



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

**IMPACT DES INSTALLATIONS SEPTIQUES SUR L'AQUIFÈRE DE ROC FRACTURÉ
DU SECTEUR RÉSIDENTIEL DU MONT-CERVIN, LAC-BEAUPORT, QUÉBEC**

Par
Jean Marc Ballard

Mémoire présenté
pour l'obtention
du grade de Maître ès science (M.Sc.)

Jury d'évaluation

Examineur externe

Alain Rouleau, Ph.D.
Université du Québec à Chicoutimi

Examineur interne

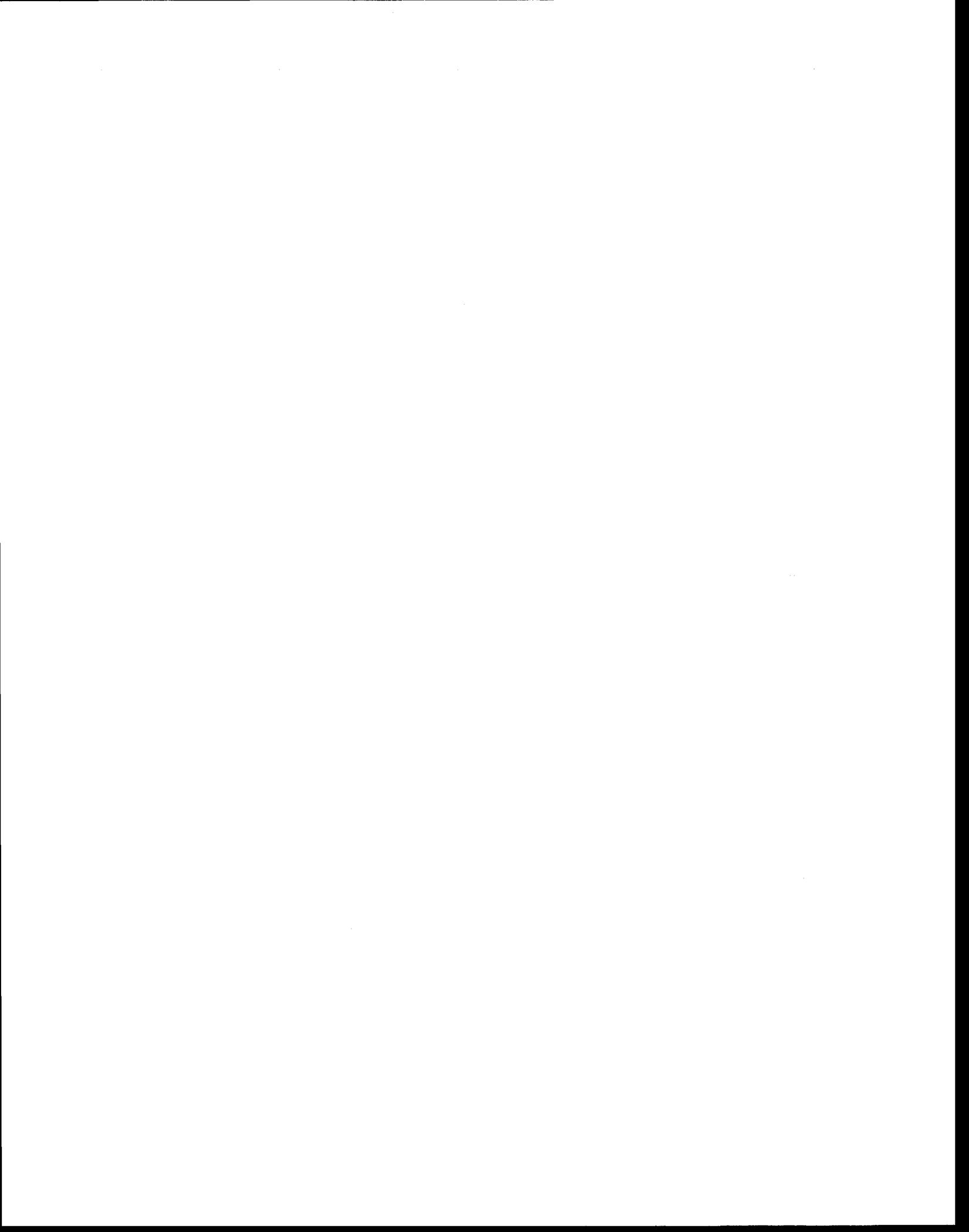
Miroslav Nastev, Ph.D. ing.
Commission géologique du Canada

Codirecteur de recherche
et examinateur interne

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

Directeur de recherche

René Lefebvre, Ph.D.
INRS-Eau Terre Environnement



RÉSUMÉ

Dans la municipalité de Lac-Beauport, l'utilisation des installations septiques privées des résidences génère des quantités importantes d'eaux usées qui transportent des contaminants pouvant être facilement entraînés vers la nappe et affecter la qualité de l'eau souterraine. Un des secteurs préoccupants de la municipalité est le développement résidentiel du Mont-Cervin avec environ 460 résidences dans un peu plus de 1 km² qui utilisent à la fois des puits privés au roc ainsi que des installations septiques. Les objectifs de ce projet de recherche sont d'évaluer l'impact des installations septiques sur la qualité des eaux souterraines et de déterminer les facteurs hydrogéologiques ainsi que les mécanismes d'écoulement et de transport qui affectent la présence des nitrates et des bactéries dans l'eau des puits.

La municipalité de Lac-Beauport est située à environ 20 km au nord de la ville de Québec, soit à la limite méridionale des Laurentides. Le socle rocheux de cette région est composé principalement de roches métamorphiques et ignées qui montrent une fracturation et une altération importante lui permettant de transmettre de l'eau en quantité suffisante pour permettre son exploitation par des puits résidentiels. En surface, on retrouve sur les flancs des montagnes des sédiments de till sableux en couvertures discontinues de moins de 2 m d'épaisseur mais dont l'épaisseur augmente au centre de la vallée. Ce contexte hydrogéologique, en plus d'être relativement vulnérable à la contamination de surface, ne constitue pas un milieu idéal pour assurer le traitement des eaux usées avec les systèmes conventionnels. Ces systèmes doivent en effet compter sur la qualité du sol naturel pour traiter, filtrer et transformer les différents constituants chimiques et microbiologiques contenus dans les eaux usées avant qu'ils n'atteignent l'aquifère.

En 1995, une première étude sur la qualité de l'eau dans les puits privés réalisée par la municipalité sur l'ensemble de son territoire a déterminé que plus de 20 % des puits étaient affectés par les bactéries pathogènes (entérocoques et coliformes fécaux) et que presque tous les puits montraient des concentrations en nitrates supérieures au seuil naturel du secteur (< 0,01 mg/L). En 2002 et en 2003, les résultats d'analyses de l'eau provenant des puits privés ont permis de confirmer les résultats de 1995. L'analyse statistique des résultats a démontré que parmi les facteurs hydrogéologiques liés aux conditions de captage des puits privés, seule la position des puits sur le Mont-Cervin montrait une corrélation assez forte avec la présence des nitrates dans l'eau souterraine. À l'inverse il semble exister aucune ou peu de corrélation avec la présence des entérocoques ou des coliformes fécaux. Ces résultats tendent à confirmer que l'écoulement de l'eau et le transport des contaminants dans l'aquifère sont contrôlés principalement par les réseaux de

fractures du roc qui demeurent un processus relativement aléatoire d'un puits à l'autre. D'ailleurs, la comparaison des résultats pour les mêmes puits échantillonnés en 1995 et 2002, montre à peu près les mêmes concentrations en nitrates, confirmant que l'écoulement qui alimente chaque puits emprunte toujours les mêmes réseaux de fracture. Les résultats d'analyses des échantillons d'eau provenant d'un puits multiniveau installé dans le roc ont démontrés la présence importante de nitrates et d'entérocoques à plus de 50 m de profondeur et ce malgré le fait que le niveau de la fracturation, mesuré par des essais à charge constante, montre une diminution de la fracturation avec la profondeur (conductivité hydraulique de 10^{-6} m/s à 10^{-10} m/s). En conclusion ; l'aquifère du Mont-Cervin semble donc avoir accumulé des contaminants chimiques provenant des installations septiques sur une épaisseur de plus de 50 m et il existe des voies d'écoulement préférentielles qui permettent le transport rapide des contaminants, particulièrement des microorganismes jusqu'à des profondeurs de plusieurs dizaines de mètres dans l'aquifère.

Le bilan en eau du secteur du Mont-Cervin a mis en évidence le taux élevé d'utilisation de la ressource en eau souterraine par les résidents qui représente annuellement presque 50 % de l'eau apportée au système par la recharge et presque 10 % de l'eau totale exploitable contenue dans l'aquifère. Le bilan de masse en nitrates a aussi permis de reproduire les concentrations mesurées sur le terrain et de montrer qu'elles étaient en régime permanent après seulement une quinzaine d'années d'utilisation des installations septiques.

Des simulations numériques en 3-D effectuées avec le logiciel FEFLOW ont permis de reproduire les concentrations en nitrates dans l'aquifère et de donner un aperçu de la configuration et des dimensions du panache d'eau contaminé par les nitrates. Des simulations ont aussi été réalisées pour évaluer les effets de la diminution de la recharge provoquée par la construction éventuelle de nouvelles résidences autour du Mont-Cervin. Les résultats de la simulation ont montré que pour une diminution de 50 % de la recharge dans les secteurs adjacents au Mont-Cervin, il pourrait y avoir une augmentation progressive d'environ 15 % des concentrations en nitrates dans l'aquifère sur une période d'une quinzaine d'années. L'ensemble des résultats obtenus met en évidence la fragilité de l'approvisionnement en eau souterraine autant en quantité qu'en qualité et confirme que les installations septiques sont une source majeure de contaminants qui finissent par se retrouver dans l'aquifère principalement à cause de la forte vulnérabilité de l'aquifère de roc fracturé.

Jean Marc Ballard,
Étudiant

René Lefebvre,
Directeur de recherche

AVANT PROPOS ET REMERCIEMENTS

Le projet de maîtrise présenté dans le cadre de ce travail fait partie d'une vaste étude régionale de caractérisation hydrogéologique impliquant le développement d'outils scientifiques pour la gestion et la préservation des ressources en eau souterraine pour la municipalité de Lac-Beauport, Québec. Cette étude a été réalisée entre 2002 et 2004 conjointement par TechnoRem inc., l'INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) et la Commission géologique du Canada. Elle fait suite aux efforts entrepris par la municipalité depuis le milieu des années 1990, afin de superviser la qualité de l'eau souterraine provenant des puits privés relativement à la problématique causée par la présence des installations septiques sur l'ensemble de son territoire. La contribution de ce projet de maîtrise à l'ensemble de l'étude doit permettre de mieux comprendre les mécanismes qui affectent la présence des contaminants provenant des installations septiques dans l'aquifère de roc fracturé du secteur du Mont-Cervin et par extension aux autres secteurs de la municipalité qui montrent le même contexte hydrogéologique.

Plusieurs personnes provenant d'organismes différents ont contribué de près ou de loin, par leur aide ou encore par leurs précieux conseils, à faire avancer ce projet de recherche. Je tiens d'abord à remercier mon directeur de recherche René Lefebvre pour son encadrement et son bon jugement qui ont permis de donner une direction cohérente à ce projet. J'aimerais aussi remercier mon codirecteur Richard Martel pour sa disponibilité lors des nombreuses étapes de révision du projet. Merci à Miroslav Nastev pour ses indispensables conseils liés à l'utilisation du logiciel de modélisation FEFLOW. Remerciement à Lyal Harris, Louise Cousineau ainsi que plusieurs autres collègues géologues pour m'avoir initié à la géologie structurale. Un sincère remerciement à tous les membres du LCNP, dont Héryk Julien de même qu'à tous les stagiaires et étudiants de l'INRS qui ont contribué au projet. Merci à l'équipe de M. Alain Rouleau de l'Université du Québec à Chicoutimi qui nous a procuré les équipements nécessaires aux essais de perméabilité à charge constante.

Je voudrais souligner la participation essentielle de la firme de consultants Technorem Inc. et de son président Jean-Marc Lauzon qui est le principal instigateur du projet avec la municipalité de Lac-Beauport. Merci à tous ses employés qui ont participé au projet (Cynthia, Alex, Mélanie) et un gros merci tout spécialement à Nathalie Fagnan pour sa patience et son dévouement pour la gestion des travaux réalisés. Merci également aux nombreuses personnes de la municipalité de Lac-Beauport, tout spécialement Richard Fortin, qui nous a fourni un support logistique et une aide

précieuse tout au long de ces deux années à parcourir les rues de leur ville.

Le projet a été rendu financièrement possible grâce à la contribution du FAQDD (Fond d'action Québécois au Développement Durable) ainsi qu'à la contribution des différents partenaires au projet, dont la Commission géologique du Canada, la municipalité de Lac-Beauport et L'INRS-ETE.

Enfin, un merci infini à toute ma famille, tout spécialement à Guylaine et Catherine pour la patience et la compréhension dont elles ont fait preuve, ce projet n'aurait pas été mené à terme sans elles.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	I
AVANT PROPOS ET REMERCIEMENTS	III
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES TABLEAUX	VIII
LISTE DES FIGURES	IX
LISTE DES ANNEXES	XII
1 INTRODUCTION	1
1.1 Problématique	2
1.2 Buts et objectifs	3
1.3 Méthodologie	4
2 REVUE DE LA PROBLÉMATIQUE LIÉE AUX INSTALLATIONS SEPTIQUES	5
2.1 Infrastructures	5
2.1.1 La fosse septique	5
2.1.2 Le champ d'épuration	7
2.2 Processus de transformation et de transport des contaminants dans le système aquifère	10
2.2.1 Les nitrates	11
2.2.2 Les microorganismes pathogènes	14
2.3 Réglementation au Québec	18
2.3.1 Règlement sur le captage des eaux souterraines (MENV, L.R.Q., c. Q-2)	18
2.3.2 Règlement sur les installations septiques	19
2.4 Situation actuelle des installations septiques à Lac-Beauport et perspective de systèmes novateurs	19
3 CARACTÉRISATION DU CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE	21
3.1 Site d'étude	21
3.1.1 Physiographie et bilan hydrologique	22
3.2 Contexte géologique	24
3.2.1 Géologie des dépôts meubles	24

3.3	Méthodologie des travaux	26
3.3.1	Caractéristiques des puits privés	26
3.3.2	Mesures des niveaux d'eau	26
3.3.3	Mesures de la longueur du cuvelage.....	27
3.3.4	Forage d'un puits dans le roc.....	27
3.3.5	Essais de perméabilité à choc hydraulique	29
3.3.6	Essai de perméabilité à charge constante	30
3.3.7	Échantillonnage de l'eau souterraine avec obturateurs dans le puits Technorem-1	32
3.3.8	Installation de 4 piézomètres dans le puits Technorem-1	33
3.3.9	Mesures structurales sur les fractures des affleurements rocheux	35
3.3.10	Essais d'infiltration par traçage au sel de bromure le long du cuvelage de puits privés.....	36
3.4	Résultats des travaux	37
3.4.1	Propriétés hydrauliques du roc	37
3.4.2	Capacités spécifiques déterminées à partir des puits du SIH.....	37
3.4.3	Forage d'un puits au roc, Technorem-1	39
3.4.4	Conductivité hydraulique du roc.....	39
3.4.5	Piézométrie et écoulement.....	41
3.4.6	Fracturation et écoulement.....	42
4	QUALITÉ DE L'EAU SOUTERRAINE	45
4.1	Objectifs généraux	45
4.2	Critères de qualité de l'eau	45
4.3	Échantillonnage de l'eau souterraine dans les puits privés	46
4.3.1	Choix des paramètres analytiques.....	49
4.4	Résultats et observations sur la qualité de l'eau souterraine	49
4.4.1	Géochimie de l'eau souterraine de la municipalité de Lac-Beauport et du Mont-Cervin	50
4.4.2	Présence des nitrates dans l'eau des puits.....	53
4.4.3	Présence des bactéries dans l'eau des puits.....	55
4.4.4	Évolution de la qualité de l'eau de l'aquifère de roc fracturé du Mont- Cervin	56
4.5	Facteurs hydrogéologiques liés aux conditions des puits qui peuvent affecter la présence des nitrates et des bactéries	62
4.5.1	Analyse statistique des facteurs et des résultats par matrice de	

	corrélation.....	62
4.5.2	Analyse graphique des facteurs hydrogéologiques liés aux puits vs les résultats en nitrates et en entérocoques.....	64
4.6	Autres résultats et cas spéciaux.....	75
4.6.1	Résultats de qualité de l'eau du puits multiniveau Technorem-1.....	75
4.6.2	Essais de traçage.....	78
4.7	Revue des processus qui affectent la présence des nitrates et des bactéries dans l'eau des puits au roc du Mont-Cervin.....	79
4.7.1	Les sources de contamination potentielles.....	81
4.7.2	Le milieu hydrogéologique et le contexte d'écoulement du Mont-Cervin.....	81
4.7.3	Les mécanismes d'écoulement et transport dans le roc fracturé.....	83
4.7.4	Les infrastructures de captage.....	85
4.8	Bilan d'eau et de masse en nitrates de l'aquifère du Mont-Cervin.....	92
4.8.1	Observations importantes sur la présence de contaminants dans l'aquifère et l'eau des puits privés.....	92
4.8.2	Description du modèle conceptuel pour le bilan d'eau et de masse.....	93
4.8.3	Calcul du bilan de masse et des résultats obtenus.....	98
4.8.4	Observations importantes.....	100
5	MODÈLE NUMÉRIQUE.....	101
5.1	But et méthodologie.....	101
5.1.1	Domaine de modélisation, maillage et conditions limitées.....	103
5.1.2	Définition et propriétés des unités hydrostratigraphiques.....	104
5.2	Calibration du modèle pour l'écoulement et étude de sensibilité.....	106
5.3	Simulations du transport des nitrates.....	111
6	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	118
7	RÉFÉRENCES.....	126

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques moyennes des eaux usées mesurées en différents points dans le système de traitement	11
Tableau 2 : Indicateurs microbiologiques utilisés pour la qualité de l'eau potable	14
Tableau 3 : Statistiques des concentrations en nitrates et des indicateurs bactériologiques dans l'eau des puits des campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003	53
Tableau 4 : Résultats des concentrations en nitrates pour le haut et le bas Mont-Cervin	59
Tableau 5 : Comparaison des résultats en nitrates et en indicateurs bactériologiques (bactéries entérocoques et/ou coliformes fécaux) entre les campagnes de 1995 et de 2002 pour les échantillons qui proviennent des mêmes puits	60
Tableau 6 : Statistiques et comparaison des concentrations en nitrates dans l'eau des mêmes puits pour 2002 et 1995 pour le secteur du Mont-Cervin	61
Tableau 7 : Matrice de corrélation qui compare les conditions hydrogéologiques et les caractéristiques des puits	63
Tableau 8 : Matrice de corrélation qui compare les résultats d'analyse en nitrates, en bactéries entérocoques et en coliformes entre eux	63
Tableau 9 : Matrice de corrélation qui compare les conditions hydrogéologiques et les caractéristiques des puits avec les résultats en nitrates pour l'échantillonnage 2002 et 2003	64
Tableau 10 : Résumé des principaux facteurs et données concernant la problématique de contamination de l'eau souterraine pour le secteur du Mont-Cervin	80
Tableau 11 : Synthèse de l'influence des facteurs sur la qualité de l'eau souterraine dans les puits individuels	87
Tableau 12 : Équivalent des volumes calculés pour la recharge, la consommation et le système aquifère du Mont-Cervin	94
Tableau 13 : Valeurs utilisées pour le calcul des bilans de masse	98
Tableau 14 : Caractéristiques des unités stratigraphiques initiales du milieu poreux équivalent représentant le milieu fracturé du Mont-Cervin	105
Tableau 15 : Valeurs des conductivités hydrauliques du modèle calé	106
Tableau 16 : Erreurs moyennes, absolues et RMS pour les simulations	110
Tableau 17 : Résumé des quantités de nitrates selon les 3 scénarios calculés par le modèle numérique	114

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Organigramme de la méthodologie de l'étude	4
Figure 2 : Composantes principales d'une fosse septique.....	6
Figure 3 : Schéma d'une installation septique standard avec fosse et champ d'épuration..	7
Figure 4 : Schéma du cycle de l'azote dans le milieu souterrain.....	12
Figure 5 : Localisation de la municipalité de Lac-Beauport au Québec et photo aérienne montrant les limites du secteur résidentiel du Mont-Cervin et les limites du modèle hydrologique	22
Figure 6 : Physiographie et topographie montrant le réseau hydrographique du secteur du Mont-Cervin	23
Figure 7: Carte géologique des formations superficielles, région de Québec (Bolduc et al., 2002)	25
Figure 8 : Emplacement du puits Technorem-1 sur le Mont-Cervin	28
Figure 9 : Schéma et photos des obturateurs utilisés pour les essais de perméabilité hydraulique à charge constante	31
Figure 10 : Obturateurs et appareillages utilisés pour effectuer l'échantillonnage multiniveau	33
Figure 11 : Schéma en coupe et en plan des 4 puits installé dans le forage Technorem-1	34
Figure 12 : Affleurements rocheux du Mont-Cervin montrant l'altération et la fracturation du roc	35
Figure 13 : Montage utilisé pour effectuer les essais de traçage	36
Figure 14 : Carte de la distribution des transmissivités calculées pour l'ensemble du secteur du Mont-Cervin avec un rayon d'influence de 100 m.....	38
Figure 15 : Résultats de la conductivité hydraulique du puits Technorem-1 à partir des essais de perméabilité à charge constante et de l'essai à choc hydraulique.....	41
Figure 16 : Cartes piézométriques réelle (figure 16-a) et lissée (figure 16-b) provenant des mesures de niveaux d'eau dans les puits effectuées en 2002 et en 2003.....	42
Figure 17 : Figure 17-a, Directions des plans de fractures subverticaux, figure 17-b, schéma en 3-D avec les plans et les joints de fractures principaux.....	44
Figure 18 : Emplacement des puits échantillonnés en 2002 (rouge) et en 2003 (jaune) pour l'ensemble du territoire de Lac-Beauport	47
Figure 19 : Emplacement des puits échantillonnés en 2002 (rouge) et en 2003 (jaune)	

pour le secteur du Mont-Cervin.....	48
Figure 20 : Cartes des résultats en nitrates provenant des campagnes d'échantillonnage de 2002 et 2003 pour l'ensemble de la municipalité.....	51
Figure 21 : Cartes des résultats en indicateurs bactériologiques provenant des campagnes d'échantillonnage de 2002 et 2003 pour l'ensemble de la municipalité	52
Figure 22: Graphiques 1 à 4, statistiques des concentrations en nitrates l'eau des puits pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003.....	54
Figure 23 (a et b) : Interpolation des concentrations en nitrates dans l'eau pour les campagnes d'échantillonnage de septembre 1995 (figure 23-a) et de 2002 (figure 23-b).....	57
Figure 24 : Concentrations moyennes en nitrates en fonction de l'élévation des puits regroupés pour les parties amont et aval du Mont-Cervin pour les campagnes d'échantillonnage de mai-septembre 1995 et de 2002-2003.....	58
Figure 25 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de l'élévation des puits, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995 et de 2002-2003, secteur Mont-Cervin.....	66
Figure 26 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de la longueur de cuvelage des puits, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, secteur Mont-Cervin	68
Figure 27 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de la longueur de la colonne d'eau, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, secteur Mont-Cervin	70
Figure 28 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de l'élévation des puits, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, secteur Mont-Cervin.....	72
Figure 29 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de la profondeur des puits, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, secteur Mont-Cervin.....	74
Figure 30 : Résultats de différents paramètres analytiques provenant de l'échantillonnage dans les puits multiniveau Technorem-1	76
Figure 31 : Principaux mécanismes d'écoulement dans l'aquifère de roc fracturé du Mont-Cervin.....	84
Figure 32 : Comparaison de 5 facteurs hydrogéologiques liés à la construction et aux conditions des puits qui peuvent potentiellement affecter la présence de contaminants dans l'eau des puits.....	86

Figure 33 : Coupe des puits du secteur du Mont-Cervin, montrant les concentrations en nitrates et la présence de bactéries pathogènes.....	91
Figure 34 : Schéma de l'écoulement d'eau du Mont-Cervin et comparaison des volumes d'eau pour la consommation, la recharge et la porosité de l'aquifère.....	95
Figure 35 : Modèle conceptuel qui illustre le Mont-Cervin séparé en deux zones avec les principaux intrants et les extrants en eaux pris en compte dans le bilan de masse....	96
Figure 36 : Résultats des bilans de masse pour le haut et le bas du Mont-Cervin.....	99
Figure 37 : Domaine du modèle illustrant le maillage, les couches et les conditions limites.....	103
Figure 38 : Domaine du modèle numérique et délimitation des différentes zones associées aux conditions limites et recharge en surface.....	107
Figure 39: Comparaison des charges hydrauliques mesurées et simulées.....	108
Figure 40 : Comparaison des charges hydrauliques interpolées mesurées sur le terrain (figure 40-a) et calculées par le modèle numérique (figure 40-b).....	109
Figure 41 (a et b) : Calage du modèle et analyse de sensibilité en fonction de la recharge, de la conductivité.....	110
Figure 42 : Domaine de modélisation en 3-D illustrant les secteurs résidentiels actuels et futurs.....	111
Figure 43 : Histogrammes comparatifs des concentrations en nitrates pour 3 scénarios de masse en nitrates provenant des installations septiques.....	113
Figure 44 : Représentation en plan (a) et en coupe (b et c) du panache de nitrates d'après la simulation de transport du scénario 3 pour une période de 30 ans.....	115
Figure 45 : Moyenne des concentrations en nitrates dans le domaine du Mont-Cervin pour une période de 60 ans.....	117

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Article présenté au congrès de l’AIH, novembre 2004.....	136
Annexe B – Résumé de la loi sur les installations septiques, LRQ, Q-2, r.8.....	146
Annexe C – Exemple de systèmes de traitement alternatifs qui pourraient s’appliquer aux conditions hydrogéologiques de la municipalité de Lac-Beauport.....	152
Annexe D – Tableaux de résultats et données.....	172
Annexe E – Tableau de données et de résultats.....	184
Annexe F – Résultats des calculs de bilan de masse en nitrates.....	202
Annexe G – Résultats des simulations numériques.....	210
Annexe H – Structure et contenu du CD.....	218

1 INTRODUCTION

Les installations septiques conventionnelles ont été rapportées comme étant la première cause de contamination de l'eau souterraine aux États-Unis (United States Environmental Protection Agency, U.S. EPA, 2002) et elles sont aussi la cause principale de maladies liées à la présence de microorganismes pathogènes transportés dans l'eau (Yates et Yates, 1986). En plus des microorganismes pathogènes, les installations septiques génèrent tout un mélange de substances chimiques organiques et inorganiques dont les plus répandues sont les composés azotés surtout sous forme de nitrates (NO_3^-). La persistance des nitrates dans l'environnement constitue un risque non seulement pour la santé humaine mais aussi pour les environnements aquatiques. Actuellement, près de 25 % de la population en Amérique du nord compte sur des installations septiques individuelles pour le traitement des eaux usées. Ces installations génèrent annuellement plus de 800 milliards de gallons d'eau usée qui sont déversés directement dans le sol.

Selon le ministère de l'Environnement du Québec (MENV), il y aurait plus de 700 000 systèmes septiques individuels en opération au Québec. L'installation et le fonctionnement de ces systèmes sont régis par le MENV selon le « Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées », (LRQ, Q-R, R.8, 2002). Ces systèmes sont constitués en majorité d'une unité de décantation et de fermentation anaérobie (fosse septique) et d'une unité d'épuration dans le sol (champ d'épuration). Ces systèmes permettent, quand elles sont en parfaites conditions de fonctionnement, de réduire ou d'éliminer de façon satisfaisante la plupart des microorganismes pathogènes et des constituants chimiques organiques et inorganiques présents dans les eaux usées. Cependant, lorsqu'ils sont installés dans des sites inadéquats ou mal utilisés, ils peuvent rapidement devenir des sources importantes de contamination et provoquer la dégradation de la qualité de l'eau souterraine. Au Québec, le suivi de la qualité de l'eau dans les puits privés, de même que l'entretien des installations septiques sont de la responsabilité des utilisateurs, mais les autorités municipales qui sont responsables de l'application de la réglementation du MENV concernant les installations septiques. Les municipalités ont aussi la responsabilité de s'assurer, par le contrôle sur le développement du territoire et de l'urbanisation, de l'intégrité des ressources en eaux souterraines à long terme.

1.1 Problématique

Les citoyens de la municipalité de Lac-Beauport doivent compter sur l'utilisation de l'eau souterraine pour subvenir à leurs besoins en eau potable. Sur un total d'un peu plus de 5000 habitants, plus de 60 % possèdent des puits privés dont la majorité sont installés dans le roc fracturé. Les autres résidents sont reliés au réseau d'aqueduc municipal ou à d'autres réseaux privés qui puise l'eau dans l'aquifère granulaire située au centre de la vallée en aval du lac Beauport. La question de la qualité de l'eau souterraine représente donc une préoccupation constante pour les citoyens et les autorités municipales. La densité importante des résidences qui utilisent des installations septiques dans plusieurs secteurs de la municipalité a obligé les autorités municipales à mettre en place un programme de surveillance de la qualité de l'eau souterraine et de vérification des installations septiques dès les années 1990. En 1995, une première étude sur la qualité de l'eau dans les puits privés réalisée par la municipalité sur l'ensemble de son territoire a déterminé que plus de 25 % des puits étaient affectés par les bactéries pathogènes (entérocoques ou coliformes fécaux) et que presque tous les puits montraient des concentrations en nitrates supérieures au seuil naturel (0,01 mg/L). Cette étude a permis, entre autre, de montrer que la qualité de l'eau souterraine dans le secteur du Mont-Cervin était la plus affectée, avec des concentrations en nitrates plus élevées que dans le reste de la municipalité avec des moyennes respectives de 2,4 mg/L contre 1,0 mg/L.

Le développement résidentiel du Mont-Cervin compte 460 résidences qui sont réparties sur un territoire d'environ 1,3 km². Ce développement construit dans les années 1970 est caractérisé par des lots de petites dimensions qui ont en moyenne 1200 m², dont certains font à peine 900 m². La réglementation actuelle exige des terrains d'au moins 3000 m² pour l'utilisation de systèmes septiques résidentiels. Le Règlement sur les installations septiques (ministère de l'Environnement du Québec (MENV), LRQ, Q-2, R.8) exige aussi que les distances entre les installations et les infrastructures de captage soient au minimum de 15 m. Cependant, même si cette distance est respectée dans la plupart des cas, la disposition des résidences les unes à la suite des autres dans le sens de la pente, peut favoriser le transport des contaminants présents dans les eaux usées jusqu'aux infrastructures de captage voisines. De plus, le développement résidentiel du Mont-Cervin est situé sur les pentes entourant la vallée du lac Beauport et dont le contexte géologique semble vulnérable à la contamination provenant de la surface. Ce contexte ne semble pas non plus idéal pour assurer le bon fonctionnement des installations septiques conventionnelles qui sont prescrites par le MENV. Tous ces systèmes nécessitent un sol naturel ayant de bonnes qualités filtrantes pour assurer le traitement et la transformation des différents constituants chimiques et microbiologiques contenus dans les eaux usées. Il a été démontré dans plusieurs études (Pinette et al., 1999 ; U.S. EPA 2002 ; Yates 1985) que

la faible épaisseur des sédiments, la présence de roc affleurant et la présence d'un trop grand nombre de résidences constituent les facteurs les plus aggravants pour le fonctionnement des installations septiques et la qualité de l'eau souterraine.

L'étude réalisée par la municipalité en 1995 sur la qualité de l'eau provenant des puits résidentiels, a évalué la présence des nitrates, d'entérocoques et des coliformes fécaux, qui représentent des bons indicateurs de la contamination par les eaux usées provenant des installations septiques et la contamination d'origine fécale. Les travaux réalisés dans le cadre de cette étude ont donc réévalué les mêmes paramètres de façon à pouvoir comparer leur évolution dans le temps. La mise à jour des connaissances sur l'état de la qualité de l'eau et des caractéristiques hydrogéologiques du milieu est essentielle pour bien évaluer l'impact de l'utilisation actuelle des installations septiques sur la qualité de l'eau souterraine.

1.2 Buts et objectifs

Le but principal de ce mémoire consiste à identifier les mécanismes d'écoulement et de transport qui contrôlent la présence des contaminants provenant des installations septiques dans l'aquifère rocheux du Mont-Cervin. Les objectifs spécifiques qui en découlent sont les suivants:

- 1) Définir les contextes géologiques et hydrogéologiques du secteur d'étude, particulièrement les caractéristiques de l'aquifère de roc fracturé.
- 2) Effectuer une caractérisation exhaustive de la qualité de l'eau souterraine provenant des puits privés sur l'ensemble du territoire de la municipalité en s'attardant plus spécifiquement au secteur du Mont-Cervin. Les résultats d'analyse de l'eau pour les nitrates et les bactéries entérocoques et en coliformes fécaux sont utilisés comme des indicateurs de la présence d'eaux usées dans l'eau souterraine.
- 3) Comparer de façon statistique les résultats sur la qualité de l'eau et les caractéristiques hydrogéologiques liées à la construction des puits pour déterminer les facteurs qui affectent la présence des contaminants provenant des installations septiques dans l'eau des puits.
- 4) Développer un modèle conceptuel du fonctionnement de l'aquifère du Mont-Cervin permettant d'effectuer le bilan hydrique et de masse en nitrates.
- 5) Reproduire et expliquer à l'aide de simulations numériques, la distribution actuelle des nitrates dans l'eau souterraine de l'aquifère pour prédire l'évolution des concentrations en nitrates dans le temps en fonction de différents scénarios d'urbanisation.

1.3 Méthodologie

L'organigramme de la figure 1 décrit les 4 étapes du projet et des travaux de caractérisation qui ont été effectués de 2002 à 2004 dans le secteur du Mont-Cervin. L'étape 4 représente la synthèse des données et des résultats qui ont servi à l'élaboration d'un modèle conceptuel d'écoulement de l'eau souterraine pour le calcul du bilan de masse en nitrates et l'élaboration du modèle numérique.

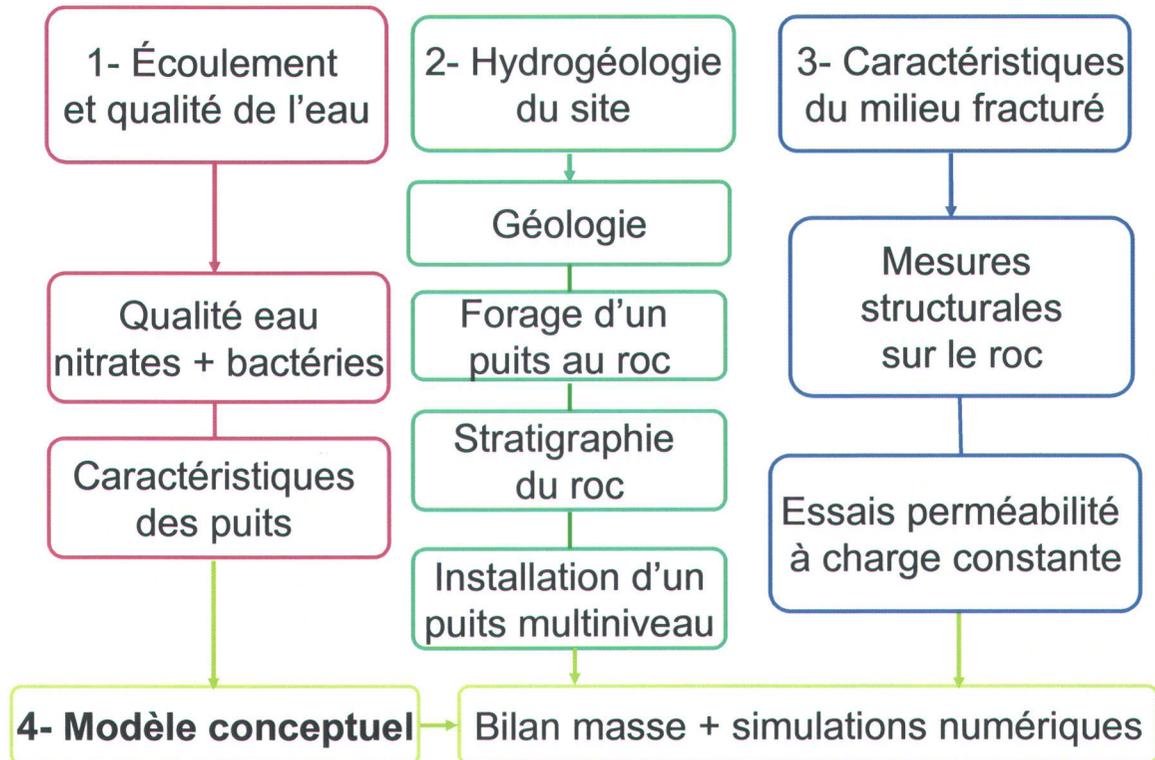


Figure 1 : Organigramme de la méthodologie de l'étude

2 REVUE DE LA PROBLÉMATIQUE LIÉE AUX INSTALLATIONS SEPTIQUES

Plusieurs études portant sur la qualité de l'eau potable ciblent les installations septiques comme étant des sources majeures de pollution (Craun, 1979; Gold et al., 1990; Harman et al., 1996; Schwartz et al., 1998). Les installations septiques constituent la principale source de contamination de l'aquifère du secteur du Mont-Cervin principalement due au grand nombre de résidents sur un territoire relativement restreint. Il est donc primordial de bien comprendre quels sont les mécanismes physico-chimiques et géochimiques qui contribuent à la contamination des aquifères. La section qui suit décrit en détail le fonctionnement des différentes composantes des installations septiques et le comportement des contaminants qu'ils génèrent, surtout pour les nitrates et les microorganismes pathogènes. De plus, l'annexe B présente un résumé de la réglementation du MENV qui encadre l'utilisation des installations septiques au Québec. Enfin, quelques exemples des technologies alternatives qui pourraient être adaptées aux contraintes et au contexte hydrogéologique du Mont-Cervin sont présentés à l'annexe C dans le but de montrer que des solutions plus performantes existent pour le traitement des eaux usées tant pour l'enlèvement des nitrates que des microorganismes pathogènes.

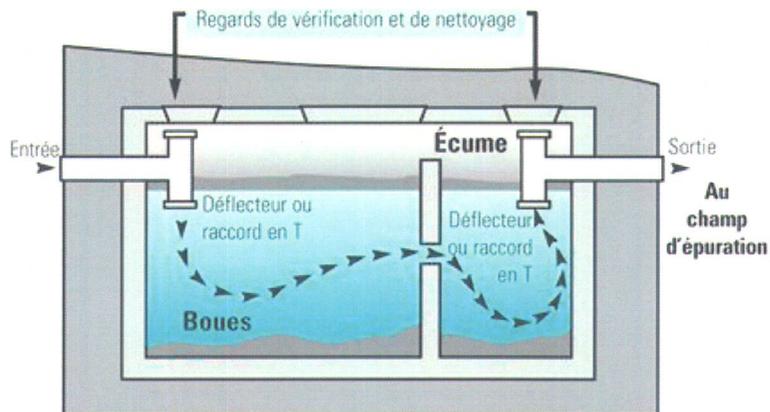
2.1 Infrastructures

Le but des différentes composantes des systèmes de traitement individuels est de transformer l'eau usée domestique afin qu'elle puisse être disposée de façon sécuritaire pour l'environnement et la santé publique (U.S. EPA, 2002). Au Québec, le règlement du MENV, Q-2, r-8 (voir la section 2.3) favorise la mise en place de systèmes conventionnels dont le design est fonction des conditions du terrain. Ces systèmes sont généralement composés de deux éléments, soit la fosse septique et de l'élément épurateur à faible charge hydraulique (champ d'épuration).

2.1.1 La fosse septique

La fosse est constituée d'un réservoir étanche en béton ou en fibre de verre qui est séparé en 2 parties (figure 2). Les eaux usées provenant de la résidence sont acheminées dans la première partie où s'effectue une séparation des solides et des liquides. Les particules sédimentables se déposent au fond et forment des boues qui entrent en fermentation anaérobie permettant une réduction importante du

volume (Canter et Knox, 1985). Le volume d'une fosse typique pour une résidence unifamiliale de 3 ou 4 personnes est d'environ 2800 litres et il est prescrit de vidanger la fosse à tous les deux ans (MENV, Q-2, r.8, 2002). Les débits d'eaux usées générés par un usage domestique sont de l'ordre de 150 à 170 litres par personne par jour (U.S. EPA, 2002, Canter et Knox, 1985). La fosse est la composante la plus fiable et la moins coûteuse du système qui permet d'effectuer plus de 45 % du traitement sur les eaux usées (Bounds, 1997). Le prétraitement effectué par la fosse est suffisant pour que l'effluent soit acheminé vers les sols qui ont une grande capacité de transformer et de recycler la plupart des polluants trouvés dans les eaux usées.



(Source : Rapport Technorem, 2004)

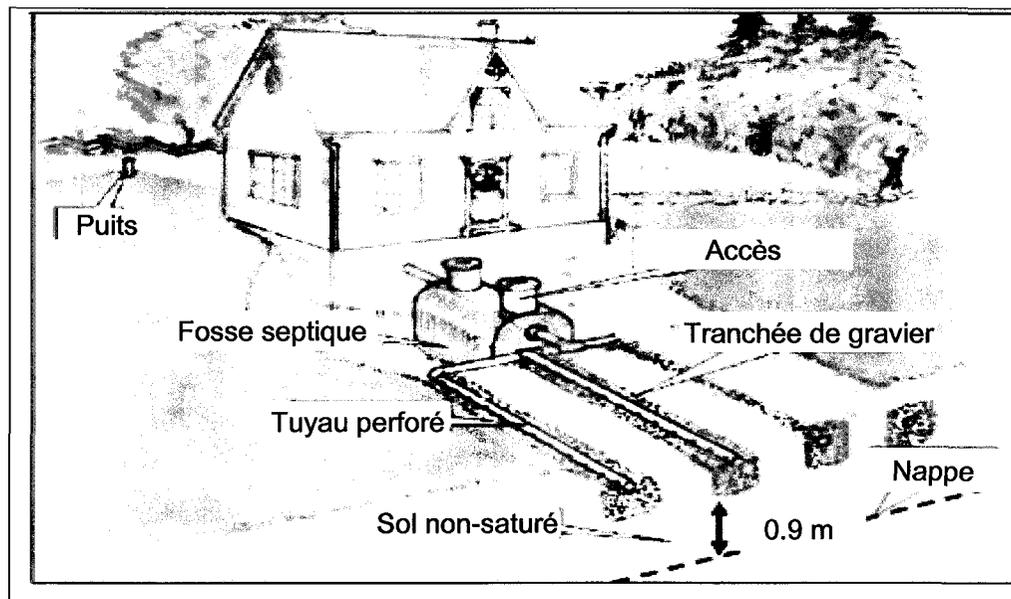
Figure 2 : Composantes principales d'une fosse septique.

Le fonctionnement du système est passif et ne requiert aucune énergie extérieure en fonctionnant comme un bio-réacteur qui opère en alternance (ou l'écoulement du liquide entre et sort du système) de façon à ce que il n'y ait pas de mélange des particules mais plutôt une stratification des différents constituants des eaux usées en fonction de leur densité. Si le temps de rétention est suffisamment long, l'efficacité de la digestion dans la couche des solides, qui sont décantés au fond, peut atteindre 80 % (Canter et Knox, 1985). L'environnement dans la fosse est anoxique (sauf à l'entrée) et les bactéries rencontrées dans l'eau usée résidentielle sont hétérotrophes, c'est-à-dire qu'elles permettent d'oxyder et de solubiliser la matière organique. Le bon fonctionnement de la fosse repose essentiellement sur une colonisation par les bactéries hétérotrophes qui peut prendre facilement plusieurs mois, il est donc important lors de la vidange de la fosse de laisser une certaine quantité d'eau pour la recolonisation (une nouvelle technologie de pompage permet maintenant de ne pomper que la partie solide accumulé dans la fosse et de laisser la partie liquide en place). Les performances du traitement sont influencées par les conditions dans le système : la température, la charge organique, la présence de produits toxiques chimiques (nettoyants, huile, graisse, etc.) et la charge

hydraulique (Fontes et al., 1991). La fosse est aussi colonisée par des bactéries facultatives qui peuvent fonctionner en modes aérobie ou anaérobie et qui permettent de solubiliser de la matière organique plus complexe comme les acides organiques volatils. En l'absence d'oxygène, certaines substances contenues dans les eaux usées sont hydrolysées et fermentées pour produire des alcools, des acides organiques et d'autres sous produits réduits, ainsi que différents gaz comme le CO₂, l'hydrogène, le méthane, etc. Le traitement dans la fosse septique constitue donc une première étape et il est donc absolument nécessaire qu'il y ait des étapes de traitements supplémentaires pour obtenir un effluent de qualité acceptable pour l'environnement (U.S. EPA, 2002).

2.1.2 Le champ d'épuration

L'eau usée passe dans la deuxième étape du traitement appelée le champ d'épuration où elle est distribuée dans un réseau de tuyaux perforés puis filtrée par un sable et/ou gravier pour ensuite percoler dans le sol naturel. Le lit d'épandage dans le sol ou encore le champ d'épuration est le système le plus simple et le plus répandu pour le traitement de l'effluent provenant de la fosse (figure 3). Un champ d'épuration en parfait état de fonctionnement permet de fournir un élément épurateur qui donne un excellent rendement de traitement à moindre coût.



(Source : Rapport Technorem, 2004)

Figure 3 : Schéma d'une installation septique standard avec fosse et champ d'épuration

Pour que le sol puisse traiter efficacement les eaux usées des conditions aérobie doivent être

maintenues dans un environnement non-saturé sous les tranchées d'adsorption. Le sol contient normalement une population active de microorganismes qui constitue un milieu hostile pour les microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées (Cogger, 1988). L'arrangement des particules du sol confère aussi au système des propriétés de rétention et de transmission des fluides qui déterminent l'écoulement de l'eau usée et l'efficacité du traitement. Plusieurs études ont montré qu'une épaisseur de sol naturel non saturé de 0,6 à 1,2 m, selon la perméabilité, est suffisante pour enlever les bactéries et les virus jusqu'à un niveau acceptable, (U.S. EPA, 1980). Les sols dont la perméabilité est élevée demandent généralement des épaisseurs plus grandes pour obtenir la même capacité de filtration. De même, la stratigraphie des différentes couches de sol peut aussi avoir une influence sur la performance du traitement. Comme l'ont montré Weyman et al. (1998), le rôle joué par le type et la structure de la couche de sol naturel qui sert de filtre et de système d'échange et de transformation est assez complexe, et il est déterminant dans le bon fonctionnement du traitement effectué par le champs d'épuration. La présence d'une couche de sol peu perméable à faible profondeur ne semble pas empêcher les eaux usées de s'infiltrer à partir des tranchées même pour des grands volumes d'effluents. La position des tranchées peu profondes dans un horizon de sol très perméable permet à l'eau de s'infiltrer latéralement au-dessus de la couche moins perméable, c'est elle qui contrôle le mouvement de l'eau de tout le système. Wespal et al. (1997) ont aussi montré que les travaux d'installation des systèmes peuvent endommager la structure du sol ou même complètement la détruire, ce qui se traduit par une diminution de la perméabilité. Cependant, la réglementation et les guides sur le design des installations septiques (section 2.3) ont été développés en supposant que les systèmes étaient installés dans des sols naturels. Cette estimation faussée des paramètres des valeurs de percolation réelles peut amener rapidement des problèmes de mauvais fonctionnement du système. Viraraghavan et Warnock (1976) ont réalisé des tests sur le terrain afin de déterminer l'efficacité de réduction de différents paramètres entre l'entrée et la sortie dans le champ d'épuration ainsi que dans le sol situé directement sous les installations. Les résultats de l'étude pour un point situé à 1,5 m de profondeur sous le champ d'épuration sont les suivants :

- Le sol a la capacité de réduire de 75 à 90 % les paramètres suivants : solides totaux dissous, BOD, COD et carbone organique dissous de l'effluent original.
- La réduction des phosphates est de seulement 25 à 50 % avec des conséquences négatives potentielles sur l'eau de surface et l'eau souterraine.
- La réduction de l'azote ammoniacal est de 80 à 90 %, mais ce processus de nitrification conduit à la production et à l'accumulation des nitrates (NO_3) dans les eaux souterraines et les eaux de surface.

L'efficacité des systèmes est aussi influencée par les variations climatiques saisonnières comme la température et les précipitations mais aussi par plusieurs facteurs dont les principaux sont le taux de charge imposé, l'âge des systèmes et l'utilisation de certains produits domestiques qui affectent les propriétés hydrauliques des sols (Canter et Knox, 1985). De plus, avec le temps il se forme un lit colmaté au bas des tranchées d'infiltration. Selon, Amoozegar et Niewoehner (1998), ce phénomène ne serait pas nécessairement attribuable à un mauvais fonctionnement du système mais plus la conséquence de l'accumulation avec le temps de déchets cellulaires provenant des bactéries. Certains produits domestiques peuvent aussi accélérer le processus de colmatage des systèmes même les plus jeunes. Par exemple, les quantités excessives de sodium dans l'eau causent la neutralisation des charges négatives sur les particules fines ce qui provoque la répulsion des particules les unes contre les autres et la réduction de la conductivité hydraulique. En général, les produits d'usage domestique contiennent beaucoup de sodium, comme les produits blanchissants (eau de javel), les déboucheurs de drain et aussi les systèmes d'adoucisseur d'eau qui échangent certains ions minéraux non désirables, (Fe, Mg, etc.) contre des sels de sodium. L'utilisation de ces systèmes de traitement est assez commun dans la municipalité de Lac-Beauport compte tenu de la mauvaise qualité générale de l'eau potable provenant de l'aquifère de roc fracturé.

Selon Keys et al. (1998), un autre facteur qui peut aussi influencer la capacité de traitement avec le temps est le facteur de charge hydraulique du système. Les tranchées de gravier des systèmes de traitement fournissent une capacité d'accumulation temporaire de l'eau usée dans le système et permettent d'exposer la surface d'infiltration du fond du système à l'eau usée. Cette surface d'infiltration a tendance à se colmater avec des résidus biologiques quand le débit d'eau usée devient plus important que la capacité d'infiltration de la base de la tranchée. Ce phénomène peut provoquer l'inondation du système ce qui oblige l'eau à sortir par les côtés des tranchées et cause peu à peu leur colmatage. Quand le niveau de l'eau excède la hauteur des tranchées, elle fait résurgence par le haut et peut même remonter à la source pour provoquer un mauvais fonctionnement du système. Cependant, les effets du colmatage sur l'efficacité du traitement sont difficiles à évaluer. Par exemple, Ziebell et al. (1975) suggèrent qu'un certain degré de colmatage agit comme un filtre qui ralentit les vitesses d'infiltration de l'effluent et réduit l'écoulement saturé, ce qui augmente le temps de contact pour la destruction et l'adsorption des contaminants. L'efficacité d'un système devient optimale après une certaine période de mûrissement pendant laquelle la microflore s'installe et la matière cellulaire morte s'accumule pour former une couche de résidus. Ce phénomène est d'autant plus important dans l'efficacité du traitement quand la granulométrie du sol est grossière et que l'infiltration se fait

rapidement. Les systèmes équipés de doseurs pressurisés et intermittents permettent de réduire les problèmes d'écoulement saturé et d'infiltration rapide en distribuant mieux les eaux usées dans le sol (Converse et al., 1974).

En résumé, plusieurs facteurs extérieurs peuvent conduire à un mauvais fonctionnement des systèmes, à commencer par une mauvaise évaluation des caractéristiques des sites et un mauvais emplacement du système plus importants étant : une forte pente, une trop faible épaisseur de sol ou un roc affleurant, le niveau de la nappe trop près de la surface (U.S. EPA, 1980). De plus, les installations septiques sont des systèmes sensibles aux conditions d'utilisation et aux produits qui y sont déversés. Les facteurs les plus importants sont les surcharges hydrauliques, l'utilisation de produits nocifs pour la flore bactérienne et les produits qui favorisent le colmatage, ainsi que l'âge des systèmes et le mauvais entretien dont la fréquence des vidanges. Il a été estimé que près de la moitié des systèmes ne fonctionnaient pas adéquatement et les situations les plus critiques sont rencontrées quand l'âge moyen des installations est de plus de 15 ans, les lots sont de petites dimensions, les systèmes sont souvent localisés sur des sols de faibles épaisseurs ou très perméables et que le niveau du roc ou de la nappe sont trop près de la surface (Tuthill et al., 1998). Le processus principal de traitement des eaux usées dans le sol est la filtration à travers la matrice granulaire. Il est optimal dans les sols non saturés et il devient moins efficace dans les sols saturés surtout à cause de l'apparition de canaux d'écoulement préférentiels qui ne procurent pas toute la capacité de filtration initiale. Ce phénomène est aussi observé dans les aquifères de roc fracturé près de la surface. La charge négative des particules de sols ainsi que de la matière organique attirent et retiennent les matières chargées positivement, comme les bactéries, les virus, l'azote ammoniacal, le phosphore, ce qui favorise les transformations chimiques et biochimiques. Par exemple, l'adsorption de l'azote ammoniacale qui est chargée positivement sur des particules fines permet aux bactéries nitrifiantes en présence d'oxygène d'effectuer la transformation en nitrates. À l'opposé, le phosphore n'est pas très mobile est plutôt adsorbé de façon irréversible et il sera précipité si sa concentration devient trop importante. Les sections qui suivent décrivent plus en détail les mécanismes et les propriétés reliés aux nitrates et aux microorganismes pathogènes.

2.2 Processus de transformation et de transport des contaminants dans le système aquifère

La composition de l'eau usée provenant des systèmes septiques est très variée mais est dominée par la géochimie de quelques constituants résultant de l'oxydation de la matière organique modulée par les

microorganismes de l'eau usée. Les réactions les plus importantes dans les installations septiques sont la digestion anaérobie de la matière organique dans la fosse septique, l'oxydation aérobie du carbone organique C en CO₂ et la réduction de l'azote organique N en NO₃⁻ dans le champ d'épuration. Les systèmes septiques fonctionnant correctement permettent l'enlèvement du carbone organique C et la production de NO₃⁻ et d'acidité. Les systèmes défectueux qui demeurent en condition anaérobie dégradent moins de carbone organique et produisent de l'azote ammoniacal NH₄⁺ et de l'alcalinité (Wilhelm et al., 1996). Le tableau 1 présente les concentrations des composés principaux présents dans les eaux usées domestiques brutes et à la sortie de la fosse septique.

Tableau 1 : Caractéristiques moyennes des eaux usées mesurées en différents points dans le système de traitement

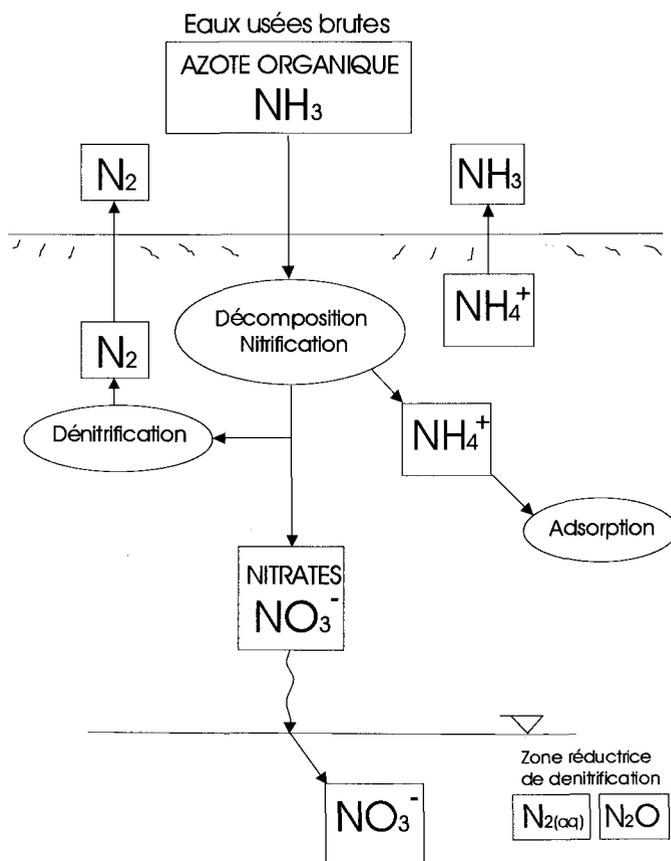
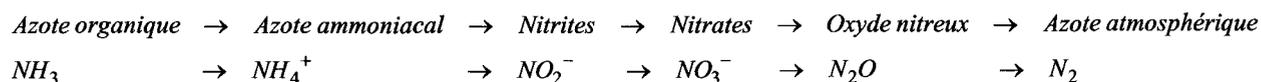
Composés	Eaux usées brutes	Effluent Fosse septique
Demande biologique en oxygène (DBO) (mg/L)	360	156
Demande chimique en oxygène (DCO) (mg/L)	350	300
Matières en suspension (MES) (mg/L)	250	52
Huiles et graisses (mg/L)	94	16
Alcalinité (mg/L)		246
pH (mg/L)	6.5	7.2
PO ₄ phosphates (mg/L)	15	10
Azote organique (NH ₃) (mg/L)	47	92
Azote ammoniacal (NH ₄) (mg/L)	112	31
Azote total (N) (mg/L)	50	45
Nitrates (NO ₃) (mg/L)	0.2	0.4
Coliformes totaux (UCF/100ml)	1.5x10 ⁷	1.4x10 ⁷
Coliformes fécaux (UCF/100ml)	7x10 ⁵	3x10 ⁶
Entérocoques (UCF/100ml)	5x10 ⁵	5x10 ⁶
Virus Entériques (UCF/100ml)	32-7000	

Sources; U.S. EPA (2002) et Canter et Knox (1985)

2.2.1 Les nitrates

Les nitrates (NO₃⁻) sont un sous produit de la transformation de l'azote et proviennent de la dégradation de la matière organique contenue dans les eaux usées où chaque personne produit l'équivalent de 2,25 kg/an à 4 kg/an (U.S. EPA, 1980 ; Dome, 2003). En raison de leur grande mobilité dans l'eau, les nitrates figurent parmi les polluants les plus fréquemment rapportés dans les différentes études portant sur la contamination causés par les eaux usées domestiques. Selon l'organisation mondial de la santé (1994), les concentrations supérieures à 10 mg/L posent un risque important pour la santé humaine, surtout pour les enfants âgés de moins de six mois qui peuvent souffrir de méthémoglobinémie (syndrome du bébé bleu). Le MENV a fixé la norme des nitrates dans

l'eau potable à 10 mg/L, d'azote sous forme (NO_3^-) (*Règlement sur la qualité de l'eau potable*, MENV, 2002). Les eaux usées brutes provenant des résidences contiennent en moyenne 38 mg/L d'azote organique (NH_3) et ammoniacal (NH_4^+) dans une proportion respective de 70 % et de 30 % (U.S. EPA, 2002). Les conditions anaérobies existantes dans la fosse septique permettent de convertir une bonne partie de l'azote organique en azote ammoniacal dans une proportion d'environ 75 % (Townshend, 1997). La dénitrification des nitrates est le processus qui permet la réduction des nitrates (NO_3^-) en azote gazeux (N_2) et elle s'effectue selon la séquence suivante tandis que la figure 4 illustre le cycle de l'azote (Freeze et Cherry, 1979):



Source : Freeze et Cherry, (1979)

Figure 4 : Schéma du cycle de l'azote dans le milieu souterrain

En principe, la présence de conditions anaérobies permet aux bactéries dénitrifiantes de réduire les nitrates en azote gazeux à l'aide de bactéries anaérobies si une source d'énergie organique, comme le carbone, est disponible. Les bactéries vont préférentiellement utiliser l'oxygène pour la respiration; il

faut donc un milieu anaérobie pour qu'elles utilisent l'azote (Damann, 1998 ; Eastburn et Ritter, 1984). Le processus requière aussi la présence de la bactérie *Propionibacterium* qui est la seule bactérie obligatoire pour la dénitrification. De plus, les deux enzymes ``dissimilatory nitrate reductase`` et ``dissimilatory nitrite reductase`` qui sont des catalyseurs nécessaires au processus de réduction sont inhibées en présence d'oxygène (Canter et Knox, 1985). Le ratio C : N de l'effluent d'une fosse septique est de 10 (Sikora et Corey, 1976), ce qui est nettement suffisant pour supporter le processus de dénitrification. Warnock et Biswa (1981) ont aussi trouvé par des tests en colonnes avec des eaux de cuisine que le ratio optimal pour la dénitrification C : N était de 4 :1. Walker et al. (1973) ont montré que la formation d'une « croûte » dans les champs d'épuration à l'interface du remblai et du sol naturel peut favoriser l'apparition des conditions anaérobiques nécessaires à la dénitrification. Cependant, une expérience de Stewart et al. (1979) a montré que même si la matière organique contenue dans le sol pouvait pour un certain temps être très efficace et permettre jusqu'à 93 % de réduction, cette source de carbone est rapidement épuisée. Certains systèmes avec un haut débit et une faible uniformité de remplissage ont montré des coefficients de dénitrification de 48 à 86 % qui seraient causés par le cycle saturation et désaturation du sol. Avec l'addition d'une source d'énergie en quantité suffisante, un système qui permet la dénitrification peut enlever jusqu'à 90 % des nitrates comparativement aux systèmes conventionnels qui enlèvent de 0 à 30 % (Chen et al., 1998). Bremner et Shaw (1958) rapportent que le taux de dénitrification augmente avec la température dans une plage de 2 à 25°C et que la présence de métaux lourds ou de pesticides trouvés dans les sols n'affecte pas le taux de dénitrification.

Il semble que de façon générale les conditions hydrogéologiques rencontrées dans la municipalité de Lac-Beauport ne permettent pas au processus de dénitrification d'être actif. La majorité des installations septiques sont localisées sur des dépôts de till sableux de faibles épaisseurs qui ont souvent moins de 1 m et qui reposent directement sur un roc très fracturé et altéré en surface. Aussi, le degré de saturation dans ces dépôts est insuffisant pour favoriser l'apparition de conditions anaérobies car le niveau de la nappe phréatique est situé à plusieurs mètres de profondeur dans l'aquifère de roc. De plus, le contenu en matières organiques de ce sol est généralement pauvre et limité au premier horizon racinaire. Dans les secteurs habités, une bonne partie des sols d'origine a été nivelée et complétée par des sols de remblais, souvent sableux, qui contiennent rarement de la matière organique en quantité importante. Il est cependant possible que localement, comme autour des étangs ou dans les creux topographiques, les conditions soient réunies pour permettre la dénitrification mais ce processus demeure marginales tant pour le secteur du Mont-Cervin que pour la

majorité du territoire de la municipalité de Lac-Beauport.

2.2.2 Les microorganismes pathogènes

Les eaux usées domestiques contiennent une variété et une quantité impressionnante de microorganismes pathogènes et leur présence dans l'eau potable pose un grand risque pour la santé humaine et peut même provoquer des situations dramatiques comme le cas de Walkerton en Ontario en 2000. Aux États-Unis, Craun (1979) a montré que 71 % des cas de maladies transmises dans l'eau ``waterborn disease`` étaient attribuables à la contamination issue des installations septiques. Les microorganismes dominants dans les installations septiques sont les coliformes totaux et fécaux, dont *Escherichia coli*, ainsi que les bactéries entérocoques. La présence de ces microorganismes dans l'eau souterraine est généralement un bon indicateur de contamination par les matières fécales mais beaucoup de ces organismes sont déjà présents dans les eaux de surface et l'eau souterraine. Le tableau 2 provenant du guide sur la qualité de l'eau potable du MENV (2002), présente les indicateurs utilisés en microbiologie pour évaluer les risques sanitaires et la possibilité de contamination par des matières fécales.

Tableau 2 : Indicateurs microbiologiques utilisés pour la qualité de l'eau potable

Indicateur	Risque sanitaire	Contamination fécale	Commentaires
<i>Escherichia coli</i> .	+++	++++	Contamination fécale certaine et récente, risque sanitaire (présence soupçonnée de pathogène)
Coliformes fécaux	++	+++	Contamination fécale probable
Coliformes totaux	+	+	Indicateur standard de qualité de l'eau surtout pour les réseaux
Entérocoques	++	+++	Contamination fécale probable (doit être utilisé avec E.coli.)
Coliphages	++	+++	Contamination fécale probable, présence de virus possiblement pathogènes

Source : Guide sur la qualité de l'eau potable du MENV (2002)

Les familles de bactéries les plus connues qui proviennent des matières fécales d'animaux à sang chaud sont : *Salmonella*, *Pseudomonas*, *Streptococci*, les coliformes, et aussi des protozoaires comme la *Giardia* et le *Cryptosporidium*. Leur nombre peut aller jusqu'à 230 000 000 ucf (unités formant des colonies) par 100 ml. Chacun peut indiquer la présence de matières fécales dans l'eau et par conséquent la présence potentielle d'organismes beaucoup plus dangereux pour la santé humaine dont les virus. Ces différents organismes existent en une variété de formes et de grosseurs en partant des

bactéries qui peuvent mesurer de 0,1 à 600 μm , en passant par les protozoaires à 100 μm vers les virus à 1 μm vers les retro-virus à 0,1 μm .

La survie des bactéries entériques dans le sol peut être de quelques jours à plus de 100 jours quand les conditions sont favorables. Selon Gerba (1983) les principaux facteurs environnementaux qui affectent la survie des microorganismes dans le sol sont :

- Le taux de survie augmente dans les sols humides et durant les périodes de fortes précipitations.
- Le temps de survie est moins grand dans les sols qui se drainent bien comparativement aux sols avec une plus grande capacité de rétention.
- Le temps de survie est plus grand quand les températures sont basses donc en hiver.
- Le temps de survie est plus court dans les sols acides (pH entre 3 et 5).
- Le temps de survie est plus court dans les sols de surface à cause de la lumière du soleil et du taux d'oxygénation supérieur.
- Le taux de survie est supérieur quand les sols contiennent suffisamment de matière organique et de nutriments disponibles.
- Le taux de survie est supérieur dans les sols stériles où il n'y a pas de compétition.

Les bactéries sont enlevées principalement par filtration à travers la matrice du sol avec une efficacité plus grande quand les pores sont plus petits (Canter et Knox, 1985). Tare et Bokil (1982) ont mesuré que le ratio de granulométrie optimal pour l'enlèvement des bactéries était de 40 % <75 μm . Le mouvement des microorganismes dans le sol dépend aussi d'autres facteurs dont l'adsorption due à l'interaction chimique entre les particules. Celle-ci est plus significative dans les sols dont l'ouverture des pores est beaucoup plus grande que les bactéries. Les particules de sols sont normalement chargées négativement (sauf pour les sols carbonatés, ce qui n'est pas le cas dans la municipalité de Lac-Beauport) et les bactéries qui sont des colloïdes hydrophiliques possèdent aussi une charge négative nette à la surface. L'adsorption des bactéries sur les particules de sols se produit quand elles sont saturées par les cations (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^{++} , H^{++}) présents dans l'eau souterraine. L'adsorption des bactéries sur les particules de sol se fait aussi dans l'eau qui a une charge ionique et un pH neutre ou légèrement acide, soient deux caractéristiques des eaux usées provenant des installations septiques. L'élimination des microorganismes par la filtration et l'adsorption est aussi fonction du débit et d'autres mécanismes biologiques, dont la compétition pour la nourriture et la niche écologique (Bales et al., 1995). De plus, certaines souches de bactéries qui vivent naturellement dans le sol comme les *Pseudomonas* et les *Bacillus* produisent des antibiotiques qui semblent jouer un rôle important dans l'élimination des coliformes fécaux et des entérocoques (Bouma, 1979). Peterson et Ward (1989) ont

calculé que 1,2 m de sol granulaire était généralement suffisant pour enlever les coliformes fécaux même en périodes de fortes précipitations. Hagerdorn et al. (1978) ont observé que la quantité maximum de bactéries dans les puits échantillonnés est directement liée aux fréquences des précipitations. Les dépôts de faible épaisseur qu'on retrouve sur une bonne partie du Mont-Cervin et aussi ailleurs dans la municipalité de Lac-Beauport sont définitivement un facteur limitant dans la capacité du sol à filtrer les eaux usées. De plus, la présence de roc affleurant à certains endroits peut favoriser l'apparition de chemins d'infiltration préférentiels vers la nappe.

Les microorganismes pathogènes peuvent aussi provenir de sources de surface comme les matières fécales des animaux domestiques ou sauvages. Olivieri et al. (1977) et Trial et al. (1993) ont conclu dans des études indépendantes que 95 % des coliformes fécaux provenaient de la faune locale : chats, chien, rats laveurs, rats, castors, pigeons, canard, et même les insectes. En particulier les chiens semblent être une source importante de bactéries coliformes et autres pathogènes indésirables. Selon Wel (1995) un gramme de matière fécale provenant d'un chien contient 23 millions de coliformes fécaux et souvent jusqu'à 20 % des pathogènes de type Giardia et Salmonella. À l'intérieur des secteurs urbains, la provenance de bactéries d'origine non humaine serait concentrée sur les sites comme les pelouses, les allées d'entrée de maison et les rues, soit les endroits fréquentés par les animaux de compagnie (Bannermann et al., 1993, Steuer et al., 1997). Dans un environnement comme le secteur du Mont-Cervin, la faune locale et les animaux domestiques peuvent contribuer de façon importante à l'apport de bactéries dans le réseau d'écoulement de surface et s'infiltrer lors de période de fortes précipitations.

Yates et al. (1985), rapportent que les virus peuvent survivre beaucoup plus longtemps que les bactéries dans le système aquifère, ce qui permet le transport sur des distances beaucoup plus grandes. De plus, les virus ont un diamètre moyen de 1 μm qui est plus petit que les bactéries et peuvent donc passer plus facilement dans des pores du sol ou les fractures du roc. Selon le règlement sur la qualité de l'eau potable (MENV, 2001), les virus entériques humains sont susceptibles de se retrouver dans presque toutes les eaux de surface et dans les eaux souterraines vulnérables si une source de pollution fécale, surtout humaine, est présente dans le périmètre de protection virologique de 550 jours. Contrairement aux bactéries et aux parasites, les virus infectent habituellement une seule espèce. Les indicateurs bactériens ne sont pas très valables pour relever la présence de virus qui peuvent être présents dans l'eau souterraine, même en l'absence de coliformes fécaux. L'efficacité d'enlèvement des virus tout comme pour les bactéries est augmentée par un pH plus bas et par la force ionique de l'eau. En résumé, les facteurs qui influencent l'efficacité d'enlèvement des virus sont les suivants :

- La capacité de rétention des virus dans le sol diminue avec l'augmentation du débit.
- Les cations (surtout les divalents) peuvent agir comme neutralisant ou réduire la répulsion électrostatique potentielle entre les particules de sol, permettant ainsi l'adsorption des virus qui sont chargés négativement.
- Les particules d'argiles ont une grande capacité d'échange ionique et une grande surface spécifique permettant la rétention des virus.
- La présence de matière organique qui a tendance à s'adsorber sur les particules de sol, diminue l'adsorption des virus dans ces sols et peut même les remettre en circulation.
- Généralement, un pH bas favorise l'adsorption des virus alors qu'un pH haut en favorise l'élution (la désorption).
- La composition chimique du sol dont certains complexes métalliques comme des oxydes de fer semblent favoriser l'adsorption des virus.

Les recherches récentes ont montré que les virus pouvaient, dans certains cas, voyager aussi rapidement que les contaminants inorganiques et que la combinaison des phénomènes d'adsorption avec la capacité de survie de certaines souches pouvait les rendre dangereuses pour des périodes de plus de 9 mois. Selon Yates et al. (1987), la température est le facteur prédominant affectant la survie des virus : plus la température est basse, plus les chances de survie sont grandes. Les précipitations peuvent aussi influencer le transport des virus dans le sol en diminuant la force ionique et même causer leur désorption (Alhajjar et al., 1988). L'écoulement saturé augmente les vitesses d'écoulement et diminue l'efficacité d'adsorption dans les pores du sol. De plus, Powelson et al. (1990) ont montré que l'inactivation des virus était plus efficace en milieu non saturé.

L'étude de la survie et du transport des entérovirus par Scandura et Sobsey (1997) a déterminé que le risque de contamination virale est plus élevé que pour les bactéries dans le sol granulaire grossier, lorsque la zone non saturée était moins importante et en période hivernale quand la température est la plus basse. La réduction de la charge organique (DBO) et la présence de particules fines sont aussi des facteurs qui favorisent l'adsorption des virus sur les particules de sol. Le design des systèmes semble un facteur moins important dans l'efficacité d'enlèvement des virus que les propriétés physiques du sol et l'épaisseur de la zone vadose. Cependant, certains systèmes alternatifs comme les systèmes de distribution basse pression (annexe B), maintiennent une vitesse d'écoulement plus faible ce qui favorise un temps de contact plus long sur les particules de sol et permettent généralement une meilleure capacité d'enlèvement des virus

Enfin, certains produits domestiques peuvent affecter la capacité de traitement en modifiant les propriétés hydrauliques des sols, notamment en causant le colmatage des pores dans le sol. En général, les produits d'usage domestique contiennent beaucoup de sodium, tels les produits blanchissants (eau de javel), les déboucheurs de drain et les systèmes d'adoucisseur d'eau qui échangent certains ions minéraux non désirables, (Fe, Mg, etc.) contre des sels de sodium (Patterson, 1997). Les quantités excessives de sodium dans l'eau ont pour effet de neutraliser les charges négatives sur les particules fines et d'engendrer la répulsion des particules les unes contre les autres. Ce phénomène diminue la capacité d'adsorption des microorganismes sur les particules du sol et affecte les transformations chimiques et/ou biochimiques des différents composés organiques et inorganiques contenus dans les eaux usées.

2.3 Réglementation au Québec

Deux règlements au Québec mis de l'avant par le ministère de l'Environnement du Québec servent à encadrer les activités humaines qui peuvent affecter la qualité de l'environnement en matière d'eaux souterraines. Le règlement sur le captage des eaux souterraines (RCES, L.R.Q., c.Q-2) définit les normes applicables concernant le captage des eaux souterraines destinées à la consommation humaine. Le règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (RETEURI, Q-R, r.8) définit les normes applicables pour toute installation et l'utilisation des systèmes de traitement des eaux usées individuels.

2.3.1 Règlement sur le captage des eaux souterraines (MENV, L.R.Q.,c. Q-2)

Cette section présente un résumé de la réglementation sur le captage des eaux souterraines telle que décrite dans le règlement du MENV (L.R.Q.,c. Q-2.). Les objectifs du règlement sont de favoriser la protection des eaux souterraines destinées à la consommation humaine et de régir le captage des eaux souterraines. Les normes relatives à l'usage d'un puits de captage tubulaire sont les suivantes :

1. L'aménagement de l'ouvrage doit être autorisé par la municipalité.
2. Les travaux doivent se faire afin d'empêcher toute contamination de l'eau souterraine.
3. Les distances à respecter sont de 30 m d'un système non étanche de traitement d'eau usée, mais si cette distance ne peut être respectée il est possible de l'installer à au moins 15 m si on se conforme aux normes de construction décrites aux points 6 et 7 suivants.

4. Le tubage doit avoir une longueur minimum de 5,3 m et qui excède de 30 cm la surface du sol.
5. L'installation du tubage dans le roc requiert un sabot d'enfoncement et il doit être ancré dans le roc par battage jusqu'au refus ou jusqu'au minimum de 0,6 m dans le roc.
6. Si le roc est à plus de 5 m de profondeur, le tubage doit être à une profondeur minimum de 5 m.
7. L'espace annulaire du puits entre le tubage du puits et la parois de forage (au moins 10 cm de plus grand que le tubage) doit être scellé avec un mélange de ciment-bentonite pour toute la longueur du tubage.

2.3.2 Règlement sur les installations septiques

Au Québec les systèmes de traitement des eaux usées destinés aux résidences isolées sont régis par le règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (Q-2, r.8). Les systèmes conventionnels comprennent normalement un système de traitement primaire constitué par la fosse septique couplé avec un traitement secondaire qui est normalement un élément épurateur dans le sol. Ces systèmes doivent être installés à l'intérieur du cadre réglementaire du MENV (Q-2, r-8) et préalablement être approuvés par les autorités municipales. La loi sur la mise en place des installations septiques est basée principalement sur les conditions de terrain telles la pente, l'évaluation de la perméabilité du sol et la profondeur de la nappe et du roc ou d'une couche imperméable. Selon ces conditions, elle permet de définir le type d'installation qui sera le plus adéquat. Un résumé de la Loi sur la qualité de l'environnement, Q-R, r.8 concernant le règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées est présenté à l'annexe B.

2.4 Situation actuelle des installations septiques à Lac-Beauport et perspective de systèmes novateurs

Dans le rapport de Technorem, (2004), on retrouve des informations pertinentes sur l'état actuel des installations septiques pour l'ensemble de la municipalité. Quatre types de système sont principalement utilisés : l'élément épurateur modifié (44 %), le filtre à sable hors sol (50 %), le système de biofiltration à base de tourbe (« Ecoflow » et « Bio-B ») (5 %) et l'installation aérée (« Oxyvar ») (1 %). Les systèmes de biofiltration à base de tourbe sont de plus en plus installés pour remplacer le traditionnel filtre à sable hors sol. Ces systèmes permettent une épaisseur de sol naturel moindre et une pente maximale supérieure. De plus, ils sont vendus avec des contrats de service qui

assurent leur entretien sur une base régulière.

Compte tenu de la problématique liée aux conditions du terrain ainsi que celle causée par la grande densité des installations dans certains secteurs du Lac-Beauport, il existe plusieurs technologies de traitement des eaux usées individuelles qui permettraient d'améliorer la qualité de l'effluent et qui ont déjà fait la preuve de leur efficacité et de leur fiabilité à long terme. Malheureusement, le MENV ne permet pas l'installation de systèmes qui ne sont pas inclus dans le règlement (Q-2, r.8) même si plusieurs ont été approuvés et sont utilisés ailleurs en Amérique du Nord (État-Unis, Ontario, etc.) depuis plusieurs années. Selon des informations verbales obtenues auprès de responsables du MENV, certains de ces systèmes alternatifs (filtre à sable intermittent, filtre à sable à recirculation, etc.) sont actuellement en évaluation afin qu'ils soient éventuellement intégrés dans la loi comme système standard pouvant être installés sans besoin de permis spéciaux. Les principaux systèmes qui pourraient s'avérer intéressants en fonction de la problématique existante à Lac-Beauport ainsi que quelques études de cas sont décrits plus en détail à l'annexe C. Les systèmes présentés visent principalement à permettre des réductions des nitrates mais surtout des microorganismes pathogènes qui ne sont pas traités par les installations traditionnelles. Les systèmes retenus doivent avoir été utilisés dans différents contextes et avoir prouvé leur efficacité et leur fiabilité au fil du temps. De plus, la simplicité de fonctionnement et d'entretien a été privilégiée sur les systèmes plus complexes et souvent plus coûteux. La présentation de ces systèmes a simplement pour but de faire connaître d'autres types de technologies.

3 CARACTÉRISATION DU CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE

Dans le cadre de la présente recherche, la compréhension des mécanismes d'écoulement est essentielle pour aider à déterminer les facteurs qui contrôlent la présence des contaminants provenant des installations septiques dans l'eau souterraine et les puits. Un important travail de terrain a été effectué en 2002 et en 2003 et a consisté à mesurer les caractéristiques des puits privés dont la longueur du cuvelage et l'élévation des niveaux d'eau, de même qu'à définir les caractéristiques de l'aquifère à partir de mesures de direction et pendages sur les affleurements et des essais de perméabilité à charge constante entre des obturateurs pneumatiques dans le puits au roc Technorem-1. Parallèlement à ces travaux, l'échantillonnage et l'analyse de l'eau dans les puits privés ont permis de déterminer l'état de la qualité de l'eau, principalement pour son contenu en nitrates, les bactéries entérocoques et les coliformes fécaux. Aussi, l'installation d'un puits nid à 4 niveaux dans le roc a permis de prélever des échantillons d'eau et de définir un profil de qualité de l'eau en fonction de la profondeur. Des essais d'infiltration à l'aide d'un traceur aux sels de bromure ont permis de vérifier si les contaminants pouvaient s'infiltrer préférentiellement le long des cuvelages des puits. Les sections qui suivent décrivent les procédures expérimentales de l'ensemble des travaux de même que des résultats obtenus en 2002 et en 2003.

3.1 Site d'étude

Le Mont-Cervin est un développement résidentiel qui fait partie de la municipalité de Lac-Beauport (46°57'N, 71°17'W) qui est située à une quinzaine de kilomètres au nord de la ville de Québec dans la province de Québec (figure 5). Cette région fait partie des Laurentides et est caractérisée par sa topographie relativement accidentée. Le secteur résidentiel du Mont-Cervin est localisé à la limite ouest de la municipalité, sur le versant nord de la vallée. Le lac Beauport est drainée vers l'ouest par la rivière Jaune. La pente moyenne du secteur du Mont-Cervin est d'environ 10° et est orientée vers le sud. La zone habitée couvre une superficie d'environ 1,3 km² alors que la superficie totale prise en compte dans le modèle hydrique couvre un peu plus de 3,5 km² (pointillé bleu). Le haut topographique du Mont-Cervin constitue la ligne de partage des eaux et un réseau de petits cours d'eau et de lacs représente les autres limites du secteur. Le centre de la vallée, représenté par le lac Beauport et la rivière Jaune, est le point de plus basse élévation avec un écoulement régional dirigé vers l'ouest et qui rejoint la rivière St-Charles à l'ouest de la carte présentée. L'altitude moyenne du centre de la vallée est de 200 m (par rapport au niveau moyen relatif à la mer- nmr) et le point le plus

haut du Mont-Cervin est situé à environ 350 m alors que le centre de ski le Relais, situé en face du côté sud de la vallée, culmine la municipalité avec 420 m d'élévation.

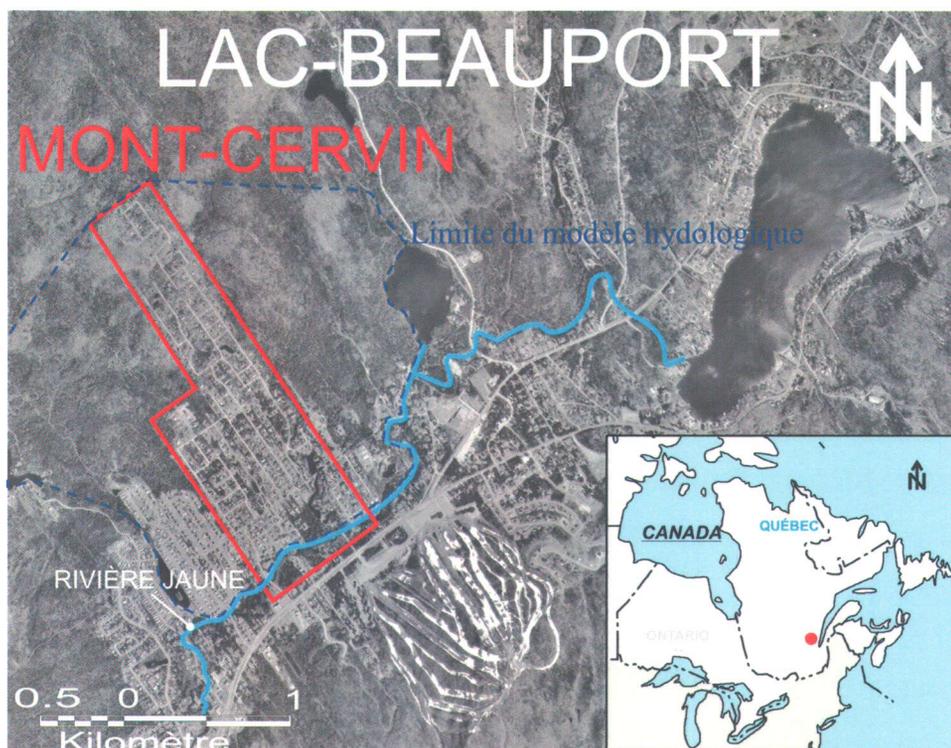


Figure 5 : Localisation de la municipalité de Lac-Beauport au Québec et photo aérienne montrant les limites du secteur résidentiel du Mont-Cervin et les limites du modèle hydrologique

3.1.1 Physiographie et bilan hydrologique

La figure 6 montre à l'aide d'une photo aérienne, la physiographie, la topographie et le réseau hydrographique du secteur du Mont-Cervin. Selon les données recueillies à la station météorologique de Charlesbourg-Parc-Orléans localisée au sud de la municipalité de Lac-Beauport, la région a reçu en moyenne, entre 1971 et 1998, 1299,3 mm de précipitations annuellement sous forme de pluie et de neige (Technorem, 2004). L'évapotranspiration potentielle est de 655,7 mm/an lorsque évaluée avec la méthode de Baier et Robertson (1965). La température moyenne annuelle est de 4,56 °C, atteignant une valeur maximale moyenne de 19,6 °C en juillet et une valeur minimale moyenne de -12,0 °C en janvier. Pour l'ensemble de la municipalité de Lac-Beauport, la plage des valeurs de recharge calculées par le bilan hydrologique avec les différents coefficients de ruissellement varie entre 140,7 mm/an et 331,8 mm/an, ce qui représente entre 10,8 % et 25,5 % des précipitations totales annuelles selon le coefficient de ruissellement (technorem, 2004).

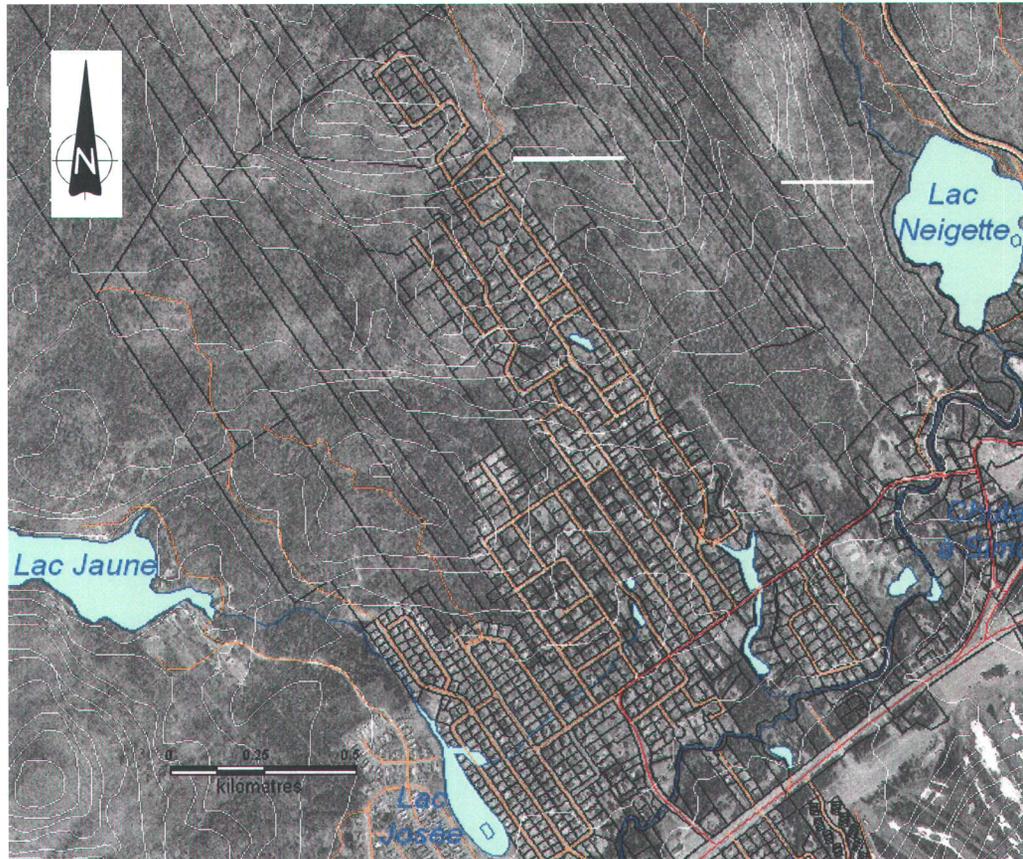


Figure 6 : Physiographie et topographie montrant le réseau hydrographique du secteur du Mont-Cervin

De façon générale, les valeurs de recharge plus faibles se retrouvent sur les pentes des montagnes alors que les valeurs plus élevées se retrouvent dans les secteurs plus plats au centre de la vallée avec des dépôts plus perméable (composition sableuse). Le secteur du Mont-Cervin est caractérisé par un relief accentué, avec une dénivellation de plus de 140 m entre le centre de la vallée et le haut de la montagne représentant une pente moyenne d'environ 10 %. Le terrain est formé d'une succession de bosses et de creux qui permettent possiblement à l'eau de s'infiltrer facilement. La nature du sol en surface est constituée d'un till sableux avec des affleurements de roc présents en plusieurs endroits, en particulier dans la moitié du haut de la montagne (section 3.2). Ces caractéristiques ont résulté en un réseau d'écoulement de surface relativement peu développé, avec des ruisseaux et quelques points d'eau (artificiels) sous forme d'étangs ou de petits lacs situés surtout en périphérie du secteur d'étude. On retrouve au nord, soit en haut du Mont-Cervin, un haut topographique qui constitue une limite de partage des eaux d'écoulement alors que les 3 autres versants sont bordés par un système de cours d'eau et de petits lacs. Au nord-est, le lac Echo se jette dans le lac Neigette et rejoint au sud la rivière Jaune qui s'écoule elle-même vers l'ouest, jusque dans la rivière St-Charles. Au sud-ouest, le lac

Jaune passe par le lac Josée pour rejoindre aussi la rivière Jaune. Dans la partie aval du secteur résidentiel du Mont-Cervin, il y a plusieurs petits lacs et étangs (artificiels) qui puisent leurs eaux à partir de l'écoulement de surface ou de sous surface. La présence d'un étang artificiel situé à la limite inférieure de la partie amont du Mont-Cervin, semble affecter à la hausse les niveaux des puits environnants et montre que la nappe souterraine est localement alimentée par ce point d'eau.

