

**L'UTILISATION DE LA MODÉLISATION MATHÉMATIQUE ET DES SYSTEMES
D'INFORMATION GÉOGRAPHIQUE DANS LA GESTION DU RISQUE DE
CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES PESTICIDES**

Par Eric Gauthier

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
maître en sciences de l'eau (M.Sc.)**

Université du Québec

**Institut national de la recherche scientifique
INRS-EAU**

**Jean-Pierre Villeneuve, Directeur
Olivier Banton, Co-directeur**

17 NOVEMBRE 1991

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-EAU) pour son soutien lors du programme de maîtrise en sciences de l'eau. Je tiens à remercier tout particulièrement Monsieur Jean-Pierre Villeneuve qui a agi à titre de directeur de mémoire et de personne ressource. Il peut être assuré de ma reconnaissance et de mon respect. Je tiens également à remercier Monsieur Olivier Banton (co-directeur) ainsi que tous les membres de l'INRS-EAU car leur travail a facilité, de bien des façons, la réalisation de ce mémoire.

Je tiens également à exprimer ma gratitude envers le service de géomatique de GENDRON LEFEBVRE pour son support technique dans le domaine des systèmes d'informations géographiques. Particulièrement, à monsieur Pierre Dupuis qui a fait état d'une présence soutenue lors de ce projet.

RÉSUMÉ

Souvent réalisé sans contrôle, l'épandage des quelques deux millions de kilogrammes de pesticides utilisés chaque année en agriculture sur le territoire québécois est susceptible de créer d'importantes répercussions sur l'environnement. Depuis quelques années, on constate de plus en plus fréquemment des cas de contamination des eaux souterraines par les pesticides. Ces problèmes de contamination ne sont pas nécessairement attribuables à une mauvaise utilisation de ces produits par les différents usagés, mais plutôt au manque d'outils pour gérer adéquatement cette utilisation.

En conséquence, l'objectif de cette étude était de mettre au point un outil qui permettrait de savoir quels pesticides utiliser sur le territoire en fonction des paramètres conditionnant le mouvement et la dégradation des pesticides dans le sol, l'utilisation du territoire et le cadre législatif (normes toxicologiques). De plus, cet outil devait permettre l'intégration et la gestion de toutes les données disponibles à l'intérieur d'institutions gouvernementales et para-publiques afin de réaliser une évaluation et de pouvoir localiser et visualiser avec précision, les risques de contamination des eaux souterraines par les pesticides.

Après une étude approfondie des différentes méthodes existantes nous avons pu orienter notre choix sur des critères spécifiques. L'utilisation de la modélisation mathématique et des systèmes d'information géographique (SIG) a permis de réaliser cet objectif. La sélection du modèle stochastique VULPEST permet à l'outil d'évaluer rapidement la quantité de contaminant susceptible de parvenir à la nappe par le biais de la simulation mathématique du transport et

de la dégradation des pesticides dans la zone non saturée du sol. L'utilisation d'un SIG a permis de solutionner les problèmes de gestion et d'intégration des données géographiques.

L'utilisation de la théorie de l'information et des concepts de représentation a permis dans une certaine mesure de standardiser la cartographie de la vulnérabilité. Les cartes comportent suffisamment de détails pour avoir une bonne représentation des potentiels de contamination des eaux souterraines par les pesticides sans pour autant être surchargées d'information. De plus, l'utilisation du SIG a permis de porter à un niveau supérieur la cartographie traditionnelle de la vulnérabilité des eaux souterraines par les pesticides par l'utilisation accrue du mode écran.

Le nouvel outil développé permet d'entrevoir une meilleure gestion des pesticides en milieu agricole. Cet outil permet de visualiser les zones à risques de contamination et permet d'identifier les correctifs nécessaires pour la prévention (sélection de pesticides à risque minimal et identification des périmètres de protection des milieux sensibles).

Enfin, une expérimentation a été effectuée dans le comté de Richelieu (Québec), afin de démontrer l'applicabilité de l'outil dans des conditions réelles d'utilisation. Les résultats de cette application ont démontré que cet outil permettra aux gestionnaires d'appuyer leurs décisions sur des critères objectifs et justifiables du point de vue scientifique.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	ii
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES CARTES	vii
1. INTRODUCTION	1
1.1 Problématique de l'utilisation des pesticides en milieu agricole	1
1.2 Politiques de gestion existantes	3
1.3 État de la recherche	5
1.4 Objectifs et méthodologie	7
2. PROCESSUS BIO-PHYSICO-CHIMIQUES RÉGISSANT LE DEVENIR DES PESTICIDES DANS LE SOL	11
2.1 Analyse du système	11
2.2 Les processus de transport	13
2.3 Les processus de retardement	15
2.4 Les processus d'élimination	16
3. MÉTHODES D'ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ	19
3.1 Définition de la vulnérabilité en terme d'évaluation du risque	19

3.2 Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité	20
3.3 Méthodes de représentation de la vulnérabilité	23
4. MODELE VULPEST	33
4.1 Principe de modélisation	33
4.2 Description et distribution statistique des paramètres	37
4.3 Les résultats du modèle VULPEST	41
4.4 Caractérisation de l'évaluation du risque	43
5. CARACTÉRISATION DE LA CARTOGRAPHIE DE LA VULNÉRABILITÉ	46
5.1 Caractérisation des zones d'investigation	46
5.2 Echelle d'investigation et de représentation	47
5.3 Système de représentation graphique	50
5.4 Classification des probabilités de contamination	53
6. PROCESSUS D'INTÉGRATION DE VULPEST AVEC UN SIG	56
6.1 Modification du logiciel VULPEST pour son intégration	56
6.2 Intégration de la référence spatiale	57
6.3 Organisation de la structure de gestion des données descriptives	59
6.4 Choix d'un système d'information géographique	64
7. PROTOCOLE D'ÉVALUATION DU RISQUE AVEC UN SIG	65

7.1 Acquisition des données	65
7.1.1 Données sur les sols	69
7.1.2 Données sur les pesticides	73
7.1.3 Données sur les cultures	74
7.1.4 Données climatologiques	74
7.1.5 Base Cartographique	76
7.2 Prétraitement	76
7.2.1 Organisation de la structure des données	76
7.2.2 Entrée des données	77
7.2.3 Organisation de la structure du SIG	77
7.2.4 Vérification, correction et manipulation	78
7.3 Traitements et analyses	80
7.4 Production et prise de décision	82
8. EXEMPLE D'APPLICATION: LE COMTÉ DE RICHELIEU (QUÉBEC)	84
8.1 Localisation	85
8.2 Caractéristiques physiques du site	86
8.2.1 Unités physiographiques et géologie	86
8.2.2 Hydrographie et drainage	87
8.2.3 Le climat	88
8.3 Résultats	88
8.3.1 L'utilisation de l'atrazine ou du métolachlore dans la culture du maïs	90

8.3.2 L'utilisation du dicamba ou du 2,4-D dans les cultures du blé et de l'orge	96
8.3.3 L'utilisation de la cyanazine ou du dicamba dans la culture de l'avoine	102
8.4 Comparaison avec la méthode DRASTIC	105
9. CONCLUSION	109
10. BIBLIOGRAPHIE	115
Modification du logiciel VULPEST	ANNEXE A
Description des sols pédologiques	ANNEXE B
Indice DRASTIC	ANNEXE C

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Zonalité de l'eau	11
Figure 2: Processus de contamination des eaux souterraines par un pesticide	23
Figure 3. Résultats du logiciel VULPEST	42
Figure 4. Détermination des zones homogènes	48
Figure 5. Intégration des données graphiques et descriptives	57
Figure 6. Structure des données graphiques	58
Figure 7. Modification de la structure des fichiers du modèle VULPEST	60
Figure 8. Organigramme de l'ordre d'interrogation des fichiers VULPEST	62
Figure 9. Protocole d'utilisation du SIG dans l'évaluation du risque	66
Figure 10. Les niveaux d'information utilisés par le SIG	78
Figure 11. Modes de structuration de l'information du SIG	79
Figure 12. Le modèle VULPEST intégré à un SIG	81
Figure 13. Localisation de la région à l'étude: comté Richelieu (Québec)	85
Figure 14. Les pédo-paysages du comté Richelieu (Nolin et al., 1987)	88

LISTE DES CARTES

CARTE 1 (utilisation de l'atrazine dans la culture du maïs)	93
CARTE 2 (utilisation du métolachlore dans la culture du maïs)	94
CARTE 3 (schéma d'utilisation des pesticides dans la culture du maïs)	95
CARTE 4 (utilisation du dicamba dans les cultures de blé, d'orge et d'avoine)	99
CARTE 5 (utilisation du 2,4-D dans les cultures de blé et d'orge)	100
CARTE 6 (schéma d'utilisation des pesticides pour les cultures de blé et d'orge)	101
CARTE 7 (utilisation de la cyanazine dans les cultures d'avoine)	103
CARTE 8 (schéma d'utilisation des pesticides dans les cultures d'avoine)	104
CARTE 9 (carte de vulnérabilité par la méthode DRASTIC)	108

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.	Groupe de données d'entrée du modèle VULPEST	38
Tableau II.	Variabilité spatiale des paramètres physiques	39
Tableau III.	Classes des probabilités de contamination	55
Tableau IV.	Inventaire des données disponibles à une évaluation	70
Tableau V.	Données moyennes mensuelles sur le climat	88
Tableau VI.	Liste des pesticides employés avec chacune des cultures	89

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique de l'utilisation des pesticides en milieu agricole

Les pays industrialisés sont aux prises avec des problèmes environnementaux importants en ce qui concerne les milieux agricoles. La spécialisation des cultures et l'accroissement des rendements font en sorte que l'utilisation des engrais chimiques et des pesticides est devenue une nécessité dans l'agriculture moderne. Sans pesticide il serait bien difficile de garantir la demande actuelle des marchés, et cela sans faire subir aux consommateurs une forte hausse des prix. Mais, les effets secondaires de ces produits sont loin d'être désirables.

Même utilisés adéquatement, les pesticides présentent des risques importants. Leur persistance et leur large dissémination, auxquelles s'ajoute la tendance qu'ont certains d'entre eux à se concentrer dans les organismes en remontant la chaîne alimentaire, peuvent aggraver leurs effets toxiques sur les poissons, les animaux et avoir des incidences néfastes sur la santé et le bien-être des humains. L'utilisation des pesticides doit être réévaluée régulièrement puisque l'on n'a pas démontré hors de tout doute qu'ils étaient inoffensifs. Ces produits se retrouvent à plus ou moins brève échéance dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines, et peuvent ainsi affecter les sources d'approvisionnement en eau potable.

Au Québec, en milieu agricole, l'eau souterraine représente la principale source d'approvisionnement en eau potable. Le secteur agricole de l'économie québécoise compte sur l'eau souterraine pour satisfaire 78% de ses besoins en eau (Hess, 1986). La préservation de la qualité de celle-ci est donc primordiale pour assurer la continuité de son utilisation. Cette préoccupation va en croissant, du fait même de l'apparition de plus en plus fréquente des cas de contamination. La problématique de la protection de la qualité de cette ressource s'inscrit dans la gestion de l'environnement agricole, où les problèmes de la conservation de l'eau et des sols rendent urgente l'implication des divers intervenants (universitaires, privés et gouvernementaux) et les agriculteurs eux-mêmes. La préservation de sa qualité est essentielle à une productivité économique durable de l'agriculture. Aussi doit-on se préoccuper maintenant non seulement de gérer cette productivité à court terme mais aussi des répercussions possibles à long terme.

On constate très fréquemment une contamination des eaux souterraines par les pesticides utilisés en agriculture. Ce n'est certes pas dû à la mauvaise volonté de la part des différents intervenants, mais principalement au manque d'outils et de solutions pour prévenir ces contaminations. Par exemple, des spécialistes du ministère de l'Environnement du Québec ont constaté dans les années 80, la présence d'importantes quantités de pesticides dans la nappe souterraine qui alimentait en eau potable la population de Sainte-Catherine-de-Portneuf (Villeneuve et al., 1985). Cette contamination a eu lieu même si les produits homologués avaient été utilisés selon les techniques recommandées par le fabricant et par le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).

Les eaux souterraines peuvent contaminer de nombreux cours d'eau car elles assurent la recharge de ceux-ci notamment en période d'étiage. Un rapport de recherche du MENVIQ portant sur la présence de micropolluants organiques dans l'eau potable révèle d'importantes concentrations de pesticides du groupe triazine dans l'eau de consommation de 15 municipalités du Québec où l'activité agricole est majeure. Dans ces 15 municipalités, la présence d'atrazine a été détectée dans 75% des cas lors de l'échantillonnage de l'année 87-88 (MENVIQ, 1990). Par ailleurs, les contaminations ne sont souvent constatées que bien après l'application des pesticides et les interventions possibles sont très longues et très coûteuses.

1.2 Politiques de gestion existantes

On dénombre, sur le marché nord américain des pesticides, 500 ingrédients actifs différents et près de 6000 formules commercialisées (Neil et al., 1986). Les multiples ramifications de cette branche de l'industrie chimique ne sont pas sans compliquer la tâche des gouvernements lorsque vient le temps d'effectuer des contrôles sur les produits distribués.

Désireux de réduire au minimum les effets néfastes des pesticides, les différents gouvernements possèdent une législation pour le contrôle des pesticides. Ainsi, la législation québécoise sur les pesticides (loi 27), adoptée en juin 1987 oblige les utilisateurs commerciaux de pesticides à détenir un permis. Elle a aussi pour objectif d'exercer un contrôle des pesticides sur le territoire. La loi canadienne sur l'usage des produits antiparasitaires adoptée en 1972 a

pour but l'homologation des nouveaux produits. Différemment, le ministère de l'Environnement du Québec possède un règlement sur les eaux souterraines mais celui-ci se limite à obliger les foreurs à détenir un permis et à produire un rapport complet sur les conditions hydrogéologiques pour chaque forage. L'analyse de la qualité de l'eau de consommation provenant des puits individuels ne fait cependant pas l'objet de contrôles réguliers ou réglementaires, cette responsabilité incombant librement aux propriétaires.

Mais ces outils législatifs ne sont pas suffisants pour gérer adéquatement l'utilisation des pesticides et des eaux souterraines. Les difficultés, liées à la mise en oeuvre d'une politique de gestion et de protection des eaux souterraines, tiennent en partie à un certain nombre de contraintes d'ordre scientifique et technique. L'obtention des éléments nécessaires à la prise de décision (échantillonnage, analyse chimique de la qualité, évolution du problème, etc) est d'une part assez coûteuse (coût des études), et d'autre part entachée d'aléas dus au manque de précision de ces études, et à l'impossibilité de pouvoir conclure par des certitudes sur les résultats. Ceci constitue des raisons suffisantes pour les autorités responsables, généralement non-spécialistes, pour hésiter à s'engager dans la mise en oeuvre d'opérations allant au-delà du suivi des paramètres immédiatement mesurables comme la qualité des eaux prélevées.

En réalité, chaque milieu réagit différemment à l'application d'un pesticide (conditions hydrogéologiques, dégradabilité, conditions climatiques, etc.). A toute fin pratique il faudrait savoir quel pesticide utiliser sur le territoire en considérant à la fois la variabilité spatiale des paramètres conditionnant le mouvement des pesticides dans le sol vers la nappe, l'utilisation du territoire, la localisation des puits et le cadre législatif.

Dans ce contexte, une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité devrait s'avérer un outil essentiel dans la gestion des risques potentiels de contamination des eaux souterraines par les pesticides. Étant donné l'urgence de prévenir l'aggravation du problème, il est prioritaire de développer une méthodologie permettant de visualiser le potentiel de vulnérabilité du territoire en fonction de sa sensibilité à la contamination.

1.3 État de la recherche

La protection des eaux souterraines nécessite non seulement des études sur les causes physiques et l'évaluation des risques de contamination, mais également le développement d'une méthodologie globale de gestion de l'utilisation des pesticides et des eaux souterraines accessibles aux intervenants dans les domaines de l'eau, de l'environnement et de l'agriculture.

Dans un contexte de développement durable, la prévention de ces contaminations potentielles, doit être réalisée pour éviter, non seulement les contaminations elles-mêmes avec les risques associés à la santé et les répercussions sur les productions, mais également toutes les incidences futures dont les dépenses importantes engendrées compromettent l'économie agricole par des coûts de production supérieurs. Une telle prévention doit pouvoir être réalisée avant même l'application du contaminant potentiel. Pour ce faire de nombreux pays (France, Danemark, États-unis, Canada, etc.) ont adopté différentes méthodologies d'évaluation et de représentation de la vulnérabilité des eaux souterraines.

Il existe plusieurs méthodologies d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines. Depuis quelques années les efforts de recherche sont surtout réalisés au niveau de la modélisation mathématique. Ces efforts de modélisation ont principalement pour but la simulation des comportements des pesticides dans le sol afin de permettre la prédiction du destin d'un pesticide particulier dans un sol donné. Mais le choix d'un modèle n'est pas évident et la qualité des prédictions obtenues est cependant limitée par la qualité et la précision des données de terrain disponibles.

Les méthodes de représentation de la vulnérabilité sont principalement dirigées vers la cartographie. Des travaux de recherche sont effectués depuis les années 1970 sur la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines. Mais encore aujourd'hui les différences observées dans la nature même de cette technique de représentation nous permettent de constater qu'aucune forme de standardisation ne s'est réalisée jusqu'à ce jour. La majorité des cartes de vulnérabilité existantes sont conçues à une trop petite échelle (< 1: 250 000). En général, ces cartes peuvent seulement illustrer de façon très grossière la vulnérabilité et l'échelle de la carte est souvent incompatible avec l'échelle de gestion du territoire (Andersen et Gost, 1987). La composition des cartes est parfois trop lourde par la trop grande abondance d'informations. Le seul changement observé est l'utilisation timide de la technologie des systèmes d'information géographique dans la production des documents cartographiques. Mais leur utilisation n'est que partielle (cartographie assistée par ordinateur) et leurs potentiels restent encore inexplorés.

1.4 Objectifs et méthodologie

Le présent mémoire a pour but d'améliorer la méthodologie de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides. L'objectif est de fournir aux intervenants un outil de base qui permette de quantifier et de visualiser les risques de contamination selon des critères objectifs et justifiables du point de vue scientifique.

La réalisation de cet objectif nécessite premièrement la sélection d'une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité pouvant adéquatement simuler les processus contrôlant le devenir du pesticide dans le sol vers la nappe. La vulnérabilité est définie dans le milieu non-saturé étant donné que celui-ci régit l'ensemble des conditions naturelles affectant le mouvement d'un pesticide de la surface du sol jusqu'à la nappe phréatique. L'utilisation d'un modèle stochastique en milieu non-saturé semble la meilleure alternative pour évaluer la quantité de pesticide susceptible de parvenir à la nappe (Nielsen et al., 1986; Villeneuve et al., 1990). Pour vérifier cette hypothèse, une revue systématique des différentes méthodes d'évaluation a été réalisée. Le modèle retenu a été sélectionné en fonction de plusieurs critères (paramètres à considérer, disponibilité des données, critères d'évaluation du risque, temps de calcul, représentativité des résultats, etc.). L'utilisation d'un modèle mathématique adéquat permet de plus de quantifier le risque sur des grandeurs physiques mesurables.

Cependant, pour qu'un tel modèle soit utilisable et applicable pour exploiter les données pertinentes et visualiser les résultats d'une façon adéquate, il faut l'intégrer dans une méthodologie d'exploitation de l'information. L'acquisition des données est vitale pour l'utilisation optimale du modèle. C'est

celle-ci qui déterminera le temps de réalisation et la qualité de l'évaluation. Il est important d'utiliser toutes les données disponibles afin d'éviter des travaux coûteux d'acquisition sur le terrain. Plusieurs données provenant de diverses sources sont actuellement disponibles, mais leurs formats ne sont pas toujours compatibles. Plusieurs données utilisées par le modèle sont localisées dans l'espace et chaque site évalué possède des caractéristiques qui lui sont propres à une échelle donnée. Sur un territoire à l'échelle du bassin versant il existe plusieurs unités hydrogéologiques différentes. Donc il faut définir les caractéristiques d'une zone homogène (paramètres semblables pour un site donné) pour laquelle le modèle réalisera ses simulations. La méthodologie d'exploitation devra, par classification des données, discrétiser des zones homogènes. La méthodologie devra aussi permettre d'exploiter aisément les résultats du modèle et les mettre en relation avec d'autres informations localisées dans l'espace (puits, rivières, etc.), afin d'analyser d'autres phénomènes, de planifier des périmètres de protection, etc.

La méthodologie qui semble le mieux répondre à ces attentes est celle du système d'information géographique (SIG). Pour justifier cette hypothèse, il faut dans un premier temps vérifier les possibilités d'utilisation des systèmes d'information pour cette application. Ceci a été réalisé avec la collaboration du service de Géomatique de GENDRON LEFEBVRE (Laval, Québec) avec le système MGE (Modular GIS Environment) d'Intergraph. Par la suite, il faut établir un inventaire des données disponibles. La sélection des données adéquates a été réalisée selon des critères de sélection (conformité temporelle, couverture géographique, crédibilité, pertinence avec les objectifs, méthodologie d'échantillonnage, etc.). Pour utiliser le modèle d'une façon optimale il faut analyser et vérifier les possibilités d'intégration des différentes données existantes

nécessaires pour les simulations du modèle. L'existence d'une importante masse de données recommande la création d'une banque de données intégrées. Toutes les données utilisées devront être rassemblées en une banque de données uniformisées (échelle, format, projection, etc.) afin de les rendre maniables et de permettre l'intégration de celles-ci dans le modèle.

L'un des aspects importants d'une telle approche est de définir le processus de réalisation d'une évaluation . La définition du protocole d'évaluation permet d'élaborer chacune des phases de réalisation à effectuer avec la technologie des systèmes d'information géographique afin de ne pas oublier des éléments importants. La moindre erreur qui peut sembler mineure risque d'avoir des répercussions en chaîne sur l'ensemble des données conçu comme un tout homogène et compromettra alors les prévisions établies en particulier les délais et les coûts de réalisation.

Le mode de représentation qui paraît le plus approprié pour traduire et visualiser le risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides est le document cartographique. La cartographie est un outil de compréhension très adapté à la présentation d'informations dans la mesure où celle-ci est conforme à des normes standard de cartographie (échelle de représentation, précision de l'information, éléments visuels, etc.). En l'absence de tels standards, une tentative de standardisation de la cartographie sera réalisée pour chaque thématique à représenter (cartes de risques de contamination et schéma d'utilisation des pesticides) selon la théorie de l'information et des concepts de représentation cartographique.

L'utilisation de la modélisation mathématique et des systèmes d'information géographique dans la gestion du risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides devra permettre l'élaboration de deux types de cartes. La première carte devra visualiser le risque potentiel de contamination des eaux souterraines pour chaque zone homogène évaluée. Le deuxième type de carte devra constituer un schéma d'utilisation des pesticides. D'une part cette carte identifiera, pour une culture donnée et le type de nuisance, le ou les pesticides comportant le moins de risques de contamination. D'autre part elle permettra de visualiser les périmètres de protection pour chaque type de milieu sensible (puits, rivières, etc.). Un exemple d'application sera réalisé dans le comté de Richelieu, sur le territoire des municipalités de Saint-Robert et de Massueville afin de vérifier la méthodologie proposée. L'application sera réalisée sur différentes unités pédologiques avec différents pesticides (atrazine, métolachlore, cyanazine, dicamba, 2,4-D) sous des cultures agricoles diverses (maïs, blé, avoine, orge).

2. PROCESSUS BIO-PHYSICO-CHIMIQUES RÉGISSANT LE DEVENIR DES PESTICIDES DANS LE SOL

2.1 Analyse du système

La revue des processus bio-physico-chimiques régissant le devenir des pesticides dans le sol vise à établir la liste des processus les plus importants à considérer dans la modélisation mathématique. D'abord il est important de définir le système dans lequel vont se dérouler les différents processus. Pour analyser le système il s'agit d'examiner la répartition verticale de l'eau dans le sol (Figure 1).

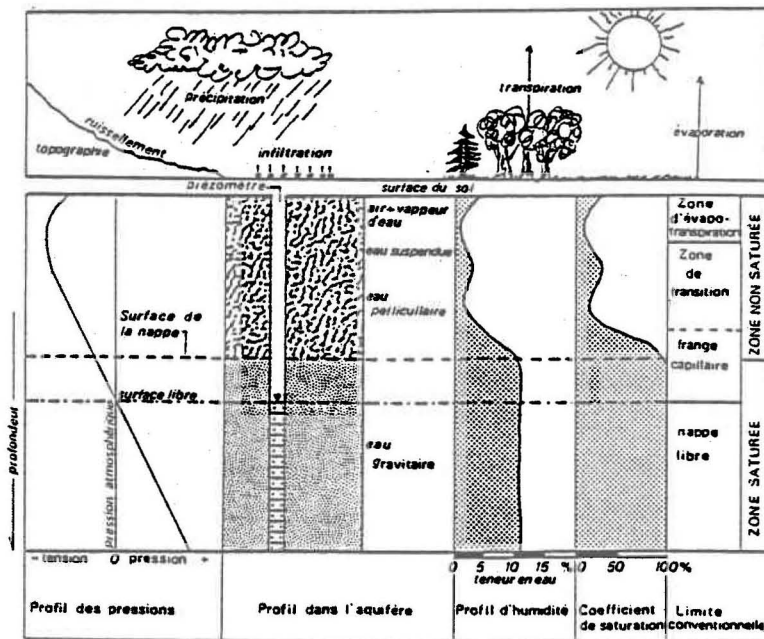


Figure 1. Zonalité de l'eau (figure adaptée de Castany et Margat, 1977)

L'eau de précipitation est la principale contribution à la recharge des eaux souterraines. L'irrigation de surface peut aussi influencer cette recharge. La quantité d'eau qui s'infiltré dans le sol dépend de nombreux facteurs: conditions climatiques, topographie, nature du sol et couverture végétale.

L'eau qui s'infiltré dans le sol traverse d'abord une zone qui renferme à la fois de l'air, de l'eau et un certain pourcentage de matière organique. Cette tranche du sol est appelée zone non-saturée ou zone vadose. Cette zone joue un rôle très important car l'activité chimique et biologique qui y est présente permet une épuration naturelle de l'eau (Canter et al., 1988). L'état de saturation et de teneur en eau de cette zone permet de distinguer: la zone d'évapotranspiration, la zone de transition et la frange capillaire. La zone non-saturée fait partie du cycle hydrologique en tant que réservoir temporaire pour l'eau qui pénètre par infiltration, et s'en échappe par évapotranspiration ou par percolation vers la nappe phréatique. Ces trois processus contrôlent le mouvement de l'eau dans la zone non-saturée (Castany, 1967; Freeze et Cherry, 1979).

Sous la zone non-saturée, à une profondeur variant selon la topographie et la nature du terrain de quelques centimètres à plusieurs mètres, se trouve la zone saturée. Cette zone est délimitée par la surface piézométrique de la nappe phréatique. Dans cette zone inférieure du sol, les vides sont entièrement occupés par l'eau. L'eau gravitaire, c'est-à-dire l'eau qui subit l'influence de la gravité et qui remplit les pores, les interstices et les fissures y atteint son maximum; c'est à ce niveau que s'alimentent les puits (Freeze et Cherry, 1979). Dans le milieu saturé, l'écoulement est régi par la loi de Darcy qui stipule que le flux hydrique est proportionnel au gradient de la charge hydraulique (Castany et Margat, 1977).

Le choix des processus bio-physico-chimiques régissant le devenir des pesticides dans ces milieux, et leur influence sur la vulnérabilité, dépendent du niveau de définition de la vulnérabilité. La vulnérabilité, ou potentiel de contamination, se définira au premier niveau, comme l'aptitude d'un système d'eaux souterraines à être contaminé, ou l'inaptitude à être protégé d'une contamination. Ce phénomène est lié aux différentes conditions influençant la pénétration du contaminant dans le système (Villeneuve et al., 1987). Donc il s'agit de l'inaptitude de la zone non-saturée à protéger les eaux souterraines par sa capacité de retarder la migration d'un pesticide et de dégrader celui-ci. Ainsi, la zone non-saturée constitue une plus ou moins bonne protection des eaux souterraines à la contamination. Dans la zone saturée les processus bio-physico-chimiques étant très lents, lorsqu'un pesticide franchit cette zone, nous considérons que la nappe a subi une contamination. De ce fait, le potentiel de contamination sera évalué dans la zone non-saturée. Les nombreux processus qui contrôlent le destin des pesticides dans la zone non-saturée peuvent être classés en processus de transport, de retardement et d'élimination.

2.2 Les processus de transport

Les pesticides épandus directement ou non à la surface du sol migrent vers les eaux souterraines après leur lessivage par les eaux d'infiltration. Le mouvement de l'eau dans le sol est conditionné par la climatologie et la structure du milieu pédologique et géologique. La climatologie fait référence aux processus responsables du bilan hydrique (précipitation et évapotranspiration) qui sont des agents importants dans le transport des pesticides dans le sol. L'infiltration de l'eau et des pesticides vers la nappe par lessivage est

conditionnée par le processus de percolation qui est affecté principalement par les caractéristiques du sol (porosité, perméabilité et composition des horizons pédologiques). Cependant, pour être entraîné, le pesticide doit être préalablement dissout dans l'eau, d'où l'importance de sa solubilité et de sa cinétique de dissolution.

Les processus responsables du transport des pesticides en milieu poreux sont principalement l'advection, la dispersion hydrodynamique et de la diffusion moléculaire (Van Genuchten et Jury, 1987; Wheatcraft et Tyler, 1988). L'advection est le déplacement du pesticide dissout par le mouvement de l'eau. La percolation entraîne les pesticides en profondeur et l'intensité de ce transport est proportionnelle au flux de percolation. La percolation dans le sol non-saturée peut être décrite par le mouvement du pesticide en solution dans une série de tubes verticaux de différentes dimensions (Van der Zee et Van Riemsdijk, 1986). L'équation unidirectionnelle gouvernant le transport d'une solution dans un tube est:

$$\frac{dC}{dt} = -v \frac{dC}{dz}$$

Le mécanisme de diffusion moléculaire peut déplacer les pesticides en l'absence de déplacement de l'eau alors que la dispersion hydrodynamique agit lors du déplacement de l'eau dans le sol, du fait que les vitesses d'écoulement dans les pores sont variables. De ces deux phénomènes résulte un éparpillement de la masse de pesticide. Ces deux processus de dispersion peuvent être représentés par la loi de Fick (Simmons, 1982; Sudicky, 1986).

$$f_{PD} = -D \frac{dC}{dz}$$

Le flux de pesticide causé par la dispersion (f_{PD}) est proportionnel au gradient de concentration. Le coefficient de dispersion (D) est composé de la diffusion moléculaire, indépendante de la vitesse, et par la dispersion hydrodynamique, dépendante de la vitesse.

Ainsi l'équation globale du transport des pesticides en milieu non-saturé peut être décrite par l'équation différentielle résultante des trois phénomènes précédents (advection, dispersion hydrodynamique et diffusion moléculaire).

$$\frac{dC}{dt} = -v \frac{dC}{dz} + D \frac{d^2C}{dz^2}$$

2.3 Les processus de retardement

Lorsque l'on applique un pesticide à la surface du sol plusieurs processus interviennent pour retarder la migration de celui-ci vers la nappe. La rétention d'un pesticide dans le sol est principalement contrôlée par les phénomènes d'adsorption-désorption. Ces phénomènes peuvent affecter la migration des pesticides dans la zone non-saturée par des interactions temporaires qui s'établissent entre les molécules de pesticide et la surface interne des pores. Le

degré d'adsorption dépend des propriétés chimiques du pesticide et de la surface des particules du sol. Les constituants du sol les plus susceptibles de retarder la migration par adsorption sont ceux qui possèdent une grande surface spécifique (argile) ou les constituants très réactifs sur lesquels peuvent se fixer diverses substances (matière organique). Le processus d'adsorption peut être représenté par l'équation d'adsorption linéaire instantanée et réversible (Bourg et Sauty, 1987).

$$S = K_d C$$

La concentration adsorbée (S) est égale au produit du coefficient de partition sol/eau (K_d) par la concentration en phase liquide. La valeur de K_d détermine la mobilité d'un pesticide dans la zone non-saturée des sols. Ainsi la vitesse d'avance d'un front de contamination est inversement proportionnelle à la valeur de K_d .

Dans les processus de retardement il faut ajouter les facteurs qui contribuent au retard du front de contamination. Ainsi, le retard est augmentée avec la profondeur de la nappe et avec une diminution de la perméabilité (ou de la porosité dynamique de la zone non- saturée).

2.4 Les processus d'élimination

Les sols sont des écosystèmes complexes auxquels les caractéristiques physico-chimiques du sol et les micro-organismes confèrent un pouvoir de dégradation très important. Le pesticide dans le sol est dégradé par les micro-

organismes qui y vivent et par des processus chimiques et physiques comme la photodécomposition, l'hydrolyse et l'oxydation. L'ensemble de ces réactions peut conduire à la perte totale de toxicité du pesticide ou à l'apparition de métabolite pouvant être également toxique. La dégradation d'un pesticide dépend de la nature chimique de la molécule, du type de sol, des conditions climatiques, du taux de matière organique, du pH, de l'humidité et de l'activité biologique du sol.

