



Étude sur la qualité de l'eau potable
dans sept bassins versants en surplus de fumier
et impacts potentiels sur la santé



Influence de la vulnérabilité des
aquifères sur la qualité de l'eau
des puits individuels dans la
MRC de Montcalm



**ÉTUDE DE LA QUALITÉ DE L'EAU POTABLE
DANS SEPT BASSINS VERSANTS EN SURPLUS DE FUMIER
ET IMPACTS POTENTIELS SUR LA SANTÉ**

**INFLUENCE DE LA VULNÉRABILITÉ DES AQUIFÈRES SUR LA QUALITÉ
DE L'EAU DES Puits INDIVIDUELS DANS LA MRC DE MONTCALM**

Ce document est disponible en version intégrale dans les sites Web suivants :

www.menv.gouv.qc.ca www.inspq.qc.ca www.mapaq.gouv.qc.ca www.msss.gouv.qc.ca

Dépôt légal

Bibliothèque nationale du Québec, 2004

ISBN 2-550-43509

Envirodoq ENV/2004/0313

Document déposé à Santécom <http://www.santecom.qc.ca>

Cote : MENV-2004-003

© Gouvernement du Québec, 2004

L'Étude de la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé a été réalisée conjointement par le ministère de l'Environnement, le ministère de la Santé et des Services sociaux, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et l'Institut national de santé publique du Québec. Elle comprend neuf rapports de recherche et un sommaire.

Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de l'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm est un de ces rapports.

AUTEURS

Nadine Roy, ing. jr.	Direction des politiques de l'eau Ministère de l'Environnement du Québec
Normand Rousseau, M. Sc.	Direction des politiques de l'eau Ministère de l'Environnement du Québec
Philippe Cantin, Ph. D.	Analyse et étude de la qualité du milieu Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Pierrette Cardinal, M. Sc.	Direction des laboratoires d'expertises et d'analyses alimentaires Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Pierre Gélinas, Ph. D.	Professeur titulaire d'Hydrogéologie environnementale Département de géologie et de génie géologique, Université Laval

COLLABORATRICES

Catherine Fontaine, statisticienne	Direction de la méthodologie, de la démographie et des enquêtes spéciales Institut de la statistique du Québec
Nathalie Plante, statisticienne	Direction de la méthodologie, de la démographie et des enquêtes spéciales Institut de la statistique du Québec

REMERCIEMENTS

Comité technique

Le projet a été conçu et réalisé grâce aux efforts d'individus regroupés sous le nom de comité technique.

Yolaine Blais	Direction du milieu agricole Ministère de l'Environnement du Québec
Jean-François Boulet	Direction régionale de la Montérégie Ministère de l'Environnement du Québec
Philippe Cantin	Analyse et étude de la qualité du milieu Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Pierrette Cardinal	Direction des laboratoires d'expertises et d'analyses alimentaires Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Albert Daveluy	Direction de la protection de la santé publique Ministère de la Santé et des Services sociaux
Benoît Gingras	Direction de santé publique de Chaudière-Appalaches Ministère de la Santé et des Services sociaux
Richard Laroche	Direction de l'environnement et du développement durable Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Donald Lemelin	Direction régionale de Chaudière-Appalaches Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Patrick Levallois	Direction Risques biologiques, environnementaux et occupationnels Institut national de santé publique du Québec et Unité de recherche en santé publique Centre de recherche du CHUL (CHUQ)
Normand Rousseau, coordonnateur	Direction des politiques de l'eau Ministère de l'Environnement du Québec
Marc Simoneau	Direction du suivi de l'état de l'environnement Ministère de l'Environnement du Québec
Hélène Tremblay	Direction des politiques de l'eau Ministère de l'Environnement du Québec
Lucie Veillette	Direction régionale de l'inspection et de santé animale, Montréal, Laval et Lanaudière (DRISA Montréal, Laval et Lanaudière) Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

Le comité technique a bénéficié de la contribution particulière de :

Suzanne Gingras	Unité de recherche en santé publique Centre de recherche du CHUL (CHUQ)
Stéphane Tomat	Direction des politiques de l'eau Ministère de l'Environnement du Québec
Christine Barthe	Direction des laboratoires d'expertises et d'analyses alimentaires Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

Travaux de terrain

Sans l'implication et la collaboration exceptionnelle des coordonnateurs des travaux de terrain dans la MRC de Montcalm, le projet n'aurait pu être réalisé :

Lucie Veillette	Direction régionale de l'inspection et de santé animale, Montréal, Laval et Lanaudière (DRISA Montréal, Laval et Lanaudière) Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Robert Côté	Direction régionale de l'inspection et de santé animale, Montréal, Laval et Lanaudière (DRISA Montréal, Laval et Lanaudière) Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

Les préparatifs des travaux de terrains pour l'échantillonnage dans la MRC de Montcalm ont été réalisés par :

Charles Savoie	Direction de l'environnement et du développement durable Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
----------------	---

Par sa conception, le projet exigeait une solide organisation au sein des laboratoires impliqués tant au MENV qu'au MAPAQ. Les personnes suivantes ont contribué de façon remarquable à la réussite du projet :

Pierrette Cardinal	Direction des laboratoires d'expertises et d'analyses alimentaires Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Danielle Thomassin	Analyse et étude de la qualité du milieu Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Patrick Beaumont	Analyse et étude de la qualité du milieu Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Les échantillonneurs et échantillonneuses ont fait un travail colossal tout au long du mois d'échantillonnage intensif.

MRC de Montcalm

Nancy Ayotte	Albert Laprade
Stéphanie Beaumont	Claudine Martel
Rachel Brien	David Poncelet
Steve Geoffrion	Amélie Rho
André Filiatreault	Michel Sanscartier
	Yvon Servais
	Julie Viau

RÉSUMÉ

Le projet *Étude de la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé* visait à vérifier si les activités d'élevage intensif ont des conséquences sur la qualité des eaux souterraines et sur la santé de la population du Québec. Le projet était constitué de neuf études différentes, la présente étude portant sur *l'Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de l'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm*.

Le territoire de la MRC de Montcalm a été choisi parce qu'il a fait l'objet d'une cartographie de la vulnérabilité par une approche rigoureuse et complète, la méthode DRASTIC. De plus, toutes les municipalités de cette MRC présentent un bilan de phosphore excédentaire ou bien ont une vocation essentiellement agricole.

La campagne d'échantillonnage a été réalisée du 6 au 31 mai 2002. Les 712 échantillons d'eau prélevés dans des puits individuels sur le territoire de la MRC ont été regroupés en trois zones selon l'indice de vulnérabilité DRASTIC de l'aquifère échantillonné : une zone de faible vulnérabilité (indices DRASTIC inférieurs à 100), une zone de vulnérabilité intermédiaire (indices compris entre 100 et 150), et une zone de forte vulnérabilité (caractérisée par des indices supérieurs à 150). Les échantillons d'eau ont tous été analysés pour quatre paramètres : (1) les nitrites-nitrates pour caractériser la contamination chimique, et les microorganismes indicateurs suivants : (2) la bactérie *E. coli*, (3) les bactéries entérocoques, et (4) les virus de type coliphages F-spécifiques.

Au moment de la visite des échantillonneurs, un questionnaire était soumis au propriétaire afin d'obtenir les informations sur la construction du puits (la profondeur et la position exacte), les installations septiques (le type et la position exacte) et les activités agricoles (élevage, culture, pâturage, site d'entreposage de fumier). Les informations recueillies ont servi au traitement statistique des données.

L'analyse statistique, confiée à l'Institut de la statistique du Québec, a comparé entre eux les groupes d'échantillons provenant des trois zones de vulnérabilité en utilisant un modèle de régression logistique. Cette comparaison a été effectuée en considérant deux résultats : premièrement, la proportion d'échantillons dont la concentration en nitrites-nitrates est d'au moins 3 mg/L-N, seuil à partir duquel l'influence des activités humaines sur l'eau souterraine est indéniable; deuxièmement, la proportion d'échantillons comportant la présence d'au moins un indicateur microbiologique (*E. coli*, entérocoques ou virus de type coliphages F-spécifiques). Le seuil des tests statistiques a été fixé à 0,05.

En ce qui a trait aux nitrites-nitrates, l'analyse statistique n'a pas révélé de lien entre la proportion de puits affectés par les nitrites-nitrates et la vulnérabilité, une fois enlevé l'effet des autres caractéristiques du puits ou de son environnement. Cependant, l'analyse suggère qu'il est difficile de distinguer dans quelle mesure la proportion de puits affectés en nitrites-nitrates dans une zone de vulnérabilité donnée est le résultat de la vulnérabilité de l'aquifère ou du type de puits. Ce résultat s'expliquerait par le fait que le type de puits dépend des caractéristiques du milieu et intègre ainsi plusieurs des paramètres considérés dans le calcul d'un indice de vulnérabilité. Il demeure néanmoins que le faible pourcentage d'échantillons d'eau dépassant le seuil de 3 mg/L-N a sans contredit contribué à diminuer la puissance des tests statistiques.

Quant aux microorganismes, l'analyse statistique démontre que la vulnérabilité n'influence pas la proportion de puits profonds (plus de huit mètres) contaminés par des microorganismes, cette proportion étant similaire dans les trois zones de vulnérabilité. Par contre, pour les puits de surface et les captages de sources, le portrait est différent et plus nuancé puisque la présence d'activité agricole doit être considérée dans la formulation des conclusions sur l'influence de la vulnérabilité sur la proportion de puits contaminés par des microorganismes. Ainsi, en présence d'activité agricole, la proportion de puits de surface contaminés par des microorganismes tend à être plus élevée en zone de forte vulnérabilité qu'en

zone de moyenne ou de faible vulnérabilité. Ce résultat n'est pas significatif sur le plan statistique, mais correspond à ce qui était attendu. Au contraire, en absence d'activité agricole, la proportion de puits de surface contaminés par des microorganismes est significativement plus faible en zone de forte vulnérabilité qu'en zone de moyenne ou de faible vulnérabilité, contrairement à ce qui était attendu. Cette apparente contradiction dans les résultats met en lumière la multitude de facteurs pouvant influencer la contamination d'un puits, tels l'intégrité du puits, la proximité de la source de contamination, l'aménagement des alentours du puits, la topographie, les caractéristiques physiques du sol, etc. L'influence de la vulnérabilité serait ainsi reléguée au second plan quant à l'importance du phénomène.

Les résultats obtenus illustrent que, pour être en mesure de protéger adéquatement les sources d'eau potable que constituent les puits individuels, il faudra d'abord beaucoup mieux comprendre la dynamique de migration des microorganismes dans le sol et les caractéristiques du milieu qui la contrôlent, et donc déployer des efforts de recherche en ce sens. Ensuite, il y aurait lieu de développer, au-delà de la vulnérabilité, un « indice de risque » propre aux microorganismes étant donné leur importance pour la santé de la population.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
OBJECTIFS	3
PORTRAIT PHYSIQUE DE LA MRC DE MONTCALM	5
LOCALISATION	5
APPROVISIONNEMENT EN EAU	5
HYDROGÉOLOGIE	5
Piedmont des Laurentides	5
Basses-Terres du Saint-Laurent	9
RÉPARTITION DE L'AGRICULTURE	10
ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ	11
CONCEPT DE VULNÉRABILITÉ	11
MÉTHODE DRASTIC	11
Détermination des unités hydrogéologiques	12
Calcul de l'indice DRASTIC	13
VULNÉRABILITÉ DANS LA MRC DE MONTCALM	14
Piedmont des Laurentides	14
Basses-Terres du Saint-Laurent	14
Dépôts meubles	21
MÉTHODOLOGIE	23
RÉSUMÉ DU PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE	23
Territoire choisi	23
Sélection des points	23
Déroulement de la campagne	24
Admissibilité des résidences et procédure de remplacement	24
INDICATEURS DE CONTAMINATION CONSIDÉRÉS	24
Nitrites-nitrates	25
Bactéries <i>Escherichia coli</i>	25
Bactéries entérocoques	25
Virus de type coliphages F-spécifiques	25
ANALYSES AU LABORATOIRE	26
TRAITEMENT STATISTIQUE	26
Description de la méthode	26
Variables dépendantes	26
Variables explicatives	27
RÉSULTATS	29
RÉPARTITION DES RÉSULTATS PAR INDICE DE VULNÉRABILITÉ	29
RÉPARTITION DES ÉCHANTILLONS SELON LES VARIABLES EXPLICATIVES	30

ANALYSE DES NITRITES-NITRATES	30
Résultats bruts	30
Répartition spatiale.....	31
Modélisation statistique.....	41
ANALYSE DES MICROORGANISMES.....	42
Résultats bruts	42
Répartition spatiale.....	43
Modélisation statistique.....	43
DISCUSSION	55
OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE	55
RÉSUMÉ DES PRINCIPAUX RÉSULTATS	55
NITRITES-NITRATES	56
Effet du type de puits sur la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés.....	56
Effet de l'activité agricole sur la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés	57
MICROORGANISMES.....	57
Puits profonds.....	57
Puits de surface et captages de sources	57
FORCES ET LIMITES DE L'ÉTUDE.....	59
Forces de l'étude	59
Limites de l'étude.....	59
Qualité des installations de captage.....	60
Processus affectant le transport de la contamination.....	60
Utilisation de la méthode DRASTIC.....	60
CONCLUSION.....	63
BIBLIOGRAPHIE	65
ANNEXE A UNITÉS HYDROGÉOLOGIQUES ET INDICES DE VULNÉRABILITÉ SUR LE TERRITOIRE DE LA MRC DE MONTCALM	69
ANNEXE B PARTICIPATION DES CITOYENS.....	73
ANNEXE C RÉSULTATS PAR TYPE D'OUVRAGE DE CAPTAGE	77
ANNEXE D ANALYSES EXPLORATOIRES.....	81
ANNEXE E RAPPORT STATISTIQUE	85

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation de la MRC de Montcalm	7
Figure 2	Cartographie des aquifères	13
Figure 3	Vulnérabilité à la contamination – Aquifères captifs	15
Figure 4	Vulnérabilité à la contamination – Aquifères libres et semi-captifs.....	17
Figure 5	Zones de superposition d'aquifères	19
Figure 6	Distribution des concentrations en nitrites-nitrates dans les échantillons d'eau	31
Figure 7	Concentration en nitrates – Aquifères captifs : Points de captage en présence d'activité agricole	33
Figure 8	Concentration en nitrates – Aquifères captifs : Points de captage en absence d'activité agricole	33
Figure 9	Concentration en nitrates – Aquifères libres et semi-captifs : Points de captage en présence d'activité agricole	35
Figure 10	Concentration en nitrates – Aquifères libres et semi-captifs : Points de captage en absence d'activité agricole	37
Figure 11	Distribution des microorganismes - Aquifères captifs : Points de captage en présence d'activité agricole	45
Figure 12	Distribution des microorganismes - Aquifères captifs : Points de captage en absence d'activité agricole	45
Figure 13	Distribution des microorganismes - Aquifères libres et semi-captifs : Points de captage en présence d'activité agricole.....	47
Figure 14	Distribution des microorganismes - Aquifères libres et semi-captifs : Points de captage en absence d'activité agricole	49

LISTE DES TABLEAUX

Tableau A	Définition des zones de vulnérabilité selon les intervalles d'indices de vulnérabilité DRASTIC	23
Tableau B	Répartition par indice de vulnérabilité des échantillons d'eau analysés.....	29
Tableau C	Variables explicatives présentant un lien significatif avec la concentration en nitrites-nitrates	41
Tableau D	Rapports de cotes estimés à partir du modèle final	42
Tableau E	Proportion estimée de puits avec présence de bactéries	53

INTRODUCTION

En mars 2001, un avis de santé publique portant sur les risques environnementaux et sanitaires associés aux productions animales dans la région a été émis par la direction de la santé publique de la Régie régionale de la santé et des services sociaux de Chaudière-Appalaches. Cet avis recommandait que soit réalisée une étude visant à mieux définir ce risque. Suite à cet avis, le ministère de l'Environnement (MENV) a mis sur pied, de concert avec l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), une étude visant à mieux caractériser la qualité de l'eau souterraine dans les régions en surplus de fumier et à évaluer ses impacts sur la santé.

Le ministère de l'Environnement désirait ainsi répondre aux inquiétudes soulevées par les citoyens des régions concernées et être capable d'informer plus adéquatement la population sur les risques environnementaux et sanitaires pouvant être associés aux activités de production animale. En plus de couvrir les bassins des rivières Chaudière, Etchemin et Boyer, l'étude de caractérisation couvre les bassins versants de quatre autres régions présentant aussi des surplus de fumier. Ce sont les bassins versants des rivières Bayonne et L'Assomption, dans la région de Lanaudière, le bassin de la Yamaska dans les régions de la Montérégie et de l'Estrie, et le bassin de la rivière Nicolet dans les régions du Centre-du-Québec et de l'Estrie.

Parmi les nombreuses études planifiées dans le cadre de ce projet, la réalisation de l'étude sur le territoire de la MRC de Montcalm permettait d'intégrer un volet hydrogéologique en évaluant dans quelle mesure la vulnérabilité des aquifères permet de prévoir l'influence de l'agriculture sur la qualité de l'eau souterraine. Le territoire de la MRC de Montcalm a été retenu parce qu'il a fait l'objet d'une cartographie de la vulnérabilité selon une approche rigoureuse et complète.

OBJECTIFS

L'objectif principal était d'évaluer comment la vulnérabilité des aquifères permet de prévoir le transfert de contaminants provenant de la surface vers l'eau souterraine en territoire fortement agricole.

L'objectif secondaire était de déterminer les intervalles de vulnérabilité des aquifères pour lesquels la nappe est adéquatement protégée et de déterminer un seuil au-delà duquel la protection de la nappe est inadéquate afin d'associer, dans le futur, différentes catégories de vulnérabilité aux méthodes de gestion de l'activité agricole.

PORTRAIT PHYSIQUE DE LA MRC DE MONTCALM

LOCALISATION

La MRC de Montcalm est située à environ 50 km au nord-est de Montréal, au cœur du bassin versant de la rivière L'Assomption (voir figure 1). Son territoire de 715 km² est traversé par les rivières Ouareau, L'Achigan et Saint-Esprit, trois affluents de la rivière L'Assomption. La population, soit environ 40 000 personnes, est répartie dans 11 municipalités : Saint-Alexis (village et paroisse), Saint-Calixte, Saint-Esprit, Sainte-Julienne, Sainte-Marie-Salomé, Saint-Jacques, Saint-Liguori, Saint-Lin-Laurentides, Saint-Roch-de-l'Achigan et Saint-Roch-Ouest (Québec, 2003b).

APPROVISIONNEMENT EN EAU

Environ 12 200 personnes sont desservies par des réseaux de distribution municipaux, soit 32 % de la population, alors que 68 % de la population répartie sur l'ensemble du territoire de la MRC s'approvisionne à partir d'ouvrages de captage privés (Québec, 2003a).

Toutefois, la MRC de Montcalm se démarque de l'ensemble de la province en s'approvisionnant en eau potable exclusivement d'origine souterraine, tant pour l'eau distribuée par les réseaux que pour les ouvrages de captage privés (Québec, 2003a). Cette particularité est en grande partie imputable au contexte hydrogéologique.

HYDROGÉOLOGIE

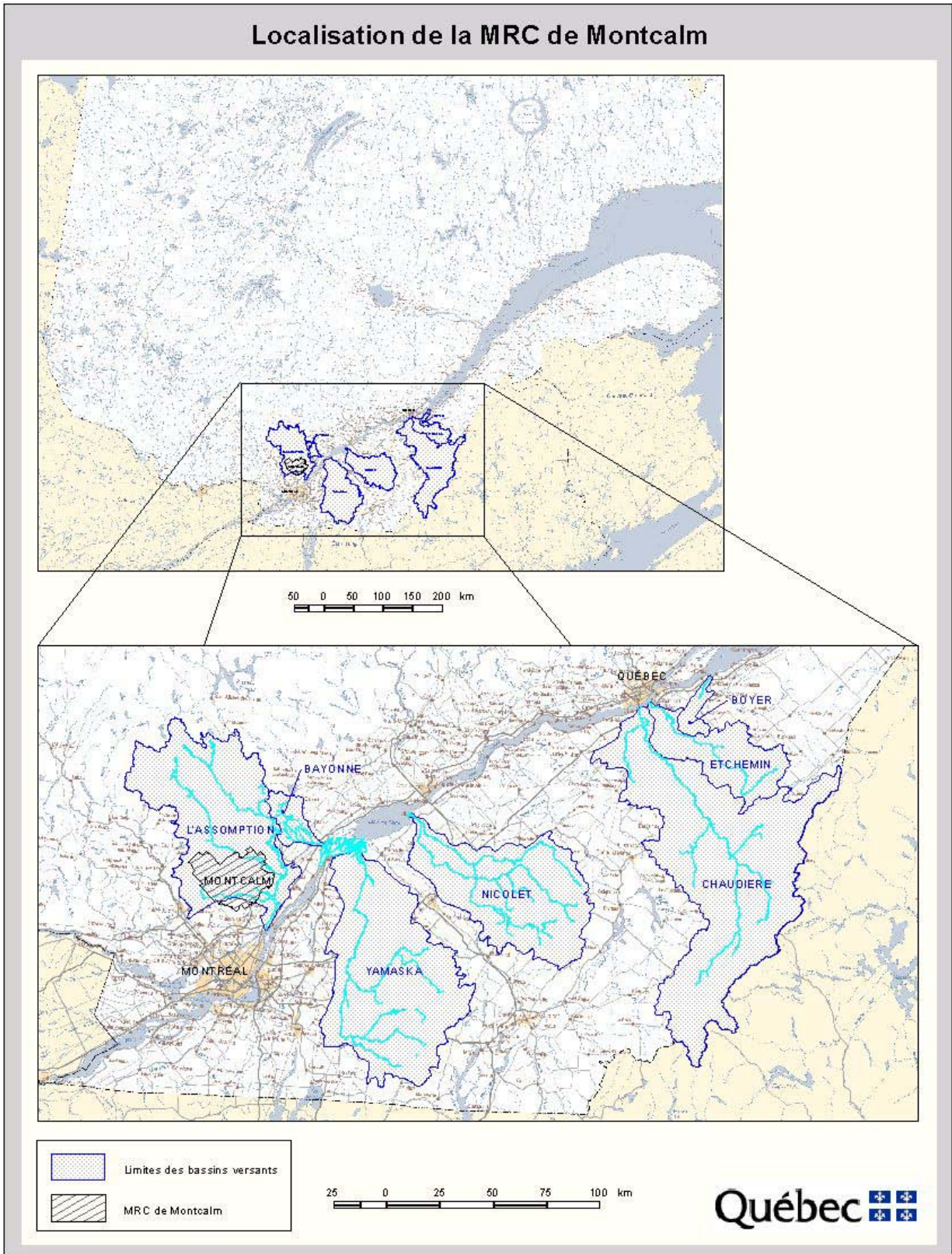
Les caractéristiques physiographiques du territoire de la MRC dépendent surtout du contexte géologique. La répartition des différentes formations géologiques influence grandement la distribution de l'agriculture et définit les conditions hydrogéologiques.

Le territoire de la MRC est ainsi divisé en deux régions physiographiques : le nord-ouest, façonné par le piedmont des Laurentides, et le sud-est, dominé par les Basses-Terres du Saint-Laurent.

Piedmont des Laurentides

Le piedmont des Laurentides est caractérisé par un relief varié, allant de « fortement ondulé à montueux », formé essentiellement de roches ignées et métamorphiques souvent affleurantes ou recouvertes d'une couche de till d'épaisseur très variable. Des argiles marines, des dépôts alluvionnaires et des dépôts organiques se trouvent par endroits au creux de certaines vallées ou dans les dépressions. « Les principales vallées dans cette partie du Plateau laurentien sont celles des rivières L'Achigan, Saint-Esprit et Beauport. Les seuls terrains plats ou ondulés se limitent à d'étroites bandes de dépôts graveleux ou de dépôts organiques. » (Champagne, 1990).

Figure 1



La productivité hydraulique des roches ignées ou métamorphiques est faible sur tout le territoire du Québec, et le secteur du piedmont des Laurentides dans la MRC de Montcalm n'échappe pas à cette règle. Néanmoins, selon le degré de fracturation, la productivité des roches est suffisante pour fournir l'eau potable aux résidences privées lorsqu'un puits profond est aménagé dans le roc. Cette faible productivité du roc incite les gens à utiliser une source de remplacement lorsque possible. Ainsi, plusieurs puits de surface sont aménagés dans les dépôts meubles aux endroits où leur épaisseur est suffisante (Québec, 1997).

Basses-Terres du Saint-Laurent

La partie sud de la MRC fait partie des Basses-Terres du Saint-Laurent. Le relief est constitué d'une plaine argileuse d'où émergent plusieurs basses collines de till. Ce till repose directement sur les roches sédimentaires situées en profondeur qui constituent la principale formation aquifère en exploitation dans la MRC. La perméabilité de cet aquifère est surtout liée à la présence de zones d'altération, de fractures, de zones de fissuration et de chenaux de dissolution dans les roches carbonatées (Champagne, 1990; Champagne et Chapuis, 1993). Cette formation constitue un aquifère très productif capable de combler les besoins de la majorité des utilisateurs d'eau souterraine. Incidemment, les municipalités de Laurentides (Saint-Lin-Laurentides dans la partie Laurentides), Saint-Roch-de-l'Achigan, Saint-Liguori et Saint-Alexis s'approvisionnent en eau potable dans cette formation (Québec, 1997).

« Une couche d'argile marine de grande étendue recouvre en partie les roches sédimentaires des Basses-Terres, créant des conditions de nappe captive. Cet horizon argileux protège les formations aquifères du roc contre l'infiltration directe de contaminants. Cependant, l'épaisseur de la couche argileuse est très variable et cette couche est discontinue, laissant émerger plusieurs collines de till présentes surtout au nord de la rivière Saint-Esprit. » (Champagne, 1990.) Ces dernières sont relativement perméables et constituent les zones de recharge des formations rocheuses sous-jacentes.

La stratigraphie des Basses-Terres du Saint-Laurent est complétée ponctuellement par différents types de dépôts meubles. Entre autres, des dépôts fluvio-glaciaires constitués de matériaux très perméables qui font souvent plusieurs mètres d'épaisseur sont présents sous les argiles marines. Bien que leur étendue soit inconnue, ces dépôts représentent de bons aquifères qui alimentent entre autres, la municipalité de Saint-Esprit (Champagne, 1990).

De plus, « le long de la limite des Basses-Terres du Saint-Laurent et du Plateau laurentien (région de Sainte-Julienne), se sont déposés des sables et graviers d'origine deltaïque. Ces dépôts, qui reposent sur le till et le roc sous-jacents ou sur l'argile, sont souvent de bonne épaisseur (plusieurs mètres) et constituent une formation aquifère productive. Les municipalités de Saint-Jacques village et de Saint-Jacques paroisse (en partie) s'alimentent à même ces dépôts. » (Champagne, 1990.)

Enfin, « en quelques endroits, des puits de surface et des puits instantanés (pointes^[1]) sont aménagés dans les sables alluviaux qui recouvrent en partie la plaine argileuse des Basses-Terres et le fond des vallées actuelles (sédiments de hautes terrasses et de basses terrasses). Ces dépôts formés de sables moyens à très fins parfois silteux sont généralement de faible épaisseur, quelques mètres au plus, et servent surtout à l'approvisionnement individuel. Là où l'épaisseur est suffisante, ces sables peuvent cependant représenter de bons aquifères. » (Champagne, 1990.)

1. Une pointe filtrante est un ouvrage de captage de faible diamètre aménagé en enfonçant manuellement ou mécaniquement le tubage. *NDLR.*

RÉPARTITION DE L'AGRICULTURE

La morphologie du terrain et la géologie du sous-sol influencent également la répartition de l'activité agricole sur le territoire de la MRC de Montcalm.

Sur le piedmont, le territoire est presque entièrement couvert de forêts, et l'agriculture est marginale et concentrée dans les vallées. « Les sols [du piedmont, dans la partie nord-ouest de la MRC], sont pour la plupart des « loams » sableux, poreux et à texture légère. Situés dans un relief vallonneux [*sic*] et souvent très montagneux, ils assurent ainsi un drainage variant de bon à rapide. Comme ces sols sont également très rocailleux et les affleurements rocheux excessivement nombreux, ils ne présentent pas de bonnes possibilités agricoles. » (Gouin *et al.*, 1976.)

Au contraire, les sols des Basses-Terres du Saint-Laurent, au sud, présentent des conditions favorables à l'agriculture. « Les sols de la plaine sont dans l'ensemble situés en terrain plat ou faiblement ondulé, contiennent peu de pierres et présentent peu d'affleurements rocheux. La texture de ces sols est en général assez fine; certains sont peu poreux, d'autres beaucoup. Cependant, ces derniers reposent souvent sur un substratum plat et imperméable formé par de l'argile. » (Gouin *et al.*, 1976.) Ça et là se trouvent aussi quelques peuplements d'érables à sucre qui ont pris racine dans les dépôts de till souvent bien drainés.

Ainsi, bien que la MRC de Montcalm regroupe 60 % des grandes cultures du bassin versant de la rivière L'Assomption, les activités agricoles sont concentrées dans la partie sud de la MRC et couvrent 62 % de la superficie de la MRC (Québec, 2002b).

La superficie agricole exploitée totale de la MRC de Montcalm est de 38 261 hectares dont 20 508 sont dédiés à la production de céréales et de protéagineux. Cependant, la production animale demeure la plus rentable avec la production de porcs d'engraissement et de poulets à griller (Québec, 2002b).

ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ

CONCEPT DE VULNÉRABILITÉ

L'eau souterraine fait partie du grand cycle de l'eau : évaporation, précipitation, ruissellement, infiltration, etc. Sous l'effet de la gravité, l'eau provenant de la surface s'infiltré dans le sol par les fractures et pores existants jusqu'à ce qu'elle rejoigne la nappe d'eau souterraine. Ce phénomène est appelé la « recharge » de la nappe. De là, l'eau voyage plus ou moins horizontalement à une vitesse de quelques mètres par année, suivant un parcours et une dynamique établis par les propriétés du milieu (roc ou dépôts meubles). Après un temps allant de quelques jours à plusieurs milliers d'années, l'eau souterraine rejoint l'eau de surface par le biais de résurgences qui peuvent être des sources ou des rivières. Ce mouvement cyclique s'observe à l'échelle locale, régionale et même subcontinentale.

Au Québec, la recharge de la nappe d'eau souterraine représente environ 15 % des précipitations annuelles et se produit principalement lors de la fonte des neiges, au printemps. En un endroit donné, la quantité d'eau qui s'infiltré jusqu'à la nappe est influencée par les caractéristiques du sol. À titre d'exemple, dans la région de Ville-Mercier, environ 45 % du territoire est recouvert d'argile et ne contribue qu'à 1,5 % de la recharge (Pontlevoy et Lefebvre, 2002).

La présence de substances artificielles ou de quantités anormales de substances naturelles dans l'eau qui s'infiltré constitue une contamination du milieu souterrain. L'infiltration de ces contaminants puis leur progression dans l'eau souterraine jusqu'à un point de captage dépendent en partie de la dynamique d'écoulement de l'eau, mais également d'un ensemble de phénomènes antagoniques qui opèrent dans le sol et le sous-sol. Par exemple, certains contaminants peuvent être dégradés par des bactéries ou encore adsorbés sur les particules d'argile ou d'humus. Cette capacité des sols à atténuer les contaminants dépend à la fois du type de contaminant et des caractéristiques des sols, telles que la granulométrie, la porosité et la composition chimique.

