T98

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

Mémoire

Institut national de la recherche scientifique

comme exigence partielle

de la maîtrise ès sciences (eau)

par

Réjean Fréchette

ÉTUDE COMPARATIVE DES MÉTHODES D'ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES, FACE AU RISQUE DE CONTAMINATION ENGENDRÉ PAR L'USAGE DES PESTICIDES

- Caractérisation d'acquifères situés au Québec -

Janvier 1988

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau) pour le soutient obtenu tout au long du programme de maîtrise en sciences de l'eau et environnement.

Mes remerciements s'adressent au personnel de l'INRS-Eau, et particulièrement à monsieur Jean-Pierre Villeneuve (docteur-ingénieur) qui a agit à titre de directeur de thèse et de personne ressource, pour son aide précieuse et son appui. Je tiens également à exprimer ma gratitude envers monsieur Pierre G. Campbell (Ph. D.) pour son support technique et pour sa participation à la révision du présent mémoire de recherche, ainsi qu'envers monsieur Marcel Sylvestre, de la compagnie Domtar Inc. et anciennement de la Direction des eaux souterraines du ministère de l'Environnement du Québec, qui a apporté sa collaboration à titre de correcteur externe.

Il me faut également souligner l'étroite collaboration des gestionnaires, chercheurs, entrepreneurs et des différentes personnes qui m'ont obligeamment accordé de leur temps lors des rencontres et communications qui ont été tenues pour réaliser cette étude.

LISTE DES TABLEAUX

PAGE

1) Test d'évaluation de la méthode DRASTIC 57

2) Cotation du type d'aquifère selon la méthode DRASTIC 70

3) Cotation de l'impact de la zone vadose selon la méthode DRASTIC 73

4) Poids assignés aux paramètres utilisés par la méthode DRASTIC 76

5) Compilation de l'index DRASTIC pour la région de Sainte-Catherine 86

6) Concentration en piclorame dans les puits de Sainte-Dorothée (Laval) 91

7) Compilation de l'index DRASTIC pour la région de Sainte-Dorothée 92

8) Compilation de l'index DRASTIC pour la région de Chelsea (N.-O. de Hull) 96

9) Interprétation des index de vulnérabilité d'après le groupe d'associés J.R.B. 98

LISTE DES FIGURES

PAGE

1) Classification des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité 61

2) Cotations de la profondeur de la nappe et de la recharge nette selon la méthode DRASTIC 68

3) Cotation du type de sol selon la méthode DRASTIC 71

4) Cotation de la topographie selon la méthode DRASTIC 72

5) Cotation de la conductivité hydraulique selon la méthode DRASTIC 75

6) Vue en plan de la région de Sainte-Catherine de Portneuf . 80

7) Coupes stratigraphique et pédologique de la région de Sainte-Catherine 81

8) Concentration en carbofurane dans l'eau de la région de Sainte-Catherine de Portneuf 83

9) Vue en plan de la région de Sainte-Dorothée (Laval) 88

10) Coupes stratigraphique et pédologique de la région de Sainte-Dorothée 89

11) Coupes stratigraphique et pédologique de la région de Chelsea (N.-O. de Hull) 94

RÉSUMÉ

L'utilisation accrue des pesticides au cours des dernières années est une des causes responsables de l'augmentation des problèmes de contamination observés chez les utilisateurs des aquifères au Québec.

Dans le but d'offrir au gestionnaire de la ressource eau des moyens de prévention et d'intervention sur le milieu, notre objectif fut de proposer un outil apte à caractériser, de façon simple, la vulnérabilité des aquifères face au risque qu'engendre l'usage des pesticides.

La revue de littérature qui soutient ce travail de recherche nous a permis de mettre en évidence les caractéristiques typiques des sites contaminés, ainsi que d'effectuer un relevé exhaustif des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères. Afin de classer les outils de caractérisation, un test empirique de classification fut élaboré. Il ressortit de cette analyse que les méthodes à indices numériques offraient généralement une meilleure performance que les méthodes cartographiques simples lorsque l'on désirait effectuer une caractérisation conditionnelle au type de polluant.

Les grandes différences observées au niveau de la nature même des outils de caractérisation nous permirent de constater qu'aucune forme de standardisation des méthodes ne s'est opérée jusqu'à ce jour.

La méthode DRASTIC qui obtenue la meilleure cote de performance fut appliquée à la caractérisation de trois régions du Québec dont deux présentaient une contamination de l'eau souterraine par les pesticides. Pour les deux sites contaminés, la méthode DRASTIC donna respectivement des vulnérabilités très forte et forte. Le troisième site situé en milieu non soumis à la contamination fut classé comme faiblement vulnérable.

INTRODUCTION

La publicité faite par les médias, les différentes campagnes d'information menées par les groupes environnementalistes et les autres voies de communication (revues scientifiques), font en sorte que la population est aujourd'hui plus sensibilisée et se sent vraiment concernée par les problèmes de pollution de l'environnement. La contamination des aquifères par les pesticides en est un qui mérite d'être examiné. Les coûts de mitigation faramineux, dont fait l'objet la décontamination d'un aquifère atteint par un polluant quelconque, justifient à eux seuls l'idée de la création d'un mécanisme de prévention.

En dépit des problèmes de contamination de plus en plus sérieux, l'utilisation des pesticides au cours des dernières années a permis de mener une lutte intégrée dans le contrôle des nuisances. Que ce soit pour l'optimisation de la productivité en milieu agricole, forestier et de transport de l'énergie, ou pour la diminution de la propagation des virus par les insectes porteurs (ex.: malaria), les pesticides demeurent des produits avant tout utilitaires dont nous pourrions difficilement nous passer. La sélectivité importante des actions qu'il est possible de mener sur les différents milieux offre également des avantages incomparables pour l'utilisateur potentiel. Plutôt que d'enregistrer une baisse de popularité des pesticides dans les champs d'action décrits précédemment, on peut s'attendre à un accroissement de leurs utilisations au cours des prochaines années. Il ne serait également pas surprenant de constater que de nouveaux usages, pour

des secteurs d'activités non encore définis, voient le jour dans un avenir rapproché.

Nous proposons dans ce travail un canevas d'étude orienté vers la protection des systèmes aquifères. Suite à des échanges d'informations et des discussions auprès des différents organismes concernés (Environnement Canada, Environnement Québec, Ministère de l'Agriculture (Canada et Québec), etc.), nous consacrâmes nos énergies à la recherche d'un moyen d'intervention efficace à la portée des gestionnaires.

Étant donné l'urgence de prévenir l'aggravation des problèmes, ainsi que la prolifération des sites contaminés, nous considérons prioritaire d'établir pour l'ensemble du Québec une carte de vulnérabilité du territoire en fonction de sa sensibilité à la contamination par les pesticides.

Dans un premier temps, nous soulèverons la problématique de ce mémoire de recherche, à savoir l'intensification de l'usage des pesticides. La conséquence de cet état de fait engendre une augmentation des cas de contamination des aquifères. Nous ferons part également du niveau de gestion actuel offert par les instances décisionnelles au Québec.

Afin de comprendre les principaux phénomènes rattachés à la contamination des aquifères par les pesticides, nous enchaînerons avec une discussion portant sur les caractérisques des sites contaminés. Cette section du travail vise à faire ressortir les mécanismes de transport et de transformation des pesticides, mécanismes responsables de la présence éventuelle des

pesticides en milieu souterrain et qui sous-tendent la théorie à la base des outils de caractérisation.

La revue de la littérature que nous avons effectuée pour cette étude nous a permis de dresser une liste exhaustive des méthodes simples d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères. Dans cette section du travail sont également présentées les différentes écoles de pensée qui supportent l'évolution des outils de caractérisation depuis quelques années.

Vient ensuite l'étape du choix d'une méthode en particulier qui devra être applicable aux conditions spécifiques du territoire québécois. Pour effectuer un choix plus éclairé, nous avons établi un test comparatif des outils à partir de critères simples de sélection.

Une fois le choix arrêté sur une méthode précise, nous proposons ensuite quelques applications sur des sites préalablement sélectionnés au Québec. Cette étape a pour but de vérifier la précision et la flexibilité qu'il est possible d'obtenir avec l'outil sélectionné.

Finalement, le mémoire se termine par une discussion portant sur les étendues et les limites de chacun des aspects décrits précédemment. Nous apportons également quelques suggestions visant à améliorer les aspects interactifs des systèmes informationnels ainsi que les aspects techniques des outils de caractérisation qui devront être utilisés dans un avenir rapproché.

CHAPITRE 1

1. Problématique

1.1 Intensification de l'utilisation des pesticides

Le Québec a utilisé en 1978 environ 2.5 millions de kg de matière active de pesticides, soit près d'un demi kg par habitant. Une enquête réalisée par le Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST) révèle qu'environ 85 % des pesticides ont été appliqués par les agriculteurs, 13 % par l'industrie et des agences gouvernementales, et 2 % par les particuliers (Technisol inc., 1984).

L'utilisation de pesticides sur les terres agricoles (sources diffuses), en vue de favoriser le contrôle des nuisances, a fait l'objet d'une intensification majeure au cours des dernières années. En 1982, la quantité de matière active vendue au Québec, pour le secteur agricole seulement, atteignit plus de 2.3 millions de kg (Reiss et al., 1984). À un degré moindre, on a observé l'utilisation des insecticides dans les opérations d'arrosages aériens, menées dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Citons, aussi, les fréquentes pulvérisations d'herbicide sous les lignes de transport d'énergie (lignes de haute tension d'Hydro-Québec), ainsi que le long de certaines voies de communication (transport ferroviaire) (Fréchette, 1985). Il faut également tenir compte d'accidents ou d'événements exceptionnels pendant lesquels de fortes doses de pesticides peuvent être larguées dans l'environnement.

1.2 Augmentation des points de captage des eaux souterraines

Présentement, 20 % de la population du Québec utilise l'eau souterraine comme source de leur approvisionnement. Les aquifères contiennent des réserves dix fois plus importantes que les réserves d'eau de surface (Simard et Sylvestre, 1977). Il ne faudrait donc pas s'étonner de constater une augmentation des points de captage artésiens au cours des prochaines années. L'importance majeure de l'eau souterraine en milieu rural est attribuable à la qualité et à la disponibilité de cette ressource. L'utilisation accrue des pesticides en milieu rural impose donc une importante contrainte au niveau de la vulnérabilité des eaux souterraines. Le prix d'une eau souterraine pure en bouteille, qui vaut présentement celui de l'essence, nous laisse songeur sur les conséquences de la dégradation de cette ressource.

1.3 Augmentation des cas de contamination des aquifères

Le tiers des prélèvements en eau souterraine du Québec provient des dépôts quaternaires, impliquant ainsi les aquifères les plus perméables (sables et graviers) (Simard et Sylvestre, 1977). Plusieurs de ces aquifères sont insuffisamment bien protégés et possèdent la caractéristique d'être parmi les plus vulnérables face à la contamination.

On peut déjà identifier deux catégories de sources possibles de contamination: une, dite ponctuelle, comprenant entre autres les sites d'enfouissement, les étangs d'oxydation, les déversements accidentels, et l'autre,

dite diffuse, résultant de l'épandage de produits de diverses natures sur de grandes surfaces (Simard et Sylvestre, 1977).

Les facteurs de pollution sont nombreux et le plus souvent liés aux activités humaines. On distingue les points de pollution réelle, quand la liaison de cause à effet entre la source de pollution et la présence du polluant dans la nappe est clairement établie, des points de pollution potentielle qui ne présentent qu'un risque, permanent ou accidentel (BRGM, 1979).

Suite à une recherche effectuée pour le compte du Ministère de l'Environnement du Canada (division SPE), nous avons d'ailleurs pu mettre en évidence une quinzaine de cas réels de contamination des aquifères par les pesticides au Québec (stage d'été 1985).

Sur une période de sept années, soit de 1974 à 1981, on enregistra pas plus de quatre cas de contamination. De 1981 à 1985, on inventoria une dizaine de régions où une contamination des aquifères par les pesticides était évidente. C'est donc dire que pour la période couvrant le début des années 80, on a pu identifier le double de cas de contamination par rapport à une période deux fois plus longue entre 1974 et 1981. Il faut toutefois mentionner que la reconnaissance du problème potentiel et l'amélioration des techniques de laboratoire, permettant de détecter d'infimes quantités de substances organiques dans l'eau, ont aussi contribué au dépistage de cas de contamination et donc à l'accroissement du nombre de cas connus.

Voilà plus d'une décennie que les scientifiques se préoccupent vraiment de ce problème. On assiste à la multiplication et à l'aggravation des cas de pollution des eaux souterraines. Les industries utilisent depuis des décennies les sols pour éliminer leurs déchets. Ce n'est que depuis récemment que l'on se soucie d'en évaluer l'impact sur les eaux souterraines. Il est donc normal de trouver de plus en plus d'aquifères contaminés. L'utilisation accrue des pesticides peut certe augmenter ce nombre.

1.4 Politique nationale de gestion plutôt restreinte

Le mouvement des eaux souterraines est très lent. Ainsi, une eau contaminée qui s'infiltre ne refera peut-être pas surface avant plusieurs années de voyage souterrain. Un problème à long terme de contamination des aquifères peut demeurer ignoré pendant plusieurs années. Il est probable que partout au Québec de nombreuses nappes soient atteintes, et que tôt ou tard les usagers commenceront à se plaindre de la contamination. Les citoyens lésés se tourneront alors vers les agences gouvernementales, et les spécialistes devront proposer des solutions. L'intervention du gestionnaire au niveau des problèmes de contamination des aquifères par les pesticides a principalement comme objectif la protection de la qualité du milieu de vie. Le gestionnaire de la ressource se voit alors contraint de porter son intervention à deux niveaux différents: Premièrement, il y a les cas de contamination connus où des actions correctrices et parfois coûteuses s'imposent, deuxièmement, il y a les cas potentiels de contamination où des mesures préventives seraient désirables. Concernant la deuxième éventualité, on doit malheureusement constater qu'il n'existe à l'heure actuelle que très peu d'outils efficaces de prévention à la disposition des gestionnaires.

CHAPITRE 2

2. Caractéristiques d'un site contaminé

2.1 Accumulation dans la nappe

En vue d'arriver à une description du potentiel de vulnérabilité des aquifères, il est souhaitable pour le scientifique d'observer les sites déjà contaminés, ces derniers présentant généralement les caractéristiques favorables à l'acheminement des contaminants jusqu'à la nappe.

En raison des hétérogénéités de texture et de composition inhérentes aux aquifères, il peut s'avérer difficile de délimiter avec précision l'étendue d'une éventuelle contamination de l'eau souterraine. Souvent la contamination n'est découverte que lorsqu'un ou des puits d'alimentation pour l'eau potable sont atteints. L'identification d'aquifères contaminés peut s'inscrire dans le cadre de programmes de surveillance du gouvernement (Gerled - eau potable d'Environnement Québec), ou indirectement par l'observation d'effets secondaires comme les problèmes de santé de la population. La détection est toutefois généralement difficile pour un usager, car les concentrations usuellement très faibles (de l'ordre du µg/l) n'ont pas d'effets toxiques aigus et passent souvent inaperçus.

La concentration des contaminants lessivés et pénétrant dans le sol ou dans la zone insaturée d'un aquifère dépend des conditions suivantes (Brereton et Wilkinson, 1976; Villeneuve et al., 1985):

- la quantité de polluant répandu en surface;
- les transformations chimiques pouvant se produire dans le temps;
- l'adsorption;
- la biodégradation;
- la photodécomposition;
- la solubilité du pesticide ou de ses métabolites;
- la disponibilité de l'eau infiltrée;
- la perméabilité et la porosité de l'aquifère;
- le degré de fracturation de la roche consolidée.

L'étendue de la contamination en milieu souterrain peut-être de quelques mètres carrés dans le cas d'un rejet ponctuel jusqu'à plusieurs kilomètres carrés si la source est diffuse. Généralement la surface atteinte n'a pas de section significativement plus grande que le périmètre atteint par le contaminant en surface, mais peut s'étendre sur une longueur beaucoup plus importante selon la direction de l'écoulement de l'eau souterraine (Legrand, 1983).

Pour délimiter les contours du panache des contaminants ayant atteint la nappe aquifère, une évaluation spatiale et temporelle des concentrations doit être réalisée. La cueillette des informations peut se faire à partir de puits déjà existants ou encore, par l'établissement de puits d'observation là où les besoins l'exigent.

Le fait de détecter une forme de contamination à l'intérieur d'un puits ne signifie pas automatiquement que cette région présente les caractéristiques d'un site hautement vulnérable. Il est possible que le polluant se soit déplacé latéralement de son point d'infiltration à forte vulnérabilité, et ait atteint des régions de sensibilité inférieure jusque là intactes. C'est pourquoi le scientifique qui veut décrire les caractéristiques d'un site sensible à partir de l'analyse de sites contaminés doit primordialement, avant d'interpréter tout résultat de son analyse, identifier et localiser la source du contaminant détecté.

2.2 Modes de rejet et nature des polluants

La pollution des eaux souterraines est causée par une variété de substances originant de différentes activités. En général, l'influence de l'homme se fait sentir à trois niveaux:

- l'épandage ou le déversement de produits liquides ou solubles à la surface du sol;
- l'enfouissement de déchets ou d'infrastructures contenant des substances dangereuses au-dessous ou au-dessus de la table d'eau;
- l'injection de substances sous la table d'eau.

En ce qui concerne l'usage des pesticides, c'est presqu'exclusivement par l'épandage en surface que se fait l'introduction des contaminants (milieu agricole, forestier, etc.). Les pesticides utilisés peuvent être répandus sous forme dissoute, d'émulsion, solide ou en suspension. Les cas de conta-

mination associés aux pesticides font généralement suite à une lixiviation directe et verticale des pesticides, ou suite au ruissellement.

Les propriétés distinctes de chaque groupe de pesticides font en sorte que le potentiel de lixiviation vers un même aquifère peu varié d'un produit à l'autre. (Villeneuve et al., 1985). L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines, uniquement en fonction des propriétés physiques des aquifères mais sans égard au type de contaminant donne généralement un résultat unique et reproductible pour un même type d'aquifère. Il importe toutefois de connaître la nature d'un pesticide (propriétés physico-chimiques) si l'on veut moduler le niveau de protection offert aux aquifères en fonction de chaque groupe de pesticides utilisés.

2.3 Normes environnementales

L'application des pesticides est sujette à certaines normes car l'usage croissant de ceux-ci depuis une vingtaine d'années a entraîné de graves problèmes de pollution des eaux de surface et a menacé la survie de certaines espèces vivantes qui se retrouvaient en haut de la pyramide écologique.

En réponse aux problèmes de contamination des eaux domestiques, l'homologation d'un nouveau produit exige une batterie de tests dont:

- des tests sur des parcelles en milieu agricole pour vérifier l'efficacité des pesticides;

- des études épidémiologiques à moyen et long terme;
- des tests pour déterminer les concentrations acceptables à recommander dans l'eau de consommation et dans les tissus;
- des études écotoxicologiques.

L'évaluation des niveaux acceptables des résidus de pesticide devrait idéalement prendre en considération les effets réels pour la santé, les risques raisonnablement acceptables et les impacts économiques (Zaki et al., 1982).

Les principaux objectifs à atteindre concernant la qualité de l'eau sont les suivants: L'eau potable doit être saine, avoir un goût et un aspect agréable. Elle doit être exempte d'organismes pathogènes, de substances chimiques ou radioactives dangereuses et ne pas présenter de couleur, d'odeur ou de goût déplaisant (Ward, 1978). L'eau potable qui contient des substances, comme les pesticides, en quantité supérieure à la norme établie pour la santé humaine pour chacun des produits, peut être dommageable à la santé des usagers.

Il existe des publications provenant des agences gouvernementales dont le but est de proposer des recommandations quant aux concentrations de pesticides admissibles dans l'eau. Le Ministère de la Santé et du Bien-être social du Canada publia, en 1978, des "Recommandations pour la qualité de l'eau potable" (Ward, 1978). En 1980, Environnement Canada rédigea ses "Références sur la qualité des eaux", (Mcneely et al., 1980), dont la mise à jour par le "Canadian water quality guidelines" fut publiée en mars 1987

(C.C.M.R.E., 1987). Le "Règlement sur l'eau potable" publié en 1984 par le Gouvernement du Québec est une des plus récentes parutions disponibles au grand public (Gazette officielle du Québec, 1984).

Malgré les efforts investis dans la réglementation, on constate malheureusement que seulement une trentaine de pesticides font l'objet d'une couverture systématique sur une gamme d'environ 150 produits chimiques inventoriés. Ceci est la conséquence des difficultés à évaluer la toxicologie d'une substance consommée à très forte dose.

2.3.1 Exemple du procédé employé pour la normalisation de l'aldicarbe

Dans le but de fixer une norme quant aux concentrations limites d'aldicarbe devant se retrouver dans l'eau potable, la compagnie Union Carbide utilise une relation mettant en évidence les doses effectives pouvant être assimilées par les mammifères (Zaki et al., 1982):

- dose effective = 0.001 mg/kg/jour
- consommation d'eau = 2 l/jour
- assimilation par les tissus = 20 %
- poids moyen d'un adulte = 70 kg

$$\text{Norme} = \frac{(.001 \text{ mg/kg/jour})\ (70 \text{ kg})\ (0.20)}{2 \text{ l/j.}} = 0.007 \text{ mg/l}$$

$$\text{NORME} = 7\ \mu\text{g/l}$$

Le procédé usuellement employé pour fixer la norme est quelque peu plus compliqué. On utilise plutôt un niveau établit par expérience auquel un facteur de sécurité est appliqué, puis on tient compte de la consommation quotidienne d'aldicarbe via la pomme de terre.

2.4 Transport des pesticides en milieu souterrain

Il importe de bien poser le problème et de faire le tour des connaissances actuelles concernant les processus influençant le destin des pesticides dans les aquifères.

L'occurrence et le mouvement de l'eau souterraine sont contrôlés presque entièrement par la climatologie ainsi que par la nature et la structure du milieu géologique. Les hétérogénéités géologiques, spécialement celles relevant de la porosité et de la perméabilité, sont largement responsables de la grande variété de formes et de grandeurs des enclaves de contaminants. Les conditions physico-chimiques du milieu, ainsi que les caractéristiques propres aux pesticides, sont également des paramètres pouvant influer l'étendue d'une éventuelle contamination (voir transformation et sorption des pesticides).

La fraction infiltrée des eaux de précipitation est la principale contribution à la recharge des eaux souterraines. L'irrigation de surface peut aussi influencer la recharge des aquifères.

Dans le sous-sol, l'eau est limitée à occuper les interstices présents dans la matrice. Ainsi, dans un matériau granulaire, l'eau souterraine occupera les vides entre les grains (pores), alors que dans une roche, elle occupera surtout les fractures ouvertes. Près de la surface, il y a la zone vadose (insaturée) où les interstices sont occupés par de l'air et de l'eau, puis en-dessous, la zone saturée où l'eau souterraine occupe tout le volume des pores.

Les processus responsables du transport des pesticides en milieu poreux sont principalement l'advection, la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire (Villeneuve et al., 1985). Dans la zone saturée, c'est quasi exclusivement sous forme dissoute que les contaminants sont transportés. Des recherches futures permettront éventuellement de dire si le transport des pesticides "adsorbés" par les colloïdes est un phénomène important. L'advection est le principal mécanisme de transport en milieu poreux non saturé, où les pesticides s'écoulent principalement selon une direction verticale. Une phase gazeuse mineure vient également s'ajouter au transport dans la zone vadose.

Pour expliquer le mouvement des eaux souterraines, la notion de charge hydraulique (H), qui est une mesure de l'énergie mécanique par unité de masse de fluide, doit faire son entrée de jeu. Cette notion se résume dans l'équation de Bernouilli (Villeneuve et al., 1985):

$$H = Z + \frac{v^2}{2g} + h$$

Le premier terme de droite représente l'énergie potentielle de position, le deuxième caractérise l'énergie cinétique et le troisième représente l'énergie de pression. Lorsqu'il y a une différence de charge hydraulique (ΔH) entre deux points et que l'eau est libre de circuler, la première loi de la thermodynamique prédit un déplacement de l'eau du point de plus grande charge vers le deuxième point. L'énergie perdue dans ce déplacement se dissipe par friction dans les pores. La perméabilité est une mesure de cet effet de friction.

On ne se surprend pas alors de constater que le mouvement de l'eau souterraine s'effectue généralement des régions à haute élévation vers les plus bas niveaux. Les vallées et rivières sont donc les endroits ultimes à la décharge des eaux, sauf aux sites où il y a diversion causée par les systèmes de pompage (Legrand, 1983). On observe cependant un mouvement ascendant de l'eau souterraine près de tous les exutoires naturels (Freeze et Cherry, 1979).