3.2 Contexte géologique

La région de Lac-Beauport est située à la limite méridionale de la chaîne de montagnes des Laurentides. Le socle rocheux dans le secteur de Lac-Beauport est caractéristique de la ceinture métasédimentaire de la province de Grenville. De façon générale, les roches sont composées principalement d'ortho-gneiss et de paragneiss appartenant au complexe du parc des Laurentides (Lachapelle, 1993). Plus spécifiquement, dans ce secteur, le substratum rocheux issu du bouclier canadien est formé par des roches métamorphiques et ignées composées principalement de gneiss charnockitiques et de migmatites, de mangérite, d'anorthosite et de granites. La présence de certaines intrusions d'amphibolites très localisées est aussi observée lors du forage du puits Technorem-1 (rapport de forage à l'annexe D-8). Selon la carte isopaque des dépôts meubles du CGQ (Bolduc et al., 2002), dont une partie est présentée à la figure 13, le roc se situe à plus de 25 m de profondeur au centre de la vallée et est généralement affleurant sur les parties supérieures des monts entourant la vallée.

Basée sur les échantillons de roc prélevés aux endroits où le roc affleure, la roche est un gneiss granitique de grain moyen à grossier (de mm à cm) à foliation caractérisée par des lits de teinte sombre. Les grains dans les bandes foncées contiennent des minéraux ferromagnésiens mafiques tels que les micas et les amphiboles alternant avec des lits plus clairs, de gris à rosé, de quartz et de feldspath. Au bas du Mont-Cervin, les bandes foliées sont plus altérées qu'au sommet de la montagne. On observe aussi des bandes mafiques parallèles à la foliation gneissique dans la roche et il semble y avoir une plus grande altération dans les bandes de foliation ce qui pourrait favoriser l'écoulement de l'eau dans ce plan.

3.2.1 Géologie des dépôts meubles

La cartographie des dépôts meubles provient de la carte des formations superficielles, (Bolduc et al., 2002) dont une partie est présentée à la figure 13. Les sédiments sont tous d'âge Quaternaire et la

stratigraphie est compatible avec la séquence de déglaciation des Basses Terres du Saint-Laurent au Wisconsin supérieur. Dans le secteur du Mont-Cervin on retrouve des sédiments glaciaires, mis en place sur le roc directement par le glacier, en vert pâle les tills sableux en couverture mince et discontinue de moins de 1 m d'épaisseur, en brun, des sédiments d'origine proglaciaire subaérien de 1 à 20 m d'épaisseur et en jaune pâle au centre de la vallée des dépôts alluvionnaires de sable et de gravier qui font jusqu'à 5 m d'épaisseur. Lors du retrait du glacier, les eaux de fonte ont permis la mise en place des sédiments fluvioglaciaires dans les dépressions du socle et les dépôts dans la vallée enfouie située en face du Mont-Cervin montre du sable et gravier qui atteint jusqu'à 30 m d'épaisseur.

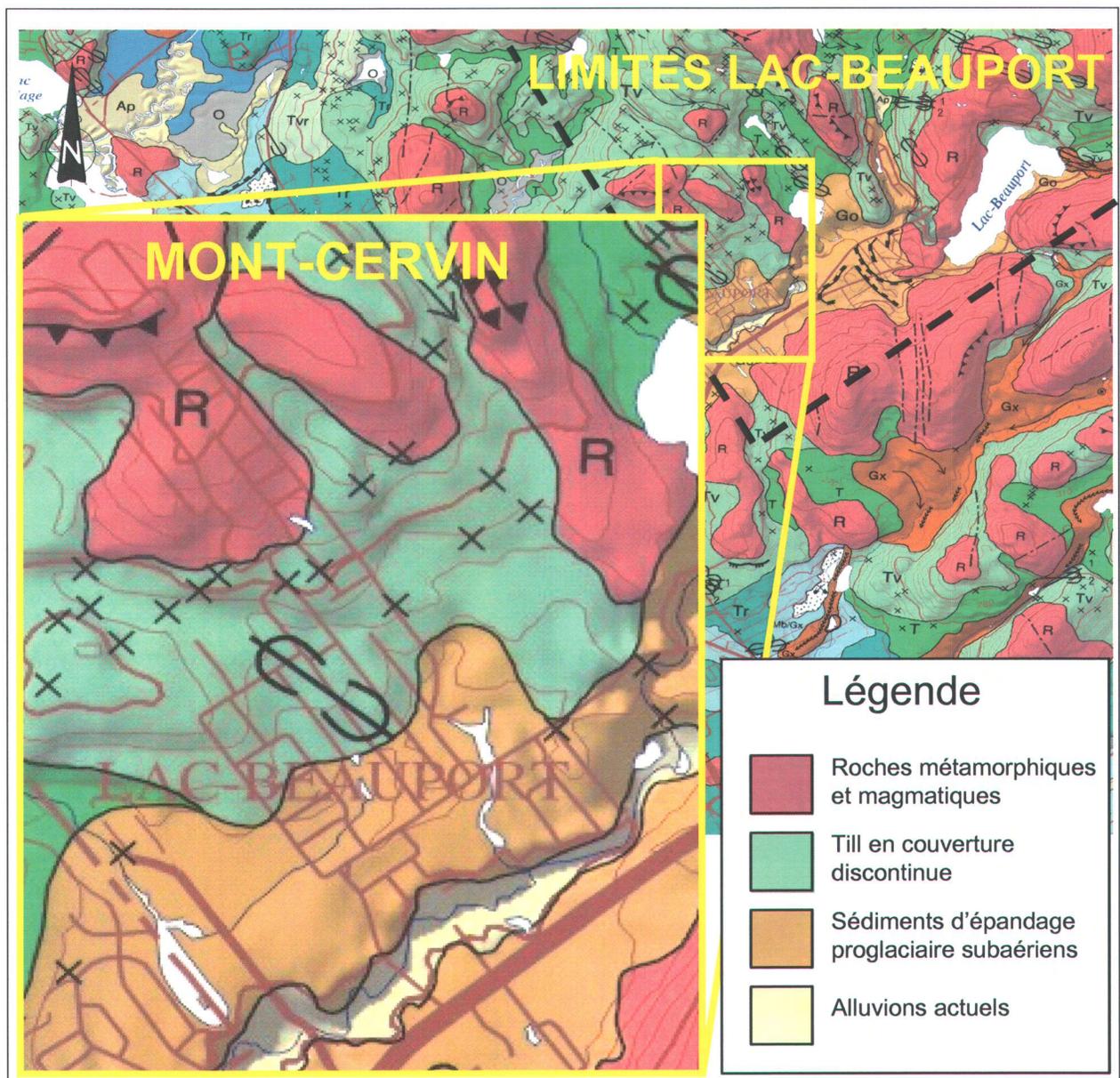


Figure 7: Carte géologique des formations superficielles, région de Québec (Bolduc et al., 2002)

Ces dépôts constituent un excellent aquifère qui sert à la municipalité pour alimenter son réseau d'aqueduc. Les propriétés hydrauliques du till n'ont pas été testées mais on retrouve dans la littérature des valeurs allant de 10^{-6} m/s à 10^{-12} m/s en fonction de sa nature (Freeze et Cherry, 1979). Par exemple, un till peu compact et très lessivé, contenant peu de particules fines mais principalement du sable comme celui retrouvé sur le Mont-Cervin présenterait une conductivité hydraulique relativement élevée de l'ordre de 10^{-6} m/s. Cette valeur n'a pas été mesurée directement mais les observations sur le terrain confirment la nature lâche et sableuse du till.

3.3 Méthodologie des travaux

3.3.1 Caractéristiques des puits privés

La presque totalité des quelques 460 puits domestiques recensés dans le secteur du Mont-Cervin sont des puits d'un diamètre standard de 6 pouces (15 cm) installés à même la formation rocheuse. Ce type de puits est pourvu dans la partie supérieure d'un cuvelage en acier, qui est normalement ancré dans la partie supérieur du socle rocheux et qui protège contre les éboulis provenant des matériaux plus lâche de la surface. La nouvelle réglementation sur les installations de captage (MENV, 2003) exige maintenant le scellement de l'espace annulaire (autour du cuvelage) de la surface jusqu'au roc ou la fin du cuvelage. Cette procédure vise à protéger les installations contre l'écoulement des eaux de surface et de sous surface le long du cuvelage. La plupart des puits existants dans le secteur du Mont-Cervin ont cependant été mis en place avant cette réglementation et ne sont donc pas scellés. Les données disponibles à partir de la banque de données des puisatiers (SIH) a permis, entre autre, de connaître la profondeur des puits du secteur qui montrent une grande variabilité, allant généralement de 20 m à plus de 300 m. La banque du SIH indique aussi les débits mesurés par les foreurs dans les puits à partir desquels il est possible d'estimer la conductivité hydraulique de l'aquifère (section 3.4.2).

3.3.2 Mesures des niveaux d'eau

Sur le terrain, 129 mesures de niveaux d'eau dans les puits privés ont été effectuées en 2002 et en 2003 sur tout le territoire de la municipalité, dont 71 sur le secteur du Mont-Cervin seulement. Les mesures sont prises directement dans les puits privés par rapport au rebord de la partie supérieure de la margelle du cuvelage du puits à l'aide de sonde électronique de marque RST ou Solinst, qui ont une précision de $\pm 0,5$ cm. Les mesures des margelles permettent de soustraire le niveau d'eau mesuré

pour avoir une profondeur à partir du niveau du sol. Les contours des élévations piézométriques ont été calculés par krigeage avec le logiciel Surfer, version 8.0. Les cartes d'élévation ont permis d'établir le sens et le gradient régional de l'écoulement de l'eau souterraine. D'autres valeurs de niveaux d'eau, provenant de la banque de données du SIH ont été utilisées pour comparer les données servant à établir la piézométrie du secteur. Le tableau des niveaux d'eau pour l'ensemble de la municipalité est présenté au tableau D-6 à l'annexe D.

3.3.3 Mesures de la longueur du cuvelage

Pendant la campagne d'échantillonnage menée à l'été 2003, plusieurs informations sur les puits ont été recueillies, notamment la longueur du cuvelage des puits et au total 77 mesures ont été effectuées à l'aide d'une sonde pour détecter le métal. Le but de ces mesures était d'estimer l'épaisseur des dépôts meubles à l'endroit des puits en assumant que le cuvelage est normalement enfoncé jusqu'à la partie solide du roc. Ces mesures ont d'abord été utilisées pour aider à déterminer s'il existe une relation entre les facteurs reliés au mode de construction des puits et la présence de nitrates et/ou de bactéries dans l'eau captée par les puits. Les longueurs de cuvelages ont également été utilisées pour la construction de coupes géologiques permettant de concevoir le modèle conceptuel d'écoulement et le modèle numérique (sections 4.10 et 5). Les résultats sont présentés au tableau D-3 à l'annexe D.

3.3.4 Forage d'un puits dans le roc

Le forage et l'installation d'un puits de surveillance de l'eau souterraine dans le roc ont été réalisés le 9 juillet 2003 par *Les Puits du Lac-Beauport*. Le puits nommé Technorem-1 est localisé au centre du Mont-Cervin sur l'emprise du futur chemin de la Rencontre (figure 8) de façon à être le plus représentatif possible des conditions hydrogéologiques du secteur de même qu'en fonction de la probabilité de rencontrer une contamination bactériologique et/ou en nitrates en amont des installations septiques. Le site est caractérisé par un roc affleurant altéré et très fracturé. Le puits qui a été foré à l'aide d'une foreuse de type roto-percussion à air comprimé jusqu'à une profondeur de 65,7 m. Le puits a été installé selon la réglementation sur les puits de captage individuel destinés à la consommation d'eau potable (MENV, 2003) en vigueur depuis le 15 juin 2003. Cette réglementation exige maintenant que le puits soit scellé de façon étanche et durable sur une profondeur de 5 m à partir de la surface. Le diamètre des 5 premiers mètres est de 30 cm et de 15 cm pour le reste du forage. Le cuvelage de 15 cm de diamètre par 5 m de longueur est scellé avec un mélange de ciment

bentonite entre l'espace annulaire de 15 cm et le sol. La margelle du cuvelage est de 82 cm au-dessus du sol et un couvert cadencé a été installé pour protéger l'installation et l'eau souterraine. À la fin du forage, le puits a été nettoyé à plusieurs reprises en rinçant avec de l'eau d'aqueduc puis en l'expulsant avec de l'air comprimé pour évacuer les sédiments et les débris de forage. En cours de forage, des échantillons remaniés ont été recueillis pour une description stratigraphique à tous les changements dans la nature apparente du substrat rocheux. Les informations fournies par le foreur ont également permis d'obtenir des renseignements sur la présence et la profondeur des fractures, basés sur la résistance du roc à la pénétration. L'inspection visuelle des échantillons a permis d'évaluer sommairement la composition de la roche en fonction de la profondeur (section 3.2) et le rapport de forage est présenté au tableau D-8 à l'annexe D.

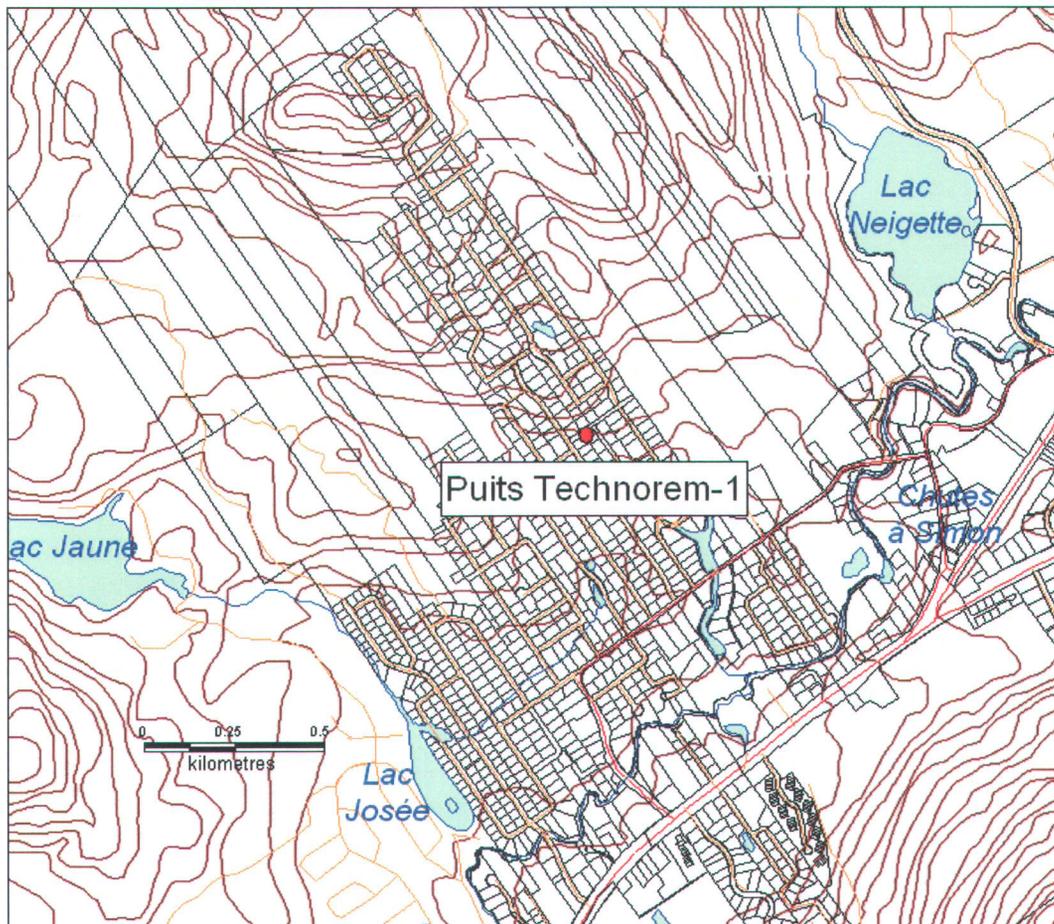


Figure 8 : Emplacement du puits Technorem-1 sur le Mont-Cervin

3.3.5 Essais de perméabilité à choc hydraulique

Un essai de perméabilité à choc hydraulique a été réalisé dans le puits Technorem-1 pour évaluer la conductivité hydraulique de l'ensemble de la section ouverte dans l'aquifère de roc, soit entre 4.6 m à 65.7 m de profondeur. Le test a été effectué en enlevant un volume d'eau avec une écope d'échantillonnage permettant d'abaisser le niveau de la nappe d'environ 50 cm sous le niveau statique. L'interprétation des données et le calcul de la conductivité ont été faits avec la méthode de Bouwer et Rice (1976). L'équation de Thiem (équation 1) permet de déterminer la conductivité hydraulique dans un puits lorsqu'une quantité d'eau est retirée instantanément du puits (Bower et Rice, 1976). Cette méthode est applicable pour un aquifère homogène, isotrope, en nappe libre ; et son utilisation dans un aquifère fracturé doit supposer un milieu fracturé équivalent avec un réseau de fracturation présentant une multitude de fractures distribuées également dans le massif rocheux. Les caractéristiques du puits permettent de calculer le premier terme de l'équation et le deuxième terme est déterminé par la pente de la droite du graphique des charges hydrauliques mesurées en fonction du temps et illustrées sur un graphique semi-logarithmique. La feuille de calcul Excel utilisée pour les calculs est présentée au tableau D-4 à l'annexe D et les résultats sont discutés à la section 3.4.4.

$$K = \left[\frac{r_c^2 \ln(R_e/r_w)}{2d} \right] \left[\frac{1}{t} \ln \frac{h_0}{h_t} \right] \quad \text{[équation 1]}$$

Où: K = conductivité hydraulique (m/s);
r_c = rayon de la section non crépinée du puits (m);
R_e = distance radiale sur laquelle la différence de charge hydraulique est dissipée (m);
r_w = distance du centre du puits et la partie intacte de l'aquifère (m);
d = longueur de la section crépinée du puits (m);
h₀ = charge hydraulique dans le puits au temps t₀ = 0 (m);
h_t = charge hydraulique dans le puits au temps t > t₀ (m);
t = temps (s)

Les hypothèses de validités de l'équation qui doivent être satisfaites pour que l'analyse soit faite avec la méthode sont les suivantes (Kruseman et de Ridder, 1994) :

- L'aquifère est en condition de nappe libre et d'étendue infinie.
- L'aquifère est homogène, isotrope et d'égale épaisseur.
- La surface libre de l'aquifère est horizontale avant le début de l'essai.
- La charge hydraulique dans le puits est réduite instantanément, il n'y a pas de rabattement hors du puits et aucun écoulement n'existe au-dessus de la surface libre.

- L'inertie de la colonne d'eau est négligeable.
- Les pertes de charges dans le puits sont négligeables.
- Le puits pénètre totalement ou partiellement l'aquifère.
- Le puits est de dimension finie.
- L'écoulement vers le puits est en régime permanent.

Le matériel utilisé pour effectuer le test comprend :

- Un capteur de pression (Level logger, modèle BH 1000-RST) de Solinst.
- Un ordinateur portable muni du logiciel de Solinst.
- Une écope d'échantillonnage de 10 cm de diamètre et 2 m de longueur.

La procédure pour effectuer le test consiste à:

- Mesurer le niveau statique dans le puits avant le début des essais à l'aide d'une sonde à niveau d'eau manuelle.
- Programmer le capteur de pression et l'installer dans le puits de façon à ce qu'il y ait une colonne d'eau au-dessus de la sonde pour tenir compte du rabattement de la nappe durant l'essai.
- Descendre l'écope d'échantillonnage dans le puits, remplir l'écope d'eau complètement et la retirer le plus rapidement possible de façon à ce que le rabattement de la nappe soit le plus instantané possible.
- L'essai se termine lorsque le niveau d'eau est pratiquement revenu à son niveau initial (au moins à 80 %).
- On peut répéter l'opération plusieurs fois pour obtenir une valeur moyenne représentative.

3.3.6 Essais de perméabilité à charge constante

Des essais de perméabilité à charge constante ont été réalisés dans le puits Technorem-1 pour déterminer la transmissivité hydraulique de la formation rocheuse en fonction de la profondeur. Cette méthode est la plus efficace pour déterminer la perméabilité d'un roc comportant des fractures à différentes échelles. Elle consiste à injecter de l'eau à débit constant et à pression constante dans une section de roc isolée par un système comportant deux obturateurs pneumatiques. En conditions d'écoulement à l'équilibre, la transmissivité, T , de la zone testée peut être obtenue en utilisant l'équation 2 suivante :

$$T = \left[\frac{Q}{\Delta H 2\pi} \right] \ln \left[\frac{r_e}{r_w} \right] \quad \text{[équation 2]}$$

où : T : transmissivité (m^2/s) ;
 Q : débit constant d'injection (m^3/s) ;
 ΔH : différence de charge entre la charge (pression) initiale et la charge à l'équilibre (m) ;
 r_w : rayon des puits testés (m) ;
 r_e : rayon d'influence causé par l'injection (déterminé à 100 m).

La procédure pour réaliser le test consiste à isoler une section dans le roc fracturé à l'aide d'une paire

d'obturateurs pneumatiques dont le diamètre augmente en volume en injectant de l'azote gazeux sous pression. Un tube perforé de la longueur de la section à l'essai, joint les deux obturateurs (figure 7). Durant l'essai, le débit et la pression de l'eau, sont contrôlés par un système de valves et de réservoirs de différentes dimensions qui sont calibrés afin de permettre une mesure de débit lors de l'injection d'eau. Chaque réservoir est relié à un manomètre qui reçoit une pression provenant d'une bouteille d'azote pressurisée. Un capteur de pression est utilisé pour enregistrer les variations de pression dans la section à l'essai. Ce capteur de pression est connecté à un système d'acquisition de données intégré dans un ordinateur portable qui permet de traduire le signal électrique du capteur de pression en signaux numériques. Les résultats des calculs effectués avec l'équation de la transmissivité (équation 2) sont présentés à la section 3.4.2 et les chiffres Excel aux tableaux D-5-a et D-5-b à l'annexe D.

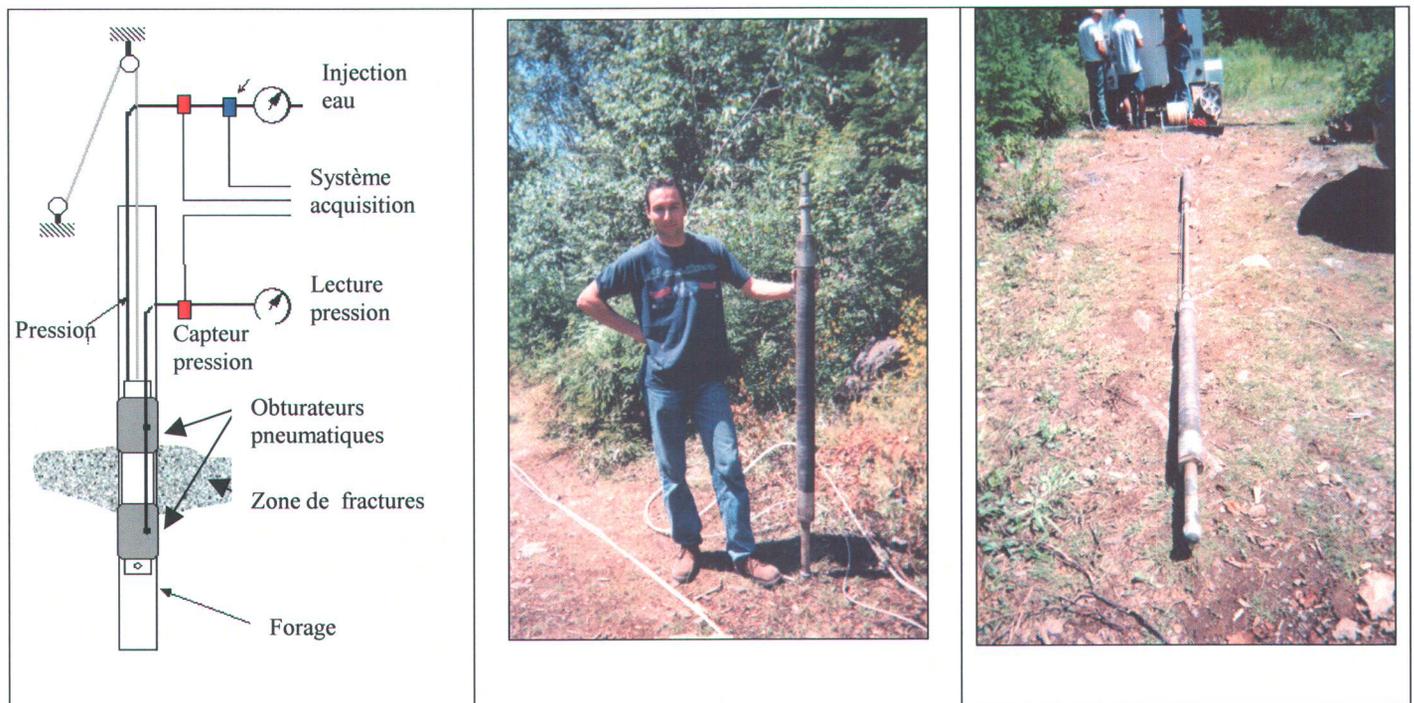


Figure 9 : Schéma et photos des obturateurs utilisés pour les essais de perméabilité hydraulique à charge constante

La procédure pour le déroulement du test d'injection à charge constante est la suivante :

- Prise du niveau d'eau initial dans le puits.
- Assembler tous les appareils (obturateurs perforés, tubes, appareil numérique, etc).
- Mesurer la longueur de la section à l'essai (zone comprise entre les obturateurs pneumatiques).
- Prendre la mesure de la pression initiale du capteur de pression à la surface pour calibrer l'appareil.

- Descendre les obturateurs à la profondeur désirée.
- Injecter de l'eau potable pour enlever l'air dans le tube d'injection et saturer le tube dans la zone testée.
- Prendre la valeur indiquée sur le capteur de pression après qu'elle se soit stabilisée dans le puits ouvert à la pression atmosphérique.
- Gonfler les obturateurs pour isoler la section en tenant compte de la pression hydraustatique sus-jacente pour ajuster la pression de gonflage.
- Examiner la réaction causée par le gonflement des obturateurs.
 - Si la réaction en pression est forte, la perméabilité du roc est petite.
 - Si la réaction en pression est faible, la perméabilité du roc est grande.
- Attendre la condition d'équilibre (*steady-state flow*) de pression dans la zone et déterminer la valeur de pression qui correspond à la différence des charges, ΔH .
- Commencer l'injection d'eau dans la zone isolée.
- Mesurer le débit injecté lorsque la pression dans la zone est constante (conditions stables).
- Répéter l'injection une deuxième fois pour confirmer les résultats du test.

3.3.7 Échantillonnage de l'eau souterraine avec obturateurs dans le puits Technorem-1

Les équipements et la procédure utilisés pour l'échantillonnage multiniveau sont les mêmes que ceux utilisés pour les essais de perméabilité à charge constante (figure 8). Le but de l'échantillonnage multiniveau était d'établir un profil géochimique de l'eau souterraine en fonction de la profondeur afin d'identifier si possible les meilleures profondeurs pour l'installation ultérieure de 4 puits d'observation multiniveau permanents (section 3.3.8). Les essais devraient permettre d'identifier des différences dans la chimie de l'eau pouvant être dues à des apports d'eau provenant de réseaux de fractures distinctes et de sources différentes dans l'aquifère. L'essai a permis d'échantillonner 12 niveaux différents (tableau E-5 à l'annexe E) basé sur les renseignements recueillis durant le forage et les essais de perméabilité réalisés avec obturateurs pneumatiques. Les échantillons sont prélevés dans une section ouverte entre les obturateurs qui mesure 2,34 m et l'eau est pompée à la surface à l'aide d'une pompe submersible RediFlow-II, installée préalablement dans la section ouverte entre les deux obturateurs.

L'eau souterraine est acheminée vers la surface par un tubage Waterra et est échantillonnée après avoir purgé un volume équivalent à cinq (5) fois celui de la section. L'eau est récupérée et placée dans 3 bouteils préparé par le laboratoire d'analyse.

Les analyses effectuées sur les échantillons d'eau prélevés entre les obturateurs sont les mêmes que pour l'échantillonnage des puits privés en 2003 (section 4.3.1) : l'analyse des paramètres physico-chimiques (température, conductivité, oxygène dissous, pH, Eh, salinité) sur le site avec

la sonde multiparamètres (YSI) et les analyses de laboratoire pour les anions majeurs dont les nitrates qui ont été effectuées au complexe scientifique de l'INRS ainsi que les bactéries entérocoques et les coliformes fécaux effectuées au laboratoire de LCQ de Québec.

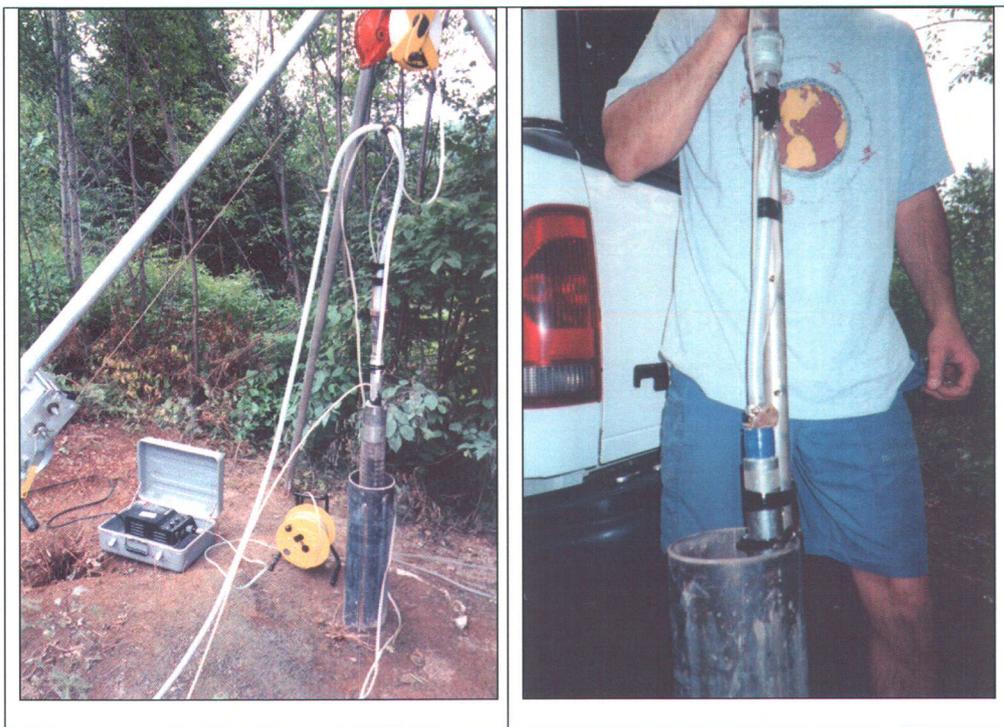


Figure 10 : Obturateurs et appareillages utilisés pour effectuer l'échantillonnage multiniveau

3.3.8 Installation de 4 piézomètres dans le puits Technorem-1

Une installation multiniveau comprenant 4 puits indépendants a été mise en place le 1^{er} août 2003 dans le forage Technorem-1. La figure 9 illustre l'installation avec les emplacements des 4 crépines de même que celle des bouchons de bentonite qui isolent chaque section entre elles. Chaque piézomètre est constitué d'un tubage crépiné de 2,54 cm de diamètre extérieur. Les crépines de 3 m de longueur, comportant des ouvertures de 10 millièmes de pouces ont été raccordées aux tubages filetés en PVC afin d'obtenir la longueur totale appropriée. Les 4 crépines ont ensuite été descendues successivement en les maintenant ensemble à égale distance de la paroi du forage à l'aide de centralisateurs, placés à des intervalles réguliers. Les zones crépinées ont été successivement remplies avec du sable de silice inerte no 2 et/ou 3 et l'intervalle entre chacune des zones ouvertes a été scellé avec un coulis de ciment-bentonite et/ou avec de la bentonite granulaire. Chaque puits est doté d'un tubage Waterra dédié pour réduire les risques de contamination durant l'échantillonnage. Les résultats

des paramètres chimiques et physico-chimiques réalisés sur les échantillons d'eau prélevés dans les puits multiniveaux en 2003 sont présentés à la section 4.6.1 et au tableau E-5 à l'annexe E.

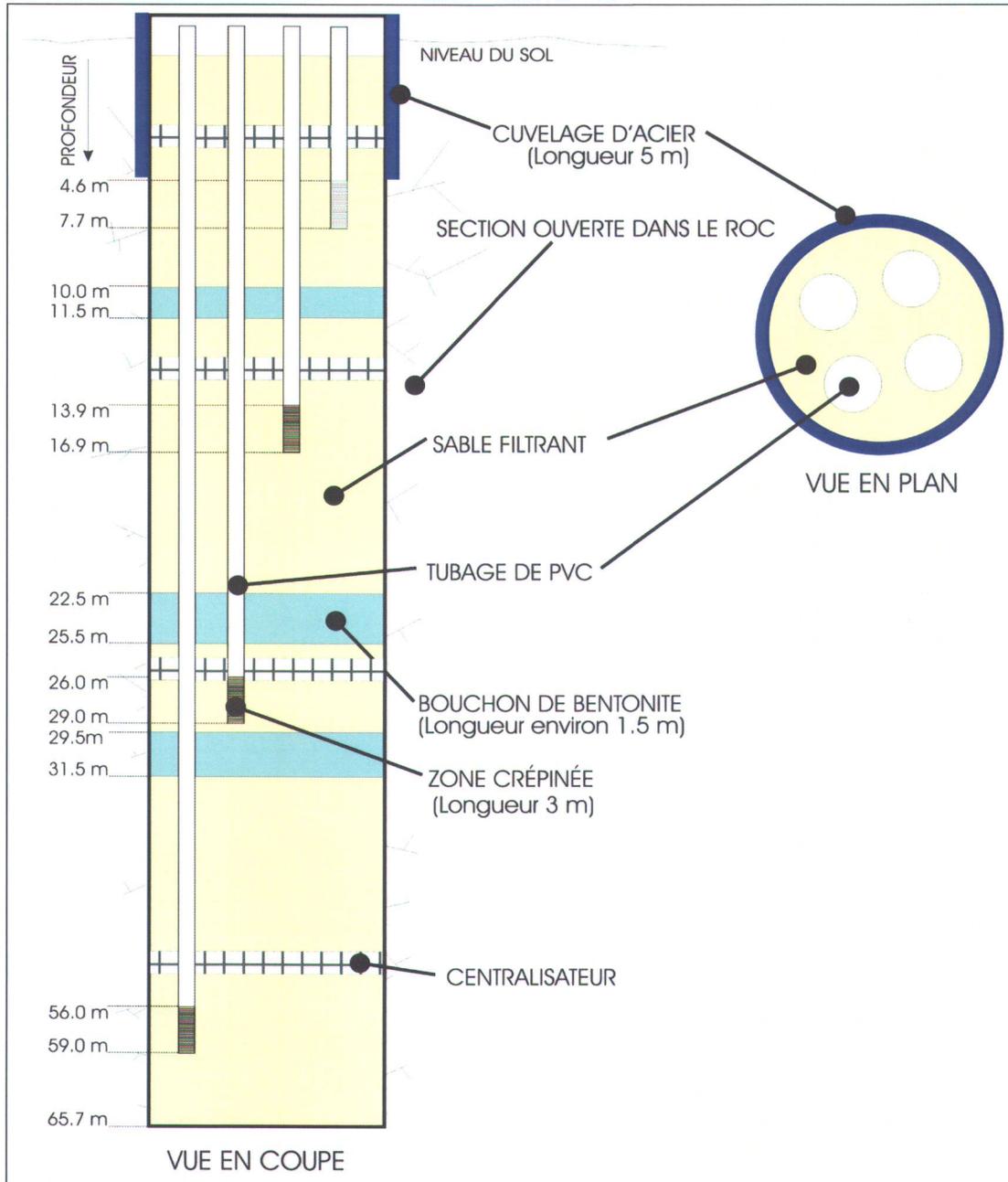


Figure 11 : Schéma en coupe et en plan des 4 puits installés dans le forage Technorem-1

3.3.9 Mesures structurales sur les fractures des affleurements rocheux

La direction et le pendage des fractures et des plans de foliation ont été mesurés sur vingt (20) affleurements rocheux en novembre 2003 sur l'ensemble du secteur du Mont-Cervin. Les mesures ont été effectuées selon la méthode *Strike and Dip* avec la règle de la main droite (McKay, 1987). La figure 10 montre les photos de plusieurs affleurements rencontrés dans le secteur du Mont-Cervin et sur lesquels les mesures ont été effectuées. Les résultats ont été compilés avec le logiciel Sphéristat qui permet, à partir des pendages et de la direction des plans de fractures mesurés, d'obtenir les statistiques pour l'ensemble des mesures. Le tableau des résultats pour les plans de fractures principaux et la foliation ainsi que le graphique des grands cercles et des plans de fractures sont présentés au tableau D-1 et D-2 à l'annexe D.



Figure 12 : Affleurements rocheux du Mont-Cervin montrant l'altération et la fracturation du roc

3.3.10 Essais d'infiltration par traçage au sel de bromure le long du cuvelage de puits privés

Les essais d'infiltration avaient pour but de vérifier si les contaminants transportés dans les eaux de surface peuvent se retrouver dans les puits en s'écoulant le long des cuvelages. Les puits privés installés avant 2003 n'étaient pas scellés le long du cuvelage et à l'interface sol/roc, par un mélange de ciment/bentonite. Deux essais de traçage au sel de bromure ont été réalisés respectivement en haut et en bas du Mont-Cervin. Les sels de bromure ont été choisis comme traceur en raison de sa très faible concentration naturelle dans l'eau souterraine et du fait qu'il est facilement mesurable dans l'eau à partir d'appareils portatifs de terrain ou en laboratoire par des méthodes d'analyses communes et peu coûteuses. Les essais ont été réalisés à l'aide d'un cylindre placé autour du puits et enfoncé dans le sol sur environ 10 cm (figure 11). Les sels de bromure, dilués dans 60 litres d'eau, sont déversés à faible débit dans l'anneau de façon à saturer le sol autour du puits de captage. Le traceur peut s'infiltrer, (1) le long du tubage si celui-ci est mal scellé à l'interface sol/roc et atteindre le puits dans le roc ou (2) dans les pores du sol et le réseau de fractures du roc et dilué avant d'atteindre la nappe ou l'eau du puits.



Figure 13 : Montage utilisé pour effectuer les essais de traçage

Des concentrations de 10 000 ppm et de 5 000 ppm ont été préparées aux sites #1 et #2 avec respectivement 0,6 kg et 0,3 kg de bromure dans 60 litre d'eau. Des concentrations plus importantes ont été préparées au site #1 afin de tenir compte de l'épaisseur importante de la zone non saturée. Une sonde de terrain a été utilisée pour détecter de façon préliminaire et qualitative la présence de bromures dans l'eau. Dans le cas où des bromures sont détectés à partir de cette sonde, des analyses d'échantillons d'eau en laboratoire sont alors effectuées afin de déterminer les concentrations exactes.

Avant le début de chaque essai d'injection, une mesure a été prise avec cette sonde. Pendant les jours subséquents, des mesures ont été réalisées sur 100 ml de solution en calibrant préalablement la sonde avec des solutions à 0,1 ppm, 1 ppm et 10 ppm. À chaque visite, un échantillon d'eau a été prélevé avec une écope d'échantillonnage dans la partie supérieure de la colonne d'eau du puits et un autre a été prélevé au robinet après avoir laisser coulé environ 10 minutes. Les résultats sont décrits à la section 4.6.2.

3.4 Résultats des travaux

3.4.1 Propriétés hydrauliques du roc

La majorité des ouvrages de captage résidentiels prélèvent leur eau dans l'aquifère de roc fracturé. Les sections 3.4.1 à 3.4.6 présentent les résultats des travaux effectués pour déterminer les propriétés hydrauliques du roc. À titre comparatif, Freeze et Cherry (1979) donnent des valeurs pour la conductivités hydrauliques des roches ignées et métamorphiques qui varient entre 10^{-8} m/s et 10^{-14} m/s. La variabilité des valeurs de conductivité hydraulique dans le roc fracturé provient du fait que le degré de fracturation peut être très variable d'un endroit à l'autre au sein d'un même massif rocheux. Les observations faites sur le terrain confirment que les débits observés dans les puits privés sont extrêmement variables d'un puits à l'autre même pour des puits voisins. La section qui suit présente les valeurs de capacité spécifique calculées à partir des débits mesurés par les puisatiers lors de l'installation des puits privés et provient du rapport Technorem (2004).

3.4.2 Capacités spécifiques déterminées à partir des puits du SIH

Les valeurs de transmissivité de l'aquifère du roc peuvent être calculées à partir des données des essais de pompage de courte durée effectués par les puisatiers et qui sont présentés dans la banque de données des puisatiers (SIH) (Bradbury et Rothschild, 1985 ; Technorem, 2004). Lors du forage d'un puits un essai de pompage de courte durée est effectué pour vérifier la capacité du puits à fournir de l'eau souterraine. Ces données sont d'abord utilisées pour calculer les capacités spécifiques d'un puits qui correspond à son débit d'exploitation divisé par son rabattement (équation 3) (Todd, 1980) :

$$C_s = \frac{Q}{s} \quad \text{[équation 3]}$$

C_s : Capacité spécifique (m^2/s)

Q : Débit (m^3/s)

s : Rabattement mesuré dans le puits (m)

Ensuite, à partir de l'équation de Thiem-Dupuit, (Thomasson *et al.*, 1960), il est possible de calculer la transmissivité de l'aquifère qui est reliée à la capacité spécifique du puits (Kruseman et de Ridder, 1973) (équation 5). Avec Q/s qui est la capacité spécifique en m^2/s , le rayon d'influence des puits n'est pas connu avec les informations disponibles dans le SIH mais il est possible de résoudre l'équation 4 selon différents rayons d'influence. La figure 14, présente la carte de la distribution des résultats de transmissivité obtenues pour un rayon d'influence de 100 m.

$$T = \left(\frac{Q}{s} \right) \frac{1}{2\pi} \ln \frac{R}{r} \quad [\text{équation 4}]$$

s : Rabattement mesuré dans le puits (m)

Q : Débit lors de l'essai de pompage (m^3/s)

T : Transmissivité de la formation aquifère (m^2/s)

R : Rayon d'influence du puits (m) posé à 100 m

r : Rayon du puits (m)

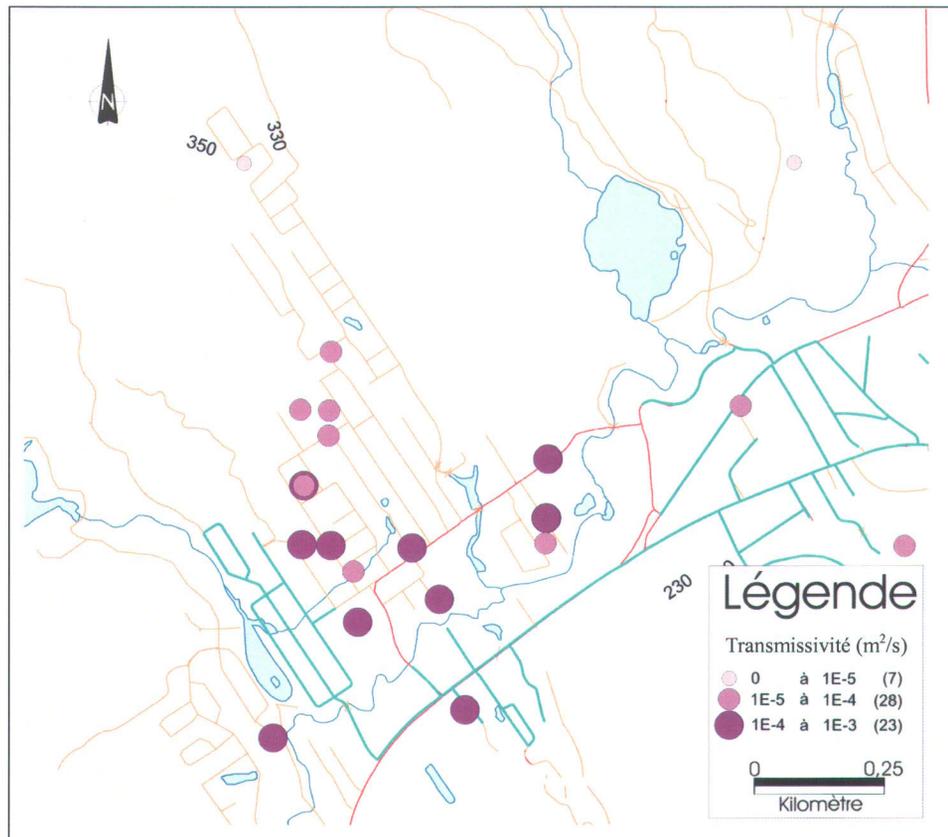


Figure 14 : Carte de la distribution des transmissivités calculées pour l'ensemble du secteur du Mont-Cervin avec un rayon d'influence de 100 m

Les résultats obtenus avec un rayon d'influence de 100 m montrent des valeurs de transmissivité qui varient entre $5,69 \times 10^{-6}$ m²/s à $1,35 \times 10^{-3}$ m²/s. Technorem (2004) a montré que le rayon d'influence n'avait que très peu d'effet sur les valeurs de transmissivité. La carte montre que la transmissivité du roc dans le secteur du Mont-Cervin augmente en s'approchant du centre de la vallée et semble diminuer dans les puits qui sont situés plus en altitude. Cette information a été principalement utilisée dans le modèle numérique (section 5).

3.4.3 Forage d'un puits au roc, Technorem-1

Le forage d'un puits au roc (puits Technorem-1) dans le secteur du Mont-Cervin a constitué une étape importante dans la caractérisation de l'aquifère de roc. Les travaux ont permis de décrire visuellement la stratigraphie du roc à partir des échantillons provenant des débris de forage (le rapport de forage est présenté au tableau D-8 à l'annexe D). La description des matériaux, durant le forage, montre en surface des sédiments qui sont constitués d'un till sableux sur une épaisseur de 0,6 m et qui repose directement sur le roc. Les 5 premiers mètres du roc sont fortement altérés et sont caractérisés d'une fissuration importante. Le roc devient par la suite moins fracturé mais est toujours altéré, caractérisé par la couleur rosée du gneiss granitoïde. Une couche d'amphibolite très foncée a été rencontrée entre 12 et 15 m de profondeur. Le roc devient à partir de 25 m plus grisâtre jusqu'à la fin du forage à 67,5 m. Le forage a aussi permis d'effectuer différents tests pour déterminer la conductivité hydraulique du roc et les résultats sont présentés à la section 3.4.4. Finalement, l'installation du forage puits multiniveau a permis d'échantillonner l'eau souterraine à 4 différentes profondeurs pour en déterminer la qualité (section 4.7.1).

3.4.4 Conductivité hydraulique du roc

Les résultats de l'essai de perméabilité à choc hydraulique (slug test) réalisé dans le puits Technorem-1 montre que la conductivité hydraulique globale de la formation rocheuse mesurée sur l'ensemble de la hauteur ouverte du puits est de $4,5 \times 10^{-7}$ m/s. Les données et le chiffrier numérique utilisés pour effectuer l'analyse sont présentés au tableau D-4 à l'annexe D et la méthodologie utilisée est décrite à la section 3.3.5. Cette valeur moyenne est illustrée à la figure 15. Les résultats des essais de perméabilité à charge constante ont permis de déterminer le profil de la conductivité hydraulique du roc en fonction de la profondeur. La méthodologie employée est présentée à la section 3.3.6, les résultats obtenus pour les 29 essais sont illustrés à la figure 15 et présentés aux tableaux D-5-a et D-5-b à l'annexe D. Selon les résultats, 4 zones peuvent être observées. La première zone, qui correspond

à la partie supérieure du roc saturé, soit de 7,4 à 9,4 m de profondeur, est caractérisée par une valeur de conductivité hydraulique importante de $2,9 \times 10^{-6}$ m/s, ce qui est supérieur à la moyenne par l'essai à choc hydraulique. Ce résultat confirme les observations géologiques sur la fracturation importante des affleurements de même que celles effectuées durant le forage du puits Technorem-1. La deuxième zone de conductivité hydraulique, se situe entre 9,4 et 23,4 m de profondeur et la moyenne géométrique des conductivités hydrauliques mesurées est de $1,9 \times 10^{-7}$ m/s. Le socle rocheux dans cette section du forage est composé d'un roc de type granitoïde de couleur rosée moyennement altéré mais plus faiblement fracturé que celui en surface. La troisième zone de conductivité hydraulique se retrouve entre 23,4 et 29,4 m de profondeur avec une conductivité hydraulique moyenne relativement faible de $3,4 \times 10^{-9}$ m/s. La composition du roc dans cette section est caractérisée par le passage d'une roche de composition granitique de couleur rosée à une roche de couleur grisâtre. La dernière zone de conductivité hydraulique mesurée est comprise entre 29,4 et 63,4 m de profondeur. Le roc de couleur grisâtre est très peu altéré et relativement homogène. La conductivité hydraulique moyenne de cette section est de $3,9 \times 10^{-8}$ m/s.

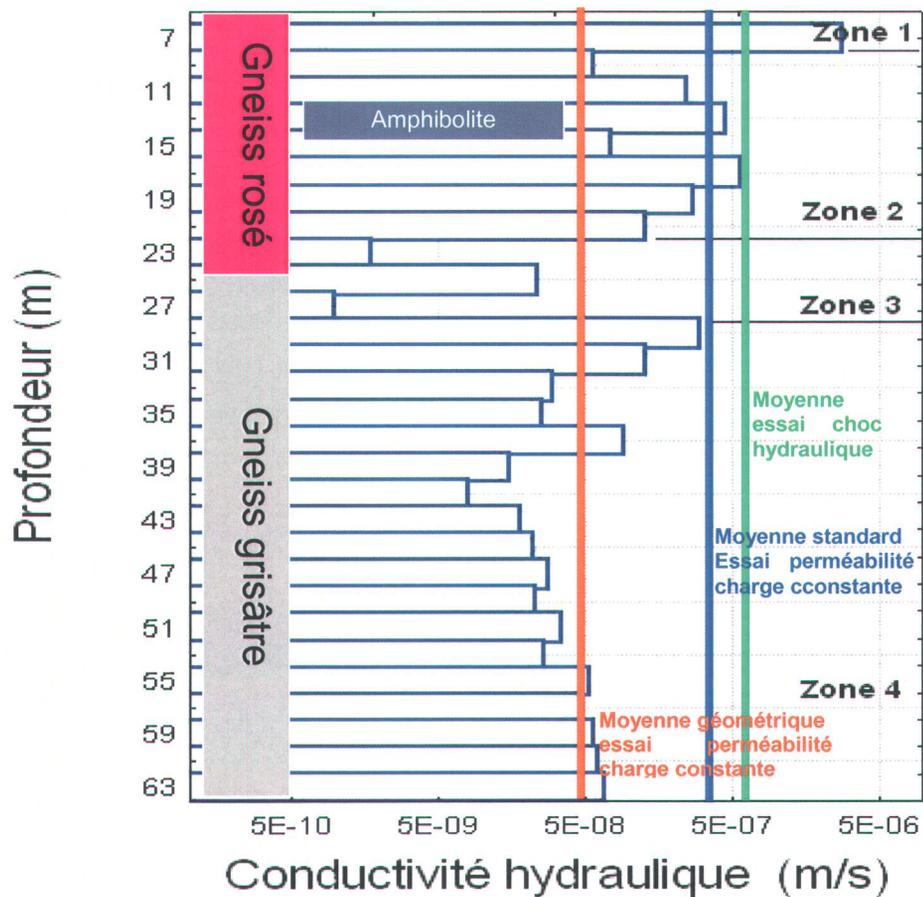


Figure 15 : Résultats de la conductivité hydraulique du puits Technorem-1 à partir des essais de perméabilité à charge constante et de l'essai à choc hydraulique

La moyenne des 29 tests effectués sur toute la colonne d'eau est de 2×10^{-7} m/s et la moyenne géométrique est de 5.4×10^{-8} m/s. La moyenne standard correspond bien aux résultats de conductivité hydraulique obtenus sur toute la hauteur du puits par l'essai à choc hydraulique. Les valeurs de conductivité hydrauliques sont utilisées comme valeurs de départ pour le modèle numérique (section 5).

3.4.5 Piézométrie et écoulement

Les directions et les vitesses d'écoulement de l'eau souterraine ont été déterminées à l'aide des mesures de niveaux d'eau effectuées dans les puits privés de l'aquifère dans le roc fracturé du secteur du Mont-Cervin (tableau D-6 à l'annexe D). Deux cartes piézométriques ont été élaborées en utilisant le logiciel Surfer version 7.0 et montrent la piézométrie réelle (figure 16-a) et la piézométrie lissée (figure 16-b) du secteur d'étude. L'écoulement de l'eau souterraine est fortement influencé par la topographie avec une profondeur de l'eau souterraine importante (plus de 40 m) au sommet du Mont-Cervin, comparé à la base (2 à 3 m). Le gradient hydraulique horizontal mesuré dans la partie amont du Mont-Cervin est de 0,06 m/m alors qu'il est trois fois plus faible pour la partie avale, soit de 0,02 m/m. L'estimation des vitesses d'écoulement à partir de l'équation de Darcy (équation 5) est possible pour un milieu fracturé en posant l'hypothèse d'un milieu porueux équivalent (Kruseman et Ridder, 2000) :

$$V = -K \left[\frac{\partial h}{\partial l} \right] / n_e \quad \text{[équation 5]}$$

V : Vitesses (m/s)

K : Conductivité hydraulique (m/s)

$\left[\frac{\partial h}{\partial l} \right]$: Gradient hydraulique horizontal (m/m)

n_e : Porosité effective (m^3/m^3)

Les vitesses moyennes calculées à partir de l'équation de Darcy pour le secteur amont en considérant une conductivité hydraulique de 10^{-6} m/s (section 3.4.4) et une porosité de 0,01 (Dominico et Schwatz, 1990) est de 0,52 m/jour alors que pour la partie avale la vitesse est de 0,17 m/jour. Cependant, cette méthode ne donne qu'une approximation des vitesses d'écoulement dans l'ensemble

de l'aquifère qui ne reflète pas nécessairement les vitesses de l'eau qui peuvent être beaucoup plus importantes dans certaines fractures. Ces vitesses estimées avec la loi de Darcy semblent par ailleurs insuffisantes pour pouvoir expliquer la présence des microorganismes provenant des installations septiques dans plus de 20 % des puits échantillonnés.

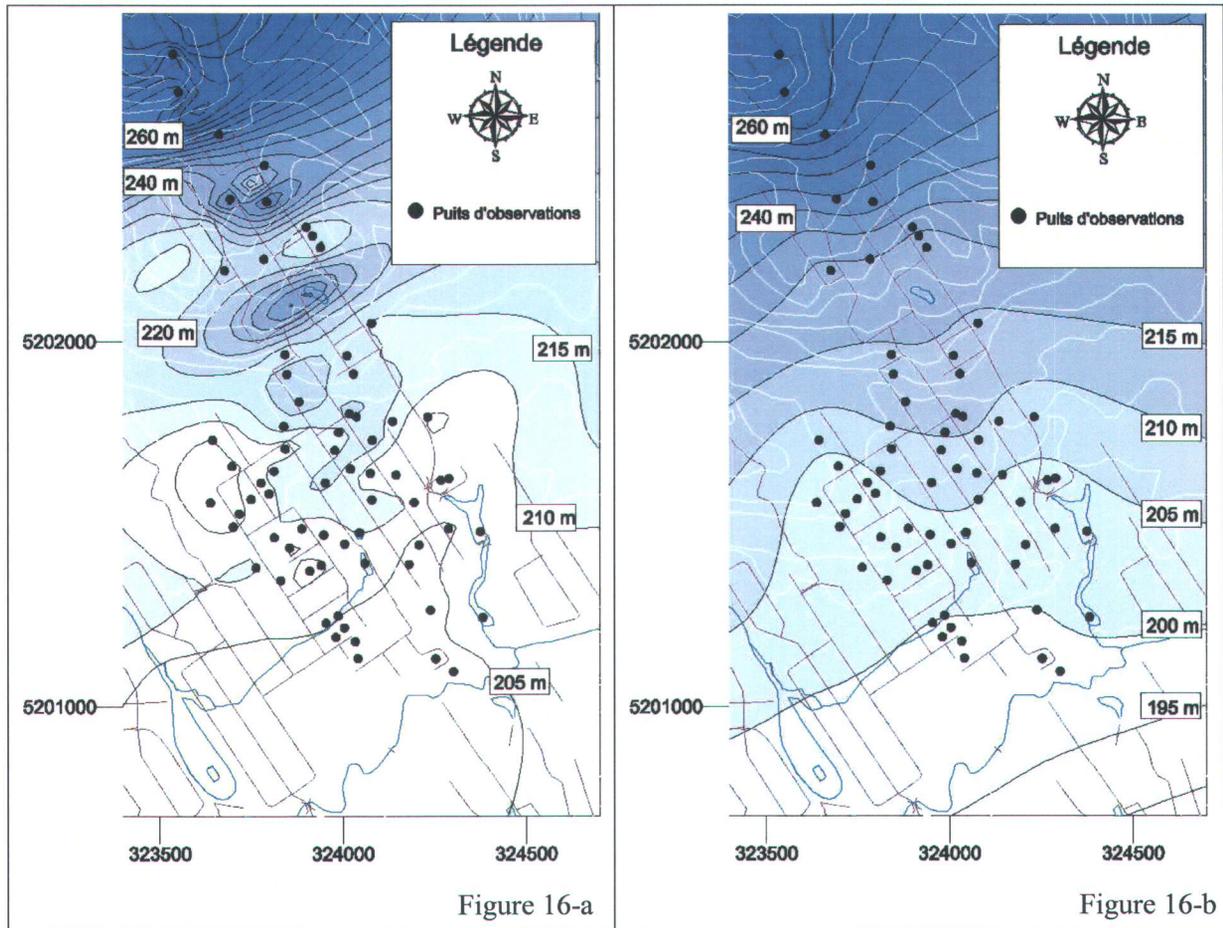


Figure 16 : Cartes piézométriques réelle (figure 16-a) et lissée (figure 16-b) provenant des mesures de niveaux d'eau dans les puits effectuées en 2002 et en 2003

3.4.6 Fracturation et écoulement

Certains affleurements montrent que la structure de la roche a subi une altération importante. Selon l'expérience des foreurs qui ont travaillé dans ce secteur, la partie altérée varie généralement de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres. La roche altérée prend une couleur rosée causée par l'oxydation du fer comparativement à la roche non altérée qui a plutôt une couleur grisâtre et qui est caractérisée par une structure beaucoup plus fermée ce qui la rend moins perméable. Selon Lachapelle

(1993), le socle dans la région de Québec est dominé par quatre réseaux de fractures orientés NE-SO, E-O, SE-NO, N-S avec des brèches hydrauliques qui ont été influencées par le grain pré-structural existant des gneiss. Ces brèches localisées principalement à la limite sud du socle ont façonné une géométrie en zigzag avec un axe le long du plan NE-SO, elles sont verticales à fort pendage vers le sud et leurs épaisseurs varient de quelques centimètres à plusieurs dizaines de mètres. Selon Faure (1995), ces différents plans de fractures n'ont pu être causés par un événement tectonique unique. Les plans de fractures NO-SE seraient dus à des événements d'extension au Crétacé alors que les plans de fractures NE-SO seraient dus à des événements d'extension au Jurassique. Les brèches seraient pré-ordoviciennes formées par des inclusions de fluides soumises à de fortes pressions qui auraient été réactivées à l'Ordovicien.

Les mesures de directions et pendages des fractures effectuées sur les affleurements ont été compilés à l'aide du logiciel Sphéristat 2. Les données des directions et des pendages mesurés sur le terrain sont présentées au tableau D-1 à l'annexe D et les résultats compilés graphiquement sous la forme de ``grands cercles`` et de plans résultants au tableau D-2 à l'annexe D. La figure 17-a présente les principales directions des fractures subverticales par rapport au Mont-Cervin et la figure 17-b illustre de façon schématique les canaux d'écoulement préférentiel que pourrait former la rencontre des principaux plans de fractures.

L'analyse statistique des fractures indique qu'il existe principalement deux plans sub-verticaux et un plan sub-horizontale. Les vecteurs résultants indiquent deux plans de pendage moyen dans les directions de 18° , NE-SO et 288° , SE-NO avec des pendages respectifs de 81° sub-vertical et de 86° sub-vertical (figure 13-a). Ces plans sont répartis de façon à peu près symétrique par rapport à la ligne de plus grande pente du Mont-Cervin et, sans tenir compte des caractéristiques d'ouverture respectives des familles de fractures, leur orientation favorise l'écoulement vers le bas de la montagne. Le plan de fractures sub-horizontale montre un pendage de 5 à 20° , orienté vers le sud, soit dans le même sens que la pente naturelle du terrain, ce qui facilite aussi un écoulement vers le bas du Mont-Cervin. De plus, l'intersection des plans de fractures peut constituer des canaux d'écoulement préférentiel qui influencent la circulation de l'eau dans le massif aquifère. Les principaux plans s'intersectent selon les directions suivantes : une intersection à environ 30° par rapport à l'horizontale et dans la direction ONO (300°), une intersection à environ 70° par rapport à l'horizontale, donc presque verticale et dans les directions NNE (020°) et SSO (200°). Dans l'ensemble, les résultats obtenus sur les mesures des fractures à partir des affleurements confirment celles de Lachapelle (1993).

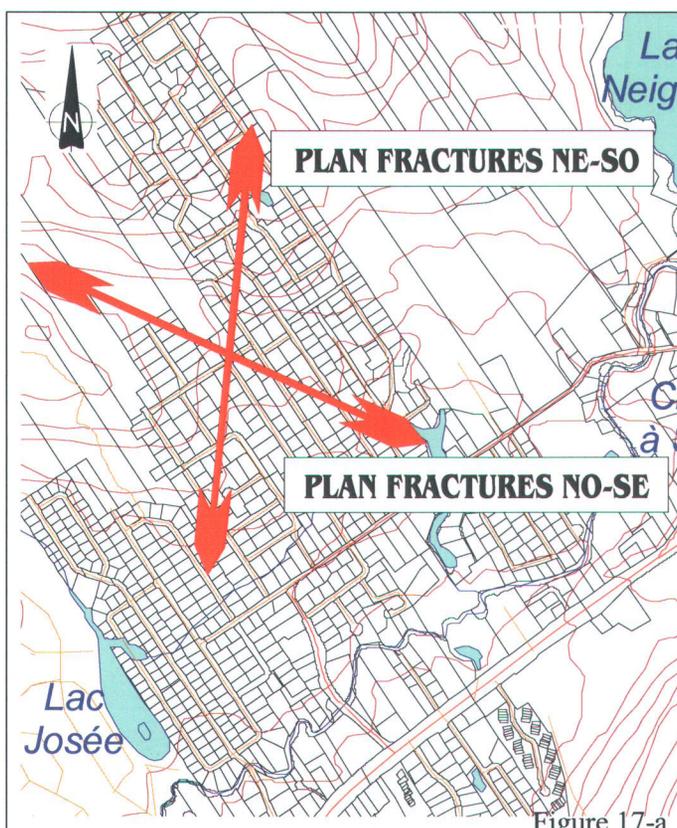


Figure 17-a

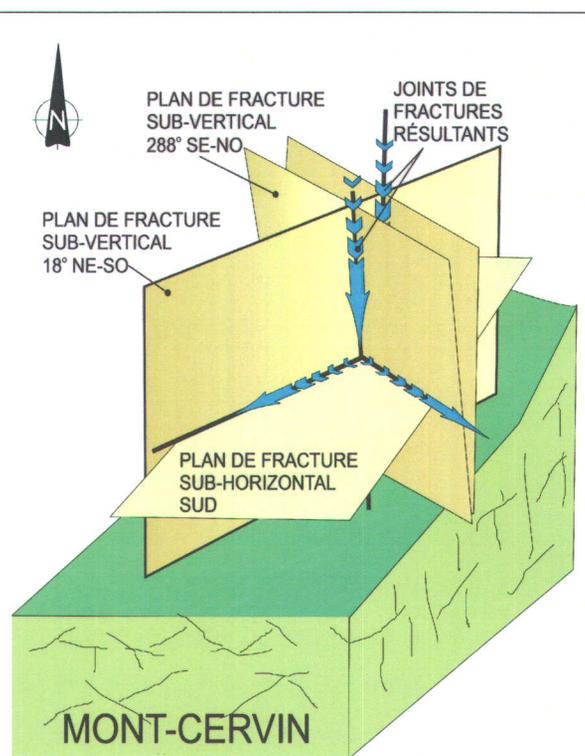


Figure 17-b

Figure 17 : Figure 17-a, Directions des plans de fractures subverticaux, figure 17-b, schéma en 3-D avec les plans et les joints de fractures principaux.

4 QUALITÉ DE L'EAU SOUTERRAINE

Ce chapitre présente les résultats sur la qualité de l'eau des puits résidentiels obtenus lors des campagnes d'échantillonnage réalisées en 2002 et 2003. Ces résultats sont comparés à ceux de 1995 pour déterminer l'évolution de l'état de la ressource durant cette période. L'analyse des résultats pour l'ensemble des données de Lac-Beauport et surtout du Mont-Cervin est présentée à la section 4.4. L'analyse des facteurs hydrogéologiques qui affectent la qualité de l'eau en nitrates et en bactéries est présentée à la section 4.5, l'interprétation des résultats de qualité d'eau dans le puits multiniveau et des test de traçage avec les bromures sont présentés à la section 4.6 et l'interprétation de l'analyse de l'ensemble des résultats obtenus est présentée à la section 4.7.

4.1 Objectifs généraux

Le premier objectif de cette section est de tracer le portrait de la qualité de l'eau pour la période d'échantillonnage de 2002 sur l'ensemble de la municipalité de Lac-Beauport et particulièrement pour le secteur du Mont-Cervin pour les périodes d'échantillonnage de 2002 et 2003. Comme la problématique de la qualité de l'eau est fortement, sinon essentiellement, liée aux rejets en eaux usées domestiques par les installations septiques, les paramètres évalués sont les nitrates et les microorganismes pathogènes, soit les entérocoques et les coliformes fécaux. Les objectifs secondaires consistent à :

- Comparer les résultats des campagnes d'échantillonnage de 2002 et de 2003 avec ceux de 1995 pour évaluer l'évolution de la qualité de l'eau au cours des 7 dernières années.
- Identifier les conditions (sources de pollution, milieu géologique, contexte d'écoulement et infrastructures de captage) qui affectent la présence des nitrates et des microorganismes pathogènes dans l'eau des puits.

4.2 Critères de qualité de l'eau

Les résultats d'analyse obtenus pour les paramètres physico-chimiques, chimiques et microbiologiques sont comparés aux normes de potabilité réglementaires pour l'eau potable tirées du *Règlement sur la qualité de l'eau potable* du MENV en vigueur depuis juin 2001. En l'absence de normes québécoises pour certains paramètres analytiques, les recommandations contenues aux « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada » (2001) de Santé Canada sont

utilisées. Les résultats d'analyse des échantillons d'eau souterraine prélevés à Lac-Beauport sont présentés aux tableaux E-1 à E-6 à l'annexe E. La méthode d'analyse utilisée en 2002 par le laboratoire LCQ pour les nitrates a seulement permis de mesurer l'ensemble des nitrites et des nitrates. Par contre, en 2003, les analyses pour les nitrates ont été effectuées au Laboratoire du Complexe scientifique de l'INRS dont la méthode permet d'obtenir séparément les résultats en nitrites et nitrates, de même que les principaux anions. Comme les nitrites constituent une forme transitoire de l'azote qui se transforme rapidement une fois que l'eau est extraite du puits et que, en plus, les résultats de 2002 n'ont pas décelé la présence de nitrites dans l'eau analysée, il a été convenu d'utiliser seulement le terme "nitrates" dans le présent document. Les analyses effectuées pour l'azote ammoniacal (NH_4^+) en 2002 n'ont pas permis de déceler des concentrations significatives dans l'eau des échantillons prélevés, par conséquent ce paramètre n'a pas été analysé à nouveau pour les échantillons de 2003 et n'a pas été inclus dans l'analyse des résultats qui suit.

4.3 Échantillonnage de l'eau souterraine dans les puits privés

Dans le cadre de cette étude, deux campagnes d'échantillonnage de l'eau souterraine ont été réalisées dans les puits privés sur le territoire de Lac-Beauport en 2002 et 2003. Au total, 205 échantillons ont été prélevés. L'emplacement des puits échantillonnés est illustré à la figure 18 pour l'ensemble de la municipalité et à la figure 19 pour le secteur du Mont-Cervin avec leur numéro identifiant. En 1995, une campagne d'échantillonnage réalisée par la municipalité sur l'ensemble de son territoire, a permis de prélever et d'analyser respectivement 101 et 104 échantillons d'eau souterraine dans les mêmes puits au mois de mai et au mois de septembre (3 puits de plus en septembre). Les analyses effectuées comprenaient les coliformes fécaux, les entérocoques et les nitrites/nitrates. L'ensemble des résultats pour 1995 est présenté au tableau E-2 à l'annexe E. Dans le but de comparer l'évolution des contaminants dans l'aquifère, les mêmes puits ont été revisités et échantillonnés en 2002. Au total, 134 échantillons d'eau ont été prélevés dont 26 puits additionnels afin de compléter le portrait de la qualité de l'eau pour certains secteurs particuliers de la municipalité. La campagne d'échantillonnage de 2003 s'est concentrée sur le secteur du Mont-Cervin et a permis de prélever 56 échantillons. L'emplacement des puits pour 2003 a d'abord été choisi de façon à compléter spatialement la grille d'échantillonnage des résultats de 2002. Ensuite, plusieurs puits ont été placés à proximité de puits dans lesquels les échantillons d'eau prélevés en 2002 indiquaient la présence d'organismes pathogènes et/ou de nitrites-nitrates en concentration significative ainsi qu'à proximité d'installations septiques identifiées comme potentiellement défectueuses par la municipalité de Lac-Beauport

(Technorem, 2004). An total, 10 duplicata ont été prélevés en 2002 et 8 duplicata en 2003.

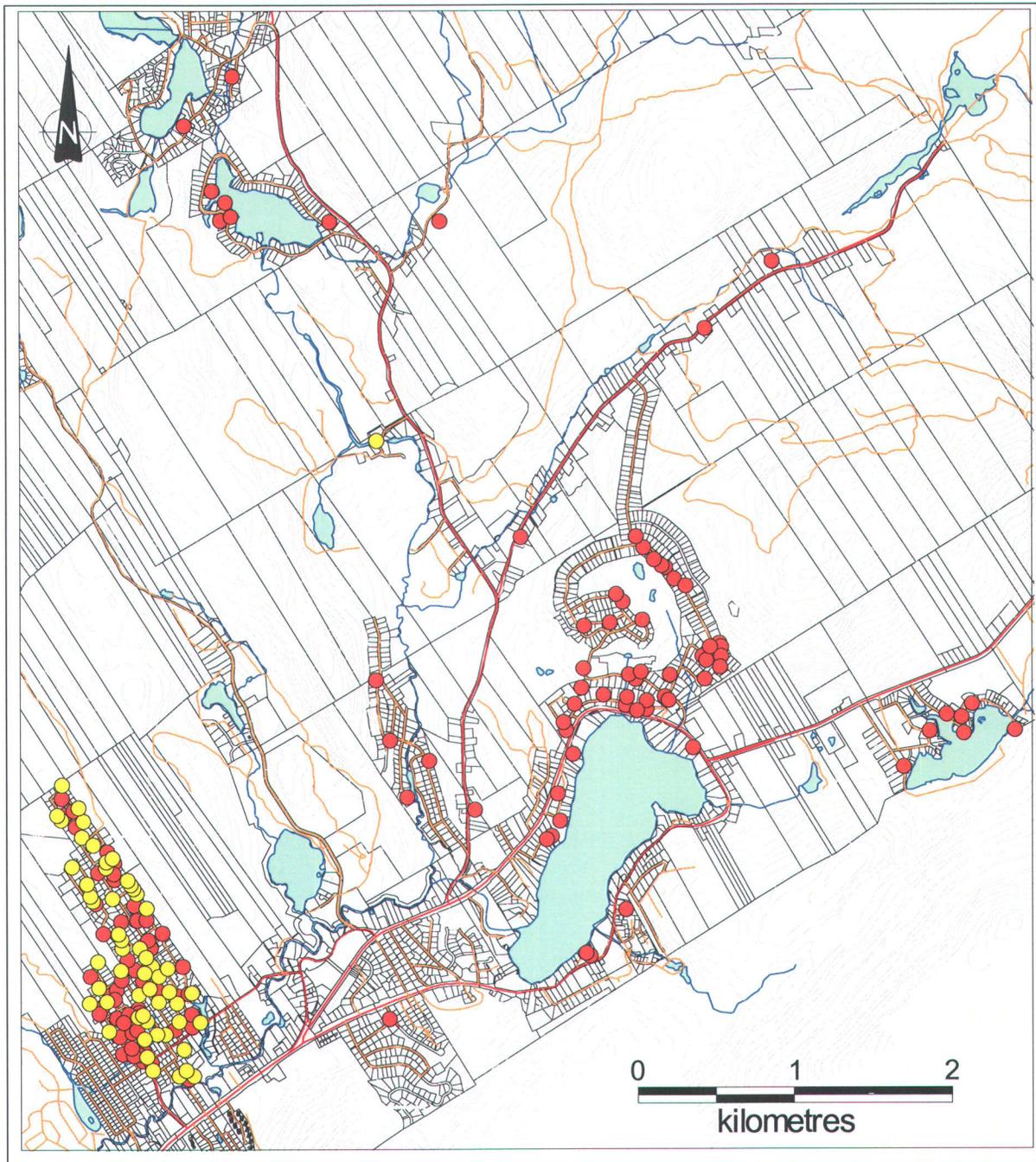


Figure 18 : Emplacement des puits échantillonnés en 2002 (rouge) et en 2003 (jaune) pour l'ensemble du territoire de Lac-Beauport

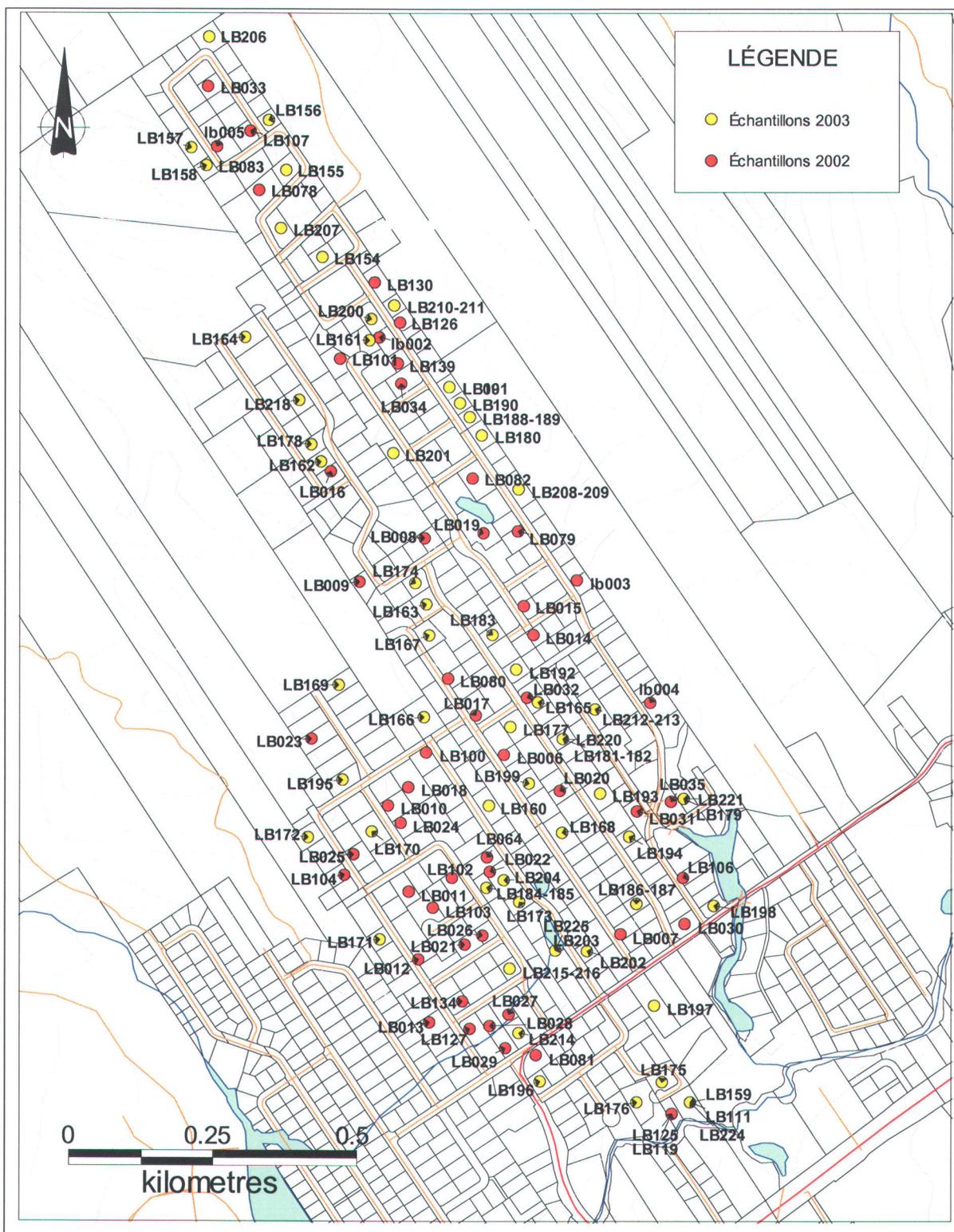


Figure 19 : Emplacement des puits échantillonnés en 2002 (rouge) et en 2003 (jaune) pour le secteur du Mont-Cervin

4.3.1 Choix des paramètres analytiques

Dans le but de comparer l'évolution de la qualité de l'eau avec l'étude de 1995, les mêmes paramètres analytiques ont été analysés, soit : les bactéries entérocoques, les coliformes fécaux et les nitrates. De plus, ces paramètres représentent bien la contamination émise par les eaux usées domestiques provenant des installations septiques. En 2002, l'azote ammoniacal a aussi été analysé puisqu'il constitue une forme intermédiaire dans le cycle de transformation de l'azote et que sa présence dans l'eau souterraine aurait pu mettre en évidence le mauvais fonctionnement de certaines installations septiques. Les analyses pour les échantillons de 2002 ont été réalisées par le laboratoire LCQ à Sainte-Foy. En 2003, les échantillons ont été analysés pour les mêmes paramètres qu'en 2002 à l'exception de l'azote ammoniacal qui n'a pas été répété. Les ions majeurs ont aussi été analysés : les nitrites et les nitrates qui ont été analysés séparément, les fluorures, les chlorures, les bromures, les phosphates et les sulfates. Les analyses pour les ions majeurs ont été effectuées au Complexe scientifique de l'INRS à Québec alors que les analyses bactériologiques ont été effectuées au laboratoire LCQ. L'ensemble des paramètres analysés s'appuie aussi sur les critères du Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec (MENV, 2001a), le guide de conception des installations de production de l'eau potable (MENV, 2001c) et les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2001). Sur le terrain, une sonde multiparamètre a aussi été utilisée pour la mesure de la température, du pH, de la conductivité, de l'oxygène dissous, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction.

Dans la majorité des cas, les échantillons d'eau provenant des puits privés ont été prélevés à un des robinets de la maison ; et lors de la présence d'un système d'adoucisseur d'eau, ils étaient prélevés, si possible, en amont de celui-ci. Le protocole d'échantillonnage du «Modes de prélèvement et de conservation des échantillons relatifs à l'application du Règlement sur la qualité de l'eau potable » du MENV (2002) a été suivi pour le prélèvement des échantillons d'eau.

4.4 Résultats et observations sur la qualité de l'eau souterraine

Les sections suivantes présentent les résultats des analyses en nitrates, en bactéries entérocoques et en coliformes fécaux des campagnes d'échantillonnage de 2002 et de 2003 pour l'ensemble de la municipalité et pour le Mont-Cervin. À des fins de comparaison, les résultats ont été regroupés pour le secteur du Mont-Cervin seulement et pour le reste de la municipalité (sans le Mont-Cervin), ce qui permet de mieux évaluer l'influence des conditions de l'hydrogéologie locale sur la qualité de l'eau et de comparer les secteurs entre eux. De plus, pour pouvoir comparer les résultats avec ceux de 1995,

les mêmes puits ont été échantillonnés en 2002. Près de 50 % de tous les échantillons de 2002 ainsi que tous ceux de 2003 ont été prélevés au Mont-Cervin. En tout, 108 échantillons ont été prélevés pour 2002 et 2003 pour le secteur du Mont-Cervin, et 74 dans le reste de la municipalité en 2002. Les figures 20 et 21 présente respectivement les cartes thématiques pour les résultats en nitrates et en entérocoques et coliformes fécaux, pour les campagnes d'échantillonnage de l'eau dans les puits privés réalisées en 2002 et en 2003 dans la municipalité de Lac-Beauport. L'observation des cartes thématiques permet de constater que les concentrations en nitrates pour le secteur du Mont-Cervin sont plus élevées que dans le reste de la municipalité mais que, au contraire, en terme de proportion, la présence des entérocoques et surtout des coliformes fécaux semble moins importante que pour le reste de la municipalité.

4.4.1 Géochimie de l'eau souterraine de la municipalité de Lac-Beauport et du Mont-Cervin

L'examen préliminaire de l'ensemble des résultats des paramètres chimiques mesurés (tableau E-3 à l'annexe E) indique que l'eau souterraine de la formation rocheuse est peu minéralisée et peut être qualifiée de corrosive avec certaines valeurs de dureté sous l'intervalle de valeurs idéales de 80 à 200 mgCaCO₃/L proposé par Santé Canada dans ses « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada » (2001). Pour l'ensemble de la municipalité, le pH est généralement légèrement acide (< 6,5) et montre une tendance agressive de l'eau souterraine de l'aquifère du roc, caractéristique des aquifères sableux ou granitiques. Ces résultats d'analyses confirment cette tendance par la dureté peu élevée < 100 mg/L de CaCO₃. Cependant, pour le Mont-Cervin, l'eau souterraine de l'aquifère de roc montre la tendance inverse avec une dureté de 254 mg/L de CaCO₃ et une teneur plus élevée en calcium et manganèse lui conférant une tendance incrustante sur les canalisation et les appareils de chauffage.

Les résultats en chlorures sont aussi très variables d'un puits à l'autre, dont plusieurs montrent des concentrations au-dessus des valeurs recommandées. Le niveau maximal de la concentration en chlorures dans l'eau potable est de 250 mg/L, ce qui correspond aussi au seuil gustatif. Des concentrations supérieures aux recommandations peuvent être laxatives et éventuellement dangereuses pour les patients atteints de maladies cardio-vasculaires ou rénales. Les chlorures sont un bon indicateur des activités humaines et dans le cas de la municipalité de Lac-Beauport, leurs origines peuvent provenir soit des eaux usées (d'autant plus pour les résidents qui utilisent des systèmes de traitement de l'eau potable au sel) soit de l'entretien des routes. Cependant, la municipalité a réduit au

cours des dernières années l'usage du sel pour le déglçage des routes l'hiver. Technorem (2004), a remarqué que les concentrations en chlorures dans les puits des résidents du Mont-Cervin qui utilisent des systèmes de traitement au sel semblent avoir des concentrations plus élevées que les résidents qui n'en utilisent pas.

