Université du Québec
INRS-Eau

CARTOGRAPHIE DES INDICATEURS DE QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES À L'ÉCHELLE RÉGIONALE

Par
Daniel Soucy
Baccalauréat en génie géologique

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

Jury d'évaluation

Examinateur externe	M. Germain Tremblay Université Laval
Examinateur interne	M. Gérald Jones INRS - Eau
Directeur de recherche	M. Olivier Banton INRS - Eau
Codirecteur de recherche	M. Pierre Lafrance INRS - Eau

(17, 03, 98)

© droits réservés de Daniel Soucy, 1998

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont à M. Olivier Banton pour son soutien académique et financier. J'ai particulièrement apprécié sa façon de diriger et la confiance qu'il m'a accordé. Je tiens aussi à remercier M. Pierre Lafrance, pour sa grande disponibilité et ses nombreuses explications. Je ne peux non plus passer sous silence le bon travail de M. Stéphane Prémont, qui a assuré mon soutien logistique lors de mes travaux de terrain.

Un merci spécial est adressé aux centaines de gens de la région de Mirabel qui ont collaboré avec patience à ma démarche d'échantillonnage, et sans qui ce travail n'aurait jamais pu être accompli. Je remercie aussi ma famille et ma compagne pour leur soutien moral continu lors de ces années de maîtrise.

Ce travail a été rendu possible par les contributions financières du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, de la Corporation de développement des Laurentides, des Breuvages Nora et du Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada.

RÉSUMÉ

Les objectifs de cette recherche sont de fournir un portrait actualisé de la qualité des eaux souterraines de la région de Mirabel, de déterminer le rôle des facteurs humains (épandages de déglaçants et fertilisants, méthodes de construction des puits) et naturels (géologie), et d'établir des relations entre les différents paramètres physico-chimiques.

Entre le 15 mai et le 15 août 1996, 864 échantillons d'eau souterraine ont été recueillis par le biais d'autant de puits domestiques dans la région de Mirabel, au nord de Montréal. Les échantillons ont été analysés pour quatre paramètres sur le terrain (température, pH, oxygène dissous, conductivité électrique) et pour cinq paramètres en laboratoire (nitrates, fer, manganèse, chlorures, tannins-lignines). Les paramètres oxygène dissous et température ont été rejetés du fait de leur mauvaise représentativité. Pour les sept paramètres restants, des cartes d'isocontours ont été réalisées suite à un traitement géostatistique des données afin d'obtenir un portrait régional de la qualité des eaux souterraines. Il en ressort que les facteurs limitatifs pour un plein usage des eaux souterraines dans la région sont les concentrations en fer et en manganèse qui dépassent dans plus de 20 % des cas les normes provinciales pour l'eau potable, ainsi que la présence de nappes d'eaux saumâtres résiduelles de la Mer de Champlain, qui se distinguent par des valeurs de conductivité électrique élevées.

Les valeurs mesurées pour les sept paramètres physico-chimiques ont aussi été considérées en fonction des caractéristiques des puits et des formations géologiques où les échantillons ont été recueillis. Il en ressort que la profondeur des ouvrages est un facteur important dans le cas des nitrates, les concentrations mesurées diminuant avec une augmentation de la profondeur, alors que les formations géologiques affectent surtout les niveaux de fer et de manganèse. Pour notre région, ce sont les grès du Postdam et les calcaires de Chazy, Black River et Trenton qui présentent les valeurs moyennes les plus élevées en fer et en manganèse.

Les coefficients de détermination reliant les différents paramètres entre eux ont été calculés. Une relation entre le pH et les nitrates semble exister, les concentrations élevées en nitrates étant associées aux pH les moins élevés. Le fer et le manganèse, ainsi que les chlorures et la conductivité électrique, sont d'autres paramètres qui paraissent corrélés, mais que très légèrement. La présence de sulfure d'hydrogène (signalée par les résidants) est pour sa part associée à des concentrations en nitrates faibles et à des concentrations en tannins-lignines élevées. En ce qui a trait aux activités humaines (épandages de déglaçants et de fertilisants, fosses septiques), elles conditionneraient peu les concentrations en nitrates et en chlorures mesurées dans les eaux souterraines.

La qualité actuelle des eaux souterraines pour le territoire étudié est donc tout à fait acceptable selon les paramètres mesurés, et elle laisse supposer une protection suffisante par les matériaux géologiques présents, seuls quelques cas de contamination d'origine anthropique ayant été rencontrés.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS i
RÉSUMÉ ii
TABLES DES MATIÈRES iii
LISTE DES TABLEAUX v
LISTE DES FIGURES v

1 INTRODUCTION 1
1.1 Problématique 1
1.1.1 Généralités 1
1.1.2 Région d'étude 2
1.2 Objectifs 3

2 REVUE DE LITTÉRATURE 5
2.1 Avant-propos 5
2.2 Techniques d'échantillonnage 5
2.3 Paramètres mesurés 6
2.3.1 Température 6
2.3.2 Oxygène dissous 7
2.3.3 Conductivité électrique 8
2.3.4 pH 8
2.3.5 Chlorures 9
2.3.6 Nitrates 9
2.3.7 Fer 10
2.3.8 Manganèse 11
2.3.9 Tannins et lignines 11
2.4 Relations inter-paramètres dans le milieu 12
2.4.1 Cycle saisonnier 12
2.4.2 Contamination par les nitrates 12
2.4.3 Dénitrification 13
2.4.4 Présence du fer et du manganèse 14

3 DESCRIPTION DE LA RÉGION 17
3.1 Géographie 17
3.2 Géologie 18
3.3 Hydrogéologie 19
3.3.1 Mer de Champlain 19
3.3.2 Dépôts meubles 20
3.3.3 Formations géologiques 20

4 MATÉRIEL ET MÉTHODES 23
4.1 Échantillonnage 23
4.2 Paramètres mesurés 25
4.2.1 Terrain 25
4.2.2 Laboratoire 26
4.2.2.1 Nitrates et fer 27

4.2.2.2 Chlorures et tannins-lignines 27
4.2.2.3 Manganèse 28
4.3 Test de qualité 28

5 RÉSULTATS ET DISCUSSION 31
5.1 Paramètres rejetés 31
5.2 Portrait régional des paramètres de qualité 32
5.2.1 Conductivité électrique 32
5.2.2 pH 32
5.2.3 Chlorures 35
5.2.4 Nitrates 36
5.2.5 Fer 39
5.2.6 Manganèse 41
5.2.7 Tannins et lignines 44
5.3 Influence des caractéristiques du puits 44
5.3.1 Conductivité électrique 46
5.3.2 pH 48
5.3.3 Chlorures 48
5.3.4 Nitrates 50
5.3.5 Fer 50
5.3.6 Manganèse 52
5.3.7 Tannins et lignines 52
5.4 Influence de la géologie 53
5.5 Variabilité spatiale des paramètres 59
5.6 Relations entre les différents paramètres 64
5.6.1 Nitrates *versus* pH 64
5.6.2 Chlorures *versus* Conductivité électrique 66
5.6.3 Manganèse *versus* Fer 68
5.7 Signification de la présence de H_2S 70
5.7.1 Nitrates 71
5.7.2 Tannins-lignines 71
5.8 Influence des activités humaines 75

6 CONCLUSION 77

7 BIBLIOGRAPHIE 79

ANNEXES 83
1. Carte géologique 83
2. Carte des dépôts meubles 85

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 Pourcentage de récupération moyen sur les ajouts dosés....29
Tableau 5.1 Nombre d'ouvrages de captage selon chaque classe....45
Tableau 5.2 Nombre de puits par formation géologique....53
Tableau 5.3 Écart-types pour les différents paramètres....55
Tableau 5.4 Coefficients de détermination des différents paramètres physico-chimiques....64
Tableau 5.5 Influence de la présence de sulfure d'hydrogène sur les valeurs des paramètres....70

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1 Localisation des sites échantillonés....24
Figure 5.1 Distribution de la conductivité électrique....33
Figure 5.2 Distribution du pH....34
Figure 5.3 Distribution des chlorures....37
Figure 5.4 Distribution des nitrates....38
Figure 5.5 Distribution du fer....40
Figure 5.6 Distribution du manganèse....42
Figure 5.7 Distribution des tannins-lignines....43
Figure 5.8 Conductivité électrique en fonction de la profondeur....47
Figure 5.9 pH selon la profondeur....47
Figure 5.10 Chlorures en fonction de la profondeur....49
Figure 5.11 Nitrates en fonction de la profondeur....49
Figure 5.12 Fer en fonction de la profondeur....51
Figure 5.13 Manganèse en fonction de la profondeur....51
Figure 5.14 Tannins-lignines en fonction de la profondeur....52
Figure 5.15 Conductivité électrique selon les formations géologiques....54
Figure 5.16 pH selon les formations géologiques....54
Figure 5.17 Chlorures selon les formations géologiques....56
Figure 5.18 Nitrates selon les formations géologiques....56
Figure 5.19 Tannins-lignines selon les formations géologiques....57
Figure 5.20 Fer selon les formations géologiques....57
Figure 5.21 Manganèse selon les formations géologiques....58
Figure 5.22 Variogramme du pH....60
Figure 5.23 Variogramme du fer....60
Figure 5.24 Variogramme du manganèse....61
Figure 5.25 Variogramme de la conductivité électrique....61
Figure 5.26 Variogramme des chlorures....62
Figure 5.27 Variogramme des nitrates....62
Figure 5.28 Variogramme des tannins-lignines....63
Figure 5.29 Nitrates en fonction du pH (données brutes)....65
Figure 5.30 Nitrates en fonction du pH (données groupées)....65
Figure 5.31 Chlorures en fonction de la conductivité électrique (données brutes)....67
Figure 5.32 Chlorures en fonction de la conductivité électrique (données groupées)....67
Figure 5.33 Manganèse en fonction du fer (données brutes)....69
Figure 5.34 Manganèse en fonction du fer (données groupées)....69
Figure 5.35 Nitrates en présence de sulfure d'hydrogène....72

Figure 5.36 Nitrates en absence de sulfure d'hydrogène 72
Figure 5.37 Tannins-lignines en présence de sulfure d'hydrogène. 73
Figure 5.38 Tannins-lignines en absence de sulfure d'hydrogène 73
Figure 5.39 Chlorures selon la distance puits-route..... 76

1 INTRODUCTION

1.1 Problématique

1.1.1 Généralités

Les activités humaines et leurs conséquences sur l'environnement ont longtemps été sous-estimées. L'eau souterraine étant cachée aux yeux des gens, l'attention fort justifiée qu'on lui porte maintenant est venue bien après son altération à plusieurs endroits. La majorité de la population présumait que le sol servait de filtre et que sa capacité était sans limite. Certaines erreurs passées ne peuvent être réparées aujourd'hui, mais nos connaissances actuelles permettent l'adoption d'outils pouvant assurer une gestion préventive de la ressource. L'eau souterraine demeure aujourd'hui la principale source d'eau pour une grande partie de la population nord-américaine. Au Québec, les eaux souterraines alimentent en eau potable 20 % de la population et 66 % des localités [MENVIQ 1993].

Dans plusieurs régions semblables à celle de Mirabel (50 km au nord de Montréal) où s'est déroulée cette étude, l'urbanisation grandissante couplée à des activités agricoles visant des rendements accrus engendrent de nombreuses sources potentielles de contamination dont l'impact pourrait se faire sentir pendant plusieurs années. Il est beaucoup plus avantageux de prévenir une contamination de l'eau souterraine que d'y remédier ou de raccorder les gens à des réseaux d'aqueduc. Une étude auprès d'une centaine d'experts du Midwest américain relativement à la contamination en nitrates de l'eau souterraine va dans la même direction [Rajagopal et Tobin 1989]. La majorité d'entre eux privilégient en effet la prévention, ou des mesures de correction immédiates, à des recherches plus poussées nécessaires afin de comprendre parfaitement les conséquences des actions présentes.

Plusieurs méthodes, telle la méthode DRASTIC, qui évaluent le degré de vulnérabilité à partir des caractéristiques de la zone non saturée (type de sol, profondeur de la nappe, utilisation du territoire, etc.) sont déjà largement utilisées. Ces dernières ne peuvent cependant tenir compte du niveau déjà présent de pollution dans l'eau souterraine. De plus, ces méthodes doivent sans cesse être ajustées en fonction des paramètres locaux (nature du climat, topographie, etc.) ce qui rend leur application complexe. Il est aussi possible de procéder de façon inverse en évaluant

directement le niveau actuel de pollution des eaux souterraines et de tenter d'établir des relations avec les conditions observées sur le site visé (type de sol, sources de contamination possible, etc.). Une telle approche nécessite un échantillonnage méthodique, mais elle permet d'avoir une vision plus pratique des points névralgiques de la ressource. Si l'on suppose que le passé est garant du futur, il est ainsi plus facile de localiser les endroits les plus sensibles à la contamination d'origine anthropique, et éventuellement de réglementer l'usage du sol à ces endroits.

Étant donné le caractère interdépendant de plusieurs variables physico-chimiques de l'eau, il n'est pas nécessaire de mesurer beaucoup de paramètres pour évaluer l'état général d'une eau souterraine. L'évaluation de certains paramètres clés, tels le pH et l'oxygène dissous, ainsi que d'un contaminant relatif aux activités humaines, tels les nitrates, permet d'évaluer dans un premier temps la capacité d'un sol à épurer l'eau qui la pénètre et d'estimer le degré de transmission des contaminants vers la nappe. Une étude de vulnérabilité appuyée sur des mesures de qualités intrinsèques d'une eau souterraine pourrait donc se faire avec quelques paramètres seulement. Sa composition précise ne serait pas connue mais on pourrait quand même juger de son état de santé général sans avoir à défrayer des coûts trop élevés. Il devient toutefois essentiel, pour procéder ainsi, de connaître les inter-relations des paramètres dans le milieu.

1.1.2 Région d'étude

La région choisie pour l'étude se situe sur la rive nord du fleuve St-Laurent dans le secteur de Mirabel. On y retrouve principalement des roches de la province géologique des Basses-Terres du St-Laurent. Ce secteur renferme, en plus de l'aéroport international de Mirabel, quatre villes importantes, soit : Lachute, Deux-Montagnes, St-Eustache et St-Jérôme. Quatre municipalités régionales de comté (MRC) y regroupent 132 255 habitants (1988) répartis dans 19 municipalités. La densité de population est de 98 hab/km^2. Simard (1978) a effectué une étude hydrogéologique approfondie sur ce territoire. Les eaux souterraines peuvent selon lui alimenter 500 000 personnes, ce qui représente 85 millions de mètres cubes par an. Il a cependant qualifié cette ressource de vulnérable à la pollution et suggéré une protection accrue, bien qu'elle fut encore relativement intacte au moment de l'étude.

Le développement accéléré de plusieurs municipalités de la région, causé par le phénomène d'exode vers les banlieues qui affectent les grandes villes depuis plusieurs années, a amené de nouvelles sources de pollution sur le territoire. Plusieurs municipalités s'approvisionnent en eau souterraine afin de desservir les gens reliés à leur réseau d'aqueduc. Le développement d'autoroutes et d'industries polluantes s'ajoute au problème de pollution agricole susceptible d'affecter la région. Il est donc nécessaire de prendre des moyens afin de préserver cet important aquifère qui renferme de l'eau en quantité et qualité satisfaisante.

1.2 Objectifs

Le premier objectif du travail est de fournir un portrait actualisé de la qualité de l'eau souterraine pour la région d'étude. La visite de résidents du territoire permettra de recueillir à même leurs puits personnels des échantillons d'eau qui seront examinés sur le terrain afin d'en mesurer la température, l'oxygène dissous, la conductivité électrique et le pH. Un questionnaire relatif aux sources de contamination potentielle et aux caractéristiques propres aux puits sera rempli à chaque endroit d'échantillonnage. Au laboratoire, chaque échantillon sera examiné afin de déterminer les concentrations en nitrates, en chlorures, en tannins-lignines, en fer ainsi qu'en manganèse. Cela nous fournira donc une distribution spatiale de ces paramètres pour le territoire, du moins là où il est possible d'accéder à l'eau souterraine par les puits de résidents.

Un autre objectif de cette recherche est d'établir des relations afin de voir la responsabilité des caractéristiques d'un puits (type et profondeur), de la géologie ainsi que de l'utilisation du territoire (agricole, résidentielle, etc.) sur la qualité de l'eau. Les facteurs humains et naturels agissant sur la ressource pourront donc être évalués.

Les différents paramètres physico-chimiques seront aussi examinés afin de voir les interactions possibles entre eux, et le niveau d'importance de ces interactions. Ceci pourrait aider à mieux diriger les campagnes d'échantillonnage futures, afin d'optimiser le choix des paramètres à mesurer.

4 Cartographie des indicateurs de qualité des eaux souterraines à l'échelle régionale

2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Avant-propos

La revue de littérature exposée dans le présent chapitre porte sur les études d'échantillonnage en eau souterraine déjà réalisées dans diverses régions, alors que les données relatives à notre région seront énoncées plus tard.

2.2 Techniques d'échantillonnage

L'échantillonnage de l'eau souterraine requiert plusieurs précautions quant à la façon de procéder et à la conservation des échantillons. Plusieurs méthodologies ont été développées au cours des années, chacune étant adaptée aux paramètres mesurés et au niveau de précision désiré. Il ressort cependant de ces méthodes des éléments applicables à toute étude se voulant représentative des conditions du milieu.

On peut parler en premier lieu du travail effectué sur le terrain. Selon les travaux consultés, il est évidemment nécessaire de purger l'eau du puits d'échantillonnage afin d'obtenir une eau dont les caractéristiques se rapprochent de celles de l'eau souterraine [Miller 1982; Lalonde et Chouinard 1983; Barcelona et al. 1989; U.S. Environmental Protection Agency 1992; MEF 1994]. Le temps pendant lequel il est nécessaire de purger le puits varie selon les auteurs, mais cinq à dix minutes suffiraient à stabiliser les paramètres physico-chimiques mesurables sur le terrain pour des puits utilisés couramment. Il est toujours recommandé de prendre l'échantillon le plus près possible de la source afin d'éviter les échanges avec les éléments extérieurs. Il faut toutefois demeurer conscient que l'altération de certains paramètres physico-chimiques de l'eau tels le fer et le pH se fera dès que celle-ci entrera dans le puits [Miller 1982]. Les facteurs expliquant ce fait sont surtout l'accroissement de la température et la perte de pression (dégazage). L'oxydation de fer ferreux en fer ferrique peut aussi se produire dans le système de tuyauterie selon cette même étude, ce qui entraîne des variations de concentration entre des échantillons pris successivement à un même endroit.

Le pH, la quantité d'oxygène dissous, la température et la conductivité électrique sont des paramètres dont on recommande une mesure immédiate sur le terrain [Barcelona et al. 1989;

U.S. Environmental Protection Agency 1992; MEF 1994]. Il semblerait que des variations de deux unités de pH peuvent être observées entre les mesures de terrain et celles de laboratoire [MEF 1994]. La tenue d'un carnet de terrain est un autre aspect essentiel à l'interprétation des résultats. Celui-ci devrait contenir entre autres des informations relatives au puits (profondeur, type de construction, âge, etc.), l'endroit d'échantillonnage, le type de tuyauterie, la nature du sol et son usage, ainsi que les mesures de terrain [U.S. Environmental Protection Agency 1992; Lalonde et Chouinard 1983]. La considération de ces données lors de l'interprétation des résultats pourrait permettre d'expliquer certaines valeurs présentant de grands écarts avec la moyenne régionale.

Pour la conservation des échantillons, des temps de conservation maximaux avant les analyses et des manipulations particulières ont été énoncés par différents auteurs. Alors que certains suggèrent de filtrer les échantillons avant les analyses de nitrates, chlorures et métaux [Barcelona et al. 1989], d'autres proposent de ne pas le faire [U.S. Environmental Protection Agency 1992; MEF 1994] afin d'éviter de retirer les particules colloïdales qui participent au transport (métaux par exemple) dans les eaux souterraines, particulièrement dans les zones karstiques ou fracturées. La conservation d'échantillons dans des bouteilles de plastique ne cause pas d'inconvénients pour les paramètres considérés [MEF 1994]. Pour ce qui est des délais de conservation maximaux des échantillons, ils sont fixés par le MEF (1994) à quarante-huit heures pour les nitrates, sept jours pour les tannins et lignines et vingt-huit jours pour les chlorures. Ces durées s'appliquent pour une température de conservation de quatre degrés celcius, sans aucun agent de conservation. Pour les métaux, l'ajout d'acide nitrique (HNO_3 jusqu'à un pH de 2) prolonge cette période jusqu'à six mois.

2.3 Paramètres mesurés

2.3.1 Température

Bien que la température puisse être de peu d'intérêt dans l'évaluation de la qualité d'une eau souterraine, elle peut s'avérer être une mesure très utile à certains moments. Par exemple, les dépotoirs municipaux engendrent des réactions exothermiques qui augmentent la température des eaux souterraines dans les milieux qui reçoivent les lixiviats de ces sites [Nielsen 1991].

Outre l'infiltration d'eaux de surface, des variations de température dans l'eau d'un aquifère peuvent s'expliquer par d'autres phénomènes. Michalski (1989) mentionne, comme autres causes possibles, les différences de conductivité hydraulique dans l'aquifère, la présence de lits confinants, ou encore la présence de fractures dans le roc aquifère. La température peut aussi servir à déterminer l'importance des échanges verticaux à l'intérieur d'un puits.

De façon générale, la température affecte les quantités de minéraux et de gaz dissous. La solubilité des solides augmente avec la température [Driscoll 1986] alors que la solubilité des gaz varie à l'inverse de la température [Tardat-Henri 1985]. Même si les quantités d'oxygène dissous nécessaires à l'auto-épuration d'une eau diminuent avec une augmentation de température, l'accélération des vitesses d'oxydation qui résulte d'une telle hausse fait en sorte d'accélérer les processus d'auto-épuration [Tardat-Henri 1985; Rodier 1978], du moins tant qu'il y a suffisament d'oxygène disponible. La température des eaux souterraines pour les trente premiers mètres de l'aquifère devrait dans la plupart des cas correspondre à la moyenne annuelle de la température de l'air ambiant [Nielsen 1991].

2.3.2 Oxygène dissous

L'oxygène est un élément nécessaire à une eau souterraine, lui permettant de conserver ses qualités. L'oxygène dissous intervient dans le processus naturel d'auto-épuration d'une eau, processus qui consiste à oxyder une certaine charge de la pollution organique par le biais de micro-organismes [Tardat-Henri 1985]. En absence d'oxygène, les dégradations auront lieu en condition anaérobie et il y aura formation de composés indésirables tels du méthane, du sulfure d'hydrogène, et des acides organiques légers.

Les principaux facteurs affectant la quantité d'oxygène dissous dans une eau sont la température, la pression atmosphérique et la salinité [Rodier 1978]. Dans le cas des eaux souterraines, son contenu pour des profondeurs supérieures à 30-45 mètres est supposé être très faible, l'oxydation de la matière organique par voie aérobie l'ayant consommé en grande partie à des profondeurs moindres [Driscoll 1986]. Des variations ponctuelles de la quantité d'oxygène dissous pour une région peuvent donc indiquer l'emplacement de sources de contamination tel un apport important de matière organique [Nielsen 1991].

2.3.3 Conductivité électrique

La mesure de la conductivité électrique d'une eau permet de déterminer de façon rapide mais approximative sa minéralisation globale [Rodier 1978]. C'est en fait la mesure de la teneur globale en électrolytes d'une solution [Tardat-Henri 1985]. Elle peut donc servir à estimer la concentration en sel dissous, mais elle ne donne toutefois aucun renseignement quant à la pollution organique et ses variations [Nielsen 1991]. La conductivité électrique est mesurée en microsiemens/cm. Sa valeur sera grandement affectée par la température de l'eau, une augmentation de un degré Celcius causant une augmentation de la conductivité de 2 %. La norme au Québec pour l'eau potable est de 1500 microsiemens/cm à 25°C [Larue et Riopel 1983].

De façon générale, on peut dire que pour un aquifère donné, l'eau située à plus grande profondeur sera plus vieille et plus riche en solides dissous, donc de conductivité électrique plus élevée, que l'eau plus jeune située à une profondeur moindre [Miller 1982]. Cela est logique puisqu'un temps de percolation plus grand permet la mise en solution d'une plus grande quantité de matière. La conductivité électrique peut aussi servir à déterminer la provenance de la recharge dans un aquifère, étant donné la conductivité relativement faible des eaux de recharge [Michalski 1989]. Sur une étude à l'échelle régionale, les zones d'eaux légèrement salées (sodium et chlorures) et les zones d'eaux dures (calcium et magnésium) amèneront des valeurs de conductivité plus élevées.

2.3.4 pH

Le pH est une mesure de l'activité des ions H^+ contenus dans une eau : $pH = -\log (H^+)$. Une valeur de 7 désigne une eau neutre, une valeur inférieure désigne une eau acide et une valeur supérieure, une eau basique. Le pH joue un rôle primordial dans les propriétés physico-chimiques de l'eau (acidité, agressivité), dans les processus biologiques et dans l'efficacité de certains traitements de l'eau (adoucissement, contrôle de la corrosion, désinfection) [Tardat-Henri 1985]. Une eau acide favorisera la corrosion [Driscoll 1986]. Au Québec, on recommande un pH entre 6,5 et 8,5 pour les eaux de consommation [Larue et Riopel 1983]. Le pH des eaux souterraines varie en fonction du terrain traversé. Ainsi, des eaux ayant percolé à travers des terrains calcaires auront un pH élevé alors que celles ayant rencontré des terrains à fortes

proportions de silice auront un pH bas, soit de 7 ou moins [Rodier 1978]. Le pH de la majorité des eaux souterraines résulterait de l'équilibre entre le CO_2 provenant de l'atmosphère et de l'activité biologique, et les carbonates et bicarbonates provenant des roches carbonatées [Driscoll 1986]. Ce paramètre peut aussi servir à détecter la pollution provenant de solutions tamponnées tels les lixiviats de dépôtoirs municipaux, qui amènent les valeurs de pH faibles (acides) et élevés (alcalins) à des valeurs de pH voisines de la neutralité [Nielsen 1991].

2.3.5 Chlorures

Les chlorures constituent l'un des anions majeurs retrouvés dans les eaux naturelles. Leurs teneurs dans les eaux souterraines sont très variées et dépendent principalement de la nature du sol à travers lequel les eaux ont percolé [Rodier 1978]. Les eaux provenant de régions granitiques, comme les Laurentides, seront pauvres en chlorures alors que les eaux des régions sédimentaires en contiendront davantage [Tardat-Henri 1985]. Les chlorures sont des éléments très mobiles dans l'eau, étant même utilisés comme traceurs des écoulements de l'eau.

La norme au Québec pour l'eau potable a été fixée à 250 mg/l [Larue et Riopel 1983] bien que des teneurs supérieures à cette dernière ne soient pas nocives pour la santé des utilisateurs, le goût désagréable engendré étant l'inconvénient majeur. Notons que pour une quantité constante de chlorures, la présence de calcium et de magnésium atténue ce mauvais goût. Un autre problème possible relié à la présence des chlorures est la corrosion des canalisations et réservoirs des usagers, particulièrement pour l'acier inoxydable pour lequel le risque augmente avec des teneurs supérieures à 50 mg/l [Rodier 1978]. Dans le domaine agricole, les teneurs en chlorures peuvent limiter certaines cultures [*ibid*]. Une association de fortes concentrations en nitrates et en chlorures peut indiquer une contamination de l'eau par des matières fécales [Driscoll 1986].

2.3.6 Nitrates

Les nitrates sont le produit final de l'oxydation des dérivés azotés (nitrification). L'azote organique (N) est d'abord transformé en azote ammoniacal (NH_3) ou en ammonium (NH_4), puis oxydé en nitrites (NO_2) et finalement en nitrates (NO_3), forme sous laquelle ils pourront être assimilés par les plantes [Tardat-Henri 1985]. Cet apport d'azote peut provenir d'engrais

chimiques mais aussi de matières fécales, qui contiennent tous les maillons de la séquence NH_3-NH_4-NO_2-NO_3.

Il est normal que des eaux naturelles contiennent des nitrates, mais des concentrations relativement élevées sont un indice de pollution du milieu, le plus souvent d'origine agricole [*ibid*]. Au Québec, la norme pour l'eau potable a été fixée à 44 mg/l en NO_3 ou à 10 mg/l en N [Larue et Riopel 1983]. Au-delà de cette concentration, une intoxication peut survenir chez les nouveaux-nés, causée par la réduction de NO_3 (nitrates) en NO_2 (nitrites) par le liquide gastrique de l'enfant. Les nitrites diffusent dans la circulation générale et deviennent alors responsables de la formation de méthémoglobine, qui résulte de l'oxydation du fer ferreux de l'hémoglobine en fer ferrique. Lorsque la quantité formée devient trop importante, la fixation de l'oxygène et son transport par l'hémoglobine est diminuée et se traduit par une anoxie dont l'importance est fonction de la quantité de méthémoglobine formée. Cette intoxication porte le nom de méthémoglobinémie. Notons cependant que pour plusieurs endroits où les concentrations mesurées dépassaient la norme québécoise, aucune intoxication n'est survenue [Rodier 1978]. L'action toxique ne peut donc être considérée comme générale. L'effet sur les animaux d'un dépassement des normes est observable, le bétail devient plus susceptible aux maladies, produit moins de lait et les cas de veaux avortés augmentent [Driscoll 1986].

Les nitrates ne peuvent être extraits de l'eau simplement en la faisant bouillir. On doit plutôt recourir à la déminéralisation ou à la distillation. Le processus naturel de la dénitrification peut aussi les éliminer. Cela survient dans des conditions où l'oxygène est absent, les nitrates servant d'accepteurs d'électrons en milieu anaérobie [Rodier 1978]. Les nitrates seront donc réduits par les micro-organismes pour former de l'azote gazeux.