Au cours des années 1970, le terme « vulnérabilité » a commencé à être utilisé en hydrogéologie pour décrire la susceptibilité relative des aquifères à la contamination anthropique provenant de la surface du sol (Morris et Foster, s.d.). Une conception répandue de la vulnérabilité, appelée « vulnérabilité intrinsèque », repose sur le rôle que jouent les horizons géologiques situés entre l'aquifère et la surface du sol. La vulnérabilité dépend alors de l'accessibilité de la nappe (soit la facilité d'infiltration) et de la capacité d'atténuation des strates situées au-dessus de la nappe, par rétention ou réaction physico-chimique des contaminants. Cette définition considère que la substance est appliquée directement en surface et voyage au même rythme que l'eau. Le type de contaminant, la vitesse de migration et la dégradation des contaminants ne sont alors pas considérés.

MÉTHODE DRASTIC

La méthode DRASTIC est la méthode la plus utilisée dans l'élaboration de cartes de vulnérabilité intrinsèque (ci-après nommée vulnérabilité). Elle a été développée entre 1983 et 1987 par la National Water Well Association (NWWA) pour le compte de l'Environmental Protection Agency (EPA), aux États-Unis (Aller *et al.*, 1989). Cette méthode évalue la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par un système d'indices pondérés jumelés à des documents cartographiques qui font appel au concept d'unité hydrogéologique. Elle s'applique à des unités cartographiables de superficie supérieure à 400 000 m², ce qui correspond à 40 ha ou 100 acres (Aller *et al.*, 1989). Cette limite varie cependant en fonction de l'échelle à laquelle est réalisée la cartographie.

L'évaluation de la vulnérabilité par la méthode DRASTIC repose sur trois hypothèses fondamentales :

- la source de contamination potentielle est localisée en surface du sol;
- les contaminants sont entraînés depuis la surface du sol jusqu'à l'aquifère par l'infiltration efficace, soit verticalement;
- le type de contaminant n'intervient pas dans la définition de la vulnérabilité, c'est-à-dire que le contaminant est considéré comme possédant la même mobilité que l'eau.

L'évaluation de la vulnérabilité s'effectue en deux étapes. La première consiste à déterminer les unités hydrogéologiques à partir de caractéristiques qui influencent l'écoulement des eaux souterraines depuis la surface du sol jusqu'à la formation aquifère ainsi qu'à l'intérieur de l'aquifère. Par la suite, l'indice DRASTIC de chaque unité est calculé par la somme pondérée des cotes attribuées à chacune des caractéristiques évaluées.

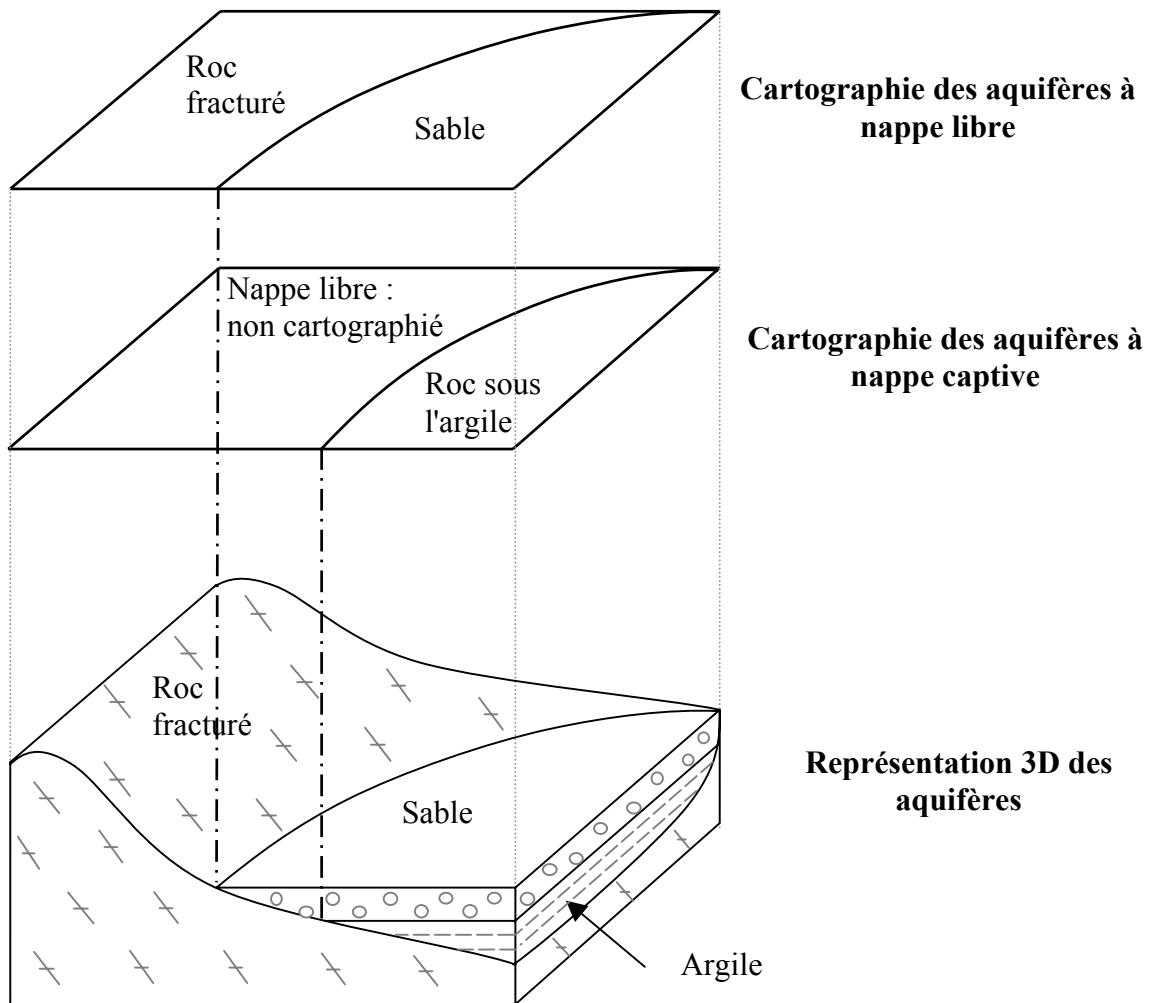
Détermination des unités hydrogéologiques

La détermination des unités hydrogéologiques se fait à partir de caractéristiques qui influencent l'écoulement des eaux souterraines depuis la surface du sol jusqu'à la formation aquifère ainsi qu'à l'intérieur de l'aquifère. Ces caractéristiques considèrent à la fois l'aquifère visé et son environnement : nature du milieu aquifère, type d'aquifère (captif, libre), stratigraphie, géomorphologie, etc.

Sur les cartes de vulnérabilité, les unités hydrogéologiques correspondent à des zones géographiques bien délimitées qui peuvent être subdivisées en plusieurs sous-unités pour tenir compte des variations d'une caractéristique à l'intérieur d'une unité.

Souvent la réalisation de plusieurs cartes distinctes est nécessaire en raison du caractère tridimensionnel de la situation. En effet, en plusieurs endroits des aquifères de vulnérabilité différente sont superposés les uns sur les autres. Par exemple, un aquifère de roc fracturé peut être surmonté d'une couche d'argile elle-même surmontée d'une épaisseur notable de sables alluviaux. Dans ce cas, l'aquifère de roc profond et l'aquifère de sable sont présentés sur des cartes distinctes. Pour faciliter l'interprétation hydrogéologique, les unités peuvent être regroupées selon qu'elles sont à nappe libre, c'est-à-dire en équilibre avec la pression atmosphérique, ou à nappe captive, soit recouvertes par un horizon peu perméable qui ne permet pas l'équilibre avec la pression atmosphérique (figure 2).

Figure 2 Cartographie des aquifères



Calcul de l'indice DRASTIC

Après avoir défini les unités et sous-unités, la deuxième étape consiste à calculer un indice pour chacune d'elles à l'aide de sept paramètres physiques qui interviennent dans les processus de transport et d'atténuation des contaminants :

- profondeur de l'eau (**D**epth to water);
- recharge efficace ou recharge annuelle (net **R**echarge);
- milieu aquifère (**A**quifer media);
- type de sol (**S**oil media);
- pente du terrain (**T**opography);
- zone vadose (**I**mpact of the vadose zone);
- conductivité hydraulique du milieu aquifère (hydraulic **C**onductivity of the aquifer).

Une cote est attribuée à chacun de ces paramètres. L'indice DRASTIC propre à chaque unité hydrogéologique est obtenu par la somme pondérée des différentes cotes. Les facteurs de pondération utilisés sont définis par la méthode et traduisent l'importance relative de chaque paramètre dans les processus de transport et d'atténuation des contaminants. L'indice final obtenu, l'indice DRASTIC, varie entre 23 et 226. Une valeur élevée correspond à une forte vulnérabilité pour l'unité hydrogéologique considérée.

VULNÉRABILITÉ DANS LA MRC DE MONTCALM

Le territoire de la MRC de Montcalm a été cartographié à l'aide de la méthode DRASTIC, dans le cadre d'un projet de maîtrise réalisé en 1990 en collaboration avec le ministère de l'Environnement (Champagne, 1990). Ces travaux ont permis l'élaboration de deux cartes de vulnérabilité : l'une pour les aquifères à nappe libre, près de la surface, et l'autre pour les aquifères à nappe captive, en profondeur.

La carte des aquifères à nappe libre comporte 12 unités hydrogéologiques divisées en 46 sous-unités dont les indices DRASTIC varient de 94 à 185. La carte des aquifères à nappe captive comporte trois unités, divisées en 73 sous-unités dont les indices DRASTIC varient de 54 à 119.² Ces cartes sont représentées en version simplifiée aux figures 3 et 4. La figure 5 illustre les zones de superposition des aquifères.

La répartition des différents indices de vulnérabilité s'explique en bonne partie par la distribution des environnements géologiques.

Piedmont des Laurentides

L'eau de l'aquifère dans les roches du piedmont des Laurentides est essentiellement contenue dans les fractures du roc. Comme ces roches sont affleurantes ou recouvertes d'une couche relativement perméable, les aquifères sont généralement à nappe libre, ce qui facilite le transfert direct des contaminants vers l'eau souterraine, particulièrement aux endroits où la pente est faible, favorisant ainsi l'infiltration au détriment du ruissellement (Québec, 1997).

Du point de vue de la méthode DRASTIC, ces roches recouvertes de façon discontinue d'une couche de till et/ou de dépôts organiques sont associées à des indices dont la valeur oscille entre 94 et 130, traduisant un niveau de protection allant de bon à moyen. Leur faible perméabilité et la profondeur de la nappe expliquent en partie la valeur des indices calculés (Champagne, 1990).

Basses-Terres du Saint-Laurent

Aux endroits où l'aquifère se situe sous un couvert argileux, l'eau des roches sédimentaires des Basses-Terres est bien protégée contre l'infiltration directe des contaminants. Les indices DRASTIC varient entre 62 et 119, les indices les plus élevés se rattachant, en général, aux unités où l'épaisseur de l'horizon argileux est de moins de 4,5 m (Champagne, 1990).

2. La liste des différentes unités et les indices de vulnérabilité associés sont présentés à l'annexe A.

Figure 3

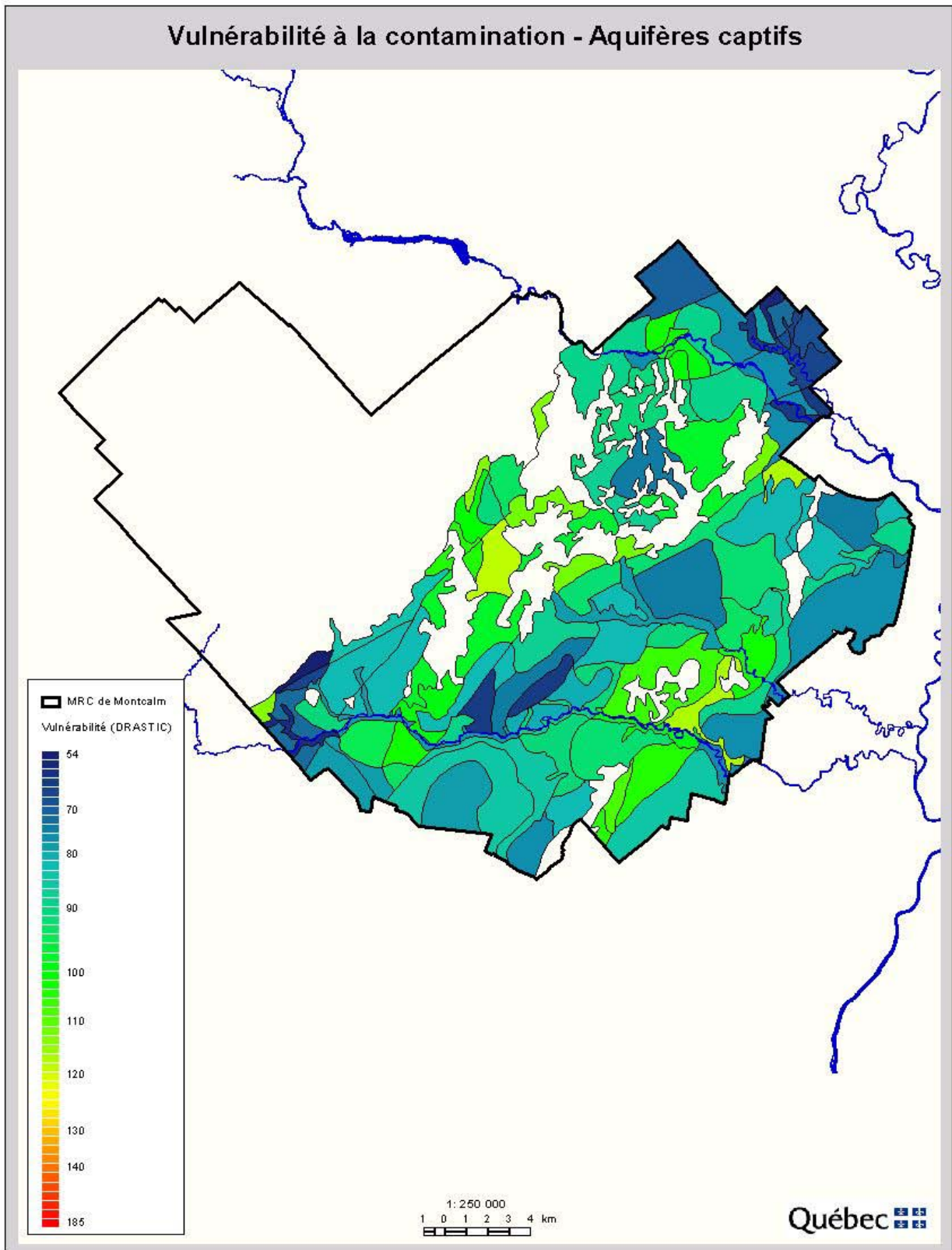


Figure 4

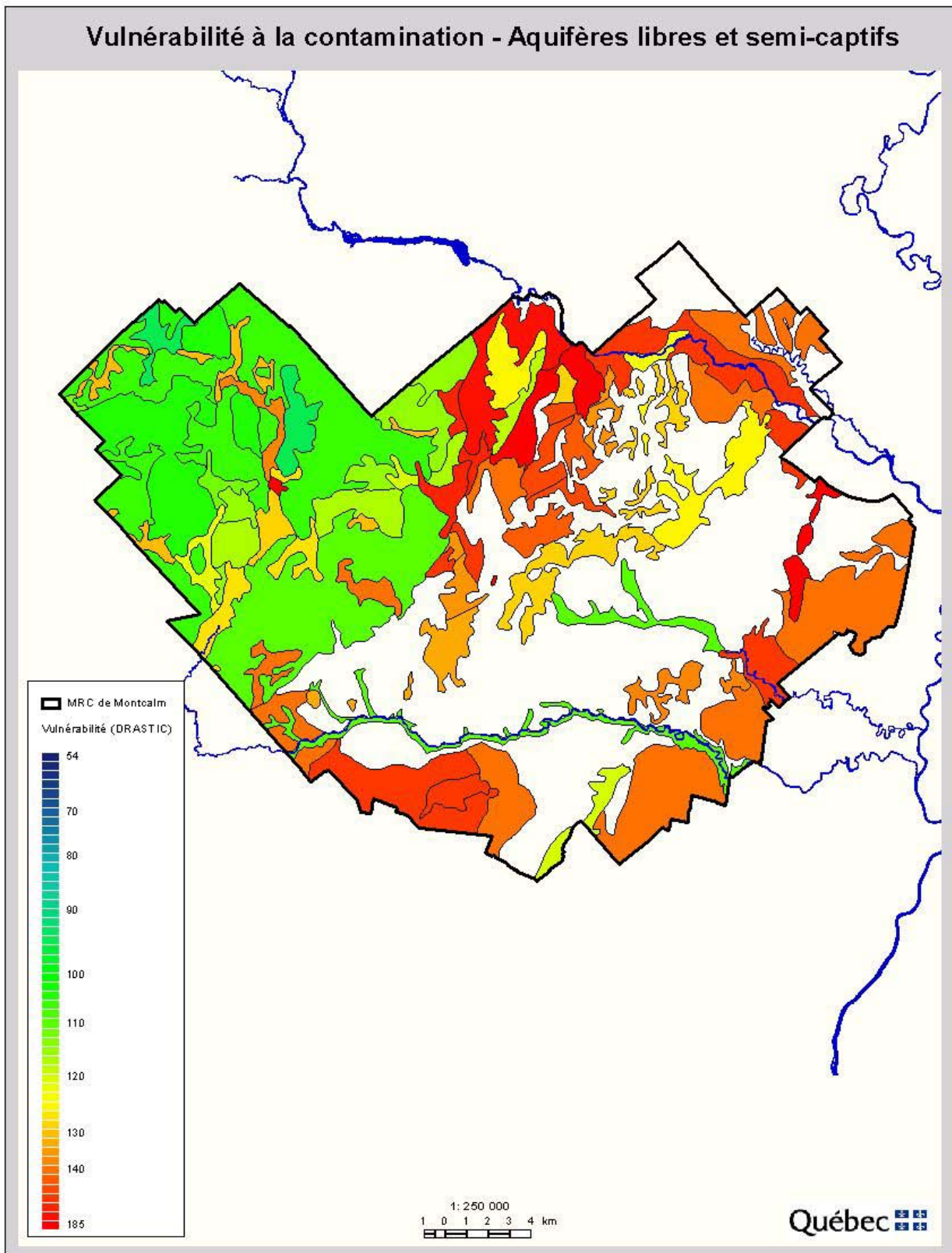
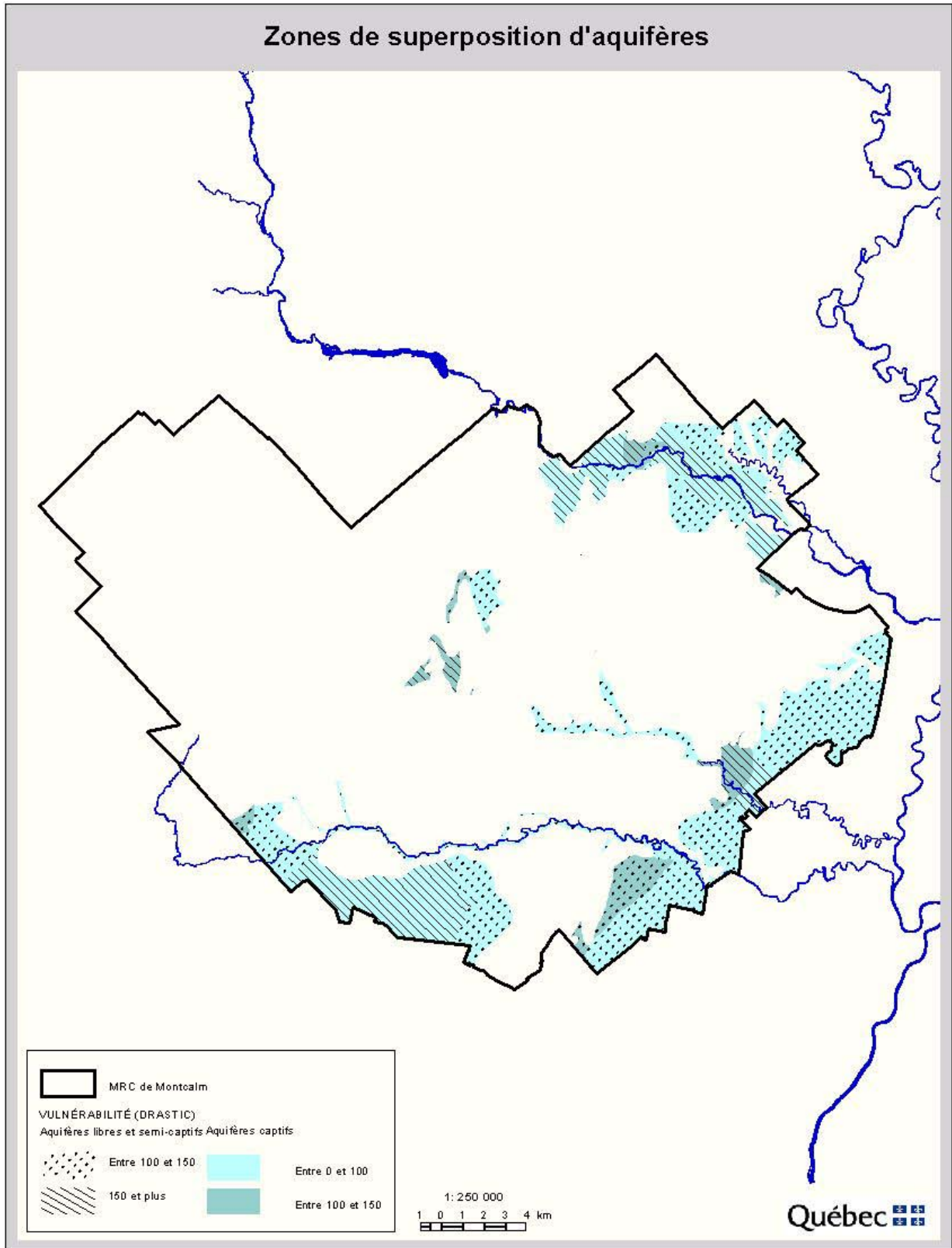


Figure 5



Les discontinuités dans cette couche argileuse laissent émerger plusieurs collines de till. Ces affleurements relativement perméables représentent des zones vulnérables où les contaminants peuvent s'infiltrer jusqu'à l'aquifère rocheux. À ces endroits, les indices DRASTIC varient de 123 à 152 (Champagne, 1990). Les affleurements rocheux au fond des rivières constituent également des zones d'échange entre l'eau souterraine et les eaux de surface, bien que le plus souvent il y ait résurgence de l'aquifère dans le cours d'eau (Québec, 1997).

Dépôts meubles

Les dépôts fluvioglaciaires, les sables et graviers d'origine deltaïque et les sables alluviaux qui recouvrent en partie la plaine argileuse des Basses-Terres et le fond des vallées actuelles sont vulnérables à la contamination en raison de leur grande perméabilité, de la proximité de la surface et de l'absence d'une couche de protection sus-jacente (Québec, 1997). Ces aquifères à nappe libre sont les plus vulnérables à la contamination avec des indices allant de 180 à 185 (Champagne, 1990).

MÉTHODOLOGIE

RÉSUMÉ DU PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE

Le protocole d'échantillonnage a été élaboré pour l'ensemble du projet de caractérisation des sept bassins versants. Ce protocole est détaillé dans le [rapport Méthodologie](#). Le texte qui suit est un résumé des particularités de l'étude sur l'[Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de l'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm](#) permettant de comprendre l'interprétation des résultats.

Territoire choisi

Toutes les municipalités de la MRC de Montcalm ont été incluses dans l'étude puisqu'elles sont toutes considérées comme en surplus de fumier ou essentiellement agricoles. Les municipalités de Saint-Jacques et Saint-Alexis, qui ne sont pas en surplus de fumier, ont respectivement 96 % et 86 % de leur superficie zonée agricole ([Québec, 2002b](#)).

Pour les fins des autres études réalisées conjointement dans le cadre du projet *Étude de la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé*, une zone de référence en territoire non agricole appelée « zone témoin » devait également être échantillonnée. Cependant, la zone témoin n'étant pas couverte par des cartes de vulnérabilité, les échantillons d'eau qui y ont été recueillis ne sont pas traités dans la présente étude³.

Sélection des points

En raison de l'absence de base de données adéquate sur les ouvrages de captage individuels au Québec, les points d'échantillonnage ont été choisis à partir des bâtiments localisés sur les cartes topographiques numériques à l'échelle 1: 20 000 de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ). Puisque toute habitation possède normalement un point d'approvisionnement en eau, chaque bâtiment pouvant représenter une **résidence** sur la carte devrait correspondre à la proximité d'un puits. La localisation de ces puits potentiels a été juxtaposée aux cartes de vulnérabilité des aquifères afin de départager les résidences en fonction des « zones de vulnérabilité ». Ces zones sont discontinues mais distinctes et représentent différents intervalles d'indices de vulnérabilité DRASTIC ([voir tableau A](#)).

Tableau A Définition des zones de vulnérabilité selon les intervalles d'indices de vulnérabilité DRASTIC.

Zone de vulnérabilité	Indices de vulnérabilité DRASTIC
Faible	inférieur à 100
Intermédiaire	entre 100 et 150
Élevée	égal ou supérieur à 150

La valeur de 100 a été choisie d'après les usages actuels. Elle représente la limite au-delà de laquelle, en vertu du Règlement sur le captage des eaux souterraines ([Québec, 2002a](#)), les activités agricoles font l'objet de certaines restrictions. C'est aussi le seuil utilisé pour déterminer le besoin de faire un suivi de la qualité de l'eau pour les projets d'eau embouteillée ([Québec, 2001](#); [Québec 2002a](#)). La limite entre les indices de vulnérabilité intermédiaire et élevée ne fait pas l'objet d'un consensus, mais elle est

3. Ces échantillons ont cependant été utilisés pour l'*Étude du risque de gastro-entérite chez les familles utilisant l'eau d'un puits domestique*.

généralement située autour de 160. Dans la présente étude, cette limite a été fixée à 150 parce que la répartition du nombre d'échantillons d'eau considérés est ainsi mieux équilibrée.

Le nombre de points tirés au sort de l'ensemble des bâtiments de la MRC est le même pour chaque zone de vulnérabilité, soit 330. La densité de points, par contre, n'est pas la même puisque les zones ne sont pas égales en superficie.

Déroulement de la campagne

Afin de limiter les variations saisonnières, la campagne d'échantillonnage s'est déroulée sur une courte durée, soit du 6 au 31 mai 2002, période correspondant à la recharge de la nappe souterraine par l'eau de surface. C'est aussi la seule période durant laquelle il existe un lien hydraulique direct entre la surface et l'eau souterraine.

La coordination des équipes de terrain a été prise en charge par la Direction régionale de l'inspection et de santé animale de Montréal, Laval et Lanaudière du MAPAQ. Les échantillonneurs, au nombre de 12, et les coordonnateurs ont reçu une formation de trois jours au cours de la semaine précédant la période d'échantillonnage.

Des cartes de localisation de chacun des points à visiter et la liste de leurs coordonnées géographiques ont été transmises aux échantillonneurs. À l'aide d'un GPS (instrument indiquant les coordonnées d'un point à l'aide du système de repérage par satellites), ceux-ci devaient se rendre à chacun des points sélectionnés, repérer la résidence ciblée, vérifier l'admissibilité du puits, prélever un échantillon d'eau et remplir avec la collaboration des résidents un questionnaire portant sur les caractéristiques et la disposition du puits et des installations septiques, ainsi que sur l'activité agricole dans un rayon d'environ 500 mètres autour de l'ouvrage de captage.

Admissibilité des résidences et procédure de remplacement

Les critères d'admissibilité pour un échantillon étaient les suivants :

- les résidents sont présents;
- les résidents sont propriétaires;
- la résidence n'est pas desservie par un réseau, même petit;
- le robinet utilisé n'est pas pourvu d'un système de traitement d'eau autre qu'un adoucisseur, ou bien un point d'échantillonnage est accessible avant traitement;
- les résidents consentent à faire échantillonner leur eau potable.

Lorsqu'un des critères d'admissibilité n'était pas satisfait, la résidence était considérée comme inadmissible et l'échantillonneur notait, dans un registre prévu à cette fin, la raison pour laquelle il n'avait pu procéder à l'échantillonnage. Il recommençait alors les démarches chez un voisin, jusqu'à l'occurrence de quatre résidences inadmissibles, selon la procédure de remplacement décrite dans [le rapport Méthodologie](#).

INDICATEURS DE CONTAMINATION CONSIDÉRÉS

Les indicateurs de contamination considérés dans cette étude sont les nitrites-nitrates en ce qui a trait à la contamination chimique, et les bactéries *Escherichia coli* et entérocoques ainsi que les virus de type coliphages F-spécifiques pour l'étude de la contamination bactériologique et virale.

La justification du choix de ces paramètres est expliquée dans le [rapport Méthodologie](#). Leur valeur comme indicateur d'activité agricole mérite toutefois d'être rapportée ici.

Nitrites-nitrates

Les sols naturels sont habituellement pauvres en azote de sorte que cet élément doit être ajouté sous forme d'engrais minéraux, de fumier ou de lisier provenant de l'élevage de bétail. La forme sous laquelle se trouve l'azote varie d'un type d'engrais à un autre. Les engrais minéraux contiennent de l'azote sous forme ammoniacale (NH_4^+) ou sous forme de nitrates (NO_3^-), alors que les fumiers et les lisiers renferment de l'azote lié à la matière organique et sous forme ammoniacale qui s'oxyde rapidement dans les sols pour former des nitrates. C'est sous cette dernière forme, très mobile, que l'azote est présent éventuellement en concentrations plus ou moins élevées dans les eaux souterraines, notamment lorsqu'une surfertilisation des sols entraîne une concentration excédentaire. Le cycle de l'azote dans le sol est beaucoup plus complexe (Freeze et Cherry, 1979; Vrba *et al.*, 1986; Aravena *et al.*, 1998; Rodvang *et al.*, 2001), mais principalement il faut comprendre que les nitrates sont très mobiles dans l'eau souterraine, et qu'une fois descendus sous le niveau des racines, ils demeurent dans la nappe souterraine et migrent au gré de l'écoulement de l'eau.

La teneur limite acceptée dans l'eau potable au Québec est de 10 mg/L-N (« N » signifie que la concentration est exprimée en poids d'azote) (Québec, 2001). Au Québec, dans les conditions naturelles, la teneur en nitrites-nitrates dans les eaux souterraines est généralement inférieure à 0,05 mg/L-N (Paradis *et al.*, 1991) (bien que la valeur de 1,5 mg/L-N soit souvent utilisée dans les rapports du présent projet) de sorte qu'une concentration égale ou supérieure à 3 mg/L-N est attribuée à une influence indéniable des activités humaines se déroulant en surface (Madison *et al.*, 1985; Chartrand *et al.*, 1999). Ce dernier seuil de 3 mg/L-N a été utilisé tout au long du traitement des données.

