





Université du Québec Institut national de la recherche scientifique Centre Eau Terre Environnement

GEOCHIMIE ET ÂGE DE L'EAU SOUTERRAINE EN ESTRIE EN RELATION AVEC LES PROBLEMATIQUES EN ARSENIC ET MANGANESE ET LA VULNERABILITE DES PUITS D'APPROVISIONNEMENT

Par

Elise Colléau

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de

Maître ès Sciences, M.Sc.

en Sciences de la Terre (INRS)

et en Sciences de l'Eau (Université de Rennes 1)

cheminement bidiplômant parcours géoingénierie et environnement

Jury d'évaluation

Président du jury et examinateur interne

Examinateur externe

Examinateur interne

Directeurs de recherche

Dr Richard Martel INRS-ETE, Québec (Québec)

Dr Raphaël Bondu BRGM, Orléans (France)

Dr Luc Aquilina Université de Rennes 1, Rennes (France)

Dr René Lefebvre INRS-ETE, Québec (Québec)

Dr Virginie Vergnaud Université de Rennes 1, Rennes (France)

Codirectrice de recherche

Dr Geneviève Bordeleau INRS-ETE, Québec (Québec)

© Droits réservés d'Elise Colléau, 2020

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet n'aurait pas été possible sans le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) et les collaborateurs régionaux.

Je souhaite exprimer toute ma reconnaissance à mon directeur de maitrise, René Lefebvre, qui m'a permis d'intégrer le centre ETE de l'INRS afin de participer au projet PACES Estrie (Québec). Sa disponibilité, son encadrement, ses précieuses analyses et conseils m'ont guidée tout au long de ces travaux.

Je tiens à remercier mes codirectrices pour leur intérêt et leur implication à ce projet. A Virginie Vergnaud-Ayraud qui m'a formée pendant mes 2 années universitaires à Rennes et qui m'a accompagnée une année de plus dans le cadre de ce projet. Ses conseils, ses encouragements et sa venue en Estrie pour l'échantillonnage des CFCs/SF₆ ont contribué au bon déroulement de ces travaux. A Geneviève Bordeleau qui par son expertise scientifique m'a orientée lors de nos nombreux échanges constructifs.

Je remercie les membres du jury, Richard Martel, Raphaël Bondu et Luc Aquilina d'accepter de lire et d'évaluer mon mémoire.

Mes remerciements vont également à l'équipe du PACES Estrie pour leur accueil, leur sympathie et leur soutien dès mon arrivée à Québec. Merci à l'équipe de la plateforme CONDATE EAU (Rennes) de m'avoir ouvert les portes de leur laboratoire et accueillie chaleureusement.

Mes pensées vont à mes proches, sans qui rien de tout cela n'aurait été possible.

Sans oublier mes collègues de bureau et toutes ces belles rencontres avec lesquels j'ai vécu une si belle année au Québec que ce soit par -25°C ou 35°C ! Je rentre en Bretagne avec de merveilleux souvenirs. Merci à tous pour cette expérience si enrichissante !

RÉSUMÉ

La caractérisation de la géochimie et des temps de résidence des eaux souterraines en Estrie (10 695 km²) a permis d'améliorer la compréhension de ce système aquifère régional appalachien. L'écoulement de l'eau souterraine se fait régionalement dans le roc fracturé et localement dans les sédiments accumulés dans des vallées enfouies. Le portrait géochimique des eaux souterraines a été établi à partir d'une analyse multivariée de 19 paramètres physicochimiques pour 219 puits. Huit groupes d'eau sont ressortis de l'analyse ascendante hiérarchique et leur composition géochimique est expliquée par l'analyse en composante principale. Ces groupes d'eau forment deux classes distinctes : les eaux de recharge et les eaux évoluées géochimiquement. Certains groupes d'eau de recharge sont impactés par les activités anthropiques (urbaines et agricoles). Les eaux plus évoluées et l'eau de recharge la plus impactée par les activités anthropiques présentent des teneurs élevées en arsenic et manganèse liées à des conditions alcalines et réductrices. Pour l'eau potable, la concentration maximale acceptable de 0,01 mg/L pour l'arsenic est dépassée dans 8,2% des cas et la recommandation de 0,12 mg/L pour le manganèse est excédée pour 26% des puits. La spéciation de l'arsenic indique une prédominance de l'arséniate (As⁵⁺) mais l'arsénite (As³⁺) est majoritaire dans les conditions les plus alcalines et réductrices induites par des pollutions anthropiques. La géochimie et des indicateurs d'âge (1⁴C, ³H et CFCs/SF₆) ont permis d'évaluer la vulnérabilité et le risque de contamination pour 27 puits dont 15 puits d'approvisionnement municipaux. Les résultats mettent en évidence les puits municipaux qui nécessitent des actions de gestion de leurs aires de protection.

Mots-clés : eau souterraine, Appalaches, géochimie, temps de résidence, hydrogéologie régionale, arsenic, manganèse, vulnérabilité, puits d'approvisionnement.

ABSTRACT

The characterization of groundwater geochemistry and residence time in the 10 695 km² Estrie Appalachian region was carried out to better understand the regional aquifer system. Groundwater flows regionally in fractured rock and locally in sediments accumulated in buried valleys. The groundwater geochemical profile was established with a multivariate analysis based on 19 physico-chemical parameters for 219 wells. Eight water groups emerged from clustering and their geochemical composition is explained by a principal component analysis. These water groups form two distinct classes: recharge water and geochemically evolved water. Some recharge water groups are impacted by anthropogenic activities (urban and agricultural). The more evolved water groups and the most impacted recharge water group have high levels of arsenic and manganese due to alkaline and reducing conditions. For drinking water, the maximum concentration limit of 0.01 mg/L for arsenic is exceeded for 8.2% of samples, while the 0.12 mg/L recommendation for manganese is exceeded for 26% of samples. Arsenic speciation indicates a predominance of arsenate (As⁵⁺) in groundwater but arsenite (As³⁺) is prevalent under the most alkaline and reducing conditions induced by anthropogenic pollution. Geochemistry and age indicators (¹⁴C, ³H and CFCs/SF₆) were used to assess the vulnerability and risk of contamination for 27 wells, including 15 municipal supply wells. Results indicate which municipal wells require the active management of their well head protection areas.

Keywords : groundwater, Appalachians, geochemistry, residence time, regional hydrogeology, arsenic, manganese, vulnerability, supply wells.

TABLE DES MATIÈRES

RE	MER	CIEME	ENTS	III					
RÉ	SUMI	É		V					
AB	STR/	АСТ .		VI					
ТΑ	TABLE DES MATIÈRESVII								
LIS	TE D	ES TA	ABLEAUX	IX					
LIS	TE D	ES FI	GURES	XIII					
LIS	TE D	ES AN	NNEXES	XIX					
1	INTF	RODU	CTION	1					
	1.1	Cor	NTEXTE DES TRAVAUX	1					
	1.2	STR	RUCTURE DU MEMOIRE	2					
	1.3	Pro	DBLEMATIQUE	2					
	1.4	Ов	JECTIFS	3					
2	PRIN		S ET METHODES	5					
	2.1	Re۱	/UE DE LITTERATURE	5					
	2	.1.1	L'hydrogéochimie	5					
	2	.1.2	Traceurs de l'âge et de l'origine des eaux souterraines						
	2	.1.3	Vulnérabilité des puits d'approvisionnement en eau						
	2.2	Por	RTRAIT DE LA REGION DE L'ESTRIE						
	2	.2.1	Contexte général	26					
	2	.2.2	Contexte géologique et hydrogéologique	29					
	2	.2.3	Présence d'arsenic dans les eaux souterraines						
	2.3	Col	LLECTE DES DONNEES						
	2	.3.1	Campagne d'échantillonnage						
	2	.3.2	Analyses						
	2.4	TRA	AITEMENT DES DONNEES						
	2	.4.1	Données de géochimie de l'eau						
	2	.4.2	Données isotopiques et indicateurs d'âge						
	2	.4.3	Interprétation géochimique						
	2	.4.4	Indicateurs de vulnérabilité et de risque de contamination des puits d'approvision	inement					
	e	n Estri	ie	62					
3	RESULTATS ET DISCUSSION								
	3.1	CAF	RACTERISTIQUES GEOCHIMIQUES DE L'EAU SOUTERRAINE	65					
	3	.1.1	Résultats du programme analytique	65					
	3	.1.2	Définition de groupes d'eau par l'analyse multivariée	70					

3.	1.3	Caractérisation isotopique et âge de l'eau	. 75		
3.2	Ενοι	LUTION GEOCHIMIQUE DE L'EAU SOUTERRAINE EN ESTRIE	. 84		
3.	2.1	Caractéristiques et répartition spatiale des groupes d'eau	. 85		
3.	2.2	Processus d'évolution géochimique de l'eau	. 89		
3.	2.3	Modèle conceptuel	. 93		
3.3	QUA	LITÉ DE L'EAU SOUTERRAINE EN ESTRIE	. 95		
3.	3.1	Problématiques de qualité d'eau en Estrie	. 95		
3.	3.2	Contrôles sur les problématiques d'arsenic et de manganèse	. 98		
3.4	ÉVAL	UATION GÉOCHIMIQUE DE LA VULNÉRABILITÉ ET DU RISQUE DE CONTAMINATION DES PUITS			
	D'API	PROVISIONNEMENT EN ESTRIE	117		
3.	4.1	Classement géochimique de la vulnérabilité et du risque de contamination	117		
3.	4.2	Exemples de niveaux de risque pour des puits municipaux	120		
3.	4.3	Discussion de l'applicabilité de l'évaluation géochimique du risque pour les puits			
ď	'approv	isionnement	136		
4 CON	CLUSI	ON1	139		
BIBLIOG	BIBLIOGRAPHIE				
ANNEXES					

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2.1 CATEGORIES DE PRELEVEMENTS D'EAU A DES FINS DE CONSOMMATION HUMAINE ET DE
LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC, 2014).
TABLEAU 2. 2 PARAMETRES CHIMIQUES ANALYSES PAR LES DIFFERENTS LABORATOIRES. 37
TABLEAU 2. 3 METHODES D'ANALYSE DU LABORATOIRE BUREAU VERITAS UTILISEES POUR LES ECHANTILLONS DE L'ESTRIE
TABLEAU 2. 4 PARAMETRES ANALYSES AYANT DES LIMITES DE DETECTION DIFFERENTES SELON LES PROJETS
TABLEAU 2.5DIFFERENCE ENTRE LE MINIMUM ET LE MAXIMUM DE CHACUN DES PARAMETRES DECRITS DANS LETABLEAU POUR LES 4 ECHANTILLONS PRESENTANT LES PLUS GRANDES GAMMES D'ALTITUDES.54
TABLEAU 2. 6 ALTITUDE IMPOSEE DANS LE GRAPHIQUE NE VS AR SELON LES GAMMES D'ALTITUDES MOYENNES ESTIMEES.
TABLEAU 2. 7 SOMMAIRE DES CONDITIONS CONSIDEREES POUR FAIRE L'EVALUATION GEOCHIMIQUE DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE DE CONTAMINATION
TABLEAU 2. 8 GRILLE D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DE RISQUE
TABLEAU 3. 1 SOMMAIRE DES ANALYSES, DU TYPE DE GEOLOGIE ET DE CONFINEMENT SELON LE TYPE DE PUITS
TABLEAU 3. 2 STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES PARAMETRES MESURES SUR LE TERRAIN ET DES PARAMETRES CALCULES
TABLEAU 3.3 STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES PARAMETRES ANALYSES PAR BUREAU VERITAS ET L'INRS67
TABLEAU 3.4 STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES ANALYSES DE SPECIATION DE L'ARSENIC
TABLEAU 3.5 STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES PARAMETRES ISOTOPIQUES
TABLEAU 3. 6 STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES GAZ DISSOUS ET CFCs/SF6 (* DONNEES UTILISEES D'UN POINT DE VUE QUALITATIF). 69
TABLEAU 3. 7 TYPE D'EAU
TABLEAU 3. 8 COORDONNEES FACTORIELLES DES 19 PARAMETRES SELON LES 3 COMPOSANTES PRINCIPALES
TABLEAU 3. 9 STATISTIQUES DESCRIPTIVES (25 ^e , 50 ^e , 75 ^e centiles) des parametres utilises pour l'analyse multivariee. Valeurs en Mg/L sauf PH (sans unite), EH (MV) et PCO ₂ (atm)

TABLEAU 3. 10 ESTIMATION DE L'ALTITUDE, DE LA TEMPERATURE DE RECHARGE, DE L'AGE ET DES PROPORTIONS D'EAU DE 27 ECHANTILLONS SELON LES MODELES PISTON, EXPONENTIEL ET BINAIRE......77 STATISTIQUES DESCRIPTIVES (25^e, 50^e, 75^e centiles) des teneurs en tritium selon le TABLEAU 3. 11 TABLEAU 3. 12 STATISTIQUES DESCRIPTIVES (25^e, 50^e, 75^e CENTILES) DES RESULTATS DE RADIOCARBONE TABLEAU 3. 14 RESULTATS DE L'ENSEMBLE DES OUTILS DE DATATION UTILISES POUR LES 27 PUITS INCERTITUDE DE L'INTERPRETATION DES RESULTATS DE DATATION POUR LES 27 PUITS AYANT TABLEAU 3. 15 TABLEAU 3. 16 TABLEAU 3. 17 NOMBRE D'ECHANTILLONS ET POURCENTAGE DE DEPASSEMENTS SELON LES PARAMETRES TABLEAU 3. 18 NORMES D'APRES LES CRITERES DE POTABILITE (CMA : CONCENTRATION MAXIMALE ACCEPTABLE) ET ESTHETIQUES (OE : OBJECTIF D'ORDRE ESTHETIQUE) RECOMMANDES PAR LE REGLEMENT SUR LA QUALITE DE L'EAU POTABLE TABLEAU 3. 19 POURCENTAGE DE DEPASSEMENTS PAR GROUPE D'EAU PAR RAPPORT AU NOMBRE DE STATISTIQUES DESCRIPTIVES (10, 25, 50, 75, 90^E CENTILES ; MIN ET MAX) DE L'ARSENIC ET DU TABLEAU 3.20 TABLEAU 3. 21 MATRICE DE CORRELATION POUR L'ARSENIC ET LE MANGANESE AVEC LES COMPOSES GEOCHIMIQUES DES 180 ECHANTILLONS DE LA CAMPAGNE DE L'ETE 2019 A PARTIR DES CONCENTRATIONS EN MG/L SAUF PH (PAS D'UNITE), EH (MV), CONDUCTIVITE (µS/CM). (SOULIGNE : CORRELATIONS NEGATIVES LES PLUS TABLEAU 3. 22 MATRICE DE CORRELATION DES 88 ECHANTILLONS AYANT FAIT L'OBJET D'UNE ANALYSE DE SPECIATION POUR L'ARSENIC A PARTIR DES CONCENTRATIONS EN MG/L SAUF PH (PAS D'UNITE), EH (MV), CONDUCTIVITE (µS/CM). (SOULIGNE : CORRELATIONS NEGATIVES LES PLUS SIGNIFICATIVES ; GRAS : CORRELATIONS TABLEAU 3. 23 STATISTIQUES DESCRIPTIVES (10, 25, 50, 75, 90[€] CENTILES ; MIN ET MAX) DE L'ARSENIC ET DES DIFFERENTES ESPECES D'ARSENIC (DMA, MA, AS5+, AS3+) EN MG/L DES GROUPES D'EAU POUR LES 88

TABLEAU 3. 25	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE SELON LES CONDITIONS HYDROGEOLOGIQUES
(TYPE D'AQUIFERE	ET TYPE DE CONFINEMENT)
TABLEAU 3. 26 E	ALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE SELON LES GROUPES D'EAU
TABLEAU 3. 27	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE POUR LE PUITS ESTRIE 084
TABLEAU 3. 28 CORNER	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE POUR LE PUITS MUNICIPAL D'ASCOT
TABLEAU 3. 29 COATICOOK	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE POUR LE PUITS MUNICIPAL DE
TABLEAU 3. 30 Edwidge-de-Clif	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE POUR LE PUITS MUNICIPAL DE SAINTE-
TABLEAU 3. 31 STANSTEAD	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE POUR LE PUITS MUNICIPAL DE LA VILLE DE
TABLEAU 3. 32	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE POUR LE PUITS MUNICIPAL DE PIOPOLIS132
TABLEAU 3. 33	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE POUR LE PUITS MUNICIPAL DE LAMBTON 134
TABLEAU 3. 34 307	EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE POUR LE PUITS DU RESEAU DE SUIVI ESTRIE

LISTE DES FIGURES

FIGURE 2. 1	REACTIONS ET PROCESSUS GEOCHIMIQUES CONTROLANT LA COMPOSITION DE L'EAU
SOUTERRAINE DA	NNS UN SYSTEME AQUIFERE A L'ECHELLE REGIONALE (ADAPTE DE HOUNSLOW (1995) ET DE
CLOUTIER (2004))6
FIGURE 2. 2	DISTRIBUTION GLOBALE DE LA CONTAMINATION EN ARSENIC DANS LE MONDE (ASIE, EUROPE,
AFRIQUE, AMERIC	QUE DU NORD, AMERIQUE DU SUD). RAVENSCROFT ET AL., 2011
FIGURE 2. 3 ESPECES D'AS (I DIAGRAMMES DE 1982)	DIAGRAMME D'EQUILIBRE (EH-PH) (PARTIE GRISEE : CONDITIONS NATURELLES ; EN ROUGE : III) ET EN BLEU : ESPECES D'AS (V)) DE LENOBLE, 2003 (D'APRES LOMBI ET AL. (1999)) - SPECIATION TRACES PAR LENOBLE (2003) A PARTIR DES DONNEES DE SMITH ET MARTELL (1976-
FIGURE 2. 4 DISSOUS DANS L' 2012)	DIAGRAMME DE POURBAIX DU MANGANESE POUR UNE CONCENTRATION DE 1 MMOL MN.L-1 EAU PURE A 25 °C (PARTIE GRISEE : CONDITIONS NATURELLES). D'APRES (CRITTENDEN ET AL.,
FIGURE 2. 5 L'EAU SOUTERRAI	LES ISOTOPES ET TRACEURS CHIMIQUES UTILISES POUR ESTIMER DIFFERENTES PLAGES D'AGE DE NE. D'APRES INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA), 2013
Figure 2. 6 Ottawa (Ontar	CONCENTRATION DU TRITIUM (³ H) MESUREE DANS LES PRECIPITATIONS ECHANTILLONNEES A 10) DE 1953 A NOS JOURS A PARTIR DES DONNEES DISPONIBLES DE L'IAEA
FIGURE 2. 7 E	Evolution des CFCs et SF ₆ dans l'hemisphere nord de 1940 a nos jours a partir des iibles d'Earth System Research Laboratory (ESRL) Global Monitoring Division 15
FIGURE 2.8	PARAMETRES CONSIDERES POUR LA METHODE DRASTIC (DUCELLES, 2019)21
FIGURE 2. 9 LA LUTTE CONTRE	ILLUSTRATION DES AIRES DE PROTECTION. D'APRES LE MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE E LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC, 2018)
FIGURE 2. 10	LOCALISATION DE LA ZONE D'ETUDE DU PACES ESTRIE
FIGURE 2. 11 (ANNEXE G.1)	MUNICIPALITES REGIONALES DE COMTE (MRC) DE LA ZONE D'ETUDE DU PACES ESTRIE
FIGURE 2. 12	AFFECTATION DU TERRITOIRE EN ESTRIE (ANNEXE G.2)
FIGURE 2. 13	GEOLOGIE DU ROC DE LA ZONE D'ETUDE DU PACES ESTRIE (ANNEXE G.3)
FIGURE 2. 14 COLLINES MONTE	LOCALISATION DES COLLINES MONTEREGIENNES. D'APRES PIERRE BEDARD 2001-2007 : LES REGIENNES EN 3D
FIGURE 2. 15	GEOLOGIE DU QUATERNAIRE DE LA ZONE D'ETUDE DU PACES ESTRIE (ANNEXE G.4)

FIGURE 2.16 CADRE STRATIGRAPHIQUE DES SEDIMENTS SUPERFICIELS DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE LOCALISATION DES SECTEURS TOUCHES PAR LA PRESENCE D'ARSENIC DANS L'EAU SOUTERRAINE FIGURE 2.17 D'APRES LES DONNEES HISTORIQUES (LIMITE DE DETECTION (LDR) = 0.0003 MG/L ET CONCENTRATION MAXIMALE FIGURE 2.18 FIGURE 2.19 EXEMPLES D'ECHANTILLONNAGE, DE GAUCHE A DROITE : UN PUITS PRIVE, UN PUITS DU RSEQ, UN FIGURE 2.20 FIGURE 2. 21 FIGURE 2. 22 SCHEMA DE LA COLLECTE ET SEPARATION DES DIFFERENTES ESPECES D'ARSENIC DANS L'EAU FIGURE 2. 23 A GAUCHE : INSTALLATION POUR L'ANALYSE DES GAZ DISSOUS – A DROITE : CHROMATOGRAPHE A FIGURE 2. 24 DROITE DES EAUX METEORIQUES Δ^2 H VS Δ^{18} O MONDIALE (NOIR); EN CHAUDIERE-APPALACHES (BLEU ET LOSANGES) D'APRES BENOIT ET AL. (2011 ET 2014) ; DANS LES BASSES-LAURENTIDES (TIRETS) D'APRES FIGURE 2, 25 EXEMPLE DE GRAPHIQUE NE VS AR PERMETTANT D'ESTIMER LA TEMPERATURE DE RECHARGE POUR LES ECHANTILLONS COMPRIS DANS LA GAMME D'ALTITUDE 200 M. DONNEES DE BASE DU GRAPHIQUE (WEISS, FIGURE 2.26 ILLUSTRATION DES MODELES PISTON, EXPONENTIEL ET DE MELANGE BINAIRE D'APRES **FIGURE 2.27** CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES DE TRITIUM DANS LES PRECIPITATIONS A OTTAWA CALCULEES A PARTIR DES DONNEES MENSUELLES DISPONIBLES DE L'IAEA (JAUNE). CONCENTRATIONS MOYENNE ANNUELLE EN TRITIUM DANS L'EAU SOUTERRAINE CALCULEES EN TENANT COMPTE DE SA DEGRADATION (BLEU). LES FIGURE 3.1 TYPE D'AQUIFERE ET CONDITION DE CONFINEMENT DES PUITS ECHANTILLONNES (ANNEXE FIGURE 3.2 FIGURE 3.3 RESULTATS DE L'ANALYSE STATISTIQUE MULTIVARIEE. A) DENDROGRAMME PRESENTANT LES RESULTATS DE LA CAH OBTENUS A PARTIR DES 219 ECHANTILLONS DEFINISSANT LES 8 GROUPES DIFFERENCIES PAR UN CODE COULEUR. B) PROJECTION DES VARIABLES UTILISEES POUR L'ACP SELON LES 2 COMPOSANTES

FIGURE 3. 9A) CLASSIFICATION DES ECHANTILLONS AVEC LE ¹⁴C ET LE ³H. B) POURCENTAGE DES CATEGORIESD'EAU POUR LES DIFFERENTS GROUPES D'EAU.81

FIGURE 3. 18 A) EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN BICARBONATE EN FONCTION DU PH. B) RELATION
ENTRE LE BARYUM ET LE STRONTIUM POUR LES DIFFERENTS GROUPES D'EAU
FIGURE 3. 19 EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN ARSENIC (A) ET EN MANGANESE (B) EN FONCTION DU SILICIUM
FIGURE 3. 20 MODELE CONCEPTUEL DE L'EVOLUTION GEOCHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES EN ESTRIE94
FIGURE 3. 21 GEOCHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES – CRITERES POUR LA SANTE (REGLEMENT SUR LA QUALITE DE L'EAU POTABLE (C. Q-2, R.40 (GOUVERNEMENT DU QUEBEC, 2019))) (ANNEXE G.14)
FIGURE 3. 22 GEOCHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES – CRITERES ESTHETIQUES (RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITE DE L'EAU POTABLE AU CANADA (SANTE CANADA, 2019)) (ANNEXE G.15)
FIGURE 3. 23A) CONCENTRATION EN ARSENIC (A) ET EN MANGANESE (B) DES GROUPES D'EAU (CMA ENROUGE : AS = 0.01 MG/L ET MN = 0.12 MG/L).99
FIGURE 3. 24Relation entre les teneurs en arsenic et manganese des groupes d'eau (CMA enROUGE :As = 0.01 mg/L et Mn = 0.12 mg/L).100
FIGURE 3. 25 REPARTITION DES ECHANTILLONS SELON LEUR GROUPE D'EAU DANS UN DIAGRAMME EH-PH POUR L'ARSENIC (A) ET LE MANGANESE (B)
FIGURE 3. 26 CONCENTRATION EN ARSENIC (A) ET MANGANESE (B) SELON LES CONDITIONS DE PH ET D'EH (LIGNE HORIZONTALE ROUGE CORRESPONDANT A LA CMA : AS = 0.01 MG/L ET MN = 0.12 MG/L)
FIGURE 3. 27 REPARTITION SPATIALE DES TENEURS EN ARSENIC AVEC LES ZONES D'EAU DE RECHARGE ET EVOLUEES (ANNEXE G.16)
FIGURE 3. 28 REPARTITION SPATIALE DES TENEURS EN MANGANESE AVEC LES ZONES D'EAUX DE RECHARGE ET EVOLUEES (ANNEXE G.17)
FIGURE 3. 29 REPARTITION SPATIALE DE L'ENSEMBLE DES DONNEES D'ARSENIC DISPONIBLES (ANNEXE G.18)
FIGURE 3. 30 REPARTITION SPATIALE DE L'ENSEMBLE DES DONNEES DE MANGANESE DISPONIBLES (ANNEXE G.19)
FIGURE 3. 31 PROPORTION DES ESPECES D'ARSENIC CHACUN DES 88 ECHANTILLONS AVEC LES ZONES DE RECHARGE ET EVOLUEES (ANNEXE G.20)
FIGURE 3. 32 REPARTITION DES ECHANTILLONS SELON LES CLASSES DE CONCENTRATIONS DEFINIES ET LES CONDITIONS D'OXYDOREDUCTION
FIGURE 3. 33 REPARTITION SPATIALE DES TENEURS EN ARSENIATE (AS ⁵⁺) SELON LES ZONES DE RECHARGE ET EVOLUEES (ANNEXE G.21)

FIGURE 3. 34 REPARTITION SPATIALE DES TENEURS EN ARSENITE (AS ³⁺) SELON LES ZONES DE RECHARGE ET EVOLUEES (ANNEXE G.22)
FIGURE 3. 35 CONCENTRATIONS DES DIFFERENTES ESPECES D'ARSENIC : DMA (A), MA (B), AS ⁵⁺ (C) ET AS ³⁺ (D) SELON LES CONDITIONS DU MILIEU (PH ET L'EH) POUR LES 88 ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE
FIGURE 3. 36 CONCENTRATIONS EN ACIDE DIMETHYLARSINIQUE (DMA) (A), ACIDE MONOMETHYLARSONIQUE (MA) (B), ARSENIATE (AS ⁵⁺) (C) ET ARSENITE (AS ³⁺) (D) DES GROUPES D'EAU
FIGURE 3. 37 POURCENTAGE RELATIF MEDIAN DES DIFFERENTES ESPECES D'ARSENIC (DMA, MA, AS ⁵⁺ ET AS ³⁺) PAR RAPPORT A LA TENEUR EN ARSENIC TOTALE DANS LES ECHANTILLONS SELON DES GROUPES D'EAU 114
FIGURE 3. 38 CORRELATION ENTRE LES PROPORTIONS D'AS ⁵⁺ ET D'AS ³⁺ DES EAUX DE RECHARGE (A) ET DES EAUX EVOLUEES (B)
FIGURE 3. 39 Relation entre les concentrations en manganese et les formes d'arsenic As ⁵⁺ (A) et As ³⁺ (B) (CMA en Rouge : $Mn = 0.12 \text{ Mg/L}$). 115
FIGURE 3. 40MODELE CONCEPTUEL DES CONDITIONS CONTROLANT LA PRESENCE D'ARSENIC ET DU MANGANESE EN ESTRIE
FIGURE 3. 41 REPARTITION SPATIALE DU NIVEAU DE RISQUE POUR LES 27 PUITS AYANT FAIT L'OBJET D'UNE ANALYSE COMPLETE (ANNEXE G.23)
FIGURE 3. 42 LOCALISATION, TOPOGRAPHIE ET CONDITIONS DE CONFINEMENT POUR LE PUITS ESTRIE 084. 121
FIGURE 3. 43 LOCALISATION, TOPOGRAPHIE ET CONDITIONS DE CONFINEMENT POUR LE PUITS MUNICIPAL D'ASCOT CORNER
FIGURE 3. 44 LOCALISATION, TOPOGRAPHIE ET CONDITIONS DE CONFINEMENT POUR LE PUITS MUNICIPAL DE COATICOOK
FIGURE 3. 45 LOCALISATION, TOPOGRAPHIE ET CONDITIONS DE CONFINEMENT POUR LE PUITS MUNICIPAL DE SAINTE-EDWIDGE-DE-CLIFTON
FIGURE 3. 46 LOCALISATION, TOPOGRAPHIE ET CONDITIONS DE CONFINEMENT POUR LE PUITS MUNICIPAL DE LA VILLE DE STANSTEAD
FIGURE 3. 47 LOCALISATION, TOPOGRAPHIE ET CONDITIONS DE CONFINEMENT POUR LE PUITS MUNICIPAL DE PIOPOLIS
FIGURE 3. 48 LOCALISATION, TOPOGRAPHIE ET CONDITIONS DE CONFINEMENT POUR LE PUITS MUNICIPAL DE LAMBTON
FIGURE 3. 49 LOCALISATION, TOPOGRAPHIE ET CONDITIONS DE CONFINEMENT POUR LE PUITS DU RESEAU DU SUIVI ESTRIE 307

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A TABLEAU DES COTES ET PARAMETRES POUR LE CALCUL DE L'INDICE DRASTIC.

ANNEXE B DELIMITATION DES DIFFERENTES AIRES DE PROTECTION SELON LEUR CATEGORIE.

ANNEXE C MÉMOIRE DE FIN D'ETUDE CONCERNANT LA REVUE DE LA PRESENCE D'ARSENIC DANS LES EAUX SOUTERRAINES EN ESTRIE PAR E. COLLEAU (2019).

ANNEXE D LISTE, PROTOCOLES DE PREPARATION, DE PRELEVEMENTS ET DE CONSERVATION DES ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE.

- ANNEXE E TRAITEMENT DES DONNEES GEOCHIMIQUES.
- ANNEXE F FICHIERS ELECTRONIQUES.
- ANNEXE G CARTES HYDROGEOLOGIQUES.

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte des travaux

Le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) du Québec a chargé le centre Eau Terre Environnement de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE) d'une étude nommée *Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines en Estrie* (PACES Estrie) (Lefebvre *et al.*, 2019). De nombreux projets PACES ont été réalisés sur le territoire québécois pour caractériser la ressource régionale en eau souterraine afin d'en assurer la protection et la gestion durable. Les objectifs des PACES permettent de répondre aux questions suivantes (Lefebvre *et al.*, 2019) :

- D'où vient l'eau souterraine et où va-t-elle ?
- L'eau souterraine est-elle potable ?
- Quelle est la nature des aquifères qui contiennent l'eau souterraine ?
- Quelles sont les quantités d'eau souterraine exploitables de façon durable ?
- L'eau souterraine est-elle vulnérable (quantité et qualité) aux activités humaines ?

En plus de ces objectifs généraux, le PACES Estrie vise des objectifs spécifiques (Lefebvre *et al.*, 2019) :

- Accompagner les municipalités de l'Estrie pour la protection des prélèvements en eau potable ;
- 2) Aborder des problématiques régionales d'intérêt particulier pour l'Estrie, notamment le potentiel des aquifères granulaires et la présence d'arsenic affectant la potabilité de l'eau ;
- Implanter des puits d'observation pour compléter le Réseau de suivi de l'eau souterraine du Québec (RSESQ) ;
- Assurer le transfert des connaissances aux partenaires régionaux pendant la réalisation du projet.

Le PACES Estrie, en cours de réalisation sur la région de l'Estrie, a débuté en 2018 et se finalisera en 2021. Cette étude est majoritairement financée par le MELCC, les cinq Municipalités Régionales de Comté (MRC) de la zone d'étude (Coaticook, Le Haut-Saint-François, Le Granit, Le Val-Saint-François, Memphrémagog) et la ville de Sherbrooke. Deux organismes de bassins versants (OBV) présents sur le territoire sont également des partenaires : le Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François (COGESAF) et le Comité de bassin de la rivière Chaudière (COBARIC). Ce mémoire de maîtrise décrit les travaux concernant l'hydrogéochimie des eaux souterraines de la région de l'Estrie. La géochimie, la datation des eaux souterraines, les problématiques régionales d'intérêt (présence d'arsenic et de manganèse) et la vulnérabilité d'approvisionnement des puits sont abordées. Les conditions et les processus géochimiques en jeu sont aussi étudiés afin de comprendre le fonctionnement de l'aquifère régional. Ces travaux ont pour objectif d'aider aux municipalités dans la gestion des aires d'alimentation des puits d'approvisionnement en eau potable.

1.2 Structure du mémoire

Les travaux concernant l'étude hydrogéochimique de la région de l'Estrie sont présentés sous forme d'un mémoire traditionnel. Ce premier chapitre introduit le contexte de l'étude et les travaux réalisés dans le cadre du PACES Estrie. Le 2^e chapitre présente les principes et les méthodes utilisés durant ces travaux. Ce chapitre comprend une revue de littérature concernant les problématiques d'arsenic et de manganèse rencontrées dans la région d'étude, les principes et l'utilisation de la datation des eaux souterraines afin de définir la vulnérabilité d'approvisionnement des puits ainsi qu'une revue du concept de vulnérabilité des puits d'approvisionnement. Le portrait géographique, géologique et hydrogéologique de l'Estrie est aussi présenté dans le 2^e chapitre. Enfin, ce chapitre décrit la campagne d'échantillonnage d'eau souterraine réalisée durant l'été 2019 puis le traitement des données analytiques. Le 3^e chapitre détaille les résultats des travaux sur la géochimie de l'eau souterraine en Estrie et les processus qui contrôlent la présence d'arsenic et de manganèse dans l'eau souterraine. Ce chapitre présente aussi des résultats de l'évaluation de la vulnérabilité des puits d'approvisionnement en eau sur la base de la composition chimique et du temps de résidence de l'eau souterraine. Le 4^e chapitre présente les conclusions des travaux et leurs limites, et identifie de futurs travaux d'intérêt.

1.3 Problématique

L'étude de la géochimie des eaux souterraines s'est révélée être un outil important pour la compréhension des systèmes aquifères régionaux. Des travaux de caractérisation hydrogéochimique lors de précédents projets PACES ont permis de définir la qualité des eaux souterraines et d'identifier les processus chimiques en jeu dans différentes régions (Beaudry, 2013; Blanchette *et al.*, 2010; Bondu, 2017; Chaillou *et al.*, 2018; Cloutier, 2004; Ghesquière *et al.*, 2015; Meyzonnat *et al.*, 2016; Montcoudiol *et al.*, 2018; Rey *et al.*, 2018; Saby *et al.*, 2017).

Ces études ont également permis de mieux caractériser les systèmes d'écoulement des eaux souterraines à l'échelle régionale et leur évolution. Les zones de recharge et de résurgence sont aussi mieux définies grâce à la géochimie, ce qui est un élément clé pour une gestion pérenne et durable de la ressource en eau.

Dans le cadre du PACES Estrie, l'une des problématiques régionales concerne la présence d'arsenic dans l'eau des puits résidentiels et municipaux à des concentrations excédant la norme de potabilité de 0,01 mg/L au Québec (Québec, 2019). Par ailleurs, Santé Canada a publié en mai 2019 une nouvelle recommandation de concentration maximale acceptable (CMA) à 0,12 mg/L de manganèse (Santé Canada, 2019b). La présence de manganèse dans les eaux des puits des résidents à l'échelle régionale soulève ainsi une nouvelle problématique.

Le PACES Estrie, réalisé à une échelle régionale, contribue également à la protection des puits d'approvisionnement municipaux en eau. Des aires de protection sont définies afin de protéger les eaux des puits d'approvisionnement municipaux. Celles-ci permettent d'éviter ou de limiter les risques de contamination (MELCC, 2019). Par rapport aux eaux de surface, les eaux souterraines sont davantage protégées des contaminations en surface et permettent d'alimenter de nombreux usagers au Québec. Toutes les eaux destinées à la consommation ou à la transformation alimentaire doivent répondre à des exigences fixées par le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) (MELCC, 2020c). En juin 2018, un Programme pour une protection accrue des sources d'eau potable a été lancé, obligeant ainsi les municipalités responsables d'un système de distribution alimentant plus de 500 personnes à répondre aux nouvelles exigences du RPEP. Une étude de vulnérabilité des sites de prélèvement d'eau potable doit être soumise au ministère avant avril 2021 (MELCC, 2020b). Suites aux enjeux et menaces identifiés, la délimitation de ces aires de protection sera révisée si nécessaire.

1.4 Objectifs

L'objectif général des travaux de cette maîtrise est d'exploiter la caractérisation géochimique et isotopique de l'eau souterraine en Estrie pour améliorer la compréhension du système aquifère et ainsi assurer une exploitation sécuritaire et durable de la ressource en eau souterraine. Ces travaux ont aussi trois objectifs spécifiques :

 Dresser le portrait de la géochimie de l'eau souterraine en Estrie et des processus géochimiques contrôlant la présence de différents types d'eau de la région afin de mieux comprendre le fonctionnement du système aquifère régional ;

- Caractériser la qualité de l'eau souterraine en Estrie et identifier les processus géochimiques à l'origine des fortes concentrations en arsenic et en manganèse dans certains secteurs de la région ;
- 3. Evaluer la vulnérabilité des puits d'approvisionnement municipaux aux contamination en utilisant les données géochimiques et isotopiques (tritium ; isotopes du carbone ¹³C, ¹⁴C ; isotopes stables de l'eau ¹⁸O, ²H), les gaz dissous (Ar, Ne, O₂, CH₄, CO₂, N₂O) ainsi que les chlorofluorocarbones (CFCs) et l'hexafluorure de soufre (SF₆) dans l'eau souterraine.

2 PRINCIPES ET METHODES

2.1 Revue de littérature

2.1.1 L'hydrogéochimie

L'accès à l'eau potable représentera l'une des problématiques majeures dans les prochaines décennies (WWAP, 2019). Au Québec, les eaux souterraines alimentent 25% des habitants (MELCC, 2020a). Il est donc primordial de s'assurer de la bonne qualité de cette ressource via l'hydrogéochimie, c'est-à-dire l'étude de la composition chimique des eaux souterraines (Appelo & Postma, 2004).

Dans un système d'écoulement souterrain, les eaux sont à considérer comme un agent géologique. Trois types d'interactions se distinguent entre les eaux souterraines et leur environnement hydrogéologique (chimique, physique et cinétique) (Tóth, 1999). Les eaux souterraines vont s'infiltrer, selon les conditions de confinement, sur les hauts topographiques couramment appelés zones de recharge. Après avoir circulées vers l'aval à travers différentes couches lithologiques, on retrouve ces eaux dans les zones d'émergence. Durant leur trajet (figure 2.1), les processus géochimiques et les réactions qui se produisent vont influencer la composition de l'eau souterraine (Hounslow, 1995).

Tóth (1999) a décrit les interactions chimiques entre les eaux souterraines et leur environnement. Selon les conditions d'écoulement et la nature géologique du substrat, les eaux vont s'enrichir en minéraux dissous. La dissolution des minéraux est dépendante de leur solubilité, des teneurs déjà présentes dans l'eau et des conditions du milieu. Les minéraux peuvent également être altérés par hydratation. Les molécules d'eau vont se fixer aux ions des sels dissous ou entrer dans le réseau cristallin. Suite à la rupture des liaisons de la molécule d'eau lors de l'hydrolyse, les atomes vont s'associer à d'autres espèces chimiques. Les réactions d'oxydo-réduction vont également s'opérer par échange d'électrons d'un atome à l'autre. Une fois les minéraux dissous dans l'eau, ceux-ci peuvent précipiter sous forme d'oxydes lors de l'oxydation du milieu sur lesquels des ions vont s'adsorber. Les minéraux argileux et la matière organique ont également cette capacité d'adsorption. Ils forment tous trois des colloïdes avec une grande surface d'adsorption. Des échanges ioniques entrent en jeu en faveur de l'ion présentant une charge supérieure (p. ex. Na⁺ vs Ca²⁺). Des phénomènes de complexation se produisent également entre un cation métallique auquel se lie un anion. Dans le cas d'un précipité, la charge est neutre tandis qu'un complexe est chargé électriquement.

Ces différents processus géochimiques vont intervenir au sein de l'aquifère et conférer aux eaux souterraines une composition géochimique propre en fonction de son cheminement.



Figure 2. 1 Réactions et processus géochimiques contrôlant la composition de l'eau souterraine dans un système aquifère à l'échelle régionale (adapté de Hounslow (1995) et de Cloutier (2004)).

Ainsi, la distance parcourue à l'intérieur du système d'écoulement et l'interaction avec l'environnement hydrogéologique vont entrainer une évolution géochimique des eaux souterraines (Chebotarev, 1955). Cet enrichissement en éléments dissous donne alors des indications sur leur temps de résidence et la longueur de leurs parcours. Selon les couches géologiques traversées, des composés inorganiques tels que les métaux peuvent altérer la qualité des eaux souterraines. Des sources de contamination anthropique peuvent aussi être à

l'origine d'une dégradation de la qualité des eaux souterraines (Hem, 1989). En effet, l'utilisation de sels déglaçant les routes et les activités agricoles, industrielles et domestiques peuvent émettre des contaminants dans le milieu.

Diverses méthodes sont utilisées pour représenter les caractéristiques géochimiques des eaux souterraines. Les diagrammes de Piper et de Stiff représentent la proportion des ions majeurs (Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻) et les différents faciès des eaux souterraines (Piper, 1944; Stiff Jr, 1951). Cependant, compte tenu de la quantité d'échantillons et du grand nombre de paramètres chimiques, une analyse à l'aide de méthodes statistiques s'avère nécessaire pour le traitement des données. Suite aux travaux de Cloutier (2004), des études à l'échelle régionale réalisées dans le cadre d'autres projets PACES ont utilisé une analyse statistique multivariée pour regrouper les échantillons présentant des caractéristiques chimiques similaires (Beaudry, 2013; Blanchette *et al.*, 2010; Montcoudiol *et al.*, 2015). Après avoir sélectionné et uniformisé les données, une classification ascendante hiérarchique (CAH) et une analyse en composantes principales (ACP) sont effectuées. Les résultats indiquent la relation entre les différents groupes et permettent une interprétation géochimique à l'aide d'un plus grand nombre de paramètres.

2.1.1.1 L'arsenic

L'arsenic (As) est présent naturellement dans la lithosphère (Henke, 2009) et plus particulièrement dans les roches volcaniques, magmatiques, sédimentaires marines, les dépôts hydrothermaux et les combustibles fossiles (charbon, pétrole) (Smedley & Kinniburgh, 2002). L'arsenic se trouve principalement sous forme de minéraux sulfurés comme le réalgar As₄S₄, l'orpiment As₄S₆ et sous forme d'arsénopyrite (mispickel) FeSAs (Abraitis *et al.*, 2004) mais on en retrouve également dans les oxydes, les carbonates et les silicates (Drahota & Filippi, 2009). L'As est présent dans les oxydes de fer mais aussi dans la pyrite framboïdale des sédiments alluviaux (Ravenscroft *et al.*, 2011). Ce métalloïde, souvent associé à l'or, est utilisé comme traceur géochimique lors de la recherche de gisements aurifères (Coussy, 2011). Cet élément est utilisé par l'homme dans diverses activités anthropiques : les activités industrielles (Mandal *et al.*, 1996), l'exploitation minière (or, cuivre, plomb, cobalt) (Smedley & Kinniburgh, 2002), l'utilisation de produits arsenicaux pour la préservation du bois (Bamwoya *et al.*, 1991; Lund & Fobian, 1991), les pesticides (Bishop & Chisholm, 1962), ou produit par la combustion du charbon (Goodarzi & Huggins, 2001) et l'incinération des déchets. Ces activités peuvent aussi être responsables d'une contamination des eaux, du sol et de l'air par l'arsenic.

La contamination des eaux souterraines en arsenic est devenue ainsi un sujet de préoccupation dans de nombreuses parties du monde : Asie, Afrique, Amérique du Nord dont l'Estrie (région au sud du Québec), Amérique du Sud et Europe (figure 2.2) (Ravenscroft *et al.*, 2011).



Figure 2. 2 Distribution globale de la contamination en arsenic dans le monde (Asie, Europe, Afrique, Amérique du Nord, Amérique du Sud). Ravenscroft et al., 2011.

L'arsenic, de numéro atomique 33, est un métalloïde présent sous formes inorganiques : arsenic (As(-III)), arsenic métallique (As(0)), arsénite (As(+III)), arséniate (As(+V)) et organiques : acide monométhylarsineux (MMA(III)), acide miniméthylarsonique (MMA(V)), acide diméthylarsineux (DMA(III)), acide diméthylarsinique (DMA(V)), triméthylarsine (TMA), oxyde de triméthylarsine (TMAO) formées par biométhylation en conditions réductrices par les micro-organismes (Campredon, 2013; Challenger, 1945). Les degrés d'oxydation de l'arsenic dépendent du potentiel d'oxydoréduction (Eh) et du pH (figure 2.3). En conditions anaérobies l'As III est dominant alors qu'en conditions oxydantes l'As V est prédominant (Wang & Mulligan, 2006). La mobilité et la toxicité de l'arsenic dépendent de sa spéciation. L'arsenite serait 5 à 8 fois plus mobile (Gulens *et al.*, 1979) que l'arséniate et 10 à 60 fois plus toxique que ce dernier (Squibb & Fowler, 1983).

L'écoulement de l'eau à travers les couches géologiques riches en phases porteuses d'arsenic conduit à un enrichissement en arsenic. Différents mécanismes contrôlent la présence d'arsenic dans les eaux (Ravenscroft *et al.*, 2011). Dans les eaux naturelles (partie grisée figure 2.3) on retrouve principalement 3 espèces, soit $H_2AsO_4^-$ et $HAsO_4^{2-}$ en conditions oxydantes et H_3AsO_3 en conditions réductrices (Lenoble, 2003; Lombi *et al.*, 1999). La mobilisation de l'arsenic dépend

des conditions géochimiques. La source primaire d'arsenic provient de l'oxydation des sulfures enrichis en arsenic. Ce phénomène s'observe également lors du drainage minier acide (DMA) entrainant une contamination des eaux de drainage et des cours d'eau. Ensuite vient le processus d'adsorption permettant l'immobilisation de l'arsenic sur des surfaces solides, au contraire du processus de désorption qui engendre la libération du contaminant dans le milieu. L'arsenic peut s'adsorber sur des oxydes et hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium, des minéraux argileux, de la matière organique ou de la matière en suspension, des carbonates et de la silice (Campredon, 2013; Smedley & Kinniburgh, 2002). En conditions alcalines, la désorption alcaline se produit où l'As est directement désorbé des oxydes et argiles métalliques. De même, des processus de précipitation et de dissolution tendent à former ou à libérer de l'arsenic dans les eaux. Un phénomène de dissolution réductrice se produit en conditions réductrices où les minéraux peuvent se décomposer et se dissoudre dans l'eau, libérant ainsi l'arsenic.



Spéciation de l'As(V) en fonction du pH

Figure 2. 3 Diagramme d'équilibre (Eh-pH) (partie grisée : conditions naturelles ; en rouge : espèces d'As (III) et en bleu : espèces d'As (V)) de Lenoble, 2003 (d'après Lombi et al. (1999)) - Diagrammes de spéciation tracés par Lenoble (2003) à partir des données de Smith et Martell (1976-1982).

Les risques de l'arsenic pour la santé sont nombreux. Autrefois l'arsenic était utilisé comme poison par les Romains, Egyptiens et Grecs (Meharg, 2005). La situation au Bangladesh est considérée comme « le plus grave empoisonnement d'une population dans l'histoire » (Smith *et al.*, 2000). En 1993, l'OMS a établi la norme à 0,01 mg/L d'arsenic dans les eaux potables (WHO,

1993). D'après une enquête nationale réalisée au Bangladesh en 2009, entre 20 et 45 millions de personnes consommaient une eau contenant de l'arsenic dépassant une teneur de 0,05 mg/L (Flanagan *et al.*, 2012). A long terme, l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés par l'arsenic peut générer des cancers, des diabètes, des troubles cardiovasculaires, neurologiques, reproductifs et entrainer la mort (Aitio & Becking, 2001; Ravenscroft *et al.*, 2011).

Dans les eaux potables au Canada, la concentration maximale acceptable (CMA) est identique à celle recommandée par l'OMS, soit 0,01 mg/L d'arsenic (MDELCC, 2016; Santé Canada, 2006; Santé Canada, 2019a). Cette norme est appliquée au Québec dans le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) (Québec, 2019). Les travaux de thèse de Raphael Bondu ont permis de comprendre l'origine et la distribution naturelle de l'arsenic dans les eaux souterraines en Abitibi-Témiscamingue au Québec (Bondu, 2017). Les eaux évoluées géochimiquement présentent des teneurs plus élevées en arsenic avec une spéciation majoritairement en arsénite (As III). En conditions oxydantes, l'As est libéré par l'altération des minéraux sulfurés tandis qu'en conditions réductrices les oxyhydroxydes de fer et de manganèse sur lesquels est adsorbé l'As sont dissous. Les systèmes d'écoulement et les conditions hydrologiques (sécheresse) contrôlent la mobilisation de l'arsenic et affectent la qualité de l'eau (Bondu *et al.*, 2017).

2.1.1.2 Le manganèse

Le manganèse (Mn), 12^e élément le plus abondant sur Terre, est présent naturellement dans les roches de la croûte terrestre à hauteur de 0,1%. Il ne se trouve pas sous sa forme élémentaire mais dans des oxydes (p. ex. pyrolusite), carbonates (p. ex. rhodocrosite), silicates (p. ex. rhodonite) et dans plus d'une centaine de minéraux (p. ex. minéraux ferromagnésiens comme les amphiboles et la biotite) (ATSDR, 2012; Bilinski *et al.*, 1984; Howe *et al.*, 2004). La source principale de manganèse provient des roches métamorphiques et sédimentaires de la croûte terrestre (Reimer, 1999). Cependant les incendies de forêt, l'activité volcanique et la végétation en libérèrent également dans l'atmosphère (Schroeder *et al.*, 1987).

On retrouve naturellement le manganèse dans l'air, le sol, l'eau et les aliments mais il est également libéré dans l'environnement par diverses activités anthropiques (mines, fonderies, usines, combustibles fossiles, agriculture). En effet, le dioxyde de manganèse MnO₂ est utilisé dans les alliages de fer et d'acier, les batteries, le verre et les feux d'artifices (ICPS, 1999). Des dérivés du manganèse sont utilisés comme produits pour la désinfection (permanganate de potassium), le traitement des eaux (sables verts de potassium et manganèse), les carburants (méthylcyclopentadiényle tricarbonyle de manganèse MMT) (NICNAS, 2003) et les engrais et

fongicides (sulfates de manganèse) (ANSES, 2018; ATSDR, 2012; Howe *et al.*, 2004; Santé Canada, 2019b; Schroeder *et al.*, 1987).

Le manganèse existe sous 11 états d'oxydation, les formes principales sont Mn²⁺, Mn⁴⁺ et Mn⁷⁺. Le pH et le potentiel d'oxydo-réduction gouvernent sa spéciation dans la nature (ANSES, 2018; WHO, 2004). Mn (II) est la forme prédominante dans les eaux comprises dans une gamme de pH comprise entre 4 et 7 (figure 2.4). Lorsque le pH est supérieur à 7, on retrouve principalement des formes oxydées (Mn₂O₃, Mn₃O₄, Mn(OH)₂) selon le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) (Bilinski *et al.*, 1984). Le manganèse peut s'adsorber sur les sédiments selon la capacité d'échange cationique (CEC) et la teneur en matière organique (Howe *et al.*, 2004). De fortes teneurs en manganèse dissous sont observées dans les eaux souterraines du fait des conditions anaérobies. Celles-ci favorisent la dissolution des oxydes et libèrent ainsi du Mn (II) dans les eaux en profondeur. La mobilité du manganèse est faible du fait de sa précipitation en dioxyde de manganèse ou encore de phénomènes de sorption sur des oxydes de fer, des argiles, de la matière organique (Adam *et al.*, 2005).



Figure 2. 4 Diagramme de Pourbaix du manganèse pour une concentration de 1 µmol Mn.L-1 dissous dans l'eau pure à 25 °C (partie grisée : conditions naturelles). D'après (Crittenden et al., 2012).

Le manganèse est un nutriment essentiel à la vie pour les êtres vivants (ICPS, 1999; WHO, 2004). Cependant l'inhalation excessive de manganèse peut provoquer des troubles du système nerveux. Les lésions sont généralement irréversibles et comparables à la maladie de Parkinson, il s'agit du manganisme. Les hommes atteints sont également sujets à des troubles sexuels (perte de libido, altération de la qualité des spermatozoïdes). Des études ont été menées afin de déterminer l'effet de l'ingestion d'eau contenant du manganèse sur des troubles neurologiques. En Grèce, Kondakis et al. (1989) mettent en évidence des troubles de type « parkinsonien » chez des personnes âgées consommant des eaux avec des teneurs de manganèse comprises entre 1.8 et 2.3 mg/L. Cependant, cette étude présente des limites puisque l'apport de manganèse via l'eau de boisson et la nourriture chez cette population n'a pas été déterminé (Kondakis et al., 1989). Les scientifiques s'intéressent également aux effets du manganèse sur les enfants. Il semblerait que les enfants exposés à de fortes teneurs en manganèse pourraient développer des difficultés d'apprentissage, de mémorisation ou encore de l'hyperactivité et des problèmes d'attention (ATSDR, 2012; WHO, 2004). Plusieurs études menées au Bangladesh ont observé l'effet du manganèse des eaux de boissons consommées par les enfants ou femmes enceintes. Cependant celles-ci contenaient également de l'arsenic et du plomb. De plus, les différentes sources d'exposition (air, aliments, ...) ne sont pas prises en compte ou déterminées, il est donc difficile de définir l'effet unique de l'ingestion d'eau de boisson contenant de fortes teneurs en manganèse (ANSES, 2018).

Au Canada, une norme esthétique est actuellement en vigueur à 0,02 mg/L de Mn dans les eaux potables. Par rapport à la potabilité, la concentration maximale acceptable (CMA) de 0,12 mg/L est recommandée depuis mai 2019 (Santé Canada, 2019b). Après avoir réalisé une revue évaluant les risques du manganèse sur la santé, cette recommandation a été fixée en fonction de la population la plus sensible, les nourrissons. Cependant cette norme ne fait pas encore partie du Règlement sur la Qualité de l'Eau Potable (RQEP) au Québec et n'était donc pas en vigueur au moment de la réalisation des présents travaux (RQEP, 2020).

2.1.2 Traceurs de l'âge et de l'origine des eaux souterraines

Le temps de résidence des eaux souterraines est aussi un facteur déterminant (cf section 2.1.1) dans l'évolution géochimique des eaux en contrôlant le temps disponible pour les processus géochimiques de dissolution, d'oxydation et de réduction. La connaissance du temps de séjour

(âge de l'eau) permet ainsi d'assurer une meilleure caractérisation et gestion de cette ressource mais également sa protection en évaluant sa vulnérabilité.

L'estimation des temps de résidence ou de l'origine des eaux souterraines nécessite l'utilisation de traceurs (figure 2.5) (IAEA, 2013). Des isotopes tels que le tritium (³H), le ratio tritium/hélium (³H/³He) ou encore des molécules comme les chlorofluorocarbones (CFCs) et l'hexafluorure de soufre (SF₆) permettent de dater des eaux récentes sur plusieurs dizaines d'années (moins de 60 ans). L'âge d'eaux souterraines plus anciennes (200 - 40 000 ans) peut être estimé à l'aide de l'isotope radioactif du carbone (¹⁴C). Par ailleurs les isotopes stables de la molécule d'eau (¹⁸O et ²H) donnent des indications sur l'origine de l'eau et les processus de recharge. L'utilisation du ⁴He et du ³⁹Ar n'étant pas courante, les temps de résidence entre 50 et 1000 ans ne peuvent pas être adéquatement caractérisés.



Figure 2.5 Les isotopes et traceurs chimiques utilisés pour estimer différentes plages d'âge de l'eau souterraine. D'après International Atomic Energy Agency (IAEA), 2013.

2.1.2.1 Tritium (³H)

Le tritium (³H), isotope radioactif de l'hydrogène, est produit naturellement par rayonnement cosmique sur l'azote atmosphérique et dans les roches granitiques riches en uranium-thorium (U-Th). Ce traceur lié à la molécule d'eau, d'une demi-vie de $12,43 \pm 0,05$ ans, est utilisé pour des cycles hydrologiques courts d'une cinquantaine d'années (Unterweger *et al.*, 1980). L'unité de

mesure de sa concentration, unité tritium (TU), correspond à un atome de ³H pour 10¹⁸ atomes d'hydrogène. Il est également exprimé en Becquerels et 1 TU équivaut à 0,119 Bq/L.

Avant les années 1960, la concentration moyenne en tritium dans les précipitations était de 5 à 10 TU aux latitudes moyennes de l'hémisphère Nord (Roether, 1967) (figure 2.6). Lors des essais nucléaires réalisés en surface de 1952 à 1963, du tritium a été rejeté dans l'atmosphère, engendrant un pic à 6000 TU dans l'hémisphère Nord en 1963. Depuis ces années, les teneurs en ³H diminuent progressivement pour atteindre 10 TU dans les années 2000.



Figure 2. 6 Concentration du tritium (³H) mesurée dans les précipitations échantillonnées à Ottawa (Ontario) de 1953 à nos jours à partir des données disponibles de l'IAEA.

En 1953, Libby (1953) avait déjà annoncé l'utilité de mesurer le ³H naturel dans l'environnement afin de s'en servir comme d'un traceur. Suite aux essais thermonucléaires, des mesures de ³H ont été entreprises afin d'obtenir des informations sur sa distribution dans le cycle de l'eau, sur son temps de résidence dans différents réservoirs (rivières, lacs, eaux souterraines) et sur les échanges avec la stratosphère. Cet élément a permis aux scientifiques de mieux comprendre la dynamique des eaux souterraines (Letolle & Olive, 2004). L'utilisation du ³H permet de faire une datation relative par rapport au pic de 1963 pour des eaux récentes de moins d'une cinquantaine d'années (IAEA, 2013).

2.1.2.2 Gaz anthropiques : chlorofluorocarbones (CFCs) et hexafluorure de soufre (SF₆)

Les composés toxiques et inflammables des réfrigérants ont été remplacés progressivement dans les années 1950 par les chlorofluorocarbones (CFCs) (McCulloch & Midgley, 1998). Ces

composés volatils ont été largement utilisés comme réfrigérants, gaz propulseur d'aérosols, combustibles, solvants, agents d'expansion des mousses et se sont répandus dans l'atmosphère (Russell & Thompson, 1983). L'hexafluorure de soufre (SF₆) est utilisé comme isolant électrique pour le matériel à haute tension (INRS, 2019).

Ces gaz anthropiques, inoffensifs pour l'Homme, sont toutefois néfastes pour la couche d'ozone (IAEA/WMO, 2006) et participent à l'augmentation de l'effet de serre (Ramanathan, 1975; Watson *et al.*, 1990). Suite à la découverte du trou dans la couche d'ozone en Antarctique, les CFCs ont été interdits en 1985 lors du protocole de Montréal et progressivement remplacés par des hydrochlorofluorocarbones (HCFCs) et des hydrofluorocarbones (HCFs) qui seront à leur tour interdits pour répondre au protocole de Kyoto contre les gaz à effet de serre établi en 1997 (Höhener *et al.*, 2003; McCulloch & Midgley, 1998; Midgley, 1997). L'évolution des teneurs atmosphériques en CFCs et SF₆ est connue depuis leur émission jusqu'à nos jours (Bauer *et al.*, 2001) (figure 2.7). Les teneurs en CFCs et SF₆ dans l'atmosphère ont fortement augmenté entre les années 1950 et 1990 jusqu'à l'interdiction des CFCs lors de l'accord du protocole de Montréal.



Figure 2. 7 Evolution des CFCs et SF₆ dans l'hémisphère nord de 1940 à nos jours à partir des données disponibles d'Earth System Research Laboratory (ESRL) Global Monitoring Division.

Lors de son infiltration, l'eau enregistre la signature chimique de l'atmosphère : les CFCs et le SF_6 se dissolvent dans les eaux souterraines et sont généralement peu affectés par les processus de dégradation. Ainsi ils peuvent servir de traceurs (Plummer & Friedman, 1999). Ils sont mesurés sous forme d'éléments traces (pmol à fmol/L) dans les eaux. Dans sa thèse, Virginie Ayraud fait l'inventaire des paramètres influençant leur concentration : la température de recharge, la circulation des écoulements, le milieu et la géochimie (Ayraud, 2005). En connaissant les teneurs en CFCs et SF_6 lors de la recharge et en appliquant les équations de solubilité, il est possible de dater des eaux souterraines avec un système d'écoulement rapide de moins d'une cinquantaine d'années. La loi de solubilité permet de calculer leur concentration dans les eaux avec une incertitude de 4 à 5 ans voire 1 à 2 ans selon les cas (Warner & Weiss, 1985) :

• Solubilité selon Warmer et Weiss (1985) :

$$LnK' = a_1 + a_2(100/T) + a_3ln(T/100) + S[b_1 + b_2(T/100) + b_3(T/100)^2]$$
 2.1

• La concentration :

T = *Température (K)*; *S* = *Salinité*; *a et b* = coefficients d'ajustement des moindres carrés définis expérimentalement pour chaque composé;

x' = fraction de gaz considéré dans l'air.

L'analyse de gaz dissous (Ne, Ar) permet d'évaluer la température de recharge nécessaire pour estimer les concentrations atmosphériques équivalentes en CFCs et SF₆ et estimer l'excès d'air. Certains de ces gaz anthropiques utilisés sont sensibles à l'excès d'air, particulièrement le SF₆. Ainsi, on utilise les valeurs d'excès de Ne pour estimer un excès relatif de SF₆ et corriger les valeurs de ce dernier. Les CFCs sont sensibles à la dégradation dans des conditions réductrices où se produisent des processus de dénitrification, de réduction des sulfates et des oxydes ou encore de méthanogénèse (Höhener *et al.*, 2003; Semprini *et al.*, 1992). Le méthane (CH₄) dissous est ainsi un bon indicateur de dégradation possible des CFCs dans le milieu (Han *et al.*, 2006; Plummer & Busenberg, 2000). Les autres gaz analysés (He, H₂, O₂, N₂, CO₂, N₂O, H₂S) ne servent pas pour la datation en tant que telle (sauf He), mais pour caractériser le contexte biogéochimique.

2.1.2.3 Carbone 14 (¹⁴C)

Le radiocarbone (¹⁴C), isotope radioactif du carbone, a été découvert dans le CO₂ atmosphérique par W.F. Libby en 1946. Il a estimé sa demi-vie à 5568 ans puis a développé la datation au ¹⁴C du carbone organique avec ses collègues (Arnold & Libby, 1949; Libby, 1946). Ce radiocarbone cosmogénique est produit dans la haute atmosphère par des réactions nucléaires. Lors de son oxydation, le ¹⁴C se transforme en ¹⁴CO puis en ¹⁴CO₂ et rentre dans les cycles biologiques et hydrologiques (Plummer & Glynn, 1992). La datation des eaux souterraines a été réalisée par Münnich en utilisant le ¹⁴C du carbone inorganique dissous (CID) (Münnich, 1957). Ce procédé permet de savoir depuis quand les eaux ont cessé d'être en contact avec l'atmosphère. Lors de la recharge, du radiocarbone cosmogénique est incorporé dans les eaux et le CID va s'isoler du système atmosphérique. Le ¹⁴C va ensuite se désintégrer et décroitre avec le temps selon une loi exponentielle. Le radiocarbone est un traceur dissous permettant de dater des eaux anciennes dans une gamme d'âges allant de 1 000 à 40 000 ans (Plummer & Glynn, 1992). L'âge de l'eau sur la base du ¹⁴C (t) est déterminé en années par l'équation suivante :

$$t = \tau \ln(\frac{A_0}{A}) \tag{2.3}$$

- τ : durée de vie moyenne ($\tau = \frac{1}{\lambda} et \lambda = \frac{ln2}{T}$ avec le temps de demi-vie du ¹⁴C (T) de 5568 ans (Libby, 1946))
- A₀: activité spécifique initiale de ¹⁴C de CID dans l'eau souterraine (mesurée en Bq/kg ou mBq/g; 1Bq = 1 désintégration par seconde).
- A : activité spécifique du ¹⁴C mesurée.

Cependant, la datation de l'eau souterraine avec le ¹⁴C présente des limites. En effet, la teneur initiale A₀ du ¹⁴C est incertaine (Plummer & Glynn, 1992). Dans la zone non saturée, l'activité biologique, l'humidité et la température augmentent la pression partielle en CO₂ (Brook *et al.*, 1983). Lors de l'infiltration, le CO₂ dissous va réagir avec le milieu, entrainant une augmentation des teneurs en CID et en carbone organique dissous (COD) dans les eaux. Le carbone organique contient également du ¹⁴C relargué lors des réactions d'oxydoréduction, modifiant le taux présent dans l'aquifère et par conséquent la datation (Plummer & Glynn, 1992). Par ailleurs, les eaux infiltrées après les années 1950 contiennent plus de ¹⁴C émis par les bombes nucléaires. Leur

âge est biaisé comparativement aux eaux qui se sont infiltrées avant cette époque mais les traceurs récents (³H et CFCs) permettent d'estimer l'apport d'eau moderne post-essais nucléaires (Plummer & Glynn, 1992). Des processus physico-chimiques tels que la dissolution des carbonates et du gypse, l'échange d'ion Ca/Na, la dissolution du CO₂ et les échanges isotopiques entre le CID, la calcite et le CO₂ du sol vont aussi modifier la concentration en CID dans les eaux souterraines, engendrant une diminution de la teneur en ¹⁴C indépendamment de la désintégration radioactive. Des modèles d'ajustement du A₀ sont disponibles en utilisant notamment la mesure du δ^{13} C pour corriger les âges ¹⁴C (Han & Plummer, 2013; Han *et al.*, 2012; Ingerson & Pearson, 1964; Mook, 1976; Plummer & Glynn, 1992). Dans son mémoire de maitrise, Débora Janos fait un inventaire de modèles d'ajustements conventionnels (Janos, 2017).