2.3.7 Fer

Le fer est un élément très répandu dans les roches et sa présence, particulièrement sous forme d'oxydes, influera sur la qualité des eaux souterraines. Soluble, surtout à l'état ferreux, il est associé aux sulfates et aux bicarbonates lors du transport par les eaux. Ces deux composés sont susceptibles de précipiter pour former des gîtes sédimentaires [Foucault et Raoult 1992].

La norme pour cet élément au Québec a été établie à 0,3 mg/l pour l'eau potable [Larue et Riopel 1983], non pas en raison de risques pour la santé, mais plutôt pour pallier aux inconvénients lors de l'usage domestique de l'eau. Dès qu'on atteint une concentration de 0,05 mg/l dans l'eau, un goût désagréable peut être perçu lors de la consommation. À une concentration de 0,3 mg/l ou plus, l'usage domestique de l'eau est limité étant donné qu'elle tache le linge. Un autre inconvénient possible est la présence de ferrobactéries qui apportent des phénomènes de corrosion et la formation de concrétions volumineuses et dures dans les canalisations [Rodier 1978].

2.3.8 Manganèse

Le manganèse est présent dans les roches, soit dans les silicates (en substitution très fréquentes avec Fe^{2+}), soit dans les oxydes. Il passe facilement en solution et précipite ensuite, pouvant se concentrer dans diverses roches sédimentaires (minerai oolitique à gangue calcaire, minerai à gangue dolomitique ou siliceuse, et nodules polymétalliques des fonds océaniques) [Foucault et Raoult 1992].

La norme pour l'eau potable au Québec a été fixée à 0,05 mg/l pour les eaux de consommation [Larue et Riopel 1983], des concentrations inférieures à 0,1 mg/l peuvant tacher l'émail et le linge. Tout comme dans le cas du fer, cette norme a été établie en fonction de critères esthétiques et non pour protéger la santé des utilisateurs.

2.3.9 Tannins et lignines

Tannin est le nom générique d'un certain nombre de substances très répandues dans le milieu végétal, en particulier dans les feuilles et les écorces. Leurs concentrations dans les eaux naturelles varieraient de 0,1 à 1,0 mg/l, et leur pourcentage pour l'ensemble du carbone organique dissous ne serait que de 2 % [Thurman 1985]. Les lignines sont pour leur part des matières présentes dans le bois. Elles sont très solubles dans l'eau et lui donnent une coloration jaunâtre. La norme au Québec pour les tannins a été fixée à 0,25 mg/l dans les eaux de consommation. Ces deux foyers de substances naturelles sont très difficilement biodégradables et demeurent donc récalcitrantes en milieu naturel.

2.4 Relations inter-paramètres dans le milieu

2.4.1 Cycle saisonnier

Un aspect qui influencera les différents paramètres physico-chimiques lors de l'échantillonnage est la température ambiante. Dans un climat comme celui du Québec, un cycle saisonnier est important pour les concentrations de plusieurs éléments et composés. Nous avons déjà traité de l'influence de la température sur la solubilité des gaz et la conductivité électrique, mais d'autres paramètres sont aussi affectés. Ainsi, pendant l'hiver, les endroits présentant des conditions faiblement anoxiques verront, vu la baisse de température, les concentrations en nitrates et en oxygène dissous augmenter, ce qui aura pour effet de précipiter le manganèse et le fer [Gunten et al. 1991]. Les effets de la température sont difficiles à quantifier précisément [Barcelona et al. 1989; Miller 1982], il est donc important d'échantillonner dans des conditions similaires afin d'obtenir des données facilement comparables.

2.4.2 Contamination par les nitrates

Le principal secteur d'activités de l'homme qui influencera la qualité des eaux souterraines sur une grande échelle est celui de l'agriculture. Dans les campagnes, des quantités importantes d'azote sont apportées au sol afin d'optimiser le rendement des cultures. Pour le Lac Michigan aux États-Unis, l'agriculture constitue la principale source d'apports en nitrates et chlorures, devant les sources ponctuelles reliées aux industries [Cherkauer et al. 1992]. Pionke et Urban (1985) rapportent pour une région de Pennsylvanie des concentrations en nitrates de 5 à 7 fois moins élevées pour les eaux souterraines d'une forêt comparativement à celles de terres agricoles. Une meilleure gestion des engrais pourrait diminuer ce problème, une étude en Pennsylvanie ayant d'ailleurs démontré des baisses en nitrates pour les eaux souterraines de 8 % à 32 % avec une fertilisation diminuée de 39 % à 67 % sur une période de 5 ans [Hall 1992].

Le type de sol influera grandement sur les concentrations en nitrates des eaux souterraines. Un sol bien drainé où l'eau circule aisément contribue au problème de contamination par les nitrates pour un milieu agricole [Ritter et Chirnside 1984]. Pour l'aquifère d'Ogallala au Texas, des valeurs en nitrates mesurées en 1970 ont été comparées à d'autres prises en 1951. Ce secteur

ayant reçu de grandes quantités de fertilisants au cours des 10 à 20 dernières années précédant l'étude, les valeurs en nitrates pour les régions où les sols sont majoritairement sablonneux avaient augmenté, alors que celles des régions présentant des sols à granulométrie plus fine étaient demeurées stables ou avaient diminué légèrement [Reeves et Miller 1978].

Un autre aspect important est le type de puits et sa localisation. Les concentrations en nitrates de l'eau d'un puits sont reliées à la profondeur de ce puits, à sa méthode de construction et à son emplacement [Sievers et Fulhage 1992]. Une étude réalisée au Nebraska [Exner et Spalding 1985] sur 268 puits a démontré que pour les puits respectant les critères de construction de l'État, seulement 4 % dépassaient la norme de 10 mg/l $N\text{-}NO_3$, alors que pour les puits de surface (diamètre de 60 centimètres ou plus), 47 % excédaient cette norme. Selon ces critères de construction, le puits doit être à 30 mètres ou plus des sources de contamination potentielle et doit être protégé des eaux de surface qui pourraient s'infiltrer.

Toutefois, ce problème lié à l'application d'engrais en trop grande quantité ne se limite pas au secteur agricole. En milieu urbain, la fertilisation des pelouses peut amener des augmentations notables des concentrations en nitrates des eaux souterraines [Flipse et al. 1984]. Une autre contribution importante en nitrates pour certains secteurs est celui des fosses septiques. En présence d'oxygène, la nitrification sera intense. Il en résultera des augmentations des concentrations en nitrates, chlorures, sodium, calcium, potassium et carbone organique dissous. Des baisses de la valeur du pH et de l'oxygène dissous s'observeront aussi [Robertson et al. 1991]. Il semblerait que les chlorures soient de bons indicateurs de contamination dans de tels cas, le pH et la conductivité électrique étant pour leur part des indicateurs acceptables [Alhajjar et al. 1990]. La nitrification se fera plus ou moins efficacement selon le contexte géologique à chaque site. On devrait donc, lors de l'implantation d'un puits, évaluer les conditions sur le site plutôt que de se fier à une norme uniformisée qui dans certains cas ne suffit pas à protéger la ressource [Robertson et al. 1991].

2.4.3 Dénitrification

La dénitrification exige certaines conditions particulières du milieu. On ne doit pas retrouver d'oxygène dissous dans l'eau, condition qui devrait aussi influencer les concentrations de fer et de manganèse, leur oxydation devenant impossible. Un apport en matière organique (carbone

organique) est aussi essentiel, car c'est pour oxyder cette dernière que les bactéries du milieu utiliseront les nitrates comme accepteurs d'électrons et les transformeront en N gazeux [Thurman 1985]. La population microbienne utiliserait donc, en milieu anaérobie, le carbone organique et les nitrates pour subvenir à leurs besoins énergétiques [Bulger et al. 1989].

Conséquemment, pour augmenter les possibilités de dénitrification dans la partie supérieure anoxique d'un aquifère, il faudrait que la zone non saturée n'excède pas deux ou trois mètres. La quantité de carbone organique diminuant rapidement avec la profondeur, une nappe trop profonde pourrait ne pas présenter un apport suffisant en carbone organique pour permettre la dénitrification [Starr et Gillham 1993]. Cette dernière peut néanmoins survenir à de plus grandes profondeurs. La réduction des sulfates étant subséquente à celle des nitrates en milieu anaérobie, les endroits où l'on constate une odeur de soufre seraient donc des endroits favorables à la dénitrification, même si on se situe à plusieurs dizaines de mètres sous la surface du sol [Thurman,1985].

2.4.4 Présence du fer et du manganèse

Plusieurs facteurs influenceront les concentrations en fer et en manganèse retrouvées dans une eau souterraine, un des plus importants étant la quantité d'oxygène qu'elle contient. Le fer peut exister sous deux niveaux d'oxydation d'intérêt, soit sous forme ferreux, Fe(II), ou sous forme ferrique , Fe(III). Le manganèse quant à lui peut adopter un niveau d'oxydation allant de Mn(0) à Mn(7). Les formes solubles pour ces deux éléments sont le Fe(II) et le Mn(II). En absence d'oxygène, les formes insolubles en milieu oxygéné tels l'oxyde de Fe(III) et l'oxyde de Mn(IV) pourront être réduites sous les formes solubles de Fe^{2+} et de Mn^{2+} , ce qui augmentera les concentrations observables [Kothari 1988; Jaudon et al. 1989]. La présence d'oxygène, toutefois, amènera la précipitation du fer (Fe^{2+}) et du manganèse (Mn^{2+}) sous forme d'oxydes [Fustec et al. 1991].

Le fer devrait s'oxyder principalement sous forme de ferrihydrite [Smith et Tuovinen 1985; Vuorinen et al. 1988], et éventuellement être transformé en une forme plus stable, telle la goethite. Le manganèse devrait quant à lui former du MnO_2 [Vuorinen et al. 1988]. La présence de bactéries oxydantes pourra augmenter considérablement les vitesses des réactions d'oxydation. Dans le cas du fer, la présence de ces bactéries peut augmenter de 10 à 100 fois

la quantité de fer oxydé [Bao-rui 1988]. Aussi, certaines bactéries semblent précipiter simultanément le fer et le manganèse [Smith et Tuovinen 1985]. Malheureusement, quantifier les bactéries d'un aquifère demeure une activité complexe, et il est donc difficile de prédire leurs effets globaux [*ibid*].

Certaines bactéries pourront aussi, à l'opposé, faciliter le passage en solution du fer et du manganèse en milieu réducteur. En présence de bactéries réductrices, si l'abondance de matière organique consomme tout l'oxygène disponible, les nitrates seront réduits et ultérieurement ce seront les oxydes de manganèse (MnO_2) qui le seront [Thomas et al. 1994]. Les oxydes de fer, étant réduits à des valeurs de Eh moins élevées, ne devraient pas pour leur part être réduits [*ibid*]. Une forte présence de matière organique pourrait donc causer la formation d'un milieu réducteur, indésirable si on veut avoir une eau de bonne qualité. Dans une telle situation, la présence de bactéries réductrices accélérerait le processus de passage en solution du manganèse [Dumousseau et al. 1990]. La quantité de manganèse libérée ne semble pas être fonction du nombre de bactéries mais plutôt de leur activité respiratoire [Jaudon et al. 1989].

La compétition entre les bactéries amènera une distribution non-uniforme de ces dernières, ce qui causera des variations locales pour les éléments qu'elles affectent, tels le fer et le manganèse. Ainsi, pour un aquifère de 40 km de largeur situé en Caroline du Sud, la compétition entre les bactéries réductrices de sulfates et les bactéries réductrices du fer ferrique a amené la formation d'une zone où l'eau contenait moins de 0,05 mg/l de fer, et d'une autre zone où l'eau contenait fréquemment plus de 1 mg/l en fer [Chapelle et Lovley 1992]. Ce type d'hétérogenéités fréquentes à plusieurs systèmes hydrogéologiques pourraient donc être imputées aux mécanismes de compétition bactérienne.

Outre les quantités d'oxygène et de bactéries présentes dans une eau, plusieurs autres facteurs influent sur la vitesse d'oxydation du fer et du manganèse. Une température moins élevée ralentira la vitesse d'oxydation, tout comme un pH plus faible [Kothari 1988]. De façon plus générale, mentionnons que la présence de nitrates, de chlorures et de phosphates diminue la solubilité du fer et du manganèse [*ibid*]. La présence de carbonate de calcium ($CaCO_3$) dans l'aquifère influence aussi les concentrations en fer et en manganèse. La formation de $FeCO_3$ et de $MnCO_3$ due à la dissolution du $CaCO_3$ dans l'eau amènera une baisse de leurs concentrations

en solution [Mania et al. 1989]. La profondeur influence aussi les concentrations en fer et en manganèse selon certaines études, mais cela s'expliquerait simplement par la baisse des concentrations en oxygène avec la profondeur [Lahermo et Vuorinen 1988].

La littérature à propos des tannins-lignines est peu abondante. Les quelques références trouvées donnent des définitions de ces composés, mais ne mentionnent rien sur leur occurrence et leur comportement, et rien non plus sur leur relation avec les contextes géologique et hydrogéologique.

3 DESCRIPTION DE LA RÉGION

3.1 Géographie

Le territoire visé par la campagne d'échantillonnage de l'été 1996, situé autour de Mirabel, s'étendait sur plus de 1300 km^2. Il est compris entre les longitudes 74°30'W et 74°45'W, et les latitudes 45°27'N et 45°52'N. Il correspond aux municipalités allant de Greece's Point à l'ouest jusqu'à La Plaine à l'est. La limite nord du territoire correspond approximativement au tracé de la faille de Lachute, soit la limite entre les Basses-Terres du St-Laurent et le Bouclier Canadien. Au sud, les limites ont été établies par les différents cours d'eau présents, soit la rivière des Outaouais, le lac des Deux-Montagnes, et la rivière des Milles-Îles. Les cartes topographiques au 1:20 000 correspondantes (gouvernement du Québec) sont 31G09-200-201, 31G09-200-101, 31G09-200-202, 31G09-200-102, 31G08-200-202, 31H13-200-101, 31H12-200-201, 31H12-200-101, 31H05-200-201.

Le climat de la région est l'un des plus doux au Québec, la température moyenne annuelle étant de 5°C. La saison sans gel est de 140 jours, ce qui en fait un endroit très favorable pour l'agriculture. Les précipitations sont uniformes tout au long de l'année et la moyenne annuelle est légèrement supérieure à 1000 mm. Le territoire est peu accidenté et l'altitude varie généralement de 40 à 80 mètres, les seuls reliefs importants étant les collines d'Oka et la colline au sud-est de St-André. Leurs altitudes sont respectivement de 152 mètres et de 122 mètres.

Quatre cours d'eau majeurs traversent la région. La rivière du Nord traverse le territoire en longeant la faille de Lachute jusqu'à la ville du même nom, puis bifurque vers le sud pour se jeter dans la rivière des Outaouais. La rivière du Chêne, quant à elle, suit parallèlement la route 148. On retrouve aussi la rivière Mascouche à l'est de notre territoire, et la rivière Rouge au sud-ouest. L'utilisation du territoire varie considérablement selon les secteurs. La partie sud-est, comprenant les villes de Deux-Montagnes, St-Eustache, Blainville, Bois-des-Filion et Ste-Thérèse, est fortement urbanisée comparativement au reste du territoire où l'agriculture domine. C'est à cet endroit que l'on retrouve la plus forte densité de population, ces villes étant l'extension des banlieues de la grande région de Montréal. L'emplacement des autoroutes 15 et 640 permet de prévoir où cette poussée démographique se fera sentir au cours des prochaines années.

3.2 Géologie

La région fait partie de la province géologique des Basses-Terres du St-Laurent et est composée en majorité de roches sédimentaires cambriennes et ordoviciennes des Groupes de Postdam, de Beekmantown, de Chazy, de Black River et de Trenton. Au sud, on retrouve des roches précambriennes recoupées par les intrusifs d'Oka et de St-André du Crétacé [Globensky 1982]. Le roc est en majeure partie recouvert de dépôts quaternaires et affleure en peu d'endroits [Maranda, 1977]. Les épaisseurs de ces dépôts sont variables et atteignent parfois une centaine de mètres, les maximums étant localisés principalement autour des intrusifs d'Oka et de St-André. Les cartes de la géologie et des dépôts meubles se retrouvent aux annexes 1 et 2.

Les roches précambriennes de la région appartiennent surtout à la série de Morin. Cette dernière est formée de syénite, de granite porphyrique, de monzonite quartzifère, de diorite à pyroxène, d'anorthosite et d'anorthosite gabbroïque. Elles correspondent à la base des intrusifs d'Oka et de St-André Est.

Les roches cambriennes sont comprises dans le Groupe de Postdam, et séparées en formations de Covey Hill (base) et de Cairnside. Le Covey Hill est formé de grès et de conglomérats riches en feldspaths. Le Cairnside quant à lui est constitué de grès quartzitique blanc à gris à ciment siliceux. Ce grès est composé presque entièrement de grains de quartz (95 % à 100 %), avec par endroits des impuretés minérales (feldspath ou minéraux lourds). Des passées brunâtres, riches en oxydes de fer, peuvent aussi être remarquées à travers les lits de ce grès en plusieurs endroits. L'épaisseur de la formation varierait en diminuant vers le nord, le maximum étant de 70 mètres dans la région.

Les roches ordoviciennes sont constituées par les groupes de Beekmantown, de Chazy, de Black River et de Trenton. Pour le Beekmantown, on retrouve les formations de Thérèsa (base) et de Beauharnois. Le Thérèsa consiste en une interstratification de dolomie et de grès. Les lames minces de cette dolomie laissent voir l'infiltration d'oxydes de fer en faible quantité (1 %). L'épaisseur maximale de cette formation pour la région serait de 70 à 75 mètres. Quant au Beauharnois, il comprend du calcaire fossilifère, de la dolomie, du schiste argileux, et de l'aleurite (siltstone). Un peu partout, des séparations argileuses sont présentes dans la

lithologie. Le calcaire et la dolomie présentent ici aussi des infiltrations d'oxydes de fer en faible quantité (1 %). L'épaisseur maximale de la formation serait de 240 mètres dans la région.

Pour ce qui est du groupe de Chazy, il est formé de calcaire cristallin, de schiste, de grès et de dolomie. Les Groupes de Black River et de Trenton sont quant à eux constitués de calcaire, de calcaire argileux, de grès et de schiste. Ces trois groupes où le calcaire domine se retrouvent en presque totalité dans la partie ouest de notre territoire d'étude.

Les intrusions alcalines du Crétacé d'Oka et de St-André sont de compositions forts différentes, étant d'origine volcanique. Les collines d'Oka sont formées de lamprophyres, de porphyres, d'analtoïtes, de carbonatites, d'okaïtes ou d'altérations métasomatiques de roches silicatées. La colline de St-André Est est quant à elle composée de carbonatites dont la couche superficielle contient de la goethite et de la limonite.

Une faille majeure, la faille de Lachute, traverse la région d'est en ouest en longeant sur plusieurs kilomètres la rivière du Nord. Elle sépare les roches volcaniques précambriennes du Bouclier Canadien des roches sédimentaires cambriennes et ordoviciennes des Basses-Terres du St-Laurent. L'escarpement qu'elle cause peut facilement être suivi sur le terrain.

3.3 Hydrogéologie

3.3.1 Mer de Champlain

La Mer de Champlain fut une mer intérieure formée lors de la dernière période glaciaire. Après la déglaciation partielle du Golfe St-Laurent, il y a 12 500 ans, l'eau de mer a envahi la vallée du St-Laurent dont les terres étaient plus basses à cause du poids des glaciers. Cette eau salée s'est mélangée aux eaux de fonte glaciaire et c'est dans ce milieu que ce sont déposés plusieurs dizaines de mètres de sédiments marins. Les eaux salées de la Mer de Champlain se retirèrent il y a 9800 ans, pour faire place à de l'eau douce provenant du lac post-glaciaire de Lampsilis.

Les dépôts associés à la Mer de Champlain se seraient donc formés dans une eau de composition mixte de 33 % d'eau de mer et de 67 % d'eau douce. Les concentrations en Na^+ et

en Cl^- à la base des dépôts, qui seraient vieux de 11 000 ans selon des datations au carbone 14, permettent d'avancer ces chiffres. L'épaisseur des dépôts atteint 65 mètres par endroits mais la moyenne se situe plutôt aux alentours de 30 mètres. Ce sont des argiles parfois silteuses dont les particules fines proviendraient du bouclier précambrien. Les minéraux qu'on y retrouve sont de l'illite, de la chlorite, de l'amphibole et un peu de smectite.

On retrouve pour les argiles une zone d'altération d'environ deux à trois mètres au sommet de la séquence, selon des sondages faits à Varennes [Desaulniers et Cherry 1989]. La conductivité hydraulique pour cette zone varie de $4,8 \times 10^{-9}$ (à 1,7 mètres de profondeur) à $1,4 \times 10^{-8}$ m/s (à 1,2 mètres de profondeur). Pour la zone demeurée intacte, la conductivité hydraulique varierait plutôt de $7,5 \times 10^{-11}$ à $4,9 \times 10^{-10}$ m/s. Les recherches effectuées sur le terrain suggèrent que pour le site de Varennes, le gradient hydraulique est inférieur au gradient nécessaire pour produire un écoulement selon la loi de Darcy [*ibid*]. Les endroits sur notre territoire où les dépôts de la Mer de Champlain sont épais pourraient donc être des barrières imperméables face à l'infiltration directe d'eau de surface.

3.3.2 Dépôts meubles

L'origine de la majorité des dépôts meubles de notre région remonte à la dernière période glaciaire. La séquence type rencontrée comporte à la base un till très compact, parfois surmonté de sable et gravier fluvio-glaciaires, des terres franches et argiles de la Mer de Champlain, parfois des sables éoliens, parfois des alluvions (anciens et nouveaux), et au sommet une couche de dépôts organiques. L'épaisseur totale des dépôts peut varier de quelques mètres à une centaine de mètres. Leur productivité hydraulique est faible à l'exception des sédiments alluvionnaires de faible extension le long de la rivière du Nord et de ceux en bordure du Lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Milles-Îles (nappe de Pointe-Calumet - Ste-Marthe).

3.3.3 Formations géologiques

La perméabilité du roc est principalement fonction de la présence de zones d'altération et de fracturation. Pour la région de Mirabel, la zone d'altération au sommet du roc serait la plus puissante rencontrée au Québec [Simard 1978], ayant trois mètres d'épaisseur en moyenne, ce qui favorise l'obtention de bons débits. Cette zone présente des perméabilités d'un ordre de

grandeur plus élevé que le roc fracturé sous-jacent. Les milieux fracturés les plus favorables pour de bons débits sont par ordre croissant: 1- les dolomies du Beekmantown, 2- les grès du Postdam, 3- les calcaires des groupes de Chazy, Black River et Trenton, 4- les roches précambriennes et les intrusifs du Crétacé. Outre pour les roches précambriennes et du Crétacé pour lesquelles on obtient généralement des débits inférieurs à 2 m^3/h, les autres types de roc pourront fournir un débit de 50 m^3/h sans recherche particulière. Pour les dolomies du Beekmantown et les grès du Postdam, il y aurait environ 75 % des chances d'obtenir un débit supérieur à cette valeur de 50 m^3/h.

Des études isotopiques effectuées sur le territoire ont révélé la présence d'eau vieille de plusieurs milliers d'années (8000 ans) dans certains réservoirs aquifères de forte perméabilité, réservoirs protégés en amont par des zones de basse perméabilité [Simard 1978]. À l'échelle régionale, l'écoulement se ferait principalement vers le sud à travers le roc en direction du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Milles-Îles. La région serait capable de fournir en eau une population de 500 000 personnes, les nappes à porosité primaire pouvant fournir 30 millions de mètres cubes par an et les nappes à porosité secondaire 55 millions de mètres cubes annuellement [*ibid*].

Certains facteurs naturels viennent toutefois limiter l'usage possible de l'eau souterraine pour notre territoire. La présence d'une nappe d'eaux saumâtres, au nord-ouest des collines d'Oka, prive les résidents de ce secteur d'un accès facile à une eau de bonne qualité. Cette nappe indésirable s'étend sur une douzaine de kilomètres et sur une largeur de 4 à 5 kilomètres. Un pompage excessif à sa périphérie dans la zone d'eau douce pourrait aussi amener une recharge par l'eau salée, et à une extension non souhaitée de la zone. On peut éviter le problème d'eaux saumâtres en utilisant des puits de surface, mais ces derniers sont très sensibles aux activités polluantes et leur utilisation est quelque peu hasardeuse. Un autre facteur limitatif dans l'exploitation de la ressource en eau souterraine est la présence des roches précambriennes et des intrusifs du Crétacé, qui ne fournissent que de faibles débits.

22 Cartographie des indicateurs de qualité des eaux souterraines à l'échelle régionale

4 MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.1 Échantillonage

Afin d'obtenir des échantillons de façon rapide et peu coûteuse, il a été décidé d'utiliser des installations déjà en place, soit les puits ou sources personnels des habitants. Étant donné la présence continue de réseaux d'aqueduc dans plusieurs municipalités de la région, certains secteurs urbanisés n'ont donc pu être échantillonnés. C'est ainsi que le secteur au sud de l'autoroute 640 allant de Oka jusqu'à l'extrémité est du territoire étudié, de même que le secteur de Blainville et de Ste-Thérèse, n'ont pu être couverts de façon satisfaisante. Aux autres endroits, les résidences situées le long des axes routiers ont pu servir à l'échantillonnage, assurant ainsi une répartition adéquate pour représenter les variations spatiales des différents paramètres physico-chimiques mesurés.

La campagne de terrain s'est déroulée du 21 mai au 15 août 1996 inclusivement. Du porte à porte a été effectué et l'accueil positif des gens a permis de récolter 864 échantillons d'eau à partir de points de captage différents. Le territoire couvert a été découpé en secteurs qui ont été visités les uns après les autres au cours de la période d'échantillonnage, soit sommairement de l'ouest vers l'est afin d'optimiser les déplacements. Les vitesses de renouvellement relativement lentes des eaux souterraines dans la région font en sorte que les paramètres mesurés n'ont pas dû subir de variations saisonnières importantes au cours de cette période d'échantillonnage. Pour chacun de ces secteurs, correspondant à une journée d'échantillonnage, la sélection des résidences était aléatoire mais visait une répartition spatiale la plus uniforme possible. À chaque visite, un questionnaire était rempli afin d'établir certains paramètres de la source d'approvisionnement (profondeur, localisation, sources potentielles de contamination) et de récolter l'appréciation des gens face à la qualité de leur eau. Chaque site d'échantillonnage était localisé sur des cartes topographiques à l'échelle 1:20 000. Une carte des sites échantillonnés a été produite (figure 1). Il était indispensable de s'assurer que l'eau prélevée n'était soumise à aucune forme de traitement pouvant altérer ses caractéristiques premières à la source (adoucisseurs, filtre à charbon activé, etc.). L'endroit d'échantillonnage (lavabo, sortie du puits, ose extérieure) était noté ainsi que la présence de conduites de fer, afin d'expliquer éventuellement des valeurs extrêmes. Dans la mesure du possible, l'eau circulait assez longtemps pour permettre un abaissement de sa température, cette eau nouvelle étant

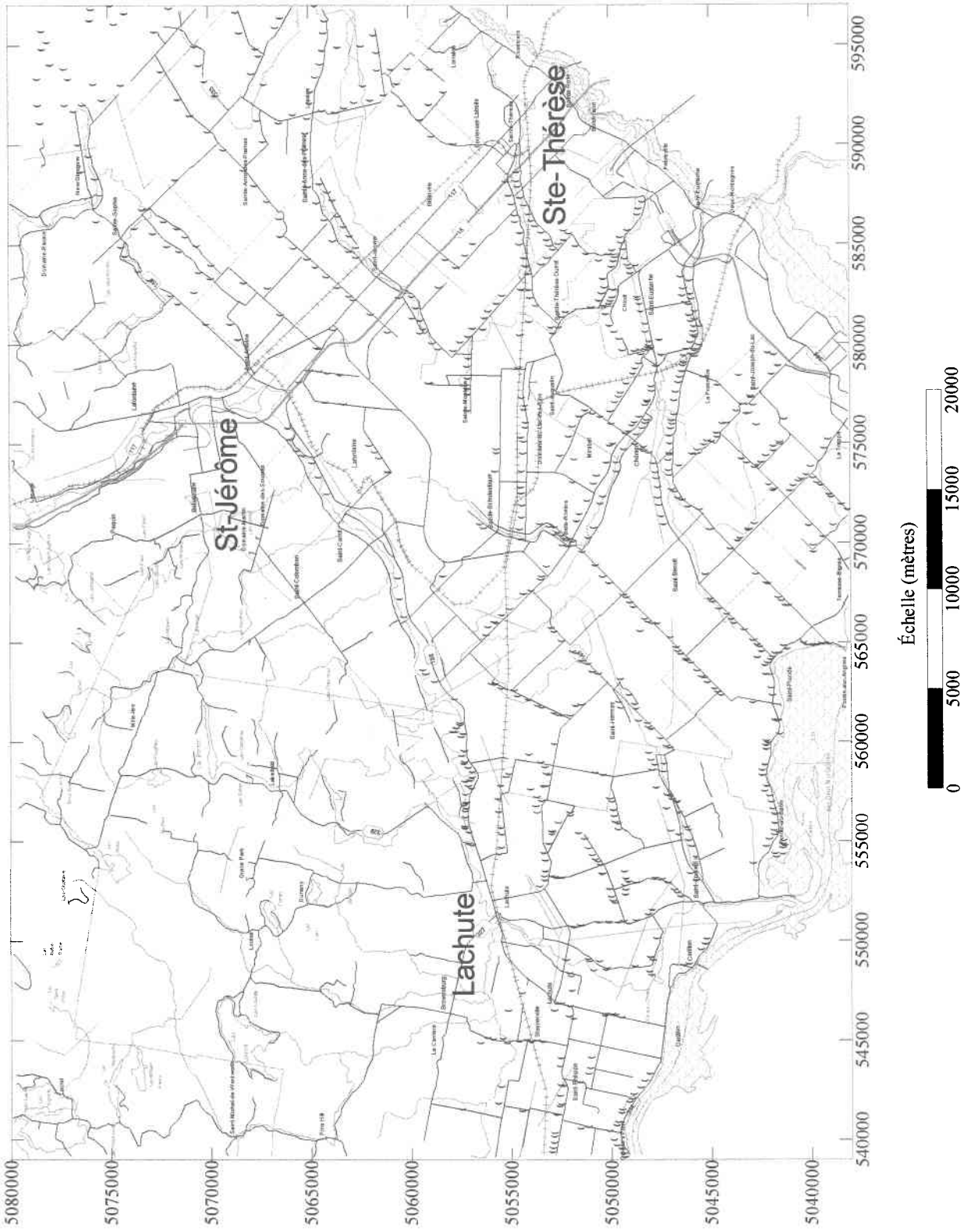

FIGURE 4.1 Localisation des sites échantillonnés

évidemment plus représentative de l'eau souterraine que l'eau ayant stagné dans la tuyauterie. Les puits n'ayant été visités qu'une seule fois, il n'y a donc pas de suivi temporel pour les paramètres mesurés.