La distance parcourue par l'eau, entre son lieu d'infiltration et l'exutoire, est une considération importante en regard de la contamination des aquifères. Si cette distance est grande, les contaminants demeurent sous la surface plus longtemps, et peuvent se déplacer plus profondément, augmentant ainsi le risque de contaminer une plus grande superficie (Whipp, 1982). Par ailleurs, les contaminants ont aussi plus de temps pour se transformer ou être dégradés ou adsorbés, comme nous le verrons dans le paragraphe qui suit.

2.5 Transformation et sorption des pesticides

La nature des contaminants influence la présence éventuelle de résidus en milieu souterrain. Étant donné les différentes caractéristiques réactionnelles, de transformation et de mobilité des pesticides, ces derniers présenteront différents niveaux de lixiviation vers les nappes aquifères. Pour un réactif peu mobile et se dégradant rapidement en sous-produits moins toxiques, les risques de contamination sont réduits. Le même aquifère soumis à un produit hautement réactif et mobile pourrait éventuellement être vulnérable à la contamination.

Suite à l'application d'un pesticide à la surface du sol, plusieurs mécanismes interviennent pour retarder ou accentuer sa migration vers les nappes souterraines (Villeneuve et al., 1985). Nous suggérons ci-dessous une brève description des principaux mécanismes de transformation et de retardement du mouvement des pesticides en milieu souterrain.

2.5.1 Les processus physiques

Volatilisation: Elle fait référence au transfert d'une substance de la surface du sol vers l'atmosphère. Dans le contexte des eaux souterraines, la volatilisation ne constitue pas un processus efficace de dissipation si le pesticide a migré jusqu'à la zone saturée du sol.

Adsorption: Les phénomènes d'adsorption et de désorption pouvant retarder efficacement la migration des pesticides dans le sol sont des effets de

surface. Les constituants du sol les plus susceptibles d'être impliqués dans le processus sont ceux qui possèdent une grande surface spécifique (cas des argiles) ou encore des sites très réactifs sur lesquels peuvent se fixer diverses substances (cas de la matière organique). Le degré d'adsorption d'un pesticide sera fortement relié à sa nature chimique, c'est-à-dire la grosseur de la molécule, sa polarité, la position de ses groupements fonctionnels, etc. La répartition d'un pesticide entre la phase solide et la solution est exprimée par le coefficient d'adsorption (Kd), qui dépend à la fois des propriétés du pesticide et des caractéristiques du sol. Supposant que le contenu en matières organiques est le facteur le plus représentatif de l'adsorption des pesticides, on utilise un autre coefficient de distribution (Koc) basé sur le contenu en carbone organique dans le sol. Les valeurs de Koc n'étant disponibles que pour un nombre restreint de pesticides, il est possible de prévoir la distribution d'un pesticide dans le sol au moyen du coefficient de partition octanol-eau (Kow) qui est largement utilisé dans l'étude des systèmes biologiques. Pour plusieurs produits, il existe une relation linéaire entre les valeurs de Koc et Kow, constituant un bon outil de prédiction pour l'adsorption des pesticides (Villeneuve et al., 1985).

Lessivage: Le lessivage des composés organiques sera régi en grande partie par les caractéristiques intrinsèques du sol, telles que la porosité, le pH, le taux d'humidité, et la teneur en argile et en matières organiques, de même que par les conditions météorologiques. En ce qui concerne les conditions climatiques, la durée et l'intensité des précipitations augmenteront ou retarderont la migration des pesticides selon l'étendue de la diffusion

ascendante (évaporation) relative au flux descendant (lixiviation). Il ne faut pas oublier les moyens mécaniques de dissipation des contaminants dans les eaux souterraines, comme la dispersion ou la dilution.

Photodécomposition: Une molécule de pesticide qui est capable d'absorber de l'énergie en provenance du soleil pourra subir un certain nombre de réactions photochimiques entraînant ainsi sa dégradation. Ce mécanisme n'est donc actif qu'à la surface du sol.

2.5.2 Les processus biologiques et chimiques

Dégradation chimique

Les réactions chimiques les plus probables dans le milieu souterrain sont les processus d'hydrolyse et, dans certains cas, les réactions d'oxydation. Les réactions d'hydrolyse des pesticides se produisent habituellement par l'intermédiaire d'acides ou de bases, lesquels jouent le rôle de catalyseurs.

Dégradation par les micro-organismes

La bio-dégradation représente le résultat final d'un ensemble de processus dynamiques qui sont impliqués dans la destruction biologique de composés organiques par les micro-organismes contenus dans le milieu souterrain. Dans leur action sur les pesticides, les micro-organismes peuvent exercer plusieurs processus différents comme la minéralisation, le cométabolisme, la détoxication, l'activation et le désarmoçage (Bonazountas, 1983).

Il existe une micro-flore aérobie dans la zone vadose qui se situe surtout dans les premières dizaine de centimètres du sol où elle trouve l'oxygène et la matière organique nécessaire à sa survie (Calvet et Jamet, 1979). D'une part, la population microbienne est supportée par la matière organique. Une grande concentration de matières organiques sera habituellement reliée à un taux de dégradation élevé. Mais d'un autre côté, la matière organique est principalement responsable de l'adsorption des pesticides, ce qui limite alors leur disponibilité pour les processus de dissipation. Contrairement à des études précédentes qui suggéraient que l'habitat des eaux souterraines était essentiellement dénué de vie, des études récentes (Wilson et McNabb, 1983) ont permis d'identifier des densités de micro-organismes dans les eaux souterraines comparables à ce que l'on retrouve dans les sols et les eaux de surface (Barker, 1986). Une série de séminaires portant sur ce thème ont été tenus par le département de l'énergie des États-Unis (Bollag, 1985). On a d'ailleurs trouvé à plus de trente mètres de profondeur de nombreux micro-organismes anaérobiques résistants, et encore actifs pour effectuer de la dégradation (D.O.E., 1986).

Les transformations par voies chimique et biologique sont généralement considérées comme étant les principaux mécanismes responsables de la dégradation des pesticides dans le milieu souterrain.

Dégradation par les plantes

Lorsque des végétaux sont mis en présence d'un milieu nutritif renfermant une certaine quantité de pesticides, on observe qu'une absorption des conta-

minants par les racines se produit assez rapidement. Une fois absorbé, le pesticide peut subir des transformations sous l'influence du métabolisme de la plante hôte, ce qui peut entrainer l'activation ou le désamorçage du pesticide. De plus, les substances absorbées ne sont alors plus disponibles pour une migration vers les eaux souterraines.

2.6 Sites typiques présentant une contamination

Il nous faut d'abord considérer les sites potentiellement contaminables sans égard aux caractéristiques des pesticides susceptibles d'y être utilisés. Ensuite, le degré de risque de contamination d'un site pourra être modulé par les propriétés physico-chimiques des produits répandus. Comme il est impossible de prévoir efficacement quels pesticides seront utilisés sur les terres, il est nécessaire d'identifier les sites dangereux pour une gamme de valeurs des propriétés des composés organiques susceptibles d'être utilisés.

L'élément majeur du processus de transport des contaminants est la vitesse de déplacement. Tel que le décrit l'équation de Darcy, l'eau souterraine circule d'autant plus rapidement que le gradient est élevé. La perméabilité est une mesure de la facilité avec laquelle un matériau poreux laisse s'écouler l'eau souterraine soumise à un gradient hydraulique. Bref, les sites dangereux sont entre autres ceux qui allient un gradient hydraulique accentué et une forte perméabilité.

La teneur en eau d'un sol influence le processus d'adsorption des pesticides en voie d'être lixiviés. Une diminution de la teneur en eau, implique une élévation de la concentration des pesticides, et se traduit par une augmentation de l'adsorption par l'argile. Les pesticides, qui sont des produits organiques souvent hydrophobes, s'adsorbent facilement et parfois fortement sur la matière organique ainsi que sur l'argile. Les sites dangereux ont donc la caractéristique d'être bien irrigués et pauvres en matières organiques et en argile.

La biodégradation dans la zone vadose est également influencée par le taux d'humidité, car l'activité biologique est favorisée par une relative abondance d'eau (sans parler des conditions marécageuses). Dans un sol trop sec, la biodégradation est donc considérablement ralentie. Les sites complètement secs, qui ne sont pas dangereux du point de vue de l'adsorption par les argiles, le sont du point de vue de la biodégradation. La zone vadose étant plus propice aux processus de biodégradation (condition aérobie et humidité réduite), il s'ensuit que les secteurs où la zone insaturée s'étend plus profondément offrent globalement une protection relativement meilleure. Les risques de contamination d'un aquifère sont donc plus important lorsque la nappe d'eau est située à faible profondeur.

Les affleurements rocheux constituent parfois, lorsqu'ils sont formés de roches très fracturées, des zones où l'infiltration est rapide et où la protection devient nulle. Les nappes libres offrent généralement moins de protection à cause de la pénétration directe de l'eau. Les nappes captives, recouvertes d'une couche imperméable, seront plus efficacement protégées.

Cependant, les nappes captives peuvent être en contact latéral avec des nappes libres, ce qui pourrait augmenter leur niveau de vulnérabilité.

Il reste une caractéristique très importante qui ne dépend pas des processus souterrains, mais de l'activité humaine. Un site n'est réellement dangereux que s'il y a possibilité d'un épandage de pesticides. Le risque de contamination augmente si des populations sont en contact étroit avec les sites potentiellement dangereux. La proximité des lieux d'épandage et des puits d'approvisionnement, ou de toute autre activité humaine, sont autant de circonstances entraînant un accroissement du risque pour les populations.

CHAPITRE 3

3. Méthodes empiriques simples d'évaluation de la vulnérabilité

3.1 Avant-propos

Il existe des modèles déterministes fondamentaux dont l'application permet de fournir des ensembles d'équations complexes et détaillées qui décomposent les processus de base de la contamination en termes fondamentaux et mécanistiques. La résolution de ces systèmes mathématiques est basée sur des méthodes d'analyse numérique nécessitant une quantité importante de calculs (ex.: Leistra, 1977 et Wagenet, 1985). Ces modèles ne sont généralement utilisés que par les concepteurs eux-mêmes afin de valider les hypothèses de base que leurs équations sous-tendent.

Il est possible de trouver des applications pour des modèles de type conceptuel qui sont en fait des simplifications analogiques du système naturel (ex.: PRZM de Carsel, 1984). Conçus pour évaluer le comportement approximatif des contaminants dans le milieu souterrain, les modèles conceptuels sont moins mécanistiques que les modèles déterministes fondamentaux. Ce type de modèle est encore peu utilisé par les gestionnaires puisque de conception récente et nécessitant le support de logiciels et d'appareils informatisés qui ne sont pas encore utilisés de façon systématique.

Ces deux catégories de modèles sont donc difficiles à utiliser parce qu'ils obligent une organisation des données selon la façon exigée par le programme

opérationnel. Il faut aussi s'astreindre à parcourir de longs rapports de simulation en vue de calibrer le modèle selon les conditions particulières des régions visées.

Malgré que ces types de modèles deviendront probablement l'outil de l'avenir, le but de cette étude étant d'en arriver à proposer un outil de caractérisation simple, nous omettrons volontairement dans les pages qui suivent de porter notre attention sur les modèles conceptuels et encore jusqu'à un certain point au stade de la recherche fondamentale. Nous nous attarderons plutôt à des modèles plus faciles à appliquer, quitte à perdre au niveau de la précision.

3.2 Recherche d'informations

La revue de la littérature, qui nous a permis de mettre à notre disposition un nombre important de publications pertinentes au présent sujet d'étude, s'est effectuée par l'intermédiaire de l'Institut canadien de l'Information scientifique et technique, organisme lié directement au Conseil national de Recherches du Canada (CNRC). Les banques de données informatisées CAN/SDI et CAN/OLE ont, tour à tour, été interrogées.

Nous avons également consulté le fichier de données BADADUQ (SIRGID), réseau de l'Université du Québec, à l'intérieur duquel se trouvait une certaine quantité de rapports et de livres pertinents, ainsi que les banques d'articles de l'INRS-Eau et du Ministère de l'Environnement du Québec (banque ENVIRODOC).

3.3 Pays engagés dans la recherche

Les premiers efforts, visant à développer un outil apte à caractériser la vulnérabilité des aquifères, furent tentés par les chercheurs français au début des années soixante et dix (Albinet et Margat, 1970). Les problèmes mondiaux de contamination des aquifères étant en croissance accélérée, il se produisit, au cours de la décennie suivante, une prolifération des efforts consentis dans ce domaine.

Les Américains devinrent rapidement les chefs de file et produisirent, au cours des cinq dernières années, plus de publications pertinentes que tout autre pays (Legrand, 1983; Back et al., 1982; etc.). Des efforts importants ont également été investis par les pays européens. Le Bureau de Recherches géologiques et minières (BRGM) de la France poursuit son programme sur les stratégies et pratiques de protection des eaux souterraines (Parascandola, 1980). Le BRGM tente ainsi d'améliorer son sytème cartographique mis en place depuis déjà une quinzaine d'années (Lienhardt et Collin, 1971).

Les Allemands se sont également impliqués et ont rapidement produit une première génération de cartes de vulnérabilité (Vierhuff, 1981 et Haertlé, 1983).

Villumsen et Sonderskov (1982) du Service géologique du Danemark produisèrent un système de représentation cartographique sophistiqué avec l'aide d'un traitement graphique informatisé.

Plus près de nous, le Ministère de l'Environnement de l'Ontario (Whipp, 1982) publia toute une série de cartes à l'échelle 1/50,000, visant à caractériser la vulnérabilité de plusieurs aquifères de la province ontarienne.

Le ministère de l'Environnement du Québec a publié des cartes de vulnérabilité à l'échelle 1/250 000 pour l'ensemble du territoire habité du Québec. Un essai cartographique à l'échelle 1/20 000 a été tenté en 1985 (McCormack, 1985) dans la région de Granby. Aucune méthode standardisée ne fait toutefois l'objet d'une application pour l'ensemble de la province.

3.4 Évolution des outils

3.4.1 Origine

Par faute de moyens élaborés pour prévenir ou intervenir en cas de contamination des aquifères, le gestionnaire de l'eau souterraine devait jadis se fier presqu'exclusivement à sont expérience professionnelle, ou encore aux règles établies par la tradition. Cependant une quantité imposante de données et renseignements concernant les eaux souterraines s'accumulèrent avec le temps.

Le regroupement des cartes thématiques (topographiques, pédologiques, géologiques, etc.) de plus en plus complètes, avec des études spécifiques aux régions (études hydrogéologiques et géotechniques, description des puits domestiques), laissa donc entrevoir la création d'un nouvel outil à la portée des gestionnaires.

La fusion des cartes thématiques et des renseignements disponibles fut donc à l'origine en 1968 de la première carte de vulnérabilité des aquifères en France (D.A.T.A.R., échelle 1/1,000,000).

3.4.2 Premiers développements

Les cartes de vulnérabilité des aquifères révélèrent très tôt leurs éventuelles applications:

- pour ce qui concerne le repérage des aquifères où une contamination peut se produire;
- pour la hiérarchisation économique des interventions sur le milieu;
- pour contrôler l'implantation de nouvelles activités humaines.

Les premiers documents cartographiques se voulaient la synthèse des quelques paramètres physiques ayant une importance majeure dans la vulnérabilité des aquifères.

Ces premiers essais, qui avaient une application et une précision limitées, offraient toutefois une vue d'ensemble des conditions hydrogéologiques des territoires étudiés.

3.4.3 Développements récents

Moins de dix ans après l'apparition de la première carte de vulnérabilité des aquifères (D.A.T.A.R., 1968), il fut possible de constater qu'un

raffinement des méthodes s'était opéré petit à petit. Un effort de synthèse s'amorça d'abord par l'introduction des méthodes mathématiques pouvant fournir des réponses plus standardisées aux questions des utilisateurs.

On précisa la caractérisation en ajoutant un index numérique de vulnérabilité, permettant ainsi de classer les régions les unes par rapport aux autres (Villumsen et Sonderskov, 1982; Back et al., 1982). Les méthodes se précisèrent davantage au moment où le poids relatif des paramètres fut pris véritablement en considération (Back et al., 1982).

En réponse à la complexité des mécanismes présents, on assista à un foisonnement d'innovations de toutes sortes, comme:

- des cartes couleurs avec juxtaposition de symboles;
- des applications aux nappes libres ou captives (Thornhill, 1985);
- des applications aux dépôts meubles ou consolidés.

Les méthodes cartographiques ont donc initié un passage progressif du type d'intervention traditionnelle, basée sur l'expérience professionnelle, vers une caractérisation plus étendue d'aspect préventive reposant majoritairement sur des considérations hydrogéologiques des aquifères.

3.5 Les différentes applications des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

Certains auteurs considéreront l'effet de la zone vadose comme primordial sur la lixiviation des polluants, alors que d'autres chercheurs accorderont

plus d'importance à des paramètres de surface comme la pédologie et les conditions de drainage. Une chose demeure fondamentale, c'est que le niveau de protection qu'offre naturellement les aquifères (perméabilité, porosité, etc.) fut pris en charge dès le début de la création des outils d'évaluation. La description des caractérisques hydrogéologiques des aquifères fait donc partie intégrante de la majorité des méthodes inventoriées.

Par désir de précision certaines méthodes de caractérisation intègrent la notion de l'agression des polluants. Les caractéristiques physico-chimiques des contaminants font alors partie intégrante de ces méthodes. En raison de la variété considérable de polluants pouvant se retrouver dans l'écosystème terrestre et des caractéristiques différentes pour chacun d'eux (solubilité, adsorption, etc.), de tels outils perdent quelque peu leur application générale au profit d'une utilisation plus spécifique selon le type de contaminant (ex.: "Field and modeling studies on the degradation and transport of aldicarb residues in soil and ground water"; Jones, 1985).

La notion d'impact pour la population peut également faire l'objet d'une attention spéciale dans la conception d'une méthode de caractérisation. Des données comme le taux d'épandage des pesticides, et la densité de population s'approvisionnant d'eau souterraine à proximité, sont parfois des paramètres retenus (Back et al., 1982; Albinet et Margat 1970).

3.6 Deux champs spécifiques d'application

Depuis quelques années, deux pôles d'attraction semblent générer des méthodes différentes: selon que la source du polluant soit ponctuelle (dépo-

toirs, sites d'enfouissement, etc.), ou selon que la source soit diffuse (cas des pesticides pulvérisés). Contrairement à ce qui est réalisé pour les sources diffuses, les méthodes faisant appel à la caractérisation à partir des sources ponctuelles ne présentent généralement pas de moyens cartographiques développés en raison de l'étendue souvent restreinte et localisée des régions affectées. La caractérisation des sites ponctuels se fait plutôt à l'aide de modèles numériques de cotation. Ces systèmes ont l'avantage d'assigner une cote pour chaque site, et ils favorisent l'évaluation et la comparaison entre les régions (Legrand, 1983 et J.R.B. Associates, 1982). La cartographie est utile pour repérer des zones où une recherche plus détaillée pourra conduire à l'identification de sites non vulnérables à une source ponctuelle. Par exemple, les cartes peuvent guider la recherche de sites pour l'enfouissement de déchets.

3.7 Description des méthodes

À la lumière des commentaires émis précédemment et pour une question de commodité, nous choisissons maintenant de regrouper et de présenter les méthodes empiriques simples, inventoriées jusqu'à ce jour, selon quatre groupes principaux. Le premier bloc comprend les méthodes pionnières où l'accent porte sur la représentation cartographique (Albinet et Margat 1970; Lienhardt et Collin, 1971; Parascandola, 1980; Whipp, 1982; Mccormack, 1985). Le deuxième bloc regroupe les méthodes mettant l'accent sur un système de cotation numérique ou sur un index de vulnérabilité (Back et al., 1982; Thornhill, 1985; Silka et Swearingen, 1978). La troisième partie présente les méthodes axées plus spécifiquement à la caractérisation de

lieux où des quantités importantes de polluants sont rejetés sur un espace réduit (J.R.B. Associates, 1982; Legrand, 1983). La vulnérabilité de tels lieux est ainsi évaluée en fonction de la source ponctuelle de contamination qui impose une contrainte majeure en un point donné. Finalement, apparaît une description des outils généraux ou mixtes intégrant de façon plus ou moins équivalente les paramètres compris dans les trois premières catégories de méthodes (Vierhuff, 1981; Villumsen et Sonderskov, 1982; Haertlé, 1983).

3.7.1 Les méthodes axées sur le document cartographique

La cartographie est un outil de compréhension qui permet de représenter rapidement des phénomènes ayant une structure spatiale. La plupart des propriétés jouant un rôle dans le processus de la contamination des eaux souterraines se prêtent bien à ce type de représentation.

La réalisation des cartes repose majoritairement sur la classification des sites en fonction des propriétés et de la géométrie des aquifères, en catégorisant la vulnérabilité à partir des divers paramètres de terrain. Une façon de simplifier le travail de cartographie est de synthétiser l'information en identifiant de grandes classes pour les paramètres les plus importants.

La cartographie de la vulnérabilité des nappes souterraines est ainsi pratiquée depuis quelques années dans plusieurs pays.

• Albinet et Margat (1970)

Voilà plus de quinze ans qu'Albinet et Margat publièrent leur document de base visant la cartographie de la vulnérabilité des nappes d'eau souterraines. Ils proposèrent une approche en trois étapes. La première consistait à présenter une vue générale des paramètres qui conditionnent la vulnérabilité régionale sur une carte à l'échelle 1/1,000,000. Un regroupement schématique est effectué en six classes de vulnérabilité représentées par six couleurs. Les paramètres sont la nature géologique du sous-sol, la profondeur de la surface libre et le drainage de surface. Les auteurs mentionnent que les paramètres furent évalués en regard de l'introduction et de la propagation de la pollution, ainsi que selon la persistance des contaminants. La lecture de cette publication d'Albinet et Margat (1970) ne nous permet pas d'observer de quelle façon les paramètres furent effectivement évalués. La représentation en classes de vulnérabilité semble en fait reposer sur une évaluation subjective, établie en fonction des connaissances hydrogéologiques des concepteurs. Cette première étape ne permet normalement pas de sélectionner les zones à protéger, mais attire l'attention sur l'inégalité des risques.

La deuxième étape proposée par Albinet et Margat vise la réalisation d'une carte à l'échelle 1/250,000. Les six classes sont conservées, auxquelles viennent se greffer des symboles distinctifs. Cette deuxième étape vise à élever le niveau de précision régional de représentation. Les signes particuliers visent à identifier certaines caractéristiques physiques propres aux aquifères comme la présence de discontinuités (failles, grottes) ou de zones inondables.

Finalement, la troisième étape consiste à la représentation sur un document à l'échelle 1/50,000 devant constituer un préalable aux études quantitatives nécessaires à caractère local. L'accent porte ici sur les impacts dans l'environnement (présence d'un égout ou d'un dépotoir) et sur les aménagements physiques pouvant perturber le milieu (puits de captage, sablière, etc.).

- BRGM (1971-1983)

En 1971, Lienhardt et Collin adoptèrent la méthodologie proposée par Albinet et Margat et l'adaptèrent dans le but de cartographier la région de Lyon en France à l'échelle 1/50,000.

Lienhardt et Collin proposèrent la création de trois cartes superposables de même échelle. La première des trois cartes devait traduire l'aptitude des terrains à se laisser pénétrer et s'appuyait sur la géologie et le faciès des réservoirs.

La deuxième carte portait sur les ressources exploitées et exploitables, tandis que la troisième concernait les contraintes d'aménagement. Les paramètres utilisés étaient généralement: l'étendue des aquifères, la percolation, la persistance du contaminant, la profondeur de la nappe, le type de sol, la perméabilité et la bio-activité. Cette méthode n'utilise toutefois pas de valeurs exactes de ces paramètres, mais des valeurs qualitatives estimées.

Parascandola publia en 1980 un essai de représentation cartographique (analyse sémantique) de la vulnérabilité des nappes et de la représentation cartographique. Pour une de ces premières occasions, on s'interrogea sur l'importance relative de la caractérisation de la pollution (durée, étendue, fréquence, intensité) en regard des défenses naturelles offertes par les aquifères (dispersion, adsorption, dégradation, etc.). Parascandola (1980) prétend que la représentation distincte de chaque type de pollution des eaux souterraines, pour des fins d'intervention sur le milieu, risque de demander une mise à jour fréquente. Les variations dans les quantités de pesticides utilisés en surface, l'introduction de nouveaux produits dans les aquifères et les travaux d'aménagement de sites, sont autant de nouvelles conditions qui nécessiteront la mise à jour de l'évaluation du risque de contamination d'un aquifère.