Bactéries *Escherichia coli*

Les sources habituelles de *Escherichia coli* sont les excréments des humains et des animaux à sang chaud. En région rurale, lorsqu'il n'y a pas de réseau d'égouts sanitaires, la présence de *E. coli* dans l'eau peut être associée à des installations sanitaires plus ou moins adéquates de résidences isolées ou à l'épandage de fumier ou de lisier sur les terres agricoles.

La bactérie *E. coli* est généralement reconnue comme le meilleur indicateur bactérien de contamination d'origine fécale en raison de sa spécificité. Sa présence dans une eau destinée à la consommation indique que cette eau a été en contact avec des matières fécales humaines ou animales, et donc que des microorganismes pathogènes risquent également de s'y trouver.

Bactéries entérocoques

Comme l'est *E. coli*, les bactéries entérocoques sont des indicateurs de contamination par des sources fécales humaines ou animales. Elles persistent plus longtemps dans l'environnement que *E. coli*, ce qui permet de mettre en évidence une contamination plus ancienne. Toutefois, les entérocoques décelés dans l'environnement ne sont pas toujours d'origine fécale, ce qui les rend moins spécifiques que *E. coli* pour mettre en évidence une contamination d'origine fécale (Edberg *et al.*, 1997). Leur présence révèle davantage une vulnérabilité de l'eau souterraine aux microorganismes de l'environnement qu'un risque à la santé (Edberg *et al.*, 1997).

Virus de type coliphages F-spécifiques

Les virus de type coliphages F-spécifiques sont des virus de très petite taille qui infectent *E. coli* et quelques autres bactéries. Bien qu'ils soient non pathogènes pour l'humain ou les animaux, ils se multiplient chez les bactéries de leur intestin et sont libérés dans l'environnement avec les matières fécales. Considérés comme un complément à *E. coli* et aux entérocoques pour indiquer une contamination d'origine fécale, leurs principaux avantages résident dans leur petite taille, qui les aide à migrer plus

facilement dans le sol que les bactéries (Abbaszadegan *et al.*, 2003), et dans leur temps de survie plus grand que celui de la bactérie *E. coli*. Ainsi, la détection de virus coliphages F-spécifiques dans une eau souterraine peut indiquer une contamination fécale récente ou plus ancienne qui n'est pas nécessairement détectable par les indicateurs bactériens traditionnels. Leur présence indique une possibilité de présence de virus entériques. À ce titre, les virus coliphages F-spécifiques possèdent l'avantage d'être plutôt propres à une contamination d'origine fécale, mais l'inconvénient de ne pas toujours être présents lors d'une contamination fécale.

ANALYSES AU LABORATOIRE

À la suite du prélèvement, les échantillons d'eau étaient transportés dans des glacières et envoyés au laboratoire pour être analysés dans les vingt-quatre heures pour les microorganismes. Les méthodes de laboratoire utilisées sont énumérées dans le rapport *Méthodologie*.

TRAITEMENT STATISTIQUE

Une analyse statistique considérant plusieurs variables constitue un défi de taille et représente une approche relativement nouvelle en hydrogéologie. Le choix de la méthode d'analyse et le traitement statistique des résultats ont donc été confiés aux professionnels de l'Institut de la statistique du Québec (ISQ). La présente section est un résumé du document beaucoup plus technique produit par l'ISQ et présenté à l'[annexe E](#).

Description de la méthode

L'élément central de l'analyse statistique est la qualité de l'eau, donnée par les résultats d'analyse des nitrates et des microorganismes. Ces résultats, appelés les « variables dépendantes », sont analysés en relation avec toutes les caractéristiques pouvant expliquer⁴ la présence de contamination dans l'échantillon d'eau, c'est-à-dire les « variables explicatives ».

La méthode statistique devait pouvoir prendre en considération toutes les variables explicatives de façon simultanée. De plus, la nature dichotomique de la plupart de ces variables favorisait le choix de l'utilisation d'un modèle construit par régression logistique. Cette méthode, largement répandue dans le milieu de la santé, est de plus en plus utilisée en hydrogéologie (Nolan, 2001). La description détaillée et complète de la méthodologie employée est présentée à l'[annexe E](#).

Préalablement à l'analyse statistique, l'échantillon a été pondéré pour inférer les résultats à l'ensemble des ouvrages de captage en milieu rural de la MRC de Montcalm. Cette opération complexe est détaillée à l'[annexe E](#).

Variables dépendantes

L'analyse statistique a été réalisée séparément pour les nitrates et pour les bactéries; la différence radicale entre les dynamiques de migration dans l'eau souterraine pour ces deux paramètres justifiait deux analyses distinctes. En effet, les nitrates sont des ions en solution très mobiles et persistants sur de très longues périodes, alors que les bactéries, étant des particules de taille plus importante, sont beaucoup moins mobiles et sont peu persistantes dans l'environnement puisqu'elles ont une durée de vie finie et relativement courte (par rapport aux nitrates). Quant aux virus, puisque la présence de coliphages

4. Rigoureusement, en statistique le terme « expliquer » est utilisé dans un contexte d'expérience contrôlée. Dans un environnement naturel il est difficile de tenir compte de tous les facteurs en cause. Ainsi, il n'est pas possible d'affirmer que nous avons contrôlé tous les facteurs pouvant affecter la concentration en nitrites-nitrates ou la présence de microorganismes. L'expression est donc utilisée ici dans le sens d'explication hydrogéologique.

F-spécifiques n'a été détectée dans aucun échantillon, le paramètre « coliphages » n'a pas été retenu lors de l'analyse statistique.

L'analyse portant sur les nitrites-nitrates prévoyait initialement deux seuils d'intérêt : la norme de potabilité de 10 mg/L-N (Règlement sur la qualité de l'eau potable) et la concentration de 3 mg/L-N, qui représente une influence incontestable des activités humaines en surface. Cependant, le nombre de résultats dépassant la norme de 10 mg/L-N étant trop petit pour réaliser des tests statistiques (9 échantillons, soit 1,1 %), seul le seuil de 3 mg/L-N a été utilisé. Pour l'analyse des bactéries, les résultats des *E. coli* et des entérocoques ont dû être regroupés en raison du faible nombre d'échantillons positifs pour chacun d'eux.

Variables explicatives

Les questionnaires remplis au moment de la visite des résidences ont fourni de l'information sur les différentes sources potentielles liées à une résidence et à ses activités. Ainsi, le type d'ouvrage de captage, le type d'installation septique à proximité de l'ouvrage de captage, la distance entre ce dernier et l'installation septique, la présence d'activité agricole aux alentours de la propriété et le type d'entreposage de fumier sont toutes des variables qui ont le potentiel d'influencer la qualité de l'eau potable dans les puits privés. Ces différentes caractéristiques s'ajoutent donc aux indices de vulnérabilité et forment l'ensemble des variables incluses dans l'analyse statistique.

Pour les fins d'application du modèle de régression logistique, le type d'ouvrage de captage a été défini par la variable de type de puits, qui prenait deux valeurs, soit « puits profonds » ou « puits de surface », un puits profond étant de profondeur supérieure à huit mètres. Les « captages de sources » étaient regroupés avec les puits de surface en raison de leur faible nombre et de la grande similarité entre les deux constructions.

Quant à l'**activité agricole**, elle est définie par les termes « présence » ou « absence » d'activité agricole aux alentours de la résidence. Les ouvrages de captage échantillonnés autour desquels un terrain en friche ou un boisé existait étaient considérés comme en absence d'activité agricole, alors que ceux autour desquels le terrain était utilisé à des fins agricoles étaient classés en présence d'activité agricole. Sur les questionnaires, l'activité agricole était précisée par des questions visant à définir si elle consistait en élevage, en culture ou en pâturage. Cependant, il n'a pas été possible d'utiliser ce deuxième degré de précision puisque le nombre d'échantillons d'eau pour chaque catégorie était trop faible pour que le traitement statistique soit réalisable. Pour la même raison, les variables de type d'installation septique et de type de site d'entreposage de fumier ont été définies simplement par « présence » ou « absence », alors que l'influence de la distance entre le puits et le site d'entreposage de fumier n'a pas pu être évaluée.

De plus, pour les fins d'application du modèle de régression logistique, les catégories de certaines variables ont dû être regroupées. Ainsi, tel qu'il est mentionné plus haut, les indices de **vulnérabilité** ont été regroupés en trois catégories : faible (indice inférieur à 100); intermédiaire (indice compris entre 100 et 150); élevé (indice supérieur ou égal à 150). De la même façon, les **distances entre le puits et l'installation septique** ont été regroupées : 0 à moins de 10 m; 10 m à moins de 50 m; 50 m et plus.

RÉSULTATS

Historiquement, les études de la qualité de l'eau souterraine étaient liées à une zone problématique existante ou soupçonnée (Gaudreau, 1998; Paradis *et al.*, 1991; Chartrand *et al.*, 1999), ou encore le territoire était sélectionné pour sa grande vulnérabilité (Rudolph *et al.*, 1993; Nolan, 2000; Gangbazo *et al.*, 1993). La répartition spatiale des échantillons d'eau de cette étude est aléatoire et tient donc compte des différentes combinaisons de type de puits, de vulnérabilité et d'activité agricole se trouvant sur le territoire de la MRC de Montcalm. Il était prévu initialement de prélever 1 100 échantillons (dont 110 en zone témoin⁵). Cependant, le nombre d'échantillons obtenus est de 810 (dont 98 en zone témoin) pour différentes raisons, telles l'absence des propriétaires, le refus, ou l'inadmissibilité des résidences. À des fins de comparaison avec d'autres études, le taux de participation des citoyens et la répartition des résultats par type d'ouvrage de captage sont présentés en annexes B et C.

Les informations recueillies sur les questionnaires ont servi à déceler les caractéristiques du milieu ayant le potentiel d'influencer la qualité de l'eau des puits échantillonnés. Étant donné que plusieurs de ces caractéristiques peuvent agir simultanément, l'analyse statistique s'en trouvait grandement complexifiée. Le rapport complet et technique de l'analyse statistique est fourni à l'annexe E. Nous reprenons ici les éléments centraux épurés de leur complexité inhérente à ce type d'analyse statistique.

Cette section présente d'abord la répartition des échantillons d'eau selon les différents indices de vulnérabilité. Ensuite, vient la répartition des échantillons selon les autres variables explicatives utilisées dans le traitement statistique. Enfin, tel qu'il est expliqué plus haut, les résultats du traitement statistique sont présentés en deux sections, nitrites-nitrates et microorganismes, en raison des dynamiques de transport différentes.

RÉPARTITION DES RÉSULTATS PAR INDICE DE VULNÉRABILITÉ

À la suite de l'échantillonnage, 683 échantillons d'eau ont pu être associés à l'**indice de vulnérabilité DRASTIC** de l'aquifère d'origine, en recoupant les caractéristiques de l'ouvrage de captage et les cartes de vulnérabilité. Par contre, 29 échantillons n'ont pu être associés à un indice de vulnérabilité en raison d'informations incomplètes, notamment sur la localisation ou la profondeur du puits, ou pour cause d'incohérence entre le type de puits et la géologie de l'endroit (par exemple, un puits de surface aménagé dans le massif argileux). La répartition finale des échantillons selon les différents indices de vulnérabilité est présentée au [tableau B](#).

Tableau B Répartition par indice de vulnérabilité des échantillons d'eau analysés

Zone de vulnérabilité	Intervalle d'indices de vulnérabilité DRASTIC	Nombre d'échantillons
Faible	64 à 100	325
Moyenne	100 à 150	249
Élevée	150 à 197	109
	Non classés	29
Total		712

5. Tel qu'il est indiqué plus haut, les échantillons de la zone témoin ne sont pas traités dans cette étude. Ils ont cependant été utilisés pour l'*Étude du risque de gastro-entérite chez les familles utilisant l'eau d'un puits domestique*.

RÉPARTITION DES ÉCHANTILLONS SELON LES VARIABLES EXPLICATIVES

Parmi les 712 échantillons d'eau recueillis en zone cartographiée, 520 proviennent d'ouvrages de captage de type puits profonds; 151, de puits de surface; 3, de captages de sources et 38, d'ouvrages de type non déterminé. L'analyse statistique considérait donc 520 échantillons dont le **type de puits** est profond et 154 échantillons de type puits de surface.

La résidence d'où provient l'échantillon était pourvue d'une **installation septique** dans le cas de 646 échantillons. Vingt-six échantillons sont associés à une résidence dépourvue de toute installation septique⁶. Pour 40 échantillons, le questionnaire ne contenait aucune information à ce sujet.

La profondeur exacte du puits était inconnue du répondant (le propriétaire ou son/sa conjoint-e) en ce qui concerne 182 échantillons. De plus, les caractéristiques des installations septiques et des ouvrages de captage, de même que la localisation de ceux-ci, étaient parfois difficiles à obtenir, le répondant ne disposant pas de ces informations. Ainsi, la **distance entre le puits et l'installation septique** n'a pas pu être calculée dans 64 cas.

Quant à l'activité agricole autour des puits échantillonnés, la synthèse des informations recueillies sur les questionnaires révèle que 310 échantillons ont été prélevés en présence d'**activité agricole** et 338, dans un environnement en absence d'activité agricole (observable). Dans le cas de 64 échantillons, le questionnaire ne contenait aucune information à ce sujet.

La présence d'un **site d'entreposage de fumier** a été notée pour 78 échantillons et l'absence d'un tel site, pour 350 échantillons. Pour 284 échantillons, aucune information n'a été notée à ce sujet. La **distance entre le puits et le site d'entreposage de fumier** a pu être calculée dans 33 cas seulement.

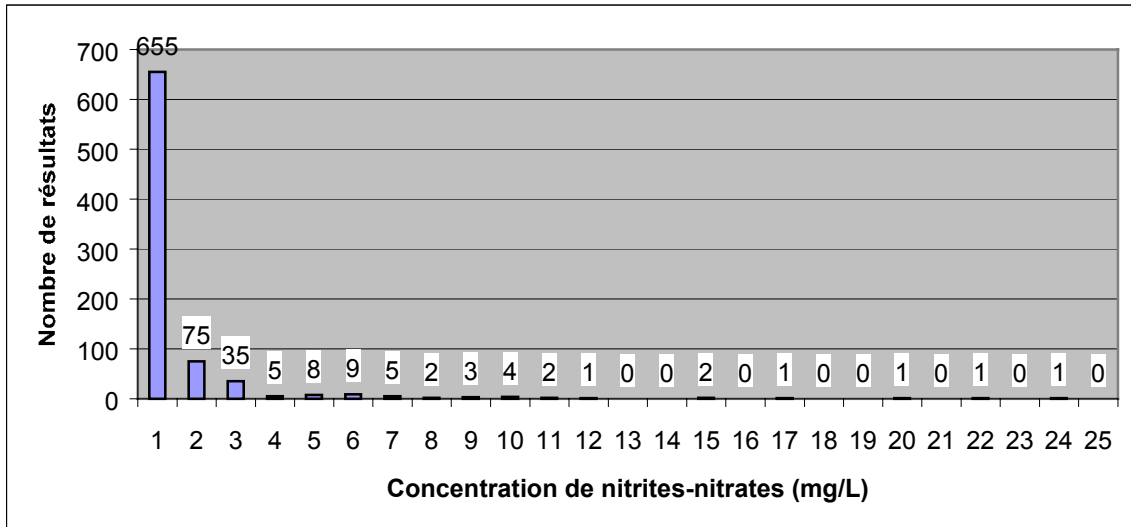
ANALYSE DES NITRITES-NITRATES

Résultats bruts

Les résultats d'analyse des nitrites-nitrates révèlent une concentration au-dessus de la norme de 10 mg/L-N au moment de l'échantillonnage pour 1,1 % des échantillons, et une concentration d'au moins 3 mg/L-N pour 5,6 % des échantillons.

La distribution des concentrations en nitrites-nitrates, illustrée à la [figure 6](#), indique clairement que la majorité des échantillons ont présenté de très faibles teneurs en nitrites-nitrates.

6. Ces 26 résidences ne sont pas non plus raccordées à un égout municipal. Leurs eaux usées sont rejetées directement dans l'environnement.

Figure 6 Distribution des concentrations en nitrites-nitrates dans les échantillons d'eau

À titre d'exemple, 37 % des résultats sont sous la limite de détection de 0,02 mg/L-N et 73 % sont égaux ou inférieurs à 0,5 mg/L-N.

Répartition spatiale

Une représentation spatiale des résultats a été effectuée à l'aide du logiciel Surfer^{MD}. Des isocontours de la concentration en nitrites-nitrates ont été tentés afin de vérifier l'existence d'une relation spatiale entre les échantillons d'eau affectés. Bien qu'effectuée à titre exploratoire⁷, cette mise en carte des différentes concentrations en nitrites-nitrates révèle une distribution sporadique de la contamination. Si certains échantillons à haute teneur avaient des voisins⁸ également affectés, la plupart étaient isolés dans un entourage présentant des concentrations faibles ou sous la limite de détection et, par conséquent, toute interpolation entre les valeurs observées devient hasardeuse. La répartition des points échantillonnés et leur concentration en nitrites-nitrates sont présentées sur les cartes de vulnérabilité aux figures 7, 8, 9 et 10.

7. Un résumé des autres analyses exploratoires effectuées est présenté à l'annexe D.

8. Le terme « voisins » réfère ici aux plus proches échantillons prélevés, dans un rayon d'environ un demi-kilomètre, et non nécessairement aux voisins immédiats de la propriété.

Figure 7

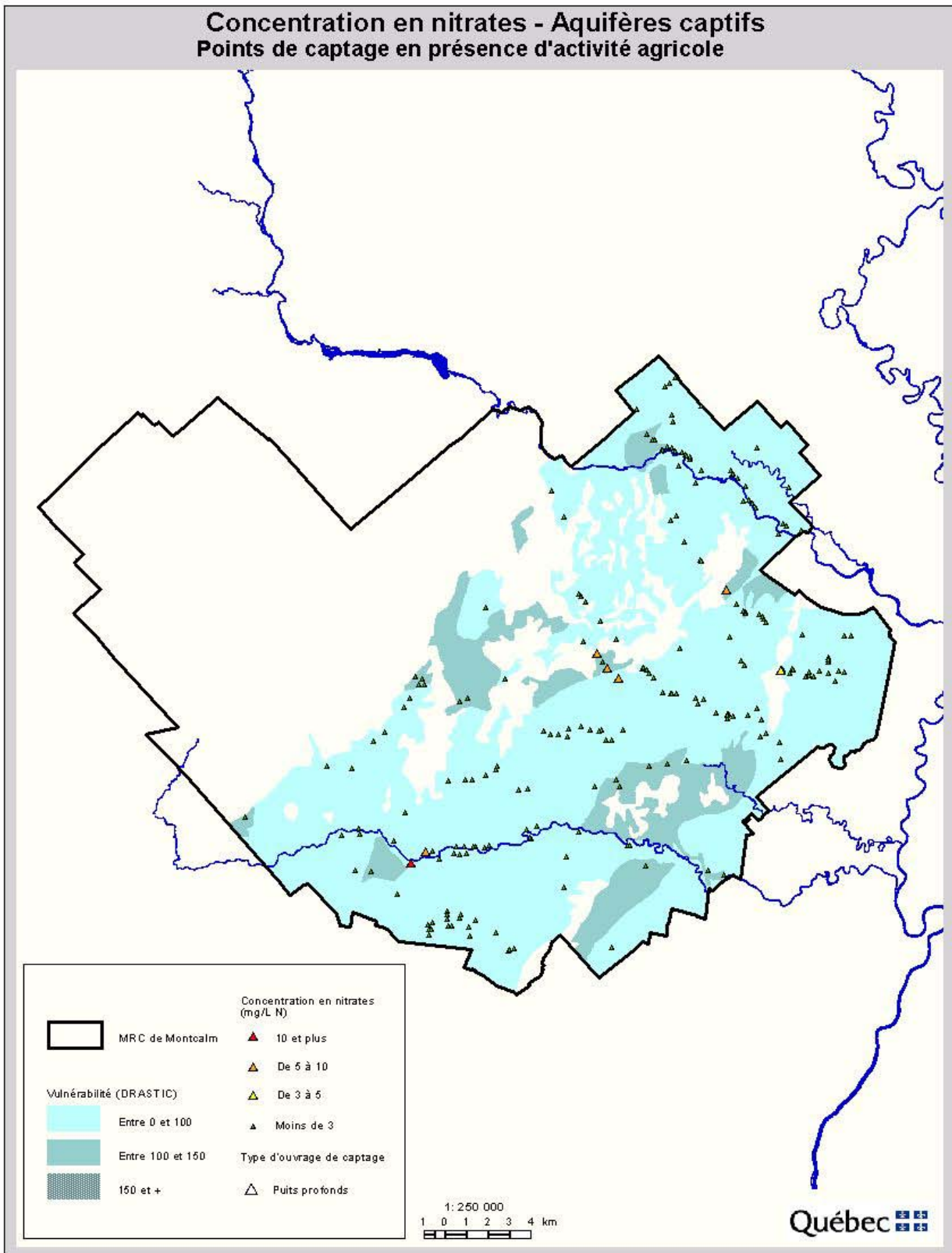


Figure 8

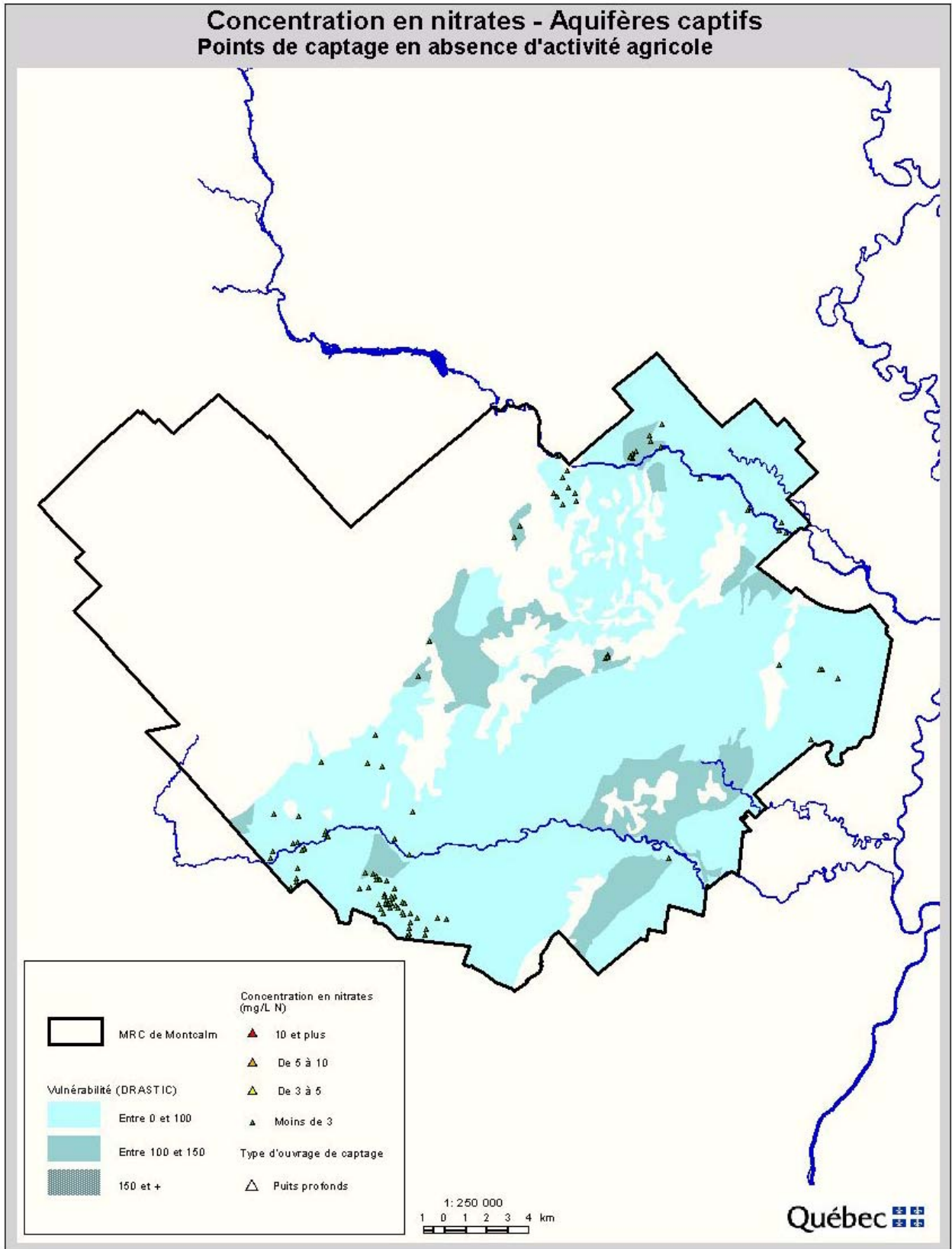


Figure 9

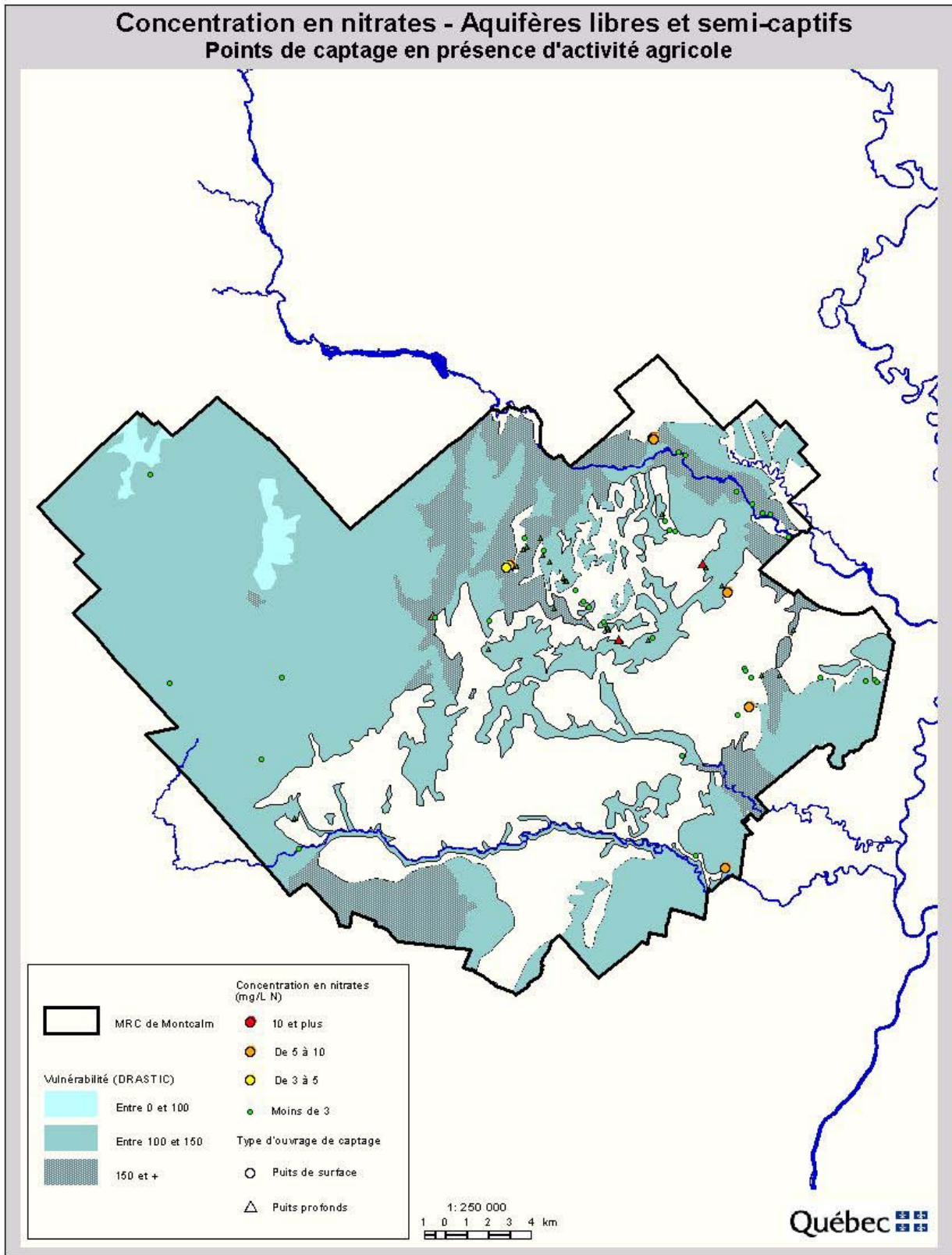
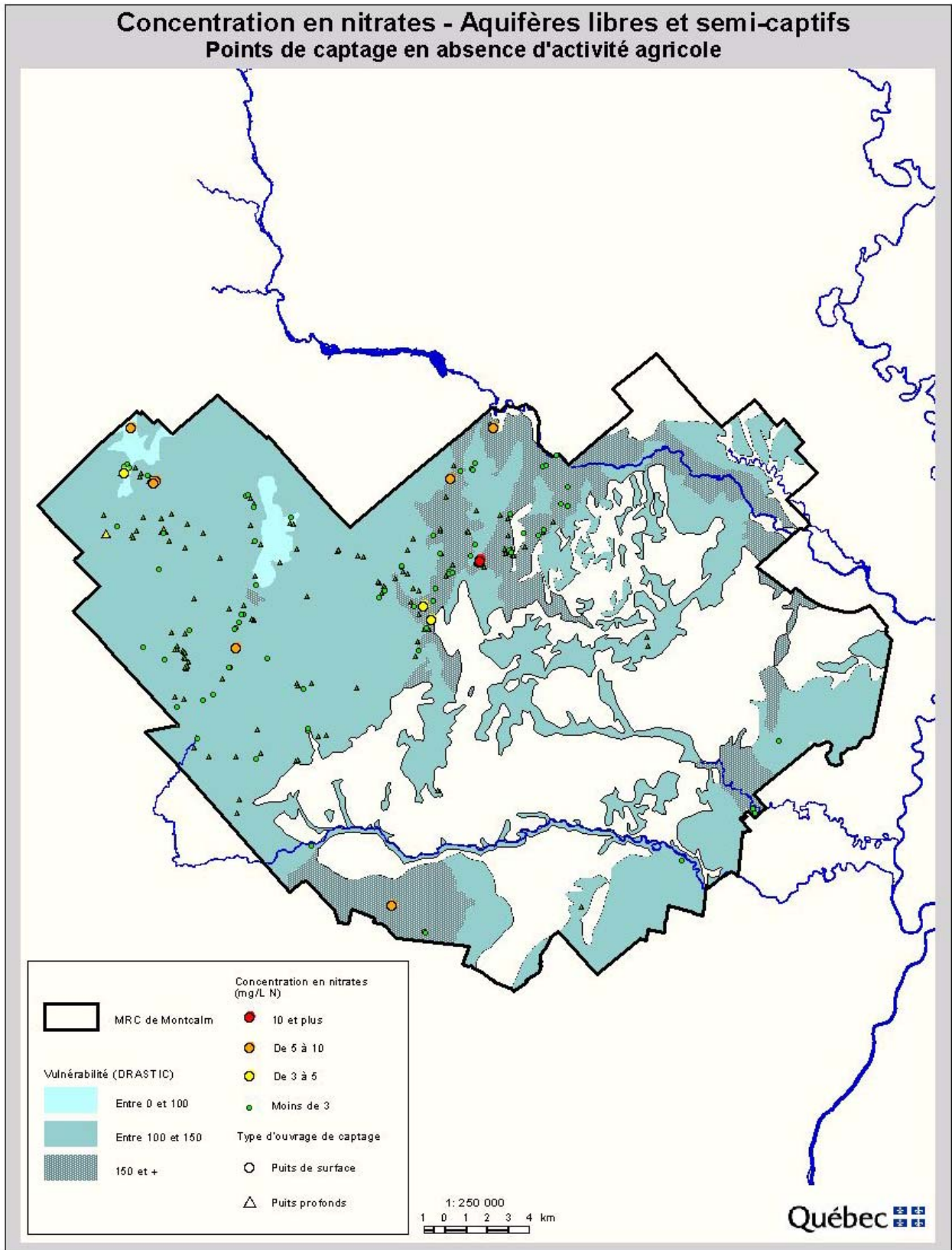


Figure 10



Modélisation statistique

Le modèle de régression logistique utilisé pour l'analyse des résultats en nitrites-nitrates étudiait les populations d'échantillons d'eau selon leur probabilité d'avoir une concentration d'au moins 3 mg/L-N, seuil à partir duquel les puits sont considérés comme affectés par les activités humaines⁹.