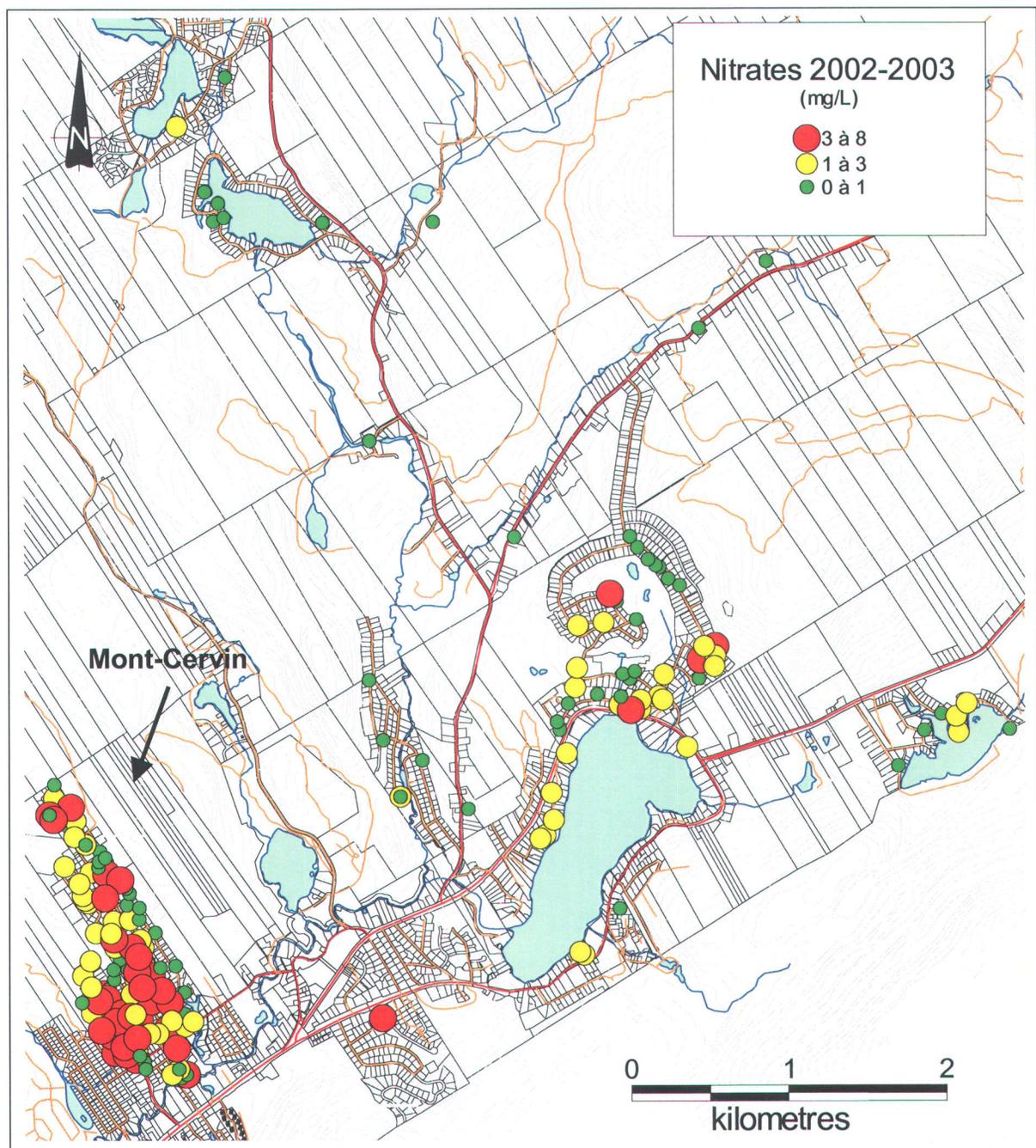


Figure 20 : Cartes des résultats en nitrates provenant des campagnes d'échantillonnage de 2002 et 2003 pour l'ensemble de la municipalité

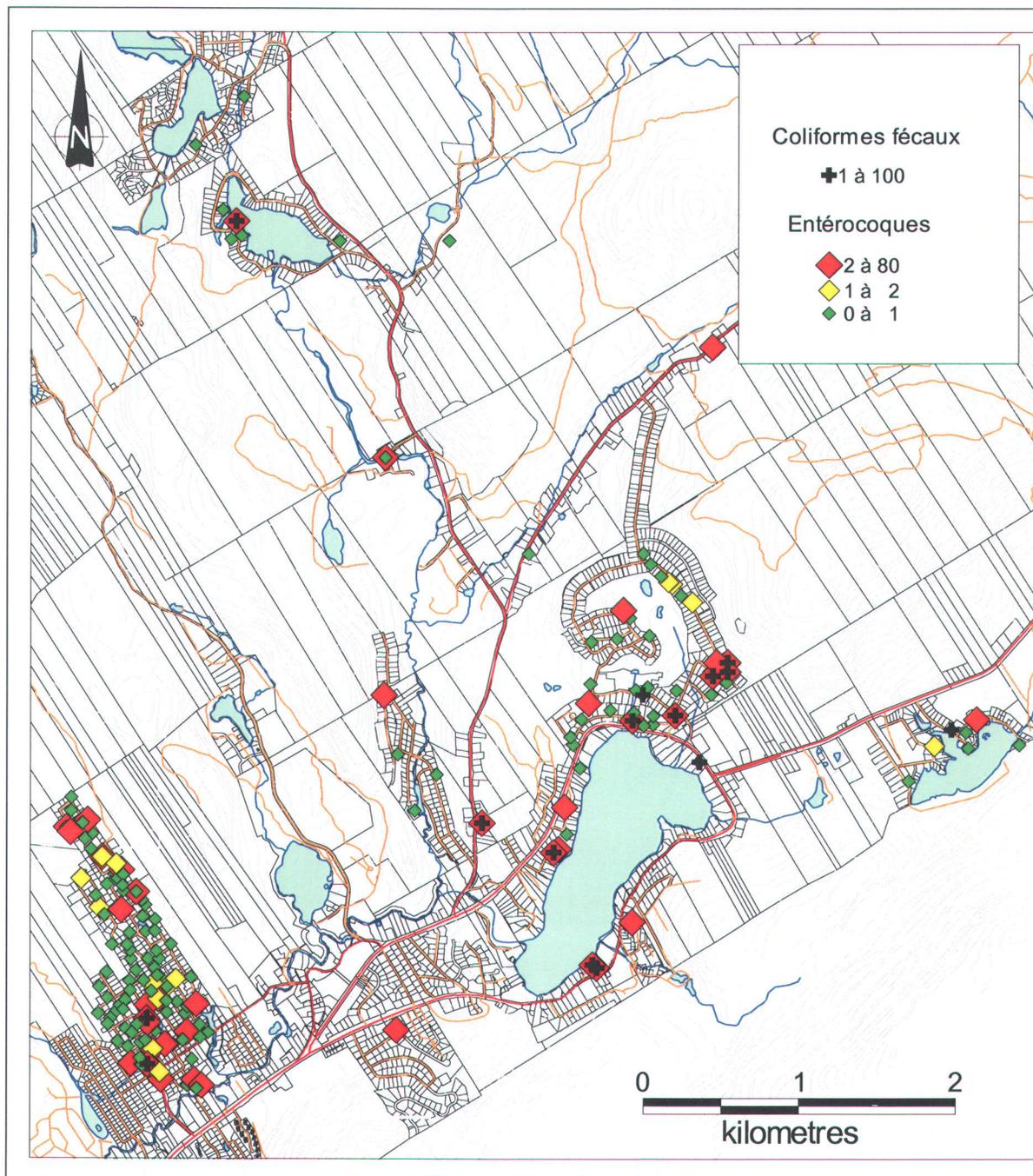


Figure 21 : Cartes des résultats en indicateurs bactériologiques provenant des campagnes d'échantillonnage de 2002 et 2003 pour l'ensemble de la municipalité

4.4.2 Présence des nitrates dans l'eau des puits

Tous les résultats en nitrates sont comparés à la norme pour l'eau potable de 10 mg/L, telle que prescrite dans le Règlement sur la qualité de l'eau potable du MENV (2002). Les résultats sont aussi comparés au seuil de 1 mg/L qui représente une concentration en nitrates pouvant provenir de source non naturelle (voir le dépliant d'information et de sensibilisation aux problèmes des nitrates dans l'eau potable du MENV et de l'UPA, 1994). Les résultats sont aussi comparés au seuil de 3 mg/L qui est cité à l'article 28 du Règlement sur le captage de l'eau souterraine (MENV, 2003) qui considère cette valeur comme le seuil d'alerte nécessitant la mise en place d'un programme de surveillance de l'eau potable. Le tableau 3 présente les statistiques des résultats en nitrates, en entérocoques et coliformes fécaux des échantillons d'eau prélevés dans les puits privés lors des campagnes d'échantillonnage réalisées en 1995, 2002 et 2003 sur tout le territoire de la municipalité de Lac-Beauport (avec et sans le Mont-Cervin) ainsi que pour le secteur du Mont-Cervin seulement. La figure 22 (graphiques 1 à 4) présente les statistiques pour les secteurs du Mont-Cervin et du Lac Beauport.

Tableau 3 : Statistiques des concentrations en nitrates et des indicateurs bactériologiques dans l'eau des puits des campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003

		Tout Lac-Beauport			Lac-Beauport sans MC			Mont-Cervin seulement			
		mai 1995	sept 1995	2002	mai 1995	sept 1995	2002	mai 1995	sept 1995	2002	2003
Analyses nitrates	Campagne d'échantillonnage										
	Nombre d'analyses	100	102	130	56	54	74	44	48	56	51
	% Résultats > 1mg/L	52%	53%	54%	33%	37%	41%	77%	73%	70%	73%
	% Résultats > 3mg/L	17%	13%	20%	5%	2%	7%	30%	25%	38%	35%
	Valeur max	6.6	6.5	8.6	4.0	3.6	4.3	6.6	6.5	8.6	7.8
	Valeur moyenne	1.55	1.52	1.63	1.0	0.9	1.1	2.3	2.1	2.3	2.6
	% augmentation vs 1995			6%			12%			7%	17%
Variance	2.04	2.12	2.41	0.95	0.86	1.12	2.50	2.90	3.30	3.76	
Analyses indicateurs bactériologiques	Nombre analyses	99	100	130	55	52	76	44	48	56	51
	Enterocoques % résultats excédant norme	26%	25%	29%	33%	27%	37%	18%	23%	20%	31%
	Coliformes % résultats excédant norme	12%	8%	12%	20%	12%	20%	2%	4%	5%	0%

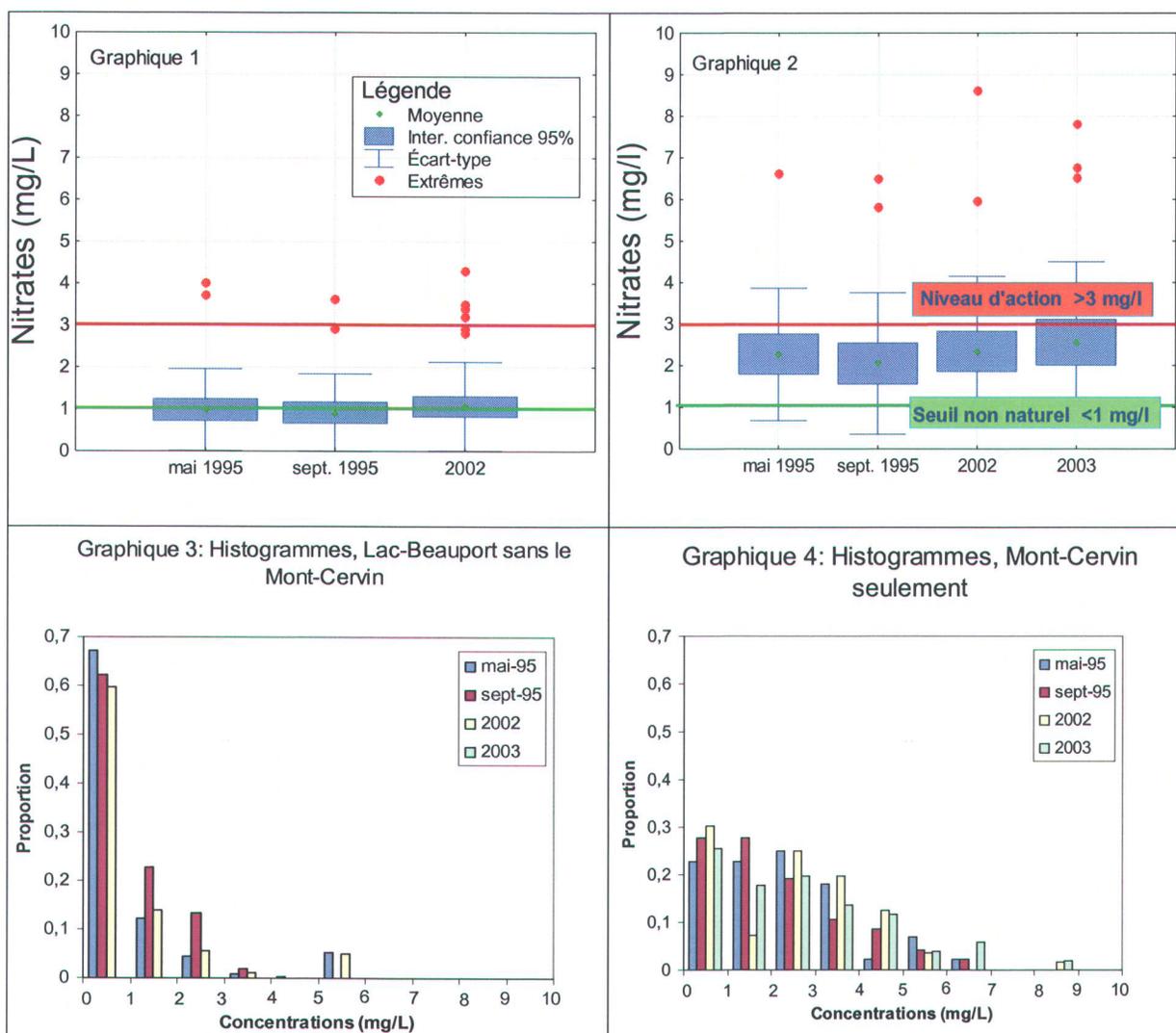


Figure 22: Graphiques 1 à 4, statistiques des concentrations en nitrates l'eau des puits pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003

L'analyse statistique des résultats provenant des échantillons prélevés en 2002 pour l'ensemble de la municipalité montre que les nitrates ont été détectés dans la majorité des puits domestiques sans toutefois dépasser la norme de 10 mg/L. Plus de 50 % des puits montrent des concentrations supérieures à 1 mg/L et 20 %, des concentrations supérieures à 3 mg/L. Pour le Mont-Cervin, on observe que les concentrations moyennes en nitrates sont 2 fois plus élevées que celles du reste de la municipalité (2,6 mg/L versus 1,1 mg/L). En fait, près de 75 % des puits montrent des concentrations supérieures à 1 mg/L et plus de 35 % des concentrations supérieures à 5 mg/L. Les résultats pour le reste du Lac-Beauport sans le Mont-Cervin montrent qu'un peu plus de 40 % des puits ont des concentrations supérieures à 1 mg/L et environ 7 % des résultats supérieurs à 3 mg/L.

Les graphiques 1 et 2 de la figure 22 permettent de comparer les moyennes, les écarts types ainsi que les valeurs maximales pour respectivement l'ensemble de la municipalité sans le Mont-Cervin et pour le Mont-Cervin. Pour le Mont-Cervin, les moyennes ainsi que les valeurs maximales des concentrations en nitrates sont plus élevées que pour le reste de la municipalité avec des valeurs respectives 8,6 mg/L et de 7,8 mg/L versus 4,3 mg/L.

Les graphiques 3 et 4 présentent 2 histogrammes qui permettent de comparer la distribution des concentrations en nitrates dans l'ensemble de la municipalité (sans le Mont-Cervin) et avec le Mont-Cervin. L'histogramme du graphique c (l'ensemble de la municipalité sans le Mont-Cervin) montre que la majorité des échantillons d'eau prélevés dans les puits a des concentrations inférieures à 1 mg/L et il ne semble pas y avoir de tendance décelable au niveau des concentrations depuis 1995. L'histogramme du graphique 4 (le Mont-Cervin seulement) montre une distribution des concentrations en nitrates beaucoup plus étalée entre 0 à 5 mg/L. Ces histogrammes ne font cependant pas ressortir aucune tendance particulière dans l'évolution des concentrations en nitrates de 1995 à 2002 et 2003. L'analyse de l'évolution des concentrations en fonction de la position des puits sur le Mont-Cervin est décrite à la section 4.5.2.1.

4.4.3 Présence des bactéries dans l'eau des puits

Le Règlement sur la qualité de l'eau potable (MENV, 2001) indique que l'eau potable ne doit contenir aucun microorganisme pathogène incluant les bactéries entérocoques et les coliformes fécaux. De façon générale, les résultats en entérocoques et en coliformes fécaux provenant des puits sur l'ensemble de la municipalité pour les campagnes de 1995, 2002 et 2003 indiquent qu'il y a respectivement plus de 25 % et 10 % des échantillons qui ne respectent pas la norme de potabilité (tableau 3). La présence plus importante des bactéries entérocoques étant probablement due à leur meilleur taux de survie dans l'environnement (section 2).

En 2002, 37 % des puits échantillonnés sur le territoire de la municipalité sans le Mont-Cervin montrent la présence d'entérocoques, contre seulement 20 % pour le secteur du Mont-Cervin. En 2003, les échantillons prélevés proviennent tous du secteur du Mont-Cervin et ils montrent la présence d'entérocoques dans 31 % des puits avec cependant aucun coliforme détecté. Compte tenu de la grande variabilité des résultats en entérocoques et surtout en coliformes, il est cependant difficile de déceler les tendances dans le temps. Pour le secteur du Mont-Cervin, il semble y avoir une

faible augmentation du nombre de puits affectés en 2003 par rapport à 2002 et 1995. De même, pour le reste de la municipalité (sans le Mont-Cervin), il semble aussi y avoir une légère augmentation du nombre de puits affectés en 2002 par rapport à 1995.

Les microorganismes sont très sensibles au milieu environnant et leur présence peut être affectée par une multitude de facteurs, comme l'humidité, la température, le pH, etc. Il est donc surprenant que les pourcentages de puits affectés soient à peu près les mêmes d'une année à l'autre. Contrairement à l'été 2002 qui a été chaud et sec, l'été de 2003 a été froid et pluvieux, ce qui favorise en principe une meilleure chance de survie des bactéries dans la zone non saturée de l'aquifère. La présence de coliformes dans les puits aurait donc dû être plus importante en 2003. Il semble donc que d'autres facteurs contrôlent la présence des coliformes fécaux de même que celle des entérocoques et il serait intéressant d'échantillonner des puits visités en 2002 et en 2003 pour confirmer les résultats.

4.4.4 Évolution de la qualité de l'eau de l'aquifère de roc fracturé du Mont-Cervin

La figure 23 présente deux cartes de l'interpolation des concentrations en nitrates pour le secteur du Mont-Cervin basées respectivement sur les résultats de septembre 1995 (figure 23-a) et de 2002 (figure 23-b). Globalement, la distribution spatiale des concentrations en nitrates est similaire pour 1995 et 2002. On a observé une accumulation importante des concentrations dans la partie aval du Mont-Cervin avec ce qui semble être une aggravation de la situation pour 2002. De plus, dans les deux cas, il semble y avoir des secteurs (les mêmes) qui sont systématiquement moins affectés par les nitrates, entre autres les puits situés en bordure du secteur résidentiel, du côté est du Mont-Cervin. Les résultats de la piézométrie (section 3.4.5) a montré que l'écoulement à cet endroit provient en partie du secteur boisé situé en amont de ces résidences, ce qui affecte positivement la qualité de l'eau dans les puits. Il est impossible de déterminer si les nitrates observés dans les puits sont causés par l'accumulation des nitrates dans l'aquifère ou s'ils proviennent d'écoulements plus localisés directement des installations septiques. De façon générale, il semblerait normal que les puits situés dans la partie aval aient plus de chance d'être affectés par les nitrates accumulés dans le système aquifère alors que les puits situés dans la partie amont sont peut-être plus affectés par des sources locales. L'analyse de l'écoulement et des processus qui affectent la présence des contaminants dans l'eau des puits est traitée plus en détail à partir de la section 4.5.

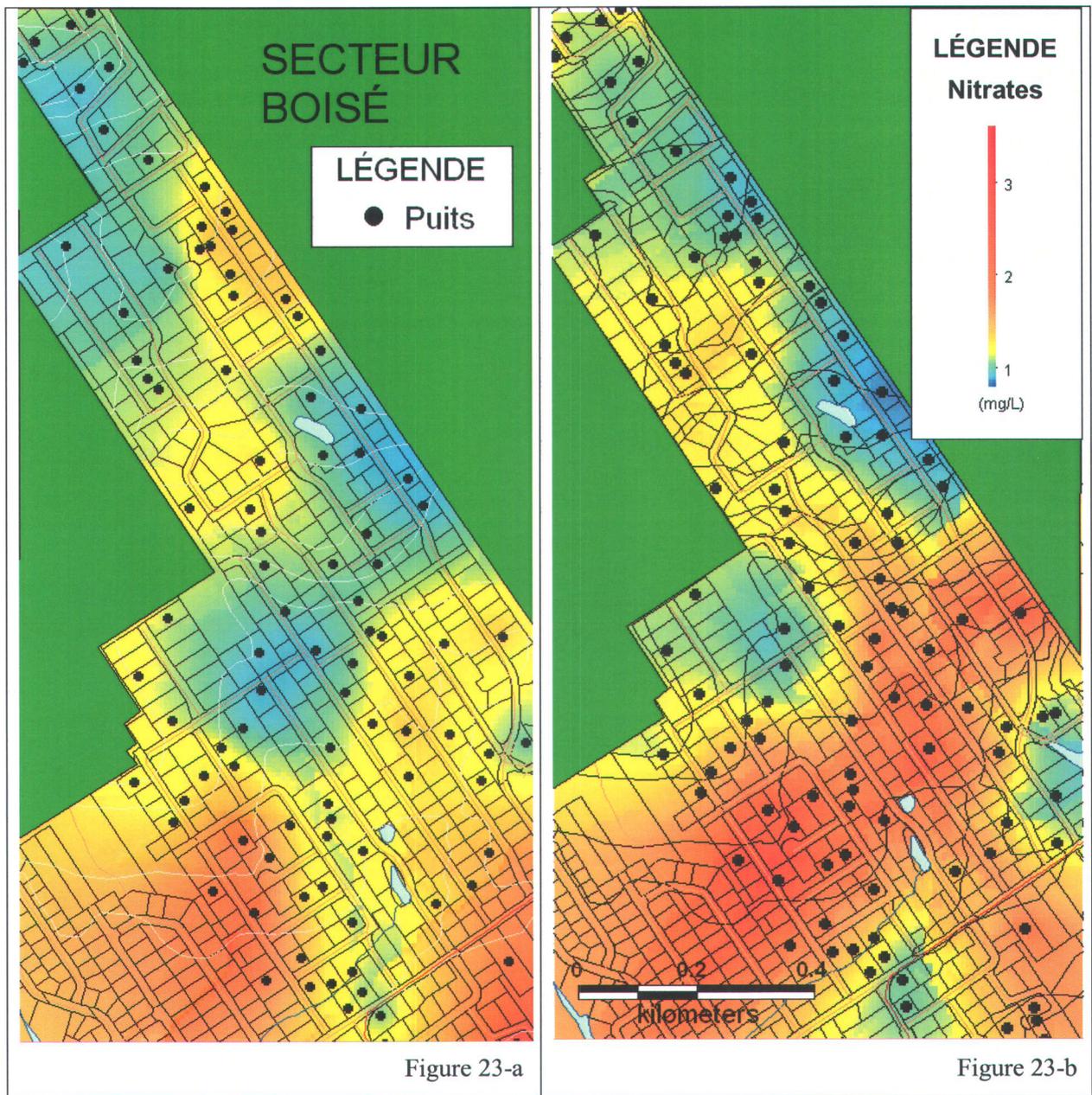


Figure 23 (a et b) : Interpolation des concentrations en nitrates dans l'eau pour les campagnes d'échantillonnage de septembre 1995 (figure 23-a) et de 2002 (figure 23-b)

L'histogramme de la figure 24, confirme que les concentrations en nitrates pour 2002-2003 sont environ 1 mg/L plus élevés dans la partie aval du Mont-Cervin que pour la partie amont. On observe aussi une augmentation d'environ 0,5 mg/L des moyennes en nitrates depuis 1995 pour les puits situés dans la partie aval alors que ceux situés dans la partie amont montrent sensiblement les mêmes concentrations.

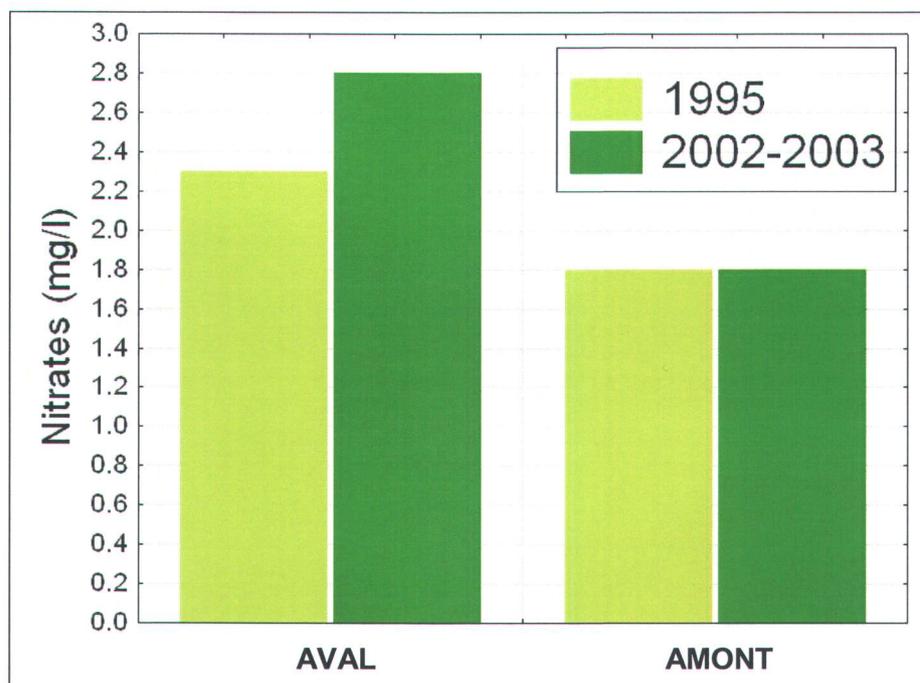


Figure 24 : Concentrations moyennes en nitrates en fonction de l'élévation des puits regroupés pour les parties amont et aval du Mont-Cervin pour les campagnes d'échantillonnage de mai-septembre 1995 et de 2002-2003

À prime abord, deux facteurs peuvent expliquer cette différence. Premièrement, on compte un plus grand nombre de résidences dans la partie du bas que celle du haut, soit respectivement 280 et 180. Deuxièmement, le Mont-Cervin présente des conditions hydrogéologiques très différentes entre la moitié du haut et celle du bas. La zone du haut est caractérisée par des dépôts meubles de till sableux discontinus ou qui ont généralement moins de 1 à 2 m d'épaisseur et une pente plus accentuée avec un gradient hydraulique de 0,06. Pour la moitié du bas, les dépôts sont plus importants et ils augmentent en épaisseur jusqu'à atteindre plus de 25 m près de la rivière Jaune et la pente du terrain est plus douce avec un gradient hydraulique de 0,02.

Le tableau 4 présente les moyennes des concentrations en nitrates pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, calculées respectivement pour les secteurs du haut et du bas du Mont-Cervin de même que les pourcentages d'augmentation respectifs par rapport à 1995. On note des augmentations en nitrates supérieures à 10 % pour le secteur du bas en 2002 et en 2003. Pour le secteur du haut, les résultats de 2002 montrent une très faible augmentation (3 %) alors que pour 2003, l'augmentation est de plus de 21 %. Les résultats de 2003 proviennent d'échantillons qui n'ont pas été prélevés dans les mêmes puits que ceux de 2002 et 1995, il est donc possible que le choix de l'emplacement des puits de 2003 ait sensiblement influencé les résultats. Encore une fois, il est aussi

possible que les conditions climatiques, particulièrement la recharge, affectent sur de courtes périodes les concentrations en nitrates dans l'aquifère de roc fracturé.

Tableau 4 : Résultats des concentrations en nitrates pour le haut et le bas Mont-Cervin

Période	Moyennes compliées par campagne d'échantillonnage		% d'augmentation par rapport à la moyenne de 1995	
	BAS du MC	HAUT du MC	BAS du MC	HAUT du MC
Mai 1995	3,0 mg/L	1,7 mg/L		
Sept. 1995	2,7 mg/L	1,6 mg/L		
2002	3,2 mg/L	1,7 mg/L	10,9 %	2,9 %
2003	3,3 mg/L	2,1 mg/L	13,6 %	21,4 %
Nombre d'habitations	280	180		

La comparaison des résultats qui proviennent des mêmes puits (1995 et 2002) indique des tendances révélatrices du comportement différent de chaque type de contaminant avec le temps. Le tableau 5 illustre cette constatation en comparant les résultats en nitrates et aussi en bactéries (entérocoques et/ou coliformes montré comme des indicateurs) pour les campagnes d'échantillonnage de 1995 et de 2002. Le tableau 6 présente les statistiques des données du tableau 5.

Plusieurs points se démarquent pour l'analyse des nitrates dans les puits : (1) les concentrations au-dessus du seuil de 1 mg/L mesurées dans les puits en 2002 correspondent pratiquement aux mêmes puits (94 %) en 2002 qu'en 1995 ; (2) plus de la moitié des puits qui montraient des concentrations au-dessus de 3 mg/L sont les mêmes qu'en 1995 et les autres ne sont pas loin avec des concentrations entre 1 et 3 mg/L ; (3) presque tous les puits qui ont des concentrations inférieures à 1 mg/L en 2002 sont les mêmes (91 %) qu'en 1995 ; (4) les mêmes puits montrent des concentrations en nitrates très faibles, près du background (0,01 mg/L) et plusieurs de ces puits sont situés à la limite est du secteur habité du Mont-Cervin.

Ces résultats indiqueraient que l'écoulement de l'eau dans l'aquifère, semble emprunter les mêmes réseaux de fractures et que les puits sont alimentés de façon permanente par ces mêmes réseaux.

Tableau 5 : Comparaison des résultats en nitrates et en indicateurs bactériologiques (bactéries entérocoques et/ou coliformes fécaux) entre les campagnes de 1995 et de 2002 pour les échantillons qui proviennent des mêmes puits

Nom ech. 2002	Nb.d'indicateurs mai_1995	Nb.d'indicateurs sept 1995	Nb.d'indicateurs 2002	Nitrates mai 1995	Nitrates sept 1995	Nitrates 2002
LB017				0.02	0.01	0.1
LB035	1 indicateur	1 indicateur	1 indicateur	0.1	0.1	0.1
LB079					0.01	0.1
LB100				0.01	0.1	0.1
LB003	1 indicateur			0.15	0.07	0.11
LB082				0.62	0.34	0.12
LB078				0.32	0.36	0.16
LB081			1 indicateur	0.05	0.08	0.37
LB031				3	0.98	0.39
LB018				0.01	0.01	0.47
LB005		1 indicateur		1.3	2.3	0.74
LB030				4.2	4.4	1.1
LB019	1 indicateur			3.4	0.45	1.2
LB023				1.6	3.3	1.8
LB034				1.7	2.9	1.8
LB009				1.9	1.9	2.1
LB002		1 indicateur	2 indicateurs	2.2	5.8	2.2
LB027				2.1	1.9	2.2
LB033		1 indicateur		2.5	2.6	2.3
LB022	1 indicateur		1 indicateur	0.94	1.2	2.4
LB101				0.03	0	2.47
LB001	1 indicateur	1 indicateur		3.5	3	2.5
LB015	1 indicateur	1 indicateur		2.7	2	2.7
LB028			2 indicateurs	2.3	2	2.7
LB006				1.8	1.7	2.7
LB008	1 indicateur			3.8	2.6	2.8
LB016		1 indicateur		1.9	1.8	2.9
LB021		1 indicateur		1.8	1.7	2.9
LB025				1.6	2.3	3
LB026				2.3	1.9	3
LB010				3.1	3.6	3.1
LB029		1 indicateur		2.7	2.3	3.1
LB064			2 indicateurs	2.3	2.1	3.1
LB024				2.8	1.9	3.4
LB032				2.7	1.7	3.4
LB020		1 indicateur		3.1	4.1	3.5
LB013			1 indicateur	3.9	4.6	3.6
LB011				5.2	6.5	4
LB111			1 indicateur	5.2	6.5	4.1
LB007	2 indicateurs	1 indicateur		2.8	3.2	4.3
LB103		1 indicateur		3	3.4	4.35
LB120				1.4	< 0,01	4.8
LB012				5.6	4.3	5.6
LB102				1.9	1.7	5.96
LB004				6.6	0.27	8.6

Contrairement aux résultats en nitrates, les résultats sur les indicateurs bactériologiques montre que seulement 3 résultats positifs (présence de bactéries) de 2002 correspondent aux résultats de 1995. La présence des bactéries ne montre pas de récurrence dans les mêmes puits d'une année à l'autre. Il est possible qu'en plus des facteurs extérieurs qui affectent la survie des microorganismes dans l'aquifère, certains puits aient été contaminés par des sources de surface ponctuelles et non récurrentes d'une année à l'autre comme par exemple les matières fécales provenant des animaux domestiques ou sauvages.

Tableau 6 : Statistiques et comparaison des concentrations en nitrates dans l'eau des mêmes puits pour 2002 et 1995 pour le secteur du Mont-Cervin

		Secteur du Mont-Cervin		
		mai 1995	sept. 1995	2002
Analyses nitrates	Campagne d'échantillonnage			
	Nombre d'analyses	46	46	45
	% Résultats > 1mg/L	76%	67%	74%
	% Résultats > 3mg/L	27%	24%	37%
	Valeur max	6.6	6.5	8.6
	Valeur moyenne	2.3	2.1	2.5
	% augmentation de la moyenne vs 1995			13%
	Variance	2.5	3	3.2
	% des mêmes puits qu'en 1995 au dessous de 1mg/l			91%
	% des mêmes puits qu'en 1995 au dessus de 1mg/l			94%
% des mêmes puits qu'en 1995 au dessus de 3mg/l			53%	

En conclusion, la qualité chimique de l'eau, basée sur les nitrates, semble s'être très légèrement détériorée au Mont-Cervin depuis 1995. Cette détérioration est plus évidente dans certains secteurs et surtout observée pour la partie aval du Mont-Cervin à la fois pour les échantillonnages de 2002 et de 2003. Au contraire, la présence de bactéries est relativement constante en terme de pourcentage de puits affectés en 1995 et en 2002-2003 et, en plus, la proportion de puits affectés est moins importante pour le Mont-Cervin que pour le reste de la municipalité. Malgré la plus grande densité d'habitations au Mont-Cervin qu'ailleurs au Lac-Beauport et par conséquent une quantité plus importante d'eaux usées générées par les installations septiques, les échantillons d'eau montrent relativement peu de présence de microorganismes (entérocoques et coliformes fécaux). Les paramètres de qualité de l'eau évalués semblent donc démontrer que malgré l'utilisation des installations septiques depuis plus de trente ans, la présence de contaminants dans l'aquifère pourrait être en condition quasi-permanente (*steady-state*). La problématique du bilan de l'eau et du bilan de masse en nitrates est abordée plus en détail à la section 4.9.

4.5 Facteurs hydrogéologiques liés aux conditions des puits qui peuvent affecter la présence des nitrates et des bactéries

Les sections suivantes sont dédiées à l'analyse des facteurs hydrogéologiques liés aux conditions mesurées sur les puits qui pourraient affecter la qualité de l'eau potable. L'analyse est basée sur les résultats en nitrates et en entérocoques de mai et de septembre 1995 de même que ceux de 2002 et de 2003 pour le secteur du Mont-Cervin seulement. En tout, 7 facteurs mesurables sur une majorité de puits ont été évalués : l'élévation des puits (Z) ; la profondeur des puits ; la longueur de cuvelage ; la profondeur des niveaux d'eau dans les puits (profondeur de la nappe) ; l'élévation de la profondeur des puits ; la longueur de la colonne d'eau et la distance des puits à partir du bas du Mont-Cervin.

La section (4.5.1) présente l'analyse statistique des résultats en nitrates et en bactéries en fonction des conditions hydrogéologiques pour le secteur du Mont-Cervin. Les résultats de cette analyse servent de base pour connaître la dépendance des facteurs entre eux et ensuite pour corrélérer statistiquement les facteurs sélectionnés avec les résultats d'analyse en nitrates et en bactéries entérocoques. Le nombre de résultats pour les coliformes fécaux est insuffisant pour être statistiquement représentatif. La section 4.5.2 présente l'analyse graphique des mêmes facteurs en fonction des résultats qui permettraient d'identifier des tendances non observables avec les méthodes statistiques. La section 4.6 présente les résultats des essais sur le puits multiniveau Technorem-1 ainsi que des essais de traçage. La section 4.7 présente l'interprétation de l'ensemble des résultats en fonction des mécanismes d'écoulement et de transport dans le roc fracturé.

4.5.1 Analyse statistique des facteurs et des résultats par matrice de corrélation

La matrice de corrélation permet, par le calcul d'un coefficient de corrélation, de déterminer le degré de proportionnalité (linéaire) de deux variables entre elles. Les valeurs des coefficients varient de -1,00 à +1,00 et correspondent respectivement à une corrélation négative parfaite et une corrélation positive parfaite. Une valeur de 0 ne représente aucune corrélation entre les variables. À la fin du processus, les facteurs montrant un fort lien de dépendance entre eux sont éliminés de l'analyse. Le tableau 7 montre les coefficients de corrélation calculés entre chaque paire de variables. Par exemple, de façon intuitive on sait que l'élévation des puits est fortement corrélée avec la position des puits sur le territoire du Mont-Cervin. Le coefficient de corrélation calculé pour ces deux facteurs entre eux est de 0,98, ce qui confirme une corrélation presque parfaite. Les coefficients de corrélation ont été

calculés à l'aide du logiciel d'analyse statistique Statistica, version 6.0.

Les coefficients de corrélation obtenus montrent que plusieurs facteurs sont liés à l'élévation des puits sur le Mont-Cervin. Les facteurs dépendants sont donc les suivantes :

- L'élévation des puits est corrélée avec :
 - La position des puits sur Mont-Cervin;
 - L'élévation de la nappe ;
 - La profondeur de la nappe ;
- La longueur de la colonne d'eau est corrélée avec :
 - La profondeur des puits.

Tableau 7 : Matrice de corrélation qui compare les conditions hydrogéologiques et les caractéristiques des puits

Corrélation des facteurs hydrogéologiques et de construction des puits								
	Élévation (Z) du puits	Prof_puits	Cuvelage	Profondeur de la nappe	Élévation de la nappe	Élévation de la prof. Puits	Long. col. eau	Dist.bas MC
Élévation (Z) du puits	1.00	0.35	-0.34	0.86	0.95	0.69	-0.11	0.98
Prof_puits		1.00	0.03	0.44	0.24	-0.44	0.85	0.38
Cuvelage			1.00	-0.29	-0.32	-0.35	0.20	-0.35
Profondeur de la nappe				1.00	0.65	0.48	-0.09	0.84
Élévation de la nappe					1.00	0.72	-0.11	0.93
Élévation de la prof. Puits						1.00	-0.77	0.64
Long. col. eau							1.00	-0.06
Dist.bas MC								1.00

Les facteurs qui sont indépendants entre eux sont :

- L'élévation des puits ;
- La longueur de la colonne d'eau ;
- La longueur du cuvelage.

Ces facteurs ont été choisis pour l'analyse statistique et être corrélés avec les résultats en nitrates et en bactéries entérocoques (tableau 9). Le tableau 8 montre que les résultats d'analyse en nitrates ne sont pas corrélés avec les bactéries entérocoques et les coliformes fécaux. Mais les entérocoques et les coliformes fécaux sont corrélés entre eux. Les coliformes fécaux ne sont pas comparés dans l'analyse statistique ni dans l'analyse des facteurs individuels dû au nombre limité de résultats positifs qui affecte l'interprétation des résultats.

Tableau 8 : Matrice de corrélation qui compare les résultats d'analyse en nitrates, en bactéries entérocoques et en coliformes entre eux.

Corrélation des résultats en contaminants			
	Nitrates	Coliformes	Entérocoques
Nitrates	1.00	0.03	-0.02
Coliformes	0.03	1.00	0.56
Entérocoques	-0.02	0.56	1.00

Le tableau 9 présente la corrélation entre les concentrations en nitrates et les facteurs sélectionnés et montre des facteurs de corrélations relativement faibles, probablement causés par la grande variabilité des résultats. Le coefficient de corrélation le plus important se retrouve avec l'élévation des puits, donc plus l'élévation augmente moins les concentrations en nitrates ont de chance d'être élevées. Les concentrations en nitrates semblent aussi négativement corrélées avec la longueur du cuvelage, donc plus la longueur augmente, moins les concentrations en nitrates ont de chance d'être élevées.

Tableau 9 : Matrice de corrélation qui compare les conditions hydrogéologiques et les caractéristiques des puits avec les résultats en nitrates pour l'échantillonnage 2002 et 2003.

Corrélation des facteurs hydrogéologiques et de construction des puits en fonction de la présence des nitrates			
	Élévation du puits	Longueur du cuvelage	Longueur de la colonne d'eau
Nitrates	-0.31	-0.28	-0.14

4.5.2 Analyse graphique des facteurs hydrogéologiques liés aux puits vs les résultats en nitrates et en entérocoques

L'analyse graphique des résultats en nitrates et en entérocoques en fonction des caractéristiques de construction des puits où les conditions hydrogéologiques mesurées à l'endroit des puits permettent d'identifier les tendances qui ne sont pas mises en évidence avec les méthodes de corrélation statistiques. Dans cette section, les résultats en nitrates et en bactéries entérocoques sont comparés, premièrement, avec les trois facteurs que l'analyse statistique a fait ressortir comme indépendants : l'élévation des puits ; la longueur du cuvelage et la longueur de la colonne d'eau. De plus, malgré les résultats des corrélations statistiques, les facteurs de la profondeur de la nappe et la profondeur des puits seront aussi analysés graphiquement pour confirmer si des tendances peuvent être observées en

fonction de la présence des nitrates ou des entérocoques.

4.5.2.1 Élévation des puits

L'élévation des puits correspond à leurs positions relatives sur le Mont-Cervin puisque ce facteur est corrélé très fortement (98 %) avec la distance de la base du Mont-Cervin. Comme le secteur résidentiel du Mont-Cervin est situé sur un terrain qui a une grande dénivellation (pente moyenne supérieure à 10 %), la plupart des caractéristiques hydrogéologiques liées aux puits (profondeur des puits, épaisseur des dépôts, etc.) sont aussi fortement liées à la position des puits. Le facteur de l'élévation des puits est donc prioritaire dans l'analyse sur la qualité de l'eau dans les puits et il devrait montrer en théorie que les puits situés plus bas ont plus de chance d'être contaminés puisqu'ils sont situés en aval des sources de contamination.

La figure 25, présente les concentrations en nitrates, en bactéries entérocoques et en coliformes en fonction de l'élévation des puits sur le Mont-Cervin. De façon générale, les résultats en nitrates provenant des campagnes d'échantillonnage de 2002-2003 et de 1995, indiquent que la majorité des puits localisés dans le secteur du bas ont des concentrations plus élevées que ceux du secteur du haut à l'exception de quelques puits situés tout en haut du Mont-Cervin et qui montrent des concentrations en nitrates d'un peu plus de 4 mg/L. De façon générale, les concentrations en nitrates sont donc négativement corrélées avec l'élévation des puits sur le Mont-Cervin. Un puits a donc plus de chance d'avoir des fortes concentrations en nitrates s'il se trouve dans le bas du Mont-Cervin. L'analyse statistique avec les coefficients de corrélation confirme aussi cette observation.

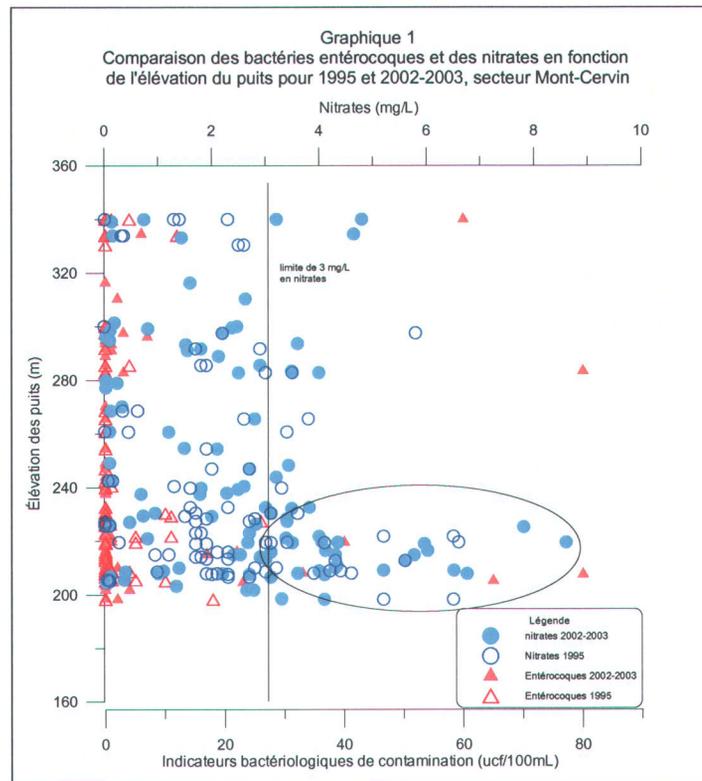


Figure 25 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de l'élévation des puits, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995 et de 2002-2003, secteur Mont-Cervin

Pour les résultats en bactéries entérocoques, la figure 25 indique que leur présence est très aléatoire d'un puits à l'autre. Il y a quelques cas de présences (une présence est un résultats différent de 0) montrant un nombre important d'entérocoques (dans les échantillons) dans la partie aval du Mont-Cervin mais le nombre de résultats est insuffisant pour confirmer la tendance. Les résultats de 2002-2003 qui ont montré la présence des bactéries et qui sont situés dans la partie aval semblent avoir plus de chance de retrouver des entérocoques en concentrations au-dessus de 20 ucf/100ml. Donc, la localisation des puits semble avoir une influence sur le nombre plus élevés de bactéries entérocoques dans les puits mais ne semble pas avoir d'influence sur la présence ou non de bactéries dans les puits.

4.5.2.2 Longueur de cuvelage

La longueur du cuvelage correspond approximativement à l'épaisseur des dépôts meubles à l'endroit de chacun des puits échantillonnés. Une plus grande épaisseur de dépôts meubles signifie généralement une meilleure protection contre les contaminants, surtout bactériologiques, provenant de la surface. Cependant, la presque totalité du territoire du Mont-Cervin est caractérisée par une

faible épaisseur des dépôts de till sableux, sauf dans la partie aval où la couche de sable atteint plusieurs mètres d'épaisseur. Le graphique 1 de la figure 26 montre que les concentrations en nitrates semblent plus élevées quand les cuvelages sont plus courts. Cependant, le facteur de la longueur du cuvelage est aussi lié à la position des puits sur le Mont-Cervin. Le graphique 2 permet de comparer les concentrations en nitrates (la concentration en nitrates est proportionnelle à la taille des cercles) avec les deux facteurs de la longueur du cuvelage et de l'élévation des puits sur le Mont-Cervin. Ce graphique montre que l'élévation des puits semble avoir plus d'influence que la longueur du cuvelage sur les concentrations en nitrates. Les deux facteurs combinés montrent que des puits plus hauts en élévation avec des cuvelages plus longs ont moins de nitrates. Il serait donc possible que pour le secteur du haut du Mont-Cervin, les nitrates proviennent plus des installations septiques que de l'aquifère et que dans ce cas un cuvelage plus long puisse assurer une certaine protection aux puits. Alors que pour la partie du bas les nitrates semblent plus provenir de leur accumulation dans l'aquifère.

De même que pour les nitrates, le graphique 1 de la figure 26 pour les bactéries entérocoques montre une présence relativement aléatoire d'un puits à l'autre et n'ayant aucune corrélation avec la longueur du cuvelage. Le graphique 3, qui compare la présence des entérocoques (résultats > 0 seulement) avec la longueur du cuvelage et l'élévation des puits du Mont-Cervin, montre qu'aucun des deux facteurs ne semble influencés la présence des entérocoques dans l'eau des puits. La longueur du cuvelage ne semble pas affecter la présence des bactéries dans l'eau des puits. Compte tenu des résultats disponibles, le lien entre la longueur des cuvelages et les concentrations en nitrates et en bactéries est difficile à définir mais il semble que ce facteur n'affecte à peu près pas leur présence dans l'eau des puits. Ces résultats pourraient aussi être expliqués par le fait que les cuvelages installés ne sont pas scellés avec le roc et que l'eau peut donc s'infiltrer dans le puits à partir de la surface (voir les essais de traçage, section 4.6.2). Il est cependant possible que compte tenu des caractéristiques du milieu fracturé, le scellement des puits n'apporterait pas une meilleure protection contre la contamination provenant de la surface pour la majorité des puits.

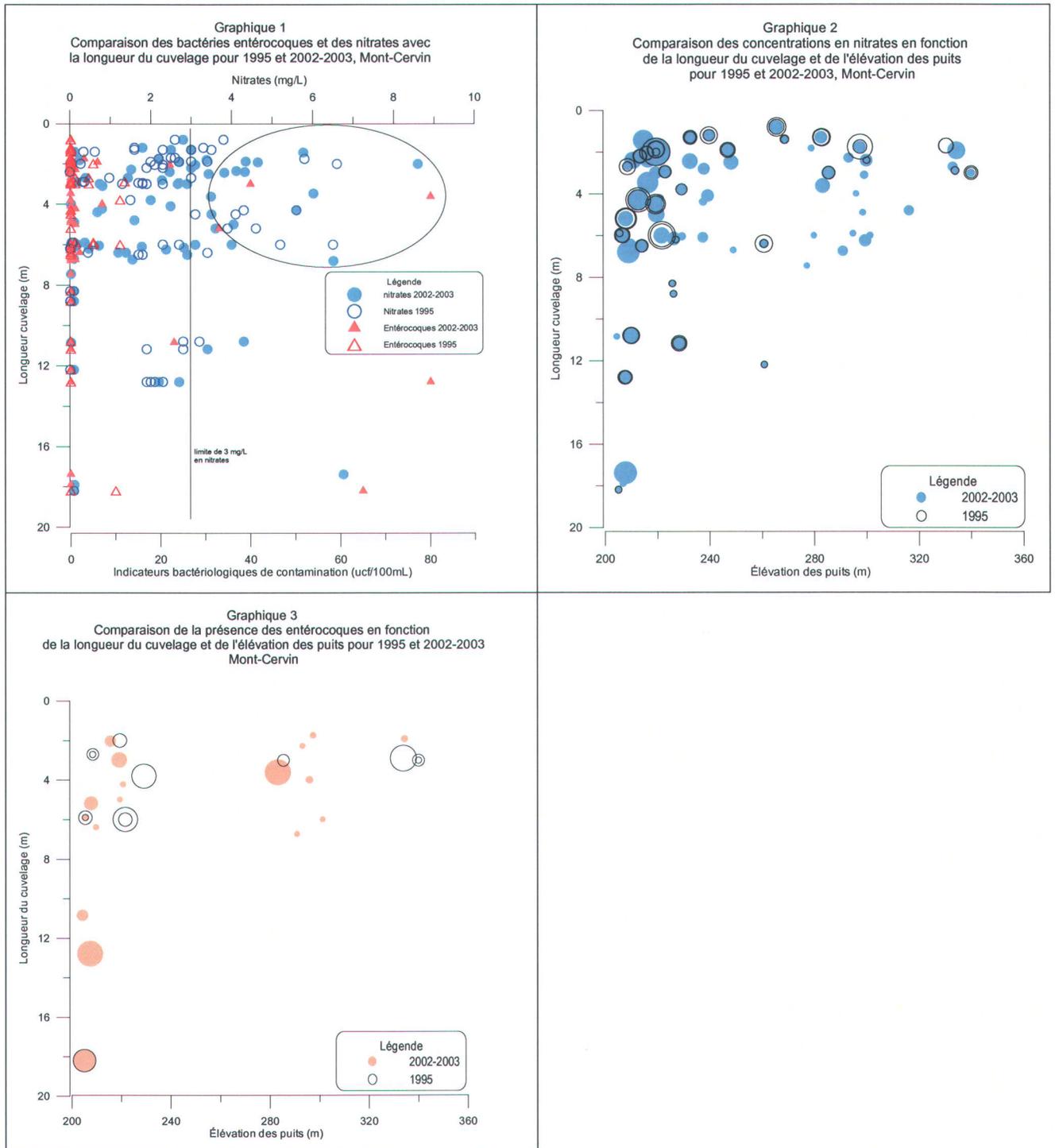


Figure 26 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de la longueur de cuvelage des puits, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, secteur Mont-Cervin

4.5.2.3 Longueur la colonne d'eau dans les puits

En théorie, une plus grande colonne d'eau dans un puits devrait améliorer la qualité de l'eau en permettant une plus grande dilution des contaminants. Le graphique 1 de la figure 27 compare les concentrations en nitrates en fonction de la longueur de la colonne d'eau dans les puits. De façon générale, si on exclut les trois (3) puits qui sont hors tendance, les résultats montrent que lorsque les colonnes d'eau sont plus petites, les concentrations en nitrates semblent plus élevées. Les puits qui ont plus de 60 m de colonne d'eau ont des concentrations en nitrates inférieures 3 mg/L. Cependant, la colonne d'eau est aussi lié à celui de la position des puits sur le Mont-Cervin. Le graphique 2 compare les concentrations en nitrates dans l'eau des puits en fonction de la longueur de la colonne d'eau et l'élévation des puits. Aucun des deux facteurs ne semble dominant et les concentrations en nitrates diminuent quand les deux facteurs augmentent. Encore une fois, ces résultats confirment que les puits situés en amont sont normalement moins affectés par les nitrates puisque le phénomène d'accumulation est moins prononcé et les puits qui ont, en plus, une plus grande colonne d'eau ont accès à l'eau moins contaminée de la zone plus profonde de l'aquifère qui est située à l'extérieur du panache d'écoulement (voir le modèle conceptuel, section 4.9.1).

Le graphique 1 de la figure 27 indique que la présence des bactéries entérocoques se retrouve en plus grand nombre surtout dans les puits qui ont une petite colonne d'eau (moins de 60 m). Le graphique 3, compare la présence (résultats >0 seulement) des entérocoques en fonction de la longueur de la colonne d'eau et l'élévation des puits. La colonne d'eau ne semble influencer que faiblement la présence des bactéries dans l'eau des puits. Les puits qui ont plus de 60 m de colonne d'eau montrent des dénombrements moins importants en entérocoques, ce qui pourrait être dû à une meilleure dilution. Mais la contribution moins importante des volumes d'eau provenant de la partie du bas des puits limite ce pouvoir de dilution. Par ailleurs, la majorité des puits avec une colonne d'eau de plus de 60 m montrent des concentrations en contaminants, à la fois pour les nitrates et les bactéries entérocoques, moins élevées.

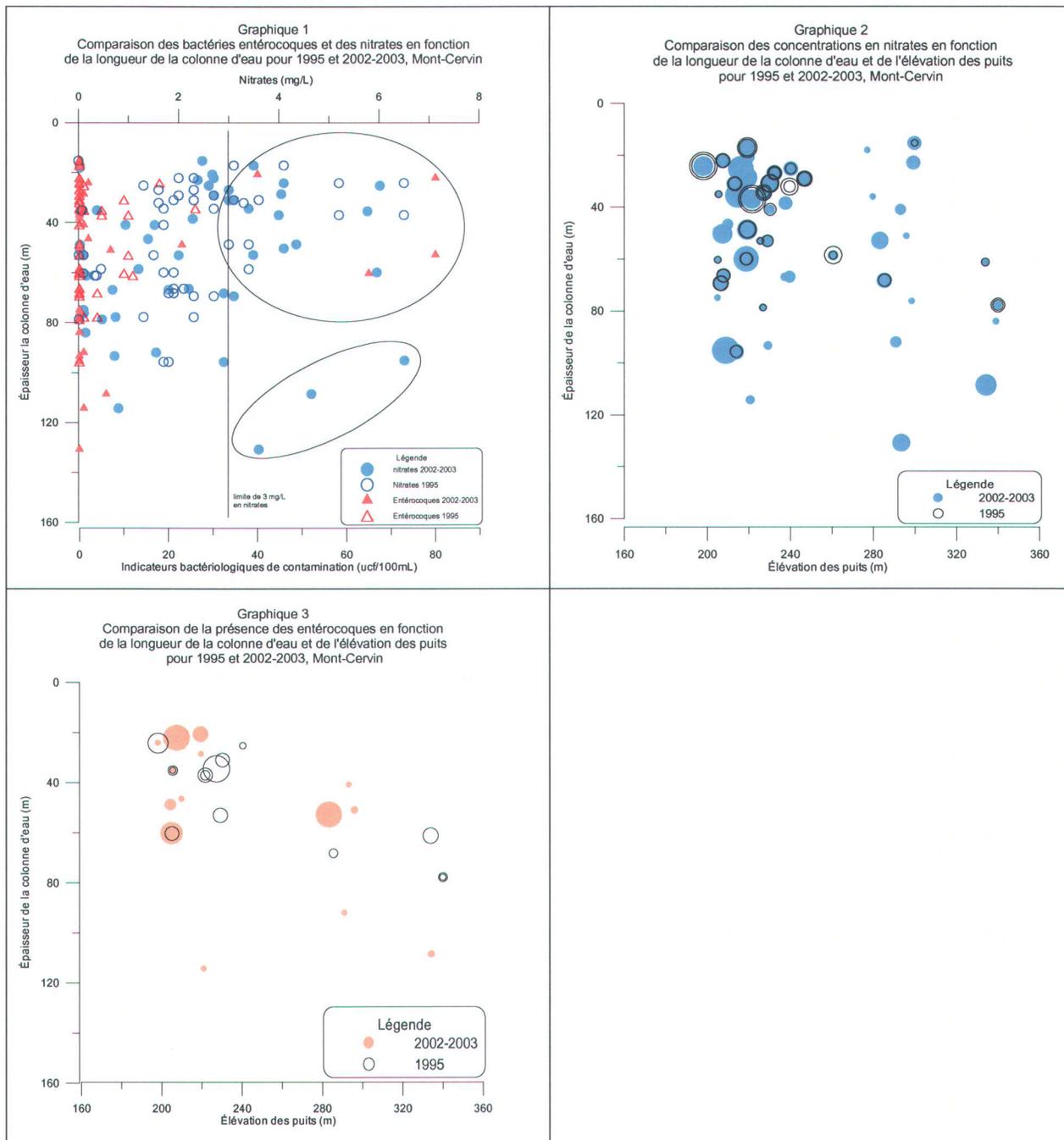


Figure 27 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de la longueur de la colonne d'eau, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, secteur Mont-Cervin

4.5.2.4 Profondeur de la nappe phréatique dans les puits

La profondeur de la nappe phréatique correspond aussi à l'épaisseur de la zone non saturée (zone vadose) qui représente la distance que les contaminants doivent parcourir avant d'atteindre le niveau de la nappe. En théorie, les nitrates qui sont très solubles et mobiles dans l'eau ne devraient pas être affectés par la profondeur de la nappe phréatique. Par contre, la présence des bactéries dont la survie est influencée par les conditions du milieu et la distance à parcourir devrait montrer une corrélation négative en fonction de la profondeur de la nappe à moins que les réseaux de fractures ne permette le transport rapidement. Le graphique 1 de la figure 28 montre que les concentrations en nitrates les plus élevées se retrouvent principalement lorsque la profondeur de la nappe phréatique est faible. Cependant, le paramètre de la profondeur de la nappe phréatique est fortement corrélé à la position des puits sur le Mont-Cervin. Le graphique 2, compare les concentrations en nitrates avec la profondeur de la nappe et l'élévation des puits. Il montre que les concentrations en nitrates semblent plus corrélées à l'élévation des puits qu'à la profondeur de la nappe.

Tout comme pour les nitrates, le graphique 1 de la figure 28 montre que le nombre d'entérocoques (par échantillon) semble être plus élevé quand la nappe phréatique est peu profonde mais il ne semble pas y avoir de corrélation avec leur présence ou non dans les puits. Le graphique 3 présente les résultats positifs (résultats > 0 seulement) en bactéries entérocoques en fonction de la profondeur de la nappe phréatique et de l'élévation des puits et montre qu'aucun de ces deux facteurs ne semble déterminant dans la présence des entérocoques dans l'eau des puits. Le graphique confirme tout de même qu'il semble y avoir un plus grand nombre de bactéries dans des puits dont la nappe est située près de la surface.

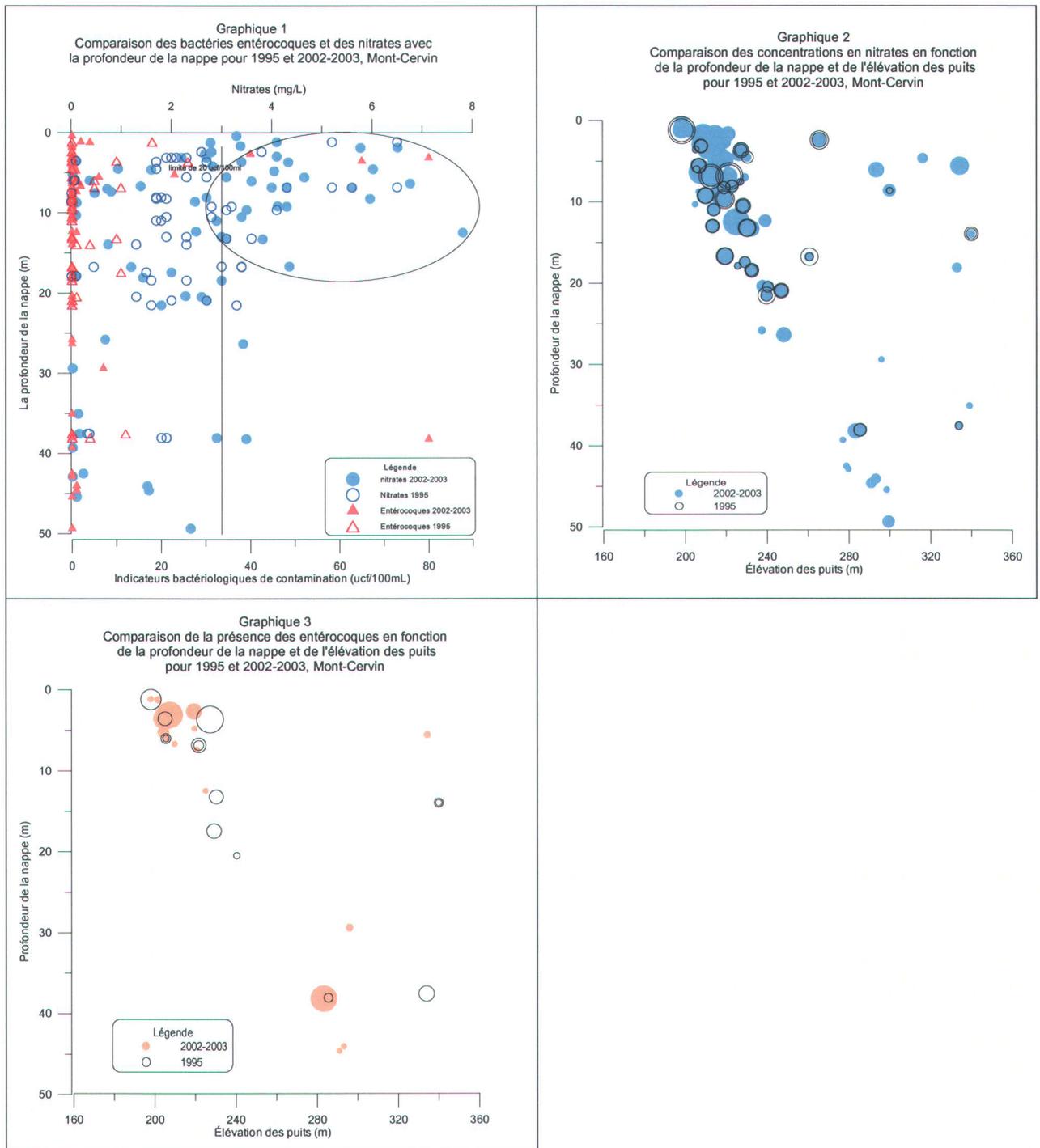


Figure 28 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de l'élévation des puits, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, secteur Mont-Cervin

4.5.2.5 Profondeur des puits

La profondeur des puits affecte la provenance de l'eau souterraine qui entre dans le puits et en théorie l'eau plus profonde d'un aquifère devrait avoir moins de chance d'être contaminée. Cependant, comme le degré de fracturation dans l'aquifère diminue avec la profondeur, l'apport de l'eau provenant de la partie du bas est, en théorie, moins important que celle du haut et la profondeur des puits devrait avoir peu d'influence sur la qualité de l'eau. Par contre, comme les puits les plus profonds se retrouvent surtout en haut de la montagne, il est possible que ces puits montrent moins de contamination.

Le graphique 1 de la figure 29 qui compare les concentrations en nitrates en fonction de la profondeur des puits montre qu'aucune tendance n'est visible. De même, les graphiques 2 et 3 qui présentent les concentrations en nitrates et en entérocoques en fonction de la profondeur des puits et de la distance de la base du Mont-Cervin, ne montrent aucune tendance particulière. La profondeur des puits ne semble donc pas être un facteur contrôlant les concentrations en nitrates et en entérocoques dans l'eau des puits.

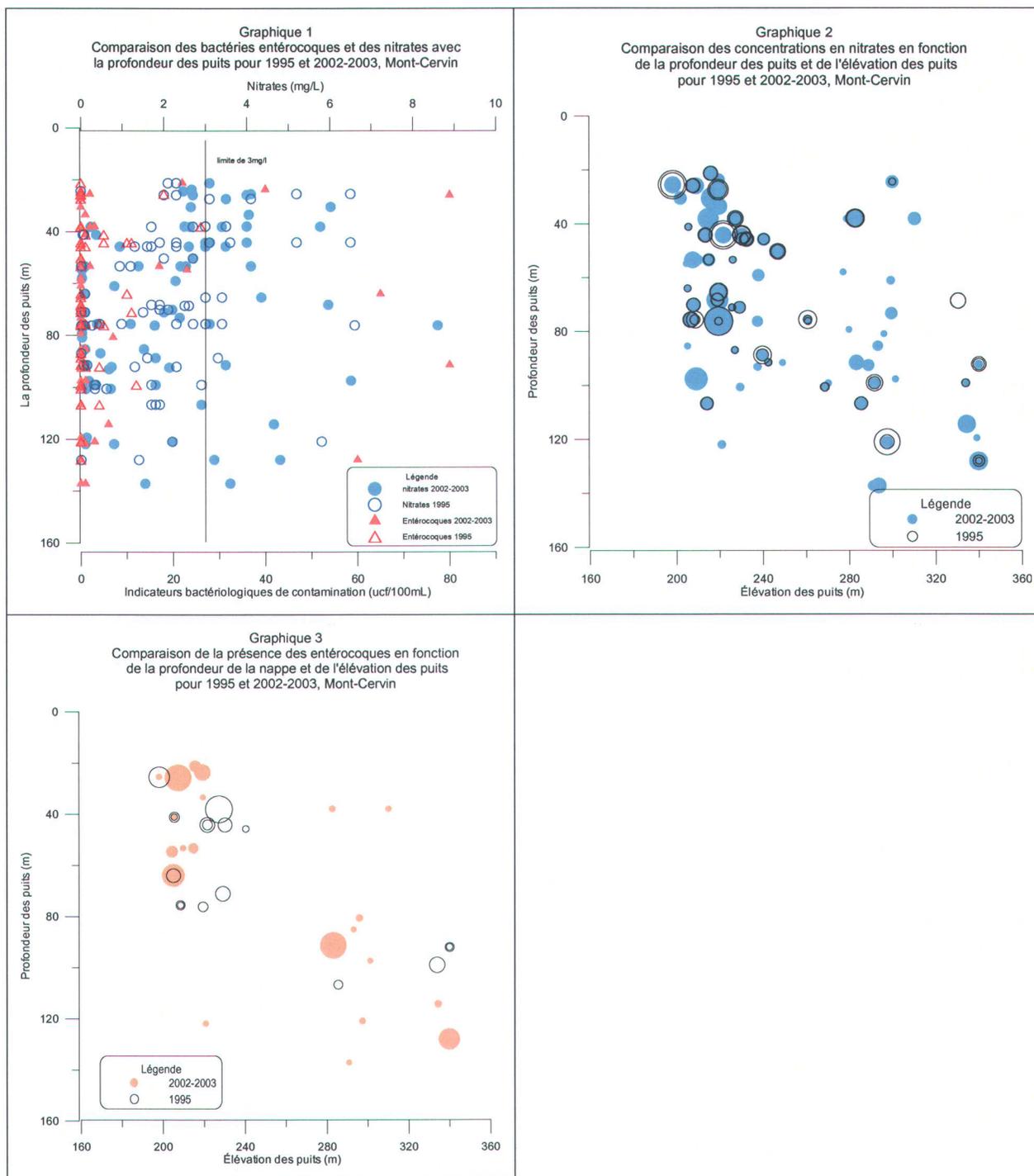


Figure 29 : Portrait statistique des nitrates et des entérocoques dans l'eau des puits en fonction de la profondeur des puits, pour les campagnes d'échantillonnage de 1995, 2002 et 2003, secteur Mont-Cervin

4.6 Autres résultats et cas spéciaux

4.6.1 Résultats de qualité de l'eau du puits multiniveau Technorem-1

Le puits Technorem-1 a été échantillonné pour la qualité de l'eau à 4 occasions. Un échantillonnage a été effectué dans le puits ouvert (avec les obturateurs pneumatique) le 22 juillet et 3 autres échantillonnages ont été faits après l'installation des puits multiniveau permanents (section 3.3.8), le 5 août, le 15 septembre et le 26 novembre 2003. Les résultats sont présentés à la figure 30. Dans le puits ouvert, 12 échantillons ont été prélevés à des profondeurs variant entre 7,36 m et 54,36 m et dans les puits permanents, les échantillons proviennent des 4 puits installés respectivement à 7,7 m, 17,4 m, 29,0 m et 59 m de profondeur. Étant donné la ressemblance des résultats obtenus lors de l'échantillonnage du 22 juillet, il est possible que le scellement de la zone d'échantillonnage par les obturateurs pneumatiques n'ait pas été parfaitement réalisé ou encore que les fractures aient permis à l'écoulement de contourner les obturateurs. Lors du pompage d'eau dans les puits les plus profonds, les niveaux d'eau des puits des niveaux supérieurs montraient un faible rabattement, indiquant effectivement un lien hydraulique. Tous les échantillons prélevés le 22 juillet dans le puits multiniveau montrent des concentrations en nitrates qui se situent entre 2,5 mg/L et 3,14 mg/L, sauf pour l'échantillon du niveau supérieur du roc qui montre une concentration de 1,2 mg/L. De la même façon, les échantillons provenant des 3 campagnes d'échantillonnage du 5 août, du 15 septembre et du 15 novembre dans les puits permanents, montrent que les concentrations en nitrates sont plus élevées pour les échantillons provenant des 3 niveaux inférieurs comparativement à celui du haut. Cette même tendance est observable pour les chlorures dont les concentrations augmentent avec la profondeur. Ces résultats sont aussi confirmés par les mesures des paramètres physico-chimiques effectuées sur le terrain avec une sonde multiparamètres (YSI) et en particulier avec les valeurs de conductivité dominées par les concentrations en chlorures.

De façon générale, les résultats montrent une différence marquée de la qualité de l'eau pour le puits du niveau supérieur du roc mais ils indiquent aussi des différences entre chaque niveau qui sont récurrents pour les 4 campagnes d'échantillonnage. Les tendances observées indiquent à prime abord que l'écoulement de l'eau à l'intérieur du massif rocheux emprunte à peu près toujours les mêmes réseaux de fractures indépendamment du régime des précipitations. Par exemple, l'écoulement de l'eau du puits à 17,4 m est possiblement affecté par un lien avec des fractures plus profondes, basée sur les basses températures de l'eau. On y remarque, entre autre, que les températures de l'eau sont à peu près les mêmes que l'eau provenant du puits le plus profond (59 m). À l'inverse, les températures

du troisième puits (29 m) montrent presque les mêmes valeurs que l'eau dans le puits le moins profond (7,66 m), indiquant possiblement un lien hydraulique assez rapide avec la partie supérieure de l'aquifère.

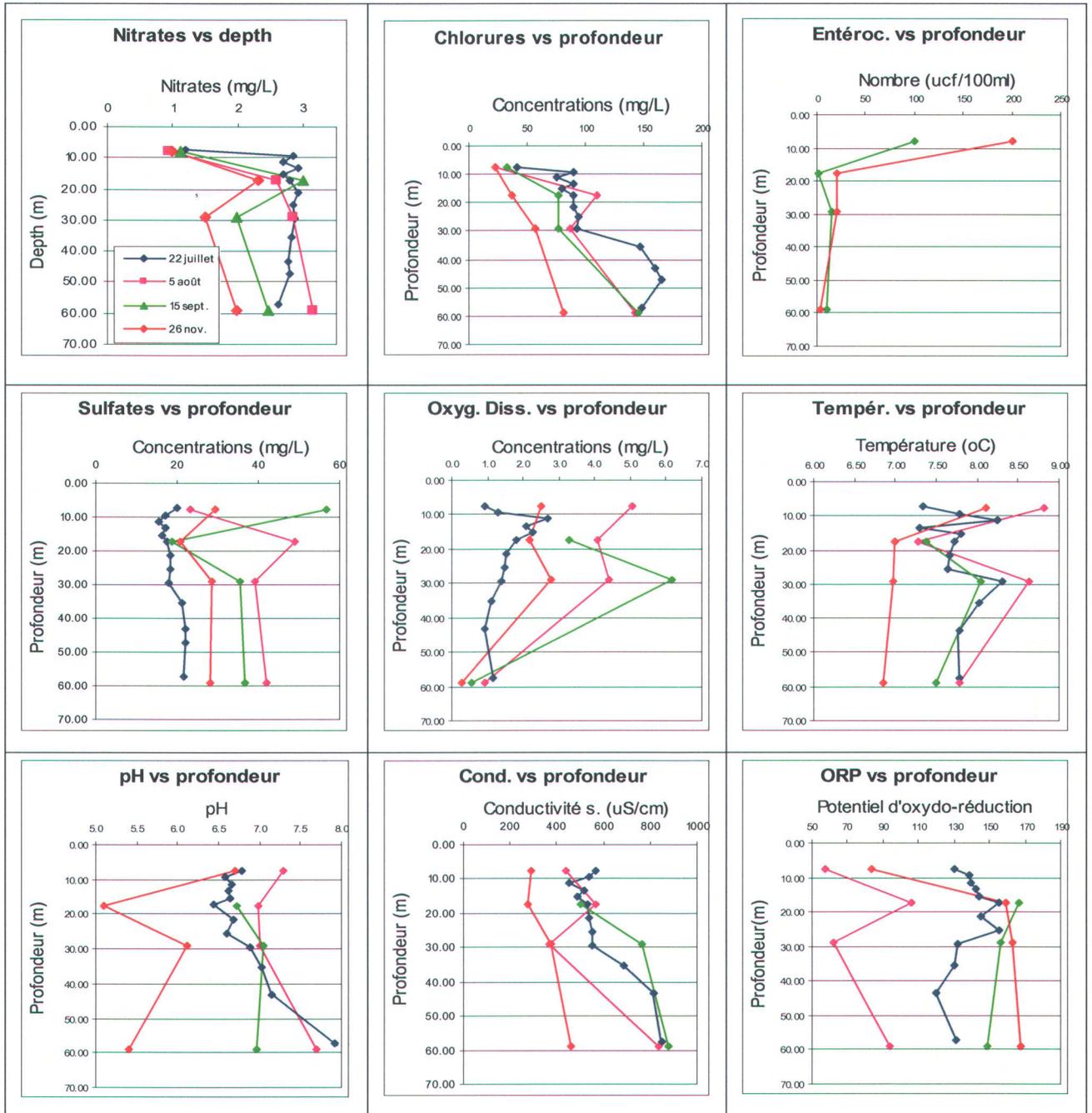


Figure 30 : Résultats de différents paramètres analytiques provenant de l'échantillonnage dans les puits multiniveau Technorem-1

Ces résultats sont aussi confirmés, entre autres, par les valeurs en nitrates et chlorures dont les concentrations semblent plus diluées pour les puits du 1^{er} et du 3^{ième} niveau. Les résultats de pH mesurés sur le terrain montrent des valeurs se situant entre 6,6 et 8,0 et indiquent que de façon générale, l'eau est légèrement plus acide en surface qu'en profondeur. Ces résultats sont conformes au fait que les précipitations sont initialement acides, suite à leur équilibre avec le CO₂ de l'atmosphère (Couture, 1996). Les valeurs de pH du 26 novembre sont beaucoup plus acides comparativement aux autres campagnes montrant peut-être l'effet de l'augmentation des précipitations à l'automne. Les valeurs de pH plus basiques dans les zones où l'eau semble avoir été en contact avec la matrice plus longtemps (corrélés par exemple sur la température), indiquant que la dissolution de certains minéraux présents dans la roche peuvent affecter et tamponner légèrement l'acidité de l'eau.

En se basant sur les résultats des analyses chimiques et physico-chimiques obtenus dans le puits multiniveau, il est possible de déduire certains mécanismes d'écoulement de l'eau souterraine du Mont-Cervin :

- La circulation de l'eau est liée aux réseaux de fractures locaux qui acheminent l'eau provenant de différentes parties de l'aquifère ou de la surface et ces patrons d'écoulement semblent constants avec le temps.
- La présence d'entérocoques et de coliformes fécaux dans le puits à 59 m de profondeur, confirme l'existence de liens hydrauliques relativement rapides avec la surface (quelques jours à quelques semaines tout au plus).
- Le scellement de chacun des niveaux du puits multiniveau Technorem-1 empêche (en principe) l'eau de la surface d'atteindre les niveaux plus profonds. Les bactéries, doivent donc être transportés par les réseaux de fractures dans la roche.
- Le puits Technorem-1, est situé au milieu du Mont-Cervin, soit dans la voie d'écoulement active qui amène l'eau de la partie aval (conditions de recharge) de la montagne vers la partie amont (conditions de résurgence). La présence de nitrates pour l'ensemble des puits, à des concentrations proches de la moyenne mesurée sur le terrain (2,6 mg/L), montre que l'aquifère semble affecté sur plus de 59 m de profondeur.
- Au contraire de ce qui aurait été attendu, les échantillons provenant du puits en surface (7 m) semblent indiquer que les concentrations en nitrates sont diluées par l'écoulement superficiel probablement alimenté par les précipitations. Le nombre élevé de bactéries dans cette partie de l'aquifère confirme que l'écoulement dans la partie la plus fracturée facilite le transport des microorganismes.

4.6.2 Essais de traçage

L'essai réalisé du 17 juillet au 5 août 2003 près du sommet du Mont-Cervin s'est effectué dans un puits privé dont le site est caractérisé par la présence d'une couche de till sableux avec blocs de 3 m d'épaisseur (cuvelage de 3,3 m) reposant sur le roc. La surface de la nappe se trouve à environ 35 m sous la surface du sol et le puits a 91,4 m de profondeur. Une présence importante d'entérocoques (80 UCF/100mL) et une concentration en nitrates de 3,5 mg/L ont été observés lors de l'échantillonnage de 2002. Le 17 juillet 60 L de solution de bromures à 10 000 ppm ont été injectés en 24 heures. Des volumes d'eau additionnels de 51 et de 60 L ont été injectés les 18 et 24 juillet pour aider le traceur à migrer et à atteindre éventuellement le niveau de la nappe dans le puits. 18 prélèvements d'échantillons d'eau ont été effectués pour mesurer la présence potentielle du traceur. Ces prélèvements ont été faits, à raison de deux par jour, les 17, 18, 21, 22, 23, 25, 29 et 30 juillet de même que le 5 août 2004. Les échantillons d'eau étaient prélevés à l'intérieur du puits à l'aide d'une écope et au robinet de la maison. Aucun des échantillons d'eau prélevés n'a révélé la présence de bromures. Il est possible que la solution ait été diluée ou dispersée avant d'atteindre la section ouverte du puits. Il est donc possible que la contamination observée dans le puits ne provienne pas de la propriété mais plutôt de source située en amont. Suite à l'essai de traçage, les propriétaires du puits ont fait faire des travaux de scellement de ce puits jusqu'à une profondeur de 14,5 m en installant un tubage intérieur scellé avec un ciment/bentonite (Technorem RD01-08, 2004). Suite au scellement du puits, un nettoyage à l'eau de javel a été réalisé avant le prélèvement d'un échantillon dont le résultat a confirmé la présence d'entérocoques démontrant que la source de contamination était toujours présente.

Le deuxième essai a été réalisé du 21 au 25 juillet 2003 au bas du Mont-Cervin, qui est caractérisé par la présence d'environ 3 m de matériaux de remblais constitués de sable et de till sableux. La profondeur du puits est de 23,8 m et son du tubage mesure 3 m. La nappe se trouve à 2,7 m de profondeur. Les résultats d'analyse de l'eau prélevé dans ce puits avait révélé la présence de bactéries entérocoques (40 UCF/100mL) et une concentration en nitrates de 2,7 mg/L. La première injection, le 21 juillet, 60 litres de solution à 5 000 ppm en bromures ont été injectés autour du puits en moins de 24 heures. Un volume d'eau additionnel de 60 litres a été injecté le 22 juillet. Les mesures faites avec la sonde à bromures ont été prises à tous les jours, soit du 21 au 25 juillet 2003 inclusivement, à raison d'une mesure par jour. Les résultats ont montré la présence du traceur dans les échantillons d'eau prélevés dans le puits 2 jours après le début de l'essai, soit le 23 juillet, autant dans les échantillons prélevés avec l'écope que ceux prélevés au robinet. Les analyses en laboratoire ont

confirmé les analyses de terrain dans les échantillons d'eau prélevés à l'écope et au robinet de concentrations en bromures respectives de 7,13 et 8,73 mg/L. Les concentrations moyennes en bromures mesurées en laboratoire dans les échantillons d'eau prélevés avant l'essai, étaient inférieures à 0,05 mg/L. Elles sont passées à 7,9 mg/L la 3^e journée et à 3,1 mg/L la 4^e journée. Dès la 5^e journée, soit le 25 juillet, aucune trace des sels de bromure n'a été décelée à l'aide de la sonde ce qui indique une bonne circulation de l'eau à cet endroit.

Les résultats montrent que l'infiltration d'eau de surface se fait possiblement non seulement le long du tubage mais aussi directement par percolation dans le sol. De la même façon, une installation septique située à proximité peut facilement émettre des contaminants, qui après avoir traversé la faible épaisseur des dépôts, peuvent atteindre la nappe et ensuite être captés par le puits. Dans ce cas, il est possible que la mise en place d'un cuvelage plus long et scellé permettrait d'améliorer la qualité de l'eau.

4.7 Revue des processus qui affectent la présence des nitrates et des bactéries dans l'eau des puits au roc du Mont-Cervin

La section qui suit présente une revue de l'ensemble de la problématique de la contamination de l'eau des puits basée sur les résultats des travaux au Mont-Cervin. La discussion vise d'abord à mettre en perspective les principaux aspects liés à la présence de contaminants dans l'eau des puits : les sources de contamination potentielles, les caractéristiques du milieu hydrogéologique, les mécanismes d'écoulements dans le roc fracturé et l'influence des infrastructures de captage sur la présence des contaminants dans l'eau des puits. Le tableau 10 résume les grandes lignes de cette problématique dont chaque point est discuté plus en détail dans le texte qui suit.

Tableau 10 : Résumé des principaux facteurs et données concernant la problématique de contamination de l'eau souterraine pour le secteur du Mont-Cervin

CONTAMINANTS	ORIGINES ET PROPRIÉTÉS
NITRATES	Les nitrates sont très solubles et mobiles dans l'eau souterraine
	Source principale des nitrates par les installations septiques
	Source secondaire des nitrates mais minime par les fertilisants et des bactéries pathogènes par les matières fécales d'animaux
	Émissions continues de faibles concentrations en nitrates à partir de larges volumes d'eau
	Effet global et diffus de la contamination sur l'aquifère dont l'intensité dépend de la densité des résidences
	Absence de dégradation (dénitrification) une fois entrée dans le système aquifère
MICRO ORGANISMES	Temps de survie limité et dégradation rapide dans un milieu aérobie non saturé
	Transport limité en fonction de la nature du milieu, de l'ouverture de pores ou des fractures
	Origine évidente des installations septiques mais source possible de la contamination ponctuelle provenant de la surface par les animaux de compagnie
MILIEU PHYSIQUE	CONDITIONS HYDROGÉOLOGIQUES ET EFFET SUR LE TRANSPORT DES CONTAMINANTS
DÉPÔTS SURFACE	Sommet du Mont-Cervin, till sableux avec blocs plutôt discontinu
	Bonne perméabilité du till sableux (pas de particules fines)
	Forte vulnérabilité de l'aquifère et facilité d'infiltration des précipitations et des installations septiques
	À certains endroits les précipitations ont un accès direct au réseau de fracture et à l'aquifère
	Pied du Mont-Cervin, sédiments sableux avec épaisseur de plusieurs mètres jusqu'à 25 m
	Meilleure filtration des bactéries quand l'épaisseur des dépôts augmente
	Mauvaise filtration en milieu saturé comme au pied du Mont-Cervin où le niveau de la nappe est près de la surface
ROC	Roche dure composée d'un gneiss granitique très altérée et fracturée
	Milieu hétérogène causé par les réseaux de fractures discontinues du roc
	Fracturation très importante dans les premiers mètres du roc
	Plans de fractures préférentielles subverticales et subhorizontales dans le même sens que la pente du Mont-Cervin
SECTEUR	CARACTÉRISTIQUES ET EFFET SUR L'ÉCOULEMENT
ZONE AMONT	La partie amont du Mont-Cervin est en recharge
	Système d'écoulement influencé par la pente accentuée et par la grande épaisseur de la zone non saturée
	Zone de recharge importante aux endroits où le roc est affleurant
ZONE AVAL	Le pied du Mont-Cervin est une zone de résurgence
	Recharge importante au printemps
	La recharge occasionnelle lors de fortes précipitations tout au long de l'année sauf l'hiver
	La nappe phréatique est près de la surface
INFRASTRUCTURES DE CAPTAGE	
Puits ouvert au roc incluant avec une partie importante dans la zone non saturée du roc et très fracturée de la roche, sauf pour les puits au pied du Mont-Cervin	
Longueur des cuvelages insuffisants, peu profonds et non scellés au roc	
Profondeur de l'eau dans les puits corrélée avec la position sur le Mont-Cervin	
Épaisseurs non saturées et saturées très variables et fonction de la position sur le Mont-Cervin	
Profondeur des puits généralement plus importants et corrélée avec l'élévation sur le Mont-Cervin	
La majorité des puits sont localisés à proximité et en aval d'installations septiques	

4.7.1 Les sources de contamination potentielles

Les résultats d'analyses ont montré une récurrence évidente dans la présence de nitrates et des bactéries dans l'eau provenant des puits au roc (1995, 2002 et 2003) et les installations septiques sont considérées comme la principale cause de contamination de l'eau souterraine. Chaque installation constitue une source ponctuelle qui émet de grands volumes d'eau (en moyenne plus de 200 litres/pers/jour, Lowe et al. 2000), de fortes concentrations en nitrates (30 à 70mg/L, Zhan et McKay, 1998) et en bactéries de façon continue. L'effet global de toutes les installations septiques contribue à émettre une contamination diffuse dans l'aquifère qui est fonction de la densité des résidences (Yates, 1985). Pour le Mont-Cervin, le calcul du bilan de masse en nitrates (section 4.9) générés par les installations septiques et s'infiltrant dans l'aquifère est d'environ 2500 kg/an (2,25 kg/pers/an x 1150 pers). En comparaison, la contribution des fertilisants par rapport aux installations septiques est inférieure à 100 kg/an basé sur le fait qu'environ 37 % des résidents en appliquent sur leur terrain (Gold et al., 1990, Technorem, 2004).

Les installations septiques fonctionnant correctement génèrent des quantités importantes de microorganismes pathogènes (Ohrel, 1995). Sur un site idéal, quand l'effluent du champ d'épuration s'écoule dans le sol durant une période de temps suffisante, les bactéries et les virus ont de grandes chances d'être éliminés par filtration et adsorption (Tuthill et al., 1998). Cependant, plusieurs facteurs peuvent réduire l'efficacité de ce processus et contribuer à la contamination de l'eau souterraine. Parmi les plus importants, on note : une mauvaise installation (conception et construction); une mauvaise maintenance du système; la nappe ou le roc affleurant; la nature du sol et enfin le climat. De plus, une trop grande densité de systèmes de traitement sur un même territoire est le facteur le plus important pouvant amener des problèmes de contamination à l'échelle régionale. Selon l'U.S. EPA, (1977) une densité supérieure à 16 systèmes/km² est considérée comme critique et peut conduire à des problèmes de contamination des aquifères à une échelle régionale (Yates, 1986). On retrouve au Mont-Cervin plus de 460 résidences dans un peu plus d'un km².

