciation de l'état de contamination des sédiments, des eaux de surface et des eaux souterraines.

2.1 Cadre géographique du bassin versant du lac Saint-Augustin

Le lac Saint-Augustin est un lac urbain situé dans la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, à 15 km à l'ouest du centre-ville du Québec. Ce lac est limité au Nord et à l'Ouest par la présence de zones agricoles et par la ligne d'autoroute 40 (Félix-Leclerc), construite en 1974. Au Sud et à l'Est, le lac est contourné par le fleuve Saint-Laurent (Figure 5).

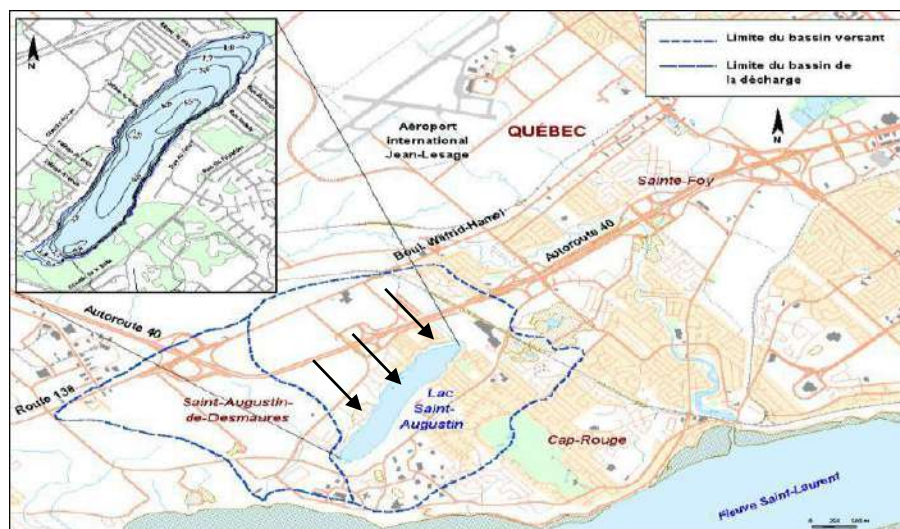


Figure 5. Localisation du bassin versant du lac Saint-Augustin et sa décharge (Bergeron et al., 2002)

2.2 Caractéristiques morphométriques

Le lac Saint-Augustin occupe 8 % de son propre bassin versant et ce en terme de superficie (Roberge et al., 2002). Il détient une superficie d'environ 0,6 km² et a pour dimensions 2,1

km de longueur et 0,3 km de largeur. Sa profondeur est de 3,5m en moyenne et ne dépasse pas une valeur maximale de 6,1m; ce qui a permis aux chercheurs de le qualifier comme un lac peu profond. Le bassin versant naturel du lac Saint-Augustin a une superficie d'environ 7,5 km² (Bergeron et al., 2002).

Actuellement, au niveau des deux zones situées au Sud-Est du lac correspondant au bassin de décharge (Figure 5), les eaux de ruissellement ont été détournées du bassin versant naturel. Par conséquent, le bassin versant modifié, qui résulte de ce détournement, a une superficie de 6,3 km² seulement. Ceci représente la superficie totale d'infiltration des eaux souterraines qui contribuent également à l'alimentation du lac (Bergeron et al., 2002). L'étude réalisée par ces derniers indique que le taux de renouvellement des eaux du lac est en moyenne à deux fois par année. Ces données sont résumées dans le tableau 1 où certains paramètres seront utilisés ultérieurement dans la section 5.1.

Tableau 1. Caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant (Bergeron et al., 2002)

	Paramètres	Valeurs
Lac	Longueur maximale (Km)	2,1
	Largeur maximale (Km)	0,3
	Largeur moyenne (Km)	0,29
	Superficie (Km ²)	0,6
	Périmètre (Km)	4,5
	Profondeur moyenne (m)	3,5
	Profondeur maximale (m)	6,1
	Volume (x10 ⁶ m ³)	2,2
	Temps de renouvellement (an)	0,42-0,58
Bassin versant naturel	Superficie (Km ²)	7,46
Bassin versant modifié	Superficie (Km ²)	6,3

2.3 Cadre topographique

La carte topographique du bassin versant du lac Saint-Augustin (Figure 6) présente le territoire qui couvre le bassin versant modifié délimité par la bordure rouge. L'information

apportée par cette carte montre que la faible altitude correspond à celle du lac. Elle est de l'ordre de 40 m par rapport au niveau de la mer. Sur le plan transversal du lac, sa rive Sud-Est montre des courbes de niveau serrées. Elles témoignent d'une pente moyenne avec une dénivelée d'une trentaine de mètres sur une distance d'environ 250 m. Par contre, sur la rive Nord-Ouest du lac, les courbes de niveau sont considérablement plus espacées; ce qui montre généralement une pente faible avec une dénivelée d'une trentaine de mètres sur une distance de 1,5 km. Par conséquent, le relief facilite l'écoulement des eaux de ruissellement et des eaux souterraines dans la direction Nord-Ouest/Sud-Est vers le lac tel que présenté dans la figure 6. Sur le plan longitudinal du lac, la décharge du lac tributaire du fleuve Saint-Laurent se situe à la pointe sud du lac.

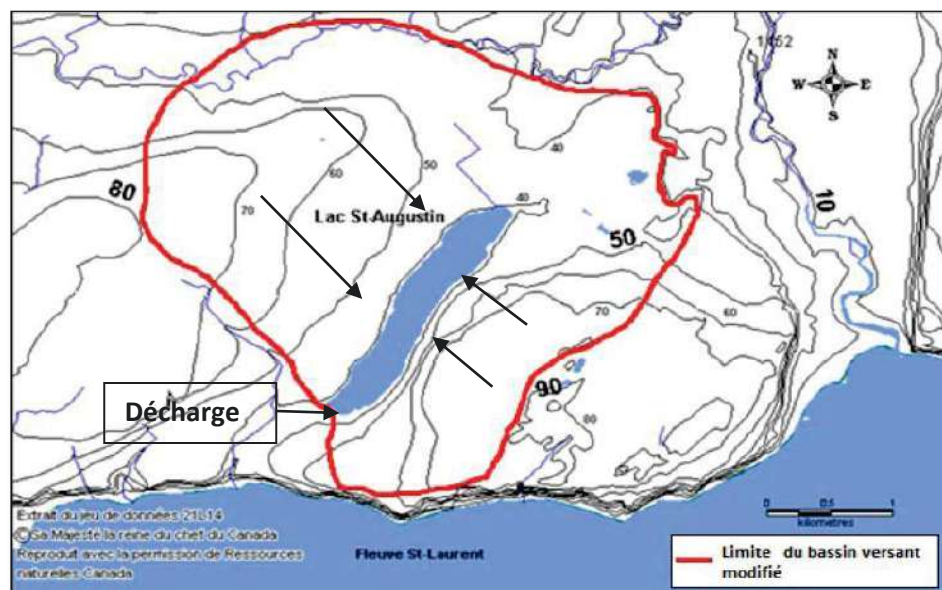


Figure 6. Carte topographique du bassin versant modifié du lac Saint-Augustin délimité par la bordure rouge (inspirée de Galvez Cloutier et al., 2006 a)

2.4 Contexte géologique

La zone d'étude se situe au point de contact des trois grandes formations géologiques présentes au Québec, à savoir le Bouclier Canadien, les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Plus spécifiquement, le lac Saint-Augustin se trouve dans des dépôts fluvioglaciaires de contact provenant de la dernière glaciation, il y a 10000 ans (Rochefort, 2005, Galvez-Cloutier et al., 2006 a). Ces dépôts sont composés essentiellement de sable et

de gravier et s'étendent sur la largeur du lac jusqu'au-delà de la rivière Cap-Rouge au Nord-Est.

Les dépôts sédimentaires fluvioglaciaires sont reliés au Nord-Est avec des dépôts alluvionnaires. Ces derniers font partie de la formation de « l'Anse aux Hirondelles » et proviennent de l'ancien passage du fleuve Saint-Laurent au Wisconsinien inférieur depuis environ 65 000 ans (Legere et al, 1984; Locat, 2003).

Les coupes géologiques effectuées par Rochefort (2005) ont démontré que la topographie est bien corrélée avec la surface du roc qui est une formation géologique imperméable. L'épaisseur des sédiments fluvioglaciaires est plus élevée sur la rive nord du lac avec une moyenne de 20 m par contre sur la rive sud le roc affleure à la surface.

2.5 Contexte hydrologique et hydrogéologique

Le bassin versant du lac Saint-Augustin est caractérisé par l'absence des effluents d'autres bassins versants. La recharge du lac Saint-Augustin est principalement assurée par les précipitations, le ruissellement des eaux de surface et l'écoulement souterrain (Bergeron et al., 2002).

L'étude des dépôts de surface et des données de forage des puits localisés dans la région a permis d'évaluer approximativement la position de la nappe phréatique appartenant à la couverture quaternaire recouvrant le roc (Rochefort, 2005). Les eaux souterraines se déplacent sur le flanc nord du lac dans la direction Nord-Ouest/Sud-Est en traversant l'autoroute 40 (Figure 7). La nappe phréatique suit la topographie du terrain. Cette étude effectuée par Galvez-Cloutier et al, (2006 b) a démontré que le gradient hydraulique horizontal moyen estimé est 0,0144. Ce dernier favorise le déplacement horizontal de l'eau vers le lac.

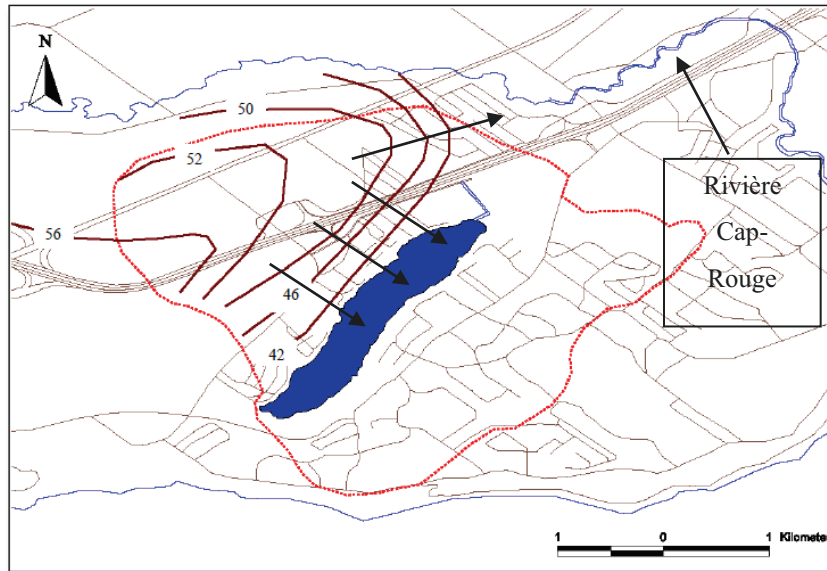


Figure 7. Carte piézométrique et sens d'écoulement des eaux souterraines
(Galvez-Cloutier et al., 2006 b)

2.6 État de contamination des sédiments du lac

L'étude effectuée par Parent (2007) a indiqué que les sédiments du lac Saint-Augustin sont caractérisés par une texture limono-sablonneuse. Il en ressort également que dans ces sédiments, le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc présentent des concentrations moyennes supérieures aux seuils d'effets mineurs (SEM) définis pour ces métaux et représentent donc des contaminants prioritaires à traiter (Brin, 2007).

En ce qui concerne le phosphore total, la moyenne de la concentration retenue retrouvée au cours de l'année 2007 dans les sédiments du lac Saint-Augustin a atteint un taux de 1209 mg par kg de sédiments secs (Brin, 2007). L'évaluation des concentrations enregistrées en phosphore total contenu dans ces sédiments dépassent largement le seuil d'effets mineurs sans toutefois atteindre le seuil d'effets majeurs pour la conservation de la vie aquatique. D'après cet auteur, la spéciation chimique du phosphore contenu dans les sédiments montre les indications suivantes : 491 mg P/kg des sédiments sont associés au carbonate de calcium, 200 mg P/kg des sédiments sont associés aux oxydes et hydroxydes de fer, 318 mg P/kg des sédiments sont liés à la matière résiduelle et 200 mg P/kg de sédiments secs sont

associés à la matière organique. Ces derniers sont potentiellement disponibles sous la forme d'orthophosphates.

2.7 Contamination de l'eau du lac

Tel que discuté précédemment, le lac Saint-Augustin est principalement alimenté par les eaux souterraines de son bassin versant. Au cours de leur transit, ces eaux vont apporter les sels de déglçage dissous et traverser une couche de sédiments contaminés au fond du lac avant de regagner la colonne d'eau.

2.7.1 Phosphore

Outre sa présence en tant que contaminant au sein des sédiments, le phosphore s'impose parmi les contaminants solubles les plus importants présents dans les eaux de surface. La concentration en phosphore soluble dépasse énormément le seuil de qualité fixé à 20 ppb. L'augmentation considérable de la concentration de ce nutriment dans la colonne d'eau implique une accélération du phénomène d'eutrophisation. Cependant, l'étude réalisée par Constantin (2013), a révélé que les concentrations en phosphore se situent à 10 ppb. Elles présenteraient une atténuation de l'eutrophisation du lac.

2.7.2 Métaux lourds

Le tableau 2 illustre les concentrations en métaux lourds en question qualifiant les eaux du lac Saint-Augustin. Ces concentrations demeurent inférieures aux limites de détection (Dominguez, 2005). Le pH des eaux du lac en question est de nature basique (Bergeron et al, 2002; Parant, 2007; Constantin, 2013). Certaines études telles que celles de Yong (1995) et de Brin (2007) ajoutent que les métaux sont solubles dans la colonne d'eau à pH de nature acide. Ils démontrent également que le lac Saint-Augustin n'est pas soumis aux risques de relargage des métaux lourds des sédiments dans la colonne d'eau.

Tableau 2. Métaux lourds dans les eaux du lac Saint-Augustin

(Tiré de Dominguez, 2005)

Paramètres	Unités	Eau de surface	Limite de détection
Cadmium	ppm	<0,03	0,03
Cuivre	ppm	<0,03	0,03
Plomb	ppm	<0,5	0,5
Zinc	ppm	<0,03	0,03

2.7.3 Les sels de déglacement

Les paramètres de pollution ionique tels que la conductivité électrique et les concentrations en chlorure, sodium et calcium sont présentées dans le tableau 3. Ces paramètres ont subi une augmentation importante pendant les quarante dernières années. Leur augmentation est associée à la présence de l'autoroute 40 depuis l'année 1974, principalement responsable de l'accroissement de la charge ionique du lac par les sels de déglacement utilisés en hiver (Galvez-Cloutier et al., 2006 b). Toutefois, au cours de la saison printanière, lors de la fonte des neiges chargées en sels, les paramètres de pollution ionique indiquent une tendance à la hausse au printemps et en été. La conductivité électrique étant proportionnellement à la teneur en ions dissous dans l'eau, l'augmentation des concentrations de ces ions est accompagnée par un accroissement de la conductivité électrique.

Tableau 3. Les sels de déglacement dans l'eau du lac (Galvez-Cloutier et al., 2006 b)

Année	Conductivité Électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Calcium soluble (ppm)	Sodium soluble (ppm)	Chlorure (ppm)
1976	350	34	32	46
1977	370	31	40	88
1978	ND	36	36	43
1988	ND	ND	36	107
2001	781	ND	ND	150
2006	749	58	81	137

*ND : Non disponible

2.8 État de contamination des eaux souterraines

Dans le but d'atténuer la dégradation de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin provoquée par l'utilisation des produits de déglacage de l'autoroute 40, Galvez et al., (2006 b) se sont intéressés à l'étude des eaux souterraines sur la rive nord du lac Saint-Augustin et en moindre importance sur la rive sud. Le critère de qualité pour la conductivité électrique est fixé à 500 μ S/cm à partir duquel un lac doit être considéré comme affecté (Galvez-Cloutier et al., 2006 b). La concentration naturelle du calcium, sodium et chlorure varie généralement de 1 à 10 ppm dans les lacs du Bouclier Canadien (Simard et Des Rosiers, 1979; Galvez-Cloutier et al., 2006 b). Selon Ryding et Rast (1994), aux niveaux des lacs mésotrophes, les concentrations en chlorure et en calcium ne doivent pas dépasser les 100 ppm alors que celle du sodium ne doit pas dépasser 70 ppm.

Il est important de rappeler que les points d'échantillonnage fixés dans l'étude de Galvez – Cloutier et al, (2006) sont les piézomètres P1, P4, P5, P6, P7 et P8 et le puits résidentiel PR3 dans le cas de la présente étude (Figure 11). Les valeurs moyennes de concentration en chlorure, sulfate, sodium et calcium pour la période d'étude printemps et été 2006 sont regroupées dans le tableau 4. Les valeurs dépassant les normes sont présentées en gras.

Ces travaux ont démontré que la conductivité électrique mesurée dans les eaux souterraines était plus faible par rapport aux eaux de ruissellement et des fossés. Ils ont montré aussi que les concentrations en calcium sont très élevées par rapport à celles en sodium (Tableau 4) comme dans le cas des piézomètres P1 et P4. Les concentrations en chlorure, calcium et sodium dans les eaux souterraines sont toutes inférieures aux normes de *Ryding et Rast* à l'exception du piézomètre P4 situé sur le site pilote. Ceci permet de constater qu'il y avait un enrichissement en sels pour les eaux souterraines et que les eaux de ruissellement constituent la voie principale responsable de l'augmentation de la conductivité électrique dans l'eau du lac. Pour cette raison, la proposition de construire un site pilote a été évoquée pour le traitement des eaux de ruissellement provenant de l'autoroute 40.

Tableau 4. Valeurs moyennes des concentrations en Cl, SO₄, Na et Ca dans les eaux souterraines (Galvez-Cloutier et al., 2006 b)

Échantillons	Chlorure (ppm)	Sulfate (ppm)	Sodium (ppm)	Calcium (ppm)	Conductivité électrique (µS/cm)
Piézomètre P1	5,06	197,24	31,50	203,82	921
Piézomètre P4	1043,55	76,67	350,27	157,63	4883
Piézomètre P5	17,22	16,26	12,4	65,42	426
Piézomètre P6	5,01	41,39	33,85	78,75	645
Piézomètre P7	3,83	45,23	12,6	76,10	470
Piézomètre P8	13,77	14,01	24,67	70,46	547
Puits résidentiel PR3	13,90	11,59	32,50	90,30	240

Chapitre 3 État des connaissances

Ce chapitre résume les connaissances scientifiques théoriques nécessaires à la compréhension et à l'obtention des résultats contenus dans ce mémoire. Un bref résumé sur la conductivité hydraulique et les mécanismes de transport des contaminants sous forme dissoute est abordé dans un premier temps. Par la suite, des généralités sur les éléments majeurs, le phosphore et les métaux lourds ainsi que leurs interactions avec les sédiments sont présentées.

3.1 Conductivité hydraulique

La définition de la conductivité hydraulique et ses propriétés sont tirées des notes de cours de Gélinas et Isabel (1990) «Hydrogéologie des contaminants».

La conductivité hydraulique est un paramètre hydrogéologique responsable de l'écoulement des eaux souterraines dans un milieu poreux. Elle représente la mesure de la facilité avec laquelle l'eau souterraine peut circuler dans les matériaux poreux dont l'écoulement obéit à la loi de Darcy. Cette loi dit que le flux hydrique est proportionnel au gradient hydraulique et est présentée selon l'équation suivante :

$$Q = - K \times A \times \left(\frac{dh}{dl}\right) \quad (\text{Eq.1})$$

Où

- Q est le débit volumétrique (m³/jour),
- K la conductivité hydraulique (m/s),
- A l'aire perpendiculaire à l'écoulement (m²) ;
- $\frac{dH}{dl}$ le gradient hydraulique (sans unité).

La conductivité hydraulique est généralement très faible dans le cas des sédiments imperméables et elle varie entre 10⁻⁷ et 10⁻² m/jour dans le cas des argiles. Par contre, au niveau des sédiments perméables, elle a des valeurs assez élevées et elles sont généralement supérieures à 10⁻² m/jour.

Un autre paramètre hydrogéologique important est celui de la porosité. En effet, les matériaux qui constituent le sol et le sous-sol contiennent des vides ou interstices, qui sont souvent microscopiques. L'importance relative des interstices détermine la porosité du matériau. Elle est généralement de l'ordre de 35% dans les sables et 15% dans les graviers, et très variable dans les sols argileux.

L'estimation de la conductivité hydraulique peut être réalisée selon plusieurs méthodes. Elle peut être définie par des formules qui ont recours à des courbes granulométriques des échantillons remaniés du sol (Fetter, 2001; Vienken et Dietrich, 2011), aussi bien par des essais *in situ* intitulés «Slug tests », des essais de pompage et par les outils de la géophysique comme la tomographie.

3.2 Mécanismes de transport des contaminants sous forme dissoute

Les processus de transport et de transformation des polluants dans les eaux souterraines sont souvent décrits par des équations mathématiques représentant des équations différentielles aux dérivées partielles dans lesquelles la charge hydraulique H est décrite en fonction des variables x, y, z et t (Therrien, 2013). En effet, le milieu souterrain est très complexe. Les eaux et les contaminants qui y circulent sont soumis à plusieurs processus de transport et des réactions qui peuvent être regroupées en trois modes principaux: soit par advection, par diffusion, ou par dispersion (Fetter, 2001). D'autres modes de transport moins importants existent tels que l'adsorption et la dégradation dans lesquelles il y aura gain ou perte de masse (Gélinas et Isabel, 1990). La figure 8 illustre la distribution de concentration dans un aquifère initialement propre soumis à une recharge continue avec de l'eau contaminée. Cette distribution de concentration indique la situation après un certain temps lorsque les processus comme l'advection, la diffusion et la dispersion interviennent.

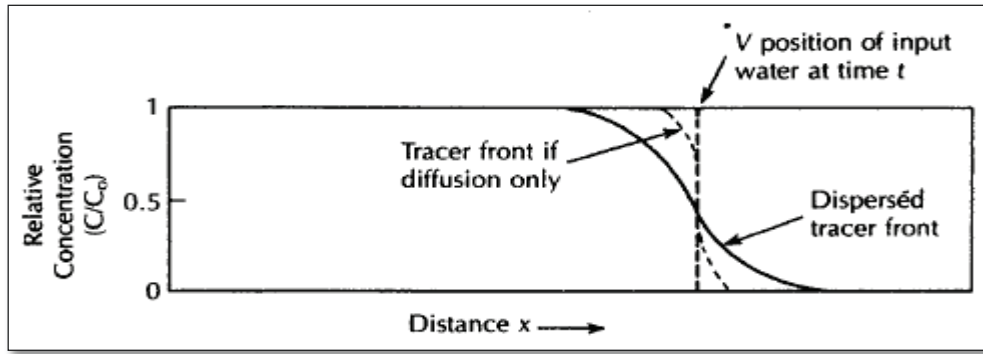


Figure 8. Différents types de transport pour les contaminants (Fetter, 2001)

La présentation de ces mécanismes de transport des contaminants sous forme dissoute est tirée des notes de cours de Galvez-Cloutier (2005) «Gestion des déchets dangereux et des sites contaminés» ainsi de la mémoire de maîtrise de Bourget (2011).

3.2.1 Advection

Ce mode de transport constitue le processus principal de transport des polluants dans les aquifères (Gélinas et Isabel, 1990). La vitesse des polluants est la même que celle de l'eau qui la contient donc les polluants sont transportés par advection de façon proportionnelle au flux hydrique. L'écoulement de l'eau souterraine est par conséquent un mouvement résultant de la présence d'un gradient hydraulique dans le milieu poreux et le transport est un déplacement en forme de piston le long des lignes de l'écoulement.

La vitesse d'écoulement V exprimée en (m/s) est donnée par la formule suivante :

$$V = \frac{Q}{n \times A} = -\frac{K}{n} \times \left(\frac{dh}{dl}\right) \quad (\text{Eq.2})$$

Où

- Q est le débit volumétrique (m³/s),
- A l'aire d'écoulement (m²),
- n la porosité du sol (%),
- K la conductivité hydraulique (m/s),
- $\left(\frac{dh}{dl}\right) = i$ le gradient hydraulique (sans unité).

3.2.2 Diffusion moléculaire

La diffusion moléculaire est causée par la présence de gradients de concentration du contaminant $\left(\frac{dC}{dz}\right)$ dans le milieu poreux. Les molécules et les ions dissous dans l'eau se déplacent des zones de concentration élevées vers les zones de concentration plus faibles. Le flux diffusif exprimé en m/s est calculé à partir de la deuxième loi de Fick :

$$J_{Df} = -n \times D_d \times \left(\frac{d^2C}{dz^2}\right) \quad (\text{Eq.3})$$

Où D_d est le coefficient de diffusion moléculaire effectif dans un milieu poreux. Il représente le produit du coefficient de diffusion dans un liquide par la tortuosité du milieu. La tortuosité permet de tenir compte de la difficulté supplémentaire liée au contournement des grains des sédiments ou des sols.

Ainsi, pour un même matériau, la tortuosité sera inversement proportionnelle à la granulométrie.

$$D_d = D_0 \times \Gamma \text{ avec } 0 \leq \Gamma \leq 1 \quad (\text{Eq.4})$$

Le coefficient de diffusion (D_0) dans un liquide est connu pour la plupart des solutés. Il est à noter que ce coefficient dépend de la nature de l'ion diffusant, de la force ionique de la solution et de la température.

3.2.3 Dispersion mécanique

La dispersion mécanique est un processus de mélange hydraulique, causé par des variations de vitesse à l'échelle des pores et dû à l'hétérogénéité des chemins préférentiels d'écoulement dans les milieux poreux. Il y a une différence entre le flux d'un fluide dû à sa vitesse réelle (à l'échelle microscopique) et le flux dû à sa vitesse moyenne (à l'échelle macroscopique) $\left(\frac{dv}{dz}\right)$ (Galvez-Cloutier, 2005). Le flux dispersif exprimé en m/s est calculé par l'application de la première loi de Fick :

$$J_{DP} = n \times D_m \times \left(\frac{dC}{dz}\right) \quad (\text{Eq.5})$$

Où D_m est le coefficient de dispersion mécanique dans le cadre global d'un écoulement en trois dimensions. Le coefficient de dispersion mécanique peut être exprimé en fonction de la vitesse des pores comme suit:

$$D_m = \alpha \times v \quad (\text{Eq.6})$$

Où α est la dispersivité du milieu et v la vitesse d'écoulement.

3.2.4 Adsorption

Il y'a d'autres mécanismes de transport autre que l'advection, la diffusion moléculaire et la dispersion mécanique. Si le mode de transport est l'adsorption, les contaminants sont soumis à de nombreuses interactions physiques et chimiques avec les particules du sol lors de leur circulation dans le milieu souterrain. Ces interactions se résument aux réactions d'adsorption-désorption. Il s'agit en fait de liens temporaires qui s'établissent entre les contaminants et la surface interne des pores. En effet, ces liens retiennent provisoirement les molécules et ont pour effet de retarder le transport du contaminant. Plusieurs facteurs influencent l'adsorption qui dépend des caractéristiques chimiques des contaminants et des pores (Gélinas et Isabel, 1990).

3.2.5 Dégradation

Pour ce dernier mode de transport, certains contaminants comme les substances organiques peuvent subir une dégradation dans les eaux souterraines. Les processus de dégradation sont réalisés par hydrolyse, oxydation et biodégradation. La biodégradation est difficile à prédire car les taux de biodégradation dépendent d'une foule de paramètres physiques et biologiques difficiles à évaluer (Gélinas et Isabel, 1990).

En conclusion, ces différents mécanismes de transport sont matérialisés par des phénomènes de retardement du transport et plusieurs réactions chimiques et processus physiques se produisant dans les sédiments. Ils offrent un certain niveau de protection des eaux souterraines contre les polluants déversés à la surface du sol. Cette protection varie en fonction de la nature des sédiments et des conditions hydrogéologiques locales.

3.3 Les teneurs naturelles en éléments chimiques dans les eaux souterraines au Québec

Les origines et les teneurs naturelles des éléments chimiques dans le Bouclier Canadien, les Appalaches et les basses terres de Saint-Laurent ont été extraites de Simard et Des Rosiers

(1979). Au Québec, les eaux souterraines ont une conductivité moyenne de 445 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les eaux les plus conductrices se retrouvent dans les basses terres du Saint-Laurent. Les eaux souterraines des Appalaches ont une conductivité moyenne de 342 $\mu\text{S}/\text{cm}$ tandis que celle du Bouclier Canadien ont une conductivité de 505 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

3.3.1 Chlorure

La principale source naturelle du chlorure est représentée par la dissolution de l'halite (NaCl), des minéraux reliés aux dépôts d'évaporites et du chlorure inclus dans les anciennes mers. Au niveau anthropique, la principale source de cet élément est l'épandage de sels de déglacage sur les routes en hiver qui contribue à la salinité des eaux souterraines (Gélinas et Isabel, 1990; Appelo, 1994; Bergeron, 2002; Meriano et al., 2009).

D'après Bergeron (2002), l'ion chlorure est très mobile dans la nature et n'est pas soumis aux réactions chimiques telles que l'adsorption sur les argiles et la matière organique sauf dans le cas d'évaporation de sel. La concentration moyenne en chlorure au Québec est de 15 ppm et les régions envahies par les anciennes mers présentent les eaux ayant les plus fortes concentrations en chlorure. Ainsi, les basses terres de Saint-Laurent ont une concentration moyenne de 45 ppm alors que le Bouclier Canadien et les Appalaches ont des concentrations moyennes de 10 ppm (Simard et Des Rosiers, 1979; Galvez-Cloutier et al., 2006 b).

3.3.2 Bicarbonate et alcalinité

L'alcalinité est par définition la mesure de l'aptitude d'une eau à neutraliser un acide. Elle indique principalement la présence de carbonates, de bicarbonates et d'hydroxydes dans l'eau. C'est donc une autre façon d'exprimer le pouvoir tampon d'un plan d'eau (Bergeron et al., 2002).

La concentration la plus élevée se trouve dans les basses terres du Saint-Laurent avec une valeur de 255 ppm de CaCO_3 alors que les alcalinités pour le Bouclier Canadien et les Appalaches sont respectivement 180 et 128 ppm de CaCO_3 (Simard et Des Rosiers, 1979).

D'après Dorea (2013), au pH normal des eaux naturelles, l'alcalinité est presque exclusivement due à l'ion bicarbonate vu que les concentrations en ions H^+ , OH^- et CO_3^{2-} sont négligeables. Le calcul de l'alcalinité est donné par la formule suivante:

$$\text{Alcalinité totale} = [\text{HCO}_3^-] + [2 \times \text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (\text{Eq.7})$$

3.3.3 Sulfate

Les eaux souterraines sont caractérisées par des proportions variables en sulfate. Ce dernier provient de la solubilisation des roches gypseuses (gypse et anhydrite) ou de l'oxydation de la pyrite. Il provient aussi de l'attaque des silicates et de la pollution anthropique par les engrais et les pesticides sulfatés pour des besoins agricoles. Au Québec, la concentration moyenne du sulfate dans les eaux souterraines est de 13 ppm. La concentration moyenne la plus élevée se rencontre dans les basses terres de Saint-Laurent avec 197 ppm alors que les concentrations moyennes pour le Bouclier Canadien et les Appalaches sont 10 ppm. La concentration en sulfate que le MDDEFP considère nécessaire pour la protection de la vie aquatique doit être en dessous de 300 ppm (Galvez-Cloutier et al, 2006 b).

3.3.4 Calcium et magnésium

Le calcium est contenu dans de nombreuses roches carbonatées et peut facilement être dissous et extrait des sols par lessivage (Bergeron et al., 2002). Avec le magnésium, il est le principal responsable de la dureté de l'eau (Dorea, 2013). Tous les deux proviennent de la dissolution et la précipitation des roches carbonatées et la dissolution des roches gypseuses.

3.3.5 Sodium

Le sodium se trouve sous forme ionique dans toutes les eaux de surface et dans les eaux souterraines. La source du sodium dans l'eau est principalement l'altération des feldspaths contenus dans les roches ignées, de l'attaque des minéraux argileux et de la dissolution des grains de sels solubles contenus dans les roches sédimentaires ou dans les lits d'évaporites. Il peut provenir par des mécanismes d'échange de base entre certains types d'argile qui tendent à retenir le calcium et le magnésium et à libérer le sodium et le potassium dans les eaux souterraines (Bellaredj, 2013).

Toutefois, si le processus de dissolution de la halite est le responsable des teneurs en sodium, le rapport Na/Cl devrait être approximativement inférieur à 1. Si par contre, il est supérieur à 1, cela veut dire que le sodium est libéré de l'altération des silicates (Gélinas et Locat, 1988; Bellaredj, 2013).

Au Québec la concentration moyenne du sodium est de 22 ppm. Les eaux les plus riches en sodium se retrouvent dans les basses terres de Saint-Laurent avec une concentration moyenne de 73 ppm, alors que dans le cas du Bouclier Canadien et la région des Appalaches la concentration en sodium ne dépassent pas 10 ppm.

3.3.6 Potassium

Le potassium est moins répandu que le sodium dans les roches ignées mais il est plus abondant dans les roches sédimentaires. Il est plus difficile à libérer des minéraux silicatés. Au Québec, c'est la concentration la plus faible pour les cations dans toutes les unités géographiques (Simard et Des Rosiers, 1979).

3.3.7 Nitrate et Nitrite

Le nitrate est une substance inorganique soluble provenant de l'épandage d'engrais chimiques et de fumiers. Il existe de façon naturelle dans les sols où il est un élément primordial dans le cycle de l'azote, et pour cette raison il est retrouvé dans les eaux souterraines (Nas et Berkta, 2005). La concentration en nitrate atteignant la nappe phréatique dépend de la forme des sources d'azote et de l'environnement biogéochimique de la zone vadose. Les autres formes d'azote (nitrites, ammonium et azote organique) sont moins mobiles que le nitrate. Une fois qu'il atteint la nappe, le nitrate est une substance mobile peu adsorbée et peu retardée (Gélinas et Isabel, 1990).

3.3.8 Phosphore

Le phosphore est un élément nutritif pour les plantes. C'est une substance chimique peu mobile, provenant des activités agricoles. Sa disponibilité est l'une des contraintes majeures de la croissance végétale et ce en raison de la forte capacité de sorption du phosphore dans les sols et de sa faible solubilité dans la solution (Déziri, 2009). Quant à l'ion phosphate, il est rarement un polluant important, car il est presque entièrement adsorbé ou précipité dans toutes les conditions du pH et de potentiels d'oxydoréduction trouvées dans les sols et les eaux souterraines (Gélinas et Isabel, 1990).

3.3.8.1 Le phosphore dans les sédiments

Le cycle du phosphore inclut toutes ses voies de transformation, à savoir la dissolution, le prélèvement par la plante, l'immobilisation (transformations de la forme minérale à la forme organique), la minéralisation (transformations de la forme organique à la forme minérale), l'adsorption et la désorption (l'évolution vers des formes de fixation réversibles ou irréversibles) et la dissipation dans l'environnement par ruissellement ou lixiviation (Pierzynski et al., 2000).

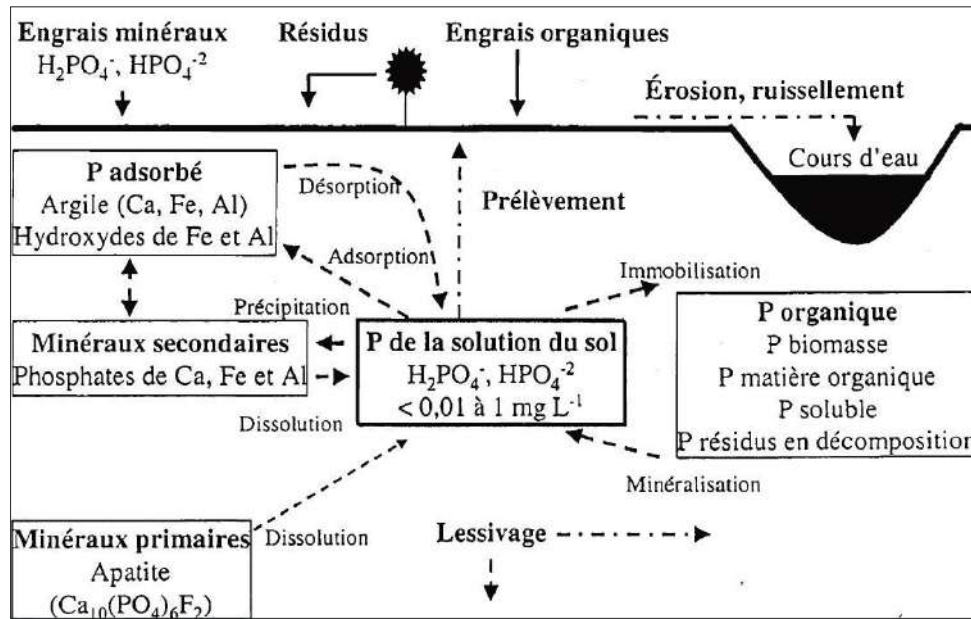


Figure 9. Schéma du cycle de phosphore
(Tirée et adaptée de Pierzynski et al., 2000)

Comme le montre la figure 9, le phosphore est majoritairement associé à la phase solide du sol sous forme d'aluminium-phosphore, fer-phosphore, calcium-phosphore ou sous forme colloïdale de nature argileuse ou humique. Les principaux constituants du sol impliqués dans le phénomène de rétention du phosphore sont les argiles, la matière organique, le carbonate de calcium (sols alcalins) et des oxydes et hydroxydes d'aluminium et de fer caractéristiques des sols acides (Déziri, 2009).

Plusieurs facteurs intrinsèques influencent la mobilité des différentes sources de phosphore dans les sédiments. Ils sont présentés par les propriétés physiques du sol à savoir sa capacité de rétention liée à sa texture et structure et même sa conductivité hydraulique. De

même, les propriétés chimiques comme le pH, la capacité d'échange cationique et la présence de molécules inorganiques (oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium et calcite) influent sur sa mobilité.

Selon l'étude faite par Hendricks et al., (2014), les facteurs extrinsèques sont représentés essentiellement par le choix des engrais chimiques phosphatés fertilisants et du travail du sol. Un apport excédentaire en phosphore entrainera à long terme un enrichissement du sol en ce nutriment, ce qui augmentera les risques de dissipation de phosphore vers la nappe phréatique.

3.3.8.2 Le Phosphore dans l'eau

Le phosphore, généralement présent en faible concentration, se trouve sous différentes formes dans l'eau. Il est soit dissous dans l'eau soit sous forme particulaire, et aussi bien sous forme organique ou inorganique. L'orthophosphate (PO_4^{3-}), l'hydrogénophosphate (HPO_4^{3-}) et le dihydrogénophosphate ($\text{H}_2\text{PO}_4^{3-}$) qui sont dissous dans l'eau ainsi que les polyphosphates présentent les principales formes inorganiques (Constantin, 2013). Toutes ces proportions varient selon le pH du milieu.

Deux catégories caractérisent les formes organiques: le phosphore organique particulaire et le phosphore organique dissous. Le phosphore soluble réactif, biodisponible et assimilable par les organismes, comprend les formes inorganiques dissoutes, les polyphosphates ainsi que certaines formes organiques dissoutes de faible poids moléculaire (Constantin, 2013).

3.4 Métaux lourds et interactions avec les sédiments

Les métaux lourds se trouvent naturellement à l'état de traces au niveau des eaux de surface et des eaux souterraines. Lorsqu'une charge de métaux lourds est imposée à un sol, une partie de celle-ci s'associera aux ligands dissous dans l'eau interstitielle alors que l'autre partie sera retenue par la phase solide du milieu. L'atteinte d'un équilibre entre les métaux lourds et les espèces dissoutes dans la phase aqueuse est généralement appelée « équilibre homogène ou spéciation ». Par ailleurs, la rétention des métaux lourds par les composantes solides du sol résulte d'un équilibre hétérogène appelée « distribution géochimique ou partition » (Dominguez, 2005).

Les constituants de la phase solide du sol sont principalement composés de solides inorganiques (hydroxydes, oxydes, carbonates, sulfures, argiles) et de matière organique colloïdale détritique (Galvez-Cloutier et Lefrançois, 2005). Les mécanismes responsables de la distribution géochimique des métaux lourds parmi les constituants solides d'un sol sont (Galvez-Cloutier et Lefrançois, 2005) :

- L'adsorption à la surface des minéraux argileux, des oxydes, hydroxydes, et de la matière organique;
- La précipitation/co-précipitation avec les minéraux secondaires;
- La complexation et la coagulation avec la matière organique et ;
- La pénétration des métaux lourds dans la structure cristalline des minéraux primaires.

Les relations entre les différentes substances porteuses de métaux lourds sont présentées à la figure 10. Elle montre que la mobilité des métaux lourds dépend du pH et de la capacité d'échange cationique du sol. La compréhension de ces facteurs est primordiale pour évaluer leur impact sur l'environnement.

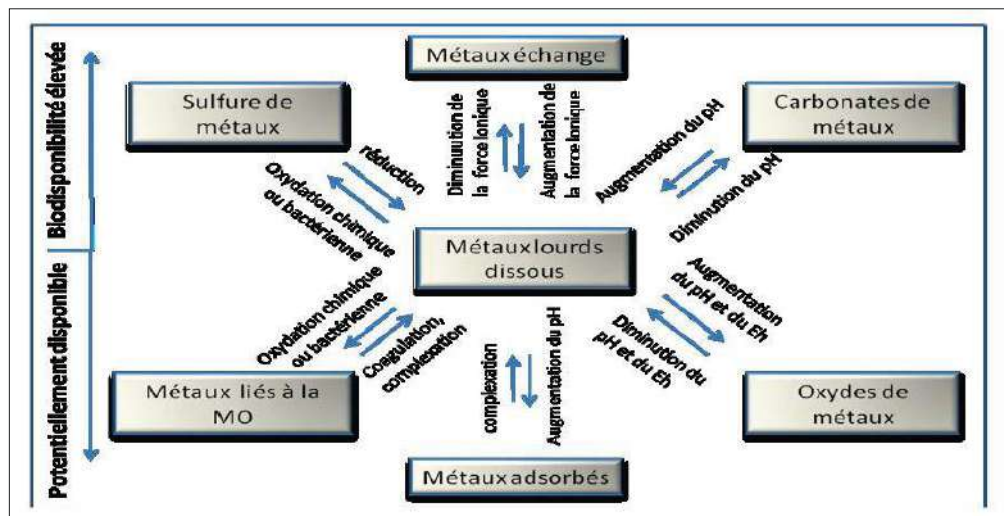


Figure 10. Distribution géochimique particulière des métaux lourds

(Galvez-Cloutier et Lefrançois, 2005)

En d'autres termes, plusieurs travaux comme ceux de Backstrom et al., (2004), Norrstrom (2005) et Acosta et al., (2011), ont montré que l'utilisation des sels de déglace augmente la mobilité des métaux lourds dans le sol principalement le plomb, le cadmium, le cuivre et

le zinc de sorte que ces métaux sont susceptibles d'atteindre la zone saturée à des concentrations élevées.

3.4.1 Zinc (Zn)

Dans un système naturel, le zinc est présent majoritairement sous sa forme Zn^{2+} , et tend à s'adsorber à la surface des minéraux argileux et de la matière organique. De plus, d'après Alloway (1990), il tend à se complexer avec des carbonates et des oxydes hydratés de fer et de manganèse. A pH basique, le zinc peut se complexer avec des ligands organiques et inorganiques par adsorption chimique. Alors que sous des conditions acides, le zinc est retenu par adsorption physique suite à des échanges cationiques.

3.4.2 Fer (Fe)

Le fer en solution dans les eaux naturelles peut exister sous deux états d'oxydation soit le Fe^{2+} soit le Fe^{3+} . La solubilité du Fe^{2+} est contrôlée par la solubilité des carbonates-ferreux et varie entre 0,1 et 100 ppm pour une gamme de pH comprise entre 6 et 9 (Simard et Des Rosiers, 1979). Au Québec, la concentration moyenne du fer dans les eaux souterraines est de 0,08 ppm. La limite maximale acceptable pour une eau potable est 0,3 ppm. Les eaux les plus ferrugineuses proviennent des basses terres du Saint-Laurent où la teneur est de 0,235 ppm (Simard et Des Rosiers, 1979).

3.4.3 Manganèse (Mn)

Dans les sédiments, le manganèse forme des couches minces d'oxyde de manganèse qui lient les particules entre elles, avec des capacités d'adsorption très élevées (Trudel, 1987). D'après Roger et Des Rosiers (1979), le manganèse dans l'eau favorise la croissance des bactéries, laisse des dépôts et donne à l'eau une coloration et un goût désagréable lorsqu'il est présent en trop forte concentration. Les concentrations les plus élevées sont rencontrées au niveau du Bouclier Canadien avec une moyenne de 0,06 ppm alors que la région des Appalaches possède la concentration la plus faible, proche de 0,024 ppm.

Chapitre 4 Matériels et méthodes

Ce chapitre portant sur la méthodologie employée pour atteindre nos objectifs visés, décrit les méthodes et les outils utilisés relatifs aux deux volets : les aspects hydrogéologiques et l'étude de la qualité chimique des eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin. Il s'achève par la présentation de la méthode employée pour l'estimation du bilan de masse aussi bien que celle de l'interpolation spatiale pour la cartographie.

4.1 Échantillonnage des eaux souterraines

Pour suivre l'évolution spatio-temporelle des différents paramètres et caractériser le potentiel du transport des contaminants vers le lac, on a procédé à l'échantillonnage hebdomadaire des eaux souterraines. Le suivi a débuté au printemps, précisément le 29 avril 2013 dès la fonte de la neige. Il s'est poursuivi jusqu'à l'été et s'est terminé le 01 novembre avec l'arrivée de l'hiver. Les points d'échantillonnage sont localisés dans la figure 11 et montrés au tableau 5.

