

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

Mémoire présenté à

L'INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

comme exigence partielle

de la

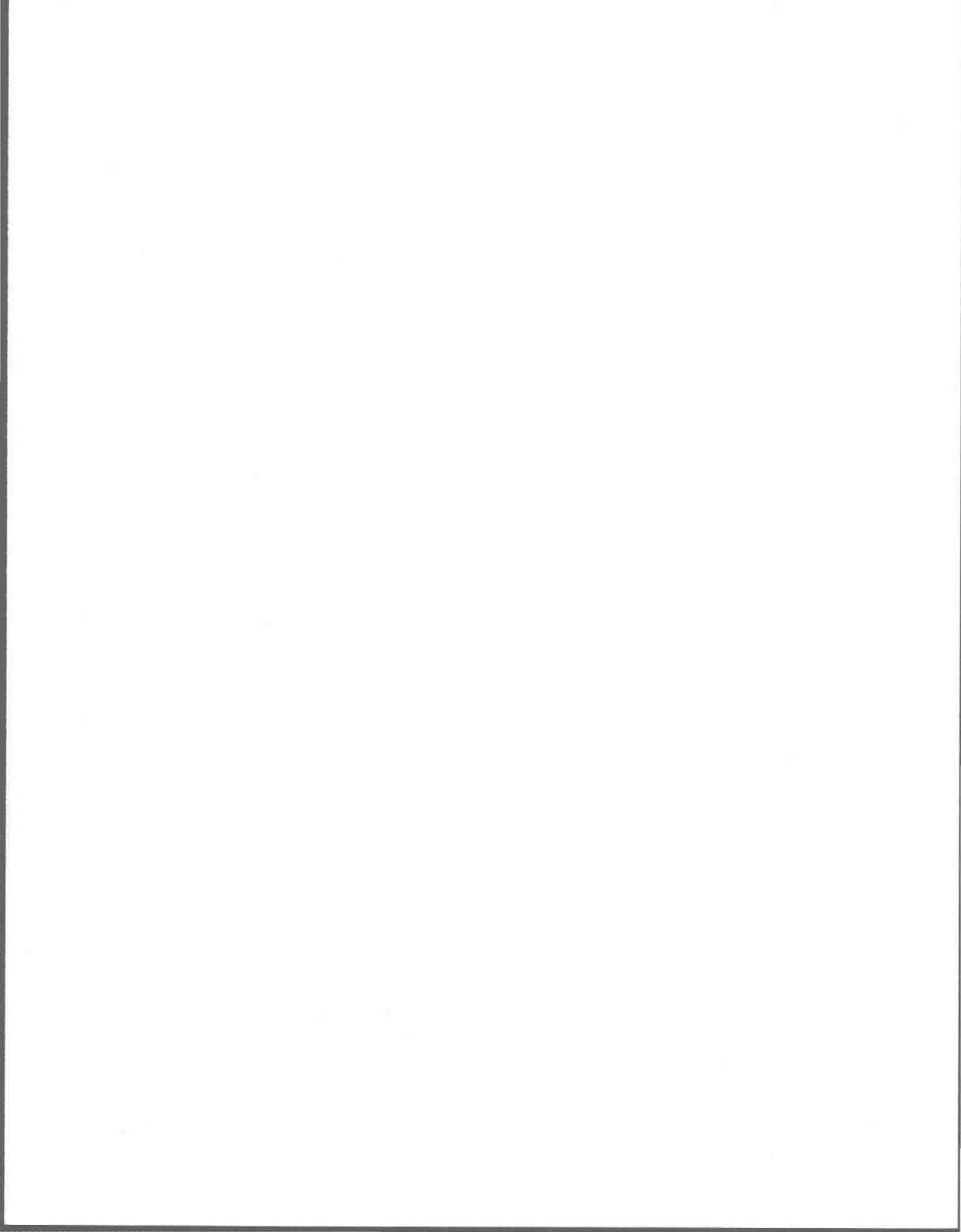
maîtrise ès sciences (eau)

par

Francis Perron

APPLICATION DU MODÈLE PRZM POUR SIMULER LE TRANSPORT DE L'ALDICARBE
DANS LA ZONE VADOSE DU SOL

Janvier 1988



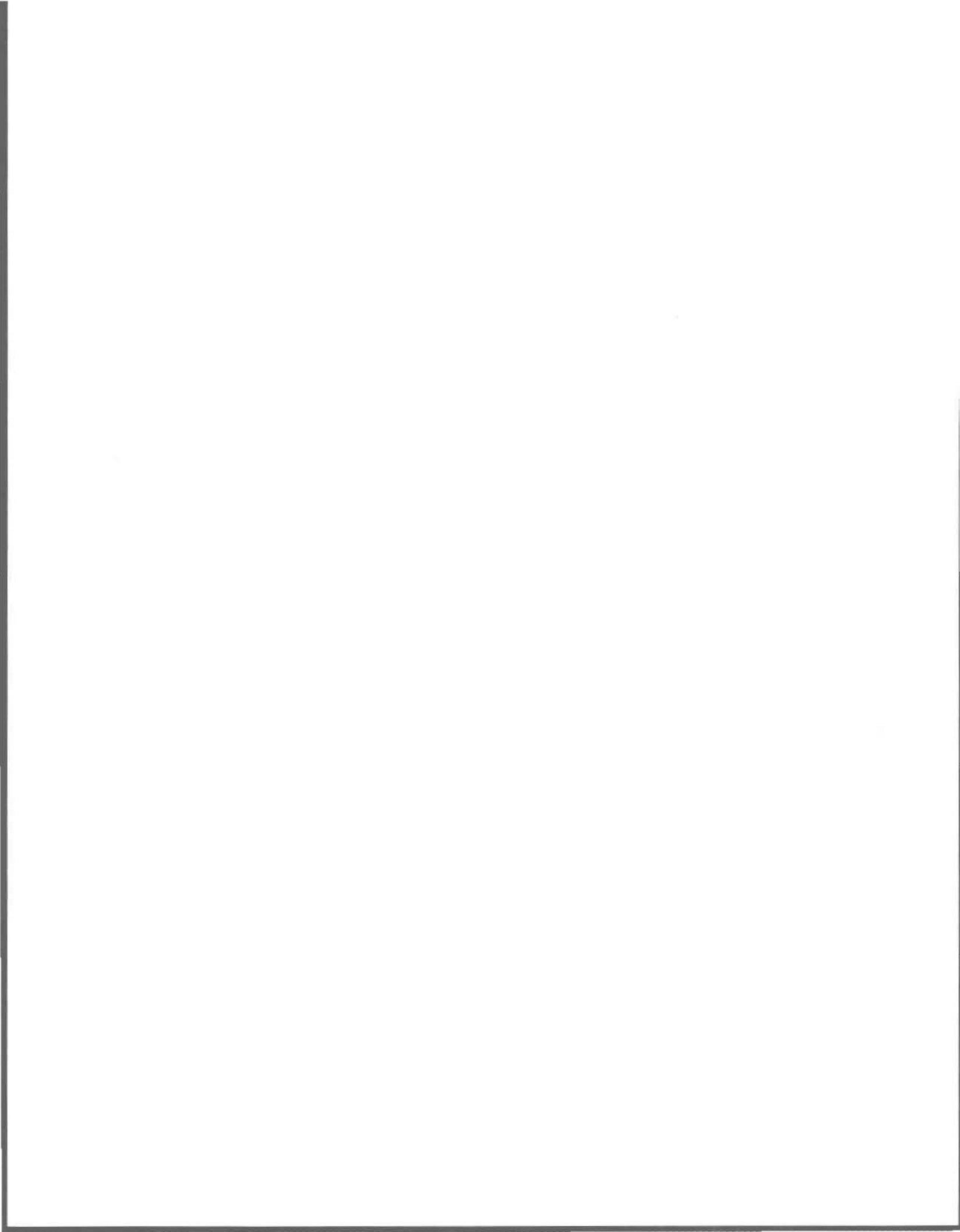


TABLE DES MATIERES

	PAGE
Table des matières	I
Remerciements	III
Introduction	1
Chapitre 1: Caractéristiques de l'aldicarbe	5
1.1 Description chimique	5
1.2 Propriétés biologiques	7
1.3 Action sur les insectes	8
1.4 Problèmes reliés à son utilisation	8
1.5 Facteurs influençant le transport de l'aldicarbe dans le sol	10
1.5.1 Le pH	11
1.5.2 Contenu en eau dans le sol	11
1.5.3 La température	16
1.5.4 Matières organiques	17
1.5.5 Perméabilité du sol	17
1.5.6 Épaisseur de la zone vadose	19
Chapitre 2: Transport des pesticides dans la zone vadose du sol	21
2.1 Équations générales du transport	21
2.1.1 La sorption	25
2.1.2 Dégradation	29
2.1.3 Captage par les plantes	31
Chapitre 3: Les modèles de transport des pesticides dans la zone vadose	33
3.1 Introduction	33
3.2 Les modèles de contamination	34
3.2.1 Les modèles de recherche	35
3.2.2 Les modèles de gestion	36
3.2.3 Les modèles d'interprétation sommaire	36
3.3 Choix d'un modèle	37
Chapitre 4: Description du modèle PRZM	39
4.1 Introduction	39
4.2 Théorie	41

TABLE DES MATIERES (suite)

	PAGE
4.2.1 Introduction	41
4.2.2 Description des équations de transport	42
4.2.2.1 Dispersion et diffusion	45
4.2.2.2 Advection	46
4.2.2.3 Dégradation	46
4.2.2.4 Captage par les plantes	47
4.2.2.5 Érosion et ruissellement	48
4.2.2.6 Adsorption et désorption	49
4.2.3. Application de la théorie dans le modèle PRZM	50
4.2.4 Équations du bilan d'eau	52
4.2.5 Équations du transport chimique	60
Chapitre 5: Application du modèle PRZM à une région du Québec	63
5.1 Introduction	63
5.2 Choix du site	63
5.3 Paramètres à évaluer pour l'utilisation du modèle	66
5.4 Analyse de sensibilité	66
5.5 Calibration du modèle	71
5.6 Résultats de la simulation	76
6. Conclusion	83
Bibliographie	87

Annexes

Remerciements

Mes sincères remerciements s'adressent en tout premier lieu à Monsieur Jean-Pierre Villeneuve, directeur de cette thèse, pour son soutien constant et ses conseils réfléchis.