On considère généralement les processus de transformation des contaminants dans l'environnement comme des réactions "d'ordre 1" (Villeneuve et al., 1988). Cette hypothèse sur l'ordre des réactions permet de définir un temps de demi-vie ($t_{1/2}$) indépendant de la concentration initiale du contaminant dans le milieu. Ainsi pour la dégradation totale du composé (somme des processus de transformation irréversible):

$$\frac{dC}{dt} = -k C; \quad k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}$$

k = constante de dégradation (jr^{-1})
 $t_{1/2}$ = temps de demi-vie (jr)

Ainsi les conditions bio-physico-chimiques du milieu et les caractéristiques propres aux pesticides englobent un certain nombre de paramètres pouvant influencer la contamination des eaux souterraines. Les principales caractéristiques pouvant retenir ou retarder la migration des pesticides vers les eaux souterraines sont:

- les caractéristiques du sol (épaisseur du sol pédologique, porosité, perméabilité, structure, pourcentage de matière organique, etc.);
- les caractéristiques du pesticide (solubilité, adsorbabilité par le sol, dégradabilité chimique et biologique);
- les conditions climatiques (importance des précipitations, température, évapotranspiration);
- les caractéristiques du site (irrigation, réseau de drainage, pente du terrain, ruissellement);
- les méthodes d'application (nombre de traitements, taux d'application, mode d'application).

3. MÉTHODES D'ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ

3.1 Définition de la vulnérabilité en terme d'évaluation du risque

La vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination est un concept complexe qui peut être défini comme étant la sensibilité et la susceptibilité à la contamination, conditionnées par les caractéristiques naturelles qui influencent la pénétration et la propagation dans le milieu.

Selon Villeneuve et al. (1987), la vulnérabilité peut se définir à trois niveaux. Au premier niveau, la vulnérabilité se définira comme l'aptitude d'un système d'eaux souterraines à être contaminé, ou l'inaptitude à être protégé d'une contamination. Ce phénomène est lié à la dynamique externe du système, soit aux différentes conditions influençant la pénétration du contaminant dans le système. Au second niveau, la vulnérabilité intégrera l'aptitude des eaux souterraines à propager et à conserver la contamination. C'est le domaine de la dynamique interne du système. Le troisième niveau sera la prise en considération des caractéristiques "polluantes" du pesticide, principalement liées aux effets de nuisance et faisant appel aux concepts de normes, de seuils, et d'aptitude ou d'inaptitude à l'usage prévu. Dans notre travail, la vulnérabilité est définie au premier et au troisième niveaux. Ceci autorisera une entrée de contaminant dans le système d'eaux souterraines, à l'unique condition que la concentration de contaminant dans l'eau prélevée dans le système ne rende pas celle-ci inapte à l'utilisation envisagée. L'évaluation de la vulnérabilité doit fournir le potentiel et le degré de risque possible de contamination. Ainsi pour réaliser une évaluation complète du risque, il est nécessaire de réaliser pour un problème particulier:

- son identification;
- sa quantification (notion de probabilité);
- son évaluation (notion d'impact);
- l'acceptation et/ou aversion envers celui-ci (contrôle);
- sa représentation (visualisation sur le territoire);

3.2 Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

De nombreux pays (France, Danemark, États-unis, Canada, etc.) ont adopté différentes méthodologies d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines. Parmi les méthodes d'évaluation les plus utilisées nous distinguons l'expertise, les méthodes à indexation et la modélisation.

Les méthodes d'évaluation axées sur l'expertise sont réalisées à partir de jugements plus ou moins subjectifs portés par un ou plusieurs spécialistes. Ces méthodes s'appuient sur un certain nombre de démarches purement intuitives ou fondées sur l'utilisation d'outils divers. Celles-ci amènent divers problèmes au niveau de l'interprétation et de la non-reproductibilité des résultats. En effet, les résultats apportés par la même démarche, mais obtenus par deux experts différents seront différents.

Les méthodes à indexation reposent sur la cotation et la pondération d'un certain nombre de facteurs influençant le transport ou la persistance du contaminant. L'indice final n'est cependant fondé sur aucune réalité mesurable et ne peut donc pas être représentatif d'une quantité effective telle une concentration ou d'une toxicité. Les méthodes à indexation sont dangereuses, parce que d'une part la valeur numérique qu'elles fournissent n'a pas de valeur

physique réelle, d'autre part l'indice fourni ne peut être interprété de façon absolue, ne pouvant être comparé à aucune norme ou référence. Malheureusement, cette méthode est largement utilisée par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (EPA) et le Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) . Ceux-ci emploient la méthode DRASTIC (Aller et al., 1985) qui repose sur la classification-indexation de certains paramètres (Annexe C).

Les méthodes par modélisation sont définies comme des représentations simplifiées des systèmes réels. Les modèles peuvent être descriptifs, physiques, analogiques ou mathématiques. Les modèles mathématiques de simulation se présentent comme les seules méthodes dont le but est la quantification d'un phénomène physique. Les modèles mathématiques de simulation du transport des pesticides prennent en compte les processus physiques régissant le transport et la persistance des contaminants. Ils fournissent, avec une précision dépendant du modèle lui même, un résultat ayant une réalité physique définie (concentration, masse cumulée, etc.) pouvant être comparé aux mesures réelles in situ. Les résultats sont reproductibles et peuvent être interprétés sans ambiguïté.

Les modèles mathématiques ne présentent pas tous la même approche. Les modèles déterministes incorporent et simulent les différents processus régissant le transport. Mais ces modèles ne prennent pas en considération la variabilité spatiale des paramètres (Wagenet et Huston, 1987). En effet, dans une approche déterministe on utilise une valeur unique pour chacun des paramètres d'entrée (un seul ensemble de conditions du système sol-eau-souterraine-pesticide) ce qui implique un seul résultat possible. Donc la

modélisation déterministe pose certaines interrogations sur la signification et la représentativité des résultats. Les modèles déterministes tels PRZM (pesticide root zone model; Carsel et al., 1984) et PTR (pesticide transport and runoff; Crawford et Domigian, 1973) ne sont pas adéquats pour une évaluation du potentiel de contamination sur un grand territoire car le nombre de données d'entrées aux modèles est trop important (Khan et Liang, 1989).

Suite à une revue exhaustive des modèles de transport en zone non-saturée, Nielsen et al. (1986) concluent que les résultats de l'approche déterministe doivent être intégrés à ceux de l'approche stochastique pour obtenir une description réelle et efficace du phénomène. La modélisation stochastique effectue des simulations répétitives avec une approche déterministe en utilisant des distributions aléatoires des propriétés hydrauliques du sol. C'est ce type de modélisation que nous nous proposons d'utiliser.

Le modèle stochastique VULPEST semble correspondre à nos attentes. Ce modèle (Villeneuve et al., 1990) est basé sur la simulation mathématique du transport du pesticide dans la zone non-saturée du sol (Figure 2). Le modèle tient compte de la variabilité spatiale des paramètres physiques, hydrodynamiques et physico-chimiques du sol. La modélisation stochastique des processus contrôlant le devenir du pesticide permet d'évaluer la quantité de contaminant susceptible de parvenir à la nappe et ainsi d'altérer la qualité des eaux souterraines. Pour chaque évaluation le modèle effectue 1 000 simulations déterministes en utilisant les distributions statistiques des paramètres. Cela permet de représenter statistiquement tous les cas possibles. L'évaluation du risque est établie en relation avec les résultats du modèle et les normes standards de chaque pesticide (concentration maximale permise dans l'eau potable).

L'utilisation du modèle permet de quantifier le risque sur des grandeurs physiques mesurables et de manière statistique par des probabilités de dépassement d'un seuil de qualité (norme toxicologique).

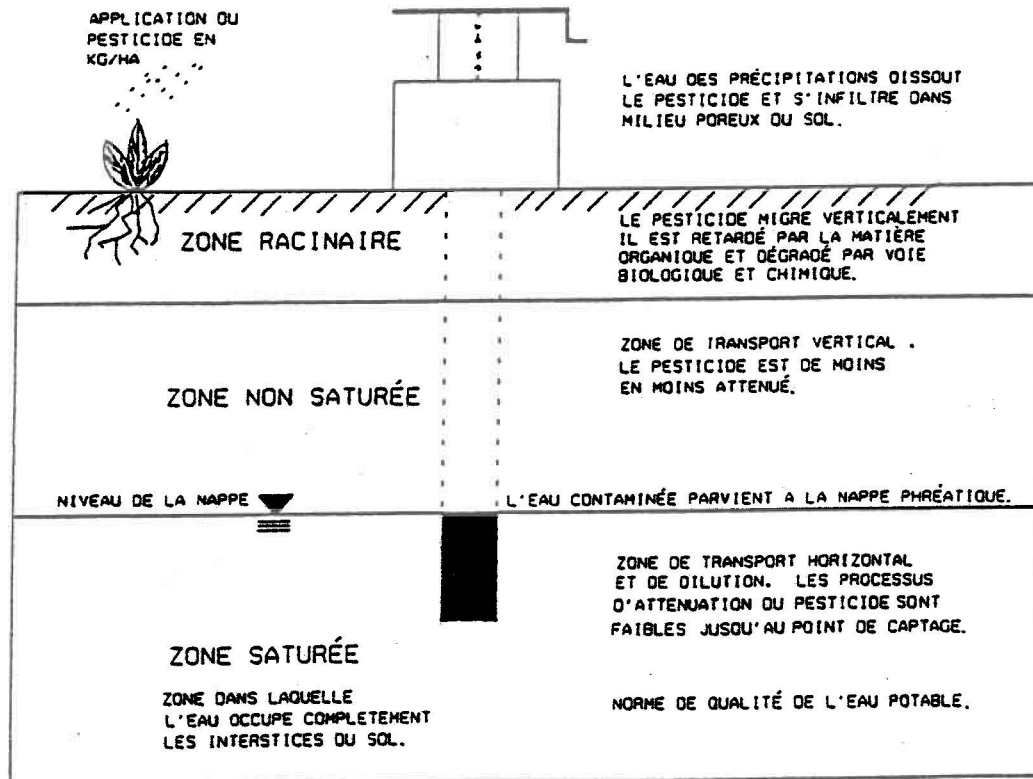


Figure 2: Processus de contamination des eaux souterraines par un pesticide

3.3 Méthodes de représentation de la vulnérabilité

Les résultats des différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité peuvent se présenter sous diverses formes. Les formes de représentation peuvent

être regroupées sous trois méthodes: les méthodes non-cartographiques, les méthodes cartographiques et les méthodes des systèmes d'information géographique.

Les méthodes non-cartographiques représentent les résultats sous la forme la plus brute. Par exemple, les résultats des modèles mathématiques se présentent généralement sous forme de valeurs, représentant des concentrations de contaminant dans l'eau souterraine. Ces résultats sont généralement présentés sous forme de tableaux et de graphiques. Ces données brutes sont le résultat de calculs sans référence géographique (localisation du résultat dans le temps et dans l'espace). Dans cette méthode, il est surtout question d'analyses quantitatives ponctuelles reliées à des éléments isolés de la réalité spatiale. Quand les résultats font référence à un système géographique, un tel traitement ponctuel est insuffisant. Il doit alors laisser la place à un cadre multivarié qui mènera graduellement à l'analyse systémique (Pena et Sanguin, 1986). Tel est le cheminement aboutissant à la classification (regroupement) et à la régionalisation des lieux afin de converger vers la représentation cartographique. Étant donné que les décisions sont prises à partir de la localisation des contaminants et de leur relation avec d'autres objets spatiaux (corrélation avec d'autres éléments constituant l'environnement), il est évident qu'il faut maintenir l'intégralité des données spatiales (qualité et localisation). De ce fait, il advient que la meilleure façon de visualiser les problèmes complexes environnementaux est la cartographie.

La cartographie est une forme de représentation très utilisée pour présenter les résultats des diverses méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination. Depuis une trentaine d'années plusieurs

cartes de vulnérabilité ont été réalisées à travers le monde. Dans la plupart des cas, les cartes de vulnérabilité ont été conçues à partir de méthodes traditionnelles de cartographie. La cartographie traditionnelle repose sur la délimitation de zones auxquelles une valeur numérique ou qualitative est affectée, représentant le degré de vulnérabilité des eaux souterraines. La délimitation de zones est basée sur la superposition de caractéristiques hydrogéologiques (perméabilité du sol, relief du terrain, climatologie, etc.) et parfois de l'utilisation du territoire (zones industrielles, zones agricoles, points de captage, effluents, etc.). Les zones résultant de la superposition présentent une vue générale des paramètres qui conditionnent la pénétration du polluant dans le système aquifère. En général, la cartographie traditionnelle est effectuée d'une façon manuelle. Mais depuis quelques années, la cartographie traditionnelle est de plus en plus automatisée à l'aide de logiciel de cartographie (CAO).

Au Canada, des cartes de vulnérabilité ont été réalisées par différents ministères de l'environnement. Par exemple, le Québec a publié une série de cartes à l'échelle de 1/250 000 (Grenier et McCormack, 1985), basées sur la nature des formations géologiques de surface. Depuis 1986, le MENVIQ utilise l'indice DRASTIC pour produire des cartes de vulnérabilité (McCormack, 1986). En Ontario, un type de carte de vulnérabilité est utilisé pour les contaminations d'origine agricole en considérant une classification du contenu en matière organique des zones pédologiques et les zones de réalimentation de la nappe (Ostry et al., 1987).

Aux États-Unis, différentes cartes de vulnérabilité ont été réalisées. Certaines d'entre elles ont été récemment compilées à partir de l'information fournie par la méthode à indice DRASTIC (Aller et al., 1987). Cette méthode

calcule un indice de risque de contamination, basé sur les paramètres physiques du sol et sur le taux de recharge.

En France, Le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (B.R.G.M.) a réalisé des cartes de vulnérabilité sur trois échelles différentes selon la quantité de détail à représenter. La carte à l'échelle du 1/1 000 000 présente une vue générale des paramètres qui conditionnent la vulnérabilité des grands systèmes aquifères. L'échelle du 1/250 000 donne une vue plus détaillée de ces paramètres à l'échelle du système hydrogéologique. La carte au 1/50 000 est utilisée pour les études quantitatives détaillées qui nécessitent l'aménagement de zones industrielles ou urbaines et la délimitation de périmètres de protection autour des points de captage (Albinet et Margat, 1970).

En 1975, le B.R.G.M. établissait un nouveau système cartographique complet de la vulnérabilité. Ce document se présente sous forme de trois cartes superposables au 1/50 000. La première, en couleur, traduit l'aptitude des terrains à se laisser pénétrer ou traverser par les polluants. Elle se distingue d'une carte géologique classique en mettant l'accent sur le faciès des réservoirs aquifères et de leurs épontes. La seconde, sur un support transparent, intéresse les ressources exploitées et leurs périmètres de protection, les ressources exploitables et l'hydrodynamique des nappes. La troisième représente les contraintes d'aménagement (axes routiers, zones industrielles, etc.).

Cotecchia (1982) propose une carte qui représente la probabilité de pollution par les nitrates. Celle-ci est réalisée par la superposition de deux cartes de base: l'usage régional de l'eau et l'aptitude des sols à permettre la pénétration

du polluant. La carte finale repose sur la délimitation de zones auxquelles une valeur numérique est affectée, représentant le degré de vulnérabilité des eaux souterraines.

En Allemagne (Vierhuff,1981), des cartes à l'échelle du 1/1 000 000 ont été compilées, représentant les principales caractéristiques de l'eau souterraine (disponibilité, possibilité d'utilisation, etc.). La vulnérabilité est définie en cinq classes, en fonction du régime hydrogéologique, de la géologie, de la pédologie du milieu non-saturé et de la profondeur de la nappe.

Andersen et Gosk (1987) ont cependant sérieusement critiqué l'applicabilité de ces cartes de vulnérabilité. La majorité des cartes existantes sont conçues à trop petite échelle et peuvent seulement illustrer de façon très grossière la vulnérabilité des eaux souterraines. De ce fait, les cartes sont souvent incompatibles avec l'échelle de gestion du territoire. Certaines des cartes analysées comportent trop de détails ce qui diminue la lisibilité et la bonne compréhension de la carte. Enfin, une comparaison entre les différentes cartes indique un manque sérieux de standardisation au niveau de l'échelle et du système de représentation graphique.

Les méthodes traditionnelles de cartographie ne peuvent adéquatement caractériser la vulnérabilité d'un site pour chaque contaminant auquel il peut être exposé, et ce pour diverses raisons. Premièrement, ces méthodes ne tiennent souvent pas compte des caractéristiques des contaminants, mais seulement de celles du site. Il existe, de ce fait, une carte unique de la vulnérabilité du site pour tous les types de contaminant.

Deuxièmement, la réalisation de cartes pour chaque contaminant potentiel conduirait à un volume presque infini de cartes, et l'impact financier d'une telle entreprise serait catastrophique sur le budget des organismes de protection de l'environnement, tant par le nombre de personnes affectées à cette tâche, que par les frais d'impression de ces cartes.

Troisièmement, lors de l'utilisation d'un nouveau pesticide (première application sur le site ou produit nouvellement synthétisé), le délai nécessaire entre le commencement de l'étude et la livraison de la carte finale correspondante peut être très long.

Quatrièmement, les données nécessaires pour entreprendre l'évaluation (pédologiques, géologiques, etc.) peuvent provenir de sources différentes et leurs formats ne sont pas toujours compatibles. L'échelle et la structure des données peuvent être différentes pour chaque document analysé (cartes, banques de données, etc.).

Enfin, la cartographie traditionnelle est une approche très complexe dans la caractérisation des zones homogènes (ensemble de caractéristiques semblables pour chaque site évalué), surtout lorsque la superposition d'informations localisées est importante dans l'établissement des zones homogènes et dans le processus de simulation d'un modèle. La variation des paramètres dans la diversité des types de sol crée des zones homogènes uniques pour lesquelles le potentiel de contamination doit être évalué séparément. Pour ces raisons, il est nécessaire d'envisager une démarche différente des démarches traditionnelles d'élaboration des cartes de vulnérabilité. L'approche qui semble la plus appropriée est celle utilisée par la géomatique.

La géomatique s'appuie sur l'utilisation de l'information et de la haute technologie pour intégrer, suivant une approche systémique moderne, l'ensemble des disciplines qui interviennent dans le processus de production, d'analyse et de gestion des données et de l'information sur le territoire. Les systèmes d'information géographique (SIG) sont des systèmes d'information créés pour aider à la gestion du territoire. Les SIG rassemblent, organisent, gèrent et traitent des données localisées géographiquement et provenant de différentes sources. Ils sont développés pour l'investigation de bases de données multidisciplinaires complexes et typiquement caractérisées par des composantes multitemporelles et à plusieurs échelles. Les SIG sont des outils efficaces dans la gestion et l'analyse des données spatiales sur de grands territoires, et pour l'utilisation des modèles dans l'étude des impacts régionaux (Steyaert, 1989). En effet, les modèles mathématiques ont besoin de nombreuses données comportant des analyses interactives (caractéristiques de chaque site homogénéisé). Campbell et al. (1987) ont démontré le rôle vital des SIG dans les procédures d'intégration et d'analyse des données pour les modèles de prédictions. Ils sont utiles pour la caractérisation des zones homogènes (caractérisation de la variabilité des sols), et dans l'intégration des données de différents formats venant de sources multiples (standardisation de l'information).

Les SIG permettent l'établissement de liens entre les éléments cartographiques (zones pédologiques, zones géologiques, zones climatiques, puits, rivières, etc.) et les bases de données qui renferment leurs attributs descriptifs (types d'horizon, pente, perméabilité, précipitation, etc.). Ils permettent ainsi d'exécuter les analyses spatiales visant à explorer les rapports entre l'emplacement de ces différents attributs (caractérisation des zones homogènes, zones à risque, périmètres de protection, etc.). C'est précisément cette capacité

d'analyse qui distingue les systèmes d'information conventionnels (cartographie traditionnelle) des systèmes d'information géographique (Burrough, 1986; Dulaney, 1987).

L'avantage des SIG est que la coordonnée géographique peut être dépendante du temps. Cela permet de suivre des phénomènes dans le temps et dans l'espace. C'est-à-dire que les données sont référencées dans un espace x,y à un temps t et permet lors de leurs mise à jour de pouvoir analyser leurs changements spatio-temporels. C'est un atout important pour une utilisation durable et polyvalente de l'information sur le territoire. Par ailleurs, les SIG garantissent la connectivité de l'information grâce à l'universalité de la référence géographique (Star et Este, 1990). Économiquement, cela permet de réaliser des évaluations à un coût intéressant. Foresman (1987) indique que les coûts d'implantation d'un SIG sont, contrairement à ce que l'on pense, inférieurs à une approche traditionnelle (de 4 à 10 fois). Dans la même idée, les études subséquentes dans un même territoire pour de nouveaux pesticides seront relativement minimales étant donné la pérennité de l'information des SIG.

Les systèmes d'information géographique sont utilisés dans différents domaines d'application. Par exemple, Fletcher (1987) utilise les SIG pour caractériser le potentiel de contamination des sites d'enfouissement sanitaire à partir d'une classification des sols.

Les techniques des systèmes d'information géographique ont été utilisées pour l'identification des sites potentiels de dépôt des déchets dangereux. Cette procédure a été appliquée dans des études d'activité industrielle dans le sud-est des États-Unis (Jensen et Christensen, 1986). Ils utilisent treize niveaux

d'information: topographie, pédologie, géologie, pluviométrie, population, archéologie, occupation du sol, données TM (Landsat), hydrologie, unités hydrologiques, température, biomasse et planimétrie.

Aux Pays-Bas, une cartographie de la vulnérabilité a été obtenue de la même manière, à partir des données de sol, par modélisation (Breeuwsma et Duijvenbooden, 1987). Une base de données discrètes sur la pédologie est utilisée avec des mailles de 0,25 km de côté. Les caractéristiques prises en compte sont l'épaisseur des sols, le taux de carbonate, d'argile et de matière organique, la capacité d'échange cationique et le temps de transfert de l'eau d'infiltration.

Khan et Liang (1989) ont utilisé la technologie des systèmes d'information géographique pour l'assignation du potentiel de contamination des eaux souterraines par les pesticides. L'estimation du potentiel de contamination est réalisée à partir d'une méthode à indice. L'indice est déterminé à partir d'une équation mathématique qui mesure la mobilité relative d'une substance organique. Les paramètres utilisés sont les caractéristiques du sol dans le premier mètre, les caractéristiques du pesticide et des données climatiques.

Yang et Yeh (1990), développent un système d'information géographique avec un modèle déterministe de simulation du transport des pesticides dans la zone vadose (WESTON). Les résultats permettent de visualiser la distribution verticale et temporelle des concentrations de pesticide dans le sol.

Aux États-Unis, dans l'état du Maine, on utilise le SIG comme système d'information sur les eaux souterraines (Jadkowski et Dutram, 1989). Le système

a pour but de rendre accessible toute l'information existante sur les eaux souterraines (qualité des eaux, emplacement des puits, conditions hydrogéologiques, etc), afin d'avoir un accès rapide à l'information en cas d'urgence ou d'avoir toutes les études réalisées afin de ne pas multiplier l'information . Manuellement cela demanderait un temps énorme de recherche, et lors d'une investigation il serait alors impossible d'obtenir toute l'information requise dans des délais raisonnables.

L'utilité des SIG est donc de fournir une base de connaissance à référence spatiale pour réaliser une évaluation adéquate du risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides. Cet instrument permet une mise à jour rapide des données, un accès rapide à l'information, une analyse des données beaucoup plus souple, et des résultats facilement accessibles sous forme de tables et de cartes. La gestion de l'information se fait d'une façon systématique qui permet de gérer adéquatement tout le processus d'investigation.

Le fait d'utiliser un modèle stochastique intégré à un système d'information géographique pour gérer l'utilisation des pesticides en milieu agricole constitue une approche inédite et originale.

4.0 MODELE VULPEST

4.1 Principe de modélisation

Le modèle VULPEST a pour but de prédire la quantité de pesticide qui parvient à la nappe. Il est établi en prenant en considération les principaux processus qui régissent le cheminement et le destin des pesticides dans la zone non-saturée du sol. L'équation du transport des contaminants en solution a été décrite précédemment par l'équation différentielle suivante:

$$\frac{dC}{dt} = -v \frac{dC}{dz} + D \frac{d^2C}{dz^2}$$

v = advection

D = diffusion moléculaire et dispersion cinématique

C = concentration en phase liquide

z = profondeur

Dans une démarche de modélisation déterministe, les valeurs des différents paramètres sont discrètes et le terme dispersif de l'équation du transport est nécessaire pour représenter le phénomène. Dans la modélisation stochastique, la variabilité spatiale des paramètres est prise en considération. Dans le modèle VULPEST, le phénomène de dispersion cinématique résultant de la variation des vitesses de pores est représenté par la variabilité des

paramètres influençant l'écoulement de l'eau. La diffusion moléculaire étant la plupart du temps très faible devant la dispersion cinématique, elle peut être négligée.

De plus, Villeneuve et al.(1987) remarquent que dans les conditions réelles de terrain et en simulation stochastique la dispersion exerce une très faible influence sur les résultats. En effet, l'approche stochastique peut négliger ce terme de l'équation du transport car la variabilité spatiale des paramètres hydrauliques est prise en considération. Le fait d'omettre le phénomène dispersif n'entraîne pas d'erreurs significatives. De plus, l'écoulement dans le sol peut être considéré comme s'effectuant à travers une multitude de tubes verticaux de différentes dimensions (Van der Zee et Van Riemsdijk, 1986). La variabilité spatiale de la conductivité hydraulique de ces tubes peut expliquer les variations locales des vitesses de pores, engendrant le phénomène de dispersion. L'équation du transport résultante peut se simplifier à:

$$\frac{dC}{dt} = -v \frac{dC}{dz}$$

Le modèle prend également en compte le processus d'adsorption du pesticide, représenté par un équilibre instantané et réversible, caractérisé par le coefficient de partition phase solide/liquide, K_d :

$$S = K_d C$$

S = concentration adsorbée

K_d = coefficient de partition sol/eau

C = concentration en phase liquide

Le modèle VULPEST prend aussi en compte les différents processus de dégradation des pesticides par une équation cinétique du premier ordre: $Q = \lambda\theta C + \mu p S$, où λ et μ représentent la dégradation en phase liquide et sur la phase solide. Ces deux termes (adsorption et dégradation) sont introduits dans l'équation du transport à l'aide du terme retard, R, et d'un terme source:

$$R \frac{dC}{dt} = -v \frac{dC}{dz} - \beta C$$

$$R = 1 + pk/\theta$$

$$\beta = \lambda + \mu pk/\theta$$

$$\beta = \lambda R \text{ quand } \mu = \lambda$$

p = densité

K_d = coefficient de partition sol/eau

λ = constante de dégradation en phase liquide

μ = constante de dégradation en phase solide

θ = contenu en eau

β = constante de dégradation

Le modèle stochastique VULPEST qui prend en compte la variabilité des paramètres pour la simulation du transport des pesticides, utilise une approche Monte Carlo. Cette approche consiste à réaliser un nombre suffisant de simulations en utilisant des valeurs de paramètres tirées aléatoirement sur leur distribution statistique. Le tirage aléatoire d'une valeur sur une distribution donnée s'effectue en deux étapes. La première étape consiste à calculer au

moyen d'un algorithme générateur de nombre aléatoire, une densité de probabilité équiprobable entre 0 et 1. La seconde étape calcule, par la fonction densité de probabilité inverse de la distribution donnée, la valeur du paramètre correspondant. Le modèle VULPEST permet la déclaration de distributions de différents types (discrètes, uniformes, normales, lognormales ou asymétriques (loi Bêta)).

Afin que les résultats du modèle se rapprochent statistiquement de la réalité, un nombre suffisant de simulations doit être effectué. Considérant l'importance de la variabilité des différents paramètres, un nombre de 1000 simulations a été fixé.

Le modèle VULPEST, utilisant un nombre important de simulations, doit donc résoudre l'équation du transport d'une façon rapide afin de diminuer le temps de calcul pour une évaluation. Pour cela le modèle utilise une solution analytique plutôt qu'une résolution numérique. Ceci a comme avantage la facilité d'obtention de la solution, la stabilité de calcul et la fiabilité du résultat. Ainsi l'équation de transport du modèle avec les conditions aux limites suivantes:

$$C = 0 \text{ pour } z > 0 \text{ et } t = 0$$

$$C = C_0 \text{ pour } z = 0 \text{ et } t > 0$$

a pour solution:

$$C(z,t) = 0 \quad \text{pour } t \leq zR/v$$

$$C(z,t) = C_0 \exp(-z\lambda R/v) \quad \text{pour } t > zR/v$$

Cette solution nécessite que les différents paramètres soient constants dans l'espace et le temps. Le modèle considérant le sol comme un ensemble de tubes

verticaux indépendants, la continuité spatiale verticale de l'écoulement est admise. Le modèle permet cependant la discrétisation verticale des différentes caractéristiques du sol en réalisant une simulation pour chaque horizon du sol.

L'écoulement est représenté comme un phénomène transitoire dans le temps. Le modèle intègre les valeurs mensuelles de précipitation, d'évapotranspiration et de transpiration en tenant compte de la température pour obtenir une valeur moyenne d'infiltration. A partir de cette valeur, en fonction de la conductivité hydraulique relative et de la porosité du sol, le modèle évalue la vitesse moyenne de pore de l'eau.

4.2 Description et distribution statistique des paramètres

Le modèle VULPEST a besoin d'une quantité minimale de données pour réaliser une évaluation de la quantité de pesticide susceptible de parvenir à la nappe. Les données d'entrée du modèle se classent en quatre groupes distincts (Tableau I). Le premier groupe caractérise les données sur le site d'application (pédologie, géologie, hydrogéologie). Le deuxième groupe relève des caractéristiques physico-chimiques du contaminant. Le troisième groupe de données identifie les caractéristiques des cultures et enfin le quatrième groupe expose le caractère climatologique du milieu.

Le modèle VULPEST prend en considération la variabilité de ces différents paramètres. Les données d'entrée représentant ces paramètres sont, contrairement aux modèles déterministes où les valeurs sont ponctuelles, des distributions de valeurs. VULPEST permet une sélection de cinq types de distributions possibles:

- ponctuelle (une seule valeur ponctuelle ou moyenne);
- distribution uniforme (fourchette de valeurs);
- distribution normale (moyenne et écart type);
- distribution log-normale (moyenne et écart-type);
- distribution asymétrique, loi Bêta (paramètres de forme et bornes);

Données d'entrée
Caractéristiques du sol Profondeur de la nappe (m) Épaisseur du sol pédologique (m) Nombre d'horizon Épaisseur des horizons (m) Perméabilité des horizons (m/s) Pourcentage de sable des horizons (%) Pourcentage d'argile des horizons (%) Pourcentage de carbone organique des horizons (%) Pourcentage de limon des horizons (%) Porosité des horizons (cm ³ /cm ³) Densité des horizons (g/cm ³) Perméabilité verticale du substratum (m/s) Porosité du substratum (cm ³ /cm ³) Pente du terrain (%)
Caractéristiques du pesticide Nombre d'application par année Taux d'application (kg/ha) Profondeur de l'application (m) Jour d'application (1-365) Solubilité du pesticide (mg/l) Coefficient de partition carbone organique/eau (Koc) Constante de dégradation (j ⁻¹)
Caractéristiques de la culture Nombre de types différents de cultures Date d'émergence (1-365) Date de maturation (1-365) Potentiel maximum d'évapotranspiration (mm)
Caractéristiques climatiques Précipitations (pluie) mensuelles moyennes (mm) Précipitations (neige) mensuelles moyennes (cm) Évapotranspirations mensuelles moyennes (mm) Températures mensuelles moyennes (°C)

Tableau I. Données d'entrée du modèle VULPEST

L'emploi des valeurs moyennes des paramètres ne procure pas nécessairement des résultats représentatifs de la moyenne du comportement des pesticides, car les processus modélisés ne sont pas tous linéaires et les valeurs des paramètres ne sont pas toujours distribuées normalement mais parfois asymétriquement. De nombreuses études de caractérisation de la variabilité spatiale des propriétés contrôlant le destin des pesticides dans la zone non-saturée ont été publiées. Jury (1985) nous offre une revue intéressante d'études de caractérisation de la variabilité spatiale des paramètres physiques les plus étudiés. La synthèse des études exposées est présentée au Tableau II.

Paramètre	Nombre d'études	Gamme des moyenne	Gamme des coefficients variation
Densité	12	1,20 - 1,65	0,03-0,26
Porosité	7	0,367-0,53	0,06-0,01
Conductivité hydraulique	17	0,000084-0,038	0,46-6,27
Capacité de rétention	5	0,078-0,450	0,04-0,54
Coefficient de partition	3	-	0,29-0,45
Demie-vie	4	-	0,07-0,31

Tableau II. Variabilité spatiale des paramètres physiques (d'après Jury, 1985)

Les mesures de dispersion relative correspondant à l'écart type de la distribution exprimé en pourcentage de la moyenne de la distribution pour chacun des paramètres sont exprimés par les coefficients de variation (CV) et

permet d'effectuer des comparaisons relatives de la variabilité des paramètres. Ils ont été classés en trois groupes, selon leur grandeur.