Constatant un mal évident à estimer et mettre en relation les caractéristiques variables de l'économie de l'eau, Parascandola et Albinet (1983) suggérèrent que seule la vulnérabilité en liaison avec la structure hydrogéologique peut être rendue de façon synthétique.

- Environnement Ontario, Whipp (1982)

C'est en 1982 que le Ministère de l'Environnement de l'Ontario publia une première série de cartes (échelle 1/50,000) visant à caractériser la vulnérabilité des aquifères. Faisant abstraction des eaux de surface, la méthode proposée prend en considération quatre paramètres: la perméabilité du sol de surface, le mouvement de l'eau souterraine (d'après la topographie), la

profondeur de la nappe aquifère, ainsi que l'utilisation de l'eau souterraine régionale. Pour une région particulière, trois types de vulnérabilité peuvent être associés (fort, moyen, faible) et à chacune de ces catégories correspond une teinte particulière.

- Environnement Québec, Mccormack (1985)

Les cartes du Ministère de l'Environnement du Québec à l'échelle 1/250 000 existent pour la quasi totalité du territoire habité de la province de Québec. La vulnérabilité est représentée par un dégradé de couleurs dont la teinte passe du blanc au gris foncé (vulnérabilité faible à forte). Les paramètres considérés sont la composition du matériel de surface et la topographie. Superposée à cette trame continue, la perméabilité s'exprime à partir des débits disponibles dans la nappe et est représentée par une trame discontinue (points ou hachures).

Une étude pilote menée dans la région de Granby conduisit à la production d'une carte à l'échelle 1/20 000 (Mccormack, 1985). Sur ce type de carte à plus grande échelle, basée sur une modification du modèle Drastic (Thornhill, 1985), seule la vulnérabilité est représentée et fait l'objet d'une trame de fond en trois teintes (gris foncé, pâle et blanc). Outre les caractéristiques mentionnées précédemment, la carte à grande échelle présente toute une série de symboles complémentaires. Les signes utilisés permettent entre autre de localiser certaines activités humaines (dépotoirs, carrières, industries, etc.) pouvant influencer la qualité de l'eau souterraine.

3.7.2 Les méthodes axées sur un système de cotation numérique

Un effort louable fut déployé aux Etats-Unis dans le but de produire un outil favorisant la gestion efficace des eaux souterraines. Le défi consista à donner un cadre plus rigoureux aux méthodes cartographiques simples jusque là proposées.

Les objectifs visés par les concepteurs furent de rehausser l'importance relative des paramètres physiques d'un aquifère et de favoriser l'intégration des données recueillies en vue de permettre la classification relative des régions considérées. Les outils ainsi réalisés sont fréquemment destinés à des utilisations à caractère local et ils intègrent plus d'informations qu'il n'est possible d'en utiliser pour une cartographie régionale (voir aussi la caractérisation des rejets ponctuels).

- Silka et Swearingen (1978)

Une des premières méthodes à mettre de l'avant cette nouvelle philosophie fut mise au point par Silka en 1978 pour le compte de l'"Environmental Protection Agency" (EPA). L'approche, se voulant simple et peu coûteuse, s'échelonne en huit étapes.

Une première analyse porte sur la description de la zone vadose. On attribue une cote numérotée de 1 à 9 selon la composition de cette zone insaturée. Plus élevée sera la cote, plus grande sera la vulnérabilité en regard de ce paramètre (ex.: gravier = 9).

Dans un deuxième temps, on s'intéresse à caractériser l'eau souterraine comme telle. Les auteurs suggèrent que la capacité d'un aquifère à transmettre les contaminants dépend de la perméabilité et de l'épaisseur de la zone saturée. Pour un aquifère ayant une grande extension verticale, on attribue une cote maximale de 6. Une lettre ajoutée en suffixe à la cote permet de donner une appréciation de la perméabilité de l'aquifère (A= sable, C= silt, E= argile).

Dans la troisième étape, ce sont les qualités physico-chimiques de l'eau qui sont prises en charge. Une eau contenant naturellement beaucoup de solides dissouts est généralement impropre à la consommation de sorte qu'elle peut nécessiter un degré de protection moindre (cote 1), si l'on désire par exemple exploiter un site d'enfouissement à proximité. Inversement, une eau peu chargée peut être consommée. L'auteur suggère donc, dans ce cas, une sensibilité maximale (cote 5) en raison des possibilités accrues de consommation de cette eau. Selon le même raisonnement, si aucune eau souterraine n'est présente, aucune protection ne devrait être envisagée. On donnerait alors la cote 0. Même si ce raisonnement est valable au niveau de la protection des aquifères, il n'a que peu de fondements en ce qui concerne la vulnérabilité elle-même.

Il est ensuite possible d'attribuer une cote de sévérité selon le type de produit employé. Dans le cas particulier des pesticides, on suggère une cote variable de 5 à 9 que l'utilisateur verra à fixer à partir d'une liste fournie par les auteurs. Cinq critères furent retenus pour fixer la cote de façon arbitraire. Çitons: la toxicité, la mobilité, la persistance, le volume et la concentration du produit.

L'étape 5 consiste à effectuer la sommation des cotes évaluées dans les quatre premières étapes. Une cote maximale de 29, pouvant ainsi être obtenue, signifie une vulnérabilité extrême.

À l'étape 6, une cote est attribuée pour désigner la distance d'une région vulnérable à un utilisateur d'eau situé à proximité. Un score maximum de 9 est désigné lorsqu'un puits est en contact direct avec une région affectée, signifiant ainsi un risque fort élevé pour les utilisateurs de cette eau.

Il est ensuite permis à l'utilisateur de cette méthode d'évaluer le degré de confiance qu'il porte à chacune des estimations des paramètres en introduisant une lettre d'appréciation (ex.: A = bonne estimation).

Finalement, l'étape 8 consiste à présenter les résultats de chacune des étapes sous forme de tableau permettant de visualiser l'importance relative de chacun des paramètres estimés.

Le système de cotation développé par Silka permet donc de visualiser d'un coup d'oeil rapide les caractéristiques de défense des aquifères, la qualité ainsi que l'utilisation de l'eau souterraine dans les régions considérées. Cette méthode prend également en compte la nature des contaminants. Aucun outil cartographique n'est envisagé, mais l'index de vulnérabilité permet la classification des régions, particulièrement dans le cas de sources ponctuelles. Le poids relatif des paramètres est indirectement considéré, du fait que les cotes maximales qu'il est possible d'obtenir sont variables; permettant ainsi de distinguer quels paramètres ont des effets prédominants sur la vulnérabilité.

• Union Carbide, Back et al. (1982)

En tant que producteur de l'aldicarbe, un insecticide intensivement utilisé dans la culture du tabac et de la pomme de terre, la compagnie Union Carbide jugea à propos de mettre au point une méthode permettant d'en évaluer la lixiviation potentielle jusqu'à la nappe phréatique. Un système de cotation numérique fut ainsi développé en 1982. La méthode s'avère spécialement adaptée à la prévention d'une éventuelle contamination des aquifères causée par l'aldicarbe ou par ses produits de dégradation (sulfoxide et sulfone). L'outil proposé est en fait un modèle de type "index" utilisant les données moyennes représentatives du potentiel de vulnérabilité pour une année complète.

La première catégorie de paramètres retenus concerne les facteurs d'application du pesticide. Des scores sont attribués au taux d'épandange, à la superficie traitée et à l'état des cultures.

La deuxième catégorie de paramètres prend en compte les conditions de dégradation du pesticide. Autant le pH, la température que la bioactivité du sol font l'objet de l'attribution d'un score individualisé.

La troisième catégorie reflète les conditions de transport: les précipitations, l'irrigation, le type de sol et l'évapo-transpiration potentielle.

Finalement, le dernier bloc prend en considération la profondeur de la nappe et le type d'approvisionnement en eau.

Les quatre catégories de paramètres sont considérées comme indépendantes. Chacun des scores d'une même catégorie est additionné. L'index de vulnérabilité est alors obtenu en effectuant le produit des cotes obtenues à l'intérieur des quatre groupes. À une zone de forte vulnérabilité est associé un index élevé dont la valeur maximale est de 54.

L'approche développée par Union Carbide est intéressante et particulière dans la mesure où elle s'applique principalement à la caractérisation des agressions faites aux aquifères. Le fait d'utiliser les informations concernant la nature des contaminants permet de prévoir une vulnérabilité spécifique face à l'aldicarbe. La littérature fait peu état des méthodes intégrant les conditions physico-chimiques (pH, température, bioactivité) du milieu comme le réalise ici la compagnie Union Carbide. Les concepteurs ont voulu faire ressortir l'importance des paramètres que comporte le système aquifère-pesticide. Cette méthode intègre peu de caractéristiques hydrogéologiques, mais attache une attention toute particulière à la nature du pesticide, aux conditions environnantes de dégradation ainsi qu'aux modes d'opérations en surface (état des cultures, superficies traitées, etc.).

Considérant que le type d'approvisionnement en eau est un facteur majeur et prépondérant, le modèle de Back et al. (1982) peut considérer comme peu vulnérable une nappe phréatique non exploitée mais présentant des caractéristiques hydrogéologiques sensibles à la contamination. Pour cette raison, la compagnie Union Carbide inc. utilise de plus en plus un modèle de type conceptuel dérivé du modèle PRZM (Jones, 1985).

• Thornhill (1985)

La méthode "DRASTIC" développée en 1985 pour le compte de l'EPA ne prétend pas remplacer les travaux de terrains pour un site en particulier. Elle a toutefois été conçue dans le but d'offrir une base pour l'évaluation comparative de certaines régions en regard du potentiel de pollution des eaux souterraines. Cette méthode fut d'ailleurs appliquée aux douze régions hydrologiques des Etats-Unis, distinctes de par leur composition et de l'utilisation de l'eau qui s'y fait.

Parmi les caractéristiques importantes devant être considérées, les concepteurs portent leur attention sur les sept paramètres qu'ils jugent les plus importants, citons: la profondeur de la nappe (D), la recharge nette (R), le type d'aquifère (A), le type de sol en surface (S), la topographie (T), l'impact de la zone vadose (I) et la conductivité hydraulique (C). Par l'abréviation des sept paramètres, on obtient l'acronyme "DRASTIC". Bon nombre de ces informations sont disponibles à l'intérieur de publications déjà existantes. Pour certaines données moins fréquentes, comme la conductivité hydraulique, l'utilisateur devra faire appel à ses capacités d'estimation.

Chacun des sept paramètres retenus peut être classé selon une fourchette de valeurs, ou selon une valeur médiane. À chaque paramètre hydrogéologique est ensuite assigné un poids relatif (1 à 5) d'après un consensus d'évaluation de type Delphi. Pour refléter les conditions en milieu agricole, un poids différent peut-être assigné dans le cas où les pesticides sont

utilisés. Ainsi, pour chaque région hydrogéologique peut être calculé un index DRASTIC:

Index DRASTIC =

$$(D_c \times D_p)+(R_c \times R_p)+(A_c \times A_p)+(S_c \times S_p)+(T_c \times T_p)+(I_c \times I_p)+(C_c \times C_p) \quad (**)$$

où:

c = cote

p = poids relatif

(**): index DRASTIC max. = 256

La méthode propose une application particulière aux nappes captives pour lesquelles il y a possibilité d'ajustement des cotes d'évaluation.

Le document cartographique n'est pas l'objet principal de l'outil proposé, mais plutôt un accessoire servant à rehausser le niveau d'intégration et de compréhension. Cette méthode ne tient pas compte de la nature des polluants, mais considère les mécanismes naturels de défense mis à la disposition des aquifères. Les impacts et risques pour l'environnement humain sont également envisagés de façon secondaire.

3.7.3 Les méthodes axées sur la caractérisation des rejets ponctuels

Une méthodologie toute spéciale s'est élaborée au cours des dernières années aux États-Unis. Il s'agit de la caractérisation des aquifères localisés sous des sites de rejets ponctuels. Étant donné la superficie limitée et les impacts violents qu'imposent des aménagements comme les dépotoirs,

les remblais de mines et les réservoirs supposément étanches, l'élaboration de méthodes spécifiques pour ces lieux s'avéra indispensable. Bien que nos visées portent plus spécifiquement sur la caractérisation selon des sources diffuses (pesticides), notre objectif est ici de faire ressortir les aspects particuliers aux rejets ponctuels qui peuvent s'avérer utiles ou complémentaires à notre étude.

• JRB associates (1982)

Les paramètres utilisés par JRB sont regroupés en quatre catégories distinctes de par leur niveau d'application. Les catégories sont: les facteurs récepteurs (distance d'un point d'utilité, population, etc.), les sites comme tels (profondeur de la nappe, perméabilité, etc.), les caractéristiques des rejets (toxicité, persistance, etc.) et les modes d'aménagement (quantité de rejets, etc.). On compte en moyenne une dizaine de paramètres par catégorie.

Une cote de 0 à 3 doit être assignée à chacun des paramètres. Plus le chiffre est élevé, plus sévère est la vulnérabilité du site face à ce paramètre. À chacun des éléments est ensuite associé un poids multiplicatif, indicateur de l'affectation relative de chacun de ces éléments. On opère ensuite la somme de chacun des éléments pondérés dans chacune des catégories de paramètres. La vulnérabilité d'un site s'obtient alors en additionnant le score obtenu dans chaque groupe distinct.

La société JRB proposa quelque chose de particulier en ce sens qu'elle suggère de représenter la vulnérabilité en pourcentage. Pour ce faire, il s'agit de diviser le score total obtenu par la valeur maximale pouvant être enregistrée, de multiplier par cent. À l'aide d'une abaque, le score est ensuite interpréter en terme de quatre index de vulnérabilité: "low, medium, high, very high".

Une autre particularité de cette méthode vient du fait qu'elle permet de donner une appréciation de la qualité des cotes obtenues, en indiquant le pourcentage de données manquantes à chacune des catégories de paramètres.

L'effort de caractérisation porte majoritairement sur la prévision des impacts pour la population environnante, ainsi qu'à la description de la nature et du devenir des rejets pouvant s'infiltrer jusqu'au niveau des aquifères.

- Legrand (1983)

L'EPA utilise présentement une version modifiée de la méthode proposée par Legrand en 1983. Cet outil, basé sur un système numérique de cotation, vise la classification relative des régions affectées par les dépotoirs et les sites d'enfouissement sanitaire.

1re Partie:

On doit fournir ici une description hydrogéologique du site, c'est-à-dire les paramètres physiques propres à la défense des aquifères. Le système de

Legrand n'est valide que pour les nappes libres, mais permet toutefois d'associer un poids relatif à chacun des quatre paramètres qui sont:

- la distance à des points d'utilisation;
- la profondeur de la nappe;
- le gradient hydraulique;
- la perméabilité et l'adsorption.

À chacun des paramètres est associée une cote de 0 à 9 (étapes 1 à 4). La cote la plus élevée représentant les conditions hydrogéologiques les moins favorables. On assigne ensuite deux lettres permettant de décrire qualitativement les quatre paramètres (étapes 5 et 6). Finalement, on additionne les quatre cotes obtenues (étape 7), ce qui permet l'évaluation hydrogéologique d'un site donné.

					sorption-			
					perméabilité			autres
Ex:	18	3	8	3	4	A	B	W
	Index	distance	table	gradient			degré de confiance des résultats	
Étapes:	7	1	2	3	4		5	6

Parties 2, 3, 4

Les étapes subséquentes de la méthode de Legrand permettent de pousser plus loin les investigations. On suggère d'abord de pondérer l'index de vulnéra-

bilité selon la sévérité du contaminant. Un polluant hautement toxique aura ici pour effet d'augmenter la vulnérabilité déjà fixée d'après les critères hydrogéologiques.

Finalement, les réajustements au modèle doivent être rendus possibles pour l'utilisateur. Certaines modifications physiques (installation d'un puits ou d'un remblai) ont pour effet de modifier les conditions du milieu. Il peut donc s'avérer utile d'avoir la possibilité de modifier certains paramètres au fur et à mesure que le besoin se fait sentir.

3.7.4 Les méthodes générales ou mixtes

Nous décrivons dans cette section les méthodes permettant d'effectuer un survol rapide de l'ensemble des caractéristiques mentionnées dans les trois premières catégories de méthodes vues jusqu'à maintenant. Le développement cartographique, tout comme l'introduction d'index de vulnérabilité, font souvent partie intégrante de la structure interne de ces outils.

Deux des trois méthodes présentées ici sont allemandes tandis que l'autre nous provient du Danemark. L'expérience germanique se veut donc favorable à une approche générale et plus globale de la compréhension et de la gestion des mécanismes de défense des aquifères.

- Vierhuff (1981)

Cette technique allemande propose la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines à l'aide de cartes à l'échelle 1/1,000,000. La méthode

tient compte principalement de critères relatifs à la structure physique des aquifères, soit le degré de protection par les dépôts de surface contre la pollution. Les critères retenus correspondent à la caractérisation du régime hydrologique, la composition du sol et de la zone vadose ainsi que la profondeur de la nappe d'eau.

Sans privilégier un système de classification doté d'un index de vulnérabilité, Vierhuff propose toutefois un regroupement des paramètres décrits ci-dessus selon cinq classes de vulnérabilité, de forte à très faible.

Sur les cartes comme telles, les caractéristiques du sol et de la zone vadose sont représentées par différentes couleurs, alors que le type d'aquifère se distingue par la superposition de symboles comme des points ou des lignes.

- Villumsen et Sonderskov (1982)

Dans l'élaboration des cartes de vulnérabilité, seuls les paramètres statiques reliés à la géologie et à l'hydrogéologie ont été utilisés. Quatre thèmes ont principalement été retenus par Villumsen.

Le premier thème correspond à la charge piézométrique. Une cote de 0.5 est attribuée pour une différence de charge supérieure à 30 mètres entre un aquifère et la surface du sol. La cote 3.5 est donnée dans le cas d'une différence de charge inférieure à 5 mètres.

Les trois autres thèmes retenus sont l'écoulement entre les couches dans la zone vadose (relié à un changement de perméabilité entre les couches), ainsi que les capacités de réduction et d'adsorption (reliés au temps de rétention) de chacune des couches. À chacun de ces trois paramètres, une cote de 0 à 4 est convertie selon les aptitudes à la déduction de l'utilisateur.

L'index de vulnérabilité permettant de réaliser une cartographie selon quatre classes distinctes est calculé à partir de la valeur moyenne des quatre paramètres utilisés. Plus élevé sera l'index moyen calculé, plus grande sera la vulnérabilité d'un site donné.

Cette méthode met donc l'accent sur la caractérisation de la zone vadose où une connaissance précise des dépôts est recherchée. Les conditions biochimiques du milieu sont peu considérées, de même que la nature propre des contaminants.

- Haertlé (1983)

La problématique développée consistait à identifier trois niveaux de vulnérabilité en regard de la composition et de l'épaisseur des dépôts de surface (zone vadose). L'originalité du système proposé consiste en une cartographie basée principalement sur la juxtaposition de symboles (ex.: +, -, *). L'utilisation d'une trame de couleurs ne fait l'objet que de considérations secondaires.

Deux grands paramètres sont à la base de ces recherches: la perméabilité et l'épaisseur des couches de la zone insaturée. Pour un sol donné, trois types de perméabilité peuvent être assignés avec une symbolique appropriée:

	Perméabilité	Symboles
1) Plus de 10 mètres de dépôts grossiers	HAUTE	(*)
2) Entre 5 et 10 mètres de dépôts grossiers et moins de 5 mètres d'argile ou de silt	MOYENNE	(+)
3) Moins de 5 mètres de dépots grossiers et plus de 5 mètres d'argile ou de silt	FAIBLE	(-)

Il est possible de juxtaposer jusqu'à trois symboles représentatifs des trois principales couches de la zone insaturée. Le résultat de la juxtaposition des symboles est ensuite interprété symboliquement en terme de trois classes de vulnérabilité: faible, moyenne et forte.

Chaque symbole obtenu est alors placé sur une carte au 1/25,000 sur laquelle peut s'inscrire les contours géologiques. Les résultats sont ensuite transposés sur une carte à petite échelle (1/200,000) pour la présentation finale.

L'auteur considère que l'épaisseur minimale d'un aquifère, pour qu'il soit considéré comme tel, doit être d'au moins 5 mètres et que les couches de faible perméabilité de moins d'un mètre ne justifient pas la conotation de couches imperméables.

CHAPITRE 4

4. Sélection d'une méthode applicable au Québec

4.1 Contexte québécois

Ne devant pas remplacer les études de terrain à caractère spécifique, les méthodes recherchées doivent principalement s'orienter vers une première classification de la caractérisation de sites problématiques déjà connus, ou jusque là ignorés mais présentant un potentiel d'affectation non négligeable.

Les moyens d'intervention réduits, dont disposent présentement les gestionnaires, tiennent en grande partie du fait que les données nécessaires concernant la nature des aquifères et des contaminants sont peut précises et incomplètes. Il en résulte un degré d'estimation fort élevé de la part des utilisateurs.

La nature disparate des informations peut s'expliquer du fait qu'il n'existe pas de banques de données centralisées permettant d'offrir une première organisation des données ainsi qu'un accès direct à l'information. Les renseignements requis sont plutôt disséminés à l'intérieur de différents organismes agissant parfois de façon indépendante les uns envers les autres.

De par la nature de son travail, le gestionnaire, au prise avec des problèmes de contamination des aquifères, est tenu de répondre à des engagements serrés, contraint à donner son diagnostic dans les plus brefs délais et, en plus, à des coûts raisonnables. À l'échelle des bassins, on constate de plus que le territoire affecté couvre de très grandes superficies.

Au niveau de l'utilisation des sols, on observe que les activités humaines (agricoles, forestières, etc.) sont très diversifiées, multipliant ainsi la variété de risques pouvant être encourus. La recherche scientifique concernant la mise en marché de nouveaux pesticides fait en sorte que l'on répand sur les sols une quantité importante de nouveaux produits dont la nature et les impacts pour l'environnement sont difficiles à évaluer, et cela malgré le fait que le système d'homologation soit maintenant plus sévère à cet effet.

Pour toutes ces raisons mentionnées, nous considérons comme primordiale la quête d'un outil d'application devant posséder les qualités suivantes: simple d'utilisation, précis dans les résultats obtenus, possédant un large spectre d'utilisation, hautement interactif, peu coûteux et répondant aux besoins immédiats des gestionnaires.

4.2 Revue de la littérature

La revue de la littérature effectuée pour le compte de cette étude nous a permis d'identifier une importante quantité de publications visant la caractérisation de la vulnérabilité proprement dite des aquifères. Malheu-

reusement, aucune recherche en pays occidental ne semble porter jusqu'à ce jour à classer, comparer ou analyser les méthodes les unes par rapport aux autres. Bien que les processus de transport et de transformation des contaminants en milieu souterrain leur soient bien connus, les scientifiques québécois sont aujourd'hui confrontés au problème du choix d'un outil de caractérisation adapté aux conditions locales d'épendage de pesticides. Au niveau régional, on doit penser à un outil favorisant la gestion du territoire ainsi que les interventions sur le milieu naturel.

4.3 Test d'évaluation des outils

Une étape importante de notre projet de recherche consiste à l'établissement d'un test permettant de classer les méthodes selon leur niveau d'efficacité. Nous visons donc une classification objective de toutes les méthodes d'évaluation ayant été présentées à l'intérieur des quatre groupes de méthodes décrits précédemment (voir méthodes d'évaluation de la vulnérabilité).

On dit généralement en analyse systémique qu'un système n'est pas plus précis que le moins précis de ses composants. C'est donc dans cette optique que sera développé le test d'évaluation des méthodes de vulnérabilité. Nous devons souligner la nature empirique du test qui sera développé maintenant en raison de la précision limitée des données qu'il est possible d'utiliser pour faire fonctionner chacune des méthodes de caractérisation. Il serait inutile de développer un test de classification dont le degré supérieur de précision nécessiterait plus de structuration et d'information que ne permet de réaliser l'application des méthodes de vulnérabilité elles-mêmes.

L'étape initiale à l'élaboration du test de classification consiste à effectuer un relevé systématique de tous les critères rencontrés dans la littérature et considérés comme importants d'après les auteurs concernés. Non seulement les paramètres physiques et biochimiques des aquifères et des pesticides doivent être retenus, mais également toutes les considérations externes ou internes au système étudié pouvant élever le degré de connaissance ou pouvant faciliter la classification globale des sites. Notre optique consiste à introduire un test d'évaluation général offrant la possibilité d'une application aux méthodes de caractérisation déjà existantes, ainsi que pour l'évaluation des méthodes qui seront développées dans le futur immédiat. Un suivi de l'évolution de ces outils sera alors possible, permettant de rendre compte des progrès réalisés au cours des années.