J'aimerais remercier également Monsieur Marcel Sylvestre, de la Direction des eaux souterraines et de consommation du Ministère de l'environnement, sans qui l'idée de réaliser ce projet de recherche sur ce sujet ne m'aurait sans doute jamais effleuré l'esprit.

Des remerciements spéciaux s'adressent également à MM. Pierre Lafrance, Olivier Banton, Pierre Fréchette ainsi que Sylvain Houle pour leurs conseils techniques.

Enfin, j'aimerais remercier Mesdames Anne Provencher, Catherine Pelchat ainsi que Odette Giroux pour avoir eu la patience de taper ce manuscrit avec diligence.

INTRODUCTION

Afin d'augmenter leurs rendements agricoles, les cultivateurs ont recours, depuis plusieurs années, à divers pesticides qui agissent sur les insectes nuisibles à leurs récoltes.

La controverse entourant l'utilisation de pesticides peu solubles dans l'eau tels que le DDT dans les années 60 et qui eut pour effet d'agir, au bout de la chaîne alimentaire, sur les oiseaux prédateurs et d'affecter dangereusement l'équilibre écologique, a fait en sorte que l'on a mis au point des pesticides de plus en plus solubles ayant les particularités de ne pas s'accumuler substantiellement dans les horizons supérieurs du sol et pouvant se dégrader rapidement.

Toutefois, on s'est aperçu que de tels pesticides, comme l'aldicarbe, réputés non persistants d'après des études menées en laboratoire et sur le terrain, pouvaient non seulement atteindre les nappes d'eaux souterraines, mais aussi contaminer les puits des personnes vivant au voisinage de terres traitées par ces pesticides.

La surveillance des toxicologues s'est alors accrue et on a initié ici et là, de vastes programmes d'échantillonnage afin d'évaluer l'état de la situation.

On s'est tout particulièrement penché sur le cas de l'aldicarbe, en raison de sa grande solubilité dans l'eau, combinée au fait qu'il est utilisé généralement sur des sols sablonneux.

Des études effectuées aux États-Unis (New Jersey, Floride, Wisconsin, Maine) et au Canada (Nouveau-Brunswick, Ontario, Ile-du-Prince-Édouard) ont permis de déceler sa présence dans l'eau souterraine. Et, fait encore plus alarmant, les concentrations mesurées dans plusieurs cas se sont avérées supérieures aux normes établies pour des fins de consommation humaine (10 µg/l selon le Centre de Toxicologie du Québec).

Suite à ces études, la Direction des substances dangereuses du Ministère de l'Environnement du Québec a mis sur pied un programme d'échantillonnage en 1984 et 1985 qui a confirmé la présence de ce pesticide dans les eaux souterraines de quelques régions québécoises.

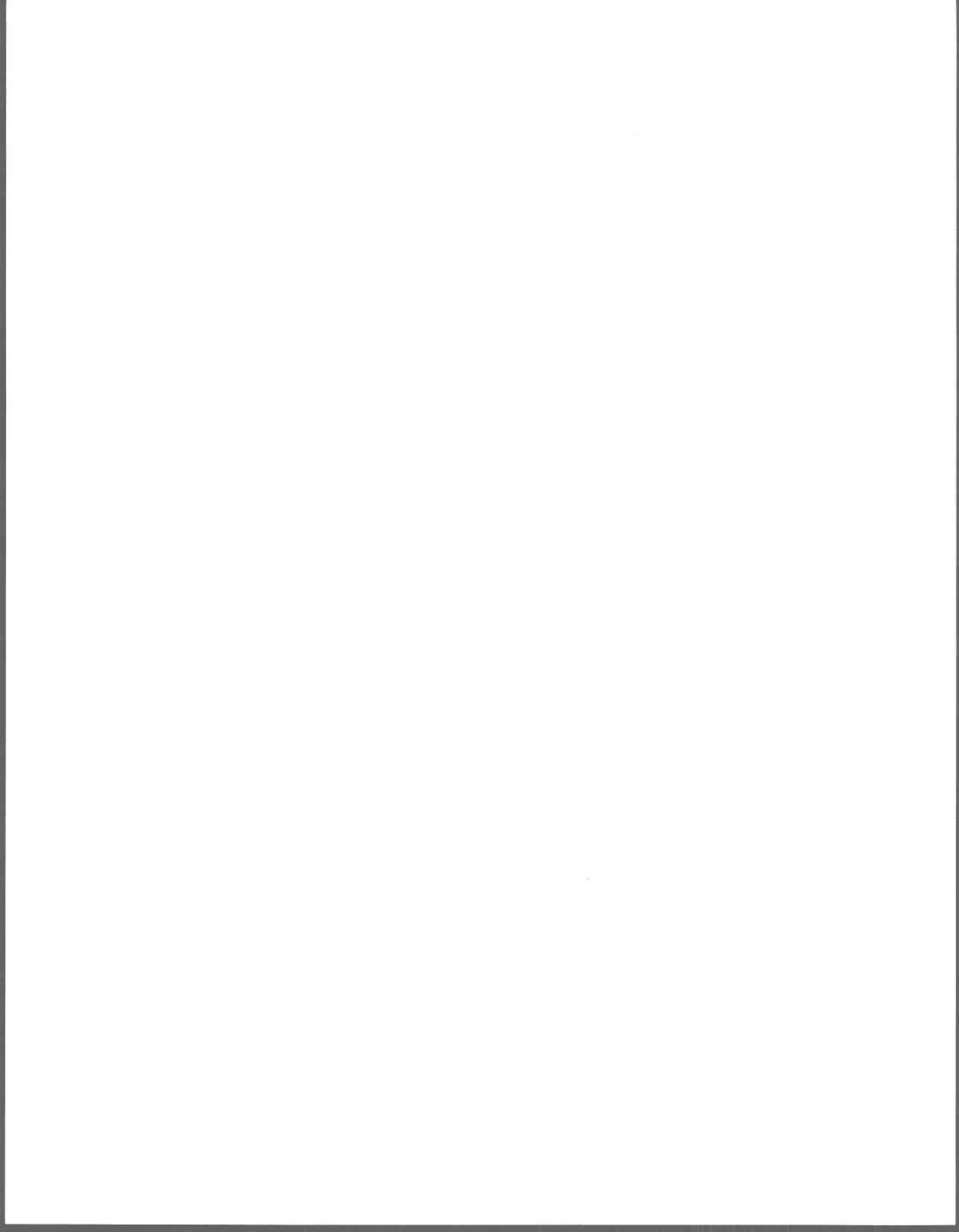
Bien que les concentrations de résidus d'aldicarbe que l'on retrouve dans certains puits ne soient pas trop alarmantes (de 3 à 27 µg/l dans le cas le plus grave), il ne faudrait tout de même pas prendre la situation à la légère. La présence de résidus de pesticides dans nos puits pourrait s'avérer le signe précurseur d'une contamination beaucoup plus grave à long terme.

Il importe de bien comprendre les facteurs qui contrôlent le transport de pesticides dans la zone vadose du sol jusqu'à la nappe, de manière à pouvoir assurer une gestion efficace des pesticides et de l'aldicarbe en particulier, sur le sol québécois.

L'état des connaissances au Québec sur le transport et le comportement des pesticides dans le sol est encore très peu développé. Peu de chercheurs au

Québec se sont penchés sur l'identification et l'évaluation des facteurs contrôlant la présence de pesticides dans l'eau souterraine. Dans ce contexte, le présent mémoire a pour objectif principal de jeter un peu de lumière sur cette question. Pour y arriver, nous nous pencherons plus particulièrement sur le cas de l'utilisation de l'aldicarbe au Québec. Après avoir discuter des principales caractéristiques de ce pesticide, nous étudierons les principaux facteurs influençant son transport dans le sol. Les équations mathématiques du transport de contaminants dans le sol seront également présentées.

Par la suite, une attention particulière sera accordée aux différents modèles mathématiques traitant du transport de contaminants. Le choix et l'application d'un modèle mathématique pour une région donnée compléteront ce projet d'étude.