En effet, le premier piézomètre, présenté par un cercle rouge, nommé P1 est situé en amont de l'autoroute-40. D'autres piézomètres présentés par un cercle bleu nommés P2, P3 et P4 sont situés dans le site pilote. Trois autres piézomètres P6, P7 et P8, présentés par un cercle vert, sont localisés dans un champ agricole et un dernier piézomètre P5 est situé en aval de la route principale du chemin du lac (Figure 11). Les autres points d'échantillonnage sont définis par 4 puits résidentiels, entourés par des cercles jaunes, répartis selon un axe NE-SW. L'accès à d'autres puits résidentiels n'a pas été possible compte tenu du refus des habitants.

Les piézomètres échantillonnés sont de type hydraulique. Il est important de rappeler que ce type de piézomètre est fréquemment employé pour désigner un piézomètre ouvert. Ces piézomètres échantillonnés ressemblent à des puits d'observation des charges hydrauliques pour une profondeur bien déterminée. Leur constitution comporte un tubage mis en place dans un trou de forage et comprenant une crépine installée au fond du piézomètre. La partie crépinée, isolée des horizons sus jacents par un bouchon de bentonite, permet d'échantillonner l'eau souterraine à travers ses ouvertures.

La conception de ces piézomètres est adoptée du guide d'échantillonnage, et ce pour des fins d'analyse environnementale (MDDEFP, 2011). La longueur de la crépine est égale à 0,8 m. Le diamètre intérieur spécifique du tubage, ainsi que le diamètre de la crépine et celle casing sont identiques et égales à 5 cm. La précision de ces caractéristiques est indispensable dans l'exécution des essais de « slug tests » pour l'estimation de la conductivité hydraulique du sol du bassin versant.

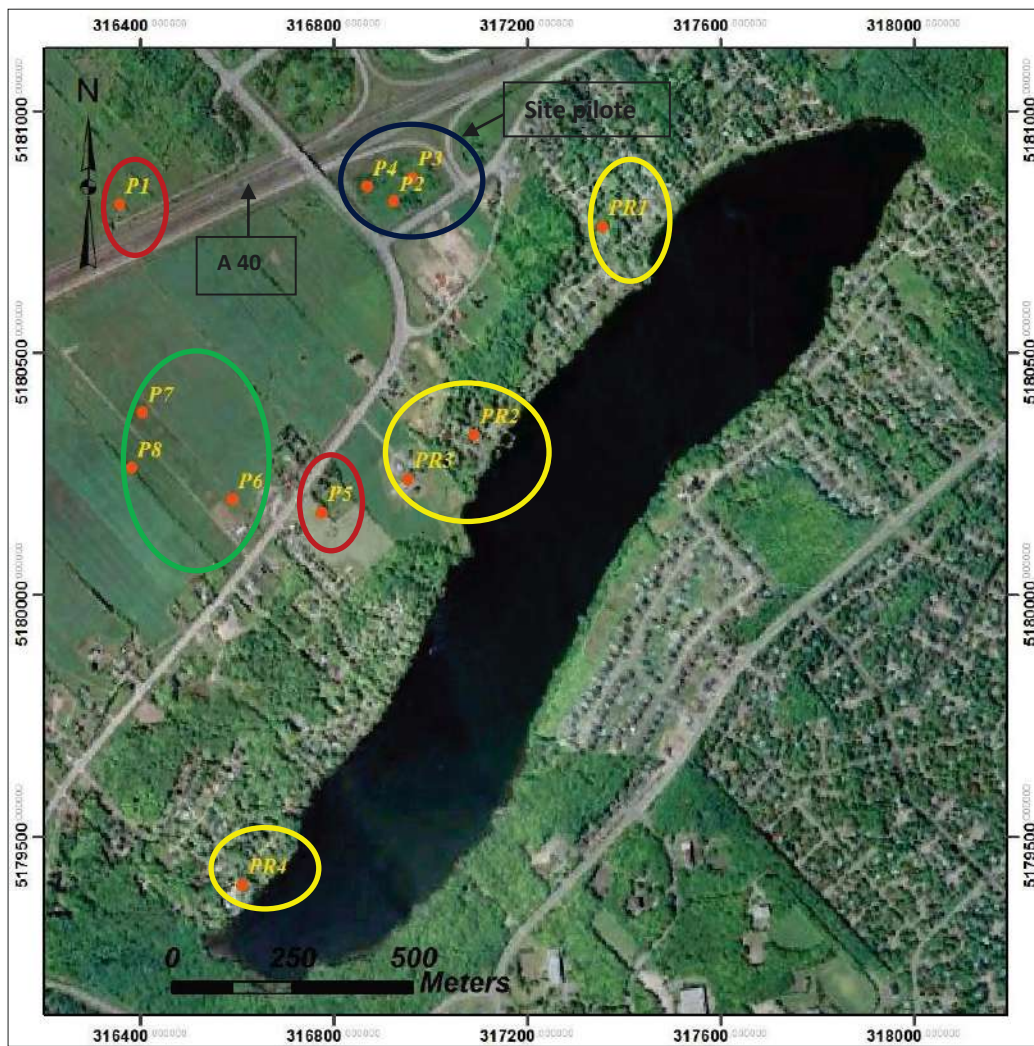


Figure 11. Localisation des piézomètres et des puits résidentiels

Source : Image Google Earth

À l'aide d'un système de positionnement global « GPS », les latitudes et les longitudes pour tous les points d'échantillonnage ont été identifiées. Ces coordonnées géographiques ont été converties par la suite en un mode de projection cartographique cylindrique « UTM » (Coordonnées - Est et Coordonnées – Nord) tel qu'il est présenté dans le tableau 5.

Tableau 5. Coordonnés géographiques des piézomètres et des puits résidentiels

Nom du site	Coordonnées –Est	Coordonnées –Nord
Piézomètre P1	316356,98	5180805,33
Piézomètre P2	316922,01	5180812,78
Piézomètre P3	316961,7	5180861
Piézomètre P4	316867,72	5180842,24
Piézomètre P5	316774,92	5180168,49
Piézomètre P6	316588,92	5180195,79
Piézomètre P7	316401,77	5180374,21
Piézomètre P8	316380,68	5180260,86
Puits résidentiel PR1	317355,66	5180759,41
Puits résidentiel PR2	317089,88	5180329,11
Puits résidentiel PR3	316953,3	5180237,2
Puits résidentiel PR4	316609,15	5179398,11

4.2 Aspects hydrogéologiques du bassin versant du lac Saint-Augustin

Cette partie présente les méthodes et les outils nécessaires respectivement pour le calcul du bilan hydrique des eaux souterraines du site étudié et pour l'estimation de la conductivité hydraulique du sol et du volume d'eau arrivant annuellement au lac.

4.2.1 Bilan hydrique des eaux souterraines

La station météorologique la plus proche du site étudié est celle de l'aéroport de Québec « Jean Lesage ». L'examen des données climatiques, retrouvées sur le site d'Environnement Canada depuis l'année 1998 jusqu'à 2013 pour cette station, a offert la possibilité d'établir le bilan hydrique pour toutes ces années. L'élaboration de ce dernier a pour objectif d'une part de comprendre la répartition de l'eau allant de la précipitation jusqu'à la recharge selon le cycle de l'eau et d'autre part d'estimer la charge ou la hauteur d'eau reçue au lac.

Le bilan hydrique des eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin est calculé selon les méthodes indiquées dans Rochefort (2005) et Therrien (2013). Ces méthodes ont permis par la suite le calcul des valeurs moyennes des paramètres hydriques pour l'intervalle de temps de 16 années. Ainsi, elles ont guidé à la fin à l'établissement d'une courbe d'utilisation de l'eau souterraine.

Afin de calculer la recharge de la nappe (ΔS_g) exprimée en (mm/mois), il est nécessaire d'effectuer un bilan hydrique qui tienne compte de l'interaction entre les différentes composantes qui affectent la quantité d'eau qui se rend jusqu'à la nappe. Ce paramètre est calculé à partir de l'équation suivante:

$$\Delta S_g = P - ET_p - R - \Delta_{RAS} \quad (\text{Eq.7})$$

Où

- P est la précipitation (mm/mois),
- R est le ruissellement (mm/mois),
- ET_p correspond à l'évapotranspiration potentielle (mm/mois),
- Δ_{RAS} correspond à la réserve en eau facilement accessible dans le sol (mm/mois).

La première étape consiste à l'estimation de l'évapotranspiration potentielle ET_p exprimée en (mm/mois) à l'aide de la formule de «Thornthwaite» pour tous les mois selon les équations suivantes:

$$ET_{pj} = 16 \times \left[\left(\frac{10 \times T_j}{I} \right)^a \right] \times F_j \quad \text{pour } T_j > 0^\circ\text{C} \quad (\text{Eq.8})$$

$$ET_{pj} = 0 \quad \text{pour } T_j < 0^\circ\text{C} \quad (\text{Eq.9})$$

Où

- T_j est la température moyenne pour le mois ($^\circ\text{C}$),
- I est un indice thermique annuel (sans unité),
- F_j correspond au coefficient de correction de latitude de mois (sans unité),
- a est une constante (sans unité).

La constante « a » est calculée selon la relation suivante comme il est présenté dans Rochefort (2005) et Therrien (2013):

$$a = (6.75 \times 10^{-7} \times I^3) - (7.71 \times 10^{-5} \times I^2) + (1.79 \times 10^{-2} \times I) + 0.49239 \quad (\text{Eq.10})$$

Les indices thermiques mensuels « i_j » sont calculés comme suit:

$$i_j = \left(\frac{T_j}{5}\right)^{1,514} \text{ pour } T_j > 0^\circ \text{ C} \quad (\text{Eq.11})$$

L'indice thermique annuel I est donné par la somme des indices thermiques mensuels « i_j »,

$$I = \sum_{j=1}^{12} i_j \quad (\text{Eq.12})$$

En ce qui concerne le coefficient de ruissellement C et ses composantes, les valeurs typiques sont présentées au tableau 7. La valeur 0,2 de ce coefficient a été donnée selon l'équation 13. Elle a été déterminée en considérant un terrain en pente douce composé de sable et gravier et utilisé par des terres agricoles. Le ruissellement exprimé en (mm/mois) est calculé selon l'équation 14.

$$C = 1 - (C_t + C_s + C_c) \quad (\text{Eq.13})$$

$$R = C \times P \quad (\text{Eq.14})$$

Tableau 6. Valeurs typiques des coefficients C_t , C_s , C_c (Therrien, 2013)

C_t	0,3	Terrain à pente douce
	0,2	Pente moyenne 3 à 30 m/km
	0,1	Collines, pente de 30 à 45 m/km
C_s	0,1	Terrain argileux
	0,2	Terrain argile et gravier
	0,4	Terrain sable et gravier
C_c	0,1	Terre agricole, culture
	0,2	Forêt

En termes d'infiltration I_j , elle est gérée selon la formule suivante :

$$I_j = P_j - R_j \quad (\text{Eq.15})$$

Le déficit en humidité des sols D exprimé en (mm/mois) est contrôlé par la relation suivante :

$$D_i = RAS_{i-1} + I_i - ET_{P_i} \quad (\text{Eq.16})$$

Où I est l'infiltration exprimée en (mm/mois) et ΔRAS exprimé en (mm/mois) correspond à la réserve en eau facilement accessible dans le sol. Une estimation initiale pour ce paramètre hydrique est de 10% d'humidité dans le premier mètre de sol (en hiver) qui correspond à $RAS_{max}=100$ (mm/mois) en absence d'évapotranspiration.

Pour $i=1$, $RAS_0 = RAS_{max}$ et dans le but d'évaluer l'évapotranspiration réelle ETR et la recharge G, le déficit D est d'abord calculé en utilisant les conditions présentés au tableau 7.

Tableau 7. Estimation des valeurs de D, ETR, RAS et G selon la méthode de calcul du bilan hydrique (Therrien, 2013)

Valeur de D_j	Valeur d'ETR _j	Valeur de RAS _j	Valeur de G _j
$D_j < 0$	$RAS_{j-1} + I_j$	0	0
$D_j = 0$	ETP _j	0	0
$0 < D_j < RAS_{max}$	ETP _j	D_j	0
$D_j > RAS_{max}$	ETP _j	RAS_{max}	$D_j - RAS_{max}$

La charge d'eau Q_s est la hauteur d'eau que le lac reçoit par voie souterraine, exprimée en (mm/mois). Elle englobe toute l'eau qui se rend de l'ensemble du bassin versant au lac par la voie souterraine si on applique le principe de conservation de volume. L'équation 17 suppose que toute l'infiltration déverse au lac ce qui est surestimé puisqu'une bonne partie des eaux souterraines s'infilte et se déverse directement au fleuve Saint-Laurent. Donc, la valeur calculée est surestimée.

$$Q_s = (P - R - ETR) \times \left(\frac{S_{bv}}{S_l} \right) \quad (\text{Eq.17})$$

Où Q_s est la charge en eau du lac (mm/mois), R est le ruissellement (mm/mois), S_{bv} correspond à la superficie du bassin versant (km²) et S_l correspond à la superficie du lac (km²).

4.2.2 Suivi des niveaux piézométriques

La prise du niveau piézométrique dans chaque piézomètre et puits résidentiel constitue la première étape sur le terrain avant l'échantillonnage des eaux souterraines. Cette tâche a été réalisée au moyen d'une sonde électrique intitulée «Deep water level » (figure 12) et un décimètre. Elle a permis d'observer d'une part les variations ponctuelles du niveau d'eau et d'autre part elle a offert la possibilité l'estimation du gradient hydraulique de l'écoulement souterrain en se basant sur les moyennes arithmétiques des variations.



Figure 12. Sonde de détection du niveau d'eau

4.2.3 Tests de conductivité hydraulique « les slug tests »

Ces essais peuvent donner une valeur approximative de la conductivité hydraulique du sol du bassin versant du lac Saint-Augustin. Deux méthodes peuvent être généralement utilisées : soit à partir de la méthode pneumatique ou soit par l'utilisation des barres appelées « Slugs ». Pour ces deux méthodes, deux modes peuvent être employés à savoir le mode « Rising-Head » ou le mode « Falling-Head ». Ces essais consistent à insérer ou à retirer un volume d'eau d'un piézomètre pour avoir des déplacements initiaux (H_0) différents et de mesurer par la suite les variations du niveau piézométrique jusqu'à ce que la nappe atteigne son niveau d'équilibre initial (Bulter, 1998; Fetter, 2001). Par conséquent, le niveau d'eau varie selon le volume des barres utilisées et tous les changements de ce paramètre sont enregistrés à l'aide d'un logiciel intitulé « Solinst Logger » et d'un capteur branché à un ordinateur portable tel que présenté à la figure 14. Ce capteur est submergé pendant 15 à 20 minutes pour atteindre un équilibre thermique avant chaque analyse. Il a été placé à une profondeur connue pour éviter de l'interférence avec les barres. Les essais

sont répétés plusieurs fois avec les barres dans chaque piézomètre et les résultats qui vont être analysés sont ceux qui présentent le moins de bruit.

Dans le cas de la présente étude, seulement les barres ont été utilisées au niveau des piézomètres P3, P4 et P5 en mode « Rising-Head » vu le dysfonctionnement de la technique pneumatique dans la majorité des cas. Cette partie sera détaillée ultérieurement dans le chapitre résultats et discussions.

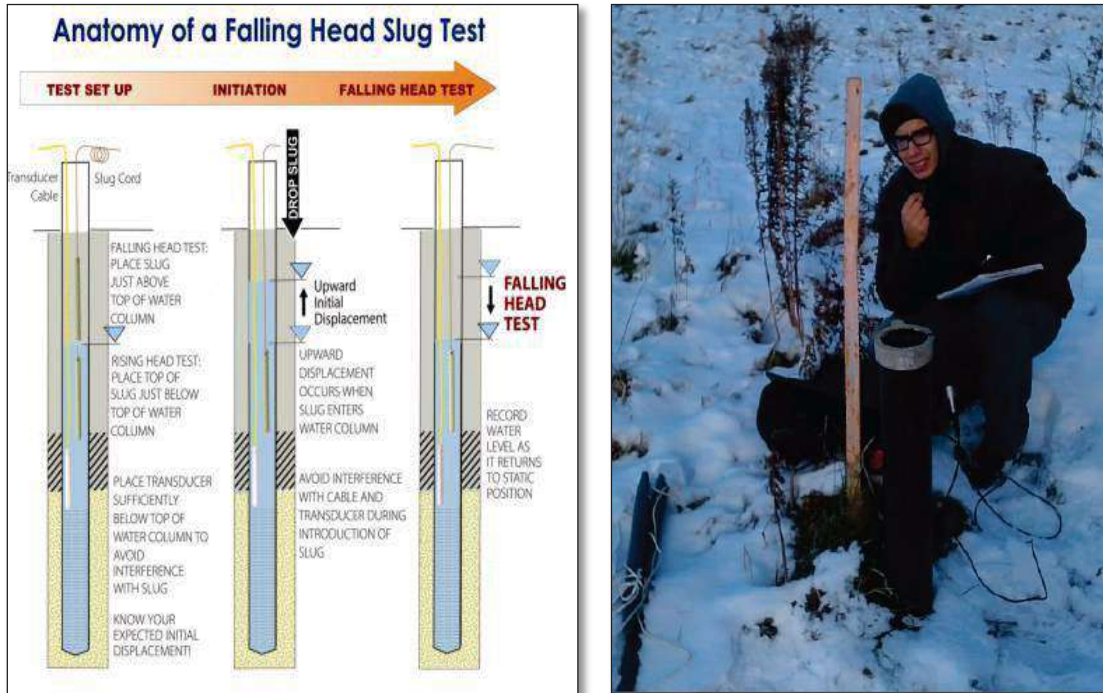


Figure 13. Les essais « Slug tests » (www.midwestgeo.com)

Les équations utilisées pour la résolution du problème de la conductivité hydraulique sont tirées du livre « Applied hydrogeology » de Fetter (2001). Ce sont les équations d'Hvorslev 1951 (équation 18) et celles de Bouwer and Rice 1976 (équation 19). Ces équations sont associées au cas particulier d'un aquifère non confiné où toute la partie crépinée est en dessous du niveau de la nappe « Partially penetrating screened below the water table ».

$$K = \frac{r^2 \text{Log}\left(\frac{Le}{R}\right)}{2Le t_{37}} \quad (\text{Eq.18})$$

Où

- K correspond à la conductivité hydraulique exprimée en (m/s),
- r est le rayon de casing en(m),
- R est le rayon de la partie crépinée en (m),
- L est la longueur de la crépine (m),
- t₃₇ en (s) correspond au temps au cours duquel il y'avait une baisse ou remontée du niveau d'eau par rapport au niveau initial.

La mise à jour de cette formule par Bower et Rice, par l'ajout du terme $\frac{1}{t} \text{Log}\left(\frac{H_0}{H_t}\right)$, donne la relation suivante:

$$K = \frac{r^2 \text{Log}\left(\frac{L_e}{R}\right)}{2L_e} \frac{1}{t} \times \text{Log}\left(\frac{H_0}{H_t}\right) \quad (\text{Eq.19})$$

Où H₀ (m) et H_t(m) correspondent respectivement à la hauteur piézométrique à t₀ et t et ce dernier représente le temps pour lequel la hauteur piézométrique reprend sa valeur initiale H₀ avant l'utilisation des « slugs ».

4.2.4 Débit de l'eau souterraine annuelle vers le lac

Plusieurs hypothèses ont été exploitées pour estimer ce débit pour un écoulement. En effet, l'écoulement des eaux souterraines se fait dans un régime permanent dans le deux dimensions x et y. En outre, le milieu souterrain est qualifié homogène et isotrope avec négligence du drainage vertical. Par ailleurs, l'épaisseur en eau est constante dans l'aquifère dans le sens d'écoulement, l'aquifère est saturé en eau en tenant compte que l'eau est incompressible. Ces hypothèses supposent aussi que le flux hydrique généré par la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire sont négligeables. Le débit de l'eau souterraine vers le lac a donc été évalué à partir des valeurs de la conductivité hydraulique et du gradient hydraulique obtenus et l'aire perpendiculaire à l'écoulement représenté par la longueur et la profondeur moyenne du lac. L'application de la loi de Darcy (équation 1) est rendue possible et le mécanisme de transport est par conséquent l'advection. Le calcul de la vitesse de migration du front advectif a été calculé selon l'équation 2 en supposant une porosité de 35 % caractéristique des sédiments fluvioglaciers qui constituent le sol.

4.3 Analyse chimique des eaux souterraines

Ce volet a permis d'établir des conclusions sur la variation des paramètres chimiques en fonction du temps pendant la période d'étude. Il est scindé en deux parties, les analyses *in situ* et les analyses au laboratoire.

Pour ce faire, des bouteilles de type « Nalgène » de 1 litre ont été remplies par les eaux souterraines dans chaque endroit d'échantillonnage. Le prélèvement s'est fait tout le temps à l'aide d'un tube appelé « Bailer ». Les bouteilles ont été conservées dans une glacière contenant des produits de conservation au frais « Ice packs ». Ces échantillons d'eau ont été directement filtrés au laboratoire pour le dosage des anions. Pour le dosage des sels et des métaux lourds, les échantillons filtrés sont acidifiés à pH=2 par l'ajout de l'acide nitrique HNO_3^- . Tous les échantillons sont par la suite conservés dans la chambre froide.

4.3.1 Les analyses *in situ*

Les analyses *in situ* ont concerné la mesure du pH, de la température, de l'oxygène dissous et de la conductivité électrique. Tous ces paramètres ont été mesurés au moyen de la sonde YSI après sa stabilisation durant 30 à 60 secondes. Toujours sur le terrain, un récipient supplémentaire a été rempli pour pouvoir y plonger la sonde. Au préalable, l'étalonnage de la sonde de mesure a été toujours fait au laboratoire avant l'échantillonnage.

4.3.1.1 pH

Le potentiel hydrogène ou pH de l'eau permet de caractériser l'alcalinité ou l'acidité de l'eau souterraine. En effet, il constitue le mode de répartition de la concentration des ions H^+ d'une solution. Lorsque la mesure présente une valeur de pH proche de 7, l'eau est neutre. Si elle est entre 7 et 14, l'eau est basique et si elle est entre zéro et 7, l'eau est acide. Le pH conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques, et dépend de facteurs multiples, dont la température et l'origine de l'eau.

4.3.1.2 Température

La température des eaux souterraines varie généralement en fonction de la température extérieure des saisons et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol.

Elle intervient dans l'augmentation de l'activité chimique, du pH et amplifie la dissolution des sels.

4.3.1.3 Oxygène dissous

La teneur en oxygène dissous gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques. Elle représente la quantité d'oxygène disponible dans l'eau et nécessaire à la vie aquatique et à l'oxydation de la matière organique. Elle est la résultante de plusieurs facteurs physiques, chimiques et biologiques.

4.3.1.4 Conductivité électrique, conductivité spécifique et conductivité ionique équivalente

La conductivité électrique exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$ est l'aptitude de la solution à laisser les charges électriques se déplacer librement, autrement dit à permettre le passage du courant électrique. La conductivité d'une solution augmente au fur et à mesure que la concentration de son contenu ionique augmente. Les cations majeurs sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+); tandis que les anions majeurs sont le bicarbonate (HCO_3^-), le carbonate (CO_3^{2-}), le sulfate (SO_4^{2-}) et le chlorure (Cl^-).

La nature lithologique du sol et le temps de séjour des eaux sont des facteurs influant aussi la conductivité électrique. La mesure de la conductivité électrique a été faite à l'aide d'une sonde YSI comme il est indiqué dans la figure 14. La conductivité dépend de la température de l'électrolyte analysé, variant d'environ 3% par degré Celsius pour la sonde utilisée. Afin de pouvoir discuter des variations réelles de la conductivité électrique de l'eau, des corrections ont été appliquées pour avoir des valeurs normalisées. Pour ce faire, ce sont les valeurs de la conductivité spécifique à 25°C qui ont été analysées. Elles sont calculées à partir de la mesure de la conductivité électrique et de la température selon la formule suivante (Endoh et al., 2008):

$$K_{25} = K_T \exp [(0,5 \times -3,58 \times 10^{-4} \times (25^2 - T^2)) + (3,04 \times 10^{-2} \times (25 - T))] \quad (\text{Eq.21})$$

Où $\left\{ \begin{array}{l} K_{25} \text{ correspond à la conductivité spécifique à } 25^\circ\text{C en } (\mu\text{S}/\text{cm}), \\ K_T \text{ est la conductivité électrique à la température } T \text{ de la mesure en } (\mu\text{S}/\text{cm}). \end{array} \right.$

Une autre méthode a été employée pour le calcul de la conductivité électrique. C'est la conductivité théorique ou ionique calculée à partir de la méthode «Logan 1961» tirée du Simard et Des Rosiers (1979). Elle est exprimée aussi en $\mu\text{S}/\text{cm}$ et estimée à partir des concentrations des éléments majeurs selon les équations suivantes :

$$\left\{ \begin{array}{ll} C=100 \times T & \text{si } 0 \text{ méq/l} < T < 1 \text{ méq/l} \quad (\text{Eq.22}) \\ C = 12,27 + 86,38 \times T + 0,685 \times T^2 & \text{si } 1 \text{ méq/l} < T < 3 \text{ méq/l} \quad (\text{Eq.23}) \\ C = T \times [95,5 - 5,54 \times \log(T)] & \text{si } 3 \text{ méq/l} < T < 10 \text{ méq/l} \quad (\text{Eq.24}) \\ C = 90 \times T & \text{si } T > 10 \text{ méq/l} \quad \text{avec bicarbonate comme anion dominant} \quad (\text{Eq.25}) \\ C = 123 \times T^{0.9388} & \text{si } T > 10 \text{ méq/l} \quad \text{avec chlorure comme anion dominant} \quad (\text{Eq.26}) \\ C = 101 \times T^{0.9489} & \text{si } T > 10 \text{ méq/l} \quad \text{avec sulfate comme anion dominant} \quad (\text{Eq.27}) \end{array} \right.$$

Où C est la conductivité théorique et $T = \frac{\sum \text{cations} + \sum \text{anions}}{2}$ exprimé en méq/l (Eq.28)

La concentration d'un élément chimique exprimée en méq/l est le rapport entre le produit de la concentration de cet élément (ppm) et sa valence Z par la masse molaire M.

$$C = \frac{[C] \times Z}{M} \quad (\text{Eq.29})$$

La détermination des écarts-type entre les valeurs de la conductivité spécifique et celles de la conductivité ionique équivalente était nécessaire afin de s'assurer des résultats.



Figure 14. La sonde YSI

4.3.2 Les analyses au laboratoire

4.3.2.1 Faciès chimique des eaux souterraines

Comme les ions majeurs Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Mg^{2+} et Cl^- représentent l'essentiel de la charge ionique des eaux, le calcul du bilan ionique et le calcul de la conductivité théorique ou ionique équivalente permettent de valider les dosages. En théorie, la somme des cations doit être égale à la somme des anions. Si le déséquilibre ionique est supérieur à 15%, les analyses témoignent l'absence d'un ion important.

Le déséquilibre ionique D_i est calculé comme suit :

$$D_i = \frac{(\sum \text{cations} - \sum \text{anions}) \times 100}{\sum \text{cations} + \sum \text{anions}} \quad (\text{Eq.30})$$

Les concentrations sont exprimées en méq/l.

$$\sum \text{cations} = (\text{Ca}^{2+}) + (\text{Mg}^{2+}) + (\text{Na}^+) + (\text{K}^+) \quad (\text{Eq.31})$$

$$\text{Et } \sum \text{anions} = (\text{Cl}^-) + (\text{SO}_4^{2-}) + (\text{HCO}_3^-) \quad (\text{Eq.32})$$

4.3.2.2 Dosage des anions solubles

La détermination des concentrations en anions a été faite par chromatographie ionique à haute performance « HPLC » telle que présentée dans la figure 15. Cette dernière permet de détecter et de quantifier une grande variété d'anions. Le principe de son fonctionnement est fondé sur des processus d'échange entre une phase liquide « éluant et échantillon d'eau » et une phase solide « résine échangeuse d'ions ». D'après Galvez-Cloutier et al (2006 b), l'échantillon d'eau est d'abord mélangé à un éluant qui est « le gluconate de borate dilué 50 fois » pour faciliter la séparation des différents anions contenus dans l'échantillon ensuite il est injecté dans la colonne à l'aide d'une pompe. La séparation des ions contenus dans l'échantillon dépend de leur vitesse de déplacement à l'intérieur de la colonne selon leur affinité pour la résine échangeuse d'ions, leur charge électrostatique et leur taille. Plus les ions sont chargés, plus ils sont retenus; plus les ions sont petits, moins ils sont retenus. Puis, l'échantillon passe à travers un suppresseur d'ions en soustrayant la conductivité électrique spécifique à l'éluant et en diminuant les bruits de fond. Un conductivimètre mesure la conductivité électrique de chaque ion séparé contenu dans l'échantillon, et un signal est envoyé à la fin à un ordinateur manipulé par le logiciel « Breeze » jusqu'à l'obtention d'un chromatogramme dans une durée de 23 minutes. Le dosage des anions est effectué en comparant le signal obtenu pour un échantillon avec les signaux des solutions de calibration. L'identification des ions était possible grâce à leur temps de rétention précis,

obtenu préalablement lors de la préparation des courbes de calibration tracées à partir de solutions étalons. L'ordre de séparation était de la manière suivante : l'ion bicarbonate (HCO_3^-), chlorure (Cl^-), nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), phosphate (HPO_4^{2-}) et sulfate (SO_4^{2-}).



Figure 15. HPLC Waters pour le dosage des anions

Dans le but d'établir les courbes de calibration pour chaque ion, La solution standard employée à différentes concentrations est la suivante : dans le cas de l'ion bicarbonate, le sel utilisé pour préparer la solution synthétique est le carbonate de calcium (CaCO_3). La concentration maximale de l'étalon préparé est 60 ppm. Pour l'ion chlorure, la solution synthétique est le chlorure de sodium (NaCl) à 100 ppm. Les solutions synthétiques utilisées respectivement pour le nitrate et le nitrite sont le nitrate de sodium (NaNO_3) et le nitrite de sodium (NaNO_2) avec une concentration maximale de 60 ppm. Concernant l'ion phosphate, la solution synthétique utilisée est le (Na_2HPO_4) avec une concentration optimale de 80 ppm. Enfin pour l'ion sulfate, la solution utilisée pour la détermination du sulfate est le sulfate anhydre (Na_2SO_4) avec la même concentration optimale utilisée pour le phosphate.

4.3.2.3 Dosage du phosphore soluble

Le dosage du phosphore a été réalisé par un spectrophotomètre UV « Hach DR 5000 » présenté dans la figure 16. La méthode utilisée pour déterminer la concentration en

phosphore soluble est la méthode 4500-P Ascorbic Acid Method de « Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater » recommandée par le centre d'expertise en analyse environnementale (CEAEQ, 2011). La limite de détection de l'appareil est de 10 ppb.

Cette méthode consiste à ajouter dans les échantillons d'eau un réactif jaune, préparé par plusieurs solutions (acide sulfurique, molybdate d'ammonium et tétrate d'antimoine et de potassium et acide ascorbique). Lorsque le réactif réagit avec le phosphore, la solution devient bleue. Selon la loi de «Beer-Lambert», la concentration en phosphore est proportionnelle à l'absorbance. Ainsi, en mesurant l'absorbance de la solution, introduite dans une cellule en verre de cinq centimètres de longueur, à la longueur d'onde 880 nm, la concentration en phosphore présent dans nos échantillons est déduite.

Les analyses du phosphore pour les échantillons d'eau ont été réalisées dans un délai maximum de 1 mois après leur prélèvement vu que c'est un composé qui se dégrade relativement vite. Un échantillon de phosphore se conserve une semaine en chambre froide, et 1 mois s'il est acidifié (CEAEQ, 2011).



Figure 16. Appareil de colorimétrie « Hach DR 5000 »

4.3.2.4 Dosage des sels et des métaux lourds solubles

Le dosage des métaux solubles a été effectué à l'aide un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme « Varian-AA240FS ». Cet appareil peut être utilisé sous deux modes, soit en absorption soit en émission selon la nature des éléments à analyser. Dans le cas de l'analyse du sodium et du calcium, on l'a toujours utilisé en mode émission de flamme. Avant chaque analyse, il était nécessaire de préparer la solution de triton et les solutions des standards. La solution de triton sert à diluer les échantillons et les standards mais aussi à

nettoyer la flamme et l'auto-échantillonneur. Elle est préparée à partir de triton x-100 diluée à 0,01% et acidifiée à l'acide nitrique à 1% v/v. Les standards servent à obtenir la courbe de calibration, ils sont préparés en diluant les standards à 1000 ppm selon les concentrations désirées. Ces courbes permettent à l'appareil d'accéder directement à la concentration des échantillons. Pour les échantillons ayant des concentrations hors gamme de la courbe de calibration, une dilution sera faite automatiquement et la concentration réelle de l'échantillon sera donnée. Le paramétrage de l'appareil et du logiciel «Spectra» dans le but d'optimiser le signal est réalisé avant chaque analyse d'un sel ou d'un métal lourd.

Les analyses des échantillons d'eau acidifiés ont été effectuées après un délai maximum de 3 mois vu que les sels et les métaux ne peuvent pas être longtemps conservés dans la chambre froide (Constantin, 2013).



Figure 17. Spectrophotomètre à flamme

Le tableau suivant présente les limites de détection de l'appareil utilisé pour les métaux lourds en question.

Tableau 8. Limite de détection des métaux lourds

Métaux lourds	Plomb	Cadmium	Nickel	Zinc	Chrome	Cuivre	Fer	Manganèse
LD* en ppm	0,01	0,02	0,01	0,01	0,06	0,03	0,06	0,02

*LD : Limite de détection

4.4 Bilan de masse

L'évaluation du bilan de masse annuel a nécessité les valeurs approximatives à la fois du volume d'eau V mensuel obtenu en (m³/mois) arrivé au lac par voie souterraine et les concentrations C mensuelles des sels exprimées en (ppm) dans les piézomètres et les puits résidentiels présentant des concentrations en sels plus élevées. Ce bilan est déterminé selon l'équation suivante :

$$M = \sum_{i=1}^n C_i \times V_i \times 10^{-3} \quad (\text{Eq.33})$$

Où M présente la masse en (kg/an) du contaminant, C_i correspond à la concentration en (ppm) du contaminant et V_i est le volume d'eau en (m³/mois).

La détermination de la masse totale des sels dans les piézomètres et les puits résidentiels en question et plusieurs simulations des taux d'épandage annuels pour la voie de service au lac, permettent d'estimer en premier lieu le pourcentage de la masse des sels qui atteignent la zone saturée et en deuxième lieu la contribution des eaux souterraines pour les concentrations prévues des sels ajoutées probablement au lac. Ces dernières sont calculées en divisant la masse calculée dans chaque point de prélèvement par le produit du volume total du lac et le taux de renouvellement des eaux du lac.

4.5 Cartographie

La cartographie est un outil indispensable d'une part pour la détermination des sources de pollution dans un bassin versant et d'autre part pour l'identification des zones les plus vulnérables à la contamination. Elle nécessite plusieurs données à partir de plusieurs points de prélèvement. Cette partie a été réalisée à l'aide du logiciel de cartographie Arc-GIS. Avec ce dernier, il était possible de tracer des cartes avec géoréférencement pour la

distribution de la conductivité spécifique et des concentrations en chlorure, calcium et sodium dans le bassin versant.

L'interpolation de toutes les données a été réalisée par la méthode stochastique de Krigeage de type linéaire. Par rapport aux autres méthodes d'interpolation (méthodes barycentriques, méthode d'interpolation par partitionnement de l'espace, splines, régression classique et régression locale), le krigeage sert à réduire l'incertitude avec l'estimation de l'erreur associée. Il se distingue par ses caractéristiques d'estimation non biaisée et d'estimation d'une variance associée (Gratton, 2002). L'interpolation repose sur un principe d'autocorrélation spatiale qui prévoit la valeur d'un phénomène naturel en des sites non échantillonnés par une combinaison linéaire sans biais et à variance minimale des observations du même phénomène en des sites voisins.

Dans le cas de cette étude, la cartographie présente un élément complémentaire qui permet de mieux expliquer les résultats obtenus et enrichir leur interprétation. En se servant des points d'échantillonnage irrégulièrement réparties dans le bassin versant, les résultats obtenus sont présentés uniquement sous forme de cartes, et ce sans avoir besoin de réaliser une analyse variographique. Malgré la répartition irrégulière des échantillons, l'application du krigeage comme technique d'interpolation favorise l'optimisation de la précision des estimations. L'utilisation des techniques déterministes présente des inconvénients car elle ignore la structure spatiale de la variable et produit des surfaces interpolées très lisses.

Chapitre 5 Résultats et discussions

Le présent chapitre présente les résultats obtenus. La première section s'intéresse plus spécifiquement à l'évaluation des aspects hydrogéologiques de la zone d'étude alors que la deuxième section est consacrée aux résultats des analyses de la qualité chimique des eaux souterraines. Le bilan de masse est présenté dans la troisième section tandis que la cartographie du bassin versant est présentée dans la dernière section.

5.1 Aspects hydrogéologiques du bassin versant du lac Saint-Augustin

5.1.1 Bilan hydrique des eaux souterraines

Dans le but de démontrer la répartition de l'eau provenant des précipitations dans le bassin versant du lac Saint-Augustin, un bilan hydrique a été réalisé à partir de la base des données climatiques d'Environnement Canada pour la station météorologique de «Jean Lesage». Les données utilisées couvrent la période allant de 1998 jusqu'à 2013 et sont présentées dans l'annexe A.

5.1.1.1 Précipitations

L'analyse de toutes les données pluviométriques de la station de «Jean Lesage» sur l'intervalle du temps [1998-2013] a conduit à l'obtention des moyennes de variation pour tous les paramètres hydriques. Ces derniers sont présentés dans le tableau 9 qui montre que la pluviométrie moyenne annuelle de la ville de Saint-Augustin de Desmaures est de l'ordre de 1118 mm/an.

Les données de température de l'air recueillies de la station météorologique ont prouvé que la ville Saint-Augustin de Desmaures est caractérisée par une température annuelle moyenne de 5°C avec une moyenne de -11,5°C en janvier et une moyenne de 19,5°C en juillet.

5.1.1.2 Ruissellement

Le coefficient de ruissellement dépend des constituants du sol et de sa géomorphologie. En effet, le sol est formé essentiellement d'argile et de gravier ce qui fait que la valeur attribuée au coefficient de ruissellement est égal à 0,2 (Tableau 6). Par conséquent, le calcul

effectué pour toute la période étudiée a permis d'avoir une valeur de ruissellement égale à 223,6 mm/an.

5.1.1.3 Infiltration

L'infiltration est par définition la différence entre la quantité de pluie de précipitation et celle de ruissellement. Elle englobe à la fois l'eau destinée à l'évapotranspiration et à la recharge. Selon les calculs faits, l'eau infiltrée dans le sol est en moyenne de 894mm/an. Une grande partie est perdue par évapotranspiration et la recharge a comme valeur 358 mm/an (Tableau 9). La superficie de la nappe multipliée par la recharge annuelle donne le volume d'eau qui alimente la nappe par année. Ce volume est de $2,04E+06$ m³/an et permet notamment le renouvellement en continu des eaux souterraines et celles du lac. Il affaiblit théoriquement les concentrations en différents contaminants.

5.1.1.4 Évapotranspiration

Une bonne partie des précipitations retourne rapidement dans l'atmosphère par évapotranspiration. En suivant les méthodes de Rochefort (2005) et celle de Therrien (2013), l'évapotranspiration potentielle moyenne annuelle calculée est de l'ordre de 569 mm alors que celle de l'évapotranspiration réelle moyenne annuelle est de 536 mm (Tableau 9).

À l'échelle mensuelle, les plus fortes valeurs de l'évapotranspiration sont enregistrées au cours de l'été par opposition à l'hiver, ce qui illustre la relation de proportionnalité entre la température et l'évapotranspiration.

En conclusion, l'étude du bilan hydrique a montré que la zone d'étude appartient à un étage bioclimatique très humide. Ce dernier est caractérisé par une pluviométrie annuelle moyenne d'environ 1118 mm/an, ce qui révèle que le bassin versant du lac Saint Augustin est bien arrosé. La forte valeur de recharge annuelle contribue au renouvellement permanent des eaux souterraines aussi bien que pour celles du lac.

Tableau 9. Bilan hydrique moyen pour les années 1998 à 2013 des eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Qs _j (m)
Janvier	-11,49	67,91	0,77	0,0	0,00	13,58	54,33	100,0	154,33	0,00	54,33	0,46
Février	-9,34	58,68	0,80	0,00	0,00	11,74	46,94	100,0	146,94	0,00	46,94	0,40
Mars	-3,44	73,50	1,02	0,00	0,07	14,70	58,80	100,00	158,73	0,07	58,73	0,50
Avril	4,38	83,74	1,14	0,85	24,67	16,75	67,00	99,30	142,32	24,67	43,03	0,36
Mai	11,86	89,24	1,31	3,72	77,62	17,85	71,39	78,35	93,10	77,59	14,75	-0,05
Juin	16,66	122,74	1,33	6,20	111,30	24,55	98,19	60,13	65,29	111,25	5,16	-0,11
Juillet	19,51	115,16	1,34	7,86	131,68	23,03	92,13	33,93	20,71	117,63	0,71	-0,22
Août	18,46	101,24	1,23	7,23	114,15	20,25	81,00	19,24	0,89	95,68	0,00	-0,12
Septembre	14,07	115,72	1,05	4,80	73,89	23,14	92,58	38,92	38,02	72,90	0,00	0,17
Octobre	7,06	106,16	0,93	1,71	32,73	21,23	84,93	77,66	91,12	32,73	13,45	0,44
Novembre	0,71	85,13	0,78	0,13	3,82	17,03	68,11	96,93	141,94	3,83	45,01	0,55
Décembre	-7,38	98,82	0,73	0,00	0,00	19,76	79,06	100,00	175,98	0,00	75,98	0,67
Total	5,09	1118			569	223	894			536	358	3,04
Indice thermique annuel I					Constante a			Coefficient (C)				
32,5					1,02			0,20				

5.1.1.5 Hauteur d'eau reçue au lac

La hauteur d'eau est par définition la charge d'eau que le lac reçoit annuellement en appliquant le principe de conservation du volume d'eau infiltré. Elle dépend des précipitations. Le traitement des données de la station météorologique, présenté dans l'annexe A, a révélé une hauteur moyenne de 3,04 m/an. Comme l'indique la figure 18, la valeur la plus faible a été enregistrée au cours de l'année 2001 (1 m/an). Ceci permet de déduire que le lac alimenté principalement par voie souterraine est renouvelé par une charge d'eau assez élevée. Cette valeur est surestimée car une partie des eaux infiltrées recharge probablement l'aquifère profond (roc) et une autre partie sera déversée directement dans le fleuve Saint-Laurent ou dans la rivière de Cap Rouge en plus de la multitude de chemins préférentiels d'écoulements dans le sol qui peuvent exister.

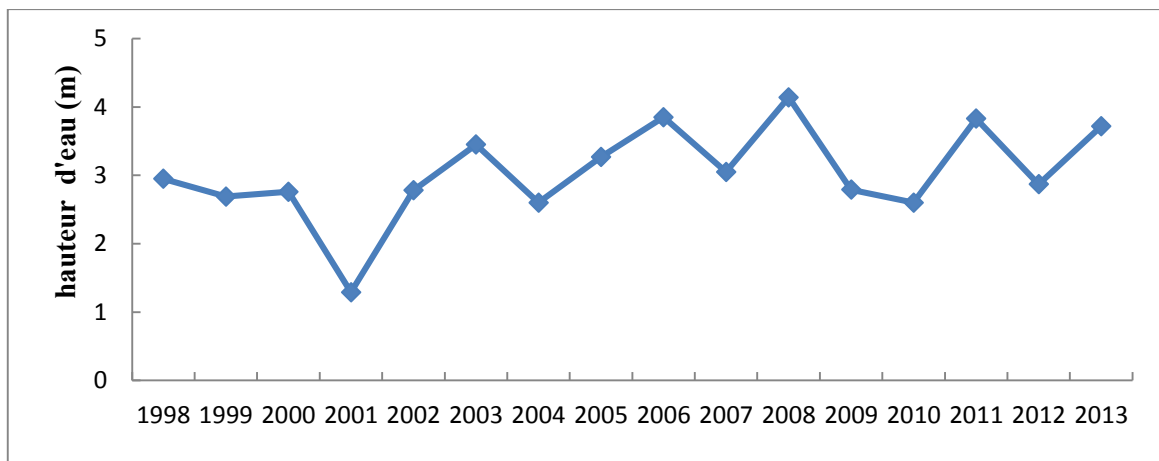


Figure 18. Hauteur d'eau annuelle reçue au lac de 1998 à 2013

La figure 19 illustre la variation de la hauteur d'eau mensuelle reçue au lac. Elle est importante en automne avec une moyenne de 0,4m. Par contre, elle est nulle au cours de l'été. La saison hivernale est caractérisée par une interruption d'alimentation hydrique vu que le sol est gelé et par conséquent empêche l'infiltration des eaux souterraines. Ceci montre que la fonte de la neige au printemps permet d'identifier la période du renouvellement de l'eau du lac qui commence notamment au début du printemps et s'achève vers la fin de l'automne mais avec un arrêt d'alimentation au cours de l'été. La valeur négative de la hauteur d'eau reçue en été s'explique par l'augmentation de la

température induisant une forte évapotranspiration dépassant toujours l'infiltration. Dans ces conditions, une bonne caractérisation de l'hydrologie de la neige est recommandée.

