

Record Number:

Author, Monographic: Villeneuve, J. P.//Isabel, D.//Wilson, L.//Campbell, P. G. C.

Author Role:

Title, Monographic: Étude de la compréhension des phénomènes de contamination des eaux souterraines au Québec par les pesticides - Synthèse

Translated Title:

Reprint Status:

Edition:

Author, Subsidiary:

Author Role:

Place of Publication: Québec

Publisher Name: INRS-Eau

Date of Publication: 1986

Original Publication Date: Janvier 1986

Volume Identification:

Extent of Work: 82

Packaging Method: pages

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche

Series Volume ID: 178 s

Location/URL:

ISBN: 2-89146-176-2

Notes: Rapport annuel 1986-1987

Abstract: Rapport rédigé pour Environnement Québec
50.00\$

Call Number: R000178 s

Keywords: rapport/ ok/ dl

ÉTUDE DE LA COMPRÉHENSION DES PHÉNOMÈNES
DE CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES AU QUÉBEC
PAR LES PESTICIDES

SYNTHÈSE

par

Jean-Pierre Villeneuve

Denis Isabel

Lucie Wilson

P.G.C. Campbell

INRS-Eau, Université du Québec, C.P. 7500, Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7

Janvier 1985

TABLE DES MATIÈRES

1.	Introduction	1
2.	Les processus de transport	5
3.	Processus physiques et biochimiques	8
3.1.	Volatilisation	10
3.2.	Adsorption	10
3.3.	Lessivage	14
3.4.	Photodécomposition	15
3.5.	Dégradation chimique	15
3.6.	Biodégradation	16
4.	Évaluation du devenir des quatre pesticides choisis	17
4.1.	Introduction	17
4.2.	2,4-D	18
4.3.	Atrazine	21
4.4.	Chlordane	24
4.5.	Carbofurane	27
5.	Les modèles mathématiques	30
6.	Guide de préparation d'un inventaire des zones potentielles de contamination de l'eau souterraine par les pesticides	42
6.1.	Les processus importants et les facteurs de contamination associés	45
6.1.1.	Advection	45
6.1.2.	Adsorption	48
6.1.3.	Dégradation	49
6.1.4.	Caractérisation d'un site dangereux	51
6.2.	La structure d'une zone dangereuse	52
6.2.1.	La pédologie des zones à risque	52
6.2.2.	L'hydrogéologie des zones à risque	53
6.3.	Les sources de renseignements	55
6.4.	Application aux quatre pesticides étudiés	58
6.4.1.	Le 2,4-D	60
6.4.2.	Atrazine	62
6.4.3.	Chlordane	65
6.4.4.	Carbofurane	67

6.5. Résumé	72
7. Lignes directrices pour un modèle d'intervention dans le cas de contamination de l'eau souterraine par les pesticides	72
7.1. Comment localiser la source et reconnaître l'étendue de la contamination	73
7.2. Comment prévoir l'évolution future de la contamination	75
7.3. Les correctifs possibles	79

1. INTRODUCTION

De tout temps, l'eau souterraine a été considérée comme une ressource naturellement exempte de toute impureté. Ne dit-on pas "claire comme de l'eau de roche"? Les maximes du genre ne manquent pas. Malheureusement, cette confiance populaire envers l'eau souterraine s'accompagne d'une ignorance quasi totale des processus qui en contrôlent l'occurrence. Ainsi, il n'est pas rare de rencontrer des gens qui véhiculent de fausses représentations du milieu souterrain où l'imagerie populaire aime voir des lacs et des rivières souterraines coulant librement. C'est que le souterrain est toujours entouré de mystères et de craintes. N'est-ce pas l'endroit où l'on situe l'enfer!

Le gestionnaire de la ressource eau-souterraine doit donc tenir compte de deux réalités:

- La population considère que la pureté de l'eau souterraine est un acquis fondamental;
- les mécanismes s'y rattachant sont inconnus de la population.

Le résultat est que toute atteinte à la qualité de l'eau souterraine est très mal perçue par les usagers et que l'identification des causes et des responsables est souvent sujette au scepticisme.

La qualité naturelle de l'eau souterraine et sa pureté lui viennent de son long séjour dans le milieu souterrain, où la filtration naturelle et les processus chimiques et biologiques la débarrassent, depuis toujours, des impuretés naturelles contenues dans l'eau qui s'y infiltre. Cependant l'industrialisation de notre société, les activités agricoles y compris, a amené l'apparition d'une multitude de nouveaux composés organiques synthétiques d'usages multiples, dont le destin final est souvent de s'accumuler dans l'environnement.

C'est ainsi que l'agriculture a augmenté ses rendements par l'utilisation, de l'épandage de pesticides (herbicides, fongicides, insecticides) qui permettent le contrôle des nuisances. Et l'utilisation des pesticides à des fins agricoles a atteint des proportions considérables. La diversité des produits a augmenté, de même que les quantités utilisées.

L'application de ces pesticides est sujette à certaines normes qui sont issues de la pression du public quand, dans les années 60 et 70, l'usage croissant de ceux-ci a entraîné de graves problèmes de pollution des eaux de surface et a menacé la survie de certaines espèces de prédateurs qui se retrouvaient en fin de ligne de la pyramide écologique. Cependant, la contamination des eaux souterraines est alors passée inaperçue.

C'est que le mouvement des eaux souterraines est très lent. Ainsi, une eau contaminée aujourd'hui et qui s'infiltre ne refera peut-être pas surface avant plusieurs années de voyage souterrain. Donc, un problème de contamination de l'eau souterraine est un problème à long terme qui peut demeurer

ignoré pendant plusieurs années. La lenteur avec laquelle une contamination de l'eau souterraine atteint usuellement les usagers a fait que les problèmes ne font que commencer à être identifiés. Il est fort probable que partout au Québec de nombreuses nappes soient contaminées, et que tôt ou tard les usagers commenceront à se plaindre de la contamination.

Les citoyens lésés se tourneront alors vers les agences gouvernementales, et les spécialistes devront proposer des solutions. Ce processus est déjà commencé et il appert que la connaissance du problème est insuffisante parmi les spécialistes et les gestionnaires de la ressource. D'où la pertinence de cette étude.

Nous reconnaissons deux types de problèmes liés à la contamination de l'eau souterraine. Premièrement, il y a les cas de contamination connus où des actions correctrices s'imposent; et deuxièmement, il y a les cas de contamination potentielle où des mesures préventives seraient désirables. Dans les deux cas, il est nécessaire d'évaluer, avec le plus de certitude possible, l'impact des mesures proposées via la prédiction du comportement des contaminants dans l'eau souterraine des sites à l'étude.

Malheureusement, la détermination de la localisation, de l'étendue et de la source de contamination de l'eau souterraine est bien plus difficile que dans le cas des eaux de surface. Dans chaque situation, l'on doit répondre aux difficiles questions suivantes:

- Dans quelle mesure les polluants organiques (pesticides) seront épurés de l'eau souterraine pendant son trajet dans le milieu souterrain?
- Quels sont les mécanismes d'épuration et de transformation?
- Quels sont les produits finals de ces transformations et leur toxicité?
- A quelle vitesse ces polluants voyagent-ils? Donc, quand atteindront-ils les usagers?

Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de connaître les processus physiques, chimiques et biologiques qui contrôlent le comportement des polluants organiques (pesticides) dans l'eau souterraine.

L'obtention de prédictions quantitatives fiables sur le destin des pesticides dans l'eau souterraine passe donc par la connaissance détaillée des processus qui ont cours dans le milieu souterrain. Ces connaissances, traduites en termes mathématiques précis utilisant des paramètres bien définis, peuvent servir à construire des modèles déterministes. Ceux-ci sont un outil puissant d'analyse des problèmes de contamination de l'eau souterraine qui seront traités abondamment au chapitre 4.

Auparavant, il importe de bien poser le problème et de faire le tour des connaissances actuelles concernant les processus influençant le destin des pesticides dans l'eau souterraine. Pour ce faire, deux types de processus seront traités: les processus de transport qui sont responsables du

mouvement des pesticides et les processus de réaction qui sont responsables de la rétention ou de la dégradation des pesticides dans le sous-sol.

2. LES PROCESSUS DE TRANSPORT

Les eaux souterraines s'intègrent au cycle hydrologique qui englobe presque tous les mouvements de l'eau se produisant sur le globe terrestre. Le cycle hydrologique dans sa partie terrestre et atmosphérique est bien connu de tous. Cependant, la partie souterraine l'est moins bien.

Le milieu souterrain comprend deux zones correspondant aux teneurs en eau présentes (figure 2.1): premièrement, près de la surface, la zone vadose, aussi appelée zone non saturée, où les interstices sont occupés par de l'air et de l'eau puis, en dessous, la zone saturée où l'eau souterraine occupe tout le volume des pores. C'est la surface de la nappe phréatique qui sépare ces deux zones.

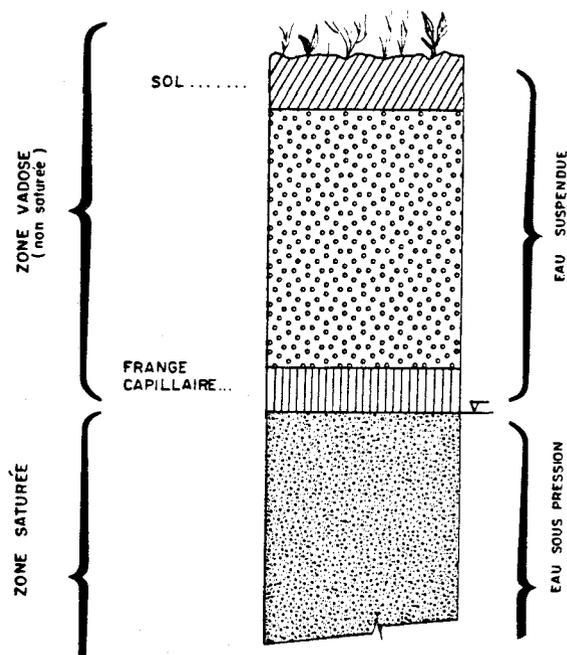


Figure 2.1: Zones du milieu souterrain

Dans la zone saturée, c'est quasi exclusivement sous forme dissoute que les contaminants (y compris les pesticides) sont transportés. En effet, les vitesses y sont trop lentes pour entraîner des particules, et de plus, le milieu poreux agit comme un immense filtre. Il y a trois phénomènes qui sont réputés être responsables de ce transport, et ce sont:

- l'advection;
- la diffusion moléculaire liquide;
- la dispersion mécanique.

L'advection est sans doute le plus simple de ces trois phénomènes. Il s'agit du transport des contaminants par l'eau qui les contient pendant son

déplacement dans la nappe. La vitesse du déplacement par advection est égale à la vitesse de déplacement de l'eau dans les pores du milieu.

La diffusion moléculaire liquide est un phénomène bien connu. Cette diffusion est causée par le mélange continu des molécules d'un liquide dû au mouvement brownien. Ce phénomène de diffusion tend à effacer les différences de concentrations, si bien qu'un front de pollution bien net entre une zone contaminée et une zone pure sera remplacé par une zone de transition de plus en plus large, où la concentration variera de façon continue et de moins en moins abruptement.

La dispersion mécanique n'est pas, à proprement parler, un mécanisme de transport des polluants dans les milieux poreux. Cependant, elle modifie de façon perceptible l'allure des fronts de contamination en déplacements. La dispersion mécanique est causée par les différences de vitesse et de direction de l'eau dans les pores. Ces différences font que les contaminants à l'échelle des pores utilisent une multitude de trajectoires différentes plus ou moins rapides et plus ou moins parallèles. Il en résulte, à l'échelle macroscopique, un effet d'étalement similaire à celui causé par la diffusion.

Il existe cependant un cas où le transport en milieu poreux ne pourra pas être conceptualisé de façon aussi simple. Il s'agit du cas des milieux fracturés, où l'hétérogénéité et l'anisotropie marquée causent de nombreux problèmes. Dans ce cas, le principal phénomène en cause est l'advection et,

compte tenu des vitesses parfois assez grandes à laquelle l'eau voyage dans les fractures et de l'orientation des fractures, il est fréquent de voir ressurgir les contaminants assez rapidement à des endroits imprévisibles et éloignés de la source.

Dans le milieu non saturé, l'addition d'une nouvelle phase, la phase gazeuse, vient compliquer le problème. Il existe moins de connaissances appliquées concernant les mécanismes de transport dans la phase gazeuse du sol. Cependant, il semble que ces phénomènes soient négligeables par rapport aux phénomènes de transport dans la phase liquide, de telle façon que la phase gazeuse est souvent ignorée comme médium de transport (Enfield et al., 1982).

Le transport dans la phase liquide du milieu poreux non saturé se fait principalement par les plus petits pores qui sont complètement saturés et où l'eau peut circuler de la même façon que dans un milieu poreux saturé. L'advection y est donc le principal mécanisme de transport. Les grands pores sont, eux, partiellement remplis d'air et il n'y a qu'une mince couche d'eau retenue sur les parois.

3. PROCESSUS PHYSIQUES ET BIOCHIMIQUES

Les propriétés physiques et chimiques des pesticides en relation avec les caractéristiques propres à un milieu donné sont à l'origine d'une multitude de processus qui vont influencer le transport et la transformation de ces produits dans le milieu souterrain.

Suite à l'application d'un pesticide à la surface du sol, plusieurs mécanismes interviennent pour retarder sa migration vers les nappes souterraines. Ces différents mécanismes peuvent être répartis de la manière suivante:

● Processus physiques:

- volatilisation;
- adsorption;
- lessivage.

● Processus chimiques

- photodécomposition;
- dégradation chimique;
- dégradation par les microorganismes;
- dégradation par les plantes.