CHAPITRE 1: CARACTÉRISTIQUES DE L'ALDICARBE

1.1 Description chimique

L'aldicarbe (2-méthyl-2-(méthylthio) - propionaldehyde-0-(méthylcarbamoyl) oxime) est un pesticide faisant partie du groupe des carbamates et vendu sous la marque de commerce TEMIK par la compagnie Union Carbide qui fabrique ce produit. Il est conçu pour détruire les insectes et nématodes qui s'attaquent aux différentes cultures telles que les pommes de terre, oranges, fèves soya, arachides, betteraves à sucre pour n'en nommer que quelques-uns. Au Québec, l'aldicarbe est employé principalement dans la culture de pommes de terre.

La structure chimique de ce produit est donnée à la figure 1. Il s'agit d'un composé complexe d'un poids moléculaire de 190,27 g, formé d'éléments carbone, hydrogène, azote, oxygène et soufre, que l'on retrouve sous la forme de cristaux beiges solubles dans l'eau (6000 mg/l) et dont la volatilité est d'environ 0,05 mm Hg à 25°C. Ce solide dégage une légère odeur de soufre (Bureau d'étude des substances toxiques, 1979).

L'aldicarbe est un composé très instable en milieu fortement alcalin. Dans un tel milieu, la chaîne du composé aldicarbe a tendance à se dégrader en deux substances inoffensives: le bioxyde de carbone et l'eau (Jackson et al., 1983). Toutefois, il est à noter que l'aldicarbe est surtout utilisé dans des sols généralement acides, propices pour la culture de la pomme de terre. De ce fait, on peut donc affirmer que l'aldicarbe aura tendance à être plus stable dans un tel type de sol plus acide.

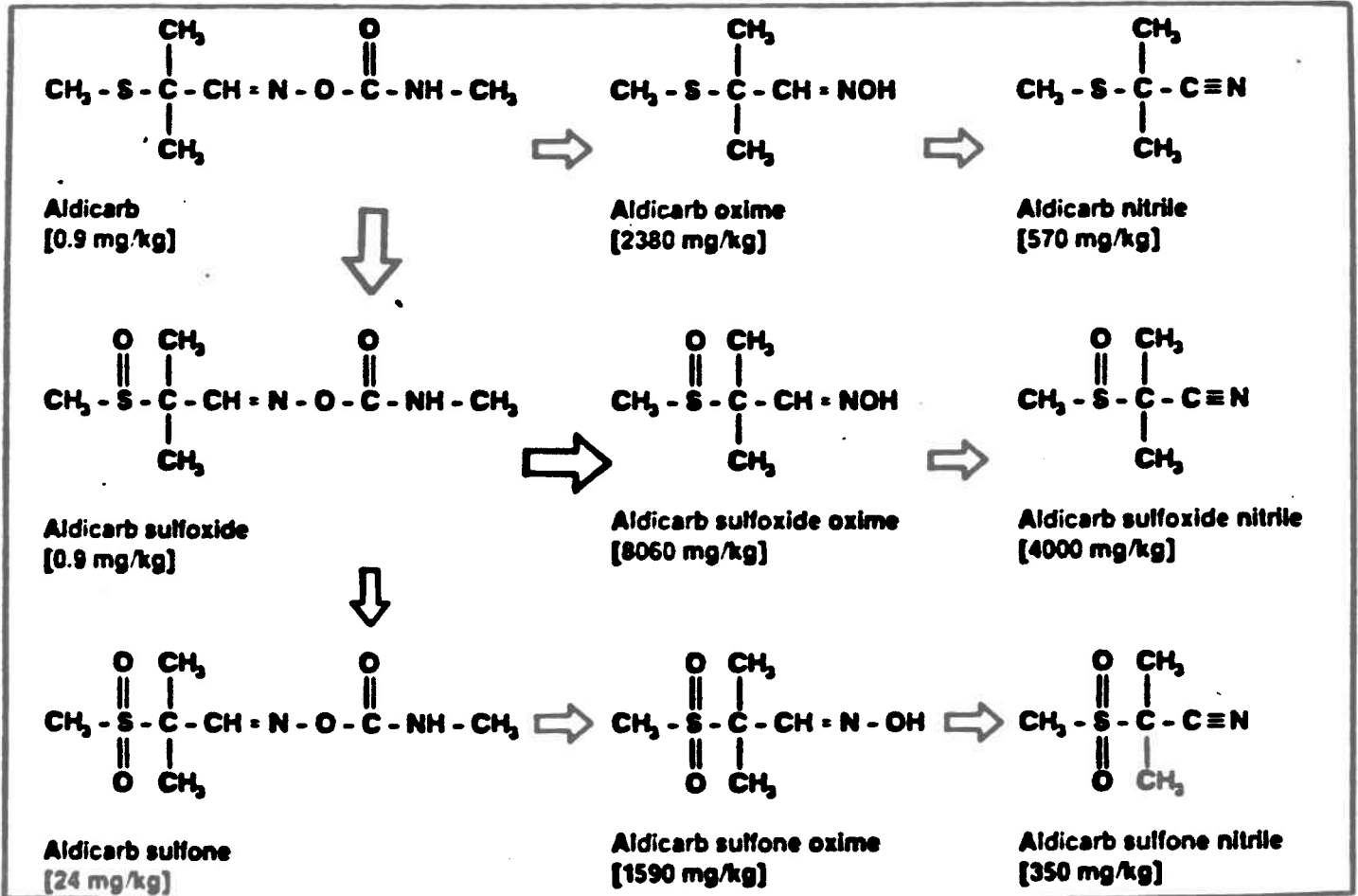


Figure 1: Description chimique de l'aldicarbe et de ses dérivés (Tiré de Jones, 1985).

L'aldicarbe présente une très grande toxicité (DL 50 orale du rat, 1 mg/kg; DL 50 cutanée du lapin, 5 mg/kg) qui en fait l'un des insecticides les plus toxiques enregistrés par l'EPA (Dierberg et Given, 1986; Jackson et al., 1983). C'est l'une des raisons qui fait que l'on retrouve l'aldicarbe sous forme de granulés afin de minimiser les dangers encourus par l'utilisateur (Pagé et Saint-Jean, 1979).

Même s'il s'agit d'un pesticide hautement toxique, l'aldicarbe est conçu pour se dégrader rapidement dans le sol et les plantes en substances non-toxiques à la fin de la période de récolte soit environ 3 mois. Ce qui a pour effet d'éviter l'accumulation de ce pesticide dans l'environnement (Jackson et al., 1983). Malheureusement, comme nous l'avons précisé précédemment, ce n'est pas toujours ce qui se produit en réalité.

1.2 Propriétés biologiques

L'aldicarbe est un insecticide systémique qui agit comme acaricide, miticide et nématocide: une fois solubilisé dans l'eau du sol, il se métabolise rapidement en deux produits actifs le sulfoxide d'aldicarbe et le sulfone d'aldicarbe dont une partie sera absorbée par les racines des plants de pommes de terre, et diffusée à travers toute la plante et être ensuite ingérée par les insectes nuisibles. L'aldicarbe est conçu pour offrir une bonne protection des cultures sur une période s'étendant de 50 à 70 jours environ.

1.3 Action sur les insectes

Les carbamates dont fait partie l'aldicarbe, inhibent l'action de certaines enzymes tout comme le font les insecticides organophosphorés. Leur cible d'action majeure "in vivo" est l'inhibition de l'enzyme acétylcholinestérase. L'acétylcholinestérase contrôle l'hydrolyse de l'acétylcholine, générée aux fonctions nerveuses, qui se fractionne alors en choline, laquelle permet la transmission nerf-impulsion (Kuhr et Dorrough, 1976). En l'absence de l'enzyme acétylcholinestérase, l'acétylcholine s'accumule peu à peu et empêche éventuellement la transmission régulière des impulsions nerveuses entre le cerveau et les muscles. Il s'ensuit une grave perte de coordination musculaire au niveau de la respiration, suivie de convulsions, et enfin de la mort de l'insecte par asphyxie.

1.4 Problèmes reliés à son utilisation

L'aldicarbe, comme nous l'avons vu plus tôt, présente une grande toxicité pour les mammifères. Il possède cependant quelques caractéristiques qui ont pour effet de réduire les dangers encourus par les humains et les animaux qui y sont exposés.

L'aldicarbe n'a pas la propriété de s'accumuler dans les tissus contrairement à certains pesticides tels le DDT. Il est en effet si soluble que la plus grande partie du pesticide ingérée se retrouvera dans l'urine et les matières fécales.

Des expériences, menées sur une base volontaire chez les humains, ont démontré que les sujets présentaient les symptômes suivants: vomissements, diarrhée, exsudation abondante, vision troublée, crampes abdominales et pertes de contrôle musculaire. La condition des sujets est revenue à la normale au bout de quelques heures. Les effets de l'exposition des sujets à ces doses sous-létales aiguës (exposition à de fortes doses sur une période de temps très courte) sont temporaires et réversibles (Jackson et al., 1983).

Jusqu'à présent on n'a pas encore recensé de cas de problèmes de santé dus à une exposition chronique à l'aldicarbe (exposition à de faibles doses sur une longue période de temps). Les tests effectués à ce jour sur des animaux de laboratoire ainsi que des tests mutagéniques sur des bactéries indiquent que l'aldicarbe n'est pas cancérigène, ni mutagène et ne cause aucun désordre génétique. Nous n'avons cependant recensé aucune étude traitant de l'activation métabolique de ce produit.