En plus de la **vulnérabilité**, les modèles construits tenaient compte des variables explicatives suivantes:

- type de puits (profond ou surface);
- activité agricole (présence ou absence);
- type d'installation septique (présence ou absence);
- distance entre le puits et l'installation septique (0 à < 10 m ; 10 m à < 50 m ; 50 m et plus).

La présence d'un site d'entreposage de fumier n'a pas pu être incluse aux modèles en raison du peu d'échantillons pour lesquels cette information est disponible.

La première étape du traitement statistique consistait à déterminer le lien entre la variable dépendante, c'est-à-dire la proportion de puits d'au moins 3 mg/L-N de nitrites-nitrates, et chacune des variables explicatives traitée individuellement. Ainsi, étudiées une à une, trois d'entre elles présentent un lien significatif au seuil 0,05 avec la variable dépendante : la vulnérabilité, le type de puits et la distance entre le puits et l'installation septique. Les liens décelés à cette phase exploratoire servaient à orienter l'analyse et aidaient à interpréter les résultats.

Par la suite, plusieurs modèles multivariés (c'est-à-dire considérant plusieurs variables simultanément) ont été construits pour étudier le lien entre les différentes variables explicatives et la concentration en nitrates. Le modèle final retenu est présenté au [tableau C](#).

Tableau C Variables explicatives présentant un lien significatif avec la concentration en nitrites-nitrates

Variables explicatives	Seuil*
Type de puits	0,0073
Distance entre le puits et l'installation septique	0,0251
Activité agricole	0,0477

* Si le seuil observé est inférieur à 0,05, on conclut qu'il existe un lien significatif entre la variable explicative et la contamination en nitrates (tout en tenant compte des autres variables incluses au modèle). Le seuil observé peut être interprété comme une mesure du poids de la preuve contre l'hypothèse statistique d'absence de lien significatif. Par exemple, un seuil de 0,001 fournit une preuve de lien significatif plus forte qu'une valeur de 0,04. Au-delà de 0,05 la variable est considérée comme non significative.

Prises simultanément, trois variables explicatives présentent un lien significatif avec la concentration en nitrites-nitrates : le type de puits, la distance entre le puits et l'installation septique, et l'activité agricole. Les résultats de la modélisation semblent par ailleurs indiquer un lien positif entre la concentration en nitrites-nitrates et le niveau de vulnérabilité, bien que ce lien ne soit pas significatif une fois les autres variables incluses au modèle. Une plus grande taille de l'échantillon aurait peut-être permis de détecter des écarts significatifs au plan statistique entre les trois catégories de vulnérabilité, étant donné la faible proportion de puits dont la concentration en nitrates était d'au moins 3 mg/L-N.

9. Tel qu'expliqué dans le rapport *Méthodologie*.

L'analyse statistique suggère que de tenir compte du type de puits peut réduire les écarts entre les proportions de puits affectés dans les différentes catégories de vulnérabilité, d'autant plus que, lorsque la variable de type de puits est retirée du modèle, un lien significatif est détecté entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés.

Parmi les autres caractéristiques retenues, le type de puits est la variable la plus fortement liée à la proportion de puits affectés. La distance entre le puits et l'installation septique y est également très liée, même si la variable de type d'installation septique s'est avérée non significative. Enfin, la présence d'activité agricole aux alentours de la propriété est liée significativement à la proportion de puits affectés, mais à une valeur très voisine du seuil de 0,05. De plus, l'activité agricole a aussi un effet sur la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés.

Ces résultats se présentent dans le sens attendu : une fois enlevé l'effet des autres variables explicatives, les puits profonds sont moins affectés en proportion que les puits de surface; les puits situés près des installations septiques sont plus affectés en proportion que les puits situés à distance; et les puits sont proportionnellement plus nombreux à être affectés en présence qu'en absence d'activité agricole. Ces relations sont illustrées par les rapports de cotes présentés au [tableau D](#). Les estimations des rapports de cotes étant imprécis, il est recommandé d'interpréter le sens de la relation plutôt que la mesure elle-même.

Tableau D Rapports de cotes estimés à partir du modèle final

Variable explicative	Rapport de cotes ¹⁰	Intervalle de confiance à 95 % ¹¹
Cote de vulnérabilité¹²		
Faible	1,00	-
Moyenne	1,71	0,46 à 6,37
Élevée	2,51	0,68 à 9,23
Activité agricole		
Présence	2,39	1,01 à 5,67
Absence	1,00	-
Distance entre le puits et l'installation septique		
0 à moins de 10 mètres	5,03	0,90 à 28,11
10 à moins de 50 mètres	1,65	0,34 à 8,07
50 mètres et plus	1,00	-
Type de puits		
Profond	1,00	-
Surface (ou captage)	3,99	1,45 à 10,96

ANALYSE DES MICROORGANISMES

Résultats bruts

Lors de l'échantillonnage du mois de mai 2002, parmi les 712 échantillons étudiés, six (0,8 %) indiquaient la présence de *E. coli* et 44 (6,2 %) d'entérocoques. Quatre puits comportaient à la fois celle de *E. coli* et d'entérocoques.

10. Pour chacune des variables explicatives, on compare le rapport de cotes de l'une des modalités par rapport à celui de la modalité de référence pour cette même variable. Le rapport de cotes de la modalité de référence est toujours de 1,00. Pour plus de détails, voir l'annexe E.

11. Si l'échantillonnage était répété indéfiniment, chaque échantillon fournissant un intervalle de confiance différent, alors 95 % des intervalles contiendraient la vraie valeur du rapport de cotes.

12. Rappel : aucun lien significatif entre la zone de vulnérabilité et la concentration en nitrates n'a été détecté.

La présence de virus coliphages F-spécifiques n'a été détectée dans aucun échantillon du territoire cartographié pour la vulnérabilité. Par conséquent, le paramètre « coliphages » n'a pas été retenu lors de l'analyse statistique (qui considérait la présence d'au moins un indicateur microbiologique).

Au total, 46 (6,4 %) échantillons contenaient au moins un des indicateurs microbiologiques recherchés.

Répartition spatiale

La localisation des échantillons d'eau et de la présence de bactéries dans les puits sont présentées aux [figures 11, 12, 13 et 14](#). Aucun regroupement de points contaminés ne ressort. Ces points sont répartis sur l'ensemble du territoire, tant en présence qu'en absence d'agriculture (selon la notion d'activité agricole définie par l'étude).

Modélisation statistique

Le modèle de régression logistique pour l'analyse des résultats microbiologiques étudiait les populations d'échantillons d'eau selon leur probabilité d'être contaminés. Tel qu'il est mentionné plus haut, le faible taux d'échantillons d'eau contaminés par chacune des deux bactéries nous a incités à jumeler leurs résultats de sorte qu'une contamination est définie par la présence d'au moins une des deux bactéries étudiées.

Figure 11

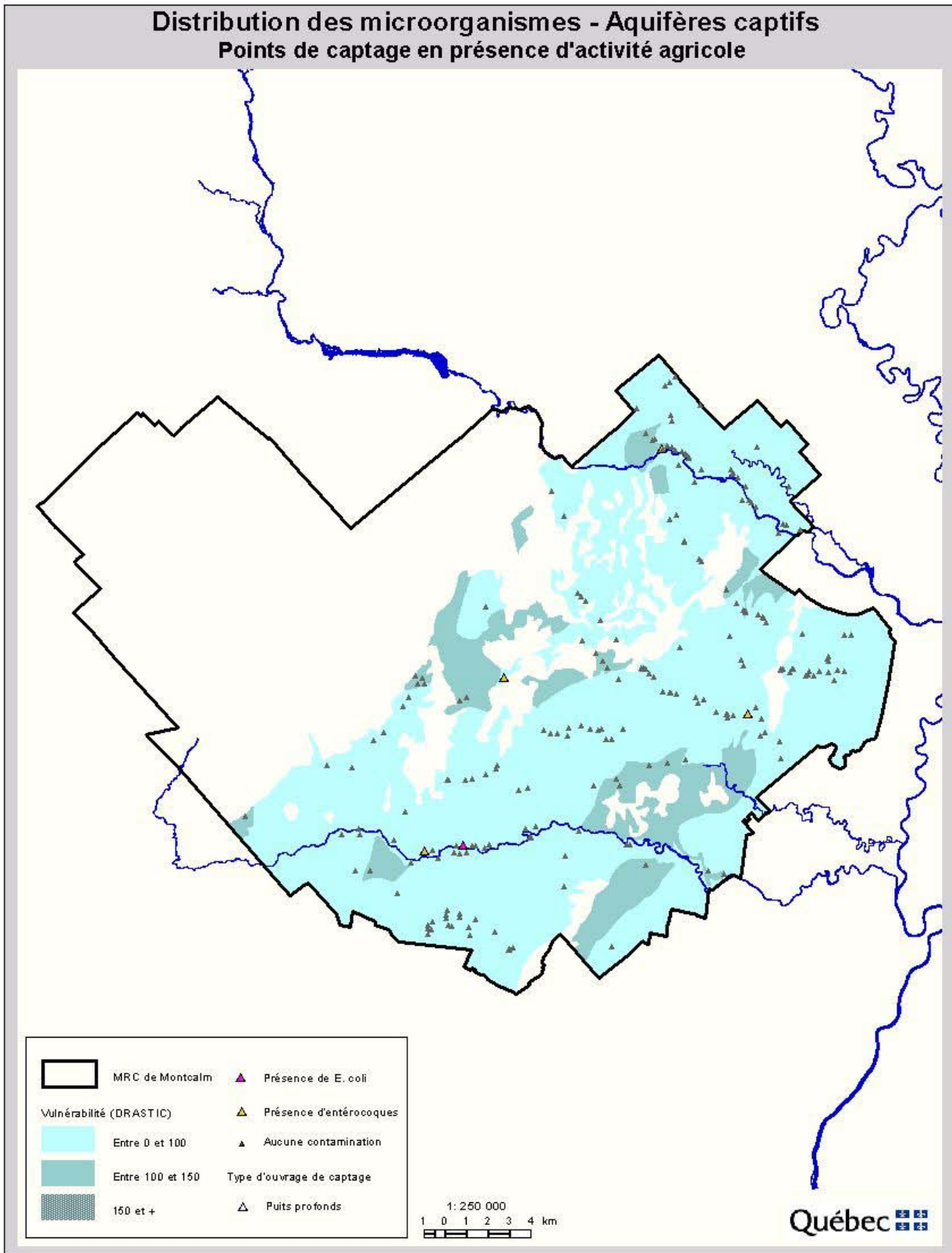


Figure 12

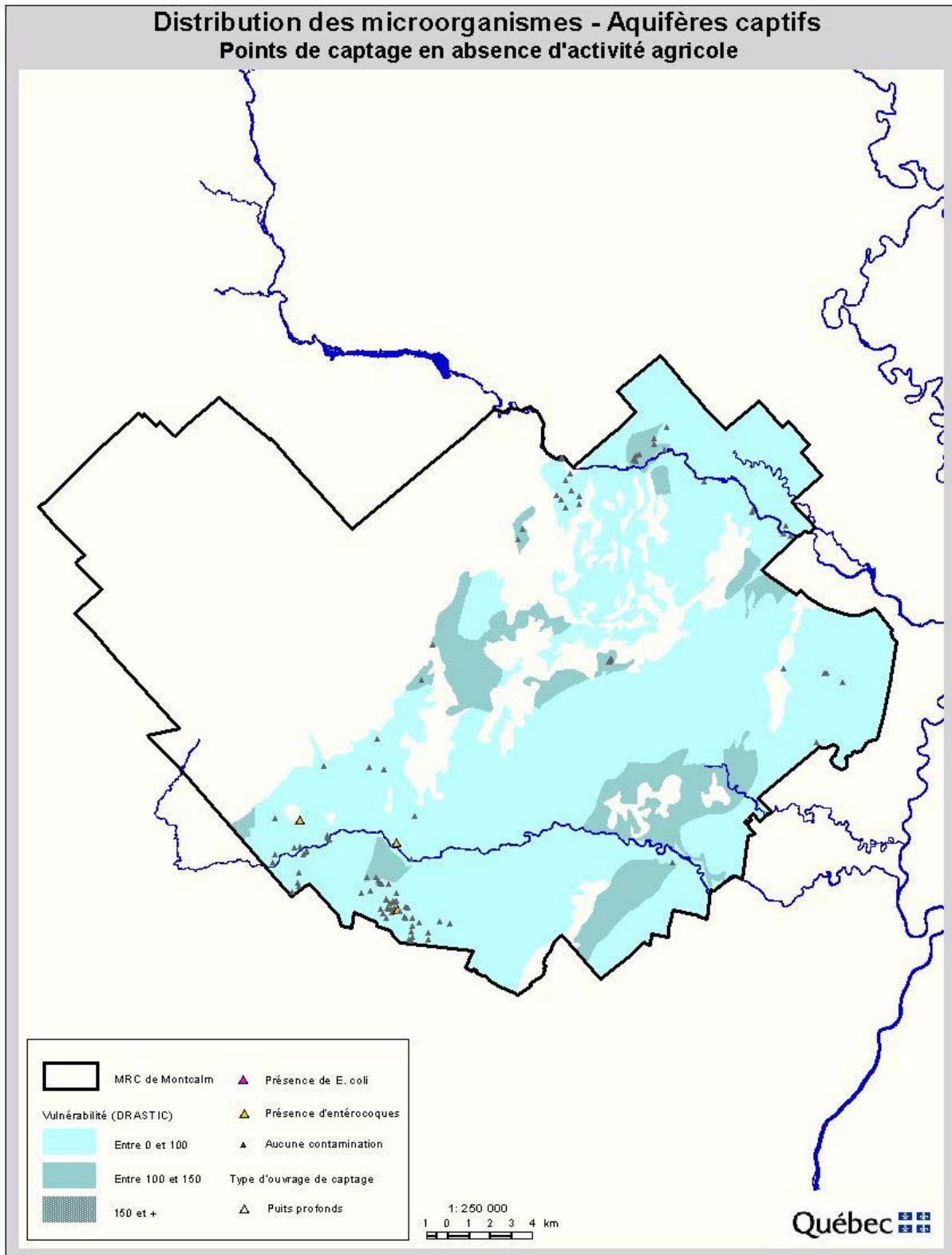


Figure 13

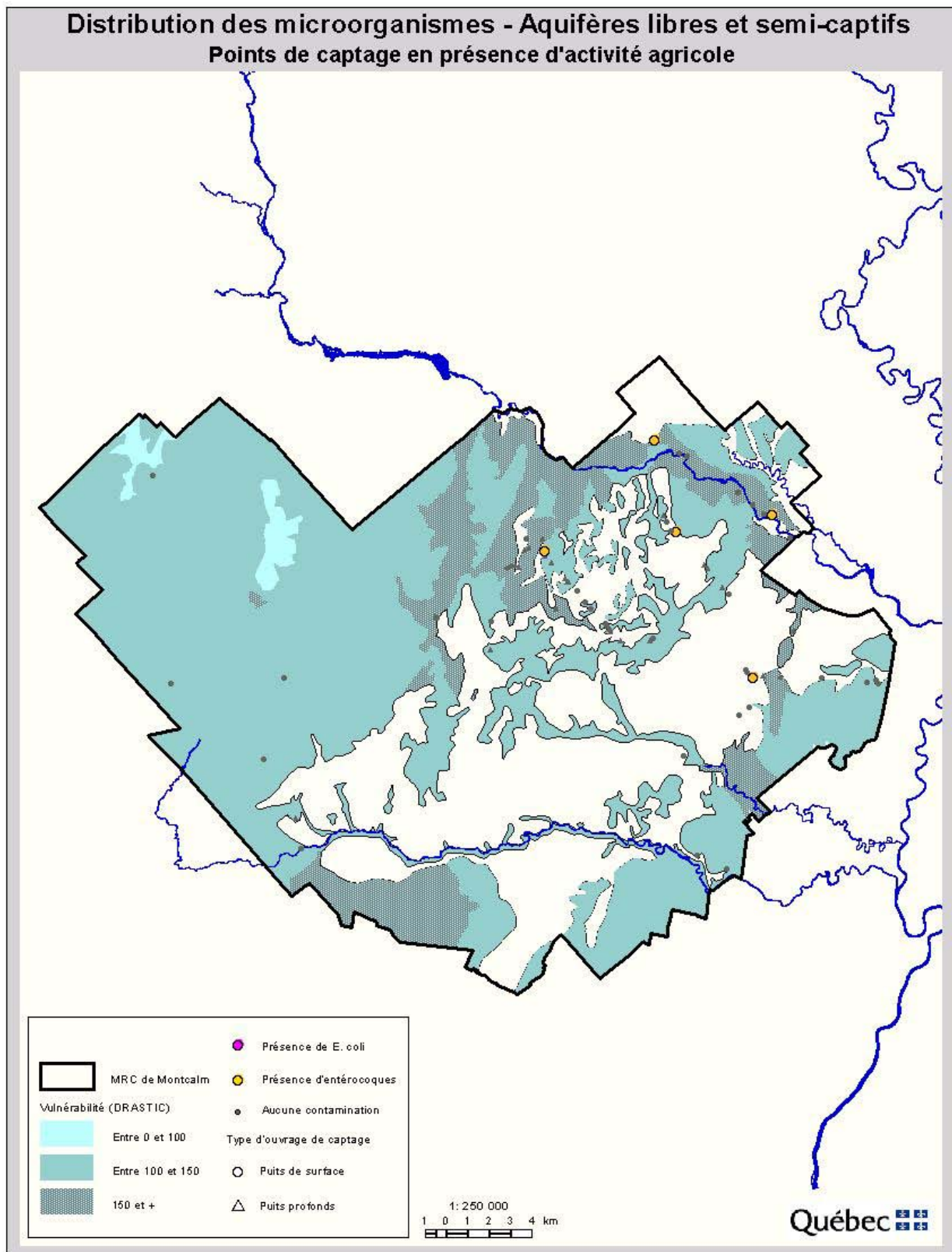
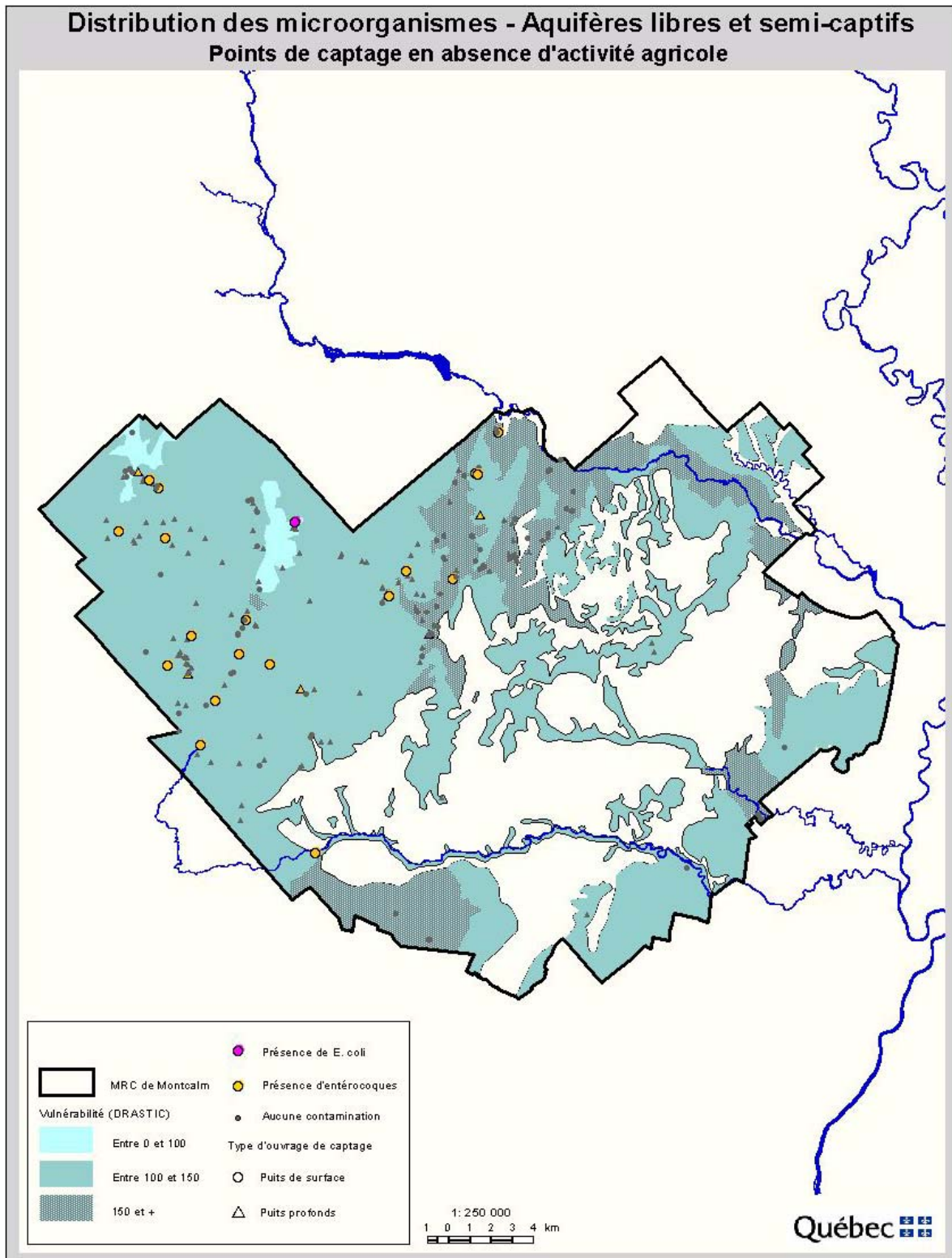


Figure 14



À l'instar du modèle pour les nitrates, l'analyse statistique a tenu compte de l'influence des différentes variables explicatives, qui représentent en fait les caractéristiques du milieu ayant le potentiel d'influencer la présence de bactéries dans les puits. En plus de la vulnérabilité, ces modèles considéraient les caractéristiques suivantes :

- type de puits;
- présence d'activité agricole;
- type d'installation septique;
- distance entre le puits et l'installation septique.

La présence d'un site d'entreposage de fumier n'a pas pu être incluse aux modèles en raison du peu d'échantillons pour lesquels cette information est disponible.

Les différents modèles multivariés ont révélé l'existence de liens très forts entre le type de puits et la vulnérabilité. Cette relation peut s'expliquer par la distribution des puits sur le territoire. En particulier, seulement 4 % des ouvrages de captage sont de type « puits de surface » dans la zone de faible vulnérabilité, alors que cette proportion passe à 55 % pour la zone de forte vulnérabilité. Une disproportion semblable existe entre la présence d'activité agricole et la cote de vulnérabilité. En zone de faible vulnérabilité, 67 % des puits sont en présence d'activité agricole, alors que cette proportion chute à 30 % en zone de forte vulnérabilité. Pour ces raisons, deux modèles différents ont été développés : l'un pour les puits profonds et l'autre pour les puits de surface.

En ce qui a trait aux puits profonds, aucun lien n'est détecté avec la vulnérabilité, ni avec la présence d'activité agricole ni d'ailleurs avec les autres variables étudiées. La proportion de puits profonds avec présence de bactéries pour l'ensemble des puits dans la MRC de Montcalm au moment de l'échantillonnage est estimée à 3 %¹³.

Pour ce qui est des **puits de surface et captages de sources**, les analyses révèlent que la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits avec présence de bactéries est différente selon qu'il y a ou non présence d'activité agricole, tout comme la relation entre l'activité agricole et la proportion de puits avec présence de bactéries varie selon l'indice de vulnérabilité, ce qui signifie que ces trois variables sont fortement liées entre elles.

Ainsi, en présence d'activité agricole, la proportion de puits de surface contaminés tend à être plus importante en zone de forte vulnérabilité, bien que ce résultat ne soit pas significatif au seuil 0,05 (tendance non significative). Cependant, en absence d'activité agricole, cette proportion est au contraire significativement moins importante en zone de forte vulnérabilité. Ces relations sont illustrées par les proportions estimées présentées au [tableau E](#).

Tableau E Proportion estimée de puits avec présence de bactéries

Type de puits	Activité agricole	Zone de vulnérabilité	Proportion estimée	I.C. à 95 %
Puits profonds	-	-	0,03	[0,01 ; 0,04]
Puits de surface et captages de sources	présence ¹⁴	vulnérabilité ≤ 150	0,04	[0,00 ; 0,10]
		vulnérabilité > 150	0,20	[0,0001 ; 0,40]
	absence	vulnérabilité ≤ 150	0,33	[0,20 ; 0,46]
		vulnérabilité > 150	0,04	[0,00 ; 0,10]

13. Avec un intervalle de confiance à 95 % de [0,01; 0,04].

14. Pour l'ensemble des cotes de vulnérabilité, la proportion estimée est de 0,11 avec un intervalle de confiance à 95 % de [0,02; 0,20].

DISCUSSION

OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE

La présente étude avait comme objectif d'évaluer comment la vulnérabilité des aquifères, cartographiée avec la méthode DRASTIC, permet de prévoir le transfert de contaminants provenant de la surface vers l'eau souterraine en territoire fortement agricole. L'objectif secondaire de nature plus pratique était de déterminer les seuils de vulnérabilité offrant une protection adéquate et, si possible, le seuil au-delà duquel les activités de surface devraient être sévèrement contrôlées.

Pour atteindre le premier objectif, nous avons comparé la distribution de la concentration en nitrites-nitrates et de la présence des microorganismes (*E. coli* et entérocoques) dans les puits d'approvisionnement en eau potable de résidences privées situés dans trois zones de vulnérabilité du territoire de la MRC de Montcalm. Pour ce faire, nous avons utilisé un modèle statistique multivarié de type régression logistique, qui permet d'analyser la qualité de l'eau en relation avec les caractéristiques pouvant être liées à la présence de contamination dans un échantillon d'eau. Cependant, le but visé n'était pas de déterminer les caractéristiques liées à la contamination¹⁵, mais d'évaluer de quelle façon la vulnérabilité y est ou non liée. Aussi, les variables explicatives qui sont liées à la contamination sans présenter de lien avec la vulnérabilité ne sont pas discutées dans cette étude.

Quant à l'objectif secondaire, qui était de déterminer les intervalles de vulnérabilité sécuritaires ou les intervalles à risque, il n'a pas pu être traité en raison de l'absence de résultats concluants pour le premier objectif.

RÉSUMÉ DES PRINCIPAUX RÉSULTATS

L'analyse statistique n'a pas démontré de différences significatives entre les concentrations en nitrites-nitrates observées dans les trois zones de vulnérabilité, une fois les autres variables considérées. Cependant, les résultats suggèrent que de tenir compte du type de puits peut réduire les écarts entre les proportions de puits affectés dans les différentes catégories de vulnérabilité, d'autant plus que, lorsque la variable du type de puits est retirée du modèle, un lien significatif est détecté entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés. Par ailleurs, considérer la présence ou l'absence d'activité agricole a également un effet sur la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés.

En ce qui concerne les microorganismes (*E. coli* et entérocoques), la relation observée entre la proportion d'échantillons présentant une contamination microbiologique et l'indice de vulnérabilité varie selon les sous-groupes d'échantillons d'eau considérés. Pour ce qui est des puits profonds, la proportion de puits avec présence de microorganismes ne montre aucune variation en fonction de la vulnérabilité. Quant aux puits de surface, la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits avec présence de bactéries est différente selon qu'il y a ou non présence d'activité agricole, ce qui signifie que ces trois variables sont fortement liées entre elles et doivent donc être prises en compte simultanément. Ainsi, en présence d'activité agricole, la proportion de puits de surface contaminés tend à être plus importante en zone de forte vulnérabilité, bien que ce résultat ne soit pas significatif au seuil 0,05 (tendance non significative). Cependant, en absence d'activité agricole, cette proportion est au contraire significativement moins importante en zone de forte vulnérabilité. Ces résultats méritent d'être analysés en détail.

15. Ce sujet intéressant a cependant fait l'objet d'une étude particulière traitée dans le rapport sur la *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*.

NITRITES-NITRATES

La relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés en nitrates est pour le moins inusitée. Lorsque seule la vulnérabilité est mise en relation avec la proportion de puits affectés en nitrites-nitrates, un lien fort est détecté. Cependant, ce lien disparaît lorsque le modèle incorpore les autres variables explicatives. En statistique, cette modification de la relation indique que certaines des variables incluses dans le modèle ont un effet confondant sur la vulnérabilité, c'est-à-dire une influence sur la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés. En hydrogéologie, cette influence pourrait signifier que les paramètres utilisés pour déterminer la vulnérabilité se trouvent également dans les autres variables incluses au modèle.

L'analyse révèle que trois autres variables explicatives (le type de puits, la distance entre la fosse septique et le puits ainsi que la présence d'activité agricole) sont liées significativement à la proportion de puits dont la concentration est d'au moins 3 mg/L-N de nitrites-nitrates. De ces trois variables, deux font varier la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés par les nitrites-nitrates : le type de puits et, à un moindre effet, la présence d'activité agricole.

Effet du type de puits sur la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés

L'analyse statistique suggère une influence du type de puits sur la relation entre la vulnérabilité et les proportions de puits affectés, illustrée par le fait que, lorsque la variable de type de puits est retirée du modèle, un lien significatif est détecté entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés.

L'influence générée par le type de puits proviendrait de la conjugaison de deux facteurs : d'une part, les résultats de l'ensemble de l'étude indiquent que les puits de surface et les captages de sources sont quatre à six fois plus affectés que les puits profonds; d'autre part, les puits de surface et les captages de sources étaient nettement plus représentés en zone de forte vulnérabilité qu'en zone de faible vulnérabilité, là où les puits profonds étaient majoritaires.

D'un point de vue hydrogéologique, cette inégalité dans la répartition des types de puits s'explique par les caractéristiques hydrogéologiques de l'environnement des puits. En effet, la présence d'un puits en un endroit nécessite que le milieu géologique offre la possibilité à l'eau souterraine de circuler en quantité suffisante pour répondre aux besoins du propriétaire. Ainsi, un puits de surface est nécessairement localisé dans un milieu favorisant la circulation de l'eau. De plus, par définition, ce puits est situé près de la surface du sol, ce qui exclut la présence d'un horizon protecteur sus-jacent. Son existence indique donc un aquifère relativement perméable, non protégé et situé près de la surface. Ces trois conditions favorisant la vulnérabilité, il n'est pas étonnant que les puits de surface soient plus représentés en zone de forte vulnérabilité que les puits profonds.