1) Paramètres peu variables ($cv < 0,20$)

- porosité

2) Paramètres moyennement variables ($cv > 20$ et $< 0,50$)

- capacité de rétention
- teneur en matières organiques
- coefficient de partition
- demi-vie

3) Paramètres très variables ($cv > 0,50$)

- conductivité hydraulique

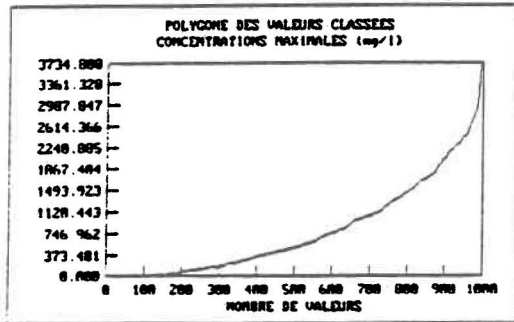
Les paramètres peu variables et moyennement variables suivent généralement une distribution symétrique modélisée par une loi normale. Les paramètres les plus variables suivent une distribution asymétrique modélisée par une loi log-normale (Gilbert, 1987). La majorité des paramètres peuvent ainsi être représentés par une distribution normale, alors que, les conductivités hydrauliques du sol, en plus de leur grande variabilité, suivent une distribution log-normale (Jury, 1985; Rao et Wagenet, 1985; Jury et al., 1982; Warrick et Nielsen, 1980).

Pour les paramètres dont il existe seulement une seule valeur disponible, on choisira une déclaration ponctuelle. Certains paramètres comme par exemple

la conductivité hydraulique ne seront peut être pas suffisamment définis dans les banques de données disponibles. En effet, on n'aura pas à notre disposition la moyenne et l'écart type pour la déclaration de la distribution log-normale. Pour résoudre ce problème éventuel, la loi bêta présente une alternative pour la représentation des distributions dont on ne dispose pas des valeurs de moyenne et d'écart type. L'avantage de la loi bêta est qu'elle présente différents patrons de distributions, entre des valeurs bornées (bornes inférieure et supérieure). Il est possible de transposer les distributions normales et log-normales en ajustant les paramètres de la forme de la loi Béta. De plus, cette loi permet d'exclure les événements très peu probables dans une distribution, par le bornage.

4.3 Les résultats du modèle VULPEST

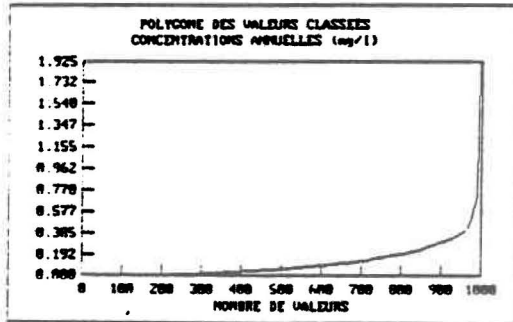
Les résultats du modèle VULPEST sont les concentrations maximales parvenant à la nappe, les concentrations moyennes annuelles, les masses cumulées de pesticide, la courbe de fuite stochastique des concentrations pour les simulations Monte Carlo, la probabilité de dépassement d'une norme (Figure 3).



PROBABILITE DE DEPASSEMENT:

VALEUR	PROBABILITE
3695.	1/1000
3550.	2/1000
3330.	5/1000
3176.	10/1000
2862.	20/1000
2414.	50/1000
2047.	100/1000
1442.	200/1000
496.4	500/1000
11.40	900/1000

La norme (0.1000E-01), a ete depassee 984.3 fois sur 1000



PROBABILITE DE DEPASSEMENT:

VALEUR	PROBABILITE
1.711	1/1000
1.279	2/1000
0.8539	5/1000
0.7250	10/1000
0.5785	20/1000
0.3801	50/1000
0.3033	100/1000
0.1979	200/1000
0.6167E-01	500/1000
0.1501E-02	900/1000

La norme (0.1000E-01), a ete depassee 781.3 fois sur 1000

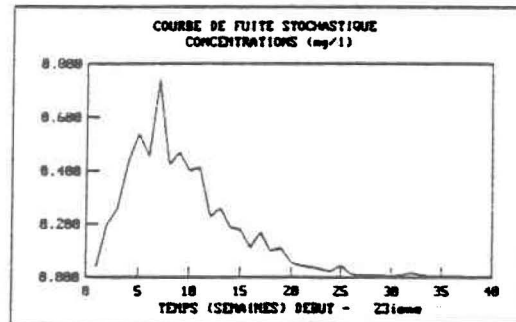
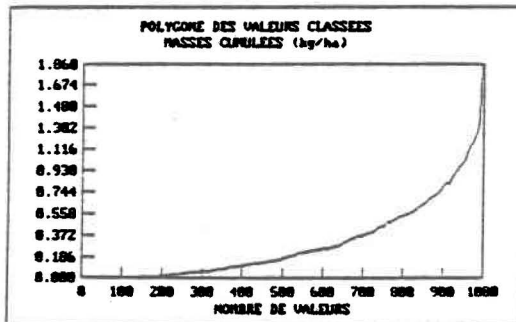


Figure 3. Résultats du logiciel VULPEST

La concentration maximale de chaque simulation représente la plus forte concentration que l'on pourrait mesurer en un point donné de l'interface zone non-saturée et zone saturée. La concentration moyenne annuelle pour chaque simulation représente l'homogénéisation des concentrations parvenant à la nappe au travers de la zone non-saturée, durant le cycle hydrologique annuel. Admettant que l'écoulement (gradient) de la nappe est relativement faible et que la recharge en eau s'effectue verticalement au travers de la zone non-saturée, cette valeur est représentative de la concentration dans le premier mètre de la nappe. La masse cumulée de pesticide arrivant à la nappe pour chaque simulation est l'intégration volumique des concentrations transitant en un point donné. La courbe de fuite stochastique représente la distribution temporelle des concentrations parvenant à la nappe pour tous les points de l'interface.

4.4 Caractérisation de l'évaluation du risque

L'évaluation du risque de contamination est une tâche complexe qui doit prendre en compte une foule de paramètres pour déterminer avec une certitude relative un degré de risque acceptable. La meilleure façon de caractériser le risque est la quantification des probabilités de contamination car elle prend en considération le degré réel d'exposition à une substance toxique (Paustenbach, 1989; Neil et al., 1986).

Le modèle VULPEST nous permet d'exploiter une telle approche. En effet, les probabilités sont établies à partir des 1 000 simulations, pour les 1 000 concentrations moyennes annuelles arrivant à la nappe, en regard de la norme. La quantification de ce risque peut s'apparenter au nombre de puits pour lesquels

la quantité de pesticide parvenant à la nappe dépasserait un certain seuil sur un territoire homogène. En acceptant que la population rurale sur un petit territoire est démographiquement faible on peut affirmer que cela représente adéquatement l'exposition réelle d'une contamination par un pesticide sur une région rurale.

Les normes concernant la concentration maximale de pesticides acceptable dans l'eau potable sont déterminées par le ministère de la Santé et du Bien-Etre social du Canada. Le ministère utilise différentes méthodes pour élaborer les recommandations concernant les pesticides qu'on estime cancérigènes ou probablement cancérigènes et les pesticides dont les données ne sont pas suffisantes pour en faire l'évaluation.

En général, on a calculé la concentration maximale admissible (CMA) de l'eau potable en supposant qu'un adulte de 70 kg en consomme 1,5 l/jour. Toutefois, lorsqu'il y a lieu, on a calculé la CMA en se fondant sur la consommation du groupe le plus sensible (les femmes enceintes et les enfants).

Dans le cas des pesticides qui sont probablement non cancérigènes pour l'homme ou pour lesquels on ne dispose pas de données suffisantes sur leur pouvoir cancérigène pour en faire l'évaluation, on a calculé la CMA à partir de l'apport quotidien acceptable (AQA) ne produisant pas d'effets sur un organe particulier, d'effets neuropathiques ou comportementaux, d'effets sur la procréation, ou d'effets tératogènes. De plus, l'AQA est divisé par un facteur d'incertitude de 1 à 10 pour tenir compte des éléments d'incertitude (variation intraspécifique, risque d'interaction avec d'autres substances, etc.).

Les probabilités de risque acceptable dans l'utilisation des pesticides ne sont pas les mêmes que pour les autres contaminants. Pour un grand nombre de contaminants, les probabilités pour un risque acceptable sont évaluées à 1 cas sur 1 million. Tandis que pour les pesticides, les probabilités sont établies en fonction des effets bénéfiques et négatifs (Casarett et Doull's, 1986). La recherche d'un risque nul est invraisemblable pour l'utilisation des pesticides (Tardiff et Rodricks, 1987). La pondération des effets bénéfiques et négatifs établit un risque volontaire de un cas sur mille pour l'utilisation des pesticides (Rodricks et al., 1987; Whipple, 1987; Neil et al., 1986).

5.0 CARACTÉRISATION DE LA CARTOGRAPHIE DE LA VULNÉRABILITÉ

5.1 Caractérisation des zones d'investigation

L'évaluation du risque de contamination des eaux souterraines par des pesticides sur un territoire nécessite une certaine quantité de données localisées dans l'espace. Ces données nécessaires ne sont pas homogènes du fait de l'hétérogénéité des paramètres pédologiques, géologiques et climatiques.

Pour réaliser une évaluation avec un modèle mathématique de simulation tel VULPEST, il faut traiter et grouper l'information spatiale en un tout homogène. Le modèle réalise ses simulations sur un ensemble d'éléments spatiaux interdépendants décrits par des variables physiques quantitatives.

De ce fait, il faut diviser le territoire en zones semblables représentatives d'un ensemble de caractéristiques physiques afin de fournir l'ensemble des données nécessaires à la modélisation.

Le concept d'homogénéité appliqué à l'espace physique d'un territoire n'est pas absolu, mais seulement relatif. L'homogénéité spatiale dépend de l'échelle d'observation du phénomène. Celle-ci est réalisée pour notre application au niveau du bassin versant. La caractérisation de zones homogènes se fait dans une approche d'analyse de système. Chaque zone homogène qui sera discrétisée sera un système en soi. Elle entretient des relations d'entrée et de sortie avec l'environnement, c'est-à-dire un ensemble de facteurs fonctionnels et

spatiaux qui exerce une action directe sur la vulnérabilité des eaux souterraines par une influence sur l'infiltration des substances polluantes vers la nappe.

La variation des paramètres causée par la diversité des sols et des différences climatiques d'une région crée des zones homogènes uniques pour lesquelles le potentiel de contamination doit être évalué séparément. Les zones homogènes seront définies à partir de trois niveaux d'information: caractéristiques climatiques, caractéristiques pédologiques et caractéristiques géologiques. Chaque niveau d'information établira une classification des données dans des classes spécifiques (classes de perméabilité, de porosité, etc.) (Figure 4).

5.2 Échelle d'investigation et de représentation

Il ne semble pas que l'on gagne à travailler sur des échelles trop petites (< 1:250 000), car non seulement le temps de travail augmente, mais surtout les variations dimensionnelles des données cartographiques deviennent de plus en plus sensibles et difficiles à compenser. Andersen et Gost (1987) remarquent que la majorité des cartes de vulnérabilité existantes sont conçues à une trop petite échelle (1: 500 000). En général, ces cartes peuvent seulement illustrer de façon très grossière la vulnérabilité. L'échelle de ces cartes est souvent non-valide pour la planification locale. Il semble que les meilleures échelles de travail soient entre le 1:10 000 et le 1:50 000 (Bertin, 1977).

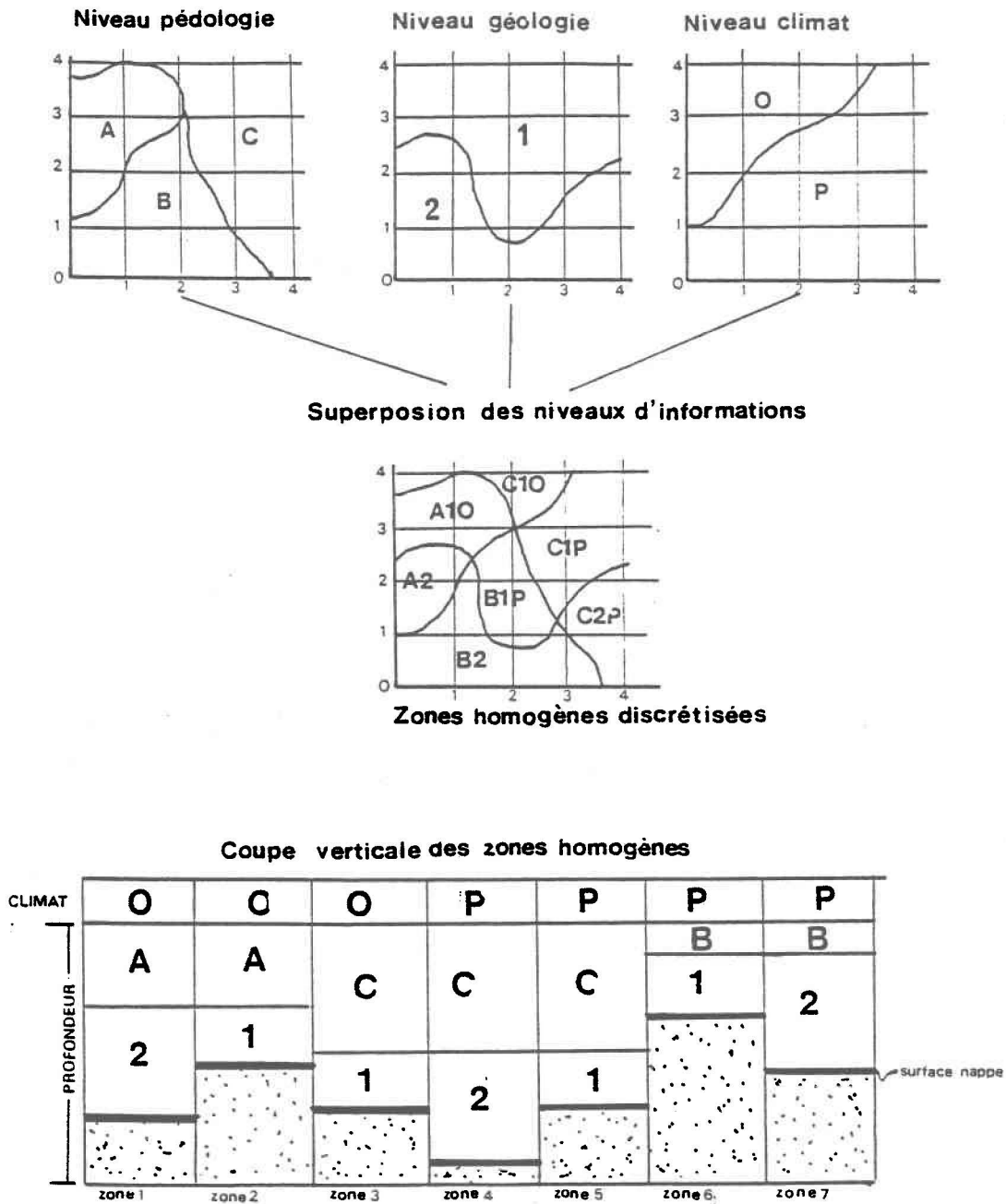


Figure 4. Détermination des zones homogènes

Pour déterminer l'échelle des cartes de vulnérabilité, il faut tenir compte de la surface de territoire à cartographier, de la nature et du nombre des détails essentiels à mettre en évidence et de la dimension des graphismes utilisés, donc du système de représentation graphique adopté. Il y a lieu de définir non seulement l'échelle de publication mais également l'échelle d'investigation qui servira à la mise en place des informations.

Il faut se méfier de la tendance naturelle qui consiste à accumuler sur la carte une somme de renseignements qui ne pourront prendre place et être perceptibles sur la carte éditée; il faut donc préciser, en fonction du rapport des échelles, les valeurs des dimensions minimales des graphismes de la maquette. Le choix de ces échelles dépend, dans une large mesure, des fonds disponibles c'est-à-dire, en règle générale, des cartes topographiques existantes. L'un des buts de la carte topographique est précisément de fournir les éléments fondamentaux de base qui serviront à appuyer et à localiser avec exactitude les résultats des simulations. Au Canada, il existe deux formats topographiques disponibles qui couvre en grande partie le territoire agricole et qui correspond à nos besoins: le 1:20 000 et le 1:50 000.

Le choix du format est lié à la destination de la carte. Le format maximum de 1:20 000 est destiné à être utilisé et consulté pour des analyses précises. Pour ce genre d'analyses on pourra avantageusement utiliser la technologie des SIG qui permet de travailler à des échelles variables et d'utiliser une multitude d'outils d'analyse.

Pour la carte éditée, on recherchera l'échelle qui est à la fois la plus économique pour la production de rapport et la plus commode pour l'utilisateur. Le

format 1:50 000 , moins encombrant est préférable pour des documents d'analyses globales et qui doivent pouvoir être manipulés et exploités aisément dans un rapport. De plus, ce format pourra avantageusement se superposer à d'autres cartes du même format étant donné que celui-ci est couramment utilisé en cartographie topographique et thématique.

5.3 Système de représentation graphique

Les différents systèmes de représentation ont été étudiés en détail. Rappelons toutefois qu'en ce qui concerne les représentations typologiques, l'utilisation de symboles offre des possibilités infinies mais que leur multiplicité et leur diversité restreignent l'efficacité et l'universalité du langage cartographique; le véritable symbole est celui que chacun identifie et comprend sans recourir à la légende. Bien que l'examen des cartes actuelles de vulnérabilité montre que la normalisation est loin d'être réalisée en ce domaine, il faut éviter, en tout cas, d'innover dans les rares secteurs cartographiques où des conventions internationales existent déjà.

La destination de la carte constitue l'option fondamentale dont découlent toutes les spécifications. Avant la réalisation de la carte, il importe de connaître les intentions précises de notre carte et de définir sans ambiguïté les usagers qui utiliseront nos données. On doit également s'assurer que les moyens d'expressions graphiques sont adaptés aux besoins, aux habitudes et aux possibilités de perception et de compréhension de ceux-ci.

Les cartes de vulnérabilité s'adressent d'abord aux gestionnaires des organismes gouvernementaux. Ceux-ci ne sont pas nécessairement experts dans la gestion du risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides. De ce fait, il faut que les cartes comportent une information claire et précise sans être pour autant surchargées d'éléments inutiles. Si les gestionnaires ont besoin de pousser plus loin l'analyse, ils pourront interroger les banques de données correspondantes.

Deux types de cartes sont développés. La première carte permet de visualiser le risque potentiel de contamination des eaux souterraines par les pesticides pour chaque pratique culturale et pour chaque zone homogène évaluée. Celle-ci est réalisée à partir d'une classification des probabilités de contamination. Le deuxième type de carte doit constituer un schéma d'utilisation des pesticides. Cette dernière identifie, pour une culture donnée et le type de nuisance, le ou les pesticides comportant le moins de risque de contamination. Elle permet aussi de visualiser les périmètres de protection pour chaque type de milieu sensible (puits, rivières, fossés de drainage, etc.). Par conséquent, la documentation de la base cartographique devra comprendre les éléments fondamentaux comme les rivières, les fossés de drainage et les puits.

Dans notre cas, le choix d'un système de représentation en couleur s'impose étant donné le nombre d'éléments à représenter. La carte monochrome est facile à éditer mais, s'il s'agit de phénomènes quantitatifs, le choix des systèmes est réduit et la conception plus complexe; la publication n'est pas onéreuse mais la lisibilité est peu satisfaisante ainsi que l'effet esthétique; la reproduction est facile mais les opérations de révision sont complexes.

Chaque carte est une réduction de l'espace à représenter et chaque élément composant celle-ci (puits, rivières, etc.) doit rester lisible en occupant une place proportionnellement égale ou plus grande que la réalité. Le problème est donc le suivant: compte tenu de l'échelle et de la nature des graphismes, quels sont les éléments qui doivent être conservés et quels sont ceux qui doivent être éliminés? Le premier critère de sélection est à la fois qualitatif et quantitatif; au stade de la conception de la carte, on définit les détails qui par leur nature ou leur importance seront obligatoirement figurés ou non. Le choix intervient ensuite de manière empirique pour les catégories d'objets dont la représentation est facultative. La tendance générale est de disposer au mieux de la surface de la carte. Compte tenu de la densité moyenne du réseau hydrographique et du caractère exhaustif de la carte, tous les cours d'eau sont en général conservés intégralement jusqu'à l'échelle de 1:25 000. Par contre, pour l'échelle à 1:50 000 on effectuera une généralisation des cours d'eau (linéarisation).

La sélection des détails zonaux (polygones) est théoriquement nulle puisque ces éléments ne sont pas amplifiés et conservent leurs dimensions réelles à l'échelle. La généralisation s'effectue par une simple réduction qui doit respecter un certain seuil. Une zone carrée devrait avoir au minimum, des côtés de 0,5 mm pour être lisible; cette valeur définit sensiblement le seuil minimal pour la plus petite dimension d'un graphisme de forme quelconque dont le contour est matérialisé par un trait. Par conséquent la réduction élimine, en principe, à l'échelle 1: 50 000 tous les détails zonaux de moins de 25 m. Par contre, les zones de protection des fossés de drainage de 3 m sont rendues lisibles par un trait plus large d'une couleur différente. Ceci démontre très bien ici l'importance de l'utilisation de la couleur.

5.4 Classification des probabilités de contamination

Toute cartographie requiert une certaine réduction des données. Il est pratiquement impossible de cartographier toutes les valeurs individuelles d'un phénomène. La cartographie demande donc une simplification des données afin d'obtenir une présentation valable. La synthétisation des données et le regroupement de celles-ci par une mise en classes représentatives permet de mieux identifier les zones vulnérables du premier type de cartes.

La question des classes est une étape fondamentale dans la représentativité de la carte, car elle oriente la suite du traitement des données. Le classement a pour but de réduire le volume d'information en ne gardant que les détails importants. Il existe deux concepts de caractérisation des classes: premièrement le nombre de classes et deuxièmement les limites des classes.

Avec un découpage trop fin (grand nombre de classes), la carte risque d'être surchargée, tandis qu'avec un découpage trop grossier une perte d'information a lieu. Il s'agit donc de trouver un optimum entre ces deux extrêmes. La plupart des statisticiens préconisent un nombre de classes compris entre 7 et 15.

Cependant, des psychologues ont démontré que nous ne sommes guère capables de discerner d'un seul regard plus de sept classes distinctes (Moles, 1964). Il ne faut pas non plus qu'il y ait trop d'informations de type symbolique (écritures, formes géométriques, etc.) sinon la carte deviendra trop lourde et difficilement lisible. Le but de la carte de vulnérabilité étant dans un premier plan de faire émerger des faits (probabilité de contamination), les autres

considérations sont subordonnées à ce but. Les informations plus techniques seront plutôt accessibles dans un recueil ou interrogées dans la base de données via un système d'information géographique. Compte tenu des fait présentés, un nombre de sept classes semble être suffisamment représentatif du point de vue statistique et discernable du point de vue optique.

Le choix des limites de classes doit, comme leur nombre, répondre à certaines conditions. Les limites ou bornes sont de préférence des valeurs simples. Par convention, les valeurs coïncidants avec la limite supérieure (ou bien inférieure) d'une classe font partie de la classe et d'elle seule. Il y a deux types d'intervalles: les classes à intervalles égaux et les classes à intervalles inégaux. Nous éliminons le choix des classes à intervalles égaux car elles ne sont pas adéquates pour l'interprétation des probabilités de contamination à la gestion du risque.

Une méthode de classification adéquate pour la visualisation du risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides est celle du "Open-Enden Classing" (Fisher, 1982). Cette méthode est utilisée dans les cas où il y a des valeurs limites extrêmes. La première classe regroupe les données plus petites à un seuil. La dernière classe regroupe des données supérieures à un autre seuil.

La classification des probabilités est la meilleure façon de représenter le risque car elle prend en considération le degré réel d'exposition à une contamination (Neil et al., 1986). Les probabilité de risque acceptable dans l'utilisation des pesticides ne sont pas les mêmes que pour les autres contaminants. Pour un grand nombre de contaminants, les probabilités pour un risque acceptable sont évaluées à 1 cas sur 1 million. Tandis que pour les

pesticides, les probabilités sont établies en fonction des effets bénéfiques et négatifs (Casarett et Doull's, 1986). Un risque nul est invraisemblable pour l'utilisation des pesticides (Tardiff et Rodricks, 1987). La pondération des effets bénéfiques et négatifs établie un risque volontaire de 1 cas sur 1 000 pour l'utilisation des pesticides (Rodricks et al., 1987; Whipple, 1987; Neil et al., 1986).

Par conséquent, nous établissons une classe limite inférieure qui regroupe les probabilités acceptables de contamination représentées par des valeurs plus petites à un seuil ($\leq 0,1\%$). Une série de classes dans une gamme de probabilités relativement basses permettra aux gestionnaires de comparer les pesticides les moins dommageables pour une culture donnée. Les classes intermédiaires de 10% à 50% établissent un risque relatif qui permet seulement de comparer le potentiel de contamination d'un pesticide avec d'autres pesticides afin de choisir le pesticide à risque minimal pour une même culture. Enfin une classe regroupe les valeurs supérieures à 75% de probabilité de contamination; au delà de ce seuil nous considérons ici que les pesticides ne devraient pas être utilisés (Tableau III).

Classe 1	inférieur à 0,1%	limite inférieure
Classe 2	entre 0,1% et 5%] Gammes basses
Classe 3	entre 5,0% et 10,0%	
Classe 4	entre 10,0% et 25%] Gammes comparatives
Classe 5	entre 25% et 50%	
Classe 6	entre 50% et 75%	
Classe 7	supérieur à 75%	limite supérieure

Tableau III. Classes des probabilités de contamination

6.0 PROCESSUS D'INTÉGRATION DE VULPEST AVEC UN SIG

6.1 Modification du logiciel VULPEST pour son intégration

Le modèle VULPEST avec son approche stochastique pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination est un outil intéressant pour une intégration dans un système d'information géographique.

Le logiciel VULPEST, tel que conçu dans la version 2.00, est un outil destiné à fournir des résultats visualisables et interprétables statistiquement. Ces résultats sont obtenus à partir de données correspondantes à un site et pour un pesticide donné. Dans cette éventualité, l'utilisateur doit définir les paramètres pour chaque site étudié et recommencer autant de fois qu'il y a des sites homogènes. Dans ce contexte, une évaluation pour un grand territoire est très longue car il faut recommencer le processus d'entrée des données et de simulation pour chaque site homogène. A ce niveau, le logiciel ne permet pas une localisation spatiale des zones homogènes et l'utilisation de banques de données géo-référencées spécifiques (pédologie, géologie, etc.).

L'intégration de VULPEST dans un SIG n'est possible qu'après quelques modifications essentielles du logiciel. Premièrement, il faut ajouter pour chaque paramètre sa référence spatiale par exemple sous forme de coordonnées géographiques comme UTM, MTM ou en latitude/longitude. Deuxièmement, il faut modifier la structure de gestion des données du logiciel VULPEST.

6.2 Intégration de la référence spatiale

L'apport d'information localisée est majeur dans le processus de simulation du modèle (pédologie, géologie, etc) et de prise de décisions pour la gestion du risque sur un territoire (puits, rivières, etc). De ce fait, il est important d'établir des liens entre les données descriptives (valeurs des paramètres) et les données cartographiques (objets spatiaux). La référence spatiale de l'information par les coordonnées géographiques permet de localiser les différents paramètres sur le territoire, de les situer les uns par rapport aux autres et de connaître leurs relations spatiales: la proximité (à telle distance de), l'inclusion (dans un rayon de), la contiguïté (voisin de), l'intersection, le recoupement (deux phénomènes qui se superposent). Les liens topologiques entre les données descriptives et cartographiques sont réalisés avec les centroïdes. Le centroïde est un code géo-référencé situé sur un objet spatial (point, ligne, polygone) servant à localiser l'objet dans la base de données vers ces attributs (Figure 5).

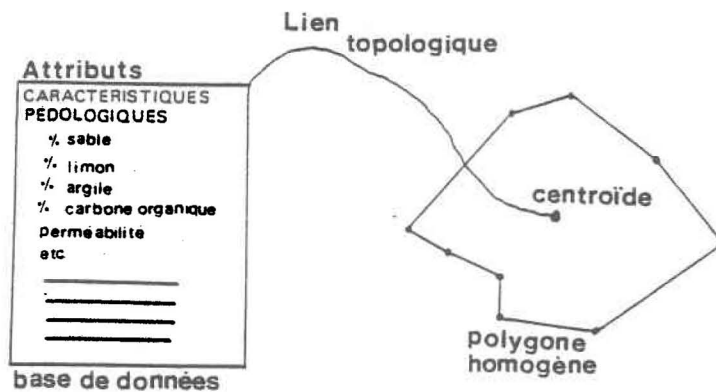


Figure 5. Intégration des données graphiques et descriptives

La structure des données spatiales est très importante pour représenter, traiter et analyser les objets spatiaux. Les objets spatiaux sont représentés soit par des points (e.g. puits), des lignes (e.g. rivières) ou par des polygones (e.g. zone homogène pédologique). Il existe deux modes de structuration des données géographiques afin d'emmagasiner l'information spatiale: le mode "raster" ou matriciel, et le mode vectoriel (Figure 6).

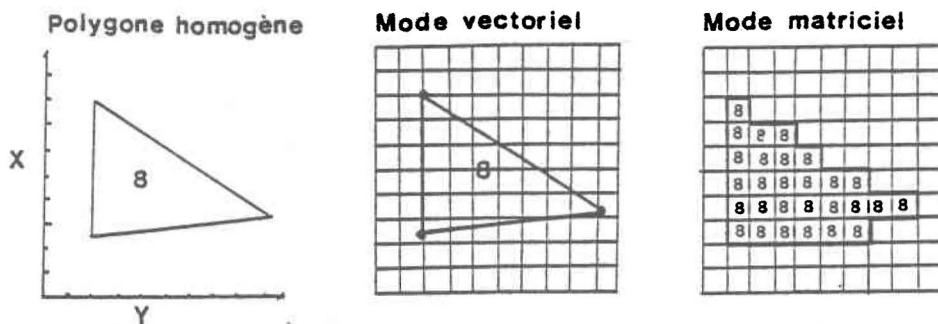


Figure 6. Structure des données graphiques

Le mode matriciel permet de structurer l'information d'un élément spatial en plusieurs cellules ou pixels. Une valeur numérique spécifique est attribuée à chaque pixel selon ses caractéristiques propres. Le mode vectoriel détermine l'emplacement de chaque point cartographié par une paire de coordonnées. Les lignes sont représentées par une série de points reliés les uns aux autres, et les surfaces par plusieurs lignes qui se recoupent de manière à délimiter un espace (polygone homogène).

L'inconvénient du mode matriciel est la perte réelle de précision de la représentation de l'objet spatial. Tandis que le mode vectoriel a comme qualité

de garder une définition très précise des objets. De plus le mode matriciel consomme beaucoup plus de mémoire contrairement au mode vectoriel. Dans notre application, la précision des objets et la rapidité d'exécution sont des facteurs importants. Par conséquent, la structuration vectorielle des données sera le meilleur mode pour représenter le risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides.

6.3 Organisation de la structure de gestion des données descriptives

Le processus de modélisation sur un territoire véhicule une quantité et une variété d'information relativement grandes. Il est donc avantageux de structurer les données dans différentes tables (fichiers dans une base de données) pour d'une part alléger le contenu des tables, d'autre part faciliter la gestion et l'analyse des données et finalement accélérer l'accès aux données. La règle "diviser pour mieux régner" s'applique.

Les principales valeurs des paramètres de chaque zone homogène sont rassemblées dans trois fichiers distincts. Les fichiers ont un lien relationnel entre eux avec un champ commun dans chaque fichier, ceci afin de faire correspondre à chaque zone homogène les données correspondantes de chacun des trois fichiers (Figure 7).