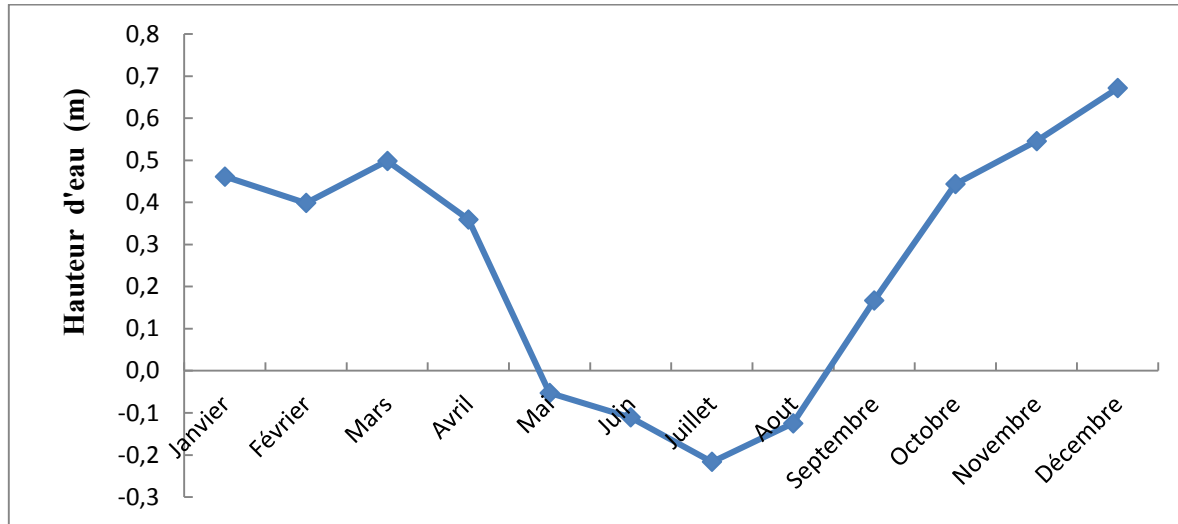


Figure 19. Hauteur d'eau mensuelle reçue au lac

La Figure 20 illustre la disponibilité de l'eau dans les sols. Au cours de la saison hivernale, la température étant extrêmement basse, il n'y a aucune évapotranspiration et la précipitation reste au sol sous la forme de neige. On peut donc observer un surplus d'eau à ce temps de l'année. Avec l'arrivée du printemps, environ au mois d'avril, la température augmente et l'évapotranspiration de l'eau commence. Ce processus se prolonge dans la saison estivale mais l'évapotranspiration devient plus grande que la précipitation. L'eau disponible pour l'infiltration dans le sol sera donc puisée et générera ainsi un déficit. On peut de ce fait constater que durant cette saison, l'eau d'infiltration est négligeable. À partir du mois de septembre environ, il est possible d'observer le phénomène inverse de ce qui se passe au printemps. En effet, la diminution de la température en automne engendre une diminution de l'utilisation de l'eau pour l'évapotranspiration et, par le fait même, on peut observer une augmentation de la quantité d'eau s'infiltrant dans le sol jusqu'à la nappe. Par la suite, le processus recommence en atteignant un surplus de l'eau dans le sol.

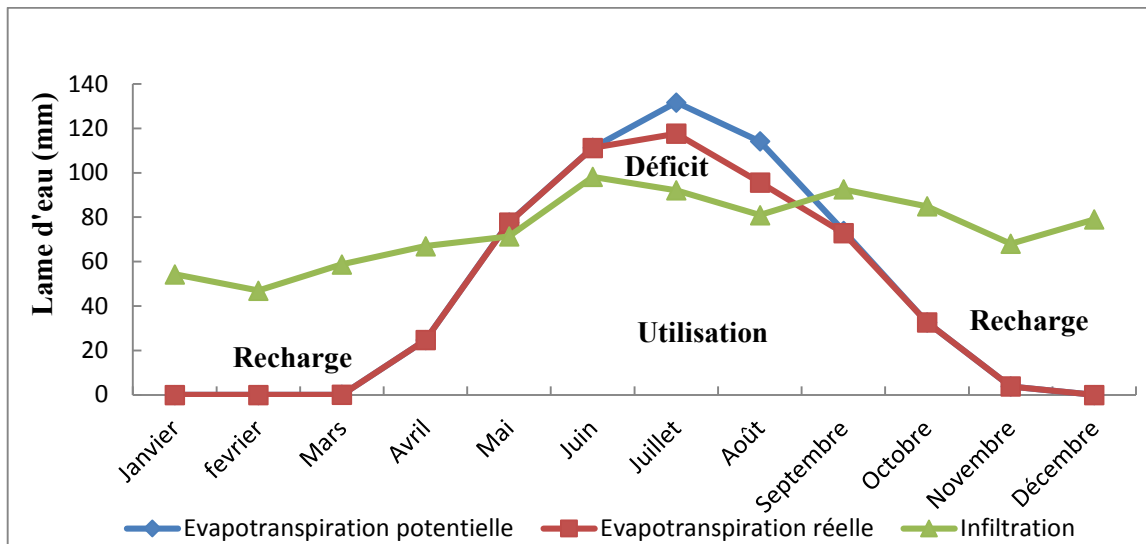


Figure 20. Eau disponible dans le sol du bassin versant en fonction de l'infiltration et de l'évapotranspiration pour la période 1998 à 2013

D'après la figure 20, on remarque que les courbes associées à l'évapotranspiration réelle (ET_R) et potentielle (ET_P), présentées dans le tableau 9, sont parfaitement superposées. Ceci laisse supposer qu'il n'y a pas de déficit d'humidité dans le sol, c'est à dire que la somme de la réserve d'eau dans le sol est toujours plus grande que la capacité d'évapotranspiration. L'évaluation de la recharge varie de façon significative en fonction des paramètres utilisés pour le calcul du bilan hydrique particulièrement du coefficient de ruissellement et de la réserve en eau facilement accessible dans le sol.

L'élaboration de ce bilan hydrique théorique estimé à partir de la base des données climatiques de la station météorologique « Jean lesage » n'a pas pris en considération de la présence de la neige. Ce bilan suppose l'absence des périodes de gel et suppose que la neige est sous forme de précipitation. La hauteur d'eau annuelle reçue au lac par voie souterraine est théoriquement proche de la réalité mais celle de la hauteur d'eau mensuelle nécessite une bonne caractérisation de la neige. Ceci permet de produire un schéma différent aussi bien pour la hauteur d'eau mensuelle reçue au lac que pour la disponibilité de l'eau dans le sol du bassin versant.

5.1.2 Suivi des hauteurs piézométriques

La piézométrie est en relation directe avec les précipitations. En général, la période de diminution de la profondeur du plan d'eau coïncide avec une période déficitaire en eau, alors qu'en période pluvieuse, le niveau piézométrique subit une augmentation. Le décalage du temps entre la période pluvieuse et la hausse du niveau d'eau (ou bien la période déficitaire et le temps de baisse du plan d'eau) est dû au temps de cheminement dans le sol que met l'eau pour atteindre la zone saturée.

Afin de prévoir l'effet des variations des hauteurs piézométriques sur les concentrations des différents contaminants, le suivi du niveau piézométrique des eaux souterraines était réalisé pour tous les points d'échantillonnage. Il est présenté dans le tableau B-1 de l'annexe B. Ce suivi a servi aussi à calculer les hauteurs piézométriques moyennes présentées dans le tableau 10 pour construire la carte des isopièzes.

Dans le but de faciliter l'interprétation des résultats des variations des hauteurs piézométriques, les points de prélèvement sont classés en quatre groupes selon leur localisation (Figure11).

Tableau 10. Moyennes et écarts-types des hauteurs piézométriques

	Piézomètre	élévation du terrain naturel (m)	Moyenne (m)	Écart-type (m)
Groupe I (P1 et P5)	Piézomètre P1	57	56,14	0,2
	Piézomètre P5	46	45,28	0,24
Groupe II (Site pilote)	Piézomètre P2	56	51,81	0,34
	Piézomètre P3	54	52,41	0,43
	Piézomètre P4	50	47,46	0,24
Groupe III (Champ agricole)	Piézomètre P6	48	47,15	0,31
	Piézomètre P7	52	51,28	0,24
	Piézomètre P8	51	49,84	0,15
Groupe IV (Puits résidentiels)	Puits résidentiel PR1	44	41,43	0,2
	Puits résidentiel PR2	42	39,4	0,26
	Puits résidentiel PR3	45	40,98	0,21
	Puits résidentiel PR4	42	39,68	0,5

- Groupe I :

Ce groupe est constitué par les piézomètres P1 et P5 où le premier se situe en amont de la ligne d'autoroute 40 à une distance maximale de 50 m de cette dernière et le deuxième se trouve en aval à une distance de 50 m au maximum de la route principale du lac.

Les variations des hauteurs piézométriques enregistrées au cours de la période d'échantillonnage ont presque la même allure. En effet, La profondeur de la nappe phréatique durant toute la période du suivi ne dépasse pas 1,5 m par rapport à la surface du sol pour les deux piézomètres. Il est également constatable que la profondeur d'eau augmente en été avec l'absence des précipitations. Les allures des variations laissent penser que ces deux piézomètres sont situés dans un terrain de même nature lithologique bien qu'ils sont un peu éloignés.

- Groupe II :

Il est formé des piézomètres P2, P3 et P4 du site pilote pour le traitement des eaux de ruissellement provenant de la ligne d'autoroute 40.

La profondeur la plus importante a été observée au niveau du piézomètre P2. Les hauteurs piézométriques en été et en automne ont subi de légères variations ne dépassant pas 1 m.

- Groupe III :

Il englobe les piézomètres P6, P7 et P8, se trouvant dans le champ agricole. Les variations des hauteurs piézométriques ne dépassent pas 1m. Elles ont toutes la même allure de variation. De plus, ces piézomètres sont situés dans le même site ce qui prouve qu'ils ont presque la même lithologie.

- Groupe IV :

Ce dernier groupe comporte les puits résidentiels PR1, PR2, PR3 et PR4 situés à la périphérie du lac. D'après les mesures faites, la nappe phréatique est à 2 m de profondeur par rapport à la surface du sol à l'exception du puits résidentiel PR3 ou la

profondeur de la nappe est à 4m. Les variations des hauteurs piézométriques ne dépassent pas 1m pour la majorité des puits résidentiels. Les variations ont la même allure où elles ont tendance à augmenter en été et à l'automne comme pour les autres piézomètres, à l'exception du puits résidentiel PR2, où la profondeur d'eau diminue nettement en automne.

D'une manière générale, la recharge se fait surtout lors de la fonte de la neige (avril-mai) et à moindre degré pendant les mois de l'automne. Elle induit une diminution de la profondeur d'eau d'où l'augmentation de la hauteur piézométrique pendant ces périodes. Par opposition à l'été où l'évapotranspiration est élevée, une baisse de la hauteur piézométrique est enregistrée. La faible profondeur mesurée de la nappe par rapport à la surface du sol pour tous les points échantillonnés facilite la contamination des eaux souterraines par les différents contaminants.

La carte des isopièzes dressée à partir de données obtenues est présentée dans la figure 21. L'information apportée par cette figure indique une direction d'écoulement orientée NW-SE des eaux souterraines sur le flanc nord du lac. Cette direction est susceptible d'apporter les contaminants de l'autoroute en grande quantité vers le lac. Certains peuvent être soumis aux processus d'adsorption dans le sol mais d'autres peuvent atteindre les eaux souterraines. Cette carte est conforme à celle établie par Galvez-cloutier et al., (2006 b). Le gradient hydraulique a été aussi calculé par les moyennes arithmétiques des hauteurs piézométriques des piézomètres P1, P7, P6 et P5. Il était toujours proche de 0,014 à cause des faibles variations de ce paramètre au cours de l'année. Si les variations des hauteurs piézométriques ont été très importantes et dépassent plusieurs mètres, le gradient hydraulique peut avoir une valeur plus élevée et par conséquent influe la valeur de débit d'eau souterraine vers le lac avec l'approximation de la valeur de la conductivité hydraulique qui sera discutée dans la prochaine section.

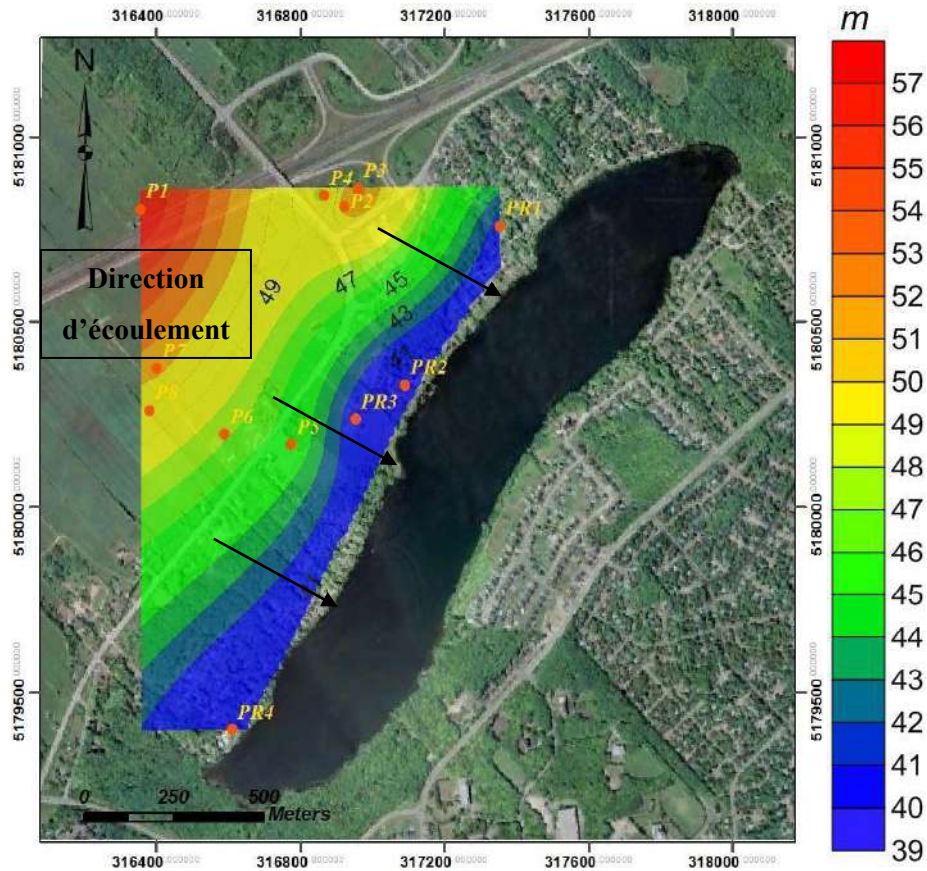


Figure 21. Carte des isopièzes du côté nord du lac Saint-Augustin

5.1.3 Tests de conductivité hydraulique « Slug tests »

Le traitement des données enregistrées des essais « Slug tests » par l'introduction de différentes barres dans quelques piézomètres a permis d'observer les variations du niveau d'eau. Afin d'éviter des problèmes techniques, les essais qui ont été pris en compte sont ceux où il y'avait un faible bruit enregistré dans les piézomètres et où les données géométriques étaient disponibles tel que la longueur de la crépine, le rayon du casing (MDDEFP, 2008). Les meilleurs résultats ont été trouvés pour les piézomètres P3, P4 et P5. En effet, les réponses obtenues selon les deux méthodes indiquées dans la section « 4.2.3 » sont présentées dans les figures 22 et 23. Elles diffèrent d'un piézomètre à un autre. Au niveau du piézomètre P4, une chute brutale de la charge hydraulique a été enregistrée durant les premières minutes puis elle commence à diminuer progressivement pendant plusieurs minutes sans atteindre la valeur initiale, ce qui révèle une première réponse rapide. Cette dernière est probablement liée à la forte perméabilité du sol ou bien au

drainage au niveau de la crépine. Une deuxième réponse très lente par rapport aux autres piézomètres a été enregistrée et peut être expliquée par la non saturation du sol (Bulter, 1998; Fetter, 2001). Concernant les piézomètres P3 et P5, les réponses obtenues sont pratiquement linéaires jusqu'à des valeurs proches des valeurs initiales. Dans le cas de la méthode de Hvorslev, la chronologie, où les charges hydrauliques atteignent 37% de la charge initiale lors de l'introduction des barres, montre que la conductivité hydraulique dans le piézomètre P4 est légèrement supérieure à celle des piézomètres P3 et P5 (Figure 22).

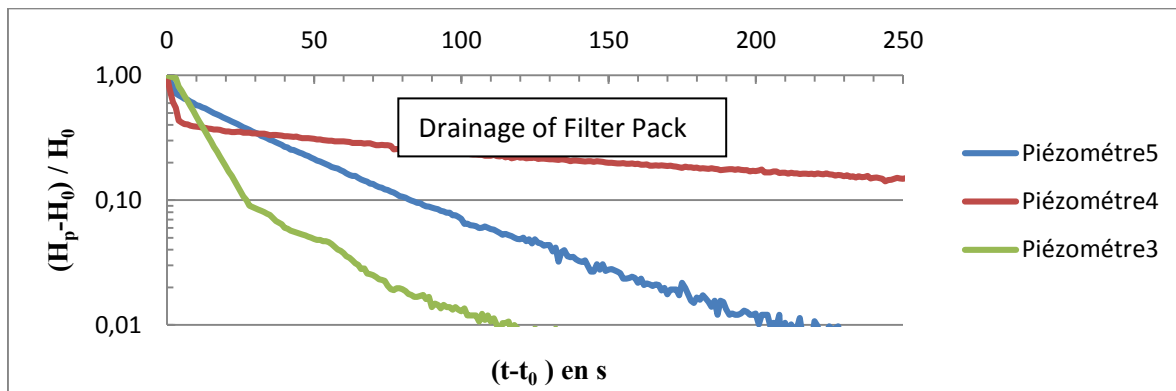


Figure 22. Réponse des essais « Slug tests » aux piézomètres P3, P4 et P5
(Méthode de Hvorslev)

En ce qui concerne la méthode de Bouwer et Rice, elle a permis aussi d'estimer approximativement les valeurs de la conductivité hydraulique mais dans une chronologie différente de la première méthode tel qu'il est présenté dans le tableau 11. Les valeurs de ce paramètre sont très proches pour tous les piézomètres utilisés.

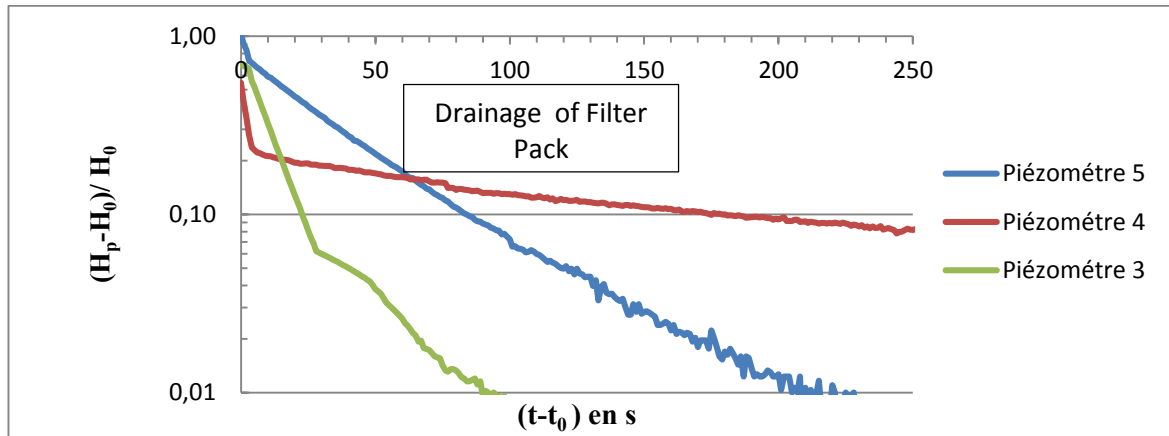


Figure 23. Réponse des essais « slug tests » aux piézomètres P3, P4 et P5

(Méthode de Bouwer et Rice)

Le tableau 11 présente une synthèse des résultats des essais de conductivité hydraulique par les deux méthodes. La conductivité hydraulique, utilisée par la suite pour le calcul de débit d'eau souterraine vers le lac, représente la moyenne de toutes les valeurs calculées. Elle est approximativement égale à $2,9E-05$ m/s. Cette valeur n'est pas loin de l'intervalle des conductivités hydrauliques suivantes [$5,1E-05$ m/s ; $9,8E-04$ m/s] mentionné dans la littérature dans le cas des dépôts fluvioglaciers (Goutland, 2008). Il est important de rappeler que les différentes valeurs de la conductivité hydraulique estimées sont liées à l'hétérogénéité du milieu aussi bien par la présence des erreurs expérimentales associées au comportement de la nappe dans l'endroit des essais. Dans le but d'estimer ultérieurement le débit d'eau souterraine vers le lac, cette étude a pris en considération seulement la conductivité hydraulique horizontale puisque le drainage vertical assuré par la conductivité verticale est négligé.

Tableau 11. Estimation de la conductivité hydraulique K

	Conductivité hydraulique K en m/s(Hvorslev)	Conductivité hydraulique K en m/s (Bouwer et Rice)
Piézomètre P3	4,52E-05	2,16E-05
Piézomètre P4	3,67E-05	4,09E-05
Piézomètre P5	2,18E-05	5,879E-06

5.1.4 Débit d'eau souterraine vers le lac

Le débit d'eau souterraine que le lac reçoit annuellement est régi par l'équation de Darcy. Le gradient hydraulique ainsi que la conductivité hydraulique sont déjà calculés. L'aire d'écoulement est le produit de la longueur du lac et sa profondeur optimale. L'application de ces données a permis d'identifier un débit d'eau souterraine mensuel vers le lac égal à $1,28E+04m^3/mois$ et un débit d'eau annuel équivalent à $1,53E+05m^3/an$. L'estimation de ce débit est primordiale pour élaborer à la fin un bilan de masse pour les sels en identifiant leurs concentrations mensuelles. Le volume ainsi calculé représente pratiquement 8 % de la recharge totale du bassin versant compte tenu de l'apport de l'eau juste par le flanc nord du lac. Ceci suggère qu'en présence du roc à 20 mètres de la surface du sol, une grande partie du volume emmagasiné se déverse directement dans le fleuve Saint-Laurent et dans la rivière de Cap rouge. Cette différence est fortement liée aux paramètres qui peuvent influencer les résultats comme la conductivité hydraulique et le coefficient de ruissellement choisi. En outre, la vitesse de migration du front advectif est estimée par conséquent à $34,6m/an$ avec une porosité attribuée de 35% pour les sédiments fluvioglaciers. Des valeurs plus élevées de la conductivité hydraulique peuvent augmenter considérablement la proportion du débit d'eau souterraine, la vitesse de la migration du front advectif et les masses des sels.

Il est à noter que pour résoudre le problème du débit d'eau souterraine vers le lac, une deuxième estimation de ce débit a été réalisée par la méthode de Dupuis selon l'équation suivante tirée des notes de cours de Therrien (2013):

$$\frac{Q}{Y} = -K \left(\frac{h_2^2 - h_1^2}{2L} \right) \quad (\text{Eq 34})$$

Où $\frac{Q}{Y}$ présente le débit par unité de largeur exprimé en m^2 par unité de largeur, K conductivité hydraulique en m/s , h_2 et h_1 présentent respectivement les hauteurs piézométriques en m dans deux piézomètres et L est la distance qui sépare ces deux piézomètres.

Ce modèle néglige aussi le drainage du flux hydrique vertical et suppose que la vitesse de l'eau est proportionnelle à l'inclinaison de la surface libre (Therrien, 2013). Cependant, le volume ainsi calculé avec la conductivité hydraulique déterminée précédemment représente pratiquement 63% du volume d'eau emmagasiné dans l'aquifère.

L'utilisation des deux méthodes a abouti à l'obtention de pourcentages différents; ce qui montre que la caractérisation du débit d'eau souterraine n'est pas simple. Ce serait donc un cas à simuler simplement avec un logiciel en prenant en considération de plusieurs scénarios.

5.2 Analyse chimique des eaux souterraines

Les objectifs de cette partie sont le suivi des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines en fonction des mois et des saisons, l'identification des facteurs de leur variation, la définition des faciès chimiques et l'établissement de corrélations entre les éléments chimiques dans le but de déterminer les interactions qui existent entre eux.

Afin de souligner les tendances qui ont été observées sur les différents paramètres suivis, une approche statistique a été employée afin de décrire la variabilité spatio-temporelle de la qualité d'eau à travers les piézomètres et les puits résidentiels étudiés dans la présente étude. Les résultats sont majoritairement présentés sous forme de graphiques. Ces derniers montrent l'évolution des paramètres en fonction du temps. L'axe du temps est la date (jour/mois).

Les variations de la conductivité spécifique à 25°C et les concentrations des éléments chimiques précisément les sels (Ca, Na et Cl) et le sulfate sont comparés aux teneurs naturelles du Bouclier Canadien et à certains critères de qualité pour la protection de la vie aquatique. Ce sont les normes de Ryding et Rast qui ont été employées, caractéristiques des lacs eutrophes. Ces seuils visent à protéger les écosystèmes aquatiques des effets attribuables aux activités humaines (Ryding et Rast, 1994; Bergeron et al., 2002). De même, les résultats obtenus sont comparés à ceux effectués par Galvez Cloutier et al (2006 b) pour observer les récentes variations.

Il est mentionné que les valeurs des paramètres physiques et les teneurs en éléments chimiques des eaux souterraines peuvent varier selon les facteurs suivants : la position du point de prélèvement, de la profondeur de la nappe, du système d'écoulement, du temps de résidence, de la composition minéralogique des couches traversées et des phénomènes modificateurs pouvant prendre place dans le système.

5.2.1 Les analyses in situ

Cette partie présente les résultats du pH, de la température, de la conductivité spécifique à 25°C calculée à partir de la conductivité électrique mesurée sur le terrain et sa comparaison avec la conductivité ionique. Cette section se termine par les résultats de l'oxygène dissous. Les résultats sont présentés comme pour la variation des hauteurs piézométriques pour les divers groupes dans l'annexe B.

5.2.1.1 pH

Les variations du pH pour tous les points de prélèvement des eaux souterraines durant toute la période d'échantillonnage sont présentées dans le Tableau B-2 de l'annexe B.

Tout d'abord, au niveau du groupe I, au printemps et plus précisément au mois de mai, une légère augmentation du pH qui varie de 6,5 jusqu'à 8 est remarquée, puis il se stabilise à la valeur 7 pendant l'été et l'automne. Il y'avait donc un passage d'un pH légèrement acide à un pH légèrement basique au printemps et à un pH presque neutre en été et en automne. Ensuite, au niveau du site pilote, le pH varie entre 6,5 et 7,5 depuis le début de l'échantillonnage jusqu'au mois de juin comme le cas des eaux souterraines du groupe I. Après, le pH se situe proche de 7 durant tout l'été et l'automne dans les piézomètres identifiés. Pour les piézomètres du champ agricole où le prélèvement a commencé au mois de juillet, les valeurs de pH gardent la même variation que celle des eaux souterraines du groupe I pendant l'été et l'automne. Quant aux puits résidentiels du groupe IV où l'échantillonnage a débuté le 11 juillet, la variation du pH est plus importante que celle des autres piézomètres. En effet, le pH au puits résidentiel PR1 est presque toujours proche de 8 pendant toute la période de suivi traduisant que le pH est légèrement basique. Au puits résidentiel PR2, ce paramètre passe d'un pH neutre en été à un pH légèrement basique ayant une valeur très proche de 8,5 à l'automne. Au puits résidentiel PR3, le pH était proche d'un pH légèrement acide au cours de l'été puis il s'approche de la neutralité en automne. La variation du pH au puits résidentiel PR4 est l'inverse de celle du puits résidentiel PR2.

D'une manière générale, le pH ne présente pas beaucoup de variation au cours de la période du suivi. Il a toujours une moyenne arithmétique très proche de 7 dans tous points de

prélèvements avec un écart type maximal de 0,55 à l'exception du puits résidentiel PR1 qui montre un pH basique. Toutes les valeurs sont présentées dans le tableau 12.

Tableau 12. Moyennes arithmétiques et écarts-types du pH

	Piézomètre	Moyenne	Écart-type
Groupe I	PiézomètreP1	7,19	0,34
	PiézomètreP5	7,25	0,31
Groupe II (Site pilote)	PiézomètreP2	6,8	0,24
	PiézomètreP3	6,9	0,21
	PiézomètreP4	6,57	0,2
Groupe III (Champ agricole)	PiézomètreP6	7,21	0,14
	PiézomètreP7	7,35	0,14
	PiézomètreP8	7,37	0,08
Groupe IV (Puits résidentiels)	Puits résidentiel PR1	8,8	0,29
	Puits résidentiel PR2	7,85	0,55
	Puits résidentiel PR3	6,19	0,33
	Puits résidentiel PR4	7,59	0,48

Dans la majorité des mesures effectuées, le pH des eaux souterraines étudiées, des piézomètres et des puits résidentiels était toujours proche de la neutralité comme les eaux naturelles. Les variations les plus importantes enregistrées aux puits résidentiels PR2 et PR4 s'expliquent par des facteurs qui ont perturbé l'équilibre chimique des eaux souterraines avec augmentation ou diminution des ions H⁺. Ces facteurs sont les variations du niveau piézométrique des eaux souterraines soit par les précipitations soit par l'exploitation des niveaux d'eau pour des usages résidentiels. Les pH basiques enregistrés montrent probablement la présence des ions carbonate, bicarbonate et des hydroxydes en fortes concentrations qui augmentent le caractère basique de l'eau alors que les pH acides mesurés témoignent de la présence des acides minéraux libres et de l'acide carbonique qui augmentent l'acidité de l'eau (Bergeron, 2002).

5.2.1.2 Conductivité spécifique à 25°C

C'est la conductivité spécifique à 25 degrés Celsius qui a été employée et non la conductivité électrique puisque cette dernière varie en fonction de la température de l'électrolyte utilisée. Les résultats obtenus sont comparés au seuil de qualité de MDDEFP

qui est fixé à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les eaux de surface du Bouclier Canadien. Au-delà de cette valeur, les eaux de surfaces sont affectées par les sels de déglacement.

Les résultats de la variation de ce paramètre sont présentés dans le tableau B-5 de l'annexe B. D'après les mesures effectuées, la conductivité spécifique se situe entre 250 et 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sur les 12 points d'échantillonnage, 8 points (66%) dépassent le seuil. Les valeurs les plus élevées sont celles qui correspondent au piézomètre P4 dans le système de traitement et le puits résidentiel PR4 localisé à proximité de la décharge du lac. Ces valeurs sont situées généralement entre 1000 et 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Les Figures 24, 25, 26 et 27 exposent la variation de la conductivité spécifique à 25°C pendant la période d'étude allant du mois d'avril au mois de novembre 2013 pour tous les groupes indiqués (ceux de tableau 10).

- Groupe I :

La conductivité spécifique à 25°C dépasse la valeur limite à partir du début de l'été. En effet, la conductivité au piézomètre P1 augmente progressivement de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en avril à 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à mi-automne puis elle commence à diminuer jusqu'à mois de novembre, ce qui traduit un écart type très élevé (Figure 24). Par contre, au niveau du piézomètre P5, une augmentation progressive de ce paramètre de 200 à 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ est prononcée du printemps jusqu'en juillet et elle est suivie d'une diminution jusqu'à la fin de l'échantillonnage en dépassant toujours le critère de qualité. Ces fortes variations peuvent s'expliquer par un enrichissement ionique continu en éléments majeurs au cours du temps à cause de la fonte et l'infiltration de la neige riche en sels au printemps. L'augmentation de la conductivité au piézomètre P1 (piézomètre de référence situé en amont de l'autoroute) est fortement liée à un enrichissement en ions autres que les sels, par exemple le bicarbonate.

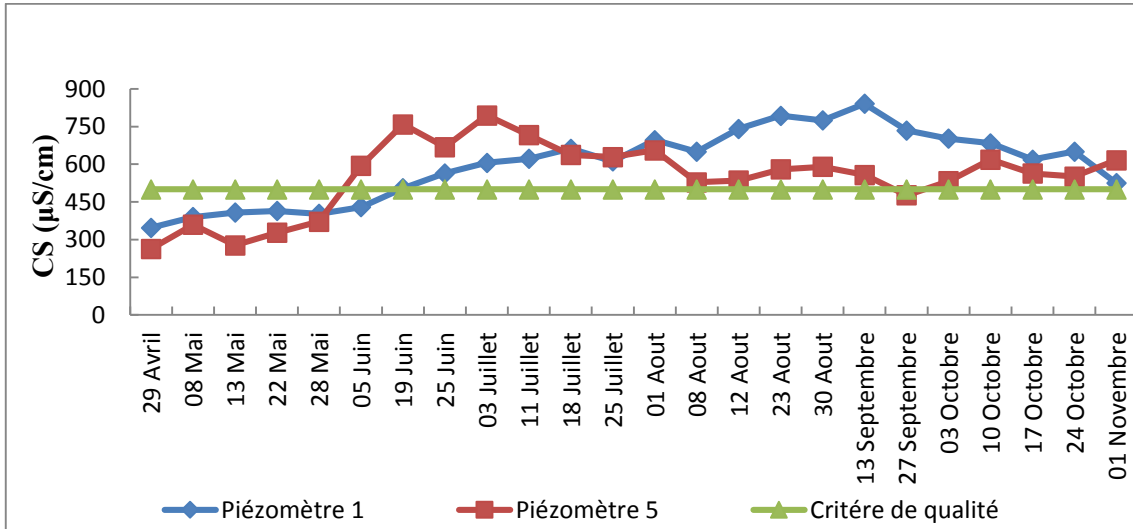


Figure 24. Variation de la conductivité spécifique aux piézomètres P1 et P5

- Groupe II :

La conductivité dans le système pilote excède toujours le seuil de qualité durant toute la période du suivi surtout au niveau du piézomètre P4 près du bassin de décantation, avec un écart très élevé. Les piézomètres P2, P3 et P4 présentent une augmentation remarquable de ce paramètre surtout à mi- été. Cette augmentation brutale dans le système peut s'expliquer par l'infiltration locale des eaux de ruissellement routier riches en sels de déglacage.

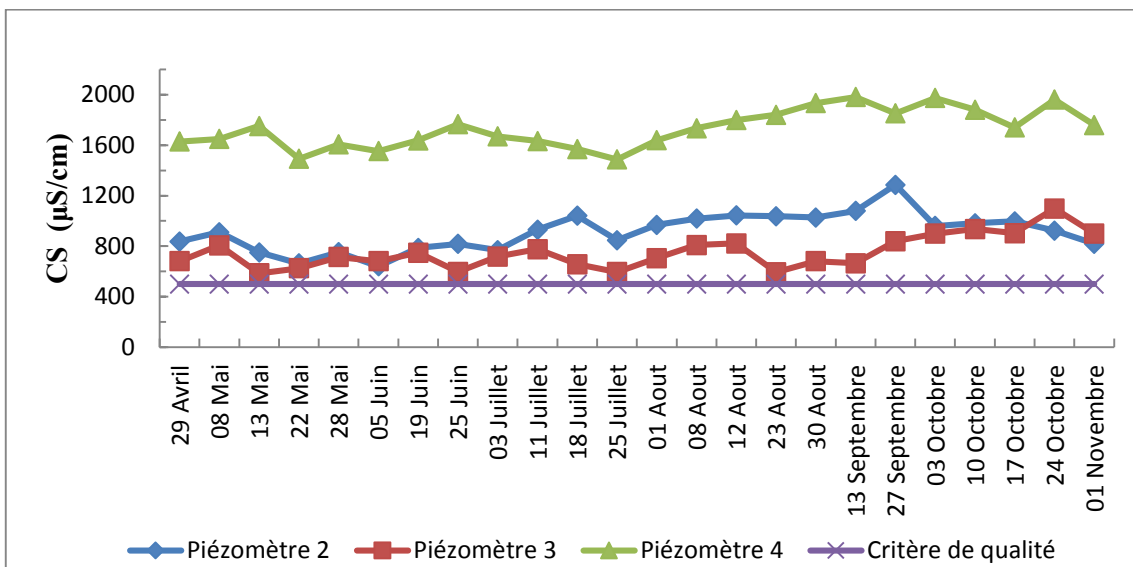


Figure 25. Variation de la conductivité spécifique dans le site pilote

- Groupe III :

Les faibles valeurs pour la conductivité spécifique ont été mesurées dans la partie agricole. Elles sont globalement inférieures au seuil de qualité. Elles montrent que la conductivité a tendance à augmenter en été et à l'automne comme dans le cas des piézomètres du groupe I. Cependant, la conductivité dépasse légèrement le critère de qualité en quelques points.

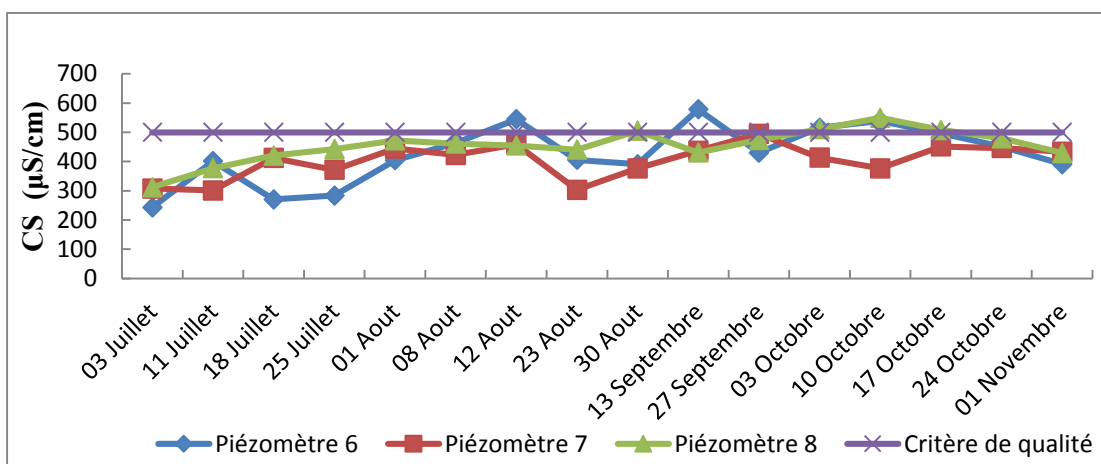


Figure 26. Variation de la conductivité spécifique dans le champ agricole

- Groupe IV :

Dans le cas des puits résidentiels, la conductivité spécifique dans le puits résidentiel PR1 est tout le temps stable et inférieure au critère de qualité par opposition aux autres puits résidentiels. Au niveau du puits résidentiel PR3, la variation de la conductivité ne présente pas beaucoup de variation. Elle se situe généralement entre 600µS/cm et 800µS/cm. Toutefois, dans le cas du puits résidentiel PR2, la conductivité diminue progressivement de 800 µS/cm au début de juillet au deçà de 400 µS/cm à la fin de l'été et au début de l'automne. Le puits résidentiel PR4 présente l'inverse de celui de PR2, la conductivité augmente brutalement de 600 µS/cm à la fin de l'été et au début de l'automne à 1000µS/cm avec une chute remarquable au début du mois d'octobre. Cette allure de variation est identique à celle du pH. Ces variations peuvent s'expliquer par un enrichissement en sels de déglacage qui commence après la fonte de la neige au cours du printemps et se poursuit jusqu'à l'automne. La faible conductivité spécifique enregistrée au puits résidentiel PR3 est

fortement liée à une dilution par les précipitations. Ceci est problématique car la précipitation touche tous les puits résidentiels.

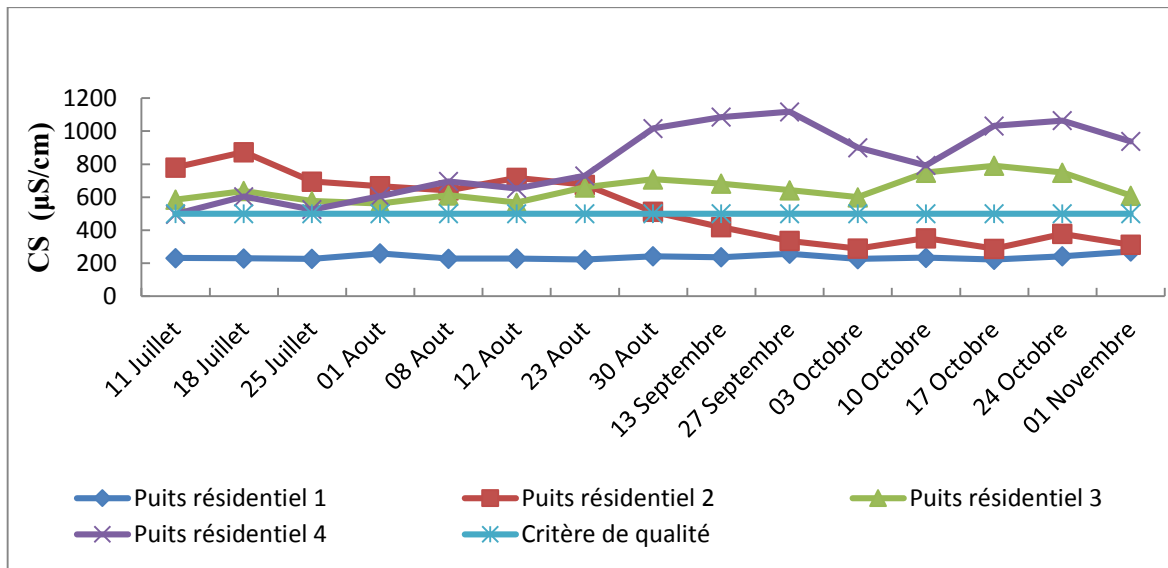


Figure 27. Variation de la conductivité spécifique aux puits résidentiels

Généralement, les valeurs relevées pour ces piézomètres et puits résidentiels traduisent une augmentation progressive de la conductivité spécifique à partir du mois d'avril. Ce phénomène se manifeste au début du printemps ou il y'avait fonte de la neige riche en sels. Ces derniers vont traverser la zone non saturé du sol puis au cours de la saison d'été, en raison de l'augmentation de la température ambiante qui accélère le processus d'évaporation, ce qui a pour effet de concentrer les sels et d'augmenter la conductivité. À l'automne, par contre, ces concentrations diminuent graduellement jusqu'à des valeurs qui, malgré cela, dépassent encore le seuil de qualité recommandé par le MDDEFP.

Le tableau 13 présente les moyennes arithmétiques et les écarts types pour la conductivité spécifique et la conductivité ionique qui ont été calculées à partir des tableaux B-5 et B-6 de l'annexe B. La comparaison de ces deux paramètres a montré que les valeurs sont proches avec une légère différence résultant des erreurs de calcul.

Tableau 13. Moyennes et écarts-types de la conductivité spécifique et de la conductivité ionique

	Piézomètre	Conductivité spécifique (µS/cm)		Conductivité ionique (µS/cm)	
		Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type
Groupe I (P1 et P5)	Piézomètre P1	598,89	142,11	653,5	122,21
	Piézomètre P5	550,11	142,14	552,13	91,03
Groupe II (Site pilote)	Piézomètre P2	911,88	148,99	968,57	72,67
	Piézomètre P3	751,5	130,96	847,07	118,68
	Piézomètre P4	1731,12	148,96	1827,14	106,42
Groupe III (Champ agricole)	Piézomètre P6	425,56	99,05	436,76	80,39
	Piézomètre P7	403,24	58,83	410,1	64,92
	Piézomètre P8	454,35	56,6	455,81	64,32
Groupe IV (Puits résidentiels)	Puits résidentiel PR1	237,16	14,8	254,17	20,53
	Puits résidentiel PR2	528,75	200,86	503,92	121,22
	Puits résidentiel PR3	648,82	72,77	555,44	52,06
	Puits résidentiel PR4	817,03	217,03	836,71	220,39

La comparaison des résultats de la conductivité spécifique obtenus avec ceux de Galvez Cloutier et al.(2006 b)(Tableau4), montre que la construction du site pilote a réduit les valeurs élevées au piézomètre P4 à 36%. La conductivité spécifique dans le champ agricole et au piézomètre P5 a gardé presque les mêmes valeurs. Au niveau du puits résidentiel PR3, les valeurs de conductivité étaient significativement plus faibles au cours de l'année 2006 qu'au cours du récent échantillonnage ce qui laisse supposer qu'il y'avait une augmentation de l'apport du contenant ionique dans les eaux souterraines.

5.2.1.3 Température

La variation de ce paramètre est présentée dans le tableau B-4 de l'annexe B.

Durant la campagne d'échantillonnage effectuée au printemps et au début de l'été dans les piézomètres allant de P1 à P5, la température de l'eau souterraine était située entre 5° et 9° à cause de l'emmagasinement de froid pendant tout l'hiver. Alors qu'en été et à l'automne, la température était stabilisée entre 10° et 14° dans tous les points d'échantillonnage. Avec la fin de l'automne, la température avait tendance à diminuer de nouveau mais elle n'a jamais descendu en dessous de 0°.

5.2.1.4 Oxygène dissous

Les résultats obtenus pour ce paramètre sont montrés dans le tableau B-8 de l'annexe B. Il indique que la teneur en oxygène dissous était toujours faible dans les eaux souterraines. Ces conditions sont tout à fait normales pour des eaux souterraines mal aérées à cause de la présence des couches de sol limitant le flux d'oxygène. La teneur en oxygène dissous est inférieure à 5 ppm dans la majorité des cas à l'exception du puits résidentiel PR3 qui est bien aéré. Les autres puits résidentiels et piézomètres sont mal aérés puisque le niveau piézométrique était presque toujours en dessous de 1m de profondeur d'après les mesures faites.

En conclusion, les teneurs en oxygène dissous semblent être en étroite relation avec les changements du niveau piézométrique. La précipitation engendre l'augmentation du niveau piézométrique grâce à l'infiltration de l'eau et par conséquent les eaux souterraines seront bien aérées d'où la teneur de ce paramètre a tendance à augmenter.

5.2.2 Les analyses en laboratoire

Dans cette partie, la première étape sert à étudier les faciès chimiques des eaux souterraines échantillonnées des différents points de prélèvement et définir les interactions entre les éléments majeurs. La deuxième étape consiste au suivi de ces derniers comme dans le cas des paramètres physiques de l'eau, le pH et la conductivité spécifique.