Dans une seconde étape, nous avons regroupé les caractéristiques de chacune des méthodes selon un certain nombre de classes distinctes. Le regroupement en classes a pour objectif de distinguer les caractéristiques s'apparentant ou se complétant les unes les autres. Cette opération est démontrée à l'aide d'un tableau comparatif présentant les classes de paramètres sous forme de colonnes comptabilisables (voir tableau 1). Quatre classes de critères ont en fait été retenues. La première colonne du tableau présente les niveaux d'application et fait foi de la portée des outils de caractérisation.

L'outil recherché devrait idéalement posséder une portée quasi infinie, favorisant ainsi une application étendue à toutes les entités physiques de l'écosystème terrestre, ainsi qu'à la caractérisation conditionnelle aux différents modes de pollution.

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DRASTIC (1985)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES	.5	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	0	TOPOGRAPHIE	1	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	.5	diffuses et	.5
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	1	ponctuelles	
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	1	RELATIONS MATHÉMATIQUES PRÉCISES	1	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (μ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	1	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE CAPTIVE	1	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	.5	CARTOGRAPHIE		CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	1	plan	.5	TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	.5
ROCHES CONSOLIDÉES	1	PROFONDEUR NAPPE libre	1	coupe	.5	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
ATTENTION PARTICULIÈRES:		captive	1	SYMBOLES ET/OU COULEURS	.5	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	0
PESTICIDES	1	TAUX D'ADSORPTION	.5	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	0
		VITESSE D'ÉCOULEMENT HORIZONTAL (zone vadose)	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	1		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	1	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	.5				
		PERMÉABILITÉ	.5				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	1				
	6		9.5		9		1

TOTAL: 25.5

TABLEAU 1

La deuxième colonne du tableau comparatif réunit la majorité des paramètres importants de nature physique, biologique, météorologique, hydrogéologique et chimique tels qu'ils furent rencontrés suite à la revue de la littérature. Un outil de caractérisation de qualité devrait idéalement tenir compte de la gamme complète de ces paramètres. Il n'est toutefois pas nécessaire qu'une méthode intègre complètement tous les paramètres, ces derniers pouvant être équivalents ou complémentaires entre eux (ex.: perméabilité vs porosité).

Il nous faut apporter une mise en garde concernant les méthodes utilisant une quantité imposante de paramètres de toutes sortes. Les paramètres les plus importants risquent ainsi d'être noyés parmi tous les autres, provoquant un effet uniformisant où toutes les données seront considérées de façon plus ou moins équivalente. Cette situation ne réflète alors pas les conditions naturelles où certaines caractéristiques jouent fréquemment un rôle de premier plan. D'autres paramètres ont par contre un rôle beaucoup moins significatif lorsque vient le moment de poser un diagnostic pour un site donné, de sorte qu'ils ne devraient pas être considérés avec la même importance.

La troisième classe de critères concerne la structure même des outils de caractérisation. Le niveau d'intégration propre à chaque méthode réflète ainsi la facilité et la qualité avec lesquelles l'usager rend possible ses manipulations. Les qualités du modélisateur ne sont donc pas étrangères au fait de la réalisation de son outil de caractérisation. Les méthodes possédant une faible intégration des concepts qui les sous-tendent risquent

malheureusement de répondre avec inefficacité à une analyse de sensibilité. De tels outils sont généralement très peu populaires auprès des gestionnaires, échouant ainsi dans leur rôle de vulgarisation. Cette troisième colonne vise donc à faire ressortir la qualité du traitement effectué sur les données recueillies, ainsi que sur la gamme des utilisations rendues possibles.

Finalement, la quatrième colonne du tableau 1 présente certains impacts pouvant influencer le diagnostic suite à une variation enregistrée pour un type de paramètre ou suite à la considération de critères pouvant affecter les infrastructures humaines ainsi que la santé des êtres vivants. Certaines de ces caractéristiques peuvent en quelques occasions être déterminantes (ex.: proximité d'un puits à une zone contaminée) sur la vulnérabilité d'un site. Cette dernière étape permet également d'observer si une méthode prend en considération le fait qu'une donnée de terrain particulière peut avoir un effet si prompt, que les autres paramètres ne seront alors amenés qu'à jouer un rôle secondaire (ex.: nappe affleurante).

Une fois que l'inventaire et la classification des caractéristiques des méthodes de vulnérabilité furent complétés, il s'agissait d'appliquer systématiquement le tableau comparatif à chacune des méthodes jugée pertinente. Cette opération visait à effectuer la compilation, classe par classe, des critères retenus par chacune des méthodes de vulnérabilité.

À chacune des caractéristiques (des quatre classes) est attribué un pointage égal à 1 dans le cas où celles-ci font partie intégrante de la structure de la méthode de caractérisation visée. Si une caractéristique n'est pas prise en charge, on donne une note égale à "0" et de "0.5" si elle est considérée de façon imprécise ou indirecte. Les valeurs attribuées sont inscrites dans la marge de droite et correspondent aux caractéristiques de chacune des quatre classes du tableau comparatif. On effectue la compilation, colonne par colonne, des pointages et le total doit être inscrit au bas de chacune de celles-ci. La comparaison de ces sommes partielles permet entre autre d'observer les classes de paramètres qui offrent le plus de considérations (tableau 1). Une appréciation globale de chaque méthode est ensuite obtenue en effectuant la compilation arithmétique des sommes partielles de chacune des quatre classes. Le total global est alors inscrit au bas du tableau comparatif.

Le test d'évaluation des outils de caractérisation de la vulnérabilité, tel que décrit dans les pages précédentes, a donc été appliqué de façon systématique à l'ensemble des méthodes ayant été jugées pertinentes pour les fins de la présente étude. Les résultats obtenus sont présentés à l'aide d'un histogramme (figure 1) où figure la performance individuelle des méthodes rassemblées à l'intérieur de leur groupe respectif. Sur l'axe horizontal s'aligne chacune des méthodes pour lesquelles correspondent les pointages indiqués en ordonnée, pointages obtenus par l'application du test d'évaluation.

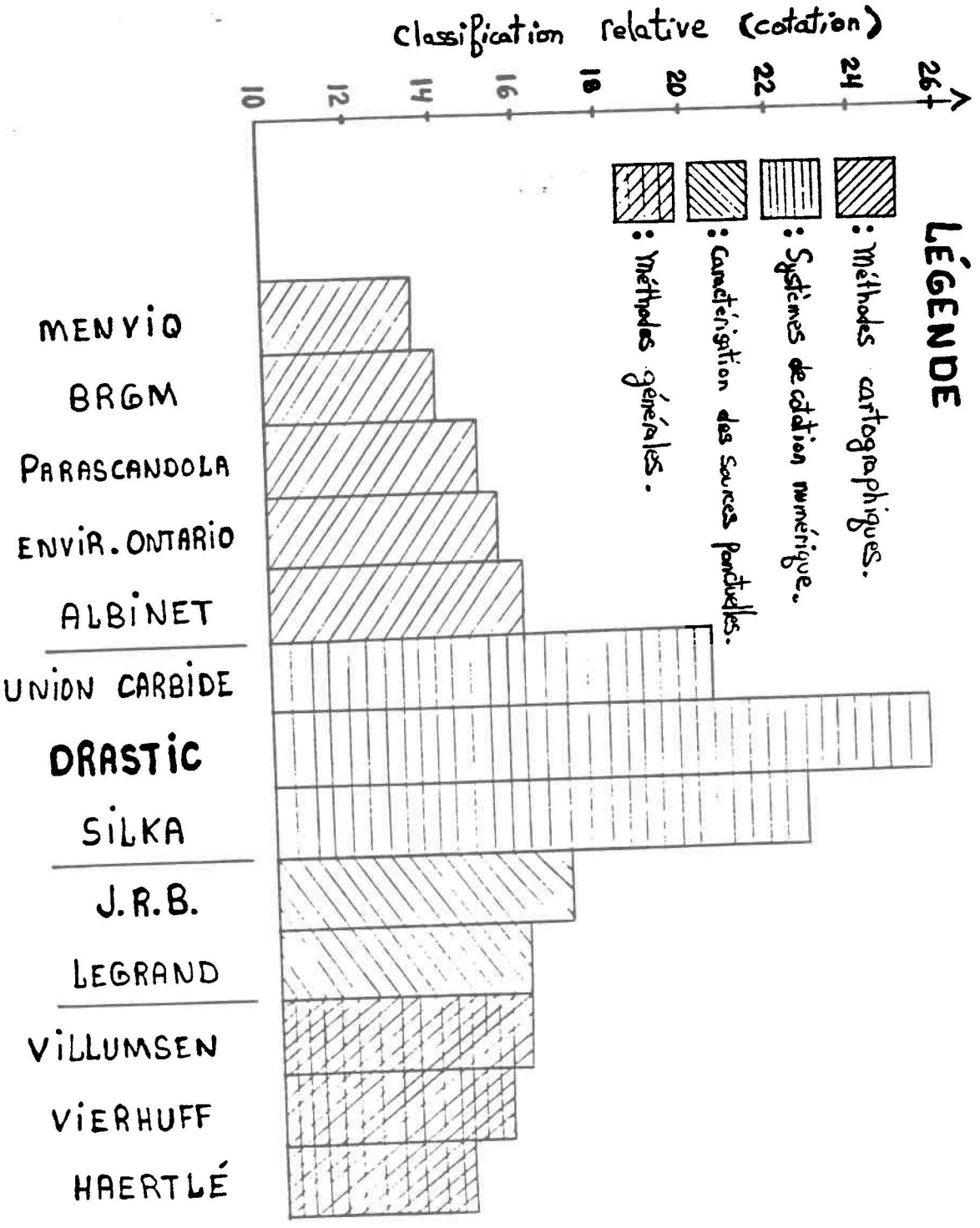


FIGURE 1 : Classification des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères.

Les systèmes de cotation numérique (groupe 2) démontrent ici leur plus grande efficacité générale à estimer la vulnérabilité des aquifères et en particulier la méthode DRASTIC qui, avec un score de 25.5, mérite la première position. Presque sur un pied d'égalité, on observe sur l'histogramme que les trois autres groupes de méthodes obtiennent tous des pointages inférieurs à ce qu'il est possible d'obtenir par les systèmes de cotation numérique.

4.4 Limitation du test

Comme il fut mentionné précédemment, ce test empirique comporte certaines faiblesses qu'il faut mettre en évidence si l'on veut saisir la portée véritable qu'on entend bien lui accorder. Nous souhaitons volontiers que le regroupement selon les quatre classes de critères soit des plus justifié et que l'inventaire des paramètres choisis soit le plus exhaustif. Malgré cet effort, il serait présomptueux de notre part de prétendre que l'attribution des pointages à chacun des critères ne repose pas sur une base empirique d'évaluation, laissant place à un degré parfois important d'estimation et d'interprétation.

La principale lacune de ce test réside dans le fait qu'il ne permet pas de hiérarchiser les paramètres selon leur niveau d'importance. Une méthode en particulier peut donc se voir attribuer un score élevé même si un paramètre de très haute importance a pu être négligé par les concepteurs de la méthode.

La comparaison entre les méthodes des scores obtenus pour un même groupe de critères est toutefois intéressante puisqu'elle permet de faire ressortir sur quels aspects chaque méthodologie porte son attention. Par contre, la comparaison entre deux groupes de critères différents est difficile à réaliser puisque la quantité et la nature même des critères en cause sont non comparables ou tout au moins non équivalentes. Une autre limitation vient du fait que le test d'évaluation compare des méthodes conçues pour différents besoins, et n'est pas destiné à comparer uniquement les méthodes servant à évaluer la vulnérabilité des aquifères à la contamination par les pesticides.

Même si le présent test d'évaluation ne réfère pas à des études de sensibilité de chacun des paramètres retenus, ni ne permet de justifier l'efficacité avec laquelle les méthodes établiront la vulnérabilité des aquifères, il est permis d'envisager que les scores globaux obtenus fourniront une bonne appréciation générale des méthodes. La portée même de ce test nous permet d'envisager un choix plus éclairé concernant la sélection d'une méthode de caractérisation appliquée aux conditions du territoire québécois.

Une liste complète de l'application du test d'évaluation de la performance de l'ensemble des méthodes retenues est fournie en annexe, à la fin de ce document.

CHAPITRE 5

5. Application pour différents sites au Québec

5.1 Choix d'une méthode

Malgré les limitations que nous avons soulevées concernant la portée du test d'évaluation des méthodes de vulnérabilité, nous portons notre choix sur la méthode DRASTIC, cette dernière s'étant qualifiée au premier rang. Le test d'évaluation nous permet de constater un bon équilibre des trois premiers groupes de critères (niveaux d'application, paramètres utilisés et niveaux d'intégration). Seuls les impacts spécifiques pouvant être causés par certaines modifications physiques ou par des variations temporelles sont quelque peu négligés par les auteurs (voir Tableau 1).

5.2 Sites recherchés

Pour en arriver à tester l'efficacité avec laquelle une méthode peut représenter la vulnérabilité des aquifères, il faut bien sûr effectuer un certain nombre d'essais sur des sites judicieusement sélectionnés. Si l'on veut observer la précision avec laquelle une méthode peut détecter un site hautement vulnérable, nous devrions alors porter nos investigations aux endroits où l'usage intensif des pesticides, coordonné à une lixiviation rapide des substances toxiques, aurait entraîné une augmentation anormale de la concentration des contaminants au niveau des aquifères. Certaines analyses d'eau

souterraine permettent d'ailleurs de constater un bon nombre de cas où la concentration de pesticide dans l'eau souterraine dépasse les normes recommandées.

Un projet de recherche, que nous avons conjointement réalisé avec le Ministère de l'Environnement du Canada (division SPE) au cours de l'été 1985, nous a ainsi permis d'effectuer un inventaire des cas de contamination de l'eau souterraine par les pesticides, identifiés au Québec depuis une quinzaine d'années. Il nous a donc été possible de sélectionner parmi tous les sites contaminés ceux dont la qualité des informations disponibles rendaient possible l'application de la méthode DRASTIC.

Si nous voulons par contre observer la précision avec laquelle la méthode DRASTIC permet de distinguer les sites invulnérables ou offrant une protection suffisante contre toute agression toxique, nous devions alors tenter d'appliquer la méthode à des sites offrant un maximum de conditions favorisant la protection des aquifères.

Les sites retenus pour la présente étude ont donc été sélectionnés d'après les critères que nous venons de mentionner ci-dessus. Avant de procéder aux applications comme telles, les paragraphes qui suivent présentent une description des composantes de la méthode DRASTIC, ainsi que le processus rendant possible son application.

5.3 Méthode DRASTIC

La présentation de cette méthode a été faite à la section (3.7.2) de ce travail. Le mot DRASTIC est en fait un acronyme formé par l'abréviation des sept paramètres physiques ayant été retenus par les auteurs pour quantifier la vulnérabilité, soit:

D: "depth of water table"

R: recharge nette

A: "aquifer media"

S: "soil media"

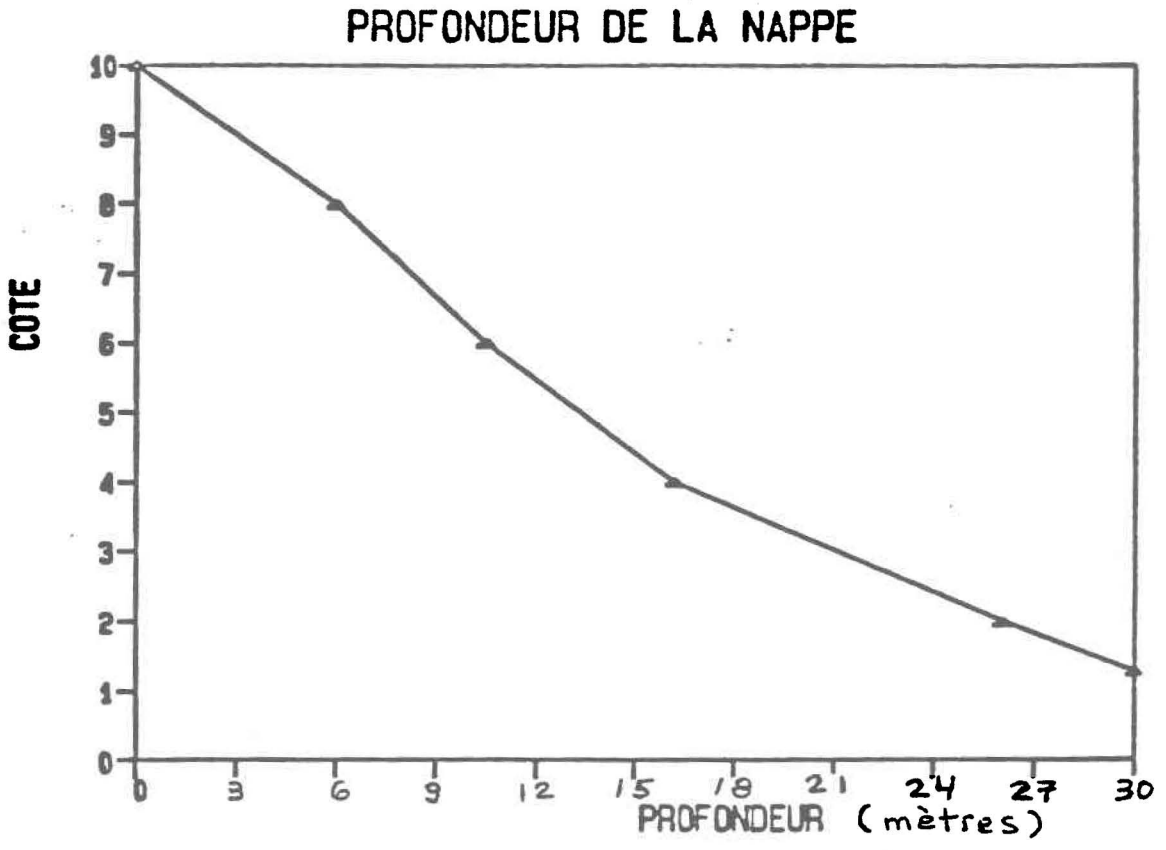
T: topographie

I: impact de la zone vadose

C: conductivité hydraulique

Afin de standardiser les données recueillies, à chaque gamme de paramètres est associée une cote d'évaluation ("rating") variant de 0 à 10 pour chacun des sept paramètres retenus (voir figures 2 à 5 et tableaux 2 à 3).

Par l'observation du graphique supérieur présenté à la figure 2, on peut dire de façon générale que les nappes d'eau situées à grande profondeur offrent une protection élevée. En fait, les nappes situées à une profondeur de plus de 100 pieds imposent un retard important au transport des polluants, de sorte qu'une cote relativement faible leur est alors assignée (cote 1 à 2).



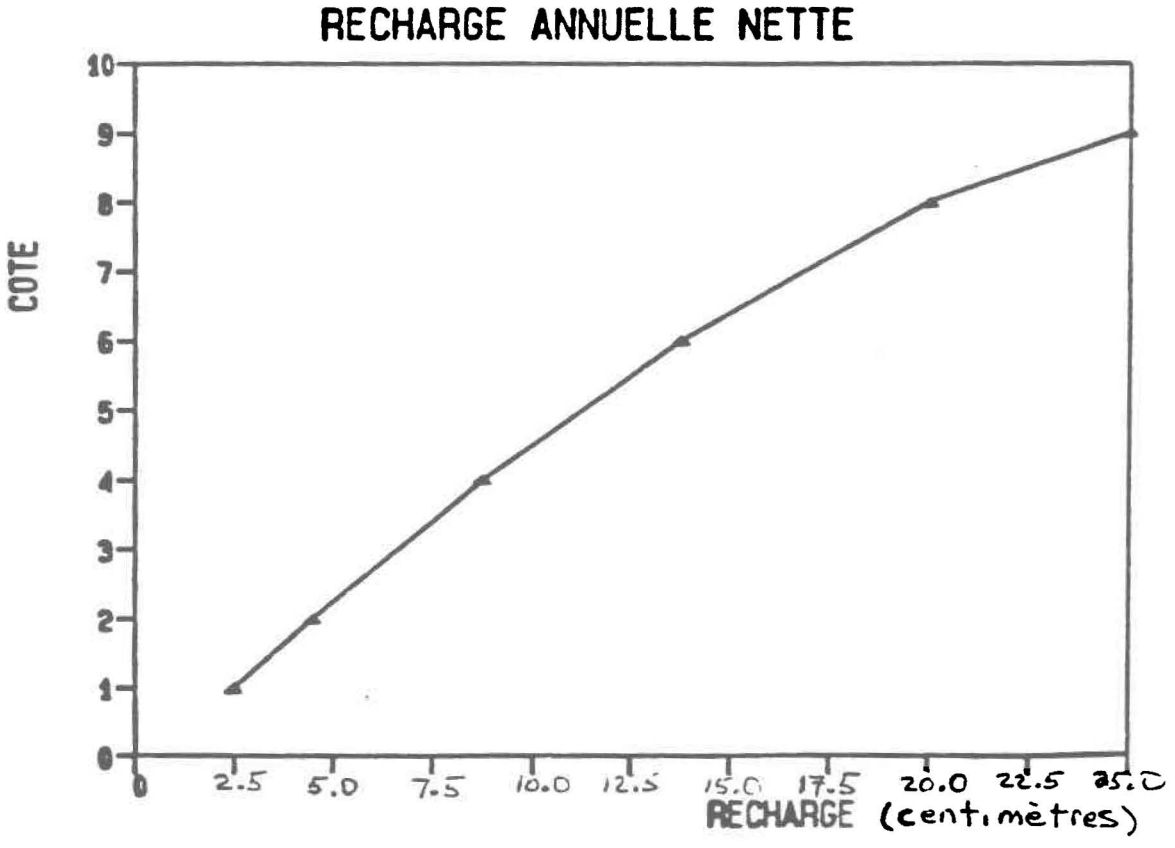


FIGURE 2 (Thornill, J. 1985)

La recharge annuelle nette correspond au rehaussement de la table d'eau (mesuré en centimètres), faisant suite aux précipitations enregistrées. Plus l'apport d'eau par les pluies est important, plus grande sera la probabilité que des contaminants s'infiltrent vers l'aquifère (graphique du bas, figure 2).

L'attribution d'une cote standardisée pour le type d'aquifère et le type de sol repose essentiellement sur la granulométrie des dépôts meubles et sur le degré de fracturation des roches consolidées. Une cote élevée, réflétant des conditions de haute vulnérabilité, est ainsi attribuée aux dépôts grossiers et aux roches consolidées peu altérées (tableau 2). Si le sol de surface est mince ou absent, son effet protecteur d'adsorption par l'argile et la matière organique, et de dégradation par les microorganismes s'en trouve très affecté (figure 3). On assigne alors une cote élevée dans ces cas ou l'effet protecteur est très réduit (cote 10).

Une autre caractéristique de surface concerne la topographie (figure 4). Aux reliefs topographiques accentués correspondent des cotes réduites; le ruissellement de surface s'en trouve favorisé, réduisant ainsi le risque d'infiltration des contaminants.

Le tableau 3 nous permet de caractériser les impacts que peut apporter la zone insaturée (vadose). Pour des dépôts imperméables, une cote faible doit être assignée, alors que l'inverse doit être considéré pour les dépôts grossiers.