Autrement dit, le type de puits intègre plusieurs des paramètres utilisés dans le calcul d'un indice de vulnérabilité, ce qui pourrait expliquer l'absence de lien statistique entre la vulnérabilité et la contamination lorsque le type de puits est considéré. Le modèle statistique suggère que le type de puits est plus fortement lié à la concentration en nitrites-nitrates que la vulnérabilité puisque le type de puits présente un lien significatif, même une fois la vulnérabilité incluse au modèle, et que cette dernière ne présente pas de lien significatif. Toutefois, puisque ces deux variables explicatives sont fortement liées, il est difficile de distinguer dans quelle mesure l'augmentation de la concentration en nitrites-nitrates est le résultat de la contribution de la vulnérabilité des aquifères ou de la contribution du type de puits.

L'inclusion du type de puits comme variable explicative a été discutée au moment de faire l'analyse statistique et nous avons choisi explicitement de l'inclure dans l'analyse. Ce choix rendait l'analyse statistique beaucoup plus sévère et comportait le risque de voir disparaître le lien entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés alors qu'il pourrait exister en réalité. Le choix inverse aurait cependant rendu les conclusions de l'analyse statistique moins rigoureuses et discutables. Néanmoins, il demeure

que la faible proportion de puits dont la concentration en nitrites-nitrates est d'au moins 3 mg/L-N diminue la puissance statistique, et qu'une plus grande taille de l'échantillon aurait peut-être permis de détecter une relation statistiquement significative.

Effet de l'activité agricole sur la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés

L'analyse statistique suggère également que la répartition de l'activité agricole selon les trois zones de vulnérabilité peut être inégale, et donc que de tenir compte de la présence d'activité agricole peut avoir un effet sur la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés.

Ce résultat pourrait s'expliquer par le contexte local. En effet, la combinaison de la géologie et de la géomorphologie divise le portrait de la MRC de Montcalm en deux régions distinctes et influence fortement la distribution de l'agriculture. Le relief et les types de sols du piedmont des Laurentides sont des empêchements naturels à l'expansion de l'activité agricole, sauf dans les vallées, mais sont aussi l'explication de la vulnérabilité des aquifères qui s'y trouvent. À l'opposé, les sols des Basses-Terres du Saint-Laurent, au sud, présentent des conditions favorables à l'agriculture, concentrée surtout sur la partie argileuse de la plaine, où les aquifères sous-jacents jouissent d'une faible vulnérabilité. Paradoxalement, l'agriculture se trouve aussi sur les dépôts meubles à forte vulnérabilité. Ainsi, elle est associée aux aquifères présentant une vulnérabilité faible ou forte, situés dans la plaine, alors que l'absence d'agriculture est surtout associée au territoire moyennement vulnérable du piedmont.

L'étude de la relation entre la distribution de l'agriculture et de la vulnérabilité contribuerait à déterminer si le lien trouvé dans le présent projet est propre à la MRC de Montcalm ou s'il se manifeste de façon générale au Québec. Il faudra cependant attendre que la cartographie de la vulnérabilité progresse puisqu'au moment de la planification de l'étude, seuls les territoires des MRC de Montcalm et de Portneuf avaient fait l'objet d'une telle cartographie¹⁶.

MICROORGANISMES

La distribution de la contamination de l'eau par les microorganismes dans les puits profonds est radicalement différente de celle trouvée dans les puits de surface et les captages de sources.

Puits profonds

En ce qui concerne les puits profonds, les analyses statistiques n'ont révélé aucun lien entre la vulnérabilité et la proportion d'échantillons d'eau contaminés en microorganismes. Ce comportement cadre bien avec la dynamique de migration des microorganismes dans l'eau souterraine. En effet, au Québec les puits profonds ont généralement 20 mètres ou plus de profondeur, et par conséquent, de façon générale, l'eau pompée de ces puits provient d'horizons où elle séjourne depuis plusieurs dizaines d'années, voir des centaines d'années (Nolan *et al.*, 2000).

Puits de surface et captages de sources

Toutefois, pour les puits de surface et les captages de sources, les analyses révèlent qu'en présence d'activité agricole, la proportion des puits contaminés tend à être plus importante en zone de forte vulnérabilité ($p=0,08$), alors qu'en absence d'activité agricole, cette proportion est au contraire significativement plus faible en zone de forte vulnérabilité ($p=0,001$). On ne peut donc pas tirer de conclusion, à partir des résultats de cette étude, sur l'influence de la vulnérabilité des puits de surface et

16. La cartographie de la vulnérabilité de la région de Mirabel a été complétée pendant la réalisation de la présente étude.

des captages de sources sur la contamination par des bactéries dans la MRC de Montcalm sans tenir compte de l'activité agricole.

Ces résultats peuvent aussi s'exprimer en fonction de l'indice de vulnérabilité au lieu de la présence d'activité agricole. Ainsi, en zone de forte vulnérabilité, la proportion de puits contaminés tend à être plus importante en présence d'activité agricole, alors qu'en zone de faible ou moyenne vulnérabilité, cette proportion est au contraire significativement plus importante en absence d'activité agricole.

De plus, ces résultats inattendus suggèrent que d'autres variables importantes n'ont pas été prises en compte et qu'elles pourraient masquer l'effet de la vulnérabilité sur la dynamique de migration des microorganismes dans l'eau souterraine. Deux hypothèses pourraient expliquer cela.

Première hypothèse

D'un point de vue hydrogéologique, la première piste de solution est le contexte particulier de la MRC de Montcalm. En effet, tel qu'il est mentionné dans la discussion sur les nitrites-nitrates, la combinaison de la géologie et de la géomorphologie divise le portrait de la MRC de Montcalm en deux régions distinctes et influence tant la distribution de l'agriculture que celle de la vulnérabilité. Aussi, certaines associations territoriales contextuelles pourraient expliquer les relations contradictoires observées.

Les **puits de surface en présence d'agriculture** sont surtout situés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. La topographie y est plane, uniforme, et la vulnérabilité varie surtout selon le type et la granulométrie des dépôts meubles. L'observation d'une tendance ($p=0,08$) voulant que la proportion de puits contaminés soit plus importante en zone de vulnérabilité forte qu'en zone de vulnérabilité faible ou moyenne est donc prévisible. Étant donné le faible nombre de puits considérés (5 contaminés sur un total de 42 en présence d'agriculture), une plus grande taille de l'échantillon aurait été nécessaire pour détecter un lien statistique significatif.

À l'opposé, les **puits de surface en absence d'agriculture** sont répartis dans les deux grandes régions physiologiques, soit sur le piedmont et dans les dépôts meubles perméables qui recouvrent la plaine argileuse des Basses-Terres. Étant donné que la nappe souterraine adopte un profil similaire à la topographie du sol, la direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans le piedmont est très différente de celle dans la plaine. Sur le piedmont, la faible épaisseur de dépôts meubles jumelée à un roc cristallin peu perméable et à la présence de pente forte accentue grandement la composante horizontale de l'écoulement souterrain. Le ruissellement en surface y est donc plus important que dans les massifs de sable de la plaine du Saint-Laurent où l'eau s'infiltrerait verticalement pour rejoindre la nappe souterraine.

Dans ce contexte, une source de bactéries aurait un rayonnement latéral beaucoup plus grand dans le piedmont qu'une source similaire dans un massif de sable en terrain plat. Là où un puits de surface est aménagé, les événements de pluie provoquant du ruissellement contribueraient à accentuer ce mouvement horizontal de l'eau et, par conséquent, à élargir l'influence d'une source de contamination locale. Un effet similaire a été observé par Delin et Landon pour des substances chimiques (2002).

L'effet de la différence de topographie sur l'écoulement de l'eau serait plus important que l'influence de la vulnérabilité et expliquerait pourquoi la proportion de puits de surface contaminés est significativement plus importante en zone moyennement vulnérable (le piedmont) qu'en zone fortement vulnérable (les dépôts meubles de la plaine).

Seconde hypothèse

Une autre interprétation envisagée pour expliquer les résultats contradictoires observés relativement aux variables microbiologiques concerne l'application de la méthode DRASTIC dans ce type d'étude.

Dans le piedmont, la faible perméabilité du socle incite les résidents à utiliser l'horizon géologique en surface si l'épaisseur le permet. Ce comportement de substitution fait en sorte que plusieurs puits de surface y sont aménagés, même lorsque la couche de dépôts meubles est très mince ou discontinue et ne forme pas d'unité géologique de dimensions cartographiables.

La cartographie de la vulnérabilité des aquifères s'applique à des horizons géologiques continus et suffisamment vastes. Ainsi, les dépôts meubles de faible épaisseur ou de superficie inférieure à environ 200 000 m² ne sont pas cartographiés, même si des puits individuels peuvent y être aménagés. L'indice de vulnérabilité associé à un puits de surface situé dans un de ces petits horizons géologiques peut donc être erroné. Par conséquent, la carte de vulnérabilité de la région ne s'applique pas aux puits de surface mais plutôt aux puits profonds. Par déduction, les îlots de matériaux granulaires sont hypothétiquement perméables, puisque des puits de surface y sont aménagés, et donc plus vulnérables que le roc sous-jacent. Ainsi, la cote de vulnérabilité attribuée aux puits de surface situés dans le piedmont pourrait être sous-estimée, et la valeur réelle pourrait être supérieure à 150 pour plusieurs d'entre eux. Cette modification des cotes de vulnérabilité à la hausse rétablirait, du moins en partie, la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits contaminés.

FORCES ET LIMITES DE L'ÉTUDE

Forces de l'étude

La présente étude a des forces indéniables : un grand nombre de puits échantillonnés; une description détaillée des activités avoisinantes et de la construction du puits pour chacun d'eux; un territoire d'étude ayant fait l'objet d'une cartographie détaillée de la vulnérabilité. L'utilisation de plusieurs indicateurs d'activité agricole permettait de mettre à profit ce territoire fortement agricole pour mesurer la possibilité de transfert de composés chimiques et de microorganismes de la surface vers la nappe souterraine. La possibilité de faire l'échantillonnage durant la période de recharge, moment où la nappe remonte en surface, maximisait les chances de détecter une éventuelle contamination.

De plus, l'approche innovatrice utilisée mettant à profit l'échantillonnage de l'eau des puits d'approvisionnement des résidences privées pour relier l'indice de vulnérabilité à la progression de la contamination de la nappe souterraine, offre des possibilités d'investigation peu coûteuses et très puissantes lorsque le nombre de puits échantillonnés est suffisamment grand.

Limites de l'étude

Au cours de l'étude, certains aspects ont limité la portée d'interprétation des résultats et méritent donc d'être rapportés ici.

La méthodologie employée pour sélectionner les points d'échantillonnage, soit la sélection aléatoire de bâtiments, ne permettait pas de contrôler les caractéristiques des puits échantillonnés, telles la profondeur, l'intégrité du puits ou sa position par rapport aux activités ou aux installations situées aux alentours. Cette stratégie n'a pas permis de contrôler la répartition des puits sur le territoire autrement que sur les grands ensembles que représentaient les zones de vulnérabilité.

La structure de l'étude ne donnait pas la possibilité de faire un retour auprès des propriétaires pour confirmer ou préciser une information, ou revoir l'installation de l'ouvrage de captage pour expliquer un résultat inusité. Une seule visite s'est avérée insuffisante, surtout pour les paramètres microbiologiques qui ont une forte saisonnalité¹⁷ et de courts épisodes de contamination.

17. Tel que démontré dans l'étude de suivi mensuel réalisée dans le cadre de l'étude sur la *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*.

De plus, si la géologie de la MRC apporte une variété d'environnements intéressante, les associations territoriales, telles que la juxtaposition de la zone de faible vulnérabilité avec les zones d'agriculture intensive et la juxtaposition de l'agriculture avec le relief plat, réduisent la diversité des combinaisons possibles de sorte que certaines relations n'ont peut-être pas été perçues.

Toutefois, vu l'état des connaissances de la vulnérabilité des aquifères au Québec, il aurait été difficile de choisir un autre secteur pour la réalisation de l'étude.

Qualité des installations de captage

L'aménagement des installations de captage représente également une source d'incertitude. Les commentaires recueillis dans l'ensemble des questionnaires laissent croire qu'un certain nombre d'ouvrages de captage présentaient des vices d'installation les rendant susceptibles d'être contaminés par les eaux de ruissellement ou d'infiltration : couvercle brisé, non étanche ou absent; tubage fendu ou percé; matériau pourri (bois) ou inapproprié; absence ou bris du scellement à la jonction du tubage et du tuyau relié à la pompe, tête de puits enterrée ou située au ras du sol, etc. De façon générale, les puits de surface et les captages de sources sont plus facilement endommagés que les puits profonds, ce qui les rend encore plus susceptibles d'être contaminés. La proportion de puits contaminés en raison de vices d'installation dans cette étude n'est pas connue, mais elle pourrait contribuer à brouiller les résultats en surestimant de façon non uniforme les proportions de puits affectés et modifier l'analyse du lien entre la contamination des puits et l'indice de vulnérabilité.

Processus affectant le transport de la contamination

La dynamique du transport de l'eau est un processus bien connu en théorie (Bear, 1972), mais difficile à évaluer en pratique. Aussi, l'effet des phénomènes de surface sur la contamination des puits (surtout des puits de surface) est mal connu. Le contexte topographique du piedmont expliqué précédemment en constitue un exemple.

L'effet du drainage des terres agricoles sur le transfert de la contamination vers la nappe souterraine est peu documenté. Le système de drains souterrains modifie-t-il suffisamment l'écoulement naturel pour créer une barrière contre le passage des eaux d'infiltration dans l'eau souterraine? Les substances répandues sur les champs sont-elles alors évacuées dans les eaux de surface? Peu d'études en discute.

Si les nitrites-nitrates ont un comportement prévisible, les microorganismes ont par contre causé des surprises qui mettent en lumière notre méconnaissance du processus de migration des microorganismes dans l'eau souterraine. Une étude ontarienne (Rudolf, 1993) mentionne que l'occurrence de coliformes est moins importante dans les sols perméables que dans les sols peu perméables. Cette observation s'apparente à nos résultats en zone de vulnérabilité intermédiaire. Le mécanisme sous-jacent à un tel comportement n'est pas connu, et seules quelques hypothèses peuvent être avancées pour stimuler la recherche sur ce sujet. Les sols moins perméables pourraient, à l'image d'un filtre, capter les bactéries. Par exemple, les horizons moins perméables qui retiennent mieux l'eau interstitielle favoriseraient la survie des microorganismes, ou encore le caractère plus oxydant des milieux perméables réduirait substantiellement les chances de survie des bactéries dans ceux-ci. L'influence de la température du sol sur les microorganismes est également encore mal connue. Les très récentes études de Becker *et al.* (2003) et Guan *et al.* (2003) mettent en lumière la très grande diversité et complexité des phénomènes régissant la migration des microorganismes dans le sol.

Utilisation de la méthode DRASTIC

En théorie, la méthode DRASTIC s'applique à des unités de superficie supérieure à 400 000 m² (40 ha ou 100 acres) ou du moins suffisamment grandes pour être cartographiables. Comme les cartes de vulnérabilité de la MRC de Montcalm ont été réalisées à l'échelle 1:50 000, une surface de 1 cm² sur ces

cartes représente une superficie de 250 000 m² sur le territoire, de sorte que les unités de faible superficie ne sont pas cartographiées. En comparaison, le volume d'eau total pompé annuellement pour satisfaire les besoins d'une famille de quatre personnes équivaut à la recharge sur une superficie d'environ 2 500 m². Ainsi, pour un puits donné, la gestion des alentours immédiats (quelques dizaines de mètres) et son aménagement peuvent avoir plus d'impact sur la qualité de l'eau que la vulnérabilité de l'aquifère, d'autant plus que ponctuellement l'indice de vulnérabilité peut varier.

Les résultats de cette étude ne représentent pas la qualité de l'eau des aquifères, mais bien celle des puits puisque la plupart des puits contaminés sont isolés. Les cartes de vulnérabilité ne sont pas conçues pour prédire la qualité de l'eau d'un puits, mais bien pour évaluer la facilité à contaminer les aquifères. La méthode DRASTIC est donc peu applicable à petite échelle et peut être inadéquate pour les phénomènes ponctuels. Une stratégie d'échantillonnage fondée sur des regroupements serrés de puits serait probablement plus appropriée pour évaluer la qualité de l'eau d'un aquifère, particulièrement lorsque les caractéristiques des ouvrages de captage ne sont pas connues *a priori*, comme c'est le cas ici. On pourrait également utiliser la première analyse de l'eau d'un nouveau puits comme indice de la qualité de l'aquifère.

De plus, la méthode DRASTIC est conçue pour les éléments qui progressent au même rythme que l'eau. Les nitrites-nitrates, qui sont peu ou pas réactifs, conviennent bien à DRASTIC. Par contre, en ce qui concerne les microorganismes, les processus régissant la progression et l'atténuation de la contamination sont mal connus et l'application de la méthode est discutable, ce qui pourrait contribuer à expliquer les relations contradictoires analysées par les statistiques.

Enfin, la dynamique de la progression de la contamination incorpore une notion importante de temps et de profondeur qui n'est pas considérée par la méthode DRASTIC. Par définition, la vulnérabilité est un concept homogène sur toute la hauteur d'un aquifère. La dynamique de transport d'un contaminant, au contraire, implique nécessairement que la concentration varie avec la profondeur, selon le temps écoulé depuis l'application, la vitesse de progression verticale et l'importance des processus de dispersion. Par conséquent, la vulnérabilité sur carte exprime plutôt un « potentiel » de contamination. C'est donc à ce titre que la vulnérabilité demeure un outil de planification du territoire valable et incontournable pour la protection de la qualité des aquifères.

CONCLUSION

L'objectif de l'étude était d'évaluer comment la vulnérabilité des aquifères, cartographiée avec la méthode DRASTIC, permet de prévoir le transfert de contaminants provenant de la surface vers l'eau souterraine en territoire fortement agricole.

Pour ce faire, nous avons comparé la distribution de la concentration en nitrites-nitrates et de la présence des microorganismes (*E. coli* et entérocoques) dans les puits d'approvisionnement en eau potable de résidences privées situés dans trois zones de vulnérabilité du territoire de la MRC de Montcalm. Le choix de cette zone d'étude a limité l'échantillonnage à des municipalités reconnues en surplus de fumier ou à vocation essentiellement agricole.

L'analyse statistique effectuée par régression logistique n'a pas permis de définir de façon concluante le rôle de la vulnérabilité dans la contamination des puits individuels par les deux groupes d'indicateurs de contamination considérés.

Pour ce qui est des nitrites-nitrates, la relation entre la vulnérabilité et la proportion de puits affectés est influencée par la prise en compte du type de puits et, à un moindre effet, de l'activité agricole. L'influence du type de puits pourrait s'expliquer en partie par le fait que le type de puits intègre plusieurs des paramètres utilisés dans le calcul d'un indice de vulnérabilité. L'analyse statistique suggère même que le type de puits serait plus fortement lié à la contamination que l'est la vulnérabilité. Ces deux variables explicatives étant fortement liées, il est cependant difficile de distinguer dans quelle mesure l'augmentation de la concentration en nitrites-nitrates est le résultat de la contribution de la vulnérabilité ou du type de puits. L'influence de l'activité agricole pourrait être au contraire simplement contextuelle.

Quant aux microorganismes, *E. coli* et entérocoques, la relation observée entre la proportion d'échantillons d'eau présentant une contamination microbiologique et l'indice de vulnérabilité varie de façon surprenante selon les sous-groupes d'échantillons d'eau considérés. En ce qui concerne les puits profonds, la proportion de puits avec présence de bactéries ne montre aucune variation en fonction de la vulnérabilité. Cependant, pour les puits de surface, la relation observée est différente, et même inversée, selon qu'il y a présence ou absence d'agriculture dans l'entourage. Bien que des associations territoriales contextuelles puissent contribuer à expliquer les relations observées, ce résultat singulier est probablement le reflet de notre mauvaise compréhension des mécanismes de migration des microorganismes vers la nappe souterraine. Ainsi, la multitude de facteurs locaux pouvant influencer la contamination d'un puits, tels que l'intégrité du puits, la proximité de la source de contamination, l'aménagement des alentours du puits, la topographie ou encore les caractéristiques physiques du sol, pourrait reléguer au second plan l'influence de la vulnérabilité quant à l'importance du phénomène.

En raison de ces résultats, l'objectif secondaire, qui était de déterminer les intervalles de vulnérabilité sécuritaires ou les intervalles à risque, n'a pu être atteint.

Pour bien comprendre l'influence de la vulnérabilité sur la contamination des aquifères, d'autres études seraient nécessaires. Ces études devraient mieux contrôler les paramètres du puits, comme la qualité de la construction des ouvrages et la profondeur d'échantillonnage, pour être en mesure d'isoler les cas de contamination ponctuelle. Au lieu de sélectionner au hasard l'emplacement des points d'échantillonnage, ces études pourraient comparer des regroupements de puits dans des contextes hydrogéologiques bien connus dans le but de distinguer la qualité de l'aquifère (effet régional) de la qualité du puits (effet local).

Pour de faibles indices de vulnérabilité, souvent associés aux puits profonds, l'étude indique que les aquifères sont bien protégés des microorganismes, tel qu'il était attendu. Toutefois, pour des valeurs plus élevées, les résultats sont ambigus. Pour être en mesure de protéger adéquatement les sources d'eau potable que constituent les puits individuels, il faudra dans un premier temps beaucoup mieux comprendre la dynamique de migration des microorganismes dans le sol et déterminer les caractéristiques du milieu qui la contrôlent. Des efforts de recherche en ce sens devront être déployés. Dans un second temps, il y aurait lieu de développer, au-delà de la vulnérabilité, un « indice de risque » propre aux microorganismes, étant donné leur importance pour la santé de la population.

BIBLIOGRAPHIE

- ABBASZADEGAN, Morteza, LECHEVALLIER, Mark, GERBA, Charles. 2003. « Occurrence of viruses in US groundwaters ». *Journal AWWA*. Vol. 95, no. 9, septembre. p. 107-120.
- ALLER, L., BENNET, T., LEHR, J. H., PETTY, R. J. 1989. *DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings*. Oklahoma: U.S. Environmental Protection Agency. 163 pages.
- ARAVENA, R., ROBERTSON, W.D. 1998. « Use of multiple Isotope Tracers to Evaluate Denitrification in Groundwater : Study of Nitrate from a Large-Flux Septic System Plume ». *Ground Water*. Vol. 36, no. 6, novembre-décembre. p. 975-982.
- BEAR, J. 1988. *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Department of Civil Engineering. New-York : Dover Publications Inc. 764 pages.
- BECKER, M.W., METGE, D.W., COLLINS, S.A., SHAPIRO, A.M., HARVEY, R.W. 2003. « Bacterial Transport Experiments in Fractured Crystalline Rock ». *Ground Water*. septembre-octobre 2003. p.682-689.
- CHAMPAGNE, Luc. 1990. *Vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution : M.R.C. [sic] de Montcalm*. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, Université de Montréal. 280 pages.
- CHAMPAGNE, Luc, CHAPUIS, Robert P. 1993. « Évaluation et cartographie de la vulnérabilité des formations aquifères de la MRC de Montcalm selon la méthode DRASTIC ». *Sciences et techniques de l'eau*. Vol. 23, no. 3, août. p. 169-176.
- CHARTRAND, J., LEVALLOIS, P., GAUVIN, D., GINGRAS, S., ROUFFIGNAT, J., GAGNON, M-F. 1999. « La contamination de l'eau souterraine par les nitrates à l'île d'Orléans ». *Vecteur Environnement*. Vol. 32, no 1, janvier. p. 37-46.
- DELIN, G.N., LANDON, M.K. 2002. « Effects of topography on the transport of agricultural chemicals to groundwater in a sand-plain setting ». *Hydrogeology Journal*. 10. p 443-454.
- EDBERG, S.C., LECLERC, H., ROBERTSON, J. 1997. « Natural Protection of Spring and Well Drinking Water Against Surface Microbial Contamination: II Indicators and Monitoring Parameters for Parasites ». *Critical Reviews in Microbiology*. 23. p. 179-206.
- FREEZE, R. A., CHERRY, J. A. 1979. *Groundwater*. Englewood Cliffs, N.J: Prentice-Hall. 640 pages.
- GANGBAZO, G., PICHÉ, I., MCCORMACK, R., DION, J. 1993. *Contamination des eaux souterraines par les nitrates à Saint-Bernard de Beauce*. Ministère de l'Environnement du Québec. Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides. Direction des écosystèmes urbains. Québec. 17 pages.
- GAUDREAU, D., MERCIER, M. 1998. *La contamination de l'eau des puits privés par les nitrates en milieu rural*. Module de Santé environnementale. Direction de la santé publique. Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Montérégie. ISBN : 2-89342-107-5. 64 pages.
- GOUIN, D., MICHAUD, J., DEMERS, R., DUPONT, J. C. 1976. *Étude de la qualité des eaux de la rivière L'Assomption*. Service de protection de l'Environnement. Québec. 2 tomes, 512 pages.

- GUAN, H., SCHULZE-MAKUCH, D., SCHAFFER, S., PILLAI, S.D. 2003. « *The Effect of Critical pH on Virus Fate and Transport in Saturated Porous Medium* ». *Ground Water*. septembre-octobre 2003. p. 701-708.
- LAFERRIÈRE, M., MALENFANT, G., MINVILLE, J. J., NADEAU, A. 1995. *La contamination par les nitrates des puits privés en milieu rural*. Unité de santé publique du Centre hospitalier régional du Grand-Portage. CLSC Rivières et marées. 38 pages.
- MADISON, R. J., BRUNETT, J. D. 1985. « Overview of the occurrence of nitrates in groundwater of the United States ». U. S. Geological Survey. *Water Supply Paper*. 2275. p. 93-105.
- MORRIS, B., FOSTER, S. s.d. *Assesment of groundwater pollution risk : Q.5 - How do I assess the risk of groundwater quality problems arising from pollution of urban aquifers?* The World Bank Group. Fichier informatique. Rédigé spécialement pour diffusion web. Disponible sur site URL : <http://lnweb18.worldbank.org/ESSD/ardext.nsf/18ByDocName/question5>.
- MUELLER, D. K., HELSEL, D. R. 1996. *Nutrients in the nation's waters : Too much of a good thing ?* U. S. Geological Survey. Circular 1136.
- NOLAN, B.T., RUDDY, B.C., HITT, K.J., HELSEL, D.R. 1997. « Risk of Nitrate in Groundwaters of the United States : A National Perspective ». *Environmental Science & Technology*. Vol. 31, no. 8. p. 2229-2236.
- NOLAN, B. T., STONER, J.D. 2000. « Nutrients in Groundwaters of the Conterminous United states, 1992-1995 ». *Environmental Science & Technology*. Vol. 34, no. 7. p. 1156-1165.
- NOLAN, B.T. 2001. « Relating Nitrogen Sources and Aquifer Susceptibility to Nitrate in Shallow Ground Waters of the United States ». *Ground Water*. Vol. 39, no. 2, mars-avril. p. 290-299.
- PARADIS, D., BERNIER, P.J., LEVALLOIS, P. 1991. *Qualité de l'eau souterraine dans la MRC de Portneuf*. Opérations régionales. Ministère de l'Environnement du Québec, ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Département de santé communautaire du Centre hospitalier de l'université Laval. 13 pages.
- POLAN, Patrick, HENRY, Monique. 1998. *Qualité de l'eau souterraine dans la MRC de Coaticook*. MSSSQ et Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Estrie. Sherbrooke : Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Estrie. 48 pages.
- PONTLEVOY, O., LEFEBVRE, R. 2002. *Modélisation régionale de l'écoulement de l'eau souterraine dans la région de Ville-Mercier, Québec*. INRS-Eau, Terre et Environnement. 43 pages. Québec : INRS. Rapport de recherche No 630.
- QUÉBEC. 2001. « Règlement sur la qualité de l'eau potable ». *Gazette officielle du Québec*. Éditeur officiel du Québec. Édicté par le décret nA647-2001 du 30 mai 2001.
- QUÉBEC. 2002a. « Règlement sur le captage des eaux souterraines ». *Gazette officielle du Québec*. Éditeur officiel du Québec. Édicté par le décret 696-2002 du 12 juin 2002. Partie 2, p. 3539-3551. Parution le 14 juin 2002.
- QUÉBEC. MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUÉBEC. 2002b. *Profil de l'industrie bioalimentaire de Lanaudière : MRC de Montcalm*. Québec : le Ministère. 37 pages. Statistiques sectorielles et information. Versions cédérom et papier. ISBN 2-550-38230-7

- QUÉBEC. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT. 1990. *Analyse de la situation des surplus de lisier de la région de L'Assomption : rapport final*. Québec : le Ministère. 117 pages.
- QUÉBEC. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE. 1997. *Bassin versant de la rivière L'Assomption : L'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau*. Saint-Laurent Vision 2000, Direction des politiques des secteurs agricole et naturel. Québec : le Ministère. 110 pages.
- QUÉBEC. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT. 2003a. *Type d'alimentation en eau de consommation par MRC : Région de Lanaudière (14)*. Québec : Gouvernement du Québec. Fichier informatique. Système informatisé sur l'eau potable municipale du ministère de l'Environnement (données d'avril 2000). Fiche technique. URL <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/potable/fiches/region14.htm>.
- QUÉBEC. MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES, DU SPORT ET DU LOISIR. 2003b. *Répertoire des municipalités du Québec*. Québec : Gouvernement du Québec. Fichier informatique. Répertoire officiel des municipalités du Québec et renseignements sur celles-ci. URL <http://www.mamsl.gouv.qc.ca/accueil.asp>.
- RODVANG, S. J., Simpkins, W.W. 2001. « Agricultural contaminants in Quaternary aquitards : A review of occurrence and fate in North America ». *Hydrogeology Journal*. 9. p. 44-59.
- RUDOLPH, D., GOSS, M., GRAHAM, A., KACHANOSKI, G., SCAFE, A. et al. 1993. *Ontario Farm Groundwater Quality Survey : Summer 1992*. Édité par D. Rudolph et M. Goss. Waterloo Centre for Groundwater Research ; Centre for Land and Water Stewardship (Guelph). 162 pages. Préparé pour Agriculture Canada.
- VRBA, J., ROMIJN, E. 1986. *Impact of Agricultural Activities on Groundwater*. International Contributions to Hydrogeology. Édité par G. Castany, E. Groba, E. Romijn. Vol. 5, 323+ pages.

ANNEXE A

UNITÉS HYDROGÉOLOGIQUES ET INDICES DE VULNÉRABILITÉ SUR LE TERRITOIRE DE LA MRC DE MONTCALM

UNITÉS HYDROGÉOLOGIQUES ET INDICES DE VULNÉRABILITÉ SUR LE TERRITOIRE DE LA MRC DE MONTCALM

Unité hydrogéologique	Nb sous-unités	Indices DRASTIC
Aquifères à nappe libre		
Roches sédimentaires recouvertes par till	17	121-151
Sables et graviers deltaïques	1	185
Alluvions de plaines d'inondation	1	110
Sables de hautes terrasses	3	123-152
Marécage	1	152
Sables et graviers fluvio-glaciaires	1	185
Roches ignées / métamorphiques recouvertes par till	8	94-118
Roches ignées / métamorphiques recouvertes par till grossier	4	111-125
Sables et graviers deltaïques	3	180-184
Sédiments alluviaux - vallée des Laurentides	5	122-141
Dépôts organiques	1	130
Sables et graviers fluvio-glaciaires	1	185
Aquifères à nappe captive		
Roches sédimentaires recouvertes par argiles marines	34	62-119
Roches sédimentaires recouvertes par argiles marines et sables alluviaux	36	64-113
Roches ignées / métamorphiques recouvertes par argiles marines	3	54-83

d'après [Champagne \(1990\)](#)

ANNEXE B
PARTICIPATION DES CITOYENS

PARTICIPATION DES CITOYENS

La cueillette d'une telle quantité d'informations dans un contexte hydrogéologique constitue une première dans la MRC de Montcalm. À des fins de comparaison avec d'autres études, le taux de participation des citoyens est présenté ici.