5.2.2.1 Faciès chimique des eaux souterraines

Afin de faciliter l'interprétation de la composition chimique des eaux souterraines ou faciès chimique, le bilan ionique a été établi à partir des moyennes arithmétiques des concentrations des éléments chimiques exprimés en ppm qui sont converties par la suite en méq/l. Ces résultats sont présentés dans le tableau E-1 de l'annexe E. En effet, la somme des concentrations en anions doit être égale à celles des cations. Les anions sont représentés essentiellement par le chlorure, le bicarbonate et le sulfate alors que les cations regroupent notamment le calcium, le sodium, le magnésium et le potassium. Les graphiques ci-dessous sont destinés à assurer une comparaison entre les concentrations des divers éléments majeurs et apporter des renseignements pour l'étude de la chimie des eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin.

Les faciès chimiques sont présentés en diagramme sectoriel. Les cations majeurs (Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} et K^+) occupent le demi-cercle droit tandis que les anions majeurs (HCO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-}) occupent le demi-cercle gauche. Ces diagrammes permettent de faire ressortir graphiquement les cations et les anions prédominants et de caractériser par conséquent l'eau pour les divers groupes.

Au niveau du groupe I, le calcium est le cation dominant avec un pourcentage qui dépasse les 30 %. Le sodium et le magnésium sont présents presque avec le même pourcentage alors que le potassium est généralement négligeable tel qu'il est présenté dans les figures 28 et 29. En ce qui concerne les anions, la dominance absolue de l'ion bicarbonate dans les deux piézomètres est remarquée ainsi que la présence de l'ion chlorure avec un pourcentage variant entre 1 et 20%. Le faciès chimique attribué alors aux eaux souterraines du piézomètre P1 est bicarbonaté - calcique, alors que pour les eaux souterraines du piézomètre P5, le faciès chimique est à la fois bicarbonaté – calcique et chloruré-sodique. Le pourcentage en chlorure élevé au piézomètre P5 s'explique par sa position très proche de la voie de service principale où il y avait utilisation des sels de déglaceage. Ainsi, au niveau du piézomètre P1 situé en amont de l'autoroute 40, la présence du chlorure avec un faible pourcentage montre l'absence de l'infiltration des eaux de ruissellement vu que ce piézomètre est situé en amont hydraulique de l'écoulement souterrain et la rétention des eaux ruissellement dans les fossés.

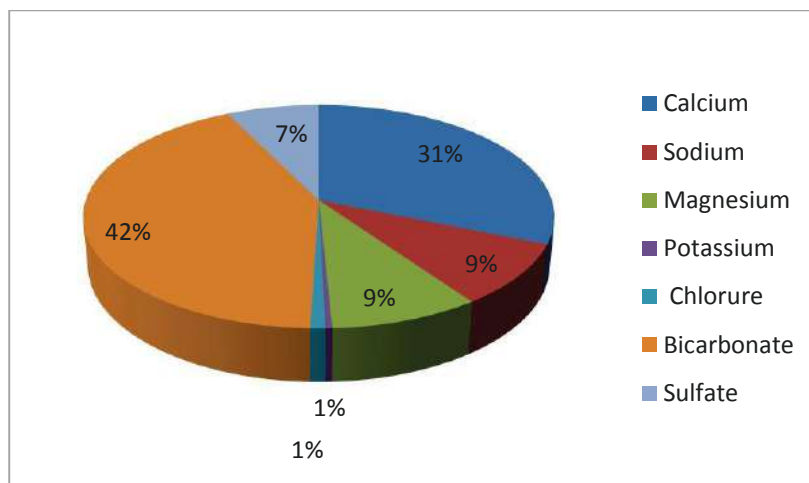


Figure 28. Faciès chimique bicarbonaté - calcique des eaux souterraines au piézomètre P1

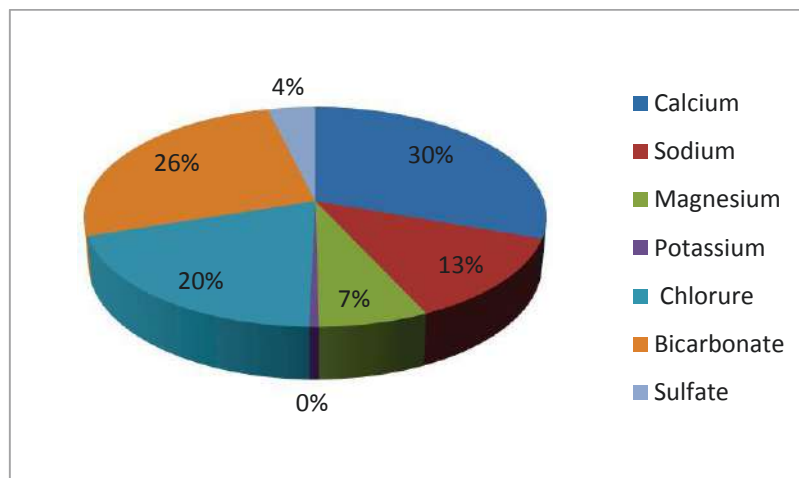


Figure 29. Faciès chimiques bicarbonaté - calcique et chloruré - sodique des eaux souterraines au piézomètre P5

En ce qui concerne le groupe II, les figures 30 et 31 indiquent que les eaux souterraines des piézomètres P2 et P3 ont presque le même faciès chimique, différent de celui du piézomètre P4. Ils ont donc le même lien de parenté chimique. En effet, le calcium est présent avec un pourcentage aux alentours de 35%, le sodium et le magnésium sont caractérisés par un pourcentage de 7 % et le potassium est négligeable. Pour les anions, le bicarbonate domine le sulfate et le chlorure. Leur faciès chimique est donc bicarbonaté-calcique comme le cas du piézomètre P1. La localisation du piézomètre P3 montre possiblement l'efficacité du marais épuratoire adapté construit (MECA) dans la rétention du chlorure dans le site pilote. Le piézomètre P4, ayant une charge ionique très élevée par rapport aux autres points de prélèvement, montre un enrichissement en sodium et en chlorure avec la même proportion de 13% comme il est indiqué dans la figure 32. Par conséquent, les faciès chimiques bicarbonaté-calcique et chloruré-sodique sont attribués aux eaux souterraines du piézomètre P4 situé près du bassin de décantation. L'acquisition du dernier faciès est justifiée probablement par l'infiltration des eaux de ruissellement routier riches en sels dans le site pilote.

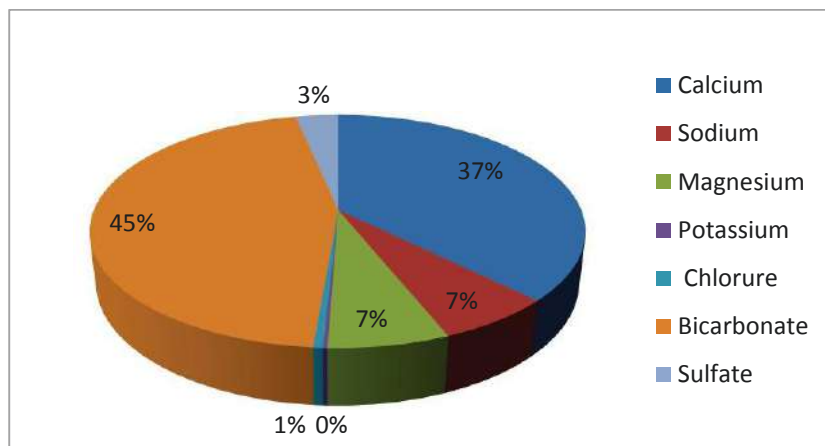


Figure 30. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P2

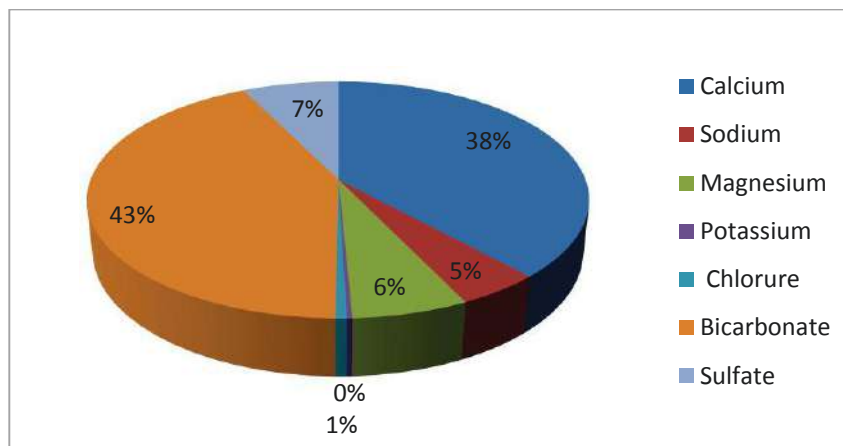


Figure 31. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P3

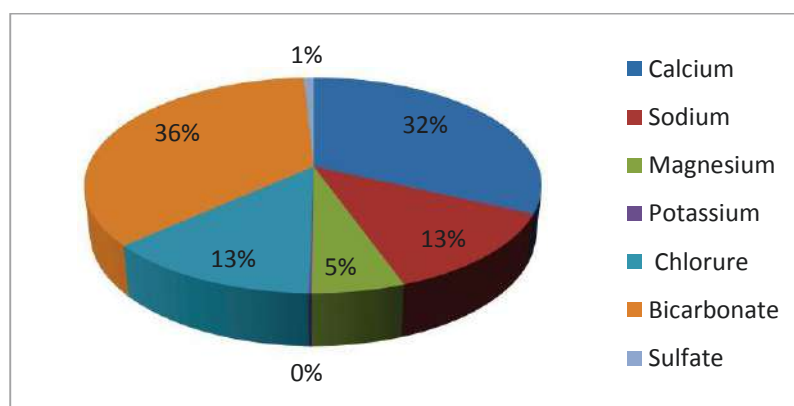


Figure 32. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au piézomètre P4

Les piézomètres localisés dans le champ agricole, ceux du groupe III, montrent les mêmes indications pour les cations que les autres piézomètres (groupes I et II). Le calcium est toujours le cation dominant et l'ion bicarbonate reste toujours l'anion dominant. Le sulfate domine le chlorure tel qu'il est présenté dans les figures 33, 34 et 35 et un déséquilibre ionique a été observé au piézomètre P8. Les eaux souterraines des piézomètres du champ agricole sont par conséquent caractérisées par un faciès bicarbonaté-calcique comme les piézomètres P1, P2 et P3.

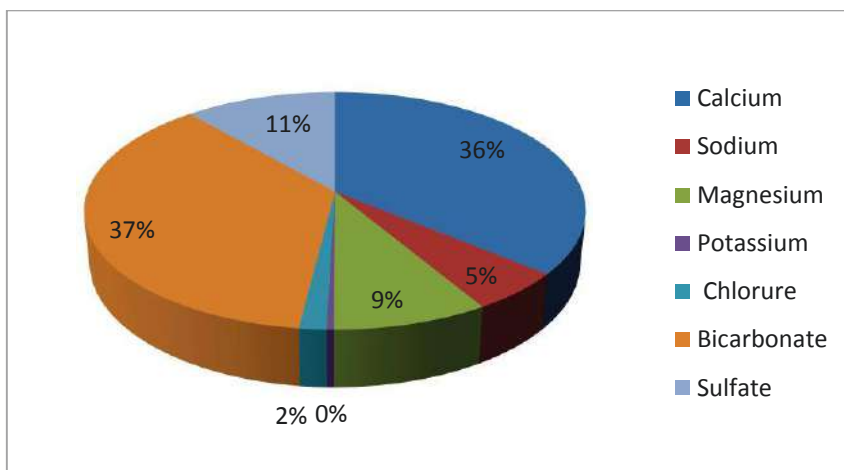


Figure 33. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P6

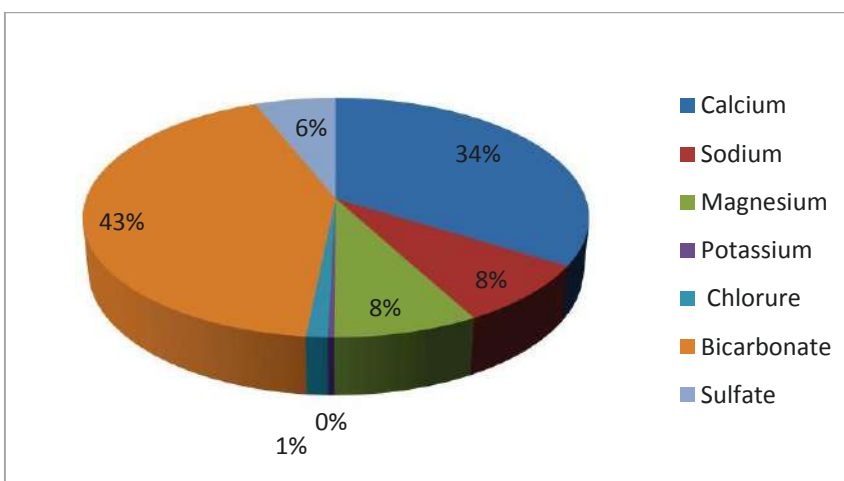


Figure 34. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P7

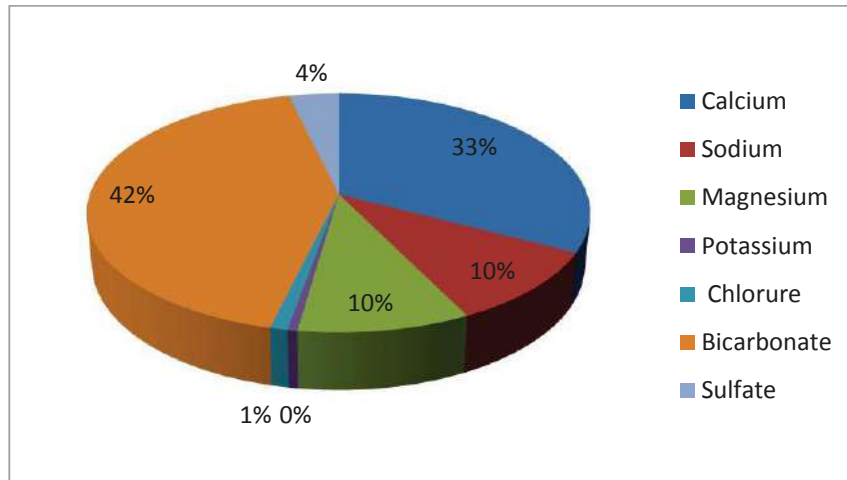


Figure 35. Faciès chimique bicarbonaté – calcique des eaux souterraines au piézomètre P8

Quant au groupe IV, les figures 36, 37, 38 et 39 traduisent que le faciès chimique est différent par rapport à tous les piézomètres. Un déséquilibre ionique a été identifié au puits résidentiel PR4. D’abord, le sodium est dominant dans tous les puits résidentiels à l’exception du puits résidentiel PR4. Le calcium est présent en deuxième lieu et il est dominant par rapport au magnésium et potassium. De même, pour les anions, il y’avait dominance du chlorure par rapport au bicarbonate et au sulfate. Par conséquent, deux faciès chimiques caractérisent les puits résidentiels, l’un est chloruré-sodique et l’autre est bicarbonaté-calcique tel que le cas du piézomètre P4. Les mécanismes responsables dans l’acquisition de ces deux faciès chimiques sont détaillés ultérieurement dans la partie interactions entre les éléments chimiques.

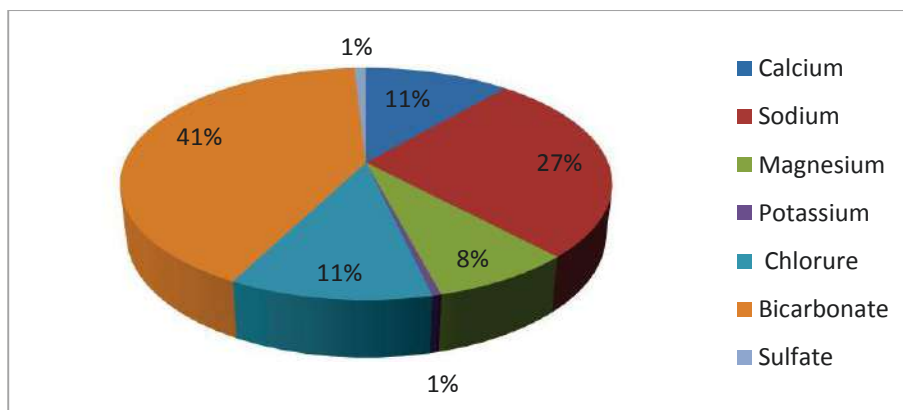


Figure 36. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au puits résidentiel PR1

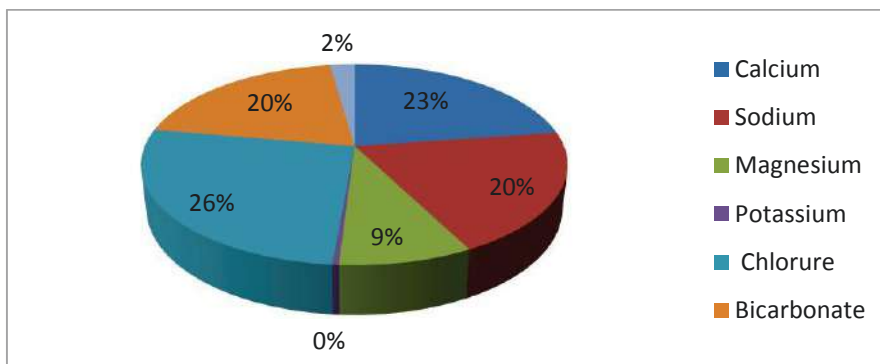


Figure 37. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au puits résidentiel PR2

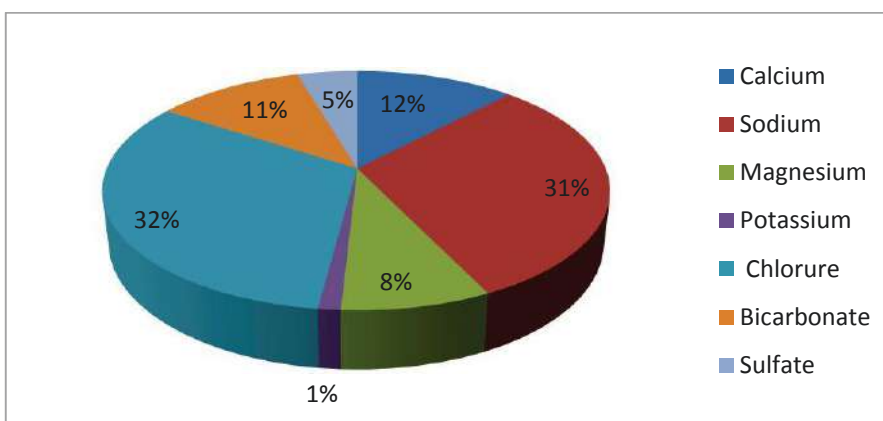


Figure 38. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au puits résidentiel PR3

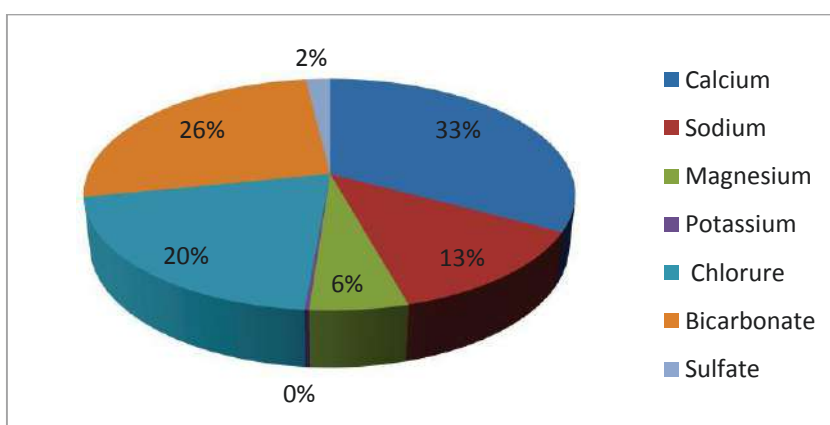


Figure 39. Faciès chimiques bicarbonaté – calcique et chloruré – sodique des eaux souterraines au puits résidentiel PR4

Pour récapituler, l'application de ces diagrammes a montré les faits suivants:

- Avec l'utilisation des sels de déglacage, une forte concentration en sodium devrait être enregistrée dans tous les points affectés par les sels mais réellement c'est l'inverse qui a été trouvé,
- La dominance des ions sodium aux puits résidentiels PR1, PR2 et PR3 s'explique probablement par leur localisation à proximité de la route,
- L'anion chlorure est surtout présent avec un pourcentage non négligeable dans les piézomètres P4 et P5 et pour tous les puits résidentiels. Ceci montre bien que le chlorure a été dissous et a été infiltré en aval vers la nappe surtout dans les endroits où il y'a utilisation de sels de déglacage.
- La présence de l'ion chlorure avec faible concentration est très remarquée pour les piézomètres situés dans le champ agricole ainsi qu'aux piézomètres P1, P2 et P3 du site pilote. Elle est probablement due à la rétention des eaux de ruissellement de l'autoroute dans les fossés empêchant l'infiltration des sels dans les sols et leur localisation en amont hydraulique de l'écoulement souterrain (Champ agricole et P1). Aux piézomètres P2 et P3 du site pilote, l'absence du chlorure est fort probablement due à sa rétention dans le système pilote de traitement des eaux de ruissellement routier.

En conclusion, le faciès bicarbonaté-calcique caractérise la majorité des eaux souterraines du bassin versant. Des processus de dissolution des minéraux carbonatés dans le sol sont responsables des valeurs plus élevées en Ca et en HCO_3 . (Castelli, 2012).

De même, l'acquisition d'un faciès Chloruré-Sodique est causée par l'apport anthropique par les sels de déglacage.

5.2.2.2 Corrélations entre les éléments chimiques

La chimie des eaux souterraines est généralement tributaire de deux facteurs fondamentaux à savoir, le type de matériaux en contact avec l'eau (interaction eau-roche) et le temps de contact. En effet, un nombre important de phénomènes et de réactions chimiques peuvent affecter les caractéristiques géochimiques des eaux souterraines notamment les réactions

acido-basiques, les réactions d'oxydoréduction, la précipitation, la dissolution des minéraux, l'adsorption et l'échanges d'ions.

Sur le tableau 14, on a reporté la matrice de corrélation par régression linéaire appliquée aux données des eaux souterraines du bassin versant de lac Saint-Augustin présentées dans le tableau

E-1 de l'annexe E. Les forts coefficients de corrélation entre les différentes variables sont indiqués en gras. On remarque que:

- Le chlorure est bien corrélé avec le sodium. La forte corrélation entre ces deux éléments, montre que leur origine est commune, c'est l'épandage des sels de déglacage.
- Une forte corrélation entre le calcium et le bicarbonate.
- Une forte corrélation entre le calcium et le magnésium.
- Une forte corrélation entre le magnésium et le bicarbonate.
- Une faible corrélation entre le calcium et le chlorure.
- Une faible corrélation entre le sodium et le bicarbonate.
- Et une faible corrélation entre la conductivité spécifique et le chlorure.

Tableau 14. Matrice des corrélations entre les éléments chimiques

	Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	pH	CS
Ca ²⁺	1								
Na ⁺	0,22	1							
Mg ²⁺	0,84	0,4	1						
K ⁺	0,02	0,35	0,06	1					
HCO ₃ ⁻	0,93	0,17	0,83	0	1				
Cl ⁻	0,11	0,83	0,19	0,26	0,04	1			
SO ₄ ²⁻	0,03	0,16	0,02	0,01	0,03	0,2	1		
pH	0,2	0,22	0,35	0,58	0,19	0,01	0,16	1	
CS	0,92	0,48	0,91	0,03	0,85	0,3	0,01	0,28	1

❖ Corrélation $[\text{Na}^+]$ versus $[\text{Cl}^-]$

La bonne corrélation entre les teneurs en sodium et celle du chlorure, présentée dans la figure 40, plaide en faveur la mise en solution des sels de déglacage.

Jusqu'à des concentrations de 2 méq/l où le rapport (Na/Cl) est supérieur qu'à 1, les points sont très dispersés ce qui indique pour l'eau souterraine non contaminée, il y'a toujours une certaine concentration Na^+ et Cl^- qui ne provient pas des sels mais probablement des minéraux présents dans le sol tel que l'altération des phyllosilicates. À des concentrations plus élevées, les valeurs observées proviennent surtout de la migration des sels de déglacage. Toutefois au lieu d'avoir une relation 1 pour 1 entre Na et Cl, on note une diminution sensible de Na^+ par rapport Cl^- vu que le chlorure est très mobile. Le processus qui peut expliquer cette différence est l'échange ionique qui s'effectue entre le sodium et les cations divalents (calcium ou magnésium) dans les minéraux argileux pour maintenir sa neutralité (Gélinas et Locat, 1988, Howard et al., 1993). Cet échange se fait selon la réaction suivante :

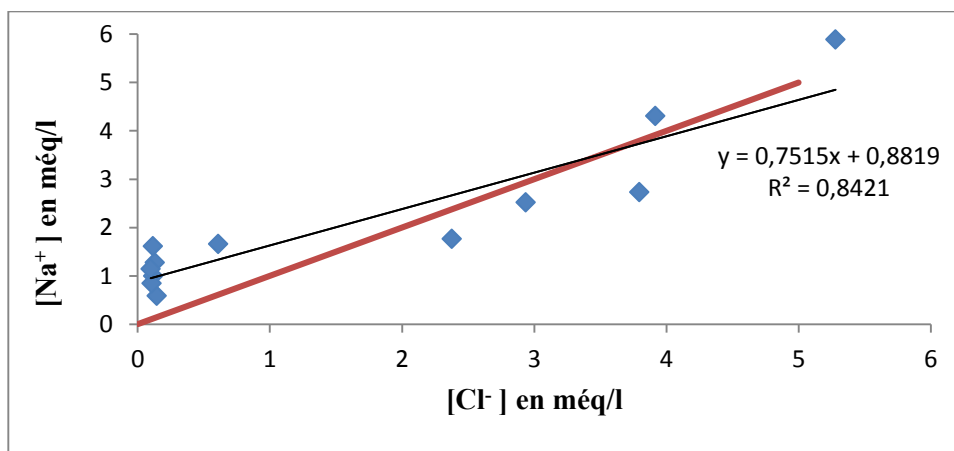
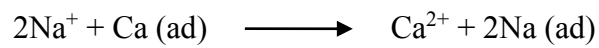


Figure 40. Corrélation $[\text{Na}^+]$ vs $[\text{Cl}^-]$

❖ Corrélation $[\text{Ca}^{2+}]$ versus $[\text{HCO}_3^-]$

Pour la corrélation Ca^{2+} versus HCO_3^- présentée dans la figure 41, la majorité des points sont presque tous situés sur la droite de dissolution de la calcite témoignant que le calcium

et le bicarbonate ont la même origine. Ceci démontre leur origine commune qui est la dissolution des minéraux carbonatés (Cloutier, 2004).

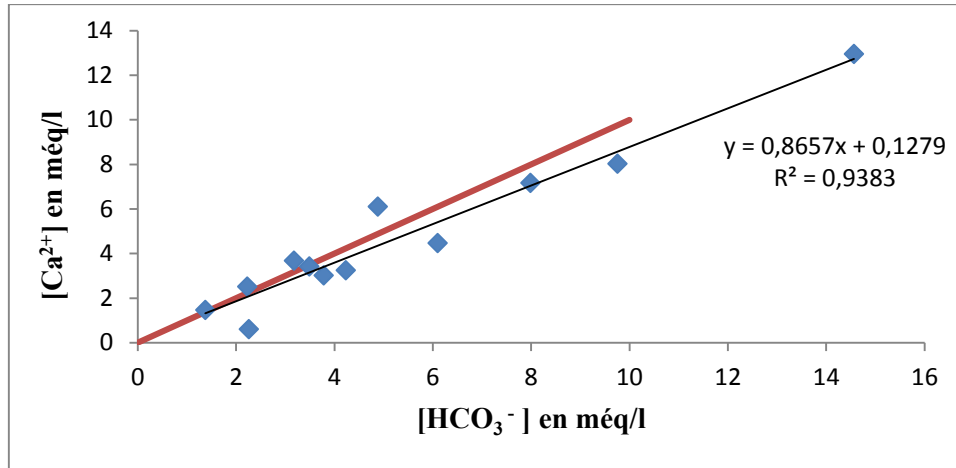


Figure 41. Corrélation [Ca²⁺] vs [HCO₃⁻]

❖ **Corrélation [Mg²⁺] versus [Ca²⁺]**

La corrélation entre ces deux éléments montre que tous les échantillons prélevés sont situés en dessous de la droite de pente 1 selon la figure 42. Elle témoigne ainsi d'un excès en calcium par rapport au magnésium. L'accroissement en calcium se fait naturellement soit la dissolution de roches carbonatées ou par la mise en solution de roches gypseuses (CaSO₄). La dernière hypothèse est cependant à rejeter vu l'absence d'évaporites en subsurface et la faible corrélation entre le calcium et le sulfate.

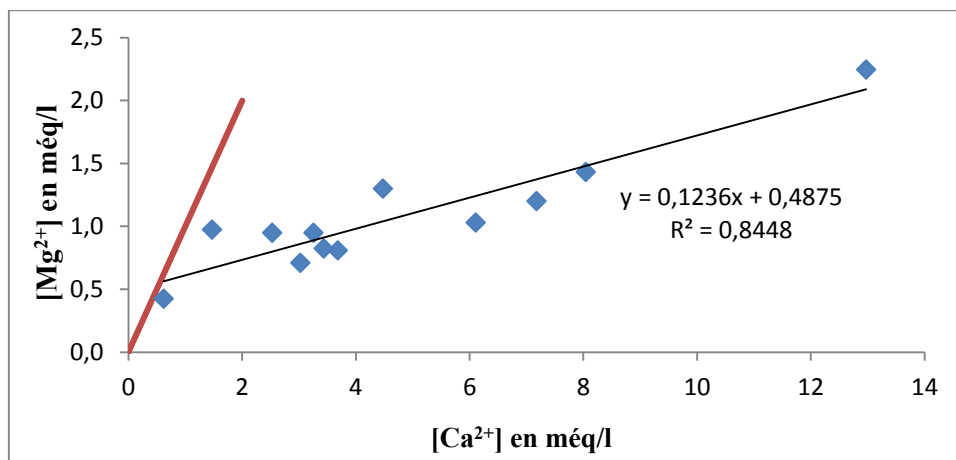


Figure 42. Corrélation [Mg²⁺] vs [Ca²⁺]

❖ Corrélation $[Mg^{2+}]$ versus $[HCO_3^-]$

La bonne corrélation Mg^{2+} versus HCO_3^- tel qu'il est présenté dans la figure 43 est due grâce aux fortes corrélations qui existent d'une part entre le calcium versus magnésium et d'autre part entre le calcium et le bicarbonate. Le bicarbonate est toujours en excès par rapport magnésium. Ce graphique permet de mettre en évidence la dissolution de la dolomite et l'échange de base entre le magnésium et le sodium. La dolomite se dissout en libérant des carbonates suivant les deux équations ci-dessous et réagit en présence des ions H^+ (Castelli, 2012):

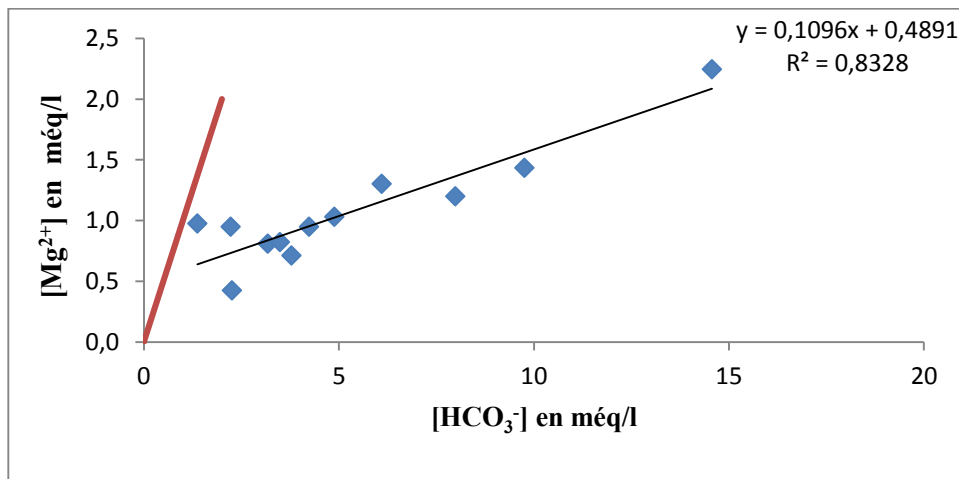
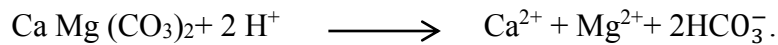
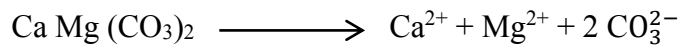


Figure 43. Corrélation $[Mg^{2+}]$ vs $[HCO_3^-]$

Il est bien connu que le déplacement de l'eau ayant des teneurs élevées en sels dans un aquifère se manifeste par un faciès de type $NaHCO_3$ dont le processus est l'échange de cations entre le calcium et le sodium (Appello, 1994). L'absence de ce faciès dans le cas de cette étude est probablement liée que l'ion bicarbonate présente des sites de sorption échangeuses de cations à pH neutre plus facile avec le magnésium qu'avec le sodium.

❖ Corrélation $[Cl^-]$ versus $([Na^+] + [Ca^{2+}])$

La corrélation entre le calcium et le chlorure est très faible tel qu'il est montré dans le Tableau 14 donc la corrélation entre la somme du calcium et sodium versus chlorure sera

faible. Ceci permet de comprendre que les Na-Cl sont majoritairement utilisés comme sels de déglacage.

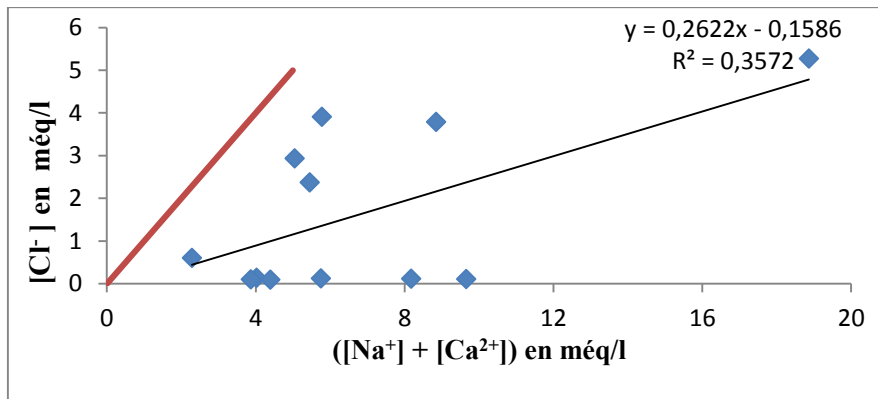


Figure 44. Corrélation ($[Na^+] + [Ca^{2+}]$) vs $[Cl^-]$

❖ **Corrélation CS versus ($[Na^+] + [Ca^{2+}] + [Cl^-]$)**

D'après la figure 45, une excellente corrélation est obtenue entre la somme des ions des sels de déglacage en méq/l et la conductivité spécifique. La faible corrélation entre le chlorure et la conductivité spécifique ($R^2=0,3$) permet de montrer qu'à salinité faible, l'ensemble des ions contenus dans l'eau souterraine contrôle la conductivité spécifique de l'eau principalement le calcium et le bicarbonate puisqu'ils sont bien corrélés avec la conductivité (voir tableau 14).

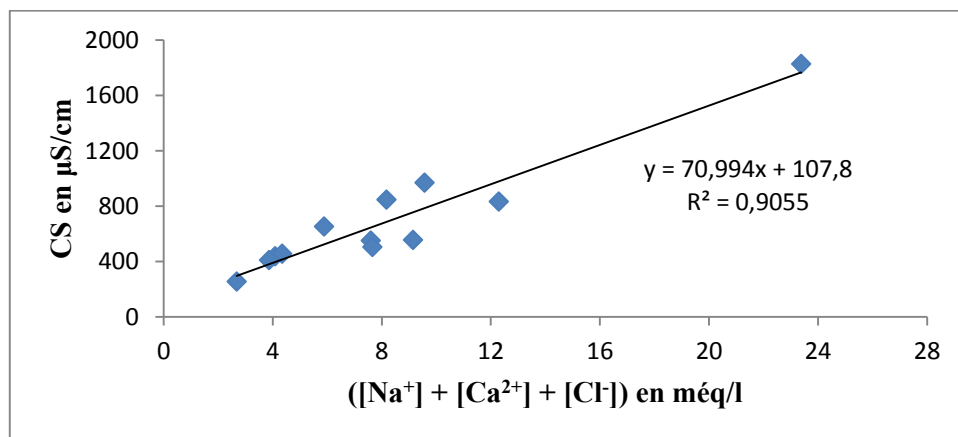


Figure 45. Corrélation CS vs ($[Na^+] + [Ca^{2+}] + [Cl^-]$)

❖ **Corrélation ($[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]$) versus ($[HCO_3^-] + [SO_4^{2-}]$)**

La mise en évidence de la dissolution peut être prouvée par la relation de la somme $[Ca^{2+}]$ et $[Mg^{2+}]$ versus la somme de $[HCO_3^-]$ et $[SO_4^{2-}]$ présentée sur la figure 46. La majorité des points sont alignés autour de la droite de pente 1. Ceci peut confirmer que l'acquisition d'un faciès bicarbonaté calcique est le résultat de la dissolution de la calcite, de la magnésite et de la dolomite.

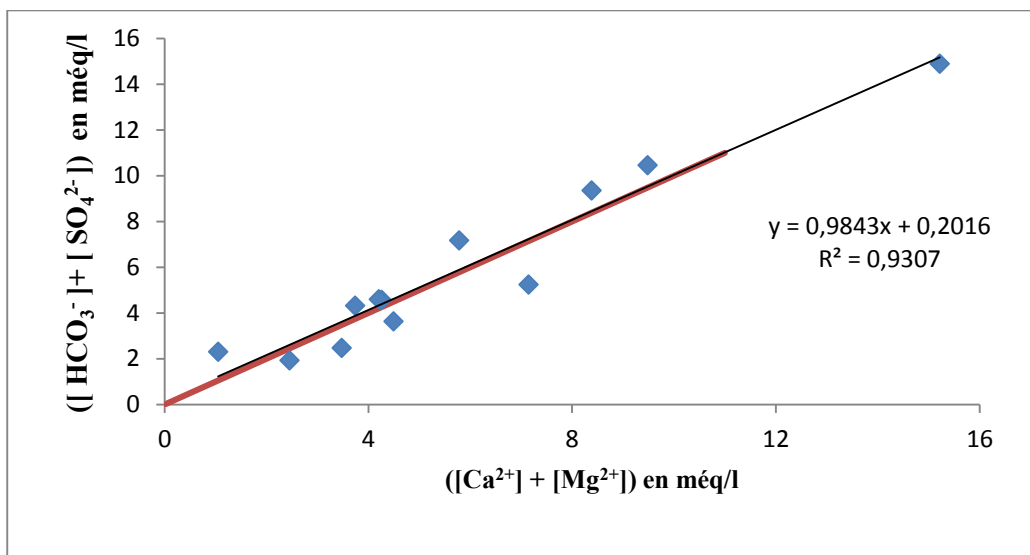


Figure 46. Corrélation ($[HCO_3^-] + [SO_4^{2-}]$) vs ($[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]$)

❖ **Corrélation ($[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] - ([HCO_3^-] + [SO_4^{2-}])$) versus ($[Na^+] + [K^+] - [Cl^-]$)**

L'échange de base est un processus qui s'effectue essentiellement dans les minéraux argileux. Ce phénomène a été mis en évidence par la corrélation NaCl. Ce phénomène peut être aussi mis en évidence par la relation $[(Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (HCO_3^- + SO_4^{2-})]$ en fonction de $[(Na^+ + K^+) - Cl^-]$ représentée sur la figure 47. Cette relation met l'accent uniquement sur les réactions pouvant exister entre les minéraux argileux et la solution. L'opération de soustraction réalisée entre les deux paramètres ($P = [(Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (HCO_3^- + SO_4^{2-})]$) et P' : $[(Na^+ + K^+) - Cl^-]$ permet de se débarrasser des ions issus éventuellement d'autres réactions de dissolution des minéraux carbonatés et évaporitiques (Abid, 2010).

La figure 47 montre qu'un certain nombre de points s'alignent suivant la droite de pente -1 ce qui traduit que l'échange de base dans les minéraux argileux contrôle la modulation des concentrations du sodium.

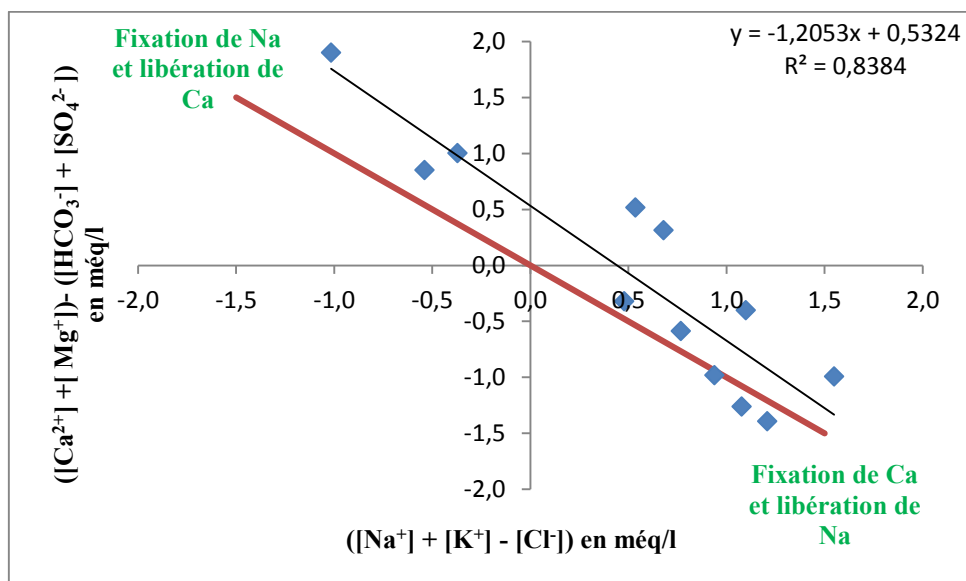


Figure 47. Corrélation $([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]) - ([HCO_3^-] + [SO_4^{2-}])$ vs $([Na^+] + [K^+] - [Cl^-])$

En conclusion, les résultats retenus des diverses analyses chimiques ont permis, d'une part, d'évaluer la qualité des eaux souterraines et d'autre part ils ont servi pour la détermination des processus géochimiques responsables de la minéralisation des eaux. L'étude des diagrammes sectoriels montrent que les faciès chimiques sont essentiellement de deux types : bicarbonaté-calcique et chloruré-sodique. L'acquisition du premier faciès est probablement due à la dissolution des minéraux carbonatés alors que le deuxième faciès est acquis suite à l'utilisation des sels de déglacage. Les échanges ioniques entre le sodium et le calcium et les autres cations bivalents qui s'effectuent dans la zone non saturée, en particulier les réactions d'échange de base, résultats directs des processus de sorption et de désorption permettent de modérer les concentrations en sodium par opposition au chlorure qui est mobile et il n'est pas soumis aux processus d'adsorption.

5.2.2.3 Dosage des anions solubles

Tous les résultats obtenus concernant les concentrations des anions solubles et les nutriments sont présentés dans les tableaux de l'annexe C. Ils sont comparés à plusieurs critères permettant de déterminer à partir de quel point on peut parler de contamination des eaux souterraines.

❖ Chlorure

Les résultats obtenus pour les différents groupes sont présentés dans le tableau C-1 de l'annexe C et ils sont comparés à la fois au critère de qualité du MDDEFP (critères de Ryding et Rast pour les lacs eutrophes) fixé à 100 ppm et à la valeur attribuée au Bouclier Canadien fixée à 10 ppm. En effet, les concentrations en chlorure trouvées dans les eaux souterraines des piézomètres sont de l'ordre de 3 à 200ppm alors que celles provenant des puits résidentiels présentent des valeurs variant entre 20 et 200 ppm.

▪ Groupe I:

Le piézomètre P1 situé en amont de l'autoroute - 40 représente un piézomètre de référence. La figure 48 montre pour le piézomètre P1, une concentration moyenne en chlorure, fixe autour de 5 ppm, qui est toujours en dessous du critère du MDDEFP et du Bouclier Canadien. Par contre, le piézomètre P5 dépasse la valeur attribuée au Bouclier Canadien et montre deux paniers de variations. Un premier panier représenté par une augmentation progressive de la concentration en chlorure de 40 à 160 ppm depuis le début d'échantillonnage jusqu'à mi-juin en dépassant le critère du MDDEFP, et un deuxième panier représenté par un abaissement de la concentration jusqu'à la fin d'échantillonnage en s'approchant de la valeur initiale (Figure 48). Cette variation est fortement liée à la localisation du piézomètre P5 à la proximité de la route principale du lac. En effet, la fonte et l'infiltration de la neige riche en sels, qui a commencé au printemps et s'est poursuivie jusqu'à la fin de l'été, a enrichi les eaux souterraines en chlorure. Alors que pendant l'automne, les précipitations continuent à diluer les concentrations en chlorures. Cette observation est confirmée par la présence de l'ion sodium en concentration élevée.