4.7.2 Le milieu hydrogéologique et le contexte d'écoulement du Mont-Cervin

Les travaux de forage effectués lors de la mise en place du puits Technorem-1 ont montré que les premiers mètres du roc sont très altérés avec un réseau de fractures très développé. Les mesures de conductivités hydrauliques effectuées dans ce puits avec les essais de perméabilité à charge constante

(section 3.4.4) donnent une conductivité moyenne de l'ordre de 10^{-6} m/s pour les premiers mètres du roc en milieu saturé et probablement plus pour le roc dans la zone non saturée (le cuvelage installé est de 5 m mais le roc est à moins de 1 m de la surface). Les premiers mètres du roc pourraient, par le biais des débits importants générés par les installations septiques, aussi avoir une contribution importante dans l'écoulement qui contribue à l'apport de l'eau dans les puits.

Les caractéristiques physiographiques, hydrogéologiques ainsi que la répartition des résidences du secteur du haut et du bas du Mont-Cervin sont très différentes ce qui permet de les étudier séparément. Le secteur du haut, montre une couverture discontinue de till sableux d'au plus quelques mètres d'épaisseur, sous lequel on retrouve le roc très altéré et fracturé en surface. La partie supérieure du roc altéré et très fracturé se retrouve dans la zone non saturée qui a une épaisseur importante allant de plusieurs mètres à plus de 40 m au sommet de la montagne. L'écoulement et l'infiltration dans les zones où le roc affleure constituent des secteurs plus vulnérables à l'infiltration des contaminants provenant de la surface. Le bas du Mont-Cervin est caractérisé par des dépôts meubles de till sableux et de sable qui deviennent graduellement continus et plus épais jusqu'à atteindre environ 25 mètres près de la rivière Jaune. Le centre de la vallée, à l'endroit de la rivière Jaune, constitue une zone de résurgence et un exutoire pour l'écoulement souterrain provenant du milieu fracturé avec un flux positif vers les dépôts meubles en surface. Au pied du Mont-Cervin, la partie la plus fracturée de l'aquifère est saturée et favorise un écoulement plus important dans cette zone alors que dans la partie amont, la portion saturée de l'aquifère est plus profonde et montre un niveau de fracturation moins important. Il est possible que cette caractéristique explique la capacité de l'aquifère à garder un niveau d'eau élevé dans la partie amont de la montagne.

De façon générale, la piézométrie du secteur du Mont-Cervin suit la topographie du site. Les niveaux d'eau mesurés dans les puits montrent que le gradient pour la moitié du secteur amont est d'environ 0,06 m/m alors qu'il est de 0,02 m/m pour le secteur aval avec des vitesses d'écoulement respectives estimées (Darcy) à 0,52 m/j et de 0,17 m/j (section 3.4.5). Même si ces vitesses d'écoulement sont probablement inférieures aux vitesses réelles dans certaines fractures de la roche, elles donnent un aperçu des différences entre le haut et le bas du Mont-Cervin. Les vitesses d'écoulement affectent la capacité de transport des contaminants, surtout des microorganismes mais aussi de la répartition des concentrations en nitrates entre les parties amont et aval du Mont-Cervin. La partie aval du Mont-Cervin montre une accumulation en nitrates qui est peut-être due en partie à la diminution des vitesses d'écoulement mais aussi à la masse supplémentaire émise par le plus grand nombre d'installations septiques.

4.7.3 Les mécanismes d'écoulement et transport dans le roc fracturé

La figure 31 illustre de façon schématisée les mécanismes de l'écoulement dans l'aquifère de roc fracturé du Mont-Cervin. Dans un massif fracturé composé de roches ignées et métamorphiques, les processus de transport des contaminants sont relativement complexes et font intervenir à la fois les mécanismes de mélange par advection et par dispersion (Domenico et Schwartz, 1990). Cependant, l'eau souterraine alimentant les puits au roc dans la municipalité de Lac-Beauport provient presque essentiellement de l'écoulement par le réseau de fractures primaire de la roche. Ces réseaux ont une conductivité globale plus élevée (entre 10^{-9} m/s et 10^{-6} m/s selon les essais de perméabilité à charge constante) que la roche mère (entre 10^{-8} m/s et 10^{-14} m/s, selon Freeze et Cherry, 1979). De façon générale, les aquifères de roc fracturé sont relativement peu productifs comparés aux aquifères granulaires comme celui du puits municipal de Lac-Beauport (conductivité hydraulique est de l'ordre de 10^{-3} m/s). Pour ces mêmes raisons, la présence des contaminants mesurés dans l'eau des puits est surtout attribuable au processus d'advection et de mélange qui se produit dans le réseau de fractures. Les concentrations en nitrates mesurées dans les puits sont donc la conséquence du mélange des eaux usées générées par les installations septiques et de l'eau apportée au système par la recharge et évidemment de l'accumulation de ce mélange dans l'aquifère. Cependant, les nitrates ou toute autre substance chimique soluble, en plus de se retrouver dans les fractures actives peuvent aussi s'accumuler dans les fractures qui sont faiblement connectées, ce qui constitue des volumes potentiels d'entreposage pour les contaminants. Il est possible qu'à long terme l'accumulation progressive des nitrates dans ces fractures amène une augmentation des concentrations moyennes (jusqu'à un maximum de saturation basé sur un équilibre entre la source de contaminant et l'eau disponible pour le mélange) dans certains secteurs de l'aquifère, particulièrement dans les secteurs où les vitesses d'écoulement sont moins importantes comme le milieu et le bas du Mont-Cervin. Également, Su et al. (2000) ont montré que l'écoulement dans la partie non saturée du roc se fait selon un mode intermittent qui est contrôlé par le degré de saturation dans la roche, de la dimension des fractures et de la capillarité du milieu. Ce processus favorise l'apparition de voies d'écoulement préférentielles dans lesquelles l'eau descend poussée par la recharge. Il est possible que pendant les périodes de faible précipitation, le réseau de fractures agit comme une éponge qui retient temporairement une certaine masse de contaminants. Cette masse pourrait être délogée lors des événements de forte recharge comme lors de la fonte de la neige au printemps et ainsi contribuer à faire varier temporairement les concentrations en nitrates dans l'eau des puits.

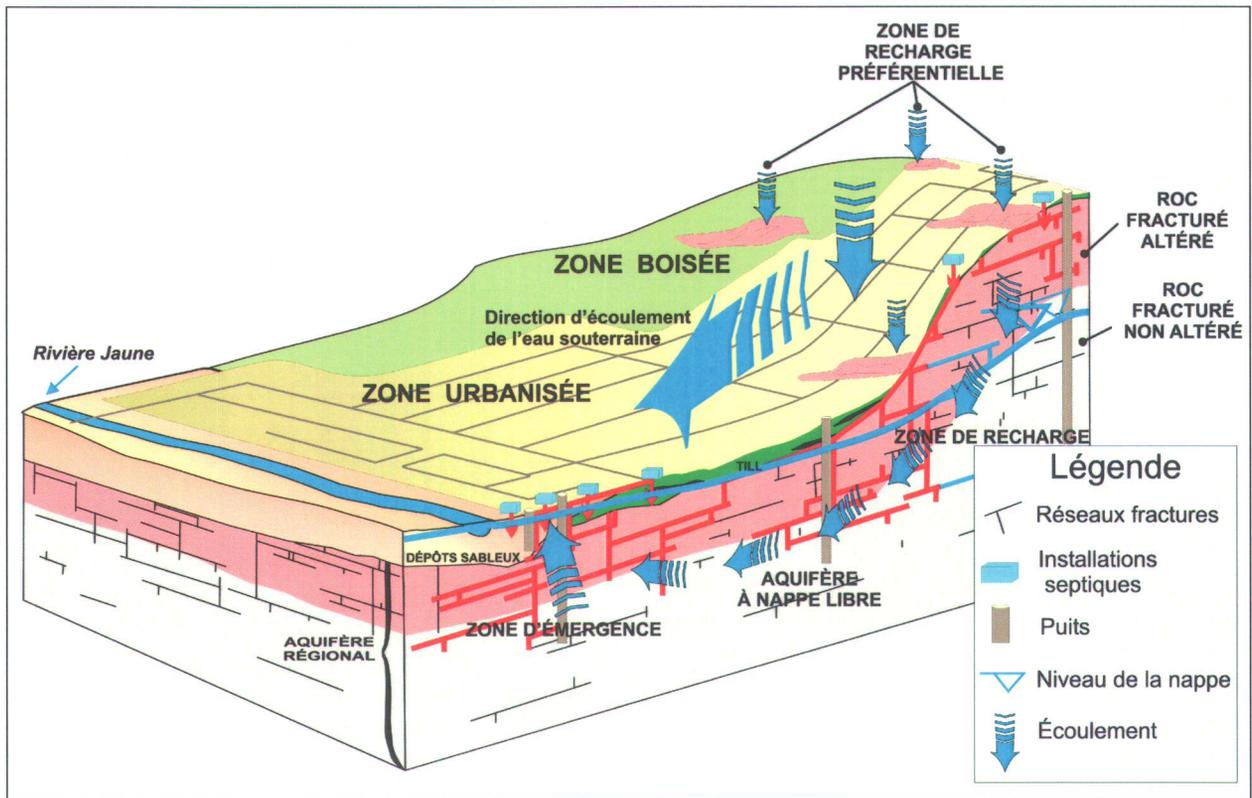


Figure 31 : Principaux mécanismes d'écoulement dans l'aquifère de roc fracturé du Mont-Cervin

L'analyse générale des résultats en nitrates permet d'établir deux constats principaux. D'abord, l'importante variabilité des résultats en nitrates d'un puits à l'autre met en évidence la nature hétérogène du milieu fracturé. Ce phénomène est très bien illustré par les capacités hydrauliques extrêmement variables d'un puits à l'autre même voisin (SIH et discussion avec les résidents). Ensuite, les puits échantillonnés en 1995 et en 2002 montrent pratiquement les mêmes concentrations en nitrates, ce qui permet de supposer que l'écoulement, qui alimente chaque puits, s'effectue par les mêmes réseaux de fractures et les caractéristiques du transport de masse sont permanentes dans le temps. Par exemple, les concentrations plus élevées en nitrates dans certains puits du secteur amont peuvent être expliquées par le fait que certaines voies d'écoulement constituent des accès préférentiels et directs aux installations septiques (puits contaminés en nitrates et en bactéries). Le réseau de fracturation qui alimente ces puits ne permet pas l'apport suffisant en eaux "sans nitrates" pour diluer les fortes concentrations. Inversement, les puits dont les concentrations en nitrates sont près des valeurs naturelles (0.01mg/L) doivent être alimentés par des réseaux de fractures qui prennent leurs sources en amont du secteur affecté par les nitrates. Les boisés qui sont situés tout autour du Mont-Cervin semblent constituer des secteurs de recharge importants dont les effets sont principalement visibles dans les puits localisés du côté est du secteur résidentiel du Mont-Cervin et où

l'écoulement semble s'effectuer obliquement vers le secteur habité dans la direction du sud.

La problématique liée au transport des microorganismes pathogènes dans le milieu fracturé représente un cas particulier dans le transport des contaminants puisqu'il dépend à la fois physiquement de la grosseur des ouvertures ainsi que des conditions physico-chimiques du milieu où ils circulent. Généralement, les aquifères fracturés n'offrent pas un milieu filtrant très efficace surtout à cause de la dimension des fractures et de l'écoulement préférentiel favorisant des vitesses d'écoulement élevées. Malgré la présence de plus de 460 installations septiques au Mont-Cervin, les résultats indiquent un nombre relativement faible de puits qui sont affectés par la présence de bactéries entérocoques ou de coliformes fécaux. Si les résultats étaient proportionnels au ratio nitrates/bactéries obtenu dans le reste de la municipalité, les résultats en bactéries au Mont-Cervin, auraient dû être plus de deux fois plus élevés que ce qui a été mesuré. Il est possible que les caractéristiques du roc au Mont-Cervin favorise moins le transport des bactéries jusqu'aux puits. Par exemple, dans la partie amont du Mont-Cervin, bien que les vitesses d'écoulement peuvent être relativement élevées, l'écoulement provenant de la surface doit traverser toute la partie non saturée avant d'atteindre la nappe. Mais l'épaisseur importante de la zone vadose constitue une barrière qui peut empêcher les bactéries d'atteindre la nappe phréatique. Dans la partie du bas du Mont-Cervin, les conditions géologiques sont très différentes avec des dépôts de till sableux beaucoup plus importants et la nappe phréatique plus près de la surface. Ce type de sol a d'excellentes propriétés filtrantes pour les microorganismes. De plus, comme le secteur du bas du Mont-Cervin est en résurgence, l'écoulement se fait de l'aquifère de roc vers l'aquifère de sable, les puits forés dans le roc semblent être mieux protégés contre la présence de microorganismes pathogènes. Il existe tout de même quelques cas de puits qui montrent la présence d'un nombre important de bactéries (tableau E-1 à E-6 à l'annexe E), ce qui démontre qu'il peut y avoir tout de même des liens assez directs avec des sources de contaminations potentielles, comme le deuxième essai de traçage l'a montré.

4.7.4 Les infrastructures de captage

Les puits privés installés dans la municipalité de Lac-Beauport sont en majorité ouverts dans le roc. Les cuvelages traversent toute l'épaisseur des sédiments de surface et se terminent à l'interface avec le roc. Compte tenu de la faible épaisseur des sols, les cuvelages installés au Mont-Cervin sont généralement peu profonds et ils n'ont pas été scellés de façon à réduire les risques d'infiltration le long du cuvelage. Le scellement serait d'autant plus important puisque les conditions d'altération et fracturation des premiers mètres du roc, où s'arrêtent les cuvelages, augmentent les risques

d'infiltration des contaminants provenant de la surface. La figure 30 illustre les différents facteurs qui peuvent influencer la présence de contaminants dans les puits. En théorie, dans un milieu granulaire homogène, un design de puits adéquat et répondant aux exigences des caractéristiques hydrogéologiques du site peut aider à réduire l'apport des contaminants provenant de la surface. Pinette et Noble (1999) démontrent, dans une étude réalisée sur l'impact des installations septiques sur l'eau souterraine dans le Maine, que les concentrations en nitrates sont négativement corrélées avec la profondeur des puits et la longueur des cuvelages. Ils ont aussi mis en évidence des corrélations positives entre les concentrations en nitrates et l'âge des installations septiques ainsi que la faible distance des puits avec les installations septiques. Tuthill et al. (1998) ont montré dans une étude sur la contamination de l'eau des puits par les installations septiques que la présence des nitrates et des bactéries était négativement corrélée avec la grandeur des lots et la longueur des cuvelages. Il est évident que les conclusions rendues par ce genre d'étude doivent être évaluées en fonction du contexte hydrogéologique de la région étudiée.

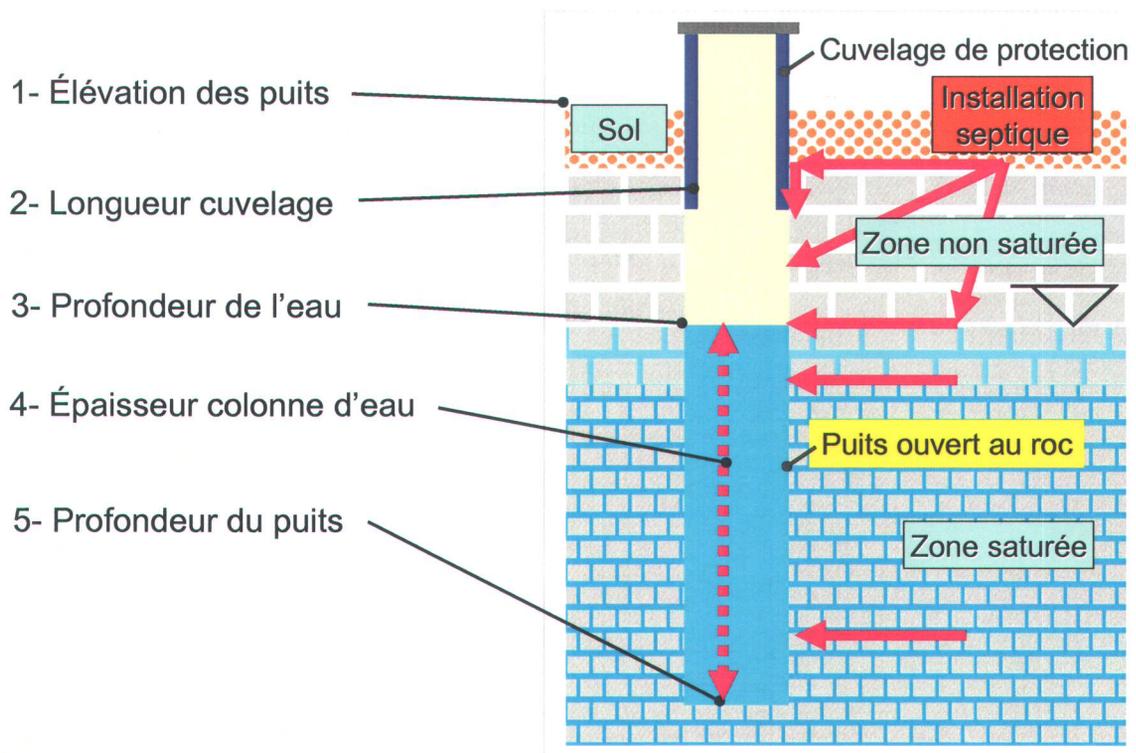


Figure 32 : Comparaison de 5 facteurs hydrogéologiques liés à la construction et aux conditions des puits qui peuvent potentiellement affecter la présence de contaminants dans l'eau des puits

En milieu fracturé, un cuvelage plus long, qui couvrirait une bonne partie du réseau de fractures

superficiel avec un scellement du puits de la surface jusqu'à la base du cuvelage, devrait en principe réduire les risques de contamination bactériologique provenant de la surface. Il est cependant probable que ces mesures auraient un impact négatif sur la capacité du puits à fournir de l'eau. De la même façon, des puits plus profonds permettent normalement une meilleure dilution des contaminants qui peuvent entrer dans le puits. Ceci est relié au fait que les caractéristiques de l'aquifère de roc ont montré que la plus faible fracturation en profondeur limite les quantités d'eau provenant de cette partie.

Le tableau 11 résume les principaux paramètres hydrogéologiques et d'infrastructures des puits et leurs effets sur la présence des nitrates et des bactéries (surtout des entérocoques) dans l'eau des puits. Ce tableau résume les résultats des analyses statistiques effectuées à l'aide des tableaux de corrélations multivariées, à la section 4.5.1, de même que l'analyse des résultats effectuée à partir des graphiques de corrélations individuelles, à la section 4.5.2.

Tableau 11 : Synthèse de l'influence des facteurs sur la qualité de l'eau souterraine dans les puits individuels

Paramètres évalués	Effet sur les concentrations		Explication probable
	Nitrates	Entérocoques	
Si ↗ élévation puits	↘ Les concentrations sont en moyenne 1 mg plus élevés en bas du MC	↘ Diminution du nombre de bactéries dans les échantillons montrant une présence	Accumulation dans le bas -Gradient réduit -Plus de résidences
Si ↗ longueur cuvelage	↘ Difficile à déterminer, influence de l'élévation	Aucun effet sur la présence des bactéries	Influence faible du cuvelage mauvaise installation à cause du milieu fracturé
Si ↗ épaisseur colonne d'eau	↘ Faible si enlève 3 puits, influence de l'élévation	↘ Faible tendance surtout avec nombre de bactéries élevées	Influence faible dilution pcq bas des puits peu fracturés
Si ↗ profondeur de la nappe	↘ Après 15 m, difficile à déterminer, influence de l'élévation	↘ Faible tendance surtout avec nombre de bactéries élevées	Milieu non saturé, affecte la survie des bactéries
Si ↗ profondeur des puits	Aucun effet sur la présence des nitrates	Aucun effet sur la présence des bactéries	bas aquifère peu fracturé donc peu productif

En résumé les facteurs qui ressortent de l'analyse sont :

Pour les concentrations en nitrates :

- L'élévation des puits (correspondant à la position des puits sur le Mont-Cervin), est le principal facteur qui affecte les concentrations en nitrates et des bactéries dans l'eau des puits. Comme les résultats de la section 4.5.2.1 l'ont montré, les puits situés dans le bas du Mont-Cervin ont des concentrations moyennes en nitrates de plus de 1 mg/L que ceux du haut.

Cette tendance fait ressortir les différentes caractéristiques hydrogéologiques entre les deux secteurs. De plus elle met en évidence les effets de la plus grande densité d'habitation dans la partie du bas du Mont-Cervin.

- Les concentrations en nitrates semblent aussi être sensiblement moins élevées quand les cuvelages sont plus longs.
- Les autres facteurs ne montrent pas de corrélations ni de tendances significatives mais un plus grand nombre de résultats pourrait faire ressortir certaines tendances.

Pour les bactéries entérocoques :

- De façon générale, pour le secteur du Mont-Cervin, les résultats en bactéries entérocoques (et encore moins pour les coliformes fécaux) ne montrent pas de tendance évidente par rapport aux caractéristiques hydrogéologiques liées à la construction des puits. Les résultats positifs sont trop peu nombreux et trop aléatoires d'un puits et d'une année à l'autre.
- Cependant, quelques tendances sont observables avec les graphiques de corrélations individuelles. Particulièrement, il semble y avoir un plus grand nombre de bactéries (dans les échantillons positifs) pour les puits situés dans le bas du Mont-Cervin et pour les puits dont la nappe est peu profonde.

La figure 33 présente une coupe stratigraphique des puits en fonction de leur position relative sur le Mont-Cervin qui illustre les caractéristiques hydrogéologiques liées aux conditions des puits ainsi que leurs résultats respectifs en nitrates et en bactéries (entérocoques et/ou coliformes). Cette coupe donne une vue d'ensemble des résultats qui fait ressortir quelques éléments intéressants concernant l'écoulement de l'eau souterraine et la présence de contamination dans les puits. Par exemple, parmi les cinq (5) puits situés dans un rayon de 70 m en haut du Mont-Cervin (boîte A), trois (3) ont des niveaux piézométriques de 30 à 40 m plus élevés que ceux en aval. Les résultats analytiques de ces puits n'indiquent aucune contamination en nitrates ou en bactéries. En comparaison, les deux (2) autres puits, dont les niveaux d'eau sont plus bas et correspondant à peu près au niveau piézométrique des puits situés en aval, indique la présence de contamination en nitrates et en bactéries. La contamination dans ces deux puits pourrait provenir de source(s) locale(s) qui n'affectent pas les autres puits indiquant qu'ils sont reliés à des réseaux de fractures différents et ils illustrent le caractère hétérogène et discontinu de l'aquifère du Mont-Cervin

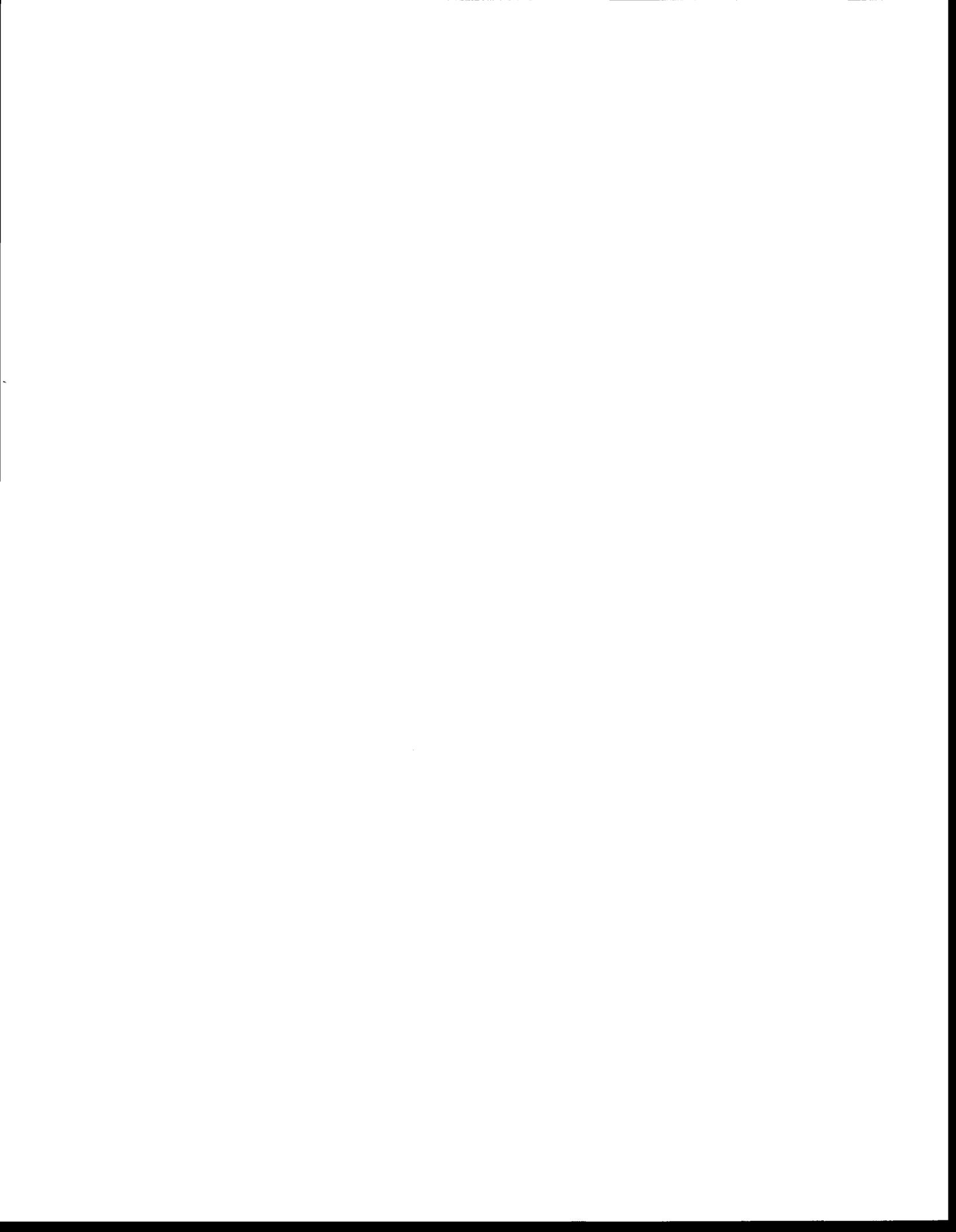
De la même façon, le cas de deux puits voisins, LB111 et LB119 (dans la boîte G de la coupe) qui sont respectivement installés dans l'aquifère de sable et dans le roc, permettent d'analyser

l'écoulement et les caractéristiques de l'eau provenant des différentes parties de l'aquifère. Les mesures des niveaux piézométriques montrent qu'il y a environ 30 cm de plus d'eau dans le puits au roc comparativement au puits dans l'aquifère de sable (mesures effectuées avec un théodolite, rapport Technorem, 2004). Cette mesure confirme l'existence d'un flux vers le haut, c'est-à-dire de l'aquifère de roc vers l'aquifère de sable conformément aux modèles d'écoulement pour ce type de contexte hydrogéologique. Les résultats d'analyses pour ces deux puits, montrent une plus grande concentration en nitrates et la présence de bactéries dans le puits de surface (dans l'aquifère de sable) alors que le puits au roc ne montre aucune contamination bactériologique. Il est probable que le parcours de l'eau dans le roc fracturé sur une distance de plusieurs centaines de mètres favorise l'élimination des microorganismes pathogènes. Les analyses géochimiques effectuées pour chacun des deux puits confirment des concentrations différentes des éléments mesurés (tableau E-3 à l'annexe E), montrant que l'eau ne provient pas de la même source. Les paramètres distinctifs sont, entre autre, le fer (0,07 mg/L pour l'aquifère de roc et 1,4 mg/L pour l'aquifère granulaire), le magnésium (20,4 mg/L pour l'aquifère de roc et 7,2 mg/L pour l'aquifère granulaire).

Le cas des chlorures dans l'eau des puits semble aussi montrer un lien assez rapide entre la surface et les puits. Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2003 ont montré une corrélation directe entre les concentrations en chlorure mesurées dans l'eau des puits et l'utilisation de systèmes de traitement au sel (NaCl) par échange d'ions. Les résidences avec un système de traitement ont une moyenne de 168 mg/L de chlorure contre seulement 92 mg/L pour les résidences sans système (Technorem, 2004). Il se pourrait donc que l'écoulement à partir de la surface favorise le transport des contaminants par le biais de fractures superficielles très locales qui affectent des puits les plus proches de la route. De plus, certains propriétaires semblent avoir remarqué une augmentation de la salinité de l'eau au printemps. Il est aussi possible que le sel utilisé pour le déglacage des routes s'accumule dans les fractures locales de la partie non saturée de l'aquifère et que l'apport d'eau du printemps aide à lessiver ces concentrations vers l'aquifère.

Un dernier cas permet de confirmer que la présence de bactéries dans l'eau des puits provient de sources récurrentes qui sont transportées par le réseau de fracture local. Plusieurs puits qui avaient été échantillonnés en 2002 et qui indiquaient la présence de bactéries dans l'eau ont fait l'objet d'une désinfection à l'eau de javelle. Ces puits ont été échantillonnés à nouveau après les procédures de nettoyage et les résultats d'analyses ont montré que six d'entre eux indiquaient toujours la présence de bactéries dans l'eau (Technorem, 2004). Bien que le nombre de résultats positifs à comparer soit trop restreint pour établir des corrélations évidentes et en supposant que les procédures de nettoyage

aient été bien exécutées, il semble que la présence des bactéries pathogènes soit récurrente et causée par des sources qui émettent sur des période de temps relativement longue qu'on peut évaluer en semaines ou même en mois.



4.8 Bilan d'eau et de masse en nitrates de l'aquifère du Mont-Cervin

Dans le secteur du Mont-Cervin, les installations septiques constituent la principale source de contamination de l'eau souterraine par les nitrates. Dans ce cas particulier, les nitrates sont un excellent indicateur de la présence des eaux usées résidentielles dans l'aquifère. La solubilité et la persistance des nitrates dans l'eau souterraine avec peu ou pas de possibilité de dégradation par le processus de dénitrification permet de calculer de façon simple le bilan des concentrations en nitrates dans le système aquifère à partir des masses produites par les installations septiques. La méthode du bilan de masse en nitrates a été utilisée par plusieurs auteurs pour évaluer par exemple la densité critique des installations septiques en fonction des caractéristiques hydrogéologiques et de la capacité hydrique du milieu dans le but d'établir des normes de protection de la ressource en eau souterraine (Dome, 2000 ; Kraft, 2000 ; Lowe et al., 2003). Le bilan de masse est effectué en additionnant la masse en nitrates, produite par les installations septiques, à la masse existante dans l'aquifère. Le calcul est itéré sur plusieurs années pour déterminer l'évolution des concentrations dans le temps. Les concentrations dans l'eau sont calculées en divisant la masse totale par le volume d'eau total disponible à la dilution, ce qui donne une concentration moyenne dans l'aquifère. Avant d'aborder le calcul du bilan, la section suivante résume les principales observations sur la présence de contaminants dans l'aquifère et les puits privés. Ce sommaire est à la base du modèle conceptuel qui a servi à établir le bilan.

4.8.1 Observations importantes sur la présence de contaminants dans l'aquifère et l'eau des puits privés

De façon générale, les observations suivantes peuvent être soulignées :

- Pour le Mont-Cervin, l'emplacement des puits est un facteur déterminant dans les concentrations en nitrates observées dans l'eau des puits, qui sont liées à la fois au nombre des installations septiques et aux conditions d'écoulement.
- Les caractéristiques de construction des puits ne sont pas déterminantes dans la présence des contaminants (nitrates et entérocoques) dans l'eau des puits.
 - Il y a peut-être une faible corrélation avec la longueur de cuvelage et l'épaisseur de la colonne d'eau dans les puits.
 - Il n'y a aucune corrélation entre la présence de contaminant et la profondeur des puits.

- La présence des bactéries dans l'eau des puits ne semble corrélée avec aucune caractéristique liée aux puits mais plutôt aux réseaux de fractures locaux et aux sources potentielles de contamination qui varient avec le temps.

Suite aux résultats obtenus, trois différents scénarios décrivant les mécanismes d'écoulement pourraient expliquer la présence de contaminations dans l'eau des puits :

- La présence de bactéries dans l'eau d'un puits qui contient aussi des nitrates, indique selon de fortes probabilités que la contamination devrait être d'origine fécale humaine et qu'elle provient des installations septiques. Au contraire, les puits qui montrent une contamination en bactéries sans présence de nitrates, indiquent que la source probable est d'origine fécale, qu'elle ne provient pas nécessairement des installations septiques mais pourrait provenir d'animaux domestiques ou sauvages. Il est donc possible que la contamination de ces puits ait été occasionnelle et qu'elle soit non récurrente.
- La présence de nitrates sans bactéries dans l'eau des puits peut indiquer que les nitrates accumulés avec le temps dans l'aquifère contribuent à l'apport dans l'eau du puits sans nécessairement qu'il y ait un lien direct avec les eaux usées provenant d'installations septiques. Dans les cas où ce lien existe, les conditions de transport affectent différemment les bactéries et les nitrates et il est donc possible que les fractures ne permettent pas le passage des bactéries ou encore que le temps de transport jusqu'aux puits soit trop long pour permettre la survie des bactéries.
- Les puits qui ont un apport important en eaux de surface semblent avoir plus de chance de retrouver des quantités importantes en microorganismes pathogènes mais des concentrations diluées en contaminant chimiques. Le contraire est vrai pour les puits dont l'apport en eaux provient de la profondeur de l'aquifère.
- En conclusion, les mécanismes d'écoulement dans le roc fracturé du Mont-Cervin ont une influence importante sur la présence des bactéries et des nitrates dans l'eau des puits. Les résultats serviront à élaborer le modèle conceptuel entre autre pour faire le calcul du bilan de masse en nitrates dans l'aquifère (section 4.9) et aussi pour construire le modèle numérique (section 5).

4.8.2 Description du modèle conceptuel pour le bilan d'eau et de masse

La figure 34 illustre de façon schématique la dynamique d'écoulement de l'eau dans l'aquifère en

intégrant le cycle hydrologique et l'apport en eaux usées provenant des installations septiques. Le graphique à barres (coin droit, figure 33) illustre le taux d'utilisation de la ressource en eau souterraine en comparant les volumes d'eau utilisés pour la consommation à ceux de la recharge de l'aquifère. Le tableau 12 donne un résumé des valeurs utilisées. Le flux de masse en nitrates émis dans le sol par les installations septiques est intégré dans le système d'écoulement en traversant la zone non saturée avec la recharge avant d'atteindre la nappe phréatique. Les nitrates sont donc dilués par le volume d'eau total disponible qui comprend l'eau contenue dans les pores et les fractures du roc, la recharge provenant des précipitations et le volume d'eau consommé par les résidents et qui est retourné à l'aquifère par le biais des installations septiques. L'addition du volume d'eau provenant des installations septiques repose sur l'hypothèse que les nitrates contenus dans l'eau souterraine et qui est pompée par les résidents sont éliminés grâce aux conditions qui existent dans la fosse septique et qui permettent au processus de dénitrification d'avoir lieu (section 2). Comme la densité des résidences est très élevée au Mont-Cervin, les volumes importants d'eau utilisés pour la consommation et qui sont retournés à l'aquifère est relativement important en comparaison du volume de la recharge et du volume total contenu dans l'aquifère.

Tableau 12 : Équivalent des volumes calculés pour la recharge, la consommation et le système aquifère du Mont-Cervin

	m ³ /an	mm/m ²	% de la consommation
Recharge	170 000	130	54
Consommation	92 000	70	-----
Porosité (m ³ ou mm)	786 000	600	11.7

Le volume d'eau consommée par les résidents est estimé, de façon conservatrice, à environ 220 l/personne/jour, ce qui avec une moyenne de 2,5 personnes/résidence et 460 résidences, équivaut à un volume total annuel de 92 000 m³. De la même façon, on peut estimer approximativement le volume théorique de la recharge avec une superficie effective d'environ 1 310 000 m², une moyenne de précipitation de 1 300 mm/an (section 3.1.1) et un taux d'infiltration supposée de 10 %, on obtient un volume total de 170 209 m³/an. Le ratio d'utilisation de la ressource, donc de la consommation en fonction de la recharge est estimé à d'environ 45 % ce qui démontre que le taux de renouvellement de l'eau dans l'aquifère est relativement faible en comparaison de la consommation. Ce taux de renouvellement constitue une valeur moyenne pour l'ensemble de l'année et ne tient pas compte des variations réelles de la recharge en fonction des saisons. Il est donc probable que pour certaines périodes de l'année la consommation en eau par les résidents soit presque égale ou même supérieure à la recharge. De plus, basé sur une estimation de la porosité

efficace pour une roche métamorphique (inférieur à 1 % selon Domenico et Schwartz, 1990), avec une épaisseur qui participe activement à l'écoulement de 60 m, le volume d'eau contenu dans l'aquifère du Mont-Cervin serait d'environ 786 000 m³, soit environ 9 fois la consommation annuelle. La valeur de zone active représente un estimé initial qui a par la suite été révisé à la hausse suite aux résultats de la modélisation numérique (section 5). Grossièrement, le volume des eaux usées correspond donc à plus de 10 % du volume d'eau total disponible de l'aquifère et à un peu plus de 50 % du volume d'eau neuve amenée par la recharge des précipitations.

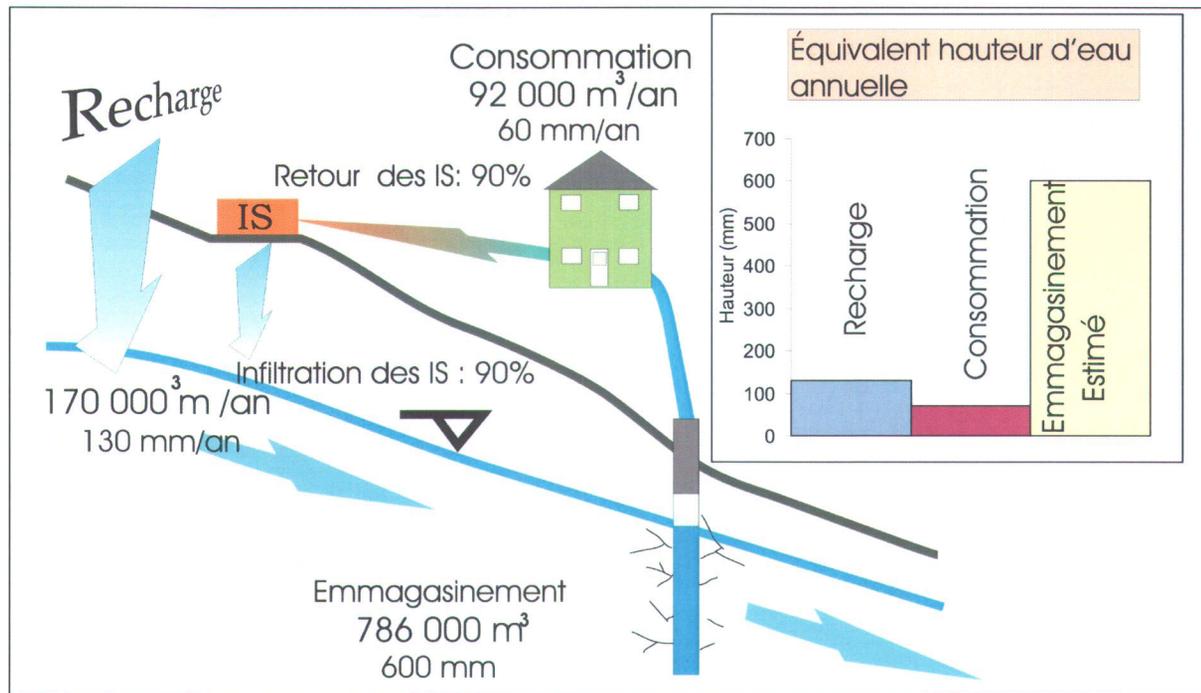


Figure 34 : Schéma de l'écoulement d'eau du Mont-Cervin et comparaison des volumes d'eau pour la consommation, la recharge et la porosité de l'aquifère.

Ce calcul du bilan hydrique met en évidence la fragilité de l'approvisionnement en eau souterraine occasionné par l'utilisation élevée de la ressource. Le modèle conceptuel qui est élaboré doit donc tenir compte des échanges importants entre le système aquifère et le système d'utilisation de l'eau en définissant une équation générale constituée par tous les intrants et extrants qui transitent dans l'aquifère.

La figure 35 présente le modèle conceptuel qui découle des différents résultats et observations faites dans les sections précédentes ainsi que dans le calcul du bilan d'eau. Ce modèle permet de simplifier la réalité du terrain tout en respectant les contraintes et les limites de l'écoulement du système aquifère en divisant d'abord le Mont-Cervin en deux zones principales, soit le haut et le

bas, correspondant respectivement à des conditions hydrogéologiques différentes (sections 3.1 et 3.2). Les principaux intrants et extrants en eau, participant à l'écoulement, sont représentés par le volume de la recharge et le volume provenant des installations septiques, basé sur la consommation.

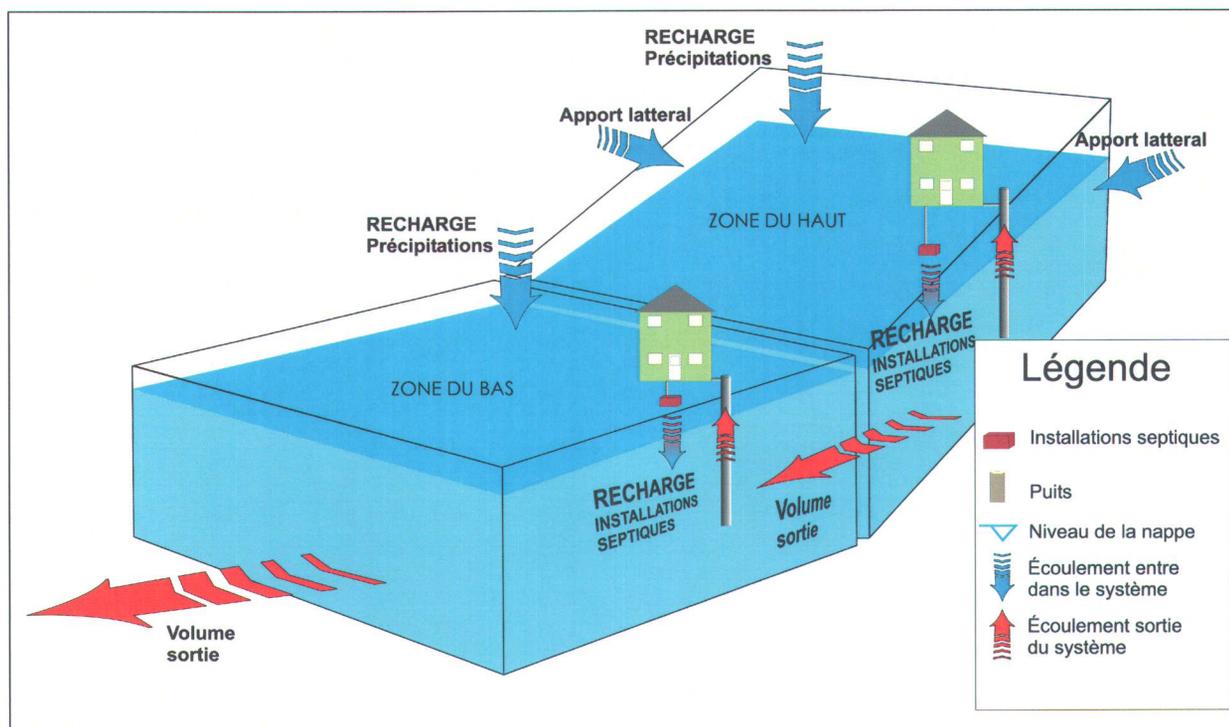


Figure 35 : Modèle conceptuel qui illustre le Mont-Cervin séparé en deux zones avec les principaux intrants et les extrants en eau pris en compte dans le bilan de masse.

L'ensemble des données utilisées ainsi que les résultats des calculs de bilan de masse de chacune de ces zones sont présentés au tableau 13 et les hypothèses utilisées pour élaborer le modèle conceptuel ainsi que pour les calculs des bilans de masse sont les suivantes :

- La superficie de chacune des zones a été calculée à partir du logiciel cartographique MapInfo et prend en compte les secteurs utilisés par les résidences plus une zone tampon d'environ 10 %.
- L'épaisseur de la zone active d'écoulement, correspondant à la zone exploitée par les puits, a été établie à 60 m basée sur les résultats des essais d'infiltration d'eau avec obturateurs (section 3.4.4). Le volume des vides est établi d'après les valeurs de porosité pour le roc cristallin, soit entre 1 % et 2 % (Domenico et Schwartz, 1990).
- La concentration en nitrates initiale dans l'aquifère est de 0 mg/L, de même que tout autre apport extérieur comme l'écoulement latéral qui peut diluer les concentrations dans l'aquifère du Mont-Cervin.

- Les masses en nitrates émises par les installations septiques sont estimées à partir de la masse produite annuellement par habitant qui est de 2.25 kg/an proposé par Mechenic et Kraft (1997) avec un ratio de 2.5 habitants par maison. En terme de concentration, les installations septiques génèrent de 30 mg/L à 80 mg/L avec une valeur moyenne de 40 mg/L en azote total (Zhan et McKay, 1998)
- La valeur de base de la recharge est estimée à 10 % des précipitations qui sont de 1.3 m/an.
- Le volume provenant des installations septiques et qui est réinjecté dans l'aquifère est estimé à 90 % du volume pompé pour la consommation, soit : 220 l/pers/jour (Dome, 2003).
- Le système d'écoulement est considéré être en régime permanent (*steady state*), basé sur le taux de renouvellement de la recharge qui est de 50 % supérieur au volume utilisé pour la consommation.
- La masse en nitrates comptabilisée pour le bilan provient seulement des installations septiques et est mélangée au volume disponible d'eau dans l'aquifère.
- Le modèle pose l'hypothèse qu'il est probable que les nitrates pompés par les puits pour la consommation soient dénitrifiés dans la fosse septique et ne soient pas retournés à l'aquifère. Les conditions anaérobies existantes dans la fosse septique et la disponibilité d'une source d'énergie sous forme de carbone (section 2) sont les conditions prérequisées pour permettre au processus de dénitrification d'être activé lorsque l'azote est sous forme NO_3 .
- Les calculs de bilan de masse ont été effectués selon trois scénarios : pessimistes, moyens et optimistes qui font varier la masse en nitrates produite par les installations septiques et les pourcentages de la recharge. Ces différentes valeurs permettent d'obtenir une plage (minimum-maximum) de concentrations théoriques en nitrates dans l'aquifère et d'en vérifier la sensibilité sur les concentrations calculées pour une période de 30 ans.
- Un facteur de dilution arbitraire a été ajouté à l'équation du bilan de masse afin de considérer les effets de la dilution de l'eau dans le puits pouvant provenir de différentes sources (souterraines, latérales, surfaces, etc.). Comme ce facteur est difficilement mesurable avec les données de terrain disponibles, il a été utilisé comme paramètre de calage pour ajuster les concentrations obtenues par les calculs de bilan de masse en fonction des résultats terrain de 2002 et de 2003. Les calculs ont permis de fixer ce facteur de dilution à 50 %.
- Le calcul du bilan de masse a été effectué annuellement pour une période de 30 ans soit depuis le début du développement résidentiel jusqu'à aujourd'hui. A chaque année, la

masse en nitrates accumulé dans l'aquifère est réintroduite dans le calcul pour l'année suivante.

- Les effets de la porosité du milieu ou de l'augmentation de l'épaisseur de l'aquifère sur les concentrations en nitrates sont simplement de retarder l'atteinte du régime permanent mais le niveau final de concentration atteint demeure le même à long terme.

Tableau 13 : Valeurs utilisées pour le calcul des bilans de masse

Paramètres fixes utilisés pour les bilans	Valeur moyenne		
Porosité (%)	1		
Proportion de l'eau pompée qui provient de l'extérieur de la zone (ex. apports latéraux ou fractures profondes) (%)	50		
Consommation d'eau par résidence (m ³ /jour)	0.55		
Proportion de l'eau retournée dans les installation septiques (%)	90		
Épaisseur de l'aquifère (m)	60		
Paramètres calculés utilisés pour les bilans	Zone du haut	Zone du bas	
Superficie (m ²)	587 600	722 710	
Nombre d'habitation	180	280	
Emmagasinement (si la porosité est de 1 %) (m ³)	352 560	433 626	
Emmagasinement en équivalent hauteur d'eau (mm/m ²)	600	600	
Q, retour par les installations septiques (m ³ /an)	38 850	51 110	
Installations septiques en équivalent hauteur d'eau (mm/m ² /an)	65	82	
Q, recharge (m ³ /an)	76 388	93 952	
Recharge en équivalent hauteur d'eau (mm/ m ² /an)	130	130	
Paramètres variables utilisés pour les bilans	Plage de valeurs possibles		
	Pessimistes	Moyennes	Optimistes
Recharge (%)	7 %	10 %	15 %
Masse de nitrates émise par installation septique (IS) (kg/an)	6	5	4
Masse de nitrates émise par le IS, équivalent/pers (kg/an)	2,4	2,0	1,6
Masse de nitrates dans l'aquifère (kg/an)	2 760	2 300	1 840
Résultats, concentrations en nitrates après 30 ANS			
Zone	Pessimistes	Moyennes	Optimistes
Masse en nitrates dans l'aquifère du HAUT (kg)	4 422	2 912	1 725
Masse en nitrates dans l'aquifère du BAS (kg)	11 499	8 573	5 870
Concentrations en nitrates dans les puits du HAUT (mg/L)	6,3	4,1	2,4
Concentrations en nitrates dans les puits du BAS (mg/L)	6,4	4,9	3,4

4.8.3 Calcul du bilan de masse et des résultats obtenus

L'équation 7 représente le calcul des concentrations en nitrates dans chaque zone qui est déterminé en estimant la masse en nitrates en fonction du volume d'eau disponible pour le mélange de cette masse.

$$C_N = M_{NIS} + M_{NBG} / (V_R + V_P + V_{IS} - V_S) \quad \text{[équation 7]}$$

C_N = Concentration en nitrates dans le système aquifère

M_{NIS} = Masse de nitrates provenant des installations septiques
 M_{NBG} = Masse de nitrates dans l'aquifère (background)
 V_R = Volume d'eau provenant de la recharge
 V_P = Volume d'eau dans les pores de l'aquifère
 V_{IS} = Volume d'eau provenant des installations septiques
 V_S = Volume d'eau qui sort de l'aquifère

Les résultats graphiques des calculs des bilans de masse en nitrates pour les parties du haut et du bas du Mont-Cervin sont présentés à la figure 36. Les résultats des bilans de masse du Mont-Cervin montrent que de façon générale, pour obtenir des concentrations en nitrates proches des valeurs réelles mesurées sur le terrain, il est nécessaire d'utiliser les valeurs d'entrées les plus optimistes possibles (voir la figure 31 pour les statistiques des concentrations en nitrates coin droit,). C'est-à-dire que les masses en nitrates provenant des installations septiques sont au minimum de la valeur possible (4 kg/maison/an) et que la valeur de recharge de l'aquifère est au maximum de la valeur acceptable (15 % du total des précipitations). Avec ces valeurs, on obtient des concentrations calculées pour les secteurs du haut et du bas, de respectivement 2.4 mg/L et de 3.4 mg/L, ce qui correspondent bien aux concentrations moyennes mesurées sur le terrain en 2002 et 2003.

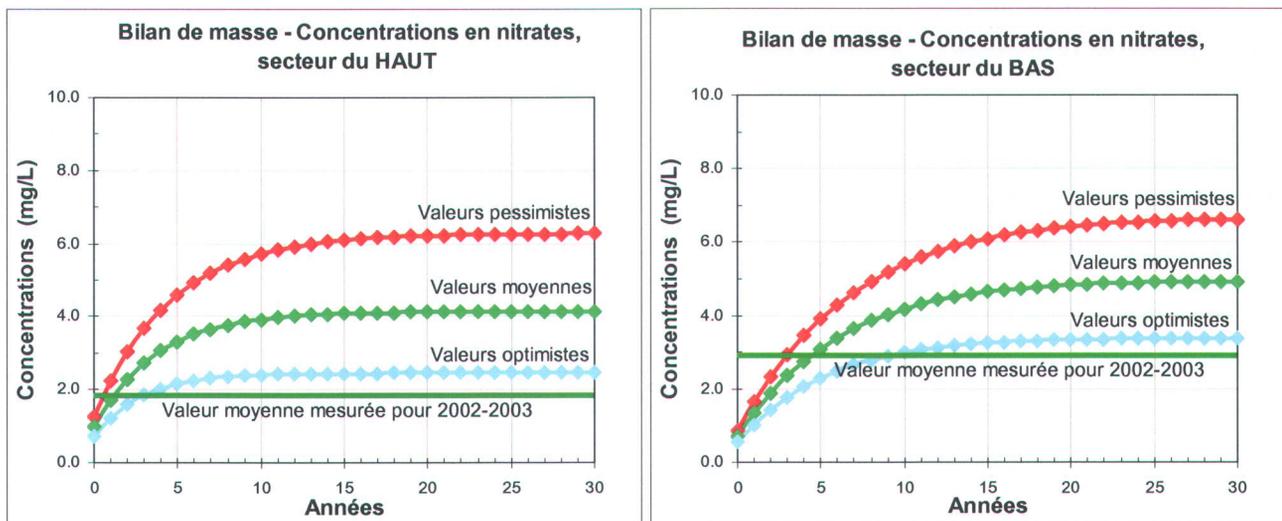


Figure 36 : Résultats des bilans de masse pour le haut et le bas du Mont-Cervin

Les calculs montrent que, sur la base de ce modèle conceptuel, les concentrations en nitrates dans l'eau de l'aquifère se stabilisent après 10 à 15 ans en fonction des valeurs de porosité et de recharge appliquées au système. De plus, basé sur les calculs de bilan de masse effectués pour le haut et le bas du Mont-Cervin, environ 200 kg de nitrates (scénario optimiste) sont dénitrifiés (transformés en azote gazeux, N_2) et donc éliminés de façon permanente du système aquifère à chaque année.

4.8.4 Observations importantes

- 1) Pour obtenir des concentrations en nitrates se rapprochant des valeurs mesurées dans l'eau prélevée dans les puits, les masses en nitrates provenant des installations septiques doivent être réduites au minimum, les valeurs de la recharge doivent être augmentées au maximum et un facteur de dilution de 50 % doit être appliqué à l'eau pompée qui simule les apports latéraux et provenant des fractures profondes. Cependant il est possible que l'hypothèse de la dilution soit totalement ou partiellement fautive, ce qui ne laisserait que la possibilité de diminuer la masse en nitrates émise par les installations septiques. La caractérisation physico-chimique de l'effluent des installations septiques du secteur permettrait de résoudre cette question. Il est aussi possible que la recharge soit nettement sous-évaluée, ce qui permettrait aussi de diluer les concentrations finales en nitrates dans l'aquifère. L'effet de l'augmentation de l'épaisseur de la zone active de l'aquifère sur les concentrations en nitrates a pour effet d'augmenter la période de temps nécessaire avant d'atteindre l'équilibre.

- 2) Le temps requis pour atteindre le régime permanent en terme de masse de nitrates dans l'aquifère est d'environ de 10 à 15 ans (selon les propriétés de l'aquifère). Ces résultats démontrent que l'inertie du système d'écoulement est relativement grande et que tout changement ou amélioration significative des performances des installations septiques devrait prendre plusieurs années avant d'être mesurable. De la même façon, toute modification de l'écoulement provoquée, par exemple, par la construction de nouveaux secteurs résidentiels, prendra un certain temps avant que l'impact ne soit perceptible (section 5).

- 3) La proportion du volume d'eau utilisé pour la consommation représente près de 50 % de la recharge annuelle et 10 % du volume total contenu dans l'aquifère exploitable. Comme les épisodes de la recharge ne se font pas de manière constante tout au long de l'année mais plutôt majoritairement au printemps, les variations saisonnières peuvent induire des périodes pendant lesquelles le bilan en eau est négatif, c'est-à-dire que les volumes utilisés par les résidents seront plus grands que l'eau neuve apportée au système. De la même manière, la proportion de la quantité d'eau usée présente dans l'aquifère peut varier dans le temps mais aussi spatialement, selon les événements de recharge.

5 MODÈLE NUMÉRIQUE

5.1 But et méthodologie

L'écoulement de l'eau souterraine et l'interaction avec l'eau de surface et les sources de contamination potentielles du système aquifère du Mont-Cervin sont très complexes à reproduire en raison de la nature fracturée de l'aquifère mais aussi de la géologie et de la physiographie du site. Afin de simplifier la représentation d'un tel système, il est nécessaire de poser quelques hypothèses de façon à ne retenir que les composantes essentielles du système. Le modèle utilisé pour la simulation numérique a d'abord été élaboré à partir du modèle conceptuel qui a servi au calcul du bilan de masse (section 4.9). Ce modèle a permis de représenter le Mont-Cervin de façon très simplifiée en intégrant les principales caractéristiques hydrogéologiques, physiographiques et urbaines du secteur et en séparant initialement le domaine en deux zones (le haut et le bas). La représentation de la stratigraphie comprenait initialement deux couches soit une première en surface, relativement perméable (10^{-6} m/s) et une seconde pour le reste de l'aquifère (10^{-8} m/s). De façon générale, ce premier modèle numérique montrait des charges hydrauliques nettement insuffisantes pour la partie du haut de la montagne et trop élevées pour le milieu du Mont-Cervin.

Le modèle a donc été discrétisé en couches plus fines permettant une meilleure convergence des calculs et le domaine raffiné en plusieurs secteurs pour mieux reproduire les caractéristiques hydrogéologiques de chaque secteur. Ce processus d'amélioration du modèle est effectué de façon itérative de façon à permettre de reproduire les charges hydrauliques mesurées et l'écoulement de l'eau pour le secteur étudié. Ensuite, le modèle a été amélioré pour permettre de simuler le transport des nitrates dans l'aquifère du Mont-Cervin afin de reproduire les concentrations moyennes mesurées dans les puits privés en 2002 et en 2003. Ces améliorations ont consisté d'abord à augmenter de l'épaisseur totale du modèle de façon à inclure tout le panache des nitrates en profondeur et ensuite à caler valeurs de recharge et les propriétés des matériaux de chaque secteur.

Le but principal des simulations numériques est de reproduire les concentrations en nitrates dans l'aquifère depuis le début du développement résidentiel dans les années 1970 jusqu'à aujourd'hui. Ensuite, les simulations doivent indiquer si les concentrations mesurées sur le terrain ont atteint un niveau maximum ou si au contraire elles vont continuer à augmenter au cours des prochaines années. Enfin, les simulations serviront à estimer les effets de la construction éventuelle de

nouvelles résidences sur la qualité de l'eau. Ces résidences seront construites dans les secteurs boisés adjacents au Mont-Cervin. L'hypothèse de cette simulation est basée sur le fait que la construction de ces nouveaux développements amène une diminution de la recharge créée par la mise en place d'infrastructures de drainage des surfaces (tel que les toits, fondations, etc.). Une telle situation pourrait affecter les volumes d'eau disponibles pour la consommation et avoir un impact important sur la capacité de l'aquifère à diluer les contaminants contenus dans les eaux usées des installations septiques.

Les sections qui suivent décrivent en détail les caractéristiques du modèle numérique élaboré pour ce projet. De façon générale, le modèle est construit en trois dimensions pour bien représenter le transport des nitrates provenant des installations septiques dans un environnement hydrostratigraphique complexe et le maillage est construit avec des éléments finis en forme de prisme (six noeuds par élément) qui reproduisent bien la complexité topographique et la forme du domaine (section 5.1.1). Les propriétés des matériaux basées sur le découpage stratigraphique sont décrites à la section 5.1.2. Le modèle doit représenter un écoulement en régime permanent avec une recharge constante imposée à la surface du maillage et les simulations de transport sont effectuées en régime transitoire avec une recharge uniforme dans le temps. De plus, la simulation est effectuée en mode saturé, ce qui est suffisant pour simuler le transport des nitrates dans un aquifère en nappe libre dont les hauteurs d'eau sont extrêmement variables. Le calage du modèle est effectué avec les données des niveaux d'eau qui ont été mesurés dans les puits privés en 2002 et en 2003 (section 5.2).

Le simulateur numérique FEFLOW (Finite Element Subsurface Flow System), version 4.9 (section 5.3), a été choisi pour représenter le système d'écoulement. Ce logiciel est développé par WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd et il est orienté vers les fonctions graphiques interactives qui permettent de modéliser des systèmes aquifères en 2 et 3 dimensions avec un interface évolué de visualisation en plan et en coupe (vertical, horizontal, asymétrique). Il permet entre autre de simuler le couplage (ou le découplage) de fluides de différentes densités et températures (thermohaline), en saturation variable, écoulement transitoire et il permet des options de transport de contaminants chimiques et de simulations de transport de chaleur dans l'eau souterraine avec ou sans une surface libre. De plus, contrairement à la plupart des calculateurs qui utilisent un maillage fixe pour modéliser les problèmes de surface libre en 2 et 3 dimensions, FEFLOW utilise une méthode de calcul avancée qui permet le mouvement du maillage en 3-D. Cette méthode de calcul est résolue itérativement en ajustant le maillage à la charge hydraulique et

en adaptant les propriétés des différentes couches à la nouvelle configuration. Les avantages de cette stratégie de calcul sont multiples et sont décrits plus en détail dans le manuel de référence de FEFLOW (2002).

5.1.1 Domaine de modélisation, maillage et conditions limitées

La figure 37 illustre le domaine selon une vue en plan avec les limites du modèle, qui correspond au nord à un haut topographique du Mont-Cervin, au sud à la rivière Jaune, à l'ouest, aux cours d'eau incluant les lacs Jaune et Josée et à l'est à un autre système de cours d'eau incluant les lacs Echo et Neigette. La superficie totale du modèle est d'environ 3,6 km² et le maillage s'étend de l'est à l'ouest sur environ 1,8 km et du nord au sud sur environ 2 km. La discrétisation du maillage 3-D comprend un total de 48 480 éléments et de 27 384 nœuds le tout discrétisé sur 20 couches. La première couche du maillage a été générée à l'aide d'un modèle numérique de terrain obtenu du ministère des Ressources Naturelles du Québec et s'étend sur une épaisseur variable basée sur l'épaisseur des dépôts meubles (section 3.2.1) et les couches subséquentes ont des épaisseurs constantes. La discrétisation maximale du maillage est d'environ 50 m, ce qui est suffisant pour atteindre les critères de convergence lors de la résolution numérique.

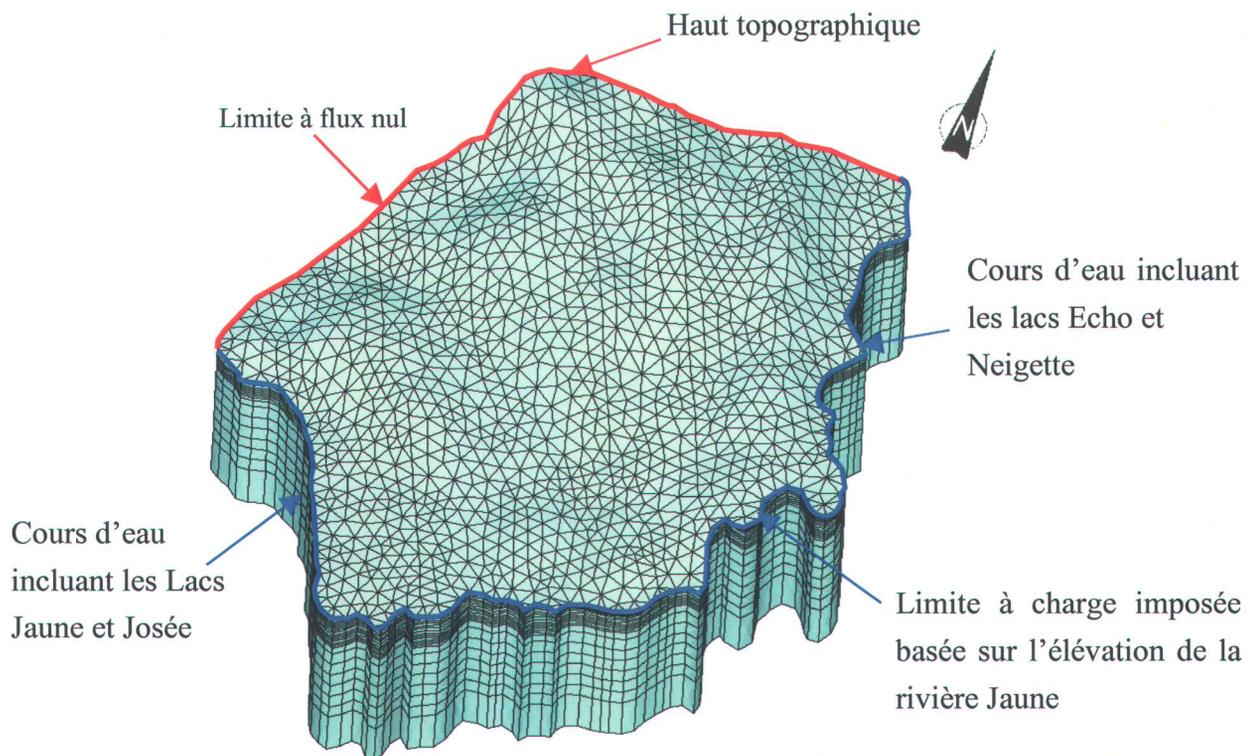


Figure 37 : Domaine du modèle illustrant le maillage, les couches et les conditions limites

Pour l'écoulement, les conditions aux limites sont imposées en bordure du domaine et à la surface du maillage. Ils correspondent à deux types de condition, soit de type I (Dirichlet) qui sont des charges imposées et de type II (Neuman) pour la recharge et les limites à flux nul. Pour le domaine du Mont-Cervin, les limites correspondent :

- Au nord à un haut topographique qui concorde avec la limite de partage des eaux en partant de l'ouest au lac Jaune en passant par le haut du Mont-Cervin puis rejoignant l'exutoire du lac Écho à l'est. Cette limite correspond à un flux nul (Neuman).
- Ailleur, les autres limites du modèle sont liées aux cours d'eau existants et correspondent à la charge imposée basée sur les données d'élévation provenant du MNA. Au nord-est la limite correspond à l'exutoire du Lac Echo, elle passe par le lac Neigette et rejoint au sud la rivière Jaune qui s'écoule vers l'ouest. À l'ouest le cours d'eau qui part de l'exutoire du lac Jaune en passant par le lac Josée rejoint la rivière Jaune.

5.1.2 Définition et propriétés des unités hydrostratigraphiques

Les unités hydrostratigraphiques correspondent aux unités géologiques ayant des propriétés hydrauliques similaires (Anderson et Woessner, 1992). Dans le modèle numérique, l'unité 1 représentant le till fluvioglaciaire qui est divisée en 5 couches ayant les mêmes caractéristiques hydrogéologiques. Le roc est discrétisé en 4 unités de selon différentes caractéristiques hydrogéologiques, voir le tableau 14 pour les détails. L'aquifère du Mont-Cervin est constitué d'un roc fracturé dont les caractéristiques générales ont été définies à l'aide de résultats provenant à la fois de données existantes (SIH), de cartes géologiques et des travaux de terrain (section 3). Cependant, l'ensemble de données n'est pas suffisant pour élaborer un modèle numérique représentant discrètement les fractures du système aquifère, c'est pourquoi le modèle a plutôt été défini comme un milieu poreux équivalent. Cette approche demeure valide en autant que la densité des fractures de l'aquifère soit suffisante et bien distribuée pour lui conférer les propriétés d'un milieu poreux (Kruseman et Ridder, 1994). Les plans de fractures principaux, (section 3.3.9) sont répartis de façon symétrique par rapport à la direction de l'écoulement de l'eau souterraine du Mont-Cervin, ce qui permet de supposer que l'aquifère a une conductivité hydraulique et des propriétés isotropes selon les axes X et Y. De plus, la conductivité hydraulique en Z a aussi été estimée comme étant égale à celle en X et en Y, surtout basé sur les résultats des travaux de qualité de l'eau dans les puits multiniveau qui ont montré qu'il existait des liens assez rapides entre les parties supérieures et inférieures de l'aquifère. Les valeurs d'emménagement spécifique, de

porosité et de dispersion proviennent de Domenico et Schwartz, (1990) et de Freeze et Cherry, (1979). La base imperméable de l'aquifère est parallèle à la topographie pour favoriser la convergence des simulations de transport et a été placée après plusieurs simulations à environ 185 m de la surface pour représenter toute la zone active d'écoulement (le panache de nitrates). Cette valeur est supérieure à celle de 60 m utilisée pour le calcul du bilan de masse, qui constituait une première estimation basée sur les essais de perméabilité à charge constante, de même que sur la profondeur moyenne des puits du secteur.

Tableau 14 : Caractéristiques des unités stratigraphiques initiales du milieu poreux équivalent représentant le milieu fracturé du Mont-Cervin

Nom des couches :	Description	Discrétisation des couches	Épaisseur des couches (m)	Cond. Hydraulique (m/s)*	Emmag spécifique	Porosité (%)	Dispersivité (m)
Unité 1	Till sableux	5	1 m minimum	5×10^{-4}	0.001	0.01	L : 10 TH: 5 TV: 1
Unité 2	Roc très fracturé	5	5 m	2.8×10^{-6}	0.001	0.01	L : 10 TH: 5 TV: 1
Unité 3	Roc fracturé	4	24 m	2.5×10^{-7}	0.0001	0.01	L : 10 TH: 5 TV: 1
Unité 4	Roc peu fracturé	3	50 m	5.0×10^{-7}	0.0001	0.01	L : 10 TH: 5 TV: 1
Unité 5	Roc non fracturé	3	110 m	5×10^{-8}	0.00001	0.01	L : 10 TH: 5 TV: 1

* Valeurs de conductivités hydrauliques calées

Les couches hydrostratigraphiques en partant du haut sont définies comme suit :

- Unité 1, till sableux discontinu sur les deux tiers de la partie supérieure du Mont-Cervin, devient continu pour le tiers de la partie inférieure du Mont-Cervin. L'épaisseur de cette couche est calculée à partir de mesures de longueur de tubage effectuées sur les puits privés durant la campagne d'échantillonnage de 2003 à l'aide d'un détecteur de métal (section 3.3.3). L'évaluation de l'épaisseur des dépôts meubles a aussi été complétée avec les données stratigraphiques provenant de la banque de données de puisatiers et les informations provenant de la carte géologique des dépôts meubles. L'unité 1 est discrétisée en 5 sous-couches qui ont les mêmes propriétés. De façon à simplifier le modèle dans FEFLOW, l'épaisseur minimum de la couche 1 a été fixée à 1 m, pour bien représenter les conditions de terrain. Les propriétés hydrauliques de l'unité correspondent soit à celles du roc affleurant pour la partie supérieur du Mont-Cervin, soit à celles du till sableux pour la partie du bas, suivant le découpage par secteur (zone) illustré à la figure 38.

- Unité 2, roc très fracturé et altéré évaluée à environ 5 m d'épaisseur selon les résultats des essais de perméabilité à charge constante (section 3.2) et les observations de terrains durant le forage du puits Technorem-1. L'unité 2 est discrétisée en 5 sous-couches.
- Unité 3, roc fracturé évaluée à environ 20 m d'épaisseur selon les résultats des essais de perméabilité à charge constante. La couche 3 est discrétisée en 4 sous-couches.
- Unité 4, roc peu fracturé évaluée à environ 20 m d'épaisseur selon les résultats des essais de perméabilité à charge constante. L'unité 4 est discrétisée en 3 sous-couches.
- Unité 5, roc très peu fracturé, presque imperméable et qui est continu jusqu'à la base du modèle soit à l'élévation 100 m. L'unité 5 est discrétisée en 3 sous-couches.

5.2 Calibration du modèle pour l'écoulement et étude de sensibilité

La calibration de l'écoulement permet de vérifier si le modèle peut reproduire les charges hydrauliques mesurées sur le terrain à partir des paramètres d'entrées et des conditions limites. Les paramètres d'entrées sont les conductivités hydrauliques et la recharge de l'aquifère. Les valeurs de conductivité hydraulique de chacune des couches stratigraphiques du modèle calé sont présentées au tableau 15. La figure 38 illustre le découpage des secteurs du Mont-Cervin avec les valeurs de recharge utilisées pour le modèle calé. Après avoir vérifié que des valeurs de conductivités hydrauliques verticales avaient seulement des effets minimes sur l'écoulement et les charges hydrauliques, des conditions isotropes ont été imputées aux matériaux, ce qui a permis de simplifier la manipulation des paramètres dans FEFLOW.

Tableau 15 : Valeurs des conductivités hydrauliques du modèle calé

	Conductivités hydrauliques (conditions isotropes en X, Y et Z) (10^{-4} m/s)						
Couches	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7
Unité 1	0,009	0,03	0,08	0,2	0,01	0,01	0,4
Unité 2	0,002	0,006	0,03	0,2	0,004	0,004	0,2
Unité 3	0,001	0,006	0,02	0,09	0,004	0,004	0,09
Unité 4	0,001	0,004	0,02	0,01	0,004	0,004	0,01
Unité 5	0,0005	0,0005	0,001	0,001	0,0005	0,0005	0,001

La valeur de la recharge calculée par Technorem (2004) pour le secteur du Mont-Cervin correspond à environ 10 % des précipitations totales moyennes de 1300 mm/an (Technorem, 2004). Cependant, le contexte physiographique et géologique très variable à l'intérieur des limites du Mont-Cervin suggère que les valeurs de recharge de certains secteurs pourraient être relativement plus élevées, en particulier aux endroits où le roc est affleurant et où la pente est plus faible de même qu'aux

endroits où on retrouve des creux topographiques favorisant localement l'accumulation et l'infiltration de l'eau de précipitation et de ruissellement. De façon à pouvoir se rapprocher des charges hydrauliques observées, il a été nécessaire d'utiliser des valeurs de recharge plus élevées correspondant à environ 15 % des précipitations totales. Les valeurs du modèle calé varient sensiblement selon les secteurs du domaine soit de 183 mm/an à 219 mm/an. La recharge la plus élevée correspond aux zones 1 et 2 situées au sommet du Mont-Cervin où le roc est affleurant alors que le milieu et le bas de la montagne montrent des épaisseurs plus importantes des dépôts (till sableux) mais aussi une zone urbanisée plus étendue.

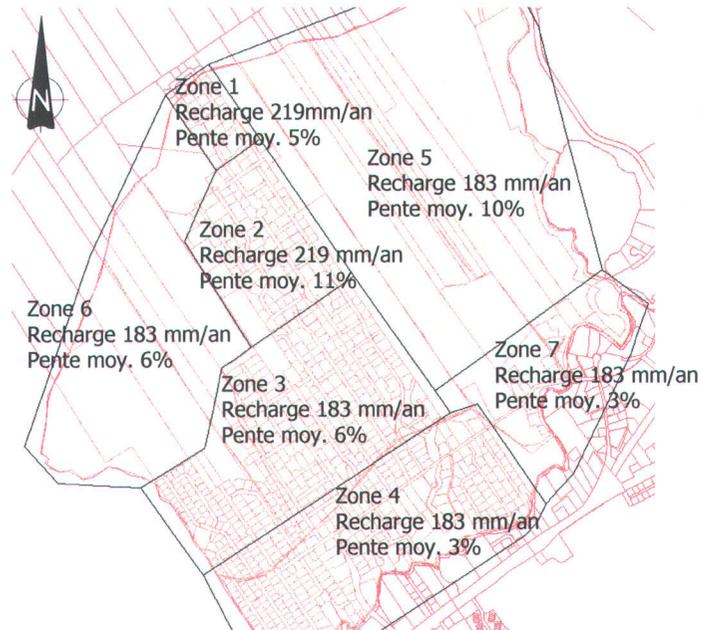


Figure 38 : Domaine du modèle numérique et délimitation des différentes zones associées aux conditions limites et recharge en surface

La simulation a été optimisée pour reproduire les charges hydrauliques dans les secteurs correspondant aux zones habitées et où il était possible de comparer avec les niveaux d'eau mesurés. Les zones extérieures au secteur habité, correspondant aux secteurs boisés, ne contenaient pas de puits pour effectuer des mesures de niveaux d'eau de référence. L'écoulement dans ces secteurs est donc approximatif et est basé sur l'extrapolation entre les niveaux piézométriques des secteurs habités et l'élévation des cours d'eau qui représentent des charges imposées aux limites du domaine. Au total, 71 points de contrôle ont été inclus dans le modèle pour comparer les charges mesurées et simulées (tableaux G-1 et G-2 en annexe G).

La figure 39 présente les résultats des charges hydrauliques du modèle comparés aux charges mesurées. De façon générale, le modèle calé représente bien les charges hydrauliques mesurées sur

le terrain malgré la difficulté de reproduire les niveaux d'eau élevés dans la partie supérieure de la montagne. Un des facteurs qui peut expliquer cette difficulté est le fait que le modèle utilise un milieu poreux équivalent qui ne permet pas de bien simuler les discontinuités du réseau de fractures. De plus, il est important de mentionner que l'incertitude liée aux mesures sur le terrain représente environ ± 5 m, soit la précision du modèle numérique de terrain qui a été utilisé pour estimer les altitudes des puits privés. Rappelons aussi que l'imprécision des niveaux d'eau mesurés sur le terrain peut être relativement important étant donné que les puits étaient souvent utilisés peu avant la mesure.

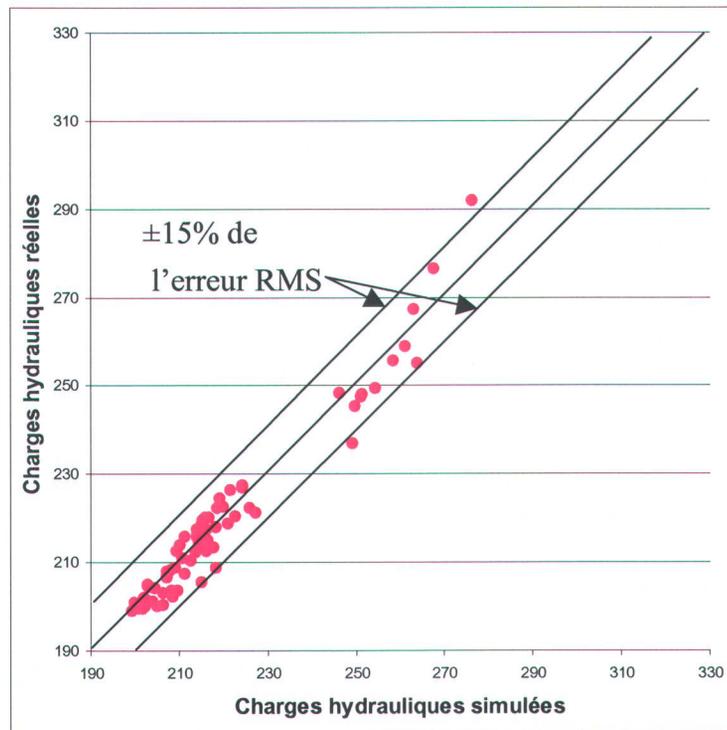


Figure 39: Comparaison des charges hydrauliques mesurées et simulées.

Les niveaux qui étaient particulièrement élevés par rapport aux niveaux environnants, dus à des points d'eau locaux comme des lacs artificiels ou encore à des points de résurgence (sources) ont été enlevés de l'analyse, puisque les modèles conceptuel et numérique n'ont pas intégré ces particularités. De même, les puits semblant montrer des niveaux « anormalement bas » ont été enlevés de l'analyse parce qu'il est possible que les niveaux statiques dans ces puits n'avaient pas été atteints au moment de la mesure. Les droites parallèles à la droite de calibration correspondent au critère de calibration utilisé pour la simulation. Elles ont été fixées à 15% de l'erreur RMS (Root Mean Square), soit 10,5 m de la plage des charges hydrauliques mesurées qui varient de 199 m à

304 m dans les 71 puits d'observation. Ce critère de calibration est raisonnable compte tenu de la dénivellation importante de la piézométrie du Mont-Cervin et des incertitudes liées aux mesures des niveaux piézométriques. Les résultats indiquent que pour les points de contrôle choisis, les charges calculées sont inférieures à une variation de ± 10 m ou de 15 % de l'erreur RMS à l'exception de deux puits.

La figure 40-b illustre le patron d'écoulement associé aux charges simulées dans l'ensemble du domaine modélisé et le compare avec une représentation interpolée de la piézométrie mesurée et lissée (figure 40-a, voir aussi la section 3.4.5). De façon générale, la direction d'écoulement provenant de la simulation numérique reproduit assez bien celle réalisée à partir des mesures de terrain.

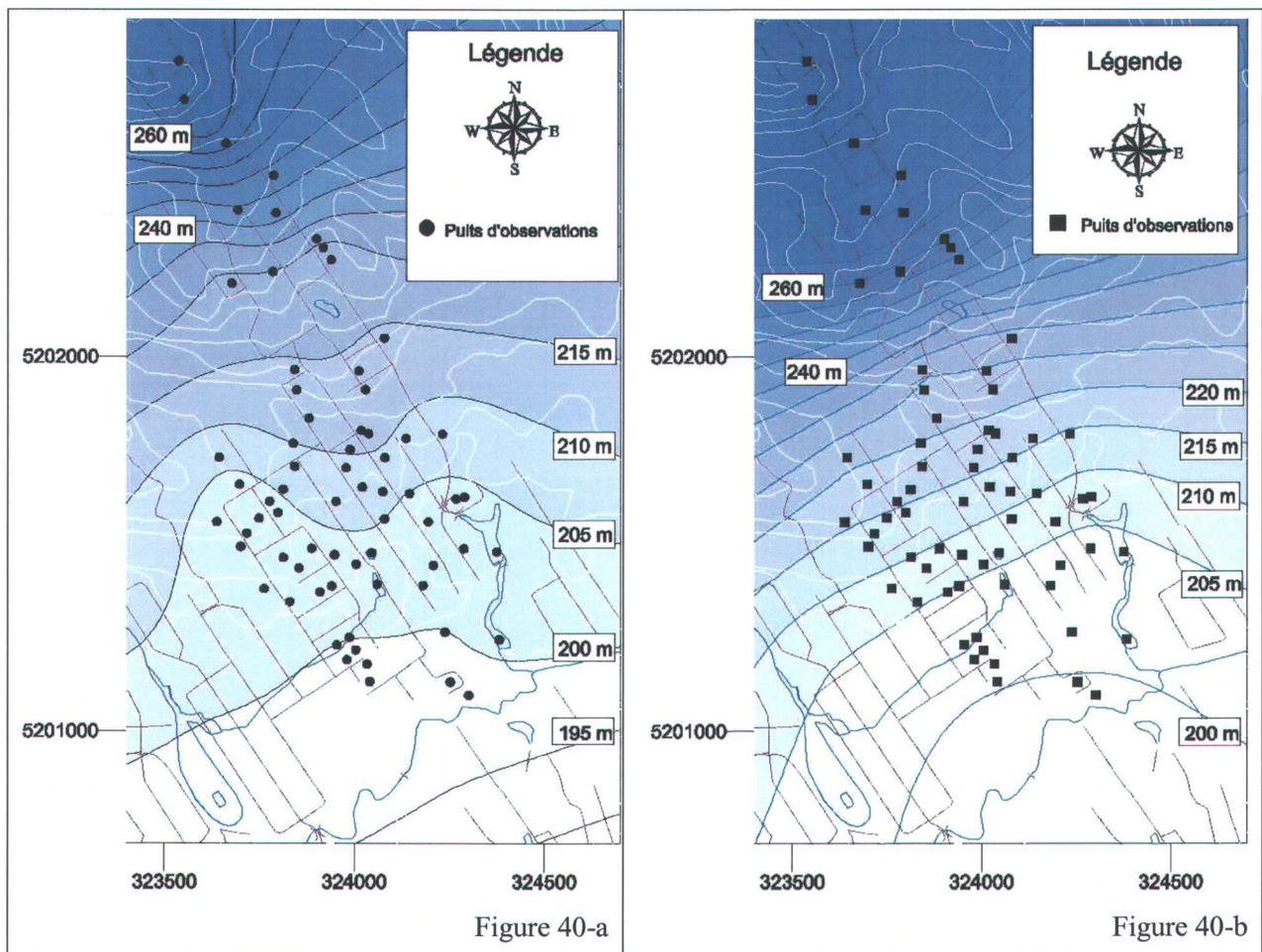


Figure 40 : Comparaison des charges hydrauliques interpolées mesurées sur le terrain (figure 40-a) et calculées par le modèle numérique (figure 40-b)

L'étude de sensibilité sur le modèle d'écoulement permet de vérifier si la solution retenue correspond à l'erreur minimum et aussi de quantifier l'influence des paramètres du modèle sur la solution. Le tableau 16 et les figures 41-a et 41-b présentent les résultats des erreurs moyennes, absolues et RMS des simulations effectuées pour des variations de $\pm 30\%$ des paramètres de recharge et de conductivité hydraulique qui sont comparés indépendamment pour s'assurer que la solution calée, qui a été retenue, correspond à l'erreur minimale. De façon générale, les résultats confirment que le modèle calé représente la meilleure solution pour l'erreur RMS de 15 %.

Tableau 16 : Erreurs moyennes, absolues et RMS pour les simulations

Sensibilité	-30%			Moyen			30%		
	Calcul erreur moyen	Calcul erreur abs	Calcul erreur RMS	Calcul erreur moyen	Calcul erreur abs	Calcul erreur RMS	Calcul erreur moyen	Calcul erreur abs	Calcul erreur RMS
Recharge	5.1	6.5	54.6	-0.5	4.2	19.2	-5.7	6.3	37.4
Conductivité	-4.7	6.9	64.8	-0.9	4.1	14.2	10.0	10.6	126.3

Les graphiques montrent bien que les paramètres du modèle calé minimisent l'erreur moyenne, absolue et RMS. Les données des charges hydrauliques mesurées et simulées ainsi que les calculs d'erreurs sont présentés au tableau G-2 à l'annexe G. La figure 41-a montre qu'en enlevant les deux puits qui montrent le plus grand écart des valeurs de niveaux d'eau simulées avec les mesures de terrain (puits situé dans le haut du Mont-Cervin), on réduit l'erreur RMS résultante de la moitié.

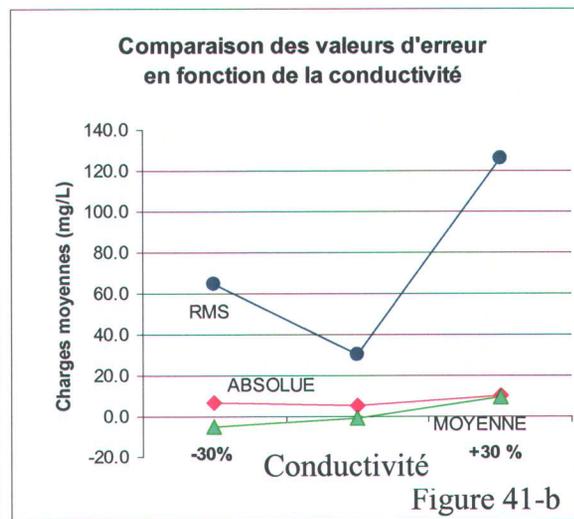
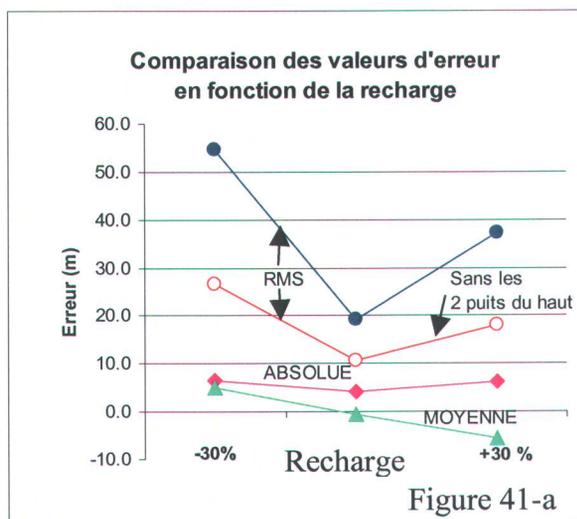


Figure 41 (a et b) : Calage du modèle et analyse de sensibilité en fonction de la recharge, de la conductivité

5.3 Simulations du transport des nitrates

Les simulations de transport des nitrates doivent d'abord permettre de reproduire les concentrations observées dans l'aquifère après 30 ans d'utilisation des installations septiques, soit des années 1970 à aujourd'hui, à partir des quantités théoriques de nitrates émises. Ensuite, le modèle doit aider à déterminer si les concentrations observées actuellement représentent un maximum ou si au contraire elles vont continuer à augmenter avec le temps. Pour réaliser cette simulation, les conditions de recharge et les quantités de nitrates émises par les installations septiques sont maintenues constantes dans le temps. Enfin, une dernière simulation doit représenter les effets de la diminution probable de la recharge provoquée par la construction éventuelle de nouvelles résidences et par la mise en place d'infrastructures de captage de l'eau de précipitation (drain de maison et de rues) dans les secteurs actuellement boisés (figure 42).