L'échantillonnage a été réalisé sur les heures normales de travail, du lundi au vendredi, pendant quatre semaines. En raison du taux d'absentéisme anticipé, les échantillonneurs étaient autorisés à visiter jusqu'à quatre résidences au voisinage d'un point tiré pour obtenir un échantillon d'eau. Ainsi, 1 149 des 1 157 points initialement tirés ont été visités, pour un total de 2 229 résidences.

En tout, 70 % des points visités ou 36 % des résidences visitées ont été échantillonnés. Le taux d'échantillonnage à la première résidence visitée pour un point était de 29 %.

Les autres résidences visitées qui n'ont pas été échantillonnées se répartissent comme suit :

- 36 % des occupants étaient absents (le taux d'absence à la première résidence visitée était de 44 %);
- 18 % des occupants étaient inadmissibles au sondage (12 % étaient desservis par un réseau d'aqueduc, 2,6 % étaient locataires, 1,2 % utilisaient un système de traitement et 1,8 % ont fourni d'autres raisons);
- 9,1 % des occupants ont refusé de répondre au sondage.

Le nombre d'échantillons recueillis est donc de 810.

ANNEXE C

RÉSULTATS PAR TYPE D'OUVRAGE DE CAPTAGE

RÉSULTATS PAR TYPE D'OUVRAGE DE CAPTAGE

La cueillette d'une telle quantité d'informations dans un contexte hydrogéologique constitue une première dans la MRC de Montcalm. À des fins de comparaison avec d'autres études, la répartition des résultats par type d'installation de captage est présentée ici.

NITRITES-NITRATES

Les résultats des analyses en nitrites-nitrates dans les puits échantillonnés au mois de mai 2002 (voir [tableau D-1](#)) révèlent une concentration au-dessus de la norme de 10 mg/L-N au moment de l'échantillonnage pour 0,5 % des puits profonds et 2,9 % des puits de surface. La teneur maximale observée est de 24 mg/L-N.

Tableau D-1 Répartition des résultats en nitrites-nitrates par type d'ouvrage de captage

	Nombre total	≥ 1,5 mg/L-N		≥ 3 mg/L-N		≥ 5 mg/L-N		≥ 10 mg/L-N	
		Nb	%	Nb	%	Nb	%	Nb	%
Puits profonds	561	46	8,2	15	2,7	11	2,0	3	0,5
Puits de surface	206	62	30,1	30	14,6	22	10,7	6	2,9
Captage de sources	4	1	-	0	-	0	-	0	-
Non classés	39	6	15,4	0	-	0	-	0	-
Tous les puits	810	115	14,2	45	5,6	33	4,1	9	1,1

La moyenne¹ et la médiane des concentrations en nitrites-nitrates au moment de l'échantillonnage étaient de 0,47 mg/L-N et 0,02 mg/L-N respectivement dans les puits profonds, et de 1,75 mg/L-N et 0,7 mg/L-N respectivement dans les puits de surface.

Les 25^e et 75^e percentiles étaient de 0,01 mg/L-N et 0,21 mg/L-N dans les puits profonds, et de 0,10 mg/L-N et 1,84 mg/L-N dans les puits de surface.

MICROORGANISMES

Les résultats des analyses microbiologiques dans les puits échantillonnés au mois de mai 2002 (voir [tableau D-2](#)) révèlent une contamination au moment de l'échantillonnage pour 2,9 % des puits profonds et 18,4 % des puits de surface.

Tableau D-2 Répartition des résultats en microorganismes par type d'ouvrage de captage

	Nombre total	<i>E. coli</i>		Entérocoques		Coliphages		Contamination*	
		Nb	%	Nb	%	Nb	%	Nb	%
Puits profonds	561	2	0,4	15	2,7	0	-	16	2,9
Puits de surface	206	4	1,9	37	18,0	1	0,5	38	18,4
Captage de sources	4	2	-	2	-	0	-	2	-
Non classés	39	0	-	3	7,7	0	-	3	7,7
Tous les puits	810	8	1,0	57	7,0	1	0,1	59	7,3

* La contamination consiste en la présence d'au moins un microorganisme.

1. Pour fins de calculs, une valeur de 0,01 mg/L-N a été attribuée aux échantillons présentant une concentration inférieure à la limite de détection de 0,02 mg/L-N.

La présence de *E. coli* a été détectée dans 0,4 % des puits profonds et 1,9 % des puits de surface. La présence de bactéries entérocoques a été détectée dans 2,7 % des puits profonds et 18 % des puits de surface.

La présence de virus coliphages F-spécifiques a été détectée dans un seul échantillon d'eau. Cet échantillon était également contaminé par *E. coli* et par des entérocoques.

Des 810 échantillons d'eau retenus (tous types d'installations confondus), 8 indiquaient la présence de *E. coli* et 57 d'entérocoques. Six puits comportaient à la fois la présence de *E. coli* et d'entérocoques.

Au total, 59 (7,3 %) échantillons contenaient au moins un des trois indicateurs microbiologiques recherchés.

CONSTAT

Le calcul des proportions d'échantillons d'eau affectés par type d'installation, tant pour les nitrites-nitrates que pour les microorganismes, indique que les échantillons prélevés dans les puits de surface sont, en proportion, environ cinq fois plus affectés que ceux recueillis dans les puits profonds.

PRÉSENCE SIMULTANÉE DE NITRITES-NITRATES ET MICROORGANISMES

Des 810 échantillons d'eau considérés, 98 (12 %) présentaient soit des nitrites-nitrates en concentration supérieure ou égale à 3 mg/L-N (45 échantillons), soit des bactéries *E. coli* ou des entérocoques (59 échantillons). Seulement 6 (0,7 %) présentaient à la fois une concentration en nitrites-nitrates supérieure ou égale à 3 mg/L-N et la présence de bactéries (*E. coli* ou entérocoques). Autrement dit, une concentration anormale en nitrites-nitrates n'est pas nécessairement associée à une contamination microbiologique, et vice-versa.

ANNEXE D

ANALYSES EXPLORATOIRES

ANALYSES EXPLORATOIRES

Préalablement à l'analyse statistique, l'influence de différentes caractéristiques sur les résultats des analyses chimiques et microbiologiques a été vérifiée de façon exploratoire. Par la suite, certaines de ces caractéristiques jugées non influentes ont été exclues de la modélisation. D'autres, mal représentées dans la population retenue, n'ont simplement pas pu être considérées dans la modélisation.

Ces vérifications effectuées de façon globale ou individuelle sont résumées ici.

INFORMATION RECUEILLIE DANS LES QUESTIONNAIRES

Les **caractéristiques** associées aux points échantillonnés notées sur les questionnaires¹ ont été prises en compte, mais il est vite devenu évident qu'il était impossible de conclure sans une analyse statistique poussée. Toutefois, le nombre important de catégories pour certaines caractéristiques, par exemple pour le type d'animaux, ne permettait pas de les inclure dans la modélisation. Certaines caractéristiques n'ont donc pas pu être étudiées.

Les **commentaires** recueillis sur les questionnaires quant aux ouvrages de captage ont également été vérifiés. Bien que certains cas de couvercle brisé ou d'installations déficientes soient rapportés, les ouvrages de captage qualifiés comme étant en mauvaise condition n'étaient pas nécessairement contaminés, et la plupart des échantillons d'eau contaminés n'étaient associés à aucun commentaire qui laisserait penser à un vice d'installation. Notons cependant que les échantillonneurs n'étaient pas en mesure de faire une évaluation complète de l'état des ouvrages de captage.

Divers regroupements des échantillons ont été effectués pour s'assurer que la contamination ne provienne pas d'un **échantillonneur** en particulier ou que des échantillons d'eau pris au cours d'une même **journée** n'aient pas été contaminés dans le transport. Aucune anomalie n'a été détectée.

INFLUENCES RÉGIONALES

Les résultats ont également été analysés pour évaluer l'impact des influences régionales ou ayant un effet sur un grand nombre d'échantillons.

L'effet des **précipitations** a été vérifié. Des coefficients de corrélation entre les précipitations régionales quotidiennes et les proportions de dépassements de seuils fixés ont été calculés². Les registres de précipitations utilisés proviennent des stations situées à Saint-Michel-des-Saints, Sainte-Béatrix, Joliette et Mascouche. Afin de tenir compte du temps de ruissellement et d'infiltration jusqu'à la nappe, les coefficients ont été calculés en utilisant un déphasage entre la journée des précipitations considérée et la journée d'échantillonnage. Les précipitations des mois d'avril et mai ont été utilisées, ce qui permet un déphasage de 1 à 35 jours. Des coefficients de corrélation entre les précipitations et les proportions de dépassements ont donc été calculés pour chacun des déphasages possibles : pour un jour, pour deux jours, pour trois jours, etc. Ces analyses ont été réalisées pour l'ensemble des échantillons d'eau dans un premier temps, et pour les échantillons provenant seulement de puits de surface dans un deuxième temps. Aucune corrélation ne s'est avérée significative.

La possibilité de vérifier les retombées atmosphériques de nitrites-nitrates en provenance des grandes villes (retombées d'origine industrielle) a également été envisagée mais, en raison du faible taux de dépassements de la norme observé, cette vérification n'a pas été jugée utile.

1. Le type d'informations recueillies et un exemple de questionnaire utilisé sont fournis dans le rapport *Méthodologie*.
2. Ces calculs ont été réalisés avec Microsoft Excel.

L'effet de la densité de population a aussi été vérifié par le calcul de coefficients de corrélation³ entre la densité de bâtiments (nombre de bâtiments dans un rayon de 50, 100, 150, 200, 300, 400 et 500 m du puits) et les concentrations en nitrites-nitrates ou la présence de microorganismes. Les bâtiments utilisés proviennent des cartes topographiques qui ont servi à la sélection des bâtiments visités. Ces analyses ont été réalisées pour l'ensemble des puits et pour les puits de surface seulement. Aucune corrélation ne s'est avérée significative

3. Ces calculs ont été réalisés avec Microsoft Excel.

ANNEXE E

RAPPORT STATISTIQUE

**RAPPORT SUR L'ANALYSE DES DONNÉES
PORTANT SUR LA QUALITÉ DE L'EAU
DANS LA MRC DE MONTCALM**

Rapport méthodologique

Nathalie Plante
Catherine Fontaine
Direction de la méthodologie, de la démographie
et des enquêtes spéciales

Institut de la statistique du Québec

7 novembre 2003

Les auteurs tiennent à remercier messieurs Robert Courtemanche et Sylvain Végiard de l'Institut de la statistique du Québec pour leur collaboration.

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION	E-7
1.1	DESCRIPTION DU CONTEXTE ET DES OBJECTIFS.....	E-7
1.2	CONTENU DU RAPPORT	E-7
2.	DESCRIPTION DE LA MÉTHODOLOGIE	E-9
2.1	PLAN DE SONDAGE	E-9
2.2	PONDÉRATION	E-9
2.2.1	Pondération sous l'hypothèse d'égalité des probabilités de sélection des fermes.....	E-10
2.2.2	Pondération sous l'hypothèse de probabilités de sélection proportionnelles à la taille des fermes et d'un taux d'échantillonnage faible.....	E-12
2.3	DESCRIPTION DU MODÈLE DE RÉGRESSION LOGISTIQUE	E-14
2.3.1	Interprétation du rapport de cotes	E-15
2.3.2	Effet confondant	E-15
2.3.3	Un exemple d'effet confondant	E-15
2.3.4	Interaction	E-16
2.4	LOGICIEL UTILISÉ	E-17
3.	PRÉSENTATION DES RÉSULTATS POUR L'ANALYSE DE LA CONCENTRATION EN NITRATES	E-19
3.1	VARIABLES CONSIDÉRÉES	E-19
3.2	ANALYSES EXPLORATOIRES	E-20
3.3	CONSTRUCTION DES MODÈLES.....	E-20
3.3.1	Modèle 1 : Ensemble des variables.....	E-20
3.3.2	Modèle 2 : Exclusion du type de site d'entreposage de fumier	E-21
3.3.3	Modèle 3 : Exclusion du type d'installation septique.....	E-22
3.4	INTERPRÉTATION DU MODÈLE RETENU	E-22
3.4.1	Interprétation du modèle final.....	E-22
3.4.2	Effet de la non-réponse.....	E-23
3.4.3	Effet de la pondération.....	E-23
3.4.4	Interprétation des rapports de cotes	E-23
4.	PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DE L'ANALYSE DE LA PRÉSENCE DE BACTÉRIES...E-25	
4.1	VARIABLES CONSIDÉRÉES	E-25
4.2	ANALYSES EXPLORATOIRES	E-26
4.3	CONSTRUCTION DES MODÈLES.....	E-26
4.3.1	Modèle 1 : Ensemble des variables (excluant le type de site d'entreposage de fumier).....	E-26
4.3.2	Modèle 2 : Exclusion du type d'installation septique et de la distance entre le puits et l'installation septique.....	E-27
4.3.3	Modèle 3 : Analyses par type de puits	E-28

4.4	INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS	E-28
4.4.1	Interprétation des analyses par type de puits	E-28
4.4.2	Effet de la non-réponse	E-29
4.4.3	Effet de la pondération	E-29
4.4.4	Estimation de la proportion de puits avec présence de bactéries	E-30
5.	MISES EN GARDE	E-31
6.	CONCLUSION.....	E-33

1. INTRODUCTION

1.1 DESCRIPTION DU CONTEXTE ET DES OBJECTIFS

L'Institut de la statistique du Québec (ISQ) a été mandaté par le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) afin d'effectuer des analyses statistiques s'inscrivant dans le cadre de l'*Étude de la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants¹ en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé*. Un volet de l'étude a pour objectif de déterminer s'il y a un lien entre le niveau de vulnérabilité des aquifères et la qualité de l'eau destinée à la consommation et provenant des puits des particuliers, pour le territoire de la MRC de Montcalm. Plus précisément, il s'agit de modéliser le lien entre la qualité de l'eau destinée à la consommation qui provient des puits des particuliers et la vulnérabilité des aquifères, de même que la présence d'activité agricole à proximité du puits.

Des analyses statistiques ont été effectuées afin de réaliser cet objectif. Une première mesure de la qualité de l'eau des puits est la concentration en nitrates selon qu'elle égale ou excède ou non un certain seuil. Ce seuil est de 3,0 mg/L-N de nitrates dans l'échantillon d'eau. Une deuxième mesure est la présence ou l'absence de bactéries dans l'échantillon d'eau. Les bactéries à l'étude sont les *E. coli* et les entérocoques.

1.2 CONTENU DU RAPPORT

Le présent rapport décrit la méthodologie statistique utilisée pour la sélection de l'échantillon des puits ainsi que pour l'analyse des données. La démarche de modélisation est également présentée en détails. Les résultats obtenus sont interprétés à la lumière des limites liées aux données recueillies.

1. L'Assomption, Bayonne, Boyer, Chaudière, Etchemin, Nicolet et Yamaska.

2. DESCRIPTION DE LA MÉTHODOLOGIE

2.1 PLAN DE SONDAGE

La population visée par l'étude est l'ensemble des puits de résidence situés en zone d'activité agricole intense sur le territoire de la MRC de Montcalm situé dans le bassin versant de la rivière L'Assomption. Puisqu'il n'a pas été possible de constituer une liste fiable de tous les puits visés par l'étude, la base de sondage a été composée de bâtiments situés sur le territoire étudié. Les puits sont ainsi sélectionnés par le biais de bâtiments. La liste des bâtiments, constituée à partir de cartes géographiques, excluait *a priori* les silos et certains grands bâtiments (les grands entrepôts, par exemple). Un certain nombre des bâtiments de la base de sondage pouvaient être associés à un puits admissible à l'étude.

Deux échantillons de bâtiments indépendants ont été sélectionnés. Le premier provient de l'étude de *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*. Il comprend les bâtiments sélectionnés au sein de la strate L'Assomption et qui se situent sur le territoire de la MRC de Montcalm, en zone d'activité agricole intense. Le second a été sélectionné au sein même du territoire de la MRC de Montcalm selon un plan de sondage stratifié. Les strates correspondent à trois zones de vulnérabilité des nappes aquifères basées sur l'indice DRASTIC regroupé en trois catégories (indice inférieur à 100, entre 100 et 150, supérieur à 150). Quelque 300 unités ont été sélectionnées aléatoirement au sein de chacune de ces strates. Pour chacun des bâtiments sélectionnés, on tentait d'obtenir un échantillon de l'eau du puits correspondant. Un questionnaire était également administré à son propriétaire. Le plan de sondage a été élaboré par le comité technique regroupant des membres du MENV, du MAPAQ, du MSSS et de l'INSPQ.

Pour chacun des échantillons indépendants, le bâtiment initialement sélectionné n'est pas nécessairement celui qui a été retenu dans l'échantillon. En effet, on a eu recours à une procédure de remplacement des bâtiments sélectionnés par un bâtiment voisin jusqu'à l'obtention, dans la mesure du possible, d'un puits « répondant » en considérant un maximum de trois voisins. D'abord, un bâtiment donne lieu à un puits admissible à l'étude s'il est associé à un puits (ce qui exclut les codes « autre », « cabane à sucre », « grange », « réseau », « vieux bâtiment ») et si ce puits n'est pas relié à un système de traitement de l'eau (ce qui exclut les codes « rejeté » et « syst. traitement »). Un puits admissible est « répondant » si un échantillon d'eau a été prélevé et si le questionnaire a été complété, au moins en partie. Notons que, puisqu'une procédure de remplacement a été utilisée, une strate de vulnérabilité désigne ici une strate d'échantillonnage et non nécessairement la zone de vulnérabilité correspondant au puits répondant. La zone de vulnérabilité à laquelle appartient un puits répondant sera ici désignée « cote de vulnérabilité ».

2.2 PONDÉRATION

Puisque l'inférence des résultats doit porter sur l'ensemble de la population visée, une étape de pondération a dû être effectuée par l'ISQ. La pondération vise à associer un poids à chacun des puits pour lesquels on a obtenu un échantillon d'eau (puits répondants). Ce poids est le nombre de puits que chacun des puits répondants représente au sein de la population visée, cette dernière comprenant l'ensemble des puits admissibles. Puisque l'on a utilisé une procédure de remplacement, le poids associé à un puits répondant devrait idéalement tenir compte de tous les chemins possibles pour la sélection de ce puits. Or, avec l'information disponible, cela n'est pas possible. On fait plutôt l'hypothèse que les puits répondants possèdent des caractéristiques semblables à celles des puits non répondants préalablement sélectionnés. On peut ainsi négliger le fait que l'unité répondante ne correspond pas nécessairement à l'unité initialement sélectionnée.

L'échantillon de puits recueilli pour l'étude de l'*Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de l'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm* provient de deux plans d'échantillonnage indépendants. En effet, la MRC de Montcalm étant en pratique incluse dans le bassin versant L'Assomption, les unités sélectionnées pour l'étude de *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants* ont été retenues, en plus de celles sélectionnées pour l'étude de l'*Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de l'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm* proprement dite, pour l'analyse des données de cette dernière. Dans le calcul de la pondération, nous négligerons le fait que le bassin versant L'Assomption exclut une petite part de la MRC de Montcalm. Nous supposons ainsi que toutes les unités retenues pour l'analyse avaient deux chances d'être sélectionnées, soit par le biais de la collecte pour l'étude de l'*Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de l'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm*, soit par le biais de la collecte pour l'étude de *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*. Puisque le taux d'échantillonnage des puits est beaucoup plus faible pour l'étude de *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*, l'impact de cette approximation est négligeable.

Définissons par le terme « ferme » un groupe de bâtiments liés entre eux et pouvant être desservis par un puits. Pour une strate de vulnérabilité donnée dans la MRC de Montcalm, la sélection d'une ferme s'apparente à un tirage sans remise avec probabilité proportionnelle au nombre de bâtiments associés au bâtiment initialement sélectionné. Or, le calcul des probabilités de sélection est dans ce cas très complexe, à moins que le taux d'échantillonnage ne soit faible, ce qui n'est pas le cas pour le volet portant sur la MRC de Montcalm. Des procédures particulières de sélection de l'échantillon sont généralement utilisées pour un tel type de plan d'échantillonnage de façon que les probabilités de sélection se calculent aisément.

Puisque nous ne pouvons calculer aisément les probabilités de sélection des bâtiments, nous optons ici pour une solution approximative comportant deux étapes : il s'agit d'abord de calculer une pondération basée sur une probabilité de sélection des fermes constante pour une strate d'échantillonnage donnée pour la MRC de Montcalm, puis de bâtir un modèle incluant une mesure approximative de la taille des fermes initialement sélectionnées (M_i) comme variable explicative. S'il s'avère que cette variable n'est pas liée à la variable dépendante et n'a pas non plus d'impact sur la relation entre les autres variables et la variable dépendante, on pourra alors interpréter le modèle en supposant que le fait de tenir compte ou non de la taille des fermes ne modifie pas les résultats. Bien sûr, la solution idéale consisterait à évaluer correctement les probabilités de sélection de manière à éviter les biais potentiels liés à la sélection des fermes. Toutefois, la solution proposée demeure appropriée dans les délais impartis.

Par la suite, s'il était démontré que la mesure de la taille des fermes initialement sélectionnées a un impact sur les paramètres du modèle, il serait difficile d'en interpréter les résultats. On pourrait dans ce cas faire une seconde modélisation basée sur une pondération calculée sous l'hypothèse que le taux d'échantillonnage des fermes est faible pour la MRC de Montcalm (bien que l'on sache que cette hypothèse n'est pas vérifiée). Si l'on pouvait calculer les probabilités de sélection réelles, elles se situeraient entre les deux types de probabilités de sélection approximatives proposées ici. Ainsi, si l'on obtient des résultats cohérents en utilisant chacune des pondérations proposées, on pourra les interpréter. Toutefois, si les deux modélisations mènent à des résultats différents, il sera difficile de conclure.

2.2.1 Pondération sous l'hypothèse d'égalité des probabilités de sélection des fermes

Puisque la sélection des fermes est faite de façon indépendante pour les deux études, la probabilité de sélection d'une ferme est égale à la somme des probabilités de sélection pour les deux études, moins le produit de ces probabilités. Ainsi, pour une strate de vulnérabilité k donnée, sous l'hypothèse d'égalité des probabilités de sélection des fermes, la probabilité de sélection de la ferme i calculée à cette première étape est la suivante :

$$p_{ki} = \frac{n_{Mk} \times \overline{M}_{Mk}}{M_{Mk}} + \frac{n_{Ak}}{\hat{N}_{Ak}} - \frac{n_{Mk} \times \overline{M}_{Mk} \times n_{Ak}}{M_{Mk} \times \hat{N}_{Ak}}$$

où n_{Mk} est le nombre de bâtiments initialement sélectionnés pour l'étude de l'*Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de l'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm* au sein de la strate k ; \overline{M}_{Mk} est une estimation approximative de la taille moyenne des fermes (taille excluant les silos, etc.) de la MRC de Montcalm (moyenne des tailles moyennes pondérées et non pondérées) au sein de la strate k ; M_{Mk} est le nombre total de bâtiments pour la strate k dans la MRC de Montcalm; n_{Ak} est le nombre de bâtiments initialement sélectionnés dans la strate k pour le bassin L'Assomption (étude de *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*) et \hat{N}_{Ak} est le nombre total de fermes estimé dans la strate k pour ce bassin basé sur la pondération de l'étude de *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants* (somme des inverses des probabilités de sélection des fermes).

Par ailleurs, les puits situés dans un environnement où il y a moins de puits admissibles ont plus de chances de faire partie de l'échantillon des puits « répondants ». Ainsi, leur poids doit être ajusté à la baisse pour tenir compte du fait qu'ils représentent un moins grand nombre de puits. Dans cette étude-ci, l'admissibilité des puits a été examinée par municipalité. Les taux d'admissibilité estimés varient de 52 % à 98 % d'une municipalité à l'autre.

Le poids w_{kci} associé au puits répondant i (ou à la ferme i) de la strate de vulnérabilité k ($k=1, 2, \dots, K$) et de la municipalité c ($c=1, 2, \dots, C$) est tel que

$$\sum_{k=1}^K \sum_{c=1}^C \sum_{i=1}^{r_{kc}} w_{kci} = \hat{N}_{ad}$$

où \hat{N}_{ad} est le nombre total estimé de puits admissibles et r_{kc} est le nombre de puits répondants, la sommation sur l'indice i portant sur ces puits. Si \hat{N}_{kc} est le nombre estimé de puits (admissibles ou non) pour le croisement de la strate k et de la municipalité c et \hat{t}_c le taux d'admissibilité estimé pour la municipalité c , on peut alors reformuler l'égalité précédente de la façon suivante :

$$\sum_{k=1}^K \sum_{c=1}^C r_{kc} w_{kci} = \sum_{k=1}^K \sum_{c=1}^C \hat{N}_{kc} \hat{t}_c .$$

Une solution à cette équation est

$$w_{kci} = \frac{\hat{N}_{kc} \hat{t}_c}{r_{kc}} .$$

De façon approximative, on peut estimer le nombre total de puits pour le croisement de la strate k et de la municipalité c par la somme de l'inverse des probabilités de sélection des fermes (ici définies p_{ki}) sur l'ensemble des n_{kc} fermes initialement sélectionnées pour ce croisement. On obtient alors

$$w_{kci} = \frac{n_{kc} \hat{t}_c}{p_{ki} r_{kc}} .$$

Il reste à estimer le taux d'admissibilité par municipalité. Pour une municipalité donnée, définissons les variables indicatrices I_{ki} , J_{ki} et K_{ki} associées à la ferme i initialement sélectionnée au sein de la strate k :

$$I_{ki} = \begin{cases} 1 & \text{si la ferme correspondant à la 1ère tentative avec statut d'admissibilité connu est} \\ & \text{admissible (cas "échantillonné")} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

$$J_{ki} = \begin{cases} 1 & \text{si la ferme correspondant à la 1ère tentative avec statut d'admissibilité connu est} \\ & \text{reliée à un puits (admissible ou non) ou un réseau d'aqueduc (cas "échantillonné"} \\ & \text{ou "système de traitement" ou "rejeté" ou "réseau")} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

$$K_i = \begin{cases} 1 & \text{si la ferme est reliée à un puits ou un réseau d'aqueduc (cas "échantillonné" ou "système} \\ & \text{de traitement" ou "rejeté" ou "réseau" ou "absent" ou "refus" ou "locataire" ou "chalet")} \\ & \text{peu importe si son statut d'admissibilité est connu ou non} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

Pour une municipalité c donnée, on estime alors le taux d'admissibilité par

$$\hat{t}_c = \frac{\sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^{n_{kc}} I_{ki}}{\sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^{n_{kc}} J_{ki}} \times \frac{\sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^{n_{kc}} K_{ki}}{\sum_{k=1}^K n_{kc}} .$$

Dans les sommations, l'indice i désigne chacune des fermes sélectionnées au sein de la municipalité c pour la strate k . Notons que pour les « fermes » non reliées à un puits ou un réseau d'aqueduc (cas « grange », « vieux bâtiment », « cabane à sucre » ou « autre »), le statut d'inadmissibilité n'est considéré que s'il s'agit de la ferme comprenant le bâtiment initialement sélectionné. Autrement, ces cas sont considérés comme des absences.

2.2.2 Pondération sous l'hypothèse de probabilités de sélection proportionnelles à la taille des fermes et d'un taux d'échantillonnage faible

En plus des définitions précédentes, si M_{ki} est le nombre de bâtiments (excluant silos, etc.) associés à la ferme i de la strate k , alors la probabilité de sélection de la ferme i de la strate de vulnérabilité k est telle que

$$p_{ki}^* = \frac{n_{Mk} \times M_{ki}}{M_{Mk}} + \frac{n_{Ak} \times M_{ki}}{M_{Ak}} - \frac{n_{Mk} \times n_{Ak} \times M_{ki}^2}{M_{Mk} \times M_{Ak}} .$$

Pour calculer la quantité M_{ki} pour une ferme, il n'était pas possible d'utiliser la base de sondage. En effet, la base de sondage est constituée de bâtiments qui font partie du bassin versant de la rivière L'Assomption, cependant elle ne permet pas de lier entre eux les bâtiments afin de former une « ferme ». Il était donc impossible à l'aide de la base de sondage de calculer le nombre de bâtiments par « ferme », (la quantité M_{ki}) qui était requis dans le calcul de p_{ki}^* . Une stratégie a été élaborée à l'aide du MENV afin de pouvoir associer à chaque « ferme » de l'échantillon un nombre de bâtiments :

- 1) repérage automatisé des « fermes » à un bâtiment de l'échantillon qui se trouvent en zone urbaine ainsi que de celles qui sont plutôt isolées géographiquement;
- 2) repérage visuel sur les cartes des autres « fermes » de l'échantillon et estimation du nombre de bâtiments avec un certain niveau de confiance.

Le deuxième repérage a été effectué à l'aide de cartes numérisées. Un nombre de bâtiments associés au bâtiment sélectionné dans l'échantillon (ou « ferme ») a été calculé. Une cote indiquant un niveau de confiance en ce nombre a aussi été attribuée pour chacun des bâtiments de l'échantillon : environ 98 % des bâtiments de l'échantillon ont reçu une cote indiquant un niveau de confiance élevé ou très élevé et environ 2 % ont reçu une cote indiquant un niveau de confiance faible quant au nombre de bâtiments attribué. Pour ces derniers cas, il était difficile de délimiter avec exactitude les limites de la « ferme ». Il a donc été décidé que, pour eux, le nombre de bâtiments moyen par strate calculé à partir de toutes les « fermes » dont le niveau de confiance n'est pas faible serait utilisé au lieu de la valeur calculée à partir des cartes numérisées. De cette façon, le biais introduit dans les estimations à cause d'une mauvaise valeur du nombre de bâtiments sera moins grand que si le nombre de bâtiments utilisé provient du repérage visuel qui est plutôt incertain pour ces cas. Notons que cette imputation entraîne dans certains cas des valeurs non entières.