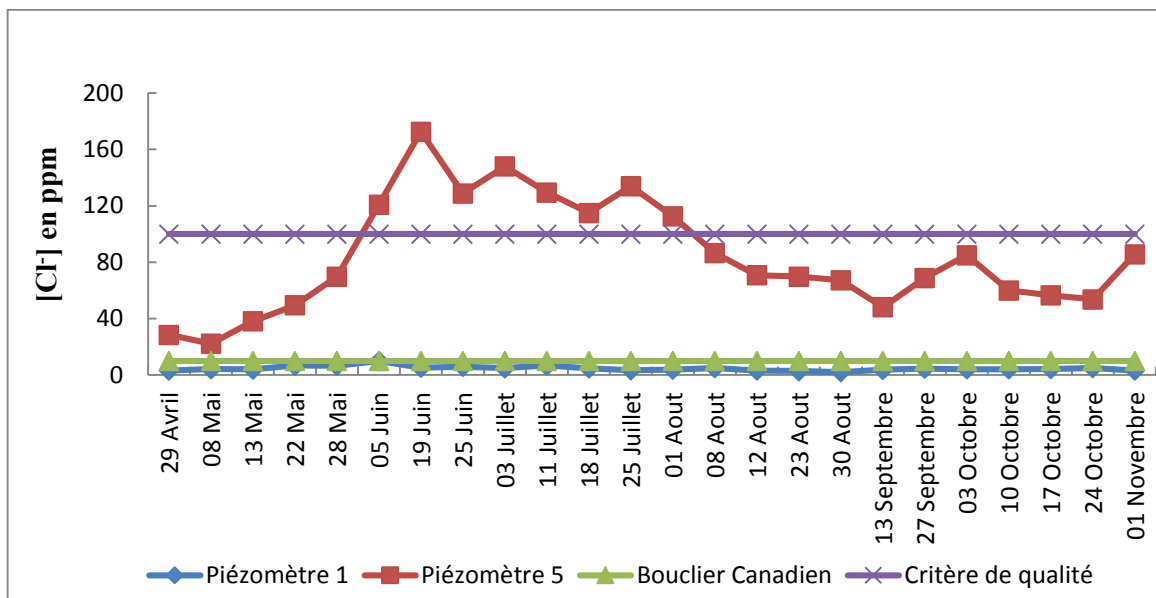


Figure 48. Variation de la concentration en chlorure aux piézomètres P1 et P5

- Groupe II :

De faibles concentrations sont mesurées aux piézomètres P2 et P3 ayant des valeurs proches de celles du piézomètre P1. Elles sont inférieures au critère du bouclier Canadien et celui du MDDEFP. En revanche, la concentration en chlorure au niveau du piézomètre P4 dépasse largement le critère du MDDEFP. La variation de cette dernière montre deux allures de variation: la première est représentée par une augmentation progressive de la concentration de 150 ppm à 260 ppm ou un pic au début du mois de juillet a été enregistré. Au-delà de ce dernier, une deuxième allure montre que la concentration diminue progressivement jusqu'à atteindre la valeur initiale mais avec plusieurs fluctuations telles qu'il est présenté dans la figure 49. La forte concentration en chlorure au P4 peut être liée à l'intrusion des eaux salées à partir du bassin d'homogénéisation.

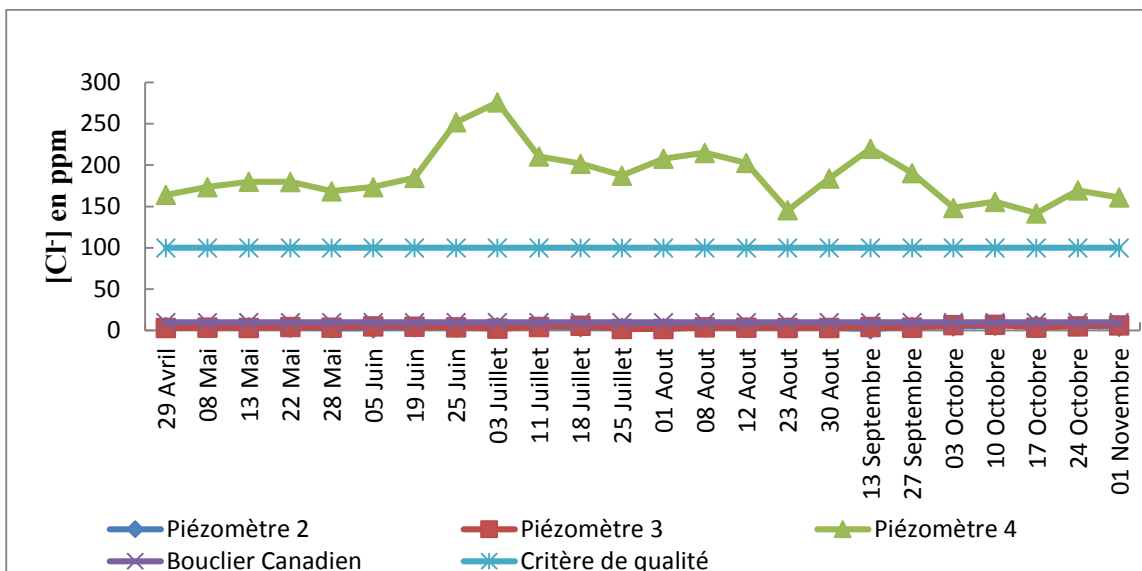


Figure 49. Variation de la concentration en chlorure dans le site pilote

▪ Groupe III :

Les concentrations en chlorure dans les piézomètres du site pilote sont inférieures au critère du Bouclier Canadien et du MDDEFP. Elles sont présentées dans la figure 50. En effet, elles sont faibles par rapport aux autres points d'échantillonnage. Elles varient entre 2 et 10 ppm et montrent une légère augmentation en été et une stabilisation à la fin de l'été et pendant tout l'automne. Les concentrations en chlorure de ce groupe sont proches de celles des piézomètres P1, P2 et P3.

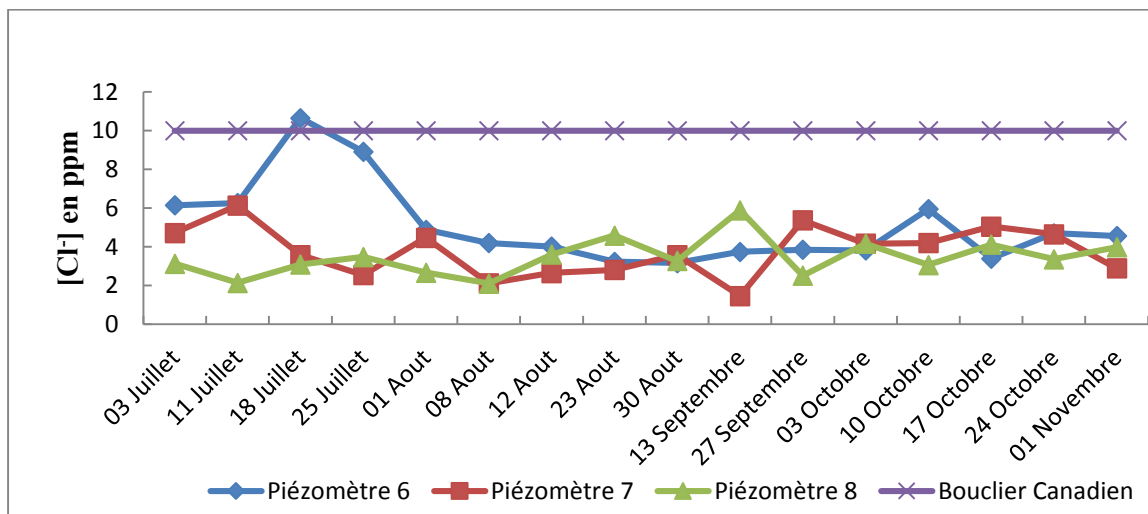


Figure 50. Variation de la concentration en chlorure dans le champ agricole

- Groupe IV :

La figure 51 présente les variations des concentrations du chlorure pour le groupe IV. Elle traduit que toutes les concentrations en chlorure dans tous les puits dépassent la valeur attribuée au Bouclier Canadien et le critère du MDDEFP à l'exception du puits résidentiel PR1. En effet, ce dernier montre une concentration stable à 20 ppm qui est très proche de celle du piézomètre P1 situé en amont de l'autoroute. La concentration en chlorure au puits résidentiel PR3 a une tendance à une faible augmentation qui varie entre 130 et 170 ppm remarquée en automne. Les variations les plus spectaculaires ont été observées pour le cas des puits résidentiels PR2 et PR4. Ils présentent 3 paliers de variations et montrent une variation antagoniste à partir de mi-août. En effet, le puits résidentiel PR2 montre un premier palier ou la concentration en chlorure est proche de 150 ppm durant presque tout l'été. Ce palier est suivi d'une chute qui se poursuit jusqu'à la fin de l'été ou il atteint les 50 ppm. Un dernier palier horizontal pendant tout l'automne est représenté par une concentration en dessous du critère de qualité. Quant au puits résidentiel PR4, il présente l'inverse de celui du PR2. La concentration en chlorure est en dessous du critère de qualité durant presque tout l'été avec une concentration proche de 70 ppm. Pendant l'automne, elle se stabilise à peu près à 180 ppm. Ces fortes variations peuvent être expliquées par une dilution partielle causée par les précipitations engendrant une diminution de la profondeur d'eau. Cette variation nous rappelle la variation du pH et celle de la conductivité spécifique.

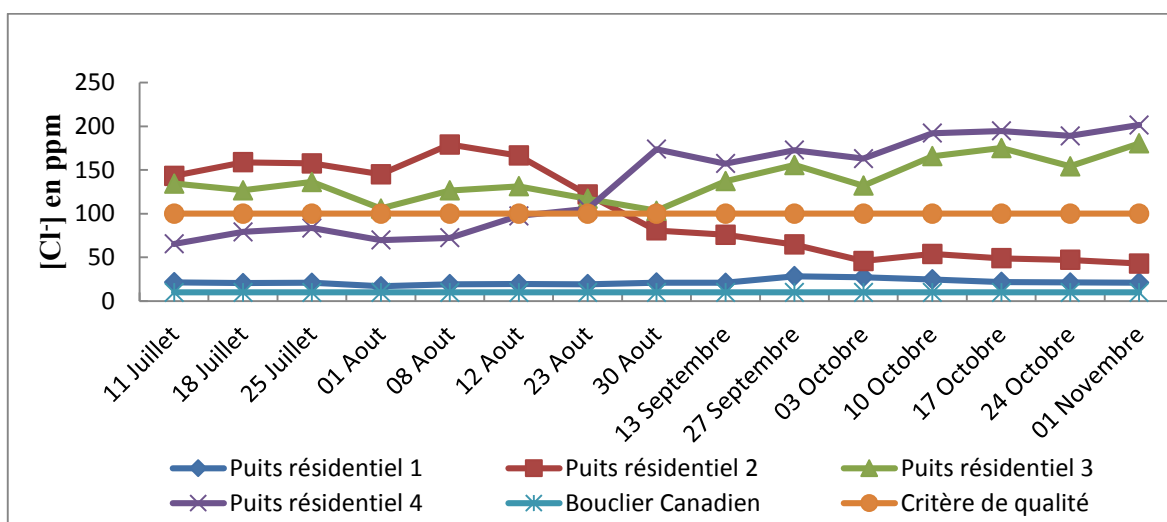


Figure 51. Variation de la concentration en chlorure aux puits résidentiels

La comparaison des résultats obtenus à ceux de Galvez cloutier (2006 b) a révélé que le piézomètre P1 a toujours gardé sa concentration. La construction du site pilote a réduit la concentration en chlorure dans l'eau souterraine au piézomètre P4 avec un rapport de 80%. Les piézomètres du champ agricole ont gardé presque les mêmes valeurs. Par contre la concentration au piézomètre P5 et au puits résidentiel PR3, la concentration est 5 fois supérieure aux valeurs antérieures.

❖ **Bicarbonate**

Toutes les concentrations en bicarbonate pour tous les groupes sont présentés dans le tableau C-2 de l'annexe C.

- Groupe I :

Dans le cas des piézomètres P1 et P5, le tableau C-2 traduit qu'il y avait une augmentation progressive de la concentration en bicarbonate depuis la période d'échantillonnage jusqu'à la fin de l'été pour P1 et mi-automne pour le piézomètre P5. À partir de ces dates les concentrations diminuent légèrement à la fin du mois d'octobre.

- Groupe II :

Dans le système de rétention, l'évolution est identique à celles des piézomètres P1 et P5 sauf que la concentration est plus élevée. Elle est pratiquement en moyenne proche de 300 ppm au piézomètre P2, proche de 250 ppm au piézomètre P3. Au piézomètre P4, c'est la concentration la plus élevée qui a été enregistrée avec une moyenne de 450 ppm.

- Groupe III :

La variation des concentrations en bicarbonate dans la partie agricole montre une augmentation continue avec le temps variant de 50 à 150 ppm durant toute la période du suivi pour tous les piézomètres. La variation de la concentration en bicarbonate est presque identique à celle du piézomètre P1 situé en amont de l'autoroute-40.

- Groupe IV :

Les puits résidentiels PR1, PR2 et PR3 montrent de faibles fluctuations pour la concentration en bicarbonate. Néanmoins, la concentration en bicarbonate au niveau du

puits résidentiel PR4 tend à augmenter progressivement depuis la fin de l'été jusqu'à l'automne.

❖ Sulfate

Les résultats obtenus pour les différentes concentrations en sulfate sont présentés dans le tableau C-3 de l'annexe C. Elles étaient tous inférieures à la valeur critique pour la protection de la vie aquatique qui est fixée à 300 ppm.

▪ Groupe I :

Selon la figure 52, la variation de la concentration en sulfate au piézomètre P1 montre une augmentation progressive de 10 ppm depuis le début d'échantillonnage à 80 ppm à mi-automne. Ceci est probablement dû à un apport en sulfate par la dissolution de ces derniers dans le sol. Quant au piézomètre P5, on note une augmentation progressive de la concentration jusqu'à mi-juillet. À partir de cette date, la concentration commence à diminuer de 40 à 10 ppm à la fin de la période de prélèvement. La variation de la concentration en sulfate pour ce groupe est presque identique à celle du bicarbonate.

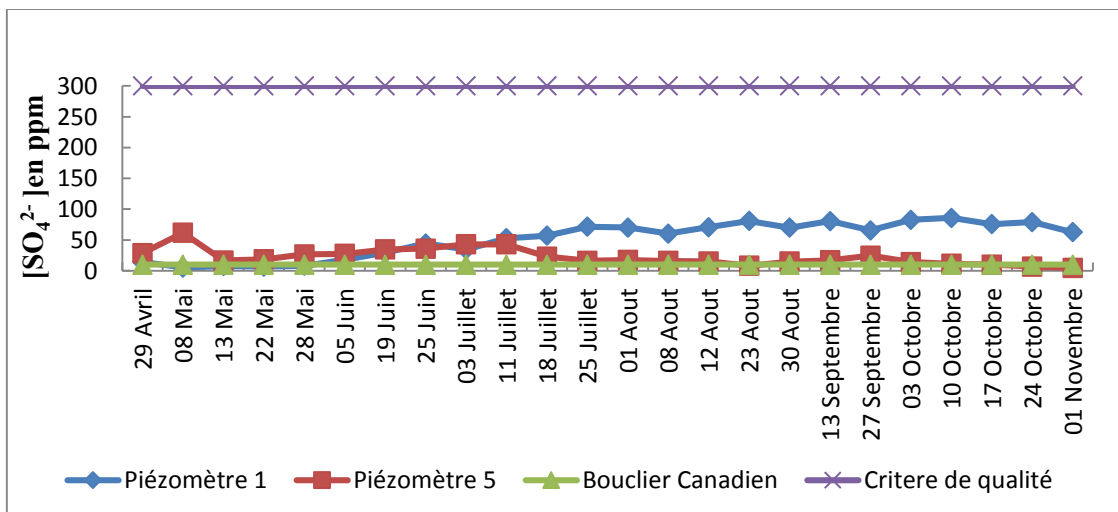


Figure 52. Variation de la concentration en sulfate aux piézomètres P1 et P5

▪ Groupe II :

Les concentrations en sulfate dans les piézomètres du système pilote sont présentées dans la figure 53. En effet, le piézomètre P4 se caractérise par une faible concentration en sulfate en dessous de 20 ppm. Les piézomètres P2 et P3 montrent aussi une variation très complexe

au cours de la période d'échantillonnage. En effet, on a remarqué au printemps une diminution de la teneur en sulfate au piézomètre P3 et une valeur constante pour le piézomètre P2. Au cours de l'été, une première augmentation de la teneur en sulfate à 60 ppm est suivie d'une deuxième augmentation où la concentration s'est doublée dans le cas du piézomètre P3. Alors que dans le cas du piézomètre P2, on note plusieurs fluctuations pendant l'été et l'automne. Ceci peut être expliqué par l'influence des variations du niveau piézométrique puisqu'il y avait des fluctuations. En fait, une baisse du niveau piézométrique peut indiquer probablement une augmentation de la teneur en sulfate alors que la hausse de ce niveau par les précipitations peut indiquer une dilution de la teneur en cet élément chimique.

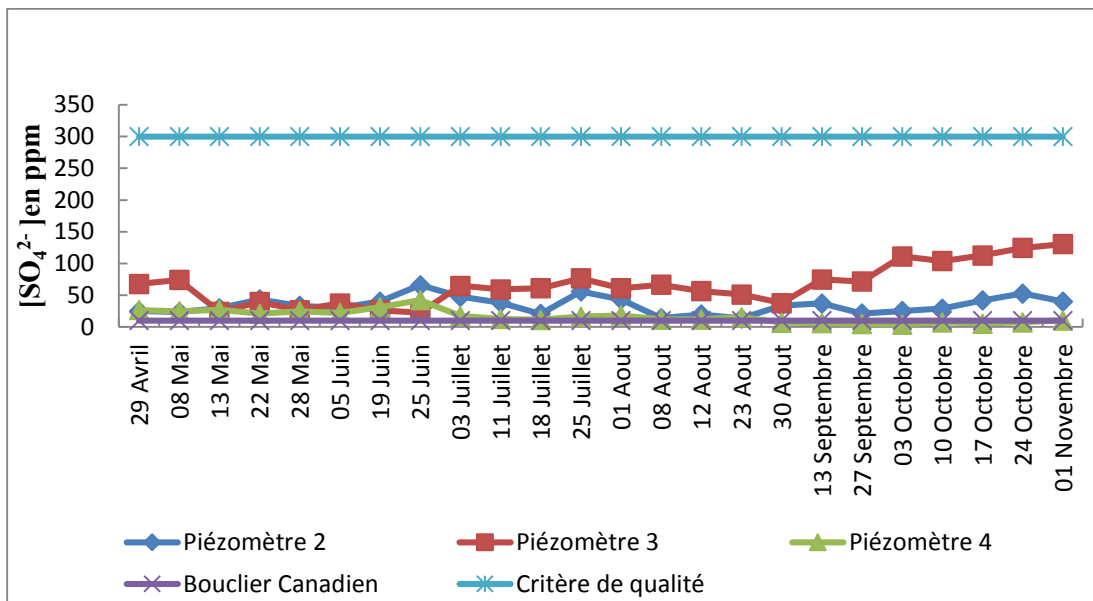


Figure 53. Variation de la concentration en sulfate dans le site pilote

- Groupe III :

Selon la figure 54, pour les piézomètres P7 et P8, les variations des teneurs en sulfate sont identiques et elles sont inférieures à 40 ppm au cours de la période de suivi. Elles sont caractérisées par une baisse remarquable de la teneur en sulfate au mois d'Août puis revient à la teneur initiale. La variation la plus importante a été observée au piézomètre P6. En effet, on remarque une augmentation de la concentration en sulfate de 21ppm depuis le début d'échantillonnage à 70 ppm jusqu'à mi-août. Cette augmentation est suivie d'une

baisse à 50 ppm jusqu'à la fin du mois de septembre. Cette phase est poursuivie d'une dernière augmentation de la teneur en sulfate puis d'une baisse de la concentration.

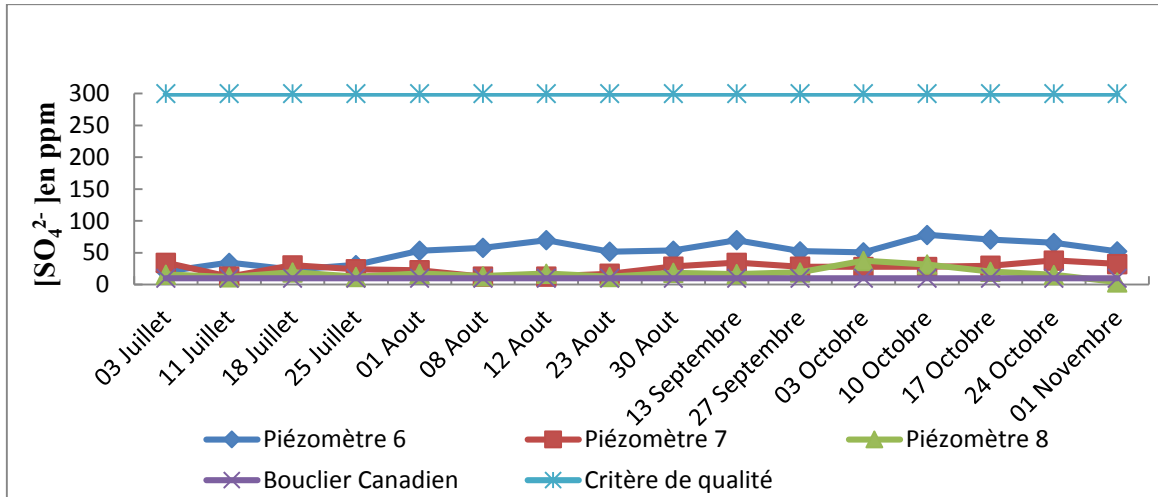


Figure 54. Variation de la concentration en sulfate dans le champ agricole

- Groupe IV :

D'après la figure 55, les concentrations en sulfate pour les puits résidentiels sont faibles au cours de la saison estivale et l'automne.

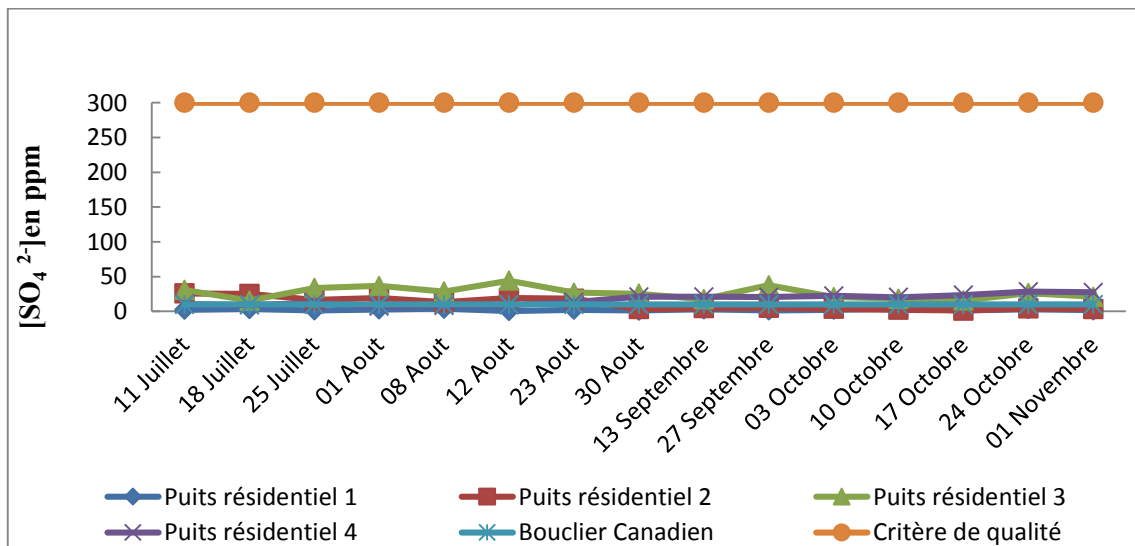


Figure 55. Variation de la concentration en sulfate aux puits résidentiels

Les valeurs enregistrées au cours de la campagne d'échantillonnage dans le champ agricole pour le sulfate sont presque identiques à ceux de Galvez Cloutier et al, (2006 b). Par

opposition, au niveau du piézomètre P5 et du puits résidentiel PR3 les concentrations se sont multipliées par un rapport de 1,5.

❖ **Nitrate et nitrite**

La présence de ces deux éléments chimiques est considérée comme un indicateur de pollution d'origine anthropique. Elle est liée généralement à l'utilisation des pesticides dans l'agriculture.

L'analyse des nitrates et des nitrites dans les eaux échantillonnées est présentée dans les tableaux C-4 et C-5 de l'annexe C. Ils montrent que les concentrations sont majoritairement difficiles à détecter par la HPLC. Elles sont pratiquement inférieures à la limite de détection et par conséquent aux critères de la qualité du MDDEFP. Les concentrations au dessus de la limite de détection ont été enregistrées précisément au niveau du piézomètre P6 du champ agricole et au puits résidentiel PR3. Ces teneurs peuvent être expliquées par l'enrichissement des eaux de précipitations en ces éléments grâce à la présence de matière organique dans le sol et aux conditions de ce milieu.

En conclusion, les eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin ne sont contaminées ni par les nitrates ni par les nitrites.

❖ **Phosphate**

La présence de l'ion phosphate dans les eaux souterraines est due généralement à l'utilisation des engrais phosphatés dans l'agriculture. Cet élément est en général difficile à être détecté par la HPLC. Les concentrations obtenues sont présentées dans le tableau C-6 de l'annexe C. Elles sont dans la plupart des cas inférieures à la limite de détection de la HPLC. Ces résultats permettent de démontrer que les eaux souterraines du bassin versant étudié sont très pauvres en cet élément chimique.

5.2.2.4 Phosphore soluble

Concernant le phosphore soluble, les concentrations trouvées sont présentées dans le tableau C-7 de l'annexe C. Ce tableau indique que presque la totalité des concentrations sont inférieures à la limite de détection qui est égale à 10 ppb, à l'exception du puits

résidentiel PR3. Toutefois, une faible augmentation de la concentration en cet élément en été et à l'automne a été observée. La variation des concentrations de cet élément chimique pour tous les groupes est la suivante :

- Groupe I :

Dans la partie amont de l'autoroute 40 ainsi que dans sa partie aval, le phosphore est quasiment absent. La variation de cet élément est identique pour les piézomètres de ce groupe ce qui nous laisse penser aussi que ces deux piézomètres sont situés dans un milieu ayant la même lithologie.

- Groupe II :

Dans le système de rétention, l'augmentation de la concentration en phosphore est remarquée en été et au début de l'automne. Elle est due probablement à sa lente infiltration puisqu'il est retenu par plusieurs mécanismes physiques dans le sol. Les faibles teneurs enregistrées en phosphore peuvent indiquer l'efficacité du site pilote dans la rétention du phosphore.

- Groupe III:

C'est dans cette partie du bassin versant où on comptait avoir le maximum de phosphore puisque c'est une zone agricole où on a utilisé souvent les engrais phosphatés. Les résultats ainsi obtenus, montrent des concentrations trop faibles avec une augmentation légère en automne. L'allure de la variation est presque identique pour tous les piézomètres du même groupe. Ceci permet de démontrer que ces piézomètres sont situés dans un même milieu de même lithologie.

- Groupe IV :

Dans ce dernier groupe, le puits résidentiel PR3 présente l'endroit ayant la concentration maximale en phosphore. Cette situation est due probablement à l'utilisation des engrais phosphatés pour des usages résidentiels.

Le tableau 15 présente les moyennes arithmétiques des concentrations du phosphore soluble ainsi que les écarts-type pour tous les piézomètres et les puits résidentiels. Comme il est présenté précédemment, c'est le puits résidentiel PR3 qui montre la plus forte concentration trouvée en phosphore avec un écart-type aussi bien élevé.

Tableau 15. Moyennes et écarts-types des concentrations en phosphore soluble

	Piézomètre	Moyenne en ppb	Écart-type en ppb
Groupe I (P1 et P5)	Piézomètre P1	1,85	1,10
	Piézomètre P5	3,28	1,56
Groupe II (Site pilote)	Piézomètre P2	4,06	2,51
	Piézomètre P3	3,41	3,26
	Piézomètre P4	2,43	1,59
Groupe III (Champ agricole)	Piézomètre P6	2,07	1,05
	Piézomètre P7	1,55	0,77
	Piézomètre P8	1,21	0,76
Groupe IV (Puits résidentiels)	Puits résidentiel PR1	0,99	0,68
	Puits résidentiel PR2	1,74	1,36
	Puits résidentiel PR3	16,78	12,26
	Puits résidentiel PR4	1,36	0,66

En conclusion, la concentration en phosphate et en phosphore enregistrée dans les eaux souterraines est trop faible par rapport à celle indiquée dans Galvez et al (2011). Ceci traduit en premier lieu la capacité du sol à retenir le phosphore et de son lent relargage en été et en automne. Le phosphore semble être précipité dans le sol sous la forme calcium-phosphore et phosphore - forme colloïdale grâce à la présence de CaCO₃ en concentration élevée dans les eaux souterraines. En deuxième lieu, dans le cadre de la gestion du phosphore dans le bassin versant, des mesures et des actions ont été prises (Galvez-Cloutier, 2010). Elles sont représentées par la mise à la norme des fosses septiques des résidences et probablement par le choix adéquat des fertilisants dans l'agriculture. Ces corrections ont beaucoup réduit la concentration du phosphore dans les eaux souterraines. On déduit par conséquent, que le phosphore dans l'eau du lac Saint-Augustin provient uniquement de son relargage à partir des sédiments du lac avec l'apport des eaux souterraines non contaminées par ce nutriment.

5.2.2.5 Dosage des cations solubles

Toutes les concentrations obtenues dans notre étude que ce soit pour le sodium et le calcium ont été supérieures à celles du Bouclier Canadien fixé à 10 ppm. Aussi, les résultats obtenus ont été comparés aux critères de qualité de MDDEFP (Ryding et Rast, 1994) dont les valeurs attribuées respectivement au calcium et au sodium sont 100 ppm et 70 ppm.

❖ Calcium

Les concentrations en calcium pour les différents groupes sont présentées dans le tableau D-1 de l'annexe D.

▪ Groupe I :

D'après la figure 56, on remarque bien une augmentation de la concentration du calcium pour les deux piézomètres, depuis l'échantillonnage jusqu'à la fin du printemps ou la concentration passe de 40 à 90 ppm. Au cours de l'été et l'automne, la concentration en calcium pour le piézomètre P5 est presque constante, en dessous du critère de qualité alors qu'au niveau du piézomètre P1 la concentration continue à augmenter et dépasse le critère de qualité à la fin de l'été et durant tout l'automne.

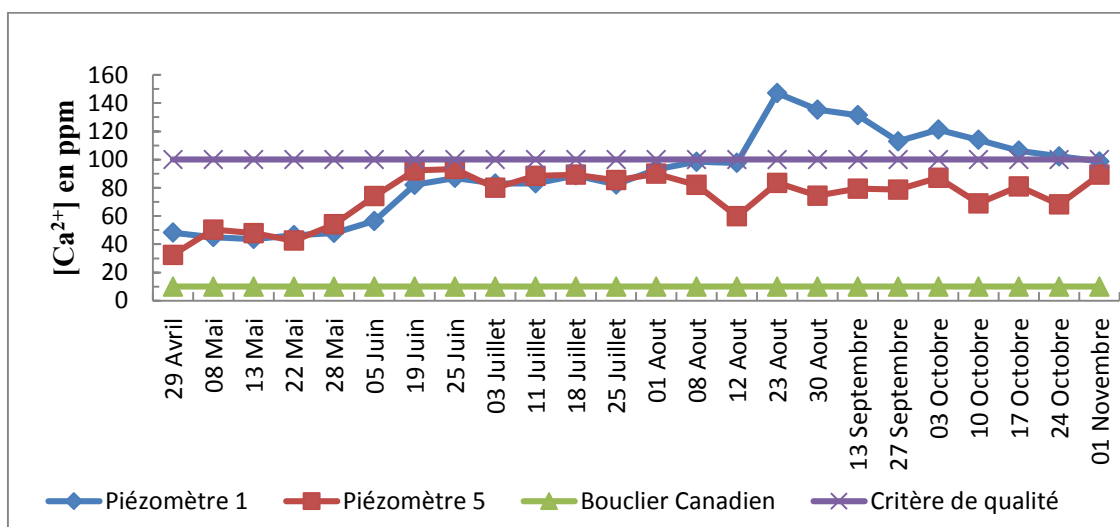


Figure 56 .Variation de la concentration en calcium soluble aux piézomètres P1 et P5

- Groupe II :

Comme le montre la figure 57, toutes les concentrations dépassent le critère de qualité du MDDEFP. L'allure des variations des concentrations sont presque identiques pour les piézomètres P3 et P4. Au niveau du piézomètre P2, on peut observer 2 allures de variations : une première allure présente une augmentation progressive de la concentration du calcium de 100 ppm depuis le début de l'été à 150 ppm pendant la fin de l'été et une deuxième allure représentée par une diminution de la concentration jusqu'à la valeur initiale. Le Piézomètre P4 présente la concentration la plus élevée en calcium.

La diminution de la teneur en calcium est possiblement due généralement soit à une dilution importante ou à la rétention dans le système pilote.

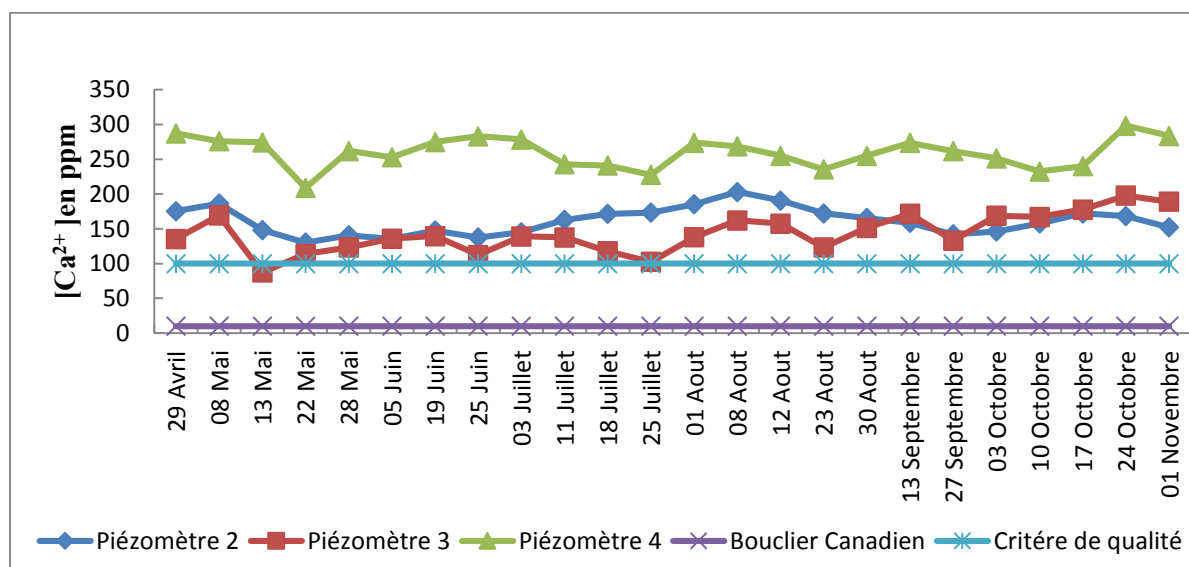


Figure 57. Variation de la concentration en calcium soluble dans le site pilote

- Groupe III :

D'après la figure 58, les concentrations en calcium sont en dessous du critère exigé par le MDDEFP. Elle traduit une augmentation en été et à l'automne de la concentration en calcium dans un intervalle qui varie entre 40 à 100 ppm. La dissolution des minéraux carbonatés est fort probablement responsable de ces variations.

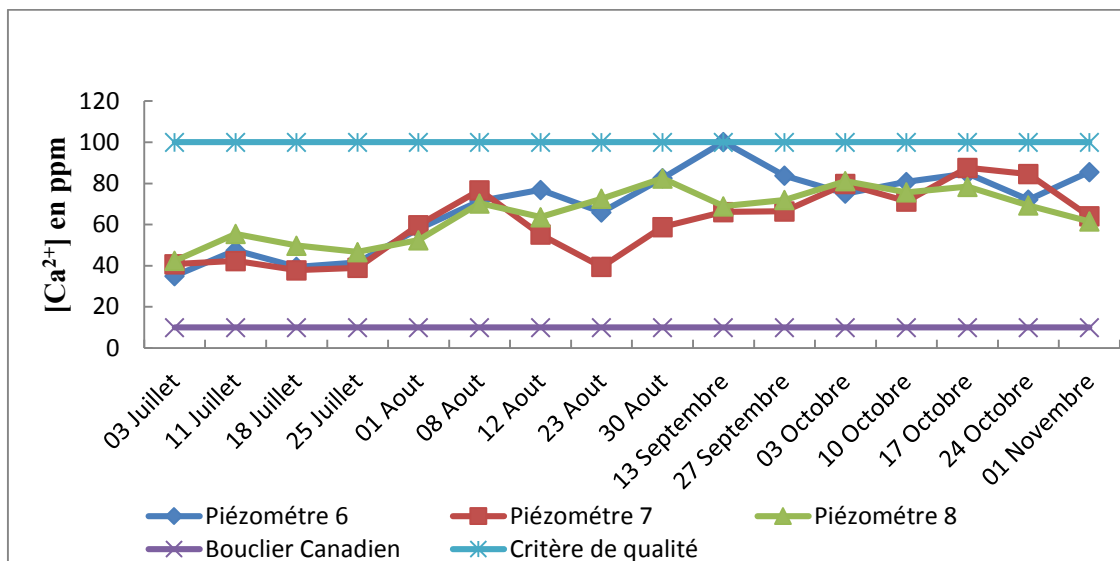


Figure 58. Variation de la concentration en calcium soluble dans le champ agricole

- Groupe IV :

La figure 59 présente la variation de la concentration en calcium au niveau des puits résidentiels. Elle montre que les concentrations sont en dessous du critère du MDDEFP aux puits résidentiels PR1, PR2, PR3 par opposition au puits résidentiel PR 4 ou elle dépasse le critère du MDDEFP à la fin de l'été et durant tout l'automne. Les puits résidentiels PR1 et PR3 présentent des variations faibles de concentrations durant toute la période de suivi. Les puits résidentiels PR2 et PR4 présentent la même variation avec les mêmes valeurs depuis leur échantillonnage jusqu'à mi-août. À partir de cette date, on peut distinguer deux paliers pour les deux puits: un premier palier identifié pour le puits résidentiel PR3 où la concentration en calcium est proche de 25ppm pendant tout l'automne. Et un deuxième palier où la concentration en calcium se situe aux alentours de 175 ppm.

Cette situation est engendrée probablement par une dilution partielle dans le cas du PR2. Dans le cas du puits résidentiel PR4, la diffusion locale des eaux du lac riche en calcium par rapport aux eaux souterraines pourrait être un facteur primordial de cette variation. Ceci est argumenté par la profondeur assez élevée de ce puits (profondeur supérieur à 3m) aussi bien par sa juxtaposition du lac environ avec une distance n'excédant pas les 20m. Les mêmes variations pour la profondeur d'eau, pH, conductivité électrique, et le chlorure supposent une forte corrélation entre ces éléments.

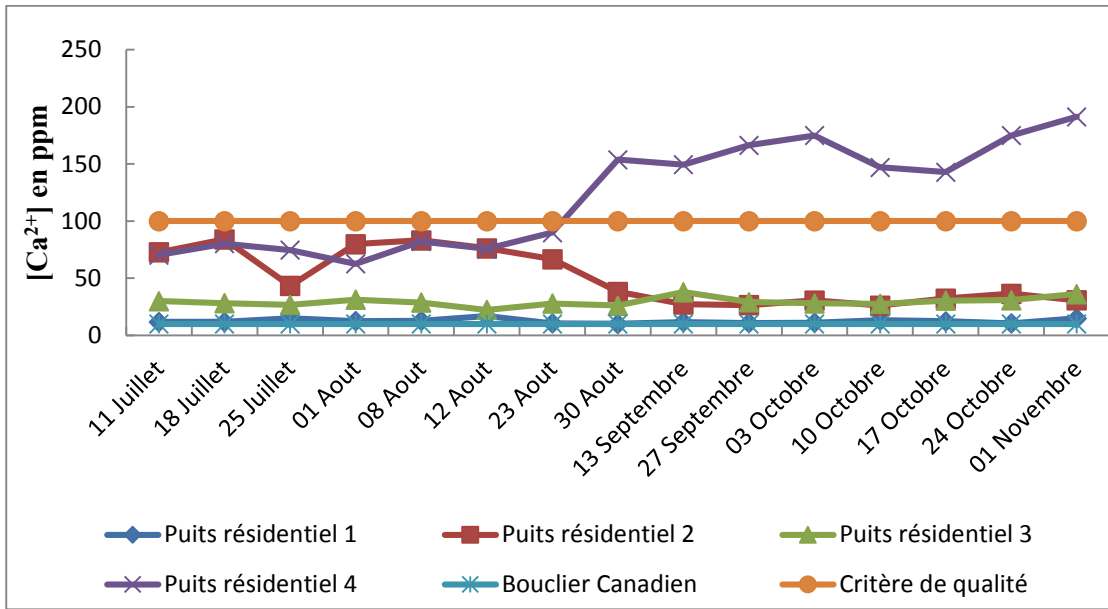


Figure 59. Variation de la concentration en calcium soluble aux puits résidentiels

La comparaison des résultats des concentrations en calcium avec ceux des études antérieures effectuées par Galvez et al.(2006 b), a permis de constater que les valeurs ont légèrement augmenté aux piézomètre P5 et P4. Les piézomètres du champ agricole gardent presque les mêmes valeurs. Les concentrations sont réduites au piézomètre P1 et au puits résidentiel avec un rapport de 3.

❖ Sodium

Les concentrations de sodium pour tous les points d'échantillonnage sont présentées dans le tableau D-2 de l'annexe D.

▪ Groupe I :

Selon la figure 60, toutes les concentrations enregistrées du sodium sont en dessous du critère de qualité du MDDEFP. La variation de la concentration en sodium est presque identique pour les deux piézomètres. Les variations des concentrations en calcium soluble sont plus importantes que celle du sodium pour le même groupe.

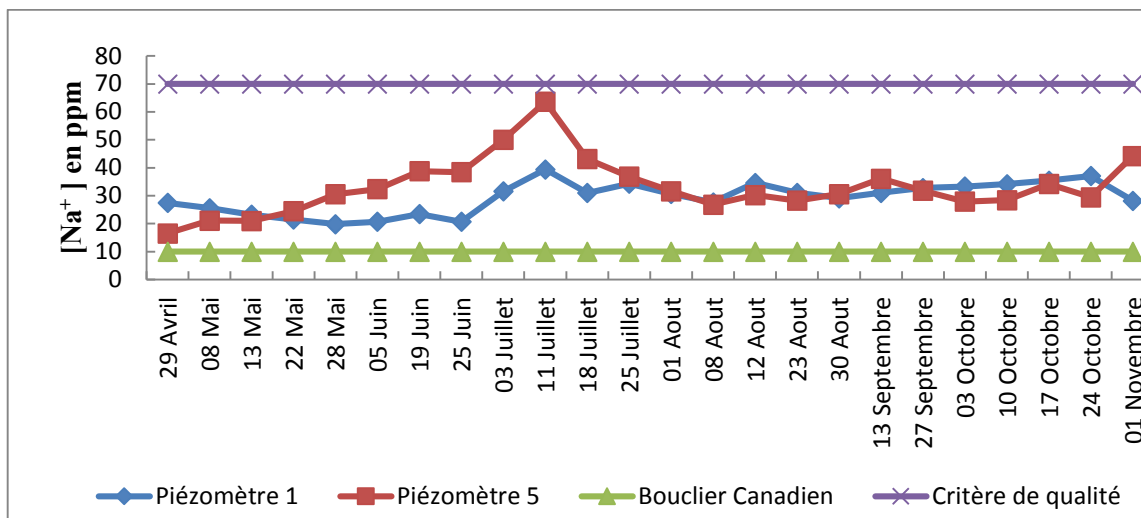


Figure 60. Variation de la concentration en sodium soluble aux piézomètres P1 et P5

- Groupe II :

D'après la figure 61, les concentrations en sodium excède le seuil de qualité seulement au piézomètre P4. L'allure de la variation est presque identique pour tous les piézomètres mais avec des écarts type élevés.

La diminution de la teneur en sodium pourrait être due à une dilution importante ou à la rétention dans le système pilote. Alors que pour l'augmentation, elle peut être liée à l'accroissement de la température en été en absence de précipitation, favorisant l'évaporation du sodium.

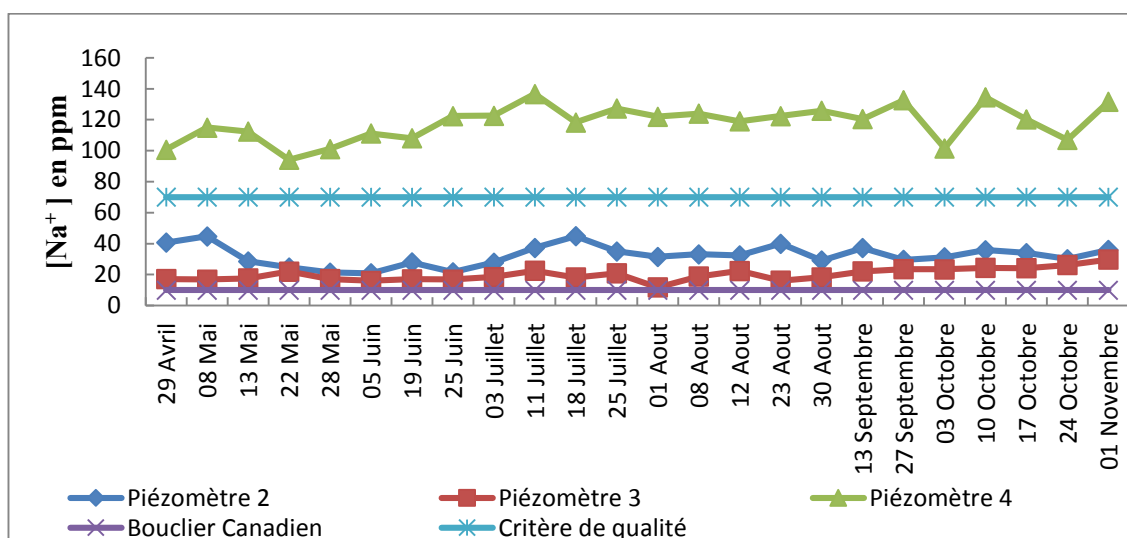


Figure 61. Variation de la concentration en sodium soluble dans le site pilote

- Groupe III :

La figure 62 traduit que les concentrations en sodium sont très inférieures au seuil de qualité. Les variations pour les piézomètres P7 et P8 sont presque identiques sauf que la concentration de cet élément chimique au piézomètre P8 est plus élevée d'un écart de 10 ppm.