2.1.2.4 Isotopes stables de l'oxygène (¹⁸O) et l'hydrogène (²H)

L'oxygène (O) et l'hydrogène (H) sont les éléments constitutifs de la molécule d'eau. Les principaux isotopes de l'oxygène sont ¹⁶O et ¹⁸O, alors que les principaux isotopes de l'hydrogène sont ¹H et ²H. Le rapport isotopique R correspond à la proportion entre l'isotope rare plus lourd (¹⁸O) et l'isotope abondant plus léger (¹⁶O). Les mesures sont exprimées par la composition isotopique (δ exprimée en ‰) normalisée avec un standard international, le *Vienna Standard Mean Ocean Water* (V-SMOW) :

$$\delta^{18} O = \left[\frac{\left(\frac{^{18}O}{^{16}O}\right) \acute{e} chantillon}{\left(\frac{^{18}O}{^{16}O}\right) standard} - 1 \right] * 1000 \quad avec \quad \frac{^{18}O}{^{16}O} = R$$
 2.4

L'eau des précipitations possède une signature isotopique propre mesurée par le réseau mondial de mesure des isotopes des précipitations (GNIP) de l'Agence international de l'énergie atomique (AIEA). Le rapport entre les deux valeurs isotopiques (δ^2 H et δ^{18} O) des eaux de pluie forment la droite des eaux météoriques globale (GMWL) (équation 2.5) (Craig, 1961).

$$\delta^2 H = 8 * \delta^{18} O + 10 \tag{2.5}$$
Localement, l'analyse des eaux de pluie permet d'obtenir la droite des eaux météoriques locale (LMWL) servant de référence pour la compréhension du système d'écoulement local (Etcheverry, 2002). L'eau souterraine a également une signature isotopique spécifique. La température du milieu peut induire un fractionnement isotopique. Lors d'un changement de phase de l'eau, les isotopes lourds et légers ne vont pas se comporter de la même manière, entrainant une modification de la signature isotopique des eaux au cours de processus d'évaporation, de condensation ou de congélation. Dans le cas d'une évaporation, les isotopes légers plus mobiles vont s'associer à la phase vapeur tandis que la phase liquide va s'enrichir en isotopique des eaux (Etcheverry, 2002; IAEA, 2008).

En comparant la teneur en isotopes stables (δ^{18} O et δ^{2} H) des précipitations à celle de l'eau souterraine, il est possible de déterminer la provenance et la dynamique des eaux dans un aquifère. L'étude de ces éléments permet de reconstituer les processus d'évolution ou de mélange d'eaux souterraines (IAEA, 2008). Dans les travaux de Rey *et al.* (2018), ces isotopes ont été analysés dans les précipitations (neige, pluie), les eaux de surface (lacs, rivières) et les eaux souterraines (sources, puits) au niveau de la ceinture argileuse Barlow-Ojibway à l'ouest du Québec. Les résultats ont permis de comprendre les processus hydrologiques (recharge, évaporation, mélange) et d'améliorer le modèle conceptuel des écoulements d'eau souterraine à l'échelle régionale (Rey *et al.*, 2018).

2.1.3 Vulnérabilité des puits d'approvisionnement en eau

2.1.3.1 Concepts généraux

Les eaux souterraines sont susceptibles de contenir des éléments nocifs pour la santé. Ceux-ci peuvent être soit d'origine naturelle (dissolution des minéraux émettant des métaux tels que As, Ba, Cd, F, etc.), ou d'origine anthropique par les activités agricoles (pesticides, fongicides, engrais), industrielles (hydrocarbures, plastifiants, sels déglaçant) ou domestiques (rejets de fosses septiques, engrais). Ces contaminations peuvent être ponctuelles en relation avec une source localisée ayant une surface limitée (p. ex. fuite de réservoir, fosse septique) ou diffuses avec des sources multiples ou intermittentes sur des surfaces importantes (exemple : l'épandage de fertilisants). Certaines zones sont plus susceptibles de laisser les contaminants atteindre l'aquifère, il s'agit des zones dites « vulnérables » (RQES, 2020).

Le concept de vulnérabilité d'un aquifère se réfère sa sensibilité d'être affecté par une pression (ou une charge) de contamination imposée à la surface du sol (Foster *et al.*, 2013). Ce concept s'est avéré être un outil de communication entre les scientifiques et les différents acteurs de l'eau et de l'environnement pour mettre en place des plans d'action visant à réduire la contamination des nappes d'eau souterraine en localisant les zones à risques (Foster *et al.*, 2013; Machiwal *et al.*, 2018; Vrba & Zaporozec, 1994). La connaissance de ces zones est importante pour protéger l'ensemble de la ressource à l'échelle régionale.

La vulnérabilité d'un aquifère se distingue selon 2 types (Schnebelen et al., 2002) :

- « La vulnérabilité intrinsèque est le terme utilisé pour représenter les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques naturelles qui déterminent la sensibilité des eaux souterraines à la pollution par les activités humaines. »
- « La vulnérabilité spécifique est le terme utilisé pour définir la vulnérabilité d'une eau souterraine à un polluant particulier ou à un groupe de polluants. Elle prend en compte les propriétés des polluants et leurs relations avec les divers composants de la vulnérabilité intrinsèque. »

La méthode DRASTIC (Aller, 1985) est désormais couramment utilisée pour évaluer la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère (figure 2.8). Les sept paramètres hydrogéologiques utilisés pour produire l'indice DRASTIC forment cet acronyme. Lors de l'évaluation de la sensibilité de l'eau souterraine face à une contamination en surface, un poids est attribué à chacun des paramètres selon leur influence. Ainsi, la profondeur de la nappe et la nature de la zone vadose présentent le plus grand degré d'influence (MELCC, 2018; MELCC, 2019). En fonction de la vulnérabilité, une côte est associée à ces paramètres pour calculer l'indice DRASTIC :

$$Indice \ DRASTIC = D_c D_p + R_c R_p + A_c A_p + S_c S_p + T_c T_p + I_c I_p + C_c C_p$$
2.6

- L'indice c représente la côte
- L'indice p représente le poids

L'annexe A décrit les paramètres et les côtes pour le calcul de l'indice DRASTIC.



Figure 2. 8 Paramètres considérés pour la méthode DRASTIC (Ducelles, 2019).

L'indice DRASTIC caractérise la vulnérabilité de l'ensemble d'un aquifère, ce qui permet d'élaborer des mesures de protection, notamment via l'aménagement du territoire ou la modulation des pratiques agricoles. Il est aussi important d'évaluer la vulnérabilité d'un puits d'approvisionnement afin de protéger les usagers de la pollution de l'eau qui alimente les systèmes de distribution (Frind *et al.*, 2006). Les eaux souterraines peu profondes et récentes sont plus vulnérables aux contaminations anthropiques que les eaux profondes et anciennes. Certains composés sont persistants et peuvent atteindre les puits d'approvisionnement installés pour alimenter la population. Selon les caractéristiques (physique, hydraulique, chimique) de l'aquifère et de la zone vadose, les effets du contaminant peuvent être atténués en tenant compte de ses propriétés spécifiques (Frind *et al.*, 2006; Machiwal *et al.*, 2018). Cependant, des sources de contamination anthropique peuvent être situées aux alentours des puits d'approvisionnement, rendant ces derniers plus à risque de subir une contamination. L'important est de connaitre le délai avant que le puits ne soit contaminé par des concentrations excédant les normes de potabilité. La concentration d'un contaminant dépend de la source, de la durée et de la quantité de polluant déversé mais également de sa dilution avec l'eau de l'aquifère (Frind *et al.*, 2006).

Frind *et al.* (2006) ont suggéré d'utiliser des modèles numériques de transport de masse pour définir la vulnérabilité des puits d'approvisionnement face à des sources de contamination anthropique situées à l'intérieur de leurs aires d'alimentation. Leur approche permet de

déterminer le temps d'arrivée et la concentration relative d'un contaminant dont la source se situe à l'intérieur de l'aire d'alimentation d'un puits d'approvisionnement. L'aire d'alimentation d'un puits d'approvisionnement correspond à la surface de l'aquifère dans lequel circulent les eaux souterraines susceptibles d'être captées et prélevées. Si une contamination se produit à proximité ou dans l'aire d'alimentation alors les eaux pompées par ce puits sont susceptibles d'être impactées (RQES, 2020). À l'intérieur de l'aire d'alimentation, des aires de protection sont établies en fonction des écoulements et des temps de transport. Ces aires correspondent notamment au temps de migration dans l'aquifère qui est nécessaire pour réduire le risque qu'une contamination virologique ou bactériologique atteigne le puits d'approvisionnement. Afin d'assurer la protection geuvent être modulées ou même proscrites pour réduire les risques de contamination des eaux prélevées (MELCC, 2019).

2.1.3.2 Application au Québec

Le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) définit les normes à suivre pour le prélèvement des eaux destinées à la consommation humaine et utilisées pour la transformation alimentaire (Québec, 2019). Les puits d'approvisionnement en eau sont divisés en 3 catégories selon le nombre de consommateurs desservis (tableau 1).

Il est primordial de s'assurer de la protection des puits d'approvisionnement pour fournir une eau de qualité aux consommateurs, évitant ainsi les risques de santé publique. Les eaux souterraines sont généralement considérées moins vulnérables que les eaux de surface. En effet, les couches géologiques servent de barrière et de filtre améliorant naturellement la qualité des eaux d'un point de vue microbiologique et vis-à-vis de contaminants d'origine anthropique (p. ex. composés organiques, nitrates). Cependant, des installations de traitement sont nécessaires pour vérifier la présence de contaminations microbiologiques et anthropiques (MELCC, 2018). Au Québec, l'aire d'alimentation est divisée en 4 aires de protection (figure 2.9) :

- Immédiate
- Intermédiaire bactériologique (temps de migration de l'eau souterraine de 200 jours)
- Intermédiaire virologique (temps de migration de l'eau souterraine de 550 jours)
- Eloignée (aire d'alimentation)

La délimitation des aires de protection selon les différentes catégories de prélèvement en eau souterraine est détaillée à l'annexe B.

22

Tableau 2.1 Catégories de prélèvements d'eau à des fins de consommation humaine et de transformation alimentaire. D'après le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC, 2014).

Catégorie	Description	n	
Catégorie 1	Prélèvement d'eau effectué pour desservir le système d'aqueduc d'une municipalité alimentant plus de 500 personnes et au moins une résidence.		
Catégorie 2	Prélèvement o	d'eau effectué pour desservir :	
	a)	le système d'aqueduc d'une municipalité alimentant de 21 à 500 personnes et au moins une résidence;	
	b)	tout autre système d'aqueduc alimentant 21 personnes et plus et au moins une résidence;	
	c)	le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant au moins un ou des établissements d'enseignement, un ou des établissements de détention, un ou des établissements de santé et de services sociaux au sens du Règlement sur la qualité de l'eau potable de 21 personnes et plus.	
Catégorie 3 ¹	Prélèvement o	l'eau effectué pour desservir :	
	a)	le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant exclusivement un ou des établissements utilisés à des fins de transformation alimentaire;	
	b)	le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant exclusivement une ou des entreprises, un ou des établissements touristiques, un ou des établissements touristiques saisonniers au sens du Règlement sur la qualité de l'eau potable;	
	c)	tout autre système alimentant 20 personnes et moins.	

1 Ce ne sont pas tous les prélèvements d'eau de catégorie 3 qui sont assujettis à une autorisation en vertu de l'article 31.75 de la LQE. En vertu des dispositions de cet article et de l'article 5 du RPEP, les prélèvements d'eau alimentant 20 personnes ou moins ou ceux qui satisfont aux critères de l'article 3 du Règlement sur l'application de l'article 32 de la LQE concernant un campement industriel temporaire ne sont pas assujettis à une autorisation. De même, un prélèvement d'eau à des fins de transformation alimentaire dont le volume journalier maximum est inférieur à 75 000 litres n'est pas assujetti à une autorisation.

Au Québec, une méthodologie pour la délimitation des aires de protection des sites de prélèvement est recommandée par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Les puits de catégorie 1 sont les principaux concernés par la méthode DRASTIC reprise dans le RPEP pour évaluer la vulnérabilité intrinsèque à l'intérieur des aires de protection (figure 2.8) (MELCC, 2019). Un autre guide rédigé par le MELCC présente la démarche à suivre pour analyser la vulnérabilité des sources d'approvisionnement en eau (MELCC, 2018). La mise aux normes des aires de protection (figure 2.9) en lien avec les nouvelles exigences du RPEP se déroule en parallèle des travaux du PACES Estrie. Ceci permettra d'apporter un éclairage supplémentaire quant aux besoins de gérer les aires de protection.



Figure 2. 9 Illustration des aires de protection. D'après le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC, 2018).

2.1.3.3 Contribution de la géochimie à l'évaluation de la vulnérabilité

À l'échelle régionale, la géochimie de l'eau souterraine peut être utilisée pour donner des indications de la vulnérabilité d'un aquifère. Cette approche est possible parce que les paramètres hydrochimiques sont étroitement liés aux conditions hydrogéologique et plus particulièrement au confinement (USEPA, 1994). L'analyse des données de datation (gaz nobles, tritium, isotopes) ajoute des informations sur les zones et les mécanismes de recharge ainsi que sur les potentiels impacts anthropiques pouvant l'affecter (Visser *et al.*, 2014). En Suisse, le suivi des paramètres chimiques, bactériologiques et des débits durant diverses conditions hydrologiques a permis de réaliser l'évaluation globale de la vulnérabilité d'un aquifère. Si ce dernier est vulnérable alors une étude hydrogéologique plus poussée est engagée pour mieux caractériser l'organisation des

écoulements et l'hétérogénéité du milieu afin de sélectionner la méthode adéquate pour délimiter les zones de protection (Pochon *et al.*, 2008). Les travaux de Cloutier (2004) dans les basses terres du Saint-Laurent ont été repris par Ross et al. (2004) pour valider l'évaluation de la vulnérabilité d'un aquifère rocheux recouvert par des sédiments du quaternaires (Cloutier, 2004; Ross *et al.*, 2004). Une carte de vulnérabilité a été réalisée à l'aide d'un modèle géologique 3D régional. En la comparant à la carte obtenue avec la méthode DRASTIC, les zones avec une faible profondeur au substrat rocheux se sont avérées les plus vulnérables.

À l'échelle plus locale, des études ont aussi démontré l'utilité de la géochimie pour définir la vulnérabilité des captages d'eau. C'est notamment le cas du programme Groundwater Ambient Monitoring and Assessment (GAMA) en Californie qui vise à améliorer la compréhension et l'identification des risques de la ressource en eau souterraine (Kulongoski & Belitz, 2006). Depuis 2002, les études de ce programme ont utilisé divers outils pour avoir un aperçu global de la qualité des eaux et comprendre les processus de recharge suite à l'échantillonnage de plus de 2 900 puits du réseau public et domestiques (SWRCB, 2019). Ces travaux se basent notamment sur la datation de l'eau souterraine et l'identification de la présence de composés d'origine anthropique dans l'eau des puits d'approvisionnement. Aux Pays-Bas, la géochimie de l'eau a permis de classer la vulnérabilité des puits d'approvisionnement (Mendizabal & Stuyfzand, 2011). L'analyse du système hydrochimique (HCSA) a été appliquée à 206 champs de puits d'approvisionnement public. Les données géochimiques ont été combinées afin d'obtenir des informations sur les masses d'eau souterraine, leur distribution spatiale et leur origine. Ces résultats permettent ainsi de mieux connaitre la qualité des eaux distribuées par ces puits d'approvisionnement public et d'améliorer les programmes de surveillance et les mesures de protection. Cette méthode peut être utilisée à différentes échelles pour la gestion de la ressource en eau souterraine et sert d'outil de communication entre les différents acteurs (Mendizabal & Stuyfzand, 2011).

2.2 Portrait de la région de l'Estrie

2.2.1 Contexte général

Le projet PACES couvre la majeure partie de la région de l'Estrie qui est située dans le sud du Québec, à la frontière avec les Etats-Unis. Ce territoire s'étend sur une superficie de 10 695 km².





Figure 2. 10 Localisation de la zone d'étude du PACES Estrie.

La région d'étude du PACES Estrie s'étend sur deux bassins versants. A l'ouest, le bassin versant de la rivière Saint-François constitue la majorité de la zone d'étude et à l'est se situe la partie amont du bassin versant de la rivière Chaudière. Une partie des bassins versants de la baie Missisquoi et de la rivière Yamaska au sud font également partie de la zone d'étude. Deux organismes de bassin versant (OBV) sont impliqués dans la gouvernance de l'eau de ces deux bassins principaux, soit le COGESAF pour la rivière Saint-François et le COBARIC pour la rivière Chaudière (figure 2.10).

Le territoire comprend cinq municipalités régionales de comté (MRC) (Coaticook, Le Haut-St-François, Le Granit, Memphrémagog, Le Val St-François) et la ville de Sherbrooke (figure 2.11). Une partie des MRC d'Arthabaska, du Beauce-Sartigan, des Appalaches et des Sources sont également comprises dans le projet afin de couvrir toute la partie amont du bassin de la rivière Saint-François. Ainsi, la région d'étude chevauche en partie le territoire couvert par des projets PACES antérieurs en Montérégie Est à l'ouest (Carrier *et al.*, 2013) et en Chaudière-Appalaches au nord-est (Lefebvre *et al.*, 2015).



Figure 2. 11 Municipalités régionales de comté (MRC) de la zone d'étude du PACES Estrie (annexe G.1).

En Estrie, 78.6% du territoire est forestier et plus particulièrement la partie est de la région. Les terres à usage agricole représentent 17.4% de la zone d'étude (figure 2.12). Les secteurs urbains (4%) se situent majoritairement à Sherbrooke et sur l'axe reliant Magog à East Angus (Lefebvre *et al.*, 2019). De nombreux lacs sont présents, dont les plus importants sont le lac Mégantic à l'est, les lacs Aylmer et Saint-François au nord-est puis les lacs Memphrémagog, Massawippi et Magog à l'ouest.



Figure 2. 12 Affectation du territoire en Estrie (annexe G.2).

L'Estrie dénombre 356 096 habitants sur l'ensemble du territoire. La majorité de la population localisée entre Sherbrooke et Magog s'alimente via les eaux de surface des lacs. Cependant, 40% de la population s'approvisionne en eau potable par l'intermédiaire des eaux souterraines via des puits privés (26% de la population) ou par le réseau de distribution des municipalités (14% de la population totale) (Lefebvre *et al.*, 2019).

2.2.2 Contexte géologique et hydrogéologique

La région de l'Estrie se situe au sein de la province géologique des Appalaches. Cette chaine de montagnes s'est formée il y a 450 millions d'années. Les deux grandes failles régionales de la Guadeloupe et de Saint-Joseph ont divisé cette province appalachienne en 3 sous-provinces : la zone de Humber, la zone de Dunnage et la Ceinture de Gaspé (figure 2.13).



Figure 2. 13 Géologie du roc de la zone d'étude du PACES Estrie (annexe G.3).

Le substratum rocheux est principalement composé de roches sédimentaires (grès, calcaire, schistes) et est recouvert par des dépôts glaciaires. On retrouve également des roches volcaniques (basalte) plissées et déformées (figure 2.13). A proximité de la ville de La Patrie, le Mont Mégantic (en brun sur la figure 2.13) est la dernière colline Montérégienne localisée au Québec. Au Crétacé, lors du déplacement vers l'ouest de la plaque nord-américaine, un point chaud aurait généré des intrusions magmatiques sur 250 km en 14 millions d'années. Ce chainon de collines va de l'ouest de Montréal jusqu'à la limite des Etats-Unis (figure 2.14).



Figure 2. 14 Localisation des collines Montérégiennes. D'après Pierre Bédard 2001-2007 : les collines montérégiennes en 3D.

Les travaux de Caron (2013) et des PACES réalisés précédemment (Montérégie Est complété en 2013 et Nicolet-Bas-Saint-François complété en 2015) ont permis de cartographier les formations superficielles du Quaternaire dans la région d'étude (figure 2.15).



Figure 2. 15 Géologie du quaternaire de la zone d'étude du PACES Estrie (annexe G.4).

Les périodes de glaciation-déglaciation ont déposé de nombreux sédiments au niveau des vallées. On retrouve des sédiments glaciolacustres, des sédiments alluviaux et des tills mis en place lors d'épisodes glaciaires. La séquence stratigraphique comprend, du plus ancien au plus récent, trois unités glaciaires, soient le Till de Johnville, le Till de Chaudière et le Till de Lennoxville (figure 2.16). Plusieurs unités présentes en-dessous ou entre les tills possèdent un potentiel aquifère granulaire permettant des débits importants, d'où leur exploitation par plusieurs puits municipaux. L'épaisseur des sédiments quaternaires dépasse les 40 m par endroit (Caron, 2013).





2.2.3 Présence d'arsenic dans les eaux souterraines

L'arsenic est une problématique d'intérêt régional qui fait l'objet de travaux spécifiques dans le cadre du projet PACES Estrie. Les données historiques ont été étudiées dans le cadre d'un mémoire de fin d'études en Master Sciences de l'eau (Colléau, 2019 : annexe C). Ces travaux ont utilisé les données issues du Système d'information hydrogéologique (SIH), la banque de données géochimiques du Québec (BADGEQ) et des réseaux d'aqueduc faisant l'objet d'analyses selon l'article 14 du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) (RQEP, 2020).

La compilation des données géochimiques historiques montre que certaines municipalités sont plus affectées que d'autres par la présence d'arsenic dans leurs eaux souterraines. Les secteurs de Windsor dans le Val-Saint-François, de Dudswell vers Sawyerville dans le Haut-Saint-François et de Lac-Mégantic vers Saint-Ludger dans la MRC du Granit sont les plus touchés (figure 2.17). Les municipalités de Coaticook, La Patrie et Disraeli sont également impactées par des teneurs élevées en arsenic.



Figure 2. 17 Localisation des secteurs touchés par la présence d'arsenic dans l'eau souterraine d'après les données historiques (Limite de Détection (LDR) = 0.0003 mg/L et Concentration Maximale Acceptable (CMA) = 0.010 mg/L) (annexe G.5).

Ces travaux ont montré que de fortes concentrations en arsenic pouvaient se retrouver dans certaines unités géologiques, notamment celles contenant de lapyrite, mais aussi dans les tills glaciaires qui ont érodé ces unités géologiques (Colléau, 2019). Certains secteurs montrent un lien entre des lithologies avec de fortes concentrations en arsenic et des concentrations élevées dans les eaux souterraines, notamment, autour de l'intrusif montérégien du Mont Mégantic. Toutefois, les concentrations élevées dans l'eau souterraine se concentrent plutôt dans les vallées qui représentent les zones d'émergence de l'écoulement régional de l'eau souterraine. Il semble ainsi que l'hydrogéologie régionale exerce un certain contrôle sur la présence de fortes concentrations.

2.3 Collecte des données

2.3.1 Campagne d'échantillonnage

La zone d'étude a été quadrillée par un maillage de 7 km par 7 km pour faciliter la sélection des puits privés à échantillonner. Dans chaque maille, un puits a été échantillonné pour définir le portrait géochimique des eaux souterraines à l'échelle régionale. Afin de comprendre les flux entre les zones de recharge et les zones de résurgences, des coupes géochimiques ont été tracées sur des zones étendues en répertoriant le plus de puits avec des analyses complètes (géochimie et datation) (figure 2.18). La campagne d'échantillonnage du PACES Estrie s'est déroulée durant l'été 2019. Au total, 151 puits résidentiels (privés) et 14 puits du réseau de suivi (RSESQ) ont été échantillonnés durant les mois de juillet à août. En septembre, l'eau souterraine de 15 puits municipaux a été également prélevée.

Les puits privés répertoriés dans le système d'information hydrogéologique (SIH)¹ ont été privilégiés pour l'accessibilité aux informations (année de construction, profondeur au roc, tubage, etc). Sur les 180 puits échantillonnés, 90.5% sont ouverts au roc tandis que 9.5% pompent directement dans l'aquifère granulaire.

¹ Lien vers les bases de données : <u>https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/eau-souterraines-sih-index</u>



Figure 2. 18 Carte d'échantillonnage du PACES Estrie (annexe G.6).

Le protocole d'échantillonnage (annexe D) mis en place pour les PACES a été suivi durant cette campagne. Il s'agit du protocole officiel de prélèvement d'échantillon d'eau souterraine utilisé dans le cadre des PACES. Avant chaque prélèvement, le puits a été purgé afin d'obtenir un échantillon représentatif d'une eau en circulation dans l'aquifère. L'échantillonnage des puits du réseau de suivi a été réalisé à l'aide d'une pompe Rediflo2 placée dans le tubage en acier en haut du puits, permettant une purge et un réapprovisionnement de la colonne d'eau.

Lors de l'échantillonnage, les paramètres physico-chimiques de l'eau au robinet ou à la sortie de la pompe ont été mesurés à l'aide de sonde multiparamètres Hanna HI 9829. Celle-ci est dotée d'électrodes mesurant le pH, le potentiel d'oxydo-réduction (ORP), l'oxygène dissous, la conductivité, les matières dissoutes totales (MDT), la salinité et la température. Ces paramètres ont été mesurés tout au long de la purge et une fois stabilisés l'équipe a procédé à l'échantillonnage (figure 2.19). Seule l'alcalinité totale en CaCO₃ à pH 4.5 a été mesurée par le laboratoire d'analyse Bureau Veritas.



Figure 2. 19 Exemples d'échantillonnage, de gauche à droite : un puits privé, un puits du RSEQ, un puits municipal.

Puisque la région de l'Estrie présente une problématique en arsenic dans l'eau souterraine, l'échantillonnage a été fait pour permettre la spéciation de l'arsenic. Le protocole mis en place par Watts *et al.* (2010) et repris par Bondu (2017) a été utilisé lors de cette campagne afin de prélever des échantillons spécifiques pour la spéciation de l'As. L'eau prélevée passe dans un filtre de 0,45 µm puis dans une série de cartouches de rétention permettant de séparer les types d'As (figure 2.20). Les secteurs les plus à risque ont déjà été localisés lors de travaux précédents (section 2.2.3). Afin d'acquérir plus de données dans ces zones, le nombre de puits prélevés dans les mailles concernées a été doublé durant cette campagne de terrain.



Figure 2. 20 Echantillonnage de l'eau souterraine pour la spéciation de l'arsenic.

L'ajout des données d'anciens PACES a permis de recouvrir toute la zone d'étude du PACES Estrie en évitant de refaire des analyses dans ces secteurs (figure 2.21). Ainsi, 23 analyses proviennent du PACES Montérégie Est (en rouge), 10 analyses du PACES Chaudière-Appalaches (en orange) et 6 analyses du PACES Nicolet-Saint-François (en jaune). Lors de ces projets, des analyses isotopiques ont également été réalisées. Au total, 10 analyses de δ^{18} O et δ^{2} H, de ³H et de ¹⁴C ont été récupérées et intégrées au PACES Estrie.



Figure 2. 21 Données utilisées dans le cadre du PACES Estrie (annexe G.7).

2.3.2 Analyses

Les analyses effectuées sur les échantillons ont permis de définir la composition géochimique des eaux souterraines sur toute la région de l'Estrie. Le tableau 2.2 répertorie les analyses réalisées par les différents laboratoires.

Pa	Nombre d'analyses (+ duplicata)	Laboratoire		
Alcalinité totale	Alcalinité totale en CaCO ₃ à pH 4.5			
Anions	Br ⁻ - Cl ⁻ - N-NO ₃ ⁻ et N-NO ₂ ⁻ - SO ₄ ²⁻		Bureau Veritas	
Azote ammoniacal	N-NH₃⁺			
Fluorures	F ⁻			
Métaux dissous	Al - Sb - Ag - As - Ba - Be - Bi - B - Cd - Ca - Cr - Co - Cu - Sn - Fe - Li - Mg - Mn - Mo - Ni - Pb - K - Se - Si - Sr - Na - U - Ti - V - Zn	180 (+18)		
Phosphore total inorganique	P inorganique			
Sulfures totaux	S ²⁻			
Spéciation As	As total - DMA - MA - As ³⁺ - As ⁵⁺	88 (+11)		
Carbone dissous	CID - COD	190 (119)	INRS	
Azote dissous	N total	100 (+10)		
	Tritium (³ H)	60 (+3)	U. Ottawa	
	Radiocarbone (¹⁴ C et δ^{13} C)	60 (12)	U. Waterloo	
Datation	Isotopes stables ($\delta^{18}O$ et $\delta^{2}H$)	60 (+3)		
	CFCs et SF6		CONDATE EAU (OSUR - Rennes)	
	Gaz dissous (He - Ne - H ₂ - Ar - O ₂ - N ₂ - CH ₄ - CO ₂ - N ₂ O - H ₂ S)	27 (+3)		

 Tableau 2. 2
 Paramètres chimiques analysés par les différents laboratoires.

Dans le but de faire la datation par la méthode tritium-hélium, des analyses d'hélium et de néon étaient également prévues par l'Université d'Ottawa mais des problèmes analytiques sont survenus en laboratoire. Les résultats sont inexploitables dans la présente étude.

2.3.2.1 Bureau Veritas

Le réseau de laboratoires d'analyses Bureau Veritas² offre des services dans les domaines de l'environnement, de l'énergie, de l'alimentation et de l'ADN pour tout type d'échantillons (eaux, sédiments, sols, aliments, etc.). Bureau Veritas est certifié ISO/IEC 17025 et accrédité par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) pour

² Lien du laboratoire : <u>www.bvlabs.com</u>

réaliser les analyses chimiques (tableau 2.3). Les recommandations du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) sur les méthodes analytiques, sur les délais de conservation et sur les modes de préservation sont respectées par Bureau Veritas.

Analyses	Méthode	Description	
Alcalinité totale	MA.315-Alc-Aci 1.0	Méthode titrimétrique automatisée. Une proportion de l'échantillon est titrée avec de l'acide sulfurique jusqu'à un pH de 4.5.	
Anions	MA.300–lons 1.3	Méthode par chromatographie ionique.	
Fluorures	4500-F ⁻ C	Méthode par électrode sélective.	
Métaux dissous	MA.200-Mét. 1.2	Eau filtrée sur une membrane de 0,45 µm puis acidifiée à l'acide nitrique (pH < 2) sur le terrain. Méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon (ICP-MS).	
Azote ammoniacal	MA.300-N 2.0	Eau acidifiée à l'acide sulfurique (pH < 2) sur le terrain. Méthode colorimétrique automatisée avec le salicylate de sodium.	
Phosphore inorganique	MA.300-P.Ino2.0	Eau acidifiée à l'acide sulfurique (pH < 2) sur le terrain. Méthode colorimétrique automatisée avec le molybdate d'ammonium.	
Sulfures	MA. 300 – S 1.2	Eau conservée avec de l'acétate de zinc 2N et NaOH (pł > 9). Méthode colorimétrique avec le chlorure ferrique et l'oxalate de N,N-diméthyle-p-phénylènediamine.	

Tableau 2. 3	Méthodes d'analyse du laboratoire Burea	u Veritas utilisées pour les échantillons de l'Estrie.

2.3.2.2 INRS

Le Centre Eau Terre Environnement (ETE) de l'INRS possède un laboratoire d'analyse³ permettant d'analyser des métaux et des composés organiques présents dans différents milieux. Les techniques d'investigation sont nombreuses : colorimétrie, fluorométrie, radioisotopie et chromatographie. Ce laboratoire a effectué des analyses de carbone inorganique dissous (CID), de carbone organique dissous (COD), d'azote total (NT) et des différentes espèces (As³⁺, As⁵⁺, DMA, MA) issues de la spéciation de l'arsenic dans les échantillons d'eau.

Les échantillons dédiés aux analyses de CID, COD, et NT ont été filtrés (0.45 µm) sur le terrain. Ces analyses sont réalisées à l'aide d'un analyseur de marque Shimadzu. La méthode d'oxydation par combustion à haute température permet de mesurer les teneurs en CID et COD. L'échantillon est volatilisé par acidification (pH 2-3). Après barbotage, il est injecté dans un tube chauffé à 720 °C rempli de catalyseur d'oxydation. Les produits de cette réaction sont déshydratés puis transportés vers un épurateur halogène. Ensuite, ils sont placés dans une colonne d'absorption couplée à un analyseur infrarouge non dispersif. Cet appareil est également doté d'un module d'analyse de l'azote en utilisant l'oxydation par combustion et la détection chimioluminescence. L'échantillon introduit dans un tube de combustion riche en oxygène avec un catalyseur au platine est porté à une température de 720 °C. L'azote est converti en monoxyde d'azote (NO) puis en NO₂ s'il est davantage oxydé. Les deux analyses se déroulent simultanément. Un logiciel permet de mesurer les pics reflétant la concentration en carbone et azote des échantillons.

Concernant les analyses de spéciation de l'arsenic, le laboratoire a suivi le protocole établi par Watts et al. (2010). Des cartouches placées en série au moment du prélèvement permettent de retenir les différentes formes d'arsenic. La cartouche d'échange de cations forts à base de résine (SCX) a été préconditionnée au préalable avec 15 mL de méthanol à 50% puis 15 mL d'acide phosphorique 1M et 5 mL d'eau déionisée. Le préconditionnement de la cartouche SAX pour l'échange d'anions forts s'effectue avec 15 mL de méthanol à 50% et 5 mL d'eau déionisée. Un filtre de 0,45 µm placé en amont des cartouches permet d'éliminer l'arsenic particulaire. Environ 20 à 30 mL d'eau passe au travers de ces cartouches.

³ Lien du laboratoire : <u>www.ete.inrs.ca/ete/recherche/services-techniques/laboratoires-services-communs</u>



Figure 2. 22 Schéma de la collecte et séparation des différentes espèces d'arsenic dans l'eau (Watts *et al.*, 2010).

La première cartouche SCX retient l'acide diméthylarsinique (DMA), la seconde SAX retient l'acide monométhylarsonique (MA) et l'arséniate (As⁵⁺), ainsi l'eau collectée dans le flacon ne contient plus que de l'arsénite (As³⁺) (schéma de gauche sur la figure 2.22). Les différentes espèces d'arsenic sont récupérées par élution (schéma de droite sur la figure 2.22). Après élution, les différentes fractions sont diluées puis mesurées par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS). Ces analyses ont permis de déterminer les proportions des différentes formes d'arsenic mais pas d'obtenir une concentration totale en arsenic parce que le volume précis d'eau souterraine qui a été passé à travers les cartouches n'a pas été consigné sur le terrain. La concentration totale en arsenic est toutefois disponible à partir des analyses réalisées par Maxxam.

2.3.2.3 Plateforme Condate Eau

La Plateforme CONDATE EAU⁴ intégrée dans l'Observatoire de Sciences de l'Univers de Rennes (OSUR - Université de Rennes 1) a été créée en 2011 à partir de l'expertise développée par ses membres depuis une quinzaine d'années. Spécialisée dans l'analyse des gaz dissous pour les

⁴ Lien du laboratoire : <u>www.condate-eau.univ-rennes1.fr</u>

études hydrogéologiques, des méthodes ont été développées afin d'analyser les composés suivants :

- Les chlorofluorocarbones (CFCs) et l'hexafluorure de soufre (SF₆) à l'aide de chromatographes à phase gazeuse équipés d'un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD).
- Les gaz dissous (He, Ne, H₂, Ar, O₂, N₂, CH₄, CO₂, N₂O, H₂S) à l'aide un système de chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur de conductivité thermique (micro GC-TCD);





Figure 2. 23 A gauche : installation pour l'analyse des gaz dissous – à droite : chromatographe à phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD).

Les CFCs et le SF₆

La méthode du « *Purge and Trap* » est utilisée afin de préconcentrer les composés présents en picomoles par litre (Busenberg & Plummer, 1992). Il s'agit d'une préconcentration où les gaz sont extraits par bullage d'azote (gaz inerte) et piégés sur un support adapté à froid (-90 °C). Ensuite, le piège est transvasé dans une eau bouillante pour effectuer une désorption des gaz qui sont ainsi injectés dans le chromatographe à phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD) (figure 2.23). Avant de commencer toute analyse, des calibrations par un

standard sont nécessaires (air du Groenland calibré par la NOAA). Un blanc du système est également réalisé avant chaque série d'analyse. L'eau est prélevée à l'aide d'une pompe et les ampoules de prélèvement en acier inoxydable sont placées de sorte qu'il n'y ait aucun échange avec l'atmosphère. Les grosses ampoules d'échantillonnage remplies sur le terrain permettent de mesurer le CFC12 et le SF₆ tandis que les petites ampoules permettent de mesurer les CFC12, CFC11 et CFC113 et le CCl₄. En effet, pour détecter le SF₆ présent en plus faible concentration, un plus gros volume est nécessaire pour augmenter la sensibilité. Une fois que les gaz des eaux ont été extraits par piégeage puis envoyés dans le GC-ECD pour désorption, un logiciel permet d'intégrer l'aire des pics de concentration des CFCs et du SF₆. Ces aires sont enregistrées dans un fichier Excel où les données de SF₆ sont corrigées de l'excès d'air à partir des concentrations en Ne (section 2.4.2.2) et où sont effectués les conversions de concentration vers les fractions molaires en accord avec les équations de la section 2.1.2.2.

Cette dernière étape nécessite une connaissance des conditions de recharge de l'eau, c'est-àdire la température et la pression (altitude) à laquelle l'équilibre s'est fait avec la concentration dans l'air au niveau du toit de la nappe. L'altitude de recharge a été estimée par le MNT et les températures ont été estimées par le rapport Ne/Ar mesuré à l'altitude identifiée.

Les gaz dissous

La Plateforme CONDATE EAU est équipée de 2 systèmes de chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur de conductivité thermique (micro GC-TCD). Ils permettent d'analyser les gaz dissous afin d'estimer la température de recharge nécessaire pour déterminer la concentration atmosphérique équivalente en CFCs et de corriger l'excès d'air pour le SF₆ (figure 2.23). Un des GC utilise l'hélium (He) comme gaz vecteur et l'autre le gaz argon (Ar). Lorsqu'on injecte de l'He on peut mesurer l'Ar et inversement, injecter de l'Ar permet de mesurer l'He. L'analyse de ces gaz permet notamment d'estimer l'excès d'air à partir des concentrations en Ne (considérées comme stables à l'échelle de la période d'étude) et la température de recharge à partir du rapport de concentration Ne/Ar (la solubilité de l'argon est très sensible à la température). Lors de l'échantillonnage, il est nécessaire de noter les valeurs de conductivité qui sont nécessaires pour les calculs. Ainsi, ces paramètres doivent être mesurés sur le terrain et reportés dans ce même fichier.

2.3.2.4 Université d'Ottawa

Le laboratoire *André E. Lalonde Accelerator Mass Spectrometry* (AEL AMS Laboratory)⁵ d'Ottawa analyse les radio-isotopes environnementaux, notamment le tritium (³H) et les gaz nobles.

Le ³H peut être estimé en mesurant son activité par radiométrie. Un compteur à scintillation liquide Quantulus compte les évènements de décroissance radioactive du noyau père (³H). En parallèle, les atomes de nucléide fils ³He apparus lors de la croissance radiogénique sont également comptés. Ainsi, cette méthode nécessite un certain temps d'analyse. Les échantillons d'eau sont généralement enrichis électrolytiquement pour abaisser la limite de détection (< 1 TU). Le laboratoire possède également une autre méthode permettant de mesurer la concentration en ³H par spectrométrie de masse (AMS).

Le laboratoire d'analyse des gaz nobles équipé avec 2 spectromètres de masse à gaz nobles Thermo Fisher Scientific est situé dans le complexe de recherche avancée (*Advanced Research Complex*, ARC). Le spectromètre de masse Helix Split Flight Tube mesure simultanément les teneurs en hélium-3 et l'hélium-4 (³He/⁴He). Le ³He sensible à l'excès d'air est corrigé par l'excès de Ne. Des analyses de gaz nobles étaient prévues pour déterminer l'âge de l'eau par la méthode tritium-hélium mais des problèmes analytiques n'ont pas permis d'obtenir des résultats.

2.3.2.5 Université de Waterloo

Le laboratoire d'isotopes environnementaux (*Environmental Isotopes Laboratory*) du département des sciences de la Terre et de l'Environnement de l'Université de Waterloo (UW-EIL)⁶ a réalisé les analyses isotopiques du carbone (¹⁴C et δ^{13} C) et des isotopes stables de la molécule d'eau (δ^{18} O et δ^{2} H).

La mesure du radiocarbone nécessite la conversion de l'échantillon en CO_2 . Des tubes en verre Pyrex de 6 mm de diamètre sont préparés et envoyés à un laboratoire doté d'un appareil de spectrométrie de masse à accélération (AMS). Ainsi, le CO_2 est réduit en précipité puis mesuré avec un accélérateur Pelletron Electrostatics Corporation 1.5SDH-1 de précision 0,3%. Pour appliquer des corrections à l'aide du $\delta^{13}C$, un sous-échantillon a été pris au préalable. L'analyse du carbone inorganique dissous (CID) est réalisée afin de mesurer la teneur en carbonate. Un échantillon de 0,2 mg est prélevé à travers le septum du flacon puis injecté dans un flacon Labco Exetainer contenant 12 mL d'hélium. De l'acide phosphorique (H₃PO₄) (9 gouttes) à 85% est

⁵ Lien du laboratoire : <u>www.ams.uottawa.ca</u>

⁶ Lien du laboratoire : <u>www.uwaterloo.ca/environmental-isotope-laboratory</u>

introduit pour convertir le CID en dioxyde de carbone (CO₂). Le flacon est ensuite disposé dans un échantillonneur automatique Gilson 222XL incorporé dans un spectromètre de masse MicroGasIsoPrime.

L'analyse des isotopes de l'eau s'effectue avec un instrument Los Gatos Research (LGR), Liquid Water Isotope Analyser (LWIA) modèle T-LIA-45-EP. Les précisions sont de l'ordre de \pm 0,3 ‰ pour δ^2 H et \pm 0,1 ‰ pour δ^{18} O. La machine est calibrée à l'aide de standards internationaux : *Vienna Standard Mean Ocean Water* (VSMOW) et *Vienna Standard Light Antarctic Precipitation* (VSLAP).

2.4 Traitement des données

2.4.1 Données de géochimie de l'eau

Les résultats analytiques des 180 puits échantillonnés en Estrie ont été regroupés dans un fichier Excel. Les échantillons sont placés par lignes et les différents paramètres par colonnes. Les analyses effectuées lors des anciens PACES ont également été compilées dans un autre onglet de ce fichier. Tous ces résultats ont été assemblés dans le même onglet pour traiter ces données dans le cadre de ce projet. L'annexe F contient le fichier Excel regroupant les données géochimiques ainsi que leur interprétation. Le rapport final du PACES Estrie va inclure tous les certificats d'analyses et tous les fichiers de résultats reçus des différents laboratoires.

2.4.1.1 Évaluation de l'électroneutralité et de la qualité des analyses

Durant la campagne d'échantillonnage, des duplicatas et des blancs de terrain et de transport ont été prélevés et analysés par les laboratoires afin de s'assurer de la fiabilité des résultats analytiques. Sur la totalité des échantillons, au moins 10% ont été prélevés et analysés en duplicata pour obtenir une interprétation scientifique valable des résultats. Lors du transport ou du prélèvement sur le terrain, une contamination des échantillons est possible. L'analyse d'eau purifiée contenue dans les blancs de transport et de terrain permet de contrôler une éventuelle contamination. Le blanc de transport permet notamment de vérifier si des composés volatils émis par le véhicule ont pu contaminer les échantillons. Pour le blanc de terrain, le contenu des bouteilles est transvasé dans d'autres bouteilles sur le lieu d'échantillonnage pour vérifier si des composés dans l'environnement de prélèvement risquent de contaminer l'échantillon.

Lors de la compilation des analyses, des ajustements et calculs sont nécessaires pour le traitement des données. Les laboratoires d'analyse indiquent la mention « LD » lorsque le résultat est inférieur à la limite de détection selon la méthode analytique. Afin de ne pas avoir de valeurs nulles, la limite de détection a été divisée par 2 pour chacun des paramètres et attribuée aux échantillons concernés. Les limites de détection des échantillons analysés après la campagne de terrain durant l'été 2019 ont été appliquées aux échantillons des anciens projets pour homogénéiser les données. Le tableau 2.4 répertorie les paramètres analysés pour lesquels les limites de détection selon les projets. Ainsi pour ces paramètres (Al, As, Ba, Be, B, Ca, Fe, Li, Ti, Zn, F, P inorganique et SO₄) les LD du projet Estrie ont été attribuées.

Paramètres analysés (mg/L)	Estrie	Montérégie- Est	Chaudière- Appalaches	Nicolet-Saint- François
Aluminium (Al)	0.01	0.001	0.01	0.01
Arsenic (As)	0.0003	0.001	0.001	0.001
Baryum (Ba)	0.002	0.002	0.002	0.01
Béryllium (Be)	0.0004	0.0005	0.0005	0.0005
Bore (B)	0.02	0.005	0.02	0.01
Calcium (Ca)	0.3	0.05	0.3	0.1
Fer (Fe)	0.06	0.03	0.1	0.1
Lithium (Li)	0.003	0.01	0.01	0.01
Titane (Ti)	0.01	0.001	0.01	0.001
Zinc (Zn)	0.005	0.001	0.005	0.001
Fluorure (F)	0.01	0.1	0.1	0.1
Phosphore inorganique	0.03	0.03	0.02	0.01
Sulfates (SO ₄)	0.3	0.1	0.5	0.1

 Tableau 2.4
 Paramètres analysés ayant des limites de détection différentes selon les projets.

Des paramètres non mesurés mais intéressants pour l'interprétation des données ont été calculés : le potentiel d'oxydoréduction (Eh), le potentiel électronique (pe), les matières dissoutes totales (MDT), la dureté, les teneurs en ions carbonates ($CO_3^{2^-}$), bicarbonates (HCO_3^{-}) et acide carbonique (H_2CO_3), le carbone inorganique dissous (CID), la pression partielle de gaz carbonique (pCO_2) et le bilan ionique.

 L'équation de Nernst (équation 2.7) permet de calculer le potentiel d'oxydoréduction (Eh) à partir de la mesure sur le terrain (ORP) et de la température de l'eau en tenant compte du type d'électrode (Wolkersdorfer, 2008 et 2020). La sonde multiparamètres Hanna HI 9829 utilisée sur le terrain avait une électrode en Ag/AgCl avec une solution de KCl à une concentration de 3.5M. Le potentiel de l'électron (pe) est proportionnel à l'Eh (équation 2.8). Les données d'Eh et de pe des anciens PACES ont été récupérées directement étant donné que les calculs avaient déjà été effectués lors de ces projets.

○
$$Eh(mV) = ORP(mV) - 0.198 * (T(°C) - 25) + \sqrt{(50301 - 297 * T(°C))}$$
 2.7

$$\circ pe = \frac{Eh(mV)}{1000} * 16.9$$
 2.8

 La quantité de matières dissoutes totales (MDT) est calculée en utilisant la somme des ions majeurs (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻), SiO₂ et l'alcalinité en CaCO₃ pour HCO₃⁻ (mg/L).

$$\circ SiO_2(mg/L) = \frac{Si(mg/L) * 60.085}{28.085}$$
2.9

$$\circ MDT (mg/L) = \Sigma ions + \frac{Alcalinité CaCO_3 (mg/L) * 61.071}{50.04}$$
2.10

 La dureté est obtenue en utilisant les teneurs en calcium (Ca²⁺) et magnésium (Mg²⁺), exprimée en mg/L de CaCO₃:

• **Duret**é
$$(mg/L) = [Ca^{2+}](mg/L) + [Mg^{2+}](mg/L) * 50.04$$
 2.11

Les teneurs en ions carbonates (CO₃²⁻), bicarbonates (HCO₃⁻) et en acide carbonique (H₂CO₃) puis le carbone inorganique dissous (CID), la pression partielle de gaz carbonique (pCO₂) sont obtenus à partir de l'alcalinité totale exprimée en CaCO₃ à pH 4.5

mesurée en laboratoire. Le CID obtenu suite aux analyses effectuées à l'INRS a été utilisé, sauf pour les échantillons de PACES antérieurs pour lesquelles le CID n'avait pas été analysé.

$$\circ [CO_3^{2-}](mol/L) = \frac{10^{LogK2} * 0.5 \cdot 10^{-3} * [CaCO_3](mg/L)}{10^{LogK2} + 0.5 \cdot 10^{-pH}}$$
2.12

$$puis \left[CO_3^{2-} \right] (mg/L) = \left[CO_3^{2-} \right] (mol/L) * 60 * 1000$$

$$\circ [HCO_3^{-}] (mol/L) = \frac{0.5 \cdot 10^{-3} * [CaCO_3] (mg/L) * 10^{-pH}}{10^{LogK2} + 0.5 \cdot 10^{-pH}}$$
2.13

$$puis [HCO_3^{-}] (mg/L) = [HCO_3^{-}] (mol/L) x 61 x 1000$$

$$\circ [H_2CO_3](mol/L) = \frac{0.5 \cdot 10^{-3} * [CaCO_3](mg/L) * 10^{-2*pH}}{10^{LogK1 + LogK2} + 0.5 \cdot 10^{LogK1} * 10^{-pH}}$$
2.14

puis
$$[H_2CO_3] (mg/L) = [H_2CO_3](mol/L) * 62 * 1000$$

•
$$CID(mg/L) = [CO_3^{2}](mg/L) + [HCO_3^{-}](mg/L) + [H_2CO_3](mg/L) * 12 * 1000$$
 2.15

$$\circ \ pCO_2 \ (atm) = \frac{[H_2CO_3](mol/L)}{10^{LogK(CO2)}}$$
2.16

avec
$$LogK(CO_2) = 9.10^{-5} * T(^{\circ}C) * (T(^{\circ}C) - 0.0167 * (T(^{\circ}C) - 1.1))$$

 Le bilan ionique rend compte de l'électroneutralité des échantillons analysés. Ainsi, dans toute eau naturelle la somme des cations doit être égale à la somme des anions. Le bilan ionique en % permet de mesurer l'écart à cet équilibre. Au préalable il est nécessaire de convertir les mg/L en meq/L en prenant en compte la valence et la masse de l'ion.

$$\circ meq/L = \frac{((mg/L) * valence)}{masse de l'ion}$$
 2.17

• **Bilan ionique** (%) =
$$\frac{\Sigma \text{ cations} - \Sigma \text{ anions}}{\Sigma \text{ cations} + \Sigma \text{ anions}} * 100$$
 2.18

Dans le cadre du PACES Estrie, la valeur acceptable du bilan ionique a été fixée à 15% afin de garder tous les échantillons utilisés dans ce projet. En effet, pour seulement 4 échantillons le bilan ionique excède les 10% mais ne dépasse pas les 15%. Par ailleurs, l'alcalinité n'a pas été mesurée directement sur le terrain mais au laboratoire plusieurs jours après le prélèvement. Ce paramètre peut varier avec le temps et selon un contact avec l'atmosphère.

Pour chaque échantillon, le pourcentage de chacun des ions majeurs a été calculé afin de déterminer les cations et anions dominants et secondaires. Ainsi, un « type d'eau » basé sur ces ions dominants a été attribué à chacun des échantillons.

Le tableau en annexe E1 présente le nom de tous les onglets du fichier Excel et décrit leurs contenus et rôles respectifs.

2.4.1.2 Statistiques descriptives sur les paramètres géochimiques

Des statiques ont été produites pour l'ensemble des paramètres géochimiques. Le nombre de données ; le minimum et maximum ; les 1^{er}, 2^e (médiane) et 3^e quartiles ; le nombre et le pourcentage de détection ont été calculés et répertoriés pour chacun des paramètres.

2.4.1.3 Indices de saturation

Les minéraux entrent en interaction avec l'eau souterraine. L'indice de saturation (IS) indique si un minéral a tendance à se dissoudre ou à précipiter selon les conditions géochimiques. Dans le cas de la précipitation d'un minéral, la solution est dite sursaturée et l'indice de saturation est positif. A l'inverse, dans le cas de la dissolution d'un minéral, la solution est dite sous-saturée et son IS est négatif. Il est possible que la solution soit à l'équilibre avec le minéral, dans ce cas l'IS est égal ou proche de 0 (IS = 0 ou -0.5 < IS < 0.5). Cet indice est calculé à l'aide de PHREEQC dans le logiciel de géochimie DIAGRAMMES⁷.

2.4.1.4 Analyses statistiques multivariées

Les échantillons du PACES Estrie et des anciens PACES (Montérégie-Est, Chaudière-Appalaches, Nicolet-Saint-François) ont été soumis à une analyse statistique multivariée (annexe E.2). Une classification ascendante hiérarchique (CAH) (*clustering*) et une analyse en composante principale (ACP) ont été réalisées afin d'établir les similitudes et les relations entre les échantillons. Ces analyses statistiques permettent de considérer plusieurs variables en même temps et de créer des groupes d'eau présentant des ressemblances. Les données traitées sont organisées en lignes (échantillons) et en colonnes (paramètres mesurés).

Le traitement statistique a été effectué avec le logiciel TIBCO Statistica 13.3 ®⁸ et s'est déroulé en plusieurs étapes :

- Sélection et préparation des données ;
- Classification ascendante hiérarchique (CAH) ;
- Analyse en composantes principales (ACP) ;
- Statistiques descriptives.

Ces étapes sont les mêmes que celles définies initialement par Cloutier *et al.* (2008) puis appliquées par la suite par Blanchette *et al.* (2010) puis Beaudry *et al.* (2018).

⁷ Lien vers le site : <u>http://www.lha.univ-avignon.fr/LHA-Logiciels.htm</u> - Roland SIMLER Laboratoire d'Hydrogéochimie d'Avignon - Diagrammes Version 6.61

⁸ Lien vers le site : <u>https://docs.tibco.com/products/tibco-statistica-13-3-0</u> – Version utilisée : Tibco Statistica 13.3 -Basic Academic Bundle 32/64-bit (pour l'enseignement).

Sélection et préparation des données

Les paramètres ont été sélectionnés selon les critères suivants :

- Paramètres impliqués dans de nombreux processus géochimiques ;
- Bilan ionique fixé à 15% ;
- Paramètre rejeté lorsque plus de 15% des échantillons analysés sont sous la limite de détection (LD);
- Grande distribution des concentrations pour chaque paramètre.

Ainsi, 19 paramètres géochimiques ont été sélectionnés : pH, Eh, MDT estimée, pCO₂, HCO₃, Ca, Cl, Mg, K, Na, NO₃, SO₄, As, Mn, Si, Fe, F, Sr, Ba. Cette sélection s'est basée sur les eaux prélevées lors de la campagne d'échantillonnage du PACES Estrie en été 2019. Ces 180 analyses représentent 82,2 % échantillons utilisés dans cette étude auxquels s'ajoutent les échantillons de Montérégie-Est (10,2%), de Chaudière Appalaches (4.6%) et du Nicolet-Saint-François (2.7%).

Les données géochimiques ne suivant pas une distribution normale ont subi une transformation à l'aide de l'outil « Boxcox » du logiciel Statistica. Cette transformation est similaire à une transformation logarithmique mais elle est plus générale et assure que les données transformées suivent parfaitement une loi normale. Par la suite, les données ont été standardisées pour s'assurer que le même poids soit attribué à chacun des paramètres. Les données ont été centrées et réduites à l'aide de la formule suivante :

$$S = (X - \mu) / \sigma$$
 2.19

Avec, S : la valeur standardisée ; X : la valeur originale ; μ : la moyenne et σ : l'écart-type.

Classification ascendante hiérarchique (CAH)

La classification consiste à regrouper des échantillons qui ont des caractéristiques communes. Dans cette étude, la classification ascendante hiérarchique (CAH), aussi appelée *clustering*, a permis de placer les échantillons présentant des traits de caractère communs dans les mêmes groupes (Davis, 1986). La classification est présentée sous forme de dendrogramme mettant en évidence les liens hiérarchiques entre les échantillons et les groupes d'eau. L'outil statistique « Techniques Exploratoires Multivariées / Classifications » sous TIBCO Statistica 13.3 ® a permis la réalisation de de cette analyse hiérarchique regroupée. Les distances de type euclidienne et la méthode de Ward ont été sélectionnées lors de cette analyse. L'analyse du dendrogramme a permis la définition de 8 groupes d'eau en choisissant une distance euclidienne de 20. La répartition spatiale de ces groupes d'eau aidera à avoir une meilleure compréhension du système aquifère régional.

Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) permet d'explorer et de visualiser un ensemble de données comprenant plusieurs variables quantitatives. L'ACP analyse les données multivariées puis synthétise l'information avec de nouvelles variables indépendantes aussi nommées composantes principales (Davis, 1986). Ces composantes correspondent à des combinaisons linéaires des variables d'origine. Les résultats obtenus sont fournis sous forme d'un nuage de points pour les individus (échantillons) et d'un nuage de points pour les variables (paramètres analysés).

L'outil « Techniques Exploratoires Multivariées / ACP – Analyse en Composantes Principales » de TIBCO Statistica 13.3 ® a permis de réaliser cette analyse sur la même matrice de données que pour la CAH. Les résultats obtenus permettent de connaitre les corrélations entre les variables et de visualiser la distribution des échantillons selon les 2 composantes principales.

Statistiques descriptives

Pour chacun des groupes définis par la CAH, des statistiques descriptives des paramètres géochimiques ont été calculées. Les percentiles 10% et 90%, les quartiles 25%, 50%, 75% ainsi que la moyenne, l'écart type, le minimum et le maximum ont été calculés pour chacun des paramètres physico-chimiques sélectionnés dans le cadre du PACES Estrie.

2.4.1.5 Statistiques sur la qualité de l'eau souterraine

La qualité de l'eau souterraine en Estrie a été évaluée grâce aux paramètres normés selon les critères esthétiques et de potabilité en vigueur au Québec (MELCC, 2020c; Santé Canada, 2019a). Les échantillons dépassant les normes recommandées ont été répertoriés dans un tableau pour connaitre le pourcentage de dépassements à l'échelle régionale et cartographier pour analyser leur répartition spatiale.

2.4.2 Données isotopiques et indicateurs d'âge

2.4.2.1 Isotopes stables

Les isotopes stables de l'eau ont également été analysés sur 70 échantillons du PACES Estrie afin de déterminer l'origine de l'eau et de comprendre le système d'écoulement.

La droite météorique globale et les droites météoriques locales ont été compilées pour les mettre en relation avec les isotopes stables de l'eau souterraine en Estrie. Les données d'anciens projets ont permis d'obtenir des droites météoriques locales en Chaudière-Appalaches (Benoît *et al.*, 2011; Benoit *et al.*, 2014), dans les Basses-Laurentides (Cloutier, 2004) et à Ottawa (Rozanski *et al.*, 1993) (figure 2.24).



Figure 2. 24 Droite des eaux météoriques δ²H vs δ¹⁸O mondiale (noir) ; en Chaudière-Appalaches (bleu et losanges) d'après Benoit et al. (2011 et 2014) ; dans les Basses-Laurentides (tirets) d'après Cloutier, 2004 ; à Ottawa (pointillé) d'après Rozanski et al., 1993.

2.4.2.2 CFCs & SF₆

Température de recharge

Certaines méthodes de datation, notamment pour les CFCs, nécessitent d'estimer l'altitude de recharge des puits et la température de recharge impliquée dans les équations. Ainsi pour 27 échantillons, la méthode suivante a été appliquée pour l'assignation de plages d'élévation de la recharge.

Plusieurs types de données cartographiées ont été utilisés sous ArcGIS :

- Le confinement au roc ;
- Les bassins versants de niveau 2 ;
- Le modèle numérique d'élévation ;
- Les contours piézométriques (5 m) générés à partir d'un raster de piézométrie préliminaire.

Pour chaque puits échantillonné, ces couches d'informations géographiques ont été utilisés afin d'identifier le sens possible des écoulements et le type d'aquifère présent. La topographie a permis de donner un premier aperçu de la provenance des eaux. Des profils topographiques ont été tracés perpendiculairement aux lignes d'écoulement présumées afin de connaitre le sens des écoulements en partant des hauts topographiques avoisinants. Ensuite, les zones de recharge potentielles ont été mises en évidence à l'aide de la carte du confinement au roc indiquant la présence d'un aquifère libre ou captif. Enfin, le type d'eau obtenu par traitement statistique a été assigné à chaque puits. La concentration en ions et l'évolution géochimique ont ainsi donné des indications sur la zone de recharge la plus probable (proche ou lointaine). Les altitudes de recharge minimale, maximale puis moyenne ont été estimées pour chacun des puits.

Après vérification, l'altitude moyenne de chaque point a été utilisée pour la suite du traitement des données. En effet, la différence entre l'altitude maximale et minimale de chaque point ne fait pas varier significativement les concentrations en CFCs et SF₆ estimées. Les 4 échantillons présentés dans le tableau 2.5 possèdent les plus grandes gammes d'altitudes et les concentrations calculées en fonction de ces altitudes restent dans l'incertitude analytique des CFCs et du SF₆.

PARAMETRES \ ECHANTILLONS		Estrie-077	Estrie-085	Estrie-403	Estrie-405
Altitude (m)	Min	303	193	332	360
	Max	465	325	450	603
	Δ	162	132	118	243
Température de recharge	Min	6.5	6.0	6.5	5.5
(°C)	Max	6.5	6.0	6.0	4.0
Δ SF6 selon l'altitude	Min	0.22	0.22	0.03	0.29
	Max	0.27	0.27	0.05	0.33
SF6 selon l'altitude (pptv)	Min	10.57	1.49	11.83	2.16
	Max	10.32	1.46	11.44	2.01
CFC 12 selon l'altitude	Min	480.04	199.15	865.26	70.57
(pptv)	Max	489.60	202.37	854.64	66.93
CFC 11 selon l'altitude	Min	0.00	13.50	75.74	7.59
(pptv)	Max	0.00	13.72	74.57	7.13
CFC 113 selon l'altitude	Min	54.36	2.45	16.24	10.12
(pptv)	Max	55.44	2.49	15.94	9.43

 Tableau 2. 5
 Valeurs extrêmes des paramètres (altitude, température de recharge, concentrations en CFCs et SF₆) pour les 4 échantillons présentant les plus grandes gammes d'altitudes.

Les altitudes moyennes de recharge sont prises en compte dans la construction du graphique des solubilités Ne-Ar, permettant d'obtenir la température de recharge et l'excès d'air. Les altitudes moyennes ont été classées afin de placer uniquement les échantillons compris dans des gammes d'altitudes définies (tableau 2.6).

Altitude graphique Ne vs Ar (m)	Altitudes moyennes estimées (m)
200	171 – 249
300	259 – 322
400	375 – 448
500	452 – 540
600	637

Tableau 2. 6Altitude imposée dans le graphique Ne vs Ar selon les gammes d'altitudes moyennes
estimées.
La lecture du graphique Ne vs Ar permet d'estimer la température de recharge de l'échantillon (figure 2.25). Pour chaque puits, au moins 2 flacons ont été échantillonnés. Ainsi, on obtient 2 résultats de température de recharge. La moyenne est reportée pour chaque échantillon dans les résultats d'analyses des CFCs et SF₆ et les mesures de gaz nobles.



Figure 2. 25 Exemple de graphique Ne vs Ar permettant d'estimer la température de recharge pour les échantillons compris dans la gamme d'altitude 200 m. Données de base du graphique (Weiss, 1970; Weiss, 1971).

Correction SF₆ et datation des eaux

Les concentrations en néon sont utilisées pour calculer l'excès d'air (Δ Ne) nécessaire pour la correction du SF₆ (Δ SF₆). Pour chaque puits, 2 ou 3 flacons permettent d'obtenir la concentration en néon et d'estimer le Δ SF₆ ; ainsi une moyenne est calculée pour chaque puits. Cette correction moyenne est appliquée aux valeurs de SF₆ uniquement, les CFCs étant peu influencés par l'excès d'air (Ayraud, 2005; Busenberg & Plummer, 1992; Cook & Solomon, 1995; Dunkle *et al.*, 1993). Les valeurs de CFC11, CFC12, CFC113 et SF₆ sont mesurées en picomoles/L et converties en pptv par application de l'équation 2.1 (section 2.1.2.2).

Les teneurs biannuelles atmosphériques de chacun des 4 traceurs (CFC11, CFC12, CFC113 et SF₆) sont répertoriées et converties en se basant sur les températures et altitudes de recharge. Les temps de résidence sont estimés à partir de 3 modèles de circulation des eaux souterraines (figure 2.26).



Figure 2. 26 Illustration des modèles piston, exponentiel et de mélange binaire d'après CONDATE EAU.

- Selon le modèle Piston, on peut estimer l'année de recharge et donner un âge en fonction des teneurs mesurées dans les eaux. Avec ce modèle, la recharge est supposée locale et la nappe est considérée comme captive. Ainsi, toutes les lignes d'écoulement participant à l'eau captée par le puits parcourent la même distance et de ce fait ont le même âge.
- Dans le cas du modèle exponentiel, l'aquifère est considéré comme libre et la recharge s'effectue tout le long du versant. Sur une verticale représentant le puits, la proportion d'eau de chaque pas de temps de résidence est répartie selon une relation exponentielle. La solution de cette fonction exponentielle donne une valeur de temps en année qui n'est pas un âge moyen mais le temps nécessaire pour renouveler les 2/3 de l'aquifère (c'est-à-dire que 2/3 des lignes d'eau ont un âge inférieur à ce temps et 1/3 supérieur).
- Le modèle de mélange binaire considère le mélange entre 2 nappes d'eau avec des âges différents. Classiquement ce modèle se base sur une recharge via le mélange d'une masse d'eau ancienne (sans CFCs) et une masse d'eau récente (actuelle). La méthode développée par la plateforme CONDATE EAU permet d'estimer le pourcentage de chaque pôle, de faire varier l'âge l'un des pôles et d'ainsi affiner l'estimation du temps de résidence des pôles. Ceci permet d'explorer la possibilité de mélange entre des eaux jeunes et moins jeunes (ou anciennes et moins anciennes) plutôt qu'uniquement jeunes et anciennes. Les résultats du modèle binaire sont obtenus à partir de l'équation de mélange :

$$C = xA + (1-x)B$$
 2.20

Pour chacun des traceurs, un système de 4 équations est résolu de manière à chercher les paramètres (%, âges des pôles) où ces équations donnent la même solution (qui n'est d'ailleurs pas forcément unique).

Dans le cadre de la présente étude, les temps de résidence et les proportions d'eau ont été estimés à partir du modèle de mélange binaire. Les résultats peuvent soutenir plusieurs hypothèses possibles de mélange binaire.