TYPE D'AQUIFÈRE

GENRE DE DÉPOTS	GAMME	COTE TYPIQUE
Shale massif	1 - 3	2
Roches ignées et métamorphiques	2 - 5	3
Roc altéré	3 - 5	4
Interlits de grès, calcaire, shale	5 - 9	6
Grès	4 - 9	6
Calcaire	4 - 9	6
Sable et gravier	6 - 9	8
Basalte	2 - 10	9
Karst	9 - 10	10

TABLEAU 2 (Thornhill, J. 1985)

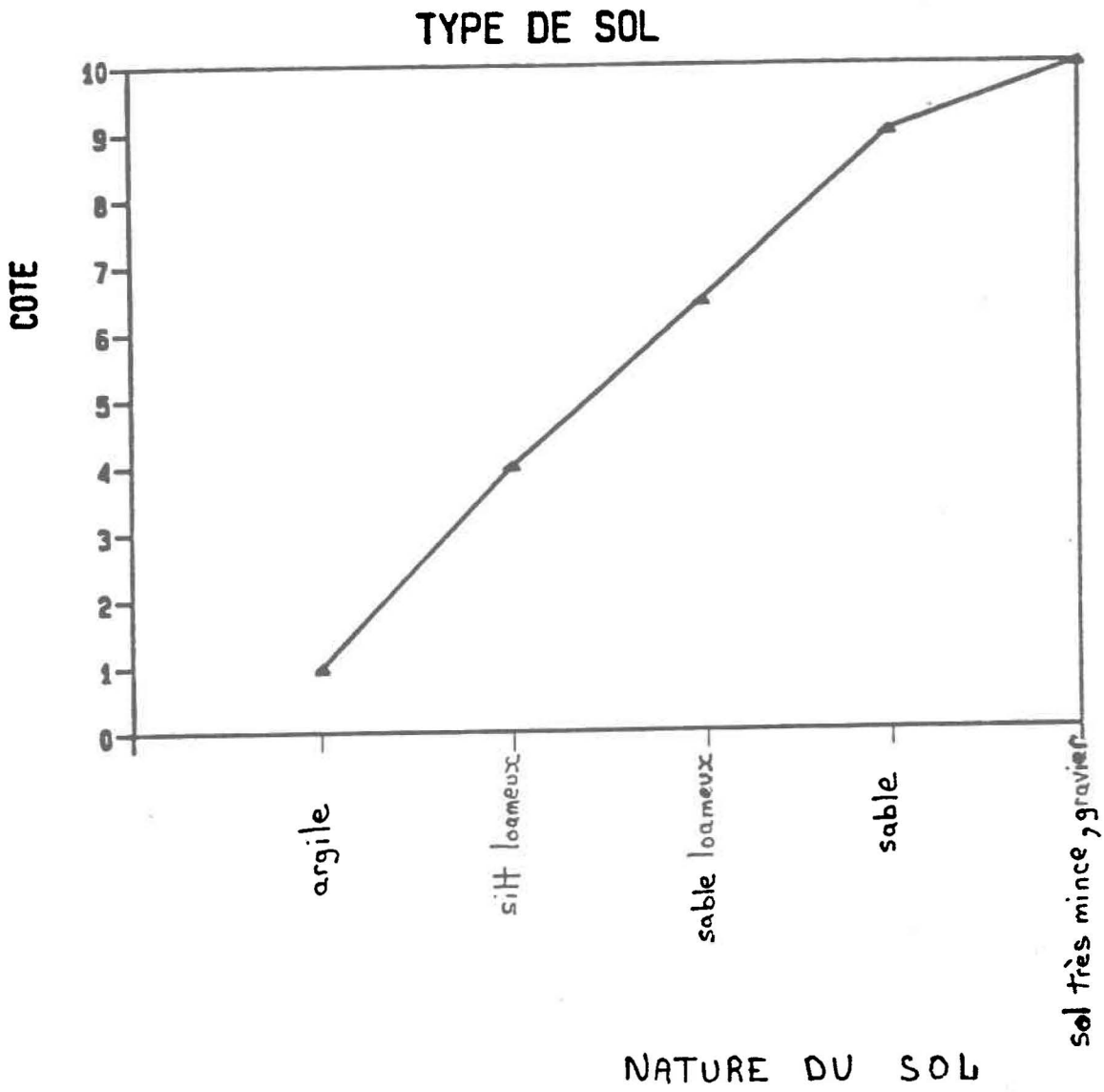


FIGURE 3 (Thornhill, J. 1985)

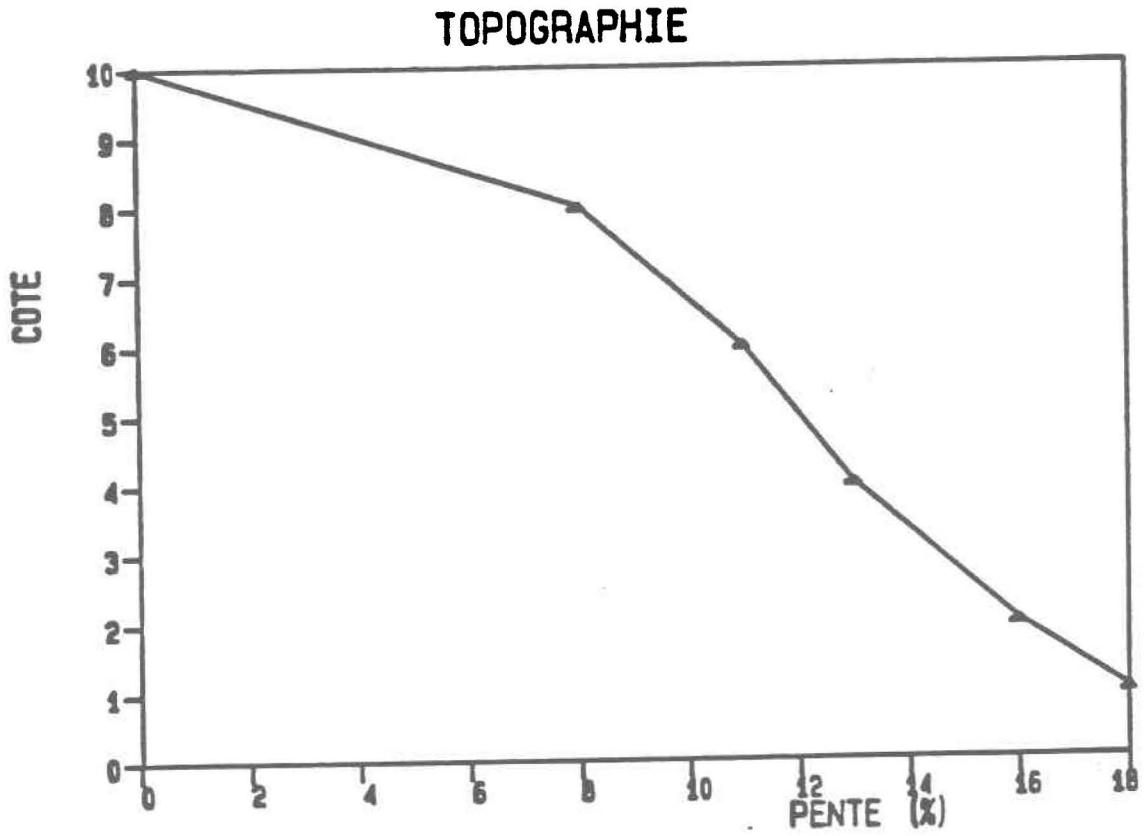


FIGURE 4 (Thornill, J. 1985)

IMPACT DE LA ZONE VADOZE

COMPOSITION DES DÉPÔTS DE LA ZONE INSATURÉE	GAMME	COTE TYPIQUE
Silt/argile	1 - 2	1
Calcaire	2 - 7	6
Grès	4 - 8	6
Métamorphiques/ignées	2 - 8	4
Sable et gravier	6 - 9	8
Karst	8 - 10	10

TABLEAU 3 (Thornhill J. 1985)

Finalement, la figure 5 présente la conductivité hydraulique, mesurée en mètres/seconde, telle qu'estimée à partir de la texture du substrat même de l'aquifère. Une conductivité élevée reflète généralement un transport potentiel rapide des polluants, d'où l'attribution du cote élevé dans ces conditions.

Dans le processus de l'assignation d'un index de vulnérabilité, certains paramètres physiques ont des effets prépondérants sur le devenir des polluants, alors que d'autres ont des effets beaucoup moins importants. La méthode DRASTIC permet de tenir compte de ces inégalités, par l'attribution d'après le consensus Delphi d'un poids spécifique à chacun des paramètres utilisés, permettant ainsi une calibration relative de chacun de ces paramètres.

Une calibration d'ordre générale est d'abord envisagée par l'attribution de poids spécifiques à l'ensemble des polluants de diverses natures (tableau 4, 2e colonne). Une désignation particulière est aussi possible dans les cas où les pesticides font l'objet d'une utilisation intensive. La colonne de droite du tableau 4 nous présente les poids spécifiquement attribués aux pesticides. Les poids relatifs assignés à la profondeur de la nappe (poids = 5), au type de sol (poids = 5) et à l'impact de la zone vadose (poids = 4) sont les plus élevés de l'ensemble des sept paramètres. C'est dire que l'auteur met l'accent sur les caractéristiques de surface, alors que les événements se produisant à plus grande profondeur ont été considérés avec moins d'importance (conductivité hydraulique (poids = 2), type d'aquifère (poids = 3)).

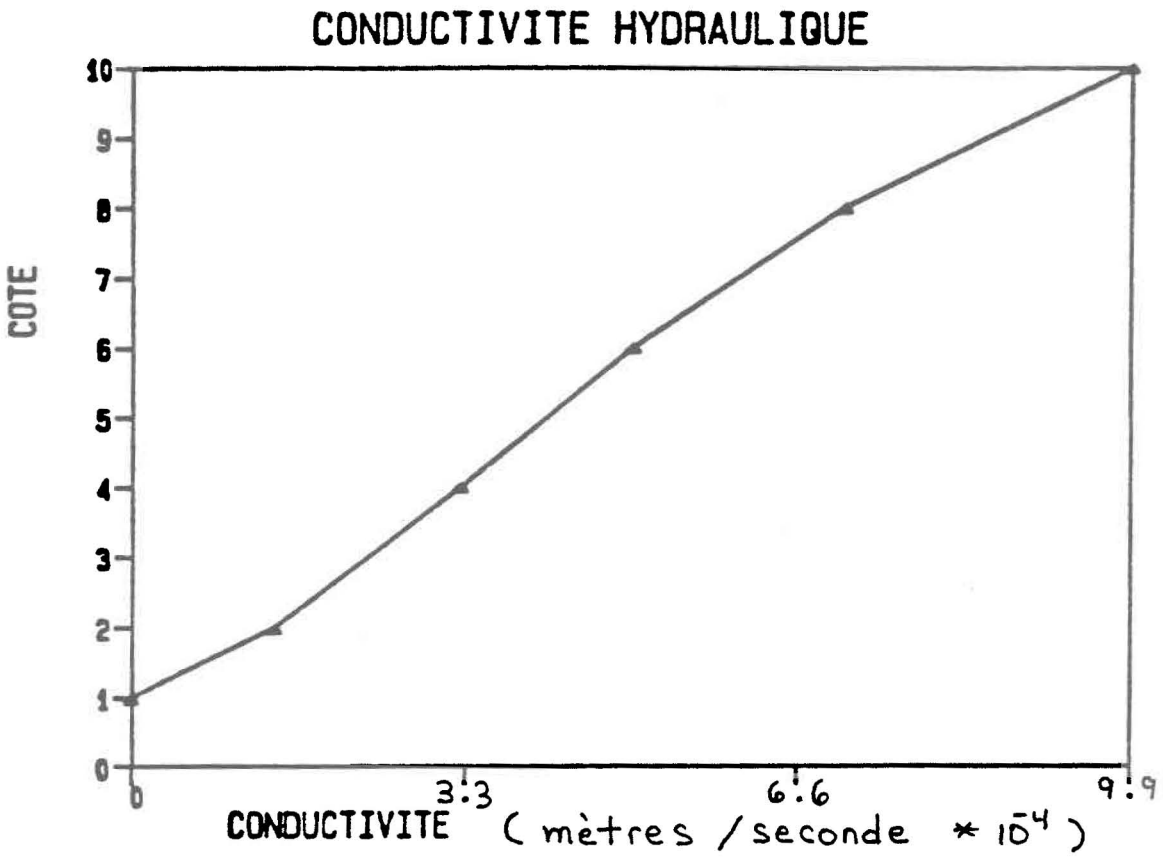


FIGURE 5 (Thornhill, J. 1985)

Tableau 4

POIDS ASSIGNÉS AUX PARAMÈTRES DANS LE MODÈLE DRASTIC

	PARAMÈTRES	POIDS (P)	POIDS POUR PESTICIDES (Pp)
D	Profondeur de la nappe	5	5
R	Recharge annuelle	4	4
A	Type d'aquifère	3	3
S	Type de sol	2	5
T	Topographie	1	3
I	Impact de la zone vadose	5	4
C	Conductivité hydraulique	3	2

DRASTIC INDEX = DcDp + RcRp + AcAp + ScSp + TcTp + IcIp + CcCp

où | c = cote
p = poids |

Seule la topographie, comme paramètre de surface, fut considérée d'une importance légèrement inférieure (poids = 3).

Une fois que les cotes et les poids spécifiques à chacun des paramètres sont attribués, il est possible pour chaque région hydrogéologique de calculer un index numérique. L'index DRASTIC est obtenu en opérant le produit des cotes et des poids de chaque paramètre, puis en effectuant la sommation de chacune des cotes ainsi pondérées (tableau 4). Plus l'index numérique calculé sera élevé, plus grande sera la vulnérabilité d'un site.

L"Agricultural DRASTIC index" diffère du "DRASTIC index" uniquement par les poids différents utilisés pour les sept paramètres. Ces deux index numériques étant indépendants, ils ne devraient ainsi pas faire l'objet d'une comparaison relative de leur indice.

5.4 Données nécessaires et organismes contactés

Afin d'effectuer un certain nombre de caractérisations de sites, il est nécessaire de recueillir les informations pertinentes au fonctionnement de la méthode DRASTIC. Une série de cartes et de banques de données sont disponibles pour consultation par l'intermédiaire de différents organismes gouvernementaux. Voici une liste de relevés qui sont les plus consultés, ainsi que le nom des organismes auprès de qui nous avons obtenu ces informations:

- Cartes géologiques de la roche en place:

  MEER, (Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec)

- Cartes du Quaternaire:

  MEER

- Cartes pédologiques:

  Zones agricoles du Québec, Agriculture Canada et MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec)

- Cartes topographiques:

  MEER, couvrent tout le Québec et EMR (Energie, Mines et Ressources du Canada)

- Cartes d'utilisation du sol:

  MRC (municipalités régionales de comté)

- Cartes de localisation des sources potentielles de contamination:

  Bureaux régionaux du MENVIQ

- Banque de données hydrogéologiques (B.D.H.):

  Service des eaux souterraines du MENVIQ

- Banque de données piézométriques (B.D.P.):

  Service des eaux souterraines du MENVIQ

5.5 Application à trois sites au Québec

Nous avons appliqué la méthode DRASTIC à trois régions préalablement sélectionnées au Québec dont deux présentaient une contamination effective par les pesticides. Les deux sites contaminés présentent des scénarios différents: l'un en milieu agricole, l'autre, plus près des centres urbains.

Le troisième site réfère à une situation de contrôle à laquelle nous voulons établir la performance de la méthode DRASTIC sur un site où aucune contami-

nation ne fut enregistrée et où il y a tout lieu de penser que la protection offerte aux aquifères serait très bonne. Le but de ces applications consiste majoritairement à observer l'étendue et la précision avec laquelle la méthode DRASTIC peut s'appliquer à différentes conditions de vulnérabilité des aquifères.

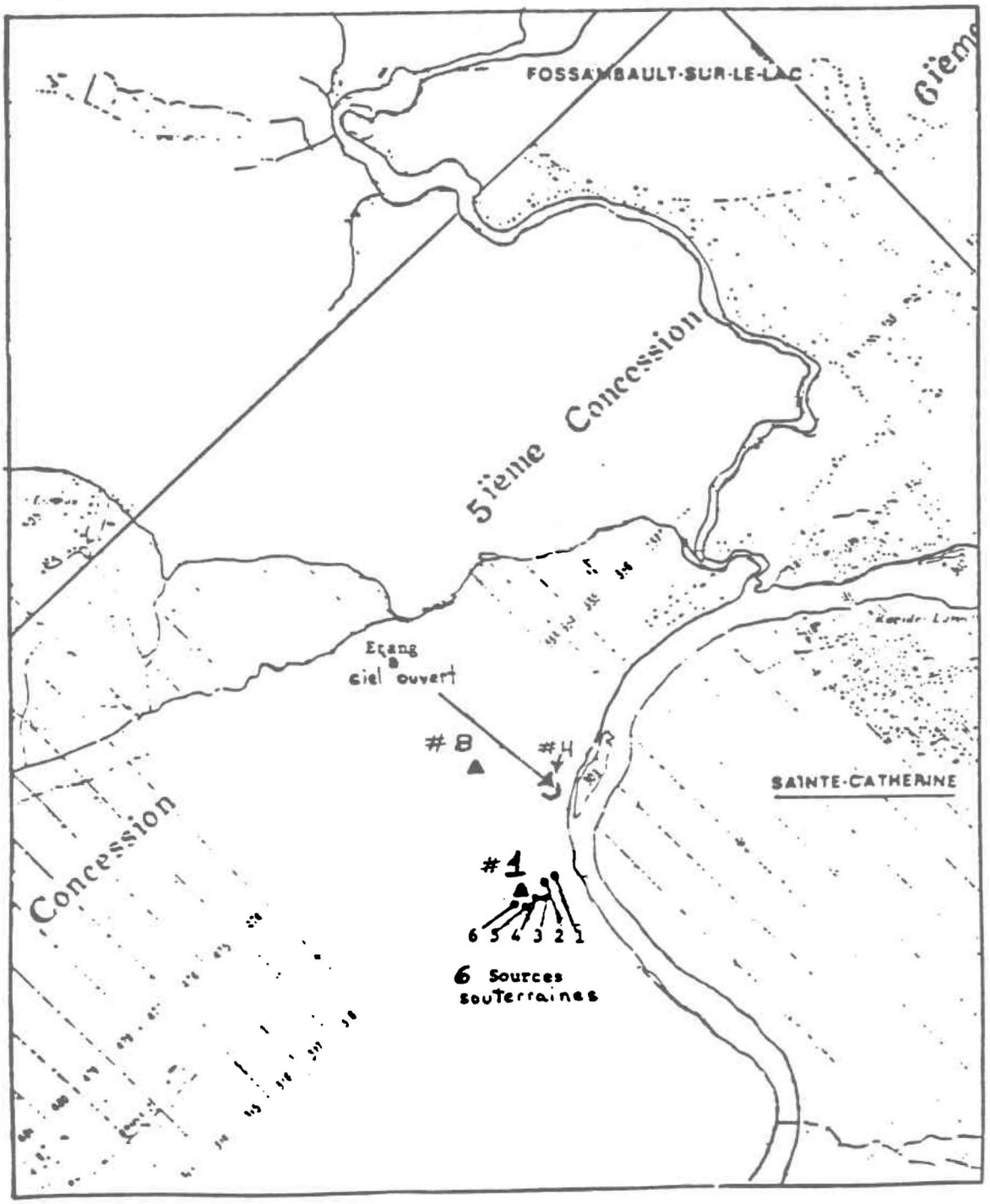
5.5.1 Sainte-Catherine (Portneuf)

Jusqu'à 1965, le réseau d'eau potable de Sainte-Catherine était alimenté par une source à ciel ouvert sur la rive nord de la rivière Jacques Cartier. En 1965, on installa un réseau de six sources (#1 à #6) d'approvisionnement souterraines (Beaudoin, 1982). L'endroit visé est le rang St-Denys Garneau qui longe la rive nord de la rivière en aval du village (voir figure 6).

Du point de vue géologique, il s'agit d'une terrasse sablonneuse de la mer de Champlain d'une vingtaine de mètres d'épaisseur. Un lit d'argile repose sur le socle granitique et est à la base de l'aquifère. Les coupes présentées à la figure 7 sont interprétées à partir des cartes topographiques, de l'annuaire des puits de forage du Québec, ainsi que des rapports géologiques et pédologiques. La coupe du bas, qui est un agrandissement du secteur comprenant le puits municipal indiqué dans la coupe du haut, nous montre que l'aquifère est surmonté d'un sol grossier, plutôt inapte à retarder la lixiviation des contaminants.

À l'automne 1979, le MENVIQ a découvert des résidus de pesticides dans l'aqueduc de la municipalité de Sainte-Catherine. Les pesticides étaient

FIGURE 6



Beaudoin, 1982

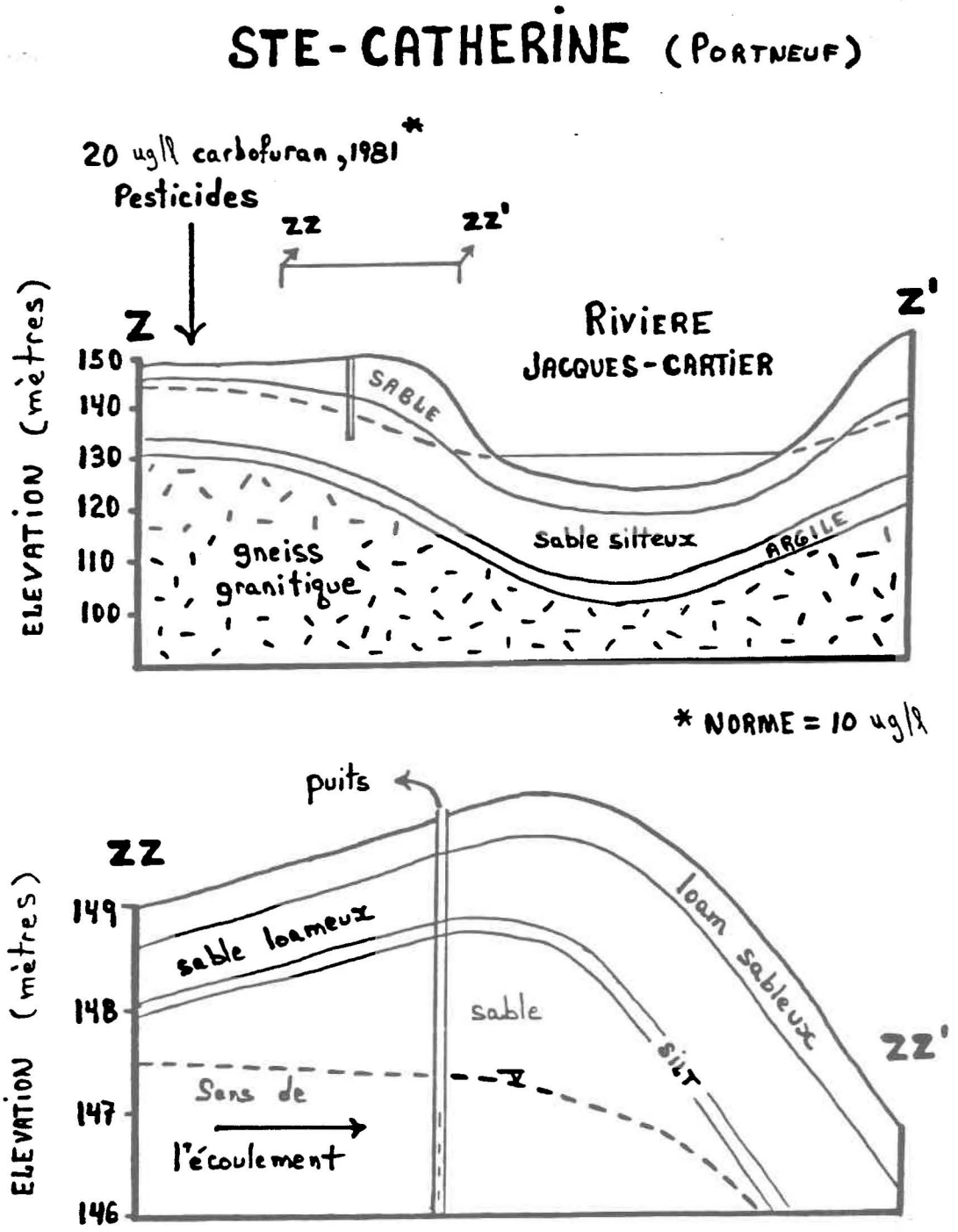


FIGURE 7 (Baril, R. 1974 et Tardif, L. 1977)

intensivement utilisés dans les cultures de pommes de terre environnant les sources de la municipalité.

Une quinzaine d'échantillons d'eau ont été analysés entre septembre 1980 et juillet 1981. L'analyse des résultats porte principalement sur le comportement du carbofurane dans la nappe phréatique. Le carbofurane est un insecticide systémique du groupe des carbamates. Le carbofurane se présente sous forme d'un solide cristallin blanc et inodore. La formule chimique du carbofurane est $C_{12}H_{15}NO_3$ (Paré et St-Jean, 1979). L'échantillon no 1 correspond à la source #6 de la municipalité, le prélèvement no 4 provient de l'étang à ciel ouvert, alors que l'échantillon no 8 provient d'un puits d'agriculteur (figure 6).