À cause de sa texture granulaire ainsi que du fait qu'il soit appliqué directement dans le sol, l'aldicarbe n'affecte pas directement les oiseaux et la faune terrestre. De plus, les granules sont plus faciles à manipuler par l'utilisateur lors du dosage du pesticide que ne le sont certains pesticides foliaires liquides qui peuvent causer des problèmes au niveau de la peau ou encore être absorbés par voie respiratoire lors de l'application.

1.5 Facteurs influençant le transport de l'aldicarbe dans le sol

Au cours des dernières années, l'attention que l'on a portée au sujet de l'utilisation des pesticides et en particulier de l'aldicarbe, s'est accrue de façon substantielle. Plusieurs études en laboratoire et sur le terrain ont questionné le comportement et le transport de ce pesticide dans le sol (Bull et al., 1970; Wyman et Jones, 1983; Jones, 1985; Dierberg et Given, 1986).

Ce qui a d'abord et avant tout suscité l'intérêt des scientifiques pour ces études a été la découverte, en 1979, de résidus d'aldicarbe dans plus de 1000 puits du Comté de Suffolk de l'état de New York, région où est concentrée une forte densité de producteurs de pommes de terre (Zaki et al., 1982; Enfield et al., 1981). Alors que l'on croyait que le produit se dégradait rapidement dans le sol et ne causait aucun dommage à l'environnement immédiat, on a retrouvé des résidus de ce pesticide dans l'eau souterraine et souvent même à des concentrations qui dépassent plusieurs dizaines de fois la norme prescrite par l'EPA qui est de 7,0 µg/l (Sylvestre et Perron, 1985).

De tels événements dépassent à un degré moindre les frontières américaines; on doit donc se pencher sérieusement sur ce problème pour essayer de connaître les raisons et surtout les facteurs qui influencent le transport des pesticides dans le sol. Ces connaissances sont essentielles à l'établissement d'un système de gestion fiable pour protéger efficacement les eaux souterraines contre ces produits.

Bull et ses collègues (Bull et al., 1970) ont étudié le comportement de l'aldicarbe face à l'influence de certains facteurs édaphiques tels le degré d'humidité, le pH, la température et la texture du sol.

1.5.1 Le pH

À l'exception d'un seul cas (H_2O ; 0 %; sable), aucune différence significative n'a été observée concernant les changements chimiques de l'aldicarbe en fonction du pH à l'intérieur des limites imposées par l'expérience (tableau 1). Toutefois, on sait que l'aldicarbe est très instable en milieu fortement alcalin ($pH > 8$). Cette affirmation est confirmée par Jones (Jones, 1985) qui identifie de fortes valeurs de pH comme étant l'un des facteurs principaux favorisant la dégradation de l'aldicarbe. Ce qui implique que l'on peut raisonnablement penser que de faibles valeurs de pH ($< 6,0$) favoriseront la stabilité de l'aldicarbe dans le sol.

1.5.2 Contenu en eau dans le sol

Le contenu en eau d'un sol donné fait référence à la portion des pores, ou interstices entre les particules saturées en eau. Cette notion est intimement reliée à la capacité au champ et au point de sécheresse du sol.

La capacité au champ est une mesure quelque peu imprécise des propriétés de rétention de l'eau par un sol. Elle est généralement définie comme étant le contenu en humidité que le sol atteint après que tout l'eau en excès soit drainée et évacuée du système sous l'influence de la gravité.

% applied dose at indicated days after treatment*										
r H ₂ O	pH	Nature of radioactivity	Sand				Loam			
			0	1	7	28	0	1	7	28
0	6	Aldicarb	89.9	87.7	71.8	45.5	87.9	81.6	70.6	58.7
		Oxidation products	4.4	5.2	5.5	5.5	8.3	12.8	14.9	11.3
		Nontoxic products	0.0	1.1	0.7	1.1	0.0	1.5	1.5	1.8
		Residue	.1	0.1	.1	0.1	1.5	0.9	2.8	0.9
		Lost	5.6	5.9	22.7	45.1	2.3	3.2	10.2	27.3
0	7	Aldicarb	90.2	87.0	72.8	53.5	90.1	89.6	79.1	71.2
		Oxidation products	4.9	5.8	4.7	6.1	6.0	5.9	11.0	15.6
		Nontoxic products	.0	1.2	.5	1.0	.0	1.8	1.6	1.7
		Residue	.2	.1	.1	.1	1.8	.7	2.0	1.6
		Lost	4.7	5.9	21.9	39.3	2.1	2.0	6.3	9.9
0	8	Aldicarb	90.9	79.3	39.6	7.8	93.5	88.8	83.9	70.4
		Oxidation products	2.0	3.1	1.7	.9	4.5	5.5	8.7	15.7
		Nontoxic products	.0	1.2	1.4	1.5	.0	1.7	1.3	1.8
		Residue	.2	.1	.1	.2	2.0	1.3	2.4	1.4
		Lost	6.9	26.3	57.2	89.6	.0	2.7	3.7	10.7
50	6	Aldicarb	89.5	86.5	83.6	74.5	85.3	79.9	67.5	45.5
		Oxidation products	4.6	6.1	8.3	6.7	8.2	10.7	17.3	32.4
		Nontoxic products	.0	1.5	1.6	2.5	0.0	1.8	2.4	3.0
		Residue	.1	.1	.1	.1	2.3	1.9	2.9	3.8
		Lost	5.8	5.8	6.4	16.2	4.2	5.7	9.9	15.3
50	7	Aldicarb	96.9	92.7	71.0	45.2	88.0	79.1	72.1	38.5
		Oxidation products	2.5	4.1	4.6	5.1	4.7	7.9	14.0	25.9
		Nontoxic products	.0	1.3	1.1	1.6	.0	.6	3.0	9.3
		Residue	.1	.1	.1	.1	2.5	1.7	3.1	1.6
		Lost	.5	1.8	6.8	16.3	4.8	10.7	7.8	24.7
50	8	Aldicarb	91.9	87.7	82.4	73.4	91.8	86.9	73.4	40.7
		Oxidation products	2.7	3.3	3.6	3.4	3.3	4.8	14.3	30.1
		Nontoxic products	.0	.2	3.5	2.2	.0	1.8	2.6	7.0
		Residue	.1	.1	.2	.1	2.6	2.1	2.8	2.7
		Lost	5.3	8.7	10.3	20.9	2.3	4.4	6.9	19.5
100	6	Aldicarb	94.7	86.1	79.7	74.4	83.7	18.1	2.8	1.4
		Oxidation products	4.7	10.4	10.2	4.6	3.9	4.4	1.0	.9
		Nontoxic products	.0	1.7	1.7	3.7	.0	8.2	16.1	16.8
		Residue	.1	.2	.1	.1	1.5	1.2	1.6	4.7
		Lost	.5	1.6	8.3	17.2	10.9	68.1	78.5	76.2
100	7	Aldicarb	93.5	92.3	85.7	69.9	90.0	7.1	4.8	1.9
		Oxidation products	2.8	5.1	4.0	4.3	2.9	2.1	1.0	1.3
		Nontoxic products	.0	1.1	1.2	8.1	.0	9.8	13.9	15.7
		Residue	.1	.2	.1	.1	2.9	2.8	3.1	2.7
		Lost	3.6	1.3	9.0	17.6	4.2	78.2	77.2	78.4
100	8	Aldicarb	91.4	91.8	83.5	70.1	85.9	12.3	2.2	.4
		Oxidation products	4.4	3.8	3.7	2.6	2.7	2.1	1.3	1.5
		Nontoxic products	.0	1.2	1.4	3.4	.0	13.3	20.1	20.3
		Residue	.0	.1	.2	.1	5.3	4.4	4.1	1.7
		Lost	4.1	3.1	11.2	14.8	6.1	67.9	72.3	76.1

* Avg of 3 replicates.

Tableau 1: Changements chimiques de l'aldicarbe pour un sable pur et un loam pour différentes conditions de pH et d'humidité dans le sol.
Tiré de Bull et al. (1970)

Le point de sécheresse du sol est, quant à lui, fonction à la fois des sols et des plantes qui y poussent. Il est défini comme étant le contenu d'humidité au-dessous duquel les plantes sont incapables d'extraire de l'eau (Carsel et al., 1984).

L'eau souterraine est alimentée par l'apport aux précipitations, fonte de neige ou à l'irrigation. Une partie de cette "eau de surface" s'écoule vers les ruisseaux et autres plans d'eau, une autre partie s'évapore à partir de la surface du sol, enfin une autre portion pénètre dans le sol lui-même, là où les plantes peuvent la capter par leurs racines. Lorsque la quantité d'eau pénétrant dans le sol est plus importante que celle captée par les racines des plantes, l'excès est alors transféré vers les zones plus profondes et atteint éventuellement la zone saturée où s'écoule l'eau souterraine. Cette eau percolant à travers le profil du sol peut transporter avec elle une quantité appréciable du pesticide appliqué en surface surtout si ce pesticide a, comme l'aldicarbe, une grande solubilité.