2.4.2.3 Tritium

L'université d'Ottawa a analysé les teneurs en tritium (³H) dans les eaux souterraines de 60 échantillons. L'hélium a aussi été analysé dans le but de dater les eaux en utilisant la méthode tritium-hélium, mais ces analyses ne seront pas interprétées suite à un problème analytique. Ainsi, l'estimation de la proportion d'eau jeune reposant sur la comparaison des concentrations totales en tritium et hélium à celle en tritium dans les précipitations à l'année de recharge ne sera pas présentée dans ce mémoire. Les analyses en ³H des 10 échantillons des anciens projets ont également été ajoutées pour le traitement des données.

Les concentrations en tritium dans les précipitations observées à Ottawa sont considérées comme représentatives de l'Estrie puisque la région d'étude se situe à la même latitude qu'Ottawa et une distance d'environ 350 km sépare Sherbrooke de cette ville. De plus, les systèmes atmosphériques se déplacent de l'ouest vers l'est dans cette partie du Canada. A partir des données mensuelles disponibles, les concentrations moyennes annuelles ont été calculées en jaune sur la figure 2.27 (IAEA/WMO, 2006). En prenant en compte la dégradation du tritium entre les concentrations mesurées au moment des précipitations et la campagne de terrain de l'été 2019, les concentrations attendues en tritium ont été calculées en bleu sur la figure 2.27.



Figure 2. 27 Concentrations moyennes annuelles de tritium dans les précipitations à Ottawa calculées à partir des données mensuelles disponibles de l'IAEA (jaune). Concentrations moyenne annuelle en tritium dans l'eau souterraine calculées en tenant compte de sa dégradation (bleu). Les lignes rouges correspondent aux valeurs moyennes assignées selon les périodes.

Les concentrations dégradées montrent des valeurs relativement stables à 10 TU la dernière décennie et de 6 TU de 10 à 50 ans. Les concentrations dégradées entre 50 et 60 ans sont plus élevées et plus variables. La valeur moyenne a été estimée à 30 TU. Au-delà de 60 ans, le tritium n'est généralement plus détectable avec les analyses de tritium enrichi (limite de 0.8 TU). Ainsi, les valeurs de concentrations en tritium ont été assignées pour ces différentes périodes (lignes pointillées rouges sur la figure 2.27). Les seuils de 2 et de 7 TU sont donc cohérents avec les concentrations dégradées pour différentes époques. Ces seuils reflètent aussi les plages de valeurs obtenues qui seront présentées dans le chapitre de résultats (section 3.1.3).

La présence d'eau moderne dans les échantillons est estimée selon les teneurs en ³H :

- Inférieur à 2 TU : faible présence d'eau moderne ;
- Entre 2 et 7 TU : présence d'eau moderne ;
- Supérieur à 7 TU : prédominance d'eau moderne.

Ces données ont été mises en parallèle avec les résultats de la datation au radiocarbone (section 2.4.2.4).

Pour 27 échantillons, les âges et proportions estimés par le modèle de mélange des analyses de CFCs et SF₆ ont été utilisés afin d'estimer les teneurs en tritium théorique. Cela a permis de renforcer les interprétations en termes de temps de résidence et de pouvoir valider l'une ou l'autre des hypothèses de mélange possibles. A l'aide des données en ³H d'Ottawa, les concentrations suivantes ont été attribuées selon les classes d'âge qui sont observées dans les pôles de mélanges issus de l'interprétation par les CFCs-SF₆ :

- Inférieur à 10 ans : 10 TU ;
- 10 à 50 ans : 6 TU ;
- 50 à 60 ans : 30 TU ;
- Supérieur à 60 ans : 0 TU.

Ainsi, la valeur théorique en ³H a été estimée à partir des hypothèses de mélange obtenues à partir des CFCs et SF₆ selon l'équation suivante :

$$[{}^{3}H]m\acute{e}lange = \left(\left(\frac{\% p\acute{o}le jeune}{100}\right) * [{}^{3}H]p\acute{o}le jeune\right) + \left(\left(\frac{\% p\acute{o}le ancien}{100}\right) * [{}^{3}H]p\acute{o}le ancien\right) 2.21$$

Avec, [³H] exprimée en TU et [³H] (TU) = teneur en ³H attribuée au pôle jeune ou au pôle ancien selon les classes d'âges indiquées par les hypothèses CFC-SF₆.

Les teneurs en ³H obtenues par le laboratoire et estimées à partir des données de CFCs et SF₆ ont été comparées afin de sélectionner l'hypothèse de mélange binaire la plus cohérente avec l'ensemble des résultats pour ces échantillons.

2.4.2.4 Radiocarbone

Les analyses de radiocarbone ont fourni des indications sur le temps de résidence des eaux souterraines de la zone d'étude du PACES Estrie pour les eaux ayant des temps de résidence plus longs. Les résultats d'analyse de radiocarbone (¹⁴C) des 60 échantillons d'eau souterraine prélevée durant l'été 2019 et les 10 échantillons des anciens projets ont été traités. Le laboratoire fournit des valeurs de ¹⁴C en pourcentage de carbone moderne (pmC) et en âge par rapport au présent (y BP) normalisées. L'âge de l'eau souterraine peut être estimé lorsque le système n'est plus en contact avec l'atmosphère et qu'il n'y a plus de radiocarbone atmosphérique apporté au système. En système fermé, la désintégration du radiocarbone est exprimée comme suit :

$$t = 8267 * \ln(\frac{A_t^{14}C}{A_0^{14}C})$$
2.22

t = âge de l'échantillon depuis la fermeture du système

At¹⁴C = activité dans l'échantillon au temps t (pmC obtenu des analyses ou corrigé)

A₀¹⁴C = activité initiale dans l'échantillon (généralement présumé être 100 pmC)

Une correction à l'activité en radiocarbone mesurée doit être faite pour tenir compte de divers processus. L'approche utilisée pour faire cette correction est la méthode graphique de Han and Plummer (2016) qui permet d'identifier le processus dominant. Cette approche a été appliquée en utilisant le fichier de calcul Excel développé par Janos (2017) et aussi utilisé par Beaudry *et al.* (2018) . Cette approche identifie dans la grande majorité des cas le modèle de Pearson qui considère l'effet de la dissolution des carbonates qui met en solution du carbone sans ¹⁴C, ce qui donne un âge apparent trop grand. Le logarithme du pCO₂ (atm) calculé précédemment a mis en évidence les échantillons pour lesquels le système n'était pas fermé. En effet, un seuil du log du pCO₂ à -2,0 a été fixé pour retirer les échantillons en système ouvert dont la valeur de log pCO₂ était supérieure à cette limite (Beaudry *et al.*, 2018). Ce seuil coïncide aussi avec les âges corrigés pour des eaux évoluées mais mélangées avec des eaux jeunes qui ajoutent du CO₂.

L'âge ¹⁴C calculé pour un système ouvert n'est pas représentatif. Une fois le système fermé, le chronomètre est lancé.

Suite aux âges obtenus en yBP (years Before Present) après la correction du radiocarbone, des classes de temps de résidence ont été définies sur la base des résultats obtenus :

- Inférieur à 2000 yBP : temps de résidence ¹⁴C « court » ;
- Entre 2000 et 5000 yBP : temps de résidence ¹⁴C « intermédiaire » ;
- Supérieur à 5000 yBP : temps de résidence ¹⁴C « long ».

2.4.2.5 Nomenclature des temps de résidence

Les outils de datation (³H, ¹⁴C et CFCs-SF₆) ont permis de définir les types d'eau selon leur temps de résidence :

- Eau récente : eau moderne ayant 10 ans ou moins. L'eau souterraine constituée seulement d'eau récente a des concentrations en tritium excédant 7 TU ainsi que de fortes concentrations en CFCs-SF₆. Toutefois, les concentrations relativement stables ou déclinantes en CFCs-SF₆ au cours des 30 dernières années ne permettent pas d'assigner un âge précis aux eaux souterraines de moins de 30 ans.
- Eau moderne : eau souterraine ayant un temps de résidence inférieur à 50-60 ans. Les eaux modernes ont des concentrations en tritium et en CFCs-SF₆ mesurables.
- Eau ancienne : l'eau ancienne peut avoir plusieurs milliers d'années de temps de résidence et elle peut être datée par le radiocarbone (¹⁴C). Toutefois, il peut être difficile de dater des eaux qui ont moins de 2000 ans, d'où l'usage de ce seuil dans la définition des classes de temps de résidence. Les eaux anciennes peuvent être mélangées à des eaux modernes en différentes proportions, ce qui fait que l'on peut retrouver dans l'eau souterraine des indicateurs d'eau moderne (tritium et CFCs-SF₆) tout en ayant des âges ¹⁴C de plusieurs milliers d'années.

Dans le cadre de l'interprétation des analyses de CFCs-SF₆, les proportions de deux pôles d'eau ayant des âges différents sont définies :

- Pôle récent : le pôle ayant l'âge le plus faible est nommé « pôle récent » et il est constitué d'eau moderne dont l'âge peut être déterminé avec les concentrations en CFC-SF₆.
- Pôle ancien : le pôle ayant l'âge le plus élevé est nommé « pôle ancien » et il est constitué d'eau dont l'âge peut être tout de même moderne, ce qui permet de la dater avec les

concentrations en CFCs-SF₆, ou dont l'âge est supérieur à 50-60 ans, ce qui ne permet pas de le dater avec les concentrations en CFCs-SF₆. Il est alors généralement possible de dater le pôle ancien avec le 14 C.

2.4.3 Interprétation géochimique

Les différents groupes d'eau obtenus par l'analyse statistique multivariée ont été définis selon leur composition géochimique et isotopique. Ces groupes d'eau ont été placés sur la carte de la région d'étude de l'Estrie pour visualiser leur répartition spatiale à l'échelle régionale. Les types d'eaux ont été regroupés pour obtenir deux grands ensembles : les eaux de recharge et les eaux évoluées géochimiquement. Des graphiques géochimiques et des traitements statistiques ont été réalisés à partir de ces groupes d'eau afin d'identifier les processus qui affectent la composition de l'eau souterraine. Les conditions géologiques et hydrogéologiques (confinée ou libre) au niveau des puits échantillonnés ont été prises en compte.

Les teneurs en arsenic et en manganèse ont été observées selon le groupe d'eau obtenu par la classification ascendante hiérarchique. Les relations entre les fortes concentrations en arsenic et manganèse ont été évaluées par rapport aux conditions géochimiques (conditions acides ou alcalines ; conditions oxydantes ou réductrices). Une matrice de corrélation a mis en évidence des relations avec les autres composés chimiques.

2.4.4 Indicateurs de vulnérabilité et de risque de contamination des puits d'approvisionnement en Estrie

L'analyse complète (géochimie et datation) réalisée sur 27 puits, incluant 15 puits d'approvisionnement municipaux, a permis de définir leur vulnérabilité et leur risque de contamination. Les groupes d'eau obtenus par l'analyse multivariée ont donné des indications sur leur composition géochimique et la présence de composés anthropiques. L'ajout des données concernant les indicateurs d'âge, la proportion d'eau récente, et la présence d'activités anthropiques a donné une indication sur la vulnérabilité et le risque contamination des puits d'approvisionnement. Les conditions géologiques des puits, notamment leur confinement (libre, semi-captif, captif) ont aussi été considérées dans l'évaluation de la vulnérabilité. Une grille d'évaluation de la vulnérabilité et du risque de contamination des puits d'approvisionnement a permis de faire une évaluation systématique pour tous les puits (tableau 2.7).

Indicateurs	Paramètres			
Composition géochimique	Groupe d'eau obtenu par la CAH			
Concentration en tritium		Valeur (en TU)		
Temps de résidence	Âge	e ¹⁴ C corrigé (yBP)		
Classe d'âge	Rad	diocarbone-tritium		
	Dâlo rácont	%		
	Pole recent	Âge (ans)		
	Dâle encien	%		
	Pole ancien	Âge (ans)		
¹⁴ C	Âge du pôle ancien (yBP)			
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Faible / Modérée / Elevée			
	Chlorures : Cl ⁻			
	Nitrites et Nitrates : NO2 ⁻ et NO3 ⁻			
Composes anthropiques (mg/L)	Sulfates : SO ₄ ²⁻			
	MDT			
Eau impactée par les composés anthropiques	Un s c	igne par composé : pui (+) et non (-)		
Activités anthropiques	Présence/Absence ; type ; localisation			
Niveau de risque pour la qualité	Niveau de très faible à majeur			

Tableau 2. 7	Paramètres considérés pour établir la vulnérabilité et le risque de contamination des puits
	d'approvisionnement.

Les données de datation CFCs et SF₆, ¹⁴C, ³H, ont fourni une estimation de l'âge et des proportions en eau récente et ancienne des échantillons. L'âge et la proportion d'eau récente reflètent la vulnérabilité plus ou moins élevée du puits d'approvisionnement. Les résultats de ¹⁴C fournissent l'âge du mélange. A partir du ¹⁴C corrigé (pmC) et de la proportion d'eau récente, l'âge du pôle ancien est estimé (équation 2.23).

$$\hat{A}ge \ p\hat{o}le \ acien \ (yBP) = 8267 * \ln \frac{100}{\left(100 * \frac{A_t^{-14}C - \% \ p\hat{o}le \ r\acute{e}cent}{100 - \% \ p\hat{o}le \ r\acute{e}cent}\right)}$$
2.23

Avec : $A_t^{14}C$ = activité dans l'échantillon au temps t (pmC obtenu des analyses ou corrigé) ; % eau moderne = proportion d'eau récente estimée à partir des résultats CFCs et SF₆.

 Les composés anthropiques considérés (tableau 2.7) mettent en évidence la présence ou non d'une contamination. Les groupes d'eau obtenus par la classification ascendante hiérarchique (CAH) montrent que certains d'entre eux sont affectés par des contaminations. Les teneurs en Cl⁻, NO_2^- et NO_3^- , SO_4^{2-} et MDT du groupe d'eau de recharge non affecté (A2b) ont été utilisées comme référence. Le 90^e centile des concentrations de ces composés est multiplié par 2 pour obtenir un seuil significatif. Ainsi, les échantillons dépassant le seuil pour un ou plusieurs de ces 4 paramètres sont considérés comme étant impactés par une pollution d'origine anthropique.

 La présence d'activités anthropiques à proximité du puits d'approvisionnement a été répertoriée. Les informations sur le type (p. ex. agricole, industrielle, zone urbaine, etc.) et la localisation ont été renseignées.

Toutes ces informations ont permis d'établir une grille de vulnérabilité et de risque de l'eau captée par les puits d'approvisionnement (tableau 2.8). Des niveaux de vulnérabilité (faible, modérée, élevée, impactée) ont été définis en lien avec le pourcentage d'eau récente qui pourrait dégrader la qualité de l'eau. L'intensité des activités anthropiques (absentes, modérées, importantes) en amont du puits est prise en compte puisque ces dernières représentent un risque de contamination significatif. Le niveau de vulnérabilité et les activités anthropiques permettent de définir le niveau de risque. Ainsi, 6 classes de risques peuvent être obtenues : très faible, faible, modéré, significatif, important, majeur. L'incertitude sur l'interprétation émise sera transmise aux gestionnaires des puits d'approvisionnement.

	Activités anthropiques					
Vulnérabilité	Absentes Modérées		Importantes			
Faible (<20% moderne)	Risque très faible	Risque faible	Risque modéré			
Modérée (20-50%)	Risque faible	Risque modéré	Risque significatif			
Élevée (>50%)	Risque modéré	Risque significatif	Risque important			
Impactée	Risque significatif (source à identifier)	Risque important (actions de gestion requises)	Risque majeur (actions de protection requises)			

 Tableau 2. 8
 Grille d'évaluation de la vulnérabilité et du risque.

3 RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 Caractéristiques géochimiques de l'eau souterraine

3.1.1 Résultats du programme analytique

Le programme analytique a été réalisé à partir de 219 échantillons prélevés dans des puits privés, municipaux et d'observation. Les paramètres analysés, les conditions géologiques et le confinement sont répertoriés dans le tableau 3.1.

Paramètres par type d'échantillon		Source N=1	Puits privé N=186	Puits municipal N=15	Puits du réseau de suivi (RSESQ) N=17	Total
	Géochimie	1	186	15	17	219
	¹⁴ C et ³ H	0	47	15	8	70
Analyses	δ ¹⁸ O et δ²H	0	48	15	7	70
	CFCs, SF ₆ et gaz dissous	0	8	15	4	27
Gáclogia	Roc	1	177	9	15	202
Geologie	Granulaire	0	9	6	2	17
	Libre	1	110	6	5	122
Confinement	Semi-captif	0	49	6	8	63
	Captif	0	27	3	4	34

 Tableau 3.1
 Sommaire des analyses, du type de géologie et de confinement selon le type de puits.

Parmi les différents types de puits, la majorité sont des puits ouverts au roc. Plus de la moitié des puits privés présentent des conditions de confinement libre. Cependant, 40% des puits municipaux échantillonnés prélèvent leur eau souterraine dans des aquifères granulaires dont les conditions de confinement sont principalement « libre » ou « semi-captif ». L'épaisseur des sédiments du quaternaire dans les vallées enfouies offre une productivité accrue de la ressource en eau souterraine. Le type d'aquifère et les conditions de confinement pour chacun des puits sont visibles sur la figure 3.1.



Figure 3.1 Type d'aquifère et condition de confinement des puits échantillonnés (annexe G.8).

Le tableau 3.2 regroupe les statistiques descriptives des paramètres mesurés sur le terrain et les paramètres calculés à partir des formules présentées dans la section 2.4.1.1.

Paramàtros mosurás ot calculás	N	Centile				
raiametres mesures et calcules	IN	25	50	75		
Température (°C)	219	9	10	11		
рН	219	7.1	7.6	7.9		
ORP (mV)	213	-90	63	156		
Conductivité spécifique (µS/cm)	218	223.3	302.0	443.8		
O ₂ (mg/L)	213	0.00	0.31	3.27		
TDS (mg/L)	180	114.0	148.5	180.0		
Eh (mV)	219	137	293	379		
Dureté estimée (mg/L)	219	100.1	140.2	212.1		
MDT estimée (mg/L)	219	186.5	245.4	348.5		
pCO ₂ (atm)	219	0.001	0.004	0.011		
HCO₃ ⁻ calculée (mg/L)	219	99.7	139.3	179.4		

 Tableau 3. 2
 Statistiques descriptives des paramètres mesurés sur le terrain et des paramètres calculés.

Les statistiques descriptives des paramètres analysés (éléments dissous, majeurs, mineurs et traces) par les laboratoires Bureau Veritas et l'INRS sont présentées dans le tableau 3.3.

Paramètres analysés		Centile			
		25	50	75	
Alcalinité (mg/L)	219	100	140	180	
Carbone inorganique dissous (CID) (mg/L)	213	27	36	49	
Carbone organique dissous (COD) (mg/L)	213	0.3	0.5	0.9	
Azote total (NT) (mg/L)	180	0.07	0.13	0.47	
Aluminium (Al) (mg/L)	219	0.005	0.005	0.005	
Antimoine (Sb) (mg/L)	219	0.0005	0.0005	0.0005	
Argent (Ag) (mg/L)	219	0.00005	0.00005	0.00005	
Arsenic (As) (mg/L)	219	0.00015	0.00085	0.0032	
Azote ammoniacal (N-NH₃) (mg/L)	209	0.01	0.01	0.036	
Baryum (Ba) (mg/L)	219	0.0047	0.013	0.037	
Béryllium (Be) (mg/L)	219	0.0002	0.0002	0.0002	
Bismuth (Bi) (mg/L)	219	0.000125	0.000125	0.000125	
Bore (B) (mg/L)	219	0.01	0.01	0.01	
Bromures (Br-)(mg/L)	219	0.05	0.05	0.05	
Cadmium (Cd) (mg/L)	219	0.0001	0.0001	0.0001	
Calcium (Ca) (mg/L)	219	23	34	56	
Chlorures (CI) (mg/L)	219	0.74	4.3	15	
Chrome (Cr) (mg/L)	219	0.00025	0.00025	0.00025	
Cobalt (Co) (mg/L)	219	0.00025	0.00025	0.00025	
Cuivre (Cu) (mg/L)	219	0.00025	0.00085	0.0039	
Etain (Sn) (mg/L)	219	0.0005	0.0005	0.0005	
Fer (Fe) (mg/L)	219	0.03	0.03	0.16	
Fluorures (F) (mg/L)	219	0.0345	0.063	0.12	
Lithium (Li) (mg/L)	219	0.0015	0.0015	0.0015	
Magnésium (Mg) (mg/L)	219	6.6	12	19	
Manganèse (Mn) (mg/L)	219	0.00076	0.022	0.135	
Molybdène (Mo) (mg/L)	219	0.00025	0.00058	0.0014	
Nickel (Ni) (mg/L)	219	0.0005	0.0005	0.00105	
Nitrate(N) et Nitrite(N) (mg/L)	219	0.01	0.01	0.245	
Phosphore inorganique (Pinorg) (mg/L)	219	0.015	0.015	0.03	
Plomb (Pb) (mg/L)	219	0.00005	0.00005	0.00019	
Potassium (K) (mg/L)	219	0.44	0.63	1.15	
Sélénium (Se) (mg/L)	219	0.0005	0.0005	0.0005	
Silicium (Si) (mg/L)	219	5.15	6.3	7.15	
Sodium (Na) (mg/L)	219	3.8	7.3	13.5	
Strontium (Sr) (mg/L)	219	0.19	0.31	0.525	
Sulfates (SO4) (mg/L)	219	6.7	11	19	
Sulfures (exprimés en S ²⁻)(mg/L)	219	0.01	0.01	0.01	
Titane (Ti) (mg/L)	219	0.005	0.005	0.005	
Uranium (U) (mg/L)	219	0.0005	0.0005	0.0024	
Vanadium (V) (mg/L)	219	0.001	0.001	0.001	
Zinc (Zn) (mg/L)	219	0.0025	0.0062	0.011	

 Tableau 3. 3
 Statistiques descriptives des paramètres analysés par Bureau Veritas et l'INRS.

L'INRS a également fait des analyses de spéciation de l'arsenic pour 88 échantillons. Les mesures sont présentées en proportion relative à la concentration en arsenic totale de l'échantillon (tableau 3.4). Dans la suite des travaux, ces pourcentages relatifs ont été convertis en concentrations (mg/L) pour chacune des espèces.

Paramètres		N	Centile			
		IN	25	50	75	
Arsenic (As)	mg/L	88	0.002	0.003	0.007	
Asida dimáthylarainigus (DMA)	% relatif	00	3.0	4.4	5.5	
Acide dimetriylar sinique (DMA)	mg/L	00	0.009	0.013	0.026	
Acide monométhylarsonique	% relatif	QQ	5.0	10.7	16.3	
(MA)	mg/L	00	0.017	0.030	0.073	
Arsóniato (As ⁵⁺)	% relatif	00	36.5	50.1	65.6	
Al Sellidle (AS ⁺)	mg/L ^{oo}	00	0.093	0.181	0.376	
Arcópito (Ac3+)	% relatif	00	11.0	29.3	51.8	
Arsenne (As.)	mg/L	00	0.028	0.076	0.257	

 Tableau 3. 4
 Statistiques descriptives des analyses de spéciation de l'arsenic.

Le tableau 3.5 compile les statistiques descriptives des paramètres isotopiques analysés pour 70 échantillons. Soixante (60) analyses ont été effectuées par les laboratoires d'Ottawa (³H) et de Waterloo (δ^{13} C, ¹⁴C, δ^{18} O, δ^{2} H) et 10 résultats sont issus de projets plus anciens.

Centile Paramètres isotopiques Ν 25 75 50 ³H (TU) 70 4.1 5.8 8.2 δ¹³C (‰) 70 -16.9 -15.0 -12.5 ¹⁴C (pmC) 70 37.90 54.93 70.06 ¹⁴C Âge (yBP) 70 2859 4813 7794 δ¹⁸O (‰ VSMOW) 70 -12.16 -11.83 -11.43 δ²H (‰ VSMOW) 70 -83.07 -80.57 -77.80

 Tableau 3. 5
 Statistiques descriptives des paramètres isotopiques.

La plateforme CONDATE EAU de l'Université de Rennes a analysé les gaz dissous et les teneurs en CFCs et SF₆ de 27 échantillons. Les statistiques descriptives de ces paramètres sont répertoriées dans le tableau 3.6.

Paramètres		Ν	Centile				
		IN	25	50	75		
	Ne	27	1.0E-08	1.1E-08	1.2E-08		
	Ar	27	1.8E-05	1.9E-05	2.0E-05		
Gaz dissous	O ₂	27	2.8E-07	3.5E-07	1.6E-06		
(en mol/L)	CH ₄ *	27	4.7E-04	2.1E-03	9.4E-03		
	CO ₂ *	27	5.3E-05	1.1E-04	3.7E-04		
	N ₂ O*	27	3.4E-08	1.3E-07	2.3E-07		
	CFC-11	27	0.184	0.526	1.716		
CFCs et SF ₆	CFC-12	27	1.182	2.630	6.425		
(pptv)	CFC-113	27	0.065	0.115	0.251		
	SF ₆	27	0.001	0.003	0.004		

Tableau 3. 6Statistiques descriptives des gaz dissous et CFCs/SF6 (* données utilisées d'un point de vue
qualitatif).

L'utilisation de l'ensemble de ces paramètres a permis une interprétation géochimique afin de comprendre le fonctionnement de l'aquifère à l'échelle régionale. La figure 3.2 montre la distribution spatiale des différents types d'analyses.



Figure 3. 2 Distribution spatiale des différents types d'analyses (annexe G.9).

Les analyses conventionnelles correspondent aux analyses réalisées par le laboratoire Bureau Veritas (cf partie 2.3.2.1) et des paramètres COD, CID, NT de l'INRS. Les analyses conventionnelles ont été complétées en certains points par des analyses isotopiques (³H, δ^{13} C, ¹⁴C, δ^{18} O, δ^{2} H) et sur 27 puits des analyses de CFCs/SF₆ et gaz dissous ont été réalisées en compléments des analyses précédentes.

Sur la base des concentrations en cations (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) et des anions majeurs (HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃²⁻), les types d'eau ont été définis pour chaque échantillon (tableau 3.7).

Tableau 3. 7 Type d'eau.						
Types d'eau	Nombre d'échantillons	%				
Ca-HCO₃	136	62.1				
Ca-Mg-HCO₃	17	7.8				
Mg-Ca-HCO₃	13	5.9				
Mg-HCO₃	19	8.7				
Mixte-HCO ₃	8	3.7				
Na-HCO₃	11	5.0				
Cations-Cl	7	3.2				
Na-Cl	6	2.7				
Ca-SO ₄	2	0.9				
Total	219	100.0				

La majorité des échantillons (62.1%) sont de type bicarbonaté-calcique (Ca-HCO₃). Le calcium (Ca²⁺) et le magnésium (Mg²⁺) sont les cations dominants pour 84.5% des échantillons d'eau. Le bicarbonate (HCO₃⁻) est quant à lui l'anion dominant pour 93.2% des échantillons. Environ 6% des échantillons sont riches en chlorures (Cl⁻), dont 2.7% correspondent à des eaux sodiques.

3.1.2 Définition de groupes d'eau par l'analyse multivariée

Huit groupes d'eau ont été définis par la classification ascendante hiérarchique (CAH) en fixant la distance d'agrégation fixée à 20 (figure 3.3.A). Les noms et les symboles sont associés à leur classe et sous-groupe respectif. Un code couleur attribué à chaque groupe fournit des indications sur leur composition géochimique. Les couleurs bleu-gris correspondent à des eaux de recharge et les couleurs jaune-brun-rouge à des eaux évoluées géochimiquement. Des nuances de couleur pour ces 2 grands ensembles classifient ces eaux selon leurs concentrations en ions. Ces noms et codes couleur seront utilisés tout au long de l'interprétation.



C) Projection des échantillons selon les 2 composantes principales



Figure 3. 3 Résultats de l'analyse statistique multivariée. A) Dendrogramme présentant les résultats de la CAH obtenus à partir des 219 échantillons définissant les 8 groupes différenciés par un code couleur. B) Projection des variables utilisées pour l'ACP selon les 2 composantes principales. C) Répartition des 219 échantillons identifiés par le code couleur selon les 2 composantes principales.

Les résultats de l'ACP selon les 3 composantes principales sont présentés dans le tableau 3.8. Les 2 composantes principales expliquent 50% de la variance. La composante principale 1 est reliée à la concentration des ions majeurs et la composante principale 2 aux conditions du milieu (figure 3.3.B). Cette seconde composante principale peut prendre 2 variantes, l'une positive reliée à un milieu acide, oxydant (Eh), ouvert (pCO₂) avec des effets anthropiques (NO₃), et l'autre négative reliée à un milieu alcalin (pH), réducteur, fermé avec des composés mineurs typiques d'une eau géochimiquement évoluée (As, F, Fe, Mn, Si).

Paramètres	Composante 1	Composante 2	Composante 3
MDT estimée	-0.866	0.177	-0.085
рН	-0.141	-0.695	-0.617
Eh	0.292	0.722	-0.058
pCO ₂	-0.064	0.733	0.597
HCO₃ calculée	-0.767	0.111	-0.091
Arsenic (As)	-0.148	-0.596	0.203
Baryum (Ba)	-0.608	-0.035	0.053
Calcium (Ca)	-0.669	0.467	-0.218
Chlorures (Cl)	-0.613	0.375	0.105
Fluorure (F)	-0.002	-0.584	-0.352
Fer (Fe)	-0.446	-0.475	0.405
Magnésium (Mg)	-0.819	-0.075	-0.057
Manganèse (Mn)	-0.527	-0.547	0.379
Nitrate(N) et Nitrite(N)	0.131	0.857	-0.191
Potassium (K)	-0.492	0.319	-0.254
Silicium (Si)	-0.371	-0.288	0.448
Sodium (Na)	-0.477	-0.184	-0.003
Strontium (Sr)	-0.670	0.185	-0.346
Sulfates (SO ₄)	-0.628	0.285	0.044
% de la variance totale	27.78	22.33	9.04

 Tableau 3. 8
 Coordonnées factorielles des 19 paramètres selon les 3 composantes principales.

La projection des 219 échantillons identifés selon leur groupe sur les 2 composantes principales (figure 3.3.C) donne des indications sur le comportement des différents groupes d'eau. En effet, les eaux de recharge (bleu-gris) sont liées à un milieu acide, oxydant, ouvert et à la présence de composés anthropiques. Le groupe A2b (bleu clair) est non affecté par les activités anthropiques tandis que les groupes B1b1 (bleu), A2a (bleu foncé), B1a (gris) sont de plus en plus impactés par des activités anthropiques. Les eaux évoluées géochimiquement (jaune-brun-rouge) sont présentes en conditions alcalines, réductrices et fermées avec une évolution selon la concentration en ions majeurs. Les groupes B2a (jaune clair), B2b (jaune), B1b2 (brun)

représentent ces eaux dans un ordre croissant de concentrations en ions. Le groupe A1 (rouge) correspond à des eaux purement sodiques identifiées sur la zone d'étude.

Les ions majeurs permettent d'identifier le profil géochimique de chacun des groupes d'eau. La figure 3.4.A montre la répartion des échantillons d'eau dans un diagramme de Piper. La majorité des eaux sont de type bicarbonaté calcique et magnésien. Quelques échantillons d'eau de recharge sont de type chloruré et sulfaté calcique et magnésien. Le groupe A1 (rouge) correspond à des eaux carbonatées sodiques. Une fois la concentration moyenne de ces ions majeurs calculée, le diagramme de Stiff permet de visualiser le faciès géochimique pour chacun des groupes d'eau (figure 3.4.B).



Figure 3. 4 A) Echantillon associé à son groupe d'eau représenté dans le diagramme de Piper. B) Faciès géochimique moyen des différents groupes d'eau représentés par le diagramme de Stiff.

Les statistiques descriptives (25^e, 50^e et 75^e centiles) des paramètres géochimiques utilisés pour l'analyse multivariée sont répertoriées dans le tableau 3.9. La valeur maximale du 50^e centile est en caractère gras et la valeur minimale est soulignée pour chacun des paramètres. L'annexe E3 comprend les statistiques plus détaillées réalisées sur l'ensemble des paramètres.

		A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
Paramètres	Centile	N-8	N-33	N-22	N-20	N-30	N-41	N-29	N-36
	25	7.0	7.0	6.0	6.0	7.0	7.6	7.0	7.0
nU	25	7.2	7.4	6.0	0.9	7.0	7.0	7.9	7.2
рп	30	1.5	7.4	0.4	7.3	7.5	7.9	0.0	7.7
	75	8.1	1.1	0.5	1.1	7.6	8.0	8.3	7.9
F 1.	25	181	312	3/1	93	354	115	56	105
En	50	293	357	417	162	380	161	161	<u>144</u>
	/5	3//	404	437	267	425	323	225	244
	25	234.7	328.7	103.6	492.3	188.7	237.1	162.2	182.1
MDT	50	261.7	394.5	<u>131.7</u>	594.9	240.0	293.5	188.1	220.0
	75	331.2	533.0	150.8	705.9	290.9	330.7	203.3	252.4
	25	0.001	0.004	0.014	0.005	0.003	0.001	0.001	0.001
pCO ₂	50	0.006	0.008	0.023	0.008	0.008	0.002	<u>0.001</u>	0.003
	75	0.010	0.013	0.042	0.025	0.014	0.003	0.001	0.008
	25	131.2	168.8	45.2	207.0	109.6	128.8	88.3	98.5
HCO ₃	50	149.3	199.3	<u>64.5</u>	227.0	139.6	149.6	109.1	129.3
	75	179.8	259.4	75.4	274.5	167.1	178.9	119.4	148.8
	25	0.2	59.0	16.0	46.8	37.3	30.0	20.0	21.8
Ca	50	<u>0.2</u>	70.0	20.0	60.0	45.5	37.0	24.0	25.5
	75	0.2	82.0	30.0	73.3	58.5	54.0	30.0	30.0
	25	1.3	8.1	0.6	26.0	0.6	1.4	0.3	0.5
CI	50	4.5	17.0	3.2	96.5	3.0	5.9	0.4	1.9
	75	9.4	48.0	12.8	185.0	7.9	23.0	1.0	6.2
	25	0.1	0.7	0.4	0.7	0.4	0.5	0.4	0.4
K	50	<u>0.1</u>	0.9	0.6	1.4	1.0	0.6	0.5	0.5
	75	0.1	2.2	1.2	2.5	1.5	0.9	1.3	0.7
	25	0.1	12.0	2.6	28.8	5.1	13.0	5.7	9.3
Mg	50	<u>0.1</u>	15.0	3.6	36.0	6.9	15.0	8.2	12.5
	75	0.1	19.0	6.7	44.5	9.4	20.0	11.0	20.0
	25	66.3	5.9	1.7	15.5	2.0	7.4	5.1	3.5
Na	50	72.0	8.6	<u>3.0</u>	33.5	3.1	9.5	7.2	6.0
	75	94.3	17.0	4.8	73.5	3.9	13.0	12.0	8.6
	25	0.010	0.200	0.000	0.008	0.115	0.010	0.010	0.000
NO2 + NO3	50	0.010	0.650	0.230	0.030	0.385	<u>0.010</u>	<u>0.010</u>	<u>0.010</u>
	75	0.102	1.800	0.680	0.050	1.175	0.010	0.010	0.010
	25	5.9	15.0	4.5	20.8	6.1	8.9	2.9	6.0
SO4	50	7.6	20.0	<u>6.8</u>	28.0	7.9	13.0	7.1	9.5
	75	14.5	26.0	11.0	38.5	9.2	21.0	10.0	13.0
	25	0.0011	0.0002	0.0002	0.0004	0.0002	0.0010	0.0005	0.0004
As	50	0.0043	0.0004	0.0002	0.0024	0.0002	0.0030	0.0019	0.0015
	75	0.0080	0.0008	0.0004	0.0066	0.0008	0.0049	0.0040	0.0047
	25	0.001	0.015	0.002	0.037	0.001	0.015	0.001	0.009
Ва	50	0.001	0.025	0.006	0.059	0.005	0.027	0.006	0.014
	75	0.001	0.048	0.010	0.092	0.008	0.057	0.013	0.034
	25	0.053	0.035	0.005	0.005	0.025	0.065	0.094	0.028
F	50	0.064	0.047	0.037	0.041	0.030	0.100	0.140	0.094
	75	0.128	0.064	0.046	0.079	0.038	0.150	0.210	0.153
	25	0.030	0.030	0.030	0.118	0.030	0.030	0.030	0.118
Fe	50	0.030	0.030	0.030	0.595	0.030	0.030	0.030	0.175
	75	0.030	0.030	0.030	1.525	0.030	0.210	0.120	0.485
	25	0.0002	0.0002	0.0005	0.1675	0.0002	0.0130	0.0130	0.0678
Mn	50	0.0002	0.0026	0.0013	0.3850	0.0002	0.0760	0.0460	0.1450
	75	0.0003	0.0220	0.0029	0.9050	0.0006	0.1500	0.1100	0.2825
	25	5.80	5.20	3.60	7.00	3.83	5.60	5.20	6.48
Si	50	6.25	5.50	<u>4.</u> 50	8.20	4.70	6.60	6.20	7.10
	75	7.03	6.70	5.50	9.93	5.95	7.30	6.60	8.13
	25	0.00	0.47	0.10	0.36	0.23	0.35	0.14	0.19
Sr	50	0.00	0.61	0.15	0.61	0.29	0.45	0.19	0.23
	75	0.00	0.68	0.21	0.84	0.44	0.70	0.29	0.31
	-				-		-	-	-

Tableau 3. 9Statistiques descriptives (25°, 50°, 75° centiles) des paramètres utilisés pour l'analyse
multivariée. Valeurs en mg/L sauf pH (sans unité), Eh (mV) et pCO2 (atm).



La distribution spatiale des groupes d'eau est montrée sur la figure 3.5.

Figure 3. 5 Distribution spatiale des groupes d'eau (annexe G.10).

3.1.3 Caractérisation isotopique et âge de l'eau

3.1.3.1 Isotopes stables

Les isotopes stables de la molécule d'eau permettent d'obtenir des informations sur son origine. Les analyses de δ^2 H vs δ^{18} O ont été mises en relation avec la droite globale des eaux météoriques (GMWL) et les droites météoriques locales (Chaudière-Appalaches, Basses-Laurentides, Ottawa). Les eaux souterraines échantillonnées dans la région de l'Estrie sont regroupées avec des valeurs médianes de – $80,5 \, {}^{0}/_{00}$ en δ^{2} H et de – $11,8 \, {}^{0}/_{00}$ en δ^{18} O. Les eaux souterraines en Estrie proviennent à l'origine de l'eau des précipitations, il n'y a pas de processus évident d'évaporation (figure 3.6). Pour les 27 puits ayant fait l'objet d'une analyse en CFCs et SF₆, les valeurs de δ^{2} H vs δ^{18} O en fonction de l'altitude de recharge estimée indiquent une estimation des altitudes de recharge plausible (figure 3.7).



Figure 3. 6 Répartition des échantillons d'eau souterraine prélevés durant la campagne d'été 2019 (carré rouge) en relation avec les droites des eaux météoriques locales (Chaudière-Appalaches, Basses-Laurentides et Ottawa) et de la droite des eaux météoriques globale (GMWL).



Figure 3. 7 Relation entre les isotopes stables de l'eau (δ²H vs δ¹⁸O) et l'altitude de recharge moyenne estimée pour 27 puits.

3.1.3.2 CFCs & SF₆

Les analyses de CFCs/SF₆ et de gaz dissous des 27 puits ont donné des informations sur les âges d'eau moderne (< 60 ans) selon les modèles piston et exponentiel ainsi que les proportions et les âges d'un pôle récent et d'un pôle ancien avec un modèle binaire. L'annexe G.24 regroupe les cartes de la topographie, du confinement avec les lignes piézométriques utilisées pour estimer les altitudes recharge de chacun des puits. Les graphiques Ne vs Ar permettant d'estimer la température de recharge sont présents en annexe E.4. Dans cette étude, ce sont les résultats du modèle binaire qui sont retenus pour l'ensemble des échantillons sauf l'échantillon estrie-400 où le résultat du modèle exponentiel est gardé. Aucun âge n'a pu être attribué pour l'échantillon estrie-307.

Les proportions d'eau ont été classées selon 4 catégories d'âge : les eaux récentes de 0-15 ans, les eaux de 15-40 ans, les eaux de 40-60 ans et les eaux plus anciennes > 60 ans. Ainsi, un pourcentage est assigné à 2 catégories d'âge par échantillon (tableau 3.10).

Groupe		Altitude	Estimation de la	Modèle	Modèle	Modèle binaire			
d'eau	Echantillon	moyenne	Température de	Piston	exponentiel	% eau de	% eau de	% eau de	% eau
		(m)	recharge (°C)	(ans)	(ans)	0-15 ans	15-40 ans	40-60 ans	> 60 ans
A 1	estrie 084	263	3	61		/	5	/	95
	estrie 503	485	6	43	100	85	/	/	15
	estrie 307	458	10.5						
	estrie 400	171	3	26	6				
120	estrie 404	375	6	43	198	50	/	/	50
AZa	estrie 408	420	5	44	250	15	/	85	/
	estrie 502	229	7	36	35	/	70	/	30
	estrie 504	430	5	33	148	20	/	80	/
	estrie 077	384	6.5	31	24	85	/	15	/
A2h	estrie 083	292	12	25	23	80	/	/	20
AZU	estrie 303	637	8	46	75	15	/	85	/
	estrie 313	291	4	32	26	85	/	15	/
P1o	estrie 081	293	6.5	33	136	/	20	/	80
ыа	estrie 085	230	6	48	100	/	40	/	60
	estrie 402	322	4	31	51	50	/	/	50
B1b1	estrie 407	540	3	35	91	60	/	/	40
	estrie 506	452	5	26	25	80	/	/	20
	estrie 401	249	3	46	100	/	/	20	80
B1b2	estrie 405	482	5.5	48	223	/	/	20	80
	estrie 505	494	4	40	218	40	/	/	60
	estrie 080	306	7	30	74	/	/	20	80
P2a	estrie 301	448	6	40	253	/	20	/	80
DZa	estrie 409	220	3	52	500	/	10	/	90
	estrie 500	312	3	50	150	10	/	/	90
	estrie 078	534	6	37	173	55	/	/	45
B2b	estrie 079	506	7	48	165	/	/	25	75
	estrie 403	391	6.5	45	150	/	25	/	75

Tableau 3. 10Estimation de l'altitude, de la température de recharge, de l'âge et des proportions d'eau de
27 échantillons selon les modèles piston, exponentiel et binaire.

Les eaux de recharge (A2a, A2b, B1b1) ont une plus grande proportion d'eau jeune ou moderne (< 60 ans) et plus particulièrement les groupes A2b et B1b1 qui sont majoritairement des eaux de 0-15 ans. Cependant, le groupe d'eau de recharge B1a, très impacté par des composés anthropiques, présente des eaux plus anciennes (> 60 ans) à hauteur de 80-85%. L'évolution géochimique des eaux souterraines nécessite un temps de résidence plus long. Les groupes A1, B1b2, B2a, B2b, considérés comme évolués géochimiquement, présentent une forte proportion d'eau plus ancienne (> 60 ans). Dans le cadre d'une datation avec les CFCs et SF₆, les résultats du modèle binaire indiquent la proportion d'eau récente (0-60 ans) et plus ancienne (> 60 ans). Cette méthode ne permet pas d'obtenir l'âge exact du pôle ancien si ce pôle a plus de 60 ans, mais ce sont les analyses de radiocarbone qui donnent l'âge global de l'échantillon d'eau (sections 3.1.3.4 et 3.1.3.5).

3.1.3.3 Tritium

L'estimation des concentrations en tritium (³H) dégradé (section 2.4.2.3) selon les époques sont en accord avec les résultats d'analyses obtenus :

- 10 TU : <10 ans
- 6 TU : 10 50 ans
- 30 TU : 50 60 ans
- 0 TU : > 60 ans

Les statistiques descriptives des teneurs en ³H des groupes d'eau classés par l'analyse multivariée sont répertoriées dans le tableau 3.11. Le groupe A2b (bleu clair) correspondant à une eau de recharge non affectée par les effets anthropiques présente les plus grandes concentrations en ³H. Les autres groupes d'eau de recharge (A2a, B1a, B1b1) possèdent des valeurs médianes de ³H entre 7 et 8 TU. Les groupes d'eau évoluée géochimiquement A1 et B2b ont également une valeur médiane de 7 TU. Ces eaux reflètent des concentrations en ³H dégradé depuis ces cinquante dernières années ou de mélange entre des eaux modernes et des eaux anciennes. Les groupes d'eau évoluée B1b2 et B2a ont des teneurs en ³H plus faibles, ce qui indique la présence d'une proportion plus importante d'eau plus ancienne (> 60 ans).

Tableau 3. 11 Statistiques descriptives (25 ^e , 50 ^e , 75 ^e centiles) des teneurs en tritium selon le grou	pe d'eau.
---	-----------

		A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
Parametre	Centile	N=4	N=10	N=6	N=8	N=4	N=16	N=12	N=10
3	25	4.5	5.8	8.4	6.5	6.3	3.6	0.4	4.8
- ⁻ Η (ΤΙΙ)	50	6.9	8.0	9.1	7.4	7.0	4.4	<u>1.8</u>	7.0
(10)	75	8.2	8.8	11.8	8.7	7.7	5.0	4.1	7.7

3.1.3.4 Radiocarbone

Les échantillons d'eau de recharge et d'eau évoluée dont le log pCO₂ est supérieur à 2 sont considérés en système ouvert. Il s'agit d'eau moderne avec un âge ¹⁴C corrigé de 0 yBP. Le phénomène de dissolution de la calcite domine en système fermé. Pour corriger cet effet de dissolution de la calcite, la méthode de correction choisie est toujours celle de Pearson (Ingerson & Pearson, 1964) (figure 3.8). Les analyses de méthane par la Plateforme CONDATE EAU révèlent de faibles teneurs en méthane. La méthanogènese n'étant pas significative, le δ^{13} C reflète la dissolution de la calcite qui impacte la datation en indiquant des temps de résidence plus longs.



Figure 3. 8 Répartition des eaux de recharge et des eaux évoluées selon le pH et log pCO₂ indiquant la fermeture du système. Répartition des échantillons de datation au radiocarbone en fonction du ¹³C (⁰/₀₀) et ¹⁴C (pmC).

Le tableau 3.12 compile les statistiques descriptives des analyses de radiocarbone et des âges de ¹⁴C corrigés. Les classes définies dans la section 2.4.2.4 donnent des indications sur les temps de résidence des groupes d'eau. Le groupe d'eau de recharge non affecté (A2b) a un temps de résidence court avec un âge ¹⁴C corrigé médian de 0 yBP. Les eaux de recharge les plus impactées par des composés anthropiques (A2a et B1a) ont également un temps de résidence court (< 2000 yBP). Le groupe B1b1 et les groupes d'eau évoluée géochimiquement (A1, B1b2, B2b) ont des temps de résidence intermédiaires compris entre 2000 et 5000 yBP. Le groupe B2a est le plus ancien avec un temps de résidence long (> 5000 yBP).

				•					
Doromòtroo	Contilo	A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
Farametres	Centile	N=4	N=10	N=6	N=8	N=4	N=16	N=12	N=10
14 0 an altra (25	47.67	50.82	69.24	66.48	52.79	28.11	24.65	41.00
C analyse	50	50.06	62.39	76.68	72.86	63.63	40.96	<u>34.09</u>	57.01
(pine)	75	58.17	70.79	87.52	86.07	71.85	57.47	39.10	63.22
140	25	59.14	75.26	86.45	69.58	70.35	40.30	43.86	58.90
(pmC)	50	64.85	87.81	89.89	80.68	75.00	61.47	<u>46.16</u>	62.27
(pine)	75	70.56	92.88	91.26	91.41	83.78	69.55	52.61	70.80
s ¹³ c	25	-17.41	-15.29	-18.64	-18.06	-15.56	-15.64	-14.47	-17.69
8 C	50	-16.63	-14.22	-16.30	-17.60	-14.58	-15.13	<u>-13.84</u>	-16.59
(700)	75	-15.53	-12.23	-13.12	-16.48	-13.62	-12.14	-12.05	-12.96
â 14 0	25	2336	612	0	0	1413	3002	5330	336
Age C	50	3594	1074	<u>0</u>	951	2394	3780	6398	3561
conge (ybr)	75	4356	2354	561	2772	2908	7516	8424	4376

 Tableau 3. 12
 Statistiques descriptives (25°, 50°, 75° centiles) des résultats de radiocarbone selon le groupe d'eau.

3.1.3.5 Temps de résidence des groupes d'eau

Les résultats des analyses de tritium et de radiocarbone sont mis en relation. La concentration en ³H indique la présence d'eau moderne et l'âge ¹⁴C corrigé donne le temps de résidence des eaux échantillonnées. Une classification des eaux souterraines selon des seuils de concentration en ³H et d'âge ¹⁴C corrigé a été établie (tableau 3.13).

Les eaux récentes ont 10 ans ou moins, les eaux modernes ont un temps de résidence inférieur à 50-60 ans et les eaux anciennes peuvent avoir plusieurs milliers d'années. La section 2.4.2.5 reprend les définitions des types d'eau selon leur temps de résidence.

		Présence d'e	au moderne estimée	par le tritium
Temps d	le résidence estimé par le radiocarbone	Faible ³ H < 2 TU	Présente	Dominante
		11<210	2<11<110	- /
Court	Age '⁴C < 2000 y BP	NA	Eau moderne	Eau récente
Intermédiaire	$2000 < \hat{h}_{20} = {}^{14}C < 5000 \times BR$	NΔ	Mélange d'eau	Eau récente avec eau
Internetiane	2000 < Age C < 5000 y BF	NA NA	moderne et ancienne	ancienne
Long	$\hat{\Lambda}_{22}$ ¹⁴ C > 5000 v BB	Prédominance d'eau	Eau très ancienne	NΔ
Long	Age C > 5000 y BF	très ancienne	avec eau moderne	

 Tableau 3. 13
 Catégories d'eau selon le radiocarbone corrigé et les teneurs en tritium.

La répartition des échantillons analysés selon ces 2 paramètres est visible sur la figure 3.9.A. Les catégories présentées dans le tableau 3.13 ont été regroupées afin d'observer la prédominance d'eau moderne (bleu), de mélange d'eau moderne et ancienne (gris) et la prédominance d'eau ancienne (orange) des différents groupes d'eau (figure 3.9.B).



Figure 3. 9 A) Classification des échantillons avec le ¹⁴C et le ³H. B) Pourcentage des catégories d'eau pour les différents groupes d'eau.

Les eaux de recharge influencées par les activités anthropiques (A2a, B1a) montrent majoritairement une prédominance d'eau moderne avec une plus faible proportion de mélange d'eau moderne et ancienne. L'eau de recharge non affectée par une pollution d'origine anthropique (A2b) est entièrement constituée d'une prédominance d'eau moderne alors que le groupe B1b1 est constitué à parts égales d'une prédominance d'eau moderne et d'un mélange d'eau moderne et ancienne. Les groupes d'eau évoluée géochimiquement (A1, B1b2, B2b) possèdent des proportions respectives de 25 %, 45 % et 10 % de prédominance d'eau ancienne. Le groupe d'eau avec un âge ¹⁴C corrigé le plus ancien (B2a) présente une prédominance d'eau ancienne à hauteur de 75%.

La figure 3.10 montre la distribution spatiale des échantillons selon les trois classes d'âge de l'eau, soit les eaux récentes, les mélanges d'eaux récentes et anciennes et les eaux anciennes avec les zones correspondant aux eaux de recharge et évoluées. Les eaux avec une prédominance d'eau moderne se situent effectivement dans les zones de recharge et les eaux avec une prédominance d'eau ancienne dans les zones d'eau évoluées géochimiquement.



Figure 3. 10 Distribution spatiale des échantillons selon les classes de ¹⁴C et ³H avec les zones d'eaux de recharge et évoluées géochimiquement (annexe G.11).

Les résultats obtenus avec les différents outils de datation (³H, ¹⁴C, CFCs/SF₆) sur les 27 puits échantillonnés pour une analyse complète ont été mis en parallèle (tableau 3.14). Les résultats des analyses de ¹⁴C et ³H et des analyses de CFCs et SF₆ ont permis d'estimer l'âge du pôle ancien et les concentrations en ³H dans le pôle récent, ancien et le mélange.

		Résultats à partir des analyses de ¹⁴ C et ³ H		Ré: ana	sultats a lyses C	à partir FCs et	des SF ₆	Estimation à partir de l'ensemble des résultats de datation				
Groupe d'eau	Echantillon	Âge ¹⁴ C	³ Н	01	% eau	Modèle % eau	binaire % eau	% eau	Âge du pôle	³ H pôle	³ H pôle	³ H dans le
		(yBP)	(TU)	Classe age (C et H)	0-15 ans	15-40 ans	40-60 ans	>60 ans	ancien (yBP)	(TU)	(TU)	mélange (TU)
A1	estrie 084	5205	<0.8	Prédominance d'eau très ancienne	/	5	/	95	5595	6	0	0.3
	estrie 503	3114	8.9	Eau récente avec eau ancienne	85	/	/	15		10	0	8.5
	estrie 307	529	11.4	Eau récente								
	estrie 400	0	8.5	Eau récente								
A2a	estrie 404	1896	4.2	Eau moderne	50	/	/	50	4360	10	0	5.0
	estrie 408	2795	7.1	Eau récente avec eau ancienne	15	/	85	/	0	10	6	6.6
	estrie 502	1082	8.6	Eau récente	/	70	/	30	4350	10	0	7.0
	estrie 504	3425	5.3	Mélange d'eau moderne et ancienne	20	/	80	/	0	10	6	6.8
	estrie 077	0	8.5	Eau récente	85	/	15	/	0	10	6	9.4
A2b	estrie 083	0	9.8	Eau récente	80	/	/	20	0	10	0	8.0
	estrie 303	748	5.0	Eau récente	15	/	85	/	0	10	6	6.6
	estrie 313	782	8.3	Eau récente	85	/	15	/	0	10	6	9.4
B1a	estrie 081	1032	6.9	Eau moderne	/	20	/	80	1311	6	0	1.2
	estrie 085	3510	4.7	Mélange d'eau moderne et ancienne	/	40	/	60	7105	10	0	4.0
	estrie 402	2917	5.4	Mélange d'eau moderne et ancienne	50	/	/	50	7464	10	0	5.0
B1b1	estrie 407	2905	6.6	Mélange d'eau moderne et ancienne	60	/	/	40	11157	10	0	6.0
	estrie 506	0	8.8	Eau récente	80	/	/	20	0	10	0	8.0
	estrie 401	2780	5.2	Mélange d'eau moderne et ancienne	/	/	20	80	3651	30	0	6.0
B1b2	estrie 405	2057	6.6	Mélange d'eau moderne et ancienne	/	/	20	80	2662	30	0	6.0
	estrie 505	3077	4.9	Mélange d'eau moderne et ancienne	40	/	/	60	6032	10	0	4.0
	estrie 080	8869	6.9	Eau très ancienne avec eau moderne	/	/	20	80	15646	30	0	6.0
B2a	estrie 301	9433	<0.8	Prédominance d'eau très ancienne	/	20	/	80	15721	6	0	1.2
	estrie 409	6739	<0.8	Prédominance d'eau très ancienne	/	10	/	90	7986	6	0	0.6
	estrie 500	4324	2.5	Eau très ancienne avec eau moderne	10	/	/	90	4980	10	0	1.0
	estrie 078	0	7.7	Eau récente	55	/	/	45	0	10	0	5.5
B2b	estrie 079	4394	7.6	Eau récente avec eau ancienne	/	/	25	75	6596	30	0	7.5
	estrie 403	1345	9.6	Eau récente	/	25	/	75	1846	6	0	1.5

 Tableau 3. 14
 Résultats de l'ensemble des outils de datation utilisés pour les 27 puits échantillonnés.

L'âge du pôle ancien est obtenu à partir de l'équation 2.23 (section 2.4.4) et l'équation 2.21 (section 2.4.2.3) donne la teneur en ³H dans le mélange.

Ces paramètres estimés donnent des indications quant aux incertitudes d'interprétation. En effet, l'estimation des teneurs en ³H dans le mélange selon les proportions d'eau fournies par le modèle binaire, versus la teneur en ³H mesurée en laboratoire, permet de vérifier la cohérence des résultats (tableau 3.15).

Tableau 3. 15	Incertitude de l'interprétation des résultats de datation pour les 27 puits ayant subi une
	analyse complète.

Groupe d'eau	Echantillon	Type de puits	Commentaire sur l'interprétation
	estrie 084	Privés (coupe)	Interprétation cohérente et bonne certitude
A1	estrie 503	Municipal	Interprétation diffile et incertaine (contamination CFCs et SF6) mais la forte proportion d'eau moderne est plausible
	estrie 307	RSESQ	Pas d'interprétation possible des CFCs mais évidence de prédominance d'eau moderne et aussi d'impact anthropique.
	estrie 400	Municipal	Pas d'interprétation possible des CFCs mais évidence de prédominance d'eau moderne et aussi d'impact anthropique.
A2a	estrie 404	Municipal	Interprétation cohérente et bonne certitude
	estrie 408	Municipal	Interprétation cohérente et bonne certitude
	estrie 502	Municipal	Bonne reproduction du tritium avec un pôle récent à 10 TU. Assez bonne certitude.
	estrie 504	Municipal	L'interprétation surestime un peu le tritium. Mélange d'eau moderne et ancienne mais les proportions sont incertaines.
	estrie 077	Privés (coupe)	Interprétation cohérente et bonne certitude
A2h	estrie 083	Privés (coupe)	Interprétation cohérente et bonne certitude
A20	estrie 303	RSESQ	Interprétation surestime un peu le tritium. Dominance d'eau moderne
	estrie 313	RSESQ	Interprétation cohérente et bonne certitude
B1a	estrie 081	Privés (coupe)	Interprétation sous-estime fortement le tritium. L'impact anthropique détecté indique aussi une plus forte proportion d'eau moderne que ne l'indique le mélange CFC.
	estrie 085	Privés (coupe)	Interprétation alternative avec un pôle récent à 10 TU reproduit très bien le tritium. Cette interprétation est cohérente et la certitude est assez bonne.
	estrie 402	Municipal	Interprétation cohérente et bonne certitude
B1b1	estrie 407	Municipal	Interprétation cohérente et bonne certitude
	estrie 506	Municipal	Interprétation cohérente et bonne certitude
D41.0	estrie 401	Municipal	Interprétation incertaine des CFCs et les proportion des eaux modernes et anciennes difficiles à estimer (contamination et dégradation des CFCs).
B1b2	estrie 405	Municipal	Incertitude sur l'interprétation des CFCs en faible quantité mais tritium très élevé.
	estrie 505	Municipal	Interprétation cohérente et bonne certitude
	estrie 080	Privés (coupe)	Interprétation diffile et incertaine mais bonne reproduction du tritrium avec un pôle récent à 30 TU.
B2a	estrie 301	RSESQ	Interprétation cohérente et bonne certitude malgré la surestimation du tritium.
Dza	estrie 409	Municipal	Interprétation cohérente et bonne certitude
	estrie 500	Municipal	Interprétation cohérente et bonne certitude malgré la légère sous-estimation du tritium.
	estrie 078	Privés (coupe)	Interprétation incertaine des CFCs (contamination et dégradation) mais dominance d'eau moderne par l'ensemble des traceurs.
B2b	estrie 079	Privés (coupe)	Interprétation incertaine des CFCs mais bonne reproduction du tritium avec un pôle récent de 30 TU.
	estrie 403	Municipal	Interprétation incertaine des CFCs (contamination et dégradation) et sous- estimation du tritium et de la proportion d'eau moderne.

3.2 Evolution géochimique de l'eau souterraine en Estrie

L'ensemble des résultats de la section précédente permet l'interprétation et l'organisation des groupes d'eau selon leur composition géochimique, leur caractérisation isotopique et leur temps de résidence. Les eaux de recharge sont dans l'ordre A2b, B1b1, A2a, B1a et les eaux évoluées géochimiquement dans l'ordre A1, B2b, B1b2, B2a.

3.2.1 Caractéristiques et répartition spatiale des groupes d'eau

Les conditions hydrogéologiques (type d'aquifère, confinement, lithologie) des groupes d'eau sont répertoriées dans le tableau 3.16.

Paramètres	hydrogéologiques (%)	A2b	B1b1	A2a	B1a	A1	B2b	B1b2	B2a
i arametres	nyalogeologiques (70)	N=22	N=30	N=33	N=20	N=8	N=36	N=41	N=29
Туре	Roc	95.5	96.7	97.0	95.0	100.0	91.7	80.5	93.1
d'aquifère	Granulaire	4.5	3.3	3.0	5.0	0.0	8.3	19.5	6.9
	Libre	81.8	73.3	66.7	55.0	50.0	47.2	41.5	37.9
Confinement	Semi-captif	18.2	20.0	24.2	25.0	37.5	36.1	39.0	27.6
	Captif	0.0	6.7	9.1	20.0	12.5	16.7	19.5	34.5
	Roches métamorphiques (schistes, phyllade)	18.2	6.7	12.1	20.0	12.5	22.2	12.2	3.4
	Roches magmatiques mafiques	13.6	3.3	3.0	20.0	25.0	13.9	9.8	20.7
Gáclogia	Roches magmatiques felsiques	9.1	6.7	0.0	5.0	0.0	2.8	2.4	6.9
Geologie	Roches sédimentaires (grès) séquence arénacée	13.6	6.7	3.0	5.0	0.0	5.6	4.9	3.4
	Roches détritiques	40.9	73.3	69.7	40.0	62.5	50.0	61.0	55.2
	Roches sédimentaires (carbonates)	4.5	3.3	12.1	10.0	0.0	5.6	9.8	10.3

 Tableau 3. 16
 Conditions hydrogéologiques des groupes d'eau (exprimées en %).

La majorité des puits échantillonnés prélèvent leur eau dans un aquifère ouvert au roc avec des conditions libres. Les eaux évoluées géochimiquement présentent également des proportions importantes pour des conditions de confinement semi-captives. Les grands groupes géologiques ont été définis de manière à regrouper des lithologies similaires. La lithologie au niveau des puits correspond majoritairement à des roches détritiques. Ces roches détritiques regroupent des ardoises, phyllades, arénites avec de nombreux débris issus de l'érosion d'autres roches. De nombreux puits sont également creusés dans des roches métamorphiques (schistes ardoisiers, phyllades) et magmatiques (basalte, granite, granodiorite, roches intrusives mafiques) sans débris rocheux.

Afin de comprendre le fonctionnement de l'aquifère à l'échelle régionale, les groupes d'eau ont été classés en 2 catégories : les eaux de recharge (bleu) et les eaux évoluées (jaune) dans la figure 3.11. Ces zones ont été tracées en utilisant la topographie, les bassins-versants de niveau

2 et les lignes piézométriques. Les dépôts du Quaternaire de plus de 10 m d'épaisseur dans les vallées sont visibles en marron.



Figure 3. 11 Répartition des groupes en Estrie avec l'épaisseur de dépôts du Quaternaire (carte préliminaire) et la délimitation des zones d'eaux de recharge et évoluées géochimiquement (annexe G.12).

Les eaux de recharge se situent sur les Hautes Terres avec de grandes zones au niveau des Hautes-Appalaches et au sud-ouest du territoire. Dans la partie sud-est, des eaux de recharge sont également présentes dans les Hautes Terres à proximité du Mont Mégantic. Cependant, des eaux évoluées se situent aussi dans ce secteur à l'est. L'épaisseur des dépôts du Quaternaire peut expliquer la présence de ces eaux dans les montagnes au niveau du bassin versant de la rivière Chaudière. Après s'être infiltrées, les eaux souterraines vont migrer vers les bas topographiques recouverts par ces vallées enfouies moins perméables induisant une évolution de la composition géochimique avec des temps de résidence de plus de 3500 yBP. Les eaux de recharge se situent majoritairement au niveau des zones dépourvues de ces dépôts du Quaternaire. Au nord-ouest, dans le Val-Saint-François, les eaux évoluées proviennent d'écoulements régionaux qui émergent dans la partie basse du bassin versant de la rivière Saint-François.



Figure 3. 12 Répartition des groupes d'eau selon les conditions de confinement au roc et les zones d'eaux de recharge et évoluées géochimiquement (annexe G.13).

Les eaux de recharge sont principalement localisées dans les zones avec des conditions de confinement libres (figure 3.12). Les eaux évoluées géochimiquement sont principalement observées dans les zones de confinement semi-captif et captif comme indiqué dans le tableau 3.16. En effet, les proportions cumulées des conditions « semi-captif » et « captif » augmentent du groupe A1, B2b, B1b2 et au groupe B2a. Ainsi, plus de la moitié des échantillons de ces groupes sont issus d'un aquifère semi-captif ou captif. A l'inverse, le pourcentage de puits prélevant dans des conditions de confinement libre augmente dans l'ordre B1a, A2a, B1b1 et A2a.

La description géochimique à partir de l'ensemble des données physicochimiques et la description sur la base des outils de datation utilisés ont été établies afin de connaitre les caractéristiques de chaque groupe d'eau. Le tableau 3.17 résume ces informations.