4.2 Paramètres mesurés

4.2.1 Terrain

Quatre paramètres étaient mesurés directement sur le site d'échantillonnage. Un contenant de quatre litres en plastique rempli environ à moitié permettait la mesure de la quantité d'oxygène dissous, de la température, du pH et de la conductivité électrique. Des bouteilles de HDPE de 200 ml étaient remplies à la source (complètement dans la mesure du possible) et placées dans une glacière (environ 4^{0}C) pour analyses ultérieures. L'oxygène dissous et la température étaient mesurés à l'aide d'un oxymètre YSI Model 50B combiné à une sonde YSI 5739. L'appareil était calibré chaque matin en utilisant le capuchon de la sonde, lequel était rempli de ouate imbibée d'eau. La sonde reposant à l'intérieur de celui-ci, l'humidité relative était de 100 % et l'appareil calculait automatiquement pour ce pourcentage la quantité d'oxygène dissous en mg/l pour la température mesurée par la sonde, lorsqu'on appuyait sur le bouton de calibration. Lors de la mesure d'échantillons, il était important d'y déplacer la sonde à une vitesse constante d'environ 30 cm/seconde. Le pH était quant à lui mesuré par un pHmètre Fisher Model 640A à électrode au gel. L'appareil était aussi calibré chaque matin en utilisant des solutions tampons de pH 4 et de pH 7. La conductivité électrique pour sa part était mesurée à l'aide d'un conductivimètre HI 8033 fabriqué par Hanna Instruments. Cet appareil n'étant pas muni de compensateur thermique, les mesures recueillies aux différents endroits ont dû être ramenées à une même température de référence. Celle-ci a été fixée à 12^{0}C, représentant plus adéquatement la température de l'eau souterraine que la valeur de 25^{0}C habituellement utilisée pour le laboratoire, en plus de minimiser les erreurs d'extrapolation. La formule de conversion retenue est la suivante, telle que proposée dans le guide d'utilisateur:

$$Cr = (((Tr - Te) * 0,02) + 1) * Ce$$

où:

Cr = Conductivité à 12°C

Ce = Conductivité mesuré à Te

Te = Température de l'échantillon

Tr = Température de référence (ici 12°C)

4.2.2 Laboratoire

Le matériel nécessaire pour établir un laboratoire de terrain avait été transporté dans la région à l'étude (spectrophotomètre, réactifs, fioles, cylindres gradués, eau distillée, contenants de plastique de 25 ml, lave-yeux, etc.). Les paramètres pouvant être mesurés avec cet équipement étaient les concentrations en nitrates, en fer, en chlorures et en tannins-lignines. Les concentrations en manganèse ont dû par contre être déterminées au laboratoire central de l'INRS-Eau à Québec, les réactifs pour le spectrophotomètre de terrain ne se comportant pas de façon adéquate pour cet élément. Les échantillons n'ont pas été filtrés, bien que certains d'entre eux présentaient un aspect turbide; la majorité étaient toutefois transparents. Le spectrophotomètre de terrain utilisé pour analyser ces quatre paramètres était un Orbeco-Hellige Model 975-MP, qui permet une sélection de différentes longueurs d'onde. À environ tous les vingt échantillons, un duplicata et un ajout dosé étaient réalisés. Le duplicata consistait à faire le même test sur deux aliquotes d'un même échantillon, alors que l'ajout dosé consistait à ajouter à un troisième aliquote de ce même échantillon une quantité connue de l'élément ou du composé mesuré (fer par exemple) afin de déterminer le taux de récupération de cet élément ou composé lors de l'analyse. Les analyses pour le fer et les nitrates étaient réalisées le soir même de la cueillette pour la majorité des cas, le délai d'attente maximum étant de trois jours pour les autres cas, période pendant laquelle les échantillons étaient conservés au réfrigérateur (environ 4°C). Pour les analyses de chlorures, de tannins-lignines et de manganèse, un délai maximum de 12 semaines a été enregistré, dû à un retard de livraison pour les réactifs des deux premiers paramètres. Les échantillons ont cependant été congelés durant cette période afin d'empêcher toutes réactions.

4.2.2.1 Nitrates et fer

Pour mesurer ces deux paramètres, des sachets de poudre réactives propres à chacun des composés et fabriqués par la compagnie Hach ont été utilisés, afin de déterminer la densité optique des échantillons traités par la colorimétrie et le dosage par spectrophotomètrie. Au départ de chaque période d'analyse, une vérification du dosage devait être établie en utilisant des solutions étalons (de concentrations connues). Pour les nitrates, un millilitre de NO_3 à 250 mg/l était ajouté à 24 ml d'eau distillée afin d'obtenir une solution de 10 mg/l. La densité optique était alors mesurée et confrontée à celle déterminée au préalable en laboratoire pour une même solution étalon. Suite à l'obtention de résultats comparables, une courbe d'étalonnage quasi-linéaire et établie auparavant en laboratoire permettait de déterminer les concentrations des échantillons à partir de leur densité optique. Pour le fer, un millilitre à 100 mg/l était ajouté à 24 ml d'eau distillée afin d'obtenir une solution de 4 mg/l. Une procédure de vérification du dosage et d'utilisation d'une courbe d'étalonnage semblable à celle utilisée pour les nitrates a été appliquée pour le fer. Pour chaque échantillon, 25 ml étaient versés dans un contenant de plastique qui lui était propre, et auquel on ajoutait un sachet de poudre réactive. Un blanc, composé de 25 ml d'eau distillée et de poudre réactive, était aussi nécessaire afin de rétablir la valeur zéro du spectrophotomètre lors des analyses. Le blanc était transféré dans sa propre fiole de verre allant au spectrophotomètre alors que la solution étalon et les échantillons étaient transférés successivement dans une autre fiole pour mesurer leurs concentrations. Cette dernière fiole était rincée avec une partie de l'échantillon à analyser qu'on rejetait, et l'on prenait une autre partie de l'échantillon par la suite pour l'analyse. Les longueurs d'onde utilisées étaient de 490 nm pour les nitrates et de 535 nm pour le fer, et les ajouts dosés ont été de 5 mg/l pour les nitrates et de 2 mg/l pour le fer. Ces ajouts se faisaient à partir des solutions étalons. La solution étalon pour les nitrates a été constituée à partir de $NaNO_3$, et celle pour le fer à partir d'un standard pour absorption atomique à 1000 ppm.

4.2.2.2 Chlorures et tannins-lignines

Pour ces deux composés, les courbes d'étalonnage pré-enregistrées dans le spectrophotomètre et vérifiées en laboratoire ont été utilisées, les réactifs étant ceux conçus spécifiquement pour cet appareil. L'utilisation de solutions étalons n'était plus nécessaire, la lecture des concentrations se faisant directement par l'appareil. La procédure décrite dans le manuel de l'utilisateur du spectrophotomètre a été respectée pour les manipulations. Chaque échantillon

avait sa propre fiole de verre rincée deux fois à l'eau distillée entre chaque usage. Les longueurs d'onde étaient de 528 nm pour les chlorures et de 640 nm pour les tannins-lignines, et les ajouts dosés ont été de 5 mg/l pour les chlorures et de 5 mg/l pour les tannins-lignines, et ce à partir de solutions de 50 mg/l. Ces solutions de 50 mg/l étaient constituées à partir de NaCl pour les chlorures, et d'acide tannique pour les tannins-lignines.

4.2.2.3 Manganèse

L'analyse du manganèse a été réalisée au laboratoire de l'INRS-Eau à l'aide d'un appareil à absorption atomique à flamme, le Spectra 20. Une courbe d'étalonnage était établie au début de la séance de mesure à l'aide de solutions étalons. Un contrôle de qualité a été effectué de façon systématique lors des mesures de concentrations des échantillons. Il s'agissait d'insérer périodiquement une solution étalon et advenant un écart important avec la mesure, de recalibrer l'appareil.

4.3 Test de qualité

Le tableau 4.1 présente le nombre d'ajouts dosés et le pourcentage de récupération moyen pour chaque composé, ce pourcentage étant la fraction de la concentration ajoutée que l'on peut retrouver par rapport à l'échantillon de départ. Les taux de récupération pour le fer et les nitrates sont satisfaisants. Pour ce qui est des tannins-lignines, un effet de matrice a vraisemblablement diminué le pourcentage de récupération, mais on retrouve malgré tout une bonne partie de l'ajout initial. Étant donné l'importance relative de l'ajout face aux concentrations observées pour les échantillons, la situation peut être considérée comme acceptable pour ce composé. Pour les chlorures cependant, l'ajout de 5 mg/l était beaucoup trop faible par rapport aux concentrations mesurées qui étaient plutôt de l'ordre de la dizaine et même de la centaine de mg/l. Il est davantage utile de regarder dans ce cas le pourcentage de variation moyen sur les duplicata. Celui-ci, calculé pour les 44 duplicata effectués, est de 17,25 %. On peut considérer cette valeur comme l'erreur moyenne sur nos résultats, ce qui est fort acceptable.

Tableau 4.1: Pourcentage de récupération moyen sur les ajouts dosés

	Nb ajouts dosés	% minimum récupération	% maximum récupération	% moyen récupération
Nitrates (NO_3)	46	42	155	90,5
Fer	45	49	197	100,2
Chlorures	45	-832	724	-21,5
Tannins-lignines	42	42	129	69,3

30 Cartographie des indicateurs de qualité des eaux souterraines à l'échelle régionale

5 RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 Paramètres rejetés

Lors de l'acquisition des données de terrain, certaines valeurs anomaliques ont été enregistrées pour la température et la quantité d'oxygène dissous. Dans le cas de la température, des valeurs relativement élevées (plus de 15°C) étaient conséquentes à une eau n'ayant pas assez circulé dans le réseau de distribution. La plupart des maisons étant équipées d'un réservoir à la sortie du puits, l'eau devait s'écouler quelques minutes afin d'être représentative des conditions prévalant dans le puits. Dans le cas de l'oxygène dissous, l'appareil fournissait parfois des valeurs anormalement élevées. Des mesures supérieures à 6 mg/l ont été constatées à maintes reprises, non représentatives d'une eau souterraine (3 mg/l et moins). Le contenu réel en oxygène a sans aucun doute été modifié par les conditions de pompage et distribution. Le pH était mesuré en premier sur l'échantillon non perturbé, avant qu'un dégazage ne puisse se produire, puis la conductivité électrique était mesurée. Les mesures de la température et de l'oxygène dissous venaient après, et le brassage nécessaire à ces mesures a sans doute aussi causé une oxygénation entraînant des valeurs anormalement élevées d'oxygène dissous.

Les paramètres de température et d'oxygène dissous ont donc été écartés de l'étude étant donné leur caractère parfois peu représentatif du milieu, plutôt que de tenter de discerner les valeurs faussées. Avec les valeurs des sept autres paramètres, soit le pH, la conductivité électrique, les concentrations en nitrates, en chlorures, en fer, en manganèse et en tannins-lignines, des cartes d'isovaleurs ont été créées avec l'aide du logiciel "Surfer". Pour ce faire, la recherche a été effectuée par quadrant tel que recommandé par Shan et Stephens (1994), avec un rayon de 2500 mètres et en interpolant selon la méthode de l'inverse de la distance au carré. Les classes ont été délimitées selon les fréquences cumulées, afin d'avoir des plages de dimensions semblables sur les cartes. Les pages qui suivent présentent ces cartes ainsi qu'une brève interprétation pour chacun des paramètres, interprétation liée au caractère régional des résultats.

5.2 Portrait régional des paramètres de qualité

5.2.1 Conductivité électrique (figure 5.1)

Les zones de faibles conductivités correspondent habituellement à des endroits où les puits sont peu profonds. Les sources et puits de surface qui traversent des horizons de dépôts meubles donnent des eaux faiblement minéralisées (< 300 µS/cm) dans la majorité des cas, comme on peut le voir à l'est de Lachute le long de la rivière du Nord, cela étant dû principalement au court temps de séjour de l'eau dans le sol. Les intrusifs de St-André et d'Oka sont deux autres endroits qui présentent de faibles conductivités électriques (< 400 µS/cm) malgré de grandes profondeurs pour les puits. Cela est dû à la nature de la roche en place qui est peu soluble dans l'eau, les roches ignées étant beaucoup plus difficiles à amener en solution que les roches sédimentaires.

Les zones de fortes conductivités électriques (> 700 µS/cm) quant à elles sont localisées à l'ouest de St-Hermas, de St-Benoît vers Pointe-aux-Anglais, le long de l'autoroute 15 de St-Janvier vers St-Jérôme, à l'ouest de Lachute et au nord de St-Eustache. Pour les trois premières zones, la présence de nappes d'eaux saumâtres avait été signalée par les résidents lors des visites de terrain. D'autres zones de fortes conductivités peuvent être remarquées dans la Formation de Beauharnois du Beekmantown. Cette dernière est constituée principalement de dolomie (plus de 50 % en $(Mg,Ca)CO_3$) qui passe facilement en solution pour amener des eaux fortement minéralisées.

Les nappes d'eaux saumâtres localisées par Simard (1978) correspondent assez bien avec les zones de fortes conductivités obtenues dans la présente étude, l'eau salée amenant évidemment des fortes valeurs de conductivité électrique (> 700 µS/cm).

5.2.2 pH (figure 5.2)

Il est difficile d'établir un lien entre les zones de pH élevé (> 7,9) et la nature du sol. On remarque cependant que ces zones se situent dans les plaines de St-Hermas et de Ste-Anne-des-Plaines, ainsi que dans le roc à la limite Bouclier - Basses-Terres et autour des intrusions d'Oka et de St-André. Pour ce qui est des zones de plaines et celles autour des intrusifs, l'origine ancienne de l'eau que l'on y retrouve (corrélée par les chlorures) pourrait expliquer un pH élevé.

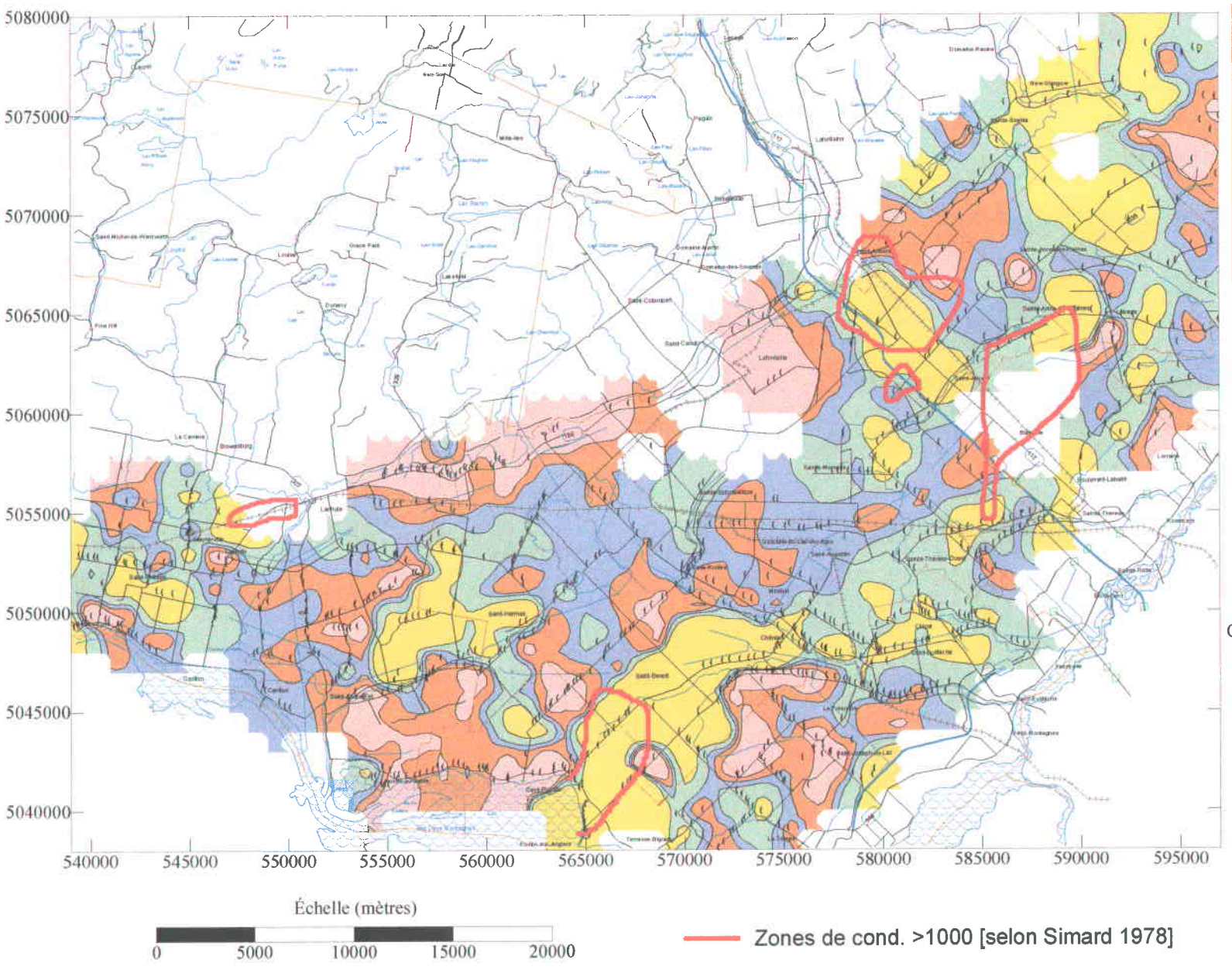

FIGURE 5.1 Distribution de la conductivité électrique, région de Mirabel, printemps-été 1996

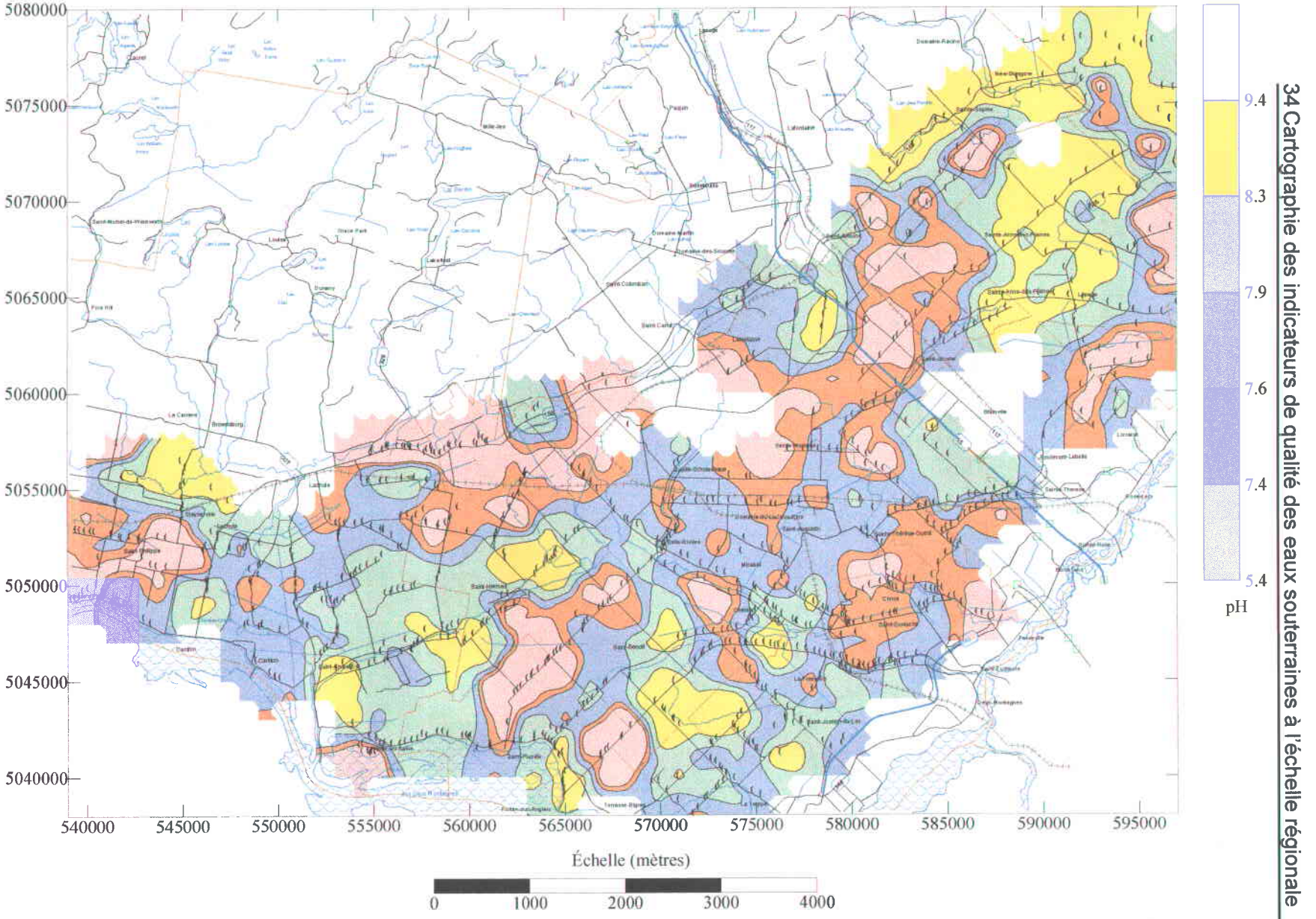

FIGURE 5.2 Distribution du pH, région de Mirabel, printemps-été 1996

Pour les zones d'intrusifs, la nature des roches en place semble amener un pH élevé, la cause exacte n'est toutefois pas déterminée.

Pour ce qui est des zones de faible valeur de pH (> 7,4), on constate qu'elles correspondent en bonne partie à des endroits où les puits sont peu profonds. L'eau de pluie étant plutôt acide, son court temps de séjour dans le sol à ces endroits fait en sorte que les valeurs de pH mesurées sont faibles comparativement à celles d'eaux captées davantage en profondeur.

5.2.3 Chlorures (figure 5.3)

Les chlorures sont des éléments très mobiles dans les eaux, étant même parfois utilisés comme traceurs. On ne devrait donc pas rencontrer d'accumulations excessives de cet élément dans les nappes souterraines à moins d'avoir une source de contamination, telle que l'épandage excessif de sels déglaçants sur les routes. Une autre cause possible d'une grande présence de chlorures est l'infiltration d'eau de mer dans les nappes. Dans le cas de la région nord de Montréal, on sait qu'une intrusion d'eau de mer a eu lieu lors de la formation de la Mer de Champlain à la dernière période glaciaire, il y a environ dix mille ans, tel que mentionné précédemment. Cette eau salée s'est accumulée en certains endroits profonds pour former des nappes d'eaux saumâtres.

Les zones de fortes concentrations en chlorures (> 50 mg/l) se situent autour de St-Benoît au nord de l'intrusif d'Oka, où l'on retrouve des épaisseurs de dépôts pouvant atteindre plus de 90 mètres, et à l'ouest de St-Hermas, qui est une région présentant une grande abondance d'argile. Des eaux de la Mer de Champlain seraient donc demeurées emprisonnées à ces endroits. La région de La Plaine et de Ste-Anne-des-Plaines montre aussi de fortes concentrations en chlorures, cette zone étant une plaine argileuse bénéficiant de peu de recharge. Les zones de recharge potentielle montrent par contre de faibles concentrations en chlorures (< 20 mg/l), tel que par exemple pour les intrusifs de St-André et d'Oka qui sont des sommets topographiques. Les zones de faibles concentrations en chlorures indiqueraient donc les zones où la recharge est présente de façon soutenue. Ces zones seraient plus sensibles à la pollution, ce qui est compatible avec la distribution des nitrates, comme on le verra plus tard. Il est à noter qu'aucun échantillon ne dépassait la norme provinciale de 250 mg/l.

Une attention particulière doit être portée à l'autoroute 15 où la forte présence de chlorures dans le secteur de St-Janvier à St-Jérôme pourrait provenir d'une contamination par les sels déglaçants. L'écoulement souterrain se ferait, selon l'étude de Simard (1978), en direction est. La zone de fortes concentrations se situant à l'est de l'autoroute, elle pourrait représenter un front de contamination. Cette situation peut également être due à une nappe d'eau saumâtre d'origine marine (Mer de Champlain) comme il en existe à d'autres endroits sur le territoire, une étude plus détaillée pour cette région spécifique permettrait d'en déterminer la cause exacte.

Il est à noter qu'on peut établir certaines corrélations entre les nappes d'eaux saumâtres localisées par Simard (1978) et les zones de fortes concentrations en chlorures de la présente étude.

5.2.4 Nitrates (figure 5.4)

Pour le territoire d'étude, des cartes de vulnérabilité des aquifères avaient été réalisées précédemment en utilisant la méthode DRASTIC [Duchaine 1995]. Rappelons que cette méthode utilise sept paramètres, soit : la profondeur de l'eau, la recharge annuelle, le milieu aquifère, le type de sol, la topographie, l'impact de la zone non saturée et la conductivité hydraulique. Un indice numérique qui peut varier de 23 à 256 est calculé en utilisant chacun de ces paramètres, un indice plus élevé signifiant un plus grand risque de contamination pour l'eau souterraine. Les aquifères libres ont été séparés des aquifères captifs, les premiers étant plus sensibles aux pollutions de surface.