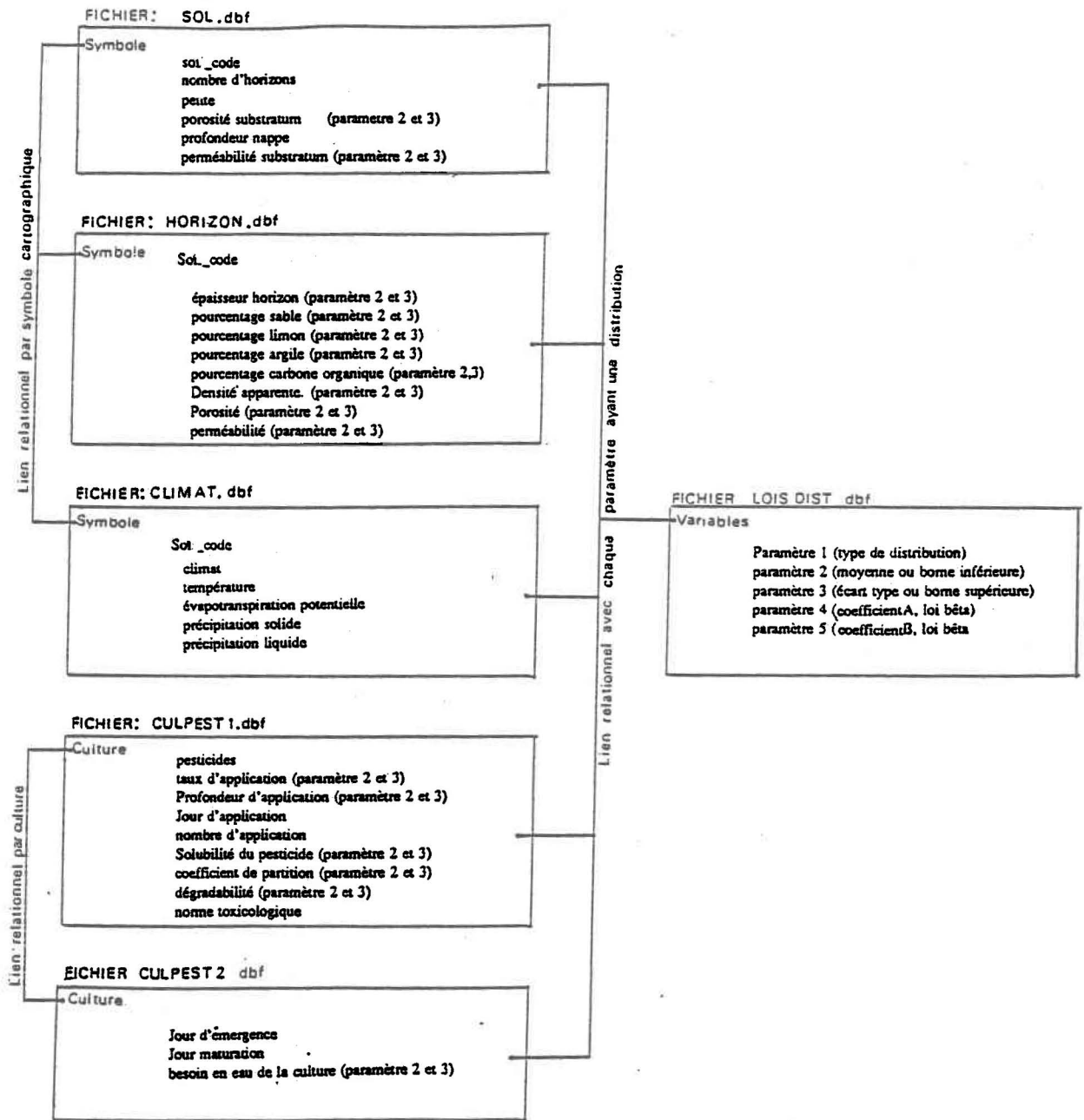


Figure 7. Modification de la structure des fichiers du modèle VULPEST

Un fichier est créé pour rassembler les paramètres sur la distribution statistique des paramètres. Celui-ci possède des liens relationnels avec tous les autres fichiers au niveau des paramètres ayant une distribution statistique. Enfin, deux autres fichiers ont été créés pour les différentes pratiques culturales (cultures et pesticides).

Enfin, les différents fichiers sont interrogés par VULPEST dans un ordre bien spécifique pour permettre un accès rapide aux données et pour diminuer le temps de simulation par une lecture adéquate des données (figure 8).

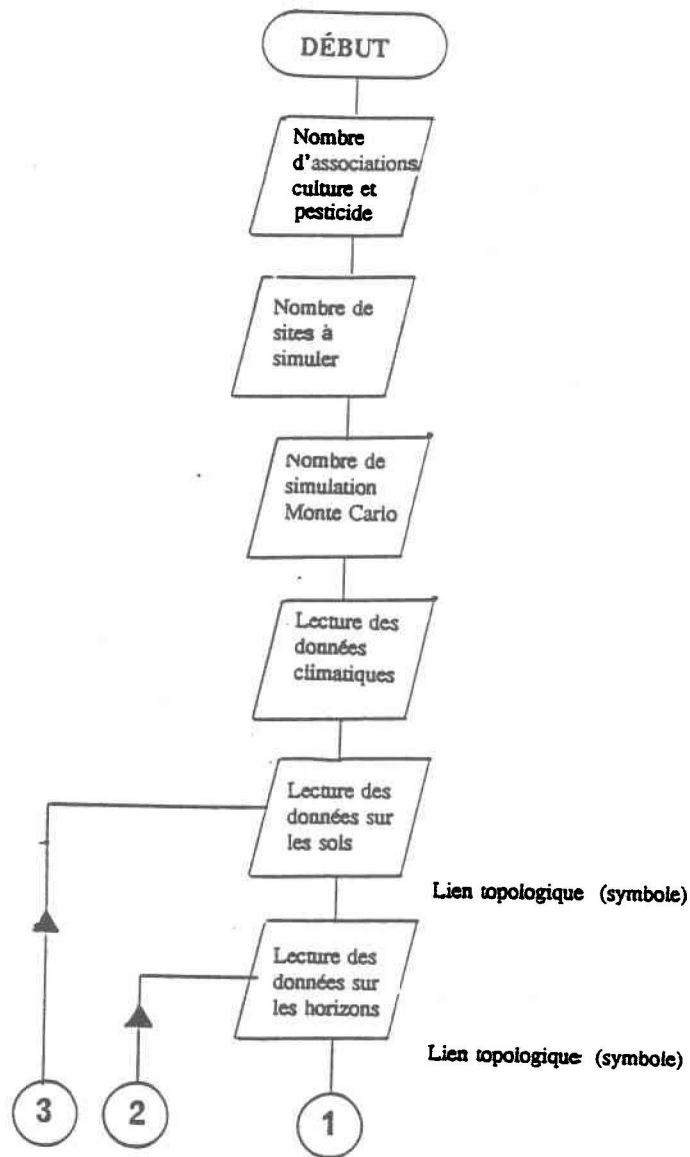


Figure 8. Organigramme de l'ordre d'interrogation des fichiers VULPEST

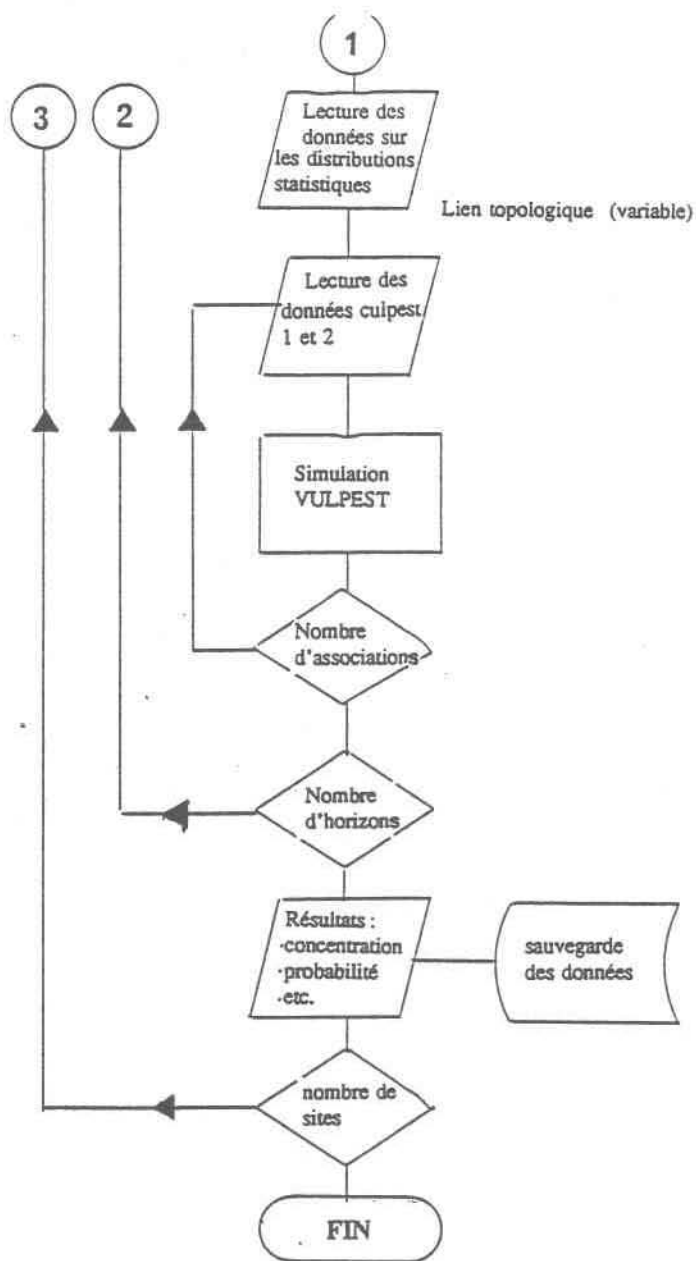


Figure 8 (suite). Organigramme de l'ordre d'interrogation des fichiers VULPEST

6.4 Choix d'un système d'information géographique

En considérant le grand nombre de systèmes d'information géographique déjà existants sur le marché, la gestion du risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides est plutôt une question d'intégration de VULPEST dans un de ces systèmes. La création d'un système d'information géographique spécifique à notre application serait une perte de temps considérable. Plusieurs systèmes d'information géographique existent sur le marché. Des grands systèmes comme INTERGRAPH (MGE), SYSTEM9, ARC-INFO, SPANS sont très intéressants pour notre genre d'application.

Le système d'information géographique utilisé pour notre application est MGE (Modular GIS Environment) d'Intergraph. Ce système est composé principalement d'un module de gestion du SIG: MGE, d'un module d'analyse spatiale: MGA (MicroStation GIS Analyst) et d'un environnement graphique: MicroStation. L'outil développé emploie deux systèmes de bases de données différents. Le modèle VULPEST fonctionne avec DBASE tandis que MGE utilise ORACLE. Le fait d'utiliser ces deux bases de données différentes ne fait qu'augmenter la souplesse de l'outil. MGE articule son information graphique à une structure de données vectorielles. Eventuellement il serait intéressant d'intégrer VULPEST au langage C qu'utilisé MGE afin d'augmenter la rapidité d'exécution et de traitement des données.

7.0 PROTOCOLE D'ÉVALUATION DU RISQUE AVEC UN SIG

La définition du protocole d'évaluation permet d'élaborer chacune des phases à effectuer avec la technologie des systèmes d'information géographique afin de ne pas oublier des éléments importants. La moindre erreur qui peut sembler mineure pourrait avoir des répercussions en chaîne sur l'ensemble des données conçues comme un tout homogène. Cela pourrait compromettre les prévisions établies, les délais et les coûts de réalisation.

Les SIG sont des instruments très importants dans l'organisation des données spatiales pour un système de prise de décisions. Les SIG peuvent exécuter leur plein potentiel seulement si le projet dans lequel ils sont utilisés est planifié avec prévoyance (Hewitt et Koglin, 1987).

Le processus de production d'une évaluation du risque de contamination sur le territoire comprend quatre grandes étapes: 1) l'acquisition des données, 2) le prétraitement, 3) la manipulation, l'analyse et l'interprétation 4) la représentation des résultats (Figure 9).

7.1 Acquisition des données

L'acquisition des données est une étape très importante. C'est elle qui déterminera à toute fin pratique le temps de réalisation et la complexité des différentes manipulations du projet. Il faut bien identifier les organismes qui possèdent l'information pertinente afin de ne pas réaliser inutilement des échantillonnages ou d'autres traitements servant à obtenir de l'information.

ÉTAPES	DESCRIPTIONS			
ACQUISITION DES DONNÉES	IDENTIFICATION DES DONNÉES POUR L'ÉVALUATION <ul style="list-style-type: none"> •Caractéristiques du sol •Caractéristiques du climat •Caractéristiques des cultures •Caractéristiques des pesticides 	IDENTIFICATION DES SOURCES DISPONIBLES <ul style="list-style-type: none"> • Fédérales • Provinciales • Municipales • Privées 	FORMAT DES DONNÉES <ul style="list-style-type: none"> • Base de données • Fichiers numériques • Etc 	VÉRIFICATION DE LA QUALITÉ DE L'INFORMATION <ul style="list-style-type: none"> • Critères de qualité
PRÉTRAITEMENT	ORGANISATION DE LA STRUCTURE DES DONNÉES <ul style="list-style-type: none"> • Structure des tables de données • Conversions de format • Préparation des données pour l'intégration au système 	ORGANISATION DE LA STRUCTURE DU SIG <ul style="list-style-type: none"> • Définition des éléments du système: <ul style="list-style-type: none"> - éléments graphiques et non-graphiques - attributs • Définir les relations entre les objets et les attributs 	ENTRÉE DES DONNÉES <ul style="list-style-type: none"> • Numérisation • Interface entre les données existantes 	VÉRIFICATION, CORRECTION ET MANIPULATION <ul style="list-style-type: none"> • Vérifier le contenu des tables de données • Vérifier la fermeture des polygones • Génération de noeuds • Nettoyage des lignes • Placer centroides • Liens topologiques
TRAITEMENT ET ANALYSE	ANALYSE SPATIALE <ul style="list-style-type: none"> • Détermination des zones d'investigation par superposition des données pédologiques géologiques et climatiques homogènes 	SIMULATION VULPEST <ul style="list-style-type: none"> • 1000 simulations par zone homogène des concentrations moyennes annuelles • Probabilité de contamination 	TRAITEMENT DES RÉSULTATS <ul style="list-style-type: none"> • Classification du risque • Interprétations 	ANALYSE SPATIALE <ul style="list-style-type: none"> • Assignation du risque à chaque polygone homogène • Périmètres de protection • Comparaison des pesticides
PRODUCTION ET PRISE DE DÉCISIONS	PRODUCTION <ul style="list-style-type: none"> • Cartes • Fichiers • Visualisation à l'écran 	PRISE DE DÉCISION <ul style="list-style-type: none"> • Zones à risque • Zones de protection • Recommandation du pesticide le moins dommageable • Réseau de surveillance • Homotopation 		

Figure 9. Protocole d'utilisation du SIG dans l'évaluation du risque

La préparation d'une carte de vulnérabilité à la contamination est évidemment conditionnée par l'existence et l'accessibilité de documents cartographiques et non-cartographiques adéquats. Comme dans tous les domaines, ce travail est rendu de plus en plus complexe à cause de la multiplication des organismes produisant de la documentation. Il en résulte une surabondance de publications souvent parallèles, créant un embouteillage documentaire devant lequel le chercheur isolé devient impuissant. On ne dispose généralement pas de moyens suffisants pour assurer un accès rapide à l'information. Les chercheurs connaissent bien ces obstacles qui représentent des mois d'immobilisation de leurs travaux par l'attente de documents récents, de

banques de données, etc. D'une manière générale, la lenteur des autorisations ou l'impossibilité de l'accès à l'information contribuent au ralentissement d'une évaluation.

Les documents utilisés sont essentiellement de deux types: les données quantitatives localisables dans l'espace (pédologie, géologie et climatique) et les données non-graphiques (normes, caractéristiques du pesticide, caractéristiques des cultures, distribution statistique des paramètres). Pour choisir adéquatement les données pertinentes il faut faire une analyse critique de chaque document selon une méthodologie rigoureuse.

Premièrement on a effectué un tri préliminaire des documents. Dès cette phase préliminaire, il faut rassembler un certain nombre de renseignements et de critères pour le choix et l'exploitation ultérieure des documents:

- origine du document;
- origine des levées;
- sources de références et valeur de ces sources;
- date des levées et de révision;
- conformité temporelle;
- couverture géographique;
- crédibilité;
- pertinence avec les objectifs.

L'acquisition des données avec cette méthodologie peut sembler bien moins efficiente que l'exploitation immédiate des documents mais, si elle est bien conduite et complète, elle permet par la suite de gagner un temps appréciable en

évitant les recherches dispersées et les erreurs d'appréciation et d'interprétation des documents, imputables à une connaissance imparfaite de leur nature réelle. Elle favorise par ailleurs la phase suivante constituée par une critique objective des documents rassemblés, leur comparaison dans les parties communes, le contrôle et la vérification des discordances éventuelles, enfin l'élimination des documents de valeur douteuse ou incomplète au profit de ceux qui sont les plus dignes de confiance.

On a accordé un choix favorable aux séries de cartes régulières qui portent le label d'un établissement producteur officiel dont les méthodes et les traditions sont connues et dont les spécifications, publiées et diffusées, s'accordent au mieux avec les normes internationales.

Dans tous les cas, l'identification des sources utilisées représente une garantie d'authenticité et un moyen de contrôle; d'ailleurs, il est toujours utile de remonter aux documents originaux et, dans la mesure du possible, de les exploiter directement, pour éviter les erreurs ou les déformations introduites par compilation (e.g. carte de synthèse écologique); cependant, le document de compilation peut avoir bénéficié d'actualisations et d'améliorations qui doivent être décelées et exploitées.

Tous les documents étant ainsi rassemblés, triés, étudiés, comparés et vérifiés, on a dressé une liste des fournisseurs des données en indiquant clairement la part attribuée à chacun d'eux. Cette liste comprend les renseignements détaillés concernant chaque document; ceux-ci sont rassemblés dans un tableau d'assemblage qui sera indispensable au moment de la préparation. Ce tableau constitue également la base des données concernant les

sources et doit, le cas échéant prendre place dans la carte finale. Ce travail doit être mené avec ordre afin que l'origine de tout détail figurant sur la carte puisse être retrouvée et justifiée immédiatement (surtout dans un contexte d'étude environnementale pouvant demander des preuves à l'appui).

Les grands fournisseurs de données et de documents cartographiques sont les ministères fédéraux et provinciaux. Les gouvernements canadien et québécois, par leurs multiples ministères, procèdent à des études dans le domaine où ils sont spécialisés. Il y a là une mine d'informations qui tourne parfois au labyrinthe. C'est pourquoi on a jugé utile de dresser une liste des principaux ministères pouvant jouer le rôle de fournisseur éventuel (Tableau IV). Cette liste n'est pas exhaustive: les services techniques des municipalités en sont exclus pour ne pas transformer ces quelques renseignements en monstrueux dictionnaire. Bien que limités aux organismes centraux, ceux-ci sont suffisants pour combler l'ensemble des données recherchées.

7.1.1 Données sur les sols

Les données sur les sols peuvent être compilées en majorité d'après les études pédologiques de l'équipe pédologique fédérale du ministère de l'Agriculture du Canada. Les sols sont décrits pour chaque horizon jusqu'à une profondeur de 120 cm de la surface. Ces études sont réalisées à l'échelle 1/20 000. Les cartes pédologiques indiquent la localisation, la forme et

DONNÉES NÉCESSAIRES	
SOURCES DES DONNÉES	
Agriculture Canada (Service des sols)	
Agriculture Canada (station de recherche)	
Energie et Ressources Québec (carte de base 1:20 000)	
Energie et Ressources Québec (Carte de la géologie du Quatemaire)	
Centre de météorologie du Québec	
Environnement Canada (banque climatologique)	
Environnement Canada (conservation et protection)	
Environnement Québec	
Agriculture, pêche et alimentation Québec	
Santé et bien-être social Canada	
Articles scientifiques	
Evaluation avec d'autres paramètres	
Caractéristiques du sol	
Profondeur de la sappe (m)	• • •
Épaisseur du sol pédologique (m)	• • •
Nombre d'horizon	• • •
Épaisseur des horizons (m)	• • •
Perméabilité des horizons (m/s)	• • •
Pourcentage sable, limon, argile (%)	• • •
Pourcentage de carbone organique des horizons (%)	• • •
Porosités des horizons (cm ³ /cm ³)	• • •
Densité des horizons (g/cm ³)	• • •
Perméabilité verticale du substratum (m/s)	• • •
Porosité du substratum (cm ³ /cm ³)	• • •
Perte du versant (%)	• • •
Caractéristiques du pesticide	
Nombre d'application par année	• • •
Taux d'application (kg/ha)	• • •
Profondeur de l'application (m)	• • •
Jour d'application	• • •
Solubilité du pesticide (mg/l)	• • •
Coefficient de partition (K _{oc})	• • •
Constante de dégradation (t ⁻¹)	• • •
Caractéristiques de la culture	
Nombre de type différent de culture	• • •
Date d'émergence (1-365)	• • •
Date de maturation (1-365)	• • •
Potential maximum d'évapotranspiration (mm)	• • •
Caractéristiques climatiques	
Précipitations (juin) mensuelles moyennes (mm)	• • •
Précipitations (juin) mensuelles moyennes (cm)	• • •
Évapotranspirations mensuelles moyennes (mm)	• • •
Températures mensuelles moyennes (°C)	• • •
Autres paramètres	
Distributions statistiques des paramètres	•
Normes toxicologiques	•
Périmètres de protection	•
Rivières et fossés de drainage	•
Puits	•

Tableau IV. Inventaire des données disponibles à une évaluation

l'étendue des différentes unités pédologiques tandis que le symbole à l'intérieur de chaque délimitation fournit des renseignements sur certaines caractéristiques et renvoie à une description détaillée dans un rapport. L'unité cartographique (symbole) représente sur la carte pédologique, des zones homogènes ayant des attributs variant entre des limites plus ou moins étroites déterminées par l'intensité du relevé. Les unités cartographiques sont généralement répétitives et représentent un ensemble de propriétés pédologiques reliées entre elles, plutôt que des combinaisons de propriétés pédologiques sous forme de variables indépendantes. Une unité cartographique comprend toutes les délimitations qui contiennent exactement le même symbole. La délimitation cartographique est une zone unique homogène (série dominante) limitée par une aire appelée polygone. La délimitation cartographique diffère d'une unité cartographique parce qu'elle représente une partie réelle du paysage pédologique. Elle a un emplacement (référence spatiale), alors qu'une unité cartographique n'en a pas. Bien que les unités cartographiques représentent des parties réelles du paysage, la plupart des unités sont des concepts parce que le champ total de leurs propriétés est composé de l'agrégat de toutes les délimitations et qu'aucune de ces délimitations ne contient toutes les propriétés à la fois (Agriculture Canada, 1982). Les données cartographiques sont disponibles sous forme d'un fichier numérique ARC INFO en format DLG et SIF et les données descriptives sont partiellement disponibles sur DBASE III plus.

Les données de ces études sont très fiables car elles sont déterminées de façon rigoureuse. Les méthodes d'analyse utilisées sont celles recommandées par la Commission canadienne de pédologie (1978) et contenues dans le manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols (McKeague, 1977). L'estimation des principales propriétés physiques des sols (conductivité

hydraulique, densité, etc.) a été classée selon le système "Unified soil classification system" et celui de l'AASHO (American association of state highway and transportation officials). Les normes de ces systèmes sont données dans le guide d'interprétation des aptitudes mécanique des sols sur le terrain (Day, 1978). Il existe d'autres cartes pédologiques produites au 1:50 000 par le Québec mais celles-ci décrivent moins les paramètres hydrogéologiques que nous avons besoins.

Les profondeurs de la nappe phréatique sont définies dans ces rapports sous forme de variations saisonnières globales. Par contre, il n'y a pas d'évaluation pour des profondeurs supérieures à 120 cm. Le service d'hydraulique agricole du MAPAQ peut fournir des données précises sur la profondeur de la nappe. Ces données ne sont pas disponibles sous forme de fichiers numériques. On doit consulter les experts pour avoir accès à l'information. La division des eaux souterraines du ministère de l'Environnement du Québec fournit des données hydrogéologiques dans plusieurs régions du Québec. Les études hydrogéologiques sont sous forme de rapports ou de banques de données et donnent des renseignements ponctuels sur la profondeur de la nappe, la localisation des puits et une description très sommaire des matériaux rencontrés jusqu'à la nappe. Ces données sont à utiliser avec réserve car il s'agit de compilation de rapports de forage et que ceux-ci ne sont pas toujours réalisés de façon rigoureuse. On peut utiliser ces données pour la localisation des puits. Pour la description du sol inférieur à 120 cm, les études de géologie quaternaire du ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec sont bien détaillées et adéquates.

Certaines données peuvent ne pas être disponibles. C'est le cas de la valeur de la porosité des horizons et du substratum. Celle-ci est évaluée à partir du type de matériaux et d'abaques de classification. Les abaques consultés sont ceux de Rawls et al. (1982) et de Freeze et Cherry (1979). Les valeurs sont exprimées en bornes inférieures et supérieures.

7.1.2 Données sur les pesticides

Les différents pesticides utilisés en agriculture au Québec sont très bien décrits par le Conseil des production végétale du Québec du ministère de l'Agriculture du Québec (MAPAQ, 1989).

Les données disponibles sont le type de pesticide employé pour une culture donnée, le nombre d'applications, la profondeur d'application et la période d'application. Les données sont de bonne qualité et reflètent bien les directives des fabricants. Par contre, les données sur les paramètres chimiques des pesticides sont évaluées à partir de différentes études publiées dans des articles scientifiques et des livres de référence.

Les données varient beaucoup d'une étude à l'autre car elles sont testées sur différents sites. Il faut alors bien choisir les données selon le type de site que nous avons. De plus, si nous n'avons pas de valeurs pour certains paramètres il est possible de les trouver avec quelques équations. Par exemple, le coefficient de partition Koc peut être évalué à partir de la valeur de la solubilité du pesticide à l'eau, par l'équation de régression suivante (Kenaga et Goring, 1978):

$$\log K_{oc} = 3,64 - (0,557 * \log \text{solubilité})$$

tandis que la valeur de la constante de dégradation du pesticide (jour^{-1}) peut être obtenue à partir de la demi-vie du pesticide par la relation suivante :

$$k = \text{Log } 2 / t_{1/2}$$

7.1.3 Données sur les cultures

Les caractéristiques sur les cultures peuvent être très bien décrites à partir des renseignements fournis par les directions régionales du MAPAQ. Les agronomes de ce ministère sont généralement très bien informés sur les pratiques culturales du territoire régional.

7.1.4 Données climatologiques

Les données climatologiques peuvent provenir de trois sources différentes selon la localisation des stations météorologiques. Il y a le Service de la météorologie du Québec, Environnement Canada et les stations de recherche d'Agriculture Canada. Les deux premières sources peuvent fournir les températures et les précipitations. Les valeurs mensuelles d'évapotranspiration potentielle doivent être évaluées à partir de la formule de Thornthwaite étant donné le peu de données.

Formule de Thornthwaite:

$$ETP = 16 (10 t/I)^a \cdot F(y)$$

t = température moyenne en °C.

$$a = 6,75 \times E-7 - 7,71 \times E-5 + 1,79 E-2 + 0,49239$$

I = indice thermique annuel, somme des douzes indices thermiques mensuels i.

$$i = (t/5)^{1,514}$$

F(y) = coefficient de correction, fonction de la latitude et du mois.

Par contre, les stations de recherche d'Agriculture Canada fournissent une plus grande diversité de données climatologiques (température, précipitation, humidité, nombre d'heure d'ensoleillement, etc.), ce qui nous permet de calculer avec plus de précision la valeur d'évapotranspiration potentielle (ETP) avec l'équation de Penman. Mais ce genre de station est en faible nombre sur le territoire québécois.

Les valeurs des paramètres climatiques élaborées par les stations météorologiques sont ponctuelles. Sur un même territoire il peut exister plusieurs stations d'échantillonnage. Il faut donc élaborer des zones homogènes climatologiques. Les deux principales méthodes classiques pour étendre une mesure ponctuelle sur une surface sont la méthode pondérée de Thiessen et l'interpolation. Ces deux méthodes peuvent exister sur les systèmes d'information géographique. La méthode la plus utilisée est celle de Thiessen car elle fournit des résultats très rapidement.

7.1.5 Base cartographique

Les cartes topographiques à l'échelle du 1:20 000 du ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec nous fournissent avec une bonne précision les éléments fondamentaux qui serviront à localiser avec exactitude les résultats de nos analyses. Ces cartes nous donnent l'emplacement exact des cours d'eau et des fossés de drainage.

7.2 Prétraitement

7.2.1 Organisation de la structure des données

La prétraitement permet de structurer et d'intégrer les données descriptives et cartographiques dans le système d'information géographique et dans les tables de données. Les données d'entrée nécessaires aux simulations de VULPEST proviennent de sources différentes (Agriculture Canada, MENVIQ, MER, etc.) et leurs formats ne sont pas toujours compatibles à leur intégration. L'échelle et le format (fichiers graphiques: DLG, DGN; fichier base de données: SQL, ASCII, DBF etc.) peuvent être différents pour certains documents analysés (cartes, banques de données, etc.). Avant même d'être intégrées à l'intérieur de la base de donnée de VULPEST et de MGE, les données devront subir un prétraitement d'intégration.

Ce prétraitement a pour but de standardiser toute l'information. Toutes les données utilisées ont été rassemblées en une banque de données uniformisée

(échelle, format, projection, etc.) afin de les rendre maniables avec notre système. Pour les données cartographiques, il existe un certain nombre de logiciels permettant de réaliser l'interface d'un format de données à un autre (format DLG de ARC-INFO en format DGN d'Intergraph). Les banques de données descriptives peuvent être facilement transférées dans un autre type de banque de données par la transformation en format ASCII. Les logiciels DBASE III plus et ORACLE 6 possèdent une fonction d'exportation et d'importation des données en format ASCII.

7.2.2 Entrée des données

Les données descriptives qui ne sont pas sous forme de banque de données devront être entrées manuellement dans une banque de données. Les données cartographiques qui ne sont pas sous forme numérique devront être numérisées. Dans notre expérimentation, toutes les données cartographiques ont été numérisées manuellement d'une façon continue. Chaque élément sera proprement défini dans une étape ultérieure (fermeture des polygones, nettoyage des lignes, attributs des polygones, etc.). L'entrée des données descriptives a été réalisée partiellement à la main.

7.2.3 Organisation de la structure du SIG

Cette étape a pour but de définir (définition nominale seulement) les éléments cartographiques et les éléments descriptifs dans le SIG. Les différents éléments sont divisés par niveau d'information pour permettre l'analyse spatiale

et la gestion des données. Nous avons défini au départ sept niveaux d'information (pédologie, géologie, climat, limite, cours d'eau, fossé drainage et puits) pour pouvoir générer notre analyse (Figure 10). Les résultats de l'analyse discrétisant les zones homogènes sont définis dans un niveau appelé polygone. Les résultats des différentes simulations sont définis dans un niveau appelé pesticide. Enfin, le niveau schéma définit un niveau pour lequel les analyses des différents niveaux "pesticide" seront introduites. Par la suite on réalise la définition des liens entre les objets et les attributs pour pouvoir réaliser dans une étape subséquente la création de liens topologiques.

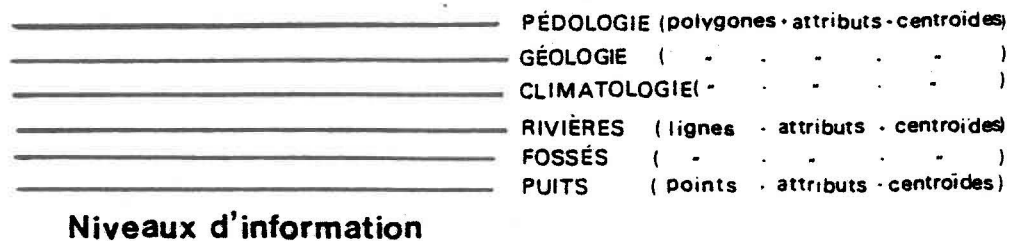


Figure 10. Les niveaux d'information utilisés par le SIG

7.2.4 Vérification, correction et manipulation

Cette étape permet dans un premier temps de vérifier le contenu des tables de données. Cela est primordial pour éliminer toute erreur introduite par compilation. On procède par la suite à l'aide de fonctions spécialisées du SIG à

la vectorisation des lignes et à la génération de noeuds pouvant circonscrire les polygones pour chaque niveau d'information. Ceci permet de structurer la forme vectorielle des données du système (Figure 11). Par la suite, il y aura un nettoyage pour éliminer les éléments graphiques non désirables. Puis on place des centroïdes à l'intérieur de chaque polygone afin d'assurer le lien topologique avec la base de données.

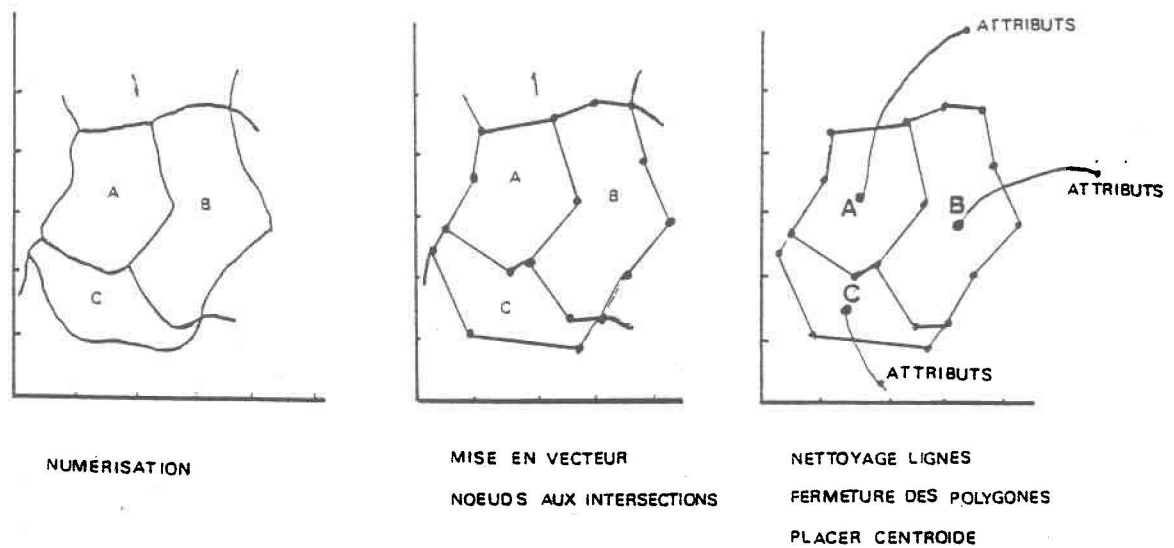


Figure 11. Structuration de l'information du SIG

Enfin le dernier point de cette étape consiste à créer des liens topologiques entre les objets et les attributs. Cette étape constitue le coeur même du système car elle rassemble tous les éléments cartographiques et descriptifs en un graphique intelligent.