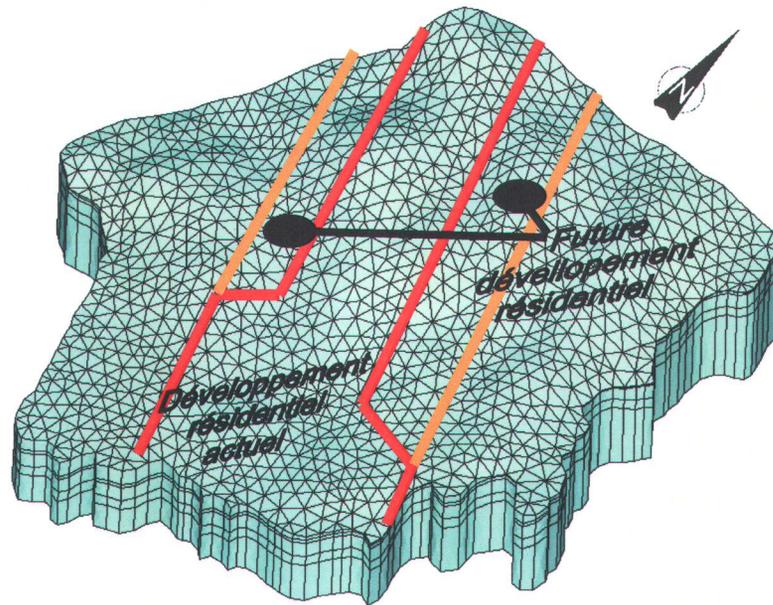


Figure 42 : Domaine de modélisation en 3-D illustrant les secteurs résidentiels actuels et futurs

Les simulations de transport sont effectuées en mode transitoire et les résultats produits après chaque période de 365 jours pour des périodes totales de 30 ans et de 60 ans. Le logiciel FEFLOW utilise des pas de temps variables (petits au début et plus longs à la fin) qu'il ajuste au fur et à mesure de la convergence de la solution calculée sur les charges hydrauliques. Des valeurs de dispersivité horizontale de 10 m et transversale de 5 m ont été attribuées au modèle, basées sur les résultats de directions et de pendage des fractures (section 3.4.6). Aucun facteur de retard ni de

dégradation n'a été appliqué au contaminant compte tenu de la nature parfaitement soluble et persistante des nitrates dans l'eau souterraine. Comme pour l'écoulement, la simulation est effectuée en mode saturé en considérant que les contaminants qui sont transportés des installations septiques vers l'aquifère ne sont pas altérés ou transformés et que le temps de résidence dans la partie non saturée de l'aquifère est considéré comme négligeable à long terme. Les masses en nitrates sont appliquées au modèle en simulant un flux de masse imposé aux nœuds existants dans le développement résidentiel actuel. De façon à évaluer les effets des différentes masses émises par les installations septiques, 3 scénarios suivants ont été testés, soit : (1) la quantité de nitrates correspondant à la valeur la plus plausible à partir des valeurs suggérées par la littérature qui est de 2,27 kg/pers/an et correspondant à une masse totale annuelle émise dans l'aquifère de 2 675 kg, en supposant un total de 460 installations septiques en activité avec un ratio de 2,5 personnes par résidence ; (2) la quantité correspondant au minimum théorique à partir des valeurs suggérées par la littérature et correspondant à une masse de 1 840 kg/an à laquelle 200 kg/an est soustraite (masse éliminée annuellement par les installations septiques, section 4.9) ce qui donne un total de 1 640 kg/an ; (3) la quantité permettant de reproduire les concentrations moyennes en nitrates dans l'aquifère de 2,8 mg/L, soit un total de 840 kg/an et qui a été calée sur une base itérative avec les simulations de transport dont quelques résultats sont présentés à la figure 43 avec les scénarios 1 à 3. La figure 43 présente les histogrammes des concentrations en nitrates des 3 scénarios calculés aux mêmes 71 puits d'observation utilisés pour le calage de l'écoulement (tableau G-3 à l'annexe G).

Les concentrations sont calculées à chacun des (71) points d'observation en additionnant les concentrations des unités présentes pour une épaisseur d'aquifère d'environ 90 m. La concentration moyenne en nitrates calculée dans ces puits sur le terrain en 2002 et 2003 a été de 2,58 mg/L. Le scénario 3 reproduit les résultats de terrain avec une concentration moyenne de 2,6 mg/L mais montre une distribution moins étendue que les concentrations mesurées dans les puits d'observation. Les valeurs minimums (inférieures à 1 mg/L) ne sont pas bien représentées par le modèle. Les scénarios 1 et 2, dont les masses en nitrates provenant des installations septiques correspondent mieux aux valeurs provenant de la littérature, donnent des concentrations moyennes en nitrates trop élevées dans les puits comparativement aux valeurs mesurées sur le terrain.

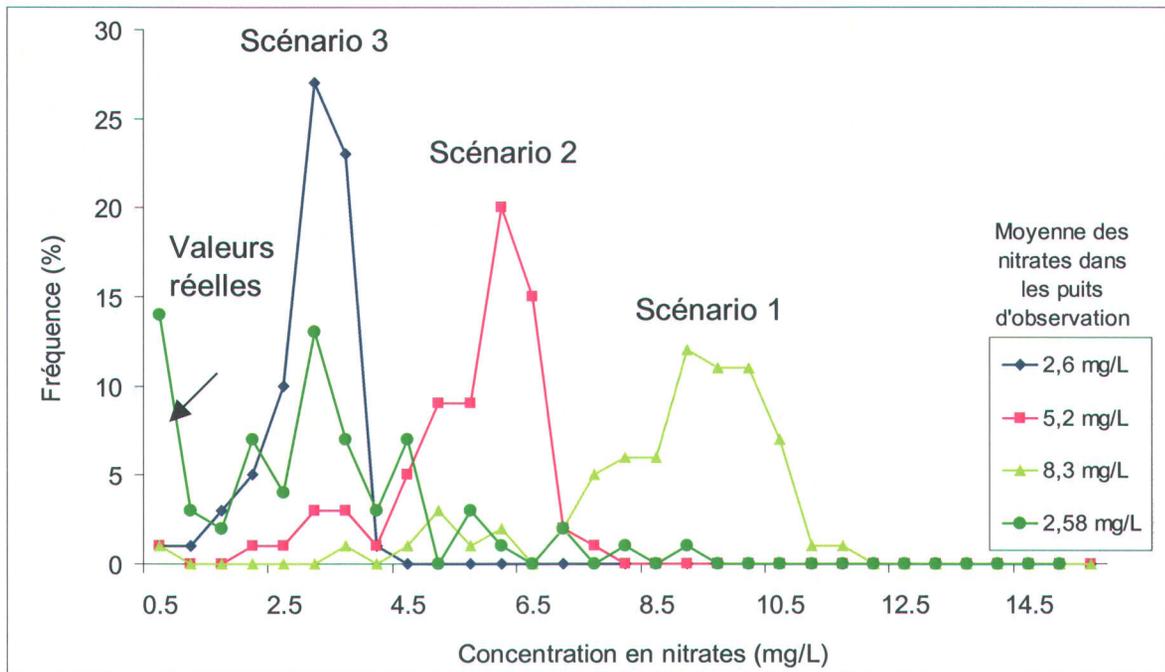


Figure 43 : Histogrammes comparatifs des concentrations en nitrates pour 3 scénarios de masse en nitrates provenant des installations septiques

Le tableau 17 présente les concentrations moyennes en nitrates en fonction des 3 scénarios de masse de nitrates rejetée par les installations septiques correspondant aux masses en nitrates produites par chaque personne annuellement. Le scénario 3 se rapproche des concentrations mesurées sur le terrain avec une concentration moyenne aux points d'observation de 2,6 mg/L pour une masse de 0,7 kg/an/pers.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus par les simulations numériques permettent de reproduire les concentrations mesurées, et ce, malgré que les masses en nitrates émises par les installations septiques doivent être réduites d'au moins 50 % par rapport aux valeurs minimums proposées par la littérature. Ces résultats confirment les calculs du bilan de masse (section 4.9) auxquels une dilution de 50 % des nitrates pompés par l'eau des puits a dû être effectuée pour permettre de reproduire les concentrations mesurées sur le terrain, ce qui revient au même que de réduire les masses provenant des installations septiques de 50 %.

Tableau 17 : Résumé des quantités de nitrates selon les 3 scénarios calculés par le modèle numérique

Quantités de nitrates	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
Masse de nitrates rejetée par les installations septiques (kg/pers/an)	2,3	1,6	0,7
Masse de nitrates rejetée par les installations septiques (kg/an)	2 675	1 840	841
Masse injectée à chaque nœud du secteur résidentiel (g/l)	19	12	6
Concentration moyenne en nitrates calculée dans les puits d'observations (mg/L)	8,3	5,1	2,6
Concentration moyenne en nitrates calculée à partir des puits sur le terrain (mg/L)	2.6		

La figure 44 illustre le panache des concentrations en nitrates dans l'aquifère, avec des vues en plan, en coupe longitudinale et transversale par rapport au domaine du Mont-Cervin réalisées à partir de la simulation du scénario 3 qui se rapproche des concentrations réelles dans l'aquifère. Sur la vue en plan, le panache en nitrates couvre entièrement le secteur résidentiel sans toutefois affecter l'eau souterraine des secteurs adjacents situés de part et d'autre du Mont-Cervin. Ces résultats tendent à confirmer que les puits situés à la limite est du domaine et qui montrent des concentrations en nitrates relativement faibles sont positivement affectés par la bonne qualité de l'eau provenant du secteur boisé. Les vues en coupes longitudinales et transversales permettent d'approximer à environ 185 m l'épaisseur maximum de l'aquifère affecté par les nitrates.

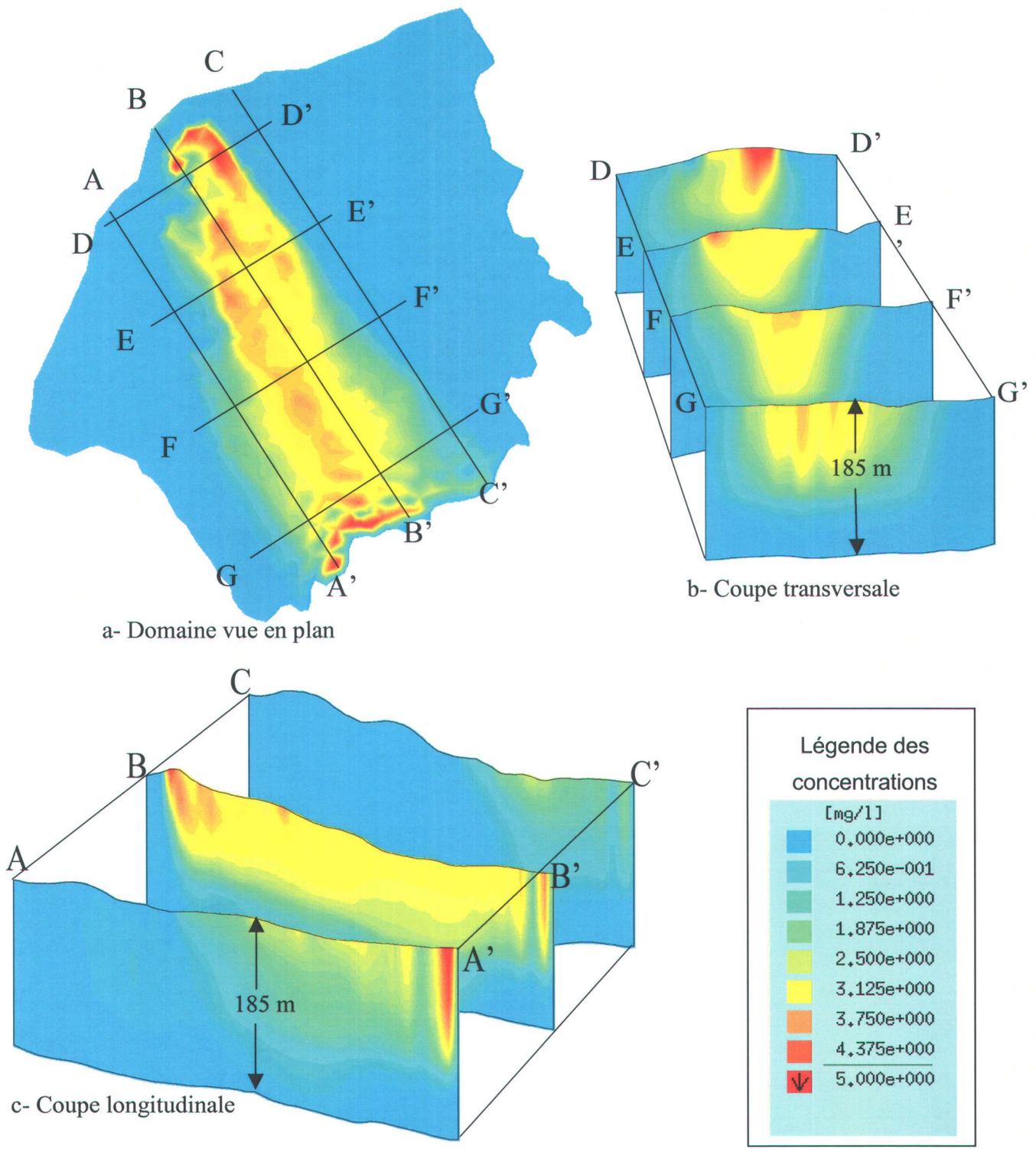


Figure 44 : Représentation en plan (a) et en coupe (b et c) du panache de nitrates d'après la simulation de transport du scénario 3 pour une période de 30 ans

Cette représentation confirme que le modèle conceptuel d'écoulement, élaboré à la section 4.9.1, et qui a servi de base au modèle numérique, permet de représenter la partie du haut du domaine comme étant en recharge et la partie du bas en résurgence. Le patron d'écoulement qui ressort de cette configuration amène l'eau et donc les nitrates à circuler dans les parties les plus profondes de l'aquifère à peu près au centre du domaine. Les coupes permettent aussi de visualiser qu'il y a un peu d'accumulation de nitrates dans la partie inférieure de l'aquifère, malgré les instabilités numériques qui montrent des discontinuités dans le panache. Cette partie de l'aquifère aurait dû montrer de plus grandes concentrations en nitrates mais la grande perméabilité imputée aux matériaux pour faire sortir l'eau du modèle ne permet pas de bien reproduire le phénomène d'accumulation qui semble se produire sur le terrain. On remarque aussi une accumulation localisée de nitrates au sommet de la montagne qui est probablement due aux faibles valeurs de conductivités hydrauliques de l'aquifère qui ont été imposées pour simuler les discontinuités des fractures dans ce secteur et qui permettent au système de garder des charges hydrauliques relativement élevées. Ces résultats sont en accord avec les résultats d'analyses qui montrent que plusieurs puits de ce secteur présentent des concentrations de près de 5 mg/L.

Les résultats obtenus soulèvent 3 interrogations : (1) il est possible que les valeurs provenant de la littérature sur les masses en nitrates produites par chaque personne ne s'appliquent pas au contexte du Mont-Cervin et soient surévaluées. Auquel cas il serait nécessaire de mesurer les masses réelles qui sont rejetées par les installations et la proportion qui atteint l'aquifère, pour évaluer la validité de notre hypothèse; (2) comme il a plutôt été proposé pour le bilan de masse, il existe possiblement un écoulement important dans la partie supérieure très fracturée de l'aquifère. Cet écoulement favorise peut-être le transport rapide et la dilution d'une proportion inconnue des nitrates provenant des installations septiques, qui n'atteignent pas nécessairement l'aquifère et qui pourraient être entraînés directement vers l'exutoire dans le bas du Mont-Cervin. Le modèle numérique, qui simule un milieu poreux équivalent, ne permet pas de bien reproduire l'écoulement de l'eau dans les réseaux de fractures importants mais donne plutôt une représentation moyenne des phénomènes de transport des contaminants dans l'aquifère; (3) on ne connaît pas les valeurs réelles de la recharge, ce qui a un effet direct sur les volumes d'eau disponibles pour diluer les nitrates.

La figure 45 présente les résultats de la simulation effectuée sur le domaine du Mont-Cervin pour une période de 60 ans. Les concentrations moyennes sont calculées dans les 71 points d'observation et montre que, comme pour le calcul du bilan de masse (section 4.8), l'état d'équilibre est presque

atteint après une dizaine d'années. Les concentrations dans l'aquifère ne montrent à peu près pas d'augmentation ($<0,02$ mg/L) pour les 30 prochaines années. Cependant, les résultats représentent une situation moyenne basée sur des calculs qui sont effectués en régime permanent avec une valeur de recharge et des sources de nitrates constantes dans le temps. Les résultats ne permettent pas de représenter les fluctuations à court et à long terme provoquées par des changements du bilan d'eau dû à des variations dans la recharge ou dans l'utilisation de l'eau par les résidents. Mais il serait toujours possible que les mesures effectuées sur le terrain aient été affectées par de telles fluctuations.

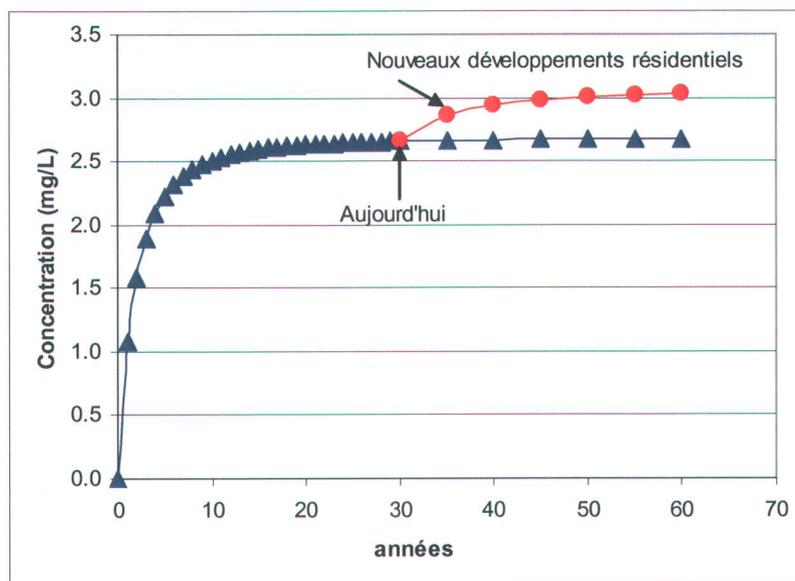


Figure 45 : Moyenne des concentrations en nitrates dans le domaine du Mont-Cervin pour une période de 60 ans

Les effets de la construction de nouveaux secteurs résidentiels sur les concentrations en nitrates dans l'eau souterraine du secteur résidentiel actuel ont été évalués en diminuant de moitié la recharge des zones situées de part et d'autre (figure 42). La courbe de nitrates en fonction du temps montre une augmentation d'environ $0,4$ mg/L pour les 30 prochaines années, ce qui correspond à une augmentation de près de 10 % se stabilisant après une dizaine d'année. Les effets à long terme sur la qualité de l'eau que produiront la construction de ces nouveaux développements sembleraient donc mineurs en autant qu'ils ne deviennent pas une source directe de contamination.

6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Un nombre impressionnant d'études et d'organismes a démontré depuis plus de 30 ans que les installations septiques conventionnelles constituaient des sources majeures de contamination des aquifères. Le mélange de contaminants chimiques, incluant les nitrates, de même que les microorganismes pathogènes qu'elles génèrent peuvent être la cause de plusieurs maladies et des vecteurs importants d'infections contagieuses pour les humains. Au Québec, deux règlements encadrent l'utilisation des installations septiques : (1) le règlement Q-2, R.8 qui détermine en fonction des conditions hydrogéologiques et physiographiques du milieu, le type d'installation autorisé, de même que d'autres normes dont celles des distances minimales à respecter avec les installations de captage, (2) et indirectement, le règlement sur la qualité de l'eau potable du MENV, qui encadre bien la qualité de l'eau souterraine relativement aux problèmes de contamination potentiels provenant des eaux usées, en exigeant, entre autre, des concentrations en nitrates inférieures à 10 mg/L et l'absence de microorganismes pathogènes, dont les coliformes fécaux et les entérocoques. Malheureusement, ces règlements ne prévoient actuellement aucune mesure de surveillance des systèmes une fois en place et ils laissent l'entière responsabilité de la vérification de la qualité de l'eau des puits aux résidents propriétaires.

Dans une municipalité comme celle de Lac-Beauport où plus de 3000 personnes (60 %) utilisent à la fois des puits privés et des installations septiques individuelles pour le traitement de leurs eaux usées domestiques, la qualité de l'eau est devenue une préoccupation qui dépasse la responsabilité du simple citoyen. Les autorités municipales ont donc décidé de mettre de l'avant des initiatives visant à faire le suivi de l'état de la ressource en eau souterraine parallèlement à celle des installations septiques. Cette maîtrise s'inscrit donc dans le cadre d'un vaste projet de développement et d'application d'outils scientifiques pour la gestion et la préservation des ressources en eau souterraine mis de l'avant conjointement par Technorem Inc., la Commission Géologique du Canada, l'INRS-ETE et la municipalité de Lac-Beauport (voir le rapport de Technorem, 2004). Les objectifs de recherche abordés par le projet de maîtrise ont visé à évaluer l'impact des installations septiques sur la qualité des eaux souterraines et particulièrement à déterminer les facteurs hydrogéologiques et les mécanismes d'écoulement et de transport qui affectent la présence des contaminants dans les puits du secteur résidentiel du Mont-Cervin.

Les résultats d'une première étude sur la qualité de l'eau souterraine à partir des puits privés

réalisée sur l'ensemble du territoire par la municipalité en 1995 ont montré que plus de 25 % des puits étaient affectés par la présence d'entérocoques et/ou de coliformes fécaux et que la majorité des puits contenait des nitrates en concentration supérieures aux niveaux naturels (0,01 mg/L). Cette étude a mis en évidence la mauvaise qualité de l'eau souterraine de certains secteurs résidentiels de la municipalité dont celui du Mont-Cervin où la densité de développement dépasse 460 résidences dans un peu plus de 1 km². Les niveaux en nitrates dans le secteur du Mont-Cervin reflètent cette grande densité d'installations septiques avec une moyenne en nitrates dans les puits échantillonnée de 2,2 mg/L contre une moyenne de 1 mg/L pour le reste de la municipalité.

Pour tenter de mieux comprendre les liens entre la contamination et le milieu hydrogéologique, des travaux de terrain ont été menés en 2002 et en 2003 principalement dans le secteur du Mont-Cervin mais aussi sur le reste du territoire de la municipalité afin de servir de référence (surtout pour la qualité de l'eau). Ces travaux ont inclus, sans s'y limiter, la caractérisation des fractures de la roche à partir des affleurements, le forage d'un puits dans le roc (puits Technorem-1) avec la détermination d'un profil de conductivité hydraulique par des essais de perméabilité à charge constante dans le puits Technorem-1. Des essais de traçage au bromure le long des cuvelages de deux puits pour déterminer si des écoulements préférentiels peuvent affecter rapidement l'eau dans les puits. Un programme d'échantillonnage de l'eau souterraine dans les puits privés a aussi été mis en place basé d'abord en 2002 sur les travaux de 1995 de façon à pouvoir comparer l'évolution des résultats et ensuite sur des puits complémentaires en 2003. Parallèlement aux travaux d'échantillonnage de l'eau, des mesures ont été effectuées sur les puits, principalement, les niveaux d'eau et la mesure des caractéristiques des puits dont les longueurs de cuvelages. Le forage Technorem-1 a aussi été installé en 4 puits d'échantillonnage permanents pour déterminer le profil de la qualité de l'eau avec la profondeur.

Les résultats ont montré que le socle rocheux est composé principalement de roches métamorphiques et ignées avec une fracturation et une altération importante en surface. Les de perméabilité à charge constante effectués dans le puits Technorem-1 confirment que les premiers mètres du socle sont très fracturés avec des conductivités hydrauliques de l'ordre de 10⁻⁶ m/s et que le degré de fracturation diminue avec la profondeur jusqu'à un minimum de 10⁻¹⁰ m/s mais avec une moyenne géométrique de 5,4x10⁻⁸ m/s. Spatialement, le calcul des transmissivités à partir des essais de pompage de la banque de données des puisatiers (SIH) a montré que les valeurs de conductivités hydrauliques étaient plus élevées près du centre de la vallée et diminuaient progressivement en montant vers le sommet des montagnes. L'étude des affleurements et les mesures des cuvelages

ont montré que les sédiments qui se trouvent sur presque tout le secteur du Mont-Cervin, sauf dans le bas près du centre de la vallée, sont des tills sableux en couvertures discontinues de généralement moins de 2 m d'épaisseur. L'épaisseur de ces dépôts augmente progressivement en s'approchant du centre de la vallée où des sédiments fluvioglaciaires sableux atteignent plus de 25 m par endroit.

Les résultats des travaux d'échantillonnage d'eau provenant des puits privés effectués dans le secteur du Mont-Cervin en 2002 et en 2003 ont confirmé que l'ensemble des échantillons prélevés étaient affectés par les nitrates et/ou les bactéries entérocoques ou les coliformes fécaux. Pour les nitrates, les concentrations mesurées dans l'eau sont toutes inférieures à la norme de l'eau potable du MENV de 10 mg/L mais elles sont supérieures à 3 mg/L dans près de 30 % des cas. La valeur de 3 mg/L est considérée comme étant le seuil d'alerte pour mettre en place un programme de suivi de la qualité de l'eau souterraine (MENV, 1994). Comparée aux résultats de l'étude réalisée par la municipalité en 1995, la situation sur la qualité de l'eau semble indiquer une légère augmentation des concentrations en nitrates, surtout pour la moitié de la partie aval du Mont-Cervin (environ 10 %) alors que la partie amont montre des concentrations qui semblent constantes dans le temps. Les bactéries entérocoques ou coliformes fécaux affectent environ 20 % des puits. De la même façon, la présence des bactéries dans les puits montrent une légère augmentation de leur nombre moyen par échantillons mais un nombre constant de puits affectés depuis 1995. Il est possible que ces résultats soient cycliques et entre autre affectés par le climat et le régime des précipitations. La mise en place d'un programme continu de suivi de la qualité de l'eau souterraine dans les puits privés permettrait de déterminer si la présence des contaminants a atteint un état permanent ou si au contraire elle va continuer à augmenter dans le temps.

L'analyse statistique des résultats de la qualité de l'eau en fonction des facteurs hydrogéologiques liée aux conditions de captage des puits privés, dont la position des puits sur le Mont-Cervin (mesurée par l'élévation), la longueur du cuvelage, l'épaisseur de la colonne d'eau, la profondeur des puits et la profondeur de la nappe (correspondant à l'épaisseur de la zone non saturée), a permis de confirmer que seule la position des puits sur le Mont-Cervin montrait une corrélation assez forte avec la présence des nitrates dans l'eau souterraine. Aucun des autres facteurs n'a montré de corrélation significative avec la présence des nitrates, ni avec les indicateurs microbiologiques (entérocoques et coliformes fécaux). Ces résultats semblent confirmer que l'écoulement de l'eau et donc le transport des contaminants dans l'aquifère sont contrôlés principalement par les réseaux de fractures du roc qui demeure un processus relativement aléatoire d'un puits à l'autre. Statistiquement, les caractéristiques des puits et les conditions hydrogéologiques affectant la

présence d'eau souterraine dans les puits ne montrent pas de tendances évidentes à partir desquelles on pourrait, par exemple, améliorer le design des puits dans le but d'obtenir une meilleure qualité d'eau. De même, le résultat de l'essai de traceur effectué dans la partie amont du Mont-Cervin, bien que limité, semble confirmer que la contamination observée dans les puits ne passe pas préférentiellement par les cuvelages pour entrer dans le puits mais plutôt par le réseau de fracture. L'essai de traceur réalisé dans la partie aval du Mont-Cervin, où l'épaisseur des dépôts meubles est plus importante mais le niveau de la nappe plus près de la surface (3 m), indique par contre que ce milieu est très conducteur et que les eaux usées des installations septiques peuvent facilement atteindre la nappe. Les résultats des échantillons d'eau prélevés dans le puits multiniveau et dont le cuvelage a été scellé jusqu'à 5 m de profondeur (comme l'exige le nouveau règlement sur les infrastructures de captage, MENV, 2003) montrent que le niveau de nitrates en profondeur sont plus élevés qu'en surface. Il semble y avoir dilution des nitrates par les écoulements de sous-surface alors qu'il semblent s'accumuler plus en profondeur. De plus, la présence de bactéries entérocoques dans les piézomètres les plus profonds (29 et 59 m), confirme qu'il doit exister des liens hydrauliques importants avec la surface. Paradoxalement, les échantillons recueillis dans le piézomètre supérieur du puits ont montré des concentrations en nitrates plus diluées probablement causées par la dilution importante de l'écoulement de sous-surface.

Afin de tenter d'expliquer la présence de nitrates dans l'aquifère du Mont-Cervin, un bilan hydrique et de masse en nitrates a été calculé à partir d'un modèle conceptuel basé sur les caractéristiques hydrogéologiques. Le bilan d'utilisation de l'eau souterraine a permis d'estimer que les volumes d'eau consommés par les résidents du secteur représentent annuellement presque 50 % de l'eau neuve apportée au système par la recharge et 10 % de l'eau totale exploitable contenue dans l'aquifère en supposant une porosité efficace de 1 %. Ces résultats mettent en évidence la fragilité de l'approvisionnement et confirment que les résidents utilisent de l'eau qui contient une certaine proportion de leurs propres eaux usées en partant du principe que la majorité de l'eau consommée est retournée à l'aquifère via les installations septiques. Le bilan de masse a permis de reproduire les concentrations en nitrates, mesurées durant les campagnes de 2002 et de 2003 et de montrer que les concentrations atteignent une valeur quasi-permanente ("steady state") après une quinzaine d'années. Ainsi la masse annuelle en nitrates permettant de reproduire les concentrations en nitrates dans l'aquifère est de 1840 kg/an, ce qui correspond à 1,6 kg/pers./an. Cette valeur est inférieure aux moyennes proposées par la littérature de 2,2 kg/pers./an à plus de 4 kg/pers./an. De plus, pour atteindre les concentrations mesurées, il a fallu introduire un terme de dilution dans l'équation du

bilan qui correspond à un facteur de 50 % de l'eau pompée dans les puits. Ces résultats peuvent être interprétés de deux façons : (1) que les valeurs proposées dans la littérature sont surévaluées par rapport à la réalité du Mont-Cervin, ce qui demanderait confirmation par une étude sur les caractéristiques des effluents provenant des installations septiques du Mont-Cervin, (2) que les patrons d'écoulement de l'eau dans l'aquifère permettent une importante dilution des contaminants dans la partie supérieure de l'aquifère à cause de la nature très fracturée du roc. Si c'est le cas, comme cette partie de l'aquifère contribue de façon importante à l'apport d'eau dans les puits, il est possible que les concentrations en nitrates dans la partie profonde de l'aquifère soient plus élevées que la moyenne mesurée sur le terrain.

Le modèle conceptuel élaboré pour le bilan de masse a aussi servi au modèle numérique d'écoulement et du transport des nitrates pour le secteur du Mont-Cervin. Les simulations ont été réalisées en 3-D à l'aide du logiciel FEFLOW et avec un domaine discrétisé en éléments finis pour mieux représenter spatialement les concentrations en nitrates dans l'aquifère. Les simulations effectuées montrent qu'en imputant une masse en nitrates, simulant les rejets des installations septiques, à chacun des nœuds du domaine correspondant au secteur résidentiel, il est possible de reproduire les concentrations observées sur le terrain. Les simulations effectuées pour une période de 60 ans montrent que les concentrations en nitrates dans le domaine atteignent un état permanent après une quinzaine d'années, confirmant les résultats du bilan de masse. Les résultats des simulations numériques ont aussi permis de reproduire les concentrations en nitrates dans l'aquifère de même que la direction d'écoulement et le panache de contamination dans le secteur du Mont-Cervin. Pour reproduire ces concentrations il a été nécessaire de réduire la masse en nitrates provenant des installations à 840 kg/an, ce qui correspond à environ 0,73 kg/pers./an. Cette quantité est faible en comparaison de la valeur minimum proposée par la littérature de 2,25 kg/pers/an et encore une fois il serait nécessaire de valider ces quantités par une étude sur le terrain des rejets réels provenant des installations septiques. Comme le modèle utilise un milieu poreux équivalent, il est difficile de reproduire l'écoulement préférentiel de la partie supérieure très fracturée de l'aquifère et d'introduire ainsi un terme de dilution comme celui utilisé dans le bilan de masse.

Le modèle numérique a aussi été utilisé pour évaluer les effets de la construction éventuelle de nouveaux développements résidentiels autour du secteur actuellement habité du Mont-Cervin. Comme ces secteurs sont présentement boisés, il est possible que la construction d'infrastructures de captage et de drainage provoque une diminution de la recharge, réduisant la capacité globale du système à diluer les eaux usées générées par les installations septiques des résidences de l'ancien

secteur. Les résultats de la simulation ont montré que pour une diminution de 50 % de la recharge des secteurs adjacents au secteur habité, il y aurait une augmentation progressive d'environ 15 % des concentrations en nitrates dans l'aquifère sur une période d'environ quinze ans. Évidemment, ces résultats supposent que la recharge diminuera dans les secteurs nouvellement construits, ce qui demanderait à être confirmé par une étude plus approfondie.

Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet tendent à démontrer que la problématique liée à la dégradation de la qualité de l'eau souterraine du secteur résidentiel du Mont-Cervin repose essentiellement sur une utilisation intensive du système aquifère à la fois comme source d'eau potable et comme lieu de recyclage des eaux usées générées par les installations septiques résidentielles. En résumé, deux facteurs principaux concourent à accentuer ces problèmes. D'abord, la grande densité des habitations qui prélèvent des volumes importants d'eau souterraine dans un aquifère peu productif et vulnérable à la contamination provenant de la surface. Ensuite, les conditions hydrogéologiques et physiographiques et surtout la nature fracturée de l'aquifère du secteur du Mont-Cervin ne permettent pas d'assurer un traitement efficace des eaux usées et ce, peu importe le type de système de traitement utilisé et autorisé par le MENV. Même en parfait état de fonctionnement, les systèmes septiques individuels conventionnels ne permettent pas l'enlèvement complet des microorganismes pathogènes et ils produisent tous systématiquement des nitrates.

Malgré l'ensemble des conditions et l'état général de la situation au Mont-Cervin, il demeure cependant surprenant que la qualité de l'eau souterraine ne se soit pas plus dégradée au fil du temps. Basé sur les résultats obtenus, l'apport relativement faible de masse en nitrates provenant des installations septiques et/ou une recharge relativement importante pour ce type de milieu pourrait avoir contribué à garder les concentrations en contaminants à des niveaux acceptables dans l'eau des puits. Le calcul du bilan de masse a aussi soulevé l'hypothèse selon laquelle les nitrates pompés dans l'aquifère puis envoyés aux installations septiques étaient dénitrifiés grâce aux conditions existantes dans la fosse septiques. Si ce processus est bien en action, ce qui demanderait des recherches complémentaires sur le terrain, il pourrait aussi être responsable, du moins en partie des concentrations relativement basses en nitrates dans l'aquifère. De plus, les caractéristiques de l'aquifère de roc fracturé avec un gradient important du niveau de l'eau souterraine permettent un écoulement rapide de l'eau dans le système, et un recyclage complet de la ressource environ tous les 10 ans.

Ce projet a permis de mieux comprendre les causes de la dégradation de la qualité de l'eau du

secteur du Mont-Cervin et par analogie, de la majorité des autres secteurs de la municipalité de Lac-Beauport qui sont dans une situation hydrogéologique similaire, dont le secteur du Golf. De la même façon, les travaux effectués dans cette recherche pourraient être applicables dans d'autres contextes d'aquifère fracturé comme par exemple la plupart des municipalités installées dans les Laurentides ainsi que dans les Appalaches. Les conclusions du projet de recherche devraient être utilisées pour mettre en place un programme scientifique de surveillance de la qualité de l'eau souterraine dans les secteurs où les résidents utilisent l'eau de leur puits privé. Il existe actuellement des technologies de traitement des eaux usées individuelles qui permettraient d'améliorer sensiblement la qualité des effluents domestiques. Cependant, même en supposant que les résidents acceptent d'investir pour de tels systèmes, il serait difficile, compte tenu de l'inertie du système aquifère, d'améliorer la qualité de l'eau à court terme. La sensibilisation des résidents sur l'usage qu'ils font de leur installation septique mais aussi de l'utilisation de produits qui pourraient contaminer la nappe phréatique à partir de la surface, sont pour l'instant les initiatives qui peuvent avoir le plus d'impact.

Compte tenu des limites au niveau des technologies de traitement des eaux usées qui sont actuellement disponibles et de la pression grandissante pour l'utilisation des ressources en eaux, l'installation d'un réseau d'aqueduc et/ou d'égout semble être, pour l'instant, la seule option, nonobstant le prix, qui permettrait de garantir un approvisionnement en eau de qualité aux citoyens. En attendant, les résidents soucieux de la préservation de leur aquifère peuvent toujours se tourner vers les technologies alternatives de traitement individuel des eaux usées. Actuellement, le filtre à sable à recirculation ou le filtre à sable dénitrifiant à écoulement vers le haut sont parmi les plus intéressants et permettent entre autre de réduire les quantités de nitrates rejetées dans l'environnement. Par ailleurs, comme aucun système ne permet l'élimination complète des microorganismes pathogènes, ce type de contamination continuera de constituer un risque pour la santé humaine. Les systèmes comme le Bio filtre Ecoflo ou le Bio-B permettent grâce au contrat d'entretien obligatoire rattaché à l'achat, de garantir que toutes les composantes du traitement sont en bon état, diminuant ainsi les risques de contamination supplémentaire liée au mauvais fonctionnement.

7 RÉFÉRENCES

Alhajjar, B.J., Stramer, S.L., Cliver, D.O., et Harkin, J.M. 1988. Transport Modelling of biological Tracers from Septic Systems, *Water Ressource*, v. 22, pp. 907-915.

Amoozegar, A. et Niewoehner, C.P. 1998. Soil Hydraulic Properties Affected by Various Components of Domestic Wasterwater, *On-Site Wastewater Treatment*, pp.155-165.

Anderson, M.P. et Woesnner, W.W. 1992. *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*. Academic Press, San Diego, 381 p.

Baier, W. et Robertson, G.W. 1965. Estimation of Latent Evaporation from Single Weather Observation, *Can. Journal. Pl. Sci.* pp. 276-284.

Bales, R. C., Shimin, L., Maguire, K. M., Yahya, M. T., Gerba, C. P., Harvey. R. W. 1995. Virus and Bacteria Transport in a Sandy Aquifer, Cape Cod, MA. *Ground Water*. 33: p. 653-661.

Ballard, J.-M., Lefebvre, R., Fagnan, N., Martel, R., Nastev, M., Carrier, C., Boutin, A. 2004. Impact of septic systems on groundwater quality in a fractured rock aquifer, Lac-Beauport, Quebec. *Proceedings, 57th Canadian Geotechnical Conference and 5th Joint CGS/IAH Conference, October 24-27, 2004, Quebec City, Canada, 15-22.*

Bannermann, R., Owens, D., Dodds, R., Hornewer, H., 1993. Sources of Polluants in Wisconsin Stormwater, *Water Science and Technology* 28(3-5): pp.241-259.

Bolduc, A.M., Paradis, S., Parent, M., Michaud, Y., Cloutier, M. 2002 : *Géologie des formations superficielles, Région de Québec, Québec; Commission géologique du Canada, Dossier public 3835, échelle 1/50 000.*

Borgerding J. 1998. *Mound Design Modifications to Reduce Clogging Mat at Sand Bed, On site Waste Water Treatment*, pp.125-132.

Bouma. J. 1979. *Subsurface Applications of Sewage Effluent in Planning the Uses and Management of Land, Madison, WI American Society of Agronomy*, 665 p.

Bounds, T.R. 1997. Design and performance of Septic Tanks. Site Characterization and Design of On-Site Septic Systems, Bedinger, Fleming, Johnson Eds, pp. 217-234.

Bouwer, H. et Rice, R.C. 1976. A Slug Test for Determining Hydraulic Conductivity of Unconfined Aquifers with Completely or Partially Penetrating Wells. Water Resources Research. Vol. 12, pp. 423-428.

Bradbury, K.R., et Rothschild, E.R. 1985. A Computerized Technique for Estimating the Hydraulic Conductivity of Aquifers from Specific Capacity Data, Ground Water, Vol. 23, No. 2, pp. 240-246.

Bremner, J. M. et Shaw, K. 1958. Denitrification in soil. II. Factors Affecting Denitrification. J. Agr. Sci. pp. 40-52.

Canter, L.W. et Knox, R.C. 1985. Septic Tank System Effects on Ground Water Quality, Lewis publishers, 333 p.

Chen, C-P., and Harkint, J-M. 1998. Transformation and Transport of N-Based Fixed Nitrogen from Septic Tanks in Soils Absorption Systems and Underlying Aquifers. Proc. 8th of the National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, Florida, pp.293-305

Cogger, C., 1988. On-Site Septic Systems: The Risk of Groundwater Contamination, Jour. Of Environ. Health, volume 51, pp. 12-16

Converse, J.C. et Tyler E.J. 1984. Wisconsin Mounds for very Difficult Sites, Proceeding of the Fourth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, pp.119

Converse, J.C., Anderson J.L., Zeibell, W.A., Bouma, J. 1974. Pressure Distribution to Improve Soil Absorption Systems. Proc. Of National Home Sewage Symposium, Chicago, Il. ASAE Pub., pp. 104-115.

Couture, G. 1996. Hydrogéochimie d'eaux souterraines dans la Ceinture métasédimentaire centrale de la province géologique du Greenville, Québec, Thèse Université du Québec, INRS-Géoressources, 105 p.

Craun, G.F. 1979. Waterborne Diseases - A Status Report Emphasizing Outbreaks in Groundwater

Systems, *Groundwater*, 17, pp. 183-191.

Damann A.L. 1998, Natural Denitrification in Groundwater, Impacted by Onsite Wastewater Treatment Systems, *On-Site Wastewater treatment*, Edited by Dennis M. Sievers, pp. 336-345.

Dome, W. 2003. MAHB Model, Water Supply Protection Regulation. Adopte by the Town of Plainville, Connecticut, USA, 6 p.

Domenico, P.A. et Schwartz, F.W. 1990. *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2^{ième} edition, John Wiley & Sons Inc. 506 p.

Eastburn, R.P. et Ritter, W.F. 1984. Denitrification in On-Site Wastewater treatment system- a review, *Proceeding of the Fourth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*, pp. 305-313.

Effert, D., Morand, J., Cashell, M. 1984. Field Performance of Three On-Site Effluent Polishing Units. *Proceeding of the Fourth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*, Published by American Society of Agricultural Engineers, Michigan, pp. 351-371.

Faure, F. 1995. Reconstitution des paléocontraintes tectoniques dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches du Québec et du Nord du Nouveau-Brunswick, Ph.D. thesis, INRS Georessources, Québec, Qué., 259 p.

FEFLOW, version 4.9. Wasy Institute For Water Resource Planning and Systems Research Ltd. Berlin.

Freeze, R.A. et Cherry, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliff, NJ, 604 p.

Fontes, D. E., Mills, A. L., Hornberger, G. M., Herman, J. S. 1991. Physical and Chemical Factors Influencing the Transport of Microorganisms Through Porous Media, *Appl. Environ. Microbiol.*, 57, pp. 2473-2481.

Gélinas, P.J., Lefebvre, R., *Hydrogéologie GGL-10355*, Notes de cours, Université Laval, Département de Géologie.

Gerba, C.P. 1983. Virus Survival and Transport in Groundwater. *Developments in Industrial Microbiology* 24: pp. 247-251.

Gold, A.J., DeRagon W.R., Sullivan W.M. & Lemunyon J.L. 1990. Nitrate-Nitrogen Losses Groundwater From Rural and Suburban Land Uses. *Journal of Soil and Water Conservation*, pp. 305-310.

Hagerdorn, C., Hansen, D.T., Simonson, G.H. 1978. Survival and Movement of Fecal Indicator Bacteria in Soil Under Conditions Saturated Flow, *J. Environ. Qual.* 7: pp. 55-59.

Harman J., Robertson W.D., Cherry J.A. & Zanini L. 1996. Impact on Sand Aquifer from Old Septic System: Nitrate and Phosphate. *Ground Water*, Vol. 34, No. 6, November-December, pp.1105-1114.

Hargett, D.L. and affiliate member. 1984. Performance Assesment of Low Pressure Pipe (LLP) Wastewater Injection Systems, *Proceeding of the Fourth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*, pp. 131.

Hines, M., Favreau, R.E. 1974. Recirculating Sand Filters ; An Alternative to Traditionnal Sewage Absorption Systems. *Proceeding of the National Home Sewage Disposal Symposium. American Society of Agricultural Engineers*, Dec. 9-10, Chicago, Illinois, pp. 130-136.

Hoover, M.T., Sieves, D., Gustafson, D. 1998. Performance Standars for On-Site Wastewater Treatment Systems, *On site Waste Water Treatment*, 346 p.

Jantrania, A.R., Sheu, K.C., Cooperman, A.N., Pancorbo, O.C. 1998. Performance Evaluation of Alternative Systems, Gloucester, MA 1998. Demonstration project, On-Site Wastewater treatment, *Proceeding of the Eight National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*. March 8-10, St-Joseph, Michigan pp. 480-490.

Jowett, E.C. 1997. Sewage and Leachate Wastewater Treatment Using the Absorbent Waterloo Biofilter, *Site Characterization and Design of On-Site Septic Systems*, ASTM STP 1324, Bedinger, Fleming, Johnson, Eds American for Testing Material, pp. 261-281.

Keys, J.R., Tyler, E.J., Converse, J.C. 1998. Predicting life for Wastewater Absorption Systems,

On-Site Wastewater Treatment, pp. 167-176.

Kraft, G.J. 2000. Nitrate Loading and Impacts on Central Wisconsin Groundwater Basins, In Proceedings of the 2000 Wisconsin fertilizer, agrilime, & pest management conference. University of Wisconsin - Extension. Madison WI. pp. 97-106.

Kruseman, G.P., et Ridder, N.A. 2000 Analysis and Evaluation of Pumping Test Data, 2ième edition, ILRI publication 47, Hollande, 377 p.

Laak, R. 1981. A Passive Denitrification System for On-Site Systems. Proceedings of the Third National Symposium on Individual and Small Community Sewage Treatment, Chicago, IL. ASAE Pub. 1-82, pp 108-115.

Laak, R, Parsee, M. A., Costello, R. 1981. Denitrification of Blackwater with Greywater. Amer. Soc. Civil Eng., J. Environ. Engr. Div. Pp. 581-590.

Lachapelle, R. 1993. La limite sud du Bouclier Canadien dans la région de Québec : Un phénomène de fragmentation continentale relié à l'ouverture de l'océan Iapetus. Thèse de Doctorat, INRS, 77 p.

Loomis, G.W. et Dow D.B. 1998. Utilizing Advance Treatment Technologies to Remediate Failed On-site System on Marginal Sites Located in Sensitive Coastal Environnement, On-Site Wastewater Treatment, pp. 420-427.

Lowe, M., Bishop, W.J., C.E. 2000. Analysis of Septic-Tank Density for the Three areas in Cedar Valley, Iron County, A Case Study for Evaluation of Proposed Subdivisions in Cedar Valley, Utah Geological Survey, 35 p.

MapInfo logiciel cartographique, version 6, MapInfo Corporation

McKay, K. 1987. The Mapping Geological Structures, Open University Press, 161 p.

Mechenich, D.J. and Kraft, G.J. 1997. Contaminant Source Assessment and Management Using Groundwater Flow and Contaminant Models. Central Wisconsin Groundwater Center, University of Wisconsin – Stevens Points, pp. 97-104

Mellen, W.L. 1984. Serial Distribution - Proper Design and Installation, Proceeding of the Fourth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, pp. 87-94.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. Système d'information hydrogéologique (SIH), base de données. Service de l'expertise technique en eau.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 2003. Guide technique sur le captage des eaux souterraines et sur le traitement des eaux usées des résidences isolées. Partie A : Faits saillants. 20 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 2001a. Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec. LRQ c.Q.2, Dernière modification en date du 27 mars 2002.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 2001b. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'expertise technique en eau.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 2001c. Guide de conception des installations de production d'eau potable. Volumes 1 et 2.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1994. Aux propriétaires de puits : Attention aux nitrates dans l'eau potable. Dépliant d'information et de sensibilisation aux problèmes des nitrates dans l'eau produit par le MENV en collaboration avec l'Union des producteurs agricoles (UPA), le Comité de santé environnementale du Québec et la Fédération des CLSC du Québec.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 2002. Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées, Q-R, r.8, mise à jour au 15 avril 2003.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 2000. Données météorologiques. Direction des réseaux atmosphériques.

Municipalité de Lac-Beauport. 1995. Rapport de caractérisation de l'eau souterraine.

Ohrel D. 1995. Dealing with Septic System Impacts, Center for watershed Protection. Vol. 2, No 1, pp. 265-272

Olivieri, V.P., Kruse, C.W., Kawata, K., Smith, J.E. 1977. Microorganisms in Urban Stormwater.

OMS. 1994. Directives de qualité pour l'eau de boisson; volume 1- recommandations. Organisation mondiale de la santé, 2 ième édition, 202 p.

Owen, P.R., Rutlege, E.M., Roark, C., Gross, M., Wolf,, D., McNew, R.W. 1997. Long Term Effluent Absorption Rates of a Serially Loaded Septic Tank Filter Feild, Site Characterization and Design of On-Site Septic Systems, ASTM STP 1324, Bedinger, Fleming, Johnson, Eds American for Testing Material, pp. 63-71.

Patterson, R.A. 1997. Domestic Wastewater and the Sodium Factor, Site Characterization and Design of On-Site Septic Systems, ASTM STP 1324, Bedinger, Fleming, Johnson, Eds American for Testing Material, pp. 23-35.

Peterson, T.C. et Ward, R.C. 1989. Bacterial Retention in Soils: Effect of Soil Moisture Tension. Soil Sci. 114: pp. 312-316.

Piluk, R. et Peters, E. 1995. Technical Note 60, Recirculating Sand Filter : A Better Nitrogen-removing Alternative to Conventional Septic Systems, Watershed Protection Techniques, Vol. 2, No. 1, pp.288-290.

Pinette, S.R., Noble, W.T., Locke, D.B., Loisselle. M.C. 1999. Residential Septic Impact On Groundwater Quality in Maine, Characterization of Nitrate Concentrations in Domestic Wells at Subdivisions, State of Maine, Maine Dep. Of Env. Protection Bureau of Land and Water Quality, Doc. No. DEPLW199-7.

Premier Tech Environnement, 2003. Le biofiltre Ecoflow, Le système d'assainissement decentralize permanent et sécuritaire pour traiter vos eaux usées, dépliant d'information.

Powelson , D. K., Simpson, J.R., Gerba, C.P. 1990. Virus Transport and Survival in Saturated and Unsaturated Flow Throught Soil Columns, J.Envir. Qual. 19: pp. 396-401.

- Santé Canada, 2001, Recommandation sur la qualité de l'eau potable au Canada, 6^{ième} édition.
- Scandura, J.E. and M.D. Sobsey. 1997. Viral and contamination of groundwater from on-site sewage treatment systems. *Wat. Sci. Tech.*, 35(11-12):141-146.
- Schwartz J.J., Waterman, A.B., Lemley A.T., Wagenet L.P., Landre P., Allee D.J. 1998. Homeowner Perceptions and Management of Private Water Supplies and Wastewater Treatment Systems. *Journal of soil and Water Conservation*, Fourth Quarter, p. 315-319.
- Sikora, L. J. et Corey R.B. 1976. Fate of Nitrogen and Phosphorus in Soils Under Septic Tank Disposal Fields, *Trans of the ASAE*. 19: pp. 866-870.
- Statistica, 2001. Version 6.0. StatSoft, Inc, Tulsa, OK
- Stewart, L. W., Carlile, B.I., Cassel, D.K. 1979. An Evaluation of Alternative Simulated Treatment of Septic Tank Effluent, *J. Environ. Qual.*, 8: pp. 397-402.
- Su G.W., Geller J.T., Pruess K., Hunt J. 2000. Overview of Preferential Flow in Unsaturated Fractures. *Dynamics of Fluid in Fractured Rock*, Geophysical Monograph 122, pp.147-155.
- Surfer, 1994. Version 7.0, Golden Software, Inc. Golden, CO
- Tare V. et Bokil, S.D. 1982. Wastewater Treatment by Soils : Role of Particle-Size Distribution, *J. Environ. Qual.* 11: pp. 596-602.
- TechnoRem. 2004. Projet de développement et d'application d'outils scientifiques pour la gestion et la préservation des ressources en eau souterraine. Municipalité de Lac-Beauport, RD01-08, 205 p.
- Todd, D.K. 1980. *Groundwater Hydrology*, 2nd Edition, John Wiley and Sons, New York, 535 p.
- Townshend, A.R. 1997. Nitrogen Removal in Septic Tank Effluent Using Separate Nitrification - Denitrification Biotextile Filters, Site Characterization and Design of On-Site Septic Systems, ASTM STP 1324, Bedinger, Fleming, Johnson, Eds, American for Testing Material, pp. 113-128.
- Trial, W. et al. 1993. Bacterial Source Tracking: Studies in an Urban Seattle Watershed. *Pedget*

Sound Notes. pp. 1-3.

Tuthill A., Meikle D.B., Alavanja M.C.R. 1998. Coliform Bacteria and Nitrate Contamination of Wells in Major Soils of Frederick, Maryland, *Environmental Health*, pp. 17-20.

UPA, 1994. Tiré du dépliant « Aux propriétaires de puits - attention aux nitrates dans l'eau potable », produit avec la collaboration du Ministère de la Santé et des Services sociaux (Gouvernement du Québec), du Ministère de l'Environnement et de la Faune (Gouvernement du Québec), du Comité de santé environnementale du Québec, de la Fédération des CLSC du Québec et de l'Union des producteurs agricoles (UPA).

U.S. EPA, 1980. Design Manual: Onsite wastewater treatment and disposal systems, U.S. Environmental Protection Agency, Publ. No. 625/1-80-012. Office Water Program Operation and Office of Res. And Development, Washington, D.C. 391 p.

U.S. EPA, 2002. Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems Manual, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Research and Development.

U.S. EPA, 1977. Waste disposal practices and their effects on ground water. U.S. Environmental Protection Agency, The Report to Congress; pp. 81-107.

U.S. EPA Report No. EPA-600/2-77-087 (NTIS No. PB 272245), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Venhuizen, D., Wiersman, J.H., Williams, J.H. 1998. Washington Island Project: Evolution of The Denitrifying Sand Filter Concept, On-Site Wastewater Treatment, Published by American Society of Agricultural Engineers, Michigan, pp. 470-476.

Yates, M.V. 1985. Septic Tank Density and Groundwater Contamination, *Ground Water* 23 : pp. 586-591.

Yates, M.V., Gerba, C. P., Kelley L. M. 1985. Virus Persistence in Groundwater, *Applied Environmental Microbiology* 49: 778-781.

Yates, M.V. et Yates, S.R. 1989. Septic Tank Setback Distances : A way to minimise Virus

Contamination of Drinking Water, Ground Water, vol. 27, no.2, pp. 202-208.

Viraraghavan, T. et Warnock R.G. 1976. Efficiency of a septic Tile System, Journal of Pollution Control Fed., v.48, no. 5, pp. 934-944.

Walker W.G., Cauma, J., Kenney, D.R., et Magdoff, F.R. 1973. Nitrogen Transformation During Subsurface Disposal of Septic Tank Effluent in Sand: 1. Soil Transformations, J. Environment Quality. V.2, pp. 475-480.

Warnock, R.G. et Bisway, H. 1981. Study of Columnar Denitrification for Application in an On-Site System. Proceeding of the Third National Symposium on Individual and Small Community Sewage Treatment, Chicago, Il. ASAE, Pub., pp 1-82.

Weaver, C.P., Gaddy, B.S., Ball, H.L. 1998, Effects of média variations on internittent sand Liter performance, On-Site Wastewater Treatment, pp. 365-370.

Wel, B. 1995. Dog Pollution, The Magazine of the Hydrogeological Society of South Australia. 2(1)1.

Wespal, M.S., Schirmers, S.B. 1997. Site Evaluation Procedures for Individual Sewage Treatment Systems in Disturbed Soil, Site Characterization and Design of On-Site Septic Systems, ASTM STP 1324, Bedinger, Fleming, Johnson, Eds Américan for Testing Material, pp. 98-112.

Weymann, D.H., Amoozegar, A., Hoover, M.T. 1998. Performance of an On-site Wastewater Disposal System in a Slowly Permeable Soil, On-Site Wastewater Treatment, pp. 134-145.

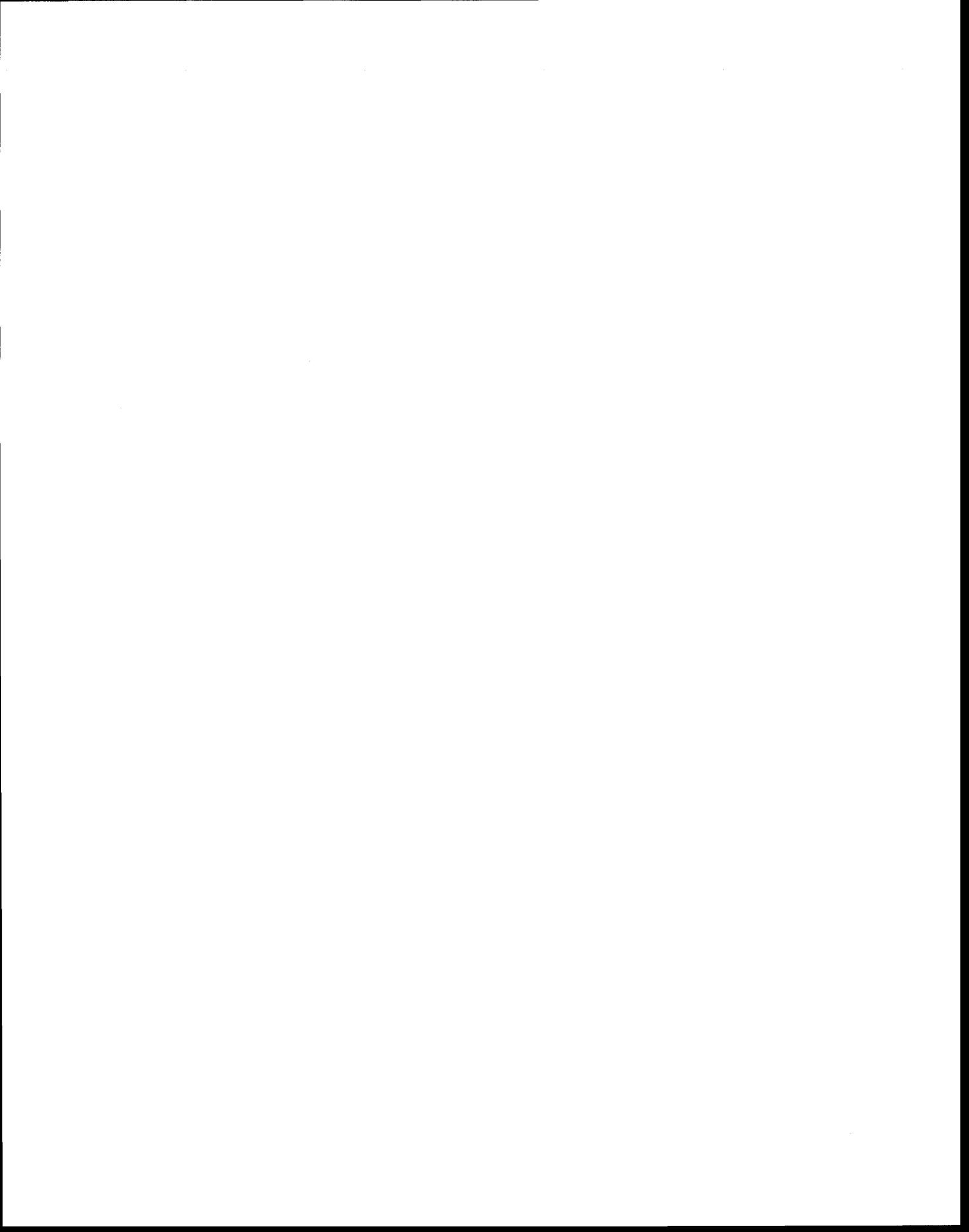
Wilhelm, Sheryl, R., Sheryl, L., Schiff, Robertson, W.D. 1996. Biogeochemical Evolution of Domestic Waste Water in Septic Systems: 2 Applications of Conceptual Model in Sandy Aquifers. Ground Water. 34(5), pp853-864.

Zhan, H. and McKay, W.A. 1998. An assessment of nitrate occurrence and transport in Washoe Valley, Nevada: Environmental and Engineering Geoscience, v.4, no 4, p. 479-489.

Ziebell, W.A., Anderson, J.L., Bouma, J., McCoy, E. 1995. Fecal Bacteria: Removal from Sewage by Soils. Paper no 75-2579, American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan.

ANNEXE A

ARTICLE PRÉSENTÉ AU CONGRÈS DE L'AIH (Ballard et al., 2004)



IMPACT OF PRIVATE SEPTIC INSTALLATION ON THE FRACTURED ROCK AQUIFER AT THE MONT-CERVIN HOUSING DEVELOPMENT, LAC-BEAUPORT, QUÉBEC

Ballard, J.M., INRS-Eau, Terre et Environnement, Québec
Lefebvre, R., INRS- Eau, Terre et Environnement, Québec
Martel, R., INRS- Eau, Terre et Environnement, Québec
Nastev, M., Commission Géologique du Canada, Québec
Fagnan, N., Technorem Inc., Montréal
Carrier, C., Technorem Inc., Montréal
Boutin, A., Technorem Inc., Montréal

ABSTRACT

The presence of nitrate and pathogenic micro-organisms in private wells of the Mont-Cervin housing development, Lac-Beauport, Québec, was identified in the area in 1995. Most of the residents use individual septic installations for their waste water treatment and disposal and private wells in the fractured rock aquifer as potable water supply. This development was built in the 1970's on small lots resulting in a high density of septic installations and a high volume of waste water discharge to the aquifer. The area is vulnerable to contamination due to discontinuous and relatively permeable sandy till overlying the fractured bedrock. This paper presents the hydrogeological context and the groundwater flow mechanisms affecting the contamination in private wells based on a characterization done in 2002 and 2003. Mass balance and numerical simulations of nitrate transport were used to better understand the presence of contaminants in the groundwater in order to propose aquifer management guidelines.

RÉSUMÉ

La présence de nitrates et de micro-organismes pathogènes provenant des installations septiques dans les puits du Mont-Cervin a été observée en 1995. Les résidents de ce secteur utilisent des installations septiques et possèdent des puits individuels au roc pour leurs besoins en eau potable. Le développement résidentiel date des années 1970 et est caractérisé par des lots de petites dimensions, ce qui résulte en une grande densité d'installations septiques et génèrent d'importants volumes d'eaux usées dans l'aquifère. Cet article présente les facteurs hydrogéologiques ainsi que les mécanismes d'écoulement qui affectent la présence de contaminants dans l'eau souterraine et les puits sur la base d'une caractérisation effectuée en 2002 et 2003. Un bilan de masse et un modèle numérique de transport des nitrates à l'échelle du Mont-Cervin ont été utilisés pour élaborer un modèle conceptuel de la dynamique d'écoulement de l'aquifère. Les résultats pourront aider à définir des règles pour la gestion du territoire et de la ressource en eau souterraine.

1. INTRODUCTION

The Mont-Cervin housing development is a case of human impact on groundwater quality by the use of septic installations. Mont-Cervin is part of the municipality of Lac-Beauport located 20 km north of Quebec City on the Laurentian (Figure 1). Residents use mostly septic tank soil-absorption systems for their wastewater disposal and private wells for their water needs. In Mont-Cervin, most of the houses were built in the 1970's on lot sizes often less than 1000 m² resulting in a very high density of septic installations (460 in 1.3 km²). In addition, the fractured rock aquifer of the area is vulnerable to surface contamination as it is protected only by a thin and discontinuous layer of sandy till. As nitrate and micro-organisms indicating faecal origin were identified in previous studies (Municipality of Lac-Beauport, 1995), the potential for groundwater quality degradation is becoming a critical issue, not only

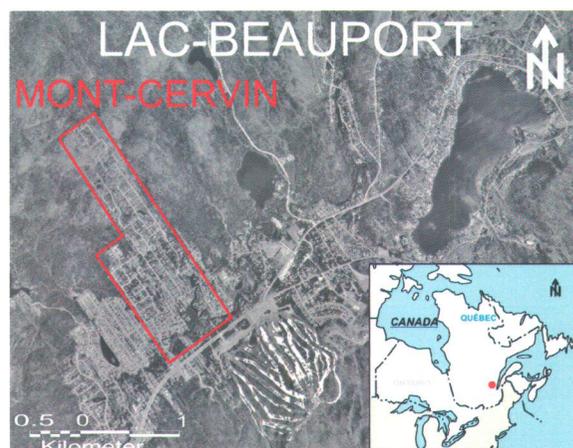


Figure 1: Location of the Mont-Cervin housing development concerning the resources preservation but also the health of residents. Municipal authorities are seeking a scientific basis to take actions on septic systems, well installations and land use planning.

This paper summarizes the present understanding of the hydrogeological context related to the impact of septic installations on the aquifer of Mont-Cervin. The presence of nitrate and pathogenic micro-organisms is used as an indicator of the human impact in assessing the effects of land development on groundwater quality. The 1995 initial results showed that nitrate concentrations were found above background value (0,01 mg/L) in most of the wells sampled and over 1 mg/L for more than 75% of the wells (Municipality of Lac-Beauport, 1995). For the Mont-Cervin area, bacteria were present in only 20% of the wells with no particular distribution pattern. The characterization campaign of 2002-2003 was intended to give an update on the groundwater quality and on the identification of hydrogeological factors contributing to the presence of contamination in private wells.

2. BACKGROUND INFORMATION

2.1 Topography

The study area is a housing development named Mont-Cervin located southwest of Lac-Beauport, Qc. It covers 1.3 km² and is located on a terrain with a 3% to 10% southward slope. The topography is typical of the Laurentians with elevation ranging from 200 m above sea level (masl) at the base to 340 (masl) at the top of the residential development (Figure 2).

2.2 Geology

The region is located at the southern limit of the Canadian Shield. Rock is mostly orthogneiss and paragneiss belonging to the Grenville province. The surficial geology consists predominantly of glacial sediments, mainly loose sandy till overlying bedrock. The till is generally thin and discontinuous (less than 1 m) in the upper part of the mountain while moderately thick (1 to 3 m) and getting continuous in the lower part where alluvial sand fills the center of the Lac-Beauport valley with a thickness reaching up to 25 m (Bolduc et al., 2001, SIH). The origin of the Quaternary sediments is essentially glacial. The sandy tills and sands are characterized by a relatively high permeability.

2.3 Hydrology

The Mont-Cervin area is surrounded on its eastern and western limits by small systems of lakes and creeks flowing toward the Jaune River located to the south. The north side constitutes a topographic high forming a water divide. Based on meteorological data from 1971 to 1998, the average precipitation in the region is 1300 mm/year (MENV, 2000). The mean value for the estimated recharge is 10% of the total precipitation and the minimal and maximal estimated values are respectively 5% and 15% of the total precipitation (Technorem, 2004).

3. METHODOLOGY

Field characterization work was carried out during the summers of 2002 and 2003. It was aimed at defining the geological and hydrogeological context of the area and water quality regarding nitrate, enterococcus and faecal coliform bacteria. Table 1 summarizes the main activities carried out during the field campaigns.

Table 1. Summary of the characterization program

Data review
Questionnaire for residents
Existing literature and reports review
In 107 private wells
Groundwater sampling
Measurement of in-situ physical properties
Water level measurements
Measurement of well casing length
Nitrate and bacteria analyses
In one multi-level well drilled in 2003
Slug test in open borehole
Multi-level water sampling (12) with packers
Packer tests for hydraulic conductivity profile
Installation of 4 level permanent piezometer
Composite water sample
Water level measurements
Fractures characterization on outcrops (20)
Strike and dip measurements

Nitrates mass balance and numerical simulations were used to better understand the groundwater flow and the migration of contaminant in the Mont-Cervin aquifer. These tools are also used for assessing the impact of the future housing development on the groundwater resources.

4. RESULTS

4.1 Hydrogeology

Figure 2 presents the piezometric map of the rock aquifer generated with the water level measurements done in 66 private wells during the field work of summer and fall 2002 and 2003. The map was interpolated and smoothed to simplify the flow pattern. The average depth to the water table is increasing with altitude and ranges from about 3 m to a maximum of 40 m at the highest elevation. The observed horizontal hydraulic gradient ranges from 0.02 to 0.06 m/m respectively for the low and high elevation areas. The general groundwater flow direction is southwards in an oblique flow coming from the forested area to the east of Mont-Cervin.

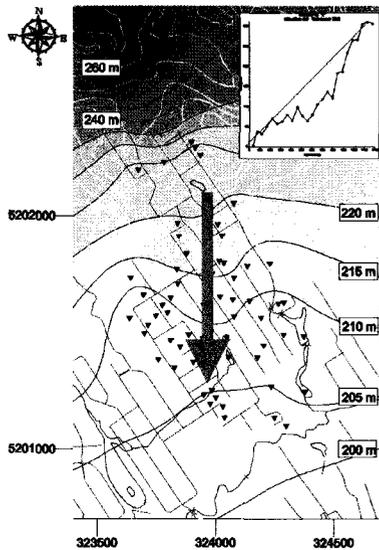


Figure 2. Piezometric map of the Mont-Cervin

4.2 Hydraulic properties of the rock aquifer

The regional aquifer is under unconfined conditions and is composed of a fractured Precambrian metamorphic rock.

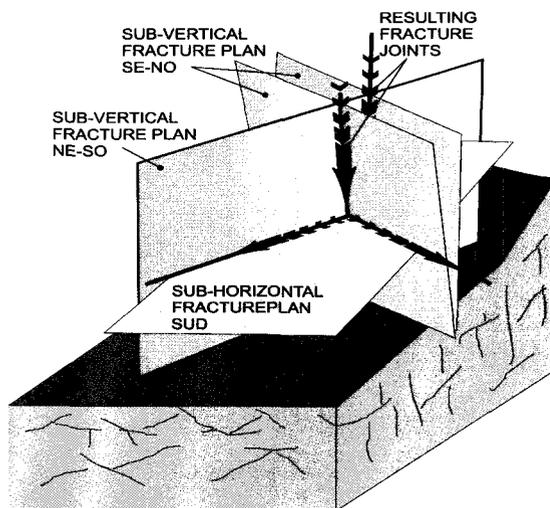


Figure 3. Principal fracture plans for Mont-Cervin
The uppermost part of the rock aquifer was found to be more permeable than the rock layers at greater depth in the formation. The hydraulic properties of the rock formation were investigated to better understand its effect on groundwater flow. Observations show a very irregular topography of the rock, partially hidden by quaternary sediments. Strike and dip were measured on 20 out-crops (Figure 3). Two sub-vertical fracture plans were identified and are relatively symmetrical to the natural topography and groundwater flow. One sub-horizontal plan of fractures also show a southward slope parallel to the

Mont-Cervin, facilitating groundwater flow towards the base of Mont-Cervin. Intersections of these fracture plans may create sub-vertical preferential channels that can act as good hydraulic links between the top and lower layers of the aquifer

A borehole, located in the middle of the housing development, was drilled to a depth of 65 m. The open borehole corresponds to the top of the rock aquifer. Packer tests were made in 29 intervals of 2 m allowing estimation of hydraulic conductivity ranging from 9.7×10^{-10} to 2.8×10^{-6} m/s. Figure 4 shows four different characteristic zones: the first zone is permeable fractured rock from top to 9.4 m depth, the lower zones are relatively less permeable and a particularly low hydraulic conductivity was estimated at 25 m corresponding to the beginning of the non altered granite.

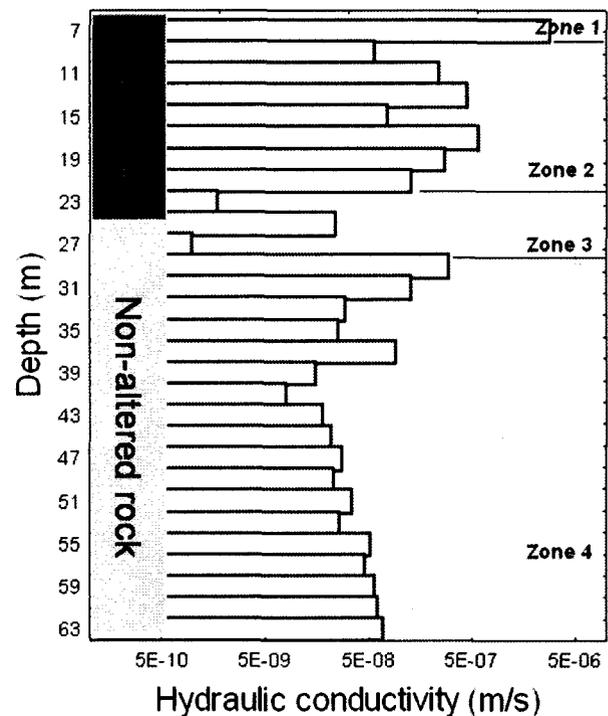


Figure 4. Hydraulic conductivity from packer tests (spacing of 2 m)

4.3 Groundwater quality

The groundwater quality of the Mont-Cervin area was determined from 107 samples collected in private wells in 2002 (56) and 2003 (51). To study the evolution of groundwater quality, the 2002 results were compared to the 92 results of the two sampling campaigns of May (44) and September (48) 1995 also held in the same wells. All samples were analyzed for nitrate, enterococcus and faecal coliform bacteria and three samples for complete geochemical parameters (major ions and anions, etc.). In some areas, the pH of the groundwater tends to be slightly acidic with values under 6.5. Such groundwater is characteristic of a granite aquifer. The hardness ranges

from 112 mg/L to 254 mg/L of CaCO₃ with high values of calcium and manganese that give the water a more incrusting tendency. Figure 5 presents the groundwater quality results for nitrate.

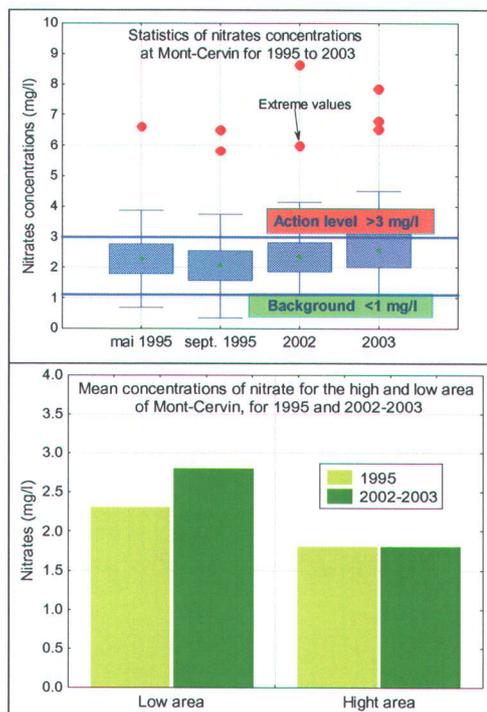


Figure 5. Statistics of nitrate concentrations in wells

Results shows that nitrate have been detected in most of the sampled wells but none over the 10 mg/L drinking water criteria (MENV, 2001). More than 70% of samples show concentrations higher than 1 mg/L (indicator of human activity) and 35% shows concentrations above 3 mg/L. The boxplot (Figure 5) shows that mean and extreme values for nitrate are higher for 2002-2003 than 1995. The histogram of the number (in %) of wells by classes of nitrate concentrations, also show an increase in higher values even if results are variable from one year to another. The histogram of nitrate concentrations for the low and high area of MC for 1995 and 2002-2003 is showing that nitrate concentrations are averaging 1 mg/L higher at the base than at the top of Mont-Cervin. That difference could be explained by two factors; 1) there are more septic tank installations, 2) the hydraulic gradient is 3 times lower at the base, allowing local and temporary accumulation of the contaminants. The results are also showing that values have only increased in the lower part of the Mont-Cervin. Another important finding is that the nitrate concentrations measured in the same wells sampled respectively in 1995 and 2002, are showing the same range of values over time with generally less than 1 mg/L difference (Figure 6). These results suggest that the mixing pattern of groundwater flow traveling by preferential fracture networks is constant over time and thus is playing an important role in the distribution of

contaminant. In opposition, biological indicators do not show that type of correlation.

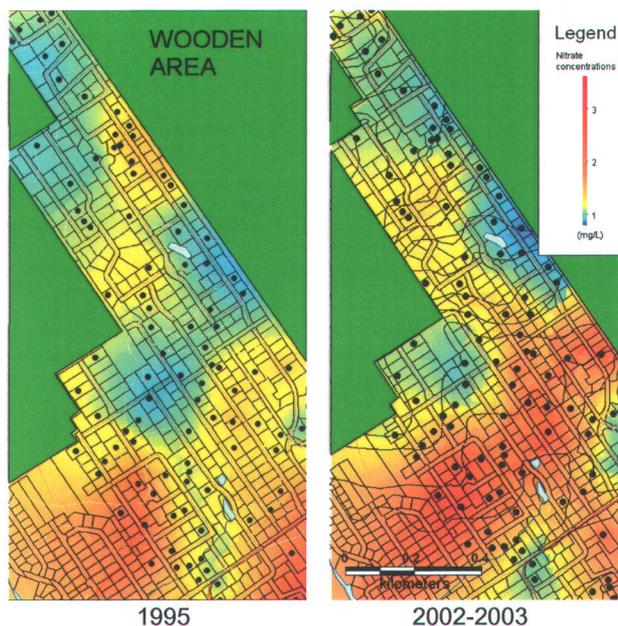


Figure 6. Interpolated nitrate concentrations for 1995 and 2002-2003 for the Mont-Cervin area

Even if the percentage of affected wells for Enterococcus was found to be in the same range of value for the sampling campaign of 1995 and 2002 with respectively 20% and 23% they do not affect the same wells. The presence of faecal coliform is also much more variable with values ranging from 2%, 4% and 5% for respectively May and September 1995 and 2002, while 2003 has shown no presence in any of the 51 sampled wells. Compared to nitrates, the transport and presence of pathogenic micro-organisms in wells seem to be more affected by local conditions of the aquifer, such as fracture openings. Local sources of contamination such as small pond and pet waste could also account as important contributors to the water quality degradation. In addition of these results, the sampling campaign in the 4 multi-level wells is demonstrating important trends in the nitrate concentrations with depth (Figure 7). Nitrate analyses are all showing lower concentration in the top level piezometer and increasing values with depth. The same trend is observed for the chlorides and other inorganic chemicals (not presented here). Also the presence of Enterococcus bacteria is detected in greater number in the top level of the rock but also in the three other piezometers, even 60 m deep. These results confirm (1) that the sub-surface water is in contact with the surface (precipitation), (2) surface waters are diluting the nitrate and other chemicals concentrations near the surface, (3) the presence of bacteria at the bottom of the well is showing that the fracture network allowed a high velocity flow in groundwater to greater depth, (4) the increased nitrate concentrations with depth suggest that the aquifer is

affected by septic installations contamination to a certain and unknown extent.

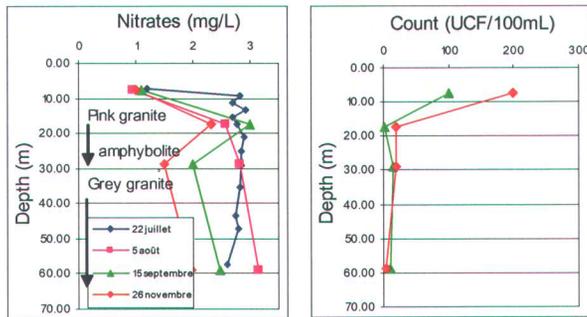


Figure 7. Nitrate and bacteria concentration vs depth in multi-level well

4.4 Analysis of factors related to wells conditions affecting the presence of contamination in well

Five hydrogeological factors related to well conditions were statistically (multiple regressions method) and graphically compared with nitrates and Enterococcus results as a possible contribution to their presence in wells. These factors are well elevation, casing length, water column length, water depth, and well depth. As an example of the analysis, Figure 8 is presenting the graphics of the elevation of the wells on Mont-Cervin and the casing length. The graphic of nitrates vs. the elevation is confirming the trend that there are higher concentrations at the base of Mont-Cervin. But the elevation strongly influences most of the other factors so their effect on the presence of contaminant in the wells becomes difficult to point out. The graphics of nitrates concentrations vs. casing length gives an example of that interaction as the casing length is correlated with the thickness of the surficial sediments and thus with the elevation of wells. The third graphic of Figure 8 present the nitrates concentrations as dot size vs. the elevation and the casing length. The graphic show that casing length does not seem to affect nitrate concentrations but confirm the trend with elevation.

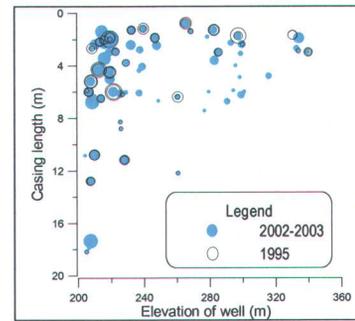
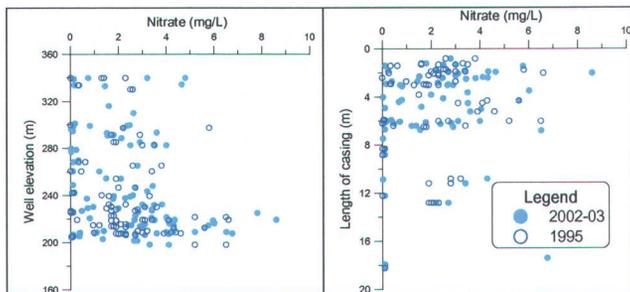


Figure 8. Nitrate concentrations vs. elevation and casing length

Table 2. Statistics results of contaminant vs. factors

Factors	Trend on NO ₃	Trend on Ent.
Well elevation	Yes, negative trend (NT) [-0.31]	Yes, NT, higher number at the base
Casing length	No trend [-0.29]	No trend
Water column length	No trend [-0.11]	No trend
Water depth	Weak NT + 25 m	No trend
Well depth	No trend	No trend

Table 2 summarizes the results obtained for the 5 factors. Except for the position of the well, given by the elevation, no strong statistical correlation (given by [-0.31]) or even graphical trend can be observed between all other factor and the presence of contaminant in wells. The general conclusion from these results is that fracture networks have a strong influence on the presence of contaminant in wells by controlling the water flow entering wells more than any other factors related to well installations.

5. MASS BALANCE MODEL

Mass balance calculations can be used as a simple tool to help better understand the effect of septic installations on the groundwater flow system of the aquifer (Lowe et al., 2002). Moreover, it can help in planning future land use. The method was adapted to the Mont-Cervin characteristics in order to reproduce actual concentrations of nitrate in groundwater. Figure 9 depicts the conceptual model of the groundwater flow for the Mont-Cervin area. The model assumes that the impact of septic installations on groundwater quality largely depends on the total volume of wastewater and the dynamics of the hydrological cycle, mainly the groundwater recharge. It also supposes that there is no denitrification process in the aquifer. Based on groundwater quality results, on hydrogeological characteristics (gradient and surficial sediment thickness) and urban setting (180 houses for the upper part and 280 for the lower part), the area was splitted in two zones indicated as the upper and the lower area.

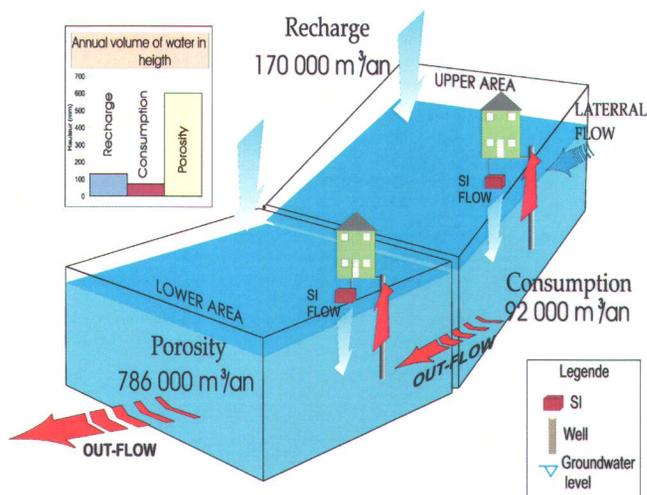


Figure 9. Conceptual model and annual water budget

Water consumption volume is estimated at 92 000 m³/y (220 L/day/pers), while the volume of the annual recharge is 170 000 m³/y (precipitation is 1.3 m/y for a Nitrate concentrations in the aquifer system are calculated on the basis of the theoretical mass in nitrate produced by septic installations (2.25 kg/pers/an, Dome, 2003) added to the background mass in the aquifer and diluted to the groundwater available for mixing. The mixing volume is the sum of groundwater available in the rock matrix plus the recharge volume and the waste water flow from septic installations, assuming to be 90% of the water consumption (Dome, 2003) net infiltration of 10 % by an area of 1 310 000 m²) and available water volume in the aquifer is 786 000 m³/y assuming a theoretical porosity of 1% (Domenico and Schwartz, 1990) and an aquifer thickness of 60 m. Based on these volumes, the consumption of water by residents represents more than 50% of the recharge and more than 10% of the volume in the pore matrix. Since the mixing of fluid in the matrix is not complete and most of the recharge occurs in spring time, it is realistic to estimate that waste water is averaging 10% of the water pumped by residents.