L'analyse des échantillons recueillis au cours de l'été indique quelques zones de concentrations supérieures à 7 mg/l en NO_3. Pour le secteur à l'ouest de Lachute, cela correspond à un secteur plutôt résidentiel où les gens s'approvisionnent majoritairement à partir des dépôts meubles. Il est fort probable que les fosses septiques, très nombreuses et situées dans le sable, peuvent être un apport important de nitrates. Les engrais à gazon représentent eux aussi un apport significatif en nitrates. Les zones de fortes concentrations (> 7 mg/l) au nord de St-Benoît et au sud de St-Hermas, en territoire agricole, correspondent pour leur part à une zone d'indice DRASTIC relativement élevé pour le territoire, supérieur à 100. Les autres endroits de fortes concentrations correspondent en majorité à des zones d'aquifères libres. Le système d'évaluation numérique DRASTIC semble renseigner sur la vulnérabilité des aquifères en première analyse. Cette méthode a d'ailleurs déjà

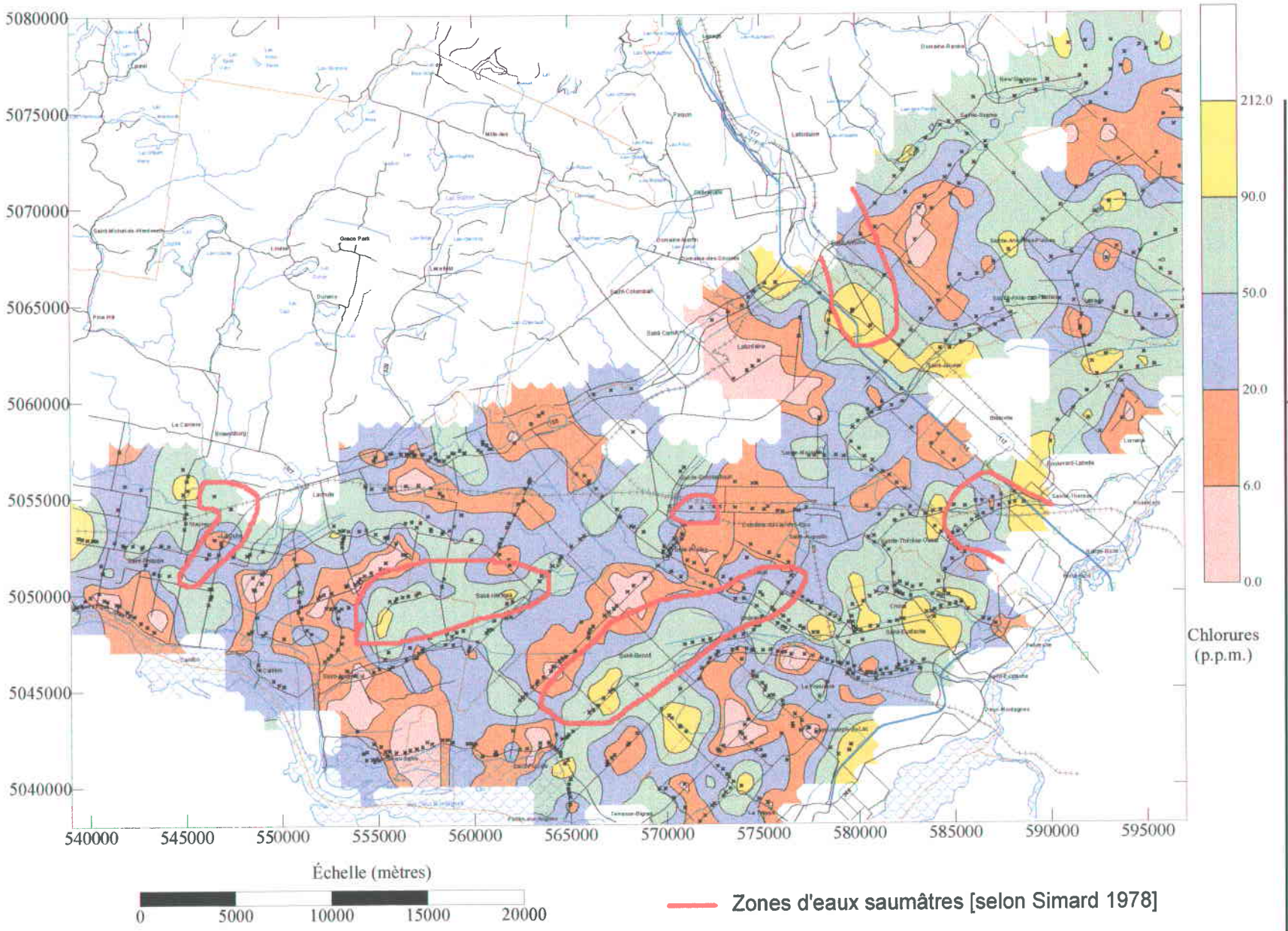

FIGURE 5.3 Distribution des chlorures, région de Mirabel, printemps-été 1996

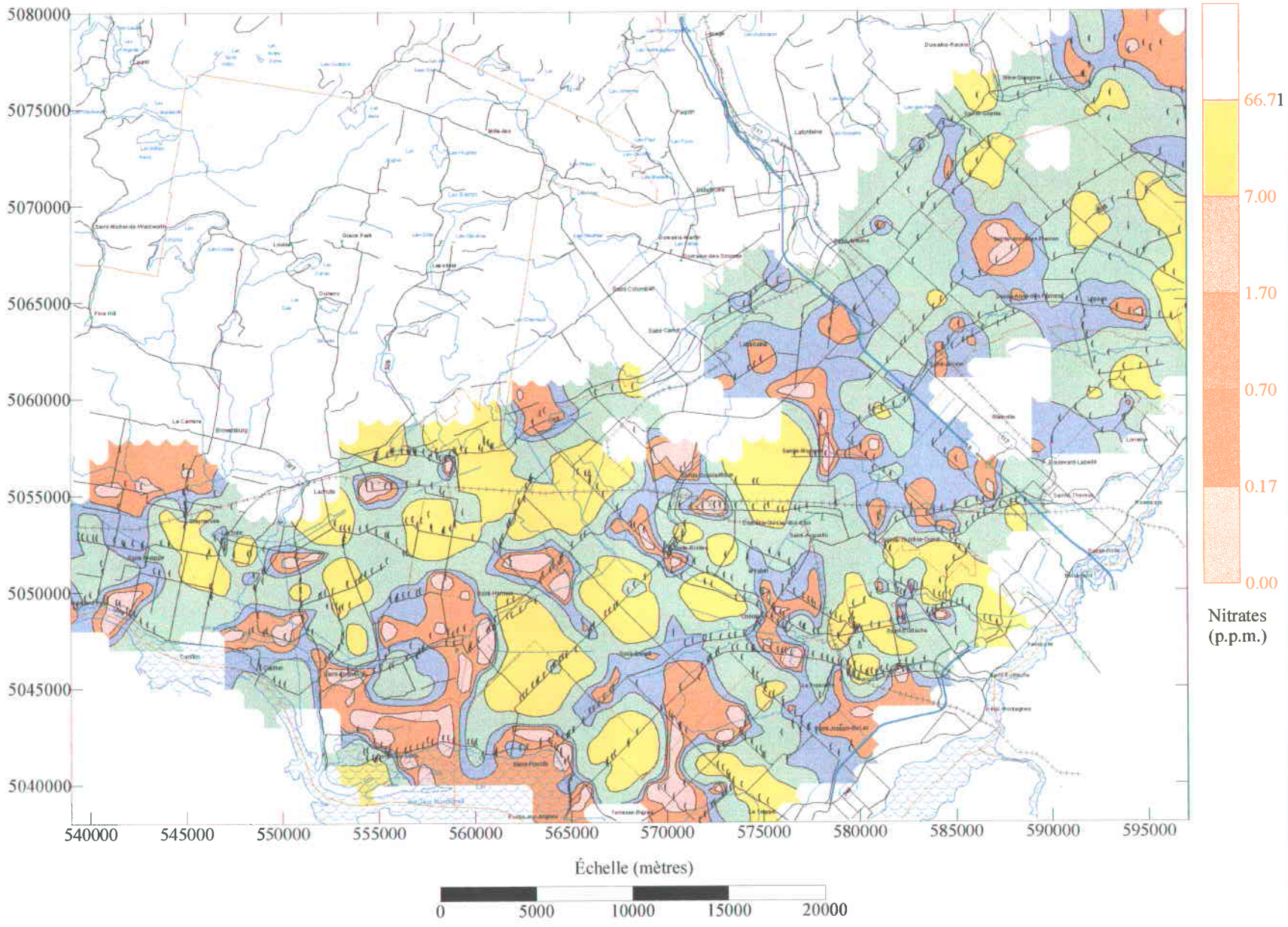

FIGURE 5.4 Distribution des nitrates, région de Mirabel, printemps-été 1996

été appliquée avec de bons résultats pour d'autres régions, par exemple au Nebraska [Kalinski et al. 1994].

Il est également possible d'établir un lien entre la présence de nitrates et celle de chlorures. On constate, particulièrement pour la partie centrale du territoire où l'agriculture est omniprésente, que les zones à fortes concentrations en nitrates (> 7 mg/l) correspondent à celles de faibles concentrations en chlorures, ces zones étant celles où s'effectuerait la recharge (voir chlorures). Ces zones de recharge seraient donc plus susceptibles d'être affectées par l'épandage excessif de fertilisants ou de pesticides utilisés de nos jours dans l'industrie agricole. Cependant, la situation actuelle n'est pas des plus préoccupantes pour l'instant, seulement 6 des 864 échantillons recueillis excédant la norme provinciale de 44 mg/l en NO_3. Ces six cas reflètent très probablement des pratiques non conservatrices de la ressource eau (épandage excessif d'engrais, interférences puits - fosse septique).

5.2.5 Fer (figure 5.5)

L'analyse des zones de fortes et de faibles concentrations pour le fer en solution ne laisse pas supposer de lien avec les formations géologiques. Toutefois, dans le Groupe du Postdam, on constate que les zones de fortes concentrations (> 0,55 mg/l) se retrouvent dans des zones de dépôts épais (> 25 mètres) rapportés par Simard (1978), particulièrement autour des intrusifs d'Oka et St-André. Les puits situés dans les intrusifs ne montrent pas pour leur part de concentrations supérieures à la moyenne régionale. Pour le reste du territoire, les concentrations varient de façon peu prévisible. Il a été possible de constater au cours de l'été que des zones de concentrations semblables existaient à petite échelle (quelques kilomètres tout au plus), leur extension n'étant habituellement pas importante. Ces variations à l'intérieur d'une même formation peuvent être attribuées aux variations des épaisseurs des lits d'oxydes de fer dans la formation, les conditions de dépot n'ayant sûrement pas été les mêmes en tous points.

Une autre cause possible à ces variations intra-formations pourrait être la distribution spatiale des différents types de bactéries ayant des incidences sur la solubilté du fer. Selon les conditions inhérentes à chaque site, les bactéries en présence pourront favoriser la précipitation ou la solubilisation du fer. Cette étude ne fournit aucune donnée sur l'activité bactérienne du sol, mais la revue de littérature indique que des variations dans les populations microbiennes sont

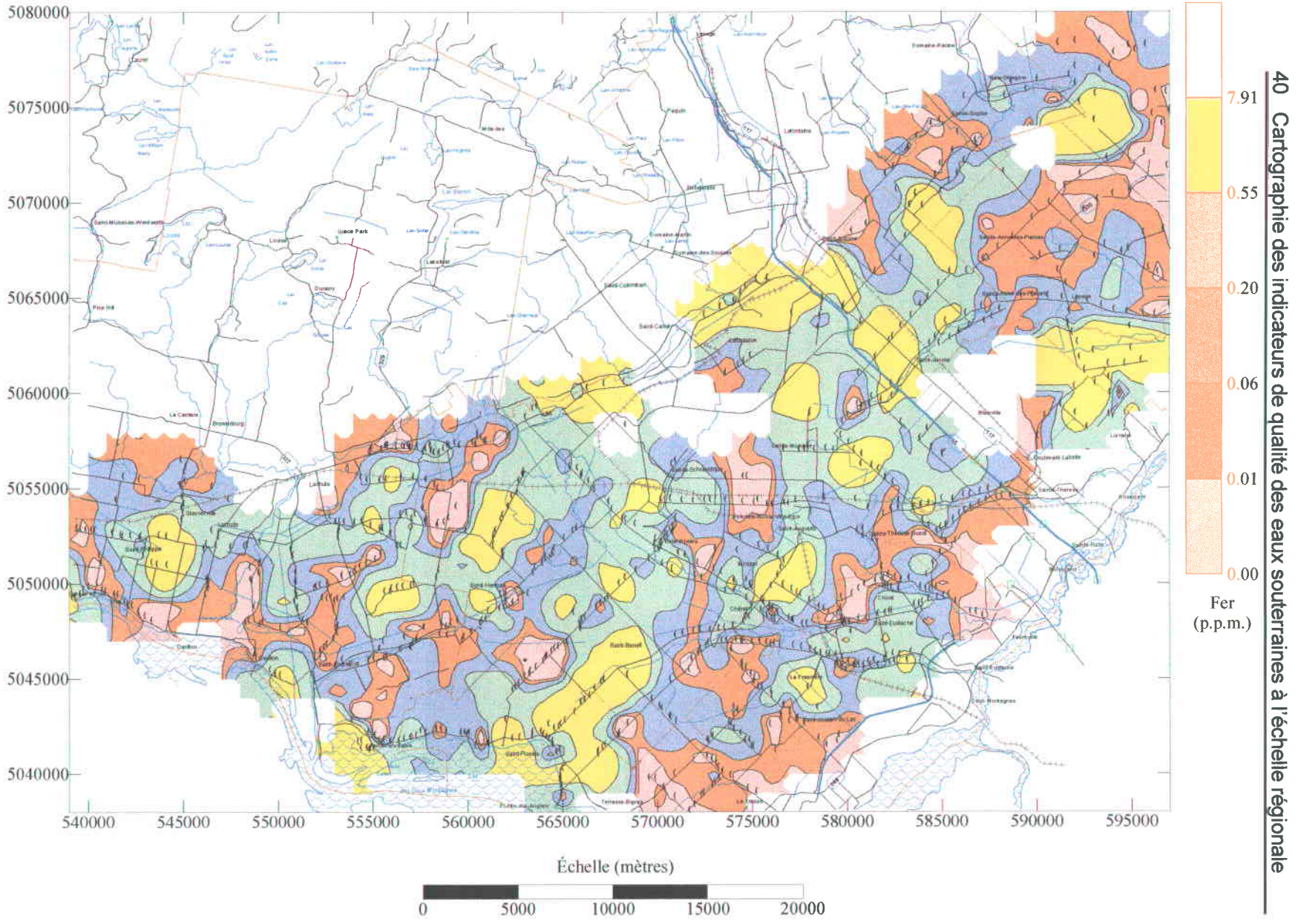

FIGURE 5.5 Distribution du fer, région de Mirabel, printemps-été 1996

possibles dans une même formation rocheuse. Sur le territoire d'étude, 210 des 864 échantilllons excédaient la norme provinciale de fer de 0,3 mg/l.

Sur notre territoire d'étude, peu de données sont disponibles quant aux concentrations en fer dans les roches. Globensky (1982) rapporte pour la Formation de Cairnside du Postdam un contenu de 0,08 % et 0,025 % en Fe_2O_3 pour deux échantillons localisés près de Ste-Scholastique, et de 0,05 % et 0,04 % en Fe_2O_3 pour deux échantillons de la carrière Indusmin à St-Canut. Pour la Formation de Beauharnois du Beekmantown, des analyses sur cinq échantillons différents ont donné des concentrations en Fe_2O_3 de 1,93 %, 1,90 %, 1,19 %, 1,09 % et 0,73 %. Pour les autres formations en présence, aucune donnée géochimique valable n'a pu être retracée. Des lits d'oxydes de fer peuvent cependant être observés dans toutes les formations à des fréquences variables, tel que mentionné par Globensky (1982). Il s'avère donc difficile, vu ce manque de données, d'établir des corrélations entre les concentrations en fer mesurées dans les eaux souterraines et celles retrouvées dans le roc.

5.2.6 Manganèse (figure 5.6)

Le manganèse a un comportement se rapprochant de celui du fer. La distribution de ces deux éléments sur le territoire est d'ailleurs assez similaire. On remarque des zones de fortes concentrations (> 0,06 mg/l) dans les dépôts épais près des intrusifs. Les échantillons recueillis dans le Groupe du Postdam semblent relativement chargés en manganèse. Pour les autres formations géologiques, les concentrations varient de façon peu prévisible, les conditions de dépôt les ayant sans doute affectées comme dans le cas du fer.

Pour le manganèse, les variations intra-formations peuvent aussi être attribuées en toute hypothèse aux distributions non-uniformes des différents types de bactéries. Un milieu réducteur favorise le passage en solution du manganèse, tel que mentionné dans la revue de littérature. Cependant, c'est l'importance de l'activité bactérienne réductrice qui dicte la vitesse de réaction de ce processus. Sur le territoire d'étude, 201 des 864 échantilllons recueillis dépassaient la norme provinciale de manganèse de 0,05 mg/l.

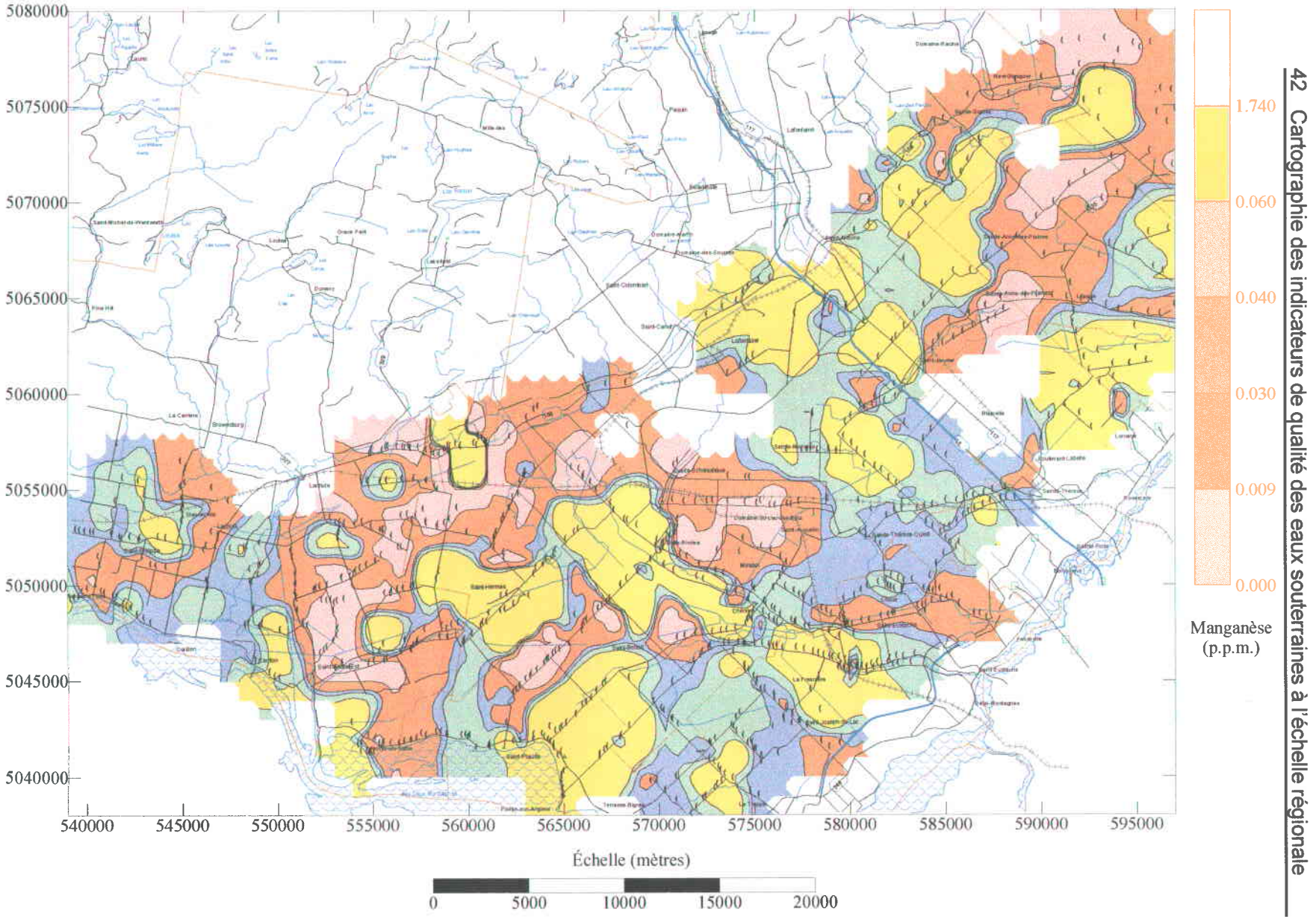

FIGURE 5.6 Distribution du manganèse, région de Mirabel, printemps-été 1996

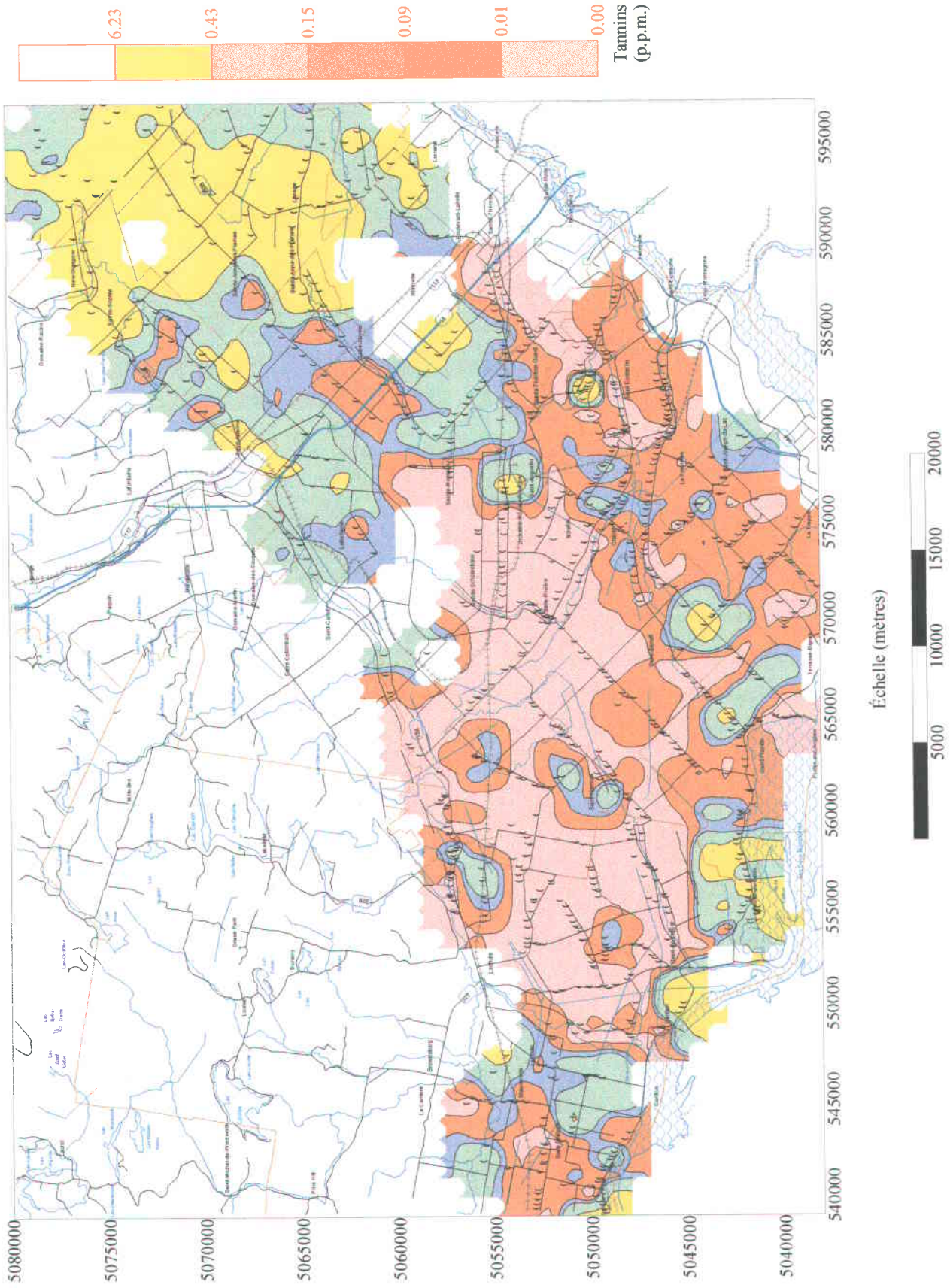

FIGURE 5.7 Distribution des tannins-lignines, région de Mirabel, printemps-été 1996

5.2.7 Tannins et lignines (figure 5.7)

Sur notre territoire, les principales zones de fortes concentrations (> 0,15 mg/l) pour ces composés sont situées dans le secteur de Carillon vers St-Placide en longeant les berges, et dans le secteur à l'est de l'autoroute 15. En consultant l'étude géotechnique de Maranda qui identifie les dépôts meubles de notre territoire d'étude [Maranda 1977], on constate la présence de deux grandes zones de dépôts de sable fin qui seraient d'anciennes plages, dans le secteur
à l'est de l'autoroute 15. L'extension de l'une de ces deux zones vers St-Augustin correspond d'ailleurs à une extension de la zone de tannins-lignines avec des concentrations supérieures à 0,15 mg/l. Pour le secteur de Carillon à St-Placide, ce serait, toujours selon l'étude de Maranda, une zone de dépôts alluvionnaires récents, cette région étant désignée comme plaine d'inondation.

Avec ces données relatives à la provenance des dépôts meubles, on peut supposer que les zones présentant de fortes concentrations en tannins-lignines sont des zones qui ont reçu dans le passé des quantités importantes de matières organiques (plages, zones inondées périodiquement). La biodégradation incomplète de la matière organique aurait laissé des quantités non négligeables de tannins-lignines que l'on remarquerait aujourd'hui dans les eaux de puits. La répartition des gens ayant signalé la présence d'odeur de soufre (H_2S) dans leur eau lors de la visite sur le terrain correspond d'ailleurs en bonne partie à la répartition des zones de fortes concentrations en tannins-lignines. Rappelons que la présence d'odeur de soufre (H_2S) signifie que l'oxygène disponible dans l'eau a été totalement consommé lors de la décomposition de la matière organique, le H_2S étant produit en milieu anaérobie. Cela laisse supposer que la matière organique est alors présente en grande quantité significative.

5.3 Influence des caractéristiques du puits

Il est à noter que les unités d'espace présentées dans cette section le sont selon le système américain (pieds, pouces) et non selon le système international (centimètres, mètres), les informations recueillies référant au domaine du forage des puits où les profondeurs et les diamètres de forage et de pompe sont toujours exprimée dans ces unités.

Afin de mettre en évidence l'influence de la méthode de construction d'un ouvrage de captage en eau souterraine sur la qualité de cette eau, les valeurs mesurées pour les sept paramètres de l'étude ont été séparées selon les différents types d'ouvrages rencontrés. Sept classes différenciant les types d'ouvrage et leurs profondeurs ont donc été créées. Ces classes sont identifiées dans le tableau 5.1, ainsi que le nombre d'ouvrages répertoriés dans chacune. Certains sites d'échantillonnage ne fournissent pas de données sur la profondeur des puits, ils n'ont donc pu être retenus pour cette partie de l'étude, on se retrouve donc avec 647 ouvrages au lieu de 864.

Tableau 5.1 : Nombre d'ouvrages de captage selon chaque classe

TYPES D'OUVRAGES	NOMBRE
Source	31
Puits de surface et pointes (S et P)	84
0-49 pieds profondeur (crépinés)	116
50-99 pieds profondeur (crépinés)	176
100-149 pieds profondeur (crépinés)	115
150-199 pieds profondeur (crépinés)	62
200 et + pieds profondeur (crépinés)	63

La classe "source" inclut les ouvrages d'où l'eau jaillit d'elle-même, ne nécessitant aucune énergie extérieure à l'aquifère. Ce type d'approvisionnement suggère une eau ayant migré horizontalement, confinée sous une couche d'argile. Un milieu plus perméable que cette argile confinante permet à l'eau de jaillir en surface, poussée par le gradient hydraulique d'écoulement. On peut s'attendre à ce que l'eau fournie par une source soit faiblement chargée, et conséquemment de bonne qualité.

Les puits de surface désignent les ouvrages de grands diamètres (quelques pieds) et de faibles profondeurs (20 pieds maximum) qui agissent à la fois comme collecteurs et comme réservoirs pour l'eau. Ils sont sujets à l'infiltration d'eaux de surface, donc vulnérables à une contamination par les activités humaines présentes sur le territoire. Les pointes quant à elles sont des ouvrages de captage constitués d'un tuyau de faible diamètre (2 à 3 pouces) inséré manuellement dans le sol sur des profondeurs excédant rarement les pieds. L'eau est remontée à la surface par succion. Les

deux types de captage de cette classe se retrouvent dans des dépôts présentant de bonnes conductivités hydrauliques, et sur de faibles profondeurs. Ils semblent donc être au premier abord très vulnérables aux activités de surface.

Pour ce qui est des puits forés, ils sont différenciés selon cinq classes de profondeur. Lors de la construction, un tubage habituellement de six pouces est inséré dans la partie traversant le mort-terrain. Si on atteint le roc et que celui-ci est peu friable, l'ajout d'une crépine est inutile. Le puits est alors ouvert, permettant une venue d'eau sur toute sa portion traversant le roc. Un échantillon d'eau puisé dans un puits de 180 pieds ne reflétera donc pas parfaitement la composition de l'eau à 180 pieds sous terre. Ce sera plutôt le mélange de l'eau interceptée tout au long de la partie du forage qui traverse le roc, ainsi que de l'eau d'infiltration qui s'écoule le long du tubage.

5.3.1 Conductivité électrique (figure 5.8)

En regardant la distribution des conductivités électriques, on constate que la majorité des valeurs pour ce paramètre se retrouvent entre 200 et 600 µS/cm pour toutes les classes, donc autour de la valeur recommandée pour l'eau potable qui est de 400 µS/cm. Pour les puits crépinés, le profil est semblable peu importe la profondeur. La seule différence notable est au niveau des puits de plus de 100 pieds, pour lesquels on constate une proportion plus importante d'ouvrages dépassant les 1200 µS/cm. Cela peut s'expliquer par un temps de migration plus long dans l'aquifère, permettant ainsi le passage en solution d'une plus grande quantité de minéraux. Une autre cause possible est la présence à de telles profondeurs d'enclaves d'eaux salées, vestiges de la Mer de Champlain. Pour ce qui est des classes "source" et "S et P", elles présentent une proportion élevée de valeurs inférieures à 200 µS/cm, et très peu de valeurs dépassent 1000 µS/cm. La capacité filtrante des matériaux granulaires qui abritent les ouvrages de ces deux classes ainsi que le temps de résidence relativement court de l'eau dans le milieu peuvent expliquer ces résultats.