Les résultats de l'analyse des concentrations en carbofurane dans l'eau sont présentés dans la figure 8. La norme recommandée par le MENVIQ pour le carbofurane est de 10 ug/l. Par simple visualisation de la figure 8, l'échantillon no 4 nous fait voir une plus faible concentration de résidus dans la prise d'eau à ciel ouvert (inutilisée depuis 1965). Les échantillons no 8 et no 1 nous suggèrent toutefois que le puits agricole correspondant ainsi que le puits municipal sont contaminés. Les deux puits présentaient des concentrations maximales en carbofurane au mois de septembre 1980. L'échantillon No 1 contenait alors 30 µg/l de carbofurane alors que l'échantillon No 8 en contenait 27 µg/l. Les concentrations les plus faibles furent enregistrées dans les puits au mois de février 1981 pour l'échantillon No 8 (1 µg/l) et en mars 1981 pour le prélèvement No 1 (10 µg/l).

CONCENTRATION EN CARBOFURANE DANS L'EAU À STE-CATHERINE

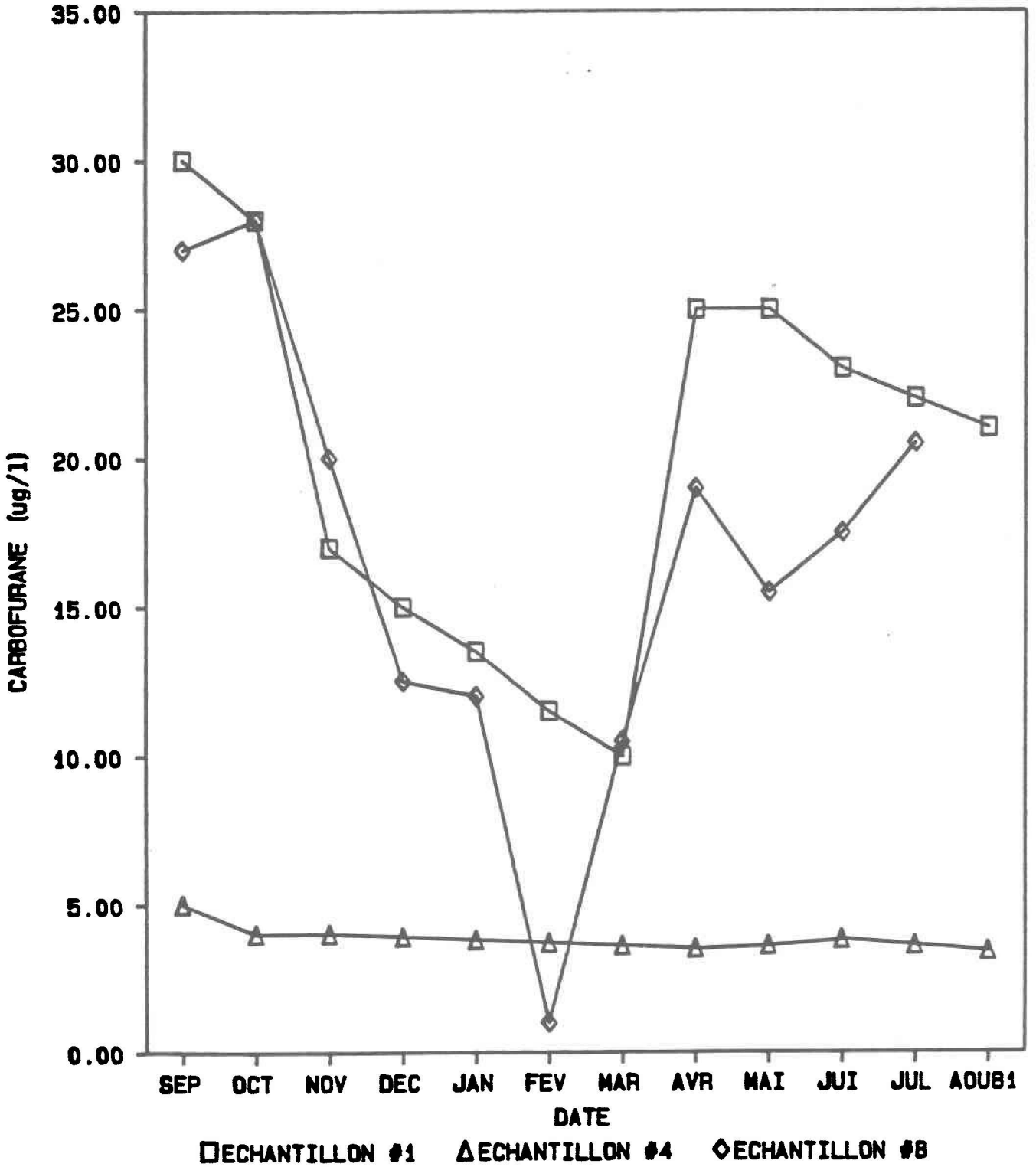


FIGURE 8 (Beaudoin, C.E. 1982)

On peut expliquer les variations saisonnières de concentration en carbofurane, enregistrées dans les puits à Sainte-Catherine au cours de la période 1980-81 par le temps de migration. Appliqués quasi exclusivement pendant les périodes estivales les pesticides peuvent ensuite prendre plusieurs mois, dépendemment de la profondeur de la nappe d'eau, avant d'atteindre la zone saturée. Puis de là, la migration horizontale peut se faire à un rythme de quelques centaines de mètres par année. On voit alors apparaître dans les puits situés non loin du lieu d'épendage, des nuages d'eau contaminée qui se présentent sous forme de vagues.

Les fortes variations saisonnières de concentration en carbofurane dans les eaux souterraines à Ste-Catherine peuvent donc être attribuées aux conditions physico-chimiques de transport des contaminants dans les aquifères, aux modes d'utilisation des pesticides (épendage surtout en été), ainsi qu'aux conditions climatiques régionales (gel, dégel; pluie, sécheresse, etc.).

En regard des problèmes de contamination observés, le MENVIQ interdisa l'utilisation des six puits municipaux en 1979. La municipalité fut contrainte à réouvrir son ancienne source à ciel ouvert, moyennant chloration.

La région de Sainte-Catherine nous présente donc les conditions typiques d'une contamination souterraine mineure par un pesticide. Le site présenté ci-dessus se trouva donc fort intéressant, de par la nature du problème et par la qualité des informations disponibles, pour une application de la

méthode DRASTIC. L'application comme telle à la région de Sainte-Catherine est synthétisée à l'intérieur du tableau 5. La deuxième colonne du tableau fait ressortir les données de terrain telles qu'obtenues pour l'estimation des sept paramètres retenus. Ces données furent recueillies à partir des différentes publications disponibles auprès des divers organismes mentionnés précédemment.

La troisième colonne du tableau d'application indique les cotes telles qu'attribuées pour chacun des paramètres à partir des barèmes fixés par les concepteurs de la méthode DRASTIC. Les poids respectifs à chacun des paramètres sont ensuite distribués en regard de l'utilisation des pesticides ("Agricultural index"). Le produit multiplicatif des poids et cotes correspondants permet d'en arriver à une forme pondérée pour chacun des paramètres concernés (colonne de droite, tableau 5). L'index numérique de vulnérabilité est finalement résolu en effectuant la sommation des cotes pondérées. Le résultat de cette opération est indiqué au bas du tableau d'analyse.

Pour la région de Sainte-Catherine, on calcule donc un pointage égal à 200. L'index maximum pouvant être enregistré, signifiant une vulnérabilité extrême, est de 256. L'aquifère de la région de Sainte-Catherine présente donc un indice de l'ordre de 78 % de la vulnérabilité maximale pouvant être enregistrée par la méthode DRASTIC. Ce résultat élevé n'est en fait pas surprenant. L'aquifère de Sainte-Catherine est une nappe libre constituée de sable contenant peu d'argile et de matière organique. Le carbofurane est pour sa part soluble dans l'eau, ce qui favorise sa lixiviation.

AGRICULTURAL DRASTIC INDEX
- SAINTE-CATHERINE -

PARAMÈTRE	MESURE	COTE	POIDS	PRODUIT
D	1.8 MÈTRES À 2.7 MÈTRES	9.4	5	47
R	FORTE	8.5	4	34
A	SABLE	8	3	24
S	SABLE À LOAM SABLEUX	7	5	35
T	2%	10	3	30
I	SABLE LOAMEUX	5.5	4	22
C	1.4×10^{-4} m/s À 3.3×10^{-4} m/s	4	2	8
		INDEX: 200		MAX.: 256
		78%		

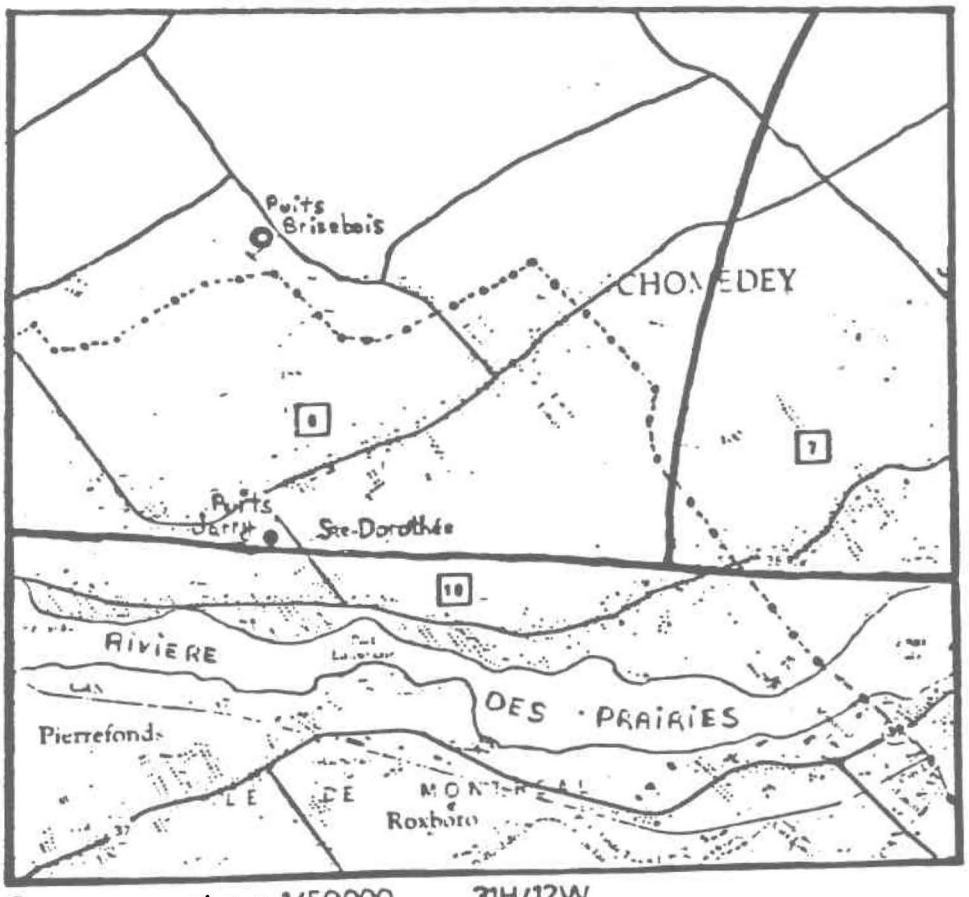
TABLEAU 5

5.5.2 Sainte-Dorothée

Le village de Sainte-Dorothée est situé à l'extrême ouest de l'Ile Jésus au nord de Montréal. Une série de traitements aux herbicides se sont succédés depuis quelques années sous les lignes hautes tensions de l'Hydro-Québec. Le dernier traitement au piclorame (tordon 10-K) remonte en 1979. Le lieu de pulvérisation s'étendait jusqu'à moins de 450 m d'un puits de la famille Brisebois, situé au nord de Sainte-Dorothée (voir figure 9). Dérivé de l'acide picolinique, la formule chimique du piclorame est $C_6H_3Cl_3N_2O_2$. Cette poudre blanche peut se présenter sous forme de sel de potassium ou de sel de triisopropanolamine dont la solubilité dans l'eau à 25°C est d'environ 0.04 g/100 ml (Paré et St-Jean, 1979).

Une étude hydrogéoloqique faite par l'Hydro-Québec et non rendue publique, indique vraisemblablement une forte probabilité de contamination des aquifères. La principale réserve d'eau souterraine est localisée dans la roche constituée de calcaires dolomitiques et schisteux plus ou moins altérés. Les terrains non consolidés de couverture sont constitués d'une alternance de sables fins et d'argiles marines (voir figure 10). La nappe d'eau est située à une profondeur moyenne de 4 à 5 mètres et la protection offerte par les sols de surface et par la zone vadose est considérée comme mineure (coupe du bas). La recharge de l'aquifère à Sainte-Dorothée est considérée moyenne à forte en raison de la protection modérée offerte par la zone vadose et des précipitations relativement élevées dans ce secteur (1 mètre/an). On observe également que le gradient hydraulique indique un écoulement se propageant de la zone traitée au piclorame, vers le puits Brisebois (voir ligne pointillée, coupe du haut de la figure 10).

STE-DOROTHEE (LAVAL)



Carte topographique 1/50000 31H/12W

0 1 2 3 miles

● = Emplacement du puits Jarry à Ste-Dorothée

▬▬ = Faille

LIGNE HAUTE TENSION : .....

[E] = Beekmantown non différencié

[V] = Groupe de Chazy

[T] = Groupe de Trenton

⊙ = SITE CONTAMINÉ PAR LES PESTICIDES

FIGURE 9 (Lajoie et Baril, 1956)

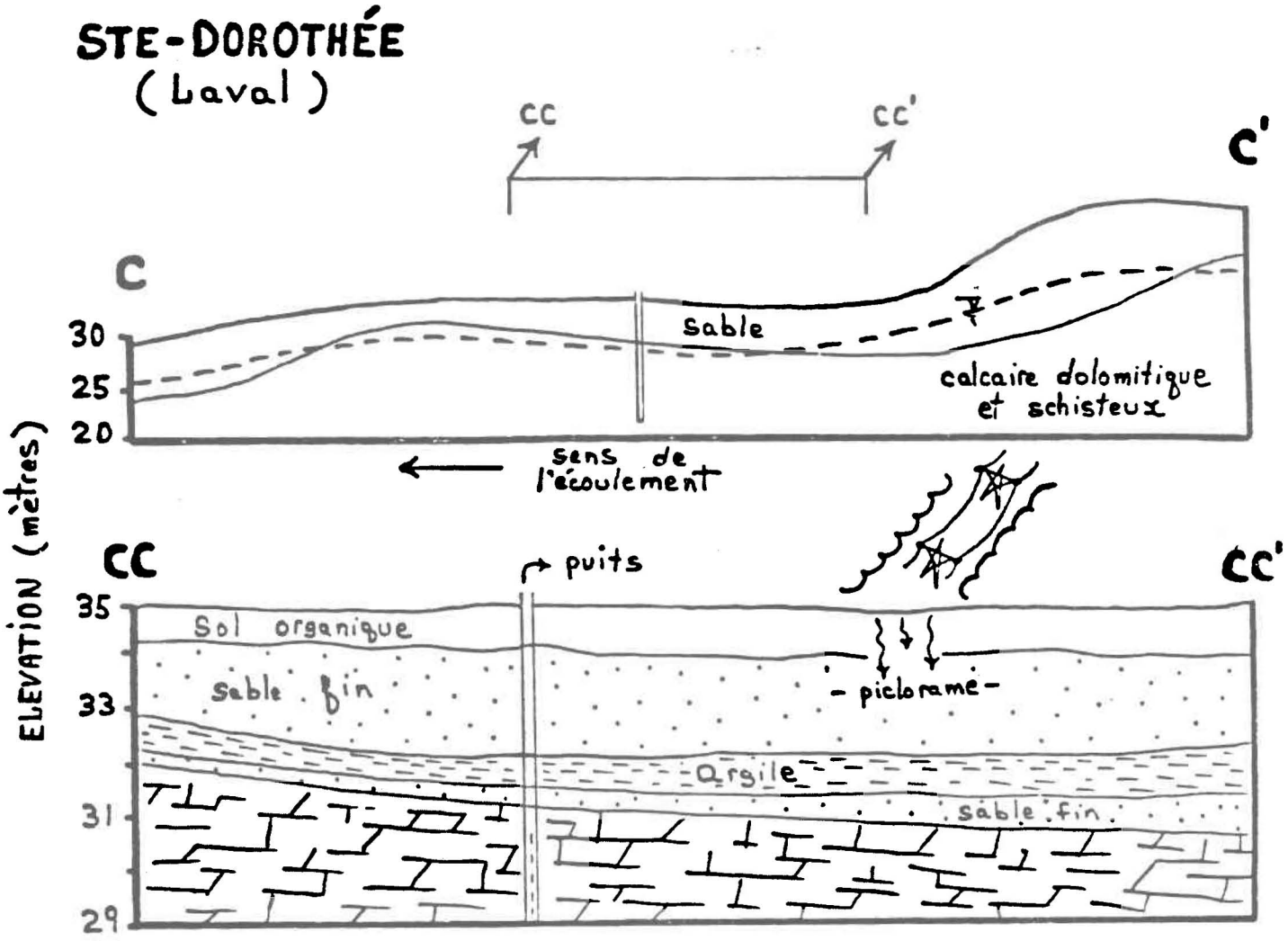

STE-DOROTHÉE
(Laval)
CC
CC'
C
C'
30
25
20
Sable
calcaire dolomitique
et schisteux
sens de
l'écoulement
ELEVATION (mètres)
CC
puits
CC'
35
33
31
29
Sol organique
Sable fin
- picloramé -
Argile
Sable fin

FIGURE 10

D'après le règlement sur l'eau potable publié en 1984, la norme pour le piclorame est de 1 µg/l. Cette norme a été fixée en raison de la toxicité de ce produit pour les plantes. Le tableau 6 montre les résultats d'analyse de piclorame dans les puits de cinq membres de la famille Brisebois. En mars 1984, il y avait encore présence de résidus de l'ordre de 1.4 µg/l et 1.3 µg/l dans les puits de Michel et Pierre Brisebois.

Bien que le contexte soit différent de celui de la région de Sainte-Catherine, nous pouvons également considérer l'aquifère de Sainte-Dorothée comme un bon exemple de contamination par les pesticides où il s'avère relativement aisé d'effectuer une application de la méthode DRASTIC. Les résultats de cette application sont d'ailleurs présentés dans le tableau 7. La dernière colonne du tableau nous indique que les paramètres influençant le plus négativement la vulnérabilité de l'aquifère sont la profondeur relativement faible de la nappe (2.4 à 3.0 mètres), ainsi que le type de sol de surface composé d'un sable fin. La plus grande protection semble provenir au niveau de l'aquifère même où l'on enregistre une faible conductivité hydraulique de l'ordre de 4.7×10^{-7} m/s à 4.7×10^{-5} m/s.

L'"Agricultural DRASTIC index" calculé pour la région de Sainte-Dorothée est de 183, soit 17 unités de moins que pour l'aquifère de Sainte-Catherine. Nous ne pouvons à ce stade de l'étude prétendre que la vulnérabilité de la deuxième région soit vraiment inférieure à la vulnérabilité du premier site étudié. Néanmoins, il est toutefois possible de considérer que l'aquifère de Sainte-Dorothée soit passablement vulnérable puisque l'index calculé (183) représente plus de 71 % de la valeur maximale pouvant être désignée par la méthode DRASTIC (index max. = 256).

Concentrations de piclorame (µg/l) dans les puits de la famille Brisebois (d'après Roger Vallée, ing., (Dir. rég. Mtl, MENVIQ))

DATE	EDMOND BRISEBOIS 1 376 Champagne	CLAUDE BRISEBOIS 1 396 Champagne	PIERRE BRISEBOIS 1 440 Champagne	MICHEL BRISEBOIS 1 446 Champagne	ARMAND BRISEBOIS 1 450 Champagne
81.08.26	-	-	-	21	-
81.10.16	≤ 12	≤ 12	≤ 12	≤ 12	≤ 12
82.01.07	1,0	1,6	7,3	15,5	2,2
82.07.02	-	5,0	-	8,0	-
82.07.08	1,2	-	-	-	-
83.01.19	-	1,0	0,8	3,4	0,6
83.06.01	-	-	0,7	0,9	-
83.06.28	-	0,7	-	-	-
84.03.26	-	0,1	1,3	1,4	-

TABLEAU 6

AGRICULTURAL DRASTIC INDEX
- SAINTE-DOROTHÉE -

PARAMÈTRE	MESURE	COTE	POIDS	PRODUIT
D	2.4 À 3.0 MÈTRES	9.2	5	46
R	MOYENNE À FORTE	6	4	24
A	CALCAIRE SCHISTEUX	6	3	18
S	SABLE FIN	8.6	5	43
T	0 À 2%	10	3	30
I	SABLE FIN ET LOAM ARGILEUX	5	4	20
C	4.7×10^{-7} m/s À 4.7×10^{-5} m/s	1	2	2
		INDEX: 183		MAX.: 256
		71%		

TABLEAU 7

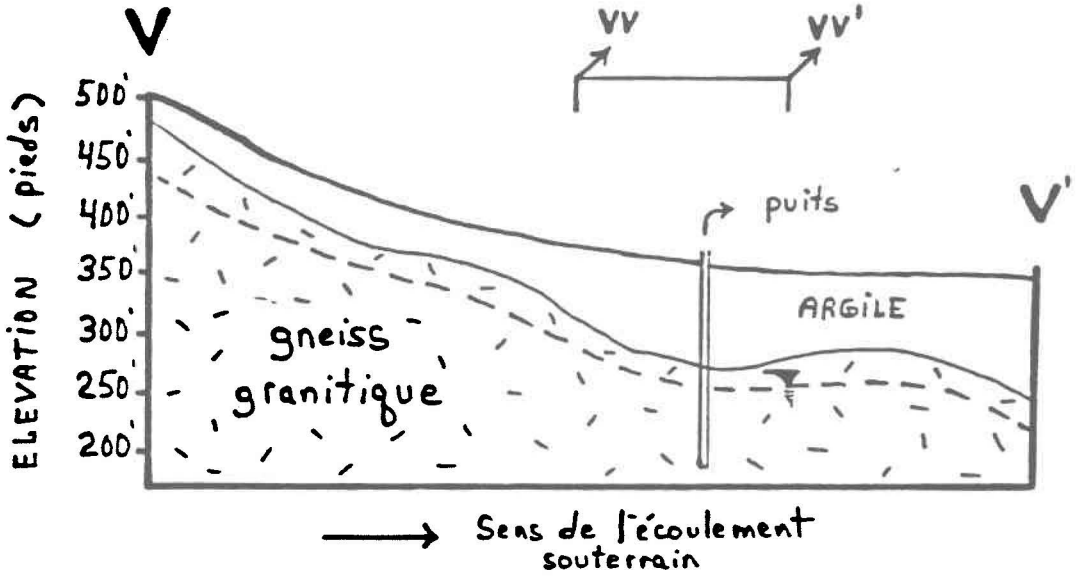
5.5.3 Chelsea

Il n'y aurait malheureusement pas de régions au Québec où des pulvérisations de pesticides auraient été réalisées, sur un terrain offrant les caractéristiques typiques de protection aux aquifères, dans le but de mesurer les concentrations de contaminants lixiviés.

La troisième et dernière région étudiée est située à Chelsea, une petite municipalité à caractère rural située à 5 km au nord-ouest de Hull. Cette localité a été choisie dans le but d'observer les possiblités de la méthode DRASTIC à identifier les aquifères ayant une protection adéquate contre toute forme de contamination par les pesticides. Aucune contamination des eaux souterraines n'y a été décelée au cours des dernières années, et les caractéristiques hydrogéologiques offrent presque toutes des possibilités de protection supérieures aux deux premières régions étudiées. Nous avons choisi ce lieu en regard des critères établis pour les sites présentant les conditions typiques de faible vulnérabilité (voir section 2.0). L'aquifère est situé dans une région très faiblement peuplée, et l'utilisation des pesticides ne se fait pas sur une base importante (voir figure 11).

La zone insaturée comporte une épaisse couche d'argile (épaisseur $\sim$ 60 m), minimisant ainsi les impacts envers les couches sous-jacentes de l'aquifère. De par la nature compacte des dépôts de surface, l'aquifère est situé à une profondeur considérable ($\geq$ 30 mètres), et la recharge y est également faible.