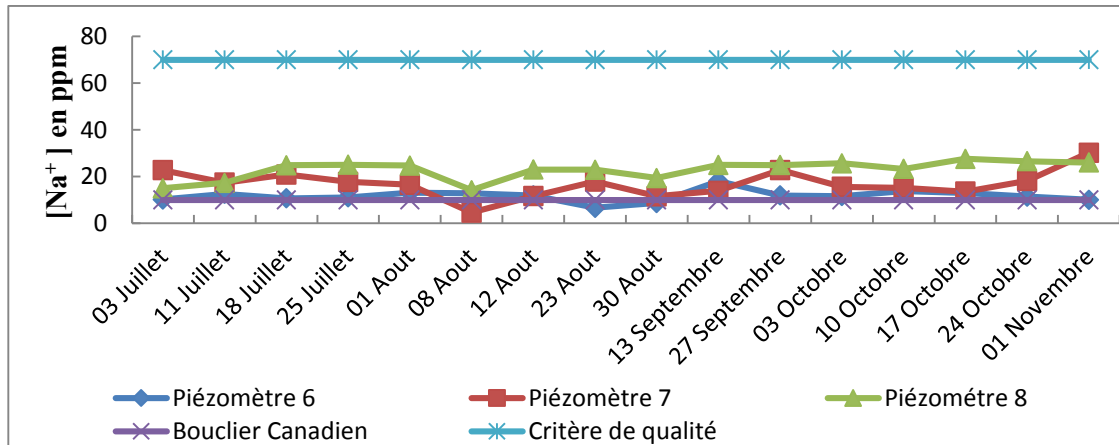


Figure 62. Variation de la concentration en sodium soluble dans le champ agricole

- Groupe IV :

D'après la figure 63, on remarque bien que le puits résidentiel PR3 présente des concentrations plus élevées que le critère du MDDEFP durant la majorité de la période d'échantillonnage. Les variations des concentrations en sodium soluble sont presque toujours identiques pour les puits résidentiels PR1 et PR2. Ainsi, les autres puits résidentiels présentent une augmentation de cette teneur à la fin de l'été et en automne mais avec la présence de petites variations. La variation des concentrations en sodium soluble est différente de celle du calcium.

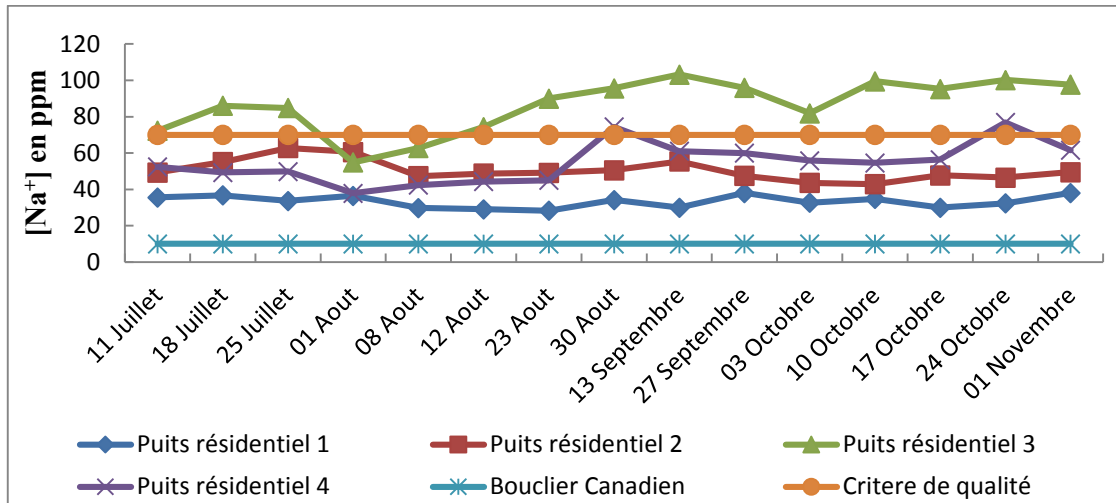


Figure 63. Variation de la concentration en sodium soluble aux puits résidentiels

Les concentrations en sodium obtenues au piézomètre P1 sont presque les mêmes que celles de l'année 2006 aussi bien pour les piézomètres du champ agricole. La concentration en sodium au piézomètre P4 est réduite à un pourcentage de 65%. Au niveau du piézomètre P5 et du puits résidentiel PR3, la concentration s'est multipliée par un rapport de 3 ce qui permet de déduire que l'utilisation des sels de déglçage a probablement affecté la qualité des eaux souterraines au cours des dernières années.

❖ Magnésium

Toutes les concentrations en magnésium pour les divers points d'échantillonnage sont présentées dans tableau D-3 de l'annexe D. Ce dernier traduit que les teneurs en magnésium sont très faibles et ne présentent pas beaucoup de variation par rapport au calcium et sodium dans tous les points d'échantillonnage

❖ Potassium

Les plus faibles concentrations enregistrées des cations pour tous les piézomètres et les puits résidentiels étaient dans le cas du magnésium. Ceci concorde aux informations fournies en littérature que le potassium est présent en faibles concentrations dans les eaux souterraines dans toutes les unités géographiques. Il garde pratiquement les mêmes valeurs durant toute la période de suivi tel qu'il est présenté dans le tableau D-4 de l'annexe D.

5.2.2.6 Métaux lourds solubles

Au niveau des métaux lourds, les concentrations étaient sous la limite de détection de l'appareil pour les métaux lourds suivants : plomb, cadmium, nickel, chrome et cuivre. Les concentrations en dessus de la limite de détection ont été enregistrées pour le manganèse, fer et zinc. Ces résultats sont présentés dans les tableaux D-5, D-6 et D-7 de l'annexe D et ils sont comparés aux critères du MDDEFP applicables aux cas de contamination des eaux souterraines vu que ces éléments chimiques sont toxiques.

Selon la norme canadienne, les concentrations en fer dans l'eau potable ne doivent pas dépasser 0,3 ppm. La norme a été décidée selon une qualité esthétique, au-delà de la norme prescrite, le fer donne une couleur et un goût désagréable à l'eau. Ceci a été prouvé lors de l'échantillonnage au niveau du piézomètre P4 où la couleur a été tout le temps désagréable

Les résultats obtenus ont montré que les concentrations en fer et manganèse excèdent le seuil recommandé au niveau du piézomètre P4 et les concentrations en zinc dépassent le seuil dans les piézomètres P4 et P5. Ces observations démontrent que les eaux souterraines présentent des concentrations proches des concentrations naturelles.

À cause de la facilité avec laquelle les métaux lourds sont généralement adsorbés par les minéraux argileux et la matière organique, on ne s'attend pas normalement à en retrouver en quantités significatives dans l'eau souterraine. Les concentrations en zinc en dessus de la limite de détection pourraient être liées à l'utilisation des sels de déglaceage qui augmentent leur mobilité. En effet, l'augmentation de la force ionique par les sels induit leur mobilité par la formation chlorure de zinc (Cl-Zn) par des réactions de complexations (Acosta et al., 2011, Norrstrom, 2011). Ce mécanisme explique le transport du zinc vers les eaux souterraines du piézomètre P5. La faible profondeur de la zone non saturée explique aussi pourquoi on avait trouvé du zinc.

Un autre mécanisme responsable de la rétention du zinc dans le sol est les réactions de compétitions entre le zinc et le calcium pour les sites d'adsorption dans les colloïdes (Acosta et al., 2011). La présence de l'ion bicarbonate dans le sol permet la fixation du zinc. Cette voie explique aussi la rétention du plomb, cadmium et cuivre dans le sol. Elle dépend des propriétés physiques et chimiques du sol (texture du sol, pH et la capacité

d'échange cationique). Par conséquent, ce processus est considéré comme une voie naturelle de protection des aquifères contre les métaux lourds.

Les analyses chimiques ont donné des résultats très variables d'un point d'échantillonnage par rapport à un autre. Les corrélations sont cependant intéressantes et indiquent une cohérence des résultats obtenus. Ceci permet de déduire que l'origine minéralogique des sols constituant le bassin versant n'est pas probablement unique.

Le tableau 16 présente toutes les moyennes arithmétiques et écarts-type des différentes concentrations des métaux lourds en dessus de la limite de détection ainsi il fait un rappel aux critères de qualité du MDDEFP.

Tableau 16. Moyennes arithmétiques et écarts type des concentrations en Fer, Manganèse et Zinc

		Fer en ppm			Manganèse en ppm			Zinc en ppm		
		Moyenne	Écart-type	Critère MDDEFP	Moyenne	Écart-type	Critère MDDEFP	Moyenne	Écart-type	Critère MDDEFP
Groupe I (P1 et P5)	P1	0,08	0,008	0,3	0,038	0,012	0,05	0,023	0,006	0,067
	P5	0,08	0,01		0,04	0,01		0,090	0,022	
Groupe II (Site pilote)	P2	0,111	0,022		0,14	0,08		0,017	0,005	
	P3	0,116	0,039		0,062	0,026		0,031	0,022	
	P4	8,648	1,926		0,408	0,236		0,096	0,015	
Groupe III (Champ agricole)	P6	0,078	0,015		0,033	0,001		0,045	0,018	
	P7	0,108	0,028		0,049	0,024		0,021	0,007	
	P8	0,095	0,022		0,032	0,011		0,028	0,014	
Groupe IV (Puits résidentiels)	PR1	0,08	0,01		0,03	0,01		0,015	0,003	
	PR2	0,086	0,017		0,049	0,016		0,018	0,009	
	PR3	0,094	0,012		0,029	0,009		0,032	0,018	
	PR4	0,121	0,03		< LD	< LD		0,024	0,009	

5.3 Bilan de masse des eaux souterraines

Une fois la cinématique de l'infiltration des sels précisés et la masse des différents contaminants déterminés, le bilan de masse pour les sels a été estimé. Il s'agit ici d'une évaluation très approximative et limitée par une période de suivi court. Toutefois, ceci peut servir à donner un estimé semi-quantitatif des masses de sels qui entrent au lac par voie souterraine. Le scénario choisi c'est celui du *pire scénario*, donc les points d'échantillonnage qui sont pris en compte sont les piézomètres et les puits résidentiels qui ont présenté des concentrations en sels dépassant les critères de qualité. Ce sont par conséquent les piézomètres P5 et les puits résidentiels PR3 et PR4 qui ont été employés. Durant la période d'échantillonnage faite sur un intervalle de 8 mois, les concentrations mensuelles des sels étaient différentes d'où leur apport mensuel différent. D'autre part, pour de fins de calculs on a fait l'hypothèse que les concentrations de ces sels au cours de l'hiver et le printemps gardent des valeurs inférieures aux valeurs déterminées au début et à la fin de l'échantillonnage. La somme des masses mensuelles calculées des contaminants permet de prévoir leurs masses annuelles entrant au lac. En effet, les masses annuelles attribuées respectivement au calcium, sodium et chlorure sont respectivement 8600 kg/ an, 7000 kg/an et 13600 kg/an. D'après la figure 64, les masses de ces sels les plus élevées sont rencontrées en été et en automne. Ceci permet de démontrer que les sels de déglacage épandus sur la voie de service en hiver commencent à fondre au début de printemps. Ces sels vont traverser la zone non saturée du sol après leur dissolution. En été, l'augmentation de la température accroît les concentrations des sels et par conséquent la masse des sels augmente. Au niveau de l'automne, la température étant plus faible que l'été, les masses sont encore plus élevées dans les eaux souterraines des piézomètres et puits résidentiels échantillonnés ce qui témoigne que la dilution des sels commence au printemps, elle se poursuit dans la saison estivale et s'achève probablement à l'automne.

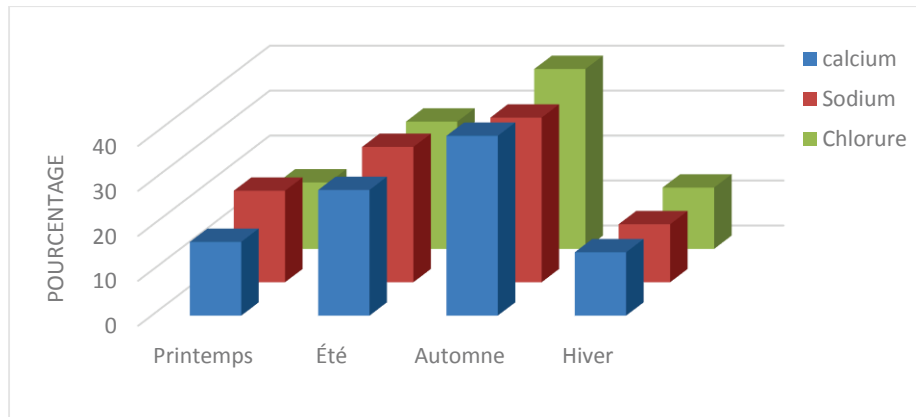


Figure 64. Pourcentage des masses saisonnières de calcium, sodium et chlorure dans les eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin

La prise en considération de plusieurs taux d'épandage de sels (5, 20 et 35 tonne / km de chaussée) donnés dans la partie bibliographique avec la longueur de la voie de service de 2,5 kilomètres contournant le lac sur la rive nord a permis de calculer dans un premier temps les masses de sels épandus. Dans un deuxième temps, elle a servie à identifier le pourcentage des masses de sels atteignant totalement la zone saturée du sol. Ces résultats sont présentés dans le tableau 17. Il montre qu'en absence du taux exact des sels de déglacage épandus sur la voie de service au cours de l'année 2013, les pourcentages en chlorure sont pratiquement deux fois plus élevés que celle du sodium. Ceci démontre qu'une masse annuelle relativement importante de chlorure va atteindre la nappe phréatique. Cette masse sera dirigée après vers le lac avec une vitesse de migration du front advectif estimée à 34,7 m/an comme pour le cas du sodium et calcium.

Tableau 17. Bilan de masse des sels des eaux souterraines

Taux annuel d'épandage des sels en tonne/km de chaussée	Calcium	Sodium	Chlorure
5	68,84%	55,39%	108,62%
20	17,21%	13,85%	27,16%
35	9,80%	8%	15,50%

Une fois que ces masses atteignent le lac, elles vont être diluées dans un volume de $2,13E+06m^3$ renouvelé chaque six mois. L'apport du chlorure par les eaux souterraines va larguer probablement en premier lieu les métaux lourds contenus dans les sédiments du lac.

Il va augmenter en deuxième lieu les concentrations du chlorure dans l'eau du lac avec une faible proportion. L'apport du sodium est plus faible que celle du chlorure.

Selon l'estimation du débit par la méthode de Dupuis, les masses calculées en sels dépassent les taux d'épandage des sels. Comme notre calcul est fait pour un temps (période) donné, plusieurs hypothèses pourraient expliquer cette différence. On pourrait penser que cette méthode surestime de beaucoup la vraie situation où que les sols contiennent du Na et Cl qui sont relargués lentement dans les eaux souterraines. Donc, il est recommandé de continuer à surveiller les eaux et sa qualité.

D'autre part, le bilan de masse et la vitesse du flux advectif des eaux souterraines sont sensibles à la valeur de la conductivité hydraulique estimée. Une augmentation de cette dernière augmente considérablement la masse des sels et la vitesse de la migration du flux advectif et par la suite les concentrations des sels dans l'eau du lac en dépit de la multitude des chemins d'écoulement et des échanges qui peuvent se produire dans les minéraux argileux de l'aquifère. Une étude plus poussée de ces aspects devrait pouvoir mieux expliquer les causes et raisons.

D'après Galvez-Cloutier et al (2006 b), avant la construction du site pilote, les concentrations respectivement en sodium et en chlorure dans les eaux du lac dépassent les critères de Ryding et Rast (respectivement 81 et 137 ppm). D'après les données de cette étude, une partie importante de NaCl est dirigée vers le nouveau site pilote. L'obtention d'une forte réduction des concentrations du chlorure et sodium dans l'eau souterraine au piézomètre P4; permet de déduire que les unités du site pilote devraient continuer à être utilisées afin d'atteindre leur capacité maximum de rétention et ceci pour affaiblir les effets liées aux sels de déglacage dans le lac.

5.4 Cartographie du bassin versant du lac Saint-Augustin

Dans le but d'étudier les zones les plus vulnérables aux sels de déglacage dans le bassin versant du lac Saint-Augustin, les sources de cette dernière dans le site étudié doivent être identifiées, et ce à partir des cartes qui ont été établies pour les paramètres suivants : conductivité spécifique à 25°C, chlorure, calcium et sodium.

À partir des piézomètres et des puits résidentiels étudiés, l'élaboration des cartes a été réalisée par le biais des moyennes arithmétiques des concentrations des différents éléments chimiques. Le géoréférencement des cartes est effectué à partir des coordonnées géographiques des piézomètres P1 et des puits résidentiels PR1 et PR2 limitant le bassin versant étudié. En introduisant toutes les données des divers paramètres à étudier, l'élaboration des cartes était possible en précisant la méthode de krigeage comme la méthode la plus simple de résolution.

5.4.1 Conductivité spécifique

D'après la répartition de la conductivité spécifique dans le bassin versant selon la figure 65, une première source de pollution est située dans le site pilote où la conductivité excède le seuil de qualité fixé $500\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette pollution est fortement liée au traitement des eaux de ruissellement routier de l'autoroute 40 dans le site pilote. Une deuxième source en moindre partie est située dans la partie sud du bassin versant à proximité du puits résidentiel PR4. Les autres parties du bassin versant sont légèrement affectées par la contamination causée par les produits de l'entretien de l'autoroute-40. Suite à l'utilisation continue des sels de déglacage en hiver sur la voie de service contournant le lac, une forte conductivité spécifique de part et d'autre de la route devrait être enregistrée. L'absence de cette situation est engendrée par l'insuffisance des points de prélèvement et la dispersion géographique des piézomètres et des puits résidentiels dans le bassin versant. D'après cette carte, il est à constater que la CS dépasse les $500\mu\text{S}/\text{cm}$ dans presque l'ensemble du site ce qui illustre bien que les eaux souterraines sont bien affectées par les sels de déglacage.

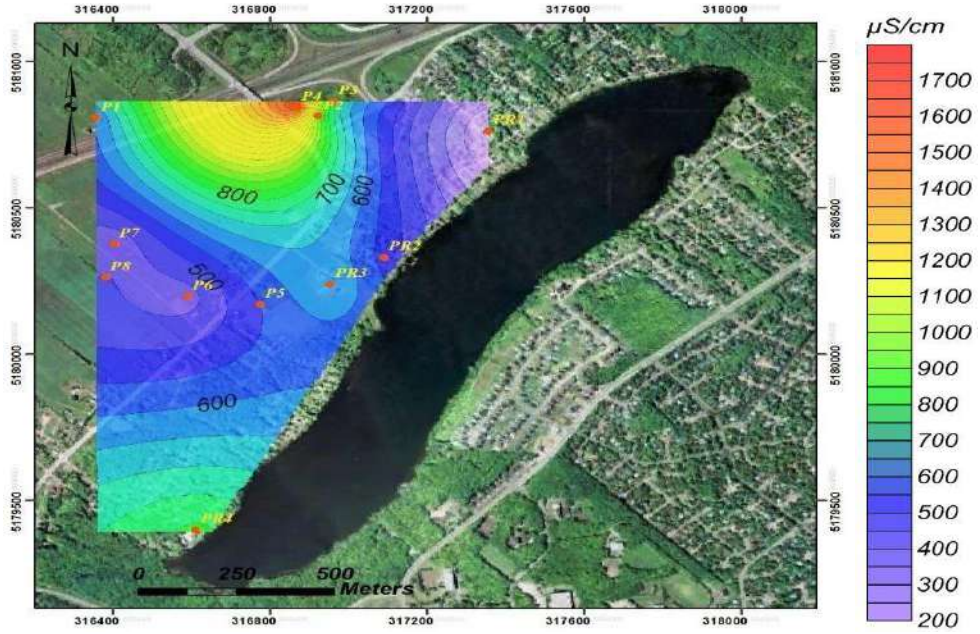


Figure 65. Répartition de la conductivité spécifique dans le bassin versant du lac Saint-Augustin

5.4.2 Chlorure

La carte établie pour la répartition du chlorure dans le bassin versant est présentée dans la figure 66. Elle révèle l'existence de deux pôles : le premier se situe dans le site pilote, plus précisément au piézomètre P4 où la concentration en chlorure est de l'ordre de 180ppm. Et le deuxième pôle se situe aux alentours du puits résidentiel PR3 et en moindre partie un autre pôle focalisé au puits résidentiel PR4 ayant une concentration en chlorure proche de 120ppm. Toutefois, les concentrations en chlorure de part et d'autre de la voie de service sont de l'ordre de 70 ppm. Elles démontrent un accroissement de la contamination des eaux souterraines causé par l'utilisation des sels de déglaceage.

Les concentrations les plus faibles sont situées dans le champ agricole et dans la partie extrême nord du site étudié comme dans le cas de la conductivité spécifique. L'échantillonnage d'un seul puits résidentiel dans la partie nord du site est à l'origine des faibles concentrations dans ce secteur. La disponibilité d'autres points de prélèvements dans cette partie aussi bien de part et d'autre de la route va notamment changer l'allure de la répartition du chlorure dans le bassin versant. Les concentrations en chlorure devraient diminuer en s'éloignant de la route avec de pics de concentration près de la route.

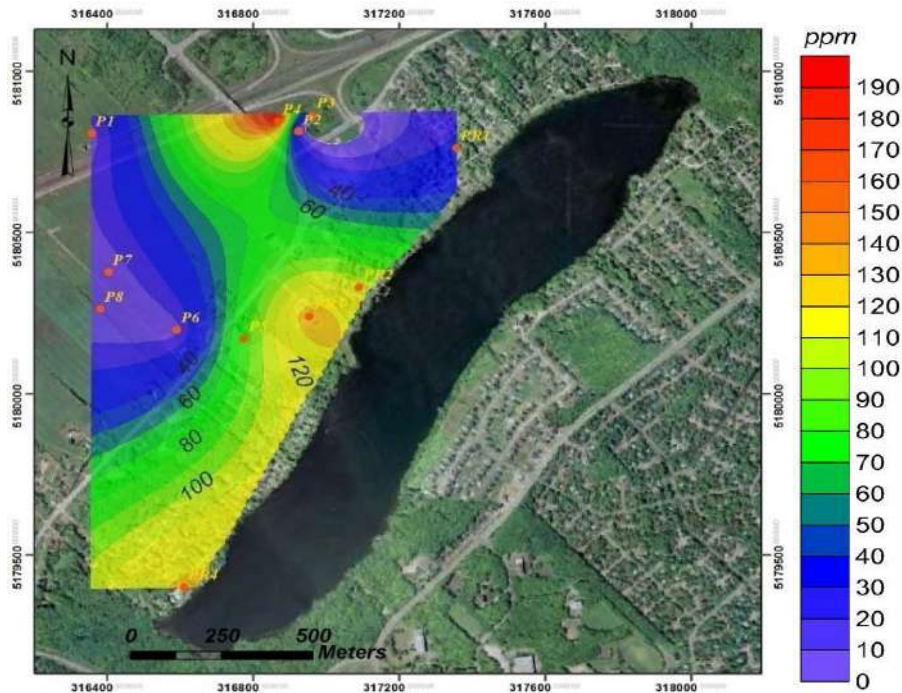


Figure 66. Répartition du chlorure dans le bassin versant du lac Saint-Augustin

5.4.3 Calcium

Quant à la répartition du calcium dans le bassin versant, la carte établie est présentée dans la figure 67. Elle indique un seul pôle de contamination situé dans le site pilote de traitement des eaux de ruissellement routier, avec des valeurs dépassant énormément le critère de MDDEFP fixé à 100 ppm. L'absence des concentrations en calcium en forte valeurs de part et d'autre de la route démontre que les sels de déglaceage majoritairement utilisé sont les NaCl et en moindre partie les CaCl₂.

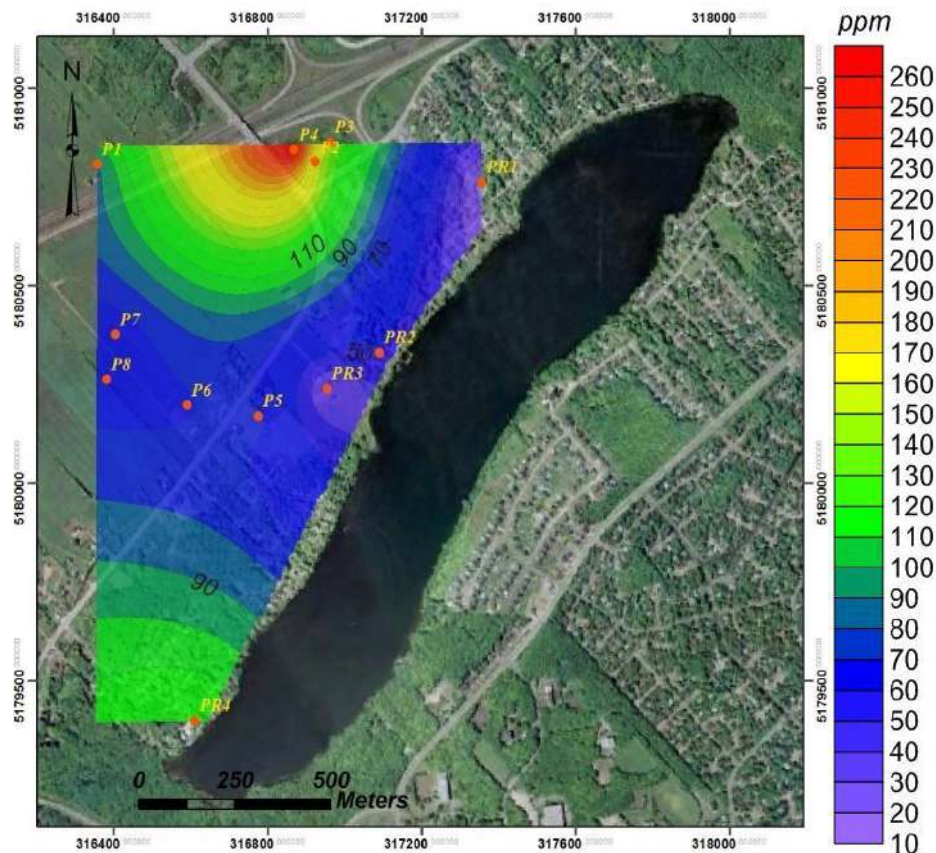


Figure 67. Répartition du calcium dans le bassin versant du lac Saint-Augustin

5.4.4 Sodium

La figure 68 présente la carte de répartition du sodium dans le bassin versant. Cette dernière est pratiquement identique à celle du chlorure grâce à la forte corrélation qui existe entre ces deux éléments chimiques. Elle montre que les fortes concentrations en sodium, dépassant le critère de qualité du MDDEFP fixé à 70 ppm, sont observées au niveau du site pilote et dans la partie

sud longeant tout le lac. Les concentrations en sodium sont inférieures à celles du chlorure. Elles mettent en évidence la rétention du sodium dans le sol par opposition au chlorure totalement dissous.

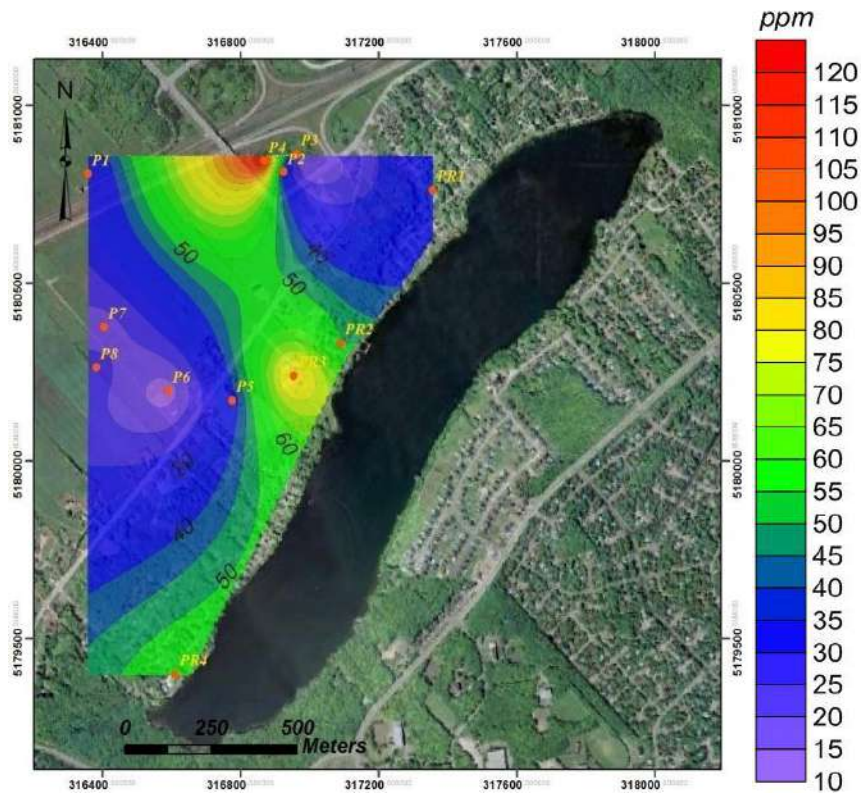


Figure 68. Répartition du sodium dans le bassin versant du lac Saint-Augustin

En conclusion, les concentrations en chlorure, en calcium et en sodium dans les eaux souterraines dépassent dans certains points d'échantillonnage les valeurs exigées par le MDDEFP pour les lacs mésotrophes. Elles sont donc affectées par les produits d'entretien routier de l'autoroute 40. De plus ces concentrations dépassent les teneurs naturelles des eaux souterraines dans le Bouclier Canadien; ce qui montre que les sels de déglacage ont un impact important sur leur qualité. Les fortes concentrations en sels ne sont pas enregistrées proche de la route et plus on s'éloigne plus les concentrations sont diluées. Cette situation est le résultat de l'insuffisance et la répartition irrégulière des piézomètres ainsi compte tenu du fait que P4 a été indiqué pouvoir être influencé par le bassin de décantation. Par contre, les résultats donnent de bonnes idées pour localiser d'autres piézomètres et poursuivre l'étude.

Chapitre 6 Conclusions et recommandations

Ce mémoire a exhibé la problématique, les objectifs, la méthodologie et les résultats du projet de recherche. Le présent projet s'est inscrit dans le cadre d'une évaluation des impacts des sels de déglçage sur la qualité des eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin. La dégradation de la qualité des eaux du lac a été amplifiée, non seulement par l'apport des eaux de ruissellement routier riches en sels de déglçages utilisés pour l'entretien de l'autoroute 40 (Félix Leclerc) pendant les périodes de gel, mais, aussi, par un apport en phosphore lié à la modification du territoire autour du lac depuis les dernières décennies qui a concouru à son eutrophisation avancée.

Ce dernier chapitre résume les résultats des aspects hydrogéologiques et l'état global de la qualité des eaux souterraines du bassin versant du lac Saint-Augustin et propose certaines recommandations. Au regard des résultats et de la discussion présentée dans ce rapport, des conclusions peuvent être tirées.

Dans une première étape du projet, le but était d'étudier en profondeur l'apport des eaux souterraines vers le lac sur la rive nord du lac. L'étude des aspects hydrogéologiques du bassin versant du lac Saint-Augustin a relevé plusieurs interprétations. A cet égard, l'élaboration du bilan hydrique des eaux souterraines à partir de la station météorologique «Jean-Lesage», station la plus proche du site étudié, et ceci sur un intervalle de 16 ans soit la période [1998-2013], a montré une recharge annuelle de 354 mm par an. Sachant que toutes les eaux infiltrées alimentent le lac, ce dernier reçoit une charge d'eau annuelle proche de 3 m. Le sol gelé en hiver et couvert de neige illustre que la recharge n'est pas complète en hiver. Elle se fait au début de printemps avec la fonte de la neige. Alors qu'en saison estivale, la valeur de la hauteur d'eau reçue est négative. Elle est, évidemment, engendrée par une évapotranspiration massive. Le débit d'eau souterraine arrivé annuellement vers le lac transportant les contaminants vers le lac est influencé par la conductivité hydraulique du sol. L'estimation de celle-ci était réalisée par le biais des outils «Slug tests». La valeur moyenne obtenue était $2,9 \text{ E-}05 \text{ m/s}$, c'est à dire proche des

conductivités hydrauliques caractéristiques des sédiments de type fluvioglaciales similaires aux sédiments du bassin versant du lac Saint-Augustin.

Le gradient hydraulique calculé était faible en raison d'infimes variations des hauteurs piézométriques entre les différents piézomètres. Avec la détermination du gradient hydraulique et celle de l'aire perpendiculaire à la surface d'écoulement des eaux souterraines au niveau du lac, il était possible d'appliquer la loi de Darcy dans un mode d'écoulement en régime permanent en deux dimensions selon la direction d'écoulement déterminée NW-SE. La valeur ainsi obtenue ne représente que 8 % du volume emmagasiné dans l'aquifère. Ceci signifie qu'une grande partie du volume infiltré s'est déversé dans le fleuve Saint-Laurent et la rivière Cap-Rouge.

Dans une deuxième étape, la présente étude a permis de diagnostiquer l'état des eaux souterraines à partir de 12 points d'échantillonnage. La période d'interprétation, que couvre ce rapport, m'a permis de tirer des conclusions sur le plan des variations saisonnières incluant les périodes du printemps, été et automne de l'année 2013. Pour mener cette étude, on avait recours aux analyses des paramètres *in situ*. Tout d'abord, le suivi des paramètres physiques des eaux souterraines a montré que leur pH était proche de celui des eaux naturelles avec un pH pratiquement neutre au cours de toute la période de suivi, à l'exception d'un seul puits résidentiel (PR1). Concernant la conductivité spécifique à 25°C, la majorité des pics étaient enregistrés surtout en été, puis, au-delà, elle commençait à diminuer jusqu'à atteindre, approximativement, les valeurs initiales. Cette variation est due principalement à la fonte de la neige chargée en sels au printemps qui permet la recharge de la nappe. Ce phénomène se poursuit en été où l'accroissement de la température en été engendre l'évaporation des sels. Les variations en été s'expliquent par le temps qui s'est écoulé pour que les eaux souterraines atteignent la zone saturée (surface libre). Les valeurs de la conductivité spécifique dans la majorité des points d'échantillonnage ont dépassé le critère de MDDEFP qui est fixé à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, seuil à partir duquel tout lac peut être affecté par une contamination liée aux sels de déglacages. Cette situation a été illustrée par la cartographie de ce paramètre en utilisant le principe de krigeage comme méthode d'interpolation spatiale des données.

Le suivi des concentrations en éléments chimiques durant toute la période d'échantillonnage, pour tous les points de prélèvement, m'a permis d'établir la matrice de corrélation et d'identifier, en aval, les faciès chimiques des eaux souterraines.

Les faciès chimiques illustrés sont de deux types : bicarbonaté-calcique et chloruré-sodique. Le calcium et le bicarbonate sont issus d'une origine commune représentée par la dissolution de la calcite CaCO_3 source naturelle des eaux souterraines. Les corrélations chimiques ont prouvé que le chlorure et le sodium sont bien corrélés et proviennent d'une même source anthropique qui est l'épandage des sels de déglacage. La dominance observée du calcium par rapport à celle du sodium est le résultat des échanges de base qui s'effectuent dans les minéraux argileux avec fixation de sodium et avec libération de calcium. Ce processus modère les concentrations du sodium dans la zone non saturée par rapport au chlorure.

Pour les nutriments, des nitrates et des nitrites ont été présents en très faibles concentrations. Le phosphore soluble a été quasiment absent dans les eaux souterraines à l'exception du puits résidentiel PR3. Cependant, l'augmentation de cet élément chimique était remarquée pendant la saison estivale, ce qui témoigne qu'il a été, essentiellement, adsorbé et, probablement, précipité avec la calcite dans les sols par plusieurs processus physiques et chimiques. Ainsi, après les mesures prises dans la gestion du phosphore dans le bassin versant, la présence de ce nutriment dans le lac Saint-Augustin est dû principalement au relargage des sédiments du lac et non pas par l'alimentation directe de la nappe phréatique.

Pour les métaux, ce sont principalement le fer, le manganèse et le zinc qui ont été détectés. Cependant, une forte variation de concentrations en ces éléments peut être expliquée par leur forte mobilité qui est due à l'utilisation des sels de déglacage. Les autres métaux étudiés sont en dessous de la limite de détection (le plomb, le cadmium, le nickel, le zinc et le cuivre). Ils ont été, probablement, retenus dans les sols à la surface des minéraux carbonatés comme le cas du phosphore.

Les travaux de cette maîtrise ont aussi porté sur l'estimation d'un bilan de masse pour les eaux souterraines. Ce bilan était élaboré via l'identification de la cinématique d'écoulement et les concentrations des sels. Il a démontré que la masse annuelle en chlorure est presque le double de celle du sodium et calcium, en raison de la forte mobilité de l'ion chlorure dans le sol. Ainsi, la vitesse de la migration du flux advectif estimé à 34 m/an facilite le transport de cette masse relativement élevée vers le lac. Ce volume élevé du lac et le temps de son renouvellement de deux fois sur une base annuelle diluent en permanence tout apport provenant de la voie souterraine. J'ai fini par constater que la voie des eaux de ruissellement est la voie principale de transport des sels vers le lac et en moindre partie par la voie souterraine.

La réalisation des cartes était un outil efficace pour identifier les zones les plus vulnérables à la contamination inorganique. Au moyen du logiciel Arc Gis, on a pu définir les endroits des pollutions majeurs. La source identifiée située dans le site pilote le traitement des eaux de ruissellement dans le système pilote indique que l'autoroute 40 constitue la source principale de contamination inorganique dans le bassin versant. Les fortes valeurs des concentrations en chlorure longeant la route principale pour l'accès au lac sont dues aussi à l'utilisation des sels déglaçages dans cette voie de service.

En définitive, les concentrations en sels ont dépassé les valeurs limites proposées par Ryding et Rast (1994) pour les lacs mésotrophes dans le piézomètre P4 situé dans le site pilote près du bassin de décantation ainsi dans la majorité des puits résidentiels. De plus, les faibles valeurs pour le phosphore ont prouvé que ce nutriment provient principalement de son relargage à partir des sédiments du lac. Ces deux facteurs permettent de conclure que le problème d'eutrophisation du lac Saint-Augustin pourrait être, plus ou moins, amplifié par l'apport des sels déglaçage vers le lac par voie souterraine.

En guise de recommandations, cette étude a révélé différentes voies à exploiter dans le futur. Il s'agit, en fait :

- Pour une bonne caractérisation de l'écoulement souterrain sur la rive nord du lac, des sondages géophysiques, couvrant l'ensemble du bassin versant, devraient être réalisés afin d'identifier en tout point du bassin versant la conductivité hydraulique des sédiments fluvioglaciaires. Dans ce cas, les techniques les plus adéquates à utiliser sont généralement la résistivité et la tomographie. Pour s'affranchir de la dépendance de la mesure du débit d'eau annuel reçu au lac de la conductivité hydraulique du sol, il serait préférable de développer une méthode expérimentale utilisant des traceurs naturels dans les eaux souterraines qui pourrait fournir des idées supplémentaires sur le comportement de l'aquifère.
- De plus, dans l'éventualité d'une estimation plus fiable du bilan de masse, on devrait mettre au point un modèle d'écoulement permettant de tenir compte de l'effet des sels de déglacage. Dans un premier temps, la modélisation conceptuelle pour le bassin versant du lac Saint-Augustin semble simple à réaliser vu l'absence des reliefs et la présence de deux unités litho-stratigraphiques à savoir le roc et les sédiments fluvioglaciaires. Dans un deuxième temps, une simulation du transport des contaminants pourrait être réalisée pour les différents mécanismes de transport par la modélisation numérique. En référence des recherches de Lavigne (2006) et Yasmina (2013), pour représenter quantitativement la dynamique de l'écoulement dans l'aquifère de l'écoulement souterrain et par conséquent l'apport des contaminants vers le lac par voie souterraine, le calage du modèle se base non seulement de la conductivité hydraulique horizontale mais aussi de l'anisotropie verticale.
- Dans le but de réduire les effets des sels de déglacage sur les eaux souterraines et les eaux du lac, il serait intéressant de mettre en place un programme de suivi (monitoring) de la qualité chimique des eaux souterraines et celle des eaux du lac sur un période de plusieurs années. Cette tâche devrait être accompagnée de l'estimation de la capacité du sol pour l'adsorption des sels, du phosphore et des métaux lourds.
- Pour l'obtention des cartes de répartition des éléments chimiques plus précises, l'augmentation des points de prélèvements serait nécessaire pour établir un maillage plus serré surtout de part et d'autres de la voie de service contournant le lac. La

méthode de résolution par krigeage, étant une technique d'interpolation spatiale, est habituellement la méthode la plus précise pour résoudre cette problématique dans ces conditions. Il est recommandé de développer cette partie pour qu'elle devienne un objectif principal lors d'une autre étude subséquente.

Références bibliographiques

- Abid, K., 2010. Identification et caractérisation hydrogéologique et géochimique de la nappe du turonien dans le sud tunisien et sa relation avec les aquifères adjacents. Thèse de doctorat, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax.
- Acosta, J.A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., Martinez, S.M., 2011. Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere* 85 (2011) 1318–1324. www.elsevier.com/locate/chemosphere
- Alloway, B., 1990. Heavy metals in soils. *John Wiley & Sons*.
- Appelo, C.A.J., 1994. Cation and proton exchange pH variations, and carbonate reactions in a freshening aquifer. *Water resources research*, vol.30, NO.10, pages 2793-2805.
- Backstrom, M., Karlsson, S., Backman, L., Folkesson, L., Lind, B., 2004. Mobilization of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research* 38 (2004) 720–732 www.elsevier.com/locate/watres
- Bellaredj, A.E.M., 2013. Caractérisation des eaux souterraines de la plaine de la M'leta (Algérie, Nord-Ouest) par application des méthodes statistiques multivariées et modélisation géochimique. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de magister en sciences de la terre. Université d'Oran. 144 p.
- Bergeron, M., Corbeil, C., Arsenault, S., 2002. Diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec: 70 p. et 6 annexes.
- Bourget, A., 2011. Mémoire : Coagulation à l'alun et recouvrement actif de calcaire pour contrer l'eutrophisation du lac Saint-Augustin (Québec) : essais in situ en enclos. Département de génie civil. Université Laval : Québec. 261 p.
- Brin, M.È., 2007. Mémoire: Étude de la biodisponibilité des contaminants (éléments traces métalliques et phosphore) contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin. Département de génie civil. Université Laval: Québec. 184 p.
- Bulter, J., 1998. The design, Performance, and analysis of slug tests, Lewis publishers. 252p.
- Castelli, S., 2012. Hydrogéochimie des sources associées aux eskers de l'Abitibi, Québec. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise ès sciences appliquées. Université Montréal. 126p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2014. Détermination des anions fluorure, chlorure et sulfate dans l'eau : *dosage*

parchromatographie ionique avec détecteur conductivimétrique, MA. 303 – Anions 1.1, Rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, 2014, 9 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)., 2011. Détermination des orthophosphates dans l'eau : *méthode colorimétrique automatisée à l'acide ascorbique, MA. 303 – P 1.1, Rév. 1*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2011, 12 p.

Charbonneau, P., 2006. Sels de voirie : une utilisation nécessaire mais lourdes de conséquences. *LE NATURALISTE CANADIEN*, Vol.130 N°1 HIVER 2006. 7 p.

Cloutier, V., 2004. Origine et évolution géochimique des eaux souterraines du système aquifère des Basses-Laurentides dans les roches sédimentaires paléozoïques des basses terres du Saint-Laurent, Québec. Canada. Thèse présentée pour l'obtention du grade de Philosophiae doctor (PhD) en science de la terre. INRS.346 p.

Constantin, B., 2013. Mémoire: Dragage des sédiments contaminés du lac Saint-Augustin (Québec) et séparation des phases solide-liquide : essai pilote sur plateforme. Département de génie civil. Université Laval: Québec.179p.

Déziri, S., 2009. Classification des indices de pouvoir fixateur et de saturation en phosphore des sols minéraux acides du Québec. Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval dans le cadre du programme de maîtrise en sols et environnement pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.).64p.

Dominguez, G.Z., 2005. Mémoire: Utilisation d'une couche de recouvrement pour l'isolement des sédiments contaminés du lac Saint Augustin, Québec. Département de génie civil. Université Laval: Québec.151p.

Dorea, C.C., 2013. *Production d'eau potable*, GEX-7061. Notes de cours. Université Laval, Québec

Endoh, S., IkukoTsuji, I., Kawashima, M., Okumura, Y., 2008. A new method for temperature compensation of electrical conductivity using temperature-fold dependency of fresh water. *Limnology*, 9 (2): 159-161

Environnement Canada et santé Canada (EC et SC)., 2001. Liste des substances d'intérêt prioritaire : rapport d'évaluation- sels de voiries. Travaux publics et services gouvernementaux, 188 p.

Environnement Canada. Archives nationales d'information et de données climatologiques. [En ligne]; Adresse URL: http://www.climat.meteo.gc.ca/climateData/canada_f.html (Page consultée le 16 Mars 2014).