Les tests effectués en laboratoire par Bull et ses collègues (Bull et al., 1970) ont démontré que le contenu en eau dans les sols a une influence considérable sur les modifications structurelles et la volatilisation de l'aldicarbe. En effet, les résultats démontrent que, de manière générale, plus le contenu en eau d'un sol est important, plus grande est la mobilité verticale de l'aldicarbe par capillarité en période ensoleillée. L'aldicarbe est ainsi sujet à la volatilisation due à l'évaporation de l'eau du sol (tableau 2).

Influence of moisture on volatilization of ³⁵S-labeled aldicarb from Lufkin fine sandy loam in 250-ml beakers exposed 24 hr in the field (August).

Moisture (% of field capacity)	Loss of H ₂ O (g H ₂ O/g dry soil)	% applied dose found in the indicated soil layer ^a in the beaker ^b						
		Top		Middle		Bottom		Total
		Extract	Residue	Extract	Residue	Extract	Residue	
0	0.0	0.5	0.0	2.9	0.0	81.1	3.7	88.2
25	.06	1.8	.1	76.5	.3	2.3	0.4	81.4
50	.11	43.6	1.9	31.6	2.1	1.2	.5	80.9
75	.15	49.0	2.2	13.9	1.9	1.5	.2	68.7
100	.20	40.0	2.0	3.9	.5	5.6	.9	52.9

^a Depth of soil in beaker was 6 cm, each sample layer was 2 cm; treatment was 500 μg ³⁵S-labeled aldicarb on top of bottom layer.
^b Avg of 3 replicates.

Tableau 2: Influence du contenu en eau sur la volatilisation de l'aldicarbe pour un loam sableux (Tiré de Bull et al. 1970).

On peut donc affirmer de ce qui précède qu'en période de précipitations abondantes, la mobilité de l'aldicarbe sera grande et se fera en direction de la zone saturée par le mouvement gravitaire de l'eau.

Toujours selon ces mêmes auteurs, un contenu en eau égal à 50 % de la capacité au champ semble être optimal pour l'oxydation de l'aldicarbe en dérivés toxiques dans des sols constitués de loam ou d'argile; la dégradation de ces produits toxiques est plus importante lorsque le niveau du contenu en eau est augmenté à 100 % de la capacité au champ pour ces mêmes types de sol. Ces résultats sont d'ailleurs soutenus par Jones (1985) qui considère le contenu en eau comme l'un des facteurs les plus importants régissant à la fois la dégradation et le transport de l'aldicarbe et de ses dérivés toxiques.

Ainsi, d'après les caractéristiques de cet insecticide, on peut affirmer qu'un apport important d'eau dû aux précipitations, fonte de neige ou irrigation aura pour effet: 1- de solubiliser rapidement une grande partie de l'aldicarbe contenu dans le sol, et 2- advenant une grande perméabilité du sol, l'aldicarbe ainsi solubilisé sera lessivé rapidement vers les zones profondes du sol atteignant éventuellement la nappe d'eau souterraine si celle-ci est située à une faible profondeur (< 5 mètres environ).

La plupart des études (Bull et al., 1970; Jackson et al., 1983; Jones, 1985; Dierberg et Given, 1986) démontrent l'importance du contenu en eau dans le sol à la fois en ce qui concerne la vitesse de dégradation de l'aldicarbe et de ses dérivés dans le sol, ainsi que la vitesse de déplacement des résidus vers la zone saturée.

1.5.3 La température

Selon Jones (Jones, 1985), les données, provenant d'études menées sur le terrain en 1982 dans plus de 13 états américains, indiquent que la température est la variable dominante majeure contrôlant la dégradation des résidus d'aldicarbe dans la zone vadose ou zone insaturée du sol, de hautes températures du sol provoquant une dégradation plus rapide.

Ces données sont confirmées par Dieberg et Given (1986) lors d'études faites en Floride. "Les raisons expliquant des taux de dégradation plus rapides des résidus toxiques totaux d'aldicarbe en Floride, comparativement aux données provenant de Long Island (New York) sont probablement dues à des températures et un pH plus favorables". De manière plus explicite, Bull et ses collègues (1970) indiquent que des températures du sol élevées, sans toutefois en préciser les limites, favorisent la volatilisation des résidus d'aldicarbe par évaporation.

La température a aussi une influence marquée sur la présence et l'activité de populations microbiennes qui sont responsables en grande partie de la dégradation de l'aldicarbe dans les zones supérieures du sol (Jones, 1985). De manière générale, plus la température sera élevée dans le sol, plus les populations microbiennes seront actives, favorisant ainsi la dégradation de l'aldicarbe. Soulignons en terminant sur ce point que pour nos latitudes, par rapport à celles de nos voisins du sud, les températures très basses que l'on rencontre à une certaine profondeur dans le sol et ce, tout au long de l'année entraînent une dégradation moins rapide des résidus d'aldicarbe.

1.5.4 Matières organiques

L'importance du contenu en matières organiques dans le sol en ce qui concerne les composés organiques qu'on y applique, n'est plus à faire. En effet, la teneur en matières organiques a une grande influence sur l'adsorption des composés organiques. Dans plusieurs cas, il a été démontré qu'il existe une relation linéaire entre la concentration de matières organiques dans un sol et la capacité d'adsorption de ce sol (Villeneuve et al., 1985). Jones (1985) souligne que le taux de transport des résidus d'aldicarbe dans des sols très riches en matières organiques peut être jusqu'à dix fois moindre que le taux de transport de tels résidus dans un sol pauvre en matières organiques.

1.5.5 Perméabilité du sol

La perméabilité est en quelque sorte, un indice de l'aptitude d'un matériel donné à laisser s'écouler un fluide sous pression. De manière générale, plus un sol est perméable, plus rapide est le transport vertical de l'eau à travers le profil d'un tel type de sol.

La perméabilité est intimement reliée à la granulométrie des particules composant le sol. Ainsi, plus les particules d'un sol sont grossières, plus la perméabilité est importante (tableau 3).

graviers:	10^2 à 1
sables:	1 à 10^{-2}
sables très fins:	10^{-2} à 10^{-4}
limons:	10^{-4} à 10^{-6}
argiles:	10^{-6} à 10^{-8}

Tableau 3: Coefficients de perméabilité des terrains naturels ou des digues se classant en cm/s (Freeze et Cherry, 1979).

1.5.6 Épaisseur de la zone vadose

L'épaisseur de la zone vadose, ou encore la profondeur à laquelle on retrouve la nappe, a également une influence sur le taux de dégradation de l'aldicarbe. De manière générale, plus l'épaisseur de la zone vadose est importante, moins grande sera la proportion de pesticide que l'on retrouve dans la nappe d'eau souterraine: le pesticide parcourt un cheminement plus long et de ce fait, subit une dégradation tout au long de son parcours jusqu'à la nappe, même si cette dégradation est de moins en moins importante dans les derniers horizons de la zone vadose.

On a que peu de renseignements concernant la dégradation des résidus d'aldicarbe dans la zone saturée du sol (Jackson et al., 1983). Les pesticides continuent de se dégrader dans l'eau souterraine, mais à un taux extrêmement moindre comparativement aux horizons supérieurs du sol dans la zone vadose. Les différents facteurs comme la lumière, la chaleur et l'oxygène, contribuent en grande partie à la décomposition des résidus d'aldicarbe sont totalement absents ou à tout le moins, grandement réduits dans l'eau souterraine.

En résumé, nous pouvons conclure qu'un sol présentant une grande perméabilité permettra aux apports dus aux précipitations de migrer rapidement vers la zone saturée. De plus, si le sol est pauvre en matières organiques et présente un pH faible, la quantité d'aldicarbe retrouvée en solution sera plus importante. Enfin, si la nappe d'eau est située à une faible profondeur, le pesticide atteindra l'eau souterraine très rapidement et aura moins

de chance d'y être dégradé considérant le fait que la température y est généralement beaucoup plus basse qu'en surface.

On voit bien par cet exemple que le fait de retrouver un pesticide ou autre substance dans l'eau souterraine est assujettie à une multitude de facteurs interreliés entre eux. L'action individuelle de chacun de ces facteurs n'a qu'une importance relative qui dépend en grande partie de la présence ou non d'autres facteurs.

Soulignons en terminant que les deux régions québécoises (Portneuf et Joliette) où la culture de la pomme de terre est la plus intense, et par voie de conséquence, où l'utilisation du pesticide aldicarbe est la plus importante aussi, présentent la plupart des facteurs favorisant le transport de résidus d'aldicarbe que nous venons de mentionner.

CHAPITRE 2: TRANSPORT DES PESTICIDES DANS LA ZONE VADOSE DU SOL

2.1 Équations générales du transport

L'étude du mouvement de l'eau et des produits chimiques transportés dans la zone vadose du sol ne date pas d'hier. En fait, ce sujet est étudié depuis plus de cent ans (Wagenet, 1985). Cependant, ce n'est que depuis une trentaine d'années que les travaux ont atteint un degré de sophistication très élevé en faisant appel à des techniques mathématiques avancées ainsi qu'à l'emploi de l'ordinateur pour intégrer et synthétiser les processus physiques, chimiques et biologiques qui sont responsables du transport de l'eau et des produits chimiques dans le système.