L'importance relative de chacun de ces mécanismes sera fonction des propriétés physico-chimiques des pesticides, des caractéristiques physiques du sol, de même que de certains facteurs environnementaux. Le destin final des pesticides dans les systèmes souterrains sera donc déterminé par le résultat de ces diverses interactions.

3.1 VOLATILISATION

La volatilisation fait référence au transfert d'une substance de la surface du sol vers l'atmosphère. Cette conversion à l'état vapeur permet à plusieurs composés organiques de s'échapper du milieu pour ensuite être diffusés dans l'air ambiant.

3.2. ADSORPTION

Les phénomènes d'adsorption et de désorption pouvant retarder efficacement la migration des pesticides dans le sol, la connaissance de ces processus s'avère très importante en regard du transport des contaminants vers les nappes souterraines.

L'adsorption étant un phénomène de surface, les constituants du sol les plus susceptibles d'être impliqués dans le processus sont ceux qui possèdent une grande surface spécifique (laquelle est généralement associée aux très petites particules) ou encore des sites très réactifs sur lesquels peuvent se fixer diverses substances. Ainsi, l'accumulation des pesticides à la surface de la matière particulaire s'effectuera principalement sur les argiles (surtout la kaolinite et la montmorillonite) et sur la matière organique, lesquels sont dotés d'une très grande capacité d'adsorption.

Les différents mécanismes qui entrent en jeu lors de l'adsorption peuvent être classés de la manière suivante:

- Adsorption physique:

- forces de Van der Waals;
- liaisons hydrogènes;
- charges électrostatiques (protonation).

- Adsorption chimique

- échange ionique;
- transfert de charge;
- complexation.

Le degré d'adsorption d'un pesticide sera fortement relié à sa nature intrinsèque (caractère chimique), c'est-à-dire la grosseur de la molécule, sa polarité, sa polarisabilité, la nature et la position de ses groupements fonctionnels, la présence d'insaturations, etc. Ces différentes propriétés détermineront jusqu'à un certain point la nature des interactions qui vont s'établir avec les colloïdes du sol.

Une autre propriété importante à considérer est la constante de dissociation, qui indique le degré d'acidité ou de basicité du composé. Pour des herbicides tels que le 2,4-D* et l'atrazine, la valeur du pK_a déterminera, en fonction du pH du sol, si le composé se retrouve principalement sous forme ionique ou sous forme moléculaire. Le caractère ionique sera appelé à jouer un rôle très important dans la détermination du degré d'adsorption du pesticide dans le sol.

Par rapport à l'adsorption, un autre aspect à considérer au sujet des caractéristiques du pesticide est sa formulation, c'est-à-dire la forme sous laquelle on retrouve le produit lors de son utilisation sur le terrain. Parmi les différents types de formulations, mentionnons les plus courantes, qui sont:

- poudre;
- poudre mouillante;
- granulé;
- solution;
- émulsion;
- émulsion inversée.

Le comportement d'un pesticide est donc non seulement relié aux propriétés physico-chimiques de l'ingrédient actif, mais aussi à celles des solvants dans lesquels il est en solution, en suspension, etc., de même qu'aux additifs pouvant être présents (autres pesticides, ingrédients inertes).

Les différentes caractéristiques du milieu avec lequel le pesticide est en contact vont directement influencer son adsorption. La composition du sol, principalement sa teneur en argile et en matières organiques, détermine le type d'interaction qui s'établit avec le pesticide. L'adsorption étant un phénomène de surface, on comprend l'importance des propriétés physiques telles que la capacité d'échange cationique et la surface spécifique, qui sont des caractéristiques propres à chacun des constituants du sol.

Plusieurs auteurs émettent l'hypothèse que l'adsorption des pesticides sur la matière organique est beaucoup plus importante que sur les argiles. En effet, comme la matière organique possède une capacité d'échange cationique supérieure à celle des argiles, l'adsorption par échange ionique en sera d'autant favorisée (Bailey et White, 1970; Dubois, 1979).

L'effet de la température sur l'équilibre d'adsorption constitue une indication directe de la force des interactions impliquées dans le mécanisme. L'adsorption étant un processus exothermique (qui dégage de la chaleur), une augmentation de la température devrait normalement réduire le degré d'adsorption et favoriser la réaction inverse. En effet, une élévation de température provoque un affaiblissement des forces d'attraction qui existent entre le soluté et la surface adsorbante, entraînant alors la désorption.

L'humidité du sol peut aussi influencer l'adsorption des pesticides. Habituellement, plus le contenu en eau dans le sol est faible, plus le degré d'adsorption augmente. En effet, dans les sols secs, le soluté doit se mouvoir dans un mince film d'eau qui est en contact étroit avec la surface chargée des particules, d'où une probabilité d'adsorption plus élevée; comme on retrouve très peu de molécules d'eau associées aux différentes fractions de la matière particulaire, les pesticides peuvent être adsorbés plus fortement. Dans les sols humides, on aura une compétition entre les molécules d'eau et les pesticides pour les divers sites d'adsorption, ce qui peut entraîner un relâchement de ces derniers dans le milieu.

La mobilité d'un pesticide est principalement fonction de son degré d'adsorption sur la matière particulaire et nombre d'études ont révélé qu'il existait effectivement une relation inverse entre la mobilité et le coefficient d'adsorption K_d (Weidner, 1974; Rao et al., 1982; Jury et al., 1983). Un emploi sécuritaire des pesticides implique l'utilisation de composés peu mobiles. En effet, plus un pesticide est mobile, plus il risque de contaminer les cultures environnantes, et plus il a de chance de se retrouver dans les couches profondes du sol, là où la dégradation est très lente vu l'activité microbienne réduite.

3.3. LESSIVAGE

Le lessivage fait référence à la migration verticale d'un composé entraîné sous forme dissoute par l'eau percolant au travers du sol.

Dans la zone non saturée du sol (vadose), les pesticides s'écoulent principalement selon une direction verticale. Le mouvement latéral se produit lorsqu'ils atteignent la table d'eau ou encore une frontière entre un milieu sec et un milieu humide. Par la suite, le mouvement du pesticide peut s'effectuer de manière ascendante ou descendante, tout dépendant des fluctuations du niveau de la nappe.

Notons toutefois que le lessivage ne constitue pas en soi un processus qui influence le destin des pesticides dans le milieu souterrain. Ce phénomène reflète plutôt le comportement global des contaminants suite à l'infiltration des précipitations. Il s'agit donc d'un concept qui découle de

l'approche heuristique appliquée au comportement des pesticides. Dans ce genre d'approche, on néglige l'analyse des processus individuels pour ne considérer que le résultat final de l'ensemble des processus. Le lessivage ne représente donc que le déplacement des pesticides comme on peut l'observer lorsque le sol est soumis à l'infiltration de l'eau de pluie. L'approche heuristique comporte de bons et de mauvais côtés. Elle est d'abord simple et d'application directe, mais les résultats obtenus sont difficilement extrapolables si le contexte de l'application varie, même de très peu.

3.4. PHOTODÉCOMPOSITION

Même si la photodécomposition est souvent citée comme processus de dégradation, beaucoup de spéculations entourent encore ce processus. Le taux de photodécomposition est difficile à mesurer sur le terrain, et les expériences rapportées sont peut significatives car les effets combinés de la pyrolyse et de la volatilisation masquent ceux de la photodécomposition.

Rappelons que la photodécomposition n'est active qu'à la surface du sol. Tout processus ayant comme résultat d'entraîner les pesticides dans le profil de sol a comme effet indirect de les soustraire aux rayons du soleil, les protégeant ainsi de la photodécomposition.

3.5. DÉGRADATION CHIMIQUE

Les réactions chimiques les plus probables dans le milieu souterrain sont presque exclusivement limitées aux processus d'hydrolyse et dans cer-

tains cas, aux réactions d'oxydation. Le terme hydrolyse fait habituellement référence aux réactions de substitution nucléophile et d'élimination qui se produisent en milieu aqueux.

3.6. BIODÉGRADATION

La surface du sol est normalement aérobie. Cependant, à mesure que la teneur en eau approche de la saturation, la disponibilité de l'oxygène dissous est réduite et des conditions anaérobies peuvent s'installer. Les mécanismes de biodégradation des pesticides peuvent varier de diverses façons selon qu'on se situe en milieu aérobie (zone vadose non saturée) ou en milieu anaérobie (zone saturée sous la table d'eau) les microorganismes utilisant dans chaque cas des métabolismes différents. De plus, le taux d'oxygène dissous dans le sol conditionne le développement de certaines espèces. Les microorganismes aérobies ne pourront se développer qu'en milieu oxydant (potentiel rédox élevé) car ils utilisent l'oxygène moléculaire pour leur respiration. Par contre, les espèces anaérobies ou facultatives pourront proliférer en l'absence d'oxygène, c'est-à-dire en milieu réducteur.

Les transformations par voies chimiques et biologiques sont généralement considérées comme étant les principaux mécanismes responsables de la dégradation des pesticides dans le milieu souterrain. Toutefois, la plupart des études réalisées jusqu'à maintenant mettent en évidence la difficulté

d'effectuer une distinction bien marquée entre les deux types de dégradation (Goring et Hamaker, 1972; Rao et al., 1982).

4. ÉVALUATION DU DEVENIR DES PESTICIDES CHOISIS

4.1 INTRODUCTION

Dans le but d'obtenir une vue d'ensemble du comportement des pesticides dans le milieu souterrain, nous avons suivi le cheminement de quatre produits appartenant à des classes chimiques différentes. En accord avec monsieur Rolland St-Jean du ministère de l'Environnement, les pesticides retenus à l'intérieur de chaque classe étaient soit ceux les plus connus, c'est-à-dire ayant fait l'objet d'une documentation scientifique abondante (2,4-D et atrazine), soit ceux utilisés le plus intensivement au Québec, comme c'est le cas pour le chlordane et le carbofurane.

Une revue de la littérature a été effectuée afin d'en extraire des informations pertinentes concernant les propriétés physico-chimiques et le comportement particulier de ces composés dans divers types de sols. La somme de ces connaissances devrait nous permettre d'évaluer le devenir des quatre produits retenus. Les résultats de cette étude pourront être extrapolés à des pesticides chimiquement voisins, ou serviront à tout le moins d'exemples pour guider les recherches nécessaires à la prédiction du comportement d'un nouveau pesticide.

4.2 2,4-D

L'herbicide à fonction phénoxy le plus communément utilisé est l'acide dichloro-2,4 phénoxyacétique, appelé plus simplement 2,4-D et dont la structure chimique est la suivante et dont les propriétés sont données au tableau 4.1:

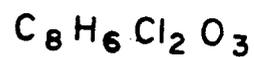
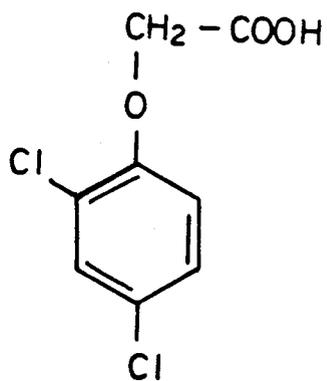


Tableau 4.1: Propriétés physiques et chimiques du 2,4-D (formulation acide)
(CNRC no 16076, 1979)

Masse moléculaire (g/mole)	221.0
Point de fusion (°C)	140-141
Pression de vapeur (mm Hg)	négligeable à 35°C
Solubilité dans l'eau (mg/l)	600 (20°C) 620 (25°C)
pK _a	2.8 (25°C)

Substance cristalline blanche, le 2,4-D est légèrement soluble dans l'eau et très soluble dans la plupart des solvants organiques usuels. C'est un acide faible dont la constante de dissociation (pK_a) à 25°C se situe entre 2.5 et 3.5, selon les données de la littérature (CNRC no 16076, 1979).

Sous forme d'acide proprement dit ou sous forme de sels d'amine ou de sels alcalins, le 2,4-D est relativement non volatil. Par contre, les formulations à base d'esters présentent un risque de volatilité beaucoup plus grand.

Qu'ils soient appliqués sous la forme d'acide, de sel ou d'ester, les herbicides phénoxydes seront essentiellement retrouvés sous la forme d'acide dans la plupart des sols possédant une certaine teneur en humidité. En effet, les sels d'amine de même que les autres types de sels sont sujets à une dissociation rapide dans les systèmes sol-eau. Également, les divers esters de 2,4-D sont rapidement hydrolysés en acides dans la majorité des sols humides.

De l'avis de nombreux auteurs, le principal mode de dissipation du 2,4-D est la biodégradation. En effet, selon Weidner (1974), l'herbicide est rapidement dégradé dans un sol chaud, humide et à forte teneur en matières organique, alors qu'une stérilisation du sol inhibe complètement sa disparition. Ceci met donc en évidence l'importance du rôle des microorganismes dans la dissipation du 2,4-D.

Il semblerait que la photodécomposition des herbicides phénoxy soit complexe, et dépende dans une mesure plus ou moins grande, du pH de la solution et de la formulation chimique. Notons que la photolyse naturelle des composés phénoxyalcoïques est loin d'être claire, même s'il y a de bonnes raisons de penser que le mode et les produits de dégradation sont similaires à ceux observés au laboratoire dans des conditions artificielles. On manque de renseignements sur la photolyse de ces herbicides à la surface des sols et des feuilles; de même que sur leur sort au sein de l'atmosphère, que ce soit en phase vapeur ou sous forme particulaire (CNRC n° 16076, 1979).