- Fetter, C.W., 2001. Applied hydrogeology, Fourth edition. (Vol. 3, No. 3). Upper Saddle River Prentice Hall, 598 p.
- Galvez-Cloutier, R., 2010. Évaluation pilote d'écoprocédés pour le traitement du ruissellement routier : suivi de l'écosystème et performance. Description projet de recherche. 10 p.
- Galvez, R., Leroueil, S., Triffaut-Bouchet, G., Martel, L., 2011. Etude pilote pour le traitement du ruissellement routier par écoprocédés.
- Galvez-Cloutier, R., 2005. *Gestion des déchets dangereux et sites contaminés, GCI-63617*. Notes de cours. Université Laval, Québec.
- Galvez-Cloutier, R. et Sanchez, M., 2007. Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations. *Water Quality Research Journal of Canada*, 42(4):252-268.
- Galvez-Cloutier, R. et Lefrançois, P.J., 2005. Les sols contaminés par des métaux lourds: Distribution géochimique et techniques de restauration. *Vecteur Environnement*, Volume 38, numéro 3 mai 2005, Québec.
- Galvez-Cloutier, R., Leroueil, S., Pérez-Arzola, J.C., 2006 a. Le lac Saint- Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc. Rapport d'avancement présenté au Ministère des Transports du Québec. Volet Hydrogéologie. Université Laval. 31 p.
- Galvez-Cloutier, R., Leroueil, S., Pérez-Arzola, J.C., 2006 b. Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc. Rapport technique final 03605'3_06 présenté au Ministère des Transports du Québec. 51 p.
- Galvez-Cloutier, R., Saminathan, K.M., Boillot, C., Triffaut-Bouchet, G., Bourget, A., Soumis-Dugas, G., 2006 c. An Evaluation of Several In-Lake Restoration Techniques to improve the Water Quality Problem (Eutrophication) of Saint-Augustin Lake, Quebec, Canada. *Environmental management ISSN 0364-152X. Springer 2006*.
- Gélinas, P. et Isabel, P., 1990. Hydrogéologie des contaminants. Introduction aux méthodologies de caractérisation et de restauration des nappes souterraines contaminées. Groupe de recherche en géologie de l'ingénieur (GREGI). Département de géologie. Université Laval. Québec.
- Gélinas, P. et Locat, J., 1988. Effet des sels de déglacage sur la qualité de l'eau de l'aquifère Trois Rivières ouest. Etude de recherche et de transport. 132 p.
- Goutland, D., 2008. Caractérisation hydrogéophysique d'un dépôt fluvioglaciaire. Evaluation de l'effet de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les écoulements en

zone non saturée. Thèse de doctorat présentée devant l'Institut national des sciences appliquées de Lyon. 243 p.

Gratton, Y. 2002. Le krigeage : la méthode optimale d'interpolation spatiale. Les articles de l'institut d'analyse géographique, Juin 2002. 4 p.

Hendricks, G.S., Shukla, S., Obreza, T.A., Harris, W.G., 2014. Measurement and modeling of phosphorus transport in shallow groundwater environments. *Journal of Contaminant Hydrology* 164 (2014) 125–137. www.elsevier.com/locate/jconhyd

Howard, K.W.F and Beck, P.J., 1993. Hydrogeochemical implications of groundwater contamination by road de-icing chemicals. *Journal of Contaminant Hydrology*, 12 (1993) 245-268.

Jackson, R. et Jobbágy, E., 2005. From icy roads to salty streams. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States (PNAS)* Vol 102, No41.

Jones, P.H ., Jeffrey, B.A ., Walter, P.K., Hutchon, H., 1986. Environmental Impact of road salting-state of the art research and development branch, Ministry of transportations and communications, Ontario, RR237, 53 p.

Lavigne, M.A., 2006. Modélisations numériques de l'écoulement régional de l'eau souterraine dans le bassin versant de la rivière Chateauguay. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc). INRS. 82 p.

Legere, et al., 1984. Quaternary stratigraphy of Canada – A Canadian contribution to IGCP project 24, Geological survey of Canada, 170 p.

Locat, J., 2003. Quaternaire et analyse des terrains. Notes du cours GGL-15902, Département de géologie et de génie géologique, Université Laval, 292 p.

Martineau, O., 2009. Suivi de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin Été 2009. Ville de Québec. Service de l'environnement, Division de la qualité du milieu. 36 p.

Meriano, M., Eyles, N., Howard, K.W.F., 2009. Hydrogeological impacts of road salt from Canada's busiest highway on a lake Ontario watershed (Frechman's bay) and lagoon, city of Pickering. *Journal of contaminant hydrology* 107 (2009) 66-81.

Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec., 2011. *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : cahier 3 – Échantillonnage des eaux souterraines*, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 60 p., 1 annexe.

- Ministère du Développement durable, et de lutte contre les changements climatiques. 2014. Politique de protection de sols et de réhabilitation de terrains contaminés. [Consulté le 25 Juin 2014]; Adresse URL : www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2.html
- Nas, B., Berktaş, A., 2006. Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective. *Journal of Environmental Management* 79 (2006) 30–37. www.elsevier.com/locate/jenvman
- Norrstrom, A.C., 2005. Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry* 20 (2005) 1907–1919 www.elsevier.com/locate/apgeochem
- Parant, M.A., 2007. Mémoire: Évaluation de la performance en essais en colonnes d'un recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac Saint-Augustin (Québec). Département de génie civil. Université Laval : Québec. 193p.
- Pienitz, R., Roberge, K., Vincent, F.W., 2006. Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of lake Saint-Augustin, Quebec city, Canada. 18 p.
- Pierzynski, G.M., Sims, J.T., Vance, G.F., 2000. Soils and Environmental Quality. 2e ed. CRC Press, Boca Raton, FL. 459 p.
- Rasa, K., Peltovuori, T., Hartikainen, H., 2006. Effects of de-icing chemicals sodium chloride and potassium formate on cadmium solubility in a coarse mineral soil. *Science of the Total Environment* 366 (2006) 819–825 www.elsevier.com/locate/scitotenv
- Roberge, K., Pienitz, R., Arsenault, S., 2002. Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec : étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau. *Le Naturaliste Canadien*, 126(2): 68-82.
- Rocheffort, M. 2005. Étude hydrogéologique du lac Saint-Augustin. Rapport de stage présenté au Prof Galvez-Cloutier R., Université Laval, 30 p. et annexes.
- Ryding, S.O. et Rast, W., 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson, Paris. 194 p.
- Sigg L., Behra P., Stumm W., 2000. Chimie des milieux aquatiques, chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris. 567 p.
- Simard, G. et Des Rosiers, R., 1979. Qualité des eaux souterraines du Québec. Services des eaux souterraines, Ministère de l'environnement, direction générale des inventaires et de la recherche.

- Therrien, R., 2013. *Hydrogéologie avancée, GGL-10355*. Notes du cours Département de géologie et génie géologique. Université Laval. Québec.
- Trudel, L., 1987. Distribution naturelle en métaux lourds des sédiments fluviaux du Saint-Laurent. Mémoire de maîtrise. Université Laval. 121 p.
- Vienken, T. et Dietrich, P., 2011. Field evaluation of methods for determining hydraulic conductivity from grain size data. *Journal of hydrology* 400 (2011) 58-71. www.elsevier.com/locate/jhydrol
- Yasmina, B.K.M., 2013. Développement d'un modèle numérique d'écoulement 3D des eaux souterraines du bassin versant de la rivière Chaudière, Québec. Mémoire présenté à la faculté des études supérieures et postdoctorale de l'université Laval dans le cadre du programme de maîtrise en science de la terre pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc). 63p.
- Yong, R.N. 1995. The fate of toxic pollutants in contaminated sédiments. *Dredging, Remediation, and Containment of contaminated sédiments, ASTMSTP 1293*, K.R. Demars, G.N. Richardson, R.N. Yong, and R.C. Chaney. Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphie. 13-39.

Sites Internet

- <http://midwestgeo.com/fieldtools/h0slugtest.php?item=108> (page consultée le 10-10-2014)
- http://www.aqtesolv.com/slug-tests/slug-tests.htm#Rising_Head_Versus_Falling_Head_Tests (page consultée le 05-10-2014)
- www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_grille_eaux.htm (page consultée le 07-07-2014)

Liste des tableaux des annexes

<i>Tableau A-1: Bilan hydrique de l'année 1998</i>	134
<i>Tableau A-2: Bilan hydrique de l'année 1999</i>	135
<i>Tableau A-3: Bilan hydrique de l'année 2000</i>	136
<i>Tableau A-4: Bilan hydrique de l'année 2001</i>	137
<i>Tableau A-5: Bilan hydrique de l'année 2002</i>	138
<i>Tableau A-6: Bilan hydrique de l'année 2003</i>	139
<i>Tableau A-7: Bilan hydrique de l'année 2004</i>	140
<i>Tableau A-8: Bilan hydrique de l'année 2005</i>	141
<i>Tableau A-9: Bilan hydrique de l'année 2006</i>	142
<i>Tableau A-10: Bilan hydrique de l'année 2007</i>	143
<i>Tableau A-11: Bilan hydrique de l'année 2008</i>	144
<i>Tableau A-12: Bilan hydrique de l'année 2009</i>	145
<i>Tableau A-13: Bilan hydrique de l'année 2010</i>	146
<i>Tableau A-14: Bilan hydrique de l'année 2011</i>	147
<i>Tableau A-15: Bilan hydrique de l'année 2012</i>	148
<i>Tableau A-16: Bilan hydrique de l'année 2013</i>	149
<i>Tableau B-1: Suivi de la hauteur piézométrique (m) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	151
<i>Tableau B-2: Suivi du pH aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	152
<i>Tableau B-3: Suivi de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	153
<i>Tableau B-4: Suivi de la température aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	154
<i>Tableau B-5: Suivi de la conductivité spécifique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	155
<i>Tableau B-6: Suivi de la conductivité ionique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	156
<i>Tableau B-7: Suivi de l'oxygène dissous (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	157
<i>Tableau C-1: Suivi du chlorure (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	159
<i>Tableau C-2: Suivi du bicarbonate (ppm)aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	160
<i>Tableau C-3: Suivi du sulfate (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	161
<i>Tableau C-4: Suivi du nitrate (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	162
<i>Tableau C-5: Suivi du nitrite (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	163
<i>Tableau C-6: Suivi du phosphate (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	164
<i>Tableau C-7: Suivi du phosphore soluble (ppb) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	165
<i>Tableau D-1: Suivi du calcium soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	167
<i>Tableau D-2: Suivi du sodium soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	168
<i>Tableau D-3: Suivi du magnésium soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	169

<i>Tableau D-4: Suivi du potassium soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	<i>170</i>
<i>Tableau D-5: Suivi du fer soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	<i>171</i>
<i>Tableau D-6: Suivi du manganèse soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	<i>172</i>
<i>Tableau D-7: Suivi du zinc soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels.....</i>	<i>173</i>
<i>Tableau E-1: Moyennes arithmétiques des concentrations des éléments chimiques aux piézomètres et aux puits résidentiels</i>	<i>175</i>

Annexes A: Les bilans hydriques de 1998 à 2013

Tableau A-1: Bilan hydrique de l'année 1998

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-9,30	97,80	0,77	0,00	0,00	19,56	78,24	100,00	178,24	0,00	78,24	0,66
Février	-5,40	53,50	0,80	0,00	0,00	10,70	42,80	100,00	142,80	0,00	42,80	0,36
Mars	-3,20	129,00	1,02	0,00	0,00	25,80	103,20	100,00	203,20	0,00	103,20	0,88
Avril	6,00	46,80	1,14	1,32	33,40	9,36	37,44	100,00	104,04	33,40	4,04	0,03
Mai	14,10	34,30	1,31	4,80	91,68	6,86	27,44	35,76	35,76	91,68	0,00	-0,55
Juin	16,50	145,00	1,33	6,10	109,41	29,00	116,00	42,35	42,35	109,41	0,00	0,06
Juillet	19,00	109,20	1,34	7,55	127,45	21,84	87,36	2,26	2,26	127,45	0,00	-0,34
Août	18,40	101,80	1,23	7,19	113,12	20,36	81,44	0,00	-29,42	83,70	0,00	-0,02
Septembre	13,70	108,90	1,05	4,60	71,20	21,78	87,12	15,92	15,92	71,20	0,00	0,14
Octobre	7,20	101,70	0,93	1,74	32,86	20,34	81,36	64,41	64,41	32,86	0,00	0,41
Novembre	0,40	105,60	0,78	0,02	1,41	21,12	84,48	100,00	147,48	1,41	47,48	0,71
Décembre	-5,70	89,90	0,73	0,00	0,00	17,98	71,92	100,00	171,92	0,00	71,92	0,61
Total	5,98	1123,50			580,54	224,70	898,80			551,12	347,68	2,95
Moyenne	5,98	93,63			48,38	18,73	74,90			45,93	28,97	0,25
Indice thermique annuel I				33,31								
Constante a				1,03								

Tableau A-2: Bilan hydrique de l'année 1999

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-12,30	109,60	0,77	0,00	0,00	21,92	87,68	100,00	187,68	0,00	87,68	0,74
Février	-7,80	40,00	0,80	0,00	0,00	8,00	32,00	100,00	132,00	0,00	32,00	0,27
Mars	-2,10	72,60	1,02	0,00	0,00	14,52	58,08	100,00	158,08	0,00	58,08	0,49
Avril	4,20	32,80	1,14	0,77	22,01	6,56	26,24	100,00	104,23	22,01	4,23	0,04
Mai	14,80	38,20	1,31	5,17	94,87	7,64	30,56	35,69	35,69	94,87	0,00	-0,55
Juin	18,50	150,60	1,33	7,25	121,91	30,12	120,48	34,26	34,26	121,91	0,00	-0,01
Juillet	19,60	162,40	1,34	7,91	130,56	32,48	129,92	33,62	33,62	130,56	0,00	-0,01
Août	17,90	75,60	1,23	6,90	108,82	15,12	60,48	0,00	-14,73	94,10	0,00	-0,29
Septembre	16,00	180,00	1,05	5,82	82,40	36,00	144,00	61,60	61,60	82,40	0,00	0,52
Octobre	5,30	114,00	0,93	1,09	22,95	22,80	91,20	100,00	129,84	22,95	29,84	0,58
Novembre	2,00	76,60	0,78	0,25	6,88	15,32	61,28	100,00	154,40	6,88	54,40	0,46
Décembre	-5,70	63,40	0,73	0,00	0,00	12,68	50,72	100,00	150,72	0,00	50,72	0,43
Total	5,87	1115,80			590,41	223,16	892,64			575,69	316,95	2,69
Moyenne	5,87	92,98			49,20	18,60	74,39			47,97	26,41	0,22
Indice thermique annuel I				35,15								
Constante a				1,06								

Tableau A-3: Bilan hydrique de l'année 2000

Mois	T _j (°C)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-12,50	104,70	0,77	0,00	0,00	20,94	83,76	100,00	183,76	0,00	83,76	0,71
Février	-9,00	52,80	0,80	0,00	0,00	10,56	42,24	100,00	142,24	0,00	42,24	0,36
Mars	-0,10	50,50	1,02	0,00	0,00	10,10	40,40	100,00	140,40	0,00	40,40	0,34
Avril	3,90	105,20	1,14	0,69	23,84	21,04	84,16	100,00	160,32	23,84	60,32	0,51
Mai	11,10	107,60	1,31	3,34	75,17	21,52	86,08	100,00	110,91	75,17	10,91	0,09
Juin	15,70	122,80	1,33	5,65	106,93	24,56	98,24	91,31	91,31	106,93	0,00	-0,07
Juillet	18,70	64,30	1,34	7,37	127,71	12,86	51,44	15,04	15,04	127,71	0,00	-0,65
Août	18,40	99,20	1,23	7,19	115,32	19,84	79,36	0,00	-20,92	94,40	0,00	-0,13
Septembre	11,90	105,30	1,05	3,72	64,35	21,06	84,24	19,89	19,89	64,35	0,00	0,17
Octobre	6,60	68,50	0,93	1,52	32,44	13,70	54,80	42,25	42,25	32,44	0,00	0,19
Novembre	1,30	59,40	0,78	0,13	5,61	11,88	47,52	84,17	84,17	5,61	0,00	0,36
Décembre	-10,80	128,50	0,73	0,00	0,00	25,70	102,80	100,00	186,97	0,00	86,97	0,87
Total	4,60	1068,80			551,37	213,76	855,04			530,45	324,59	2,76
Moyenne	4,60	89,07			45,95	17,81	71,25			44,20	27,05	0,23
Indice thermique annuel I				29,61								
Constante a				0,97								

Tableau A-4: Bilan hydrique de l'année 2001

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-12,00	23,40	0,77	0,00	0,00	4,68	18,72	100,00	118,72	0,00	18,72	0,16
Février	-10,90	94,50	0,80	0,00	0,00	18,90	75,60	100,00	175,60	0,00	75,60	0,64
Mars	-5,00	40,80	1,02	0,00	0,00	8,16	32,64	100,00	132,64	0,00	32,64	0,28
Avril	3,70	34,90	1,14	0,63	20,57	6,98	27,92	100,00	107,35	20,57	7,35	0,06
Mai	13,50	58,40	1,31	4,50	88,03	11,68	46,72	58,69	58,69	88,03	0,00	-0,35
Juin	17,60	101,40	1,33	6,72	117,21	20,28	81,12	22,60	22,60	117,21	0,00	-0,31
Juillet	17,70	75,70	1,34	6,78	118,78	15,14	60,56	0,00	-35,62	83,16	0,00	-0,19
Août	18,90	108,80	1,23	7,49	116,51	21,76	87,04	0,00	-29,47	87,04	0,00	0,00
Septembre	14,00	90,20	1,05	4,75	73,09	18,04	72,16	0,00	-0,93	72,16	0,00	0,00
Octobre	7,30	71,40	0,93	1,77	33,60	14,28	57,12	23,52	23,52	33,60	0,00	0,20
Novembre	2,00	75,30	0,78	0,25	7,51	15,06	60,24	76,26	76,26	7,51	0,00	0,45
Décembre	-2,70	51,60	0,73	0,00	0,00	10,32	41,28	100,00	117,54	0,00	17,54	0,35
Total	5,34	826,40			575,29	165,28	661,12			509,27	151,85	1,29
Moyenne	5,34	68,87			47,94	13,77	55,09			42,44	12,65	0,11
Indice thermique annuel I				32,90								
Constante a				1,02								

Tableau A-5: Bilan hydrique de l'année 2002

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-8,20	48,10	0,77	0,00	0,00	9,62	38,48	100,00	138,48	0,00	38,48	0,33
Février	-8,80	69,60	0,80	0,00	0,00	13,92	55,68	100,00	155,68	0,00	55,68	0,47
Mars	-5,00	91,10	1,02	0,00	0,00	18,22	72,88	100,00	172,88	0,00	72,88	0,62
Avril	3,80	129,30	1,14	0,66	22,48	25,86	103,44	100,00	180,96	22,48	80,96	0,69
Mai	9,20	102,00	1,31	2,52	61,51	20,40	81,60	100,00	120,09	61,51	20,09	0,17
Juin	14,90	70,10	1,33	5,22	100,65	14,02	56,08	55,43	55,43	100,65	0,00	-0,38
Juillet	19,80	63,80	1,34	8,03	134,37	12,76	51,04	0,00	-27,90	106,47	0,00	-0,47
Août	19,40	10,70	1,23	7,79	120,79	2,14	8,56	0,00	-112,23	8,56	0,00	0,00
Septembre	15,60	105,60	1,05	5,60	82,99	21,12	84,48	1,49	1,49	82,99	0,00	0,01
Octobre	4,80	82,70	0,93	0,94	23,11	16,54	66,16	44,54	44,54	23,11	0,00	0,37
Novembre	-2,40	101,70	0,78	0,00	0,00	20,34	81,36	100,00	125,90	0,00	25,90	0,69
Décembre	-7,70	42,40	0,73	0,00	0,00	8,48	33,92	100,00	133,92	0,00	33,92	0,29
Total	4,62	917,10			545,90	183,42	733,68			405,77	327,91	2,78
Moyenne	4,62	76,43			45,49	15,29	61,14			33,81	27,33	0,23
Indice thermique annuel I				30,76								
Constante a				0,99								

Tableau A-6: Bilan hydrique de l'année 2003

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-14,70	26,50	0,77	0,00	0,00	5,30	21,20	100,00	121,20	0,00	21,20	0,18
Février	-13,30	37,50	0,80	0,00	0,00	7,50	30,00	100,00	130,00	0,00	30,00	0,25
Mars	-6,10	81,40	1,02	0,00	0,00	16,28	65,12	100,00	165,12	0,00	65,12	0,55
Avril	1,10	60,90	1,14	0,10	6,53	12,18	48,72	100,00	142,19	6,53	42,19	0,36
Mai	10,80	89,00	1,31	3,21	71,90	17,80	71,20	99,30	99,30	71,90	0,00	-0,01
Juin	17,10	79,30	1,33	6,43	115,20	15,86	63,44	47,54	47,54	115,20	0,00	-0,44
Juillet	18,50	125,70	1,34	7,25	125,51	25,14	100,56	22,59	22,59	125,51	0,00	-0,21
Août	18,10	152,00	1,23	7,01	112,66	30,40	121,60	31,53	31,53	112,66	0,00	0,08
Septembre	15,30	85,30	1,05	5,44	81,28	17,06	68,24	18,49	18,49	81,28	0,00	-0,11
Octobre	6,50	122,00	0,93	1,49	31,07	24,40	97,60	85,02	85,02	31,07	0,00	0,57
Novembre	0,50	139,90	0,78	0,03	2,04	27,98	111,92	100,00	194,90	2,04	94,90	0,93
Décembre	-6,40	191,10	0,73	0,00	0,00	38,22	152,88	100,00	252,88	0,00	152,88	1,30
Total	3,95	1190,60			546,19	238,12	952,48			546,19	406,29	3,45
Moyenne	3,95	99,22			45,52	19,84	79,37			45,52	33,86	0,29
Indice thermique annuel I				30,96								
Constante a				0,99								

Tableau A-7: Bilan hydrique de l'année 2004

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-17,00	10,70	0,77	0,00	0,00	2,14	8,56	100,00	108,56	0,00	8,56	0,07
Février	-9,70	22,70	0,80	0,00	0,00	4,54	18,16	100,00	118,16	0,00	18,16	0,15
Mars	-3,40	70,80	1,02	0,00	0,00	14,16	56,64	100,00	156,64	0,00	56,64	0,48
Avril	3,50	73,90	1,14	0,58	21,11	14,78	59,12	100,00	138,01	21,11	38,01	0,32
Mai	10,50	121,30	1,31	3,07	70,70	24,26	97,04	100,00	126,34	70,70	26,34	0,22
Juin	14,90	118,70	1,33	5,22	101,17	23,74	94,96	93,79	93,79	101,17	0,00	-0,05
Juillet	19,50	160,70	1,34	7,85	132,71	32,14	128,56	89,64	89,64	132,71	0,00	-0,04
Août	17,70	69,40	1,23	6,78	110,71	13,88	55,52	34,45	34,45	110,71	0,00	-0,47
Septembre	13,70	131,20	1,05	4,60	73,41	26,24	104,96	66,00	66,00	73,41	0,00	0,27
Octobre	8,00	75,30	0,93	2,04	38,74	15,06	60,24	87,50	87,50	38,74	0,00	0,18
Novembre	-0,30	100,40	0,78	0,00	0,00	20,08	80,32	100,00	167,82	0,00	67,82	0,68
Décembre	-10,10	114,00	0,73	0,00	0,00	22,80	91,20	100,00	191,20	0,00	91,20	0,77
Total	3,94	1069,10			548,55	213,82	855,28			548,55	306,73	2,60
Moyenne	3,94	89,09			45,71	17,82	71,27			45,71	25,56	0,22
Indice thermique annuel I				30,15								
Constante a				0,98								

Tableau A-8: Bilan hydrique de l'année 2005

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-14,4	26,4	0,8	0,0	0,0	5,3	21,1	100,0	121,1	0,0	21,1	0,18
Février	-8,5	34,3	0,8	0,0	0,0	6,9	27,4	100,0	127,4	0,0	27,4	0,23
Mars	-4,6	33,0	1,0	0,0	0,0	6,6	26,4	100,0	126,4	0,0	26,4	0,22
Avril	4,8	190,5	1,1	0,9	25,9	38,1	152,4	100,0	226,5	25,9	126,5	1,07
Mai	10,4	34,0	1,3	3,0	66,4	6,8	27,2	61,1	61,1	66,1	0,0	-0,33
Juin	17,9	125,4	1,3	6,9	118,8	25,1	100,3	43,1	43,1	118,3	0,0	-0,15
Juillet	20,4	77,9	1,3	8,4	137,7	15,6	62,3	0,0	-31,2	105,4	0,0	-0,37
Août	19,2	150,6	1,2	7,7	118,6	30,1	120,5	2,8	2,8	117,6	0,0	0,02
Septembre	14,7	199,0	1,1	5,1	76,6	39,8	159,2	86,1	86,1	75,9	0,0	0,71
Octobre	8,5	130,8	0,9	2,2	38,3	26,2	104,6	100,0	152,4	38,3	52,4	0,56
Novembre	0,1	106,5	0,8	0,0	0,3	21,3	85,2	100,0	184,9	0,3	84,9	0,72
Décembre	-8,2	58,2	0,7	0,0	0,0	11,6	46,6	100,0	146,6	0,0	46,6	0,40
Total	5,0	1166,6			582,6	233,3	933,3			548,0	385,3	3,27
Moyenne	5,0	97,2			48,6	19,4	77,8			45,7	32,1	0,27
Indice thermique annuel I				34,3								
Constante a				1,0								

Tableau A-9: Bilan hydrique de l'année 2006

Mois	T _j (°C)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-7,10	145,40	0,77	0,00	0,00	29,08	116,32	100,00	216,32	0,00	116,32	0,99
Février	-10,20	98,30	0,80	0,00	0,00	19,66	78,64	100,00	178,64	0,00	78,64	0,67
Mars	-2,40	41,80	1,02	0,00	0,00	8,36	33,44	100,00	133,44	0,00	33,44	0,28
Avril	5,50	81,90	1,14	1,16	30,36	16,38	65,52	100,00	135,16	30,36	35,16	0,30
Mai	12,50	67,60	1,31	4,00	81,09	13,52	54,08	73,30	73,30	80,78	0,00	-0,23
Juin	18,00	89,40	1,33	6,95	119,94	17,88	71,52	25,33	25,33	119,49	0,00	-0,41
Juillet	20,80	101,90	1,34	8,66	140,82	20,38	81,52	0,00	-32,91	106,85	0,00	-0,22
Août	17,30	90,40	1,23	6,55	106,88	18,08	72,32	0,00	-33,69	72,32	0,00	0,00
Septembre	13,00	119,30	1,05	4,25	67,94	23,86	95,44	28,15	28,15	67,29	0,00	0,24
Octobre	6,70	234,00	0,93	1,56	30,37	46,80	187,20	100,00	184,98	30,37	84,98	1,33
Novembre	2,90	72,80	0,78	0,44	10,66	14,56	58,24	100,00	147,51	10,73	47,51	0,40
Décembre	-4,70	71,80	0,73	0,00	0,00	14,36	57,44	100,00	157,44	0,00	57,44	0,49
Total	6,03	1214,60			588,06	242,92	971,68			518,19	453,49	3,85
Moyenne	6,03	101,22			49,00	20,24	80,97			43,18	37,79	0,32
Indice thermique annuel I				33,56								
Constante a				1,03								

Tableau A-10: Bilan hydrique de l'année 2007

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-10,40	70,10	0,77	0,00	0,00	14,02	56,08	100,00	156,08	0,00	56,08	0,48
Février	-12,90	41,80	0,80	0,00	0,00	8,36	33,44	100,00	133,44	0,00	33,44	0,28
Mars	-5,30	65,40	1,02	0,00	0,00	13,08	52,32	100,00	152,32	0,00	52,32	0,44
Avril	3,30	106,70	1,14	0,53	18,79	21,34	85,36	100,00	166,57	18,79	66,57	0,57
Mai	12,00	62,60	1,31	3,76	78,83	12,52	50,08	71,25	71,25	78,83	0,00	-0,24
Juin	16,80	120,70	1,33	6,26	112,39	24,14	96,56	55,42	55,42	112,39	0,00	-0,13
Juillet	18,90	177,50	1,34	7,49	127,54	35,50	142,00	69,88	69,88	127,54	0,00	0,12
Août	17,30	138,60	1,23	6,55	107,00	27,72	110,88	73,76	73,76	107,00	0,00	0,03
Septembre	14,10	110,50	1,05	4,80	74,20	22,10	88,40	87,96	87,96	74,20	0,00	0,12
Octobre	9,50	98,90	0,93	2,64	44,55	19,78	79,12	100,00	122,53	44,55	22,53	0,29
Novembre	-0,50	75,90	0,78	0,00	0,00	15,18	60,72	100,00	160,72	0,00	60,72	0,52
Décembre	-9,10	84,30	0,73	0,00	0,00	16,86	67,44	100,00	167,44	0,00	67,44	0,57
Total	4,48	1153,00			563,30	230,60	922,40			563,30	359,10	3,05
Moyenne	4,48	96,08			46,94	19,22	76,87			46,94	29,93	0,25
Indice thermique annuel I				32,04								
Constante a				1,01								

Tableau A-11: Bilan hydrique de l'année 2008

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-9,50	80,00	0,77	0,00	0,00	16,00	64,00	100,00	164,00	0,00	64,00	0,54
Février	-10,40	79,20	0,80	0,00	0,00	15,84	63,36	100,00	163,36	0,00	63,36	0,54
Mars	-6,70	98,90	1,02	0,00	0,00	19,78	79,12	100,00	179,12	0,00	79,12	0,67
Avril	4,70	103,10	1,14	0,91	27,20	20,62	82,48	100,00	155,28	27,20	55,28	0,47
Mai	10,70	66,40	1,31	3,16	70,69	13,28	53,12	82,43	82,43	70,69	0,00	-0,15
Juin	16,90	231,20	1,33	6,32	113,44	46,24	184,96	100,00	153,94	113,44	53,94	0,61
Juillet	19,50	149,80	1,34	7,85	131,91	29,96	119,84	87,93	87,93	131,91	0,00	-0,10
Août	18,00	111,80	1,23	6,95	111,68	22,36	89,44	65,68	65,68	111,68	0,00	-0,19
Septembre	13,90	100,50	1,05	4,70	73,49	20,10	80,40	72,59	72,59	73,49	0,00	0,06
Octobre	6,70	105,70	0,93	1,56	31,65	21,14	84,56	100,00	125,50	31,65	25,50	0,45
Novembre	0,90	63,50	0,78	0,07	3,56	12,70	50,80	100,00	147,24	3,56	47,24	0,40
Décembre	-9,20	124,30	0,73	0,00	0,00	24,86	99,44	100,00	199,44	0,00	99,44	0,84
Total	4,63	1314,40			563,64	262,88	1051,52			563,64	487,88	4,14
Moyenne	4,63	109,53			46,97	21,91	87,63			46,97	40,66	0,35
Indice thermique annuel I				31,53								
Constante a				1,00								

Tableau A-12: Bilan hydrique de l'année 2009

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-16,00	68,00	0,77	0,00	0,00	13,60	54,40	100,00	154,40	0,00	54,40	0,46
Février	-9,00	59,90	0,80	0,00	0,00	11,98	47,92	100,00	147,92	0,00	47,92	0,41
Mars	-4,50	54,10	1,02	0,00	0,00	10,82	43,28	100,00	143,28	0,00	43,28	0,37
Avril	5,90	85,20	1,14	1,28	34,79	17,04	68,16	100,00	133,37	34,79	33,37	0,28
Mai	10,50	94,80	1,31	3,07	70,15	18,96	75,84	100,00	105,69	70,15	5,69	0,05
Juin	16,10	126,60	1,33	5,87	108,71	25,32	101,28	92,57	92,57	108,71	0,00	-0,06
Juillet	17,80	174,60	1,34	6,84	120,96	34,92	139,68	100,00	111,29	120,96	11,29	0,16
Août	19,30	69,00	1,23	7,73	120,20	13,80	55,20	35,00	35,00	120,20	0,00	-0,55
Septembre	13,50	86,80	1,05	4,50	71,96	17,36	69,44	32,48	32,48	71,96	0,00	-0,02
Octobre	5,00	108,00	0,93	1,00	24,09	21,60	86,40	94,78	94,78	24,09	0,00	0,53
Novembre	2,80	58,80	0,78	0,42	11,39	11,76	47,04	100,00	130,44	11,39	30,44	0,30
Décembre	-7,20	127,80	0,73	0,00	0,00	25,56	102,24	100,00	202,24	0,00	102,24	0,87
Total	4,52	1113,60			562,26	222,72	890,88			562,26	328,62	2,79
Moyenne	4,52	92,80			46,85	18,56	74,24			46,85	27,39	0,23
Indice thermique annuel I				30,71								
Constante a				0,99								

Tableau A-13: Bilan hydrique de l'année 2010

Mois	T _j (°C)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-7,60	77,20	0,77	0,00	0,00	15,44	61,76	100,00	161,76	0,00	61,76	0,52
Février	-5,30	31,00	0,80	0,00	0,00	6,20	24,80	100,00	124,80	0,00	24,80	0,21
Mars	0,30	48,20	1,02	0,01	1,19	9,64	38,56	100,00	137,37	1,19	37,37	0,32
Avril	7,50	36,40	1,14	1,85	40,38	7,28	29,12	88,74	88,74	40,38	0,00	-0,10
Mai	13,30	39,80	1,31	4,40	84,50	7,96	31,84	36,08	36,08	84,50	0,00	-0,45
Juin	16,90	104,40	1,33	6,32	110,61	20,88	83,52	9,00	9,00	110,61	0,00	-0,23
Juillet	21,40	48,80	1,34	9,04	143,13	9,76	39,04	0,00	-95,09	48,04	0,00	-0,08
Août	19,30	112,00	1,23	7,73	117,68	22,40	89,60	0,00	-28,08	89,60	0,00	0,00
Septembre	13,60	184,80	1,05	4,55	69,22	36,96	147,84	78,62	78,62	69,22	0,00	0,67
Octobre	6,60	60,50	0,93	1,52	28,76	12,10	48,40	98,26	98,26	28,76	0,00	0,17
Novembre	0,40	131,90	0,78	0,02	1,24	26,38	105,52	100,00	202,54	1,24	102,54	0,89
Décembre	-6,80	99,90	0,73	0,00	0,00	19,98	79,92	100,00	179,92	0,00	79,92	0,68
Total	6,63	974,90			596,70	194,98	779,92			473,53	306,39	2,60
Moyenne	6,63	81,24			49,73	16,25	64,99			39,46	25,53	0,22
Indice thermique annuel I				35,44								
Constante a				1,06								

Tableau A-14: Bilan hydrique de l'année 2011

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-10,30	29,10	0,77	0,00	0,00	5,82	23,28	100,00	123,28	0,00	23,28	0,20
Février	-9,60	94,10	0,80	0,00	0,00	18,82	75,28	100,00	175,28	0,00	75,28	0,64
Mars	-4,50	172,90	1,02	0,00	0,00	34,58	138,32	100,00	238,32	0,00	138,32	1,17
Avril	3,50	110,50	1,14	0,58	18,78	22,10	88,40	100,00	169,62	18,78	69,62	0,59
Mai	10,90	130,30	1,31	3,25	69,70	26,06	104,24	100,00	134,54	69,70	34,54	0,29
Juin	16,80	86,80	1,33	6,26	110,93	17,36	69,44	58,51	58,51	110,93	0,00	-0,35
Juillet	20,60	131,00	1,34	8,53	138,15	26,20	104,80	25,16	25,16	138,15	0,00	-0,28
Août	18,60	171,40	1,23	7,31	113,96	34,28	137,12	48,32	48,32	113,96	0,00	0,20
Septembre	15,50	106,80	1,05	5,55	80,38	21,36	85,44	53,37	53,37	80,38	0,00	0,04
Octobre	8,20	77,90	0,93	2,11	37,10	15,58	62,32	78,60	78,60	37,10	0,00	0,21
Novembre	2,90	62,60	0,78	0,44	10,57	12,52	50,08	100,00	118,11	10,57	18,11	0,34
Décembre	-5,70	114,30	0,73	0,00	0,00	22,86	91,44	100,00	191,44	0,00	91,44	0,78
Total	5,58	1287,70			579,56	257,54	1030,16			579,56	450,60	3,83
Moyenne	5,58	107,31			48,30	21,46	85,85			48,30	37,55	0,32
Indice thermique annuel I				34,04								
Constante a				1,04								

Tableau A-15: Bilan hydrique de l'année 2012

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-10,90	96,40	0,77	0,00	0,00	19,28	77,12	100,00	177,12	0,00	77,12	0,65
Février	-9,30	61,60	0,80	0,00	0,00	12,32	49,28	100,00	149,28	0,00	49,28	0,42
Mars	-0,80	59,40	1,02	0,00	0,00	11,88	47,52	100,00	147,52	0,00	47,52	0,40
Avril	5,10	68,70	1,14	1,03	27,41	13,74	54,96	100,00	127,55	27,41	27,55	0,23
Mai	13,00	121,90	1,31	4,25	83,25	24,38	97,52	100,00	114,27	83,25	14,27	0,12
Juin	17,40	179,10	1,33	6,61	114,69	35,82	143,28	100,00	128,59	114,69	28,59	0,24
Juillet	19,90	93,80	1,34	8,10	132,99	18,76	75,04	42,05	42,05	132,99	0,00	-0,49
Août	19,60	66,10	1,23	7,91	120,07	13,22	52,88	0,00	-25,14	94,93	0,00	-0,36
Septembre	13,60	71,30	1,05	4,55	69,82	14,26	57,04	0,00	-12,78	57,04	0,00	0,00
Octobre	8,20	145,70	0,93	2,11	36,76	29,14	116,56	79,80	79,80	36,76	0,00	0,68
Novembre	-0,80	13,30	0,78	0,00	0,00	2,66	10,64	90,44	90,44	0,00	0,00	0,09
Décembre	-6,20	128,90	0,73	0,00	0,00	25,78	103,12	100,00	193,56	0,00	93,56	0,88
Total	5,73	1106,20			585,00	221,24	884,96			547,08	337,88	2,87
Moyenne	5,73	92,18			48,75	18,44	73,75			45,59	28,16	0,40
Indice thermique annuel I	34,56											
Constante a	1,05											

Tableau A-16: Bilan hydrique de l'année 2013

Mois	T _j (°c)	P _j (mm)	F _j	I _j	ETP _j (mm)	R _j (mm)	I _j (mm)	RAS _j (mm)	D _j (mm)	ETR _j (mm)	G _j (mm)	Q _j (m)
Janvier	-11,70	73,10	0,77	0,00	0,00	14,62	58,48	100,00	158,48	0,00	58,48	0,50
Février	-9,30	68,00	0,80	0,00	0,00	13,60	54,40	100,00	154,40	0,00	54,40	0,46
Mars	-1,70	66,10	1,02	0,00	0,00	13,22	52,88	100,00	152,88	0,00	52,88	0,45
Avril	3,60	73,10	1,14	0,61	21,20	14,62	58,48	100,00	137,28	21,20	37,28	0,32
Mai	12,50	259,60	1,31	4,00	83,47	51,92	207,68	100,00	224,21	83,47	124,21	1,05
Juin	14,60	112,30	1,33	5,07	98,87	22,46	89,84	90,97	90,97	98,87	0,00	-0,08
Juillet	20,00	125,40	1,34	8,16	136,64	25,08	100,32	54,65	54,65	136,64	0,00	-0,31
Août	17,90	92,50	1,23	6,90	112,35	18,50	74,00	16,30	16,30	112,35	0,00	-0,33
Septembre	13,00	66,00	1,05	4,25	69,82	13,20	52,80	0,00	-0,72	69,10	0,00	-0,14
Octobre	7,80	101,50	0,93	1,96	37,25	20,30	81,20	43,95	43,95	37,25	0,00	0,37
Novembre	-0,90	117,90	0,78	0,00	0,00	23,58	94,32	100,00	138,27	0,00	38,27	0,80
Décembre	-11,80	90,70	0,73	0,00	0,00	18,14	72,56	100,00	172,56	0,00	72,56	0,62
Total	4,50	1246,20			559,60	249,24	996,96			558,88	438,08	3,72
Moyenne	4,50	103,85			46,63	20,77	83,08			46,57	36,51	0,31
Indice thermique annuel I				30,94								
Constante a				0,99								

**Annexes B: Suivi des paramètres *in situ* durant toute la période d'échantillonnage
(29-04-2013 / 01-11-2013)**

Tableau B-1: Suivi de la hauteur piézométrique (m) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	56,26	51,9	52,85	47,6	45,42							
08 Mai	56,15	51,68	51,91	47,47	45,3							
13 Mai	56,52	52,1	53,25	47,7	45,62							
22 Mai	56,42	52,1	53,33	47,62	45,61							
28 Mai	56,5	52,4	53,21	47,72	45,6							
05 Juin	56,3	52,23	52,81	47,7	45,5							
19 Juin	56,12	51,9	52,17	47,45	45,24							
25 Juin	56,4	52,23	53,07	48,7	45,6							
03 Juillet	56,28	52,3	52,1	47,8	45,4	47,8	51,8	50,23				
11 Juillet	55,92	51,91	52,15	47,57	45,1	47,02	51,28	49,84	41,86	39,2	41,4	40,26
18 Juillet	55,99	51,65	52,19	46,73	45,2	47,6	51,5	49,83	41,7	39,18	41,25	40,28
25 Juillet	56,12	51,8	52,14	47,43	45,25	47,3	51,48	49,9	41,77	39,2	41,27	40,6
01 Août	55,89	51,65	52,2	47,35	45,1	47	51,26	49,73	41,67	39,15	41,15	40,11
08 Août	55,85	51,55	52,08	47,39	44,92	46,76	50,99	49,62	41,55	39,1	41,1	40,08
12 Août	55,79	51,51	52,09	47,24	44,9	46,7	50,92	49,58	41,5	39,07	41,07	40,08
23 Août	56,07	51,48	52,33	47,03	45,31	47,3	51,37	49,74	41,45	39,12	41	40,09
30 Août	55,88	51,5	52,15	47,35	45,1	46,9	51,12	49,75	41,35	39,68	40,8	39,27
13 Septembre	55,7	51,4	52,05	47,3	44,9	46,7	50,8	49,55	41,25	39,32	40,9	39,22
27 Septembre	56,08	51,5	52,1	47,23	45,2	47,2	51,15	49,9	41,3	39,78	40,97	39,25
03 Octobre	55,95	51,42	52,07	47,27	45	46,98	50,9	49,85	41,2	39,23	40,4	39,2
10 Octobre	56,05	51,15	52,05	47,25	44,96	46,95	51,35	49,75	41,18	39,58	40,55	39,15
17 Octobre	56,14	51,35	52	47,25	44,9	46,85	51,15	49,8	41,2	39,76	40,85	39,2
24 Octobre	56,28	51,6	52,03	47,4	45,95	47,4	51,5	50	41,25	39,68	41,2	39,2
01 Novembre	56,75	53,1	53,45	47,6	45,7	47,9	51,9	50,35	41,25	39,88	40,85	39,25

Tableau B-2: Suivi du pH aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	6,35	5,92	6,42	6,08	6,75							
08 Mai	8,07	7,24	7,59	6,91	7,06							
13 Mai	8,92	7,44	7,30	7,35	7,68							
22 Mai	6,81	7,32	7,49	5,78	8,21							
28 Mai	6,96	6,56	6,72	6,52	7,44							
05 Juin	6,85	7,22	6,96	6,75	7,68							
19 Juin	7,23	6,80	6,76	6,66	6,75							
25 Juin	6,58	6,64	6,65	6,40	6,60							
03 Juillet	6,69	6,59	6,55	6,50	7,19	7,05	7,15	7,38				
11 Juillet	6,93	6,51	6,68	6,46	6,95	7,04	7,14	7,20	8,08	7,14	5,90	8,19
18 Juillet	6,95	6,50	6,68	6,45	7,01	6,99	7,29	7,42	7,34	7,18	5,66	8,21
25 Juillet	7,25	6,66	7,11	6,65	6,83	7,05	7,25	7,43	7,44	7,23	5,70	8,13
01 Août	7,23	6,80	6,96	6,51	7,07	7,36	7,45	7,47	8,28	7,54	6,06	8,27
08 Août	6,92	6,51	6,68	6,36	7,21	7,18	7,38	7,41	7,87	7,22	5,85	8,30
12 Août	7,15	6,78	6,83	6,39	7,33	7,18	7,22	7,35	8,00	7,11	5,80	8,04
23 Août	7,25	6,82	6,87	6,69	7,35	7,39	7,44	7,45	8,29	7,40	6,40	6,40
30 Août	7,31	6,82	6,95	6,72	7,48	7,40	7,50	7,49	8,34	8,48	5,96	7,24
13 Septembre	7,62	6,77	6,77	6,56	7,63	7,17	7,45	7,45	8,44	8,39	6,31	7,51
27 Septembre	7,68	7,18	6,94	6,77	6,98	7,16	7,59	7,28	8,72	8,52	6,11	7,14
03 Octobre	7,42	6,73	7,05	6,79	7,50	7,23	7,45	7,41	8,40	8,52	6,33	7,52
10 Octobre	7,18	6,58	7,06	6,57	7,25	7,30	7,47	7,43	8,12	8,53	7,17	7,41
17 Octobre	7,01	6,93	6,79	6,54	7,58	7,09	7,35	7,33	8,20	8,29	6,30	7,41
24 Octobre	6,98	6,74	6,81	6,79	7,54	7,68	7,48	7,44	7,99	8,24	6,53	7,14
01 Novembre	7,10	7,10	6,98	6,56	6,82	7,08	6,91	7,03	7,64	7,90	6,82	6,96