Type d'eau	Groupe d'eau	N	Description géochimique	N ³ H et ¹⁴ C	N CFCs et SF ₆	Description datation
	A2b	22	Eau à pH acide, oxydante et en système ouvert au CO_2 ; la moins chargée (MTD) et affectée par les effets anthropiques mais la plus riche en Al, Cu, Pb, Zn et la plus pauvre en As, Si, SO_4 .	6	4	Eau la plus riche en ³ H avec un âge ¹⁴ C corrigé moderne (0 yBP); entièrement constituée d'une prédominance d'eau moderne.
	B1b1	30	Eau à pH neutre, oxydante et en système ouvert au CO ₂ ; un peu d'effets anthropiques (NO ₃) et d'évolution géochimique (Ca, K). Groupe d'eau pauvre en Mn et Si.	4	3	Eau avec une teneur en ³ H élevée et un temps de résidence ¹⁴ C intermédiaire (2394 yBP). Présence d'eau moderne à 50% et d'eau de mélange entre un pôle moderne et ancien à 50%.
Eaux de recharge	A2a	33	Eau à pH neutre, oxydante et en système ouvert au CO ₂ ; eau chargée (TDS) avec un effet anthropique important (CI, COD, NO ₃ , SO ₄) et concentration totale élevée (Ca, Mg, Sr). Moyenne élevée en N-NH ₃ .	10	6	Eau avec une teneur en ³ H élevée et un temps de résidence ¹⁴ C court (1074 yBP) ; majoritairement constituée d'une prédominance d'eau moderne.
	B1a	20	Eau à pH neutre, réductrice et en système ouvert au CO_2 ; la plus concentrée (Ba, Ca, K, Mg, Mn, Na, Si, Sr, U). Eau dégradée avec un fort impact de l'activité anthropique (Cl, COD, SO_4) et contient les plus fortes concentrations en Fe, SO_4 et N-NH ₃ avec une faible teneur en NO ₃ (suspicion de dénitrification autotrophe). Moyenne élevée en B, Br	8	2	Eau avec une teneur en ³ H élevée et un temps de résidence ¹⁴ C court (951 yBP) ; majoritairement consituée d'une prédominance d'eau moderne.
	A1	8	Eau à pH neutre, oxydante et en système ouvert au CO ₂ ; eau purement sodique la plus riche en As.	4	2	Eau avec une teneur en ³ H élevée et un temps de résidence ¹⁴ C intermédiaire (3594 yBP) ; la moitié des échantillons correspondent à un mélange d'eau entre un pôle moderne et ancien.
Eaux	B2b	36	Eau un peu alcaline, réductrice et en système fermé pour le CO_2 ; avec de fortes concentrations en Mn, Fe et contient aussi beaucoup de F, Si. Moyenne élevée en P inorg et S ² .	10	3	Eau avec une teneur en ³ H élevée et un temps de résidence ¹⁴ C intermédiaire (3561 yBP) ; la moitié des échantillons correspondent à un mélange d'eau entre un pôle moderne et ancien.
	B1b2	41	Eau alcaline, réductrice et en système fermé pour le CO ₂ ; se distingue par des concentrations élevées en As, B, Ba, F, Mg, Sr, S ²⁻ .	16	3	Eau avec peu de ³ H et un temps de résidence ¹⁴ C intermédiaire (3780 yBP) ; constituée d'une prédominance d'eau ancienne mais également d'un mélange d'eau entre un pôle moderne et ancien.
	B2a	29	Eau très alcaline, réductrice et en système fermé pour le CO ₂ mais très peu concentrée. Eau la plus riche en F, Mo et P inorg.	12	4	Eau la plus pauvre en ³ H et un temps de résidence ¹⁴ C long (6398 yBP) ; majoritairement consituée d'une prédominance d'eau ancienne.

Tableau 3. 17 Description des gro

3.2.2 Processus d'évolution géochimique de l'eau

Les eaux souterraines en Estrie se distinguent en 2 catégories : les eaux de recharge et les eaux évoluées géochimiquement. Les conditions physico-chimiques du milieu (Eh et pH) mettent en évidence cette distinction (figure 3.13.A). Les eaux de recharge les moins affectées par les activités anthropiques (A2b, B1b1 et A2a) sont caractérisées par les conditions les plus oxydantes. En revanche les eaux impactées (B1a) et les eaux évoluées géochimiquement sont caractérisées par des conditions réductrices. Les eaux évoluées sont globalement regroupées sur intervalle de pH allant de 7 à 8.5 et une alcalinité comprise entre 70 et 240 mg/L alors que les eaux de recharge ont des gammes de pH et d'alcalinité plus variables. Les eaux non affectées (A2b) présentent un pH plus acide (< 7) et une faible alcalinité (< 100 mg/L) (figure 3.13.B).



Figure 3. 13 A) Répartition des échantillons en fonction des conditions du milieu avec le pH (acide, alcalin) et l'Eh (réducteur, oxydant). Les classes de pH et Eh sont déterminées à partir du 25 et 75^e centiles calculés sur l'ensemble des résultats. B) Répartition des échantillons en fonction du pH et de l'alcalinité.

La répartition des échantillons d'eau d'après la concentration en ions majeurs est visible sur la figure 3.14. Ce graphique apporte des informations similaires à un diagramme de Piper avec l'axe des abscisses qui représente la concentration relative des cations majeurs et l'axe des ordonnées la concentration relative des anions majeurs en pourcentage des concentrations en meq/L.

Deux tendances sont visibles : un enrichissement des eaux de recharge en Na et Cl et une évolution des eaux vers un pôle sodique.



Figure 3. 14 Concentrations relatives des cations (axe X) et des anions (axe Y).

Les eaux de recharge les plus affectées par les impacts anthropiques (groupes A2a et B1a) présentent des teneurs plus élevées en chlorures et un taux de matière dissoute plus important contrairement aux eaux de recharge non affectées (A2b) (figure 3.15.A). Les eaux évoluées géochimiquement ont des concentrations de chlorures comprises entre 0,1 et 100 mg/L mais ont des concentrations de composés d'origine anthropique faibles à nulles contrairement aux eaux de recharge (figure 3.15.B). Les 2 groupes les plus impactés par des effets anthropiques n'ont pas la même source de contamination : le groupe B1a a peu de nitrites-nitrates même s'il a de fortes concentrations en matière dissoute totale et chlorures contrairement au groupe A2a. Le groupe A2a est donc clairement impacté par des activités agricoles. Par contre, le groupe le plus impacté B1a est caractérisé par des conditions plus réductrices qui favoriseraient la dégradation des nitrates, ce qui pourrait expliquer leur faible concentration malgré la présence d'autres composés d'origine anthropique (Cl⁻).


Figure 3. 15 A) Relation entre les chlorures et la MDT pour les différents groupes d'eau. B) Relation entre les chlorures et les nitrites – nitrates pour les différents groupes d'eau.

L'eau de recharge la moins affectée par les effets anthropiques (A2b) est sous saturée en dolomite et calcite, ce sont des eaux très peu évoluées. A l'inverse, les autres groupes d'eau de recharge ont des indices de saturation en calcite et dolomite plus élevés. Les eaux évoluées sont assez proches de la saturation en calcite et dolomite (figure 3.16). Leur composition est ainsi en grande partie contrôlée par la solubilité de la calcite-dolomite. Les eaux de recharge moderne (A2b) n'ont pas eu suffisamment de temps pour solubiliser les carbonates et ne sont donc pas saturées sauf les échantillons impactés par des composés anthropiques qui ont des temps de résidence de 1000 ans (section 3.1.3.4).



Figure 3. 16 Indice de saturation calcite – dolomite des groupes d'eau.

Les eaux de recharge des groupes A2a et B1a sont plus impactées par l'activité anthropique liée à un enrichissement en sodium et chlorures (figure A et B 3.17). En revanche, pour les eaux évoluées, un enrichissement en sodium est aussi visible (figure 3.17.A). En effet les eaux du groupe A1 sont purement sodiques, ce qui reflète un important échange ionique entre le calcium et le sodium (figure 3.17.B).



Figure 3. 17 A) Relation entre les chlorures et le sodium pour les différents groupes d'eau. B) Relation entre le sodium et le calcium pour les différents groupes d'eau.

Le graphique A de la figure 3.18 montre l'évolution relative à la fois des eaux de recharge et des eaux évoluées géochimiquement. Le baryum et le strontium sont des indicateurs d'évolution des eaux. Les groupes d'eaux les moins minéralisés (A2b, B1b1, B2a et B2b) ont moins de baryum et de strontium dans leurs eaux que les groupes impactés par des activités anthropiques (A2a et B1a) ou évolués géochimiquement (B1b2) (figure 3.18.B). Le groupe purement sodique (A1) est pauvre en baryum et en strontium. La teneur de ces composés permet de distinguer les groupes d'eau et peut en partie expliquer leur classement en groupes distinct par *clustering*.



Figure 3. 18 A) Evolution de la concentration en bicarbonate en fonction du pH. B) Relation entre le baryum et le strontium pour les différents groupes d'eau.

Les concentrations en arsenic et en manganèse augmentent selon l'évolution géochimique et le temps de résidence des groupes d'eau (figure 3.19). La concentration en silice est un bon indicateur pour estimer le temps de séjour des eaux souterraines (figure 3.19). Les eaux évoluées géochimiquement et les eaux de recharge impactées (B1a) sont plus riches en arsenic et en manganèse. La section 3.3.2 traite spécifiquement la présence de ces 2 composés dans les eaux souterraines en Estrie.



Figure 3. 19 Evolution des concentrations en arsenic (A) et en manganèse (B) en fonction du silicium.

3.2.3 Modèle conceptuel

Les eaux souterraines en Estrie constituent 2 grands ensembles : les eaux de recharge (A2b, A2a, B1a et B1b1) et les eaux évoluées géochimiquement (A1, B2b, B1b1 et B2a) (figure 3.20). Les eaux de recharge (A2b) peuvent être impactées par les activités anthropiques qui émettent des chlorures, nitrites-nitrates et sulfates dans le milieu (B1a et A2a). Les eaux du groupe B1a sont situées à proximité des routes d'où leur enrichissement en chlorures (sels déglaçants). Les teneurs en nitrites-nitrates sont plus faibles mais les fortes concentrations en azote ammoniacal, fer et sulfates laissent supposer qu'un phénomène de dénitrification autotrophe se produit. Les eaux du groupe A2a sont riches en ces composés mais aussi en nitrites-nitrates, indiquant l'effet d'un impact anthropique domestique ou agricole. Ces eaux sont modernes avec un temps de résidence court et un pôle récent (<60 ans) prédominant. Les eaux de recharge (A2b) vont circuler le long du système d'écoulement avec des conditions de plus en plus alcalines et réductrices et s'enrichir naturellement en composés tels que le baryum, le fer, les fluorures, la silice entrainant une évolution géochimique (B2b, B1b2 et B1a). Ces eaux évoluées ont des temps de résidence

de plusieurs milliers d'années avec une proportion d'eau récente variable, selon l'importance du mélange.



Figure 3. 20 Modèle conceptuel de l'évolution géochimique des eaux souterraines en Estrie.

3.3 Qualité de l'eau souterraine en Estrie

3.3.1 Problématiques de qualité d'eau en Estrie

Le tableau 3.18 répertorie les paramètres normés selon les critères de potabilité et les critères esthétiques appliqués au Québec. Les eaux souterraines de la région de l'Estrie sont impactées par la présence de manganèse et d'arsenic au-delà des concentrations maximales acceptées (CMA) respectivement de 0.12 mg/L et 0.01 mg/L (Santé Canada, 2006; Santé Canada, 2019b). Sur l'ensemble des 219 échantillons, le pourcentage de dépassements en manganèse est de 26% et de 8.2% pour l'arsenic.

Tableau 3. 18Nombre d'échantillons et pourcentage de dépassements selon les paramètres normés
d'après les critères de potabilité (CMA : concentration maximale acceptable) et esthétiques
(OE : objectif d'ordre esthétique) recommandés par le Règlement sur la Qualité de l'Eau
Potable (RQEP) et Santé Canada en vigueur au Québec.

Paramètres	N	Critère	Source	Norme (mg/L)	Nombre Dépassements	% Dépassements
Manganèse (Mn)	219		Santé Canada	0.12	57	26.0%
Antimoine (Sb)	219			0.006	0	0.0%
Arsenic (As)	219			0.01	18	8.2%
Baryum (Ba)	219			1	0	0.0%
Bore (B)	219			5	0	0.0%
Cadmium (Cd)	219		RQEP	0.005	1	0.5%
Chrome (Cr)	219	CMA		0.05	0	0.0%
Cuivre (Cu)	219			1	0	0.0%
Fluorure (F)	219			1.5	0	0.0%
Nitrate(N) et Nitrite(N)	219			10	2	0.9%
Plomb (Pb)	219			0.01	0	0.0%
Sélénium (Se)	219			0.01	0	0.0%
Uranium (U)	219			0.02	3	1.4%
Chlorures (Cl)	219			250	2	0.9%
Manganèse (Mn)	219			0.02	111	50.7%
Sodium (Na)	219			200	0	0.0%
Sulfates (SO ₄)	219		Santá Canada	500	1	0.5%
Sulfures (exprimés en S ²⁻)	219	OE	Sance Canada	0.05	9	4.1%
Zinc (Zn)	219			5	0	0.0%
MDT_estimée	219			500	24	11.0%
pH (<7 ou >10.5)	219			<7 ou >10.5	47	21.5%
Fer (Fe)	219		RQEP	0.3	37	16.9%

La figure 3.21 montre la répartion spatiale des échantillons qui présentent un dépassement des CMA et la figure 3.22 celle des dépassements esthétiques (OE).



Figure 3. 21 Géochimie des eaux souterraines – Critères pour la santé (Règlement sur la Qualité de l'Eau Potable (c. Q-2, r.40 (Gouvernement du Québec, 2019))) (annexe G.14).



Figure 3. 22 Géochimie des eaux souterraines – Critères esthétiques (Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2019)) (annexe G.15).

Le pourcentage de dépassements par rapport au nombre de dépassements total a été calculé pour chaque groupe. Des dépassements en nitrites-nitrates, fer et pH (<7) sont observés dans les groupes d'eau de recharge. En revanche, les eaux évoluées géochimiquement présentent la majorité des dépassements en arsenic, en manganèse et en fer (tableau 3.19).

Critère	Paramètres	Norme	Jorme Nombre		% dépassements par rapport au nombre de dépassement total							
		(mg/L)	dépassements	A2b	B1b1	A2a	B1a	A1	B2b	B1b2	B2a	
	As	0.01	18	0	0	0	16.7	5.6	27.8	38.9	11.1	
	Cd	0.005	1	0	0	100	0	0	0	0	0	
СМА	Mn	0.12	57	1.8	0	1.8	28.1	0	33.3	24.6	10.5	
	NO ₂ ⁻ et NO ₃ ⁻	10	2	0	50	50	0	0	0	0	0	
	U	0.02	3	0	0	0	0	0	0	66.7	33.3	
	CI	250	2	0	0	0	100	0	0	0	0	
	Fe	0.3	37	0	0	0	37.8	0	32.4	18.9	10.8	
OE	Mn	0.02	111	1.8	0	8.1	16.2	0	30.6	26.1	17.1	
	S ²⁻	0.05	9	0	0	0	0	11.1	33.3	44.4	11.1	
	pH	<7	47	42.6	12.8	12.8	14.9	0	12.8	4.3	0	

Tableau 3. 19Pourcentage de dépassements par groupe d'eau par rapport au nombre de dépassements
total (en gras : % le plus élevé).

3.3.2 Contrôles sur les problématiques d'arsenic et de manganèse

3.3.2.1 Conditions et secteurs favorables à la présence d'arsenic et de manganèse

Les eaux souterraines dans la région de l'Estrie présentent de fortes teneurs en arsenic et manganèse au-delà des normes de potabilité. Le tableau 3.20 répertorie les statistiques descriptives de ces 2 composés selon les groupes d'eau.

Paramàtras	Contilo	A2b	B1b1	A2a	B1a	A1	B2b	B1b2	B2a
Farametres	Centile	N=22	N=30	N=33	N=20	N=8	N=36	N=41	N=29
	Min	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002
	10	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0005	0.0002	0.0002	0.0002
Arsenic (As)	25	0.0002	0.0002	0.0002	0.0004	0.0011	0.0004	0.0010	0.0005
(mg/L)	50	0.0002	0.0002	0.0004	0.0024	0.0043	0.0015	0.0030	0.0019
CMA = 0.01 mg/L	75	0.0004	0.0008	0.0008	0.0066	0.0080	0.0047	0.0049	0.0040
	90	0.0005	0.0010	0.0018	0.0150	0.0134	0.0145	0.0120	0.0066
	Max	0.0009	0.0030	0.0072	0.0180	0.0240	0.0360	0.0290	0.0680
	Min	0.0002	0.0002	0.0002	0.0016	0.0002	0.0140	0.0002	0.0002
	10	0.0002	0.0002	0.0002	0.0353	0.0002	0.0365	0.0036	0.0019
Manganèse (Mn)	25	0.0005	0.0002	0.0002	0.1675	0.0002	0.0678	0.0130	0.0130
(mg/L)	50	0.0013	0.0002	0.0026	0.3850	0.0002	0.1450	0.0760	0.0460
CMA = 0.12 mg/L	75	0.0029	0.0006	0.0220	0.9050	0.0003	0.2825	0.1500	0.1100
	90	0.0097	0.0014	0.0376	2.2200	0.0012	0.7950	0.3500	0.2080
	Max	1.1000	0.0130	0.1600	6.2000	0.0021	1.5000	0.4900	0.4500

Tableau 3. 20
 Statistiques descriptives (10, 25, 50, 75, 90^e centiles ; min et max) de l'arsenic et du manganèse (mg/L) des groupes d'eau (en rouge: concentration dépassant la CMA).

Les eaux de recharge les moins impactées par les activités anthropiques (A2b et B1b1) possèdent les plus faibles teneurs en arsenic. Les eaux évoluées géochimiquement ont les teneurs maximales les plus élevées avec une concentration médiane plus importante dans les eaux purement sodiques (A1) (figure 3.23.A). Le manganèse est présent en plus forte concentration dans les eaux souterraines impactées par les activités anthropiques (B1a) ou dans les eaux avec un temps de résidence plus important (B2b, B1b2 et B2a) (figure 3.23.B).



Figure 3. 23 A) Concentration en arsenic (A) et en manganèse (B) des groupes d'eau (CMA en rouge : As = 0.01 mg/L et Mn = 0.12 mg/L).

L'un des groupes impactés (B1a) et les groupes évolués géochimiquement (B2b, B1b2 et B2a) sont à la fois enrichis en arsenic et en manganèse, sauf les eaux purement sodiques (A1) qui sont uniquement riches en arsenic. Cette tendance est également visible sur la figure 3.24 qui met en évidence la relation entre l'arsenic et le manganèse. Les eaux de recharge non impactées (A2b et B1b1) sont enrichies soit en arsenic soit en manganèse. Les eaux les plus impactées B1a sont les plus riches en manganèse.



Figure 3. 24 Relation entre les teneurs en arsenic et manganèse des groupes d'eau (CMA en rouge : As = 0.01 mg/L et Mn = 0.12 mg/L).

La majorité des eaux souterraines échantillonnées en Estrie se situent dans la gamme de pH-Eh des eaux naturelles (Lenoble, 2003; Lombi *et al.*, 1999). Les diagrammes de Pourbaix des sections 2.1.1.1 pour l'arsenic (Lenoble, 2003; Lombi *et al.*, 1999) et 2.1.1.2 pour le manganèse (Crittenden *et al.*, 2012) ont été repris pour identifier les formes de ces composés (figure 3.25).



Figure 3. 25 Répartition des échantillons selon leur groupe d'eau dans un diagramme Eh-pH pour l'arsenic (A) et le manganèse (B).

Dans les eaux souterraines de recharge (A2b) l'arsenic est principalement sous la forme $H_2AsO_4^-$ alors que la forme $HAsO_4^{2-}$ domine pour la majorité des échantillons et tout particulièrement pour les eaux évoluées géochimiquement dont le pH est plus alcalin (figure A.3.25). La forme dissoute Mn^{2+} prédomine dans les eaux souterraines en Estrie (figure 3.25.B). Lorsque le pH est supérieur à 7, le manganèse est présent sous sa forme oxydée solide Mn_2O_3 .

Les concentrations médianes en arsenic et en manganèse sont plus élevées dans des conditions alcalines et réductrices (figure 3.26).



Figure 3. 26 Concentration en arsenic (A) et manganèse (B) selon les conditions de pH et d'Eh (ligne horizontale rouge correspondant à la CMA : As = 0.01 mg/L et Mn = 0.12 mg/L).

Certains paramètres des anciens projets ne possédant pas de valeurs en CID, COD, TDS, N-NH₃, la matrice de corrélation (tableau 3.21) présente les relations entre les différents paramètres des 180 échantillons de la campagne d'été 2019.

Paramètres	Arsenic (As)	Manganèse (Mn)
Arsenic (As)	1.000	0.052
Manganèse (Mn)	0.052	1.000
рН	0.122	<u>-0.235</u>
Eh	-0.254	<u>-0.213</u>
MDT	-0.047	0.533
Dureté	-0.073	0.582
Oxygène dissous	<u>-0.181</u>	<u>-0.177</u>
Conductivité	-0.063	0.499
TDS	-0.065	0.495
Salinité	-0.069	0.490
Alcalinité	0.021	0.133
pCO2	-0.081	0.408
HCO3	0.020	0.135
Azote total (NT)	<u>-0.107</u>	0.171
COD	0.096	0.210
CID	0.021	0.211
Antimoine (Sb)	0.137	-0.030
Azote ammoniacal (N-NH3)	0.200	0.174
Baryum (Ba)	-0.024	0.218
Bromure (Br-)	-0.063	0.181
Cadmium (Cd)	-0.047	0.487
Calcium (Ca)	<u>-0.109</u>	0.596
Chlorures (Cl)	-0.067	0.166
Cobalt (Co)	0.031	0.935
Cuivre (Cu)	<u>-0.114</u>	-0.072
Fer (Fe)	0.116	0.650
Lithium (Li)	-0.019	0.262
Magnésium (Mg)	0.025	0.313
Nickel (Ni)	-0.081	0.336
Nitrate(N) et Nitrite(N)	<u>-0.129</u>	-0.087
Phosphore inorganique	0.295	0.017
Plomb (Pb)	<u>-0.115</u>	-0.094
Potassium (K)	<u>-0.120</u>	0.253
Silicium (Si)	0.254	0.226
Strontium (Sr)	-0.036	0.162
Sulfates (SO4)	-0.052	0.780
Uranium (U)	0.037	0.160
Zinc (Zn)	-0.039	0 834

Tableau 3. 21Matrice de corrélation pour l'arsenic et le manganèse avec les composés géochimiques des
180 échantillons de la campagne de l'été 2019 à partir des concentrations en mg/L sauf pH
(pas d'unité), Eh (mV), conductivité (µS/cm). (Souligné : corrélations négatives les plus
significatives ; gras : corrélations positives les plus significatives).

L'arsenic et le manganèse ne sont pas fortement corrélés mais ils sont tous deux présents en conditions réductrices et anaérobies. Cependant l'arsenic est présent dans un milieu alcalin et le manganèse dans un milieu plus acide. L'arsenic est corrélé négativement à l'azote total, au calcium, au cuivre, aux nitrites-nitrates, au plomb et au potassium et il est corrélé positivement à l'azote ammoniacal, au phosphore inorganique et au silicium. Le manganèse est présent en milieu plus chargé (MDT, dureté) contenant du calcium, du cobalt, du fer, des sulfates et du zinc (tableau 3.21). Pour chaque groupe d'eau, on retrouve des roches détritiques (tableau 3.16 de la section 3.2.1). Il est donc difficile d'associer une lithologie précise liée à la présence d'arsenic ou de manganèse dans les eaux souterraines. La région de l'Estrie est riche en pyrite, ce qui pourrait expliquer la présence d'arsenic libéré lors de la dissolution de ces oxydes de fer ou de minéraux sulfurés tel que la pyrite. L'arsenic adsorbé sur des composés organiques et argileux peut être relargué dans le milieu en conditions réductrices (Campredon, 2013; Smedley & Kinniburgh, 2002). Le manganèse présent dans de nombreuses roches et minéraux (section 2.1.1.2) est libéré sous sa forme dissoute en condition anaérobie (Adam *et al.*, 2005).

Les figures 3.27 et 3.28 montrent la distribution spatiale des 219 échantillons du PACES selon les CMA et en fonction des types d'eau. Les dépassements pour ces 2 composés sont localisés principalement dans les zones d'eaux évoluées géochimiquement.



Figure 3. 27 Répartition spatiale des teneurs en arsenic avec les zones d'eau de recharge et évoluées (annexe G.16).



Figure 3. 28 Répartition spatiale des teneurs en manganèse avec les zones d'eaux de recharge et évoluées (annexe G.17).

Les analyses d'arsenic contenues dans le Système d'information hydrogéologique (SIH), la banque de données géochimiques du Québec (BADGEQ) et des réseaux d'aqueduc faisant l'objet d'analyses selon l'article 14 du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) (section 2.2.3 et annexe C) ont été ajoutées aux données du PACES Estrie (figure 3.29). Seule la banque de données géochimiques du Québec contenait des analyses de manganèse (figure 3.30).

La compilation de ces données historiques et des données du PACES Estrie met en évidence les zones affectées par la présence d'arsenic et de manganèse dans les eaux souterraines. Les secteurs où l'on retrouve de fortes teneurs en arsenic sont également impactés par de fortes concentrations en manganèse. Il s'agit des zones d'eaux évoluées géochimiquement avec des conditions de confinement « captif » et une épaisseur de dépôt du Quaternaire généralement supérieure à 10 m. Ces fortes concentrations se retrouvent dans les vallées qui représentent des zones d'émergence de l'écoulement des eaux souterraines. Un parcours le long des écoulements régionaux engendre une évolution géochimique en érodant des unités géologiques qui contiennent de l'arsenic et du manganèse.



Figure 3. 29 Répartition spatiale de l'ensemble des données d'arsenic disponibles (annexe G.18).



Figure 3. 30 Répartition spatiale de l'ensemble des données de manganèse disponibles (annexe G.19).

Les eaux échantillonnées en Estrie proviennent majoritairement de l'aquifère rocheux fracturé. L'oxydation de minéraux sulfurés tels que la pyrite (FeS₂) est l'une des sources principales d'arsenic dans les eaux souterraines (Bondu, 2017). Des phénomènes de dissolution des oxyhydroxydes de fer et d'altération de composés argileux libèrent aussi de l'arsenic dans les eaux. En Estrie, les eaux souterraines riches en arsenic sont évoluées géochimiquement avec des temps de résidence intermédiaire ou long. Le parcours le long des chemins d'écoulement à travers de couches riches en arsenic entraine une évolution géochimique. L'évolution géochimique des eaux souterraines durant leur trajet dans l'aquifère mène à des conditions de plus en plus alcalines et réductrices qui favorisent la mobilisation de l'arsenic (Boyle et al., 1998; Lipfert et al., 2006; Smedley & Kinniburgh, 2002; Yang et al., 2015). Ces mécanismes de mobilisation de l'arsenic sont peu connus au sein des aquifères fracturés dont les conditions sont très hétérogènes (O'Shea et al., 2015). Les eaux de recharge ont généralement des conditions plus oxydantes et acides limitant la mobilisation de l'arsenic. Cependant, certaines eaux de recharge avec un impact anthropique important créent des conditions propices à la mobilisation de l'arsenic dans l'aquifère. Ces eaux de recharge anthropisées riches en COD vont se mélanger et entrainer des conditions très réductrices libérant de l'arsenic qui était immobilisé sous forme minérale (Harte et al., 2012).

En Estrie, les eaux évoluées géochimiquement et les eaux de recharge fortement impactées par les activités anthropiques sont également riches en manganèse. Ce métal est l'un des plus abondants dans la croûte terrestre (ATSDR, 2012). La circulation des eaux souterraines à travers les couches géologiques induit un enrichissement en manganèse. Tout comme pour l'arsenic, la dissolution du manganèse est favorisée dans des conditions réductrices (Groschen, 2009). Le manganèse est omniprésent dans les sols du Québec et notamment dans la région de l'Estrie, il est donc courant d'observer la présence naturelle de manganèse dans les eaux brutes (Bondu *et al.*, 2018; Flanagan *et al.*, 2018). D'ailleurs de nombreux résidents et municipalités possèdent des systèmes de traitement.

3.3.2.2 Spéciation de l'arsenic selon les conditions du milieu

Des analyses de spéciation de l'arsenic ont été réalisées sur 88 échantillons de la campagne d'été 2019 présentant une teneur en arsenic supérieure à 0,001 mg/L. Les quatre formes de l'arsenic ont été séparées en utilisant le protocole de Watts : l'acide diméthylarsinique (DMA), l'acide monométhylarsonique (MA), l'arséniate (As⁵⁺) et l'arsénite (As³⁺) (Watts *et al.*, 2010). La

toxicité de l'arsenic varie en fonction des espèces. L'arsénite plus mobile est considérée plus toxique que l'arséniate (Gulens *et al.*, 1979; Squibb & Fowler, 1983). La proportion des espèces d'arsenic par échantillon est présentée sur la figure 3.31. Dans les zones montagneuses au sud de la région ainsi qu'au niveau de Windsor et de Magog, l'As³⁺ prédomine.



Figure 3. 31 Proportion des espèces d'arsenic chacun des 88 échantillons avec les zones de recharge et évoluées (annexe G.20).

La matrice de corrélation (tableau 3.22) donne des indications sur le comportement des espèces d'arsenic entre elles et avec d'autres composés géochimiques. L'acide diméthylarsinique (DMA) et l'arsénite (As³⁺) sont très fortement corrélés (0.991), l'acide monométhylarsonique (MA) et l'arséniate (As⁵⁺) le sont aussi avec un coefficient plus faible (0.875). Le DMA et l'As³⁺ sont présents lorsque les concentrations en arsenic sont les plus importantes et en conditions plus réductrices. Le DMA et l'As³⁺ ont une corrélation positive avec le COD, le pCO₂, le fer et le manganèse alors que le MA et l'As⁵⁺ sont anti-corrélés à ces paramètres. La relation avec le silicium, indicateur du temps de résidence, montre que le MA et l'As⁵⁺ sont présents dans des eaux peu évoluées contrairement au DMA et l'As³⁺ liés à des eaux plus évoluées. Cette indication est également visible entre les formes d'arsenic et l'alcalinité qui est aussi un indicateur d'évolution géochimique.

Tableau 3. 22Matrice de corrélation des 88 échantillons ayant fait l'objet d'une analyse de spéciation pour
l'arsenic à partir des concentrations en mg/L sauf pH (pas d'unité), Eh (mV), conductivité
(μS/cm). (Souligné : corrélations négatives les plus significatives ; gras : corrélations positives les
plus significatives).

Paramètres	DMA	MA	As ⁵⁺	As ³⁺
DMA	1.000	0.255	0.402	0.991
MA	0.255	1.000	0.875	0.187
As ⁵⁺	0.402	0.875	1.000	0.333
As ³⁺	0.991	0.187	0.333	1.000
рН	-0.069	-0.006	0.067	-0.078
Eh	<u>-0.257</u>	0.020	-0.045	<u>-0.251</u>
MDT	0.010	-0.039	<u>-0.129</u>	0.035
Dureté	-0.018	0.013	<u>-0.137</u>	0.005
Conductivité	-0.024	-0.046	<u>-0.146</u>	0.001
TDS	-0.024	-0.045	<u>-0.145</u>	0.002
Salinité	-0.029	-0.055	<u>-0.153</u>	-0.004
Alcalinité	0.105	0.015	-0.054	0.121
COD	0.170	-0.036	-0.072	0.204
CID	0.148	0.014	-0.056	0.171
pCO2	0.133	-0.056	-0.077	0.165
НСОЗ	0.106	0.015	-0.055	0.121
Aluminium (Al)	0.334	0.015	0.054	0.396
Antimoine (Sb)	0.028	0.268	0.195	0.019
Arsenic (As)	0.945	0.522	0.669	0.922
Azote ammoniacal (N-NH3)	0.484	0.016	0.081	0.491
Baryum (Ba)	-0.049	<u>-0.124</u>	<u>-0.127</u>	-0.032
Calcium (Ca)	-0.035	0.052	<u>-0.153</u>	-0.022
Chrome (Cr)	-0.087	-0.079	<u>-0.108</u>	-0.073
Chlorures (Cl)	-0.066	-0.089	<u>-0.161</u>	-0.042
Cobalt (Co)	0.151	0.072	0.033	0.184
Cuivre (Cu)	<u>-0.118</u>	-0.023	-0.043	<u>-0.122</u>
Fer (Fe)	0.149	-0.091	-0.054	0.172
Fluorure (F)	0.057	<u>-0.109</u>	-0.036	0.065
Manganèse (Mn)	0.133	-0.040	-0.065	0.163
Phosphore inorganique	0.407	0.086	0.192	0.410
Potassium (K)	-0.025	<u>-0.110</u>	<u>-0.155</u>	-0.009
Silicium (Si)	0.168	0.026	0.054	0.192
Strontium (Sr)	0.009	0.165	-0.030	0.011
Sodium (Na)	-0.005	<u>-0.114</u>	-0.063	0.009
Sulfates (SO4)	<u>-0.119</u>	-0.001	<u>-0.108</u>	-0.088
Uranium (U)	-0.030	0.119	0.047	-0.033

La figure 3.32 reprend le diagramme de Pourbaix de l'arsenic avec 6 classes de concentration des différentes espèces d'arsenic. Les concentrations les plus élevées se situent majoritairement avec des conditions d'oxydoréduction plus réductrices. L'arsénite (As³⁺) et l'arséniate (As⁵⁺) sont les composés avec de très fortes concentrations. En effet, 3 dépassements de la norme fixée à 0.01 mg/L sont visibles pour l'As⁵⁺ seul et 7 dépassements pour l'As³⁺ seul. Les concentrations en As³⁺ sont très fortement contrôlées par l'Eh contrairement à l'As⁵⁺ qui est moins concentré en conditions plus réductrices où l'As³⁺ domine.



Figure 3. 32 Répartition des échantillons selon les classes de concentrations définies et les conditions d'oxydoréduction.

La répartition spatiale selon les classes de concentration en arséniate est visible sur la figure 3.33 et sur la figure 3.34 pour arsénite. Les échantillons ayant fait l'objet des analyses de spéciation sont principalement localisés dans les zones d'eaux évoluées géochimiquement.



Figure 3. 33 Répartition spatiale des teneurs en arséniate (As⁵⁺) selon les zones de recharge et évoluées (annexe G.21).



Figure 3. 34 Répartition spatiale des teneurs en arsénite (As³⁺) selon les zones de recharge et évoluées (annexe G.22).



Les concentrations en DMA, MA, As⁵⁺ et As³⁺ selon les conditions du milieu (pH et Eh) sont présentes sur la figure 3.35.

Figure 3. 35 Concentrations des différentes espèces d'arsenic : DMA (A), MA (B), As⁵⁺ (C) et As³⁺ (D) selon les conditions du milieu (pH et l'Eh) pour les 88 échantillons d'eau souterraine.

Les statistiques descriptives de l'arsenic total et des différentes formes d'arsenic : l'acide diméthylarsinique (DMA), l'acide monométhylarsonique (MA), l'arséniate (As⁵⁺) et l'arsénite (As³⁺) sont présentées dans le tableau 3.23.

	0 and 1 a	B1b1	A2a	B1a	A1	B2b	B1b2	B2a
Paramètres	Centile	N=4	N=7	N=9	N=6	N=16	N=28	N=18
	Min	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
	10	0.003	0.001	0.018	0.002	0.036	0.029	0.068
Arconio	25	0.001	0.001	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002
(mg/L)	50	<u>0.002</u>	0.002	0.005	0.007	0.005	0.003	0.004
(iiig/L)	75	0.002	0.004	0.009	0.009	0.010	0.008	0.006
	90	0.003	0.007	0.016	0.016	0.023	0.012	0.009
	Max	0.003	0.007	0.018	0.024	0.036	0.029	0.068
	Min	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0000
	10	0.0001	0.0001	0.0008	0.0001	0.0017	0.0008	0.0036
ОМА	25	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
(mg/L)	50	<u>0.0001</u>	0.0001	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0001
(ing/L)	75	0.0001	0.0001	0.0004	0.0004	0.0004	0.0003	0.0002
	90	0.0001	0.0001	0.0008	0.0008	0.0010	0.0004	0.0003
	Max	0.0001	0.0001	0.0008	0.0013	0.0017	0.0008	0.0036
	Min	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0000
	10	0.0004	0.0003	0.0012	0.0002	0.0021	0.0043	0.0019
МА	25	0.0002	0.0004	0.0001	0.0002	0.0002	0.0001	0.0002
(mg/L)	50	<u>0.0002</u>	0.0004	0.0002	0.0004	0.0002	0.0003	0.0003
(75	0.0003	0.0013	0.0003	0.0007	0.0007	0.0009	0.0007
	90	0.0004	0.0020	0.0011	0.0010	0.0015	0.0024	0.0011
	Max	0.0004	0.0023	0.0012	0.0012	0.0021	0.0043	0.0019
	Min	0.0007	0.0007	0.0004	0.0009	0.0005	0.0002	0.0002
	10	0.0024	0.0007	0.0037	0.0012	0.0107	0.0223	0.0099
As ⁵⁺	25	0.0009	0.0007	0.0007	0.0018	0.0010	0.0008	0.0012
(mg/L)	50	0.0010	0.0011	0.0019	0.0030	0.0020	0.0018	0.0019
(75	0.0014	0.0028	0.0020	0.0052	0.0039	0.0038	0.0044
	90	0.0020	0.0047	0.0028	0.0061	0.0050	0.0065	0.0059
	Max	0.0024	0.0052	0.0037	0.0063	0.0107	0.0223	0.0099
	Min	0.0000	0.0000	0.0003	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000
As ³⁺ (ma/L)	10	0.0003	0.0000	0.0123	0.0001	0.0292	0.0102	0.0552
	25	0.0000	0.0001	0.0006	0.0001	0.0004	0.0006	0.0003
	50	0.0000	0.0001	0.0031	0.0017	0.0012	0.0011	0.0008
	/5	0.0001	0.0001	0.0060	0.0045	0.0055	0.0021	0.0018
	90	0.0002	0.0002	0.0108	0.0105	0.0130	0.0045	0.0027
	Max	0.0003	0.0004	0.0123	0.0160	0.0292	0.0102	0.0552

Tableau 3. 23	Statistiques descriptives (10, 25, 50, 75, 90° centiles ; min et max) de l'arsenic et des
d	ifférentes espèces d'arsenic (DMA, MA, As5+, As3+) en mg/L des groupes d'eau pour les 88
	échantillons ayant subi les analyses de spéciation.

Les eaux de recharge non affectées (A2b) étant pauvres en arsenic n'ont pas fait l'objet d'analyses de spéciation et ne figurent pas dans le tableau. Les eaux de recharge B1b1 et A2a

présentent de faibles teneurs en DMA et As³⁺ contrairement aux eaux fortement impactées par les activités anthropiques (B1a) et aux eaux évoluées géochimiquement. Le groupe A2a impacté par des activités agricoles est le plus riche en MA et les eaux purement sodiques (A1) sont les plus riches en As³⁺ (figure 3.36). Les eaux de recharge (B1b1 et A2a) et les eaux purement sodiques (A1) sont présentes en conditions oxydantes alors que les autres groupes d'eau sont en conditions plus réductrices.



Figure 3. 36 Concentrations en acide diméthylarsinique (DMA) (A), acide monométhylarsonique (MA) (B), arséniate (As⁵⁺) (C) et arsénite (As³⁺) (D) des groupes d'eau.

Les proportions relatives médianes des différentes espèces d'arsenic par rapport à la teneur en arsenic totale ont permis d'établir le pourcentage des espèces présentes dans chaque groupe d'eau (figure 3.37). L'espèce As⁵⁺ est dominante pour tous les groupes d'eau sauf pour les eaux de recharge fortement impactées par les activités anthropiques (B1a) où l'As³⁺ prédomine.



Figure 3. 37 Pourcentage relatif médian des différentes espèces d'arsenic (DMA, MA, As⁵⁺ et As³⁺) par rapport à la teneur en arsenic totale dans les échantillons selon des groupes d'eau.

Les différentes espèces d'arsenic sont présentes quelles que soient les conditions de pH et d'oxydoréduction. Cependant les plus fortes proportions en DMA et l'As³⁺ sont présentes en conditions plus réductrices (figure 3.35). Les espèces dominantes sont l'arséniate (As⁵⁺) et l'arsénite (As³⁺) mais ces deux formes sont anti-corrélées (figure 3.38). Les statistiques montrent beaucoup de variabilité mais ces espèces sont complémentaires : lorsque les eaux contiennent beaucoup d'As⁵⁺ il y a peu d'As³⁺ et inversement.



Figure 3. 38 Corrélation entre les proportions d'As⁵⁺ et d'As³⁺ des eaux de recharge (A) et des eaux évoluées (B).

Les formes d'acide monométhylarsonique (MA) et d'arséniate (As⁵⁺) sont présentes en faibles concentrations sous des conditions plus oxydantes dans des eaux peu évoluées. L'acide diméthylarsinique (DMA) et l'arsénite (As³⁺) sont eux présents en plus fortes concentrations sous des conditions réductrices et dans des eaux plus évoluées. Les eaux souterraines en Estrie présentent des valeurs d'Eh comprises entre -100 et 1100 mV. La répartition des échantillons dans le diagramme de Pourbaix de l'arsenic (section 3.3.2.1 figure 3.25) indique que les formes dominantes d'arsenic sont H₂AsO₄⁻ et HAsO₄²⁻ dont le degré d'oxydation correspond à l'arséniate (As⁵⁺). Les résultats de spéciation confirment cette tendance sauf pour le groupe d'eau de recharge le plus impacté par les activités anthropiques (B1a) où l'arsénite (As³⁺) est la forme dominante. En Estrie, la prédominance d'arsénite, espèce plus toxique, augmente le risque sanitaire lié à l'ingestion d'eau du groupe B1a.

3.3.2.3 Relations entre les espèces d'arsenic et le manganèse

La figure 3.39 montre les corrélations entre le manganèse et les formes dominantes d'arsenic (As⁵⁺ et As³⁺) dans les eaux souterraines en Estrie. Aucune relation n'est visible entre le manganèse et l'As⁵⁺. Cependant de fortes concentrations en As³⁺ sont corrélées aux fortes concentrations en manganèse. Ainsi, les conditions favorables à la présence de manganèse semblent donc similaires à celles de l'As³⁺.



Figure 3. 39 Relation entre les concentrations en manganèse et les formes d'arsenic As⁵⁺ (A) et As³⁺ (B) (CMA en rouge : Mn = 0.12 mg/L).

Un milieu avec des conditions plus réductrices (inférieur à 150 mV) est nécessaire pour retrouver de plus fortes concentrations en As³⁺ et en manganèse dans les eaux.

3.3.2.4 Modèle conceptuel de mobilisation de l'arsenic et du manganèse dans les eaux souterraines de l'Estrie

En Estrie, les eaux souterraines présentent de fortes concentrations en arsenic et manganèse. Certains secteurs (Windsor, Orford, Coaticook, Mont Mégantic, Disraeli, Dudswell, Sawyerville, Lac-Mégantic, Saint-Ludger) sont touchés par des dépassements au-dessus de la concentration maximale acceptable de 0,01 mg/L pour l'arsenic et de la recommandation de 0,12 mg/L pour le manganèse dans l'eau potable (Québec, 2019; Santé Canada, 2006; Santé Canada, 2019a; Santé Canada, 2019b). La figure 3.40 illustre le modèle conceptuel des processus contrôlant la présence d'As et Mn en Estrie. L'évolution géochimique à partir des eaux de recharge (A2b) le long des voies d'écoulement va entrainer un enrichissement en arsenic et manganèse dans les eaux évoluées (B2a, B2b, B1b2). Les conditions de plus en plus réductrices et alcalines favorisent la présence de ces composés dans les eaux souterraines. Les eaux de recharge les plus impactées par les activités anthropiques (B1a) sont riches en COD, dont la dégradation entraine une diminution du potentiel redox et la mobilisation de l'arsenic et manganèse. Au niveau des différentes espèces d'arsenic, la prédominance d'arsénite (As³⁺) est observée uniquement dans ce groupe (B1a) qui a également la plus forte teneur en manganèse. L'arséniate (As⁵⁺) est l'espèce d'arsenic dominante pour les autres groupes d'eau.



Figure 3. 40 Modèle conceptuel des conditions contrôlant la présence d'arsenic et du manganèse en Estrie.

3.4 Évaluation géochimique de la vulnérabilité et du risque de contamination des puits d'approvisionnement en Estrie

3.4.1 Classement géochimique de la vulnérabilité et du risque de contamination

Les analyses complètes regroupant des données géochimiques et de datation (¹⁴C, ³H, CFCs/SF₆) ont permis d'évaluer la vulnérabilité et les risques face à une contamination pour 27 puits (15 puits municipaux, 8 puits privés et 4 puits du réseau de suivi). La géochimie et la présence d'eau moderne ont défini la vulnérabilité (faible, modérée, élevée, ou impactée) et les photos aériennes ont montré la présence ou non d'activités anthropiques (absentes, modérées, ou importantes) pour chaque puits. Le risque de contamination peut ensuite être évalué, en se basant à la fois sur le niveau de vulnérabilité (intrinsèque au puits), et sur le niveau d'activités anthropiques. A l'aide de la grille d'évaluation (tableau 2.8 section 2.4.4) le risque de contamination (très faible, faible, modéré, significatif, important ou majeur) de ces puits a donc ainsi été établi. Le tableau 3.24 compile les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité, des activités anthropiques et du risque de contamination pour les 27 puits.

Tableau 3. 24Évaluation de la vulnérabilité et du risque de contamination pour les 27 puits ayant fait
l'objet d'une analyse complète. Les lignes indiquent la vulnérabilité, les colonnes indiquent
le niveau d'activités anthropiques et les couleurs indiquent le niveau de risque.

Vulnárobilitá	Activ	vités anthrop	Total	risque				
vuinerabilite	Absentes Modérées Importantes		TOLAI	Très faible				
Faible (<20% moderne)	1	4	0	5	Faible			
Modérée (20-50%)	2	3	1	6	Modéré			
Élevée (>50%)	7	2	1	10	Significatif			
Impactée	0	5	1	6	Important			
Total	10	14	3	27	Majeur			

Les résultats indiquent que 10 puits ont une vulnérabilité élevée et que 6 puits sont impactés par des composés d'origine anthropique. Les activités anthropiques en amont des puits sont évaluées en majorité comme étant modérées ou absentes. Le niveau de risque est très variable selon les puits. Au total, 1 puits possède un risque très faible, 6 puits un risque faible, 10 puits un risque modéré, 3 puits un risque significatif, 6 puits un risque important, et 1 puits un risque majeur. Lorsque l'eau du puits est impactée, des actions à court terme sont à mener : l'absence d'activités anthropiques nécessite d'identifier la source de contamination, des actions de gestion sont requises lorsque des activités anthropiques sont modérées et des actions de protection sont

requises si ces activités sont importantes. Sur les 27 puits échantillonnés en Estrie, des actions de gestion sont requises pour 5 puits (vulnérabilité « impactée », activités anthropiques modérées) et des actions de protection pour 1 puits (vulnérabilité « impactée », activités anthropiques élevées).

Les conditions hydrogéologiques (type d'aquifère et type de confinement) en fonction de la vulnérabilité, des activités anthropiques et des risques sont compilées dans le tableau 3.25.

		Туре	d'aquifère	Ту	pe de confinem	ent
Indicateurs e	et classes	Roc	Granulaire	Libre	Semi-Captif	Captif
		N=19	N=8	N=14	N=9	N=4
	Faible	3	2	1	2	2
Vulnárabilitá	Modérée	3	3	2	2	2
Vullierabilite	Elevée	9	1	8	2	-
	Impactée	4	2	3	3	-
	Absentes	9	2	7	3	1
Activites	Modérées	7	6	5	5	3
antinopiquoo	Importantes	3	-	2	1	-
	Très faible	1	-	-	-	1
	Faible	3	3	2	3	1
Pisquo	Modéré	7	3	6	2	2
Risque	Significatif	3	-	2	1	-
	Important	4	2	4	2	-
	Majeur	1	-	-	1	-

Tableau 3. 25Evaluation de la vulnérabilité et du risque selon les conditions hydrogéologiques (type
d'aquifère et type de confinement).

La vulnérabilité des puits est majoritairement élevée à impactée pour les puits au roc et dans des conditions de confinement libre. Elle est plutôt faible à modérée pour les puits situés dans les matériaux granulaires et dans des conditions de confinement captif. Les activités anthropiques sont globalement jugées absentes à modérées pour les puits au roc ou granulaires utilisés dans cette étude. Les risques sont considérés de très faibles à modérés pour les puits dans les matériaux granulaires et dans les conditions de confinement semi-captif à captif. Les puits au roc avec des conditions de confinement libre présentent les risques les plus élevés, allant de modérés à importants.

Les classes de vulnérabilité, d'activités anthropiques et de risque de contamination ont également été attribuées en fonction des groupes d'eau (tableau 3.26). La vulnérabilité est considérée de modérée à impactée pour les groupes d'eau de recharge (A2b, B1b1, A2a et B1a) ; notamment, la totalité des échantillons des groupes B1a et A2a sont impactés par des composés anthropiques. En revanche, les groupes d'eau évoluée présentent une vulnérabilité de faible à élevée. Parmi ces groupes, les eaux avec le plus long temps de résidence (B2a) présentent une vulnérabilité faible. Pour tous les groupes d'eau, les activités anthropiques sont généralement considérées comme absentes à modérées.

Indicatours at alassas		A2b	B1b1	A2a	B1a	A1	B2b	B1b2	B2a
indicateurs e	el Classes	N=4	N=3	N=6	N=2	N=2	N=3	N=3	N=4
	Faible	-	-	-	-	1	1	-	3
	Modérée	-	1	-	-	-	1	3	1
vumerabilite	Elevée	4	2	2	-	1	1	-	-
	Impactée	-	-	4	2	-	-	-	-
	Absentes	3	2	1	-	2	2	-	-
Activites	Modérées	1	-	4	2	-	1	3	3
anni opiquoo	Importantes	-	1	1	-	-	-	-	1
	Très faible	-	-	-	-	1	-	-	-
	Faible	-	1	-	-	-	2	-	3
Pisque	Modéré	3	2	1	-	1	1	3	-
Kisque	Significatif	1	-	1	-	-	-	-	1
	Important	-	-	3	2	-	-	-	-
	Majeur	-	-	1	-	-	-	-	-

Tableau 3. 26 Evaluation de la vulnérabilité et du risque selon les groupes d'eau.

En termes de risques, les groupes d'eau de recharge présentent un niveau de risque plus élevé que les groupes d'eau évoluée géochimiquement. Les groupes d'eau impactés par les activités anthropiques (A2a et B1a) ont un niveau de risque important, voire majeur, alors que les groupes non affectés (A2b et B1b1) présentent plutôt un risque modéré. Les groupes d'eau évoluée géochimiquement ont un risque modéré (B1b2) ou faible (B2b et B2a), voire très faible (A1), lorsque les eaux très anciennes prédominent. Il existe donc une relation entre la géochimie régionale, la vulnérabilité et les risques de contamination.

La figure 3.41 montre la distribution spatiale des 27 puits selon leur niveau de risque. Le puits avec un risque majeur se situe dans la MRC de Coaticook où les activités agricoles sont importantes. Les analyses de CFC/SF₆ n'ont pas pu être traitées dans ce cas mais les résultats de tritium soulignent la prédominance d'eau moderne (11.4 TU). Les puits avec un risque important sont généralement localisés dans les zones de recharge et à proximité des lacs. Les puits indiquant un risque faible sont plutôt dans les zones d'eau évoluée géochimiquement. Le puits présentant un risque très faible est localisé à proximité de Windsor. Le traitement des analyses de CFC/SF₆ et des autres paramètres indique que 95% de l'eau de cet échantillon a un âge de 5595 ans.



Figure 3. 41 Répartition spatiale du niveau de risque pour les 27 puits ayant fait l'objet d'une analyse complète (annexe G.23).

3.4.2 Exemples de niveaux de risque pour des puits municipaux

Les sous-sections suivantes décrivent les conditions rencontrées pour une sélection de puits avec différents niveaux de risque. Ces sections donnent ainsi un aperçu des conditions hydrogéologiques et géochimiques ainsi que des activités anthropiques reliées au niveau de risque.

3.4.2.1 Puits à risque très faible

L'échantillon du puits privé Estrie-084 situé dans la MRC du Val-Saint-François à proximité de Windsor est alimenté par l'aquifère rocheux dans des conditions de confinement captif (figure 3.42).



Figure 3. 42 Localisation, topographie et conditions de confinement pour le puits Estrie 084.

Les conditions considérées pour l'évaluation géochimique de la vulnérabilité et du risque de contamination sont répertoriées dans le tableau 3.27. Les eaux de ce puits sont purement sodiques (groupe A1) et définies comme évoluées géochimiquement, avec une prédominance d'eau très ancienne. La vulnérabilité est faible puisque l'échantillon est composé d'un pôle ancien

estimé à 5595 ans, le tritium est en-dessous de la limite de quantification et aucun composé anthropique n'est détecté. La photo aérienne indique que la zone de recharge présumée avec des conditions de confinement libre est située dans une zone boisée (figure 3.42). Ainsi, le risque de contamination de ce puits est évalué comme très faible.

Indicateurs		Paramètres				
Groupe d'eau		A1				
Présence d'eau moderne		³ H (TU)				
Temps de résidence	Âç	ge ¹⁴ C corrigé (yBP)	5205			
Classe d'âge radiocarbone-tritium	Prédominance d'eau très ancienne					
	Dâlo rácont	%	5			
CECs at SE	Fole recent	Âge (années)	0-35			
	Dâlo opoiop	%	95			
	Fole ancien	Âge (années)	> 60			
¹⁴ C	Âge du pôle ancien (yBP) 5595					
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Faible					
	Chlorures : Cl ⁻ (ref : 34 mg/L) 0.2					
Composés anthropiques (mg/L)	Nitrites et Nitrate	es : NO ₂ et NO ₃ (ref : 4.38 mg/L)	0.01			
Composes anthropiques (mg/L)	Sulfates	s : SO ₄ ²⁻ (ref : 35.6 mg/L)	2.6			
	М	DT (ref : 285 mg/L)	257			
Eau impactée par composés anthropiques		Non impactée				
Activités anthropiques	Absentes	Zone boisée avec des parcelles	s agricoles			
Niveau de risque pour la qualité	Très faible					

 Tableau 3. 27
 Evaluation de la vulnérabilité et du risque pour le puits Estrie 084.

3.4.2.2 Puits avec un risque faible

Le puits municipal d'Ascot Corner est localisé dans la MRC du Haut-Saint-François et prélève ses eaux dans un aquifère granulaire avec des conditions de confinement libre (figure 3.43).



Figure 3. 43 Localisation, topographie et conditions de confinement pour le puits municipal d'Ascot Corner.

Les eaux échantillonnées dans ce puits font parties du groupe d'eau évoluée géochimiquement B2a (tableau 3.28). La recharge peut provenir de l'ouest mais également du plateau au nord et dans les deux cas l'élévation maximale est de 270 m. Le tritium mesuré est en-dessous de la limite de quantification et la classification à l'aide du radiocarbone et du tritium indique une prédominance d'eau très ancienne. Cet échantillon est constitué à 90% d'un pôle ancien estimé à 7986 ans et n'est pas affecté par les composés anthropiques ; il en résulte une faible vulnérabilité pour ce puits. Les routes, les résidences et les activités agricoles engendrent un niveau modéré d'activités anthropiques (figure 3.43). Le risque de contamination pour ce puits est donc évalué comme faible.

Indicateurs		Paramètres			
Groupe d'eau		B2a			
Présence d'eau moderne		³ H (TU)	<0.8		
Temps de résidence	Â	ge ¹⁴ C corrigé (yBP)	6739		
Classe d'âge radiocarbone-tritium	Р	rédominance d'eau très ancienne			
	Dâlo récont	%	10		
CECs at SE	Pole recent	Âge (années)	0-30		
	Dâla anaian	%	90		
	Pole ancien	Âge (années)	> 60		
¹⁴ C	Âge du pôle ancien (yBP) 7986				
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Faible				
	Chlorures : Cl ⁻ (ref : 34 mg/L) 2				
Composés anthroniques (mg/l)	Nitrites et Nitrate	0.01			
	Sulfates	s : SO ₄ ²⁻ (ref : 35.6 mg/L)	9		
	М	TD (ref : 285 mg/L)	204		
Eau impactée par composés anthropiques		Non impactée			
Activités anthropiques	Modérées Zone urbaine de faible densité à proximité o puits où l'aquifère est captif à semi-captif e activités agricoles plus en amont avec des zones boisées				
Niveau de risque pour la qualité	Faible				

 Tableau 3. 28
 Evaluation de la vulnérabilité et du risque pour le puits municipal d'Ascot Corner.

3.4.2.3 Puits avec un risqué modéré

Le puits municipal de Coaticook, localisé dans la MRC de Coaticook, exploite un aquifère granulaire avec des conditions de confinement captif (figure 3.44).



Figure 3. 44 Localisation, topographie et conditions de confinement pour le puits municipal de Coaticook.

Les eaux de ce puits sont considérées évoluées géochimiquement (B1b2) et constituées d'un mélange d'eau moderne et ancienne (tableau 3.29). Le tritium mesuré à 6.6 TU indique la présence d'eau moderne. Le pôle ancien de cet échantillon est représenté par 80% d'eau de 2662 ans. Il est noté une présence de matière dissoute totale (MDT) au-delà du seuil. Ce groupe d'eau étant évolué géochimiquement, le dépassement du MDT ne peut pas à lui seul indiquer une contamination. La vulnérabilité liée à la présence d'eau moderne est considérée comme modérée et les activités anthropiques sont également jugées modérées. En effet, la recharge présumée se fait dans la zone boisée plus à l'est où l'aquifère est en condition libre, l'eau

s'écoulant sous une zone agricole, où les conditions sont captives et semi-captives, avant d'atteindre le puits. Le risque de contamination pour ce puits est considéré comme modéré.

Indicateurs	Paramètres		
Groupe d'eau	B1b2		
Présence d'eau moderne	³ H (TU)		6.6
Temps de résidence	Âge ¹⁴ C corrigé (yBP)		2057
Classe d'âge radiocarbone-tritium	Mélange d'eau moderne et ancienne		
CFCs et SF ₆	Pôle récent	%	20
		Âge (années)	50-60
	Pôle ancien	%	80
		Âge (années)	> 60
¹⁴ C	Âge du pôle ancien (yBP)		2662
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Modérée		
Composés anthropiques (mg/L)	Chlorures : Cl ⁻ (ref : 34 mg/L) 23		
	Nitrites et Nitrates : NO2 et NO3 (ref : 4.38 mg/L)		0.01
	Sulfates : SO ₄ ²⁻ (ref : 35.6 mg/L)		30
	MDT (ref : 285 mg/L)		314
Eau impactée par composés anthropiques	Composé : MDT		
Activités anthropiques	Modérées Agriculture intensive en amont mais dans la zone confinée à semi-confinée. Zone boisée plus en amont où la recharge est présumée se faire.		
Niveau de risque pour la qualité	Modéré		

 Tableau 3. 29
 Evaluation de la vulnérabilité et du risque pour le puits municipal de Coaticook.

Le puits municipal de Sainte-Edwidge-de-Clifton dans la MRC de Coaticook est un autre exemple de risque évalué comme modéré mais avec une vulnérabilité et la présence d'activités anthropiques qui diffèrent de l'exemple précédent. Ce puits prélève les eaux d'un aquifère rocheux avec des conditions de confinement libre (figure 3.45).


Figure 3. 45 Localisation, topographie et conditions de confinement pour le puits municipal de Sainte-Edwidge-de-Clifton.

Les eaux de ce puits sont classées dans le groupe des eaux de recharge impactées par les activités anthropiques (A2b) (tableau 3.30). Il s'agit d'une eau avec une dominante d'eau moderne (âge ¹⁴C = 0). Néanmoins, cet échantillon est composé à 85% d'un pôle relativement ancien (50 ans) à l'échelle humaine mais court à l'échelle hydrogéologique et de l'évolution géochimique. Il s'agit donc d'une eau plutôt récente mais non impactée par les composés anthropiques avec uniquement un dépassement en MDT. De ce fait, la vulnérabilité de ce puits est considérée comme élevée. La recharge estimée proviendrait de la zone boisée à l'ouest indiquant une

absence d'activités anthropiques (figure 3.45). Le niveau de risque pour ce puits est donc qualifié comme étant modéré.

Indicateurs		Paramètres	
Groupe d'eau	A2a		
Présence d'eau moderne		³ H (TU) 7.1	
Temps de résidence	Âge ¹⁴ C corrigé (yBP) 2795		2795
Classe d'âge radiocarbone-tritium		Eau récente avec eau ancienne	
	Pôle récent	%	15
		Âge (années)	0
	Pôle ancien	%	85
		Âge (années)	50
¹⁴ C	Âge	du pôle ancien (yBP)	0
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Elevée		
	Chlorures : Cl ⁻ (ref : 34 mg/L) 5		5
Composés onthroniques (mg/l)	Nitrites et Nitrates : NO ₂ ⁻ et NO ₃ ⁻ (ref : 4.38 mg/L) 0.027		0.027
Composes aninropiques (mg/L)	Sulfates : SO ₄ ²⁻ (ref : 35.6 mg/L)		16
	MDT (ref : 285 mg/L) 353		353
Eau impactée par composés anthropiques	Composé : MDT		
Activités anthropiques	Absentes	Zone boisée avec un peu d'ag	griculture
Niveau de risque pour la qualité	Modéré		

Tableau 3. 30Evaluation de la vulnérabilité et du risque pour le puits municipal de Sainte-Edwidge-de-
Clifton.

3.4.2.4 Puits avec un risque significatif

Le puits municipal de la ville de Stanstead, dans la MRC de Memphrémagog, est situé dans un aquifère rocheux avec des conditions de confinement semi-captif (figure 3.46).



Figure 3. 46 Localisation, topographie et conditions de confinement pour le puits municipal de la ville de Stanstead.

Les eaux échantillonnées dans ce puits appartiennent au groupe de recharge impacté par les activités anthropiques A2a (tableau 3.31). Le tritium mesuré à 4.2 TU indique la présence d'eau moderne, confirmée par la classification d'âge radiocarbone-tritium. L'échantillon prélevé est constitué à 50% d'eau ancienne estimée à 4360 ans. Un dépassement en MDT est observé mais ce composé seul ne permet pas de déterminer si l'eau est impactée par des activités anthropiques. La proportion d'eau récente à 50% indique une vulnérabilité de modérée à élevée, le groupe d'eau et le dépassement en MDT permettent de classer la vulnérabilité comme étant élevée. La photo aérienne montre la présence d'activités anthropiques modérées avec de

nombreuses parcelles agricoles (figure 3.46). Le risque pour ce puits est évalué comme étant significatif.

Indicateurs	Paramètres		
Groupe d'eau		A2a	
Présence d'eau moderne		³ H (TU)	4.2
Temps de résidence	Âç	ge ¹⁴ C corrigé (yBP)	1896
Classe d'âge radiocarbone-tritium	Eau moderne		
	Dâlo rácont	%	50
	T Ole Tecenit	Âge (années)	0-15
	Pôle ancien	%	50
		Âge (années)	>60
¹⁴ C	Âge	du pôle ancien (yBP)	4360
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Elevée		
	Chlorures : Cl ⁻ (ref : 34 mg/L) 20.0		20.0
Composés anthroniques (mg/l)	Nitrites et Nitrates : NO ₂ ⁻ et NO ₃ ⁻ (ref : 4.38 mg/L) 0		0.074
Composes anthropiques (mg/L)	Sulfates : $SO_4^{2^-}$ (ref : 35.6 mg/L)		23
	MDT (ref : 285 mg/L)		328
Eau impactée par composés anthropiques	Composé : MDT		
Activités anthropiques	Modérées	Nombreuses parcelles agr	icoles
Niveau de risque pour la qualité	Significatif		

 Tableau 3. 31
 Evaluation de la vulnérabilité et du risque pour le puits municipal de la ville de Stanstead.

3.4.2.5 Puits avec un risque important

Le puits municipal de Piopolis est localisé dans la MRC du Granit dans un aquifère rocheux avec des conditions de confinement semi-captif (figure 3.47).



Figure 3. 47 Localisation, topographie et conditions de confinement pour le puits municipal de Piopolis.

Les eaux de ce puits municipal font partie du groupe de recharge impacté par les activités anthropiques (A2a) et correspondent à un mélange entre de l'eau moderne et ancienne (tableau 3.32). Les teneurs en tritium montrent la présence d'eau moderne (5.3 TU). La totalité de l'échantillon est jugée moderne puisque le pôle ancien est estimé à une cinquantaine d'années. Ces eaux sont impactées par la présence de chlorures et de MDT, la vulnérabilité est ainsi considérée comme impactée. La zone en amont du puits est boisée mais des parcelles agricoles et une route sont situées au niveau de la zone de recharge présumée : les activités anthropiques sont donc considérées comme modérées. Le risque pour ce puits municipal est important et des actions de gestion sont requises. La mise en place d'un fossé étanche peut être envisagée afin

d'empêcher l'infiltration d'eaux riches en chlorures provenant de sel déglaçant épandu sur les routes.

Indicateurs	Paramètres		
Groupe d'eau		A2a	
Présence d'eau moderne		³ H (TU)	5.3
Temps de résidence	Âç	ge ¹⁴ C corrigé (yBP)	3425
Classe d'âge radiocarbone-tritium	Mélange d'eau moderne et ancienne		
	Dâlo récont	%	20
	Pole recent	Âge (années)	0
	Dôlo opoiop	%	80
	Pole ancien	Âge (années)	50
¹⁴ C	Âge	du pôle ancien (yBP)	0
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Elevée		
	Chloru	Chlorures : Cl ⁻ (ref : 34 mg/L) 77	
Composés anthroniques (mg/l)	Nitrites et Nitrates : NO_2 et NO_3 (ref : 4.38 mg/L) 0.3		0.33
Composes anthropiques (mg/L)	Sulfates : SO ₄ ²⁻ (ref : 35.6 mg/L)		12
	MDT (ref : 285 mg/L)		300
Eau impactée par composés anthropiques	Composés : Cl [°] , MDT		
Activités anthropiques	Modérées Zones boisées et agricoles		lles
Niveau de risque pour la qualité	Important		

 Tableau 3. 32
 Evaluation de la vulnérabilité et du risque pour le puits municipal de Piopolis.

Le puit municipal de Lambton situé dans la MRC du Granit est un autre exemple de puits avec un risque jugé important, non par la contamination de ses eaux par un composé anthropique mais par la présence importante d'activités anthropiques. Les eaux de ce puits sont prélevées à partir d'un aquifère rocheux avec des conditions de confinement libre (figure 3.48).



Figure 3. 48 Localisation, topographie et conditions de confinement pour le puits municipal de Lambton.

Les eaux échantillonnées dans ce puits sont classées dans le groupe d'eau de recharge B1b1 non impacté par les activités anthropiques mais avec une légère évolution géochimique (tableau 3.33). Il s'agit d'une eau récente avec prédominance d'eau moderne (8.8 TU). La totalité de l'échantillon est considéré comme récent puisque l'âge du pôle ancien correspond à de l'eau moderne. Ce puits a donc une vulnérabilité élevée. La zone de recharge pour ce puits est située au niveau des parcelles agricoles avec des conditions de confinement libre. La présence d'activités anthropiques dans ce cas est donc élevée. Le risque pour ce puits est important et des actions de gestion sont requises même si l'eau n'est actuellement pas impactée par la présence de chlorures, de nitrites-nitrates ou de sulfates.