4.3 ATRAZINE

L'atrazine est une substance cristalline blanche qui possède une très faible solubilité dans l'eau et dans les solvants organiques usuels. Ses propriétés sont résumées au tableau 4.2. En solution aqueuse, elle se comporte comme une base faible; des études spectroscopiques ont démontré que la protonation s'effectuait préférentiellement sur les atomes d'azote du noyau (Esser et al., 1978).

Tableau 4.2: Propriétés physiques et chimiques de l'atrazine (Esser et al., 1978)

Masse moléculaire (g/mole)	215.5
Point de fusion (°C)	175-177
Pression de vapeur (mm Hg)	0.3 x 10 ⁻⁶ (20°C)
Solubilité dans l'eau (mg/l)	33 (20-25°C)
pK _a	1.68 (21°C)

Le taux de volatilisation de l'atrazine est habituellement trop faible pour jouer un rôle important sur la persistance des résidus dans le sol. Toutefois, dans certaines conditions, telles une température élevée et une

forte teneur en humidité dans le sol, les pertes peuvent alors devenir significatives (Harris et al., 1968; Dubois, 1979).

L'acidité du sol joue un rôle très important dans l'adsorption de l'atrazine. En effet, vu la capacité des argiles et de la matière organique à échanger des cations, l'adsorption de cet herbicide est d'autant plus favorisée en milieu acide, car alors la molécule est alors sous forme protonée. Certains auteurs ont montré que l'adsorption des s-triazines sur l'argile et sur la matière organique était fonction du pH, l'adsorption maximum se produisant à une valeur de pH voisine du pK_a du composé. Ils en concluent que le principal facteur gouvernant l'adsorption de cette famille de composés est leur basicité. Plus le caractère basique du pesticide est prononcé, plus l'adsorption est élevée (Bailey et White, 1970; Weber, 1972).

L'atrazine est généralement considérée comme étant très peu mobile dans la plupart des sols. Des études effectuées sur le terrain ont montré que deux ans après une application de l'herbicide sur divers types de sols, la majorité des résidus étaient concentrés dans les trois premiers centimètres (Harris et al., 1968). En augmentant le taux d'application, on accroît la mobilité du composé; cependant, il semble que même après plusieurs applications successives, l'atrazine se retrouve rarement à une profondeur supérieure à 30 cm (Dubois, 1979).

Le taux d'adsorption élevé de l'herbicide et les nombreuses voies possibles pour sa dégradation imposent de fortes contraintes au mouvement ver-

tical de l'atrazine, même sous l'influence des précipitations. De plus, en raison de sa faible solubilité dans l'eau, le composé n'a pas tendance à migrer très profondément dans le profil de sol, d'où les faibles possibilités que l'atrazine soit lessivée dans le milieu souterrain.

Plusieurs espèces de microorganismes ont été identifiées comme ayant l'aptitude d'utiliser les s-triazines en tant qu'unique source de carbone et d'azote (Esser et al., 1978). La dégradation biologique de ce type d'herbicide peut procéder via plusieurs mécanismes, les plus importants étant: l'hydrolyse, la désalkylation des chaînes latérales, la désamination et le clivage du noyau.

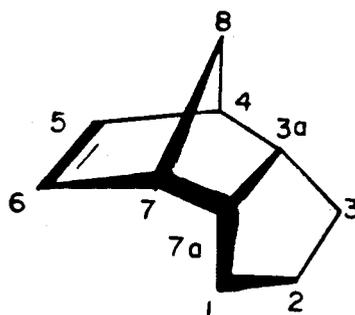
Quoique la dégradation microbienne de l'atrazine se produise dans le sol, la majeure voie de détoxication est la décomposition chimique. De plus, il appert que l'hydrolyse chimique constitue la voie prédominante pouvant conduire à la métabolisation complète du pesticide (Skipper et Volk, 1972).

Suite à la découverte de faibles traces d'atrazine dans les eaux souterraines d'une région productrice de maïs au Nébraska, une étude des processus de dissipation du pesticide a été entreprise (Wehtje et al., 1981). Les résultats obtenus ont montré que très peu d'atrazine était susceptible de s'accumuler dans l'aquifère, étant donné que le composé était rapidement converti en son dérivé hydroxy à mesure qu'il progressait verticalement dans le sol avec l'eau de percolation. Le processus d'hydrolyse chimique entraî-

ne donc une détoxication du pesticide avant que celui-ci puisse parvenir à l'aquifère.

4.4. CHLORDANE

Le produit technique consiste en un mélange complexe de divers constituants insecticides comprenant des dérivés chlorés d'addition et de substitution du 3a, 4, 7, 7a-tétrahydro-4, 7-méthano-indane, dont la structure chimique est la suivante:



Les principaux constituants du mélange sont:

le cis (α)-chlordane	$C_{10}H_6Cl_8$
le trans (γ)-chlordane	
les isomères α , β et γ du chlordane	$C_{10}H_6Cl_6$
l'heptachlore	$C_{10}H_5Cl_7$
le trans-nonachlore	$C_{10}H_5Cl_9$

Les propriétés du chlordane technique sont résumées au tableau 4.3.

Tableau 4.3: Propriétés physiques et chimiques du chlordane technique (CNRC no 14095, 1975)

Masse moléculaire (g/mole)		409.8
Point de fusion (°C)	Cis-chlordane	106.5 - 108
	Trans-chlordane	104.6 - 106
	Chlordène	210 - 211
	Heptachlore	95 - 96
	Trans-nonachlore	128 - 130
Pression de vapeur (mm Hg)		10 ⁻⁵ (20-25°C)
Solubilité dans l'eau (µg/l)	Cis-chlordane	9
	Trans-chlordane	9 (25°C)
	Heptachlore	56

Un des aspects les plus avantageux du chlordane est son excellente solubilité dans la plupart des solvants organiques, lesquels peuvent servir de véhicules pour l'insecticide. Les formulations du chlordane liquide les plus utilisées sont habituellement les suspensions (dans l'huile) et les concentrés émulsifiables.

Bien que le chlordane technique soit considéré comme étant relativement non volatil, il a été démontré que dans certains cas, il pouvait y avoir passage dans l'atmosphère (Brooks, 1974). En conséquence, on pourrait s'attendre à ce qu'une partie du chlordane appliqué sur le sol soit libéré

dans l'air, bien que le degré de volatilisation dépende du type de sol, de sa teneur en humidité et des conditions atmosphériques.

Dans le cas de molécules non ioniques comme le chlordane, les interactions de Van der Waals sont les principales forces qui interviennent dans le processus d'adsorption.

Comparativement aux minéraux argileux, il a été observé que la matière organique exerçait une influence considérable sur l'adsorption du chlordane (Edwards, 1973; Kaufman, 1974). Il semble donc exister une forte corrélation entre le degré d'adsorption de ce pesticide et la teneur en matières organiques dans le sol.

Le chlordane est considéré comme étant relativement immobile dans le sol, et ceci peut être attribué principalement à sa très faible solubilité dans l'eau. Également, l'adsorption du pesticide sur les sites hydrophobes de la matière organique contribue à sa rétention dans la zone de sol située au voisinage de la surface (Green, 1974). Ainsi, le fait que le degré d'adsorption du chlordane soit fortement relié à la teneur en matières organiques dans le sol limite considérablement sa mobilité dans le milieu souterrain.

Le nombre de publications traitant de la dégradation du chlordane dans le sol est très restreint. Il semble que la connaissance du mécanisme de dégradation des isomères cis et trans du chlordane pur soit très limitée, et dans le cas du chlordane technique, elle est presque nulle.

Toutefois, il appert que dans les conditions climatiques canadiennes, la dégradation du chlordane technique s'effectue très lentement. Les résidus finals que l'on retrouve dans le sol et dans les plantes contiennent généralement tous les constituants du produit technique, et non seulement les isomères cis et trans du chlordane. Ces observations vont cependant à l'encontre de celles provenant des États-Unis et d'autres régions du monde au climat moins rigoureux, où l'on signale que les résidus terminaux de la dégradation sont constitués uniquement de cis et de trans-chlordane (CNRC no 14095, 1975).

4.5 CARBOFURANE

De plus en plus, les carbamates tendent à remplacer les insecticides plus persistants comme les organochlorés. Bien qu'ils nécessitent une plus grande prudence de la part des utilisateurs étant donné qu'ils possèdent généralement une toxicité très élevée, les propriétés environnementales de ces insecticides les rendent de beaucoup préférables aux organochlorés, envers lesquels d'ailleurs, certaines variétés ou espèces ont acquis une résistance.

Le carbofurane se présente sous la forme de cristaux blancs, possédant une légère odeur de phénol. L'insecticide se dissout rapidement dans la plupart des solvants organiques et possède une assez grande solubilité dans l'eau. Ses propriétés sont résumées au tableau 4.4.

Le carbofurane est habituellement formulé en tant que granules, poudre mouillable ou en suspension. Tout dépendant du type de formulation utilisé, le mode d'application de l'insecticide sera différent.

Tableau 4.4: Propriétés physiques et chimiques du carbofuran (Kuhr et Dorough, 1974)

Poids moléculaire (g/mole)	221
Point de fusion (°C)	153-154
Pression de vapeur (mm Hg)	3.4×10^{-6} (25°C)
Solubilité dans l'eau (mg/l)	700 (25°C)

Étant donné la faible tension de vapeur du carbofurane à 25°C (3.4×10^{-6} mm Hg), ce composé peut être considéré comme étant très peu volatil. En conséquence, les pertes d'insecticide via ce mécanisme ne sont généralement pas très significatives.

De l'avis général, la teneur en matières organiques paraît être le facteur le plus important pour l'adsorption de cet insecticide, bien qu'il soit probable que la quantité d'argile puisse également être en relation avec la persistance des résidus (Edwards, 1966). Il pourrait donc y avoir accumulation du carbofurane à la surface de la matière organique, selon un

mécanisme qui ressemblerait fortement à celui impliqué dans l'adsorption du chlordane. Ainsi, l'insecticide aurait fortement tendance à s'adsorber sur les sites hydrophobes de la matière organique, principalement au moyen de forces de Van der Waals. L'humidité du sol constitue un des paramètres majeurs qui va influencer le degré d'adsorption du carbofurane dans le sol, et l'insecticide sera adsorbé plus fortement dans les sols secs que dans les sols humides.

Les dangers environnementaux dus à la mobilité des pesticides subissant une dégradation rapide sont beaucoup moins importants que lorsqu'il s'agit de composés persistants. D'après la solubilité dans l'eau relativement élevée du carbofurane et son coefficient d'adsorption assez faible (17), on peut s'attendre à ce qu'il soit très mobile dans les sols. Cependant, des études de lessivage ont révélé que le carbofurane ne présentait pas de mobilité importante. Il a été constaté que la mobilité des pesticides non ioniques tel que le carbofurane était directement proportionnelle à la vitesse du mouvement de l'eau dans le sol (flux) et à la teneur en humidité; et inversement proportionnelle au contenu en argile et en matières organiques (CNRC no 16741, 1980).

La plupart des travaux réalisés au sujet de la dissipation du carbofurane dans le sol mentionnent que l'hydrolyse chimique constitue la voie prédominante de dégradation de l'insecticide (Goring et Hamaker, 1972; Venkateswarlu et al., 1977).

Par conséquent, afin d'expliquer la lente dissipation du composé dans les sols ne se prêtant guère à une hydrolyse à caractère basique, il faut faire intervenir l'action microbienne. Ainsi, plusieurs études révèlent que les processus chimiques et biologiques peuvent expliquer la lente disparition du carbofurane dans les sols acides et neutres (Getzin, 1973; CNRC no 16741, 1980). Cependant, l'hydrolyse microbienne est un processus de dégradation mineur dans les sols à faible pH, et plusieurs autres voies de dissipation du carbofurane deviennent alors beaucoup plus probables.

La décomposition photochimique constitue une autre voie de dégradation susceptible d'expliquer la diminution de l'accumulation du carbofurane dans les sols. Palmere et al. (1977) ont montré que du carbofurane adsorbé sur du loam limoneux et exposé à une intensité lumineuse de $2\ 400\ \mu\text{W}/\text{cm}^2$ à 26°C avait une demie-vie de 13,6 jours. Le processus photolytique suit, semble-t-il, une cinétique du premier ordre avec une vitesse de décomposition de 0,051 jour.

5. LES MODÈLES MATHÉMATIQUES

Le type le plus courant de modèle hydrogéologique déterministe est le modèle conceptuel ("theoretical model" de Lassiter, Baughman et Brunrs, 1980; "structural model" de Fried, 1981). Il est construit d'expressions mathématiques qui décrivent les phénomènes physiques du système hydrogéologique. Les modèles conceptuels sont donc particulièrement destinés à produire des prédictions quantitatives. C'est pourquoi, selon Baughman et

Burns (1980), ils sont préférés aux modèles empiriques, car la prédiction doit inévitablement dépasser le cadre des observations (extrapolation). De plus, de par leur conception, ces modèles se veulent une synthèse des connaissances de cause qui les ont développés.

Comme c'est le mouvement de l'eau souterraine qui est le principal moteur du transport des polluants et que ce processus a déjà reçu une grande attention des modélisateurs, il est logique d'utiliser un modèle hydrogéologique déjà existant pour obtenir le champ des vitesses, et d'utiliser ces résultats comme données d'entrée pour le modèle de transport des polluants (Konokow, 1981; Barovic et Boochs, 1981). La modélisation se fait donc en deux étapes, la première étant indépendante de la seconde, puisqu'il est convenu et admis que l'on peut négliger les effets des substances transportées alors qu'elles sont en concentrations faibles sur les propriétés hydrodynamique de l'écoulement de l'eau souterraine. C'est le cas avec les pesticides retrouvés dans l'eau souterraine.