L'effort investi au cours des années 50 et 60 dans la recherche sur les sels inorganiques ainsi que les fertilisants chimiques en agriculture a permis d'accumuler une quantité impressionnante d'informations expérimentales et de conceptualisations théoriques concernant le mouvement et le transport de l'eau et des solutés dans le sol. Lorsque l'attention des toxicologues et des gestionnaires de l'environnement s'est portée sur l'action des pesticides dans le sol et sur l'éventuel danger qu'ils présentaient pour les eaux souterraines, il a donc été tout naturel que l'on ait eu recours à l'expertise qui avait été développée auparavant sur les sels inorganiques et les fertilisants chimiques.

Cette expertise a été faite en premier lieu, à partir d'expériences effectuées en laboratoire, dans des colonnes de sols et sous des conditions contrôlées.

Quelques-unes des principales équations théoriques qui ont été formulées pour décrire le mouvement des solutés interactifs dont font partie les pesticides sont retrouvées au tableau 4.

<u>Noms</u>	<u>Équations</u>	<u>Références</u>
1. Langmuir	$\frac{\partial S}{\partial t} = k_r \left[\frac{k_1 C}{1 + k_2 C} - S \right]$	Rao et Jessup (1982)
2. Freundlich	$\frac{\partial S}{\partial t} = k_r (k_1 C^{k_2} - S)$	Rao et Jessup (1982)
3. PRZM	$\frac{\partial S}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\partial C}{\partial t} - \emptyset$	Carsel <u>et al.</u> (1984b)

Tableau 4: Modèles cinétiques décrivant le transport de pesticides dans le sol.

où:

C = concentration du soluté (mg/L);

V = vitesse moyenne de l'eau dans les pores du sol (m/s);

D = coefficient de dispersion-diffusion (m²/s);

x = distance verticale (m);

t = temps (s);

S = concentration du pesticide adsorbée (m/M) où m représente la masse du pesticide et M, la masse du sol en mg.

\emptyset = dégradation (chimique ou biologique);

k_1, k_2 = constantes empiriques de l'isotherme d'adsorption;

k_r = taux d'adsorption-désorption (s^{-1}).

De plus, (Carsel et al., 1984b),

$$V = q/\emptyset$$

où:

q = recharge quotidienne (m/86400 s);

\emptyset = contenu volumétrique en eau (cm^3/cm^3).

Comme on peut le voir, l'équation (3), qui est très utilisée dans les modèles mathématiques actuels, considère simultanément les mécanismes du transport dans le sol comme étant à la fois physiques (convection) et chimiques (diffusion). Elle considère également d'autres processus tels que l'interaction pesticide-sol (adsorption-désorption), la dégradation ainsi que la volatilisation dans certains cas. Si l'on veut tenir compte du captage du pesticide par les plantes, on doit l'inclure comme un terme analogue à \emptyset dans l'équation (3).

La solution analytique à l'équation (3), pour une gamme de conditions limites, a servi à élaborer un modèle de transport de pesticides qui a été utilisé pour étudier les principes de base de l'interaction sol-eau-pesticide en laboratoire. Une telle formulation n'est limitée que pour les cas étudiés en laboratoire où un apport constant d'eau est assumé.

L'équation (3) ne peut être utilisée dans les études de terrain à moins d'être reformulée afin de décrire, avec suffisamment de précision, le flux transitif de l'eau et les flux de solutés conséquemment produits (Carsel, 1984b).

Le régime transitif que l'on retrouve sur le terrain requiert que l'équation (3) soit dérivée afin de refléter le lien étroit qui existe entre l'eau et le soluté en fonction de la profondeur et du temps. L'équation (3) devient donc, selon Wagenet (1985):

$$\frac{\partial(\Theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[\Theta D (\Theta, q) \frac{\partial C}{\partial x} - qC \right] - \frac{\partial(\rho S)}{\partial t} - \phi (x, t) \quad (4)$$

où:

$\Theta = \Theta(x, t)$ = contenu volumétrique sol-eau (cm^3/cm^3)

ρ = densité du sol (g/m^3)

q = recharge de l'eau ($\text{m}/86400 \text{ s}$)

De cette manière, D dépend maintenant de Θ et de q . La dégradation du pesticide est également dépendante de x et de t .

L'équation (4), lorsque résolue par des méthodes numériques, forme le coeur des modèles utilisés pour décrire le transport des pesticides dans la zone insaturée du sol. Elle requiert la connaissance du contenu en eau du sol ainsi que les changements de flux d'eau en fonction du temps et de la profondeur. En d'autres mots, il faut avoir des informations complètes con-

cernant la météorologie de la région étudiée en termes de précipitations solides (neige) et liquides (pluies) ainsi que des températures journalières. De plus, il faut avoir des informations concernant les caractéristiques du sol en fonction de la profondeur. On retrouve de façon générale ce genre d'informations dans les rapports pédologiques et hydrogéologiques.

2.1.1 La sorption

L'interaction du pesticide et de ses résidus avec les particules du sol ou encore avec la matière organique contenue dans le sol est appelée sorption. Cette interaction a pour effet de retarder le mouvement du pesticide à travers les horizons de la zone insaturée. De façon particulière, celle-ci est intimement liée au contenu en matières organiques dans le sol (Karickhoff, 1979). La sorption réfère à l'ensemble des phénomènes d'adsorption et de désorption.

L'adsorption définit la propriété de certains matériaux de fixer à leur surface des molécules extraites de la phase liquide ou gazeuse dans laquelle ils sont immergés. Il s'agit donc d'un transfert de masse de la phase liquide ou gazeuse vers la surface solide à laquelle le composé organique a tendance à se lier avec une énergie de liaison qui lui est propre.

Il est généralement admis que la persistance de l'activité biologique d'un pesticide est largement dépendante de la réversibilité du phénomène de l'adsorption, puisque le pesticide désorbé est disponible dans le milieu aqueux pour agir sur les organismes-cibles (Lafrance, 1988a). La rétention sur les sols de certains pesticides très solubles et faiblement adsorbés,

tel l'aldicarbe, peut en général être décrite par une adsorption instantanée "linéaire", pour laquelle on considère une cinétique de désorption très rapide. D'autres pesticides plus fortement adsorbés, tel l'atrazine, peuvent former des résidus liés avec la matière organique du sol, et présentent une cinétique de désorption lente. La vitesse de désorption d'un pesticide dépend ainsi, notamment, du type de liaison pesticide/matrice du sol, de la variabilité des conditions physico-chimiques du milieu, et de la variation de concentration en pesticide dans la phase liquide. Dans ce dernier cas, l'assimilation de pesticide dissous par les plantes et la dégradation de ce pesticide peuvent favoriser la désorption. Le phénomène de désorption lente, dont on reconnaît de plus en plus l'importance, pourra ainsi, dans une certaine mesure, conditionner à la fois le destin d'un pesticide dans le milieu souterrain (mobilité, transportation, assimilation, etc.) et l'activité biologique de ce composé.

Comme tous les autres problèmes de transfert de masse, la capacité d'adsorption d'un adsorbant vis-à-vis d'un corps déterminé dépend:

- du type de colloïde;
- de la nature du cation saturant le minéral argileux;
- de la concentration saline de la solution;
- de la surface développée du matériau. Plus celle-ci est grande, meilleure est la capacité d'adsorption du matériau en question;
- des caractéristiques hydrodynamiques de l'échange de la vitesse relative des deux phases et tout particulièrement du temps de contact des phases solide et liquide;

- de l'énergie de liaison, c'est-à-dire de l'affinité de la surface pour la substance organique en question, donc de la nature des produits à adsorber: cette affinité est souvent fonction du pH; dans la plupart des cas, un pH acide facilite l'adsorption du pesticide sur la surface solide des particules du sol.

Précisons que les mécanismes de liaison sont fort complexes et encore mal analysés à l'heure actuelle, les forces mises en jeu résultant de phénomènes purement physiques (attraction de type Van Der Waals) auxquels s'ajoutent des liaisons proprement chimiques (d'où l'importance des groupements chimiques à la surface de l'adsorbant). Ceci explique qu'aucune loi satisfaisante ne permet de prévoir a priori les affinités relatives d'un matériau et d'une substance (Degrémont, 1978).

- de la concentration de la substance organique en solution: à la limite, lorsque les réactions d'adsorption et de désorption sont instantanées, un équilibre existe entre la concentration de pesticide en phase soluble (C) et la concentration de pesticide en phase adsorbée (S) (Rao et Jessup, 1982). Cette relation entre C et S est spécifiée par les différents isothermes dont le plus important est le suivant:

$$S = K_D C \quad (5)$$

où K_D = coefficient de distribution du pesticide (m^3/g)

L'équation (5) est souvent employée dans les équations (3) et (4). La connaissance de la valeur de K_D donne l'estimation de la facilité du pesticide

à être retardé à travers le profil d'un sol donné. Ceci tient compte des caractéristiques de sorption du sol étudié ainsi que des caractéristiques propres au pesticide lui-même.

Souvent les valeurs de K_D ne sont pas disponibles. Ceci a donné lieu au développement de méthodes d'estimation de la valeur de K_D basées sur des informations plus faciles à obtenir.