Indicateurs	Paramètres		
Groupe d'eau	B1b1		
Présence d'eau moderne	³ H (TU) 8.8		8.8
Temps de résidence	Âge ¹⁴ C corrigé (yBP) 0		0
Classe d'âge radiocarbone-tritium	Eau récente		
	Dâlo récont	%	80
CECs at SE	Pole recent	Âge (années)	0
	Pôle ancien	%	20
		Âge (années)	> 40
¹⁴ C	Âge du pôle ancien (yBP) 0		0
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Elevée		
	Chlorures : Cl ⁻ (ref : 34 mg/L) 12		12
Compania anthroniques (mg/l)	Nitrites et Nitrates : NO_2^- et NO_3^- (ref : 4.38 mg/L) 1.2		1.2
Composes anthropiques (mg/L)	Sulfates : SO_4^{2-} (ref : 35.6 mg/L)		8
	MDT (ref : 285 mg/L) 2		251
Eau impactée par composés anthropiques	Non impactée		
Activités anthropiques	Importantes Activités agricoles dans la zone de recharge		
Niveau de risque pour la qualité	Important		

 Tableau 3. 33
 Evaluation de la vulnérabilité et du risque pour le puits municipal de Lambton.

3.4.2.6 Puits avec un risque majeur

Le puits Estrie 307 fait partie du réseau de suivi des eaux souterraines du Québec (RSESQ). Il est localisé dans la MRC de Coaticook au niveau d'un aquifère rocheux avec des conditions de confinement semi-captif (figure 3.49).



Figure 3. 49 Localisation, topographie et conditions de confinement pour le puits du réseau du suivi Estrie 307.

Les eaux de ce puits appartiennent au groupe des eaux de recharge impactées par les activités anthropiques (A2a) (tableau 3.34). Les analyses de CFCs/SF₆ n'ont pas pu être interprétées pour cet échantillon mais les résultats de radiocarbone et de tritium indiquent une prédominance d'eau récente (11.4 TU). L'eau présente une forte concentration en chlorures (89.0 mg/L) induisant un dépassement en MDT ; la vulnérabilité est donc évaluée comme étant impactée. La photo aérienne montre la présence d'activités agricoles extensives, ainsi les activités anthropiques sont jugées importantes (figure 3.49). Le risque pour ce puits est majeur et des actions de protection sont requises. Il ne s'agit pas d'un puits municipal mais il faudrait aviser les résidents situés aux alentours et effectuer des analyses pour évaluer la qualité de l'eau de leur puits privé. En plus de

servir au suivi des niveaux d'eau, ce puits du RSESQ pourrait servir au suivi de l'évolution de la qualité de l'eau souterraine.

Indicateurs	Paramètres		
Groupe d'eau		A2a	
Présence d'eau moderne		³ H (TU)	11.4
Temps de résidence	Âç	ge ¹⁴ C corrigé (yBP)	529
Classe d'âge radiocarbone-tritium	Eau récente		
	Dâlo récont	%	-
CFCs et SF ₆	Pole recent	Âge (années)	-
	Dôlo opoiop	%	-
	Pole ancien	Âge (années)	-
¹⁴ C	Âge du pôle ancien (yBP) -		-
Vulnérabilité géochimique liée à la proportion d'eau récente	Elevée		
	Chloru	Chlorures : Cl ⁻ (ref : 34 mg/L) 89.0	
Composés anthroniques (mg/l)	Nitrites et Nitrates : NO_2^- et NO_3^- (ref : 4.38 mg/L) 1.8		1.8
Composes anthropiques (mg/L)	Sulfates : SO ₄ ²⁻ (ref : 35.6 mg/L) 2		25
	MDT (ref : 285 mg/L) 544		544
Eau impactée par composés anthropiques	Composés : Cl [°] et MDT		
Activités anthropiques	Importantes	Activités agricoles extens	ives
Niveau de risque pour la qualité	Majeur		

 Tableau 3. 34
 Evaluation de la vulnérabilité et du risque pour le puits du réseau de suivi Estrie 307.

3.4.3 Discussion de l'applicabilité de l'évaluation géochimique du risque pour les puits d'approvisionnement

Les résultats obtenus avec les différents indicateurs d'âge utilisés donnent une bonne idée de la vulnérabilité et du risque pour les puits d'approvisionnement. Les CFCs/SF₆ permettent d'estimer les proportions d'eau moderne et ancienne qui sont prises en compte dans l'estimation de la vulnérabilité. L'interprétation couplée du tritium dans le pôle récent et du ¹⁴C pour le pôle ancien avec les CFCs/SF₆ a permis de sélectionner l'hypothèse la plus vraisemblable tout en jugeant du niveau d'incertitude.

Certains traceurs et indices complémentaires pourraient éventuellement être ajoutés à la méthode développée ici, de manière à la rendre encore plus robuste. En premier lieu, l'utilisation d'analyses de tritium-hélium permettrait de valider les résultats obtenus. Le ratio tritium/hélium (³H/³He_{tri}) est utilisé pour dater des eaux modernes de moins d'une cinquantaine d'années (Solomon *et al.*, 1993). Lorsque l'eau est isolée de l'atmosphère, le ³H va suivre une loi de décroissance radioactive et produire du ³He_{tri} qui évolue selon une loi de croissance radiogénique (2.25).

$${}^{3}H(t) = {}^{3}H_{0}e^{-\lambda t}$$
 avec ${}^{3}H_{0} = {}^{3}H(t) + {}^{3}He_{tri}$ 3.1

Il est possible d'estimer l'âge de l'eau (t) en connaissant la quantité d'hélium 3 produit par désintégration du tritium (³He_{tri}) et la quantité de tritium restante (³H) (2.26).

$$t = \frac{1}{\lambda} \ln \left(\frac{{}^{3}He_{tri}}{{}^{3}H} + 1 \right)$$
 3.2

- t : âge en années
- λ : constante de décroissance radioactive (exprimée en an⁻¹) où λ = ln2/T avec T : période de demi-vie de ³H soit 12,43 ans (Unterweger *et al.*, 1980) ;
- ³H : concentration en tritium exprimée en unité de tritium (TU) ;
- ³Hetri: concentration en hélium tritriogénique produit par désintégration du tritium exprimée en équivalent TU.

Cependant, la teneur en hélium mesurée dans l'eau comprend plusieurs formes d'He provenant d'origines autres que la désintégration du tritium (³He_{tri}) (2.27).

$${}^{3}He_{total} = {}^{3}He_{tri} + {}^{3}He_{eq} + {}^{3}He_{ex} + {}^{3}He_{terr}$$
 3.3

- ³He_{tri}: hélium tritriogénique produit par désintégration du tritium
- ³He_{eq} : hélium en équilibre avec la concentration atmosphérique
- ³He_{ex} : hélium relié à l'excès d'air dissous dans l'eau
- ³He_{terr}: hélium terrigène produit par la désintégration radioactive de l'uranium et du thorium (origine mantellique)

La méthode de datation par le rapport ³H/³He utilise un ratio père/fils. Si le milieu correspond à une recharge mélangeant 2 nappes (modèle binaire), il est possible de définir la fraction d'eau

jeune contenant du ³H et la fraction d'eau ancienne sans ³H mais avec du ³He_{tri}. Cependant, les procédés analytiques de cette méthode de datation sont complexes et les incertitudes parfois élevées (Han *et al.*, 2006). L'utilisation concomitante de plusieurs traceurs et en particulier les gaz anthropiques permet souvent de diminuer les incertitudes liées à chaque méthode.

En second lieu, l'évaluation de la présence des activités anthropiques établie dans cette étude pourrait être améliorée en utilisant un indice quantifiable. En effet, dans les cas étudiés les activités sont souvent jugées modérées puisque des zones urbaines à faible densité et agricoles sont répertoriées mais il s'agit principalement de sources de contamination diffuse qui peuvent être réversibles par la gestion des activités dans l'aire d'alimentation. Les activités anthropiques jugées importantes concernent un milieu urbain dense avec la présence d'autoroutes et d'industries ou un milieu d'agriculture intensive utilisant des engrais et des pesticides selon le type de culture. Des pollutions exceptionnelles, telles que des déversements peuvent se produire et des mesures d'ampleur sont nécessaires pour éviter une contamination irréversible. Attribuer un indice à chaque type d'activité anthropique permettrait de les quantifier selon leur impact possible sur l'environnement et ainsi d'établir une grille d'évaluation de la vulnérabilité et du risque plus fine et objective. Des analyses bactériologiques et de pesticides pourraient être d'autres indicateurs importants pour établir la vulnérabilité et le risque de contamination des puits d'approvisionnement.

Ces travaux se déroulent en parallèle avec le *Programme pour une protection accrue des sources d'eau potable* lancé en juin 2018 pour les systèmes de distribution alimentant plus de 500 personnes. Le programme prévoit à ce jour une évaluation de la vulnérabilité à l'aide de la méthode DRASTIC, qui est une méthode dite « indirecte », basée sur des paramètres estimés pour le site (ex. : recharge, conductivité hydraulique, pente du terrain). Or, l'approche présentée ici, en permettant d'évaluer la vulnérabilité des puits d'approvisionnement à partir des données géochimiques, pourrait être très complémentaire à la méthode DRASTIC. En effet, l'analyse des composés géochimiques et des indicateurs d'âge permet d'obtenir une information directe sur la vulnérabilité des eaux prélevées et d'améliorer ainsi la connaissance du terrain et des aires de protection à définir. Le traitement des données est complexe, mais à l'aide d'un fichier adapté, la méthode pourrait être utilisée dans d'autres régions et par des consultants. Ainsi, l'approche développée dans le cadre de ces travaux est complémentaire et permet de juger de l'importance de gérer les aires de protection des puits municipaux afin d'assurer la pérennité de la qualité de l'eau.

4 CONCLUSION

La caractérisation géochimique et isotopique de l'eau souterraine en Estrie a permis d'améliorer la compréhension du système aquifère à l'échelle régionale. Les connaissances acquises vont ainsi contribuer à une exploitation sécuritaire et durable de la ressource en eau souterraine.

Les travaux sur l'hydrogéochimie des eaux souterraines dans le cadre du PACES Estrie ont mis en évidence la présence d'une vaste gamme de compositions géochimiques et de temps de résidence. Les résultats de l'analyse multivariée des paramètres physico-chimiques ont défini huit groupes d'eau permettant de comprendre les processus géochimiques en jeu en Estrie. Les eaux souterraines se distinguent en deux grands ensembles : les eaux de recharge et les eaux évoluées géochimiquement. Les eaux de recharge constituées de quatre groupes d'eau montrent une évolution avec un enrichissement en composés anthropiques (Cl, NO₂-NO₃, SO₄, COD) de plus en plus marqué. Ces types d'eau ont des temps de résidence courts avec une proportion importante d'eau moderne. Les quatre groupes d'eau formant les eaux évoluées géochimiquement s'enrichissent naturellement (As, Ba, Fe, F, Si, Sr) le long des chemins d'écoulement à l'échelle de plusieurs milliers d'années. En Estrie, les eaux souterraines sont constituées d'un pôle de recharge moderne d'une cinquantaine d'années et d'un pôle d'eau évoluée avec un long temps de résidence de plusieurs milliers d'années allant jusqu'à 10 000 ans pour certaines d'entre elles. Ces pôles impliquent une recharge active de l'eau souterraine mais aussi un long cheminement de l'eau sur de grandes distances.

Le niveau d'évolution a une incidence sur la qualité de l'eau souterraine, notamment sur la présence naturelle d'arsenic et de manganèse. La concentration maximale acceptable (CMA) en arsenic est fixée à 0.01 mg/L pour l'eau potable au Québec. Cependant, 8.2% des échantillons du PACES Estrie dépassent ce seuil. Depuis mai 2019, le Règlement sur la Qualité de l'eau Potable au Québec a recommandé une concentration maximale de 0.12 mg/L pour le manganèse. En Estrie, 26% des eaux échantillonnées dépassent cette recommandation. Les conditions alcalines et réductrices favorisent la mobilisation de l'arsenic et du manganèse dans les eaux souterraines. Les analyses de spéciation de l'arsenic permettant de séparer les formes inorganiques (As⁵⁺ et As³⁺) et organiques (DMA et MA) ont mis en évidence les corrélations entre ces formes et les autres composés géochimiques. L'arséniate (As⁵⁺) est l'espèce prédominante dans tous les groupes d'eau sauf pour le groupe d'eau de recharge le plus impacté par les activités anthropiques, où l'arsénite (As³⁺) est dominant. Il s'agit d'une eau de recharge fortement anthropisée avec de fortes concentrations en manganèse et des conditions réductrices. L'arsénite

139

et le manganèse sont très sensibles aux conditions d'oxydoréduction et des conditions de plus en plus réductrices favorisent la présence de ces composés dans les eaux souterraines. L'Estrie est impactée par de nombreux dépassements en arsenic et manganèse qui sont nocifs pour la santé. L'analyse de l'eau des puits permettrait aux résidents de s'assurer de la présence ou non de ces éléments et d'envisager des mesures de protection si nécessaires.

La géochimie et les outils de datation (¹⁴C, ³H, CFCs/SF₆) utilisés dans cette étude donnent des indications sur la nécessité de protéger les aires d'alimentation des puits d'approvisionnement municipaux. La vulnérabilité et les activités anthropiques ont été combinés pour établir le risque de contamination. La vulnérabilité et le risque des puits d'approvisionnement face à une contamination ont été établis pour 27 puits, et plus particulièrement pour 15 puits municipaux. Selon la proportion d'eau moderne et la présence de composés anthropiques (CI, NO₂-NO₃, SO₄) la vulnérabilité est classée de faible à impactée. La présence modérée à importante d'activités anthropiques entraine un risque de contamination accru pour les puits d'approvisionnement. Ces risques sont présentés en 6 classes : très faible, faible, modéré, significatif, important et majeur. Des actions de gestion ou de protection sont alors requises pour ces deux dernières catégories. Dans le cas d'un risque modéré, une surveillance des paramètres physico-chimiques serait souhaitable. En Estrie, les activités anthropiques entrainent une dégradation de la qualité des eaux souterraines dans certaines zones de recharge. Deux groupes d'eau sont impactés par la présence de chlorures et de nitrites-nitrates. Au Québec, la méthode DRASTIC est utilisée pour évaluer la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère. Ces travaux montrent l'intérêt d'utiliser des analyses géochimiques et des indicateurs d'âge pour obtenir directement la vulnérabilité et le risque de contamination de puits d'approvisionnement. Cette méthode relativement facile à mettre en œuvre peut aider les prises de décisions dans les programmes de gestion des aires d'alimentation. Les classes de vulnérabilité et de risque sont bien définies mais l'évaluation de la présence d'activités anthropiques reste à améliorer pour qu'elle soit applicable quantitativement et non qualitativement. L'utilisation de la méthode tritium-hélium permettrait de vérifier les proportions d'eau récente évaluées à l'aide des CFCs/SF₆. Des analyses supplémentaires de bactériologie et de pesticides pourraient également être envisagées afin d'affiner l'évaluation de la vulnérabilité et du risque de contamination des puits d'approvisionnement.

- Abraitis P, Pattrick R & Vaughan D (2004) Variations in the compositional, textural and electrical properties of natural pyrite: a review. *International Journal of Mineral Processing* 74(1-4):41-59.
- Adam C, Beaugelin-Seiller K, Henner P & Colle C (2005) Fiche radionucléide Manganèse 54 et environnement (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN). Direction de l'environnement et de l'intervention.).
- Aitio A & Becking G (2001) Arsenic and arsenic compounds. Environmental health criteria 224.
- Aller L (1985) DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and and Development, US Environmental Protection Agency,
- ANSES (2018) AVIS de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation de l'environnement et du travail relatif à la détermination d'une valeur sanitaire maximale admissible pour le manganèse dans l'eau destinée à la consommation humaine. (Agence nationale de sécurité sanitaire et de l'alimentation, de l'environnement et du travail).
- Appelo CAJ & Postma D (2004) Geochemistry, groundwater and pollution. CRC press,
- Arnold JR & Libby WF (1949) Age determinations by radiocarbon content: checks with samples of known age. *Science* 110(2869):678-680.
- ATSDR U (2012) Toxicological profile for manganese. US Department of Health and Human Services, Public Service, Atlanta, GA.
- Ayraud V (2005) Détermination du temps de résidence des eaux souterraines: application au transfert d'azote dans les aquifères fracturés hétérogènes.).
- Bamwoya J, Rutherford L, Henninger P & Horne W (1991) Toxic contaminants in soils and sediments at four wood preservation facilities in Atlantic Canada. *Environmental Protection, Conservation and Protection, Environment Canada, Atlantic Region, Dartmouth, NS.*
- Bauer S, Fulda C & Schäfer W (2001) A multi-tracer study in a shallow aquifer using age dating tracers 3H, 85Kr, CFC-113 and SF6—indication for retarded transport of CFC-113. *Journal of Hydrology* 248(1-4):14-34.
- Beaudry C (2013) *Hydrogéochimie de l'aquifère rocheux régional en Montérégie est, Québec.* (Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique).
- Beaudry C, Lefebvre R, Rivard C & Cloutier V (2018) Conceptual model of regional groundwater flow based on hydrogeochemistry (Montérégie Est, Québec, Canada). *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques* 43(2):152-172.
- Benoît N, Blanchette D, Nastev M, Cloutier V, Marcotte D, Brun Kone M & Molson J (2011) Groundwater geochemistry of the lower Chaudiere river watershed, Québec. *Geohydro2011*:28-31.
- Benoit N, Nastev M, Blanchette D & Molson J (2014) Hydrogeology and hydrogeochemistry of the Chaudiere River watershed aquifers, Quebec, Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques* 39(1):32-48.

- Bilinski H, Bruins R, Erdreich L, Fugas M & Kello D (1984) Health assessment document for manganese. Final report. (Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH (USA). Office of ...).
- Bishop R & Chisholm D (1962) Arsenic accumulation in Annapolis Valley orchard soils. *Canadian journal of soil science* 42(1):77-80.
- Blanchette D, Lefebvre R, Nastev M & Cloutier V (2010) Groundwater quality, geochemical processes and groundwater evolution in the Chateauguay River watershed, Quebec, Canada. *Canadian Water Resources Journal* 35(4):503-526.
- Bondu R (2017) Origine et distribution de l'arsenic dans l'eau souterraine de l'aquifère rocheux fracturé du bouclier canadien en Abitibi-Témiscamingue. (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Bondu R, Cloutier V & Rosa E (2018) Occurrence of geogenic contaminants in private wells from a crystalline bedrock aquifer in western Quebec, Canada: geochemical sources and health risks. *Journal of Hydrology* 559:627-637.
- Bondu R, Cloutier V, Rosa E & Benzaazoua M (2017) Mobility and speciation of geogenic arsenic in bedrock groundwater from the Canadian Shield in western Quebec, Canada. *Science of the Total Environment* 574:509-519.
- Boyle D, Turner R & Hall G (1998) Anomalous arsenic concentrations in groundwaters of an island community, Bowen Island, British Columbia. *Environmental geochemistry and health* 20(4):199-212.
- Brook GA, Folkoff ME & Box EO (1983) A world model of soil carbon dioxide. *Earth Surface Processes and Landforms* 8(1):79-88.
- Busenberg E & Plummer LN (1992) Use of chlorofluorocarbons (CCl3F and CCl2F2) as hydrologic tracers and age-dating tools: The alluvium and terrace system of central Oklahoma. *Water resources research* 28(9):2257-2283.
- Campredon B (2013) Mécanismes et transferts de l'arsenic dans une confluence du Var et étude d'une méthode de remédiation dans les eaux potables. (Université Nice Sophia Antipolis).
- Caron O (2013) Synthèse et modèle cartographique 3D des formations quaternaires pour les bassins-versants des rivières Chaudière et Saint-François: géochronologie, stratigraphie et paléogéographie wisconsinienne du sud du Québec. (Université du Québec à Montréal).
- Carrier M-A, Lefebvre R, Rivard C, Parent M, Ballard J-M, Benoît N, Vigneault H, Beaudry C, Malet X & Laurencelle M (2013) *Portrait des ressources en eau souterraine en Montérégie Est, Québec, Canada.* INRS, Centre Eau Terre Environnement,
- Chaillou G, Touchette M, Buffin-Bélanger T, Cloutier C-A, Hétu B & Roy M-A (2018) Hydrogeochemical evolution and groundwater mineralization of shallow aquifers in the Bas-Saint-Laurent region, Québec, Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques* 43(2):136-151.
- Challenger F (1945) Biological methylation. *Chemical Reviews* 36(3):315-361.
- Chebotarev I (1955) Metamorphism of natural waters in the crust of weathering—3. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 8(4):198-212.
- 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. (Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique).

- Cloutier V, Lefebvre R, Therrien R & Savard MM (2008) Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. *Journal of Hydrology* 353(3-4):294-313.
- Cook P & Solomon D (1995) Transport of atmospheric trace gases to the water table: Implications for groundwater dating with chlorofluorocarbons and krypton 85. *Water Resources Research* 31(2):263-270.
- Coussy S (2011) Stabilisation de rejets miniers pollués à l'arsenic à l'aide de sous-produits cimentaires: Étude de l'influence de la cristallochimie sur le risque de mobilisation des polluants. (INSA de Lyon).
- Craig H (1961) Isotopic variations in meteoric waters. Science 133(3465):1702-1703.
- Crittenden JC, Trussell RR, Hand DW, Howe KJ & Tchobanoglous G (2012) *MWH's water treatment: principles and design.* John Wiley & Sons,
- Drahota P & Filippi M (2009) Secondary arsenic minerals in the environment: a review. *Environment international* 35(8):1243-1255.
- Ducelles A-M, M.Ferlatte, Y.Tremblay et J. Ruiz, (2019) Protéger les sources municipales d'eau souterraine et répondre aux exigences du RPEP. Atelier d'échange de connaissances, cahier du participant. (Réseau québecois sur les eaux souterraines, Trois-Rivières).
- Dunkle S, Plummer L, Busenberg E, Phillips P, Denver J, Hamilton P, Michel R & Coplen T (1993) Chlorofluorocarbons (CCI3F and CCI2F2) as dating tools and hydrologic tracers in shallow groundwater of the Delmarva Peninsula, Atlantic Coastal Plain, United States. *Water Resources Research* 29(12):3837-3860.
- Etcheverry D (2002) Valorisation des méthodes isotopiques pour les questions pratiques liées aux eaux souterraines. *Isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène. Federal Office for Water and Geology. Berne, Switzerland, FOWG reports, Geological Series* 2:1-70.
- Flanagan SM, Ayotte JD & Robinson Jr GR (2018) *Quality of water from crystalline rock aquifers in New England, New Jersey, and New York, 1995-2007.* US Geological Survey,
- Flanagan SV, Johnston RB & Zheng Y (2012) Arsenic in tube well water in Bangladesh: health and economic impacts and implications for arsenic mitigation. *Bulletin of the World Health Organization* 90:839-846.
- Foster S, Hirata R & Andreo B (2013) The aquifer pollution vulnerability concept: aid or impediment in promoting groundwater protection? *Hydrogeology Journal* 21(7):1389-1392.
- Frind E, Molson J & Rudolph D (2006) Well vulnerability: a quantitative approach for source water protection. *Groundwater* 44(5):732-742.
- Ghesquière O, Walter J, Chesnaux R & Rouleau A (2015) Scenarios of groundwater chemical evolution in a region of the Canadian Shield based on multivariate statistical analysis. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4:246-266.
- Goodarzi F & Huggins FE (2001) Monitoring the species of arsenic, chromium and nickel in milled coal, bottom ash and fly ash from a pulverized coal-fired power plant in western CanadaPresented at the Whistler 2000 Speciation Symposium, Whistler Resort, BC, Canada, June 25–July 1, 2000. Geological Survey of Canada (GSC) Contribution No. 2000113. Journal of Environmental Monitoring 3(1):1-6.

- Groschen GE (2009) Occurrence and distribution of iron, manganese, and selected trace elements in ground water in the glacial aquifer system of the Northern United States. US Geological Survey, US Department of the Interior,
- Gulens J, Champ D, Jackson R & Directorate IW (1979) Influence of redox environments on the mobility of arsenic in ground water. *Chemical Modeling*.
- Han L-F & Plummer LN (2013) Revision of Fontes & Garnier's model for the initial 14C content of dissolved inorganic carbon used in groundwater dating. *Chemical Geology* 351:105-114.
- Han L-F, Plummer LN & Aggarwal P (2012) A graphical method to evaluate predominant geochemical processes occurring in groundwater systems for radiocarbon dating. *Chemical Geology* 318:88-112.
- Han L, Gröning M, Plummer L & Solomon D (2006). Comparison of the CFC technique with other techniques (3 H, 3 H/3 He, 85 Kr). Use of chlorofluorocarbons in hydrology: A guidebook.
- Han L & Plummer L (2016) A review of single-sample-based models and other approaches for radiocarbon dating of dissolved inorganic carbon in groundwater. *Earth-Science Reviews* 152:119-142.
- Harte PT, Ayotte JD, Hoffman A, Révész KM, Belaval M, Lamb S & Boehlke J (2012) Heterogeneous redox conditions, arsenic mobility, and groundwater flow in a fracturedrock aquifer near a waste repository site in New Hampshire, USA. *Hydrogeology Journal* 20(6):1189-1201.
- Hem JD (1989) Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water.
- Henke K (2009) *Environmental chemistry, health threats and waste treatment.* Wiley Online Library,
- Höhener P, Werner D, Balsiger C & Pasteris G (2003) Worldwide occurrence and fate of chlorofluorocarbons in groundwater.
- Hounslow A (1995) Water Quality Data: Analysis and Interpretation. CRC Press,
- Howe P, Malcolm H & Dobson S (2004) *Manganese and its compounds: environmental aspects.* World Health Organization,
- IAEA (2008) *Isotopes de l'environnement dans le cycle hydrologique.* Agence internantionale de l'énergie atomique, Vienne 2008. IAEA-TCS-32/F ISSN 1018–5518,
- IAEA (2013) Isotope methods for dating old groundwater. International Atomic Energy Agency,
- IAEA/WMO A (2006) Global network of isotopes in precipitation. The GNIP database.
- ICPS (1999) Manganese and its Compounds. Concise International Chemical Assessment Document 12, International Programme on Chemical Safety. *World Health Organization*.
- Ingerson E & Pearson F (1964) Estimation of age and rate of motion of groundwater by the 14Cmethod. *Recent researches in the fields of atmosphere, hydrosphere and nuclear geochemistry* :263-283.
- INRS (2019) Hexafluorure de soufre Fiche toxicologique n°102 (Institut national de la recherche scientifique, <u>www.inrs.fr/fichetox</u>).
- Janos D (2017) Regional groundwater flow dynamics and residence times in Chaudière-Appalaches, Québec, Canada: insights from numerical simulations.

- Kondakis XG, Makris N, Leotsinidis M, Prinou M & Papapetropoulos T (1989) Possible health effects of high manganese concentration in drinking water. *Archives of Environmental Health: An International Journal* 44(3):175-178.
- Kulongoski J & Belitz K (2006) *Ground-water ambient monitoring and assessment program.* US Department of the Interior, US Geological Survey,
- Lefebvre R, Ballard J-M, Carrier M-A, Vigneault H, Beaudry C, Berthot L, Légaré-Couture G, Parent M, Laurencelle M & Malet X (2015) *Portrait des ressources en eau souterraine en Chaudière-Appalaches, Québec, Canada: Rapport final (version révisée).* INRS, Centre Eau Terre Environnement,
- Lefebvre R, Ballard J-M, Raynauld M, Huchet F, Colléau É & Laurencelle M (2019) Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES Estrie): Rapport d'étape de la phase 1. (INRS, Centre Eau Terre Environnement).
- Lenoble V (2003) Elimination de l'Arsenic pour la production d'eau potable: oxydation chimique et adsorption sur des substrats solides innovants.).
- Letolle R & Olive P (2004) A short history of isotopes in hydrology. *IAHS PUBLICATION* 286:49-66.
- Libby W (1953) The potential usefulness of natural tritium. *Proceedings of the National Academy* of Sciences of the United States of America 39(4):245.
- Libby WF (1946) Atmospheric helium three and radiocarbon from cosmic radiation. *Physical Review* 69(11-12):671.
- Lipfert G, Reeve AS, Sidle WC & Marvinney R (2006) Geochemical patterns of arsenic-enriched ground water in fractured, crystalline bedrock, Northport, Maine, USA. *Applied Geochemistry* 21(3):528-545.
- Lombi E, Wenzel WW & Sletten RS (1999) Arsenic adsorption by soils and iron-oxide-coated sand: kinetics and reversibility. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162(4):451-456.
- Lund U & Fobian A (1991) Pollution of two soils by arsenic, chromium and copper, Denmark. *Geoderma* 49(1-2):83-103.
- Machiwal D, Jha MK, Singh VP & Mohan C (2018) Assessment and mapping of groundwater vulnerability to pollution: Current status and challenges. *Earth-Science Reviews* 185:901-927.
- Mandal BK, Chowdhury TR, Samanta G, Basu GK, Chowdhury PP, Chanda CR, Lodh D, Karan NK, Dhar RK & Tamili DK (1996) Arsenic in groundwater in seven districts of West Bengal, India–the biggest arsenic calamity in the world. *Current science* :976-986.
- McCulloch A & Midgley P (1998) Estimated historic emissions of fluorocarbons from the European Union. *Atmospheric environment* 32(9):1571-1580.
- MDELCC (2016) Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec 2010-2014
- (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.), p 80 pages.
- Meharg A (2005) Venomous earth: How arsenic caused the world's worst mass poisoning.
- MELCC (2018) Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. . (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques), p 189 pages.

- MELCC (2019) Détermination des aires de protection des prélèvements d'eau souterraine et des indices de vulnérabilité DRASTIC Guide technique. (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.), p 86.
- MELCC (2020a) *Eaux souterraines.* Ministère de l'Environnement et Lutte contre les Changements Climatiques, [En ligne] <u>http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/</u> (Consulté le 07/02/2020)
- MELCC (2020b) Programme pour une protection accrue des sources d'eau potable (PPASEP). Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, [En ligne] <u>http://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/ppasep/index.htm</u> (Consulté le 29/04/2020)
- MELCC (2020c) Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, [En ligne] <u>http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-prelevement-protection/index.htm</u> (Consulté le 29/04/2020)
- Mendizabal I & Stuyfzand PJ (2011) Quantifying the vulnerability of well fields towards anthropogenic pollution: The Netherlands as an example. *Journal of hydrology* 398(3-4):260-276.
- Meyzonnat G, Larocque M, Barbecot F, Pinti D & Gagné S (2016) The potential of major ion chemistry to assess groundwater vulnerability of a regional aquifer in southern Quebec (Canada). *Environmental Earth Sciences* 75(1):68.
- Midgley P (1997) HCFCs and HFCs: halocarbon replacements for CFCs. *Atmospheric Environment* 7(31):1095-1096.
- Montcoudiol N, Molson J & Lemieux J-M (2015) Groundwater geochemistry of the Outaouais Region (Québec, Canada): a regional-scale study. *Hydrogeology Journal* 23(2):377-396.
- Montcoudiol N, Molson J & Lemieux J-M (2018) Numerical modelling in support of a conceptual model for groundwater flow and geochemical evolution in the southern Outaouais Region, Quebec, Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques* 43(2):240-261.
- Mook W (1976) The dissolution-exchange model for dating groundwater with 14 C. Interpretation of environmental isotope and hydrochemical data in groundwater hydrology.
- Münnich KO (1957) Messungen des C 14-Gehaltes von hartem Grundwasser. *Naturwissenschaften* 44(2):32-33.
- NICNAS (2003) Methylcyclopentadienyl Manganese Tricarbonyl (MMT). Priority existing chemical assessment report N°24. (National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme).
- O'Shea B, Stransky M, Leitheiser S, Brock P, Marvinney RG & Zheng Y (2015) Heterogeneous arsenic enrichment in meta-sedimentary rocks in central Maine, United States. *Science of The Total Environment* 505:1308-1319.
- Piper AM (1944) A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 25(6):914-928.
- Plummer L & Glynn P (1992) Radiocarbon dating in groundwater systems. *MooN* 100:4.1.
- Plummer LN & Busenberg E (2000) Chlorofluorocarbons. *Environmental tracers in subsurface hydrology,* Springer. p 441-478.

- Plummer N & Friedman LC (1999) Tracing and dating young ground water. (US Dept. of the Interior, US Geological Survey).
- Pochon A, Tripet J-P, Kozel R, Meylan B, Sinreich M & Zwahlen F (2008) Groundwater protection in fractured media: a vulnerability-based approach for delineating protection zones in Switzerland. *Hydrogeology Journal* 16(7):1267.
- Québec (2019) Chapitre Q-2, r 40 Réglement sur la qualité de l'eau potable. Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, a. 31, 45, 45.2, 46, 87, 115.27, 115.34 et 124.1), . [En ligne] <u>http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2040/</u> (Consulté le en janvier 2020)
- Ramanathan V (1975) Greenhouse effect due to chlorofluorocarbons: Climatic implications. *Science* :50-52.
- Ravenscroft P, Brammer H & Richards K (2011) Arsenic pollution: a global synthesis. John Wiley & Sons,
- Reimer PS (1999) *Environmental effects of manganese and proposed guidelines to protect freshwater life in British Columbia.* (University of British Columbia).
- Rey N, Rosa E, Cloutier V & Lefebvre R (2018) Using water stable isotopes for tracing surface and groundwater flow systems in the Barlow-Ojibway Clay Belt, Quebec, Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques* 43(2):173-194.
- Roether W (1967) Estimating the tritium input to groundwater from wine samples: groundwater and direct run-off contribution to Central European surface waters. *Isotopes in hydrology. Proceedings of a symposium.*
- Ross M, Martel R, Lefebvre R, Parent M & Savard MM (2004) Assessing rock aquifer vulnerability using downward advective times from a 3D model of surficial geology: A case study from the St. Lawrence Lowlands, Canada. *Geofísica Internacional* 43(4):591-602.
- Rozanski K, Araguás-Araguás L & Gonfiantini R (1993) Isotopic patterns in modern global precipitation. *Climate change in continental isotopic records* 78:1-36.
- RQEP (2020) *Réglement sur la qualité de l'eau potable*. Gouvernement du Québec, [En ligne] <u>http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/parties-1-2-3.htm</u> (Consulté le 13/02/2020)
- RQES (2020) *Vulnérabilité de l'eau souterraine.* Réseau québecois sur les eaux souterraines [En ligne] <u>https://rges.ca/vulnerabilite/</u> (Consulté le 13/02/2020)
- Russell AD & Thompson GM (1983) Mechanisms leading to enrichment of the atmospheric fluorocarbons CCI3F and CCI2F2 in groundwater. *Water Resources Research* 19(1):57-60.
- Saby M, Larocque M, Pinti DL, Barbecot F, Gagné S, Barnetche D & Cabana H (2017) Regional assessment of concentrations and sources of pharmaceutically active compounds, pesticides, nitrate, and E. coli in post-glacial aquifer environments (Canada). *Science of the Total Environment* 579:557-568.
- Santé Canada (2006) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique L'arsenic. . (Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).).

- Santé Canada (2019a) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada Tableau sommaire. . (Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario).
- Santé Canada (2019b) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique Le manganèse. (Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario)).
- Schnebelen N, Platel J, Le Nindre Y & Baudry D (2002) Gestion des eaux souterraines en Aquitaine Année 5. Opération sectorielle. Protection de la nappe de l'Oligocène en région bordelaise [Water management in Aquitaine 5. Sectorial operation. Oligocene aquifer protection in the Bordeau region]. Rapport, BRGM, Orléans, France.
- Schroeder W, Dobson M, Kane D & Johnson N (1987) Toxic trace elements associated with airborne particulate matter: a review. *Japca* 37(11):1267-1285.
- Semprini L, Hopkins GD, McCarty PL & Roberts PV (1992) In-situ transformation of carbon tetrachloride and other halogenated compounds resulting from biostimulation under anoxic conditions. *Environmental science & technology* 26(12):2454-2461.
- Smedley PL & Kinniburgh DG (2002) A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied geochemistry* 17(5):517-568.
- Smith AH, Lingas EO & Rahman M (2000) Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. *Bulletin of the World Health Organization* 78:1093-1103.
- Solomon D, Schiff S, Poreda R & Clarke W (1993) A validation of the 3H/3He method for determining groundwater recharge. *Water Resources Research* 29(9):2951-2962.
- Squibb KS & Fowler BA (1983) The toxicity of arsenic and its compounds. *Biological and environmental effects of arsenic* 233.
- Stiff Jr HA (1951) The interpretation of chemical water analysis by means of patterns. *Journal of petroleum technology* 3(10):15-13.
- SWRCB (2019) Groundwater Ambient Monitoring and Assessment Program. California State Water Ressource Control Board. State of California. , [En ligne] https://www.waterboards.ca.gov/ (Consulté le 14/02/2020)
- Tóth J (1999) Groundwater as a geologic agent: an overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology journal* 7(1):1-14.
- Unterweger M, Coursey B, Schima F & Mann W (1980) Preparation and calibration of the 1978 National Bureau of Standards tritiated-water standards. *The International Journal of Applied Radiation and Isotopes* 31(10):611-614.
- USEPA (1994) Handbook: Ground Water and Wellhead Protection. Office of Research and Development et Office of Ground Water and Drinking Water, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, O. H. et Washington, . C.,. [En ligne] <u>https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004NCA.PDF?Dockey=30004NCA.PDF</u>
- Visser A, Moran JE, Singleton MJ & Esser BK (2014) California GAMA Special Study: Geostatistical analysis of groundwater age and other noble gas derived parameters in California. (Lawrence Livermore National Lab.(LLNL), Livermore, CA (United States)).
- Vrba J & Zaporozec A (1994) Guidebook on mapping groundwater vulnerability. Heise,

- Wang S & Mulligan CN (2006) Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior and distribution. *Science of the total Environment* 366(2-3):701-721.
- Warner MJ & Weiss RF (1985) Solubilities of chlorofluorocarbons 11 and 12 in water and seawater. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 32(12):1485-1497.
- Watson RT, Rodhe H, Oeschger H & Siegenthaler U (1990) Greenhouse gases and aerosols. *Climate change: the IPCC scientific assessment* 1:17.
- Watts M, O'reilly J, Marcilla A, Shaw R & Ward N (2010) Field based speciation of arsenic in UK and Argentinean water samples. *Environmental geochemistry and health* 32(6):479-490.
- Weiss RF (1970) The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts.* Elsevier, p 721-735.
- Weiss RF (1971) Solubility of helium and neon in water and seawater. *Journal of Chemical & Engineering Data* 16(2):235-241.
- WHO (1993) Environmental Health Criteria 18: Arsenic. Geneva: World Health Organization.
- WHO (2004) Manganese in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. (World Health Organization).
- Wolkersdorfer C (2008) Water management at abandoned flooded underground mines: fundamentals, tracer tests, modelling, water treatment. Springer Science & Business Media,
- Wolkersdorfer C, Nordstrom DK, Beckie RD, Cicerone DS, Elliot T, Edraki M, Valente T, França SCA, Kumar P & Lucero RAO (2020) Guidance for the Integrated Use of Hydrological, Geochemical, and Isotopic Tools in Mining Operations. *Mine Water and the Environment* :1-25.
- WWAP (2019) Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2019 : Ne laisser personne pour compte. (Programme mondial de l'UNESCO pour l'évaluation des ressources en eau. Paris, UNESCO).
- Yang Q, Culbertson CW, Nielsen MG, Schalk CW, Johnson CD, Marvinney RG, Stute M & Zheng Y (2015) Flow and sorption controls of groundwater arsenic in individual boreholes from bedrock aquifers in central Maine, USA. *Science of The Total Environment* 505:1291-1307.

ANNEXES

Annexe A : Tableau des côtes et paramètres pour le calcul de l'indice DRASTIC.

Annexe B : Délimitation des différentes aires de protection selon leur catégorie.

Annexe C : Mémoire de fin d'étude concernant la revue de la présence d'arsenic dans les eaux souterraines en Estrie par E.Colléau (2019).

Annexe D : Liste, protocoles de préparation, de prélèvements et de conservation des échantillons d'eau souterraine.

Annexe E : Traitement des données géochimiques.

Annexe F : Fichiers électroniques.

Annexe G : Cartes hydrogéologiques.

ANNEXE A :

TABLEAU DES COTES ET PARAMETRES POUR LE CALCUL DE L'INDICE DRASTIC (Gouvernement du Québec, 2020)

	¥	A	s	-	Ι	U
eur Rec	charge m/an)	Nature du milieu aquifère (intervalle de cote) ⁽²⁾	Type de sol(3)	Pente du terrain (%)	Nature de la zone vadose ⁽⁴⁾ (intervalle de cote) ⁽²⁾	Conductivité hydraulique de l'aquifère (m/j
De	0 à 50		Argile	18 et plus	Couche confinante (1)	0,04 à 4
31		• Schiste massif (1-3)	Terre noire			De 4 à 12
23 De	50 à	 Roches ignées ou métamorphiques (2-5) 	Loam argileux	De 12 à 18	 Silt ou argile (2-6) Schiste (2-5) 	
		 Roches ignées ou métamorphiques altérées (3-5) 	Loam silteux		 Roches ignées ou métamorphiques (2-8) 	De 12 à 29
15		• Till (4-6)	Loam	De 6 à 12		
180 180	100 à	 Lits de grès, de calcaire et de schiste (5-9) Grès massif (4-9) Calcaire massif (4-9) 	Loam sableux		 Calcaire (2-7) Grès (4-8) Lits de calcaire, de grès et de schiste (4-8) Sable et gravier avec silt et argile (4-8) 	De 29 à 41
à 9			Argile fissurée			
De 250	180 à	• Sable et gravier (4-9)	Tourbe		Sable et gravier (6-9)	De 41 à 82
à 4,5 250 plus	s et	Basalte (2-10)	Sable	De 2 à 6	• Basalte (2-10)	
1,5		Calcaire karstique (9-10)	Sol mince ou roc ou gravier	De 0 à 2	Calcaire karstique (8-10)	82 et plus
6	4	m	2	1	5	m

ANNEXE B :

DELIMITATION DES DIFFERENTES AIRES DE PROTECTION SELON LEUR CATEGORIES (MDDELCC, 2014)

AIRE DE PROTECTION IMMÉDIATE (prélèvement d'eau souterraine)

Catégorie	Limite
Catégorie 1 ou 2	30 mètres du site de prélèvement, à moins qu'elle soit fixée autrement par une étude hydrogéologique préparée par un professionnel.
Catégorie 3	3 mètres du site de prélèvement.

AIRE DE PROTECTION INTERMÉDIAIRE (prélèvement d'eau souterraine)

Catégorie	Limite
Catégorie 1	Pour un prélèvement d'eau de catégorie 1, les limites sont déterminées par un professionnel qui, à l'aide de données recueillies dans au moins trois puits aménagés au sein de la formation géologique aquifère exploitée par le prélèvement d'eau et pouvant être utilisés à des fins d'observation des eaux souterraines, vérifie le temps de migration de l'eau souterraine :
	a) sur une période de 200 jours s'il s'agit d'assurer sa protection bactériologique;
	b) sur une période de 550 jours s'il s'agit d'assurer sa protection virologique.
Catégorie 2	Pour un prélèvement d'eau de catégorie 2, les limites sont fixées aux distances suivantes, sauf si elles sont déterminées conformément à la méthode de délimitation applicable aux prélèvements de catégorie 1 :
	 a) 100 mètres du site de prélèvement s'il s'agit d'assurer sa protection bactériologique;
	b) 200 mètres du site de prélèvement s'il s'agit d'assurer sa protection virologique.
Catégorie 3	Pour un prélèvement d'eau de catégorie 3, les limites sont fixées aux distances suivantes, sauf si elles sont déterminées conformément à la méthode de délimitation applicable aux prélèvements de catégorie 1 :
	 a) 15 mètres du site de prélèvement lorsque le puits est scellé conformément à l'article 19 ou 30 mètres du site de prélèvement dans les autres cas s'il s'agit d'assurer sa protection bactériologique;

b) 100 mètres du site de prélèvement s'il s'agit d'assurer sa protection virologique.

AIRE DE PROTECTION ÉLOIGNÉE (prélèvement d'eau souterraine)

Catégorie	Limite
Catégorie 1	Les limites sont déterminées par un professionnel qui vérifie, à l'aide de données recueillies dans un minimum de trois puits aménagés au sein de la formation géologique aquifère exploitée par le prélèvement d'eau et pouvant être utilisés à des fins d'observation des eaux souterraines, la superficie de terrain au sein duquel les eaux souterraines y circulant vont éventuellement être captées par le prélèvement d'eau.
Catégorie 2	Dans un rayon de deux kilomètres en amont hydraulique du site de prélèvement, sauf si les limites sont déterminées conformément à la méthode de délimitation applicable aux prélèvements de catégorie 1.

ANNEXE C : MÉMOIRE DE FIN D'ETUDE CONCERNANT LA REVUE DE LA PRESENCE D'ARSENIC DANS LES EAUX SOUTERRAINES EN ESTRIE PAR E. COLLEAU (2019).







MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

Revue de la présence d'arsenic dans l'eau souterraine en Estrie

Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES) de la région de l'Estrie (Québec)



COLLEAU Elise

Master 2 Sciences de l'eau Parcours Hydrogéologie, Hyrdropédologie, Hydrobiogéochimie.



2018/2019

Directeur maitrise à l'INRS : Monsieur René LEFEBVRE

Tutrice du stage à l'OSUR: Madame Virginie VERGNAUD-AYRAUD

Date du stage : 18/02 au 19/04/19 à l'OSUR 06/05/19 au 06/05/20 à l'INRS





Remerciements

Je souhaite exprimer toute ma gratitude et ma reconnaissance à mon directeur de maitrise, René Lefebvre, qui m'a permis d'intégrer le centre ETE de l'INRS afin de participer au projet PACES Estrie (Québec). Sa disponibilité et ses précieuses analyses m'ont guidé pour le rendu de ce mémoire. Cette expérience a été enrichissante autant professionnellement que personnellement.

Mes remerciements vont également à l'équipe du PACES Estrie pour leur accueil, leur sympathie et leur soutien depuis mon arrivée à Québec. Il me tarde de passer les prochains mois en votre compagnie.

Je tiens à remercier Virginie Vergnaud-Ayraud de m'avoir pris sous son aile durant les deux mois de préparation à la maitrise. Ses conseils, ses encouragements et sa bienveillance m'ont permis d'avancer dans mes travaux.

Merci également à l'équipe de la Plateforme CONDATE EAU de m'avoir ouvert les portes de leur laboratoire et accueillie chaleureusement. Sans oublier mes camarades de bureau, avec lesquels j'ai partagé deux mois de travail dans une bonne ambiance.

Je salue l'équipe enseignante du Master Sciences de l'eau de Rennes 1 de m'avoir accompagnée durant ces deux années.

A ma grand-mère, une source d'inspiration depuis ma plus tendre enfance.





Résumé

Le centre Eau Terre Environnement de l'Institut national de recherche scientifique est responsable du Projet d'acquisition des connaissances sur les eaux souterraines (PACES) en Estrie, au Québec. L'objectif global du projet est d'établir l'état des lieux de la ressource en eau souterraine à l'échelle régionale. L'une des problématiques d'intérêt dans la région concerne la présence naturelle d'arsenic affectant la potabilité de l'eau souterraine. Les travaux du stage M2 avaient donc pour but d'assembler et d'analyser les données existantes sur l'arsenic dans la région de l'Estrie. Ces travaux servaient d'abord à moduler le programme d'échantillonnage de l'eau souterraine prévu à l'été 2019 en Estrie afin qu'un échantillonnage plus dense soit fait dans les régions où l'arsenic est particulièrement présent dans l'eau souterraine. Ensuite, le projet permettait de mettre les bases d'une interprétation des facteurs qui contrôlent la présence d'arsenic dans la région d'étude. Cette interprétation sera complétée suite à l'acquisition des données sur la géochimie régionale de l'eau souterraine dans le cadre du PACES Estrie. Enfin, ces travaux permettaient de me familiariser avec le contexte géologique et hydrogéologique de la région d'étude de mon projet de maîtrise.

De nombreuses données ont été assemblées sur les sédiments, l'eau et la géochimie et traitées afin d'établir une cartographie de la distribution en arsenic sur la zone d'étude. Ces données ont mis en évidence des secteurs plus affectés par des teneurs supérieures à la concentration maximale acceptable de 0,01 mg/L d'arsenic dans l'eau en vigueur au Québec.

Ces travaux ont montré que de fortes concentrations en arsenic pouvaient se retrouver dans certaines unités géologiques, notamment celles contenant de la pyrite, ainsi que dans les tills glaciaires qui ont érodés ces unités géologiques. Certains secteurs montrent un lien entre des lithologies avec de fortes concentrations en arsenic et des concentrations élevées dans l'eau souterraine, notamment, autour de l'intrusif montérégien du mont Mégantic. Toutefois, les concentrations élevées dans l'eau souterraine se concentrent plutôt dans les vallées qui représentent les zones d'émergence de l'écoulement régional de l'eau souterraine. Il semble ainsi que l'hydrogéologie régionale exerce un certain contrôle sur la présence de fortes concentrations en arsenic dans l'eau souterraine.

Les travaux de stage ont permis d'identifier des secteurs où l'échantillonnage de l'eau souterraine sera plus dense. Les résultats de spéciation de l'arsenic apporteront des indications sur le type d'arsenic présent et mettront ainsi en évidence les processus géochimiques mis en jeu. Les résultats des travaux sur les conditions contrôlant la présence d'arsenic et les zones les plus à risque seront communiqués à la Santé publique afin d'envisager un renforcement des mesures préventives.





Abstract

The Research Centre on Water, Earth, and the Environment at the National Institute of Scientific Research is responsible for the Groundwater Knowledge Acquisition Project (PACES) in Estrie, Quebec. The overall objective of the project is to establish the state of the groundwater resources at regional level. One of the interest issues in the region concerns the natural presence of arsenic affecting the potability of groundwater. The purpose of the M2 internship was to assemble and analyze existing arsenic data in the Estrie region. First, this work served to modulate the groundwater sampling program planned for summer 2019 in Estrie to sampling more densely in regions where arsenic is particularly present in groundwater. Secondly, the project laid the groundwork for an interpretation of the factors that control the presence of arsenic in the study area. This interpretation will be completed following the acquisition of data on regional groundwater geochemistry in the framework of PACES Estrie. Finally, this work allowed me to be familiarized with the geological and hydrogeological context of my master project's study area.

Numerous data on sediments, water and geochemistry were assembled and processed to map the arsenic distribution over the study area. These data highlighted areas which were more affected by concentrations that exceed the maximum acceptable concentration which is 0.01 mg / L of arsenic in water in Quebec.

Those works has shown that high concentrations of arsenic can be found in some geological units, especially those containing pyrite, as well as in the glacial tills that eroded these geological units. Some sectors show a link between high arsenic concentrations in lithologies and groundwater, especially around the montérégien intrusive of Mont Mégantic. However, high concentrations in groundwater are particularly located in valleys that represent emergence areas from regional groundwater flow. It seems that regional hydrogeology has some control over the presence of high arsenic concentrations in groundwater.

Internship works allowed the identification of specific areas where groundwater sampling will be more dense. The arsenic speciation results will provide indications on the type of arsenic and will thus highlight the geochemical processes involved. Condition work results on controlling the presence of arsenic and the most at risk areas will be transmitted to the Public Health to consider other preventive measures.





Table des matières

RESUME III
ABSTRACTIV
TABLE DES MATIERES
LISTE DES FIGURESVI
LISTE DES TABLEAUXVI
LISTE DES ANNEXESVI
LEXIQUEVII
I. PRESENTATION DES STRUCTURES1
I.1. OSUR – PLATEFORME CONDATE EAU
II. INTRODUCTION
III. MATERIELS ET METHODES
III.1. PRESENTATION DU SITE
IV. RESULTATS11
IV.1. ARSENIC DANS LES SEDIMENTS
V. DISCUSSION ET PERSPECTIVES
VI. CONCLUSION
BIBLIOGRAPHIE
SITOGRAPHIE
ANNEXES





Liste des figures

Figure 1 : distribution globale de la contamination en arsenic dans le monde (Asie, Europe, Afrique,	
Amérique du Nord, Amérique du Sud). Source : Ravenscroft et al., 2009.	4
Figure 2 : diagramme d'équilibre (pe-pH), d'après Lombi et al. (1999) - Diagrammes de spéciation trace	és
par Pettit et Powell en 1999 à partir des données de Smith et Martell (1976-1982))	5
Figure 3 : localisation de la zone d'étude du PACES Estrie	5
Figure 4 : Carte de la géologie du roc de la zone d'étude	7
Figure 5 : distribution spatiale des sédiments de ruisseau non différenciés dont la teneur en As est	
supérieure à 25 ppm avec le fond de carte de la géologie du roc11	1
Figure 6 : distribution spatiale des sédiments de ruisseau non différenciés dont la teneur en As est	
supérieure à 25 ppm avec le fond de carte de la géologie du Quaternaire 12	2
Figure 7 : distribution spatiale des concentrations d'arsenic dans les eaux de la zone d'étude 13	3
Figure 8 : diagramme de Piper des échantillons analysés lors des travaux de McCormack (1979) (à par	tir
de DIAGRAMMES)	4
Figure 9 : plan d'échantillonnage de l'eau souterraine (Rapport intérimaire sur l'inventaire PACES	
Estrie)	8

Liste des tableaux

Tableau 1 : teneur en As selon le type d'eau à partir de la base de données BADGEQ.	13
Tableau 2 : présentation de la géologie et du type de puits/source des « outlayers »	15
Tableau 3 : matrice de corrélation simplifiée des paramètres mesurés lors de la création d'un forag	ge (à partir
d'EXCEL)	15
Tableau 4 : paramètres analysés suite à la campagne d'échantillonnage de l'été	17

Liste des annexes

Annexe 1 : stage préparatoire de 2 mois à l'OSUR	22
Annexe 2 : chronogramme des activités et travaux réalisés	25
Annexe 3 : localisation des Montérégiennes	
Annexe 4 : carte des formations superficielles de la zone d'étude du PACES Estrie	
Annexe 5 : localisation des différents types d'eau analysés de la base de données BADGEQ sur	la région
d''étude	
Annexe 6 : Calculs effectués sur la base de données des analyses de réseaux de distribution	28
Annexe 7 : Analyses effectuées sur le Val-Saint-François	29
Annexe 8 : Carte des points échantillonnés lors des travaux de McCormack en 1979	31
Annexe 9 : distribution spatiale des sédiments de ruisseau non différenciés de la zone d'étude	31
Annexe 10 : localisation des « outlayers » du diagramme de Piper des échantillons réalisés par M	IcCormack.
	32
Annexe 11 : matrice de corrélation avec tous les paramètres	33





Lexique

AD : désorption alcaline (*alkaline desorption*)

As : arsenic (-III : arsenic, 0 : arsenic métallique ; + III : arsenite ; +V : arseniate ; MMA III : acide monométhylarsineux, MMA ; V : acide miniméthylarsonique, DMA ; III : acide diméthylarsineux, DMA ; V : acide diméthylarsinique ; TMA : triméthylarsine ; TMAO : oxyde de triméthylarsine)

Al, Au, B, Ba, Bi, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, F, Fe, Pb, Mg, Mn, NO3, La, Li, Sb, Se, Na, SO4, U, Zn, CaCO3 : aluminium, or, bore, baryum, calcium, cadmium, chlore, cobalt, chrome, cuivre, fluorure, fer, plomb, magnésium, manganèse, nitrates lithium, antimoine, sélénium, sodium, sulfates, uranium, zinc, carbonate de calcium

BADGEQ : Banque de données géochimiques du Québec

CFC : chlorofluorocarbones

CG-TCD : système de chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur de conductivité thermique

COBARIC : le Comité de bassin de la rivière Chaudière

COGESAF : Le Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François

DMA : drainage minier acide

ETE : Centre Eau Terre Environnement

GC-ECD : chromatographe à phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électrons

He, Ne, H₂, Ar, O₂, N₂, CH₄, CO₂, N₂O, H₂S : hélium, néon, dihydrogène, argon, oxygène, diazote, méthane, dioxyde de carbone, protoxyde d'azote, sulfure d'hydrogène.

INRS : Institut national de recherche scientifique

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

MERN : Ministère de l'Energie et des Ressources naturelles

MIMS : Membrane Intlet Mass Spectrometer

MRC : Municipalités régionales de comté

OBV : Organisme de bassin versant

OSUR : Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes

PACES : Programme d'acquisition des connaissances sur les eaux souterraines

Ppm : partie par million

RD : dissolution réductrice (reductive dissolution)

RSESQ : Réseau de suivi de l'eau souterraine du Québec

SF6 : hexafluorure de soufre

SIGEOM : Système d'information géominière

SO : oxydation des sulfures (sulfide oxidation)






I. PRESENTATION DES STRUCTURES

Ce mémoire s'inscrit également dans une maitrise de recherche dans le cadre d'une bi-diplomation entre l'Institut national de recherche scientifique (INRS) du Québec au sein du Centre Eau Terre Environnement (ETE) et l'Université de Rennes 1. Le sujet de maitrise concerne : « La vulnérabilité des approvisionnements en eau souterraine des puits municipaux et résidentiels de la région de l'Estrie » et ces travaux sont réalisés dans le cadre du Projet d'acquisition des connaissances sur les eaux souterraines (PACES) en Estrie. Ce rapport s'appuie sur les données existantes de la région de l'Estrie concernant la problématique de l'arsenic en vue d'établir un état des lieux avant la campagne de terrain de l'été 2019. L'échantillonnage d'environ 140 puits est prévu afin d'étudier la composition géochimique et isotopique de l'eau souterraine ainsi que les indicateurs de son temps de résidence pour le projet de maitrise. Les travaux reliés au projet de fin d'étude permettent ainsi une familiarisation avec le contexte de l'Estrie, de réaliser l'inventaire des données existantes de la géochimie de l'eau souterraine et d'amorcer l'étude de la problématique de l'arsenic qui affecte la qualité de l'eau souterraine dans la région d'étude.

I.1. OSUR – Plateforme CONDATE EAU

Les deux premiers mois de ce stage, se sont déroulés à l'Observatoire de Sciences de l'Univers de Rennes (OSUR) au sein de la Plateforme CONDATE EAU sous la tutelle de Virginie Vergnaud.

L'OSUR assure les missions de recherche, d'observatoire et d'enseignement dans les domaines des sciences de la planète, de l'environnement, de l'écologie et des interactions entre l'homme et le milieu. La Plateforme CONDATE EAU intégrée dans l'OSUR s'est développée depuis une quinzaine d'années. Son équipe est composée de Luc Aquilina (professeur à l'université de Rennes 1), Virginie Vergnaud (ingénieure de recherche, animatrice de la plateforme), Thierry Labasque (ingénieur de recherche) et d'Aurélie Guillou (ingénieure d'étude). Elle répond à de nombreux projets de recherche à l'échelle nationale et internationale. Des expertises sont également fournies aux entreprises et groupes privés. L'équipe a développé des méthodes afin de mesurer :

- Les chloroflurocarbones (CFCs) et l'hexafluorure de soufre (SF6) émis par l'activité anthropique (réfrigérants, aérosols, solvants, etc.) à partir des années 1950. Ces gaz anthropiques sont des traceurs enregistrés par les eaux. La mesure de ces composés par un chromatographe à phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD) permet de déterminer l'âge de l'eau ;
- Les gaz dissous (He, Ne, H₂, Ar, O₂, N₂, CH₄, CO₂, N₂O, H₂S) avec un système de chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur de conductivité thermique (micro GC-TCD) utilisés dans divers domaines (chimie, biologie, géothermie) ;
- Les gaz dissous en continu à l'aide du Membrane Intlet Mass Spectrometer (MIMS).



Analyser ces éléments permet de comprendre le fonctionnement hydrogéologique des systèmes aquifères et d'assurer leur gestion en connaissant l'âge de l'eau, la date de recharge, la vulnérabilité face à une pollution et les risques de surexploitation soit directement sur la base de ces données ou à partir de modèles hydrologiques développés en partie à l'aide de ces données. La Plateforme CONDATE EAU travaille en collaboration avec des universités et des instituts de recherche, notamment avec le centre ETE de l'INRS sur le projet du PACES Estrie au sujet de la datation des eaux souterraines (*Annexe1*).

I.2. INRS Centre ETE

La suite du stage et la maitrise de recherche ont débuté le 06 mai à l'INRS au centre ETE situé à Québec auprès de René Lefebvre.

Fondé en 1969, l'INRS est un établissement dédié à la recherche universitaire et à la formation aux cycles supérieurs. L'institut regroupe 695 employés (professeurs, cadres, techniciens, assistants, stagiaires et personnels de bureau) et plus de 3000 étudiants ont été diplômés depuis sa création. L'INRS est divisé en 4 centres de recherche et de formation : le Centre Energie Matériaux Télécommunications, le Centre Armand-Frappier Santé Biotechnologie, le Centre Urbanisation Culture Société situés tous trois à Montréal et le Centre Environnement (ETE) localisé à Québec.

Le Centre ETE est attaché au développement durable tout en veillant à améliorer les connaissances pour protéger et conserver les ressources naturelles. Les recherches du centre s'effectuent selon quatre grands axes : l'assainissement et la valorisation des résidus, la biogéochimie aquatique, l'hydrologie et les sciences de la terre. L'axe de recherche en Sciences de la Terre étudie diverses composantes : la géodynamique, la géologie environnementale, les paléoenvironnements, les ressources minérales et pétrolières mais également les eaux souterraines. Des travaux sont réalisés afin de recenser, protéger et réhabiliter les aquifères pour une gestion durable. L'un des projets de René Lefebvre porte sur le PACES Estrie qui implique la définition des ressources en eau souterraine à l'échelle régionale sur un territoire d'environ 11 000 km². L'équipe du projet est composée de Jean-Marc Ballard, Mélanie Raynauld et François Huchet (professionnels de recherche à l'INRS). Des travaux spécifiques du projet seront également soutenus par Harold Vigneault (professionnel de recherche à l'INRS), Jean-Sébastien Gosselin (postdoctorant de l'INRS), des collaborateurs et 3 stagiaires de licence et master puis 2 étudiants en maitrise de recherche.

I.3. Activités et insertion dans les structures

Le chronogramme, en *annexe* 2, présente les activités et les travaux réalisés au cours des mois de stage à l'OSUR et à l'INRS. La formation aux prélèvements et à l'analyse des échantillons à l'OSUR m'ont permis d'acquérir des compétences techniques. Les nombreuses analyses concernant la problématique de l'arsenic nécessitaient un travail de mise en forme afin d'optimiser leur utilisation pour l'interprétation des données et la réalisation de carte sous ArcGIS.





II. INTRODUCTION

Le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) du Québec a chargé le centre ETE de l'INRS du Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines en Estrie (PACES Estrie) (Lefebvre et al., 2018). De nombreux projets PACES ont été réalisés sur le territoire québécois pour caractériser la ressource régionale en eau souterraine afin d'en assurer la protection et la gestion durable. Ce projet, en cours de réalisation sur la région de l'Estrie, a débuté en 2018 et se finalisera en 2022. Cette étude est majoritairement financée par le MELCC, les cinq Municipalités régionales de comté (MRC) de la zone d'étude (Coaticook, Le Haut-Saint-François, Le Granit, Le Val-Saint-François, Memphrémagog) et la ville de Sherbrooke. Les deux organismes de bassin versant (OBV) présents sur le territoire sont également des partenaires : le Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François (COGESAF) et le Comité de bassin de la rivière Chaudière (COBARIC). Le PACES Estrie présente divers objectifs : 1) accompagner les municipalités de l'Estrie pour la protection des prélèvements en eau potable, 2) aborder des problématiques régionales d'intérêt particulier pour l'Estrie, notamment le potentiel des aquifères granulaire et la présence d'arsenic affectant la potabilité de l'eau, 3) implanter des puits d'observation pour compléter le Réseau de suivi de l'eau souterraine du Québec (RSESQ) et 4) assurer le transfert des connaissances aux partenaires régionaux pendant la réalisation du projet.

L'arsenic (As) est présent naturellement dans la lithosphère (*Henke, 2009*) et plus particulièrement dans les roches volcaniques, magmatiques, sédimentaires marines, les dépôts hydrothermaux et les combustibles fossiles (charbon, pétrole) (*Smedley et Kinniburgh, 2002*). L'As se trouve principalement sous forme d'arsénopyrite (mispickel) FeSAs, de réalgar As₄S₄ et d'orpiment As₄S₆ mais on en retrouve également dans des minéraux sulfurés comme la pyrite (*Abraitis et al., 2004*), les oxydes, les carbonates et les silicates (*Drahota et Filippi, 2009*). L'As est présent dans les oxydes de fer mais aussi dans la pyrite framboïdale des sédiments alluviaux (*Ravenscroft et al., 2009*). Ce métalloïde, souvent associé à l'or, est également utilisé comme traceur géochimique lors de la recherche de gisements aurifères (*Coussy, 2011*). Cet élément est utilisé par l'homme dans diverses activités anthropiques. En effet, les activités industrielles (*Mandal et al., 1996*), l'exploitation minière (or, cuivre, plomb, cobalt) (*Smedley et Kinniburgh, 2002*), l'utilisation de produits arsenicaux pour la préservation du bois (*Lund et Fobian, 1991 ; Bamwoya et al., 1991*), les pesticides (*Bishop et Chisholm, 1961*), la combustion du charbon (*Goodarzi et Huggins, 2001*) et l'incinération des déchets sont aussi responsables d'une contamination des eaux, du sol et de l'air par l'arsenic.

La contamination des eaux en arsenic devient ainsi un sujet de préoccupation mondial dans de nombreuses parties du monde : Asie, Afrique, Amérique du Nord dont l'Estrie (région au sud du Québec), Amérique du Sud et Europe (*figure 1*) (*Ravenscroft et al., 2009*).







Figure 1 : distribution globale de la contamination en arsenic dans le monde (Asie, Europe, Afrique, Amérique du Nord, Amérique du Sud). Source : Ravenscroft et al., 2009.

L'arsenic, de numéro atomique 33, est un métalloïde présent sous formes inorganiques: -III (arsenic), 0 (arsenic métallique) + III (arsenite), +V (arseniate) et organiques MMA III (acide monométhylarsineux), MMA V (acide miniméthylarsonique), DMA III (acide diméthylarsineux), DMA V (acide diméthylarsine), TMAO (oxyde de triméthylarsine) formés par biométhylation en conditions réductrices par les microorganismes (*Challerger, 1945 ; Campredon, 2013*). Les degrés d'oxydation de l'arsenic dépendent du potentiel d'oxydoréduction (Eh) et du pH (*figure 2*). En conditions anaérobiques l'As III est dominant alors qu'en conditions oxyques l'As V est prédominant (*Wang et Mulligan, 2005*). La mobilité et la toxicité de l'arsenic dépendent de sa spéciation. L'arsenite serait 5 à 8 fois plus mobile (*Gulens et al., 1979*) que l'arséniate et 10 à 60 fois plus toxique (*Squibb et Fowler, 1983*).