Généralement, les modèles se présentent sous forme d'équations différentielles (les modèles TDE de Bonazountas, 1983). Ces systèmes d'équations sont résolus pour des domaines variés, avec des conditions limites variées, mais sous-tendent des hypothèses simplificatrices. Dans les cas simples (unidimensionnel, homogène, peu de processus), il est possible de dériver une solution analytique (Singh et Rai, 1981; Rubin, 1983). Cependant, dans

tous les cas, la solution exige un calcul numérique, ce qui est facilité par l'utilisation d'un ordinateur.

La modélisation de l'advection repose essentiellement sur la modélisation de l'écoulement en milieu poreux et il est donc avantageux d'utiliser l'un des nombreux modèles hydrogéologiques actuellement disponibles. Il y en aura toujours un correspondant ou ajustable à la géométrie du site et au degré de précision désiré, compte tenu de la qualité des données disponibles.

Il est possible, de façon un peu similaire à ce qui a été fait pour la zone saturée, de dériver une équation décrivant le transport par advection dans la zone vadose. Il suffit d'ajouter à l'équation d'advection, un terme pour tenir compte de la portion de l'eau retenue immobile. Il existe de tels modèles comme ceux proposés par Hoeks (1981), Segol (1977), Pickens et Gillham (1980), De Smedt (1981), Luckner et Nitsche (1981).

Certains s'appuient sur des modèles d'infiltration pour calculer le mouvement de l'eau, mais le principal problème réside dans le caractère instable et l'hétérogénéité des phénomènes observés dans la zone vadose. En effet, les événements de précipitations, hautement aléatoires, de même que les interférences de la végétation font que les conditions y régnant sont très variables et imprévisibles, ce qui rend assez difficile toute tentative de modélisation conceptuelle. On en est donc souvent réduit à utiliser des

modèles empiriques produits et calibrés à la pièce pour chaque pesticide et chaque type de sol (Faust et al., 1981; Enfield et al., 1982).

La dispersion produit un effet similaire à celui de la diffusion, bien que d'une ampleur différente. C'est pourquoi les premiers modèles de dispersion ont été inspirés par les modèles de diffusion. Selon Fried et Combarous (1971), les premiers travaux quantitatifs sur la diffusion sont ceux de Fick en 1855, qui nota une analogie entre la diffusion et le transfert de chaleur par conduction. Il adopta donc l'équation de Fourier et énonça que le taux de transfert par diffusion au travers une section unitaire est proportionnel au gradient des concentrations normal à cette section.

$$F = - D_m \frac{\partial C}{\partial l}$$

où: F : taux de transfert ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$);

D_m : coefficient de diffusion ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$);

C : concentration ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$);

l : direction perpendicuaire à la section (m).

L'utilisation du modèle classique d'advection-dispersion nécessite donc la connaissance des propriétés suivantes du milieu: la porosité efficace et la perméabilité (pour le calcul de v), de même que la dispersivité. Cette dernière est assez difficile à mesurer. La seule méthode connue consiste à injecter un traçeur et à comparer la dispersion observée avec les résultats

du modèle. Il s'agit d'une calibration et l'on en retient la valeur de dispersivité qui donne la simulation la plus fidèle aux observations. Cette expérience de traçeur peut être faite en laboratoire sur des échantillons, ou sur le terrain à l'aide de puits d'injection et d'observation (par exemple la méthode de Sauty (1978)).

Il apparaît alors un problème: les valeurs de dispersivités mesurées sur le terrain sont plus grandes que celles mesurées en laboratoire d'un ou de plusieurs ordres de grandeur. Ce phénomène a reçu le nom d'effet d'échelle ("scale effect"). L'effet d'échelle est dû au fait que le transport de polluants dans l'eau souterraine s'effectue au travers d'hétérogénéités de plus en plus larges, à mesure que la pollution s'étend de plus en plus loin de son lieu d'origine d'où une dispersivité croissante, selon Schwartz (1977). Pour le modélisateur, il importe d'utiliser une dispersivité telle que, compte tenu de la précision avec laquelle il peut représenter les hétérogénéités connues de l'aquifère, le phénomène de dispersion se produira de façon fickienne dans un laps de temps assez court (Pickens et Grisak, 1981; Fried, 1981).

Dans la zone vadose, le phénomène de dispersion est également observé, excepté que la grande difficulté à y modéliser l'advection se répercute par une non moins grande difficulté à y modéliser la dispersion. Ici encore, l'hétérogénéité de ce milieu, de même que le caractère aléatoire des

événements météorologiques qui l'influencent, rendent les prédictions très hasardeuses.

Le processus d'adsorption-désorption a également été l'objet d'un effort de modélisation. Habituellement, les modèles d'adsorption-désorption sont utilisés conjointement avec les modèles d'advection-dispersion décrits auparavant. La fusion des deux modèles se fait par l'ajout, dans l'équation d'advection-dispersion, d'un terme de gain ou de perte qui permet de respecter le bilan de masse.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + q$$

- où: C: concentration ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$);
t: temps (s);
v: vitesse réelle moyenne ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$);
x: coordonnée (m);
D: coefficient de dispersion ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$);
q: terme de perte/gain ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$).

La plus utilisée de ces équations est l'isotherme de Freundlich, qui décrit la relation entre la quantité de substance adsorbée et la concentration dans la solution à l'équilibre. Aux faibles concentrations, cet isotherme est usuellement représenté par un simple coefficient de partition " k_D ".

$$S = k_D C$$

- où: S : concentration de substance adsorbée ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$);
K_D: coefficient de partition ($\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$);
C : concentration de substance en solution ($\text{Kg}\cdot\text{m}^{-3}$).

Remarquons que c'est principalement dans le sol que l'adsorption est la plus intense. Ceci est bien sûr causé par l'abondance de la matière organique dans cette partie superficielle du milieu souterrain. Cependant, les modèles d'adsorption-désorption décrits ici sont des appendices au modèle d'advection-dispersion décrit plus tôt, et il a été montré que ce dernier s'applique plus difficilement à la zone vadose. Toutefois, si l'on connaît par mesure ou autrement la vitesse d'infiltration de l'eau, il est possible de calculer un facteur de retardement à partir de "K_D" et de prédire la vitesse d'infiltration du pesticide.

Le terme dégradation désigne plus d'un processus. Il s'agit en fait de l'ensemble des processus qui ont comme résultat la disparition irréversible d'une partie du contaminant. Il inclut donc (Enfield et al., 1982):

1. Volatilisation
2. Hydrolyse
3. Autres processus abiotiques de dégradation
4. Biodégradation

Bien sûr, la diversité et la complexité des mécanismes de dégradation rend impossible le développement d'un modèle conceptuel précis et détaillé. Il faut donc se contenter de modèles empiriques généraux ou de modèles conceptuels partiels ne s'appliquant qu'à modéliser grossièrement un seul des mécanismes de dégradation.

Le modèle de dégradation le plus simple consiste à utiliser un coefficient de dégradation dans une équation cinétique du premier ordre. Soit:

$$q = - K_b C$$

q : terme de gain-perte ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$);

K_b : constante de dégradation (s^{-1});

C : concentration du contaminant ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

Il reste beaucoup de travail à faire dans ce champ de modélisation et il faut se contenter actuellement des modèles simples comme le coefficient de dégradation unique. Bien sûr, il est difficile d'estimer, a priori, la valeur de ce coefficient, et ce modèle doit être calibré avec les données de terrain.

Les modèles mathématiques précédemment décrits sont de peu d'utilité pratique dans leur forme différentielle. Cependant, la mécanique des milieux continus nous donne les outils nécessaires à la résolution de ces systèmes d'équations différentielles appliquées à des domaines définis par des propriétés spatiales et des conditions limites. Il s'agit donc de choi-

sir les processus, leurs représentations mathématiques, la géométrie du domaine, ses propriétés et les conditions limites.

La nature du milieu souterrain fait que la modélisation de la contamination peut se faire à l'aide de plusieurs modèles reliés entre eux. Cette subdivision facilite le développement des modèles et leur utilisation. Il existe différentes méthodes permettant de résoudre les problèmes de milieux continus, et celles les plus souvent utilisées en hydrogéologie sont la méthode des différences finies et celle des éléments finis. Cette dernière est maintenant de loin la plus utilisée à cause de sa souplesse et de sa puissance. Cette méthode permet de représenter assez fidèlement des domaines à géométrie très variable, incluant même des frontières courbées et des conditions limites complexes.

Dans le contexte québécois de la contamination des eaux souterraines par les pesticides, il semble que la rareté des informations hydrogéologiques et la nature diffuse de cette contamination privilégient l'utilisation de modèles simples, résolus analytiquement. De tels modèles peuvent être utilisés rapidement et facilement, leurs paramètres sont peu nombreux et ont des effets respectifs facilement identifiables; et la qualité usuellement médiocre des données hydrogéologiques rend leurs prédictions au moins aussi valables que celles des modèles plus complexes.

Le modèle présenté ici est celui de Ogata (1970). Il décrit la distribution des concentrations à partir d'une source de concentration constante qui contamine un milieu originellement non contaminé. Les seuls processus à l'oeuvre sont l'advection et la dispersion. La solution obtenue pour un milieu unidimensionnel homogène est:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \frac{L - vt}{2 \sqrt{Dt}} + \exp \frac{vL}{D} \operatorname{erfc} \frac{L + vt}{2 \sqrt{Dt}}$$

C : concentration ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$);

C_0 : concentration de la source ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$);

erfc: fonction d'erreur complémentaire;

L : distance de la source (m);

V : vitesse réelle moyenne de l'eau souterrain ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$);

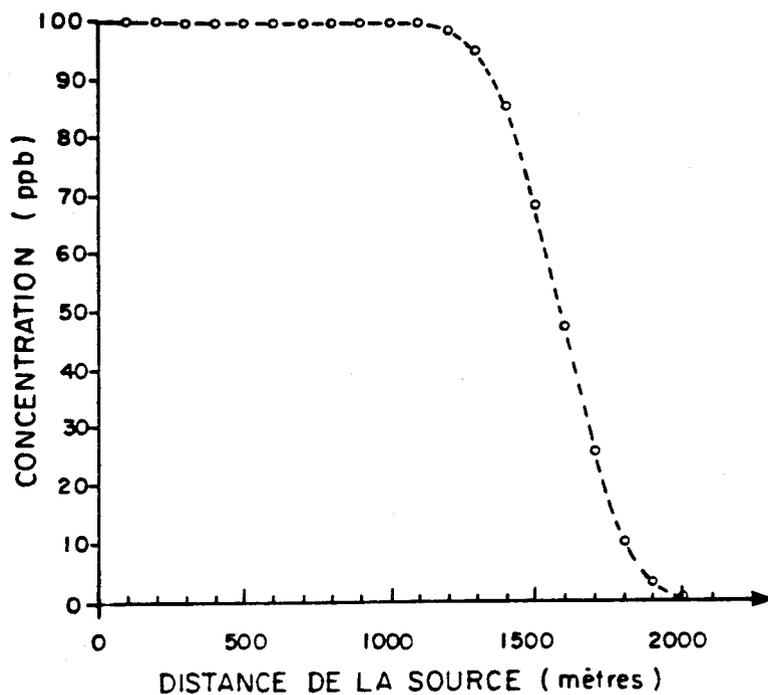
t : temps écoulé depuis le début de la contamination (s);

D : coefficient de dispersion ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$);

exp : fonction exponentielle.

Pour tenir compte de l'adsorption-désorption, il suffit d'utiliser le modèle d'équilibre qui, comme nous l'avons déjà fait remarquer, se résume à l'utilisation d'une vitesse "V" réduite d'un coefficient de rétention:

$$v' = vR$$



DONNÉES DE LA SIMULATION

$C_0 = 100$ ppb
 $V = 0,00005$ m·s⁻¹
 $D = 0,0005$ m²·s⁻¹
 $t = 1$ an = 31530000s

DISTANCE (m)	CONCENTRATION (ppb)
100	100.0
200	100.0
300	100.0
400	100.0
500	100.0
600	100.0
700	100.0
800	100.0
900	100.0
1000	100.0
1100	99.7
1200	98.6
1300	94.8
1400	85.5
1500	68.8
1600	47.0
1700	26.0
1800	11.3
1900	3.8
2000	1.0

Figure 5.1: Solution analytique du modèle d'advection-dispersion

$$R = \frac{1}{1 + \frac{\rho}{n} K_D}$$

v' : vitesse fictive ($m \cdot s^{-1}$);

v : vitesse réelle moyenne ($m \cdot s^{-1}$);

R : coefficient de retardement (adimensionnel);

ρ : densité ($kg \cdot m^{-3}$);

n : porosité (adimensionnel);

K_D : coefficient de distribution ($m^3 \cdot kg^{-1}$).

Donc, le modèle d'Ogata utilisé avec la vitesse réduite v' permet de tenir compte, à peu de frais, du processus d'adsorption-désorption.

Ce modèle analytique unidimensionnel est utile pour prédire le transport dans l'aquifère, mais la prédiction du transport dans la zone vadose, et plus particulièrement dans le sol, ne peut s'en accommoder. Les conditions physico-chimiques prévalant dans cette zone varient rapidement et aléatoirement dans le temps et dans l'espace. Il reste donc beaucoup de travail à faire pour obtenir un modèle valable permettant la prédiction dans cette zone. Donc, les modèles analytiques simples, comme ceux présentés ici, sont bien suffisants, attendu la grande incertitude entourant les prévisions des apports de contaminants à la nappe souterraine.