Tableau B-3: Suivi de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	364	879	713	1710	276							
08 Mai	409	956	847	1731	377							
13 Mai	428	788	614	1838	291							
22 Mai	435	696	656	1566	344							
28 Mai	423	789	750	1687	390							
05 Juin	450	673	715	1630	623							
19 Juin	529	825	785	1720	794							
25 Juin	590	858	624	1854	696							
03 Juillet	635	807	754	1752	825	254	322	327				
11 Juillet	652	976	815	1714	748	420	315	395	243	818	614	521
18 Juillet	693	1093	689	1646	662	283	430	437	241	915	669	633
25 Juillet	641	890	623	1561	655	294	386	463	238	728	605	550
01 Août	729	1013	736	1719	684	423	464	494	272	698	590	634
08 Août	681	1069	848	1820	551	484	440	482	239	671	641	730
12 Août	775	1095	861	1880	558	569	478	476	240	750	594	685
23 Août	829	1089	623	1929	603	423	316	461	233	707	692	765
30 Août	811	1078	713	2023	617	409	394	529	254	536	743	1065
13 Septembre	879	1133	697	2076	582	604	456	450	248	438	715	1136
27 Septembre	768	1350	880	1940	498	449	517	495	270	351	673	1170
03 Octobre	735	1008	943	2068	556	539	432	534	237	303	629	942
10 Octobre	716	1030	981	1972	647	564	394	575	245	368	786	830
17 Octobre	648	1046	947	1824	589	520	473	532	233	302	830	1081
24 Octobre	682	970	1153	2057	578	473	468	503	254	396	786	1116
01 Novembre	551	860	945	1847	646	410	455	450	285	327	640	984

Tableau B-4: Suivi de la température aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	5,61	7,93	4,87	6,71	5,92							
08 Mai	6,53	8,52	6,63	7,15	7,45							
13 Mai	8,12	6,82	6,15	5,89	8,93							
22 Mai	8,64	6,25	6,36	6,88	7,25							
28 Mai	9,38	7,49	8,79	7,42	9,24							
05 Juin	11,9	8,8	9,1	9,4	11,3							
19 Juin	11,5	8,9	10,1	9,6	13							
25 Juin	12,8	10	12,3	10,2	15,4							
03 Juillet	11,6	8,8	10	10,4	16,3	14	12,9	11,3				
11 Juillet	11,1	10,5	9,5	10	14	12,8	12,7	12,2	10,5	11,6	10,4	12
18 Juillet	12,4	9	10,5	10,8	16,3	12,5	14,8	16,2	11	11,5	10,6	11,5
25 Juillet	11,8	8,8	12,1	9,9	15,1	16,7	16,2	13,6	10	12,2	10,6	11,8
01 Août	12,7	13,1	14,4	11	14,7	13,1	14	13	11	12,3	10,9	12,4
08 Août	12	9	11,2	10,8	14,5	14,1	15,3	14	10,5	12,9	11,2	11,4
12 Août	13,1	10,2	11,6	13,5	15	13,7	15	13,2	11	13	12,1	11,2
23 Août	13,8	9,6	11,1	11,8	15,7	14,5	15,3	13,2	11	12,8	11,1	11,1
30 Août	12,9	10,1	12,3	13,1	13,6	13,1	13,4	12,8	10,2	12,4	11,4	11,9
13 Septembre	13,8	9,4	11,4	12,1	14,2	14,1	14,1	14	11,3	12,3	11,2	13,1
27 Septembre	13,3	9,4	11,7	12,3	13,8	14,1	13,9	13,8	10,3	12	11,9	12,8
03 Octobre	12,8	9,2	11,5	12,1	14,1	13,5	13,6	13,3	11,4	11,4	11,4	12,8
10 Octobre	12,6	9,2	11,5	11,9	13,3	13,2	13,1	13	11	12,2	11	12,6
17 Octobre	12,4	9,1	11,2	11,8	13	12,5	12,4	12,4	10,7	11,9	10,9	12,3
24 Octobre	11,2	8,7	10,2	11	11,7	11	10,9	11,4	10,3	10,7	10,1	11,6
01 Novembre	10,8	8,5	9,8	10,4	11,1	10,2	10,3	10,8	10,1	10,2	10	11

Tableau B-5: Suivi de la conductivité spécifique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	347,19	837,20	680,65	1629,51	263,17							
08 Mai	389,80	910,48	807,17	1649,12	359,12							
13 Mai	407,63	750,86	585,34	1752,61	277,15							
22 Mai	414,29	663,46	625,28	1492,13	327,71							
28 Mai	402,92	751,57	714,30	1607,01	371,47							
05 Juin	429,47	640,97	681,00	1552,62	594,18							
19 Juin	504,63	785,74	747,97	1638,47	758,95							
25 Juin	563,78	817,48	595,84	1766,65	668,55							
03 Juillet	605,81	768,59	718,39	1669,67	794,34	243,22	307,74	311,87				
11 Juillet	621,71	930,20	776,34	1633,06	716,27	401,33	300,95	377,12	231,60	780,40	585,15	497,29
18 Juillet	661,81	1041,01	656,67	1569,13	637,40	270,30	412,45	420,64	229,78	872,85	637,66	603,84
25 Juillet	611,68	847,64	594,72	1487,21	628,71	283,40	371,55	443,02	226,76	695,05	576,65	524,84
01 Août	696,50	968,44	705,35	1639,00	655,94	404,39	444,31	472,19	259,34	666,50	562,49	605,47
08 Août	650,01	1018,15	808,69	1735,00	528,17	463,56	422,54	461,55	227,79	641,28	611,28	696,30
12 Août	740,91	1043,41	821,43	1798,55	535,48	544,55	458,71	455,14	228,83	716,89	567,04	653,24
23 Août	793,52	1037,38	594,06	1840,76	579,66	405,47	303,46	440,80	222,16	675,58	659,86	729,47
30 Août	775,08	1027,15	680,82	1934,02	590,37	391,01	376,86	505,49	242,03	511,88	708,70	1016,41
13 Septembre	841,38	1079,22	664,82	1981,77	557,53	578,49	436,74	430,91	236,53	418,23	681,85	1086,03
27 Septembre	734,47	1285,91	839,65	1852,44	476,69	430,04	494,97	473,82	257,30	335,03	642,29	1118,00
03 Octobre	702,34	960,09	899,56	1974,14	532,52	515,65	413,36	510,68	226,06	289,01	599,96	900,14
10 Octobre	683,97	981,05	935,81	1882,02	618,75	539,28	376,67	549,62	233,60	351,34	749,42	792,87
17 Octobre	618,84	996,26	903,10	1740,56	563,00	496,67	451,71	508,06	222,10	288,22	791,30	1032,21
24 Octobre	650,38	923,82	1098,68	1961,27	551,50	450,99	446,18	479,78	242,05	377,48	748,92	1064,71
01 Novembre	525,27	819,05	900,28	1760,21	615,99	390,68	433,59	428,98	271,56	311,59	609,78	938,21

Tableau B-6: Suivi de la conductivité ionique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	399,22	1020,61	843,37	1854,97	293,29							
08 Mai	423,90	1098,30	986,87	1938,26	394,25							
13 Mai	433,01	893,54	563,97	1847,70	345,12							
22 Mai	423,16	786,17	696,82	1492,34	357,77							
28 Mai	412,02	839,10	733,51	1735,61	437,26							
05 Juin	471,43	799,89	764,15	1729,74	560,96							
19 Juin	583,05	917,91	739,79	1766,25	677,25							
25 Juin	641,48	840,77	637,79	1965,13	626,87							
03 Juillet	627,67	929,18	847,30	1988,47	774,25	252,80	325,15	304,50				
11 Juillet	681,74	999,22	859,21	1923,06	693,14	351,56	317,42	341,40	253,07	644,64	534,42	583,32
18 Juillet	679,87	1090,58	743,21	1794,79	600,48	274,77	336,74	371,11	288,93	713,31	517,33	623,33
25 Juillet	675,47	1001,04	703,27	1712,26	574,06	323,90	346,79	390,72	285,74	521,19	549,29	583,26
01 Août	715,10	1033,87	795,48	1967,85	578,34	379,68	413,81	405,71	227,77	641,15	442,05	543,70
08 Août	723,66	1056,77	931,65	1962,91	607,89	440,77	413,90	437,39	230,89	674,72	460,57	595,84
12 Août	745,95	1020,85	931,23	1826,89	508,67	482,50	367,31	425,26	281,98	666,88	485,91	609,66
23 Août	885,16	982,88	714,44	1704,05	561,83	394,59	295,69	467,07	215,98	574,70	571,08	664,96
30 Août	837,30	997,27	855,70	1808,44	570,74	478,39	362,22	496,76	211,70	468,75	543,33	1017,34
13 Septembre	836,32	991,86	910,34	1883,72	572,65	581,85	426,84	493,27	234,76	415,93	607,32	965,43
27 Septembre	757,11	946,12	804,89	1840,02	436,21	478,59	455,93	486,60	265,81	403,40	594,23	995,51
03 Octobre	798,45	933,45	1006,36	1684,03	630,09	462,26	483,50	566,73	254,36	376,95	520,14	1044,39
10 Octobre	789,38	1004,77	1043,28	1689,28	604,57	535,57	445,70	516,50	256,92	355,57	593,43	998,64
17 Octobre	746,47	1085,15	1051,22	1704,88	652,83	590,70	539,00	525,11	251,06	353,39	645,67	1012,31
24 Octobre	717,98	1048,82	1073,21	2038,08	575,04	499,12	534,71	527,83	274,80	383,59	608,52	1138,08
01 Novembre	679,11	927,47	1092,70	1992,58	617,50	460,84	496,85	537,01	278,77	364,65	658,28	1174,87

Tableau B-7: Suivi de l'oxygène dissous (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
03 Juillet	3,21	3,56	2,5	2,63	4,63	2,8	2,15	2,66				
11 Juillet	2,38	2,1	1,66	0,93	2,44	1,91	1,56	2,92	1,83	2,22	7,42	4,01
18 Juillet	1,65	1,35	1,66	0,92	3,75	4,33	2,16	2,65	2,04	1,62	7,26	4,05
25 Juillet	2,15	2,59	3,78	1,82	3,87	4,48	1,47	3,73	1,07	1,67	5,92	2,52
01 Août	1,92	3,43	3,62	1,01	1,97	2,41	2,63	3,64	2,5	2,73	5,77	3,71
08 Août	2,05	1,99	1,23	1,17	1,88	2,15	1,12	1,68	1,58	2,09	4,87	2,29
12 Août	2,08	3,07	3,05	2,7	1,78	2,4	1,8	2,2	1,7	2	4	2
23 Août	3,6	2,7	2,52	1,96	1,5	3,12	1,72	1,32	1,88	1,69	3,33	1,48
30 Août	2,3	3,7	2,6	1,17	2,94	4,42	3,64	4,42	1,02	1,38	3,32	1,7
13 Septembre	1,36	1,7	1,22	1,4	1,47	1,5	1,38	1,7	2,1	1,46	3,48	1,66
27 Septembre	1,94	1,2	0,88	1,11	3,8	4,28	3,01	3,11	0,55	1,07	3,88	2,52
03 Octobre	1,96	1,23	1,45	1,12	1,51	1,22	1,5	1,02	0,96	0,79	2,7	1,1
10 Octobre	3,32	1,72	2,55	1,08	1,82	1,5	1,33	1,08	1,42	0,95	3,12	1,92
17 Octobre	2,83	1,57	2,04	1,21	0,98	1,83	2,8	1,47	1,15	1,13	2,9	1,52
24 Octobre	0,86	2,72	3,29	1,52	3,25	3,91	2,77	2,29	1,02	1,72	2,96	1,78
01 Novembre	2,1	2,5	3,5	1,56	3,01	2,9	2,6	2,2	2,12	2,31	4,12	2,12

**Annexes C: Suivi des anions et du phosphore soluble durant toute la période
d'échantillonnage
(29-04-2013 / 01-11-2013)**

Tableau C-1: Suivi du chlorure (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	3,17	4,36	3,23	163,99	28,45							
08 Mai	4,20	3,83	3,48	173,41	22,23							
13 Mai	3,99	3,90	3,36	179,85	38,09							
22 Mai	6,72	3,71	4,39	179,64	49,47							
28 Mai	6,53	2,73	3,80	168,53	69,82							
05 Juin	9,82	2,92	5,04	173,47	120,94							
19 Juin	5,15	3,86	4,88	184,75	172,62							
25 Juin	5,91	3,78	3,87	251,82	128,85							
03 Juillet	4,88	4,20	2,36	275,76	148,06	6,15	4,72	3,13				
11 Juillet	6,72	4,70	4,59	210,46	129,50	6,26	6,14	2,14	21,39	143,33	134,44	65,39
18 Juillet	4,71	4,27	5,96	201,71	114,93	10,65	3,58	3,09	20,48	158,91	126,79	79,19
25 Juillet	3,37	3,13	2,03	187,50	133,97	8,91	2,54	3,48	20,91	157,61	136,40	83,62
01 Août	3,88	2,87	1,93	207,71	112,64	4,89	4,47	2,67	16,90	145,10	105,98	69,85
08 Août	4,93	4,06	4,01	214,81	86,44	4,20	2,12	2,11	19,19	179,22	126,55	72,32
12 Août	3,10	3,82	3,54	202,79	70,84	4,01	2,65	3,60	19,39	166,54	131,31	97,43
23 Août	2,78	3,77	3,31	145,55	69,75	3,23	2,81	4,59	19,22	121,76	117,00	105,55
30 Août	2,07	3,36	3,40	183,71	67,17	3,17	3,57	3,27	21,12	80,89	103,31	173,86
13 Septembre	3,75	1,89	4,32	219,94	48,07	3,75	1,46	5,89	20,93	75,83	137,26	157,39
27 Septembre	4,52	4,59	3,61	190,49	68,87	3,85	5,37	2,51	28,47	64,63	155,69	172,84
03 Octobre	4,12	5,05	6,70	148,30	85,05	3,82	4,17	4,17	27,39	45,78	132,19	163,09
10 Octobre	4,08	5,85	6,98	155,81	59,98	5,95	4,20	3,07	24,81	53,94	165,80	192,15
17 Octobre	4,29	6,36	3,74	141,79	56,57	3,40	5,05	4,11	21,74	48,90	175,09	194,81
24 Octobre	4,93	5,22	5,19	169,48	53,72	4,70	4,65	3,36	21,29	47,17	154,34	189,02
01 Novembre	3,20	4,93	6,39	160,84	85,67	4,56	2,89	3,98	21,13	42,87	180,46	201,61

Tableau C-2: Suivi du bicarbonate (ppm)aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	114,86	313,45	246,20	458,64	65,86							
08 Mai	129,73	335,65	279,97	484,96	80,33							
13 Mai	142,85	275,26	157,89	427,34	68,30							
22 Mai	140,05	220,76	207,93	321,83	65,91							
28 Mai	135,42	263,32	222,32	417,63	68,65							
05 Juin	145,25	254,94	226,50	400,51	69,26							
19 Juin	168,24	263,82	200,50	381,77	59,59							
25 Juin	192,07	250,26	180,09	407,77	63,49							
03 Juillet	186,50	286,60	249,08	435,55	93,54	66,58	75,15	78,64				
11 Juillet	194,62	300,12	251,08	480,22	76,30	92,32	85,82	81,97	63,93	75,55	49,26	123,80
18 Juillet	196,13	341,94	220,24	445,08	63,90	63,41	95,25	91,62	87,02	85,13	33,45	129,71
25 Juillet	184,76	283,56	199,71	375,85	48,78	86,40	105,45	111,87	85,60	33,43	39,76	103,55
01 Août	200,30	286,87	239,19	464,27	67,83	76,01	115,75	109,00	49,54	47,53	28,34	128,59
08 Août	206,24	307,09	278,05	492,44	128,02	92,27	114,27	120,22	57,34	59,09	24,98	122,95
12 Août	207,79	302,45	283,18	444,35	106,90	107,23	106,24	107,88	88,76	69,99	13,56	118,75
23 Août	233,98	293,48	209,05	432,68	115,79	100,88	85,06	126,60	55,72	62,87	76,81	119,52
30 Août	218,99	306,71	259,04	444,15	129,62	112,94	93,18	133,73	43,49	82,22	50,23	153,17
13 Septembre	215,32	286,93	239,61	429,60	131,34	130,45	118,62	145,85	63,25	72,57	48,27	161,84
27 Septembre	202,65	310,24	230,22	412,92	32,76	115,34	128,01	137,32	68,65	86,29	37,26	147,12
03 Octobre	200,52	301,57	262,19	423,79	139,17	107,71	132,76	157,56	64,67	79,28	32,85	173,61
10 Octobre	210,25	320,75	291,67	401,62	169,75	124,29	120,24	137,56	61,97	67,07	31,10	162,45
17 Octobre	196,00	330,84	280,35	422,29	179,33	160,49	158,96	140,22	69,34	54,42	61,31	171,03
24 Octobre	183,65	310,62	256,26	554,58	155,97	133,67	144,11	163,45	83,00	69,20	40,27	185,51
01 Novembre	184,24	275,45	279,60	528,74	106,32	103,78	136,61	187,80	72,64	65,92	50,72	195,61

Tableau C-3: Suivi du sulfate (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	14,08	24,91	67,82	26,65	28,57							
08 Mai	5,30	23,33	74,23	24,61	61,66							
13 Mai	7,71	29,45	23,90	27,04	16,69							
22 Mai	6,82	43,45	39,20	20,85	18,65							
28 Mai	8,12	33,19	26,45	24,76	26,63							
05 Juin	17,81	29,99	37,06	22,09	27,38							
19 Juin	29,48	40,08	26,12	31,01	34,54							
25 Juin	44,37	65,79	22,38	42,31	36,06							
03 Juillet	34,59	47,56	64,77	17,34	42,96	20,66	34,37	15,90				
11 Juillet	52,87	38,35	59,33	12,73	42,88	34,46	12,69	11,94	2,28	25,84	30,96	10,75
18 Juillet	57,03	20,55	60,94	11,42	22,88	23,45	30,37	19,47	3,62	25,23	15,57	9,27
25 Juillet	71,45	55,93	76,72	16,32	16,21	31,04	24,24	12,46	1,49	16,47	33,71	12,08
01 Août	70,24	43,46	60,94	18,25	17,41	53,37	22,72	17,49	2,87	19,31	36,60	7,49
08 Août	60,41	13,74	66,50	11,83	15,97	57,95	12,58	13,38	3,97	13,30	28,64	8,29
12 Août	70,87	19,74	56,50	11,83	15,09	69,88	12,77	17,29	0,47	19,23	44,22	9,22
23 Août	80,94	13,44	51,21	15,43	8,23	51,92	17,24	12,34	2,39	18,34	27,10	13,28
30 Août	70,07	33,78	37,64	6,85	14,91	53,70	28,45	18,70	1,28	3,22	25,43	20,93
13 Septembre	80,75	37,15	74,83	5,95	16,91	70,04	34,55	16,71	3,19	4,68	17,64	21,05
27 Septembre	65,49	21,28	71,46	4,88	24,62	52,51	28,25	19,45	1,47	5,21	37,66	20,60
03 Octobre	82,59	25,25	111,04	3,88	14,10	50,82	27,87	37,38	2,37	3,69	20,45	22,51
10 Octobre	85,73	28,96	103,88	7,27	11,30	78,18	27,96	31,75	3,98	2,48	18,36	20,40
17 Octobre	75,59	41,74	112,71	5,39	10,03	70,82	29,78	20,31	1,37	1,29	15,77	23,64
24 Octobre	79,13	52,66	124,57	7,30	6,92	65,64	37,94	15,43	3,24	4,27	26,42	28,45
01 Novembre	62,79	40,12	130,59	10,25	4,61	52,25	32,43	3,95	1,67	3,58	20,99	27,39

Tableau C-4: Suivi du nitrate (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	< LD	6,74	3,25	< LD	< LD							
08 Mai	6,08	10,03	2,69	< LD	< LD							
13 Mai	< LD	< LD	3,36	< LD	< LD							
22 Mai	< LD	< LD	7,05	< LD	< LD							
28 Mai	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
05 Juin	< LD	< LD	9,24	< LD	< LD							
19 Juin	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
25 Juin	< LD	< LD	5,99	2,79	< LD							
03 Juillet	< LD	< LD	0,9	12,79	2,6	< LD	0,55	0,48				
11 Juillet	< LD	< LD	< LD	0,65	< LD	0,96	< LD	< LD	< LD	9,62	12,46	< LD
18 Juillet	< LD	2,05	< LD	< LD	< LD	3,71	7,6	2,54	0,61	9,92	8,66	< LD
25 Juillet	< LD	1,37	7,13	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	8,12	8,41	< LD
01 Août	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	7,58	5,6	< LD
08 Août	1,81	5,21	5,53	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	3,34	2,32	< LD
12 Août	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	2,18	6,02	< LD
23 Août	< LD	1,73	9,42	< LD	0,84	< LD	< LD	< LD	< LD	8,44	< LD	< LD
30 Août	< LD	4,74	8,96	< LD	1,06	0,58	< LD	1,07	< LD	< LD	7,74	< LD
13 Septembre	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
27 Septembre	< LD	3,91	9,21	< LD	2,86	< LD	0,5	0,79	< LD	< LD	5,64	< LD
03 Octobre	< LD	3,07	7,48	< LD	0,93	0,55	0,82	0,58	< LD	< LD	7,07	4,34
10 Octobre	8,45	2,05	8,65	< LD	< LD	1,13	< LD	0,94	< LD	< LD	7,96	9,14
17 Octobre	< LD	1,88	4,17	3,05	0,77	< LD	< LD	0,77	< LD	< LD	4,45	4,06
24 Octobre	< LD	< LD	14,19	< LD	< LD	< LD	< LD	0,61	< LD	< LD	< LD	3,8
01 Novembre	5,16	< LD	6,15	< LD	< LD	4,84	< LD	< LD	< LD	< LD	7,08	0,33

Tableau C-5: Suivi du nitrite (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
08 Mai	< LD	< LD	< LD	< LD	9,48							
13 Mai	3,49	< LD	< LD	< LD	< LD							
22 Mai	< LD	< LD	4,19	< LD	< LD							
28 Mai	< LD	< LD	< LD	3,25	< LD							
05 Juin	< LD	< LD	< LD	5,1	< LD							
19 Juin	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
25 Juin	< LD	< LD	< LD	7,39	< LD							
03 Juillet	< LD	< LD	14,69	< LD	< LD	< LD	3,21	< LD				
11 Juillet	< LD	7,39	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
18 Juillet	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	7,86	< LD	< LD
25 Juillet	< LD	13,85	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
01 Août	8,61	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
08 Août	6,95	14,92	10,47	< LD	< LD	12,41	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
12 Août	< LD	< LD	< LD	10,72	< LD	10,81	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
23 Août	< LD	8,67	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
30 Août	< LD	< LD	< LD	8,82	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	8,53	< LD
13 Septembre	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
27 Septembre	< LD	12,24	8,39	< LD	3,16	< LD	3,33	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
03 Octobre	< LD	< LD	15,64	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
10 Octobre	< LD	6,71	13,29	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	6,73
17 Octobre	< LD	16,39	< LD	6,09	< LD	< LD	5,84	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
24 Octobre	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	3,05	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
01 Novembre	< LD	< LD	9,93	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	5,83	< LD

Tableau C-6: Suivi du phosphate (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
08 Mai	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
13 Mai	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
22 Mai	< LD	< LD	4,72	< LD	< LD							
28 Mai	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
05 Juin	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
19 Juin	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
25 Juin	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD							
03 Juillet	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD				
11 Juillet	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,32	< LD	< LD	< LD	< LD
18 Juillet	< LD	< LD	< LD	4,28	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
25 Juillet	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
01 Août	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
08 Août	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
12 Août	< LD	< LD	< LD	6,43	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
23 Août	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
30 Août	< LD	< LD	< LD	7,33	0,28	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
13 Septembre	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
27 Septembre	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
03 Octobre	< LD	< LD	3,41	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
10 Octobre	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	5,62
17 Octobre	1,77	2,93	< LD	4,24	< LD	< LD	6,3	2,29	< LD	< LD	< LD	< LD
24 Octobre	< LD	< LD	< LD	6,74	< LD	4,49	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
01 Novembre	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD

Tableau C-7: Suivi du phosphore soluble (ppb) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	3,07	2,42	4,05	3,40	5,02							
08 Mai	1,77	2,75	3,72	1,45	4,69							
13 Mai	0,80	3,72	1,13	0,80	6,32							
22 Mai	< LD	4,37	0,80	0,80	2,75							
28 Mai	1,45	6,00	1,45	0,80	4,70							
05 Juin	1,45	6,64	0,48	0,15	2,42							
19 Juin	< LD	4,88	2,38	5,23	4,52							
25 Juin	< LD	< LD	0,25	< LD	< LD							
03 Juillet	< LD	< LD	< LD	1,32	2,74	< LD	< LD	< LD				
11 Juillet	< LD	< LD	< LD	1,32	2,74	1,32	< LD	0,96	0,25	< LD	23,04	< LD
18 Juillet	0,87	1,52	< LD	0,54	2,49	0,54	0,54	0,87	< LD	< LD	7,67	0,54
25 Juillet	< LD	1,52	0,54	0,54	2,49	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	9,29	< LD
01 Août	0,07	1,40	10,74	3,74	1,73	1,67	0,69	0,37	< LD	0,69	19,52	0,3674.
08 Août	5,07	3,07	1,73	2,40	1,73	1,34	1,02	< LD	0,04	5,89	21,10	1,67
12 Août	1,73	5,40	1,40	2,40	4,74	4,74	1,40	1,40	3,07	1,40	9,07	1,73
23 Août	0,78	1,44	2,44	14,08	1,11	1,77	3,10	0,78	1,11	1,44	1,11	1,77
30 Août	1,07	10,74	1,07	1,07	0,73	0,07	1,07	0,40	1,07	0,40	5,74	0,73
13 Septembre	1,40	1,07	1,40	1,40	3,07	0,73	< LD	0,40	0,73	2,40	8,74	0,40
27 Septembre	2,07	1,73	17,74	3,07	0,40	6,07	4,07	5,40	0,40	0,40	42,41	1,73
03 Octobre	1,40	3,07	15,07	2,73	1,07	2,07	0,40	1,07	0,40	0,40	11,07	3,07
10 Octobre	1,73	1,40	1,07	3,07	3,07	1,73	1,73	0,73	1,73	1,07	14,74	2,07
17 Octobre	0,73	1,40	2,40	2,07	3,40	2,07	1,73	1,40	< LD	0,07	69,76	1,07
24 Octobre	0,73	10,74	0,73	1,40	2,73	2,74	1,73	< LD	1,73	5,74	1,40	0,07
01 Novembre	7,07	10,07	1,07	2,07	10,74	2,07	1,07	0,73	0,40	1,73	7,07	1,40

**Annexes D: Suivi des sels solubles et des métaux lourds solubles durant toute la
période d'échantillonnage
(29-04-2013 / 01-11-2013)**

Tableau D-1: Suivi du calcium soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	48,21	175,58	135,34	287,30	32,47							
08 Mai	45,06	186,36	169,34	275,90	50,37							
13 Mai	43,71	148,23	87,34	274,31	47,80							
22 Mai	46,39	130,12	113,81	208,93	42,58							
28 Mai	47,98	140,74	123,26	261,91	54,13							
05 Juin	56,46	135,67	135,85	252,93	74,09							
19 Juin	82,07	147,62	139,51	274,84	92,25							
25 Juin	86,98	137,43	112,51	283,03	93,35							
03 Juillet	82,95	145,19	139,11	278,63	79,95	35,01	40,76	42,40				
11 Juillet	83,16	162,75	137,65	242,83	88,39	47,47	42,34	55,48	11,77	72,75	30,07	70,32
18 Juillet	88,78	171,60	117,62	241,04	89,28	39,45	37,85	49,82	11,76	84,04	28,14	80,28
25 Juillet	82,34	173,42	102,52	227,74	85,34	41,66	39,03	46,67	14,95	43,28	26,86	74,64
01 Août	93,09	185,34	138,06	273,85	89,88	57,93	59,73	52,47	12,58	79,83	31,33	62,68
08 Août	98,40	203,16	162,01	268,66	81,96	71,53	76,72	70,32	12,77	83,28	28,78	82,23
12 Août	97,60	190,59	157,59	255,05	59,78	76,85	55,17	63,68	16,85	76,28	22,30	75,67
23 Août	147,00	172,24	123,17	235,46	83,46	66,01	39,44	72,57	10,57	66,77	27,98	89,94
30 Août	135,33	165,51	151,66	255,02	74,34	82,51	58,85	82,46	10,20	38,19	26,13	153,81
13 Septembre	131,37	158,63	171,47	273,69	79,38	100,19	66,10	68,94	11,63	27,27	37,80	149,42
27 Septembre	112,89	142,01	133,19	261,82	78,69	83,76	66,45	71,94	10,90	26,59	29,12	166,33
03 Octobre	121,21	146,32	168,73	251,46	87,03	75,09	79,77	81,16	11,17	30,58	28,08	174,95
10 Octobre	113,89	157,76	167,25	232,48	68,94	80,75	71,30	75,71	13,27	26,16	27,71	147,05
17 Octobre	106,21	172,28	177,72	240,11	80,94	84,83	87,61	78,39	12,43	32,22	30,46	142,80
24 Octobre	102,28	168,29	197,84	298,24	68,14	72,12	84,59	69,30	10,64	36,41	30,81	174,93
01 Novembre	98,58	152,16	189,07	283,56	89,25	85,58	64,06	61,53	14,91	30,75	36,15	191,26

Tableau D-2: Suivi du sodium soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	27,48	40,73	17,14	100,67	16,51							
08 Mai	25,55	44,77	16,80	114,99	21,12							
13 Mai	23,20	28,64	17,60	112,42	21,00							
22 Mai	21,51	24,64	22,01	94,26	24,50							
28 Mai	19,85	21,33	17,14	101,14	30,54							
05 Juin	20,68	20,87	15,97	111,19	32,39							
19 Juin	23,45	27,84	17,08	108,03	38,78							
25 Juin	20,68	21,54	16,78	122,45	38,47							
03 Juillet	31,59	27,83	18,48	122,60	52,56	10,19	22,76	15,03				
11 Juillet	39,42	37,26	22,54	136,71	63,61	12,62	17,44	17,35	35,55	49,34	72,30	52,38
18 Juillet	31,00	44,83	18,20	118,23	43,12	10,71	20,89	24,85	36,74	55,04	86,00	49,27
25 Juillet	34,31	34,98	20,82	127,24	36,82	11,12	17,73	25,07	33,60	62,75	84,84	49,81
01 Août	30,64	31,50	11,72	121,97	31,62	13,11	16,50	24,73	36,42	60,60	54,81	37,82
08 Août	27,62	33,20	18,80	123,94	26,81	12,87	4,63	14,20	29,76	47,28	62,80	42,31
12 Août	34,58	32,43	22,43	119,05	30,26	11,97	11,64	23,02	29,03	48,64	74,29	44,32
23 Août	31,04	39,95	16,10	122,43	28,27	6,64	17,87	22,97	28,23	49,15	90,04	44,99
30 Août	29,14	29,14	18,24	125,82	30,62	8,73	11,62	19,39	34,19	50,53	95,61	74,41
13 Septembre	31,09	37,18	22,10	120,42	36,10	18,08	13,89	25,01	29,88	55,38	103,21	61,03
27 Septembre	32,76	29,56	23,57	132,60	31,81	11,91	22,86	24,94	38,06	47,48	95,90	59,98
03 Octobre	33,30	31,24	23,45	101,54	27,91	11,69	15,64	25,73	32,66	43,56	81,86	55,81
10 Octobre	34,14	35,86	24,38	134,46	28,45	13,77	15,13	23,34	34,74	42,84	99,47	54,55
17 Octobre	35,44	33,97	24,20	120,20	34,21	13,00	13,56	27,64	29,92	47,71	95,25	56,36
24 Octobre	37,06	30,01	26,23	106,97	29,45	11,48	18,14	26,58	32,34	46,44	100,20	76,91
01 Novembre	28,19	35,99	29,73	131,60	44,24	10,07	30,19	26,06	38,04	49,50	97,63	61,53

Tableau D-3: Suivi du magnésium soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	10,205	12,289	17,69	23,99	4,13							
08 Mai	15,477	16,179	20,91	32,51	5,95							
13 Mai	14,368	15,559	16,57	30,86	5,14							
22 Mai	11,365	17,47	10,04	28,48	6,24							
28 Mai	9,412	13,064	14,50	22,39	7,35							
05 Juin	12,567	9,43	11,12	26,86	10,04							
19 Juin	15,486	24,625	14,82	26,58	11,64							
25 Juin	16,12	12,098	12,97	31,33	11,38							
03 Juillet	14,229	17,833	15,63	26,97	5,26	4,31	7,56	8,84				
11 Juillet	16,349	17,88	17,41	29,02	11,30	8,44	8,01	9,51	5,61	15,55	10,81	9,57
18 Juillet	15,917	20,97	11,41	22,54	11,37	6,18	6,66	10,79	5,63	15,51	12,66	9,39
25 Juillet	18,227	15,89	13,81	35,45	11,09	7,67	8,18	11,35	5,49	7,02	12,18	9,90
01 Août	18,279	21,47	10,53	36,19	11,72	11,66	9,97	12,21	5,18	16,77	10,04	8,41
08 Août	18,644	14,84	11,91	24,64	12,34	12,62	9,94	12,25	5,18	16,15	8,95	9,72
12 Août	18,978	13,65	13,27	22,31	10,87	12,23	9,72	11,82	5,25	15,89	12,36	9,31
23 Août	16,27	15,73	9,30	22,61	10,51	5,22	4,05	11,06	4,39	14,49	7,81	11,37
30 Août	19,912	19,07	13,06	21,69	10,94	11,52	7,15	11,21	4,90	12,16	13,82	15,71
13 Septembre	19,551	25,16	12,07	27,25	10,89	12,62	7,95	10,10	4,05	7,13	11,81	13,10
27 Septembre	16,705	20,55	10,40	33,36	7,12	8,31	7,33	10,39	4,10	6,47	10,77	12,55
03 Octobre	19,48	15,665	19,73	24,21	11,11	12,68	9,16	12,91	5,48	8,59	12,75	15,25
10 Octobre	16,152	16,855	19,86	25,28	11,75	13,78	9,35	13,64	5,35	8,32	13,77	15,14
17 Octobre	16,536	23,245	19,22	29,33	12,33	14,89	9,35	13,55	5,58	8,63	13,58	15,40
24 Octobre	14,082	23,855	18,17	27,47	12,48	10,17	11,62	12,49	5,81	8,75	13,46	15,02
01 Novembre	15,482	14,888	15,74	23,83	13,23	7,99	12,32	12,91	5,90	8,49	13,15	15,42

Tableau D-4: Suivi du potassium soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	1,16	1,805	2,02	2,46	2,15							
08 Mai	1,815	1,82	2,08	2,30	2,38							
13 Mai	1,164	1,563	1,41	2,41	2,18							
22 Mai	1,21	1,69	1,95	2,51	2,85							
28 Mai	2,676	1,90	2,29	2,61	3,36							
05 Juin	2,25	2,64	2,36	2,59	3,49							
19 Juin	2,052	2,214	2,74	2,59	4,57							
25 Juin	2,763	1,893	2,24	2,53	1,17							
03 Juillet	2,306	2,464	2,23	2,90	2,74	1,25	1,26	1,43				
11 Juillet	2,126	2,215	2,41	2,87	4,07	1,41	1,26	1,79	1,13	1,79	3,91	1,80
18 Juillet	2,077	1,966	2,31	3,72	3,48	1,37	1,41	2,07	1,04	1,89	4,96	1,85
25 Juillet	2,24	2,267	2,37	3,00	3,56	1,30	1,16	2,02	0,98	1,78	5,50	1,85
01 Août	2,65	1,605	2,51	2,62	3,04	1,66	1,25	2,14	0,97	1,70	6,62	1,75
08 Août	2,95	1,71	2,17	2,95	2,37	1,66	1,21	2,16	1,01	1,54	5,93	1,70
12 Août	2,861	1,59	1,85	3,05	2,53	1,66	1,11	2,14	0,96	1,72	7,24	1,63
23 Août	3,251	1,788	1,71	3,22	2,84	1,22	1,04	2,49	0,99	1,83	6,25	1,68
30 Août	3,991	1,709	1,88	2,91	2,51	1,46	1,05	1,81	0,99	1,72	7,66	1,73
13 Septembre	2,934	1,836	2,05	2,92	2,41	1,80	1,07	2,12	1,00	1,70	6,33	1,72
27 Septembre	2,879	1,86	1,93	2,84	2,56	1,21	1,20	2,19	1,01	1,67	5,22	1,72
03 Octobre	2,887	2,861	2,36	2,94	2,70	1,46	1,22	2,44	1,08	1,83	5,16	1,79
10 Octobre	3,166	1,938	2,40	2,95	2,58	1,49	1,07	2,41	1,11	1,79	4,13	1,90
17 Octobre	3,145	1,966	2,37	2,93	2,49	1,50	0,97	2,42	1,09	1,83	5,21	1,79
24 Octobre	3,176	1,687	2,31	3,00	2,42	1,18	1,13	2,30	1,20	1,94	5,29	1,86
01 Novembre	0,93	2,792	1,60	2,69	2,51	0,73	1,33	1,99	1,21	1,70	6,24	1,81

Tableau D-5: Suivi du fer soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	0,08	0,103	0,146	12,512	< LD							
08 Mai	< LD	0,097	0,188	11,425	0,092							
13 Mai	< LD	0,126	0,134	8,292	0,102							
22 Mai	< LD	0,144	0,096	9,231	0,085							
28 Mai	< LD	0,089	< LD	8,837	0,075							
05 Juin	< LD	0,125	< LD	7,025	< LD							
19 Juin	< LD	0,108	< LD	8,011	0,069							
25 Juin	< LD	< LD	< LD	7,079	0,092							
03 Juillet	< LD	0,093	0,067	6,202	< LD	< LD	0,086	0,068				
11 Juillet	< LD	0,119	0,114	7,837	< LD	< LD	0,149	0,086	< LD	0,091	< LD	0,122
18 Juillet	< LD	0,127	0,087	6,964	0,064	< LD	0,111	< LD	< LD	< LD	0,093	0,132
25 Juillet	0,068	0,153	0,083	8,591	< LD	< LD	0,118	0,083	< LD	< LD	< LD	0,095
01 Août	< LD	< LD	< LD	8,194	0,067	< LD	0,099	< LD	< LD	< LD	0,079	0,126
08 Août	< LD	0,085	0,074	6,778	0,093	< LD	< LD	0,124	0,068	< LD	< LD	0,082
12 Août	< LD	0,105	0,118	7,975	< LD	< LD	0,067	0,125	< LD	< LD	< LD	0,125
23 Août	0,08	0,109	0,134	5,969	0,106	0,063	0,111	< LD	< LD	0,098	< LD	0,087
30 Août	< LD	0,084	< LD	7,381	0,086	< LD	0,149	< LD	< LD	< LD	0,098	0,114
13 Septembre	0,079	0,103	0,186	6,365	0,094	0,068	0,132	0,076	0,084	< LD	0,114	0,151
27 Septembre	0,091	0,155	0,116	8,604	0,068	0,097	0,098	0,087	< LD	0,095	0,093	0,174
03 Octobre	< LD	0,121	< LD	9,625	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,061	< LD	< LD
10 Octobre	< LD	< LD	< LD	10,125	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,084	< LD
17 Octobre	< LD	0,091	< LD	12,264	< LD	< LD	0,072	< LD	< LD	< LD	< LD	0,083
24 Octobre	< LD	< LD	0,075	11,625	0,074	< LD	< LD	0,111	< LD	< LD	< LD	< LD
01 Novembre	< LD	0,083	< LD	10,635	0,085	0,083	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD

Tableau D-6: Suivi du manganèse soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	< LD	0,097	0,044	1,028	< LD							
08 Mai	< LD	0,088	0,056	0,872	< LD							
13 Mai	< LD	< LD	< LD	0,629	< LD							
22 Mai	< LD	0,067	< LD	0,448	< LD							
28 Mai	< LD	0,049	0,036	0,358	< LD							
05 Juin	0,025	0,094	< LD	0,459	< LD							
19 Juin	< LD	0,135	0,024	0,591	0,027							
25 Juin	< LD	< LD	0,054	0,762	< LD							
03 Juillet	< LD	0,173	0,092	0,553	0,041	< LD	< LD	0,036				
11 Juillet	< LD	< LD	0,056	0,255	< LD	< LD	0,039	< LD	< LD	0,043	< LD	< LD
18 Juillet	< LD	0,044	0,024	0,297	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,058	< LD	< LD
25 Juillet	< LD	0,073	0,049	0,262	0,033	< LD	< LD	< LD	0,025	0,063	< LD	< LD
01 Août	0,026	< LD	< LD	0,129	< LD	< LD	< LD	< LD	0,021	0,075	< LD	< LD
08 Août	0,042	0,163	0,077	0,166	0,027	0,032	< LD	0,023	< LD	0,035	< LD	< LD
12 Août	0,059	0,143	0,038	0,128	0,028	< LD	0,044	< LD	< LD	0,051	< LD	< LD
23 Août	0,046	0,185	0,064	0,233	0,051	0,034	< LD	0,049	< LD	0,039	< LD	< LD
30 Août	< LD	0,236	0,044	0,173	< LD	< LD	0,023	< LD	< LD	0,025	< LD	< LD
13 Septembre	0,037	0,347	0,091	0,321	0,037	0,032	0,051	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
27 Septembre	< LD	0,311	0,051	0,409	< LD	< LD	< LD	< LD	0,023	< LD	< LD	< LD
03 Octobre	0,048	0,196	0,071	0,225	< LD	< LD	0,087	0,023	< LD	< LD	< LD	< LD
10 Octobre	0,025	0,122	0,082	0,213	0,059	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
17 Octobre	0,034	0,135	0,106	0,391	0,038	< LD	< LD	< LD	0,033	< LD	0,022	< LD
24 Octobre	< LD	0,078	0,114	0,479	0,043	< LD	< LD	0,029	0,047	< LD	0,035	< LD
01 Novembre	< LD	< LD	< LD	0,406	< LD	< LD	< LD	< LD	0,031	< LD	< LD	< LD

Tableau D-7: Suivi du zinc soluble (ppm) aux piézomètres et aux puits résidentiels

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
29 Avril	< LD	< LD	< LD	< LD	0,074							
08 Mai	< LD	< LD	< LD	< LD	0,084							
13 Mai	0,028	< LD	< LD	< LD	0,094							
22 Mai	0,019	0,012	0,012	< LD	0,103							
28 Mai	0,025	0,023	0,022	0,019	0,114							
05 Juin	0,027	0,02	0,019	0,018	0,089							
19 Juin	0,032	0,013	0,017	0,021	0,108							
25 Juin	0,017	0,017	0,087	0,021	0,084							
03 Juillet	0,031	0,028	0,034	< LD	0,057	0,046	0,032	0,059				
11 Juillet	0,025	0,014	0,017	0,049	0,084	0,023	0,016	0,033	0,016	0,033	0,021	0,013
18 Juillet	0,029	0,019	0,015	0,015	0,098	0,026	0,019	0,021	0,012	0,012	0,031	0,024
25 Juillet	0,016	0,013	0,013	0,061	0,083	0,037	0,014	0,028	< LD	0,011	0,013	< LD
01 Août	0,014	0,021	0,026	0,034	0,096	0,041	< LD	0,026	< LD	0,021	0,022	0,025
08 Août	< LD	< LD	< LD	0,024	0,086	0,078	< LD	< LD	< LD	0,012	0,068	< LD
12 Août	< LD	< LD	0,071	< LD	0,095	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,017
23 Août	< LD	< LD	< LD	< LD	0,088	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
30 Août	< LD	< LD	< LD	< LD	0,081	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,036	0,032
13 Septembre	0,017	0,016	0,056	0,026	0,11	0,062	< LD	0,019	< LD	< LD	0,029	0,039
27 Septembre	0,028	0,013	0,038	0,014	0,095	< LD	< LD	0,015	0,018	< LD	0,062	0,013
03 Octobre	< LD	< LD	< LD	< LD	0,093	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
10 Octobre	< LD	< LD	0,022	< LD	0,106	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,024	< LD
17 Octobre	< LD	0,014	0,047	0,053	0,094	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
24 Octobre	< LD	< LD	0,019	0,018	0,087	< LD	< LD	0,012	< LD	< LD	0,013	< LD
01 Novembre	0,019	0,016	0,017	0,037	0,067	0,046	0,023	0,038	0,014	< LD	0,028	0,028

**Annexes E : Moyennes arithmétiques des concentrations des éléments chimiques
durant toute la période d'échantillonnage
(29-04-2013 / 01-11-2013)**

Tableau E-1: Moyennes arithmétiques des concentrations des éléments chimiques aux piézomètres et aux puits résidentiels

Moyenne arithmétique	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PR1	PR2	PR3	PR4
Chlorure (ppm)	4,62	4,05	4,17	187,17	84,24	5,09	3,77	3,45	21,62	104,06	138,84	134,54
Bicarbonate (ppm)	182,93	292,61	239,58	437,02	95,28	104,61	113,47	126,96	67,66	66,70	41,21	146,48
Sulfate (ppm)	51,43	34,33	65,87	16,09	22,30	52,29	25,89	17,75	2,38	11,87	26,63	17,02
Calcium (ppm)	89,66	161,21	143,82	259,95	73,82	68,80	60,61	65,18	12,42	50,61	29,45	122,42
Sodium (ppm)	29,32	32,30	20,06	117,96	35,38	11,75	16,91	22,87	33,28	50,46	86,28	54,77
Magnésium (ppm)	15,82	17,43	14,59	27,3	9,84	10,02	8,65	11,56	5,19	11,53	11,86	12,53
Potassium (ppm)	2,44	1,99	2,14	2,81	2,79	1,39	1,17	2,11	1,05	1,76	5,70	1,77