CHELSEA (5km au N-O de Hull)



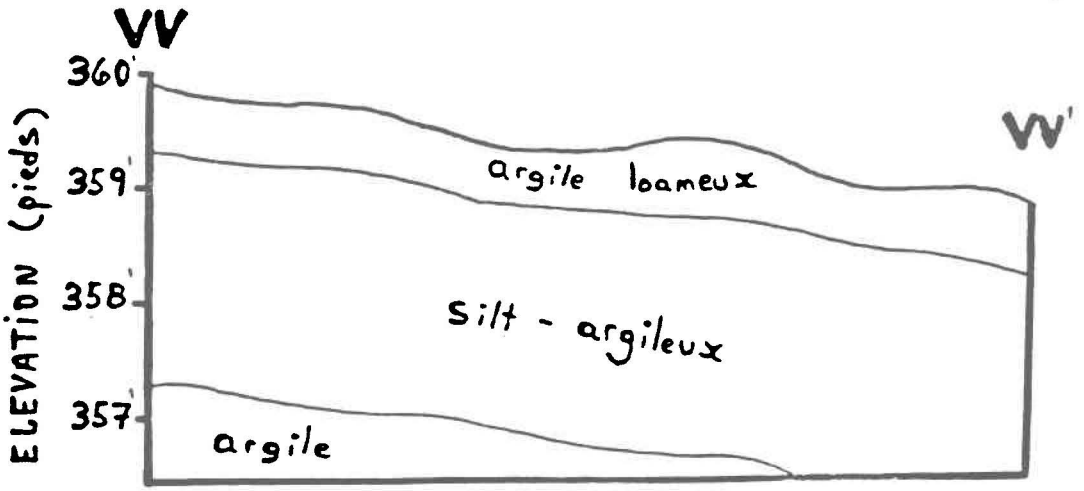


FIGURE 11 (Dempster , 1985)

La nature homogène et peu altérée du substrat de l'aquifère (gneiss granitique) lui confère une conductivité très faible (voir coupe du haut, figure 11). Le sol de surface de type silt-argileux joue pour sa part un rôle important au niveau de l'adsorption des pesticides.

Le relief de surface est légèrement accentué (pente 3 %), de sorte que cette caractéristique est la plus vulnérable parmi celles retenues par l'auteur. La colonne de droite du tableau 8 fait d'ailleurs ressortir l'influence majeure qu'impose la topographie au moment de l'application de la méthode DRASTIC.

L'analyse des résultats de Chelsea nous suggère un niveau de protection relativement accentué. L'index DRASTIC calculé n'est en fait que de 79.5, et représente seulement 31 % de la vulnérabilité maximale pouvant être enregistrée.

5.6 Interprétation de l'index DRASTIC d'après "J.R.B. associates, 1982"

Les cotes obtenues par la méthode DRASTIC sont des valeurs standardisées dont l'appréciation n'est possible que par l'analyse comparative entre les sites. Il serait toutefois difficile de prétendre qu'un site (A) soit vraiment plus vulnérable qu'un autre, dans le cas où l'index calculé du site (A) ne serait que de quelques unités supérieures à l'index obtenu pour le second site.

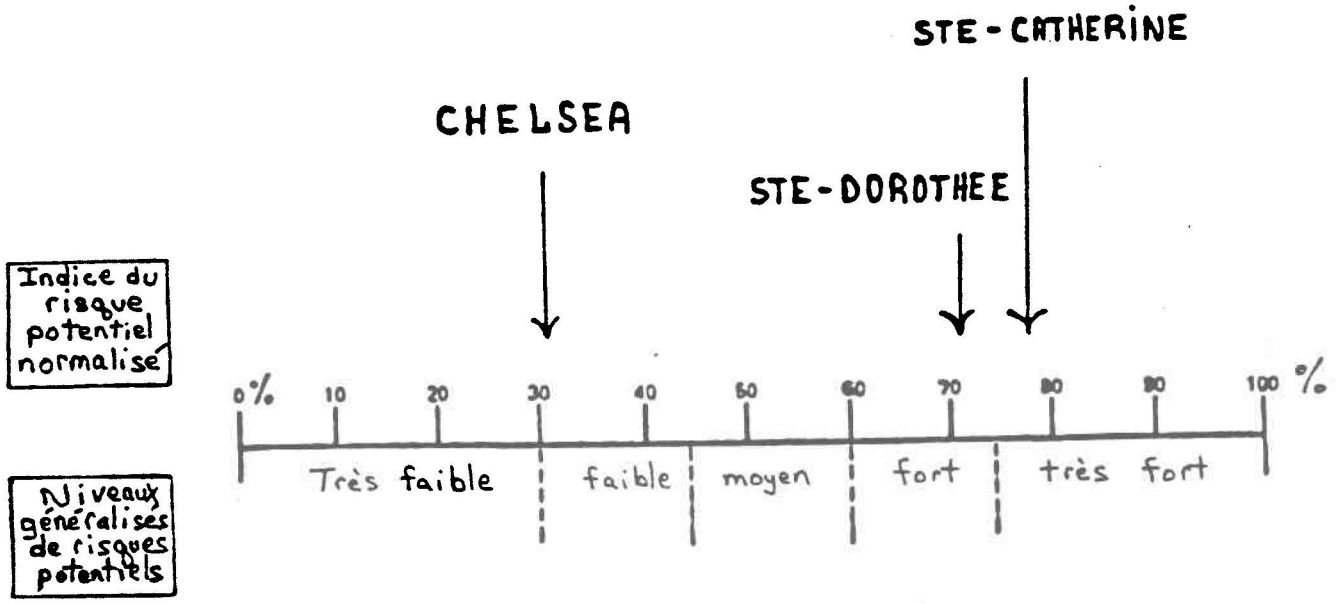
AGRICULTURAL DRASTIC INDEX
- CHELSEA -

PARAMÈTRE	MESURE	COTE	POIDS	PRODUIT
D	30 MÈTRES	1	5	5
R	FAIBLE	1	4	4
A	GNEISS	3.5	3	10.5
S	ARGILE LOAMEUX	3	5	15
T	3%	9	3	27
I	ARGILE	4	4	16
C	4.7×10^{-8} m/s	1	2	2
		INDEX: 79.5		MAX.: 256
		31%		

TABLEAU 8

Le groupe d'associés J.R.B. a proposé en 1982 un système permettant de regrouper les index numériques de vulnérabilité à l'intérieur de cinq classes distinctes (voir tableau 9). Outre l'effet visuel immédiat que cette présentation offre à l'utilisateur, cette classification permet également d'établir une base cartographique simple et peu coûteuse. Le principe d'application du tableau 9 consiste à diviser la cote obtenue pour chacun des sites par le score maximum pouvant être atteint (256), on multiplie ensuite par cent afin d'exprimer la vulnérabilité en pourcentage. Les frontières délimitées sur le tableau 9 ne représentent pas des limites réelles, mais plutôt des zones arbitraires, définies subjectivement pour hiérarchiser les interventions sur le milieu, et aussi pour fournir un index devant servir à la cartographie.

Les trois régions pour lesquelles nous avons appliqué la méthode DRASTIC figurent dans le tableau 9. Les deux sites où une contamination effective fut enregistrée, soient Sainte-Catherine et Sainte-Dorothée, présentent, selon le tableau du groupe J.R.B., des vulnérabilités respectivement très fortes et fortes. Ce résultat n'est pas vraiment surprenant et concorde bien avec la contamination réelle qu'il nous fut possible de constater. La région de Chelsea, qui est vraisemblablement un endroit bien protégé, se retrouve à l'autre extrémité du tableau et se distingue des deux autres sites par une vulnérabilité faible, voire très faible.



GUIDE POUR L'UTILISATION DE L'INDICE NORMALISÉ EN VUE DE DÉFINIR LE NIVEAU ABSOLU DE RISQUE POUR LES SITES D'ENFOUISSEMENT.

(D'APRÈS J.R.B. ASSOCIATES, 1982)

TABLEAU 9

CHAPITRE 6

6.0 Discussion

La revue de la littérature qui soutient la présente recherche nous a permis de mettre en évidence les principaux aspects devant être considérés afin d'en arriver à une caractérisation de la vulnérabilité des aquifères, face à une éventuelle contamination pouvant être engendrée par l'usage des pesticides. Les références citées dans ce texte nous permirent de constater un niveau appréciable de connaissance par les auteurs des mécanismes de transport, de transformation et d'adsorption des pesticides. Il subsiste néanmoins encore beaucoup d'inconnus en ce qui concerne les intéractions des pesticides avec le milieu, les vitesses ainsi que les processus de biodégradation. L'établissement de certains paramètres, comme le coefficient de dispersion, pose toujours des difficultés.

De plus, il existe un problème méthodologique de base auquel doivent faire face les concepteurs des outils de caractérisation de la vulnérabilité des aquifères et qui concerne l'étendue géographique à laquelle l'outil de représentation devrait idéalement répondre. Ici se pose donc le problème du choix de l'échelle d'évaluation. Le territoire québécois étant d'une immensité telle qu'il nous est impossible de couvrir systématiquement toutes les régions à la fois, nous concertons nos pensées à l'effet que c'est le territoire habité qui doit primordialement faire l'objet des investigations. La vallée du St-Laurent regroupe en fait la majorité de la population québé-

coise, de sorte que la presque totalité des cas réels de contamination devrait s'y produire, même si d'autres régions plus éloignées (mais non occupées) présentent une vulnérabilité potentielle très élevée. Le concept de caractérisation doit donc se trouver intimement lié aux activités, ainsi qu'au niveau de développement engendré par l'homme.

En ce qui concerne les aquifères comme tels, la contamination y fait généralement son apparition suite à l'utilisation de pesticides dans l'environnement immédiat de la région affectée. La plus grande échelle d'application devrait normalement nous préciser la situation au niveau des terrains, des lots et des rangs sur lesquels l'activité concernée se déroule. Il n'est donc pas rare de rencontrer des méthodologies adaptées pour des échelles d'application de l'ordre de 1/25,000 ou 1/50,000. L'introspection générale du territoire nécessite cependant un certain recul afin d'observer à distance le comportement global, ainsi que les régions les plus susceptibles d'être affectées. Dans ces cas généraux d'investigation, les niveaux d'application doivent correspondre à des échelles beaucoup plus petites. On utilise généralement des graduations de l'ordre de 1/250,000 à 1/500,000 afin de répondre à cette demande.

Afin de répondre aux besoins de la caractérisation de la vulnérabilité des aquifères, les méthodes à index sont utiles, mais ne constituent pas l'outil ultime. Les modèles à index constituent de meilleurs outils que les méthodes cartographiques traditionnelles puisqu'ils analysent de façon objective, à partir d'échelles préalablement établies, l'influence des différents paramètres influençant la vulnérabilité. De plus, à l'aide de

l'informatique, ils permettent de prendre en compte plusieurs paramètres simultanément. Ils ne fournissent toutefois pas, comme les modèles conceptuels un ordre de grandeur du degré de dégradation appréhendé. Ils n'intègrent pas non plus l'influence des paramètres physico-chimiques des agresseurs. De ce fait, par exemple, les modèles conceptuels, même s'ils requièrent un grand nombre de données, peuvent être très utiles comme méthode de raffinement dans des études sur de petits territoires (échelle 1/1 000 ou 1/5 000). En fait, chaque méthode peut avoir son utilité selon les objectifs visés par l'étude et le degré de précision requis.

Pour les besoins de cette étude, nous devions porter notre attention sur des outils pouvant être appliqués à l'étude de territoires relativement grands. Cette contrainte nous amena donc à ne retenir que les méthodes cartographiques et à index dans le processus d'évaluation des outils de caractérisation. L'échelle 1/50 000 utilisée par un bon nombre de concepteurs de ces outils représente donc pour nous un niveau d'envergure intéressant.

Au niveau du développement des concepts, les différentes méthodes simples de caractérisation de la vulnérabilité des aquifères présentent des similitudes importantes. Néanmoins, il existe parfois d'importantes variations au niveau de type d'application d'une méthode à une autre. Nous croyons donc nécessaire la classification des outils élaborée dans un des chapitres précédents, afin d'en arriver à différencier, voire à identifier la ou les méthodes susceptibles de répondre aux aspirations des gestionnaires québécois. Comme nous l'avons mentionné précédemment, le test d'évaluation des outils a été conçu en fonction du niveau de précision très général qu'il

est possible d'obtenir par l'application même des méthodes de caractérisation.

Nous espérons qu'à la mesure que les connaissances relatives à la migration des contaminants dans les sols et les aquifères s'amélioreront, que des méthodes d'évaluations seront développées et utilisées pour évaluer les nouveaux modèles qui apparaîtront.

Une première constatation qu'il nous est possible de rendre est que la cartographie convient très bien à la représentation des données hydrogéologiques. La cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines, sans égard aux polluants potentiels, ne pose pas de problèmes. Cependant, lorsqu'on veut cartographier la vulnérabilité vis-à-vis d'un type particulier de contaminant, il faut autant de cartes que de contaminants potentiels, puisque la vulnérabilité est fonction des caractéristiques physico-chimiques des fluides se déplaçant dans les aquifères.

Les propriétés physico-chimiques des différents pesticides susceptibles de se retrouver dans les aquifères sont variables, de sorte qu'une carte générale de vulnérabilité pour chaque produit présente un intérêt limité pour le gestionnaire. On devient alors contraint à créer un ensemble de cartes spécifiques à chaque produit. Il serait toutefois possible de dresser des cartes typiques de vulnérabilité, non pas en fonction d'un seul pesticide, mais en fonction de plusieurs produits. Chaque carte correspondrait à l'évaluation de la vulnérabilité faite pour l'ensemble des produits dont les propriétés physico-chimiques (solubilité, volatilisation, etc.) se retrouveraient à l'intérieur d'une gamme de valeurs déterminées.

Un complément sensé à l'utilisation stricte des outils cartographiques consiste dans l'emploi des index numériques de vulnérabilité. L'établissement des cotes numériques offre l'avantage de donner un résultat interprétable par l'utilisateur. Les indices intègrent généralement plus d'informations qu'il n'est possible d'en utiliser par la simple utilisation d'un outil cartographique.

Les indices de vulnérabilité offrent de plus la possibilité de pouvoir tenir compte des propriétés du polluant potentiel. Cette caractéristique se révèle très intéressante dans le cas où il y a utilisation de pesticides. La classification relative des régions est également possible par le regroupement des scores obtenus pour chaque région. Une hiérarchisation des interventions du gestionnaire peut donc être envisagée sur la base de cette classification.

Ces astuces ne résolvent cependant pas le problème de l'effet uniformisant des fonctions de pondération qui provient du fait que l'influence respective de chaque paramètre est calculé et sommé indépendamment. Les indices permettent de tenir compte d'un très grand nombre de paramètres, mais les interrelations entre ceux-ci ne sont pratiquement jamais considérées. Plus grand sera le nombre de paramètres retenus dans les calculs d'un indice de vulnérabilité, plus grand sera le risque de noyer les paramètres les plus importants parmi ceux qui le sont moins.

L'utilisation à l'intérieur des fonctions de pondération de paramètres secondaires ou dont les effets sont minimes ou incertains risquerait alors

de ne point refléter les conditions naturelles où certaines caractéristiques particulières jouent fréquemment un rôle de premier plan.

La méthode DRASTIC est l'outil que nous avons choisi d'appliquer sur trois sites préalablement sélectionnés. Sans toutefois tenir compte des différents groupes de pesticides, l'indice DRASTIC utilise des coefficients de pondération différents lorsqu'il s'agit d'évaluer les risques de contamination par de tels produits. Cette caractéristique est donc très importante puisque cette méthodologie permet d'apporter des ajustements selon la nature des polluants rencontrés, mais ne tient pas compte des différentes caractéristiques physico-chimiques des pesticides. La méthode DRASTIC offre également la possibilité de comparer la sensibilité d'une région avec une autre, mais permet difficilement de porter un jugement à partir d'une valeur unique calculée pour un seul site.

Nous avons volontairement choisi de coupler le tableau de représentation développé par le groupe J.R.B. avec les résultats obtenus suite à l'application de la méthode DRASTIC. L'indice DRASTIC employé seul ne permettant pas de dire si un site est vulnérable ou pas, le tableau J.R.B. offre donc la possibilité de fournir cinq classes de vulnérabilité faciles d'interprétation.

Nous constatons par l'observation des résultats obtenus sur le tableau développé par J.R.B. que les situations extrêmes de vulnérabilité ne se sont pas réalisées. Les paramètres physiques énoncés pour la région de Chelsea ne laissaient-ils pas entrevoir un niveau de protection maximum? Pourtant

l'indice estimé à Chelsea représente plus de 30 % de l'affectation maximale pouvant être enregistrée. Étant donné qu'aucun épendage de pesticides ne fut enregistré sur le site à proximité de Chelsea, il est difficile d'affirmer que la protection offerte à l'aquifère s'est effectivement avérée bonne. Les résultats obtenus par l'application de la méthode DRASTIC sont ici moins intéressants dans la mesure où il s'avère difficile d'en faire la vérification. Pour réfléter les conditions de protection élevée offertes aux aquifères, il serait avantageux de mettre sur pieds un projet d'étude avec expérimentation sur le terrain. Il serait alors possible de mesurer les concentrations des contaminants lixiviés et de comparer ces résultats avec l'évaluation obtenue par l'application des outils de caractérisation de la vulnérabilité des aquifères.

La région de Sainte-Catherine est une des principales régions au Québec où une contamination importante par les pesticides fut détectée (avec la région de Joliette). Pourtant l'indice calculé représente moins de 80 % de la vulnérabilité maximale.

Ce phénomène de centralisation des résultats peut s'expliquer par un certain effet de la moyenne, imputable au fait que les paramètres utilisés sont pondérés uniquement de façon hiérarchique, avant qu'une sommation individuelle ne soit opérée à chacun de leurs indices.

Les risques élevés de noyer les paramètres d'importance majeure, comme par exemple la présence d'une nappe d'eau affleurante, sont directement causés par l'effet uniformisant des fonctions de pondération. Pour enrayer cet

effet de la moyenne, les concepteurs des indices de vulnérabilité auraient avantage à prévoir un mécanisme qui permettrait de tenir compte de facteurs prépondérants qui ont une influence majeure sur la sensibilité des sites. Ce procédé aurait entre autre pour effet de faire ressortir les vulnérabilités extrêmes, et particulièrement celles qui sont très fortes.

Le cas d'une nappe d'eau qui affleure en surface est un exemple de situation extrême où l'introduction d'éventuels contaminants risquerait d'entraîner une contamination quasi systématique des eaux souterraines et de surface qui seraient en contact étroit avec la nappe atteinte.

Une autre situation extrême risquerait de se produire dans le cas où des dépôts meubles de texture très poreuse (ex.: gravier grossier), ou des affleurements rocheux hautement fracturés (ex.: Karst) permettraient un contact direct, sans éléments de protection offerts par l'argile, la matière organique ou les micro-organismes, entre les pesticides pulvérisés en surface et les eaux souterraines. Encore faut-il tenir compte des caractéristiques physico-chimiques du pesticide. Afin de favoriser son introduction dans les eaux souterraines, le pesticide doit être non volatil, soluble à l'eau, non influencé par les rayons ultra-violet, etc.

Dès la reconnaissance de l'une ou l'autre des situations décrites ci-dessus, le processus d'évaluation de la vulnérabilité devrait être interrompu et le site devrait être immédiatement classé comme étant très vulnérable, sauf pour certaines catégories particulières de pesticides.

L'expérience française nous a montré que les possibilités de la cartographie sont vraiment intéressantes, surtout pour la représentation des conditions hydrogéologiques des aquifères (notion de protection). On reproche aux méthodes cartographiques d'intégrer très peu les paramètres utilisés et de ne présenter qu'une vision sommaire de la réalité. Les systèmes de cotation numérique, outre leur plus grande précision, ont le désavantage de présenter les résultats de façon moins explicite. On doit baser la comparaison à partir de cotes qu'il faut comparer les unes aux autres afin d'obtenir une vision globale de l'ensemble du territoire concerné.

Pour les fins de la gestion et des mécanismes d'intervention en milieu souterrain, nous préférons le couplage d'une méthode cartographique, telles que celles décrites antérieurement, avec une méthode intégrant les notions d'indices numériques de vulnérabilité (DRASTIC).

Comme nous l'avons mentionné précédemment, la nature du contaminant peut avoir une influence considérable dans l'assignation d'un indice de vulnérabilité. La notion d'agression par les pesticides est donc un aspect devant être retenu avec attention même si elle entraîne un niveau de complexité plus élevé que la seule évaluation de la notion de protection des aquifères (évaluation hydrogéologique).

De façon plus explicite, on considère généralement la sévérité d'un contaminant à la manière d'un terme composé qui inclut le poids qualitatif de toxicité, la concentration et la masse du produit observé, la mobilité dans l'eau et finalement la persistance (Legrand, 1983). La majorité des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité que nous avons retenues, et qui

intègrent les notions d'agression par les contaminants, ne s'attardent qu'à l'attribution d'un poids qualitatif de toxicité. Cette manoeuvre est relativement efficace puisqu'elle permet une classification quasi absolue des pesticides selon leur degré de toxicité.

La concentration, la masse du contaminant et les autres caractéristiques sont toutefois sujettes à d'importantes modifications, attribuables aux différents modes d'utilisation en surface. Il n'y a généralement pas intégration de ces caractéristiques aux outils de modélisation, car ceci entrainerait malheureusement une mise à jour très fréquente et nécessiterait un niveau de surveillance des activités humaines pouvant s'avérer très coûteux.

Nous devons soulever une certaine discussion concernant les normes fixées pour les concentrations limites de pesticides dans l'eau ainsi que pour l'homologation des produits. Une norme étant un guide à partir duquel nous devons réglementer les activités, les concentrations limites de pesticides dans l'eau devraient idéalement être normalisées pour l'ensemble des produits connus. Malheureusement, sur une variété d'environ 150 espèces de pesticides utilisés au Québec et au Canada, seulement une vingtaine font l'objet d'une recommandation pour l'eau potable (Gazette officielle du Québec, 1984; Ward, 1978).

Considérant de plus la mise en marché continuelle de nouveaux produits, il s'avère important de promouvoir la recherche concernant les impacts environnementaux de produits introduits dans l'écosystème, mais jusque là encore

ignorés. La survie des outils de caractérisation, permettant d'intégrer une évaluation conditionnelle au type de polluant, repose en partie sur la qualité des informations disponibles concernant la nature propre et le devenir des pesticides dans les systèmes aquifères.

Nous avons constaté certains problèmes de communication entre les différents organismes détenteurs d'informations complémentaires et susceptibles d'être utiles dans l'élaboration des indices de vulnérabilité. Il en résulte systématiquement une difficulté plus grande à l'échange d'informations, pouvant entraîner ainsi un degré d'estimation des paramètres qui minimise la qualité des applications.

CONCLUSION

Nécessité d'un mécanisme d'intervention

Nous avons soulevé le fait que peu de mesures préventives sont présentement en place concernant la gestion efficace des aquifères face au risque de contamination par les pesticides.

La sévérité des problèmes pouvant être rencontrés peut atteindre des seuils jusque là encore ignorés, de sorte que les coûts éventuels de mitigation risquent de devenir très élevés. L'introduction des outils de caractérisation dans les habitudes de travail du gestionnaire de la ressource eau souterraine doit donc s'inscrire dans une perspective d'investigation à long terme où tous les aspects impliquant les aquifères et la population devraient idéalement devenir comptabilisables.

Le gestionnaire n'a pas le loisir de se familiariser avec l'ensemble des outils de caractérisation disponibles (DRASTIC ou autre). Il doit choisir un outil, puis l'appliquer à des cas connus, et enfin l'appliquer à des cas généraux pour poser des diagnostics. Le présent travail de recherche suggère quelques exemples d'applications des procédés employés par les systèmes de caractérisation et pourrait s'avérer un guide présentant quelques utilités à l'apprenti utilisateur.

Certes, les méthodes d'évaluation ne remplacent pas les études de terrain par lesquelles il est possible de contrôler un maximum de paramètres. Néanmoins, avec un minimum d'expérience, l'utilisateur des outils de

caractérisation aura le loisir de poser un diagnostic relativement précis sur les conditions générales de la vulnérabilité des aquifères, ainsi que de hiérarchiser les sites en vue de planifier les interventions sur le milieu.

Amélioration des structures de communication

Les recherches effectuées pour ce travail nous ont permis de constater que d'importantes difficultés se dressent parfois au moment de recueillir les informations nécessaires au bon déroulement de ce type d'activité, parce que ces informations ne sont pas centralisées.

Il serait hautement avantageux de créer une banque de données et d'informations centralisée où tous les organismes y verraient leur initiative volontaire comme une contribution directe au développement d'une politique efficace et rigoureuse de la gestion des aquifères. Toute l'information disponible au sujet de la contamination par les pesticides se retrouverait sous un même toit.