6. GUIDE DE PRÉPARATION D'UN INVENTAIRE DES ZONES POTENTIELLES DE CONTAMINATION DE L'EAU SOUTERRAINE PAR LES PESTICIDES

Comme plusieurs autres aspects relatifs à l'eau souterraine qui ont été ignorés dans le passé, très peu d'efforts ont été réalisés afin de déterminer l'impact des composés organiques synthétiques sur la qualité de cette ressource. Cette indifférence résulte d'une part, d'un manque général de connaissances concernant l'eau souterraine, et d'autre part, d'un faux sentiment de sécurité au sujet de la qualité de cette ressource. En effet, on considère généralement que son degré de pureté lui est acquis et qu'elle est dotée d'un pouvoir d'auto-épuration illimité.

Toutefois, en raison de l'utilisation massive de toute une gamme de substances chimiques visant à combattre les organismes qui affectent la qualité et le rendement des récoltes et des forêts, ou encore qui détériorent des biens jugés utiles par l'homme, la probabilité de contamination des aquifères s'en trouve passablement accrue. Le Québec n'échappe pas à cette tendance puisqu'actuellement, on y rapporte de plus en plus de cas de contamination de l'eau souterraine par les pesticides.

En dépit du fait que la littérature faisant état de la contamination des eaux souterraines soit plus abondante qu'auparavant, l'information présentement disponible ne permet pas toujours d'établir l'étendue du problème, ni de déterminer les conséquences qui en découlent. La plupart des cas de pollution ayant été rapportés jusqu'à maintenant sont ceux pour lesquels la présence de contaminants était facilement décelable à cause de l'altération

perceptible des propriétés organoleptiques de l'eau, comme le goût, l'odeur ou la couleur, à cause d'effets sur les plantes ou à cause de la présence de nitrates en forte concentration. La contamination insidieuse de l'eau souterraine par de faibles concentrations de polluants n'est que depuis récemment considérée comme un problème majeur.

En raison des hétérogénéités inhérentes aux systèmes souterrains, les zones où l'eau est polluée peuvent être difficiles à détecter. Dans la majorité des cas, il semble que la contamination n'est découverte que lorsqu'un puits d'alimentation pour l'eau potable est atteint. La détection est cependant difficile car les concentrations usuellement très faibles n'ont pas d'effets aigus et passent inaperçus. Il n'est pas prouvé que les faibles doses continues soient inoffensives à long terme. Une fois la contamination bel et bien identifiée, il est souvent trop tard pour appliquer des mesures qui auraient permis d'éviter le problème. De plus, étant donné la lenteur avec laquelle s'effectuent les processus de transport dans l'eau souterraine, de nombreux cas de contamination n'ont probablement pas été décelés jusqu'ici, les composés toxiques n'étant pas encore parvenus jusqu'aux usagers.

La situation actuelle est donc sérieuse et elle risque de devenir dangereuse. Il est évident que la contamination des eaux souterraines par les pesticides constitue un problème actuel très sérieux qui mérite qu'on s'y attarde puisque la qualité de cette ressource est grandement menacée. Dans le cas présent, la maxime "Mieux vaut prévenir que guérir" peut s'appliquer avantageusement, puisque les cas de contamination ne constituent pas des

accidents fortuits, mais plutôt des événements qui sont prévisibles, attendu le caractère déterministe des processus impliqués.

La façon la plus efficace de protéger nos ressources souterraines réside dans l'instauration d'un contrôle des sources potentielles de contamination. Ce contrôle est préférable à la politique actuelle qui consiste à effectuer des tentatives visant à nettoyer les aquifères après que la pollution organique soit décelée. Il y a donc un besoin urgent d'établir des critères de contrôle qui vont permettre de protéger adéquatement la qualité de l'eau souterraine.

Dans les premiers chapitres de ce rapport, nous avons passé en revue les divers processus influençant le comportement des pesticides, et nous avons vu que le milieu souterrain présentait une diversité de propriétés qui sont généralement ignorées de la part des usagers des surfaces agricoles. Cet obscurantisme voile bien souvent les relations de cause à effet qui existent entre l'utilisation d'un pesticide et ses répercussions sur l'environnement souterrain.

Il appartient donc aux autorités gouvernementales de pallier à cette ignorance. La présente étude nous ayant permis d'identifier les principaux facteurs qui contrôlent l'occurrence de la pollution, nous sommes donc en mesure de rechercher les propriétés correspondantes qui rendent un milieu plus susceptible à de telles contaminations. C'est la raison pour laquelle il est proposé de préparer un inventaire des zones potentielles de contamination des eaux souterraines par les pesticides au Québec. Subséquemment,

les zones identifiées pourront faire l'objet de recommandations spéciales quant à l'usage des pesticides.

6.1 LES PROCESSUS IMPORTANTS ET LES FACTEURS DE CONTAMINATION ASSOCIÉS

Pour dresser une carte des zones potentielles de contamination, les informations rassemblées dans les quatre premiers chapitres de ce rapport nous sont d'une grande utilité. En effet, nous avons pu identifier les processus majeurs responsables du transport et de la fixation des pesticides dans le milieu souterrain. Il s'agit maintenant de dégager les propriétés et caractéristiques clés du milieu qui ont une influence directe sur l'ampleur de ces processus.

Notons cependant que nous nous attachons d'abord à caractériser les sites potentiellement contaminables, sans égard aux caractéristiques des pesticides susceptibles d'y être utilisés. Ainsi, le degré de risque de contamination d'un site vulnérable peut être modulé par les propriétés physico-chimiques des produits répandus. Comme il est impossible de prévoir quels pesticides seront utilisés, nous devons donc nous restreindre à identifier les sites dangereux en tenant compte de l'éventail global des propriétés de ces composés organiques.

6.1.1 Advection

Un des processus importants identifié dans les premiers chapitres est l'advection, c'est-à-dire le transport des contaminants en solution dans

l'eau souterraine en mouvement. Nous avons vu que l'élément majeur de ce processus est la vitesse de déplacement. En effet, il est observé que les vitesses varient énormément, de conditions quasi stagnantes sur plusieurs années jusqu'à des vitesses de quelques mètres par jour. Ainsi, les sites où les vitesses sont très lentes, inférieures à 10 m par année par exemple, sont particuliers au point de vue contamination, car les produits qui y sont introduits y demeurent et la zone contaminée ne s'étend pratiquement pas.

Les caractéristiques et les propriétés du milieu qui ont une influence déterminante sur la vitesse de l'eau souterraine, et donc également sur la vitesse de transport des pesticides sont: le gradient hydraulique, la perméabilité et la porosité.

Le gradient hydraulique constitue la force motrice du déplacement de l'eau souterraine. Ainsi, tel que le décrit l'équation de Darcy, l'eau souterraine circule d'autant plus rapidement que le gradient est élevé. Ce paramètre possédant également une orientation déterminée, il est possible de prévoir la direction du mouvement des eaux contaminées.

La perméabilité, autre propriété importante, est une mesure de la facilité avec laquelle un matériau poreux laisse s'écouler l'eau souterraine soumise à un gradient hydraulique. Donc, plus le matériau est perméable, plus l'eau et les contaminants qu'elle contient voyagent rapidement. Par conséquent, les sites où la perméabilité est forte sont les plus vulnérables, alors que les sites imperméables exercent un rôle de rétention des polluants.

La porosité influence également la vitesse. Cette influence peut sembler directe si l'on observe l'équation du calcul de la vitesse réelle moyenne au chapitre 4; cependant, le lien étroit qui existe entre la perméabilité et la porosité complique la relation. Ainsi, les fortes perméabilités sont généralement associées aux fortes porosités. Comme pour une perméabilité donnée la vitesse réelle varie inversement à la porosité, il apparaît que ces deux propriétés ont des effets antagonistes. Cependant, c'est la perméabilité qui, à cause de sa gamme de variation beaucoup plus étendue que celle de la porosité, doit être considérée comme la caractéristique dominante. On peut utiliser la porosité pour évaluer la vitesse réelle moyenne dans les pores à partir de la vitesse de Darcy, comme on l'a vu précédemment. La porosité n'intervient de façon significative que dans le cas de l'écoulement en milieu fracturé.

Pour illustrer l'importante relation entre ces deux caractéristiques, imaginons un aquifère où le gradient hydraulique est de 0,0001. Si la perméabilité est de $10^{-3} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (sable), la vitesse réelle moyenne sera de $21,6 \text{ mm}\cdot\text{j}^{-1}$ pour une porosité de 40 % et de $43,2 \text{ mm}\cdot\text{j}^{-1}$ pour une porosité de 20 %. Cependant, si la perméabilité est de $10^{-5} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (aussi rencontré dans un sable), la vitesse réelle moyenne sera de $0,216 \text{ mm}\cdot\text{j}^{-1}$ pour une porosité de 40 % et de $0,432 \text{ mm}\cdot\text{j}^{-1}$ pour une porosité de 20 %.

En résumé, les sites dangereux sont donc ceux alliant un gradient hydraulique accentué et une forte perméabilité, la porosité ne jouant qu'un rôle secondaire.

6.1.2 L'adsorption

Les propriétés physico-chimiques du pesticide, de même que les caractéristiques physiques du sol sur lequel il est appliqué déterminent la nature des interactions qui s'établissent entre le composé et la matière particulaire. Les principales caractéristiques du milieu qui ont une influence sur l'ampleur du phénomène d'adsorption sont: la teneur en eau, la teneur en matières organiques et la teneur en argile.

La teneur en eau d'un sol influence le processus d'adsorption par le biais de la compétition entre les molécules d'eau et les molécules de pesticides pour l'occupation des sites d'adsorption. Ainsi, une diminution de la teneur en eau se traduit par une augmentation de l'adsorption du contaminant. Malheureusement, la teneur en eau n'est pas constante à chaque site et varie habituellement beaucoup pendant l'année. Toutefois, en raison de la relation qui existe entre le degré d'adsorption et le pourcentage d'humidité contenu dans le sol, on peut s'attendre à ce que les sols irrigués soient plus vulnérables à la contamination que les sols drainés.

La teneur en matières organiques a aussi une grande influence sur l'adsorption. Nous avons vu aux chapitres 2 et 3 que les pesticides, qui sont des produits organiques, s'adsorbent facilement et parfois fortement sur la matière organique. En effet, dans plusieurs cas il est démontré qu'il existe une relation linéaire directe entre la concentration de matières organiques dans un sol et la capacité d'adsorption de ce sol. Les sites pauvres

en matières organiques sont donc les plus dangereux car ils ne retiendront pas beaucoup les pesticides.

La teneur en argile est aussi une caractéristique importante pour l'adsorption car il a été prouvé que les pesticides peuvent s'adsorber sur les particules argileuses colloïdales, qui présentent habituellement une grande surface spécifique. Les argiles agissent donc de façon assez semblable à la matière organique. Ainsi, un sol riche en minéraux argileux agit comme un milieu confinant les pesticides et protégeant les nappes sous-jacentes.

En résumé, les sites dangereux sont ceux qui sont bien irrigués et pauvres en matières organiques et en argile. Cependant, la teneur en eau a une importance beaucoup moindre que les deux autres facteurs.

6.1.3 Dégradation

Sous ce terme, nous incluons de nombreux processus chimiques et biologiques qui ont comme conséquence commune la transformation du pesticide en un autre produit. Les deux principaux mécanismes de dégradation sont l'hydrolyse et la biodégradation. Conséquemment, les propriétés du milieu influençant ces processus sont, comme nous l'avons vu aux chapitres précédents: la teneur en eau, la teneur en matières organiques, l'activité microbienne et, à moindre degré, le pH.

La teneur en matières organiques peut être prise comme un indice de l'activité biologique du sol. Les bactéries et autres microorganismes, de même que les plantes, ont besoin d'un milieu riche en matières organiques pour maintenir une activité microbienne importante. Comme c'est l'activité biologique qui gouverne la biodégradation, il s'ensuit que les sols riches en matières organiques sont plus favorables à la dégradation des pesticides que les sols pauvres. C'est pourquoi il est recommandé par les producteurs de pesticides d'y augmenter les doses.

La biodégradation est également influencée par la teneur en eau car l'activité biologique est favorisée par l'abondance d'eau. Dans un sol sec, la dégradation est donc considérablement ralentie. Notons aussi que la biodégradation aérobie était en général plus efficace que la biodégradation anaérobie. Il s'ensuit que la zone vadose (aérobie) est plus propice aux processus de biodégradation, que l'activité biologique y est concentrée et que les sites où la zone vadose s'étend plus profondément procurent donc une protection relativement meilleure, les pesticides y étant retenus plus longtemps dans un milieu plus propice à leur dégradation.

En résumé, les sites dangereux sont ceux où la teneur en matières organiques est faible, tandis que les sites secs, qui ne sont pas dangereux du point de vue adsorption, le sont du point de vue dégradation. Comme l'adsorption n'est qu'un mécanisme de retardement alors que la dégradation

élimine définitivement le pesticide, il est évident que les sites secs sont plus dangereux.

6.1.4 Caractérisation d'un site dangereux

En conclusion, la revue des processus importants qui contrôlent le destin des pesticides dans le milieu souterrain nous permet d'identifier les caractéristiques qui rendent un site potentiellement dangereux. Ces caractéristiques sont:

- gradient hydraulique accentué;
- forte perméabilité;
- faible teneur en matières organiques;
- faible teneur en argile;
- faible teneur en eau;
- faible profondeur de la nappe.

Il reste une caractéristique très importante qui ne dépend pas des processus souterrains, mais de l'activité humaine. Un site n'est potentiellement dangereux que s'il y a possibilité d'un épandage de pesticides. La recherche des sites dangereux devra donc se restreindre aux terres utilisées pour la production agricole, aux secteurs forestiers exploités intensivement et aux couloirs de transport d'énergie électrique.