7.3 Traitements et analyses

L'étape "traitements et analyses" est un processus permettant de faire ressortir des informations nouvelles à partir d'analyses statistiques et spatiales des données existantes (figure 12). C'est à cette étape que l'on crée les zones homogènes nécessaires pour l'évaluation. Cette analyse est effectuée par superposition au niveau des paramètres hétérogènes du territoire (pédologiques, géologiques et climatiques). Par la suite, le SIG envoie les paramètres de chaque polygone homogène au modèle VULPEST pour la simulation. Puis, les résultats du modèle (concentrations arrivant à la nappe et probabilités de dépassement de la norme) sont retournés au SIG pour être traités statistiquement. Les résultats sont ainsi classés en sept classes de probabilité de risque.

La réalisation de la carte montrant les zones à risque de contamination pour chaque pesticide est effectuée par une analyse spatiale permettant d'assigner les résultats de la classification à chaque polygone homogène.

ATTRIBUTS	FICHIERS GRAPHIQUES
PEDOLOGIE Epaisseur du sol Nombre d'horizons Epaisseur des horizons Permeabilité des horizons % sable % limon % argile % carbone organique Porosité des horizons Densité des horizons % pente Profondeur de la nappe	PEDOLOGIE (polygones) Echelle 1/20 000 GEOLOGIE (polygones) Echelle 1/20 000 CLIMAT (polygones de Thiessen) Echelle 1'50 000 Stations meteorologiques ZONES (polygones) Analyse spatiale Echelle 1/20 000
GEOLOGIE Permeabilité du substratum Porosité du substratum CLIMAT Temperature Precipitation Evapotranspiration	PESTICIDE 1 2 3 (polygones) Simulation VULPEST Analyse spatiale Echelle 1/20 000
VULNERABILITE Probabilité de risque Concentration	LIMITE (lignes) RIVIERES (lignes) FOSSSES (lignes) PUITS (points) SCHEMA (polygones, lignes, points) Analyse spatiale Echelle 1/20 000
LIMITE COMTE RIVIERES FOSSSES DE DRAINAGE PUITS Profondeur et debit SCHEMA Pesticides a risque minimaux Perimetres de protection	FICHIERS NON-GRAPHIQUES NORMES Concentration maximale permise (norme toxicologique) CARACTERISTIQUES PESTICIDES Solubilité Taux dégradabilité Koc demi vie Taux application CULTURES Date emergence et maturité Besoins en eau Pratiques culturales DISTRIBUTION STATISTIQUES DES PARAMETRES

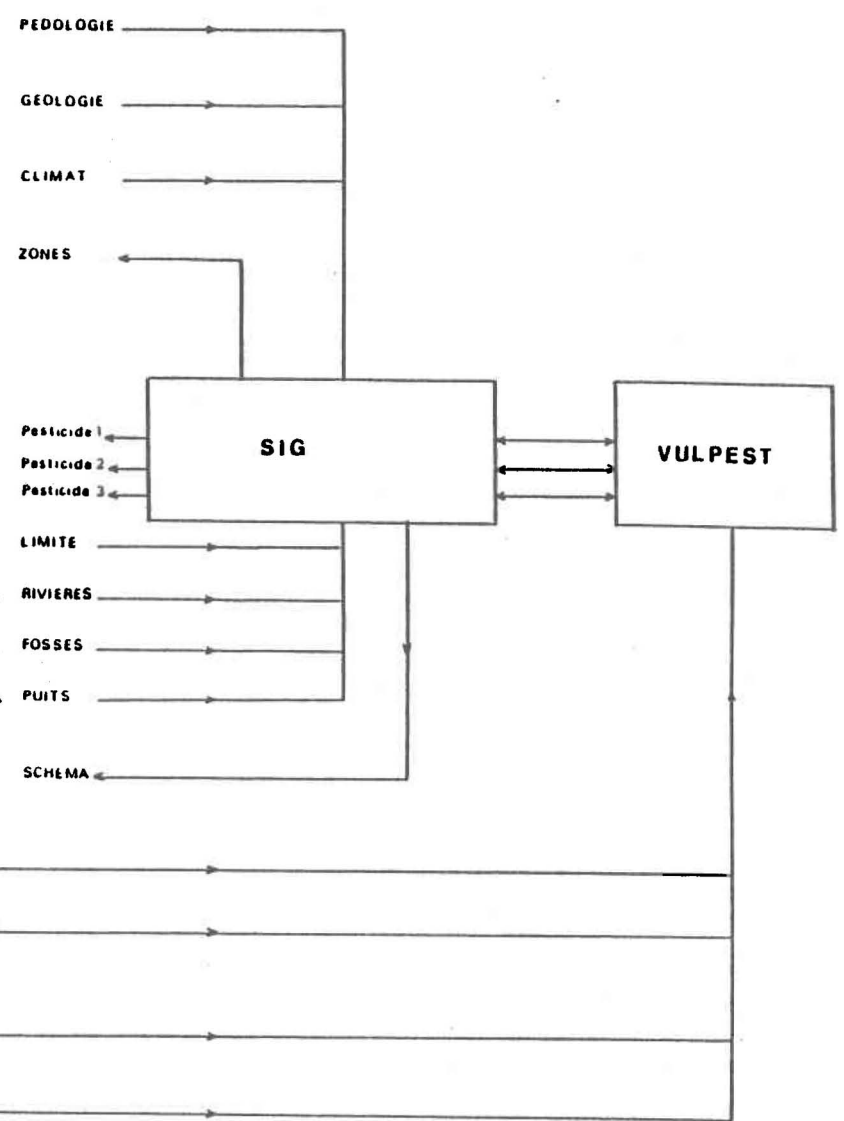
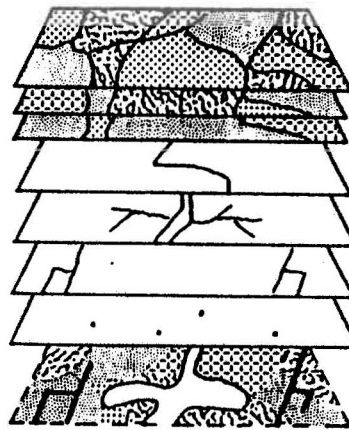
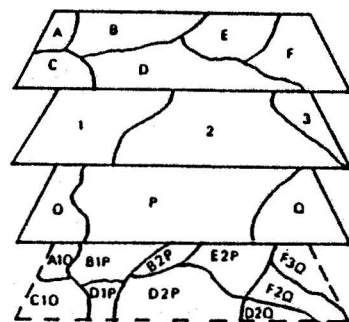


Figure 12. Le modèle VULPEST intégré à un SIG

Une analyse spatiale plus complète permet de réaliser un deuxième type de carte pouvant servir de schéma d'utilisation et de gestion des pesticides. Cette carte montre quel pesticide comporte le moins de risque pour chaque site évalué pour une même culture. De plus, cette carte montre les périmètres de protection pour les puits, les rivières, les ruisseaux et les fossés de drainage. Pour déterminer les pesticides à risque minimal, il y a une analyse spatiale par superposition des différents résultats des analyses de risque effectuées précédemment pour chaque pesticide évalué pour une même culture. Par la suite, une analyse spatiale est effectuée pour déterminer les périmètres de protection avec les différentes composantes des milieux sensibles et les critères de protection. Actuellement les périmètres de protection sont déterminés avec des paramètres fixes venant des réglementations gouvernementales. Enfin, une refonte des polygones homogènes avec les zones de protection est nécessaire afin que les pesticides assignés à chaque zone homogène soient en règle avec les zones discrétisées comme sensibles.

7.4 Production et prise de décision

L'étape de la production permet de réaliser des sorties des différents résultats sur différents supports (écran, cartes, fichiers numériques, rapports) afin d'interpréter les résultats pour une prise de décision.

Les cartes permettent la représentation des résultats afin d'exploiter aisément l'information lors d'une prise de décision concernant l'utilisation des pesticides sur un site agricole. L'échelle de représentation variera selon la superficie à représenter.

Mais l'un des avantages du système d'information géographique est la visualisation à l'écran. Le système permet de visualiser les différents résultats à diverses échelles. On peut facilement agrandir une zone du territoire pour l'interprétation de petites zones ou avoir une vue globale du territoire. L'avantage est aussi de pouvoir interroger le système sur n'importe quelle donnée localisée sur le territoire. Ce qui permet d'avoir à la fois une vue générale sur les zones vulnérables et toute l'information qui a servi à l'évaluation (concentrations arrivant à la nappe, caractéristiques pédologiques, etc.). Le mode écran est donc plus souple et plus complet pour la prise de décision car il embrasse l'ensemble des données qui ont permis d'évaluer chacun des sites sur un territoire. La consultation manuelle des différentes données dans la liste papier demanderait un temps énorme de recherches. Enfin, le système d'information créé permet une économie de temps dans la phase de consultation et d'interprétation des données car il est une véritable base de connaissances sur la gestion du risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides.

8. EXEMPLE D'APPLICATION: LE COMTÉ DE RICHELIEU (QUÉBEC)

Le comté de Richelieu est une région à forte vocation agricole. Lors du recensement de 1981 effectué par Statistique Canada, 71% du territoire était sous culture, 26% en pâturage amélioré et 3% en jachère. La majorité de la production agricole du comté est axée sur les grandes cultures (maïs grains, avoine, orge, blé et mélange de céréales). Mais, depuis quelques années, la production de pelouse cultivée prend un essor important dans les municipalités de Saint-Robert, Saint-Aimé et Saint-Marcel.

Le virage dans la production agricole du comté de Richelieu a été marqué par l'amélioration du drainage et l'augmentation de l'utilisation des pesticides. Ainsi, en 1971 on comptait 5199 hectares pulvérisés ou poudrés contre la mauvaise herbe et en 1981 on en dénombrait 11 259 hectares. Depuis quelques années, on a remarqué que le comté de Richelieu est l'un des territoires qui utilisent le plus massivement les pesticides au Québec (Godon et al., 1987). La possibilité de contamination est par conséquent très élevée.

Notre exemple d'application a été effectué dans le comté de Richelieu sur le territoire des municipalités de Saint-Robert et de Massueville. L'évaluation a été réalisée pour quatre grandes cultures (maïs, blé, avoine, orge) avec les cinq herbicides les plus communément employés (atrazine, métolachlore, cyanazine, dicamba et 2,4-D) sur 99 unités pédologiques.

8.1 Localisation

Le comté de Richelieu se situe sur la rive sud du Saint-Laurent et fait partie de la plaine de Montréal. Il est borné, au nord, par le lac Saint-Pierre. A l'ouest il est délimité par le comté de Verchère et le fleuve Saint-Laurent, à l'est par le comté de Yamaska, au sud par celui de Sainte-Hyacinthe et au sud-est par celui de Bagot.

La région à l'étude se situe entre les latitudes 45°52' et 46°00' nord et les longitudes 72°50' et 73°00' ouest (Figure 13). Elle fait partie des municipalités de Saint-Robert et de Massueville et couvre une superficie d'environ 95 km².

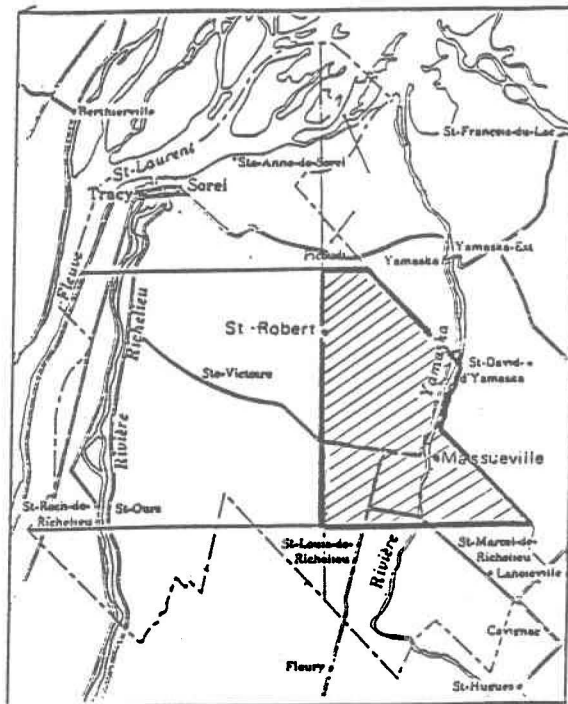


Figure 13. Localisation de la région à l'étude: comté de Richelieu (Québec)

8.2 Caractéristiques physiques du site

8.2.1 Unités physiographiques et géologie

Physiographiquement, le comté de Richelieu fait partie intégrante de la région des basses terres du Saint-Laurent. Dans son ensemble, c'est une vaste plaine argileuse, généralement uniforme (0 à 3% de pente), entaillée par endroit par l'érosion de quelques cours d'eau et surmontée de terrasses sableuses deltaïques. Les différentes unités physiographiques composant notre zone d'étude sont représentées par les pédo-paysages de la Figure 14.

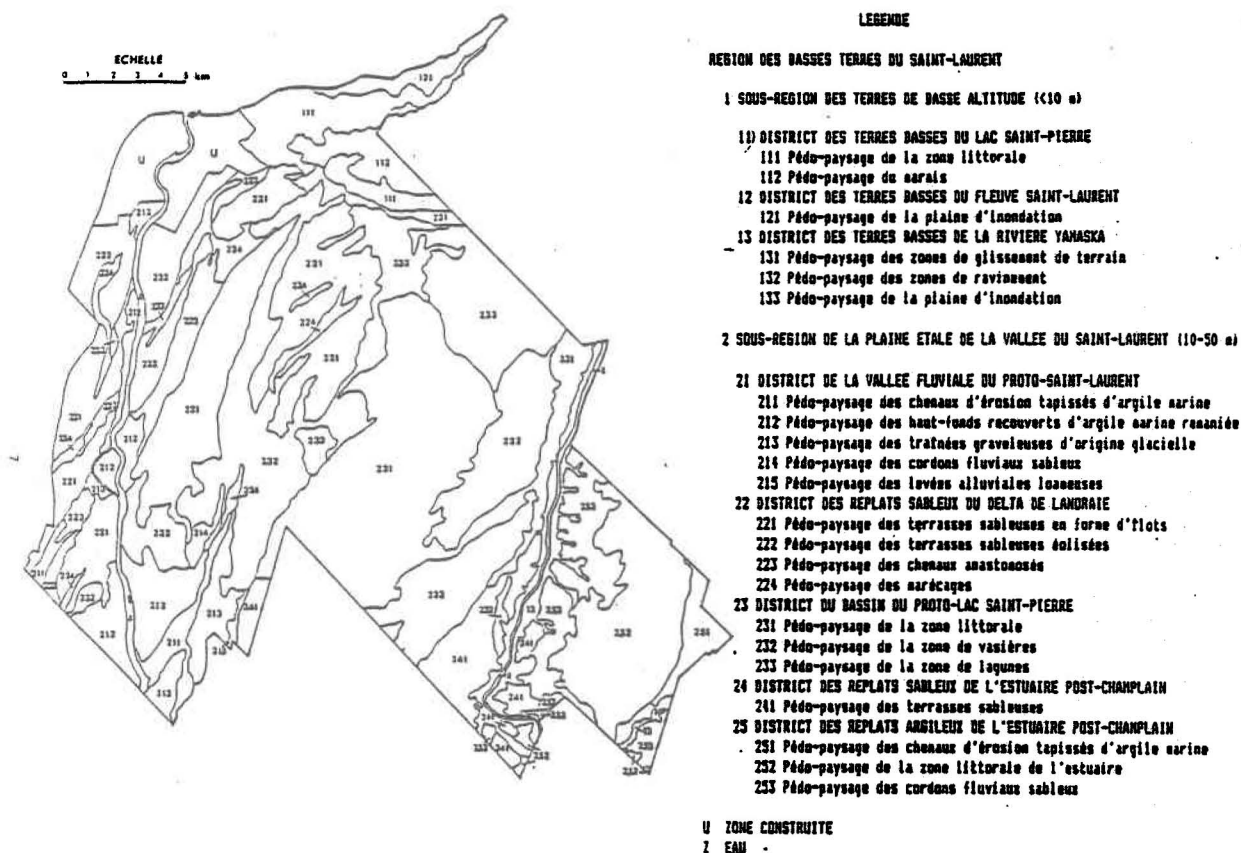


Figure 14. Les pédo-paysages du comté Richelieu (Nolin et Lamontagne, 1987)

Les formations géologiques du comté de Richelieu appartiennent à la période ordovicienne. Le territoire correspond au prolongement laurentien du bassin intérieur. La zone d'étude est constituée de la formation de schiste argileux rouge de Bécancour.

8.2.2 Hydrographie et drainage

Le réseau hydrographique du comté de Richelieu est assez simple. Il chevauche trois bassins hydrographiques: celui du fleuve Saint-Laurent au nord-ouest, celui de la rivière Richelieu à l'ouest et celui de la rivière Yamaska qui occupe la majeure partie du territoire.

Notre zone d'étude se situe exclusivement dans la bassin versant de la rivière Yamaska. La rivière Yamaska présente une très grande instabilité de ses berges. A chaque printemps, on y enregistre de nombreux glissements de terrain. Plusieurs sites sont régulièrement soumis aux inondations printanières. La rivière Yamaska est alimentée d'une part par les eaux de drainage de la rivière Salvail et celles des ruisseaux Saint-Louis, Saint-Joseph, du Marais et du Pot-au-beurre; et d'autre part, par les eaux souterraines en période d'étiage.

La nappe phréatique se situe entre la surface et le premier mètre du sol durant une bonne partie de la saison végétative. Mais lorsque les sols sont drainés artificiellement, cette nappe est rabattue en dessous de 1,2 mètre, jusqu'à une profondeur de 2,5 mètres.

8.2.3 Le climat

Le comté de Richelieu possède un climat continental tempéré. Les stations météorologiques considérées sont celles de Verchères, Sorel, Saint-Guillaume et Fleury (Tableau V).

MOIS	PLUIE (mm)	NEIGE (cm)	TEMPERATURE (°C)
JANVIER	18.5	51.9	-11.9
FEVRIER	9.1	51.3	-11.0
MARS	27.8	36.4	- 4.1
AVRIL	60.5	9.5	4.6
MAI	72.5	0.1	12.3
JUIN	83.7	0.0	17.9
JUILLET	87.6	0.0	20.7
AOUT	87.2	0.0	19.3
SEPTEMBRE	92.8	0.0	14.3
OCTOBRE	75.1	1.0	8.0
NOVEMBRE	57.9	18.4	0.6
DECEMBRE	24.5	55.3	- 8.4

Tableau V. Données moyennes mensuelles sur le climat

8.3 Résultats

Les premiers résultats sont représentés par une série de cartes de probabilités de risque de contamination pour les pesticides employés sur chacune des cultures (Tableau VI). Rappelons que ces probabilités sont établies à partir du nombre de simulations pour lesquelles la concentration moyenne annuelle arrivant à la nappe dépasse la norme toxicologique de chaque produit. Cette concentration moyenne annuelle est représentative de la concentration de l'eau se trouvant dans le premier mètre d'aquifère.

CULTURE	PESTICIDE	TAUX (kg/ha)	SOLUBILITE (mg/l)	DEGRADABILITE (jour ⁻¹)	COEFFICIENT Kd (ml/g)	NORME (mg/l)
Maïs	atrazine	2.00	33	0,0063 - 0,0149	130,7	0,06
Maïs	métolachlore	2.75	530	0,0023 - 0,0380	132,6	0,05
Avoine	cyanazine	2.25	171	0,0063 - 0,0010	249,0	0,01
Blé et Orge	dicamba	1.25	4500	0,0197 - 0,2140	40,28	0,12
Blé et Orge	2,4-D	1.75	620	0,2310 - 0,6930	121,5	0,1

Tableau 5. Liste des pesticides employés avec chacune des cultures

Les herbicides testés sont ceux qui sont normalement utilisés pour les cultures correspondantes selon le conseil des productions végétales du Québec (MAPAQ, 1989). Les pesticides ont été testés sous les conditions de traitement de plusieurs mauvaises herbes à feuilles larges incluant renouées, liserons des champs, stellaires moyennes, etc. La période d'application des pesticides considérée dans notre analyse est celle du mois de mai. Les simulations ont été réalisées pour une seule application de pesticide sur le territoire.

Une analyse spatiale plus complète permet de réaliser un deuxième type de cartes pouvant servir de schéma d'utilisation et de gestion des pesticides. Ces cartes montrent quel pesticide comporte le moins de risque pour une aire donnée

ainsi que les périmètres de protection pour les puits, les rivières, les ruisseaux et les fossés de drainage. Les périmètres de protection utilisés sont ceux apparaissant dans la réglementation du ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada.

8.3.1 L'utilisation de l'atrazine ou du métolachlore dans la culture du maïs

On remarque sur la Carte 1, qu'une application annuelle de 2 kg/ha d'atrazine sur une culture de maïs comporte des probabilités de contamination supérieures à 75% pour la majorité des sites. Les concentrations moyennes annuelles de ces sites dépassent la norme de 0,06 ppm (mg/L) avec des concentrations variant de 0,161 ppm à 0,899 ppm. La masse cumulée de pesticide parvenant à la nappe varie de 0,29 kg/ha à 1,68 kg/ha. Ces résultats permettent de conclure que la nappe phréatique est très vulnérable à l'utilisation de l'atrazine. Cette grande vulnérabilité découle de la faible profondeur de la nappe phréatique et de la forte persistance de l'atrazine. Il y a de fortes chances que les cours d'eau drainant le territoire soient aussi affectés. Effectivement on a détecté en 87-88 de fortes concentrations d'atrazine dans la rivière Yamaska

(Forrest et Caux, 1988). Par contre, quelques sites sont moins vulnérables du fait du contenu en matière organique plus élevé qui augmente en conséquence l'adsorbabilité du pesticide et donc son retard et sa dégradation dans le sol. Ces sites sont des sols loameux de type AI3h et comportent des probabilités de risque entre 10% et 25%.

La Carte 2 présente l'application de 2,75 kg/ha de métolachlore sur une culture de maïs. Ce pesticide comporte sur la majorité des sites, autant de risque que l'atrazine. Les concentrations moyennes annuelles de ces sites à haut risque (probabilité > 75%) dépassent la norme de 0,05 ppm (mg/l) avec des concentrations variant de 0,122 à 1,033 mg/l. La masse cumulée de pesticide arrivant à la nappe varie de 0,224 à 1,9 kg/ha.

Les sites comportant le moins de risque sont ceux qui contiennent un contenu important de carbone organique (>7%). Les sols loameux de type OUa3, AI3h et YK2h comportent des probabilités de contamination de 0,1% à 5%. Les concentrations arrivant à la nappe pour ces sols varient de 0,003 à 0,013 mg/l. Comparativement à l'atrazine, ces sols comportent moins de risque de contamination étant donné la meilleure dégradabilité du métolachlore.

La Carte 3 présente la comparaison des utilisations d'atrazine (2 kg/ha) et de métolachlore (2,75 kg/ha) sur culture de maïs. Les résultats de cette analyse ne recommandent l'utilisation ni de l'un ni de l'autre de ces pesticides étant donné leur très grande probabilité de contamination sur la majorité des sites. Sur les sols possédant une grande quantité de matière organique, le métolachlore semble avoir moins d'effet contaminant, mais cependant loin d'être acceptable.

Sur cette même carte nous identifions également les différents périmètres de protection attribués à chaque milieu sensible. Les périmètres de protection alloués aux puits et aux rivières sont de cent mètres (MENVIQ, 1989). Les périmètres de protection affectés aux fossés de drainage sont de trois mètres (Environnement Canada, 1989).

VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES À LA CONTAMINATION PAR L'ATRAZINE DANS LA CULTURE DU MAIS

COMTÉ RICHELIEU (QUÉBEC)



CO-PRODUCTION

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS-EAU)
SERVICE DE GÉOMATIQUE, GENDRON LEFEBVRE

RECHERCHE

ERIC GAUTHIER, GÉOGRAPHE (M.SC.)

SOURCES

DONNÉES: AGRICULTURE CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA
ENVIRONNEMENT QUÉBEC, ENERGIE ET RESSOURCES QUÉBEC
BASE CARTOGRAPHIQUE: 3IH15-200-0201, AGRICULTURE CANADA

NOTE: CE DOCUMENT CONSTITUE UNE ÉTUDE PRÉLIMINAIRE SERVANT EXCLUSIVEMENT À
DES FINS ACADÉMIQUES OU DE RECHERCHES. TOUTE INFORMATION COMPLÉMENTAIRE
OU CORRECTIVE EST BIENVENUE.

CARACTÉRISTIQUES DE L'APPLICATION

NOM DU PRODUIT INDUSTRIEL: ATRAZINE 480
TAUX D'APPLICATION: 2.00 kg/ha
NOMBRE D'APPLICATION: 1
PÉRIODE D'APPLICATION: MAI

QUANTITÉ MAXIMALE PERMISE DANS L'EAU POTABLE: 0,06 ppm
(NORME UTILISÉE DANS LE CALCUL DES PROBABILITÉS DE DÉPASSEMENT)

PROBABILITÉ DE CONTAMINATION

- ≤ 0,1 %
- 0,1 % à 5,0 %
- 5,0 % à 10,0 %
- 10,0 % à 25,0 %
- 25,0 % à 50,0 %
- 50,0 % à 75,0 %
- > 75,0 %
- NON-CLASSIFIÉ

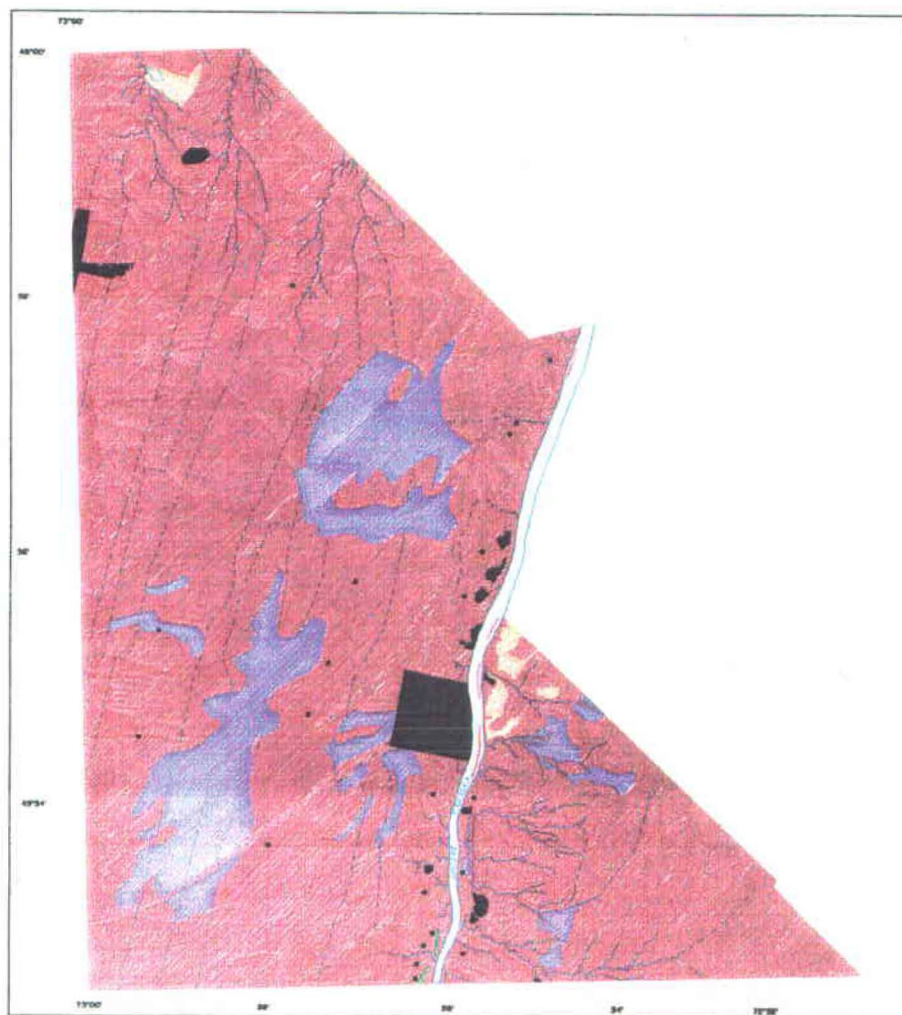
SIGNES CONVENTIONNELS

- RIVIÈRES
- FOSSES DE DRAINAGE
- PUIXS



VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES À LA CONTAMINATION PAR LE MÉTOLACHLORE DANS LA CULTURE DU MAIS

COMTÉ RICHELIEU (QUÉBEC)



CO-PRODUCTION

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS-EAU)
SERVICE DE GÉOMATIQUE, GENDRON LEFEBVRE

RECHERCHE

ERIC GAUTHIER, GÉOGRAPHE (M.SC.)

SOURCES

DONNÉES: AGRICULTURE CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA
ENVIRONNEMENT QUÉBEC, ENERGIE ET RESSOURCES QUÉBEC

BASE CARTOGRAPHIQUE: 31H5-200-0201, AGRICULTURE CANADA

NOTE: CE DOCUMENT CONSTITUE UNE ÉTUDE PRÉLIMINAIRE SERVANT EXCLUSIVEMENT À
DES FINS ACADÉMIQUES OU DE RECHERCHES. TOUTE INFORMATION COMPLÉMENTAIRE
OU CORRECTIVE EST BIENVENUE.

CARACTÉRISTIQUES DE L'APPLICATION

NOM DU PRODUIT INDUSTRIEL: DUAL 960E

TAUX D'APPLICATION: 2,75 kg/ha

NOMBRE D'APPLICATION: 1

PÉRIODE D'APPLICATION: MAI

QUANTITÉ MAXIMALE PERMISE DANS L'EAU POTABLE: 0,05 ppm
(NORME UTILISÉE DANS LE CALCUL DES PROBABILITÉS DE DÉPASSEMENT)

PROBABILITÉ DE CONTAMINATION

- ≤ 0,1 %
- 0,1 % à 5,0 %
- 5,0 % à 10,0 %
- 10,0 % à 25,0 %
- 25,0 % à 50,0 %
- 50,0 % à 75,0 %
- > 75,0 %
- NON-CLASSIFIÉ

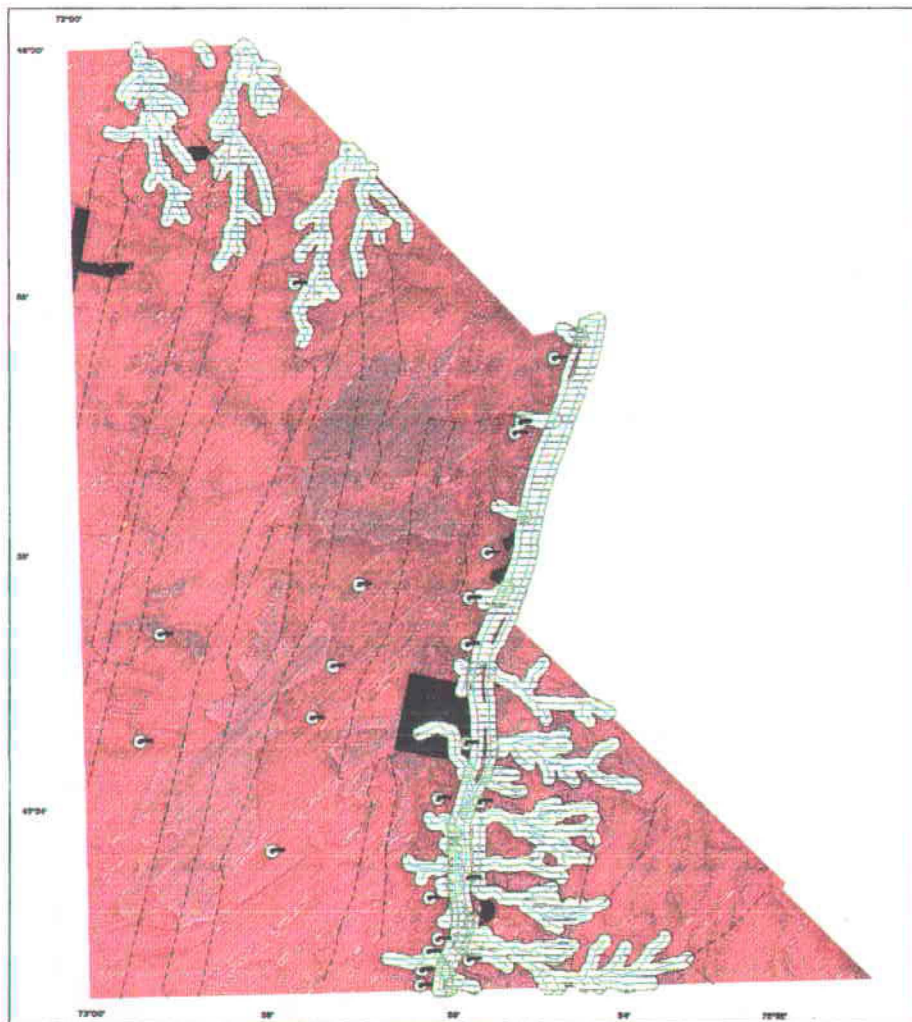
SIGNES CONVENTIONNELS

- RIVIÈRES
- FOSSES DE DRAINAGE
- PUIITS



SCHÉMA D'UTILISATION DES PESTICIDES DANS LA CULTURE DU MAÏS

COMTÉ RICHELIEU (QUÉBEC)



CO-PRODUCTION

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS-EAU)
SERVICE DE GÉOMATIQUE, GENDRON LEFEBVRE

RECHERCHE

ERIC GAUTHIER, GÉOGRAPHE (M.SC.)