L'écoulement de l'eau à travers les couches géologiques riches en phases porteuses d'arsenic conduit à un enrichissement en arsenic. Différents mécanismes contrôlent la présence d'arsenic dans les eaux (*Ravenscroft et al., 2009*). Dans les eaux naturelles (*partie grisée figure 2*) on retrouve principalement 3 espèces, soit H₂AsO₄⁻ et HAsO₄²⁻ en conditions oxydantes et H₃AsO₃ en conditions réductrices (*Lombi et al., 1999 ; Lenoble, 2006*). La mobilisation de l'arsenic dépend des conditions géochimiques. La source primaire d'As provient de l'oxydation des sulfures (SO) enrichis en arsenic. Ce phénomène s'observe également lors du drainage minier acide (DMA) entrainant une contamination des eaux de drainage et des cours d'eau. Ensuite vient le processus d'adsorption permettant l'immobilisation de l'As sur des surfaces solides, au contraire du processus de désorption qui engendre la libération du contaminant dans le milieu. L'As peut s'adsorber sur des oxydes et hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium, des minéraux argileux, de la matière organique ou de la matière en suspension, des carbonates et de la silice (*Smedley et Kinniburgh, 2002 ; Campredon, 2013*). En contions alcalines, la désorption alcaline (AD) se produit où l'As est directement désorbé des oxydes et argiles métalliques. De même, des processus de précipitation et de dissolution tendent à former ou à libérer de l'arsenic dans les





eaux. Un phénomène de dissolution réductrice (RD) se produit en conditions réductrices où les minéraux peuvent se décomposer et se dissoudre dans l'eau libérant ainsi l'As.



Figure 2 : diagramme d'équilibre (pe-pH), d'après Lombi et al. (1999) - Diagrammes de spéciation tracés par Pettit et Powell en 1999 à partir des données de Smith et Martell (1976-1982)).

Les risques pour la santé sont nombreux, autrefois l'arsenic était utilisé comme poison par les Romains, Egyptiens et Grecs (*Meharg, 2005*). La situation au Bangladesh est considérée comme « le plus grave empoisonnement d'une population dans l'histoire » (*Smith et al., 2000*). En 1993, l'OMS a établi la norme à 0,01 mg/L d'arsenic dans les eaux potables (*WHO, 1993*). D'après une enquête nationale réalisée au Bangladesh en 2009, entre 20 et 45 millions de personnes consommaient une eau contenant de l'arsenic dépassant une teneur de 0,05 mg/L (*Flanagan et al., 2012*). A long terme, l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés par l'arsenic peut générer des cancers, des diabètes, des troubles cardiovasculaires, neurologiques, reproductifs et entrainer la mort (*Ravenscroft et al., 2009 ; WHO, 2011*).

Dans le cadre du PACES Estrie, l'une des problématiques régionales concerne la présence d'arsenic dans l'eau des puits résidentiels et municipaux à des concentrations excédant la norme de potabilité de 0,01 mg/L au Québec (*LégisQuébec, 2019*). Un état des lieux à partir des données existantes permettra de visualiser la distribution spatiale de la contamination des eaux en arsenic sur la région de l'Estrie en amont de la campagne de terrain de l'été 2019.





III. MATERIELS ET METHODES

III.1. Présentation du site

III.1.1. Localisation, superficie

La région de l'Estrie est située au sud-ouest du Québec et couvre une superficie de 10 695 km². Le territoire s'étend sur deux bassins versants, celui de la rivière Saint-François dont s'occupe le COGESAF et celui de la rivière Chaudière géré par le COBARIC. L'Estrie comprend cinq municipalités régionales de comté (MRC) (Coaticook, Le Haut-St-François, Le Granit, Memphrémagog, Le Val St-François) et la ville de Sherbrooke (*figure 3*). Une partie des MRC d'Arthabaska, du Beauce-Sartigan, des Appalaches et des Sources sont également comprises dans le projet afin de couvrir tout le bassin de la rivière Saint-François ; ainsi, la région d'étude chevauche en partie le territoire couvert par des projets PACES antérieurs.



Figure 3 : localisation de la zone d'étude du PACES Estrie

III.1.2. Géologie et occupation du sol

Les données géologiques sont disponibles sur le Système d'Information Géominière (SIGEOM) du Ministère de l'Energie et des Ressources Naturelles (MERN). La région de l'Estrie se situe à l'intérieur de la province géologique des Appalaches. Cette chaine de montagnes s'est formée il y a 450 millions





d'années. Le substratum rocheux est principalement composé de roches sédimentaires (grès, calcaire, schiste) et recouvert par des dépôts glaciaires. On retrouve également des roches volcaniques (basalte) plissées et déformées (*figure 4*). A proximité de la ville de La Patrie, le Mont Mégantic (en brun) est la dernière colline des Montérégiennes localisée au Québec. Ce chainon de collines allant de Montréal jusqu'à la limite des Etats-Unis est constitué de roches ignées intrusives (plutons et dykes) mis en place au Crétacé dans les couches géologiques sus-jacentes (*annexe 3*). Lors du déplacement vers l'ouest de la Plaque nord-américaine, un point chaud aurait généré ces intrusions magmatiques sur 250 km en 14 millions d'années.



Figure 4 : Carte de la géologie du roc de la zone d'étude

Les travaux de *Caron (2013)* et des PACES réalisés précédemment (Nicolet-Bas-Saint-François complété en 2015 et Montérégie Est complété en 2013) ont permis de cartographier les formations superficielles du Quaternaire (*Annexe 4*). Les périodes de glaciation-déglaciation ont déposé de nombreux sédiments au niveau des vallées. On retrouve des sédiments glaciolacustres, des sédiments alluviaux et des tills mis en place lors d'épisodes glaciaires. La séquence stratigraphique comprend, du plus ancien au plus récent, trois unités glaciaires, soient le Till de Johnville, le Till de Chaudière et le Till de Lennoxville. Plusieurs unités présentes au-dessous ou entre les tills possèdent un potentiel aquifère granulaire permettant des débits important, d'où leur exploitation par plusieurs puits municipaux. L'épaisseur des sédiments quaternaire dépasse les 40 m par endroit (*Caron, 2013*).





Les terres des MRC de Coaticook et du Val-Saint-François sont plutôt à usage agricole et le reste du territoire est principalement forestier. Les secteurs urbains se situent à Sherbrooke et sur l'axe reliant Magog à East Angus.

III.1.3. Usage et approvisionnement en eau

L'Estrie dénombre 356 096 habitants sur l'ensemble du territoire. La majorité de la population localisée entre Sherbrooke, Magog et Thetford s'alimente via les eaux de surface des lacs. Cependant, 40% de la population s'approvisionne en eau potable par l'intermédiaire des eaux souterraines via des puits privés (26% de la population) ou par le réseau de distribution des municipalités (14% de la population totale (*Lefebvre et al., 2018*).

III.2. Bases de données

Depuis mai 2018, les informations existantes sur la région de l'Estrie ont été collectées et répertoriées dans une base de données « projet PACES Estrie ». La base de données classe les différents éléments en fonction de leurs usages pour la production des livrables cartographiques du projet : activités potentiellement polluantes, affectation du territoire, climat, géologie, hydrogéologie, hydrographie, hydrométrie, occupation du sol, pédologie, photos aériennes, qualité de l'eau, routes et limites municipales et toponymie, topographie et végétation. Les principales sources de données sont le Ministère de l'Energie et des ressources naturelles du Québec (MERN) et le Ministère de l'Environnement et de Lutte contre le changement climatique (MELCC). Le MERN a mis en place un Système d'Information Géominière (SIGEOM) permettant aux utilisateurs de visualiser de nombreuses informations sur la géologie du Québec. À la fin du projet PACES Estrie, les données récupérées et traitées dans la base de données « projet PACES Estrie » seront transmises au MELCC. Dans le cadre de ce rapport, les données étudiées ont été converties en fichiers utilisables sous ArcGIS (système d'information géographique) afin de visualiser la distribution spatiale des concentrations en As sur la région de l'Estrie.

III.2.1. Arsenic dans les sédiments

Le MERN détient une Banque de données géochimiques du Québec (BADGEQ) comprenant des analyses de sédiments faites pour soutenir l'exploration minière des années 1960 à nos jours. On y retrouve des données d'analyses de divers paramètres chimiques des sédiments de rivières (As, Au, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, F, Fe, La, Li, etc.). Les coordonnées géographiques étant fournies dans ce tableur EXCEL, seule sa conversion en fichier « shapefile » a permis de visualiser la teneur en As des dépôts sur la zone d'étude. Dans la base de données, un code d'échantillon permet de différencier les sédiments de ruisseau non différenciés (code 30) et les sédiments de ruisseau, minéraux lourds (code 31). Seuls les sédiments de ruisseau non différenciés (15742 échantillons prélevés à partir de 1986) sont étudiés. Ces analyses ont été effectuées par colorimétrie en utilisant une décomposition à l'acide nitrique et perchlorique puis par un frittage au carbone. Les échantillons de ruisseau minéraux lourds ne sont pas





pris en compte dans cette étude. En effet, il s'agit d'une méthode d'analyse de terrain pour l'exploration minière qui est non reproductible.

L'étude de la distribution, de l'origine et de l'âge des sédiments stratigraphiquement situés sous le till de surface sur les bassins versants de la rivière Chaudière et de la rivière Saint-François a été réalisée lors des travaux de doctorat d'Olivier Caron (*Caron, 2013*). William W. Shilts a également travaillé sur les dépôts sédimentaires de cette région (*Shilts et Caron, 2018*).

III.2.2. Arsenic dans l'eau

Une première base de données « BD_INRS » regroupe des résultats d'analyses localisés géographiquement sous fichier EXCEL transformé en « shapefile » pour les visualiser sous ArcGIS. Ces informations regroupent les éléments suivants :

- Des analyses d'eau effectuées en même temps que des analyses des sédiments de rivière dans le cadre de l'exploration minière et qui sont documentées dans le BADGEQ du MERN. Ainsi, des résultats d'eaux souterraines, de surface, de sources, de puits, de forages dans les dépôts meubles, de forages dans le roc, de forage et de types « l » et « X » sont compilés (*annexe 5*) ;
- Des analyses d'eau de puits résidentiels regroupés sous un système d'information (base de données du SIH du MELCC) ;
- Des analyses réalisées lors de projets PACES antérieurs, d'anciens projets et d'études hydrologiques de bassin versant. Certaines données sont localisées dans la région de l'Estrie, notamment au niveau des MRC du Val-Saint-François, de Memphrémagog et des Appalaches.

Une seconde base de données contient les résultats d'analyses de l'eau distribuée dans des réseaux d'aqueduc qui doit faire l'objet d'analyses selon l'article 14 du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) pour des installations de distribution alimentées par l'eau souterraine. D'après ce texte de loi les réseaux de distribution d'eau potable sont dans l'obligation de distribuer une eau de qualité. Ainsi, des analyses sont effectuées périodiquement, après traitement au chlore, sur les paramètres normés selon le RQEP du MELCC. Les analyses sont réalisées par un laboratoire accrédité puis les résultats sont transmis au MELCC et au Ministère et à la Direction de la santé publique de la région visée. Un fichier EXCEL a été fourni dans le cadre du PACES Estrie avec les concentrations exprimées en mg/L des éléments inorganiques suivants sur les puits d'approvisionnement municipaux de l'Estrie : l'antimoine, l'arsenic, le baryum, le bore, le cadmium, le chrome, le cuivre, les cyanures, les fluorures, le mercure, les nitrates, le plomb, le sélénium et l'uranium. Les teneurs de ces différents éléments étaient fournies en fonction de la municipalité, du numéro d'installation de distribution, de la date de prélèvement, du nombre d'habitants desservi et du type de traitement. Afin de pouvoir traiter l'ensemble de ces données et de les intercomparer avec les autres bases de données disponibles, un lourd travail de mise en forme a été nécessaire. Une fois cette base de données mise en forme, la moyenne, la médiane, l'écart type et le coefficient de variation de l'arsenic ont été calculés par réseau de distribution. Ceci permet de répertorier les localités



dont la teneur en arsenic dépasse la norme de 0,01 mg/L fixée au Québec par le RQEP. Ces calculs dont les résultats détaillés sont présentés en *annexe* 6 ont permis de réaliser une carte sous ArcGIS localisant les réseaux présentant une concentration en arsenic qui dépasse la norme de potabilité. Les données n'étant pas géoréférencées pour des raisons de confidentialité, seules les indications sur le nom du réseau ont permis de récupérer les coordonnées géographiques (x, y) à l'aide de « google maps ». Ce tableau EXCEL a été converti en fichier « shapefile » dans le système de coordonnées GCS_WGS_1984.

Une troisième base de données provient de la santé publique de la MRC du Val-St-François indiquant les analyses en As d'eau provenant de puits privés. Il s'agissait d'une demande du Ministère des Ressources naturelles (MRN) sur la période 1973 à 1984 répertoriant les terrains où la teneur en arsenic dépassait la norme (*annexe 7*). Au total 39 échantillons ont été analysés et pour 7 d'entre eux l'identification du terrain n'a pas été possible. Les données ont directement été fournies en fichier « shapefile ». Après vérification, ces données font aussi parties de la base de données BADGEQ disponible.

III.2.3. Géochimie

Les travaux de McCormack en 1979 comportent des données d'hydrochimie de l'eau souterraine. Lors de ces travaux, 162 points d'échantillonnage ont été analysés sur le bassin versant de la rivière Saint-François (*annexe 8*) afin de connaitre la qualité de l'eau souterraine prélevée par des municipalités. Ces échantillons ont été classés en fonction de 6 types de géologie : 1) schistes argileux et ardoise, 2) grès et quartzite, 3) péridotite et pyroxènite, 4) calcaire et dolomie, 5) granite et rhyolite, 6) andalouse, basalte, gabbro et trachyte. Les points analysés hors de la zone d'étude PACES Estrie ont été retirés pour le traitement des données. Cette base de données a été traitée à l'aide du logiciel de géochimie DIAGRAMMES en particulier au travers de diagrammes de Piper permettant de différencier les types d'eau. Les échantillons ont été classés en fonction des groupes géologiques pour mettre en évidence le type d'eau associé.

Lors de la création d'un forage d'exploitation, les consultants sont tenus de faire analyser les eaux prélevées lors de l'essai de pompage. Les rapports hydrogéologiques incluant les travaux de forage, les essais de pompage, la qualité de l'eau souterraine et la vulnérabilité de l'aquifère ont été fournis par les municipalités. L'un des stagiaires de l'équipe PACES Estrie a relevé les paramètres physico-chimiques des eaux au bout de 72 heures de pompage. Ces analyses mettent en avant la qualité de l'eau souterraine et la possibilité d'exploiter cette ressource. Ainsi, pour 65 forages des données relatives aux cations, anions, aux éléments bactériologiques et aux éléments traces ont été recueillies puis classées dans un tableau EXCEL (Al, As, Ba, B, Cd, Cl, Cr, Cu, Fe, Pb, Mg, Mn, NO3, NO2-NO3, Sb, Se, Na, SO4, U, Zn, pH, CaCO3, fer dissous, carbone organique dissous). La création d'une matrice de corrélation entre les différents éléments analysés a permis d'évaluer la dépendance entre les différentes variables. Les paramètres (Al, Sb, NO₃, fer dissous, carbone organique dissous) dont le nombre de valeurs non mesurées





était inférieur à 20 ont été supprimés. Les forages ne présentant pas tous les paramètres analysés ont également été retirés. Ainsi, 42 analyses et 19 paramètres chimiques analysés sont conservés.

IV. RESULTATS

IV.1. Arsenic dans les sédiments

Les sédiments de ruisseau non différenciés présentent des valeurs d'arsenic comprises entre 0,50 et 514 ppm. La répartition globale des sédiments de ruisseau est présentée en *annexe 9*. La *figure 5* montre la distribution spatiale des sédiments de ruisseau non différenciés dont la teneur en As est supérieure à 25 ppm pour une meilleure visibilité. Ces concentrations sont mises en relation avec les unités géologiques. Les localités de Saint-Claude, Dudswell, Waterville et Stratford ont les plus fortes concentrations en As avec des teneurs allant de 250 à 514 ppm. Au niveau du Mont Mégantic, de nombreux sédiments de ruisseau possèdent une concentration de 50 ppm d'As. A proximité de Dudswell, on note la présence de sédiments avec des valeurs dans l'intervalle de 50 à 250 ppm.



Figure 5 : distribution spatiale des sédiments de ruisseau non différenciés dont la teneur en As est supérieure à 25 ppm avec le fond de carte de la géologie du roc

Les sédiments contenant le plus d'arsenic (en orange) se situent au niveau des zones de fractures et de contacts géologiques. En effet, on observe un alignement des sédiments le long de la faille de la





Guadeloupe. Les couches géologiques comprenant ces valeurs d'arsenic comprises entre 250 et 514 ppm sont les roches intrusives et mafiques, les calcaires, les roches volcaniques mafiques puis les shales et ardoises. Au niveau du Mont Mégantic, roches intrusives alcalines, de nombreux sédiments dont les teneurs en As sont comprises 25 et 250 ppm d'As sont visibles. Les sédiments présentant ces concentrations sont orientés selon la géologie. On en retrouve dans le mudrock et le granite.

La *figure 6* présente la distribution spatiale des sédiments dont la teneur en arsenic est supérieure à 25 ppm en fonction des formations superficielles du Quaternaire. Les plus fortes concentrations d'arsenic dans les sédiments se situent à proximité du substrat rocheux. En outre, on retrouve des teneurs allant de 25 à 250 ppm d'As dans les sédiments glaciaires et les colluvions.



Figure 6 : distribution spatiale des sédiments de ruisseau non différenciés dont la teneur en As est supérieure à 25 ppm avec le fond de carte de la géologie du Quaternaire

IV.2. Arsenic dans l'eau

Le *tableau 1* récapitule la teneur minimale et maximale, la moyenne, la médiane et l'écart type pour chaque type d'eau analysés dans la base de données BADGEQ du MERN. Selon le type d'eau, on constate une teneur en arsenic variable. En effet, les eaux de forage dans le roc et les eaux de forage dans les dépôts meubles présentent une moyenne en arsenic plus élevée de 0,0034 mg/L. Les eaux de forage dans le roc possèdent la teneur en arsenic maximale de 0,11 mg/L et les eaux de puits, de sources et de forage dans les dépôts meubles ont aussi des concentrations en As maximale de 0,041, 0,020 et 0,047





mg/L. Aucune information n'est fournie quant aux eaux de type « l » et « X » présentant également de forte teneur en As provenant du PACES Chaudière-Appalaches. Ainsi les eaux de forages, de forages dans le roc, de types « l » et « X » ont été regroupés sous l'item « eaux de forages dans le roc ».

Tableau 1 : teneur en As selon le type d'eau à partir de la base de données BADGEQ.

BADGEQ_As						
type d'eau	n	As min (mg/L)	Médiane (mg/L)	As max (mg/L)	Moyenne (mg/L)	Ecart-type (mg/L)
souterraine non differenciée	54	0,000	0,002	0,011	0,002	0,002
eau de surface	2	0,002	0,002	0,002	0,002	0,000
eau de source	816	0,000	0,002	0,020	0,002	0,001
eau de puits	629	0,002	0,002	0,041	0,003	0,004
eau de forage dans les dépôts meubles	299	0,000	0,002	0,047	0,003	0,004
eau de forage dans le roc	2017	0,000	0,002	0,111	0,003	0,006



Figure 7 : distribution spatiale des concentrations d'arsenic dans les eaux de la zone d'étude

La carte de la *figure 7* regroupe toutes les bases de données présentées dans la partie III.2.2. Les plus fortes concentrations dans les eaux en arsenic se situent à l'interface entre la MRC de Memphrémagog et du Val-Saint-François. Le secteur le plus nettement touché par des teneurs en arsenic élevées se localise à proximité de Windsor. En effet, les analyses effectuées par la MRC du Val-Saint-François dans les années 1980 indiquent que de nombreux puits privés sont affectés. La MRC du Haut-Saint-François, entre East-Angus et Weedon ainsi que les localités de Sawyerville et de La Patrie sont





également impactées. Du Lac Mégantic jusqu'à Saint-Ludger plus au nord-est, on observe également de l'As dans les eaux prélevées.

IV.3. Géochimie

Les analyses de *McCormack (1979)* permettent de réaliser un diagramme de Piper présenté à la *figure 8*. Le diagramme indique que l'eau est majoritairement bicarbonatée calcique et magnésienne quel que soit le type de géologie présente. Les eaux prélevées dans le grès et quartzite ainsi que dans les schistes argileux et ardoise ne forment pas un pôle hydrochimique. En effet, l'eau de certains points est soit chlorurée, sulfatée calcique et magnésienne ou soit chlorurée, sodique et potassique. On note des valeurs très élevées de sodium (Na), potassium (K), chlore (Cl) et bicarbonate (HCO₃) pour le point 126. Les « outlayers » présentant une eau de type chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne on davantage de chlore et de sulfate dans leur composition chimique.



Figure 8 : diagramme de Piper des échantillons analysés lors des travaux de McCormack (1979) (à partir de DIAGRAMMES)

Le *tableau 2* indique la géologie du roc (*annexe 10*) et les informations sur les puits et sources où les échantillons ont été prélevés. On constate que 4 types de géologie ressortent pour ces échantillons dont les eaux sont plus chlorurée et sulfatée ou chlorurée sodique et potassique. Cependant d'autres échantillons prélevés dans ces unités géologiques ont une eau de type bicarbonatée calcique et





magnésienne. Ces « outlayers » sont principalement localisés dans la vallée (*annexe 8*) tandis que les points 126, 115 et 46 sont plus en altitude.

N° échantillon	Groupe géologique de McCormack	Type de puits/source	Géologie du roc
115	grès et quartzite	source non captée	phyllades, schistes, ardoises, grès, quartzite, dolomie et conglomérat
39	grès et quartzite	puits terminé dans le roc	roches intrusives mafiques à ultramafiques, roches volcaniques mafiques et amphibolite
46	grès et quartzite	puits terminé dans le roc	schistes ardosier, grès, mudrock et roches volcanoclastiques.
52	grès et quartzite	puits terminé dans le roc	schistes ardosier, grès, mudrock et roches volcanoclastiques.
82	grès et quartzite	puits terminé dans le roc	mudrock, grès, calcaire et conglomérat
34	schistes argileux et ardoises	puits terminé dans le roc	phyllades, schistes, ardoises, grès, quartzite, dolomie et conglomérat
43	schistes argileux et ardoises	puits terminé dans le roc	schistes ardosier, grès, mudrock et roches volcanoclastiques.
126	grès et quartzite	puits terminé dans le roc	mudrock, grès, calcaire et conglomérat

Tableau 2 : présentation de la géologie et du type de puits/source des « outlayers »

Les différents paramètres mesurés lors de la réalisation d'un forage permettent de vérifier la qualité de l'eau. La matrice de corrélation simplifiée, *tableau 3*, indique des corrélations positives entre l'arsenic et le manganèse à 0,64 et entre l'arsenic et le sulfate à 0,54. Ensuite, on observe une association plus faible de l'arsenic avec le baryum (Ba), le chrome (Cr), l'uranium (U) et le carbonate de calcium (CaCO3). A l'inverse on note des corrélations négatives entre l'As et le bore (B), le cuivre (Cu) et les nitrites-nitrates (NO₂-NO₃) avec des valeurs respectives de -0,15, -0,18 et -0,24. La matrice de corrélation avec tous les paramètres est visible en *annexe 11*.

Tableau 3 : matrice de corrélation simplifiée des paramètres mesurés lors de la création d'un forage (à partir d'EXCEL)

	As	Ва	В	Cl	Cr	Cu	Fe	Pb	Mg	Mn	NO2_NO3	Na	SO4	U	dur_tot_caco3
As	1,00														
Ва	0,34	1,00													
В	-0,15	-0,03	1,00												
Cl	0,25	0,15	-0,09	1,00											
Cr	0,33	0,18	-0,15	0,14	1,00										
Cu	-0,18	-0,10	0,75	-0,05	-0,26	1,00									
Fe	0,26	0,25	-0,12	0,07	0,28	-0,17	1,00								
Pb	0,22	0,14	-0,13	-0,10	0,36	-0,22	-0,03	1,00							
Mg	0,28	0,19	0,06	0,28	0,19	-0,03	0,59	-0,06	1,00						
Mn	0,64	0,14	-0,13	0,09	0,25	-0,19	0,20	0,15	-0,01	1,00					
NO2_NO3	-0,24	-0,16	-0,01	0,03	-0,38	0,03	-0,21	-0,25	-0,22	-0,35	1,00				
Na	0,22	0,31	-0,16	0,87	0,21	-0,03	0,19	-0,11	0,33	0,05	0,04	1,00			
SO4	0,54	0,53	-0,15	0,21	0,38	-0,28	0,64	0,29	0,64	0,20	-0,07	0,32	1,00		
U	0,36	-0,04	-0,31	-0,14	0,15	-0,36	0,20	0,24	0,06	0,40	-0,15	-0,14	0,18	1,00	
dur tot caco3	0.41	0.25	-0.03	0.84	0.22	-0.09	0.28	-0.02	0 54	0.16	0.02	0.72	0.56	-015	1 00





V. DISCUSSION ET PERSPECTIVES

Les cartes concernant la distribution spatiale des sédiments de ruisseau non différenciés et des analyses d'eau permettent de visualiser les secteurs présentant des teneurs en arsenic élevées. Selon la localisation on observe une concordance plus ou moins directe entre la répartition des sédiments et de l'eau avec des teneurs en As supérieures à la norme de potabilité. Pour les secteurs de Dudswell, de Saint-Claude et du Mont-Mégantic au lac Drolet, on note une correspondance entre la présence de sédiments et des eaux présentant une teneur élevée en arsenic. Cependant, les eaux du secteur de Windsor dans la MRC du Val-Saint-François contiennent de forte concentration en As alors que peu de sédiments de ruisseau non-différenciés présentent des teneurs supérieures à 25 ppm. Il ne faut pas perdre de vue que l'on ne connait pas la provenance exacte des sédiments ; ceux-ci se déplacent de l'amont vers l'aval. Les informations à notre disposition ne nous permettent pas de remonter à leur source mais les sédiments provenant des unités géologiques riches en pyrite sont susceptibles de contenir de l'arsenic. Par ailleurs, les coordonnées géographiques des réseaux de distribution d'eau potable n'étant pas fournies, les points situés sur la carte permettent une localisation approximative.

Les eaux du bassin-versant de la rivière Saint-François ont une composition bicarbonatée calcique et magnésienne. Il est possible que pour ces 8 échantillons (n°115, 39, 46, 52, 82, 34, 43 et 126) les valeurs mesurées soient faussées par la présence de l'homme. Quelques secteurs présentent des eaux plus enrichies en Na, K, Cl et SO₄. Du sel déglaçant est utilisé pour rendre les axes routiers praticables durant la période hivernale. Ainsi, les teneurs en Na, Cl peuvent augmenter dans certains puits suite au ruissellement et à l'infiltration d'eau enrichie en ces éléments. Le SO₄ peut provenir de l'activité anthropique (de fosses septiques, d'engrais, de l'activité minière) (Gouvernement du Canada) ou de l'oxydation de la pyrite contenue dans les roches (W.J Deutsch, 1997). On observe une corrélation positive entre l'arsenic et le manganèse. Ceci met en évidence les processus géochimiques tel que la dissolution des oxydes et hydroxydes sur lesquels l'arsenic s'est adsorbé induisant la libération de ces deux composés dans les eaux. On a également une corrélation positive entre l'arsenic et les sulfates. Ces derniers sont tous deux émis par l'oxydation de la pyrite, minéral omniprésent dans la région de l'Estrie. Ainsi l'érosion des roches libère ces éléments dans les eaux. Lors de l'oxydation de la pyrite (équation I) des sulfates dissous et de la ferrihydrite (Fe(OH)₃) sont libérés. L'altération d'un minerai sulfuré comme la pyrite dépend de ces propriétés minéralogiques mais également du milieu (température, pH, Eh, O₂). L'expérience de *M Ichikuni* en 1959, indique qu'à l'air libre, le sulfate et le fer sont facilement libérés dans les eaux tandis qu'en absence d'oxygène on n'observe très peu leur libération dans le milieu. Dans la nature, à pH acide la désagrégation de la pyrite donne de l'acide sulfurique et du sulfate de fer (II). L'apport d'oxygène à pH neutre permet la précipitation du fer en hydroxyde de fer III. Par ailleurs, plus le pH augmente et plus l'oxydation du sulfure en sulfate se produit rapidement.

$$\operatorname{FeS}_{2} + 15/4 \operatorname{O}_{2} + 7/2 \operatorname{H}_{2}\operatorname{O} \xrightarrow{} \operatorname{Fe}(\operatorname{OH})_{3} + 2\operatorname{SO}_{4}^{2-} + 4\operatorname{H}^{+} \qquad (équation 1)$$





On pourrait, aussi, s'attendre à voir une corrélation avec le fer. Cependant, la matrice du *tableau 3*, indique une corrélation positive entre le fer et les sulfates à 0.64. Les 42 échantillons analysés dans la base de données des nouveaux forages ne présentent pas de valeurs élevées en As. La moyenne est de 0.0034mg/L et la médiane de 0.001 mg/L. Seulement 4 échantillons possèdent des teneurs supérieures à la norme tandis que de nombreux échantillons sont légèrement au-dessus du seuil de détection 0.001mg/L. La réalisation d'une matrice de corrélation serait nécessaire à partir de la base de données BADGEQ, le nombre d'échantillons présentant des valeurs élevées d'As y est plus important. Ceci mettrait peut-être en évidence un lien de corrélation entre les 2 éléments.

Les résultats du BADGEQ indiquent que les eaux prélevées dans le roc et dans les dépôts meubles des formations superficielles du Quaternaire contiennent de l'arsenic dans des proportions semblables. Ainsi, la géologie du roc et du Quaternaire présentent tous deux des minéraux responsables d'un enrichissement en arsenic des eaux. Le ruissellement et l'infiltration de l'eau au travers des différentes unités géologiques riches en pyrite va l'enrichir en arsenic. En effet, les eaux du secteur de Windsor sont affectées par des teneurs en arsenic. Cette municipalité située dans la vallée est un point d'émergence où les eaux vont venir s'écouler. Ainsi, certaines des zones à fortes concentrations en As dans les vallées de l'Estrie pourraient être reliées à l'émergence d'eau souterraine après une circulation régionale.

La campagne d'échantillonnage prévue à l'été 2019 va fournir un portrait régional plus complet de la géochimie et de la présence d'arsenic dans l'eau souterraine. Cette campagne permettra de définir la composition chimique des eaux sur toute la région de l'Estrie. Les paramètres physico-chimiques (pH, Eh, O₂ dissous, conductivité) seront relevés sur le terrain à l'aide d'une sonde multiparamètres. Les analyses effectuées par des laboratoires sont indiquées dans le *tableau 4*.

Paramètres géochimiques
Al, Sb, Ag, As, Ba, Be, Bi, Br, B, Ca, CaCO3, Cd, CID, Cl, Cr, Co, COD, Cu, F, Fe, H2S, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na Ni, NH3, NO3+NO2, P, Pb, Se, Si, SO4, Sn, Sr, Ti, U, V, Zn.
Spéciation de l'As

Tableau 4 : paramètres analysés suite à la campagne d'échantillonnage de l'été.

La campagne de terrain à venir sur la région de l'Estrie prévoit environ 140 puits à échantillonner. La carte (*figure 9*) présente un maillage de 7 kilomètres par 7 kilomètres afin de faciliter la sélection des puits à analyser. Les coupes géochimiques (en orange) ont été tracées de façon à traverser le plus de puits municipaux possible tout en recoupant les vallées afin de comprendre les flux entre les zones de recharges et les zones de résurgences.







Figure 9 : plan d'échantillonnage de l'eau souterraine (Rapport intérimaire sur l'inventaire PACES Estrie)

Les mailles roses représentent les secteurs étudiés lors de PACES antérieurs dont les données sont disponibles. Les mailles grises avec un maximum de 5 puits indiquent une faible demande en eau. Il n'y aura donc pas d'échantillonnage sur ces deux types de mailles. Les données des puits municipaux actifs sont disponibles ainsi les mailles des puits résidentiels (vert) seront principalement échantillonnées. Le projet PACES Estrie inclut également la création de 10 puits d'observation pour compléter le réseau de suivi (RSESQ). Les travaux de forage ont débuté à partir de mai permettant leur échantillonnage durant la campagne de l'été.

Certains travaux restent à compléter. Ainsi, les données de la Santé publique sont en cours de traitement. Cette base de données correspond aux analyses effectuées par des laboratoires accrédités par le MELCC sur les puits municipaux afin de mesurer les paramètres normés par le RQEP du Québec. Seules les valeurs d'arsenic selon les municipalités nous ont été transmises. Un travail de mise en forme des données sera nécessaire afin de réaliser un traitement statistique. Une carte permettra de localiser les municipalités présentant les plus fortes teneurs en arsenic. La campagne de terrain sera alors orientée afin de concentrer l'échantillonnage sur les secteurs les plus touchés par cette problématique.

Les puits municipaux dépassant la norme d'arsenic doivent mettre en place un système de traitement. Si le traitement n'est pas possible, il faut trouver une autre source d'approvisionnement en eau. Dans la majorité des municipalités le traitement s'effectue par adsorption d'alumine activée (Al₂O₃) suivie d'une microfiltration. Cette méthode permet d'éliminer l'As (V) des eaux mais elle est très couteuse. Les puits





résidentiels peuvent également s'équiper d'un dispositif de traitement certifié (osmose inverse ou adsorption). Cette installation doit être suivie d'analyses effectuées périodiquement avant et après traitement (*Santé Canada, 2006*). Le gouvernement du Québec recommande d'utiliser de l'eau en bouteille pour usage alimentaire.

VI. CONCLUSION

Les travaux réalisés dans le cadre de ce mémoire de fin d'études permettent de mieux définir la présence d'arsenic dans les eaux souterraines de la région de l'Estrie. En effet, l'arsenic est une problématique d'intérêt régional étudiée par le PACES Estrie. Les résultats obtenus vont orienter la campagne d'échantillonnage de cet été. Certaines municipalités sont plus affectées que d'autres par la présence d'arsenic dans leurs eaux. Les secteurs de Windsor dans le Val-Saint-François, de Dudswell vers Sawyerville dans le Haut-Saint-François et du Mont-Mégantic vers le lac Drolet dans la MRC du Granit sont les plus touchés.

Nos travaux ont montré que de fortes concentrations en arsenic pouvaient se retrouver dans certaines unités géologiques, notamment celles contenant de la pyrite, ainsi que dans les tills glaciaires qui ont érodés ces unités géologiques. Certains secteurs montrent un lien entre des lithologies avec de fortes concentrations en arsenic et des concentrations élevées dans l'eau souterraine, notamment, autour de l'intrusif montérégien du Mont Mégantic. Toutefois, les concentrations élevées dans l'eau souterraine se concentrent plutôt dans les vallées qui représentent les zones d'émergence de l'écoulement régional de l'eau souterraine. Il semble ainsi que l'hydrogéologie régionale exerce un certain contrôle sur la présence de fortes concentrations en arsenic dans l'eau souterraine.

La campagne de terrain permettra d'obtenir des précisions quant à la distribution spatiale et les teneurs en arsenic dans la région de l'Estrie. Les travaux de stage ont permis d'identifier des secteurs où l'échantillonnage de l'eau souterraine sera plus dense. Les résultats de spéciation de l'arsenic apporteront des indications sur le type d'arsenic présent et mettront ainsi en évidence les processus géochimiques mis en jeu. Les résultats des travaux sur les conditions contrôlant la présence d'arsenic et les zones les plus à risque seront communiqués avec la Santé publique afin d'envisager un renforcement des mesures préventives.

Les travaux de recherche à la maîtrise vont se concentrer sur les puits d'approvisionnement municipaux. L'interprétation des données devra tenir compte du contexte régional établi dans le cadre de ce projet de fin d'étude et d'échantillonnage régional de l'eau souterraine à l'été 2019.







BIBLIOGRAPHIE

Abraitis, P.K., Pattrick, R.A.D. and Vaughan, D.J., 2004. *Variations in the compositional, textural and electrical properties of natural pyrite: a review*. International Journal of Mineral Processing, 74(1-4), 41-59.

Bamwoya, J.J., Rutherford, L.A., Henninger, P,A., Horne, W.H., 1991. *Toxic contaminants in soils and sediments at four wood preservation facilities in Atlantic Canada EPS-5-AR-91-2*. Dartmouth, Nova Scotia, Canada, Environment Canada, Environmental Protection; 1991.

Bishop, R.F., Chisholm, D., 1961. Arsenic accumulation in Annapolis Valley orchards. Canadian Journal of Soil Science 1961; 42:77 – 80.

Bird ML, Challenger F, Charlton P & Smith J (1948) Studies on biological methylation. 11. The action of moulds on inorganic and organic compounds of arsenic. *Biochemical Journal* 43(1):78.

Bowell, R.J., 1994. Sorption of arsenic by iron oxides and oxyhydroxides in soils. Applied Geochemistry, 9(3), 279-286.

Campredon, B., 2013. *Mécanismes et transferts de l'arsenic dans une confluence du Var et étude d'une méthode de remédiation dans les eaux potables*. Thèse de doctorat Université Nice Sophia Antipolis, 2013. Français. NNT : 2013NICE4035. tel-01015497.

Caron, O., 2013. Synthèse et modèle cartographique 3D des formations quaternaires pour les bassins-versants des rivières Chaudière et Saint-François : géochronologie, stratigraphie et paléogéographie wisconsinienne du Sud du Québec. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, 2013.

Caron, O.J., Shilts, W.W.2018. Glacial history reflected by geochemically constrained stratigraphic sections in the Chaudière River drainage basin of the Canadian Appalachians. Quaternary Research (2018), 1–16, 2018. doi:10.1017/qua.2018.19

Coussy S (2011) Stabilisation de rejets miniers pollués à l'arsenic à l'aide de sous-produits cimentaires: Étude de l'influence de la cristallochimie sur le risque de mobilisation des polluants. (INSA de Lyon).

Deutsch WJ & Siegel R (1997) Groundwater geochemistry: fundamentals and applications to contamination. CRC press,

Flanagan SV, Johnston RB & Zheng Y (2012) Arsenic in tube well water in Bangladesh: health and economic impacts and implications for arsenic mitigation. *Bulletin of the World Health Organization* 90:839-846.

Gulens J, Champ D, Jackson R & Directorate IW (1979) Influence of redox environments on the mobility of arsenic in ground water. *Chemical Modeling*.

Henke K (2009) Environmental chemistry, health threats and waste treatment. Wiley Online Library

Lefebvre R, Ballard J.M, Raynauld M, Huchet F, Laurencelle M., novembre 2018. *Rapport intérimaire sur l'inventaire des données et le programme de caractérisation*. Institut National de la Recherche Scientifique Centre Eau Terre Environnement (INRS-ETE) nov 2018, Rapport de recherche R1821.

Lenoble V (2003) Elimination de l'Arsenic pour la production d'eau potable: oxydation chimique et adsorption sur des substrats solides innovants. (Université de Limoges).

Lund U & Fobian A (1991) Pollution of two soils by arsenic, chromium and copper, Denmark. *Geoderma* 49(1-2):83-103.

Mandal BK, Chowdhury TR, Samanta G, Basu GK, Chowdhury PP, Chanda CR, Lodh D, Karan NK, Dhar RK & Tamili DK (1996) Arsenic in groundwater in seven districts of West Bengal, India–the biggest arsenic calamity in the world. *Current science* :976-986.

Meharg A (2005) Venomous earth: How arsenic caused the world's worst mass poisoning.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec 2010-2014*, 2016, 80 pages, [En ligne] <u>http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/</u>





Ichikuni M & Kamiya H (1959) Sur la dissolution des minerais sulfurés en divers milieux. I. Dissolution d'un minerai sulfuré de fer en milieu acide. *Bulletin of the Chemical Society of Japan* 32(12):1368-1373.

Ravenscroft P, Brammer H & Richards K (2009) Arsenic pollution: a global synthesis. John Wiley & Sons

Santé Canada (2006). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – L'arsenic.* Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santéenvironnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).

Shilts WW & Caron OJ (2019) Glacial history reflected by geochemically constrained stratigraphic sections in the Chaudière River drainage basin of the Canadian Appalachians. *Quaternary Research* 91(1):234-249.

Smedley PL & Kinniburgh D (2002) A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied geochemistry* 17(5):517-568.

Smith AH, Lingas EO & Rahman M (2000) Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. *Bulletin of the World Health Organization* 78:1093-1103.

Squibb KS, Fowler BA, 1983. *The toxicity of arsenic and its compounds*. In: Fowler BA, editor. Biological and environmental effects of arsenic. Amsterdam7 Elsevier; 1983. p. 233–69.

Wang S and Mulligan S.N., 2005. Occurrence of arsenic contamination in Canada : Sources, behavior and distribution. Sciences of the Total Environment 366 (2006) 701-721.

WHO., 1993. Environmental Health Criteria 18: Arsenic. Geneva: World Health Organization.

WHO., 2001. *Environmental Health Criteria 224. Arsenic and Arsenic Compounds*, 2nd edn. Geneva: World Health Organization.

Yong RN & Mulligan CN (2003) Natural attenuation of contaminants in soils. CRC Press,

SITOGRAPHIE

Arsenic [en ligne]. Organisation Mondiale de la Santé [consulté le 25 avril 2019]. Disponible sur <u>https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/arsenic</u>

L'arsenic inorganique [en ligne]. 2001-2019 Gouvernement du Québec, dernière modification le 29 avril 2019 [consulté le 09 mai 2019]. Disponible sur <u>https://www.inspq.qc.ca/es/node/1857</u>

L'arsenic [en ligne]. Gouvernement du Canada, dernière modification le 01 mars 2017 [consulté le 09 mai 2019]. Disponible sur <u>https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/aliments-nutrition/salubrite-aliments/contaminants-chimiques/contaminants-environnementaux/arsenic.html</u>

Légis Québec – règlement sur la qualité de l'eau potable [en ligne]. Gouvernement du Québec, [consulté le 6 juin 2019]. Disponible sur <u>http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2040</u>

PACES Estrie [en ligne]. COGESAF : Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versant de la rivière Saint-François, dernière modification le 15 aout 2018 [consulté le 15 mai 2019]. Disponible sur <u>http://cogesaf.qc.ca/paces-estrie/</u>

SIGEOM : système d'information géominière du Québec [en ligne]. Energie et Ressources naturelles du Québec, dernière actualisation le 03 mai 2019 [consulté le 30 mai 2019]. Disponible sur <u>http://sigeom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1108_afchCarteIntr</u>

Vidéo [Mélanie Davranche] L'arsenic, un poison naturel. Youtube [consulté le 24 avril 2019]. Disponible sur <u>https://www.youtube.com/watch?v=dZDxE88Vmn8</u>





ANNEXES

Annexe 1 : stage préparatoire de 2 mois à l'OSUR

L'un des objectifs du stage au sein de la Plateforme CONDATE EAU consistait à se former aux méthodes de prélèvements et d'analyses d'échantillons d'eaux souterraines. Ces techniques seront utilisées lors de la campagne de terrain en septembre 2019 dans le cadre de mon sujet de maitrise. Les chloroflurocarbones (CFCs) et l'hexafluorure de soufre (SF6) prélevés dans les ampoules seront analysés à Rennes tandis que les gaz dissous (He, Ne, H₂, Ar, O₂, N₂, CH₄, CO₂, N₂O, H₂S) seront analysés sur place au centre ETE à Québec.

Les CFCs et SF6 utilisés dans les années 1950 comme réfrigérants, gaz propulseur d'aérosols, combustibles, solvants, etc se retrouvent dans l'atmosphère. Ces gaz anthropiques considérés comme gaz à effet de serre ont été progressivement remplacés par des hydrochlorofluorocarbones (HCFCs) et des hydrofluorocarbones (HCFs). L'évolution des teneurs atmosphériques en CFCs et SF6 sont connues depuis leur émission jusqu'à nos jours. Ces éléments sont considérés comme des traceurs et se retrouvent dans les eaux sous forme d'éléments traces. La loi de solubilité développée permet de calculer leur concentration dans les eaux avec une incertitude de 4 à 5 ans voire 1 à 2 ans selon les cas.

- Solubilité selon Warner et Weiss (1985) : LnK' = $a_1 + a_2(100/T) + a_3 \ln(T/100) + S[b_1 + b_2(T/100) + b_3(T/100)^2]$
- Solubilité d'un constituant atmosphérique à l'état de trace selon Weiss et Price (1980) : $LnF = a_1 + a_2(100/T) + a_3ln(T/100) + a_4(T/100)^2 + S[b_1 + b_2(T/100) + b_3(T/100)^2]$
- La concentration : C = x'F en mol/L ou mol/kg

T = Température; S = Salinité ignorée en milieu continental ; a = coefficient a définis ; x' = fraction de gaz considéré dans l'air.

La méthode du « Purge and Trap » est nécessaire afin de capturer les composés présents en picomoles par litre. Il s'agit d'une préconcentration où les gaz sont extraits par bullage d'azote (gaz inerte) et piégés sur un support adapté à froid -90°C. Ensuite, le piège est transvasé dans une eau bouillante pour effectuer une désorption afin d'injecter les gaz dans le chromatographe à phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD). Avant de commencer toute analyse, des calibrations sont nécessaires par un standard (Air Groenland). Quatre boucles de calibration sont lancées successivement pour connaitre le nombre de moles envoyées (la boucle 15 correspondant à 10mL, la boucle 13 pour 5mL, la boucle 11 pour 2mL et la boucle 9 pour 1mL). Ceci permet de réaliser une droite de calibration et de lancer un blanc pour vérifier le bon fonctionnement de la machine. L'eau est prélevée à l'aide d'une pompe et les ampoules de prélèvements en acier inoxydable sont placées de façon à ce qu'il n'y ait aucun échange avec l'atmosphère. Les grosses ampoules permettent de mesurer les CFC12, CFC11, CFC 113 et CCl4. En effet, pour détecter les SF6 présents en plus faible quantité, un plus gros volume est nécessaire pour augmenter la sensibilité.





Lorsque les gaz des eaux ont été extraits par piégeage puis envoyés dans le GC-ECD pour désorption, un logiciel permet d'intégrer l'aire des pics de concentration des CFC et SF6. Ces derniers sont enregistrés dans un fichier Excel où les calculs de conversion et d'excès d'air sont effectués. Lors de l'échantillonnage, la conductivité et la température de l'eau sont nécessaires pour les calculs donc ces paramètres doivent être mesurés et reportés dans ce même fichier.

Les gaz dissous (He, Ne, H₂, Ar, O₂, N₂, CH₄, CO₂, N₂O, H₂S) sont également mesurés pour fournir la température de recharge nécessaire pour estimer la concentration atmosphérique équivalente en CFC et corriger l'excès d'air. Ils sont également nécessaires pour estimer les temps de résidence et le comportement de recharge. L'eau pompée est directement prélevée dans des flacons immergés pour éviter le contact avec l'atmosphère. La Plateforme CONDATE EAU est équipée de 2 systèmes de chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur de conductivité thermique (micro GC-TCD). L'un contient le gaz vecteur hélium (He) alors que l'autre a pour gaz vecteur l'argon (Ar). Lorsqu'on injecte de l'He on peut mesurer l'Ar et inversement, injecter de l'Ar permet de mesurer l'He. Après avoir pesé le flacon on injecte le gaz vecteur, le flacon tête à l'envers. Ceci créé une surpression et on récupère l'eau avec une seringue. Ce procédé s'appelle le « Head Space ». On réalise une série de 4 flacons pour équilibrer l'agitateur qui sera lancé pendant 10 minutes suivi de 5min de repos. On peut alors effectuer la mesure avec le micro GC-TCD. Après le « Head Space » et le temps de repos il est nécessaire de peser le flacon pour rentrer sa masse dans le fichier ECXEL.



Figure A : photo 1 : chromatographe à phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD) – photo 2 : installation pour l'analyse des gaz dissous.



Lors de ces deux mois de stage, j'ai participé à la campagne de terrain concernant le projet de Modélisation de la Réactivité des Aquifères dans les Bassins Algues Vertes (MORAQUI). Depuis quelques années un modèle TNT-2 a été mis en place afin de reproduire le cycle de l'azote et ses processus au sein de bassins versants (Baie de Douarnenez et Anse de Locquirec) avec une problématique d'algues





vertes par l'INRA. Cependant ce modèle nécessite des ajustements pour connaitre les temps de résidence et la dynamique des eaux souterraines. La plateforme CONDATE EAU de l'OSUR participe à ce projet pour analyser ces eaux et les dater afin d'estimer la contribution de la nappe et sa réactivité mais aussi la dynamique temporelle du compartiment souterrain. Cette campagne de terrain s'est déroulée sur 3 jours dans le bassin versant du Duron et ses affluents, Finistère, mais aussi chez des agriculteurs propriétaires de puits privés, de sources. Une journée a été nécessaire pour préparer le labo-mobile et son matériel (flacons, ampoules, sondes, etc). Les flacons pour analyser les éléments traces ont été préparés en salle blanche une semaine auparavant. Sur le terrain, pour chaque puits il s'agissait de prélever : 2 petites ampoules, 1 grosse ampoule, 3 flacons pour les gaz dissous, 1 flacon pour le radon, 2 flacons pour les éléments traces. La conductivité, la température, le pH, le potentiel redox étaient relevés grâce à des sondes.



Figure B : photo 1: préparation en salle blanche des flacons pour les éléments traces – photo 2 : matériels et mesures sur le terrain.

Les prélèvements effectués en rivière nécessitaient l'installation et l'utilisation de la pompe. Lorsque les puits privés et les sources n'étaient pas équipés celle-ci était également mise en œuvre.



Figure C : photo 1 : pompe installée dans un puits privé – photo 2 : préparation du matériel.

L'autre objectif de ce stage consistait à débuter le traitement et l'analyse des données existantes concernant la problématique de l'arsenic sur la région de l'Estrie présentés dans ce rapport.





Annexe 2 : chronogramme des activités et travaux réalisés.

Courstemps libre

matériel (nettoyer et préparer les ampoules, préparer les flacons, salle blanche) formation au mode de prélèvement avec Aurélie

Terrain Estrie (campagne de prélèvements)

					28 J	27 M	26 M	25 L	24 D	23 S	22 V	21 J	20 M	19 M	18 L Début stage OSL	17 D	0 0	15 <	14 J	13 M	12 M	11 L	10 D	9 0	8 <	L 2	M 9	5	4 L		2 0	1 1	Fevrier		2018 - 2019 C/
ojet PACES Estrie, datation, arsen		31 D	30 0	29 V			26 M Terrain Proje	25 L	24 D	23 S	22 V	21 J Préparation terrain	20 M	10 X	л 18 г	17 D	C 31	5 <	14 J absence VISA Par	M CI	12 M	11 [10 D	9 0	A 8	L 2	M 9	л <u>х</u>	4 L	ω D	2 0		Mars	019 Année	ALENDRIER DE L'ANI
ic) Formation aux outils	1		30 M	29 L	28 D	2 72 S	26 V	25 J	24 M	23 M	22 L	21 D	20 S	19 V Fin stage OSUR	100 C	17 M	M 91	15 L	is 14 D	പ വ	V 21	L II	10 M	M 6	8 F	7 D	S 9	5 <	4 J	ω M	2 M		Avril		VEE UNIVERSITAIRE
de datation (analyses, interprétatio	-	31 V Formation sondes Har	30 J Réunion Olivier	29 M Contractor accounting	28 M Formation secourism	27 L	26 D	25 S	24 V Formation bibliograph	L [23]	22 M	21 M	20 L	19 D	ສ ທ	17 V Skype René	L 9L	5 3	14 M Congrès	13 [12 D	S II	V 01	ل 9 2	N 8	7 M	6 L Début maitrise INRS	5 D	4 S Arrivée Québec	3 <	2 ح	1 M	Mai		
n)		Ina	30 D	29 5	28 V	27 J	26 M	25 M	ie 24 L	23 D	22 S	21 V	20 J Soutenance	19 M	18	17 L	16 D	ന ഗ	14 V Formation bibliogra	L 11	12 M Rapport	M 11	10 L	9 D	00 00	7 7	6 J Skype René	5 M	4 M	ы Г	20	- <u></u> 0	Juin		
Traitement et interp		31 M	30 M Terrain Estrie	29 L	28 D	S 22	26 V	25 J	24 M Terrain Estrie	23 M	22 L	21 D	20 S	19 V	18 _	17 M Terrain Estrie	16 M	15 L	phie 14 D	പ ഗ	12 V	U 11 J	10 M Terrain Estrie	M 6	8 L	7 D	S 9	5 <	4 J	3 M Terrain Estrie	2		Juillet		
prétation des données (DIAGRAM)		31 0	30 <	29 J	28 M Terrain Estrie	27 M	26 L	25 D	9 24 S	23 V	22 J	21 M Terrain Estrie	20 M	19 [18 D	5 17 S	16 V	15 J	14 M Terrain Estrie	M CI	12 L	11 D	S 01	A 6	00 _	7 M Terrain Estrie	6 M	л Г	4 D	ω Ο	2 <	-1 	Aout		

MASTER 2 SCIENCES DE L'EAU 25





Annexe 3 : localisation des Montérégiennes



Source : carte extraite de Pierre Bédard 2001 – 2007 : les collines montérégiennes en 3D.

Annexe 4 : carte des formations superficielles de la zone d'étude du PACES Estrie.







Annexe 5 : localisation des différents types d'eau analysés de la base de données BADGEQ sur la région d''étude







Annexe 6 : Calculs effectués sur la base de données des analyses de réseaux de distribution

						Année(s) contamination		Echantillons	[As] min	Médiane	[As] max	Moyenne	Ecart type	Coefficient de
MRC	Ville	х	Y	Nom de l'installation de distribution	Réseau	supérieur à la norme	n	[As]≥ norme (%)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	variation (%)
Beauce-Sartigan	Saint-Evariste-de-Forsyth	45.962421	-70.940291	Installation de distribution Ecole sec. de la Haute-Beauce (Saint-Évariste)	X0010881		7	0,00	0,0040	0,0060	0,0080	0,0061	0,0014	22,
Coaticook	Coaticook	45.133697	-71.804037	Système de distribution d'eau notable Coaticook	X0008190	2013 à 2015	17	17.65	0.0010	0,0010	0,0020	0,0013	0.0032	57.
Coaticook	Coaticook	45.110046	-71.884077	Système de distribution d'eau potable Coaticook - Secteur Barnston	X0008191	2015/02015	5	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0014	0,0005	39,
Coaticook	Coaticook	45.025997	-71.916266	Système de distribution d'eau potable Camping du lac Lyster	X0501739		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Coaticook	Coaticook	45.124176	-71.860769	Système de distribution d'eau potable Motel Resto-Bar la Source-Motel	X2051901		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Coaticook	Dixville	45.067147	-71.769683	Système de distribution d'eau potable Dixville	X0009292 X0008481		6	0.00	0.0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0003	41.
Coaticook	East Hereford	45.079376	-71.4993457	Système de distribution d'eau potable East Hereford	X0009263		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,
Coaticook	East Hereford	45.260304	-72.127208	Système de distribution d'eau potable École Saint-Pie X	X0010972		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	22,
Coaticook	Sainte-Edwidge-de-Clifton Saint-Herménégilde	45.203221	-71.673666	Système de distribution d'eau potable Sainte-Edwidge-de-Clifton	X0009281 X0010538		6	0,00	0.0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	31
Coaticook	Saint-Herménégilde	45.015865	-71.617051	Système de distribution d'eau potable Frontier Lodge - Cuisine principale	X2006153		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Coaticook	Saint-Herménégilde	45.104240	-71.666476	Système de distribution d'eau potable Maison Harple = ranch St-Hubert	X2010550		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,
Coaticook	Saint-Malo	45.199497	-71.500588	Système de distribution d'eau potable Ecole Notre-Dame-de-Toutes-Aides	X0010917		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0022	0,0004	18,
Coaticook	Waterville	45.336089	-71.871168	Système de distribution d'eau potable Waterville-Secteur Earlstown	X0008579	2013 à 2014	9	22,22	0,0010	0,0080	0,0140	0,0071	0,0041	58,
Coaticook	Waterville	45.315170	-71.822521	Système de distribution d'eau potable Camping du pont couvert	X0501741		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Haut St François	Ascot Corner	45.449848	-71.766568	Système de distribution d'eau potable Ascot corner	X0008599	2013 à 2014 - 2016 à 2018	45	17,78	0,0040	0,0070	0,0180	0,0075	0,0027	36,
Haut St François	Bury	45.473243	-71.496776	Système de distribution d'eau potable Bury Système de distribution d'eau potable Centre de tri et valorisation mat. ré	X0009332 X2154272		3	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	11,0
Haut St François	Cookshire-Eaton	45.413126	-71.626556	Système de distribution d'eau potable Cookshire	X0009313		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Haut St François	Cookshire-Eaton	45.337900	-71.567376	Système de distribution d'eau potable Sawyerville	X0009320		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Haut St François	Cookshire-Eaton Cookshire-Eaton	45.373572	-71.648089	Système de distribution d'eau potable Ferme des trois mousquetaires = re Système de distribution d'eau potable Ecole Notre-Dame-de-la-Paix	X0010142 X0011197		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	38.
Haut St François	Cookshire-Eaton	45.331666	-71.731973	Système de distribution d'eau potable Puits Athos	X2010135		6	0,00	0,0050	0,0055	0,0070	0,0058	0,0010	16,
Haut St François	Cookshire-Eaton	45.355692	-71.668852	Système de distribution d'eau potable Chalet des Érables	X2050542		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Haut St François Haut St François	Cookshire-Eaton Cookshire-Eaton	45,441724	-71.689261	Système de distribution d'eau potable Aéroport de Sherbrooke	X2051804 X2090451		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0026	0,0009	34,4
Haut St François	Dudswell	45.632742	-71.590059	Système de distribution d'eau potable École Notre-Dame-du-Paradis	X0010915	2013	11	9,09	0,0010	0,0020	0,0180	0,0031	0,0050	160,
Haut St François	Dudswell	45.632989	-71.591847	Système de distribution d'eau potable Centre communautaire de Dudswel	X2000892		6	0,00	0,0010	0,0019	0,0030	0,0018	0,0007	41,
Haut St François	East Angus	45.483637	-71.660061	Système de distribution d'eau potable East Angus	X0009347	2015 3 2016	7	0,00	0,0020	0,0030	0,0030	0,0029	0,0004	13,
Haut St François	La Patrie	45.372369	-71.166941	Système de distribution d'eau potable Camping base de plein air La Patrie	X0501857	2013 8 2010	4	0,00	0,0050	0,0090	0,0080	0,0056	0,0015	35,
Haut St François	Lingwick	45.592587	-71.375671	Système de distribution d'eau potable Ruée vers Gould	X2050316	-	6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Haut St François	Lingwick	45.636795	-71.418559	Système de distribution d'eau potable Domaine Sevigny (camping)	X2050489		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Haut St François	Saint-Isidore-de-Clifton	45.266582	-71.513815	Système de distribution d'eau potable St-Isidore-de-Clifton	X0009270	2015-2017	10	20,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0022	0,0004	20,
Haut St François	Scotstown	45.525485	-71.275344	Système de distribution d'eau potable Scotstown	X0009359		7	0,00	0,0030	0,0040	0,0060	0,0041	0,0009	21,
Haut St François	Weedon	45.758580	-71.410437	Système de distribution d'eau potable Weedon - Secteur Saint-Gérard	X0009372		6	0,00	0,0020	0,0030	0,0040	0,0030	0,0009	29,
Haut St François	Weedon	45.699829	-71.460/94	Système de distribution d'eau potable Weedon-Centre	X0009376 X0009384		28	0,00	0.0020	0,0020	0,0030	0,0020	0,0002	9,
Haut St François	Weedon	45.667235	-71.522607	Système de distribution d'eau potable Camping Beau-Soleil - accueil	X2152254	2017 à 2018	6	100,00	0,0380	0,0420	0,0510	0,0427	0,0047	11,
Haut St François	Westbury				X0011429		3	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Le Granit	Courcelles	45.875816	-70.985409	Système de distribution d'eau potable Courcelles	X0009410 X2006238		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Frontenac	45.575015	70.050545	Systeme de distribution à cau potable riontende	X2050426		6	0,00	0,0040	0,0040	0,0050	0,0042	0,0004	9,
Le Granit	Frontenac	45.501598	-70.866275	Système de distribution d'eau potable Club de Golf Lac-Mégantic	X2146923		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Le Granit	Frontenac Lac-Drolet	45.521976	-70.863470	Système de distribution d'eau potable Camping Aventure Mégantic	X2159128		3	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0017	0,0006	34,
Le Granit	Lac-Drolet	45.720041	-70.047043	Systeme de distribution d'eau potable tat-droiet	X0501725		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Lac-Drolet	45.718804	-70.849141	Système de distribution d'eau potable Lac-Drolet - Source publique	X2019690		6	0,00	0,0050	0,0050	0,0060	0,0052	0,0004	7,
Le Granit	Lac-Drolet	45.744916	-70.873467	Système de distribution d'eau potable Lac-Drolet (Plage municipale) = cam	X2053036	2017	6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Le Granit	Lac-Mégantic	45.581164	-/0.882//4	Système de distribution d'éau potable Lac-Mégantic	X0008080 X2052085	2017	8	0.00	0,0070	0,0080	0,0100	0,0084	0,0009	10,
Le Granit	Lambton	45.840793	-71.089030	Système de distribution d'eau potable Lambton	X0010101		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Lambton	45.827132	-71.097448	Système de distribution d'eau potable Résidence La rose d'or	X0011260		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Le Granit	Lambton	45 745501	-70 873780	Système de distribution d'eau notable Camping Baie des sables - Camping	X2057188 X2009468		5	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0014	0,0005	39,:
Le Granit	Nantes	45.597355	-70.916940	Système de distribution d'eau potable Camping bale des sables - camping Système de distribution d'eau potable Nantes-Secteur village	X0009666		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Notre-Dame-des-Bois	45.394767	-71.073082	Système de distribution d'eau potable Notre-Dame-des-Bois	X0010106		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0005	0,0005	38,
Le Granit	Notre-Dame-des-Bois Biopolic	45.455457	-71.150874	Système de distribution d'eau potable SEPAQ - Parc du mont Mégantic-Ba	X2009963		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,
Le Granit	Piopolis	43.480034	-70.905795	systeme de distribution d'éau potable Plopolis	X2116684		4	0,00	0,0010	0,0013	0,0020	0,0013	0,0003	0,
Le Granit	Saint-Augustin-de-Woburn	45.385199	-70.855196	Système de distribution d'eau potable Coop d'aqueduc de Woburn	X0009962		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,
Le Granit	Sainte-Cécile-de-Whitton	45.681798	-70.935364	Système de distribution d'eau potable Sainte-Cécile-de-Whitton	X0009670		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Sainte-Cecile-de-Whitton	45.742225	-70.688905	Système de distribution d'eau potable Aqueduc Donald Lapierre	90162678		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0003	18,
Le Granit	Saint-Ludger	45.742189	-70.694125	Système de distribution d'eau potable Saint-Ludger	X0009657		6	0,00	0,0020	0,0040	0,0060	0,0040	0,0015	38,
Le Granit	Saint-Ludger	45.771786	-71.341279	Système de distribution d'eau potable Club de chasse et pêche St-Ludger	X2003733	2013 à 2018	19	68,42	0,0010	0,0140	0,0210	0,0112	0,0071	63,
Le Granit Le Granit	Saint-Ludger Saint-Ludger	45.746197	-70.694588	systeme de distribution d'eau potable Le Centre Caroline Roy Système de distribution d'eau potable Campine Samson = OTI St-Ludger	X2U50449 X2170111	2013 à 2018	7	100,00	0.0050	0,0160	0.0050	0,0153	0,0023	15,
Le Granit	Saint-Robert-Bellarmin	45.749860	-70.584009	Système de distribution d'eau potable École Bellarmin	X0011031		8	0,00	0,0010	0,0015	0,0018	0,0015	0,0003	21,
Le Granit	Saint-Robert-Bellarmin	45.750669	-70.588687	Système de distribution d'eau potable St-Robert-Chalet loisirs	X2053042		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	22,
Le Granit Le Granit	saint-Romain Saint-Romain	45./85519	-71.1093016	systeme de distribution d'éau potable Saint-Romain Système de distribution d'éau potable Motel de la source (9366-1783 Oué	X0009403 X2050507		6	0,00	0.0010	0,0010	0.0020	0.0013	0.0005	38,
Le Granit	Saint-Sébastien	45.782349	-70.969022	Système de distribution d'eau potable Saint-Sébastien	X0009987		6	0,00	0,0030	0,0030	0,0030	0,0030	0,0000	0,
Le Granit	Stornoway	45.710100	-71.157530	Système de distribution d'eau potable École Rose-des-vents	X0010913		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	22,
Le Granit Le Granit	Stornoway	45.709119	-/1.158605 -71.167531	systeme de distribution d'eau potable Centre communautaire de Stornow Système de distribution d'eau potable Frontenac - Camping Baie Sauvage	X2053029 X2061531		6	0,00	0.0010	0,0010	0.0010	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Stornoway	45.711390	-71.156049	Système de distribution d'eau potable Halte Routière Stornoway	X2121310		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0010	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Stratford	45.780653	-71.281020	Système de distribution d'eau potable Canton de Stratford - secteur 2	X0009386		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0010	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Stratford	45,766297	-71 385632	Système de distribution d'eau notable Dévelopment Latendrorse (Dua)	X0010595		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0050	0,0038	0,0018	47,
Le Granit	Stratford	45.783125	-71.350434	Système de distribution d'eau potable Developpement Latendresse (Nde)	X05011345		4	0,00	0,0010	0,0010	0,0030	0,0015	0,0010	38,
Le Granit	Stratford	45.769001	-71.376690	Système de distribution d'eau potable Les berges du lac-Camp. & roulotte	X2006165		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0022	0,0004	18,
Le Granit	Stratford	45.760937	-71.345755	Système de distribution d'eau potable Camp Claret	X2006909		6	0,00	0,0030	0,0030	0,0030	0,0030	0,0000	0,
Le Granit	Val-Racine	45.733288	-/1.51289/	systeme de distribution à eau potable cantoil de Strattord - sectéur 1	X2015917		5	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Le Granit	Val-Racine	45.484522	-71.074100	Système de distribution d'eau potable Centre communautaire Val-Racine	X2020591	2013 à 2018	17	52,94	0,0070	0,0100	0,0120	0,0098	0,0017	17,
Les Appalaches	Adstock	46.133873	-71.175691	Installation de distribution École la Source (Sacré-Coeur-de-Marie)	X0011007		5	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0014	0,0005	39,
Les Appalaches	Adstock	45.980381	-71.166387	Installation de distribution Parc Frontenac - Plage Installation de distribution Parc Frontenac - Capitainerie	X2012289 X2012290		6	0,00	0.0020	0,0020	0.0020	0.0023	0.0005	22,
Les Appalaches	Adstock	45.589289	-70.930013	Installation de distribution Parc Frontenac - Camping Baie des Sables	X2012291		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Les Appalaches	Adstock	45.932990	-71.156848	Installation de distribution Parc Frontenac - Camping de la Rivière aux Blue	X2012292		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Les Appalaches	Adstock	46.028913	-71.188878	Installation de distribution Club de golf et ski Adstock	X2028214 X2145901		6	0,00	0,0030	0,0030	0,0030	0,0030	0,0000	0,
Les Appalaches	Beaulac-Garthby	45.833942	-71.381107	Installation de distribution de eau pocable Centre Intergenerationnel Sacre-	X0009245	2017	8	12,50	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0034	130,
Les Appalaches	Beaulac-Garthby				X2000988		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,
Les Appalaches	Sainte-Praxède	45 840500	.71 162740	Installation de distribution Parc Frontenac - Contre découverte	X2005994		1 6	0,00	0,0020	0.0020	0,0020	0.0020	0.0000	
Les Appalaches	Sainte-Praxède	45.899363	-71.162749	Installation de distribution Association des propriétaires du Hameau	X2136308		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	31.
Les Appalaches	Sainte-Praxède	45.901704	-71.255636	Installation de distribution Sainte-Praxède (salle municipale)	X2146568		5	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0016	0,0005	34,
Les Appalaches	Saint-Joseph-de-Coleraine	45.966960	-71.374955	Installation de distribution Saint-Joseph-de-Coleraine	X0009198		6	0,00	0,0060	0,0065	0,0070	0,0065	0,0005	8,
Les Appalaches	Thetford Mines	46.048838	-71.368909	Installation de distribution Thetford Mines (Black Lake)	X0008215		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0050	0,0019	0,0015	/8,
Les Appalaches	Thetford Mines	46.047407	-71.265683	Installation de distribution Thetford Mines (aéroport)	X2091340		6	0,00	0,0040	0,0050	0,0070	0,0053	0,0015	28,





