

Université du Québec
INRS-Eau, Terre et Environnement

**Étude hydrogéologique du Secteur d'essais de RDDC Valcartier :
Bilan en eau et interaction entre les eaux souterraine et de surface**

Par
Marie-Catherine Poulin-Talbot

Mémoire présenté
pour l'obtention
du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)
en sciences de la Terre

Jury d'évaluation

Président du jury et examinateur interne

Claudio Paniconi, Ph.D.
INRS-Eau, Terre et Environnement

Examineur externe

John Molson, Ph.D., ing.
Université Laval

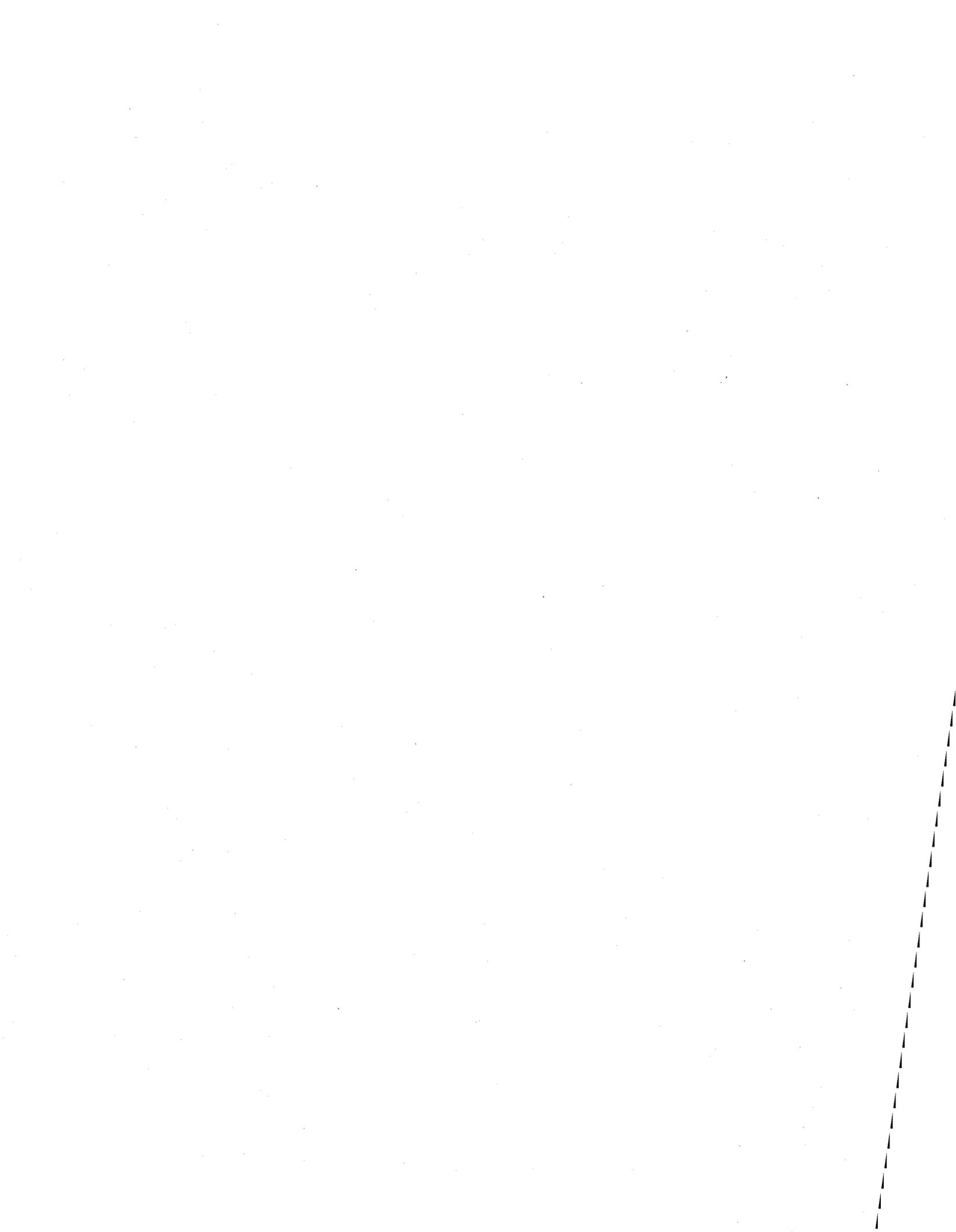
Directeur de recherche

Richard Martel, Ph.D., ing.
INRS-Eau, Terre et Environnement

Codirecteur de recherche

René Therrien, Ph.D., ing.
Université Laval

Juin 2009



Résumé

Une caractérisation hydrogéologique détaillée du Secteur d'essais de Recherche et développement pour la défense Canada – Valcartier sur la base militaire de Valcartier, Québec, a été réalisée. Ce site d'une superficie d'environ 3 km² est compris entre un relief rocheux et la rivière Jacques-Cartier où le socle rocheux forme une dépression qui est partiellement comblée par une séquence de sédiments meubles quaternaires : glaciaires, deltaïques et fluviaux. Il est utilisé depuis la deuxième guerre mondiale pour différents essais militaires comprenant des essais de tir de calibres variés, des essais de fragmentation, des études de détonation, de la disposition, de la démolition et du brûlage de déchets explosifs. Plusieurs études environnementales antérieures ont démontré la présence de matériaux énergétiques, de perchlorate et de métaux en concentrations dépassant certains critères de qualité dans l'eau souterraine de la nappe libre de l'aquifère de sable du secteur. Sur le secteur, les critères de résurgence dans les cours d'eau sont applicables alors que les critères de potabilité ne le sont pas car l'eau du secteur n'est pas utilisée pour la consommation. Certains de ces contaminants peuvent avoir des effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques. L'objectif général de cette étude est de comprendre les chemins empruntés par l'eau et les contaminants du site vers la rivière Jacques-Cartier et l'impact potentiel de cette contamination sur les écosystèmes aquatiques de la rivière.

Une carte piézométrique a été réalisée afin de comprendre la dynamique d'écoulement de l'eau souterraine. La qualité de l'eau souterraine du site a été évaluée par l'échantillonnage de puits d'observation et illustrée sur des cartes thématiques. L'intégration de ces données de qualité et de niveau d'eau combinées aux données des études antérieures de qualité de sol, d'eau souterraine et de surface montre que certains des contaminants détectés dans l'eau de la rivière sont aussi détectés dans les sols, les sédiments et les eaux souterraines du secteur d'essais.

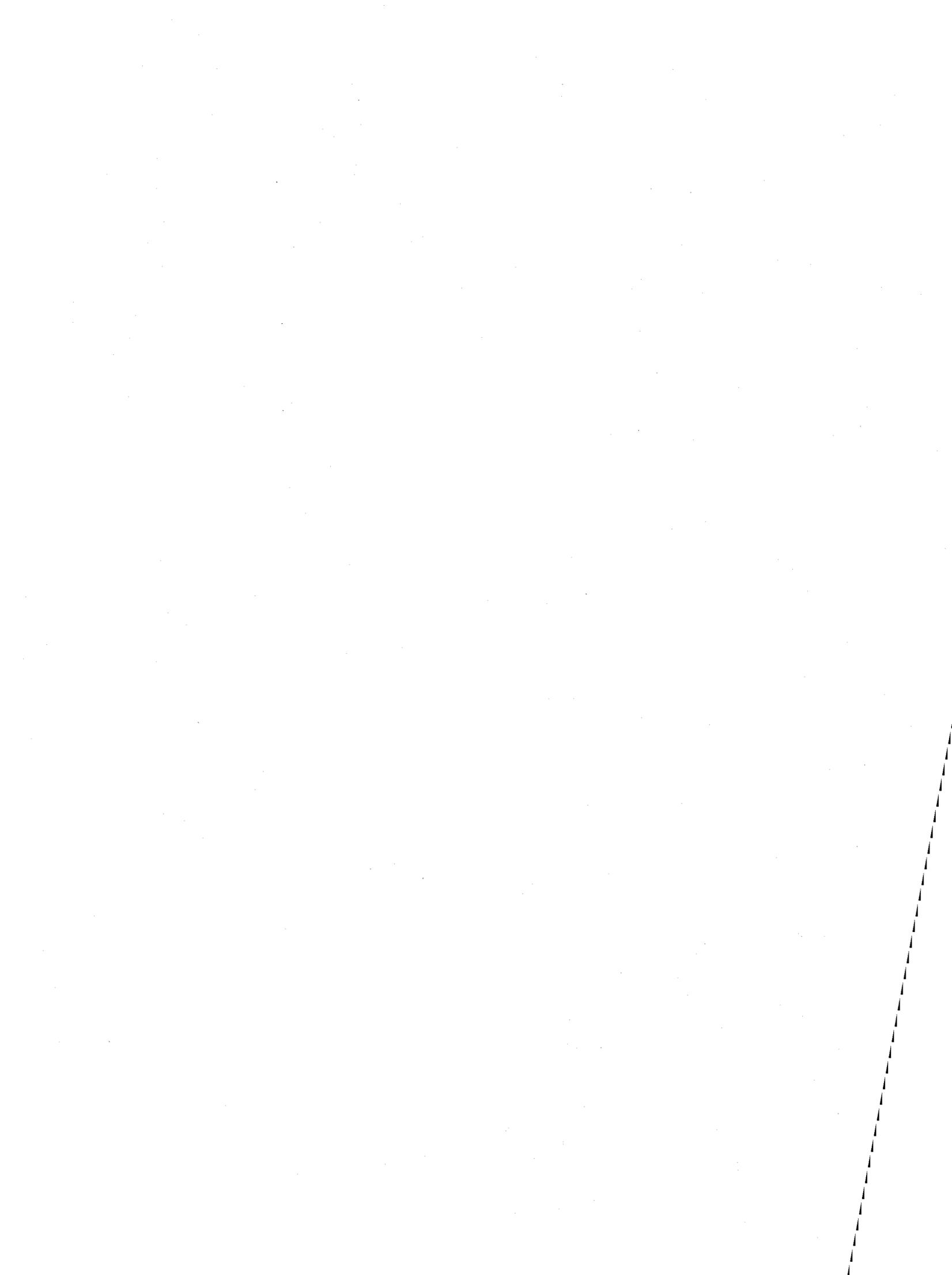
Les composantes du bilan en eau ont été évaluées sur trois sites du secteur d'essais par des mesures en continu de précipitations, de recharge et de teneur en eau du sol sur une période de près de 3 ans. Les précipitations ont été mesurées à une station météorologique située à 3 km du secteur d'essais et des mesures du couvert de neige ont été faites lors de trois hivers consécutifs.

Le ruissellement a été évalué à partir des valeurs des autres composantes du bilan et a aussi été estimé par un coefficient basé sur la topographie, la végétation et la géologie. La variation du stock d'eau dans le sol a été calculée à partir de mesures de teneur en eau prises par trois sondes TDR sur un des trois sites instrumentés. L'évapotranspiration potentielle a été estimée par la méthode de Thornthwaite journalière et l'évapotranspiration réelle, par un calcul intégrant la variation du stock d'eau dans le sol et le ruissellement. La recharge a été évaluée par trois lysimètres passifs et l'hydrogramme de 2 puits. Ce bilan démontre qu'au printemps, en été et en automne, aux trois sites d'instrumentation dont deux sont représentatifs des zones sources de contamination, le processus de ruissellement serait un mode de transport plus important que l'infiltration directe vers la nappe.

L'interaction entre les eaux souterraines et l'eau de surface de la rivière a été étudiée par des mesures du débit de résurgence et du gradient hydraulique vertical dans le lit de la rivière (essais en demi-baril), par des mesures de variation du niveau d'eau ainsi que par l'échantillonnage pour analyse de la qualité de l'eau de demi-barils et de piézomètres en PVC installés dans le lit de la rivière. Les eaux souterraines font résurgence dans la rivière en tout temps mais à des débits variables selon l'endroit et la saison. Le flux de contaminants transféré à la rivière par l'eau souterraine serait minime bien que la composition des eaux de résurgence soit affectée par les activités sur le site. L'effet de ce flux sur la qualité de l'eau de la rivière serait négligeable dû à l'important effet de dilution de la rivière.

Dans le but de caractériser les unités hydrostratigraphiques présentes, quatre méthodes différentes ont été utilisées pour déterminer les conductivités hydrauliques en régime saturé (essais à choc hydrauliques, formule de Hazen à partir d'analyses granulométriques et perméamètre de Guelph) et en régime non saturée (infiltromètre à tension). La conductivité hydraulique saturée montre une grande variabilité spatiale pouvant aller jusqu'à 5 ordres de grandeur dans une même unité hydrostratigraphique. Une modélisation numérique de l'écoulement souterrain réalisée par Martel et al. (2008) n'a pas réussi à reproduire à la fois la charge hydraulique dans les puits et les débits de résurgence mesurés en rivière en gardant les mêmes valeurs de conductivité hydraulique et en respectant le modèle géologique 3D peu détaillé préétabli.

Le secteur d'essais n'est pas exclu comme source potentielle de contamination de la rivière, mais la résurgence des eaux souterraines ne serait pas le mode de transport principal; il s'agirait plutôt du ruissellement dont la quantité n'a pas été mesurée directement et dont la qualité est mal connue sur l'ensemble du secteur.



Abstract

A detailed hydrogeological study in the testing area of Defence Research and Development Canada (DRDC) – Valcartier, at the Canadian Forces Base Valcartier, Quebec, was undertaken. This site has an area of about 3 km² and lies on unconsolidated Quaternary glacial, deltaic and fluvial sediments between a rocky relief and the Jacques-Cartier River. It has been used since the Second World War for different military experimental activities including various size ammunition firing and fragmentation tests, detonation studies as well as disposition, demolition and burning of explosive wastes. Many previous environmental studies showed that the groundwater of the unconfined sandy aquifer is contaminated with energetic materials, perchlorate and metals. Some of these contaminants may have adverse effects on aquatic ecosystems. The objective of this study is to understand water flow paths and possible contaminant migration from the site to the river, and to quantify the potential impact of groundwater contamination on the aquatic ecosystem of the Jacques-Cartier River.

A piezometric map was produced to understand the groundwater flow pattern. Groundwater quality was evaluated via observation well sampling and illustrated in thematic maps. The integration of these water level and water quality data combined with analytical results for soil, groundwater and surface water from previous sampling programs showed that some of the contaminants detected in the river were also detected in the soil, sediments and groundwater of the testing area.

Water budget components were evaluated on three sites in the testing area for almost 3 years through continuous measurements of precipitation, recharge and soil water content. Precipitation was measured by a weather station located 3 km away from the site, and snow sampling surveys were done in three consecutive winters. The runoff was estimated from a coefficient that depends on topography, plant cover and sediment type and also from the other components of the water balance. The soil water content variations were derived from TDR probe data at one site. The potential evapotranspiration was estimated by the Thornthwaite method on a daily basis and the actual evapotranspiration was calculated by considering precipitation, runoff and soil water content variations. Recharge was measured using three passive lysimeters, as well as by the

water table hydrograph in two wells. During spring, summer and fall, on the three instrumented sites, which represent the contamination source zones, the water balance shows that runoff would be a more important transport process than direct infiltration to the water table.

The interaction between groundwater and surface water from the Jacques-Cartier River was studied through measurements of groundwater discharge rates in riverbed sediments, vertical hydraulic gradients of the riverbed (seepage tests), river water level fluctuations and through water quality sampling of seepage meters and PVC piezometers installed in the riverbed. Discharge of groundwater to the river occurs throughout the year and the rates vary with season and along the shore in front of the testing area. The contaminant mass transferred from the aquifer to the river would be very low although the discharge water quality is affected by the activities carried out on the testing area. The effect of this mass transfer on river water quality would be negligible because of the high dilution effect of the river.

Four different methods were used for the determination of the hydraulic conductivity of hydrogeological units under saturated conditions (slug tests, Hazen formula from the grain size analysis and Guelph permeameter tests) and under unsaturated conditions (tension infiltrometer tests). The saturated hydraulic conductivity has spatial variability and varies by up to five orders of magnitude within the same hydrostratigraphic unit. A numerical model, based on a preliminary 3D geological model and constructed by Martel and al. (2008), failed to reproduce simultaneously the hydraulic head in the wells and the measured discharge rates using the same hydraulic conductivities.

The testing area is not excluded as a potential source of contamination for the river but the groundwater discharge to the river does not appear to be the main transport process. Instead, it appears that runoff is the main process. Runoff quantity has not been directly measured yet and its quality is unknown throughout the area.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche, Richard Martel, pour m'avoir fait confiance et pour m'avoir offert l'opportunité de réaliser ce projet passionnant. Ses bons conseils, ses idées, sa flexibilité et son enthousiasme exceptionnel m'ont permis de poursuivre mes études avec beaucoup de liberté dans des conditions de travail stimulantes et agréables. Je remercie aussi mon codirecteur René Therrien qui aurait participé avec enthousiasme au projet s'il avait traité davantage, comme prévu initialement, de la modélisation numérique de l'écoulement.

Merci au CRSNG qui m'a soutenu financièrement par l'octroi d'une Bourse d'études supérieures du Canada. Je désire aussi remercier Nathalie Roy de RDDC Valcartier pour le financement et le support logistique au projet mais surtout pour sa patience, sa rigueur et ses bons conseils.

Je veux également remercier les nombreux étudiants et professionnels de l'INRS-ETE (Clarisse Deschênes-Rancourt, Luc Trépanier, Guillaume Comeau, Aurélie Bellavance-Godin, Nicolas Audet et Geneviève Bordeleau, pour n'en nommer que quelques-uns) pour leur aide, leur minutie et leur assiduité lors des importants travaux de terrain. Je tiens à souligner la contribution de Coffi Léonard Agassounon à la modélisation de l'écoulement, de Martin Ross et Michel Parent à la géologie, de Uta Gabriel à la géochimie, de Nancy Dionne pour l'analyse des données de conductivité hydraulique et de Ruth Boivin à la cartographie. Merci à tous mes collègues de bureau et de cafétéria pour les bons moments.

Merci à Pierre-Yves et Rose pour leur bonne humeur, rayon de soleil au quotidien nécessaire à ma persévérance. Je suis extrêmement reconnaissante envers mon père et mes beaux-parents, sans leur aide, je n'aurais jamais pu mener à terme ce projet. Finalement, je dédie ce mémoire à feu ma mère qui m'a vu débiter ce projet et d'autres bien plus grands et qui aurait tant aimé me voir les réaliser.

Contributions

Recherche et développement pour la défense Canada – Valcartier (RDDC Valcartier) a mandaté l'Institut National de la Recherche Scientifique – Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) d'effectuer une étude de caractérisation hydrogéologique du secteur d'essais de RDDC Valcartier et d'évaluer l'apport d'eau souterraine et la migration potentielle de contaminants en provenance du site vers la rivière Jacques-Cartier. La première phase de cette étude a été présentée dans le rapport Poulin-Talbot et al. (2007) et répertoriait toutes les données recueillies sur le site par les études antérieures. La deuxième phase du projet, présentée dans le rapport Martel et al. (2008), consistait en une caractérisation hydrologique et hydrogéologique détaillée.

Ce mémoire de maîtrise synthétise l'ensemble des travaux réalisés dans le cadre de ce projet. Étant la rédactrice principale (sous la supervision de Richard Martel) des deux rapports dont les objectifs généraux rejoignent ceux du mémoire, je ne les citerai pas constamment comme source des données, figures, tableaux, analyses ou interprétations présentés. Autrement dit, pour alléger le texte, je ne ferai pas référence aux rapports lorsque je reprends mes propres mots.

Par contre, certains aspects du projet ont été réalisés principalement par d'autres chercheurs notamment la description et la modélisation 3D de la géologie par Martin Ross, la modélisation numérique de l'écoulement par Coffi Léonard Agassounon et l'analyse et l'interprétation de la géochimie par Uta Gabriel. Ces aspects seront donc clairement identifiés et présentés plus brièvement dans le mémoire en référant aux rapports originaux et en mettant l'emphase sur les résultats.

Structure du mémoire

Ce mémoire est rédigé sous forme de dissertation traditionnelle. Il n'y a pas de section distincte pour la revue bibliographique, par contre, l'information tirée de la littérature est présentée au fil des sections afin d'expliquer certains concepts et de justifier nos choix méthodologiques. De plus, l'examen des 49 rapports portant sur le site a été effectué par l'étudiante dans la phase I du projet. Les conclusions de cet inventaire sont énoncées dans l'introduction et servent de prémisses à l'étude hydrogéologique réalisée par la suite. Les détails de l'inventaire sont présentés en annexe.

Le chapitre 1 introduit le sujet en présentant la problématique, les objectifs du projet, une description du site, de la géologie et des activités ayant cours sur le site. Un résumé des études antérieures et des effets des matériaux énergétiques, du perchlorate et des métaux sur la santé humaine et les écosystèmes est ensuite présenté suivi des données chimiques sur les eaux souterraines, de surface, les sols et les sédiments en 2005-2006.

Le chapitre 2 décrit la méthodologie suivie pour la mesure de la conductivité hydraulique, la détermination des composantes du bilan en eau, l'étude des eaux souterraines et les travaux en rivière.

Le chapitre 3 présente les résultats et interprétations des mesures de conductivité hydraulique, du bilan en eau, de l'étude des eaux souterraines soit la piézométrie et les concentrations en composés chimiques d'intérêt ainsi que des mesures en rivière. Des analyses concernant la résurgence de l'eau souterraine dans la rivière sont ensuite présentées.

La dernière section comprend les conclusions et recommandations du projet. L'information supplémentaire est présentée dans les annexes du mémoire. On y retrouve une synthèse de l'inventaire des données existantes au secteur d'essais de RDDC Valcartier de 1990 à 2005, des cartes, des tableaux de données de terrain, des figures, des photographies, des rapports de forage ainsi qu'une étude comparative des concentrations en métaux mesurées dans les échantillons prélevés avec deux méthodes.

Table des matières

Résumé	iii
Abstract	vii
Remerciements	ix
Contributions	x
Structure du mémoire	xi
Table des matières	xiii
Liste des figures	xvii
Liste des tableaux	xix
Listes des annexes	xxi

Chapitre 1 : Introduction..... **1**

1.1. Problématique	1
1.2. Objectifs.....	2
1.3. Description du site	3
1.3.1. Activités passées et actuelles au secteur d'essais de RDDC Valcartier.....	6
1.3.2. Géologie	7
1.3.2.1. Description des unités géologiques	7
1.3.2.2. Modèle géologique 3D.....	11
1.3.3. Inventaire des études antérieures	14
1.4. Effets des matériaux énergétiques, du perchlorate et des métaux sur la santé humaine et les écosystèmes	14
1.4.1. Matériaux énergétiques.....	14
1.4.1.1. Effets des matériaux énergétiques sur la santé humaine	15
1.4.1.2. Effets des matériaux énergétiques sur les écosystèmes.....	15
1.4.2. Perchlorate.....	16
1.4.3. Métaux.....	16
1.4.3.1. Effets des métaux sur la santé humaine	16
1.4.3.2. Effets des métaux sur les écosystèmes.....	17
1.5. Critères de qualité pour l'eau de consommation, de résurgence et de surface	17
1.6. Données chimiques sur les eaux souterraines, de surface, les sols et les sédiments en 2005-2006	20
1.7. Modèle conceptuel de l'écoulement de l'eau et du transport de contaminants	21

Chapitre 2 : Méthodologie..... **23**

2.1. Sécurisation des sites	25
2.2. Mesures de la conductivité hydraulique des matériaux géologiques.....	26
2.2.1. Analyses granulométriques.....	26
2.2.2. Essais à choc hydraulique	27
2.2.3. Perméamètre de Guelph.....	28
2.2.4. Infiltromètre à tension	31
2.3. Évaluation du bilan en eau.....	33
2.3.1. Revue de littérature et justification de la méthode de détermination du bilan en eau.....	33
2.3.1.1. Hydrogéologie.....	33
2.3.1.2. Hydrologie	34

2.3.1.3.	Agronomie	34
2.3.2.	Détermination des composantes du bilan en eau	36
2.3.2.1.	Précipitations.....	36
2.3.2.2.	Ruissellement	39
2.3.2.3.	Variation du stock d'eau dans le sol.....	40
2.3.2.4.	Évapotranspiration	42
2.3.2.5.	Recharge	45
2.4.	Étude des eaux souterraines	49
2.4.1.	Mesure des niveaux d'eau et carte piézométrique	49
2.4.2.	Forage, installation et développement de puits d'observation par l'INRS	50
2.4.2.1.	Forage et installation des puits	50
2.4.2.2.	Développement des puits	51
2.4.3.	Échantillonnage de l'eau souterraine	51
2.4.3.1.	Échantillonnage des puits préexistants.....	51
2.4.3.2.	Échantillonnage des puits forés par l'INRS	52
2.4.3.3.	Autre campagne d'échantillonnage considérée.....	53
2.5.	Travaux en rivière	53
2.5.1.	Revue de littérature et justification de la méthode d'évaluation des interactions entre l'eau souterraine et l'eau de la rivière	53
2.5.1.1.	Introduction.....	53
2.5.1.2.	Processus d'écoulement entre l'eau souterraine et l'eau de surface.....	54
2.5.1.3.	Méthodes de mesure de la résurgence ou de la décharge.....	55
2.5.1.4.	Applications	59
2.5.1.5.	Justification de la méthode.....	62
2.5.2.	Installation des instruments	63
2.5.2.1.	Demi-barils	68
2.5.2.2.	Minis piézomètres.....	69
2.5.2.3.	Piézomètres en PVC.....	69
2.5.2.4.	Capteur de pression.....	70
2.5.3.	Échantillonnage de l'eau de résurgence.....	70

Chapitre 3 : Résultats et interprétations 71

3.1.	Mesures de la conductivité hydraulique des matériaux géologiques.....	71
3.1.1.	Analyses granulométriques (d_{10})	73
3.1.2.	Essais à choc hydraulique.....	73
3.1.3.	Perméamètre de Guelph.....	74
3.1.4.	Infiltromètre à tension	74
3.1.5.	Interprétations des résultats	75
3.2.	Détermination des composantes du bilan en eau	77
3.2.1.	Précipitations	77
3.2.1.1.	Stations météorologiques	77
3.2.1.2.	Mesures du couvert de neige.....	81
3.2.2.	Ruissellement	82
3.2.3.	Variation du stock d'eau dans le sol de surface.....	83
3.2.4.	Évapotranspiration.....	84
3.2.5.	Recharge.....	88
3.2.5.1.	Lysimètres passifs.....	88
3.2.5.2.	Hydrogramme des puits	88
3.2.5.3.	Comparaison entre les deux méthodes d'évaluation de la recharge.....	92
3.2.6.	Bilans en eau saisonniers	94
3.2.6.1.	Bilan en eau de l'hiver	95
3.2.6.2.	Bilan en eau de la fonte printanière.....	98
3.2.6.3.	Bilan en eau de l'été.....	100

3.2.6.4.	Bilan en eau de l'automne.....	100
3.2.6.5.	Comparaison entre les sites.....	101
3.2.6.6.	Conclusions des bilans en eau saisonniers	104
3.2.7.	Estimation du ruissellement estival sur l'ensemble du secteur.....	107
3.3.	Étude des eaux souterraines	109
3.3.1.	Mesure des niveaux d'eau et carte piézométrique	109
3.3.2.	Niveau de contamination dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007.....	111
3.3.2.1.	Matériaux énergétiques	112
3.3.2.2.	Métaux	113
3.3.2.3.	Perchlorate	117
3.3.2.4.	Phosphore.....	117
3.3.3.	Estimation de l'influence anthropique sur la géochimie des eaux souterraines.....	117
3.4.	Travaux en rivière	119
3.4.1.	Estimation du débit de résurgence	119
3.4.1.1.	Mesure directe du débit de résurgence	119
3.4.1.2.	Débit induit par le mouvement du demi-baril	122
3.4.1.3.	Valeurs de débit retenues	122
3.4.1.4.	Comparaison entre les débits mesurés et simulés	123
3.4.1.5.	Variation du niveau d'eau de l'aquifère et de la rivière	124
3.4.2.	Calcul du gradient hydraulique vertical et de la conductivité hydraulique.....	124
3.4.3.	Résultats des analyses de l'échantillonnage de l'eau de résurgence.....	126
3.4.3.1.	Matériaux énergétiques	126
3.4.3.2.	Métaux	127
3.4.3.3.	Perchlorate	128
3.4.3.4.	Nitrite et phosphore total.....	128
3.4.3.5.	Conclusion sur les résultats d'analyse de l'échantillonnage de l'eau de résurgence.....	128
3.4.4.	Géochimie des eaux de surface et de résurgence.....	129
3.4.5.	Comparaison entre la géochimie de l'eau souterraine des puits et de l'eau de résurgence.....	130
3.4.6.	Interprétation de la géochimie en lien avec les débits de résurgence	131
3.4.7.	Calcul du flux de contaminants transféré de l'aquifère vers la rivière	134
3.4.7.1.	Calcul du flux de perchlorate	134
3.4.7.2.	Calcul des flux de HMX, RDX et aluminium	135
3.4.7.3.	Conclusions sur le calcul des flux de contaminants	136
Chapitre 4 : Conclusions et recommandations.....		139
Bibliographie.....		145

Liste des figures

Figure 1.1 : Localisation du secteur d'essais de RDDC Valcartier dans la région de Québec	4
Figure 1.2 : Sites d'activité du secteur d'essais de RDDC Valcartier	5
Figure 1.3: Distribution et nature des sédiments du secteur d'essais (modifiée de Michaud et al., 1999)	8
Figure 1.4: Faciès typique des alluvions des terrasses fluviales.	9
Figure 1.5 : Coupe de till située au point d'observation B de la figure 1.3.	11
Figure 1.6: Modèle géologique 3D préliminaire du secteur d'essais de RDDC Valcartier	13
Figure 1.7: Modèle conceptuel de l'écoulement de l'eau et du transport potentiel de contaminants	22
Figure 2.1 : Organigramme du projet	23
Figure 2.2 : Localisation des sites d'instrumentation, des sondes à pression et des puits forés par l'INRS	25
Figure 2.3: Perméamètre de Guelph (tirée de Allaire, 2003)	28
Figure 2.4 : Localisation des essais au perméamètre de Guelph et à l'infiltromètre à tension	30
Figure 2.5 : Infiltromètre à tension (tiré de Soilmoisture Equipment, 1997)	31
Figure 2.6 : Station météorologique Vantage Pro avec la console Weatherlink 5.6	37
Figure 2.7: Enfoncement du carottier	38
Figure 2.8: Pesée du carottier	38
Figure 2.9: Nettoyage du bout du carottier	38
Figure 2.10: Sonde TDR - Time Domain Reflectometry (tirée de Allaire, 2003)	41
Figure 2.11 : Sondes TDR mises en place au plateau	41
Figure 2.12 : Schéma d'un lysimètre passif Drain Gauge (tirée de Decagon Devices, 2006).	46
Figure 2.13: Lysimètre passif	46
Figure 2.14 : Méthode d'analyse graphique pour l'estimation de la recharge (tirée de Healy et Cook, 2002)	48
Figure 2.15 : Schéma de la résurgence de l'eau souterraine dans une rivière	54
Figure 2.16 : Schéma d'une station complète d'instrumentation en rivière	64
Figure 2.17 : Localisation des stations d'instrumentation en rivière	65
Figure 2.18 : Schéma de localisation des instruments présents à chaque station	67
Figure 3.1 : Moyennes et étendue des valeurs de conductivité hydraulique saturée	75
Figure 3.2 : Histogramme des précipitations totales de 2005 à 2008	80

Figure 3.3 : Teneur en eau dans le sol au site d'instrumentation du plateau aux 3 profondeurs instrumentées	85
Figure 3.4 : Variation du stock d'eau dans le premier 1,2 m de sol au site d'instrumentation du plateau	86
Figure 3.5 : Évapotranspiration potentielle et réelle au site d'instrumentation du plateau	87
Figure 3.6 : Infiltration mesurée par les lysimètres passifs aux 3 sites d'instrumentation	90
Figure 3.7 : Altitude du niveau d'eau dans trois puits et dans la rivière Jacques-Cartier	91
Figure 3.8 : Modèle conceptuel du bilan en eau saisonnier	105
Figure 3.9 : Coefficients de ruissellement estival sur l'ensemble du secteur	108
Figure 3.10 : Calibrage en fonction des niveaux piézométriques mesurés et simulés pour les conditions de régime permanent (tirée de Martel et al., 2008)	110
Figure 3.11 : Débit de résurgence, conductivité hydraulique, niveau de minéralisation et cations atypiques des stations d'instrumentation en rivière	133

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Critères de qualité de l'eau pour les matériaux énergétiques	19
Tableau 1.2 : Critères de qualité de l'eau pour le perchlorate	20
Tableau 1.3 : Critères de qualité de l'eau pour certains métaux et le phosphore total	20
Tableau 2.1 : Localisation des échantillons pour l'analyse granulométrique	27
Tableau 2.2 : Valeurs typiques des coefficients Ct, Cs et Cc (tirée de Gélinas et Therrien, 2001)	39
Tableau 2.3 : Distance de la rive et profondeur des installations en rivière	66
Tableau 3.1 : Conductivités hydrauliques saturée et non saturée mesurées par différentes méthodes	72
Tableau 3.2 : Conductivité hydraulique et porosité calibrées des différentes unités hydrostratigraphiques pour le cas de base du modèle du modèle hydrogéologique au secteur d'essais (tiré de Martel et al., 2008)	77
Tableau 3.3 Mesures du couvert de neige au secteur d'essais en 2006, 2007 et 2008	81
Tableau 3.4 : Coefficient de ruissellement estimé sur différentes zones du secteur d'essais à partir de la topographie, du type de sédiments et du type de couvert végétal	82
Tableau 3.5 : Recharge calculée par l'hydrogramme du puits E1-1-13m (plateau)	89
Tableau 3.6 : Recharge calculée par l'hydrogramme du puits GW-24-11 m (bâtiment 307)	89
Tableau 3.7 : Comparaison des mesures de recharge par les lysimètres passifs et par l'hydrogramme des puits	92
Tableau 3.8 : Bilan en eau de l'hiver	97
Tableau 3.9 : Bilan en eau de la fonte du printemps	99
Tableau 3.10 : Bilan en eau de l'été	102
Tableau 3.11 : Bilan en eau de l'automne	103
Tableau 3.12 : Résumé des composantes du bilan en eau par saison	104
Tableau 3.13 : Répartition annuelle des composantes du bilan en eau	106
Tableau 3.14 : Débits de résurgence calculés par les essais en demi-baril	121
Tableau 3.15 : Gradient hydraulique vertical et conductivité hydraulique des sédiments du lit de la rivière	125
Tableau 3.16 : Calcul du flux de perchlorate transféré de l'eau souterraine à la rivière	135
Tableau 3.17 : Calcul des flux de HMX, de RDX et d'aluminium transférés de l'eau souterraine à la rivière	136

Listes des annexes

Annexe A : Synthèse de l'inventaire des données existantes au secteur d'essais de RDDC
Valcartier de 1990 à 2005

Annexe B : Cartes

Annexe C : Photographies

Annexe D : Tableaux

Annexe E : Figures

Annexe F : Rapports de forage

Annexe G : Étude comparative des concentrations en métaux mesurées dans les échantillons
prélevés avec deux méthodes

Chapitre 1 : Introduction

1.1. Problématique

La géopolitique actuelle exige que les troupes canadiennes maintiennent un état de vigilance par l'intermédiaire d'entraînement en conditions réelles. Parallèlement, le ministère de la Défense nationale doit mener continuellement des activités de R&D afin d'assurer la compétence des Forces canadiennes sur les plans opérationnel et scientifique. Depuis de nombreuses années, une attention croissante est portée sur les impacts potentiels sur l'environnement de l'entraînement militaire dans les secteurs d'entraînement. Sur les secteurs d'entraînement, ce sont généralement les obus et les munitions non explosés ou partiellement explosés qui présentent la plus grande menace de contamination. Le projectile se fissure, le contenu s'étend sur le sol et peut se dissoudre sous l'effet des précipitations (pluie et fonte de la neige) pour s'infiltrer jusqu'à la nappe d'eau souterraine (Mailloux, 2002). Ces polluants sont susceptibles d'évoluer au cours du temps sous l'effet des conditions climatiques en générant des produits de dégradation qui peuvent représenter un risque pour l'homme et les écosystèmes adjacents et une menace pour la ressource en eau. Une attention particulière est accordée à la contamination potentielle du sol et de l'eau par les contaminants reliés aux munitions tels que les métaux lourds, les explosifs et les propulsifs. Des avancées significatives dans l'évaluation du comportement et du transport des matériaux énergétiques dans l'environnement ont été faites ces dernières années.

En dépit de ces avancées, beaucoup d'aspects de l'effet et du comportement des matériaux énergétiques et des métaux dans l'environnement demeurent toujours relativement mal compris comparés à d'autres composés tels que les pesticides ou les hydrocarbures.

De plus, les activités ayant cours sur les secteurs d'essais dédiés à la recherche et au développement pour la défense sont plus variées que celles des secteurs d'entraînement typiques où les mêmes activités sont réalisées à répétition et à une fréquence élevée. Par conséquent, les secteurs d'essais présentent souvent des sources potentielles de contamination plus difficiles à

définir, rendant ainsi plus complexe l'interprétation des résultats et l'évaluation de leurs impacts environnementaux.

Il existe plusieurs études récentes de caractérisation hydrogéologique détaillée ou d'analyse des processus de transport de contaminants sur des secteurs d'entraînement militaire (Bordeleau, 2007; Parent, 2008; Arel, 2004; Lewis, 2006) ou de production de munitions (Hains, 2002; Atikovic et al., 2008; Martel et al., 2007). Par contre, une caractérisation hydrogéologique détaillée et complète d'un secteur d'essais de recherche et développement ne semble jamais avoir été faite auparavant au Canada bien que le secteur d'essais de RDDC Valcartier ait fait l'objet de nombreuses études environnementales. Les centres de RDDC Ottawa, Toronto et Atlantique sont en milieu urbain et ont des vocations et des activités bien différentes de celles du centre de recherche RDDC Valcartier. Le centre RDDC Suffield en Alberta compte un large territoire mais sa problématique environnementale de contamination par des agents chimiques, principalement du gaz moutarde diffère de celle de RDDC Valcartier (Fitzgerald, 2002).

1.2. Objectifs

C'est dans ce contexte que Recherche et développement pour la défense Canada – Valcartier (RDDC Valcartier) a mandaté l'Institut National de la Recherche Scientifique – Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) d'effectuer une étude hydrogéologique de son secteur d'essais. La première phase de l'étude avait pour objectif général de faire le point sur la connaissance du site en faisant l'inventaire de toutes les données recueillies par les études antérieures et la deuxième avait pour objectif général d'améliorer la connaissance des sources de contamination, des chemins qui pourraient être empruntés par celle-ci et de l'impact qu'elle pourrait avoir sur le principal milieu récepteur aquatique du secteur, la rivière Jacques-Cartier.

Le projet de maîtrise poursuit donc l'objectif général de comprendre les chemins qui pourraient être empruntés par la contamination et l'impact potentiel de la contamination sur le principal milieu récepteur aquatique du secteur, la rivière Jacques-Cartier.

Plus spécifiquement, l'étude vise à :

- Déterminer les propriétés hydrauliques des matériaux géologiques du secteur d'essais de RDDC Valcartier;
- établir le bilan en eau complet sur le site, sur tout le parcours, des précipitations jusqu'à la rivière;
- établir les niveaux de contamination des eaux souterraine et de surface du site à l'étude;
- évaluer l'apport d'eau souterraine et la migration potentielle de contaminants en provenance du site vers la rivière Jacques-Cartier.

1.3. Description du site

Le secteur d'essais de RDDC Valcartier est localisé sur le territoire de la base militaire de Valcartier à environ 35 km au nord-ouest de la ville Québec (figure 1.1). Le contexte géographique d'ensemble est un terrain vallonneux où le roc (un gneiss de la province géologique du Grenville) est recouvert de sédiments glaciaires et marins de la Mer de Champlain. Le secteur d'essais est situé au sud-est du Mont Triquet et est bordé à l'est par la rivière Jacques-Cartier; une rivière à saumon reconnue pour ses qualités récréo-touristiques. Le secteur comprend trois zones : le terrain du bâtiment 307, le plateau et le corridor de tir d'une longueur de 2500 mètres. Le terrain du bâtiment 307 couvre une superficie d'environ 3 ha, celui du plateau couvre environ 30 ha alors que l'ensemble du secteur d'essais s'étend sur environ 3 km² comprenant, entre autres, des zones boisées, un ruisseau et des lacs (figure 1.2). Le secteur d'essais compte un site de démolition et un ancien dépotoir de matières dangereuses résiduelles (MDR) opéré de façon répétée par le passé. D'autres dépotoirs ont été répertoriés au site du bâtiment 307 ou au corridor de tir mais correspondent à des événements uniques d'enfouissement.

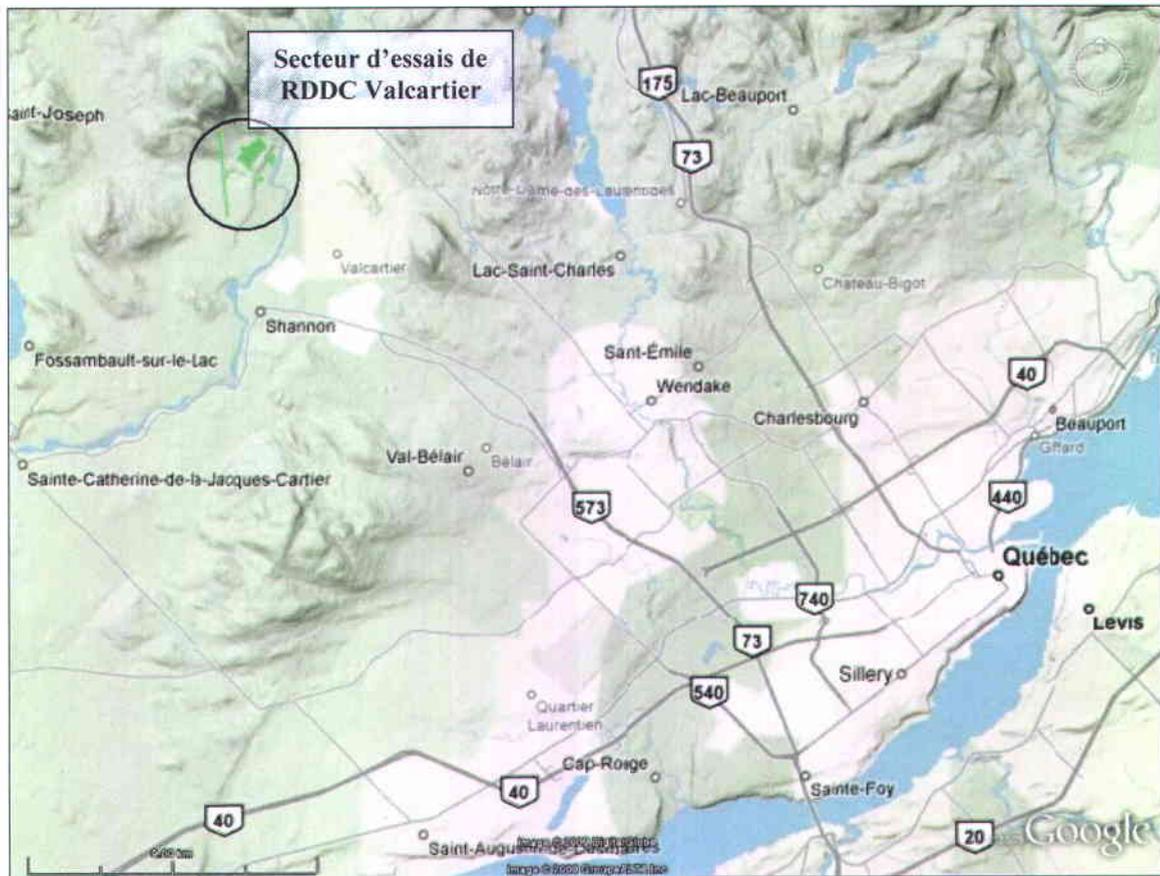


Figure 1.1 : Localisation du secteur d'essais de RDDC Valcartier dans la région de Québec



Figure 1.2 : Sites d'activité du secteur d'essais de RDDC Valcartier. Les points blancs représentent des puits d'observation.

1.3.1. Activités passées et actuelles au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Ce terrain est utilisé depuis la deuxième guerre mondiale pour une multitude d'activités comprenant des essais de tir de calibres variés, des essais de fragmentation, des études de détonation ainsi que pour la disposition, la démolition et le brûlage de déchets explosifs. Toutes ces activités représentent des sources potentielles de contamination des sols et de l'eau. Certaines activités peuvent répandre des contaminants potentiels en surface (essais de fragmentation, de détonation, brûlage) et d'autres, à différentes profondeurs (enfouissement de déchets explosifs, tirs de gros calibres). La description suivante des activités est tirée du rapport de Thiboutot et al. (2007). Le secteur se divise en six sites d'activité (figure 1.2):

- A. Secteur du bâtiment 307 : La dénivellation naturelle présente dans la partie nord-ouest a été utilisée comme butte d'arrêt jusqu'à la fin des années 1980. Des munitions de gros calibre y ont été tirées en grand nombre et plusieurs essais de fragmentation y ont été faits. Actuellement, le site sert surtout au tir de calibre inférieur pour vérifier la perforation de plaques de métal. Près du bâtiment 307, des charges sont initiées pour vérifier et améliorer la protection des chars militaires. Au nord-ouest du bâtiment 307, plusieurs munitions de petit calibre auraient été enfouies. Plus récemment, des études de détonation de plusieurs types de charges confinées et non confinées ont été effectuées à l'arrière du bâtiment 307 afin d'étudier la dispersion d'explosifs dans diverses conditions de détonation.
- B. Ancien site de démolition et brûlage de déchets explosifs : Utilisé de 1967 à 1992, ce secteur est divisé en deux parties; une pour la disposition du phosphore et l'autre pour la disposition de déchets explosifs.
- C. Secteur du Plateau : Sert principalement de zone d'impact de plusieurs tirs verticaux. Différents calibres y ont été tirés dont des grenades fumigènes. Cet aménagement est également utilisé pour les explosifs brisants et l'élimination des charges propulsives et autres matières pyrotechniques. Des moteurs-fusées de type AIM-7 ont été tirés en 2006.

- D. Secteur du bâtiment 311 : Le bâtiment 311 sert principalement d'abri lors du brûlage de déchets d'explosifs. Depuis quelques années, de la coupe de moteur-fusée est effectuée dans ce secteur.
- E. Site actuel de démolition et brûlage de déchets explosifs : Sert actuellement à la destruction des surplus et des déchets d'explosifs par brûlage et détonation. Le brûlage et la détonation se font à aire ouverte.
- F. Corridor de tir 2500 mètres : Des tirs de moteurs-fusées et de gros calibres ont été effectués principalement avant la fin des années 1980. La plupart des munitions utilisées étaient des prototypes inertes.

1.3.2. Géologie

1.3.2.1. Description des unités géologiques

Cette description de la géologie est tirée du rapport de la phase I du projet (Poulin-Talbot et al., 2007). Le secteur d'essais est compris entre un relief rocheux au nord et au nord-ouest et la rivière Jacques-Cartier à l'est. Le socle rocheux forme une dépression s'étendant vers le sud-est, qui est partiellement comblée par une séquence de sédiments meubles quaternaires comprenant des sédiments glaciaires et des sédiments deltaïques mis en place dans la Mer de Champlain, ainsi que des sédiments postglaciaires fluviaux (figure 1.3). La zone de roc affleurant débute à environ 300 m d'altitude. Les sédiments glaciaires apparaissent en surface surtout dans la zone entre 300 m et 200 m d'altitude. La surface deltaïque est comprise entre 200 m et 192 m d'altitude. Il s'agit donc d'une surface relativement plane. Une série de terrasses fluviales se sont encaissées dans les sédiments deltaïques suite au retrait de la Mer de Champlain. L'orientation des terrasses change légèrement; les plus anciennes sont orientées NE/SO et les plus récentes sont orientées NNE/SSO, tout comme le chenal actuel de la rivière Jacques-Cartier dans ce secteur. La terrasse la plus ancienne se situe à une altitude d'environ 200 m. La terrasse la plus

marquée est située à 192 m d'altitude. Les deux plus récentes sont à 170 m, puis 162 m d'altitude. Les paragraphes suivants décrivent la nature et l'origine des unités rencontrées dans le secteur à l'étude, de la plus récente à la plus ancienne (incluant le socle rocheux). Ces descriptions sont tirées de Michaud et al. (1999), de même que des observations effectuées lors de la campagne de terrain en octobre 2005.

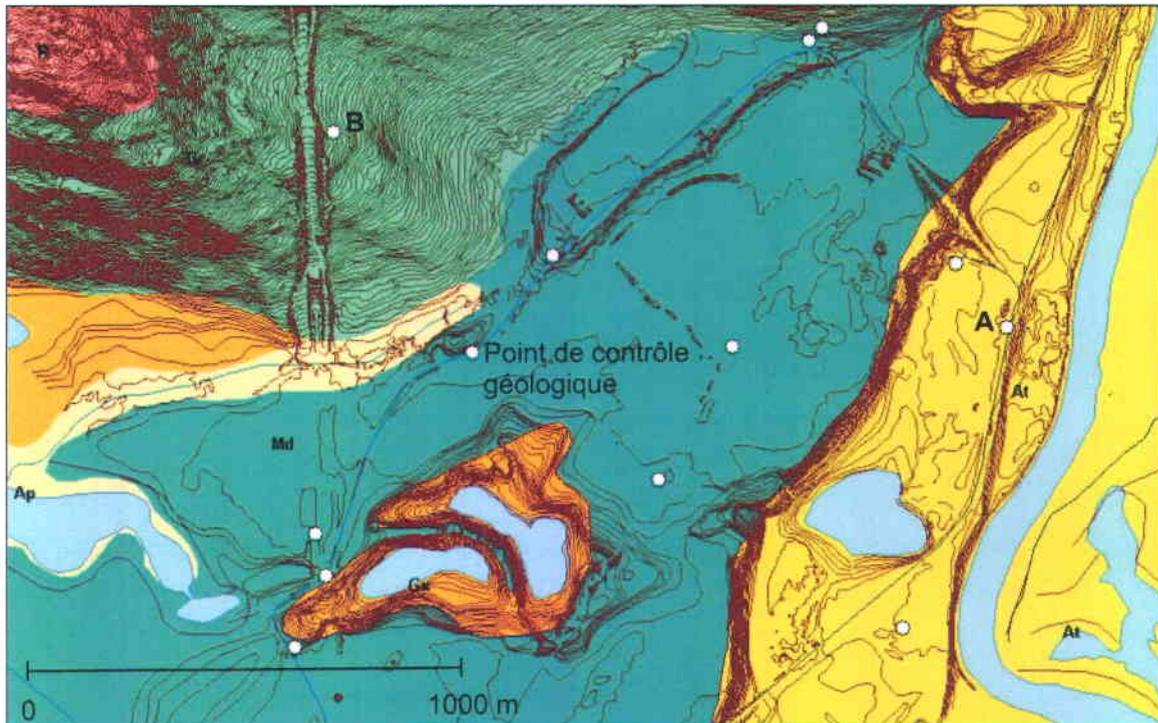


Figure 1.3: Distribution et nature des sédiments du secteur d'essais (modifiée de Michaud et al., 1999) avec les points de contrôle géologique de la campagne de terrain d'octobre 2005; R : roc; Tv : Till en couverture discontinue; Gx : Sédiments juxtaglaciaires; Md : Sédiments deltaïques; At : Alluvions des terrasses fluviales; Ap : Alluvions actuelles (tirée de Poulin-Talbot et al., 2007).

Alluvions actuelles (Ap; aquifère) :

Cette unité est généralement constituée de sable, silt sableux, sable graveleux et gravier stratifiés contenant fréquemment de la matière organique. L'épaisseur de cette unité varie entre 0,5 et 3 m.

Alluvions des terrasses fluviales (At; aquifère) :

Cette unité est généralement constituée de sable, silt sableux, sable graveleux et gravier stratifiés contenant peu de matière organique. De plus, dans le secteur d'essais, il n'est pas rare de trouver des lits de galets plus ou moins imbriqués dans cette unité. La figure 1.4 montre un exemple assez typique d'une séquence alluviale stratifiée. Les paléocourants étaient vers le sud-ouest ($\sim 220^\circ$).



Figure 1.4: Faciès typique des alluvions des terrasses fluviales. Cette photo a été prise dans une petite excavation située au point d'observation A de la figure 1.3. Les paléocourants étaient vers le sud-ouest ($\sim 220^\circ$). (tirée de Poulin-Talbot et al., 2007).

Sédiments deltaïques (Md; aquifère) :

Cette unité est constituée de sable, silt, sable graveleux et gravier, stratifiés et bien triés. Des galets épars ont aussi été observés dans les excavations et dans les talus d'éboulis associés à cette unité. D'après Michaud et al. (1999), l'unité peut atteindre jusqu'à 40 m d'épaisseur. Les sédiments ont été mis en place à l'embouchure des cours d'eau se déversant dans la Mer de

Champlain. La topographie de cette unité est relativement plane et marquée par des chenaux abandonnés. Certaines zones ont également été remaniées en surface par l'action éolienne.

Sédiments juxtaglaciaires (Gx; aquifère) :

Il s'agit d'une unité constituée de sable et gravier, de blocs, et qui contient parfois des lentilles de till ou de diamicton. Son épaisseur peut atteindre 30-40 m formant des eskers et autres formes typiques développées en contact avec la glace par les eaux de fonte lors de la déglaciation du territoire.

Till (T ou Tv; généralement un aquitard) :

Sédiments mis en place directement par la glace, i.e. sans remaniement subséquent par les eaux de fonte. Ce type de sédiments est mal trié, généralement peu ou pas stratifié, et consiste en un mélange hétérogène d'argile, silt, sable, gravier et blocs sub-anguleux. Dans le secteur d'étude, le till semble particulièrement riche en blocs anguleux (figure 1.5). On y distingue deux faciès : le till de fond et le till d'ablation. Le till de fond est généralement plus massif et moins perméable que le second. Toutefois, l'abondance de blocs dans les deux faciès suggère que le till est en général assez perméable dans ce secteur. Le till d'ablation forme une mince couche qu'on rencontre en surface dans les secteurs situés au-dessus de la limite marine maximale. Celle-ci varie de 210 à 225 m dans cette partie du piémont laurentien (Michaud et al., 1999). Dans le secteur d'étude, le till, tous faciès confondus, atteint quelques mètres d'épaisseur au total (figure 1.3).



Figure 1.5 : Coupe de till située au point d'observation B de la figure 1.3. Notez l'abondance de blocs anguleux. (tirée de Poulin-Talbot et al., 2007).

Roc (R; aquifère fracturé) :

Roches ignées métamorphiques du Bouclier canadien. Ces roches forment des surfaces très irrégulières et bosselées. Au-dessus de la limite marine, les surfaces rocheuses sont généralement recouvertes de minces placages discontinus de till et sont parsemées de blocs épars. Sous la limite marine, les surfaces rocheuses sont généralement recouvertes de sédiments quaternaires.

1.3.2.2. Modèle géologique 3D

Dans le but de mieux représenter le milieu géologique, le géomodéleur gOcad a été utilisé pour construire un modèle 3D préliminaire du secteur d'essais. Des travaux sont présentement en cours afin d'améliorer cette version du modèle dans le cadre d'un autre projet de maîtrise. Les objets géologiques sont représentés par des ensembles de points interconnectés : les coordonnées de ces points définissent la géométrie des objets géologiques, tandis que leurs connections

définissent leur topologie. Avec cette approche, le modèle 3D est défini par une série de surfaces discontinues représentant les frontières des objets géologiques (Martel et al., 2008). La figure 1.6 montre le modèle géologique 3D préliminaire du secteur et 3 coupes verticales. Ce modèle montre que les sédiments deltaïques (Md) sont les plus étendus en surface et en profondeur. L'aquifère se trouve principalement dans cette unité qui est connectée à la rivière Jacques-Cartier, tout comme les alluvions des terrasses fluviales (Ap). L'unité de sédiments juxtaglaciaires (Gx) présente en surface dans la zone des lacs Woodlock et Griffin (figure 1.3) n'a pas été représentée dans ce modèle préliminaire car, lors de la réalisation du modèle, ses propriétés hydrauliques étaient considérées comme semblables à celles des sédiments deltaïques.

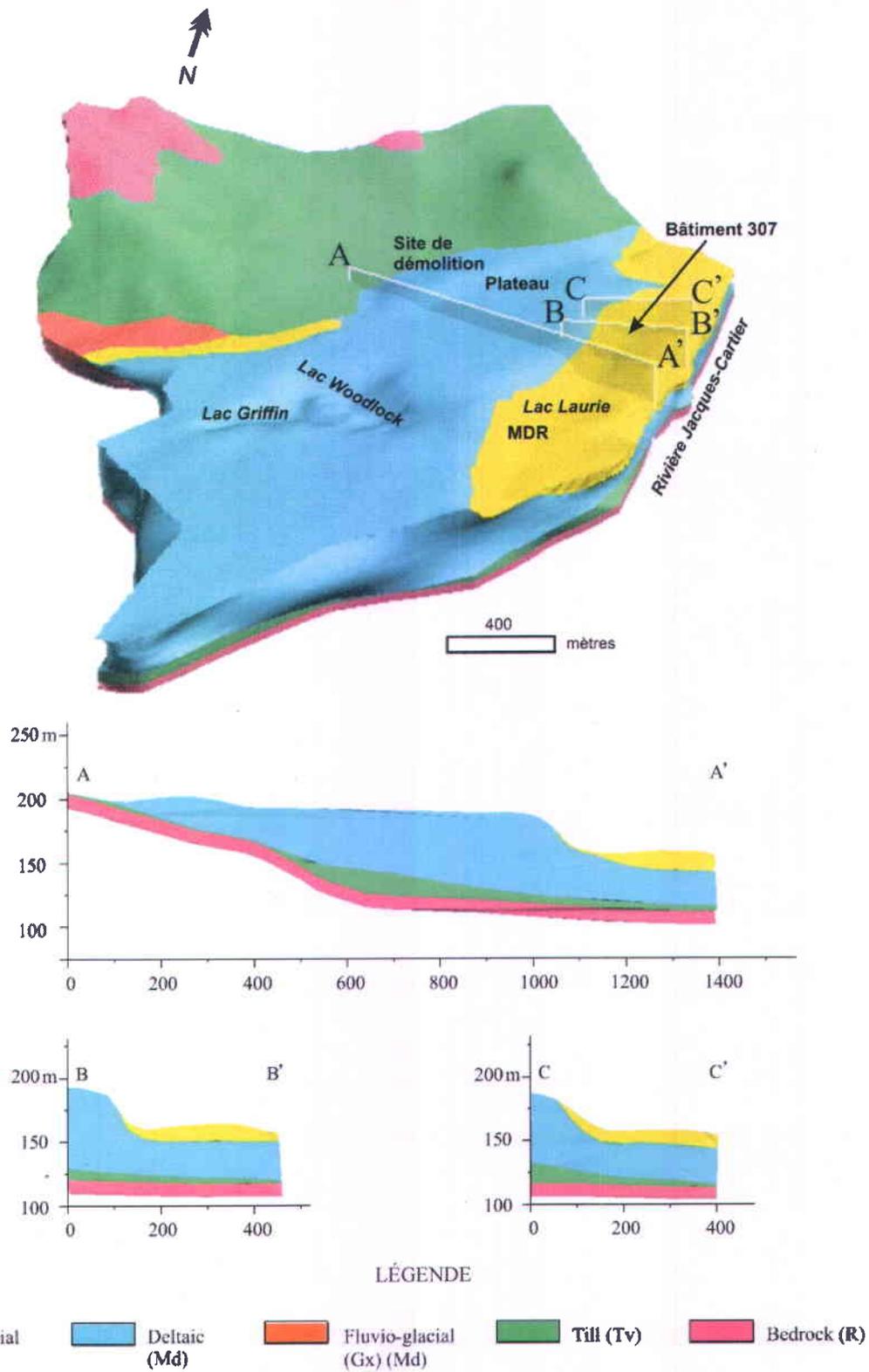


Figure 1.6: Modèle géologique 3D préliminaire du secteur d'essais de RDDC Valcartier (modifiée de Martel et al., 2008)

1.3.3. Inventaire des études antérieures

De 1990 à 2005, près d'une cinquantaine d'études environnementales ont été faites au secteur d'essais de RDDC Valcartier. L'inventaire complet des études antérieures se trouve à l'annexe A. Les travaux effectués par les différentes firmes de consultants en environnement ont consisté principalement en forages de puits d'observation (près de 180 puits de 1995 à 2006), en relevés du niveau piézométrique des puits, en échantillonnage des eaux souterraine et de surface pour l'analyses de différents contaminants potentiels, en mesure des paramètres physico-chimiques des eaux, en échantillonnage, analyse chimique et observation géologique des sols, en essais de perméabilité dans les puits et en relevés géodésiques. Quelques levés géophysiques et des études écologiques ont aussi été réalisés.

Malgré la quantité impressionnante de données recueillies sur le site depuis des années, les études précédentes ne contiennent aucune interprétation concernant :

- La variation spatio-temporelle de la contamination;
- les relations entre la contamination des différentes matrices (eau, sol, sédiments);
- la dynamique d'écoulement du site vers la rivière Jacques-Cartier;
- l'impact potentiel de la contamination du site sur la rivière Jacques-Cartier.

L'inventaire des études antécédentes a permis une connaissance exhaustive du site permettant de cibler judicieusement les travaux à réaliser.

1.4. Effets des matériaux énergétiques, du perchlorate et des métaux sur la santé humaine et les écosystèmes

1.4.1. Matériaux énergétiques

Les explosifs ou matériaux énergétiques utilisés en plus grande quantité dans les obus sont le TNT (2,4,6-trinitrotoluène), le RDX (1,3,5-hexahydro-1,3,5-trinitrotriazine), ainsi que le HMX (1,3,5,7-octahydro-1,3,5,7-tetranitrotetrazocine) (Thiboutot et al., 2003). Les matériaux

énergétiques sont des contaminants qui peuvent se retrouver dans les eaux souterraines, de surface, les sols ou les sédiments des bases militaires. Plusieurs études ont démontré qu'ils ont des effets néfastes sur la santé et les écosystèmes.

1.4.1.1. Effets des matériaux énergétiques sur la santé humaine

Une exposition prolongée au TNT peut entraîner de l'anémie, des problèmes au niveau des fonctions vitales, de l'irritation de la peau et des cataractes (Parent, 2008). Le TNT et le RDX seraient aussi potentiellement cancérogènes (ASTDR, 2001). Une exposition au RDX peut entraîner des problèmes au système nerveux central, des maux de tête, des convulsions et vomissements (Faust, 1994). Le HMX est nuisible pour le système nerveux, réduit la fertilité et cause des malformations congénitales (Parent, 2008).

1.4.1.2. Effets des matériaux énergétiques sur les écosystèmes

D'après Travis et al. (2008), la contamination à long terme du sol par le TNT réduit la diversité de la végétation, diminue le nombre de bactéries et altère la composition de la communauté microbienne. D'après Robidoux et al. (2000), la croissance, la reproduction et la survie des vers de terre (*Eisenia andrei*) sont affectées par des concentrations en TNT et RDX dans le sol. Le TNT est aussi toxique pour les poissons et les invertébrés (Ek et al., 2008). Selon Dodard et al. (1999), le TNT et ses produits de dégradation sont toxiques pour les algues vertes d'eau douce (*Seienastrum capricomutum*) et le Microtox (*Vibrio fischen*). Selon Bentley et al. (1977), le RDX est toxique pour les organismes aquatiques d'eau douce. Selon Liu et al. (2008b), l'exposition au HMX n'altère pas le taux métabolique des œufs de cailles (*Colinus virginianus*). Les effets écotoxicologiques du HMX sont cependant moins bien documentés.

1.4.2. Perchlorate

Le perchlorate (KClO_4 ou NH_4ClO_4) est un propulsif qui entre dans la composition d'explosifs et de pièces pyrotechniques. Il joue le rôle de source d'oxygène dans les poudres servant à la propulsion de fusées et de missiles (Clausen et al., 2006).

L'exposition à des concentrations élevées de perchlorate peut avoir des effets sur la santé humaine, principalement en ce qui concerne la fonction thyroïdienne. Le perchlorate inhibe le captage par la glande thyroïde de l'iodure présent dans la circulation sanguine. (Santé Canada, 2008). Les poissons exposés peuvent ressentir les mêmes effets (Liu et al., 2008a).

1.4.3. Métaux

Les métaux entrent dans la composition des munitions notamment pour améliorer les propriétés cinématiques des projectiles (plomb, antimoine, arsenic, bismuth, cuivre et laiton composé de cuivre, zinc, plomb, étain, nickel, chrome ou magnésium). Du plomb et du mercure se retrouvent couramment dans les amorces. Des particules métalliques sous forme de poudre sont aussi ajoutées aux explosifs pour augmenter leur pouvoir brisant.

La toxicité des métaux lourds est caractérisée par la bioaccumulation. Ce processus se déroule en trois étapes : l'assimilation, la bioaccumulation par l'individu ou bioconcentration et la bioaccumulation entre individus ou bioamplification (Miquel, 2001).

1.4.3.1. Effets des métaux sur la santé humaine

Les effets sur la santé humaine des métaux les plus toxiques et courants présentés dans cette section sont tirés du rapport de Miquel (2001). Une intoxication au mercure entraîne une insuffisance de la fonction rénale ainsi que des lésions des centres nerveux se traduisant par des tremblements, des difficultés d'élocution et des troubles psychiques. Les principaux effets toxiques du plomb pour l'homme sont des atteintes neurologiques débilantes et une diminution

du nombre de globules rouges dans le sang. Les jeunes enfants sont particulièrement sensibles à l'exposition au plomb car, lorsqu'ingéré, ils l'absorbent jusqu'à 10 fois plus que les adultes. Le cadmium absorbé par la digestion a des effets sur le rein et le système digestif en général. Des troubles pulmonaires graves peuvent découler de l'inhalation de cadmium présent dans de la fumée ou des poussières.

1.4.3.2. Effets des métaux sur les écosystèmes

Les métaux ont des effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques. Selon la DSV (Direction des Sciences du Vivant, 2008), les métaux ont un impact sur la physiologie et le métabolisme des plantes. Selon Gopalakrishnan et al. (2008), la reproduction (fertilisation, embryons et larves) des animaux aquatiques marins est considérablement affectée par de fortes concentrations en mercure, cadmium, plomb, nickel et zinc. La croissance des racines est diminuée significativement par la présence de cuivre et de plomb dans le sol (Ait Ali et al., 2004). De plus, de fortes doses de plomb pourraient causer des cancers du rein chez les rongeurs (Miquel, 2001).

1.5. Critères de qualité pour l'eau de consommation, de résurgence et de surface

Plusieurs organismes gouvernementaux énoncent des critères de qualité pour l'eau souterraine et l'eau de surface. Les critères pour l'eau de consommation sont mentionnés à titre indicatif seulement, principalement lorsqu'il n'existe pas de critère de résurgence. En effet, au secteur d'essais, aucune eau n'est destinée à la consommation humaine, le récepteur concerné est l'écosystème de la rivière Jacques-Cartier. Les critères considérés dans le texte proviennent de six organismes :

1. L'Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ) a été créé dans le but de consolider l'expertise en santé publique et de la mettre au service de l'ensemble de la population de la province (INSPQ, 2008). Il a émis un critère provisoire pour le perchlorate.

2. Le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) est un forum où les ministres se réunissent pour développer des stratégies, des normes et des lignes directrices dont ils pourront se servir. Le CCME n'est pas un organisme de réglementation supplémentaire, mais un regroupement des ministres investis de responsabilités similaires (CCME, 2008a). Il émet les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement établissant des objectifs de qualité pour les écosystèmes atmosphériques, aquatiques et terrestres, qui reposent sur des données scientifiques et qui sont reconnus à l'échelle nationale (CCME, 2008b).
3. Santé Canada est un ministère fédéral qui émet, entre autre, des recommandations quant aux concentrations jugées acceptables pour divers paramètres microbiologiques, chimiques et physiques dans l'eau potable (Santé Canada, 2008).
4. Le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) émet des critères de qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine pour fins de consommation et de résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts. Les critères pour l'eau souterraine sont tirés de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MDDEP, 2008a). Les critères pour l'eau de surface sont définis pour la protection de différents récepteurs (MDDEP, 2008b) :
 - Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)
 - Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement)
 - Protection des activités récréatives et de l'esthétique
 - Valeur aiguë finale à l'effluent
 - Protection de la vie aquatique (toxicité aiguë)
 - Protection de la vie aquatique (effet chronique)
 - Protection de la faune terrestre piscivore

Pour un contaminant donné, les critères ne sont pas nécessairement définis pour chaque usage. Pour l'interprétation des concentrations mesurées dans les eaux de surface du secteur d'essais, le critère de protection de la vie aquatique (toxicité chronique) sera généralement utilisé.

5. Le United States Environmental Protection Agency (US EPA) est un important organisme de réglementation environnemental américain (US EPA, 2008). Les critères émis par l'US EPA servent souvent de référence en l'absence de critères québécois ou canadiens.
6. Le Conseil National de Recherche du Canada (NRC) a élaboré des critères préliminaires concernant les concentrations en matériaux énergétiques sur les bases militaires canadiennes (Robidoux et al., 2006).

Les tableaux 1.1, 1.2 et 1.3 présentent les principaux critères utilisés dans le cadre de ce projet. Il est à noter que la plupart des organismes réglementaires mettent leurs critères à jour régulièrement. Les critères considérés dans le cadre de ce projet ont été documentés pour la dernière fois au printemps 2008, il est donc possible que certaines mises à jour aient été faites depuis.

Tableau 1.1 : Critères de qualité de l'eau pour les matériaux énergétiques

	Eau potable		Eau souterraine - Résurgence	Eau de surface	
	US EPA	NRC	MDDEP	NRC	MDDEP
TNT (µg/L)	2	4,7	120	120	^{TC} 5,3
HMX (µg/L)	400	93		330	
RDX (µg/L)	2	28		190	

^{TC} : toxicité chronique

Tableau 1.2 : Critères de qualité de l'eau pour le perchlorate

	Eau potable	
	INSPQ	Santé Canada
Perchlorate (µg/L)	^{CP} 1	^{VG} 6

^{CP} : critère provisoire ; ^{VG} : valeur guide

Tableau 1.3 : Critères de qualité de l'eau pour certains métaux et le phosphore total

	Eau potable		Eau souterraine - Résurgence	Eau de surface	
	MDDEP	CCME		MDDEP	CCME
Aluminium (mg/L)			0,75	^{TC} 0,087	0,005 ou 0,1
Argent (mg/L)	0,1		^D 0,00001	^{D,TA} 0,00001	0,0001
Chrome (mg/L)	0,05	0,05		^{E,TC} 0,0074	^E 0,0089
Cuivre (mg/L)	^{OE} 1	^{OE} 1	^D 0,0008	^{D,TC} 0,00072	0,002
Fer (mg/L)		^{OE} 0,3		^{TC} 1,3	0,3
Plomb (mg/L)	0,01	0,01	^D 0,0018	^{D,TC} 0,0001	0,001
Manganèse (mg/L)	^{OE} 0,05	^{OE} 0,05		^{D,TC} 0,139	
Sélénium (mg/L)	0,01	0,01	0,02	^{TC} 0,005	0,001
Zinc (mg/L)	^{OE} 5	^{OE} 5	^D 0,0095	^{D,TC} 0,0095	0,03
Phosphore total (mg/L)			3	^{TC} 0,03	

^{TC} : toxicité chronique ; ^{OE} : objectif esthétique ; ^{TA} : toxicité aigue ; ^D : critère calculé avec la dureté du milieu récepteur aquatique (dureté de l'eau de la rivière Jacques-Cartier de 5 mg/L) ; ^E : s'applique au CrIII seulement.

1.6. Données chimiques sur les eaux souterraines, de surface, les sols et les sédiments en 2005-2006

L'étude géologique et des données existantes du secteur d'essais de RDDC Valcartier de 1990 à 2005 (Poulin-Talbot et al., 2007) soit la phase I du projet a permis de tirer les conclusions suivantes quant à l'état de la contamination des eaux souterraines, de surface, des sédiments et des sols du secteur d'essais en 2005-2006 i.e. avant le début de ce projet.

Les eaux souterraines du secteur d'essais présentaient à l'automne 2005, des concentrations excédant les critères du MDDEP pour la résurgence dans l'eau de surface et les égouts ou pour l'eau de consommation (critères considérés à titre indicatif seulement) en perchlorate, en RDX et en métaux (chrome, manganèse, zinc, cuivre, aluminium, argent, plomb et baryum).

Les eaux de surface de la rivière Jacques-Cartier présentaient en 2005-2006 des concentrations excédant certains critères de protection de la vie aquatique du MDDEP et du CCME en métaux (mercure, aluminium, cuivre, zinc, plomb, nickel, cadmium, chrome), en hydrocarbures pétroliers C10-C50 et en huiles et graisses minérales. Les lacs Laurie, Griffin et Woodlock présentaient en 2005 pour quelques stations des concentrations excédant certains critères en

composés phénoliques, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et phtalates. La présence de RDX dans le ruisseau Perceval a été mesurée en 2005.

Dans les sols de surface, des dépassements en cuivre, en RDX et en TNT ont été mesurés à l'été 2005 sur le plateau et au site du bâtiment 307. Dans les échantillons issus de forage ou d'excavation : à proximité et à l'intérieur de la cellule de confinement du MDR, des dépassements en composés organiques volatiles (COV), en hydrocarbures pétroliers C10-C50, en huiles et graisses minérales ainsi qu'en métaux (cuivre, mercure, chrome, plomb, sélénium et zinc) ont été mesurés. Les échantillons de sédiments des lacs Laurie, Griffin et Woodlock ont montré des concentrations excédant les critères applicables en plomb, en cadmium, en mercure, en phtalates et en hydrocarbures pétroliers C10-C50.

La carte B1 en annexe B présente la position des zones de fortes concentrations dans les eaux souterraines en différents composés chimiques en 2005. La position des zones de fortes concentrations dans les sols de surface et dans l'eau souterraine en 2005 concorde pour identifier trois principales zones sources de contamination en métaux, perchlorate et matériaux énergétiques :

- Le site actuel de brûlage et de démolition (zone E, figure 1.2);
- la zone près du bâtiment 307 (zone A, figure 1.2);
- la butte naturelle (au nord de la zone du bâtiment 307, zone A figure 1.2).

1.7. Modèle conceptuel de l'écoulement de l'eau et du transport de contaminants

L'écoulement de l'eau et le transport potentiel des contaminants des zones sources vers la rivière Jacques-Cartier s'effectuent selon le modèle conceptuel présenté à la figure 1.7.

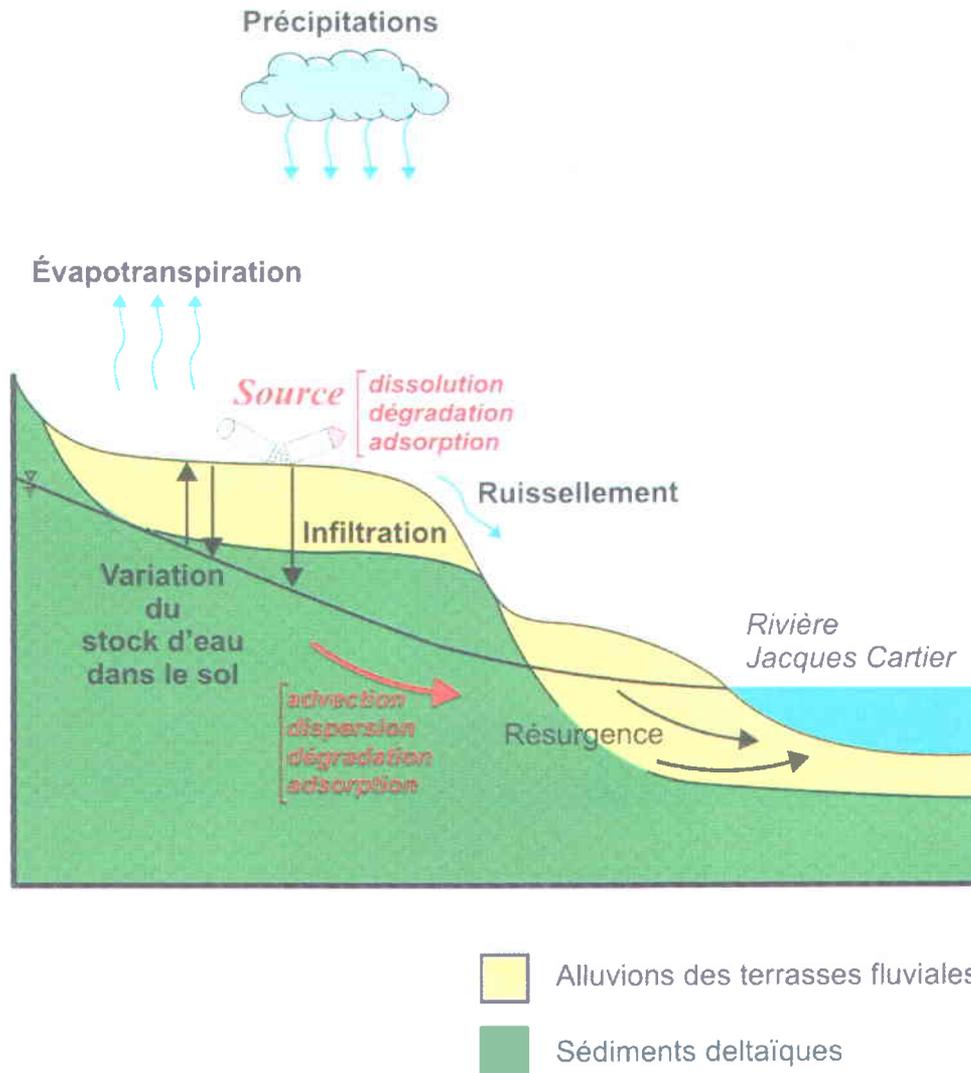


Figure 1.7 : Modèle conceptuel de l'écoulement de l'eau et du transport potentiel de contaminants

Les contaminants présents à la source peuvent se dissoudre dans l'eau sous l'effet des précipitations, se dégrader ou s'adsorber aux particules de sol. L'eau provenant des précipitations s'évapore dans l'atmosphère, s'infiltré vers la nappe, ruisselle sur le sol et s'accumule dans la zone non saturée en proportions variables. Le transport des contaminants présents dans l'eau souterraine s'effectue par advection, dispersion et certains contaminants peuvent être adsorbés et dégradés. L'eau et les contaminants potentiels peuvent atteindre la rivière par deux processus soit la résurgence de l'eau souterraine et le ruissellement.

2. Chapitre 2 : Méthodologie

Les travaux ont été réalisés dans le but de comprendre les chemins possiblement empruntés par la contamination et son impact potentiel sur le principal milieu récepteur aquatique du secteur, la rivière Jacques-Cartier. L'organigramme présenté à la figure 2.1 explique le rôle des différentes mesures et analyses sur l'atteinte des objectifs. Le lecteur pourra s'y référer au fil des sections afin de mettre en perspective les différents travaux réalisés.

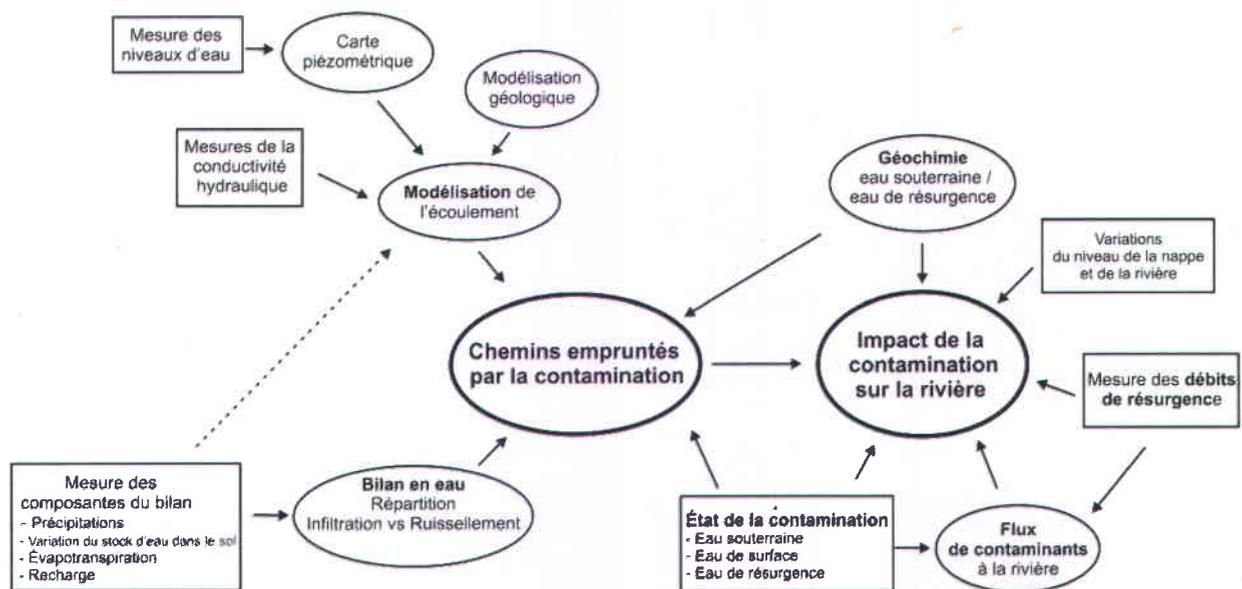


Figure 2.1 : Organigramme du projet. Les éléments encadrés sont des mesures ou des calculs simples alors que ceux encerclés sont des interprétations ou des analyses plus poussées.

Les travaux de terrain au secteur d'essais de RDDC Valcartier ont débuté à l'automne 2005 et sont encore en cours. Ces travaux et les résultats obtenus seront présentés en détail dans les sections suivantes. Il est à noter qu'en plus de leur installation, les instruments bien que fonctionnant de façon autonome demandent un entretien régulier. Les lysimètres, les sondes TDR (Time Domain Reflectometry) et la station météorologique demandent de récupérer les données et de vérifier leur fonctionnement régulièrement. Ils sont alimentés en électricité par des batteries marines de 12 volts qui sont rechargées par des panneaux solaires depuis 2007. Le

déroulement de l'ensemble de l'instrumentation et des travaux effectués au secteur d'essais par l'INRS de l'automne 2005 à l'été 2008 se résume comme suit:

- Automne 2005 Mesure de niveaux d'eau dans les puits
Installation de lysimètres passifs
Installation de capteurs de pression dans les puits et dans la rivière
Observations géologiques
Échantillonnage de sols
- Hiver 2006 Installation des sondes TDR
Mesure du couvert de neige
- Printemps 2006 Installation de la station météorologique
- Été 2006 Essais à choc hydraulique dans les puits
Essais au perméamètre de Guelph
Essais à l'infiltromètre à tension
Échantillonnage de puits – méthode à faible débit
Travaux en rivière
Installation de demi-barils, de mini-piézomètres, de piézomètres
Mesure de débit
- Automne 2006 Échantillonnage des demi-barils et piézomètres en rivière
Forage de 9 puits par la méthode à poussée directe
- Hiver 2007 Mesure de niveau d'eau dans les puits
Mesure du couvert de neige
- Été 2007 Installation d'un pluviomètre
- Automne 2007 Échantillonnage des nouveaux puits
- Hiver 2008 Mesure du couvert de neige
- Printemps 2008 Démantèlement de plusieurs instruments
- Été 2008 Récupération du capteur de pression dans la rivière

La figure 2.2 présente la localisation des puits d'observation forés par l'INRS, des capteurs de pression installés dans les puits et dans la rivière Jacques-Cartier et des sites d'instrumentation (lysimètres passifs, sondes TDR, station météorologique).

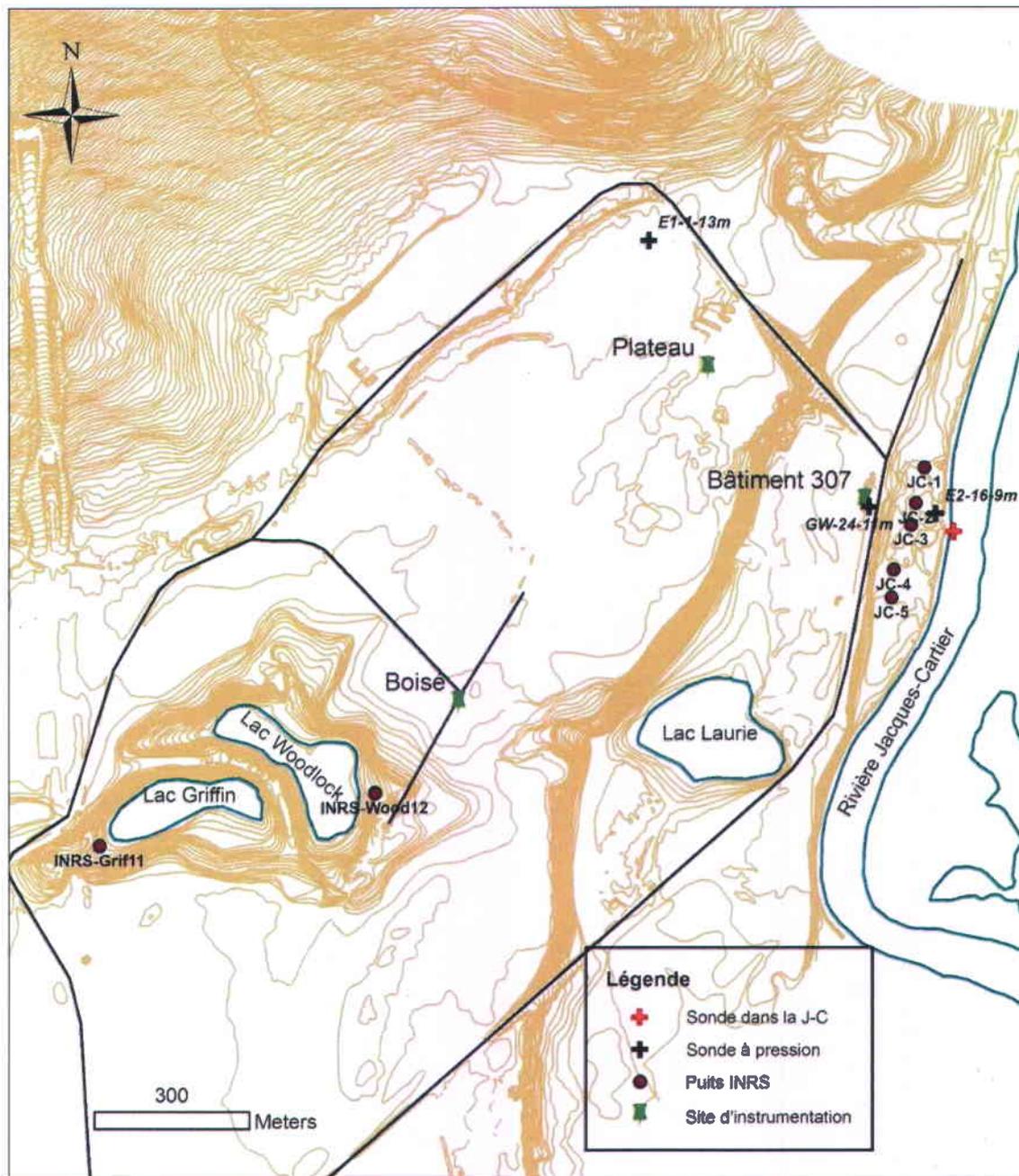


Figure 2.2 : Localisation des sites d'instrumentation, des sondes à pression et des puits forés par l'INRS

2.1. Sécurisation des sites

La présence potentielle d'obus non explosés sur l'ensemble du territoire étudié a demandé des précautions particulières lors des travaux de terrain; ces obus risquant d'exploser sous l'effet

d'une augmentation de pression ou même de température. Tous les travaux demandant la moindre excavation ont donc été réalisés à la suite d'une sécurisation du site par un artificier.

2.2. Mesures de la conductivité hydraulique des matériaux géologiques

La conductivité hydraulique (K) correspond à l'aptitude du milieu poreux à laisser passer l'eau. Sa valeur a une grande influence sur la vitesse à laquelle l'eau souterraine s'écoule et sa variabilité influence la trajectoire de l'écoulement. La conductivité hydraulique de chaque unité hydrostratigraphique est un important paramètre d'entrée de la modélisation de l'écoulement de l'eau souterraine réalisée par Martel et al. (2008).

2.2.1. Analyses granulométriques

La granulométrie donne la composition des particules élémentaires du sol en pourcentage de masse. Les données granulométriques permettent de calculer, par une formule empirique adaptée du modèle de Kozeny-Carmen (Bear, 1972), la conductivité hydraulique à saturation K_{d10} à partir de la valeur de la taille des particules correspondant à un pourcentage passant de 10 % (d_{10}).

$$K_{(d_{10})}(m/s) = \frac{C\rho g d_{10}^2}{\nu} = \frac{Cg d_{10}^2}{u} \quad (2.1)$$

où

$$C = 6,54 \times 10^{-4}$$

ρ est la masse volumique de l'eau à 20° C = 998,20 kg/m³

g est l'accélération gravitationnelle = 9,81 m/s²

μ est la viscosité dynamique de l'eau à 20° C = 9,86 x 10⁻⁶ kg/m/s

ν est la viscosité cinématique de l'eau à 20° C = $\mu / \rho = 1,01 \times 10^{-6}$ m²/s

Les 6 échantillons utilisés pour les analyses granulométriques ont été prélevés lors de l'installation des lysimètres passifs (figure 2.2), leurs coordonnées GPS et leurs profondeurs sont indiquées au tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Localisation des échantillons pour l'analyse granulométrique

Échantillon	Site d'instrumentation	Position (UTM NAD83 zone 19)		Profondeur (cm)	Unité géologique
		X (m)	Y (m)		
SL-1-A	Bâtiment 307	308810	5200373	90-110	Alluvions des terrasses fluviales
SL-1-B	Bâtiment 307	308814	5200366	38-58	
SL-2-A	Plateau	308510	5200637	30-40	Sédiments deltaïques
SL-2-B	Plateau	308510	5200637	40-65	
SL-2-C	Plateau	308510	5200637	65-85	
SL-3	Boisé	308012	5199997	80-100	

2.2.2. Essais à choc hydraulique

Des essais à choc hydraulique, ou essais de perméabilité à charge variable, ont été réalisés entre le 20 juillet et le 4 août 2006 sur plusieurs puits existants et ont été analysés dans 9 puits (E6-9, E6-17-35m, E6-7-17m, E6-7-23m, E6-2-14m, E6-15-30m, E2-10-19m, E2-11-15m, E2-3-15m), Le 2 novembre 2007, des essais ont été faits sur 8 nouveaux puits (INRS-JC-1, INRS-JC-2, INRS-JC-3, INRS-JC-4, INRS-JC-5, INRS-Griff-11s, INRS-Griff-11d et INRS-Wood-12d) afin de déterminer la conductivité hydraulique saturée des matériaux géologiques.

Les essais de l'été 2006 ont été réalisés en abaissant le niveau d'eau du puits en imposant une pression d'air avec une pompe. La lecture de la remontée des niveaux d'eau a été effectuée à l'aide de capteurs de pression HOBO U20 Water Level Logger et Solinst placés au fond du puits. L'interprétation des données a été faite selon la méthode Bouwer et Rice (1976), qui est une généralisation de la méthode de Hvorslev dans le cas d'un puits pénétrant partiellement un aquifère à nappe libre. Cette méthode fournit la conductivité hydraulique (K) en procédant avec le graphique semi-log de $\log(H/H_i)$ versus t (Chapuis, 1999). Un exemple de feuille de calcul pour cette méthode est présenté à la figure E1 à l'annexe E.

Les essais de novembre 2007 ont été faits en retirant manuellement de l'eau du puits avec une écope à bille. La lecture des niveaux d'eau a été faite avec des capteurs de pression HOBO U20 Water Level Logger et l'interprétation a été faite par les méthodes de Bouwer et Rice (1976) et de Butler et Garnett (2000). La méthode de Butler et Garnett permet d'analyser les essais de perméabilité réalisés dans des formations de grande conductivité hydraulique et elle s'applique dans le cas d'aquifère libre ou captif lorsque le puits pénètre partiellement l'aquifère. Ces essais sont caractérisés par une courbe de la charge en fonction du temps d'aspect oscillatoire. La conductivité hydraulique est obtenue en superposant des courbes types avec la courbe des données normalisées (Butler et Garnett, 2000). La méthode de calcul, plus complexe que celle de Bower et Rice (1976), est décrite en détails dans le document de Butler et Garnett (2000).

2.2.3. Perméamètre de Guelph

Du 24 juillet au 3 août 2006, 10 essais au perméamètre de Guelph (Modèle 2800K1, Soilmoisture Equipment Corp., Santa Barbara, CA) sur 8 sites ont été réalisés. Le perméamètre de Guelph est fondé sur le principe de la mesure de l'écoulement cylindrique depuis un trou cylindrique vers un milieu homogène non saturé et permet de déterminer la conductivité hydraulique saturée au champ de la zone non saturée (K_{fs}). Il est constitué d'un dispositif de mariolette assurant un niveau d'eau constant dans le trou cylindrique (figure 2.3) (Soilmoisture Equipment corp., 2006).



Figure 2.3: Perméamètre de Guelph (tirée de Allaire, 2003)

Une hauteur d'eau à l'intérieur du trou ($H_1=5$ cm puis $H_2=10$ cm) est maintenue et le débit d'eau nécessaire pour garder un régime permanent (trois lectures consécutives donnant le même flux (R_1 et R_2 en cm/s)) est mesuré. La conductivité hydraulique K_{fs} se calcule pour 2 hauteurs d'eau avec la méthode suivante (Soilmoisture Equipment corp., 2006) :

$$K_{fs} = G_2Q_2 - G_1Q_1 \quad (2.2)$$

$$K_{fs} = G_2(x_2 \text{ ou } y_2)R_2 - G_1(x_1 \text{ ou } y_1)R_1$$

Dans notre cas :

$$K_{fs} = [0,0041(x \text{ ou } y) R_2] - [0,0054(x \text{ ou } y)R_1] \quad (2.3)$$

où Q_2 et Q_1 sont les débits, G_2 et G_1 sont fonction du rayon du trou r , des hauteurs d'eau H et des facteurs de forme C alors que x et y sont les surfaces des réservoirs utilisés ($x = 35,22$ cm² et $y = 2,15$ cm²).

Si la valeur obtenue est négative, il faut procéder avec la méthode à une hauteur d'eau et faire la moyenne des 2 valeurs obtenues (Soilmoisture Equipment corp., 2006).

$$K_{fs} (cm/sec) = \frac{CQ}{2\pi H^2 + C\pi r^2 + \frac{2\pi H}{\alpha^*}} \quad (2.4)$$

où $\alpha^* = 0,36$ cm⁻¹ pour des sables grossiers (Soilmoisture equipment corp., 2006).

Les valeurs de K_{fs} qui peuvent être mesurées avec le perméamètre de Guelph varient entre 10^{-4} et 10^{-8} m/s. La localisation des essais au perméamètre de Guelph est présentée à la figure 2.4. La répartition des essais sur le secteur a été déterminée afin de caractériser chaque unité géologique ainsi que les sites d'instrumentation.

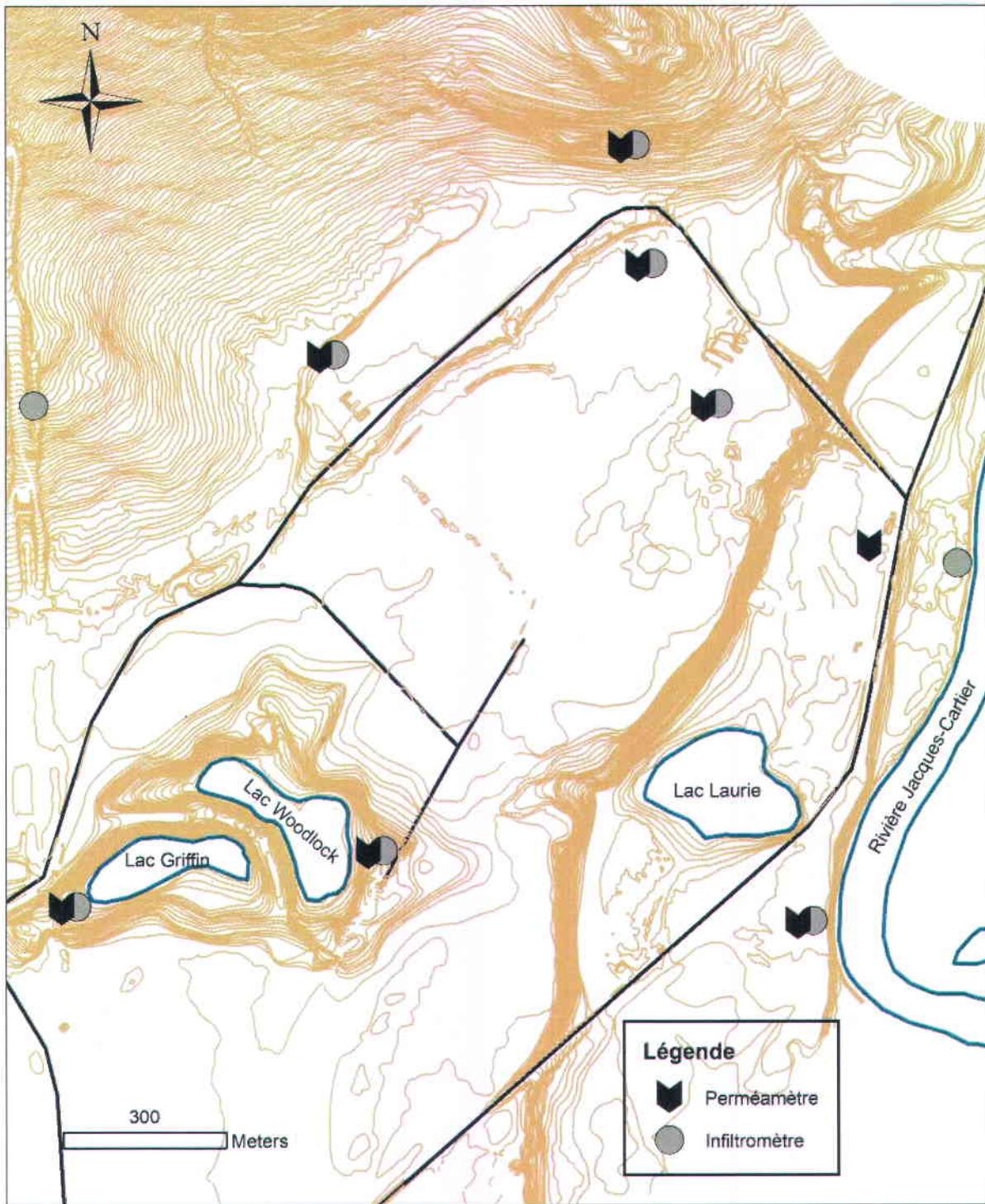


Figure 2.4 : Localisation des essais au perméamètre de Guelph et à l'infiltromètre à tension

2.2.4. Infiltromètre à tension

Du 26 juillet au 3 août 2006, 11 essais à l'infiltromètre à tension (Modèle 2825K1, Soilmoisture Equipment Corp., Santa Barbara, CA) sur 10 sites ont été réalisés. L'infiltromètre à tension mesure la conductivité hydraulique non saturée ($K\psi$) du sol. Cette donnée renseigne sur la quantité maximale d'eau infiltrable dans la couche de surface. Le débit d'eau d'un infiltromètre à tension est tridimensionnel et est le résultat de l'action descendante gravimétrique, des forces des actions capillaires dans toutes les directions et de la géométrie particulière de la source (Hussen et Warrick, 1995). Ce dispositif est semblable à celui du perméamètre de Guelph mais un disque poreux relié à des tubes supplémentaires est ajouté (figure 2.5). L'essai s'effectue sur une surface lisse sur laquelle de la poudre de silice est ajoutée pour faciliter le contact hydraulique au lieu d'un trou aménagé dans le sol.



Figure 2.5 : Infiltromètre à tension (tiré de Soilmoisture Equipment corp., 1997)

La méthode à tensions multiples a été utilisée lors des essais au secteur d'essais. Dans cette méthode, un tensiomètre est utilisé pour trouver le débit à 2 tensions ou plus; la plus haute tension étant appliquée en premier (Hussen et Warrick, 1995). Le disque poreux avait un diamètre de 20 cm et le réservoir sur lequel les variations de niveau d'eau étaient lues avait une surface de $y = 2,15 \text{ cm}^2$ ou $x = 35,22 \text{ cm}^2$. Trois essais ont été réalisés à des tensions respectives de -150, -100 et -50 mm environ. Le calcul de $K\psi$ comprend plusieurs étapes graphiques mais se résume par les équations suivantes :

$$\lambda_c = \frac{|h_2 - h_1|}{|\ln(Q_2 / Q_1)|} \quad (2.5)$$

$$Q = K_s \exp\left(\frac{h}{\lambda_c}\right) \left[1 + \frac{4\lambda_c}{\pi r_0}\right] \quad (2.6)$$

$$K = K_s \exp\left(\frac{h}{\lambda_c}\right) \quad (2.7)$$

où

λ_c est la longueur capillaire des macrospores

h est la tension

Q est le débit à l'équilibre par unité de surface

K_s est la conductivité hydraulique saturée et K , la conductivité hydraulique non saturée

r_0 est le rayon du disque de l'infiltromètre

La localisation des essais à l'infiltromètre à tension est présentée à la figure 2.4. Tout comme pour les essais au perméamètre de Guelph, la localisation des essais à l'infiltromètre à tension a été déterminée afin de caractériser chaque unité géologique ainsi que les sites d'instrumentation.

2.3. Évaluation du bilan en eau

2.3.1. Revue de littérature et justification de la méthode de détermination du bilan en eau

2.3.1.1. Hydrogéologie

En hydrogéologie, la composante du bilan en eau que l'on cherche généralement à déterminer est la recharge de la nappe d'eau souterraine. L'application peut être l'évaluation de la ressource en eau ou de la vulnérabilité de l'aquifère aux contaminants. (Scanlon et al., 2002). Il existe différentes méthodes d'évaluation de la recharge, le choix de la méthode dépend de l'objectif de l'étude, de l'échelle spatiale et temporelle du problème, du type de climat, des conditions géologiques et des moyens financiers. Pour réduire l'incertitude sur la mesure de la recharge, Scanlon et al. (2002) suggèrent d'utiliser la combinaison de plusieurs approches. Les méthodes basées sur des mesures des eaux de surface (bilan en eau par mesure de débits en rivière et de débits de résurgence) ou de la zone non saturée (la modélisation numérique de l'écoulement, essais de traceur, lysimètres, loi de Darcy, etc.) donnent des estimations de la recharge potentielle de la nappe alors que les techniques de mesure dans l'eau souterraine (modélisation numérique, essais de traceur, fluctuation de la hauteur de la nappe, etc.) donnent la recharge réelle.

Les inconvénients concernant les mesures dans la zone non saturée que Scanlon et al. (2002) font ressortir sont les suivants :

- le fait que les mesures soient ponctuelles peut être peu représentatif de l'ensemble de la zone d'étude particulièrement si de l'écoulement préférentiel est observé;
- l'approche par bilan en eau n'est pas précise pour une recharge faible dans les climats aride et semi-aride ou lorsque que le pas de temps est trop long.

2.3.1.2. Hydrologie

En hydrologie, le bilan en eau est généralement déterminé à l'échelle du bassin versant ce qui permet une évaluation précise des quantités d'eau entrant (toutes les précipitations et juste les précipitations) et sortant du domaine notamment par la mesure de débit en rivière. Par cette méthode de bilan en eau, on ne différencie pas toujours l'arrivée d'eau dans la rivière par le ruissellement de celle par l'eau souterraine (Kosugi et Katsuyama, 2007). La composante du bilan dont les méthodes d'évaluation portent le plus à discussion est l'évapotranspiration (Kosugi et Katsuyama, 2007; Frühauf et al., 1999). Les modèles d'évaluation sont nombreux et les paramètres à mesurer pour les utiliser sont variés et parfois difficiles à obtenir comme mentionné précédemment.

2.3.1.3. Agronomie

En agronomie, l'instrumentation de la zone non saturée (par des sondes TDR, des tensiomètres, des lysimètres) est généralement utilisée afin de déterminer les composantes du bilan en eau (Doussan et al., 2002; Plauborg, 1995). La composante du bilan sur laquelle les méthodes d'évaluation portent le plus à discussion est aussi l'évapotranspiration (Lopez-Urrea et al., 2006). L'objectif généralement poursuivi par les études en agronomie est la détermination de la quantité d'eau requise pour la croissance optimale des plantes, le bilan en eau s'établit donc sur un domaine contenu dans la zone non saturée. On s'intéresse parfois aussi au flux de contaminants en provenance du champ vers les eaux souterraines ou de surface.

Dans le cadre du projet, le bilan en eau a été déterminé dans le but de comprendre les chemins empruntés par l'eau et la contamination du site vers la rivière Jacques-Cartier. Dans ce contexte, une méthode sur mesure adaptée à nos objectifs a été élaborée en fonction des particularités de la zone à l'étude et du projet :

- Le secteur d'essais est une petite zone qui constitue une partie de versant de colline et non un bassin versant ce qui ne permet pas l'utilisation de méthode classique de

l'hydrogéologie et l'hydrologie pour la détermination exacte notamment des quantités d'eau entrant et sortant de la zone (par la mesure des débits en rivière).

- Une méthode de mesure ponctuelle sur trois sites a été choisie. Ces sites ne représentent pas nécessairement l'ensemble du territoire du secteur d'essais, mais surtout les zones d'intérêt. Les sites d'instrumentation du plateau et du bâtiment 307 sont représentatifs des zones les plus utilisées et contaminées alors que le site du boisé représente une zone de végétation différente, utilisée moins intensivement. De plus, la géologie du secteur ne laisse pas présager la présence d'importants écoulements préférentiels.
- Afin d'augmenter la précision du bilan en eau, un pas de temps court allant de 10 minutes à une journée a été utilisé dans la mesure des composantes du bilan. De plus, pour un climat tempéré continental humide, la répartition de l'eau entre les différentes composantes du bilan demeure assez uniforme et du même ordre de grandeur.
- Les méthodes de mesure dans la zone non saturée utilisées dans le cadre du projet sont généralement utilisées pour des applications en agronomie. Bien qu'il s'agisse d'un problème d'hydrogéologie, ces méthodes sont les mieux adaptées à l'échelle spatiale et temporelle du problème à résoudre.
- Plusieurs techniques ont été utilisées pour l'évaluation de certaines composantes du bilan notamment les précipitations, la recharge et le ruissellement ce qui permet d'évaluer la précision et de valider les résultats obtenus.

Après la détermination avec un pas de temps court des composantes du bilan en eau, leur répartition est ensuite interprétée à l'échelle de la saison. De plus, les dates des saisons considérées ont été déterminées en fonction des conditions climatiques réelles sur le terrain.

2.3.2. Détermination des composantes du bilan en eau

La détermination des composantes du bilan permet de quantifier l'importance des différents processus d'écoulement et de stockage de l'eau sur le secteur et, par conséquent, les chemins empruntés par la contamination potentielle. Le bilan en eau a été établi de façon détaillée aux 3 sites d'instrumentation (figure 2.2). Le bilan en eau d'un site s'établit en déterminant l'ensemble de ses composantes inter- reliées de la façon suivante:

$$\begin{aligned} \text{Recharge (I)} = & \text{Précipitation (P)} - \text{Ruissellement (R)} - \text{Évapotranspiration (ET)} \\ & - \text{Variation du stock d'eau dans le sol } (\Delta_{\text{eau du sol}}) \end{aligned} \quad (2.8)$$

2.3.2.1. Précipitations

Stations météorologiques

Une station météorologique a été installée au site d'instrumentation du plateau du secteur d'essais le 18 mars 2006. Cette station de marque Vantage Pro avec une console Weatherlink 5.6 (Davis Instruments, Hayward, CA) enregistrait les précipitations liquides, la température, la vitesse et la direction du vent (figure 2.6). Les données de cette station météorologique sont disponibles du 2 avril 2006 au 21 juillet 2006 et du 14 octobre au 5 décembre 2006. Par contre, la console ne résistait pas à des températures inférieures à -10°C ; elle n'était donc pas en fonction durant l'hiver. De fréquents problèmes de communication avec la console rendaient la station peu fiable et son utilisation a été abandonnée lors d'une tentative d'installation à l'été 2007. Par la suite, un pluviomètre branché sur un système d'acquisition CR10 (Campbell Scientific, Edmonton, Alberta) a été installé sur le site le 12 septembre 2007. Les données sont disponibles du 12 septembre 2007 au 28 octobre 2007. Étant donné la discontinuité des mesures de précipitation prises par ces instruments, les données quotidiennes de précipitations solides et liquides provenant de la station météorologique de l'héliport de la Garnison Valcartier située à environ 3 km du secteur d'essais ont aussi été considérées dans l'établissement du bilan en eau.



Figure 2.6 : Station météorologique Vantage Pro avec la console Weatherlink 5.6

Mesures du couvert de neige

Des mesures du couvert de neige ont été effectuées avec un carottier de 4.13 cm de diamètre intérieur avec des sections de 0.83 m de longueur (Federal Snow Sampler, Geo Scientific Ltd., Vancouver, BC) sur plusieurs sites du secteur à trois reprises soit le 17 mars 2006, le 15 mars 2007 et le 2 avril 2008. Ces mesures permettent de déterminer la précipitation réelle accumulée au sol sur le site avant la période de fonte du printemps.

Les mesures de l'hiver 2006 ont été effectuées conformément à la méthode d'échantillonnage de la neige du Ministère des Richesses Naturelles de 1966 (Bernier et al., 2006). Les photos des figures 2.7 à 2.9 ont été prises en mars 2006. Aux hivers 2007 et 2008, le protocole a aussi été suivi, à l'exception que les différentes mesures en un site ont été prises dans un rayon de quelques mètres seulement alors que le protocole prescrit plutôt de prendre des mesures plus espacées le long d'une ligne. Par contre, cette procédure correspond davantage à notre méthode de calcul du bilan en eau site par site.



Figure 2.7: Enfouissement du carottier



Figure 2.8: Pesée du carottier



Figure 2.9: Nettoyage du bout du carottier

2.3.2.2. Ruissellement

Le ruissellement de surface est l'écoulement diffus de l'eau sur le sol avant d'atteindre un cours d'eau (Rousseau, 2007). L'estimation du ruissellement se fait généralement à partir de la séparation graphique de l'hydrogramme de rivière qui est une représentation de la variation temporelle des débits dans une section d'un cours d'eau (Gilli et al., 2004). Cette méthode ne s'applique qu'à l'échelle d'un bassin versant alors que le secteur d'essais n'est que sur un versant. De plus, il n'y a pas de station hydrométrique sur la rivière Jacques-Cartier au secteur d'essais ce qui rend cette méthode inutilisable dans cette étude.

Par contre, selon Gélinas et Therrien (2001), le ruissellement d'été peut s'estimer par une méthode empirique à partir du coefficient de ruissellement. Le ruissellement (R) correspond, sur un terrain donné, à une fraction des précipitations (P) :

$$R = C P \quad (2.9)$$

Le coefficient de ruissellement (C) varie de 0 à 1 et dépend de la topographie du terrain C_t , du type de sédiments C_s et du type de couvert végétal C_c .

$$C = 1 - (C_t + C_s + C_c) \quad (2.10)$$

Des valeurs typiques de coefficient sont présentées au tableau 2.2.

Tableau 2.2: Valeurs typiques des coefficients C_t , C_s et C_c (tirée de Gélinas et Therrien, 2001)

Coefficient	Valeur	Caractéristiques
C_t	0.3	Terrain à pente douce
	0.2	Pente moyenne 3 à 30 m/km
	0.1	Collines, pente de 30 à 45 m/km
C_s	0.1	Terrain argileux
	0.2	Terrain argile et gravier (till)
	0.4	Terrain sable et gravier
C_c	0.1	Terrain agricole, culture
	0.2	Forêt

La quantité de ruissellement varie selon les saisons et ces coefficients ne sont valides que l'été. En théorie, le ruissellement est considéré nul en hiver. Il sera plus élevé au printemps car la quantité d'eau qui s'infiltre dépend de la teneur en eau du sol. Dans le cadre de ce projet, le ruissellement est évalué à partir des autres composantes du bilan en eau (précipitations, recharge, évapotranspiration, variation du stock d'eau dans le sol) et du coefficient de ruissellement lors de l'établissement des bilans en eau saisonniers. Il est à noter que le coefficient de ruissellement C entre dans le calcul de l'évapotranspiration réelle.

2.3.2.3. Variation du stock d'eau dans le sol

La quantité d'eau ou le stock d'eau contenu dans une couche de sol se calcule en multipliant la teneur en eau (θ) obtenue par les sondes TDR par l'épaisseur de la couche de sol. La variation du stock d'eau du sol ($\Delta_{\text{eau du sol}}$) est la somme des variations du stock d'eau des différentes couches entre le début et la fin de la période d'observation.

Les sondes TDR (Time Domain Reflectometry) permettent de mesurer la teneur en eau volumique du sol de façon indirecte (figure 2.10). Le principe s'appuie sur les propriétés diélectriques du sol qui dépendent principalement de sa teneur en eau. La sonde TDR envoie un signal électromagnétique à travers un câble coaxial terminé par deux ou trois électrodes. Le temps de propagation est estimé par un oscilloscope. La vitesse de propagation du signal est fonction de la teneur en eau du sol (Dalton, 1992).

Trois sondes TDR (Campbell Scientific, Edmonton, Alberta) de 30 cm de long ont été mises en place au site d'instrumentation du plateau à des profondeurs de 32, 61 et 95 cm le 21 décembre 2005 (figure 2.11). Le système d'acquisition CR10 a été installé le 24 janvier 2006 et enregistre des teneurs en eau à toutes les heures. Les sondes installées permettent une connaissance des teneurs en eau de la couche superficielle du sol alors que la zone non saturée à une profondeur allant jusqu'à près de 30 m dans ce secteur du plateau.



Figure 2.10: Sonde TDR - Time Domain Reflectometry (tirée de Allaire, 2003)



Figure 2.11 : Sondes TDR mises en place au plateau

2.3.2.4. Évapotranspiration

L'évapotranspiration est la quantité d'eau transférée du sol vers l'atmosphère par évaporation et transpiration des plantes (Rousseau, 2007). L'évapotranspiration potentielle correspond à la quantité maximale d'eau susceptible d'être évaporée sous un climat donné par un couvert végétal continu bien alimenté en eau (Rousseau, 2007). Des différentes parties du cycle de l'eau, l'évapotranspiration est souvent considérée comme le point le plus délicat à évaluer. Contrairement aux pluies ou aux écoulements qui peuvent faire l'objet d'une approche quantitative satisfaisante, bien que peu précise, il est actuellement très difficile de mesurer directement le flux de vapeur d'eau dans l'atmosphère. L'évapotranspiration dépend de nombreux facteurs : température du sol, de l'air et de l'eau ; hygrométrie de l'air ; état et quantité d'eau contenue dans le sol ; rayonnement solaire ; vent et pression atmosphérique ; nature et état de la végétation ; topographie et exposition (Gallichand, 1995).

L'évapotranspiration potentielle (ETp) peut être évaluée à l'aide de nombreuses méthodes dont celles de Thornthwaite, Turc, Primault, Penman et FAO-Penman-Monteith (Gallichand, 1995). La méthode de Thornthwaite permet le calcul de l'évapotranspiration potentielle à partir uniquement des données climatiques et de la latitude du site (Gélinas et Therrien, 2001). Plusieurs des autres méthodes requièrent de nombreux paramètres difficiles à mesurer. Par exemple la méthode de Penman-Monteith requiert la tension de vapeur, la pression d'air et le rayonnement net (Rousseau, 2007).

Toujours selon Rousseau (2007), l'évaluation de l'évapotranspiration réelle (ETr) peut se faire par différentes approches. Un bilan de masse permet d'obtenir la valeur à partir des autres composantes du bilan en eau. Un bilan d'énergie requiert les mesures de la température et de la tension de vapeur à deux hauteurs de référence dans l'atmosphère alors que la méthode de corrélation des tourbillons requiert les fluctuations de vitesse verticale et de densité de vapeur. L'évapotranspiration réelle s'estime aussi à partir de l'évapotranspiration potentielle; des mesures de teneur en eau sont alors requises.

Évapotranspiration potentielle

La formule de Thornthwaite à l'échelle de la journée tirée du manuel de référence CEQUEAU (Morin et Paquet, 2007) a été utilisée pour l'estimation de l'évapotranspiration potentielle au secteur d'essais. Cette méthode est bien adaptée au climat à précipitations régulières (Gilli et al., 2004) et requiert la mesure de paramètres convenant bien au contexte du projet. Les températures moyennes quotidiennes nécessaires au calcul ne sont pas disponibles à la station météorologique de l'Héliport de la Garnison Valcartier, elles ont donc été calculées à partir des valeurs de températures minimales (T_{\min}) et maximales (T_{\max}) quotidiennes de cette station. Suite à la comparaison entre les valeurs maximales, minimales et moyennes quotidiennes de la station de Sainte-Catherine de la Jacques-Cartier, la formule suivante a été utilisée pour déterminer la température moyenne au secteur d'essais :

$$T_{\text{moy}} = (T_{\max} + T_{\min})/2 - 0.5 \quad (2.11)$$

L'évapotranspiration potentielle de la formule de Thornthwaite se calcule comme suit :

$$ETp = 0.53289 \left(10TJE / XIT \right)^{XAA} \cdot f(\lambda) \quad (2.12)$$

où

ETp : évapotranspiration potentielle quotidienne (mm)

XIT : indice thermique annuel = \sum i des 12 mois précédents (mémoire thermique) avec l'indice mensuel $i = (t/5)^{1,51}$

TJE : température moyenne du jour (°C)

XAA: exposant de la formule :

$$XAA = 6,75 \cdot 10^{-7} XIT^3 - 7,71 \cdot 10^{-5} XIT^2 + 1,79 \cdot 10^{-2} XIT + 0,492 \quad (2.13)$$

$f(\lambda)$: facteur qui est fonction de la latitude et de la saison :

$$f(\lambda) = \frac{2}{\pi} \cos^{-1} \left\{ -\tan \left[\sin^{-1} \left(23.45 \cdot \frac{\pi}{180} \cdot \sin(2\pi(J - JOEVA)/365) \right) \right] \tan \lambda \right\} \quad (2.14)$$

J : jour julien (de 1 à 365)

JOEVA : paramètre déterminant la date de l'insolation maximale de l'année, égale à 80

λ : latitude

Évapotranspiration réelle

L'évapotranspiration réelle (ET_r) a été évaluée au site d'instrumentation du plateau là où les teneurs en eau (θ) ont été mesurées. La méthode de calcul utilisée est adaptée de Gélinas et Therrien (2001) en fonction des mesures disponibles.

$$\text{Si } P_{\text{eff}} + \Delta\text{RAS} < \text{ET}_p : \text{ET}_r = P_{\text{eff}} + \Delta\text{RAS} \quad (2.15)$$

$$\text{Si } P_{\text{eff}} + \Delta\text{RAS} > \text{ET}_p : \text{ET}_r = \text{ET}_p$$

Les précipitations efficaces (P_{eff}) correspondent à la fraction des précipitations qui ne ruisselle pas. Elles ont été calculées pour le site du plateau à partir du coefficient de ruissellement C :

$$P_{\text{eff}} = P - P C \quad (2.16)$$

La variation de l'eau emmagasinée disponible dans la couche supérieure de sol (ΔRAS), correspond à la différence entre la teneur en eau de la couche supérieure de sol la journée précédente (θ_{j-1}) et la teneur en eau de cette couche la journée considérée (θ_j) multiplié par l'épaisseur de la zone racinaire (e):

$$\Delta\text{RAS} = (\theta_{j-1} - \theta_j) e \quad (2.17)$$

Sur les sites d'instrumentation, la végétation n'est pas très vigoureuse (herbe basse et très peu fournie au 307 et au plateau, mousses au boisé), l'épaisseur de la zone racinaire a donc été estimée à environ 10 cm.

Ainsi, lorsque la quantité d'eau emmagasinée dans la couche superficielle du sol a augmenté, cette eau ne s'est pas évaporée. Si les précipitations efficaces et la variation de l'eau emmagasinée disponible (ΔRAS) sont inférieures à l'évapotranspiration potentielle alors l'évapotranspiration réelle est limitée par cette valeur, sinon elle est égale à l'évapotranspiration potentielle.

2.3.2.5. Recharge

Lysimètres passifs

Le lysimètre est un instrument permettant d'étudier les flux d'eau dans le sol et ses substances dissoutes. Il donne directement l'infiltration en eau sous la zone racinaire ou la recharge potentielle. L'instrument utilisé, un lysimètre passif (Drain Gauge Gee Passive Capillary Lysimeter, Decagon Devices, Pullman, WA) est composé d'un tuyau de métal dans lequel du sol non remanié est inséré en enfonçant le tuyau dans le sol ainsi que d'une mèche capillaire à sa base qui facilite le mouvement descendant de l'eau jusqu'au réservoir (siphon) (figures 2.12 et 2.13).

Le volume d'eau est alors mesuré par un système diélectrique qui transmet l'information à un dispositif d'enregistrement de données à la surface. Les données obtenues sont des voltages en fonction du temps enregistrées à toutes les 10 minutes. Chaque pic de voltage témoigne d'un évènement de vidange du réservoir correspondant à 1 mm de drainage (Decagon Devices, 2006).

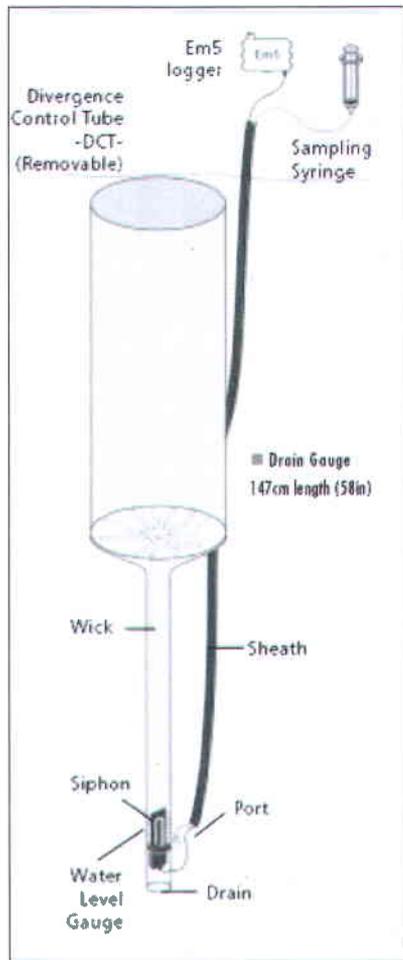


Figure 2.12 : Schéma d'un lysimètre passif Drain Gauge (tirée de Decagon Devices, 2006).

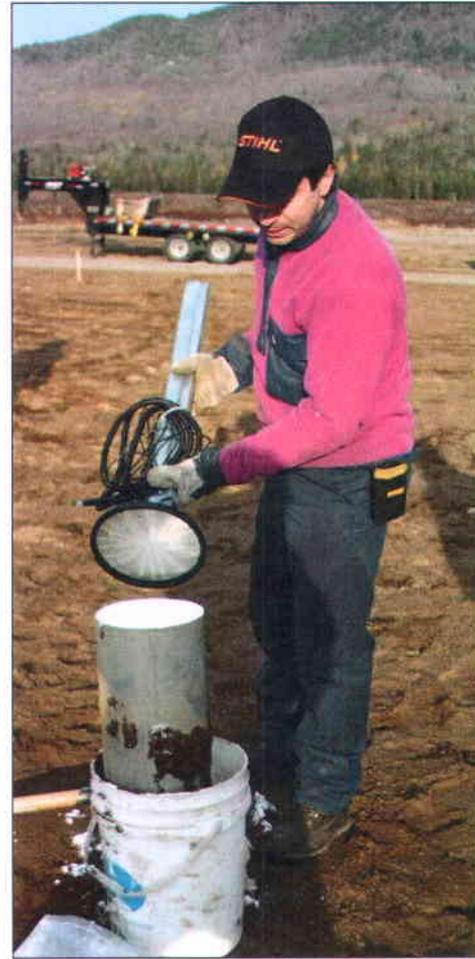


Figure 2.13: Lysimètre passif avant son installation

Trois lysimètres passifs ont été installés aux sites d'instrumentation du secteur d'essais (figure 2.2). Les sites du plateau et du bâtiment 307 ont été choisis afin de bien représenter les zones sources de contamination et en fonction des contraintes d'utilisation du terrain alors que le site du boisé représente la zone sud-ouest du secteur. L'acquisition de données sur les lysimètres a débuté le 25 novembre 2005. Les figures C1 à C6, en annexe C sont des photos montrant leur installation comprenant la sécurisation du site (vérification de la présence d'obus non explosé par un artificier), l'excavation à pelle mécanique et à la tarière ainsi que la mise en place des instruments.

Hydrogramme des puits

Le niveau de la nappe est enregistré en continu à toutes les heures depuis le 25 novembre 2005 à l'aide de capteurs de pression HOBO U20 Water Level Logger installées dans 3 puits sur le secteur soit les puits E1-1-13m sur le plateau, GW-24-11m dans la zone du bâtiment 307 et E2-16-9m près de la rivière (figure 2.2). Au puits E2-16-9m, un autre capteur de pression installé entre le puits et le tubage extérieur enregistre la pression d'air (P_{air}). Les valeurs enregistrées dans les puits sont des pressions absolues (P en Pa) qui sont converties en hauteur d'eau au-dessus du capteur (h en m):

$$h = (P - P_{\text{air}}) / \rho g \quad (2.18)$$

où ρ est la masse volumique de l'eau et g , l'accélération gravitationnelle. Les données d'arpentage du puits et la profondeur du capteur de pression dans le puits permettent de convertir cette valeur en altitude du niveau d'eau.

L'analyse des fluctuations de la nappe permet d'estimer la recharge par une méthode d'analyse graphique (figure 2.14) à partir d'un graphique de la hauteur d'eau en fonction du temps (Healy et Cook, 2002). La méthodologie consiste à :

1. Tracer une droite moyenne représentant l'écoulement de base (ou la diminution de la hauteur de la nappe) avant le début de l'évènement de recharge considéré.
2. Évaluer la variation de la hauteur d'eau Δh en mesurant entre le pic de hauteur d'eau de l'évènement et le croisement entre la droite tracée précédemment et la verticale descendant du pic vers cette droite.
3. Évaluer la recharge de l'évènement en la calculant par l'équation suivante :

$$R = \Delta h n_d \quad (2.19)$$

pour une moyenne journalière :

$$R = (\Delta h n_d) / \Delta t \quad (2.20)$$

où la porosité de drainage (n_d) d'un sol ou d'une roche correspond au volume d'eau qui s'écoulera par gravité à partir du matériel saturé (V_d) divisé par le volume total du sol saturé. (V_t) :

$$n_d = V_d / V_t \quad (2.21)$$

Une bonne estimation de la porosité de drainage permet une évaluation précise de la recharge. Par contre, la méthode de détermination de ce paramètre et le temps alloué à l'essai influence les résultats qui peuvent être variables pour une même classe de granulométrie. Les valeurs considérées dans la présente analyse sont des valeurs moyennes tirées d'une compilation de Johnson (1967).

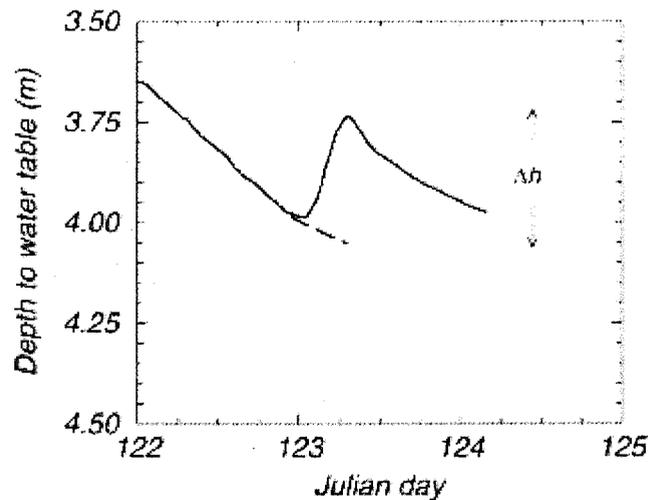


Figure 2.14 : Méthode d'analyse graphique pour l'estimation de la recharge (tirée de Healy et Cook, 2002)

Selon Healy et Cook (2002), la recharge ainsi calculée correspond à l'entrée d'eau dans la zone non saturée qui se rend à la surface de la nappe combinée à l'effet de l'écoulement dans la zone saturée. Cette valeur, la recharge nette, est donc différente de celle mesurée par les lysimètres passifs, la recharge potentielle. L'analyse de l'hydrogramme des puits est une approche intégrée qui présente l'avantage de ne pas demander d'hypothèse concernant les mécanismes complexes

d'écoulement dans la zone non saturée (Healy et Cook, 2002). Cette méthode est plus appropriée pour les nappes peu profondes qui montrent des augmentations de niveau rapide comparativement à leurs diminutions ainsi que pour l'analyse d'évènements de courte durée bien que ce soit possible de l'appliquer à l'échelle de la saison. Par contre, selon Healy et Cook (2002), cette méthode est peu efficace pour évaluer la recharge pendant une période où le niveau de la nappe diminue de façon importante entre les évènements de recharge.

2.4. Étude des eaux souterraines

L'étude des eaux souterraines vise à comprendre la dynamique d'écoulement par la mesure de niveaux d'eau et l'élaboration d'une carte piézométrique ainsi qu'à établir les niveaux de contamination de l'eau souterraine afin de mieux comprendre les chemins possiblement empruntés par la contamination et son impact potentiel sur la rivière Jacques-Cartier.

2.4.1. Mesure des niveaux d'eau et carte piézométrique

Les mesures de niveaux d'eau ont été effectuées en 2005, 2006 et 2007. Du 28 au 30 octobre 2005, l'INRS a effectué un relevé piézométrique sur 68 puits d'observation répartis sur tout le secteur d'essais. Ce nombre de mesures étant restreint, la carte piézométrique préliminaire dans l'aquifère sableux a été produite à partir des 154 mesures recueillies par Biogénie en août 2005 (Biogénie, 2006). Pour l'interpolation, les niveaux d'eau dans les puits les moins profonds des doubles niveaux ont été considérés, de même que l'altitude des lacs, de la rivière, des ruisseaux et autres points de contrôle basés sur la connaissance du terrain. Cette carte a été réalisée en 2006 à l'aide du logiciel ArcGIS 9 avec une fonction d'interpolation par krigeage ordinaire à partir de 207 points.

Au cours de l'été 2006, des mesures de hauteur d'eau de certains puits ont été prises avant le prélèvement d'échantillons d'eau souterraine et avant les essais à choc hydraulique. Les 5 et 6 juillet 2007, des relevés piézométriques ont été effectués sur les puits du secteur des Lacs Griffin et Woodlock afin de mieux caractériser la nappe semi captive ou captive soupçonnée dans les

sédiments juxtaglaciaires. Des mesures de niveau d'eau ont aussi été effectuées dans les puits près de la rivière et dans la zone des lacs Griffin et Woodlock en novembre 2007.

Ces mesures ont été prises à l'aide d'une sonde à niveau d'eau d'une précision de ± 0.5 cm (Solinst, Georgetown, ON ou RST, Coquitlam, BC). Chaque niveau a été mesuré par rapport au niveau de référence correspondant au haut du tubage de PVC du puits. L'altitude du niveau d'eau dans le puits a été par la suite calculée avec les données d'arpentage du tube de PVC.

Comme mentionné précédemment, le niveau de la nappe est aussi enregistré en continu à l'aide de capteurs de pression installées dans 3 puits sur le secteur soit les puits E1-1-13m sur le plateau, GW-24-11m dans la zone du bâtiment 307 et E2-16-9m près de la rivière (figure 2.2).

2.4.2. Forage, installation et développement de puits d'observation par l'INRS

2.4.2.1. Forage et installation des puits

Cinq puits (INRS-JC-1 à 5) ont été forés en bordure de la rivière Jacques-Cartier dans la zone à l'est du bâtiment 307 dans le but de mieux définir la relation entre la nappe d'eau souterraine et la rivière. Dans la zone des lacs Woodlock et Griffin, 4 puits (INRS-Wood-10 s et d et INRS Griff-11 s et d) ont été installés afin de continuer les investigations sur la présence ou non d'un aquifère captif ou semi-captif dans les sédiments juxtaglaciaires. La localisation des forages tient compte aussi de l'accessibilité au site et du niveau de sécurité sur le terrain (figure 2.2).

Le forage et l'installation des puits ont été effectués les 9 et 10 octobre 2006 par la méthode à poussée directe. Pour tous les puits, une crépine de 1,5 m de longueur et de 0,0254 cm d'ouverture a été installée sauf pour INRS-Griff-11d où la crépine est de 3 m de longueur. Le diamètre intérieur du tubage des puits est de 2,54 cm. Un tubage protecteur en plastique de 10,16 cm de diamètre complète l'installation en surface. Le rapport photographique des forages est présenté en annexe C (figures C7 à C14).

2.4.2.2. Développement des puits

Les 9 puits installés par l'INRS ont été développés dans la semaine du 28 juin 2007. L'objectif du développement des puits est de créer un lien hydraulique entre le puits et la formation géologique aquifère. Le développement consiste à enlever les particules de sédiments fins dans le puits et autour de la crépine. Il s'effectue par pompage de l'eau au moyen d'un tube en polyéthylène de haute densité (HDPE) de 13 mm de diamètre équipé d'une valve de fond et d'un anneau de développement ayant un diamètre égal à celui de l'intérieur de la crépine. Un système électrique (Waterra Hydrolift II, Mississauga, ON) permet de pomper à l'aide d'un générateur l'eau du puits par l'intermédiaire du mécanisme tuyauterie-valve. La pompe crée un mouvement oscillatoire de bas en haut ce qui permet à la valve de fond d'amener l'eau et les sédiments vers le haut. Il s'agit d'un dispositif qui permet d'accélérer la vitesse de l'eau autour du puits pour ainsi retirer les particules fines. Les tubulures et les valves sont dédiées à chacun des puits pour éviter des problèmes de contamination croisée entre les puits. La durée d'un développement varie généralement de 2 à 12 heures.

2.4.3. Échantillonnage de l'eau souterraine

2.4.3.1. Échantillonnage des puits préexistants

Des échantillons d'eau souterraine (73 puits échantillonnés) ont été prélevés par la firme de consultant Sedac Environnement suite à une purge conventionnelle avec une pompe à inertie de type Waterra à l'été 2006. Le personnel de l'INRS a fait le prélèvement d'échantillons d'eau souterraine dans 12 puits sur une période de 4 jours entre le 25 et le 28 juillet 2006 par la méthode de prélèvement à faible débit (micropurge) afin de comparer les résultats des prélèvements effectués par les deux méthodes d'échantillonnage. Sur les bases militaires, l'échantillonnage avec une pompe à inertie est la méthode la plus fréquemment utilisée par les consultants alors que l'INRS utilise généralement la méthode à faible débit. L'étude comparative des concentrations en métaux mesurées dans les échantillons prélevés avec ces deux méthodes

est présentée en annexe G. Les échantillons prélevés par les deux méthodes ont été analysés par les mêmes laboratoires : Bodycote Essais de Matériaux Canada Inc., pour les métaux et les paramètres d'analyse de routine (ions majeurs, solides dissous totaux, pH, conductivité électrique, dureté) et par le laboratoire du RDDC Valcartier pour les matériaux énergétiques.

L'échantillon d'eau souterraine était d'abord prélevé selon la méthode à faible débit qui ne perturbe pas l'aquifère au niveau de la crépine. Avec cette méthode, le rabattement dans le puits est limité à 10 cm et le débit ne dépasse pas 500 ml/min. L'échantillon d'eau souterraine était prélevé lorsque quatre paramètres indicateurs physico-chimiques étaient stabilisés pour trois lectures consécutives sur une période de 15 minutes. Les paramètres physico-chimiques mesurés sur le terrain par l'équipe INRS-ETE avec la sonde multi-paramètres YSI (Solinst Instrument, Burlington, ON) sont : la température (T), le pH, la conductivité électrique (Cond), l'oxygène dissous (OD) et le potentiel d'oxydo-réduction (ORP). Avec cette méthode, aucune filtration n'est requise pour l'analyse des métaux. L'échantillon destiné à l'analyse des métaux est acidifié dans la bouteille sur le terrain après son prélèvement.

Cette méthode d'échantillonnage était suivie d'un prélèvement selon la méthode avec une pompe à inertie. La méthode à inertie standard requiert une purge d'au moins 2 à 3 fois le volume d'eau du puits et du sable filtrant autour de la crépine. L'échantillon destiné à l'analyse des métaux est ensuite prélevé et filtré avec un filtre de 0,45 µm avant son acidification dans la bouteille.

L'échantillonnage de 5 puits existants situés près de la rivière Jacques-Cartier a aussi été fait le 28 octobre 2007 lors de l'échantillonnage des nouveaux puits de ce secteur.

2.4.3.2. Échantillonnage des puits forés par l'INRS

L'échantillonnage de l'eau de 8 des 9 puits forés par l'INRS a eu lieu les 27 et 28 octobre 2007 par la méthode à faible débit. Le puits INRS-Wood-10s étant presque à sec, il n'a pas pu être échantillonné. Les échantillons ont été analysés pour les matériaux énergétiques, les métaux, le perchlorate, le phosphore et les paramètres d'analyse de routine. Les analyses de routine, de métaux et de phosphore ont été faites par le laboratoire Bodycote de Québec qui a sous-traité les

analyses de perchlorate. Les analyses de matériaux énergétiques ont été faites dans les laboratoires de l'INRS-ETE.

2.4.3.3. Autre campagne d'échantillonnage considérée

Les résultats d'analyse de l'échantillonnage de l'eau souterraine (33 puits) réalisé par la firme Dessau du 27 septembre au 12 octobre 2007 (Dessau, 2007a) par la méthode avec une pompe à inertie seront aussi considérés afin d'établir les niveaux de contamination de l'eau souterraine.

2.5. Travaux en rivière

2.5.1. Revue de littérature et justification de la méthode d'évaluation des interactions entre l'eau souterraine et l'eau de la rivière

2.5.1.1. Introduction

L'interaction entre l'eau souterraine et l'eau de surface est un phénomène complexe dominé par la position du plan ou cours d'eau par rapport au réseau d'écoulement, par les caractéristiques géologiques de l'aquifère et du lit du plan d'eau et par les conditions climatiques (Sophocleous, 2002). Dans cette section, quelques particularités intéressantes permettant de mieux comprendre ces interactions, leur variabilité et leur complexité seront d'abord présentées. Les différentes méthodes de mesure ou d'estimation de la résurgence de l'eau souterraine vers un cours d'eau ou de la décharge du cours d'eau vers l'eau souterraine seront ensuite présentées suivies d'exemples d'application dans des lacs, des rivières et des mers. Le schéma suivant (figure 2.15) illustre la résurgence de l'eau souterraine dans une rivière.

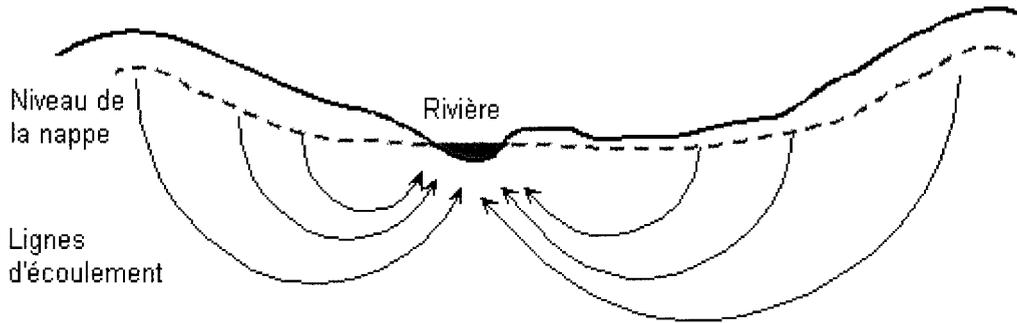


Figure 2.15 : Schéma de la résurgence de l'eau souterraine dans une rivière (modifié de North Carolina Department of Environment and Natural Resources, 2009)

2.5.1.2. Processus d'écoulement entre l'eau souterraine et l'eau de surface

Certaines caractéristiques géomorphologiques et géologiques permettent de prédire l'allure générale du patron d'écoulement entre l'eau souterraine et l'eau de surface. Selon Winter (1999), lorsque le relief vers le cours d'eau est une pente concave, il y a généralement résurgence de l'eau souterraine vers l'eau de surface. Lorsque les sédiments sont relativement homogènes, le flux est généralement plus grand près de la rive et décroît de façon approximativement exponentielle en s'éloignant du bord (McBride et Pfannkuch, 1975).

Par contre, la composition des sédiments du lit du plan ou cours d'eau est souvent hétérogène et cette hétérogénéité influence beaucoup le patron d'écoulement entre les eaux de surface et souterraine. Par exemple, la présence de paléo chenaux avec des conductivités hydrauliques plus élevées que les sédiments des alluvions avoisinantes sont des chemins préférentiels d'écoulement entre l'eau souterraine et l'eau de surface (Sophocleous, 2002). De plus, les lignes d'écoulement dans le lit d'une rivière dépendent de la morphologie de surface du lit. Les obstacles et la rugosité du fond ont tendance à causer une entrée de l'eau du chenal dans les sédiments du lit. (Brunke et Gonser, 1997). L'eau est susceptible de pénétrer le lit de la rivière en amont d'un obstacle ou lors d'une pente ascendante du lit pour émerger en aval de l'obstacle ou sur la pente descendante (Sophocleous, 2002). Les variations de température entre l'eau du cours d'eau et l'eau des sédiments peuvent aussi influencer les échanges. (Brunke et Gonser, 1997). Ce

processus dépend des saisons et de l'heure du jour; lorsque l'eau du cours d'eau est plus froide que celle des sédiments, elle descend et déloge l'eau interstitielle.

D'autres caractéristiques influencent aussi l'écoulement. La végétation près des rives qui utilise l'eau souterraine peu profonde pour sa transpiration peut affecter le réseau d'écoulement en créant un cône de dépression qui entraîne l'eau de surface vers l'eau souterraine en bordure du cours d'eau (Sophocleous, 2002). Selon une étude de Rushton et Tomlinson (1979), le taux d'écoulement de la rivière vers l'aquifère est généralement plus lent que celui de l'aquifère vers la rivière, la relation est non linéaire. La résistance au passage de l'eau à travers les sédiments du lit de la rivière augmente lorsque le flux augmente. De plus, si la charge de sédiments augmente à cause des activités anthropiques par exemple, il y a possibilité de colmatage des sédiments du lit de la rivière (Sophocleous, 2002).

2.5.1.3. Méthodes de mesure de la résurgence ou de la décharge

Il existe de nombreuses méthodes de mesure de la résurgence ou de la décharge entre l'eau souterraine et l'eau de surface. Selon Burnett et al. (2006), il n'existe pas de méthodologie standard largement acceptée, le choix de la technique dépend beaucoup de préoccupations pratiques. Dans tous les cas, on recommande d'utiliser plusieurs méthodes de mesure. Six méthodes sont présentées dans cette section. Leur protocole n'est pas décrit mais l'accent est mis plutôt sur leurs conditions d'application, leurs avantages et inconvénients, bref ce qui dicte le choix d'une méthode.

Essais en demi-baril

Les essais en demi-baril (seepage meter) donnent une mesure directe de la résurgence ou de la décharge entre les eaux souterraine et de surface. Burnett et al. (2006) considèrent qu'il s'agit souvent du meilleur choix de méthode lorsque le flux est de plus de 5 cm/jour. Pour être efficace les manipulations doivent être effectuées soigneusement et les particularités suivantes doivent être considérées:

- Cette méthode donne des valeurs de débit ponctuelles, évaluées sur une petite surface, il est donc nécessaire d'installer plusieurs instruments pour représenter la variabilité spatiale présente sur le terrain d'étude.
- Cette méthode ne permet pas la mesure de faibles débits.
- Un volume d'eau doit être présent initialement dans le sac afin de pouvoir mesurer la décharge autant que la résurgence.
- Le demi-baril ne doit pas être enfoncé trop rapidement car sa remontée pourrait entraîner des mesures de débits erronées.
- L'écoulement dans les tubes, valves et sacs entraîne des pertes de charges qu'il importe de minimiser dans l'élaboration du montage afin d'obtenir une meilleure précision sur la mesure (Huettel et al., 1996). Selon Rosenberry (2005), l'utilisation de tubage et de valves de grands diamètres réduit les pertes de charge.
- La présence d'un obstacle (le demi-baril lui-même) dans le fond d'un chenal avec un courant cause un gradient de pression entre l'aval et l'amont de l'obstacle qui entraîne une pénétration de l'eau du chenal dans les sédiments en amont pour ressortir en aval de l'obstacle. Les mesures de résurgence par le demi-baril pourraient être affectées par les effets du courant. Ces effets dépendent de la forme de l'obstacle, de sa hauteur, de la conductivité hydraulique des sédiments et de la vitesse du courant (Huettel et al., 1996).
- Une combinaison de demi-barils peut être utilisée pour un même sac d'échantillonnage afin d'intégrer l'hétérogénéité de la résurgence et de minimiser les coûts et le travail. Les pertes d'efficacité par rapport à des mesures individuelles sur chaque demi-baril ont été mesurées en laboratoire et sont significatives uniquement pour de forts débits de plus 250 ml/min (Rosenberry, 2005).

Minis piézomètres

Les minis piézomètres peuvent être utilisés pour estimer le flux (q) de résurgence ou de recharge lorsqu'on dispose de valeur de conductivité hydraulique (K) (Burnett et al., 2006):

$$q = -K \, dh/dL \quad (2.22)$$

Où h est la hauteur d'eau dans le mini piézomètre et L , sa profondeur d'enfoncement. En pratique, ils sont plus souvent utilisés en combinaison avec les essais en baril afin de confirmer le sens de l'écoulement et de déterminer la conductivité hydraulique des sédiments.

Traceurs naturels

Les traceurs naturels sont souvent utilisés afin de déterminer le débit de résurgence. Cette méthode offre l'avantage d'adoucir les petites variations spatiales et représente donc une mesure moins ponctuelle que les méthodes précédentes. Pour le calcul, l'hypothèse de transport par advection-dispersion en une dimension est posée. Un profil vertical de concentrations ou de rapports isotopique peut être fait sinon un modèle horizontal ou vertical en une dimension est simplement considéré. L'utilisation des isotopes naturels du radium qui sont conservatifs et faciles à mesurer est commune en milieu côtier car l'eau souterraine est très fortement enrichie par rapport à l'eau de mer (Burnett et al., 2006). Le méthane et la température sont aussi utilisés comme traceur en milieu côtier. (Burnett et al., 2006).

Par contre, ces méthodes coûtent chers et requièrent un personnel avec un entraînement et une expérience particulière. On recommande d'utiliser des traceurs multiples lorsque possible.

Approche par bilan en eau

L'approche par bilan en eau appliquée à l'échelle du bassin en milieu côtier, tel que rapporté par Burnett et al. (2006), est généralement peu précise car l'estimation de la résurgence est du même

ordre de grandeur que l'incertitude sur l'estimation des autres composantes. Elle peut cependant être utile pour une première approximation.

Séparation de l'hydrogramme

La séparation de l'hydrogramme est une méthode simple et efficace lorsqu'on étudie les interactions entre l'eau souterraine et l'eau d'une rivière à l'échelle du bassin versant. Elle nécessite des mesures de débits de la rivière en aux moins deux points. En milieu côtier, cette méthode nécessite une bonne connaissance du réseau d'écoulement. Elle s'utilise aussi en considérant les concentrations d'un élément ou composé chimique dans l'eau de ruissellement, l'eau souterraine et l'eau de surface.

Analyses théoriques et simulations numériques

En milieu côtier, le taux de résurgence est généralement décrit théoriquement par une fonction exponentielle décroissant vers le large. Le problème de l'évaluation de la conductivité hydraulique de façon précise persiste toujours, elle peut varier de plusieurs ordres de grandeur sur de courtes distances. Les méthodes numériques font face aux mêmes problèmes.

Burnett et al. (2006), constatent que les résultats de modélisation ne ressemblent pas à ceux des mesures par essais en baril ou par traceur. Souvent le modèle ne tient pas compte de l'aspect transitoire des processus (événement, saison, marée, etc.). De plus, les modèles évaluent la composante provenant de l'eau souterraine seulement alors que les mesures évaluent l'écoulement total pouvant comprendre d'autres apports issus de phénomènes mentionnés précédemment (effet de la topographie du lit du cours d'eau, des variations de température, etc.)

Les interactions entre l'eau souterraine et l'eau de surface étant complexes, il est important d'effectuer les mesures sur une échelle de temps et d'espace assez grande pour contenir toute la variabilité. Sophocleous (2002) dénote un besoin de méthode permettant d'extrapoler les résultats des instrumentations ponctuelles à une plus grande échelle.

2.5.1.4. Applications

Quelques exemples d'application en milieu côtier, sur des lacs ou étang et des rivières ou ruisseaux sont présentés dans cette section.

Applications en milieu côtier

L'étude de la résurgence de l'eau souterraine dans la baie de Flamengo au Brésil où des sédiments grossiers recouvrent du granite (Oberdorfer et al., 2008), comprenait l'installation de 14 piézomètres pour échantillonner l'eau des pores à des profondeurs allant de quelques centimètres à plus de 2 m. Un apport de nutriments en provenance de l'eau douce souterraine a ainsi été mesuré.

Anderson et al. (2007) ont étudié la résurgence de l'eau souterraine d'un aquifère de sable dans la zone intertidale d'une côte du Danemark. Le débit de résurgence a été mesuré par des essais en baril et l'eau des sédiments a été échantillonnée pour les nitrates par deux méthodes soit l'installation de piézomètres et l'enfoncement de pointes. Les concentrations et les débits mesurés près de la rive sont plus élevés que ceux mesurés plus au large. La résurgence varie peu en fonction des saisons. Par contre, selon les auteurs, les mesures de débit peuvent être erronées à cause des vagues et de la vitesse de l'eau trop grande. Ils ont aussi remarqué que la présence de chenaux de conductivité hydraulique plus grande augmente les débits de résurgence mesurés. La mesure de la conductivité électrique de l'eau des demi-barils a permis de connaître la proportion d'eau de résurgence et d'eau de mer se retrouvant dans les sacs. Une modélisation numérique de l'écoulement réalisée montre une bonne correspondance entre les valeurs moyennes de débits mesurées et simulées bien que la variabilité observée dans les mesures ne se retrouve pas dans les valeurs simulées.

En milieu côtier, les traceurs naturels comme les isotopes du radium sont couramment utilisés pour quantifier la résurgence (Burnett et al., 2006).

Les mesures de la résurgence en milieu côtier diffèrent de celles dans les lacs et les rivières principalement par la présence de marée et par les importantes différences de composition chimique entre l'eau souterraine et l'eau de mer (la salinité). Par contre, les méthodes de mesure demeurent essentiellement les mêmes et ce contexte d'application est le mieux documenté notamment par la revue des méthodes et applications de Burnett et al. (2006).

Applications dans des lacs ou étangs

Belanger et al. (1985) ont installé 25 demi-barils et plusieurs piézomètres pour mesurer l'apport en eau et nutriments de l'eau souterraine vers un lac de Floride. Ils ont trouvé que les essais en baril surestiment l'apport en nutriment par rapport à l'échantillonnage au piézomètre possiblement à cause des conditions anaérobiques présentes dans le demi-baril.

Dans l'étude de Leblanc et al. (2003), 130 échantillonneurs par diffusion et 21 piézomètres ont été utilisés dans le fond d'un étang situé sur la base militaire Massachusetts Military Reservation dans la partie ouest de Cape Cod pour vérifier la présence de RDX, de HMX et de perchlorate dans l'eau souterraine faisant résurgence dans l'étang. Les échantillonneurs par diffusion sont faits avec une membrane de cellulose qui permet la diffusion des explosifs dans l'échantillonneur. Le peu de détection obtenu par les deux méthodes ne permet pas de les comparer efficacement.

Woessner et Sullivan (1984) ont réalisé des essais en demi-baril et installé des minis piézomètres dans un lac du Nevada. La chimie de l'eau échantillonnée dans les demi-barils a montré d'importante variation de la résurgence en fonction des saisons : en juin, l'eau des barils a une composition semblable à celle du lac, en septembre il s'agit d'un mélange et en décembre la composition était semblable à celle de l'eau souterraine.

Applications en rivière

Dans une étude réalisée sur un ruisseau du sud de l'Ontario (Cey et al., 1998), quatre techniques ont été utilisées pour quantifier la résurgence de l'eau souterraine dans le ruisseau. La première

méthode est la mesure du débit du cours d'eau par temps sec lorsque tout l'apport provient de l'eau souterraine. Il s'agit, selon les auteurs, de la meilleure méthode. Par contre, les stations de mesure du débit doivent être suffisamment loin l'une de l'autre (plus de 30 m) pour mesurer une différence de débit. La seconde méthode consiste à calculer le débit de résurgence par les mesures du gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique. Cette méthode donne des valeurs de 4 à 5 fois supérieures à celles obtenues par la méthode précédente. Les hétérogénéités de la géologie influenceraient trop les valeurs ainsi obtenues. Dans le cadre de cette étude, des essais en demi-baril ont été réalisés mais aucun n'a fonctionné sans raison connue malgré des bonnes conditions de terrain. Finalement, la séparation de l'hydrogramme événementiel, pour 2 épisodes de fortes pluies, en utilisant les rapports isotopiques $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ et la conductivité électrique, a montré que l'eau pré-événementiel (apport d'eau souterraine) domine en tout temps.

Langhoff et al. (2006) ont réalisé une étude des interactions entre l'eau souterraine et l'eau d'un ruisseau et de ses tributaires dans une plaine inondable avec une forte végétation. Le ruisseau situé au Danemark coule sur des sédiments glaciaires. Pour ce faire ils ont installé des demi-barils sur le lit de la rivière sur 9 sites et sur la paroi de la rive. Ils ont aussi mesuré la quantité d'eau de ruissellement arrivant au ruisseau de la plaine inondable et les débits du ruisseau en plusieurs endroits. L'eau parvient à la rivière par trois processus : la résurgence dans le lit de la rivière qui est le processus dominant, l'écoulement superficiel sur la plaine inondable dû à la résurgence diffuse dans la plaine et la résurgence sur la paroi de la rive. Par cette étude, les auteurs établissent des liens entre la géomorphologie du site, comme le ratio entre la largeur du cours d'eau et celle de la plaine inondable, et les processus de transport dominants.

Les études de résurgence en rivière semblent moins fréquentes ou moins documentées que celles sur les lacs ou en milieu côtier. De plus, les types de cours d'eau dont il est question dans les études de Cey et al. (1998) et de Langhoff et al. (2006) sont très différents de la rivière Jacques-Cartier.

En conclusions, les études de l'interaction entre les eaux souterraines et les eaux de surface peuvent être réalisées par une multitude de méthodes et de combinaisons de méthodes. Les

objectifs de l'étude et le contexte climatique, géologique et hydrologique déterminent le choix des méthodes les plus appropriées.

2.5.1.5. Justification de la méthode

Dans le cadre du projet, l'étude des interactions entre l'eau souterraine et l'eau de la rivière Jacques-Cartier a été réalisée dans le but de déterminer les apports d'eau souterraine et de contaminants potentiels en provenance du site vers la rivière Jacques-Cartier. Dans ce contexte, une méthode sur mesure, adaptée à nos objectifs et aux particularités de la zone à l'étude a été élaborée.

- La mesure des débits de résurgence par des essais en baril sur un tronçon de rivière représentant toute la zone d'intérêt a été choisie car il s'agit de la méthode de mesure de débit la plus directe. Cette méthode convient bien au contexte du projet dans lequel les variations spatiales du débit le long du tronçon sont pertinentes à mesurer. De plus, les précautions nécessaires ont été prises lors des manipulations et les résultats seront analysés à lumière de l'ensemble des processus pouvant influencer les mesures. Cette mesure permet également d'estimer la conductivité hydraulique des sédiments du lit de la rivière.
- La méthode de séparation de l'hydrogramme ne peut être utilisée car nous ne disposons pas de station de mesure de débit de la rivière Jacques-Cartier à proximité du site. Les méthodes de traceur naturel qui sont plus difficiles d'application et qui atténuent les petites variations spatiales ne convenaient pas particulièrement au contexte du projet.
- L'échantillonnage de l'eau des demi-barils et des piézomètres de PVC installés sur le lit de la rivière permet une mesure directe des concentrations en paramètres chimiques d'intérêt dans l'eau de résurgence. L'utilisation de deux méthodes d'échantillonnage différentes permet d'augmenter la validité des résultats. Cet échantillonnage permet aussi de comparer les paramètres physico-chimiques des eaux de résurgence avec les eaux de surface et les eaux souterraines afin de mieux comprendre les processus d'échange.

- Les mesures en rivière ont été réalisées sur une seule saison, l'automne 2006. Par contre, le suivi du niveau de la rivière et des eaux souterraines par des capteurs de pression permettra d'appréhender les variations temporelles de la résurgence.

2.5.2. Installation des instruments

Divers travaux ont été réalisés sur le lit de la rivière Jacques-Cartier dans le but de définir l'interaction entre les eaux souterraines et celle de la rivière. Ces travaux ont principalement été réalisés d'août à novembre 2006 et comprenaient l'installation de demi-barils en acier et de minis piézomètres pour la mesure du débit et du gradient hydraulique de résurgence (seepage tests), l'échantillonnage de piézomètres dans le lit de la rivière, l'échantillonnage de l'eau de résurgence des demi-barils et l'installation d'un capteur de pression. Les instruments sont regroupés en station, une station complète comprenant 3 demi-barils submergés à des profondeurs d'eau d'environ 0.5, 1 et 1.5m, 3 paires de minis piézomètres, chacune associée à un demi-baril et 3 piézomètres d'échantillonnage à des profondeurs d'eau d'environ 0.5, 1 et 1.5 m (figure 2.16).

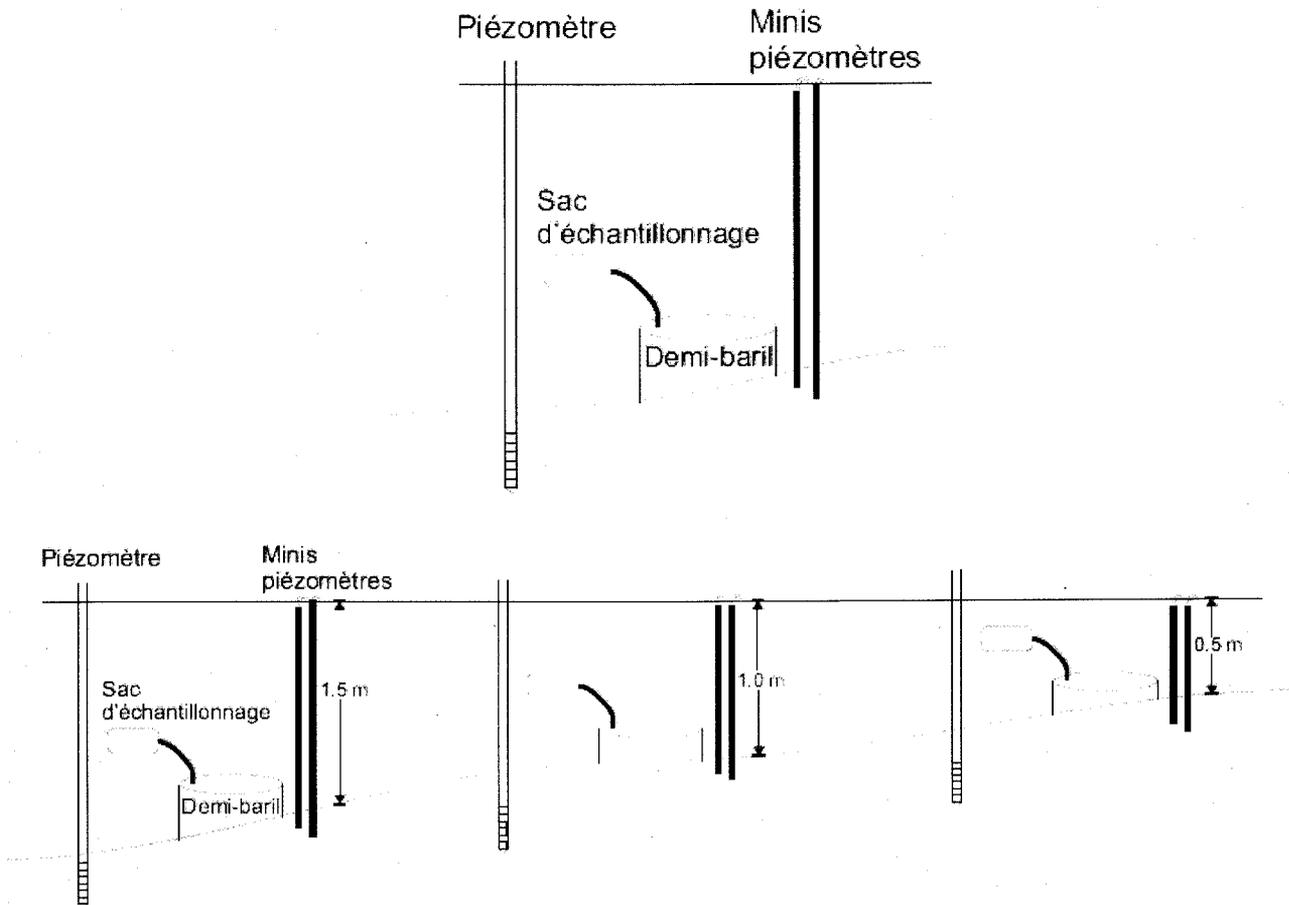


Figure 2.16 : Schéma d'une station complète d'instrumentation en rivière

Ces installations se situaient sur la rive ouest dans les sédiments du lit de la rivière le long du secteur d'essais. Le choix des sites d'installation a d'abord été fait en fonction de la nature des sédiments du lit de la rivière. Les sédiments doivent être exempts de gros cailloux et de billots de bois pour permettre l'enfoncement des instruments. Ces conditions étant difficiles à retrouver dans les alluvions de la rivière, les 8 stations, nommées Riv 1 à 6, Riv Nord et Riv Sud, ne sont pas réparties également le long de la zone d'étude (figure 2.17).

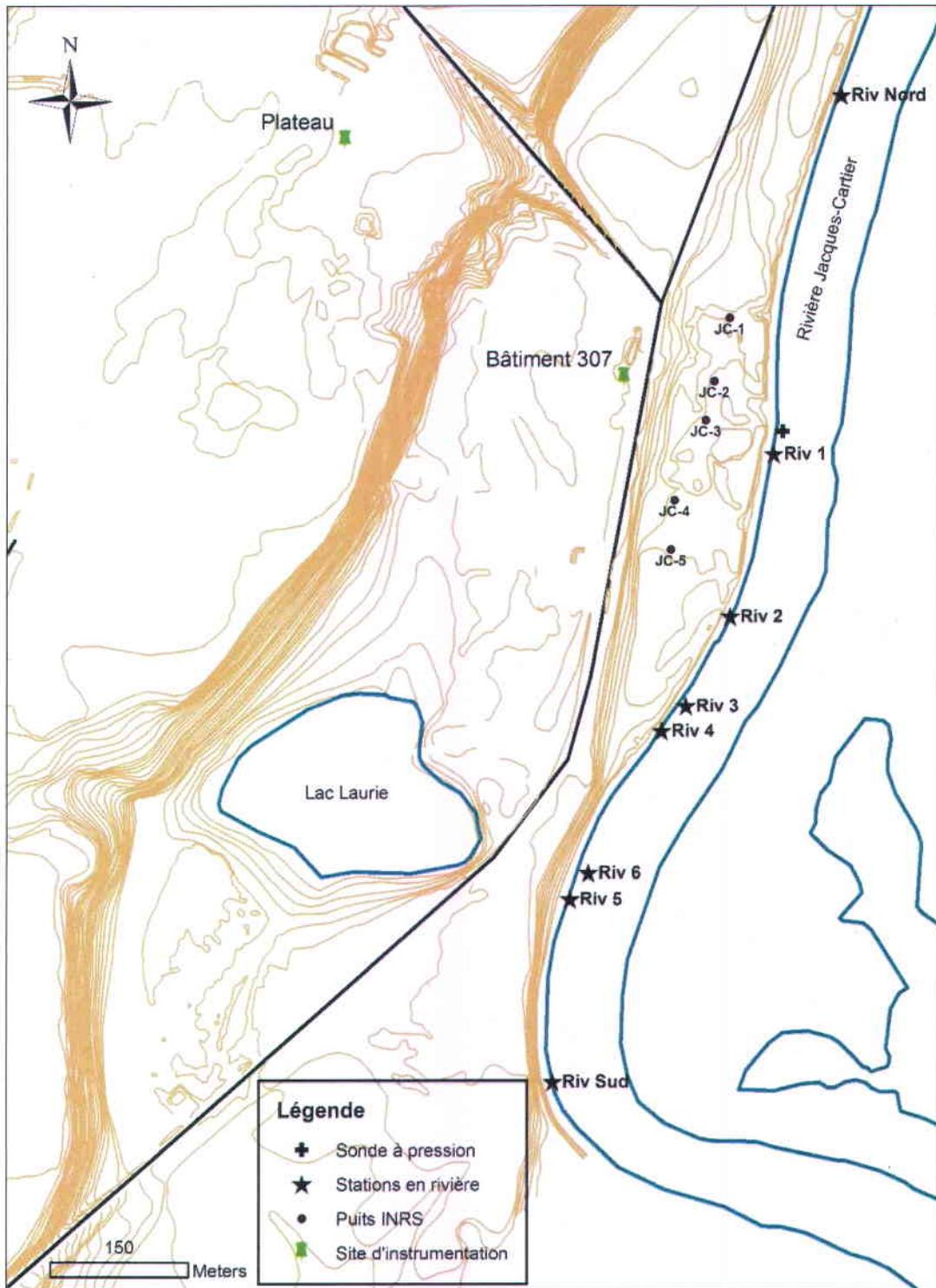


Figure 2.17 : Localisation des stations d'instrumentation en rivière

La figure 2.18 montre les installations présentes à chaque station, le schéma n'est pas à l'échelle. Elles se trouvent toutes près de la rive ouest à des distances allant de 1.2 à 21.1 m du bord alors que la largeur totale de la rivière est d'environ 80 mètres (tableau 2.3).

Tableau 2.3 : Distance de la rive et profondeur des installations en rivière

Station	Profondeur approximative de l'eau (m)	Distance approximative de la rive (m)
Riv 1	0,5	1,5
	1,0	2,4
	1,5	4,4
	2,0	6,7
Riv 2	0,5	1,7
Riv 3	0,5	1,7
	1,0	10,4
	1,5	21,1
Riv 4	0,5	1,4
Riv 5	0,5	1,2
	1,0	2,3
	1,5	3,6
Riv 6	0,5	1,8
	1,0	2,4
	1,5	4,7
Riv Nord	0,5	2,2
	1,0	4,3
	1,5	6,3
Riv Sud	0,5	1,8
	1,0	2,1
	1,5	5,9

Étant donné les risques associés à la présence d'obus non explosés, un plongeur artificiel a procédé à la sécurisation des sites avant la mise en place des instruments.

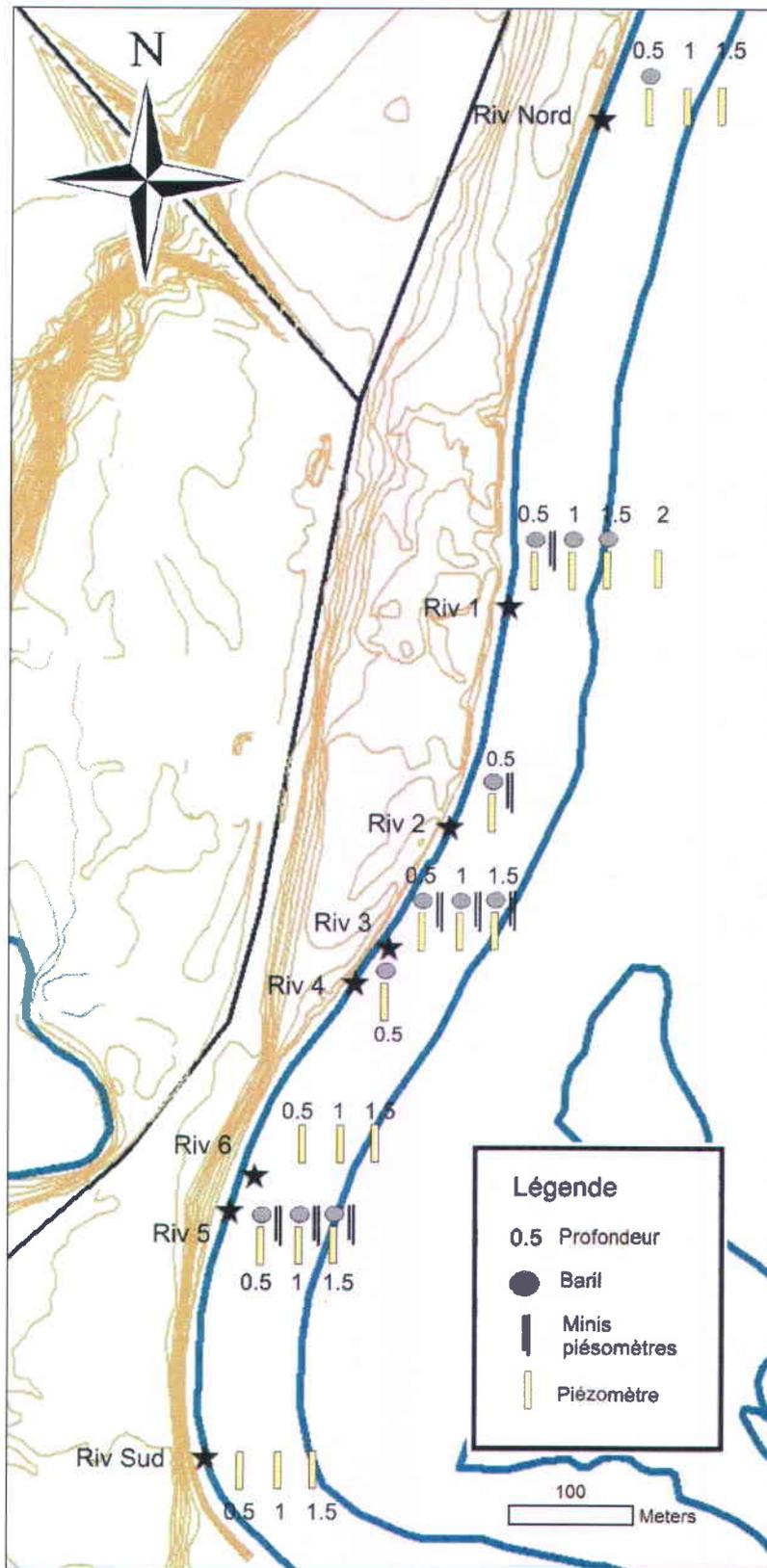


Figure 2.18 : Schéma de localisation des instruments présents à chaque station

2.5.2.1. Demi-barils

L'installation des demi-barils permet des mesures de débit de résurgence de l'eau souterraine vers la rivière ainsi que du gradient hydraulique du lit de la rivière en combinaison avec les minis piézomètres installés. Des échantillons d'eau souterraine provenant du lit de la rivière ont également été prélevés dans les sacs en téflon raccordés aux demi-barils.

Les demi-barils en acier 316 ont été fabriqués spécialement pour ne pas interagir avec les composés organiques présents dans l'eau. Ils ont un diamètre de 52 cm et une hauteur de 15.3 cm. Ces demi-barils ont été enfoncés dans le lit de la rivière manuellement. Étant donné les risques associés à la présence d'obus non explosés, un plongeur artificiel a procédé à la sécurisation des sites et à la mise en place des demi-barils du 9 au 11 août 2006. L'enfoncement initial des demi-barils, mesuré en quatre points de la circonférence de chaque baril, était de l'ordre de 5 à 10 cm. Cet enfoncement a aussi été mesuré lors du démantèlement des instruments le 4 novembre 2006. Une ouverture décentrée au sommet du demi-baril permet de connecter un tube et un sac d'échantillonnage. Le sac en plastique fixé à l'ouverture du demi-baril permet de mesurer le volume d'eau récupéré ou perdu lors de l'essai pour estimer le débit qui transite de l'aquifère vers la rivière ou vice et versa. Le sac utilisé pour la mesure du débit est un sac en plastique noir d'une capacité de 20 litres avec une tubulure de plastique. Ce dispositif étanche est utilisé ordinairement comme douche de camping (Super Solar Shower, Oz-mate). Un volume d'eau initial de 1 L est mis dans le sac de douche afin de pouvoir mesurer les variations de volume qu'elles soient en gain (résurgence dans la rivière) ou en perte (décharge de la rivière vers l'aquifère). Les mesures de débit ont été effectuées du 9 au 16 août 2006. Le débit (Q) se calcule en divisant le volume d'eau accumulé dans le sac par la durée de l'essai.

$$Q = V(\text{ml})/t(\text{min}) \quad (2.23)$$

L'information concernant l'installation et le démantèlement des 12 demi-barils est présentée au tableau D1 en annexe D.

2.5.2.2. Minis piézomètres

Des minis piézomètres en acier inoxydable d'un diamètre interne de 0,95 cm ont été installés tout près des demi-barils à raison de 2 minis piézomètres par demi-baril afin de mesurer le gradient hydraulique vertical dans les sédiments. Un tube de plastique transparent est fixé au haut du tube d'acier afin de permettre la lecture visuelle du niveau d'eau dans le tube. En tout 18 minis piézomètres associés aux 9 demi-barils ont été installés par enfoncement manuel du 9 au 11 août 2006. Le gradient hydraulique (i) se calcule en mesurant la différence entre le niveau d'eau d'un mini piézomètre et le niveau de la rivière (Δh) ou la différence de niveau entre les deux minis piézomètres adjacents (Δh) enfoncés à différentes profondeurs (ΔL).

$$i = \Delta h / \Delta L \quad (2.24)$$

Les mesures de niveaux d'eau ont été prises du 14 au 15 août 2006, de 3 à 6 jours après l'installation des minis piézomètres. L'information concernant l'installation des minis piézomètres est présentée au tableau D2 en annexe D.

2.5.2.3. Piézomètres en PVC

Les piézomètres sont faits d'un tubage de PVC (1.905 cm de diamètre intérieur) crépiné sur une longueur de 25 à 30 cm (ouverture de 0.0254 cm). Après sécurisation des sites, l'enfoncement des piézomètres en PVC dans les sédiments a été fait par un plongeur artificiel par battage sur une profondeur variant de 28 à 132 cm. Ces installations ont été effectuées du 9 au 11 août 2006. L'information concernant l'installation des piézomètres en PVC est présentée au tableau D3 en annexe D.

Le développement des piézomètres en PVC a été réalisé manuellement les 15 et 16 août 2006 avec un tube de HDPE de 13 mm de diamètre équipé d'une valve de fond (Waterra) et d'un anneau de développement installés dans chacun des piézomètres.

2.5.2.4. Capteur de pression

Le niveau de la rivière a été enregistré en continue à toutes les heures du 30 octobre 2005 au 23 août 2006 et du 4 novembre 2006 au 9 septembre 2008 à l'aide d'un capteur de pression HOBO U20 Water Level Logger fixé à un bloc de béton déposé sur le lit de la rivière situé près de la station Riv 1 (figure 2.16).

2.5.3. Échantillonnage de l'eau de résurgence

L'échantillonnage de l'eau des demi-barils a eu lieu le 15 septembre, le 4 octobre et le 4 novembre 2006 avec un sac en téflon connecté à un tube de téflon permettant d'obtenir un échantillon d'eau représentatif. 15 échantillons ont été prélevés dans les demi-barils incluant 4 duplicata. Les demi-barils ayant été installés du 9 au 11 août 2006, l'eau de la rivière se retrouvant initialement dans le demi-baril a eu le temps d'être évacuée de celui-ci avant l'échantillonnage. Les temps de vidange calculés vont de ½ heure à 70 jours. Les demi-barils présentant de très faibles débits de résurgence n'ont pas pu être échantillonnés.

L'échantillonnage de l'eau des piézomètres en PVC a été effectué du 17 au 22 août 2006 avec une pompe péristaltique par l'intermédiaire d'un tubage de téflon de 0.635 cm de diamètre connecté à un tuyau flexible en viton du même diamètre. Ces équipements étaient dédiés à chacun des piézomètres. 25 échantillons ont été prélevés des piézomètres, incluant 3 duplicata. Trois échantillons d'eau de surface et 3 blancs de terrain ont aussi été prélevés. Des photos de cet échantillonnage sont présentées en annexe C (figures C15 à C18).

Les échantillons ont été conservés au froid dans une glacière avant d'être réfrigérés et apporter ou livrer aux laboratoires d'analyse. Les analyses en métaux, mercure, phosphore et paramètres de routine ont été faites par le laboratoire Bodycote Essais de Matériaux Canada Inc. alors que le laboratoire de RDDC Valcartier a analysé les matériaux énergétiques et le laboratoire d'Environnement Canada, le perchlorate.

3. Chapitre 3 : Résultats et interprétations

3.1. Mesures de la conductivité hydraulique des matériaux géologiques

Quatre méthodes différentes ont été utilisées au secteur d'essais pour déterminer la conductivité hydraulique. Cette propriété très importante en hydrogéologie permet de comprendre la dynamique d'écoulement et de cibler les zones les plus vulnérables à la contamination. La conductivité hydraulique des unités hydrostratigraphiques est un important paramètre d'entrée de la modélisation de l'écoulement de l'eau souterraine. La mesure du débit de résurgence et du gradient hydraulique vertical dans les sédiments du lit de la rivière a aussi permis un calcul de conductivité hydraulique; ces résultats sont présentés à la section 3.4.2. *Calcul du gradient hydraulique vertical et de la conductivité hydraulique.*

La conductivité hydraulique obtenue par le d_{10} de la courbe granulométrique est la conductivité hydraulique saturée des sols aux profondeurs échantillonnées. Le perméamètre de Guelph donne aussi une conductivité hydraulique saturée de la couche superficielle de sol autour du trou creusé pour l'essai. La valeur obtenue par les essais à choc hydraulique est la conductivité hydraulique saturée des matériaux géologiques de l'aquifère autour de la crépine du puits à l'essai, donc, beaucoup plus en profondeur. L'infiltromètre à tension donne la conductivité hydraulique non saturée du sol de surface au moment de l'essai.

Les différentes méthodes ne mesurent pas exactement la même propriété, ainsi les valeurs ne peuvent être comparées entre elles comme la mesure d'un même paramètre. Les valeurs de conductivité hydraulique obtenues par chaque méthode sont présentées au tableau 3.1 alors que le tableau D4 en annexe D présente en plus la profondeur de la mesure et des commentaires.

Tableau 3.1 : Conductivités hydrauliques saturée et non saturée mesurées par différentes méthodes

Méthode	Formation géologique	Nom de l'essai	Lieu	K saturée m/s	K non-saturé m/s
Granulométrie d_{10}	At	SL-1-A	Bâtiment 307	7.34E-04	
		SL-1-B	Bâtiment 307	4.78E-03	
	Md	SL-2-A	Plateau	4.98E-05	
		SL-2-B	Plateau	5.07E-09	
		SL-2-C	Plateau	2.66E-04	
Perméamètre	At	SL-3	Boisé	6.81E-04	
			MDR		1.18E-04
	Md		Site d'incinération	4.32E-06	
			E1-1-13m (plateau)	1.33E-06	
			Site de brûlage (plateau)	1.63E-05	
Gx		Lac Griffin	1.21E-05		
		Lac Woodlock	4.07E-06		
Infiltromètre	At		Près de la rivière J-C		8,03E-07
			Bâtiment 307		6,94E-06
			MDR		3,39E-06
	Md		E1-1-13 m (plateau)		1,75E-06
			Site d'incinération		1,77E-06
			Site de brûlage (plateau)		8,21E-06
			Station météo		1,65E-06
Gx		Lac Woodlock		2,03E-06	
		Lac Griffin		7,12E-06	
T		Corridor 2500 m		1,61E-05	
		Plateau NE montagne		1,58E-06	
Essais à choc hydraulique	At	E2-3A-15m	Bâtiment 307	2,97E-06	
		E2-11-15m	Bâtiment 307	2,18E-03	
		INRS-JC-1	Près de la rivière J-C	2,48E-04	
		INRS-JC-2	Près de la rivière J-C	1,24E-03	
		INRS-JC-3	Près de la rivière J-C	1,74E-04	
		INRS-JC-4	Près de la rivière J-C	1,38E-05	
		INRS-JC-5	Près de la rivière J-C	1,82E-05	
	Md	E2-10-19m	Bâtiment 307	3,93E-04	
		E6-2-14m	Plateau	1,76E-05	
		E6-7-17m	Plateau	1,68E-05	
		E6-7-23m	Plateau	5,34E-05	
		E6-9-16m	Plateau	1,12E-05	
		E6-15-30m	Boisé	3,08E-04	
E6-17-35m	Plateau	2,03E-04			
Gx	INRS-Wood-10d	Lac Woodlock	3,64E-05		
	INRS-Griff-11s	Lac Griffin	1,37E-04		
	INRS-Griff-11d	Lac Griffin	3,94E-03		

At: Alluvions des terrasses fluviales

Md: Sédiments deltaïques

T: Till

Gx: Sédiments juxtaglaciaires

3.1.1. Analyses granulométriques (d_{10})

La conductivité hydraulique saturée a été déterminée à l'aide des données granulométriques. Les courbes granulométriques des 6 échantillons sont représentées en annexe E aux figures E1 à E6. Les valeurs de conductivité hydraulique saturée vont de 5.07×10^{-9} m/s pour l'échantillon SL-2-B, un silt sableux (Md) comprenant beaucoup de matière organique à 4.78×10^{-3} m/s pour l'échantillon SL-1-B (At) du bâtiment 307 comportant beaucoup de cailloux. Les autres valeurs sont de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-4} m/s.

3.1.2. Essais à choc hydraulique

Les données ont été analysées à l'aide des méthodes Bouwer et Rice (1967) et de Butler et Garnett (2000). Les essais à choc hydraulique réalisés sur le terrain indiquent que la conductivité hydraulique des sédiments qui forment les aquifères du secteur d'essais change sur de courtes distances et ce, même au sein de la même formation géologique.

Le type de formation géologique présent en surface est bien défini au secteur d'essais alors que la position exacte du contact entre les différentes unités est moins bien définie en profondeur. Pour certains essais à choc hydraulique fait sur le site du bâtiment 307, la crépine du puits se trouve probablement juste à la limite entre les alluvions des terrasses fluviales (At) et les sédiments deltaïques (Md) sous jacents. En effet, 3 des puits testés (E2-3A-15m, E2-10-19m et E2-11-15m) ont des profondeurs variant entre 15 et 19 m alors que, selon le modèle géologique, l'épaisseur des alluvions sur le site du bâtiment 307 varie généralement entre 12 et 16 m (figure 1.6). Le puits de 19 m de profond a été considéré comme étant dans les sédiments deltaïques (Md) alors que ceux de 15 m, dans les alluvions (At) bien que, pour ces puits, la valeur de conductivité hydraulique obtenue intègre possiblement les 2 unités.

La conductivité hydraulique dans les alluvions de terrasses fluviales (At) varie entre 2.97×10^{-6} et 2.18×10^{-3} m/s alors qu'elle varie de 1.12×10^{-5} à 3.93×10^{-4} m/s dans les sédiments deltaïques (Md) du plateau et de 3.64×10^{-5} à 3.94×10^{-3} m/s dans les sédiments juxtaglaciaires (Gx) (tableau D4).

La variabilité des valeurs de la conductivité hydraulique au sein d'une même couche aquifère est liée au type de formation sédimentaire et à son mode de déposition. Ainsi, par exemple, la conductivité hydraulique dans les alluvions de terrasses fluviales (At) varie en fonction que le puits se situe dans un corps sableux ou graveleux (voir la figure 1.4).

3.1.3. Perméamètre de Guelph

Les valeurs de conductivité hydraulique saturée dans les sédiments de surface obtenues par des essais au perméamètre de Guelph présentées au tableau 3.1 sont des moyennes géométriques des essais réalisés sur chaque site. Les valeurs varient de $1,33 \times 10^{-6}$ dans les sédiments deltaïques (Md) du plateau à $1,18 \times 10^{-4}$ m/s dans les alluvions fluviales (At) du MDR. La conductivité hydraulique saturée mesurée par le perméamètre varie autant à l'intérieur d'une même unité qu'entre les unités deltaïque et juxtaglaciaire.

3.1.4. Infiltromètre à tension

Les valeurs de conductivité hydraulique non saturée de la couche de surface obtenues par les essais à l'infiltromètre à tension présentées au tableau 3.1 varient de $8,03 \times 10^{-7}$ m/s dans les alluvions (At) près de la rivière à $1,61 \times 10^{-5}$ m/s dans le till (T) du corridor 2500m. À cet endroit, le till est composé de nombreux gros cailloux et blocs dans une matrice de sable fin. Pour effectuer l'essai, il faut dégager et aplanir une surface ce qui est difficile à faire sans perturber la structure des sédiments lorsqu'il y a présence de gros cailloux. Malgré l'application d'une couche de poudre de silice, les trous formés par le déplacement des cailloux peuvent créer des chemins d'écoulement préférentiels qui ne sont pas nécessairement représentatifs des conditions d'écoulement réelles de la formation géologique. La présence de cailloux sur certains sites entraîne un biais dans l'évaluation de la conductivité hydraulique non saturée par cette méthode.

3.1.5. Interprétations des résultats

Les valeurs de conductivité hydraulique obtenues par les différentes méthodes ont été reclassées par formation géologique au tableau D5 en annexe D. Le graphique suivant (figure 3.1) montre les valeurs moyennes obtenues par unité géologique pour chaque méthode de mesure de la conductivité hydraulique saturée.

Pour les alluvions des terrasses fluviales, la valeur maximale de conductivité hydraulique saturée (4.78×10^{-3} m/s) est obtenue par la méthode du d_{10} et la valeur minimale (2.97×10^{-6} m/s) par les essais à choc hydraulique alors que c'est le contraire dans les sédiments deltaïques pour lesquelles la valeur maximale est de 2.03×10^{-4} m/s et la valeur minimale, 5.07×10^{-9} m/s (tableau D5).

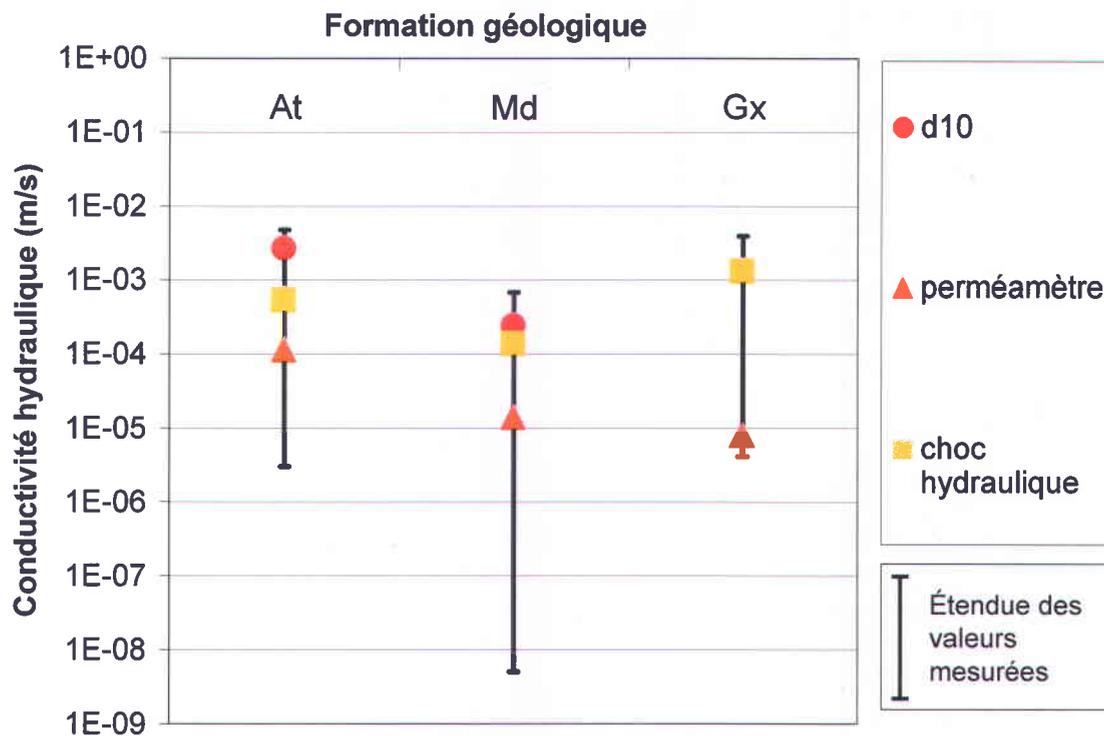


Figure 3.1 : Moyennes et étendue des valeurs de conductivité hydraulique saturée

Dans les sédiments deltaïques (Md), des variations de valeur de conductivité hydraulique saturée jusqu'à 5 ordres de grandeur dépendant du type d'essais et du lieu ont été observées. En plus de l'incertitude et de l'erreur sur les mesures, ces grandes variations sont attribuables à la complexité du système deltaïque. Un delta, qui constitue un lieu d'accumulation sédimentaire important, se forme lorsqu'un cours d'eau vient se jeter dans la mer. Les sédiments dans le cours d'eau sont chenalisés et se déposent à l'embouchure : les plus grossiers (charge de fond) plus près de l'embouchure et les plus fins (charge en suspension) plus loin. Lorsque trop de sédiments se trouvent au même endroit, le chenal de la rivière change son cours et se déplace latéralement. Le même processus de déposition avec ces faciès distaux (sédiments fins) et proximaux (sédiments grossiers) se poursuit mais des sédiments fins peuvent alors se déposer sur des sédiments grossiers et vice-versa. Une succession de lits interdigités se déposent alors au fur et à mesure que le delta se déplace latéralement ou lorsqu'il avance et recule selon les variations du niveau de la mer. De plus, des lentilles et des discontinuités peuvent se former lorsque le chenal, en changeant son cours, érode les sédiments.

Une modélisation numérique de l'écoulement sur le secteur d'essais effectuée avec HydroGeoSphere (Therrien et Sudicky, 1996; Therrien et al., 2003) a été réalisée en 2007 par Martel et al. (2008). Les valeurs de conductivités hydrauliques utilisées ont été choisies à l'intérieur des variations observées afin de reproduire le mieux possible les niveaux d'eau mesurés dans les puits en août 2005 (tableau 3.2). Pour ce faire une anisotropie tridimensionnelle a été considérée. Le domaine modélisé est représenté par le modèle géologique 3D (figure 1.6) avec une couche confinante de silt ajoutée dans la zone du corridor de tir 2500m et des lacs Griffin et Woodlock.

Ces valeurs calibrées pour le modèle se trouvent à l'intérieur des intervalles de valeurs mesurées (figure 3.1) à l'exception de la conductivité hydraulique verticale des alluvions des terrasses fluviales (2.48×10^{-6} m/s) qui est légèrement plus basse que la valeur minimale mesurée de (2.97×10^{-6} m/s).

Tableau 3.2 : Conductivité hydraulique et porosité calibrées des différentes unités hydrostratigraphiques pour le cas de base du modèle hydrogéologique au secteur d'essais (tiré de Martel et al., 2008)

Unité hydrostratigraphique	Conductivité hydraulique (m/s)			Porosité
	x	y	z	
Roc	1.30×10^{-9}	1.30×10^{-8}	1.30×10^{-10}	0.01
Till	6.20×10^{-6}	6.20×10^{-7}	6.20×10^{-9}	0.15
Gx	3.34×10^{-4}	3.3×10^{-4}	4.52×10^{-5}	0.28
Md	2.97×10^{-5}	1.97×10^{-5}	1.12×10^{-6}	0.30
At	1.34×10^{-5}	9.90×10^{-5}	2.48×10^{-6}	0.30
Ap	1.40×10^{-4}	1.40×10^{-4}	1.40×10^{-5}	0.21
Silt (couche confinante)	1.47×10^{-8}	1.47×10^{-8}	1.47×10^{-7}	0.10

Étant donnée la grande variabilité de la conductivité hydraulique à l'intérieur d'une même unité géologique, il serait souhaitable d'adopter une approche par hydrofaciès plutôt qu'une approche sédimentologique (basée sur l'origine des sédiments) pour la modélisation de la géologie et de l'écoulement souterrain.

3.2. Détermination des composantes du bilan en eau

3.2.1. Précipitations

3.2.1.1. Stations météorologiques

La pluie mesurée par la station météorologique sur le site a été comparée aux précipitations mesurées à l'héliport de la Garnison. Contrairement aux deux autres pluviomètres, la station de l'héliport mesure la neige en équivalent en eau en la faisant fondre quotidiennement. Les pluviomètres installés sur le site du plateau sont des pluviomètres à auget qui ne fondent pas la neige.

Les précipitations mesurées par les trois stations ont été comparées entre elles afin de choisir les valeurs qui seront considérées pour les analyses suivantes. Pour la période du 3 avril au 20 juillet

2006 (seuls les jours aux données complètes ont été considérés), l'écart quotidien moyen entre les mesures des deux stations est de 0.1 mm/jour, l'héliport mesurant en moyenne des précipitations plus faibles. Par contre, la moyenne des valeurs absolues des écarts quotidiens est de 1.2 mm/jour. Pour la période du 15 octobre au 4 décembre 2006, l'écart quotidien moyen entre les mesures des deux stations est de 0.3 mm/jour, l'héliport mesurant en moyenne des précipitations plus faibles. Par contre, la moyenne des valeurs absolues des écarts quotidiens est de 2.6 mm/jour. L'écart entre les mesures pour cette période est plus important car il y a eu plus de neige. Pour la période du 13 septembre au 27 octobre 2007, l'écart quotidien moyen entre les mesures du pluviomètre sur le site et celles de la station de l'héliport est de 0.04 mm/jour, l'héliport mesurant toujours en moyenne des précipitations plus faibles et la moyenne des valeurs absolues des écarts quotidiens est de 0.99 mm/jour. Il n'y a eu aucune précipitation sous forme de neige durant cette période.

En bref, les valeurs concordent généralement bien mais, plus les précipitations sont importantes, plus l'écart est grand. Lorsqu'il y a une alternance de pluie et de neige sur quelques jours, les écarts quotidiens entre la station météo du plateau et celle de l'héliport semblent importants, cependant la somme des mm d'eau enregistrée au plateau rattrape celle enregistrée à l'héliport lorsque la neige accumulée dans le pluviomètre du plateau fond quelques jours plus tard. La distance et la différence d'altitude entre les deux sites n'est pas suffisante pour causer des écarts de précipitations. Le fait que les précipitations mesurées à l'héliport sont en moyenne légèrement plus faibles que sur le plateau peut laisser présager un léger effet orographique. En effet, au plateau, l'humidité contenue dans l'air apportée par des vents du sud et du sud ouest condense plus facilement lorsque la masse d'air est refroidi lors de son ascension sur les flancs du mont Triquet.

Les écarts mineurs observés peuvent donc avoir 3 causes : les instruments ne mesurent pas les mêmes paramètres (uniquement pluie ou pluie et neige), la précision et la calibration des instruments ne sont pas parfaites et, bien que très près, les stations n'ont pas des contextes météorologiques exactement similaires.

Par souci de cohérence, uniquement les données de précipitations de l'héliport de la Garrison Valcartier ont été utilisées dans l'établissement du bilan en eau car elles sont les seules à être disponibles sur toute la période d'étude (figure 3.2). De plus, les écarts quotidiens moyens observés sont très faibles.

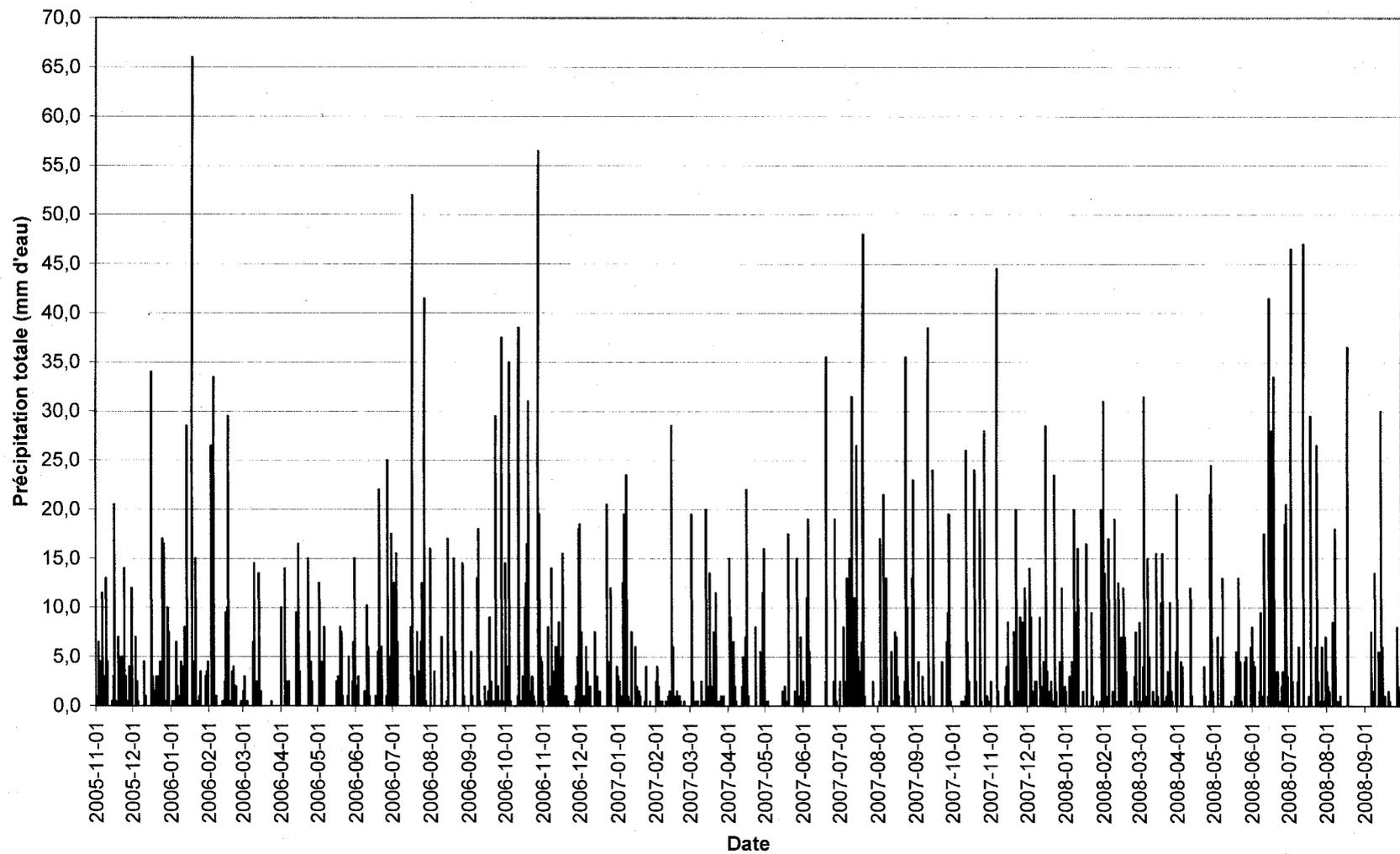


Figure 3.2 : Histogramme des précipitations quotidiennes totales de 2005 à 2008

3.2.1.2. Mesures du couvert de neige

Les résultats des mesures du couvert de neige sont présentés au tableau 3.3.

Tableau 3.3: Mesures du couvert de neige au secteur d'essais en 2006, 2007 et 2008

Lieu de mesure	Date	Profondeur moyenne (cm)	Masse moyenne d'eau (cm d'eau)	# d'essais considérés dans la moyenne
Site d'instrumentation du plateau	2006-03-17		25	4
	2007-03-15		20	3
	2008-04-02	141	41	4
Site d'instrumentation du boisé	2006-03-17		26	2
	2007-03-15		28	3
	2008-03-28	173	*50	
Site d'instrumentation du bâtiment 307	2006-03-17		25	5
	2007-03-15		23	5
	2008-03-28	153	*44	
Près du lac Woodlock	2007-03-15		23	3
Chemin du 307 vers la rivière	2006-03-17		28	4
Chemin au nord-est du 307	2006-03-17		30	3

*Valeur estimée

Les sites d'instrumentation du plateau et du bâtiment 307 sont à découvert et exposés au vent et ont des couverts de neige moins épais (de 20 à 25 cm d'eau en 2006 et 2007) que les autres sites en terrain boisé (de 23 à 30 cm d'eau en 2006 et 2007).

Les tableaux D6 et D7 en annexe D montrent le calcul pour les années 2006, 2007 et 2008. Selon le protocole, pour que l'essai soit valide, le pourcentage de récupération (qui correspond au rapport de la profondeur de la neige à l'intérieur du tube sur la profondeur réelle ou extérieure de la neige) doit être d'au moins 60% et le sol doit être atteint. Des pourcentages de récupération faibles montrent que la neige ne pénètre pas bien dans le carottier. Étant donné le nombre d'essais restreint sur chaque site, pour le calcul de la masse moyenne d'eau, les essais avec des pourcentages de récupération de plus de 50% ont généralement été considérés comme valides de même que certains essais pour lesquels le sol n'était pas atteint avec certitude. La plupart des essais de 2006 et 2007 ont bien fonctionné. Par contre en 2008, le couvert de neige était très épais et il y avait de nombreuses couches de glaces à travers le couvert. De plus, la température

était plus chaude, près du point de congélation lors de la réalisation des mesures ce qui nuit à l'essai car de la neige qui colle à l'intérieur du carottier empêche la neige de bien rentrer dans le carottier.

Les mesures du couvert de neige de 2008 ne sont valides que sur le plateau, une estimation a donc du être faite pour attribuer une valeur aux sites du boisé et du bâtiment 307. Le rapport moyen entre les précipitations accumulées au boisé et au plateau en 2006 et 2007 est de 1,22. Cette proportion semble très juste car le rapport entre les profondeurs moyennes de la neige mesurées au boisé et au plateau en 2008 est 1,23. Dans le cas du site du bâtiment 307, ces proportions concordent aussi très bien, elles sont respectivement de 1.07 et de 1.09.

3.2.2. Ruissellement

Le ruissellement a été estimé à partir du coefficient de ruissellement C qui dépend de la topographie du terrain (C_t), du type de sédiments (C_s) et du type de couvert végétal (C_c) pour les trois sites d'instrumentation. Les valeurs estimées (tableau 3.4) sont valides pour la saison estivale seulement. Le ruissellement a aussi été calculé dans les bilans en eau saisonniers aux sites des lysimètres passifs (voir section 3.2.6).

Tableau 3.4: Coefficient de ruissellement estival estimé sur différentes zones du secteur d'essais à partir de la topographie, du type de sédiments et du type de couvert végétal

Zones du secteur	Unité géologique	C_t	C_s	C_c	*C
Instrumentation bâtiment 307	At	0,3	0,3	0,05	0,35
Instrumentation plateau	Md	0,3	0,3	0	0,4
Instrumentation boisé	Md	0,3	0,3	0,2	0,2
Zone plate et sans végétation	At, Md, Ap	0,3	0,3	0,05	0,35
Versant de montagne	Tv	0,1	0,2	0,2	0,5
Talus, près des lacs, rivière, etc.	At, Md	0,1	0,3	0,2	0,4
Corridor, pente forte	Tv	0,1	0,2	0,05	0,65
Corridor, pente moyenne	Ap, Md	0,2	0,3	0,05	0,45
Corridor, pente faible	Md	0,3	0,3	0,05	0,35

* $C=1-(C_t+C_s+C_c)$

3.2.3. Variation du stock d'eau dans le sol de surface

Les mesures de teneur en eau journalières sont présentées à la figure 3.3. La teneur en eau de la première couche de sol varie de 0.09 en février 2007 à 0.33 en juillet 2006 pour une variation totale de 0.24. La teneur en eau de la seconde couche de sol varie de 0.31 en mars 2007 à 0.45 en avril 2006 pour une variation totale de 0.14 alors que celle de la troisième couche de sol varie de 0.1 en février 2007 à 0.22 en juin 2006 pour une variation totale de 0.12. La teneur en eau de la première couche de sol entre dans le calcul de l'évapotranspiration réelle.

La première et la troisième couche sont des sables. La variation de la teneur en eau de la première couche est plus rapide et plus importante que celles des autres couches. Sa proximité de la surface la rend plus affectée par les périodes de précipitations intenses de l'été et de l'automne et les périodes d'infiltration d'eau de fonte du printemps. La seconde couche de sol a une teneur en eau toujours plus élevée que les autres, elle est composée de silt sableux avec beaucoup de matière organique qui retient l'eau plus que le sable. Les profondeurs d'installation des sondes TDR correspondent approximativement aux échantillons SL-2-A, B et C. En effet, l'échantillon SL-2-B prélevé de 40 à 65 cm a une conductivité hydraulique beaucoup plus faible (5×10^{-9} m/s) que les 2 autres (5×10^{-5} m/s pour l'échantillon de 30 à 40 cm et 3×10^{-4} m/s pour l'échantillon de 65 à 85 cm). Cette couche moins perméable et retenant davantage l'eau a une influence considérable sur l'infiltration. Malgré son épaisseur d'à peine 30 cm, elle ralentit considérablement l'écoulement vertical.

La variation du stock d'eau dans le sol de surface en fonction du temps est présentée à la figure 3.4. Le stock d'eau contenu dans le premier 1.12 m de sol varie de 178 mm en mars 2007 à 365 mm en avril 2006. Il est à noter que le sol de surface instrumenté ne représente pas toute la zone non saturée. La variation du stock d'eau dans l'épaisse zone non saturée du plateau est beaucoup plus importante. Les données sont manquantes du 11 avril au 25 mai 2006, du 7 au 16 novembre 2006, du 3 au 29 janvier 2007 et du 12 septembre au 27 octobre 2007, il n'y a donc pas de valeur de variation du stock d'eau dans le sol pour ces intervalles. Le premier dysfonctionnement a été causé par un manque d'alimentation électrique de la batterie alors que le troisième intervalle contient des données discontinues.

3.2.4. Évapotranspiration

La figure 3.5 montre l'évapotranspiration potentielle et réelle calculée sur le site d'instrumentation du plateau. Pour le calcul de l'évapotranspiration réelle, l'épaisseur de la zone racinaire considérée sur ce site est de 100 mm et le coefficient de ruissellement est de 0,4 (tableau 3.4). L'évapotranspiration réelle se situe souvent bien en dessous de l'évapotranspiration potentielle surtout durant l'été ce qui confirme l'intérêt de disposer de données de teneur en eau pour l'établissement d'un bilan en eau précis. Les zones du graphique où les deux lignes se confondent correspondent à des périodes pour lesquelles les teneurs en eau ne sont pas disponibles.

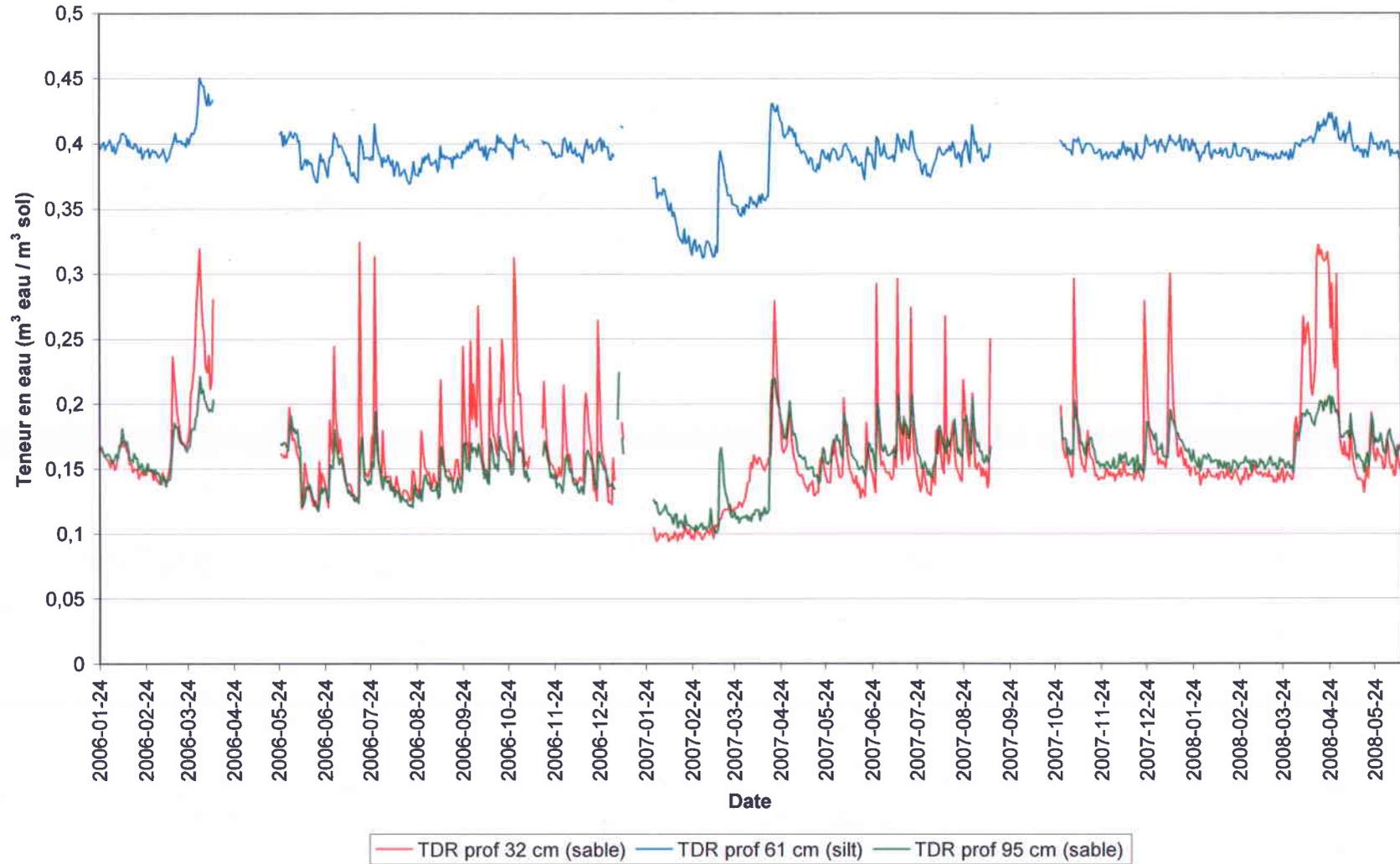


Figure 3.3 : Teneur en eau dans le sol au site d'instrumentation du plateau aux 3 profondeurs instrumentées

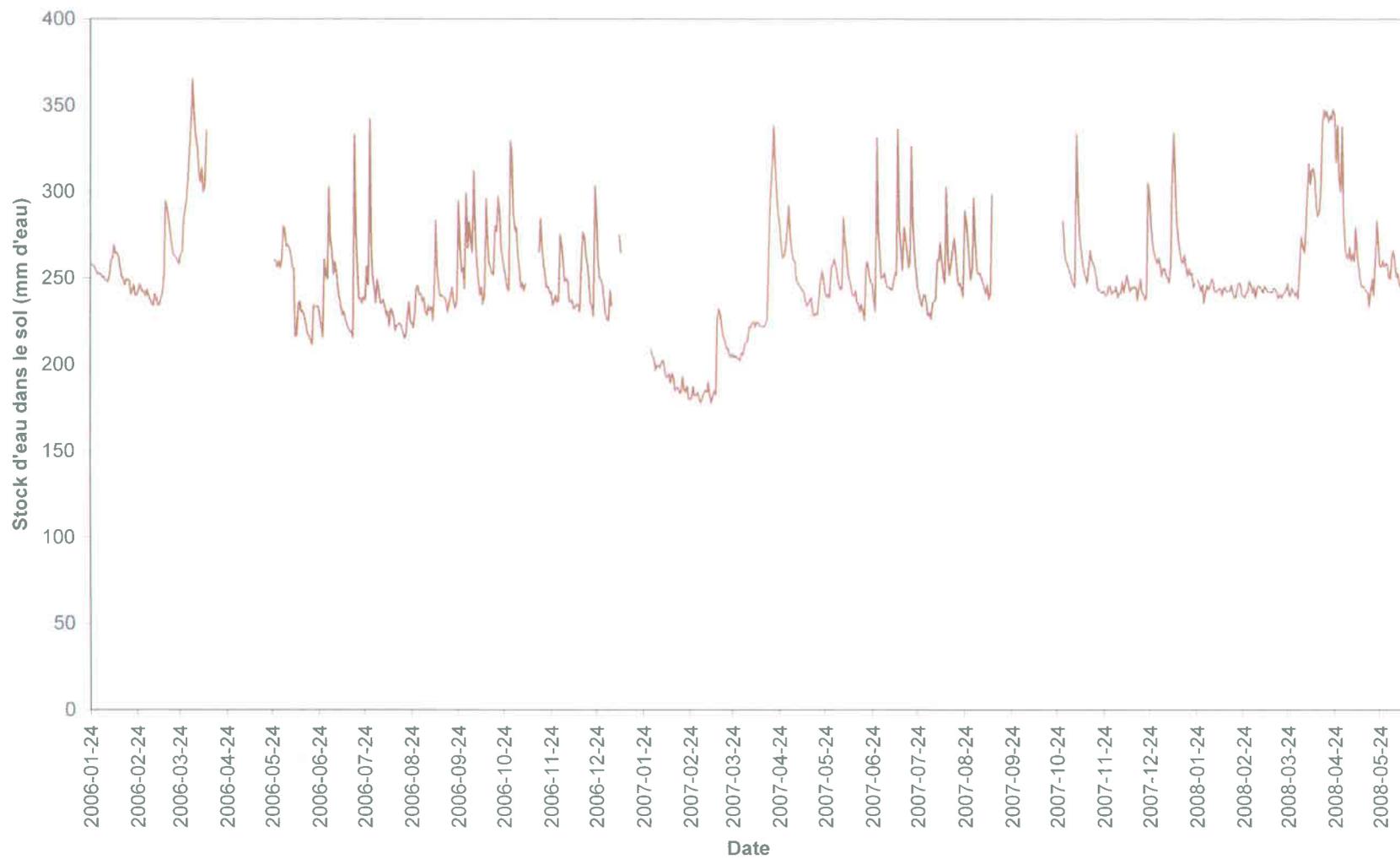


Figure 3.4 : Variation du stock d'eau dans le premier 1,12 m de sol au site d'instrumentation du plateau

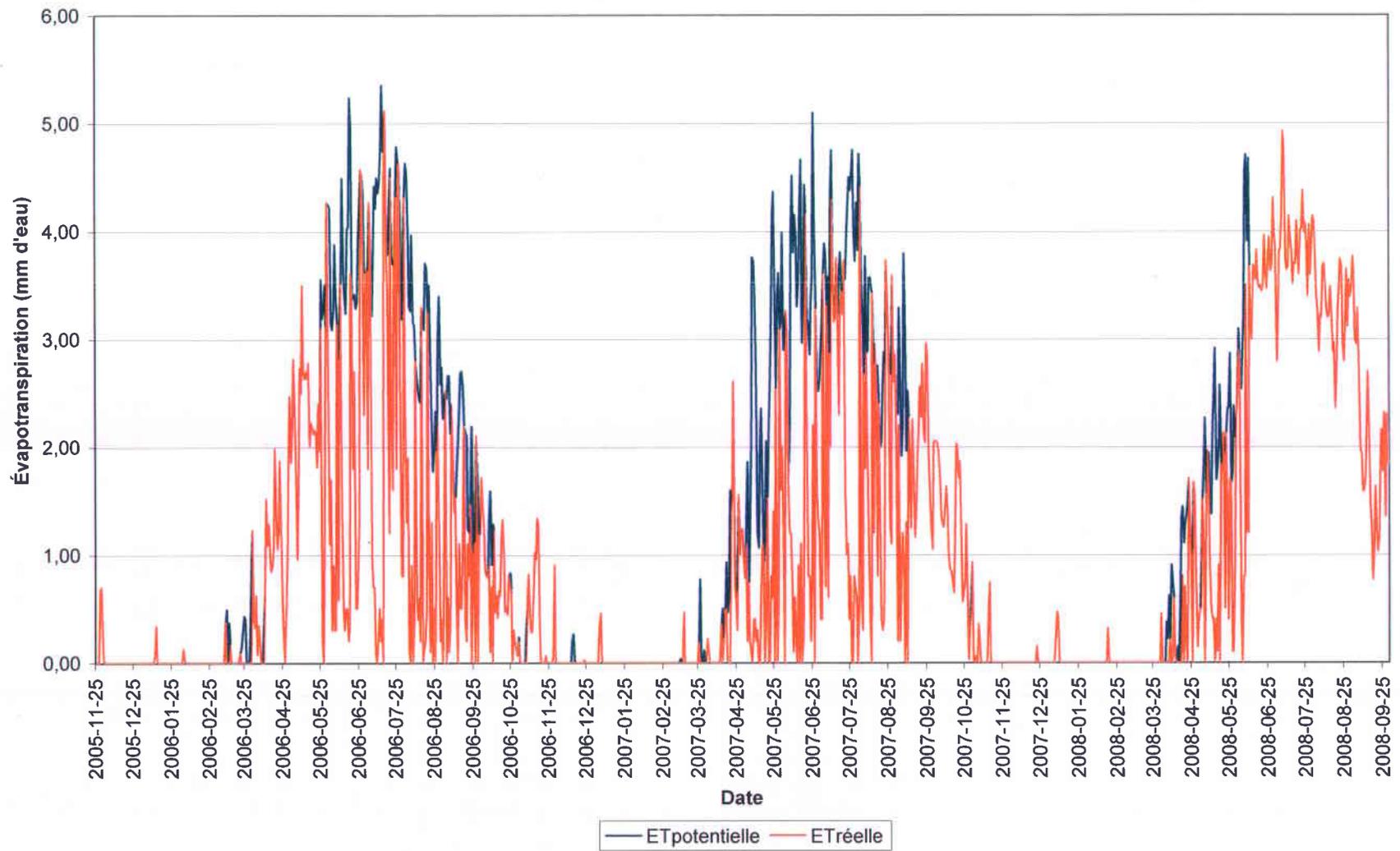


Figure 3.5 : Évapotranspiration potentielle et réelle au site d'instrumentation du plateau

3.2.5. Recharge

3.2.5.1. Lysimètres passifs

La figure 3.6 montre l'infiltration mesurée par les lysimètres passifs pour les 3 sites d'instrumentation. Sur la figure, les zones grises sont des périodes où il n'y a pas de données valides. Les données d'infiltration au bâtiment 307 sont manquantes du 25 juin au 20 décembre 2006 car le système d'acquisition a été submergé d'eau durant l'été. Les périodes de grande et de faible infiltration ne sont pas toujours synchrones d'un site à l'autre et il y a d'importantes variations saisonnières. L'infiltration journalière maximale mesurée est de 32 mm d'eau au boisé à la fin avril 2008, il y a aussi d'importante période d'infiltration à l'été et à l'automne 2006. L'infiltration hivernale est moindre mais elle demeure non nulle. Les résultats sont interprétés plus en détails à la section 3.2.6. *Bilans en eau saisonniers*. La mesure des lysimètres passifs correspond à la recharge ponctuelle potentielle sur le site instrumenté. Il s'agit de l'apport potentiel du site à la recharge de la nappe.

3.2.5.2. Hydrogramme des puits

La recharge a été calculée à partir de l'hydrogramme des puits E1-1-13m situé sur le plateau et GW-24-11m dans la zone du bâtiment 307 (figure 2.2). La figure 3.7 montre la variation du niveau d'eau dans ces 2 puits ainsi que dans la rivière et le puits E2-16-9m situé tout près de la rivière Jacques-Cartier. L'hydrogramme de puits n'a pas été calculé pour le puits E2-16-9m car il est très près de la rivière et son niveau est donc influencé davantage par les variations du niveau d'eau de la rivière que par la percolation de l'eau de pluie à travers la zone non saturée. Ces calculs ont été faits uniquement pour fin de comparaison avec les données des lysimètres passifs, seuls les événements de recharge principaux, soit la recharge du printemps associée à la fonte de la neige et les principaux événements de recharge de l'automne ont été considérés. Une porosité de drainage moyenne de 0.27 pour le puits E1-1-13m et de 0.25 pour le puits GW-24-11m (Johnson, 1967) a été considérée. Les tableaux 3.5 et 3.6 présentent les résultats.

Tableau 3.5 : Recharge calculée par l'hydrogramme du puits E1-1-13m (plateau)

Période	h ₁ (m)	h ₂ (m)	Δh (m)	t ₁	t ₂	Δt (jour)	Recharge moyenne (mm)	Recharge par jour (mm/jour)
Printemps 2006	2,96	5,01	2,05	04-avr	23-avr	19	554	29,1
Automne 2006	1,65	3,61	1,96	18-oct	09-nov	22	529	24,1
Printemps 2007	1,62	3,55	1,93	19-avr	09-mai	15	521	34,7
Automne 2007	1,7	2,95	1,25	22-sept	28-nov	67	*338	*5,0
Printemps 2008	1,82	5,31	3,49	18-avr	04-mai	16	942	58,9

* La recharge est graduelle, pas assez marqué pour que la méthode soit tout à fait valide

Tableau 3.6 : Recharge calculée par l'hydrogramme du puits GW-24-11m (bâtiment 307)

Période	h ₁ (m)	h ₂ (m)	Δh (m)	t ₁	t ₂	Δt (jour)	Recharge moyenne (mm)	Recharge par jour (mm/jour)
Printemps 2006	3,02	4,1	1,08	31-mars	26-avr	26	270	10,4
Automne 2006	2,4	3,45	1,05	01-oct	24-nov	54	^a 263	^a 4,9
Printemps 2007	2,18	3,17	1,00	17-avr	14-mai	27	249	9,2
^b Automne 2007	2,42	2,68	0,26	25-oct	17-nov	23	65	2,8
Printemps 2008	1,93	3,68	1,75	08-avr	17-mai	39	438	11,2

^a la courbe n'est pas assez régulière pour que la méthode soit tout à fait valide

^b Il y a d'autres petites périodes de recharge durant cet automne

La recharge calculée pour le puits E1-1-13m est environ deux fois plus élevée que celle au puits GW-24-11m pour la même période. Elle est aussi beaucoup plus rapide, au printemps, elle se produit sur 15 à 19 jours au puits E1-1-13m alors qu'au puits GW-24-11m, elle se produit sur une durée de 26 à 39 jours. La recharge d'automne est plus lente et moins importante pour les deux puits. Le puits E1-1-13m se situe au bas du mont Triquet, la fonte des neiges semble donc affecter son niveau plus directement que le puits GW-24-11m plus bas au bâtiment 307.

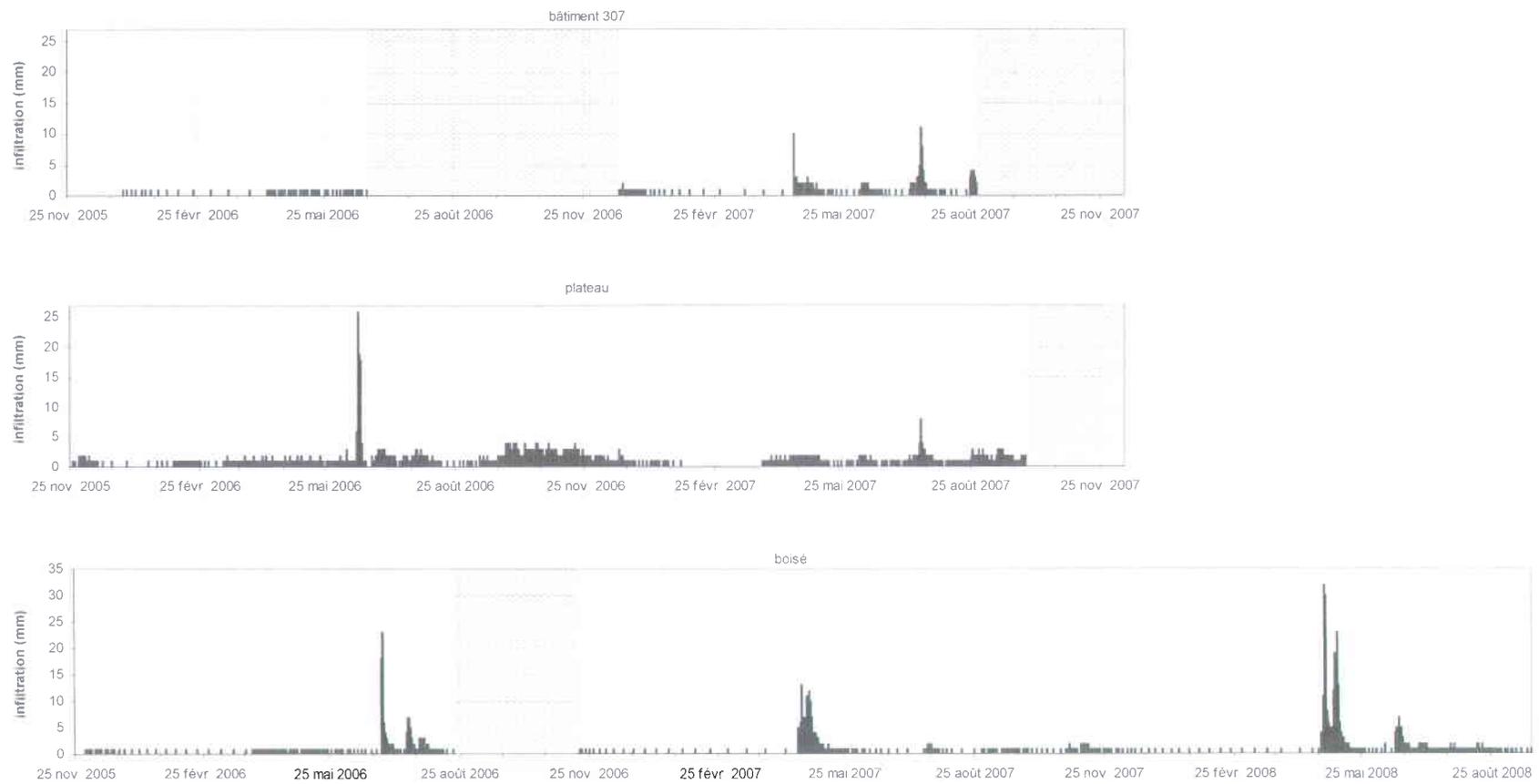


Figure 3.6 : Infiltration mesurée par les lysimètres passifs aux 3 sites d'instrumentation

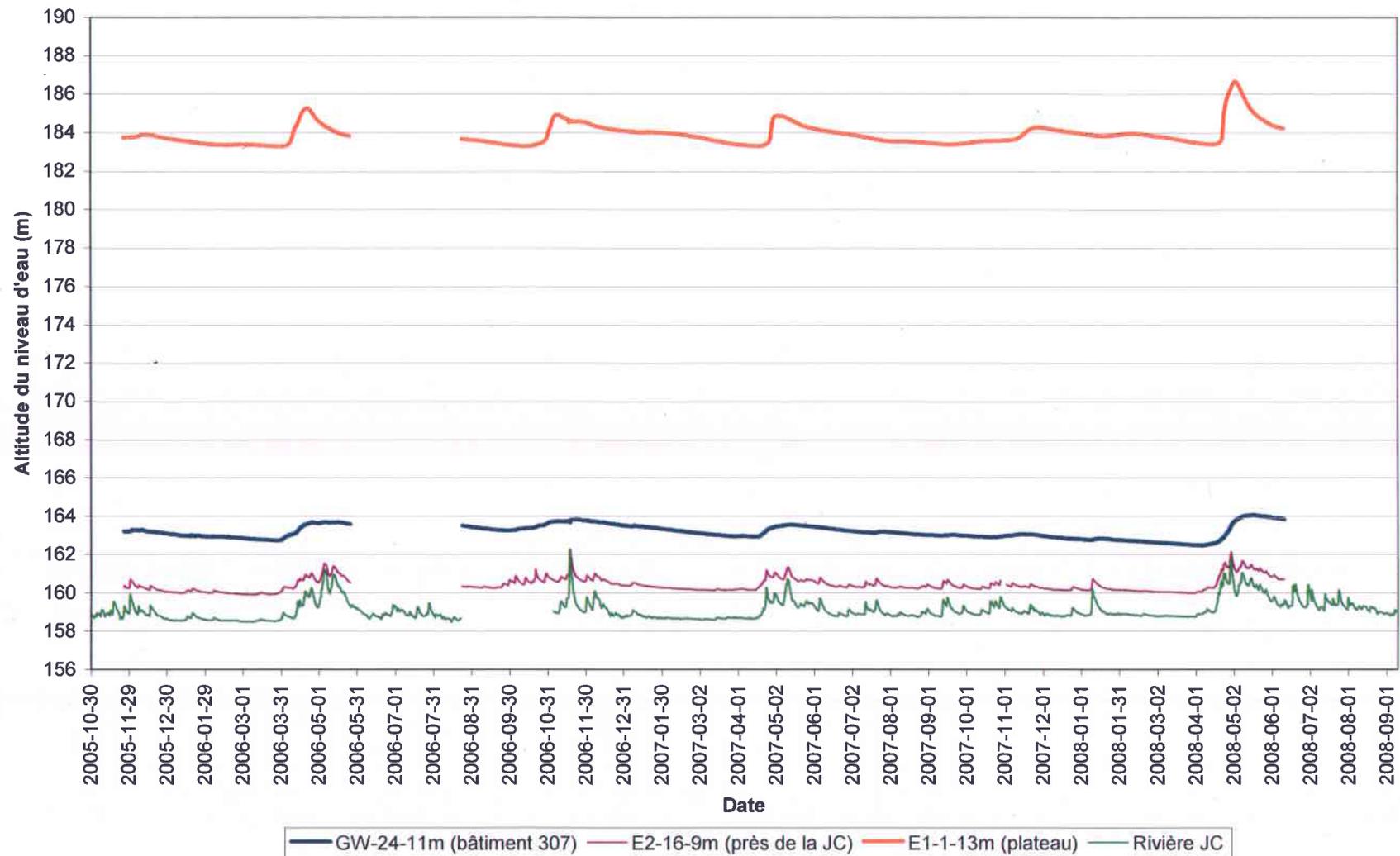


Figure 3.7 : Altitude du niveau d'eau dans trois puits et dans la rivière Jacques-Cartier

3.2.5.3. Comparaison entre les deux méthodes d'évaluation de la recharge

La recharge de la nappe mesurée par l'hydrogramme de puits est de beaucoup supérieure (3 à 30 fois) à celle mesurée par les lysimètres passifs (tableau 3.7). Cependant, ceci n'indique pas nécessairement que la méthodologie ou les instruments n'ont pas bien fonctionnés car ces 2 méthodes ne mesurent pas le même paramètre. La recharge mesurée par l'hydrogramme d'un puits est une valeur intégrant tous les apports d'eau à la nappe, incluant notamment l'eau de ruissellement provenant du mont Triquet qui peut s'infiltrer plus bas sur le plateau pour rejoindre la nappe. Il s'agit d'une recharge régionale. Cette valeur mesurée ne représente pas ce qui se passe directement à la surface vis-à-vis le puits. D'autre part, l'infiltration mesurée par un lysimètre est une mesure ponctuelle de la recharge potentielle que procure une parcelle de surface à la nappe sous-jacente. Cette mesure n'est pas représentative de ce qui se passe sur l'ensemble du territoire. De plus, la géométrie de l'instrument simule la présence de la nappe dans le bas du réservoir à une profondeur d'environ 2 m (figure 2.12). L'eau descendant dans le lysimètre est donc soumise à une tension moindre que celle dans le sol à l'extérieur de l'instrument dont la tension dépend de la profondeur réelle de la nappe soit de 8 à 12 m. Une légère sous-estimation de l'infiltration pourrait être causée par la différence entre la tension réelle dans le sol et celle à l'intérieur de l'instrument.

Tableau 3.7 : Comparaison des mesures de recharge par les lysimètres passifs et par l'hydrogramme des puits

Période	Précipitations (mm)		Recharge des puits (mm)		Infiltration mesurée par les lysimètres (mm)		
	Tombées	Tombées et accumulée pendant l'hiver	GW-24-11m (Bâtiment 307)	E1-1-13m (Plateau)	Bâtiment 307	Plateau	Boisé
31 mars au 26 avril 06	89	339	270		8	32	25
4 au 23 avril 06	65	315		<u>554</u>	5	24	19
1 oct au 24 nov 06	338		^a 263		nd	163/ ^c 176	nd
18 oct au 9 nov 06	180			<u>529</u>	nd	67/ ^c 176	nd
17 avril au 14 mai 07	45	275	249		48	46	117
19 avril au 9 mai 07	44	244		<u>521</u>	44	38	110
22 sept au 28 nov 07	269			^a <u>338</u>	nd	nd	45
^b 25 oct au 17 nov 07	94		65		nd	nd	25
8 avril au 17 mai 08	92	502	438		nd	nd	214
18 avril au 4 mai 08	60	470		<u>942</u>	nd	nd	107/ ^c 212

^a La courbe n'est pas assez régulière ou le pic n'est pas assez marqué pour que la méthode soit précise; nd : non disponible

^b Il y a d'autres périodes de recharge durant cet automne; ^c Infiltration totale de l'évènement de recharge dépassant les dates indiquées

Durant les événements de recharge automnaux, la recharge mesurée par l'hydrogramme du puits E1-1-13m est toujours supérieure aux précipitations tombées durant la période et, durant les recharges du printemps, elle est aussi supérieure aux précipitations tombées additionnées de la neige accumulée durant l'hiver. La recharge de ce puits comprend donc une composante régionale importante provenant probablement de l'apport d'eau souterraine et d'eau de ruissellement du mont Triquet à proximité. La recharge du puits GW-24-11m est inférieure aux précipitations pour chaque événement considéré, elle représente entre 70 et 90 % des précipitations. La composante régionale est moins importante mais son effet demeure majeure étant donné la proximité des deux puits; le puits GW-24-11m étant environ 670 m en aval hydraulique du puits E1-1-13m.

Étant donnée la grande différence observée entre les 2 méthodes, une grande proportion de l'eau qui ruisselle hors des sites d'instrumentations et dans les zones similaires pourrait s'infiltrer pour recharger la nappe plus loin. Ce mode de transport est difficile à évaluer quantitativement. À l'échelle du site d'instrumentation, il s'agit de ruissellement alors qu'à l'échelle du secteur, il s'agirait, en partie, de recharge.

La variation du stock d'eau dans le sol de la zone non saturée pourrait aussi causer une différence entre les mesures. En effet, la nappe se trouve à une profondeur approximative de 12 m au puits E1-1-13m sur le plateau et de 8 m au puits GW-24-11m au bâtiment 307. En supposant que les teneurs en eau du sol varient d'environ 12% comme dans la couche la plus profonde instrumentée par les sondes TDR, le stock d'eau contenu dans le sol peut varier de 1440 mm et 960 mm respectivement sur les 2 sites. Par contre, lors d'un événement de recharge, le stock d'eau dans le sol augmentera entre le début et la fin de la période. La valeur de recharge mesurée directement à la nappe serait alors inférieure à celle mesurée sous la zone racinaire. La variation du stock d'eau dans le sol aurait une influence dans le sens contraire de ce que nous observons. Il y a donc inévitablement une source de recharge de la nappe autre que l'infiltration directe verticale mesurée au site d'instrumentation.

3.2.6. Bilans en eau saisonniers

Des bilans en eau saisonniers ont été faits sur les trois sites d'instrumentation pour les 2 ans et demi de suivi soit de novembre 2005 à septembre 2008 (tableaux 3.8 à 3.11). Les dates des saisons considérées ont été déterminées en fonction du climat et varient selon la disponibilité des données. Les composantes du bilan en eau exprimées en mm d'eau et la manière de les mesurer ou de les estimer varient selon la saison. De façon générale :

$$\begin{aligned} \text{Recharge (I)} = & \text{Précipitation (P)} - \text{Ruissellement (R)} - \text{Évapotranspiration (ET)} \\ & - \text{Variation du stock d'eau dans le sol } (\Delta_{\text{eau du sol}}) \end{aligned} \quad (2.8)$$

La recharge (I) correspond à l'infiltration sous la zone racinaire mesurée par les lysimètres passifs. La recharge calculée à partir des fluctuations du niveau d'eau des puits n'est pas considérée car elle n'est pas représentative des sites d'instrumentation.

La variation du stock d'eau dans le sol est mesurée uniquement au plateau et, par conséquent, un seul calcul de l'évapotranspiration réelle est possible. Pour l'établissement du bilan, ces valeurs calculées pour le site du plateau sont aussi appliquées aux autres sites. Le ruissellement estival estimé par le coefficient de ruissellement est inscrit à chaque tableau à titre indicatif seulement car il ne représente pas bien le phénomène du ruissellement pour les autres saisons. Lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration disponible en un site pour une saison, les calculs de bilan ne sont pas faits car cette composante est trop variable selon le site et l'année pour être estimée. Les données d'infiltration et de teneur en eau ne couvrent pas toujours toute la saison considérée ce qui entraîne une perte de précision des calculs car des estimations doivent alors être faites pour compléter les données. Comme mentionné dans les tableaux, les valeurs d'évapotranspiration réelle sont parfois estimées à partir des proportions entre l'évapotranspiration réelle et potentielle des autres années de mesures.

Aux tableaux 3.8 à 3.11, les chiffres inscrits en *italique* sont des estimations, ceux en caractère « normal » sont des mesures ou des calculs directs alors que les valeurs de ruissellement et d'infiltration sont en caractère **gras**.

Dans cette section, quelques commentaires concernant l'interprétation des bilans saisonniers sont d'abord présentés suivi d'une conclusion concernant la répartition de l'eau entre les différentes composantes du bilan.

3.2.6.1. Bilan en eau de l'hiver

Les saisons hivernales considérées sont du 25 novembre à la mi-mars environ des hivers 2005-2006, 2006-2007 et 2007-2008. Le 25 novembre 2005 marque le début des mesures d'infiltration des lysimètres et les 17 mars 2006, 15 mars 2007 et 2 avril 2008 correspondent aux mesures du couvert de neige. En hiver, le bilan en eau prend la forme suivante :

$$I = P_{\text{tombée}} - P_{\text{accumulée}} - B - E_{\text{Tr}} - \Delta_{\text{eau du sol}} \quad (3.1)$$

$P_{\text{tombée}}$ correspond aux précipitations (neige et pluie) tombées mesurées par la station météorologique de l'héliport alors que $P_{\text{accumulée}}$ est la neige mesurée lors de la mesure du couvert de neige. Le tableau 3.8 présente les valeurs des composantes du bilan en eau pour chaque site à chaque année en mm d'eau et en mm par jour afin de faciliter la comparaison lorsque les données ne sont pas disponibles sur un même intervalle de temps.

Contrairement à ce qui est généralement admis en hydrologie à l'échelle d'un bassin versant, on remarque qu'il y a une infiltration (I) non négligeable durant l'hiver allant de 0.11 à 0.59 mm/jour selon le site et l'année ce qui représente entre 3 et 21 % des précipitations tombées. L'infiltration au site du plateau est plus importante que sur les autres sites.

L'évapotranspiration (E_{Tr}) hivernale est uniquement une évaporation, le couvert végétal étant inactif durant cette saison. Lors des périodes de redoux quand la température est au-dessus du point de congélation, l'eau à la surface du couvert de neige peut s'évaporer. Les valeurs estimées par la formule de Thornthwaite sont de l'ordre de 0.02 mm/jour et représente 1 % des précipitations. Cette composante du bilan a très peu d'influence l'hiver.

La quantité de neige balayée par le vent (B) est le terme qui remplace le ruissellement durant l'hiver ($B = P_{\text{tombée}} - P_{\text{accumulée}} - I - E_{\text{Tr}} - \Delta_{\text{eau du sol}}$). Il ne représente pas uniquement l'eau sous forme liquide qui s'est écoulée en surface mais inclut aussi la neige tombée qui a été balayée par le vent et qui ne s'est pas accumulée sur le site. Cette valeur pourrait donc être négative sur des sites où le vent crée une accumulation de neige. En 2006, sur les trois sites, la quantité de neige balayée par le vent est très élevée allant de 1.47 à 1.85 mm par jour (de 35 à 44 % des précipitations). En 2007, elle est beaucoup moindre avec des valeurs de 0.09 à 0.38 mm par jour (3 % à 14 % des précipitations). La différence entre les deux hivers est très marquée et s'explique probablement par des conditions météorologiques différentes (périodes de redoux, vents, verglas, etc.).

Tableau 3.8 : Bilan en eau de l'hiver

	Bâtiment 307					Plateau					Boisé						
	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates		
Hiver 2005-2006																	
P _{accumulée}	250	2,21	113	53		250	2,21	113	53		260	2,30	113	55			
P _{tombée}	474	4,19	113			474	4,19	113			474	4,19	113				
I	12	0,11	113	3		55	0,49	113	12		28	0,25	113	6			
Etp	4	0,03	113	1		4	0,03	113	1		4	0,03	113	1			
Etr _{estimée}	3	0,02	113	1	25 nov - 17 mars	3	0,02	113	1	25 nov - 17 mars	3	0,02	113	1	25 nov - 17 mars		
Δ _{eau du sol}	nd					nd					nd		113				
B _{calculé}	209	1,85	113	44		166	1,47	113	35		183	1,62	113	39			
R _{estimé-été}	166	1,47	113	35		189	1,68	113	40		95	0,84	113	20			
Hiver 2006-2007																	
P _{accumulée}	230	2,07	111	78	25 nov - 15 mars	200	1,80	111	65		280	2,52	111	91			
P _{tombée}	228	2,65	86			307	2,76	111			307	2,76	111				
I	27	0,31	86	12		65	0,59	111	21		14	0,13	111	5			
Etp	1	0,02	86	1		3	0,02	111	1		3	0,02	111	1			
Etr	1	0,01	86	1	20 déc - 15 mars	2	0,02	111	1	25 nov - 15 mars	2	0,02	111	1	25 nov - 15 mars		
Δ _{eau du sol}	nd					-3	-0,03	111	-1		-3	-0,03	111	-1			
B _{calculé}	22	0,25	86	9		42	0,38	111	14		10	0,09	111	3			
R _{estimé-été}	80	0,93	86	35		123	1,10	111	40		61	0,55	111	20			
B _{calculé avec Δ_{eau du sol}}						42	0,38	111	14		13	0,12	111	2			
Hiver 2007-2008																	
P _{accumulée}	440					410					500	3,71	135	83			
P _{tombée}	601					601					601	4,45	135				
I	nd	<i>Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration</i>					nd	<i>Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration</i>					27	0,20	135	4	
Etp											2	0,01	135	0,3			
Etr					20 nov - 2 avril					20 nov - 2 avril	2	0,01	135	0,3	20 nov - 2 avril		
Δ _{eau du sol}						30					30	0,22	135	5			
B _{calculé}											72	0,53	135	12			
R _{estimé-été}											120	0,89	135	20			
B _{calculé avec Δ_{eau du sol}}											42	0,31	135	7			

Etr_{estimée} correspond à une fraction de Etp (calculée en fonction des autres années de mesures)

R_{estimé-été} correspond à C x P_{tombées}, est inscrit à titre indicatif seulement car s'applique uniquement l'été

P_{accumulée} au boisé et au bâtiment 307 en 2008 ont été estimées à partir de la tendance des hivers précédents

3.2.6.2. Bilan en eau de la fonte printanière

La saison printanière considérée commence lors de la mesure du couvert de neige (mi-mars ou début avril) et va jusqu'au 15 mai. L'hypothèse qu'il ne reste aucune neige au sol à cette date a été posée. Au printemps, lors de la fonte, le bilan en eau prend la forme suivante :

$$I = P_{\text{tombée}} + P_{\text{accumulée}} - R - E_{\text{Tr}} - \Delta_{\text{eau du sol}} \quad (3.2)$$

Durant cette période, toute la neige accumulée ($P_{\text{accumulée}}$), de même que les nouvelles précipitations ($P_{\text{tombée}}$) vont ruisseler, s'infiltrer, s'accumuler dans le sol ou s'évaporer. Le tableau 3.9 présente les valeurs des composants du bilan en eau pour chaque site à chaque année.

L'infiltration (I) pour cette période est très variable allant de 0.31 mm/jour au bâtiment 307 en 2006 à 4.91 mm/jour au boisé en 2008; l'hiver 2008 ayant connu une quantité de précipitations exceptionnelle. Au bâtiment 307 et au boisé, l'infiltration est près de 3 fois plus élevée en 2007 qu'en 2006 alors qu'elle est du même ordre les deux années au plateau.

Le couvert de neige étant probablement encore présent sur le site durant une grande partie de cette période d'étude, les valeurs d'évapotranspiration réelle ont possiblement été surestimées. En effet, lorsque la neige est encore présente, l'énergie transférée par la chaleur de l'air au couvert de neige est surtout utilisée pour faire fondre la neige et non pour évaporer l'eau. De plus, la végétation est toujours inactive pour la transpiration.

Les valeurs de ruissellement calculées à partir des autres composantes du bilan sont de 2 à 4 fois plus grandes que le ruissellement estival estimé à partir du coefficient de ruissellement représentant de 61 à 88 % des précipitations.

Tableau 3.9 : Bilan en eau de la fonte du printemps

	Bâtiment 307					Plateau					Boisé				
	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates
Printemps 2006															
P _{neige accumulée}	250	4,24	59			250	4,24	59			260	4,41	59		
P	118	2,00	59			118	2,00	59			118	2,00	59		
I	18	0,31	59	5		68	1,15	59	18		43	0,73	59	11	
Etp	63	1,06	59	17		63	1,06	59	17		63	1,06	59	17	
Etr _{estimée}	28	0,47	59	8	18 mars - 15 mai	28	0,47	59	8	18 mars - 15 mai	28	0,47	59	7	18 mars - 15 mai
Δ _{eau du sol}	nd					nd					nd				
R _{calculé}	322	5,46	59	88		272	4,61	59	74		307	5,20	59	81	
R _{estimé-été}	129	2,18	59	35		147	2,49	59	40		76	1,28	59	20	
Printemps 2007															
P _{neige accumulée}	230	3,77	61			200	3,28	61			280	4,59	61		
P	164	2,69	61			164	2,69	61			164	2,69	61		
I	51	0,84	61	13		68	1,11	61	19		141	2,31	61	32	
Etp	49	0,80	61	12		49	0,80	61	13		49	0,80	61	11	
Etr	20	0,33	61	5	16 mars - 15 mai	20	0,33	61	6	16 mars - 15 mai	20	0,33	61	5	16 mars - 15 mai
Δ _{eau du sol}	10	0,17	61	3		10	0,17	61	3		10	0,17	61	3	
R _{calculé}	323	5,29	61	82		266	4,36	61	73		283	4,64	61	64	
R _{estimé-été}	138	2,26	61	35		146	2,39	61	40		89	1,46	61	20	
R _{calculé avec Δ_{eau du sol}}	313	5,13	61	79		266	4,36	61	73		273	4,47	61	61	
Printemps 2008															
P _{neige accumulée}	440					410					500	11,63	43		
P	100					100					100	2,33	43		
I	nd	<i>Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration</i>			3 avril - 15 mai	nd	<i>Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration</i>			3 avril - 15 mai	211	4,91	43	35	
Etp											47	1,09	43	8	
Etr											22	0,50	43	4	3 avril - 15 mai
Δ _{eau du sol}						-27					-27	-0,63	43	-5	
R _{calculé}											367	8,54	43	61	
R _{estimé-été}											120	2,79	43	20	
R _{calculé avec Δ_{eau du sol}}											394	9,17	43	66	

R_{estimé-été} correspond à C x (P_{tombée} + P_{accumulée}), est inscrit à titre indicatif seulement car s'applique uniquement l'été

Etr_{estimée} correspond à une fraction de Etp (calculée en fonction des autres années de mesures)

P_{accumulée} au boisé et au bâtiment 307 en 2008 ont été estimées à partir de la tendance des hivers précédents

3.2.6.3. Bilan en eau de l'été

Les saisons estivales considérées vont du 16 mai au 15 septembre. Le bilan en eau estival est le suivant :

$$I = P_{\text{tombée}} - R - E_{\text{Tr}} - \Delta_{\text{eau du sol}} \quad (3.3)$$

Durant cette période, les données d'infiltration (I) sont discontinues et les comparaisons entre sites et années sont moins faciles à établir (tableau 3.10).

L'évapotranspiration réelle (E_{Tr}) est très importante durant l'été, elle varie de 32 à 44 % des précipitations. Cette estimation est plus juste durant cette période que durant l'hiver et le printemps car les données nécessaires à son calcul (les teneurs en eau de la couche supérieure du sol du plateau) sont disponibles sur tout l'intervalle de temps. De plus, les hypothèses de la théorie de Thornthwaite sont entièrement respectées car il n'y a plus de couvert de neige.

3.2.6.4. Bilan en eau de l'automne

Les saisons automnales considérées s'étendent du 16 septembre au 24 novembre 2006 et du 16 septembre au 19 novembre 2007. Le bilan de l'automne prend la forme suivante (tableau 3.11). :

$$I = P_{\text{tombée}} - R - E_{\text{Tr}} - \Delta_{\text{eau du sol}} \quad (3.3)$$

Les données d'infiltration sont disponibles pour toute la saison au plateau à l'automne 2006 et au boisé à l'automne 2007.

L'automne 2007 a été particulièrement chaud et sec alors que le 2006 connaissait des températures normales et beaucoup de pluie. Les précipitations des deux automnes sont donc très différentes (422 mm en 2006 et 219 mm en 2007).

Le ruissellement calculé à partir des autres composantes du bilan est semblable entre les 2 automnes pour les sites de données complètes (45 % au plateau en 2006 et 46 % au boisé en 2007). Au plateau, pour la courte période de 2007, il y a un déficit d'eau de 15 % des précipitations. L'évapotranspiration réelle est possiblement surestimée et la variation du stock en eau du sol expliquerait sûrement le reste du déficit en eau.

3.2.6.5. Comparaison entre les sites

L'infiltration est généralement un peu plus importante au plateau que sur les autres sites. Cette différence est particulièrement évidente lors des deux hivers et au printemps 2006. Au bâtiment 307, le ruissellement et la quantité de neige balayée par le vent sont légèrement supérieurs que sur les autres sites à l'hiver 2006 et lors des 2 printemps. Pour l'été et l'automne, les intervalles de temps différents ne permettent pas ces comparaisons.

Tableau 3.10 : Bilan en eau de l'été

	Bâtiment 307					Plateau					Boisé				
	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates
Été 2006															
P	112	2,72	41			460	3,74	123			399	4,11	97		
I	18	0,44	41	16		204	1,66	123	44		149	1,54	97	37	
Etp	134	3,28	41	121		414	3,37	123	90		353	3,64	97	89	
Etr	68	1,66	41	61	16 mai - 25 juin	202	1,64	123	44	16 mai - 15 sept	179	1,85	97	45	16 mai - 20 août
$\Delta_{\text{eau du sol}}$	nd					-21	-0,17	123	-5		nd				
$R_{\text{calculé}}$	25	0,62	41	23		75	0,61	123	16		70	0,72	97	18	
$R_{\text{estimé-été}}$	39	0,95	41	35		184	1,50	123	40		80	0,82	97	20	
Été 2007															
P	466	4,39	106			560	4,55	123			560	4,55	123		
I	104	0,98	106	22		156	1,27	123	28	16 mai - 15 sept	48	0,39	123	9	
Etp	354	3,34	106	76		395	3,21	123	71	16 mai - 15 sept	395	3,21	123	71	
Etr	162	1,52	106	35	16 mai - 29 août	186	1,51	123	33		186	1,51	123	33	
$\Delta_{\text{eau du sol}}$	nd					69	0,58	119	13	16 mai - 11 sept	69	0,58	119	13	16 mai - 15 sept
$R_{\text{calculé}}$	200	1,89	106	43		147	1,20	123	26		326	2,65	123	58	
$R_{\text{estimé-été}}$	163	1,54	106	35		224	1,82	123	40	16 mai - 15 sept	112	0,91	123	20	
$R_{\text{calculé avec } \Delta_{\text{eau du sol}}}$	nd					147	1,20	123	26		257	2,09	123	46	
Été 2008															
P	607					607					607	4,93	123		
I	nd	<i>Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration</i>				nd	<i>Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration</i>				133	1,08	123	22	
Etp											402	3,27	123	66	
$Etr_{\text{estimée}}$					16 mai - 15 sept					16 mai - 15 sept	197	1,60	123	32	16 mai - 15 sept
$\Delta_{\text{eau du sol}}$						nd	<i>d'infiltration</i>				nd				
$R_{\text{calculé}}$											277	2,25	123	46	
$R_{\text{estimé-été}}$											121	0,99	123	20	

$Etr_{\text{estimée}}$ correspond à une fraction de Etp (calculée en fonction des autres années de mesures)

$R_{\text{estimé-été}}$ correspond à $C \times P_{\text{tombeée}}$

Tableau 3.11 : Bilan en eau de l'automne

	Bâtiment 307					Plateau					Boisé					
	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	total mm	mm/jour	# jour	%P	dates	
Automne 2006																
P						422	6,03	70								
I	nd Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration					185	2,64	70	44		nd Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration					
Etp						60	0,85	70	14							
Etr						43	0,61	70	10	16 sept - 24 nov						
$\Delta_{\text{eau du sol}}$						6	0,08	70	1							
$R_{\text{calculé}}$						188	2,69	70	45							
$R_{\text{estimé-été}}$						169	2,41	70	40							
Automne 2007																
P						41	2,25	18			219	3,37	65			
I	nd Les calculs de bilan ne sont pas faits lorsqu'il n'y a pas de mesure d'infiltration					29	1,61	18	72		46	0,71	65	21		
Etp						36	2,01	18	89		72	1,11	65	33		
$Etr_{\text{estimée}}$						26	1,44	18	63	16 sept - 3 oct	52	0,80	65	24	16 sept - 19 nov	
$\Delta_{\text{eau du sol}}$						nd					nd					
$R_{\text{calculé}}$						-15	-0,81	18	-36		121	1,86	65	55		
$R_{\text{estimé-été}}$						16	0,90	18	40		44	0,67	65	20		

$Etr_{\text{estimée}}$ correspond à une fraction de Etp (calculée en fonction des autres années de mesures)

$R_{\text{estimé-été}}$ correspond à $C \times P_{\text{tombées}}$, est inscrit à titre indicatif seulement car s'applique uniquement l'été

3.2.6.6. Conclusions des bilans en eau saisonniers

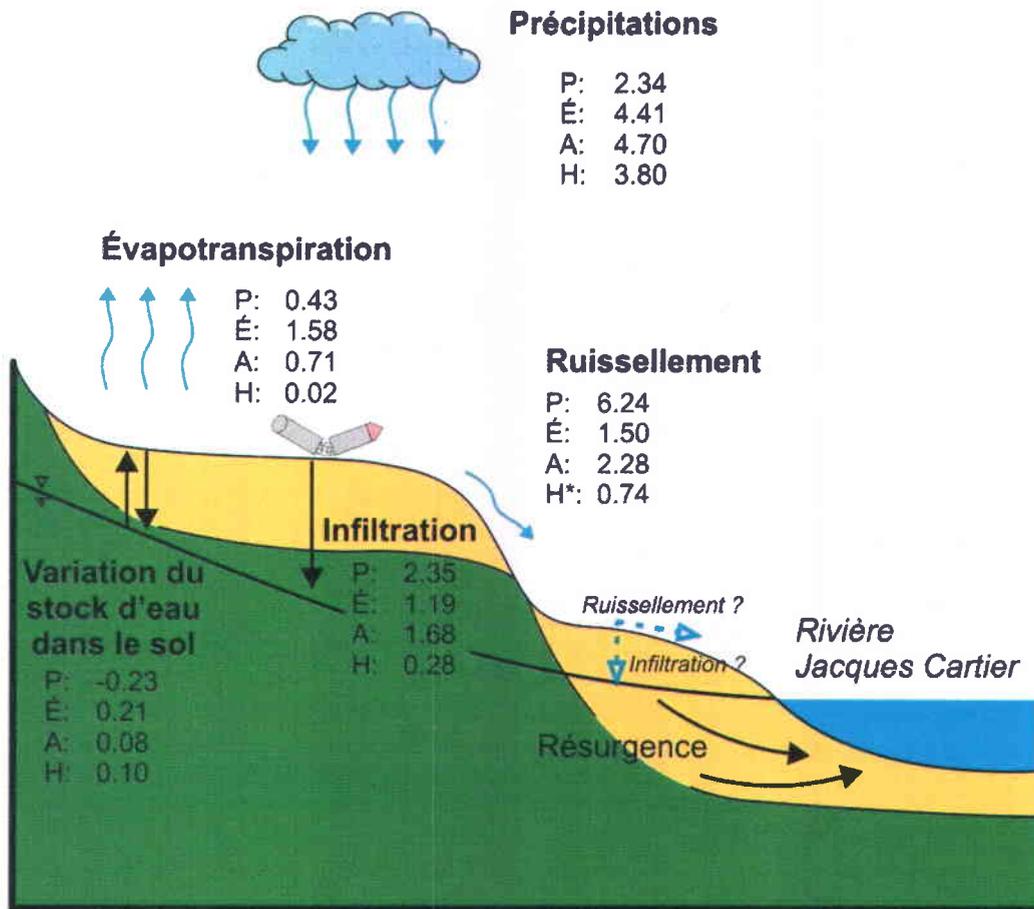
Le tableau 3.12 est un résumé des valeurs obtenues par saison pour chaque composante du bilan en eau. Le pourcentage moyen et les extrêmes sont présentés. Seules les données complètes sur la toute la période ont été considérées dans le calcul de la moyenne. Au printemps, le pourcentage a été calculé en fonction de toute l'eau disponible ($\% P_{\text{accumulée}} + P_{\text{tombée}}$). Le modèle conceptuel du bilan en eau saisonnier est présenté à la figure 3.8, où les valeurs sont en mm/jour.

Tableau 3.12 : Résumé des composantes du bilan en eau par saison

	Hiver % $P_{\text{tombée}}$	Printemps % $P_{\text{accumulée}} + P_{\text{tombée}}$	Été % $P_{\text{tombée}}$	Automne % $P_{\text{tombée}}$
$P_{\text{neige accumulée}}$	72 (53 à 91)			
I	8 (3 à 21)	23 (5 à 35)	28 (9 à 44)	33 (21 à 44)
Etp	1	12 (8 à 17)	76 (66 à 90)	24 (14 à 33)
Etr	1	6 (4 à 8)	36 (32 à 44)	17 (10 à 24)
$\Delta_{\text{eau du sol}}$	2 (-1 à 5)	4 (3 à 5)	4 (-5 à 13)	1
R_{calculé}	*20 (3 à 44)	72 (61 à 88)	35 (16 à 58)	50 (45 à 50)
$R_{\text{estimé-été}}$			32	

*correspond à la quantité de neige balayée par le vent

L'hiver, c'est l'accumulation de la neige au sol qui domine le bilan avec 72% de l'eau disponible. Au printemps, le ruissellement domine avec 72% de l'eau. En été, l'évapotranspiration domine avec 36 % de l'eau disponible suivie de près par le ruissellement (35%) et l'infiltration (28%). À l'automne, le ruissellement domine avec 50 % de l'eau disponible, mais c'est aussi une période de grande infiltration (33%). L'établissement du bilan en eau démontre qu'aux sites d'instrumentation, au printemps, en été et en automne, le processus de ruissellement serait un mode de transport plus important que l'infiltration directe vers la nappe.



Valeurs en mm/jour

P: Printemps
É: Été
A: Automne
H: Hiver

 Alluvions des terrasses fluviales
 Sédiments deltaïques

* Ruissellement hivernal correspondant à la neige balayée par le vent

Figure 3.8 : Modèle conceptuel du bilan en eau saisonnier (mm/jour)

L'infiltration a lieu tout au long de l'année, les valeurs moyennes allant de 8% à l'hiver à 33% à l'automne. En flux d'eau moyen sur toute la saison, elle peut atteindre 2.6 mm/jour à l'automne, 2.3 mm/jour au printemps, 1.7 mm/jour en été et 0.69 mm/jour en hiver. La variabilité des données d'infiltration entre les sites et les saisons justifie de l'instrumenter sur plusieurs sites et plusieurs années comme cela a été fait.

L'évapotranspiration réelle passe de 1% en hiver à 36% en été. Une estimation adéquate de ce paramètre nécessitant des mesures de teneur en eau est primordiale étant donnée l'importance de cette composante du bilan.

Le ruissellement varie de 20% en hiver, alors qu'il correspond à la quantité de neige balayée par le vent, à 72 % au printemps. L'estimation moyenne faite à partir du coefficient de ruissellement des 3 sites soit 32% est proche de la valeur moyenne calculée de 35%. Par contre, cette méthode de calcul ne représente pas bien la variabilité des valeurs calculées.

À l'échelle de la saison, la variation moyenne du stock d'eau dans le sol de surface varie de 1 à 4% et semble indépendante de la saison. Si toute l'épaisseur de la zone non saturée avait été instrumentée, les variations calculées auraient possiblement été supérieures. Ce paramètre serait intéressant à considérer sur des intervalles d'observation plus courts que la saison, d'ailleurs son influence sur le bilan est plus marquée dans le calcul de l'évapotranspiration réelle, calcul qui tient compte des variations journalières. Ce paramètre n'a pas été considéré dans le bilan en eau annuel car l'hypothèse que l'eau ne s'accumule pas dans le sol d'année en année a été posée.

Finalement, le tableau 3.13 présente la répartition annuelle des composantes du bilan en eau sur les trois sites d'instrumentation. Le ruissellement est le mode de transport principal avec 51% des précipitations, suivi de l'infiltration (30%) et de l'évapotranspiration (19%).

Tableau 3.13 : Répartition annuelle des composantes du bilan en eau

	Moyenne annuelle		% Précipitations (%)
	(mm/an)	(mm/jour)	
Précipitations	1436	3,93	100
Ruissellement	725	1,99	51
Infiltration	435	1,19	30
Évapotranspiration	276	0,76	19

Les calculs de bilan en eau réalisés sur les 3 sites d'instrumentation ont montré que le ruissellement serait le mode de transport de l'eau hors des sites le plus important. Le calcul de la

recharge par l'hydrogramme des puits indique cependant que l'infiltration globale sur le site pourrait être supérieure à celle mesurée par les lysimètres.

Les sites instrumentés sont représentatifs des zones sources de contamination, l'eau quitterait donc ces zones par un processus de ruissellement, sans s'infiltrer entièrement sur place. Il est cependant probable qu'une proportion de ces eaux de ruissellement n'atteigne pas la rivière directement et s'infilte plutôt jusqu'à la nappe en aval des sites instrumentés tel que suggéré par l'interprétation des hydrogrammes des puits.

Ainsi, le ruissellement de l'eau vers la rivière est un processus entraînant les contaminants potentiels directement à la rivière dans des proportions possiblement moindres que celles calculées par les bilans en eaux aux sites d'instrumentation. Cet apport n'a pas été mesuré directement.

3.2.7. Estimation du ruissellement estival sur l'ensemble du secteur

Dans le but d'estimer le ruissellement estival sur l'ensemble du secteur, le territoire a été divisé en zone à coefficient de ruissellement similaire en fonction de la végétation évaluée à partir d'images Google Earth, de la géologie et de la topographie (figure 3.9). Les limites du secteur ont été déterminées approximativement de façon à suivre les lignes d'écoulement superficiel vers la rivière.

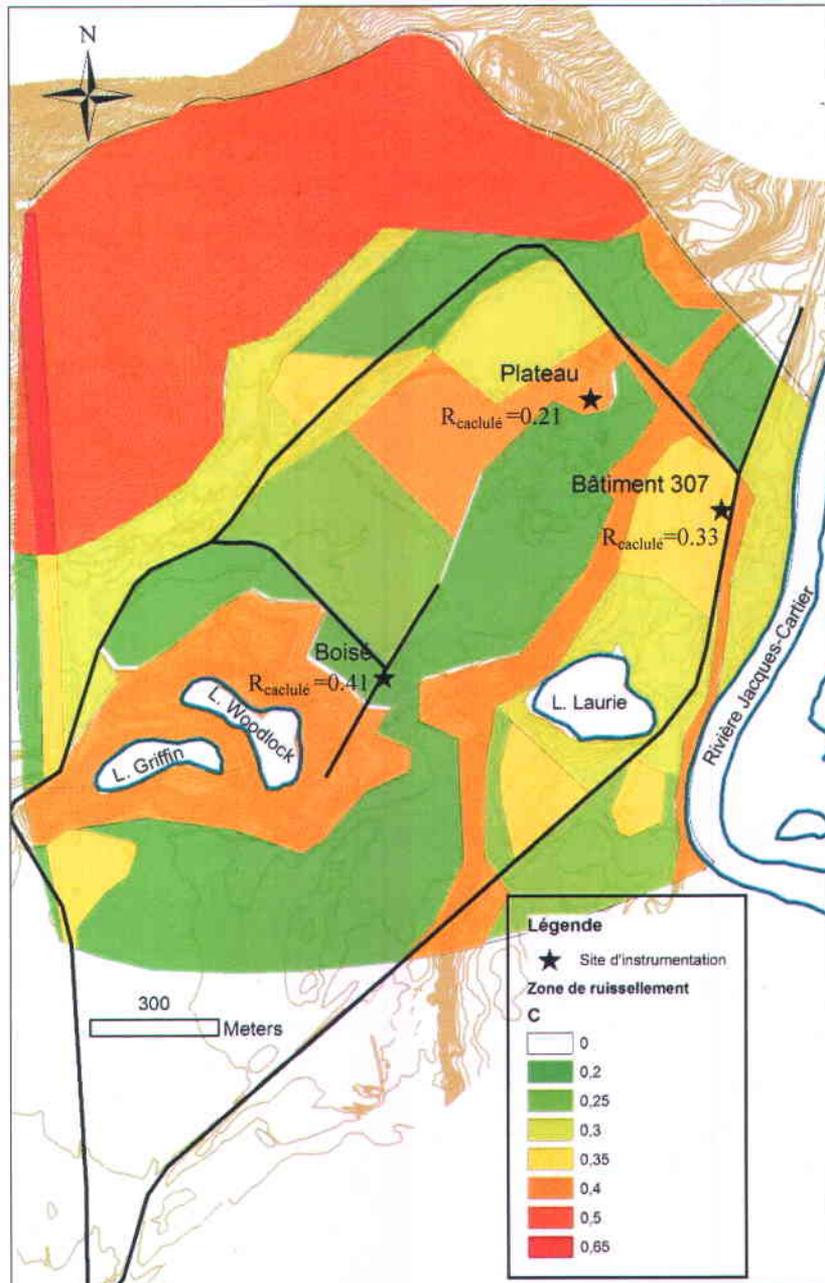


Figure 3.9 : Coefficients de ruissellement estival sur l'ensemble du secteur

Le coefficient de ruissellement estival (C) global pondéré en fonction de la superficie des zones (A) est de 0.34 :

$$C_{\text{global}} = \frac{\sum^i C_i A_i}{\sum A_i} \quad (3.4)$$

Ce coefficient global (0.34) est équivalent mais légèrement supérieur à la moyenne des valeurs estimées par la même méthode sur les trois sites d'instrumentation (0.32). Le bilan en eau de l'été donne des valeurs de ruissellement variant beaucoup selon le site et l'année (16 à 58%). Au site du plateau, la valeur calculée moyenne est de 21% et le coefficient est de 40%, au site du bâtiment 307, la valeur calculée moyenne est de 33% et le coefficient est de 35% et au site du boisé, la valeur calculée moyenne est de 41 % alors que le coefficient est de 20%. Le coefficient de ruissellement ne représente pas adéquatement la variabilité du ruissellement d'un site à l'autre, cependant le ruissellement estival calculé moyen de 35% (tableau 3.12) est très près du coefficient global de 34%.

3.3. Étude des eaux souterraines

3.3.1. Mesure des niveaux d'eau et carte piézométrique

Les résultats des relevés piézométriques d'octobre 2005, de juillet 2006, de juillet 2007 et de novembre 2007 sont présentés aux tableaux D8 à D11 en annexe D et les rapports de forage des puits réalisés par l'INRS sont en annexe F.

La carte piézométrique préliminaire réalisée en 2006 à partir des mesures recueillies par Biogénie en août 2005 (Biogénie, 2006) est présentée en annexe B (carte B2). L'écoulement général de l'eau souterraine se fait vers la rivière sur tout le secteur. On observe une dépression de la piézométrie au nord-est du plateau possiblement due à une zone de forte conductivité hydraulique.

Par contre, l'hypothèse d'une nappe libre sur tout le secteur reste à vérifier car la forme des isocontours dans la région des lacs Woodlock et Griffin suggère la présence d'une nappe perchée dans cette zone. Il est à noter que selon Mailloux (2002), d'après un forage réalisé à proximité du lac Perceval, ce lac, qui est dans la même unité de sédiments juxtaglaciaires que les lacs Woodlock et Griffin, se trouve sur une nappe perchée. Il y a également des indications d'une nappe profonde semi captive ou captive dans le secteur du corridor de tir 2500m (puits E5-4-

26m, E5-5-30m, E5-9-28m, E5-8-46m, E5-14-52m). Ces informations seront intégrées lors de travaux à venir. Ceci étant dit, la carte piézométrique préliminaire, bien que peu précise dans la zone des lacs Griffin et Woodlock, demeure valide dans les principales zones d'intérêt soient près de la rivière Jacques-Cartier, dans la zone du bâtiment 307 et dans la partie nord du plateau.

La modélisation numérique de l'écoulement réalisée avec HydroGeoSphere (Therrien et al., 2003) par Martel et al. (2008) arrive à reproduire de façon satisfaisante les niveaux d'eau mesurés par Biogénie (2006). La figure 3.10 montre la régression entre les niveaux d'eau observés et simulés.

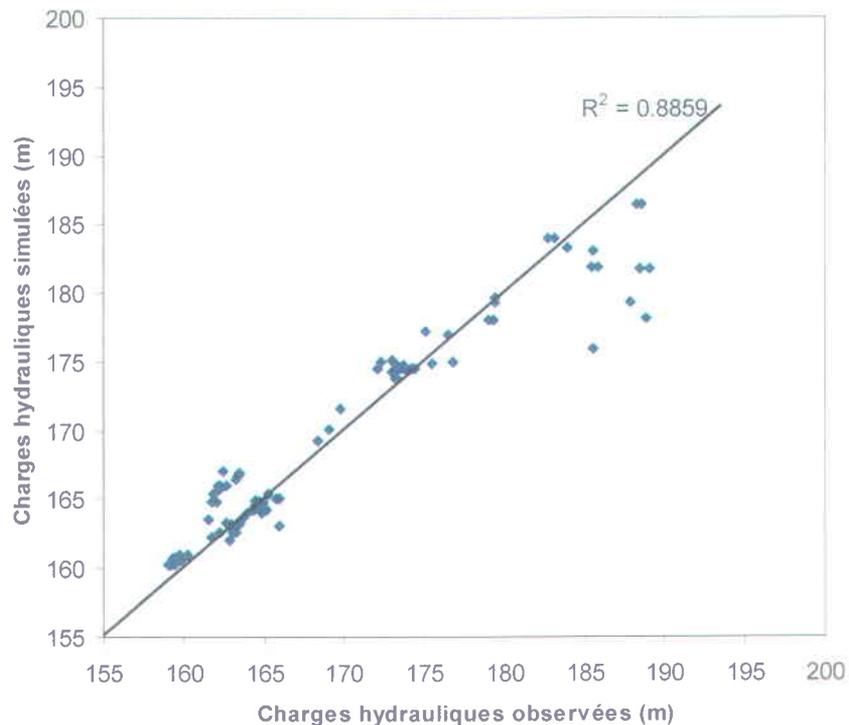


Figure 3.10 : Calibrage en fonction des niveaux piézométriques mesurés et simulés pour les conditions de régime permanent (tirée de Martel et al., 2008)

Un écoulement en régime permanent en milieu poreux saturé a été simulé. Le domaine tridimensionnel, basé principalement sur le modèle géologique 3D établi (figure 1.6), comprend aussi une couche confinante constituée de silt dans la zone des lacs Griffin et Woodlock. Il compte 438158 éléments et 239115 noeuds. La plupart des valeurs éloignées de la courbe de

régression se situe parmi les puits dans la zone du corridor de tir 2500m où la présence d'un aquifère semi-confiné est suspectée (Martel et al., 2008).

3.3.2. Niveau de contamination dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007

Des cartes synthèses, sur lesquelles figurent les concentrations dans les eaux souterraine et de surface à l'été et à l'automne 2007 pour les composés chimiques d'intérêt, ont été produites (cartes B3 à B16 en annexe B). Les résultats de l'échantillonnage des puits fait par l'INRS-ETE les 27 et 28 octobre 2007, celui fait par Dessau du 27 septembre au 12 octobre 2007 (Dessau, 2007a) et l'échantillonnage des eaux de surface réalisé par Dessau du 14 au 29 août 2007 (Dessau, 2007b) ont été utilisés. Il est à noter que l'échantillonnage des puits fait par l'INRS a été réalisé par la méthode à faible débit et sans filtration pour les métaux alors que l'échantillonnage des puits fait par Dessau a été réalisé avec une pompe à inertie suivi d'une filtration pour les métaux. Une étude comparative des concentrations en métaux mesurées dans des échantillons prélevés par ces deux méthodes (Martel et al., 2008) est présentée en annexe G. Cette étude a montré que pour le fer et l'aluminium, les concentrations mesurées dans les échantillons prélevés par la méthode à faible débit sont de beaucoup supérieures aux concentrations des échantillons prélevés avec une pompe à inertie.

Pour chaque station d'échantillonnage de l'eau de surface de la rivière Jacques-Cartier (JC), 2 échantillons (C et D) ont été pris à des profondeurs différentes alors que l'échantillon E est un échantillon composite. La valeur de concentration illustrée sur une carte est celle de l'échantillon composite. Pour les stations des lacs Laurie (LA), Griffin (GR) et Woodlock (WO), l'échantillonnage a été fait vis-à-vis le point le plus profond du lac.

Les tableaux D12 à D15 en annexe D présentent les valeurs de concentrations en perchlorate, phosphore, matériaux énergétiques et métaux illustrées sur les cartes. La moyenne des duplicata a été considérée et un calcul d'erreur relative a été fait lorsque des duplicata étaient disponibles. Les puits E2-16-9m et E2-16-23m ont été échantillonnés par Dessau et par l'INRS, les deux mesures apparaissent alors superposées sur les cartes.

Les résultats sont comparés aux critères applicables pour l'eau de résurgence et pour l'eau de surface. Dans certains cas, principalement lorsqu'il n'existe pas de critère de résurgence ou d'eau de surface, les critères pour l'eau potable sont aussi mentionnés mais ils sont présentés à titre indicatif seulement car l'eau souterraine du secteur et l'eau de la rivière Jacques-Cartier à cet endroit ne sont pas utilisées pour fin de consommation.

Afin de faire ressortir l'évolution temporelle des concentrations, des comparaisons avec les cartes produites à partir des données de 2005 (Poulin-Talbot et al., 2007) ont été faites.

3.3.2.1. Matériaux énergétiques

TNT

Les résultats des analyses pour le TNT sont illustrés sur la carte B3. En 2007, une concentration en TNT dépassant le critère de US EPA (2 µg/L) pour l'eau potable mais bien en-dessous du critère de résurgence du MDDEP (120 µg/L) a été mesurée dans un puits. Le critère de potabilité est mentionné à titre indicatif seulement, il n'est pas applicable au secteur d'essais. L'eau du puits E6-16-22m a une concentration de 1,5 µg/L. Ce puits se trouve au plateau, en aval hydraulique du site de démolition, la zone où le sol avait, en 2005, les plus fortes concentrations en TNT allant jusqu'à 7,49 mg/kg (Thiboutot et al., 2007). Les puits E2-9-15m et INRS-JC-5 sont en aval hydraulique l'un de l'autre et présentent des concentrations du même ordre soit respectivement 2,4 et 1,45 µg/L. Tous deux sont en aval du site du bâtiment 307 où des concentrations de TNT (1.62 mg/kg) dans les sols ont été mesurées en 2005 (Thiboutot et al., 2007). Par contre, en 2005, les puits en aval hydraulique de cette zone ne montraient pas de concentrations excédant le critère de potabilité (Poulin-Talbot et al., 2007). Globalement, on retrouve davantage de TNT dans les eaux souterraines à l'été et l'automne 2007 qu'à l'été et l'automne 2005 (aucun dépassement). L'augmentation de l'intensité des activités au site du bâtiment 307 pourrait en être la cause.

HMX

Les résultats des analyses pour le HMX sont illustrés sur la carte B4. En 2007, il n'y a aucun dépassement des critères pour l'eau potable (93 µg/L ou 400 µg/L) ou l'eau de surface (330 µg/L) en HMX. Les zones où les concentrations sont les plus élevées sont les mêmes qu'en 2005 soit le site de démolition et le bâtiment 307. Par contre, les plus fortes concentrations mesurées en 2007 (31 et 49 µg/L) sont supérieures à celles de 2005 (5 et 15 µg/L).

RDX

Les résultats des analyses pour le RDX sont illustrés sur la carte B5. En 2007, 7 puits montrent des concentrations dépassant le critère de potabilité (mentionné à titre indicatif seulement) de US EPA (2 µg/L) mais en-dessous du critère d'eau de surface du NRC (190 µg/L). Les zones de fortes concentrations sont sensiblement les mêmes qu'en 2005 mais les concentrations maximales mesurées en 2007 (165 et 52 µg/L) sont supérieures à celles de 2005 (entre 10 et 36 µg/L).

En 2007, il n'y a eu aucune détection de matériaux énergétiques dans les eaux de surface, cependant les limites de détection pour cet échantillonnage sont beaucoup plus grandes que pour l'échantillonnage des eaux souterraines bien qu'en-dessous des critères applicables (tableau D12). Il n'est donc pas possible de comparer ces concentrations avec celles mesurées dans les eaux souterraines.

3.3.2.2. Métaux

Aluminium

Les résultats des analyses pour l'aluminium sont illustrés sur la carte B6. En 2007, deux puits au nord de la zone du bâtiment 307 (E2-2B-9m et E2-16-23m) montrent des concentrations dépassant le critère de résurgence du MDDEP (0,75 mg/L). Les dépassements observés ne sont pas sur des puits échantillonnés par la méthode à faible débit, on ne peut donc imputer la

répartition des concentrations au changement de méthode d'échantillonnage. Pour l'eau de surface, toutes les stations de la rivière Jacques-Cartier dépassent le critère de toxicité chronique du MDDEP (0,087 mg/L) alors que l'eau des lacs montre des concentrations inférieures, entre les deux critères d'eau de surface du CCME. La situation est semblable à celle de 2005.

Argent

Les résultats des analyses pour l'argent sont illustrés sur la carte B7. En 2007, il n'y a aucune détection dans la rivière ni dans les puits près de la rivière. Par contre, l'eau de quelques puits dans la zone du bâtiment 307, sur le plateau ainsi que les échantillons de l'eau des lacs ont des concentrations dépassant les critères de résurgence et d'eau de surface. Il est à noter que la limite de détection de la méthode (0,0003 mg/L) est au dessus des critères de résurgence du MDDEP (0,00001 et 0,00004 mg/L). Les concentrations sont généralement plus élevées en 2007 qu'en 2005 : 6 puits sont au-dessus de 0.0003 mg/L en 2007 contre 1 en 2005.

Chrome

Les résultats des analyses pour le chrome sont illustrés sur la carte B8. En 2007, deux puits dans la zone du MDR et 2 au nord de la zone du bâtiment 307 ont montré des dépassements des critères pour l'eau potable du MDDEP et du CCME mentionnés à titre indicatif seulement. Il n'y a aucune détection dans l'eau de surface. L'état de la situation est semblable à celle de 2005 bien que les zones affectées ne soient pas exactement les mêmes.

Cuivre

Les résultats des analyses pour le cuivre sont illustrés sur la carte B9. En 2007, 11 puits répartis sur tout le secteur ont montré des dépassements du critère de résurgence du MDDEP. Il n'y a cependant aucune détection dans les eaux de surface. La situation est très différente de celle de 2005 où l'on retrouvait de fortes concentrations dans les eaux de surface et seulement 2 dépassements dans l'eau des puits (1 au plateau et 1 au corridor 2500m). Il est à noter que pour

l'échantillonnage de l'eau de surface de 2007, les limites de détection sont supérieures aux critères applicables.

Plomb

Les résultats des analyses pour le plomb sont illustrés sur la carte B10. En 2007, 4 puits (2 dans la zone amont du MDR, 1 près de la rivière en aval du MDR et 1 près de la rivière vis-à-vis la zone du bâtiment 307) ont des concentrations en plomb dépassant les critères de résurgence du MDDEP. Il est difficile de comparer la qualité de l'eau souterraine entre 2005 et 2007 car les puits contaminés en 2005 n'ont pas été échantillonnés en 2007. Un échantillon d'eau de la rivière, prélevé légèrement en amont du secteur d'essais a une forte concentration (0.02mg/L) en plomb dépassant les critères d'eau de surface du CCME et du MDDEP alors que les autres échantillons d'eau de la rivière sont en-dessous des limites de détection. Comme en 2005, l'eau des lacs Woodlock et Laurie a une concentration au-dessus des critères pour l'eau de surface.

Manganèse

Les résultats des analyses pour le manganèse sont illustrés sur la carte B11. En 2007, 8 puits répartis sur tout le secteur ont des concentrations en manganèse au-dessus des critères de potabilité du MDDEP et du CCME (0.05 mg/L), lequel est basé sur des objectifs esthétiques et est mentionné à titre indicatif seulement. Les plus fortes concentrations (0.32 à 0.22 mg/L) se retrouvant dans la zone du MDR, au site de démolition du plateau et au corridor de tir 2500m. Dans ces zones, les concentrations sont du même ordre qu'en 2005. Les concentrations dans le secteur du bâtiment 307 semblent avoir diminuées de 2005 à 2007, par contre, le nombre de puits échantillonnées en 2007 est beaucoup moindre qu'en 2005. L'eau des lacs a une concentration en manganèse faible bien en-dessous du critère du MDDEP pour l'eau de surface et l'eau de la rivière n'a pas été analysée pour ce paramètre.

Sélénium

Les résultats des analyses pour le sélénium sont illustrés sur la carte B12. En 2007, tous les résultats respectent le critère de résurgence du MDDEP (0.02 mg/L). À titre indicatif seulement, 6 puits dans la zone du bâtiment 307 se trouvent au-dessus des critères de potabilité du CCME et du MDDEP (0,01 mg/L). L'eau des 3 lacs a une concentration au-dessus du critère pour l'eau de surface du CCME (0,001 mg/L) mais en-dessous du critère équivalent du MDDEP (0,005 mg/L). Il n'y a aucune détection dans l'eau de la rivière. Aucun dépassement en sélénium n'a été mesuré dans l'eau souterraine en 1989 et en 2005.

Zinc

Les résultats des analyses pour le zinc sont illustrés sur la carte B13. En 2007, 9 puits répartis sur tout le secteur dépassent le critère de résurgence dans la rivière du MDDEP (0,0095 mg/L), lequel a été ajusté à partir de la dureté de l'eau de la rivière. La valeur maximale mesurée est de 0,15 mg/L au puits E5-13-35m dans le corridor de tir 2500m. En 2005, la contamination était très étendue (avec des valeurs allant jusqu'à 0,48 mg/L au plateau) mais le nombre de puits échantillonnés étaient de beaucoup supérieur dans les zones du plateau et du bâtiment 307. Les concentrations ont augmenté significativement en 2007 au corridor de tir 2500m pour les puits E5-11-30m et E5-13-35m avec des valeurs respectives de 0,021 et 0,15 mg/L alors qu'il n'y avait aucune détection pour les 2 mêmes puits en 2005. Le zinc n'a pas été détecté en 2007 dans l'eau des lacs. Il a cependant été détecté à quelques stations dans l'eau de la rivière Jacques-Cartier, sans toutefois dépasser les critères applicables pour l'eau de surface.

Fer

Les résultats des analyses pour le fer sont illustrés sur la carte B14. En 2007, 10 puits sur tout le secteur mais principalement dans les zones du corridor 2500m, du MDR et du lac Woodlock dépassent le critère mentionné à titre indicatif seulement du CCME pour l'eau de consommation (objectif esthétique : 0,3 mg/L). Il n'y a pas de critère de résurgence pour le fer. Les concentrations dans les puits près de la rivière échantillonnés par la méthode à faible débit

peuvent avoir été surestimées par rapport à celles des puits ailleurs sur le secteur. Par contre, il ne s'agit pas de la zone avec les plus fortes concentrations en fer. L'eau de surface des 3 stations les plus au nord de la rivière dépasse légèrement le critère du CCME pour l'eau de surface. Les études précédentes ne mentionnent pas de dépassement en fer à l'exception des eaux souterraines en 2001 (Poulin-Talbot et al., 2007).

3.3.2.3. Perchlorate

Les résultats des analyses pour le perchlorate sont illustrés sur la carte B15. Pour ce paramètre, il n'existe à ce jour que des valeurs-guides pour l'eau potable proposées par Santé Canada et l'Institut national de la santé publique du Québec. Aucun critère n'a encore été établi pour la protection de la vie aquatique, que ce soit pour l'eau de surface ou l'eau souterraine y faisant résurgence. En 2007, 7 puits dont 4 dans la zone du plateau dépassent le critère mentionné à titre indicatif seulement de potabilité de l'INSPQ. Il n'y a aucune détection de perchlorate dans les eaux de surface du secteur. La répartition des concentrations en perchlorate est semblable à celle de 2005, mais les valeurs maximales mesurées en 2007 (120 et 2400 µg/L) sont supérieures à celles de 2005 (6 à 56 µg/L).

3.3.2.4. Phosphore

Les résultats des analyses pour le phosphore sont illustrés sur la carte B16. En 2007, deux puits dans la zone du bâtiment 307 dépassent le critère du MDDEP pour l'eau de résurgence (3 mg/L). Des dépassements de ce critère dans la même zone avaient été mesurés en 2005. Il n'y a aucun dépassement en phosphore dans les eaux de surface du secteur.

3.3.3. Estimation de l'influence anthropique sur la géochimie des eaux souterraines

Une étude de la géochimie des eaux souterraines a été réalisée dans le rapport de Martel et al. (2008) à partir des données d'analyses en ions majeurs des 98 échantillons prélevés avec une

pompe à inertie au secteur d'essais par SEDAC Environnement à l'été 2006 (SEDAC Environnement, 2007). Bien que la plupart des ions majeurs ne soient pas présents à des concentrations supérieures aux critères en vigueur, les interprétations faites à partir de la classification selon les ions et de la modélisation de la dissolution de la calcite permettent de faire ressortir l'influence des activités humaines sur la composition de l'eau souterraine.

Selon Martel et al. (2008), la plupart des puits sont caractérisés par une composition d'eau dominée par le cation calcium suivi du magnésium et/ou du sodium. 14 puits sont dominés par le sodium, surtout autour du bâtiment 307, 5 puits au 307 et au MDR sont dominés par le magnésium. Une dominance en sodium ou en magnésium est probablement le résultat des activités humaines sur les sites. Le caractère ponctuel de ces dominances rend une source géologique naturelle moins probable. Un puits est dominé par l'aluminium au bâtiment 307 et un par le fer au corridor de tir. Bien que ces éléments soient très présents dans la matrice géologique, leur solubilité est habituellement limitée par les conditions de pH et d'oxydoréduction. Dans l'ensemble, ces dominances pourraient résulter des activités humaines sur les sites. Il est à noter que les échantillons dont les résultats d'analyses sont ici considérés sont les échantillons pour analyse de routine qui n'ont pas été filtrés et ne sont donc pas affectés par la composition des filtres (voir Annexe G).

Selon Martel et al. (2008), l'anion dominant le plus prépondérant au plateau et au bâtiment 307 est le bicarbonate suivi du sulfate. Une dominance par le chlorure retrouvée sur 3 puits dans la zone du bâtiment 307 indiquerait une influence anthropogénique bien que les échantillons n'excèdent aucun critère de concentration. La présence dans certains puits d'autres anions excèdent 10% : le chlorure (6 puits), le carbonate (4 puits), l'hydroxyde (2 puits) et le nitrate (1 puits) indiquerait un changement du milieu lié à l'activité humaine.

La modélisation de la dissolution de la calcite témoigne souvent de conditions particulières et atypiques pour le milieu, donc potentiellement influencée par l'activité humaine. 4 puits, 3 au bâtiment 307 (pH = 11, 12 et 2.9) et 1 au plateau (pH = 11) ont des valeurs de pH extrêmes, 2 de ces puits ont été ré échantillonnés en 2007 et les pH mesurés sont du même ordre (Martel et al., 2008).

3.4. Travaux en rivière

Des demi-barils et des minis piézomètres ont été installés pour la mesure du débit et du gradient hydraulique de résurgence (seepage tests) ainsi que pour l'échantillonnage de l'eau de résurgence qui a aussi été effectué à l'aide de piézomètres en PVC enfoncés dans les sédiments. Les instruments sont regroupés en station comprenant 3 piézomètres et 3 demi-barils submergés à des profondeurs d'eau différentes associés à des paires de minis piézomètres (figure 2.16).

3.4.1. Estimation du débit de résurgence

3.4.1.1. Mesure directe du débit de résurgence

Le tableau 3.14 montre les résultats obtenus lors des essais en demi-baril. Un volume d'eau initial de 1L a été mis dans le sac avant d'être connecté au demi-baril lors du premier essai uniquement. Les débits observés lors des premiers essais étaient des débits de résurgence, des sédiments vers la rivière. Les essais suivants ont donc pu être faits à partir d'un sac vide afin de permettre à un plus grand volume d'eau d'entrer dans le sac. La durée des premiers essais étaient d'environ 5 jours. Les deuxièmes et troisièmes essais ont été réalisés sur de plus courtes périodes (respectivement environ 20 heures et 4 heures) afin de pouvoir mesurer adéquatement les débits élevés. Pour les demi-barils à très forts débits, un quatrième essai d'une durée d'environ ½ heure a aussi été réalisé.

Les observations suivantes peuvent être faites :

- Les débits mesurés varient de 0 à 393 ml/min.
- Les débits de la station Riv 5 aux trois profondeurs (104, 142 et 393 ml/min) sont beaucoup plus grands que ceux des autres stations. La station Riv Nord montre aussi un débit particulièrement élevé (37 ml/min) alors que les valeurs retenues pour les autres stations vont de 0.5 à 8.4 ml/min.

- Pour un même demi-baril, les débits varient beaucoup d'un essai à l'autre.
- La distance entre le demi-baril et la rive ne semble pas influencer le débit de résurgence. Par contre, la plupart des essais ont été réalisés près de la rive (de 1.2 m à 4.4 m du bord alors que la rivière Jacques-Cartier a une largeur d'environ 80 m le long du secteur d'essais). À la station Riv 3, la pente était beaucoup plus faible et le demi-baril à une profondeur de 1.5 m se trouve à environ 20 m de la rive alors que celui à 0.5 m de profondeur est à 1.7 m du bord. Même dans ce cas, le débit mesuré ne diminue pas avec la distance à la rive.
- Les valeurs du premier essai, qui diffère des suivants par sa longue durée et le fait qu'il suive l'installation des demi-barils, sont toujours nettement inférieures à celles des essais suivants (à l'exception du baril Riv 3 1.5m).
- Les valeurs obtenues lors des essais 2 et 3 sont généralement du même ordre de grandeur. Pour certains demi-barils, l'essai 2 donne un débit supérieur à l'essai 3, pour d'autres, c'est le contraire.

Tableau 3.14 : Débits de résurgence calculés par les essais en demi-baril

Station	Durée de l'essai	Volume accumulé (ml)	Débit calculé (ml/min)	Valeur retenue (ml/min)	Commentaires	Débit moyen de la station (ml/min)
Riv 1 0.5m	5j	755	0,11	0,55	moy de 2	2,8
	20h	1327	1,11			
	4h	vide	0,00			
Riv 1 1m	4j	12500	2,15	5,25	moy de 2	
	20h	7225	5,99			
	4h	1060	4,51			
Riv 1 1.5	4j	1500	0,25	2,60	moy de 2	
	20h	2425	2,01			
	4h	720	3,19			
Riv 2 0.5m	5j	*plein	2,80	7,90	moy de 2	7,9
	19h	9670	8,43			
	4h	1620	7,36			
Riv 3 0.5m	5j	35	0,005	0,50	1 valeur	0,62
	20h	595	0,50			
Riv 3 1m	4j	2360	0,41	0,69	moy de 3	
	20h	460	0,39			
	5h	390	1,27			
Riv 3 1.5m	4j	5172	0,91	0,65	moy de 2	
	20h	475	0,40			
Riv 4 0,5m	5j	2675	0,37	8,38	1 valeur	8,4
	19h	9645	8,38			
Riv 5 0.5m	3j	3135 (tuyau coincé)	0,67	104,19	moy de 2	213
	19h	10200	8,76			
	6h	*plein	57,31			
	1/2h	5390	199,63			
Riv 5 1m	4j	*plein	3,51	392,90	1 valeur	
	19h	*plein	17,44			
	6h	*plein	56,98			
	1/2h	12180	392,90			
Riv 5 1.5m	3j	*plein	4,31	142,00	1 valeur	
	19h	*plein	17,20			
	6h	*plein	58,65			
	1/2h	3266	142,00			
Riv Nord 0.5m	5j	*plein	2,82	36,80	1 valeur	36,8
	19h	*plein	17,38			
	23h	*plein	14,34			
	4h	9900	36,80			

*Le sac a une capacité de 20 L, le calcul du débit fait avec cette valeur est donc une valeur minimale de débit

Précision des résultats:

	Faible
	Moyenne
	Bonne

3.4.1.2. Débit induit par le mouvement du demi-baril

Suite à l'observation de la variabilité des résultats, l'effet sur le débit mesuré du mouvement du baril entre son installation et son démantèlement a été vérifié. Les volumes d'eau présents dans le demi-baril lors de son installation et de son démantèlement ont été présentés au tableau D1. Le débit dans le sac induit par les mouvements du demi-baril entre son installation et son démantèlement a été calculé de 2 manières:

1. En considérant que ce mouvement est réparti également sur toute la période d'installation soit 86 jours, on obtient des débits allant de -0.05 à 0.17 ml/min.
2. En considérant que le mouvement se produit rapidement suite à l'installation des barils, sur la période de 5 jours correspondant à la durée approximative du premier essai, on trouve des débits allant de -0.88 à 2.88 ml/min.

Selon la première hypothèse, le mouvement du baril n'influence pas beaucoup le débit mesuré. La seconde hypothèse ne permet pas d'expliquer l'écart existant entre les débits des premiers essais et les suivants. Le débit induit par l'enfoncement du baril devrait faire augmenter le débit mesuré lors du premier essai par rapport à celui mesuré lors des autres essais alors que le contraire a été observé.

3.4.1.3. Valeurs de débit retenues

Une valeur de débit a été retenue pour chaque demi-baril. La présence d'air dans le baril ou dans le sac avant le début du premier essai pourrait expliquer que le débit obtenu soit inférieur à celui des essais suivants. Le bon suivi du protocole expérimental est assuré uniquement pour les essais 2, 3 et 4 car le premier sac a été posé par le plongeur-artificier. La valeur du premier essai n'a pas été considérée pour 9 des 12 demi-barils. Une moyenne sur 2 ou 3 essais a été faite lorsque plusieurs essais semblaient valides, sinon la valeur du seul essai valide a été retenue. Lorsque le sac est complètement plein à la fin de l'essai, le calcul du débit fait avec le volume obtenu représente une valeur minimale de débit.

La variabilité des valeurs entre les sites et les essais peut avoir plusieurs causes autres que la réelle variation de la résurgence soit : la présence d'air dans le demi-baril ou dans le sac, un tuyau coincé reliant le sac et le baril, un sac percé ou trop plein, le dégagement de gaz des sédiments qui fait gonfler le sac, un mouvement brusque du baril. De plus, la bathymétrie de la rivière et la vitesse du courant peuvent aussi influencer le débit mesuré. En effet, un courant d'eau de la rivière peut pénétrer les sédiments lorsqu'il rencontre une paroi à forte pente ou un obstacle comme le demi-baril et faire résurgence plus loin (Sophocleous, 2002). Burnett et al. (2006) considèrent que la mesure de faible débit, inférieurs à 2 ml/min dans le cas des demi-barils utilisés, n'est pas précise avec cette méthode; seule la station Riv 3 possède un débit inférieur à cette valeur. Les valeurs de débit retenues tiennent compte des différents problèmes rencontrés et, bien que peu précises, elles représentent une bonne estimation de l'ordre de grandeur des débits de résurgence le long du tronçon de rivière à l'étude.

3.4.1.4. Comparaison entre les débits mesurés et simulés

Martel et al. (2008), ont tenté de reproduire les débits mesurés à partir du modèle numérique de l'écoulement de l'eau souterraine. Pour ce faire, les valeurs de conductivité hydraulique des unités géologiques ont été considérablement modifiées (certaines augmentées d'un facteur cinq (5K) et d'autres diminuées d'un facteur dix (0,1K)) par rapport à celles du cas reproduisant le mieux les niveaux d'eau dans les puits. La recharge a aussi dû être modifiée par rapport au cas de base. Selon Burnett et al. (2006), les résultats de modélisation ne ressemblent généralement pas aux mesures des essais en demi-baril principalement à cause de cette difficulté d'évaluer de façon précise la conductivité hydraulique.

Après ce calage, les valeurs extrêmes de flux obtenues par les deux méthodes sont du même ordre soit de $5,90 \times 10^{-3}$ à $3,80 \times 10^{-1}$ cm/min pour la modélisation (Martel et al., 2008) et de $1,20 \times 10^{-4}$ à $1,85 \times 10^{-1}$ cm/min pour les mesures directes. Par contre, les variations de flux en fonction de la position le long de la rivière ne concordent pas. Les valeurs de flux maximales mesurées par les demi-barils se trouvent au sud, à la station Riv 5, alors que, par la modélisation, ce sont les valeurs les plus faibles qui se retrouvent dans la partie sud du tronçon de rivière.

3.4.1.5. Variation du niveau d'eau de l'aquifère et de la rivière

Les variations du niveau d'eau de la rivière et celles de l'eau souterraine à proximité de la rivière (puits E2-16-9m) ont été enregistrées par des capteurs de pressions (figure 3.7). À cet endroit, le niveau de la rivière est plus bas que le niveau de l'eau souterraine, ce qui indique que l'écoulement se fait de l'eau souterraine vers la rivière en tout temps à l'exception de la fin de la journée du 17 novembre 2006 où le niveau de la rivière dépasse celui de l'eau souterraine pendant environ 2 heures. En période de crue, comme au début mai 2006 et à la fin avril 2008, les deux niveaux se rapprochent alors que l'écart est plus grand en période d'étiage allant jusqu'à 1.70 m. Plus la différence de niveau est grande, plus le gradient hydraulique sera grand et plus la résurgence sera importante. Lors de la mesure des débits de résurgence à la mi-août 2006, le niveau de la rivière est assez bas et la différence entre le niveau du puits E2-16-9m et la rivière est élevé soit d'environ 1.65 m. Les débits de résurgence mesurés alors représentent approximativement les débits maximaux de l'année.

3.4.2. Calcul du gradient hydraulique vertical et de la conductivité hydraulique

Les 19 gradients hydrauliques verticaux calculés associés à 7 demi-barils sont présentés au tableau 3.15. Il n'a pas toujours été possible d'installer 2 minis piézomètres par demi-baril car, pour pouvoir lire le niveau d'eau sur un mini piézomètre, il faut que la surface de la colonne d'eau arrive dans la partie en plastique transparent du mini piézomètre. Or, les longueurs de minis piézomètres disponibles ne permettaient pas toujours une telle installation aux profondeurs nécessaires soit celles des demi-barils. De plus, les tubes de plastique transparent utilisés n'étaient pas suffisamment rigides pour rester en place plusieurs jours sans être submergés. Des tuteurs ont donc été installés sur certains piézomètres afin de maintenir ces tubes à la verticale hors de l'eau. Par contre, aucune mesure de gradient n'a pu être prise aux stations Riv 1 1m et 1.5m et Riv Nord 0.5m.