Classification des régions hydrogéologiques

Les impacts environnementaux sont en grande partie redevables aux interactions physiques des polluants en contact avec les aquifères. Les variations de texture des sols (granulométrie, composition), l'épaisseur des couches aquifères, les taux de matière organique sont les paramètres importants qui déterminent le devenir des pesticides dans le système terre-eau. Un document de base permettant d'effectuer une classification générale des

grandes régions hydrogéologiques (échelle 1/25 000 000) a déjà été réalisé pour l'ensemble des États-Unis, et les résultats de cette étude sont présentés par le "National Water Well Association of Ohio" (1979) en introduction à la description de la méthode "DRASTIC" (d'après une classification en 15 régions, Thornhill (1985)). Une cartographie à très petite échelle offre la possibilité de refléter les grandes tendances hydrogéologiques du territoire, permettant alors une première approximation de la vulnérabilité des aquifères. La géologie du Québec étant très variable, la cartographie des bassins versants entre Montréal et Québec a toutefois été réalisée à l'échelle 1/250 000 et 1/100 000. Il y aurait lieu d'étendre la cartographie à petite échelle des bassins hydrogéologiques à l'ensemble du territoire habité de la province de Québec, afin de faciliter l'application générale des outils de caractérisation de la vulnérabilité des aquifères.

Étude de sensibilité des paramètres

Un aspect important de la recherche pour les prochaines années devra porter sur un accroissement de précision et d'efficacité des futurs outils de caractérisation de la vulnérabilité. Non pas que les outils actuels ne touchent pas à décrire véritablement et globalement la vulnérabilité des aquifères. Les mécanismes de transport et de transformation des pesticides sont en fait peu connus et les influences relatives de chacun des paramètres sont difficiles à évaluer, d'autant plus que de grandes variations sont susceptibles d'être présentes d'un site à l'autre. Une façon rigoureuse d'en arriver à circonscrire ce problème consisterait à effectuer des analyses de sensibilité des paramètres à partir d'observations effectuées

sur des sites connus. Un objectif important de ces démarches devrait idéalement être de permettre l'amélioration des outils de modélisation afin de répondre aux aspirations des gestionnaires québécois.

Intégration des connaissances

L'orientation de la recherche devrait également porter à l'intégration des aspects plus théoriques des modèles de recherche fondamentale. L'intérêt que l'on se doit de porter aux modèles fondamentaux réside en grande partie dans la démarche rigoureuse dont on veut se doter, démarche qui ne doit généralement pas faire défaut aux chercheurs fondamentalistes.

Au fur et à mesure que les gestionnaires utiliseront les outils de caractérisation, l'expérience qu'ils auront acquise leur permettra d'intégrer une foule de renseignements complémentaires concernant les aspects relatifs à la nature et à l'action des contaminants, ainsi que les impacts des différentes activités et interventions humaines à la surface.

Avancement de la recherche

La comparaison des différents outils de caractérisation a permis de faire ressortir de grandes différences au niveau de la nature même de ces méthodologies. La nature variée des outils n'est sûrement pas étrangère au fait que leurs concepteurs ont tenté par tous les moyens de toucher à toutes les sphères d'application de la vulnérabilité des aquifères.

L'état actuel de non standardisation des outils de caractérisation témoigne de l'évolution de la recherche dans ce domaine. Plusieurs types de méthodes sont actuellement disponibles pour le gestionnaire, chacune d'elles étant adaptée à des conditions particulières d'utilisation. L'outil par excellence qui répondra à toutes les questions ne verra peut-être jamais le jour puisqu'il est fonction d'un besoin spécifique. Néanmoins, la recherche future, au niveau des paramètres importants et de la quantification de leurs impacts en ce qui concerne la caractérisation de la vulnérabilité des aquifères, devrait favorablement déboucher vers un consensus d'application.

Afin de faciliter l'introduction des outils de caractérisation en milieu institutionnel et décisionnel, il serait intéressant de voir la création de logiciels informatisés permettant d'effectuer la caractérisation conditionnelle à certaines situations de variations spatiales et temporelles des paramètres à évaluer (dégradation, dilution, hétérogéneité du milieu, etc.). De tels logiciels, couplés à des procédés de traçage automatique de cartes permettraient ainsi des applications rapides pour fin d'intervention.

Pour que les applications des outils de caractérisation de la vulnérabilité des aquifères obtiennent toute la popularité souhaitée, il est nécessaire de sensibiliser les utilisateurs potentiels aux outils simples de modelisation.

BIBLIOGRAPHIE

ALBINET, M. et J. MARGAT (1970)

Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. Bulletin du B.R.G.M., section III, no 4, pp. 13-22.

BACK, R.C., R.R. ROMINE et J.L. HANSEN (1982)

A rating system for predicting the appearance of temik aldicarb residues in potable water. Union Carbide Products Company, Inc. Research and developement department, 17 p.

BARIL, R. (1974)

Régions pédologiques du Québec. Annuaire du Québec, Agriculture, pp. 656-660.

BARKER, J.F. (1986)

Organics in groundwater. State of the art and research trends. Université de Waterloo, 31 p.

BOLLAG, J.M. (1985)

Anaerobic biochemical process in the subsurface. Scientific results of an ISIS seminar held at Pensylvania state university. U.S. department of Energy, 41 p.

BEAUDOIN, C.E. (1982)

Étude de la rémanence de pesticides retenus dans la nappe phréatique à Ste-Catherine de Portneuf. Environnement Québec, Service de l'Assainissement agricole, 31 p.

BLANK, H. et M. SCHOREDER (1973)

Geologic classification of aquifers. Ground Water, vol. 11, no 2, 5 p.

BONAZOUNTAS, M. (1983)

Soil and groundwater fate modeling. American chemical society, 0097-6156/83/0225 - 0041$0725/0, pp. 41-65.

BRERETON, N.R. et W.B. WILKINSON (1976)

Flow mechanisms governing the movement of a pollutant in a groundwater system.

BRGM (1979)

Atlas hydrogéologique de la Seine Maritime. Service géologique régional, Normandie.

CALVET, R. et P. JAMET (1979)

Données générales sur le transport des pesticides dans les sols. Travaux de la Société de Pharmacie de Montpellier, pp. 275-288.

CARSEL, R.F. et al. (1984)

The pesticide root zone modeling (PRZM): A procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. USEPA, Environmental Research laboratory, Athens, Georgia.

C.C.M.R.E. (1987)

Recommandations pour la qualité des eaux du Canada. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Mars 1987.

CLSC LES ABOITEAUX (1982)

Observations sur la maladie du syndrome hémolitique urémique à Rivière-du-Loup. 17 p.

DANSEREAU, P.P. (1985)

Résultats d'analyse de résidus d'aldicarbe dans l'eau souterraine. Environnement Québec, Direction des Substances dangereuses, 3 p.

D.A.T.A.R. (1968)

Carte de vulnérabilité à l'échelle 1/1 000 000. BRGM, rapport 68 SGN 198 HYD.

DEMPSTER, E. (1985)

Annuaire des puits et forages du Québec.

Ministère des richesses naturelles du Québec. Périodique.

D.O.E. (1986)

Transport of contaminants in the subsurface: the role of organic and inorganic colloïdal particles. Department of Energy (U.S.A.). International interactive seminars. Marine ressource center, Manteo, North Carolina.

FEDERAL REGISTER (1985)

Proposed rules. vol. 50, no 219, pp. 46981-46987.

FENN, D.G., K.J. HANLEY et T.V. DEGEARE (1975)

Use of the water balance method for predicting leachate generation from solid waste disposal sites. U.S. Environmental Protection Agency, 40 p.

FETTES, J.J. (1975)

Fenitrothion: the effects ot its use on environmental quality and its chemistry. CNRC no 14014, 162 p.

FRÉCHETTE, R. (1985)

Inventaire des cas de contamination de l'eau par les pesticides au Québec. INRS-Eau, Rapport interne, 67 p.

FREEZE, R.A. et J.A. CHERRY (1979)

Coroundwater. Prentice-Hall inc., Engelwood Cliffs, N.J., 07632, 604 p.

GAZETTE OFFICIELLE DU QUÉBEC (1984)

Règlement sur l'eau potable. Décret 1158-84, 7 p.

GODBOUT, G. (1974)

Régions hydrographiques du Québec. INRS-Eau.

HAERTLÉ, T. (1983)

Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps. Groundwater in water resources planning, vol. 2, National Comitte; Koblenz; Deu., FRG.IHP-OHP; DA, pp. 1073-1085.

HAY, J.R. (1974)

Piclorame: les effets de son utilisation comme herbicide sur l'état de l'environnement. CNRC no 13685, 130 p.

INRS-Eau (1983)

Évaluer l'influence des pesticides sur les eaux souterraines au Québec. Environnement Québec, 4 p.

JONES, R.L. (1985)

Field, laboratory, and modeling studies on the degradation and transport of aldicarb residues in soil and groundwater. Union Carbide agricultural products company, inc. 19 p.

J.R.B. ASSOCIATES (1982)

Methodology for rating the risk potential of hazardous waste disposal sites.

LAJOIE, P. et R. BARIL (1956)

Les sols de l'île de Montréal, île Jésus et de l'île Bizard. Agriculture Canada, Ottawa, 89 p.

LANDREAU, A. (1982)

Fertilisants azotés et qualités des eaux souterraines. B.R.G.M., Service géologique national, 5 p.

LEGRAND, H.E. (1983)

A standardized system for evaluating waste-disposal sites. U.S. Environmental Protection Agency. 49 p.

LEISTRA, M. (1977)

A model for the transport of pesticides in soil with diffusion - controlled rates of adsorption and desorption. Agricultural Environment, vol. 3, pp. 325-335.

LIENHARDT, G. et J.J. COLLIN (1971)

Classification des terrains en fonction de leur vulnérabilité. B.R.G.M., Cartes et légendes à l'échelle 1/50,000.

MAC KAY, D.M. et P.V. ROBERTS (1985)

Transport of organic contaminants in groundwater. Environ. Sci. Technol., vol. 19, no 5, pp. 384-392.

MCCLELLAND, L et R.M. PRENTICE (1984)

L'utilisation et la réglementation des pesticides au Canada. Gouvernement du Canada, 46 p.

MCCORMACK, R. (1985)

Carte de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution (région de Granby). Environnement Québec, Direction des Eaux souterraines et de consommation.

MCNEELY, R.N., V.P. NEIMANIS et L. DWYER (1980)

Référence sur la qualité. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Environnement Canada, 100 p.

PARASCANDOLA, M.F. (1980)

Vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Académie de Montpellier.

PARASCANDOLA, M.F. et M. ALBINET (1983)

Séminaire sur les stratégies et pratiques de protection des eaux souterraines. Rapport du B.R.G.M., 83 SGN 303 eau, 29 p.

PARÉ, J. et R. ST-JEAN (1979)

Répertoire des pesticides. Environnement Québec, Bureau d'Étude sur les substances toxiques, 397 p.

PÊCHES ET ENVIRONNEMENT CANADA (1978)

Atlas hydrologique du Canada. ISBN 0-660-01591-9.

REISS, R., F. PERRON, J. PARÉ et R. ST-JEAN (1984)

Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Environnement Canada, 134 p.

SARRAZIN, R. (1978)

Effets environnementaux des pulvérisations aériennes contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec. Tourisme, Chasse et Pêche, Direction de la Recherche faunique.

SCHNEIDER, A. WIESE, A. et O. JONES (1977)

Movement of three herbicides in a fine sand aquifer. Agronomy journal, vol. 69, pp. 432-436.

SERVICE DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (1974)

Résidus de pesticides organo-chlorés dans l'eau, les sédiments et les poissons du bassin de la rivière Richelieu. Environnement Québec, Banque Envirodoc.

SERVICE DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (1977)

Lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette-II. Environnement Québec, Banque Envirodoc.

SIMARD et DESROSIERS (1979)

Qualité des eaux souterraines. Environnement Québec, Service des Eaux souterraines, 161 p.

SIMARD G. et M. SYLVESTRE (1977)

Vulnérabilité des ressources en eau souterraine du Québec à la pollution. Ministère des Richesses naturelles, Service des Eaux souterraines, 34 p.

SPENCER, E.Y. (1982)

Aminocarb: the effects of its use on the forest and the human environment. CNRC no 18979, 253 p.

SILKA, L. et T.L. SWEARINGEN (1978)

A manual for evaluating contamination potential of surface impoundments. Office of drinking water, EPA 570/9-78-003, 73 p.

TARDIF, L. (1977)

Recueil de cartes du Québec. Ministère de l'Agriculture, Direction générale de la Recherche et de l'Enseignement, Service des sols.

TECHNISOL INC. (1984)

Étude d'un modèle de carte de vulnérabilité des nappes souterraines à la contamination. Proposition de travail.

THORNHILL, J. (1985)

DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. National Water Well Association of Ohio, EPA-000/0-00-000, 384 p.

VIERHUFF, H. (1981)

Classification of groundwater resources for regional planning with regard to their vulnerability to pollution. Federal institute for geosciences and natural resources, Hannover (G.F.R.), pp. 1101-1105.

VILLENEUVE, J.P., P.G.C. CAMPBELL, L. WILSON et D. ISABEL (1985)

Problématique de la contamination des eaux souterraines au Québec par les pesticides. INRS-Eau, 131 p.

VILLUMSEN, A. et C. SONDERSKOV (1982)

Vulnerability maps: a promising tool in groundwater protection. Geological survey of Denmark, 3 p.

WAGENET, R.J. (1985)

Principles of modeling pesticide movement in the unsaturated zone. ACS Meetings, Miami, U.S.A.

WARD, W.M. (1978)

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Santé et Bien-être social Canada, ISBN 9-660-90244-3, 82 p.

WHIPP, D. (1982)

Susceptibility of ground water to contamination. Environnement Ontario, Carte à l'échelle 1/50,000.

WHITLOW, S.H. (1984)

Dictionnaire des codes paramétriques. Environnement Canada, Direction de la Qualité des eaux, 319 p.

WILSON, J.T. et J.F. MCNABB (1983)

Biological transformation of organic pollutants in groundwater. EOS, pp. 64-505.

ZAKI, M., D. MORAN et D. HARRIS (1982)

Pesticides in groundwater: the aldicarb story in suffolk county, N.Y.

AJPH, vol 72, no 12, pp. 1391-1395.

ANNEXE

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE PAR ENVIRONNEMENT QUÉBEC (1985)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	0	TOPOGRAPHIE	.5	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	0	diffuses et	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	.5	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	ponctuelles	
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	.5	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (µ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	0	CARTOGRAPHIE		CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	plan	1	TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
ROCHES CONSOLIDÉES	1	PROFONDEUR NAPPE libre	.5	coupe	0	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
ATTENTION PARTICULIÈRES:		captive	0	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	1	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	.5
PESTICIDES	0	TAUX D'ADSORPTION	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	0
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	1		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	.5		
		TYPE D'AQUIFÈRE	.5	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	0				
		PERMÉABILITÉ	1				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	4		3.5		5.5		0.5

TOTAL: 13.5

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR LE B.R.G.M. (1971)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	0	TOPOGRAPHIE	0	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	.5	diffuses et ponctuelles	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
EAU DE SURFACE	1	TYPE DE SOL	.5	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (µ-org. et m.o.)	.5	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	0	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	.5	CARTOGRAPHIE		TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	plan	1		
ROCHES CONSOLIDÉES	1	PROFONDEUR NAPPE		coupe	0	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
ATTENTION PARTICULIÈRES:		libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	1		
PESTICIDES	0	captive	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	0
		TAUX D'ADSORPTION	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	.5	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	0
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	.5		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	0				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	0				
		PERMÉABILITÉ	1				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	5		3.5		5.5		0

TOTAL: 14

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR HAERTLÉ (1983)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES diffuses et ponctuelles	0
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	0	TOPOGRAPHIE	0	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	.5	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	1	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (μ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	0	TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	.5	CARTOGRAPHIE plan	1	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	coupe	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	0
ROCHES CONSOLIDÉES	0	PROFONDEUR NAPPE libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	1	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	0
ATTENTION PARTICULIÈRES:		captive	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	.5		
PESTICIDES	0	TAUX D'ADSORPTION	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	1		
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	1		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	0				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	1				
		PERMÉABILITÉ	1				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	3		4.5		7		0

TOTAL: 14.5

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR PARASCANDOLA (1980)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	1	TOPOGRAPHIE	0	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	1	diffuses et ponctuelles	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
EAU DE SURFACE	.5	TYPE DE SOL	.5	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (μ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	0	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	0	CARTOGRAPHIE plan	1	TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	coupe	.5	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
ROCHES CONSOLIDÉES	1	PROFONDEUR NAPPE libre	.5	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	1	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	0
ATTENTION PARTICULIÈRES:		captive	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	0
PESTICIDES	0	TAUX D'ADSORPTION	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	.5		
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	.5		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	1				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	0				
		PERMÉABILITÉ	1				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	5.5		3		6.5		0

TOTAL: 15

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR VIERHUFF (1981)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	0	TOPOGRAPHIE	0	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	1	diffuses et ponctuelles	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
EAU DE SURFACE	.5	TYPE DE SOL	1	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (μ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	0	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE CAPTIVE	1	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	0	CARTOGRAPHIE			
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	plan	1	TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
ROCHES CONSOLIDÉES	1	PROFONDEUR NAPPE		coupe	0		
ATTENTION PARTICULIÈRES:		libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	1	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
PESTICIDES	0	captive	1	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	0
		TAUX D'ADSORPTION	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	1	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	0
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	.5		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	0				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	.5				
		PERMÉABILITÉ	0				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	5.5		3.5		6.5		0

TOTAL: 15.5

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR ENVIRONNEMENT ONTARIO (1983)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	0	TOPOGRAPHIE	1	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	.5	diffuses et ponctuelles	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	1	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	1
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (µ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	0	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	1	CARTOGRAPHIE		TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	plan	1	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	.5
ROCHES CONSOLIDÉES	1	PROFONDEUR NAPPE		coupe	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	0
ATTENTION PARTICULIÈRES:		libre	.5	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	.5	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	.5
PESTICIDES	0	captive	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0		
		TAUX D'ADSORPTION	.5	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	.5		
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	0		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	0				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	0				
		PERMÉABILITÉ	1				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	4		5		4.5		2

TOTAL: 15.5

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR VILLUMSEN (1982)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	.5	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	0	TOPOGRAPHIE	0	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	0	diffuses et ponctuelles	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	.5
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	.5	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (µ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	1	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE CAPTIVE	.5	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	.5	CARTOGRAPHIE			
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	plan	1	TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
ROCHES CONSOLIDÉES	0	PROFONDEUR NAPPE		coupe	0		
ATTENTION PARTICULIÈRES:		libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	1	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
PESTICIDES	0	captive	.5	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0		
		TAUX D'ADSORPTION	1	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	.5	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	0
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	1	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	.5	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	0
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	.5				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	.5				
		PERMÉABILITÉ	1				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	3.5		6.5		5.5		.5

TOTAL: 16

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR LEGRAND (1983)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	.5	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES diffuses et ponctuelles	.5
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	1	TOPOGRAPHIE	0	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	.5	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	.5	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (µ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	1	TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	1
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	0	CARTOGRAPHIE plan	0	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	coupe	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	1
ROCHES CONSOLIDÉES	0	PROFONDEUR NAPPE libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	1	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	.5
ATTENTION PARTICULIÈRES:		captive	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	1		
PESTICIDES	0	TAUX D'ADSORPTION	.5	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	.5		
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	0		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	.5		
		TYPE D'AQUIFÈRE	.5				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	1				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	0				
		PERMÉABILITÉ	.5				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	4		4		5		3

TOTAL: 16

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE PAR ALBINET (1970)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	.5	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES diffuses et ponctuelles	0
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	0	TOPOGRAPHIE	.5	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	.5	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	.5	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	0	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
EAU DE SURFACE	.5	TYPE DE SOL	.5	RELATIONS MATH. PRÉCISES	0	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (μ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	0	TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	.5	CARTOGRAPHIE plan	1	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	.5	coupe	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	.5
ROCHES CONSOLIDÉES	1	PROFONDEUR NAPPE libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	1	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	.5
ATTENTION PARTICULIÈRES:		captive	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0		
PESTICIDES	0	TAUX D'ADSORPTION	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	.5		
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	.5		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	.5				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	0				
		PERMÉABILITÉ	.5				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	4.5		5		5.5		1

TOTAL: 16

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR LE GROUPE J.R.B. (1982)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	.5	DONNÉES MÉTÉOROL.	.5	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	.5	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	1	TOPOGRAPHIE	0	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	0	diffuses et ponctuelles	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	1	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	1
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	0	RELATIONS MATH. PRÉCISES	1	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (μ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	1	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	0	CARTOGRAPHIE		TIENT COMPTE DES PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	.5
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	plan	0	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
ROCHES CONSOLIDÉES	.5	PROFONDEUR NAPPE		coupe	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	1
ATTENTION PARTICULIÈRES:		libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	0	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	1
PESTICIDES	0	captive	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	.5		
		TAUX D'ADSORPTION	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	.5		
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	0		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	1	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	.5		
		TYPE D'AQUIFÈRE	.5				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	.5				
		PERMÉABILITÉ	1				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	4		4.5		5		3.5

TOTAL: 17

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR UNION CARBIDE (1982)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	1	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	1	TOPOGRAPHIE	0	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	1	diffuses et ponctuelles	.5
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	1	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	.5
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	1	RELATIONS MATH. PRÉCISES	1	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (μ-org. et m.o.)	1	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	1	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	1
NAPPE CAPTIVE	0	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	0	CARTOGRAPHIE		TIENT COMPTE DES	
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	.5	plan	0	PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
ROCHES CONSOLIDÉES	0	PROFONDEUR NAPPE		coupe	0	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	.5
ATTENTION PARTICULIÈRES:		libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	0
PESTICIDES	1	captive	0	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	0
		TAUX D'ADSORPTION	.5	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	1		
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	0		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	1	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	0				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	0				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	0				
		PERMÉABILITÉ	0				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	0				
	5		6		7		2.5

TOTAL: 20.5

TEST D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE
PAR SILKA (1978)

NIVEAUX D'APPLICATION DES MÉTHODES		PARAMÈTRES MESURABLES UTILISÉS		NIVEAUX D'INTÉGRATION		IMPACTS SPÉCIFIQUES	
TIENT COMPTE DE LA PROTECTION NATURELLE DES AQUIFÈRES	1	DONNÉES MÉTÉOROL.	0	ACCÈS FACILE À L'INFORMATION	1	LES DISTINCTIONS FAITES ENTRE LES SOURCES	
TIENT COMPTE DE L'AGRESSION PAR LES POLLUANTS	1	TOPOGRAPHIE	.5	FAIBLE ESTIMATION DES PARAMÈTRES	1	diffuses et ponctuelles	0
ENTITÉS PHYSIQUES VISÉES:		DENSITÉ DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	0	CONSIDÉRATION DE POIDS RELATIF AUX PARAMÈTRES	.5	TIENT COMPTE DE LA DÉGRADABILITÉ DU REJET	.5
EAU DE SURFACE	0	TYPE DE SOL	0	RELATIONS MATH. PRÉCISES	.5	ATTENTION PORTÉE À la dilution et à la dispersion	0
NAPPE LIBRE	1	BIO-ACTIVITÉ (μ-org. et m.o.)	0	UTILISATION D'UN INDEX DE VULNÉRABILITÉ	1	CONSIDÉRATION DE L'ÉTAT DU COUVERT VÉGÉTAL	0
NAPPE CAPTIVE	.5	TAUX DE PERCOLATION (vadose)	0	CARTOGRAPHIE		TIENT COMPTE DES	
DÉPÔTS MEUBLES	1	TAUX DE LA RECHARGE	0	plan	0	PARAMÈTRES PRÉDOMINANTS	0
ROCHES CONSOLIDÉES	1	PROFONDEUR NAPPE		coupe	0	VARIATIONS TEMPORELLES PRISES EN CHARGES	0
ATTENTION PARTICULIÈRES:		libre	1	UTILISATION SYMBOLES ET/OU COULEURS	0	MESURE DE LA DISTANCE À DES POINTS D'UTILITÉ	1
PESTICIDES	.5	captive	1	UTILISATION D'UNE MATRICE GRAPHIQUE	0	TIENT COMPTE DES MODIFICATIONS PHYSIQUES (pompage, remblai, injection)	1
		TAUX D'ADSORPTION	0	APPLICATION FACILE DE LA MÉTHODE	1		
		VITESSE D'ÉCOUL. HORIZONTAL (zone vadose)	0	VERSATILITÉ ÉLEVÉE	1		
		PHYSICO-CHIMIE (temp. (°C), pH	0	COÛTS D'UTILISATION FAIBLES	1		
		TYPE D'AQUIFÈRE	1				
		GRADIENT HYDRAULIQUE	1				
		ÉPAISSEUR DES COUCHES	.5				
		PERMÉABILITÉ	1				
		CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE	1				
	6		7		7		2.5

TOTAL: 22.5