Les Sources	Asbestos	45.800710	-71.911409	Système de distribution d'eau potable Camp musical d'Asbestos incSalle	X2005641	2013	8	12,50	0,0010	0,0020	0,0160	0,0040	0,0047	117,9
Les Sources	Asbestos	45.799669	-71.912747	Système de distribution d'eau potable Camp musical Asbestos-Complexe	X2005643		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0030	0,0020	0,0006	31,6
Les Sources	Asbestos	45.801692	-71.883288	Système de distribution d'eau potable Villa du campeur des Trois-Lacs	X2006528		8	0,00	0,0020	0,0030	0,0040	0,0028	0,0007	25,7
Les Sources	Danville				X0010118		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0040	0,0023	0,0008	35,0
Les Sources	Danville	45.840352	-72.03/9/0	Système de distribution d'eau potable Camping des pins	X2009310 X2110460	2019	6	11 11	0,0028	0,0030	0,0035	0,0031	0,0002	1,7
Les Sources	Ham-Sud	45.779880	-71.642846	Réseau de distribution d'eau potable Développement du mont Ham	X2113400 X2163665	2010	1	0.00	0.0020	0,0015	0.0020	0,0033	0,0052	155,2
Les Sources	Saint-Adrien	45.819608	-71.722147	Système de distribution d'eau potable École Notre-Dame-de-Lourdes	X2012651		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0023	0,0005	22,1
Les Sources	Saint-Camille	45.682753	-71.703949	Système de distribution d'eau potable École Christ-Roi	X0011060		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	22,3
Les Sources	Saint-Camille	45.683653	-71.703682	Système de distribution d'eau potable Le petit bonheur de Saint-Camille in	X2047385		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Les Sources	Saint-Camille	45.682568	-71.701651	Système de distribution d'eau potable Edifice public-St-Camille	X2061553		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Les Sources	Saint-Georges-de-Windsor Saint-Georges-de-Windsor	45.698794	-/1.846132	Système de distribution d'eau potable Ecole Notre-Dame-de-l'Assomption Système de distribution d'eau potable Saint-Georges-de-Windsor	X0010970 X2019909		6	0,00	0,0030	0,0040	0,0070	0,0047	0,0014	29,3
Les Sources	Wotton	45.737847	-71.807040	Système de distribution d'eau potable Suint Occiges de Windson	X0009370		6	0.00	0.0020	0.0020	0.0020	0.0020	0.0000	0.0
Les Sources	Wotton	45.764142	-71.857506	Système de distribution d'eau potable Domaine Condor	X0010111		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0022	0,0004	18,8
Memphrémagog	Austin	45.184234	-72.280069	Système de distribution d'eau potable Austin	X2102788		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Ayer's Cliff	45.168016	-72.038952	Système de distribution d'eau potable Ayer's Cliff	X0008486	2013	7	14,29	0,0080	0,0080	0,0100	0,0086	0,0008	9,2
Memphrémagog	Bolton-Est	45.247862	-72.335800	Système de distribution d'eau potable Camping Lac Trousers puits artésier	X2008485		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Eastman	45.324681	-72.338/50	Système de distribution d'eau potable SPA Eastman	X2007167 X2008521		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,7
Memphrémagog	Eastman	45.334352	-72.276436	Système de distribution d'eau potable Le foyer rond	X2110873		4	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0023	0,0005	22,2
Memphrémagog	Eastman	45.310068	-72.330613	Système de distribution d'eau potable Théâtre la Marjolaine	X2112649		4	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Hatley	45.374709	-71.892968	Système de distribution d'eau potable Belvedere Height (Hatley)	X0008424		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphremagog	Hatley	45.279854	-71.971657	Système de distribution d'eau potable Village de Hatley	X0008473		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Hatley	45.300390	-71.934182	Système de distribution d'eau potable Mont Hatley	X2002278 X2127185		4	0,00	0,0030	0.0030	0,0040	0,0033	0,0005	15,4
Memphrémagog	Hatley	45.341990	-71.908015	Système de distribution d'eau potable F.B.U. Canada - 2	X2127187		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Hatley	45.231239	-71.987514	système de distribution d'eau potable Domaine Hatley	X2157835	2017	4	25,00	0,0020	0,0045	0,0260	0,0093	0,0112	121,5
Memphrémagog	Magog	45.293964	-72.104246	Système de distribution d'eau potable Domaine Chérive	X0010253		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Magog	45.294428	-72.218723	Système de distribution d'eau potable Auberge Mont-Orford	X0010551		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	22,3
Memphremagog	Magog	45.163556	-72.191819	Système de distribution d'eau potable Association Cedar Lodeo	XUU11231 X2007542		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	22,3
Memphrémagog	Magog	45.295904	-72.163525	Système de distribution d'eau potable Restaurant Saint-Hubert	X2046619		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0028	0,0004	14.4
Memphrémagog	Magog	45.234433	-72.222168	Système de distribution d'eau potable Aux jardins champêtres	X2050337		4	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Magog	45.298851	-72.164955	Système de distribution d'eau potable Restaurant Expresso	X2050418		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0040	0,0023	0,0008	35,0
Memphrémagog	Magog	45.301779	-72.163776	Système de distribution d'eau potable Motel de la Pente douce	X2050513		2	0,00	0,0030	0,0035	0,0040	0,0035	0,0007	20,2
Memphremagog	Magog	45.291277	-72.216847	Système de distribution d'eau potable Ranch du spaghetti & Domaine des	X2051828		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0050	0,0025	0,0012	49,0
Memphrémagog	Magog	45.192633	-72.174187	Système de distribution d'eau potable Camp scout lac Lovering	X2051870 X2107039		6	0,00	0.0010	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	22.3
Memphrémagog	Magog	45.285516	-72.136771	Système de distribution d'eau potable Club Aramis inc Conseil 18	X2108112	2013	3	33,33	0,0010	0,0020	0,0120	0,0013	0,0058	108,3
Memphrémagog	Magog	45.173473	-72.207941	Système de distribution d'eau potable Le Club de golf Memphrémagog, S.	X2116692		5	0,00	0,0030	0,0050	0,0060	0,0048	0,0013	27,2
Memphrémagog	Magog	45.291306	-72.214026	Système de distribution d'eau potable Halte routière Magog	X2136338		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,7
Memphrémagog	Ogden	45.024119	-72.215627	Système de distribution d'eau potable Camping Weir Memorial Park	X0501731	2013 à 2015	7	42,86	0,0080	0,0090	0,0100	0,0091	0,0009	9,8
Memphremagog	Orford	45.323533	-/2.181989	Système de distribution d'eau potable Centre d'arts Orford	X0008194		6	0,00	0,0040	0,0040	0,0050	0,0043	0,0005	11,9
Memphrémagog	Orford	45.328930	-72.104555	Système de distribution d'eau potable club de gon du Mont-Oriord	X2005985 X2006112	2013 à 2015	11	45.45	0.0020	0,0020	0,0030	0.0022	0,0004	16,6
Memphrémagog	Orford	45.354035	-72.134367	Système de distribution d'eau potable Camping Magog-Orford	X2006922	2015 0 2015	6	0,00	0,0020	0,0050	0,0060	0,0052	0,0004	7,9
Memphrémagog	Orford	45.331979	-72.161628	Système de distribution d'eau potable Parkside Ranch inc.	X2008602		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Orford	45.322858	-72.188103	Système de distribution d'eau potable Grande halte-Camping du Mont Or	X2010269		6	0,00	0,0060	0,0060	0,0070	0,0063	0,0005	8,2
Memphrémagog	Orford	45.314658	-72.178876	Système de distribution d'eau potable Hôtel parc Orford	X2051995		7	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Offord	45.314355	-72.1/0646	Système de distribution d'eau potable Canton d'Orrord	X2134687		6	0,00	0,0010	0,0030	0,0030	0,0025	0,0008	33,5
Memphrémagog	Potton	45.033287	-72.439865	Système de distribution d'eau potable rotton-secteur Wansonvine	X0501749		5	0.00	0.0010	0.0020	0.0030	0,0013	0,0004	86.7
Memphrémagog	Potton	45.154533	-72.366441	Système de distribution d'eau potable Camping Havre des Îles - Puits - sec	X0501751		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Sainte-Catherine-de-Hatley	45.248062	-72.049232	Système de distribution d'eau potable École Dominique Savio	X0011005		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0023	0,0005	22,1
Memphrémagog	Sainte-Catherine-de-Hatley	45.247685	-72.067314	Système de distribution d'eau potable Camping Hatley	X0501733	2013-2016-2018	8	37,50	0,0020	0,0070	0,0130	0,0069	0,0041	58,9
Memphrémagog	Sainte-Catherine-de-Hatley	45.270161	-72.046944	Système de distribution d'eau potable Aux berges Dominique Savio	X2107902		6	0,00	0,0060	0,0080	0,0090	0,0077	0,0010	13,5
Memphrémagog	Sainte-Catherine-de-Bolton	45.250242	-72.047855	Système de distribution d'eau potable Salle Communautaire de Sallice-Cat	X0501750		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Saint-Étienne-de-Bolton	45.303888	-72.375138	Système de distribution d'eau potable Domaine da Cartons	X2053021		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Stanstead	45.139161	-72.252257	Système de distribution d'eau Association communautaire de Georgeville	X0008402		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Stanstead	45.116728	-72.177523	Système de distribution d'eau potable Stanstead-Fitch Bay	X0008479		6	0,00	0,0010	0,0010	0,0020	0,0013	0,0005	38,7
Memphrémagog	Stanstead	45.032331	-72.081556	Système de distribution d'eau potable Camping lac Frontière	X0501734		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Stanstead	45.141694	-72.1585//	Système de distribution d'eau potable Camp Livingstone	X2007658		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Memphrémagog	Stukely-Sud	45.321641	-72.415321	Système de distribution d'eau potable Village de Stukely-Sud	X0008648		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	24,8
Val St François	Cleveland	45.675553	-72.173849	Système de distribution d'eau potable Foyer Wales Home	X0008407		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Val St François	Kingsbury	45.587344	-72.139310	Système de distribution d'eau potable Kingsbury	X0008533		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Val St François	Melbourne	45.665932	-72.147387	Système de distribution d'eau potable Richmond	X0008568		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Val sc rrançois Val St François	Racine	45.474736	-72.160004	Système de distribution d'eau potable Camping Melbourne	X0501815		6	0.00	0,0003	0,0010	0,0020	0,0011	0,0005	51,/
Val St François	Richmond	45.711472	-72.101947	Système de distribution d'eau potable Camp d'action biblique	X2007471		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0023	0,0005	22.1
Val St François	Saint-Claude	45.598161	-71.924529	Système de distribution d'eau potable Camping des Baies	X2007302		6	0,00	0,0010	0,0040	0,0050	0,0037	0,0014	37,3
Val St François	Saint-Claude	45.659836	-71.974834	Système de distribution d'eau potable École Notre-Dame-du-Sourire	X2024350		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Val St François	Saint-Claude	45.657893	-71.974875	Système de distribution d'eau potable - Centres Aux Quatre Vents & Biblio	X2024686		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	22,3
Val St François	Saint-Denis-de-Brompton	45.453503	-72.081959	systeme de distribution d'eau potable Colle la Jardin-des-Lacs	X0010907		7	0,00	0,0030	0,0040	0,0070	0,0042	0,0016	39,1
Val St François	Saint-Denis-de-Brompton	45.454456	-72.077731	Système de distribution d'eau potable Centre de la petite enfance MAGIM	X2055920	2013 à 2018	39	71,79	0,0050	0,0110	0.0820	0.0161	0.0167	100.8
Val St François	Saint-Denis-de-Brompton	45.458819	-72.079490	Système de distribution d'eau potable St-Denis-de-Brompton bâtiments m	X2108490		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Val St François	Saint-Denis-de-Brompton	45.452367	-72.081803	Système de distribution d'eau potable Aréna Stardien	X2108495		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Val St François	Saint-Denis-de-Brompton	45.422396	-71.916515	Système de distribution d'eau potable Gestion Pinard	X2153367		3	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0017	0,0006	34,6
Val St François	saint-Denis-de-Brompton	45.462967	-72.131946	systeme de distribution d'eau potable École Notre Dame-des Écolor	X2160028		1	0,00	0.0010	0.0020	0.0020	0.001.0	0.0004	7/ 9
Val St François	Saint-François-Xavier-de-Bromnton	45.533974	-72.050241	Système de distribution d'eau potable École Arc-en-ciel	X0011254 X0011013		6	0,00	0,0030	0,0055	0,0070	0.0053	0.0014	24,8
Val St François	Saint-François-Xavier-de-Brompton	45.533458	-72.051380	Système de distribution d'eau potable Au Jardin des Sages, coopérative de	X2153508		4	0,00	0,0060	0,0070	0,0080	0,0070	0,0012	16,5
Val St François	Stoke	45.533401	-71.804979	Système de distribution d'eau potable Stoke	X0008628		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0017	0,0005	31,0
Val St François	Stoke	45.474978	-71.839970	Système de distribution d'eau potable Dépanneur du Coin du quatre	X2047388		6	0,00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Val St François	Stoke	45.479760	-71.837695	Système de distribution d'eau potable Garderie Maternelle Hibouge et Bili	X2153760		3	0,00	0,0003	0,0003	0,0010	0,0005	0,0004	75,8
Val St François	Sherbrooko	45.690823	-72.269503	systeme de distribution d'eau potable Moulin à laine d'Ulverton	X2051/87		2	0,00	0,0020	0,0020	0,0030	0,0022	0,0004	20,3
Ville de Sherbrooke	Sherbrooke	45.426740	-71.838519	Système de distribution d'eau potable Domaine Joly-Mont-Restaurant	X05010119		5	0,00	0,0020	0,0040	0.0020	0.0020	0.0007	1/,/
Ville de Sherbrooke	Sherbrooke	45.324039	-71.988478	Système de distribution d'eau potable Camping Beau-Lieu 1992	X0501752	2013 à 2015	11	27,27	0,0020	0,0020	0,0750	0,0171	0,0275	161,0
Ville de Sherbrooke	Sherbrooke	45.381693	-71.861107	Système de distribution d'eau potable Camping de l'Île Marie	X0501859		6	0,00	0,0010	0,0020	0,0020	0,0018	0,0004	22,3
Ville de Sherbrooke	Sherbrooke	45.354564	-72.039321	Système de distribution d'eau potable Camping Deauville	X2005122	2014-2015-2017	10	30,00	0,0020	0,0090	0,0170	0,0088	0,0037	42,5
Ville de Sherbrooke	Sherbrooke	45.430631	-71.839401	Système de distribution d'eau potable Domaine Joly-Mont-Camping	X2013782		5	0,00	0,0020	0,0020	0,0040	0,0024	0,0009	37,3
Ville de Sherbrooke	Sherbrooke	45.391879	-/1.825263	systeme de distribution d'eau potable Club de golf Milby Système de distribution d'eau notable Parole de vie Rethel	X2Ub1885		6	0.00	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0
Ville de Sherbrooke	Sherbrooke	45.446345	-71.886229	Système de distribution d'eau potable Centre corps, âme et esprit	X2157320		3	0,00	0,0005	0,0005	0,0020	0,0010	0,0009	86,6





Annexe 7 : Analyses effectuées sur le Val-Saint-François.

LISTE DES ADRESSES À IDENTIFIER

Tableau A Identification des échantillons obtenus par le MRN, étant contaminés au-delà de 0, 010 mg/l, à l'intérieur du territoire de la MRC du Val-Saint-François

N" de	Concentration		Georef	érences		Adresses civiques	Numéro de
l'échantillon	en mg/l	Longitude	Latitude	Longitude MDS	Latitude MDS	géoréférences	lot
11403	0,013	-72,01797	45,58596	-72,1,4	45,35,9	Val-Joli	3 677 615
11404	0,02	-72,02017	45,58557	-72,1,12	45,35,8	Val-Joli	3 677 560
11412	0,028	-72,01893	45,59679	-72,1,8	45,35,48	Val-Joli	3 677 604
11413	0,014	-72,01785	45,59784	-72,1,4	45,35,52	Val-Joli	3 677 614
11435	0,022	-72,03256	45,59849	-72,1,57	45,35,55	Val-Joli	3 677 497
87582	0,016	-71,75936	45,54518	-71,45,33	45,32,43	Stoke	Pas lot renové
87663	0,011	-71,99303	45,68151	-71,59,35	45,40,53	Saint-Claude	Pas lot renové
87679	0,016	-71,99910	45,63297	-71,59,57	45,37,59	Val-Joli	3 677 741
87681	0,013	-71,99672	45,61841	-71,59,48	45,37,6	Val-Joli	3 677 919
87686	0,013	-71,99006	45,58955	-71,59,24	45,35,22	Val-Joli	3 677 906
87698	0,016	-71,95096	45,68126	-71,57,3	45,40,52	Saint-Claude	Pas lot renové
87768	0,042	-71,84947	45,52856	-71,50,58	45,31,43	Stoke	Pas lot rénové
87860	0,028	-71,97505	45,55416	-71,58,30	45,33,15	Val-Joli	3 677 973
87865	0,013	-71,95138	45,54263	-71,57,5	45,32,33	Val-Joli	3 678 111
87870	0,013	-71,92988	45,52945	-71,55,48	45,31,46	Val-Joli	3 678 156
87886	0,01	-71,97450	45,51952	-71,58,28	45,31,10	Val-Joli	3 677 938
87888	0,014	-71,98432	45,52962	-71,59,3	45,31,47	Val-Joli	3 678 552
87912	0,02	-71,83311	45,50872	-71,49,59	45,30,31	Stoke	Pas lot renove
87913	0,018	-71,83982	45,51485	-71,50,23	45,30,53	Stoke	Pas lot renove
98595	0,01	-72,04767	45,53777	-72,2,52	45,32,16	Saint-François-Xavier - de-Brompton	4 099 618
98597	0,044	-72,04129	45,54471	-72,2,29	45,32,41	Saint-François-Xavier - de-Brompton	4 100 558
98598	0,015	-72,03323	45,54441	-72,2,0	45,32,40	Saint-François-Xavier - de-Brompton	4 099 833
98901	0,02	-72,03347	45,53506	-72,2,1	45,32,6	Saint-François-Xavier - de-Brounton	4 100 367
98904	0,02	-72,04375	45,52947	-72,2,37	45,31,46	Saint-François-Xavier -	4 099 573
				de-Brompt		de Dicitição	1000 010
N' de	Concentration		Géoré	Séoréférences Adresses civ		Adresses civiques	Numero de
l'échantillon	en mg/l	Longitude	Latitude	Longitude	Latitude	géoréférences	lot
08030	0.02	-72 01214	45 54936	-72.0.44	MDS 45.32.54	Saint-François-Xavier -	
70750	0,02	-72,01214	40,04000	-72,0,44	40,02,04	de-Brompton Saint-François-Xavier -	4 099 933
98949	0,014	-72,08734	45,53357	-72,5,14	45,32,1	de-Brompton	4 099 159
99183	0,014	-72,32358	45,56716	-72,19,25	45,34,2	Maricourt	1 825 034
99210	0,019	-72,16566	45,55768	-72,9,57	45,33,28	Melbourne	3 800 990
99242	0,01	-72,26519	45,55840	-72,15,54	45,33,30	Mancourt Saint-Francois-Vanier -	4 132 317
99253	0,029	-72,07596	45,50843	-72,4,33	45,30,30	de-Brompton	4 099 200
99265	0,02	-72,11656	45,53080	-72,6,59	45,31,51	de-Brompton	4 099 048
99269	0,015	-72,04007	45,56538	-72,2,24	45,33,55	de-Brompton	4 099 688
99270	0,016	-72,04612	45,56986	-72,2,46	45,34,12	Saint-François-Xavier - de-Brompton	4 100 349
99272	0,01	-72,04929	45,57048	-72,2,57	45,34,14	Saint-François-Xavier - de-Brompton	4 099 395
99275	0,016	-72,06113	45,57691	-72,3,40	45,34,37	Saint-François-Xavier - de-Brommton	4 099 243
99278	0,01	-72,07928	45,58530	-72,4,45	45,35,7	Melbourne	3 511 343
99289	0,031	-72,07184	45,50643	-72,4,18	45,30,23	Saint-François-Xavier - de-Brommton	4 099 203
99303	0,035	-72,07813	45,64441	-72,4,41	45,38,40	Cleveland	Pas lot renove
99429	0,013	-72,36029	45,56334	-72,21,37	45,33,48	Maricourt	1 824 957

Source : Ministère des Ressources naturelles. Base de données des sédiments échantillonnés au Québec pour la

période 1973 à 1984, Gouvernement du Québec, http://sigeom.mmfp.gouv.oc.ca/signet/classes/I1102_indexAccueil?l=f







Annexe 8 : Carte des points échantillonnés lors des travaux de McCormack en 1979

Annexe 9 : distribution spatiale des sédiments de ruisseau non différenciés de la zone d'étude







Annexe 10 : localisation des « outlayers » du diagramme de Piper des échantillons réalisés par McCormack.







Annexe 11 : matrice de corrélation avec tous les paramètres

dur_tot_c	рH	Zn	c	S04	Na	Se	NO2_NO	Mn	Mg	Pb	Fe	5	Ŷ	C	Cd	в	Ва	As	
aco3 (0	0	0	0	0	-	-(0	0	0	0	-(0	0	0	-	0		
),40730),01168),06078),36429),54187),21971),01374),24224),64317),27604),21680),26201),17547),32574),24652),05108),15298),33900	L,00000	As
0,2463	0,240	-0,0220	-0,0419	0,5308	0,313	-0,174	-0,1550	0,141	0,1850	0,1373	0,2530	-0,095	0,182	0,148	-0,047	-0,0284	1,0000		Ba
38 -0,02	42 -0,27	56 0,39	96 -0,31	33 -0,15	39 -0,16	57 0,12	58 -0,01	76 -0,13	52 0,05	32 -0,12	57 -0,11	27 0,75	77 -0,15	34 -0,08	39 -0,00	18 1,00	00		
712 0,	111 0,	057 0,	.079 0,	5278 -0,	;009 0,	070 -0,	.030 -0,	3200 0,	5741 0,	821 0,	.715 0,	338 -0,	029 0,	8997 0,)170 1,	000			~
30132	20386	68680	12247	02710	56833	05133	19154	04546	26752	00198 -	05385	08685 -	41264	54078	00000				ß
0,8405(0,26899	0,23242	0,14233	0,2148:	0,86944	0,02880	0,02880	0,09345	0,28123	0,09745	0,07158	0,05187	0,14158	1,00000					٥
0,218	9 0,101	2 -0,058	3 0,154	1 0,380	1 0,205	0-0,149	0-0,382	5 0,249	3 0,194	5 0,362	3 0,279	7 -0,256	3 1,000		I				ç
82 -0,0	.64 -0,0	99 0,4	66 -0,3	182 -0,2	62 -0,0	00 0,3	61 0,0	67 -0,1	62 -0,0	30 -0,2	08 -0,1	65 1,0	00						~
8645 0	7119 0	3227 -0	5794 0	7827 0	2902 0	7884 -0	3453 -0	8943 0	2770 0	1791 -0	6840 1	0000							Ę
,28405	,08742	,12520	,19846	,64140	,19128	,08829	,21260	,20029	,59181	,02743	,00000								Fe
-0,0206	-0,0039	-0,0519	0,2389	0,2918	-0,1053	-0,1736	-0,2454	0,1503	-0,0610	1,0000									Pb
2 0,54	1 0,21	5 0,26	6 0,06	8 0,63	9 0,32	4 -0,17	9 -0,21	1 -0,01	0 1,00	Ō									M
258 0,1	972 0,0	377 -0,1	360 0,4	992 0,1	581 0,0	837 0,3	535 -0,3	261 1,0	000										_
15998)7566 -	10480 -	10233 -	19552 -	05160	31368 -	35070	00000											Mn
0,01625	0,25919	0,06582	0,14573	0,07147	0,04367	0,27201	1,00000												02_NO
-0,041	0,200	0,124	0,222	-0,249	-0,033	1,000													3 Se
31 0,71	95 0,32	84 0,10	88 -0,14	39 0,31	84 1,00	00													z
.841 0,	865 0,)194 -0,	143 0,	.603 1,	000														a
55667 -	12676 -	04698 -	17920	00000															S04
0,15216	0,11804	0,30260	1,00000																c
0,325	1 0,067	1,000																	Zn
38 0,21	97 1,00	00																	þ
349	000																		Hdu
1,00000																			r_tot_caco3

ANNEXE D : LISTE, PROTOCOLES DE PREPARATION, DE PRELEVEMENTS ET DE CONSERVATION DES ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE

- Annexe D.1 Liste des analyses réalisées sur les échantillons d'eau souterraine.
- Annexe D.2 Protocole officiel de prélèvement d'échantillons d'eau souterraine.
- Annexe D.2 Protocole de spéciation de l'arsenic.
- Annexe D.3 Protocole d'échantillonnage des gaz nobles.
- Annexe D.4 Protocole d'échantillonnage des gaz dissous et des CFCs/SF₆.

ANNEXE D.1 : LISTE DES ANALYSES REALISEES SUR LES ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE

Laboratoire	Analyse	Paramètre	Type de flacon	Remarque
	•	Métaux dissous : Al, Sb, Ag, As, Ba, Be, Bi, B, Cd, Ca, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, K, Se, Si, Sr, Na, U, Ti, V et Zn	Bouteille de 125 mL en polyéthylène	Agent conservateur : acide nitrique Filtration : 45 μm
		Azote ammoniacal : N-NH ₃	Bouteille de 40 mL en verre clair	Agent conservateur : acide sulfurique
		Alcalinité totale en CaCO ₃	_ Bouteille de 120 mL	_
BV Labs Québec	Géochimie de base	Fluorures : F	en polyéthylène (bouchon blanc)	
		Anions : Br ⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ -NO ₂ ⁻ et SO ₄ ²⁻	Bouteille de 120 mL en polyéthylène (bouchon blanc)	-
		Phosphore total inorganique	Bouteille de 120 mL en polyéthylène (bouchon jaune)	Agent conservateur : acide sulfurique
		Sulfures totaux exprimés en S ²⁻	Bouteille de 120 mL en polyéthylène (bouchon rose)	Agent conservateur : acétate de Zn et NaOH
	Carbone et	COD et CID	Vial de 40 mL	Filtration : 45 um
	azote total dissous	Nt	avec septum	
INRS Québec		DMA	Cartouche SCX	
	Spéciation de l'arsenic	MA et As ⁵⁺	Cartouche SAX	Filtration : 45 µm
		As ³⁺	Bouteille de 30 mL en PETG	
EIL	Isotopes du carbone	δ ¹³ C et ¹⁴ C	Bouteille de 1 L ambrée avec septum	-
Waterloo	Isotopes de l'eau	δ^2 H et δ^{18} O	Bouteille de 30 mL en PETG	-
AES AMS Lab.	Tritium	зн	Bouteille de 900 mL en HDPE	-
Ottawa	Isotopes de l'hélium et du néon	⁴ He, ³ He, ²⁰ Ne et ²² Ne	Tube de cuivre scellé	_
		CFC-11, CFC-12 et CFC-113	Petite ampoule en acier	-
CONDATE Eau Rennes	u CFC/SF ₆ et gaz dissous	SF ₆	Grande ampoule en acier	
		Gaz dissous : He, Ne, H ₂ , Ar, O ₂ , N ₂ , CH ₄ , CO ₂ , N ₂ O et H ₂ S	Bouteille en verre avec septum et bague acier	-

Tableau 6.1 : Listes des analyses effectuées sur les échantillons d'eau souterraine prélevés.
Protocole officiel de prélèvement d'échantillons d'eau souterraine

Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines au Québec

PACES

Modification de Blanchette et Roy, 2004 Mise à jour: juin 2010

par

Daniel Blanchette, UQAT Vincent Cloutier, UQAT

avec la participation de

Magalie Roy, UQAT Francesca Audet-Gagnon, UQAT Sabrina Castelli UQAT et Châtelaine Beaudry, INRS-ETE

Table des matières

1. Introduction	1
2. Acquisition d'information – questionnaire	1
3. Purge de l'eau souterraine	2
3.1. Pompage régulier	2
3.2. Puits peu pompés ou abandonnés	3
3.3. Autre cas	4
4. Prélèvement d'échantillons	4
4.1. Sécurité	4
4.2. Eau brute	4
4.3. Aérateur – boyau d'arrosage	4
4.4. Assurance qualité – duplicata	5
4.5. Assurance qualité – blancs de terrain et de transport	5
4.6. Paramètres analysés	5
4.7. Agents de conservation	6
4.8. Filtration	6
4.9. Remplissage des bouteilles	7
5. Conservation et expéditions des échantillons	8
5.1. Étiquetage	8
5.2. Conservation et expéditions des échantillons	9
6. Bibliographie	9

Liste des tableaux

Tableau 1: Informations essentielles pour l'échantillonnage chez les particuliers, municipalités et industries	1
Tableau 2: Paramètres physico-chimiques mesurés sur le terrain et critères de stabilité	2
Tableau 3: Caractéristiques fictives d'un puits tubulaires et d'un piézomètre	3
Tableau 4: Paramètres analysés du projet PACES	5

Liste des figures

Figure 1: Purge et suivi des paramètres physico-chimigues	. 2
Figure 2: Réservoir d'eau et bombonne à pression	. 3
Figure 3: Combinaison filtre – seringue et filtre modèle FHT-45	. 6
Figure 4: Méthode de remplissage des bouteilles sans agent de conservation (isotopes et datations; USGS, 2009)	. 8

1. Introduction

Ce protocole a été appliqué dans le cadre des études de caractérisation hydrogéochimique régionale des aquifères granulaires de la MRC de Portneuf (Piémont Laurentien), des aquifères fracturés des Basses Laurentides (AFSOQ) ainsi que ceux du Bassin versant de la rivière Châteauguay. À l'instar du protocole initial (Bourque et Cloutier, 2001) et de sa mise à jour (Blanchette et Roy, 2004), cette version laisse tomber certaines informations et est construite de façon à suivre chronologiquement les quatre grandes étapes essentielles à l'échantillonnage d'eau souterraine à l'échelle régionale, qui sont :

- 1. acquisition d'information questionnaire;
- 2. purge de l'eau souterraine;
- 3. prélèvement de l'échantillon;
- 4. entreposage et expéditions.

Mis à jour pour répondre aux besoins du PACES, ce protocole décrit les étapes de l'échantillonnage de l'eau souterraine chez les particuliers, mais se transpose facilement pour l'échantillonnage chez les municipalités et les industries.

2. Acquisition d'information – questionnaire

L'équipe d'échantillonnage se doit d'être équipée d'un carnet de terrain (traditionnel ou électronique de type iPaq ou iPad) ou de fiches pour consigner les informations pertinentes pour la réalisation de l'échantillonnage. Dans le cadre du PACES, ce sont les fiches d'informations de la Commission Géologique du Canada (CGC) présentées à l'annexe A du protocole qui seront utilisées. Ces fiches permettent la consignation d'informations nécessaires au besoin de l'échantillonnage et utiles pour l'ensemble du projet. Par exemple, le type d'utilisation de l'eau, les quantités utilisées, etc. Il est tout de même conseillé d'être équipé d'un carnet de terrain pour consigner des informations utiles pour l'ensemble du projet, mais non associées aux sites d'échantillonnage. Il est très important de bien consigner le plus d'informations possible pour retour ultérieur et parce que ces informations seront intégrées à la base de données hébergée par l'Institut national de la recherche scientifique – Eau, Terre et Environnement à Québec (INRS-ETE).

Chez les particuliers, municipalités et industries, la connaissance de certaines informations est essentielle pour effectuer l'échantillonnage. Le tableau 1 présente la liste de ces informations et la justification de leur nécessité.

Informations	Justification
Nom du propriétaire et adresse	Faire le suivi pour les résultats et retour sur place
Type d'ouvrage de captage (puits tubulaire, piézomètre, source aménagée, etc.) et caractéristiques (longueur tubée, profondeur, etc.)	Connaître la provenance de l'eau souterraine
Formation géologique sollicitée (roc, granulaire) et stratigraphie	Analyse et interprétation des données
Présence d'un traitement d'eau (adoucisseur, filtre, UV, osmose, etc.)	Échantillonnage de l'eau souterraine non-traitée seulement
Présence d'un réservoir d'eau et/ou bombonne à pression	À considérer pour la purge de l'eau souterraine
Accès à une sortie d'eau non-traitée (généralement un robinet extérieur)	Organisation de la purge et de l'échantillonnage

Tableau 1: Informations essentielles pour l'échantillonnage chez les particuliers, municipalités et industries

Pour les puits dont l'eau souterraine est pompée régulièrement, comme chez les particuliers, municipalités et industries, la connaissance de certaines caractéristiques (présence d'un sable filtrant, etc.) n'est pas indispensable, car elles n'auront aucune influence sur la purge de l'eau souterraine (point 3). Toutefois ces informations peuvent être très utiles pour l'analyse et l'interprétation des données chimiques. Par contre, les caractéristiques des puits sont tout de même indispensables pour les ouvrages de captages où l'eau n'est pas pompée ou que très rarement, comme les piézomètres et les puits abandonnés, parce que la purge de l'eau souterraine en sera directement influencée.

3. Purge de l'eau souterraine

L'objectif de cette étape est de vidanger l'eau stagnante présente dans les puits et piézomètres afin d'obtenir des échantillons d'eau brute (non-traitée) représentatifs du milieu aquifère (MDDEP, 2008). La procédure pour la purge est décrite en fonction du rythme de pompage de l'eau souterraine du puits par l'utilisateur.

3.1. Pompage régulier

L'eau souterraine des puits de particuliers ainsi que ceux associés à des édifices municipaux et industriels est généralement pompée de façon journalière, donc peu stagnante. Pour ces puits, l'eau souterraine doit être vidangée jusqu'à l'atteinte de la stabilité des paramètres physico-chimiques tels la température, le pH, la conductivité électrique spécifique, l'oxygène dissous et le potentiel d'oxydo-réduction (ORP) ainsi que la turbidité (figure 1).



Figure 1: Purge et suivi des paramètres physico-chimiques

Le tableau 2 présente les critères de stabilité appliqués pour les paramètres physico-chimiques dans le cadre du projet de caractérisation du bassin versant de la rivière Châteauquay.

Paramètres physico-chimiquesInstrumentsPrécisionCritères de stabilitérempérature (°C)Thermomètre de verre $\pm 0,1$ $\pm 0,2$ bH (unité de pH)Sonde YSI 63 $\pm 0,1$ $\pm 0,2$ conductivité électrique spécifique (µS/cm)Sonde YSI 63 $\pm 2\%$ $\pm 4\%$ Xygène dissous (mg/L)Sonde VSI 95 $\pm 0,2$ $\pm 0,4$ otentiel d'oxydoréduction (mV)Sonde ORP d'Hanna ± 10 ± 20			
Paramètres physico-chimiques	Instruments	Précision	Critères de stabilité
Température (°C)	Thermomètre de verre	± 0,1	± 0,2
pH (unité de pH)	Sonde YSI 63	± 0,1	± 0,2
Conductivité électrique spécifique (µS/cm)	Sonde YSI 63	± 2%	± 4%
Oxygène dissous (mg/L)	Sonde YSI 95	± 0,2	± 0,4
Potentiel d'oxydoréduction (mV)	Sonde ORP d'Hanna	± 10	± 20
Turbidité	Observation visuelle	Couleur e	t opacité homogènes

Tableau 2 : Paramètres physico-chimiques mesurés sur le terrain et critères de stabilité

Selon la précision des sondes utilisées (voir guide d'utilisation des sondes), les critères de stabilité du tableau 2 pourront varier d'un instrument à l'autre pour un même paramètre. Les mesures sont prisent dès le commencement de la purge et la stabilité est atteinte lorsque trois mesures consécutives, prises à des intervalles de cinq minutes, respectent les critères de stabilité pour l'ensemble des paramètres. Lorsque la stabilité des paramètres est atteinte selon les critères, il est toutefois recommandé de prendre une ou deux lectures supplémentaires lorsque les mesures d'un ou plusieurs paramètres sont caractérisées individuellement par une tendance (augmentation constante, diminution constante) pour vérifier la stabilité. En effet, la différence entre deux mesures devrait diminuer avec le temps à l'approche de la stabilité. De plus, il est important d'avoir une bonne approximation du débit pour déterminer un volume minimum à purger pour s'assurer que l'eau qui a résidée un certain temps dans la tuyauterie d'une résidence ou d'un édifice, dans un réservoir et/ou une bombonne à pression (figure 2), ait été vidangée avant de

considérer l'atteinte de la stabilité. Le débit peut se calculer en mesurant le temps que l'eau prend pour remplir un contenant de volume connu (contenant de 4L, 10L, etc.). Plus le contenant sera volumineux, plus le débit sera précis. De façon générale, la purge chez les particuliers dure de 20 à 30 minutes.



Figure 2: Réservoir d'eau et bombonne à pression

3.2. Puits peu pompés ou abandonnés

Lorsque que l'eau souterraine d'un puits est rarement ou jamais pompée, il est recommandé de purger un volume d'eau équivalent à plusieurs fois (normalement de 3 à 5 fois) le volume d'eau présent dans le puits (MDDEP, 2008). Le calcul du volume à purger nécessite de connaître les caractéristiques du puits ainsi que le niveau de l'eau souterraine dans celui-ci. Le tableau 3 présente des caractéristiques fictives pour les deux types de puits qui seront probablement les plus rencontrés dans le cadre du PACES, soit un puits tubulaire et un piézomètre. Ces caractéristiques seront utilisées dans l'exemple de calcul du volume d'eau minimum à purger présenté ci-après.

Ouvrage	Ø forage (m) DF	Ø tubage (m) DT	Profondeur totale (m) PT	Intervalle de la crépine (m) IC	Intervalle du massif filtrant (m) IMF	Profondeur d'eau (m) PE
Puits tubulaire	0,1524	0,1524	30	-	-	15
Piézomètre	0,1524	0,0508	30	2 (27 – 29)	4 (26 – 30)	15

Tableau 3: Caractéristiques fictives d'un puits tubulaires et d'un piézomètre

Pour le puits tubulaire, le volume d'eau actuellement présent dans le puits, selon la profondeur d'eau mesurée, est calculé selon la formule suivante:

$$V(L) = \left(\frac{DT}{2}\right)^2 \times \pi \times (PT - PE) \times 1000 \times 3$$

Pour ce qui est du piézomètre, la formule doit être modifiée pour tenir compte du massif filtrant qui entoure la crépine. La formule est donc:

$$V(L) = \left[\left(\left(\frac{DT}{2} \right)^2 \times \pi \times (PT - PE - IMF) \right) + \left(\left(\frac{DF}{2} \right)^2 \times \pi \times IMF \right) \right] \times 1000 \times 3$$

La constante 1000 dans les deux formules convertie les m³ en litres (L) tandis que la constante 3 permet d'obtenir le volume minimum à purger correspondant à trois fois le volume d'eau contenu dans le puits en fonction de la profondeur d'eau mesurée. À l'aide de ces formules, on obtient des volumes minimums à purger de 821 et 286 L respectivement pour le puits tubulaire et le piézomètre.

3.3. Autre cas

Lorsque la recharge du puits (piézomètre) est lente, que le puits est en inactivité depuis un certain temps, que des tests (injection) et/ou travaux ont été effectués dans un temps rapproché, il est préférable de purger l'eau jusqu'à l'atteinte d'au moins trois fois le volume contenu dans le puits. Pour la prise d'échantillons multi-niveaux à une profondeur précise, en utilisant le système de packers (coussins gonflants), si une purge de 3 à 5 volumes d'eau dans le puits a été réalisée auparavant, faire la purge d'au moins un volume d'eau compris entre les deux packers et la longueur de tubage utilisé pour amener l'eau à la surface afin de rincer le système. Sinon, débuter avec la purge d'au moins 3 à 5 volumes du puits en question.

4. Prélèvement d'échantillons

4.1. Sécurité

Lors du prélèvement des échantillons, toujours porter des pantalons longs, des lunettes de protection et des gants de latex sans poudre pour se protéger des éclaboussures possibles d'agent de conservation et pour diminuer les risques de contamination des échantillons par une mauvaise manipulation. Il est aussi conseillé de porter un chandail à manches longues. Éviter les lentilles cornéennes puisqu'elles rendent difficile le rinçage des yeux en cas d'éclaboussure. Il est aussi très important de ne jamais porter les mains au visage ou ailleurs sur le corps lors du prélèvement des échantillons afin d'éviter le contact avec les agents de conservation ou à l'inverse, la contamination des échantillons par des contaminants corporels. Manipulez très prudemment les agents de conservation. Ils sont corrosifs, très toxiques ou oxydants. Certains nécessitent d'être dilués rapidement avec de l'eau (acides forts: HNO₃, H₂SO₄ et base forte: NaOH) lorsqu'on en renverse. À l'annexe B sont présentées les fiches signalétiques de tous les agents de conservation utilisés dans le cadre du PACES. Veuillez, svp, les consulter avant le début de l'échantillonnage pour vous familiariser avec ces produits.

4.2. Eau brute

Afin de connaître la qualité naturelle de l'eau souterraine il est nécessaire de prélever des échantillons d'eau brute non traitée puisque les traitements, tels que la chloration ou la présence de filtres (ne pas confondre avec les filtres 0.45 µm utilisés pour filtrer les métaux et les nutriments), peuvent modifier la composition chimique de l'eau. Le prélèvement des échantillons d'eau brute doit être fait préférablement le plus près possible de l'ouvrage de captage, avant que l'eau n'atteigne un réservoir ou les systèmes de distribution ou de traitement. La composition chimique de l'eau échantillonnée est ainsi la plus représentative possible de celle de l'aquifère. Généralement, le robinet extérieur sur lequel est connecté le boyau d'arrosage de jardin délivre de l'eau non-traitée. Par contre, il est très important de valider cette information avant de procéder à la purge et à l'échantillonnage.

4.3. Aérateur – boyau d'arrosage

Lorsque l'échantillonnage est effectué à un robinet, il est nécessaire d'enlever l'aérateur du robinet, afin d'éviter d'oxyder l'échantillon et de prévenir une contamination bactériologique. Le remplissage directement dans les bouteilles d'échantillonnage doit être effectué lorsque c'est possible (ex: robinet) afin d'éviter de contaminer les échantillons avec des récipients intermédiaires. Il est également très important d'enlever les boyaux d'arrosage (ex: boyau d'arrosage relié à un robinet extérieur d'une maison) reliés à des robinets parce qu'ils peuvent contaminer les échantillons (ex: contamination bactériologique).

4.4. Assurance qualité – duplicata

Il est recommandé de prélever des duplicatas d'échantillons d'eau pour vérifier la qualité des résultats d'analyses en laboratoire. On recommande de prélever de 5 à 10 % des échantillons en duplicatas.

4.5. Assurance qualité – blancs de terrain et de transport

Il est recommandé de produire des blancs de terrain et des blancs de transport d'eau ultrapure fournie par le laboratoire pour vérifier la qualité de la technique de décontamination lors du prélèvement des métaux, l'air environnant ainsi que la méthode d'expédition au laboratoire. On recommande de produire de 5 à 10 % des échantillons en blancs.

4.6. Paramètres analysés

Les paramètres qui seront analysés dans le cadre du PACES sont présentés dans le tableau 4.

Contenant	P	aramètres	Ordre de	Agent de	Filtration
Contenant	'	arametres	remplissage	conservation	terrain
	Alcalinité totale				
	Bromures (Br)				
Anions	Chlorures (CI)		1	Διιςτικ	Δυςτιρε
(Polyéthylène 250 ml)	Fluorures (F)		'	Aucun	nucuric
	Nitrites+Nitrates (NO ₂ +NO ₃)			
	Sulfates (SO ₄)				
Isotopes de l'eau (HDPE, 60 ml)	² H et ¹⁸ O		2	Aucun	Aucune
Datation-Tritium (HDPE 1L)	Tritium (³ H) Azote ammoniacale (NH ₄) P total inorganique (P)		3	Aucun	Aucune
Nutriments	Azote ammoniaca	ale (NH4)	Α	11.50	0.45.1.00
(Polyéthylène 250 ml)	P total inorganiqu	e (P)	4	H2SU4	0.45 µm
	Aluminium (Al)	Lithium (Li)			
	Antimoine (Sb)	Magnésium (Mg)			
	Argent (Ag)	Manganèse (Mn)			
	Arsenic (As)	Molybdène (Mo)			
	Baryum (Ba)	Nickel (Ni)			
	Béryllium (Be)	Potassium (K)			
Mótoux	Bismuth (Bi)	Plomb (Pb)			
(Dolyóthylàno 250 ml)	Bore (B)	Sélénium (Se)	5	HNO ₃	0.45 µm
(Fulyetiliyiene 250 mi)	Calcium (Ca)	Silicium (Si)			
	Cadmium (Cd)	Sodium (Na)			
	Chrome (Cr)	Strontium (Sr)			
	Cobalt (Co)	Titane (Ti)			
	Cuivre (Cu)	Uranium (U)			
	Étain (Sn)	Vanadium (V)			
	Fer (Fe)	Zinc (Zn)			
Sulfures (Polyéthylène 250 ml)	Sulfures totaux (S	5)	6	Acétate de Zinc+ NaOH	Aucune
Isotopes du carbone (HDPE 1L)	Carbone 13 (¹³ C) Carbone 14 (¹⁴ C)		7	Sodium azide (NaN ₃)	Aucune

Tableau 4: Paramètres analysés du projet PACES

Dans le cadre du PACES, seulement les portions d'échantillons destinées à l'analyse des métaux et des nutriments (azote ammoniacal et phosphore total inorganique) seront filtrées à 0.45 µm sur le terrain. Néanmoins, si les eaux à échantillonner sont très turbides ou riche en particules, il sera préférable de filtrer l'ensemble du volume à prélever.

4.7. Agents de conservation

Les agents de conservation sont déjà inclus à l'intérieur des contenants pour l'analyse des métaux (HNO₃), l'azote ammonical et le phosphore total inorganique (H₂SO₄) ainsi que les sulfures (acétate de zinc + NaOH) (tableau 4). Le remplissage des bouteilles doit être fait en prenant soin de ne pas perdre l'agent de conservation. Pour la bouteille de 1L HDPE pour les analyses du carbone 13 (13 C) et du carbone 14 (14 C), de 1 à 2 mg de cristaux de sodium azide (NaN₃) devra être introduit dans le contenant par les équipes d'échantillonnage avant d'aller sur le terrain. Il est très important de s'assurer de la présence des agents de conservation dans les contenants avant le remplissage.

4.8. Filtration

Lors d'études de caractérisations hydrogéochimiques régionales, on désire caractériser l'eau de l'aquifère et non celle d'un puits en particulier, qui peut contenir des particules en suspension due aux particularités de construction de l'ouvrage de captage. Dans le cadre du PACES, les portions d'échantillons destinées à subir les analyses des métaux dissous et des nutriments dissous seront filtrés sur place de façon à éliminer les particules en suspension. Les agents de conservation peuvent dissoudre certains éléments en suspension et modifier les résultats des concentrations en éléments dissous, de là l'importance de la filtration sur place. Les échantillons sont acidifiés afin d'éviter la précipitation ou l'adsorption des métaux sur les parois des contenants et minimiser la prolifération bactérienne ainsi que certaines réactions d'oxydation.



Figure 3: Combinaison filtre – seringue et filtre modèle FHT-45

Généralement, la combinaison d'un filtre de nitrocellulose de 0,45 microns vissé à l'extrémité d'une seringue de 60 ml en polyéthylène est utilisée pour la filtration (figure 3). Dépendamment du volume à filtrer et de la densité de particules, la filtration avec ce système peux s'avérée longue et fastidieuse. Pour filtrer des volumes important d'eau contenant beaucoup de particules et pour diminuer le temps de filtration, le filtre « Inline Disposable 0,45 Micron Filter Model FHT-45 » (figure 3) s'avère très utile, car il peut se connecter directement à la sortie de l'eau souterraine.

Placer le filtre dans le bon sens (entrée-sortie) !!!!! Voir les inscriptions sur le filtre pour savoir quelle extrémité doit être connectée à la seringue ou à la sortie. Filtrer de 1 à 5 ml de l'eau à échantillonner pour rincer le filtre (20 à 30 ml pour le filtre FHT-45) avant de commencer à utiliser l'eau filtrée pour le remplissage des bouteilles. Si le volume d'eau utilisable pour le remplissage des bouteilles est limité ou que les filtres se bouchent très rapidement, ne pas effectuer cette étape.

Pour vérifier l'impact des filtres sur les concentrations en métaux et nutriments, 2 filtres (non-utilisés) de chaque lot utilisé pour la filtration seront envoyés au laboratoire en même temps que l'expédition des échantillons. Les filtres doivent être ensachés de façon à les séparer des échantillons.

4.9. Remplissage des bouteilles

Un échantillon sera composé de sept bouteilles : quatre avec agent de conservation (métaux, nutriments, sulfures, ¹³C et ¹⁴C) et trois sans agent de conservation (anions, ²H et ¹⁸O, tritium). Étant donné que les agents de conservation constituent des contaminants potentiels, il est préférable de remplir les bouteilles sans agents de conservation en premier pour diminuer les risques de contamination. De plus, pour les bouteilles avec agent de conservation, il sera peut-être préventif de suivre un ordre préétablit de remplissage pour aussi diminuer ce risque. Par exemple, la bouteille des sulfures qui contient de l'acétate de zinc devrait être remplie après celle pour l'analyse des métaux pour éviter le risque de contamination au niveau du zinc. L'ordre de remplissage est indiqué au point 4.9.2 et au tableau 4.

Lors du remplissage, il est très important d'éviter de toucher les filets du col de la bouteille et l'intérieur du bouchon. Advenant le cas où il y aurait contact entre les gants et l'agent de conservation, vous pouvez rincer amplement les gants avec de l'eau à échantillonné ou de l'eau déminéralisée. Ensuite secouez pour enlever le surplus d'eau à la surface des gants. Il n'est pas recommandé d'essuyer les gants pour éviter le transfert de contaminants. Toutefois, pour simplifier, il est fortement recommandé de changer de gants.

4.9.1. Bouteilles sans agent de conservation

Remplir complètement (à rebord sans espace d'air le plus possible) la bouteille qui ne contient pas d'agent de conservation (anions : alcalinité totale, bromures, chlorures, fluorures, nitrites et nitrates, sulfates) après l'avoir rincée avec l'eau à échantillonner. Ceci est pour restreindre le dégazage potentiel du CO₂(g) qui aurait comme conséquence d'influencer l'alcalinité totale.

Les bouteilles pour les analyses isotopiques du δ^2 H et δ^{18} O (60 ml) et ³H (1L) doivent être remplies complètement, sans présence d'air, pour éviter touts échanges isotopiques entre l'eau et l'air. Ces bouteilles peuvent être remplies directement au robinet. Par contre, il est très difficile de remplir ces bouteilles sans présence d'air par cette méthode. C'est pourquoi, une méthode simple de remplissage employée par la *United States Geological Survey* (USGS) pour l'analyse des chlorofluorocarbones (CFC) dans les eaux souterraines est recommandée. La figure 4 présente les différentes étapes de cette méthode (USGS, 2009).

Cette technique consiste à placer la bouteille dans un contenant propre assez volumineux pour permettre de la noyer complètement sous un niveau d'eau (ex : chaudière de 8 à 10L qui a servie pour la purge pour remplir la bouteille de 1L pour le tritium (³H), bécher de 400 ml à 1L pour remplir la bouteille de 60 ml pour ²H et ¹⁸O). Le remplissage s'effectue en introduisant jusqu'au fond de la bouteille un tuyau (plastique, vinyle, silicone etc.) non-réactif raccorder à la sortie de l'eau souterraine (le tuyau doit être le plus court possible). L'eau circule en premier à travers la bouteille pour ensuite remplir le contenant jusqu'à rebord pour permettre de noyer la bouteille. Laissez déborder un peu d'eau du contenant utilisé. Le bouchon est ensuite visser fermement sous le niveau de l'eau. Une vérification de la présence d'air dans la bouteille doit être faite. Si de l'air est présente, il est conseillé de vider le contenant et de refaire toutes les étapes. La base du bouchon est ensuite enrobée de ruban électrique pour assurer l'étanchéité et éviter les échanges avec l'air extérieur.



Figure 4:Méthode de remplissage des bouteilles sans agent de conservation (isotopes et datations; USGS, 2009)

4.9.2. Bouteilles avec agent de conservation

Remplir les bouteilles qui contiennent un agent de conservation jusqu'au col (début des filets), sans rincer la bouteille afin de conserver l'agent de conservation. Ne pas laisser déborder pour ne pas perdre l'agent de conservation. Remplissez dans l'ordre la bouteille pour les nutriments (filtration: azote ammoniacal, phosphore total inorganique) qui contient du H₂SO₄, ensuite la bouteille pour les métaux (filtration) qui contient du HNO₃ suivie par la bouteille pour les sulfures (sans filtration).

Remplissez la bouteille pour ¹³C et ¹⁴C en dernier. Elle doit être remplie sans espace d'air le plus possible. Étant donné la présence de l'agent de conservation NaN₃, cette bouteille ne peut pas être remplie tel que présenté à la figure 4. Elle doit être remplie directement au robinet. Étant la dernière bouteille à remplir, prenez votre temps. N'oubliez pas de consulter la fiche signalétique de ce produit. Cet un produit dangereux.

5. Conservation et expéditions des échantillons

5.1. Étiquetage

Les étiquettes seront présentes sur les contenants pour l'analyse des anions, des métaux, des nutriments et des sulfures. Noter sur les étiquettes, préférablement avant l'échantillonnage, le nom de l'échantillon (valider avec le chargé de projet), la date et l'heure de la prise de l'échantillon ainsi que les initiales de l'équipe d'échantillonnage pour suivi ultérieur. S'il y a eu filtration pour les autres paramètres autres que métaux et nutriments, indiquez-le. Par défaut, métaux et nutriments sont filtrés. Indiquer sur les bouchons de chaque contenant le numéro de l'échantillon.

Pour isotopes et datations, étiqueter les bouteilles avant ou après l'échantillonnage selon la méthode qui aura été utilisé. Indiquez sur les étiquettes et les bouchons, les mêmes informations que citées précédemment. N'oubliezpas d'indiquer la présence du sodium azide (NaN₃) comme agent de conservation pour la bouteille du ¹³C et ¹⁴C. Il est préférable d'utiliser des étiquettes plastifiées (imperméables) s'il le laboratoire ne les fournit pas. Écrire les informations avec des crayons à encre indélébile.

5.2. Conservation et expéditions des échantillons

Tous les échantillons d'eau doivent être conservés à 4 °C et à l'obscurité jusqu'à leur analyse. Si les échantillons sont conservés plus d'une journée (c'est le cas pour les isotopes et datations), conservez au réfrigérateur ou dans une chambre froide. Utilisez des « ice-packs » pour de courts délais. Séparez les bouteilles qui seront expédiées chez Maxxam (anions, nutriments, métaux, sulfures) de celles qui seront expédiées dans d'autres laboratoire pour les analyses des isotopes stables et des datations. Il est conseillé de regrouper les bouteilles qui composent un échantillon (anions, nutriments, métaux, sulfures) dans un sac de plastique pour l'expédition au laboratoire. Ceci facilite la vérification interne et la manutention des échantillons tout en protégeant les étiquettes de l'humidité si de la glace est utilisée pour l'expédition vers le laboratoire.

Remplir le formulaire de demande d'analyse (généralement fourni par le laboratoire). Il peut être important de noter les mesures de terrain telles la conductivité et le pH ainsi des commentaires pour des échantillons très particuliers (ex: eau très saline, très trouble....). Le chimiste responsable des analyses apprécie ces commentaires qui lui permettent de traiter différemment les échantillons ou de les analyser dans un ordre différent. Prendre soin de bien emballer chacune des bouteilles à l'intérieure de la glaciaire de façon à empêcher qu'elles ne se fracassent les unes sur les autres. Sceller également les glaciaires afin d'éviter qu'elles ne s'ouvrent lors du transport. Vérifier que le nombre de bouteilles soit exact.

6. Bibliographie

- Bourque, E., Cloutier, V., 2001. Protocole de prélèvement d'échantillons d'eau souterraine : caractérisation hydrogéochimique régionale. 36 p.
- Blanchette, D., Roy, N., 2004. Protocole d'échantillonnage de la caractérisation géochimique des eaux souterraines du bassin versant de la rivière Châteauguay. 7 p. + annexes.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC, août 2008. Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementale : Cahier 3 Échantillonnage des eaux souterraines. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 83 p.
- USGS, 2009. CFC Sampling Method Bottle. US Department of the interior. URL: <u>http://water.usgs.gov/lab/chlorofluorocarbons/sampling/bottles/</u> Page Last Modified: Friday, 27-Nov-2009.

Protocole pour la spéciation de l'arsenic

Pour l'analyse des diverses espèces d'arsenic, la méthodologie de l'article de Watts et al. (2010) est utilisée. Cette méthodologie permet de séparer les diverses espèces d'arsenic : « DMA », « MA », « As³⁺ » et « As⁵⁺ ».

1. Pré-conditionnement

Dans un premier temps, deux types de cartouches doivent être pré-conditionnées, soient les cartouches « SCX » et les cartouches « SAX ». Le protocole de préparation des cartouches « SCX » est le suivant :

- 1. Verser 15 ml d'un mélange à 50% de méthanol (50% eau désionisée et 50% méthanol) dans les contenants placés au-dessus des cartouches ;
- 2. Démarrer la pompe à air et réguler sa puissance pour que le liquide s'écoule à travers les cartouches à un débit compris entre 3 et 5 ml/min jusqu'à ce que le liquide soit totalement passé ;
- 3. Verser 15 ml d'acide phosphorique à 1 M dans les contenants placés au-dessus des cartouches ;
- 4. Réguler de nouveau la puissance de la pompe à air pour que le liquide s'écoule à travers les cartouches (toujours entre 3 et 5 ml/min) jusqu'à ce que le liquide soit totalement passé ;
- 5. Verser 5 ml d'eau désionisée dans les contenants placés au-dessus des cartouches ;
- Réguler une dernière fois la puissance de la pompe à air pour que le liquide s'écoule à travers les cartouches à un débit toujours compris entre 3 et 5 ml/min jusqu'à ce que le liquide soit totalement passé.

Le protocole des cartouches « SAX » est le même que pour les cartouches « SCX », mais en n'ajoutant pas d'acide phosphorique à 1 M (donc en supprimant les étapes 3 et 4).

La figure 1.a montre le système utilisé pour le pré-conditionnement et la figure 1.b présente un exemple de cartouche « SCX » (les cartouches « SAX » ont la même apparence). Le point 1 indique les contenants placés au-dessus des cartouches où les liquides sont versés. Le point 2 désigne les cartouches (huit cartouches sont préparées simultanément dans ce cas-ci). Le point 3 indique le système de pompe à air incluant la pompe à air, la fiole où le rejet chimique s'accumule et le contenant sous-vide.



Figure 1 : a) Photo illustrant le système de pré-conditionnement pour la spéciation de l'arsenic. b) Photo d'une cartouche « SCX ».

2. Échantillonnage

Suite au pré-conditionnement des cartouches, il est maintenant possible de passer à l'échantillonnage sur le terrain. Le protocole d'échantillonnage est le suivant :

- 1. Rincer trois fois le flacon avec de l'eau filtrée (filtre à 45 µm) à l'aide d'une seringue stérile ;
- 2. Remplir la seringue avec l'eau la plus fraîche possible ;
- Assembler la seringue selon l'ordre suivant : filtre 45 μm, cartouche « SCX » et cartouche « SAX »;
- 4. Placer le flacon sous le montage ;
- 5. Presser la seringue jusqu'à tant que le flacon soit plein ;
- 6. Entreposer le flacon, le filtre et les deux cartouches dans une glaciaire.

La figure 2 montre le montage utilisé sur le terrain.



Figure 2 : Photo illustrant le montage pour l'échantillonnage pour la spéciation de l'arsenic.

3. Élution

Suite à l'échantillonnage, il est maintenant possible de passer au processus d'élution.

L'arsenic de type DMA est obtenu par l'élution de celui-ci dans la cartouche « SCX » en utilisant 5 ml d'acide nitrique à 1 M. L'arsenic de type « MA » est obtenu par l'élution de celui-ci dans la cartouche « SAX » en utilisant 5 ml d'acide acétique à 80 mM. L'arsenic de type « As⁵⁺ » est obtenu par l'élution de celui-ci dans la cartouche « SAX » (à la suite de l'élution du « MA ») en utilisant 5 ml d'acide nitrique à 1 M. L'arsenic de type « As³⁺ » est obtenu directement dans le flacon lors de l'échantillonnage sur le terrain.

La figure 3 illustre le schéma de l'échantillonnage des types d'arsenic.



Figure 3 : Schéma de la spéciation de l'arsenic (tiré de Watts et al. (2010)).

Références

Watts, M. J., O'Reilly, J., Marcilla, A. L., Shaw, R. A. et Ward, N. I. (2010). Field based speciation of arsenic in UK and Argentinean water samples. Official Journal of the Society for Environmental Geochemistry and Health, *vol. 32*, 479-490.

Procedure – Water Crimped in Cu tubing for Noble Gas Analysis



When you are ready to clamp, position the vice board so there is \geq 1" of Cu tube outside each clamp.



Begin by flowing water unrestricted through the exit ball valve for a minimum of 5 minutes. This will remove any sorbed gases within the Cu and help to eliminate any trapped air bubbles in the system.



After 5 minutes have passed, you may slowly restrict the flow by closing the ball valve. Water should still be flowing from the exit, but at a much higher pressure.



Starting with the clamp on the **EXIT SIDE** of the system, you may now begin to tighten the bolts on the clamp. Perform this slowly, alternating each bolt so the clamp closes as symmetrically as possible.



Tighten each side slowly until both ends are just touching. There will still be a gap as the clamp bends around the Cu tube. Once the exit clamp is secure, being tightening the entry clamp using the same technique. After both clamps are secured, the sample is sealed and you may remove the tube from the system.



If your clamp looks like this, tighten in the same way as before (symmetrically, alternating each bolt). Tighten until there is just a small gap on each side. This clamp will not bend like the design shown above.



WARNING - DO NOT immediately tighten one side all the way down. If the bolts are tightened this way, we cannot guarantee sample integrity, or the ability to reopen the sealed tube in the lab.



The finished product should look something like this.

Make sure to label the tube *clearly*. You may write directly on the Cu with a permanent marker and/or affix a tag. Please ensure they are packed securely for shipping.

Please return any and all parts, including any unused components with the sample shipment.



Contacts : Virginie Vergnaud / Thierry Labasque



RECOMMANDATIONS GENERALES

Le Kit de prélèvement

1 kit de prélèvement pour chaque équipe, le <u>matériel doit être utilisé uniquement pour les prélèvements</u> <u>CFC, SF6 et gaz nobles.</u> Il sera envoyé 3 semaines avant la date de campagne au plus tard.