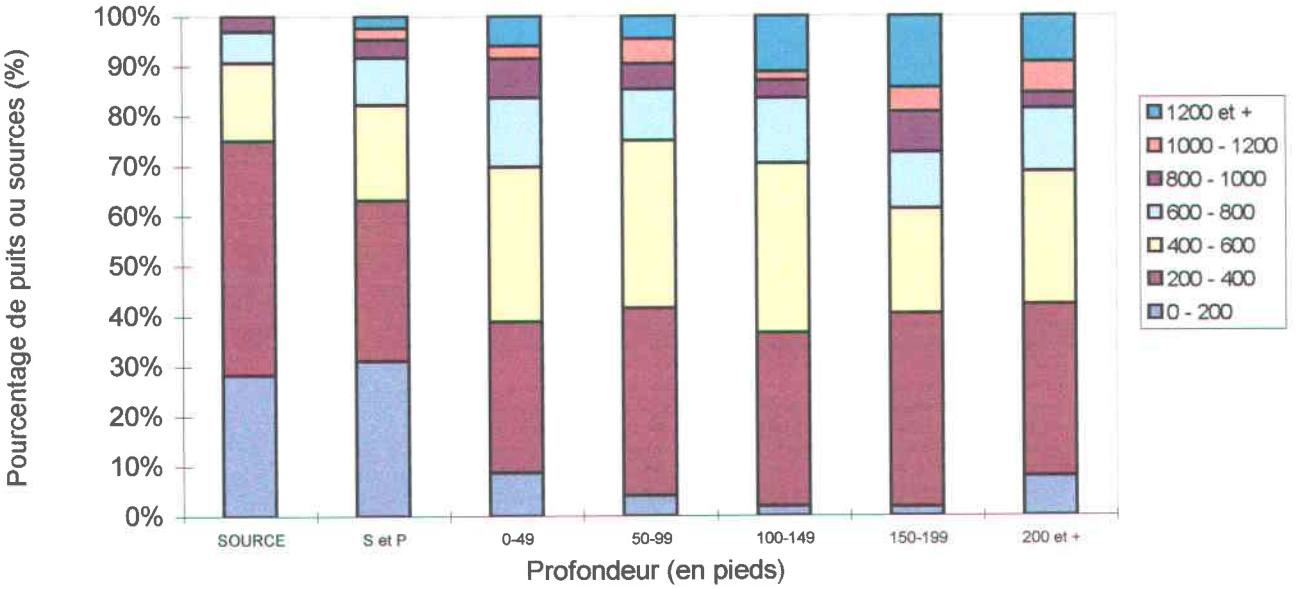

FIGURE 5.8 Conductivité électrique (µS/cm) en fonction de la profondeur

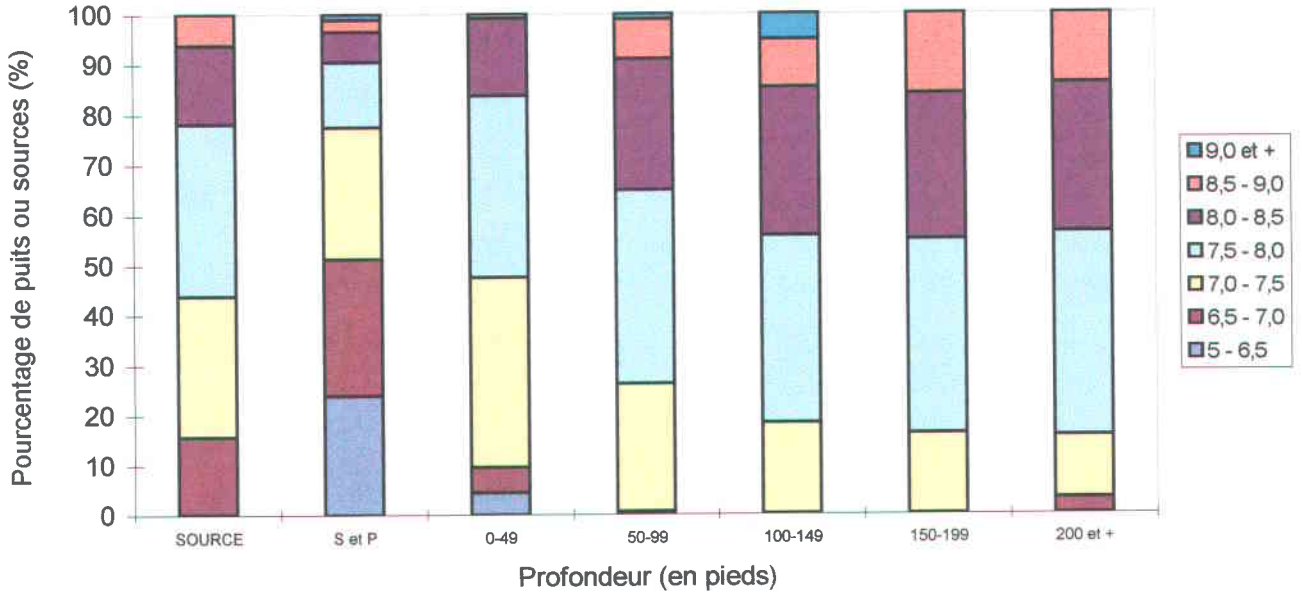

FIGURE 5.9 pH en fonction de la profondeur

5.3.2 pH (figure 5.9)

Dans le cas du pH, une augmentation générale des valeurs avec une augmentation des profondeurs est observable pour les puits crépinés. Les formations calcaires qui diminuent l'acidité de l'eau progressivement lorsqu'elle s'infiltre dans le sol pourraient expliquer cette observation. Il avait d'ailleurs été constaté lors de l'interprétation régionale que les eaux plus anciennes pourraient présenter des valeurs de pH plus élevées que les eaux plus jeunes. Les cas des classes "source" et "S et P" présentent des profils différents aves des valeurs de pH plus faibles que pour les puits crépinés. Les puits de surface et les pointes récoltant de l'eau ayant un temps de résidence dans le sol très court, des faibles valeurs de pH sont observables, l'acidité des eaux de pluie qui assurent la recharge en étant une des causes. La présence de nitrates dans ces ouvrages amènera aussi une diminution de pH, comme il le sera montré ultérieurement dans ce travail. Les sources, quant à elles, présentent des pH à mi-chemin entre les classes "crépinés" et la classe "S et P". Le temps de résidence de l'eau, plus important que pour les puits de surface et les pointes, favoriserait des valeurs de pH plus élevées.

5.3.3 Chlorures (figure 5.10)

Les sources présentent la meilleure qualité d'eau au niveau des chlorures. Cependant, les concentrations rencontrées sont parfois élevées (> 50 mg/l) même si on est à proximité de la surface. L'hypothèse d'une influence des nappes d'eaux fossiles de la Mer de Champlain est rejetée vu la faible profondeur, et une contamination par les sels déglaçants est peu probable vu la couche d'argile confinante qui prévient habituellement l'infiltration d'eaux de surface. La cause pourrait résider dans la couche d'argile confinante qui relarguerait des chlorures. Ces chlorures seraient entrés dans la composition des argiles il y a 10 000 ans, dans la Mer de Champlain. Ce relargage progressif se ferait au contact de l'eau qui migre horizontalement dans une couche sous-jacente plus perméable. Il s'agirait d'un lessivage des argiles en contact avec le matériel plus poreux servant au transport de l'eau.

Les puits de surface, pointes et puits crépinés montrent des distributions semblables pour les chlorures. Les ouvrages plus vulnérables ne paraissent donc pas être affectés par les activités de surface, aucune relation ne semblant exister avec la profondeur. Sur le terrain, des régions de fortes concentrations (> 50 mg/l) ont été distinguées, et les concentrations à ces endroits demeuraient élevées sans égard à la profondeur des ouvrages. Pour le secteur de St-Benoît par

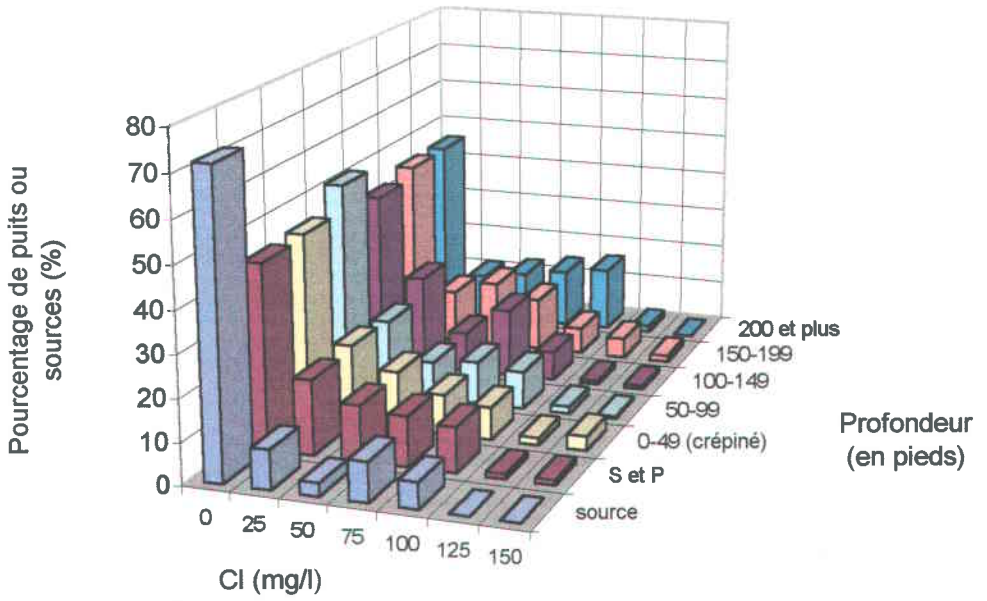

FIGURE 5.10 Chlorures en fonction de la profondeur

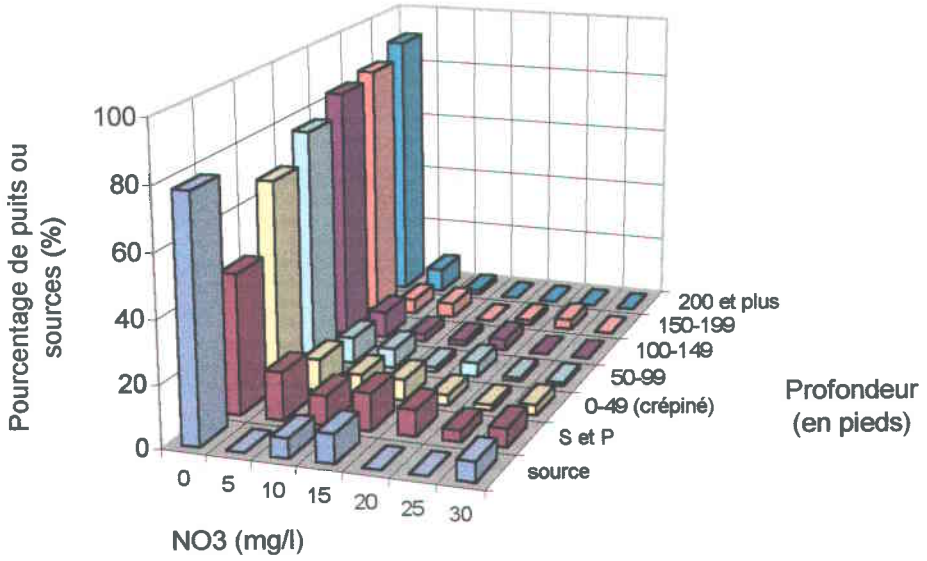

FIGURE 5.11 Nitrates en fonction de la profondeur

exemple, un forage d'à peine 30 pieds amenait de l'eau salée tout comme le faisait un forage de 200 pieds. L'aspect "régional" est donc beaucoup plus important que l'aspect "profondeur" pour ce paramètre. Les zones argileuses sont les plus riches en chlorures. Cela peut être expliqué par la faiblesse de la recharge à ces endroits, ce qui permet de conserver les eaux saumâtres piégées de la Mer de Champlain. Une autre cause possible est le relargage de chlorures par les argiles au contact des eaux d'infiltration.

5.3.4 Nitrates (figure 5.11)

La contamination en nitrates originant de la surface du sol, il est logique de croire que les concentrations dans l'eau souterraine seront plus élevées pour les faibles profondeurs. Dans le cas de cette étude, la diminution des concentrations avec la profondeur est observée pour les puits crépinés. Dans le cas des puits de surface et des pointes, ils sont, tel que pressenti, les ouvrages présentant les plus fortes concentrations en nitrates (plusieurs échantillons > 10 mg/l). Les matériaux granulaires offrent peu de protection à la contamination de surface, et la présence d'oxygène en abondance permet l'oxydation des dérivés azotés en nitrates. Les concentrations rencontrées dans ces ouvrages sont presque toutes sous la norme pour l'eau potable, mais une vigilance constante de leurs propriétaires est quand même nécessaire. Les sources présentent une qualité d'eau acceptable, l'eau confinée étant généralement bien protégée par les matériaux géologiques (argile et terre franche). Il faut néanmoins être prudent afin qu'il n'y ait pas de mélange avec les eaux de surface à l'endroit de la résurgence, surtout si la source est située dans un champ servant à des activités agricoles. Cette situation a malheureusement été observée à quelques reprises au cours de la campagne de terrain.

5.3.5 Fer (figure 5.12)

La qualité de l'eau des sources se démarque grandement au niveau du fer. Comme causes possibles, mentionnons l'absence de tubage de fer pour leur captage et le pouvoir filtrant des matériaux granulaires qui abritent ces sources. La distribution des concentrations pour les six autres classes est semblable et, aucune relation avec la profondeur ne peut être établie clairement. L'aspect régional, plus particulièrement la géologie et la distribution des bactéries, sont des facteurs plus susceptibles d'affecter les concentrations en fer que la profondeur des ouvrages.

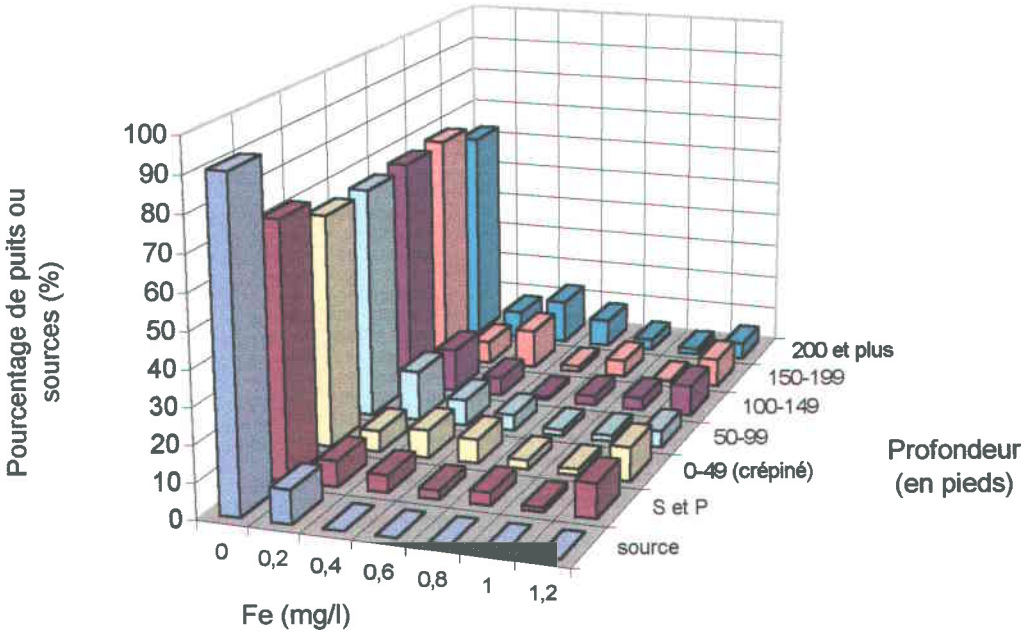

FIGURE 5.12 Fer en fonction de la profondeur

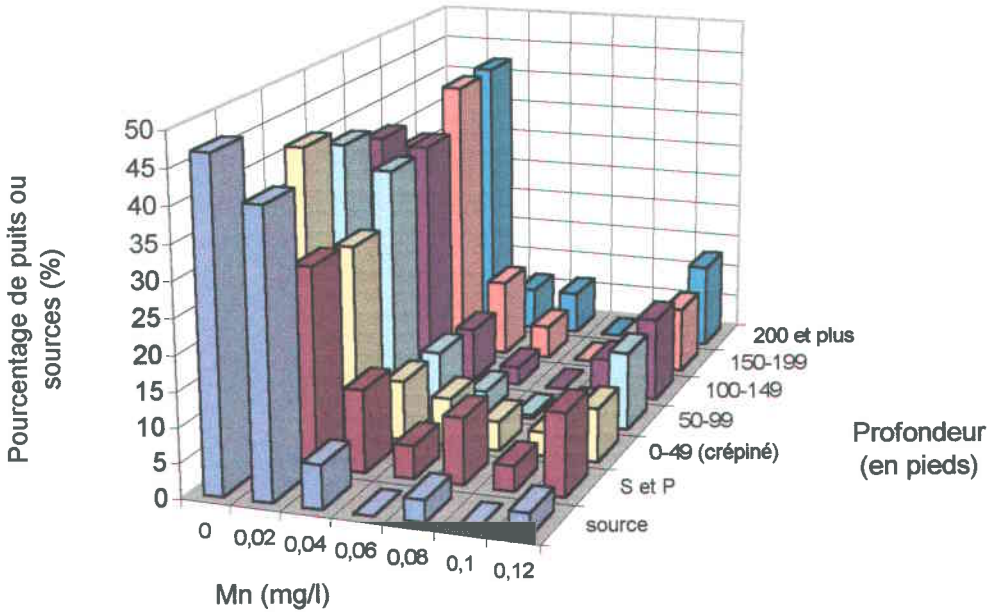

FIGURE 5.13 Manganèse en fonction de la profondeur

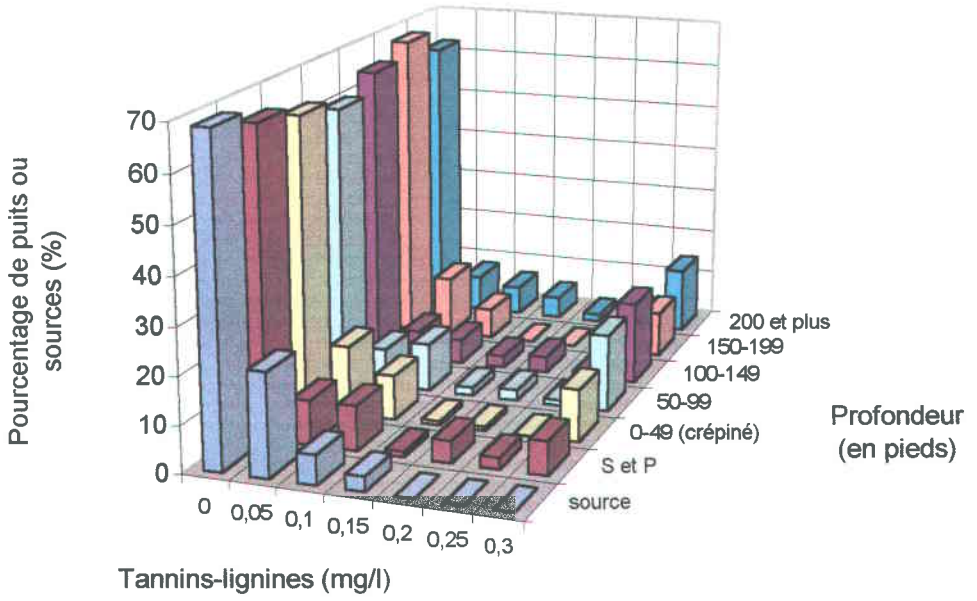

FIGURE 5.14 Tannins-lignines en fonction de la profondeur

5.3.6 Manganèse (figure 5.13)

Tout comme pour le fer, les sources présentent une qualité d'eau supérieure aux autres types de captage. Les concentrations dans les puits de surface sont légèrement plus élevées que celles pour les puits crépinés, mais cette différence ne peut être jugée significative et être attribuée aux dépôts meubles. L'aspect régional (géologie et bactéries) semble ici aussi être le facteur déterminant dans la distribution des concentrations.

5.3.7 Tannins et lignines (figure 5.14)

Sauf dans le cas des sources, dont les eaux présentent une fois de plus une qualité supérieure, aucune différence majeure n'est observable entre les classes. La distribution très étalée des concentrations dans les classes suggère une relation pour ce paramètre avec les régions plutôt qu'avec la profondeur. En regardant l'interprétation régionale faite précédemment, on voit que ce sont les dépôts meubles qui dicteraient les concentrations mesurées. La profondeur semble donc un facteur peu influent sur la présence de tannins-lignines.

5.4 Influence de la géologie

Outre la profondeur, un autre paramètre ayant une incidence majeure sur la qualité de l'eau souterraine est certainement la nature du roc qui la contient. C'est pourquoi les puits autres que les ouvrages de surface, soit 746 puits sur 864, ont été séparés selon les formations géologiques présentes sur le territoire, formations décrites précédemment. Le tableau 5.2 indique le nombre de puits présents dans chaque classe.

Tableau 5.2 : Nombre de puits par formation géologique

FORMATIONS GÉOLOGIQUES	NOMBRE
Grenville	61
Covey Hill (Postdam)	84
Cairnside (Postdam)	162
Thérèsa (Beekmantown)	132
Beauharnois (Beekmantown)	230
Chazy, Black River et Trenton	58
Intrusifs alcalins, Crétacé	19

Les moyennes des valeurs des sept paramètres physico-chimiques ont ensuite été calculées pour chacune de ces formations géologiques, et sont présentées graphiquement. Leurs écart-types sont présentés au tableau 5.3.

Pour la conductivité électrique, les valeurs moyennes obtenues se situent entre 507 et 657 µS/cm, excepté pour la formation de Covey Hill du Postdam, dont la moyenne est de 904 µS/cm (figure 5.15). Cette différence peut s'expliquer par la présence des nappes d'eaux saumâtres de St-Benoît et de St-André dans cette formation, ce qui exclut tout lien avec la géologie. Le pH semble toutefois relié à la nature du roc rencontré (figure 5.16). Les roches des intrusifs et du Grenville amènent des pH moyens supérieurs à 8,1, alors que les roches sédimentaires donnent des valeurs moyennes variant de 7,7 à 7,9. Ce fait demeure, dans l'état actuel, inexpliqué.

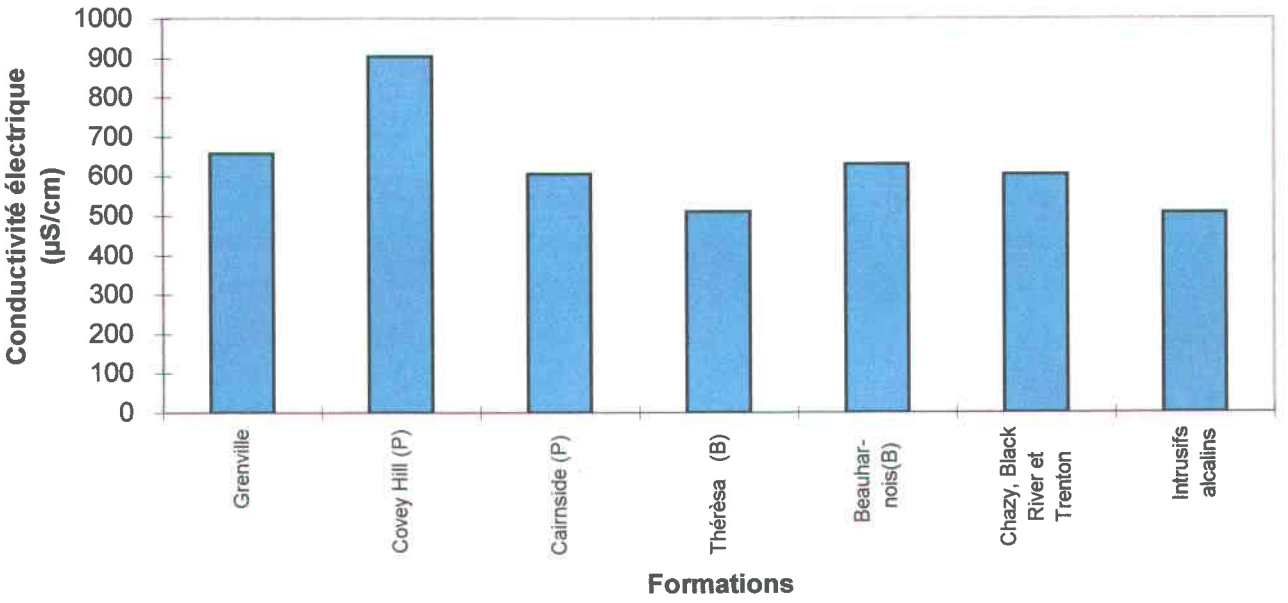

FIGURE 5.15 Conductivité électrique selon les formations géologiques

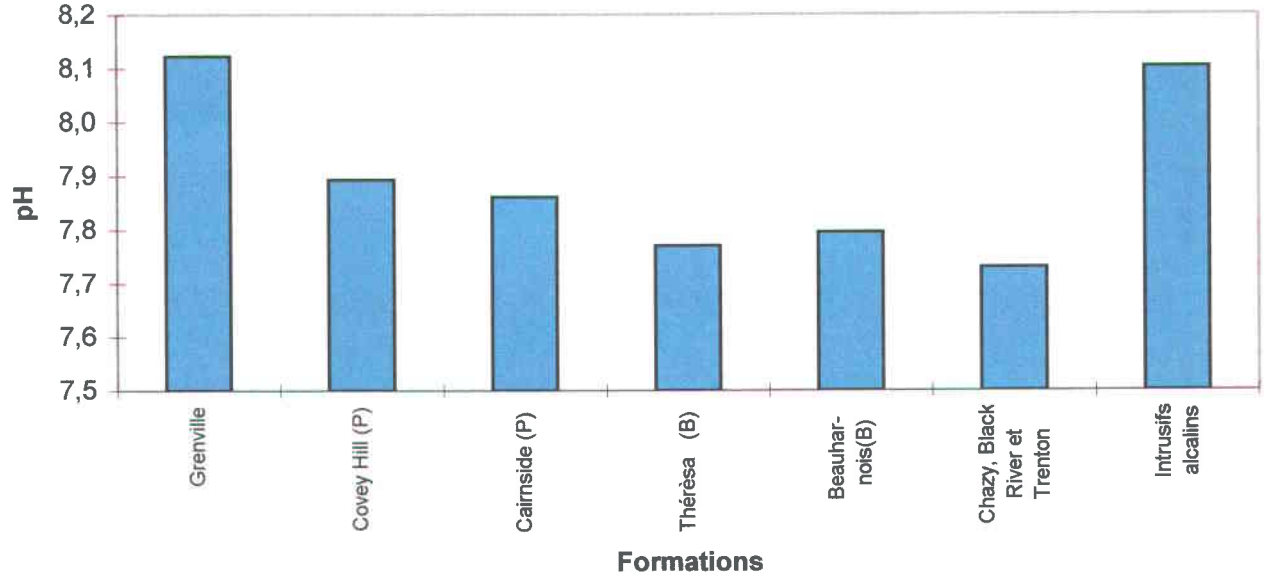

FIGURE 5.16 pH selon les formations géologiques

Tableau 5.3 : Écart-types pour les différents paramètres

	pH	Cond. él.	Nitrates	Fer	Chlorures	Tan.-lign.	Mn
Grenville	0,45	1533	3,3	0,24	39	0,29	0,035
Covey Hill	0,57	1407	7,3	1,01	37	0,26	0,110
Cairnside	0,47	542	8,2	0,67	40	0,24	0,130
Thérèsa	0,50	350	7,6	0,46	38	0,44	0,044
Beauharnois	0,45	417	6,5	0,41	45	0,60	0,057
Ste-Thérèse	0,59	429	4,2	1,24	38	0,47	0,098
Intrusifs alcalins	0,36	428	5,3	0,17	39	0,04	0,073

Les chlorures, les nitrates et les tannins-lignines sont trois paramètres qui devraient être influencés non pas par la géologie mais plutôt par les activités de surface et les dépôts meubles. En ce qui a trait aux chlorures (figure 5.17), leur présence serait attribuable selon toute vraisemblance à l'infiltration de la Mer de Champlain dans les terres. Les résultats étonnent quelque peu, les valeurs moyennes les plus élevées appartenant à la Formation de Beauharnois et à la classe regroupant les groupes de Chazy, Black River et Trenton, soit respectivement 54 et 51 mg/l. Une pollution par les sels déglaçants appliqués sur les routes durant la saison hivernale pourrait expliquer ces valeurs. Les deux principales nappes d'eaux saumâtres (St-André et St-Benoît) sont pourtant situées dans la formation de Covey Hill, qui a une valeur moyenne en chlorures de 41 mg/l. Il ne faut donc pas exclure que le caractère salin des eaux de la formation de Covey Hill pourrait provenir d'un ion autre que l'ion chlorure. Pour ce qui est des valeurs moyennes pour les nitrates (figure 5.18), elles varient de 1,5 mg/l à 5,4 mg/l, les plus élevées correspondant aux groupes de Postdam et de Beekmantown, là où l'agriculture est l'activité dominante. Dans le cas des tannins-lignines (figure 5.19), les valeurs pour le Beekmantown ainsi que celles de la classe comprenant les groupes de Chazy, Black River et Trenton sont les plus élevées. Connaissant la provenance des tannins et lignines (dégradation de végétaux) et l'âge des roches sédimentaires qui est de l'ordre de la centaine de millions d'années, il paraît évident que de tels produits de dégradation n'auraient pu subsister après toutes ces années. Leurs origines seraient donc les dépôts meubles plus récents couvrant ces formations.