La solubilité du pesticide peut être utilisée pour le calcul du coefficient de distribution (K_D) de ce pesticide selon la relation suivante (Karickhoff et al., 1979)* :

$$\log K_{OC} = 3.64 - (0,55 * \log SOL) \quad (6)$$

où:

K_{OC} = coefficient de distribution du carbone organique

SOL = solubilité du pesticide (mg/l)

*Note: Les fonctions de régression liant la valeur de K_{OC} à la solubilité du pesticide (ou son coefficient de partition octanol/eau) ont été établies à partir de la constatation que les composés hydrophobes étaient, de façon générale bien davantage retenus sur le carbone organique des sols que sur sa fraction inorganique (Lafrance, 1988b). Plusieurs auteurs ont constaté que la quantité de pesticide adsorbé sur les différentes fractions granulométriques d'un même sédiment était directement liée au contenu en carbone organique de ces différentes fractions (Rao et Davison, 1982).

La relation unissant le K_D dont on a besoin et K_{OC} est la suivante:

$$K_D = \frac{K_{OC}}{f} \quad (7)$$

où f = fraction décimale du contenu en matières organiques dans le sol

Comme on peut le constater, le coefficient de distribution K_D est intimement lié au contenu en matières organiques dans le sol.

2.1.2 Dégradation

La dégradation réfère à la perte de pesticide due aux processus de transformation microbiologique et chimique (Wagenet, 1985). Les scientifiques n'ont pas expérimenté comment l'aldicarbe se dégrade sous des conditions de terrain (Jackson et al., 1983). Toutefois, on pense que certaines bactéries et champignons microscopiques sont responsables de la majeure partie du travail de dégradation. Ces microorganismes sont abondants surtout dans les premiers horizons du sol correspondant à la zone de racines des plantes, particulièrement dans les sols à température douce et humide, dans les sols bien aérés et riches en matières organiques.

Cependant, au-delà de la zone de racines, l'activité microbiologique est diminuée considérablement, il en résulte que la dégradation s'accomplit à un taux beaucoup moins important dans les horizons inférieurs à la zone vadose ainsi que dans la zone saturée. Cette dégradation est tellement lente dans

certaines sols et dans l'eau souterraine que l'aldicarbe peut persister pendant plusieurs années après l'application (Jackson et al., 1983; Jones, 1985).

Un certain nombre d'études expérimentales ont démontré que la dégradation chimique et microbiologique peut-être décrite de façon approximative par des équations cinétiques de premier ordre (Wagenet, 1985).

$$\Phi = \frac{dc}{dt} = - KC \quad (8)$$

où Φ et C sont définis à l'équation (3) et K = constante de premier ordre de taux de dégradation ($1/T$). l'équation (7) peut être intégrée de C_0 ($t=0$) à C ($t = t_1$) et reformulée en termes de temps (t) pour donner la demie-vie ($t_{0.5}$), soit le temps nécessaire pour que C égale $C_0/2$.

Jones (1985) a compilé des données concernant le taux de dégradation de l'aldicarbe pour les zones insaturée et saturée dans 13 différents états américains. Il y indique que pour la zone insaturée du sol, la demie-vie varie entre 2 semaines et 3 mois. Alors que pour la zone saturée, la demie-vie varie de quelques jours dans le cas de la Floride à quelques années dans le cas de Long Island, New-York.

Ces données sont également soutenues par Dierberg et Given (1986) qui ajoutent que les raisons, expliquant un taux de dégradation de l'aldicarbe plus élevé en Floride qu'à Long Island, sont dues à des températures et un pH du sol plus favorables. Selon ces auteurs, le pH neutre à légèrement

alcalin des eaux souterraines de la côte est de la Floride favorise l'hydrolyse des résidus d'aldicarbe alors que le pH acide (4.2 à 5.9) des eaux souterraines de Long Island inhibe l'hydrolyse.

2.1.3 Captage par les plantes

La rétention ou le captage du pesticide par les plantes n'a pratiquement jamais été considéré dans la plupart des modèles construits à ce jour (Wagenet, 1985). Ceci étant dû à un manque d'informations expérimentales concernant ce phénomène ainsi que la présomption de la part des concepteurs de modèles que la masse de pesticide absorbée par la plante est très faible comparée à la masse de pesticide contenue dans le système sol-eau. Or, il apparaît que l'extraction de l'eau par la plante affecte considérablement le flux d'eau, du moins dans les premiers horizons du sol correspondant à la zone de racines, et par le fait même influence directement le déplacement du pesticide lui-même (Carsel et al., 1984).

Dans les modèles tenant compte du captage du pesticide par les plantes, on assume généralement que celui-ci est directement relié au taux de transpiration de la plante. Si le pesticide est transporté passivement par l'eau transpirée par la plante, alors le captage est donné par l'équation suivante:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = f C_{\omega} \theta \epsilon A \Delta x \quad (9)$$

où:

f = la fraction de l'eau totale de la zone considérée et utilisée pour l'évapotranspiration ($\text{cm}^{-3} \text{ jour}^{-1}$)

C_{ω} = concentration dissoute du pesticide de la zone considérée (g cm^{-3})

θ = contenu en eau de la zone considérée ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)

A = surface de la zone considérée (cm^2)

Δx = profondeur de la zone considérée (cm)

ϵ = facteur d'efficacité du captage (sans dimension)

CHAPITRE 3: LES MODÈLES DE TRANSPORT DES PESTICIDES DANS LA ZONE VADOSE

3.1 Introduction

Actuellement, plusieurs gestionnaires sont confrontés à des problèmes potentiellement importants de contamination par les pesticides. Compte tenu de la situation présente, ils doivent s'assurer d'une part, de ne pas priver inutilement les agriculteurs de certains pesticides très importants pour la protection de leurs récoltes et d'autre part, ils doivent constamment contrôler l'utilisation des pesticides de quelque nature qu'ils soient de manière à protéger ces mêmes producteurs des dangers encourus par l'emploi de ces produits.

Cette tâche est singulièrement ardue étant donné la diversité des pesticides utilisés ainsi que de la grande quantité de variables qui entrent en ligne de compte pour l'évaluation d'une situation donnée.

Dans ce contexte, plusieurs modèles mathématiques ont été conçus par les chercheurs pour venir en aide aux gestionnaires dans leur prise de décision concernant les pesticides.

Dans les pages qui suivent, nous tentons de caractériser les différents types de modèles de simulation du transport de pesticides dans la zone vadose du sol afin de faire un meilleur choix d'un modèle que nous pourrions utiliser ensuite pour une région québécoise.

3.2 Les modèles de contamination

Addiscott et Wagenet (1985) et Wagenet (1985) ont proposé d'intéressantes études sur la classification des modèles de transport de pesticides dans la zone vadose du sol. Selon ces auteurs, il y a deux critères majeurs qui peuvent être utilisés pour classifier les modèles. Le premier de ces critères réfère à la manière dont les processus de base du modèle sont considérés, à savoir s'ils sont déterministes ou stochastiques. La plupart des modèles que l'on retrouve actuellement dans la littérature scientifique sont déterministes. Ce qui veut dire qu'un ensemble de données définissant le plus fidèlement possible le système sol-eau-pesticide ne génère qu'une seule et unique réponse.

De tels modèles ne simulent la réponse du système qu'à partir d'une seule série de conditions que l'on assume au départ. La précision de la réponse donnée dépendra en grande partie de la nature et de l'étendue de la variabilité des processus physiques, chimiques et biologiques à l'intérieur du système lui-même. Les incertitudes inhérentes à l'estimation du taux ou de l'amplitude des processus sur le terrain sont complètement ignorées dans de telles formulations.

L'approche stochastique, quant à elle, tient compte des incertitudes du système. Les processus du système sont caractérisés en termes statistiques. Les prédictions ne sont donc pas faites en fonction d'une position particulière en deux dimensions dans le sol, mais bien en termes de volumes et de surfaces. Il n'y a que très peu de modèles stochastiques qui ont été élaborés.

rés et on peut considérer à toutes fins pratiques qu'ils sont encore à l'état de développement.

Le deuxième critère utilisé pour classifier les modèles selon Wagenet réfère à l'utilisation du modèle lui-même. Trois types peuvent être distingués: les modèles de recherche, les modèles de gestion et enfin, les modèles d'interprétation sommaire. Des exemples de chacun de ces types de modèles existent pour les pesticides et ceux-ci sont tous déterministes par leur forme.

3.2.1 Les modèles de recherche

Les modèles de recherche (Leistra, 1977; Leistra, 1985; Lindstrom et Pivert, 1985) sont développés en tant qu'outils d'aide à la vérification des hypothèses des chercheurs. Ces modèles représentent les processus de base en termes fondamentaux et mécanistiques très élaborés de telle sorte qu'ils sont la représentation la plus complète possible de notre compréhension des principes de base. Ces modèles, souvent fort complexes, demandent généralement une très grande quantité de données concernant la caractérisation du système simulé. Ils sont de plus, traités en utilisant des méthodes de résolution mathématique avancées telles que les méthodes de aux différences finies. L'un des points faibles de ces modèles est qu'ils sont souvent tellement complexes que leur utilisation n'est limitée qu'au concepteur du modèle lui-même.