Table 4. Present the values that were used for the mass-balance calculation based on field and estimated theoretical data;

Parameters	Range of possible value		
	Pessimistic	Mean	Optimistic
Recharge (%)	5 %	10 %	15 %
Mass NO ₃ (kg/y)	6	5	4
Sector	Upper	Lower	
Houses per area	180	280	
Area (m)	587 600	722 710	
Volume recharge (m ³)	76 388	93 952	
Thickness of aquifer (m)	60	60	
Volume of pore (m ³)	352 560	433 626	
Volume of wastewater	38 850	51 110	

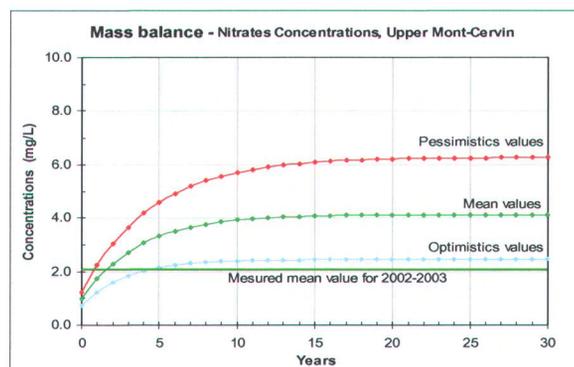
produced		
----------	--	--

Equation (1) represents mass balance calculation for the nitrate concentration of the upper and lower part of Mont-Cervin.

$$C_N = (M_{NIS} + M_{N BG} / V_R + V_P + V_{IS} + V_{Am} - V_S) * Df \quad (1)$$

- C_N = Nitrate concentrations in the aquifer
- M_{NIS} = Nitrate mass from septic installations
- M_{NBG} = Nitrate Mass in the background (aquifer)
- V_R = Volume from recharge
- V_P = Volume in the pores of the rock matrix
- V_{IS} = Volume from septic installations
- V_S = Volume flowing out of the system
- V_{Am} = Volume from upper area (lower half of Mont-Cervin)
- Df = Dilution factor

The equation is given by the total mass of nitrate divided by the total volume of water available for mixing. In addition, a correction factor (estimated at 50%) was used to represent dilution from lateral and subsurface water flow. For the lower area, the model is adding the flow volume and the mass of nitrates coming from the upper part of Mont-Cervin. Also, on the hypothesis of existing denitrification conditions in the septic tank (anaerobic environment rich in organic matter) the model allows the elimination of the nitrate pumped by the wells from the aquifer (Eastburn and Ritter, 1984, Chen and Harkint, 1998). Figure 10 presents the results of nitrate concentrations for the upper and lower part of Mont-Cervin. The calculation was iterated for a period of 30 years (1970 until today) in order to show the evolution of nitrate concentration with time.



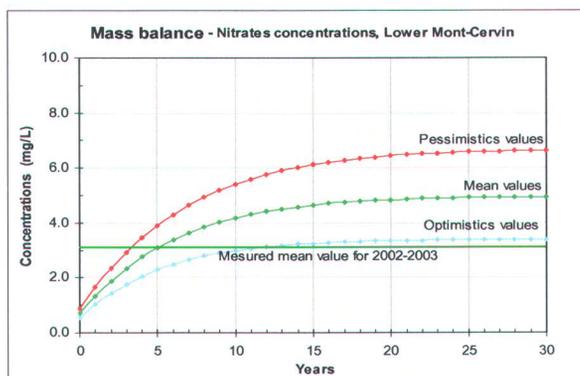


Figure 10. Mass balance of nitrate for upper and lower Mont-Cervin

The three curves, are presenting mean, optimistic and pessimistic nitrate concentrations values based on recharge and mass of nitrate from the septic installations.

Calculation for both the upper and lower areas shows that the closest nitrate concentration to the mean field values for 2002-2003 are given with the optimistic value of recharge (higher at 15% of the total precipitation) and mass (least) of nitrate rejected by the septic installations (4 kg/house/y) (USEPA, 2002). The model reproduces the difference in concentration (1 mg/L) measured in the wells between the upper and lower part of Mont-Cervin. The calculation shows that nitrate concentrations are reaching a steady-state level after 15 years, which is mostly affected by the porosity value given to the roc matrix. The pumping of nitrified effluent in the groundwater remixed with septic tank effluent provides a needed denitrification service comparable to existing recirculating sand filter systems (Watershed Protection Techniques, 1995, USEPA, 2002). Septic installations are acting as a treatment system for the entire area. That assumption allows estimating that 200 kg is removed from the aquifer (transformed into N_2) every year at steady state conditions.

6. NUMERICAL SIMULATIONS

A detailed numerical model is currently being developed. The objectives of the model are to reproduce the measured concentrations of nitrates in the groundwater over the 30 years period of existence of the housing development of the Mont-Cervin in order to confirm the conceptual model. If satisfactory, the model will then be used to evaluate the impact of projected housing development in the surrounding areas actually covered with mixed forests. It is anticipated that changes in the groundwater flow could decrease the potential for diluting the outflow of wastewater disposal in the Mont-Cervin with a negative impact on groundwater quality.

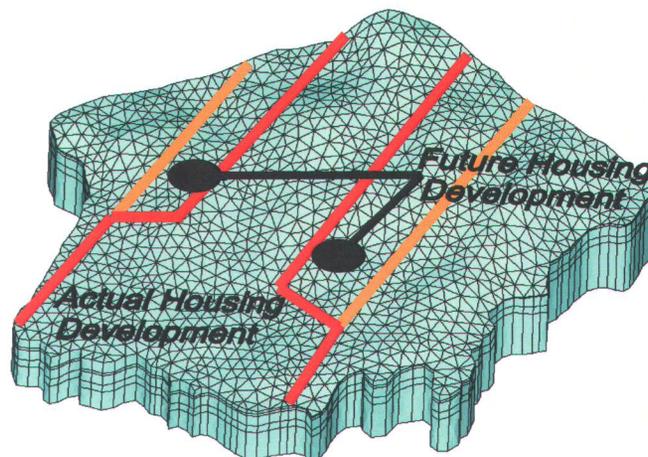


Figure 11. Representation of the domain and the mesh of the numerical model with the future developed areas

7. CONCLUSION

Based on the 2002-2003 field results, the following general observations can be drawn:

The sampled wells of Mont-Cervin in 2002 and 2003 show the presence of pathogenic micro organisms (20% presence in the) and nitrate (low area = 3.1 mg/L, high area= 2.1 mg/L).

There is a small increase (10%) of nitrate concentrations for 2002-2003 compared to 1995 results in the lower area of Mont-Cervin but a steady state situation for the upper area since 1995. But there was no increase observed in the presence of micro-organisms.

The fractured roc aquifer is vulnerable to surface contamination, mostly where surficial deposit are small or inexistent and also because of very altered and fractured rock at the surface (hydraulic conductivity at 10^{-6} m/s). Results on groundwater quality samples from the top piezometer of the multi-level well are showing less nitrate and more bacteria suggesting that the sub-surface water is in close contact with the surface (precipitation) and surface waters are diluting the nitrate and other chemicals concentrations near the surface while facilitating micro-organism transport. The presence of bacteria in the lower piezometer is showing that the fracture network allowed a relatively fast circulation of groundwater to greater depth. The nitrate concentrations at greater depth are averaging the mean nitrate concentrations measured in the wells in 2002 and 2003 (2.3 mg/L and 2.6 mg/L). These results suggest that the aquifer is affected by septic installations waste water to a certain and unknown depth.

Hydrogeological factors related to well installations are in complex interaction with one another making it difficult to find any correlations, except for the elevation factor showing negative trend with nitrates concentrations. Other factors such as casing length and length of water column

in wells show no trend with the presence of contaminants in wells.

-Based on similar groundwater quality results in the same wells for the 1995 and 2002, the concentration of nitrate in wells maybe controlled by steady flow pattern in the fractured network of the rock. In opposition, the presence of bacteria does not follow any particular trend, suggesting that they are more affected by hydrogeological and possibly meteorological conditions. It is also possible that local sources as animal waste are important contributors to the presence of pathogenic micro-organisms in groundwater. Winter sampling would probably provide interesting clues on that issue.

Residents are using a great proportion of the groundwater resources available in the aquifer system. The water budget for the area of Mont-Cervin show that water consumption and rejection from septic installations represent 50% of the recharge volume and 10% of the available volume in the roc matrix. The fast renewing of groundwater within the aquifer and the low capacity of the aquifer to accumulate contaminants probably help in keeping the nitrate and other inorganic contaminants in relatively low concentrations.

Mass balance calculation of nitrate in the aquifer show that nitrate concentration should be at steady-state at the present time. Therefore, the level of contaminant in the aquifer should not increase in the future as long as the hydrogeological conditions and the sources of contamination are not changing.

Numerical simulation will be use to foresee the contaminant evolution of nitrate concentrations based on various urbanization scenarios of the actual forested areas surrounding the residential development. It is suspected that these areas are playing an important role in the contribution of fresh water to the aquifer of Mont-Cervin.

8. REFERENCES

Bolduc, A.M., Paradis, S., Parent, M., Michaud, Y. et Cloutier, M.2001 : Géologie des formations superficielles, Région de Québec, Québec; Commission géologique du Canada, Dossier public 3835, échelle 1/50 000.

- Chen, C-P., and Harkint, J-M. 1998. Transformation and Transport of N-Based Fixed Nitrogen from Septic Tanks in Soils Absorption Systems and Underlying Aquifers. Proc. 8rd of the National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, Florida, pp.293-305
- Dome, W., 2003. MAHB Model, Water Supply Protection Regulation. Adopte by the Town of Plainville, p.6.
- Domenico, P.A., and Schwartz, F.W. 1990. Physical and Chemical Hydrogeology. Published by John Wiley and sons, Inc., p. 824
- Eastburn, R-P., Ritter, W-F. 1984. Denitrification in On-Site Wastewater treatment system, a review. Proc. of the 4rd National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, Louisiana, pp. 305-313.
- Lowe, Wallace, Bishop, 2000. Analysis of Septic-Tank Density for the Three areas in Cedar Valley, Iron County, A Case Study for Evaluation of Proposed Subdivisions in Cedar Valley", Utah Geological Survey, pp. 35.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENV), 2001. Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec. Dernière modification en date du 27 mars 2002
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 2000. Données météorologiques. Direction des réseaux atmosphériques.
- Municipality of Lac-Beauport. 1995. Rapport de caractérisation de l'eau souterraine.
- TechnoRem et INRS-ETE, 2004. Projet de développement et d'application d'outils scientifiques pour la gestion et la préservation des ressources en eau souterraine. Municipalité de Lac-Beauport, RD01-08, 205 p
- USEPA. 2002. Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems Manual, Office of Water, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, pp.
- Watershed Protection Techniques. 1995. Center for WaterShed Protection, Maryland, Vol. 2, No. 1 fall 1995 pp.288-290.

9. ACKNOWLEDGEMENT

The authors would like to thank all the collaborators involved in this project. Special thanks to the Fond d'Action Québécois au Développement Durable (FAQDD) for their financial support. To Technorem Inc. for their important contribution to the project.

ANNEXE B

RÉSUMÉ DE LA LOI SUR LES INSTALLATIONS SEPTIQUES,
LRQ, Q-2, R.8,



Localisation des systèmes de traitement :

Tout système de traitement ou toute partie d'un tel système qui est **étanche** doit être installé dans un endroit :

- a) qui est exempt de circulation
- b) qui n'est pas susceptible d'être submergé
- c) qui est accessible pour effectuer la vidange
- d) qui est conforme aux distances suivantes :
 - 15 m minimum de puits ou source servant à l'alimentation de l'eau à l'extérieur de la bande riveraine de lac ou cours d'eau.
 - 10 m de marais ou étang.
 - 1,5 m de conduite d'eau de consommation, limite de propriété ou résidence.

Tout système qui est **non étanche** est soumis aux mêmes normes que le système étanche à l'exception des distances suivantes :

- 15 m minimum de puits tubulaire de 5 mètres de profondeur ou plus.
- 30 m des autres puits.
- 15 m de marais ou étang.
- 5 m de résidences ou de conduites de drainages souterrains.
- 3 m du haut d'un talus.
- 2 m de conduites d'eau de consommation, de limite de propriété ou d'une résidence.

➤ **L'évaluation des caractéristiques physiques d'un site** est essentielle pour mettre en place de la bonne technologie de traitement. Elle doit être faite afin d'assurer la protection des sources en eau potable, surtout contre la contamination bactériologique et virologique. Selon le guide du MENV l'étude d'un site doit comporter les éléments suivants :

- une cartographie du site et des lieux;
- le niveau de la nappe et le gradient hydraulique;
- la détermination des caractéristiques du sol;
- la conductivité hydraulique;
- le niveau de la nappe.

Définition de la perméabilité des sols :

- Sol très perméable : coefficient de perméabilité est supérieur à 4×10^{-3} cm/s
- Sol perméable : coefficient de perméabilité est situé entre 2×10^{-4} cm/s et 4×10^{-3} cm/s
 - Sol peu perméable : coefficient de perméabilité est situé entre 6×10^{-5} cm/s et 2×10^{-4} cm/s
- Sol imperméable : coefficient de perméabilité est inférieur à 6×10^{-5} cm/s

➤ **Système de traitement primaire :**

Le système de traitement primaire est constitué d'une fosse septique qui peut être construite sur place ou préfabriquée selon les exigences décrites dans le règlement Q-R, r.8. De plus, tous les systèmes de traitement primaire doivent respecter les normes de rejets pour les MES inférieures à 100mg par litre et avoir une vidange au moins une fois a tous les deux ans.

Pré filtre :

Le système de pré filtre est optionnel et sert a prévenir le colmatage des éléments situés en aval (empêche les particule de diamètre supérieur a 3.2 mm de passer) et peut être intégré au système de traitement primaire ou immédiatement après. Le pré filtre est

nécessaire avec un système de distribution sous basse pression.

➤ **Système de traitement secondaire :**

Ce système est conçu pour traiter les eaux du système de traitement primaire de façon à atteindre les normes de rejet suivantes :

MES inférieurs à 30 mg/L

DBO5 inférieur à 25 mg/L

Il existe une multitude de types de système de traitement secondaires qui ont été créés pour différentes conditions de terrain et chacun à ses avantages et ses défauts. Les systèmes conventionnels acceptés dans le règlement Q-2, r.8 sont les suivants:

-L'élément épurateur classique, constitué de tranchées d'adsorption.

-L'élément épurateur modifié, constitué d'un lit d'absorption dans une excavation.

-Les puits absorbants, constitué d'un trou creusé dans le sol.

-Le filtre à sable hors sol, construit sur le sol avec du sable d'emprunt.

-Le filtre à sable classique, construit dans un sol avec du sable d'emprunt.

-L'installation aérée.*

-Le système de biofiltration à base de tourbe.*

* le propriétaire de ces types de système doit être lié en tout temps par contrat avec le fabricant.

Les conditions particulières pour la mise en place de chacun de ces systèmes sont les suivantes :

➤ **Élément épurateur classique :**

Ce système est constitué de tranchée d'absorption et il est acceptable dans les conditions suivantes :

1-Terrain perméable

2-Niveau de roc, eau ou sol imperméable à au moins :

1.2 m si l'effluent provient de système primaire.

0.9 m si l'affluent provient de système secondaire.

3-Pente inférieure à 30%.

4-Superficie disponible nécessaire sans déboisement pour un effluent provenant de système primaire et pour une maison unifamiliale comprenant 4 chambres à couché est de 240 m².

Les principales normes de construction pour système de distribution gravitaire :

Longueur de tuyau inférieur à 18 m.

Largeur des tranchées au moins 60 cm.

Distances entre les lignes au moins 1,8 m.

Profondeur du gravier sous les lignes au moins 15 cm.

Tuyau perforé posé dans couche de gravier ou pierre d'au moins 30 cm.

Grosseur gravier ou pierre sans fine entre 1,5 et 6 cm.

Recouvrement de la couche de gravier par matériaux non contaminant perméable à l'air puis par une couche de sol de 60 cm.

➤ **Élément épurateur modifié :**

Un élément épurateur construit sans tranchée dans une excavation et constitué d'un lit d'absorption. IL est installé quand le système classique ne peut être construit et il requière une superficie d'installation réduite comparativement au système classique. Par exemple, la superficie disponible nécessaire sans déboisement pour un effluent provenant de

système primaire et pour une maison unifamiliale comprenant 4 chambres à couché est de 80 m². La pente qui doit être inférieure à 10%

Normes de construction pour système de distribution gravitaire

Longueur de tuyau inférieure à 18 m.

Profondeur du gravier sous les lignes au moins 15 cm.

Distances entre les lignes au moins 1,2 m à au plus 60 cm de la limite du terrain.

Tuyau perforé posé dans couche de gravier ou pierre d'au moins 30 cm.

Grosseur gravier ou pierre sans fine entre 1,5 et 6 cm.

Recouvrement de la couche de gravier par matériaux non contaminant perméable à l'air puis par une couche de sol de 60 cm.

➤ **Filtre à sable hors sol :**

Un élément épurateur construit sur un sol très perméable, perméable ou peu perméable avec du sable d'emprunt. Ce système est construit quand les conditions de terrains (profondeur de roc, sol imperméable ou nappe sont inférieures à 1,2 m ce qui ne permet pas l'installation de système classique ou modifié ou encore de puits absorbant. Le filtre à sable hors sol peut alors être installé si le niveau du roc ou d'une couche imperméable doit se trouver entre 60 et 120 cm sous la surface du sol et la pente doit être inférieure à 10%. Si le terrain est peu perméable le filtre doit être construit avec un système de distribution sous faible pression.

La superficie minimale du lit de sable filtrant pour un effluent provenant de système primaire et pour une résidence unifamilial de 4 chambre à couché est de 52 m².

Normes de construction pour système de distribution gravitaire

Épaisseur du sable filtrant de minimum 30 cm compacté

Profondeur du gravier sous les lignes au moins 15 cm

Tuyau perforé posé dans couche de gravier ou pierre d'au moins 30 cm

Recouvrement de la couche de gravier par matériaux non contaminant perméable à l'air puis par une couche de sol de 60 cm

Localisation et recouvrement

même que épurateur classique

➤ **Filtre à sable classique :**

Un ouvrage construit sur un sol imperméable ou peu perméable avec du sable d'emprunt. Lorsque l'effluent d'un système de traitement ne peut être acheminé vers un élément épurateur classique ou modifié et que le sol du terrain récepteur est imperméable ou peu perméable et que le roc est à au moins 60 cm et que la pente est de moins de 15%. La superficie minimale du lit de sable filtrant est la même que pour le filtre à sable hors sol.

Normes de construction (système gravitaire) :

Couche de sable d'au moins 75 cm compacté.

Tuyaux supérieurs dans une couche de gravier d'au moins 30 cm d'épaisseur avec au 15 cm sous les tuyaux.

Tuyaux inférieurs dans une couche de gravier d'au moins 20 cm d'épaisseur avec au moins 5 cm sous les tuyaux.

Pente des tuyaux d'au moins 0,5%.

Profondeur total du filtre d'au moins 1,85 m.

Au moins 60 cm de sol naturel entre la partie inférieure du filtre et le roc.

➤ **L'installation aérée :**

Contenir les matières flottantes

DBO5 inférieurs à 40 mg/L

MES inférieurs à 80 mg/L

Le propriétaire doit être lié par un contrat avec le fabricant et le poste d'épuration doit être inspecté une fois tous les 4 mois.

➤ **Le système de biofiltration à base de tourbe :**

Conditions d'implantation : Il est loisible d'installer un système de filtration à base de tourbe comprenant au moins 1 bio filtre pour une résidence de 4 chambres et moins et 2 bio filtres pour 5 et 6 chambres.

Le système de biofiltration doit être précédé d'un système de traitement primaire (fosse septique)

Le dispositif pour traiter les eaux usées doit respecter les normes de rejets suivantes :

DBO5 de 15mg/L

MES de 15 mg/L

non contaminant fécaux de 50 000UFC/100ml après réactivation.

➤ **Système de traitement tertiaire :**

Pour déphosphatation et/ou désinfection.

Il sont généralement installé après les systèmes de traitement précédemment cité.

ANNEXE C

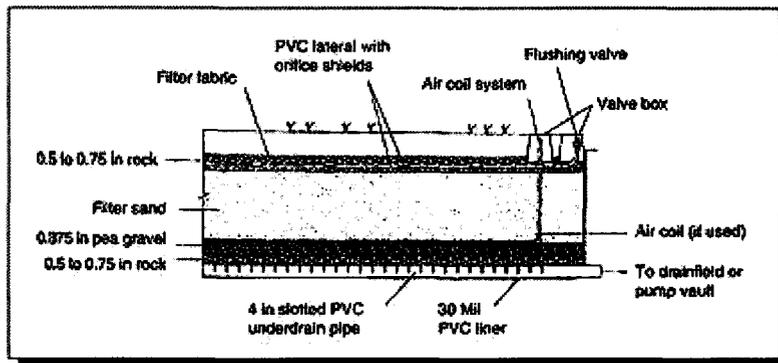
EXEMPLES DE SYSTÈME DE TRAITEMENT ALTERNATIFS



Section 1 : Technologies alternatives de traitement des eaux usées résidentielles

➤ Le filtre à sable Intermittent :

Le filtre à sable intermittent, est une des plus vieille méthode de traitement des eaux usées connues et elle est utilisés depuis plus de 100 ans aux Etats-Unis pour le traitement des eaux usées provenant des résidences isolées et des petits commerces (EPA, Design Manual, 1980). Le raffinement de la technologie et du design permet maintenant d'assurer un traitement efficace et fiable à des coûts relativement bas. Quand il est construit et opérer correctement, ce système de traitements est plus performants et plus efficaces dans l'enlèvement de la charge organique. Weaver et al, 1998. Le filtre à sable intermittent est constitué d'un lits de matériel granulaire de 60 à 90 cm d'épaisseur supporter par une couche de gravier filtrant dans laquelle des tuyaux collecteurs sont placés (figure C-1). Le médium filtrant peut être fait de plusieurs type de matériaux, dépendamment de la disponibilité locale, dont entre autre différents types de sable, de la vitre concassée, des microbilles de polyéthylène, pierre limoneuse 'limestone' concassée, et même de la mousse (open l-cell foam) et que peu importe le matériaux utilisé, la granulométrie optimale pour obtenir le maximum de traitement est de 0.3 à 1 mm et doit contenir moins de 4% de particules fines.



Source : Orenco Systems Inc. Sutherlin, Oregon
Schéma en coupe d'un filtre à sable intermittent

Selon l'EPA, les mécanismes de purification qui entrent en jeu dans ce type de filtre ne sont pas encore totalement compris même aujourd'hui, mais le processus est reconnue comme étant très efficace et il nécessite un minimum d'opération et de maintenance. Le filtre fonctionne en mode aérobie et la technique de distribution de même que la fréquence de dosage doit permettre une distribution uniforme de l'effluent sur l'ensemble du filtre pour assurer un rendement optimal (dans les petits systèmes, la quantité appliqué doit être suffisante pour complètement recouvrir la surface du sable d'environ 3 pouces d'eau). Comme pour tous les systèmes de traitement secondaire, la durée de vie du système de même que son degré de performance sont liés au type de prétraitement qui est installé puisque le filtre absorbe et assimile les particules présentes dans l'eau

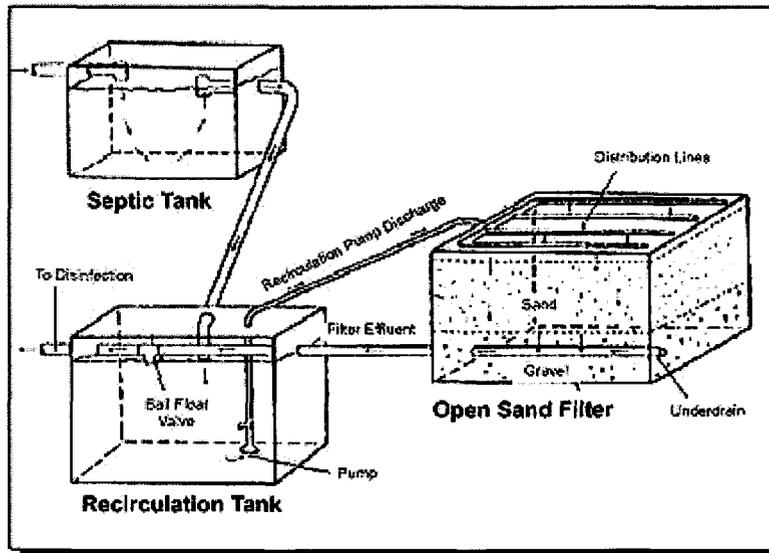
usée qui fini à la longue par se colmater. Le système peut-être installé sous la surface ou au-dessus du sol si le roc est affleurant mais devrait être toujours être muni d'un couvercle étanche pour réduire les odeurs et empêcher le gèle d'en affecter le fonctionnement. Ce type de traitement devrait être opéré en mode intermittent à l'aide d'un système de distribution à faible pression ce qui favorise un apport d'oxygène optimale à la matrice de sable du filtre pour lui permettre d'enlever une bonne partie de la charge organique. Malheureusement, ce type de système qui opère en mode aérobie transforme l'azote ammoniacal NH_4 en nitrates NO_3 mais ne créer pas les conditions nécessaires au processus de dénitrification (N_3 en N_2).

➤ **Le filtre à sable à recirculation :**

Le filtre a sable à recirculation est une technologie simple et efficace pour améliorer l'efficacité de traitement des eaux usées. Elle a été développé en 1974 par Hines et Favreau comme une méthode pour effectuer un traitement secondaire après la fosse septique pour le rejet dans les eaux de surface (figure C-2). Les systèmes qui sont construit pour permettre la recirculation d'une partie (généralement de 3 à 5 fois le débit d'entrée de la fosse) de l'effluent dans le filtre de sable ce qui permet d'enlever par dénitrification d'une grande partie des nitrates. Ce type de système peut être construit ouvert (avec la surface du filtre de sable à l'air libre) avec les inconvénients d'odeurs et de sensibilité au gel ou fermé dont il existe plusieurs variation du design dont certain sont présentés par l'EPA ; soit le "Buried filters" et le "Free access filters" (voir les designs de l'EPA, Design Manual, 1980). L'effluent sortant de la fosse septique est dirigé dans réservoir de recirculation qui envoie une partie du débit à l'aide d'une pompe submersible dans le filtre à sable dont l'effluent est ensuite en partie redirigé dans le réservoir de recirculation et en partie vers le champ d'épuration standard. Pour un système résidentiel le réservoir de recirculation est environ de la même dimension que la fosse.

Une étude réalisée par Venhuizen et al. 1998, sur une projet de démonstration avec filtre à sable dénitrification pour aquifère de roc fracturé a été réalisé sur le site de l'île Washington au Wisconsin. Le site est caractérisé par un une faible épaisseur de dépôts et un aquifère de roc très fracturé (Karstique (qui se dissous par l'eau) dolomitique aquifère) avec des fractures verticales et horizontales bien développés qui hautement vulnérable à la pollution. Aucun système conventionnel, (fosses septiques et champs d'épuration, ni amélioré (filtres à sable hors sol...) ne permet de protéger adéquatement la ressource en eau souterraine sous ces conditions. Particulièrement pour les nitrates qui se propage avec l'eau par les fractures et les fissures du roc avec peu de possibilité de traitement supplémentaire (dénitrification). L'étude a permis de démontrer que ce type de système permet d'atteindre les normes de l'eau potable en concentration de nitrates (<10mg/L). Les résultats indiquent que des réductions de 60 à 90% des nitrates peuvent être obtenus même durant les mois d'hiver et même dans des endroits où il y a peu de sol naturel.

Le projet de démonstration a montré que le système de filtre à sable dénitrifiant peut être optimisé afin pour le traitement et minimiser la maintenance, il est robuste et fiable au niveau des performances à long terme.



Source: Hines and Favreau (1974)

Schéma du fonctionnement d'un filtre à sable à recirculation

➤ **Filtre à Sable dénitrifiant à écoulement vers le haut (Up-Flow Filter)**

Le filtre à sable dénitrifiant est une version améliorée du filtre à sable à recirculation et le système décrit ici est celui qui a été utilisé sur le projet de l'île Washington au Wisconsin (ref). L'enlèvement de l'azote commence par la conversion de l'azote ammoniacal NH_4 dans des conditions septiques (nitrification). L'effluent nitrifié est ensuite dirigé vers un environnement pauvre en oxygène (pour que les bactéries utilisent l'azote au lieu de l'oxygène) et riche en matière organique. Ces conditions sont rencontrées respectivement dans la fosse septique et dans le upflow filter. L'étude a montré que le système permet d'atteindre les normes environnementales sur l'eau souterraines du Wisconsin pour la concentration en nitrates à la sortie du système (<10mg/L) ce qui correspond à des réductions de 60 à 90%. De la réduction de 99% de la demande biologique en oxygène (DBO), solides totaux dissous (STS) et des coliformes sont obtenus à la sortie du système avant l'envoi vers les champs de dispersion dans le sol. Ces résultats ont été obtenus même durant les mois d'hiver et dans des endroits où il y a peu de sol naturel. Le système est maintenant disponible en version préfabriquée et est produit par Crest Precast, Inc. of LaCrescent, Minnesota. Il est livré sur le site avec les réservoirs en béton préfabriqué, incluant tout les raccord et pompe qui sont pré installés à l'usine de façon à minimiser les risques d'erreurs par les installateurs locaux. Le projet de démonstration a permis de montrer que le système de filtre à sable dénitrifiant peut être optimisé

pour le traitement et minimiser la maintenance, il est robuste et fiable au niveau des performances à long terme.

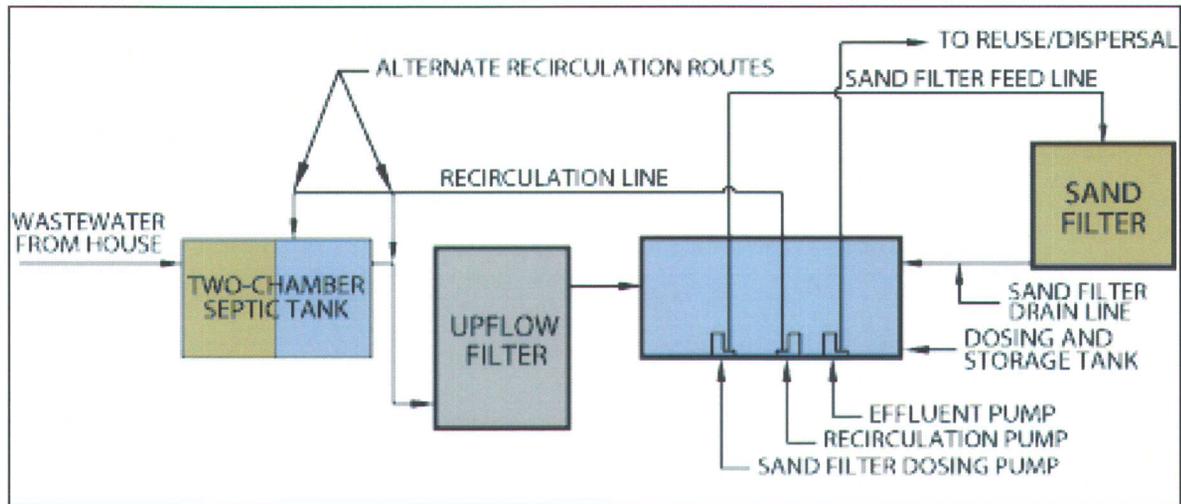


Schéma du fonctionnement d'un filtre à Sable dénitrifiant à écoulement vers le haut

➤ **Waterloo Biofilter**

Le Waterloo Biofilter est un système de biofiltration aérobie intermittent qui a été créé à l'université de Waterloo pour améliorer le traitement biologique des eaux usées. Le système utilise un médium filtrant synthétique en mousse de plastique absorbant sur lequel se fixe les microorganismes nécessaires à la dégradation de l'eau usée. Le médium filtrant est très poreux et sa grande surface de contact permet une excellente circulation de l'air et des liquides. La capacité de charge est typiquement de 10 fois supérieures à celle d'un filtre à sable standard ce qui permet de construire un système relativement compact et performant. Le système peut aussi être configuré pour recirculer une partie (50%) de l'effluent de façon à ce qu'il repasse dans le filtre améliorant sensiblement les performances de traitement. Les performances du système permettent d'enlever 90 à 95% de la DBO, 85 à 98% des SDT, 20-50% de l'azote total, 90 à 99% des bactéries coliformes. Le système fonctionne de façon optimale quand la fréquence de chargement est rapprochée et que les charges sont petites Jowett, (1997). Le système est préfabriqué avec tous les éléments nécessaires à son fonctionnement et son branchement ce qui inclut un système de pompage et un ventilateur pour l'aération. Par l'entreprise Waterloo Biofilter TM system en Ontario. Le système est approuvé en Ontario et au Massachusett et sous évaluation dans d'autres juridictions.

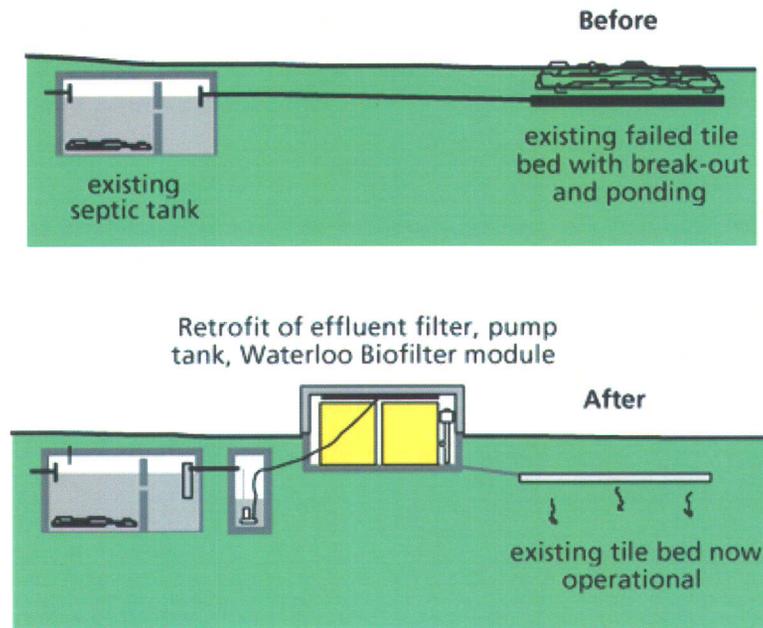


Schéma du fonctionnement d'un filtre Waterloo

➤ **Champs d'épuration en série**

Les systèmes qui intègrent deux champs d'épuration en série peuvent être intéressants tant au niveau des performances globales du système que de sa facilité de mise en place. Selon Mellen, 1984, plus de 10000 IS avec des champs d'épuration en série ont été étudiées sur une période de 25 ans dont certaines installées après la conversion d'anciens champs traditionnels. Ils ont démontré des avantages surtout quand le dénivelé à l'intérieur de la superficie du champ est de plus de 15.2cm.

Les principales conclusions de l'étude sont :

- Le système doit être construit de façon à ce que le premier champ d'épuration soit complètement submergé afin que l'écoulement se fasse aussi sur les parois de la tranchée (où l'infiltration est plus efficace que dans le fond), ensuite le surplus est dirigé vers l'autre élément en série.
- Sur des terrains en pente quand il y a une différence d'adsorption des tranchées, l'efficacité des systèmes en parallèle est très faible en comparaison des systèmes en série.
- Facilité d'ajuster l'installation en fonction des paramètres du terrain, longueur des tuyaux, entre les arbres, etc.
- L'utilisation des systèmes de distribution en série est plus économique et plus facile à construire et inspecter.
- Le système est conçu de façon à ce que une petite ligne ou une boîte soit placée avant chaque tranchée d'adsorption. Ces boîtes agissent comme un système de sédimentation qui enlève une partie des sédiments en suspension dans l'eau usée. VOIR LE GUIDE DE L'EPA POUR DÉTAIL. Il est recommandé d'installer une boîte d'inspection pour chaque ligne.

-Durant la saison sèche, l'eau usée sera confinée à une ou deux tranchées permettant aux autres de sécher et de régénérer. De plus, il a été observé que dans certains sols, après un certain temps (5 ans) la seconde ligne reçoit les effluents seulement lors de forts débits ou durant beaucoup de pluie.

Owen et al. (1997) ont déterminé les performances d'un filtre en série en débit maximum (loaded) avec le temps (8 ans) avec 1125 L/j. Le système est un "flow through" parce que l'effluent doit passer à travers la première tranchée avant d'arriver à la suivante et ainsi de suite. Les résultats ont montré que dès la première année, le taux d'absorption du système a continuellement baissé jusqu'à la 5^e année et pour se stabiliser par la suite jusqu'à la 8^e année. Ce phénomène est causé par la formation d'une croûte due au colmatage à l'interface gravier-sol qui s'est équilibrée avec le temps jusqu'à ne plus causer de dommages supplémentaires par la suite, donc un tel système pourrait fonctionner très longtemps. Cependant, un autre problème de colmatage est survenu autour des tuyaux de distribution où les conditions anaérobiques, dû à la saturation continue qui a favorisé la formation (croissance de masses bactériennes) d'un composé gélatineux colmatant complètement le système jusqu'à ce qu'il y ait résurgence de l'eau. Ce problème peut être évité par la mise en place d'une réserve à la fin de chaque tranchée, permettant à l'eau usée de descendre dans la suivante aussitôt que la tranchée est pleine. Cette réserve peut être conçue pour être vidangée si nécessaire.

➤ **Le système de traitement de type Wisconsin (modifié)**

Cette technologie correspond au système appelé terre à sable hors sol, il est construit au-dessus du sol avec un sable de remblais sur le sol naturel permettant la filtration des eaux usées. Converse et al. (1984) fait la révision des limites minimums pour assurer un fonctionnement adéquat au niveau environnemental et la protection du publique dans des conditions de site difficiles sur le plan hydrogéologique. En tout, 40 installations ont été testées, et ont fonctionnées de façon satisfaisante sur les sites :

- Dont la surface à été nivelée avec du remplissage.
- Nappe phréatique élevée (saturation saisonnière à 20-30cm de la surface).
- Sur des pentes abruptes (jusqu'à 21%).
- Sur des sols faiblement perméables.
- Sur des anciens systèmes (IS) qui ont fait défaut.

Les systèmes ont tous bien fonctionné dans l'ensemble avec toutefois des problèmes de fuites (résurgences) durant les périodes très pluvieuses, mais la qualité de l'effluent est toujours demeurée inférieure à 100 coliformes fécaux par 100ml. Le Wisconsin Mound doit être construit long et étroit. Si le taux de charge linéaire (charge de la base plus le côté (toe)) est estimé à partir

des paramètres de sol : structure, texture, densité, et perméabilité, le système peut être très utile sur des sites où les règlements et normes ne permettent pas l'application de technologie standard. Le cas du Georgetown Divide Public Utility District est intéressant puisqu'ils ont réussi à mettre en place un programme expérimental d'essais de systèmes individuels de traitement des eaux depuis 1978, Borgerding (1998). Ces essais ont été réalisés sur la base du model Wisconsin (tertre hors sol) qui ont conduits à la **modification du design** habituel. Ce nouveau design est par la suite devenu la norme pour la construction des nouveaux systèmes. De 1978 à 1984 quatre systèmes expérimentaux ont été construit et opéré de sans incident. De plus, d'autres essais ont aussi été réalisés dans les états voisins visant aussi à améliorer le système standard de champs d'épuration. Une des principales modifications a consisté à construire des systèmes à deux champs d'épuration plutôt qu'un seul, les autres modifications sont présentées au tableau suivant :

Tableau C-1 : Résultats des essais du système Wisconsin (modifié)

critères	avant	après
Profondeur du lit	0.3m*	0.15m*
Pente	14%	12% **
Profondeur à la nappe	0.45m	0.61m
Épaisseur de sol	0.76m	0.76m
Débit de percolation	<47M/cm@20"	<52M/cm@ 20"****
Débit de design	568l/jour/chambre	568l/jour/chambre
Taux de charge de base	0-11M/cm, 51.2/M2/j 12.2-17.7M/cm, 28.7/M2/j 18.1-23.6M/cm, 20.5/M2/j 24.0-47.2M/cm, 10.2/M2/j	32.8l./m2/j., mais la base de la surface doit être supérieur de 125% par test de percolation.
Épaisseur de sable	0.61M	0.3M
Nombre de champs	1	2

-Les tuyaux de distribution doivent être placés sur le gravier filtre avec les trous vers le bas.

Des pentes plus grandes sont acceptables si le terrain peut être corrigé.

Les valves qui distribuent le débit entre deux champs d'épuration peuvent se bloquer avec le temps. L'installation de "Blow-off valve" à permis de pouvoir débloquent le système si nécessaire, soit à des intervalles de 4 à 6 mois.

-Spécification sur le sable. Après avoir expérimenté plusieurs types de sable, il semble que les problèmes de colmatage soient tous survenus sur des systèmes surchargés hydrauliquement, il devient dans ces cas d'autant plus important de bien contrôler le type de remplissage qui est utilisé.

-Les problèmes de surcharge hydraulique, les remontés d'eau et le développement de conditions

anaérobiques dues à la présence de particules trop fines vont nécessairement provoqué des problèmes de fonctionnement dans un temps relativement court. Seulement des grains minéraux, pas de Limestone, moins de 3% d'acide soluble, coefficient d'uniformité de 4 ou moins, grosseur effective minimum 0.3mm et 1.0mm, pas de matériel fibreux ou plat.

-Diminution du débit d'application permis pour le design est passée de 41L/m²/j à 32.8L/m²/j

-Le premier mauvais fonctionnement d'un champ d'épuration est survenu après 6 mois d'opération.

-L'analyse du design et du fonctionnement n'ont pas indiqué de problèmes évidents qui ont mené au colmatage; matériel de remplissage, le cycle de fonctionnement de la pompe, la consommation d'eau. En principe l'oxydation de la matière organique qui se produit durant un temps de repos permet aux installations de se régénérer avec le temps. Après deux ans de séchage, durant lequel le deuxième système a été utilisé, le premier champ d'épuration a été remis en service et est redevenu et resté performant même après un an. Il a été suggéré qu'une surcharge organique importante a causé le colmatage du premier système. Pour compenser les coûts supplémentaires de deux champs au lieu de un seul, le nouveau design a permis la réduction de l'épaisseur de la couche de sable de 0.3m à 0.15m qui est aussi fonction de la percolation, de la profondeur couche de sol naturel et de la profondeur de l'eau. Les systèmes ont aussi été conçus avec des puits d'observation pour vérifier s'il y a des accumulations d'eau ``ponding`` et l'installation des puits de drainage par injection de pression aux endroits susceptibles de boucher (coude, T). Les puits de surveillances peuvent aussi être localisés au-dessus et sous le lit de distribution ce qui permet de voir rapidement les conditions existantes dans le champs.

-La charge de pression sur le système doit être au minimum de 0.91m afin d'assurer une distribution dans le champ mais l'expérience a montrer qu'une charge de 3 mètres permet une meilleure distribution et diminue le colmatage à la fin des sections latérales.

-La supervision de la construction est importante pour que le design et les principes de construction soient respectés, dans l'affirmative il a été démontré que les frais associés à la construction d'un tel système seront amortis par une durée de vie plus longue de ces systèmes.

Coûts de construction comparatifs entre un système simple et un double en tenant compte des nouvelles normes de design :

➤ Tableau C-2 : Comparaison de coût pour un système Wisconsin (modifié) vs le système non modifié

Item	Vieux design (simple)	Nouveau design (double)
Excavation	500.00\$	800.00\$
Plomberie	1 000.00\$	1 500.00\$
Filtre de sable	9 000.00\$	5 000.00\$
Filtre de gravier	1 300.00\$	1 300.00\$
Tuyauterie	800.00\$	1 600.00\$

Matériel de couverture	2 000.00\$	1 300.00\$
Maintenance	N/C	N/C
TOTAL	14 000.00\$	11 500.00\$

*Suppose une pente de 6% et un taux de percolation de 47.2M/cm

Les opérations de maintenance d'un IS pour maintenir un système en bon état de fonctionnement sont nécessaires afin de s'assurer d'une durée de vie optimale. Donc pour résumer, il faut une bonne évaluation du site, un bon design, des bons matériaux et une routine de maintenance stricte. Le type d'installation Wisconsin (tertre hors sol) peut être très efficace sur des sites qui ne permettraient l'utilisation d'un autre type de système.

➤ **Injection par système de distribution basse pression (*Low Pressure Pipe (LLP) Wastewater Injection Systems*)**

Le système de traitement de type LLP incorpore un système de distribution à basse pression avec des tranchées très étroites et placées peu profondément dans le sol, Hargett et al, (1984). Plusieurs milliers de ce type de système ont été installés aux Etats-Unis. Les tranchées ont des dimensions typiques de 15 à 45 centimètre de profondeur avec une largeur de 15 cm et sont placées à au moins 1,5 mètres de distance. La fosse septique se déverse dans une chambre de pompage qui achemine l'effluent vers les tranchées de deux à trois fois par jour. Le système a été installé avec succès dans des endroits où :

- La nappe phréatique est saisonnièrement haute.
- Les sols avec des horizons et faible perméabilité à faible profondeur (argile, sol compacté ou cimenté, roc ou saprolite).
- Les sables avec une trop grande perméabilité.
- Les sites avec des fortes pentes.
- Les tuyaux de distribution basse pression sont installés dans le premier 30 cm de sol donc dans la partie la plus aérée, perméable et biologiquement active du sol. Ce qui assure aussi le maximum d'évapotranspiration. De plus l'utilisation d'une machine pour faire des tranchées en continu permet un dérangement minimum du sol, minimum de compaction et donc meilleure perméabilité. Deux facteurs sont importants dans l'évaluation des performances du système LPP, une distribution uniforme dans les tuyaux et le phénomène de charge et de repos en alternance qui retarde le colmatage et qui améliore le traitement.

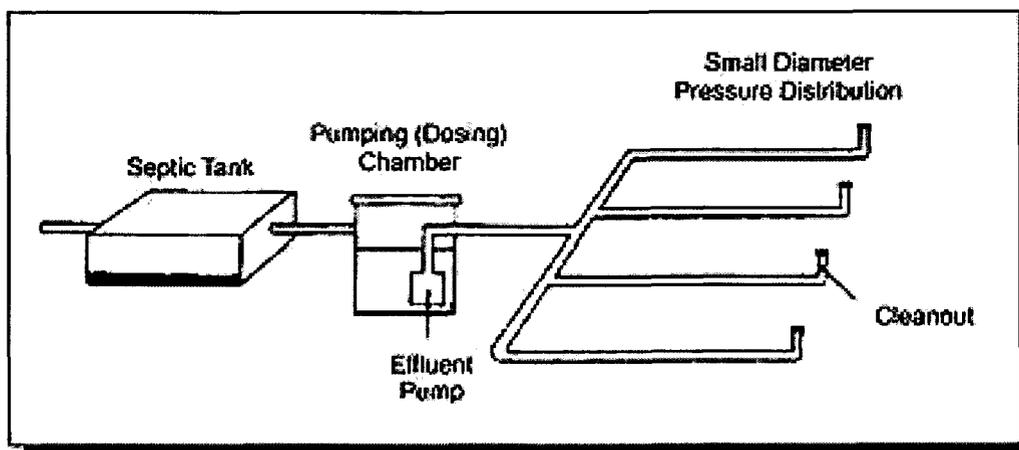


Schéma du fonctionnement système de distribution basse pression

➤ **Bio filtre Ecoflo**

Le Bio filtre Ecoflo est un système d'épuration autonome, constitué d'un caisson de fibre de verre qui renferme un médium filtrant à base de tourbe (Premier Tech Environnement, 2003). Chaque système peut traiter jusqu'à 1000 litres d'eau par jour et convient à la plupart des résidences unifamiliales. Les eaux usées provenant de la fosse septiques sont distribuées uniformément sur la surface du filtre à l'aide d'un système de distribution gravitaire. Les eaux percolent à travers la tourbe et sont évacuées directement dans le sol ou dans un cours d'eau. Le système permet la rétention de 90% des MES de 95 % de la DBO et de 99% des microorganismes pathogènes. Un contrat de service avec le fabricant oblige les propriétaires à effectuer un suivi annuel et de remplacer le médium filtrant quand nécessaire (8 ans maximum) L'accès facile par un couvercle à l'intérieur du caisson permet un entretien régulier du système sans nécessiter de travaux majeurs. Le système est installé et doit performer selon des normes du MENV avec des concentrations en rejets suivants : 10mg/L en DBO et en MES et 25000 colonies/100ml. Cependant la configuration actuelle du système ne permet pas de réduire les nitrates par dénitrification. La compagnie travaille actuellement sur un projet qui visant la réduction des nitrates de l'effluent traité. Le système est commercialisé par Premier Tech Environnement situé à Rivière-du-Loup.



Image du caisson en fibre de verre du système Ecoflow

➤ **Bio-B**

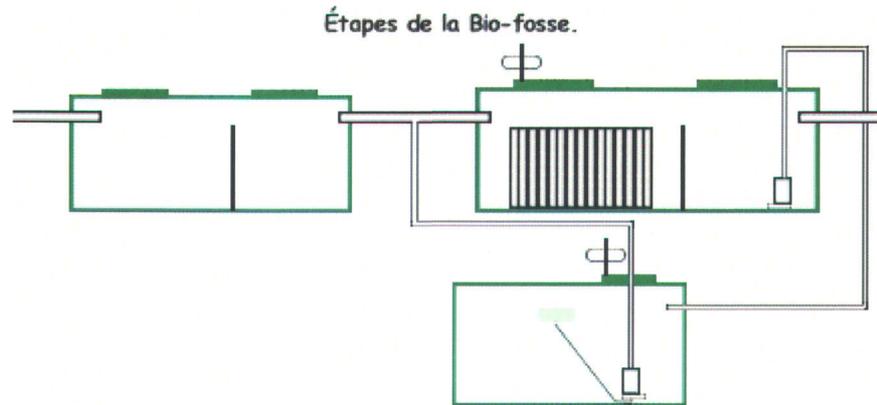
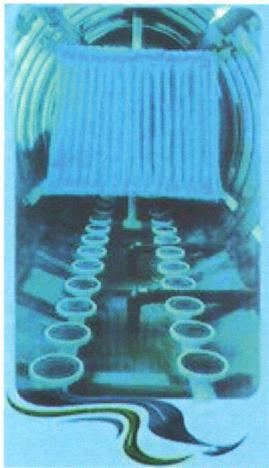
Le système Bio-B est équivalent au Bio filtre Ecoflo avec un medium filtrant à base de tourbe mais le caisson est en ciment.



Image d'une installation Bio-B

➤ Bio-Fosse

La Bio fosse est une station d'épuration conçue pour les établissements isolés et qui permet le rejet de l'effluent directement dans un cours d'eau. La technologie utilise le Biotex, un support de fibre constitué en colonnes qui sont placées successivement à la verticale et où se fixe la biomasse nécessaire à la biodégradation des composés organiques. La structure du Biotex et la densité des fibres offrent une très grande surface de contact à l'eau usée et par conséquent des rendements épuratoires très élevés. Le fabricant indique des concentrations inférieures à 20mg/L en MES et en DBO. Aucune information sur les performances à l'enlèvement des microorganismes (coliformes fécaux). Le prix d'un système varie de 2500\$ à 5000\$ selon l'installation, la compagnie offre un service d'entretiens annuel des systèmes. La Bio-Fosse est commercialisée par la société Bioflo inc. située à Longueuil.



➤ BioGreen

Le système BioGreen est un système de traitement des eaux usées qui fonctionne avec le principe de plusieurs cuves de sédimentation, de fermentation, d'aération et de sédimentation placée successivement dans un même conteneur qui intègre toutes les composantes nécessaires au traitement. Le conteneur mesure 2,9 mètres de long par 2,0 mètre de large et 2,0 mètres de haut. Le système possède une capacité de charge de 1600 litres par jour. Un programme d'entretien et de supervision annuel est vendu avec le système entre autre un lavage à contre courant est requis dans les chambres d'aération et une vidange de la cuve de sédimentation est requise tous les 5 à 10 ans. L'effluent produit par le système Biogreen semble de très bonne qualité ; DBO et MES < 5mg/L et réduction des bactéries coliformes sous les 1000 colonies par 100ml, la transformation de l'azote semble exceptionnel et des résultats sur un système ayant fonctionné pendant quatre années donne un effluent qui contient moins de 1 mg/L de NH_4 et moins de 1 mg/L de nitrates avec cependant des concentrations plus élevées de 25 mg/L en nitrites (NO_2).

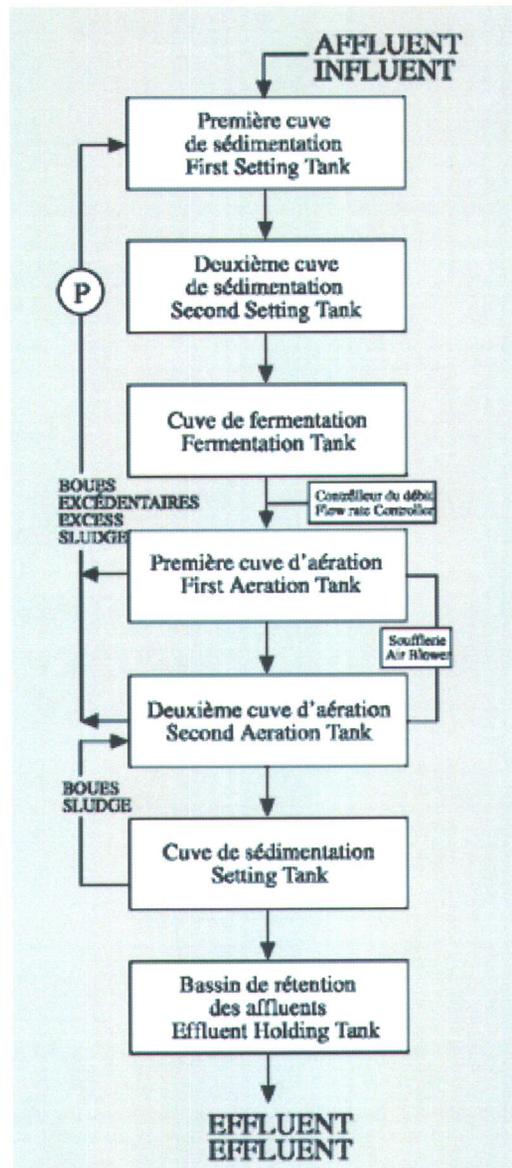


Schéma du fonctionnement d'un filtre Biogreen

➤ Le système RUCK

A été créé par Laak et al. 1981, et consiste à séparer les eaux grises (lavabo, douche, etc.) des eaux noires (toilettes). Les eaux noires sont traitées dans la fosse septique puis dans un filtre à sable pour la nitrification de l'effluent par un environnement aérobie. Les eaux grises sont aussi envoyées dans une fosse septique et sont mélangées à l'effluent des eaux noires et sont envoyées dans un réservoir anaérobie à courant inversé vers le haut où la dénitrification prend place. L'effluent du réservoir RUCK est envoyé dans un lit de distribution standard. L'évaluation de l'effluent montre que 80% qui provient des eaux grises contiennent 80% des azotes et représente

40% du débit total. Le carbone organique qui est contenu dans les eaux grises semble aussi efficace que l'éthanol comme source d'énergie. Avec un ratio de carbone dans les eaux grises versus les nitrates dans les eaux noires de 0.7 ou plus ainsi qu'un temps de détention de 3 à 5 jours dans le réservoir étaient suffisants pour achever jusqu'à 70% d'enlèvement de l'azote (nitrogène) par dénitrification. En conclusion le système RUCK réduit le taux d'accumulation des boues et procure un effluent de qualité supérieure à ceux des systèmes conventionnels.

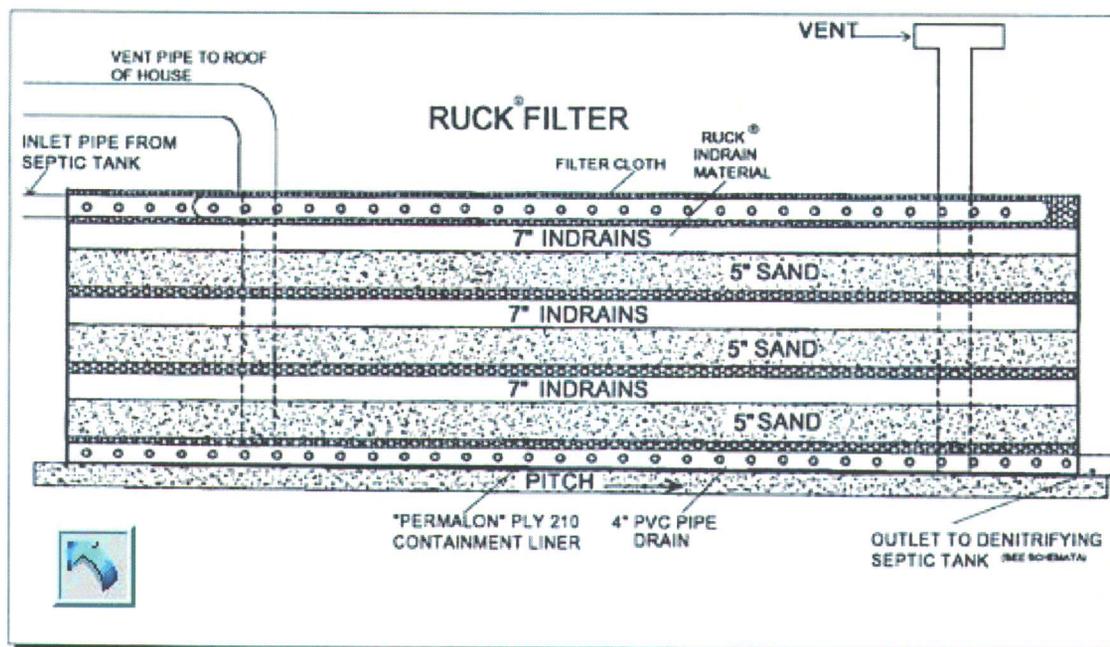


Schéma du fonctionnement d'un filtre Ruck

SECTION 2 : Études de cas, comparaison de différents systèmes par le biais de projets pilotes

Il existe une multitude d'étude de cas qui ont été réalisées principalement aux États-Unis et qui permettent de comparer les performances de différentes technologies comme solutions à des problèmes précis relativement aux contraintes du terrain et de l'environnement. La présentation de quelques uns de ces cas permet de comparer les solutions retenues en fonction des problèmes existant et de comparer les performances des différentes technologies dans des contextes précis. Il est délicat d'exporter directement ces conclusions et de les appliquer à la problématique de la municipalité de Lac-Beauport. Cependant, ces exemples peuvent être utilisés afin d'illustrer les solutions possibles aux problèmes surtout de la présence de pathogène et de nitrates dans l'eau souterraine.

➤ CAS 1

Effert et al. (1984), ont réalisé une étude comparative sur trois systèmes de filtres destinés à améliorer la qualité de l'effluent de systèmes conventionnels quand les conditions du site ou du sol ne permettent pas la mise en place de systèmes avec champs d'épuration standards. Ces tests ont été réalisés en Ohio et les systèmes ont été testés dans le but de vérifier si les effluents rencontrent les normes de rejets des eaux de surface de l'état. Les trois systèmes évalués dans cette étude sont : le filtre de sable intermittent (intermittent sand filter, ISF), le filtre de gravier avec écoulement vers le haut (upflow gravel filter par Jet Inc.), lit de gravier enfoui (subsurface gravel bed). Le tableau suivant compare les performances des systèmes et les coûts relatifs de chacun:

Tableau C-3 : Coûts comparaison et performance des systèmes

Paramètres	Systèmes					
	1	2	3	4	5	6
	Septic tank + ISF	Aerobic unit + ISF	Aerobic unit + ISF	Aerobic unit + Up-flow filter + Subsurface bed	Aerobic unit + Up-flow filter	Aerobic unit + Up-flow filter
Coûts de construction	3000.00	6815.00	6815.00	3700.00	2900.00	2900.00
BOD (mg/L)	4	2	16	7	27	11

MES (mg/L)	17	24	17	8	55	25
DOC (mg/L)	76	43	67	38	106	63
Colif. fécaux. ucf/100ml	1600	123	7900	1300	7900	3200
Oxy. Diss. (mg/L)	6.7	7.1	1	5.5	1	3.3
N total (mg/L)	37.5	16.7	16.4	10.3	31.4	22.7
NO ₂ +NO ₃ (mg/L)	35.3	15.8	6.9	2.2	2.5	2.1
Total P (mg/L)	14.1	2.8	10.4	9.9	10	8.2

Les systèmes 1 et 4 sont approximativement au même prix, ils donnent des résultats similaires en terme de coliformes fécaux. Mais le système 4 a l'avantage de pouvoir enlever une bonne partie des nitrates grâce à la technologie du filtre à écoulement vers le haut (Up-Flow Filter). Il serait donc avantageux dans un cas comme celui du Mont-Cervin.

➤ CAS 2

Projet d'installation de systèmes alternatifs pour remplacer les systèmes défectueux

Une étude a été réalisée par Loomis et al. (1998) dans l'état de New York, qui a subventionné un projet de recherche pour le remplacement de systèmes de traitement défectueux en favorisant les nouvelles technologies. 31% de la population du Rhode Island est reliée à une installation septique pour le traitement de ses eaux usées domestiques. La qualité de l'eau a baissé sur les zones côtières causées par la présence d'organismes pathogènes et des nitrates provenant des installations septiques. Le projet a permis de remplacer 12 systèmes basés sur les critères suivants :

Les conditions du site et les contraintes rencontrées

Le type d'installation pour remplacer le système défectueux pour atteindre des normes de rejet, surtout en coliformes fécaux et en nitrates.

Les coûts de construction estimés pour chaque type de système.

La mise en place de stratégies pour éduquer les participants ; propriétaires, installateurs, designers, pallier de gouvernement responsable de l'application des règlements.

Les systèmes installés sont : un Recirculating Sand Filter (RSF), deux Single Pass Sand Filter (SPSF), trois Maryland Style Recirculating Biofilter (MSRB), five foam cube biofilter (Waterloo Biofilter, WBF), et un Recirculating Textile Filter, (Recirculating Trickling Filter, RTF). Les résultats sur les pourcentages d'enlèvement des contaminants par les différents systèmes sont présentés au tableau suivant :

Tableau C-4 : Comparaison des performance des systèmes

	WBF	RSF	MRSF	SPSF
DBO	92%	100%	100%	100%
NO3	12%	77%	64%	7%
MES	83%	96%	98%	94%
Coliformes fécaux	17%	23%	28%	20%
Coût moyen des installations	12800\$	10600\$	9900\$	9800\$

Les performances de ces systèmes ont été mesurées sur une période de 18 mois. L'enlèvement de la DBO et des MES a été inférieur à 5 mg/L pour tous les filtres de sable et inférieur à 20 mg/L pour les filtres de mousse WBF et de RTF. Cependant, il est mentionné que le Textile Filter soit plus sensible aux surcharges qui peuvent produire un mauvais fonctionnement du système. Les deux systèmes les plus performants pour l'enlèvement des nitrates sont le filtre de sable à recirculation (Recirculating Sand Filter) et le Maryland Style Recirculating Sand Filter. Les auteurs mentionnent que le Waterloo Biofilter n'avait pas été initialement branché en mode de recirculation et que les performances pour enlever les nitrates pouvaient être considérablement améliorées après ce changement. Le succès du projet semble en grande partie imputable à l'effort d'éducation de tous les intervenants impliqués dans les différentes étapes du design à l'installation ainsi qu'à la conscientisation des responsables politiques et des citoyens. Le projet de démonstration a permis de faire approuver l'utilisation de ces systèmes dans cet état.

➤ CAS 3

Jantrania et al., (1998) ont procédé à l'évaluation des performances de différents systèmes de traitement à Gloucester dans le Maine. Les conditions d'installation des systèmes se font sur un terrain difficile dont le roc est affleurant et la nappe phréatique est située près de la surface. Une partie de la population utilise des puits privés dans l'aquifère de roc pour s'approvisionner en eau potable. Le projet de démonstration s'est déroulé de 1993 à 1996 et 5 différents systèmes basés sur le principe de la recirculation de l'effluent (sauf pour le Intermittent Sand Filter) ont été testés, soit ; le Recirculating sand filter, le Intermittent sand filter, Waterloo Biofilter avec système de recirculation de 50% de l'effluent, le Ekofinn, Bioclere system et le Orenco Recirculating Trickling filter. Tous ces systèmes permettent de réduire les concentrations des nitrates par un processus de nitrification et de dénitrification. L'effluent est ensuite envoyé vers un filtre de sable afin de réduire les concentrations en matière organique et en bactéries, soit ; le Shallow trenches, le Infiltrator chamber system ou le Pressure doses trenches. Chaque système possède 3 composantes de base, soit ; une fosse septique avec ou sans chambre de pompage et avec ou sans filtre de sortie, un système de traitement qui reçoit l'effluent de la fosse, un dispositif qui traite

l'effluent par dosage ou intervalle.

Les résultats ont montré que les systèmes Recirculating sand filter, le Intermittent sand filter, Waterloo Biofilter sont plus efficaces dans l'enlèvement des constituants organiques et microbiologiques de l'eau usée. Et que tous les systèmes permettent l'enlèvement des nitrates jusqu'à une valeur approximative de 25mg/L sauf le Intermittent Sand Filter qui montre une concentration de près de 50mg/L. Les auteurs mentionnent que la réglementation concernant le design et l'installation des systèmes de traitement d'eaux usées doit être révisé pour reconnaître le potentiel de traitement des systèmes alternatifs et en permettre un usage à plus grande échelle dans la communauté.

➤ **CAS 4**

Une étude réalisée par Venhuizen et al. (1998), sur un projet de démonstration avec un filtre à sable dénitrifiant a été réalisé sur le site de l'île Washington au Wisconsin. Le site est caractérisé par une mince couche de dépôts meubles et un aquifère très fracturé (dolomitique) hautement vulnérable à la pollution. Aucun système conventionnel, (fosses septiques et champs d'épuration, ni amélioré (filtres à sable hors sol...) ne permet de protéger adéquatement la ressource en eau souterraine sous ces conditions. Les nitrates sont rejetés par les installations septiques et persistent dans les sols même quand l'épaisseur et la qualité des sols sont adéquates pour le traitement des autres constituants des eaux usées. Quand les nitrates sont entrés dans l'aquifère de roc et qu'il se propage avec l'eau par les fractures et les fissures avec peu de possibilité de traitement supplémentaire (dénitrification) étant données les conditions existantes dans le roc (pH, matière organique présente, etc.). L'étude a montré que le système, permettent d'atteindre les normes environnementales de concentration en nitrates à la sortie du système, soit inférieur à 10mg/L. même dans des secteurs dont l'épaisseur des dépôts est faible. Les résultats indiquent que des réductions de 60 à 90% des nitrates et des réduction de 99% de la demande biologique en oxygène (DBO), solides totaux dissous (STS) et des coliformes comparé à la valeur à la sortie de la fosse septique. Ces résultats ont été obtenus même durant les mois d'hiver et dans des endroits où il y a peu de sol naturel.

ANNEXE D

TABLEAUX DE DONNÉES ET DES RÉSULTATS D'ANALYSES

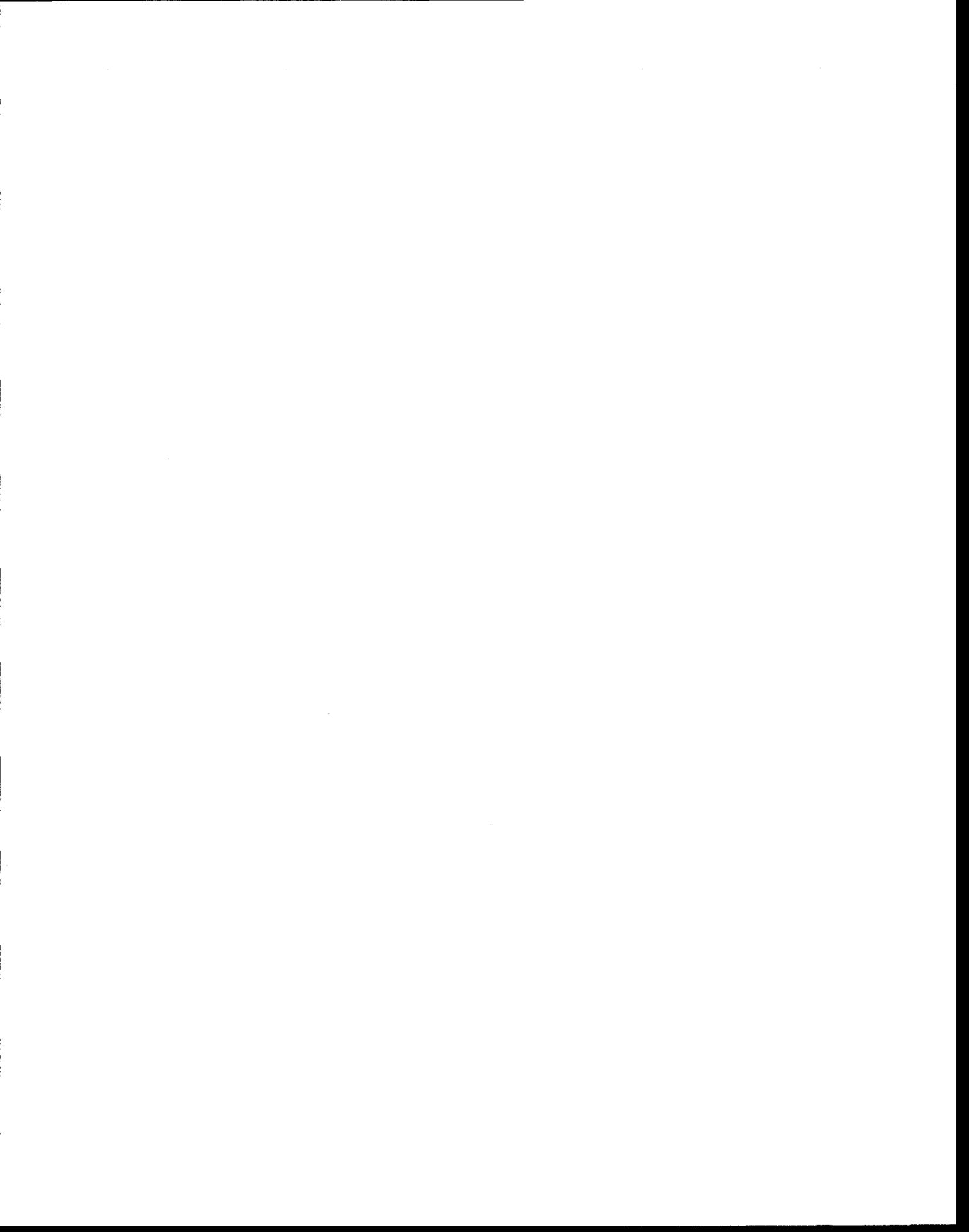


Tableau D-1 : Directions et pendages des fractures sur les affleurements du Mont-Cervin

Fractures							
No.	X	Y	Structure	Group	Weight	Azimuth	Inclinaison
1	324040	5201860	33	1	1	225	55
2	324040	5201860	33	1	1	306	82
3	324040	5201860	33	1	1	32	59
4	324010	5201760	33	1	1	288	86
5	324010	5201760	33	1	1	5	70
6	323900	5202110	33	1	1	298	84
7	323900	5202110	33	1	1	15	56
8	323610	5202750	33	1	1	300	78
9	323610	5202750	33	1	1	22	68
10	323640	5202610	33	1	1	285	90
11	323640	5202610	33	1	1	20	72
12	323640	5202610	33	1	1	25	80
13	323540	5202740	33	1	1	215	78
14	323540	5202740	33	1	1	25	71
15	323540	5202740	33	1	1	55	16
16	323642	5202907	33	1	1	295	75
17	323642	5202907	33	1	1	228	75
18	323642	5202907	33	1	1	121	89
19	323640	5202910	33	1	1	316	85
20	323640	5202910	33	1	1	50	70
21	323241	5202638	33	1	1	115	90
22	323241	5202638	33	1	1	205	75
23	323299	5202670	33	1	1	120	90
24	323351	5202646	33	1	1	119	88
25	323351	5202646	33	1	1	105	90
26	323351	5202646	33	1	1	60	90
27	323372	5202648	33	1	1	114	85
28	323372	5202648	33	1	1	220	65
29	323643	5202908	33	1	1	124	80
30	323830	5201920	33	1	1	300	82
31	323830	5201920	33	1	1	35	78
32	323860	5201750	33	1	1	270	80
33	323860	5201750	33	1	1	13	82
34	323660	5201570	33	1	1	90	84
35	323660	5201570	33	1	1	5	84
36	323660	5201570	33	1	1	318	80
37	323460	5201410	33	1	1	290	86
38	324260	5201750	33	1	1	130	90
39	324260	5201750	33	1	1	42	81
40	323520	5202380	33	1	1	305	80
41	323520	5202380	33	1	1	28	74

Foliation							
No.	X	Y	Structure	Group	Weight	Azimuth	Inclinaison
1	324040	5201860	33	1	1	285	17
2	324010	5201760	33	1	1	337	11
3	323900	5202110	33	1	1	355	6
4	323610	5202750	33	1	1	355	8
5	323540	5202740	33	1	1	270	10
6	323642	5202907	33	1	1	265	7
7	323642	5202907	33	1	1	260	15
8	323640	5202910	33	1	1	196	16
9	323241	5202638	33	1	1	282	11
10	323351	5202646	33	1	1	245	24
11	323372	5202648	33	1	1	248	10
12	323660	5201570	33	1	1	186	8
13	324260	5201750	33	1	1	345	18
14	323520	5202380	33	1	1	330	4

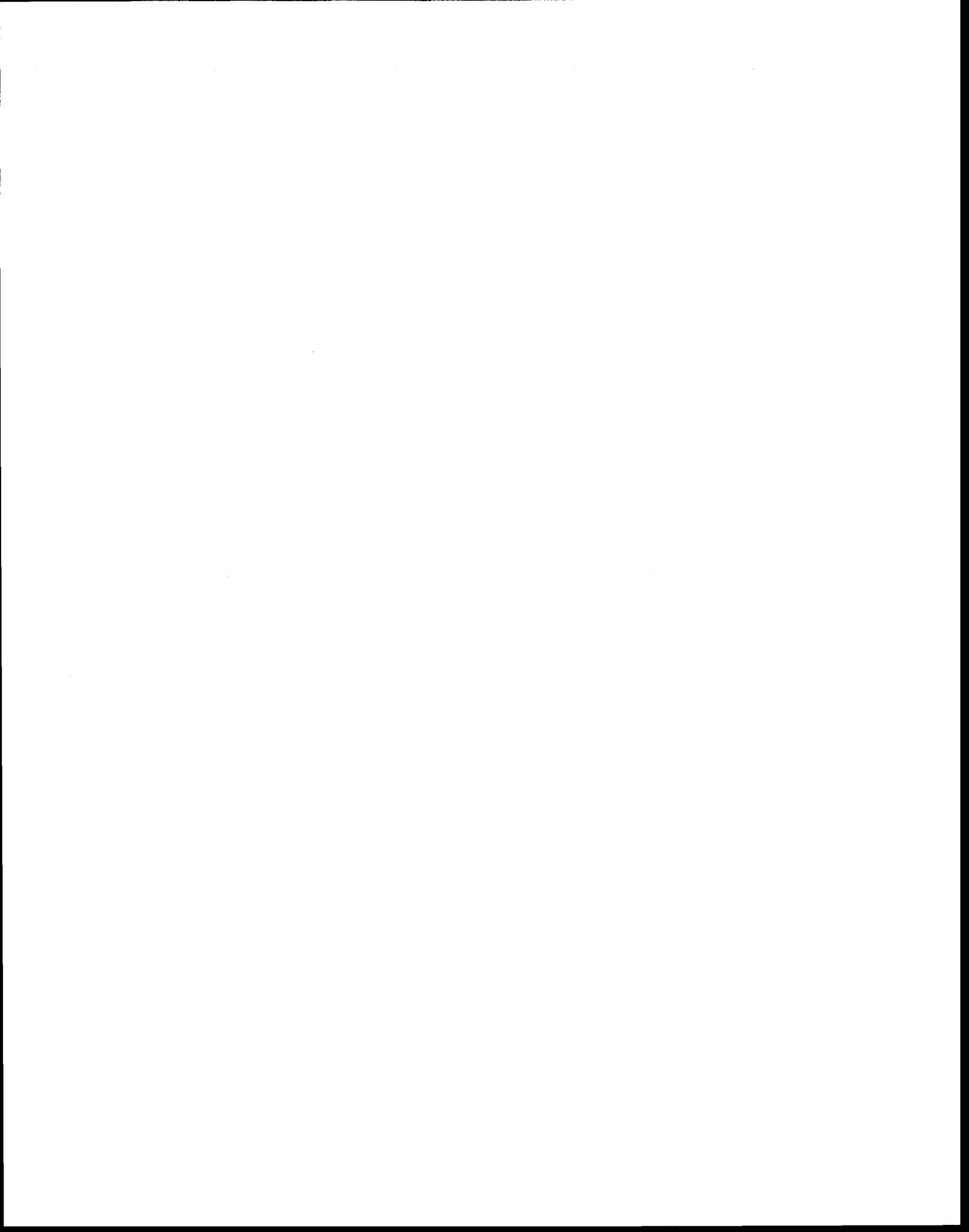
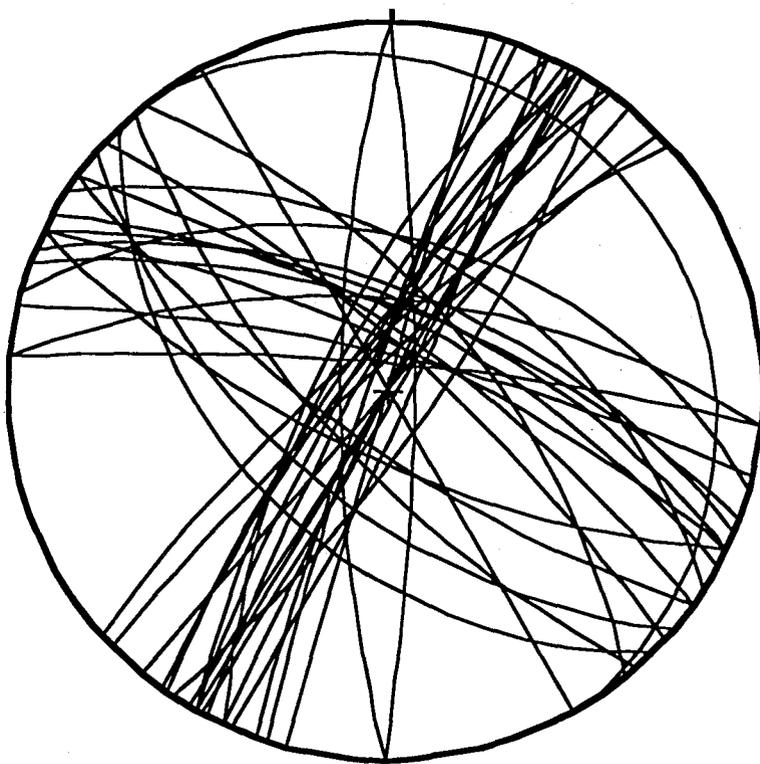
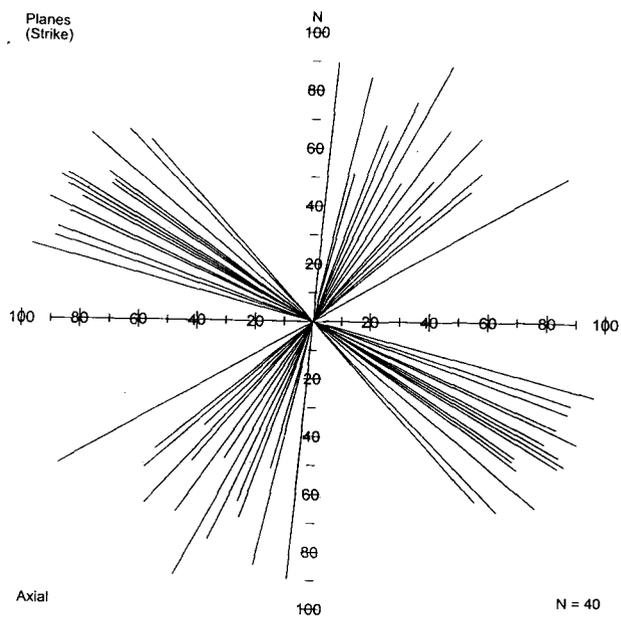
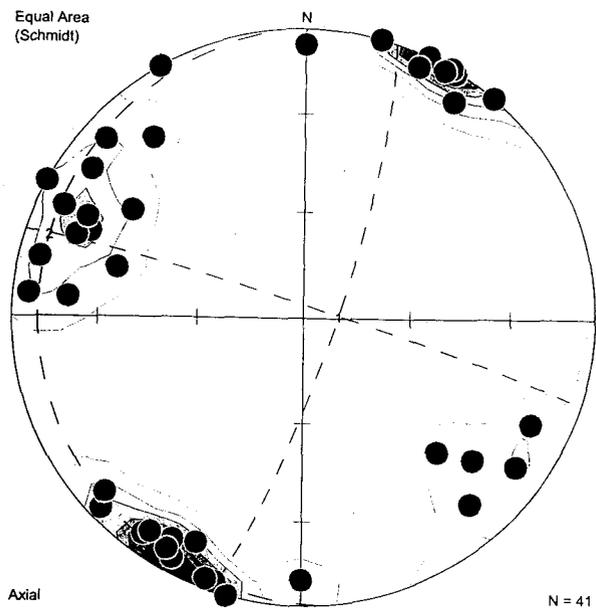


Figure D-2 : Graphiques des grands cercles et des plans résultants calculés par le logiciel Sphéristate



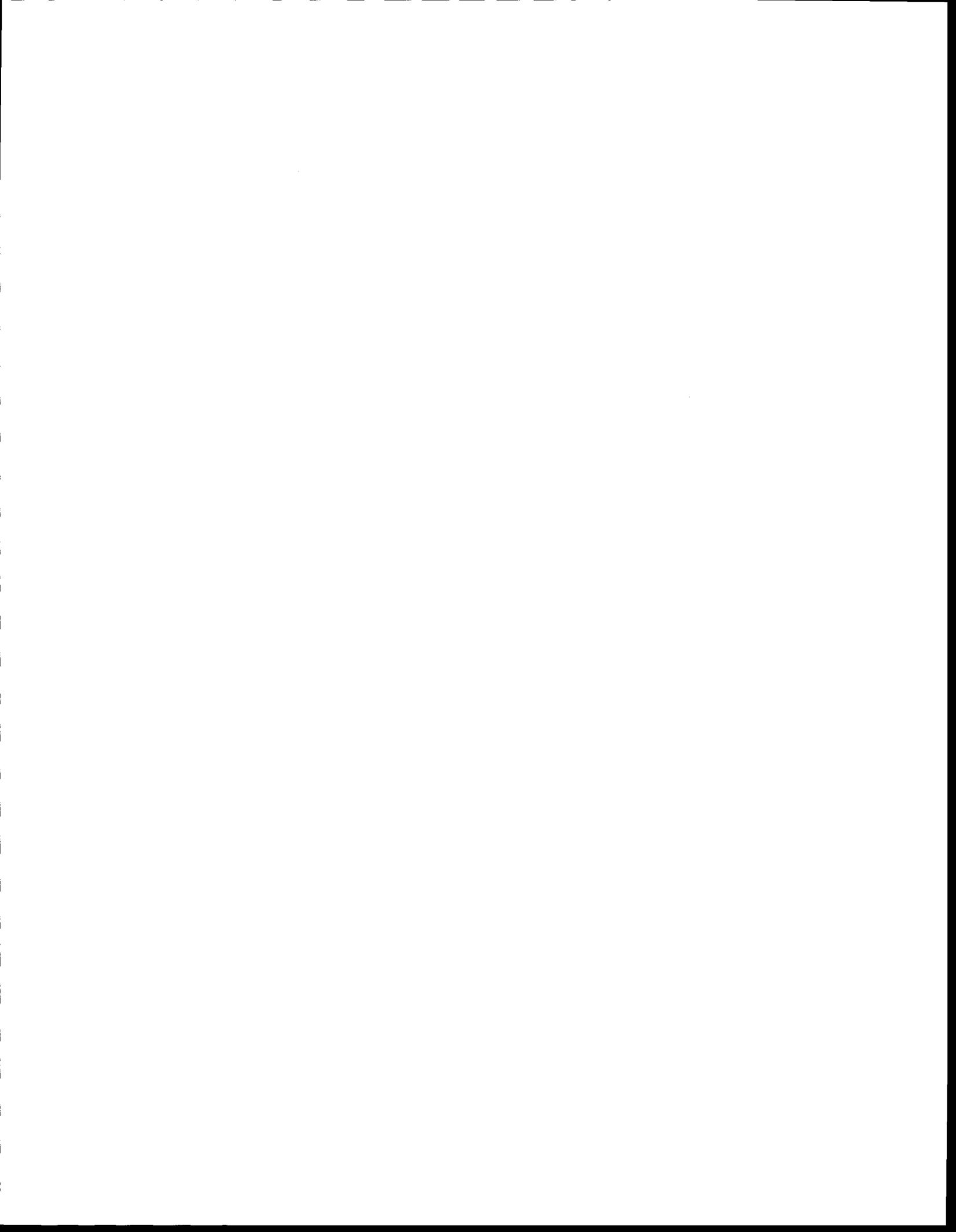


Tableau D-3 : Longueurs des tubages mesurés durant les campagnes d'échantillonnage