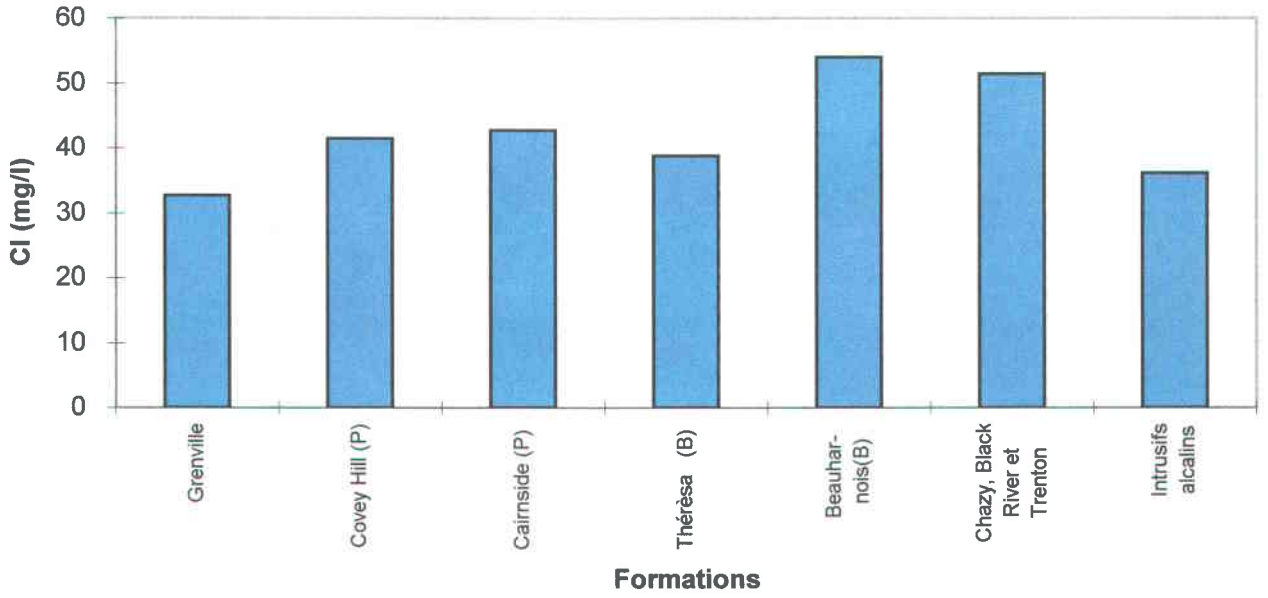

FIGURE 5.17 Chlorures selon les formations géologiques

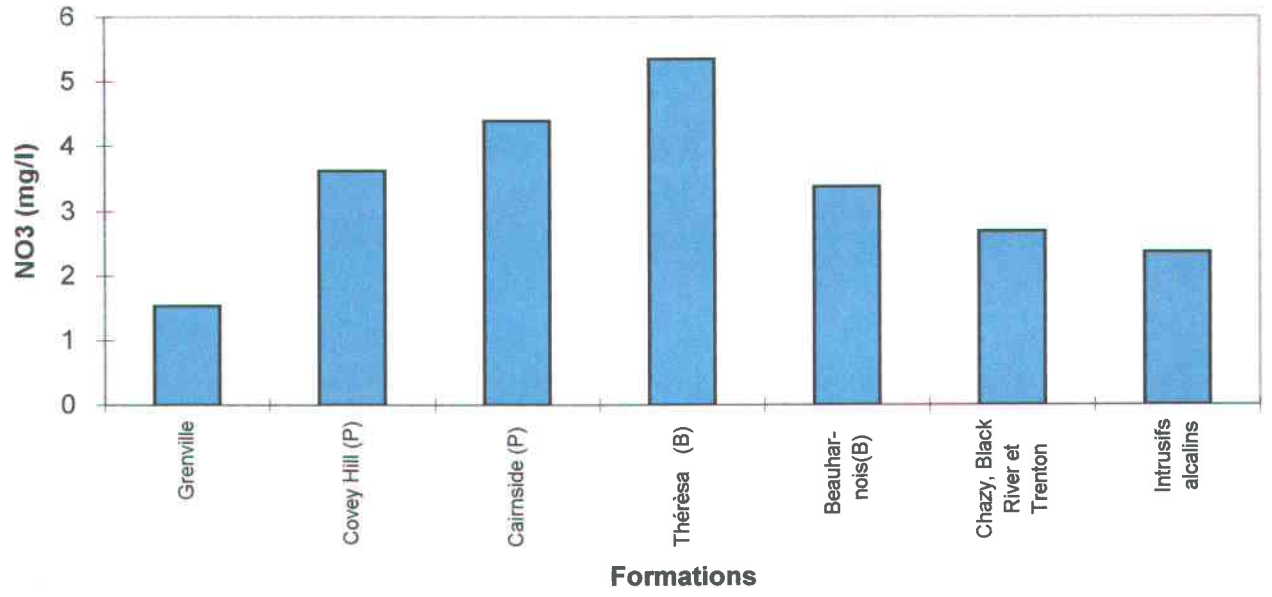

FIGURE 5.18 Nitrates selon les formations géologiques

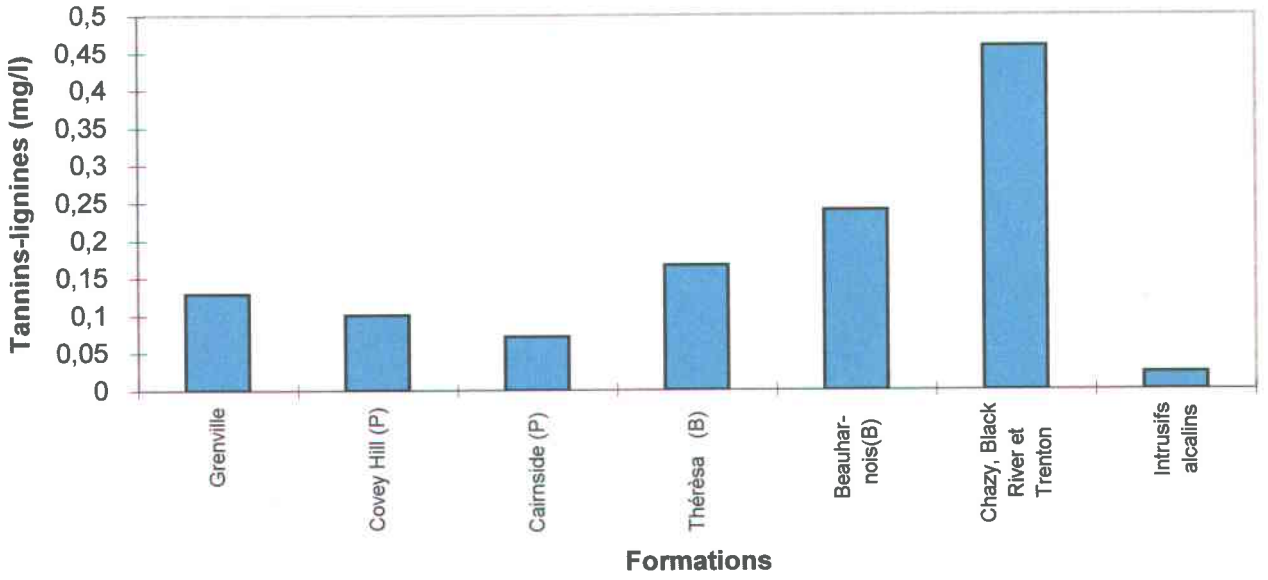

FIGURE 5.19 Tannins-lignines selon les formations géologiques

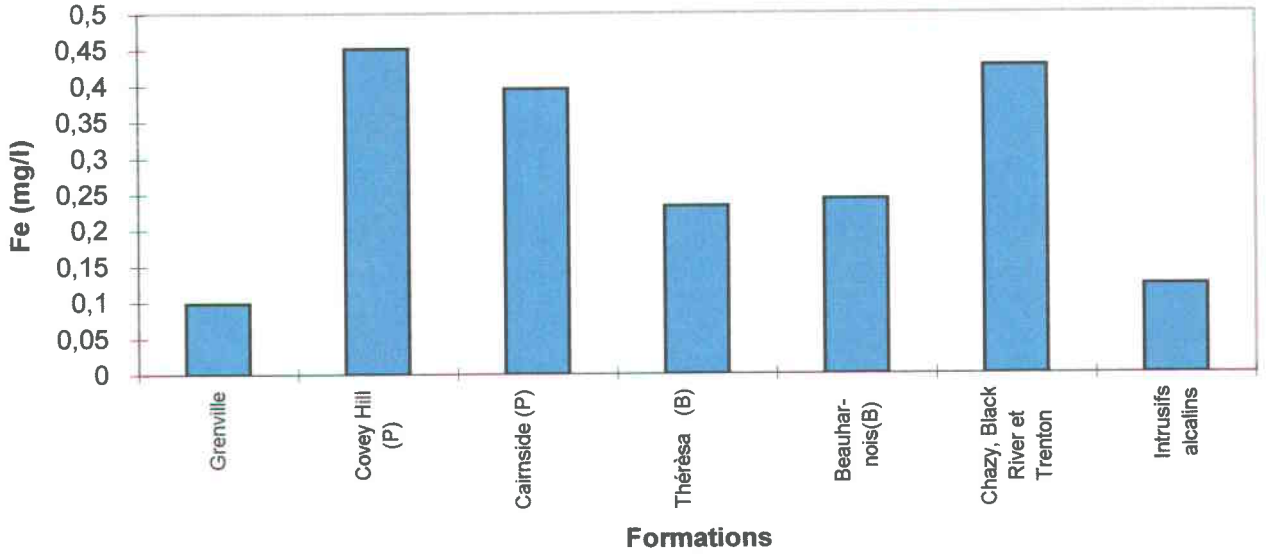

FIGURE 5.20 Fer selon les formations géologiques

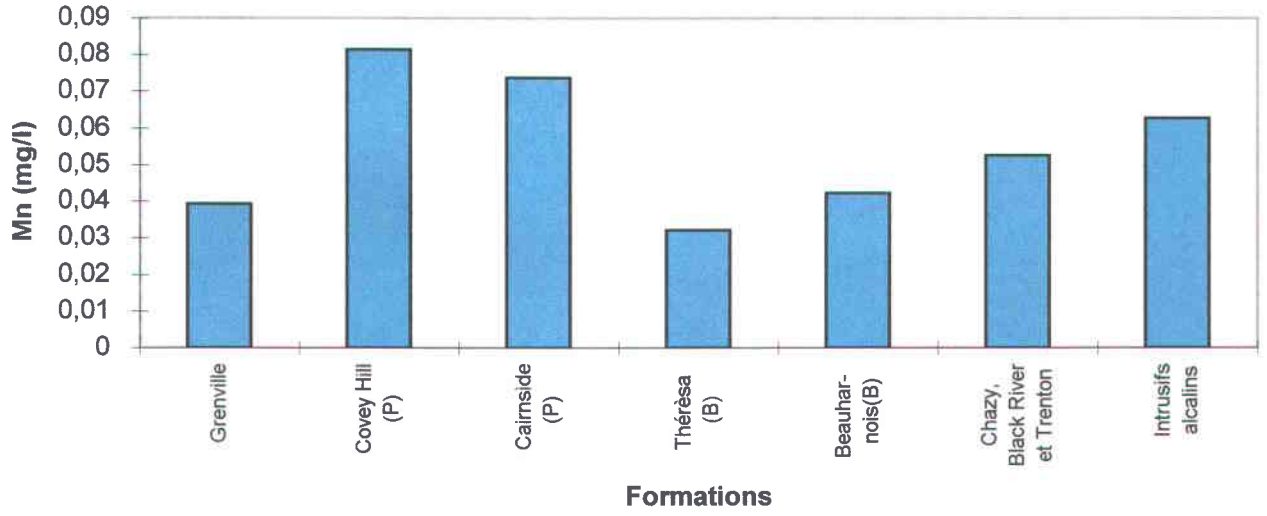

FIGURE 5.21 Manganèse selon les formations géologiques

Le fer et le manganèse sont quant à eux deux éléments dont les concentrations ont un lien direct avec la géologie. Dans le cas du fer (figure 5.20), les valeurs moyennes les plus faibles sont pour les roches volcaniques du Grenville et des intrusifs alcalins du Crétacé (0,1 et 0,12 mg/l). Les roches sédimentaires, dans lesquelles on retrouve des lits d'oxydes à des épaisseurs et fréquences variables, ont des concentrations moyennes allant de 0,23 à 0,45 mg/l. La formation de Covey Hill (Postdam), la formation de Cairnside (Postdam) et la classe incluant les groupes de Chazy, Black River et Trenton présentent des valeurs respectives de 0,45, 0,40 et 0,43 mg/l. Les deux formations du Beekmantown se situent pour leur part sous la concentration recommandée pour l'eau potable au Québec (0,3 mg/l), les valeurs moyennes étant de 0,23 mg/l pour le Thérèsa et de 0,24 mg/l pour le Beauharnois.

Pour ce qui est du manganèse (figure 5.21), les deux formations du Postdam dépassent la valeur recommandée pour l'eau potable au Québec (0,05 mg/l), les valeurs moyennes étant de 0,082 mg/l pour le Covey Hill et de 0,074 mg/l pour le Cairnside. La classe réunissant les groupes de Chazy, Black River et Trenton présente une moyenne de 0,053 mg/l. Les roches volcaniques de Grenville (0,039 mg/l) et les intrusifs alcalins (0,063 mg/l) présentent eux aussi de fortes concentrations. La situation est plus acceptable pour les formations de Thérèsa (0,032 mg/l) et

de Beauharnois (0,042 mg/l) du Beekmantown. Les grès du Postdam et les calcaires de Chazy, Black River et Trenton sont conséquemment des roches susceptibles d'amener des concentrations en fer et en manganèse supérieures aux normes québécoises pour les eaux de consommation. Le fer et le manganèse semblent donc être les deux seuls composés influencés significativement par la géologie.

5.5 Variabilité spatiale des paramètres

Afin de déterminer la variabilité spatiale à l'échelle régionale des paramètres physico-chimiques de l'étude, des variogrammes ont été calculés en utilisant un espacement de 500 mètres sur une distance de 20 000 mètres. Le variogramme Y(h) est la demi-moyenne de la somme des carrés des différences entre deux valeurs du paramètre pour un écartement h donné (ici 250 mètres). L'équation du variogramme est:

$$Y(h) = \sum_{1}^{N} \frac{1}{2N} (x_i - x_j)^2$$

Où - N est le nombre de couples de valeurs séparées par la distance h
- x_i et x_j sont les valeurs du paramètre en deux points distants de h

La portée, soit la distance maximale pour laquelle les valeurs du paramètre sont estimées être reliées entre elles, a donc pu être estimée pour chacun des paramètres. Il est à noter que les données des puits de surface, des pointes et des sources ont été écartées, les différences qu'elles présentent avec les données de puits crépinés étant souvent importantes, tel que vu précédemment.

Les valeurs de portée recueillies indiquent si les variations qu'on observe pour chacun des paramètres sont attribuables à des effets locaux ou à des effets régionaux. Pour le cas du pH (figure 5.22), la tendance à l'augmentation des valeurs indique que les données semblent être liées entre elles sur de grandes distances (dizaines de kilomètres). Ces variations à grande échelle peuvent donc être attribuées à l'organisation spatiale des unités géologiques. Les variogrammes du fer (figure 5.23) et du manganèse (figure 5.24) présentent eux aussi ce type de profil, laissant supposer une influence de la géologie sur les concentrations.

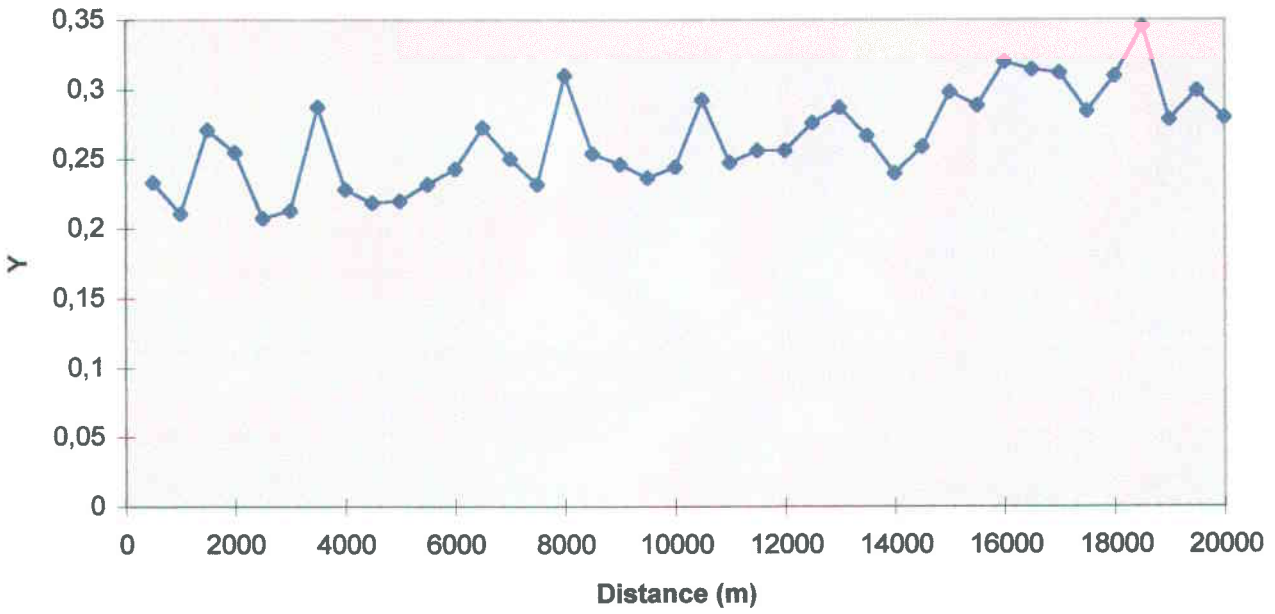

FIGURE 5.22 Variogramme du pH

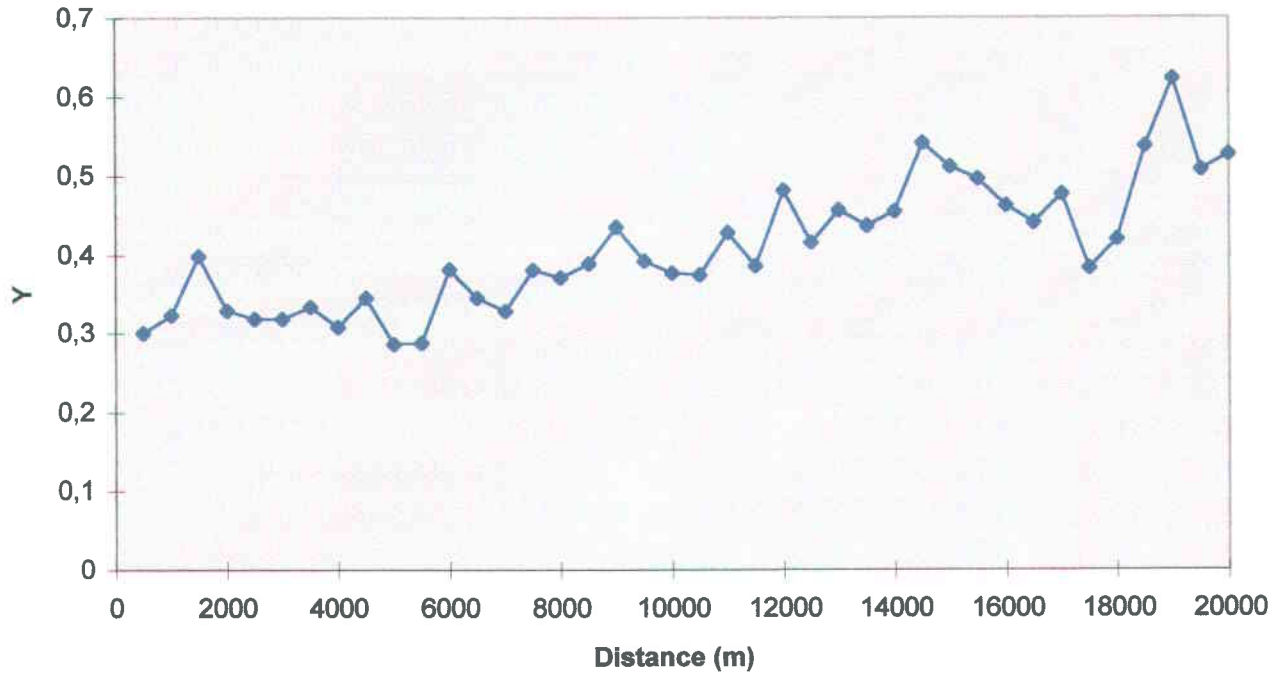

FIGURE 5.23 Variogramme du fer

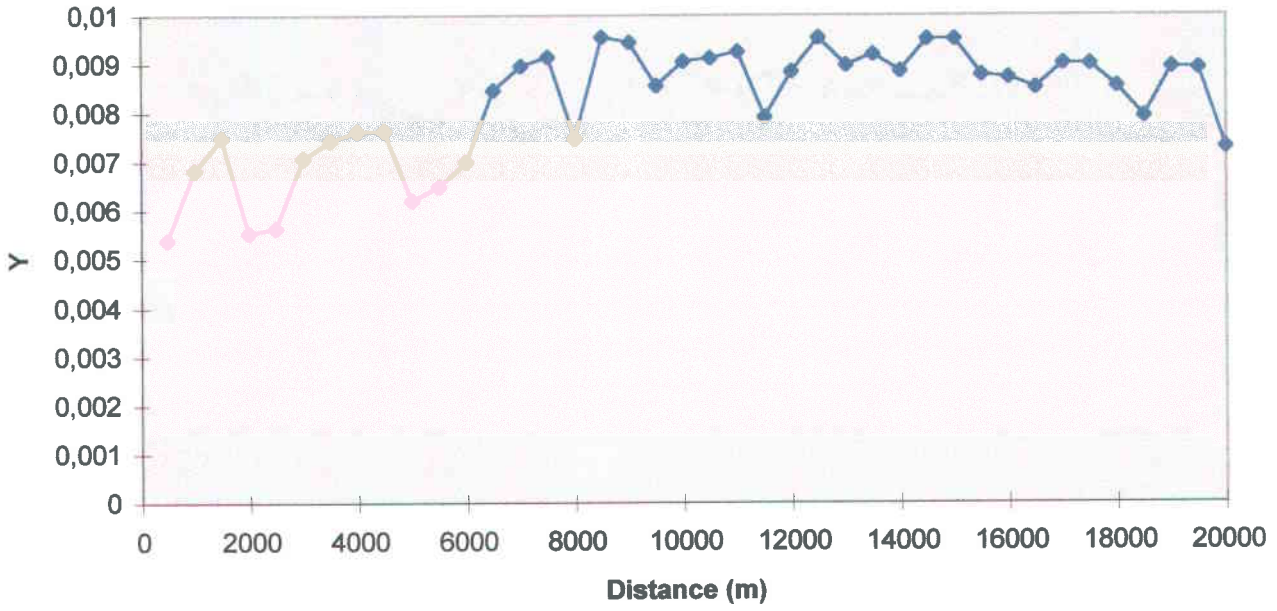

FIGURE 5.24 Variogramme du manganèse

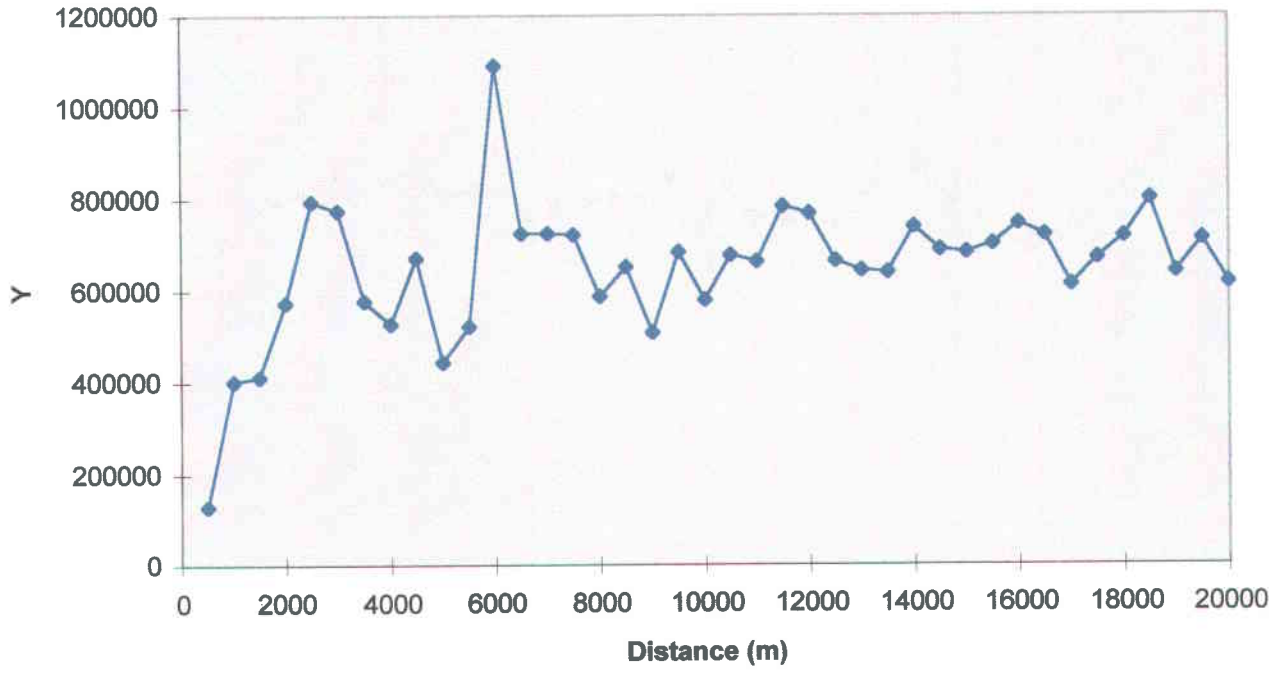

FIGURE 5.25 Variogramme de la conductivité électrique

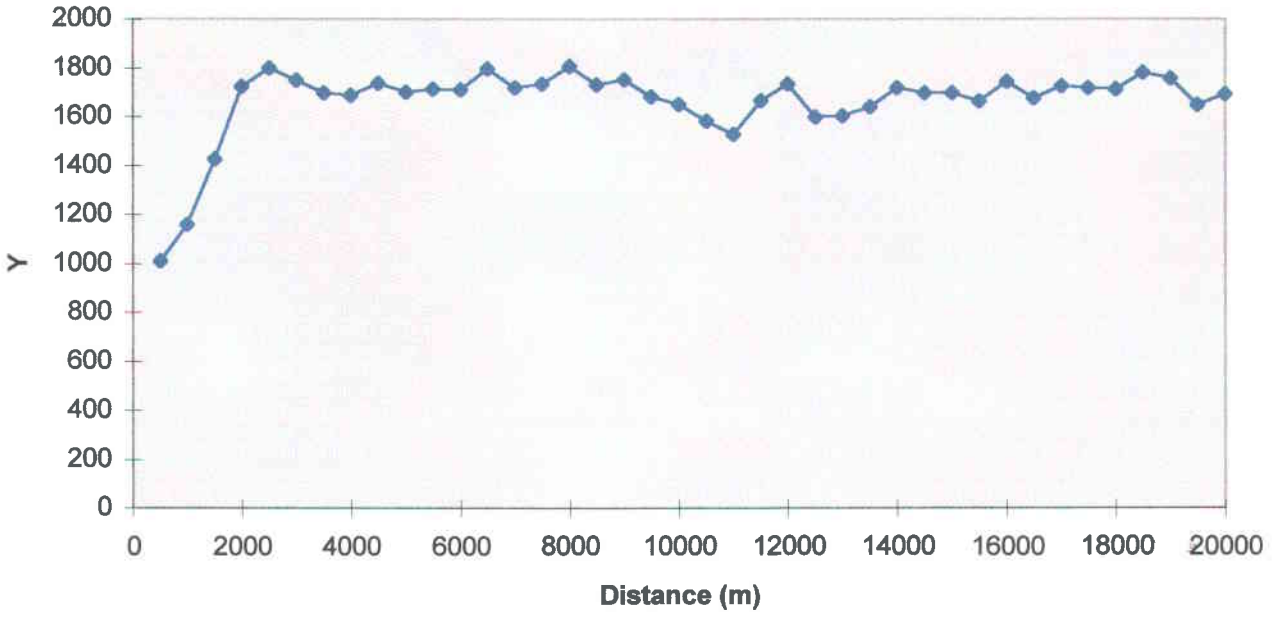

FIGURE 5.26 Variogramme des chlorures

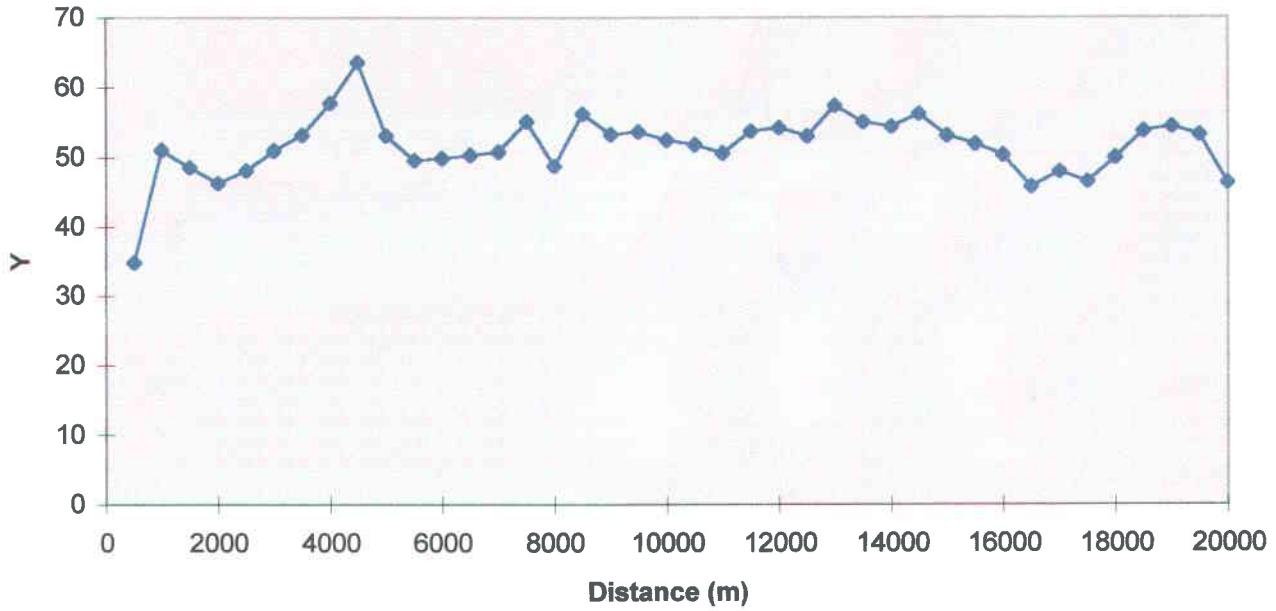

FIGURE 5.27 Variogramme des nitrates

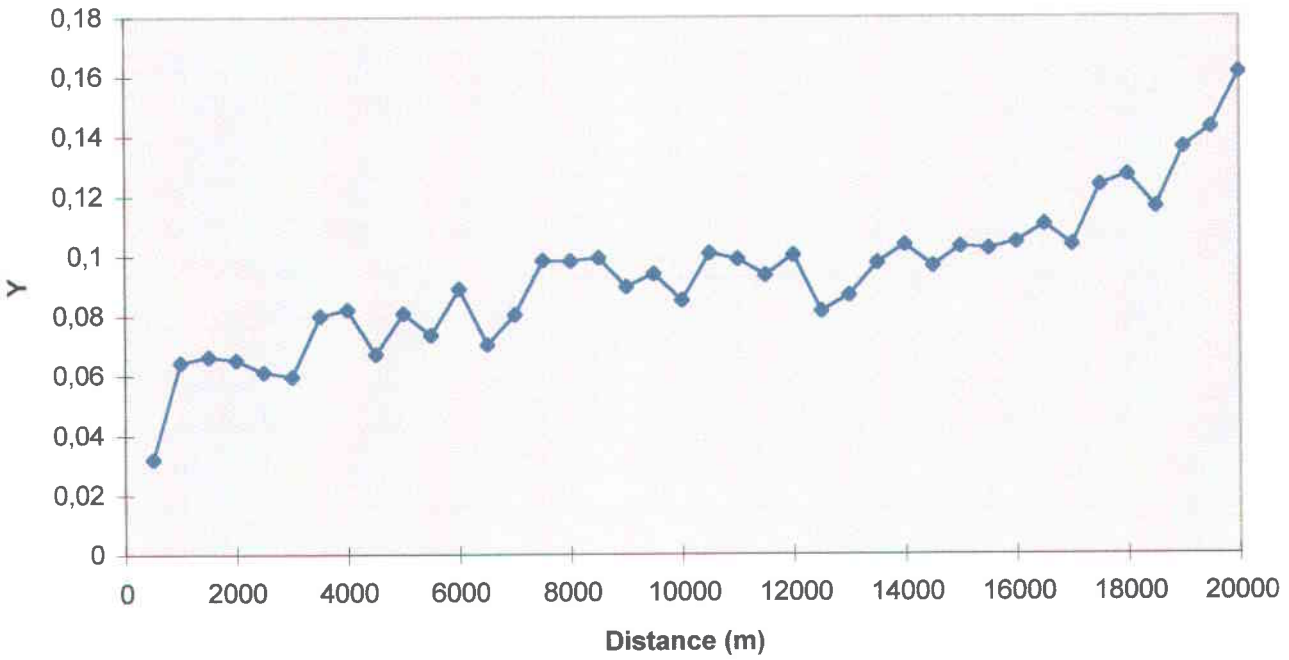

FIGURE 5.28 Variogramme des tannins-lignines

Les variogrammes de la conductivité électrique (figure 5.25) et des chlorures (figure 5.26) montrent par contre une portée beaucoup plus limitée, 2500 mètres environ. La présence de nappes d'eaux saumâtres d'extension limitée (quelques kilomètres au plus) expliquerait ce résultat. Les nitrates montrent une très faible portée (figure 5.27), environ 500 mètres. Les variations observables seraient donc attribuables en premier lieu aux conditions locales propres aux puits et non à des critères régionaux. Le variogramme des tannins-lignines (figure 5.28) quant à lui présente des variations sur de grandes distances (dizaines de kilomètres), attribuables à la distribution sur le territoire des deux zones distinctes de fortes et de faibles concentrations, tel que vu dans la description régionale (figure 5.7).