Le matériel de prélèvement est constitué :

- de flacons verres (2 par point), septums rouges, bagues acier
- petites ampoules acier (1 par point)
- grande ampoules acier (1 par point)
- un tuyau plastique 9/12mm
- connectique robinet
- connecteur, adaptateur, réducteurs de flux



Conditions de prélèvement :

Les <u>risques de contamination d'un échantillon sont liés à la présence d'air pendant l'échantillonnage</u>. Il est donc impératif de vérifier à tout moment qu'il n'y a pas de microbulles d'air :

- dans le tuyau connecté aux ampoules (dans le cas de forages profonds des microbulles liées à la différence de pression peuvent se former. Elles sont dans ce cas sans conséquences. Dans tous les cas le signaler sur la feuille de terrain).
- sur les parois des bouteilles en verre. Tapoter légèrement les parois de la bouteille tout en la maintenant sous eau
- indiquer sur la feuille de terrain tout évènement pendant le prélèvement (arrêt des pompes, microbulles, difficulté particulière à assurer l'étanchéité...)
- > relever température, pH, conductivité et oxygène dissous de l'eau prélevée

PROTOCOLE DE RAPATRIEMENT :

Le matériel est à renvoyer en transport « normal » (ne pas choisir express, pas de condition de maintien de température) au plus tôt à :

Plateforme CONDATE Eau Virginie VERGNAUD ou Thierry LABASQUE Université de Rennes 1 – campus Beaulieu OSUR – bat 14B 263 avenue du général leclerc 35042 RENNES



Contacts : Virginie Vergnaud / Thierry Labasque



RECOMMANDATIONS GENERALES

Prélèvement dans des captages équipés de pompes

- Sur le <u>robinet d'eau brute</u> le plus proche de la tête de forage (<u>avant traitement ou réservoir de</u> <u>stockages</u> éventuels) afin de minimiser les risques de contaminations par du gaz accumulé dans les conduites,
- La pompe doit tourner en permanence pendant l'échantillonnage
- Pompe en fonctionnement depuis <u>au moins 15 minutes</u>. S'assurer que le réservoir n'est pas plein pour éviter tout arrêt du pompage en cours de prélèvement. En cas d'arrêt des pompes pour cause de réservoir plein, recommencer la procédure en introduisant une pompe dans l'ouvrage (cf. ci-après)
- Laisser couler le robinet pendant 5 minutes et mesurer les paramètres pH, Température, Conductivité et oxygène dissous
- Noter si connu ou mesurable le niveau piézométrique de la nappe dans le puits/forage
- <u>En cas de chloration en crépine</u>. Faire arrêter la chloration. Pomper de façon à renouveler entre 3 et 5 fois le volume du captage où à défaut de pomper pendant 40 minutes au minimum. Indiquer sur la feuille de terrain et sur le scotch blanc des flaconnages « ! Cl ! »

Prélèvement par pompe immergée (puits/forage)

- Eviter les pompes péristaltiques, préférer les pompes à rotor de type grundfoss
- Se positionner au droit de la zone productive (si identifiée) et dans tous les cas **dans la zone crépinée** de l'ouvrage
- Le pompage est réalisé à bas débit : noter le débit et la durée du pompage
- Les paramètres physico-chimiques (pH, Température, Conductivité et oxygène dissous) sont mesurés toutes les 5 minutes
- Le prélèvement est réalisé après la stabilisation des paramètres physico-chimique et au moins après 20min de pompage
- Mesurer la profondeur de la nappe dans le puits/forage par rapport à la margelle

Prélèvement d'une source

- Le prélèvement est réalisé de préférence au niveau de l'émergence ou du griffon par pompe immergée (éviter les pompes péristaltiques)
- Se positionner au droit de la sortie de la source où le débit est maximal
- Le pompage, <u>à bas débit</u>est maintenu 20 minutes au moins



Contacts : Virginie Vergnaud /Thierry Labasque



AMPOULES EN ACIER (petites-CFCs et grandes -SF6)

- 1. Enlever les bouchons en acier sur les vannes des ampoules
- Noter le n° de l'ampoule, la date et l'heure sur la feuille de terrain *et* noter sur le scotch blanc de l'ampoule le nom du prélèvement

→ NE RIEN COLLER SUR L'AMPOULE

3. Connecter l'ampoule <u>par le bas</u> à l'arrivée d'eau (via le connecteur). Il ne doit y avoir <u>aucune bulle d'air</u> dans le tuyau qui fait la connexion entre la pompe (ou le robinet) et l'ampoule.

• <u>Pour les grandes ampoules</u>: connecter directement l'ampoule au connecteur

• <u>Pour les petites ampoules</u>: installer l'adaptateur sur le connecteur et connecter l'ampoule





4 . Ouvrir la vanne basse, puis la vanne haute de l'ampoule. Dès que l'eau sort, placer une réduction en sortie (tube 18^e de pouce en acier pour les petites ampoules, réducteur de flux pour les grandes) : *Réducteur de flux*

Tuyau d'arrivée d'eau (vannes en position ouverte sur cette photo)



Tuyau (vannes en position fermée sur cette photo)

 \mathcal{A}



- Placer les ampoules en <u>position verticale</u> (arrivée d'eau en bas). <u>Tapoter légèrement</u> l'ampoule pour chasser les bulles d'air éventuellement bloquées. Laisser l'eau circuler <u>1 à 2</u> <u>minutes</u> (5 à 6 fois le volume).
- 6. <u>Fermer en premier la vanne du haut</u> puis fermer celle du bas. Si le tuyau s'est déconnecté avant la fermeture de la vanne basse, recommencer à l'étape 4
- 7. Placer les bouchons en acier en serrant fortement à la main . Enlever les poignées noires des vannes à l'aide du tournevis fourni ou scotcher les vannes avec du ruban adhésif électrique. Attention à ne pas tourner les vannes!

Remettre les vannes dans la caisse.



Contacts : Virginie Vergnaud / Thierry Labasque



FLACONS VERRE – GAZ DISSOUS

→ NE RIEN COLLER SUR LES FLACONS

Noter les n° des flacons, la date et l'heure de prélèvement sur la feuille de terrain Inscrire sur le scotch blanc du flacon le nom du prélèvement (2 flacons verre par point échantillonné)



5. Retourner la bouteille pour s'assurer de l'absence de bulles. Sécher la bouteille.



Si des bulles sont présentes – recommencer à l'étape 2





Annexe E.1 – Description du fichier d'interprétation géochimique.

- Annexe E.2 Analyse statistique multivariée.
- Annexe E.3 Statistiques descriptives des paramètres géochimiques par groupes d'eau.

Annexe E.4 – Estimation de la température de recharge avec les graphiques Ne vs Ar des puits ayant subi une analyse complète.

Onglet	Description / Rôle
Coordonnées	Identifiant des échantillons ; du puits du SIH ; les
	coordonnées géographiques ; la date d'échantillonnage
Géochimie_Complet_avril_ 2020	Dernière version à jour des résultats obtenus des
	différents laboratoires.
Géochimie_Complet_sans_dupli	Copie de l'onglet Géochimie_Complet_avril_2020 mais
	sans les duplicatas
Géo_complet_LDRdiv2_sans_dupli	Copie de l'onglet Géochimie_sans_dupli avec les
	limites de détection divisé par 2.
BD_PACES_Ant_Geoch_BD_BD_Estrie_OK	Résultats des analyses des anciens projets (PACES
	Montérégie-Est, Chaudière-Appalache et Nicolet-Saint-
	François) utilises pour couvrir l'ensemble du territoire.
Geoch_Estrie+anciensprojetsLD2	Ensemble des donnees regroupees et utilisees dans le
	cadre du PACES Estrie
	(Geo_complet_LDRdiv2_sans_dupil +
Statiatiquas	BD_PACES_ANt_Geoch_BD_BD_Estrie_OK)
Statistiques	Statistiques descriptives sur l'ensemble des données
EN_TE_toutes_donnees	Electroneutralite et type d'eau selon les ions majeurs
Depassements	des échantillers
ID Dépassements tri	Conjo de l'onglet ID. Dépassements trié solon les
	droupes d'eau
Récapitulatif	Récapitulatif du nombre et % de dénassements selon
Recapitulati	les paramètres normés
CD dureté MDT	Calcul de la dureté et de la matière dissoute totale par
	échantillon
Indice Saturation	Calcul des indices de saturation par échantillon d'après
	le logiciel DIAGRAMMES
Matrice corr Statistica 219	Matrice de corrélation à partir de l'ensemble des
	données de géochimie des 219 échantillons utilisés
	dans le cadre du PACES Estrie
Carbone	Calcul des teneurs en carbonates, bicarbonates, acide
	carbonique, pCO ₂ et carbone inorganique dissous
	(CID) par échantillon
Radiocarbone	Correction des résultats d'analyses de datation ¹⁴ C
Radiocarbone_trié	Copie de l'onglet Radiocarbone_trié trié par groupes
	d'eau
C14_corrige	Selection du modele de correction de la datation ¹⁴ C
C11 graphs	mis en place dans les travaux de Deporan Janos.
C14_graphs	¹⁴ C et les teneurs en ³ H
2H Ottowa	Données de ³ H mosurées dans les précipitations à
ST_Ollawa	Ottawa (GNIP)
CECs atm	Teneurs en CECs/SE _c mesurées dans l'atmosphère
Droite météorique	Données des isotones stables de la molécules d'eau
	$(^{18}\text{O} \text{ et }^2\text{H})$ des anciens projets (Montérégie-Est
	Chaudière-Appalache) et des analyses Estrie
Géoch Estrie+anciensproiets Tri	Copie de l'onglet Géoch Estrie+anciensproietsLD2 trié
	selon les groupes d'eau.
EN TE toutes données Tri	Copie de l'onglet EN TE toutes données trié selon les
	groupes d'eau.

Onglets	Description / Rôle						
Isotopes_EN_TE_Estrie_Tri	Copie de l'onglet EN_TE_toutes_données_Tri trié						
	selon les groupes d'eau uniquement pour les						
	échantillons Estrie ayant subi des analyses de datation						
Carbone_Tri	Copie de l'onglet Carbone trié selon les groupes d'eau						
Tableau_Stats_groupes	Statistiques descriptives des paramètres géochimiques						
	selon les groupes d'eau						
Graphs	Graphiques d'interprétation des données						
	géochimiques						
Matrice_corr_Statistica_180	Matrice de corrélation à partir de l'ensemble des						
	données de géochimie des 180 échantillons prélevés						
	durant l'été 2019						
Puits_analyse_complete	Résultats des 27 puits ayant subi une analyse						
	complète pour l'évaluation de la vulnérabilité						
As_Mn	Données d'arsenic et de manganèse selon le pH et les						
	conditions d'oxydoréduction						
BD_infos_puits	Données hydrogéologiques au niveau des puits						
	d'après les informations disponibles sous ArcGIS						
BD_infos_puits_tri	Copie de l'onglet BD_infos_puits trié selon les groupes						
	d'eau						
Stats_aquitere	Statistiques par groupes d'eau selon le type d'aquifere						
Stats_confinement	Statistiques par groupes d'eau selon le type de						
Stats_geologie	Statistiques par groupes d'eau selon le type de						
Otata anglan dawa	geologie						
Stats_proiondeur	Statistiques par groupes d'eau seion la proiondeur des						
Spéciation As	puils Coloul dos tensurs dos différentes conèces d'orsenia						
Specialion_AS	selon la proportion fournie par l'INPS – graphiques de						
	Pourbaix des différentes espèces d'arsenic						
Spéciation As tri	Conje de l'onglet Spéciation. As trié selon les groupes						
opeciation_//3_in	d'eau						
Stats spéciation	Statistiques descriptives par groupes d'eau –						
	graphiques d'interprétation						
Spéciation As tri Eh	Copie de l'onglet Spéciation As trié selon l'Eh						
Spéciation As tri pH	Copie de l'onglet Spéciation As trié selon le pH						
Spéciation As geol	Copie de l'onglet Spéciation As avec des données sur						
	la géologie						
Matrice_Spéciation_As	Matrice de corrélation à partir des 88 échantillons						
	ayant subi des analyses de spéciation						
Spéciation_As_tri_As3+	Copie de l'onglet Spéciation_As trié selon les teneurs						
	en As ³⁺						
Tableaux_mémoire	Tableaux utilisés dans le mémoire						

Code couleur :

- Rouge : données des échantillons prélevés lors de la campagne de terrain à l'été 2019
- Violet : données des anciens projets (PACES Montérégie-Est, Chaudière-Appalache et Nicolet-Saint-François)
- Bleu : base de données du PACES Estrie (180 échantillons été 2019 + échantillons anciens projets)
- Jaune : données carbone
- Rose : données atmosphériques de référence
- Vert : données hydrogéologiques
- Orange : données spéciation arsenic

ANNEXE E.2 : ANALYSE STATISTIQUE MULTIVARIEE

Paramètres	Facteur																		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
MDT_estimée	-0.86613	0.17725	-0.08512	0.36229	0.00756	0.06183	-0.07816	0.05380	-0.17631	0.09052	0.05206	-0.01340	-0.02083	0.00757	0.04209	-0.02783	-0.03498	0.14344	-0.00165
рН	-0.14053	-0.69498	-0.61741	0.13811	-0.14851	0.08029	-0.16097	0.10046	0.13203	-0.04112	0.04291	0.05141	-0.06132	-0.03165	0.01877	-0.02626	0.01780	-0.01502	-0.05022
Eh	0.29152	0.72213	-0.05844	0.26709	-0.12549	-0.18495	0.18037	-0.12899	0.14284	0.03838	0.12468	0.32917	-0.26151	0.00125	-0.02148	0.06526	-0.02760	0.00476	-0.00135
PCO2	-0.06363	0.73316	0.59711	-0.05421	0.10868	-0.08145	0.13163	-0.03942	-0.19054	0.05999	-0.01129	-0.05445	0.06455	0.09926	0.01676	0.03647	0.02133	-0.01122	-0.04919
HCO3_calculé	-0.76701	0.11136	-0.09134	0.37957	-0.22674	0.01191	-0.02775	0.18630	-0.25723	0.16873	0.11961	0.00274	-0.04404	0.10574	0.11502	0.00685	0.13447	-0.07890	0.01408
Arsenic (As)	-0.14782	-0.59607	0.20294	0.34678	-0.25382	-0.13430	0.11994	-0.26421	-0.21561	-0.48692	0.08936	0.00178	0.02940	-0.01270	-0.02937	0.01857	0.03066	0.00249	0.00027
Baryum (Ba)	-0.60779	-0.03488	0.05306	-0.32161	-0.00232	-0.55981	0.06826	0.18887	0.22550	-0.07232	0.29859	-0.07636	0.04381	0.04112	0.07552	-0.07662	-0.05613	0.00248	0.00102
Calcium (Ca)	-0.66901	0.46689	-0.21772	-0.24869	-0.17167	0.05602	0.05511	-0.14761	-0.24390	-0.02182	-0.08425	-0.05842	-0.10601	-0.18367	0.03940	-0.10587	-0.19328	-0.04675	-0.00211
Chlorures (Cl)	-0.61292	0.37549	0.10505	0.22135	0.39144	0.09587	0.00432	0.07438	0.24163	-0.27217	-0.22443	0.08172	0.00210	-0.06307	0.24601	-0.00246	0.03392	-0.01310	0.00117
Fluorure (F)	-0.00214	-0.58449	-0.35228	-0.35113	0.14183	0.15570	-0.04757	0.19716	-0.14706	0.02487	0.15552	0.30503	0.05517	-0.23544	-0.04467	0.04820	0.01873	-0.00253	-0.00131
Fer (Fe)	-0.44647	-0.47478	0.40478	0.02259	0.35638	-0.04916	0.49149	-0.27386	-0.07542	0.21038	0.02642	0.08087	0.12488	-0.00481	0.10115	-0.06273	0.02833	0.00147	-0.00122
Magnésium (Mg)	-0.81931	-0.07547	-0.05661	-0.05055	-0.29077	0.12393	0.10012	0.02680	0.12253	-0.00913	-0.15020	0.19651	0.21010	0.24398	-0.08589	0.06134	-0.12417	-0.01113	0.00199
Manganèse (Mn)	-0.52737	-0.54721	0.37896	-0.30790	0.04374	0.05527	-0.02034	-0.12307	0.04978	0.02201	-0.12796	0.05784	-0.25434	0.16740	-0.06229	-0.19441	0.07979	0.00772	0.00006
Nitrate(N) et Nitrite(N)	0.13130	0.85721	-0.19120	0.12756	-0.04861	0.13070	0.10767	0.11964	0.03860	-0.12307	0.06247	0.07353	0.15977	-0.05574	-0.16943	-0.23708	0.10138	0.00009	-0.00051
Potassium (K)	-0.49243	0.31887	-0.25404	-0.40970	0.11309	0.45808	0.23891	-0.03940	0.08060	-0.15211	0.23356	-0.15110	-0.10457	0.06679	-0.03970	0.12321	0.05431	0.00808	0.00084
Silicium (Si)	-0.37120	-0.28771	0.44823	0.35568	-0.37894	0.12613	0.30314	0.03437	0.31629	0.17653	-0.03785	-0.16385	-0.01420	-0.19484	-0.04111	0.00509	0.00821	-0.00146	-0.00260
Sodium (Na)	-0.47669	-0.18385	-0.00269	0.51246	0.61948	-0.07864	-0.02089	0.07558	-0.00572	0.00161	0.03864	-0.07457	-0.06554	0.01697	-0.24059	0.01937	-0.09270	-0.04152	0.00037
Strontium (Sr)	-0.66970	0.18533	-0.34550	-0.26962	-0.04003	-0.41426	0.07157	0.01286	-0.05011	0.00248	-0.27689	-0.02262	-0.01670	-0.11195	-0.13780	0.11461	0.14731	0.01573	-0.00061
Sulfates (SO4)	-0.62823	0.28476	0.04357	0.02413	0.03146	0.00119	-0.39482	-0.52221	0.18868	0.12381	0.14126	0.00725	0.12102	-0.05539	-0.01728	0.01053	0.05356	-0.01603	0.00016
Valeur propre	5.2784	4.2420	1.7172	1.5709	1.1269	0.8607	0.6810	0.6241	0.5776	0.4905	0.4110	0.3328	0.2761	0.2661	0.2174	0.1574	0.1328	0.0320	0.0052
% total de la variance	27.7812	22.3262	9.0381	8.2679	5.9309	4.5300	3.5843	3.2845	3.0399	2.5817	2.1629	1.7517	1.4530	1.4004	1.1440	0.8283	0.6991	0.1686	0.0272
Valeur propre cumulative	5.2784	9.5204	11.2376	12.8085	13.9354	14.7961	15.4771	16.1012	16.6788	17.1693	17.5802	17.9131	18.1891	18.4552	18.6726	18.8300	18.9628	18.9948	19.0000
% cumulative	27.7812	50.1074	59.1455	67.4134	73.3443	77.8743	81.4586	84.7431	87.7830	90.3647	92.5276	94.2793	95.7323	97.1327	98.2768	99.1051	99.8042	99.9728	100.0000




ANNEXE E.3 :

-

STATITISQUES DESCRIPTIVES DES PARAMETRES GEOCHIMIQUES PAR GROUPES D'EAU

	Groupe	A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
	Nombre d'échantillons	N=8	N=33	N=22	N=20	N=30	N=41	N=29	N=36
	Minimum	215	230	44.7	410	147	182	137	120
	10%	223.1	297.8	88.5	456.1	178.4	230.6	149.2	175.5
	25%	249.6	347.2	1115	507.8	201 1	250.8	173.6	197 5
MDT_estimée Dureté_estimée Température (°C) pH ORP (mV)	Médiane	275.0	107.8	1/2 6	610.7	251.1	305.3	100.0	236.0
MDT_estimée	75%	341.6	544 1	162.0	723.9	302.8	349.5	218.1	269.0
_	90%	428.4	631.5	182.4	862.4	339.4	391.6	236.6	300.9
	Movenne	307.4	443.7	138.0	665.2	260.9	308.7	197.3	234.7
	Ecart-type	93.1	132.6	42.9	244.5	75.1	71.4	35.0	53.2
	Maximum	483	703	235.4	1513	458	501	281	373
	Minimum	1	110	23.4	184	82	94	62	58
	10%	0.6	159.4	49.1	226.1	102.6	111.8	69.0	93.6
	25%	0.0	200.0	52.4	250.1	115.0	120.0	00.0 00.5	106.0
	ZJ /0 Médiane	0.0	200.9	78.4	209.1	153.0	163.0	94.4	120.5
Dureté estimée		0.0	200.1	05.7	272.2	107.5	103.0	112 6	145 5
Durete_collinee	75%	0.0	300.1	95.7	372.3	167.5	193.0	113.0	145.5
	90%	0.8	319.8	99.7	443.7	248.0	233.2	130.2	161.9
		0.7	201.0	74.7	352.9	101.0	1/2.3	98.5	120.0
	Ecart-type	0.3	/8.0	24.6	191.4	53.6	59.1	23.9	30.3
	Maximum	1	453	112.0	1101	281	362	141	196
	Minimum	8	/	7.6	8	8	/	/	/
MDT_estimée Dureté_estimée Température (°C) pH ORP (mV) Ehcorr(T) (mV)	10%	8.3	8.8	7.8	8.8	8.4	8.5	8.0	8.4
	25%	9.4	9.7	8.2	9.0	9.5	9.1	8.8	8.7
	Médiane	11.5	10.3	9.0	10.5	10.1	10.2	9.8	10.0
	75%	13.2	11.9	11.0	11.6	11.1	10.9	10.7	11.0
	90%	14.4	14.0	12.5	12.4	12.3	12.9	11.9	13.2
	Moyenne	11.5	11.1	9.8	10.5	10.4	10.4	9.9	10.2
	Ecart-type	2.8	2.7	2.3	1.6	2.0	2.1	1.7	2.1
	Maximum	16	21	16.1	14	18	18	15	17
	Minimum	7	6	4.7	7	6	7	8	6
	10%	7.1	6.9	5.7	6.8	6.8	7.5	7.8	6.5
	25%	7.2	7.2	6.0	6.9	7.0	7.6	7.9	7.2
	Médiane	7.3	7.4	6.4	7.3	7.3	7.9	8.0	7.7
рН	75%	8.1	7.7	6.5	7.7	7.6	8.0	8.3	7.9
	90%	8.2	7.9	6.9	7.9	7.9	8.1	8.4	8.1
	Moyenne	7.6	7.4	6.3	7.4	7.3	7.8	8.1	7.5
	Ecart-type	0.5	0.4	0.6	0.6	0.4	0.3	0.3	0.5
	Maximum	8	8	7.4	9	8	8	9	8
	Minimum	-140	-13	-27.3	-192	43	-198	-332	-216
	10%	-97.9	29.9	79.5	-162.1	91.7	-140.7	-211.8	-139.9
	25%	-35.8	84.3	124.7	-109.1	135.5	-103.7	-175.5	-115.8
	Médiane	73.3	134.6	183.0	-52.5	159.4	-59.7	-60.5	-77.5
ORP (mv)	Groupe A1 A2a A2b B1a B1 Nombre d'échantillons N=8 N=33 N=22 N=20 N= Minimum 215 230 44.7 410 1.4 10% 223.1 297.8 88.5 456.1 1.7 25% 249.6 347.2 111.5 507.8 20 Médiane 275.9 404.8 162.1 723.9 30 90% 428.4 631.5 182.4 862.4 33 Moyenne 30.1 132.6 42.9 245.5 7.5 Maximum 483 703 235.4 151.3 44 10% 0.6 100.9 5.3 425.9 1.1 46iane 0.6 200.9 5.3 425.1 10 25% 0.6 200.9 5.3 43.7 24 Moyenne 0.7 251.5 74.7 352.9 16 Ecart-type 0.3	206.8	102.7	4.5	14.7				
MDT_estimée Dureté_estimée Température (°C) pH ORP (mV) Ehcorr(T) (mV)	90%	309.9	242.2	238.0	87.0 40.7	231.4	100.4	105.8 60.5	/0./
	Ecart-type	237.5	100.0	70.8	-40.7	61 0	130.0	-09.0 128.8	-52.1
	Maximum	620	806	338.0	158	303	277	120.0	180
	Minimum	79	207	105.0	27	200	51	_110	2
	10%	123.1	253.1	315.5	57.4	315.1	80.2	74	 78.8
	25%	181 0	312.4	371.2	93.0	354.2	115.5	55.8	104.6
	Médiane	292.8	356.7	416.6	162.1	380.4	160.6	160.5	144.4
Ehcorr(T) (mV)	75%	377.2	403.8	437.2	266.8	424.8	323.2	225.1	243.9
	90%	529.6	457.8	479.1	304.7	452.1	386.5	325.4	324.4
	Moyenne	326.0	390.3	423.2	179.4	387.4	<u>2</u> 12.3	152.1	177.8
	Ecart-type	238.4	174.0	131.7	107.4	57.5	130.6	127.8	101.5
	Maximum	841	1027	902.0	378	523	528	N=41 N=29 182 137 230.6 149.2 250.8 173.6 305.3 199.2 349.5 218.1 391.6 236.6 308.7 197.3 71.4 35.0 501 281 94 62 111.8 69.0 129.9 80.5 163.0 94.4 193.8 113.6 233.2 130.2 172.3 98.5 59.1 23.9 362 141 7 7 8.5 8.0 9.1 8.8 10.2 9.8 10.3 10.7 12.9 11.9 10.4 9.9 2.1 1.7 18 15 7 8 7.5 7.8 7.5 7.8 7.5 7.8 7.5 7.8 <td>401</td>	401

	Groupe	A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
	Nombre d'échantillons	N=8	N=33	N=22	N=20	N=30	N=41	N=29	N=36
	Minimum	196	305	77.0	484	146	164	147	137
	10%	221.2	391.2	111.0	555.4	201.7	245.0	163.6	177.0
	25%	247.0	426.0	142.0	670.0	229.5	296.0	181.0	203.5
Cond.Spec(uS/cm) Oxy.Diss(mg/L) Alcalinité Totale (en CaCO3) pH 4_5 PCO2 CID CID	Médiane	297.5	492.0	184.0	792.0	275.5	349.0	217.0	262.5
	75%	351.3	638.0	207.0	1064.0	372.5	418.0	236.0	301.0
	90%	441.4	759.6	250.0	1181.2	452.3	517.0	264.2	355.3
	Moyenne	318.5	553.5	184.2	871.1	302.3	379.1	213.1	260.7
	Ecart-type	109.4	188.8	70.2	304.8	98.9	140.4	39.7	68.8
	Maximum	538	1075	402.0	1773	520	869	304	406
	Minimum	0	0	0.0	0	0	0	0	0
	10%	0.0	0.0	1.2	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0
	25%	0.0	0.1	4.0	0.0	2.1	0.0	0.0	0.0
	Médiane	0.0	2.8	6.5	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0
Oxy.Diss(mg/L)	75%	0.6	5.8	8.0	0.6	6.2	0.3	0.0	0.5
	90%	1.1	7.5	9.0	1.9	7.4	3.6	0.4	0.9
	Moyenne	0.4	3.0	5.8	0.6	4.2	0.9	0.4	0.7
	Ecart-type	0.8	3.1	3.1	0.9	2.5	1.9	1.6	1.7
	Maximum	2	10	10.1	3	8	8	8	9
	Minimum	100	91	22.0	140	77	90	74	59
Alcalinité Totale (en CaCO3) pH 4_5	10%	107.0	122.0	36.7	186.0	99.1	120.0	77.8	88.0
	25%	132.5	170.0	45.3	207.5	110.0	130.0	90.0	99.3
	Médiane	150.0	200.0	64.5	230.0	140.0	150.0	110.0	130.0
	/5%	180.0	260.0	/5.5	275.0	167.5	180.0	120.0	150.0
	90%	222.0	286.0	82.6	337.0	192.0	200.0	130.0	1/5.0
	Noyenne	160.0	205.6	10.5	251.0	142.4	154.8	107.6	127.4
		250	250	01.0	490	42.9	34.5	22.3	35.7
	Minimum	200	0.001	91.0	400	270	240	0.000	220
		0.000	0.001	0.003	0.001	0.001	0.001	0.000	0.000
	25%	0.001	0.002	0.007	0.003	0.001	0.001	0.000	0.001
	Médiane	0.006	0.004	0.014	0.003	0.003	0.001	0.001	0.001
PCO2	75%	0.000	0.000	0.023	0.000	0.000	0.002	0.001	0.000
1002	90%	0.015	0.016	0.042	0.020	0.017	0.000	0.001	0.000
Alcalinité Totale (er CaCO3) pH 4_5 PCO2	Movenne	0.010	0.012	0.000	0.000	0.010	0.003	0.001	0.021
	Ecart-type	0.007	0.015	0.100	0.012	0.010	0.003	0.001	0.010
	Maximum	0.019	0.068	0.450	0.044	0.051	0.021	0.003	0.038
	Minimum	25,200	22,900	7.000	38,200	19,600	25,200	16,420	17,500
	10%	27.440	35.300	11.180	51.320	25.200	28.300	19.020	23.140
	25%	34.250	42.600	14.800	56.150	28.550	31.800	21.500	27.500
	Médiane	40.150	51.500	20.600	60.000	37.600	38.700	26.500	33.000
CID	75%	48.525	67.200	22.900	71.700	B 101 B 102 B 23 0 N=30 N=41 N=29 146 164 147 4 201.7 245.0 163.6 0 229.5 296.0 181.0 0 372.5 418.0 236.0 2 452.3 517.0 264.2 1 302.3 379.1 213.1 3 98.9 140.4 39.7 5 520 869 304 0 0 0 0 4.2 0.0 0.0 4.2 0.9 0.4 2.5 1.9 1.6 8 8 8 77 90 74 0 99.1 120.0 77.8 5 110.0 130.0 90.0 140.0 150.0 110.0 140.0 150.0 130.0 192.0 200.0 130.0 192.0 240	30.900	36.750	
Cond.Spec(uS/cm) Oxy.Diss(mg/L) Alcalinité Totale (en CaCO3) pH 4_5 PCO2 CID CID COD	90%	59.220	77.000	27.230	83.360	55.110	52.500	32.520	43.580
	Moyenne	42.525	54.094	19.585	65.047	40.303	40.539	26.532	32.980
	Ecart-type	14.206	17.548	6.968	16.644	16.404	11.564	6.132	8.088
	Maximum	68.600	95.800	37.300	113.000	101.000	86.000	44.300	53.100
	Minimum	0.140	0.290	0.100	0.380	0.140	0.050	0.000	0.090
	10%	0.224	0.330	0.203	0.640	0.208	0.160	0.148	0.186
	25%	0.298	0.430	0.455	0.745	0.290	0.260	0.210	0.315
	Médiane	0.330	0.770	0.560	1.040	0.435	0.400	0.250	0.500
COD	75%	0.518	0.965	0.913	2.300	0.665	0.810	0.370	1.410
	90%	0.771	1.340	1.332	3.220	1.189	1.320	0.600	2.760
	Moyenne	0.429	0.817	0.728	1.649	0.948	0.626	0.309	1.341
	Ecart-type	0.252	0.514	0.483	1.498	2.324	0.543	0.175	2.383
	Maximum	0.890	2.900	1.900	6.600	13.100	2.100	0.680	13.700

	Groupe	A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
	Nombre d'échantillons	N=8	N=33	N=22	N=20	N=30	N=41	N=29	N=36
	Minimum	99	91	22.0	140	77	90	73	59
	10%	106.5	121.9	36.7	185.7	98.8	119.3	77.3	87.8
	25%	131.2	168.8	45.2	207.0	109.6	128.8	88.3	98.5
	Médiane	149.3	199.3	64.5	227.0	139.6	149.6	109.1	129.3
HCO3_cal	75%	179.8	259.4	75.4	274.5	167.1	178.9	119.4	148.8
	90%	221.7	285.3	82.6	336.5	191.7	199.8	129.3	174.4
	Moyenne	159.3	205.2	60.5	249.9	142.1	154.0	106.2	126.9
	Ecart-type	50.4	65.6	18.8	80.0	42.9	34.3	22.4	35.6
	Maximum	250	350	91.0	478	270	238	169	219
	Minimum	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	10%	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	25%	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000
	Médiane	0.004250	0.000360	0.000150	0.002400	0.000150	0.003000	0.001900	0.001500
Arsenic (As)	75%	0.008	0.001	0.000	0.007	0.001	0.005	0.004	0.005
	90%	0.013	0.002	0.001	0.015	0.001	0.012	0.007	0.015
	Moyenne	0.006	0.001	0.000	0.005	0.000	0.005	0.005	0.005
	Ecart-type	0.008	0.002	0.000	0.006	0.001	0.007	0.013	0.008
	Maximum	0.024	0.007	0.001	0.018	0.003	0.029	0.068	0.036
	Minimum	0.001	0.001	0.001	0.005	0.001	0.001	0.001	0.003
	10%	0.001	0.006	0.001	0.012	0.001	0.006	0.001	0.005
	25%	0.001	0.015	0.002	0.037	0.001	0.015	0.001	0.009
	Médiane	0.001	0.025	0.006	0.059	0.005	0.027	0.006	0.014
Baryum (Ba)	75%	0.001	0.048	0.010	0.092	0.008	0.057	0.013	0.034
	90%	0.001	0.063	0.029	0.181	0.01/	0.110	0.023	0.047
	Moyenne	0.001	0.034	0.011	0.085	0.007	0.063	0.012	0.033
	Ecart-type	0.000	0.030	0.016	0.099	0.007	0.133	0.021	0.062
	Maximum	0.001	0.140	0.063	0.450	0.027	0.830	0.110	0.360
	Minimum 10%	0.150	36.000	8.200	15.000	27.000	18.000	14.000	13.000
	25%	0.150	45.000	16.000	35.200	32.700	20.000	20,000	21 750
Calcium (Ca)	20%	0.150	39.000	16.000	40.750	37.250	30.000	20.000	21.750
	Mediane 75%	0.150	70.000	20.000	50.000 73.250	45.500	54.000	24.000	25.500
	90%	0.150	95 800	33,900	100 000	76 500	60.000	35,200	33 500
	Movenne	0.174	72.636	22.100	74,700	50.567	40.976	25.069	26.361
	Ecart-type	0.067	23.809	8.503	70.700	18.867	15.444	7.630	7.885
	Maximum	0.340	150.000	38.000	360.000	100.000	84.000	43.000	50.000
	Minimum	0.240	1.000	0.140	1.200	0.130	0.320	0.160	0.170
	10%	0.240	4.980	0.306	11.070	0.328	0.920	0.178	0.320
	25%	1.260	8.100	0.630	26.000	0.630	1.400	0.250	0.470
Chloruroo (Cl)	Mediane	4.500	17.000	3.200	96.500	3.000	5.900	0.390	1.850
	90%	9.350	46.000 97.800	17 000	234 000	12 100	23.000	1.680	15 000
	Movenne	6.360	38.948	10.149	105.295	5.037	17.687	1.084	4.940
	Ecart-type	6.771	50.885	16.388	93.984	5.205	31.632	2.208	7.303
	Maximum	20.000	200.000	72.000	300.000	16.000	180.000	12.000	36.000
	Minimum	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030
	10%	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.067
	25%	0.030	0.030	0.030	0.118	0.030	0.030	0.030	0.118
For (Fo)	Mediane	0.030	0.030	0.030	0.595	0.030	0.030	0.030	0.175
геі (ге)	75% 90%	0.030	0.030	0.030	7.910	0.030	0.210	0.120	2.450
	Movenne	0.030	0.038	0.030	2 030	0.030	0.010	0.370	0.920
	Ecart-type	0.000	0.026	0.034	3.211	0.000	0.318	0.347	1.987
	Maximum	0.030	0.130	0.170	<u>11.0</u> 00	0.030	1.500	1.400	10.000
	Minimum	0.045	0.005	0.005	0.005	0.005	0.040	0.040	0.005
	10%	0.047	0.009	0.005	0.005	0.017	0.053	0.054	0.005
	25%	0.053	0.035	0.005	0.005	0.025	0.065	0.094	0.028
	Médiane	0.064	0.047	0.037	0.041	0.030	0.100	0.140	0.094
Fluorure (F)	75%	0.128	0.064	0.046	0.079	0.038	0.150	0.210	0.153
	90%	0.165	0.103	0.069	0.085	0.062	0.170	0.262	0.205
	Moyenne	0.093	0.055	0.046	0.046	0.036	0.123	0.189	0.110
	Ecart-type	0.057	0.046	0.070	0.034	0.028	0.103	0.185	0.095
	iviaximum	0.200	0.240	0.340	0.097	0.160	0.030	0.900	0.400

	Groupe	A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
	Nombre d'échantillons	N=8	N=33	N=22	N=20	N=30	N=41	N=29	N=36
	Minimum	0.010	0.010	0.088	0.010	0.046	0.010	0.010	0.010
	10%	0.010	0.010	0.000	0.010	0.040	0.010	0.010	0.010
	25%	0.010	0.033	0.141	0.010	0.103	0.010	0.010	0.010
	23 /0	0.010	0.330	0.190	0.010	0.243	0.010	0.010	0.010
Nitrate(N) et		0.010	1.400	0.380	0.050	0.500	0.010	0.010	0.010
Nitrite(Ń)	/5%	0.102	2.400	0.758	0.050	1.175	0.010	0.010	0.010
	90%	0.239	3.180	2.190	0.120	2.930	0.050	0.035	0.010
	Moyenne	Groupe rt A2a B1a B1a </td <td>0.016</td>	0.016						
	Ecart-type	0.160	2.814	1.251	0.352	2.515	0.047	±41 N=29 N=3 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 10 0.010 0.01 25 0.020 0.01 270 0.120 0.17 300 4.980 6.25 000 5.700 9.25 000 12.400 24.00 434 8.586 14.62 334 3.034 7.67 000 0.4100 38.00 002 0.0012 0.012 208 0.2820 0.280 500 0.1033 0.362 500 0.1033 0.362 <	0.027
	Maximum	0.470	15.000	5.500	1.600	13.000	0.270	0.120	0.170
	Minimum	0.050	5.400	0.720	8.900	2.300	4.600	4.100	4.400
	10%	0.050	9.920	1.220	19.600	2.970	9.800	4.980	6.250
	25%	0.050	12.000	2.625	28.750	5.075	13.000	5.700	9.250
	Médiane	0.050	15 000	3 550	36 000	6 900	15 000	8 200	12 500
Maanésium (Ma)	75%	0.050	19 000	6 725	44 500	9 400	20 000	11 000	20 000
	90%	0.071	28 800	8 670	64 800	13 200	26,000	12 400	24 000
	Movenne	0.059	17 836	4 730	40 395	7 807	17 / 3/	8 586	14 625
	Ecart type	0.005	9.061	3 223	21 702	1 306	8 634	3.034	7 670
	Movimum	0.025	45,000	12 000	03.000	21 000	40.000	14 000	28,000
	Maximum	0.120	45.000	13.000	93.000	21.000	49.000	14.000	38.000
	Minimum	0.0002	0.0002	0.0002	0.0016	0.0002	0.0002	0.0002	0.0140
	10%	0.0002	0.0002	0.0002	0.0353	0.0002	0.0036	0.0019	0.0365
	25%	0.0002	0.0002	0.0005	0.1675	0.0002	0.0130	0.0130	0.0678
	Médiane	0.00020	0.00260	0.00125	0.38500	0.00020	0.07600	0.04600	0.14500
Manganèse (Mn)	75%	0.0003	0.0220	0.0029	0.9050	0.0006	0.1500	0.1100	0.2825
	90%	0.0012	0.0376	0.0097	2.2200	0.0014	0.3500	0.2080	0.7950
	Moyenne	0.0005	0.0156	0.0529	0.8786	0.0009	0.1208	0.0852	0.2806
	Ecart-type	0.0007	0.0304	0.2339	1.4210	0.0023	0.1367	0.1033	0.3623
	Maximum	0.0021	0.1600	1.1000	6.2000	0.0130	0.4900	0.4500	1.5000
	Minimum	0.050	0.420	0.200	0.370	0.300	0.180	0.190	0.050
	10%	0.050	0.558	0.219	0.564	0.319	0.310	0.348	0.295
	25%	0.050	0.660	0.365	0.720	0.410	0.450	0.410	0.388
	Médiane	0.050	0.930	0.620	1.350	0.955	0.570	0.530	0.520
Potassium (K)	75%	0.073	2 200	1 200	2 500	1 450	0.850	1 300	0 685
	90%	0 191	4 780	1 700	3 020	2 010	1 600	1 860	0.890
	Movenne	0.094	2,308	0.891	1 878	1 151	0.823	0.860	0.570
	Ecart-type	0.093	3 777	0.647	1.070	1.058	0.742	0.659	0.312
	Maximum	0.310	21 000	2 400	9 300	5 200	3 500	2 400	1 800
	Minimum	57 000	2 600	0.480	3 900	1 200	2 100	1 900	1.000
	10%	61 900	4.080	1 200	9.300	1.200	4 200	3 240	2 650
	25%	66 250	5 000	1.200	15 500	1.000	7.400	5.240	2.000
	Z3 //	72 000	3.900	2.050	22 500	2.050	7.400	7 200	5.500
O a dium (Na)		72.000	17,000	2.950	72 500	3.030	9.000	7.200	3.950
Soulum (Na)	73%	94.250	17.000	4.600	73.000	3.923	13.000	12.000	0.000
	90%	113.000	54.400	8.730	103.000	0.010	21.000	21.400	10.500
	Nioyenne	81.375	21.009	6.030	47.510	3.423	11.412	10.190	6.614
	Ecart-type	22.853	28.427	9.820	41.295	1.898	7.207	8.734	4.047
	Maximum	120.000	120.000	45.000	130.000	8.200	32.000	39.000	20.000
	Minimum	4.60	2.20	1.90	4.70	2.30	3.70	0.78	3.90
	10%	5.2	4.6	3.0	5.7	2.9	5.2	3.8	6.0
	25%	5.8	5.2	3.6	7.0	3.8	5.6	5.2	6.5
Silicium	Médiane	6.3	5.5	4.5	8.2	4.7	6.6	6.2	7.1
(Si)(soluble dans	75%	7.0	6.7	5.5	9.9	6.0	7.3	6.6	8.1
HNO3)	90%	8.5	7.2	6.0	11.0	7.1	8.5	7.0	9.0
	Moyenne	6.7	5.9	4.6	8.9	5.0	6.6	5.6	7.6
	Ecart-type	1.9	1.6	1.5	3.8	1.6	1.3	1.6	2.1
	Maximum	11.00	11.00	8.00	23.00	8.20	10.00	7.50	15.00
	Minimum	0.00	0.19	0.03	0.06	0.12	0.21	0.06	0.09
	10%	0.00	0.34	0.06	0.21	0.18	0.27	0.12	0.14
	25%	0.00	0.47	0.10	0.36	0.23	0.35	0.14	0.19
	Médiane	0.00	0.61	0.15	0.61	0.29	0.45	0.19	0.23
Strontium (Sr)	75%	0.00	0.68	0.21	0.84	0.44	0.70	0.29	0.31
	90%	0.00	0.80	0.27	1.02	0.49	1.00	0.32	0.48
	Moyenne	0.00	0.60	0.15	0.64	0.33	0.59	0.22	0.27
	Ecart-type	0.00	0.25	0.08	0.42	0.15	0.38	0.13	0.14
	Maximum	0.00	1.50	0.28	1.80	0.83	1.80	0.71	0.68
	Minimum	2.6	74	2.5	13.0	3.8	4 0	0.2	37
	10%	3.2	12.0	3.8	14.9	5.5	7.5	1.8	49
	25%	5 0	15.0	4 5	20.8	6.1	9.5 8 Q	20	60
	Médiane	7.6	20.0	6.8	28.0	7 0	13.0	7.1	9.5
Sulfates (SO4)	75%	14 5	26.0	11 0	38.5	9.2	21.0	10.0	13.0
54	90%	17.5	31.8	17.8	52.2	13.2	30.0	17.0	17.0
	Movenne	9.0	27.7	10 /	70 /	8.7	17 5	83	10.1
	Fcart-type	6.5	39.0	Q 1	177 २	<u></u>	14.6	6.6	52
	Maximum	21.0	240.0	39.0	820.0	26.0	76.0	30.0	23.0

	Groupe	A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
	Nombre d'échantillons	N=8	N=33	N=22	N=20	N=30	N=41	N=29	N=36
	Minimum	0.0050	0.0030	0.0016	0.0050	0.0019	0.0013	0.0050	0.0010
	10%	0.0050	0.0050	0.0045	0.0050	0.0050	0.0031	0.0050	0.0036
	25%	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	Médiane	0 0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
Aluminium (Al) Antimoine (Sb) Argent (Ag) Azote ammoniacal (N-NH3)	75%	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	90%	0.0050	0.0050	0.0085	0.0050	0.0050	0.0050	0.0062	0.0050
	Moyenne	0.0050	0.0057	0.0062	0.0050	0.0049	0.0067	0.0086	0.0055
	Ecart-type	0.0000	0.0035	0.0052	0.0000	0.0006	0.0132	0.0144	0.0044
	Maximum	0.0050	0.0240	0.0280	0.0050	0.0050	0.0890	0.0800	0.0280
	Minimum	0.0005	0.0001	0.0001	0.0001	0.0005	0.0005	0.0005	0.0001
	10%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	25%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Médiane	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Antimoine (Sb)	75%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	90%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Movenne	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0006	0.0005	0.0005
	Ecart-type	0.0000	0.0003	0.0001	0.0001	0.0000	0.0002	0.0000	0.0001
	Maximum	0.0005	0.0023	0.0005	0.0005	0.0005	0.0016	0.0005	0.0005
	Minimum	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Argent (Ag)	10%	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	25%	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	Médiane	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	75%	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	75% 90%	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
	Moyoppo	0.0001	0.0001	0.0002	0.0040	0.0001	0.0002	0.0001	0.0017
		0.0001	0.0001	0.0001	0.0015	0.0001	0.0011	0.0001	0.0009
	Ecart-type Maximum	0.0000	0.0000	0.0000	0.0036	0.0000	0.0040	0.0000	0.0026
	Minimum	0.0001	0.0002	0.0002	0.0150	0.0002	0.0230	0.0002	0.0140
	10%	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100
	25%	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100
	Módiano	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100
Azote ammoniacal	75%	0.0100	0.0100	0.0100	0.0000	0.0100	0.0100	0.0100	0.0355
(N-NH3)	90%	0.0100	0.0200	0.0100	0.2300	0.0100	0.0000	0.0370	0.0000
	Movenne	0.0100	0.1154	0.0145	0.2002	0.0114	0.0679	0.0782	0.0465
	Ecart-type	0.0000	0.3981	0.0141	0.2902	0.0052	0.2046	0.1710	0.0535
	Maximum	0.0100	1.8000	0.0700	0.9100	0.0300	1.3000	0.7900	0.2700
	Minimum	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	10%	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001	0.0002	0.0001
Argent (Ag) Azote ammoniacal (N-NH3) Béryllium (Be)	25%	0.0002	0.0002	0.0001	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0001
	Médiane	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002
Béryllium (Be)	75%	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002
	90% Mawanna	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002
	Foort type	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002
	Maximum	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
	Minimum	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002
	10%	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	25%	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	Médiane	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Bismuth (Bi)	75%	0.0001	0.0001	0.0100	0.0024	0.0001	0.0001	0.0001	0.0100
	90%	0.0001	0.0050	0.0100	0.0100	0.0011	0.0056	0.0001	0.0100
Aluminium (Al) Antimoine (Sb) Argent (Ag) Azote ammoniaca (N-NH3) Béryllium (Be) Bismuth (Bi)	Moyenne	0.0001	0.0011	0.0033	0.0026	0.0011	0.0018	0.0005	0.0045
	Ecart-type	0.0000	0.0028	0.0047	0.0043	0.0030	0.0051	0.0018	0.0066
Bismuth (Bi)	Maximum	0.0001	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0230	0.0100	0.0250

Nombre d'échantillons N=8 N=33 N=22 N=30 N=41 N=29 Minimum 0.0100 0.0062 0.0100 0.0092 0.0100 0.0056 0.0100 0 10% 0.0100 <t< th=""><th>N=36 0.0058 0.0090 0.0100</th></t<>	N=36 0.0058 0.0090 0.0100
Minimum 0.0100 0.0062 0.0100 0.0092 0.0100 0.0056 0.0100 0 10% 0.0100	0.0058 0.0090 0.0100
10% 0.0100 <td>0.0090 0.0100</td>	0.0090 0.0100
25% 0.0100 <td>0.0100</td>	0.0100
Médiane 0.0100	
Bore (B) 75% 0.01000 0.0100 0.0100 0.0100 0.0100 0.0100 0.01000 0.0100 0.01000 0.0100 0.0100 0.01000 0.01000 0.01000 0.0100000000	0.0100
	0.0100
90% 0.0172 0.0100 0.0100 0.0363 0.0111 0.0230 0.0100 0	0.0100
Moyenne 0.0130 0.0121 0.0100 0.0249 0.0111 0.0127 0.0107 (0.0105
Ecart-type 0.0085 0.0082 0.0000 0.0421 0.0035 0.0079 0.0037 0	0.0036
Maximum 0.0340 0.0490 0.0100 0.1700 0.0220 0.0450 0.0300 0	0.0250
Minimum 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050	0.050
10% 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050	0.050
25% 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050	0.050
Médiane 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050	0.050
Bromure (Br-) 75% 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050 0.050	0.050
90% 0.050 0.050 0.050 0.095 0.050 0.050 0.050	0.050
Movenne 0.050 0.077 0.050 0.109 0.050 0.054 0.050	0.050
Ecart-type 0.000 0.109 0.000 0.185 0.000 0.025 0.000	0.000
Maximum 0.050 0.500 0.050 0.770 0.050 0.210 0.050	0.050
Minimum 4.80 20.00 2.80 24.00 2.60 6.40 3.20	3.40
	6.40
25% 25.20 162.00 12.60 275.00 12.60 28.00 5.00	9.40
Médiane 90.00 320.00 64.00 1050.00 60.00 118.00 7.80	37.00
Cl/Br 75% 187.00 520.00 255.00 2550.00 159.00 300.00 19.00	123.00
90% 274.00 1528.00 340.00 4140.00 242.00 1060.00 33.60 3	300.00
Movenne 127.20 615.33 202.98 1791.84 100.74 343.71 21.69	98.79
Ecart-type 135.41 807.63 327.75 1860.27 104.09 632.87 44.15	146.05
Maximum 400.00 3400.00 1440.00 6000.00 320.00 3600.00 240.00	720.00
Minimum 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0	0.0001
	0.0001
	0.0001
Médiane 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001	0.0001
Cadmium (Cd) 75% 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001	0.0001
90% 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0	0.0001
Moyenne 0.0001 0.0003 0.0001 0.0003 0.0001 0.0001 0.0001 0.0001 0	0.0001
Ecart-type 0.0000 0.0010 0.0000 0.0010 0.0000 0.0000 0.0000 0	0.0000
Maximum 0.0001 0.0057 0.0001 0.0045 0.0001 0.0001 0.0001 0	0.0001
Minimum 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003	0.0003
10% 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0	0.0003
25% 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0	0.0003
Médiane 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003	0.0003
Chrome (Cr) 75% 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0006 0.0003 0.0003 0	0.0003
90% 0.0003 0.0008 0.0003 0.0003 0.0008 0.0003 0.0003 0.0003 0	0.0003
Moyenne 0.0003 0.0005 0.0003 0.0004 0.0007 0.0003 0.0003 0	0.0003
Ecart-type 0.0000 0.0006 0.0001 0.0004 0.0013 0.0005 0.0001 (0.0001
Maximum 0.0003 0.0035 0.0006 0.0022 0.0066 0.0037 0.0008 0	0.0007
Minimum 0.0003 0	0.0003
10% 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0	0.0003
25% 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003	0.0003
Médiane 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003	0.0003
Cobalt (Co) 75% 0.0003 0.0003 0.0007 0.0003 0.000	0.0003
90% 0.0003 0.0003 0.0003 0.0027 0.0003 0.0003 0.0003 0	0.0013
Moyenne 0.0003 0.0003 0.0003 0.0014 0.0003 0.0003 0.0003 0.0003 0	0.0006
Ecart-type 0.0000 0.0000 0.0004 0.0035 0.0000 0.0001 0.0000 0	0.0008
Maximum 0.0003 0.0003 0.0022 0.0160 0.0003 0.0007 0.0003 0	0.0032
Minimum 0.0003 0	0.0003
10% 0.0003 0.0003 0.0021 0.0003 0.0008 0.0003 0.0003 0	0.0003
25% 0.0007 0.0008 0.0038 0.0003 0.0016 0.0003 0.0003 0	0.0003
Médiane 0.0015 0.0021 0.0140 0.0008 0.0038 0.0003 0.0003 0	0.0003
Cuivre (Cu) 75% 0.0019 0.0053 0.0305 0.0020 0.0100 0.0009 0.0006 0	0.0003
90% 0.0023 0.0094 0.0472 0.0052 0.0173 0.0034 0.0033 (0.0025
Moyenne 0.0013 0.0058 0.0220 0.0088 0.0082 0.0020 0.0011 (0.0021
Ecart-type 0.0009 0.0144 0.0247 0.0311 0.0121 0.0056 0.0017 (0.0086
Maximum 0.0026 0.0830 0.0900 0.1400 0.0630 0.0320 0.0061 (0.0520

	Groupe	A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
	Nombre d'échantillons	N=8	N=33	N=22	N=20	N=30	N=41	N=29	N=36
	Minimum	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	10%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	25%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Médiane	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Etain (Sn)	75%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	00%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	30%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	woyenne	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Ecart-type	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0000
	Maximum	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0018	0.0005
	Minimum	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015
	10%	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015
	25%	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015
	Médiane	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015
Lithium (Li)	75%	0.0015	0.0015	0.0015	0.0055	0.0015	0.0037	0.0015	0.0031
	90%	0.0062	0.0030	0.0038	0.0093	0.0015	0.0054	0.0036	0.0062
	Movenne	0.0034	0.0018	0.0031	0.0041	0.0018	0.0027	0.0022	0.0031
	Ecart-type	0.0055	0.0009	0.0048	0.0047	0.0010	0.0021	0.0021	0.0039
	Maximum	0.0170	0.0045	0.0180	0.0190	0.0055	0.0110	0.0100	0.0200
	Minimum	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003
	10%	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
	25%	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0005	0.0000	0.0003
Mahdàna (Ma)	2370 Módiana	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0000	0.0007	0.0003
		0.0013	0.0003	0.0003	0.0000	0.0003	0.0009	0.0014	0.0008
Molyddene (MO)	75%	0.0022	0.0006	0.0003	0.0015	0.0003	0.0018	0.0040	0.0017
	90%	0.0029	0.0011	0.0007	0.0026	0.0008	0.0027	0.0073	0.0033
	Moyenne	0.0015	0.0007	0.0003	0.0011	0.0004	0.0014	0.0028	0.0013
	Ecart-type	0.0012	0.0012	0.0002	0.0013	0.0005	0.0014	0.0031	0.0011
	Maximum	0.0036	0.0070	0.0011	0.0055	0.0026	0.00/2	0.0120	0.0039
	Minimum	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	10%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Nickel (Ni)	25%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Médiane	0.0005	0.0016	0.0005	0.0014	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	75%	0.0005	0.0028	0.0021	0.0024	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	90%	0.0007	0.0041	0.0039	0.0076	0.0006	0.0011	0.0005	0.0030
	Moyenne	0.0006	0.0020	0.0024	0.0024	0.0006	0.0007	0.0005	0.0012
	Ecart-type	0.0002	0.0018	0.0045	0.0029	0.0004	0.0006	0.0000	0.0018
	Maximum	0.0012	0.0083	0.0190	0.0100	0.0021	0.0029	0.0005	0.0084
	Minimum	0.0150	0.0100	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150
	10%	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150
	25%	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150
	Médiane	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150	0.0150
Phosphore	75%	0.0303	0.0150	0.0150	0.0405	0.0150	0.0340	0.0370	0.0438
inorganique	0.0%	0.0000	0.0100	0.0150	0.0400	0.0150	0.00460	0.0070	0.0400
	Moyoppo	0.1012	0.0320	0.0100	0.0007	0.0130	0.0400	0.1200	0.0370
	Ecort type	0.0400	0.0202	0.0165	0.0207	0.0177	0.0301	0.0400	0.0403
	Movimum	0.0527	0.0151	0.0100	0.0215	0.0139	0.0751	0.0002	0.0005
		0.1600	0.0840	0.0930	0.0800	0.0910	0.4900	0.2800	0.3400
	IVIINIMUM	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	10%	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	25%	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
	Médiane	0.0001	0.0001	0.0004	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001
Plomb (Pb)	75%	0.0001	0.0002	0.0005	0.0001	0.0003	0.0001	0.0001	0.0001
	90%	0.0001	0.0003	0.0008	0.0002	0.0006	0.0004	0.0001	0.0002
	Moyenne	0.0001	0.0002	0.0004	0.0002	0.0003	0.0001	0.0001	0.0001
	Ecart-type	0.0000	0.0002	0.0004	0.0003	0.0003	0.0002	0.0001	0.0001
	Maximum	0.0001	0.0012	0.0016	0.0015	0.0016	0.0008	0.0005	0.0003
	Minimum	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	10%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	25%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Médiane	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Sélénium (Se)	75%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
(/	90%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Movenne	0.0005	0.0007	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Ecart-type	0.0000	0.0008	0.0000	0.0000	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000
	Maximum	0.0005	0.0043	0.0005	0.0005	0.0017	0.0005	0.0005	0.0005
		0.0000	0.0010	0.0000	0.0000	0.0017	2.0000	0.0000	1 2.2000

Ì	Groupe	A1	A2a	A2b	B1a	B1b1	B1b2	B2a	B2b
	Nombre d'échantillons	N=8	N=33	N=22	N=20	N=30	N=41	N=29	N=36
	Minimum	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100
	10%	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100
	25%	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100
Sulfuros (ovorimós	Médiane	0.0100	0.0100	0.0100	0 0.0100 0.0100 0.0100		0.0100	0.0100	
Sullules (explines	75%	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100	0.0100
e ii 32- <i>j</i>	90%	0.0292	0.0100	0.0100	0.0233	0.0100	0.0340	0.0100	0.0415
	Moyenne	0.0180	0.0100	0.0100	0.0128	0.0100	0.0395	0.0125	0.0213
	Ecart-type	0.0226	0.0000	0.0000	0.0072	0.0000	0.1053	0.0094	0.0369
	Maximum	0.0740	0.0100	0.0100	0.0370	0.0100	0.6200	0.0520	0.2100
	Minimum	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	10%	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	25%	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	Médiane	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
Titane (Ti)	75%	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	90%	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	Moyenne	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	Ecart-type	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
	Maximum	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
	Minimum	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Uranium (U)	10%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	25%	0.0005	0.0005	0.0005	0.0011	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
	Médiane	0.0018	0.0012	0.0005	0.0031	0.0005	0.0018	0.0005	0.0005
	75%	0.0042	0.0031	0.0005	0.0072	0.0005	0.0039	0.0013	0.0018
	90%	0.0082	0.0042	0.0005	0.0084	0.0013	0.0052	0.0028	0.0026
	Moyenne	0.0031	0.0024	0.0008	0.0045	0.0008	0.0044	0.0024	0.0012
	Ecart-type	0.0034	0.0035	0.0012	0.0045	0.0011	0.0099	0.0057	0.0010
	Maximum	0.0090	0.0200	0.0060	0.01/0	0.0062	0.0530	0.0260	0.0043
	Minimum	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010
	10%	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010
Sulfures (exprimés en S2-) Titane (Ti) Uranium (U) Vanadium (V) Zinc (Zn)	25%	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010
	Médiane	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010
vanadium (v)	/5%	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010
	90%	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010
	Moyenne	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0011	0.0010
	Ecart-type	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0004	0.0000
	Maximum	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0027	0.0010
		0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0016	0.0025	0.0025
	10%	0.0025	0.0025	0.0028	0.0050	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025
	25%	0.0025	0.0056	0.0080	0.0070	0.0032	0.0025	0.0025	0.0025
$Z_{inc}(Z_n)$		0.0041	0.0085	0.0135	0.0089	0.0072	0.0057	0.0025	0.0025
	<u>%۲۷</u>	0.0073	0.0130	0.0198	0.0153	0.0128	0.0090	0.0025	0.0073
	90% Movenne	0.0124	0.0100	0.0230	0.0407	0.0200	0.0140	0.0004	0.0173
		0.0000	0.0099	0.0134	0.04/3	0.0101	0.0003	0.0000	0.0074
	Сан-туре Махітит	0.0003	0.0072	0.0079	0.1437	0.0091	0.0040	0.0130	0.0000
	Maximum	0.0210	0.0390	0.0230	0.0000	0.0430	0.0170	0.0700	0.0410

ANNEXE E.4 :

ESTIMATION DE LA TEMPERATURE DE RECHARGE AVEC LES GRAPHIQUES NE VS AR DES PUITS AYANT SUBI UNE ANALYSE COMPLETE











ANNEXE F : FICHIERS ELECTRONIQUES L'annexe G inclut l'arborescence des fichiers utilisés dans le cadre de ces travaux. Les données et fichiers électroniques de travail sont disponibles (version complète sur DVD).

	Dession	Seus dessiar	Contonu	New du au des fiskiers			Format		
Dossier racine	Dossier	Sous-dossier	Contenu	Nom du ou des richiers	Image	PDF	Excel	ArcGIS	Dossier
			Analyses géochimiques des différents laboratoires pour les 180 puits échantillonnées durant la campagne de terrain à l'été 2019.	PACES_ESTRIE_Chimie_Avril2020			.xlsx		
		Données brutes	Analyses géochimiques récupérées des PACES Montérégie-Est, Chaudière- Appalaches et Nicolet-Saint-François. Les derniers onglets correspondent aux données utilisées dans le PACES Estrie (limite de détection des 180 de la campagne d'été 2019 appliquées aux analyses des anciens PACES pour uniformiser les données).	BD_Geochimie_PACES_Anterieurs_ME_CA_NSF_LDPACESEstrie			.xlsx		
			Base de données des analyses historiques disponibles d'arsenic.	BD_toutes_données_As			.xlsx		
			Base de données des analyses historiques disponibles de manganèse.	BADGEQ_Eau_Mn			.xlsx		
			Informations provenant d'ArcGIS sur les puits du PACES Estrie.	BD_infos_Puits_PACES_Estrie			.xlsx		
	Géochimie	e	Données géochimiques utilisées dans le PACES Estrie. Document décrit en annexe E1.	Géochimie_PACES_Estrie			.xlsx		
			Traitement statistique pour l'analyse multivariée sous Statistica	ACP_toutes_données			.xlsx		
		Traitement des	Dossier contenant les fichiers excel et DIAGRAMMES pour le traitement géochimique en diagrammes de Pipier et de Stiff et un dossier PHREEQC pour les indices de saturation.	DIAGRAMMES					Dossier
Annexes		donnees	Données utilisées et matrice de corrélation obtenue sous Statistica.	Matrice_corrélation			.xlsx		
électroniques			Récapitulatif des limites de détection des différents projets	Limite_détection_projets			.xlsx		
			Dossier contenant le fichier excel des résultats de analyses de CFCs et SF_6 ; power-point sur l'estimation des altitudes de recharge.	CFCs_SF6					Dossier
			Géodatabase de la phase 1 du PACES Estrie.	PACES_Estrie_P1				.gdb	
		Géodatabase	Géotadabase de la phase 2 du PACES Estrie.	PACES_Estrie_P2				.gdb	
			Dossier contenant les fichiers .csv utilisés pour ArcGIS	BD_ArcGIS_Estrie					Dossier
	Géomatique		Cartes disponibles dans le mémoire.	Cartes mémoire				.mpk	
		Cartes	Cartes disponibles en annexes.	Cartes annexes				.mpk	
			Cartes concernant la problématiques de vulnérabilité des puits d'approvisionnement.	Vulnérabilité_puits				.mpk	
			Ensemble des cartes du mémoire	Cartes mémoire	.jpg				
	Figures	Cartes	Ensemble des cartes en annexes	Cartes annexes		.pdf			
			Cartes concernant la problématiques de vulnérabilité des puits d'approvisionnement.	Vulnérabilité_puits	.jpg				

Annexe G.1 – Municipalités régionales de comté de la zone d'étude du PACES Estrie.

Annexe G.2 – Affectation du territoire en Estrie.

Annexe G.3 – Géologie du roc de la zone d'étude du PACES Estrie.

Annexe G.4 – Géologie du Quaternaire de la zone d'étude du PACES Estrie.

Annexe G.5 – Localisation des secteurs touchés par la présence d'arsenic dans l'eau souterraine d'après les données historiques.

Annexe G.6 – Cartes d'échantillonnage du PACES Estrie.

Annexe G.7 – Données utilisées dans le cadre du PACES Estrie.

Annexe G.8 – Type d'aquifère et conditions de confinement des puits échantillonnés.

Annexe G.9 – Distribution spatiale des différents types d'analyses.

Annexe G.10 – Distribution spatiale des groupes d'eau.

Annexe G.11 – Distribution spatiale des échantillons selon les classes de ¹⁴C et ³H avec les zones de recharge et évoluées.

Annexe G.12 – Répartition des groupes d'eau en Estrie avec l'épaisseur de dépôts du Quaternaire et la délimitation des zones d'eaux de recharge et évoluées géochimiquement.

Annexe G.13 – Répartition des groupes d'eau selon les conditions de confinement au roc et les zones d'eaux de recharge et évoluées géochimiquement.

Annexe G.14 – Géochimie des eaux souterraines – critères pour la santé (Règlement sur la qualité de l'eau potable (c. Q-2, R.40 (Gouvernement du Québec, 2019))).

Annexe G.15 – Géochimie des eaux souterraines – critères esthétiques (Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2019)).

Annexe G.16 – Répartition spatiale des teneurs en arsenic avec les zones d'eau de recharge et évoluées.

Annexe G.17 – Répartition spatiale des teneurs en manganèse avec les zones d'eau de recharge et évoluées.

Annexe G.18 – Répartition spatiale de l'ensemble des données d'arsenic disponibles.

Annexe G.19 – Répartition spatiale de l'ensemble des données de manganèse disponibles.

Annexe G.20 – Proportion des espèces d'arsenic des 88 échantillons avec les zones de recharge et évoluées.

Annexe G.21 – Répartition spatiale des teneurs en arséniate (As⁵⁺) avec les zones d'eau de recharge et évoluées.

Annexe G.22 – Répartition spatiale des teneurs en arsénite (As³⁺) avec les zones d'eau de recharge et évoluées.

Annexe G.23 – Répartition spatiale du niveau de risque pour les 27 puits ayant fait l'objet d'une analyse complète.

Annexe G.24 – Estimation de l'altitude de recharge des puits ayant fait l'objet d'une analyse complète.







G.3 : Géologie du roc de la zone d'étude du PACES Estrie.

<u>Légende</u>











-290000

-260000









-290000

46°15'N G.9 : Distribution spatiale des différents types d'analyses. <u>Légende</u> Zone cartographiée du PACES Estrie Toponymie 46°0'N • Lieu habité Réseau hydrographique Étendue d'eau — Cours d'eau Type d'analyse O Conventionnelle (149) O Conventionnelle, isotopes (43) 45°45'N Complète (27) Modèle altimétrique numérique d'élévation (m) High : 1214.14 Low : -7.44728 45°30'N 45°15'N 1:550 000 5 30 20 40 0 10 Kilometers 45°0'N NAD 1983 Québec Lambert Lambert Conformal Conic North American 1983









G.14 : Géochimie des eaux souterraines - Critères pour la santé Règlement sur la qualité de l'eau potable (c. Q-2, r.40 (Gouvernement du Québec, 2019))



G.15 : Géochimie des eaux souterraines - Critères esthétiques Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2019)



pH trop alcalin (> 10.5)









G.19 : Répartition spatiale de l'ensemble des données de manganèse disponibles.

<u>Légende</u>






















·80 000