No échantillon	X	Y	loc alt	prop nom	prop adresse	cuvelage (m)
LB1	323882	5202343	282.75	Pierre Cloutier	68, DU CERVIN	1.3
LB2	323760	5202429	297.468	Bill Vincent	73, DU CERVIN	1.75
LB3	324103	5202007	242.485	Gilles Morin	42, DU CERVIN	2
LB4	324231	5201794	219.49	Jean-Guy Moisan	24, DU CERVIN	2
LB5	323478	5202761	340	Christine Martel	53, DE LA CIME	3
LB6	323977	5201703	222.924	Jacques Belleville	32, DE LA SAPINIERE	2.95
LB7	324180	5201390	209.968	Pierre Gosselin	4, DE LA SAPINIERE	10.8
LB8	323839	5202080	265.563	Annick Deslauriers	2, DES ENTAILLES	0.8
LB11	323812	5201464	221.667	Serge Bouchard	3, DU CHENET	6
LB12	323829	5201346	212.625	Jacques Bérubé	18, DE LA CORNIERE	4.3
LB13	323848	5201236	207.959	Claude Arcand	11, DE LA CORNIERE	5.2
LB15	324011	5201962	246.892	Jean-Pierre Degrâce	6, DES CRETES	1.9
LB16	323676	5202196	285.493	Jacques Guimont	2, DU CHALUMEAU	3
LB17	323928	5201772	226.106	Marcel Mallandain	53, DE LA RENCONTRE	8.8
LB18	323811	5201646	227.004	François Brousseau	46, DE LA RENCONTRE	6.2
LB19	323941	5202089	260.699	Pierrette Jobin	54, DES CRETES	6.4
LB20	324074	5201640	219.311	Yvon Tremblay	23, DE L'ERABLIERE	4.5
LB21	323909	5201372	214.015	Claude DE Lottinville	4, DU MENEAU	6.5
LB23	323643	5201731	239.751	Daniel DeLadurantaye	45, DE L'ATRE	1.2
LB24	323798	5201584	228.255	Louise Marcil	32, DE L'ATRE	11.18
LB25	323716	5201529	232.501	Jocelyn Ratté	30, DE LA CORNIERE	1.3
LB26	323940	5201388	213.307	Georgette Gosselin	2, DU MENEAU	2.2
LB27	323986	5201250	207.822	Jules Simon	5, DU ROUET	12.8
LB28	323953	5201230	207.56	Gaëtan Beaumont	7, DU ROUET	12.8
LB29	323980	5201191	206.572	Morin Sylvain	27, DU BRULE	6
LB31	324208	5201604	208.545	Paul Plourde	1, DU SOUS-BOIS	2.7
LB33	323462	5202866	330.39	Michel Lalande	31, DE LA CIME	1.7
LB35	324267	5201621	205.124	François Maranda	3, DU RUISSEAU	18.2
LB60	323948	5201524	215.839	Gilles Turgeon	19, DE LA RANDONNEE	2.05
LB72	323551	5202685	333.905	Denis Villeneuve	19, DE LA CIME	2.9
LB73	324001	5202092	260.849	Pierre Verrault	49, DU CERVIN	12.2
LB75	324033	5201179	205.535	Claude Hamel	28, DU BRULE	5.9
LB76	323922	5202184	268.59	Boris Grondin	1, DES GRISONS	1.4
LB90	323842	5201707	225.702	Stefan Ratté	35, DE LA RANDONNEE	8.3
LB91	323692	5202392	299.983	Tibor Kovalik	75, DES CRETES	2.4
LB93	323854	5201436	219.461	Richmond Turmel	6, DU BRASIER	1.88
LB94	323700	5201493	229.19	Benoit Carbonneau	31, DE LA CORNIERE	3.8
LB95	324288	5201488	205.019	Gaston Ross	6, DU CERVIN	6.12
LB100	324257	5201111	198.231	Jacques Monerre	9, DES MEANDRES	17.5
LB119	324078.5	5202051.5	249.1	Marc Lamonde	46, DU CERVIN	6.7
LB120	323796	5202455	294.842	Eric Pilot	76, DU CERVIN	5.9
LB123	323752	5202525	301.389	Pierre Bédard	82, DU CERVIN	6
LB237	324047	5201851	230.7	TechnoRem	2345, MICHELIN	6.1
LB159	323598	5202720	333.104	Frederic Audet	21, DE LA CIME	2.7
LB160	323568	5202807	334.46	Diane Desharnais	26, DE LA CIME	1.92
LB161	323433	5202759	339.965	Nick Dignard	52, DE LA CIME	5.6
LB185	323951	5201614	219.42	André Garneau	26, DE LA RANDONNEE	3
LB164	323743	5202424	298.599	Jean-François Lessard	78, DES CRETES	4.9
LB166	323842	5201965	248.242	Marc-Andre De la Garde	53, DE L'ERABLIERE	2.5
LB167	323527	5202429	291.033	Eric Lethiecq	29, DE LA SUCRERIE	6.74
LB168	324036	5201795	226.279	Nathalie Gagnon	36, DE L'ERABLIERE	6.15
LB186	323838	5201769	229.392	Even McHugh	49, DE LA RENCONTRE	6.05
LB187	323847	5201911	239.288	Audrey Morissette	50, DE LA SAPINIERE	4.1
LB188	324078	5201567	214.724	Louis Ruelland	20, DE LA SAPINIERE	1.43
LB189	323690	5201825	237.468	Louise Boucher	50, DE L'ATRE	6.1
LB190	323748	5201569	232.494	Alain Roch	33, DE L'ATRE	2.44
LB191	323762	5201381	216.39	Gilles Beaumont	23, DE LA CORNIERE	3.47
LB192	323637	5201559	237.512	Guy Gosselin	37, DE LA CORNIERE	4.4
LB193	324004	5201446	210.768	Caroline Coulombe	13, DE LA RANDONNEE	2.4
LB198	323642	5202243	293.242	Raymond Blais	17, DE LA SUCRERIE	2.28
LB199	323938	5202259	277.204	Fleuriane Savard	62, DU CERVIN	7.45
LB201	324079	5201731	221.07	Denise Desnoyers	30, DE L'ERABLIERE	1.8
LB204	324207.4	5201443	209.962	Estelle Lemay	5, DE L'ERABLIERE	6.4
LB205	323917	5202291	278.94	Liette Veillette	64, DU CERVIN	1.82
LB206	323900	5202315	279.9	Wilfrid Pilon	66, DU CERVIN	6
LB209	324144	5201635	216.408	Franck ManFredri	22, DE L'ERABLIERE	2.35
LB210	324194.5	5201560	209.025	Stephane Alain	14, DE L'ERABLIERE	6.8
LB211	323696.8	5201659	237.911	François Richard	39, DE L'ATRE	2.81
LB212	324040	5201133.1	204.509	Julien Isabel	26, DU BRULE	10.85
LB213	324238.4	5201265.4	207.796	Anne Richard et Michel	44, DU BRULE	17.38
LB215	324020.3	5201652.8	219.678	Renée Céré	28, DE LA SAPINIERE	5
LB216	323746	5202461.1	299.218	Gilles Richard	77, DU CERVIN	3.1
LB217	323784.4	5202227.9	263.333	Jocelyne Beaulieu	65, DES CRETES	3.62
LB222	323463.6	5202952	329.372	Jacques Simard	36, DE LA CIME	1.8
LB223	323588.8	5202618.9	316.267	Nathalie Tremblay	14, CERNIAT	4.8
LB225	323786	5202484.7	296.069	Denis Boutin	78, DU CERVIN	4
LB226	324135	5201782.6	220.909	Céline Pagé	12, DU SOUS-BOIS	4.23
LB227	324003.2	5201217.6	206.885	Nicole Mignault Adem	29, DU BRULE	17.9
LB230	323621	5202320	299.493	Yannick Martin	21, DE LA SUCRERIE	6.24

Tableau D-4 : Essai de conductivité hydraulique (Slug Test) dans le puits mutiniveau

Feuille de calcul de conductivité hydraulique, aquifère non confiné Bouwer and Rice (1976)					
Project: Lac Beauport			Puits : Technorem-1 Test no : 1		
DESCRIPTION DU PUIS					
Diamètre du tubage (Rc) :	0.0762	m	d/Rw =	807.74	
Diamètre du forage (Rw) :	0.0762	m	b/Rw =	793.44	
Longueur de la section ouverte du puits (d) :	61.55	m			
Longueur de la nappe au fond du puits			A, B & C coefficients		
Longueur de la section ouverte (b)	60.46	m	<u>4 < d/Rw < 100</u>		<u>100 < d/Rw < 500</u>
Épaisseur de l'aquifère (D) :	61	m	A =	400.99	7.09
Porosité du filtre de sable :	0.3		B =	19.24	2.61
Diamètre équivalent (Rc') :	0.0762	m	C =	-1673.79	11.74
Si Lw < H (Puits partiellement pénétrant)			Si Lw = H (Puits totalement pénétrant)		
A = 7.09			C = 11.74		
B = 2.61			ln (Re/Rw) = 5.58		
ln (Re/Rw) = 5.56			Note: Re diamètre théorique pour lequel il n'y a pas de différence de charge mesuré		
INTERPRETATION					
Test effectué par Cynthia Carrier					
Niveau statique : 398 cm					
Rabattement initiale : 36.8 cm					
CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE					
$K = \frac{Rc^2 * \ln(Re/Rw)}{2 * d * t} \ln(Ho/Ht)$					
Ho =	0.13	m	ln(Re/Rw) =	5.56	
Ht =	0.01	m	Rc =	0.0762	m
t =	1350	sec	Rc' =	0.0762	m
			d =	61.55	m
Conductivité hydraulique					
if Rc	K =	4.95E-07	m/sec	if Rc'	K = 4.95E-07 m/sec

Tableau D-5-a : Tableaux de résultats des tests de perméabilité à charge constante effectué dans le puits technorem-1

Test de perméabilité à charge constante				
profondeur du puits :		67.10		
profondeur au roc :		0.9		
profondeur casing :		5.45		
Margelle :		0.83		
niveau d'eau (par rapport à margelle) (09/07/03) :		7.39 m		
Résultats compilés				
Zone #	prof. 1 (m)	prof. 2 (m)	T (m ² /s)	K (m/s)
1	7.36	9.7	6.7E-06	2.8E-06
2	9.36	11.7	1.4E-07	5.8E-08
3	11.36	13.7	5.7E-07	2.4E-07
3	11.36	13.7	3.9E-07	1.7E-07
4	13.36	15.7	1.1E-06	4.5E-07
5	15.36	17.7	1.8E-07	7.5E-08
6	17.36	19.7	1.4E-06	5.8E-07
7	19.36	21.7	6.5E-07	2.8E-07
8	21.36	23.7	3.1E-07	1.3E-07
9	23.36	25.7	4.1E-09	1.8E-09
10	25.36	27.7	5.5E-08	2.4E-08
11	27.36	29.7	2.3E-09	9.7E-10
12	29.36	31.7	7.0E-07	3.0E-07
13	31.36	33.7	3.0E-07	1.3E-07
14	33.36	35.7	7.0E-08	3.0E-08
15	35.36	37.7	6.0E-08	2.6E-08
16	37.36	39.7	2.2E-07	9.2E-08
17	39.36	41.7	3.6E-08	1.5E-08
18	41.36	43.7	1.9E-08	8.0E-09
19	43.36	45.7	4.2E-08	1.8E-08
20	45.36	47.7	5.1E-08	2.2E-08
21	47.36	49.7	6.5E-08	2.8E-08
22	49.36	51.7	5.4E-08	2.3E-08
23	51.36	53.7	8.1E-08	3.4E-08
24	53.36	55.7	6.2E-08	2.6E-08
25	55.36	57.7	1.2E-07	5.3E-08
26	57.36	59.7	1.1E-07	4.6E-08
27	59.36	61.7	1.4E-07	5.8E-08
28	61.36	63.7	1.4E-07	6.1E-08
29	63.36	65.7	1.6E-07	6.8E-08
Moyenne géométrique				5.4E-08

Tableau D-5-b : Feuille de calcul pour le traitement des résultats des test de conductivité hydraulique à charge constante

Lac-Beauport										Calibration des		Autres données:													
profondeur du puits indiquée par foreur (par rapport au sol m) :					67.10					réservoirs (m3/cm)		rayon du puits (m):					0.0762								
profondeur au roc indiquée par foreur (par rapport au sol m) :					0.9							rayon d'influence					10								
profondeur casing indiquée par foreur (par rapport au sol m) :					5.45							rho: 9800													
margelle en date du 09/07/03 : 0.65 m					niveau d'eau (par rapport à margelle) (09/07/03) : 7.39 m							mu 1.39E-03													
capteur calibré : 0.7028 (m/psi) Druck Tx#: 710163																									
datum (TOC) : nmm																									
Margelle lors de l'essai : 0.65 m																									
Altitude approximée (nmm) : 230.7 m																									
Référence X: 324051 (MapInfo, UTM)										Lectures initiales		PREMIERE INJECTION													
Sol Y: 5201948 NAD 83										du capteur de pression		Calcul I													
Données de base										à la surface		obturateurs non gonflés		obturateurs gonflés		première injection		charge dans la section		calibration 1 fois/an		débit d'eau		Transmissivité s'il aurait 1 seule frac.	
Zone	Date	prof.1	prof.2	Zone	Alt. 1	Alt. 2	Intervalle	puits ouvert	Différence	h0	H1	h	Réservoir #	Réservoir	débit	Q	Q/h	T	Zb	Temps en s					
#		(m)	(m)	Point milieu	(nmm)	(nmm)	(m)	(psi)	(psi)	(psi)	(psi)	(m)		(m3/cm)	(cm/s)	(m3/s)	(m2/s)	(m2/s)	(microns)						
1	14-Jul-03	7.36	9.70	8.53	223.99	221.65	2.34			1.21	8.05	4.81	4	2.E-04	7.E-01	3.E-05	5.E-06	4.E-06	190	7.55					
2	14-Jul-03	9.36	11.70	10.53	221.99	219.65	2.34			4.34	123.77	83.94	4	2.E-04	4.E-01	1.E-05	2.E-07	1.E-07	62	12.76					
3	14-Jul-03	11.36	13.70	12.53	219.99	217.65	2.34			7.74	47.19	27.72	4	2.E-04	6.E-01	2.E-05	8.E-07	6.E-07	102	8.59					
3	14-Jul-03	11.36	13.70	12.53	219.99	217.65	2.34			9.54	53.92	31.20	4	2.E-04	4.E-01	2.E-05	5.E-07	4.E-07	90	11.12					
4	14-Jul-03	13.36	15.70	14.53	217.99	215.65	2.34			10.39	28.33	12.61	4	2.E-04	6.E-01	2.E-05	2.E-06	1.E-06	130	8.99					
5	14-Jul-03	15.36	17.70	16.53	215.99	213.65	2.34			15.09	96.49	57.21	4	2.E-04	4.E-01	1.E-05	2.E-07	2.E-07	68	13.63					
6	14-Jul-03	17.36	19.70	18.53	213.99	211.65	2.34			19.97	29.26	6.53	4	2.E-04	6.E-01	2.E-05	3.E-06	3.E-06	162	8.94					
7	14-Jul-03	19.36	21.70	20.53	211.99	209.65	2.34			24.31	49.29	17.56	4	2.E-04	5.E-01	2.E-05	1.E-06	9.E-07	115	9.35					
8	14-Jul-03	21.36	23.70	22.53	209.99	207.65	2.34			30.14	71.45	29.04	4	2.E-04	4.E-01	1.E-05	5.E-07	4.E-07	87	12.87					
9	14-Jul-03	23.36	25.70	24.53	207.99	205.65	2.34			47.72	140.44	65.16	1	5.E-06	4.E-01	4.E-07	6.E-09	5.E-09	20	12.25					
10	14-Jul-03	25.36	27.70	26.53	205.99	203.65	2.34			38.53	166.07	89.63	3	9.E-05	4.E-01	7.E-06	8.E-08	6.E-08	47	12.97					
11	14-Jul-03	27.36	29.70	28.53	203.99	201.65	2.34			85.38	189.74	73.34	1	5.E-06	3.E-01	3.E-07	4.E-09	3.E-09	17	17.85					
12	14-Jul-03	29.36	31.70	30.53	201.99	199.65	2.34			47.32	63.14	11.11	4	2.E-04	6.E-01	2.E-05	2.E-06	2.E-06	137	8.7					
13	14-Jul-03	31.36	33.70	32.53	199.99	197.65	2.34			52.43	96.66	31.08	4	2.E-04	5.E-01	2.E-05	6.E-07	4.E-07	91	10.73					
14	14-Jul-03	33.36	35.70	34.53	197.99	195.65	2.34			58.88	175.19	81.74	4	2.E-04	2.E-01	9.E-06	1.E-07	8.E-08	52	21.49					
15	14-Jul-03	35.36	37.70	36.53	195.99	193.65	2.34			61.82	185.86	87.18	4	2.E-04	2.E-01	8.E-06	9.E-08	7.E-08	50	23.44					
16	14-Jul-03	37.36	39.70	38.53	193.99	191.65	2.34			66.58	127.08	42.52	4	2.E-04	4.E-01	2.E-05	4.E-07	3.E-07	81	11.14					
17	14-Jul-03	39.36	41.70	40.53	191.99	189.65	2.34			88.42	228.17	98.21	3	9.E-05	3.E-01	6.E-06	6.E-08	5.E-08	42	16.29					
18	14-Jul-03	41.36	43.70	42.53	189.99	187.65	2.34			82.26	243.17	113.08	3	9.E-05	2.E-01	3.E-06	3.E-08	2.E-08	34	28.37					
19	14-Jul-03	43.36	45.70	44.53	187.99	185.65	2.34			98.05	236.67	97.42	3	9.E-05	4.E-01	7.E-06	7.E-08	5.E-08	45	13.87					
20	14-Jul-03	45.36	47.70	46.53	185.99	183.65	2.34			103.24	247.16	101.15	3	9.E-05	5.E-01	9.E-06	8.E-08	7.E-08	48	10.85					
21	14-Jul-03	47.36	49.70	48.53	183.99	181.65	2.34			130.28	247.78	82.58	3	9.E-05	5.E-01	1.E-05	1.E-07	9.E-08	54	9.39					
22	14-Jul-03	49.36	51.70	50.53	181.99	179.65	2.34			123.17	294.17	120.18	3	9.E-05	6.E-01	1.E-05	9.E-08	7.E-08	49	8.61					
23	14-Jul-03	51.36	53.70	52.53	179.99	177.65	2.34			110.05	244.89	94.77	3	9.E-05	7.E-01	1.E-05	1.E-07	1.E-07	57	7.13					
24	14-Jul-03	53.36	55.70	54.53	177.99	175.65	2.34			190.83	274.35	58.70	3	9.E-05	5.E-01	9.E-06	2.E-07	1.E-07	58	10.46					
25	14-Jul-03	55.36	57.70	56.53	175.99	173.65	2.34			197.33	280.27	44.24	3	9.E-05	8.E-01	2.E-05	4.E-07	3.E-07	78	5.9					
26	14-Jul-03	57.36	59.70	58.53	173.99	171.65	2.34			224.32	276.62	36.76	3	9.E-05	7.E-01	1.E-05	4.E-07	3.E-07	79	6.73					
27	14-Jul-03	59.36	61.70	60.53	171.99	169.65	2.34			229.02	289.71	28.60	3	9.E-05	9.E-01	2.E-05	6.E-07	4.E-07	91	5.78					
28	14-Jul-03	61.36	63.70	62.53	169.99	167.65	2.34			224.93	263.26	26.94	3	9.E-05	9.E-01	2.E-05	6.E-07	5.E-07	93	5.64					
29	14-Jul-03	63.36	65.70	64.53	167.99	165.65	2.34			235.32	267.42	22.56	3	9.E-05	1.E+00	2.E-05	8.E-07	6.E-07	102	5.14					

Tableau D-6 : Profondeur de l'eau mesuré dans les puits privés (2002-2003)

No de puits	Date d'échantillon	Profondeur (m)	(suite)		
02LBJMB005	6/11/2002	13.97	02LBJMB149	10/22/2002	1.2192
02LBJMB006	6/11/2002	8.11	02LBJMB154	10/22/2002	1.2192
02LBJMB007	6/11/2002	9.25	02LBJMB155	10/22/2002	1.2192
02LBJMB008	6/11/2002	2.42	02LBJMB152	10/22/2002	0.29
02LBJMB010	6/12/2002	13.22	02LBJMB153	10/22/2002	1.2
02LBJMB011	6/12/2002	6.85	02LBJMB004	2/2/1900	14
02LBJMB012	6/12/2002	6.88	02LBJMB031	1/18/1900	
02LBJMB014	6/12/2002	20.48	02LBJMB039	1/17/1900	
02LBJMB015	6/13/2002	20.93	02LBJMB041	1/17/1900	
02LBJMB016	6/13/2002	38.06	02LBJMB044	6/14/1900	
02LBJMB018	6/13/2002	7.57	02LBJMB048	6/14/1900	
02LBJMB019	6/13/2002	16.77	02LBJMB050	6/14/1900	
02LBJMB020	6/13/2002	9.67	02LBJMB051	6/14/1900	
02LBJMB021	6/13/2002	11	02LBJMB119	5/22/1900	0.44
02LBJMB023	6/17/2002	21.53	03LBCC154	6/9/2003	
02LBJMB024	6/17/2002	10.54	03LBCC155	6/9/2003	18.1
02LBJMB025	6/17/2002	18.43	03LBCC156	6/9/2003	5.59
02LBJMB026	6/17/2002	13.02	03LBCC157	6/9/2003	15.3
02LBJMB027	6/17/2002	3.15	03LBCC158	6/9/2003	
02LBJMB028	6/17/2002	3.15	03LBCC160	6/11/2003	2.7
02LBJMB029	6/17/2002	5.57	03LBCC161	6/10/2003	45.42
02LBJMB032	6/18/2002	3.66	03LBCC162	6/10/2003	
02LBJMB035	6/18/2002	3.57	03LBCC163	6/10/2003	26.36
02LBJMB036	6/19/2002	33.47	03LBCC164	7/3/2003	44.62
02LBJMB037	6/19/2002	12.7	03LBCC165	6/10/2003	4.2
02LBJMB038	6/19/2002	6.82	03LBCC166	6/11/2003	7.03
02LBJMB040	6/19/2002	40.46	03LBCC167	6/11/2003	12.35
02LBJMB042	6/20/2002	17.8	03LBCC168	6/11/2003	1.93
02LBJMB046	6/20/2002	7.91	03LBCC169	6/11/2003	
02LBJMB047	6/20/2002	12.9	03LBCC170	6/11/2003	13.3
02LBJMB049	6/25/2002	17.01	03LBCC171	6/11/2003	4.58
02LBJMB052	6/25/2002	17.63	03LBCC172	6/11/2003	25.83
02LBJMB055	6/26/2002	0	03LBCC173	6/11/2003	3.7
02LBJMB056	6/26/2002	0	03LBCC175	6/12/2003	1.26
02LBJMB059	7/2/2002	16.95	03LBCC176	6/12/2003	
02LBJMB060	7/2/2002	1.56	03LBCC177	6/12/2003	12.5
02LBJMB062	7/2/2002	7.35	03LBCC178	7/3/2003	44.07
02LBJMB065	7/3/2002	7	03LBCC179	6/12/2003	3.05
02LBJMB066	7/3/2002	5.12	03LBCC180	6/12/2003	39.3
02LBJMB069	7/3/2002	3.48	03LBCC181	6/12/2003	1.7
02LBJMB070	7/3/2002	13.55	03LBCC183	6/12/2003	
02LBJMB071	7/4/2002	45.58	03LBCC184	6/12/2003	6.8
02LBJMB072	7/4/2002	0.54	03LBCC186	6/16/2003	6.7
02LBJMB073	7/4/2002	0.3	03LBCC188	7/3/2003	42.51
02LBJMB076	7/4/2002	8.96	03LBCC190	7/3/2003	42.89
02LBJMB078	7/8/2002	37.55	03LBCC191	1/20/1900	
02LBJMB080	7/8/2002	4.55	03LBCC192	6/18/2003	
02LBJMB081	7/8/2002	6	03LBCC193	6/16/2003	9.2
02LBJMB084	7/10/2002	5.62	03LBCC194	6/16/2003	1.9
02LBJMB085	7/10/2002	15.3	03LBCC195	6/17/2003	20.38
02LBJMB086	7/11/2002	19.01	03LBCC196	6/17/2003	5.26
02LBJMB088	7/11/2002	15.3	03LBCC197	6/17/2003	6.37
02LBJMB091	7/10/2002	15.43	03LBCC198	6/17/2003	
02LBJMB092	7/9/2002	2.92	03LBCC199	6/17/2003	4.82
02LBJMB093	7/9/2002	16.7	03LBCC200	6/17/2003	
02LBJMB094	7/9/2002	42.78	03LBCC201	6/27/2003	38.2
02LBJMB095	7/9/2002	10.7	03LBCC202	6/18/2003	
02LBJMB096	7/9/2002	35.12	03LBCC204	6/18/2003	
02LBJMB099	7/11/2002	7.23	03LBCC206	6/18/2003	10.4
02LBJMB118	7/11/2002	13.9	03LBCC207	6/18/2003	4.65
02LBJMB100	7/9/2002	17.9	03LBCC208	6/18/2003	
02LBJMB101	7/9/2002	8.63	03LBCC210	7/3/2003	29.42
02LBJMB102	7/9/2002	8.28	03LBCC212	6/18/2003	7.4
02LBJMB103	7/9/2002	16.7	03LBCC214	6/19/2003	8.77
02LBJMB104	7/9/2002	17.43	03LBCC215	6/19/2003	
02LBJMB106	7/10/2002	10.35	03LBCC218	7/17/2003	49.37
02LBJMB107	7/10/2002	35.07	03LBCC219	6/27/2003	28.05
02LBJMB108	7/10/2002	10.23	03LBCC174	6/11/2003	
02LBJMB109	7/10/2002	11	03LBCC220	7/29/2003	22.76
02LBJMB110	7/10/2002	3.95	03LBCC221	7/29/2003	32.8
02LBJMB111	7/10/2002	1.2	03LBCC222	7/29/2003	19.07
02LBJMB113	7/11/2002	10.53	03LBCC223	7/29/2003	1.37
02LBJMB115	7/11/2002	10.56	03LBCC224	7/30/2003	7.08
02LBJMB117	7/11/2002	12.16	03LBCC182	6/12/2003	1.7
02LBJMB150	7/15/2002	0.44	03LBCC185	6/12/2003	6.8
02LBJMB123	7/16/2002	71	03LBCC187	6/16/2003	6.7
02LBJMB127	9/18/2002	3	03LBCC209	6/18/2003	
02LBJMB135	10/16/2002	10.21	03LBCC211	7/3/2003	29.42
02LBJMB136	10/16/2002	14.59	03LBCC213	6/18/2003	7.4
02LBJMB137	10/16/2002	45.8	03LBCC216	6/19/2003	
02LBJMB139	10/16/2002	6.07	03LBCC000	7/10/2003	6.74
02LBJMB140	10/16/2002	3.14			
02LBJMB143	10/17/2002	0			
02LBJMB145	10/24/2002	33.5			
02LBJMB146	10/18/2002	1.08			
02LBJMB148	10/21/2002	4.3			

Figure D-7 : Variogrammes des piézométries interpolées avec le logiciel Surfer

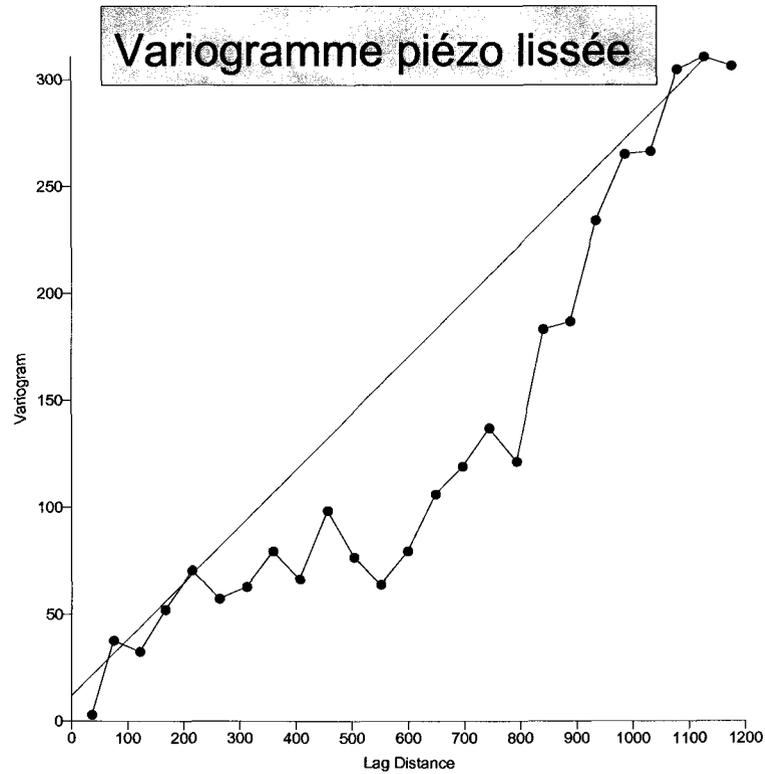
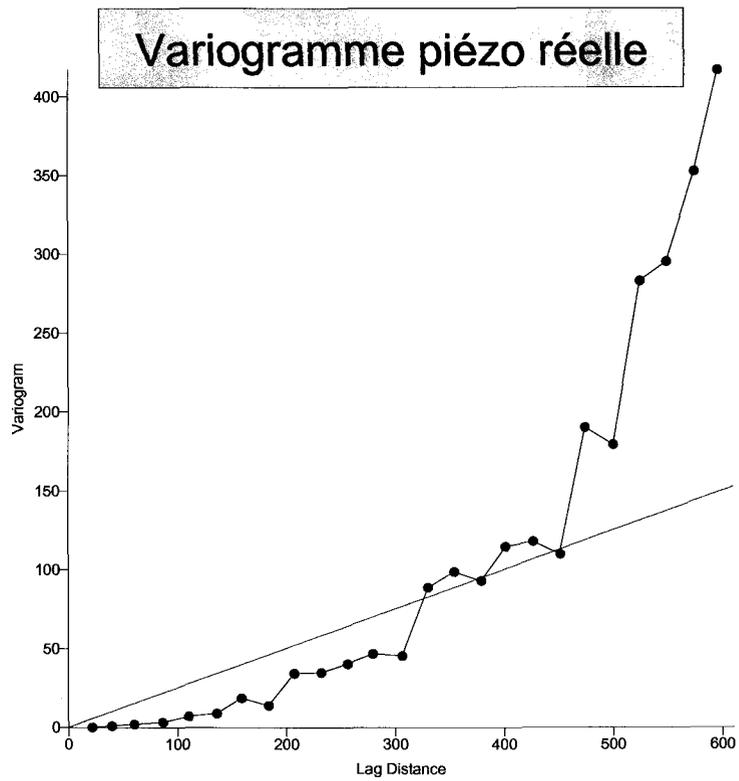


Tableau D-8 : Rapport de forage du puits Technorem-1 dans l'aquifère de roc

RAPPORT DE FORAGE NO: Technorem-1

Projet no: RD 01-08

Coordonnées géographiques: X: 324047 Y: 5201851

Projet: Développement d'outils scientifiques

Projection: UTMnad83z19

Cliant: Lac-Beauport

Technicien: CC et VB

Localisation: ch. de la Rencontre et ch. du Sous-Bois

Profondeur	Profil stratigraphique			Échantillons				Test de pénétration standard 1 20 60	Schéma puits *	Remarques
	Stratigraphie		Élev./Prof.	No.	Type	Nb. coup/ft	Récupér.			
0		Surface du terrain	0							
10		Till Till sableux avec blocs.	231							Q100pi = 1 gal/min Q200pi = 1 gal/min Q220pi = 1 gal/min
30		Roc Gneiss granitique rose.	11.3							Petite fracture (37 pi - 11.3 m)
40		Roc Amphibolite grise (intrusion). Roche métamorphisée très friable.	219							Petite fracture (59 pi - 17.9 m)
50			14.6							
60			216							
70			21.3							
80		Roc Gneiss granitique rose.	209							* Schéma du puits à l'annexe F-2
90										
100										
110										
120										
130										Petite fracture (124 pi - 37.8 m) Roc moins résistant (131pi-39.9m)
140										MARGELLE longueur = 26.6 po (65 cm)
150										TUBAGE EXTÉRIEUR type = acier longueur = 20 pi (6.1 m) diamètre int. = 6 po int. (15.24cm)
160										
170										
180										
190										
200		Roc Gneiss granitique gris-vert.								CIMENT (bentonite) de 0 à 16.4 pi (0 - 5 m)
210										TÊTE DE FORAGE de 0 à 2 pi (foré en 12 po) de 2 à 16.4 pi (foré en 10 po) de 16.4 à 17.5 pi (foré en 8 ½ po) de 17.5 à 220 pi (foré en 6 po)
220		Fin du forage	67.1							
230			164							

Forage par: Les puits du Lac-Beauport

Diamètre du forage: 6 po (15.24 cm)

Méthode de forage: À percussion (air et eau injectés)

Diamètre tubulure 6 po int. (15.24 cm)

Date: 09/07/03

Longueur totale du puits 220 pi (67.1 m)



ANNEXE E

TABLEAU DE DONNÉES ET DE RÉSULTATS

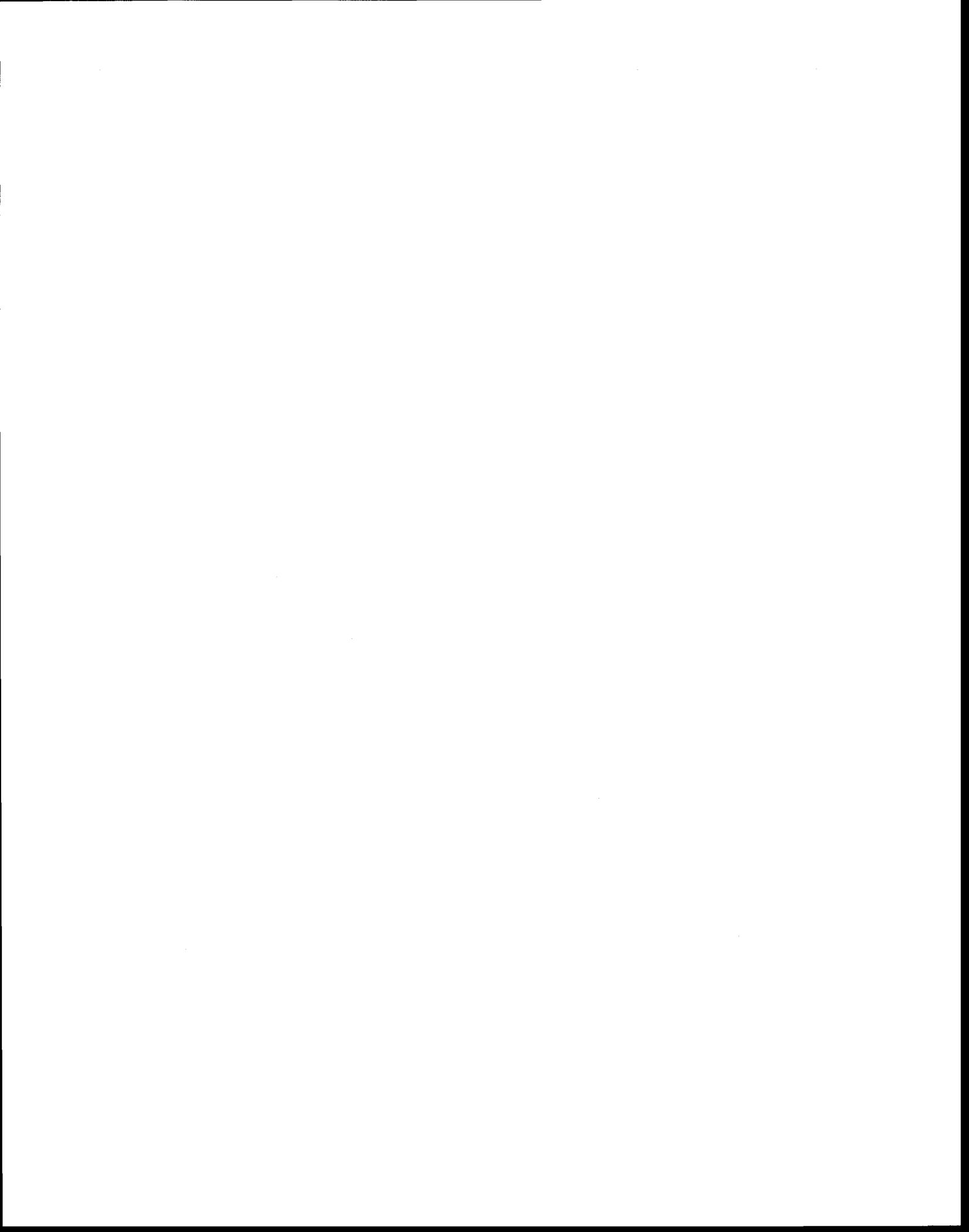


TABLEAU E-1 : RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES PARAMÈTRES BACTÉRIOLOGIQUES, EN NITRITES - NITRATES - ET PHYSICO-CHIMIQUES PUIS ÉCHANTILLONNÉS LORS DES CAMPAGNES DE TERRAIN 2002 ET 2003

Local	X UTM NAD 83 zone 19	Y UTM NAD 83 zone 19	Altitude (m)	N° Station	N° Échantillon	Date prélevement	Coliformes fécaux/100 ml	Coliformes fécaux - commentaires	Entérocoques fécaux/100 ml	Entérocoques fécaux - commentaires	Nitrites et nitrates (N-NH ₃ + NO ₃) mg/L	Nitrites et nitrates - commentaires	Azote amoniacal (N-NH ₄) mg/L	Azote amoniacal - commentaires	Température (°C)	Température - commentaires	pH	pH - commentaires	Conductivité (µS/cm)	Conductivité - commentaires	Oxygène dissout (%)	Oxygène dissout - commentaires	Salinité - commentaires	Potential d'oxydo-réduction - commentaires	Potential d'oxydo-réduction - commentaires	
LB1	323882	5202343	282,75	021.BCC181	MLN010	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,00	OK	0,1	OK	9,91	OK	6,54	OK	1554	OK	46,7	OK	0,79	OK	149,5	OK
LB1	323882	5202343	282,75	021.BCC181	1995.09.B001	6/12/2002	1	OK	3	OK	4,00	OK	0,1	OK	9,91	OK	6,54	OK	1554	OK	46,7	OK	0,79	OK	149,5	OK
LB1	323882	5202343	282,75	021.BCC181	1995.09.B001	6/12/2002	0	OK	0	OK	2,50	OK	0,1	INF	10,59	OK	6,31	OK	1,011	OK	18,6	OK	0,55	OK	214	OK
LB1	323882	5202343	282,75	021.BCC181	1995.09.B001	5/29/1995	0	OK	5	OK	3,10	OK	0,1	OK	8,74	OK	6,39	OK	0,54	OK	13	OK	0,26	OK	105,2	OK
LB10	323776	5201614	230,28	021.BMB010	1995.09.B010	6/12/2002	0	OK	0	OK	3,10	OK	0,1	OK	8,74	OK	6,39	OK	0,54	OK	13	OK	0,26	OK	105,2	OK
LB10	323776	5201614	230,28	021.BMB010	1995.09.B010	6/12/2002	0	OK	0	OK	3,10	OK	0,1	OK	8,74	OK	6,39	OK	0,54	OK	13	OK	0,26	OK	105,2	OK
LB10	323776	5201614	230,28	021.BMB010	1995.09.B010	6/12/2002	0	OK	0	OK	3,10	OK	0,1	OK	8,74	OK	6,39	OK	0,54	OK	13	OK	0,26	OK	105,2	OK
LB100	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	0	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB100	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB101	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB101	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB101	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23	OK	0,688	OK	37,2	OK	0,34	OK	166	OK
LB102	324257	5201111	198,231	021.BMB111	1995.09.B111	7/12/2002	0	OK	2	OK	4,10	OK	0,17	OK	10,39	OK	7,23									

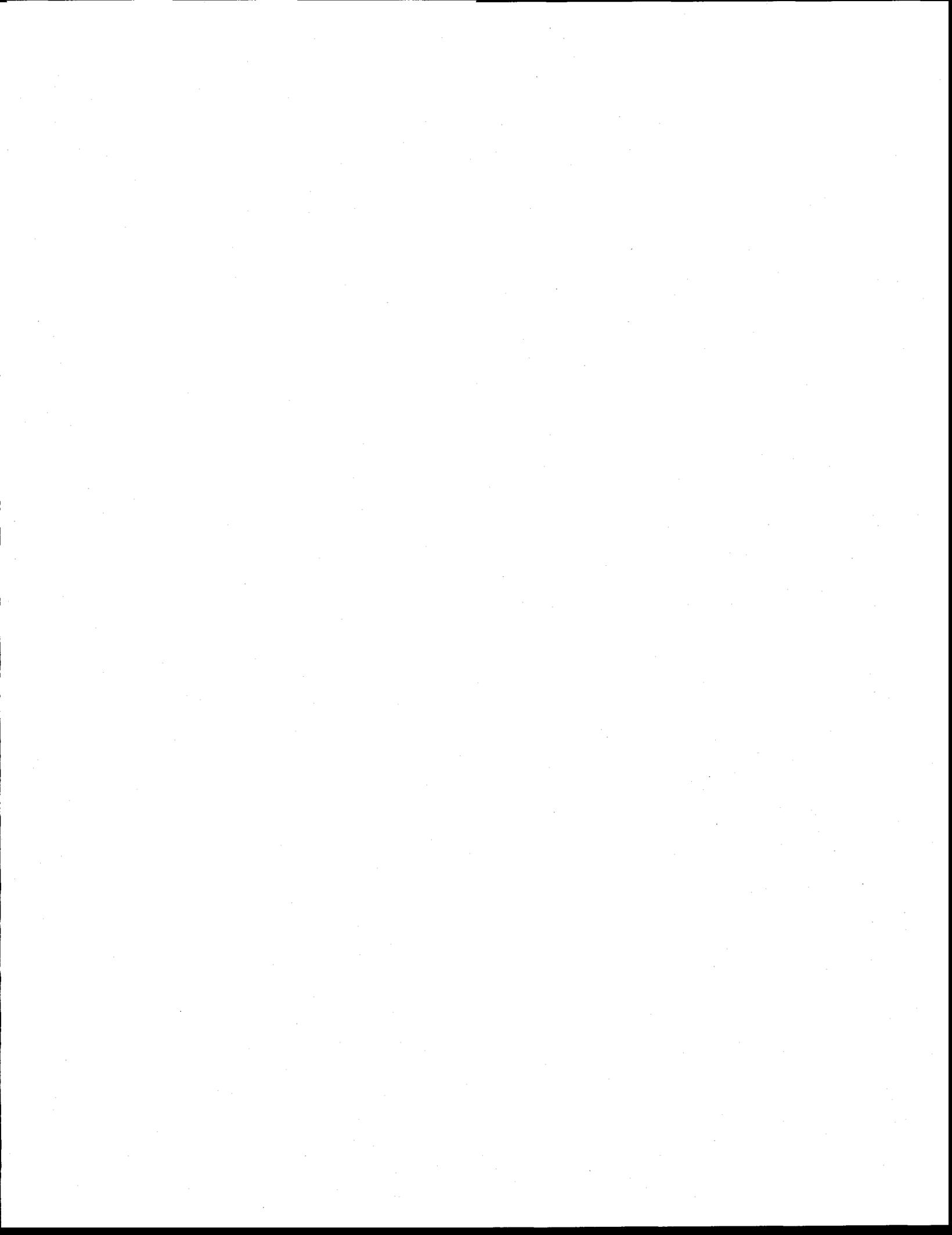


TABLEAU E-1 (suite 1) : RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES PARAMÈTRES BACTÉRIOLOGIQUES, EN NITRATES - NITRATES - ET PHYSICO-CHIMIQUES PUIS ÉCHANTILLONNÉS LORS DES CAMPAGNES DE TERRAIN 2002 ET 2003

Local	X UTM MAD 83 zone 19	Y UTM MAD 83 zone 19	Altitude [m]	N° Station	N° Échantillon	Date prélevement	Coliformes Recens./100 ml	Coliformes Recens. - commentaires	Entérocoques Recens./100 ml	Entérocoques Recens. - commentaires	Nitrates et nitrites (µg NH ₄ + NO ₃) mg/L	Nitrates et nitrites - commentaires	Azote ammoniacal (µg NH ₄) mg/L	Azote ammoniacal commentaires	Température (°C)	Température - commentaires	pH	pH - commentaires	Conductivité spécifique (µS/cm)	Conductivité - commentaires	Oxygène dissout (%)	Oxygène dissout - commentaires	Salinité	Salinité - commentaires	Potentiel d'oxydo-réduction	Potentiel d'oxydo-réduction - commentaires	
LB160	323568	5202807	334,4598915	03.BCC159	LB156	6/9/2003	0	OK	6	OK	4,65	OK			8	OK	6,47	OK	20,48	OK	72,5	OK	1,05	OK	173,5	OK	
LB161	323433	5202759	339,9848983	03.BCC157	LB157	6/9/2003	0	OK	6	OK	3,26	OK			8,23	OK	6,88	OK	9,92	OK	62	OK	0,46	OK	176,1	OK	
LB162	323420	5202759	339,9848983	03.BCC158	MUN020	7/16/2003	0	OK	0	OK		OK			16,3	OK	8,05	OK	2,55	OK	59	OK	0,11	OK	119	OK	
LB163	323420	5201064	200	03.BCC159	LB159	6/10/2003	8	OK	39	OK		OK															
LB164	323760	5202264	298,5089999	03.BCC160	LB161	6/10/2003	0	OK	0	OK	0,15	OK															
LB165	323659	5202213	298,5089999	03.BCC161	LB162	6/10/2003	0	OK	0	OK	2,13	OK															
LB166	323827	5201995	248,2420204	03.BCC162	LB163	6/10/2003	0	OK	0	OK	3,43	OK															
LB167	323827	5202029	251,0329985	03.BCC163	LB164	6/10/2003	0	OK	1	OK	1,55	OK															
LB168	324036	5201795	226,2790077	03.BCC164	LB165	6/10/2003	0	OK	0	OK	2,82	OK															
LB169	323928	5201772	226,1066028	03.BCC165	LB166	6/13/2003	0	OK	0	OK	0,10	OK															
LB170	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB171	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB172	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB173	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB174	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB175	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB176	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB177	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB178	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB179	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB180	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB181	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB182	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB183	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB184	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB185	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB186	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB187	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB188	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB189	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB190	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB191	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB192	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB193	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB194	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB195	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB196	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB197	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB198	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB199	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB200	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB201	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB202	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB203	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB204	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB205	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB206	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB207	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB208	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB209	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB210	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB211	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB212	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB213	323928	5201772	226,1066028	02.BJMB017	LB017	9/5/1995	0	OK	0	OK	0,02	OK															
LB214	323928	5201772																									



TABLEAU E-1 (suite 2) : RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES PARAMÈTRES BACTÉRIOLOGIQUES, EN NITRATES - NITRATES - ET PHYSICO-CHIMIQUES Puits Échantillonnés Lors des Campagnes de Terrain 2002 et 2003

Locid	X UTM MAD 83 zone 19	Y UTM MAD 83 zone 19	Altitude (m msnl)	N° Station	N° Échantillon	Date prélevement	Coliformes fécaux/100 ml	Coliformes fécaux - commentales	Entérocoques fécaux/100 ml	Entérocoques commentales	Nitrites et nitrates (N-NO ₂) mg/L	Nitrites et nitrates commentales	Azote ammoniacal (N-NH ₄) mg/L	Azote ammoniacal commentales	Température (°C)	Température commentales	pH	pH - commentales	Conductivité spécifique (µS/cm)	Conductivité spécifique commentales	Oxygène dissout (%)	Oxygène dissout - commentales	Salinité commentales	Salinité - commentales	Potentiel d'oxydo-réduction	Potentiel d'oxydo-réduction - commentales
LB228	323987,3	5201330	209 041 0004	031.BCC215	LB216	6/19/2003	0	OK	0	OK	5,17	OK	0,1	OK	8,16	OK	7	OK	6,73	OK	22,2	OK	0,33	OK	136,7	OK
LB228	323987,3	5201330	209 041 0004	031.BCC215	LB215	6/19/2003	0	OK	1	OK	5,20	OK	0,1	OK	8,16	OK	7	OK	6,73	OK	22,2	OK	0,33	OK	136,7	OK
LB229	323941,7	5205145,1	260	031.BCC217	LB217	7/15/2003	30	OK	80	SUP	0,13	OK	0,1	OK	16,94	OK	7,08	OK	27	OK	31,2	OK	0,01	OK	121,7	OK
LB23	323943	5201731	239 751 0071	021.BAMB023	LB023	5/29/1995	0	OK	0	OK	3,30	OK	0,1	OK	7,82	OK	6,87	OK	0,398	OK	40	OK	0,19	OK	180	OK
LB23	323943	5201731	239 751 0071	021.BAMB023	LB023	6/17/2002	0	OK	0	OK	2,36	OK	0,1	OK	7,81	OK	7,24	OK	409	OK	41,3	OK	0,2	OK	146,5	OK
LB230	323943	5201731	239 751 0071	021.BAMB023	LB218	5/29/1995	0	OK	0	OK	3,40	OK	0,1	OK	8,81	OK	6,45	OK	0,566	OK	31,5	OK	0,28	OK	194,2	OK
LB24	323788	5201584	228 252 0048	021.BAMB024	LB024	6/17/2002	0	OK	0	OK	1,90	OK	0,1	OK	8,21	OK	5,92	OK	0,306	OK	49	OK	0,15	OK	201,2	OK
LB24	323788	5201584	228 252 0048	021.BAMB024	LB024	5/29/1995	0	OK	0	OK	1,60	OK	0,1	OK	9,09	OK	6,7	OK	0,742	OK	27,2	OK	0,36	OK	190,7	OK
LB25	323716	5201529	222 501 0071	021.BAMB025	LB025	5/29/1995	0	OK	0	OK	3,00	OK	0,1	OK	8,9	OK	7	OK	0,73	OK	17,5	OK	0,36	OK	99,6	OK
LB25	323716	5201529	222 501 0071	021.BAMB025	LB025	6/17/2002	0	OK	0	OK	1,60	OK	0,1	OK	9,29	OK	7,1	OK	0,716	OK	10,5	OK	0,35	OK	125,6	OK
LB26	323940	5201388	213 307 0068	021.BAMB026	LB026	5/29/1995	0	OK	0	OK	3,00	OK	0,1	OK	8,21	OK	5,92	OK	0,306	OK	49	OK	0,15	OK	201,2	OK
LB26	323940	5201388	213 307 0068	021.BAMB026	LB026	6/17/2002	0	OK	0	OK	1,90	OK	0,1	OK	9,09	OK	6,7	OK	0,742	OK	27,2	OK	0,36	OK	190,7	OK
LB27	323986	5201250	207 822 0062	021.BAMB027	LB027	5/29/1995	0	OK	0	OK	2,20	OK	0,1	OK	8,9	OK	7	OK	0,73	OK	17,5	OK	0,36	OK	99,6	OK
LB27	323986	5201250	207 822 0062	021.BAMB027	LB027	6/17/2002	0	OK	0	OK	2,10	OK	0,1	OK	9,29	OK	7,1	OK	0,733	OK	20,8	OK	0,36	OK	118,7	OK
LB28	323986	5201250	207 822 0062	021.BAMB028	LB028	5/29/1995	0	OK	80	SUP	2,00	OK	0,1	OK	10,11	OK	7,11	OK	0,733	OK	20,8	OK	0,36	OK	118,7	OK
LB28	323986	5201250	207 822 0062	021.BAMB028	LB028	6/17/2002	0	OK	0	OK	2,30	OK	0,1	OK	9,29	OK	7,1	OK	0,716	OK	10,5	OK	0,35	OK	125,6	OK
LB29	323980	5201191	206 572 0062	021.BAMB029	LB029	5/29/1995	0	OK	0	OK	2,70	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB29	323980	5201191	206 572 0062	021.BAMB029	LB029	6/17/2002	0	OK	0	OK	1,10	OK	0,1	OK	8,09	OK	6,89	OK	0,175	OK	38	OK	0,08	OK	154,3	OK
LB29	323980	5201191	206 572 0062	021.BAMB029	LB029	5/29/1995	0	OK	26	OK	0,15	OK	0,15	OK	9,29	OK	7,1	OK	0,716	OK	10,5	OK	0,35	OK	125,6	OK
LB3	324103	5202007	242 485 0006	021.BAMB003	LB003	6/10/2002	0	OK	0	OK	0,07	OK	0,15	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB3	324103	5202007	242 485 0006	021.BAMB003	LB003	5/29/1995	0	OK	0	OK	0,11	OK	0,1	OK	8,09	OK	6,89	OK	0,175	OK	38	OK	0,08	OK	154,3	OK
LB30	324291	5201408	208 835 9985	021.BAMB030	LB030	6/18/2002	0	OK	0	OK	4,20	OK	0,1	OK	10,11	OK	7,75	OK	0,731	OK	9,1	OK	0,36	OK	150,1	OK
LB30	324291	5201408	208 835 9985	021.BAMB030	LB030	5/29/1995	0	OK	0	OK	0,39	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB31	324208	5201604	206 544 9982	021.BAMB031	LB031	6/18/2002	0	OK	0	OK	2,70	OK	0,1	OK	10,11	OK	7,75	OK	0,731	OK	9,1	OK	0,36	OK	150,1	OK
LB31	324208	5201604	206 544 9982	021.BAMB031	LB031	5/29/1995	0	OK	0	OK	3,00	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB32	324017	5201803	227 307 9987	021.BAMB032	LB032	6/18/2002	0	OK	0	OK	2,50	OK	0,1	OK	11,82	OK	7,11	OK	0,879	OK	5,7	OK	0,43	OK	160,8	OK
LB32	324017	5201803	227 307 9987	021.BAMB032	LB032	5/29/1995	0	OK	0	OK	2,60	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB33	323462	5202966	330 390 0146	021.BAMB033	LB033	6/18/2002	0	OK	18	OK	2,30	OK	0,1	OK	7,18	OK	6,09	OK	0,699	OK	33	OK	0,32	OK	186,5	OK
LB33	323462	5202966	330 390 0146	021.BAMB033	LB033	5/29/1995	0	OK	0	OK	2,30	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB34	323788	5202348	291 867 9983	021.BAMB034	LB034	6/18/2002	0	OK	0	OK	1,70	OK	0,1	OK	7,82	OK	6,7	OK	0,371	OK	69	OK	0,18	OK	182,2	OK
LB34	323788	5202348	291 867 9983	021.BAMB034	LB034	5/29/1995	0	OK	0	OK	1,80	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB35	324297	5201621	203 123 9982	021.BAMB035	LB035	6/18/2002	0	OK	69	OK	0,10	OK	0,1	OK	13,07	OK	6,7	OK	0,371	OK	69	OK	0,18	OK	182,2	OK
LB35	324297	5201621	203 123 9982	021.BAMB035	LB035	5/29/1995	0	OK	3	OK	0,10	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB36	323788	5201434	380 041 0085	021.BAMB036	LB036	6/18/2002	0	OK	11	OK	0,16	OK	0,1	OK	7,78	OK	6,85	OK	0,088	OK	70	OK	0,03	OK	168	OK
LB36	323788	5201434	380 041 0085	021.BAMB036	LB036	5/29/1995	0	OK	1	OK	0,16	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB37	323732	5201934	381 888 0005	021.BAMB037	LB037	6/18/2002	0	OK	100	OK	0,21	OK	0,1	OK	8,18	OK	6,7	OK	0,102	OK	45,3	OK	0,05	OK	174,6	OK
LB37	323732	5201934	381 888 0005	021.BAMB037	LB037	5/29/1995	0	OK	0	OK	0,26	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB38	323754	5201376	354 907 0083	021.BAMB038	LB038	6/18/2002	0	OK	2	OK	0,50	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB38	323754	5201376	354 907 0083	021.BAMB038	LB038	5/29/1995	0	OK	0	OK	0,50	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB39	327625	5203771	365 466 0034	021.BAMB039	LB039	6/18/2002	13	OK	18	OK	0,31	OK	0,1	OK	8,28	OK	6,6	OK	0,35	OK	32	OK	0,15	OK	135	OK
LB39	327625	5203771	365 466 0034	021.BAMB039	LB039	5/29/1995	0	OK	0	OK	0,49	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB4	324231	5201794	219 490 0055	021.BAMB004	LB004	6/18/2002	2	OK	0	OK	0,65	OK	0,1	OK	8,5	OK	6,82	OK	0,178	OK	55,5	OK	0,08	OK	146,7	OK
LB4	324231	5201794	219 490 0055	021.BAMB004	LB004	5/29/1995	0	OK	0	OK	0,65	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB4	324231	5201794	219 490 0055	021.BAMB004	LB004	6/18/2002	0	OK	0	OK	0,27	OK	0,1	OK	9,1	OK	6,92	OK	1,56	OK	28,6	OK	0,79	OK	219,2	OK
LB4	324231	5201794	219 490 0055	021.BAMB004	LB004	5/29/1995	0	OK	0	OK	0,27	OK	0,1	OK	8,41	OK	6,48	OK	1,748	OK	22,6	OK	0,89	OK	206,1	OK
LB40	327308	5203310	305 061 0046	021.BAMB040	LB0																					

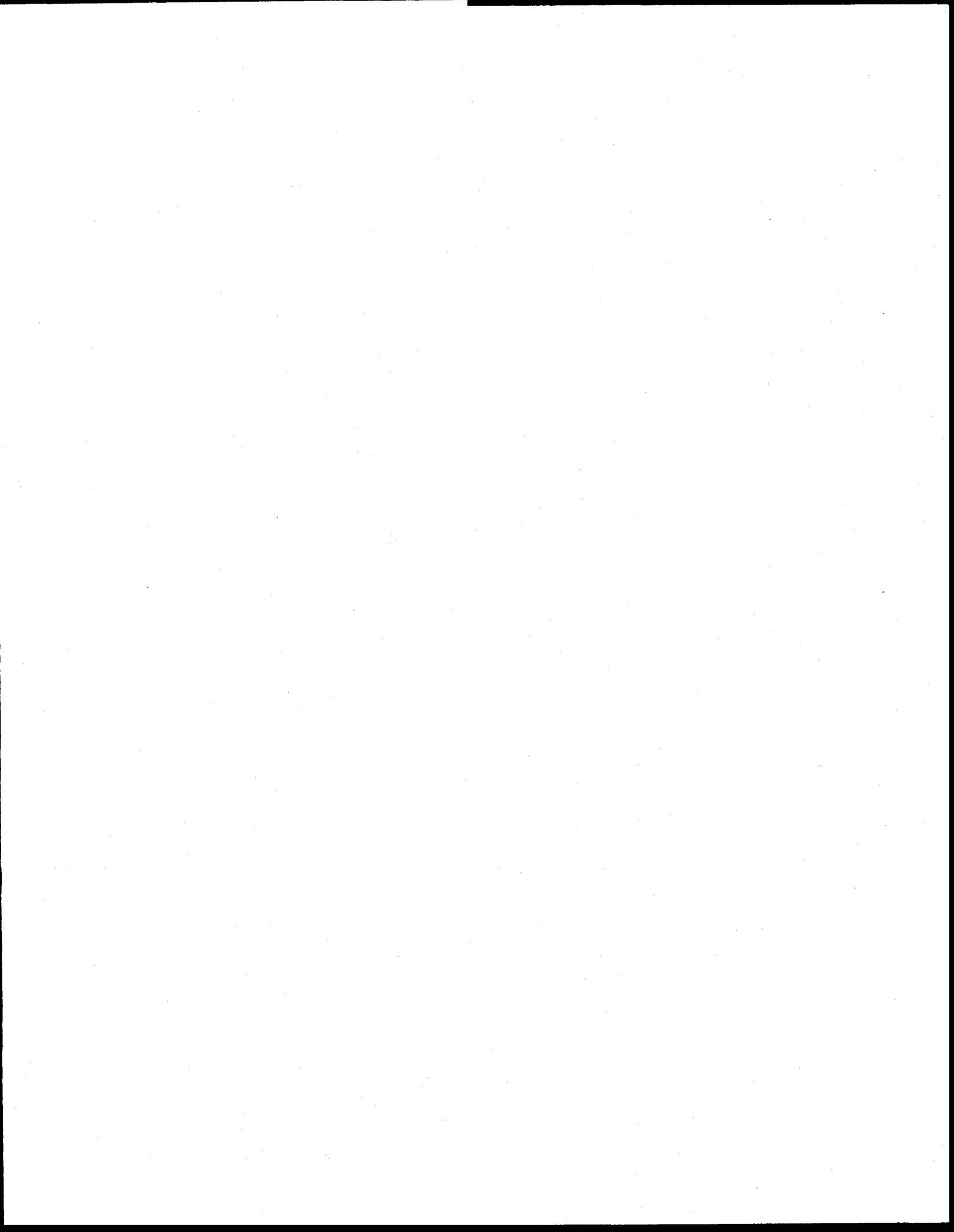


TABLEAU E-1 (suite 3) : RESULTATS ANALYTIQUES POUR LES PARAMETRES BACTERIOLOGIQUES, EN NITRITES - NITRATES - ET PHYSICO-CHIMIQUES PUIS ECHANTILLONNES LORS DES CAMPAGNES DE TERRAIN 2002 ET 2003

Local	X YTM RAD 50 m x 10	Y YTM RAD 50 m x 10	Altitude (m)	N° Station	N° Réauration	Date prélevement	Coliformes fécaux /100	Coliformes fécaux - commentaires	Entérocoques fécaux /100	Entérocoques fécaux - commentaires	Nitrites et nitrites (R-313 + O ₂) mg/L	Nitrites et nitrites - commentaires	Ameb. amoniac (R-314) mg/L	Ameb. amoniac - commentaires	Température (°C)	Température - commentaires	pH	pH - commentaires	Conductivité spécifique (µS/cm)	Conductivité spécifique - commentaires	Oxygène dissout (%)	Oxygène dissout - commentaires	Solubilité	Solubilité - commentaires	Potential d'oxydo-réduction	Potential d'oxydo-réduction - commentaires
L850	328721	520245	256 625	021.B.M.057	L8501	6/25/2002	0	OK	0	OK	0,54	OK	0,1	NF	8,82	OK	8,21	OK	0,742	OK	54	OK	37	OK	214	OK
L850	328721	520245	256 625	021.B.M.051	L8501	6/25/2002	0	OK	0	OK	0,47	OK	0,1	NF	8,82	OK	8,21	OK	0,742	OK	54	OK	37	OK	214	OK
L850	327657	520245	256 625	021.B.M.052	L8501	6/25/2002	0	OK	0	OK	0,47	OK	0,1	NF	8,82	OK	8,21	OK	0,742	OK	54	OK	37	OK	214	OK
L851	327657	520245	379 5130005	021.B.M.052	L8501	6/25/2002	0	OK	0	OK	0,51	OK	0,1	NF	8,73	OK	6,43	OK	0,072	OK	55	OK	0,03	OK	169,7	OK
L851	327657	520245	379 5130005	021.B.M.052	L8502	6/25/2002	0	OK	0	OK	0,27	OK	0,1	NF	8,65	OK	7,32	OK	0,431	OK	51	OK	0,21	OK	465,5	OK
L852	327166	520245	372 5159912	021.B.M.054	L8504	6/29/1995	0	OK	0	OK	0,35	OK	0,1	NF	8,73	OK	7,32	OK	0,431	OK	51	OK	0,21	OK	465,5	OK
L852	327166	520245	372 5159912	021.B.M.054	L8504	6/29/1995	0	OK	0	OK	0,35	OK	0,1	NF	8,73	OK	7,32	OK	0,431	OK	51	OK	0,21	OK	465,5	OK
L853	324427	520245	289 9999994	021.B.M.055	L8505	6/29/1995	0	OK	0	OK	0,34	OK	0,1	NF	8,73	OK	7,32	OK	0,431	OK	51	OK	0,21	OK	465,5	OK
L853	324427	520245	289 9999994	021.B.M.055	L8505	6/29/1995	0	OK	0	OK	0,34	OK	0,1	NF	8,73	OK	7,32	OK	0,431	OK	51	OK	0,21	OK	465,5	OK
L854	324513	520245	289 9999994	021.B.M.056	L8505	6/29/1995	0	OK	0	OK	0,26	OK	0,1	NF	8,73	OK	7,32	OK	0,431	OK	51	OK	0,21	OK	465,5	OK
L854	324513	520245	289 9999994	021.B.M.056	L8505	6/29/1995	0	OK	0	OK	0,26	OK	0,1	NF	8,73	OK	7,32	OK	0,431	OK	51	OK	0,21	OK	465,5	OK
L855	324394	520231	280	021.B.M.057	L8507	6/26/2002	5	OK	89	OK	0,10	OK	0,1	NF	10,51	OK	6,93	OK	0,28	OK	37	OK	0,13	OK	94,1	OK
L855	324394	520231	280	021.B.M.057	L8507	6/26/2002	5	OK	89	OK	0,10	OK	0,1	NF	10,51	OK	6,93	OK	0,28	OK	37	OK	0,13	OK	94,1	OK
L855	324394	520231	280	021.B.M.057	L8507	6/26/2002	2	OK	88	OK	0,08	OK	0,1	NF	8,72	OK	6,99	OK	0,193	OK	49	OK	0,09	OK	228,5	OK
L855	324394	520231	280	021.B.M.057	L8507	6/26/2002	2	OK	88	OK	0,08	OK	0,1	NF	8,72	OK	6,99	OK	0,193	OK	49	OK	0,09	OK	228,5	OK
L856	324251	520245	283 9999137	021.B.M.058	L8508	7/22/2002	0	OK	0	OK	2,10	OK	0,1	NF	9,18	OK	6,38	OK	0,38	OK	59,7	OK	0,17	OK	229	OK
L856	324251	520245	283 9999137	021.B.M.058	L8508	7/22/2002	0	OK	0	OK	2,10	OK	0,1	NF	9,18	OK	6,38	OK	0,38	OK	59,7	OK	0,17	OK	229	OK
L857	327131	520245	279 5299988	021.B.M.059	L8509	7/22/2002	0	OK	0	OK	3,20	OK	0,1	NF	8,18	OK	6,38	OK	0,38	OK	59,7	OK	0,17	OK	229	OK
L857	327131	520245	279 5299988	021.B.M.059	L8509	7/22/2002	0	OK	0	OK	3,20	OK	0,1	NF	8,18	OK	6,38	OK	0,38	OK	59,7	OK	0,17	OK	229	OK
L857	327131	520245	279 5299988	021.B.M.059	L8509	7/22/2002	0	OK	0	OK	3,20	OK	0,1	NF	8,18	OK	6,38	OK	0,38	OK	59,7	OK	0,17	OK	229	OK
L858	329102	520245	303 2000122	021.B.M.060	L8501	7/22/2002	1	OK	0	OK	0,46	OK	0,13	OK	13,35	OK	7,12	OK	0,478	OK	88	OK	0,23	OK	78	OK
L858	329102	520245	303 2000122	021.B.M.060	L8501	7/22/2002	1	OK	0	OK	0,46	OK	0,13	OK	13,35	OK	7,12	OK	0,478	OK	88	OK	0,23	OK	78	OK
L858	329102	520245	303 2000122	021.B.M.060	L8501	7/22/2002	1	OK	0	OK	0,46	OK	0,13	OK	13,35	OK	7,12	OK	0,478	OK	88	OK	0,23	OK	78	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999	021.B.M.062	L8502	7/22/2002	0	OK	0	OK	0,29	OK	0,1	NF	8,75	OK	7,07	OK	0,044	OK	100,1	OK	0,02	OK	149,7	OK
L859	329536	520239	313 9999999																							



TABLEAU E-1 (suite 4) : RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES PARAMÈTRES BACTÉRIOLOGIQUES, EN NITRITES - NITRATES - ET PHYSICO-CHIMIQUES PUIS ÉCHANTILLONNÉS LORS DES CAMPAGNES DE TERRAIN 2002 ET 2003

Local	X UTM_NAD 83 zone 19	Y UTM_NAD 83 zone 19	Altitude (m mm)	N° Station	N° Station/Altitude	Date prélevement	Coliformes fécaux/100 ml	Coliformes fécaux - commentaires	Entérocoques fécaux/100 ml	Entérocoques fécaux - commentaires	Nitrites et nitrates (R-NH ₂ + NO ₂) mg/L	Nitrites et nitrates - commentaires	Azote ammoniacal (R-NH ₄) mg/L	Azote ammoniacal commentaires	Température (°C)	Température - commentaires	pH	pH - commentaires	Conductivité (µs/cm)	Conductivité - commentaires	Oxygène dissout (%)	Oxygène dissout - commentaires	Solinité (µmhos/cm)	Solinité - commentaires	Potential d'oxydo-réduction mV	Potential d'oxydo-réduction - commentaires
LB80	327156	5203986	335 5990033	021.B.M.B086	1995_051.B086	5/29/1995	0	OK	0	OK	0.53	OK	0.1	OK	9.8	OK	6.09	OK	0.022	OK	14.3	OK	0.11	OK	151.9	OK
LB80	327156	5203986	335 5990033	021.B.M.B086	1995_051.B086	7/11/2002	0	OK	0	OK	0.19	OK	0.1	OK	9.8	OK	6.09	OK	0.022	OK	14.3	OK	0.11	OK	151.9	OK
LB81	327124	5203921	323 8303986	021.B.M.B087	1995_081.B087	5/29/1995	0	OK	0	OK	0.19	OK	0.1	OK	9.8	OK	6.34	OK	0.455	OK	56	OK	0.22	OK	188.1	OK
LB81	327124	5203921	323 8303986	021.B.M.B087	1995_081.B087	7/11/2002	0	OK	0	OK	0.42	OK	0.1	OK	9.8	OK	6.34	OK	0.455	OK	56	OK	0.22	OK	188.1	OK
LB82	327583	5203923	334 8403986	021.B.M.B088	1995_051.B088	5/29/1995	0	OK	0	OK	0.38	OK	0.1	OK	8.45	OK	6.57	OK	0.333	OK	80	OK	0.16	OK	139.5	OK
LB82	327583	5203923	334 8403986	021.B.M.B088	1995_051.B088	7/11/2002	0	OK	0	OK	0.44	OK	0.1	OK	8.7	OK	7.83	OK	0.12	OK	54.6	OK	0.06	OK	166.4	OK
LB83	327389	5204269	383 6919891	021.B.M.B091	1995_081.B091	5/29/1995	0	OK	0	OK	0.38	OK	0.1	OK	7.6	OK	5.76	OK	0.034	OK	38.5	OK	0.01	OK	186.8	OK
LB83	327389	5204269	383 6919891	021.B.M.B091	1995_081.B091	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.10	OK	0.1	OK	7.6	OK	5.76	OK	0.034	OK	38.5	OK	0.01	OK	186.8	OK
LB84	327241	5204383	378 6059875	021.B.M.B092	1995_051.B092	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.12	OK	0.1	OK	7.5	OK	5.2	OK	0.149	OK	59	OK	0.07	OK	219.8	OK
LB84	327241	5204383	378 6059875	021.B.M.B092	1995_051.B092	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.24	OK	0.1	OK	7.5	OK	5.2	OK	0.149	OK	59	OK	0.07	OK	219.8	OK
LB85	327174	5204469	370 6699922	021.B.M.B093	1995_081.B093	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.01	OK	0.1	OK	7.5	OK	5.2	OK	0.149	OK	59	OK	0.07	OK	219.8	OK
LB85	327174	5204469	370 6699922	021.B.M.B093	1995_081.B093	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.01	OK	0.1	OK	7.5	OK	5.2	OK	0.149	OK	59	OK	0.07	OK	219.8	OK
LB86	327174	5204469	370 6699922	021.B.M.B093	1995_081.B093	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.16	OK	0.1	OK	12.1	OK	6.56	OK	1.104	OK	85.5	OK	0.55	OK	134.1	OK
LB86	327174	5204469	370 6699922	021.B.M.B093	1995_081.B093	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.19	OK	0.1	OK	12.1	OK	6.56	OK	1.104	OK	85.5	OK	0.55	OK	134.1	OK
LB86	326916	5205321	300 6600037	021.B.M.B094	1995_051.B094	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.19	OK	0.1	OK	8.82	OK	5.62	OK	0.042	OK	66	OK	0.02	OK	168.7	OK
LB86	326916	5205321	300 6600037	021.B.M.B094	1995_051.B094	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.08	OK	0.1	OK	8.82	OK	5.62	OK	0.042	OK	66	OK	0.02	OK	168.7	OK
LB87	327127	5204530	368 1989911	021.B.M.B095	1995_051.B095	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.08	OK	0.1	OK	8.82	OK	5.62	OK	0.042	OK	66	OK	0.02	OK	168.7	OK
LB87	327127	5204530	368 1989911	021.B.M.B095	1995_051.B095	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.10	OK	0.1	OK	8.82	OK	5.62	OK	0.042	OK	66	OK	0.02	OK	168.7	OK
LB87	327127	5204530	368 1989911	021.B.M.B095	1995_051.B095	7/17/2002	-999	OK	0	OK	-999.00	OK	0.1	OK	8.82	OK	5.62	OK	0.042	OK	66	OK	0.02	OK	168.7	OK
LB87	327127	5204530	368 1989911	021.B.M.B095	1995_051.B095	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.02	OK	0.1	OK	8.82	OK	5.62	OK	0.042	OK	66	OK	0.02	OK	168.7	OK
LB88	326956	5203982	377 5140076	021.B.M.B096	1995_081.B096	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.02	OK	0.1	OK	8.37	OK	6.67	OK	0.505	OK	16	OK	0.24	OK	176.3	OK
LB88	326956	5203982	377 5140076	021.B.M.B096	1995_081.B096	9/5/1995	0	OK	0	OK	1.40	OK	0.1	OK	8.37	OK	6.67	OK	0.505	OK	16	OK	0.24	OK	176.3	OK
LB88	324481	5205549	275 9819946	021.B.M.B099	1995_051.B099	7/17/2002	0	OK	0	OK	1.13	OK	0.1	OK	8.3	OK	6.72	OK	0.049	OK	60	OK	0.02	OK	137	OK
LB88	324481	5205549	275 9819946	021.B.M.B099	1995_051.B099	9/5/1995	0	OK	0	OK	1.90	OK	0.1	OK	8.3	OK	6.72	OK	0.049	OK	60	OK	0.02	OK	137	OK
LB89	323726	5202004	254 3390054	021.B.M.B099	1995_081.B099	7/11/2002	0	OK	0	OK	1.90	OK	0.1	OK	8.3	OK	6.72	OK	0.049	OK	60	OK	0.02	OK	137	OK
LB89	323726	5202004	254 3390054	021.B.M.B099	1995_081.B099	9/5/1995	0	OK	0	OK	2.10	OK	0.1	OK	8.3	OK	6.72	OK	0.049	OK	60	OK	0.02	OK	137	OK
LB90	323842	5201707	225 7019958	021.B.M.B100	1995_051.B100	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.10	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB90	323842	5201707	225 7019958	021.B.M.B100	1995_051.B100	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.10	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB91	323682	5202392	289 9830017	021.B.M.B101	1995_051.B101	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.03	OK	0.1	OK	6.62	OK	6.62	OK	0.5132	OK	31.3	OK	0.26	OK	195.1	OK
LB91	323682	5202392	289 9830017	021.B.M.B101	1995_051.B101	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.10	OK	0.1	OK	6.62	OK	6.62	OK	0.5132	OK	31.3	OK	0.26	OK	195.1	OK
LB91	323682	5202392	289 9830017	021.B.M.B101	1995_081.B101	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.03	OK	0.1	OK	6.5	OK	6.5	OK	0.124	OK	56.2	OK	0.06	OK	217.5	OK
LB91	323682	5202392	289 9830017	021.B.M.B101	1995_081.B101	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.03	OK	0.1	OK	6.5	OK	6.5	OK	0.124	OK	56.2	OK	0.06	OK	217.5	OK
LB92	323887	5201488	218 8049888	021.B.M.B102	1995_051.B102	7/17/2002	0	OK	0	OK	0.10	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB92	323887	5201488	218 8049888	021.B.M.B102	1995_051.B102	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.10	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB93	323854	5201436	219 4609985	021.B.M.B103	1995_081.B103	7/17/2002	0	OK	0	OK	3.40	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB93	323854	5201436	219 4609985	021.B.M.B103	1995_081.B103	9/5/1995	0	OK	0	OK	3.40	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB94	323700	5201493	223 1900024	021.B.M.B104	1995_081.B104	7/17/2002	0	OK	0	OK	4.55	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB94	323700	5201493	223 1900024	021.B.M.B104	1995_081.B104	9/5/1995	0	OK	0	OK	4.55	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB94	323700	5201493	223 1900024	021.B.M.B104	1995_051.B104	7/17/2002	0	OK	0	OK	2.00	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB94	323700	5201493	223 1900024	021.B.M.B104	1995_051.B104	9/5/1995	0	OK	0	OK	2.00	OK	0.1	OK	7.8	OK	6.95	OK	0.641	OK	13.7	OK	0.31	OK	172.1	OK
LB95	324288	5202788	205 0189972	021.B.M.B107	1995_051.B107	7/10/2002	0	OK	0	OK	0.14	OK	0.1	OK	8.88	OK	7.75	OK	0.902	OK	41	OK	0.45	OK	231	OK
LB95	324288	5202788	205 0189972	021.B.M.B107	1995_051.B107	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.14	OK	0.1	OK	8.88	OK	7.75	OK	0.902	OK	41	OK	0.45	OK	231	OK
LB96	323536	5203216	262 8649902	021.B.M.B108	1995_051.B108	7/10/2002	0	OK	0	OK	0.12	OK	0.1	OK	8.84	OK	8.22	OK	0.12	OK	62.1	OK	0.06	OK	154.6	OK
LB96	323536	5203216	262 8649902	021.B.M.B108	1995_051.B108	9/5/1995	0	OK	0	OK	0.12	OK	0.1	OK	8.84	OK	8.22	OK	0.12	OK	62.1	OK	0.06	OK	154.6	OK
LB97																										

Tableau E-2 : Résultats d'analyses des échantillons prélevés dans les puits privés de la campagne d'échantillonnage réalisée par la municipalité en 1995

SECTEURS DE PRÉLEVEMENTS	CODE DES SÉCTIONS	X UTM ALÉATOIRE	Y UTM ALÉATOIRE	COLONNE DE TIER FICHER ORIGINAL		Collègues nitrites et nitrate 29 mai 1995		Stryptococques nitrite 29 mai 1995		Collègues nitrite et nitrate 5 sept 1995		Stryptococques nitrate 5 sept 1995		COLONNE DE TIER DES SOURCES NITRATES	
				Nitrite et Nitrate	Collègues nitrite et nitrate	Stryptococques nitrite	Nitrite et Nitrate	Collègues nitrite et nitrate	Stryptococques nitrate	Engrais et/ou Eau usées					
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A13	324204.70	5201513.50	1.80	0.00	0.00	1.70	0.00	10.00	0.00	36	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A14	324206.33	5201297.93	3.00	0.00	4.00	3.40	0.00	4.00	1.00	14	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A22	324203.83	5201271.26	2.80	6.00	4.00	3.00	0.00	1.00	0.00	16	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A27	324278.48	5200797.05	3.10	0.00	0.00	4.10	0.00	0.00	0.00	13	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B5	323887.70	5201627.43	3.40	0.00	10.00	0.45	0.00	0.00	0.00	10	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B6	323713.05	5201790.72	2.70	0.00	4.00	2.00	0.00	1.00	0.00	21	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B7	323809.87	5201470.28	-999.00	0.00	-999.00	1.30	0.00	1.00	0.00	67	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B8	323560.66	5201217.86	3.80	0.00	12.00	2.60	0.00	0.00	0.00	7	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	C2	323370	5202710	1.90	0.00	0.00	1.80	0.00	1.00	0.00	34	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	C4	323540	520270	2.20	0.00	0.00	3.80	0.00	6.00	0.00	28	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	C6	323470	5202110	3.30	0.00	0.00	3.00	1.00	0.00	0.00	9	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	C7	323880	5202280	1.30	0.00	0.00	2.30	0.00	11.00	0.00	45	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	C9	323880	5201950	2.90	0.00	0.00	2.80	0.00	8.00	0.00	22	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D5	327084.97	5202329.55	3.70	0.00	6.00	2.40	0.00	0.00	0.00	8	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D6	327084.97	5202329.55	1.80	0.00	0.00	1.60	0.00	0.00	0.00	43	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D7	327120.58	5201772.48	1.80	2.00	4.00	3.60	1.00	8.00	0.00	29	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D10	327120.58	5201772.48	2.20	8.00	16.00	1.60	0.00	2.00	0.00	47	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D11	327120.58	5201772.48	0.50	0.00	0.00	2.90	0.00	0.00	0.00	27	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D12	327127.75	5201397.55	2.30	6.00	6.00	2.90	0.00	0.00	0.00	23	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E3	326818.20	5203890.22	2.50	0.00	8.00	2.90	0.00	0.00	0.00	23	Engrais et/ou Eau usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	H2	324233.29	5202690.01	1.60	0.00	0.00	1.90	0.00	1.00	0.00	42	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	H2	324233.29	5202690.01	3.90	0.00	0.00	4.60	0.00	0.00	0.00	6	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A1	323704.82	5201877.93	1.60	0.00	0.00	1.50	0.00	0.00	0.00	40	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A2	323704.82	5201877.93	1.60	0.00	0.00	2.20	0.00	0.00	0.00	50	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A3	323848.36	5200960.62	5.60	0.00	0.00	4.30	0.00	0.00	0.00	40	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A4	323848.36	5201298.40	2.10	0.00	0.00	1.90	0.00	0.00	0.00	30	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A5	323947.60	5201190.36	1.90	0.00	0.00	1.70	0.00	0.00	0.00	32	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A6	324012.06	5201076.91	2.70	0.00	0.00	3.60	0.00	0.00	0.00	18	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A7	323967.95	5201324.49	2.70	0.00	0.00	1.90	0.00	0.00	0.00	24	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A8	324061.69	5201172.95	5.30	0.00	0.00	6.50	0.00	0.00	0.00	3	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A9	324071.28	5201295.24	2.70	0.00	0.00	2.30	0.00	5.00	0.00	19	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A10	324079.02	5201420.46	2.00	0.00	0.00	3.90	0.00	0.00	0.00	19	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A11	324152.22	5201335.93	1.60	0.00	0.00	2.00	0.00	0.00	0.00	41	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A12	324234.25	5201196.05	3.10	0.00	0.00	3.60	0.00	0.00	0.00	12	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A16	324444.82	5201224.93	2.30	0.00	0.00	2.10	0.00	0.00	0.00	25	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A19	324071.68	5200855.33	2.00	0.00	0.00	0.88	0.00	0.00	0.00	26	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A21	323862.81	5201149.88	3.00	0.00	0.00	1.70	0.00	0.00	0.00	15	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A23	323815.97	5201205.27	1.80	0.00	0.00	4.40	0.00	0.00	0.00	37	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A24	323915.99	5201004.23	2.20	0.00	0.00	1.70	0.00	0.00	0.00	4	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A25	324211.68	5200939.82	2.70	0.00	0.00	1.70	0.00	0.00	0.00	20	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A30	324211.68	5201305.02	5.60	0.00	0.00	2.80	0.00	0.00	0.00	1	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B2	323812.42	5201848.42	1.90	0.00	0.00	1.70	0.00	0.00	0.00	46	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B9	323812.42	5201687.70	-999.00	0.00	-999.00	1.90	0.00	0.00	0.00	33	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	C1	323370	5202580	3.30	0.00	0.00	3.60	0.00	0.00	0.00	11	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	C3	323380	5202580	1.70	0.00	0.00	2.90	0.00	0.00	0.00	39	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D3	326760.75	5203239.84	2.00	0.00	0.00	1.50	0.00	0.00	0.00	31	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D4	326760.75	5203239.84	0.65	0.00	0.00	2.20	0.00	0.00	0.00	49	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D15	327172.63	5203537.33	1.50	0.00	0.00	1.13	0.00	0.00	0.00	44	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	I2	32843.96	5200909.71	0.90	0.00	0.00	1.50	0.00	0.00	0.00	48	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	I3	32843.96	5200962.44	4.00	0.00	0.00	1.40	0.00	0.00	0.00	5	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	I4	32843.96	5203246.41	1.90	0.00	0.00	1.30	0.00	0.00	0.00	35	Engrais			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	A18	324041.41	5200954.38	0.94	0.00	1.00	0.54	0.00	1.00	0.00	60	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B1	324599.92	5201137.39	-0.01	0.00	0.00	-0.01	0.00	11.00	0.00	57	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B2	323905.98	5201930.27	0.15	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	53	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B3	326590.46	5201767.67	0.44	0.00	0.00	0.47	0.00	9.00	0.00	59	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	D17	327247.49	5203218.82	0.47	13.00	18.00	0.49	0.00	0.00	0.00	55	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E3	327438.14	5203534.03	1.10	3.00	3.00	1.05	0.00	0.00	0.00	58	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B4	326630.97	5203922.11	0.16	1.00	1.00	0.31	0.00	1.00	0.00	52	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B4	326630.97	5203856.85	0.47	60.00	60.00	0.26	0.00	0.00	0.00	51	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	B9	32682.01	5203703.76	0.66	0.00	0.00	0.51	0.00	0.00	0.00	62	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	F4	326917.50	5203789.46	0.96	0.00	0.00	0.84	0.00	1.00	0.00	65	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	F3	326782.75	5203757.95	0.36	0.00	0.00	0.34	0.00	100.00	0.00	61	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E2	324512.74	5200699.42	0.25	7.00	7.00	0.17	0.00	0.00	0.00	54	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E4	324971.61	5200699.42	0.26	0.00	0.00	0.24	0.00	0.00	0.00	66	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.59	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	64	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.29	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	65	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.78	0.00	0.00	0.78	0.00	52.00	0.00	63	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	62	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	63	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	64	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	65	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	66	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	67	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	68	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	69	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	70	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	71	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	72	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-Cerri (le bas)	E1	324971.61	5200699.42	0.32	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	73	Engrais usées			
Secteur "A" Mont-C															



TABLEAU E-3: RÉSULTATS ANALYTIQUES DES PARAMÈTRES INDICATIFS DE LA QUALITÉ NATURELLE

Paramètres	Échantillon # LB107	Échantillon # LB112	Échantillon # LB119	Échantillon # LB073	Échantillon # LB077	Échantillon # LB111	Normes recommandées par le Règlement sur la qualité de l'eau potable ou autres recommandations (voir notes)
Type d'aquifère	Roc			Roc/dépôt (source)	Sable de surface		
Alcalinité totale CaCO ₃ (mg/L)	78	46	54	42	40	60	30 - 500 ⁽¹⁾
Arsenic (mg/L)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0.025
Baryum (mg/L)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1.0
Bore (mg/L)	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	5.0
Cadmium (mg/L)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0.005
Calcium (mg/L)	93.5	15.8	42.6	12.4	10.8	40	200 ⁽¹⁾
Chlorures (mg/L)	147	8	162	< 1,0	21.5	153	250 ⁽²⁾
Chrome total (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0.05
Cuivre (mg/L)	< 0,003	0.02	0.05	0.032	0.024	< 0,003	1 ⁽²⁾
Cyanures (mg/L)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0.2
Dureté totale CaCO ₃ (mg/L)	254	64	190	39	34	112	80 - 200 ⁽³⁾
Fer (mg/L)	0.03	0.05	0.07	0.07	0.05	1.4	0,3 ⁽²⁾
Fluorures (mg/L)	0.25	1	0.25	1.1	0.24	0.24	1.5
Magnésium (mg/L)	5.0	6	20.4	1.9	1.7	2.9	150 ⁽¹⁾
Manganèse (mg/L)	0.13	< 0,01	0.02	< 0,01	< 0,01	0.03	0,05 ⁽²⁾
Mercure (mg/L)	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	0.001
Nitrites-Nitrates (mg/L)	0.1	0.8	3.3	0.2	1.3	4.1	10
Plomb (mg/L)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0.001	< 0,001	< 0,001	0.01
Potassium (mg/L)	0.41	0.4	3.4	0.13	0.56	4.0	-
Sélénium (mg/L)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0.01
Silice SiO ₂ (mg/L)	13.6	12.4	22.4	9.6	6.5	20.2	-
Sodium (mg/L)	19.8	7.3	51.9	3.9	17.8	49.2	200 ⁽²⁾
Solides totaux (mg/L)	649	100	481	68	106	576	< 500 ⁽²⁾
Sulfates (mg/L)	16.6	10.5	22.7	14.3	9.1	23.8	500 ⁽²⁾
Sulfures (mg/L)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	*	*	0.03	0,05 ⁽²⁾
Uranium (mg/L)	< 0,001	0.004	< 0,001	*	*	< 0,001	0.02
Turbidité UTN	0.2	1.5	0.5	0.6	0.2	29	5.0
Zinc (mg/L)	0.006	< 0,003	0.011	< 0,003	< 0,003	0.011	5 ⁽²⁾
COD (mg/L)	< 0,2	3.9	0.7	< 0,2	1.6	1.2	-
Phosphore total (mg/L)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0.03	< 0,02	-
Paramètres physico-chimiques							
Température (°C)	6.6		10.86	8.3	8.31	10.39	< 15 ⁽²⁾
pH	7.7	6.7	6.42	6.3	6.4	7.2	6,5 - 8,5
Oxygène dissous (mg/L) en %	30%	56%	30%	55%	68	33.2	-
Conductivité (mS/cm)	0.661	0.17	0.703	0.099	0.169	0.686	1.5
Salinité	0.32	0.08	0.35	0.05	0.08	0.34	-
Potentiel d'oxydo-réduction	157.8	166	131	164.7	202	105.2	-
Paramètres bactériologiques							
Coliformes fécaux/100 ml	0	0	0	0	0	0	0
Streptocoques fécaux/100 ml	0	25	0	0	0	2	0

Légende :

* Non analysé

- : Critère de qualité ne faisant pas à ce jour l'objet d'une norme

(1) : Critère de qualité recommandé dans la Directive no 002 sur le traitement de l'eau

(2) : Santé Canada, 1997

(3) : Valeurs recommandées selon les règles de l'art, les normes américaines, européennes ou l'OMS, par le Règlement sur la qualité de l'eau potable ou de conception des ouvrages de captage

1	Résultat dépassant les normes de potabilité.
3	Résultat dépassant les seuils d'alerte.

TABLEAU E-4 : RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES PARAMÈTRES BACTÉRIOLOGIQUES, LES NITRATES ET L'AZOTE AMMONIACALE POUR 2002 ET 2003

N° échantillon	Date prélèvement	X UTM NAD 83 zone 19	Y UTM NAD 83 zone 19	Z sol (m nmr)	Coliformes fécaux/100 ml	Entérocoques fécaux/100 ml	Nitrites et nitrates (N-NH ₃ + NO ₂) mg/L	Azote amoniacal (N-NH ₄) mg/L
LB074	7/4/2002	327567	5205858	365.0960083	0	19	< 0,10	< 0,1
LB075	7/4/2002				0	23	< 0,10	< 0,1
LB146	10/18/2002	324549	5206573	270.50	0	0	0.62	< 0,1
LB147	10/18/2002				0	0	0.63	< 0,1
LB212	6/18/2003	324135	5201783	220.91	0	1	0.80	NA
LB213	6/18/2003				0	1	0.79	NA
LB067	7/3/2002	326794	5203962	363.10	0	0	2.90	< 0,1
LB068	7/3/2002				0	1	2.60	< 0,1
LB215	6/19/2003	323987	5201330	209.04	0	1	5.20	NA
LB216	6/19/2003				0	0	5.17	NA
LB181	6/12/2003	324079	5201731	221.07	0	0	NA	NA
LB182	6/12/2003				0	13	3.38	NA
LB062	7/2/2002	329536	5203296	313.90	0	0	0.30	< 0,1
LB063	7/2/2002				0	0	0.29	< 0,1
LB044	6/20/2002	327080	5203651	330.55	0	0	0.50	< 0,1
LB045	6/20/2002				0	0	0.48	< 0,1
LB137	10/16/2002	326776	5203566	326.09	0	26	1.70	< 0,1
LB138	10/16/2002				0	21	1.70	< 0,1
LB186	6/16/2003	324207	5201443	209.96	0	2	1.36	NA
LB187	6/16/2003				0	3	1.39	NA
LB113	7/11/2002	328829	5203063	309.67	0	0	0.71	< 0,1
LB114	7/11/2002				0	0	0.64	< 0,1
LB208	6/18/2003	324002	5202165	270.15	0	0	0.33	NA
LB209	6/18/2003				0	0	0.35	NA
LB188	6/16/2003	323917	5202291	278.94	0	0	0.24	NA
LB189	6/16/2003				0	0	0.22	NA
LB210	6/18/2003	323786	5202485	296.07	0	7	< 0,03	NA
LB211	6/18/2003				0	1	< 0,03	NA
LB093	7/9/2002	327174	5204460	370.67	0	0	0.20	0.1
LB097	7/9/2002				0	0	0.19	< 0,1
LB060	7/2/2002	329102	5203395	303.20	1	0	0.46	0.13
LB061	7/2/2002				1	0	0.46	0.19
LB184	6/12/2003	323947	5201471	214.82	0	INV	4.30	NA
LB185	6/12/2002				0	62	4.29	NA
LB104	7/9/2002	323700	5201493	229.19	0	0	2.00	< 0,1
LB105	7/9/2002				0	0	2.00	< 0,1
Norme de potabilité (MENV, 2001) :					0 ¹	0 ¹	10 ¹	-

Légende:

- 1 : Règlement sur la qualité de l'eau potable au Québec, 2001.
- < 0,1 : Sous la limite de détection.
- INV : Résultat invalide.
- NA : Résultat non analysé.
- : Aucune norme de potabilité.