SOURCES

DONNÉES: AGRICULTURE CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA
ENVIRONNEMENT QUÉBEC, ENERGIE ET RESSOURCES QUÉBEC
BASE CARTOGRAPHIQUE: 3H15-200-0201, AGRICULTURE CANADA

NOTE: CE DOCUMENT CONSTITUE UNE ÉTUDE PRÉLIMINAIRE SERVANT EXCLUSIVEMENT À
DES FINS ACADÉMIQUES OU DE RECHERCHES. TOUTE INFORMATION COMPLÉMENTAIRE
OU CORRECTIVE EST BIENVENUE.

CARACTÉRISTIQUES DES PESTICIDES TESTÉS

PESTICIDE	TAUX D'APPLICATION	NOMBRE D'APPLICATION	PÉRIODE D'APPLICATION	NORME
ATRAZINE 480	2,0 kg/ha	1	MAI	0,06 ppm
MÉTOLACHLORE	2,75 kg/ha	1	MAI	0,05 ppm

PESTICIDE À RISQUE MINIMAL

- ATRAZINE 480
- MÉTOLACHLORE
- ATRAZINE 480 OU MÉTOLACHLORE
- AUCUN (PROBABILITÉ >75%)
- RISQUE ACCEPTABLE (PROBABILITÉ < 0,1%)
- ZONE NON-CLASSIFIÉE

SIGNES CONVENTIONNELS

- RIVIÈRES
- FOSSÉS DE DRAINAGE
- PUITS



ZONES DE PROTECTION

- PÉRIMÈTRE DE 3 MÈTRES (FOSSÉS DE DRAINAGE)
- PÉRIMÈTRE DE 100 MÈTRES (RIVIÈRES ET PUIITS)

8.3.2 L'utilisation du dicamba ou du 2,4-D dans les cultures de blé, d'avoine et d'orge

L'application de 1,25 kg/ha de dicamba sur les cultures de blé, d'avoine et d'orge (Carte 4), présente des risques de contamination beaucoup moins élevés. Les risques de contamination moins élevés du dicamba par rapport à l'atrazine résultent de leurs différentes persistances et de leurs normes respectives. Le dicamba est trois fois moins persistant (demi-vie = 5 semaines) que l'atrazine et comporte une norme deux fois plus permissive (0,12 ppm) étant donné sa plus faible toxicité. Les zones comportant des probabilités supérieures à 75% révèlent des concentrations moyennes annuelles variant de 0,17 ppm à 0,29 ppm et des masses cumulées de pesticide variant de 0,32 kg/ha à 0,55 kg/ha. Dans cette carte, l'effet des caractéristiques des sols sur le pesticide est plus visible. La diminution des risques de contamination est intimement liée à l'augmentation du pourcentage de matière organique dans les sols et à la diminution de la perméabilité de ceux-ci. Les sols ayant un pourcentage élevé de sable comportent des risques de contamination supérieurs. Les zones à proximité des rivières révèlent des risques de contamination supérieurs à 75% causés par la faible profondeur de la nappe. Nous observons également que les sites loameux possédant un fort pourcentage de matières organiques, montrent

des probabilités inférieures à 0,1%. Donc selon les critères établis précédemment, les risques de contamination sont acceptables.

L'application de 1,75 kg/ha de 2,4-D (Carte 5) sur des cultures de blé et d'orge peut occasionner plus de risques que le dicamba. Les concentrations moyennes dépassant la norme de 0,1 ppm (mg/l) varient de 0,236 à 0,466 ppm (mg/l). Les masses cumulées de pesticide arrivant à la nappe se situent entre 0,44 kg/ha et 0,86 kg/ha.

Dans l'ensemble, les risques de contamination du 2,4-D se situent pour la majorité des sols d'une classe plus élevés que pour le dicamba. Par exemple, les sols qui possèdent des probabilités de contamination entre 10% et 25% pour l'application du dicamba, posséderont des probabilités de 25% à 50% dans l'utilisation du 2,4-D.

La Carte 6 présente la comparaison des applications de 2,4-D (1.75 kg/ha) et de dicamba (1.25 kg/ha) sur une culture de blé. Les résultats montrent que le dicamba présente moins de risque de contamination que le 2,4-D pour la plupart des sites. Seuls les sols possédant des pourcentages élevés à la fois en matière organique et en argile présentent un risque acceptable (probabilité \leq

0,1%). Pour les sites où la probabilité de contamination est égale pour les deux pesticides, le choix est laissé à l'utilisateur. Par contre, pour les sites enregistrant des probabilités supérieures à 75%, aucun des deux pesticides n'est admissible. Dans ce cas il faudra rechercher une autre alternative. Dans un contexte toxicologique et de gestion du risque, il ne faut pas se limiter à trouver le moins vulnérable, il faut aussi explorer d'autres pesticides mieux adaptés aux sites et présentant un risque acceptable.

VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES À LA CONTAMINATION PAR LE DICAMBA DANS LA CULTURE DU BLÉ-AVOINE-ORGE

COMTÉ RICHELIEU (QUÉBEC)



CO-PRODUCTION

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS-EAU)
SERVICE DE GÉOMATIQUE, GENDRON LEFEBVRE

RECHERCHE

ERIC GAUTHIER, GÉOGRAPHE (M.SC.)

SOURCES

DONNÉES: AGRICULTURE CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA
ENVIRONNEMENT QUÉBEC, ENERGIE ET RESSOURCES QUÉBEC

BASE CARTOGRAPHIQUE: 3H15-200-0201, AGRICULTURE CANADA

NOTE: CE DOCUMENT CONSTITUE UNE ÉTUDE PRÉLIMINAIRE SERVANT EXCLUSIVEMENT À
DES FINS ACADÉMIQUES OU DE RECHERCHES. TOUTE INFORMATION COMPLÉMENTAIRE
OU CORRECTIVE EST BIENVENUE.

CARACTÉRISTIQUES DE L'APPLICATION

NOM DU PRODUIT INDUSTRIEL: DYVEL

TAUX D'APPLICATION: 1,25 kg/ha

NOMBRE D'APPLICATION: 1

PÉRIODE D'APPLICATION: MAI

QUANTITÉ MAXIMALE PERMISE DANS L'EAU POTABLE: 0,12 ppm
(NORME UTILISÉE DANS LE CALCUL DES PROBABILITÉS DE DÉPASSEMENT)

PROBABILITÉ DE CONTAMINATION

- ≤ 0,1 %
- 0,1 % à 5,0 %
- 5,0 % à 10,0 %
- 10,0 % à 25,0 %
- 25,0 % à 50,0 %
- 50,0 % à 75,0 %
- > 75,0 %
- NON-CLASSIFIÉ

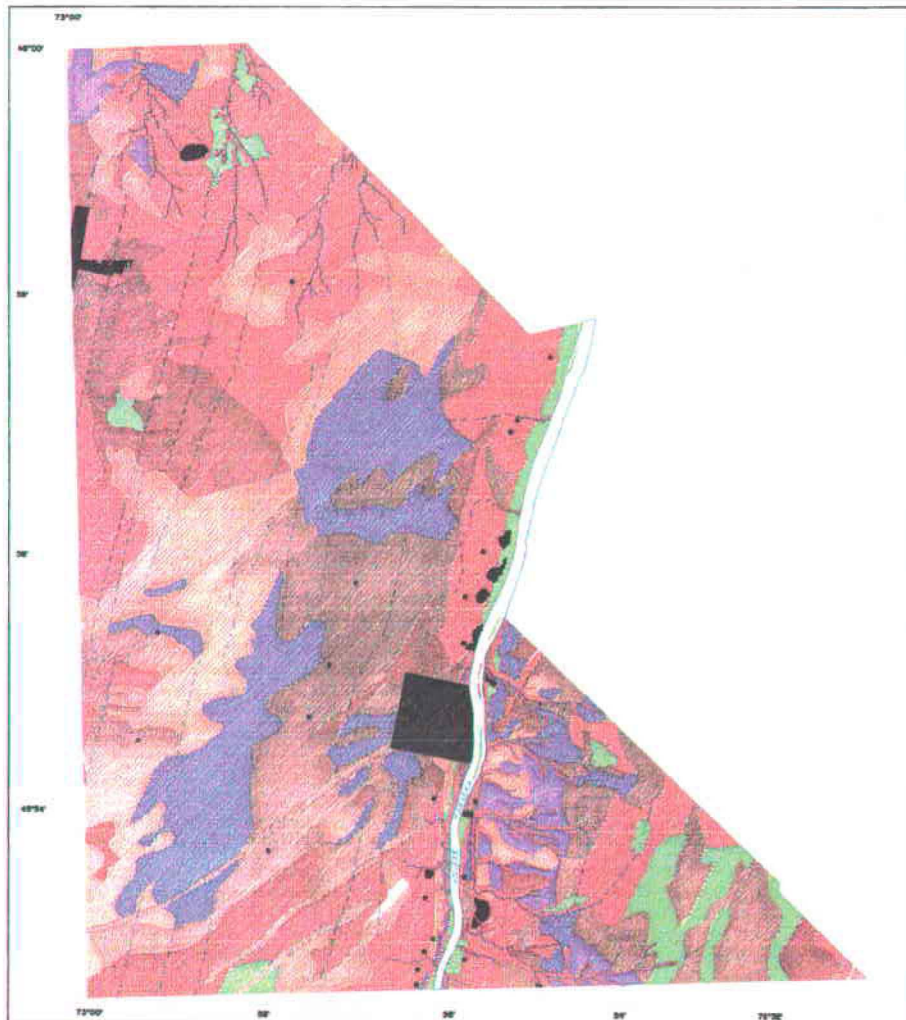
SIGNES CONVENTIONNELS

- RIVIÈRES _____
- FOSSÉS DE DRAINAGE _____
- PUITS _____ ○



VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES À LA CONTAMINATION PAR LE 2,4-D DANS LA CULTURE DU BLÉ ET DE L'ORGE

COMTÉ RICHELIEU (QUÉBEC)



CO-PRODUCTION

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS-EAU)
SERVICE DE GÉOMATIQUE, GENDRON LEFEBVRE

RECHERCHE

ERIC GAUTHIER, GÉOGRAPHE (M.SC.)

SOURCES

DONNÉES: AGRICULTURE CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA
ENVIRONNEMENT QUÉBEC, ENERGIE ET RESSOURCES QUÉBEC
BASE CARTOGRAPHIQUE: 3IH5-200-0201, AGRICULTURE CANADA

NOTE: CE DOCUMENT CONSTITUE UNE ÉTUDE PRÉLIMINAIRE SERVANT EXCLUSIVEMENT À
DES FINS ACADÉMIQUES OU DE RECHERCHES. TOUTE INFORMATION COMPLÉMENTAIRE
OU CORRECTIVE EST BIENVENUE.

CARACTÉRISTIQUES DE L'APPLICATION

NOM DU PRODUIT INDUSTRIEL: 2,4-D
TAUX D'APPLICATION: 1,75 kg/ha
NOMBRE D'APPLICATION: 1
PÉRIODE D'APPLICATION: MAI

QUANTITÉ MAXIMALE PERMISE DANS L'EAU POTABLE: 0,10 ppm
(NORME UTILISÉE DANS LE CALCUL DES PROBABILITÉS DE DÉPASSEMENT)

PROBABILITÉ DE CONTAMINATION

- ≤ 0,1 %
- 0,1 % à 5,0 %
- 5,0 % à 10,0 %
- 10,0 % à 25,0 %
- 25,0 % à 50,0 %
- 50,0 % à 75,0 %
- > 75,0 %
- NON-CLASSIFIÉ

SIGNES CONVENTIONNELS

- RIVIÈRES _____
- FOSSÉS DE DRAINAGE _____
- PUITS ○



SCHÉMA D'UTILISATION DES PESTICIDES DANS LA CULTURE DU BLÉ ET DE L'ORGE

COMTÉ RICHELIEU (QUÉBEC)



CO-PRODUCTION

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS-EAU)
SERVICE DE GÉOMATIQUE, GENDRON LEFEBVRE

RECHERCHE

ERIC GAUTHIER, GÉOGRAPHE (M.SC.)

SOURCES

DONNÉES: AGRICULTURE CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA
ENVIRONNEMENT QUÉBEC, ENERGIE ET RESSOURCES QUÉBEC

BASE CARTOGRAPHIQUE: 3IH15-200-0201, AGRICULTURE CANADA

NOTE: CE DOCUMENT CONSTITUE UNE ÉTUDE PRÉLIMINAIRE SERVANT EXCLUSIVEMENT À
DES FINS ACADÉMIQUES OU DE RECHERCHES. TOUTE INFORMATION COMPLÉMENTAIRE
OU CORRECTIVE EST BIENVENUE.

CARACTÉRISTIQUES DES PESTICIDES TESTÉS

PESTICIDE	TAUX D'APPLICATION	NOMBRE D'APPLICATION	PÉRIODE D'APPLICATION	NORME
2,4-D	1,75 kg/ha	1	MAI	0,10 ppm
DICAMBA	1,25 kg/ha	1	MAI	0,12 ppm

PESTICIDE À RISQUE MINIMAL

- 2,4-D
- DICAMBA
- 2,4-D OU DICAMBA
- AUCUN (PROBABILITÉ >75%)
- RISQUE ACCEPTABLE (PROBABILITÉ < 0,1%)
- ZONE NON-CLASSIFIÉE

SIGNES CONVENTIONNELS

- RIVIÈRES
- FOSSÉS DE DRAINAGE
- PUIITS



ZONES DE PROTECTION

- PÉRIMÈTRE DE 3 MÈTRES (FOSSÉS DE DRAINAGE)
- PÉRIMÈTRE DE 100 MÈTRES (RIVIÈRES ET PUIITS)

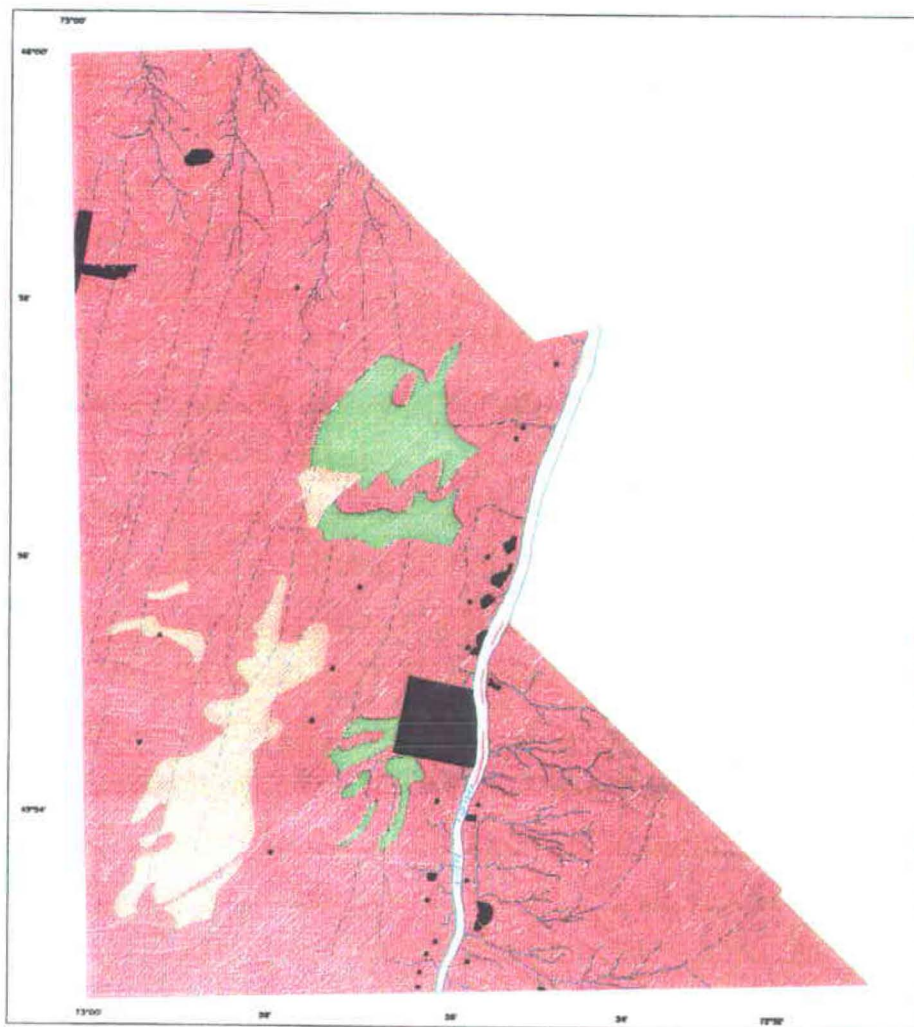
8.3.3 L'utilisation de la cyanazine ou du dicamba dans la culture de l'avoine

L'utilisation de 2,25 kg/ha de cyanazine (Carte 7) comporte des risques de contamination supérieurs à 75% de probabilités pour la majorité des sites pulvérisés. Les concentrations moyennes arrivant à la nappe et dépassant la norme de 0,01 ppm varient de 0,104 à 0,905 ppm (mg/l). Les masses cumulées parvenant à la nappe se situent entre 0,186 à 1,67 kg/ha. L'utilisation de la cyanazine a la même configuration spatiale que l'application l'atrazine. Pour les sols loameux de type OUa3 les probabilités sont de 5% à 10% et pour le type AI3h de 10% à 25% étant donné la teneur élevée en matière organique.

Le schéma d'utilisation des pesticides dans la culture de l'avoine (Carte 8) recommande pour la plupart des sites l'utilisation du dicamba au lieu de la cyanazine. La cyanazine de par ses caractéristiques physico-chimiques, se dégrade moins rapidement que le dicamba (environ 4 fois moins vite). Un facteur qui contribue par ailleurs à l'augmentation des probabilités de contamination est l'aspect toxicologique de la cyanazine. Cette norme est de 0,01 ppm pour la cyanazine soit 12 fois plus élevée que celle du dicamba.

VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES À LA CONTAMINATION PAR LA CYANAZINE DANS LA CULTURE DE L'AVOINE

COMTÉ RICHELIEU (QUÉBEC)



CO-PRODUCTION

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS-EAU)
SERVICE DE GÉOMATIQUE, GENDRON LEFEBVRE

RECHERCHE

ERIC GAUTHIER, GÉOGRAPHE (M.SC.)

SOURCES

DONNÉES: AGRICULTURE CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA
ENVIRONNEMENT QUÉBEC, ENERGIE ET RESSOURCES QUÉBEC
BASE CARTOGRAPHIQUE: 3H15-200-0201, AGRICULTURE CANADA

NOTE: CE DOCUMENT CONSTITUE UNE ÉTUDE PRÉLIMINAIRE SERVANT EXCLUSIVEMENT À
DES FINS ACADÉMIQUES OU DE RECHERCHES. TOUTE INFORMATION COMPLÉMENTAIRE
OU CORRECTIVE EST BIENVENUE.

CARACTÉRISTIQUES DE L'APPLICATION

NOM DU PRODUIT INDUSTRIEL: BLGAL
TAUX D'APPLICATION: 2,25 kg/ha
NOMBRE D'APPLICATION: 1
PÉRIODE D'APPLICATION: MAI

QUANTITÉ MAXIMALE PERMISE DANS L'EAU POTABLE: 0,01 ppm
(NORME UTILISÉE DANS LE CALCUL DES PROBABILITÉS DE DÉPASSEMENT)

PROBABILITÉ DE CONTAMINATION

- ≤ 0,1 %
- 0,1 % à 5,0 %
- 5,0 % à 10,0 %
- 10,0 % à 25,0 %
- 25,0 % à 50,0 %
- 50,0 % à 75,0 %
- > 75,0 %
- NON-CLASSIFIÉ

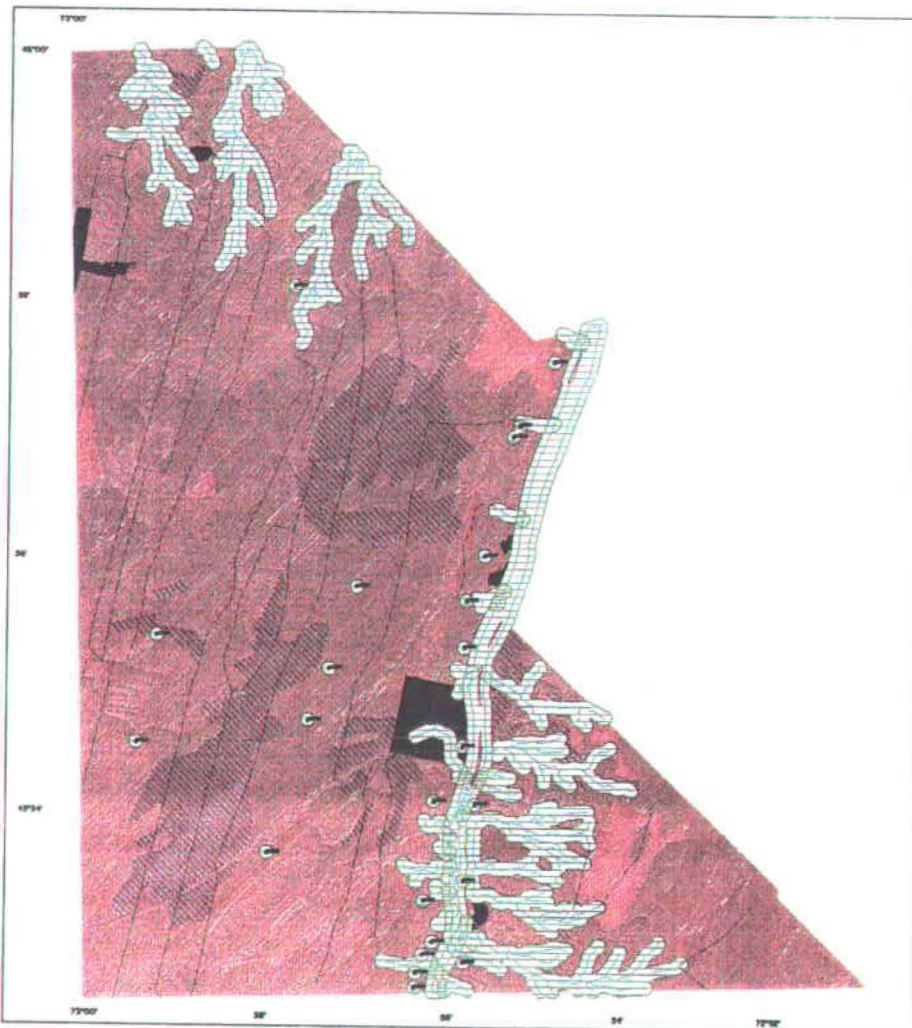
SIGNES CONVENTIONNELS

RIVIÈRES
FOSSÉS DE DRAINAGE
PUITS ○



SCHÉMA D'UTILISATION DES PESTICIDES DANS LA CULTURE DE L'AVOINE

COMTÉ RICHELIEU (QUÉBEC)



CO-PRODUCTION

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS-EAU)
SERVICE DE GÉOMATIQUE, GENDRON LEFEBVRE

RECHERCHE

ERIC GAUTHIER, GÉOGRAPHE (M.SC.)

SOURCES

DONNÉES: AGRICULTURE CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA
ENVIRONNEMENT QUÉBEC, ENERGIE ET RESSOURCES QUÉBEC

BASE CARTOGRAPHIQUE: 3IH5-200-0201, AGRICULTURE CANADA

NOTE: CE DOCUMENT CONSTITUE UNE ÉTUDE PRÉLIMINAIRE SERVANT EXCLUSIVEMENT À
DES FINS ACADÉMIQUES OU DE RECHERCHES. TOUTE INFORMATION COMPLÉMENTAIRE
OU CORRECTIVE EST BIENVENUE.

CARACTÉRISTIQUES DES PESTICIDES TESTÉS

PESTICIDE	TAUX D'APPLICATION	NOMBRE D'APPLICATION	PÉRIODE D'APPLICATION	NORME
CYANAZINE	2,25 kg/ha	1	MAI	0,01 ppm
DICAMBA	1,25 kg/ha	1	MAI	0,12 ppm

PESTICIDE À RISQUE MINIMAL

- CYANAZINE
- DICAMBA
- CYANAZINE OU DICAMBA
- AUCUN (PROBABILITÉ >75%)
- RISQUE ACCEPTABLE (PROBABILITÉ < 0,1%)
- ZONE NON-CLASSIFIÉE

SIGNES CONVENTIONNELS

- RIVIÈRES
- FOSSÉS DE DRAINAGE
- PUIXS



ZONES DE PROTECTION

- PÉRIMÈTRE DE 3 MÈTRES (FOSSÉS DE DRAINAGE)
- PÉRIMÈTRE DE 100 MÈTRES (RIVIÈRES ET PUIXS)

8.4 Comparaison avec la méthode DRASTIC

La méthode DRASTIC est réalisée sur le principe du consensus Delphi, qui repose sur la classification-indexation de certains paramètres. Les paramètres considérés par DRASTIC sont la profondeur de la nappe, la recharge nette, le milieu aquifère, la zone insaturée, la topographie, l'impact de la zone insaturée et la perméabilité de l'aquifère. Chacun de ces facteurs peut être indicé suivant un système de rangement en classe (Annexe C). La somme pondérée des indices résultant correspond à l'index DRASTIC. Un ensemble spécifique de poids (pondération des indices) a été spécialement déterminé pour l'application de DRASTIC en contexte agricole. Les auteurs de cette méthode précisent que l'interprétation des indices s'effectue seulement sur le principe de comparaison avec différents sites situés à l'intérieur d'une même région. Ainsi l'évaluation d'un site est relative par rapport à un autre site, et non interprétable de façon absolue.

L'utilisation de la méthode DRASTIC utilisée par le ministère de l'Environnement du Québec a été également réalisée sur le territoire du comté de Richelieu. Les résultats de la pondération des différents paramètres hydrogéologiques ont assigné une vulnérabilité forte sur la majorité des sites

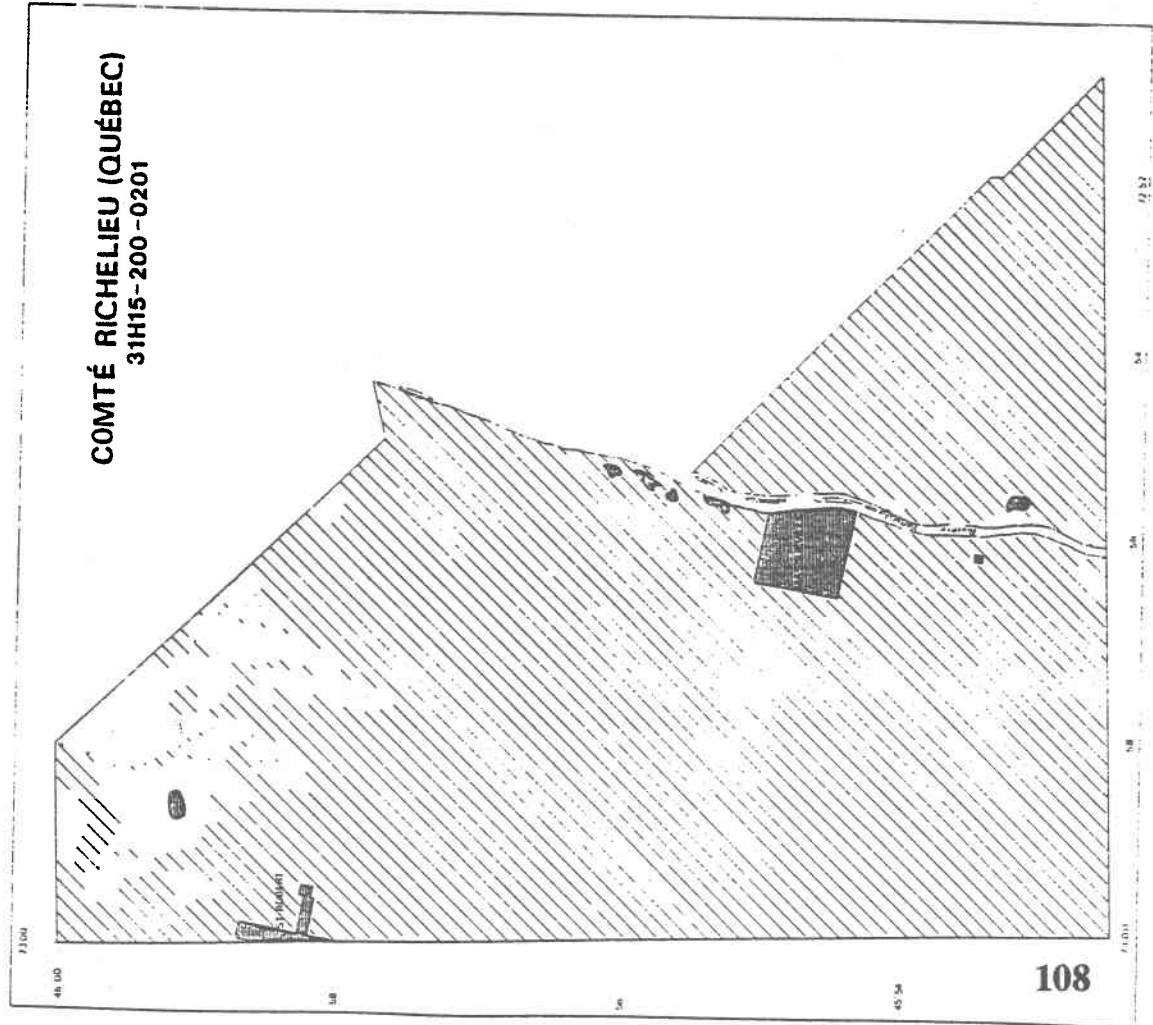
(Carte 9). Comparativement à notre méthode, DRASTIC ne tient pas compte des caractéristiques physico-chimiques du contaminant ni de la dose appliquée. De plus, cette méthode assume que les pesticides ne se dégradent pas et ne sont pas adsorbés. En réalité, l'adsorption et la dégradation du pesticide ont des effets significatifs sur la quantité de pesticide arrivant à la nappe. Nous remarquons très bien ceci avec l'ensemble des cartes réalisées avec VULPEST. En effet, nous remarquons qu'il existe quelques zones qui sont toujours moins vulnérables que d'autres. Ce sont des zones possédant un plus fort pourcentage de matière organique. Dans la méthode DRASTIC ces zones ne sont pas discernées et sont classifiées comme vulnérables. De ce fait, l'indice DRASTIC n'apporte pas une information suffisante et pertinente pour évaluer la vulnérabilité de ces sites.

Comparativement à DRASTIC, l'utilisation du modèle VULPEST a permis de discerner des zones moins vulnérables à l'application de certains pesticides. Par exemple, la Carte 5 exprimant la vulnérabilité des eaux souterraines par le 2,4-D démontre que le territoire n'est pas entièrement vulnérable à ce pesticide. On en déduit donc que seule une méthode basée sur la modélisation des processus devrait être utilisée pour l'évaluation de la vulnérabilité puisqu'elle permet de quantifier pour un territoire donné les niveaux d'agression.

L'utilisation de la modélisation mathématique (VULPEST) et d'un système d'information géographique (MGE) a permis d'évaluer 99 sites physiquement et hydrodynamiquement différents avec cinq herbicides de caractéristiques différentes. L'outil a montré la grande vulnérabilité de certains sites (sols sableux ou sols sans matière organique) aux différents pesticides testés, et la non vulnérabilité de certains sols plus riches en matière organique, et principalement en regard des pesticides les plus facilement dégradables. Enfin, le modèle VULPEST a permis de quantifier la vulnérabilité par des grandeurs physiques mesurables, interprétables statistiquement par des probabilités de dépassement à la norme toxicologique.

VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES PESTICIDES

PAR LA MÉTHODE DRASTIC







LISTE DES PARAMÈTRES DRASTIC AVEC LEURS
POIDS RELATIFS POUR LES PESTICIDES

NUMÉRO	PARAMÈTRE	POIDS
1	Profondeur de la nappe	5
2	Recharge nette	4
3	Matériaux de l'aquifère	3
4	Matériaux du sol	5
5	Topographie	3
6	Impact de la zone non saturée	4
7	Conductivité hydraulique	2

Source: Aller & (1987) DRASTIC standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. EPA

INDEX DRASTIC

-  1 < 100 (Vulnérabilité faible)
-  100 < 1 < 150 (Vulnérabilité moyenne)
-  150 < (Vulnérabilité forte)
-  Non-classifié

NB: Classification utilisée par le MENVQ

9.0 CONCLUSION

La multiplication des cas de contamination des eaux souterraines par les pesticides employés en agriculture est un problème environnemental de plus en plus sérieux compte tenu de l'accroissement rapide du nombre et de l'utilisation de ces produits. Ces problèmes de contamination ne sont pas nécessairement attribuables à une mauvaise utilisation de ces produits par les différents usagers, mais plutôt au manque d'outils pour gérer adéquatement ceux-ci.

En conséquence, l'objectif de cette étude était de mettre au point un outil qui permette de savoir quels pesticides peut être utilisé sur le territoire en fonction des paramètres conditionnant le mouvement et la dégradation des pesticides dans le sol, l'utilisation du territoire et le cadre législatif (normes toxicologiques). De plus, cet outil devait permettre l'intégration et la gestion de toutes les données disponibles à l'intérieur des institutions gouvernementales et para-publiques afin de réaliser une évaluation et afin de pouvoir localiser et visualiser avec précision, les risques de contamination des eaux souterraines par les pesticides.

L'utilisation de la modélisation mathématique et des systèmes d'information géographique (SIG) a permis de réaliser cet objectif. L'utilisation du modèle stochastique VULPEST permet à l'outil d'évaluer rapidement la quantité de contaminant susceptible de parvenir à la nappe à l'aide de la simulation mathématique du transport et de la dégradation des pesticides dans la zone non-saturée du sol. Le risque a été établi en fonction des concentrations moyennes annuelles parvenant à la nappe et des normes toxicologiques de chaque

pesticide. Ainsi, le modèle permet de quantifier la vulnérabilité sur des grandeurs physiques mesurables in situ et statistiquement par des probabilités de dépassement à la norme.

L'utilisation d'un SIG a permis de solutionner les problèmes de gestion et d'intégration des données géographiques. L'intégration de la référence spatiale de l'information permet à l'outil de localiser les différents paramètres sur le territoire, de les situer les uns par rapport aux autres et de connaître leurs relations avec les composantes de l'environnement. La puissance de l'intégration du SIG a permis également de standardiser l'information dans une banque de données uniformisées permettant l'utilisation efficace de toutes les données disponibles. Lors d'une éventuelle évaluation sur un même territoire avec d'autres pesticides, le SIG permet une mise à jour très rapide de l'information.

L'utilisation de la théorie de l'information et des concepts de représentation a permis dans une certaine mesure de standardiser la cartographie de la vulnérabilité. Les cartes comportent suffisamment de détails pour avoir une bonne représentation des potentiels de contamination des eaux souterraines par les pesticides sans pour autant être surchargées d'information. L'utilisation du SIG a permis de porter à un niveau supérieur la cartographie traditionnelle de la vulnérabilité des eaux souterraines par les pesticides. Le SIG permet l'utilisation rationnelle de la visualisation à l'écran pour réaliser une évaluation complète et rapide du territoire. Par la structure des systèmes d'information géographique, il est possible de visualiser à l'écran l'information désirée pour un objet sélectionné ou pour une application précise.

Il est important de reconnaître certaines limites de l'outil employé. Les limites de l'outil sont principalement liées à la précision des données recueillies. Les résultats découlant de l'analyse de ces données seront aussi précis et valables que la qualité des données de base en ce qui a trait à leur localisation et à leur valeur quantitative. Actuellement les simulations ont été réalisées par culture en considérant que celles-ci occupent entièrement le territoire. Le manque de données sur les pratiques agricoles dans l'ensemble du territoire sont très difficiles à acquérir, notamment au niveau de l'utilisation du sol agricole (distribution spatiale des cultures). De ce fait, nous avons réalisé des évaluations globales par culture en attendant d'acquérir les données sur l'utilisation agricole du territoire québécois. Enfin le protocole d'utilisation de l'outil nous permet de diminuer efficacement les risques d'erreurs reliés aux différentes manipulations. La définition du protocole a permis d'obtenir le plein potentiel du système et de gérer tout le processus d'évaluation.

Bien que le modèle VULPEST ait été déjà expérimenté sur deux sites québécois (régions de Portneuf et Saint-Augustin), avec deux pesticides différents pour sa validation, nous espérons qu'il sera bientôt possible de vérifier la concordance entre les valeurs prédites et celles mesurées du comté de Richelieu afin de valider le comportement du modèle sur un grand territoire.

Comparativement à d'autres méthodes et approches, un tel outil permet d'évaluer et de visualiser les risques de contamination des eaux souterraines par les pesticides et de gérer toutes les connaissances nécessaires pour prendre une décision sur des critères objectifs et justifiables du point de vue scientifique. Ainsi l'intégration de la modélisation mathématique au SIG constitue pour les

intervenants un outil original, puissant et souple pour gérer l'utilisation des pesticides en milieu agricole.

L'utilisation de ces cartes permet d'identifier les éléments correctifs nécessaires pour la prévention des contaminations des eaux souterraines par les pesticides. Ces résultats peuvent être utilisés pour une planification d'aménagement, pour une présélection de sites ou même pour localiser l'implantation d'un puits en un lieu à risque minimal.

On peut tester également de façon préventive le potentiel de contamination d'un nouveau produit (première utilisation dans une région, ou nouvellement sur le marché). Avec un tel outil de décision les responsables pourront souscrire des indications relatives à l'utilisation des pesticides, ou pour l'homologation des nouveaux produits. On pourra également sélectionner les zones agricoles critiques où les efforts d'intervention devraient être renforcés (échantillonnage, établissement d'un réseau de surveillance, prévention, conservation, etc.) pour permettre une meilleure gestion des ressources.

Pour rendre un tel outil encore plus performant, certains développements pourraient être envisagés. Par exemple, on pourrait coupler un modèle de transport dans la zone saturée du sol qui permettrait de prédire la quantité de pesticide parvenant à d'autres systèmes (rivières et lacs). Ceci pourrait permettre de déterminer scientifiquement la grandeur d'un périmètre de protection pour un puits et une rivière. Par ailleurs, l'application des systèmes experts pourrait automatiser le processus de cartographie et permettrait d'interpréter les résultats et d'aider la prise de décision. On pourrait joindre à un système expert d'autres modèles permettant de simuler d'autres phénomènes comme par exemple les

sous-produits de dégradation des pesticides (métabolites) pouvant être toxiques. De plus, l'utilisation de la télédétection pourrait dans une certaine mesure, combler le manque d'information sur l'utilisation du territoire agricole en délimitant les différentes espèces cultivées.

L'efficacité de l'outil sera augmenté par l'accès à une plus grande quantité de données sous forme numérique. Par exemple, les données graphiques à l'échelle 1:20 000 représentant la pédologie devraient être sous forme numérique pour l'ensemble des terres agricoles du Québec. Cela permettrait d'avoir accès directement à l'information dans un format prédisposé aux traitements par un système d'information à référence spatiale. Les gouvernements sont de plus en plus sensibilisés à l'importance de la géomatique pour la gestion du territoire. Du fait, on pourra éventuellement avoir dans une dizaine d'années avec le plan géomatique québécois, une quantité de données accessibles sous forme géo-référencée.

L'exemple réalisé dans le comté de Richelieu a démontré l'utilité de cet outil. En effet, la visualisation des risques de contamination pour les pesticides testés a permis de distinguer les pesticides comportant le moins de risque de contamination pour chaque site sous différentes cultures. A divers niveaux, le rôle de la cartographie est important. Elle permet de guider les décisions des planificateurs ou des experts dans le choix des pesticides selon les caractéristiques du milieu. Dans le domaine de la conservation et de la protection des eaux souterraines elle peut aider les législateurs à prendre ou à renforcer les mesures de contrôle ou la formulation d'avis pour l'homologation des pesticides. Enfin, il est certain que dans le cadre de la préoccupation actuelle de la conservation de l'environnement, ces cartes sont appelées à une fonction

très utile, notamment en matière de protection des captages d'eau d'alimentation et des zones naturelles sensibles. L'utilisation potentielle de ce nouvel outil permettra peut être de préserver la qualité de cette ressource nécessaire et vitale en milieu agricole, en permettant une utilisation plus rationnelle et harmonieuse des pesticides et en assurant une qualité pour les générations futures.

10. BIBLIOGRAPHIE

- Agriculture Canada - Groupe de travail sur les systèmes cartographiques (1982). Un système de cartographie des sols pour le Canada. Rapport présenté au comité d'experts sur la prospection pédologique, Institut de recherche sur les terres, Direction générale de la recherche, Agriculture Canada, contribution No.142, 98 p.
- Albinet, M. et Margat, J. (1970) Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. Bulletin du B.R.G.M. (2) III,4, p.13-22.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.R et R.J. Petty (1985) DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. Rapport EPA/600/2-85/018, US Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma, USA, 455p.
- Andersen, L.J. et Gost, E. (1987) Applicability of vulnerability maps. Paper presented before the national Institute of public Health and Environmental Hygiene of the Netherland: "International conference on the vulnerability of soils and groundwater to pollutants", Noordwijk an Zee. Proceedings No.38, W.van Duijvenbooden and H.G. Waegeningh, eds, the Hague, 1987, p.321-332.
- Bertin, J.(1977) La graphique et le traitement graphique de l'information, Paris, Flammarion, coll. nouvelle bibliothèque scientifique, 1977, 277 p.
- Bourg, A. et Sauty, J.P., (1987) Can the K_d concept model successfully adsorption in hydrodynamic mass transfer model? International conference vulnerability of soil and ground water to pollutants, avril 1987, The Netherlands, The Hague, p.911-921.
- Breeuwsma, A. et Duijvenbooden W.V., (1987). Mapping of groundwater vulnerability to pollutants in the netherlands. Paper presented before the national Institute of public Health and Environmental Hygiene of the Netherland: "International conference on the vulnerability of soils and groundwater to pollutants", Noordwijk an Zee. Proceedings No.38, W.van Duijvenbooden and H.G. Waegeningh, eds, the Hague, 1987, p.309-320.

- B.R.G.M - Bureau de Recherches Géologiques et Minières (1975) Cartes de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Feuillet de Lyon. B.R.G.M. Orléans, France.
- Burrough, PA., (1986) Principles geographical information systems for land resources assessment. Clarendon Press, Oxford, 193 p.
- Canter, L.W., Knox, R.C. et Fair, D.M., (1988) Ground water quality protection. Lewis publishers, inc., 562 p.
- Campbell W.G., et autres, (1987) The environmental protection agency's/delayed response project: the role of geographic information system, GIS'87 Conf.Proc., Amer.Soc. for photogrammetry and remote sensing, Amer.Congress on surveying and mapping, 1987, p.456-467.
- Carsel, R.F., Smith, C.N., Mulkey, L.A., Dean, J.D. et Jowise, P.P. (1984) User's manual for the pesticide root zone model (PRZM). EPA 600/3-84-109. Environmental Research Laboratory-Athens, Georgia, 216 p.
- Casarett et Doull's, (1986) Toxicology, Macmillan publishing compagny, 974 pp.
- Castany, G., (1967) Traité pratique des eaux souterraines. 2e édition, Dunod, 661p.
- Castany, G. et Margat, J., (1977) Dictionnaire français d'hydrogéologie. Bureau de recherches géologiques et minières, service géologique national, 249 p.
- Commission canadienne de pédologie (1978) Le système canadien de classification des sols. Publication 1646, ministère de l'agriculture du Canada, Ottawa, 170 p.
- Cotecchia, V. (1982) Modern experimental methods for the study of groundwater. International conference on modern approach to groundwater management. General reports and lectures, late papers, p.76-134.
- Crawford, N.H. et A.S. Domigian (1973) Pesticide transport and runoff (PTR) model for agricultural lands. US Environmental Protection Agency, EPA-660/2-74-013, Athens, Georgia.

- Day, J.H. (1978) Guide d'interprétation des aptitudes mécaniques des sols sur le terrain. Traduit de "Guide for interpreting Engineering Uses of soils published by U.S. Department of agriculture soil conservation service", Institut de recherche sur les terres, Ottawa, 89 p.
- Dulaney, R.A., (1987) A geographic information system for large area environmental analysis, GIS'87 Conf.Proc., Amer.Soc. for photogrammetry and remote sensing, Amer.Congress on surveying and mapping, p.206-215.
- Environnement Canada (1989) La bonne dose, Ministère de l'environnement du Canada, 46p.
- Fisher T.H.,(1982) Mapping information - The graphic display of quantitative information. Abt Associates, 1982, 384 p.
- Fletcher, G.A. (1987) GIS use for hazardous waste site characterization on NAEC Lakehurst, New Jersey. GIS '87 conference proceedings, American society for photogrammetry and remote sensing, American congress on surveying and mapping, Vol.1, 1987, p.468-475.
- Foresman, T.W., (1987) Present and future role of GIS technology for hazardous waste facility management. GIS'87 Conf.Proc., Amer.Soc. for photogrammetry and remote sensing, Amer.Congress on surveying and mapping, 1987, p.468-475.
- Forrest, S. et Caux, P.Y., (1988) Pesticides in tributaries of the St-Lawrence River 1987-88 programm report, Centre St-Laurent, Environnement Canada,134p.
- Freeze, R.A. et Cherry, J.A., (1979) Groundwater. Prentice-Hall,Inc., 604 p.
- Gilbert, R.O. (1987) Statistical methods for environmental pollution monitoring. Van Nostrand Reinhold Company Inc., 1987, 299 p.
- Godon, D., Lajoie, P. et Nadeau, D., (1987) Atlas de l'utilisation des pesticides en agriculture au Québec, DSC de l'Université Laval, 43 p.

- Grenier, C. et McCormack, R. (1985) Carte de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution, Bassin de la rivière Yamaska: 1:250 000, Direction des eaux souterraines et de consommation, ministère de l'Environnement du Québec.
- Hess, P.J., (1986) Groundwater use in Canada, 1981. National Hydrology Research Institute Paper no 28, Inland water directorate bulletin no. 140.
- Hewitt, M.J., et Koglin, E.N., (1987) A planning strategy for using GIS in the assessment of environmental problems: a customer's guide. GIS'87 Conf.Proc., Amer.Soc. for photogrammetry and remote sensing, Amer.Congress on surveying and mapping, p.128-137.
- Jadkowski, M.A., et Dutram, P.W., (1989) Maine groundwater data management system. URISA proceeding, Vol.4, p.318-331
- Jensen, J.R. et Christensen, E.J. (1986). Solid and hazardous waste disposal site selection using digital geographic information system technics. The Science of Total Environment, Vol.56, 1986, p.265-276
- Jury, W.A., Stolzy, L.H., et Shouse, P. (1982) A field test of the transfer function model. Water Resources Research, Vol.18, No.2, p.363-368
- Jury, W.A. (1985) Spatial variability of soil physical parameters in solute movement: A critical literature review. Electric Power Research Institute, report No.EPR1 EA-4228, Palo Alto, California.
- Khan, A., et Liang, T., (1989) Mapping pesticide contamination potential. Environmental management, Vol.13, No.2, p.233-242
- Kenaga, E.E., et Goring, C.A.I. (1978) Relationship between water solubility, soil-sorption, octanol-water partitioning and bioconcentration of chemicals in biota. Presented at American society for testing and materials, 3rd Aquatic toxicology symposium, new orléans, Louisiane.
- MAPAQ - Conseil des productions végétales (1989) Mauvaises Herbes. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Gouvernement du Québec, 184p.

- McCormack, R. (1986) Devis-type d'une étude de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution utilisant la méthode DRASTIC. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des eaux souterraines et de consommation.
- McKeague, J.A. (1977) Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. Institut de recherche sur les terres, Agriculture Canada, Ottawa, 221 p.
- MENVIQ - Ministère de l'Environnement du Québec (1989), Code de gestion des pesticides, version provisoire, document de consultation, ministère de l'Environnement de Québec, mai 1989.
- MENVIQ - Ministère de l'environnement du Québec (1990) Micropolluants organiques, campagnes d'échantillonnage 1987-88. Direction des eaux souterraines et de consommation, 178 p.
- Moles, A.A., (1964) Théorie de l'information et message cartographique. Sciences et enseignement des sciences, Paris, Vol.5, No.2, 1964, p.11-16.
- Neil, M., Edward, J. et Russel, F.,(1986) Organic carcinogens in drinking water: detection, treatment and risk assessment, John Wiley & sons, inc. 1986.
- Nielsen, D.R., Van Genuchten, M.Th. et Biggar, J.W., (1986) Water flow and solute transport processes in unsaturated zone. Water Resour. Res., Vol.22 p.895-1086
- Nolin, M.C., et Lamontagne, L. (1987) Etude pédologique du comté Richelieu (Québec), équipe pédologique fédérale, Agriculture Canada, Vol.1 et 2, 1987.

- Ostry, R.C., LeeCh, R.E., Cooper, A.J. et Rannie, E.H. (1987) Assessing the susceptibility of groundwater supplies to non-point sources agricultural contamination in southern Ontario. Paper presented before the national Institute of public Health and Environmental Hygiene of the Netherland: "International conference on the vulnerability of soils and groundwater to pollute", Noordwijk an Zee. Proceedings No.38, W.van Duijvenbooden and H.G. Waegeningh, eds, the Hague, 1987, p.437-445.
- Paustenbach, D.J., (1989)The risk assessment of environmental and humanhealth hazards:a textbook of case studies. John Wiley & sons, 1989, 1155 p.
- Pena, O. et Sanguin, A.L. (1986) Concepts et méthodes de la géographie. Guérin éditeur, 177 p.
- Rawls, W.D., Brakensiek, D.L. et Saxton, K.E. (1982) Estimation of soil water properties. Transactions ASAE paper No.81-2510, p.1316-1320.
- Rao, P.S.C. et Wagenet, R.J., (1985) Spatial variability of pesticides in field soil: methods for data analysis and consequences. Weed Science, 1985, Vol.33 (supp.2), p.18-24
- Rodricks, J.V., Brett, S.N., et Wrenn, G.C. (1987) Risk decisions in federal regulatory agencies. Regul. Toxicol. Pharmacol., Vol.7, p.307-320.
- Simmons, C.S. (1982) A stochastic-convective transport représentative of dispersion in one dimensional porous media systems. Water Resour. Res., 18, p.1193-1214.
- Star, J. et Este J. (1990) Geographic information systems. Pentice Hall, 303p.
- Sudicky, E.A. (1986) A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: spatial variability of hydraulic conductivity and its role in dispersion process. Water Resour. Res., Vol.22, No.13, p.2060-2082.

- Steyaert, L.T. (1989) Investigating the use of geographic information system technology in the computer workstation environment for global research. ASPRS/ACSM, Technical papers, Vol.4, GIS/LIS, p.46-55.
- Tardif, R.G. et Rodricks, J.V. (1987) Toxic substances and human risk: principles of data interpretation. Plenum press, 445p.
- Van der Zee, S.E.A.T.M. et Van Riemsdijk, W.H. (1986) Transport of phosphate in a heterogeneous field. Transp. Porous Medias, No.1, p.339-359.
- Van Genuchten M.T. et Jury W.A. (1987) Progress in unsaturated flow and transport modeling. Review of Geophysics, Vol.25, No.2, p.135-140.
- Vierhuff, M. (1981) Classification of groundwater resources for regional planning with regard to their vulnerability to pollution. In: Quality of groundwater. Proc. International Symp., Noordwijkerhout, The Netherland. Studies in Environmental Science, Vol.17, W. van Duijvenbooden, P.Glasbergen and H. van Lelyveld, eds, Elsevier Sci. Pub. Co., p.1101-1105.
- Villeneuve, J.P., Banton, O. et Lafrance, P., (1990) A probabilistic approach for the groundwater vulnerability to contamination by pesticides: The VULPEST model Ecological Modelling Amsterdam, Vol.51, p.47-58
- Villeneuve, J.P., Banton, O., Lafrance, P., Robert, C. et Frechette, P., (1988) A sensitivity analysis of adsorption and degradation parameters in the modeling of pesticide transport in soils. Journal of contaminant Hydrology, Vol.3, p.77-96.
- Villeneuve, J.P., Banton, O. et Lafrance, P., (1987) Développement d'un outil simple et adaptable pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides. rapport scientifique No. 232, INRS-EAU.
- Villeneuve, J.P., Cambell, P.G.C., Isabel, D. et Wilson, L. (1985) Problématique de la contamination des eaux souterraines au Québec. Rapport INRS-EAU, Université du Québec, mai 1985, 131 p.
- Warrick, A.W. et Nielsen, D.R. (1980) Spatial variability of soil physical properties in the field. Application of soil physics, Hillel D. éditeur, Academic press, New York, p.319-344.

- Wagenet, R.G. et Huston, J.L., (1987) Leaching estimation and chemistry model. Water Reseach Institute, Cornell University, Ithaca, NY, 80p.
- Wheatcraft, S.W. et Tyler, S.W., (1988) An explanation of scale dependent dispersivity in heterogenous aquifers using concepts of fractal geometry. Water resources research, Vol.24, No.4, P.566-578.
- Whipple, C., (1987) De minimis Risk: contemporary issues in risk analysis. Plenum press, 165p.
- Yang, J-Y. et Yeh, S-T., (1990) Integrated information management and simulation system for groundwater contamination by agricultural chemicals. URISA proceeding, Vol.1, p.151-160.

C.....

C

C VULPEST

Version 3.0

C

C

08/90

C DESCRIPTION:

C

Un modèle d'évaluation de la vulnérabilité des eaux
souterraines à la contamination par les pesticides
par simulations Monte Carlo.

C

C

Les données d'entrée et de sortie sont intégrées à
une base de données (DBASE III plus) et structurées pour
l'accès à un système d'information géographique.

C

C

C

C DONNEES:

C

DE Densité apparente sèche (g/cm³)

C

DEG Dégradabilité du pesticide (/j)

C

EH Épaisseur de chaque horizon (m)

C

ESP Épaisseur du sol pédologique (m)

C

ETP Évapotranspiration potentielle (mm)

C

IC Indice d'ordre des cultures

C

JAP Jour d'application du pesticide (1..365)

C

JEM Jour d'émergence de la culture (1..365)

C

JMA Jour de maturation de la culture (1..365)

C

KOC Coefficient de distribution du pesticide (ml/g)

C

NAN Nombre d'années d'application

C

NAP Nombre d'applications annuelles

C

NC Nombre de cultures

C

NH Nombre d'horizons

C

PA Pourcentage d'argile (%)

C

PAP Profondeur d'application du pesticide (m)

C

PE Conductivité hydraulique de l'horizon (m/s)

C

PEN Pente du terrain (%)

C

PET Potentiel d'évapotranspiration de la plante (mm)

C

PL Pourcentage de limon (%)

C

PMM Précipitation moyenne mensuelle (mm)

C

PN Profondeur de la nappe (m)

C

PO Pourcentage de carbone organique (%)

C

PR Porosité (%)

C

PRS Porosité du substratum (%)

C

PS Pourcentage de sable (%)

C

PVS Conductivité hydraulique vert. du substratum (m/s)

C

SOL Solubilité du pesticide (mg/l)

C

TAP Taux d'application (kg/ha)

C

TEMP Température (°C)

C

C

C

C VARIABLES DE TRAVAIL:

C		
C	CA	Concentration (mg/l)
C	DEGRA	Degradabilite du pesticide (/j)
C	DT	Pas de temps
C	EZ	Epaisseur de chaque horizon (m)
C	EZA	Epaisseur de chaque horizon / application (m)
C	FOC	Fraction de carbone organique (%)
C	I1	Jours limites de chaques mois (1..365)
C	I2	Jours limites de chaques mois (1..365)
C	IAN	Annee simulee
C	ICI	Compteur de la culture simulee
C	IMC	Compteur de la simulation Monte-Carlo
C	INA	Compteur de l'application simulee
C	INC	Compteur de la culture
C	INH	Compteur de l'horizon
C	LAM	Degradabilite du pesticide (/j)
C	MI	Mois de debut de simulation (1..250)
C	MS	Mois simule (1..12)
C	NM	Compteur de mois
C	NMNEC	Nombre de mois necessaire a la dissolution du pest.
C	PARG	Pourcentage d'argile (%)
C	PERM	Conductivite hydraulique de l'horizon (m/s)
C	PLIM	Pourcentage de limon (%)
C	PORO	Porosite (%)
C	PSAB	Pourcentage de sable (%)
C	QINF	Hauteur infiltree (m)
C	RHO	Densite apparente seche (g/cm ³)
C	SOLU	Solubilite du pesticide (mg/l)
C	TAC	Temps d'arrivee de la concentration (jour)
C	TACW	Temps d'arrivee de la concentration (semaine)
C	THETA	Contenu en eau (%)
C	TI	Debut de l'alimentation
C	VINF	Vitesse d'infiltration (m/s)
C	VMAX	Vitesse maximale d'infiltration (m/s)
C	VNEC	Hauteur d'eau necessaire a la dissolution (m)
C	WILTING	Point de fletrissement (%)
C	Z	Epaisseur de chaque horizon (m)
C	ACP	Nombre d'association culture et pesticide
C	NUP	Nombre d'unité homogène à simuler
C	NMC	Nombre de simulation Monté-Carlo
C	PDCM	Probabilité de dépassement à la norme pour CM
C	PDCMOY	Probabilité de dépassement à la norme pour CMOY
C	SOMCM	Somme des simulations des concentrations maximales
C	SOMCMOY	Somme des simulations des concentrations moyennes
C	SOMMC	Somme des simulations des masses cumulées

```
REAL      PN(5),ESP(5),PVS(5),PRS(5),PEN(5)
COMMON /SOL1/  PN,ESP,NH,PVS,PRS,PEN
REAL      EH(5,10),PE(5,10),PS(5,10),PL(5,10)
REAL      PA(5,10),PO(5,10),PR(5,10),DE(5,10)
COMMON /SOL2/  EH,PE,PS,PL,PA,PO,PR,DE
REAL      EZ(11),PERM(11),PORO(11),RHO(11),FOC(11)
REAL      PSAB(11),PLIM(11),PARG(11)
COMMON /SOL/   EZ,PERM,PORO,RHO,FOC,PSAB,PLIM,PARG
```

C

```
REAL      PMM(12),NMM(12),ETP(12),TEMP(12)
COMMON /CLIM1/ PMM,NMM,ETP,TEMP
```

C

```
REAL      SOL(5),CDP(5),DEG(5),NORME
COMMON /PEST1/ SOL,CDP,DEG,NORME
INTEGER   NAN, NAP
COMMON /PEST2/ NAN, NAP
INTEGER   JAP(10)
REAL      TAP(5,10), PAP(5,10)
COMMON /PEST3/ TAP, PAP, JAP
REAL      ZAP,SOLU,KOC,DEGRA
COMMON /PEST/  ZAP,SOLU,KOC,DEGRA
```

C

```
INTEGER   NC, JEM(10), JMA(10)
REAL      PET(5,10)
COMMON /CULT1/ NC, JEM, JMA, PET
INTEGER   IC(10)
COMMON /CULT2/ IC
```

C

```
INTEGER*2  NMC
REAL      C(1001),CM(1001),MC(1001),CMOY(1001)
COMMON /RESULT/ NMC, C, CM, MC, CMOY
REAL      PDCM, PDCMOY, SOMCM(100,10),SOMMC(100,10)
REAL      SOMCMOY(100,10), MOYCM(100,10),MOYMC(100,10)
REAL      MOYCMOY(100,10), RISC(100,10), RISC(100,10)
REAL      TAPA(100,10),TACA(100,10)
```

C

```
REAL      V,R,Z,T,ALP,LAM,CA,CONC
COMMON /SOLA/  V,R,Z,T,ALP,LAM,CA,CONC
COMMON /TRAV1/ IMC,IAN,INA,INH
COMMON /TRAV2/ QINF, VINF, VNEC
COMMON /TEMP1/ NS
INTEGER   IX,IY,IZ
COMMON /RND1/  IX,IY,IZ
```

C.....C

C ASSIGNATION DES NOMS DE FICHER ~OPEN FILE:~

C

C.....C

```

C
CHARACTER CLIMAT*20,LOIS*20,FSOL*20,HORIZON*20,VULNE1*20
CHARACTER CULPEST1*20,CULPEST2*20,VULNE2*20,SYMBOLE*10
CLIMAT = 'CLIMAT.SDF'
LOIS = 'LOIS_DIS.SDF'
FSOL = 'SOL.SDF'
HORIZON = 'HORIZON.SDF'
CULPEST1 = 'CULPEST1.SDF'
CULPEST2 = 'CULPEST2.SDF'
VULNE1 = 'VULNER1.SDF'
VULNE2 = 'VULNER2.SDF'

```

```

c
WRITE(6,*)'Donner le nombre d association culture-pestice'
READ(5,*)ACP
WRITE(6,*)'Donner le nombre d unité pédologique à simuler'
READ(5,*)NUP
WRITE(6,*)'DONNER LE NOMBRE DE SIMULATION MONTE-CARLO'
READ(5,*)NMC

```

```

C.....C

```

```

C
C      Données ayant besoin d'une seule lecture pour un nombre x      C
C      d'unité homogènes                                             C

```

```

C.....C

```

```

C
C      Lecture des données climatiques.

```

```

C
OPEN(12,FILE=CLIMAT,STATUS='OLD')
DO 100 NM=1,12
READ(12,5000) PMM(NM),NMM(NM),ETP(NM),TEMP(NM)
100 CONTINUE
5000 FORMAT(10X,4F6.2)
CLOSE(12)

```

```

C.....C

```

```

C
C      Lecture des données pour plusieurs unités homogènes      C
C
C

```

```

C.....C

```

```

C
C.....C
C      Boucle pour la simulation de chaque unité homogène      C

```

```

C.....C

```

```

C
C
C
C      Lecture des caracteristiques du sol

```

```

C

```



```
OPEN(11,FILE=FSOL,STATUS='OLD')
OPEN(15,FILE=HORIZON,STATUS='OLD')
```

```
C
C Ouverture des fichiers pour l'écriture des résultats
```

```
C
OPEN(17,FILE=VULNE1,STATUS='UNKNOWN')
OPEN(18,FILE=VULNE2,STATUS='UNKNOWN')
```

```
C
DO 6000 S=1,NUP
5010 FORMAT(2X,A10,10X,I2,4F8.3,32X,2F10.8,2F8.2,2F8.3)
5020 FORMAT(29X,7F8.3,2F10.8,2F8.3,2X,5F8.3)
READ(11,5010) SYMBOLE,NH,(PEN(I),I=2,3),(ESP(I),I=2,3),
1(PVS(I),I=2,3),(PRS(I),I=2,3),(PN(I),I=2,3)
```

```
C
DO 150 INH=1,NH
READ(15,5020) EH(2,INH),PS(2,INH),PL(2,INH),PA(2,INH),
1PO(2,INH),(DE(II,INH),II=2,3),(PE(II,INH),II=2,3),
2(PR(II,INH),II=2,3), EH(3,INH),PS(3,INH),PL(3,INH),
3PA(3,INH),PO(3,INH)
```

```
C
C Lecture des données sur la distribution statistique des
C paramètres
```

```
C
OPEN(16,FILE=LOIS,STATUS='OLD')
5030 FORMAT(5X,F2.0,20X,2F8.3)
READ(16,5030) PN(1),PN(4),PN(5)
READ(16,5030) ESP(1),ESP(4),ESP(5)
READ(16,5030) PVS(1),PVS(4),PVS(5)
READ(16,5030) PRS(1),PRS(4),PRS(5)
READ(16,5030) PEN(1),PEN(4),PEN(5)
READ(16,5030) EH(1,INH),EH(4,INH),EH(5,INH)
READ(16,5030) PE(1,INH),PE(4,INH),PE(5,INH)
READ(16,5030) PS(1,INH),PS(4,INH),PS(5,INH)
READ(16,5030) PL(1,INH),PL(4,INH),PL(5,INH)
READ(16,5030) PA(1,INH),PA(4,INH),PA(5,INH)
READ(16,5030) PO(1,INH),PO(4,INH),PO(5,INH)
READ(16,5030) PR(1,INH),PR(4,INH),PR(5,INH)
READ(16,5030) DE(1,INH),DE(4,INH),DE(5,INH)
READ(16,5030) PET(1,INH),PET(4,INH),PET(5,INH)
READ(16,5030) SOL(1),SOL(4),SOL(5)
READ(16,5030) CDP(1),CDP(4),CDP(5)
READ(16,5030) DEG(1),DEG(4),DEG(5)
READ(16,5030) TAP(1,INH),TAP(4,INH),TAP(5,INH)
READ(16,5030) PAP(1,INH),PAP(4,INH),PAP(5,INH)
CLOSE(16)
```

```
150 CONTINUE
```

```

C
C
C.....C
C
C Lecture des données pour plusieurs Association C
C de CULTURE et PESTICIDE. C
C C
C.....C
C
C.....C
C Boucle pour la simulation de chaque association C
C.....C
C
OPEN(14,FILE=CULPEST1,STATUS='OLD')
OPEN(13,FILE=CULPEST2,STATUS='OLD')
DO 6500 CP=1,ACP
C
WRITE(6,*)S,CP
C
C Caracteristiques des cultures.
C
READ(14,5040) NC,JEM(1),JMA(1),PET(2,1),PET(3,1),NAP
5040 FORMAT(47X,I2,2I4,2F8.3,16X,I2)
IC(1)=1
C
C
C Lecture des caracteristiques du pesticide.
C
DO 200 INA=1,NAP
READ(13,5050) TAP(2,INA),TAP(3,INA),PAP(2,INA),PAP(3,INA),
1JAP(INA),NAN,SOL(2),SOL(3),CDP(2),CDP(3),DEG(2),DEG(3),NORME
TAP(1,INA) = TAP(1,1)
TAP(4,INA) = TAP(4,1)
TAP(5,INA) = TAP(5,1)
PAP(1,INA) = PAP(1,1)
PAP(4,INA) = PAP(4,1)
PAP(5,INA) = PAP(5,1)
200 CONTINUE
5050 FORMAT(66X,4F8.3,I4,I2,4F8.3,2F8.4,F8.3)
C
C Mise à zéro des vecteurs des résultats
C
IX= 1
IY= 10000
IZ= 3000
H= 7.