Les valeurs de pH, fer, manganèse et tannins-lignines dépendraient donc de facteurs régionaux, alors que les valeurs de conductivité électrique, chlorures et nitrates subiraient des influences plutôt locales (portée maximale de quelques kilomètres).

5.6 Relations entre les différents paramètres

Afin de mettre en évidence les relations entre les paramètres de l'étude, les coefficients de détermination ont été calculés pour toutes les relations possibles sans égard à la logique de ces relations. Le tableau 5.4 présente les coefficients obtenus à partir des 864 échantillons d'eau prélevés.

Tableau 5.4 : Coefficients de détermination (R^2) des différents paramètres physico-chimiques

	pH	C.É.(1)	NO_3	Fe	Cl	T.-L.(2)	Mn
Mn	0,032	0,011	0,017	**0,086**	0,0065	$5,3 \times 10^{-7}$	1
T.-L.(2)	0,067	0,0084	0,005	0,007	$3,9 \times 10^{-5}$	1	
Cl	0,00064	**0,098**	$8,6 \times 10^{-5}$	0,0039	1		
Fe	0,019	0,012	0,016	1			
NO_3	**0,19**	0,0024	1				
C.É.(1)	0,013	1					
pH	1						

(1) C.É. : Conductivité électrique

(2) T.-L. : Tannins et lignines

Les valeurs obtenues pour les coefficients sont faibles, aucun couple de paramètres ne semblant être directement corrélé en première analyse. Les relations les plus significatives sont celles du NO_3 *versus* pH (0,19), du Cl *versus* conductivité électrique (0,098), et finalement celle du Mn *versus* Fe (0,086).

5.6.1 Nitrates *versus* pH

La figure 5.29 présente les variations de nitrates en fonction du pH. On y remarque que les valeurs les plus élevées en nitrates se retrouvent à des valeurs de pH inférieures à la moyenne régionale. Afin de démontrer clairement l'existence d'une relation entre ces deux paramètres, la courbe a été lissée selon le principe des moyennes mobiles [Alalouf et al. 1990], en regroupant

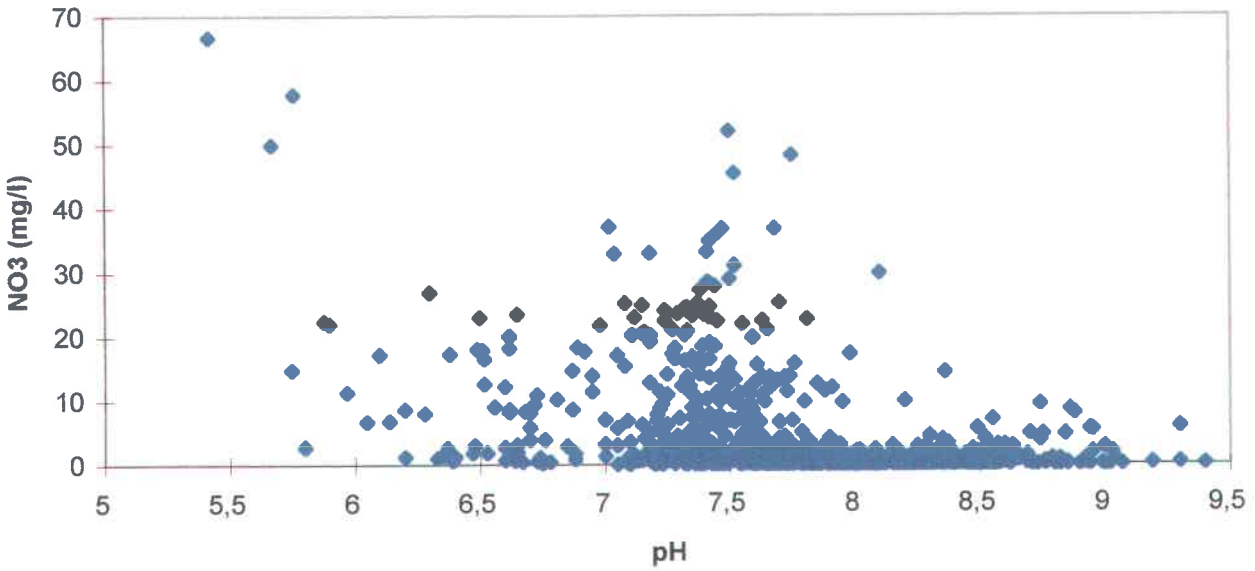

FIGURE 5.29 Nitrates en fonction du pH (données brutes)

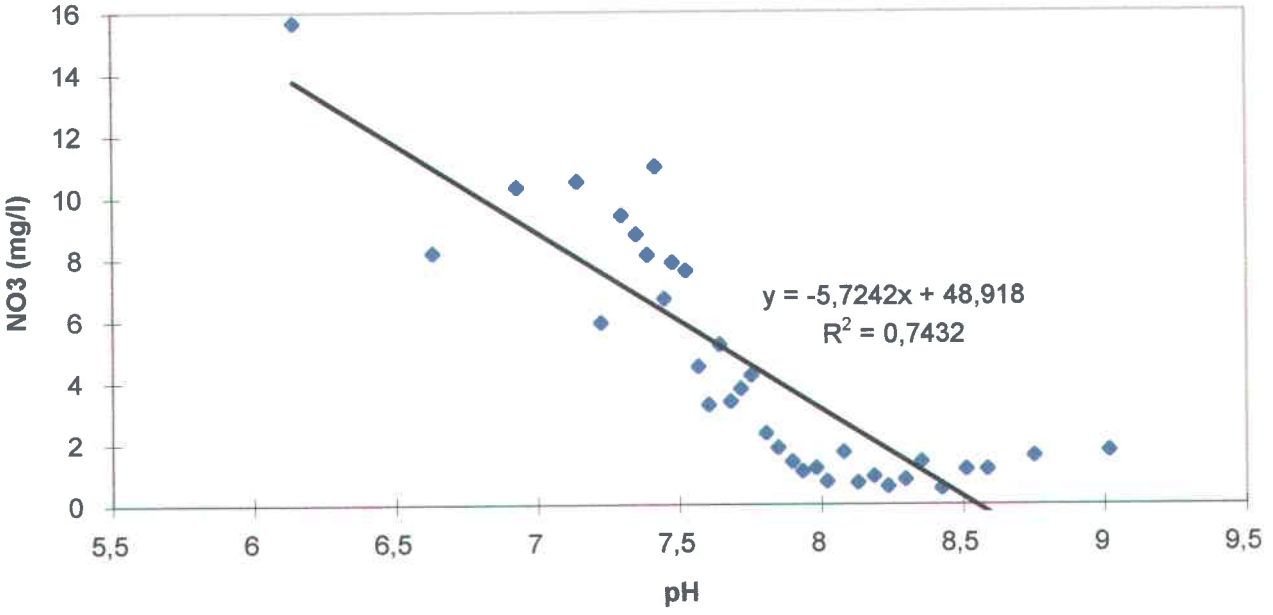

FIGURE 5.30 Nitrates en fonction du pH (données groupées)

les données par séries de 24 ou 25 selon un pH croissant, et en faisant leurs moyennes pour les valeurs en nitrates et en pH. Le résultat ainsi obtenu (figure 5.30) est beaucoup plus expressif, un coefficient de détermination de 0,74 est alors obtenu.

La présence accrue de nitrates à de basses valeurs de pH peut être expliquée de deux façons. Premièrement, on constate que les valeurs de pH les plus basses sont observées principalement pour les puits de surface et les pointes. Ces ouvrages captent des eaux ayant un temps de séjour très court dans le sol, insuffisant pour que la dénitrification se produise. Deuxièmement, l'apport d'ammonium (NH_4^+), par exemple par le biais de fosses septiques en terrain sablonneux, amènera la libération d'ions "H^+" lors de l'oxydation de l'ammonium en nitrates, selon la réaction [Robertson et al. 1991]:

$$NH_4^+ + 2O_2 \text{ ----> } NO_3^- + 2H^+ + H_2O$$

Une chute de pH en résultera. En zone argileuse toutefois, l'ammonium sera immobilisé par les particules d'argile et cette réaction ne pourra se produire. Un pH inférieur à 6 ou même à 6,5 est donc un facteur qui pourrait signifier dans certains cas des concentrations en nitrates supérieures à la norme provinciale pour l'eau potable de 44 mg/l (en NO_3). Un faible pH pourrait donc s'avérer être un indicateur de la possibilité d'une contamination en nitrates.

5.6.2 Chlorures *versus* Conductivité électrique

Les concentrations en chlorures en fonction de la conductivité électrique sont présentées à la figure 5.31. On remarque la forte relation entre ces deux paramètres pour la partie gauche du graphique, soit lorsque la conductivité est inférieure à 1000 µS/cm. La relation devient cependant nulle à des conductivités plus élevées. Il semblerait que la valeur de la conductivité soit alors dictée par un ou plusieurs ions majeurs autres que l'ion chlorure. La salinité de l'eau en plusieurs endroits du territoire pourrait donc ne pas être due principalement aux chlorures mais à ce ou ces autre(s) ion(s). La figure 5.32 présentant les données groupées confirme la relation à deux niveaux qui relie ces paramètres.

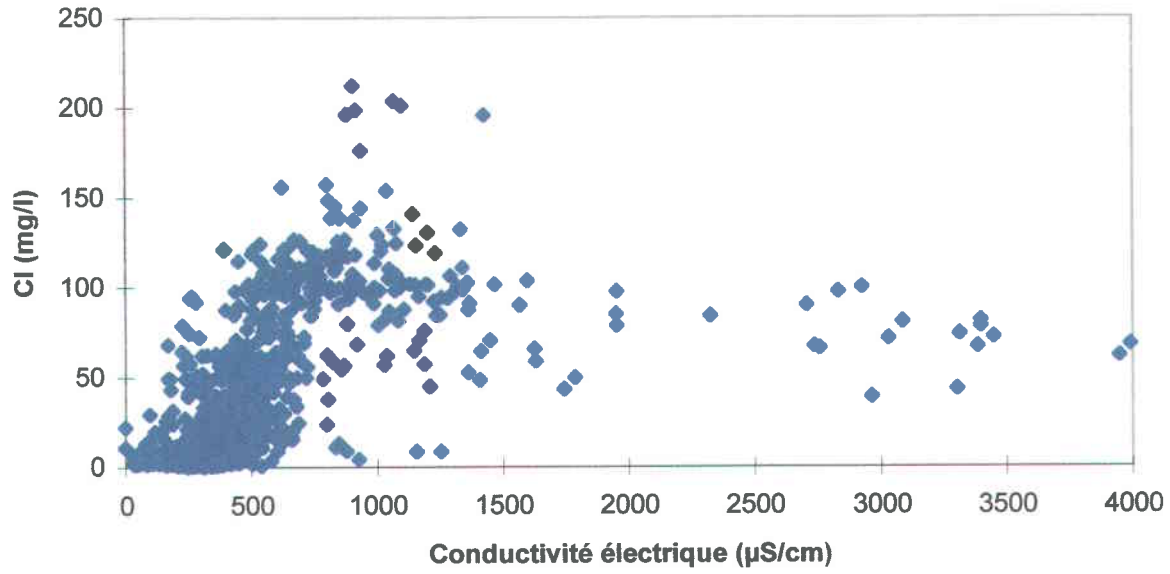

FIGURE 5.31 Chlorures en fonction de la conductivité électrique (données brutes)

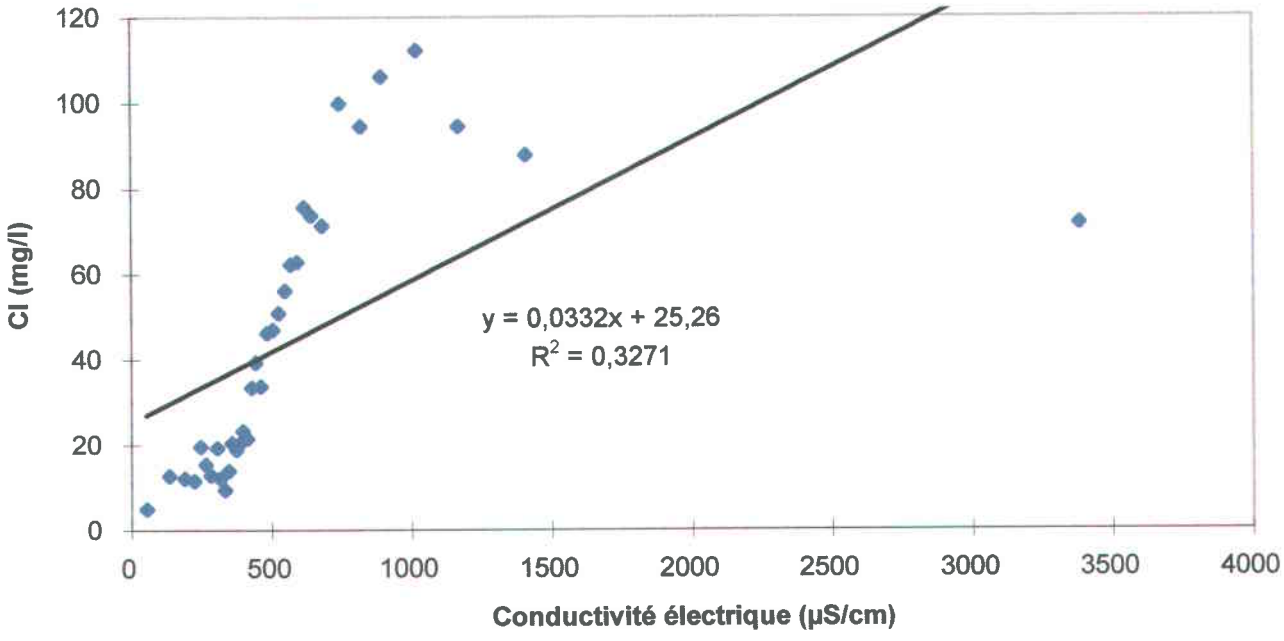

FIGURE 5.32 Chlorures en fonction de la conductivité électrique (données groupées)

5.6.3 Manganèse *versus* Fer

Les variations des concentrations en manganèse en fonction de celles en fer sont présentées sur un graphique en échelle log-log (figure 5.32), vu le grand nombre de valeurs de concentration faibles. Les données non traitées laissent voir peu de liens entre ces deux paramètres. Après avoir procédé au lissage de la courbe selon la même méthode que pour les nitrates (figure 5.33), soit en regroupant les données par séries de 24 ou 25 selon des concentrations en fer croissantes, puis en calculant les concentrations moyennes en fer et manganèse, un coefficient de détermination de 0,69 est obtenu. Cette valeur laisse voir derrière la grande variabilité des données ponctuelles une certaine tendance de fond possiblement attribuable aux comportements similaires des deux éléments dans le milieu naturel.

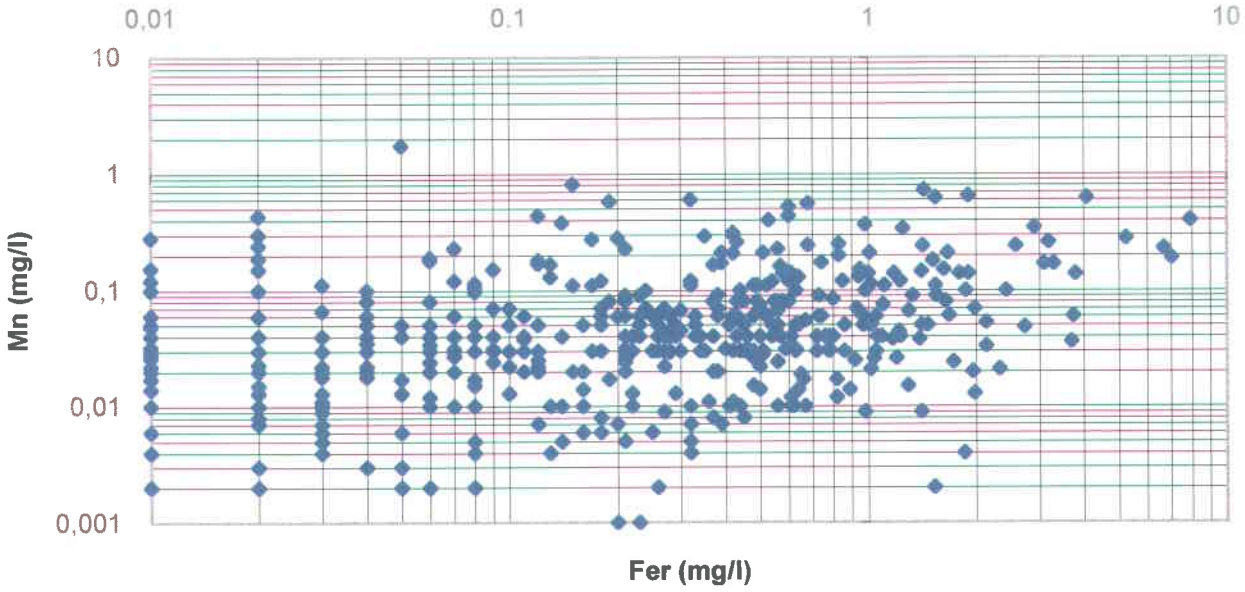

FIGURE 5.33 Manganèse en fonction du fer (données brutes)

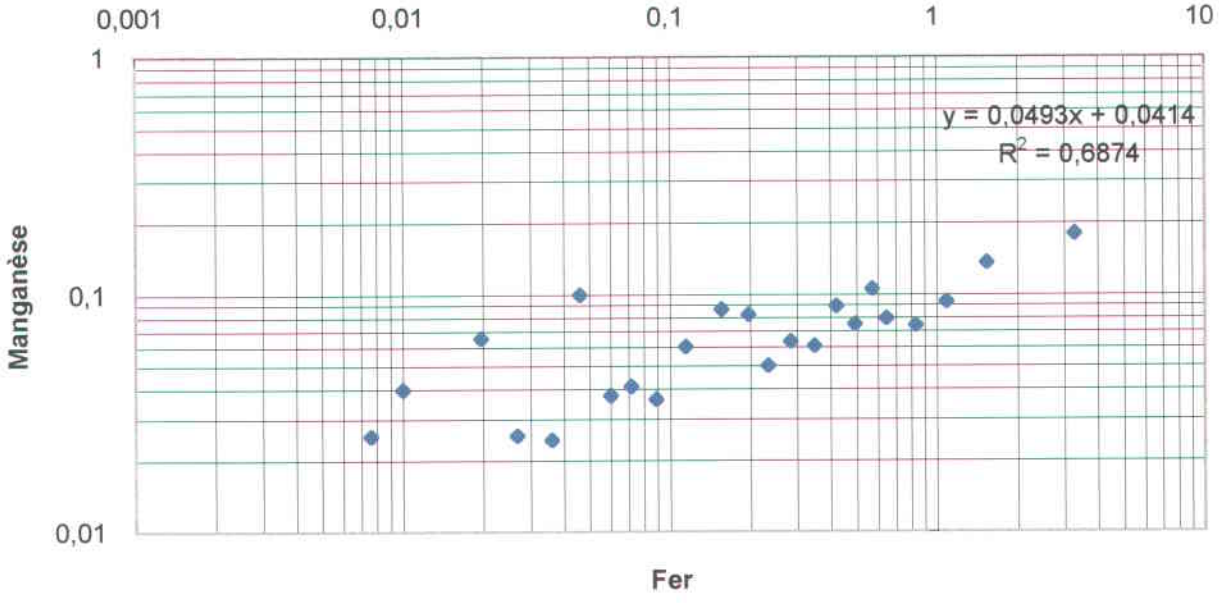

FIGURE 5.34 Manganèse en fonction du fer (données groupées)

5.7 Signification de la présence de H_2S

L'eau qui contient du sulfure d'hydrogène (H_2S) peut être reconnue facilement par son odeur d'oeufs pourris. Les puits qui contenaient de ce composé sur notre territoire ont pu être recensés lors des visites de terrain en questionnant les résidants. La présence de sulfure d'hydrogène dans une eau souterraine résulte de la réduction des sulfates en milieu anaérobie, et indique conséquemment l'absence d'oxygène dissous dans l'eau. Rappelons que la présence d'oxygène est défavorable pour le fer et le manganèse qui précipitent en oxydes, alors qu'elle permet l'oxydation des composés azotés en nitrates. Le tableau 5.5 indique les valeurs moyennes mesurées en présence et en absence de sulfure d'hydrogène tel qu'indiqué par les résidants pour les sept paramètres physico-chimiques de l'étude, et ce à partir des 864 échantillons recueillis.

Pour le fer et le manganèse, seul le fer présente des différences notables dans les concentrations moyennes, soit 0,40 mg/l en présence de sulfure d'hydrogène et 0,26 mg/l en absence de sulfure d'hydrogène. L'influence de l'oxygène sur ces deux paramètres ne peut donc être démontrée hors de tout doute. Des différences beaucoup plus marquées sont toutefois observables pour les concentrations moyennes en nitrates et en tannins-lignines.

Tableau 5.5 : Influence de la présence de sulfure d'hydrogène sur les valeurs des paramètres

	Avec H_2S		**Sans H_2S**	
	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type
Nitrates (mg/l NO_3)	1,39	2,21	5,34	8,79
Tannins-lignines(mg/l)	0,39	0,63	0,10	0,32
Fer (mg/l)	0,40	0,63	0,26	0,51
Manganèse (mg/l)	0,053	0,231	0,057	0,238
Chlorures (mg/l)	46,8	6,9	43,4	6,6
pH	8,12	2,86	7,64	2,77
Conductivité électrique (µS/cm)	695	26	565	24

Dans le cas de la conductivité électrique, du pH et des chlorures, aucune différence entre les valeurs moyennes en présence et en absence de sulfure d'hydrogène ne peut être identifiée avec certitude.

5.7.1 Nitrates

Les concentrations en nitrates des échantillons recueillis en présence (figure 5.35) et en absence de sulfure d'hydrogène (figure 5.36) sont présentées graphiquement. Les échantillons ont été numérotés selon l'ordre de cueillette, si bien qu'une anomalie régionale pourrait être localisée sur le graphique. Si par exemple les échantillons 100 à 150 présentaient des valeurs extrêmes, elles s'expliqueraient par les caractéristiques de la région de cueillette et non par la présence du soufre.

La comparaison des figures 5.35 et 5.36 indique que la présence de sulfure d'hydrogène est associée à des concentrations plus faibles en nitrates dans l'eau souterraine. Les valeurs maximales en nitrates obtenues en présence de sulfure d'hydrogène se situent autour de 15 mg/l en NO_3, alors que celles mesurées en absence de sulfure d'hydrogène peuvent dépasser 50 mg/l en NO_3. Dans ce cas, le sulfure d'hydrogène semble bien provenir de la réduction des sulfates par l'activité bactérienne. Antérieurement à cette réduction, l'oxygène dissous de l'eau aura été utilisé et une dénitrification aura eu lieu, la présence de sulfure d'hydrogène indiquant que la dénitrification a déjà été réalisée dans l'aquifère. Les quelques concentrations élevées observables en présence de sulfure d'hydrogène pourraient résulter d'un mélange d'eaux d'infiltration récentes avec des eaux plus anciennes dans lesquelles la dénitrification s'est produite.