1	Résultat dépassant les normes de potabilité.
4	Résultat dépassant les concentrations naturelles habituellement trouvées dans l'environnement.

TABLEAU E-5 : RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES PARAMÈTRES BACTÉRIOLOGIQUES, PHYSICO-CHIMIQUES ET LES NITRATES DU PUIITS MULTI-NIVEAUX INSTALLÉ À L'ÉTÉ 2003

N° Échantillon	Date prélèvement	Coliformes fécaux/100 ml	Entérocoques fécaux/100 ml	Nitrites et nitrates (N-NH ₃ + NO ₃) mg/L	Acéte amoniacal (N-NH ₄) mg/L	Température (°C)	PH	Conductivité spécifique (µs/cm)	Oxygène dissous (%)	Salinité	Potentiel d'oxydo-réduction
Échantillonnage multi-niveaux avec packers (avant l'installation permanente du puits)											
EMUL_7.36	8/5/2003	NA	NA	1.2	NA	7.3	6.8	566	8	0.28	130
EMUL_9.36	8/5/2003	NA	NA	2.8	NA	7.8	6.6	542	11	0.26	139
EMUL_11.36	8/5/2003	NA	NA	2.7	NA	8.3	6.7	454	23	0.22	140
EMUL_13.36	8/5/2003	NA	NA	2.9	NA	7.3	6.6	520	18	0.25	142
EMUL_15.36	8/5/2003	NA	NA	2.7	NA	7.8	6.7	491	19	0.24	144
EMUL_17.36	8/5/2003	NA	NA	2.8	NA	7.7	6.4	535	15	0.26	155
EMUL_21.36	8/5/2003	NA	NA	2.9	NA	7.7	6.7	541	13	0.26	145
EMUL_25.36	8/5/2003	NA	NA	2.8	NA	7.6	6.6	553	12	0.27	155
EMUL_29.36	8/5/2003	NA	NA	2.9	NA	8.3	6.9	553	12	0.27	132
EMUL_35.36	8/5/2003	NA	NA	2.8	NA	8.0	7.0	687	9	0.34	130
EMUL_43.36	8/5/2003	NA	NA	2.8	NA	7.8	7.2	814	8	0.39	120
EMUL_47.36	8/5/2003	NA	NA	2.8	NA	8.0	7.6	888	14	0.44	121
EMUL_57.36	8/5/2003	NA	NA	2.6	NA	7.8	7.9	848	12	0.42	131
Échantillonnage des 4 niveaux permanents											
Techno-7.66m	8/7/2003	NA	NA	3.1	NA	8.8	7.3	442	44	0.21	57
Techno-17.4m	8/5/2003	NA	NA	2.6	NA	7.3	7.0	566	34	0.26	106
Techno-29m	8/7/2003	NA	NA	2.8	NA	8.6	7.0	369	38	0.18	62
Techno-59m	8/5/2003	NA	NA	0.9	NA	7.8	7.7	838	8	0.41	93
Techno2-7m	9/29/2003	10	1300	1.1	NA		NA	NA	NA	NA	
Techno2-17m	9/15/2003	16	2	3.0	NA	7.4	6.7	507	26	0.25	167
Techno2-29m	9/15/2003	0	15	2.0	NA	8.1	7.0	766	52	0.38	157
Techno2-59m	9/15/2003	2	11	2.5	NA	7.5	7.0	882	5	0.43	149
Technorem1-7m	11/26/2003	< 100	200	1.0	NA	8.1	6.7	195	NA	NA	64
Technorem1-17m	11/26/2003	< 10	20	2.2	NA	7.0	5.1	184	NA	NA	159
Technorem1-29m	11/26/2003	< 10	20	1.4	NA	7.0	6.1	249	NA	NA	163
Technorem1-59m	11/26/2003	1	4	1.9	NA	6.9	5.4	305	NA	NA	168

TABLEAU E-6 : ANIONS MAJEURS CONTENUS DANS LES ÉCHANTILLONS PRIS DANS LE CADRE DES ESSAIS DE TRAÇAGE AUX SELS DE BROMURE EFFECTUÉS À L'ÉTÉ 2003

N° d'échantillon	Date prélevement	Nitrate et nitrite (N-NO ₃ + N-NO ₂) mg/L	Sulfate mg/L	Chlorure mg/L	Fluorure mg/L	Phosphate mg/L	Sulfate mg/L
18160	6/11/2003	2.67	< 0,05	170.7	< 0,1	< 0,1	19,0
INF 001 boiter	7/23/2003	2.05	7.13	110.0	< 0,2	< 0,2	15,7
INF 002 robinet	7/23/2003	2.21	8.73	112.3	< 0,2	< 0,2	16,1
INF 003 boiter	7/24/2003	2.33	2.73	108.9	< 0,2	< 0,2	15,6
INF 004 robinet	7/24/2003	2.18	3.49	101.8	< 0,2	< 0,2	15,0
		10 ¹	-	250 ¹	1,5 ¹	-	500 ¹

ANNEXE F

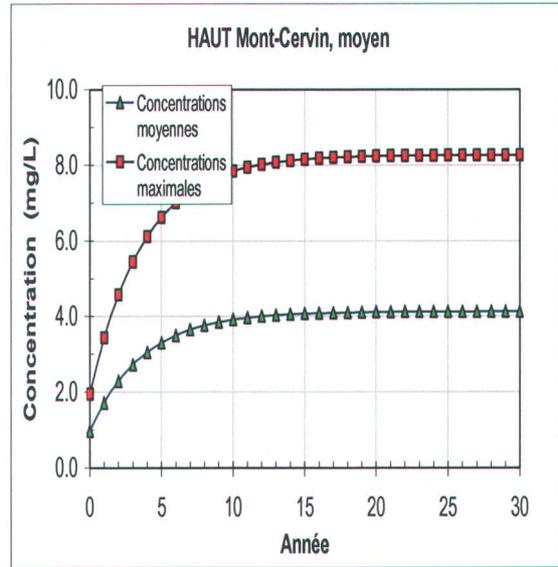
RÉSULTATS DES CALCULS DE BILAN DE MASSE EN NITRATES



Tableau F-1: Bilan de masse des nitrates pour le secteur du HAUT du Mont-Cervin, scénario moyen

Paramètres d'entrée variables

		pessimiste	moy	optimiste
Recharge		7.00%	10.00%	15.00%
Masse produite par installation	kg/an	6	5	4
Paramètres d'entrée fixes		moyenne		
Porosité (%)		1.00%		
Consommation eau par résidences	m3/jour	0.55		
Nombre d'installations		180		
% consommation envoyée dans IS		90%		
Épaisseur zone	m	60		
Aire zone	m2	587,600		
Proportion pompage haut/bas (extérieur)		0.5		

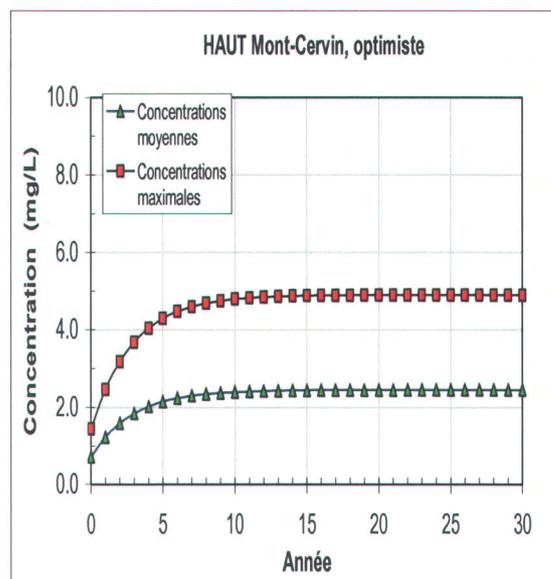


An	Volume recharge m ³	Volume I.S. m ³	Volume Pores m ³	Masse I.S. kg	Concentration Pores kg/m ³	Concentration Pores mg/l	Masse Pores kg	Concentration Puits kg/m ³	Concentration Puits mg/L	Masse Puits kg	Volume sortie haut m ³	Masse Sortie haut kg	Masse Sortie total kg
0	76388	32522	352560	900	0.00195	1.95029	687.6	0.00098	0.97515	35.2	50000	97.5	820.3
1	76388	32522	352560	900	0.00344	3.44030	1212.9	0.00172	1.72015	62.2	50000	172.0	1447.1
2	76388	32522	352560	900	0.00458	4.57866	1614.3	0.00229	2.28933	82.7	50000	228.9	1925.9
3	76388	32522	352560	900	0.00545	5.44836	1920.9	0.00272	2.72418	98.4	50000	272.4	2291.7
4	76388	32522	352560	900	0.00611	6.11281	2155.1	0.00306	3.05640	110.4	50000	305.6	2571.2
5	76388	32522	352560	900	0.00662	6.62044	2334.1	0.00331	3.31022	119.6	50000	331.0	2784.7
6	76388	32522	352560	900	0.00701	7.00827	2470.8	0.00350	3.50414	126.6	50000	350.4	2947.9
7	76388	32522	352560	900	0.00730	7.30457	2575.3	0.00365	3.65228	132.0	50000	365.2	3072.5
8	76388	32522	352560	900	0.00753	7.53094	2655.1	0.00377	3.76547	136.1	50000	376.5	3167.7
9	76388	32522	352560	900	0.00770	7.70388	2716.1	0.00385	3.85194	139.2	50000	385.2	3240.5
10	76388	32522	352560	900	0.00784	7.83601	2762.7	0.00392	3.91801	141.6	50000	391.8	3296.0
11	76388	32522	352560	900	0.00794	7.93696	2798.3	0.00397	3.96848	143.4	50000	396.8	3338.5
12	76388	32522	352560	900	0.00801	8.01408	2825.4	0.00401	4.00704	144.8	50000	400.7	3370.9
13	76388	32522	352560	900	0.00807	8.07300	2846.2	0.00404	4.03650	145.9	50000	403.7	3395.7
14	76388	32522	352560	900	0.00812	8.11802	2862.1	0.00406	4.05901	146.7	50000	405.9	3414.7
15	76388	32522	352560	900	0.00815	8.15241	2874.2	0.00408	4.07621	147.3	50000	407.6	3429.1
16	76388	32522	352560	900	0.00818	8.17869	2883.5	0.00409	4.08934	147.8	50000	408.9	3440.2
17	76388	32522	352560	900	0.00820	8.19876	2890.6	0.00410	4.09938	148.1	50000	409.9	3448.6
18	76388	32522	352560	900	0.00821	8.21410	2896.0	0.00411	4.10705	148.4	50000	410.7	3455.1
19	76388	32522	352560	900	0.00823	8.22581	2900.1	0.00411	4.11291	148.6	50000	411.3	3460.0
20	76388	32522	352560	900	0.00823	8.23476	2903.2	0.00412	4.11738	148.8	50000	411.7	3463.8
21	76388	32522	352560	900	0.00824	8.24160	2905.7	0.00412	4.12080	148.9	50000	412.1	3466.6
22	76388	32522	352560	900	0.00825	8.24683	2907.5	0.00412	4.12341	149.0	50000	412.3	3468.8
23	76388	32522	352560	900	0.00825	8.25082	2908.9	0.00413	4.12541	149.1	50000	412.5	3470.5
24	76388	32522	352560	900	0.00825	8.25387	2910.0	0.00413	4.12693	149.1	50000	412.7	3471.8
25	76388	32522	352560	900	0.00826	8.25620	2910.8	0.00413	4.12810	149.2	50000	412.8	3472.8
26	76388	32522	352560	900	0.00826	8.25798	2911.4	0.00413	4.12899	149.2	50000	412.9	3473.5
27	76388	32522	352560	900	0.00826	8.25934	2911.9	0.00413	4.12967	149.2	50000	413.0	3474.1
28	76388	32522	352560	900	0.00826	8.26038	2912.3	0.00413	4.13019	149.2	50000	413.0	3474.5
29	76388	32522	352560	900	0.00826	8.26117	2912.6	0.00413	4.13059	149.3	50000	413.1	3474.9
30	76388	32522	352560	900	0.00826	8.26178	2912.8	0.00413	4.13089	149.3	50000	413.1	3475.1

Tableau F-2: Bilan de masse des nitrates pour le secteur du HAUT du Mont-Cervin, scénario optimiste

Paramètres d'entrée variables

		pessimiste	moy	optimiste
Recharge		7.00%	10.00%	15.00%
Masse produite par installation	kg/an	6	5	4
Paramètres d'entrée fixes		moyenne		
Porosité (%)		1.00%		
Consommation eau par résidences	m3/jour	0.55		
Nombre d'installations		180		
% consommation envoyée dans IS		90%		
Épaisseur zone	m	60		
Aire zone	m2	587,600		
Proportion pompage haut/bas (extérieur)		0.5		

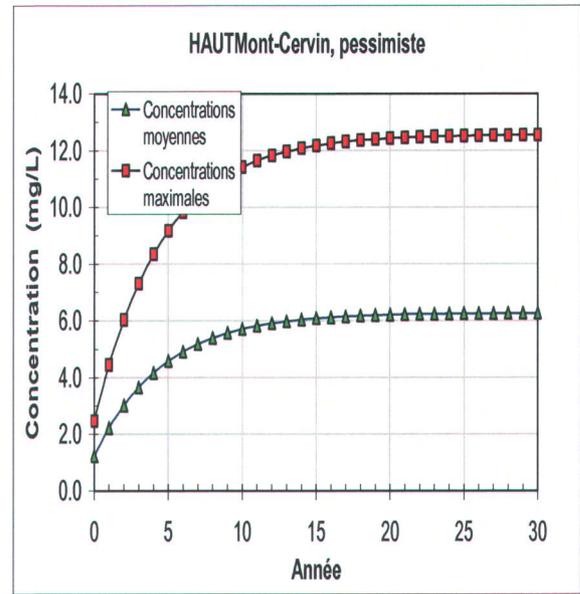


An	Volume recharge m ³	Volume I.S. m ³	Volume Pores m ³	Masse I.S. kg	Concentration Pores kg/m ³	Concentration Pores mg/l	Masse Pores kg	Concentration Puits kg/m ³	Concentration Puits mg/L	Masse Puits kg	Volume sortie haut m ³	Masse Sortie haut kg	Masse Sortie total kg
0	114582	32522	352560	720	0.00144	1.44097	508.0	0.00072	0.72048	26.0	50000	72.0	606.1
1	114582	32522	352560	720	0.00246	2.45771	866.5	0.00123	1.22886	44.4	50000	122.9	1033.8
2	114582	32522	352560	720	0.00318	3.17512	1119.4	0.00159	1.58756	57.4	50000	158.8	1335.5
3	114582	32522	352560	720	0.00368	3.68132	1297.9	0.00184	1.84066	66.5	50000	184.1	1548.5
4	114582	32522	352560	720	0.00404	4.03849	1423.8	0.00202	2.01924	73.0	50000	201.9	1698.7
5	114582	32522	352560	720	0.00429	4.29051	1512.7	0.00215	2.14525	77.5	50000	214.5	1804.7
6	114582	32522	352560	720	0.00447	4.46833	1575.4	0.00223	2.23416	80.7	50000	223.4	1879.5
7	114582	32522	352560	720	0.00459	4.59380	1619.6	0.00230	2.29690	83.0	50000	229.7	1932.3
8	114582	32522	352560	720	0.00468	4.68233	1650.8	0.00234	2.34117	84.6	50000	234.1	1969.5
9	114582	32522	352560	720	0.00474	4.74480	1672.8	0.00237	2.37240	85.7	50000	237.2	1996.8
10	114582	32522	352560	720	0.00479	4.78888	1688.4	0.00239	2.39444	86.5	50000	239.4	2014.3
11	114582	32522	352560	720	0.00482	4.81998	1699.3	0.00241	2.40999	87.1	50000	241.0	2027.4
12	114582	32522	352560	720	0.00484	4.84192	1707.1	0.00242	2.42096	87.5	50000	242.1	2036.6
13	114582	32522	352560	720	0.00486	4.85740	1712.5	0.00243	2.42870	87.8	50000	242.9	2043.2
14	114582	32522	352560	720	0.00487	4.86833	1716.4	0.00243	2.43416	88.0	50000	243.4	2047.8
15	114582	32522	352560	720	0.00488	4.87604	1719.1	0.00244	2.43802	88.1	50000	243.8	2051.0
16	114582	32522	352560	720	0.00488	4.88148	1721.0	0.00244	2.44074	88.2	50000	244.1	2053.3
17	114582	32522	352560	720	0.00489	4.88531	1722.4	0.00244	2.44266	88.3	50000	244.3	2054.9
18	114582	32522	352560	720	0.00489	4.88802	1723.3	0.00244	2.44401	88.3	50000	244.4	2056.0
19	114582	32522	352560	720	0.00489	4.88993	1724.0	0.00244	2.44497	88.3	50000	244.5	2056.8
20	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89128	1724.5	0.00245	2.44564	88.4	50000	244.6	2057.4
21	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89223	1724.8	0.00245	2.44612	88.4	50000	244.6	2057.8
22	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89290	1725.0	0.00245	2.44645	88.4	50000	244.6	2058.1
23	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89338	1725.2	0.00245	2.44669	88.4	50000	244.7	2058.3
24	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89371	1725.3	0.00245	2.44686	88.4	50000	244.7	2058.4
25	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89395	1725.4	0.00245	2.44697	88.4	50000	244.7	2058.5
26	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89411	1725.5	0.00245	2.44706	88.4	50000	244.7	2058.6
27	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89423	1725.5	0.00245	2.44712	88.4	50000	244.7	2058.6
28	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89431	1725.5	0.00245	2.44716	88.4	50000	244.7	2058.7
29	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89437	1725.6	0.00245	2.44719	88.4	50000	244.7	2058.7
30	114582	32522	352560	720	0.00489	4.89441	1725.6	0.00245	2.44721	88.4	50000	244.7	2058.7

Tableau F-3: Bilan de masse des nitrates pour le secteur du HAUT du Mont-Cervin, scénario pessimiste

Paramètres d'entrée variables

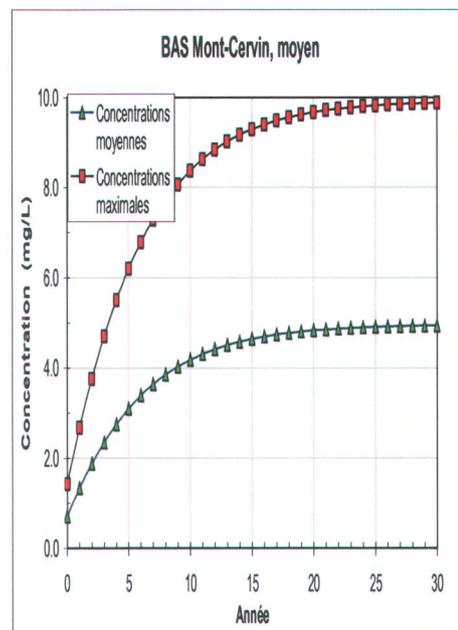
		pessimiste	moy	optimiste
Recharge		7.00%	10.00%	15.00%
Masse produite par installation	kg/an	6	5	4
Paramètres d'entrée fixes		moyenne		
Porosité (%)		1.00%		
Consommation eau par résidences	m3/jour	0.55		
Nombre d'installations		180		
% consommation envoyée dans IS		90%		
Épaisseur zone	m	60		
Aire zone	m2	587,600		
Proportion pompage haut/bas (extérieur)		0.5		



An	Volume recharge m ³	Volume I.S. m ³	Volume Pores m ³	Masse I.S. kg	Concentration Pores kg/m ³	Concentration Pores mg/l	Masse Pores kg	Concentration Puits kg/m ³	Concentration Puits mg/L	Masse Puits kg	Volume sortie haut m ³	Masse Sortie haut kg	Masse Sortie total kg
0	53471.6	32522	352560	1080	0.00246	2.46264	868.2	0.00123	1.23132	44.5	50000	123.1	1035.9
1	53471.6	32522	352560	1080	0.00444	4.44240	1566.2	0.00222	2.22120	80.3	50000	222.1	1868.6
2	53471.6	32522	352560	1080	0.00603	6.03396	2127.3	0.00302	3.01698	109.0	50000	301.7	2538.1
3	53471.6	32522	352560	1080	0.00731	7.31345	2578.4	0.00366	3.65672	132.1	50000	365.7	3076.2
4	53471.6	32522	352560	1080	0.00834	8.34204	2941.1	0.00417	4.17102	150.7	50000	417.1	3508.9
5	53471.6	32522	352560	1080	0.00917	9.16895	3232.6	0.00458	4.58447	165.7	50000	458.4	3856.7
6	53471.6	32522	352560	1080	0.00983	9.83371	3467.0	0.00492	4.91686	177.7	50000	491.7	4136.3
7	53471.6	32522	352560	1080	0.01037	10.36812	3655.4	0.00518	5.18406	187.3	50000	518.4	4361.1
8	53471.6	32522	352560	1080	0.01080	10.79775	3806.9	0.00540	5.39887	195.1	50000	539.9	4541.8
9	53471.6	32522	352560	1080	0.01114	11.14313	3928.6	0.00557	5.57156	201.3	50000	557.2	4687.1
10	53471.6	32522	352560	1080	0.01142	11.42079	4026.5	0.00571	5.71039	206.3	50000	571.0	4803.9
11	53471.6	32522	352560	1080	0.01164	11.64400	4105.2	0.00582	5.82200	210.4	50000	582.2	4897.8
12	53471.6	32522	352560	1080	0.01182	11.82345	4168.5	0.00591	5.91172	213.6	50000	591.2	4973.3
13	53471.6	32522	352560	1080	0.01197	11.96771	4219.3	0.00598	5.98385	216.2	50000	598.4	5033.9
14	53471.6	32522	352560	1080	0.01208	12.08368	4260.2	0.00604	6.04184	218.3	50000	604.2	5082.7
15	53471.6	32522	352560	1080	0.01218	12.17691	4293.1	0.00609	6.08845	220.0	50000	608.8	5121.9
16	53471.6	32522	352560	1080	0.01225	12.25186	4319.5	0.00613	6.12593	221.4	50000	612.6	5153.5
17	53471.6	32522	352560	1080	0.01231	12.31211	4340.8	0.00616	6.15606	222.4	50000	615.6	5178.8
18	53471.6	32522	352560	1080	0.01236	12.36055	4357.8	0.00618	6.18028	223.3	50000	618.0	5199.2
19	53471.6	32522	352560	1080	0.01240	12.39949	4371.6	0.00620	6.19975	224.0	50000	620.0	5215.6
20	53471.6	32522	352560	1080	0.01243	12.43080	4382.6	0.00622	6.21540	224.6	50000	621.5	5228.7
21	53471.6	32522	352560	1080	0.01246	12.45597	4391.5	0.00623	6.22798	225.0	50000	622.8	5239.3
22	53471.6	32522	352560	1080	0.01248	12.47620	4398.6	0.00624	6.23810	225.4	50000	623.8	5247.8
23	53471.6	32522	352560	1080	0.01249	12.49246	4404.3	0.00625	6.24623	225.7	50000	624.6	5254.7
24	53471.6	32522	352560	1080	0.01251	12.50554	4409.0	0.00625	6.25277	225.9	50000	625.3	5260.2
25	53471.6	32522	352560	1080	0.01252	12.51605	4412.7	0.00626	6.25803	226.1	50000	625.8	5264.6
26	53471.6	32522	352560	1080	0.01252	12.52450	4415.6	0.00626	6.26225	226.3	50000	626.2	5268.1
27	53471.6	32522	352560	1080	0.01253	12.53129	4418.0	0.00627	6.26565	226.4	50000	626.6	5271.0
28	53471.6	32522	352560	1080	0.01254	12.53676	4420.0	0.00627	6.26838	226.5	50000	626.8	5273.3
29	53471.6	32522	352560	1080	0.01254	12.54115	4421.5	0.00627	6.27057	226.6	50000	627.1	5275.2
30	53471.6	32522	352560	1080	0.01254	12.54468	4422.8	0.00627	6.27234	226.7	50000	627.2	5276.6

Tableau F-4: Bilan de masse des nitrates pour le secteur du BAS du Mont-Cervin, scénario moyen

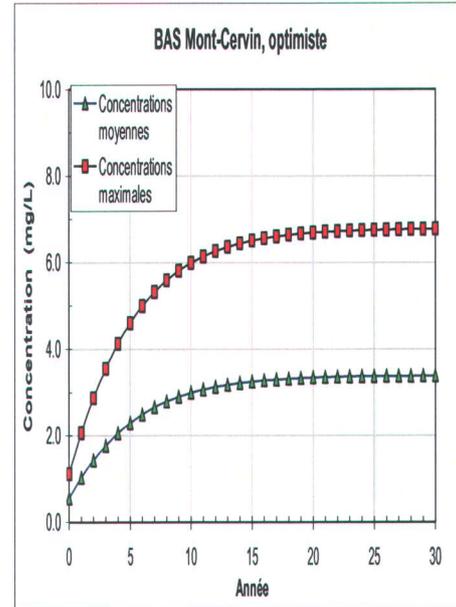
Paramètres d'entrée variables		pessimiste	moy	optimiste
Recharge	% précipitations	7.00%	10.00%	15.00%
Masse produite par installation	kg/an	6	5	4
Paramètres d'entrée fixes		moyenne		
Porosité	%	2.00%		
Consommation eau par résidences	m3/jour	0.5		
Nombre d'installations		280		
Consommation envoyée dans IS	%	90%		
Épaisseur zone	m	60		
Aire zone	m2	722,710		
Proportion pompage haut/bas (extérieur)		0.5		



An	Volume Du haut m³	Volume recharge m³	Volume I.S. m³	Volume Pores m³	Masse du haut kg	Masse I.S. kg	Concentration Pores kg/m³	Concentration Pores mg/l	Masse Pores kg	Concentration Puits kg/m³	Concentration Puits mg/L	Masse Puits kg	Volume sortie haut m³	Masse Sortie haut kg	Masse Sortie total kg
0	50000	86725	45990	867252	97.5	1400	0.00143	1.42625	1236.91722	0.00071	0.71312	23.42614	70000.00000	99.8374	1360.1808
1	50000	86725	45990	867252	172.0	1400	0.00268	2.67526	2320.12219	0.00134	1.33763	43.94110	70000.00000	187.2680	2551.3313
2	50000	86725	45990	867252	228.9	1400	0.00376	3.76112	3261.84105	0.00188	1.88056	61.77644	70000.00000	263.2786	3586.8961
3	50000	86725	45990	867252	272.4	1400	0.00470	4.69944	4075.59884	0.00235	2.34972	77.18832	70000.00000	328.9609	4481.7491
4	50000	86725	45990	867252	305.6	1400	0.00551	5.50612	4775.18935	0.00275	2.75306	90.43794	70000.00000	385.4281	5251.0554
5	50000	86725	45990	867252	331.0	1400	0.00620	6.19659	5374.00109	0.00310	3.09829	101.77892	70000.00000	433.7610	5909.5410
6	50000	86725	45990	867252	350.4	1400	0.00679	6.78537	5884.62459	0.00339	3.39268	111.44968	70000.00000	474.9758	6471.0501
7	50000	86725	45990	867252	365.2	1400	0.00729	7.28580	6318.62627	0.00364	3.64290	119.66930	70000.00000	510.0061	6948.3017
8	50000	86725	45990	867252	376.5	1400	0.00771	7.70993	6686.45190	0.00385	3.85496	126.63559	70000.00000	539.6951	7352.7826
9	50000	86725	45990	867252	385.2	1400	0.00807	8.06849	6997.41103	0.00403	4.03424	132.52489	70000.00000	564.7941	7694.7300
10	50000	86725	45990	867252	391.8	1400	0.00837	8.37094	7259.71389	0.00419	4.18547	137.49268	70000.00000	585.9658	7983.1723
11	50000	86725	45990	867252	396.8	1400	0.00863	8.62557	7480.53981	0.00431	4.31278	141.67493	70000.00000	603.7897	8226.0044
12	50000	86725	45990	867252	400.7	1400	0.00884	8.83956	7666.12270	0.00442	4.41978	145.18971	70000.00000	618.7689	8430.0813
13	50000	86725	45990	867252	403.7	1400	0.00902	9.01911	7821.84385	0.00451	4.50956	148.13893	70000.00000	631.3379	8601.3207
14	50000	86725	45990	867252	405.9	1400	0.00917	9.16957	7952.32550	0.00458	4.58478	150.61014	70000.00000	641.8697	8744.8053
15	50000	86725	45990	867252	407.6	1400	0.00930	9.29548	8061.52108	0.00465	4.64774	152.67821	70000.00000	650.6834	8864.8827
16	50000	86725	45990	867252	408.9	1400	0.00940	9.40073	8152.79958	0.00470	4.70036	154.40695	70000.00000	658.0509	8965.2574
17	50000	86725	45990	867252	409.9	1400	0.00949	9.48862	8229.02283	0.00474	4.74431	155.85055	70000.00000	664.2033	9049.0766
18	50000	86725	45990	867252	410.7	1400	0.00956	9.56194	8292.61509	0.00478	4.78097	157.05493	70000.00000	669.3361	9119.0061
19	50000	86725	45990	867252	411.3	1400	0.00962	9.62307	8345.62492	0.00481	4.81153	158.05889	70000.00000	673.6148	9177.2986
20	50000	86725	45990	867252	411.7	1400	0.00967	9.67398	8389.77968	0.00484	4.83699	158.89514	70000.00000	677.1787	9225.8535
21	50000	86725	45990	867252	412.1	1400	0.00972	9.71636	8426.53308	0.00486	4.85818	159.59122	70000.00000	680.1452	9266.2695
22	50000	86725	45990	867252	412.3	1400	0.00975	9.75161	8457.10643	0.00488	4.87581	160.17025	70000.00000	682.6130	9299.8896
23	50000	86725	45990	867252	412.5	1400	0.00978	9.78092	8482.52428	0.00489	4.89046	160.65165	70000.00000	684.6645	9327.8405
24	50000	86725	45990	867252	412.7	1400	0.00981	9.80528	8503.64486	0.00490	4.90264	161.05165	70000.00000	686.3693	9351.0658
25	50000	86725	45990	867252	412.8	1400	0.00983	9.82550	8521.18626	0.00491	4.91275	161.38387	70000.00000	687.7851	9370.3553
26	50000	86725	45990	867252	412.9	1400	0.00984	9.84229	8535.74863	0.00492	4.92115	161.65967	70000.00000	688.9605	9386.3688
27	50000	86725	45990	867252	413.0	1400	0.00986	9.85623	8547.83302	0.00493	4.92811	161.88854	70000.00000	689.9359	9399.6575
28	50000	86725	45990	867252	413.0	1400	0.00987	9.86779	8557.85740	0.00493	4.93389	162.07839	70000.00000	690.7450	9410.6808
29	50000	86725	45990	867252	413.1	1400	0.00988	9.87737	8566.17012	0.00494	4.93869	162.23583	70000.00000	691.4160	9419.8219
30	50000	86725	45990	867252	413.1	1400	0.00989	9.88532	8573.06130	0.00494	4.94266	162.36634	70000.00000	691.9722	9427.3999

Tableau F-5: Bilan de masse des nitrates pour le secteur du BAS du Mont-Cervin, scénario optimiste

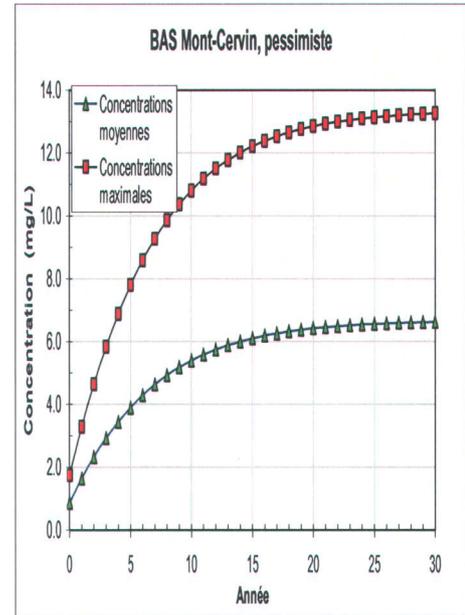
Paramètres d'entrée variables				
		pessimiste	moy	optimiste
Recharge	% précipitations	7.00%	10.00%	15.00%
Masse produite par installation	kg/an	6	5	4
Paramètres d'entrée fixes				
Porosité	%	moyenne		
Consommation eau par résidences	m3/jour	0.5		
Nombre d'installations		280		
Consommation envoyée dans IS	%	90%		
Épaisseur zone	m	60		
Aire zone	m2	722,710		
Proportion pompage haut/bas (extérieur)		0.5		



An	Volume Du haut m³	Volume recharge m³	Volume I.S. m³	Volume Pores m³	Masse du haut kg	Masse I.S. kg	Concentration Pores kg/m³	Concentration Pores mg/l	Masse Pores kg	Concentration Puits kg/m³	Concentration Puits mg/L	Masse Puits kg	Volume sortie haut m³	Masse Sortie haut kg	Masse Sortie total kg
0	50000	130088	45990	867252	97.5	1120	0.00111	1.11358	965.75795	0.00056	0.55679	18.29062	70000.00000	77.9509	1061.9994
1	50000	130088	45990	867252	172.0	1120	0.00207	2.06504	1790.91270	0.00103	1.03252	33.91833	70000.00000	144.5530	1969.3840
2	50000	130088	45990	867252	228.9	1120	0.00287	2.87182	2490.59119	0.00144	1.43591	47.16964	70000.00000	201.0274	2738.7882
3	50000	130088	45990	867252	272.4	1120	0.00355	3.55154	3080.08399	0.00178	1.77577	58.33412	70000.00000	248.6081	3387.0262
4	50000	130088	45990	867252	305.6	1120	0.00412	4.12110	3574.03458	0.00206	2.06055	67.68911	70000.00000	288.4772	3930.2009
5	50000	130088	45990	867252	331.0	1120	0.00460	4.59610	3985.97975	0.00230	2.29805	75.49100	70000.00000	321.7272	4383.1980
6	50000	130088	45990	867252	350.4	1120	0.00499	4.99062	4328.12492	0.00250	2.49531	81.97093	70000.00000	349.3434	4759.4392
7	50000	130088	45990	867252	365.2	1120	0.00532	5.31711	4611.27313	0.00266	2.65855	87.33351	70000.00000	372.1976	5070.8042
8	50000	130088	45990	867252	376.5	1120	0.00559	5.58644	4844.85028	0.00279	2.79322	91.75726	70000.00000	391.0507	5327.6583
9	50000	130088	45990	867252	385.2	1120	0.00581	5.80799	5036.98776	0.00290	2.90399	95.39618	70000.00000	406.5590	5538.9430
10	50000	130088	45990	867252	391.8	1120	0.00599	5.98976	5194.63560	0.00299	2.99488	98.38189	70000.00000	419.2835	5712.3010
11	50000	130088	45990	867252	396.8	1120	0.00614	6.13857	5323.68880	0.00307	3.06929	100.82604	70000.00000	429.7000	5854.2149
12	50000	130088	45990	867252	400.7	1120	0.00626	6.26014	5429.11523	0.00313	3.13007	102.82273	70000.00000	438.2095	5970.1475
13	50000	130088	45990	867252	403.7	1120	0.00636	6.35926	5515.07854	0.00318	3.17963	104.45080	70000.00000	445.1480	6064.6773
14	50000	130088	45990	867252	405.9	1120	0.00644	6.43994	5585.05179	0.00322	3.21997	105.77603	70000.00000	450.7959	6141.6237
15	50000	130088	45990	867252	407.6	1120	0.00651	6.50551	5641.92003	0.00325	3.25276	106.85307	70000.00000	455.3860	6204.1591
16	50000	130088	45990	867252	408.9	1120	0.00656	6.55873	5688.07119	0.00328	3.27936	107.72713	70000.00000	459.1111	6254.9094
17	50000	130088	45990	867252	409.9	1120	0.00660	6.60186	5725.47540	0.00330	3.30093	108.43553	70000.00000	462.1301	6296.0411
18	50000	130088	45990	867252	410.7	1120	0.00664	6.63677	5755.75345	0.00332	3.31839	109.00897	70000.00000	464.5740	6329.3364
19	50000	130088	45990	867252	411.3	1120	0.00667	6.66500	5780.23534	0.00333	3.33250	109.47264	70000.00000	466.5501	6356.2580
20	50000	130088	45990	867252	411.7	1120	0.00669	6.68780	5800.00991	0.00334	3.34390	109.84715	70000.00000	468.1462	6378.0032
21	50000	130088	45990	867252	412.1	1120	0.00671	6.70620	5815.96675	0.00335	3.35310	110.14936	70000.00000	469.4341	6395.5502
22	50000	130088	45990	867252	412.3	1120	0.00672	6.72104	5828.83128	0.00336	3.36052	110.39300	70000.00000	470.4725	6409.6967
23	50000	130088	45990	867252	412.5	1120	0.00673	6.73298	5839.19401	0.00337	3.36649	110.58927	70000.00000	471.3089	6421.0922
24	50000	130088	45990	867252	412.7	1120	0.00674	6.74260	5847.53490	0.00337	3.37130	110.74723	70000.00000	471.9821	6430.2643
25	50000	130088	45990	867252	412.8	1120	0.00675	6.75034	5854.24347	0.00338	3.37517	110.87429	70000.00000	472.5236	6437.6414
26	50000	130088	45990	867252	412.9	1120	0.00676	6.75655	5859.63545	0.00338	3.37828	110.97641	70000.00000	472.9588	6443.5707
27	50000	130088	45990	867252	413.0	1120	0.00676	6.76155	5863.96643	0.00338	3.38077	111.05843	70000.00000	473.3084	6448.3333
28	50000	130088	45990	867252	413.0	1120	0.00677	6.76556	5867.44305	0.00338	3.38278	111.12428	70000.00000	473.5890	6452.1563
29	50000	130088	45990	867252	413.1	1120	0.00677	6.76877	5870.23226	0.00338	3.38439	111.17710	70000.00000	473.8141	6455.2235
30	50000	130088	45990	867252	413.1	1120	0.00677	6.77135	5872.46878	0.00339	3.38568	111.21946	70000.00000	473.9947	6457.6829

Tableau F-6: Bilan de masse des nitrates pour le secteur du BAS du Mont-Cervin, scénario pessimiste

Paramètres d'entrée variables		pessimiste	moy	optimiste
Recharge	% précipitations	7.00%	10.00%	15.00%
Masse produite par installation	kg/an	6	5	4
Paramètres d'entrée fixes		moyenne		
Porosité	%	2.00%		
Consommation eau par résidences	m3/jour	0.5		
Nombre d'installations		280		
Consommation envoyée dans IS	%	90%		
Épaisseur zone	m	60		
Aire zone	m2	722,710		
Proportion pompage haut/bas (extérieur)		0.5		



An	Volume Du haut m ³	Volume recharge m ³	Volume I.S. m ³	Volume Pores m ³	Masse du haut kg	Masse I.S. kg	Concentration Pores kg/m ³	Concentration Pores mg/l	Masse Pores kg	Concentration Puits kg/m ³	Concentration Puits mg/L	Masse Puits kg	Volume sortie haut m ³	Masse Sortie haut kg	Masse Sortie total kg
0	50000	60708	45990	867252	97.5	1680	0.00174	1.73594	1505.49696	0.00087	0.86797	28.51281	70000.00000	121.5158	1655.5255
1	50000	60708	45990	867252	172.0	1680	0.00328	3.27898	2843.70340	0.00164	1.63949	53.85727	70000.00000	229.5287	3127.0894
2	50000	60708	45990	867252	228.9	1680	0.00464	4.64147	4025.32837	0.00232	2.32074	76.23622	70000.00000	324.9032	4426.4678
3	50000	60708	45990	867252	272.4	1680	0.00584	5.83793	5062.95662	0.00292	2.91897	95.88800	70000.00000	408.6551	5567.4997
4	50000	60708	45990	867252	305.6	1680	0.00688	6.88373	5969.93217	0.00344	3.44187	113.06533	70000.00000	481.8614	6564.8589
5	50000	60708	45990	867252	331.0	1680	0.00779	7.79428	6759.60835	0.00390	3.89714	128.02111	70000.00000	545.5999	7433.2293
6	50000	60708	45990	867252	350.4	1680	0.00858	8.58443	7444.86226	0.00429	4.29221	140.99923	70000.00000	600.9100	8186.7714
7	50000	60708	45990	867252	365.2	1680	0.00927	9.26812	8037.79777	0.00463	4.63406	152.22891	70000.00000	648.7686	8838.7953
8	50000	60708	45990	867252	376.5	1680	0.00986	9.85824	8549.58126	0.00493	4.92912	161.92165	70000.00000	690.0770	9401.5799
9	50000	60708	45990	867252	385.2	1680	0.01037	10.36650	8990.36919	0.00518	5.18325	170.26979	70000.00000	725.6551	9886.2941
10	50000	60708	45990	867252	391.8	1680	0.01080	10.80343	9369.29767	0.00540	5.40172	177.44636	70000.00000	756.2402	10302.9842
11	50000	60708	45990	867252	396.8	1680	0.01118	11.17843	9694.51267	0.00559	5.58921	183.60565	70000.00000	782.4898	10660.6082
12	50000	60708	45990	867252	400.7	1680	0.01150	11.49980	9973.22518	0.00575	5.74990	188.88423	70000.00000	804.9861	10967.0955
13	50000	60708	45990	867252	403.7	1680	0.01177	11.77487	10211.78081	0.00589	5.88744	193.40226	70000.00000	824.2410	11229.4241
14	50000	60708	45990	867252	405.9	1680	0.01201	12.01005	10415.73598	0.00601	6.00502	197.26500	70000.00000	840.7032	11453.7042
15	50000	60708	45990	867252	407.6	1680	0.01221	12.21091	10589.93579	0.00611	6.10545	200.56419	70000.00000	854.7637	11645.2637
16	50000	60708	45990	867252	408.9	1680	0.01238	12.38232	10738.59005	0.00619	6.19116	203.37957	70000.00000	866.7623	11808.7319
17	50000	60708	45990	867252	409.9	1680	0.01253	12.52848	10865.34547	0.00626	6.26424	205.78021	70000.00000	876.9933	11948.1190
18	50000	60708	45990	867252	410.7	1680	0.01265	12.65302	10973.35264	0.00633	6.32651	207.82577	70000.00000	885.7111	12066.8895
19	50000	60708	45990	867252	411.3	1680	0.01276	12.75907	11065.32739	0.00638	6.37953	209.56769	70000.00000	893.1348	12168.0299
20	50000	60708	45990	867252	411.7	1680	0.01285	12.84933	11143.60609	0.00642	6.42466	211.05023	70000.00000	899.4530	12254.1093
21	50000	60708	45990	867252	412.1	1680	0.01293	12.92611	11210.19522	0.00646	6.46306	212.31137	70000.00000	904.8277	12327.3343
22	50000	60708	45990	867252	412.3	1680	0.01299	12.99140	11266.81531	0.00650	6.49570	213.38370	70000.00000	909.3978	12389.5968
23	50000	60708	45990	867252	412.5	1680	0.01305	13.04689	11314.93974	0.00652	6.52344	214.29514	70000.00000	913.2822	12442.5170
24	50000	60708	45990	867252	412.7	1680	0.01309	13.09404	11355.82870	0.00655	6.54702	215.06954	70000.00000	916.5825	12487.4807
25	50000	60708	45990	867252	412.8	1680	0.01313	13.13408	11390.55900	0.00657	6.56704	215.72730	70000.00000	919.3857	12525.6720
26	50000	60708	45990	867252	412.9	1680	0.01317	13.16809	11420.04981	0.00658	6.58404	216.28583	70000.00000	921.7661	12558.1017
27	50000	60708	45990	867252	413.0	1680	0.01320	13.19695	11445.08516	0.00660	6.59848	216.75998	70000.00000	923.7868	12586.6320
28	50000	60708	45990	867252	413.0	1680	0.01322	13.22145	11466.33329	0.00661	6.61073	217.16240	70000.00000	925.5018	12608.9975
29	50000	60708	45990	867252	413.1	1680	0.01324	13.24224	11484.36338	0.00662	6.62112	217.50387	70000.00000	926.9571	12628.8244
30	50000	60708	45990	867252	413.1	1680	0.01326	13.25988	11499.65996	0.00663	6.62994	217.79358	70000.00000	928.1918	12645.6453

ANNEXE G

RÉSULTATS DES SIMULATIONS NUMÉRIQUES



Tableau G-1: Comparaison des charges hydrauliques mesurées et simulées en fonction de la sensibilité à la recharge

Puits no	Piezo réelle (m)	Piezo simulée (m)			Variation de moins 30%			Variation de 0%			Variation de plus 30%		
		moins 30%	ok 0%	Plus 30%	Erreur moyenne	Erreur absolue	Calcul erreur RMS	Calcul erreur moyen	abs	Erreur RMS	Erreur moyenne	Erreur absolue	Erreur RMS
1	217,3	212,9	214,9	217,6	5,46	5,46	29,76	1,20	1,20	1,44	-2,55	2,55	6,48
2	199,0	199,3	199,4	199,4	-0,36	0,36	0,13	-0,51	0,51	0,26	-0,63	0,63	0,40
3	215,7	208,1	209,5	211,3	7,54	7,54	56,91	4,47	4,47	19,99	1,88	1,88	3,53
4	206,6	204,3	205,2	206,3	1,51	1,51	2,27	-0,61	0,61	0,37	-2,34	2,34	5,48
5	204,4	201,0	201,4	201,8	2,40	2,40	5,74	1,24	1,24	1,55	0,29	0,29	0,08
6	220,4	219,1	221,5	225,3	3,78	3,78	14,32	-1,92	1,92	3,70	-7,24	7,24	52,42
7	202,9	205,3	206,3	207,6	-2,96	2,96	8,78	-5,24	5,24	27,44	-6,49	6,49	42,17
8	226,9	220,9	223,5	227,6	8,90	8,90	79,17	2,74	2,74	7,51	-3,02	3,02	9,11
9	276,5	269,4	276,9	290,1	17,80	17,80	316,88	1,40	1,40	1,97	-14,44	14,44	208,50
10	247,5	249,8	256,4	266,3	10,54	10,54	111,07	-2,21	2,21	4,88	-14,30	14,30	204,54
11	258,9	262,1	268,9	280,7	9,51	9,51	90,44	-5,34	5,34	28,49	-19,62	19,62	385,13
12	222,2	221,7	224,6	228,9	3,16	3,16	9,98	-3,45	3,45	11,87	-9,58	9,58	91,77
13	255,0	264,5	272,8	285,5	18,95	18,95	359,10	3,12	3,12	9,72	-12,17	12,17	148,17
14	222,3	215,3	217,3	220,4	8,63	8,63	74,48	3,87	3,87	14,96	-0,54	0,54	0,29
15	220,0	213,4	215,5	218,3	7,74	7,74	59,92	3,35	3,35	11,21	-0,57	0,57	0,32
16	217,4	210,7	212,3	214,6	7,24	7,24	52,37	3,55	3,55	12,63	0,24	0,24	0,06
17	222,4	216,5	218,9	222,3	7,71	7,71	59,39	2,52	2,52	6,36	-2,23	2,23	4,97
18	227,3	220,3	223,1	227,1	9,50	9,50	90,31	3,31	3,31	10,93	-2,44	2,44	5,97
19	213,7	207,3	208,4	210,0	6,15	6,15	37,76	3,37	3,37	11,38	0,87	0,87	0,76
20	valeur enlevée												
21	219,5	212,0	213,9	216,4	8,36	8,36	69,95	4,34	4,34	18,86	0,88	0,88	0,77
22	212,4	206,4	207,6	209,1	5,60	5,60	31,34	2,96	2,96	8,74	0,84	0,84	0,71
23	212,5	212,9	215,0	217,8	0,61	0,61	0,37	-3,61	3,61	13,03	-7,12	7,12	50,65
24	207,8	204,5	205,3	206,4	2,52	2,52	6,33	0,41	0,41	0,17	-1,45	1,45	2,10
25	200,7	199,6	199,7	199,8	0,93	0,93	0,86	0,60	0,60	0,36	0,32	0,32	0,10
26	213,2	214,5	216,5	219,5	0,09	0,09	0,01	-4,52	4,52	20,42	-8,76	8,76	76,75
27	249,2	253,6	260,6	271,3	9,83	9,83	96,65	-3,74	3,74	13,96	-16,66	16,66	277,70
28	248,2	246,6	251,2	259,9	4,24	4,24	17,96	-6,93	6,93	47,99	-17,59	17,59	309,34
29	210,3	209,7	211,1	213,1	0,91	0,91	0,83	-2,45	2,45	5,99	-5,52	5,52	30,42
30	203,5	205,8	206,6	207,8	-2,83	2,83	7,99	-4,98	4,98	24,75	-6,94	6,94	48,22
31	220,1	212,6	214,4	216,9	8,48	8,48	71,94	4,41	4,41	19,43	0,65	0,65	0,43
32	208,8	206,2	207,3	208,7	2,13	2,13	4,52	-0,45	0,45	0,20	-2,71	2,71	7,32
33	204,0	202,3	202,7	203,3	0,65	0,65	0,43	-0,67	0,67	0,45	-1,87	1,87	3,51
34	236,9	249,9	254,8	264,1	0,86	0,86	0,74	-10,98	10,98	120,67	-22,33	22,33	498,47
35	247,9	252,2	257,4	267,1	0,33	0,33	0,11	-12,04	12,04	144,99	-23,89	23,89	570,65
36	207,4	208,4	209,6	211,4	-0,99	0,99	0,98	-3,97	3,97	15,77	-6,70	6,70	44,87
37	203,0	203,6	204,4	205,4	-1,58	1,58	2,50	-3,52	3,52	12,37	-5,16	5,16	26,62
38	208,1	205,3	206,0	207,2	2,19	2,19	4,82	0,06	0,06	0,00	-1,89	1,89	3,57
39	218,0	215,0	217,4	220,5	4,53	4,53	20,52	-0,25	0,25	0,06	-4,47	4,47	19,95
40	199,5	199,9	200,1	200,4	-1,00	1,00	1,00	-1,68	1,68	2,84	-2,26	2,26	5,12
41	201,8	200,8	201,0	201,3	0,39	0,39	0,15	-0,38	0,38	0,14	-1,06	1,06	1,12
42	215,6	210,9	212,5	214,8	5,27	5,27	27,82	1,58	1,58	2,49	-1,79	1,79	3,21
43	245,3	249,0	254,8	264,4	8,99	8,99	80,75	-3,36	3,36	11,28	-15,07	15,07	227,12
44	valeur enlevée												
45	267,1	264,7	271,2	283,4	21,18	21,18	448,66	6,04	6,04	36,54	-8,55	8,55	73,05
46	213,9	213,5	215,3	218,0	1,63	1,63	2,65	-2,61	2,61	6,82	-6,53	6,53	42,61
47	200,0	200,7	201,0	201,4	-2,68	2,68	7,20	-3,68	3,68	13,54	-4,53	4,53	20,48
48	218,8	217,6	220,3	224,0	3,34	3,34	11,14	-2,10	2,10	4,40	-6,97	6,97	48,58
49	255,5	258,2	265,7	277,1	8,27	8,27	68,38	-6,23	6,23	38,79	-20,13	20,13	405,26
50	221,1	223,9	226,6	231,2	0,98	0,98	0,97	-5,77	5,77	33,30	-12,12	12,12	146,82
51	218,3	211,8	213,6	216,2	7,31	7,31	53,38	3,33	3,33	11,06	-0,16	0,16	0,02
52	214,5	211,3	213,1	215,5	3,90	3,90	15,23	0,07	0,07	0,00	-3,15	3,15	9,92
53	200,3	203,6	204,3	205,3	-4,26	4,26	18,14	-6,17	6,17	38,12	-7,82	7,82	61,14
54	204,8	201,0	201,3	201,8	2,82	2,82	7,95	1,70	1,70	2,90	0,76	0,76	0,57
55	204,6	200,9	201,3	201,7	2,69	2,69	7,21	1,57	1,57	2,48	0,64	0,64	0,41
56	201,6	200,5	200,8	201,2	0,19	0,19	0,03	-0,78	0,78	0,60	-1,58	1,58	2,51
57	224,3	215,8	217,9	221,0	10,26	10,26	105,18	5,36	5,36	28,75	-0,83	0,83	0,70
58	202,1	206,0	206,8	208,0	-4,39	4,39	19,26	-6,62	6,62	43,81	-8,66	8,66	75,04
59	205,5	212,2	213,8	216,2	-5,77	5,77	33,31	-9,61	9,61	92,32	-13,14	13,14	172,62
60	214,9	213,2	215,0	217,8	2,83	2,83	8,03	-1,45	1,45	2,09	-5,36	5,36	28,75
61	201,0	201,8	202,2	202,7	-1,86	1,86	3,46	-3,08	3,08	9,46	-4,17	4,17	17,35
62	291,9	277,9	287,0	302,2	41,77	41,77	1744,89	23,07	23,07	532,34	4,88	4,88	23,79
63	226,4	218,0	220,5	224,2	10,52	10,52	110,58	4,96	4,96	24,57	-0,19	0,19	0,03
64	199,5	200,3	200,6	200,9	-1,55	1,55	2,40	-2,39	2,39	5,69	-3,09	3,09	9,57
65	valeur enlevée												
66	208,7	214,8	217,0	220,1	-4,66	4,66	21,73	-9,41	9,41	88,55	-13,71	13,71	187,99
67	210,9	207,7	209,0	210,7	3,07	3,07	9,40	0,10	0,10	0,01	-2,47	2,47	6,09
68	203,5	206,6	207,8	209,3	-3,48	3,48	12,10	-6,18	6,18	38,15	-8,46	8,46	71,65
69	212,2	210,5	212,2	214,5	2,22	2,22	4,92	-1,41	1,41	1,98	-4,38	4,38	19,18
70	200,0	202,8	203,2	203,9	-8,75	8,75	76,55	-10,11	10,11	102,14	-11,34	11,34	128,64
71	304,1	281,0	290,0	305,6	46,99	46,99	2208,10	27,79	27,79	772,10	9,07	9,07	82,32
					5,14	6,47	54,57	-0,47	4,21	19,24	-5,69	6,32	37,38

Tableau G-2 : Comparaison des charges hydrauliques mesurées et simulées en fonction de la sensibilité à la conductivité

Puits no	Piezo réelle (m)	Piezo simulée (m)			Variation de moins 30%			Variation de 0%			Variation de plus 30%		
		moins 30%	ok 0%	Plus 30%	Erreur moyenne	Erreur absolue	Calcul erreur RMS	Calcul erreur moyen	Calcul erreur abs	Erreur RMS	Erreur moyenne	Erreur absolue	Erreur RMS
1	217.3	233.2	214.9	218.4	-15.87	15.87	251.76	2.39	2.39	5.72	-1.14	1.14	1.30
2	199.0	200.1	199.4	199.2	-1.09	1.09	1.18	-0.36	0.36	0.13	-0.23	0.23	0.05
3	215.7	222.0	209.5	211.0	-6.33	6.33	40.03	6.19	6.19	38.33	4.69	4.69	21.96
4	206.6	212.5	205.2	204.9	-5.87	5.87	34.46	1.42	1.42	2.03	1.75	1.75	3.05
5	204.4	204.7	201.4	200.2	-0.27	0.27	0.07	3.05	3.05	9.29	4.22	4.22	17.79
6	220.4	244.4	221.5	226.5	-24.03	24.03	577.40	-1.11	1.11	1.23	-6.11	6.11	37.36
7	202.9	212.5	206.3	207.0	-9.64	9.64	92.95	-3.44	3.44	11.86	-4.09	4.09	16.75
8	226.9	248.1	223.5	229.4	-21.25	21.25	451.38	3.41	3.41	11.65	-2.48	2.48	6.14
9	276.5	281.4	276.9	267.4	-4.86	4.86	23.64	-0.40	0.40	0.16	9.14	9.14	83.55
10	247.5	271.1	256.4	254.0	-23.58	23.58	555.91	-8.87	8.87	78.72	-6.52	6.52	42.54
11	258.9	277.1	268.9	261.7	-18.18	18.18	330.63	-9.96	9.96	99.17	-2.81	2.81	7.91
12	222.2	252.5	224.6	232.5	-30.33	30.33	919.79	-2.38	2.38	5.66	-10.28	10.28	105.64
13	255.0	279.3	272.8	264.9	-24.32	24.32	591.41	-17.77	17.77	315.80	-9.90	9.90	98.10
14	222.3	236.8	217.3	221.0	-14.51	14.51	210.48	4.98	4.98	24.81	1.32	1.32	1.74
15	220.0	234.2	215.5	219.1	-14.24	14.24	202.87	4.53	4.53	20.56	0.86	0.86	0.74
16	217.4	227.4	212.3	214.5	-10.00	10.00	99.96	5.07	5.07	25.73	2.92	2.92	8.53
17	222.4	241.0	218.9	223.8	-18.58	18.58	345.24	3.47	3.47	12.01	-1.38	1.38	1.91
18	227.3	249.5	223.1	230.1	-22.21	22.21	493.26	4.25	4.25	18.05	-2.77	2.77	7.65
19	213.7	218.5	208.4	208.6	-4.81	4.81	23.15	5.29	5.29	27.96	5.07	5.07	25.71
20	valeur enlevée												
21	219.5	231.2	213.9	217.2	-11.72	11.72	137.30	5.61	5.61	31.46	2.33	2.33	5.45
22	212.4	217.9	207.6	208.5	-5.51	5.51	30.37	4.80	4.80	22.99	3.91	3.91	15.29
23	212.5	234.0	215.0	219.3	-21.53	21.53	463.42	-2.54	2.54	6.43	-6.83	6.83	46.72
24	207.8	212.4	205.3	204.6	-4.56	4.56	20.77	2.51	2.51	6.32	3.17	3.17	10.06
25	200.7	201.1	199.7	199.4	-0.41	0.41	0.17	1.02	1.02	1.04	1.31	1.31	1.70
26	213.2	235.8	216.5	220.2	-22.58	22.58	509.90	-3.34	3.34	11.15	-7.01	7.01	49.20
27	249.2	273.3	260.6	256.9	-24.06	24.06	578.95	-11.45	11.45	131.03	-7.70	7.70	59.34
28	248.2	267.7	251.2	249.9	-19.47	19.47	379.24	-3.05	3.05	9.29	-1.72	1.72	2.96
29	210.3	224.1	211.1	212.3	-13.76	13.76	189.42	-0.81	0.81	0.66	-1.99	1.99	3.97
30	203.5	213.1	206.6	205.4	-9.55	9.55	91.21	-3.08	3.08	9.51	-1.93	1.93	3.73
31	220.1	230.7	214.4	216.8	-10.60	10.60	112.46	5.75	5.75	33.01	3.30	3.30	10.92
32	208.8	216.8	207.3	207.5	-7.99	7.99	63.79	1.52	1.52	2.30	1.31	1.31	1.72
33	204.0	206.8	202.7	201.4	-2.79	2.79	7.76	1.28	1.28	1.63	2.56	2.56	6.54
34	236.9	269.5	254.8	252.1	-32.59	32.59	1062.25	-17.94	17.94	321.82	-15.24	15.24	232.38
35	247.9	270.8	257.4	253.8	-22.90	22.90	524.32	-9.50	9.50	90.19	-9.88	9.88	34.59
36	207.4	220.4	209.6	209.9	-12.97	12.97	168.13	-2.22	2.22	4.91	-2.51	2.51	6.29
37	203.0	210.7	204.4	203.6	-7.73	7.73	59.82	-1.39	1.39	1.92	-0.57	0.57	0.33
38	208.1	212.8	206.0	205.1	-4.66	4.66	21.73	2.07	2.07	4.28	3.04	3.04	9.26
39	218.0	238.3	217.4	222.1	-20.27	20.27	410.78	0.63	0.63	0.40	-4.07	4.07	16.57
40	199.5	202.6	200.1	199.5	-3.08	3.08	9.51	-0.58	0.58	0.33	0.04	0.04	0.00
41	201.8	203.8	201.0	200.3	-2.04	2.04	4.15	0.80	0.80	0.64	1.49	1.49	2.21
42	215.6	227.4	212.5	214.5	-11.76	11.76	138.30	3.09	3.09	9.54	1.12	1.12	1.26
43	245.3	270.1	254.8	252.7	-24.84	24.84	617.25	-9.55	9.55	91.12	-7.36	7.36	54.22
44	valeur enlevée												
45	267.1	278.1	271.2	263.0	-10.97	10.97	120.43	-4.14	4.14	17.17	4.08	4.08	16.69
46	213.9	232.0	215.3	217.7	-18.05	18.05	325.86	-1.35	1.35	1.83	-3.83	3.83	14.65
47	200.0	204.2	201.0	200.0	-4.16	4.16	17.27	-1.00	1.00	1.01	-0.04	0.04	0.00
48	218.8	244.4	220.3	226.5	-25.58	25.58	654.36	-1.51	1.51	2.29	-7.74	7.74	59.97
49	255.5	275.8	265.7	260.1	-20.25	20.25	410.19	-10.16	10.16	103.16	-4.65	4.65	21.60
50	221.1	252.6	226.6	233.6	-31.46	31.46	989.64	-5.51	5.51	30.33	-12.47	12.47	155.42
51	218.3	230.6	213.6	216.7	-12.30	12.30	151.32	4.66	4.66	21.67	1.61	1.61	2.59
52	214.5	229.8	213.1	216.3	-15.30	15.30	234.11	1.39	1.39	1.93	-1.80	1.80	3.24
53	200.3	210.5	204.3	203.4	-10.23	10.23	104.73	-4.03	4.03	16.26	-3.12	3.12	9.74
54	204.8	204.7	201.3	200.3	0.06	0.06	0.00	3.46	3.46	11.94	4.55	4.55	20.68
55	204.6	204.6	201.3	200.2	0.01	0.01	0.00	3.32	3.32	11.03	4.43	4.43	19.59
56	201.6	203.9	200.8	199.9	-2.28	2.28	5.19	0.75	0.75	0.56	1.68	1.68	2.83
57	224.3	238.0	217.9	221.8	-13.70	13.70	187.73	6.43	6.43	41.39	2.51	2.51	6.28
58	202.1	213.7	206.8	205.8	-11.56	11.56	133.68	-4.72	4.72	22.31	-3.68	3.68	13.51
59	205.5	228.0	213.8	215.2	-22.50	22.50	506.17	-8.25	8.25	68.06	-9.68	9.68	93.75
60	214.9	232.9	215.0	218.2	-18.03	18.03	325.23	-0.15	0.15	0.02	-3.35	3.35	11.20
61	201.0	206.1	202.2	201.1	-5.11	5.11	26.08	-1.21	1.21	1.47	-0.07	0.07	0.00
62	291.9	289.3	287.0	274.4	2.58	2.58	6.67	4.87	4.87	23.67	17.54	17.54	307.66
63	226.4	244.0	220.5	226.0	-17.62	17.62	310.50	5.86	5.86	34.39	0.43	0.43	0.19
64	199.5	203.4	200.6	199.8	-3.89	3.89	15.10	-1.06	1.06	1.12	-0.28	0.28	0.08
65	valeur enlevée												
66	208.7	237.3	217.0	221.2	-28.60	28.60	818.01	-8.31	8.31	69.12	-12.52	12.52	156.68
67	210.9	220.7	209.0	210.1	-9.81	9.81	96.25	1.90	1.90	3.60	0.83	0.83	0.68
68	203.5	218.2	207.8	208.5	-14.70	14.70	216.06	-4.29	4.29	18.43	-4.97	4.97	24.72
69	212.2	228.0	212.2	215.2	-15.84	15.84	250.80	-0.01	0.01	0.00	-3.00	3.00	9.01
70	200.0	207.3	203.2	201.9	-7.30	7.30	53.31	-3.25	3.25	10.56	-1.94	1.94	3.75
71	304.1	291.3	290.0	276.2	12.83	12.83	164.55	14.12	14.12	199.50	27.92	27.92	779.53
					-12.76	13.23	117.73	-0.76	4.27	15.55	-0.95	4.50	19.69

Tableau G-3: Histogrammes des concentrations calculés pour les 3 scénarios de masse provenant des installations septiques

Puits	2675 kg/an	1655 kg/an	841 kg/an
1	7,2	4,3	2,3
2	10,1	6,2	3,1
3	7,6	4,7	2,4
4	6,8	4,1	2,1
5	7,8	4,8	2,5
6	8,9	5,6	2,8
8	0,0	0,0	0,0
9	8,3	5,3	2,6
10	10,4	6,6	3,3
11	9,0	5,9	3,2
12	9,6	6,0	3,0
13	9,6	6,2	3,2
14	3,3	1,7	1,0
15	8,9	5,6	2,8
16	8,1	4,9	2,7
17	11,3	7,2	3,7
18	9,6	6,0	3,3
19	9,4	6,1	3,2
20	9,6	6,1	3,1
21	10,0	6,4	3,2
22	7,5	4,7	2,4
23	6,6	3,6	1,8
24	4,6	2,1	1,0
25	9,9	6,2	3,2
26	8,8	5,4	2,8
27	10,0	6,4	3,2
28	9,0	5,5	3,4
29	9,1	5,8	2,9
30	9,4	6,0	3,0
31	7,3	4,2	2,0
32	8,8	5,6	2,8
33	9,6	6,0	3,2
34	9,4	5,8	2,9
35	8,6	5,5	2,7
36	8,8	5,6	2,8
37	8,8	5,7	2,8
38	8,0	4,9	2,6
39	9,5	5,6	2,9
40	5,0	3,0	1,5
41	9,6	6,0	3,1
42	9,0	5,6	2,8
43	10,2	6,5	3,3
44	9,9	6,4	3,2
45	9,3	5,9	2,9
46	9,8	6,2	3,1
47	7,4	4,7	2,3
48	7,7	4,8	2,5
49	4,1	2,5	1,3
50	10,6	6,6	3,4
51	4,5	2,8	1,4
52	8,0	4,9	2,6
53	5,7	3,4	1,7
54	8,9	5,5	2,9
55	8,4	5,2	2,7
56	8,2	5,0	2,6
57	7,4	4,6	2,4
58	9,0	5,7	2,9
59	7,7	4,4	2,2
60	5,9	3,5	1,8
61	10,1	6,4	3,2
62	10,3	6,5	3,3
63	7,1	4,5	2,3
64	9,7	6,2	3,2
65	9,3	5,8	3,0
66	9,8	6,3	3,1
67	9,4	5,8	3,2
68	8,8	5,4	2,9
69	8,1	5,0	2,6
70	5,5	3,4	1,7
71	9,0	5,1	2,7

Valeurs numériques des 3 histogrammes					
2675 kg/an		1655 kg/an		841 kg/an	
Classes	Fréquence	Classes	Fréquence	Classes	Fréquence
0,5	1	0,5	1	0,5	1
1,0	0	1,0	0	1,0	1
1,5	0	1,5	0	1,5	3
2,0	0	2,0	1	2,0	5
2,5	0	2,5	1	2,5	10
3,0	0	3,0	3	3,0	27
3,5	1	3,5	3	3,5	23
4,0	0	4,0	1	4,0	1
4,5	1	4,5	5	4,5	0
5,0	3	5,0	9	5,0	0
5,5	1	5,5	9	5,5	0
6,0	2	6,0	20	6,0	0
6,5	0	6,5	15	6,5	0
7,0	2	7,0	2	7,0	0
7,5	5	7,5	1	7,5	0
8,0	6	8,0	0	8,0	0
8,5	6	8,5	0	8,5	0
9,0	12	9,0	0	9,0	0
9,5	11	9,5	0	9,5	0
10,0	11	10,0	0	10,0	0
10,5	7	10,5	0	10,5	0
11,0	1	11,0	0	11,0	0
11,5	1	11,5	0	11,5	0
12,0	0	12,0	0	12,0	0
12,5	0	12,5	0	12,5	0
13,0	0	13,0	0	13,0	0
13,5	0	13,5	0	13,5	0
14,0	0	14,0	0	14,0	0
14,5	0	14,5	0	14,5	0
15,0	0	15,0	0	15,0	0
ou plus...	0	ou plus...	0	ou plus...	0

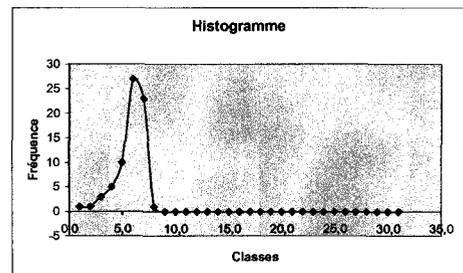
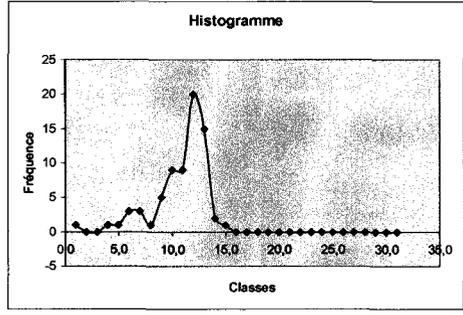
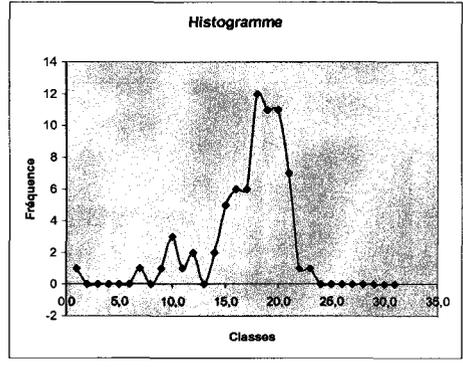


Tableau G-4 : Résultats des simulations pour 60 ans
Scénario actuel et nouveau développements

Années	Concentration en nitrates	
	Situation actuelle	Nouveaux développements
1	1.07	1.13
2	1.59	
3	1.89	
4	2.08	
5	2.22	2.42
6	2.31	
7	2.38	
8	2.44	
9	2.48	
10	2.51	2.78
11	2.53	
12	2.55	
13	2.57	
14	2.58	
15	2.59	2.91
16	2.60	
17	2.61	
18	2.62	
19	2.62	
20	2.63	2.96
21	2.63	
22	2.64	
23	2.64	
24	2.64	
25	2.65	
26	2.65	
27	2.65	
28	2.65	
29	2.66	
30	2.66	2.66
35	2.66	2.86
40	2.67	2.94
45	2.67	2.98
50	2.67	3.00
55	2.67	3.02
60	2.68	3.04

Tableau G-5 : Tableau FEFLOW des résultats des simulations pour 30 ans, montrant les flux de masse en nitrates entrant et sortant du domaine en gramme/jour et en gramme accumulé.

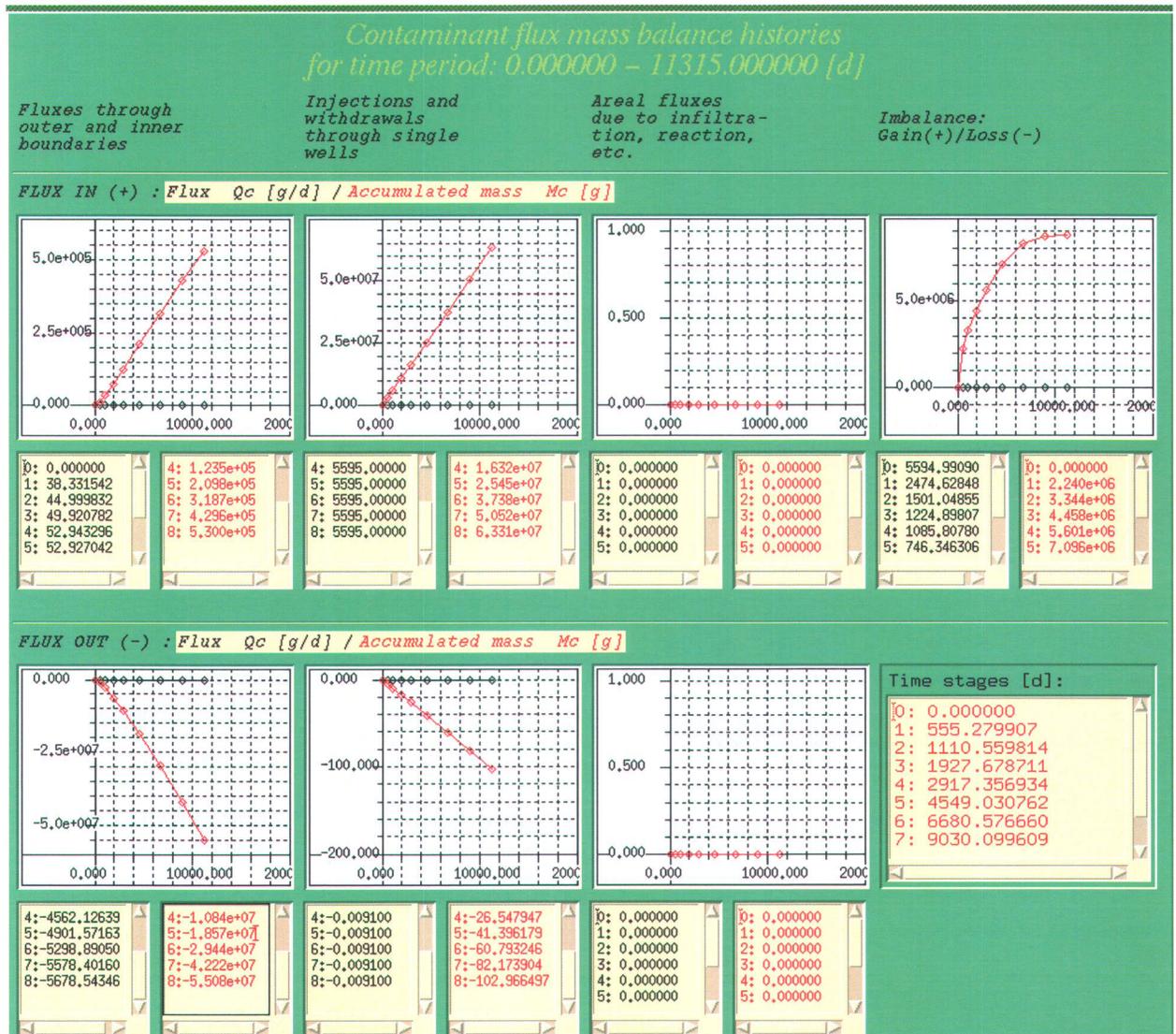
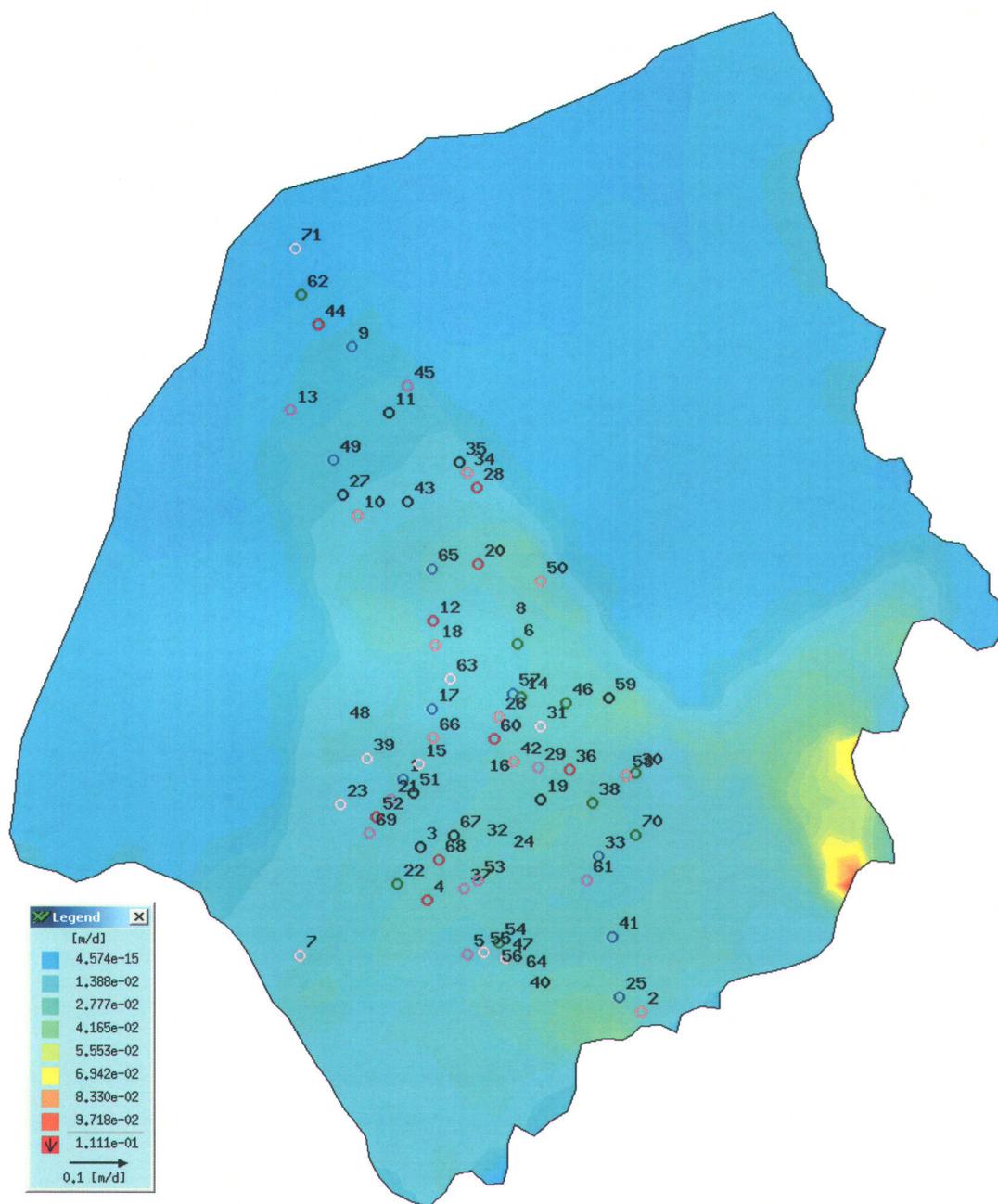
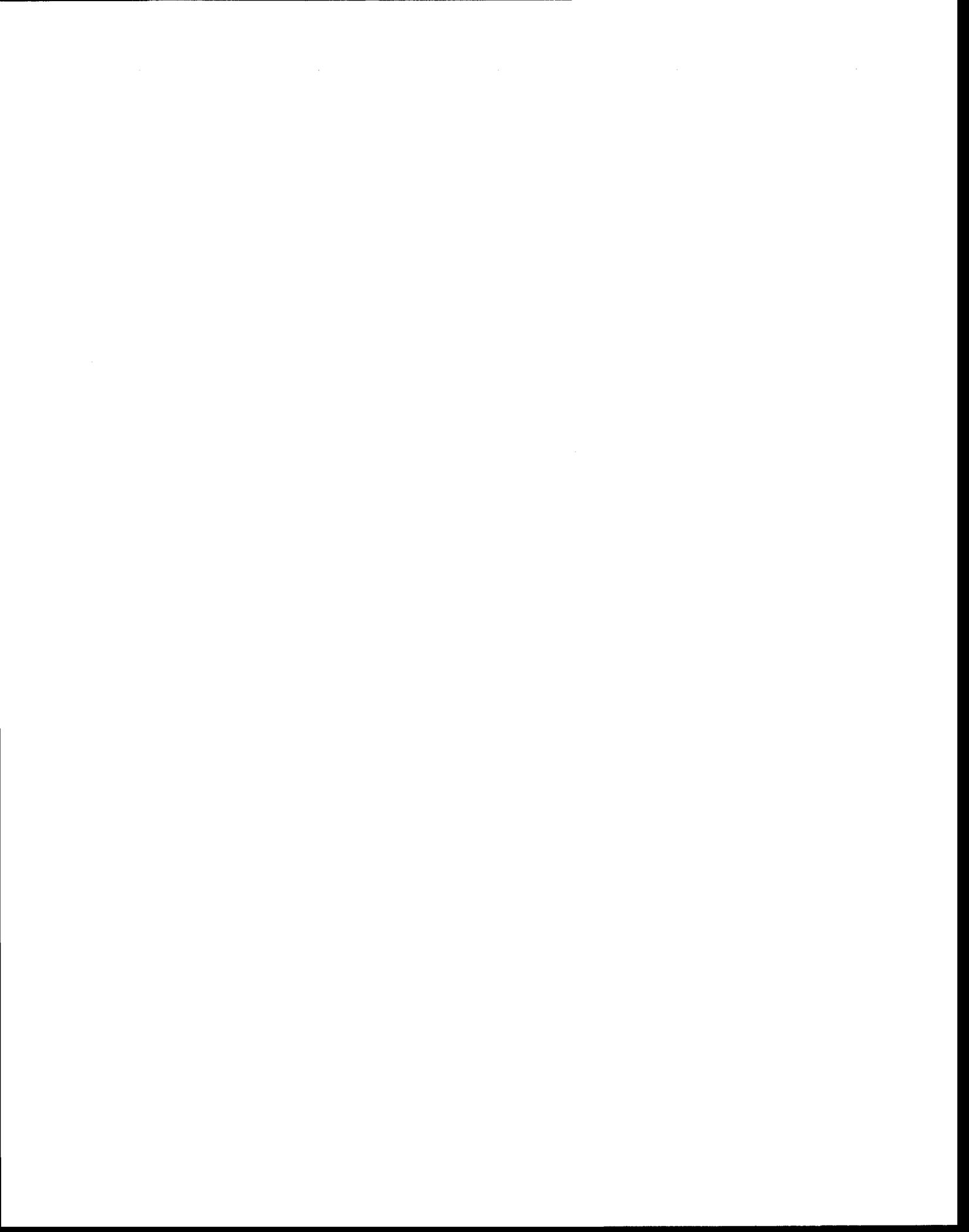


Tableau G-6 : Tableau FEFLOW des résultats des simulations pour 30 ans, montrant la distribution des vitesses (de Darcy) pour le domaine du Mont-Cervin.



ANNEXE H
STRUCTURE ET CONTENU DU CD



ANNEXE D

Tableau D-3 : Longueurs des tubages mesurés durant les campagnes d'échantillonnage

Tableau D-4 : Essai de conductivité hydraulique (Slug Test) dans le puits multiniveau

Tableau D-5-a : Tableaux de résultats des tests de perméabilité à charge constante effectué dans le puits Technorem-1

Tableau D-5-b : Feuille de calcul pour le traitement des résultats des test de conductivité hydraulique à charge constante

Tableau D-6 : Profondeur de l'eau mesuré dans les puits privés (2002-2003)

Tableau D-7 : Rapport de forage du puits Technorem-1 dans l'aquifère de roc

Figure D-7 : Variogrammes des piézométries interpolées avec le logiciel Surfer

Tableau D-8 : Rapport de forage du puits Technorem-1

ANNEXE E

Tableau E-1 : Tous les résultats analytiques pour les paramètres bactériologiques, les nitrates et les paramètres physico-chimiques des puits échantillonnées lors des campagnes de terrain de 1995 et de 2002 et 2003

Tableau E-2 : Résultats d'analyses des échantillons prélevés dans les puits de la campagne d'échantillonnage réalisée par la municipalité en 1995

Tableau E-3 : Résultats analytiques des paramètres indicatifs de la qualité naturelle de l'eau souterraine

Tableau E-4 : Résultats analytiques pour les paramètres bactériologiques, les nitrates et l'azote ammoniacale pour 2002 et 2003

Tableau E-5 : Résultats analytiques pour les paramètres bactériologiques, physico-chimiques et les nitrates du puits multiniveau installé à l'été 2003

Tableau E-6 : Anions majeurs contenus dans le cadre des essais de traçage aux sels de bromure effectués à l'été 2003

ANNEXE F

Tableau F-1 : Bilan de masse des nitrates pour le secteur du HAUT du Mont-Cervin, scénario moyen

Tableau F-2 : Bilan de masse des nitrates pour le secteur du HAUT du Mont-Cervin, scénario optimiste

Tableau F-3 Bilan de masse des nitrates pour le secteur du HAUT du Mont-Cervin, scénario pessimiste

Tableau F-4 : Bilan de masse des nitrates pour le secteur du BAS du Mont-Cervin, scénario moyen

Tableau F-5 : Bilan de masse des nitrates pour le secteur du BAS du Mont-Cervin, scénario optimiste

Tableau F-6 : Bilan de masse des nitrates pour le secteur du BAS du Mont-Cervin, scénario pessimiste

ANNEXE G

Tableau G-1 : Comparaison des charges hydrauliques mesurées et simulées en fonction de la sensibilité à la recharge

Tableau G-2 : Comparaison des charges hydrauliques mesurées et simulées en fonction de la sensibilité à la conductivité

Tableau G-3 : Histogramme des concentrations calculés pour les 3 scénarios de masse provenant des installations septiques

Tableau G-4 : Résultats des simulations pour 60 ans, scénario actuel et nouveaux développements.

Tableau G-5 : Tableau FEFLOW des résultats des simulations pour 30 ans, montrant les flux de masse en nitrates entrant et sortant du domaine en gramme/jour et en gramme accumulé.

Tableau G-6 : Tableau FEFLOW des résultats des simulations pour 30 ans, montrant la distribution des vitesses (de Darcy) pour le domaine du Mont-Cervin.