```

```

DO 250 I=1,1001
  C(I)= 0.
  CM(I)= 0.
  MC(I)= 0.
  CMOY(I)= 0.
250  CONTINUE
C.....C
C          BOUCLES DES SIMULATIONS MONTE-CARLO (IMC)
C.....C
  DO 2000 IMC=1,NMC
C
  CALL INISOL
C.....C
C          BOUCLES SI PLUSIEURS ANNEES SIMULEES (IAN)
C.....C
  DO 2100 IAN=1,NAN
C.....C
C          BOUCLES SI PLUSIEURS APPLICATIONS ANNUELLES (INA)
C.....C
  DO 2200 INA=1,NAP
C
  CALL INIAPL
  CA=SOLU
  LAM=DEGRA
  TAC=(IAN-1)*365+JAP(INA)
  DO 700 INH=1,NH
    EZA(INH)= EZ(INH)
700  CONTINUE
    TZH= 0.
  DO 800 INH=1,NH
    TZH= TZH+EZ(INH)
    IF (TZH.LE.ZAP) THEN
      EZA(INH)= 0.
    ELSE
      IIH= INH
      EZA(INH)= TZH-ZAP
      GOTO 850
    END IF
800  CONTINUE
850  CONTINUE
C.....C
C          BOUCLES DES HORIZONS (INH) ET SUBSTRATUM
C
C          CALCUL DES CONCENTRATIONS ET TEMPS
C.....C
C

```

```

C DESCRIPTION:
C
C
C
C
C
C
C DONNEES:
C PAR(1) = 1. SI VALEUR DISCRETE
C
C 2. SI DISTRIBUTION UNIFORME
C
C 3. SI DISTRIBUTION NORMALE
C
C 4. SI DISTRIBUTION LOGNORMALE
C
C 5. SI DISTRIBUTION ASYMETRIQUE (LOI BETA)
C
C PAR(2) MOYENNE SI PAR1= 1,3 OU 4
C
C VALEUR INFERIEURE SI PAR1= 2 OU 5
C
C PAR(3) ECART TYPE SI PAR1= 3 OU 4
C
C VALEUR SUPERIEURE SI PAR1= 2 OU 5
C
C PAR(4) 1ER COEFFICIENT DE LA LOI BETA SI PAR1= 5
C
C PAR(5) 2ND COEFFICIENT DE LA LOI BETA SI PAR1= 5
C
C RESULTATS:
C RES
C
C.....C
SUBROUTINE DISTRI(PAR,RES)
C
INTEGER IMC, IAN, INA, INH
REAL RND, XNOR
REAL PAR(5), RES
REAL SIGMA, MU
REAL TER1,TER2,TER3,TER4,TERS
REAL YP,LAMBDA,H,W,XP
C
COMMON /TRAV1/ IMC,IAN,INA,INH
C
IF (IMC.EQ.1) GOTO 600
C
GOTO (100,200,300,400,500) NINT(PAR(1))
C
100 CONTINUE
RES=PAR(2)
RETURN
C

```

```

200 CONTINUE
   RES=PAR(2)+RND()*(PAR(3)-PAR(2))
   RETURN
C
300 CONTINUE
   RES=PAR(2)+XNOR()*PAR(3)
   IF (RES.LE.0.0) GOTO 300
   RETURN
C
400 CONTINUE
   SIGMA=SQRT(ALOG((PAR(3)/PAR(2))**2.+1.))
   MU=-SIGMA*SIGMA/2.+ALOG(PAR(2))
   RES=EXP(MU+XNOR()*SIGMA)
   IF (RES.LE.0.0) GOTO 400
   RETURN
C
500 CONTINUE
   YP = XNOR()
   LAMBDA = (YP*YP-3.)/6.
   TER1 = 1./(2.*PAR(4)-1.)
   TER2 = 1./(2.*PAR(5)-1.)
   H = 2./(TER1+TER2)
   TER3 = YP*SQRT(H+LAMBDA)/H
   TER4 = TER2-TER1
   TER5 = LAMBDA+5./6.-2./(3.*H)
   W = TER3-TER4*TER5
   IF (W.LT.-43.5) THEN
     XP = 1.
   ELSE
     XP = PAR(4)/(PAR(4)+PAR(5)*EXP(2.*W))
   ENDIF
   RES=PAR(2)+XP*(PAR(3)-PAR(2))
   RETURN
C
600 CONTINUE
   GOTO (700,800,700,900,800) NINT(PAR(1))
C
700 CONTINUE
   RES =PAR(2)
   RETURN
C
800 CONTINUE
   RES =(PAR(2)+PAR(3))/2.
   RETURN
C
900 CONTINUE

```

```

SIGMA=SQRT(ALOG((PAR(3)/PAR(2))**2.+1.))
MU=-SIGMA*SIGMA/2.+LOG(PAR(2))
RES = EXP(MU)
RETURN
END

```

```

C.....C
C
C RND
C
C DESCRIPTION:
C
C
C
C
C
C
C.....C

```

```

C
C
C
C
C
C
C

```

REAL FUNCTION RND()

```

C
REAL TEMP
INTEGER IX,IY,IZ
C
COMMON /RND1/ IX,IY,IZ
C
IX= 171*MOD(IX,177) - 2*(IX/177)
IF (IX.LT.0) IX= IX + 30269
IY= 172*MOD(IY,176) - 35*(IY/176)
IF (IY.LT.0) IY= IY + 30307
IZ= 170*MOD(IZ,178) - 63*(IZ/178)
IF (IZ.LT.0) IZ= IZ + 30323
TEMP= IX/30269. + IY/30307. + IZ/30323.
RND= TEMP - INT(TEMP)
C
RETURN
END

```

```

C.....C
C
C XNOR
C
C DESCRIPTION:
C
C
C
C
C
C
C.....C

```

```

C
C
C
C
C
C
C

```

REAL FUNCTION XNOR()

```

C
INTEGER INX
REAL XC0, XC1, XC2, XD1, XD2, XD3
REAL XP, XT, XNUM, XDEN, XXP
REAL RND
DATA XC0/2.515517/,XC1/.802853/,XC2/.010328/,
1  XD1/1.432788/,XD2/.189269/,XD3/.001308/

```

```

C
  INX=0
  XP=RND()

```

```

C
  LIMITE A 2 SIGMA

```

```

C
  XP=.5+(XP-.5)*.95445

```

```

C
  IF (XP.GT..5) INX=1
  XP=(1-INX)*XP+INX*(1.-XP)
  XT=(LOG(1./XP/XP))**.5
  XNUM=XC0+XC1*XT+XC2*XT*XT
  XDEN=1.+XD1*XT+XD2*XT*XT+XD3*XT*XT*XT
  XXP=XT-XNUM/XDEN
  XNOR=XXP*(1-INX)-INX*XXP

```

```

C
  RETURN
  END

```

```

C.....C

```

```

C
C FONCTION: FONEXP

```

```

C
C DESCRIPTION:

```

```

C
C
C
C
C.....C

```

```

  REAL FUNCTION FONEXP(ARG)

```

```

C
  REAL ARG,MINFLT,MAXFLT

```

```

C
  MAXFLT= 87.

```

```

C
  IF (ARG.LT.-MAXFLT) THEN
    FONEXP= 0.
  ELSE
    FONEXP= EXP(ARG)
  END IF

```

```

C
C
C
C
C
C

```

```

C
  RETURN
  END
C
C.....C
C
C   TRI
C
C.....C

```

```

SUBROUTINE TRI (NBR,Y)

```

```

  IMPLICIT INTEGER*2 (A-Z)
  REAL    Y(1000)
  INTEGER*2 NBR,RIGHT,LEFT,SMALL
  INTEGER*2 J,K,TOP,PILE(100),L,M

```

```

  LEFT  = 1
  RIGHT = NBR
  TOP   = 0

```

```

50  CONTINUE
    IF ((RIGHT-LEFT) .GT. 10) THEN
      CALL SWAP (Y(INT((LEFT+RIGHT)/2)),Y(LEFT+1))
      IF (Y(LEFT+1).GT. Y(RIGHT)) THEN
        CALL SWAP (Y(LEFT+1),Y(RIGHT))
      ENDIF
      IF (Y(LEFT).GT.Y(RIGHT)) THEN
        CALL SWAP (Y(LEFT),Y(RIGHT))
      ENDIF
      IF (Y(LEFT+1).GT.Y(LEFT)) THEN
        CALL SWAP (Y(LEFT+1),Y(LEFT))
      ENDIF

```

```

C
C
C

```

```

  J = LEFT + 1
  K = RIGHT

```

```

200  CONTINUE
     J = J + 1
     IF (Y(J).LT.Y(LEFT)) GOTO 200

```

```

300  CONTINUE
     K = K - 1
     IF (Y(K).GT.Y(LEFT)) GOTO 300

```



```
IF (J.LT.K) THEN  
  CALL SWAP (Y(J),Y(K))  
ENDIF
```

```
IF (J.LE.K) GOTO 200
```

```
CALL SWAP (Y(LEFT),Y(K))
```

```
C  
C EMPILEMENT DES VALEURS POUR RECURSION  
C
```

```
TOP = TOP + 1  
PILE (TOP) = K + 1
```

```
TOP = TOP + 1  
PILE (TOP) = RIGHT
```

```
RIGHT = K - 1  
GOTO 50
```

```
ELSE
```

```
C  
C TRI DES 10 DERNIERES VALEURS AVEC UN TRI PAR SELECTION.  
C
```

```
DO 500 L =LEFT,RIGHT - 1  
  SMALL = L  
  DO 600 M = L + 1 ,RIGHT  
    IF (Y(M).LT.Y(SMALL)) THEN  
      SMALL = M  
    ENDIF
```

```
600 CONTINUE  
IF (SMALL.NE.L) THEN  
  CALL SWAP (Y(L),Y(SMALL))  
ENDIF
```

```
500 CONTINUE
```

```
IF (TOP.EQ. 0) THEN  
  GOTO 400
```

```
ELSE  
  RIGHT = PILE (TOP)  
  TOP = TOP - 1
```

```
LEFT = PILE (TOP)  
TOP = TOP - 1  
GOTO 50
```

```
ENDIF
```

```
ENDIF
400 CONTINUE
RETURN
END
```

```
C
C SOUSROUTINE SWAP.
C
```

```
    SUBROUTINE SWAP (A,B)
```

```
    REAL  A,B,TEMP
```

```
    TEMP = A
```

```
    A    = B
```

```
    B    = TEMP
```

```
    RETURN
```

```
    END
```

```
C.....C
```

```
C
```

```
C PRONOR
```

```
C
```

```
C DONNEES:
```

```
C
```

```
C VS:  CONCENTRATION MAX ET CONCENTRATION MOYENNE
```

```
C NS:  Nombre de simulation Monte-Carlo;
```

```
C CN:  La norme de contamination a respecter;
```

```
C
```

```
C.....C
```

```
    SUBROUTINE PRONOR(VS,NS,CN,XNPN)
```

```
C
```

```
    INTEGER*2 NS
```

```
    REAL  VS(1001),CN,XNPN
```

```
    XNPN=0
```

```
    DO 200 I = 1,NS
```

```
        IF (VS(I).GT.CN) THEN
```

```
            XNPN = XNPN + 1
```

```
        END IF
```

```
200 CONTINUE
```

```
    RETURN
```

```
    END
```


SYMBOLE

DESCRIPTION

AC1	Achigan, sable loameux fin
AI2	Saint-Aimé, loam sableux fin
AI3	Saint-Aimé, loam
AI3h	Saint-Aimé, loam humifère
Ala2	Saint-Aimé, variante non calcaire, loam sableux fin
Ala3	Saint-Aimé, variante non calcaire, loam
Ala3b	Saint-Aimé, variante non calcaire, loam, 3 à 8% de pente
Ala3w	Saint-Aimé, variante non calcaire, loam, légèrement à modérément érodé
Ala31	Complexe de sols: St-Aimé, variante non calcaire, loam; Du Jour, substratum loameux non calcaire, loam; Contour, substratum loameux non calcaire, loam sableux graveleux ; Charlemagne, substratum loameux non calcaire, loam sableux graveleux, légèrement à modérément pierreux
Alb2	Saint-Aimé, substratum argileux calcaire, loam sableux fin
Alb20	Complexe de sols: Saint-Aimé, substratum argileux calcaire, loam sableux fin; Kierkoski, substratum argileux lourd calcaire, loam
Alb4	Saint-Aimé, substratum argileux calcaire, loam argileux
AS2	Aston, loam sableux fin
ASa1	Aston, variante calcaire, sable loameux fin
ASa2	Aston, variante calcaire, loam sableux fin
ASa3	Aston, variante calcaire, loam
BL2	Bellevue, loam sableux fin
BL3	Bellevue, loam
BL3h	Bellevue, loam humifère
BR2w	Du Bourrelet, loam sableux fin, légèrement à modérément érodé
BR3w	Du Bourrelet, loam, légèrement à modérément érodé
CE3	Chaloupe, loam
CH3h	Des Chenaux, loam humifère
CH4	Des Chenaux, loam limono-argileux
CH5	Des Chenaux, argile limoneuse
CL2gp	Charlemagne, loam sableux graveleux, légèrement à modérément pierreux
CM3	Comtois, loam
CM4	Comtois, loam argileux
DA1	Saint-Damase, sable loameux fin
DA1w	Saint-Damase, sable loameux, légèrement à modérément érodé
DA2	Saint-Damase, loam sableux fin
DJ4	Du Jour, loam argileux
DJ4p	Du Jour, loam argileux, légèrement à modérément pierreux
DM4	Du Moine, loam limono-argileux
E	Zone d'excavation ou d'enlèvement de la couche de surface
FY1	Fleury, sable loameux fin
FY2	Fleury, loam sableux fin
FY2h	Fleury, loam sableux fin humifère
Fya1	Fleury, variante non calcaire, sable loameux fin
Gt3	Glissement de terrain, loam
Gt4	Glissement de terrain, loam argileux
Gt5	Glissement de terrain, argile limoneuse
H	Autoroute
JS1	Joseph, sable loameux fin
JS2	Joseph, loam sableux fin
JS2h	Joseph, loam sableux fin humifère
JU1	Saint-Jude, sable loameux
KI2	Kierkoski, loam sableux fin
KI3	Kierkoski, loam

KI4	Kierkoski, loam argileux
KIa2	Kierkoski, variante non calcaire, loam sableux fin
KIa3	Kierkoski, variante non calcaire, loam
KIa4	Kierkoski, variante non calcaire, loam limono-argileux
KIa4w	Kierkoski, variante non calcaire, loam argileux, légèrement à modérément érodé
KIb2	Kierkoski, substratum argileux lourd calcaire, loam sableux fin
KIb3	Kierkoski, substratum argileux lourd calcaire, loam
LR4b	Saint-Laurent, loam argileux, 3 à 8% de pente
LR5	Saint-Laurent, argile limoneuse
MA2	Saint-Marcel, loam sableux
MA4	Saint-Marcel, loam argileux
MC1	Michaudville, sable loameux fin
MC2	Michaudville, loam sableux fin
MC2w	Michaudville, loam sableux fin, légèrement à modérément érodé
MS1	Massueville, sable loameux fin
MS2	Massueville, loam sableux fin
O	Zone récréative de plein air
Ou3	Saint-Ours, loam
OU4	Saint-Ours, loam limono-argileux
OUa3	Saint-Ours, variante calcaire, loam limoneux
P	Zone perturbée anthropiquement
PC3	Picoudi, loam
PC3h	Picoudi, loam humifère
PI2	Pierreville, loam sableux fin
PI3	Pierreville, loam sableux très fin
PIT	Pierreville, tourbeux
PO3	Pot-au-beurre, loam
PO3h	Pot-au-beurre, loam humifère
PR1	Prairie, sable loameux fin
PR2	Prairie, loam sableux fin
PS1w	La Présentation, sable loameux fin, légèrement à modérément érodé
PV4	Providence, loam argileux
PV41	Complexe de sols: Providence, loam; Du Jour, loam; Charlemagne, loam sableux graveleux, légèrement à modérément pierreux
PV5	Providence, argile limoneuse
R	Ravin escarpé
Ra	Ravin escarpé et Rideau, argile
Rb	Ravin escarpé et St-Damase, La Présentation ou Yamaska, loam sableux fin, modérément érodé
Rc	Ravin escarpé et Ste-Rose, loam, modérément érodé
Rd	Ravin escarpé et Pierreville, loam sableux très fin, légèrement érodé
RH4	Saint-Roch, loam argileux
RI3	Rideau, loam
RI4	Rideau, loam argileux
RI5	Rideau, argile
RO4	Sainte-Rosalie, loam limono-argileux
RO5	Sainte-Rosalie, argile limoneuse
RS2	Sainte-Rose, loam sableux fin
RS3	Sainte-Rose, loam
RS3b	Sainte-Rose, loam, 3 à 8% de pente
RS3w	Sainte-Rose, loam, légèrement à modérément érodé
S	Sablière
SM2	Saint-Samuel, loam sableux fin
SMT	Saint-Samuel, tourbeux
SP1	Sainte-Sophie, sable loameux
TH1	Saint-Thomas, sable fin
TH1b	Saint-Thomas, sable fin, 3 à 8% de pente
TR	Tracy
U	Zone construite: urbaine ou industrielle

U	Zone construite: urbaine ou industrielle
UB4	Saint-Urbain, loam limono-argileux
VA	De la Vallière
VI	Complexe de sols: Ste-Victoire et Tracy
X	Escarpement et talus
YK2w	Yamaska, loam sableux fin, légèrement à modérément érodé
YK3w	Yamaska, loam, légèrement à modérément érodé

TABLE 4. RANGES AND RATINGS FOR DEPTH TO WATER

DEPTH TO WATER (FEET)	
Range	Rating
0-5	10
5-15	9
15-30	7
30-50	5
50-75	3
75-100	2
100+	1
Weight: 5	Pesticide Weight: 5

TABLE 5. RANGES AND RATINGS FOR NET RECHARGE

NET RECHARGE (INCHES)	
Range	Rating
0-2	1
2-4	3
4-7	6
7-10	8
10+	9
Weight: 4	Pesticide Weight: 4

TABLE 6. RANGES AND RATINGS FOR AQUIFER MEDIA

AQUIFER MEDIA		
Range	Rating	Typical Rating
Massive Shale	1-3	2
Metamorphic/Igneous	2-5	3
Weathered Metamorphic/Igneous	3-5	4
Glacial Till	4-6	5
Bedded Sandstone, Limestone and Shale Sequences	5-9	6
Massive Sandstone	4-9	6
Massive Limestone	4-9	6
Sand and Gravel	4-9	8
Basalt	2-10	9
Karst Limestone	9-10	10
Weight: 3		Pesticide Weight: 3

TABLE 7. RANGES AND RATINGS FOR SOIL MEDIA

SOIL MEDIA	
Range	Rating
Thin or Absent	10
Gravel	10
Sand	9
Peat	8
Shrinking and/or Aggregated Clay	7
Sandy Loam	6
Loam	5
Silty Loam	4
Clay Loam	3
Muck	2
Nonshrinking and Nonaggregated Clay	1
Weight: 2	Pesticide Weight: 5

TABLE 8. RANGES AND RATINGS FOR TOPOGRAPHY

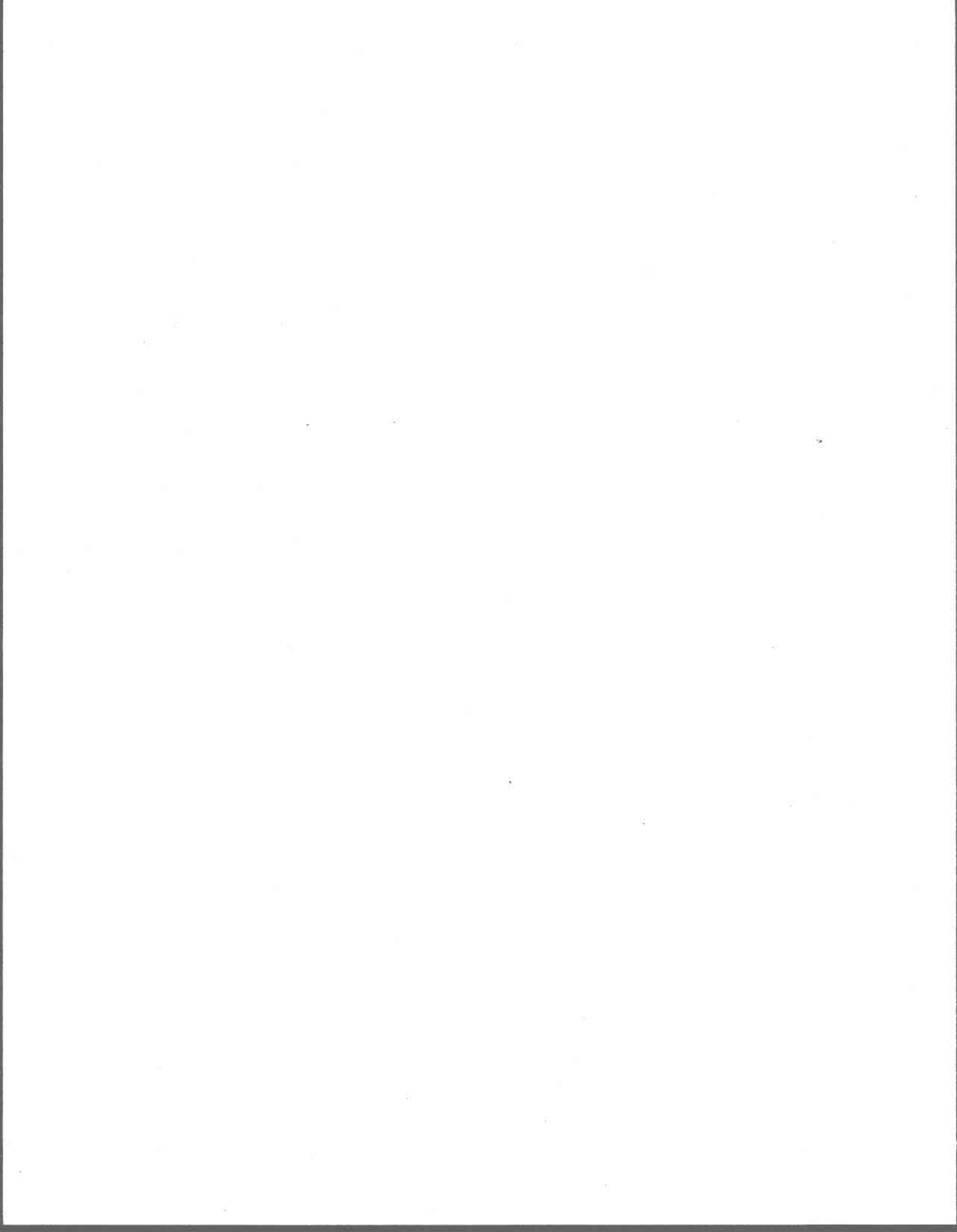
TOPOGRAPHY (PERCENT SLOPE)	
Range	Rating
0-2	10
2-6	9
6-12	5
12-18	3
18+	1
Weight: 1	Pesticide Weight: 3

TABLE 9. RANGES AND RATINGS FOR IMPACT OF THE VADOSE ZONE MEDIA

IMPACT OF THE VADOSE ZONE MEDIA		
Range	Rating	Typical Rating
Confining Layer	1	1
Silt/Clay	2-6	3
Shale	2-5	3
Limestone	2-7	6
Sandstone	4-8	6
Bedded Limestone, Sandstone, Shale	4-8	6
Sand and Gravel with significant Silt and Clay	4-8	6
Metamorphic/Igneous	2-8	4
Sand and Gravel	6-9	8
Basalt	2-10	9
Karst Limestone	8-10	10
Weight: 5	Pesticide Weight: 4	

TABLE 10. RANGES AND RATINGS FOR HYDRAULIC CONDUCTIVITY

HYDRAULIC CONDUCTIVITY (GPD/FT ²)	
Range	Rating
1-100	1
100-300	2
300-700	4
700-1000	6
1000-2000	8
2000+	10
Weight: 3	Pesticide Weight: 2




```

C
  IF (CM(IMC).LE.CA) CM(IMC)= CA
C.....C
C                                     COURBE DE FUITE STOCHASTIQUE
C.....C
  TACW1 = INT(TAC/7.)
  TACW2 = TACW1 + MAX1(0.,(VNEC/VINF/86400./7.)-1.)
  DO 950 ITAC=TACW1,TACW2
  RECTIF = (VNEC/VINF/86400./7.) / (TACW2-TACW1+1.)
  IF (ITAC.LE.1000) C(ITAC)=C(ITAC)+CA*RECTIF
950  CONTINUE
C.....C
C                                     FIN DE BOUCLE APPLICATIONS
C.....C
2200 CONTINUE
C.....C
C                                     FIN DE BOUCLE ANNUELLE
C.....C
2100 CONTINUE
C.....C
C                                     FIN DE BOUCLE MONTE-CARLO
C.....C
2000 CONTINUE
  DO 960 I=1,1000
    C(I)= C(I)/NMC
960  CONTINUE
C
  CALL TRI(NMC,CM)
  CALL TRI(NMC,MC)
  CALL TRI(NMC,CMOY)
C.....C
C  CALCUL LA PROBABILITE DE DEPASSEMENT A LA NORME PAR RAPPORT A
C
C  LA CONCENTRATION MAXIMALE (CM) ET L'EXPRIME EN %
C.....C
C
  CALL PRONOR(CM,NMC,NORME,PDCM)
  RISC(S,CP) = (PDCM/NMC)
C.....C
C  CALCUL LA PROBABILITE DE DEPASSEMENT A LA NORME PAR RAPPORT A
C
C  LA CONCENTRATION MOYENNE (CMOY) ET L'EXPRIME EN %
C.....C
C
  CALL PRONOR(CMOY,NMC,NORME,PDCMOY)
  RISC(S,CP) = (PDCMOY/NMC)

```



```

C
C INIAPL
C
C DESCRIPTION:
C
C
C
C
C DONNEES:
C
C VARIABLES INTERMEDIAIRES:
C KOC Coefficient de distribution du pesticide (ml/g) C
C DEGRA Degradabilite du pesticide (/j) C
C POT Potentiel d'evapotranspiration (mm) C
C QAP Quantite de pesticide appliquee (Kg/ha) C
C QETP Hauteur d'ETP (mm) C
C QPRE Hauteur precipitee (mm) C
C RPEN Idem PE C
C TRAN Transpiration par la plante (mm) C
C VETP Ecart type d'ETP C
C VPMM Ecart type de PMM C
C
C RESULTATS:
C VINF Hauteur infiltree (m/s) C
C VNEC Hauteur d'eau necessaire a la dissolution (m) C
C QINF Hauteur infiltree (m) C
SUBROUTINE INIAPL
C
INTEGER IMC, IAN, INA, INH
REAL RPEN
REAL PAR(5), QPRE, QETP
REAL QAP
REAL POT
REAL QINF, VINF, VNEC
C
REAL TRAN
C
INTEGER NH
REAL PN(5),ESP(5),PVS(5),PRS(5),PEN(5)
COMMON /SOL1/ PN,ESP,NH,PVS,PRS,PEN
C
REAL PMM(12),NMM(12),ETP(12),TEMP(12)
COMMON /CLIM1/ PMM,NMM,ETP,TEMP
C
REAL SOL(5),CDP(5),DEG(5)
COMMON /PEST1/ SOL,CDP,DEG

```

```
INTEGER      JAP(10)
REAL         TAP(5,10), PAP(5,10)
COMMON /PEST3/ TAP, PAP, JAP
REAL         ZAP,SOLU,KOC,DEGRA
COMMON /PEST/  ZAP,SOLU,KOC,DEGRA
```

C

```
INTEGER      NC, JEM(10), JMA(10)
REAL         PET(5,10)
COMMON /CULT1/ NC, JEM, JMA, PET
INTEGER      IC(10)
COMMON /CULT2/ IC
COMMON /TRAV1/ IMC,IAN,INA,INH
COMMON /TRAV2/ QINF, VIN, VNEC
```

C

```
70 FORMAT(1X,A,T31,G12.6,A)
80 FORMAT(1X,A,T31,I10,A)
```

C

```
QINF=0.E0
```

C

```
CALL DISTRI(CDP,KOC)
CALL DISTRI(DEG,DEGRA)
CALL DISTRI(TAP(1,INA),QAP)
CALL DISTRI(PAP(1,INA),ZAP)
```

C

```
CALL DISTRI(SOL,SOLU)
VNEC=QAP/SOLU/10.
```

C

```
CALL DISTRI(PEN,RPEN)
```

C

```
DO 400 MS=1,12
  IF (TEMP(MS).LE.0.) GOTO 410
```

C

```
PAR(1)= 5.
PAR(2)= 0.
PAR(3)= (PMM(MS)+NMM(MS))*2.
PAR(4)= 3.
PAR(5)= 3.
CALL DISTRI(PAR,QPRE)
```

C

```
PAR(1)= 5.
PAR(2)= 0.
PAR(3)= ETP(MS)*2.
PAR(4)= 3.
PAR(5)= 3.
CALL DISTRI(PAR,QETP)
```

C

ICI=IC(IAN)
CALL DISTRI(PET(1,ICI),POT)

C

TRAN=0.
MEM=INT(JEM(ICI)/30)+1
MMA=INT(JMA(ICI)/30)+1
IF(MS.GE.MEM.AND.MS.LE.MMA) TRAN=POT/(MMA-MEM)*(MS-MEM)

C

QINF=QINF+MAX((QPRE-QETP-TRAN)/1000.,.0.E0)

C

410 CONTINUE

C

400 CONTINUE

C

VINF=QINF/365.25/86400.

C

C FIN DU SOUS-PROGRAMME

RETURN

END

C.....C

C

C INISOL

C

C DESCRIPTION:

C

C

C

C

C EZ Epaisseur (m)
C PERM Permeabilite (m/s)
C PORO Porosite (%)
C FOC Fraction de matiere organique (%)

C

C.....C

SUBROUTINE INISOL

C

REAL PROF

REAL SEZ

REAL TOTP

C

INTEGER NH
REAL PN(5),ESP(5),PVS(5),PRS(5),PEN(5)
COMMON /SOL1/ PN,ESP,NH,PVS,PRS,PEN
REAL EH(5,10),PE(5,10),PS(5,10),PL(5,10)
REAL PA(5,10),PO(5,10),PR(5,10),DE(5,10)
COMMON /SOL2/ EH,PE,PS,PL,PA,PO,PR,DE

```
REAL      EZ(11),PERM(11),PORO(11),RHO(11),FOC(11)
REAL      PSAB(11),PLIM(11),PARG(11)
COMMON /SOL/  EZ,PERM,PORO,RHO,FOC,PSAB,PLIM,PARG
```

C

```
DO 200 I=1,11
    EZ(I)=0.
    PERM(I)=0.
    PORO(I)=0.
    RHO(I)=0.
    FOC(I)=0.
    PSAB(I)=0.
    PLIM(I)=0.
    PARG(I)=0.
```

200 CONTINUE

SEZ=0.

C

CALL DISTRI(PN,PROF)

DO 100 IH=1,NH

```
    CALL DISTRI(EH(1,IH),EZ(IH))
    IF ((SEZ+EZ(IH)).GT.PROF) EZ(IH)=PROF-SEZ
    SEZ=SEZ+EZ(IH)
    CALL DISTRI(PE(1,IH),PERM(IH))
    CALL DISTRI(PR(1,IH),PORO(IH))
    CALL DISTRI(PS(1,IH),PSAB(IH))
    CALL DISTRI(PL(1,IH),PLIM(IH))
    CALL DISTRI(PA(1,IH),PARG(IH))
    TOTP = PSAB(IH)+PLIM(IH)+PARG(IH)
    IF (TOTP.EQ.0) GOTO 100
    PSAB(IH) = PSAB(IH)/TOTP*100.
    PLIM(IH) = PLIM(IH)/TOTP*100.
    PARG(IH) = PARG(IH)/TOTP*100.
    CALL DISTRI(PO(1,IH),FOC(IH))
    CALL DISTRI(DE(1,IH),RHO(IH))
```

100 CONTINUE

C

```
EZ(NH+1)=PROF-SEZ
CALL DISTRI(PVS,PERM(NH+1))
CALL DISTRI(PRS,PORO(NH+1))
```

C

C..... FIN DU SOUS-PROGRAMME

RETURN

END

C.....C

C

C DISTRI

C

C

C

C