Le poids w_{kci} associé au puits répondant i (ou à la ferme i) de la strate de vulnérabilité k ($k=1, 2, \dots, K$) et de la municipalité c ($c=1, 2, \dots, C$) est tel que

$$\sum_{k=1}^K \sum_{c=1}^C \sum_{i=1}^{r_{kc}} w_{kci} = \sum_{k=1}^K \sum_{c=1}^C \hat{N}_{kc} \hat{t}_c .$$

La sommation sur l'indice i porte sur les puits répondants de la strate k et de la municipalité c . Cette équation est vérifiée si

$$\sum_{i=1}^{r_{kc}} w_{kci} = \hat{N}_{kc} \hat{t}_c .$$

Or, pour une strate k et une municipalité c données, $w_{kci} = \text{constante} / M_{ki}$ et donc

$$w_{kci} = \frac{\hat{N}_{kc} \hat{t}_c}{M_{ki} \sum_{j=1}^{r_{kc}} 1 / M_{kj}} .$$

De façon approximative, le nombre de puits au sein de la strate k et de la municipalité c peut être estimé par

$$\hat{N}_{kc} = \sum_{i=1}^{n_{kc}} 1 / p_{ki}^* ,$$

où p_{ki}^* est la probabilité de sélection approximative de la ferme i au sein de la strate de vulnérabilité k . Le taux d'admissibilité pondéré pour la municipalité c est ici estimé par

$$\hat{t}_c = \frac{\sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^{n_{kc}} I_{ki} / p_{ki}^*}{\sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^{n_{kc}} J_{ki} / p_{ki}^*} \times \frac{\sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^{n_{kc}} K_{ki} / p_{ki}^*}{\sum_{k=1}^K \hat{N}_{kc}}$$

Pour les deux équations précédentes, les sommations sur l'indice i portent sur l'ensemble des fermes sélectionnées au sein de la municipalité c pour la strate k .

2.3 DESCRIPTION DU MODÈLE DE RÉGRESSION LOGISTIQUE

Afin d'atteindre l'objectif d'analyse de la qualité de l'eau selon deux mesures² (soit ici nitrates et bactéries), un modèle de régression logistique est utilisé. Ce modèle statistique est approprié puisque chacune des deux variables d'intérêt (qui sont aussi appelées les variables dépendantes) prend deux modalités. Un tel modèle permet de déterminer les caractéristiques des puits ou de leur environnement selon lesquelles varie la proportion de puits dont la concentration en nitrates excède ou égale le seuil fixé (ou avec présence de bactéries). Lors de la construction de ce modèle, des variables ayant un lien statistiquement significatif avec la variable dépendante pourront être déterminées. Un bon modèle statistique devrait par ailleurs inclure toutes les variables explicatives importantes et respecter les hypothèses statistiques sous-jacentes. Le modèle logistique présuppose que la proportion de puits dont la concentration en nitrates excède ou égale le seuil (ou avec présence de bactéries) est homogène à l'intérieur de chacune des combinaisons de variables explicatives.

Voici la définition du modèle logistique :

$$\log\left(\frac{p_i}{1-p_i}\right) = \beta_0 + \beta_1 x_{i,1} + \dots + \beta_q x_{i,q}$$

où

$$\log\left(\frac{p_i}{1-p_i}\right) = \text{fonction logit de } p_i$$

$i = 1, \dots, n$ (et n représente le nombre de puits dans l'échantillon)

p_i = probabilité que la concentration en nitrates du puits i soit supérieure ou égale au seuil de 3 mg/L-N (ou probabilité de présence de bactéries dans le puits i) étant donné les valeurs prises par les variables explicatives pour ce puits

x_{ik} = variable explicative, $k=1, \dots, q$ (et q est le nombre de variables explicatives du modèle)

β_k = paramètre du modèle à estimer pour tester le lien entre la variable dépendante et la variable explicative correspondante.

Une variable explicative à m catégories est représentée au sein du modèle par $m-1$ variables explicatives binaires décrivant à quelle catégorie un puits correspond.

2. Une troisième mesure, la présence de virus de type coliphages dans l'eau, n'a pas fait l'objet d'analyses statistiques puisqu'aucun échantillon d'eau n'en contenait sur le territoire de la MRC de Montcalm.

Lorsqu'une variable explicative est incluse dans le modèle, on cherche à tester si son effet principal est significativement différent de zéro. Pour pouvoir déterminer si un effet est *statistiquement significatif* ou non, une hypothèse doit tout d'abord être définie.

Exemple 1 : La proportion de puits avec une concentration en nitrates égale ou supérieure à 3 mg/L-N est égale pour les trois catégories de vulnérabilité.

Une statistique est définie et calculée, ce qui permet d'effectuer le test statistique de cette hypothèse. Ensuite, la probabilité d'obtenir une valeur de la statistique au moins aussi « extrême » que celle observée si l'hypothèse est effectivement vraie est calculée. Cette probabilité est comparée à une valeur de seuil théorique déjà établie. En pratique, le seuil 0,05 est souvent utilisé. Si la probabilité observée est plus faible que le seuil fixé, la conclusion est que l'hypothèse doit être rejetée.

Exemple 2 : Si le seuil observé du test de l'hypothèse « la proportion de puits avec une concentration en nitrates égale ou supérieure à 3 mg/L-N est égale pour les trois catégories de vulnérabilité » est de 0,02 et que le seuil du test est fixé à 0,05, cette hypothèse est rejetée et il est possible de conclure que l'étude a permis de détecter une différence significative entre les trois cotes quant à la proportion de puits dont la concentration en nitrates égale ou excède le seuil de 3 mg/L-N.

2.3.1 Interprétation du rapport de cotes

Dans le cadre du modèle de régression logistique, une quantité intéressante à interpréter en général est le rapport de cotes (« odds ratio »). Le rapport de cotes est une mesure d'association entre deux variables et est égal à 1 en l'absence d'association. Dans le contexte des phénomènes rares (prévalence < 0,10 pour toutes les combinaisons des variables explicatives), le rapport de cotes peut être interprété comme un simple rapport de prévalences (par exemple, le rapport de proportions de puits dont la concentration en nitrates est d'au moins 3 mg/L-N entre deux sous-groupes). Dans la présente étude, la proportion de puits dont la concentration excède le seuil fixé est globalement d'environ 5 % (et de 7 % pour la proportion de puits avec présence de bactéries), mais est supérieure à 10 % pour certaines combinaisons des variables explicatives considérées. Le rapport de cotes surestime quelque peu dans ce cas le rapport de prévalences.

2.3.2 Effet confondant

Une variable explicative peut avoir un effet confondant sur la relation entre la variable dépendante et une autre variable explicative. L'expression « effet confondant » est utilisée pour décrire une variable explicative qui est associée à la fois avec la variable dépendante et avec une variable explicative d'intérêt. Il est possible de déterminer si une variable explicative X a un effet confondant en comparant les coefficients estimés de la variable explicative d'intérêt avec et sans la variable X dans le modèle. Si les coefficients estimés ont subi un changement important, cela indique que la variable X devrait être incluse dans le modèle, peu importe si elle a un effet significatif ou non.

Exemple : Supposons que les puits de surface soient plus contaminés que les puits profonds et que dans la zone A il y ait beaucoup plus de puits de surface échantillonnés, en proportion, que dans la zone B. Si l'on ne tient pas compte du type de puits, on conclura que la zone A est plus contaminée que la zone B. Par contre, si l'on compare les deux zones en enlevant l'effet du type de puits, on pourra obtenir une conclusion différente puisque le type de puits a un effet confondant sur la relation entre la zone et la contamination. C'est donc dire que l'écart de contamination entre les deux zones diffère selon que l'on compare les puits de surface ou les puits profonds.

2.3.3 Un exemple d'effet confondant

Un examen des données peut être effectué afin d'évaluer si celles-ci suggèrent un effet confondant de la part de certaines variables. Présentons un exemple à partir des données recueillies dans le cadre d'une autre étude, soit l'étude de la *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants* (données réelles).

Tableau 2.1 Illustration d'un effet confondant : Probabilité estimée³ de trouver une concentration en nitrates supérieure ou égale à 3 mg/L-N pour l'étude de la Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants

	Zone témoin	Zone en surplus	Rapport de cotes
Puits de captage	5 %	17 %	3,9
Puits de surface	7 %	25 %	4,4
Puits profond	2 %	9 %	4,8
Tous types de puits	4 %	13 %	3,6

Si la variable de type de puits n'a pas un effet confondant, on s'attend à ce que le rapport de cotes par type de puits soit à peu près constant et qu'il ait approximativement la même valeur que le rapport de cotes global. En effet, il a été mentionné que l'effet confondant d'une variable explicative modifie les coefficients estimés d'une autre variable explicative dans le modèle. Donc, si les coefficients estimés d'une variable explicative sont affectés par l'inclusion d'une autre variable explicative qui cause un effet confondant, le rapport de cotes le sera aussi puisqu'il est calculé à partir des coefficients estimés.

On remarque que ce rapport varie assez peu selon le type de puits (3,9 à 4,8). On note aussi que le rapport de cotes global est plus faible au global (3,6). Ainsi, lorsque le type de puits est considéré dans l'analyse, l'écart entre la proportion de puits avec une concentration en nitrates d'au moins 3 mg/L-N pour la zone témoin et la zone en surplus est augmenté. Ce résultat suggère que la variable de type de puits a un effet confondant.

Tableau 2.2 Illustration d'un effet confondant : Répartition pondérée des puits de l'étude de la Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants

	Zone témoin	Zone en surplus
Puits de captage	3 %	2 %
Puits de surface	43 %	24 %
Puits profond	54 %	74 %
Tous types de puits	100 %	100 %

De plus, la répartition pondérée du nombre de puits dans la population visée pour l'étude de la *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants* montre que la proportion de puits en zone témoin et en zone de surplus varie selon le type de puits. Ceci est particulièrement vrai pour les puits de surface et les puits profonds. Puisque les rapports de cotes étaient à peu près constants selon le type de puits, c'est la répartition différente entre les deux zones qui fait en sorte que le rapport de cotes global diffère.

Ainsi, lorsqu'une variable explicative dont on veut tenir compte a un effet confondant, il est important de l'inclure dans le modèle afin que les coefficients estimés associés aux autres variables explicatives ne soient pas biaisés.

2.3.4 Interaction

Il peut arriver que la relation entre la variable dépendante et une variable explicative varie selon la valeur prise par une seconde variable explicative. On est alors en présence d'une interaction entre les variables explicatives. Cette interaction doit être incluse au modèle pour bien décrire la relation entre la variable dépendante et les variables explicatives.

3. Correspond au terme p_i estimé à partir du modèle.

Exemple : S'il existe un écart entre les trois cotes de vulnérabilité pour les puits mis en présence d'activité agricole, mais que cet écart est nul pour les autres puits, on conclura qu'il y a une interaction entre la cote de vulnérabilité et l'activité agricole. Ainsi, on ne pourrait interpréter la relation entre la présence de bactéries, par exemple, et la cote de vulnérabilité sans tenir compte du fait qu'il y ait présence ou absence d'activité agricole.

2.4 LOGICIEL UTILISÉ

Le logiciel statistique SUDAAN a été utilisé pour effectuer la modélisation des deux variables dépendantes. Ce logiciel tient compte du plan de sondage dans l'estimation des paramètres β_k et de leur variance. Cela permet d'obtenir des estimations non biaisées et d'inférer les conclusions à l'ensemble de la population visée.

3. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS POUR L'ANALYSE DE LA CONCENTRATION EN NITRATES

3.1 VARIABLES CONSIDÉRÉES

Ce modèle étudie la concentration en nitrates qui égale ou excède le seuil de 3 mg/L-N dans l'eau du puits échantillonnée. La variable dépendante a deux modalités :

- 1) la concentration en nitrates est supérieure ou égale à 3,0 mg/L-N;
- 2) la concentration en nitrates est inférieure à 3,0 mg/L-N.

Parmi les variables explicatives considérées, il y a :

- la cote de vulnérabilité;
- le type de puits;
- le type d'installation septique;
- la distance entre le puits et l'installation septique;
- le type de site d'entreposage de fumier;
- la distance entre le puits et le site d'entreposage de fumier;
- la présence ou l'absence d'activité agricole.

L'analyse porte sur les trois strates de vulnérabilité de la MRC de Montcalm en zone d'activité agricole intense pour lesquelles des puits ont été échantillonnés. La zone témoin est exclue de l'analyse.

Il est toujours utile, avant de procéder à la modélisation, d'effectuer quelques analyses préliminaires afin d'explorer les données. Ces analyses peuvent détecter des variables qui devraient être incluses au modèle ainsi que des problèmes potentiels.

Tout d'abord, il y a une variable qui présente une majorité de valeurs manquantes: c'est celle qui définit la distance entre le puits et le type de site d'entreposage de fumier (environ 90 % de valeurs manquantes). Il a été décidé de ne pas l'inclure dans le modèle, car cela enlèverait un grand nombre d'observations utiles pour l'analyse.

Un problème peut survenir lorsqu'il y a très peu de puits pour une modalité de la variable explicative. Il serait problématique d'inclure une telle variable dans le modèle, car l'estimation du paramètre correspondant ne serait pas possible (et il serait impossible d'évaluer son lien). Il a été décidé de regrouper les modalités « surface » et « captage » de la variable de type de puits puisqu'il y a très peu de puits dont le type est « captage ». La variable de type de puits aura donc deux modalités.

La variable de type d'installation septique présentait également ce genre de problème. Certaines de ses modalités ont été regroupées de la façon suivante :

- 1- un type d'installation septique;
- 2- aucun type d'installation septique.

Par ailleurs, la variable définissant le type de site d'entreposage de fumier comporte une proportion de valeurs manquantes de l'ordre de 45 %. De plus, il y a très peu de puits pour certaines modalités de la variable explicative. Une variable regroupée a ainsi été créée pour l'analyse :

- 1- un type de site d'entreposage de fumier;
- 2- aucun type de site d'entreposage de fumier.

Quant à la variable qui définit la distance entre le puits et le type d'installation septique, elle a aussi été regroupée en trois catégories: distance de 0 à moins de 10 mètres; de 10 mètres à moins de 50 mètres; 50 mètres et plus. C'est un regroupement semblable à celui effectué lors de l'élaboration du modèle étudiant la concentration en nitrates pour l'étude de la *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*. Un nombre de puits suffisamment grand était assuré avec ce regroupement de distances en trois groupes. Il était nécessaire de regrouper cette variable en catégories puisque la variable originale continue ne présentait pas un lien linéaire tel qu'il est supposé par le modèle de régression logistique. Cela venait donc en contradiction avec une hypothèse de base de l'utilisation du modèle de régression logistique.

Tel qu'il est décrit à la section portant sur la pondération, une mesure approximative de la taille des fermes initialement sélectionnées (Mi) sera incluse comme variable explicative dans le modèle utilisant une probabilité de sélection des fermes constante pour une strate d'échantillonnage donnée. Cette variable numérique ne peut être incluse telle quelle comme variable explicative dans le modèle puisqu'il semble qu'elle ne présentait pas un lien linéaire tel qu'il est supposé par le modèle de régression logistique. Elle a donc été regroupée en trois modalités : nombre de bâtiments inférieur à 2; nombre de bâtiments allant de 2 à moins de 3; nombre de bâtiments supérieur ou égal à 3. Un nombre de puits suffisamment grand était assuré avec ce regroupement.

3.2 ANALYSES EXPLORATOIRES

L'association existant entre une variable explicative et la variable dépendante peut être étudiée afin de donner une idée des liens avec les variables explicatives potentielles. La relation entre la variable dépendante et chacune des variables explicatives considérées a d'abord été étudiée de façon bivariée. Il en ressort que, pour les variables de cote de vulnérabilité, de type de puits et de distance entre le puits et l'installation septique, un lien significatif est détecté, au seuil 0,05, avec la concentration en nitrates dans l'eau du puits. Dans tous les autres cas, le seuil observé est supérieur à 0,3. De plus, pour toutes ces analyses bivariées, la variable indiquant le nombre de bâtiments par ferme était aussi incluse dans le modèle (puisque l'on fait l'hypothèse d'une probabilité de sélection des fermes constante pour une strate d'échantillonnage donnée). Le seuil observé pour cette variable, dans toutes les analyses bivariées, était supérieur à 0,1.

3.3 CONSTRUCTION DES MODÈLES

La modélisation a été effectuée en supposant des probabilités de sélection des puits égales à l'intérieur de chacune des strates.

3.3.1 Modèle 1 : Ensemble des variables

Un premier modèle comprenant l'ensemble des variables explicatives retenues a été ajusté aux données. La variable de cote de vulnérabilité a été incluse pour comparer les cotes de forte, moyenne et faible vulnérabilité.

Variables explicatives du modèle 1 :

- Cote de vulnérabilité
- Type de puits
- Type d'installation septique
- Distance entre le puits et l'installation septique
- Type de site d'entreposage de fumier
- Activité agricole
- Mesure de la taille de la ferme sélectionnée

L'inclusion de la variable décrivant le type de site d'entreposage de fumier amenait un nombre de puits dont la concentration en nitrates était d'au moins 3 mg/L-N à environ 15 (au lieu d'environ 40) en raison de la non-réponse partielle. De plus, aucun lien significatif n'avait été détecté entre cette variable et la concentration en nitrates dans l'analyse bivariable. Il a donc été décidé d'exclure la variable du modèle puisqu'il aurait été difficile d'effectuer une analyse fiable à partir d'un si petit nombre d'observations. Si elle avait été incluse, il y aurait eu des risques de biais puisque l'analyse aurait été effectuée à partir d'un sous-ensemble de données.

3.3.2 Modèle 2 : Exclusion du type de site d'entreposage de fumier

La variable de type de site d'entreposage de fumier a été retirée du modèle tel qu'il est mentionné à la section 3.3.1.

Variables explicatives du modèle 2 :

- Cote de vulnérabilité
- Type de puits
- Type d'installation septique
- Distance entre le puits et l'installation septique
- Activité agricole
- Mesure de la taille de la ferme sélectionnée

Trois variables ont un lien significatif lorsqu'elles sont incluses dans le modèle: le type de puits, la distance entre le puits et l'installation septique et l'activité agricole. Le seuil observé du test pour la variable d'activité agricole est très près du seuil fixé (0,05). Pour ce qui est des variables de cote de vulnérabilité et de type d'installation septique, aucun lien significatif avec la variable dépendante n'est détecté au seuil 0,05. Quant à la variable explicative mesurant la taille de la ferme sélectionnée, aucun lien significatif n'est détecté avec la variable dépendante.

Il a été possible de tester l'existence de deux termes d'interaction (en contrôlant pour les autres variables explicatives du modèle) :

- a) l'interaction entre la cote de vulnérabilité et l'activité agricole;
- b) l'interaction entre le type de puits et l'activité agricole.

Pour ces deux termes d'interaction, aucun lien significatif n'a été détecté au seuil 0,05. Ainsi, il est possible d'en faire l'interprétation suivante.

- a) Que les puits considérés soient ceux avec présence d'activité agricole ou ceux avec absence d'activité agricole, les **écarts** entre les cotes de vulnérabilité (quant à la proportion de puits dont la concentration est d'au moins 3 mg/L-N) ne sont pas significativement différents. Qui plus est, puisque la proportion de puits dont la concentration est supérieure ou égale au seuil ne varie pas significativement selon la cote de vulnérabilité, on peut dire que la proportion de puits dont la concentration excède le seuil ne varie pas entre les cotes de vulnérabilité, qu'il y ait ou non présence d'activité agricole.
- b) Que les puits considérés soient ceux avec présence d'activité agricole ou ceux avec absence d'activité agricole, l'**écart** entre les deux types de puits (quant à la proportion de puits dont la concentration en nitrates est d'au moins 3 mg/L-N) ne diffère pas significativement.

Il n'est donc pas nécessaire d'ajouter ces termes d'interaction au modèle 2.

En ce qui concerne les autres termes d'interaction entre deux variables explicatives, il n'a pas été possible de les tester. En effet, l'introduction d'un tel terme cause des problèmes d'estimation en raison de la faible proportion de puits dont la concentration en nitrates est d'au moins 3 mg/L-N, pour la plupart des interactions entre deux variables explicatives. On doit donc présumer qu'il n'existe pas d'interaction entre les variables explicatives du modèle.

3.3.3 Modèle 3 : Exclusion du type d'installation septique

La variable de type d'installation septique a été retirée du modèle puisqu'elle ne présente pas de lien significatif avec la concentration en nitrates.

Variables explicatives du modèle 3 :

- Cote de vulnérabilité
- Type de puits
- Distance entre le puits et l'installation septique
- Activité agricole
- Mesure de la taille de la ferme sélectionnée

Cette exclusion n'a pas modifié les conclusions des quatre autres variables du modèle 2 quant à leur lien significatif ou non avec la variable dépendante. De plus, le type d'installation septique ne semblait pas avoir un effet confondant puisque les coefficients estimés du modèle n'ont pas varié grandement⁴. Ainsi, trois variables ont un lien significatif lorsqu'elles sont incluses dans ce modèle: le type de puits, la distance entre le puits et l'installation septique et l'activité agricole. Le seuil observé du test pour la variable d'activité agricole est encore très près du seuil fixé (0,05). En ce qui concerne la cote de vulnérabilité, aucun lien significatif avec la variable dépendante n'est détecté. Enfin, aucun lien significatif n'est détecté entre la variable explicative mesurant la taille de la ferme et la variable dépendante.

Le modèle 3 est donc retenu comme **modèle final**.

Seuils observés pour les variables explicatives retenues :

- ❖ Cote de vulnérabilité : 0,41 (non lié significativement)
- ❖ Type de puits : 0,0073 (lié significativement)
- ❖ Distance entre le puits et l'installation septique : 0,0251 (lié significativement)
- ❖ Activité agricole : 0,0477 (lié significativement)⁵
- ❖ Mesure de la taille de la ferme sélectionnée : 0,31 (lié non significativement)

Le nombre d'observations utilisé pour l'analyse est de 568.

Ainsi, peu importe les modèles examinés à la section 3.3, il n'est pas possible de détecter un écart entre les trois cotes de vulnérabilité.

3.4 INTERPRÉTATION DU MODÈLE RETENU

3.4.1 Interprétation du modèle final

Selon le modèle retenu, il n'a pas été possible de détecter un lien significatif entre la concentration en nitrates de l'eau du puits et la cote de vulnérabilité, après avoir enlevé l'effet du type de puits, de la distance entre le puits et l'installation septique et de l'activité agricole. Toutefois, les coefficients estimés pour la variable de cote de vulnérabilité croissent avec le niveau de vulnérabilité, mais cette hausse n'est pas significative. Puisque la proportion de puits ayant une concentration en nitrates supérieure ou égale à 3 mg/L-N était faible, une plus grande taille d'échantillon aurait peut-être permis de détecter des écarts entre les trois cotes.

4. L'examen des coefficients estimés s'est fait en tenant compte également de la variabilité associée à cette estimation.

5. Mise en garde : on détecte un lien significatif au seuil théorique de 0,05 mais, le seuil observé étant très près de ce seuil théorique, il est important d'être prudent lors de l'énoncé de cette conclusion.

Il semble que les coefficients estimés de la variable de cote de vulnérabilité soient modifiés de façon importante lorsque la variable de type de puits est retirée du modèle. Cela suggère qu'il y a un effet confondant du type de puits sur la cote de vulnérabilité. Le fait de tenir compte du type de puits dans le modèle amoindrit les écarts entre les cotes de vulnérabilité. De plus, lorsque la variable de type de puits est retirée du modèle, un lien significatif est détecté entre la cote de vulnérabilité et la concentration en nitrates. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que la répartition des puits selon leur type varie par cote de vulnérabilité (les puits profonds se trouvent en plus forte proportion pour la cote de faible vulnérabilité). De plus, il semble que les coefficients estimés soient modifiés légèrement lorsque la variable de l'activité agricole est retirée du modèle. Cela suggère également que l'activité agricole a un effet confondant sur la cote de vulnérabilité, mais moins important que celui du type de puits. Ainsi, les variables d'activité agricole et de type de puits modifient de façon non négligeable la relation entre la cote de vulnérabilité et la concentration en nitrates, mais le modèle final tient compte de ces deux variables.

3.4.2 Effet de la non-réponse

Le modèle final utilise 568 observations, sur une possibilité de 712 (il y a 712 puits qui font partie des strates de vulnérabilité initiales : faible, moyenne et élevée). L'analyse est donc effectuée à partir d'un sous-ensemble représentant environ 80 % des puits disponibles. Cela pourrait entraîner des biais dans les estimations des paramètres (et donc fausser les conclusions) s'il s'avérait que le profil des puits pour lesquels toutes les valeurs des variables explicatives sont connues diffère de celui des autres puits. Il semble que, peu importe si toutes les valeurs des variables explicatives du modèle final retenu soient connues (ou non) pour l'analyse, la proportion de puits dont la concentration en nitrates est d'au moins 3 mg/L-N est approximativement la même.

3.4.3 Effet de la pondération

Toutes les analyses ont été effectuées avec une variable de poids qui suppose que la probabilité de sélection est égale pour tous les puits à l'intérieur d'une strate de vulnérabilité. Ces poids tiennent compte des probabilités de sélection variables d'une strate à l'autre et de la variabilité des taux de puits admissibles d'une municipalité à l'autre. Cependant, puisque les poids ne tiennent pas compte du nombre de bâtiments par ferme, cette variable a été incluse dans la modélisation en tant que variable explicative de manière à étudier son impact sur la relation entre les autres variables. Pour tous les modèles étudiés, aucun lien significatif n'a été détecté entre la variable de taille des fermes des points sélectionnés et la concentration en nitrates. L'impact de ne pas avoir tenu compte de la taille des fermes dans la probabilité de sélection n'est donc pas considéré comme important. Ainsi, il est possible d'inférer les conclusions énoncées à l'aide du modèle final à l'ensemble de la population puisque le fait de ne pas tenir compte de la taille des fermes ne modifie pas la relation entre la variable dépendante et les variables explicatives. Pour cette raison, il n'a pas été nécessaire d'avoir recours à la pondération reposant sur l'hypothèse de probabilités de sélection proportionnelles à la taille des fermes telle qu'elle est présentée à la section 2.2.2.

3.4.4 Interprétation des rapports de cotes

Tel qu'il est expliqué à la section 2.3.1., lorsque la proportion de puits avec concentration en nitrates supérieure ou égale au seuil de 3 mg/L-N est très faible pour toutes les combinaisons de variables explicatives, il est possible d'interpréter le rapport de cotes comme un rapport de prévalences (c'est-à-dire un rapport de proportions de puits dont la concentration en nitrates excède ou égale 3 mg/L-N entre deux sous-groupes). Dans le cas présent, la proportion de puits avec concentration en nitrates supérieure ou égale à 3 mg/L-N est d'environ 5 % globalement. Cependant, il peut y avoir des combinaisons de variables explicatives pour lesquelles cette proportion est supérieure à 10 %. Dans ce cas, le rapport de cotes surestime quelque peu le rapport de prévalences. Il est par ailleurs important de considérer le rapport de cotes comme une estimation à laquelle est associée une certaine imprécision et de l'interpréter conjointement avec l'intervalle de confiance.

Le tableau suivant présente les rapports de cotes pour le modèle pour chacune des variables explicatives. L'intervalle de confiance à 95 % associé à chaque rapport de cotes est aussi présenté⁶.

Tableau 3.1 Rapports de cotes estimés à partir du modèle final 3

Variable explicative	Rapport de cotes ⁷	Intervalle de confiance à 95 %
Cote de vulnérabilité⁸		
Faible	1,00	-
Moyenne	1,71	0,46 à 6,37
Élevée	2,51	0,68 à 9,23
Activité agricole		
Présence	2,39	1,01 à 5,67
Absence	1,00	-
Distance entre le puits et l'installation septique		
0 à moins de 10 mètres	5,03	0,90 à 28,11
10 à moins de 50 mètres	1,65	0,34 à 8,07
50 mètres et plus	1,00	-
Type de puits		
Profond	1,00	-
Surface (ou captage)	3,99	1,45 à 10,96

Voici un exemple d'interprétation de rapport de cotes. Si, pour toutes les combinaisons de variables explicatives, il avait été vérifié que la proportion de puits avec concentration en nitrates d'au moins 3 mg/L-N était inférieure à 10 %, une des conclusions serait :

« Avec un degré de confiance de 95 %, on peut affirmer que le rapport entre la proportion de puits de surface dont la contamination excède ou égale le seuil fixé et la proportion de puits profonds se situe entre 1,45 à 10,96 dans la population cible. Autrement dit, on estime qu'il y a entre 1,5 et 11 fois plus de chances de trouver des puits dont la concentration en nitrates est d'au moins 3 mg/L-N pour les puits de surface que pour les puits profonds. »

Pour cette analyse, il faut considérer que les rapports de cotes présentés dans le tableau 3.1 surestiment légèrement les rapports de prévalences et doivent être interprétés comme représentant un ordre de grandeur du véritable rapport de prévalences.

6. Si l'échantillonnage était répété indéfiniment, chaque échantillon fournissant un intervalle de confiance différent, alors 95 % des intervalles contiendraient la vraie valeur du rapport de cotes.

7. Pour chacune des variables explicatives, on compare le rapport de cotes de l'une des modalités par rapport à celui de la modalité de référence pour cette même variable. Le rapport de cotes de la modalité de référence est toujours de 1.

8. Rappel : aucun lien significatif entre la cote de vulnérabilité et la concentration en nitrates n'a été détecté.

4. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DE L'ANALYSE DE LA PRÉSENCE DE BACTÉRIES

4.1 VARIABLES CONSIDÉRÉES

Ce modèle étudie la présence ou l'absence de bactéries dans l'eau du puits échantillonnée. La variable dépendante a deux modalités :

- 1- Au moins une bactérie présente (*E. coli* ou entérocoques)
- 2- Aucune bactérie présente (ni *E. coli* ni entérocoques)

Parmi les variables explicatives considérées, il y a :

- la cote de vulnérabilité;
- le type de puits;
- le type d'installation septique;
- la distance entre le puits et l'installation septique;
- le type de site d'entreposage de fumier;
- la distance entre le puits et le site d'entreposage de fumier;
- la présence ou l'absence d'activité agricole;
- une mesure de la taille de la ferme sélectionnée.

L'analyse porte sur les trois strates de vulnérabilité de la MRC de Montcalm pour lesquelles des puits ont été échantillonnés. La zone de référence ou témoin est exclue de l'analyse. Ce sous-groupe compte 712 unités parmi les 810 puits sélectionnés. Notons que toutes les variables présentent une certaine non-réponse partielle. Ainsi, le nombre d'unités d'analyse varie selon le modèle.

Il est toujours utile, avant de procéder à la modélisation, d'effectuer quelques analyses préliminaires afin d'explorer les données. Ces analyses peuvent détecter des variables qui devraient être incluses au modèle ainsi que des problèmes potentiels.

Tout d'abord, il y a une variable qui présente une majorité de valeurs manquantes: c'est celle qui définit la distance entre le puits et le type de site d'entreposage de fumier (environ 90 % de valeurs manquantes). Il a été décidé de ne pas l'inclure dans le modèle, car cela enlèverait un grand nombre d'observations utiles pour l'analyse.

Un problème peut survenir lorsqu'il y a très peu de puits pour une modalité de la variable explicative. Il serait problématique d'inclure une telle variable dans le modèle, car l'estimation du paramètre correspondant ne serait pas possible (et il serait impossible d'évaluer son lien). Il a été décidé de regrouper les modalités « surface » et « captage » de la variable de type de puits puisqu'il y a très peu de puits dont le type est « captage ». La variable de type de puits aura donc deux modalités.

La variable de type d'installation septique présentait également ce genre de problème. Certaines de ses modalités ont été regroupées de la façon suivante :

- 1- un type d'installation septique;
- 2- aucun type d'installation septique.

Par ailleurs, la variable définissant le type de site d'entreposage de fumier comporte une proportion de valeurs manquantes de l'ordre de 45 %. De plus, il y a très peu de puits pour certaines modalités de la variable explicative. Une variable regroupée a ainsi été créée pour l'analyse :

- 1- un type de site d'entreposage de fumier;
- 2- aucun type de site d'entreposage de fumier.