3.2.2 Les modèles de gestion

Les modèles de gestion (Rao et al., 1976; Carsel et al., 1984) sont des conceptualisations substantiellement simplifiées du système naturel. Ils sont conçus pour donner une estimation quantitative et qualitative du comportement du pesticide en fonction du type de sol, des propriétés chimiques du sol et du pesticide ainsi que des pratiques agricoles. Ces modèles sont moins mécanistiques que les modèles de recherche, par contre ils sont beaucoup plus flexibles dans les types de situations qu'ils peuvent traiter. Ils sont conçus d'abord et avant tout pour évaluer le comportement relatif et approximatif des produits chimiques, ce qui constitue la première étape dans un processus d'évaluation des dangers environnementaux, sans pour autant exiger une grande quantité de données de départ. Pour finir, les modèles de gestion sont souvent construits de telle sorte qu'ils puissent être utilisés par d'autres personnes que le concepteur lui-même. Il en est ainsi du modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model) développé par l'agence américaine de protection de l'environnement que l'on retrouve sous forme de logiciel facile à utiliser.

3.2.3 Les modèles d'interprétation sommaire

Les modèles d'interprétation sommaire (Jury et al., 1983) sont développés dans le but d'établir des comparaisons quantitatives du comportement de certains pesticides sous une série de conditions très limitées, mais cependant soigneusement décrites. Ces modèles retiennent les fondements des

principes de base, mais ne sont nullement conçus pour être utilisés sous des conditions de terrain. De plus, les simulations générées par ce type de modèles ne servent aucunement à prédire la distribution des concentrations d'un pesticide pour un sol donné, mais sont utilisées pour grouper les pesticides selon leur comportement dans les tests d'interprétation sommaire effectués. La force de ce type de modèle réside donc dans les comparaisons relatives des pesticides entre eux.

3.3 Choix d'un modèle

Comme nous venons de le voir, chacun des types de modèles répond à des besoins bien précis et ont tous leur importance dans la recherche sur les pesticides.

Toutefois, les gestionnaires responsables de l'utilisation des pesticides ont à faire face essentiellement à des problèmes de gestion: quelle quantité de pesticide doit-on utiliser? Sur quel type de sol? Quel est l'effet de la matière organique? Compte tenu des caractéristiques du sol, est-il apte à l'utilisation d'un certain pesticide?

Tel est le genre de questions que doit se poser le gestionnaire et pour y répondre, il doit être en mesure de pouvoir utiliser les outils et les ressources qui lui sont disponibles pour générer les réponses les plus exactes et complètes possible. C'est pourquoi, nous pensons que des types de modèle que nous avons décrits, les modèles de gestion sont probablement les plus utiles auprès des gestionnaires en raison de leur facilité d'utilisation et de la flexibilité des situations qu'ils peuvent traiter.

L'un de ces modèles retient tout particulièrement notre attention. Il s'agit du modèle PRZM développé par l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) et que nous allons maintenant étudier davantage.

Nous avons choisi ce modèle en raison de sa souplesse d'utilisation sur l'équipement informatique dont nous disposions, également parce que ce modèle est facile à obtenir et à assimiler et surtout parce qu'il a déjà été utilisé avec succès aux États-Unis sur le même type de problème que nous traitons ici (Jones, 1985).

CHAPITRE 4: DESCRIPTION DU MODÈLE PRZM

4.1 Introduction

Le modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model) est un modèle dynamique de type réservoir conçu pour simuler le mouvement vertical des pesticides dans la zone vadose du sol dans et au-dessous de zone de racine (figure 2).

Conçu dans le but de pouvoir être utilisé avec des données généralement faciles à obtenir, le modèle PRZM consiste en deux composants majeurs: le transport hydrologique et le transport chimique lesquels simulent les phénomènes suivants:

- ruissellement de surface
- érosion
- captage par les plantes et dégradation subséquente
- percolation vers les couches inférieures
- décomposition dans le sol et dans l'eau contenue dans le sol
- lessivage foliaire
- volatilisation
- sorption sur les particules du sol

Une solution numérique aux différences finies utilisant le principe des différences inverses, est employé pour résoudre les formulations mathématiques du modèle.

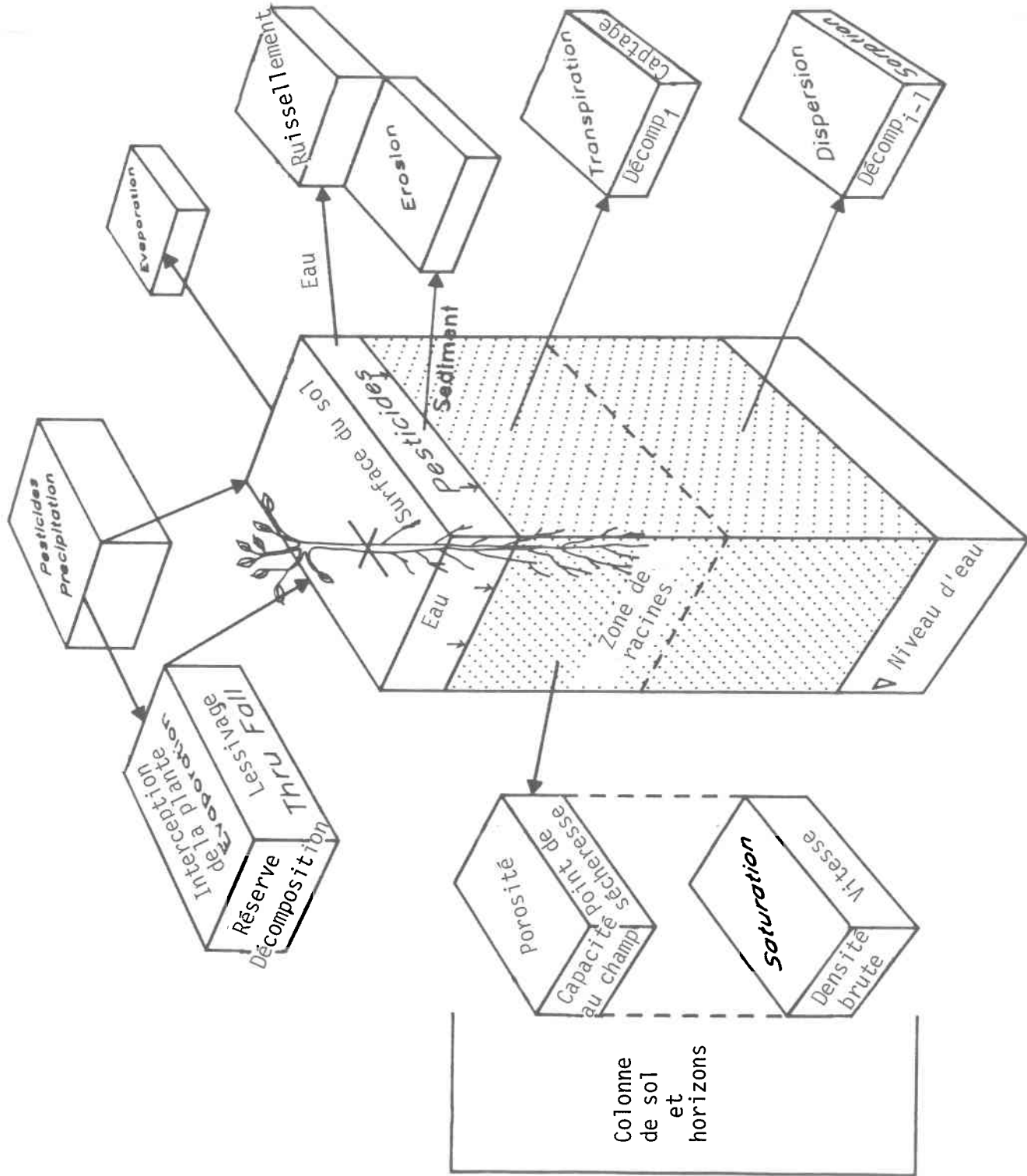


Figure 2 : Le modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model) (Tiré de Carse1 et al. 1984).

Les prédictions simulées par le modèle peuvent être faites sur une base quotidienne, mensuelle ou annuelle.

4.2 Théorie

4.2.1 Introduction

D'après les études portant sur le transport des pesticides dans le sol effectuées jusqu'à ce jour (Rao et Jessup, 1982; Enfield et al., 1982; Carsel et al., 1984; Pinder, 1984; Jones, 1985; Wagenet, 1985) on peut classifier les facteurs contrôlant le transport vertical des pesticides dans le sol selon trois groupes principaux: 1- les variables climatiques reliés à la région étudiée; 2- les variables agricoles ainsi que les variables physiques et chimiques du sol et; 3- les caractéristiques chimiques du pesticide utilisé.

Bref, ceci indique que le cycle hydrologique interagit avec les propriétés chimiques et les caractéristiques du terrain pour transformer et transporter les pesticides à travers le profil du sol jusqu'à la zone saturée. Le mouvement vertical de l'eau transportant les pesticides en solution au-delà de la zone de racines des plants traités jusqu'à la zone saturée peut résulter en une contamination des eaux souterraines. Le modèle PRZM a été conçu pour aider les gestionnaires à solutionner et visualiser ce type de problème.

Les modèles de gestion que nous avons vus un peu plus tôt doivent se conformer le plus possible à la théorie qui a été élaborée à ce jour et qui est

acceptée par les spécialistes. Cependant, ils doivent être structurés de telle sorte qu'ils puissent fournir une image complète et représentative des situations rencontrées sur le terrain sans pour autant exiger une quantité énorme de données de terrain. Il découle de ce point que le but du modélisateur est d'intégrer les processus physiques, chimiques et biologiques essentiels faisant état du transport de pesticides avec des estimations raisonnables du mouvement de l'eau à travers le sol. