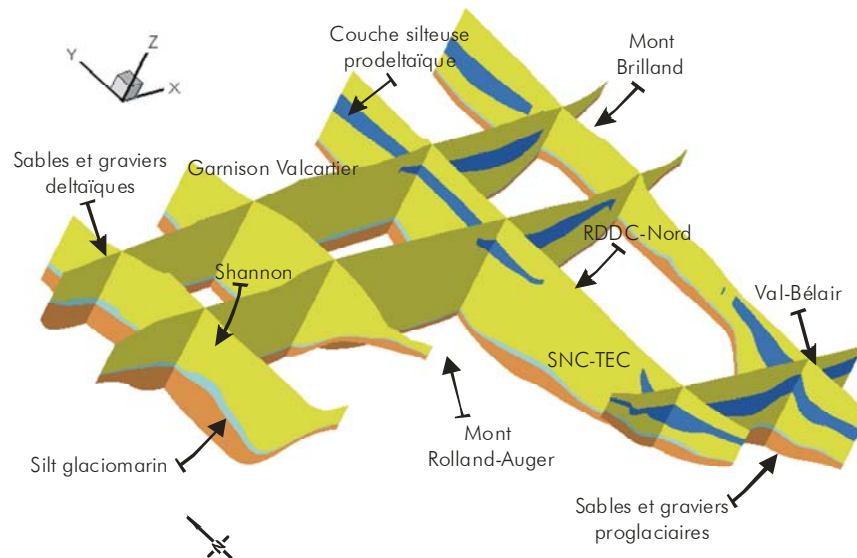


Caractérisation et modélisation numérique de l'écoulement et de la migration de la contamination en TCE dans l'eau souterraine du secteur Valcartier, Québec, Canada

René Lefebvre, Alexandre Boutin, Richard Martel,
René Therrien, Michel Parent et Véronique Blais





Université du Québec

Institut national de la recherche scientifique

Eau, Terre et Environnement

- RAPPORT FINAL CORRIGÉ -

Caractérisation et modélisation numérique
de l'écoulement et de la migration de la contamination en TCE
dans l'eau souterraine du secteur Valcartier, Québec, Canada

René Lefebvre¹, Alexandre Boutin¹, Richard Martel¹,
René Therrien², Michel Parent³ et Véronique Blais^{2,1}

1 : Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, Terre et Environnement

2 : Université Laval, Département de géologie et de génie géologique

3 : Commission géologique du Canada, Division Québec

Rapport soumis à
la Garnison Valcartier et à RDDC Valcartier

INRS-Eau, Terre et Environnement
Rapport de recherche R-631

Mai 2003

Résumé

Ce rapport présente les résultats de l'analyse des données de la caractérisation réalisée par le Ministère de la Défense Nationale (MDN) à l'automne 2001 dans le secteur de la Garnison Valcartier où un problème de contamination de l'eau souterraine par du trichloroéthène (TCE) avait été détecté. D'autres organismes ont permis l'accès à leurs données mais la majorité des données provient de l'imposante caractérisation réalisée par le MDN qui a ajouté 65 forages Rotasonic, 396 puits d'observation et 182 sondages Geoprobe aux données déjà disponibles.

Le secteur Valcartier est une région relativement plane à l'est de la rivière Jacques-Cartier bordée par les monts Keable au nord, Brillant à l'est et Rolland-Auger au sud. La rivière Nelson coule à l'est du secteur. Une vallée enfouie est présente sous le secteur et elle est comblée de sédiments glaciaires d'une épaisseur maximale de plus de 50 m. La principale unité aquifère est constituée de sable deltaïque très perméable de 1.5 m à 30 m d'épaisseur. Dans la partie est du secteur Valcartier, cette unité est divisée en deux par une couche silteuse prodeltaïque dont l'épaisseur peut aller jusqu'à 14 m. Au-dessus de cette couche, ainsi qu'aux endroits où elle est absente, on retrouve des conditions de nappe libre dans le sable deltaïque. On retrouve des conditions semi-captives dans le sable deltaïque présent sous la couche silteuse prodeltaïque. De façon générale, l'écoulement est convergent vers le centre du site et ce à partir du nord et du sud, pour ensuite se diriger vers l'est et vers l'ouest de chaque côté d'une ligne de partage des eaux souterraines présente à l'est du secteur Valcartier. De plus, la topographie du socle rocheux exerce un contrôle important sur l'écoulement puisque la présence de la vallée glaciaire enfouie amène un écoulement chenalisé.

Le panache d'eau contaminée par du TCE dissous a été divisé en trois zones : 1) une où la concentration du TCE est généralement entre détectable jusqu'à 50 µg/L, 2) une autre zone où la concentration du TCE est comprise généralement entre 50 et 500 µg/L, et 3) une zone où les concentrations excèdent généralement 500 µg/L. La valeur de 50 µg/L constitue présentement la concentration maximale acceptable (CMA) en TCE dans l'eau potable au Canada (CCME). Ce panache de contamination prend son origine à des zones sources situées à RDDC Nord et sous les terrains de SNC TEC (Secteur 214 et Lagune C). L'eau souterraine contaminée en TCE émise par ces zones sources atteint la Garnison Valcartier et la municipalité de Shannon, à l'ouest, ainsi que la ville de Québec, à l'est. Le panache de TCE ainsi formé a une longueur totale excédant 4 km avec une largeur totale d'environ 650 m à la limite entre la Garnison Valcartier et Shannon, dont 330 m excède 50 µg/L. Ce panache a une épaisseur d'environ 20 m et contient un volume d'eau contaminée excédant la CMA estimé à 8.6 millions de m³ contenant une masse de plus de 1 500 kg de TCE dissous.

Les émissions de TCE dans l'eau souterraine du secteur Valcartier ont permis sa migration à partir des zones sources vers l'est et vers l'ouest en suivant les directions d'écoulement de l'eau souterraine. Du côté est, la contamination en TCE atteint l'arrondissement 8 de la ville de Québec (Val-Bélair). Cependant, les concentrations en TCE détectées en 2001 dans l'eau souterraine sur les terrains de la ville de Québec sont toutes inférieures à 50 µg/L. L'extension maximale du panache et les concentrations en TCE à l'intérieur de la ville de Québec doivent encore être précisées. Même si une partie de la migration de TCE se fait vers l'est, la grande majorité de la contamination en TCE migre dans l'eau souterraine vers l'ouest. Au moins une

partie de cette contamination a atteint Shannon, ce qui a provoqué la contamination des puits privés prélevant leur eau à l'intérieur de l'intervalle du panache d'eau contaminée. Les résidences affectées par la contamination en TCE au-dessus de 5 µg/L ont d'abord été pourvues de filtres et par la suite la majeure partie de ces résidences a été raccordée à un nouvel aqueduc relié au système d'approvisionnement en eau de la Garnison Valcartier. La contamination en TCE dans l'eau souterraine se poursuit vers l'ouest à Shannon et peut atteindre la rivière Jacques-Cartier. Les informations manquent à Shannon pour définir adéquatement l'extension ouest du panache.

RDDC Nord est contaminé sur presque toute son étendue et les concentrations maximales y varient entre 800 et 1300 µg/L près des zones sources présumées qu'on y retrouve, dont les principales sont associées aux Bâtiments 98 et 67 ainsi qu'au Lagon Bleu. La migration de la contamination à partir des zones sources se fait surtout vers l'ouest dans la nappe semi-captive et la nappe libre régionale. Il y a dégradation apparente du TCE lors de son transport car les concentrations mesurées à la limite ouest de RDDC Nord sont de l'ordre de 270 µg/L. Les zones sources présumées identifiées à RDDC Nord ne semblent pas reliées à des activités en cours.

Deux zones sources déjà connues sont présentes sur les terrains de SNC TEC : le Secteur 214 et l'ancienne Lagune C. Les concentrations maximales mesurées à l'automne 2001 dans le Secteur 214 étaient de l'ordre de 100 à 4500 µg/L (une concentration maximale de 13 500 µg/L a été mesurée en mai 2001). Un système de pompage et de traitement fonctionne de façon saisonnière dans ce secteur depuis 1998. Le Secteur 214 se trouve pratiquement sur la ligne de partage des eaux entre l'écoulement vers l'ouest (Garnison Valcartier) d'un côté, et l'écoulement vers l'est (arrondissement 8 de la ville de Québec, Val-Bélair), de l'autre côté. La migration du TCE à partir du Secteur 214 se fait donc à la fois vers l'ouest pour alimenter le panache présent sous la Garnison Valcartier ainsi que vers l'est jusqu'à la ville de Québec. L'autre zone source située sur les terrains de SNC TEC se trouve à l'ancienne Lagune C. Les concentrations maximales dans ce secteur en 2001 étaient de 1600 µg/L dans un puits d'observation tandis qu'une concentration de 2600 µg/L en TCE a été détectée par un sondage Geoprobe. Le panache de contamination en TCE émis par cette zone source est bien défini et a une largeur d'environ 50 m à des concentrations supérieures à 50 µg/L près de la zone source, alors que le panache atteint 350 m de largeur et des concentrations entre 690 et 970 µg/L près de la limite entre les terrains de SNC TEC et de la Garnison Valcartier.

Le panache qui s'écoule vers l'ouest à travers les terrains de la Garnison Valcartier avait une concentration maximale en 2001 de 1200 µg/L, tandis que la majorité des valeurs élevées mesurées varie entre 560 et 920 µg/L au centre du panache de TCE dissous de la Garnison. À la limite de propriété de la Garnison avec Shannon, les valeurs maximales mesurées en 2001 sont de 260 à 340 µg/L. Aucune zone source de contamination en TCE n'a été formellement identifiée à l'intérieur de la Garnison Valcartier.

Un modèle numérique de l'écoulement de l'eau souterraine dans le secteur a été développé. Ce modèle permet de préciser les directions et les vitesses d'écoulement de l'eau souterraine, de délimiter les aires d'alimentation des puits, et de représenter de façon simplifiée le transport de TCE dans le système aquifère du secteur Valcartier. La vitesse de l'eau souterraine est ainsi plus lente dans le secteur des zones sources de RDDC Nord et du Secteur 214 où elle est de l'ordre de

quelques m/an à 20 m/an. Plus à l'ouest, la vitesse atteint environ 60 m/an pour diminuer ensuite à 40 m/an dans la partie ouest de la Garnison Valcartier et à la limite de Shannon. Dans le secteur de la zone source de la Lagune C, la vitesse de l'eau souterraine est de l'ordre de 70 m/an initialement mais cette vitesse diminue lorsqu'on s'éloigne de cette source.

Le modèle permet aussi de déterminer que seules les émissions de TCE provenant de la Lagune C auraient pu atteindre Shannon au cours d'une période d'émission et de migration du TCE supposée être d'au plus 60 ans. Durant cette période, les émissions à partir du Secteur 214 seraient arrivées juste en amont du puits P-2 mais n'auraient pas encore atteint Shannon. Les émissions en provenance de RDDC Nord seraient un peu plus loin à l'est dans la partie Nord du panache retrouvé à l'intérieur de la Garnison et n'auraient pas non plus atteint le puits P-2. La modélisation montre aussi que la contamination éventuelle du puits P-2 semble inéluctable dans les conditions présentes. En l'absence de mesures de contrôle, le panache de contamination en TCE dissous devrait tendre à s'élargir vers le nord dans la partie ouest de la Garnison Valcartier et contaminer une plus grande portion de l'eau souterraine d'abord à la Garnison et ensuite à Shannon. Les puits P-4 et P-7 semblent à l'abri de la contamination présentement connue puisque leurs aires d'alimentation simulées sont en dehors de l'extension connue du panache. Des mesures de réhabilitation ont déjà été prises par SNC TEC à la Lagune C et au Secteur 214 tandis qu'aucune mesure n'a été prise aux zones sources de RDDC Nord étant donné qu'elles viennent tout juste d'être identifiées. L'effet des mesures présentes ou futures à ces zones sources sur les émissions aux limites des propriétés voisines devrait se faire sentir uniquement après de nombreuses années si aucune autre action n'est faite pour arrêter les émissions de TCE aux limites de propriétés.

Suite à ce constat de la situation, il est possible de broser les grandes lignes d'un programme d'action préliminaire visant d'abord à contrôler la contamination et éventuellement d'arriver à la réhabilitation des sols et de l'eau souterraine du secteur. Les différents types d'actions qui peuvent être entreprises pour assurer la restauration du secteur Valcartier doivent être intégrés dans un programme cohérent à long terme visant la récupération de la ressource en eau souterraine du secteur. L'objectif de ce programme serait de rendre la qualité de l'eau souterraine présentement affectée par la contamination conforme aux normes canadiennes. Considérant l'ampleur du problème, la réalisation d'un tel programme pourrait s'étendre sur plusieurs décennies. Les actions à entreprendre sont de quatre types :

- 1) Caractérisation complémentaire;
- 2) Surveillance de la situation;
- 3) Contrôle des émissions et de l'agrandissement du panache contaminé; et
- 4) Réhabilitation des zones sources.

La description de ces actions potentielles dans le rapport ne constitue pas des recommandations formelles mais des pistes qui pourraient être suivies. À cause de ses larges implications, ce dossier comporte un grand nombre d'intervenants tout en touchant à des questions complexes relevant non seulement du domaine technique mais également de sujets socio-économiques et juridiques. Il serait donc présomptueux d'élaborer un programme complet sans l'implication des intervenants touchés.

Executive Summary

This report documents our data analysis of the characterization carried by the Department of National Defence (DND) in the fall of 2001 in the area of the Valcartier military base where a problem of groundwater contamination by trichloroethene (TCE) had been detected. Other organisations have granted access to their data but the vast majority comes from the DND characterization that added 65 Rotasonic boreholes, 396 observation wells and 182 Geoprobe profiles to the data already available.

The Valcartier area is a relatively flat terrain east of the Jacques-Cartier River bordered by mounts Keable to the north, Brillant to the east and Rolland-Auger to the south. The Nelson River flows east of the area. A buried valley filled by more than 50 m of glacial sediments underlies the area. The main aquifer unit is made up of 1.5 m to 30 m of very permeable deltaic sand. In the eastern part of the area, this unit is subdivided by a silty prodeltaic layer, which can reach 14 m in thickness locally. Above the silty unit, and where it is absent, unconfined conditions are present whereas semi-confined conditions prevail under the silty unit. Generally, groundwater flow converges to the center of the area both from the north and south and then turns either east or west on each side of a groundwater divide line that is present in the eastern part of the area. The bedrock topography exerts an important control on groundwater and channels its flow.

The TCE-contaminated groundwater plume has been divided in three zones: 1) a zone where TCE concentrations generally go from detected to 50 µg/L, 2) a zone where TCE concentrations are mostly between 50 and 500 µg/L, and 3) a zone where TCE concentrations generally exceed 500 µg/L. The value of 50 µg/L is the maximum concentration limit (MCL) for TCE in drinking water in Canada (CCME). The TCE plume in groundwater originates from source zones located within the property boundaries of DRDC North and SNC TEC (Sector 214 and Lagoon C). TCE-contaminated groundwater released from these source zones reaches the Valcartier base and the town of Shannon, to the west, as well as Quebec City, to the east. The TCE plume thus formed has a total length exceeding 4 km and a total width of 650 m at the boundary between the Valcartier base and Shannon, of which 330 m have concentrations exceeding 50 µg/L. The plume thickness is about 20 m and it contains a contaminated volume of groundwater exceeding the MCL estimated at 8.6 millions m³ containing more than 1 500 kg of dissolved TCE.

TCE releases in groundwater in the Valcartier area have led to its migration from source zones to the east and to the west following groundwater flow directions. On the eastern side, TCE contamination reaches Quebec City (former town of Val-Bélair). However, TCE concentrations detected thus far in Quebec City are all lower than 50 µg/L. The maximum extent of the plume as well as TCE concentrations within Quebec City need to be further defined. Even though some TCE migration occurs to the east, most of it takes place towards the west. At least part of this TCE plume reaches the town of Shannon, which has led to the contamination of private wells located within the extent of the plume. Houses affected by TCE contamination exceeding 5 µg/L were first equipped with filters and later linked to the aqueduct system of the Valcartier base. TCE-contaminated groundwater is likely to pursue its migration beyond Shannon and thus reach the Jacques-Cartier River. Data are lacking in Shannon to define the western extent of the plume.

Groundwater underlying DRDC North is contaminated over almost its entire area and maximum TCE concentrations vary between 800 and 1 300 µg/L near presumed source zones, among which the main ones are related to Buildings 98 and 67 as well as the Blue Lagoon. The migration of dissolved TCE from these source zones occurs predominantly towards the west in the semi-confined and the regional unconfined aquifers. There is apparent degradation of TCE from the source zones during its transport since concentrations reaching the western limit of DRDC North are reduced to a value of about 270 µg/L. The presumed source zones identified at DRDC North do not seem to be related to on-going present-day activities.

Two known source zones are present within the property limits of SNC TEC bordering the Valcartier base: Sector 214 and former Lagoon C. The maximum concentrations measured in the fall of 2001 in Sector 214 were between 100 and 4500 µg/L (a maximum concentration of 13 500 µg/L was detected in May 2001). A pump-and-treat system operates seasonally in this sector since 1998. The Sector 214 source zone practically lies on the groundwater divide between flow to the west (Valcartier base) on one side, and flow to the east (Quebec City, former Val-Bélair), on the other side. TCE migration from Sector 214 thus occurs both to the west to feed the TCE plume present under the Valcartier base, as well as to the east, thus reaching Quebec City. The other source zone within the SNC TEC property is former Lagoon C. Maximum TCE concentrations measured in 2001 in that vicinity were 1600 µg/L in an observation well and 2600 µg/L in a Geoprobe profile. The TCE plume related to Lagoon C is well delineated: it has a width of 50 m at concentrations exceeding 50 µg/L near the source zone, whereas the plume reaches a width of 350 m with concentrations between 690 and 970 µg/L close to the property limit between SNC TEC and the Valcartier base.

The groundwater plume migrating to the west within the Valcartier base had a maximum concentration of 1200 µg/L in 2001, but most of the high concentrations vary between 560 and 920 µg/L in the core of the dissolved TCE plume within the Valcartier base. At the property boundary between the base and the town of Shannon, maximum concentrations measured in 2001 were from 260 to 340 µg/L. No other TCE contamination source zone has been formally identified within the Valcartier base following the fall of 2001 characterization.

A numerical model of groundwater flow in the Valcartier area was developed. This model provides more precise indications of groundwater flow directions and velocities, allows the delineation of areas of contribution to groundwater supply wells, and simple TCE transport modeling in the Valcartier area aquifer system. Groundwater velocities are thus found to be slower in the vicinity of DRDC North and SNC TEC source zones where it flows between a few m/year and 20 m/year. More to the west, the velocity reaches 60 m/year to slow down again to 40 m/year in the western part of the Valcartier base at the limit with Shannon. Near the Lagoon C source zone, groundwater flows at about 70 m/year initially but this velocity is reduced away from the source zone.

The model also indicates that only the TCE released from the Lagoon C source zone is likely to have reached Shannon in a plausible release and migration period estimated to be 60 years at the most. During the same period, TCE releases from Sector 214 would have migrated only as far west as up gradient of supply well P-2 but would not have reached Shannon. Releases from DRDC North would have reached slightly more to the east within the northern part of the TCE

plume but would not have arrived to well P-2 either. Modeling also shows that P-2 will eventually be contaminated by TCE if present-day conditions continue to prevail. Without plume control actions, the TCE plume would extend further to the north in the western part of the Valcartier base and thus contaminate an even larger portion first of the Valcartier base and then of Shannon. Groundwater supply wells P-4 and P-7 do not seem to be at risk of being contaminated since their areas of contribution lie outside of the known TCE plume. At Lagoon C and Sector 214, SNC TEC have already taken remediation actions, whereas no actions have been taken at the DRDC North source zones since they have just been identified recently. The effect of current or future actions to control TCE release from source zones will only be felt at the down gradient property boundaries many years later if no specific actions are taken to stop TCE migration at these boundaries.

Based on the situation observed today, it is possible to define a broad outline of a preliminary action program aiming to control contamination and eventually remediate soil and groundwater in the Valcartier area. The different types of actions that can be undertaken to clean up the Valcartier area must be integrated within a coherent long-term plan aiming to recover the quality of the groundwater resources in the area. The objective of such a program would be to improve the quality of the groundwater impacted by TCE contamination so that it meets Canadian drinking standards. Considering the seriousness of the problem, such a program might take decades to complete. Four types of actions can be undertaken within such a plan:

- 1) Complementary characterization;
- 2) Monitoring of the situation;
- 3) Control of TCE release or prevention of the spreading of the plume; and
- 4) Remediation of source zones.

Description of such potential actions in this report does not represent formal recommendations but indications of paths that may be followed. Because of its wide implications, this environmental problem involves a large number of interested parties and touches on complex issues not only of a technical nature but also socio-economical and legal. It would thus be presumptuous to define a complete program without the involvement of all interested parties.

Table des matières

<u>1. INTRODUCTION ET MISE EN CONTEXTE</u>	<u>1</u>
1.1 LOCALISATION DU SITE À L'ÉTUDE	1
1.2 HISTORIQUE	1
1.3 RÔLE DE L'INRS-EAU, TERRE ET ENVIRONNEMENT	1
1.4 OBJECTIFS SPÉCIFIQUES DU RAPPORT	1
1.5 FORMAT ET DISTRIBUTION DU RAPPORT	2
1.6 CONTRIBUTIONS AUX TRAVAUX ET AU RAPPORT DE L'INRS	3
1.7 NOMENCLATURE UTILISÉE DANS LE RAPPORT	4
<u>2. INTÉGRATION DES DONNÉES DE CARACTÉRISATION</u>	<u>6</u>
2.1 NATURE DES TRAVAUX DE CARACTÉRISATION RÉALISÉS DEPUIS 1997	6
2.2 RÔLE DE L'INTÉGRATION DES DONNÉES	7
2.3 STRUCTURE DE LA BASE DE DONNÉES	7
2.4 GESTION DES DONNÉES ET LEUR DOCUMENTATION	8
<u>3. CONTEXTE HYDROSTRATIGRAPHIQUE</u>	<u>9</u>
3.1 MÉTHODOLOGIE	9
3.2 STRATIGRAPHIE ET MODÈLE DE SÉDIMENTATION DES FORMATIONS QUATERNAIRES	9
3.3 UNITÉS HYDROSTRATIGRAPHIQUES	10
3.3.1 UNITÉS PERMÉABLES	10
3.3.2 UNITÉS SEMI-PERMÉABLES	11
3.3.3 UNITÉ IMPERMÉABLE	12
3.4 DISTRIBUTION DES UNITÉS HYDROSTRATIGRAPHIQUES	12
3.4.1 TOPOGRAPHIE DU ROC ET ÉPAISSEUR DES SÉDIMENTS	12
3.4.2 RELATIONS ENTRE LES UNITÉS HYDROSTRATIGRAPHIQUES	12
<u>4. DÉTERMINATION DES PROPRIÉTÉS HYDRAULIQUES</u>	<u>14</u>
4.1 MÉTHODOLOGIE	14
4.2 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS	15
4.2.1 MÉTHODES D'ANALYSES UTILISÉES	15
4.2.2 STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONDUCTIVITÉS HYDRAULIQUES	15
<u>5. PIÉZOMÉTRIE ET ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE</u>	<u>17</u>
5.1 MÉTHODOLOGIE	17
5.2 PIÉZOMÉTRIE ET DIRECTION D'ÉCOULEMENT DE LA NAPPE LIBRE	18
5.3 PIÉZOMÉTRIE ET DIRECTION D'ÉCOULEMENT DE LA NAPPE SEMI-CAPTIVE	20

6.	<u>DISTRIBUTION ET TRANSPORT DU TCE DISSOUS DANS L'AQUIFÈRE</u>	22
6.1	MÉTHODOLOGIE	22
6.2	COMPARAISON DES MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE	24
6.3	CARTE DE CONTAMINATION EN TCE DANS L'AQUIFÈRE	26
6.4	ZONES SOURCES POTENTIELLES DE CONTAMINATION EN TCE	27
6.5	DISTRIBUTION 3-D DU TCE DISSOUS À RDDC NORD	30
6.6	LIENS ENTRE LE PANACHE DE TCE DISSOUS ET LES ZONES SOURCES À RDDC NORD	34
6.7	TRANSPORT DU TCE DANS LE SECTEUR VALCARTIER	35
6.7.1	PROFONDEUR, VOLUME ET MASSE DE TCE DISSOUS	35
6.7.2	ADSORPTION	38
6.7.3	BIODÉGRADATION ET ATTÉNUATION NATURELLE	39
6.7.4	BILANS DE MASSE ET FLUX DE TCE DANS LE PANACHE	40
7.	<u>MODÉLISATION NUMÉRIQUE DE L'ÉCOULEMENT ET DU TRANSPORT</u>	42
7.1	MÉTHODOLOGIE	42
7.2	DESCRIPTION DU SIMULATEUR FRAC3DVS ET DES AUTRES LOGICIELS UTILISÉS	44
7.3	MODÈLE CONCEPTUEL ET MODÈLE NUMÉRIQUE DU SECTEUR VALCARTIER	45
7.4	CALAGE ET SENSIBILITÉ DU MODÈLE D'ÉCOULEMENT	47
7.5	ANALYSE DES RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION DE L'ÉCOULEMENT	49
7.5.1	ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE DANS LE SECTEUR VALCARTIER	49
7.5.2	AIRES D'ALIMENTATION DES PUIITS PAR TRAÇAGE DE PARTICULES	50
7.5.3	MIGRATION DU TCE À PARTIR DES ZONES SOURCES PAR TRAÇAGE DE PARTICULES	51
7.6	MODÉLISATION SIMPLIFIÉE DU TRANSPORT DE MASSE DU TCE	52
7.7	CONCLUSIONS TIRÉES DE LA MODÉLISATION ET LIMITES DU MODÈLE	54
7.7.1	TEMPS ET DISTANCES DE MIGRATION DU TCE	55
7.7.2	DURÉE DE LA CONTAMINATION EN TCE DU PUIITS P-5 ET DE SHANNON	55
7.7.3	ÉVOLUTION À LONG TERME DE LA CONTAMINATION EN TCE	56
7.7.4	RISQUES POUR LES MILIEUX RÉCEPTEURS	57
7.7.5	LIMITES DU MODÈLE	58
8.	<u>CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET RECOMMANDATIONS</u>	60
8.1	ÉTAT DE LA SITUATION	60
8.1.1	CONDITIONS D'ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE ET AIRES D'ALIMENTATION DES PUIITS	60
8.1.2	NATURE DE LA CONTAMINATION EN TCE DE L'EAU SOUTERRAINE	60
8.1.3	POTENTIEL DE LA PRÉSENCE DE DNAPL DANS LES ZONES SOURCES DU SECTEUR	64
8.1.4	MIGRATION DE LA CONTAMINATION EN TCE DE L'EAU SOUTERRAINE	65
8.2	RECOMMANDATIONS POUR LA GESTION ENVIRONNEMENTALE DU SECTEUR VALCARTIER	66
8.3	LIMITES DES TRAVAUX DE L'INRS-ETE ET INCERTITUDES RESTANTES	70
	<u>RÉFÉRENCES CITÉES OU UTILISÉES</u>	71

Liste des tableaux, planches, figures, et annexes

Tableaux

(Tous les tableaux sont présentés à la fin du rapport)

Tableau 2.1 : Travaux de terrain par secteur réalisés avant août 2001	76
Tableau 2.2 : Sources des données utiles à la compréhension de la problématique	77
Tableau 2.3 : Évolution de l'information disponible dans le secteur Valcartier	78
Tableau 4.1 : Statistiques descriptives des résultats des essais de perméabilité	79
Tableau 6.1a Sommaire des caractéristiques des subdivisions du panache de contamination en TCE dissous à RDDC Nord et de leur relation présumée avec leurs zones sources dans la nappe libre et la couche silteuse.....	80
Tableau 6.1b Sommaire des caractéristiques des subdivisions du panache de contamination en TCE dissous à RDDC Nord et de leur relation présumée avec leurs zones sources dans la nappe semi-captive et libre régionale	81
Tableau 6.2 Sommaire des caractéristiques des zones sources présumées de TCE à RDDC Nord	83
Tableau 6.3 Distribution des concentrations en TCE ($\mu\text{g/L}$) en fonction de la profondeur dans les puits d'observation du secteur Valcartier en 2001 (données de la figure 6.19)	87
Tableau 6.4 Estimation du volume d'eau contenant du TCE dissous et de la masse	88
de TCE dissous dans le panache du secteur Valcartier en 2001	88
Tableau 6.5 Sommaire des conditions et résultats des essais en colonne pour la détermination du facteur de retard du TCE dans le sable deltaïque et l'unité silteuse prodeltaïque	89
Tableau 6.6 Facteur de retard du TCE dans le sable deltaïque et la couche silteuse prodeltaïque estimé d'après les fractions en carbone organique total dans les sols	90
Tableau 6.7 Sommaire des indices de biodégradation obtenus à partir du protocole de Weidmeyer (1998)	91
Tableau 6.8 Sommaire des résultats des calculs de flux de masse de TCE	92
Tableau 7.1 Sommaire des principales caractéristiques du modèle d'écoulement.....	93
Tableau 7.2 Sommaire des paramètres et des conditions aux limites du modèle calé.....	94
Tableau 7.3 Sommaire des paramètres et conditions aux limites modifiées lors de l'étude de sensibilité du modèle.....	96
Tableau 7.4 Tableau décrivant les conditions aux limites et leur effet au niveau de l'écoulement de l'eau souterraine dans le modèle numérique.....	97
Tableau 7.5 Positions et caractéristiques des sources imposées ^a dans le modèle de transport....	98

Planches et figures

(Toutes les figures sont présentées à l'intérieur de planches regroupées à la fin du rapport)

Planche 1 : Localisation et physiographie du secteur Valcartier

Figure 1.1 : Localisation de la région à l'étude comprenant la physiographie et les puits d'observation

Planche 2 : Contexte géologique du secteur Valcartier

Figure 3.1 : Colonne stratigraphique du secteur Valcartier

Figure 3.2 : Topographie du socle rocheux et position des sections géologiques

Figure 3.3 : Coupes hydrostratigraphiques nord-sud et est-ouest

Planche 3 : Modèle géologique en trois dimensions du secteur Valcartier

Figure 3.4 : Modèle géologique 3D vu à partir du sud vers le nord

Figure 3.5 : Localisation des coupes géologiques

Figure 3.6 : Coupes dans le modèle géologique 3D vues à partir du sud-est vers le nord-ouest

Figure 3.7 : Zoom sur le modèle géologique 3D vu à partir du sud-ouest vers le nord-est

Planche 4 : Propriétés hydrauliques des matériaux

Figure 4.1 : Distribution des résultats d'essais de perméabilité pour les unités deltaïque, proglaciaire et prodeltaïque (conductivité hydraulique K)

Figure 4.2 : Types de réponses obtenues avec les essais de perméabilité
a) oscillatoire, b) linéaire et c) semi-oscillatoire

Figure 4.3 : Tendances régionales de la conductivité hydraulique (K) dans le sable deltaïque
a) tendance planaire et b) distribution par krigeage

Planche 5 : Piézométrie de la nappe libre dans le secteur Valcartier

Figure 5.1 : Piézométrie de la nappe libre dans le secteur Valcartier

Planche 6 : Piézométrie de la nappe semi-captive dans le secteur Valcartier

Figure 5.2 : Piézométrie de la nappe semi-captive dans le secteur Valcartier

Planche 7 : Comparaison des méthodes d'échantillonnage et d'analyse

Figure 6.1 : Comparaison des analyses du laboratoire de terrain avec les analyses en laboratoire pour les échantillons prélevés avec le Geoprobe

Figure 6.2 : Exemple d'un profil de concentrations en TCE ($\mu\text{g/L}$) obtenu par le Geoprobe à proximité d'un puits conventionnel

Figure 6.3 : Comparaison des moyennes des concentrations obtenues des échantillons discrets par rapport aux concentrations des échantillons conventionnels

Figure 6.4 : Comparaison des moyennes des concentrations en TCE ($\mu\text{g/L}$) obtenues des échantillons Geoprobe par rapport aux concentrations des échantillons de puits d'observation conventionnels

Planche 8 : Carte de contamination en TCE de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier

Figure 6.5a : Carte de contamination en TCE de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier

Planche 9 : Agrandissement de la carte de contamination en TCE de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier

Figure 6.5b : Agrandissement de la carte de contamination en TCE de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier

Planche 10 : Carte des zones sources présumées de la contamination en TCE de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier

Figure 6.6 : Zones sources présumées de la contamination en TCE de l'eau souterraine

Planche 11 : Profils de la concentration en TCE réalisés avec le Geoprobe et les puits conventionnels à RDDC Nord

Figure 6.7 : Exemple d'une coupe est-ouest des profils de concentration en TCE réalisés avec le Geoprobe et les puits conventionnels à RDDC Nord

Figure 6.8 : Exemple d'une coupe nord-sud des profils de concentration en TCE réalisés avec le Geoprobe et les puits conventionnels à RDDC Nord

Planche 12 : Distribution détaillée du TCE à RDDC Nord

Figure 6.9 : Panache de TCE dans l'eau souterraine au-dessus de la couche silteuse prodeltaïque dans la nappe libre superposé à la piézométrie de la nappe libre et à la topographie de la surface de la couche silteuse

Figure 6.10 : Panache de TCE dans l'eau souterraine à l'intérieur de la couche silteuse prodeltaïque superposé à la topographie de la base de la couche silteuse

Figure 6.11 : Panache de TCE dans la nappe semi-captive sous la couche silteuse prodeltaïque. Interpolation des concentrations en TCE avec une directions d'anisotropie à 170°.

Figure 6.12 : Panache de TCE dans la nappe semi-captive sous la couche silteuse prodeltaïque. Interpolation des concentrations en TCE sans anisotropie.

Planche 13 : Distribution détaillée du TCE pour différents intervalles de profondeurs à RDDC Nord (Interpolations avec une anisotropie de 170°)

Figure 6.13 : Panache interpolé entre les élévations 144.6 à 150.0 m dans la nappe semi-captive (sous le silt) et dans la nappe libre régionale (silt absent)

Figure 6.14 : Panache interpolé entre les élévations 150.0 et 155 m dans la nappe semi-captive (sous le silt) et dans la nappe libre régionale (silt absent)

Figure 6.15 : Panache interpolé entre les élévations 159 et 165 m dans la nappe libre supérieure (au-dessus du silt), dans le silt et dans la nappe libre régionale (silt absent)

Figure 6.16 : Panache interpolé entre les élévations 159 et 171 m dans la nappe libre supérieure (au-dessus du silt), dans le silt et dans la nappe libre régionale (silt absent)

Planche 14 : Subdivisions des panaches et des sources potentielles et modèle 3D des panaches à RDDC Nord

Figure 6.17 : Carte subdivisant le panache de TCE et identifiant les zones sources potentielles à RDDC Nord

a) Différenciation des panaches au dessus et dans la couche silteuse, ainsi que dans la nappe semi-captive et dans la nappe libre régionale

- b) Subdivisions du panache régional migrant vers l'ouest dans la nappe semi-captive et la nappe libre régionale en fonction de la position des zones sources potentielles
- Figure 6.18 : Modèle en 3 dimensions de la distribution du TCE dissous à RDDC Nord
- a) Vue vers le Nord-Est, b) Vue vers le Nord-Ouest

Planche 15 : Section est-ouest de la distribution verticale du TCE dans le secteur Valcartier

Figure 6.19 : Section est-ouest de la distribution verticale en TCE dans le secteur Valcartier

Planche 16 : Distribution des concentrations en TCE et facteurs de retard du TCE dans le sable deltaïque et dans l'unité silteuse prodeltaïque

Figure 6.20 : Concentrations en TCE avec la profondeur dans le secteur Valcartier (nombre et % d'échantillons indiqués pour chaque plage de concentration)

Figure 6.21 : Distribution des concentrations en TCE dissous supérieures à 0.1 µg/L en fonction de la profondeur dans le secteur Valcartier

Figure 6.22 : Courbes d'arrivée pour la détermination du facteur de retard avec des essais en colonne : a) dans le sable deltaïque, b) dans l'unité silteuse prodeltaïque

Planche 17 : Concentrations en chlorure de vinyle dans le secteur Valcartier

Figure 6.23 : Concentration en chlorure de vinyle dans l'eau souterraine du secteur Valcartier

Planche 18 : Concentrations en dichloroéthène total dans le secteur Valcartier

Figure 6.24 : Concentration en dichloroéthène total dans l'eau souterraine du secteur Valcartier

Planche 19 : Ratios des concentrations DCE total/TCE dans le secteur Valcartier

Figure 6.25 : Ratios des concentrations du DCE total sur le TCE dans l'eau souterraine du secteur Valcartier

Planche 20 : Ratios des concentrations du 1,2 cis-DCE/DCE total dans le secteur Valcartier

Figure 6.26 : Ratios des concentrations du 1,2 cis-DCE sur le DCE total dans l'eau souterraine du secteur Valcartier

Planche 21 : Caractéristiques du modèle d'écoulement de l'eau souterraine dans le secteur de Valcartier

Figure 7.1 : Maillage et conditions aux limites du modèle d'écoulement

Figure 7.2 : Maillage vu en trois dimensions et coupe géologique Est-Ouest montrant la discrétisation verticale du modèle d'écoulement

Figure 7.3 : Zones de conductivités hydrauliques vues en plan pour l'unité deltaïque au-dessus de la couche silteuse prodeltaïque

Figure 7.4 : Zones de conductivités hydrauliques vues en plan pour l'unité deltaïque sous la couche silteuse prodeltaïque

Planche 22 : Calage et étude de sensibilité du modèle d'écoulement du secteur Valcartier

Figure 7.5 : Comparaison des charges simulées et mesurées pour le modèle d'écoulement calé

Figure 7.6 : Effet de la modification de la recharge et de la conductivité hydraulique sur le modèle d'écoulement calé

Figure 7.7 : Effets de la modification des conditions aux limites sur le modèle d'écoulement calé

Figure 7.8 : Carte de l'erreur de la simulation avec le modèle calé

Planche 23 : Piézométrie simulée et mesurée et vitesses d'écoulement de l'eau souterraine du secteur Valcartier

Figure 7.9 : Comparaison entre la piézométrie simulée et mesurée pour la nappe libre

Figure 7.10 : Vue 3D de la piézométrie simulée

Figure 7.11 : Vitesse d'écoulement de l'eau souterraine dans l'unité proglaciaire

Figure 7.12 : Vitesse d'écoulement de l'eau souterraine dans l'unité deltaïque sous la couche silteuse prodeltaïque

Planche 24 : Détail des conditions d'écoulement simulées avec le modèle d'écoulement

Figure 7.13 : Position des coupes sur la piézométrie simulée de la surface libre avec les vecteurs d'écoulements de longueur uniforme

Figure 7.14 : Coupes montrant les charges hydrauliques simulées

Figure 7.15 : Coupes montrant la saturation en eau simulée

Figure 7.16 : Vue 3D des charges hydrauliques simulées

Planche 25 : Aires d'alimentation des puits d'approvisionnement de la Garnison Valcartier déterminées par traçage de particules

Figure 7.17 : Aires d'alimentation des puits sans l'effet du pompage de P-7

Figure 7.18 : Aires d'alimentation des puits avec l'effet du pompage de P-7

Planche 26 : Patrons de migration simulés de TCE dans l'unité deltaïque à partir des zones sources

Figure 7.19 : Patrons de migration du TCE à partir des zones sources par traçage de particules

Planche 27 : Patrons de migration simulés du TCE par modélisation du transport de masse

Figure 7.20 : Panaches simulés du TCE par modélisation du transport après 10 ans

Figure 7.21 : Panaches simulés du TCE par modélisation du transport après 25 ans

Figure 7.22 : Panaches simulés du TCE par modélisation du transport après 60 ans

Figure 7.23 : Comparaison entre le panache simulé après 60 ans et le panache observé sur le terrain

Planche 28 : Contribution des zones sources à la formation du panache de TCE simulé

Figure 7.24 : Contribution des zones sources de TCE intégrées dans le modèle après 60 ans de simulation

Annexes

(Les annexes du rapport sont présentées dans un document séparé)

Annexe A – Détails de l'installation des puits d'observation

Annexe B – Relevés des niveaux d'eau

Annexe C – Compilation des résultats des essais de perméabilité

Annexe D – Protocole de terrain pour les essais de perméabilité avec la méthode pneumatique

Annexe E – Résultats de l'échantillonnage et de l'analyse chimique de l'eau souterraine

Annexe F – Profils de la contamination en trichloroéthène mesurés avec le Geoprobe

Annexe G – Protocole d'analyse chimique du TCE au laboratoire de terrain

Annexe H – Résultats de l'échantillonnage discret des COV dans certains puits d'observation

Annexe I – Niveaux d'eau obtenus lors du suivi de nappe dans deux puits d'observation

Annexe J – Fichiers d'entrées utilisés pour la modélisation numérique avec FRAC3DVS

Annexe K – Étude de sensibilité du modèle numérique

Annexe L – Position des contacts stratigraphiques dans les forages

Annexe M – Données des essais en colonnes pour l'évaluation du facteur de retard

Annexe N – Calculs des flux de masse de TCE

Annexe O – Distribution 2D des concentrations en TCE à RDDC Nord

Annexe P – Élévation de la surface et de la base du TCE à RDDC Nord pour définir le panache en 3D

1. Introduction et mise en contexte

1.1 Localisation du site à l'étude

Le secteur Valcartier est situé à environ 35 km au nord du centre-ville de Québec (Figure 1.1). Deux entités administratives du Ministère de la Défense Nationale (MDN) se partagent le territoire fédéral : la Garnison Valcartier et le centre R&D pour la Défense Canada Valcartier (RDDC Valcartier). On retrouve au sud du secteur un site industriel désaffecté appartenant à SNC TEC. Deux municipalités bordent le site, soit la ville de Québec à l'est (arrondissement 8 comprenant l'ancienne ville de Val-Bélair) et Shannon à l'ouest. La topographie générale du secteur est assez plane mais il est bordé par deux montagnes : le mont Rolland-Auger au sud et le Mont Brillant au nord-est. Deux rivières traversent aussi le secteur, à l'ouest, la rivière Jacques-Cartier et à l'est la rivière Nelson. Ces deux rivières s'écoulent du nord vers le sud.

Plusieurs organismes ont changé leur appellation récemment. Pour éviter toute confusion, mentionnons que la Garnison Valcartier s'appelait auparavant l'USS Valcartier, que RDDC Valcartier était nommé CRDV et que la ville de Val-Bélair n'a été que récemment regroupée au sein de la nouvelle ville de Québec, et fait maintenant partie de l'arrondissement 8.

1.2 Historique

Suite à la découverte de trichloroéthène (TCE) dans le système d'alimentation en eau potable de la Garnison Valcartier et de RDDC Valcartier à l'automne 1997, le MDN a entrepris de caractériser la ressource en eau souterraine sur son territoire afin de mieux connaître les contextes géologique, hydrogéologique et hydrogéochimique de l'aquifère lui fournissant l'eau potable. En décembre 2000, la découverte de TCE dans l'eau provenant de puits d'alimentation privés à Shannon a indiqué l'ampleur probable de la contamination en TCE. En août 2001, le MDN a entrepris une campagne de caractérisation majeure afin de délimiter le panache de TCE dissous sur son territoire, d'identifier et de définir les zones sources potentiellement responsables de la contamination et aussi de raffiner le niveau de connaissance de la géologie souterraine et de l'hydrogéologie du système aquifère dans le secteur Valcartier.

1.3 Rôle de l'INRS-Eau, Terre et Environnement

Depuis 1997, l'INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) fournit au MDN des avis scientifiques et techniques en matière d'hydrogéologie et au niveau de la compréhension de la contamination des eaux souterraines en TCE dissous dans le secteur Valcartier. Dans le cadre du présent mandat, l'INRS-ETE a joué un rôle au niveau du support à la planification des travaux, de la réalisation de certains travaux spécialisés, de la synthèse des informations générées par la caractérisation et enfin collabore à la compréhension de la problématique et à la formulation de recommandations.

1.4 Objectifs spécifiques du rapport

L'INRS-ETE a reçu le mandat de faire la synthèse et l'analyse des données produites par le programme de caractérisation des sols et de l'eau souterraine réalisé à l'automne 2001 et à l'hiver 2002 par le MDN. Les principaux objectifs des travaux de l'INRS étaient de définir les conditions d'écoulement de l'eau souterraine, de délimiter le panache de contamination en TCE, d'obtenir une compréhension quantitative de la problématique de contamination par le TCE en

développant un modèle numérique d'écoulement et de recommander une approche pour établir un programme permettant le contrôle et la réhabilitation de cette contamination. Un rapport intérimaire de l'INRS-ETE a été produit au printemps 2002 (Lefebvre *et al.*, 2002) pour documenter le plus rapidement possible l'état de la situation qui pouvait être dépeint à partir de l'information alors disponible. Des travaux plus poussés d'analyse et d'interprétation de ces données ainsi que de nouvelles données sont documentées dans le présent rapport final qui vient remplacer le rapport intérimaire émis précédemment. Ce rapport final documente ainsi l'ensemble des travaux réalisés par l'INRS-ETE dans le cadre de ce mandat.

Notre mandat n'impliquait pas la synthèse et l'analyse d'autres données qui sont disponibles dans le secteur Valcartier. Ainsi, l'INRS-ETE n'a pas fait l'évaluation des résultats du premier suivi de la qualité d'eau dans les puits d'observation du MDN effectué au printemps, à l'été et à l'automne 2002. Aussi, même si la municipalité de Shannon et le MENV nous ont transmis les résultats du suivi de la qualité de l'eau réalisé pour les puits résidentiels à Shannon, l'étude détaillée de ces données était hors de notre mandat. Ces données sont tout de même considérées dans l'ensemble pour la définition du panache de contamination en TCE dissous. Enfin, notre mandat est limité à la problématique de la contamination de l'eau souterraine du secteur Valcartier par le TCE et nous n'abordons aucune autre problématique environnementale dans ce rapport final.

Dans le cadre de mandats distincts, l'INRS-ETE a aussi travaillé à la compréhension d'autres problématiques environnementales sur les terrains de la Garnison Valcartier ou de RDDC Valcartier, notamment au niveau des matériaux énergétiques dans les secteurs d'entraînement. Ces travaux ont fait ou feront l'objet de rapports séparés puisqu'ils ne sont pas reliés au présent mandat. Mentionnons tout de même que du TCE a été retrouvé dans le secteur RDDC-Essai et que RDDC Valcartier y effectue des travaux de caractérisation qui pourront s'échelonner sur quelques années. Même si le type de contaminant y est le même que celui considéré dans notre présent mandat, ce secteur n'est pas discuté dans notre rapport car il est localisé en dehors de notre région d'étude.

1.5 Format et distribution du rapport

Le format du présent rapport final diffère de celui utilisé pour le rapport intérimaire. Dans le but de simplifier l'édition du rapport et de l'alléger, le rapport lui-même est produit avec les principales cartes et sections présentées en format condensé à la fin du rapport. Les annexes du rapport contiennent toutes les principales données à la base de notre rapport ainsi que certaines procédures et résultats détaillés. Puisque ces informations complémentaires sont très volumineuses, elles sont présentées dans un document séparé du rapport lui-même. Enfin, les cartes détaillées grand format ne font plus partie intégrante du rapport. Depuis le rapport intérimaire, seulement la carte du panache de contamination a été éditée et transmise au MDN séparément à ce rapport. Le rapport, son volume d'annexe et la carte de contamination déposés et enregistrés à la bibliothèque de l'INRS-ETE portent la mention « confidentiel ». Ceci fait en sorte que le MDN est seul responsable de la distribution de ces documents. Toute requête pour obtenir une copie de ces documents doit donc être adressée au MDN. Le MDN a toutefois permis la publication scientifique des travaux de l'INRS-ETE. L'article de Boutin *et al.* (2002) ainsi que d'autres publications éventuelles des travaux de l'INRS-ETE sont des documents publics qui sont à la fois plus succincts que les rapports et plus facilement accessibles.

1.6 Contributions aux travaux et au rapport de l'INRS

Cette section a pour but de reconnaître les personnes et organismes qui ont contribué à la réalisation du présent rapport de l'INRS-ETE. Cependant, nous ne citons pas ici les nombreux rapports de firmes d'experts reliés au secteur Valcartier que nous avons consulté lors de nos travaux. Le contexte géologique et hydrogéologique régional du secteur a été défini par les travaux de Michaud *et al.* (1999). Cette étude a précédé des travaux plus détaillés sur les conditions d'écoulement dans le secteur documentés dans le rapport de Martel *et al.* (2000). Lors de cette étude, nous avons profité de l'implication de Marc-André Carrier, stagiaire de l'École Polytechnique à l'automne 1999 pour la réalisation de travaux de terrain et la compilation et l'intégration des données de la première importante caractérisation du secteur réalisée par le MDN en 1999. François Hardy a alors réalisé la cartographie des dépôts meubles dans le secteur tandis que Michel Mailloux a réalisé des travaux de terrain, des coupes géologiques et des cartes piézométriques. Daniel Paradis a également contribué à ces travaux en faisant l'analyse des données hydrogéologiques et en réalisant un premier modèle numérique d'écoulement de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier.

Lors de la présente phase de travaux de l'INRS-ETE reliés à la caractérisation du MDN de l'automne 2001, nous avons profité également de l'implication de plusieurs personnes. Chakib Rhofir, chimiste, a réalisé le programme analytique dans le laboratoire mobile de terrain des échantillons d'eau prélevés par Geoprobe avec l'assistance de Uta Gabriel, alors stagiaire post-doctorale à l'INRS-ETE. Jean-Pierre Franzidis, stagiaire de l'École Polytechnique à l'automne 2001 a réalisé des essais de perméabilité et fait une partie de la compilation et de l'intégration des données. Josée Villeneuve, stagiaire de l'École Polytechnique à l'hiver 2002 a poursuivi cette compilation et intégration des données géologiques et a produit des sections géologiques. Véronique de Montety, stagiaire française de l'ESEM (U. d'Orléans) à l'été 2002 a réalisé des essais pour caractériser le facteur de retard du TCE et a étudié les paramètres indicateurs du transport et de la dégradation du TCE dans le secteur Valcartier. Cintia Racine, stagiaire de l'Université Laval à l'été 2002, a aussi réalisé une partie des essais pour caractériser le facteur de retard du TCE tout en contribuant à l'intégration des données. Josée Thibodeau, stagiaire de l'Université Laval à l'été 2002 a produit les cartes des concentrations en contaminants autres que le TCE (notamment ses produits de dégradation) et a étudié les indices de dégradation du TCE dans le secteur.

L'INRS-ETE a profité de la grande collaboration de nombreuses personnes appartenant aux différents organismes impliqués dans ce dossier. Tout d'abord, l'INRS-ETE a reçu son mandat conjointement de la Garnison Valcartier et de RDDC Valcartier. Michael Hodgson puis Claudie Tremblay ont piloté le dossier à la Garnison tandis que Mireille Lapointe a planifié, conçu et réalisé l'ensemble de la dernière campagne de caractérisation à la Garnison. À RDDC Valcartier, Stéphane Jean puis Aline Mongrain ont été responsables du dossier tandis que Nathalie Roy a planifié, conçu et réalisé les travaux effectués à RDDC Valcartier lors de la dernière campagne de caractérisation. La collaboration étroite avec toutes ces personnes du MDN a été essentielle à la réalisation des travaux de l'INRS-ETE. Du côté du MDN, l'INRS-ETE a également profité de la participation des nombreux membres du comité « ad hoc » du MDN sur le dossier TCE. La contribution des membres du comité technique et du comité de concertation sur la problématique du TCE a aussi été appréciée par l'INRS-ETE.

Messieurs Denis Beaudet et Martin Leclerc de SNC TEC et M. Ted Wyglinski de SNC Lavalin ont offert une bonne collaboration et ont donné accès aux données de caractérisation des terrains de SNC TEC, notamment les dernières données de la campagne de caractérisation de l'été 2002. Ils ont également fait une révision minutieuse des cartes de contamination produites par l'INRS-ETE avec le rapport intérimaire. Messieurs Réjean Fréchette et Jean-Marc Lachance du Ministère de l'environnement du Québec (MENV) ont apporté une précieuse collaboration tout en donnant accès aux données de suivi de la qualité de l'eau souterraine de la municipalité de Shannon. M. Clive Kiley, maire de Shannon, et les employés de la municipalité de Shannon impliqués dans le dossier de la contamination en TCE ont également apporté une collaboration précieuse en donnant accès à leurs données ainsi qu'à des puits privés d'alimentation en eau pour la mesure de niveaux d'eau. Initialement, la ville de Val-Bélair (particulièrement M. Madène), puis celle de Québec après la fusion municipale, ont également donné accès à des données importantes sur les concentrations en TCE mesurées dans leurs puits de surveillance de même que des mesures de niveaux d'eau.

Parmi les auteurs du rapport, René Lefebvre, professeur à l'INRS-ETE, était responsable du projet et en assurait la gestion, faisait l'encadrement du personnel et les liens avec la Garnison Valcartier et RDDC Valcartier. Il a aussi contribué à la définition des protocoles de terrain et expérimentaux, à l'interprétation des données de caractérisation et à la rédaction du rapport. Alexandre Boutin a été impliqué dans le cadre de ses travaux de maîtrise à l'INRS-ETE. Il est le principal responsable de la réalisation de plusieurs travaux, notamment la compilation des résultats, l'interprétation des données, et surtout le développement du modèle numérique d'écoulement et de transport ainsi que la documentation des résultats du modèle. Richard Martel, professeur à l'INRS-ETE, était responsable de la phase précédente des travaux de l'INRS-ETE réalisée en 1999-2000. Dans la présente phase de travaux, il a participé à la conception de l'étude et à la planification initiale des travaux et a fait la révision détaillée des résultats et du rapport. René Therrien, professeur à l'Université Laval, est l'auteur du simulateur numérique utilisé pour la modélisation (FRAC3DVS) et il a participé à l'encadrement de la modélisation numérique. Michel Parent, chercheur à la Commission géologique du Canada, a fait la définition de la géologie quaternaire, de l'hydrostratigraphie, et du modèle de déposition. Il a participé à l'encadrement des personnes qui ont réalisé les descriptions d'échantillons de forages et il est l'auteur du code de lithofaciès utilisé pour la description des échantillons de sols. Véronique Blais, stagiaire de l'Université Laval à l'INRS-ETE durant l'été 2002, a réalisé les sections des concentrations de TCE dans les profils Geoprobe et les puits à RDDC Valcartier à partir desquelles elle a développé un modèle en 3D de la distribution de la contamination en TCE dans le panache à RDDC Nord. Ces résultats ont permis de mettre en relation les zones sources potentielles retrouvées à RDDC Nord et le panache de contamination en TCE dissous. Elle a aussi participé à d'autres travaux reliés au mandat de l'INRS et à la production du rapport.

1.7 Nomenclature utilisée dans le rapport

Dans cette section, nous voulons décrire brièvement quelques-uns des concepts importants pour la compréhension de la situation environnementale dans le secteur Valcartier et aussi définir certains des termes employés dans notre rapport.

D'abord, soulignons que le problème de contamination dans le secteur Valcartier résulte de la présence de TCE sous forme dissoute dans l'eau souterraine. L'enveloppe en trois dimensions

de la distribution d'un contaminant dissous dans l'eau souterraine est désignée par le terme « panache ». Ainsi, l'expression « panache de TCE » employée dans notre rapport réfère toujours implicitement au « TCE présent sous forme dissoute dans l'eau souterraine ». À l'intérieur du panache de TCE, on peut retrouver des concentrations en TCE dissous dans l'eau souterraine qui sont inférieures ou qui excèdent la norme canadienne de 50 µg/L. Lorsqu'un contaminant est émis dans l'eau souterraine sous forme dissoute, sa distribution et son cheminement résulteront alors principalement de l'écoulement de l'eau souterraine. Un panache de contaminant dissous est donc à la fois le résultat et une indication du cheminement de l'eau souterraine. Il doit donc y avoir une cohérence entre la direction d'écoulement de l'eau souterraine et la forme d'un panache de contaminant dissous. C'est pourquoi la dernière caractérisation a mis l'emphase à la fois sur la définition du contexte d'écoulement et sur la délimitation du panache de TCE.

Un panache de contamination prend normalement son origine à la surface de la nappe ou sous la surface de la nappe, soit par l'apport à cet endroit d'eau contenant des contaminants dissous ou par la dissolution à cet endroit de contaminants présents sous forme de liquide immiscible. L'endroit d'origine d'un panache est désigné comme la « source » ou « zone source » de la contamination. C'est à cet endroit que les « émissions » de contaminants dissous se font dans la nappe, émissions qui sont à l'origine du panache de contamination. Dans notre rapport nous employons ainsi le terme « émission » pour désigner ce processus de formation du panache en profondeur et non pas pour référer aux activités polluantes qui ont pu contribuer à ces émissions. Dans le secteur Valcartier, les informations disponibles nous indiquent qu'il n'y a plus d'activités polluantes qui pourraient encore contribuer activement à la contamination des sols et de l'eau souterraine. Aussi, les zones sources à l'origine de la contamination semblent « ponctuelles », c'est-à-dire qu'elles ne couvrent pas une grande surface. Dans plusieurs cas, les zones sources suspectées être à l'origine de la contamination de l'eau souterraine sont désignées en tant que sources « potentielles » car il manque encore de l'information pour être certain du lien entre la contamination de l'eau souterraine et les activités potentiellement polluantes identifiées à la surface du sol. Dans le cas de RDDC Valcartier, cette incertitude résulte en partie du nombre de bâtiments ou d'activités qui auraient pu être à l'origine de la contamination dans un même secteur. Bien qu'elles soient ponctuelles, les zones sources potentielles qui ont été identifiées comme pouvant être à l'origine de la contamination de l'eau souterraine du secteur Valcartier semblent avoir été relativement « continues » dans le temps. Ces zones sources doivent en effet avoir émis des contaminants dissous pendant une longue période puisqu'elles sont à l'origine d'un très long panache qui a dû se former par la migration de l'eau souterraine contaminée à partir des zones sources sur une longue période de temps. La nature continue dans le temps des émissions à partir des zones sources est aussi indiquée par la continuité dans le système aquifère entre le panache et les zones sources retrouvées en amont par rapport au sens d'écoulement de l'eau souterraine. Si les émissions avaient cessé à partir des zones sources il y a longtemps, il y aurait un espace entre les zones sources et le panache.

Enfin, nous désignons par « milieux récepteurs » ou simplement par « récepteurs » les endroits contactés par le panache où la contamination de l'eau souterraine peut avoir des effets négatifs. Ainsi, les puits privés ou municipaux ainsi que les cours d'eau atteints par le panache de même que la flore, la faune ou les personnes qui utilisent cette eau contaminée constituent des milieux récepteurs ou des récepteurs.

2. Intégration des données de caractérisation

2.1 Nature des travaux de caractérisation réalisés depuis 1997

Depuis la découverte de la présence de TCE dissous dans le système aquifère du secteur Valcartier, plusieurs phases de travaux de caractérisation ont été entreprises par le MDN, SNC TEC et les municipalités environnantes. Le tableau 2.1 montre de façon générale les types de travaux qui ont été effectués pour les différents secteurs avant que la campagne de caractérisation du MDN ne débute en août 2001.

Suite aux caractérisations effectuées dans le secteur, différents intervenants ont fourni des données diverses qui ont aidé à la compréhension de la problématique de contamination en TCE (analyses chimiques, descriptions stratigraphiques, données piézométriques, etc.). Les sources de ces données sont présentées au tableau 2.2, incluant les travaux de l'automne 2001.

D'août 2001 à mars 2002, le MDN a réalisé sur ses terrains de la Garnison Valcartier et de RDDC Valcartier une vaste campagne de caractérisation afin d'améliorer le niveau de compréhension de la problématique de la contamination de l'eau souterraine par du TCE dans le secteur de Valcartier. Cette campagne a considérablement augmenté la quantité et la qualité des données disponibles dans le secteur. Au total, 396 puits d'observation ont été installés et 217 forages ont été réalisés, incluant 65 forages Rotasonic avec échantillonnage de sols en continu pour étudier la stratigraphie. À noter que la plupart des forages ont été aménagés en puits d'observation doubles (2 niveaux). Des travaux d'échantillonnage de l'eau souterraine dans les puits d'observation nouvellement construits et existants ont aussi été effectués.

Le tableau 2.3 montre que la dernière caractérisation du MDN a amélioré considérablement les connaissances sur le secteur Valcartier. Au niveau du contrôle sur la distribution des unités en profondeur, les seules données disponibles avant l'automne 2001 provenaient de descriptions de déblais de forage et de quelques échantillons de sol en cours de forage. La dernière campagne de caractérisation incluait 65 forages par la méthode Rotasonic qui permet l'échantillonnage en continu des matériaux meubles. Ces échantillons permettent une description précise et détaillée des types de matériaux présents en profondeur. Cette information est très importante compte tenu de la complexité de la distribution des matériaux et de l'importance de cette distribution sur l'écoulement de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier.

De plus, depuis la production du rapport intérimaire en mai 2002, d'autres données importantes nous ont été transmises, principalement les résultats de la caractérisation effectuée par SNC TEC au cours de l'été 2002. Cette caractérisation a ajouté 93 échantillons d'eau par sondages Geoprobe aux données disponibles mais aucun nouveau puits d'observation conventionnel. Depuis le rapport intérimaire, nous avons également obtenu les données piézométriques de 18 puits d'observation de la ville de Québec dans l'arrondissement 8 (Val-Bélair) et nous avons eu accès à 6 des puits dans la municipalité de Shannon pour y faire des mesures de niveau d'eau.

Au niveau du contrôle piézométrique, les cartes produites en 2000 (Martel *et al.*, 2000) utilisaient environ 200 points de mesure tandis que nous disposons présentement d'environ 950

points de mesures de niveaux d'eau. Ces données améliorent considérablement la définition de l'écoulement, particulièrement à RDDC Nord ainsi que dans la partie est de la région d'étude.

Le tableau 2.3 démontre également que près de 700 essais de perméabilité permettent maintenant de définir la distribution de la conductivité hydraulique des matériaux. Cette propriété était beaucoup moins bien connue avant la dernière campagne de caractérisation. Finalement, la dernière campagne a permis de tripler le nombre total d'analyses des composés organiques volatils (COV) dans les échantillons d'eau souterraine qui permettent, entre autre, de déterminer la concentration en TCE dissous. La base de donnée des analyses de COV dans l'eau souterraine du secteur dans des échantillons prélevés à différentes périodes dépasse maintenant 1000 résultats d'analyse du TCE. En plus des prélèvements d'eau souterraine dans des puits d'observation conventionnels, des profils de concentration en TCE ont été réalisés à l'aide de 182 sondages Geoprobe à RDDC Nord. Vingt-neuf (29) profils Geoprobe effectués à l'extérieur des terrains du MDN et environ 1000 autres résultats analytiques de COV dans l'eau souterraine sont également disponibles. Toutes ces données permettent de définir avec beaucoup plus de précision le panache de contamination de l'eau souterraine en TCE dissous dans le secteur.

2.2 Rôle de l'intégration des données

Dans le cadre de projets de caractérisation de grande envergure, la gestion de l'information revêt une importance capitale afin de planifier la campagne et d'optimiser la valeur des résultats obtenus. Lors de la campagne de l'automne 2001 et de l'hiver 2002, l'INRS avait la responsabilité de faire la synthèse de données lors de l'avancement des travaux et de fournir en cours de travaux des cartes du niveau de contamination en TCE dissous dans l'aquifère. Ces cartes ont servi à la planification de la suite des travaux.

Plusieurs types de données ont été compilés au cours du programme de caractérisation. Il est important d'établir un système de classement des données qui permettra son utilisation optimale et efficace lors des analyses subséquentes aux travaux de terrain. Les données chimiques (eau et sol), stratigraphiques, d'arpentage et hydrogéologiques ont été rassemblées dans une base de données MS Access qui facilite la gestion de l'information et qui permet de générer des requêtes selon les besoins de l'utilisateur. Les données antérieures utiles à la compréhension de la problématique ont aussi été intégrées dans la base de données grâce aux différents intervenants indiqués au tableau 2.2 qui ont fourni des informations pertinentes.

2.3 Structure de la base de données

Le concept d'une base de données est de rassembler les informations dans une hiérarchie logique qui permet ensuite la création de requêtes d'informations nécessaires aux travaux nécessitant des données particulières. La base de données construite par l'INRS articule les informations autour de la table dite «mère» qui est la table PUIITS. Cette table inclut les données de localisation des puits, d'altitude, de construction des puits, etc. À l'aide d'un identificateur (ID) alphanumérique, cette table est mise en relation avec d'autres tables contenant les informations relatives à ces puits. Par exemple, les tables COV et BTEX contiennent les informations d'analyses chimiques de l'eau souterraine pour ces paramètres tandis que la table STRATIGRAPHIE contient les descriptions stratigraphiques des forages. Il existe une table pour tous les types d'informations recueillies lors de la caractérisation. Cette base de données est dite « géoréférencée » puisque des valeurs de positions X, Y et Z sont reliées à chacune des tables contenant de l'information.

Les requêtes possibles avec cette base de données sont très flexibles et presque illimitées, puisque la création de requêtes se fait par l'utilisateur selon les besoins en information. Par exemple, un utilisateur pourrait faire une requête demandant la concentration en TCE dans l'eau d'un puits, en plus de sa conductivité hydraulique, de sa position X, Y et de l'élévation du milieu de la crépine. Ce type de base de données est très utile lors de l'utilisation de systèmes d'information géographique (SIG) pour la mise en carte de données.

2.4 Gestion des données et leur documentation

Les données antérieures et les données plus récentes de la caractérisation d'automne 2001 et d'hiver 2002 ont été rassemblées et intégrées à la base de données au fur et à mesure de leur disponibilité. Cette approche a permis d'avoir une image complète de la situation à tous les instants lorsque des interrogations survenaient à propos de la caractérisation. Il est très avantageux et recommandé de s'assurer de garder le contrôle sur les données disponibles en les intégrant le plus tôt possible.

La base de données développée pour supporter les travaux de l'INRS-ETE a été remise à la Garnison Valcartier et à RDDC Valcartier en même temps que ce rapport. Cette base de données pourra être mise à jour avec l'ajout de nouveaux puits ou de nouvelles campagnes d'échantillonnage ou de mesure des niveaux d'eau. Cependant, pour assurer la pérennité des données utilisées pour produire ce rapport, les principales données qui ont été utilisées sont présentées dans le cahier des annexes du rapport. On retrouve ainsi dans les annexes la majorité des données utilisées sous forme tabulaire.

3. Contexte hydrostratigraphique

Une unité hydrostratigraphique est une unité géologique ayant des propriétés hydrogéologiques similaires (Anderson et Woessner, 1992). Chaque unité géologique définie par Michaud *et al.* (1999) pouvant influencer l'écoulement de l'eau souterraine dans les dépôts meubles a été caractérisée pour connaître son épaisseur, sa position stratigraphique et sa conductivité hydraulique. La conductivité hydraulique des unités est discutée au chapitre 4.

3.1 Méthodologie

La définition des unités hydrostratigraphiques se fait d'abord par l'observation des échantillons de sédiments prélevés lors des forages. Ces sédiments sont décrits de façon cohérente et systématique en faisant appel à un code de lithofaciès où les appellations possibles pour représenter les matériaux meubles sont codifiées. Lors de la campagne de caractérisation du MDN de l'automne 2001, la description des échantillons a été faite pour chaque forage. Seulement une description sommaire des échantillons était possible pour les échantillons remaniés obtenus lors des forages destructifs. Cependant, il y a eu une description détaillée des échantillons continus de grande qualité obtenus avec les forages de type Rotasonic. L'ensemble des descriptions d'échantillons a été compilé dans la base de donnée de l'INRS-ETE.

Les différents types de matériaux granulaires identifiés dans les échantillons de forages ont été regroupés en unités stratigraphiques qui sont décrites à la section suivante. Le rôle de ces unités dans le système d'écoulement, en tant qu'aquifère ou aquitard, dépend de leurs propriétés hydrauliques qui sont documentées au chapitre 4. Des coupes géologiques ont été réalisées à partir des descriptions d'échantillons de forages. Ces coupes permettent de montrer les épaisseurs des différents types de sédiments, de même que les relations spatiales entre les unités. Un exemple seulement des coupes produites pour définir l'hydrostratigraphie du secteur sera présenté dans ce chapitre.

3.2 Stratigraphie et modèle de sédimentation des formations quaternaires

La position de la zone d'étude en bordure du piémont laurentien a joué un rôle important dans la sédimentation des matériaux meubles du secteur. La figure 3.1 montre schématiquement la stratigraphie des dépôts meubles dans le secteur Valcartier. Situé à la base de la colonne stratigraphique, le till régional a été déposé durant la dernière glaciation. Quoique ce till soit omniprésent sur le territoire étudié, sa continuité et son épaisseur en sous-surface ne sont pas très bien contrôlés par les forages, ceux-ci n'atteignant le roc qu'occasionnellement. La mise en place du till a été suivie par le retrait vers le nord du front glaciaire qui libéra la vallée du Saint-Laurent et dont les eaux de fonte ont entraîné la mise en place de sédiments proglaciaires. Lors de la déglaciation, les eaux de fonte, fortement chargées en sédiments et ayant des vitesses particulièrement grandes, étaient drainées à la base et à la marge du glacier, donnant lieu à des amas et des nappes de sédiments proglaciaires sablo-graveleux mis en place dans des chenaux sous-glaciaires ou dans ces cônes sous-aquatiques mis en place à l'embouchure de ces chenaux. Plusieurs de ces dépôts, déposés au fond de la vallée, sont aujourd'hui recouverts par les sédiments deltaïques et prodeltaïques. D'autres sédiments formant des amas juxtaglaciaires sont aussi observés dans la zone d'étude.

Dans le secteur Valcartier, ces sables et graviers proglaciaires ont été mis en place principalement en milieu sous-aquatique, puisque la subsidence régionale causée par la surcharge glaciaire avait permis, à compter d'environ 11 500 ans avant aujourd'hui, l'invasion de la vallée par les eaux d'un bras de mer de l'Atlantique, la Mer de Champlain. Les rivières en provenance du plateau laurentien, gonflées par les eaux de fonte de l'inlandsis, se jetaient alors dans la Mer de Champlain où elles construisaient des deltas à leur embouchure. Ce phénomène est observé dans le bassin de la Mer de Champlain à plusieurs endroits.

Ces accumulations deltaïques sont particulièrement importantes sur le versant nord de la vallée du Saint-Laurent puisque les eaux de fonte du glacier retraitant vers le nord se sont écoulées vers cette vallée pendant une longue période. Leur charge sédimentaire était particulièrement élevée, notamment en raison de l'absence de couvert végétal pour protéger le sol de l'érosion. Ceci explique donc la présence de ces deltas perchés sur ce versant de la vallée du Saint-Laurent. Au fur et à mesure du relèvement isostatique post-glaciaire, le niveau marin relatif s'est abaissé de sorte que ces deltas ont progradé sur leurs propres sédiments.

Dans le cas de la rivière Jacques-Cartier, les niveaux les plus élevés du delta glaciomarin sont situés à une altitude d'environ 200 à 210 m au-dessus du niveau actuel de la mer. Pendant que les sédiments grossiers (principalement des sables) se déposaient à l'embouchure de la rivière, construisant ainsi de vastes lobes deltaïques, les sédiments plus fins (surtout des silts et un peu d'argile), décantaient en milieu prodeltaïque et en milieu intertidal en périphérie de ces lobes deltaïques. Cette zone d'intense sédimentation est rattachée à l'activité du delta. Au fur et à mesure que le continent exondait, les cours d'eau ré-entaillaient leurs propres accumulations deltaïques et progradaient sur leurs sédiments déposés antérieurement. Ainsi, lors d'une phase marine de plus faible altitude (environ 170 m au-dessus du niveau moyen de la mer), les faciès sédimentaires sableux se sont déposés sur les silts glaciomarins précoces ainsi que sur les sédiments fins du faciès prodeltaïque de la phase marine antérieure (200-210 m d'altitude).

La poursuite de la régression marine a donné lieu à la mise en place de diverses terrasses alluviales et de plaines alluviales le long de la rivière Jacques-Cartier.

3.3 Unités hydrostratigraphiques

3.3.1 Unités perméables

Sédiments proglaciaires (Gx)

Cette unité hétérogène est composée principalement de sable fin à grossier avec des blocs et elle forme un réseau de nappes et d'amas proglaciaires mis en place au fond de la vallée, généralement entre 130 et 160 m d'altitude, soit sous les sédiments marins et deltaïques. Elle est donc rencontrée surtout à RDDC Nord et Sud, chez SNC TEC et à la Garnison Valcartier avec des épaisseurs variables. Dans le secteur à la limite entre les terrains de la Garnison Valcartier et Shannon, ces sédiments proglaciaires sont plus épais. Ces matériaux constituent un aquifère semi-captif là où ils sont recouverts par des sédiments fins glaciomarins, mais le degré de confinement engendré par l'unité glaciomarine est peu caractérisé. D'autres sédiments proglaciaires se trouvent probablement près de la rivière Jacques-Cartier car plusieurs descriptions stratigraphiques provenant de la banque de données des puisatiers du MENV y montrent une unité de sable et gravier sous des sédiments sableux présumés deltaïques.

Sédiments marins deltaïques (Md)

C'est une unité bien triée et stratifiée qui est subdivisée en deux groupes de faciès : les sédiments deltaïques grossiers (Md grossier) qui se situent dans l'axe de la vallée de la rivière Jacques-Cartier (entre la rivière et le puits d'alimentation P-5); et les sédiments deltaïques fins (Md fin) qui sont localisés plus à l'est, entre P-5 et le mont Brillant. Les sédiments deltaïques grossiers se trouvent entre 150 m d'altitude et la surface, sauf si ceux-ci sont recouverts par des alluvions à proximité de la rivière Jacques-Cartier. Ils se sont déposés soit sur le roc, le till ou sur les sédiments proglaciaires. Les sédiments deltaïques fins, composés principalement de sables fins ou très fins, se trouvent dans la zone de transition avec les silts prodeltaïques avec lesquels ils sont d'ailleurs souvent interdigités ou qu'ils surmontent, soit entre 160 m d'altitude et la surface dans la partie est du secteur étudié (figures 3.6 et 3.7)

Alluvions des terrasses fluviales (At)

C'est une mince unité (entre 0.5 et 5 m d'épaisseur) localisée dans la zone d'étude entre la rivière Jacques-Cartier et la base de la terrasse à l'ouest des terrains de la Garnison Valcartier. Les alluvions des terrasses fluviales sont constituées de sables fins à moyens reposant sur l'unité Md grossière. Elle est recouverte à quelques endroits par des marécages, indiquant probablement une émergence de la nappe phréatique.

3.3.2 Unités semi-perméables

Sédiments prodeltaïques (Mdp)

Les sédiments prodeltaïques, caractérisés par des alternances de lits de silt, silt argileux et de sable silteux, séparent l'aquifère libre et l'aquifère semi-captif. Dans notre rapport, nous référerons à cette unité en tant que « couche silteuse prodeltaïque » pour indiquer qu'il ne s'agit pas d'un silt homogène et continu latéralement ou verticalement, mais plutôt d'un intervalle où les lits silteux sont abondants. L'étendue latérale de cette unité est présentée sur les cartes piézométriques des planches 5 et 6 ainsi que sur le modèle géologique 3D (figures 3.6 et 3.7). Cette unité ne semble pas s'étendre latéralement à l'est jusqu'au mont Brillant (sauf peut-être dans la partie sud-est), tandis que du côté de Québec (Val-Bélair) et de RDDC Sud, la couche silteuse semble rejoindre le mont Rolland-Auger. Cette unité a une épaisseur de 5 à 15 m, entre 155 et 170 m d'altitude, dans le secteur de RDDC-Nord et des champs de tir Batoche/Cambrai/Normandie de la Garnison Valcartier. À RDDC Sud, ces silts prodeltaïques forment une unité distincte de celle des silts glaciomarins, une autre unité silteuse située plus en profondeur surmontant l'unité proglaciaire et surmontée par une couche de sable moyen d'origine deltaïque. Lors de nos travaux antérieurs (Martel *et al.*, 2000), la distinction entre ces deux couches silteuses n'avait pu être faite clairement, surtout sous les terrains de SNC TEC. La couche silteuse prodeltaïque est située principalement entre 150 et 165 m d'altitude et elle s'insère au sein de la séquence deltaïque alors que les silts glaciomarins s'insèrent entre les sédiments deltaïques et proglaciaires (figures 3.1 et 3.3).

Silt argileux glaciomarin (Ma)

Une unité de silt argileux glaciomarin est directement superposée à l'unité proglaciaire et est surmontée par les sédiments deltaïques. Cette unité de silt argileux, présente surtout dans la moitié sud du site, a été déposée par décantation en eaux marines lors du retrait du front glaciaire. Son dépôt a été suivi d'un intervalle au cours duquel des faunes marines, notamment *Hiatella arctica*, ont envahi cette partie du bassin marin. Cette lacune sédimentaire semble

marquer une chute drastique du taux de sédimentation suite à la phase proglaciaire. Cette unité glaciomarine est bien définie sur les terrains du MDN et chez SNC TEC. Par contre, du côté de Shannon et de Val-Bélair, il est plus difficile de déterminer avec fiabilité sa présence ou son absence, étant donné que nous ne disposons pas de données à d'aussi grandes profondeurs dans ces secteurs.

3.3.3 Unité imperméable

Till (T)

Le till de fond n'a été observé directement que lors d'un seul des forages, ceux-ci étant généralement interrompus dès les premiers niveaux diamictiques, lesquels appartiennent généralement à l'unité proglaciaire. Le till de fond est constitué d'un diamicton très compact à matrice silto-sableuse dominante; ce till est imperméable à un point tel qu'à un mètre sous son contact sommital il n'était pas saturé, quoique situé bien en dessous de la nappe libre. Cette unité imperméable est probablement largement répandue à la surface du roc sous l'unité proglaciaire.

Roc (R)

Le roc est formé par du gneiss granitique d'origine précambrienne peu fracturé et formant une surface irrégulière. Sa conductivité hydraulique estimée est de l'ordre de 10^{-12} m/s (Freeze et Cherry, 1979). Pour les fins de la modélisation numérique, cette unité est considérée comme une surface imperméable sous les dépôts meubles.

3.4 Distribution des unités hydrostratigraphiques

3.4.1 Topographie du roc et épaisseur des sédiments

La figure 3.2 montre une carte de la topographie du socle rocheux définie à partir des informations disponibles à partir des forages qui atteignent le roc. Bien que la surface du sol soit relativement plane dans le secteur Valcartier, la figure 3.2 montre que la topographie du roc indique la présence de deux vallées enfouies. Une des deux vallées se retrouve dans la partie ouest du secteur et suit un axe approximatif nord-sud sous l'axe de la rivière Jacques-Cartier. La deuxième vallée enfouie s'allonge dans un axe est-ouest au centre du secteur Valcartier. Ces vallées enfouies sont comblées de sédiments tel que décrit précédemment dont l'épaisseur maximale peut atteindre environ 50 m sous la Garnison Valcartier, à l'ouest de RDDC Nord.

3.4.2 Relations entre les unités hydrostratigraphiques

La figure 3.3 montre deux des sections hydrostratigraphiques développées pour le secteur Valcartier. La localisation de ces sections est montrée à la figure 3.2. La coupe A-A' montre une section longitudinale tracée d'ouest en est dans la principale vallée enfouie sous-jacente au secteur Valcartier. La coupe B-B' est une section transversale nord-sud à travers cette même vallée dans la partie est du secteur Valcartier. Ces coupes montrent non seulement les unités géologiques présentes en profondeur mais également les charges hydrauliques (niveaux d'eau) mesurées dans l'unité de sable deltaïque, tant au-dessus qu'en dessous de la couche silteuse prodeltaïque. À cause de sa forte conductivité hydraulique (chapitre 4) mais surtout de son épaisseur et de sa continuité latérale, l'unité de sable deltaïque est la principale unité aquifère retrouvée dans le secteur.

Dans la partie est du secteur, l'unité de sable deltaïque est cependant séparée en deux par la couche silteuse prodeltaïque dont la conductivité hydraulique est plus faible. Puisque le sable deltaïque est en contact avec la surface du sol et l'atmosphère, des conditions de nappe libre sont présentes dans le sable deltaïque au-dessus de la couche silteuse, là où celle-ci est présente, et ailleurs dans le secteur où la couche silteuse est absente. Cependant, des conditions de nappe semi-captive sont présentes dans le sable deltaïque sous-jacent à cette couche silteuse. La faible conductivité hydraulique de la couche silteuse prodeltaïque limite l'infiltration d'eau vers les couches plus profondes. L'importante perte de charge hydraulique résultant de l'infiltration à travers la couche silteuse peu perméable engendre ainsi un gradient hydraulique vertical entre le sable deltaïque situé au-dessus et en dessous de la couche silteuse. La présence de ce gradient vertical implique que l'écoulement aura tendance à se faire vers le bas à travers la couche silteuse. Les sections hydrostratigraphiques de la figure 3.3 nous donnent ainsi un bon aperçu des conditions d'écoulement dans le secteur Valcartier et du rôle important joué par la présence de la couche silteuse prodeltaïque.

Un modèle géologique en trois dimensions (3D) de la distribution des unités a été développé à partir des coupes géologiques et hydrostratigraphiques et de l'interpolation de l'élévation des interfaces entre les unités rencontrées dans le secteur Valcartier. Ce modèle permet une meilleure compréhension de la distribution des unités dans l'ensemble du secteur et de leurs relations verticales et latérales. La figure 3.4 montre une vue en perspective de ce modèle géologique 3D tout en indiquant la localisation de points d'intérêt à la surface du modèle. La figure 3.5 montre la localisation de coupes verticales dans le modèle qui sont montrées aux figures 3.6 et 3.7. Ces deux dernières figures montrent bien la distribution des unités selon deux perspectives différentes. On constate que l'unité de sable et gravier proglaciaire présente à la base tend à s'épaissir dans la partie ouest du secteur, à proximité de Shannon. La couche silteuse glaciomarine qui recouvre cette unité a une épaisseur variable et est absente par endroits, particulièrement dans les parties ouest et nord du secteur. La couche silteuse prodeltaïque s'intercale dans le sable deltaïque dans la partie est du secteur mais cette couche est discontinue dans la partie centrale du secteur entre RDDC Nord et SNC TEC et absente dans le secteur de la Garnison Valcartier. Cette distribution complexe des matériaux en 3D dans le secteur exerce un contrôle important sur le système d'écoulement. C'est pourquoi le modèle géologique en 3D a servi de base à la définition des couches utilisées dans le modèle numérique d'écoulement décrit au chapitre 7.

4. Détermination des propriétés hydrauliques

4.1 Méthodologie

La conductivité hydraulique des matériaux joue un rôle important dans un système aquifère car elle contrôle la facilité de l'eau souterraine à s'écouler à travers les matériaux poreux. Avec la porosité et les gradients hydrauliques, la conductivité hydraulique contrôle aussi la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine. Des travaux de caractérisation des propriétés hydrauliques ont été complétés par l'équipe de l'INRS-Eau, Terre et Environnement afin de connaître l'intervalle des valeurs et la distribution des conductivités hydrauliques des différentes unités présentes dans le secteur d'étude. Dans le cas du système aquifère de la région de Valcartier, près de 700 essais de perméabilité ont été complétés dans plus de 250 puits, soit en moyenne trois essais par puits d'observation. La caractérisation de ces propriétés visait aussi à classer les unités hydrostratigraphiques en fonction de leur perméabilité. Enfin, ces données permettaient également de vérifier si le modèle de déposition des sédiments contrôlait la perméabilité des matériaux et permettait définir des zones de conductivité hydraulique pour les unités hydrostratigraphiques présentes dans le secteur.

Trois méthodes courantes sont utilisées pour estimer la conductivité hydraulique des matériaux granulaires. L'utilisation des données de granulométrie permet une estimation de la conductivité hydraulique, par exemple à l'aide de la méthode de Hazen. Notons toutefois que les résultats obtenus à partir d'une telle méthode ne sont pas très réalistes à cause de la faible représentativité des échantillons recueillis. Les essais de pompage permettent d'estimer une conductivité hydraulique moyenne d'un grand volume d'aquifère. Cependant ce type d'essai ne peut que difficilement être fait dans un aquifère contaminé comme celui de Valcartier puisque l'eau contaminée pompée doit être gérée. Finalement, les essais de perméabilité (*slug tests*) permettent de mesurer *in situ* la conductivité hydraulique localement autour de la crépine d'un puits sans avoir à gérer d'effluents contaminés. Le concept de l'essai de perméabilité est de provoquer une perte ou un gain de charge hydraulique artificiellement, i.e. par ajout ou retrait d'eau ou par injection d'air dans le puits. Ensuite, à l'aide d'un capteur de pression présent dans le puits sous le niveau statique de l'eau, la remontée ou la descente de la charge est mesurée en fonction du temps. Le taux de remontée ou de descente permet de déterminer la conductivité hydraulique du matériel aquifère présent autour de la crépine.

La méthode préconisée à Valcartier était la troisième, soit l'injection d'air comprimé dans le tubage au-dessus du niveau d'eau à l'aide d'un appareillage muni d'une valve d'injection, de manomètres et d'une valve permettant de relâcher instantanément la pression dans le puits (voir annexe). Levy et Pannell (1991) ont démontré que l'utilisation d'un tel système était avantageuse par rapport aux méthodes conventionnelles dans les aquifères granulaires à conductivité hydraulique élevée où la remontée du niveau d'eau ne prend que quelques secondes.

Les avantages d'utiliser l'air comprimé comme médium de compression de la nappe sont nombreux. D'abord, il n'y a aucun ajout ou retrait d'eau, ce qui évite tout contact avec de l'eau contaminée. Aussi, le rabattement imposé à la nappe peut être contrôlé à l'aide d'un manomètre qui lit la pression d'air dans le puits. Par conversion de la pression, il est possible de connaître le rabattement en centimètres d'eau dans le puits. Il est recommandé de faire trois essais par puits

avec des rabattements initiaux différents. Ceci permet de s'assurer de la reproductibilité des données de conductivité hydraulique. En effet, un puits mal développé peut amener une variation anormale des valeurs de conductivité hydraulique selon l'ordre des tests ou selon le rabattement imposé. Sur les 698 essais effectués, seulement à dix reprises un puits a répondu de façon différente aux trois essais. Ainsi, on peut conclure que le développement des puits a été correctement effectué au préalable par l'équipe d'échantillonnage dans l'ensemble des puits visités. La méthodologie plus détaillée des essais de perméabilité est présentée en annexe.

4.2 Interprétation des résultats

4.2.1 Méthodes d'analyses utilisées

Selon le type de matériel aquifère rencontré et le mode de construction des puits d'observation testés, différentes réponses peuvent survenir lors de la remontée du niveau d'eau dans le puits après avoir relâché la pression d'air pour permettre la remontée d'eau. Sur le site de Valcartier, trois types de réponses ont été observés (figure 4.2) : la réponse log-linéaire, la réponse oscillatoire et une réponse qui pourrait être qualifiée d'intermédiaire, i.e. une réponse semi-oscillatoire. Les réponses oscillatoires (*underdamped*) sont celles qui ont été le plus souvent rencontrées, i.e. dans environ 52% des essais. La réponse log-linéaire (*overdamped*) a été obtenue dans 38% des tests tandis que la réponse semi-oscillatoire (*critically damped*) a été rencontrée dans 10% des essais. Pour avoir une réponse oscillatoire, il faut que l'inertie de la colonne d'eau dans le puits soit considérée non-négligeable (Kruseman et de Ridder, 1994). Ceci survient lorsqu'un puits possède une longue colonne d'eau pour une courte crépine dans du matériel très perméable. Pour les réponses log-linéaires, l'inertie de la colonne d'eau est considérée comme négligeable. Le troisième type de réponse survient lorsque le comportement est intermédiaire.

Trois méthodes d'interprétation ont été utilisées pour déterminer la conductivité hydraulique selon le type de réponse obtenue lors des essais de perméabilité. La méthode de Uffink (1984) a été appliquée à l'interprétation des essais avec un comportement oscillatoire, la méthode de Bouwer et Rice (1976) a été utilisée pour les réponses log-linéaires et, enfin, la méthode de Butler et Garnett (2000) a été employée pour les réponses semi-oscillatoires. Ces différentes méthodes ont amené des résultats semblables quant aux valeurs de conductivités hydrauliques pour des matériaux de même type. De plus, dans la grande majorité des puits testés, l'interprétation des données obtenues des essais de perméabilité consécutifs résultait en un faible écart entre les valeurs de conductivité hydraulique interprétées.

4.2.2 Statistiques descriptives des conductivités hydrauliques

Au total, 698 essais de perméabilité ont été complétés dans 254 puits d'observation sur la propriété du MDN. Le tableau 4.1 montre les différentes statistiques décrivant les conductivités hydrauliques par unité hydrostratigraphique. Ces résultats sont aussi illustrés à la figure 4.1. À partir des statistiques descriptives, il est possible d'affirmer, qu'en moyenne, l'unité deltaïque est l'unité la plus perméable de toutes les unités hydrostratigraphiques testées. Cependant, la conductivité hydraulique varie dans l'unité deltaïque à l'intérieur du secteur Valcartier. Les figures 4.3a et 4.3b montrent que la conductivité hydraulique dans le sable deltaïque diminue en direction est. La figure 4.3a montre un plan interpolé à travers les données disponibles dans l'unité deltaïque indiquant cette tendance générale. La figure 4.3b présente une interpolation par

krigeage du logarithme des mesures de conductivité hydraulique (K , m/s) dans le sable deltaïque. L'interpolation par krigeage permet d'obtenir la meilleure estimation linéaire non biaisée d'une propriété dont les valeurs sont connues à certains points dans l'espace (de Marsily, 1986), comme c'est le cas pour les données de conductivité hydraulique dans le secteur Valcartier. Les résultats de cette interpolation présentée à la figure 4.3b montrent une importante variabilité de K mais la tendance à la diminution en direction est demeure évidente. Cette diminution de la conductivité hydraulique dans cette direction est reliée à la taille généralement plus faible des particules de sable dans le secteur est qui se trouve dans la partie distale de la sédimentation deltaïque. Cette localisation explique également la présence de la couche silteuse qui est également d'origine prodeltaïque. De plus, en comparant la figure 4.3b à la figure 3.2, on peut constater que les valeurs maximales de conductivité hydraulique se retrouvent dans l'axe de la partie la plus profonde de la vallée enfouie est-ouest présente dans le secteur Valcartier.

5. Piézométrie et écoulement de l'eau souterraine

5.1 Méthodologie

La mesure des niveaux d'eau et l'établissement de cartes piézométriques permettent de déterminer les directions d'écoulement des eaux souterraines dans un aquifère. Dans le secteur à l'étude, la complexité de l'écoulement des eaux souterraines et la présence de deux nappes distinctes rendent l'étude piézométrique plus complexe (Martel *et al.*, 2000). En effet, la couche silteuse prodeltaïque, présente localement dans la partie est du secteur étudié, sépare le sable deltaïque en deux aquifères: une nappe libre dans la partie supérieure au-dessus de la couche silteuse et où la couche silteuse est absente, ainsi qu'une nappe semi-captive sous la couche silteuse prodeltaïque, là où la couche silteuse est présente. Pour distinguer les deux contextes dans lesquels se retrouvent des conditions de nappe libre dans le secteur, nous référons à la « nappe libre supérieure » au-dessus de la couche silteuse prodeltaïque tandis que nous employons le terme de « nappe libre régionale » ailleurs où la couche silteuse est absente. Alors que la nappe libre est présente sur tout le secteur Valcartier, les conditions semi-captives sont présentes uniquement où se retrouve la couche silteuse prodeltaïque, soit dans la partie nord-est de RDDC Nord, ainsi qu'à RDDC Sud et au sud des terrains de SNC-TEC.

Afin de s'assurer de la précision des mesures de l'altitude de la surface piézométrique, les puits d'observation doivent être nivelés et arpentés pour en connaître leur position exacte dans l'espace. Ce travail a été complété par la firme d'experts-conseil Dessau-Soprin à l'aide d'un système de positionnement global (*GPS*) et d'une station totale. Les résultats ont été vérifiés lors de la mise en carte des valeurs en comparant ces résultats au positionnement préliminaire réalisé en début de projet.

Un relevé piézométrique régional a été complété par différents intervenants de la région de Valcartier à la mi-décembre 2001 ainsi qu'en mars 2002. Sur les terrains du MDN, i.e. à RDDC Nord, Sud et Essais ainsi qu'à la Garnison Valcartier, des niveaux d'eau ont été mesurés dans tous les nouveaux puits d'observation installés pendant l'automne ainsi que dans la majorité des puits d'observation déjà existants. Ce relevé piézométrique a été complété entre le 6 et le 13 décembre 2001. En parallèle, les niveaux d'eau ont été mesurés dans tous les puits d'observation existants sur les terrains de SNC-TEC au sud du site. Ce relevé a été complété le 7 décembre 2001. D'autres niveaux d'eau ont été pris entre le 4 et le 18 mars 2002 dans les derniers puits d'observation installés en février 2002 sur les terrains du MDN. Des mesures ont aussi été prises à ce moment dans des puits d'observation déjà visités en décembre 2001 afin de s'assurer que les niveaux d'eau pouvaient être comparés entre eux. Nous avons également obtenu les données piézométriques de 18 puits d'observation de la ville de Québec dans l'arrondissement 8 (Val-Bélair) et nous avons eu accès à six (6) des puits d'alimentation privés de la municipalité de Shannon pour y faire des mesures de niveau d'eau.

Au total, environ 700 mesures de charges hydrauliques prises en décembre 2001 et mars 2002 ont été compilées et ont servi à l'établissement de la piézométrie et de l'écoulement de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier. Compte tenu du contexte hydrogéologique qui comporte un écoulement de l'eau souterraine dans deux aquifères distincts, la classification des puits d'observation par type de nappe a été faite préalablement à la cartographie piézométrique. Ainsi,

environ 580 puits sont installés dans la nappe libre tandis qu'environ 110 puits le sont dans la nappe semi-captive. Ces données ont servi à définir deux cartes piézométriques distinctes.

Les isopièzes sont des lignes représentant la position d'une charge hydraulique spécifique de valeur constante. Une carte piézométrique se construit en interpolant les positions entre les puits d'observation ayant la même altitude de la surface piézométrique par des courbes d'élévation du niveau de l'eau souterraine appelées isopièzes. Dans le secteur Valcartier, compte tenu de la densité élevée des points de contrôle du niveau d'eau, les isopièzes ont été dessinés à chaque mètre d'altitude de la nappe. Différentes approches peuvent être utilisées pour le traçage des isopièzes. Des méthodes d'interpolation numériques peuvent être appliquées. Pour le système aquifère de Valcartier, les isopièzes ont été dessinés manuellement en interpolant les données de niveaux d'eau d'une même nappe (libre et semi-captive séparément) en considérant les effets présumés des limites hydrauliques sur les niveaux d'eau, surtout les cours d'eau. Une interpolation numérique aurait été applicable au centre du secteur Valcartier mais cette approche n'aurait pas pu tenir compte de la présence des rivières Nelson et Jacques-Cartier qui se trouvent en périphérie du secteur où le contrôle piézométrique est insuffisant pour assurer une interpolation numérique cohérente avec la présence de ces limites. Nous avons d'ailleurs indiqué l'incertitude dans la détermination de la piézométrie dans ces secteurs par l'utilisation de lignes pointillées alors qu'aux endroits où le contrôle est suffisant des lignes pleines sont utilisées pour tracer les isopièzes.

Deux cartes piézométriques ont donc été construites, une pour la nappe libre et une autre pour la nappe semi-captive. Puisque les conditions de nappe semi-captive n'existent que lorsque la couche silteuse prodeltaïque est présente, i.e. dans la partie est du site, la piézométrie de la nappe semi-captive rejoint celle de la nappe libre dans les secteurs où la couche silteuse prodeltaïque est absente. À noter que la présence de l'unité de silt argileux gris glaciomarin entre les unités deltaïque et proglaciaire n'amène pas clairement des conditions semi-captives dans l'unité proglaciaire sous-jacente. Un gradient existe néanmoins entre les deux unités pour quelques puits en bordure sud du site mais, régionalement, les conditions semblent être du type d'un aquifère libre. Il est probable que cette unité de silt argileux soit absente en certains endroits, permettant le contact hydraulique entre les deux unités et engendrant ainsi des conditions de nappe libre dans l'unité proglaciaire.

5.2 Piézométrie et direction d'écoulement de la nappe libre

Un écoulement en nappe libre implique que la surface supérieure de la nappe est à la pression atmosphérique et donc en contact avec l'atmosphère. Dans le secteur Valcartier, des conditions de nappe libre sont rencontrées dans deux contextes différents. D'abord, dans le secteur administratif de la Garnison Valcartier et au sud-ouest de RDDC Nord, seul l'aquifère libre régional est présent puisque la séquence de sédiments est constituée presque uniquement de sables et graviers de la base au sommet (unités deltaïque et proglaciaire). Il y a une mince unité de silt gris argileux glaciomarin entre les unités deltaïque et proglaciaire, mais elle n'engendre pas de conditions semi-captives dans l'unité proglaciaire sous-jacente. Dans les autres secteurs du site étudié, l'aquifère libre est aussi présent mais n'occupe que la partie supérieure de la séquence de sédiments, ayant pour base la couche silteuse prodeltaïque.

La figure 5.1 montre la piézométrie de la nappe libre et indique également la distribution de la couche silteuse prodeltaïque. De façon générale, l'écoulement est convergent vers le centre du secteur et ce à partir du nord et du sud. De plus, la topographie du socle rocheux exerce un contrôle important sur l'écoulement puisque la présence de dépressions enfouies (vallées glaciaires) amène un écoulement chenalisé dans ces dernières. Ces vallées suivent d'abord un axe est-ouest, de RDDC Nord vers Shannon et puis nord-ouest/sud-est, dans la région de Val-Bélaïr (voir figure 3.2 montrant la topographie du socle rocheux). La perméabilité et l'épaisseur des matériaux contrôlent aussi la direction et la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine. Ainsi, au centre des vallées enfouies, les matériaux aquifères sont très perméables, tant pour les unités deltaïques que proglaciaires. Les vitesses d'écoulement sont donc assez importantes. Vers l'est, soit sur les terrains de RDDC Nord et Sud ainsi que SNC TEC, en bordure du complexe deltaïque, les matériaux sont plus fins et le gradient hydraulique est faible, ce qui amène des vitesses d'écoulement inférieures à 20 mètres par année pour les unités équivalentes. Les vitesses d'écoulement de l'eau souterraine peuvent être plus rapides en bordure des monts Rolland-Auger et Brillant. Les vitesses d'écoulement de l'eau souterraine sont précisées dans le chapitre 7 qui documente les résultats du modèle numérique d'écoulement.

La présence de la couche silteuse prodeltaïque amène des conditions particulières d'écoulement de la nappe libre supérieure à l'est du site. Ainsi, la nappe libre supérieure est à la pression atmosphérique à ces endroits car le sable deltaïque est présent jusqu'à la surface du sol. Cette nappe libre est donc soumise au processus de recharge des aquifères par l'infiltration directe à la surface du sol des précipitations et des eaux de fonte printanières, contrairement à la nappe semi-captive sous-jacente. Le patron général d'écoulement de la nappe libre supérieure à RDDC Nord est du centre de la couche silteuse prodeltaïque vers ses bordures (est, ouest et sud), et du nord vers le sud pour la portion nord de la couche. Un patron d'écoulement semblable existe à RDDC Sud et au sud de SNC TEC mais cette fois-ci l'écoulement est généralement du sud vers le nord. À la bordure ouest de la couche silteuse prodeltaïque, un gradient hydraulique important existe en raison de l'arrivée de l'eau de la nappe libre supérieure dans la dépression piézométrique, au centre du site. Sur cette bordure, on note une différence d'élévation de la charge hydraulique de 1 à 4 m entre la nappe libre supérieure et l'aquifère semi-captif qui se rejoignent à cet endroit pour former la nappe libre régionale. Ainsi, lorsque la couche silteuse prodeltaïque se termine, l'eau provenant la nappe libre supérieure subit une perte de charge de quelques mètres pour rejoindre l'altitude de la nappe libre régionale. Cet abaissement soudain de la charge hydraulique se produit sur une distance horizontale de quelques mètres seulement. Cette situation particulière est observée tout au long de la bordure ouest de la couche silteuse prodeltaïque, et permet même à certains endroits de suivre la position précise de cette bordure même lorsque les informations stratigraphiques ne sont pas complètes. Les gradients hydrauliques horizontaux mesurés sur la carte piézométrique dans la zone de perte de charge importante à la limite ouest de la couche silteuse prodeltaïque sont de l'ordre de 0,1 m/m. Une dépression piézométrique est observée au centre du secteur où les nappes libre supérieure et semi-captive se rejoignent pour former la nappe libre régionale. Dans cette dépression piézométrique située à la limite des propriétés de RDDC Nord et de SNC TEC, les gradients hydrauliques horizontaux sont minimes, impliquant des vitesses très faibles d'écoulement de l'eau souterraine.

Une autre caractéristique importante de la nappe libre supérieure, surtout dans le contexte de la contamination de l'aquifère par du TCE, est la présence d'une ligne de partage des eaux

souterraines dans le secteur est du site. Cette ligne de partage sépare l'écoulement de la nappe libre vers deux directions opposées. Du côté est de la ligne, la nappe libre supérieure s'écoule vers la rivière Nelson, tandis que du côté ouest, la nappe libre supérieure est drainée vers la rivière Jacques-Cartier. Le grand nombre de points de contrôle piézométriques fournis par la caractérisation de l'automne-hiver 2001-2002 a permis de préciser sa position par rapport à la ligne de partage qui avait été définie précédemment (Martel *et al.* 2000). Par rapport à sa position présumée précédemment, la ligne de partage est maintenant tracée un peu plus à l'ouest dans la portion nord-ouest de RDDC Nord et aussi légèrement plus à l'ouest au centre des terrains de SNC TEC. Pour le reste, elle demeure généralement à la même position que définie précédemment. La position de cette ligne de partage des eaux revêt une grande importance du fait que certaines des zones sources potentielles de TCE se situent à proximité de cette ligne (voir chapitre 6). La migration du TCE dissous émis par les zones sources dans la nappe libre supérieure se dirigera dans des directions différentes selon que ces zones sources sont situées à l'est ou à l'ouest de la ligne de partage des eaux souterraine.

Des capteurs de pression ont été installés par l'INRS dans deux puits entre février 2000 et décembre 2001 : N7-2 localisé dans le secteur de la limite de partage des eaux et PO-2 localisé plus à l'ouest. Ces mesures ont permis d'observer le changement des niveaux d'eau au cours de l'année, surtout lors de la recharge printanière de la nappe reliée à la fonte des neiges. Durant cette période de recharge, des mesures de direction et vitesse de l'eau souterraine avec le Geoflo ont été faites dans des puits d'observation près de la limite de partage des eaux à des intervalles de deux semaines. Ces mesures ont montré un déplacement de la ligne de partage des eaux vers l'ouest durant la recharge. Cependant, la limite de partage des eaux est revenue à sa position initiale après seulement quelques semaines. Considérant la très faible vitesse de l'eau souterraine aux abords de la ligne de partage, il est peu probable que la fluctuation saisonnière de sa position puisse conduire à des modifications significatives des directions de migration de la contamination émise aux zones sources localisées aux abords de la ligne de partage des eaux.

5.3 Piézométrie et direction d'écoulement de la nappe semi-captive

Lorsqu'un aquifère est sous-jacent à une unité imperméable qui amène un isolement hydraulique des matériaux sous-jacents, des conditions captives ou semi-captives sont présentes si les niveaux d'eau dans l'aquifère excèdent l'élévation de la base de l'unité confinante. Un aquifère est dit semi-captif lorsque la couche imperméable isolant l'aquifère est d'étendue limitée, ce qui implique un isolement hydraulique partiel de l'aquifère. Dans le secteur Valcartier, la couche silteuse prodeltaïque présente à l'est du secteur semble saturée sur toute son épaisseur et les niveaux piézométriques dans l'unité deltaïque sous la couche silteuse sont à une élévation supérieure à la base de la couche silteuse. Il en résulte que l'aquifère de sable et gravier deltaïque présent sous la couche silteuse peut être défini comme semi-captif, puisque la couche silteuse prodeltaïque n'est pas continue dans tout le secteur. Même si les conditions sont semi-captives sous la couche silteuse prodeltaïque, le sable et gravier deltaïque est continu latéralement avec les zones où la couche silteuse est absente. L'eau souterraine présente sous la couche silteuse s'écoule donc latéralement dans la même unité pour atteindre les endroits représentant la nappe libre régionale, passant ainsi de conditions semi-captives à des conditions libres. Ainsi, au nord-ouest et au sud-ouest du site, la nappe semi-captive rejoint la nappe libre régionale (RDDC Nord, SNC TEC) et ce, sans important gradient horizontal contrairement à ce qui est observé lorsque la nappe libre supérieure atteint la nappe libre régionale.

La figure 5.2 montre la piézométrie de la nappe semi-captive sous l'étendue de la couche silteuse prodeltaïque. La nappe semi-captive est ainsi présente dans la partie est du secteur Valcartier et elle se poursuit vers l'est dans la vallée enfouie en direction de la ville de Québec (Val-Bélair). Il y a donc continuité entre la nappe semi-captive du secteur Valcartier et la partie ouest de l'aquifère captif qui s'étend vers Val-Bélair. De façon générale, l'écoulement de l'eau souterraine se fait du nord-est vers le sud-ouest dans la partie nord de la nappe semi-captive et du sud vers le nord dans la portion sud du site. Comme dans la nappe libre supérieure, il y a donc convergence de l'écoulement dans la nappe semi-captive vers la vallée enfouie située entre RDDC Nord et SNC TEC. Cette convergence est cependant moins directe que dans la nappe libre supérieure. De façon similaire à la nappe libre supérieure, il y a aussi une ligne de partage des eaux souterraines dans la nappe semi-captive, bien que sa position soit plus difficile à préciser. C'est pourquoi cette ligne est indiquée par une large bande à la figure 5.2. La carte piézométrique de la nappe semi-captive nous montre tout de même que dans la partie centrale, à l'est de la nappe semi-captive, l'écoulement de l'eau souterraine est divergent : une partie de l'écoulement se fait vers l'ouest alors qu'une autre partie se fait vers l'est en direction de la ville de Québec (Val-Bélair). Comme pour la nappe libre, la ligne de partage des eaux de la nappe semi-captive se trouve à l'est de RDDC Nord et de SNC TEC.

Le patron d'écoulement de la nappe semi-captive est plutôt régulier dans la portion nord de la couche silteuse, soit pratiquement vers l'ouest dans la partie ouest et approximativement vers le sud dans la partie est en bordure de la couche silteuse prodeltaïque. Les vitesses d'écoulement dans la nappe semi-captive sont approximativement équivalentes à celles dans la nappe libre, mais elles semblent plus constantes que dans la nappe libre. Il y a un certain changement de la direction générale d'écoulement dans la nappe semi-captive dans la moitié nord de RDDC Nord : l'écoulement de la nappe semi-captive devient plus vers l'ouest à partir d'une direction qui était plutôt du nord-est vers le sud-ouest. Cette direction d'écoulement est différente de celle présente dans la nappe libre supérieure qui se fait presque directement vers le sud au centre de RDDC Nord (figure 5.1). Le long de la rivière Nelson, la nappe semi-captive est absente dans la partie nord du secteur des poudrières de la Garnison Valcartier. Le peu de contrôle sur la piézométrie dans ce secteur ne permet pas de déduire adéquatement l'effet de la présence de la rivière Nelson tant sur la nappe semi-captive que sur la nappe libre (supérieure et régionale). La nappe semi-captive est aussi présente au sud du site, à RDDC Sud et au sud de SNC TEC. À ces endroits, l'écoulement est vers le nord et le nord-ouest, sauf pour la portion est de RDDC Sud où l'écoulement de la nappe semi-captive est orienté vers le nord-est et l'est en direction de la ville de Québec (Val-Bélair).

Un gradient hydraulique vertical important existe entre la nappe libre supérieure et la nappe semi-captive (figure 3.3). Ce gradient hydraulique vertical est de l'ordre de 0.3 à 0.1 m/m et indique un écoulement vers le bas à travers la couche silteuse prodeltaïque. La nappe libre supérieure au nord de RDDC Nord a une altitude de sa surface piézométrique d'environ 171 m par rapport à environ 167 m d'altitude pour la nappe semi-captive sous-jacente.

6. Distribution et transport du TCE dissous dans l'aquifère

6.1 Méthodologie

La délimitation du panache de TCE dissous dans l'eau souterraine du secteur Valcartier a nécessité l'acquisition de données hydrogéochimiques provenant de l'analyse d'échantillons d'eau souterraine. De telles données permettent normalement de délimiter la distribution en plan de la concentration d'un contaminant dans l'aquifère. Exceptionnellement, lorsque les données sont abondantes et proviennent de différentes profondeurs dans l'aquifère, il est alors possible de définir la forme d'un panache en trois dimensions. Dans le cas du secteur Valcartier, trois sources principales de données ont été utilisées pour parvenir à caractériser le plus précisément possible le panache de TCE dissous:

1. Échantillonnage et analyse de l'eau des puits d'observation conventionnels ;
2. Profilage de la concentration en TCE de la nappe par l'échantillonnage d'eau à différentes profondeurs par le système d'enfoncement (*direct push*) Geoprobe ;
3. Échantillonnage et analyse de l'eau des puits d'approvisionnement privés et de la Garnison Valcartier.

L'échantillonnage et l'analyse de l'eau souterraine dans les puits d'observation ont été réalisés sur les terrains du MDN en suivant un protocole préétabli en collaboration entre le MDN et l'INRS-ETE. Ce protocole suit le guide d'échantillonnage du Ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 1994). L'échantillonnage a été fait après que les puits aient été développés pour assurer le bon contact hydraulique des intervalles crépinés avec le matériel aquifère encaissant. Cette procédure est nécessaire pour obtenir des résultats représentatifs des essais de perméabilité tel que décrit à la section 4.1. Par la suite, avant l'échantillonnage de l'eau souterraine, les puits d'observation ont été purgés d'au moins deux fois leur volume en eau. Le pompage a été fait avec une pompe de type Waterra et des tubages dédiés dans chaque puits avec des pompes à soupapes à leur base. À la fin de la purge, les échantillons d'eau souterraine ont été prélevés lorsque l'eau était relativement claire et qu'au moins deux paramètres mesurés sur le terrain devenaient stables (pH, conductivité électrique, oxygène dissous, température, potentiel d'oxydo-réduction). Un échantillonneur à seringue de type Hypofil était utilisé afin de limiter la volatilisation des composés organiques volatils (COV) dissous, notamment le chlorure de vinyle, lors du transfert de l'échantillon d'eau souterraine dans les contenants d'échantillonnage.

Il est important de considérer la construction des puits lorsque l'on compare entre elles des concentrations de contaminants dissous dans l'eau souterraine. Ainsi, présentement, sur les terrains du MDN, les puits d'observations sont installés avec trois différentes longueurs de crépines : 1.5 m, 3.0 m et 4.5 m. Plus la crépine d'un puits d'observation est longue, plus la possibilité de dilution de l'échantillon augmente. En effet, si l'intervalle vertical contenant de l'eau contaminée est moins épais ou décalé par rapport à l'intervalle crépiné, le pompage dans un puits muni d'une longue crépine peut alors recueillir à la fois de l'eau contaminée et de l'eau non contaminée. Les concentrations dans les puits d'observation munis de longues crépines sont donc généralement considérées représenter des valeurs minimales par rapport aux concentrations réelles présentes dans l'aquifère. Par contre, les puits d'observation à longue crépine offrent l'avantage d'avoir une meilleure possibilité de détection d'un contaminant présent dans l'aquifère puisque la section verticale couverte est plus grande.

Des échantillons d'eau souterraine ont aussi été prélevés à l'aide d'une méthode de sondage par enfoncement de type "*direct push*" à partir d'un système de marque Geoprobe. Le principe de cette technologie est d'enfoncer une pointe crépinée à une profondeur désirée à l'aide d'un train de tiges pour ensuite prélever un ou plusieurs échantillons d'eau souterraine à différentes profondeurs selon un intervalle vertical donné. Au terme du sondage, la crépine et le train de tiges sont retirés, ne laissant pas dans l'aquifère d'installation qui peut être échantillonnée à nouveau. Avec ce type de système, il est ainsi possible de mesurer des profils de contamination dissoute en fonction de la profondeur. Le Geoprobe a été utilisé sur les terrains de RDDC Nord et Sud pour faire du profilage des concentrations en TCE dans l'objectif de détecter la présence de TCE et de connaître sa distribution verticale. Puisque la distribution du TCE dans ces secteurs était inconnue avant la campagne de caractérisation, cette technique a permis d'optimiser l'emplacement des puits d'observation permanents qui ont été implantés à partir des résultats des profilages Geoprobe. Une autre variante de la méthode Geoprobe par enfoncement a aussi été utilisée sur les terrains de SNC TEC. Plutôt que d'échantillonner l'eau sur des profils verticaux à intervalle régulier, un ou deux échantillons ont été prélevés sur les terrains de SNC TEC à une profondeur spécifique à l'endroit du sondage.

Dans le cas de la Garnison Valcartier, le Geoprobe n'a pas été retenu pour la caractérisation à cause de la profondeur maximale d'enfoncement de l'appareil utilisé qui s'est révélée être environ 26 m dans les meilleures conditions rencontrées à RDDC Nord. Puisque la nappe est plus profonde sous la Garnison Valcartier qu'à RDDC Nord et que le panache de TCE dissous se trouve en grande partie plus profond que la limite d'enfoncement du Geoprobe, il y avait peu d'avantage à utiliser ce système par rapport à l'implantation de puits d'observation conventionnels. Si le Geoprobe avait été utilisé à la Garnison, il n'aurait permis de prélever que quelques échantillons dans la partie supérieure de la nappe sans atteindre la base du panache ou même le centre de l'intervalle vertical contenant les concentrations maximales de TCE dissous dans le panache. Ces échantillons Geoprobe auraient donc pu donner une image non représentative du panache de TCE à la Garnison Valcartier.

L'échantillonnage d'eau avec le système Geoprobe utilise des tiges crépinées de longueur restreinte (0.3 m, 0.6 m ou 1.02 m). Les échantillons prélevés représentent ainsi une valeur pratiquement ponctuelle de la concentration dans le panache puisque les échantillons ont généralement subi peu d'effets de dilution, contrairement aux puits d'observation conventionnels munis de longues crépines. Les concentrations maximales obtenues avec le système Geoprobe dans un profil traversant un panache tendent donc à être plus élevées que les concentrations obtenues d'échantillons prélevés dans des puits conventionnels dans la même portion du panache. Enfin, un autre avantage de cette méthode est qu'elle permet de connaître la concentration en TCE rapidement si des capacités analytiques sont présentes directement sur le terrain. Les échantillons d'eau souterraine prélevés à RDDC avec la méthode Geoprobe étaient acheminés à un laboratoire de terrain aménagé à RDDC Nord pour obtenir les concentrations en TCE dans l'eau souterraine généralement la journée même où les échantillons étaient prélevés. Le laboratoire mobile appartenait à l'IRB alors que les trois chromatographes en phase gazeuse installés dans le laboratoire provenaient de l'IRB, de l'INRS-ETE et de l'Université Laval. Le chimiste chargé de réaliser les analyses chimiques était à l'emploi de l'INRS-ETE.

Enfin, le troisième type d'information hydrogéochimique disponible dans la région de Valcartier provient des résultats de l'échantillonnage de puits d'alimentation privés à Shannon et de puits d'approvisionnement en eau potable de la Garnison Valcartier (P-2, P-4 et P-5). Les informations obtenues des puits privés sont utiles pour déterminer la présence ou l'absence de TCE dans la nappe à ces endroits. Par contre, les détails de construction des puits privés, notamment leur profondeur, sont rarement disponibles. Ainsi, la valeur des informations obtenues de ces puits est plutôt d'ordre qualitatif. Les puits d'approvisionnement à forts débits comme ceux du MDN amènent un effet de dilution du TCE puisque l'eau échantillonnée peut provenir d'un mélange d'eau souterraine exempte de contamination et d'eau contaminée. Les valeurs obtenues sont donc encore une fois qualitatives à cause du facteur de dilution important relié à l'ouvrage de captage utilisé comme moyen d'échantillonnage.

Les trois différentes sources d'information sur les concentrations en TCE dans l'eau souterraine ne représentent pas la même chose. Elles donnent des valeurs de concentration qui sont soit une valeur "minimale" (puits d'approvisionnement et puits d'observation avec longues crépines), une valeur "moyenne" (puits d'observation avec courtes crépines) ou une valeur "maximale" (profilages Geoprobe). Dans une telle situation, il n'est pas possible, ni souhaitable, de tracer en plan de nombreuses plages restreintes de concentration dans le panache sur la base de ces diverses sources de données sur les concentrations. Nous avons donc défini un panache de contamination en TCE dissous dans l'eau souterraine avec de larges zones de concentrations à l'intérieur desquelles les valeurs généralement rencontrées sont à l'intérieur d'une plage définie. Des concentrations exceptionnelles, plus élevées ou inférieures, par rapport aux limites de la plage de concentration d'une zone peuvent tout de même y être présentes.

6.2 Comparaison des méthodes d'échantillonnage et d'analyse

Cette section présente un peu plus en détail la comparaison entre les différentes méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'eau souterraine utilisées dans le secteur Valcartier. L'emphase est mise sur la comparaison des profils Geoprobe par rapport aux échantillons de puits d'observation conventionnels.

Les échantillons d'eau prélevés par le système Geoprobe ont fait l'objet d'analyses rapides au laboratoire de terrain avec un système analytique portable simple (voir protocole en annexe) et d'analyses standard dans un laboratoire environnemental accrédité avec un contrôle de qualité. Il est donc nécessaire de vérifier si les résultats des analyses de terrain correspondent à ceux des analyses standard. La figure 6.1 montre la comparaison entre ces deux types d'analyses. Les concentrations en TCE des analyses faites au laboratoire de terrain des échantillons prélevés par l'appareil Geoprobe concordent assez bien avec les analyses standard mais elles sont généralement plus élevées que celles obtenues du laboratoire d'analyse accrédité. Cette différence est particulièrement évidente pour les échantillons de faible concentration en TCE pour lesquels les analyses de terrain tendent à détecter plus de TCE que les analyses en laboratoire accrédité. Les plus faibles concentrations des échantillons analysés en laboratoire accrédité peuvent être reliées à la volatilisation du TCE. En effet, il y a plus de possibilité de perdre un composé volatil lorsque le temps écoulé est plus long entre l'échantillonnage et l'analyse. De telles pertes peuvent se produire au cours du transport, de la conservation ou des manipulations supplémentaires que subissent les échantillons analysés au laboratoire accrédité par rapport à ceux analysés au laboratoire de terrain. La comparaison des résultats de la figure

6.1 montre tout de même la validité des analyses de terrain puisque la corrélation entre les résultats est assez bonne. Les analyses de terrain ont également été validées par l'analyse d'échantillons standard et par la répétition d'analyses d'un même échantillon en plus des autres analyses indépendantes permettant le contrôle de la qualité des analyses du laboratoire de terrain. Considérant ces résultats, nous avons utilisé les concentrations déterminées au laboratoire de terrain pour délimiter le panache en plan ou en 3D de même que pour la représentation graphique des profils de TCE obtenus par le Geoprobe.

La figure 6.2 donne un exemple d'un profil de concentration obtenu d'un Geoprobe. Sur tous les profils, le format de représentation graphique est le même, soit des concentrations sur une échelle logarithmique de 1 à 1000 µg/L. Bien que certaines mesures entre 1 et 10 µg/L soient présentées sur les graphiques, la limite de quantification des analyses du laboratoire de terrain est estimée à 10 µg/L. La profondeur des profils de concentration en TCE dissous déterminés par le Geoprobe est généralement limitée à 26 m et souvent moins, particulièrement lorsque la couche silteuse était rencontrée puisque celle-ci rendait l'enfoncement des tiges d'échantillonnage du Geoprobe plus difficile. À la figure 6.2, les concentrations du profil Geoprobe sont comparées aux concentrations obtenues de deux puits d'observation adjacents. On remarque sur ce profil Geoprobe de même que sur tous les autres profils que les concentrations en TCE sont variables verticalement à l'intérieur du panache. Ceci fait en sorte que les concentrations dans les puits d'observation conventionnels adjacents sont généralement inférieures aux valeurs maximales mesurées dans les profils Geoprobe. Cette situation se produit malgré les efforts qui ont été faits pour positionner une des crépines des puits d'observation adjacents dans le même intervalle de profondeur où la concentration était maximale dans le profil Geoprobe. Cependant, les intervalles crépinés des puits sont rarement situés exactement à la profondeur à laquelle les concentrations maximales en TCE sont retrouvées. Sur la carte de contamination en TCE qui sera présentée à la section suivante (figure 6.5), ce sont les concentrations maximales en TCE des profils Geoprobe qui sont montrées. Ces valeurs tendent donc à être généralement supérieures aux concentrations mesurées dans les puits d'observation adjacents.

Ainsi, les puits d'observation conventionnels à longues crépines auraient tendance à fournir des échantillons avec des valeurs minimales de la concentration en TCE. Pour tenter de pallier ce phénomène, des essais ont été faits pour obtenir des échantillons dits « discrets » provenant d'un point précis à l'intérieur d'un intervalle crépiné. Ces échantillons ont été prélevés à l'aide d'un système permettant d'actionner une seringue à une profondeur voulue dans un intervalle crépiné d'un puits d'observation. La moyenne des concentrations obtenues des échantillons discrets a été comparée aux concentrations des échantillons obtenus du puits d'observation par une méthode d'échantillonnage conventionnelle. La figure 6.3 montre que, généralement, la moyenne des concentrations des échantillons discrets correspond bien à la concentration dans l'intervalle complet. Cet exercice a donc permis de valider les résultats obtenus de l'échantillonnage discret. Cependant, l'échantillonnage discret implique une procédure trop lourde pour que cette approche puisse être couramment employée pour le sous-échantillonnage des puits d'observation avec de longues crépines. Les résultats de l'échantillonnage discret réalisés sont toutefois présentés en annexe car ils montrent bien que les concentrations obtenues de l'échantillonnage des puits avec de longues crépines donnent effectivement des valeurs minimales de la concentration présente dans le panache de TCE dissous.

Finalement, un dernier exercice a été réalisé pour vérifier la possibilité d'intégrer les concentrations obtenues des profils Geoprobe d'une façon qui les rendraient plus semblables aux concentrations des puits d'observation conventionnels. Ainsi, des moyennes ont été calculées des concentrations des profils Geoprobe sur un intervalle semblable aux longueurs crépinées. La figure 6.4 montre un exemple d'un tel exercice. Cependant, comme le montre la figure, il demeure souvent difficile de comparer les valeurs moyennes des profils Geoprobe aux concentrations des puits d'observation conventionnels. Suite à ce constat, la décision a été prise de présenter directement les valeurs maximales des concentrations obtenues des profils Geoprobe plutôt que de tenter une quelconque forme de normalisation de ces résultats pour les rendre plus compatibles avec les puits conventionnels. Pour aider le lecteur du rapport à distinguer les résultats de Geoprobe des autres données, les cartes de contamination présentent les concentrations maximales des Geoprobes avec un symbole différent (étoile).

6.3 Carte de contamination en TCE dans l'aquifère

Afin de bien représenter de façon claire et concise l'information recueillie lors des campagnes d'échantillonnage de l'eau souterraine par les différentes méthodes énumérées précédemment, des outils de cartographie informatisée ont été utilisés. La base de données hydrogéochimique MS Access (Version 2000, Microsoft) a été reliée au logiciel MapInfo (Version 6.0, MapInfo Corporation) qui permet de mettre en carte rapidement et efficacement le niveau de contamination de l'eau par du TCE. La figure 6.5 montre la carte de contamination en TCE ainsi générée, où les données ponctuelles de concentration en TCE sont présentées, en plus de zones de niveau de contamination définies sur la base de ces données ponctuelles. La légende des symboles utilisés sur la figure 6.5 est présentée à la page précédent la planche 8. Sur cette carte, des symboles de couleurs et de grosseurs différentes sont utilisés selon l'intensité de la contamination en TCE mesurée dans l'échantillon prélevé au point de mesure. Différents symboles sont utilisés pour représenter les types de prélèvement: des étoiles pour les concentrations maximales obtenues par les profils Geoprobe, des cercles pour l'échantillonnage de puits d'observation conventionnels dans la nappe libre, des losanges pour les puits d'observation conventionnels échantillonnés dans la nappe semi-captive et enfin des carrés pour les puits privés d'alimentation en eau échantillonnés à Shannon. Ces différents symboles permettent de classer l'information pour faciliter l'analyse des résultats.

Pour délimiter le panache de contamination en TCE dissous dans l'eau souterraine, nous avons adopté une approche reliée à la concentration maximale acceptable (CMA) en TCE dans l'eau potable présentement en vigueur au Canada, soit 50 µg/L (Conseil canadien des ministres de l'environnement, CCME, 2002). Ainsi, deux zones sont définies sur la figure 6.5: une zone en jaune dans laquelle les concentrations en TCE rencontrées sont généralement situées entre la limite de détection et 50 µg/L; et une zone en rouge pour les endroits où les concentrations en TCE mesurées dans l'eau souterraine dépassent généralement 50 µg/L. Ce mode de représentation permet donc de connaître l'ampleur en superficie de la contamination en TCE, en plus d'identifier les secteurs où ces concentrations dépassent la norme. De plus, la superposition de la carte de contamination à la piézométrie permet de vérifier l'accord entre la distribution des concentrations en TCE et l'écoulement de l'eau souterraine.

Les concentrations en TCE dissous présentes dans le secteur Valcartier varient latéralement et verticalement dans le panache. Les concentrations maximales rencontrées à RDDC Nord

variaient entre 800 et 1300 µg/L en 2001 tandis que les concentrations maximales présentes sur les terrains de SNC TEC dans le Secteur 214 étaient de l'ordre de 1 000 à 4 500 µg/L en mai 2001 tandis qu'une concentration maximale de 13 500 µg/L a été mesurée en mai 2001. Pour l'ancienne Lagune C, plus à l'ouest sur les terrains de SNC TEC, les concentrations maximales sont de l'ordre de 1 600 µg/L dans un puits d'observation tandis qu'une concentration de 2 600 µg/L en TCE a été détectée par un sondage Geoprobe. La portion du panache présente à l'ouest des terrains de la Garnison Valcartier a pour concentration maximale 1 200 µg/L tandis que la majorité des valeurs maximales mesurées varie entre 560 et 920 µg/L au centre du panache de TCE dissous. À la limite ouest de propriété de la Garnison Valcartier avec Shannon, les valeurs maximales mesurées sont de 260 à 340 µg/L. À la limite de propriété du MDN avec Val-Bélair, les concentrations maximales rencontrées sur le territoire du MDN sont de l'ordre de 15 µg/L en TCE dissous, donc sous la CMA de 50 µg/L.

La caractérisation effectuée par SNC TEC à l'été 2002 a permis de préciser l'étendue du panache de contamination en TCE dissous relié à cette zone source. Ces nouvelles données démontrent qu'il y probablement a un lien entre la contamination mesurée dans le Secteur 214 et le panache principal rencontré plus à l'ouest sur les terrains de la Garnison Valcartier. La carte de contamination contenue dans ce rapport final a été éditée par rapport à la carte précédente émise avec le rapport intérimaire pour tenir compte de ces nouvelles données.

6.4 Zones sources potentielles de contamination en TCE

À la section 1.7 où nous avons fait la distinction entre 1) les activités polluantes qui ont engendré la présence de contaminants dans les sols et dans l'aquifère pour former des zones sources de contamination, 2) les émissions de contaminants dissous dans l'eau souterraine à partir des zones sources de contamination présentes en profondeur dans les sols et l'aquifère, et 3) la migration des contaminants dissous à partir des zones sources suite à l'écoulement de l'eau souterraine. Dans la présente cette section, nous allons récapituler l'état de nos connaissances sur les activités polluantes, les zones sources potentielles et le lien potentiel entre ces zones sources et la contamination en TCE dissous présentement observée dans le secteur Valcartier. Nous reviendrons sur cette question à nouveau au chapitre 7 qui porte sur la modélisation numérique de l'écoulement et du transport de TCE. Les résultats du modèle nous permettent en effet de tirer des conclusions plus précises sur le lien entre chaque zone source potentielle et les diverses parties du panache de contamination en TCE du secteur Valcartier, notamment en relation avec les émissions qui atteignent les milieux récepteurs, particulièrement la municipalité de Shannon.

D'abord, au niveau des activités polluantes qui ont engendré la présence de contaminants dans les sols et dans le système aquifère, les informations disponibles nous indiquent qu'il n'y a plus d'activités qui pourraient encore contribuer activement à la contamination des sols et de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier. Il n'y a donc pas d'activités qu'il faudrait modifier ou arrêter pour empêcher que d'autres contaminants, particulièrement le TCE, n'atteignent les sols ou le système aquifère du secteur Valcartier. Au niveau des activités qui ont historiquement été à l'origine de la contamination dans le secteur, nous avons encore très peu d'information sur la nature exacte de ces activités. Ainsi, nous ne connaissons pas la forme des déversements, fuites ou épanchements à partir de la surface ou en profondeur qui ont pu résulter de ces activités. Nous devons toutefois souligner la compilation des activités potentiellement polluante à RDDC Nord faite par Nathalie Roy dont nous discuterons à la section suivante. Il reste donc une grande

incertitude sur la période où se sont produites ces activités qui ont pu conduire à la formation des zones sources de contamination. Cette incertitude se reflète dans nos travaux sur le transport de contaminants dissous dans le secteur (chapitre 7). Pour ces simulations, il n'a pas été possible d'utiliser des temps de transport spécifiques à chaque zone source et nous avons dû faire des simulations plus générales pour comprendre la migration des contaminants dans le secteur.

Puisque les activités polluantes ont cessé, les actions dans le secteur doivent donc porter sur le contrôle et la réhabilitation des contaminants déjà présents dans les sols et le système aquifère, tant dans les zones sources que dans le panache de TCE dissous. La figure 6.6 montre une version simplifiée de la carte de contamination sans les points de contrôle. Cette carte est utilisée pour mieux identifier les zones sources présumées qui pourraient être à l'origine de la contamination en TCE dans le secteur Valcartier. Pour mieux souligner la présence de zones sources, une troisième plage de concentration est indiquée dans le panache, montrant les secteurs où la concentration en TCE dissous excède généralement 500 µg/L. Ces fortes concentrations se retrouvent généralement à proximité des principales zones sources présumées dans le secteur qui sont localisées à RDDC Nord ainsi que sur les terrains de SNC TEC (Secteur 214 et Lagune C). Les sections 6.5 et 6.6 décrivent en détail la distribution du TCE à RDDC Nord ainsi que les zones sources présumées à l'origine de cette contamination.

Sur les terrains de SNC TEC, le Secteur 214 ainsi que l'ancienne Lagune C sont des sites contaminés connus qui ont fait l'objet de mesures de réhabilitation. Selon des informations transmises par SNC TEC au comité technique, les sols contaminés de l'ancienne Lagune C ont été excavés en 1994, tandis qu'un système de pompage et traitement saisonnier réhabilite le Secteur 214 depuis 1998. Les sols contaminés excavés à l'ancienne Lagune C et en plusieurs autres sites sur la propriété de SNC TEC ont été enfouis dans une cellule imperméable à la fin de 1994 en aval et à proximité du Secteur 214. Il était hors de notre mandat d'évaluer les mesures de contrôle et de réhabilitation des zones sources du Secteur 214 et de l'ancienne Lagune C. Nous ne sommes donc pas en mesure de porter un jugement sur l'efficacité potentielle des mesures prises par SNC TEC à ces deux zones sources, ni de déterminer si ces deux zones sources peuvent encore émettre du TCE dans l'eau souterraine qui migrerait hors de ces zones. Dans le cas des zones sources potentielles à RDDC Nord, elles viennent juste d'être détectées suite à la dernière caractérisation du MDN. Les mesures éventuelles de contrôle ou de réhabilitation de ces zones sources potentielles restent à être définies.

Sur la base de notre compréhension de l'écoulement dans le système aquifère, nous pouvons faire un lien entre les zones sources et le panache de contamination en TCE dissous délimité dans le secteur Valcartier. Nous constatons d'abord à la figure 6.6 que la migration de la contamination en TCE sous forme dissoute s'est produite avant tout vers l'ouest dans la nappe libre régionale, bien que les zones sources émettent soit au-dessus, en bordure ou en dessous de la couche silteuse prodeltaïque, comme nous le verrons en détail pour RDDC Nord à la section 6.5. Aussi, il y a une continuité apparente dans le panache de contamination de l'extrémité ouest où il a été défini à Shannon avec les zones sources situées en amont hydrogéologique à l'ancienne Lagune C, au Secteur 214 et à RDDC Nord. Nous pouvons donc conclure que le panache de contamination en TCE dissous retrouvé à la Garnison Valcartier prend son origine à ces trois zones sources. Les autres zones où la concentration en TCE dissous est plus élevée que 500 µg/L retrouvées à l'intérieur du panache de la Garnison Valcartier n'ont pas pu être reliées à

d'autres zones sources à la Garnison. Ces fortes concentrations pourraient possiblement être causées par la variation des concentrations émises aux zones sources ou aux changements des conditions hydrauliques dans le secteur reliés aux modifications des débits des puits d'approvisionnement en eau de la Garnison Valcartier et de SNC TEC. Le panache de contamination en TCE dissous délimité jusqu'à Shannon se rend probablement jusqu'à la rivière Jacques-Cartier plus à l'ouest mais il n'y a pas de données disponibles entre la limite du panache tracée aux figures 6.5 et 6.6 et la rivière. Sur la base des résultats de la modélisation numérique présentés au chapitre 7, nous ferons un lien plus précis entre les zones sources et la contamination en TCE dissous retrouvée à Shannon.

Il y a aussi eu migration de TCE dissous vers l'est en direction de Québec (Val-Bélair) à partir des zones sources situées à RDDC Nord ainsi que des environs du Secteur 214. Les figures 6.5 et 6.6 montrent bien que le panache est beaucoup moins développé du côté est que du côté ouest. Nous verrons au chapitre 7 sur la modélisation du transport que ce faible développement du panache de ce côté est relié aux faibles vitesses d'écoulement de l'eau souterraine vers l'est. Cette migration vers l'est provient du fait que des émissions se sont produites près de la ligne de partage des eaux souterraines délimitant l'écoulement vers l'ouest et vers l'est dans la nappe libre et dans la nappe semi-captive. Le panache migrant vers l'est délimité sur les figures 6.5 et 6.6 est présent dans la nappe semi-captive et dans la nappe libre mais l'extension relative du panache dans les deux nappes n'est pas bien définie. Les concentrations retrouvées dans la nappe libre à RDDC Nord ont une extension limitée comme nous le verrons à la section 6.5. Les concentrations retrouvées dans la partie du panache présumé migrer vers l'est à la Garnison Valcartier ont toutes été trouvées inférieures à 50 µg/L. Par contre, une partie des concentrations présentes dans le panache migrant vers l'est chez SNC TEC excèdent 50 µg/L. Bien que la migration du TCE vers l'est se fasse lentement, le panache de TCE dissous sort des limites de propriété de SNC TEC et de la Garnison Valcartier pour se retrouver à l'intérieur de la ville de Québec (Val-Bélair) sur une portion de terrain où les propriétés de SNC TEC et de la Garnison Valcartier au sud ne rejoignent plus les terrains de RDDC Nord et de la Garnison Valcartier plus au nord de chaque côté de rues formant une intersection en Y. Sur la base des données utilisées pour ce rapport, il n'y avait pas de concentrations détectées au-delà de 50 µg/L sur les terrains de la Ville de Québec. Il y a cependant un « trou » à être comblé dans les données disponibles dans la partie est du panache de contamination en TCE. Des concentrations en TCE dissous inférieures à 50 µg/L ont aussi été détectées dans nappe libre à proximité de la rivière Nelson. Il semble donc y avoir une possibilité d'émissions de TCE dans cette rivière mais les conditions dans ce secteur doivent être mieux précisées pour être en mesure de tirer des conclusions fermes.

Sur la base des informations disponibles sur les zones sources potentielles, l'image qui se dégage est que les zones sources à l'origine de la contamination semblent « ponctuelles », c'est-à-dire qu'elles ne couvrent pas une grande surface. Bien qu'elles soient ponctuelles, les zones sources potentielles qui ont été identifiées semblent avoir été relativement « continues » dans le temps. Ces zones sources doivent en effet avoir émis des contaminants dissous pendant une longue période puisqu'elles sont à l'origine d'un très long panache qui a dû se former par la migration de l'eau souterraine contaminée à partir des zones sources sur une longue période de temps. La nature continue dans le temps des émissions à partir des zones sources est aussi indiquée par la continuité dans le système aquifère entre le panache et les zones sources retrouvées en amont par rapport au sens d'écoulement de l'eau souterraine. Si les émissions avaient cessé à partir des

zones sources il y a longtemps, il y aurait un espace entre les zones sources et le panache. La continuité des émissions dans le temps n'implique pas que la concentration des émissions était constante. Au contraire, la grande variabilité des concentrations retrouvées dans le panache de contamination en TCE dissous semble plutôt indiquer que les concentrations étaient variables ou qu'elles ont été affectées par les changements des conditions hydrauliques dans le temps, notamment par l'opération des puits d'alimentation en eau souterraine de la Garnison Valcartier (surtout P-5) et de SNC TEC qui s'est approvisionné par des puits situés sur ses terrains durant une longue période mais dans des conditions que nous ne connaissons pas en détail.

Finalement, nous pouvons nous demander si les zones sources potentielles émettent encore présentement du TCE dissous dans l'eau souterraine. Puisque des mesures de contrôle et de réhabilitation ont été prises à l'ancienne lagune C et au Secteur 214 chez SNC TEC, la possibilité d'émissions présentes est réduite si les mesures prises sont efficaces. Ces zones sources ont cependant dû émettre jusqu'à ce que ces mesures soient prises car le panache de contamination en TCE dissous semble continu jusqu'à ces zones sources. Au niveau de RDDC Nord, il est probable que les émissions de TCE soient toujours actives, surtout pour ce qui est du TCE qui est transporté à travers la couche silteuse prodeltaïque (voir section 6.5). Puisque le transport du TCE est retardé à travers le silt et que l'écoulement à travers cette couche est limité, il est probable que de telles émissions à la base de la couche silteuse se poursuivront encore sur une longue période sans la prise de mesures de contrôle ou de réhabilitation. La longue durée des émissions à partir des zones sources pourraient être reliée à des activités polluantes à l'origine de ces zones sources s'étant étendues sur de longues périodes ou par une lente migration des contaminants entre les secteurs où se tenaient les activités polluantes et les zones sources. Une autre explication possible pour la longue durée des émissions à partir des zones sources serait la présence de liquide immiscible (*DNAPL*). Cependant, jusqu'à maintenant il n'y a pas eu de *DNAPL* de détecté dans les échantillons de sols analysés lors des campagnes de caractérisation du MDN. La présence de *DNAPL* dans les zones sources n'est donc pas démontrée.

6.5 Distribution 3-D du TCE dissous à RDDC Nord

Avant la caractérisation du MDN de l'automne 2001, certains puits d'observation conventionnels donnaient des indications que du TCE dissous était présent dans l'eau souterraine de RDDC Nord. Cependant, les niveaux de contamination, l'étendue totale contaminée ainsi que la distribution latérale et verticale de cette contamination n'étaient pas connus. Pour parvenir à caractériser convenablement cette contamination en une seule phase, la décision a été prise d'utiliser des profils de concentration par Geoprobe pour guider l'implantation de puits d'observation conventionnels et pour s'assurer de définir l'enveloppe totale du panache de TCE présent à RDDC Nord. En fait, le programme de caractérisation a été modifié en cours de route lorsque les résultats de Geoprobe ont commencé à révéler que l'étendue de la contamination était grandement supérieure à ce qui était anticipé initialement. Sans cette approche, considérant l'ampleur de la contamination délimitée à l'automne 2001 à RDDC Nord, il aurait été impossible de faire une caractérisation complète de ce secteur en une seule phase uniquement par l'implantation de puits d'observation conventionnels.

Grâce à la caractérisation de l'automne 2001, des données détaillées sont disponibles sur la distribution du TCE à RDDC Nord par des profils Geoprobe et par des puits d'observation conventionnels. Cette masse d'information a été analysée en détail pour définir la distribution en

trois dimensions de la contamination en TCE dissous à RDDC Nord. L'objectif de cette analyse était d'identifier les zones sources potentielles de la contamination de même que le cheminement de cette contamination à partir de ces zones sources jusque dans l'aquifère pour former le panache de contamination dissoute. L'information clé pour définir la distribution en 3D du panache de RDDC Nord est représentée d'abord par les profils de concentration en TCE obtenus du Geoprobe. Les figures 6.7 et 6.8 donnent un exemple des coupes construites à partir des profils Geoprobe et des puits conventionnels pour étudier la distribution en 3D du TCE. Un quadrillage de coupes similaires a été fait dans les directions nord-sud et est-ouest pour couvrir toutes les zones contaminées de RDDC Nord où des profils Geoprobe ont été réalisés. Sur ces coupes, les lignes horizontales bleues servent à souligner l'intervalle où la couche silteuse prodeltaïque est présente (figure 6.8). La position de la couche silteuse sur ces profils a été déterminée à partir des forages conventionnels ou Rotasonic les plus près ou à partir de l'interpolation de la surface et de la base de la couche silteuse. Soulignons à nouveau que la limite de quantification des concentrations en TCE analysés au laboratoire de terrain est considérée être 10 µg/L.

Les coupes des profils de TCE du Geoprobe et les concentrations des puits conventionnels ont servi à de multiples usages. Ces coupes ont d'abord permis de déterminer si la présence de contamination en TCE dissous se situait au-dessus, à l'intérieur ou sous la couche silteuse prodeltaïque. Ensuite, ces coupes ont permis d'identifier et de tracer la distribution des profils de TCE similaires qui étaient susceptibles d'avoir été émis par la même zone source. Pour la construction du modèle en 3D de la distribution du TCE, ces profils ont servi à déterminer les limites supérieure et inférieure du panache. Cependant, les profils Geoprobe n'étaient pas toujours suffisamment profonds pour indiquer la limite inférieure du panache. Ainsi, l'enveloppe du panache de contamination en TCE dissous à RDDC Nord a pu être définie en 3D. De plus, les profils Geoprobe sur les coupes ont servi à identifier l'élévation et la valeur de la concentration maximale en TCE du profil. Ce sont ces valeurs maximales qui ont été interpolées spatialement ou en plan à différentes profondeurs. Nous avons procédé de cette façon parce qu'il n'a pas été possible d'interpoler la distribution en 3D des concentrations en TCE en utilisant l'ensemble des valeurs des concentrations de TCE disponibles à RDDC Nord à cause de la trop grande variabilité de ces données. Les résultats de l'interpolation des concentrations maximales sont illustrés aux figures 6.9, 6.10 et 6.11 qui montrent l'extension maximale et les concentrations en TCE retrouvées respectivement au-dessus, à l'intérieur et en dessous de la couche silteuse prodeltaïque.

D'abord, la figure 6.9 montre que le panache de TCE dissous présent dans la nappe libre au-dessus de cette couche silteuse a une superficie relativement restreinte et des concentrations généralement inférieures à quelques centaines de µg/L. Ce panache de TCE dissous localisé au-dessus de la couche silteuse se trouve dans une situation particulière, tant par rapport à la morphologie de la surface de la couche silteuse que par rapport aux conditions hydrauliques dans la nappe libre. Les courbes de niveau de la topographie de la surface supérieure de la couche silteuse montrées à la figure 6.9 indiquent qu'il y a une dépression d'orientation nord-ouest sud-est localisée approximativement sous le panache de TCE dissous dans la nappe libre au-dessus de la couche silteuse. Les courbes piézométriques indiquant l'élévation de la surface libre de même que la ligne de partage des eaux souterraines dans la nappe libre sont également montrées à la figure 6.9. Ces informations montrent que le panache dans la nappe libre au-dessus de la

couche silteuse se trouve pratiquement sous la ligne de partage des eaux souterraines dans la nappe libre, donc à l'endroit où l'écoulement est le plus lent. Cette situation particulière du panache de TCE dissous dans la nappe libre au-dessus de la couche silteuse permet de formuler certaines hypothèses pour expliquer la présence et la persistance du panache à cet endroit. D'abord, la présence du panache est reliée à l'une des deux principales zones sources potentielles à RDDC Nord, soit le bâtiment 98, sous lequel on retrouve les concentrations les plus importantes dans le panache dans la nappe libre (voir détails sur les zones sources à la section suivante). Ensuite, l'extension horizontale du panache à partir de cette zone source est assez bien expliquée par l'écoulement de l'eau souterraine de chaque côté de la ligne de partage des eaux dans la nappe libre. Cet écoulement a contribué à agrandir le panache vers le sud-ouest et le sud d'un côté de la ligne et vers l'est et le sud-est de l'autre côté de la ligne de partage. Cette extension horizontale du panache est cependant limitée par le piégeage hydrodynamique du panache par l'effet combiné de 1) la dépression dans la surface de la couche silteuse, 2) la faible vitesse horizontale d'écoulement aux abords de la ligne de partage des eaux, et 3) la composante verticale de l'écoulement vers le bas à travers la couche silteuse au même endroit, tel que démontré par la présence de TCE dissous dans la couche silteuse à cet endroit (figure 6.10). La persistance de la contamination dans la nappe libre pourrait être reliée à ce piégeage du panache et aux faibles vitesses d'écoulement. Il est aussi possible qu'un apport relativement continu de TCE à partir de la zone source ait également contribué à maintenir un panache dans la nappe libre à cet endroit. Enfin, la présence possible de phases libres résiduelles de TCE dans les sols ou dans l'aquifère aurait pu contribuer à maintenir un panache à cet endroit mais cette présence n'a pas été confirmée par l'échantillonnage des sols qui n'a pas permis de détecter une phase organique libre (*DNAPL*) dans les sols.

La figure 6.10 montre le secteur où du TCE dissous a été identifié à l'intérieur de la couche silteuse prodeltaïque. Cette figure montre aussi la topographie de la base de la couche silteuse. En comparant la topographie de la surface (figure 6.9) et de la base (figure 6.10) de la couche silteuse prodeltaïque, on constate qu'elle est située dans l'intervalle d'élévation entre 153 m et 168 m à RDDC Nord. Le panache de TCE dissous dans la couche silteuse est situé sous le panache de contamination de la nappe libre au-dessus de la couche silteuse. Nous pensons qu'il est plausible que la présence de TCE dans la couche silteuse à cet endroit puisse refléter une zone plus perméable de cette couche silteuse. Cette situation favoriserait la migration verticale vers le bas de TCE dissous à cet endroit qui serait induit par le gradient hydraulique vertical à travers la couche silteuse entre la nappe libre supérieure et la nappe semi-captive (figure 3.3). Suite à cette migration verticale vers le bas, l'émergence du TCE dissous sous la couche silteuse contribue à la formation d'une partie du panache de TCE dissous migrant vers l'ouest dans la nappe semi-captive (fortes concentrations au nord à la figure 6.11; panache B de la figure 6.17b).

Les figures 6.11 et 6.12 montrent deux interpolations différentes par krigeage du panache de TCE dissous retrouvé à des élévations inférieures à la couche silteuse prodeltaïque. Rappelons que l'extension de la couche silteuse prodeltaïque se termine à RDDC Nord et que c'est à cet endroit que se fait la transition entre la nappe semi-captive sous la couche silteuse et la nappe libre régionale où la couche silteuse est absente. La bordure de la couche silteuse est située où le gradient hydraulique horizontal est fort dans la nappe libre. La figure 6.11 a utilisé une direction d'anisotropie correspondant généralement à la direction d'écoulement dans la nappe semi-captive sous la couche silteuse alors que la figure 6.12 a utilisé une interpolation sans

anisotropie. La configuration générale des deux interpolations est similaire mais la figure 6.11 avec anisotropie donne probablement une meilleure indication de la distribution du TCE dissous. On remarque d'abord aux figures 6.11 et 6.12 que le panache global à RDDC Nord est constitué de parties ayant des concentrations élevées de largeurs restreintes. Cette morphologie du panache démontre que les émissions de TCE à RDDC Nord se font sous les élévations de la couche silteuse à deux endroits principaux et de deux façons différentes : 1) il y a d'abord des émissions à la base de la couche silteuse pour former la partie du panache qui prend son origine sous la couche silteuse dans la partie nord de RDDC Nord (relié surtout à la zone source potentielle du bâtiment 98); 2) il y a ensuite des émissions en bordure de la couche silteuse pour former la partie sud du panache (relié principalement à la zone source potentielle du Lagon Bleu). Ces deux parties distinctes de la contamination en TCE dissous sous le niveau de la couche silteuse correspondent respectivement aux panaches B et A de la figure 6.17b. Nous discuterons plus en détail du lien entre les panaches et les zones sources potentielles de RDDC Nord à la section suivante. Finalement, les figures 6.11 et 6.12 montrent aussi que la grande majorité de la migration de TCE dissous sous le niveau de la couche silteuse se fait vers l'ouest à RDDC Nord. Cette déduction est faite à partir des directions d'écoulement connues dans la nappe semi-captive et dans la nappe libre régionale à RDDC Nord qui est généralement de l'est vers l'ouest (avec des composantes mineures nord ou sud selon l'endroit). Ensuite, cette direction de migration vers l'ouest explique bien la morphologie du panache qui est étiré d'est en ouest et qui montre de plus fortes concentrations à l'est à proximité des zones sources qu'à l'ouest à une plus grande distance des zones sources.

Les figures 6.13 à 6.16 montrent les interpolations de la contamination de TCE dissous à RDDC Nord en fonction de différents intervalles d'élévation. Les concentrations détectées les plus en profondeur entre les élévations 144.6 à 150 m sont montrées à la figure 6.13. Le secteur contaminé en TCE dissous le plus profond se trouve ainsi localisé dans le secteur sud-est de RDDC Nord. En fait, la base inférieure du panache de TCE dans ce secteur pourrait être encore plus profonde car les profils Geoprobe ne pouvaient pas atteindre cette base à cause de la limite technique de pénétration de l'équipement utilisé qui était d'environ 26 m dans les meilleures conditions. Bien qu'il y ait de la contamination en profondeur, la majorité du TCE dissous se retrouve entre les élévations de 150 à 155 m comme le montre la figure 6.14. Puisque l'élévation de la base de la couche silteuse prodeltaïque se situe en moyenne à environ 155 m d'élévation, on peut donc conclure que les émissions de contamination dans les zones sources à l'origine des parties de panache à concentration élevée montrées à la figure 6.14 se sont faites soit sous la base de la couche silteuse ou à sa marge tel que discuté précédemment. La figure 6.15 montre la distribution des concentrations en TCE dissous dans l'intervalle d'élévation de la couche silteuse, soit entre 159 et 165 m d'élévation. On constate que la contamination est restreinte dans cet intervalle d'élévation (noter que l'échelle de concentration dans cette figure est assez différente des autres). La présence de contamination dans cet intervalle à la bordure ouest de la couche silteuse pourrait indiquer la migration de TCE vers l'ouest à ces endroits. Par contre cette conclusion n'est pas confirmée par la figure 6.16 qui montre la distribution de TCE dissous dans la partie supérieure et au-dessus de la couche silteuse entre 159 et 171 m. Cette interpolation montre en fait peu de TCE en bordure de la couche silteuse. Nous pouvons donc conclure que le TCE a peu tendance à migrer à la bordure ouest de la couche silteuse, mais qu'il migre verticalement vers le bas à travers la couche silteuse dans le secteur du bâtiment 98.

6.6 Liens entre le panache de TCE dissous et les zones sources à RDDC Nord

La figure 6.17a fait la synthèse de l'extension des panaches de TCE dissous délimités au-dessus, à l'intérieur et en dessous de la couche silteuse prodeltaïque à RDDC Nord. On constate d'abord que les limites du panache situé à l'intérieur de la couche silteuse ne débordent pas des limites du panache dans la nappe libre au-dessus de la couche silteuse. Cette juxtaposition des panaches et leur relation avec une dépression de la surface de la couche silteuse supportent le scénario de la migration de la contamination vers le bas à travers la couche silteuse. Sur la figure 6.17a, les limites sud et ouest du panache situé dans la nappe semi-captive et libre régionale correspondent aux limites de propriété de RDDC Nord. En fait ce panache s'étend au-delà de ces limites de propriété mais les données requises pour définir le panache en 3D n'étaient disponibles qu'à l'intérieur de RDDC Nord. Ce panache migre vers l'ouest dans la nappe libre régionale et du TCE dissous traverse la limite de propriété ouest de RDDC Nord pour atteindre la Garnison Valcartier. De plus, le panache dans la nappe régionale se poursuit également vers l'est au-delà de la limite de propriété est de RDDC Nord et il y a probablement migration du TCE dissous dans la nappe semi-captive vers la ville de Québec (Val-Bélair). Cette supposition est supportée par les résultats de la modélisation numérique de l'écoulement et du transport (chapitre 7).

La figure 6.17b montre la subdivision qui a été faite du panache de TCE dissous dont la migration se fait vers l'ouest dans l'intervalle de profondeur situé sous la couche silteuse dans la nappe semi-captive et dans son extension à l'ouest dans la nappe libre régionale. Cette subdivision a été développée à partir des interpolations des concentrations en TCE dissous montrées aux figures 6.11 et 6.14 ainsi que des similarités dans les profils de concentration en TCE obtenus des sondages Geoprobe. Ces subdivisions du panache sont mises en relation avec les zones sources potentielles qui sont suspectées être à l'origine des émissions de TCE qui ont formé ces subdivisions du panache. Le tableau 6.1 fait le sommaire des particularités de ces subdivisions du panache aux niveaux de leurs concentrations, élévations, orientation et profil de concentration caractéristique. Ce tableau indique également les profils du Geoprobe qui sont typiques de ces panaches et identifie aussi les zones sources qui pourraient être à l'origine de ces panaches. En plus des panaches retrouvés dans la nappe libre au-dessus de la couche silteuse prodeltaïque et du panache à l'intérieur de cette couche, deux panaches principaux migrant vers l'ouest sont identifiés sous l'intervalle de profondeur de la couche silteuse dans la nappe semi-captive et dans son extension vers l'ouest dans la nappe libre régionale. Le panache B est défini dans la partie centre nord tandis que le panache A est présent dans la partie sud de RDDC Nord. Le panache A peut lui-même être subdivisé en deux panaches A1 et A2. Le tableau 6.2 résume les caractéristiques des zones sources présumées être à l'origine de la contamination observée à RDDC Nord (caractéristiques obtenues de Nathalie Roy, RDDC Valcartier). Le tableau 6.2 documente le niveau de certitude sur les émissions à partir de ces zones sources, les activités reliées aux zones sources, leur forme et le mode d'émission. La relation entre la zone source et la contamination environnante est aussi décrite au tableau. Au total, une douzaine de sources potentielles de TCE ont été identifiées sur les terrains de RDDC Valcartier. Cependant, parmi ces nombreuses zones sources potentielles, les bâtiments 98 et 67 de même que le Lagon Bleu, représentent les endroits les plus susceptibles d'être à l'origine de la plus grande partie de la contamination observée à RDDC Nord.

La figure 6.18 illustre le modèle en 3D de l'enveloppe des panaches de contamination en TCE dissous retrouvés à RDDC Nord. On montre en gris dans ce modèle la forme de la couche

silteuse prodeltaïque. Par rapport à la couche silteuse, le panache dans la nappe libre au-dessus de la couche silteuse est représenté en rose, celui à l'intérieur de la couche silteuse est de couleur orange et le plus grand panache, localisé sous la couche silteuse, est en vert. On voit en transparence, à travers la surface des panaches, des formes géométriques dont la taille est proportionnelle aux concentrations en TCE retrouvées à l'intérieur des différents panaches. Ce modèle en 3D permet de bien illustrer les modes de migration du TCE dissous à RDDC Nord. Ainsi, sous le bâtiment 98, les émissions de TCE ont mené à la formation du panache dans la nappe libre au-dessus de la couche silteuse. Nous avons déjà souligné que ce panache est peu mobile à cause de sa position chevauchant la ligne de partage des eaux souterraines et sa localisation dans une dépression de la surface de la couche silteuse. La migration du TCE dissous à partir de la nappe libre s'est plutôt faite verticalement vers le bas à travers la couche silteuse. L'émergence du TCE sous la couche silteuse contribue ainsi à la formation du panache B dans la nappe semi-captive montré à la figure 6.17b. Ce panache migre vers l'ouest jusqu'à la nappe libre régionale en dehors de l'extension de la couche silteuse. Enfin, les émissions de TCE à partir du Lagon Bleu se sont produites en bordure de la couche silteuse, directement dans la nappe libre régionale. La migration du TCE dissous s'est faite aussi vers l'ouest à partir de ce point pour former le panache A1 montré à la figure 6.17b. Des émissions provenant probablement du bâtiment 67 ont formé le panache A2 montré à la figure 6.17b.

6.7 Transport du TCE dans le secteur Valcartier

6.7.1 Profondeur, volume et masse de TCE dissous

La figure 6.19 est une section verticale où toutes les concentrations en TCE des puits d'observation du secteur Valcartier utilisées pour la préparation des cartes de notre rapport sont présentées en fonction de l'élévation. La section est orientée de l'ouest à l'est et toutes les données disponibles sont projetées sur ce plan. Cette orientation est approximativement longitudinale à l'écoulement de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier, particulièrement au centre de la vallée enfouie. Dans l'intervalle couvert par la section, presque tout l'écoulement a une composante vers l'ouest à partir de la ligne de partage des eaux tandis qu'une faible partie s'écoule vers l'est. La position de cette ligne de partage est approximative sur la section car la ligne a des coordonnées est-ouest variables. En fait, la position indiquée sur la figure est la limite la plus à l'est de la ligne de partage des eaux souterraines. Les niveaux piézométriques sont indiqués sur la section et des lignes montrent les positions « moyennes » de la piézométrie projetée sur l'orientation de la section. La figure distingue les niveaux piézométriques dans la nappe libre supérieure au-dessus de la couche silteuse prodeltaïque, dans la nappe semi-captive ainsi que dans la nappe libre régionale. Le gradient hydraulique à travers la couche silteuse est mis en évidence par la différence des niveaux piézométriques dans la région de RDDC et de SNC TEC. Enfin, une ligne indique la profondeur maximale approximative du roc au centre de la vallée enfouie. La section d'écoulement est constituée surtout par l'unité deltaïque et on montre schématiquement l'intervalle où se trouve la couche silteuse prodeltaïque dans la partie est du secteur. Le détail du contexte hydrostratigraphique a déjà été présenté à la figure 3.3.

La figure 6.19 montre bien la distribution des concentrations en TCE en fonction de l'élévation grâce aux symboles utilisés qui indiquent quatre différents niveaux de concentration. Dans la partie est du secteur, les concentrations en TCE importantes se retrouvent soit au-dessus ou en dessous de la couche silteuse prodeltaïque. Les plus fortes concentrations sont par contre

retrouvées sous la couche silteuse. Ceci montre bien que les émissions de TCE à ces zones sources se font en grande partie sous la couche silteuse prodeltaïque. Dans le secteur des zones sources de RDDC Nord et de SNC TEC, il y a eu relativement peu de fortes concentrations détectées à de grandes profondeurs malgré la présence de plusieurs puits d'observation profonds. Il y a cependant peu de puits d'observation dans le Secteur 214 qui ont atteint des profondeurs excédant 20 m. Il se peut donc que l'image de la distribution des plus fortes concentrations en fonction de la profondeur montrée à la figure 6.19 ne soit pas complète. Il y a des fortes concentrations en TCE détectées à de plus grandes profondeurs plus à l'ouest, juste en dehors des limites de la couche silteuse. Les concentrations en aval des zones sources tendent à être inférieures à celles émises aux zones sources. Les émissions de TCE en provenance de la zone source reliée à l'ancienne Lagune C changent considérablement la distribution et les concentrations observées. À partir de ce secteur, de fortes concentrations en TCE se retrouvent sur presque toute l'épaisseur de la section d'écoulement et les concentrations rencontrées excèdent celles présentes à l'ouest des zones sources de RDDC Nord et du Secteur 214. Cet étalement vertical important de la contamination en provenance de l'ancienne lagune C pourrait être relié au fait que les unités sont minces à proximité de l'ancienne excavation de la Lagune C et que les émissions de TCE ont pu pénétrer dans tous les intervalles perméables.

La plage relativement large de profondeur où des concentrations en TCE sont rencontrées dans le secteur Valcartier résulte, à la fois, du mode d'émission de même que du contexte du système d'écoulement. Au niveau du mode d'émission, du TCE est émis superficiellement dans la nappe libre supérieure au-dessus de la couche silteuse prodeltaïque, mais aussi principalement en dessous de cette couche silteuse. Il y a donc déjà un grand étalement vertical de la contamination à partir des zones sources. Ensuite, il y a transport du TCE résultant de l'écoulement de l'eau souterraine qui modifie aussi la distribution de l'élévation du TCE. En effet, des zones sources jusqu'à Shannon, il y a un abaissement de l'élévation de la surface libre qui passe d'environ 170 m à 158 m. Ensuite, la recharge de la nappe le long du parcours du panache de TCE contribue aussi à l'abaissement du panache plus profond sous la surface libre. Une grande partie de l'étalement vertical de la contamination en TCE montrée à la figure 6.19 provient donc des conditions d'écoulement.

Les figures 6.20 et 6.21 montrent de deux façons différentes les concentrations en TCE dissous mesurées en fonction de la profondeur sous la surface du sol. Ces résultats proviennent principalement des analyses des échantillons prélevés dans les puits d'observation dans tout le secteur Valcartier, incluant les propriétés du MDN et de SNC TEC. Sur la figure 6.20, les résultats des analyses des puits privés d'approvisionnement en eau de Shannon sont superposés aux autres données. Les données pour la municipalité de Shannon proviennent des résultats du programme d'échantillonnage du MENV. La précision sur la profondeur de ces points de mesure est moindre car la connaissance des propriétaires sur leurs puits est généralement imprécise. Puisque l'élévation de ces points de mesure n'est pas connue, les données de Shannon n'ont pas pu être reportées sur la figure précédente 6.19. Les résultats obtenus des profils Geoprobe ne sont pas inclus dans ces graphiques car ces données sont concentrées dans une plage restreinte de profondeur et proviennent surtout d'un secteur spécifique, RDDC Nord. Nous avons assigné une concentration de 0.01 µg/L aux valeurs zéro (non détecté) de concentration en TCE de façon à pouvoir les représenter sur le graphique de la figure 6.20 utilisant une échelle logarithmique pour la concentration. Cette échelle permet une meilleure

distinction des plus faibles concentrations en TCE (inférieures à 100 µg/L) qu'une échelle linéaire. Le nombre et le pourcentage de points par plage de concentration sont indiqués à la figure 6.20. Le tableau 6.3 résume aussi la distribution des plages de concentrations en TCE montrées à la figure 6.20 mais dans ce cas en fonction aussi des plages de profondeur des points de mesure. Ces résultats sont illustrés à la figure 6.21.

Les résultats montrés aux figures 6.20 et 6.21 de même qu'au tableau 6.3 indiquent d'abord qu'une grande proportion des points de mesure (31%) ne détectent pratiquement pas de TCE (< 0.1 µg/L). Aussi, environ 43% des concentrations détectées se retrouvent entre 1 et 100 µg/L. Il y a tout de même plus de 14% des concentrations détectées qui excèdent 100 µg/L, dont près de 2% vont même au-delà de 1 000 µg/L. En terme de distribution en fonction de la profondeur, la grande majorité (environ 43%) des concentrations en TCE détectées se trouvent dans l'intervalle de profondeur entre 10 et 20 m, bien que 31% des détections aient été faites entre 20 et 30 m. C'est aussi dans ce même intervalle de profondeur entre 10 m et 20 m que les plus fortes concentrations en TCE ont été mesurées. Il y a moins de concentrations en TCE détectées entre 0 et 10 m de profondeur (≈15% des détections) et les concentrations maximales en TCE sont aussi moindres dans cet intervalle. Peu de concentrations en TCE ont été mesurées à des profondeurs excédant 30 m (un peu plus de 10%). Cependant, il y a moins de puits d'observations implantés à de grandes profondeurs et donc moins de possibilité de détecter des concentrations en TCE.

Dans le cas des données provenant des puits privés d'approvisionnement en eau de Shannon, la figure 6.20 montre que la majorité des concentrations élevées en TCE se situent entre 10 et 30 m de profondeur. Les concentrations maximales mesurées à Shannon sont inférieures à 1000 µg/L, ce qui est un peu moindre que les concentrations maximales observées dans les zones sources en 2001. La présence de TCE plus en profondeur et les plus faibles concentrations rencontrées sont normales puisque Shannon est localisé loin des zones sources à l'origine de la contamination. Quelques valeurs de concentrations élevées en TCE sont observées à Shannon à des profondeurs assez faibles et, à l'inverse, à des profondeurs excédant 30 m. Ces valeurs sont plus difficilement explicables et il est possible que cela soit dû à l'imprécision sur la profondeur des points de mesure. En effet, des puits privés d'approvisionnement en eau ne constituent pas des points d'échantillonnage fiables de l'eau souterraine. Pour obtenir une image plus représentative de la situation à Shannon, quelques nids de puits d'observation conventionnels devraient être mis en place à des profondeurs allant de la surface libre jusqu'à la base de l'aquifère.

Nous avons fait une estimation de la superficie, du volume d'eau souterraine contaminée et de la masse de TCE compris dans le panache de TCE dissous dans le secteur Valcartier. Le tableau 6.4 présente les résultats de cette estimation. Les résultats sont présentés pour l'ensemble du panache de même que pour les portions où la concentration en TCE est inférieure et supérieure à 50 µg/L. Cette estimation est relativement peu précise et ne devrait être considérée qu'en tant que valeur approximative. En effet, il y a une incertitude sur les valeurs de l'aire, de l'épaisseur du panache de même que sur les concentrations moyennes représentatives. Les résultats montrent tout de même qu'il y a un très grand volume total d'eau contaminée par la présence de TCE. Comparativement, il n'y a pas une très grande masse totale de TCE dans ce panache. En effet, la masse totale de TCE dissous estimée correspond uniquement à approximativement un seul m³ de TCE pur car la densité du TCE pur est de 1400 kg/m³.

6.7.2 Adsorption

Les contaminants organiques dissous dans l'eau ont généralement tendance à s'adsorber sur les particules fines (argileuses ou silteuses) ou sur la matière organique contenue dans les sols. Lors de la migration de contaminants dissous, ce processus crée un phénomène de retard entre la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine et la vitesse de transport du contaminant organique. Des essais en colonne en laboratoire ont été réalisés pour déterminer l'ampleur du retard du TCE dans le sable deltaïque et dans la couche silteuse prodeltaïque à partir d'échantillons de sable et de silt provenant du secteur Valcartier. Le tableau 6.5 résume les conditions des essais.

Lors de ces essais, de l'eau contenant du bromure, un traceur conservatif qui n'est pas retardé, a été injectée simultanément au TCE dans une colonne contenant du sol saturé en eau. Les figures 6.22a et 6.22b montrent respectivement les concentrations relatives en TCE et en bromure mesurées à la sortie des colonnes remplies de sable ou de silt. On constate que dans la colonne de sable (figure 6.22a), le bromure et le TCE arrivent à la sortie de la colonne simultanément. Le TCE n'est donc pas retardé significativement par rapport à l'eau souterraine lorsqu'il migre dans le sable deltaïque du secteur Valcartier. Ceci est dû au fait que le sable du secteur contient très peu de carbone organique total auquel le TCE pourrait s'adsorber. Contrairement au sable, la colonne remplie de silt a pour effet de retarder le transport du TCE par rapport à l'eau et au bromure comme le montre la figure 6.22b. L'adsorption dans le silt est probablement causée par la présence à la fois d'une plus grande proportion de particules fines et de matière organique que dans le sable. Les courbes superposées aux mesures de concentration sont calculées à l'aide de la solution d'Ogata-Banks qui permet de déterminer la dispersivité du sol et le facteur de retard lorsqu'elle est ajustée aux données (de Marsily, 1986). Le facteur de retard du TCE dans le silt est estimé à 1.7 sur la base des résultats de cet essai. Ce facteur implique que le TCE sera transporté dans le silt 1.7 fois plus lentement que la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine. Le résultat important de ces essais est cependant que le transport du TCE n'est pas significativement retardé dans le sable deltaïque où se fait la très grande majorité de la migration. Quant à la dispersivité, ce paramètre contrôle l'étalement du TCE lors de son transport. Les essais en colonnes ne donnent cependant qu'une valeur de dispersivité qui est caractéristique de la colonne et non pas des conditions du terrain. À cause de l'effet d'échelle, la dispersivité du TCE dans le système aquifère sera supérieure à celle mesurée dans les essais de laboratoire.

Nous avons vérifié les valeurs des facteurs de retard obtenu des essais en colonnes avec des estimations empiriques basées sur la concentration en carbone organique total (COT) mesurée sur trois échantillons de sols prélevés dans un forage du secteur Valcartier (tableau 6.6). Des corrélations empiriques permettent d'estimer la constante de distribution K_d d'un contaminant dans un sol à partir de la fraction de COT, de laquelle le facteur de retard R peut être calculé (Lefebvre, 2003; Domenico et Schwartz, 1990). Les analyses de COT ont été faites sur des échantillons avec des granulométries différentes, du sable moyen au silt argileux, susceptibles d'avoir des fractions de COT différentes. Le tableau 6.6 montre que la fraction minimale du COT mesurée dans les sables était de 0.0004 tandis que le silt argileux avait 0.0016 comme fraction de COT. Les estimations de R basées sur la fraction de COT sont très compatibles avec les résultats des essais en colonnes. En effet, pour le sable deltaïque la concentration en COT mesurée laissait prévoir un léger R entre 1.1 et 1.2 mais la colonne a donné 1.0, tandis que le retard estimé à partir du COT pour le silt argileux (entre 1.7 et 1.9) concorde bien avec les résultats de l'essai en colonne (1.7). Puisque le facteur de retard estimé par le COT est faible et

que la valeur mesurée en colonne est de 1.0 (pas de retard), pour être conservateur, la modélisation numérique du transport a été faite sans tenir compte du retard dans le sable deltaïque, i.e. $R=1$ (chapitre 7).

6.7.3 Biodégradation et atténuation naturelle

Lors de sa biodégradation, le TCE se dégrade d'abord en 1,2 cis-dichloroéthène (1,2 cis-DCE) et ensuite en chlorure de vinyle (CV) pour ensuite être dégradé complètement. La présence de DCE et de CV dans l'eau souterraine du secteur Valcartier peut donc indiquer que le TCE subit un processus de biodégradation. Les figures 6.23 et 6.24 montrent respectivement les concentrations en CV et en DCE total (cis-DCE et trans-DCE) mesurées dans le secteur Valcartier en 2001. Le chlorure de vinyle se retrouve surtout dans le Secteur 214 et très peu ailleurs dans la région d'étude (figure 6.23). Ceci pourrait être attribué soit à une plus grande dégradation du TCE localement au Secteur 214 ou à la dégradation de concentrations initialement plus fortes en TCE. Des procédures différentes d'échantillonnage pourraient aussi expliquer cette concentration en CV au Secteur 214 mais les techniques utilisées par SNC TEC sont apparemment semblables à celles utilisées lors de la caractérisation du MDN de l'automne 2001.

La figure 6.24 montre que les concentrations de DCE sont beaucoup mieux réparties dans l'ensemble du secteur. Cette présence de DCE pourrait être un indice que le TCE subit une certaine biodégradation. La carte du ratio entre le DCE total et le TCE présentée à la figure 6.25 montre même que la concentration en DCE est à plusieurs endroits plus forte que celle du TCE. Il est cependant difficile de déceler si ce ratio augmente généralement en s'éloignant des zones sources puisque des ratios élevés sont également observés près de certaines zones sources. La figure 6.26 vient confirmer que le DCE présent dans le secteur provient bien de la dégradation du TCE et non pas des sources de contamination même. En effet, la presque totalité du DCE retrouvé dans le secteur est du type 1,2 cis-DCE qui est une forme de DCE qui ne peut être générée que par la dégradation du TCE et non pas par des procédés industriels. Dans une moindre mesure, le 1,2 trans-DCE peut aussi être produit par la dégradation du TCE. Cependant, le 1,2 trans-DCE est aussi produit industriellement, ce qui fait que sa présence ne peut être catégoriquement reliée à la dégradation du TCE. La figure 6.26 montre donc une forte évidence que le TCE subit une certaine biodégradation dans l'eau souterraine du secteur. Dans les cartes de ratios des figures 6.25 et 6.26, certains ratios très élevés sont obtenus à des points où les concentrations absolues sont très faibles. Ces ratios très élevés n'indiquent donc pas nécessairement de fortes contaminations de l'eau souterraine.

Le tableau 6.7 montre les résultats du calcul des indices de biodégradation anaérobie tels que décrits dans le protocole de Weidmeyer *et al.* (1998) sur l'atténuation naturelle des solvants chlorés. La partie (a) du tableau décrit les cotes du protocole. La partie (b) présente la liste des paramètres utilisés pour le calcul de l'indice puisque tous les paramètres nécessaires au calcul n'étaient pas disponibles dans le secteur. La partie (c) du tableau montre les résultats obtenus pour les calculs d'indice. Sur la base de ces résultats, les indices de biodégradation anaérobie des solvants chlorés comme le TCE semblent inadéquats ou limités. Il faut cependant noter que ces faibles valeurs d'indices sont en partie causées par l'absence de plusieurs paramètres pour certains puits, ce qui avait pour effet d'artificiallement réduire la valeur des indices calculés. Sur la base des données disponibles, il semble donc y avoir une certaine biodégradation du TCE dans

le secteur mais le potentiel de biodégradation semble relativement limité. Les patrons décroissants de concentrations en TCE en aval des zones sources, particulièrement à RDDC Nord, indiqueraient que la biodégradation pourrait quand même jouer un certain rôle dans la réduction des concentrations en TCE dans le secteur.

6.7.4 Bilans de masse et flux de TCE dans le panache

Pour vérifier la contribution relative des différentes zones sources de TCE à la contamination dans le secteur Valcartier, les flux de masse de TCE émis par les zones sources et transitant dans l'aquifère ont été calculés à travers 5 sections. La localisation de ces sections est montrée à la figure 6.6 montrant le panache de contamination et les zones sources considérées. La procédure de calcul des flux de masse est relativement simple. Le débit volumique Q (m^3/s) d'eau à travers la section est le produit du flux volumique q (m/s) et de l'aire de la section d'écoulement A (m^2). Le flux volumique q est égal au produit de la vitesse v (m/s) d'écoulement de l'eau souterraine par la porosité n du matériel à travers lequel se fait l'écoulement. Le débit volumique Q est d'abord calculé à partir des vitesses d'écoulement v (m/s) obtenues de la modélisation numérique, de la porosité n (-) et de l'aire de la section A (m^2), tandis que le flux de masse de TCE J (kg/an) est obtenu du produit du débit Q et de la concentration moyenne C en TCE ($\mu g/L$) dans la section considérée. Les relations suivantes sont donc utilisées tout en tenant compte des transformations des unités de temps en année et de celles des concentrations en kg/m^3 :

$$Q = q \cdot A = v \cdot n \cdot A \quad 6.1$$

$$J = Q \cdot C \quad 6.2$$

L'angle des sections par rapport à la direction d'écoulement est considéré pour corriger le flux calculé à travers les sections qui ne sont pas toutes placées perpendiculairement à l'écoulement. La concentration moyenne en TCE dans les sections considérées a été obtenue par le krigeage des concentrations mesurées dans les puits présents dans la section de calcul (voir annexe pour détails). C'est la principale source d'imprécision sur le calcul car certaines sections n'ont pas un grand nombre de puits disponibles pour calculer la concentration moyenne. L'erreur sur le calcul des flux de masse est donc certainement de l'ordre de 20 à 25% de la valeur calculée. Le tableau 6.8 résume les résultats des flux de masse calculés aux 5 sections considérées.

Les valeurs de flux obtenues sont de l'ordre de quelques kilogrammes annuellement, ce qui montre que malgré la très grande étendue du panache, les concentrations relativement faibles font en sorte que les flux de masse ne sont pas élevés. Ces résultats indiquent que les flux de masse de TCE émis par les zones sources de RDDC Nord (section A, 3.6 kg/an) et du Secteur 214 (section B, 4.5 kg/an) sont du même ordre mais que le flux émis par la Lagune C serait du double (section C, 8.3 kg/an). Si on fait la somme des flux émis aux 3 principales zones sources (sections A, B et C, 16.4 kg/an) comparé au flux calculé au centre de la Garnison Valcartier (section E, 20 kg/an), on constate que ces flux (16.4 et 20) sont encore une fois assez semblables compte tenu de la précision des calculs. L'apport de TCE par les trois zones sources correspond donc assez bien au flux de TCE qui transite au centre de la Garnison Valcartier. Il y a par contre une grande différence entre le flux de TCE calculé au centre de la Garnison (20 kg/an) par rapport à celui obtenu à la limite de la propriété du MDN avec la municipalité de Shannon (section D, 7.5 kg/an). Ce flux est toutefois semblable à celui émis par la Lagune C (8.3 kg/an).

Bien que d'une précision limitée, les calculs de flux de masse nous amènent à la même conclusion que la modélisation de l'écoulement et du transport de masse qui sont présentés au chapitre 7. Cette conclusion est que la Lagune C est la seule zone source du secteur dont les émissions ont atteint jusqu'à présent la municipalité de Shannon. Le TCE émis par les zones sources de RDDC Nord et du Secteur 214 a atteint le centre de la Garnison Valcartier (un peu après la section E) mais pas encore la municipalité de Shannon. L'information disponible du côté est du secteur Valcartier n'est pas suffisante pour faire des calculs semblables de flux de masse émis vers l'est en direction de la ville de Québec (Val-Bélair).

7. Modélisation numérique de l'écoulement et du transport

7.1 Méthodologie

Le système aquifère du secteur Valcartier est complexe au niveau de l'écoulement de l'eau souterraine à cause de son contexte géologique particulier. De plus, la présence de deux types d'aquifères (libre et semi-captif) engendre la formation de gradients hydrauliques verticaux et horizontaux qui varient régionalement dans les aquifères. Puisque le système d'écoulement contrôle en grande partie la migration de la contamination en TCE dissous dans l'aquifère, il est nécessaire d'arriver à une compréhension quantitative de l'écoulement. La modélisation numérique hydrogéologique permet d'arriver à un tel niveau de compréhension.

Pour représenter le plus fidèlement possible le système d'écoulement considéré, il est essentiel de choisir un simulateur numérique dont les capacités soient en mesure de représenter la situation. Le simulateur numérique FRAC3DVS (Therrien et Sudicky, 1996), décrit à la section suivante, possède les capacités requises pour développer un modèle numérique d'écoulement dans le secteur Valcartier selon les exigences suivantes :

- Le modèle doit représenter l'écoulement partiellement saturé puisqu'une grande partie du système aquifère est en conditions libres ;
- La modélisation doit se faire en trois dimensions puisque la complexité des unités hydrostratigraphiques et du système d'écoulement exigent une représentation en trois dimensions ;
- Le modèle doit utiliser des éléments finis pour représenter plus fidèlement les contours des conditions aux limites, la position des puits et la morphologie complexe de la distribution des unités ;
- La modélisation doit se faire en régime permanent avec une recharge moyenne constante imposée à la surface supérieure du maillage afin de permettre le calage du modèle avec les données de niveaux d'eau prises à une seule période de l'année, soit en décembre 2001. Ces niveaux d'eau sont représentatifs des niveaux moyens au cours de l'année.

L'approche générale utilisée pour la simulation est d'abord de définir un secteur à modéliser à l'intérieur duquel les conditions d'écoulement, la distribution des matériaux et leurs propriétés hydrauliques sont bien connues. Les limites du domaine modélisé sont tracées pour correspondre à des conditions hydrauliques facilement définissables. Un maillage numérique par éléments finis est ensuite tracé à l'intérieur du domaine avec un niveau de détail ajusté en tenant compte de la variabilité des niveaux d'eau ainsi que de la précision requise pour la représentation ultérieure du transport de contaminant. Les couches du modèle numérique sont définies en fonction du modèle géologique en trois dimensions (chapitre 3). Des propriétés hydrauliques et capillaires initiales sont attribuées aux matériaux en fonction des mesures disponibles, notamment celles sur la conductivité hydraulique (chapitre 4). La distribution initiale des niveaux d'eau du modèle est tirée de la carte piézométrique du secteur (chapitre 5).

À partir de ces conditions et propriétés initiales, le calage du modèle a été fait par essais et erreurs en changeant les propriétés hydrauliques des matériaux et la recharge définies dans le modèle. Les propriétés capillaires et les conditions aux limites ont aussi été utilisées comme paramètres servant au calage du modèle puisqu'elles ne sont pas très bien connues. Le modèle a

été calé en comparant les niveaux d'eau simulés par le modèle aux niveaux d'eau mesurés dans le secteur Valcartier. En plus des niveaux d'eau, le calage a aussi été fait en considérant les directions d'écoulement obtenues par le modèle aux directions d'écoulement qui peuvent être déduites par la forme du panache de contamination en TCE à partir des zones sources (figures 6.5 et 6.6). Un soin particulier a aussi porté sur l'obtention d'une position adéquate pour le point singulier du système d'écoulement situé sur la ligne de partage des eaux où l'écoulement converge en provenance du nord et du sud pour ensuite diverger vers l'est et l'ouest. Ce point est situé entre les propriétés de RDDC Nord et de SNC TEC. En fait, deux modèles d'écoulement ont été générés : un modèle représentant les conditions qui prévalaient en 2001 au niveau du pompage des puits d'alimentation de la Garnison Valcartier (P-2, P-4 et P-5) et un autre modèle où on considère l'effet du pompage additionnel du nouveau puits d'alimentation P-7 mis en fonction au début 2002. Bien que le puits P-5 était encore en opération en 2001, ce puits était alors utilisé uniquement pour servir de barrière hydraulique à la propagation du panache de TCE dissous. L'eau pompée par le puits P-5 qui contient du TCE dissous n'approvisionne plus le système d'alimentation en eau potable de la Garnison Valcartier.

Le modèle calé permet de représenter l'écoulement de l'eau souterraine dans le système aquifère du secteur Valcartier, à la fois au niveau des directions et des vitesses d'écoulement. À partir du modèle d'écoulement calé, une technique appelé « traçage de particules » permet de dessiner les cheminements de l'écoulement (vers l'aval ou l'amont) à partir d'une « particule » lancée dans le modèle d'écoulement à un endroit d'intérêt. Cette technique a d'abord permis de déterminer les aires d'alimentation des différents puits d'alimentation en eau souterraine de la Garnison Valcartier (P-2, P-4, P-5 et P-7). Le traçage de particules a aussi été utilisé pour déterminer le cheminement et le temps de migration de la contamination à partir des différentes zones sources potentielles de contamination.

Finalement, le modèle numérique a été utilisé pour réaliser des simulations simplifiées du transport de masse de TCE. Ces simulations ont été effectuées en spécifiant des concentrations constantes aux différentes zones sources dans le modèle en cinq endroits distincts pour représenter la migration du TCE à partir des principales zones sources potentielles (Lagune C, Secteur 214 et 3 zones sources à RDDC Nord). Le transport a été fait avec un niveau de dispersion hydrodynamique représentatif de l'échelle du modèle, mais sans considérer la dégradation du TCE ni son retard pouvant être causé par l'adsorption. Ces conditions de simulation du transport du TCE donnent ainsi des résultats montrant la migration maximale du TCE à partir des zones sources, tant au niveau des concentrations relatives par rapport aux zones sources qu'au niveau des distances parcourues dans le système aquifère après un temps de migration donné.

La période à laquelle les différentes zones sources potentielles de contamination en TCE ont pu commencer à émettre est présentement indéterminée. La simulation du transport de masse a donc été faite pour un temps total de 60 ans qui représente la période jugée maximale durant laquelle la contamination a pu se faire dans le secteur. Il est supposé peu probable que la contamination en TCE du secteur puisse avoir été causée par des émissions antérieures aux années 1940 parce que la production industrielle du TCE a débuté peu avant cette période et que les importantes activités dans le secteur Valcartier ont également débuté à cette époque. Dans les conditions utilisées pour la simulation du transport de masse du TCE, les résultats après 60 ans de transport

représentent l'étendue maximale plausible de la migration du TCE à partir des zones sources. Les résultats du transport de masse permettent ainsi d'identifier si ces émissions ont pu atteindre les milieux récepteurs, particulièrement les municipalités de Shannon et de Québec (Val-Bélair) ainsi que les puits d'alimentation en eau de la Garnison Valcartier. Le transport de masse a permis ainsi de déterminer les conditions de transport de la contamination en TCE dissous et d'évaluer si cette contamination est constante, en augmentation ou en diminution.

7.2 Description du simulateur FRAC3DVS et des autres logiciels utilisés

Le simulateur numérique FRAC3DVS développé par Therrien et Sudicky (1996) a été utilisé pour effectuer les simulations d'écoulement et de transport. Ce simulateur permet de reproduire des conditions d'écoulement saturé et à saturation variable, en trois dimensions, et en différences finis ou en éléments finis. Une particularité de FRAC3DVS est sa rapidité de calcul à l'aide d'algorithmes numériques particulièrement efficaces. Le simulateur permet aussi la modélisation du transport de masse en trois dimensions. Plusieurs options internes au code facilitent la définition des simulations d'écoulement et de transport.

Le logiciel GMS a servi d'interface graphique pour la construction du maillage représentant le système aquifère de Valcartier. Ce logiciel a été développé par Brigham Young University (BYU, 2000) pour le département de la Défense Américaine. La version 3.1 du logiciel a été utilisée dans le cadre de ce projet. GMS comporte des outils géostatistiques qui permettent la création de surfaces représentant les différentes unités hydrostratigraphiques présentes dans le modèle. La discrétisation des éléments est spécifiée dans le logiciel ponctuellement ou le long d'un segment afin de définir les zones pour lesquelles un maillage plus fin est nécessaire. Ce logiciel a aussi servi à assigner les conditions aux limites une fois le maillage construit. Il est à noter que FRAC3DVS comporte des fonctionnalités qui permettent d'utiliser certains fichiers provenant de GMS, soit directement ou suite à quelques modifications mineures.

FRAC3DVS génère un ensemble de fichiers de sortie une fois la simulation numérique complétée. Ces fichiers peuvent être consultés dans un éditeur de texte ou dans un chiffrier. Cependant, ces données doivent aussi être analysées et représentées graphiquement en trois dimensions pour bien comprendre les résultats des simulations numériques. Deux choix de logiciels de visualisation tridimensionnelle sont alors possibles lorsque FRAC3DVS est utilisé car un fichier exécutable permet de traduire les fichiers de sortie en fichiers lisibles par GMS ou par TECPLOT. Le logiciel TECPLOT (Amtec Engineering, Inc., 2001) est un logiciel de visualisation de données utilisé dans plusieurs domaines scientifiques. Il permet une visualisation rapide, efficace et avancée des données provenant, entre autre, de simulations numériques. Le fichier généré par FRAC3DVS lisible dans TECPLOT contient les informations suivantes: la position en X et en Y, l'élévation en Z, le numéro de matériel (zone de K du tableau 7.1), la charge hydraulique, la saturation, la composante en X, Y et Z de la vitesse, et la concentration en TCE calculée dans le cas des simulations de transport de masse. Le maillage en 3 dimensions peut être exploré dans TECPLOT par des coupes transversales, longitudinales ou selon une élévation fixe. Cet outil permet donc de s'assurer de la cohérence des résultats provenant des diverses simulations numériques. De plus, des fonctions de TECPLOT permettent d'effectuer le traçage de particules en tout point du domaine d'écoulement modélisé. Des contours et des isosurfaces peuvent aussi être générés pour toutes les données disponibles.

7.3 Modèle conceptuel et modèle numérique du secteur Valcartier

Un modèle conceptuel regroupe les différentes informations nécessaires à la représentation d'un aquifère par simulation numérique. Il met en relation les informations hydrogéologiques (charges hydrauliques, conductivités hydrauliques, coefficient d'emménagement, porosité, recharge), les informations stratigraphiques (type de matériaux) et les informations hydrogéochimiques (positions des sources, concentrations en TCE imposées). Le modèle conceptuel comporte aussi la définition des conditions imposées aux limites de l'aquifère (flux ou charges). En fait, le modèle conceptuel fait la définition complète du problème à résoudre par les simulations. Une grande importance doit être apportée à cette étape du processus de la définition du modèle conceptuel puisque celui-ci constitue la base des simulations numériques.

Le domaine de modélisation doit être spécifié pour permettre de répondre aux différents objectifs de l'étude. Ce domaine doit être assez vaste pour couvrir la zone étudiée et doit être restreint autant que possible dans le secteur à l'intérieur duquel de l'information suffisante est disponible pour définir le problème correctement. Dans le cas du secteur Valcartier, l'étendue en surface du domaine défini pour la modélisation numérique va de Shannon à Val-Bélair, et couvre les flancs des Monts Rolland-Auger au sud et Brillant à l'Est (figure 7.1). La limite Nord se situe approximativement à 500 m au Nord du secteur des poudrières de la Garnison Valcartier. En profondeur, ce domaine comprend toutes les unités hydrostratigraphiques présentes entre la surface du sol et le socle rocheux (figures 3.3 et 3.7).

Les conditions aux limites du modèle sont spécifiées en bordure du domaine de modélisation ainsi qu'à la surface du maillage. Les limites doivent être assez éloignées des endroits où des sollicitations sont appliquées dans le modèle, comme par exemple pour un puits d'alimentation. Les conditions aux limites doivent aussi être réalistes du point de vue hydraulique. Enfin, autant que possible, elles doivent être situées dans des secteurs où les points de contrôle sont assez nombreux et fiables pour s'assurer de la pertinence des conditions imposées. La figure 7.1 montre l'étendue horizontale du domaine modélisé sous forme de maillage en deux dimensions avec les différentes conditions aux limites spécifiées dans le modèle. Deux types de conditions aux limites sont présentes : type 1 (Dirichlet) qui sont les charges hydrauliques imposées; et type 2 (Neuman) pour la recharge et les limites à flux nuls. Des charges imposées et des flux nuls sont assignés dans les deux aquifères séparés par la couche silteuse prodeltaïque, la nappe libre supérieure et la nappe semi-captive. Les conditions aux limites C, H, et K sont des charges imposées dans la nappe semi-captive avec des valeurs basées sur la carte piézométrique. Les conditions aux limites A, F, G, J, M, et N sont des charges imposées dans la nappe libre. Les limites A et F représentent les niveaux d'eau moyens dans les rivières Jacques-Cartier et Nelson, respectivement, tandis que les limites G, J, M et N sont basées sur la carte piézométrique. En imposant des charges dans les rivières, celles-ci jouent alors le rôle de « drains » vers lesquels l'eau souterraine aura tendance à converger. Enfin, les limites B, D, E, I, et L sont des limites à flux nuls. Les limites B, D, I et L représentent des lignes d'écoulement d'après la carte piézométrique et l'écoulement suit donc ces limites sans les traverser, tandis que la limite E représente la limite physique de l'aquifère au contact du Mont Brillant. La dernière condition limite est la recharge qui est considérée constante lors des simulations et qui est appliquée uniformément à la surface du maillage qui correspond à la surface du sol. La base du modèle reposant sur le socle rocheux sous-jacent est supposée imperméable. Le tableau 7.2b résume les conditions utilisées pour les limites.

L'approche utilisée pour générer le maillage 3D consiste premièrement à produire un maillage 2D représentant l'étendue horizontale du domaine modélisé tel que montré à la figure 7.1. Ce maillage 2D est ensuite reproduit plusieurs fois dans la direction verticale, en partant de la base du domaine (le contact entre les sédiments et le socle rocheux) jusqu'au sommet du domaine (surface du sol). La superposition de plusieurs « couches » du maillage 2D produit ainsi le maillage tridimensionnel. Des éléments triangulaires sont utilisés pour générer le maillage numérique en deux dimensions. La discrétisation de ce maillage 2D doit être suffisamment fine pour permettre une convergence des équations d'écoulement à saturation variable et surtout de transport de masse. Plus spécifiquement, le maillage est plus fin aux puits d'alimentation P-2, P-4, P-5 et P-7, en bordure de la couche silteuse, et le long des voies de migration du panache de TCE dissous. La plus fine discrétisation horizontale est de 10 m et la plus grande est de 50 m en bordure du modèle (figure 7.1).

La superposition verticale du maillage 2D pour générer le maillage 3D a été basée sur la géométrie des différentes unités hydrostratigraphiques dans le modèle (figure 3.7). Au total, cinq surfaces ont été générées afin de superposer le maillage 2D. Ces surfaces représentent 1) la topographie du sol, 2) la limite supérieure de la couche silteuse prodeltaïque, 3) la limite inférieure de la couche silteuse prodeltaïque, 4) la limite supérieure du silt intermédiaire, et 5) la surface de l'unité proglaciaire. La topographie des différentes couches est obtenue par l'interpolation aux nœuds du maillage 2D des données ponctuelles provenant des descriptions stratigraphiques et des sections hydrostratigraphiques. Lors de la création de ces surfaces, l'interprétation du modélisateur est aussi utilisée dans les zones où l'information est plus limitée. Pour représenter les discontinuités des unités hydrostratigraphiques qui se terminent latéralement dans une couche du modèle, la distribution appropriée des matériaux de ces couches a été spécifiée manuellement à l'aide de GIS.

La figure 7.2 montre le modèle numérique en trois dimensions ainsi généré, de même qu'une section longitudinale dans le modèle illustrant la superposition du maillage 2D. La discrétisation verticale a été assurée par un total de 30 couches entre la surface et la base du modèle. Cette discrétisation fine est nécessaire pour assurer la convergence des équations d'écoulement et de transport. La portion supérieure du modèle comporte une discrétisation plus fine du modèle puisque l'équation d'écoulement à saturation variable est solutionnée pour ces éléments. Cette figure montre aussi que chacune des unités hydrostratigraphiques est représentée dans le modèle numérique (comparer à la figure 3.3).

Le contexte deltaïque de l'aquifère de Valcartier entraîne une grande variabilité des propriétés hydrauliques des matériaux dans ce système. De façon générale, les conductivités hydrauliques sont plus faibles à la bordure extérieure du delta tandis qu'elles sont plus élevées au cœur de celui-ci. Afin de reproduire cette distribution spatiale, une étude géostatistique a été faite à partir des résultats des essais de perméabilité (voir exemple au chapitre 4, figure 4.3a). Cette étude a permis de définir des zones de conductivité hydraulique pour le matériel deltaïque. Au total, 16 zones de conductivité hydraulique distincte ont été définies dans deux couches deltaïques (Tableau 7.1). Les figures 7.3 et 7.4 montrent les différentes zones pour l'unité deltaïque supérieure et inférieure. D'autres zones de conductivités hydrauliques ont été définies pour représenter les unités proglaciaire, prodeltaïque et l'unité silteuse glaciomarine (tableau 7.1).

7.4 Calage et sensibilité du modèle d'écoulement

Afin de s'assurer que le modèle représente bien le système aquifère étudié, le calage du modèle est fait en modifiant les paramètres du modèle pour permettre de minimiser l'écart entre les charges hydrauliques simulées et les charges hydrauliques mesurées. Le calage d'un modèle se fait en ajustant les paramètres du modèle simulé pour s'approcher de l'ensemble des données mesurées jusqu'à l'atteinte d'une cible de calage. Les valeurs de charge hydraulique simulées pour plusieurs points d'observation sont écrites dans le fichier de résultats pour vérifier l'effet des différentes modifications des paramètres du modèle sur l'évolution de l'erreur. Au total, 582 points d'observation ont été inclus dans le modèle afin de comparer les charges hydrauliques mesurées et simulées. Ces points d'observation correspondent aux différents puits d'observation présents dans le secteur Valcartier. Le calage du modèle numérique du secteur Valcartier a été effectué en faisant varier les trois paramètres suivants selon une démarche d'essais et erreurs :

- Propriétés des matériaux : conductivités hydrauliques (K_x , K_y et K_z pour chacune des zones de conductivités hydrauliques);
- Recharge : valeur de la recharge appliquée à la surface du maillage;
- Paramètre de saturation : paramètres de van Genuchten (1980) décrivant les propriétés capillaires des matériaux selon la saturation en eau.

Avant de procéder au calage d'un modèle, un objectif de calage doit être établi. Dans le cas du présent modèle, une erreur RMS (*root mean square*) correspondant à moins de 5% de l'écart maximum de la charge hydraulique pour tout le modèle était le critère de calage. Les charges hydrauliques dans le domaine modélisé varient entre 175 m et 156.5 m, pour un écart maximum de 18.5 m, le critère d'erreur indiquant un modèle bien calibré est donc environ de 1 m d'erreur RMS (plus précisément 0.925 m).

Le tableau 7.2 résume les paramètres utilisés dans le modèle calé. La figure 7.5 fait la représentation graphique de la comparaison entre les charges mesurées et simulées et permet de visualiser l'erreur du modèle en fonction des charges hydrauliques. Ce graphique montre que, généralement, le modèle représente de façon satisfaisante les observations de terrain. En effet, les différentes erreurs du modèle calé par rapport aux charges hydrauliques mesurées sont une erreur moyenne de 0.3 m, une erreur absolue égale à 1.21 m et une erreur RMS de 1.41 m.

Le critère de départ d'erreur RMS à atteindre est donc pratiquement rencontré. Des simulations ayant des erreurs absolues plus faibles ont été complétées. Cependant le modèle a été calé non seulement en fonction de l'erreur entre les simulations et les observations mais aussi en comparant les patrons d'écoulement simulés et observés à des endroits précis sur le site. Cette comparaison n'est généralement pas possible pour aider à caler des modèles d'écoulement. Par contre, le panache de contamination en TCE du secteur Valcartier procure une information exceptionnelle sur les directions d'écoulement à partir des zones sources de contamination. Cette information a été particulièrement importante pour bien caler le modèle par rapport aux conditions d'écoulement suggérées par le panache de contamination dans le secteur 214 de SNC TEC et à RDDC Nord. Pour le cas de Valcartier, la présence d'un panache de TCE dissous constitue en quelque sorte un 'essai de traceur' à grande échelle qui doit être représenté par le modèle. De plus, puisque les zones sources chevauchent la ligne de partage des eaux, il est important que le modèle puisse reproduire correctement l'écoulement de l'eau souterraine dans cette région du domaine.

La position du point singulier de l'écoulement de l'eau souterraine a donc été considérée en détail dans le processus de calage du modèle d'écoulement du secteur Valcartier. Ce point singulier est l'endroit sur la ligne de partage des eaux souterraines où l'écoulement converge à la fois du nord et du sud pour ensuite diverger vers l'ouest et l'est. Ce point est situé entre les propriétés de RDDC Nord et de SNC TEC du côté est. Ainsi, dans le processus de calage du modèle, une fois que l'erreur RMS s'est approchée de la valeur du critère de 1 m, les conditions aux limites ont été légèrement modifiées pour pouvoir représenter le plus fidèlement possible le patron d'écoulement dans les zones sources de RDDC Nord et de SNC-TEC. La position du point singulier a aussi une influence importante sur le temps de transport du TCE puisque à proximité de la ligne de partage des eaux souterraines, les vitesses d'écoulement de l'eau souterraine sont généralement beaucoup plus faibles qu'ailleurs dans l'aquifère.

Une étude de sensibilité des paramètres ayant servi au calage du modèle permet d'identifier les paramètres qui ont le plus d'influence sur la solution obtenue. Cet exercice permet aussi de s'assurer que la solution calée est bien celle pour laquelle l'erreur est minimale. L'étude de sensibilité est réalisée en changeant systématiquement un paramètre de calage à la fois et en comparant les diverses solutions obtenues pour les simulations faites avec ces différentes valeurs du paramètre. Le tableau 7.3 documente les paramètres et conditions aux limites modifiés lors de l'étude de sensibilité du modèle.

En premier lieu, une analyse de sensibilité a été faite en faisant varier la recharge et les conductivités hydrauliques. La valeur calée de recharge étant de 350 mm/an, les valeurs de 200, 250, 300, 400 et 450 mm/an ont été utilisées dans l'étude de sensibilité. Ces valeurs correspondent aux recharges normales d'une nappe libre au Québec dans un contexte hydrogéologique similaire au secteur Valcartier. Ensuite, les valeurs de conductivités hydrauliques ont été modifiées simultanément pour toutes les zones de plus 10%, 20% et 30 % et de moins de 10%, 20%, 30%, 40% . L'évolution de l'erreur pour ces deux analyses de sensibilité est présentée graphiquement pour chacun des cas à la figure 7.6. Les graphiques montrent bien que la recharge de 350 mm en combinaison avec les conductivités hydrauliques du modèle calé minimise l'erreur moyenne, absolue et RMS. Ceci indique que le modèle est bien calé selon les paramètres de recharge et de conductivités hydrauliques.

La deuxième étape de l'étude de sensibilité a été de vérifier l'effet du changement des charges hydrauliques imposées aux limites du modèle. Les conditions aux limites pour 5 cas différents ont été diminuées de 0.5 m, 1 m, 1.5 m et 2 m et augmentées de la même façon. L'évolution de l'erreur obtenue pour ces cas à la figure 7.7 montre que les différentes conditions aux limites testées minimisent généralement l'erreur RMS. Seuls les changements aux limites A+M+N montrent qu'une valeur plus élevée des charges hydrauliques imposées à celles-ci aurait minimisé l'erreur RMS. Cependant, l'effet de cette limite sur le patron d'écoulement de l'eau souterraine dans le modèle était important et le changement de cette valeur déplaçait significativement la ligne de partage de eaux et rendait la solution moins représentative dans le secteur des zones sources. Cette limite a donc été fixée à la valeur retenue lors du calage initial du modèle. Le tableau 7.4 décrit l'effet des différentes conditions aux limites du modèle sur l'écoulement simulé et les compromis réalisés.

Tel que discuté précédemment, la position du point singulier de convergence de l'écoulement est d'une grande importance pour bien représenter les directions d'écoulement de l'eau souterraine dans les zones sources de TCE. La position du point singulier a été vérifiée pour les différents cas simulés en changeant les charges imposées aux limites. Ceci nous a démontré la grande sensibilité de la position du point singulier par rapport aux conditions imposées aux limites. Le modèle calé final s'est révélé un bon compromis par rapport aux choix des conditions aux limites du modèle pour permettre à la fois de bien représenter la position du point singulier ainsi que de minimiser l'erreur entre les charges hydrauliques mesurées et simulées. La figure 7.8 montre la distribution en plan de l'erreur sur les charges hydrauliques pour l'ensemble du modèle calé. On constate que l'erreur est très faible dans le secteur le plus critique où sont localisées les zones sources de contamination à RDDC Nord et dans le Secteur 214. Cependant, un compromis a dû être fait dans les conditions aux limites de sorte que l'erreur est plus grande dans la partie ouest du modèle ainsi que dans la partie nord-est. Cette erreur a moins de conséquence sur les prédictions faites par le modèle qu'une divergence qui aurait pu être localisée près des zones sources de contamination.

7.5 Analyse des résultats de la modélisation de l'écoulement

7.5.1 Écoulement de l'eau souterraine dans le secteur Valcartier

Le système d'écoulement de l'eau souterraine dans le secteur de Valcartier est complexe et le premier défi de la modélisation numérique est d'arriver à le représenter correctement. Le modèle calé représente bien les charges hydrauliques mesurées sur le terrain. La figure 7.9 montre que, qualitativement, le modèle représente bien le patron d'écoulement dans l'ensemble du domaine modélisé. Le secteur nord-est constitue la zone où le modèle est un peu moins précis dans la représentation du système naturel. Cependant ce secteur est situé à l'extérieur de la zone importante relativement au transport de TCE et les simulations de transport de TCE ne sont pas affectées par les résultats du modèle dans le secteur nord-est. La figure 7.10 montre une vue en trois dimensions des charges hydrauliques simulées.

Les figures 7.11 et 7.12 montrent des cartes des vitesses d'écoulement simulées dans le domaine modélisé. Ces cartes de vitesses ont été construites en calculant le module des composantes horizontales (en x et y) de la vitesse d'écoulement. La composante verticale de la vitesse d'écoulement n'est pas considérée dans ces cartes. La figure 7.11 montre les vitesses dans l'unité proglaciaire tandis que la figure 7.12 présente les vitesses au cœur de l'unité deltaïque. De façon générale, les vitesses simulées sont plus élevées dans l'unité proglaciaire puisque la conductivité hydraulique imposée dans le modèle y est plus grande que dans l'unité deltaïque. La figure 7.12 montre que pour l'unité deltaïque, les vitesses varient en fonction de la position dans le domaine de modélisation, en raison des différentes zones de conductivités hydrauliques définies dans cette unité. De façon générale, les vitesses sont plus élevées en bordure des montagnes et dans le centre de la vallée glaciaire enfouie. Dans l'unité deltaïque, les vitesses sont généralement plus élevées à l'ouest qu'à l'est du modèle. Les vitesses horizontales simulées varient entre quelques mètres par année, notamment aux environs de la limite de partage des eaux, et 300 m/an.

Les valeurs relatives des conductivités hydrauliques dans le modèle pour les unités deltaïque et proglaciaire sont en fait l'inverse des mesures de terrain qui montrent de plus grandes valeurs dans l'unité deltaïque (chapitre 4). Cependant, il n'a pas été possible de caler le modèle avec de

telles conditions. Nous pouvons identifier deux causes possibles à ce problème. D'abord, le nombre moins important de mesures de la conductivité hydraulique et la plus grande hétérogénéité de l'unité proglaciaire peut fausser les moyennes obtenues des essais de perméabilité disponibles pour cette unité. De plus, dans ce type de sédiments, des chenaux plus grossiers peuvent être interconnectés et permettre une vitesse d'écoulement plus grande. Faute de données suffisantes pour indiquer des variations de conductivité hydraulique comme pour l'unité deltaïque, le modèle a tenté de représenter un matériel hétérogène avec des propriétés homogènes. L'autre explication possible est que le modèle n'a pas su bien représenter l'effet réel du silt glaciomarin situé entre les unités deltaïque et proglaciaire, tant au niveau de sa distribution que de ses propriétés hydrauliques. Le besoin d'utiliser des valeurs élevées de conductivité hydraulique dans le modèle pourrait indiquer que le silt glaciomarin est en réalité moins continu et plus perméable que ce qui a été utilisé dans le modèle. On peut donc considérer que les conditions utilisées dans le modèle calé représentent l'effet combiné du silt glaciomarin et des sables et graviers proglaciaires. Considérant ces limitations, les propriétés utilisées dans le modèle pour ces deux unités sont des propriétés « effectives » permettant de reproduire les conditions d'écoulement adéquatement mais avec des valeurs qui diffèrent des observations dans le cas de la conductivité hydraulique des sables et gravier proglaciaires.

La figure 7.13 représente les directions d'écoulement simulées à l'aide de vecteurs de longueur uniforme. Cette figure confirme les conditions d'écoulement par rapport aux déductions tirées de la carte piézométrique de la nappe libre, soit que l'écoulement converge généralement vers le centre du secteur pour ensuite se diriger soit vers l'ouest ou vers l'est. La figure 7.13 montre aussi la position des coupes verticales présentées à la figure 7.14 et qui illustrent la distribution verticale des charges hydrauliques simulées. On note que le modèle représente bien l'effet de la couche silteuse prodeltaïque qui génère un gradient hydraulique vers le bas, ce qui avait été bien montré à la figure 3.3 montrant l'hydrostratigraphie du secteur. La figure 7.15 montre la saturation en eau simulée par les mêmes deux coupes verticales et indique que le modèle représente bien la partie non saturée du secteur au-dessus de la nappe libre. Enfin, la figure 7.16 montre une vue en trois dimensions des charges hydrauliques simulées. Cette figure permet de constater que la distribution des charges hydrauliques est variable non seulement horizontalement mais également verticalement, en grande partie à cause de la présence de la couche silteuse prodeltaïque. La simulation de l'écoulement en 2D, soit par une coupe verticale ou un plan horizontal, ne permettrait pas de représenter adéquatement la complexité de l'écoulement dans le système aquifère du secteur Valcartier. Il était donc absolument nécessaire d'utiliser un modèle d'écoulement 3D pour simuler l'écoulement dans ce système.

7.5.2 Aires d'alimentation des puits par traçage de particules

Le logiciel TECPLOT a été utilisé pour faire le traçage de particules pour déterminer les aires d'alimentation des puits de pompage présents dans le secteur Valcartier. Les aires d'alimentation ont d'abord été déterminées avec le modèle d'écoulement dans lequel on représente le fonctionnement des puits d'approvisionnement de la Garnison Valcartier P-2, P-4 et P-5. Les aires d'alimentation présentées sur la figure 7.17 montrent le résultat pour un traçage de particule à une élévation de 150 m dans l'aquifère. Cet exercice a permis de vérifier le potentiel de contamination de ces puits d'alimentation par la migration éventuelle du panache de TCE. Les résultats montrent que les aires d'alimentation des puits P-2 et P-5 s'étendent dans le panache de TCE dissous, ce qui les rend vulnérables à la contamination. D'ailleurs, la contamination du

puits P-5 a été constatée depuis 1997 tandis que certains des puits d'alerte en périphérie de P-2 sont déjà contaminés. Bien qu'encore en opération pour servir de barrière hydraulique à la migration de la contamination en TCE, le puits P-5 n'est plus utilisé pour l'approvisionnement en eau potable. Le puits P-4 situé plus au nord des terrains de la Garnison Valcartier n'est pas susceptible d'être contaminé par le TCE puisque son aire d'alimentation s'étend vers le nord-est, soit en dehors de la limite connue du panache de TCE.

Un deuxième exercice de traçage de particules pour déterminer les aires d'alimentation des puits a été complété mais cette fois en ajoutant l'effet du pompage du nouveau puits d'alimentation P-7 en fonction depuis le début de l'année 2002 (figure 7.18). Les conclusions restent les mêmes pour les puits P-2, P-4 et P-5 et l'exercice permet de démontrer que l'aire d'alimentation du puits P-7 s'étend vers le nord-est, tout comme pour le puits P-4, ce qui le protège d'une éventuelle contamination par du TCE sous forme dissoute provenant du panache défini dans cette étude. Mentionnons qu'en date du présent rapport P-7 est le puits principal pour l'approvisionnement en eau du réseau d'aqueduc desservi par la Garnison Valcartier, tandis que le puits P-4 sert de puits d'appoint et que le puits P-2 n'est utilisé qu'en dernier recours.

Il est à noter que les aires d'alimentation délimitées par cette méthode sont maximales et que la limite des panaches est en fait la ligne de partage des eaux souterraines. En fait, l'aire d'alimentation réelle doit tenir compte de la recharge de l'aquifère qui se produit à l'intérieur de l'aire d'alimentation, ce qui a pour effet de réduire les aires d'alimentation par rapport à ce qui est montré aux figures 7.17 et 7.18. Par contre, l'étendue des aires modélisées reste valable puisqu'elle est conservatrice en montrant l'étendue maximale des aires d'alimentation.

7.5.3 Migration du TCE à partir des zones sources par traçage de particules

Le traçage de particule inverse à partir des milieux récepteurs a été réalisé pour définir un temps de migration d'un contaminant par transport advectif à partir de chacune des zones sources présumées. La figure 7.19 montre les isochrones de transport advectif dans l'unité deltaïque à partir de Shannon et de Val-Bélair, les deux milieux récepteurs sélectionnés. Les isochrones représentent des lignes de temps égal de transport de masse du TCE à partir d'un point donné. Dans ce cas-ci les isochrones sont définies en allant vers l'amont, c'est-à-dire des milieux récepteurs vers les zones sources. Le traçage de particule est contrôlé par la direction et la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine et ne tient pas compte du retard et de la dégradation du contaminant, ni de la dispersion hydrodynamique. Des lignes d'écoulement reliant les zones sources aux milieux récepteurs indiquent le cheminement modélisé du TCE entre les zones sources et les milieux récepteurs.

Les résultats montrent que le temps de transport advectif de la lagune C à Shannon est d'environ 50 ans à la limite avec les terrains de la Garnison Valcartier. Par contre, le transport jusqu'à Shannon requiert entre 90 et 100 ans pour les zones sources présentes à RDDC Nord ainsi que pour le Secteur 214. Noter que le transport de masse donne un temps de migration de 25 ans entre la source modélisée représentant la Lagune C et Shannon (figure 7.21). Cette incohérence apparente des résultats de la modélisation est reliée au fait que le traçage de particule a été fait dans l'unité deltaïque alors qu'une partie du transport de masse se passe dans l'unité proglaciaire dans le modèle où l'écoulement est plus rapide. Le transport de masse, vu en plan, semble donc indiquer un transport plus rapide que le traçage de particules.

Du côté de la limite ouest de la ville de Québec (Val-Bélair), le même exercice a été fait en considérant la limite du milieu récepteur à une distance d'environ 500 m à l'intérieur de la ville de Québec. Cette position a été choisie à cause de la forme particulière de la limite entre les terrains de la Garnison Valcartier et de SNC TEC avec la ville de Québec qui forme une pointe allant vers l'ouest. Le temps de transport pour les zones sources à l'est de RDDC Nord et pour le Secteur 214 jusqu'à cette position à l'intérieur de la ville de Québec oscille entre 90 et 100 ans. Si la limite extrême ouest de la ville de Québec était considérée, les temps de transport à partir des zones sources seraient plutôt de l'ordre de 30 à 40 ans.

Le traçage de particules a aussi été utilisé pour bien comprendre la migration du TCE dans le secteur des zones sources où l'écoulement est complexe et où le panache de TCE observé sur le terrain est tout aussi complexe. Le traçage a permis de confirmer différentes hypothèses quant à la migration du TCE. D'abord, le traçage de particules démontre l'effet des vitesses d'écoulement plus faibles à proximité de la ligne de partage des eaux, près de laquelle se retrouvent le Secteur 214 et les zones sources à l'est de RDDC Nord. Le transport advectif est donc très lent à proximité de ces deux zones sources et il augmente significativement lorsque les particules migrent vers l'ouest. Par contre, du côté est, les vitesses de migration des particules n'augmentent que très légèrement en s'éloignant de la limite de partage des eaux à cause des plus faibles conductivités hydrauliques dans le secteur. La migration du TCE est donc beaucoup plus lente de ce côté de la ligne de partage des eaux. Une autre hypothèse vérifiée par le traçage est que le panache de TCE présent dans l'aquifère de la Garnison Valcartier est constitué dans sa partie est (près de la guérite principale) de la jonction des panaches provenant des sources de RDDC Nord et du Secteur 214.

7.6 Modélisation simplifiée du transport de masse du TCE

Des simulations de transport de masse ont été complétées à l'aide du modèle numérique afin de vérifier si les sources identifiées lors des différentes phases de caractérisation environnementale sont suffisantes pour générer un panache de contamination comparable à celui observé sur le terrain. Le transport de masse sert aussi à définir la contribution respective des principales zones sources à la contamination de milieux récepteurs. Considérant les incertitudes reliées au modèle, nous estimons que les prédictions reliées à la modélisation du transport de masse ont une précision de l'ordre de 25%, tout comme celles obtenues du traçage de particules.

Pour les simulations du transport, cinq zones sources ont d'abord été spécifiées dans le modèle. Le tableau 7.5 indique la position de chacune des zones sources qui sont aussi montrées sur les figures illustrant les résultats des simulations du transport (figures 7.20 à 7.23). La simulation du transport n'a pas considéré toutes les zones sources potentielles identifiées dans le secteur Valcartier mais uniquement un nombre restreint représentatif des localisations les plus susceptibles d'être à l'origine de la contamination en TCE. Ces sources ont été spécifiées en zones de concentrations constantes durant toute la simulation, avec une concentration imposée de 50 000 µg/L pour toutes les sources. Cette concentration excède un peu les valeurs maximales mesurées historiquement aux zones sources dans le secteur Valcartier mais la concentration initiale du TCE au début des émissions des zones sources est susceptible d'avoir excédé les mesures de concentration faites quelques années plus tard. Puisque la concentration réelle du TCE émis par les zones sources n'est pas connue, une même valeur a été imposée arbitrairement

à toutes les zones sources pour faciliter la comparaison des résultats entre les différentes zones sources. La simulation du transport a considéré la dispersion hydrodynamique mais le retard et la dégradation du TCE ne sont pas représentés dans le modèle. Les autres conditions aux limites pour le transport sont : flux de masse nul à la surface du maillage, concentrations fixes de 0 µg/L aux limites d'écoulement à charges imposées par lesquelles de l'eau souterraine entre dans le modèle, soient les limites dans la nappe semi-captive au nord-est et dans la nappe libre et semi-captive à la limite sud-est (flancs du Mont Rolland-Auger). Ces conditions aux limites permettent de s'assurer que la concentration en TCE de l'eau souterraine entrant dans le modèle est nulle. Les simulations ont été complétées sur 60 ans. Ce temps a été choisi puisqu'il représente le temps maximal depuis lequel du TCE aurait pu être mis en contact avec l'eau souterraine en tenant compte des activités dans le secteur.

Les figures 7.20, 7.21 et 7.22 montrent les résultats de la simulation du transport de masse sous forme d'isosurfaces de concentrations 50 µg/L et 1000 µg/L après 10 ans, 25 ans et 60 ans. La figure 7.20 montre d'abord la migration après 10 ans. La zone source qui représente la lagune C produit le plus grand panache comparativement aux sources de RDDC Nord et du Secteur 214. Cette observation s'explique par les plus grandes vitesses d'écoulement à l'ouest du modèle comparativement aux zones sources situées près de la ligne de partage des eaux. Les résultats de la simulation de la migration du TCE après 25 ans montrent un élargissement du panache qui origine de la lagune C une fois qu'il atteint l'endroit où l'écoulement est contrôlé par une remontée du roc (figure 7.21). Dans ce secteur, l'écoulement de l'eau souterraine est de type radial, ce qui élargit le panache lorsqu'il dépasse la remontée du socle rocheux. À noter aussi que ce panache qui origine de la lagune C atteint pratiquement la limite ouest de la Garnison Valcartier avec Shannon. Du côté des zones sources plus à l'est, celles-ci émettent toujours du TCE des côtés est et ouest de la ligne de partage des eaux. Les panaches qui transitent de ces sources (RDDC Nord et Secteur 214) vers l'ouest se rejoignent et forment un panache de plus en plus amalgamé. La migration du TCE des zones sources du secteur se fait plus rapidement vers l'ouest que vers l'est. Toutefois, un panache de contamination en TCE se dirige aussi vers l'est. Les panaches de TCE simulés après 60 ans montrent la configuration totale du panache simulé (figure 7.22). La figure 7.23 fait la comparaison de cette configuration du panache simulé avec l'extension du panache observé sur le terrain. La morphologie générale du panache simulé s'apparente grandement à celle du panache de TCE observé sur le terrain. Les zones sources considérées dans le modèle de transport sont donc suffisantes pour reproduire l'extension du panache observé sur le terrain.

La figure 7.24 montre l'extension maximale simulée de la contribution respective des différentes zones sources après 60 années de transport. Cette figure permet de déterminer graphiquement la contribution respective de chacune de ces sources à la contamination des milieux récepteurs. Ainsi, du côté de Shannon, la contribution après 60 ans de simulation provient uniquement de la lagune C tandis que les zones sources du Secteur 214 et de RDDC Nord transitent toujours vers l'ouest sur les terrains de la Garnison Valcartier, loin à l'est de Shannon. Les simulations de transport de masse indiquent aussi que les zones sources de la partie est de RDDC Nord ainsi que le Secteur 214 contribuent à la migration d'un panache de TCE dissous vers l'est du modèle. Cependant, le panache simulé de contamination transporté en direction est ne dépasse pas les limites caractérisées du panache qui a atteint l'extrémité ouest de la ville de Québec (Val-Bélair). Le modèle suggère donc que la migration ne devrait pas avoir dépassé les limites du panache

identifiées sur le terrain. Cette limite du panache du côté est du secteur devrait cependant être précisée par des nouvelles données de terrain non équivoques, c'est-à-dire qui montreraient des concentrations nulles ou très faibles pour bien indiquer que la limite du panache est formellement identifiée.

D'autres observations peuvent être faites à partir de la figure 7.24 et de la comparaison des résultats des simulations avec les observations de terrain. D'abord, on note que le panache simulé à partir de la zone source de la Lagune C a une origine située plus au sud que la position réelle de la Lagune C. Ceci est dû au fait que la zone source simulée a été placée en aval de la Lagune C car cette zone source est située en périphérie du modèle où les dépôts meubles sont minces. Il s'est avéré très difficile d'obtenir des résultats cohérents avec des simulations utilisant la position réelle de la Lagune C, d'où la différence entre la zone source réelle par rapport à celle utilisée dans le modèle. Un autre point de divergence entre le modèle et les observations se retrouve du côté est à la limite de la ville de Québec. À cet endroit le modèle prédit une migration vers le sud-est à partir des zones sources de RDDC Nord et du Secteur 214. Cependant, le panache de contamination observé semble plutôt se diriger vers l'est et la rivière Nelson et on note aussi qu'une partie du panache observé n'est pas expliqué par le transport simulé. De plus, dans ce secteur, le panache de concentration simulé avec une concentration supérieure à 50 µg/L excède grandement la limite observée lors de la caractérisation pour le panache émis du Secteur 214 mais surtout de RDDC Nord. Les concentrations émises de ces zones sources vers l'est de même que les durées d'émission réelles sont donc possiblement inférieures aux valeurs utilisées dans le modèle. La présence de la ligne de partage des eaux souterraines de même que la dynamique d'écoulement en conditions transitoires, particulièrement lors de la recharge printanière, pourrait faire en sorte que le TCE est émis vers l'est à partir de RDDC-Nord de façon intermittente plutôt que continue. Le panache de contamination doit cependant être encore précisé dans ce secteur où il manque des données. Le modèle est à cet endroit encore affecté par les limites il s'avère moins précis près de ces limites. Enfin, les autres distinctions notées entre le modèle et le panache observé sont peut-être causées par le puits P-5. On note d'abord que juste à l'ouest de RDDC Nord le panache du modèle émis par la zone source simulée à cet endroit bifurque vers le nord probablement à cause de l'effet du pompage dans le puits P-5. Ensuite, on note qu'il y a une bande assez large de la partie nord du panache observé avec des concentrations inférieures à 50 µg/L où le modèle n'a pas prédit la présence de TCE. La présence de contamination sur le terrain dans ce secteur pourrait être due au fait que le puits P-5 n'a pas intercepté toutes les émissions de TCE provenant de la partie nord de RDDC Nord, contrairement au modèle où cette interception est « parfaite ». Une autre explication, moins probable, pourrait être que certaines émissions de TCE proviennent de la limite extrême nord-ouest de RDDC Nord où le modèle n'avait pas représenté de zone source.

7.7 Conclusions tirées de la modélisation et limites du modèle

La modélisation numérique de l'écoulement de l'eau souterraine et du transport du TCE dans le secteur Valcartier, appuyée par la qualité des données de caractérisation, nous permet de tirer plusieurs conclusions importantes sur la problématique de la contamination de l'aquifère par du TCE. Ces conclusions peuvent être regroupées sous différents thèmes.

7.7.1 Temps et distances de migration du TCE

À partir des zones sources présentes à l'est du secteur Valcartier, soit à RDDC Nord et au Secteur 214 de SNC TEC, il y a une partie de la migration du TCE dissous qui se fait vers l'est (ville de Québec/Val-Bélair). La migration est cependant très lente dans cette direction et la modélisation montre qu'en 60 ans de migration, le panache de TCE ne devrait pas excéder les limites de contamination localisées qui ont été définies aux figures 6.5 ou 6.6 à partir des données de caractérisation. Cette contamination en TCE dissous atteint toutefois l'extrémité ouest de la ville de Québec bordant la Garnison Valcartier et SNC TEC avec des concentrations mesurées jusqu'à maintenant inférieures à 50 µg/L. Un nouveau forage était prévu dans ce secteur pour préciser la concentration en TCE au moment de la rédaction de ce rapport.

À partir des zones sources à RDDC Nord et chez SNC TEC (Secteur 214 et Lagune C), la migration la plus importante de TCE dissous se fait en direction ouest vers Shannon, en transitant à travers les terrains de la Garnison Valcartier. Le modèle montre qu'une période de migration de 60 ans dans cette direction permet à la contamination en TCE dissous d'atteindre Shannon uniquement à partir de la zone source de la Lagune C. La contamination émise à partir des zones sources du Secteur 214 et de RDDC Nord n'atteint que les environs du puits P-2 à la Garnison Valcartier après 60 ans de migration. Il est donc peu probable que ces zones sources soient à l'origine de la contamination de l'eau souterraine en TCE qui affecte les puits privés dans la municipalité de Shannon.

7.7.2 Durée de la contamination en TCE du Puits P-5 et de Shannon

Il est très difficile de préciser la durée de la contamination des principaux récepteurs à cause de l'incertitude sur le début des émissions à partir des zones sources. Les résultats de la modélisation du transport indiquent que le puits P-5 d'approvisionnement de la Garnison Valcartier serait contaminé par les zones sources localisées à RDDC Nord. Cependant, on ne peut pas préciser depuis quand la contamination en TCE aurait affecté ce puits car on ignore quand les zones sources ont commencé à émettre. Pour la zone source potentielle du bâtiment 98 de RDDC Nord, il y a une difficulté additionnelle à prédire le temps du début de l'émission de TCE parce que la migration du TCE semble s'être faite d'abord à travers la couche silteuse prodeltaïque avant d'atteindre la nappe semi-captive et de se diriger vers le puits P-5. Il est aussi difficile de préciser si les concentrations en TCE atteignant P-5 ont toujours été à ce niveau de concentration, c'est-à-dire autour de la limite de potabilité de 50 µg/L. Cela serait le cas si les zones sources ont émis à une concentration constante dans le temps. De plus, si le puits P-5 a constamment pompé à un fort débit, les concentrations en TCE ne devraient pas avoir atteint des valeurs beaucoup plus élevées que présentement car la dilution importante de l'eau contaminée à de l'eau non contaminée alimentant ce puits limite les concentrations maximales possibles.

Dans le cas de la contamination des puits privés d'alimentation en eau de Shannon, une évaluation approximative de la durée de la contamination peut être tentée. Cette estimation présume que c'est le TCE émis à partir de la Lagune C qui a atteint Shannon. S'il y avait une autre zone source plus près de Shannon, la contamination en TCE pourrait avoir été présente à Shannon depuis une plus longue période. L'estimation de la durée de la contamination se base sur l'utilisation de la Lagune C qui aurait servi de 1963 à 1970. En 2001, cela aurait donc fait entre 29 et 36 ans que des émissions auraient pu se produire à partir de la Lagune C. Hors, la modélisation du transport de TCE indique un temps de transport de l'ordre de 25 ans entre la

zone source représentant la Lagune C dans le modèle et la municipalité de Shannon lorsque ce transport se fait dans l'unité proglaciaire. Sur la base de ces valeurs, on peut finalement estimer depuis combien de temps le TCE est susceptible d'avoir atteint Shannon, soit de l'ordre de 10 ans (environ 35 ans d'émissions moins 25 ans de migration entre la zone source et Shannon). Considérant une erreur probable du modèle de l'ordre de 25% et l'incertitude liée au modèle autour de la Lagune C, la durée de la contamination des puits privés de Shannon est donc susceptible de s'être produite depuis environ 5 à 15 ans. Les concentrations initiales en TCE ayant affecté les puits privés de Shannon devraient avoir été moins élevées à cause de l'effet de la dispersion du TCE au front d'advection. Une fois que la contamination a atteint les premiers puits, l'usage de l'eau souterraine risque d'avoir contribué à l'étalement de la contamination. Il faut être prudent cependant avec cette prédiction du modèle puisqu'il y a une incertitude dans la modélisation des émissions à partir de la Lagune C car elle est localisée à la bordure du modèle où les conditions sont moins bien connues et représentées.

7.7.3 Évolution à long terme de la contamination en TCE

Le panache de TCE dissous dans l'eau souterraine dans le secteur Valcartier n'est pas statique mais poursuit encore aujourd'hui son processus de migration. Ce panache est donc susceptible de changer dans le temps si aucune action additionnelle de contrôle n'est entreprise. Ces changements peuvent survenir à la fois des côtés est et ouest du secteur puisque la contamination en TCE dissous migre dans ces deux directions à partir de la ligne de partage des eaux souterraines.

Du côté est du secteur, en l'absence de nouvelles mesures de contrôle du panache, l'avancement du panache de TCE dissous se poursuivra vers l'est sur le territoire de la ville de Québec (Val-Bélair). L'avancement du panache dans ce secteur se fait cependant à une vitesse très lente vers l'est. Cette vitesse est contrôlée surtout par l'écoulement lent de l'eau souterraine dans des matériaux relativement moins perméable et aussi en partie par l'atténuation naturelle de la contamination lors de sa migration. La contamination de l'eau souterraine du côté est du secteur se retrouve à la fois dans la nappe semi-captive et dans la nappe libre supérieure. À long terme, la présence de TCE à ces niveaux constitue un risque de contamination à la fois pour les puits d'approvisionnement privés ou public, de même que pour la rivière Nelson. La prédiction des conséquences à long terme de la contamination dans ce secteur est plus difficile car le panache y est encore moins bien défini que du côté ouest et le modèle d'écoulement et de transport y est moins précis à cause de la proximité des conditions aux limites. L'origine de la contamination du côté est du secteur est aussi plus difficile à préciser. Ainsi, le panache de TCE dissous retrouvé dans la nappe libre supérieure à RDDC Nord semble d'extension limitée en 2001 (figure 6.17a). De plus, on ne retrouve en 2001 que des concentrations en TCE inférieures à 50 µg/L du côté est de la Garnison Valcartier. Par contre, des concentrations en TCE supérieures à 50 µg/L se retrouvent à limite de la propriété de SNC TEC avec la ville de Québec (Val-Bélair). Les données considérées dans notre rapport ne permettaient pas de déterminer l'extension vers l'est de ces concentrations. Quelle que soit l'origine de la contamination, la limite extrême est du panache de TCE dissous du côté est du secteur n'est pas encore complètement définie.

Du côté ouest, la migration de la contamination émise par les zones sources du Secteur 214 et à RDDC Nord ne semble avoir atteint que le centre de la Garnison Valcartier aux environs du puits P-2 (figure 7.24). Le panache de TCE dissous est donc susceptible de s'agrandir vers l'ouest et

un peu vers le nord par la poursuite de sa migration comme le montrent les lignes d'écoulement tracées à la figure 7.19. À court terme, l'effet anticipé de la poursuite de cette migration du TCE est la contamination probable du puits P-2 qui sert encore occasionnellement à l'alimentation en eau souterraine de la Garnison Valcartier. En fait, les puits d'alerte en amont du puits P-2 ont déjà détecté de la contamination par du TCE. À plus long terme, si cette migration se poursuit, elle finirait par atteindre la municipalité de Shannon après quelques décennies, à moins que le pompage au puits P-2 ou d'autres mesures soient utilisées pour restreindre la migration du panache vers l'ouest. Ces déductions supposent que la contamination qui a déjà atteint Shannon provient uniquement de la Lagune C et que la migration du TCE dissous en provenance des zones sources de RDDC Nord et du Secteur 214 se fait dans l'unité deltaïque. Les résultats de la modélisation du transport de TCE soutiennent fortement la conclusion que la Lagune C est à l'origine de la contamination de toute la partie ouest de la Garnison Valcartier de même que Shannon. En effet, la grande largeur du panache observée dans ce secteur ne permettait pas de supposer qu'une seule source pouvait être à son origine. La modélisation du transport du TCE a cependant montré que le haut topographique dans le socle rocheux au nord de la Lagune C avait pour effet d'étaler la contamination (figure 7.24). De plus, la présence de contamination sur toute l'épaisseur de la section d'écoulement (figure 6.19) est compatible avec des émissions en provenance de la Lagune C dans toutes les unités perméables qui sont minces en bordure du mont Rolland-Auger où se trouvait la Lagune C.

7.7.4 Risques pour les milieux récepteurs

Les milieux récepteurs du secteur Valcartier sont représentés par les puits d'approvisionnement en eau privés ou publics de la Garnison Valcartier et des municipalités de Shannon et Québec (Val-Bélair) de même que les rivières Jacques-Cartier et Nelson.

Au niveau de la Garnison Valcartier et de ses puits d'approvisionnement en eau, comme nous venons de le mentionner, le panache de TCE dissous devrait continuer à grandir et éventuellement contaminer le puits P-2. Puisque les puits d'alerte de P-2 détectent déjà du TCE, il est probable que le TCE atteindra le puits P-2 à l'intérieur d'environ une année. L'effet de dilution du puits qui peut pomper à un fort débit pourrait cependant masquer l'arrivée du TCE à P-2 si les dimensions du panache ou les concentrations en TCE atteignant P-2 sont faibles. Il est aussi connu depuis quelques années que l'ancien puits d'approvisionnement P-5 est contaminé parce qu'il capte une partie du panache de TCE dissous émis par les zones sources à RDDC Nord. Cependant, les puits P-4 et P-7 ne semblent pas présenter de risque d'être contaminés par le panache présentement connu de TCE dissous sur la base des aires d'alimentation tracées grâce au modèle d'écoulement (figure 7.18). L'aire d'alimentation de P-7 modélisée n'est tout de même qu'à moins de 250 m du panache de TCE dissous, ce qui exige une vigilance importante compte tenu de l'incertitude reliée à tout modèle numérique.

Au niveau de la municipalité de Shannon, à long terme (quelques décennies), l'étendue de la contamination de l'eau souterraine par du TCE devrait continuer à s'agrandir du côté nord en l'absence de mesures de contrôle du panache de TCE. De même, bien que le panache de TCE dissous n'a pas été tracé jusqu'à la rivière Jacques-Cartier faute de données suffisantes à cet endroit (figure 6.5), il est possible que le panache ait déjà atteint cette rivière qui constitue le principal exutoire du système d'écoulement de l'eau souterraine du secteur Valcartier. Le lien entre un aquifère et un cours d'eau peut être complexe. Ainsi, le panache de TCE dissous peut

émerger complètement dans la rivière ou bifurquer en profondeur dans le sens d'écoulement du cours d'eau sous celui-ci avant d'émerger plus loin, dans le sud dans ce cas-ci. Puisque le comportement de la nappe en bordure de la rivière Jacques-Cartier pourrait être à l'origine d'une migration additionnelle du TCE, il serait important de caractériser les conditions d'écoulement et les concentrations en TCE en bordure de la rivière.

À l'extrémité ouest de la ville de Québec (Val-Bélair), la migration du panache devrait se poursuivre très lentement en l'absence de mesures de contrôle. Si des installations adéquates et suffisantes de puits d'observation dans une ceinture d'alerte indiquent que les concentrations sont sous les concentrations acceptables, il n'y aurait pas lieu de prendre d'autres mesures à court terme que la surveillance de l'avancement de la limite du panache et des concentrations en TCE et autres contaminants (notamment le chlorure de vinyle) présents à cette limite. Cependant, à moyen terme, il sera nécessaire de prendre des mesures de contrôle de l'extension du panache de TCE dissous vers l'est sur le territoire de la ville de Québec. Ces mesures auraient pour effet d'empêcher une contamination éventuelle de la rivière Nelson ou des puits privés et municipaux d'alimentation en eau souterraine. Trop peu d'informations sont disponibles en bordure de la rivière Nelson pour permettre de déterminer si ce cours d'eau est présentement affecté par l'émergence de la contamination de l'eau souterraine.

L'effet positif de la réhabilitation présente ou éventuelle des zones sources situées sur les terrains de SNC TEC (Secteur 214 et Lagune C) et de RDDC Nord sur l'amélioration de la qualité de l'eau dans les milieux récepteurs (Garnison Valcartier, Shannon, Québec/Val-Bélair, rivières Jacques-Cartier et Nelson) ne devrait se faire sentir qu'après plusieurs décennies. Ce décalage important dans le temps entre la réhabilitation des zones sources et leur effet positif aux milieux récepteurs est relié aux distances considérables qui séparent les zones sources de ces milieux récepteurs. En effet, la réhabilitation des zones sources ne permet pas de résorber le panache de contamination en TCE dissous entre ces zones sources et les milieux récepteurs. Toute la contamination émise antérieurement par les zones sources pourrait donc éventuellement atteindre les milieux récepteurs si des mesures ne sont pas prises pour contrôler la migration du panache de TCE dissous. Pour protéger ou améliorer plus rapidement la qualité de l'eau atteignant les milieux récepteurs, il serait donc nécessaire de prendre des mesures de contrôle ou de réhabilitation à proximité ou à l'intérieur des milieux récepteurs présentement affectés par la contamination ou à protéger d'une contamination éventuelle.

7.7.5 Limites du modèle

Les conclusions de notre étude sont tirées à la fois des données de caractérisation et des résultats de la modélisation numérique. Bien que ces deux sources comportent des limites, la quantité et la qualité des données de caractérisation de même que l'ampleur du modèle numérique et la rigueur de son application font que, malgré ces limitations, les conclusions majeures tirées de la modélisation et de l'étude en général devraient demeurer valides.

Les données de caractérisation ne donnent jamais l'assurance absolue que toute l'étendue et l'ampleur de la contamination présente à un site aient été détectées. Cependant, la qualité et la quantité assez exceptionnelles des informations disponibles dans le secteur Valcartier rendent toutefois peu probable la découverte éventuelle d'une autre grande étendue de contamination en TCE dissous à de fortes concentrations dans le secteur. Certains endroits spécifiques pourraient

cependant être plus contaminés que ce qui est supposé présentement sur la base des informations disponibles (voir recommandations).

La modélisation numérique de l'écoulement de l'eau souterraine et du transport de TCE s'est révélé être un atout majeur dans la compréhension du système d'écoulement et de la problématique de la contamination en TCE dans le secteur Valcartier. Le modèle a été particulièrement instructif par rapport aux processus de migration du TCE. Le modèle comporte toutefois certaines limitations. Il faut d'abord préciser que c'est un modèle régional et non local. Même si le modèle est très détaillé, ses prédictions ont une certaine validité à l'échelle de tout le secteur mais peuvent différer des observations à un endroit précis du secteur. Ainsi, le modèle ne devrait pas être utilisé sans modifications pour la solution de problématiques locales, par exemple pour la conception d'un système de réhabilitation. Le calage de tout modèle résulte de compromis et de décisions de l'équipe de modélisation. Le modèle calé retenu ne représente pas une solution unique pour représenter le système aquifère du secteur Valcartier et d'autres choix auraient pu permettre un calage adéquat et engendrer des prédictions différentes des vitesses d'écoulement et peut-être localement des directions d'écoulement. Ces divergences possibles de prédiction du modèle ne pourraient cependant pas être majeures parce qu'il y a beaucoup de données de caractérisation pour contraindre les résultats du modèle calé. Enfin, la modification de certains paramètres pourrait modifier certains résultats du modèle, notamment les temps de transport simulés dont la précision est évaluée sommairement être de l'ordre de 25%. Il faut aussi rappeler que la modélisation du transport de masse de TCE a été faite de façon très simplifiée et que cette modélisation ne tente pas de reproduire exactement les concentrations retrouvées dans le secteur Valcartier mais plutôt la morphologie du panache et les temps de migration. Les résultats de la modélisation du transport sont en fait surprenants de précision compte tenu du fait que le modèle d'écoulement n'a pas eu à être modifié pour obtenir une modélisation de l'étendue du panache qui coïncide assez précisément aux observations.

Malgré les limites du modèle, nous pouvons ainsi conclure qu'il s'est avéré un outil important de compréhension du système d'écoulement du secteur Valcartier. Le modèle développé n'offre pas de certitudes mais soutient les conclusions qui peuvent être tirées des données de caractérisation en démontrant si celles-ci sont plausibles et réalistes. Le modèle ne se substitue pas à l'acquisition de données de caractérisation complètes mais il met en valeur les données en permettant une interprétation intégrée et physiquement réaliste.

8. Conclusions générales et recommandations

8.1 État de la situation

8.1.1 Conditions d'écoulement de l'eau souterraine et aires d'alimentation des puits

Le secteur de Valcartier est une région relativement plane sous laquelle on retrouve une vallée enfouie comblée de sédiments quaternaires dont l'épaisseur maximale peut atteindre plus que 50 m. Un till estimé peu perméable se retrouve à la base de la séquence, en contact avec le socle rocheux. Une unité de sable et gravier perméable d'origine proglaciaire de 2 à 16 m recouvre le till et elle est plus épaisse dans le secteur de Shannon. Par endroits, l'unité proglaciaire est surmontée d'un silt glaciomarin qui la confine partiellement. La principale unité aquifère du secteur est une épaisse couche de sable deltaïque de 1.5 m à 30 m d'épaisseur qui a une conductivité hydraulique autour de 3×10^{-4} m/s. Cependant, la conductivité hydraulique du sable deltaïque est plus faible dans la partie est du secteur, sous RDDC Nord et Sud et au Secteur 214 de SNC TEC. Dans ce même secteur, l'unité de sable deltaïque est séparée en deux par la présence d'une couche silteuse prodeltaïque dont l'épaisseur peut aller jusqu'à 14 m. En fait, cette couche n'est pas une unité continue constituée uniquement de silt mais plutôt un intervalle où des couches de proportion variable de silt sont fréquemment rencontrées.

La couche silteuse prodeltaïque divise l'aquifère de sable deltaïque en deux. Au-dessus de cette couche ainsi qu'aux endroits où elle est absente, on retrouve des conditions de nappe libre dans le sable deltaïque. On retrouve des conditions semi-captives dans le sable deltaïque présent sous la couche silteuse prodeltaïque. De façon générale, l'écoulement est convergent vers le centre de la vallée enfouie et ce, à partir du nord et du sud. Au centre de la vallée enfouie, les vitesses d'écoulement sont assez importantes, de l'ordre de plusieurs dizaines de mètres par année. Vers l'est, soit sur les terrains de RDDC Nord et Sud et de SNC TEC, les vitesses d'écoulement sont moindres avec des valeurs autour de quelques mètres par année. Une ligne de partage des eaux souterraines est présente à l'est du secteur Valcartier. Cette ligne délimite les endroits où l'écoulement se fait vers l'est et vers l'ouest. Cette ligne est assez bien délimitée pour la nappe libre mais elle est moins précise pour la nappe semi-captive.

Le traçage de particules à l'aide du modèle d'écoulement a permis de définir les aires d'alimentation des puits P-5, P-2 et P-4 de la Garnison Valcartier. Un modèle distinct a été développé pour prédire l'aire d'alimentation du nouveau puits P-7 qui approvisionne la Garnison Valcartier depuis le début de l'année 2002. Le modèle confirme que le puits P-5 intercepte une partie de la contamination émise par les zones sources présentes à l'intérieur de RDDC Nord. Aussi, tel qu'attendu, le puits P-2 situé juste au nord du panache de contamination en TCE, pompe une partie de son eau à partir de la zone contaminée et devrait éventuellement développer un certain niveau de contamination. Les puits P-4 et P-7 situés plus loin du panache de contamination ne semblent pas à risque car ils s'alimentent à partir de la partie nord du secteur qui n'est pas contaminée.

8.1.2 Nature de la contamination en TCE de l'eau souterraine

Les analyses des échantillons d'eau prélevés dans les puits d'observation conventionnels ainsi que dans les profils Geoprobe ont été utilisés pour tracer les limites en plan du panache de

contamination de l'eau souterraine en TCE. Trois zones de contamination ont été définies : une où la concentration du TCE est généralement entre détectable et 50 µg/L, une autre zone où la concentration du TCE est généralement entre 50 et 500 µg/L, tandis qu'une dernière zone, avec des concentrations excédant généralement 500 µg/L, a été définie pour mieux mettre en évidence les zones sources. La valeur de 50 µg/L constitue la concentration maximale acceptable (CMA) en TCE dans l'eau potable au Canada. Malgré l'abondance des puits d'observation dans certains secteurs, il s'est avéré impossible de définir un plus grand nombre de zones de concentration dans le panache. La difficulté à tracer plus de limites est en partie causée par les concentrations observées dans le panache qui sont fort variables dans l'espace et dans le temps. Aussi, différentes méthodes d'échantillonnage et différentes longueurs de crépines utilisées donnent ainsi des niveaux différents de dilution des concentrations en TCE présentes dans le panache, ce qui rend la définition d'une limite absolue difficile. Enfin, les données nous montrent que les concentrations en TCE sont variables verticalement, particulièrement dans les données des profils Geoprobe.

RDDC Nord

La caractérisation du MDN de l'automne 2001 a complètement changé la connaissance de la contamination en TCE dans l'eau souterraine à RDDC Nord. Alors qu'à RDDC Sud très peu de TCE a été détecté, l'eau souterraine sous RDDC Nord apparaît contaminée sur presque toute son étendue. Les concentrations maximales en TCE à RDDC Nord varient entre 800 et 1300 µg/L près des zones sources. La migration de la contamination à partir de ces zones sources se fait surtout vers l'ouest dans la nappe semi-captive. Il y a dilution et dégradation apparente du TCE lors de son transport car les concentrations mesurées à la limite ouest de RDDC Nord sont de l'ordre de 270 µg/L. L'analyse détaillée des concentrations en TCE des profils Geoprobe et des puits d'observation a permis de subdiviser le panache de TCE et d'identifier les zones sources potentiellement à l'origine de la contamination. À RDDC Nord, les zones sources potentielles les plus importantes sont les Bâtiments 98 et 67 de même que le Lagon Bleu. Au Bâtiment 98, la contamination aurait migré de la surface à la nappe libre, ensuite à travers la couche silteuse pour enfin être émise sous la couche silteuse dans la nappe semi-captive, tandis que les émissions du Lagon Bleu et du Bâtiment 67 se seraient faites directement dans la nappe libre régionale. Les zones sources présumées identifiées à RDDC Nord ne semblent pas être reliées à des activités toujours en cours, mais elles ont été plutôt causées par des activités passées. Même si les activités ayant causé la contamination sont terminées depuis longtemps, il y a toujours des émissions de TCE en profondeur dans l'eau souterraine à partir des zones sources.

Seulement un panache distinct et limité de TCE dissous a été identifié dans la nappe libre supérieure localisée au-dessus de la couche silteuse à RDDC Nord. Ce panache semble être un lambeau du panache qui a dû exister dans la nappe libre lorsque des émissions actives de TCE se sont produites mais il n'est pas relié au panache principal contrairement aux autres parties du panache. L'étendue limitée et l'absence probable de migration latérale de ce panache n'en font pas un problème prioritaire malgré les concentrations en TCE excédant les normes (entre 100 et 1000 µg/L). Du TCE dissous à des concentrations inférieures à 50 µg/L a aussi été détecté à l'est de RDDC Nord à l'intérieur de la Garnison Valcartier, en bordure de la rivière Nelson et de la limite ouest de la ville de Québec (Val-Bélair).

SNC TEC

Les concentrations maximales mesurées à l'automne 2001 sur les terrains de SNC TEC dans le Secteur 214 étaient de l'ordre de 100 à 4500 µg/L (une concentration maximale de 13 500 µg/L a été mesurée en mai 2001). Historiquement, les concentrations maximales dans ce secteur ont atteint environ 71 000 µg/L (au puits PZ-37A-94 en 1997). Un système de pompage et de traitement fonctionne de façon saisonnière dans ce secteur depuis 1998 et les concentrations maximales mesurées tendent à diminuer d'année en année (communication personnelle de SNC TEC). La caractérisation effectuée par SNC TEC à l'été 2002 a permis de préciser l'étendue du panache de contamination en TCE dissous relié à cette zone source. Ces nouvelles données démontrent qu'il y a probablement un lien entre la contamination mesurée dans le Secteur 214 et le panache principal rencontré plus à l'ouest sur les terrains de la Garnison Valcartier. La carte de contamination contenue dans ce rapport final a été éditée par rapport à la carte précédente émise avec le rapport intérimaire pour tenir compte de ces nouvelles données. La zone source du Secteur 214 se trouve pratiquement sur la ligne de partage des eaux entre l'écoulement vers l'ouest et la Garnison Valcartier d'un côté, et l'écoulement vers l'est et l'arrondissement 8 de la ville de Québec (Val-Bélair). Des panaches de contamination en TCE se forment donc à la fois des côtés est et ouest du Secteur 214. Si le système de contrôle et traitement présentement en place au Secteur 214 est efficace, les flux de masse de TCE émis dans l'eau souterraine à partir de cette zone source sont causés par la situation existante antérieurement à la mise en place du système de réhabilitation. Notre mandat n'incluait pas l'étude de l'efficacité du système de réhabilitation du Secteur 214.

La zone source du Secteur 214 profite d'un contexte relativement favorable à la dégradation du TCE à cause de la vitesse de migration très lente sur la ligne de partage des eaux où se situe le Secteur 214. Les processus de dégradation du TCE sont mis en évidence par la présence de 1,2 cis-DCE et de chlorure de vinyle. Cependant, compte tenu des importantes concentrations en TCE dans l'eau historiquement présentes aux environs du Secteur 214, il serait important d'être assuré que de telles concentrations ne se retrouvent pas dans un panache qui migrerait vers l'arrondissement 8 de la ville de Québec (Val-Bélair). Dans les données de 2001 et 2002 il n'y avait pas d'indications que de fortes concentrations soient présentes à l'extérieur de la propriété de SNC TEC. Cependant, il y avait une discontinuité dans la ceinture de surveillance en bordure de Québec à cause de l'absence de puits d'observation dans l'emprise du Ministère des transports (MTQ) située près des intersections des routes 369 et 573. Cette discontinuité a été comblée par la mise en place par le MDN de 4 puits d'observation à cet endroit avec l'accord du MTQ en décembre 2002.

L'autre zone source est située dans la partie ouest des terrains de SNC TEC, au site de l'ancienne Lagune C. Les concentrations maximales mesurées dans ce secteur en 2001 sont de l'ordre de 1600 µg/L dans un puits d'observation tandis qu'une concentration de 2600 µg/L en TCE a été mesurée par un sondage Geoprobe. Le panache de contamination en TCE associé à cette zone source est relativement bien défini. Il a une largeur d'environ 50 m avec des concentrations supérieures à 50 µg/L près de la zone source alors que le panache atteint 350 m de largeur et des concentrations entre 690 et 970 µg/L près de la limite entre SNC TEC et la Garnison Valcartier. L'ancienne Lagune C a fait l'objet d'excavation des sols contaminés qu'elle contenait en 1994 et elle est supposée ne plus émettre de TCE dans l'eau souterraine.

Garnison Valcartier

Les panaches de contamination en TCE de l'eau souterraine émis par les zones sources de RDDC Nord et de SNC TEC (Secteur 214 et Lagune C) atteignent tous la Garnison Valcartier pour former un panache de 2 350 m de longueur à la Garnison. La largeur totale où du TCE est détecté est d'environ 650 m tandis que la largeur où les concentrations excèdent 50 µg/L est entre 300 et 430 m. Ce panache dans la Garnison s'est révélé être plus large que prévu initialement, soit avant la caractérisation du MDN de l'automne 2001. Des points de contamination que l'on croyait discontinus semblent plutôt faire partie d'un seul panache continu. Compte tenu du fait que trois zones sources principales contribuent à alimenter ce panache, il est normal que les concentrations en TCE soient variables à l'intérieur du panache dans la Garnison. Cette variabilité des concentrations observées dans le panache est aussi probablement causée en partie par les modifications des débits des puits d'alimentation en eau utilisés dans le secteur au cours des années, notamment les puits anciennement utilisés sur les terrains de SNC TEC. Le panache qui s'écoule dans la partie ouest de la Garnison Valcartier avait 1200 µg/L comme concentration maximale en 2001, tandis que la majorité des valeurs maximales mesurées varie entre 560 et 920 µg/L au centre du panache de TCE dissous. À la limite de propriété de la Garnison avec Shannon, les valeurs maximales mesurées sont de 260 à 340 µg/L. Le panache à cet endroit a une largeur d'environ 650 m (dont 330 m à une concentration supérieure à 50 µg/L).

Aucune zone source de contamination en TCE n'a été formellement identifiée à l'intérieur de la Garnison Valcartier. Cependant, compte tenu de l'étendue du territoire de la Garnison et du long historique d'utilisation de cette base militaire, on ne peut exclure qu'il y ait d'autres sources de TCE à l'intérieur de la Garnison. Trois endroits montrent des concentrations locales en TCE excédant 500 µg/L dans la partie ouest de la Garnison, mais celles-ci ne peuvent pas être reliées présentement à des activités potentiellement polluantes ayant eu lieu à la Garnison. Le suivi des concentrations en TCE à ces endroits pourra aider à déterminer si elles peuvent être émises localement.

Milieux récepteurs

La migration du TCE dans l'eau souterraine du secteur Valcartier s'est faite à partir des zones sources vers l'est et vers l'ouest en suivant les directions d'écoulement de l'eau souterraine. Du côté est, la contamination en TCE atteint l'arrondissement 8 de la ville de Québec (Val-Bélair). Cependant, les concentrations en TCE détectées dans l'eau souterraine sur le territoire de Québec se sont révélées inférieures à 50 µg/L. À la limite de la propriété du MDN avec Val-Bélair, les concentrations maximales rencontrées sont de l'ordre de 15 µg/L en TCE dissous, donc sous la CMA de 50 µg/L. Cependant, la dernière caractérisation réalisée par SNC TEC à l'été 2002 indique que des concentrations excédant 50 µg/L sont présentes à la limite est de la propriété de SNC TEC avec la ville de Québec. Sur le territoire de la ville de Québec, les milieux récepteurs sont des puits d'approvisionnement privés et municipaux de même que la rivière Nelson.

Bien qu'il y ait migration de TCE vers l'est à partir des zones sources connues, il apparaît que la grande majorité de la contamination en TCE migre dans l'eau souterraine vers l'ouest. Au moins une partie de cette contamination a atteint Shannon, ce qui a provoqué la contamination de puits privés prélevant leur eau à l'intérieur de l'intervalle du panache d'eau contaminée (environ 10 à 30 m de profondeur), à l'intérieur des unités deltaïque et proglaciaire. Les résidences affectées

par la contamination en TCE excédant 5 µg/L ont été initialement pourvues de filtres et ensuite raccordées à un nouvel aqueduc relié au système d'approvisionnement en eau de la Garnison Valcartier.

La contamination en TCE dans l'eau souterraine se poursuit vers l'ouest probablement au-delà de Shannon pour atteindre la rivière Jacques-Cartier. Faute de données à cet endroit, il n'est pas possible de confirmer si la contamination atteint effectivement la rivière. Le flux de masse de TCE atteignant la rivière pourrait être du même ordre que celui calculé à la limite entre Shannon et la Garnison Valcartier. Il y a peu d'information sur les concentrations en TCE dans l'eau souterraine entre la principale zone résidentielle de Shannon affectée et la rivière Jacques-Cartier. Seules de nouvelles données résultant de l'ajout de puits d'observation pourraient bien définir ce qui se produit en bordure de la rivière.

8.1.3 Potentiel de la présence de DNAPL dans les zones sources du secteur

Aucune analyse de sol ou d'observation visuelle n'a mis en évidence la présence de liquide immiscible dense (LID ou *Dense Non-Aqueous Phase Liquid*, DNAPL) dans les sols dans tout le secteur Valcartier. Malgré le grand nombre d'échantillons négatifs, on ne peut totalement exclure que des DNAPL auraient pu être présents, ou le soient encore, dans les zones sources d'où origine la contamination en TCE. Plusieurs facteurs supportent en effet la présence de DNAPL. D'abord, la nature même du TCE fait qu'il peut former un DNAPL lorsque présent en forte concentration ou mélangé à d'autres produits organiques. Cependant, le TCE dissous n'a généralement été mesuré qu'en faibles concentrations dans le secteur, sauf au secteur 214 où les concentrations initiales étaient de 71 000 µg/L. On retrouve dans ce secteur un effet de rebondissement des concentrations en TCE lors de la reprise des opérations saisonnières du système de réhabilitation qui pourrait aussi être causé par la présence de DNAPL. Ensuite, de la contamination en TCE dissous est détectée à de fortes profondeurs, parfois excédant 30 m. Des émissions de DNAPL peuvent conduire à la migration en profondeur d'où sont alors émis des composés dissous. La présence seule de TCE dissous en profondeur ne peut être uniquement attribuée à la présence de DNAPL. Les conditions hydrauliques peuvent contribuer à faire migrer le TCE dissous vers le bas, comme à proximité du Lagon Bleu de RDDC Nord. À l'ancienne Lagune C, des unités superficielles de faible épaisseur se retrouvent près de cette zone source, facilitant des émissions sur toute l'épaisseur des unités. Par la suite, la migration du TCE peut se faire sur toute l'épaisseur des dépôts meubles même s'ils s'épaississent. Enfin, puisque les activités à l'origine de la contamination ont cessé depuis longtemps, il est difficile d'expliquer la très longue durée des émissions de TCE en profondeur sans la lente solubilisation de DNAPL aux zones sources. En plus d'être de longue durée, ces émissions semblent avoir été continues puisqu'il n'y a pas de discontinuité apparente entre le panache et les zones sources. La migration verticale de TCE à travers la couche silteuse prodeltaïque pourrait cependant avoir un effet similaire d'allongement de la durée des émissions de TCE à RDDC Nord et au Secteur 214.

Qu'il y ait ou non du DNAPL aux zones sources de TCE dans le secteur Valcartier, il reste que globalement le problème de contamination dans le secteur Valcartier est relié à une contamination dissoute dans l'eau souterraine. La présence ou non de DNAPL aux zones sources prend son importance lors de la conception de mesures de réhabilitation. Il sera donc important de s'assurer de la présence potentielle de DNAPL dans le cadre d'actions présentes ou futures de réhabilitation des zones sources pour s'assurer de l'efficacité de telles mesures.

8.1.4 Migration de la contamination en TCE de l'eau souterraine

La modélisation numérique de l'écoulement, particulièrement le traçage de particules, de même que la modélisation du transport de masse nous apportent certaines précisions par rapport à l'émission et à la migration de la contamination en TCE dissous dans l'eau souterraine du secteur Valcartier. Ces résultats viennent éclairer et compléter les observations de la caractérisation environnementale du secteur.

Au niveau des émissions de TCE en dehors des propriétés où se trouvent les zones sources, il semble que les émissions les plus importantes proviennent de la Lagune C, ensuite du Secteur 214 et enfin de RDDC Nord où une partie des émissions était captée par le puits P-5. Au niveau du panache de contamination qui atteint Shannon, il semble qu'uniquement les émissions de TCE provenant de l'ancienne Lagune C aient pu atteindre Shannon dans un délai permettant la migration entre la période initiale d'émission et aujourd'hui. Les émissions à partir du Secteur 214 seraient arrivées juste en amont du puits P-2 mais n'auraient pas encore atteint Shannon. Les émissions de RDDC Nord seraient encore plus en amont à l'est dans la partie Nord du panache retrouvée à l'intérieur de la Garnison mais n'aurait pas atteint le puits P-2. La simulation montre aussi que la contamination éventuelle du puits P-2 semble inéluctable dans les conditions présentes. En l'absence de mesures de contrôle, le panache de contamination en TCE dissous devrait tendre à s'élargir vers le nord et contaminer une plus grande portion de l'eau souterraine à l'ouest de la Garnison Valcartier et par la suite à Shannon. Sans contrôle, les puits P-4 et P-7 semblent à l'abri de la contamination présentement connue. En l'absence de mesures de contrôle, les puits des résidences présentement situées au nord de la zone la plus affectée à Shannon pourraient aussi être contaminés dans quelques décennies par la migration du panache émis par le Secteur 214 et RDDC Nord. L'opération continue du puits P-2 pourrait prévenir une partie de cette migration mais cette seule mesure serait probablement insuffisante en tant que moyen de contrôle de l'agrandissement de la contamination dans la Garnison Valcartier et éventuellement à sa limite ouest avec Shannon.

Du côté est de la ligne de partage des eaux, il ne semble pas y avoir de migration de TCE dans la nappe libre à RDDC Nord en direction est à partir des zones sources. Cependant, il y a migration de TCE dans la nappe semi-captive en direction est ainsi que dans la nappe libre supérieure à l'est de RDDC Nord, à la limite de la Garnison Valcartier avec la ville de Québec. Les concentrations observées à ces endroits sont toutes inférieures à 50 µg/L. L'analyse des conditions présentes montre que la migration de TCE à partir des zones sources de RDDC Nord se fait principalement vers l'ouest mais peut-être que des émissions vers l'est se font ou se sont produites de façon épisodique ou saisonnière. Du côté est, la modélisation montre qu'il devrait présentement y avoir migration de TCE à partir du Secteur 214 et ceci est confirmé par la détection d'un panache s'étalant vers l'est à partir de ce secteur. Des concentrations en TCE inférieures à 50 µg/L se retrouvent sur le territoire de la ville de Québec, mais une incertitude persiste sur la limite extrême de la contamination vers l'est.

Les puits d'alimentation en eau de la Garnison encourent des risques différents de contamination. Le puits P-5 est déjà contaminé et son opération a pu jouer le rôle de limiter la propagation de la contamination du TCE à partir de RDDC Nord. Ce puits a été arrêté en novembre 2002. Le puits P-2 devrait être contaminé d'ici quelques mois à quelques années, selon toute évidence, par des émissions de TCE dont l'origine serait le Secteur 214 ou RDDC Nord. Le nouveau puits P-7

n'est pas à risque d'après son aire d'alimentation définie par le modèle d'écoulement. Cependant, compte tenu de la proximité de son aire d'alimentation à moins de 250 m du panache, il serait souhaitable que des mesures soient prises pour contrôler l'étalement du panache de contamination en TCE à la Garnison Valcartier. L'alimentation du puits P-4 se fait complètement en dehors des secteurs contaminés. Ce puits n'est donc pas à risque d'être contaminé à partir des secteurs actuellement connus où du TCE est présent dans l'eau souterraine.

8.2 Recommandations pour la gestion environnementale du secteur Valcartier

L'analyse détaillée des données de caractérisation a permis de définir la situation environnementale dans le secteur Valcartier. Il nous est donc maintenant possible de brosser les grandes lignes d'un programme d'action préliminaire visant d'abord à contrôler la contamination et éventuellement d'arriver à la réhabilitation des sols et de l'eau souterraine du secteur Valcartier. Les actions à entreprendre sont de quatre types : 1) caractérisation complémentaire, 2) surveillance de la situation, 3) contrôle des émissions et de l'agrandissement du panache contaminé, et 4) réhabilitation des zones sources. Pour définir, établir les priorités et orienter ces actions, il est essentiel qu'elles s'inscrivent à l'intérieur d'un programme d'action global cohérent visant la récupération de la qualité des ressources en eau souterraine à long terme. Cette section ne fait qu'une brève description de ce que pourraient impliquer les différents types d'action de même que le programme global.

Dans ce contexte, la description de ces actions potentielles ne constitue pas des recommandations formelles mais des pistes qui pourraient être suivies. À cause de ses larges implications, ce dossier comporte un grand nombre d'intervenants tout en touchant à des questions complexes relevant non seulement du domaine technique mais également de sujets socio-économiques et juridiques. Il serait donc présomptueux d'élaborer un programme complet sans l'implication des intervenants touchés. Nous espérons que cette description permettra au moins de baliser les actions éventuelles à prendre pour la solution à long terme de ce problème environnemental. Dans cette discussion, nous ne présumons pas de la responsabilité des divers intervenants et ces actions sont mentionnées sans préciser lequel ou lesquels des intervenants devraient poser ces actions.

Caractérisation

En général, le secteur Valcartier est très bien caractérisé mais il reste encore quelques secteurs où les données sont incomplètes. L'endroit le plus important à caractériser demeure la limite est du panache de TCE dissous, soit les terrains à la limite est de la Garnison Valcartier et de SNC TEC ainsi que le secteur le plus à l'ouest de la ville de Québec. Des travaux visant la mise en place de nouveaux puits d'observation ont déjà été réalisés en décembre 2002 dans l'emprise du MTQ et comblent une partie de ce besoin de caractérisation. En plus de délimiter l'extrémité est du panache avec plus de certitude, ces travaux devraient permettre de mieux définir la possibilité que le panache d'eau souterraine contaminée atteigne la rivière Nelson ou les puits d'alimentation municipaux de la ville de Québec (Val-Bélair). Enfin, puisque le cadre stratigraphique est maintenant mieux défini, ces travaux devraient porter une attention particulière à la localisation de la contamination qui pourrait être présente soit dans la nappe libre supérieure ou la nappe semi-captive qui comprend les unités deltaïque et proglaciaire. La présence de TCE dans la nappe libre supérieure constituerait principalement une menace pour la

rivière Nelson alors que du TCE dans la nappe semi-captive constituerait un risque à long terme pour les puits d'approvisionnement privés ou municipaux. Si ces travaux révèlent une extension limitée du panache de TCE du côté est du secteur Valcartier, cela confirmerait les résultats du modèle qui indique que le panache de TCE présent dans le secteur Valcartier ne peut pas atteindre actuellement les puits municipaux de la ville de Québec (Val-Bélair) où du TCE a été détecté. Quels que soient les résultats de cette caractérisation, il sera important de passer en revue les sites potentiellement polluants à l'ouest de la ville de Québec (sites enfouissement, stations services et garages, nettoyeurs à sec, ...). Un pareil inventaire devrait aussi être fait dans la municipalité de Shannon pour s'assurer qu'aucune source locale ne contribue aussi à aggraver le problème de contamination rencontré à cet endroit.

Du côté ouest du secteur Valcartier, la partie sud du panache à la limite ouest de la Garnison Valcartier est peu caractérisée mais il semble que la section d'écoulement soit limitée dans ce secteur. Il serait tout de même important d'y implanter des puits de surveillance pour définir l'étendue sud du panache à la limite de la municipalité de Shannon, d'autant plus que les résidences de Shannon dans ce secteur ne sont pas raccordées au réseau d'aqueduc. Un endroit important à caractériser serait entre la rivière Jacques-Cartier et la limite de Shannon avec la Garnison Valcartier. Ces travaux devraient permettre d'identifier la limite ouest du panache ou son lien éventuel avec la rivière. Cette caractérisation devrait également fournir des indications sur la possibilité de migration du panache de TCE dissous vers le sud sous la rivière.

Dans le cadre d'éventuels travaux de réhabilitation des zones sources identifiées à RDDC Nord, des travaux de caractérisation devront mieux délimiter la contamination, particulièrement entre la surface du sol et la nappe, notamment pour y vérifier si du *DNAPL* est présent.

Enfin, il serait souhaitable qu'une évaluation soit faite du niveau de caractérisation des zones sources à l'intérieur de la propriété de SNC TEC pour déterminer si les données disponibles permettent de définir assez précisément l'étendue de la contamination de même que l'efficacité des mesures de réhabilitation qui ont été prises au secteur 214 et à l'ancienne Lagune C.

Surveillance

Un programme de surveillance est en place depuis 2002 pour permettre de suivre l'évolution générale du niveau de contamination dans des secteurs clés du panache de contamination. Cette surveillance dans le panache est importante car nous n'avons qu'un instantané de l'état de la contamination à un temps donné (2001-2002) et donc peu d'indications sur l'évolution de cette contamination dans le temps. Le suivi de l'ensemble des puits d'observation serait prohibitif mais une bonne sélection de puits représentatifs de différents secteurs apporterait des informations importantes à moyen et à long terme en permettant d'établir l'état réel de la contamination du secteur avant la mise en œuvre de mesures de contrôle ou de réhabilitation de la contamination. Il pourrait être utile de faire quelques analyses isotopiques sur le TCE dans certains des puits échantillonnés dans le cadre du programme de surveillance pour vérifier si ces analyses peuvent aider à distinguer les sources à l'origine des diverses parties du panache.

La surveillance doit également être instaurée aux limites de propriété entre les terrains du MDN et de SNC TEC avec les municipalités adjacentes. Cette surveillance est particulièrement importante dans une ceinture de surveillance à la bordure de l'arrondissement 8 de la ville de

Québec (Val-Bélair) et un tel programme se poursuit depuis 2002. Il faudrait cependant s'assurer que cette ceinture est complète, tant au niveau de l'espacement des puits que des intervalles échantillonnés en profondeur. La surveillance doit également être faite dans les puits d'approvisionnement situés en aval du secteur Valcartier, c'est-à-dire à Shannon et à la ville de Québec (Val-Bélair). Une surveillance est également recommandée dans les puits d'observation à l'intérieur de la Garnison Valcartier où les plus fortes concentrations sont observées. Si ces concentrations persistent à long terme, elles pourraient indiquer la présence d'une zone source locale à la Garnison et il faudrait alors faire des travaux visant à l'identifier plus précisément. La partie sud du panache du côté ouest est relativement mal définie, l'implantation de puits d'observation dans ce secteur à partir de la Garnison s'étant révélée difficile. Il serait important d'implanter des puits d'observation dans ce secteur. Pour ce faire, des terrains pourraient être plus accessibles en milieu urbain qu'à la Garnison. Un suivi semble ainsi devoir être fait dans ce secteur pour mieux évaluer le niveau de contamination et son évolution dans le temps, d'autant plus que les résidences de Shannon en aval de ce secteur ne sont pas reliées au réseau d'aqueduc.

L'enclave fortement contaminée par du TCE semble relativement bien précisée à Shannon. Cependant, des concentrations sous les normes sont détectées à divers endroits dans la municipalité de Shannon en dehors du secteur desservi par le réseau d'aqueduc. Il serait important de s'assurer que la source de cette contamination est bien comprise et surtout qu'il n'y a pas de fort potentiel d'augmentation de cette contamination à long terme. Le suivi des concentrations en TCE dans les puits privés en dehors de la zone desservie par l'aqueduc semble donc nécessaire.

La surveillance de la qualité de l'eau souterraine doit être faite dans des ceintures d'alerte implantées autour des puits d'approvisionnement en eau de la Garnison Valcartier. Ce suivi permet d'assurer la qualité de cet approvisionnement et la prise de mesures de contrôle ou l'utilisation de sources alternatives d'eau si un problème de contamination était révélé dans les puits d'alerte.

Enfin, il serait important d'établir un suivi de la concentration en TCE dans les rivières Jacques-Cartier et Nelson pour vérifier si elles ne sont pas affectées présentement ou dans le futur par l'émergence de la contamination de l'eau souterraine dans ces cours d'eau.

Contrôle

Les mesures de contrôle ont pour but de limiter la migration de la contamination dans l'eau souterraine. De telles mesures de contrôle pourraient être prises dans plusieurs buts :

- 1) Limiter la migration des contaminants à partir de zones sources, comme le faisait le puits P-5 (et éventuellement P-2) de la Garnison Valcartier et le système de réhabilitation du Secteur 214 de SNC TEC;
- 2) Empêcher l'agrandissement de la zone contaminée à l'intérieur de la Garnison Valcartier par un contrôle en aval des fronts des panaches localisés au centre de la Garnison, dans la partie nord du panache;
- 3) Prévenir la contamination d'autres secteurs en aval des panaches en dehors des propriétés du MDN et de SNC TEC, comme à Shannon et Québec (Val-Bélair);
- 4) Arrêter la migration de la contamination en dehors des propriétés vers les propriétaires voisins, notamment en aval de l'ancienne Lagune C et du Secteur 214 dont les émissions

atteignent la Garnison Valcartier. De telles mesures pourraient aussi être prises entre RDDC Nord et la Garnison si elles sont bénéfiques à la résorption plus rapide du panache à la Garnison.

Si elles s'avèrent nécessaires, les actions de contrôle de la contamination en TCE du côté de la ville de Québec devront être concertées par toutes les parties impliquées (MDN, SNC TEC, Ville de Québec, MENV). Cette concertation est nécessaire à cause de la source apparemment multiple de la contamination dans ce secteur et du découpage complexe des limites de propriété qui pourraient rendre difficile la prise de mesures limitées à une propriété donnée.

Réhabilitation des zones sources

Les actions de réhabilitation ont pour objectif d'arrêter les émissions à partir des zones sources en éliminant la présence de contaminants dans ces zones. Les premières mesures consistent à la poursuite des systèmes de réhabilitation déjà opérationnels, particulièrement celui du Secteur 214. Il faudrait tout de même réaliser une vérification de l'efficacité des mesures ou des systèmes de réhabilitation en place au secteur 214 de même qu'à l'ancienne Lagune C. Il reste encore plusieurs sources à réhabiliter dans le secteur, particulièrement celles récemment détectées à RDDC Nord. Des actions de réhabilitation pourraient être entreprises si elles peuvent se révéler efficaces avec les technologies disponibles et avoir plus d'impact positif sur la situation générale du Secteur Valcartier que les autres mesures possibles, comme le contrôle. Si des actions de réhabilitation sont envisagées, il sera d'abord nécessaire de faire une pré-sélection des systèmes potentiels applicables aux conditions connues dans le secteur. La mise en œuvre de ces systèmes nécessitera probablement une caractérisation complémentaire des zones sources par rapport aux conditions d'application des systèmes pré-sélectionnés. Cette caractérisation permettra la conception de systèmes de réhabilitation qui devront cependant prouver leur efficacité par une opération pilote préalable à leur mise en œuvre définitive. L'opération d'un système pilote est également importante pour assurer l'optimisation des conditions d'opération des systèmes pleine grandeur.

Gestion globale – programme de récupération de la ressource

Les différentes actions qui peuvent être entreprises pour assurer la restauration du secteur Valcartier doivent être intégrées dans un programme cohérent à long terme visant la récupération de la qualité de la ressource en eau souterraine du secteur. L'objectif de ce programme serait de rendre la qualité de l'eau souterraine présentement affectée par la contamination conforme aux normes canadiennes. Considérant l'ampleur du problème, la réalisation d'un tel programme pourrait s'étendre sur plusieurs décennies. Parmi les actions à prendre dans le cadre d'un tel programme, on peut identifier :

- 1) La détermination de la valeur économique de la ressource en eau souterraine dans la région pour mettre en perspective les coûts impliqués par le programme de récupération de la ressource avec la valeur de cette ressource;
- 2) Une analyse technico-économique des étapes de gestion et de décontamination;
- 3) La vérification de l'efficacité des mesures actuelles de contrôle ou de réhabilitation mises en place aux différentes zones sources d'émission;
- 4) L'identification de technologies applicables à la réhabilitation et à la gestion de la contamination dans le secteur;

- 5) L'exploration de la possibilité de gérer une partie du secteur en tant que zone d'exclusion de l'utilisation de l'eau souterraine dans la période transitoire où la qualité de la ressource n'est pas encore récupérée;
- 6) La réalisation d'une analyse de risque des récepteurs (actuellement en cours pour certains récepteurs); et
- 7) L'évaluation de l'impact à long terme de différentes actions potentielles de contrôle des émissions de TCE pour définir une séquence optimale d'actions à poser apportant le plus d'améliorations de la situation par rapport aux investissements et au temps requis.

Ces étapes ont pour but de baliser les décisions techniques et économiques sur les meilleures actions à prendre pour assurer la récupération de la ressource en eau souterraine dans le secteur de façon efficace, économique et dans des délais raisonnables. Compte tenu de l'ampleur de la tâche et du nombre d'intervenants impliqués, il semble nécessaire que les options optimales puissent être choisies parmi un nombre probablement élevé d'actions possibles.

8.3 Limites des travaux de l'INRS-ETE et incertitudes restantes

Nos conclusions sont tirées à la fois des données de caractérisation et des résultats de la modélisation numérique. Ces deux sources d'information comportent cependant des limites. Ainsi, les données de caractérisation ne donnent jamais l'assurance absolue que toute l'étendue et l'ampleur de la contamination présente à un site aient été détectées. La qualité générale assez exceptionnelle des informations disponibles dans le secteur Valcartier rend toutefois peu probable la découverte éventuelle d'une autre grande étendue de contamination en TCE dissous à de fortes concentrations dans le secteur. Certains endroits spécifiques pourraient cependant être plus contaminés que ce qui est supposé présentement sur la base des informations disponibles.

Au niveau des limitations reliées au modèle numérique, il faut d'abord réaliser que c'est un modèle régional et non local. Même si le modèle est très détaillé, ses prédictions ont une certaine validité à l'échelle de tout le secteur mais peuvent différer des observations à un endroit précis du secteur. Aussi, le calage du modèle résulte de compromis et de décisions de l'équipe de modélisation. Enfin, la modification de certains paramètres pourrait changer certains résultats du modèle, notamment les temps de transport simulés. Il faut aussi rappeler que la modélisation du transport de masse de TCE a été faite de façon très simplifiée et que cette modélisation ne tente pas de reproduire exactement les concentrations retrouvées dans le secteur Valcartier mais plutôt de représenter la morphologie du panache et les temps de migration. Malgré ces limitations, les conclusions majeures tirées de la modélisation devraient demeurer valides.

Ce rapport ne documente pas en détail tous les aspects des problématiques environnementales du secteur Valcartier. Ainsi, l'INRS-ETE n'avait pas le mandat d'étudier la nature détaillée de la contamination dans les zones sources de SNC TEC ni de commenter les travaux et opérations de réhabilitation des zones sources de SNC TEC. Nous n'avons pas non plus étudié l'évolution de la contamination mesurée lors du programme de suivi de la contamination des puits résidentiels de la municipalité de Shannon. Enfin, notre mandat se limitait à l'étude des données de la caractérisation du MDN de l'automne 2001 (et les données obtenues de SNC TEC à l'été 2002) et nous n'avons pas analysé les données du programme de surveillance de l'été 2002 de la Garnison Valcartier et de RDDC Valcartier. Finalement, nous n'avons pas documenté dans ce rapport les problématiques de contamination autres que celle du TCE.

Références citées ou utilisées

ADS Groupe-Conseil, 1996 : Détermination de l'aire d'alimentation du puits d'eau potable de la BFC Valcartier. Projet No 18-10-108, ADS Environnement Inc., mars 1996.

Amtec Engineering, Inc., 2001 : Tecplot User's Manual, Version 9.0, 600 p.

Anderson, M.P., et Woessner, W.W., 1992 : Applied groundwater modeling – Simulation of flow and advective transport. Academic Press, San Diego, 381 p.

Bio-Géo Environnement, 1998 : Étude environnementale phase I - Sources de contamination des eaux souterraines. Bio-Géo Environnement, mars 1998.

Boutin, A., Lefebvre, R., Martel, R., Therrien, R., Parent, M., et Paradis, D., 2002 : Hydrogeological mapping of the TCE plume in groundwater in the Valcartier area granular aquifer, Quebec, Canada. Proceedings, 3rd Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 55th Canadian Geotechnical Conference, October 20-23, Niagara Falls, Canada, 1101-1108.

Bouwer, H., et Rice, R.C., 1976 : A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resour. Res.*, 12 (3), 423-428.

Butler, J.J. et Garnett, E.J., 2000 : Simple procedure for analysis of slug test in formations of high hydraulic conductivity using spreadsheet and scientific graphic software. Kansas Geological Survey Open File Report 2000-40, (www.kgs.ukans.edu/hydro/publications/ofr0040/).

Butler, J.J., 1997 : The design, performance, and analysis of slug tests. Lewis Publishers, USA, 252 p.

BYU, 2000 : Department of Defense Groundwater Modeling System (GMS), Version 3.1, Tutorial Manual. Brigham Young University – Environmental Modeling Research Laboratory.

Compagnie Internationale des Eaux Itée, 1977 : Étude hydrogéologique pour l'alimentation en eau potable par captage d'eau souterraine dans le secteur de Val-Bélair. Référence 1-1-01-2214-20, 31 août 1977, 10 p.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), 2002 : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Tableau Sommaire, mis à jour en 2002, (http://www.ccme.ca/assets/pdf/fl_061.pdf).

Construction de Défense Canada (CDC), 1999 : Mesures du niveau d'eau dans les puits d'observation sur le territoire de la base militaire de Valcartier. Liste des mesures de niveau d'eau, septembre 1999.

Consultants HGE, 2001 : Rapport technique, Analyse des TCE réalisés sur les puits présents sur le territoire de la ville de Val-Bélair. 4 p. et annexes.

Consultants HGE, 1999 : Rapport de caractérisation hydrogéologique - Version finale. No. de projet VR 849 17, no. de contrat KN 11461, Consultants HGE, mars 1999.

Consultants HGE, 1993 : Ville de Val-Bélair, Secteurs Nord et Henri IV/Industriel, Recherche en eau, phase exploratoire. 24 p. et annexes.

Dessau-Soprin, 2002 : Campagne de forages environnementaux et d'échantillonnage de l'eau souterraine à la Garnison Valcartier et au CRDV, Caractérisation environnementale, Phase VII, Problématique du TCE, Rapport préliminaire, 2 volumes.

Dessau-Soprin, 2001 : Campagne de forages environnementaux à l'USS Valcartier, caractérisation hydrogéologique, Phase VI, Problématique du TCE.

Dessau-Soprin, 1999a : Campagne de forages environnementaux à l'USS Valcartier et au CRDV ; Caractérisation hydrogéologique - Problématique du TCE. No. de référence 458036-400-001, Dessau-Soprin, août 1999.

Dessau-Soprin, 1999b : Campagne de forages environnementaux à l'USS Valcartier et au CRDV ; Caractérisation hydrogéologique - Phase III - Problématique du TCE. No. de référence 458074-100-001, Dessau-Soprin, novembre 1999.

Domenico, P.A., et Schwartz, F.W., 1990: Physical and chemical hydrogeology. John Wiley & Sons, New York.

Enviroconseil, 2001 : Surveillance des travaux de caractérisation hydrogéologique du secteur des Bâtiments 67, 76 et 98 au CRDV, 30 p.

Enviroconseil, 1998 : Détermination des périmètres de protection des puits no 2, 4 et 5 d'approvisionnement en eau potable de la BFC Valcartier. No de dossier E-20021-12, Enviroconseil, janvier 1998.

Freeze, R.A., et Cherry, J.A., 1979: Groundwater. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Kruseman, G.P., et de Ridder, N.A., 1994 : Analysis and evaluation of pumping test data (2nd edition, completely revised). International Institute for Land Reclamation and Improvement, The Netherlands, 377 p.

Lefebvre, R., 2003 : Écoulement multiphase en milieux poreux. Notes de cours, 5^e éd., GEO-9602/GLG-65146, programme conjoint Université Laval/INRS, INRS-Eau, Terre et Environnement, 350 p. et annexes.

Lefebvre, R., Boutin, A., Martel, R., et Parent, M., 2002 : Caractérisation de l'écoulement et de la contamination en TCE dans l'eau souterraine du secteur Valcartier, Québec, Canada.

Rapport Intérimaire de l'INRS-ETE au Ministère de la Défense Nationale, Version finale, 17 mai 2002, 27 p. plus annexes et cartes.

Levy, B.S., et Pannell, L., 1991 : Evaluation of a pressure system for estimating in-situ hydraulic conductivity. Ground Water Management No. 5, *Proceedings 5th National Outdoor Action Conference*, Las Vegas, NV, 31-45.

Mailloux, M., Martel R., Roy N., Lefebvre R., Michaud, Y., et Parent, M., 1999 : Étude sur le comportement des matériaux énergétiques au champ de tir antichar Arnhem (USS Valcartier). Rapport d'expertise soumis au CRDV et à l'USS Valcartier, Phase 1, INRS-Géoresources, août 1999.

Marsily, G. de, 1986 : Quantitative hydrogeology - Groundwater hydrology for engineers. Academic Press, Inc., San Diego, CA.

Martel, R., Parent, M., Lefebvre, R., Paradis, M., Carrier, M.-A., Mailloux, M., Hardy, F., et Michaud, Y., 2000 : Caractérisation complémentaire des contextes géologique et hydrogéologique des terrains du CRDV et de l'USS Valcartier. Rapport final, Phase I. Étude réalisée pour le CRDV et l'USS Valcartier, Centre géoscientifique de Québec, Novembre 2000, 110 p., cartes et annexes.

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 de Valcartier. Rapport interne soumis à l'USS Valcartier (1 CD-ROM et 2 cartes), juin 1999.

Ministère de la Défense Nationale (MDN), 1994 : Carte topographique de la Base des Forces canadiennes (BFC) de Valcartier. Service de cartographie, Série A702, Carte MCE 124 TR 94, cinquième édition, 1994.

Ministère de l'environnement et de la faune du Québec (MEF), 1984 : Annuaire de puits et forages. Direction des politiques des secteurs agricole et naturel. Rapport H.G.P.-10.

Ministère de l'environnement du Québec (MENV), 1994 : Échantillonnage des eaux souterraines. Dans le Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales. Le griffon d'argile, Québec, 102 p.

Roche, 2001 : USS Valcartier, Étude de scénarios d'approvisionnement en eau potable, étude d'avant projet,

Santé Canada, 1997 : Enquête concernant la présence de TCE dans l'eau potable du CRDV et de l'USS Valcartier. Santé Canada, 1997.

Sedac Environnement, 2000 : Campagne de supervision de travaux de forage Unité de Soutien de Secteur de Valcartier ". Rapport #G00-949-02.

SNC•Lavalin Environnement, " Rapports de forages ". Documents soumis à SNC TEC (anciennement Technologies Industrielles SNC) comprenant les forages des campagnes effectuées en 1990, 1991, 1994, 1995, 1996 et 1997

SNC•Lavalin Environnement, différents rapports de caractérisation environnementale complétés sur les terrains de SNC-TEC

Therrien, R. et Sudicky, E.A., 1996 : Three dimensional analysis of variably saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. *J. Contam. Hydrol.*, 23, 1-44.

Uffink, G.J.M., 1984 : Theory of the oscillating slug test. Nat. Institute for Public Health and Environmental Hygiene, Bilthoven, Unpublished research report, 18 p., [in Dutch].

van der Kamp, G., 1976 : Determining aquifer transmissivity by means of a well response tests: The underdamped case. *Water Resour. Res.*, 12 (1), 71-77.

van Genuchten, M.Th., 1980 : A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.

Weidmeyer, T.H., Swanson, M.A., Moutoux, D.E., Gordon, E.K., Wilson, J.T., Wilson, B.H., Kampbell, D.H., Hass, P.E., Miller, R.N., Hansen, J.E., et Chapelle, F.H., 1998 : Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in ground water. U.S. EPA, Report EPA/600/R-98/128, September, 1998, 78 p. and appendices.

Tableaux

Tableau 2.1 : Travaux de terrain par secteur réalisés avant août 2001

SECTEUR	TYPE DE TRAVAUX RÉALISÉS
Garnison Valcartier	<ul style="list-style-type: none"> - Installation de puits d'observation de l'eau souterraine (1998-2001) - Étude historique de l'utilisation du site (1998) - Échantillonnage et analyse de sols et d'eau souterraine (1998-2001) - Création d'un réseau de puits d'alerte à proximité des puits d'approvisionnement en eau potable P-2 et P-4 (2000) - Mesure <i>in situ</i> de vitesse et de direction d'écoulement de l'eau souterraine (1999-2001) - Essais de perméabilité (1998-2001) - Recherche en eau souterraine (2001) - Travaux de géophysique (1998-1999 et 2001)
RDDC Valcartier	<ul style="list-style-type: none"> - Installation de puits d'observation de l'eau souterraine (1998-2001) - Échantillonnage et analyse de sols et d'eau souterraine (1998-2001) - Étude historique de l'utilisation du site (1998) - Caractérisation de sources potentielles (1999-2001) - Échantillonnage d'air interstitiel (2001) - Travaux de géophysique (méthodes géoradar, sismique, et électromagnétique) (1998, 1999, 2001) - Mesure <i>in situ</i> de vitesse et de direction d'écoulement de l'eau souterraine (1999-2001) - Essais de perméabilité (1998-2001)
SNC TEC	<ul style="list-style-type: none"> - Installation de puits d'observation de l'eau souterraine - Échantillonnage et analyse de sols et d'eau souterraine - Instauration d'un système de pompage et traitement de l'eau souterraine contaminée au secteur 214 - Travaux de géophysique - Excavation de sols contaminés à différents endroits et enfouissement dans une cellule à sécurité maximale
Shannon	<ul style="list-style-type: none"> - Échantillonnage et analyse de l'eau souterraine dans des puits privés (2000-2001) - Étude historique de l'utilisation du territoire (2001)
Val-Bélair (Arrondissement 8, Ville de Québec)	<ul style="list-style-type: none"> - Installation de puits d'observation de l'eau souterraine, servant de puits d'alerte pour les puits d'alimentation en eau potable de la municipalité - Échantillonnage et analyse d'eau souterraine - Recherche en eau souterraine pour approvisionnement futur (forage, géophysique, analyses chimiques d'eau souterraine)

Tableau 2.2 : Sources des données utiles à la compréhension de la problématique

ORGANISMES	TYPE DE DONNÉES FOURNIES
Garnison Valcartier	<ul style="list-style-type: none"> - Analyses chimiques de sols et d'eau souterraine - Données piézométriques (niveaux d'eau) - Descriptions stratigraphiques et détail de la construction des puits d'observation de l'eau souterraine - Études historiques - Rapports de caractérisation environnementale
RDDC Valcartier	<ul style="list-style-type: none"> - Analyses chimiques de sols et d'eau souterraine - Données piézométriques (niveaux d'eau) - Descriptions stratigraphiques et détail de la construction des puits d'observation de l'eau souterraine - Études historiques - Profilage de la contamination en TCE avec le Geoprobe - Rapports de caractérisation environnementale
SNC TEC	<ul style="list-style-type: none"> - Analyses chimiques de sols et d'eau souterraine - Données piézométriques (niveaux d'eau) - Descriptions stratigraphiques et détail de la construction des puits d'observation de l'eau souterraine - Rapports de caractérisation environnementale - Données sur les anciens puits d'approvisionnement d'eau souterraine - Profilage de la contamination en TCE avec le Geoprobe
INRS-ETE	<ul style="list-style-type: none"> - Mesure de la vitesse et de la direction d'écoulement de l'eau souterraine avec l'appareil Geoflo - Essais de perméabilité pour estimer les conductivités hydrauliques - Échantillonnage discret - Piézométrie à Shannon et à Val-Bélair - Géoradar - Hydrogrammes de puits d'observation - Analyses de terrain (TCE) des échantillons d'eau souterraine provenant du profilage Geoprobe
Shannon	<ul style="list-style-type: none"> - Plan de localisation des puits privés - Analyses chimiques du TCE dans l'eau souterraine dans des puits privés
Val-Bélair (Arrondissement 8, Ville de Québec)	<ul style="list-style-type: none"> - Analyses chimiques de l'eau souterraine - Descriptions stratigraphiques et détail de la construction des puits d'observation de l'eau souterraine - Données piézométriques (niveaux d'eau) - Rapport de recherche en eau souterraine - Rapports de caractérisation environnementale
Ministère de l'Environnement du Québec	<ul style="list-style-type: none"> - Données stratigraphiques provenant de l'annuaire de puisatiers - Suivi du TCE dans les puits de Shannon

Tableau 2.3 : Évolution de l'information disponible dans le secteur Valcartier
(chimique, stratigraphique, hydrogéologique)

	Type d'informations	Terrains MDN			Autres secteurs (Shannon, Val-Bélair, SNC-TEC)	Tous Total région	
		Site	Avant automne 2001	Pendant automne 2001			Total
Forages et puits	<i>Forages Rotasonic</i>	Garnison	0	27	27	Non disponible	≥65
		RDDC	0	38	38		
	<i>Puits d'observation</i>	Garnison	≈140 ^a	167	≈659	≈150	≈809
		RDDC	105	247 ⁺			
Hydrogéochimie	<i>Analyses COV* dans l'eau souterraine</i>	Garnison et RDDC	≈400	≈600	1000	≈1000	≈2000
	<i>Sondages Géoprobe</i>	Garnison	0	1	1	29	212
		RDDC	0	182	182		
Hydrogéologie	<i>Piézométrie (lectures)</i>	Garnison et RDDC	≈200	≈600	≈800	≈150	≈950
	<i>Essais de perméabilité</i>	Garnison et RDDC	28	670	698	Non-disponible	698

* : Analyses pour les composés organiques volatils (COV).

a : Incluant environ 85 puits installés à d'autres sites de la garnison pour des fins autres que celles reliées à la problématique du TCE.

+ : Incluant 18 puits d'observation installés au secteur Essais en décembre 2001.

Tableau 4.1 : Statistiques descriptives des résultats des essais de perméabilité

Unité	Nombre de données	Conductivité hydraulique K moyenne (m/s)	Conductivité hydraulique K médiane (m/s)
Deltaïque	632	3.39×10^{-4}	3.22×10^{-4}
Proglaciaire	52	1.35×10^{-4}	3.25×10^{-5}
Prodeltaïque	14	1.59×10^{-5}	1.44×10^{-5}
Total	698	3.17×10^{-4}	2.77×10^{-4}

Tableau 6.1a Sommaire des caractéristiques des subdivisions du panache de contamination en TCE dissous à RDDC Nord et de leur relation présumée avec leurs zones sources dans la nappe libre et la couche silteuse
(voir figures 6.9, 6.10 et 6.17a)

Panaches	Informations générales	Origines potentielles Nappe affectée
Nappe libre	<p>Plage de [TCE] : 10 à 241 µg/L Élévation : 163 à 171 m Localisation : Centre-nord et centre-est Orientation : Nord-ouest - sud-est Profil vertical de concentration : La limite verticale de ce panache s'arrête où les interlits de silt commencent. Ce panache est situé entre environ 3 et 11 m de profondeur. Pour certains profils types Geoprobe, la contamination passe à travers le silt pour former le panache dans silt (B98, B44 et B71). Pour d'autres profils verticaux, ce panache atteint sa limite inférieure au début des interlits de silt (B111, B70 et B73). Profils types Geoprobe : B111-G-09, B98-G-02</p>	<p>Origine : Principalement B98. Possiblement B71, B70 ou réseau acide. Nappe affectée : Nappe libre au-dessus de la couche de silt. Migration possible vers l'ouest et vers l'est. Rejoint possiblement le panache A2. Le panache semble piégé dans une dépression de la surface de la couche de silt.</p>
Couche silteuse	<p>Plage de [TCE] : 12 à 283 µg/L Élévation : 160 à 166 m Localisation : Nord-est Orientation : Nord-ouest - sud-est Profil vertical de concentration : La limite verticale de ce panache s'arrête où les interlits de silt se terminent et où la nappe semi-captive commence. Globalement, ce panache est situé entre 8 et 14 m de profondeur à partir des données connues, mais le silt peut aller jusqu'à 20 m de profondeur par endroit. Certains sondages Geoprobe démontrent que la contamination passe à travers le silt pour se retrouver dans la nappe semi-captive (B98-G-14). Par contre, la plupart des sondages ne sont pas assez profonds pour indiquer si la contamination progresse jusqu'à la nappe semi-captive (B98-G-11). La localisation en plan de ce panache correspond approximativement au centre du panache de la nappe libre sus-jacente au silt. Profils types Geoprobe : B98-G-11, B98-G-14, B71-G-01, B44-G-06</p>	<p>Origine : Principalement B98, B71 (ou réseau acide) et panache dans la nappe libre. Nappe affectée : Le TCE dans la couche de silt résulte de la migration verticale vers le bas de la nappe libre supérieure à la nappe semi-captive. Alimente le panache B sous la couche de silt et possiblement le panache A2.</p>

Tableau 6.1b Sommaire des caractéristiques des subdivisions du panache de contamination en TCE dissous à RDDC Nord et de leur relation présumée avec leurs zones sources dans la nappe semi-captive et libre régionale (voir figure 6.17b)

Panaches		Informations générales	Origines potentielles Nappe affectée
A	A1	<p>Plage de [TCE] : 10 à 1000 µg/L Élévation : 144 à 164 m Localisation : Au nord du B83, près de la clôture est. Orientation : Est-ouest Profil vertical de concentration : Limite verticale du panache inconnue mais à 24 m il y a encore de fortes concentrations ≈1000 µg/L. Près de la clôture est, il y a des valeurs détectées entre 10 et 25 µg/L autour de 8 m de profondeur, mais le panache devient plus profond vers l'ouest. Profils types Geoprobe : RA-G-03, RA-G-07, B67-G-09</p>	<p>Origine : le Lagon Bleu, possiblement le réseau acide et la sortie du réseau pluvial</p> <p>Nappe affectée : Nappe libre régionale en bordure et en dehors de la couche de silt. Migration principalement vers l'ouest mais aussi vers l'est à partir de la zone source (Lagon Bleu).</p>
	A2	<p>Plage de [TCE] : 20 à 1000 µg/L Élévation : 144 à 164 m Localisation : Au centre, à la limite sud du silt. Orientation : Est-ouest Profil vertical de contamination : Près du B67, le profil de contamination obtenu avec le Geoprobe est situé entre 16 et 24 m de profondeur avec des valeurs variant entre 20 et 1000 µg/L. Les sondages n'atteignent pas la limite verticale inférieure du panache. En se dirigeant vers l'ouest, le profil de contamination s'élargit et couvre l'intervalle de 8 à 24 m suggérant l'apport du panache B. Ces sondages n'atteignent toujours pas la limite verticale inférieure du panache. Près du B7, le profil demeure semblable (8 à 22 m), mais la limite inférieure du panache est atteinte à 22 m.. Profils types Geoprobe : B67-G-05, B98-G-18, B7-G-02</p>	<p>Origine : en partie du panache A1, contribution supplémentaire probable de B67 et possible de B71 en amont et de B67 en aval du panache.</p> <p>Nappe affectée : Nappe libre régionale en bordure et en dehors de la couche de silt. Migration vers l'ouest.</p>

Tableau 6.1b (suite)

Panaches	Informations générales	Origines potentielles Nappe affectée
B	<p>Plage de [TCE] : 100 à 1000 µg/L Élévation : 150 à 170 m Localisation : Centre-nord Orientation : Est-ouest Profil vertical de contamination : Présence de contamination partout autour du B98, avec de la contamination dans la nappe libre à faible profondeur, dans le silt et dans la nappe semi-captive à des concentrations plus fortes. En se dirigeant en aval vers l'ouest, il y a peu de données. Plus à l'ouest, la contamination au Parc Lemay s'étend de 10 à 24 m de profondeur. La profondeur des sondages Geoprobe ne permet pas d'atteindre la limite verticale inférieure de la contamination. Profils types Geoprobe : B98-G-15, C1-G-04</p>	<p>Origine : provient surtout de la migration à travers le silt à partir de la zone source de B98. Contribution incertaine du Parc Lemay.</p> <p>Nappe affectée : Nappe semi-captive et nappe libre régionale sous le niveau de la couche de silt. Migration vers l'ouest.</p> <p>Incertitude liée au manque de données entre B98 et le Parc Lemay.</p>

N.B. : Les concentrations citées sont celles de la campagne de caractérisation de 2001-2002. Certaines concentrations plus élevées ont pu être observées lors d'échantillonnages précédents dans certains puits d'observation.

Tableau 6.2 Sommaire des caractéristiques des zones sources présumées de TCE à RDDC Nord (comm. pers. Nathalie Roy, RDDC Valcartier)

Source	Activités	Géométrie
B98	<p>BATIMENT 98 Source quasi-certaine Localisation : Centre nord-est Activités et structures : Laboratoire de matériaux énergétiques (projet de fusée Black Brant, 1958 à 1965). Présence de deux réservoirs souterrains en béton dont la base est à une profondeur de 9 m. Seul le réservoir sud aurait contenu du TCE pour le dégraissage des pièces de missiles, l'autre aurait servi à l'assemblage des pièces de fusée. Mode d'émission : Infiltration dans la nappe libre directement à partir du réservoir possiblement fissuré. Silt non continu à cet endroit, donc infiltration dans nappe semi-captive également.</p>	<p>Position p/r au silt : Silt non continu présent à environ 10 m sous le bâtiment. Profondeur de la nappe libre : 2 à 3 m Évidences d'émission : Présence de concentrations importantes en TCE autour du bâtiment au-dessus du silt, dans le silt et dans la nappe semi-captive. [TCE] à la source : Présence autour du bâtiment sous forme dissoute seulement (jusqu'à 800 µg/L dans N2-11). Pas de phase libre détectée.</p>
LAGON BLEU	<p>LAGON BLEU Source quasi-certaine Localisation : Sud-est Activités et structures : Étang artificiel de petite superficie qui recevait des effluents du réseau acide de nature diverse provenant des laboratoires. Dimensions de l'étang : 5,8 m × 20,4 m et profondeur du fond de l'étang de 3,4 m par rapport à la surface du terrain. Utilisé de 1944 à 1985. Eau pompée et cavité remblayée en 1985. Mode d'émission : Ruissellement et infiltration jusqu'à la nappe libre.</p>	<p>Position p/r au silt : Situé à la limite de la bordure sud du silt. Profondeur de la nappe libre : 4-5 m Évidences d'émission : L'utilisation antérieure de cet étang représente un potentiel de contamination élevé. Il n'y a pas de contamination importante en amont. Concentrations importantes en TCE dans ce secteur. [TCE] à la source : Présence au sud du lagon de concentrations importantes sous forme dissoute en TCE (jusqu'à 850 µg/L, RA-1-20m).</p>

Tableau 6.2 (suite 1)

Source	Activités	Géométrie
<p>B71 B70 B69</p>	<p>BATIMENTS 71, 70, 69 Suspects Localisation : Centre est Activités et structures: Laboratoires des matériaux énergétiques. Utilisation possible de puisards (présence passée de ces structures ne peut être prouvée) à proximité des bâtiments qui auraient récolté les effluents des laboratoires avant la construction du réseau acide. Entreposage extérieur de barils de solvants au nord du B70 (1967 à 1988) Modes d'émission : Ruisellement et infiltration dans la nappe libre et semi-captive où le silt est non continu.</p>	<p>Position p/r au silt : Silt présent à 9 m de profondeur environ. Profondeur de la nappe libre : 3-4 m Évidences d'émission : Contamination à proximité à 3 niveaux (nappe libre 22 µg/L, dans le silt 283 µg/L et nappe semi-captive 270 µg/L) et il ne semble pas y avoir de sources importantes en amont. [TCE] à la source : Présence de TCE sous les bâtiments, jusqu'à 283 µg/L (B71-G-04) dissous dans la nappe libre et 270 µg/L (B71-2-21) dans la nappe semi-captive.</p>
<p>B67</p>	<p>BATIMENT 67 Source quasi-certaine Localisation : Centre sud-est Activités et structures : Laboratoire de matériaux énergétiques. Un réservoir souterrain avec une profondeur de 4,5 m ayant contenu TCE et dichlorométhane (projet de roquette CRV7, vers 1971). Jusqu'au milieu des années 1990, entreposage extérieur de quelques barils de matières dangereuses variées derrière le bâtiment 67 et des contenants plus petits à l'intérieur du bâtiment. Modes d'émission : Infiltration directement dans la nappe libre à partir du réservoir possiblement fissuré et des contenants entreposés.</p>	<p>Position p/r au silt : Silt absent. Profondeur de la nappe libre : 6-7 m Évidences d'émission : Présence d'une importante contamination à proximité (jusqu'à 945 µg/L, B67-G-05). [TCE] à la source : Aucune phase libre détectée, contamination élevée à proximité jusqu'à 945 µg/L.</p>

Tableau 6.2 (suite 2)

Source	Activités	Géométrie
B7	<p>BATIMENT 7 Suspect Localisation : Centre sud-ouest Activités et structures : Atelier de peinture, solvants entreposés depuis plusieurs années en hauteur sur une mezzanine du bâtiment. Infiltration par le drain du plancher et fuite par la conduite d'égout. Modes d'émission : infiltration possible à partir du drain directement dans la nappe libre.</p>	<p>Position p/r au silt : Silt absent. Profondeur de la nappe libre: 7-8 m Évidences d'émission : Importante contamination dans le secteur mais située à une certaine distance de B7 (jusqu'à 1200 µg/L, B7-1-20). Par rapport aux profils près de B67, la contamination à B7 se retrouve à des profondeurs moindres, d'où la possibilité d'une contribution à la contamination dans le secteur de B7. [TCE] à la source : Aucune phase libre détectée, contamination élevée à une certaine distance jusqu'à 1200 µg/L. N5-1 à proximité a eu entre 76 et 460 µg/L à 19 m depuis 1999, sauf en 2001 (non détecté).</p>
Réseau acide	<p>RÉSEAU ACIDE Suspect Localisation : Sud-est et centre est Activités et structures : Conduites souterraines récoltant les effluents de certains labos et du garage (B83). Le réseau dessert les bâtiments 70 et 71 situés au complexe expérimental et les bâtiments 78, 55, 62 et 83 situés à la limite sud de RDDC Nord. Les liquides circulant dans ces conduites sont tous acheminés vers la station de pompage au B6 (est du B57) dans un bassin souterrain. De l'eau d'aqueduc est ajoutée dans ce bassin pour diluer les effluents et le tout est ensuite acheminé dans le réseau sanitaire vers une station de pompage au B89 (coin sud-ouest du stationnement, RDDC Nord) pour ensuite être pompé vers la station d'épuration de la Garnison. Modes d'émission : Fuite possible des conduites en certains points.</p>	<p>Position p/r au silt : Silt présent pour la moitié nord du réseau. Profondeur de la nappe libre : Variable (entre environ 2 et 6 m). Évidences d'émission : Présence de contamination à des endroits où il n'y a pas de contamination en amont dans la nappe semi-captive à RDDC Nord (B70 et B71). [TCE] à la source : Variables mais faibles à proximité.</p>

Tableau 6.2 (suite 3)

Source	Activités	Géométrie
Ancien B60	<p>ANCIEN BATIMENT 60 Suspect Localisation : Centre sud Activités et structures : Ancien entrepôt de matières dangereuses possiblement relié à un puisard. Ce bâtiment a été démoli en 1994. Il était situé au nord du B56. Modes d'émission : infiltration possible dans la nappe libre.</p>	<p>Position p/r au silt : Silt absent Profondeur de la nappe libre : 6 à 7 m. Évidences d'émission : Aucune donnée dans cette zone. Données disponibles en amont (B67 et B50) ainsi qu'en aval à la limite sud de RDDC Nord [TCE] à la source : Aucune donnée disponible à proximité.</p>
B44	<p>BATIMENT 44 Suspect Localisation : Centre nord Activités et structures : Puisard (toujours existant) relié autrefois au B80 pour la récupération des effluents. Modes d'émission : infiltration possible dans la nappe libre et dans la nappe semi-captive car le silt n'est pas continu.</p>	<p>Position p/r au silt : Silt présent Profondeur de la nappe libre: ≈3 m Évidences d'émission : TCE détecté en aval dans la nappe libre dans B44-3-7m (4,5 µg/L) et présent dans la nappe semi-captive dans B44-2-20m (73 µg/L) [TCE] à la source : Aucune phase libre détectée. TCE non détecté à la source dans la nappe libre; pas de donnée dans la nappe semi-captive</p>
Ancien site de brûlage près du B111	<p>Ancien site de brûlage B111 Suspect Localisation : Centre nord, localisation du site de brûlage est incertaine (varie selon les personnes interrogées, certaines disent à l'ouest et d'autres à l'est du B111) Activités et structures : Ancienne aire de brûlage. En 1966, un cratère aurait été formé suite à une explosion de perchlorate d'ammonium. Ce cratère n'est plus visible aujourd'hui. D'autres résidus de matières dangereuses auraient été brûlés dans cette aire. Modes d'émission : infiltration possible dans la nappe libre et dans la nappe semi-captive car silt non continu.</p>	<p>Position p/r au silt : Silt présent Profondeur de la nappe libre : environ 3 m. Évidences d'émission : TCE détecté dans ce secteur dans la nappe libre atteignant 102 µg/L dans B111-G-02-5m (valeur élevée isolée) et en aval dans la nappe semi-captive dans B111-G-12-22m (362 µg/L) [TCE] à la source : Aucune phase libre détectée. Localisation exacte de la source inconnue. TCE détecté dans ce secteur dans la nappe libre atteignant 102 µg/L dans B111-G-02-5m (valeur élevée isolée)</p>

N.B. : Les concentrations citées sont celles de la campagne de caractérisation de 2001-2002. Certaines concentrations plus élevées ont pu être observées lors d'échantillonnages précédents.

Tableau 6.3 Distribution des concentrations en TCE ($\mu\text{g/L}$) en fonction de la profondeur dans les puits d'observation du secteur Valcartier en 2001 (données de la figure 6.19)

a) Nombre de mesures par classes de profondeur et de concentration

<i>Profondeur (m)</i>	<i>< 0.1</i>	<i>0.1 à 1</i>	<i>1 à 10</i>	<i>10 à 100</i>	<i>100 à 1000</i>	<i>> 1000</i>
<i>0 à 10</i>	49	17	15	12	1	1
<i>10 à 20</i>	31	20	37	46	20	6
<i>20 à 30</i>	17	6	29	30	29	0
<i>30 à 40</i>	25	5	9	7	5	1
<i>> 40</i>	12	2	3	0	0	0
<i>Total</i>	<i>134</i>	<i>50</i>	<i>93</i>	<i>95</i>	<i>55</i>	<i>8</i>

b) Proportions des mesures par classes de profondeur et de concentration

<i>Profondeur (m)</i>	<i>< 0.1</i>	<i>0.1 à 1</i>	<i>1 à 10</i>	<i>10 à 100</i>	<i>100 à 1000</i>	<i>> 1000</i>
<i>0 à 10</i>	11.26%	3.91%	3.45%	2.76%	0.23%	0.23%
<i>10 à 20</i>	7.13%	4.60%	8.51%	10.57%	4.60%	1.38%
<i>20 à 30</i>	3.91%	1.38%	6.67%	6.90%	6.67%	0.00%
<i>30 à 40</i>	5.75%	1.15%	2.07%	1.61%	1.15%	0.23%
<i>> 40</i>	2.76%	0.46%	0.69%	0.00%	0.00%	0.00%
<i>Total</i>	<i>30.8%</i>	<i>11.5%</i>	<i>21.4%</i>	<i>21.8%</i>	<i>12.6%</i>	<i>1.8%</i>

c) Proportions des mesures non nulles ($> 0.1 \mu\text{g/L}$) par classes de profondeur et de concentration

<i>Profondeur (m)</i>	<i>0.1 à 1</i>	<i>1 à 10</i>	<i>10 à 100</i>	<i>100 à 1000</i>	<i>> 1000</i>
<i>0 à 10</i>	5.65%	4.98%	3.99%	0.33%	0.33%
<i>10 à 20</i>	6.64%	12.29%	15.28%	6.64%	1.99%
<i>20 à 30</i>	1.99%	9.63%	9.97%	9.63%	0.00%
<i>30 à 40</i>	1.66%	2.99%	2.33%	1.66%	0.33%
<i>> 40</i>	0.66%	1.00%	0.00%	0.00%	0.00%
<i>Total</i>	<i>16.6%</i>	<i>30.9%</i>	<i>31.6%</i>	<i>18.3%</i>	<i>2.7%</i>

Tableau 6.4 Estimation du volume d'eau contenant du TCE dissous et de la masse de TCE dissous dans le panache du secteur Valcartier en 2001
(données présentées aux figures 6.5, 6.19, 6.20 et 6.21)

Panache	Aire (km²)	Épaisseur (m)	Porosité (-)	Volume (10⁶ m³)	[TCE] moyenne (µg/L)^a	Masse de TCE (kg)
> 50 µg/L	1.30	20	0.33	8.60	177	1 522
< 50 µg/L	1.86	20	0.33	12.26	5.77	71
Total	3.16	20	0.33	20.86	107.1^b	1 593

a : la concentration moyenne en TCE pour les parties du panache avec des concentrations supérieures et inférieures à 50 µg/L a été estimée à partir des toutes les analyses disponibles dans des puits d'observation pour 2001.

b : la concentration moyenne en TCE dans tout le panache est une moyenne pondérée par rapport aux volumes des concentrations inférieures et supérieures à 50 µg/L.

Tableau 6.5 Sommaire des conditions et résultats des essais en colonne pour la détermination du facteur de retard du TCE dans le sable deltaïque et l'unité silteuse prodeltaïque

PROPRIÉTÉS	SABLE	SILT
Propriétés de la colonne		
Longueur (L , cm)	32	30
Aire de surface (A , cm ²)	4.412	4.412
Volume de la colonne (V , cm ³)	141.17	132.35
Porosité totale (n , cm ³ _{eau} /cm ³ _{sol.app.})	0.4034	0.3475
Volume des pores (VP , cm ³)	56.94	45.98
Masse volumique de solides (ρ_s , g _s /cm ³ _{sol.sec})	2.67	2.72
Masse volumique apparente (ρ_a , g _s /cm ³ _{sol.app})	1.59	1.77
Conditions des essais		
Composés dans la solution injectée	Br ⁻ et TCE	Br ⁻ et TCE
Débit moyen (Q , ml/s)	8.86 x 10 ⁻²	2.70 x 10 ⁻²
Flux à la sortie (q_e , cm/s)	2 x 10 ⁻²	6.12 x 10 ⁻³
Vitesse d'écoulement (v_{ecou} , cm/s)	5 x 10 ⁻²	1.76 x 10 ⁻²
Volume de la solution TCE-Br ⁻ entré (V_s , ml)	266.17	136.5
Volume de la solution TCE-Br ⁻ entré (V_s , VP)	4.675	2.968
Volume total entré (V_a , ml)	377.81	201.42
Volume total entré (V_a , VP)	6.635	4.380
Durée de l'essai (t , s)	4320 (1.2 h)	7460 (2.1 h)
Paramètres de transport estimés		
Dispersivité (α , cm)	0.8	0.8
Facteur de retard (R , -)	1.0	1.7
Porosités estimées d'après les bilans de masse d'eau dans les colonnes		
Porosité totale (n , -)	0.40	0.36
Porosité de drainage (n_d , -)	0.22	0.06

Tableau 6.6 Facteur de retard du TCE dans le sable deltaïque et la couche silteuse prodeltaïque estimé d'après les fractions en carbone organique total dans les sols (Échantillons prélevés lors du forage du puits d'observation B120-1)

Propriétés du sol				
Profondeur (m)	19.8 à 21.3	4.6 à 6.1	10.7 à 12.2	
Descripteur	SABMF	SABFPEUSILT	SILTPEUARG	
Matériel	Sable moyen	Sable fin	Silt argileux	
Porosité n	0.40	0.40	0.36	
Fraction COT	0.0004	0.0004	0.0016	
Densité solides ρ_s (kg/m ³)	2670	2670	2720	
Densité globale ρ_b (kg/m ³)	1602	1602	1741	(1)
Propriétés du TCE				
Masse molaire M (g/mol)	131	131	131	
Solubilité S (mg/L)	1100	1100	1100	
Log K_{ow}	2.29	2.29	2.29	
Première estimation du facteur de retard R				
K_{oc} (mg/g) vs K_{ow}	120.2	120.2	120.2	(2)
K_d (mg/g) vs K_{ow}	0.0481	0.0481	0.1924	(4)
Facteur de retard R	1.2	1.2	1.9	(5)
Deuxième estimation du facteur de retard R				
K_{oc} (mg/g) vs S	92.7	92.7	92.7	(3)
K_d (mg/g) vs S	0.0371	0.0371	0.1484	(4)
Facteur de retard R	1.1	1.1	1.7	(5)

Équations tirées de Lefebvre (2003):

- (1) $\rho_b = (1-n) \cdot \rho_s$
- (2) $K_{oc} = 10^{(\log K_{ow} - 0.21)}$
- (3) $K_{oc} = 10^{(-0.55 \cdot \log S + 3.64)}$
- (4) $K_d = f_{oc} \cdot K_{oc}$
- (5) $R = 1 + (\rho_b/n) \cdot K_d$

Tableau 6.7 Sommaire des indices de biodégradation obtenus à partir du protocole de Weidmeyer (1998)

A) Classes des résultats possibles provenant de l'application du protocole

Classe	Résultats	Interprétation
1	0 à 5	Évidence inadéquate de biodégradation anaérobie des solvants chlorés
2	6 à 14	Évidence limitée de biodégradation anaérobie des solvants chlorés
3	15 à 20	Évidence adéquate de biodégradation anaérobie des solvants chlorés
4	> 20	Évidence forte de biodégradation anaérobie des solvants chlorés

B) Paramètres utilisés pour l'application du protocole pour l'aquifère Valcartier

Oxygène dissous, nitrate, Fe²⁺, SO₄, Sulfure, Méthane, potentiel d'oxydo-réduction, pH, carbone organique total, température, alcalinité, chlorure, BTEX, dichloroéthène, chlorure de vinyle.

C) Résultats obtenus

Classe	Nombre de résultats
1	424
2	44
3	1
4	0
Total	469

Tableau 6.8 Sommaire des résultats des calculs de flux de masse de TCE

Flux de masse (kg/an) aux différentes coupes dans le panache				
Section A	Section B	Section C	Section D	Section E
Flux à la sortie de RDDC	Flux au Secteur 214	Flux à la Lagune C	Flux à la sortie de la Garnison	Flux au milieu de la Garnison
3.6	4.5	8.3	7.5	20

Tableau 7.1 Sommaire des principales caractéristiques du modèle d'écoulement

Zone de conductivités hydrauliques	Unités hydrostratigraphiques	Nombre d'éléments par zone	Nb. de couche dans le modèle
1	Proglaciaire	142 272	4
2	Deltaïque supérieure	46 177	10
3	Deltaïque supérieure	96 156	
4	Deltaïque supérieure	160 844	
5	Deltaïque supérieure	111 094	
6	Deltaïque supérieure	30 413	
7	Deltaïque supérieure	37 979	
8	Deltaïque supérieure	12 824	
9	Deltaïque supérieure	3 151	
10	Deltaïque supérieure	220	
11	Deltaïque inférieure	9 327	
12	Deltaïque inférieure	120 619	
13	Deltaïque inférieure	93 713	
14	Deltaïque inférieure	58 700	
15	Deltaïque inférieure	12 029	
16	Deltaïque inférieure	6 072	
17	Deltaïque inférieure	2 956	
18	Couche silteuse prodeltaïque	70 230	6
19	Silt glaciomarin	52 264	2
Total			
19	4	1 067 040	30

Tableau 7.2 Sommaire des paramètres et des conditions aux limites du modèle calé

A) Paramètres hydrauliques et capillaire du modèle calé

Zone	Conductivité hydraulique (m/s)			Porosité	Paramètres capillaires				Pression d'entrée d'air (m)
	K_x	K_y	K_z		S_{wr}	α	β	γ	
1	3.0×10^{-4}	3.0×10^{-4}	3.0×10^{-5}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
2	8.0×10^{-5}	8.0×10^{-5}	8.0×10^{-6}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
3	6.0×10^{-5}	6.0×10^{-5}	6.0×10^{-6}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
4	4.0×10^{-5}	4.0×10^{-5}	4.0×10^{-6}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
5	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-6}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
6	9.0×10^{-6}	9.0×10^{-6}	9.0×10^{-7}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
7	7.0×10^{-6}	7.0×10^{-6}	7.0×10^{-7}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
8	5.0×10^{-6}	5.0×10^{-6}	5.0×10^{-7}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
9	4.0×10^{-6}	4.0×10^{-6}	4.0×10^{-7}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
10	3.0×10^{-6}	3.0×10^{-6}	3.0×10^{-7}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
11	3.0×10^{-4}	3.0×10^{-4}	3.0×10^{-5}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
12	1.5×10^{-4}	1.5×10^{-4}	1.5×10^{-5}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
13	1.1×10^{-4}	1.1×10^{-4}	1.1×10^{-5}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
14	1.3×10^{-4}	1.3×10^{-4}	1.3×10^{-5}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
15	7.9×10^{-5}	7.9×10^{-5}	7.9×10^{-6}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
16	5.0×10^{-5}	5.0×10^{-5}	5.0×10^{-6}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
17	3.1×10^{-5}	3.1×10^{-5}	3.1×10^{-6}	0.33	0.12	14.5	2	0.35	-0.35
18	1.0×10^{-7}	1.0×10^{-7}	1.0×10^{-9}	0.3	courbe capillaire tabulée				
19	5.0×10^{-5}	5.0×10^{-5}	5.0×10^{-6}	0.3	courbe capillaire tabulée				
Recharge = 350 mm/an									

Tableau 7.2 (suite)

B) Conditions aux limites initiales et après calage du modèle d'écoulement

Limite	Valeur initiale	Type de limite	Valeur après calage	Type de limite
A	155-159.7 m	Rivière J.-C.	157-159 m	Rivière J.-C.
B	Flux nul	Épaisseur totale	Flux nul	Épaisseur totale
C	177m	Semi-captif	172 m	Semi-captif
D	Flux nul	Libre	Flux nul	Libre
E	Flux nul	Épaisseur totale	Flux nul	Épaisseur totale
F	165-178m	Rivière Nelson	164.5-175 m	Rivière Nelson
G	Flux nul	Libre	164.5-168 m	Libre
H	165m	Semi-captif	167 m	Semi-captif
I	Flux nul	Épaisseur totale	Flux nul	Épaisseur totale
J	174m	Libre	171 m	Libre
K	-	-	169 m	Semi-captif
L	Flux nul	Épaisseur totale	Flux nul	Épaisseur totale
M	155m	Libre	156.5-157 m	Libre
N	-	Libre	157 m	Libre

Tableau 7.3 Sommaire des paramètres et conditions aux limites modifiées lors de l'étude de sensibilité du modèle

Paramètres modifiés	Modifications						
Conductivités hydrauliques	-40%	-30%	-20%	-10%	10%	20%	30%
Recharge (mm/an)	200	250	300	400	450		
Conditions aux limites modifiées	Modifications						
Limite A+M+N	-2m	-1m	+1m	+2m			
Limite C	-2m	-1m	+1m	+2m			
Limite H	-2m	-1m	+1m	+2m			
Limite J	-2m	-1m	+1m	+2m			
Limite K	-2m	-1m	+1m	+2m			

Tableau 7.4 Tableau décrivant les conditions aux limites et leur effet au niveau de l'écoulement de l'eau souterraine dans le modèle numérique

Limites	Type	Effet	Compromis
A	Charges imposées à la rivière Jacques-Cartier	Drainage de l'aquifère libre régional dans la rivière	
B	Flux imposé nul (ligne d'écoulement)	Écoulement nul à travers cette section aquifère	Doit être éloigné des puits de pompage pour éviter une interférence
C	Charge imposée dans la nappe semi-captive au nord-est	Position du point singulier dans le secteur de RDDC, et gradient vertical au travers la couche silteuse prodeltaïque	Charge assez haute pour positionner le point singulier le mieux possible par rapport à la piézométrie. Cette condition amène un plus faible gradient à travers la couche silteuse que celui observé
D	Flux imposé nul (ligne d'écoulement)	Écoulement nul à travers cette section aquifère	Doit être éloigné des puits de pompage pour éviter une interférence
E	Flux imposé nul (fin de l'aquifère au bord du roc)	Écoulement nul à travers cette section aquifère	Suppose que l'aquifère est inexistant en montagne. Ne tient pas compte de l'effet de ruissellement sur le flanc de montagne
F	Charges imposées à la rivière Nelson	Drainage de l'aquifère libre dans la rivière	Gradient faible. Imposée pour les nœuds en surface seulement.
G	Charges imposées dans la nappe libre du côté sud du modèle	Effet direct sur les charges hydrauliques simulées à RDDC Sud	Charges imposées assez basses pour éviter que le modèle soit saturé sur toute son épaisseur
H	Charge imposée dans la nappe semi-captive au sud-est	Position du point singulier dans le secteur de RDDC Nord, et gradient vertical au travers le silt dans le secteur ouest. Limite moins sensible pour le point singulier que la limite C.	Charge assez basse pour la position du point singulier. Valeur de charge hydraulique légèrement inférieure aux charges mesurées dans des piézomètres à proximité.
I	Flux imposé nul (ligne d'écoulement)	Écoulement nul dans cette section de l'aquifère	
J	Charge imposée dans la nappe libre	Affecte la position du point singulier. Affecte les charges dans la portion sud du modèle	La valeur imposée est plus faible que celle observée sur le terrain. Pour optimiser la position du point singulier
K	Charge imposée dans la nappe semi-captive	Affecte la position du point singulier. Affecte les charges dans la portion sud du modèle et le gradient à travers la couche silteuse prodeltaïque	
L	Flux imposé nul (ligne d'écoulement)	Écoulement nul dans cette section de l'aquifère	Suppose que l'aquifère est mince dans cette section montagneuse, la portion la plus à l'est de cette limite est perpendiculaire à isopièzes. Néglige l'effet de ruissellement provenant de la montagne.
M	Charges imposées sur toute l'épaisseur du maillage	Draine l'aquifère libre, les charges sont distribuées pour simuler l'effet de la rivière Jacques-Cartier à proximité	Redresse l'écoulement de la nappe libre, pour mieux représenter le cheminement du panache dans le secteur de la limite de propriété ouest de la Garnison
N	Charge imposée sur toute l'épaisseur du maillage	Draine l'aquifère libre comme M	La valeur de cette charge imposée contrôle les charges simulées dans le secteur ouest de la Garnison.

Tableau 7.5 Positions et caractéristiques des sources imposées^a dans le modèle de transport

Sources	Position						Concentrations [TCE] (µg/L)
	X_{min}	X_{max}	Y_{min}	Y_{max}	Z_{min}^b	Z_{max}	
Batiment 98	311310	311360	5195390	5195550	145	150	50 000
Batiment 71	311400	311600	5195210	5195290	145	150	50 000
Cloture Est	311450	311510	5195110	5195180	145	150	50 000
Secteur 214	311100	311400	5194720	5194820	145	150	50 000
Lagune C	310200	310320	5195010	5195050	150	166	50 000

a : Les sources imposées dans le modèle ne correspondent pas exactement aux localisations, superficies et volumes des sources sur le terrain mais plutôt à des positions perpendiculaires au transport dans les différentes portions du panache à proximité des zones sources présumées sur le terrain.

b : les élévations des sources imposées sont situées sous l'élévation de la base de la couche silteuse prodeltaïque où elle est présente, donc soit dans la nappe semi-captive ou dans la nappe libre régionale. Ces élévations correspondent à l'unité deltaïque pour les sources de RDDC Nord et du Secteur 214. Ces élévations correspondent aux unités deltaïque et proglaciaire pour la source de la Lagune C.

Planches et figures