5.7.2 Tannins-lignines

Les concentrations en tannins-lignines semblent aussi être reliées à la présence de sulfure d'hydrogène. Les graphiques des concentrations en présence (figure 5.36) et en absence (figure 5.37) de sulfure d'hydrogène laissent voir des valeurs plus élevées en présence de sulfure d'hydrogène, les moyennes étant respectivement de 0,39 mg/l et de 0,1 mg/l. Les tannins-lignines résultant de la décomposition incomplète de la matière végétale, il est plus probable d'en rencontrer en fortes concentrations là où du sulfure d'hydrogène a été noté, c'est-à-dire aux endroits où la matière organique était probablement très abondante au départ. Rappelons que

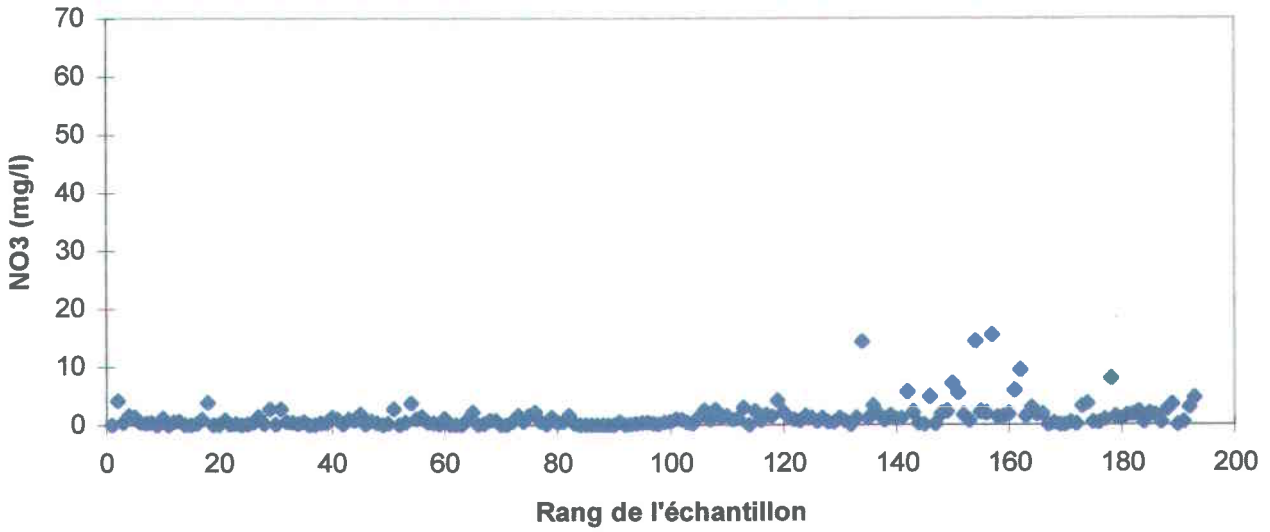

FIGURE 5.35 Nitrates en présence de sulfure d'hydrogène

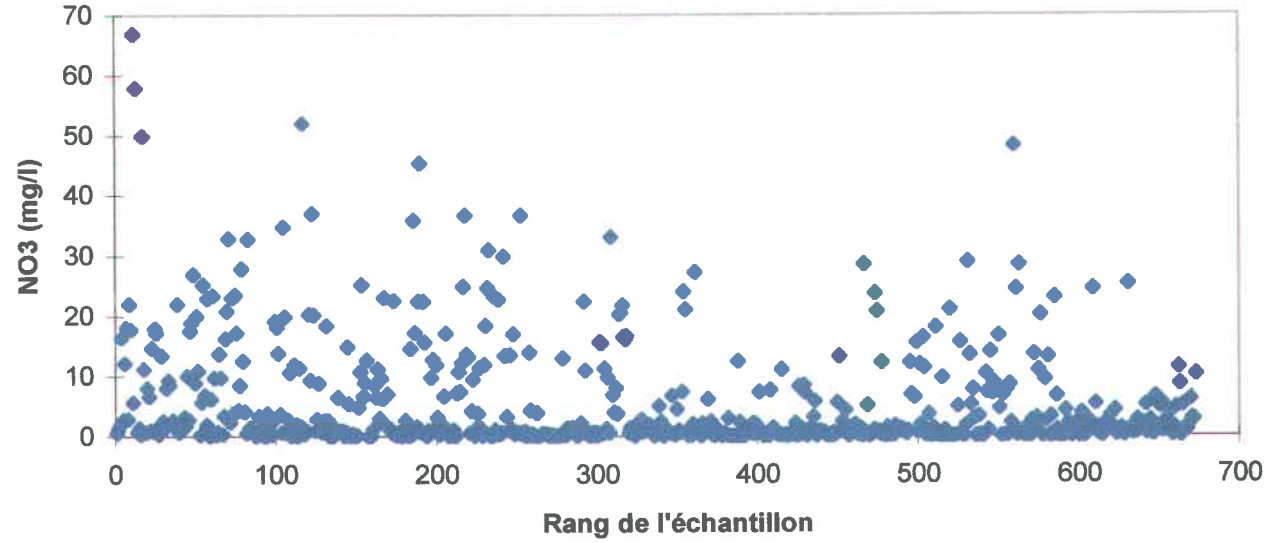

FIGURE 5.36 Nitrates en absence de sulfure d'hydrogène

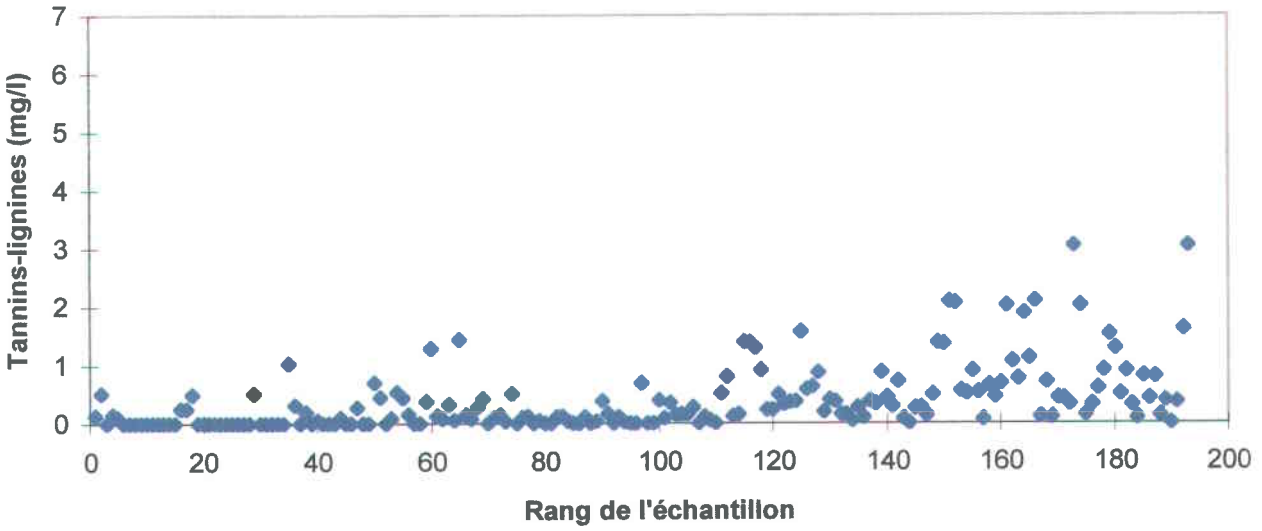

FIGURE 5.37 Tannins-lignines en présence de sulfure d'hydrogène

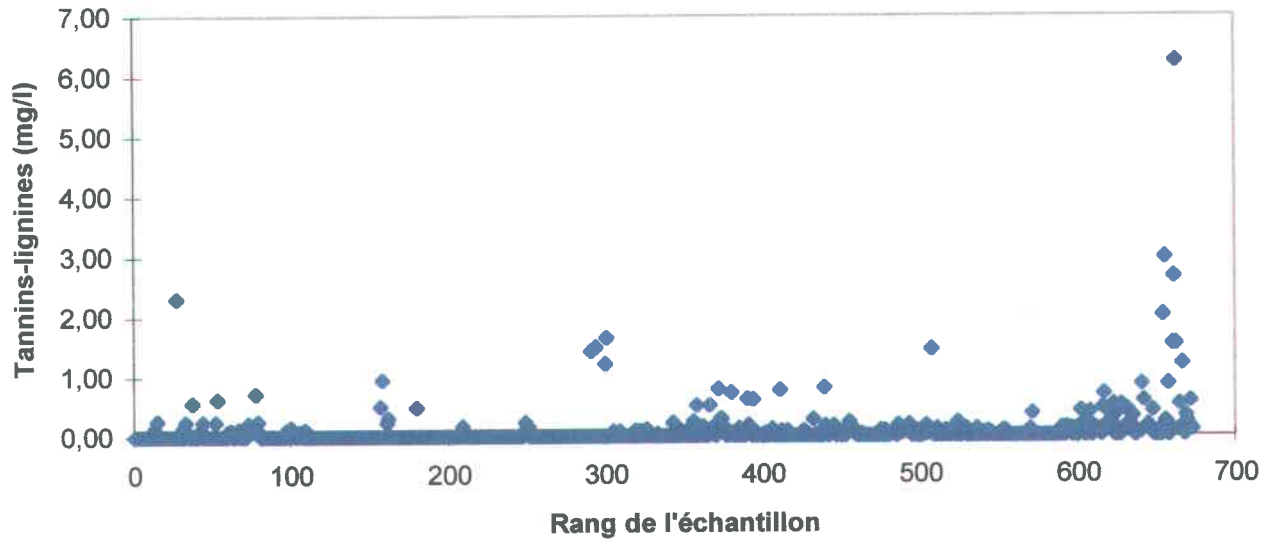

FIGURE 5.38 Tannins-lignines en absence de sulfure d'hydrogène

le sulfure d'hydrogène est produit en milieu anaérobie à partir des sulfates, et que ce processus est accompagné de l'oxydation de la matière organique par les bactéries.

5.8 Influence des activités humaines

Les activités humaines peuvent être des sources importantes en chlorures et en azote aux eaux souterraines, par l'épandage de sels déglaçants sur le réseau routier pour les chlorures, et par l'épandage de fertilisants (naturels ou chimiques) et les lixiviats de fosses septiques pour l'azote.

Premièrement, pour ce qui est des fosses septiques, la distance minimale entre un ouvrage de captage et une fosse septique étant de 30 mètres au Québec, les valeurs moyennes en nitrates ont été calculées pour les ouvrages ne respectant pas cette distance et pour ceux la respectant. Les moyennes obtenues sont respectivement de 5,3 mg/l et de 4,7 mg/l (en NO_3), et aucun puits situé en-deçà de 30 mètres n'excédait la norme québécoise pour l'eau potable de 44 mg/l. Deuxièmement, pour évaluer l'impact de l'épandage de fertilisants, les ouvrages de captage ont été classés selon qu'ils se trouvaient en zone agricole, en zone résidentielle ou en zone boisée. Les valeurs moyennes en nitrates obtenues dans ces trois cas furent respectivement de 4,9, 3,4 et 3,3 mg/l (en NO_3). Il semble donc que les activités humaines ne conditionnent que légèrement les concentrations en nitrates mesurées dans les eaux souterraines de notre territoire.

Dans le cas des chlorures, l'épandage de sels déglaçants est la principale source potentielle de contamination pour les eaux souterraines. La figure 5.38 montre les concentrations moyennes calculées pour différents groupes de distance puits-route, selon que l'épandage de déglaçants était régulier, occasionnel ou nul; cette information provient des résidants visités au cours de l'été. Aucun groupe ne se démarquant au niveau des concentrations moyennes, on peut en conclure que le mode d'épandage de sels déglaçants influence peu ou pas les concentrations en chlorures des eaux souterraines du territoire, du moins durant la période d'échantillonage étudiée. L'examen des concentrations mesurées sur chaque puits permet toutefois de constater des valeurs souvent élevées pour les puits de surface et les pointes.

Une évaluation des conditions propres à chaque ouvrage demeurerait donc la meilleure façon de prédire la vulnérabilité de l'eau souterraine face aux activités humaines. La méthode de construction d'un puits ainsi que les propriétés de l'aquifère seraient les facteurs clés à considérer.

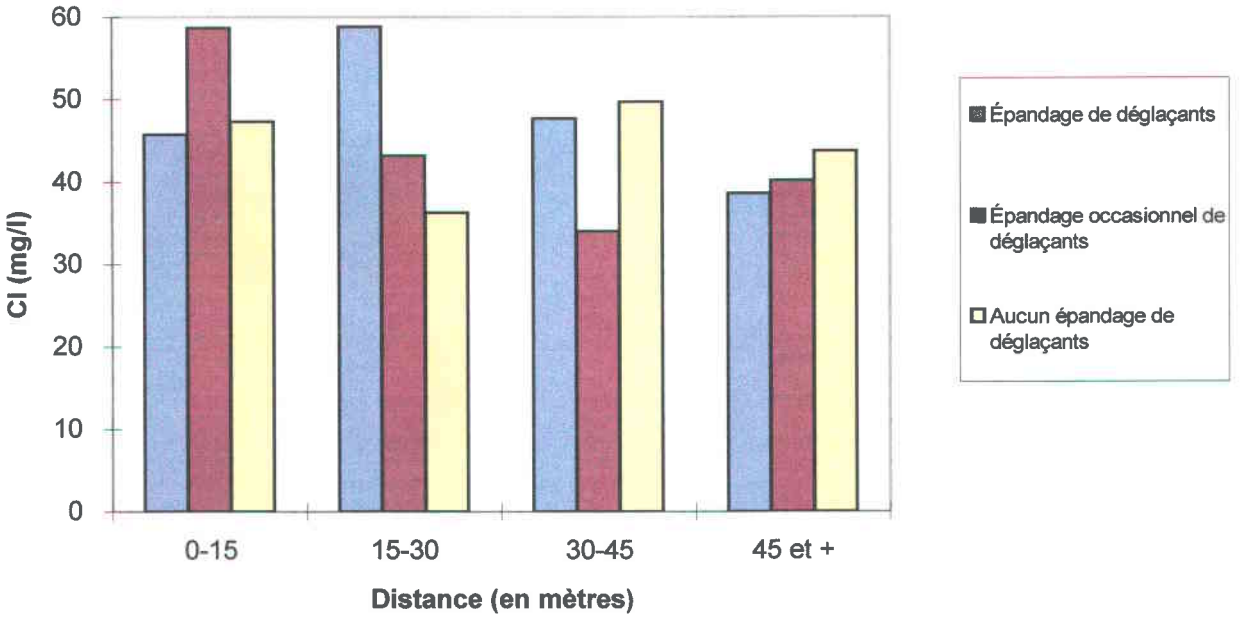

FIGURE 5.39 Chlorures selon la distance puits-route

6 CONCLUSION

Cette étude a montré que la qualité des eaux souterraines de la région de Mirabel permet de répondre adéquatement au besoin en eau des résidents de ce territoire. Seuls quelques cas de contamination d'origine anthropique ont pu être constatés (nitrates), et ce malgré l'omniprésence d'activités agricoles. Les niveaux élevés en fer et en manganèse sont les inconvénients majeurs remarqués par les usagers des ressources en eau, ces excès n'effectant toutefois que l'aspect esthétique de l'eau.

Il a aussi été montré que les méthodes de construction et la localisation des ouvrages de captage des eaux souterraines influent sur la qualité de l'eau recueillie. Ainsi, les eaux récoltées par les puits de surface et les pointes présentaient des concentrations en nitrates plus élevées que la moyenne, et les concentrations en nitrates diminuaient avec une augmentation de la profondeur dans le cas des puits crépinés. Cette constatation confirme la vulnérabilité des ouvrages peu profonds face aux activités humaines. Les sources, soit les endroits où l'eau souterraine jaillit d'elle-même, présentent parmi tous les types de captage les concentrations moyennes les plus faibles en fer, manganèse, tannins-lignines et chlorures, ce qui les place devant les autres ouvrages au niveau de la qualité globale de l'eau recueillie.

L'influence de la géologie sur les paramètres physico-chimiques mesurés dans cette étude se manifeste surtout pour le fer et le manganèse. Les grès de Postdam et les calcaires de Chazy, Black River et Trenton renferment des eaux qui dépassent pour la moyenne des concentrations les normes provinciales de 0,3 mg/l en fer et de 0,05 mg/l en manganèse. Ces deux paramètres varient donc selon des facteurs régionaux (géologie), tel que montré à l'aide des variogrammes. Le pH et les concentrations en tannins-lignines subiront eux aussi des variations régionales, liées possiblement aux dépôts meubles, tandis que la conductivité électrique, les concentrations en chlorures et en nitrates varieront selon des influences locales de l'ordre de quelques kilomètres, donc de façon beaucoup moins prévisible.

Pour ce qui est des relations entre les différents paramètres physico-chimiques, mentionnons que des fortes concentrations en nitrates dans les eaux souterraines peuvent être associées à de faibles valeurs de pH. Le fer et le manganèse sont deux éléments faiblement corrélés entre eux, alors que la conductivité électrique et les chlorures ne sont que très faiblement corrélés entre

eux, la conductivité électrique ne dépendant pas uniquement des ions chlorures. La présence de sulfure d'hydrogène dans les eaux souterraines, indicatrice d'un milieu anaérobie, laisse quant à elle présager des concentrations en nitrates dans les eaux en-deçà de la norme provinciale de 44 mg/l en NO_3, mais possiblement des concentrations en tannins-lignines supérieures à la norme de 0,25 mg/l pour le Québec.

L'influence des activités humaines sur la qualité des eaux souterraines semble négligeable considérant les concentrations moyennes en nitrates et en chlorures, en fonction respectivement des apports de fertilisants et de sels déglaçants en surface. Les facteurs limitatifs actuels dans l'exploitation des eaux souterraines seraient les nappes d'eaux saumâtres fossiles de la Mer de Champlain, et non des cas de contamination diffuse d'origine anthropique.

Un suivi temporel des différents paramètres physico-chimiques de l'étude permettrait de mieux définir l'évolution à long terme de ces composés, bien qu'une image instantanée tel que celle générée dans cette étude permet de cerner les endroits les plus vulnérables à une contamination d'origine anthropique, ainsi que d'établir des relations entre les différents paramètres physico-chimiques, ce qui peut faciliter un suivi éventuel de la qualité des eaux souterraines.

7 BIBLIOGRAPHIE

Alalouf, S., D. Labelle et J. Ménard (1990). *Introduction à la statistique appliquée*. Addison-Wesley, Montréal, Québec, 407 p.

Alhajjar, B.J., G. Chesters et J.M. Harkin (1990). Indicators of chemical pollution from sceptic systems. *Ground Water*, 28 (4) : 559-568.

Bao-rui, Y. (1988). Investigation into mechanisms of microbial effects on iron and manganese tansformations in artificially recharged groundwater. *Water Sc. Technol.*, 20 (3) : 47-53.

Barcelona, M.J., H.A. Wehrman, M.R. Schock, M.E. Sievers et J.R. Karny (1989). *Sampling frequency for ground-water quality monitoring*. Illinois Department of Energy and Natural Resources, Champaign, Illinois, 191 p.

Bulger, P.B., A.E. Kehew et R.A. Nelson (1989). Dissimilatory nitrate reduction in a waste-water contaminated aquifer. *Ground Water*, 27 (5) : 664-671.

Chapelle, F.H. et D.R. Lovley (1992). Competitive exclusion of sulfate reduction by Fe(III)-reducing bacteria: a mechanism for producing discrete zones of high-iron ground water. *Ground Water*, 30 (1) : 29-36.

Cherkauer, D.S., P.F. McKEreghan et L.H. Schalch (1992). Delivery of chloride and nitrate by ground water to the Great Lakes: case study for the Door Peninsula, Wisconsin. *Ground Water*, 30 (6) : 885-894.

Desaulniers, D.E. et J.A. Cherry (1989). Origin and movement of groundwater and majors ions in a thick deposit of Champlain Sea clay near Montreal. *Can. Geotech. J.*, 26 (1) : 80-89.

Driscoll, F.G. (1986). *Groundwater and wells*. Jonhson Division Publishers, St-Paul, Minnesota, 1089 p.

Duchaine, D. (1995). *Projet de fin d'études, application de la méthode DRASTIC*. Département de géographie, Université Laval.

Dumousseau, P., P. Jaudon, C. Massiani, E. Vasselet et Y. Claire (1990). Origine du manganèse de la nappe alluviale de Beaucaire (Gard, France). Essai de démanganisation in situ (procédé Vyredox). *Rev. Sci. Eau*, 3 (1): 21-36.

Exner, M.E. et R.F. Spalding (1985). Ground-water contamination and well construction in southeast Nebraska. *Ground Water*, 23 (1) : 26-34.

Flipse, W.J., B.G. Katz, J.B. Lindner et R. Markel (1984). Sources of nitrate in ground water in a sewered housing development, Central Long Island, New York. *Ground Water*, 22 (4) : 418-426.

Foucault, A. et J.-F. Raoult (1992). *Dictionnaire de géologie*. Masson, Paris, 350 p.

Fustec, E., A. Mariotti, X. Grillo et J. Sajus (1991). Nitrate removal by denitrification in alluvial ground water: role of a former channel. *J. Hydrol.*, 123 : 337-354.

Globensky, Y. (1982). *Région de Lachute. Rapport géologique-200.* Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, 67 p.

Gunten, H.R. von, G. Karametaxas, U. Krähenbühl, M. Kuslys, R. Giovanoli, E. Hoehn et R. Keil (1991). Seasonal biogeochemical cycles in riverborne groundwater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55 (12): 3597-3609.

Hall, D.W. (1992). Effects of nutrient management on nitrate levels in ground water near Ephrata, Pennsylvania. *Ground Water*, 30 (5) : 720-730.

Jaudon, P., C. Massiani, J. Galea et J. Rey (1989). Groundwater pollution by manganese. Manganese speciation: application to the selection and discussion of an in situ groundwater treatment. *Science Total Environ.*, 84 : 169-183.

Kalinski, R.J., W.E. Kelly, I Bogardi, R.L. Ehrman et P.D. Yamamoto (1994). Correlation between DRASTIC vulnerabilities incidents of VOC contamination of municipal wells in Nebraska. *Ground Water*, 32 (1) : 31-34.

Kothari, N. (1988). Groundwater, iron and manganese: an unwelcome trio. *Water, Eng. Manag.*, 135 (2) : 25-26.

Lahermo, P. et A. Vuorinen (1988). Geochemistry and biogeochemistry of Fe and Mn in finish surface water and groundwater. *Chem. Geol.*, 70 (1-2) : 11.

Lalonde, J.-P. et N. Chouinard (1983). *Géochimie des eaux souterraines: méthodologie de l'échantillonage et résultats des essais.* Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, 49 p.

Larue, M. et A. Riopel (1983). *Qualité de l'eau de consommation au Québec.* Québec, Ministère de l'Environnement du Québec, 92 p.

Mania, J., P. Chauve, F. Remy et P.Verjus (1989). Evolution of iron and manganese concentrations in presence of carbonates and clays in the alluvial groundwaters ot the Ognon (Franche-Comté, France). *Geoderma*, 44 (2-3) : 219-227.

Maranda, A. (1977). *Levé géotechnique de la région de Lachute-Terrebonne.* Québec, Ministère des Richesses Naturelles du Québec, 11 p.

Michalski, A. (1989). Application of temperature and electrical-conductivity logging in ground water monitoring. *Ground Water Monit. Rev.*, 9 (3) : 112-118.

MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1993). *État de l'environnement au Québec, 1992.* Montréal, Québec, Guérin, 560 p.

MEF, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1994). *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales*. Le Griffon d'argile, Sainte-Foy, Québec, 101 p.

Miller, J.A. (1982). *Ground water quality fluctuations: a pilot study*. Ministry of the Environment of the Ontario, Toronto, Ontario, 64 p.

Nielsen, D.M. (1991). *Practical handbook of ground-water monitoring*. Lewis publishers, Chelsea, MI, 717 p.

Pionke, H.B. et J.B. Urban (1985). Effect of agricultural land use on ground-water quality in a small Pennsylvania watershed. *Ground Water*, 23 (1) : 68-80.

Rajagopal, R. et G. Tobin (1989). Expert opinion and ground-water quality protection: the case of nitrate in drinking water. *Ground Water*, 27 (6) : 835-847.

Reeves, C.C. et W.D. Miller (1978). Nitrate, chloride and dissolved solids, Ogallaga aquifer, West Texas. *Ground Water*, 16 (3) : 167-173.

Ritter, W.F. et A.E.M. Chirnside (1984). Impact of land use on ground-water quality in southern Delaware. *Ground Water*, 22 (1) : 38-47.

Robertson, W.D., J.A. Cherry et E.A. Sudicky (1991). Ground-water contamination from two small septic systems on sand aquifers. *Ground Water*, 29 (1) : 82-92.

Rodier, J. (1978). *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. Bordas, Paris, 1136 p.

Shan, S et D.B. Stephens (1994). Recommendations for usage of SURFER to gridding model results. *Ground Water*, 32 (3) : 503-506.

Sievers, D.M. et C.D. Fulhage (1992). Survey of rural wells in Missouri for pesticides and nitrates. *Ground Water Monit. Rev.*, 12 (4) : 142-150.

Simard, G. (1978). *Hydrogéologie de la région de Mirabel*. Québec, Ministère des Richesses Naturelles du Québec, 69 p.

Smith, S.A. et O.H. Tuovinen (1985). Environmental analysis of iron-precipating bacteria in ground water and wells. *Ground Water Monit. Rev.*, 5 (4) : 45-52.

Starr, R.C. et R.W. Gillham (1993). Denitrification and organic carbon avaibility in two aquifers. *Ground Water*, 31 (6) : 934-947.
Tardat-Henri, M. (1985). *Chimie des eaux*. Le Griffon d'argile, Sainte-Foy, Québec, 340 p.

Thomas, N.E., K.T. Kan, D.I. Bray et K.T.B. MacQuarrie (1994). Temporal changes in manganese concentrations in water from the Fredericton aquifer, New Brunswick. *Ground Water*, 32 (4) : 650-656.

Thurman, E.M. (1985). *Organic geochemistry of natural waters*. Martinus Nijhoff/ Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 497 p.

U.S. Environmental Protection Agency (1992). *RCRA ground water monitoring: draft technical guidance*. Government Institutes, Rockville, Connecticut, 220 p.

Vuorinen, A., L. Carlson, H. Seppänen et T. Hatva (1988). Chemical, mineralogical and microbiological factors affecting the precipitation of Fe and Mn from groundwater. *Water Sci. Technol.*, 20 (3) : 249.

ANNEXE 1

Carte géologique

LEGENDE

CONTACTS GEOLOGIQUES

FAILLES

CRETACE

..... Intrusion alcaline

ORDOVICIEN

GROUPE DE CHAZY
FORMATION DE LAVAL

MEMBRE DE STE-THERESE
..... gres et shale verdatres

GROUPE DE BEEKMANTOWN

FORMATION DE BEAUHARNOIS
..... dolomie,calcaire et shale

FORMATION DE THERESA
..... gres et dolomie

CAMBRIEN

GROUPE DE POTSDAM

FORMATION DE CAIRNSIDE
..... gres quartzitique blanc

FORMATION DE COVEY HILL
....., gres arkesique rougeatre

PRECAMBRIEN

SERIE DE GRENVILLE ET DE MORIN

FAILLE DU RAPIDE DU CHEVAL BLANC

FAILLE DE LA HUTE

RIVIERE DES OUTAOUAIS

RIVIERE DES MILLE-ISLES

Figure 3.1B

PROJET "DOGIRES"
RÉGION NORD DE MONTRÉAL

TERRITOIRE À L'ÉTUDE
GÉOLOGIE DU
SOCLE ROCHEUX

RÉALISATION ET SUPERVISION : D. RICHARD, ING.
COMPILATION ET MISE EN PLAN : S. BLACKBURN, T.P.
CONSEILLER SCIENTIFIQUE : O. BANTON,PROF.

ÉCHELLE 1 : 250 000

AGEOS

INRS-EAU

ANNEXE 2

Carte des dépôts meubles

	CARACTERISTIQUES DU TERRAIN	APTITUDES
1	*Till en surface, roc entre 10 et 20 pieds. Till: argile, limon, sable, gravier et blocs mélangés. Dépôts d'origine glaciaire reposant directement sur le roc, épaisseur entre 10 et 20 pieds.* *Topographie: région bosselée avec crêtes basses, flanc de montagnes.*	*Capacité portante élevée. Compact, résistance aux charges et au cisaillement élevée. Roc atteint facilement si nécessaire, peu de problèmes pour l'implantation de systèmes d'égouts et d'aqueduc.* *Inconvénients: présence de blocs, influence moyenne au gel, imperméable donc possibilités de mauvais drainages en zones basses.*
2	*Till en surface, idem unité 1, sauf que le roc est à plus de 20 pieds de la surface.*	*Idem unité 1, très bonne capacité portante.* *Inconvénient possible: profondeur du roc.*
3	*Till en surface, idem unité 1, sauf que le roc est à moins de 10 pieds de la surface.*	*Idem unité 1, très bonne capacité portante.*<br*Inconvénient: problèmes d'excavation possibles pour l'implantation de systèmes d'égoûts et d'aqueduc; le roc affleure ou est à moins de 10 pieds de la surface.*
4	*Sol de surface: sable, alluvions ou argiles. Caractéristiques indéterminées. Roc à moins de 10 pieds. Till probablement présent entre le sol de surface et le roc. Provient souvent du remaniement des unités 1, 2 et 3.* *Topographie: plaines, flanc et crêtes.*	*Capacité portante: (a) au roc élevée, (b) du sol de surface, de bonne à faible si celui-ci passe du sable à l'argile.* *Inconvénient: excavation dans le roc peut-être nécessaire pour l'implantation d'égoûts et d'aqueduc.*
5	*Idem unité 4, cependant le roc est entre 10 et 20 pieds sous la surface.*	*Capacité portante de bonne à faible si le sol de surface passe du sable à l'argile. Nécessité de pieux courts pour s'implanter au roc. Pas de problème d'excavation.*
6	*Sol de surface: sable très fin à moyen, d'épaisseur variant de quelques pieds à ± 20 pieds. Argile probablement sous-jacente au sable. Sables parfois saturés.* *Topographie: plaines, terrasses, anciennes plages et zones de dunes*	*Capacité portante: moyenne pour une épaisseur de sable de 10 pieds et plus, faible pour une couche de sable mince. Pieux plus grands que 20 pieds pour s'ancrer au roc.* *Difficultés d'excavation lorsque les sables sont saturés: possibilités d'affouillement. Tassement possible lors du drainage des zones saturées.*

	CARACTÉRISTIQUES DU TERRAIN	APTITUDES
7	*Alluvions récentes: sables fins à gravier, argiles. Épaisseur indéterminée, roc à plus de 20 pieds de profondeur.* *Topographie: plaines d'inondation.*	*Capacité portante: moyenne pour les sables et graviers, faible pour l'argile. Possibilités de tassement si drainage de zones saturées. Vérifier les possibilités d'inondation.*
8	*Sédiments marins intacts et remaniés. Argiles molles à fermes, sensibles au remaniement.* *Topographie: plaines, terrasses.*	*Capacité portante faible, sol pratiquement imperméable, sujet au tassement. Éviter surcharge en haut de pentes et excavation en bas de pentes; sujet au glissement en bordure de pentes abruptes, éviter les remaniements. Convient pour l'implantation domiciliaire. Pour l'implantation industrielle, nécessite des fondations particulières et dispendieuses.*
9	*Zones de glissements anciens.* *Sol de surface: argiles sensibles ou sables saturés, situé en bordure d'anciennes terrasses.*	*Aucune construction admise sans étude préalable.*
10	*Zones de glissements récents.* *Sols de surface: argiles sensibles, sables fins saturés, situés surtout en bordure de rivières ou d'escarpements.*	*Idem unité 9.* *Éviter toute surcharge en haut de pentes et excavation en bas de pentes.*
11	*Tourbes, pentes abruptes, remblais, marécages.*	*Zones à rejeter, à moins d'adopter des mesures particulières: drainage, stabilisation etc.*
12	*Secteurs non cartographiés: densité urbaine trop importante ou région montagneuse à roc affleurant presque partout et à pentes abruptes ou secteur hors du territoire étudié.*	

LÉGENDE

S	*Sable*	GAL	*Gravier alluvial*
A	*Argile*	SAL	*Sable alluvial*
G	*Gravier*	GS	*Gravier sableux*
R	*Roc*	ASY	*Argile silteuse*
T	*Till*	7	*Sondage géotechnique*
ST	*Silt*	152	*Sondage stratigraphique*
AL	*Alluvion*	8.1	*Sondage hydrogéologique*
SA	*Sable argileux*	M1-16	*Abrupt*
RB	*Remblai*		*Sites de parc industriel proposés*
SST	*Sable silteux*		

NOTE: *Les cartes de dépôts de surface, affleurements et épaisseurs de mort-terrain, géologie et topographie du socle, intensité des pentes et dangers naturels, synthèse, sont disponibles sous forme de manuscrits au service de Géotechnique du ministère. Les documents techniques pertinents tels forages etc... peuvent aussi être consultés au service de Géotechnique.*