Tableau 3.15 : Gradient hydraulique vertical et conductivité hydraulique des sédiments du lit de la rivière

Station	Enfoncement (cm)	Niveau au-dessus de la rivière		Gradient hydraulique vertical			Débit (cm ³ /min)	Conductivité hydraulique (m/s)
		essai	(cm)	Entre les 2 piezomètres	Entre le moins profond et le niveau de la rivière	Entre le plus profond et le niveau de la rivière		
Riv 1 0.5m	30	1	1	0,033			0,55	1,29E-06
	40		pv					
Riv 2 0.5m	19	1	2	0,105			7,9	5,89E-06
	12		pv					
Riv 3 0.5m	32	1	7	0,219			0,5	2,82E-07
	12		pv					
	32	2	1,9	0,095	0,059	0,000		
Riv 3 1.0m	43	1	pv				0,69	
	27		pv					
Riv 3 1.5m	48	1	pv				0,65	
	27		pv					
Riv 4 0.5m	32	1	pv	0,050			8,4	1,32E-05
	40		2					
Riv 5 0.5m	18	1	pv	0,117			104	6,59E-05
	46		5,4					
	18	2	pv	0,130				
46		6						
Riv 5 1.0m	68	1	5,7	0,071	0,087	0,084	393	3,11E-04
	54		4,7	0,099				
	68	2	pv					
Riv 5 1.5m	54		6	0,111			142	3,90E-04
	60	1	3					
	35		1	0,080	0,029	0,050		
Riv 5 1.5m	60	1	3	0,080			142	3,90E-04
	35	2	3					
			1	0,080			142	3,90E-04
			1					

pv: pas de lecture valide

Les gradients verticaux varient de 0.03 à 0.22 et sont tous ascendants. Les valeurs de conductivité hydraulique dans les sédiments du lit de la rivière obtenues à partir des débits et gradients hydrauliques mesurés sont aussi au tableau 3.15. La conductivité hydraulique varie de 2.82×10^{-7} m/s à la station Riv 3 0.5m à 3.90×10^{-4} m/s à la station Riv 5 1.5m. La valeur minimale obtenue est bien en dessous de la valeur minimale de 2.97×10^{-6} m/s mesurée dans les alluvions sur le secteur. Les fortes valeurs de débits mesurées à la station Riv 5 semblent davantage causées par des sédiments ayant une forte conductivité hydraulique plutôt que par de forts gradients. De même, le faible débit observé à la station Riv 3 est dû à une faible conductivité hydraulique. La variabilité spatiale des débits de résurgence (facteur presque 1000) le long de la rivière est donc causée davantage par la variabilité spatiale de la conductivité

hydraulique (facteur plus de 1000) dans les sédiments du lit de la rivière que par la variabilité du gradient vertical (facteur presque 10).

3.4.3. Résultats des analyses de l'échantillonnage de l'eau de résurgence

15 échantillons ont été prélevés dans les demi-barils (incluant 4 duplicata), 25 dans les piézomètres en PVC (incluant 3 duplicata) et 3 en surface directement dans la rivière. Il y a 3 blancs de terrain. Les résultats d'analyse pour les composés chimiques présents en concentrations excédant les critères comparatifs sont présentés au tableau D16. Dans le cas de 4 échantillons prélevés le 4 novembre 2006, les sacs étaient percés probablement à cause d'un temps de séjour trop long. Leur contenu correspond possiblement davantage à de l'eau de la rivière qu'à de l'eau de résurgence. Certains résultats de l'échantillonnage de l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 sont présentés sur les cartes B3 à B16 avec les résultats de l'échantillonnage de l'eau souterraine et de l'eau de surface de l'été et l'automne 2007. Les résultats sont comparés aux critères applicables pour l'eau de résurgence et pour l'eau de surface. Dans certains cas, principalement lorsqu'il n'existe pas de critère de résurgence ou d'eau de surface, les critères pour l'eau potable sont aussi mentionnés mais ils sont présentés à titre indicatif seulement car l'eau souterraine du secteur et l'eau de la rivière Jacques-Cartier à cet endroit ne sont pas utilisées pour fin de consommation.

3.4.3.1. Matériaux énergétiques

Les matériaux énergétiques ont été analysés uniquement sur 10 échantillons prélevés dans les demi-barils. Il n'y a eu aucune détection. Dans tous les cas, les limites de détection sont inférieures aux critères de résurgence et d'eau de surface applicables. La dégradation relativement rapide des matériaux énergétiques pourrait expliquer qu'on ne les retrouve pas dans l'eau de résurgence malgré leur présence en 2007 à des concentrations excédant les critères de potabilité dans certains puits près de la rivière (cartes B3 à B5). En effet, de la photodégradation a pu se produire dans les sacs d'échantillonnage et de la dégradation anaérobie, dans les sédiments du lit de la rivière contenant de la matière organique.

3.4.3.2. Métaux

Des dépassements des critères de résurgence dans l'eau des demi-barils ont été mesurés pour le baryum, le cuivre (carte B9), le mercure, le nickel et le zinc (carte B13) alors que des dépassements en mercure, plomb (carte B10) et zinc (carte B13) ont été mesurés dans l'eau des piézomètres en PVC. Il n'y a pas de critère de résurgence pour le fer (carte B14) et le manganèse (carte B11), par contre, plusieurs échantillons des demi-barils et des piézomètres en PVC dépassent les critères pour l'eau de surface. Les piézomètres en PVC des stations Riv 1 et Riv 6 ainsi que le demi-baril de la station B-Riv 1 0.5m montrent généralement des concentrations nettement supérieures aux autres. Il est à noter que la limite de détection de la méthode analytique est supérieure à un ou plusieurs critères dans le cas de l'argent, l'aluminium, le cadmium, le cuivre, le mercure, le plomb, le thallium et le vanadium.

Les concentrations élevées en cuivre, nickel et zinc se retrouvent uniquement dans l'eau des demi-barils. Le nickel entrant dans la composition de l'acier inoxydable pourrait être la cause des fortes concentrations observées dans ces échantillons. De la même manière, le cuivre et le zinc entrant dans la composition des valves de laiton reliant le demi-baril au sac de téflon pourrait causer les fortes concentrations mesurées dans certains demi-barils. Par contre, ces fortes concentrations ne se retrouvent pas systématiquement dans l'eau de chaque demi-baril, ce qui laisse présager une autre source.

Parmi les 3 échantillons d'eau de la rivière prélevés en 2006, il y a des dépassements de critères en zinc et mercure alors que ceux prélevés par Dessau à l'été 2007 montrent des dépassements en aluminium, fer et plomb. Les échantillons issus de sacs percés montrent des dépassements en aluminium, cuivre, nickel et zinc. L'eau des échantillons issus de sacs percés semble être un mélange entre l'eau de résurgence issue du demi-baril (présence de cuivre, nickel et zinc) et l'eau de la rivière (présence d'aluminium et zinc).

3.4.3.3. Perchlorate

Le perchlorate a été détecté dans la majorité des échantillons prélevés dans les installations en rivière. Trois échantillons provenant de 2 piézomètres (Riv 3 1m et Riv 4 0.5m) dépassent la recommandation de l'INSPQ pour la population vulnérable - eau potable (carte B15). Ce critère n'est pas applicable mais il n'existe aucun critère de résurgence ou de protection de la vie aquatique. Les stations ayant de fortes concentrations en perchlorate ne montrent pas de concentrations élevées en métaux. Les échantillons issus des demi-barils et de l'eau de surface ne montrent aucun dépassement des valeurs guides pour le perchlorate.

3.4.3.4. Nitrite et phosphore total

Quatre échantillons d'eau de piézomètres en PVC (Riv 4 0.5m, Riv 6 0.5m, 1m et 1.5m) ont des concentrations en nitrite supérieure au critère pour l'eau de résurgence. Trois échantillons d'eau des demi-barils (dont 2 au sac percé) et 9 échantillons d'eau des piézomètres ont des concentrations en phosphore total respectant le critère de résurgence mais excédant le critère pour l'eau de surface (carte B16).

3.4.3.5. Conclusion sur les résultats d'analyse de l'échantillonnage de l'eau de résurgence

En conclusion, la présence de perchlorate a été détectée dans la majorité des échantillons prélevés dans les installations en rivière, dont trois excédant la recommandation de l'INSPQ pour l'eau potable (employée à titre indicatif seulement). Une contamination en zinc et en mercure se retrouve dans l'eau de résurgence de plusieurs échantillons des deux méthodes de prélèvement (demi-baril et piézomètre). Par contre, les concentrations sont très près des limites de détection et sont semblables à celles de l'eau de surface. De plus, des concentrations en zinc et en mercure dépassant les critères, toujours près des limites de détection ont été mesurées dans certains blancs de terrain et de transport, ce qui constitue un doute sur la validité des résultats obtenus dans les échantillons.

Pour plusieurs contaminants, les métaux en particulier, les méthodes analytiques ainsi que les méthodes expérimentales utilisées ne permettent pas d'utiliser ces résultats pour faire une analyse quantitative des flux de contaminants provenant de l'eau souterraine vers la rivière.

3.4.4. Géochimie des eaux de surface et de résurgence

Les résultats des analyses de routine (ions majeurs) réalisées sur les échantillons prélevés lors des travaux en rivière ont été interprétés par Martel et al. (2008).

Martel et al. (2008) relèvent d'abord la similitude entre la composition physico-chimique des échantillons prélevés par les deux méthodes soit l'échantillonnage de piézomètres en PVC et l'échantillonnage de demi-barils, ce qu'ils considèrent assez étonnant étant donnée la différence entre les deux procédures. Avec les demi-barils, l'eau de résurgence est échantillonnée avec certitude parce que cette eau s'accumule dans un sac de téflon sans pompage. Cette méthode présente cependant l'inconvénient de ne pas fournir un échantillon «frais » pour la mesure des paramètres physico-chimiques. Or, le changement du potentiel redox, par exemple, peut entraîner une modification de la composition de l'eau (Martel et al., 2008). Dans le piézomètre en PVC, l'eau est récupérée par pompage ce qui peut favoriser le pompage de l'eau de la rivière surtout lorsque la crépine est peu profonde et enfoncée dans un milieu plus au moins perméable. Aucun scellant de bentonite ne peut être mis en place autour du piézomètre (Martel et al., 2008).

La détermination du degré de minéralisation, la classification selon les ions et la modélisation de la dissolution du CO₂ des échantillons d'eau de résurgence et d'eau de surface a permis à Martel et al. (2008) de faire les observations suivantes :

- La minéralisation des échantillons des demi-barils est toujours légèrement plus élevée que la minéralisation des échantillons correspondants prélevés dans des piézomètres en PVC. Le pompage a probablement augmenté la fraction de l'eau de la rivière dans ces échantillons. Le groupe de basse minéralisation, comprend l'eau de la rivière (incluant l'échantillon Riv 3 0.5m dont la composition se rapproche davantage à de l'eau de la rivière qu'à de l'eau de résurgence) et 4 stations d'échantillonnage (Riv Sud, Nord, 4 et

5). Le groupe de moyenne minéralisation comprend les stations Riv 3 (sauf 0.5m) et Riv 6 et le groupe de forte minéralisation, les stations Riv 1 et 2.

- Les ions dominants dans la plupart des échantillons sont le calcium et le bicarbonate. La concentration en fer excède 10 % dans quelques échantillons. À la station Riv 6 des concentrations extrêmes en fer de près de 50% ont été mesurées dans chaque échantillon ce qui est atypique et probablement lié à des conditions réductrices. Ces conditions réductrices sont presque toujours liées à la dégradation de la matière organique qui peut être d'origine naturelle (accumulation dans un milieu humide marécageux par exemple) ou résultant des activités sur le site (infiltration de produits organiques par exemple).
- Les résultats de la modélisation de la dissolution du CO₂ montrent que les échantillons des demi-barils ont les pH les plus bas et les rapports HCO₃⁻/Ca²⁺ les plus élevés. L'eau de la rivière évolue selon son trajet entre la station Riv 1 et la station Riv 5 d'un pH de 7.3 à 6.8. Les résultats de la modélisation laissent présager la présence d'un apport d'acides autre que le CO₂ à l'exception de la station Riv 1 dont la composition de l'eau correspond au modèle.

3.4.5. Comparaison entre la géochimie de l'eau souterraine des puits et de l'eau de résurgence

Selon Martel et al. (2008), une faible minéralisation est probablement typique pour une eau qui a circulé relativement rapidement dans la matrice de l'aquifère et une minéralisation plus forte pourrait indiquer une circulation plus lente.

Au site MDR, incluant la zone entre l'ancien dépôt de solvant/hydrocarbures pétroliers et la rivière, la géochimie de l'eau souterraine est très semblable à celle des eaux de résurgence. Dans la zone du corridor de tir, près des lacs, le grand pourcentage des échantillons avec une faible minéralisation suggère l'existence de couches à plus grande conductivité hydraulique en-dessous des lacs Laurie, Woodlock et Griffin. Une perte d'eau en provenance des lacs vers l'aquifère pourrait aussi expliquer cette faible minéralisation. La composition faiblement minéralisée des

eaux souterraines sur le plateau est très similaire à celle du corridor de tir. La proximité de la limite de l'aquifère sur les pentes du Mont Triquet limite le temps de contact de cette eau avec la matrice solide de l'aquifère (Martel et al., 2008)

Autour du bâtiment 307, le degré de minéralisation de l'eau souterraine est plus variable. Les 7 puits avec une minéralisation plus forte que les eaux de résurgence semblent affectés par les activités humaines. Près de la moitié des puits ont une minéralisation très faible comparable à la classe de faible minéralisation des eaux de résurgence ce qui est étonnant par rapport à la forte minéralisation observée dans les eaux de résurgence des stations Riv 1 et Riv 2 et à la moyenne minéralisation observée sur le site Riv 3. Les eaux de résurgence semblent être un mélange des eaux du site, ce qui inclurait aussi les eaux à forte minéralisation altérées par l'activité humaine (Martel et al., 2008).

3.4.6. Interprétation de la géochimie en lien avec les débits de résurgence

La composition et le débit des eaux de résurgence sont très variés. La figure 3.11 présente les débits de résurgence et la conductivité hydraulique des sédiments mesurés, les niveaux de minéralisation ainsi que les cations atypiques présents à chaque station. Ces deux types d'information indépendante concordent bien.

La présence d'un corridor de conductivité hydraulique plus élevée en-dessous des lacs Laurie, Griffin et Woodlock pourrait expliquer qu'aux stations vis-à-vis ce corridor les débits de résurgence soient beaucoup plus élevés et la minéralisation, généralement plus faible qu'aux autres stations. Ce corridor pourrait être composé de sédiments juxtaglaciaires plus perméables que les sédiments deltaïques avoisinants ou de dépôts fluvioglaciaires perméables enfouis témoignant de la présence d'un ancien cours d'eau au fond de la vallée. Ces hypothèses seront vérifiées lors de futurs travaux de géophysique et de modélisation géologique sur le site. Un deuxième endroit (Riv Nord) présente une faible minéralisation et de forts débits de résurgence. La géomorphologie du site diffère des autres avec la présence d'un petit ruisseau à proximité et d'une petite vallée avec une pente abrupte.

Les eaux de résurgence à faible débit sont caractérisées par une minéralisation plus élevée, une concentration similaire de calcium et de magnésium et la présence des indicateurs d'un milieu réducteur comme le manganèse, le fer, le nitrite et l'ammonium.

Ces conditions réductrices peuvent être dues à l'apport d'eau réductrice lié à la présence de matière organique. L'oxydation des produits organiques réduit la concentration en oxygène libre ou d'autres sources d'oxygène, ce qui entraîne l'établissement de conditions réductrices (Martel et al., 2008). La présence du MDR à environ 400m de la rivière est une source potentielle de matière organique. La dégradation de cette matière organique, d'ailleurs observée par la diminution des concentrations en hydrocarbures dans l'eau des puits du dépôt vers la rivière (Technisol Environnement, 2006), pourrait expliquer les conditions réductrices observées dans l'eau de résurgence.

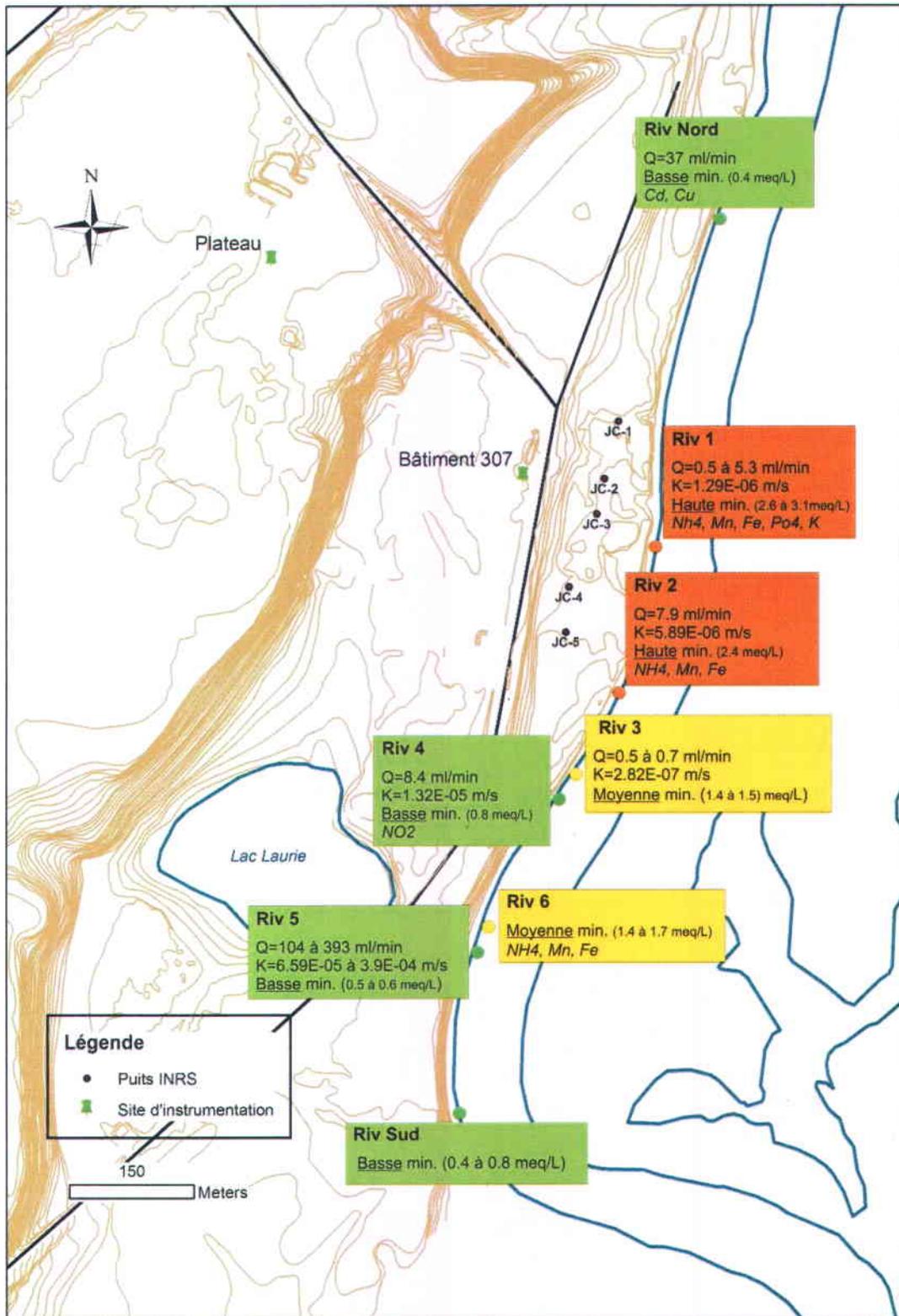


Figure 3.11 : Débit de résurgence, conductivité hydraulique, niveau de minéralisation et cations anioniques des stations d'instrumentation en rivière

3.4.7. Calcul du flux de contaminants transféré de l'aquifère vers la rivière

3.4.7.1. Calcul du flux de perchlorate

Pour évaluer l'impact potentiel de la contamination de l'eau souterraine sur la qualité de l'eau de la rivière Jacques-Cartier, un calcul de flux de perchlorate a été fait. Le perchlorate est le seul élément analysé lors de l'échantillonnage de l'eau de résurgence dont les résultats permettent un tel calcul. Les concentrations mesurées sont confortablement au-dessus des limites de détection et il n'y a aucune interaction avec les matériaux des instruments. La masse totale de perchlorate transférée de l'aquifère vers la rivière a été estimée en multipliant la concentration moyenne C_{moy} mesurée dans les demi-barils et les piézomètres en PVC d'une station par le flux d'eau moyen q_{moy} et par la surface applicable A .

$$\text{Flux de masse} = C_{\text{moy}} q_{\text{moy}} A \quad (3.5)$$

où q_{moy} = débit de résurgence moyen / aire du demi-baril

La surface du lit de la rivière considérée A correspond à la distance entre les points milieux séparant la station de ses voisines du sud D_{sud} et du nord D_{nord} multipliée par une largeur de 40 m représentant la moitié de la largeur de la rivière.

$$A = (D_{\text{sud}}/2 + D_{\text{nord}}/2) 40 \text{ m} \quad (3.6)$$

Les calculs et les résultats sont présentés au tableau 3.16.

Tableau 3.16 : Calcul du flux de perchlorate transféré de l'eau souterraine à la rivière

Station	Concentration moyenne (g/dm ³)	Débit moyen (ml/min)	Flux d'eau moyen (dm/jour)	Longueur de rivière (m)	Surface de rivière (dm ²)	Flux de perchlorate (g/jour)
Riv Nord	6,71E-08	36,80	2,50	199	796000	1,33E-01
Riv 1	5,00E-09	2,80	0,19	290,5	1162000	1,10E-03
Riv 2	9,30E-07	7,90	0,54	145	580000	2,89E-01
Riv 3	1,59E-06	0,62	0,05	72,5	290000	1,93E-02
Riv 4	9,43E-06	8,38	0,57	106	424000	2,27E+00
^a Riv 6	1,33E-08	110,71	7,51	104,5	418000	4,18E-02
Riv 5	1,93E-07	213,03	14,44	116,5	466000	1,30E+00
^b Riv Sud	4,67E-08	106,52	7,22	170	680000	2,29E-01
Flux de perchlorate total (g/jour)						4,29
Concentration induite - à l'étiage (ug/L)						0,0081

^aLe débit a été posé comme étant la moyenne entre les deux stations adjacentes

^bLe débit a été posé à la moitié de celui de la station adjacente et la distance est approximative

Selon ces calculs, l'eau souterraine du secteur d'essais transfère en moyenne 4.3 g/jour de perchlorate à l'eau de la rivière. En considérant le pire cas, l'étiage lorsque le débit de la rivière est de 6.1 m/s, cette masse de perchlorate induit une concentration de 0.008 µg/L dans l'eau de la rivière alors que la limite de détection de la méthode analytique varie généralement de 0.01 à 0.05 µg/L et que le critère le plus sévère pour l'eau potable (INSPQ) est de 1 µg/L. Ce critère n'est cependant pas applicable à l'eau de la rivière.

3.4.7.2. Calcul des flux de HMX, RDX et aluminium

Le même calcul a été effectué avec les concentrations en HMX, en RDX et en aluminium obtenues à l'automne 2007 dans les puits près de la rivière forés par l'INRS. Pour ce faire, l'hypothèse que les concentrations de résurgence sont les mêmes que celles de l'eau souterraine prélevée dans les puits a été posée bien qu'il s'agisse probablement d'une surestimation des concentrations. Les débits de résurgence attribués à chaque puits ont été pondérés en fonction de la position du puits par rapport aux stations d'instrumentation de l'eau de résurgence. La longueur totale de la section de rivière considérée n'est que de 330 m comparativement à 1200 m

pour le calcul du flux de perchlorate. Les calculs détaillés et les résultats sont présentés au tableau 3.17.

Tableau 3.17 : Calcul des flux de HMX, de RDX et d'aluminium transférés de l'eau souterraine à la rivière

Puits	Concentration			Débit moyen pondéré (ml/min)	Flux d'eau moyen (dm/jour)	Longueur de rivière (m)	Surface de rivière (dm ²)	Flux		
	HMX (g/dm ³)	RDX (g/dm ³)	Al (g/dm ³)					HMX (g/jour)	RDX (g/jour)	Al (g/jour)
INRS JC-1	5,70E-08	1,57E-06	2,00E-05	14,13	0,96	70	280000	0,0153	0,4213	5,3666
INRS JC-2	0	0	1,00E-04	6,20	0,42	58	232000	0	0	9,7532
INRS JC-3	3,89E-07	3,90E-07	0	2,80	0,19	71	284000	0,0210	0,0210	0
INRS JC-4	0	0	1,90E-04	5,35	0,36	76	304000	0	0	20,9530
INRS JC-5	0	0	5,00E-05	6,63	0,45	56	224000	0	0	5,0312
Flux total (g/jour)								0,04	0,44	41,10
Concentration induite - à l'étiage (µg/L)								6,88E-05	8,39E-04	7,80E-02

En supposant que l'eau de résurgence à la même composition que l'eau souterraine des puits près de la rivière, 0,04 g/jour de HMX, 0,44 g/jour de RDX et 41,1 g/jour d'aluminium sont transférés de l'eau souterraine à la rivière. À l'étiage, ces masses de contaminants induisent des concentrations de $6,9 \times 10^{-5}$ µg/L de HMX, $8,4 \times 10^{-4}$ µg/L de RDX et de 0,078 µg/L d'aluminium dans l'eau de la rivière alors que les critères pour l'eau de surface sont de 330 µg/L (NRC) pour le HMX, 190 µg/L (NRC) pour le RDX et de 5 µg/L (CCME) pour l'aluminium. Le critère de résurgence du MDDEP est de 750 µg/L pour l'aluminium. Les limites de détection des méthodes analytiques varient de 0,009 à 100 µg/L pour le HMX, de 0,03 à 100 µg/L pour le RDX et de 10 à 30 µg/L pour l'aluminium. Les concentrations induites sont donc toutes sous les limites analytiques.

3.4.7.3. Conclusions sur le calcul des flux de contaminants

Ces résultats montrent que l'effet de dilution de la rivière est très important et que l'impact des eaux de résurgence sur la qualité des eaux de la rivière serait minime.

Cependant, en 2007, certains échantillons de l'eau de la rivière vis-à-vis le secteur d'essais contenaient des concentrations en aluminium, plomb et fer au-dessus d'au moins un critère de

qualité de l'eau de surface du MDDEP ou du CCME alors que, de 2005 à 2006, certains échantillons contenaient des concentrations en mercure, cuivre, zinc, plomb, nickel, cadmium, chrome, hydrocarbures pétroliers et huiles minérales au-dessus d'au moins un critère de qualité (Poulin-Talbot et al., 2007).

Les composés chimiques détectés dans l'eau de la rivière ont aussi été détectés dans les sols, les sédiments et les eaux souterraines du secteur d'essais. La conclusion d'un apport minime de contaminants transféré de l'eau souterraine vers la rivière n'exclut pas le secteur d'essais comme source de contamination mais exclurait la résurgence des eaux souterraines comme mode de transport principal. L'eau de ruissellement en provenance du secteur d'essais et d'autres sites à l'intérieur comme à l'extérieur de la base militaire de Valcartier pourrait causer cette contamination.

4. Chapitre 4 : Conclusions et recommandations

Une étude hydrogéologique détaillée du secteur d'essais de RDDC Valcartier a été réalisée dans le but de comprendre les chemins qui pourraient être empruntés par la contamination et l'impact potentiel de cette contamination sur le principal milieu récepteur aquatique du secteur, la rivière Jacques-Cartier. Pour ce faire, de nombreux travaux de terrain visant à mesurer la conductivité hydraulique des matériaux géologiques, à déterminer les composantes du bilan en eau, à évaluer la qualité de l'eau souterraine et de l'eau de surface de la rivière Jacques-Cartier ainsi qu'à comprendre l'interaction entre l'eau souterraine et celle de la rivière Jacques-Cartier ont été réalisés.

L'ensemble des travaux réalisés dans le cadre de cette étude permet de tirer les conclusions suivantes :

Les conductivités hydrauliques saturée et non saturée des matériaux géologiques varient beaucoup à l'intérieur d'une même unité hydrostratigraphique. Les 4 méthodes utilisées pour la déterminer ne mesurent pas exactement le même paramètre; il s'agit d'une propriété physique dynamique qui varie en fonction de la teneur en eau. La diversité des méthodes utilisées et la grande quantité d'essais réalisés ont permis de déterminer de façon détaillée la conductivité hydraulique des sols de surface et des sédiments plus profonds du secteur d'essais. Par contre, la grande variabilité spatiale de cette propriété n'a pas permis d'effectuer une modélisation numérique de l'écoulement satisfaisante en attribuant une valeur unique de conductivité hydraulique à chaque unité hydrostratigraphique définie par le modèle géologique 3D (Martel et al., 2008). En effet, la présence de couches de silt plus ou moins continues réparties de façon imprévisible dans l'unité deltaïque et l'alternance des lits de sable et de gravier des alluvions requièrent un modèle géologique plus précis. Ce modèle devrait être basé sur les hydrofaciès plutôt que sur l'origine des sédiments.

Les composantes du bilan en eau ont été déterminées de façon très détaillée sur une base quotidienne pour une période de près de 3 ans. Pour les précipitations, les données

provenant d'une station située à environ 3 km du secteur ainsi que des mesures du couvert de neige de trois hivers consécutifs ont été considérées. La variation du stock d'eau dans le sol de surface a été calculée par des mesures de teneurs en eau prises par 3 sondes TDR à un site instrumenté. L'évapotranspiration réelle a été calculée à partir de données précises de température, de précipitations et de teneur en eau du sol quotidiennes avec un modèle adapté à l'analyse journalière (Thornthwaite). La recharge a été obtenue directement par trois lysimètres passifs et par l'interprétation de l'hydrogramme de 2 puits sur le secteur. Le ruissellement a été calculé à partir des autres composantes du bilan en eau et estimé par un modèle.

Des bilans en eau saisonniers ont permis de déterminer les quantités d'eau transitant quotidiennement sur chacun des trois sites d'instrumentation dont deux sont représentatifs des zones sources de contamination. En hiver, l'accumulation de la neige au sol domine le bilan avec 72% de l'eau disponible et l'infiltration est non négligeable. Au printemps, le ruissellement domine avec 72% de l'eau disponible alors qu'en été, l'évapotranspiration domine avec 36% de l'eau suivie de près par le ruissellement (35%) et l'infiltration (28%). En automne, le ruissellement domine avec 50% de l'eau disponible, mais c'est aussi une période d'infiltration importante (33%). Le calcul du bilan en eau démontre qu'au printemps, en été et en automne, aux sites d'instrumentation, le processus de ruissellement serait un mode de transport plus important que l'infiltration directe vers la nappe. Cependant, le calcul de la recharge par l'hydrogramme des puits indique que l'infiltration globale sur le secteur d'essais pourrait être supérieure à celle mesurée par les lysimètres passifs. Une grande proportion de l'eau qui ruisselle hors des sites d'instrumentation et dans les zones similaires pourrait ne pas atteindre la rivière directement mais s'infiltrer pour recharger la nappe plus loin sur le secteur. Ce mode de transport est toutefois difficile à évaluer quantitativement.

L'établissement d'un bilan en eau à l'échelle régionale comprenant notamment le calcul de la recharge par l'hydrogramme des puits ne semble pas être une approche adéquate pour un problème d'hydrogéologie environnementale à l'échelle locale. L'instrumentation de sites représentatifs des zones sources de contamination s'avère beaucoup plus précis.

La réalisation d'une carte piézométrique de la nappe libre de l'aquifère sableux a permis de définir la piézométrie dans les zones du nord du plateau, du bâtiment 307 et de la rivière Jacques-Cartier de façon précise alors que la piézométrie dans la zone des lacs Griffin et Woodlock est moins bien définie comme l'indique aussi une modélisation numérique de l'écoulement réalisé par Martel et al. (2008). La réalisation d'essais en demi-baril dans les lacs permettrait de comprendre leur lien hydraulique avec l'eau souterraine. Une modélisation de l'écoulement devrait être faite à partir des données de recharge produites dans cet essai, d'une piézométrie mieux définie dans la zone des lacs et d'un modèle géologique 3D amélioré fondé sur les hydrofaciès dont la porosité de drainage serait déterminée précisément.

Les résultats de l'échantillonnage de l'eau souterraine réalisé à l'automne 2007 ont été illustrés sur des cartes thématiques et comparés aux critères de résurgence en vigueur. Les critères de potabilité sont aussi mentionnés, mais à titre indicatif seulement, principalement en l'absence de critère de résurgence. Ils ne sont pas applicables car l'eau souterraine du secteur n'est pas utilisée pour la consommation.

- Des concentrations en TNT et en RDX sous les critères de résurgence et d'eau de surface mais dépassant les critères de potabilité de l'US EPA ont été mesurées.
- Des concentrations en argent, cuivre, zinc, aluminium et plomb dépassant les critères de résurgence du MDDEP et en chrome, manganèse, fer et sélénium dépassant les critères de potabilité du MDDEP ou du CCME ont été mesurées.
- Des concentrations en phosphore dépassant le critère de résurgence du MDDEP et en perchlorate dépassant les valeurs-guides proposées par Santé Canada et l'INSPQ pour l'eau potable ont été mesurées.

L'échantillonnage de l'eau de surface réalisé à l'été 2007 a révélé la présence de concentrations dépassant les critères pour l'eau de surface du CCME en argent, en sélénium et en plomb dans l'eau des lacs Laurie, Griffin et Woodlock et en aluminium, en plomb et en fer dans l'eau de la rivière Jacques-Cartier.

L'interaction entre les eaux souterraines et celles de la rivière Jacques-Cartier a été définie par la mesure de débits de résurgence, de gradients hydrauliques verticaux et par l'échantillonnage de l'eau de résurgence. Les débits mesurés dans les demi-barils varient considérablement (de 0.1 à 393 ml/min) le long du tronçon de rivière à l'étude et ils indiquent tous une résurgence. Les forts débits de résurgence mesurés vis-à-vis le lac Laurie, à la station Riv 5, laissent présager la présence d'un corridor de conductivité hydraulique plus élevée possiblement composé de sédiments juxtaglaciaires en dessous des lacs Laurie, Griffin et Woodlock. L'interprétation de la variation dans le temps des niveaux d'eau de la rivière et de ceux d'un puits à proximité montre que l'écoulement se fait des eaux souterraines vers la rivière tout au long de l'année mais dans une moindre mesure lors des périodes de crue. Les gradients hydrauliques verticaux et la mesure des débits dans les demi-barils montrent une grande variabilité (allant jusqu'à 4 ordres de grandeur) de la conductivité hydraulique des sédiments du lit de la rivière. L'interprétation de la géochimie des eaux de résurgence réalisée par Martel et al. (2008) concorde avec la mesure des débits de résurgence dans le lit de la rivière: les zones de forte minéralisation correspondant aux débits plus faibles et celles de basse minéralisation, aux forts débits.

Des dépassements des critères de résurgence ou d'eau de surface dans l'eau des demi-barils ont été mesurés pour l'aluminium, le baryum, le cuivre, le mercure, le nickel, le zinc, le fer, le manganèse et le phosphore total. La contamination en cuivre, zinc et nickel dans les échantillons d'eau des demi-barils pourraient être causée par la composition des matériaux de l'installation. Il n'y a eu aucune détection de matériaux énergétiques dans l'eau des demi-barils. Des dépassements des critères de résurgence ou d'eau de surface en nitrites, mercure, plomb et zinc ont été mesurés dans l'eau des piézomètres en PVC et des dépassements en perchlorate des valeurs-guides proposées par Santé Canada et l'INSPQ pour l'eau potable (mentionnées à titre indicatif seulement) ont aussi été mesurés. Par contre, la limite de détection de la méthode analytique utilisée pour les métaux est supérieure à un ou plusieurs critères dans le cas de l'argent, l'aluminium, le cadmium, le cuivre, le mercure, le plomb, le thallium et le vanadium. Dans les autres cas, les limites de détection et les valeurs mesurées sont souvent très près des critères ce qui apporte une grande incertitude sur les résultats.

Les eaux souterraines du secteur d'essais font résurgence dans la rivière Jacques-Cartier à des débits variables selon l'endroit et la saison. Le flux de contaminant transféré par la résurgence de l'eau souterraine vers l'eau de la rivière serait minime bien que la composition des eaux de résurgence semble affectée par les activités sur le site. L'impact de ce flux sur la qualité des eaux de la rivière serait négligeable car l'effet de dilution de la rivière est très important.

Cependant, les contaminants détectés dans l'eau de la rivière ont aussi été détectés dans les sols, les sédiments et les eaux souterraines du secteur d'essais. La conclusion d'un apport négligeable de contaminants transféré de l'eau souterraine vers la rivière n'exclut pas le secteur d'essais comme source de contamination mais exclurait la résurgence des eaux souterraines comme mode de transport principal. Selon le bilan en eau aux sites d'instrumentation, le ruissellement transporterait plus d'eau vers la rivière que l'infiltration (51% des précipitations annuelles contre 30%) et ce, à chaque saison. Il est toutefois possible qu'une partie de l'eau qui ruisselle hors des sites d'instrumentation et dans les zones similaires n'atteigne pas la rivière directement mais s'infiltrer plutôt pour recharger la nappe plus loin sur le secteur. L'apport de contaminants à la rivière par le ruissellement est également possible en amont à l'extérieur de la zone d'étude.

La quantité et la qualité des eaux de ruissellement sont mal connues sur l'ensemble du secteur. La qualité de l'eau de ruissellement pourrait facilement être évaluée par l'échantillonnage de l'eau des fossés et de l'eau qui ruisselle directement sur le sol en période de fonte de neige et lors d'orage intense. La quantité d'eau de ruissellement pourrait aussi être mesurée par l'installation de systèmes de captage des eaux de ruissellement à certains endroits stratégiques : près de la rivière et près des zones sources de contamination. De plus, une analyse de la topographie du secteur réalisée à l'aide d'un système d'information géoréférencée (SIG) permettrait de déterminer précisément les directions d'écoulement de l'eau de ruissellement.

Bibliographie

- Ait Ali, N., Ater, M., Sunahara, G. I. et Robidoux, P. Y. (2004). Phytotoxicity and bioaccumulation of copper and chromium using barley (*Hordeum vulgare* L.) in spiked artificial and natural forest soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57(3): 363-374.
- Allaire, S. (2003). *Physique et hydrodynamique des sols*. Notes de cours et de laboratoire. Département des sols et de génie agroalimentaire, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval. 244 p.
- Anderson, M. S., Baron, L., Gudbjerg, J., Gregersen, J., Chapellier, D., Jakobsen, R. et Postma, D. (2007). Discharge of nitrate-containing groundwater into a coastal marine environment. *Journal of Hydrology*, 336(1-2): 98-114.
- Arel, N. (2004). *Étude du comportement des matériaux énergétiques dans la zone non-saturée du champ de tirs anti-chars Arnhem, Valcartier*. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau, Terre et Environnement. Québec. 117 p.
- ASTDR (The Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2001). *ToxFAQs 2,4,6-Trinitrotoluène (TNT)*. Cas #118-96-7. <http://www.astdr.cdc.gov/toxfaq.html>. Consulté le 01-04-2007.
- Atikovic, E., Suidan, M. T. et Maloney, S. W. (2008). Anaerobic treatment of army ammunition production wastewater containing perchlorate and RDX. *Chemosphere* 72(11): 1643-1648.
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. American Elsevier. New York. 764 p.
- Belanger T. V., Mikutel, D. F. et Churchill, P. A. (1985). Groundwater seepage nutrient loading in a Florida Lake. *Water Research*, 19(6): 773-781.
- Bentley, R. E., Dean, J. W., Ells, S. J., Hollister, T. A. et LeBlanc, G. A. (1977). *Laboratory Evaluation of the Toxicity of Cyclotrimethylene Trinitramine (RDX) to Aquatic Organisms*. Contract number; DAMD1774C4101, report number: A037160. 99 p.
- Bernier, M., Rousseau, A., Jones, H. G. et Gauthier, Y. (2006). *Cours d'hiver : La physique, la physico-chimie et la microbiologie des couverts de neige*. Notes de cours. INRS-Eau, Terre et Environnement. 49 p.
- Biogénie. (2006). *Caractérisation environnementale du secteur d'essai de RDDC Valcartier*. Rapport technique (V-06.4), N/Réf. CD5643, V/Réf. CDC DV 0534-10, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec. 614 p.
- Bordeleau, G. (2007). *Étude hydrogéologique de la base aérienne de Cold Lake, Alberta, et détermination de l'origine du nitrate dans l'eau souterraine*. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau, Terre et Environnement. Québec. 110 p.

- Bouwer, H. et Rice, R.C. (1976). A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells, *Water Resources Research*, 12(3): 423-428.
- Brunke, M. et Gonser, T. (1997). The ecological significance of exchange processes between rivers and ground-water. *Fresh water Biology*, 37: 1-33.
- Burnett W. C., Aggarwal, P. K., Aureli, A., Bokuniewicz, H., Cable, J. E., Charette, M. A., Kontar, E., Krupa, S., Kulkarni, K. M., Loveless, A., Moore, W. S., Oberdorfer, J. A., Oliveira, J., Ozyurt, N., Povinec, P., Privitera, A. M. G., Rajar, R., Ramessur, R.T., Scholten, J., Stieglitz, T., Taniguchi, M. et Turner, J. V. (2006). Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods. *Science of The Total Environment*, 367(2-3): 498-543.
- Butler, J. J. et Garnett, E. J. (2000). *Simple procedures for analysis of slug tests in formations of high hydraulic conductivity using spreadsheet and scientific graphics software*. Open File Report 2000-40. Kansas Geological Survey.
- CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement). (2008a), *À propos du CCME*. <http://www.ccme.ca/about/index.fr.html#362>. Consulté le 27-10-2008.
- CCME. (2008b). *Recommandations Canadiennes pour la qualité de l'environnement*. http://www.ccme.ca/publications/ceqg_rcqe.fr.html. Consulté le 27-10-2008.
- Cey, E. E., Rudolph, D. L., Parkin, G. W. et Aravena, R. (1998). Quantifying groundwater discharge to a small perennial stream in southern Ontario, Canada. *Journal of Hydrology*, 210(1-4): 21-37.
- Chapuis, R. P. (1999). *Guide des essais de pompage et leurs interprétations*. Les publications du Québec. Québec. 156 p.
- Clausen, J. L., Korte, N., Dodson, M., Robb, J. et Rieven. S. (2006). *Conceptual model for the transport of energetic residues from surface soil to groundwater by range activities*. ERDC/CRREL TR-06-18. 169 p.
- Dalton, F.N. (1992). Development of Time-Domain Reflectometry for measuring soil water content and bulk soil electrical conductivity. *Advances in measurement of soil physical properties: bringing theory into practice*. Soil Science Society of America Special Publication no 30, 143-157.
- Decagon Devices. (2006). *Drain Gauge : Gee Passive Capillary Lysimeter*. Operator's Manual, Version 1.3, États-Unis, 36 p.
- Dessau. (2007a). *Tableaux de compilation des résultats analytiques, campagne d'échantillonnage des eaux de surface de l'été 2007*. Rapport à paraître.

- Dessau. (2007b). *Tableaux de compilation des résultats analytiques, campagne d'échantillonnage des eaux souterraines de l'automne 2007*. Rapport à paraître.
- Direction des sciences du vivant. (2008). *Toxicité des métaux lourds et des radionucléides chez Arabidopsis Thaliana*. <http://www-dsv.cea.fr/themes-de-recherche/toxicologie-nucleaire-environnementale/toxicite-des-metaux-lourds-et-des-radionucleides-chez-arabidopsis-thaliana>. Consulté le 24-10-2008.
- Dodard, S. G., Renoux, A. Y., Hawari, J., Ampleman, G., Thiboutot, S. et Sunahara, G. I. (1999). Ecotoxicity characterization of dinitrotoluenes and some of their reduced metabolites. *Chemosphere*, 38(9): 2071-2079.
- Doussan, C., Jouniaux, L. et Thony, J. L. (2002). Variations of self-potential and unsaturated water flow with time in sandy loam and clay loam soils. *Journal of Hydrology*, 267(3-4):173-185.
- Ek, H., Nilsson, E. et Dave, G. (2008). Effects of TNT leakage from dumped ammunition on fish and invertebrates in static brackish water systems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(1): 104-111.
- Faust, R.(1994). *Toxicity summary for Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX)*. Contract No. DE-AC05-84OR21400, Oak Ridge National Laboratory, Tennessee, U.S. Department of Energy. 9 p.
- Fitzgerald, J.J. (2002). *DRDC Suffield Contaminated Sites: A Compendium of Past and Present Sites*. Special publication, SP 2002-107, DRDC Suffield.
- Frühauf, C., Zimmermann, L. et Bernhofer, C. (1999). Comparaison of forest evapotranspiration from ECEB-measurements over a spruce stand with the water budget of a catchment. *Physics and Chemistry of the Earth*, 24(7): 805-808.
- Gallichand, J. (1995). *Hydrologie agricole (GRR-12355)*. Notes de cours. Département de Génie rural, Université Laval.
- Gélinas, P. et Therrien, R. (2001). *GGL-10355 Hydrogéologie*. Notes de cours. Département de géologie et de génie géologique, Université Laval. 152 p.
- Gilli, E., Mangan, C. et Mudry, J. (2004). *Hydrogéologie : objets, méthodes, applications*. Sciences Sup., Dunod, Paris, 303 p.
- Gopalakrishnan, S., Thilagam, H. et Vivek Raja, P. (2008). Comparison of heavy metal toxicity in life stages (spermiotoxicity, egg toxicity, embryotoxicity and larval toxicity) of *Hydroides elegans*. *Chemosphere*, 71(3): 515-528.

- Hains, S. (2002). *Détermination des propriétés de transport du TNT dans les sols et les eaux souterraines en relation avec la démonstration de l'atténuation naturelle, à un site de production d'explosifs*. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Géoresources. Québec. 173 p.
- Healy, R.W. et Cook, P. G. (2002). Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal*, 10(1): 91-109.
- Huettel, M., Ziebis, W. et Forster, S. (1996). Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. *Limnology and Oceanography*, 41(2): 309-322.
- Hussen, A.A. et Warrick, A.W. (1995). *Handbook of vadose zone characterization & monitoring*, Chapitre 13: Tension infiltrometers for the measurement of vadose zone hydraulic properties. Lewis Publishers. 189-201.
- INSPQ (Institut National de Santé Publique du Québec). (2008). <http://www.inspq.qc.ca/default.asp?A=1>. Consulté le 27-10-2008.
- Johnson, A.I. (1967). *Specific yield – compilation of specific yields for various materials*. Water Supply Paper, 1662-D, US Geological Survey. 74 p.
- Kosugi, Y. et Katsuyama, M. (2007). Evapotranspiration over a Japanese cypress forest. II. Comparison of the eddy covariance and water budget methods. *Journal of Hydrology*, 334(3-4): 305-311.
- Langhoff, J. H., Rasmussen, K. R. et Christensen, S. (2006). Quantification and regionalization of groundwater-surface water interaction along an alluvial stream. *Journal of Hydrology*, 320(3-4): 342-358.
- Leblanc, D.R. (2003). *Diffusion and drive-point sampling to detect ordnance-related compounds in shallow groundwater beneath Snake Pond, Cape Cod, Massachusetts, 2001-02*, Water-resources investigation report 03-4133, U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. 20 p.
- Lewis, J. (2006). *The transport and fate of detonation residues originating from cracked unexploded ordnance in the vadose zone*. Thèse de doctorat. Université du Québec, INRS-Eau, Terre et Environnement. Québec. 165 p.
- Liu, F., Gentles, A. et Theodorakis, C. W. (2008a). Arsenate and perchlorate toxicity, growth effects, and thyroid histopathology in hypothyroid zebrafish (*danio rerio*). *Chemosphere*, 71(7):1369-1376.
- Liu, J., Cox S. B., Beall, B., Brunjes K. J., Pan, X., Kendall, R. J., Anderson, T. A., McMurry, S. T., Cobb, G. P. et Smith, P. N. (2008b). Effects of HMX exposure upon metabolic rate of northern bobwhite quail (*colinus virginianus*) in ovo. *Chemosphere*, 71(10): 1945-1949.

- Lopez-Urrea, R., Martin de Santa Olalla, F., Fabeiro, C. et Moratalla, A.(2006). Testing evapotranspiration equations using lysimeter observations in a semiarid climate. *Agricultural water management*, 85 (1-2): 15-26.
- Mailloux, M. (2002). *Caractérisation et modélisation numérique du comportement des matériaux énergétiques dans les sols et l'eau souterraine d'un site d'entraînement anti-char*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec, INRS-Géoresources. Québec. 79 p.
- Martel, R., Poulin-Talbot, M. C., Agassounon, C. L., Gabriel, U., Dionne, N., Ross, M. (2008). *Étude hydrologique et hydrogéologique du secteur d'essais de RDDC Valcartier Phase II*, rapport de recherche No R955, INRS-Eau, Terre et Environnement. 88 p.
- Martel, R., Robertson, T., Duan, M.Q., Thiboutot, S., Ampleman, G., Provas, A., et Jenkins, T. (2007). 2,4,6-trinitrolooluene in soil and groundwater under a waste lagoon at the former Explosives Factory Maribyrnong, (EFM), Victoria, Australia. *Environmental Geology*, 53(6):1249-1259.
- McBride, M. S. et Pfannkuch, H. O. (1975). The distribution of seepage within lakebeds. *US Geological Survey Journal*, Res 3: 505-512.
- MDDEP (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs). (2008a). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_grille_eaux.htm. Consulté le 27-10-2008.
- MDDEP. (2008b). Critères de qualité de l'eau de surface. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp. Consulté le 27-10-2008.
- Michaud, Y., Parent, M., Mailloux, M., Boisvert, É., Lefebvre, R., Martel, R., Boivin, R., Roy, N. et Hains, S. (1999). *Cartographie des formations superficielles et cartographie hydrogéologique de la base des forces canadiennes Valcartier*. Rapport interne CGQ. 1 CD-Rom, 2 cartes.
- Miquel, G. (2001). *Effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé*. Rapport d'information n° 261, Office Parlementaire d'Évaluation des Choix Scientifiques et Technologiques. 365 p.
- Morin, G. et Paquet, P. (2007). *Modèle hydrologique CEQUEAU*. Rapport de recherche no R000926, INRS-Eau, Terre et Environnement. 458 p.
- North Carolina Department of Environment and Natural Resources. (2009) Division of Water Resources. http://www.ncwater.org/Education_and_Technical_Assistance/Ground_Water/ Consulté le 15-05-2009

- Oberdorfer, J.A., Charette, M., Allen, M., Martin, J. B. et Cable, J. E. (2008). Hydrogeology and geochemistry of near-shore submarine groundwater discharge at Flamengo Bay, Ubatuba, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(3): 457-465.
- Parent, G. (2008). *Gestion des secteurs d'entraînement de la base militaire de Wainwright (AB) à partir de la vulnérabilité des aquifères et du risque de contamination par les résidus de munition*. Université du Québec, INRS-Eau, Terre et Environnement. Québec. 152 p.
- Plauborg, F. (1995). Evaporation from bare soil in a temperate humid climate – measurement using micro-lysimeters and time domain reflectometry. *Agricultural and Forest Meteorology*, 76 (1): 1-17.
- Poulin-Talbot, M-C., Martel, R., Ross, M. et Agassounon, C. (2007). *Étude géologique et des données existantes du Secteur d'essais de RDDC Valcartier de 1990 à 2005*. Rapport de recherche R-941, INRS-Eau, Terre et Environnement. 34 p.
- Robidoux, P.Y., Svendsen, C., Caumartin, J., Hawari, J., Ampleman, G., Thiboutot, S., Weeks, J. M. et Sunahara, G. I. (2000). Chronic toxicity of energetic compounds in soil determined using the earthworm (*eisenia andrei*) reproduction test. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(7) : 1764–1773.
- Robidoux, P.Y., Lachance, B., Didillon, L., Dion, F. O. et Sunahara, G. I. (2006). *Development of ecological and human health preliminary soil quality guidelines for energetic materials to ensure training sustainability of Canadian Forces*. Rapport final # 45936, Conseil National de Recherche du Canada, Ottawa.
- Rosenberry, D. O. (2005). Integrating seepage heterogeneity with the use of ganged seepage meters. *Limnology and Oceanography: Methods*, 3: 131-142.
- Rousseau, A. (2007). *EAU101 Hydrologie*. Notes de cours. INRS-Eau, Terre et Environnement. 125 p.
- Rushton, K. R. et Tomlinson, L. M. (1979). Possible mechanisms for leakage between aquifers and rivers. *Journal of Hydrology*, 40(1-2): 49-65.
- Santé Canada. (2008) Santé de l'environnement et du milieu de travail. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/perchlorate-fra.php>. Consulté le 09-10-2008.
- Scanlon, B. R., Healy, R. W. et Cook, P.G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10(1) :18-39.
- Sedac Environnement. (2007). *Suivi de l'eau souterraine du secteur d'essais RDDC-Valcartier, Campagne d'échantillonnage de juillet-août 2006*. Rapport final (V-07.23), #G06-949-02, Projet CDC #DV063710, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

- Soilmoisture Equipment corp. (2006). *Operating Instruction Model 2800K1 Guelph Permeameter*. <http://www.soilmoisture.com/operating.html> 51 p. Consulté le 04-11-2008.
- Soilmoisture Equipment corp. (1997) *Guelph tension infiltrometer Model 2825/K1*. <http://www.soilmoisture.com/operating.html>. 2 p. Consulté le 04-11-2008.
- Sophocleous, M. (2002). Interaction between groundwater and surface water : the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1): 52-67.
- Technisol Environnement. (2006) *Caractérisation environnementale du secteur MDR, Garnison Valcartier*. Rapport final- volumes 1 et 2 (V-06.5), N/Réf. CD054807-111, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.
- Therrien, R., Sudicky, E.A. et McLaren, R.G. (2003). *FRAC3DVS: An efficient simulator for three-dimensional, saturated-unsaturated groundwater flow and density-dependent, chain-decay solute transport in porous, discretely-fractured porous or dual-porosity formation*, User's Guide, Groundwater Simulations Group.
- Therrien, R. et Sudicky, E.A. (1996). Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 23: 1-44.
- Thiboutot, S., Marois, A., Gagnon, A., Gamache, T. et Ampleman, G. (2007). *Caractérisation de la dispersion de résidus de munitions dans les sols de surface d'un secteur d'essais, RDDC Valcartier*. (V-07.9), RT 2007-110.
- Thiboutot, S., Ampleman, G., Brochu, S., Martel, R., Sunahara, G., Hawari, J., Nicklin, S., Provas, A., Pennington, J. C., Jenkins, T. F. et Hewitt, A. (2003). *Protocol for Energetic Materials-Contaminated Sites Characterization*. Final Report, Volume II, KTA 4-28. 32 p.
- Travis, E. R., Bruce, N. C. et Rosser S. J. (2008). Microbial and plant ecology of a long-term TNT-contaminated site, *Environmental Pollution*, 153(1): 119-126.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). (2008). *Significant guidance documents by environmental topic*. <http://www.epa.gov/lawsregs/guidance/bytopic.html#w>. Consulté le 27-10-2008.
- Winter, T. C. (1999). Relation of streams, lakes and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal*, 7(1): 28-45.
- Woessner, W.W. et Sullivan, K. E. (1984). Result of seepage meter and mini-piezometer study. Lake Mead, Nevada. *Ground Water*, 22(5): 561-568.

Annexe A

Synthèse de l'inventaire des données existantes au secteur d'essais de RDDC Valcartier de 1990 à 2005

Table des matières

LISTE DES ABRÉVIATIONS	2
INVENTAIRE DES DONNÉES EXISTANTES AU SECTEUR D'ESSAIS DE RDDC VALCARTIER.....	4
FORAGES DE PUIITS D'OBSERVATION ET SONDAGES STRATIGRAPHIQUES	4
RELEVÉS PIÉZOMÉTRIQUES	5
ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES CHIMIQUES DES EAUX SOUTERRAINES.....	5
<i>Méthodes d'échantillonnage.....</i>	<i>5</i>
<i>Laboratoires d'analyses</i>	<i>6</i>
<i>Méthodes d'analysés.....</i>	<i>6</i>
ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES CHIMIQUES DES EAUX DE SURFACE	6
<i>Méthodes d'échantillonnage, laboratoires et méthodes d'analyses</i>	<i>7</i>
ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES CHIMIQUES DES SOLS	7
<i>Méthodes d'échantillonnage et d'analyses.....</i>	<i>7</i>
ESSAIS DE PERMÉABILITÉ	8
AUTRES TRAVAUX RÉALISÉS	8
<i>Relevés géodésiques.....</i>	<i>8</i>
<i>Relevés géophysiques.....</i>	<i>8</i>
<i>Études écologiques</i>	<i>9</i>
<i>Vérification et avis environnementaux.....</i>	<i>10</i>
RÉFÉRENCES.....	12

Liste des tableaux

Tableau A1: Résumé de l'ensemble des rapports répertoriés

Tableau A2: Forages de puits d'observation et sondages stratigraphiques

Tableau A3: Relevés piézométriques

Tableau A4: Échantillonnage et analyses chimiques des eaux souterraines

Tableau A5: Échantillonnage et analyses chimiques des eaux de surface

Tableau A6: Échantillonnage et analyses chimiques des sols et des sédiments

Tableau A7: Essais de perméabilité

Liste des abréviations

Sites

307	Site du bâtiment 307
corr	Site du corridor de tir de 2500m
CRDV	Ancienne appellation de RDDC
D	Secteur Donnacona
d solv	Dépôt de solvant, correspond au MDR
E	Secteur d'essais de RDDC Valcartier
Garn	Garnison Valcartier
Gr	Secteur de tir à la grenade
JC	Rivière Jacques-Cartier
Laurie	Lac Laurie
MDR	Ancien dépôt de matières dangereuses résiduelles
MS	Dépôt de matériaux secs, inclus dans le site du corridor de tir de 2500m
N	Secteur de RDDC-Nord
Pl	Site du plateau
RDDC	Recherche et Développement pour la Défense Canada
S	Secteur de RDDC-Sud
Sh	Shannon
SNC	SNC-TEC
VB	Val-Bélair

Métaux

Al	Aluminium
Ar	Argent
As	Arsenic
Ba	Baryum
Cd	Cadmium
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
Fe	Fer
Ni	Nickel
Pb	Plomb
Se	Sélénium
U	Uranium
Zn	Zinc

Composés

BPC	Biphényles polychlorés
BTEX	Benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (COV)
C ₁₀ C ₅₀	Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ à C ₅₀
COT	Carbone organique total
COV	Composés organiques volatils
DNAPL	« Dense nonaqueous phase liquid »
H&GM	Huiles et graisses minérales
HAM	Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HGM	Huiles et graisses minérales
HHT	Hydrocarbures halogénés totaux
HMX	« High melting point explosive » ou cyclotétraméthylène-tétranitramine
LNAPL	« Light nonaqueous phase liquid »
ME	Matériaux énergétiques (HMX, RDX, TNT et leurs dérivés)
PCE	Perchloroéthylène
PETN	Pentaerythritol tetranitrate
RDX	Cyclotrimethylenetrinitramine, connu sous les noms de cyclonite ou hexogène
TCE	Trichloroéthylène
TNT	2,4,6-Trinitrotoluène

Paramètres physico-chimiques

P P-C	Paramètres physico-chimiques
%DO	Oxygène dissous
COD	Carbone organique dissous
cond	Conductivité électrique
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène en 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
redox	Potentiel d'oxydo-réduction
T	Température

Autres

d	Diamètre du puits
descr	Description des matériaux géologiques
éch	Échantillon ou échantillonnage
granulo	Analyses granulométriques
l	Longueur de la crépine
labo	Laboratoire
nd	Non disponible
ouv	Ouverture de la crépine
sédimento	Analyses sédimentologiques

Inventaire des données existantes au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Depuis le début des années 1990, près d'une cinquantaine d'études environnementales ont été faites au secteur d'essais de RDDC Valcartier. Cette section traite de travaux réalisés sur les sites du bâtiment 307, du plateau, du corridor de tir de 2500 m ainsi que sur le site du MDR bien que sa problématique environnementale ne soit pas spécifiquement à l'étude dans ce rapport. Les travaux effectués par les différentes firmes de consultants en environnement consistent principalement en forages de puits d'observation, en relevés du niveau piézométrique des puits, en échantillonnages des eaux souterraines et de surface pour analyses en différents contaminants potentiels, en mesures des paramètres physico-chimiques des eaux, en échantillonnages des sols pour analyses et pour observations géologiques, en essais de perméabilité dans les puits et en relevés géodésiques. D'autres travaux tels des levés géophysiques et des études écologiques ont aussi été réalisés. Certaines des études répertoriées ne comprennent pas d'acquisition de nouvelles données de terrain, ce sont des compilations ou des réinterprétations des données existantes. Le tableau A1 présente un résumé de l'ensemble des rapports répertoriés se consacrant en tout ou en partie à l'étude environnementale du secteur d'essais. Dans les autres tableaux, on réfère à un rapport par le numéro de l'étude.

Motivées par la mise en application de normes environnementales plus sévères, par la préoccupation grandissante de la population et des institutions face aux problématiques de contamination des eaux et des sols et grâce à l'avancement des technologies environnementales, ces études sont devenues plus complètes au fil des années. Les premiers forages ont été effectués en 1995 par Arcturus Environnement (Arcturus Environnement, 1995, V-95.1) et on compte aujourd'hui 170 puits dont environ 8 sont endommagés, à sec ou introuvables (Biogénie, 2006a, V-06.6). Ce nombre grandissant de puits d'observation sur le territoire a permis des études de plus en plus détaillées du secteur.

Forages de puits d'observation et sondages stratigraphiques

Depuis 1994, 12 campagnes de forage se sont succédées au secteur d'essais. Ces forages ont permis l'installation de 170 puits d'observation sur le secteur d'essais, plusieurs forages contenant deux puits de profondeurs différentes. Le diamètre des puits est généralement de 51 mm, avec des crépines de 1,5 m de longueur et une ouverture de crépine de 0,25 mm. Suite à leur installation, les puits ont été développés par activateur mécanique ou manuellement : avec une valve de type *Waterra* ou à l'aide de tubes à clapet. Ces forages ont aussi permis la description des matériaux géologiques, la prise d'échantillons de sol pour analyses granulométriques ou sédimentologiques et la réalisation d'essais de pénétration standard.

Les profondeurs des forages varient de 3 à 35 mètres au site du bâtiment 307, de 8 à 49 mètres sur le plateau, de 7 à 52 m au corridor 2500 m et de 9 à 54 mètres au MDR

(Biogénie, 2006b, V-06.4). Sur la plupart des sites, ces forages traversent les sédiments sans atteindre le roc. Quelques forages atteignent le roc au site MDR (notamment MDR-7 et MDR-27). La méthode de forage la plus couramment utilisée est une méthode non destructive : la foreuse à tarière évidée, mais depuis 2001 la foreuse rotative a surtout été utilisée. Le tableau A2 décrit brièvement les campagnes de forages réalisées. L'information sur les forages a été intégrée dans la base de données des bases militaires de la Commission Géologique du Canada par des stagiaires de l'INRS-ETE à l'été 2006.

Relevés piézométriques

La mesure du niveau d'eau dans les puits d'observation s'est effectuée à 29 reprises de 1994 à 2005 principalement lors des campagnes d'échantillonnage de l'eau souterraine. Des sondes à interface ERE et des sondes à niveau d'eau ont été utilisées. Aucune phase flottante, témoignant de la présence d'hydrocarbure, n'a été détectée dans les puits lors des 5 relevés permettant d'en vérifier la présence de 1994 à 2003. Le tableau A3 décrit les relevés piézométriques effectués.

Échantillonnage et analyses chimiques des eaux souterraines

L'échantillonnage et l'analyse chimique des eaux souterraines ont été effectués lors de 32 études environnementales depuis 1990 jusqu'à l'automne 2005. Le tableau A4 résume les méthodes et principaux résultats de chaque étude.

Méthodes d'échantillonnage

De 1994 à 1997, l'échantillonnage se faisait avec un échantillonneur à clapet. Rien n'était spécifié concernant la purge des puits à part dans l'étude V-96.5 (ADS Groupe -Conseil inc., 1996) où une purge de trois fois le volume du puits a été faite avec un échantillonneur à clapet. De 1998 à 2005, l'échantillonnage se faisait avec une pompe *Waterra*. La purge des puits était faite avec une pompe *Waterra* ou manuellement. Une purge de 2 volumes d'eau du tubage et de la lanterne du puits ou jusqu'à l'obtention d'une eau claire, de température et de pH constants était généralement faite à l'exception des études V-99.8, V-00.2, V-00.8, V-04.8, V-06.5 (DCC Services environnementaux, 1999, 2000 et 2000 ; Dessau-Soprin Inc., 2004 ; Technisol Environnement, 2006) dans lesquelles la purge n'était pas mentionnée. À partir de 2001, il est généralement mentionné que les sondes sont lavées et que l'eau de purge est récupérée. Dans la plupart des rapports, il est spécifié que les échantillons d'eau destinés à l'analyse des métaux ont été filtrés sur le terrain avec un filtre de 0,45 µm. Lors de certaines études, un dispositif Hypofil a été utilisé pour les échantillons destinés à l'analyse des composés organiques volatils (COV).

Des blancs de terrain, des blancs de transport et des duplicata ont couramment été faits afin de contrôler la qualité de l'échantillonnage et des analyses.

Dans la plupart des études, les paramètres physico-chimiques ont été mesurés sur le terrain à l'aide de sondes multiparamètres Horriba U-22 ou de sondes YSI sauf lorsque spécifié autrement.

Laboratoires d'analyses

Plusieurs laboratoires d'analyses ont effectués les analyses chimiques des différents paramètres. Les analyses de perchlorate ont été faites par les laboratoires Exygen Research, CERL et EHL. Les analyses de l'uranium 238 ont été faites par les laboratoires de l'École polytechnique de Montréal et le Bureau de la recherche et centre de développement technologique de l'Université de Montréal (BRCDT) alors que le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec MDDEP a effectué les analyses de pesticides. Les analyses de matériaux énergétiques ont été faites par l'Institut de recherche en biotechnologie (IRB), Zénon Laboratoires environnementaux, Environmental Science & Engineering de Gainesville, et la section Matériaux Énergétiques de RDDC Valcartier. Les laboratoires suivants ont fait les autres analyses : Bodycote, Maxxam, Laboratoire d'analyse S.M. inc., BIO Lab-Division EcoSanté, LCQ, EnviroLab (division de Roche Ltée.), ECO Mtl, Zénon Laboratoires environnementaux et Novamann.

Méthodes d'analyses

Les méthodes d'analyses, tout comme les limites de détection, varient d'une étude à l'autre. Pour les analyses en métaux, les principales méthodes analytiques utilisées étaient les suivantes : ICP ou digestion ICP, digestion HCl/HNO₃ ou filtration, digestion acide/Filtration/Dosage GFAA (IC : ion chromatography). Pour l'arsenic, une méthode à la vapeur froide a été utilisée et pour le mercure, la génération d'hydrures. Pour les analyses en matériaux énergétiques, une méthode *in situ* D-TECH a été utilisée en 1996 et une méthode analytique par HPLC a été utilisée entre autre par la section Matériaux Énergétiques de RDDC Valcartier. Les HAP et HAM ont été analysés par extraction au dichlorométhane et quantification par GC-MS (GC: chromatographie en phase gazeuse) ; les sulfures, par spectro/colorimétrie; les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀, par extraction à l'hexane et quantification par GC-FID et le perchlorate, par chromatographie liquide.

Dans le tableau A4, lorsque le critère n'est pas spécifié, les dépassements des critères indiqués correspondent à une concentration mesurée supérieure au moins au critère actuel le plus stricte ou à son équivalent à l'époque où l'étude a été réalisée.

Échantillonnage et analyses chimiques des eaux de surface

L'échantillonnage et l'analyse chimique des eaux de surface ont été effectués lors de 9 études environnementales depuis 1990 jusqu'à l'hiver 2006. Le tableau A5 résume les travaux réalisés lors de chaque étude. Tous les cours d'eau du secteur d'essais (la rivière

Jacques-Cartier, le ruisseau Perceval, les lacs Laurie, Griffin et Woodlock) ont été échantillonnés mais à des fréquences variables. Ainsi, les lacs Griffin et Woodlock n'ont été échantillonnés qu'une seule fois alors que le lac Laurie, le ruisseau Perceval et la rivière Jacques-Cartier ont fait l'objet de plusieurs campagnes d'échantillonnage. En fonction de l'étude, différents paramètres ont été analysés dans les échantillons d'eau de surface : matériaux énergétiques, métaux, perchlorate, COV, méthane, COD, C₁₀-C₅₀, HAP, azote, composés phénoliques, phtalates, HGM, HAM et HHT, phosphore total et l'U₂₃₈.

Méthodes d'échantillonnage, laboratoires et méthodes d'analyses

Une bouteille Van Dorn horizontale de 5 litres a couramment été utilisée pour l'échantillonnage (Sanexen Services environnementaux inc., 2003; Technisol Environnement, 2004, V-04.6 et Dessau-Soprin Inc., 2005a, V-05.10). La mesure des paramètres physico-chimiques a été réalisée avec des sondes YSI et Hanna. Des blancs de terrain, des blancs de transport et des duplicata ont couramment été faits afin de contrôler la qualité de l'échantillonnage et des analyses. Les laboratoires et les méthodes d'analyses sont essentiellement les mêmes que ceux mentionnés dans la section sur l'échantillonnage de l'eau souterraine à l'exception des métaux pour lesquels c'est la fraction totale qui a été analysée sur un échantillon non filtré.

Tout comme au tableau A4, dans le tableau A5, lorsque le critère n'est pas spécifié, les dépassements des critères indiqués correspondent à une concentration mesurée supérieure au moins au critère actuel le plus stricte ou à son équivalent à l'époque où l'étude a été réalisée.

Échantillonnage et analyses chimiques des sols

Lors des campagnes de forages et d'autres études sur le secteur d'essais, des échantillons de sol et de sédiments ont été prélevés pour analyses chimiques en différents contaminants. Le tableau A6 résume les travaux réalisés lors de ces 15 études.

Méthodes d'échantillonnage et d'analyses

Lors des forages, des échantillons ont couramment été récupérés à la cuillère fendue ou par carottage. Des sondages et des excavations ont aussi été faits dans le but d'échantillonner le sol. Le sol de surface et les sédiments au fond des lacs ont été échantillonnés à plusieurs reprises.

La présence de composés organiques volatils (COV) a été mesurée en laboratoire ou sur place à l'aide d'un détecteur de gaz Gaztech GT-201 ou d'un photoioniseur Photovac 2020 ou MiniRAE 2000 - PGM-7600. Les autres paramètres ont été analysés en laboratoire.

Il est à noter que pour certains métaux, composés phénoliques et COV, les limites de détection des méthodes analytiques sont supérieures aux concentrations limites selon les critères en vigueur.

Essais de perméabilité

Des essais de perméabilité ont été réalisés lors de 4 études allant de 1994 à 2006. Ces essais servent à déterminer la conductivité hydraulique des matériaux géologiques à proximité de la crépine d'un puits. Le tableau A7 résume les méthodes utilisées et les résultats obtenus. Il est à noter qu'aucun essai de perméabilité n'a été réalisé sur le site du plateau.

Autres travaux réalisés

Relevés géodésiques

La mesure des coordonnées exactes des puits a été faite lors de 9 campagnes de travaux de terrain. Les puits sont généralement arpentés une première fois lors de leur forage. Lors de certaines études, en plus des récents forages, d'anciens puits et des points de contrôle ont été arpentés de nouveau plus précisément (ADS Groupe -Conseil inc., 1996 V-96.5; Dessau-Soprin Inc., 2002, 2004, 2005b, V-02.4, V-04.8, V-05.2; Biogénie, 2006b, V-06.4; Technisol Environnement, 2006, V-06.5). Les études lors desquelles des travaux d'arpentage ont été réalisés sont indiquées au tableau A1.

Relevés géophysiques

Des relevés géophysiques ont été effectués sur le site du MDR en 2001 et 2002 ainsi que sur le site du bâtiment 307 à l'automne 2005.

Un des objectifs de l'étude V-01.4 (Bio Géo Environnement ONYX, 2001) *Levé magnétique et levé des gaz interstitiels des sols - Secteur des bâtiments 117 et 120 et au dépôt de MDR* est d'évaluer la présence d'objets métalliques tels que des barils, réservoirs et débris par un levé magnétique. Environ sept zones ont présenté des anomalies susceptibles de correspondre aux cibles.

L'objectif de l'étude V-02.9 (Bio Géo Environnement ONYX et Géophysique Sigma inc., 2002) *Levés géophysiques - Lieu d'enfouissement des matériaux secs du RDDC-sud et au site d'élimination des MDR au secteur d'essais à RDDC Valcartier* effectuée par Géophysique Sigma était de vérifier la présence d'objets métalliques sur le site du MDR. Une surface de 25 000 m² a été investiguée avec des lignes au 2 mètres par la mesure de la perturbation du champ géomagnétique local à l'aide d'un magnétomètre à précession nucléaire prenant des mesures en continue. Cette méthode a une profondeur de pénétration d'environ 7 mètres et est sensible aux interférences causées par les lignes électriques. Sept anomalies ont été détectées, une correspondant à une tranchée contenant des débris métalliques ou de composition géologique particulière et les autres

semblant causés par des trous et butons. Le matériel géologique du site semble magnétique.

L'objectif de l'étude V-06.2 (CRA inc., 2006) *Rapport de levés géophysiques, secteur B307, RDDC Valcartier* effectuée par CRA inc. était de préciser l'emplacement d'un ancien dépotoir de munitions d'environ 3000 m² à une profondeur de 5 à 10 mètres. Les travaux exécutés du 11 au 13 octobre 2005 comprenaient :

- un levé magnétométrique à l'aide d'un magnétomètre GEM GSM-19 qui mesure l'intensité du champ magnétique total et le gradient magnétique vertical;
- un levé électromagnétique EM-31 qui mesure la conductivité électrique du sol à l'aide d'un détecteur de métal composé de 2 bobines espacées de 4 m (profondeur d'investigation de 5 m);
- un levé électromagnétique EM-34 qui mesure la conductivité du sol à l'aide d'un instrument composé de 2 bobines espacées de 10 m (profondeur d'investigation de 5 m à 10 m);
- un levé géoradar qui enregistre des réflexions selon les variations des propriétés diélectriques du milieu avec un système de basses fréquences Ramac Rough Terrain Concept (RTC) transmettant à 50 Mhz (profondeur d'investigation de 25 m)

Des anomalies de petites tailles localisées et cohérentes d'un type de relevé à l'autre ont été détectées. Elles correspondaient probablement à des objets métalliques présents en surface, à des conduits souterrains, à une structure ou une dalle de béton armée et à des débris ou charpie métalliques. Aucune anomalie détectée ne correspondait à la cible recherchée.

Études écologiques

L'objectif de l'étude V-05.11a (Groupe Hémisphères, 2005a) *Caractérisation des milieux aquatiques récepteurs sur le territoire de RDDC Valcartier* effectuée par Groupe Hémisphères était d'évaluer les trois lacs du secteur d'essais (Laurie, Woodlock et Griffin) par une diagnose écologique, un inventaire ichtyologique compris dans le rapport V-05.11b (Groupe Hémisphères, 2005b) et une caractérisation de la contamination des eaux de surface et des sédiments (voir les sections Échantillonnage et analyses chimiques des eaux de surface et des sols). La diagnose écologique comprend la géométrie, la bathymétrie, l'analyse hydrologique et la physico-chimie des lacs. La transparence du lac Woodlock est assez faible, celle du lac Griffin est faible alors que celle du lac Laurie est moyenne. Dans tous les cas, la quantité d'azote dans l'eau est anormalement élevée. Le lac Laurie est oligo-mesotrophe, le Griffin est mésotrophe et le Woodlock est meso-eutrophe. Ces lacs sont sujets aux fluctuations de la nappe et ont un taux de renouvellement élevé. L'analyse physico-chimique montre des conditions adéquates pour le maintien de la vie aquatique. Une carcasse de véhicule et d'autres débris métalliques sont présents dans le lac Laurie qui fut un site d'essais d'explosifs et de fumigènes dans les années 1980 et un site d'entraînement pour les plongeurs.

Les objectifs de l'étude V-05.11b (Groupe Hémisphères, 2005b) *Rapport des pêches expérimentales réalisées entre le 25 et le 28 juillet 2005 sur les lacs Laurie, Griffin et Woodlock sur le territoire de RDDC Valcartier* étaient d'identifier les espèces, de faire le décompte des individus et d'en mesurer la longueur et le poids. Pour effectuer ces pêches, des filets et des nasses ont été utilisés dans les lacs alors que pour les ruisseaux et fossés, les observations ont été faites visuellement et avec des filets troubleaux. Dans le lac Laurie, des meuniers noirs ont été recueillis dans les gros filets. Dans le lac Griffin, des ventres citrons présentant souvent des parasites externes ont été pêchés dans les nasses. Dans le lac Woodlock, on retrouve des meuniers noirs, des ventres citrons et des tritons verts. L'omble de fontaine, le cyprin et l'épinoche se retrouvent dans les ruisseaux et fossés. Les interprétations suivantes sur la condition des lacs ont été faites à partir de ces résultats et de ceux de la diagnose écologique :

- les espèces ont été introduites;
- le milieu n'est pas propice à l'omble de fontaine;
- les lacs Laurie et Griffin sont mésotrophes, moyennement productifs et l'eau est assez transparente.
- le lac Woodlock est en voie d'eutrophisation, est plus productif et l'eau est moins transparente.
- dans tous les cas, la conductivité de l'eau est faible et la productivité est donc faible aussi.

L'étude V-98.5 (EnviroConseil, 1998) *Caractérisation environnementale du Lac Laurie*, en plus de faire l'échantillonnage de l'eau de surface, des sédiments et du sol, comprenait de l'information sur l'utilisation du lac, le potentiel d'habitation faunique, la diagnose écologique et la bathymétrie du lac.

Vérification et avis environnementaux

Le rapport V-94.4 (Tecsult Inc., 1994) *Vérification de conformité environnementale de référence CRDV Volume II: Caractéristique du site et activités qui s'y déroulent* a pour objectif d'identifier les principaux impacts environnementaux sur l'air, l'eau, le sol ainsi que leurs répercussions sur la santé du personnel, la faune et la flore. Une inspection détaillée du site et des installations a été faite en août 1993. L'élaboration de mesures d'atténuation et de surveillance a été faite suite à cette inspection. Les principales activités qui se déroulaient dans les secteurs d'essais étaient les suivantes : ordres permanents de champs de tir, instructions de gestion de projet, activités de recherche et de développement, développement de champs de tir, opérations forestières, problèmes touchant la qualité de l'eau, protection contre le feu, construction et entretien des routes, contrôle de la repousse de la végétation. Cette étude rapporte, entre autre, qu'en 1993, il existait au moins 5 sites d'enfouissement actifs ou fermés sur le secteur d'essais, le CRDV ne possédait pas d'inventaire des réservoirs souterrains, le brûlage des résidus d'explosifs et de propergols se faisait dans des trous creusés dans le sable et les obus et les munitions non explosés n'étaient pas récupérés systématiquement. Le site du plateau, les lieux d'enfouissement et les cours d'eau du secteur d'essais ont été identifiés comme secteurs sensibles du point de vue environnemental. Des mesures d'atténuation et de

contrôle environnementales sont proposées. Par exemple, depuis 1993, le brûlage des résidus d'explosifs se fait sur une dalle de béton et non directement sur le sol.

Le rapport V-95.4 (ADS Groupe -Conseil inc, 1995) *Avis environnementale sur la nature des travaux de fermeture des lieux d'enfouissement* avait pour objectif de définir la nature et les coûts de la fermeture appropriée des 5 lieux d'enfouissement présents au secteur d'essais ainsi que le suivi environnemental nécessaire. La pratique d'enfouissement des résidus a consisté généralement au remplissage de dépression sans préparation du terrain. Avant cette étude, les sites inactifs ne sont que recouverts d'une couche de sable. Pour la plupart des sites, les recommandations sont l'implantation d'un recouvrement végétal herbacé et pour le MDR (ou site F-7), d'un recouvrement imperméable. Des pentes favorisant le ruissellement sur les remblais et des fossés en bordure des sites devraient être aménagés pour évacuer les eaux de ruissellement.

Les travaux effectués par l'étude V-97.6 (EnviroConseil, 1997) *Excavation des sols contaminés au site des solvants: secteur des Essais du Centre de Recherches pour la Défense, Valcartier- Rapport final* consistaient à l'excavation et à la mise en pile de 135 m³ de sols contaminés au site des solvants (MDR) ainsi qu'à l'échantillonnage de sol.

Le rapport V-98.3 (EnviroConseil, 1998) *Révision et mise à jour du programme de suivi environnemental des eaux souterraines du CRDV* avait pour objectif d'adapter le programme de suivi environnemental à la problématique de chacun des sites. Il comprend des analyses statistiques des résultats analytiques, un historique de la contamination et le calcul d'un indice de vulnérabilité pour chaque site.

Le rapport V-03.9 (Sanexen Services environnementaux inc., 2003) *Évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement - Présence de TCE dans les eaux souterraines de la région de Valcartier* présente l'état de la contamination en TCE et en sous produits de dégradation des eaux souterraines, de surface et des sols à partir des résultats des études antérieures. Il comprend aussi une campagne d'échantillonnage de l'eau de surface dans la rivière Jacques-Cartier. Ces conclusions sont les suivantes : les risques pour la santé humaine sont négligeables et les risques écotoxicologiques sont inférieurs au seuil sécuritaire.

Références

ADS Groupe -Conseil inc., 1996 (V-96.5). Caractérisation environnementale des champs de tir et des sites d'essais au CRDV, rapport: L-V5/4-9301/17, projet: 96-3463, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

ADS Groupe -Conseil inc., 1995 (V-95.4). Avis environnementale sur la nature des travaux de fermeture des lieux d'enfouissement, no projet: 9634 65, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Arcturus Environnement, 1995 (V-95.1). Caractérisation environnementale des lieux d'enfouissement Centre de recherche pour la défense Valcartier (Québec), Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Biogénie, 2006a (V-06.6). Campagne d'échantillonnage des puits d'observation du secteur d'essai de RDDC Valcartier, Automne 2005 Rapport technique, N/Réf. CD5705, V/Réf. CDC DV 0537-10, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec, 467p.

Biogénie, 2006b (V-06.4). Caractérisation environnementale du secteur d'essai de RDDC Valcartier. Rapport technique, N/Réf. CD5643, V/Réf. CDC DV 0534-10, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec, 614p.

Bio Géo Environnement ONYX et Géophysique Sigma inc., 2002 (V-02.9). Levés géophysiques - Lieu d'enfouissement des matériaux secs du RDDC-sud et au site d'élimination des MDR au secteur d'essais à RDDC Valcartier, Réf.: 4931, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Bio Géo Environnement ONYX, 2001 (V-01.4). Levé magnétique et levé des gaz interstitiels des sols - Secteur des bâtiments 117 et 120 et au dépôt de MDR, Réf.:4644, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

CRA inc. pour DCC, 2006 (V-06.2). Rapport de levés géophysiques, secteur B307, RDDC Valcartier, DV 0536-10, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

DCC, 2000 (V-00.8). Suivi du printemps 2000 du CRDV, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

DCC, 2000. (V-00.2). Suivi environnemental des eaux souterraines et de surface du CRDV (automne 1999), Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

DCC Services environnementaux, 1999 (V-99.8). Suivi environnemental des eaux souterraines et de surface au centre de recherche pour la défense Valcartier, hiver 1999, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Dessau-Soprin Inc., 2005a (V-05.10). Échantillonnage des eaux de surface, Garnison Valcartier, N/Réf 85P003188-102-ENV-0001 00, V/Réf CDC VR 050 06, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Dessau-Soprin Inc., 2005b (V-05.2). Caractérisation environnementale du site MDR, secteur d'essais - RDDC-Valcartier, N/Réf 085P002072-100-HG-0001 00, V/Réf 96-5149, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Dessau-Soprin Inc., 2004b (V-04.8). Campagne de caractérisation du secteur d'essai à RDDC Valcartier - sites Plateau, corridor 2500m et matériaux secs, Rapport technique, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Dessau-Soprin Inc., 2002 (V-02.4). Campagne de forages environnementaux et d'échantillonnage de l'eau souterraine à l'USS Valcartier et au CRDV-Charactérisation environnementale Phase VII Problématique du TCE, N/Réf.: 852115-100-ENV-001 RA, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

EnviroConseil, 1998 (V-98.5). Caractérisation environnementale du Lac Laurie, no dossier :E10492-06, no rapport :1(0498), Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

EnviroConseil, 1998 (V-98.3). Révision et mise à jour du programme de suivi environnemental des eaux souterraines du CRDV, no dossier:E10492-07 1(0498), Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

EnviroConseil, 1997 (V-97.6). Excavation des sols contaminés au site des solvants: secteur des Essais du Centre de Recherches pour la Défense, Valcartier- Rapport final, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Groupe Hémisphères, 2005 (V-05.11a). Caractérisation des milieux aquatiques récepteurs sur le territoire de RDDC Valcartier, N/Réf G01-1507, V/Réf DV 0530-10, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Groupe Hémisphères, 2005 (V-05.11b). Rapport des pêches expérimentales réalisées entre le 25 et le 28 juillet 2005 sur les lacs Laurie, Griffin et Woodlock sur le territoire du RDDC Valcartier, N/Réf G01-1507, V/Réf DV 0530-10, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Sanexen Services environnementaux inc., 2003 (V-03.9). Évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement - Présence de TCE dans les eaux souterraines de la région de Valcartier, N/Réf.: RA02-232, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Technisol Environnement, 2006 (V-06.5). Caractérisation environnementale du secteur MDR, Garnison Valcartier, Rapport final- volumes 1 et 2, Rapport technique, N/Réf. CD054807-111, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Technisol Environnement, 2004 (V-04.6). Caractérisation sommaire des eaux de surface (TCE) Campagne de juin et de septembre 2003 Garnison Valcartier (Québec), N/Réf.: DC34598-151, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Tecsult Inc. 1994 (V-94.4). Vérification de conformité environnementale de référence CRDV Volume II: Caractéristique du site et activités qui s'y déroulent, Ministère de la Défense Nationale, Valcartier Courcelette, Québec.

Tableau A1: Résumé de l'ensemble des rapports répertoriés

No de l'étude	Titre	Auteur	Date	Secteurs étudiés	piézométrie	Analyses						forage	essais de perméabilité	relevé géodésique	Autres travaux
						eaux souterraines		eaux de surface		sol					
						éch.	P P-C	éch.	P P-C	éch.					
V-07.9	Caractérisation de la dispersion de résidus de munitions dans les sols de surface d'un secteur d'essai	RDDC-Valcartier	juin-07	E(307, PI, corr)						x					
V-07.8	Échantillonnage des eaux de surface - Campagne août 2005, octobre 2005, février 2005, mai 2006	Dessau-Soprin Inc.	mars-07	E (307, MDR)				x		x 06					
V-06.6	Campagne d'échantillonnage des puits d'observation du secteur d'essais de RDDC Valcartier - automne 2005 - Rapport technique	Biogénie	mai-06	E(307, PI, MDR, corr)	x	x	x							Récupération des 33 barils d'eau de purge des campagnes antérieures	
V-06.5	Caractérisation environnementale du secteur MDR, Garnison Valcartier, Rapport final- volumes 1 et 2	Technisol Environnement	mars-06	E (MDR)	x	x				x	x	x	x	Réparation de 6 puits	
V-06.4	Caractérisation environnementale du secteur d'essai du RDDC Valcartier 2005- rapport technique	Biogénie	avr-06	E(307, PI, MDR, corr)	x	x	x			x	x		x		
V-06.2	Rapport de levés géophysiques, secteur B307, RDDC Valcartier	CRA inc. pour DCC	nd	E (307)										Levés magnétométrique, électromagnétique et géoradar	
V-05.11a	Caractérisation des milieux aquatiques récepteurs sur le territoire de RDDC Valcartier	Groupe Hémisphères	nov-05	E, N, S, D				x	x	x					
V-05.11b	Rapport des pêches expérimentales réalisées entre le 25 et le 28 juillet 2005 sur les lacs Laurie, Griffin et Woodlock sur le territoire du RDDC Valcartier	Groupe Hémisphères	oct-05	E											
V-05.10	Échantillonnage des eaux de surface, Garnison Valcartier	Dessau-Soprin Inc.	oct-05	E, N, Garn				x	x					Mesure de débit de la JC	
V-05.4	Compilation des résultats de perchlorate dans les eaux souterraines-secteur Valcartier-juillet 2002 à décembre 2004	Dessau-Soprin Inc.	mai-05	E, RDDC, VB, Sh, SNC, Garn		x									
V-05.2	Caractérisation environnementale du site MDR, secteur d'essais - RDDC-Valcartier	Dessau-Soprin Inc.	avr-05	E (MDR)	x	x	x			x	x		x		

Tableau A1: Résumé de l'ensemble des rapports répertoriés

No de l'étude	Titre	Auteur	Date	Secteurs étudiés	piézométrie	Analyses					forage	essais de perméabilité	relevé géodésique	Autres travaux
						eaux souterraines		eaux de surface		sol				
						éch.	P-P-C	éch.	P-P-C	éch.				
V-04.22	Recherche sur les conditions environnementales de l'eau souterraine et de l'eau de surface existantes sur trois sites de l'USS Valcartier, Québec	INRS-ÉTÉ	déc-04	E (307), Garn	x	x	x				x	x	x	
V-04.17	Suivi environnemental des eaux souterraines-Lieux contaminés-RDDC Valcartier Automne 2004	Dessau-Soprin Inc.	nov-04	E, S	x	x	x							
V-04.16	Suivi environnemental des eaux souterraines-Lieux contaminés-RDDC Valcartier Été 2004	Dessau-Soprin Inc.	oct-04	E, S, D	x	x	x							
V-04.14	Suivi environnemental des eaux souterraines-Lieux contaminés-RDDC Valcartier Printemps 2004	Dessau-Soprin Inc.	sept-04	E, N, S, D	x	x	x							
V-04.12	Suivi de la qualité des eaux souterraines à la Garnison Valcartier et au RDDC Valcartier- Campagne d'échantillonnage -Année 2003	Dessau-Soprin Inc.	juin-04	E (MDR), N, S, Garn	x	x	x							
V-04.8	Campagne de caractérisation du secteur d'essai à RDDC Valcartier - sites Plateau, corridor 2500m et matériaux secs	Dessau-Soprin Inc.	févr-04	E (Pl, corr-MS)	x	x	x			x	x		x	
V-04.6	Caractérisation sommaire des eaux de surface (TCE) Campagne de juin et de septembre 2003 Garnison Valcartier (Québec)	Technisol Environnement	juin-04	E, N, S				x	x					
V-04.4	Campagne de forages complémentaires Secteur d'essais, bâtiment 307 - RDDC Valcartier	Roche	mars-04	E (307)	x	x	x			x	x		x	
V-04.1	Suivi environnemental des eaux souterraines-Lieux contaminés-RDDC Valcartier Automne 2003	Dessau-Soprin Inc.	mars-04	E, N, S, D	x	x	x							
V-03.16	Suivi environnemental des eaux souterraines-Lieux contaminés-RDDC Valcartier Été 2003	Dessau-Soprin Inc.	mars-04	E, N, S, D	x	x	x							
V-03.15	Suivi environnemental des eaux souterraines-Lieux contaminés-RDDC Valcartier Printemps 2003	Dessau-Soprin Inc.	mars-04	E, N, S, D	x	x	x							
V-03.9	Évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement - Présence de TCE dans les eaux souterraines de la région de Valcartier	Sanexen Services environnementaux inc.	juin-03	E (MDR), N, S, SNC, Garn				x						Évaluation des risques pour la santé humaine et évaluation des risques écotoxicologiques
V-03.5	Campagne de forage complémentaire à la Garnison Valcartier et à RDDC Valcartier automne 2002	Inspec-sol inc.	mars-03	E(MDR), Garn	x					x	x		x	
V-03.4	Échantillonnage de l'eau souterraine Garnison Valcartier et RDDC Valcartier Novembre - Décembre 2002	Franz Environnement inc.	mars-03	E (MDR), N, S, Garn	x	x	x							
V-03.2	Suivi environnemental des eaux souterraines-Lieux contaminés-RDDC Valcartier Automne 2002	Dessau-Soprin Inc.	fev-03	E (MDR,307)	x	x	x							
V-02.9	Levés géophysiques - Lieu d'enfouissement des matériaux secs du RDDC-sud et au site d'élimination des MDR au secteur d'essais à RDDC Valcartier	Bio Géo Environnement ONYX, Géophysique Sigma inc.	oct-02	E (MDR),S										Levés géophysiques

Tableau A1: Résumé de l'ensemble des rapports répertoriés

No de l'étude	Titre	Auteur	Date	Secteurs étudiés	piézométrie	Analyses					forage	essais de perméabilité	relevé géodésique	Autres travaux
						eaux souterraines		eaux de surface		sol				
						éch.	P P-C	éch.	P P-C	éch.				
V-02.8	Suivi environnemental des eaux souterraines-Lieux contaminés-RDDC Valcartier Été 2002	Dessau-Soprin Inc.	oct-02	E (307, MDR, corr), N, S, D	x	x	x							
V-02.5	Échantillonnage de sol des sondages stratigraphiques Répertoire photographique	Dessau-Soprin Inc.	juil-02	E (MDR)						x				
V-02.4	Campagne de forages environnementaux et d'échantillonnage de l'eau souterraine à l'USS Valcartier et au CRDV-Characterisation environnementale Phase VII Problématique du TCE	Dessau-Soprin Inc.	juil-02	E, N, S, Garn	x	x	x			x	x		x	
V-01.6	Suivi environnemental de juin 2001 - sites du CRDV et de l'USS Valcartier	Bio Géo Environnement ONYX	oct-01	E, N, S, Garn	x	x								
V-01.4	Levé magnétique et levé des gaz interstitiels des sols - Secteur des bâtiments 117 et 120 et au dépôt de MDR	Bio Géo Environnement ONYX	juil-01	E (MDR), N						x				Échantillonnage des gaz interstitiels des sols, Levé magnétique
V-01.1	Suivi environnemental des eaux souterraines et de surface du CRDV (automne 2000)	DCC	févr-01	E (307, MDR), N, S	x	x	x	x						
V-00.2	Suivi environnemental des eaux souterraines et de surface du CRDV (automne 1999)	DCC	janv-00	E (307, MDR)	x	x		x						
V-00.8	Suivi du printemps 2000 du CRDV	DDC	nov-00	E, N, S,		x	x							
V-99.11	Caractérisation hydrogéologique et suivi environnemental du site du bâtiment 307 / Secteur d'essais. CRDV, rapport interne	CRDV	déc-99	E (307)	x	x	x			x	x	x	x	
V-99.9	Suivi environnemental des eaux souterraines et de surface au centre de recherche pour la défense Valcartier, été 1999	DCC Services environnementaux	sept-99	E, N, S	x	x	x							
V-99.8	Suivi environnemental des eaux souterraines et de surface au centre de recherche pour la défense Valcartier, hiver 1999	DCC Services environnementaux	sept-99	E, N, S	x	x	x							
V-98.5	Caractérisation environnementale du Lac Laurie	EnviroConseil	avr-98	E (Laurie)				x	x	x				Utilisation du lac, potentiel d'habitation faunique, diagnose écologique et bathymétrie du lac
V-98.4	Suivi environnemental de la qualité de l'eau souterraine	Bio Géo Environnement inc.	juin-98	E, N, S	x	x	x							
V-98.3	Révision et mise à jour du programme de suivi environnemental des eaux souterraines du CRDV	EnviroConseil	avr-98	E, N, S										Analyse statistique, historique de la contamination, calcul d'un indice de vulnérabilité
V-97.6	Excavation des sols contaminés au site des solvants:secteur des Essais du Centre de Recherches pour la Défense, Valcartier- Rapport final	EnviroConseil	oct-97	E (d solv)						x				

Tableau A1: Résumé de l'ensemble des rapports répertoriés

No de l'étude	Titre	Auteur	Date	Secteurs étudiés	piézométrie	Analyses						forage	essais de perméabilité	relevé géodésique	Autres travaux
						eaux souterraines		eaux de surface		sol					
						éch.	P P-C	éch.	P P-C	éch.					
V-97.5	Suivi environnemental printemps 1997	EnviroConseil	juil-97	E, N, S	x	x	x								
V-97.1	Suivi environnemental Automne 1996 - rapport final	EnviroConseil	janv-97	E (d solv), N, S		x									
V-96.5	Caractérisation environnementale des champs de tir et des sites d'essais au CRDV	ADS Groupe - Conseil inc.	sept-96	E, N, S, Gr	x	x				x	x				
V-95.4	Avis environnementale sur la nature des travaux de fermeture des lieux d'enfouissement	ADS Groupe - Conseil inc.	sept-95	E, N, S											Information sur 5 anciens lieux d'enfouissement sur le secteur d'essais
V-95.1	Caractérisation environnementale des lieux d'enfouissement Centre de recherche pour la défense Valcartier (Québec)	Arcturus Environnement	mars-95	E, N, S	x	x	x			x	x	x	x		
V-94.4	Vérification de conformité environnementale de référence CRDV Volume II: Caractéristique du site et activités qui s'y déroulent	Tecsult Inc.	mars-94	E, RDDC											Information sur les pratiques de gestion environnementale et sur les activités actuelles et passées sur le site.
V-90.1	Caractérisation préliminaire d'un ancien dépotoire à ciel ouvert, base militaire des forces canadiennes à Valcartier, Québec	Environcorp	févr-90	E (MDR)		x		x		x					

Tableau A2: Forages de puits d'observation et sondages stratigraphiques

No de l'étude	Date	Entrepreneur	# forages et sites	Méthode de forage	Commentaires
V-06.5	07/11/2005 au 01/12/2005	Forages Métropolitain inc.	13 forages puits doubles MDR	destructive foreuse rotative Ingersoll-Rand et à câbles	Roc atteint à 54 m au puits MDR-27 granulo et sédimento de 3 forages essai de pénétration standard
		Forage Comeau inc.	12 forages stratigraphiques	non-destructive foreuse avec tarières évidées	
V-06.4	18/07/2005 au 02/08/2005	Forages Métropolitain inc.	14 forages 20 puits PI, corr, 307	destructive foreuse rotative à percussion Ingersoll-Rand et à câble	granulo de 3 forages
V-05.2	18/02/2005	Forage Comeau inc.	2 forages MDR dans la cellule de confinement	non-destructive tarière évidé de 82,9 mm Mobil Drill B-31	descr. pris dans la cellule de confinement essai de pénétration standard
V-04.22	11/2001	Forage de Montréal Inc.	17 forages Bâtiment 307	non-destructive foreuse de type CME 55 avec tarière creuse de 8 pouces d=51 mm, ouv=0,01 po, l=1,5m	granulo
V-04.8	5/11/03 au 1/12/03	Les forages L.B.M. inc.	22 forages puits doubles PI, corr., MS	destructive rotation et percussion ouv=0,25mm	sondage, descr, granulo
V-03.5	25/11/2002 au 02/12/2002	nd	8 forages 16 puits doubles MDR	foreuse rotative et à câble	descr.
V-04.4	11/09/2003 au 21/09/2003	Les forages L.B.M. inc.	8 forages puits doubles Bâtiment 307	foreuse rotative ouv=0,25mm (semble trop grand)	descr., granulo
V-02.5	nd	nd	MDR	Sondages stratigraphiques	photo des carottes de sol

Tableau A2: Forages de puits d'observation et sondages stratigraphiques

No de l'étude	Date	Entrepreneur	# forages et sites	Méthode de forage	Commentaires
V-02.4	2/08/01 au 8/12/01	Les forages L.B.M. inc.	2 forages MDR puits doubles	non-destructive Rotasonic (doubles) (éch. non remaniés)	Séquence: direct push, rotasonic, destructif descr. et granulo
			4 forages MDR puits doubles	Destructive (rotation ou percussion) ouv=0,25mm installation du puits avec une foreuse à cable	
			14 forages	sondages direct-push	
			5 forages vers Green gate (PO-185 à 189)		
V-99.11	04/12/1998 au 09/12/1998	Downing	5 forages 307	non-destructive tarière évidé de 20 cm ouv=0,25mm	descr.
V-96.5	15/12/1995 au 11/01/1996	Foragaz Inc.	4 forages 307, PI	non-destructive foreuse à tarière évidée ouv=0,25mm	
V-95.1	25/11/1994 au 06/12/1994	Downing	16 sondages 307, PI, MDR, Corr.	non-destructive foreuse à tarière évidée ouv de crépine :0.5 mm	descr. et granulo

Tableau A3: Relevés piézométriques

No de l'étude	Date des relevés	# de puits	Méthode de mesure	Commentaires
V-06.6	20/09/2005 au 14/10/2005	87	sonde à interface ERE, DP 100	
V-06.5	06/01/2006	56	sonde à interface	
V-06.4	10/08/2005 au 11/08/2005	154	sonde à eau de 60 m	
V-05.2	16/02/2005	1	sonde à interface ERE	aucun phase flottante (hydrocarbure) détectée
V-04.22	automne 2001 et 2002	18	sonde à niveau d'eau Solints ou RST	
V-04.17	2/10/2004 au 12/10/2004	15	sonde à interface ERE, DP 1000	
V-04.16	3/08/2004 au 12/08/2004	16	sonde à interface ERE, DP 1000	
V-04.14	7/06/2004 au 23/06/2004	18	sonde à interface ERE, DP 1000	
V-04.12	2/07/2003 au 31/07/2003, 3/09/2003 au 25/09/2003, 4/11/2003 au 8/12/2003	31	sonde à interface ERE, DP 1000	aucun phase flottante (hydrocarbure) détectée
V-04.8	19/11/2003 au 5/12/2003	41	sonde à interface ERE	
V-04.4	6/10/2003 au 10/10/2003	16	sonde à interface	aucun phase flottante (hydrocarbure) détectée
V-04.1	24/10/2003 au 04/11/2003	8	sonde à interface ERE, DP 1000	
V-03.16	28/07/2003 au 19/08/2003	8	sonde à interface ERE, DP 1000	
V-03.15	26/05/2003 au 4/06/2003	8	sonde à interface ERE, DP 1000	
V-03.5	26/11/2002 au 05/12/2002	16	nd	
V-03.4	25/11/2002 au 19/12/2002	16	sonde à niveau d'eau et sonde à interface	
V-03.2	28/11/2002 au 11/12/2002	18	sonde à interface ERE, DP 1000	
V-02.8	25/06/2002 au 23/07/2002	20	sonde à interface ERE, DP 1000	
V-02.4	06/12/2001 au 13/12/2001	50	sonde à interface	aucun phase flottante (hydrocarbure) détectée
V-01.6	06/2001	11	sonde électronique	
V-01.1	automne 2000	5	nd	
V-00.2	12/1999	10	nd	
V-99.11	12/1998	10	sonde à niveau d'eau de marque Solinst	
V-99.9	15/06/1999 au 7/07/1999	15	sonde à niveau	
V-99.8	26/01/1999 au 2/12/1999	4	sonde à niveau	
V-98.4	21/04/1998 au 22/04/1998	11	sonde à niveau	
V-97.5	9/06/1997 au 13/06/1997	nd	sonde à niveau d'eau électrique ERE	
V-96.5	25/01/1996	13	sonde à niveau d'eau	
V-95.1	08/12/1994 au 13/12/1994	9	sonde d'interface ORS	aucun DNAPL ni LNAPL détecté

Tableau A4: Échantillonnage et analyses chimiques des eaux souterraines

No de l'étude	Date	# de puits et sites	Éléments filtrés	Laboratoires d'analyses	Éléments analysés	Dépassements des critères <small>(Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)</small>	Paramètres physico-chimiques
V-06.6	20/09/2005 au 14/10/2005	87 puits 307, PI, MDR, corr		Maxxam École polytechnique de Montréal Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec MDDEP	ME métaux solubles pesticides perchlorates U BPC C10-C50, COV, HAP* *éch. composite d'eau de purge seulement	RDX Al, Ag, Ba, Cr, Cu, Pb, Mn, Zn x limite > résurgence	T, cond, pH, DO%, redox
V-06.5	7/11/2005 au 10/01/2006	58 puits MDR		Bodycote Maxxam	C10-C50 COV	(résurgence) TCE	
V-06.4	2/08/2005 au 9/08/2005	18 puits 2 dans l'eau utilisée comme fluide de forage PI 307		Laboratoire d'analyse S.M. inc. Bodycote Institut de recherche et Exygen Research Maxxam	ME métaux perchlorate C10-C50 COV HAP phosphore total	RDX au PI Ni, Cr, Mn, Al, Cu, Zn (résurgence) x PI x 307 (résurgence)	
V-05.4	juin et automne 2004	52 puits 307, PI, MDR, corr		EHL	perchlorates	x dans 3 puits	
V-05.2	16/02/05	1 E3-2-9m	métaux COV	Maxxam IRB HEL	ME métaux HAP COV C10-C50 composé phénoliques, BPC, etc. perchlorates U appauvri	déTECTÉ	T, cond, pH, DO%, redox
V-04.22	automne 2001 et automne 2002	18 puits	métaux	Bodycote RDDC-Valcartier	métaux ME chimie générale HAP et HAM en 2001	Fe, Al, Mn dÉTECTÉ	T, cond, pH, DO%, redox
V-04.17	2/10/2004 au 12/10/2004	15 puits 307, PI, corr	métaux	IRB et RDDC-Val Maxxam Bodycote	métaux (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As, Ba) ME HAP	RDX et TNT	T, cond, pH, DO%, redox

Tableau A4: Échantillonnage et analyses chimiques des eaux souterraines

No de l'étude	Date	# de puits et sites	Éléments filtrés	Laboratoires d'analyses	Éléments analysés	Dépassements des critères (Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)	Paramètres physico-chimiques
V-04.16	3/08/2004 au 12/08/2004	16 puits 307, PI, corr	métaux COV	IRB Maxxam Bodycote	métaux (Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn,As,Ba) ME HAP sulfures	Zn,Pb,Cu (résurgence MENV) RDX	
V-04.14	7/06/2004 au 23/06/2004	18 puits 307, PI, MDR, corr	métaux	IRB EHL Maxxam Bodycote	métaux (Cd,Cr,Cu,Fe,Ni,Pb,Zn,As,Ba) ME HAP perchlorate	Zn (résurgence MENV) RDX x	T, cond, pH,DO%,redox
V-04.12	07/03, 09/03, 11/03	31 puits MDR	COV	MAXXAM Bodycote	COV	TCE et autres (consommation)	T, cond, pH,DO%,redox
V-04.8	19/11/2003 au 5/12/2003	41 puits PI, corr-MS	métaux	MAXXAM Bodycote	ME métaux (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) HAP COV C10C50 composé phénoliques anions DBO5 et DCO	RDX Cd, Cu,Pb, Zn (CCME vie aquatique) toluène (CCME vie aquatique)	T, cond, pH,DO%,redox
V-04.4	06/10/2003 au 10/10/2003	16 puits 307	nécessaire COV	IRB BIOLab-Division EcoSanté	ME métaux (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Al) HAP COV C10C50	RDX et TNT Zn, Al	T, cond, pH,DO%,redox
V-04.1	24/10/2003 au 04/11/2003	8 puits 307 PI	métaux COV	IRB CERL Bodycote	COV métaux (Cd,Cr,Cu,Fe,Ni,Pb,Zn) ME HAP	Zn, Pb, Cr, Ni (CCME vie aquatique) RDX	T, cond, pH,DO%,redox
V-03.16	28/07/2003 au 19/08/2003	8 puits 307, PI	métaux COV	IRB CERL Bodycote	COV métaux (Cd,Cr,Cu,Fe,Ni,Pb,Zn) ME HAP	Zn (CCME vie aquatique) RDX	T, cond, pH,DO%,redox
V-03.15	26/05/2003 au 4/06/2003	8 puits 307, PI	métaux COV	IRB CERL Bodycote	COV métaux (Cd,Cr,Cu,Fe,Ni,Pb,Zn) ME HAP	Zn, Pb, Cr, Ni RDX	T, cond, pH, DO%, redox

Tableau A4: Échantillonnage et analyses chimiques des eaux souterraines

No de l'étude	Date	# de puits et sites	Éléments filtrés	Laboratoires d'analyses	Éléments analysés	Dépassements des critères <small>(Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)</small>	Paramètres physico-chimiques
V-03.4	25/11/2002 au 19/12/2002	16 puits MDR	métaux	Maxxam Bodycote	COV HAP composés phénoliques C10-C50 Métaux (Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn)	x au MDR	pH,T, cond, %DO, redox
V-03.2	28/11/2002 au 11/12/2002	18 puits MDR 307	métaux	IRB Bodycote et LCQ	COV métaux (Cd,Cr,Cu,Fe,Ni,Pb,Zn) ME	TCE au MDR (consommation CCME) Zn (résurgence) RDX	T, cond, pH,redox, DO%
V-02.8	25/06/2002 au 23/07/2002	20 puits MDR 307 corr (MS)	COV	IRB CERL Bodycote et LCQ	COV métaux (Cd,Cr,Cu,Fe,Ni,Pb,Zn) ME HAP phénols	TCE au MDR (CCME) RDX	T,cond, pH, %DO, redox
V-02.4	8/08/2001 au 12/12/2001	14 direct-push		labo de chantier au CRDV-Nord	métaux (Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn)	Résultats dans un autre rapport	T,cond, pH, %DO, redox
		12 nouveaux puits - Waterra anciens puits, # nd	métaux COV	Bodycote	ME C10-C50 atténuation naturelle COV TCE		
V-01.6	juin et juillet 2001	11 puits MDR, 307, corr, PI	métaux COV	Bodycote	métaux (Ba, Cd,Cr,Cu, Pb,Zn) C10-C50 TCE	(résurgence MENV)	T,cond, pH, %DO, redox
V-01.1	automne 2000	5 puits 307, MDR		Bodycote LCQ	HMA et HHT COV méthane ME	TCE (consommation)	T,cond, pH, %DO, redox
V-00.8	été 2000	14 puits		CRDV	COV ME sulfures métaux (Cu,Ni,Zn,Pb,Cd) atténuation naturelle	TCE nd	
V-00.2	12/1999	10 puits MDR 307		LCQ CRDV	ME COV	RDX TCE au MDR (résurgence) PCE et tetrachlorure de carbone au MDR (consommation)	
V-99.11	12/1998	8 puits 307		CRDV	ME	RDX (Critère pour l'eau potable Walsh 1995)	pH,T,cond, alcalinité, salinité, solides dissous totaux,%DO

Tableau A4: Échantillonnage et analyses chimiques des eaux souterraines

No de l'étude	Date	# de puits et sites	Éléments filtrés	Laboratoires d'analyses	Éléments analysés	Dépassements des critères <small>(Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)</small>	Paramètres physico-chimiques
V-99.9	15/06/1999 au 7/07/1999	15 puits 307 PI corr MDR E4	métaux	LCQ labo CRDV	Métaux (As,Cd,Cu,Hg,Ni,Pb,Zn) COT (carbone organique total) HAP HHT/TCE HAM BPC ME (RDX)	Zn (résurgence MEQ) x (potabilité MEQ) x	cond, pH, T, salinité, turbidité, %DO
V-99.8	26/01/1999 au 2/02/1999	4 puits 307 MDR		EnviroLab (division de Roche Ltée.)	COV (HHT, TCE) ME Cr, Pb, Cu, Zn C10-C50	TCE (potabilité MEF) Zn (résurgence)	cond, pH (en labo)
V-98.4	21/04/1998 au 22/04/1998	2 puits 307 (E2-2) MDR (E3-2)	métaux	EnviroLab CRDV	métaux (Pb, Cr, Cd,As) HHT C10C50 DCO DBO5 ME TCE	(C) (A) RDX (C) (C)	pH
V-97.5	9/06/1997 au 13/06/1997	3 puits 307 (E2-2, E7-1) PI (E6-1)		ECO Mtl Environnemental Scier	métaux (Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn) As Hg HP C10C50		pH, cond ("Purge Saver")
V-97.1	16/12/1996 au 7/01/1997	1 puits MDR (E3-2)		EnviroLab Zénon	métaux (Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn) As Hg HGM COV	Cr (A MEF 1998) (C MEF 1988) (A MEF 1988)	
V-96.5	01/1996	13 puits 307, PI, corr, MDR	ME métaux	EnviroLab Zénon	HGM métaux composés phénoliques ME	 Hg,Ni,Zn (A, B MEF) RDX	pH, T, cond
V-95.1	08/12/1994 au 13/12/1994	9 puits 307 PI corr MDR	métaux	Zénon Laboratoires en Novamann CRDV	métaux (As,Cd,Cr,Cu,Hg,Ni,Pb,Zn) composés phénoliques/HAP/HAM ME BPC HGM	 HHT (C MEFQ) 	pH, DBO5, DCO
V-90.1	10/12/1989	1 puits approv. au poste de garde Green gate		EnviroLab	Cr, Hg, Pb, Se	Hg, Pb (MENVIQ 1988)	

Tableau A5: Échantillonnage et analyses chimiques des eaux de surface

No de l'étude	date de l'échantillonnage	lieu	# de sites	laboratoires d'analyse	éléments analysés	Dépassements des critères (Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)	paramètres physico-chimiques
V-07.8	été 2005, automne 2005 et hiver 2006	Jacques-Cartier Ruisseau Perceval	5 stations 1 station	Maxxam IRB Environmental Health Bodycote RDDC	COV perchlorates ME Métaux C10-C50 HGM COD turbidité	RDX ruisseau Perceval Hg,Al,Cu,Zn,Pb,Ni,Cd,Cr - JC face au MDR JC face au MDR JC face au MDR	
V-05.11 a	21/07/2005 au 28/07/2005	Lac Laurie Lac Griffin Lac Woodlock	1 station 1 station 1 station	Biolab Bodycote Exygen Research IRB BRCDT	ME métaux perchlorates C10-C50 COV HAP phosphore total composés phénoliques Azote phtalates	déteçté (Griffin) Cd, Al (3 lacs) CCME Laurie (MDDEP) Woodlock (CCME) anormalement élevé Laurie (MDDEP)	dureté, alcalinité, poids sec, turbidité, transparence, bicarbonates, chlorures, sulfates
V-05.10	10 au 22/06/2005	Jacques-Cartier Ruisseau Perceval	6	Maxxam Exygen Research 2 Bodycote	ME métaux perchlorates HGM HAP U 238 COV pH	Al (A,D), Hg (B,E), Zn (C,D), et Pb (A,C,D) (MDDEP) -500m en amont du 307 acide dans la JC (CCME)	T, cond, pH, DO% Profondeur et largeur du cours d'eau

Tableau A5: Échantillonnage et analyses chimiques des eaux de surface

No de l'étude	date de l'échantillonnage	lieu	# de sites	laboratoires d'analyse	éléments analysés	Dépassements des critères (Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)	paramètres physico-chimiques
V-04.6	2 et 3/06/2003 et 11/09/2003	Jacques-Cartier vis-à vis le MDR (Bosquet fire groves) et en amont du 307 (Moose Woods)	2 stations 3 éch. par station	Bodycote	COV pH matières en suspension	acide en juin (CCME)	T Profondeur et largeur du cours d'eau
V-03.9	19 et 20/09/2002	Jacques-Cartier vis-à vis le MDR		nd	TCE	déteçté	
V-01.1	automne 2000	Lac Laurie	nd	Bodycote LCQ	HAM et HHT COV méthane ME	aucune détection	
V-00.2	12/1999	Fossé E3	1	LCQ CRDV	HAM HHT	nd nd	
V-98.5	13/03/1998	Lac Laurie	5 (différentes profondeurs en 2 lieux)	Génie Sanitaire du Québec			T, %DO, CO2, pH, cond
V-90.1	10/12/89	Lac Laurie	1	Envirolab	Cr, Hg, Pb, Se		

Tableau A6: Échantillonnage et analyses chimiques des sols et sédiments

No de l'étude	Date de l'échantillonnage	# d'échantillons	Méthode d'échantillonnage	Lieu d'échantillonnage	Laboratoire d'analyse	Éléments analysés	Dépassements des critères (Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)
V-07.9	juillet à septembre 2005	78	éch. de surface	corr, 307, Pl, (311,old OB/OT)	RDDC-Valcartier Maxxam	métaux phosphore et soufre ME	Cu (CCME industriel) TNT, RDX
V-06.5	7/11/2005 au 10/01/2006	42 éch. dans 3 forages	cuillère fendue	MDR		COV C10-C50	B près de la cellule de confinement C près de la cellule de confinement
		12 forages stratigraphiques		en périphérie du MDR			
V-06.4	18/07/2005 au 11/08/2005	5	tranchées d'exploration	corr	Maxxam	HAP	
		3 forages	forages	corr, 307, Pl	Laboratoire d'analyse S.M. inc.	C10-C50 métaux composés phénoliques COV	Mo (A, B)
V-05.11 a	21/07/2005 au 28/07/2005	9 stations	éch des sédiments	lacs Laurie, Griffin et Woodlock		ME métaux HAP COV C10-C50 composé phénoliques phtalate U 238	Pb (effets probables CCME) dans les 3 lacs, Cd (effets probables) dans le Griffin, effets mineurs pour de nombreux autres métaux A Laurie B Griffin

Tableau A6: Échantillonnage et analyses chimiques des sols et sédiments

No de l'étude	Date de l'échantillonnage	# d'échantillons	Méthode d'échantillonnage	Lieu d'échantillonnage	Laboratoire d'analyse	Éléments analysés	Dépassements des critères (Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)
V-05.2	18/02/2005	23 éch. dans 2 forages	cuillère fendue	MDR, cellule de confinement	Maxxam IRB HEL	ME métaux HAP COV C10-C50 composés phénoliques, phtalate, formaldéhyde etc.	C C
V-04.4	11/09/2003 au 21/09/2003	8 forages	carottage	307	BIOLab-Division EcoSanté	perchlorates COV HAP C10-C50 métaux ME	
		5	éch. de surface	307	BIOLab-Division EcoSanté	ME	
V-04.8	5/11/2003 au 1/12/2003	22 forages 40 éch.	carottage cuillère fendue	PI, corr.(MS)	nd	COV ME métaux HAP C10-C50	B
		42	sondage				
V-03.5	25/11/2002 au 02/12/2002	3 forages 12 éch	carottage	MDR	LCQ Bodycote	COV HAP C10-C50 métaux	A-B (MENV)
V-02.4	2/08/2001 au 8/12/2001	6 forages	carottage	nd	nd	COV autres	résultats nd (publiés dans un autre rapports)
V-01.4	nd	13 zones	sondages par tarière électrique	MDR	mesure in-situ	COV dans les gaz interstitiels	

Tableau A6: Échantillonnage et analyses chimiques des sols et sédiments

No de l'étude	Date de l'échantillonnage	# d'échantillons	Méthode d'échantillonnage	Lieu d'échantillonnage	Laboratoire d'analyse	Éléments analysés	Dépassements des critères (Les dépassements sont relatifs aux critères en vigueur au moment de chaque étude)
V-99.11	12/1998	13 éch. (sur 4 puits)	cuillère fendue	307	CRDV LCQ INRS-Georessources	ME	
V-98.5	17/10/1997	3	éch. de surface	en bordure du lac Laurie	Corporation des services analytiques Philip	Hg	
		16	éch sédiments	au fond du lac Laurie		Laboratoire de Génie Sanitaire du Québec CRDV	Cu Pb HHT ME granulométrie
V-97.6	17/10/1997	7	fond et paroi de l'excavation	dépôts de solvant MDR	Envirolab	C10-C50 BTEX Phénols	C
V-96.5	15/12/1995 au 11/01/1996	13 éch. dans 8	forages cuillère fendue		Envirolab Zenon (ME)	HGM métaux composés phénoliques ME	
		5	éch. de surface tarière				
V-95.1	25/11/1994 au 06/12/1994	31	forage - carotte forage manuel	307 MDR PI corr (près du lac Griffin)		COV métaux HGM TNT et PETN composé phénolique ME	Cu, Hg, Cr (B, C) au MDR B, C au MDR
V-90.1	10/05/1989 et 10/12/1989	2	tarière	MDR	Envirolab	métaux BPC fluorures phénols	Cr, Hg, Pb, Se, Zn (B, C)
		2	retrocaveuse				

Tableau A7: Essais de perméabilité

No de l'étude	Date	Site	# de puits	Conductivité hydraulique m/s	méthode de mesure	méthode d'interprétation
V-06.5	7/11/2005 au 10/01/2006	MDR	24 puits, MDR 7,8,13,14,15,16,18,19,1,25,27,28	de 0,9E-04 à 6,5E-04	3 tests par puits ont été réalisés. Une pression d'air est appliquée pour créer un rabattement de la nappe. Une sonde à pression différentielle équipée d'un système d'acquisition de données (datalogger In-Situ inc., modèle miniTroll) enregistre la remontée du niveau d'eau.	Uffink, Bower et Rice, Butler et Garnet
V-04.22		307	18 puits, GW-10, GW-11, GW-12, GW-13, GW-14, GW-15, GW-16, GW-17, GW-18, GW-19, GW-20, GW-21, GW-22, GW-23, GW-24, GW-25, GW-26, GW-27	moyenne de 2,7E-04	L'eau du puits est écopée pour abaisser le niveau de 60 cm. Une sonde à pression enregistre la remontée du niveau d'eau	Bouwer et Rice
V-99.11	12/1998	307	5 puits E2-2a E2-2b E2-4a E2-4b E7-1	8,84E-05 1,61E-04 7,18E-05 1,20E-04 2,82E-05	Ajout d'eau et mesure du niveau avec un capteur de pression Troll SP4000	Bouwer-Rice, Hvorslev, logiciel AcquiferTest 2.54
V-95.1	12/1994	corr MDR	2 puits A1-1 (E5-1) F7-1 (E3-1)	3,96E-06 2,19E-06	vidange du puits et mesure de la remontée du niveau d'eau	nd

Tableau A7: Essais de perméabilité

No de l'étude	Date	Site	# de puits	Conductivité hydraulique m/s	méthode de mesure	méthode d'interprétation
V-06.5	7/11/2005 au 10/01/2006	MDR	24 puits, MDR 7,8,13,14,15,16,18,19,1,25,27,28	de 0,9E-04 à 6,5E-04	3 tests par puits ont été réalisés. Une pression d'air est appliquée pour créer un rabattement de la nappe. Une sonde à pression différentielle équipée d'un système d'acquisition de données (datalogger In-Situ inc., modèle miniTroll) enregistre la remontée du niveau d'eau.	Uffink, Bower et Rice, Butler et Garnet
V-04.22		307	18 puits, GW-10, GW-11, GW-12, GW-13, GW-14, GW-15, GW-16, GW-17, GW-18, GW-19, GW-20, GW-21, GW-22, GW-23, GW-24, GW-25, GW-26, GW-27	moyenne de 2,7E-04	L'eau du puits est écopée pour abaisser le niveau de 60 cm. Une sonde à pression enregistre la remontée du niveau d'eau	Bouwer et Rice
V-99.11	12/1998	307	5 puits E2-2a E2-2b E2-4a E2-4b E7-1	8,84E-05 1,61E-04 7,18E-05 1,20E-04 2,82E-05	Ajout d'eau et mesure du niveau avec un capteur de pression Troll SP4000	Bouwer-Rice, Hvorslev, logiciel AcquirerTest 2.54
V-95.1	12/1994	corr MDR	2 puits A1-1 (E5-1) F7-1 (E3-1)	3,96E-06 2,19E-06	vidange du puits et mesure de la remontée du niveau d'eau	nd

Annexe B

Cartes

Carte B1 : Zones de fortes concentrations en contaminants dans les eaux souterraines du secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B2 : Carte piézométrique préliminaire de la nappe libre dans l'aquifère de sable du secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B3 : Concentrations en TNT dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des demi-barils à l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B4 : Concentrations en HMX dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des demi-barils à l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B5 : Concentrations en RDX dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des demi-barils à l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B6 : Concentrations en aluminium dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B7 : Concentrations en argent dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B8 : Concentrations en chrome dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B9 : Concentrations en cuivre dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des piézomètres en PVC à l'été 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B10 : Concentrations en plomb dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B11 : Concentrations en manganèse dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

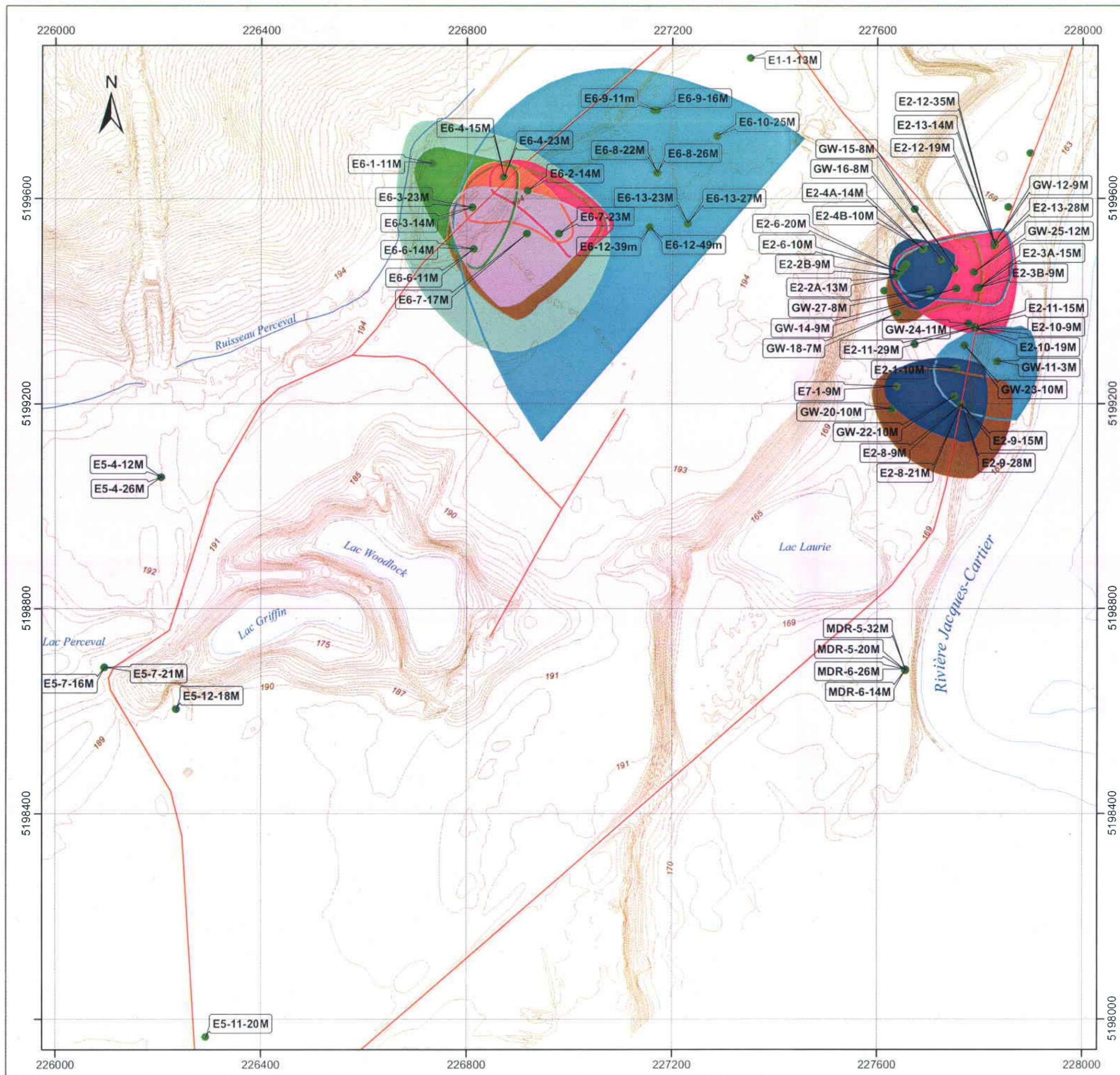
Carte B12 : Concentrations en sélénium dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B13 : Concentrations en zinc dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des piézomètres en PVC à l'été 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B14 : Concentrations en fer dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B15 : Concentrations en perchlorate dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Carte B16 : Concentrations en phosphore dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier



Carte B1

Zones de fortes concentrations en contaminants dans les eaux souterraines du secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

-  Station
Localisation des puits
-  Zones de fortes concentrations en aluminium (> critère eau de surface (750 µg/L))
-  Zones de fortes concentrations en cuivre (> critère en eau de surface (3 µg/L))
-  Zones de fortes concentrations en HMX (détecté)
-  Zones de fortes concentrations en manganèse (> critère eau de consommation (50 µg/L))
-  Zones de fortes concentrations en RDX (détecté en 2003)
-  Zones de fortes concentrations en RDX (détecté en 2005)
-  Zones de fortes concentrations en perchlorate (détecté en 2005)
-  Zones de fortes concentrations en zinc (> critère eau de surface (9.5 µg/L))

Échelle 1/8,000



Projection MTM, ZONE 7, NAD83

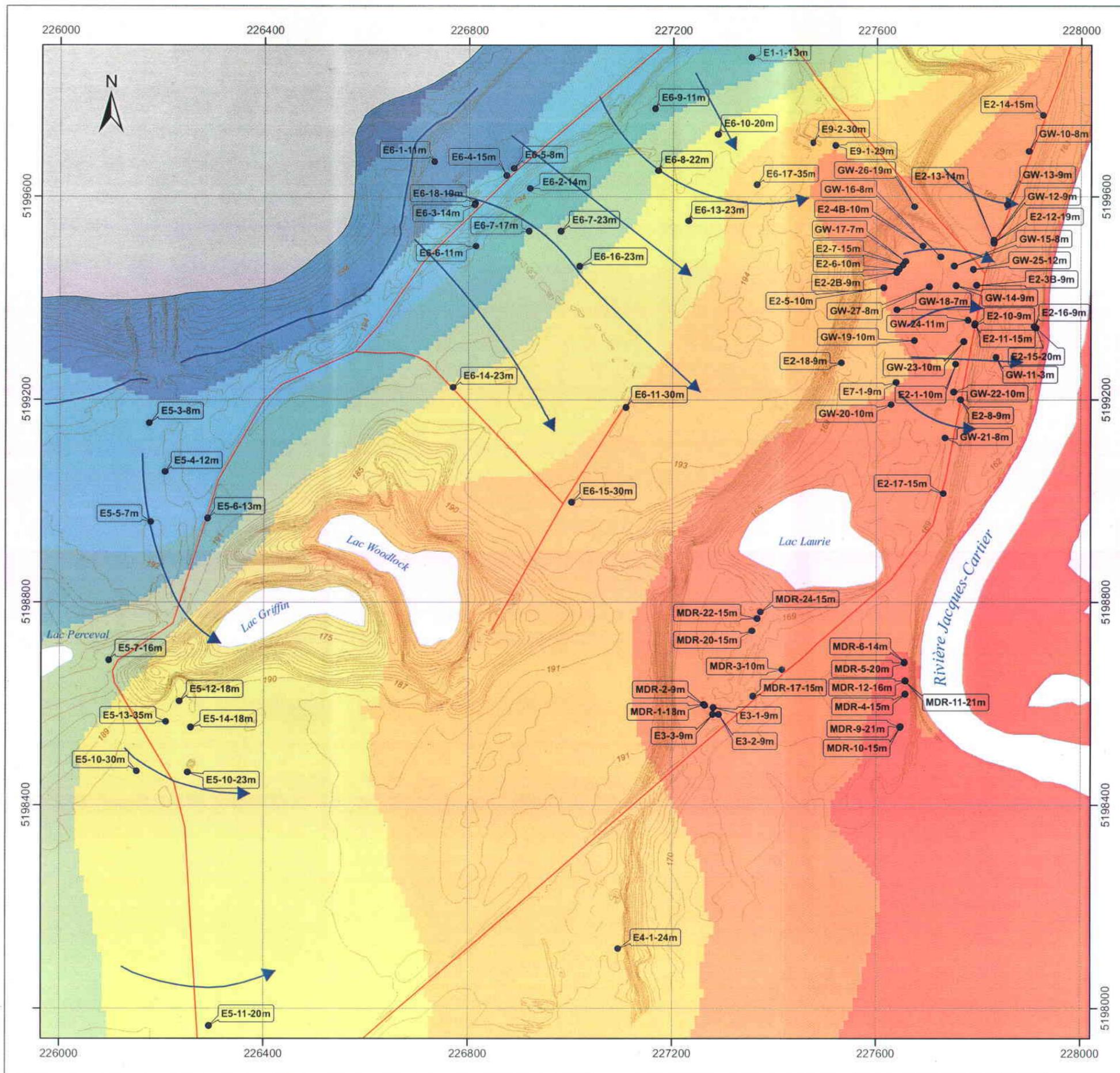
Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



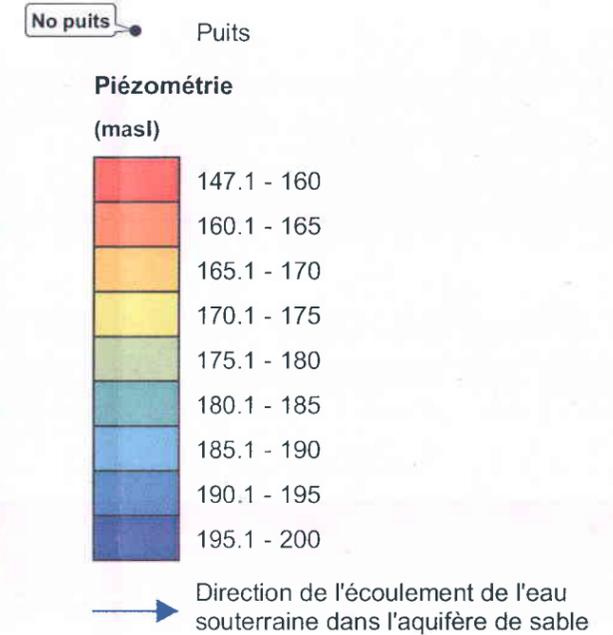
Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique
Eau, Terre et Environnement



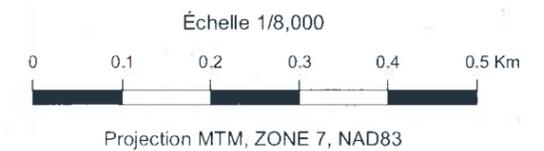
Carte B2
 Carte piézométrique préliminaire de la
 nappe libre dans l'aquifère de sable du
 secteur d'essais de RDDC Valcartier*

Valcartier - Québec

Légende



* Carte élaborée à partir des mesures de niveaux d'eau dans les puits à l'été 2005



Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



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

Concentrations en TNT dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des demi-barils à l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations dans l'eau en µg/L

- ID non détectée
- 1,4 à 2,4
- ➔ Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le TNT		US EPA	NRC	MDDEP
Eau potable	µg/L	2	4.7	
Eau souterraine - Résurgence	µg/L			120
Eau de surface	µg/L		120	5,3 _{TC}

TC, toxicité chronique

Échelle 1/8,000

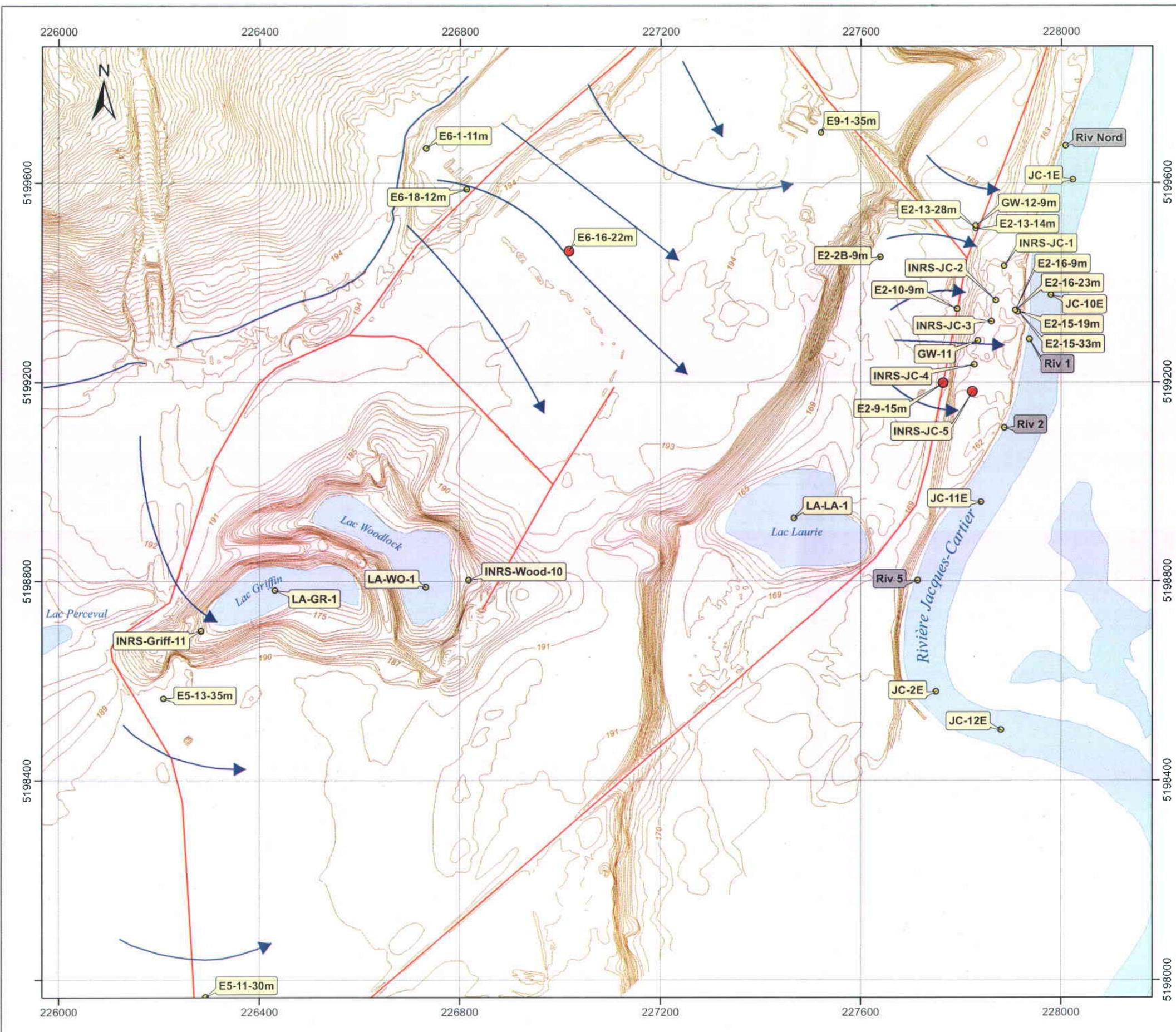


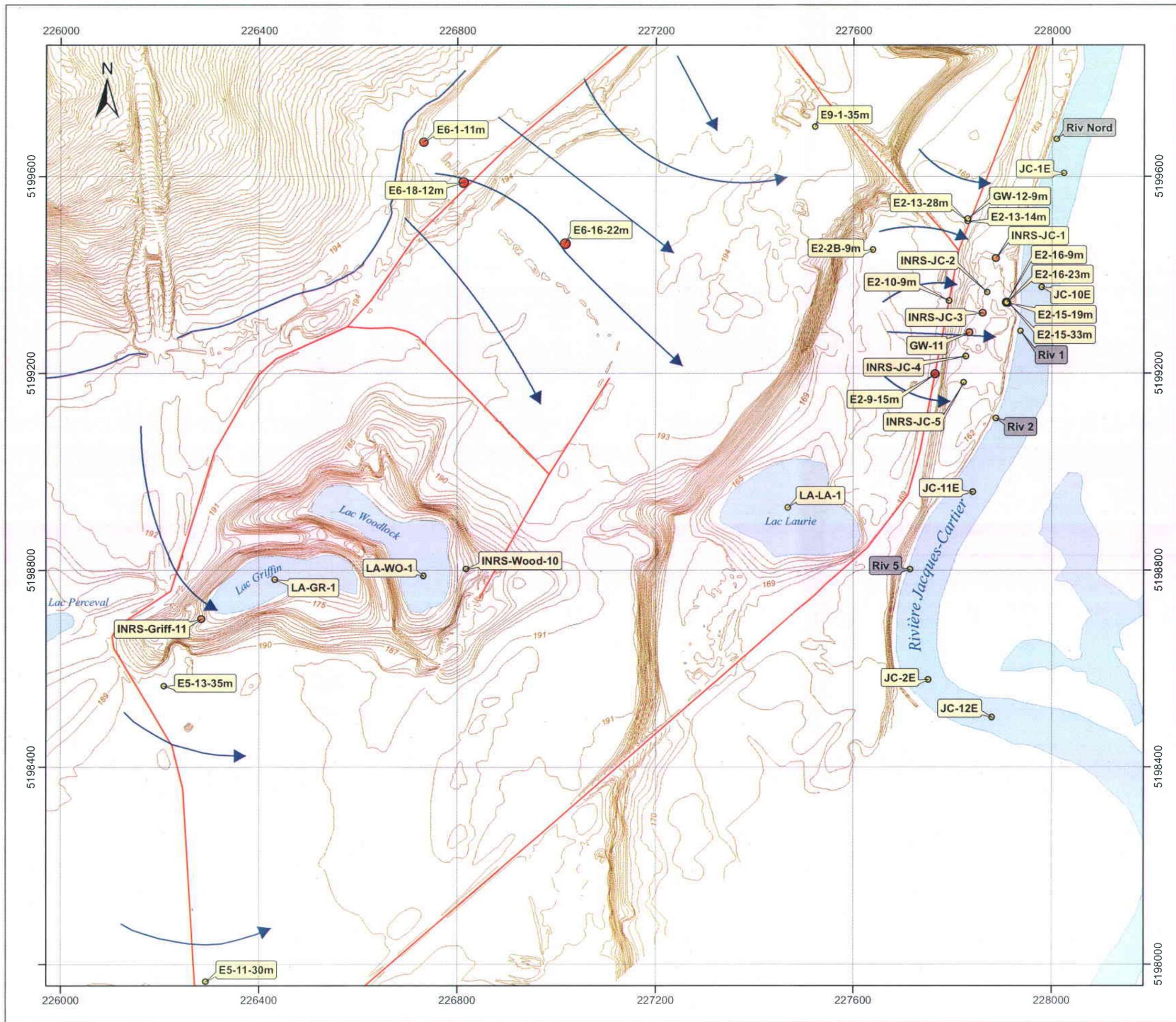
Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada





Carte B4

Concentrations en HMX dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des demi-barils à l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations dans l'eau en µg/L

- non détectée
- 0,05 à 0,9
- 1 à 9
- 10 à 49

Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le HMX		US EPA	NRC
Eau potable	µg/L	400	93
Eau souterraine - Résurgence	µg/L		
Eau de surface	µg/L		330

Échelle 1/8,000



Projection MTM, ZONE 7, NAD83

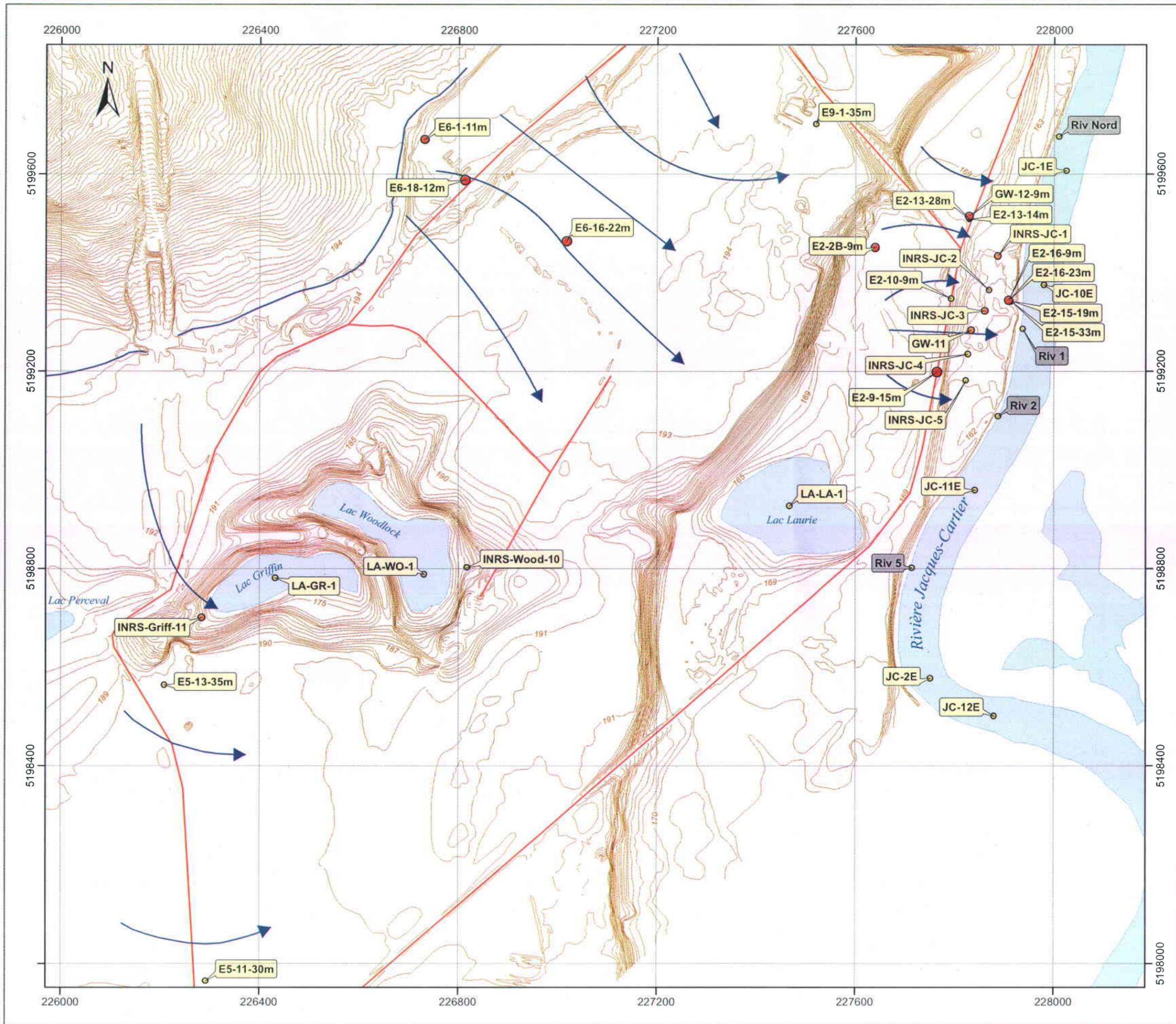
Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



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



Carte B5

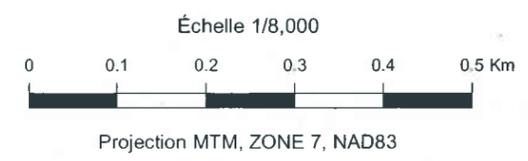
Concentrations en RDX dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des demi-barils à l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

- Concentrations dans l'eau en µg/L**
- ID non détectée
 - 0,3 à 1,9
 - 2 à 27
 - 28 à 165
- Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le RDX	US EPA	NRC
Eau potable	µg/L 2	28
Eau souterraine - Résurgence	µg/L	
Eau de surface	µg/L	190



Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE
 Révision : Richard Martel, INRS-ETE
 Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



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

Concentrations en aluminium dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations moyennes dans l'eau en mg/L

- non détectée
- 0,01 à 0,08
- 0,09 à 0,7
- 0,75 à 2,05
- Concentration maximale mesurée dans l'eau de résurgence
- Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour l'aluminium	MDDEP	CCME
Eau potable	mg/L	
Eau souterraine - Résurgence	mg/L	0,75
Eau de surface	mg/L	0,087 _{TC} , 0,005 ou 0,1

TC toxicité chronique

Echelle 1/8,000

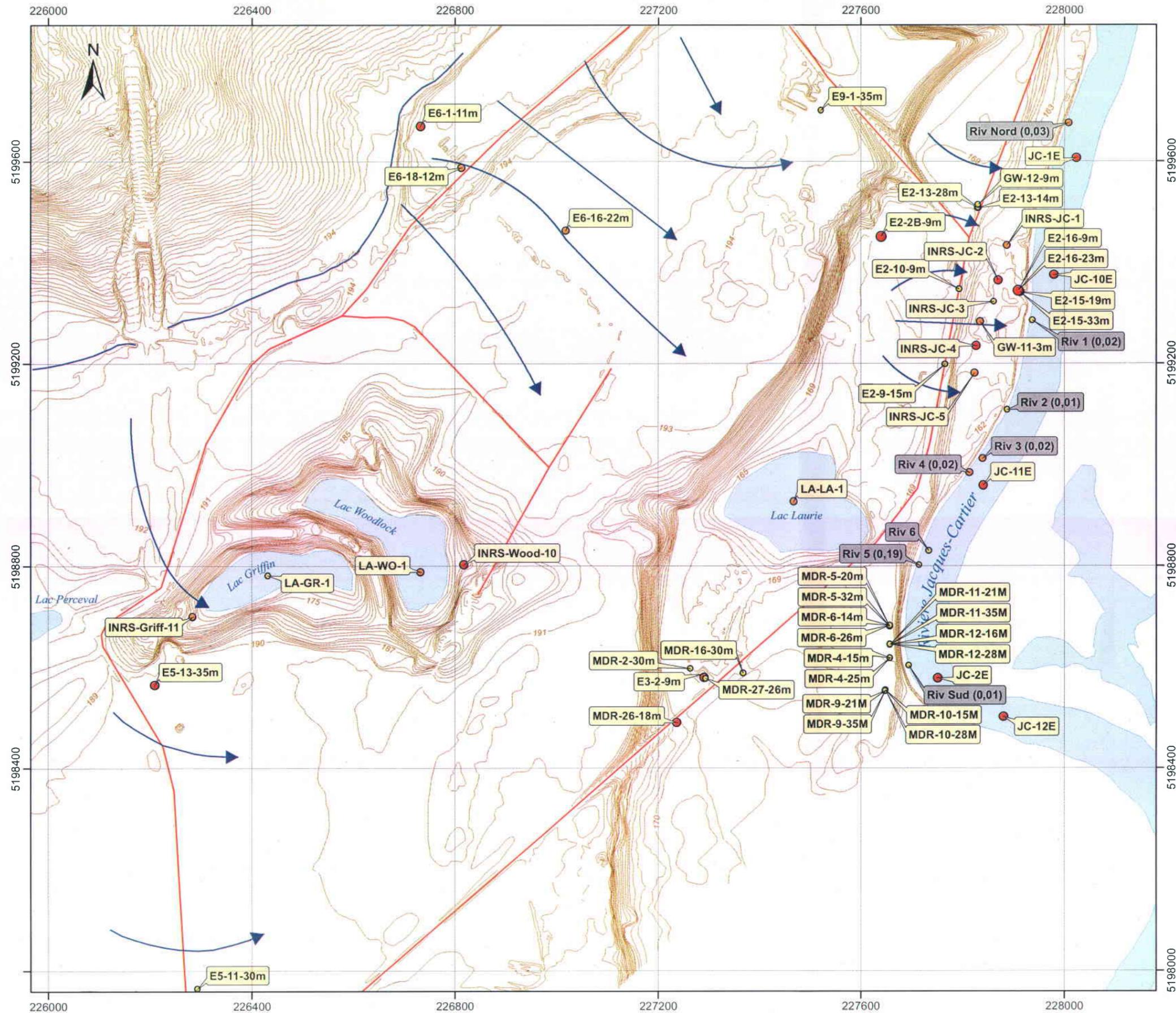


Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



Concentrations en chrome dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations dans l'eau en mg/L

- ID  non détectée
-  0,002
-  0,05 à 0,13
-  Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le chrome	MDDEP	CCME
Eau potable	mg/L 0.05	0.05
Eau souterraine - Résurgence	mg/L	
Eau de surface	mg/L 0,007 _{JC} /0,013 _L	0.0089

JC: dans la rivière Jacques-Cartier; L: dans les lacs du secteur

Échelle 1/8,000

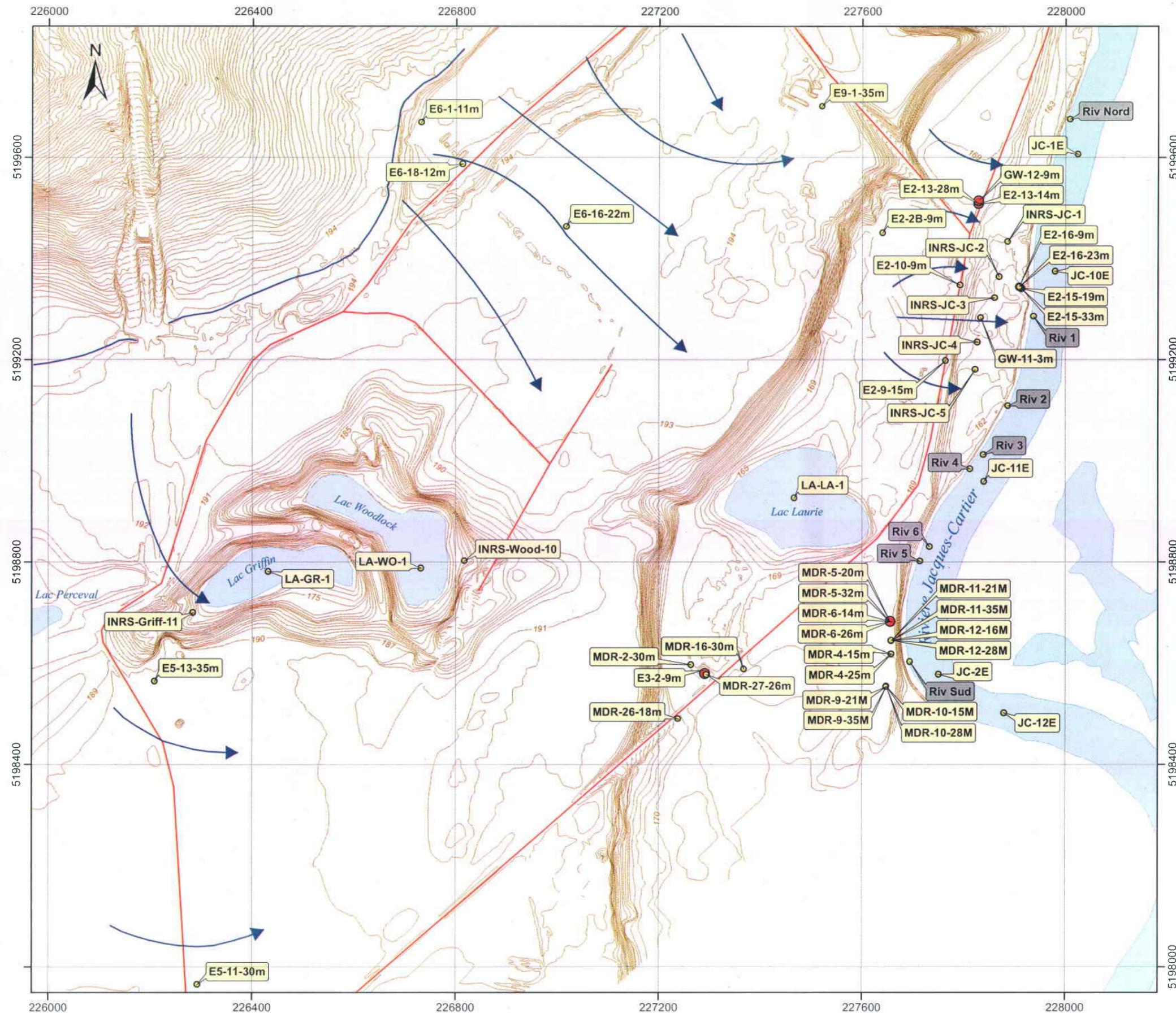


Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



Concentrations en cuivre dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des piézomètres en PVC à l'été 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations dans l'eau en mg/L

- ID ○ non détectée
- 0,001
- 0,002 à 0,009
- 0,01 à 0,031

➔ Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le cuivre		MDDEP	CCME
Eau potable	mg/L	1 _{OE}	1 _{OE}
Eau souterraine - Résurgence	mg/L	0,0008 _{JC} /0,0016 _L	
Eau de surface	mg/L	0,00072 _{JC} /0,0013 _L	0,002

OE: objectif esthétique; JC: dans la rivière Jacques-Cartier; L: dans les lacs du secteur

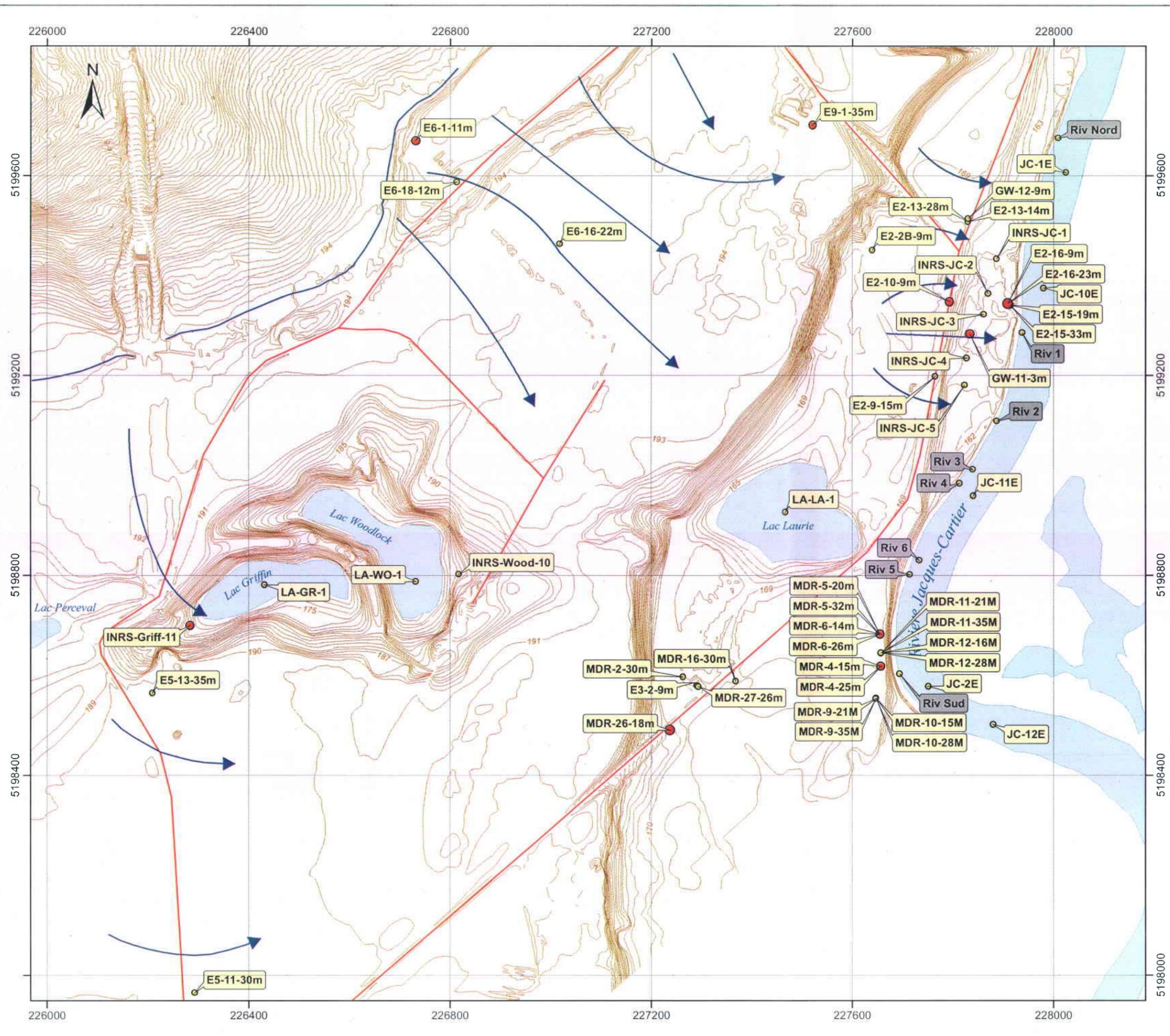


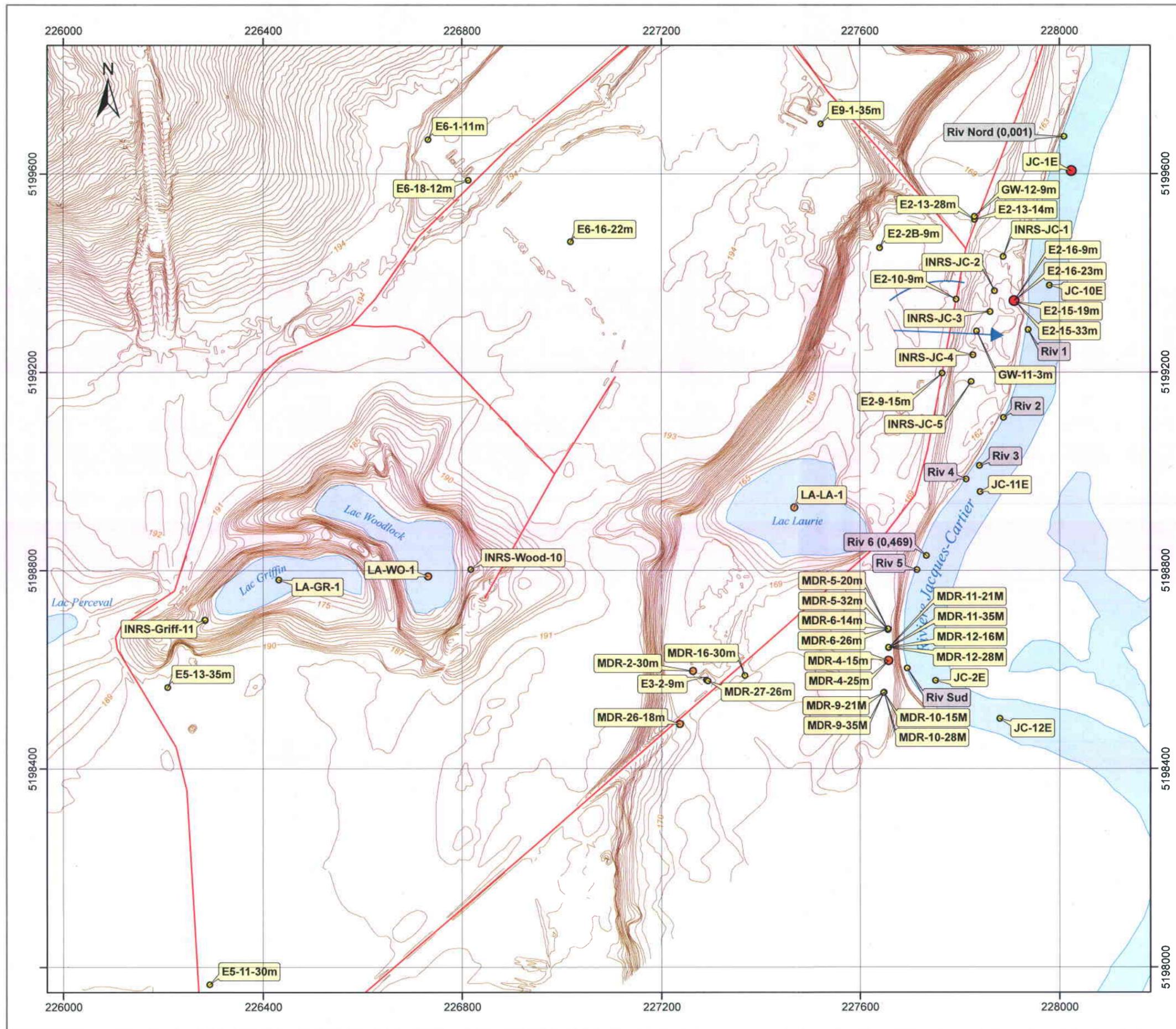
Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada





Carte B10

Concentrations en plomb dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations moyennes dans l'eau en mg/L

- ID ○ non détectée
- 0,001 à 0,003
- 0,008
- 0,02
- ID (0,02) → Concentration maximale mesurée dans l'eau de résurgence
- Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le plomb		MDDEP	CCME
Eau potable	mg/L	0.01	0.01
Eau souterraine - Résurgence	mg/L	0,0018 _{JC} /0,0044 _L	
Eau de surface	mg/L	0,0001 _{JC} /0,00017 _L	0.001

JC: dans la rivière Jacques-Cartier; L: dans les lacs du secteur

Échelle 1/8,000



Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



Concentrations en manganèse dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations moyennes dans l'eau en mg/L

- ID ○ non détectée
- 0,003 à 0,045
- 0,05 à 0,13
- 0,14 à 0,38
- (0,02) Concentration maximale mesurée dans l'eau de résurgence
- ➔ Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le manganèse		MDDEP	CCME
Eau potable	mg/L	0,05 _{OE}	0,05 _{OE}
Eau souterraine - Résurgence	mg/L		
Eau de surface	mg/L	0,139 _{JC} /0,255 _L	

OE: objectif esthétique; JC: dans la rivière Jacques-Cartier; L: dans les lacs du secteur

Échelle 1/8,000

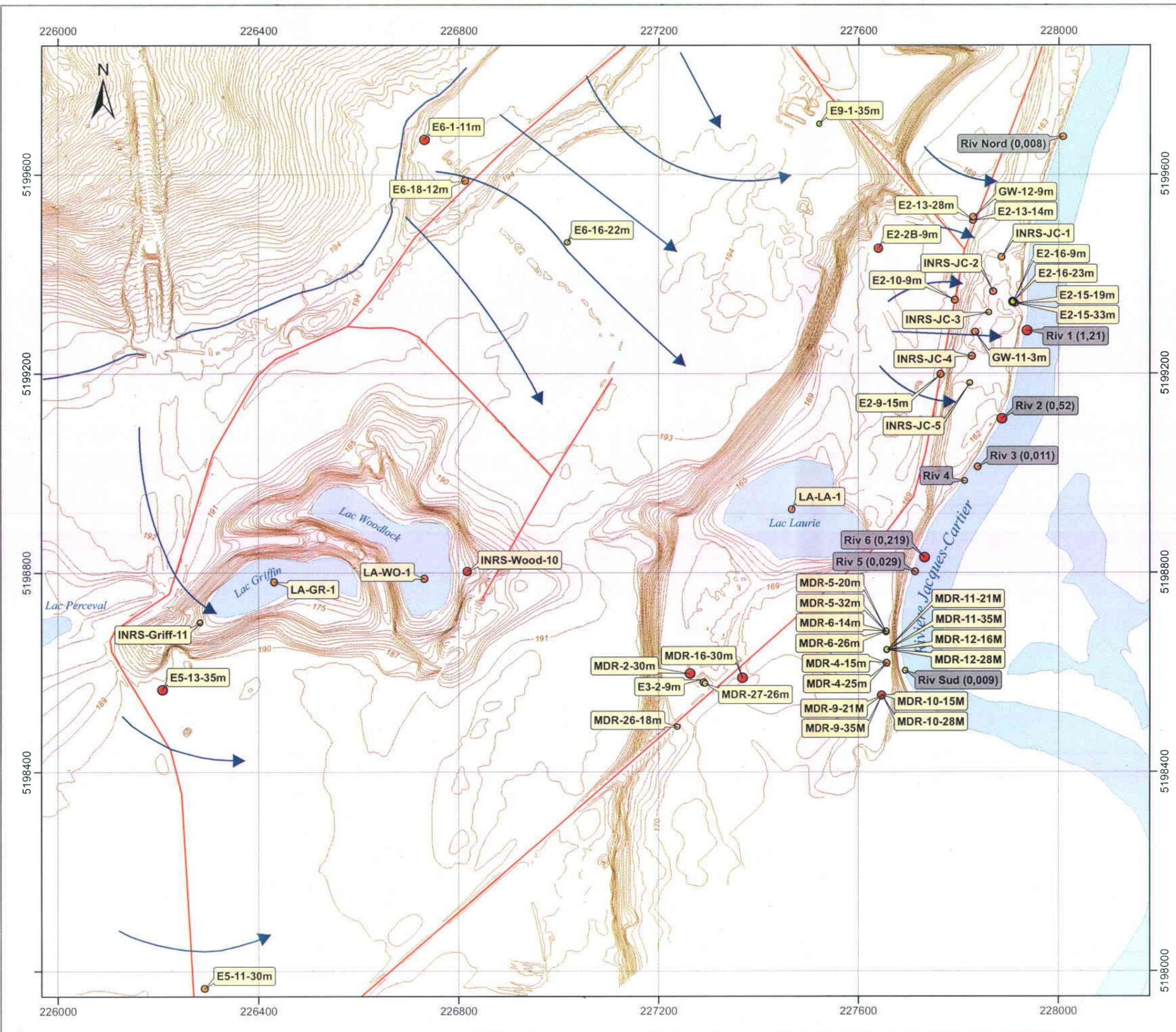


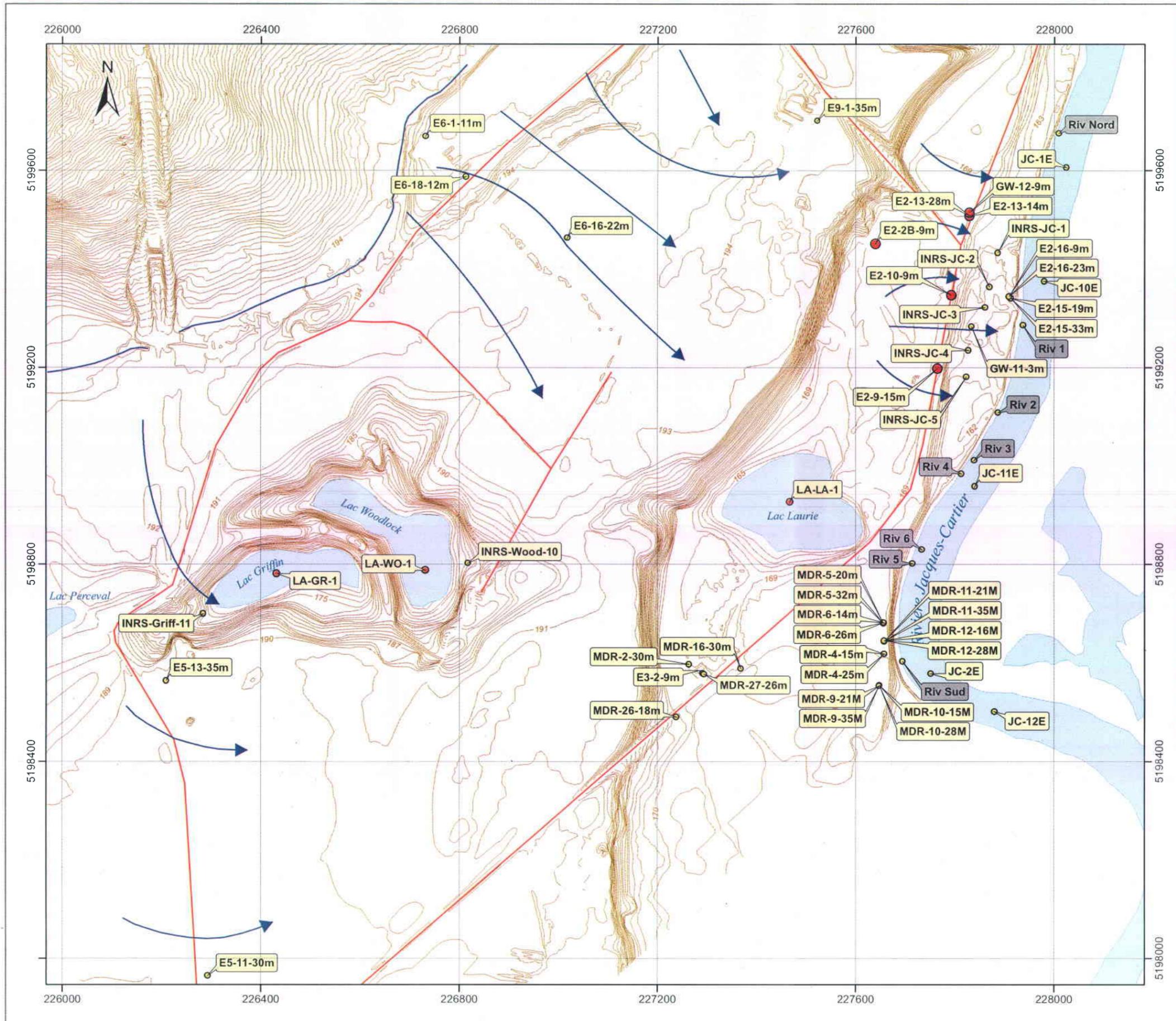
Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada





Concentrations en sélénium dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été ET l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

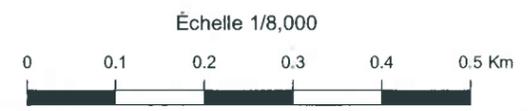
Valcartier - Québec

Légende

- Concentrations dans l'eau en mg/L
- ID non détectée
 - 0,003 à 0,004
 - 0,011 à 0,013
 - Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le sélénium		MDDEP	CCME
Eau potable	mg/L	0,01	0,01
Eau souterraine - Résurgence	mg/L	0,02	
Eau de surface	mg/L	0,005 _{TC}	0,001

_{TC} toxicité chronique

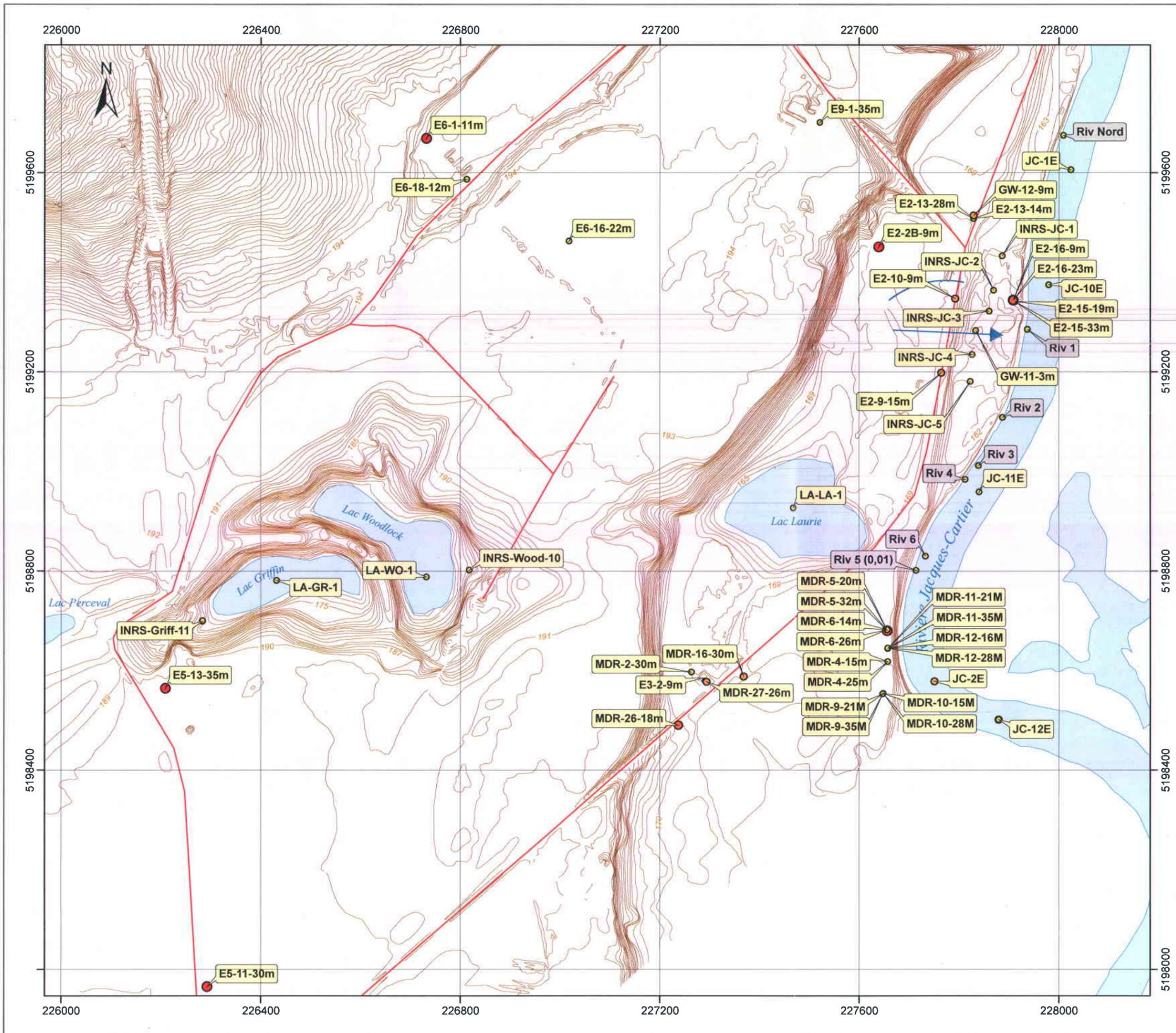


Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE
 Révision : Richard Martel, INRS-ETE
 Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



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



Carte B13

Concentrations en zinc dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence des piézomètres en PVC à l'été 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations moyennes dans l'eau en mg/L

- ID ● non détectée
- 0,003 à 0,009
- 0,010 à 0,016
- 0,017 à 0,15
- ID (0,02) → Concentration maximale mesurée dans l'eau de résurgence
- Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le zinc		MDDEP	CCME
Eau potable	mg/L	5 _{OE}	5 _{OE}
Eau souterraine - Résurgence	mg/L	0,0095 _{JC} /0,017 _L	
Eau de surface	mg/L	0,0095 _{JC} /0,017 _L	0.03

OE: objectif esthétique; JC: dans la rivière Jacques-Cartier; L: dans les lacs du secteur

Échelle 1/8,000



Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



Concentrations en fer dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

Concentrations moyennes dans l'eau en mg/L

- non détectée
- 0,01 à 0,2
- 0,3 à 1,2
- 1,3 à 19,0
- Concentration maximale mesurée dans l'eau de résurgence
- Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le fer		MDDEP	CCME
Eau potable	mg/L		0,3 _{OE}
Eau souterraine - Résurgence	mg/L		
Eau de surface	mg/L	1,3 _{TA}	0,3

OE: objectif esthétique; TA: toxicité aigue

Échelle 1/8,000

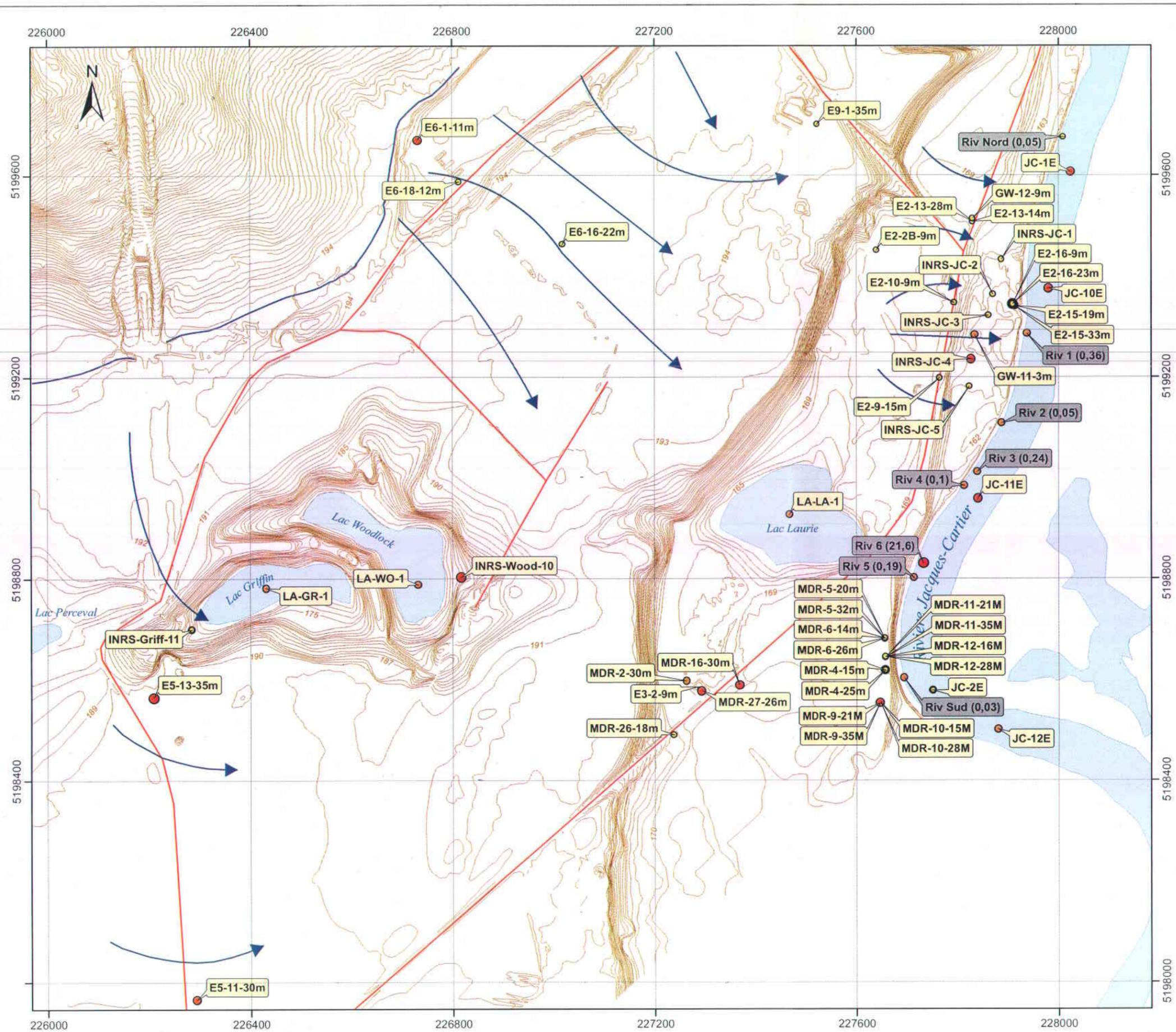


Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



Concentrations en perchlorate dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

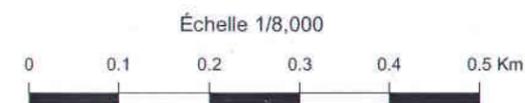
Légende

Concentrations moyennes dans l'eau en µg/L

- ID (0) non détectée
- 0,02 à 0,9
- 1 à 5
- 5 à 100
- 100 à 2400
- ID (0,02) Concentration maximale mesurée dans l'eau de résurgence
- ➔ Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le perchlorate	µg/L	INSPQ	Santé Canada
Eau potable	µg/L	1*	6 _{VG}
Eau souterraine - Résurgence	µg/L	---	---
Eau de surface	µg/L	---	---

*:critère provisoire; VG: valeur guide; ---: non disponible

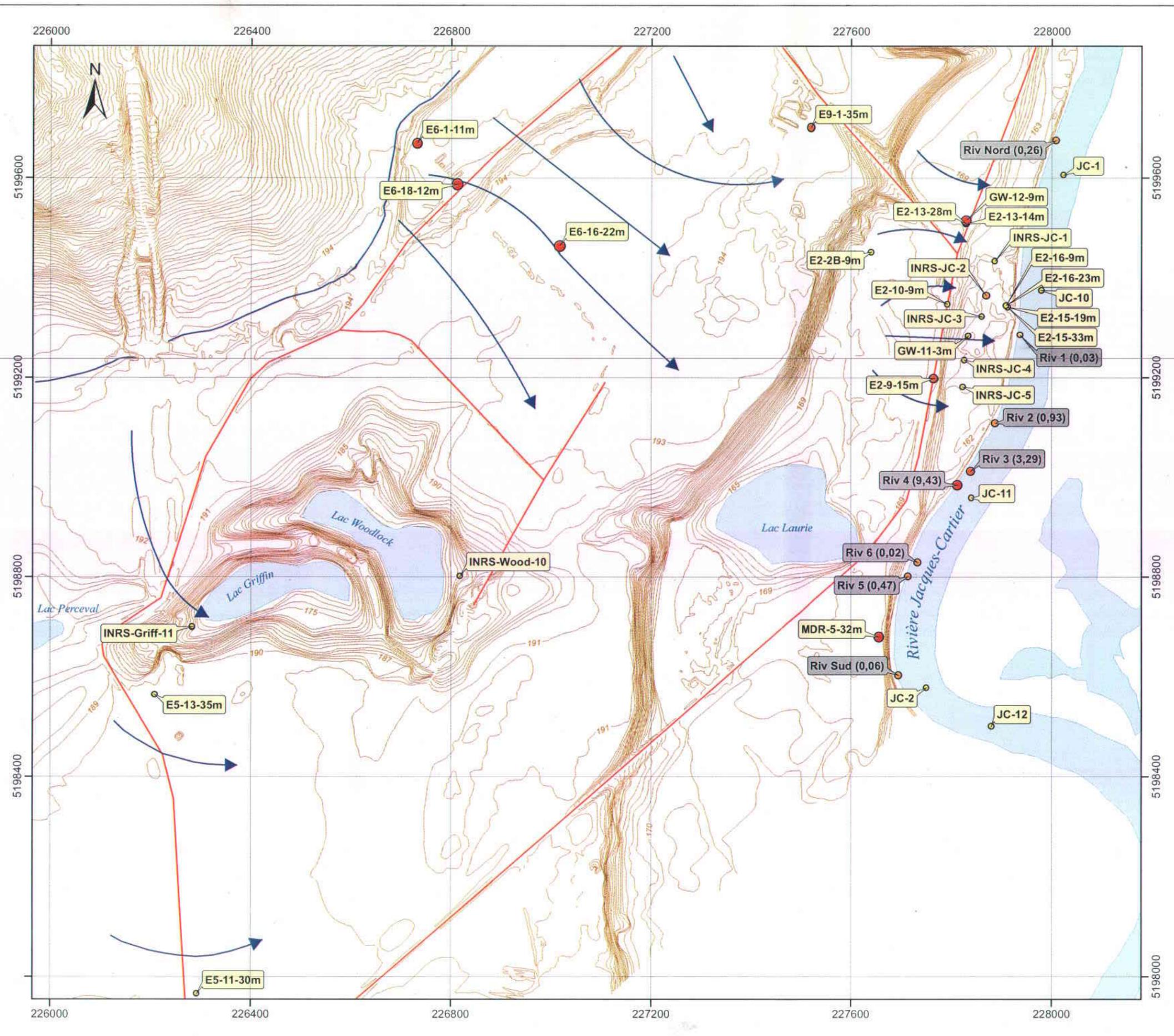


Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



Concentrations en phosphore dans l'eau souterraine et l'eau de surface à l'été et l'automne 2007 et dans l'eau de résurgence à l'été et l'automne 2006 au secteur d'essais de RDDC Valcartier

Valcartier - Québec

Légende

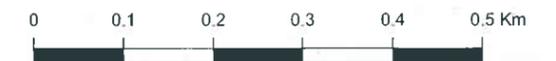
Concentrations moyennes dans l'eau en mg/L

- ID non détectée
- 0,01 à 0,02
- 0,03 à 0,2
- 0,3 à 3
- 3 à 30
- ID (0,02) Concentration maximale mesurée dans l'eau de résurgence
- Direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable

Critères pour le phosphore total		MDDEP
Eau potable	mg/L	
Eau souterraine - Résurgence	mg/L	3
Eau de surface	mg/L	0,03 _{TC-JC}

TC: toxicité chronique; JC: dans la rivière Jacques-Cartier

Échelle 1/8,000

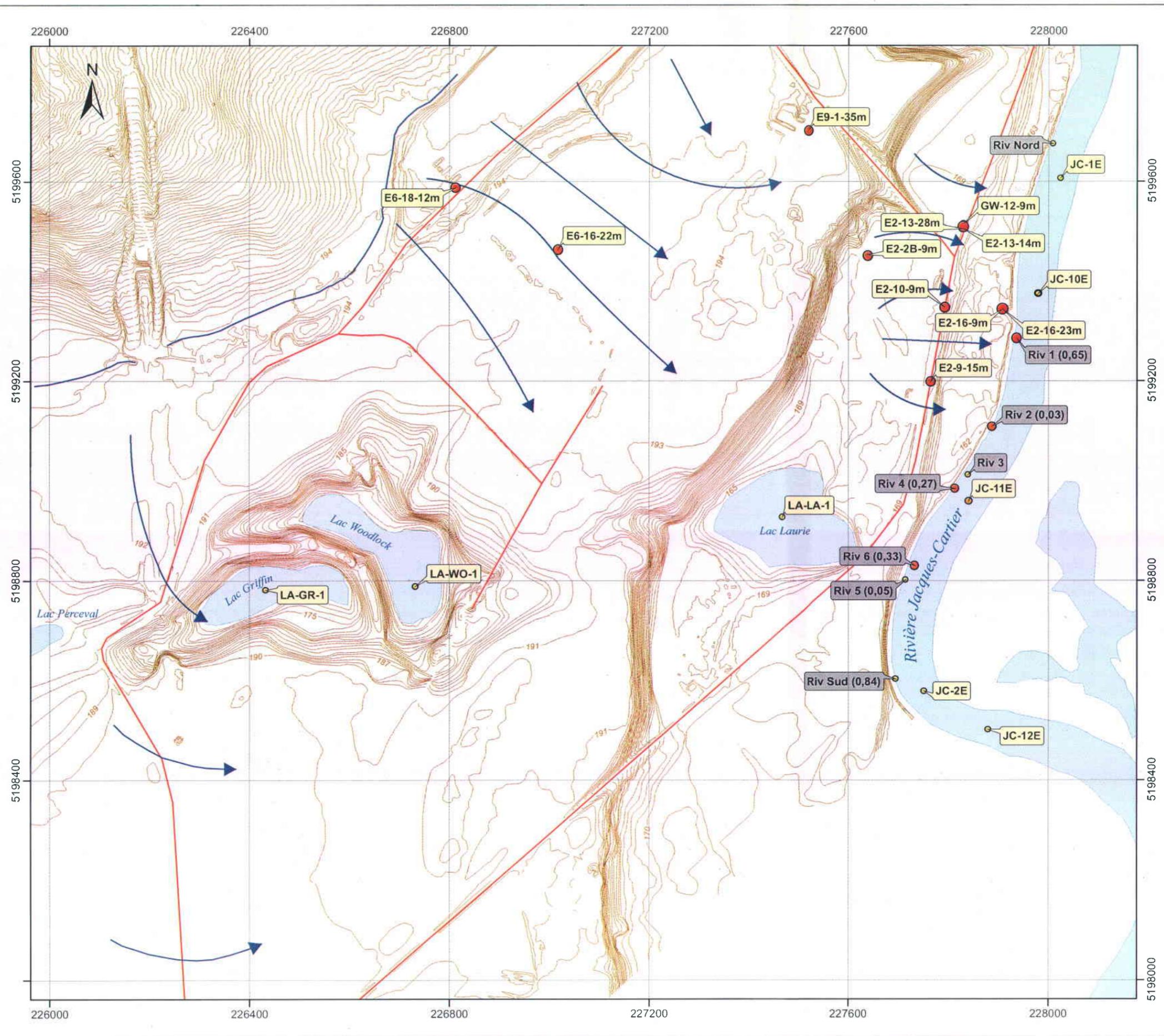


Projection MTM, ZONE 7, NAD83

Auteur : Marie-Catherine Poulin-Talbot, INRS-ETE

Révision : Richard Martel, INRS-ETE

Cartographie numérique : R. Boivin, Division de la diffusion des données, Ressources naturelles Canada



Annexe C

Photographies

Rapport photographique de l'installation des lysimètres passifs

Figure C1 : Excavation et sécurisation au site du bâtiment 307 pour la mise en place du lysimètre passif

Figure C2 : Obus non-explosé au site du plateau

Figure C3 : Excavation au site d'instrumentation du plateau

Figure C4 : Excavation à la tarière mécanique pour l'installation d'un lysimètre passif

Figure C5 : Système d'acquisition Dickson d'un lysimètre passif

Figure C6 : Lysimètre passif en place

Rapport photographique des forages de l'automne 2006

Figure C7 : Puits INRS-JC-1

Figure C8 : Puits INRS-JC-1

Figure C9 : Puits INRS-JC-2

Figure C10 : Puits INRS-JC-3

Figure C11 : Puits INRS-JC-4

Figure C12 : Puits INRS-JC-5

Figure C13 : Puits INRS-Wood-10

Figure C14 : Puits INRS-Griff-11

Rapport photographique de l'échantillonnage des piézomètres en rivière

Figure C15 : Piézomètre de PVC à une profondeur de 0.5 m

Figure C16 : Équipement pour l'échantillonnage des piézomètres en rivière

Figure C17 : Mesure des paramètres physico-chimiques avant l'échantillonnage d'un piézomètre

Figure C18 : Échantillonnage d'un piézomètre en rivière

Rapport photographique de l'installation des lysimètres passifs



Figure C1 : Excavation et sécurisation au site du bâtiment 307 pour la mise ne place du lysimètre passif

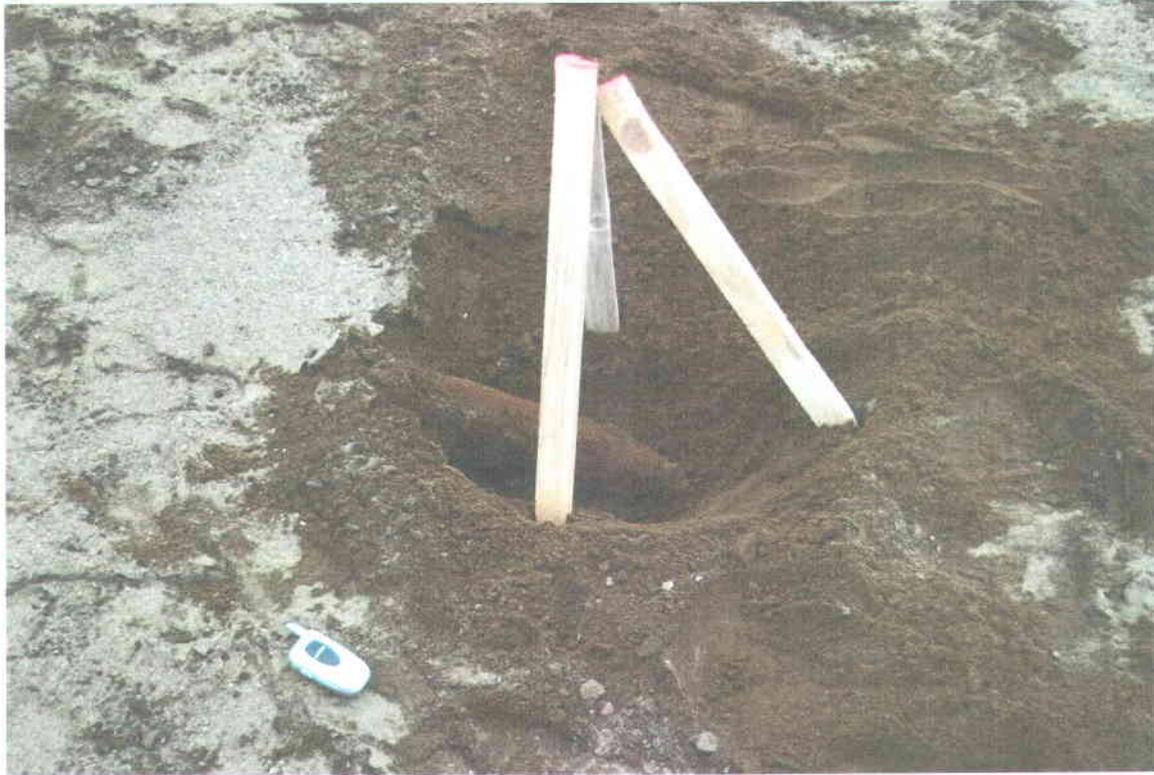


Figure C2 : Obus non-explosé au site du plateau



Figure C3 : Excavation au site d'instrumentation du plateau



Figure C4 : Excavation à la tarière mécanique pour l'installation d'un lysimètre passif



Figure C5 : Système d'acquisition *Dickson* d'un lysimètre passif



Figure C6 : Lysimètre passif en place

Rapport photographique des forages de l'automne 2006



Figure C7 : Puits INRS-JC-1



Figure C8 : Puits INRS-JC-1



Figure C9 : Puits INRS-JC-2



Figure C10 : Puits INRS-JC-3



Figure C11 : Puits INRS-JC-4



Figure C12 : Puits INRS-JC-5



Figure C13 : Puits INRS-Wood-10



Figure C14 : Puits INRS-Griff-11

Rapport photographique de l'échantillonnage des piézomètres en rivière



Figure C15 : Piézomètre de PVC à une profondeur de 0.5 m

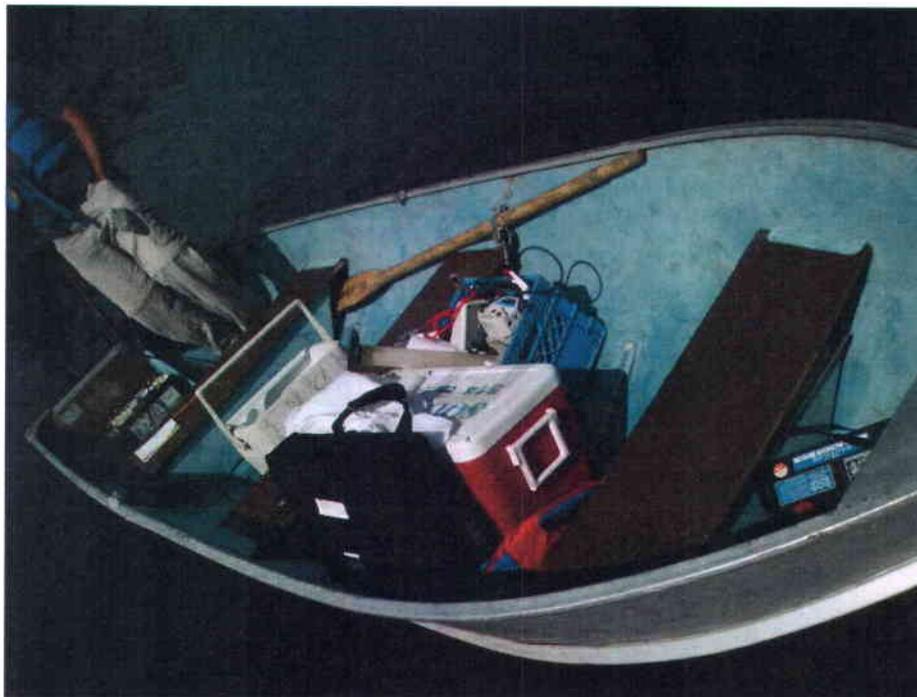


Figure C16 : Équipement pour l'échantillonnage des piézomètres en rivière



Figure C17 : Mesure des paramètres physico-chimiques avant l'échantillonnage d'un piézomètre



Figure C18 : Échantillonnage d'un piézomètre en rivière

Annexe D

Tableaux

Installation en rivière

Tableau D1: Installation des demi-barils

Tableau D2: Installation des minis piézomètres

Tableau D3: Installation des piézomètres de PVC

Conductivités hydrauliques

Tableau D4: Conductivités hydrauliques saturées et non-saturées obtenues par les différentes méthodes

Tableau D5: Conductivités hydrauliques saturées et non-saturées obtenues par formation géologique

Mesures du couvert de neige

Tableau D6: Mesures du couvert de neige de 2006 et 2007

Tableau D7: Mesures du couvert de neige de 2008

Mesures du niveau d'eau des puits

Tableau D8: Mesures du niveau d'eau dans les anciens puits du secteur d'essais en octobre 2005

Tableau D9: Échantillonnage de l'eau souterraine par la méthode à faible débit, mesures des paramètres physico-chimiques et du niveau d'eau

Tableau D10: Mesures du niveau d'eau des puits près des lacs Griffin et Woodlock en juillet 2007

Tableau D11: Mesures du niveau d'eau des puits INRS et autres puits près de la rivière en novembre 2007

Concentrations en contaminants en 2007

Tableau D12: Concentrations en matériaux énergétiques utilisées pour faire les cartes de contamination dans les eaux en 2007

Tableau D13: Concentrations en métaux utilisées pour faire les cartes de contamination dans les eaux en 2007

Tableau D14: Concentrations en perchlorate utilisées pour faire la carte de contamination dans les eaux en 2007

Tableau D15: Concentrations en phosphore utilisées pour faire la carte de contamination dans les eaux en 2007

Résultats de l'échantillonnage en rivière

Tableau D16: Résumé des dépassements de critères des analyses des demi-barils et des piézomètres

Tableau D1: Installation des demi-barils

Station	Position UTM nad 83 zone 19		dir.	Profondeur de l'eau	Hauteur d'eau à l'intérieur du baril		Volume d'eau dans le baril à l'installation	Volume d'eau dans le baril au démantèlement	
	X EST	Y NORD			lors de l'installation	lors du démantèlement			
	m	m							cm
Riv 1	308969	5200288	N	51	10	0	17945	7964	
			S	51	6,8	8			
			E	62	9,8	5			
			W	40	7,2	2			
			N	108	8,5	baril enterré		19644	0
			S	108	10				
			E	119	7,5				
			W	98	11				
			N	157	10	5	22830	13273	
			S	158	14	5			
			E	159	10	5			
			W	149	9	10			
Riv 2	308916	5200112	N	49	14	5	26546	10088	
			S	51,5	14	5			
			E	54	12	6			
			W	40	10	3			
Riv 3	308861	5200016	N	57	12	10	25485	22299	
			S	63	15	8			
			E	63	9	9			
			W	52	12	15			
			N	115	12	15	24423	26546	
			S	116	12	10			
			E	123	10	15			
			W	108	12	10			
			N	151	13	baril perdu possiblement enterré		20706	0
			S	150	7				
			E	154	8				
			W	147	11				
Riv 4	308844	5199989	N	60	12,5	5	27077	17521	
			S	64	14	10			
			E	69	12	10			
			W	53	12,5	8			
Riv 5	308734	5199808	N	64	6	0	11680	2655	
			S	65	5	0			
			E	74	2	5			
			W	50	9	0			
			N	59	6	10	14866	21237	
			S	102	6	8			
			E	113	7	5			
			W	87	9	17			
			N	156	10	5	16990	12211	
			S	154	9	5			
			E	164	5	5			
			W	145	8	8			
Riv Nord	309053	5200676	N	53	7	0	19644	6902	
			S	55	10	3			
			E	65	13	5			
			W	48	7	5			

Tableau D2: Installation des minis piézomètres

Station	Position		Installation des minis piézomètres		
	UTM zone 19 nad 83		date	Profondeur approx. de l'eau	Enfoncement
	X EST	Y NORD			
	m	m			
Riv 1	308969	5200288	10-08-2006	50 50	30 40
Riv 2	308916	5200112	10-08-2006	50 50	19 12
Riv 3	308861	5200016	09-08-2006	50 50	32 12
			10-08-2006	100 100	43 27
			10-08-2006	150 150	48 27
Riv 4	308844	5199989	11-08-2006	50 50	32 40
Riv 5	308734	5199808	10-08-2006	100 100	68 54
			11-08-2006	50 50	18 46
			11-08-2006	150 150	60 35

Tableau D3: Installation des piézomètres de PVC

Station	Position		Profondeur approximative de l'eau	Enfoncement dans les sédiments	Distance piézo- rive	Développement et commentaires
	UTM zone 19 nad 83					
	X EST	Y NORD				
	m	m	m	cm	m	
Riv 1	308969	5200288	0,5	45	1,53	à sec
			1,0	67	2,36	ok
			1,5	77	4,41	ok
			2,0	52	6,74	ok
Riv 2	308916	5200112	0,5	38	1,7	à sec
Riv 3	308861	5200016	0,5	37	1,69	ok
			1,0	35	10,36	ok
			1,5	132	21,1	ok
Riv 4	308844	5199989	0,5	28	1,39	à sec
Riv 5	308734	5199808	0,5	44	1,24	ok
			1,0	70	2,26	ok
			1,5	65	3,62	ok
Riv 6	308761	5199836	0,5	44	1,77	ok
			1,0	82	2,44	ok
			1,5	44	4,67	ok
Riv Nord	309053	5200676	0,5	40	2,18	s'assèche vite mais eau claire eau brune devient claire
	309062	5200686	1,0	65	4,34	
			1,5	55	6,25	
Riv Sud	308706	5199610	0,5	32	1,75	ok
			1,0	45	2,12	ok
			1,5	42	5,93	ok

Tableau D4: Conductivités hydrauliques saturées et non-saturées obtenues par les différentes méthodes

Méthode	Formation géologique	Nom de l'essai	Profondeur	Lieu	K saturée m/s	K non-saturé m/s	Commentaires
d ₁₀	Alluvions des terrasses fluviales	SL-1-A	90 à 110 cm	Bâtiment 307	7,34E-04		
	Alluvions des terrasses fluviales	SL-1-B	38 à 58 cm	Bâtiment 307	4,78E-03		
	Sédiments deltaïques	SL-2-A	30 à 40 cm	Plateau	4,98E-05		
	Sédiments deltaïques	SL-2-B	40 à 65 cm	Plateau	5,07E-09		
	Sédiments deltaïques	SL-2-C	65 à 85 cm	Plateau	2,66E-04		
	Sédiments deltaïques	SL-3	80 à 100 cm	Boisé	6,81E-04		
Perméamètre	Alluvions des terrasses fluviales		environ 30 cm	Bâtiment 307	nd		Seulement 1 essais
	Sédiments deltaïques		environ 30 cm	Site d'incinération	4,32E-06		
	Sédiments deltaïques		environ 30 cm	E1-1-13m (plateau)	1,33E-06		
	Alluvions des terrasses fluviales		environ 30 cm	MDR	1,18E-04		
	Till		environ 30 cm	Plateau NE montagne	nd		Seulement 1 essais
	Sédiments deltaïques		environ 30 cm	Site de brûlage (plateau)	1,63E-05		
	Sédiments juxtaglaciaires		environ 30 cm	Lac Griffin	1,21E-05		
	Sédiments juxtaglaciaires		environ 30 cm	Lac Woodlock	4,07E-06		
Choc hydraulique	Sédiments deltaïques		environ 30 cm	Station météo	3,58E-05		
	Alluvions des terrasses fluviales	E2-3A-15m	15 m	Bâtiment 307	2,97E-06		numéro du test utilisé 3
	Alluvions des terrasses fluviales	E2-11-15m	15 m	Bâtiment 307	2,18E-03		numéro du test utilisé 1
	Sédiments deltaïques	E2-10-19m	19 m	Bâtiment 307	3,93E-04		numéro du test utilisé 2
	Sédiments deltaïques	E6-2-14m	14 m	Plateau	1,76E-05		numéro du test utilisé 1
	Sédiments deltaïques	E6-7-17m	17 m	Plateau	1,68E-05		numéro du test utilisé 2
	Sédiments deltaïques	E6-7-23m	23 m	Plateau	5,34E-05		numéro du test utilisé 1
	Sédiments deltaïques	E6-9-16m	16 m	Plateau	1,12E-05		numéro du test utilisé 2
	Sédiments deltaïques	E6-15-30m	30 m	Boisé	3,08E-04		numéro du test utilisé 1
	Sédiments deltaïques	E6-17-35m	35 m	Plateau	2,03E-04		numéro du test utilisé 1
	Alluvions des terrasses fluviales	INRS-JC-1	6 m	Près de la rivière J-C	2,48E-04		moyenne de 3 essais
	Alluvions des terrasses fluviales	INRS-JC-2	3 m	Près de la rivière J-C	1,24E-03		1 essai disponible
	Alluvions des terrasses fluviales	INRS-JC-3	4 m	Près de la rivière J-C	1,74E-04		moyenne de 3 essais
	Alluvions des terrasses fluviales	INRS-JC-4	5 m	Près de la rivière J-C	1,38E-05		moyenne de 3 essais
	Alluvions des terrasses fluviales	INRS-JC-5	5 m	Près de la rivière J-C	1,82E-05		moyenne de 3 essais
	Sédiments juxtaglaciaires	INRS-Wood-10-d	15 m	Lac Woodlock	3,64E-05		moyenne de 3 essais
	Sédiments juxtaglaciaires	INRS-Griff-11-s	8,5 m	Lac Griffin	1,37E-04		moyenne de 3 essais
	Sédiments juxtaglaciaires	INRS-Griff-11-d	16 m	Lac Griffin	3,94E-03		Butler Oscillatory (moyenne de 3)

Méthode	Formation géologique	Nom de l'essai	Profondeur	Lieu	K saturée m/s	K non-saturé m/s	Commentaires
Infiltromètre	Till		environ 10 cm	Plateau NE montagne		1,58E-06	
	Sédiments deltaïques		environ 10 cm	E1-1-13 m (plateau)		1,75E-06	
	Sédiments deltaïques		environ 10 cm	Site d'incinération		1,77E-06	
	Sédiments deltaïques		environ 10 cm	Site de brûlage (plateau)		8,21E-06	
	Sédiments deltaïques		environ 10 cm	Station météo		1,65E-06	3e essais moins bon
	Sédiments juxtaglaciaires		environ 10 cm	Lac Woodlock		2,03E-06	
	Till		environ 10 cm	Corridor 2500 m		1,61E-05	
	Alluvions des terrasses fluviales		environ 10 cm	Près de la rivière J-C		8,03E-07	Moyenne pour les 2 derniers
	Alluvions des terrasses fluviales		environ 10 cm	Bâtiment 307		6,94E-06	
	Sédiments juxtaglaciaires		environ 10 cm	Lac Griffin		7,12E-06	Moins bon
	Alluvions des terrasses fluviales		environ 10 cm	MDR		3,39E-06	

Tableau D5: Conductivités hydrauliques saturées et non-saturées obtenues par formation géologique

Formation géologique	Nom de l'essai	Méthode	Profondeur	Lieu	K saturée (m/s)	K non-saturée (m/s)	Commentaires
Alluvions des terrasses fluviales	SL-1-A	d10	90 à 110 cm	Bâtiment 307	7,34E-04		
	SL-1-B	d10	38 à 58 cm	Bâtiment 307	4,78E-03		
		perméamètre	environ 30 cm	Bâtiment 307	nd		Seulement 1 essais
		perméamètre	environ 30 cm	MDR	1,18E-04		
		infiltromètre	environ 10 cm	Près de la rivière J-C		8,03E-07	Moyenne pour les 2 derniers
		infiltromètre	environ 10 cm	Bâtiment 307		6,94E-06	
		infiltromètre	environ 10 cm	MDR		3,39E-06	
	E2-3A-15m	choc hydraulique	15 m	Bâtiment 307	2,97E-06		numéro du test utilisé 3
	E2-11-15m	choc hydraulique	15 m	Bâtiment 307	2,18E-03		numéro du test utilisé 1
	INRS-JC-1	choc hydraulique	6 m	Près de la rivière J-C	2,48E-04		moyenne de 3 essais
	INRS-JC-2	choc hydraulique	3 m	Près de la rivière J-C	1,24E-03		1 essai disponible
	INRS-JC-3	choc hydraulique	4 m	Près de la rivière J-C	1,74E-04		moyenne de 3 essais
	INRS-JC-4	choc hydraulique	5 m	Près de la rivière J-C	1,38E-05		moyenne de 3 essais
INRS-JC-5	choc hydraulique	5 m	Près de la rivière J-C	1,82E-05		moyenne de 3 essais	
Sédiments juxtaglaciaires		perméamètre	environ 30 cm	Lac Griffin	1,21E-05		
		perméamètre	environ 30 cm	Lac Woodlock	4,07E-06		
		infiltromètre	environ 10 cm	Lac Woodlock		2,03E-06	
		infiltromètre	environ 10 cm	Lac Griffin		7,12E-06	Moins bon
	INRS-Wood-10-d	choc hydraulique	15 m	Lac Woodlock	3,64E-05		moyenne de 3 essais
	INRS-Griff-11-s	choc hydraulique	8,5 m	Lac Griffin	1,37E-04		moyenne de 3 essais
	INRS-Griff-11-d	choc hydraulique	16 m	Lac Griffin	3,94E-03		Butler Oscillatory (moyenne de 3)
Till		perméamètre	environ 30 cm	Plateau NE montagne	nd		Seulement 1 essais
		infiltromètre	environ 10 cm	Plateau NE montagne		1,58E-06	
		infiltromètre	environ 10 cm	Corridor 2500 m		1,61E-05	

Formation géologique	Nom de l'essai	Méthode	Profondeur	Lieu	K saturée (m/s)	K non-saturée (m/s)	Commentaires
Sédiments deltaïques	SL-2-B	d10	40 à 65 cm	Plateau	5,07E-09		
	SL-2-C	d10	65 à 85 cm	Plateau	2,66E-04		
	SL-3	d10	80 à 100 cm	Boisé	6,81E-04		
		perméamètre	environ 30 cm	Site d'incinération	4,32E-06		
		perméamètre	environ 30 cm	E1-1-13m (plateau)	1,33E-06		
		perméamètre	environ 30 cm	Site de brûlage (plateau)	1,63E-05		
		perméamètre	environ 30 cm	Station météo	3,58E-05		
		infiltromètre	environ 10 cm	E1-1-13 m (plateau)		1,75E-06	
		infiltromètre	environ 10 cm	Site d'incinération		1,77E-06	
		infiltromètre	environ 10 cm	Site de brûlage (plateau)		8,21E-06	
		infiltromètre	environ 10 cm	Station météo		1,65E-06	3e essais moins bon
	E2-10-19m	choc hydraulique	19 m	Bâtiment 307	3,93E-04		numéro du test utilisé 2
	E6-2-14m	choc hydraulique	14 m	Plateau	1,76E-05		numéro du test utilisé 1
	E6-7-17m	choc hydraulique	17 m	Plateau	1,68E-05		numéro du test utilisé 2
	E6-7-23m	choc hydraulique	23 m	Plateau	5,34E-05		numéro du test utilisé 1
	E6-9-16m	choc hydraulique	16 m	Plateau	1,12E-05		numéro du test utilisé 2
	E6-15-30m	choc hydraulique	30 m	Boisé	3,08E-04		numéro du test utilisé 1
E6-17-35m	choc hydraulique	35 m	Plateau	2,03E-04		numéro du test utilisé 1	

conductivité hydraulique **saturée minimale** obtenue pour la formation géologique

conductivité hydraulique **saturée maximale** obtenue pour la formation géologique

conductivité hydraulique **non saturée minimale** obtenue pour la formation géologique

conductivité hydraulique **non saturée maximale** obtenue pour la formation géologique

Tableau D6: Mesures du couvert de neige de 2006 et 2007

Lieu d'échantillonnage	Description du site	Date	#	Prof ext cm	Prof int cm	% récup	Masse totale	Masse vide	Masse d'eau cm d'eau	Commentaires	Masse moyenne cm d'eau		
Site d'instrumentation du plateau (UTM 308516, 5200640)	plat et sans végétation	06-03-17	1	75	57	76	95	68	27	terre atteinte et un peu de neige perdue	25		
			2	72	42	58	55	33	22	terre atteinte			
			3	78	47	60	57	33	24	terre atteinte			
			4	74	54	73	61	33	28	terre atteinte			
		07-03-15	1		28	nd				18	terre atteinte	20	
			2		30	nd				22	terre atteinte		
			3		28	nd				22	terre atteinte		
		Site d'instrumentation du boisé (sud-ouest du plateau)	semi-boisé, assez plat, chemin d'environ 5 m de large	06-03-17	1	85	64	75	64	33	31	terre pas atteinte	29
					2	45	37	82	52	33	19	non valide	
3	75				48	64	59	33	26	terre pas atteinte			
4	77				36	47	53	33	20	terre pas atteinte			
07-03-15	1				48	nd				28	terre atteinte	28	
	2				48	nd				28	terre atteinte		
Chemin du 307 vers la rivière	semi-boisé, terrain en pente	06-03-17	1	86	65	76	64	33	31	terre atteinte, dans le haut du chemin	28		
			2	77	47	61	58	33	25				
			3	89	49	55	61	33	28	terre atteinte			
			4	76	60	79	62	33	29	terre atteinte, moins boisé			
Chemin tout droit passé le chemin principal au nord est du 307	très boisé, assez plat	06-03-17	1	88	58	66	62	33	29	terre atteinte	30		
			2	82	42	51	37,5	33	5	non-valide			
			3	117	38	32	52	33	19	terre atteinte			
			4	110	54	49	64	33	31	terre atteinte			
			5	109	47	43	62	33	29	terre atteinte			
			6	110	61	55	63	33	30	terre atteinte			
Site d'instrumentation du Bâtiment 307, (UTM 308811, 5200370)	plat et sans végétation	06-03-17	1	78	52	67	58	34	24		25		
			2	75	58	77	61	34	27				
			3	90	48	53	60	34	26				
			4	78	45	58	54	34	20				
			5	94	48	51	62	34	28				
		07-03-15	1		34	nd				20	terre atteinte	23	
			2		30	nd				20	terre atteinte		
			3		42	nd				28	terre atteinte		
			4		44	nd				25	terre atteinte		
Près du lac Woodlock (UTM 307837, 5199803)	chemin boisé, en pente	07-03-15	1		44	nd			23	terre atteinte	23		
			2		46	nd			23	terre atteinte			
			3		44	nd			24	terre atteinte			

nd: non disponible

Tableau D7: Mesures du couvert de neige de 2008

Lieu d'échantillonnage	description du site	date	#	prof	prof	%	masse	masse	masse	commentaires	masse moyenne cm d'eau	
				ext	int	récup	totale	vide	d'eau cm d'eau			
Site d'instrumentation du plateau (UTM 308516, 5200640)	plat et sans végétation	08-03-28	1	145	33	23	96	80	16	terre atteinte	41	
			2	120	40		94	80	14	terre pas atteinte		
			3	150	32	21				terre atteinte		
			4	147	31	21				terre pas atteinte		
			5	174	30	17				terre atteinte		
		<i>moyenne</i>			156							
		08-02-04	1	139	113	81	96	80	16	terre atteinte		
			2	145	112,5	78	138	80	58	terre atteinte		
			3	141	80	57	118	80	38	terre atteinte		
			4	139	119	86	130	80	50	terre atteinte		
		<i>moyenne</i>			141							
Site d'instrumentation du Bâtiment 307, (UTM 308811, 5200370)	plat et sans végétation	08-03-28	1	171	57	33	108	80	28	terre pas atteinte		
			2	85						terre pas atteinte		
			3	100						terre pas atteinte		
			4	154	80	52	105	80	25	terre pas atteinte		
			5	148	44	30				terre pas atteinte		
			6	145						terre atteinte		
			7	130	80	62	110	80	30	terre pas atteinte		
			7*	160	32	20	100	80	20	terre atteinte		
<i>moyenne</i>			153									
Site d'instrumentation du boisé (sud-ouest du plateau)	semi-boisé, assez plat, chemin d'environ 5 m de large	08-03-28	1	166	55	33	105	84	21	terre pas atteinte		
				172						terre atteinte		
			2	162	52	32	100	84	16	terre pas atteinte		
			3	170	55	32	100	84	16	terre pas atteinte		
				178						terre atteinte		
			4	162	48	30	102	84	18	glace au fond		
				168						terre atteinte		
5	168	85	51	107	84	23	terre pas atteinte					
6	155	80	52	112	84	28	terre pas atteinte					
<i>moyenne</i>			173									

*Lors de ces essais, le deuxième essai est fait dans le même trou que le premier

Tableau D8: Mesures du niveau d'eau dans les anciens puits du secteur d'essais en octobre 2005

Date	Zone	Puits	Position UTM nad 83		Profondeur m	Niveau d'eau	Commentaires
			X (m)	Y (m)			
28-oct-05	bâtiment 307		0308767	5200484		5,38	confusion entre E et F
28-oct-05	bâtiment 307	E2-4A (s)	0308729	5200512		4,745	
28-oct-05	bâtiment 307	E2-4A (n)	0308729	5200512		4,974	
28-oct-05	bâtiment 307	GW-E-17 (n)	038696	5200478		4,00	
28-oct-05	bâtiment 307	E2-7 (15m)	0308693	5200473		4,275	tube haut
28-oct-05	bâtiment 307	E2-7 (29m)	0308693	5200473		4,18	tube bas
28-oct-05	bâtiment 307	E2-6 (10m)	0308682	5200466		4,09	tube haut
28-oct-05	bâtiment 307	E2-6 (20m)	0308682	5200466		4,145	tube bas
28-oct-05	bâtiment 307	E2-2a	0308672	5200449		3,86	
28-oct-05	bâtiment 307	F6-2	0308676	5200455		3,912	
28-oct-05	bâtiment 307	E2-5	0308658	5200427		3,473	
28-oct-05	bâtiment 307	E-18	0308677	5200390		3,853	
28-oct-05	bâtiment 307	E-19	0308715	5200316		4,465	
28-oct-05	bâtiment 307	celui à l'est	0308554	5200295	15,06	2,923	
28-oct-05	bâtiment 307	celui à l'ouest	0308554	5200295		2,825	
28-oct-05	bâtiment 307	Puits pas ouvrable	0308672	5200240			
28-oct-05	bâtiment 307		0308663	5200200		3,555	
28-oct-05	bâtiment 307	GW-F-21	0308749	5200124		6,135	PVC cassé, peut varier de > 1 cm
28-oct-05	bâtiment 307	GW-E-22	0308796	5200221		6,975	
28-oct-05	bâtiment 307	F6-1 ou E2-1	0308796	5200274		6,695	
28-oct-05	bâtiment 307	GW-E-23	0308807	5200322		7,259	
28-oct-05	bâtiment 307		0308816	5200362		7,315	
28-oct-05	bâtiment 307	E2-3B (w)	0308832	5200433		6,81	
28-oct-05	bâtiment 307	E2-3B e	0308843	5200436		6,448	
28-oct-05	bâtiment 307	GW-E25	0308832	5200461		6,837	
28-oct-05	bâtiment 307	GW-E-15	0308795	5200475		5,527	
28-oct-05	bâtiment 307	GW-E-14	0308795	5200431		6,00	
28-oct-05	bâtiment 307	GW-E-27	0308741	5200437		5,06	
28-oct-05	bâtiment 307	E-2-16 (9m)	0308950	5200351		2,32	
28-oct-05	bâtiment 307	E-2-16 (23m)	0308950	5200351		2,75	
28-oct-05	bâtiment 307	E-2-15 (19m)	0308952	5200346		2,78	
28-oct-05	bâtiment 307	E-2-15 (33m)	0308952	5200346		2,284	

Date	Zone	Puits	Position UTM nad 83		Profondeur m	Niveau d'eau	Commentaires
			X (m)	Y (m)			
29-oct-05	MDR	MDR-9 est	0308669	5199559	plus de 31 m	10,758	
29-oct-05	MDR	MDR-9 ouest			21,05	20,85	
29-oct-05	MDR	MDR-10 est	0308665	5199562	14,63	10,10	
29-oct-05	MDR	MDR-10 ouest				10,815	
29-oct-05	MDR	MDR-D-02 (15m)	0308684	5199629		10,428	ou MDR-4
29-oct-05	MDR	MDR-D-02 (25m)				10,44	
29-oct-05	MDR	MDR-11 sud	0308680	5199646	plus de 31 m	30,255	
29-oct-05	MDR	MDR-11 nord			21,16	10,355	
29-oct-05	MDR	MDR-12 est			28,74	10,38	
29-oct-05	MDR	MDR-12-ouest			15,59	12,765	niveau par rapport à l'autre casing, puits ouvert, a besoin d'un cap et rallonge du tuyau de PVC
29-oct-05	MDR	MDR-6 sud			24,5	10,005	
29-oct-05	MDR	MDR-6 nord			14	13,745 (ou 15,745?)	
29-oct-05	MDR	MDR-5 sud			plus de 31 m	9,83	
29-oct-05	MDR	MDR-5 nord			18,91	9,82	
29-oct-05	MDR	MDR-24 nord	0308407	5199789	15,62	7,205	
29-oct-05	MDR	MDR-24 sud				7,335	
29-oct-05	MDR	MDR-22	0308397	5199790		7,19	
29-oct-05	MDR	MDR-22			plus de 31 m	6,78	
29-oct-05	MDR	MDR-20 nord	0308388	5199767	plus de 31 m	6,932	
29-oct-05	MDR	MDR-20				6,49	
29-oct-05	ouest du secteur	E2-15 (20m)	0307325	5198544		17,19	
29-oct-05	ouest du secteur	E5-11 (20m)	0307311	5199004	21,14	18,06	
29-oct-05	ouest du secteur	E5-11				17,955	
29-oct-05	ouest du secteur	E5-7	0307128	5199730	21,1	16,94	puits n id, il y a de l'eau et de la terre dans le casing
29-oct-05	ouest du secteur	E5-7				12,80	
29-oct-05	ouest du secteur	E5-9	0307239	5199813	17,68	8,443	puits n id, il y a de l'eau et de la terre dans le casing, odeur
29-oct-05	ouest du secteur	E5-9				22,75	
29-oct-05	ouest du secteur	E5-5	0307210	5199993	10,02	3,18	sans bouchon
29-oct-05	ouest du secteur	E5-5				25,615	
29-oct-05	ouest du secteur	E2-17	0308749	5200021		5,615	

Date	Zone	Puits	Position UTM nad 83		Profondeur m	Niveau d'eau	Commentaires
			X (m)	Y (m)			
29-oct-05	MDR	MDR-3	0308441	5199681	9,85	8,425	
29-oct-05	MDR	MDR-3				8,513	
29-oct-05	MDR	MDR-17-2	0308382	5199636	25,17	6,255	
29-oct-05	MDR	MDR-17-2				5,818	
29-oct-05	MDR	E3-1	0308308	5199609		5,957	nom inscrit sur le puits sur le terrain Les puits E3-1 et E3-3 sont inversés sur la carte, ils ne correspondent pas sur le terrain
29-oct-05	MDR	E3-3	0308300	5199592		5,95	
29-oct-05	MDR	E3-2	0308309	5199594		6,67	
29-oct-05	MDR	MDR-1 NE (9m)	0308284	5199622		6,695	celui à l'ouest
29-oct-05	MDR	MDR-1 SO			18,85	6,09	
29-oct-05	MDR	MDR-2 est	0308290			5,79	celui à l'est, même coordonnées nord-sud
29-oct-05	MDR	MDR-2 ouest				6,82	
30-oct-05	plateau	E6-15-30m	0308033	5200011		23,9	ok
30-oct-05	plateau	E6-11-30m	0308151	5200208		24,08	ok
30-oct-05	plateau	E6-2-s (?)	0308213	5200794	11,27	> 11,27	eau dans le casing
30-oct-05	plateau	E6-2-d (?)	0308213	5200794		10,23	eau dans le casing
30-oct-05	plateau	E-6-8-25m (d)	0308215	5200669	25 id	18,8	casing sorti et mal fixé
30-oct-05	plateau	E-6-8-25m (d)	0308215	5200669	22 id		impossible de rentrer le niveau
30-oct-05	plateau	E9-1-29m	0308566	5200712	29	27,475	
30-oct-05	plateau	E9-1-29m	0308566	5200712	35	27,49	
30-oct-05	plateau	E1-1 alias F-8-3	0308399	5200890		10,53	
30-oct-05	plateau	E6-10	0308328	5200738	20,13	(?)	
30-oct-05	plateau	E6-10	0308328	5200738		21,97	
30-oct-05	site de brulage	E6-3 (?) ni	0307917	5200665	14,5	10,37	Sable sur les bouchons et eau dans le casing
30-oct-05	site de brulage	E6-3 (?) ni	0307917	5200665		13,62	
30-oct-05	est du 307	GW-E-12 (?)	0308868	5200529		6,18	nom mal écrit
30-oct-05	est du 307	E2-12 (D?)	0308870	5200515	>30	8,32	
30-oct-05	est du 307	E2-12 (S?)	0308870	5200515		6,35	
30-oct-05	est du 307	E2-13 (D?)	0308867	5200516	28 id	6,36	
30-oct-05	est du 307	E2-13(S?)	0308868	5200517	14 id	6,29	
30-oct-05	est du 307	GW-E-26	0308720	5200584		15,74	

n id: non identifié

Tableau D9: Échantillonnage de l'eau souterraine par la méthode à faible débit, mesures des paramètres physico-chimiques et du niveau d'eau

Date 2006	Puits	Niveau d'eau	Début du pompage	Échanti- llonnage	Paramètres physico-chimiques							
					Heure	Niveau d'eau (m)	Débit (ml/ min)	T (C)	Conduc- tivité (mS/cm)	DO%	pH	ORP
25-juil	E7-1-9m	3,78	11h00	12h05	11h05	3,845	290	10,79	0,06	99,2	5,63	104,7
					11h15	3,855	370	10,52	0,048	91,2	4,9	124,1
					11h55	3,86	360	10,59	0,045	96,2	4,59	205,2
					12h05	3,86	360	10,7	0,045	99,4	4,68	205,2
25-juil	E2-2B-9m	3,89	11h43	12h27	11h47	3,895	250	9,87	0,049	81,1	4,92	178,7
					12h15	3,895	330	8,79	0,039	58,9	4,56	235,2
					12h20			8,86	0,038	55,6	4,55	236,5
					12h25			8,83	0,037	54,3	4,55	239,7
25-juil	E2-1-10m	6,99	14h10	15h05	14h15	6,995	230	10,11	0,038	38,9	6,51	106,4
					14h22	6,995	250	9,5	0,034	35,1	5,68	130,6
					14h55	7	260	9,72	0,034	27	5,01	174,4
					15h00	7		9,65	0,034	27,6	4,98	175
					15h08			9,72	0,034	27	5	174,6
26-juil	GW-15-8m	5,65	8h45	10h15	9h03	5,67	365	9,34	0,043	101	9,84	35,2
					9h12	5,67	365	8,74	0,031	93,9	8,33	8,7
					10h06			9,39	0,029	103	5,39	102,3
					10h15			9,5	0,03	94,8	5,34	95,6
26-juil	GW-11-3m puits dans un marécage	0,24	9h52	11h30	9h55	0,28	460	9,81	0,14	29,6	5,78	162,9
					11h25	0,27	460	9,99	0,111	19,1	5,72	148,3
					11h30			9,88	0,111	23,4	5,67	148,9
26-juil	E2-7-29m	4,17	13h30	13h35	13h35	4,17	200	12,43	0,072	61,5	7,6	64,7
eau troublée par les manipulations, en équipant le puits												
27-juil	GW-19-10m	4,61	9h00	10h00	9h05	4,67	400	8,53	0,075	27,7	6,01	165
					9h55	4,66	380	8,35	0,061	12,6	5,75	121,8
					10h00			8,36	0,061	13	5,65	127,7
27-juil	E2-2A-13m	3,84	9h36	10h45	9h40	3,86	360	8,66	0,038	93,9	7,06	0,9
					10h38	3,86	320	8,74	0,039	109	5,75	102,1
					10h45			8,62	0,038	97,4	5,68	107
27-juil	GW-18-7m	3,89	11h15	13h20	11h20	3,915	440	9,09	0,033	101	6,63	47,3
					13h08	3,91	290	9,14	0,033	99	5,34	139,4
					13h00			9,12	0,033	93,7	5,33	139,5
28-juil	E5-4-12m	3,53	9h18	pas d'échantillonnage car le rabattement était trop grand (plus de 50 cm)								
28-juil	E2-5-10m E2-15-10m	3,39	10h18	11h10	10h22	3,44	320	8,75	0,042	19,6	7,9	96,9
					11h00	3,44	380	8,52	0,032	14,6	7,17	86
					11h03	3,45		8,46	0,032	15,5	7,19	80,6
28-juil	E2-6-10m E2-16-10m	4,06	10h52	12h00	10h55	4,1	420	8,99	0,027	105	9	5,6
					11h50	4,08	370	8,31	0,022	126	5,2	97
					11h55	4,08		8,34	0,022	124	5,18	93,2

Tableau D10: Mesures du niveau d'eau des puits près des lacs Griffin et Woodlock en juillet 2007

Date	Puits	Profondeur de la nappe	Altitude du puits (haut du PVC) (m asl)	Élévation de la nappe	Type de nappe possible
2007-07-05	INRS-Wood-10 b	7,435	174,986	167,551	perchée
2007-07-05	INRS-Wood-10	7,42	174,827	167,407	perchée
2007-07-05	E5-8-23	18,18	190,521	172,341	
2007-07-05	E5-8-46	23,7	190,497	166,797	semi captive
2007-07-05	INRS-Grif-10	4,79	177,022	172,232	libre
2007-07-05	INRS-Grif-10-b	5,7	176,704	171,004	libre
2007-07-05	E5-5-7	4	192,873	188,873	libre
2007-07-05	E5-5-30	25,9	192,802	166,902	semi captive
2007-07-05	E5-3-8	3,49	192,719	189,229	libre
2007-07-05	E5-3-13	3,96	192,651	188,691	libre
2007-07-05	E5-4-12	3,57	191,606	188,036	libre
2007-07-05	E5-4-26	24,71	191,628	166,918	semi captive
2007-07-05	E5-9-18	10,92	190,687	179,767	libre
2007-07-05	E5-9-28	22,85	190,652	167,802	semi captive
2007-07-05	E5-7-16	13,53	190,22	176,69	libre
2007-07-05	E5-7-21	17,43	190,23	172,8	libre
2007-07-05	E5-10-23	17,51	190,474	172,964	libre
2007-07-05	E5-10-30	17,75	190,708	172,958	libre
2007-07-05	E5-11-20	18,2	191,253	173,053	libre
2007-07-05	E5-11-30	18,1	191,19	173,09	libre
2007-07-05	E5-14-18	17,315	190,507	173,192	libre
2007-07-05	E5-14-52	24,12	190,451	166,331	semi captive
2007-07-05	E5-1-20	18,06	191,684	173,624	libre
2007-07-05	E5-6	non trouvé			libre
2007-07-05	E5-13-20	16,71	190,493	173,783	libre
2007-07-05	E5-13-35	17,27	190,468	173,198	libre
2007-07-05	E5-12-18	16,44	190	173,56	libre
2007-07-05	E5-12-54	à sec			libre

**Tableau D11: Mesures du niveau d'eau des puits INRS et autres puits
près de la rivière en novembre 2007**

Date	Puits	niveau p/r au haut du puits (tubage intérieur) m
23-nov-07	INRS-JC-5	2,21
23-nov-07	INRS-JC-4	2,285
23-nov-07	INRS-JC-3	1,24
23-nov-07	GW-11-3	0,56
23-nov-07	INRS-JC-2	1,43
23-nov-07	INRS-JC-1	3,255
23-nov-07	E2-15-33m	2,365
23-nov-07	E2-15-19m	2,815
23-nov-07	E2-16-9m	2,515
23-nov-07	E2-16-23m	2,8
23-nov-07	E2-1-10	7,645
23-nov-07	E2-3B-9	7,57
23-nov-07	GW-12-9	6,93
23-nov-07	GW-24-11	8,07
23-nov-07	GW-22-10m	7,88

Tableau D12: Concentrations en matériaux énergétiques utilisées pour faire les cartes de contamination dans les eaux en 2007

Critères	TNT µg/L	HMX µg/L	RDY µg/L
US EPA - Eau de consommation (<i>à titre indicatif seulement</i>)	2	400	2
NRC- Eau de consommation (<i>à titre indicatif seulement</i>)	4,7	93	<u>28</u>
MDDEP - Résurgence	120		
NRC- Eau de surface	120	330	190
MDDEP - Eau de surface toxicité chronique	5,3		
Date: 2007-09-28 au 2007-10-12			
Erreur	2%	4%	3%
Limite de détection	0,5	1	1
E2-2B-9m	< 0,5	< 1	5
E2-9-15m	2,4	3	35
E2-10-9m	< 0,5	< 1	< 1
E2-13-14m	< 0,5	< 1	< 1
E2-13-28m	< 5	< 10	< 10
E2-16-9m	< 0,5	< 1	1
E2-16-23m	< 500	< 1000	< 1000
GW-12-9m	< 0,5	< 1	3
E6-1-11m	< 0,5	3	3
E6-16-22m	1,5	49	165
E6-18-12m	< 0,5	31	52
E9-1-35m	< 0,5	< 1	< 1
E5-11-30m	< 0,5	< 1	< 1
E5-13-35m	< 5	< 10	< 10
Date: 2007-08-14 au 2007-08-29			
Erreur	?	?	?
Limite de détection			
JC-1C	<50	<100	<100
JC-1D	<50	<100	<100
JC-1E	<50	<100	<100
JC-2C	<5	<10	<10
JC-2D	<5	<10	<10
JC-2E	<5	<10	<10
JC-10C	<50	<100	<100
JC-10D	<50	<100	<100
JC-10E	<50	<100	<100
JC-11C	<50	<100	<100
JC-11D	<50	<100	<100
JC-11E	<50	<100	<100
JC-12C	<5	<10	<10
JC-12D	<5	<10	<10
JC-12E	<5	<10	<10
LA-LA-1	<5	<10	<10
LA-WO-1	<5	<10	<10
LA-GR-1	<5	<10	<10
Date: 2007-10-27 et 2007-10-28			
Erreur	?	?	26%
Limite de détection	0,02	0,009	0,03
INRS-JC-1	nd	0,057	1,57
INRS-JC-2	nd	nd	nd
INRS-JC-3	nd	0,3889	0,39
INRS-JC-4	nd	nd	nd
INRS-JC-5	1,45	nd	nd
INRS-Wood-10 (d)	nd	nd	nd
INRS-GRIF-11 (s)	nd	0,539	0,31
INRS-GRIF-11 (d)	nd	nd	nd
INRS-GRIF-12	nd	nd	nd
INRS-GRIF-13	nd	nd	nd
E2-16-9m	nd	1,181	2,94
E2-16-23m	nd	nd	nd
E2-15-19m	nd	nd	nd
E2-15-33m	nd	nd	nd
GW-11-3m	nd	0,222	0,79

Tableau D13: Concentrations en métaux utilisées pour faire les cartes de contamination dans les eaux en 2007

Critères	Aluminium (Al) mg/L	Argent (Ag) mg/L	Chrome (Cr) mg/L	Cuivre (Cu) mg/L	Plomb (Pb) mg/L	Manganèse (Mn) mg/L	Sélénium (Se) mg/L	Zinc (Zn) mg/L	Fer (Fe) mg/L
^a Résurgence lacs	0,75	^{e j} 0,00004*	---	^{e g} 0,0016	^{e h} 0,0044	---	0,02	^{e k} 0,017	---
^a Résurgence Rivière J-C	0,75	^{e j} 0,00001*	---	^{e g} 0,0008*	^{e h} 0,0018	---	0,02	^{e k} 0,0095*	---
†Eau de consommation MDDEP	---	0,1	0,05	^d 1	0,01	^d 0,05	0,01	^d 5	---
†Eau de consommation CCME ou autres	---	---	0,05	^d 1	0,01	^d 0,05	0,01	^d 5	^d 0,3
Eau de surface - Protection de la vie aquatique CCME/MDDEP	^b 0,005 ou 0,1 ^c 0,087 TC	^{ch} 0,0001*JC ^{ch} 0,00004*Lacs	^b 0,0089 ^{cu} 0,0074 JC ^{cu} 0,013 Lacs	^{bl} 0,002 ^{cp} 0,00072*JC	^{b m} 0,001 ^{c q} 0,00007*JC ^{cq} 0,00017*Lac	^{cv} 0,139 JC ^{cv} 0,255 Lacs	^b 0,001 ^c 0,005 TC	^b 0,03 ^{ci} 0,0095JC ^{ci} 0,017Lacs	^b 0,3 ^{c i} 1,3 TA
Date: 2007-09-28 au 2007-10-12	?	?	?	30%	?	4%	?	30%	?
Erreur	0,03	0,0003	0,03	0,003	0,001	0,003	0,001	0,003	0,1
Limite	0,13	<0,0003	0,06	<0,003	<0,001	0,023	<0,001	<0,003	<0,1
E3-2-9m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	0,002	0,32	<0,001	<0,003	0,2
MDR-2-30m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	0,008	0,011	<0,001	<0,003	0,5
MDR-4-15m	<0,03	<0,0003	<0,03	0,003	<0,001	0,012	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-4-25m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-5-20m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	0,052	<0,1
MDR-5-32m	<0,03	<0,0003	<0,03	0,006	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-6-14m	<0,03	<0,0003	0,05	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-6-26m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-9-21M	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	0,058	<0,001	<0,003	0,9
MDR-9-35M	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-10-15M	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-10-28M	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-11-21M	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-11-35M	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-12-16M	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-12-28M	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
MDR-16-30m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	0,22	<0,001	0,006	0,4
MDR-26-18m	0,17	<0,0003	<0,03	0,031	0,003	<0,003	<0,001	0,012	<0,1

Critères	Aluminium (Al) mg/L	Argent (Ag) mg/L	Chrome (Cr) mg/L	Cuivre (Cu) mg/L	Plomb (Pb) mg/L	Manganèse (Mn) mg/L	Sélénium (Se) mg/L	Zinc (Zn) mg/L	Fer (Fe) mg/L
^a Résurgence lacs	0,75	^{e j} 0,00004*	---	^{e g} 0,0016	^{e h} 0,0044	---	0,02	^{e k} 0,017	---
^a Résurgence Rivière J-C	0,75	^{e j} 0,00001*	---	^{e g} 0,0008*	^{e h} 0,0018	---	0,02	^{e k} 0,0095*	---
†Eau de consommation MDDEP	---	0,1	0,05	^d 1	0,01	^d 0,05	0,01	^d 5	---
†Eau de consommation CCME ou autres	---	---	0,05	^d 1	0,01	^d 0,05	0,01	^d 5	^d 0,3
Eau de surface - Protection de la vie aquatique CCME/MDDEP	^b 0,005 ou 0,1 ^c 0,087 TC	^{ch} 0,0001*JC ^{ch} 0,00004*Lacs	^b 0,0089 ^{cu} 0,0074 JC ^{cu} 0,013 Lacs	^{bl} 0,002 ^{cp} 0,00072*JC	^{b m} 0,001 ^{c q} 0,00007*JC ^{cq} 0,00017*Lac	^{cv} 0,139 JC ^{cv} 0,255 Lacs	^b 0,001 ^c 0,005 TC	^b 0,03 ^{ci} 0,0095JC ^{ci} 0,017Lacs	^b 0,3 ^c 1,3 TA
Date: 2007-09-28 au 2007-10-12									
Erreur	?	?	?	30%	?	4%	?	30%	?
Limite	0,03	0,0003	0,03	0,003	0,001	0,003	0,001	0,003	0,1
MDR-27-26m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	0,004	0,3
E2-2B-9m	0,96	0,0006	<0,03	<0,003	<0,001	0,12	0,012	0,061	<0,1
E2-9-15m	<0,03	0,0004	<0,03	<0,003	<0,001	0,035	0,013	0,004	<0,1
E2-10-9m	<0,03	0,0003	<0,03	0,003	<0,001	0,003	0,013	0,006	<0,1
BTE-0110-JD1	<0,03	<0,0003	<0,03	0,003	<0,001	<0,003	0,012	<0,003	<0,1
E2-13-14m	0,08	0,0007	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	0,012	<0,003	<0,1
E2-13-28m	<0,03	<0,0003	0,13	<0,003	<0,001	0,02	0,011	<0,003	<0,1
E2-16-9m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,01	0,014	<0,1
E2-16-23m	0,11	<0,0003	<0,03	<0,003	0,02	0,017	<0,01	0,008	<0,1
GW-12-9m	<0,03	<0,0003	0,07	<0,003	<0,001	0,042	0,012	0,004	<0,1
E6-1-11m	0,2	<0,0003	<0,03	0,006	<0,001	0,31	<0,01	0,025	0,4
E6-16-22m	0,05	0,0007	<0,03	<0,003	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
E6-18-12m	0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	0,015	<0,001	<0,003	<0,1
E9-1-35m	<0,03	0,0005	<0,03	0,005	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,1
E5-11-30m	<0,03	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001	0,005	<0,001	0,021	0,5
E5-13-35m	0,17	0,017	<0,03	<0,003	<0,001	0,22	<0,001	0,15	7,2

Critères	Aluminium (Al) mg/L	Argent (Ag) mg/L	Chrome (Cr) mg/L	Cuivre (Cu) mg/L	Plomb (Pb) mg/L	Manganèse (Mn) mg/L	Sélénium (Se) mg/L	Zinc (Zn) mg/L	Fer (Fe) mg/L
^a Résurgence lacs	0,75	^{e j} 0,00004*	---	^{e g} 0,0016	^{e h} 0,0044	---	0,02	^{e k} 0,017	---
^a Résurgence Rivière J-C	0,75	^{e j} 0,00001*	---	^{e g} 0,0008*	^{e h} 0,0018	---	0,02	^{e k} 0,0095*	---
†Eau de consommation MDDEP	---	0,1	0,05	^d 1	0,01	^d 0,05	0,01	^d 5	---
†Eau de consommation CCME ou autres	---	---	0,05	^d 1	0,01	^d 0,05	0,01	^d 5	^d 0,3
Eau de surface - Protection de la vie aquatique CCME/MDDEP	^b 0,005 ou 0,1 ^c 0,087 TC	^{ch} 0,0001*JC ^{ch} 0,00004*Lacs	^b 0,0089 ^{cu} 0,0074 JC ^{cu} 0,013 Lacs	^{bl} 0,002 ^{cp} 0,00072*JC	^{bm} 0,001 ^{cq} 0,00007*JC ^{ca} 0,00017*Lac	^{cv} 0,139 JC ^{cv} 0,255 Lacs	^b 0,001 ^c 0,005 TC	^b 0,03 ^{ci} 0,0095JC ^{ci} 0,017Lacs	^b 0,3 ^c 1,3 TA
Date: 2007-10-27 et 2007-10-28									
Erreur	?	?	?	?	?	?	?	?	?
Limite	0,01	0,0006	0,001	0,001	0,001	0,005	0,001	0,01	0,1
INRS-Wood-10-deep	0,09	< 0,0006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,076	< 0,001	< 0,01	4,64
INRS-Griff-11-shallow	0,03	< 0,0006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,01	< 0,10
INRS-Griff-11-deep	0,01	< 0,0006	< 0,001	0,004	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,01	0,13
INRS-JC-1	0,02	< 0,0006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,008	< 0,001	< 0,01	< 0,10
INRS-JC-2	0,1	< 0,0006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,014	< 0,001	< 0,01	< 0,10
INRS-JC-3	< 0,01	< 0,0006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,01	< 0,10
INRS-JC-4	0,19	< 0,0006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,014	< 0,001	< 0,01	0,43
INRS-JC-5	0,05	< 0,0006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,01	< 0,10
E2-15-19m	0,24	< 0,0006	0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,01	< 0,10
E2-16-9m	0,02	< 0,0006	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,006	< 0,001	0,01	0,29
E2-15-33m	0,08	< 0,0006	< 0,001	0,001	< 0,001	0,009	< 0,001	< 0,01	0,16
E2-16-23m	2,03	< 0,0006	0,002	0,014	<u>0,001</u>	0,072	< 0,001	0,02	3,83
GW-11-3m	0,03	< 0,0006	< 0,001	0,002	< 0,001	0,008	< 0,001	< 0,01	0,16

Critères	Aluminium (Al) mg/L	Argent (Ag) mg/L	Chrome (Cr) mg/L	Cuivre (Cu) mg/L	Plomb (Pb) mg/L	Manganèse (Mn) mg/L	Sélénium (Se) mg/L	Zinc (Zn) mg/L	Fer (Fe) mg/L
^a Résurgence lacs	0,75	^{ej} 0,00004*	---	^{eg} 0,0016	^{eh} 0,0044	---	0,02	^{ek} 0,017	---
^a Résurgence Rivière J-C	0,75	^{ej} 0,00001*	---	^{eg} 0,0008*	^{eh} 0,0018	---	0,02	^{ek} 0,0095*	---
†Eau de consommation MDDEP	---	0,1	0,05	^d 1	0,01	^d 0,05	0,01	^d 5	---
†Eau de consommation CCME ou autres	---	---	0,05	^d 1	0,01	^d 0,05	0,01	^d 5	^d 0,3
Eau de surface - Protection de la vie aquatique CCME/MDDEP	^b 0,005 ou 0,1 ^c 0,087 TC	^{ch} 0,0001*JC ^{ch} 0,00004*Lacs	^b 0,0089 ^{cu} 0,0074 JC ^{cu} 0,013 Lacs	^{bl} 0,002 ^{cp} ^{cu} 0,00072*JC	^{bm} 0,001 ^{cq} 0,00007*JC ^{cq} 0,00017*Lac	^{cv} 0,139 JC ^{cv} 0,255 Lacs	^b 0,001 ^c 0,005 TC	^b 0,03 ^{ci} 0,0095JC ^{ci} 0,017Lacs	^b 0,3 ^{ci} 1,3 TA
Date:2007-08-14 au 2007-08-29									
Erreur	4%	?	?	?	?	?	?	90%	33%
Limite	0,03 et 0,04	0,0003 et 0,01	0,01 et 0,03	0,003 et 0,009	0,01 et 0,001	0,003	0,05 et 0,001		
JC-1C	<u>0,1</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<0,01		<0,05	<0,02	<u>0,4</u>
JC-1D	<u>0,12</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<u>0,02</u>		<0,05	<0,02	<u>0,4</u>
JC-1E	<u>0,1</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<0,01		<0,05	<0,02	<u>0,4</u>
JC-2C	<u>0,125</u>	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001		<0,001	0,003	0,15
JC-2D	<u>0,1</u>	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001		<0,001	0,009	0,1
JC-2E	<u>0,1</u>	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001		<0,001	0,0055	<0,1
JC-10C	<u>0,11</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<0,01		<0,05	<0,02	<u>0,4</u>
JC-10D	<u>0,115</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<0,01		<0,05	<0,02	<u>0,4</u>
JC-10E	<u>0,1</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<0,01		<0,05	<0,02	<u>0,4</u>
JC-11C	<u>0,14</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<0,01		<0,05	<0,02	<u>0,6</u>
JC-11D	<u>0,09</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<0,01		<0,05	<0,02	<u>0,4</u>
JC-11E	<u>0,09</u>	<0,01	<0,01	<0,009	<0,01		<0,05	<0,02	<u>0,4</u>
JC-12C	<u>0,11</u>	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001		<0,001	<0,003	0,1
JC-12D	<u>0,09</u>	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001		<0,001	0,004	0,1
JC-12E	<u>0,11</u>	<0,0003	<0,03	<0,003	<0,001		<0,001	<0,003	0,1
LA-LA-1	<u>0,04</u>	<u>0,0005</u>	<0,03	<0,003	<u>0,002</u>	0,008	<u>0,003</u>	<0,003	0,1
LA-GR-1	<0,03	<u>0,0003</u>	<0,03	<0,003	<0,001	0,012	<u>0,004</u>	<0,003	0,1
LA-WO-1	<u>0,04</u>	<u>0,0007</u>	<0,03	<0,003	<u>0,001</u>	0,004	<u>0,003</u>	<0,003	0,2

† L'eau souterraine de ce secteur n'est pas utilisée comme ressource en eau potable; la comparaison aux critères d'eau de consommation n'est qu'indicative.

nd: non détecté

* limite de détection supérieure au critère calculé

^a MDDEP Résurgence des eaux souterraines dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts

^d Critère basé sur des objectifs esthétiques

^c Critère du MDDEP- résurgence dans les eaux de surface variant en fonction de la dureté du milieu récepteur aquatique (dureté moyenne de la rivière J-C=5 mg/L et des lacs du secteur=10 mg/L)

^g critère Cu en mg/L = $e^{[0,9422 (\ln \text{dureté en mg/L}) - 1,700]}/1000$

^h critère Pb en mg/L = $e^{[1,273 (\ln \text{dureté en mg/L}) - 1,46]}/1000$

ⁱ critère Ni en mg/L = $e^{[0,846 (\ln \text{dureté en mg/L}) + 2,255]}/1000$

^j critère Ag en mg/L = $(e^{[1,72 (\ln \text{dureté en mg/L}) - 6,52]})/2000$

^k critère Zn en mg/L = $e^{[0,8473 (\ln \text{dureté en mg/L}) + 0,884]}/1000$

_{TA}: toxicité aigue

_{TC}: toxicité chronique

^b CCME - Eau de surface - Protection de la vie aquatique

^c MDDEP - Eau de surface - Protection de la vie aquatique

Critères ci-haut variant en fonction de la dureté du milieu récepteur aquatique (dureté moyenne de la rivière J-C=5 mg/L et des lacs du secteur=10 mg/L)

Cu (mg/L)	^l 0,002 pour dureté de 0 à 120 mg/L	^p $e^{[0,8545 (\ln \text{dureté en mg/L}) - 1,702]}/1000_{TC}$
Pb (mg/L)	^m 0,001 pour dureté de 0 à 60 mg/L	^q $e^{[1,273 (\ln \text{dureté en mg/L}) - 4,705]}/1000_{TC}$
Ag (mg/L)	---	^h $e^{[1,72 (\ln \text{dureté en mg/L}) - 6,52]}/2000_{TA}$
Zn (mg/L)	---	ⁱ $e^{[0,8473 (\ln \text{dureté en mg/L}) + 0,884]}/1000_{TA-TC}$
Cr (mg/L)	---	^u $e^{[0,819 (\ln \text{dureté en mg/L}) + 0,6848]}/1000_{TC}$
Mn (mg/L)	---	^v $e^{[0,8784 (\ln \text{dureté en mg/L}) + 3,5199]}/1000_{TC}$

Tableau D14: Concentrations en perchlorate utilisées pour faire la carte de contamination dans les eaux en 2007

Critères	Concentration en perchlorate (µg/)
Recommandation intérimaire de l'INSPQ pour la population vulnérable (<i>eau de consommation, à titre indicatif seulement</i>)	1
Valeur-guide de Santé Canada (<i>eau de consommation, à titre indicatif seulement</i>)	6
Date: 2007-09-28 au 2007-10-12	
Erreur	7%
Limite	0,05
MDR-5-32m	7,95
E2-2B-9m	< 0.05
E2-9-15m	1,8
E2-10-9m	< 0.05
E2-13-14m	0,36
E2-13-28m	< 0.05
E2-16-9m	< 0.05
E2-16-23m	< 0.05
GW-12-9m	13
E6-1-11m	13
E6-16-22m	2400
E6-18-12m	120
E9-1-35m	1,2
E5-11-30m	< 0.05
E5-13-35m	< 0.05
Date: 2007-10-27 et 2007-10-28	
Erreur	ne s'applique pas car nd
Limite	0,02
INRS-Wood-10-deep	nd
INRS-Griff-11-shallow	nd
INRS-Griff-11-deep	nd
INRS-JC-1	nd
INRS-JC-2	0,02
INRS-JC-3	nd
INRS-JC-4	nd
INRS-JC-5	nd
E2-15-19m	nd
E2-16-9m	nd
E2-15-33m	nd
E2-16-23m	nd
GW-11-3m	nd
Date: 2007-08-14 et 2007-08-15	
Erreur	ne s'applique pas car nd
Limite	0.05
JC-1	< 0.05
JC-10	< 0.05
JC-11	< 0.05
JC-12	< 0.05
JC-2	< 0.05

nd: non détecté

**Tableau D15: Concentrations en phosphore utilisées pour faire la carte de contamination
dans les eaux en 2007**

Critères	Concentration en phosphore total (mg/L)
MDDEP - Résurgence Rivière Jacques-Cartier	3
MDDEP - Eau de surface - Protection de la vie aquatique, toxicité chronique pour la rivière	0,03
Date: 2007-09-27 au 2007-10-01	
Erreur	12%
Limite	0,01
E2-2B-9m	2,7
E2-9-15m	0,59
E2-10-9m	0,33
E2-13-14m	0,18
E2-13-28m	12
E2-16-9m	0,19
E2-16-23m	29,5
GW-12-9m	0,02
E6-16-22m	0,54
E6-18-12m	0,83
E9-1-35m	0,85
Date: 2007-10-28	
Erreur	?
Limite	0,03
E2-16-9m	< 0.03
Date: 2007-08-14 au 2007-08-29	
Erreur	?
Limite	0,01
JC-1C	<0,01
JC-1D	<0,01
JC-1E	<0,01
JC-2C	<0,01
JC-2D	<0,01
JC-2E	<0,01
JC-10C	<0,01
JC-10D	0,01
JC-10E	<0,01
JC-11C	0,01
JC-11D	0,01
JC-11E	0,01
JC-12C	<0,01
JC-12D	<0,01
JC-12E	<0,01
LA-LA-1	<0,01
LA-GR-1	<0,01
LA-WO-1	<0,01

Annexe E

Figures

Figure E1 : Exemple de graphique d'interprétation d'essai à choc hydraulique par la méthode de Bouwer and Rice

Analyses granulométriques

Figure E2 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL1-A

Figure E3 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL1-B

Figure E4 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL2-A

Figure E5 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL2-B

Figure E6 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL2-C

Figure E7 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL-3

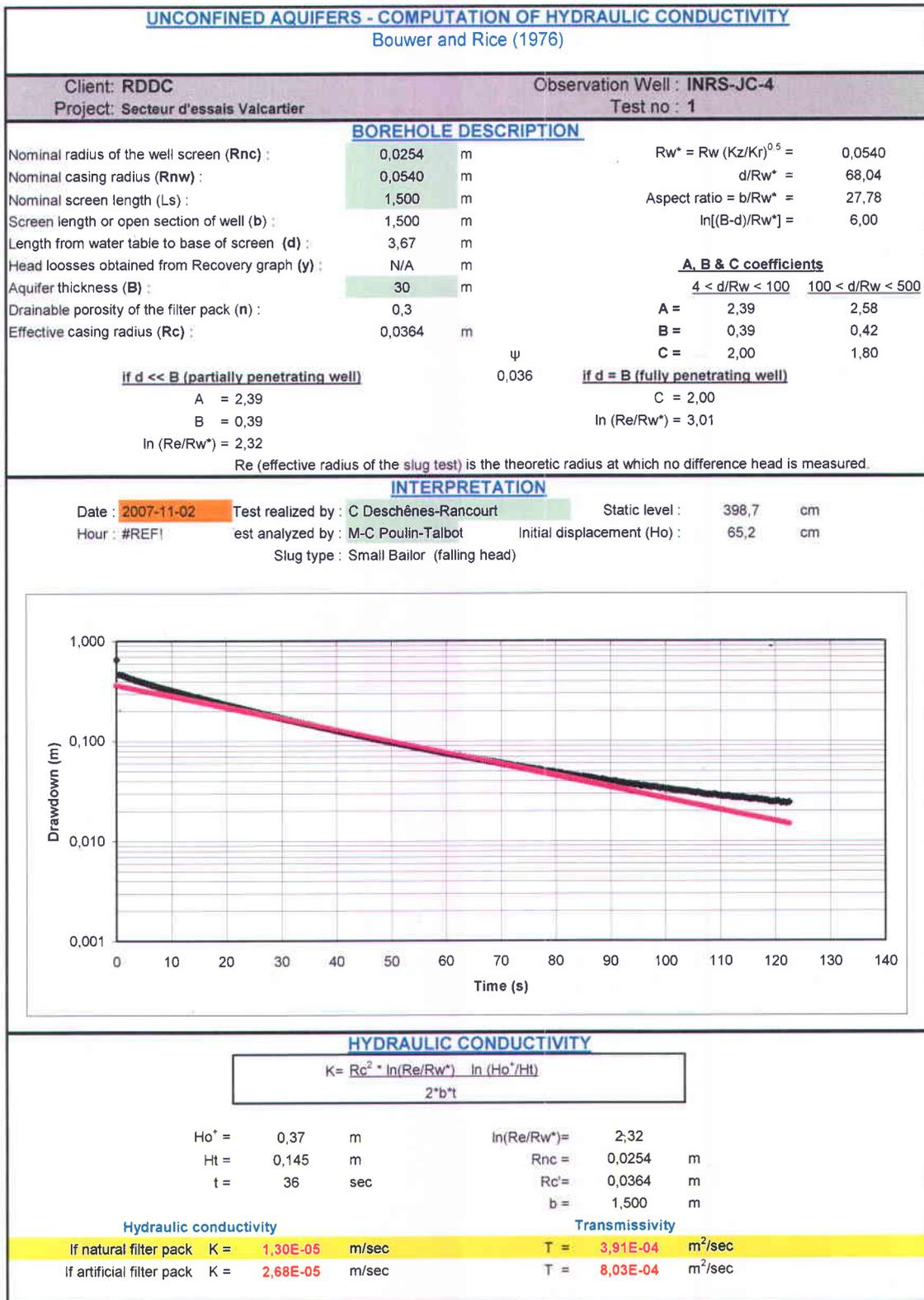


Figure E1 : Exemple de graphique d'interprétation d'essai à choc hydraulique par la méthode de Bouwer and Rice

Courbe granulométrique
SL1-A (Bâtiment 307)

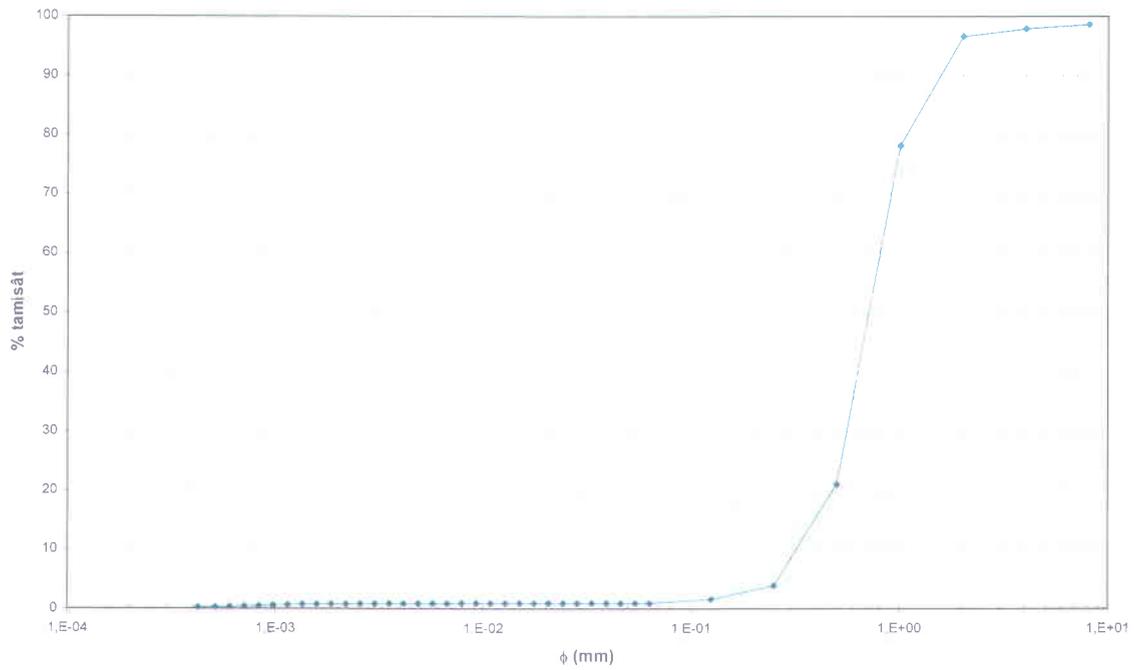


Figure E2 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL1-A

Courbe granulométrique
SL1-B (Bâtiment 307)

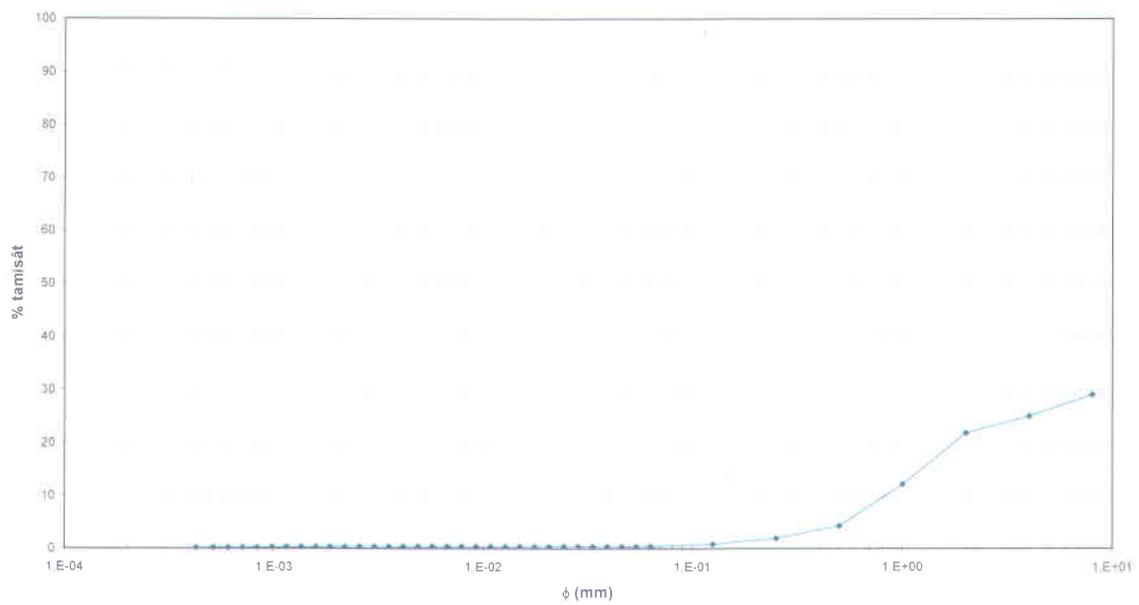


Figure E3 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL1-B

**Courbe granulométrique
SL2-A (Plateau)**

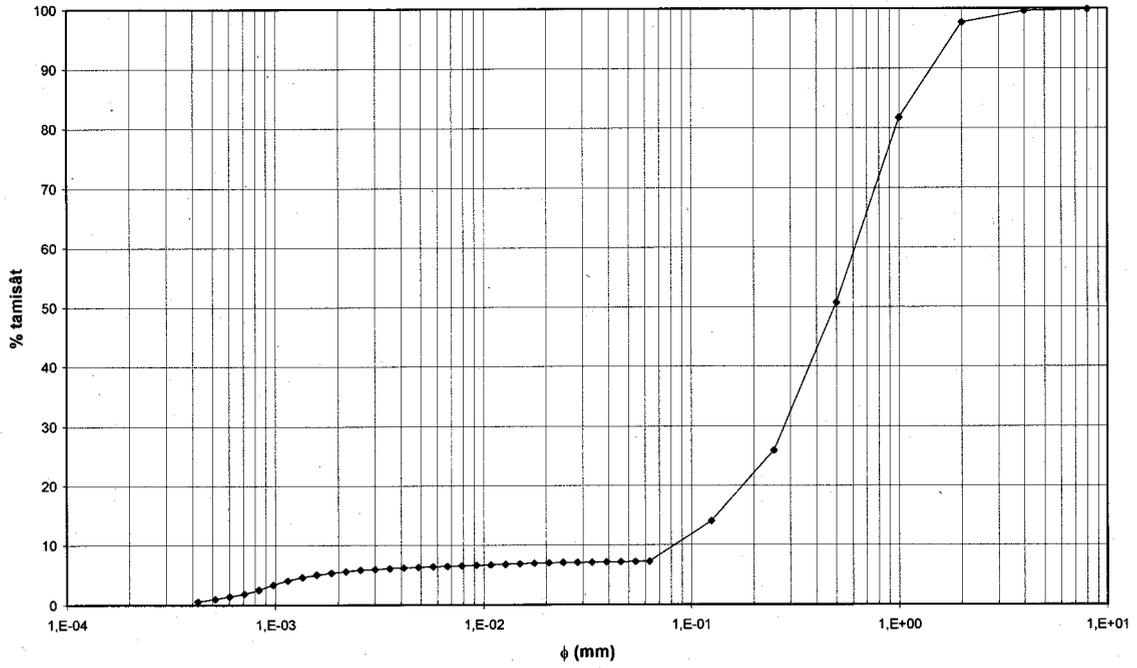


Figure E4 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL2-A

**Courbe granulométrique
SL2-B (Plateau)**

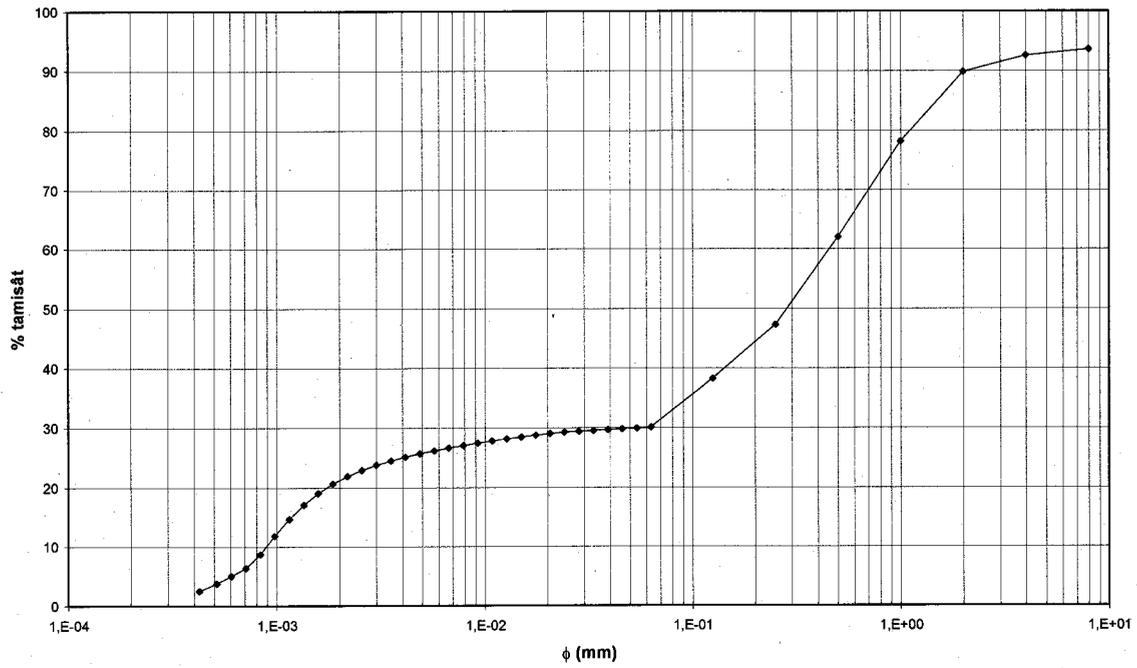


Figure E5 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL2-B

**Courbe granulométrique
SL2-C (Plateau)**

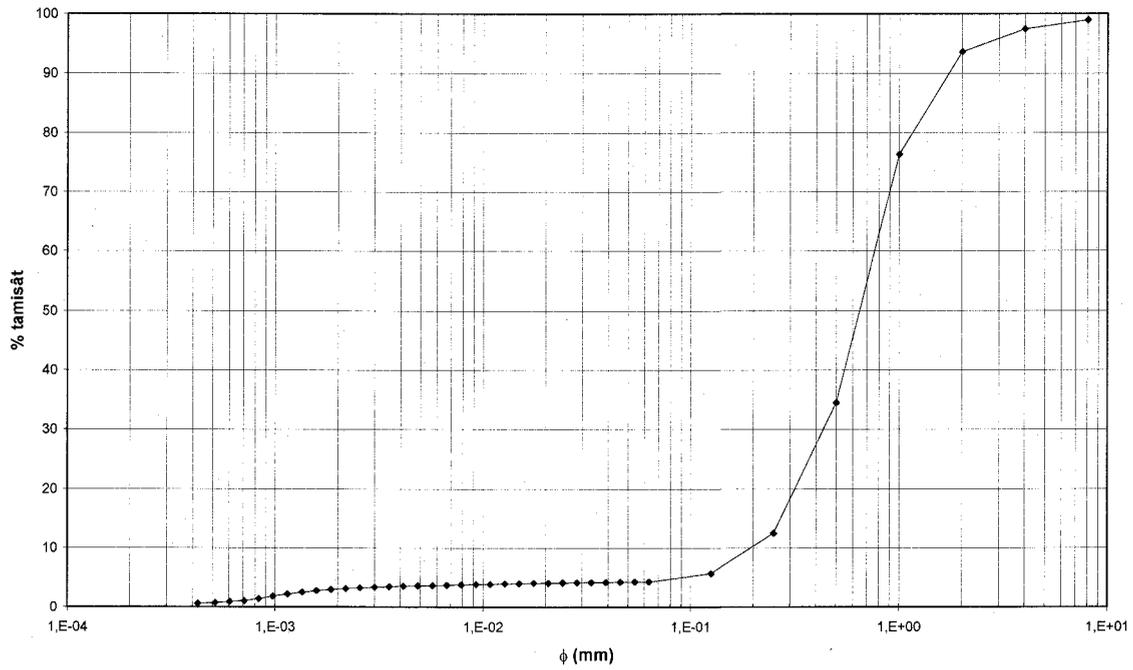


Figure E6 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL2-C

**Courbe granulométrique
SL-3 (Boisé)**

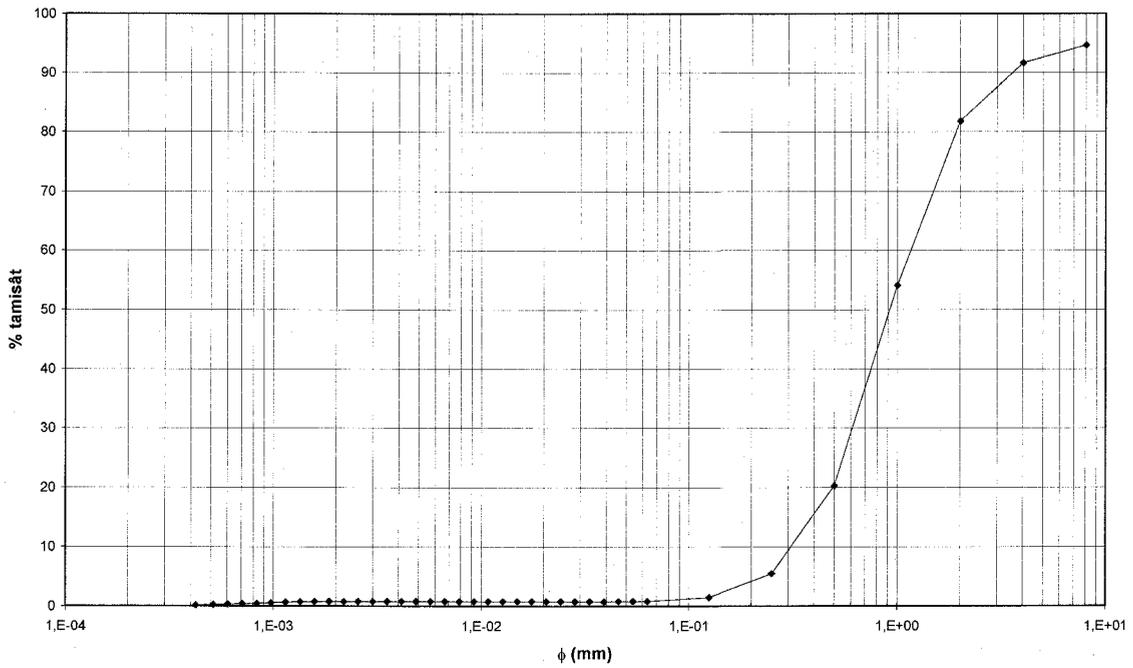


Figure E7 : Courbe granulométrique de l'échantillon de sol SL-3

Annexe F

Rapports de forage

Rapport de forage INRS-JC-1

Rapport de forage INRS-JC-2

Rapport de forage INRS-JC-3

Rapport de forage INRS-JC-4

Rapport de forage INRS-JC-5

Rapport de forage INRS-GRIF-11 (s)

Rapport de forage INRS-GRIF-11 (d)

Rapport de forage INRS-WOOD-11 (s)

Rapport de forage INRS-WOOD-11 (d)



Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique

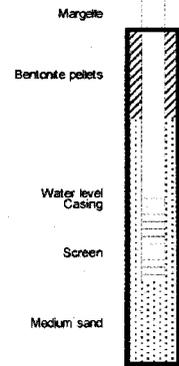
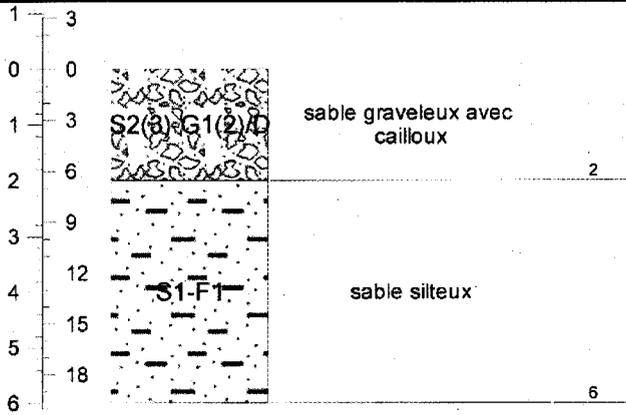
Borehole number: INRS-JC-1

Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier

Boring coordinates: Easting: 308927
Northing: 5200438

Date started: 2006-10-09 **Date ended:** 2006-10-09

SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m	ft	Symbol	Description	Depth/Elev	Number	



Drilling contractor: J.-M. Ballard
Drilling method: Direct push
Sampling method: n/a

Hole size: x.xx"
Well diameter: 1"
Well slot size: x.xxx"

Water level (date):
3.18 m (2007-07-05)

Sheet: 1 of 1

Modified from original version from CDC-DCC



Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique

Borehole number: INRS-JC-2

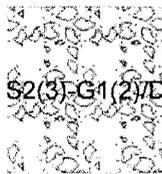
Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier

Boring coordinates: Easting: 308906
Northing: 5200368

Date started: 2006-10-09 **Date ended:** 2006-10-09

SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m ft	Symbol	Description	Depth/Elev	Number	Recovery (%)	

1 3
0 0
1 3
2 6
3 9
4 12



sable graveleux avec
cailloux

3

Margelle

Bentonite pellets

Water level

Medium sand

Screen



Drilling contractor: J.-M. Ballard
Drilling method: Direct push
Sampling method: n/a

Hole size: x,xx"
Well diameter: 1"
Well slot size: x.xxx"

Water level (date):
1.33 m (2007-06-26)

Sheet: 1 of 1

Modified from original version from CDC-DCC



Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique

Borehole number: INRS-JC-3

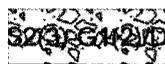
Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier

Boring coordinates: Easting: 308892
Northing: 5200320

Date started: 2006-10-09 **Date ended:** 2006-10-09

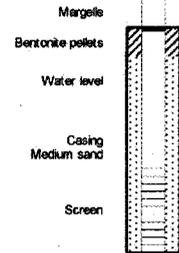
SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m ft	Symbol	Description	Depth/Elev	Number	Recovery (%)	

1 3
0 0
1 3
2 6
3 9
4 12
5 15
6 18



sable graveleux avec
cailloux

1



Drilling contractor: J.-M. Ballard
Drilling method: Direct push
Sampling method: n/a

Hole size: x.xx"
Well diameter: 1"
Well slot size: x.xxx"

Water level (date):
1.19 m (2007-06-26)

Sheet: 1 of 1

Modified from original version from CDC-DCC



Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique

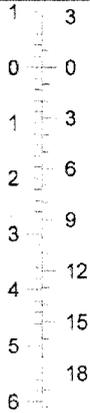
Borehole number: INRS-JC-4

Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier

Boring coordinates: Easting: 308859
Northing: 5200239

Date started: 2006-10-09 **Date ended:** 2006-10-09

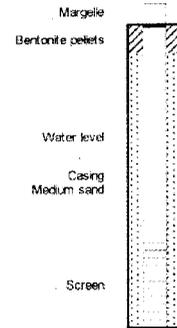
SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m	ft	Symbol	Description	Number	Recovery (%)	



S2(3)-G1(2)/D

sable silteux graveleux
avec cailloux

1



Drilling contractor: J.-M. Ballard
Drilling method: Direct push
Sampling method: n/a

Hole size: x.xx"
Well diameter: 1"
Well slot size: x.xxx"

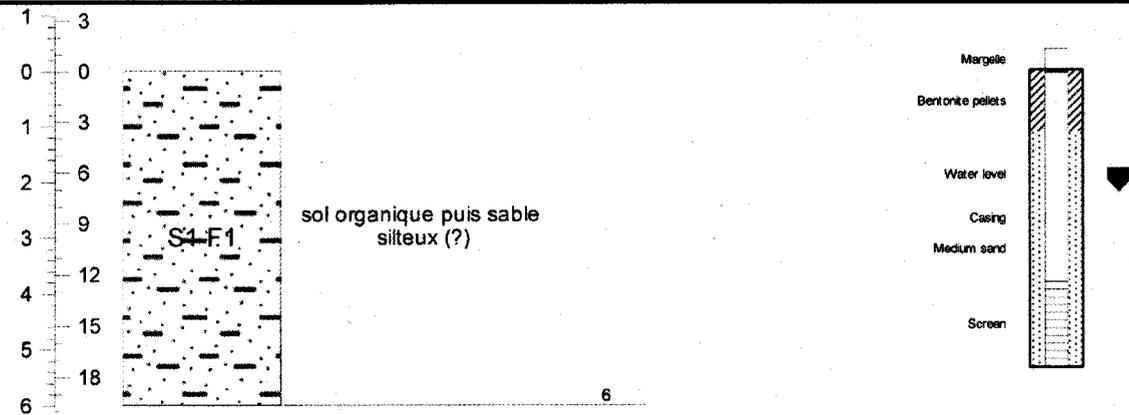
Water level (date):
2.27 m (2007-07-05)

Sheet: 1 of 1

Modified from original version from CDC-DCC

Borehole number: INRS-JC-5
Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier
Boring coordinates: Easting: 308863
 Northing: 5200186
Date started: 2006-10-09 **Date ended:** 2006-10-09

SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m ft	Symbol	Description	Depth/Elev	Number	Recovery (%)	



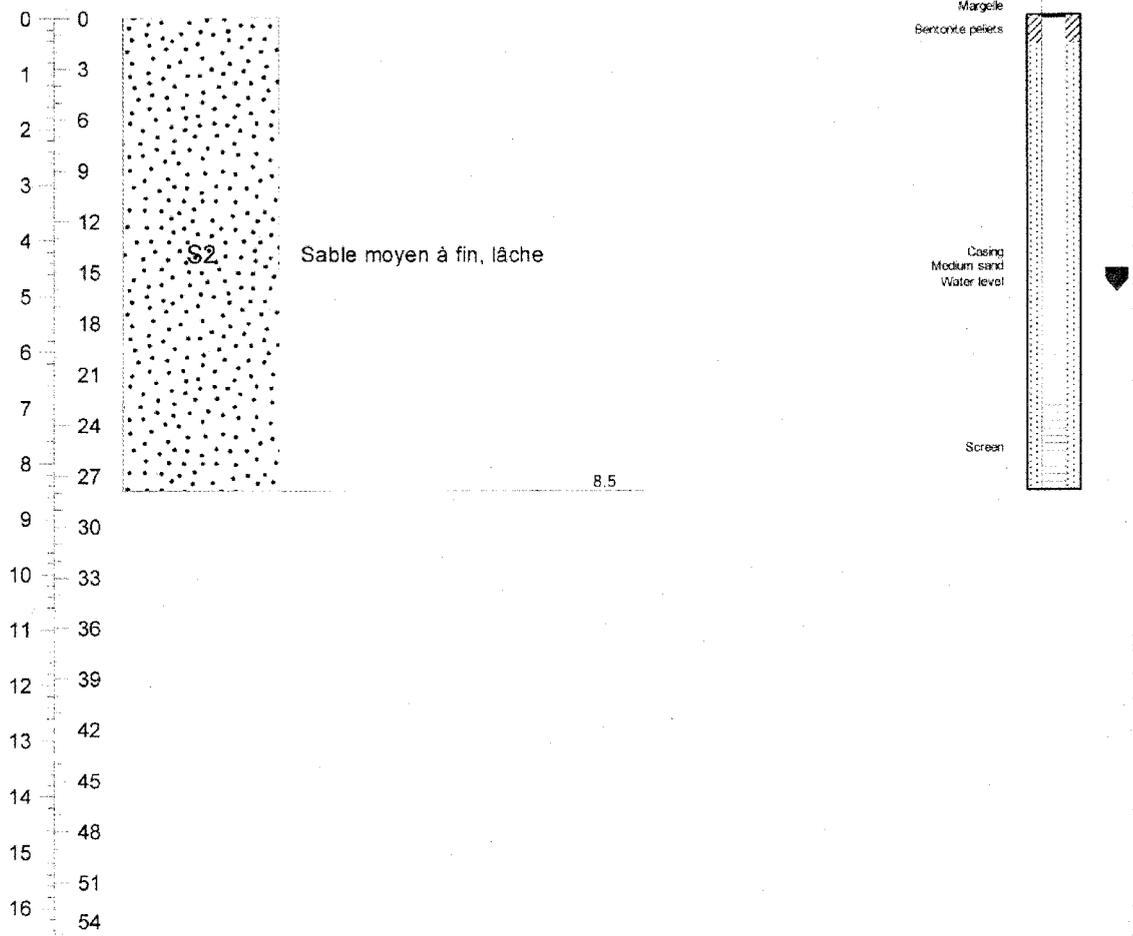
Drilling contractor: J.-M. Ballard	Hole size: x,xx"	Water level (date): 2.27 m (2007-07-05)
Drilling method: Direct push	Well diameter: 1"	
Sampling method: n/a	Well slot size: x.xxx"	Sheet: 1 of 1



Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique

Borehole number: INRS-GRIF-11 (s)
Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier
Boring coordinates: Easting: 307307
Northing: 5199737
Date started: 2006-10-10 **Date ended:** 2006-10-10

SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m	ft	Symbol	Description	Depth/Elev	Number	



Drilling contractor:	J.-M. Bailard	Hole size:	x.xx"	Water level (date):	
Drilling method:	Direct push	Well diameter:	1"	4.79 m (2007-07-05)	
Sampling method:	n/a	Well slot size:	x.xx"	Sheet:	1 of 1

Modified from original version from CDC-DCC

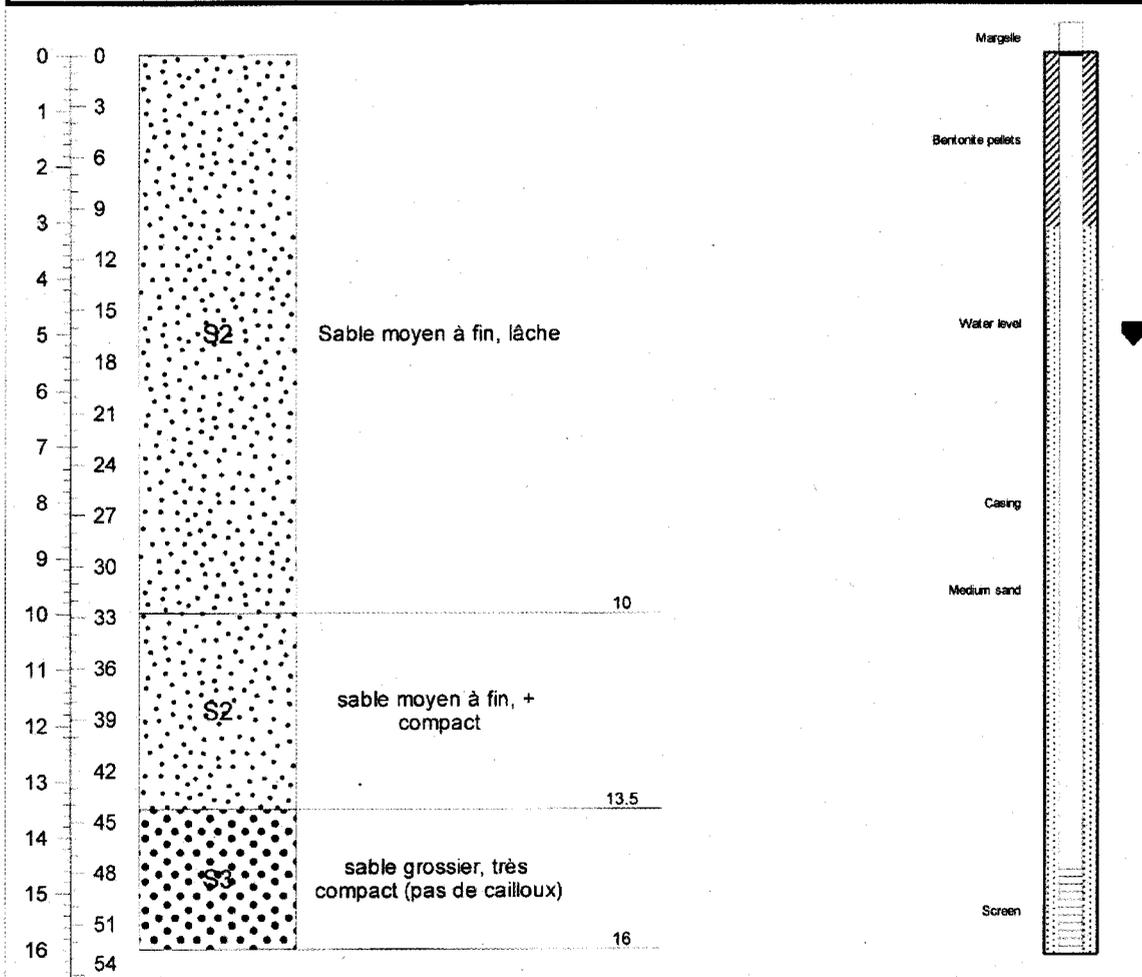
Borehole number: INRS-GRIF-11 (d)

Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier

Boring coordinates: Easting: 307307
 Northing: 5199737

Date started: 2006-10-10 **Date ended:** 2006-10-10

SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m ft	Symbol	Description	Depth/Elev	Number	Recovery (%)	



Drilling contractor: J.-M. Ballard
Drilling method: Direct push
Sampling method: Core

Hole size: x,xx"
Well diameter: 1"
Well slot size: x.xxx"

Water level (date):
 5.10 m (2007-07-05)

Sheet: 1 of 1



Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique

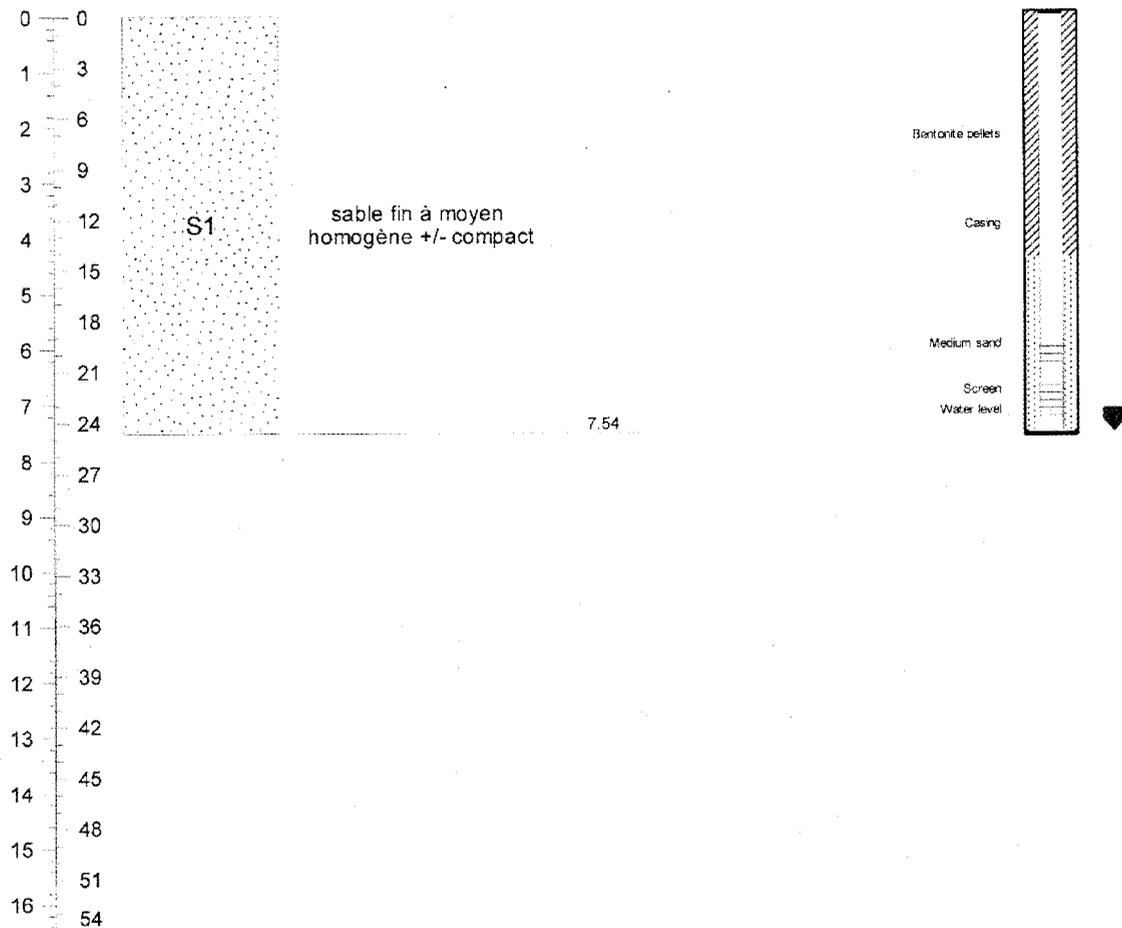
Borehole number: INRS-WOOD-10 (s)

Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier

Boring coordinates: Easting: 307846
Northing: 5199839

Date started: 2006-10-10 **Date ended:** 2006-10-10

SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m ft	Symbol	Description	Depth/Elev	Number	Recovery (%)	



Drilling contractor: J.-M. Ballard
Drilling method: Direct push
Sampling method: n/a

Hole size: x.xx"
Well diameter: 1"
Well slot size: x.xx"

Water level (date):
7.40 m (2007-07-05)

Sheet: 1 of 1

Modified from original version from CDC-DCC



Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique

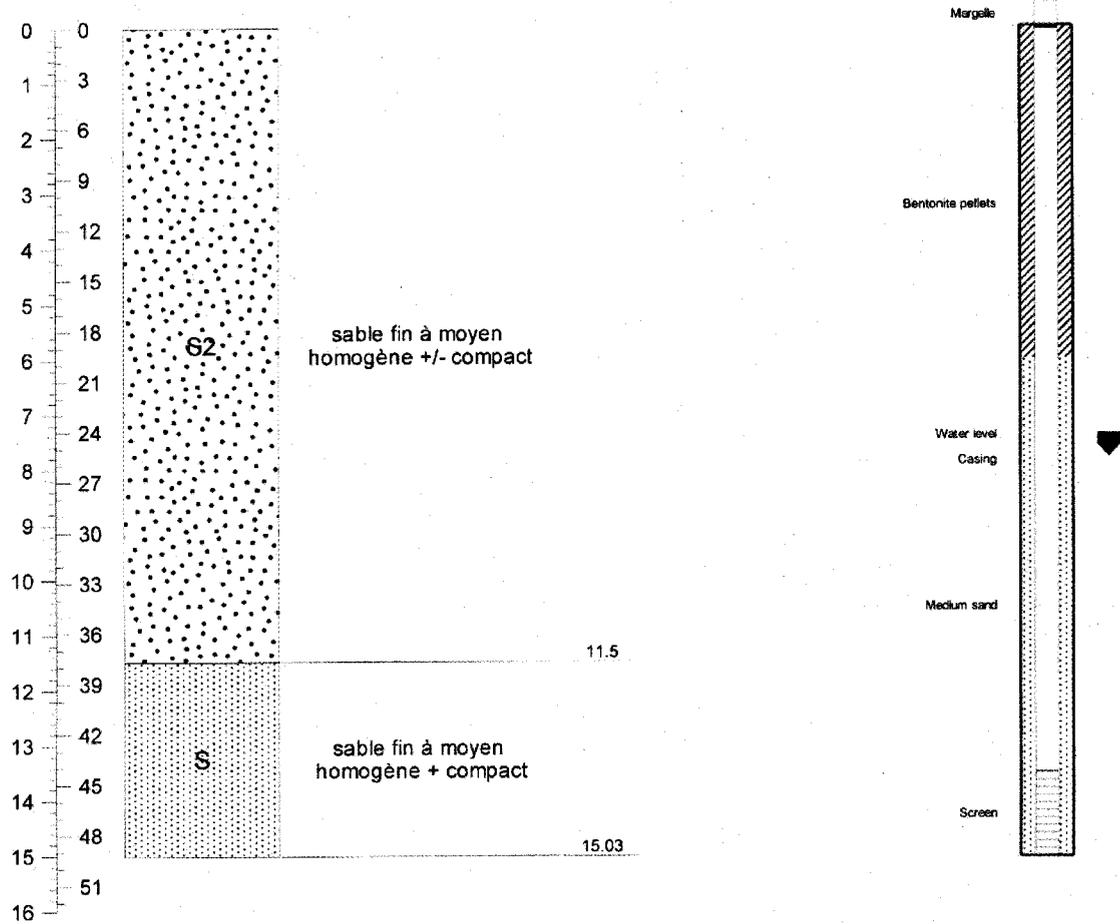
Borehole number: INRS-WOOD-10 (d)

Project: Secteur d'essai RDDC Valcartier

Boring coordinates: Easting: 307846
Northing: 5199839

Date started: 2006-10-10 **Date ended:** 2006-10-10

SUBSURFACE PROFILE				SAMPLE		Well Construction Diagram
Depth m ft	Symbol	Description	Depth/Elev	Number	Recovery (%)	



Drilling contractor: J.-M. Ballard
Drilling method: Direct push
Sampling method: n/a

Hole size: x.xx"
Well diameter: 1"
Well slot size: x.xx"

Water level (date):
7.42 m (2007-07-05)

Sheet: 1 of 1

Modified from original version from CDC-DCC

Annexe G

Étude comparative des concentrations en métaux mesurées dans les échantillons prélevés avec deux méthodes :

Méthode à faible débit (non filtré) / Méthode avec la pompe à inertie (filtré)

Martel et al. (2008) ont réalisés une étude comparative des concentrations en métaux mesurées dans des échantillons prélevés par deux méthodes différentes. Pour ce faire, chaque puits était d'abord échantillonné par la méthode à faible débit, puis quelques heures plus tard, avec une pompe à inertie. Les paragraphes suivants décrivant les méthodes et résultats sont adaptés de Martel et al. (2008).

Méthode avec la pompe à inertie

La méthode traditionnelle d'échantillonnage des puits consiste à pomper l'eau avec une pompe à inertie à haut débit, principalement par souci d'efficacité. Le grand débit cause une mobilisation des particules fines qui sont accumulées au fond du puits ou qui sont délogées des sédiments avoisinants la crépine. Si cette eau est analysée après acidification, il est fort probable que de grandes concentrations en plusieurs métaux comme le fer, l'aluminium, le magnésium et d'autres soient détectées. Ces métaux ne sont pas forcément dissous dans l'eau pompée, mais peuvent provenir de la dissolution des particules par l'acide ajoutée. Il est cependant indispensable d'ajouter de l'acide pour diminuer le pH à une valeur autour de 2 car ces conditions acides assurent que les métaux en concentrations traces ne s'adsorbent pas sur les parois de la bouteille. Pour cette raison, l'eau pompée avec un grand débit est filtrée < 0.45 microns avant l'acidification. La filtration peut également soustraire de l'échantillon d'eau des particules colloïdales qui sont mobiles dans l'eau souterraine. L'eau analysée ne correspond donc pas à l'eau qui circule dans l'aquifère réellement.

Méthode à faible débit

La méthode à faible débit échantillonne l'eau du puits sans perturber l'aquifère ni remuer les sédiments au fond du puits. Cette eau est davantage représentative de celle qui circule dans l'aquifère. Les échantillons recueillis pour l'analyse des métaux sont acidifiés mais non filtrés. L'acidification libère les métaux dissous et en provenance des particules colloïdales.

Résultats et interprétations

Les analyses quantitatives réalisées par Martel et al. (2008) sur les échantillons prélevés dans 12 puits par ces deux méthodes à l'été 2006, démontrent que :

Pour 20 éléments (Ag, As, Be, Bi, B, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Se, Te, Ti, V), il n'y a pas de différence significatives entre les deux méthodes.

Pour 4 éléments (Ba, Mg, Mn, Zn), les concentrations mesurées dans les échantillons prélevés avec une pompe à inertie sont supérieures aux concentrations des échantillons prélevés par la méthode à faible débit dans 3 à 6 puits alors que le contraire est observé dans 1 ou 2 puits.

Pour le sodium (Na) et le potassium (K), les concentrations mesurées dans les échantillons prélevés avec une pompe à inertie sont de beaucoup supérieures aux

concentrations des échantillons prélevées par la méthode à faible débit. Ceci pourrait être causé par un re-largage de Na et de K par les filtres de 0.45 microns.

Pour le fer (Fe) et l'aluminium (Al), les concentrations mesurées dans les échantillons prélevés par la méthode à faible débit sont de beaucoup supérieures aux concentrations des échantillons prélevés avec une pompe à inertie. Ceci pourrait être causé par la présence de particules métalliques de fer et d'aluminium mobiles dans le milieu poreux qui sont enlevées par filtration mais qui se retrouvent dans l'échantillon prélevé par la méthode à faible débit. Cette observation confirme que la méthode à faible débit représente le mieux la charge totale d'éléments qui se retrouve sous forme dissoute et associée aux particules naturelles ou anthropiques en suspension dans l'eau. Ces particules d'oxydes de fer et d'aluminium ont un diamètre de 1 à 1000 nm. D'autres particules (argileuses, d'oxydes de manganèse et de matière organique) présentes auraient aussi pu augmenter les concentrations d'autres métaux détectés.

En conclusion, on constate que pour la majorité des métaux il n'y a pas de différence importante entre les deux méthodes d'échantillonnage au site étudié. Par contre, pour le fer et l'aluminium, la différence entre les deux méthodes est critique par rapport aux critères de potabilité du CCME utilisé à titre indicatif seulement. De plus, les concentrations en sodium et en potassium obtenues avec la pompe à inertie suivie d'une filtration sont possiblement associées à la composition des filtres et ne sont donc pas valides.