Quant à la variable qui définit la distance entre le puits et le type d'installation septique, elle a aussi été regroupée en trois catégories: distance de 0 à moins de 10 mètres; de 10 mètres à moins de 50 mètres; 50 mètres et plus. C'est un regroupement semblable à celui effectué lors de l'élaboration du modèle étudiant la concentration en nitrates, pour l'étude de la *Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*. Un nombre de puits suffisamment grand était assuré avec ce regroupement de distances en trois groupes. Il était nécessaire de regrouper cette variable en catégories puisque la variable originale ne présentait pas un lien linéaire tel qu'il est supposé par le modèle de régression logistique. Cela venait donc en contradiction avec une hypothèse de base de l'utilisation du modèle de régression logistique.

Tel qu'il est décrit à la section portant sur la pondération, une mesure approximative de la taille des fermes initialement sélectionnées (M_i) sera incluse comme variable explicative dans le modèle utilisant une probabilité de sélection des fermes constante pour une strate d'échantillonnage donnée. Cette variable ne peut être incluse sous sa forme continue comme variable explicative dans le modèle puisqu'il semble qu'elle ne présentait pas un lien linéaire tel qu'il est supposé par le modèle de régression logistique. Elle a donc été regroupée en trois modalités : nombre de bâtiments inférieur à 2; nombre de bâtiments allant de 2 à moins de 3; nombre de bâtiments supérieur ou égal à 3. Un nombre de puits suffisamment grand par modalité était assuré avec ce regroupement.

4.2 ANALYSES EXPLORATOIRES

L'association existant entre une variable explicative et la variable dépendante (présence ou absence de bactéries) peut être étudiée afin de donner une idée des liens avec les variables explicatives potentielles. La relation entre la variable dépendante et chacune des variables explicatives considérées a d'abord été étudiée de façon bivariée. Il en ressort que, pour les variables de cote de vulnérabilité, de type de puits et de présence d'activité agricole, un lien significatif est détecté, au seuil 0,05, avec la présence de bactéries. Dans tous les autres cas, le seuil observé est supérieur à 0,2. De plus, pour ces analyses, la variable indiquant le nombre de bâtiments par ferme était aussi incluse dans le modèle (puisque l'on fait l'hypothèse d'une probabilité de sélection des fermes constante pour une strate d'échantillonnage donnée). Le seuil observé pour cette variable était dans tous les cas supérieur à 0,3.

Notons que l'on n'a observé aucune bactérie au sein des puits pour lesquels il n'y a aucun type d'installation septique, de même qu'au sein des puits pour lesquels il y a au moins un type de site d'entreposage de fumier. Cela cause des problèmes quant à l'estimation des paramètres du modèle de régression logistique. Ainsi, pour les besoins de l'analyse exploratoire, nous avons modifié une donnée d'absence en une donnée de présence de bactéries pour un puits sélectionné au hasard parmi le sous-groupe des puits sans installation septique et celui où il y a au moins un type de site d'entreposage de fumier. Cette donnée est rétablie dans le modèle final.

4.3 CONSTRUCTION DES MODÈLES

La modélisation a été effectuée en supposant des probabilités de sélection des puits égales à l'intérieur de chacune des strates. Seule la variable de type de site d'entreposage de fumier n'a pas été considérée pour la modélisation, étant donné son taux élevé de non-réponse partielle et parce qu'elle ne présentait pas de lien significatif avec la variable de présence de bactéries.

4.3.1 Modèle 1 : Ensemble des variables (excluant le type de site d'entreposage de fumier)

Un premier modèle comprenant l'ensemble des variables explicatives retenues a été ajusté aux données. La variable de cote de vulnérabilité a été incluse pour comparer les cotes de forte, moyenne et faible vulnérabilité.

Variables explicatives du modèle 1

- Cote de vulnérabilité (3 modalités)
- Type de puits
- Type d'installation septique
- Distance entre le puits et l'installation septique
- Activité agricole
- Mesure de la taille de la ferme sélectionnée

Trois variables ont un lien significatif, au seuil 0,05, lorsqu'elles sont incluses dans le modèle, soit la cote de vulnérabilité, le type de puits et l'activité agricole. Quant aux deux autres variables, aucun lien significatif avec la variable dépendante n'est détecté au seuil 0,05. Aucun lien significatif n'est non plus détecté entre la variable de taille des fermes et la variable dépendante. Notons que cette analyse porte sur la variable de présence de bactéries modifiée pour inclure un puits avec présence de bactéries au sein des puits pour lesquels on ne compte aucun type d'installation septique.

4.3.2 Modèle 2 : Exclusion du type d'installation septique et de la distance entre le puits et l'installation septique

Les variables de type d'installation septique et de distance entre le puits et l'installation septique ont été retirées du modèle. Puisque la variable de type d'installation septique n'apparaît plus au modèle, la variable de présence de bactéries non modifiée est utilisée.

Variables explicatives du modèle 2

- Cote de vulnérabilité (3 modalités)
- Type de puits
- Activité agricole
- Mesure de la taille de la ferme sélectionnée

Lorsque l'on interprète les paramètres du modèle, on observe que seule la variable de type de puits présente un lien dans le sens attendu, c'est-à-dire que la proportion de puits avec présence de bactéries est plus élevée pour les puits de surface (ou de captage) que pour les puits en profondeur, en tenant compte des autres variables incluses au modèle. Pour ce qui est des autres variables, on note une proportion de puits avec présence de bactéries plus élevée pour les puits où il y a absence d'activité agricole, ainsi qu'une tendance à l'effet que la proportion de puits avec présence de bactéries décroît avec le niveau de vulnérabilité. Ces résultats inattendus suggèrent qu'il pourrait y avoir présence d'interactions entre les variables explicatives.

Lorsque l'on étudie la relation entre les trois variables explicatives qui semblent les plus liées à la présence ou l'absence de bactéries (cote de vulnérabilité, type de puits et activité agricole), on remarque que celles-ci sont très liées entre elles. En particulier, la proportion de puits en profondeur passe de presque 100 % avec une cote de faible vulnérabilité (mesure de vulnérabilité inférieure à 100) à environ 50 % avec une cote de forte vulnérabilité (mesure de vulnérabilité supérieure à 150). On n'a donc à peu près aucun puits de surface (ou de captage) avec une cote de faible vulnérabilité. Puisque le type de puits est également fortement lié à la présence de bactéries, on observe un fort effet confondant du type de puits sur la cote de vulnérabilité. Par ailleurs, parmi les puits avec une cote de faible vulnérabilité, on en trouve environ les deux tiers avec présence d'activité agricole, alors que cette proportion est d'environ un quart parmi les puits dont la cote de vulnérabilité est moyenne ou forte (mesure de vulnérabilité supérieure ou égale à 100), suggérant aussi un effet confondant.

4.3.3 Modèle 3 : Analyses par type de puits

Afin d'y voir plus clair et à cause du problème que cause le lien étroit observé entre le type de puits et la cote de vulnérabilité, une analyse distincte a été faite par le type de puits. Cela a permis d'utiliser des variables de cote de vulnérabilité formées selon différents points de coupure de l'indice DRASTIC. Dans chacun des modèles, toutes les variables explicatives ont été prises en compte, pour finalement ne retenir que la cote de vulnérabilité et l'activité agricole qui sont les seules variables (hormis le type de puits) présentant un lien significatif avec la présence de bactéries.

Variables explicatives du modèle 3

1- Puits en profondeur :

- Cote de vulnérabilité (2 modalités avec 100 ou 125 comme point de coupure)
- Activité agricole
- Mesure de la taille de la ferme sélectionnée

2- Puits de surface ou de captage :

- Cote de vulnérabilité (2 modalités avec 150 comme point de coupure)
- Activité agricole
- Mesure de la taille de la ferme sélectionnée

4.4 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

4.4.1 Interprétation des analyses par type de puits

La proportion de puits avec présence de bactéries est de l'ordre de 3 % pour les puits en profondeur et de 20 % pour les puits de surface.

Pour ce qui est des puits en profondeur, aucun lien n'est détecté avec la cote de vulnérabilité, mais il n'est pas possible de tester des termes d'interaction étant donné le faible nombre de puits avec présence de bactéries disponibles pour l'analyse. Cette analyse porte sur 465 unités dont 13 puits avec présence de bactéries. Ces analyses ont été faites pour deux regroupements différents des données de vulnérabilité (soit une variable à deux modalités avec 125 comme point de coupure et une variable à deux modalités avec 100 comme point de coupure). Dans tous les cas, les proportions observées sont semblables pour les différentes cotes de vulnérabilité. C'est donc dire que, pour les puits en profondeur, on n'a pu détecter de différence significative entre les cotes de vulnérabilité :

seuil observé du test avec 125 comme point de coupure : 0,59 ;
seuil observé du test avec 100 comme point de coupure : 0,36.

Il n'y a pas non plus de lien significatif avec la variable d'activité agricole :

seuil observé du test avec 125 comme point de coupure : 0,36 ;
seuil observé du test avec 100 comme point de coupure : 0,16.

Avec une proportion de puits avec présence de bactéries de l'ordre de 3 %, il faudrait un échantillon de taille plus grande pour être en mesure de détecter de petits écarts entre les sous-groupes.

Pour ce qui est des puits de surface, puisqu'il n'y a en pratique aucun puits avec une cote de faible vulnérabilité, on a utilisé une variable à deux modalités avec 150 comme point de coupure. Cette analyse porte sur 130 unités, dont 24 puits avec présence de bactéries. Selon cette analyse, on détecte une interaction significative ($p=0,0009$) entre la cote de vulnérabilité et l'activité agricole. C'est donc dire que la relation entre la cote de vulnérabilité et la présence de bactéries varie non seulement selon le type de puits, mais également selon l'activité agricole. Inversement, on peut dire que la relation entre l'activité

agricole et la présence de bactéries varie selon le type de puits et la cote de vulnérabilité. Autrement dit, on ne peut interpréter le lien entre la variable dépendante et l'une de ces trois variables explicatives sans tenir compte de la valeur prise par les deux autres variables explicatives. Les paragraphes ci-dessous décrivent les analyses effectuées pour les puits de surface, selon l'activité agricole et le niveau de vulnérabilité.

Pour les puits avec présence d'activité agricole, on observe une tendance ($p=0,08$) à l'effet que la proportion de puits avec présence de bactéries soit plus élevée parmi le sous-groupe de cote de vulnérabilité élevée, mais cet écart n'est pas significatif au seuil 0,05. Les proportions estimées sont dans ce cas de 4 % pour la cote de faible ou moyenne vulnérabilité et de 20 % pour la cote de forte vulnérabilité. Notons que ces estimations sont très imprécises étant donné le petit nombre de puits pour ce sous-groupe. Elles sont présentées, ainsi que leur précision estimée, à la section 4.4.4.

Parmi les puits avec absence d'activité agricole, on observe une proportion de puits avec présence de bactéries significativement plus élevée ($p=0,001$) pour les puits dont la cote de vulnérabilité est faible ou moyenne, un résultat qui va dans le sens inverse au précédent. Ce résultat surprenant (contraire au sens attendu) suggère qu'il pourrait y avoir des variables importantes dont on n'a pu tenir compte dans la modélisation. Pour ce sous-groupe, les proportions estimées de puits avec présence de bactéries sont de 33 % pour la cote de faible ou moyenne vulnérabilité et de 4 % pour la cote de forte vulnérabilité.

D'un autre point de vue, parmi les puits de faible ou moyenne cote de vulnérabilité, on observe une proportion de puits avec présence de bactéries significativement ($p=0,002$) plus élevée en l'absence d'activité agricole qu'en présence d'une telle activité. Les proportions estimées sont respectivement de 33 % et 4 %. Ce résultat est encore inverse à celui auquel on aurait pu s'attendre. Pour les puits de cote de vulnérabilité élevée, on observe une tendance ($p=0,07$) à ce que la proportion de puits avec présence de bactéries soit plus élevée en présence d'activité agricole, mais ce résultat n'est pas significatif au seuil 0,05. Les proportions estimées sont inversées par rapport au cas précédent : 4 % en l'absence et 20 % en présence d'activité agricole.

Notons que, pour la variable explicative indiquant le nombre de bâtiments par ferme, aucun lien significatif n'est détecté avec la variable dépendante. Cette variable n'a pas non plus d'effet confondant sur les autres variables explicatives considérées.

4.4.2 Effet de la non-réponse

Les variables de cote de vulnérabilité, de type de puits et d'activité agricole présentent des taux de non-réponse partielle respectifs de 8 %, 5 % et 9 %. Globalement, pour l'ensemble des variables considérées, la non-réponse partielle atteint un taux de 16 %. Parmi les puits dont le type est connu (95 % des puits), on observe un taux de non-réponse de 10 % pour les puits en profondeur et de 15 % pour les puits de surface ou de captage. C'est donc dire que les analyses effectuées portent sur des sous-groupes de l'échantillon des 712 puits « répondants ». Toutefois, il n'y a pas de différence significative entre la proportion de puits avec bactéries pour les puits sur lesquels porte l'analyse et les puits restants, que l'on considère l'ensemble de la non-réponse partielle ou la non-réponse observée pour chacun des types de puits. Cela suggère que le profil des puits ne diffère pas de façon importante entre l'échantillon d'analyse et l'ensemble de l'échantillon des puits « répondants » quant à la présence de bactéries. Or, il est tout de même possible que cette non-réponse non négligeable entraîne un biais dans les estimations, car l'échantillon d'analyse pourrait différer de l'ensemble de l'échantillon répondant pour d'autres caractéristiques dont la modélisation n'aurait pas tenu compte.

4.4.3 Effet de la pondération

Toutes les analyses ont été effectuées avec une variable de poids qui suppose que la probabilité de sélection est égale pour tous les puits à l'intérieur d'une strate de vulnérabilité (strate ayant servi au tirage

de l'échantillon). Or, on sait que la probabilité de sélection d'un puits est liée à la taille de la ferme correspondante puisque la sélection des puits a été faite par le biais d'une sélection de bâtiments avec probabilités égales (à l'intérieur d'une strate). Les poids utilisés pour les analyses tiennent compte des probabilités de sélection variables d'une strate à l'autre et de la variabilité des taux de puits admissibles d'une municipalité à l'autre. Cependant, puisque les poids ne tiennent pas compte du nombre de bâtiments par ferme, cette variable a été incluse dans la modélisation en tant que variable explicative de manière à étudier son impact sur la relation entre les autres variables. Pour tous les modèles étudiés, aucun lien significatif n'a été détecté entre la variable de taille des fermes et la présence ou l'absence de bactéries. De plus, l'inclusion de cette variable dans les modèles ne modifiait pas la relation entre les autres variables explicatives et la variable dépendante. L'impact de ne pas avoir tenu compte de la taille des fermes dans la probabilité de sélection n'est donc pas considéré comme important. Ainsi, il est possible d'inférer les conclusions énoncées à l'ensemble de la population. Pour cette raison, il n'a pas été nécessaire d'avoir recours à la pondération reposant sur l'hypothèse de probabilités de sélection proportionnelles à la taille des fermes telle qu'elle est présentée à la section 2.2.2.

4.4.4 Estimation de la proportion de puits avec présence de bactéries

Pour les deux analyses effectuées, les résultats sont présentés sous forme de proportions estimées. Pour le sous-groupe des puits en profondeur, aucun lien significatif n'a été détecté entre la présence de bactéries et les variables explicatives considérées (incluant la mesure de la taille des fermes). L'information peut ainsi être résumée par une estimation globale de la proportion de puits avec présence de bactéries. Pour le sous-groupe des puits de surface ou de captage, puisque les résultats doivent nécessairement être interprétés en tenant compte à la fois de la cote de vulnérabilité et de l'activité agricole, des estimations sont présentées pour les sous-groupes formés par le croisement de ces deux variables. Notons que puisque la variable de taille des fermes n'a pas d'impact sur la relation entre la variable dépendante et les variables explicatives, les estimations n'en tiennent pas compte.

Le tableau suivant présente la proportion estimée de puits avec présence de bactéries pour les différents sous-groupes formés par le croisement des variables explicatives retenues. L'intervalle de confiance à 95 % associé à cette estimation est également présenté.

Tableau 4.1 Proportion estimée de puits avec présence de bactéries

Type de puits	Activité agricole	Cote de vulnérabilité	Proportion estimée	I.C. à 95 %
En profondeur	-	-	0,03	[0,01 ; 0,04]
De surface ou de captage	présence ⁹	vulnérabilité ≤ 150	0,04	[0,00 ; 0,10]
		vulnérabilité > 150	0,20	[0,0001 ; 0,40]
	absence	vulnérabilité ≤ 150	0,33	[0,20 ; 0,46]
		vulnérabilité > 150	0,04	[0,00 ; 0,10]

Par exemple, pour le sous-groupe de puits de surface ou de captage, en l'absence d'activité agricole et pour un niveau de vulnérabilité faible, on estime, avec un niveau de confiance de 95 %, que la proportion de puits avec présence de bactéries se situe entre 20 % et 46 %. Ainsi, si l'échantillonnage était répété un grand nombre de fois, dans 95 % des cas, l'intervalle de confiance obtenu couvrirait la vraie valeur de la proportion ayant lieu au sein de l'ensemble de ce sous-groupe.

9. Pour l'ensemble des cotes de vulnérabilité, la proportion estimée est de 0,11 avec un intervalle de confiance à 95 % de [0,02; 0,20].

5. MISES EN GARDE

Les modèles de régression logistique qui ont été présentés ont été élaborés à partir d'un sous-ensemble de variables explicatives considérées comme importantes pour l'analyse. Cependant, il est possible qu'une (ou plusieurs) variable additionnelle non mesurée présente un lien significatif avec la variable dépendante. Cette variable pourrait être, par exemple, une caractéristique du milieu ou le niveau de fiabilité du puits. Il y a alors possibilité de biais dans les estimations. En effet, si la variable omise du modèle présente une interaction avec une variable explicative ou si elle a un effet confondant sur une variable explicative, le fait d'en tenir compte ou non peut entraîner des conclusions différentes quant à la relation entre la variable dépendante et les variables explicatives considérées. À l'opposé, si une variable omise du modèle est liée significativement à la variable dépendante mais qu'elle ne présente aucune interaction avec une variable explicative et n'a pas non plus d'effet confondant, l'impact de l'omission de cette variable sur les résultats peut être alors considéré comme négligeable.

Par ailleurs, les résultats énoncés valent pour l'ensemble des puits visés sous l'hypothèse que la relation observée entre la variable dépendante et les variables explicatives retenues est la même pour le sous-groupe des unités d'analyse (pour lesquelles il n'y avait pas de données manquantes) que pour l'ensemble des puits « répondants » (peu importe qu'il y ait de la non-réponse partielle ou non). Autrement, les estimations peuvent être sujettes à un biais. L'examen des données a toutefois révélé ici que la proportion de puits dont la concentration en nitrates excède ou égale 3 mg/L-N, de même que la proportion de puits avec présence de bactéries, ne diffèrent pas significativement entre le sous-groupe des puits utilisés dans l'analyse et le sous-groupe des puits pour lesquels certaines variables explicatives présentaient des données manquantes.

Un problème additionnel peut survenir lorsqu'il y a une hétérogénéité de la proportion de puits, pour la variable dépendante, au sein d'une combinaison des variables explicatives. Par exemple, cette proportion pourrait varier géographiquement (au sein d'une combinaison donnée). Cela va à l'encontre de l'hypothèse d'homogénéité sur laquelle repose le modèle de régression logistique. Dans ce cas, même en l'absence de biais dans les estimations, la variance associée aux paramètres du modèle est sous-estimée, de même que les seuils observés des tests. On pourrait ainsi, à tort, déclarer significative une différence observée, alors que cette différence n'existe pas au sein de la population.

Une dernière mise en garde vise à rappeler que la sélection des puits s'est effectuée selon une procédure de remplacement des puits non répondants. Ainsi, il a fallu supposer que les puits répondants avaient les mêmes caractéristiques que ceux initialement sélectionnés, sauf si ces derniers étaient inadmissibles. S'il s'avère que ces puits diffèrent selon certaines caractéristiques, des biais sont alors introduits dans les estimations. Le peu d'informations disponibles à propos des puits sélectionnés n'a pas permis d'analyser ce biais potentiel.

6. CONCLUSION

Les analyses ont permis d'étudier s'il existe un lien entre la qualité de l'eau destinée à la consommation provenant des puits de la MRC de Montcalm situés en zone d'activité agricole intense et la vulnérabilité des aquifères ainsi que la présence d'activité agricole à proximité des puits. La qualité de l'eau a été évaluée sur la base de la concentration en nitrates et de la présence de bactéries.

On observe un lien significatif entre la concentration en nitrates et la cote de vulnérabilité (trois modalités) lorsque seule cette variable est considérée (en plus de la mesure de la taille de la ferme sélectionnée). Toutefois, lorsque l'on tient compte du type de puits et de l'activité agricole, ce lien n'est plus significatif. La proportion de puits dont la concentration en nitrates est d'au moins 3 mg/L-N est par ailleurs significativement plus élevée en présence d'activité agricole, une fois les autres variables étudiées incluses dans le modèle. On note également une proportion de ces puits plus élevée pour les puits de surface ou de captage que pour les puits en profondeur. Finalement, cette proportion décroît à mesure que la distance entre le puits et l'installation septique augmente.

On observe également un lien significatif entre la présence ou l'absence de bactéries et la cote de vulnérabilité (trois modalités) lorsque seule cette variable est considérée, en plus de la mesure de taille de la ferme sélectionnée. Or, on remarque dans ce cas que la proportion de puits avec présence de bactéries semble plus élevée pour les puits de cote de vulnérabilité moyenne (indice de 100 à 150) que pour les puits de cote faible ou élevée (indice inférieur à 100 ou supérieur à 150). En y regardant de plus près, on se rend compte que les variables de type de puits et d'activité agricole sont liées à la fois à la présence de bactéries et à la cote de vulnérabilité. Ainsi, lorsque l'on tient compte de ces variables pour étudier la relation entre la présence de bactéries et la cote de vulnérabilité, les résultats diffèrent, mais demeurent difficiles à interpréter.

Pour ce qui est des puits en profondeur, aucun lien n'a pu être détecté entre la présence de bactéries et la cote de vulnérabilité (deux modalités avec point de coupure à 100 ou 125), d'une part, et l'activité agricole, d'autre part. En ce qui concerne les puits de surface ou captages de source avec présence d'activité agricole, on observe une tendance à l'effet que la proportion de puits avec présence de bactéries soit plus élevée parmi le sous-groupe de vulnérabilité élevée (indice supérieur à 150), mais cet écart n'est pas significatif au seuil 0,05. Quant aux puits de surface ou captage de sources avec absence d'activité agricole, ce résultat est inversé, c'est-à-dire que l'on note une proportion de puits avec présence de bactéries significativement plus élevée pour les puits dont la cote de vulnérabilité est faible ou moyenne (indice inférieur ou égal à 150). Ce résultat surprenant suggère qu'il pourrait y avoir des variables importantes dont on n'a pu tenir compte dans la modélisation.

Ces résultats peuvent être inférés aux puits de résidence situés sur le territoire de la MRC de Montcalm en zone d'activité agricole intense, en tenant compte des mises en garde énoncées précédemment.

ANNEXE E1

ANALYSES EXPLORATOIRES POUR LE MODÈLE PORTANT SUR LA CONCENTRATION EN NITRATES

ANALYSES EXPLORATOIRES POUR LE MODÈLE PORTANT SUR LA CONCENTRATION EN NITRATES

➤ Nom de la variable	Degrés	χ^2_{SATT}	Seuil I observé
	de liberté (Satt.)		
Cote de vulnérabilité	1,95	11,63	0,0029
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,87	2,31	0,2891

Explications : Le seuil observé permet de vérifier (en comparant avec le seuil théorique de 0,05) s'il est possible de détecter un lien significatif entre la variable explicative et la variable dépendante. Le seuil observé est calculé à partir de la statistique du khi-deux avec ajustement de Satterthwaite (χ^2_{SATT}) et du nombre de degrés de liberté correspondant.

➤ Nom de la variable	Degrés	χ^2_{SATT}	Seuil I observé
	de liberté (Satt.)		
Type de puits	1,00	21,12	< 0,0001
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,87	2,50	0,2616

➤ Nom de la variable	Degrés	χ^2_{SATT}	Seuil I observé
	de liberté (Satt.)		
Activité agricole	1,00	0,85	0,3569
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,86	3,87	0,1292

➤ Nom de la variable	Degrés	χ^2_{SATT}	Seuil I observé
	de liberté (Satt.)		
Distance entre le puits et l'installation septique	1,99	7,07	0,0293
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,88	3,96	0,1252

➤ Nom de la variable	Degrés	χ^2_{SATT}	Seuil I observé
	de liberté (Satt.)		
Type d'installation septique	1,00	0,14	0,7108
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,89	3,19	0,1867

➤ Nom de la variable	Degrés	χ^2_{SATT}	Seuil I observé
	de liberté (Satt.)		
Type de site d'entreposage de fumier	1,00	0,74	0,3905
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,62	2,52	0,2156

ANNEXE E2

MODÈLE PORTANT SUR LA CONCENTRATION EN NITRATES

MODÈLE PORTANT SUR LA CONCENTRATION EN NITRATES

Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Cote de vulnérabilité (3 catégories)	1,90	1,68	0,4083
Type de puits	1,00	7,24	0,0073
Activité agricole	1,00	3,93	0,0477
Distance entre le puits et l'installation septique	1,99	7,38	0,0251
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,84	2,13	0,3118

Variab les expli catives	Coeff. esti mé	Effet de plan	Erreur- type	Stat. T du test	Seuil observé
Ordonnée à l'origine	-3,37	0,92	1,15	-2,93	0,0035
Cote de vulnérabilité					
Indice < 100	-0,92	0,91	0,66	-1,39	0,1655
Indice de 100 à 150	-0,38	0,88	0,44	-0,88	0,3809
Indice > 150	0,00	.	0,00	.	.
Type de puits					
En profondeur	-1,38	1,21	0,51	-2,69	0,0073
En surface ou de captage	0,00	.	0,00	.	.
Activité agricole					
Présence	0,87	1,12	0,44	1,98	0,0478
Absence	0,00	.	0,00	.	.
Distance entre le puits et l'installation septique					
< 10 m	1,61	1,15	0,88	1,84	0,0660
10 m à moins de 50 m	0,50	1,09	0,81	0,62	0,5359
≥ 50 m	0,00	.	0,00	.	.
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée					
1 bâtiment	0,70	0,65	0,66	1,05	0,2921
2 bâtiments	-0,15	0,79	0,90	-0,17	0,8677
3 bâtiments ou plus	0,00	.	0,00	.	.

ANNEXE E3

ANALYSES EXPLORATOIRES POUR LE MODÈLE PORTANT SUR LA PRÉSENCE DE BACTÉRIES

ANALYSES EXPLORATOIRES POUR LE MODÈLE PORTANT SUR LA PRÉSENCE DE BACTÉRIES

➤ Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Cote de vulnérabilité (3 modalités)	1,94	11,60	0,0029
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	2,00	0,97	0,6168

Explications : Le seuil observé permet de vérifier (en comparant avec le seuil théorique de 0,05) s'il est possible de détecter un lien significatif entre la variable explicative et la variable dépendante. Le seuil observé est calculé à partir de la statistique du khi-deux avec ajustement de Satterthwaite (χ^2_{SATT}) et du nombre de degrés de liberté correspondant.

➤ Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Type de puits	1,00	37,93	< 0,0001
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	2,00	0,09	0,9546

➤ Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Activité agricole	1,00	6,72	0,0097
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,99	0,40	0,8166

➤ Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Distance entre le puits et l'installation septique	2,00	0,94	0,6238
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	2,00	0,61	0,7372

➤ Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Type d'installation septique	1,00	0,82	0,3645
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,99	0,60	0,7379

➤ Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Type de site d'entreposage de fumier	1,00	1,17	0,2803
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,98	1,93	0,3763

ANNEXE E4

MODÈLES PORTANT SUR LA PRÉSENCE DE BACTÉRIES

MODÈLES PORTANT SUR LA PRÉSENCE DE BACTÉRIES**a) Modèle pour les puits en profondeur :**

Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Cote de vulnérabilité (point de coupure = 125)	1,00	0,29	0,5888
Activité agricole	1,00	0,84	0,3605
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,97	0,14	0,9278

Variab les explicati ves	Coeff. estimé	Effet de plan	Erreur-type	Stat. T du test	Seuil observé
Ordonnée à l'origine	-3,37	0,92	1,15	-2,93	0,0035
Cote de vulnérabilité					
Indice < 125	-0,40	1,18	0,75	-0,54	0,5888
Indice ≥ 125	0,00	.	0,00	.	.
Activité agricole					
Présence	-0,53	0,89	0,58	-0,91	0,3606
Absence	0,00	.	0,00	.	.
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée					
1 bâtiment	0,38	0,90	1,02	0,37	0,7107
2 bâtiments	0,46	0,93	1,19	0,38	0,7016
3 bâtiments ou plus	0,00	.	0,00	.	.

MODÈLES PORTANT SUR LA PRÉSENCE DE BACTÉRIES

b) Modèle pour les puits en surface ou de captage :

Nom de la variable	Degrés de liberté (Satt.)	χ^2_{SATT}	Seuil observé
Cote de vulnérabilité (point de coupure = 150)			
x Activité agricole	1,00	11,12	0,0009
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée	1,99	0,08	0,9621

Variab les expli cati ves	Coeff. esti mé	Effet de plan	Erreur-type	Stat. T du test	Seuil observé
Ordonnée à l'origine	-3,31	0,82	1,25	-2,66	0,0080
Cote de vulnérabilité					
Indice ≤ 150	2,42	0,60	0,76	3,20	0,0014
Indice > 150	0,00	.	0,00	.	.
Activité agricole					
Présence	1,73	0,61	0,95	1,83	0,0677
Absence	0,00	.	0,00	.	.
Cote de vulnérabilité x Activité agricole					
Indice ≤ 150, présence	-4,17	0,62	1,25	-3,33	0,0009
Indice ≤ 150, absence	0,00	.	0,00	.	.
Indice > 150, présence	0,00	.	0,00	.	.
Indice > 150, absence	0,00	.	0,00	.	.
Mesure de la taille de la ferme sélectionnée					
1 bâtiment	0,18	1,12	1,13	0,16	0,8722
2 bâtiments	0,35	1,04	1,31	0,27	0,7888
3 bâtiments ou plus	0,00	.	0,00	.	.



L'Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé comprend neuf rapports et un sommaire.

Sommaire

- 1. Méthodologie**
- 2. Caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants**
- 3. Influence de la vulnérabilité des aquifères sur la qualité de l'eau des puits individuels dans la MRC de Montcalm**
- 4. Caractérisation des sources municipales d'approvisionnement en eau potable dans les sept bassins versants en surplus de fumier**
- 5. Étude de la consommation d'eau dans la population adulte**
- 6. Étude de la consommation d'eau chez les nourrissons**
- 7. Étude du risque de gastro-entérite chez les familles utilisant l'eau d'un puits domestique**
- 8. Incidence des maladies entériques potentiellement transmissibles par l'eau : Analyse des hospitalisations et des cas déclarés aux directions de santé publique 1995-1999**
- 9. Évaluation du risque à la santé pour la population exposée aux nitrates présents dans l'eau potable**