6.2 LA STRUCTURE D'UNE ZONE DANGEREUSE

Le milieu souterrain n'est pas homogène et ses propriétés varient de point en point. Ainsi un site qui, à cause des caractéristiques des matériaux de la surface, nous semble vulnérable, peut très bien être formé en profondeur par des matériaux imperméables qui empêchent la migration de la contamination. Cette dichotomie du milieu souterrain en une zone superficielle, le sol, et une zone profonde, le sous-sol, se base sur des différences habituellement assez grandes, qui les distinguent quant aux caractéristiques importantes identifiées en 5.1 Ces zones doivent donc être évaluées séparément, d'autant plus que la contamination doit les traverser toutes les deux avant d'atteindre d'éventuels usagers de l'eau souterraine.

L'étude de la zone sol relève de la pédologie, tandis que celle du sous-sol (reste de la zone vadose + zone saturée) relève de l'hydrogéologie. Nous nous en remettons donc à ces disciplines pour identifier les types de matériaux présentant les caractéristiques dangereuses identifiées précédemment.

6.2.1 La pédologie des zones à risque

Les sols offrant peu de protection pour les aquifères sont ceux à forte perméabilité (infiltration rapide) et à faible contenu en matières organiques et en argile, donc les sols sableux ou graveleux. Si l'on utilise les critères d'identification des horizons et couches de sol préconisés par les pédologues, les sols potentiellement dangereux sont ceux où la couche "0"

(matière organique à la surface du sol) est mince ou inexistante, c'est-à-dire pauvre en matières organiques. Retenons que les sols légers (sables, limons sableux) sont les plus pauvres en argile et en matières organiques, et constituent de ce fait les étendues les plus susceptibles d'être à l'origine d'une contamination de l'eau souterraine.

6.2.2 L'hydrogéologie des zones à risque

Les matériaux du sous-sol offrant peu de protection des aquifères sont encore ceux à forte perméabilité et à faible contenu en matières organiques et en argile.

Premièrement, la proportion de matières organiques est habituellement assez faible dans les matériaux du sous-sol, les tourbes faisant exception. Ainsi, un sous-sol contenant des horizons tourbeux offre une excellente protection contre la contamination par les pesticides. Malheureusement, l'occurrence des tourbes est assez restreinte, de sorte que l'adsorption sur la matière organique est habituellement négligeable dans le milieu souterrain.

Deuxièmement, la proportion d'argile dans les matériaux du souterrain est assez variable et dépend de l'origine du matériau. Les matériaux offrant la meilleure protection sont d'origine lacustre ou marine et contiennent parfois un très fort pourcentage de minéraux argileux. Ce sont les argiles marines et lacustres qui forment le sous-sol d'une bonne part des terres agricoles les plus aptes à adsorber les pesticides. Ces argiles sont

habituellement très peu perméables, de sorte que leur effet protecteur est généralement très bon. Elles constituent donc une excellente protection pour les aquifères exploitables qui leurs sont parfois sous-jacents.

À l'inverse, les sables et graviers d'origines fluviale et glaciaire sont habituellement propres et pauvres en argile. Ils constituent donc des milieux propices au déplacement des pesticides, d'autant plus qu'ils sont généralement très perméables. Leur vulnérabilité est donc très grande et ce fait est alarmant, car leurs propriétés hydrauliques en font d'excellents aquifères souvent exploités par les particuliers et les municipalités.

Les affleurements rocheux constituent parfois, lorsqu'ils sont formés de roches perméables, des zones où l'infiltration est très rapide et la protection est nulle. L'usage des pesticides y est cependant plus rare mais ceux situés au milieu des terres cultivées constituent des points privilégiés de contamination des eaux souterraines.

Il apparaît que ce sont les graviers, sables et roches fracturées qui, de par leur grande perméabilité, sont les matériaux les plus enclins à laisser infiltrer l'eau souterraine et ses contaminants. Le milieu souterrain n'est cependant pas un tout uniforme, et sa structure a une influence directe sur le déplacement de l'eau souterraine. C'est pourquoi nous distinguons deux types d'aquifères: premièrement, les aquifères à surface libre, dans lesquels l'eau qui s'infiltré à partir du sol pénètre directement (la structure de ces aquifères offre peu de protection); et deuxièmement, les aquifères captifs, qui sont recouverts d'une couche

imperméable qui empêche l'eau d'infiltration d'y pénétrer. Ces nappes captives sont donc efficacement protégées, et l'utilisation de pesticides sur un terrain recouvrant une nappe captive ne devrait pas entraîner la contamination de cette dernière. Cependant, les nappes captives peuvent être en contact latéral avec des nappes libres qui sont vulnérables (zones de recharge). Il faut donc protéger ces zones de recharge.

6.3 LES SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Maintenant que nous avons caractérisé la structure et la composition des sites dangereux, il est possible d'analyser le territoire agricole du Québec afin d'y identifier les zones où le potentiel de contamination demande une attention particulière. Une cartographie de ces sites serait un outil de prévention valable dont le besoin se fait déjà sentir.

Un tel inventaire pourrait être effectué, sans travaux de terrain, par compilation de données de sources diverses actuellement disponibles. Bien sûr, cet inventaire ne serait qu'un portrait grossier de la situation québécoise car les données utilisées n'ont pas été collectées dans ce but. Nous croyons cependant que sa confection se justifie, compte tenu du rapport utilité/effort impliqué. Ainsi, à peu de frais et en relativement peu de temps, un tableau préliminaire de la situation québécoise serait disponible, et les zones dangereuses identifiées pourraient alors faire l'objet d'une investigation plus poussée si un tel besoin apparaissait.

On a déjà dégagé les propriétés qui caractérisent les zones dangereuses; il nous semble opportun d'énumérer des sources de renseignements utiles pour la préparation d'inventaire tel que proposé ci-haut:

- La banque de photographies aériennes du ministère québécois de l'Énergie et des Ressources (anciennement Terres et Forêts) peut être utilisée pour identifier quelles sont les superficies cultivées, et donc susceptibles de recevoir des applications de pesticides.
- Les cartes de territoire agricole du MAPAQ identifient également les zones cultivées.
- Les cartes topographiques du ministère canadien de l'Énergie, des Mines et des Ressources peuvent être utilisées comme source de renseignements topographiques. Nous recommandons même l'usage des cartes 1:250 000 comme base pour la présentation cartographique de l'inventaire. Cette échelle nous apparaît appropriée compte tenu de la densité des informations pédologiques et géologiques disponibles.
- Les cartes et rapports géologiques du ministère québécois de l'Énergie et des Ressources (anciennement Richesses naturelles) sont bien sûr une excellente source de renseignements. Il ne faut pas oublier que ce ministère publie également des cartes géomorphologiques, et des cartes des dépôts quaternaires.

- Le service des eaux souterraines du ministère québécois de l'Environnement publie des cartes hydrogéologiques pour certaines régions du Québec. De plus, ce service maintient un annuaire des puits et forages effectués par les puisatiers québécois. Il s'agit d'une source de renseignements utile, quoique souvent incomplète et imprécise.
- Le service de géotechnique (qui n'existe plus) du ministère québécois de l'Énergie et des Ressources a publié des cartes géotechniques et des cartes de risque de glissement de terrain qui incluent une foule de renseignements hydrogéologiques. Ce service a compilé un inventaire de forages et sondages géophysiques des dépôts superficiels de plusieurs régions du Québec.
- Les cartes pédologiques du ministère québécois de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation sont aussi une source de renseignements utiles. Notons que le gouvernement fédéral publie également de telles cartes.

Cette liste n'est pas exhaustive mais présente un éventail assez complet. Nous croyons que de nouvelles sources de données pourraient être découvertes suite à une consultation des responsables de ces divers organismes.

6.4 APPLICATION AUX QUATRE PESTICIDES ÉTUDIÉS

La conjonction des propriétés physiques, chimiques et biologiques d'une substance avec les caractéristiques environnementales d'une région affecte considérablement son comportement dans un écosystème donné. Il s'ensuit que le type de pesticide considéré joue un rôle déterminant en fonction des différents processus qui contribuent à son transport et à sa transformation dans le milieu souterrain. Les différentes propriétés physico-chimiques propres à chaque pesticide seront donc en partie responsables de leur activité biocide, de leur persistance et de leur mobilité dans l'environnement.

Comme c'était le cas pour l'identification des zones potentielles de contamination, la caractérisation des pesticides "dangereux" passe par l'identification des processus qui sont le plus étroitement reliés à leur destin, soit: l'advection, l'adsorption et la dégradation. Il est alors possible de dégager les propriétés clés qui vont permettre de prédire le comportement des pesticides dans le milieu souterrain. Nous verrons en détail quelles sont les propriétés des quatre composés étudiés en regard de ces processus, mais auparavant, nous présentons quelques considérations générales applicables à l'ensemble des pesticides.

Plusieurs chercheurs ont souligné l'avantage qu'il y aurait à identifier une propriété maîtresse qui contrôlerait le comportement global de tous les pesticides. Une telle propriété n'existe certes pas, mais la solubilité joue cependant un rôle si important qu'elle remplit partiellement les exigences du paramètre général recherché.

Premièrement, soulignons le fait que les pesticides doivent être solubilisés pour participer aux processus d'advection, d'adsorption et de dégradation. La solubilité d'un composé dans l'eau est donc le premier prérequis pour qu'une substance devienne potentiellement transportable dans l'eau souterraine.

Deuxièmement, les produits peu solubles expriment leur hydrophobicité en s'adsorbant sur la matière organique. La solubilité et le degré d'adsorption sont donc deux facteurs étroitement reliés, surtout dans les sols organiques.

Finalement, c'est dans l'eau que se produisent les réactions d'hydrolyse et, c'est sous forme dissoute que les produits sont ingérés par les microorganismes du sol susceptibles de les biodégrader.

La solubilité est donc vraiment le facteur dominant. Toutes les autres propriétés se résument à des différences de structure chimique qui peuvent déterminer jusqu'à un certain point la nature et la force des interactions qui vont s'établir entre la molécule et les principaux constituants du sol, de même que sa facilité à être dégradée par les microorganismes. À ce dernier chapitre remarquons que les produits contenant des atomes d'oxygène démontrent une plus grande facilité à être dégradés.

Avant d'aborder les quatre cas particuliers, nous ne pouvons passer sous silence l'épandage, surtout lorsque l'on se doute bien que parfois les conditions d'application et les quantités employées sont sujets à des exa-

gérations provenant d'une insouciance face aux conséquences de l'utilisation des pesticides.

6.4.1 Le 2,4-D

Le 2,4-D étant un composé acide, son groupement carbonyle s'ionise rapidement pour donner l'anion. Également, les sels d'ammonium et les divers esters de 2,4-D se dissocient ou s'hydrolysent rapidement dans le sol. Par conséquent, quelque soit la formulation originale du produit, celui-ci sera essentiellement sous la forme d'acide dans la majorité des sols.

Comme le 2,4-D existe principalement sous forme anionique aux pH de 4 à 9 que l'on rencontre normalement dans les sols agricoles, son adsorption sur la matière particulaire généralement chargée négativement ne devrait pas être très importante. Dans le cas des minéraux argileux, le processus sera fortement relié au pH du sol; le degré d'adsorption du composé sera à son maximum dans les sols de faible pH, principalement en raison de l'adsorption favorisée de la forme moléculaire du 2,4-D.

Toutefois, il est généralement admis que l'adsorption du 2,4-D est principalement reliée à la teneur en matières organiques qui existe dans le sol, et qu'il n'y a à peu près pas de corrélation avec la teneur en argile. On observe donc une forte diminution de la disponibilité du 2,4-D avec l'augmentation de la fraction organique du sol.

Étant donné la faible tendance du 2,4-D à s'adsorber sur les argiles, on peut s'attendre à ce que l'herbicide soit beaucoup plus mobile dans les sols argileux que dans ceux possédant une forte teneur en matières organiques. Il semble aussi que le 2,4-D soit adsorbé avec suffisamment de force par la matière organique pour que sa lixiviation ne soit généralement pas très importante. Également, en raison de sa solubilité limitée dans l'eau, il y a très peu de chances que le composé puisse atteindre de grandes profondeurs dans un sol contenant beaucoup de matières organiques.

Peu après son introduction dans le sol, le 2,4-D est rapidement dissipé par voie microbiologique selon de nombreux mécanismes, entraînant ainsi la formation de composés humiques et/ou de CO_2 et de H_2O . Cette dégradation est favorisée par l'humidité et la chaleur, ainsi que par une forte teneur en matières organiques. Ainsi, dans un sol où les conditions sont favorables à l'activité microbienne, le 2,4-D et ses résidus devraient être dégradés assez rapidement et, par conséquent, ils ne devraient généralement pas persister au-delà d'une saison.

Donc, s'il est appliqué sur un sol renfermant une teneur élevée en matières organiques, l'herbicide est fortement adsorbé, et la rapidité avec laquelle il peut être dégradé s'en trouve accrue. Sous de telles conditions, le 2,4-D ne manifeste pas une grande tendance à persister dans le profil de sol, d'où la probabilité très faible qu'il atteigne la nappe. Toutefois, dans un sol pauvre en matières organiques, la situation peut s'avérer passablement différente, et les chances que le 2,4-D parvienne jusqu'à l'aquifère sont plus élevées.

6.4.2 Atrazine

Comme l'atrazine est un composé basique qui se retrouve principalement sous forme protonée dans le milieu souterrain, on peut donc s'attendre à ce que l'herbicide soit fortement adsorbé dans la plupart des sols. Effectivement, il existe une forte corrélation entre le taux d'adsorption de l'atrazine et le contenu en matières organiques dans le sol; cette corrélation tient aussi avec la capacité d'échange cationique des différentes argiles.

Toutefois, une diminution du pH du sol favorise beaucoup plus l'adsorption sur l'argile que celle sur la matière organique. En effet, étant donné la charge généralement négative qui existe à la surface de l'argile, l'adsorption de la forme protonée de l'atrazine est favorisée. Dans le cas de la matière organique, la protonation de certains groupements fonctionnels peut empêcher la fixation de la molécule de pesticide, qui est également chargée positivement.

L'atrazine est généralement considérée comme étant très peu mobile dans le sol, et ce principalement à cause de sa forte adsorption, autant sur l'argile que sur la matière organique. En raison de sa très faible solubilité dans l'eau, l'herbicide n'est pratiquement pas influencé par le mouvement de l'eau de percolation dans le milieu souterrain. L'atrazine se déplace donc extrêmement lentement dans la majorité des sols.

Le principal mode de dégradation de l'herbicide étant l'hydrolyse chimique, le métabolite retrouvé majoritairement dans la plupart des sols est le composé non toxique hydroxyatrazine. Cette réaction s'effectue très rapidement et elle est favorisée par plusieurs facteurs comme: un pH faible, un pourcentage d'humidité élevé et une forte teneur en matières organiques (Esser et al., 1978; Wehtje et al., 1983). Par conséquent, l'atrazine ne persiste généralement pas très longtemps dans le sol puisqu'elle est rapidement convertie en hydroxyatrazine. Ce composé peut ensuite être dégradé lentement par voie microbiologique jusqu'à la formation de CO₂. Les métabolites intermédiaires seront toutefois formés en plus petites quantités et pourront persister plus longtemps dans le sol. La minéralisation complète de l'atrazine peut donc se produire, quoique le processus risque d'être fort long.

Ainsi, la forte adsorption de l'herbicide et sa dégradation rapide par hydrolyse imposent de fortes contraintes à sa migration dans le sol. S'il s'avère que l'atrazine parvienne à rejoindre une nappe d'eau souterraine, elle sera principalement sous la forme de son dérivé hydroxy, lequel ne possède pas de propriétés toxiques.

En raison de l'utilisation massive de l'atrazine, plusieurs exemples ayant trait à l'atteinte de la qualité de l'eau souterraine ont été relevés dans la littérature. Dans la plupart des cas, les régions concernées réunissaient des conditions très propices à l'occurrence de contamination comme: des sols sablonneux (très perméables) possédant de faibles teneurs

en argile et en matières organiques, des nappes libres peu profondes, ainsi qu'une d'irrigation en quantité supérieure aux besoins réels des cultures.

Ainsi, dans une région du Nébraska où les sols sablonneux sont propices à la culture du maïs, on a retrouvé de très faibles concentrations d'atrazine dans l'aquifère, soit approximativement 0,07 % de la quantité totale appliquée durant la saison. Étant donné la forte irrigation pratiquée à cet endroit, le lessivage constitue la voie prédominante par laquelle le pesticide pénètre dans la nappe, laquelle n'est située qu'à environ 5 m de la surface. Notons qu'au Québec la profondeur de la nappe est souvent du même ordre de grandeur.

Une étude a été effectuée afin de déterminer le comportement de l'atrazine ayant réussi à atteindre l'aquifère en demeurant sous forme intacte, c'est-à-dire sans avoir subi de réaction de dégradation lors de son parcours dans le sol. Les résultats obtenus montrent qu'à l'intérieur de la nappe, la dissipation de l'herbicide est due principalement à la dilution et à la dispersion; une légère fraction (environ 2,5 %) de la quantité d'atrazine appliquée est transformée durant la même saison par hydrolyse chimique en hydroxyatrazine, entraînant ainsi la détoxication du composé.

L'utilisation de modèles mathématiques a également permis de démontrer que des additions successives d'atrazine, suivies d'une dégradation partielle au sein de l'aquifère, entraînent une lente augmentation de la concentration du pesticide jusqu'à l'atteinte d'un équilibre. Selon les conditions existant dans cette région, et assumant l'arrivée d'une quantité

constante d'atrazine dans l'aquifère à chaque année, une telle situation d'équilibre devrait être atteinte environ 30 ans après la première application de l'herbicide. De plus, comme la concentration maximum possible demeure inférieure au niveau toxique, il appert que la dégradation de l'atrazine à l'intérieur de l'aquifère se produit à un taux suffisant pour que l'accumulation à long terme soit considérée comme très peu probable (Wehtje et al., 1981).

6.4.3 Chlordane

Tout comme les autres hydrocarbures chlorés, les constituants du chlordane technique sont relativement insolubles dans l'eau. Ils tendent donc à être adsorbés fortement par la matière particulaire et à ne pas migrer facilement dans les horizons de sol.

En comparaison des minéraux argileux, il semble que la matière organique exerce une influence considérable sur l'adsorption du chlordane. Il existe une excellente corrélation entre le taux d'adsorption de l'insecticide et la teneur en matières organiques dans le sol, corrélation qui n'est pas observée dans le cas des argiles. En raison de la non polarité de la molécule, celle-ci a surtout tendance à s'adsorber sur les sites hydrophobes de la matière organique (Edwards, 1973; Kaufman, 1974).

Les divers constituants du chlordane technique étant fortement adsorbés dans les sols à prédominance organique, on estime qu'il n'y a habituellement pas plus de 15 % de résidus identifiables qui migrent à une profondeur

dépassant celle de la couche cultivée (CNRC n° 14095, 1975). L'adsorption de l'insecticide sur les sites hydrophobes de la matière organique contribue donc efficacement à sa rétention dans la zone de sol située au voisinage de la surface. Le déplacement du chlordane dans un tel type de sol est donc très restreint et il est peu probable que le pesticide en vienne à contaminer la strate inférieure ou l'eau du sol.

Dans un sol dominé par la présence de minéraux argileux, la mobilité de l'insecticide sera limitée par sa très faible solubilité dans l'eau. Cette propriété confère au composé une faible tendance à être lessivé par l'eau de percolation, ce qui l'empêche de migrer appréciablement dans le milieu souterrain.

La dégradation du chlordane technique s'effectue très lentement dans le sol, le cis et le trans-chlordane constituant les résidus les plus persistants associés à l'utilisation de ce pesticide. Toutefois, en dépit du fait que les isomères cis et trans du chlordane ne semblent pas subir de réactions de dégradation, il n'en est pas de même pour le constituant heptachlore qui, rappelons-le, est responsable de 60 à 80 % de l'activité insecticide du chlordane technique (CNRC n° 14095, 1975).

Environ 90 % de la quantité d'heptachlore peut être éliminée par volatilisation à partir de la surface du sol. Le restant du composé peut ensuite être dissipé selon trois voies distinctes, la plus importante étant sa conversion rapide par hydrolyse chimique en 1-hydroxychlordène, qui ne possède pas de propriétés insecticides. Cette réaction contribue donc for-

tement à la détoxification du chlordane, principalement dans les sols ayant une forte teneur en humidité.

Il semble donc qu'avec les conditions actuelles d'utilisation, le déplacement du chlordane vers des écosystèmes éloignés ou même adjacents soit un phénomène relativement rare. Toutefois, bien que l'insecticide soit quasi immobile dans le sol, il existe des cas où il est susceptible de contaminer les eaux souterraines. Ainsi, dans un sol contenant une forte teneur en argile de nature expansive (comme la montmorillonite), on a observé que le chlordane peut être transporté à travers les fractures qui se forment dans ce type de sol au cours de la saison sèche. Sous de telles conditions, on a pu trouver la présence de l'insecticide à une profondeur atteignant 20 mètres (Garret et al., 1975). Donc, des conditions particulières défavorables (infiltration rapide, sols sablonneux ou rocheux) peuvent entraîner une contamination de la nappe.

6.4.4 Carbofurane

En raison de la non ionicité de la molécule de carbofurane, sa tendance à s'adsorber sur les argiles est assez limitée. L'accumulation de l'insecticide s'effectue donc principalement sur la matière organique, selon un mécanisme similaire à celui rencontré dans le cas du chlordane. Ainsi, le facteur le plus fortement impliqué dans l'adsorption du carbofurane est la teneur en matières organiques contenues dans le sol, bien qu'il n'est pas exclu que les argiles puissent jouer un certain rôle dans le processus.

En terme de migration dans le sol, il semble que la mobilité du carbofurane soit comparable à celle du 2,4-D. Étant donné le taux d'adsorption plus élevé de l'insecticide sur la matière organique que sur l'argile, celui-ci sera beaucoup plus mobile dans un sol argileux que dans un sol à forte teneur en matières organiques.

Toutefois, vu sa grande solubilité dans l'eau, on devrait normalement s'attendre à ce que le carbofurane soit rapidement lessivé dans la plupart des sols. Cependant, ce comportement est rarement observé, et l'hypothèse la plus vraisemblable pouvant expliquer ce phénomène suggère que la faible tendance au lessivage est causée par l'adsorption très rapide du carbofurane-phénol. En effet, l'hydrolyse chimique du carbofurane en son dérivé phénolique représente la principale voie de dégradation de l'insecticide dans le sol, et ce composé est fortement et rapidement adsorbé par la matière organique.

Les mécanismes de dégradation biologique du carbofurane sont beaucoup plus lents que l'hydrolyse chimique, quoiqu'ils peuvent également expliquer la disparition d'une certaine quantité de l'insecticide.

Étant donné le fait que le principal résidu associé à l'utilisation du carbofurane soit son dérivé phénolique non toxique, qui est fortement adsorbé par la matière organique, l'insecticide ne constitue pas un très grave danger pour la contamination des nappes souterraines dans un sol de nature organique. Cependant, dans les sols sablonneux ou rocheux où l'infiltration est rapide, il est fort probable que la nappe puisse être contaminée.

Tableau 6.1: Cas de contamination

NUMÉRO	RÉFÉRENCE	PESTICIDES	ENDROIT	OBSERVATIONS
1043	<u>Zaki et al.</u> (1982)	Aldicarb	Long Island	Utilisé extensivement dans la culture de la patate, on a trouvé: <ul style="list-style-type: none"> • 13,5 % des puits $8 < [] < 30$ ug/L; • 32 % des puits $31 < [] < 75$ ug/L; • 16 % des puits $[] > 75$ ug/L.
1059	<u>Spalding et al.</u> (1980)	Atrazine	Nebraska	Utilisé extensivement dans la culture du maïs. Taux d'application moyen de 0,75 kg/ha. Dans l'eau souterraine, on a 3,12 µg/l.
1063	<u>Wehtje et al.</u> (1983)	Atrazine	Nebraska	Culture de maïs: 0,05 % se retrouve à 1,5 m dans le sol. Observé dans l'eau souterraine de 0,01 à 8,3 µg/l.
1087	<u>Wehtje et al.</u> (1981)	Atrazine	Nebraska	Culture du maïs: 0,07 % se retrouve à 1,5 m après une saison. Concentrations entre 0,2 et 0,8 ug/L. Concentration augmente de 0,7 ug/L en aval des champs traités.

Tableau 6.2: Expériences de contamination

NUMÉRO	RÉFÉRENCE	PESTICIDES	ENDROIT	OBSERVATIONS
1005	Burnside <u>et al.</u> (1963)	Monuvon Simazine Atrazine	Nébraska: • loam argileux- silteux • loam • loam	Application de 11.2 kg/ha → lessivage important: • après 14 mois à 30-45 cm: 0,2 mg/L monuron; • après 16 mois à 30-45 cm: 0,5 mg/L simazine; • après 16 mois à 30-45 cm: 0,8 mg/L atrazine.
1060	Hall et Hartwig (1978)	Atrazine	Pensylvanie • loam argileux- silteux; • loam argileux	Application de 4,5 kg/ha. Concentration de 0,19 mg/L à 1.2 m.
1099	Leistra et Smelt (1981)	Aldicarb	Pays-Bas: • loam • sable humique	Application de 10 kg/ha. Lessivage de 10 % à 16 % de la dose passé à 2 m après 6 mois.
1118	Hammons (1977)	Atrazine	Nébraska: • loam sableux fin	Application de 34 kg/ha après 396 jours. Total de 14 ug/L ont été lessivés à plus de 90 cm de profondeur.
1146	Wilson et Oloffs (1973)	Chlordane	Colombie- Britannique: • loam argilo- sableux • loam sableux	Application de 5,6 et 11,2 kg/ha, mois de 2 % sont lessivés passé 15 cm après 14 mois.

Tableau 6.2: Expériences de contamination (suite)

NUMÉRO	RÉFÉRENCE	PESTICIDES	ENDROIT	OBSERVATIONS
1159	Guenzi et al. (1971)	Dieldrine Endrine Heptachlore Lindane DDD DDT	Colorado: • loam argileux sableux calcaire	Concentration initiale de 25 mg/L à la surface. Lessivage passé 32 cm évalué à moins de 0,5 %.
1186	Radosevich et Wintersin (1977)	2,4-D 2,4,5-T°	Californie Chaparral	Application de 4.5 kg/ha. Pas de résidu dans le sol après 5 cm de profondeur.

6.5 RÉSUMÉ

De l'ensemble du chapitre 6, il ressort que le profil d'une zone à risque s'établit ainsi: un site où le sol est de nature sableuse ou gravaleuse, pauvre en matières organiques et en argiles qui est soumis à des épandages de pesticides et qui possède un taux d'infiltration élevé. Le tableau 6.1 résume quelques cas de contamination alors que le tableau 6.2 présente l'évolution de pesticides sur des sites expérimentaux. Ces informations peuvent servir de modèle empirique dans l'évaluation des risques.

7. LIGNES DIRECTRICES POUR UN MODÈLE D'INTERVENTION DANS LES CAS DE CONTAMINATION DE L'EAU SOUTERRAINE PAR LES PESTICIDES

Au risque de paraître trop insistants, rappelons que la contamination de l'eau souterraine est un phénomène excessivement lent et que, une fois que l'eau est contaminée, il faudra un très grand nombre d'années et des coûts énormes pour en restaurer la qualité, même après que la source de pollution ait été enlevée. C'est pourquoi, au chapitre précédent, nous avons développé l'aspect prévention.

Cependant, il n'existe pas actuellement de politique ni de programme de protection des eaux souterraines contre la contamination par les pesticides, malgré l'usage accru de ces derniers en agriculture. C'est la raison pour laquelle le ministère québécois de l'Environnement se trouve confronté à des cas de plus en plus nombreux de contamination. Le caractère inaccoutumé de ces problèmes et leur nombre croissant causent certains tracas puisque bien

souvent on se retrouve dépourvus de moyens d'action sûrs et éprouvés. Cette situation est alarmante car le nombre de cas de contamination rapportés va certainement accroître dans les prochaines années.

En conséquence, la présente étude a aussi pour but de faire ressortir les mécanismes contrôlant les phénomènes de contamination et de suggérer un modèle d'intervention. Ce modèle devrait permettre une rationalisation des actions entreprises suite au rapport d'un cas de contamination des eaux souterraines par les pesticides.

Lorsqu'une contamination est découverte elle évolue sans doute depuis déjà plusieurs mois, sinon souvent depuis plusieurs années, et toutes les actions correctrices envisageables requièreront un laps de temps au moins aussi long avant que la qualité de l'eau souterraine soit restaurée. La mise en opération des actions correctrices n'exige donc pas un temps de réponse très court, mais on se doit cependant d'aviser le plus tôt possible les usagers du danger potentiel que représente la ressource contaminée. De plus, vu le caractère épisodique de l'épandage des pesticides, il est fort probable qu'au moment de la découverte de la contamination, la campagne d'épandage soit terminée.

7.1 COMMENT LOCALISER LA SOURCE ET RECONNAÎTRE L'ÉTENDUE DE LA CONTAMINATION

La première étape d'un modèle d'action rationnel consiste à localiser la source de contamination et à évaluer l'étendue de la zone contaminée.

Ces deux informations, une fois connues, aideront à sélectionner les actions les plus appropriées. Ainsi, il sera possible de diminuer ou d'arrêter les épandages nocifs sur la zone (source) identifiée et d'avertir les usagers de l'eau souterraine du danger que la contamination représente.

Pour localiser la source de contamination, il faut tout d'abord évaluer la direction du gradient, c'est-à-dire la direction de l'écoulement de l'eau. La direction d'écoulement des eaux souterraines est approximativement parallèle à celle des eaux de surface. Une estimation plus précise du gradient peut être parfois obtenue à l'aide des niveaux statiques des puits, à condition qu'il y en ait dans la zone contaminée. Sinon, il sera nécessaire de procéder à des sondages.

Une fois la direction d'écoulement déterminée, il faut observer quels types de sols et de cultures se retrouvent à l'amont du lieu de la découverte de la contamination. La zone source devrait alors être facilement identifiable si elle répond aux critères de la section 6.2. Sinon, il faudra procéder à un échantillonnage à contre-courant et remonter la zone contaminée jusqu'à sa source. Cet échantillonnage peut être effectué dans les puits existants, mais il est préférable d'utiliser des sondages exploratoires qui renseigneront en même temps sur la nature du sous-sol.

Pour reconnaître l'étendue des dégâts, il faut encore procéder par échantillonnage, et la connaissance de la direction d'écoulement constitue alors un outil précieux. En première analyse, il est préférable d'échantillonner selon deux directions perpendiculaires. Une ligne de points d'échan-

tillonnage transversale à angle droit avec la direction d'écoulement permettra de déterminer la largeur de la zone contaminée; alors qu'une seconde ligne de points d'échantillonnage, longitudinale celle-là, permettra de déterminer la longueur de la zone. Ici encore, une méthode économique consiste à échantillonner l'eau des puits déjà existants. Cependant, les puits existants ne nous renseignent pas sur la stratigraphie, on ne sait pas quel niveau ils exploitent et ils ne permettent pas de déterminer les variations verticales de la concentration. On doit leur préférer les sondages exploratoires. Notons que pour connaître l'emplacement de ces puits déjà existants, on peut consulter l'annuaire des puits et forages du service des eaux souterraines du ministère de l'Environnement du Québec, ; ou on peut tout simplement visiter les propriétaires avoisinants qui, en campagne, possèdent habituellement un ou plusieurs puits. Notons cependant que ces puits peuvent être contaminés par des vices de construction.

7.2 COMMENT PRÉVOIR L'ÉVOLUTION FUTURE DE LA CONTAMINATION

C'est à l'étape de la prévision de l'évolution future de la contamination que la différence de comportement des pesticides entre les milieux sol et sous-sol entraîne les conséquences les plus importantes. La facilité et la sûreté des prédictions y sont en effet très contrastantes.

Plusieurs études ont été effectuées afin de déterminer la persistance d'un pesticide et de ses produits de dégradation dans de nombreux types de sols et dans des conditions environnementales très diverses. Il s'avère que

le comportement des pesticides dans le sol est sujet à plusieurs facteurs comme: la formulation du pesticide, le taux et la méthode d'application, les conditions météorologiques au moment de l'application, le type de sol (teneur en argile et en matières organiques), le pH, la teneur en eau et la nature des populations microbiennes. De plus, les mécanismes en vertu desquels ces facteurs influent sur le déplacement et l'élimination d'un composé sont complexes et interdépendants, et bien que certains de ces paramètres exercent une plus grande influence que d'autres sur l'évolution d'un composé, peu d'éléments suffisamment dominants pour permettre une modélisation conceptuelle simple ont été identifiés.

En résumé, il y a trop de variables qui entrent en ligne de compte dans la zone du sol pour qu'on puisse effectuer une modélisation conceptuelle quantitative valable permettant d'évaluer la concentration de résidus qu'on peut espérer y retrouver.

À défaut de modèles conceptuels adéquats, on peut délaissier l'approche analytique pour adopter une approche holistique. Ainsi, dans la plupart des études portant sur le déplacement des pesticides dans le sol, l'accent a plutôt été mis sur le sort ultime du contaminant que sur son comportement durant des périodes de temps intermédiaires. Cette approche conduit à l'utilisation de modèles empiriques du type "black box". Ces modèles sont très simples de conception, mais ils doivent être recalibrés pour chaque utilisation particulière et leur transférabilité d'une région à une autre est extrêmement douteuse. C'est pourquoi il existe des écarts considérables

dans les diverses données publiées en rapport avec la stabilité d'un pesticide dans le sol.

Ainsi, étant donné l'impossibilité d'effectuer des prédictions quantitatives fiables, la meilleure solution consiste souvent à effectuer des mesures sur le terrain. C'est bien sûr une procédure lente et dispendieuse mais c'est la plus valable, à notre avis, en attendant le développement d'un modèle adéquat du comportement des pesticides dans les sols québécois.

Dans la zone sous-sol, la stabilité des conditions simplifie grandement la tâche de la prédiction. L'emploi d'un des modèles cités au chapitre 5, particulièrement les modèles analytiques simples, permet une prédiction quantitative de l'évolution de la contamination, dont l'exactitude dépend de la qualité des données utilisées, lesquelles sont souvent entachées d'une incertitude de 10 ou 20 % ou plus. Notons qu'à ce sujet, la concentration des pesticides ayant traversé le sol et rejoint la nappe constitue une des données nécessaires à ce calcul, et qu'elle nous fait souvent défaut. C'est la raison pour laquelle nous répétons qu'il y a peu d'avantages à utiliser un modèle complexe et qu'un modèle simple nous semble l'outil de prédiction le plus adapté à la situation.

Les renseignements nécessaires à l'utilisation du modèle sont de deux types: données concernant le milieu; données concernant le pesticide. D'une part, les données concernant le milieu récepteur d'une contamination par les pesticides peuvent être obtenues à partir des sources déjà citées à

la section 6.3. De plus, lorsqu'un puits se révèle contaminé, les informations les plus pertinentes (stratigraphie, niveau piézométrique) sont certes celles provenant de ce puits. Il faut donc rechercher prioritairement ces informations. Ceci est d'autant plus vrai lorsqu'il s'agit d'un puits de fort débit alimentant un réseau d'aqueduc municipal. La municipalité a probablement un rapport sur la stratigraphie, la qualité de l'eau et les essais de pompage qui peut renseigner sur la porosité et la perméabilité de l'aquifère. Sinon, il peut être indiqué de procéder à un forage d'exploration.

En plus des renseignements fournis par les diverses sources déjà citées, il est très indiqué de procéder à une investigation sur le terrain afin d'identifier directement les sols et les cultures et d'enquêter sur l'utilisation du pesticide découvert dans l'eau souterraine. Il s'agit d'une démarche avantageuse et peu coûteuse en temps et énergie car on peut se limiter à l'examen de la zone restreinte entourant l'endroit où la contamination s'est révélée.

D'autre part, la plupart des données concernant les propriétés physico-chimiques des pesticides 2,4-D, chlordane et carbofurane ont été tirées de publications du CNRC (CNRC n° 14095, 1975; CNRC n° 16076, 1979; CNRC n° 16741, 1980). Dans le cas de l'atrazine, ces renseignements ont été obtenus à partir du livre de Esser et al. (1978) qui traite des s-triazines. Également, le rapport effectué par l'Hydro-Québec sur les herbicides (Dubois, 1979) a été d'une grande utilité.

À des fins de modélisation et de prédiction, notons que Kenaga et Goring (1980) ont compilé différentes données sur environ 170 produits organiques susceptibles d'être retrouvés dans l'environnement. Ils ont aussi établi plusieurs relations entre divers paramètres, et notamment entre la solubilité d'un pesticide dans l'eau, son coefficient de distribution avec la matière organique " K_{oc} " et son coefficient de partage octanol-eau " K_{ow} ".

Le gestionnaire au prise avec un cas de contamination de l'eau souterraine impliquant un pesticide d'usage courant peut donc se référer à ces mêmes ouvrages, ou encore s'informer auprès du fabricant pour obtenir les données pertinentes à l'analyse du problème.

7.3 LES CORRECTIFS POSSIBLES

Dans la plupart des cas de contamination de l'eau souterraine, il s'est avéré relativement facile de localiser la source de pollution. Toutefois, l'élimination des contaminants dans l'aquifère est un processus long, coûteux et souvent impraticable au niveau économique. Il faut souvent plusieurs années afin de ramener l'aquifère à son état initial et les méthodes permettant d'accélérer la récupération sont coûteuses.

Il faut donc trouver un compromis entre les correctifs mis en oeuvre et leurs coûts associés, et les frais que la contamination, dans son état présent et futur, entraîne pour les usagers de l'eau souterraine. Ce n'est que par l'utilisation de modèles de prédiction que les gestionnaires pourront

quantifier les coûts futurs et la vitesse de récupération de la qualité de la nappe.

La revue de littérature nous a permis d'identifier quatre types de mesures correctrices:

- Éliminer la source de contamination;
- nettoyer l'aquifère ou confiner la source de contamination;
- traiter l'eau contaminée;
- trouver une source d'eau alternative.

L'approche utilisée la plus couramment lorsqu'on est confronté à un cas de contamination de l'eau souterraine consiste à éliminer la source de pollution le plus rapidement possible, quoique ce ne soit pas toujours possible.

Toutefois, même si la source de pollution est enlevée, le problème de contamination n'en est pas résolu pour autant, étant donné le déplacement généralement lent de l'eau souterraine. La zone contaminée peut donc continuer à s'étendre pendant plusieurs années et accomplir de grandes distances avant de voir ses effets toxiques diminuer.

Il est donc utile d'employer un modèle pour estimer le temps requis pour une récupération acceptable de la qualité, d'autant plus que pendant cette période de récupération, il faut habituellement remplacer, à grands frais, la source d'eau contaminée.

Une autre solution au problème de contamination réside dans l'emprisonnement ou dans l'enlèvement du polluant. Lorsque la source ne peut être enlevée, le nettoyage de l'aquifère devient en fait une méthode de confinement. Il s'agit habituellement de créer, à l'aide de puits situés en aval de la source, une barrière freinant le déplacement de la contamination. Ces puits barrière sont utilisés pour pomper hors de l'aquifère les eaux souterraines, qui peuvent ensuite être traitées ou diluées avec les eaux de surface. Il s'agit d'un correctif extrêmement coûteux, surtout dans le cas d'une source diffuse où la barrière devra être assez longue.

Cette technique peut aussi être utilisée comme moyen pour hâter le nettoyage de l'aquifère après que la source de contamination ait été enlevée. Une autre mesure envisageable consiste à traiter l'eau contaminée. Il peut s'agir d'une mesure permanente lorsque la source de contamination ne peut être éliminée, ou ce peut être une mesure temporaire en attendant une récupération acceptable de la qualité de l'eau souterraine. Parmi les traitements possibles, citons la dilution, la filtration sur du charbon actif et l'oxydation.

Dans le cas de pollution diffuse agricole, où l'on risque de retrouver un nombre considérable de puits individuels dans la zone contaminée, l'emploi de petites unités de filtration au charbon actif en attendant la récupération de l'aquifère a été utilisé avec succès dans l'état de New-York, comme le rapporte l'article de Zaki et al. (1982).

Enfin, une autre mesure, qui peut être permanente ou temporaire, consiste à remplacer la source d'eau potable. On peut déplacer le puits hors de la zone contaminée où encore importer de l'eau d'une région voisine à l'aide d'un aqueduc. Soulignons cependant que le coût de construction d'un réseau de distribution d'eau potable dans une zone agricole peut être passablement élevé.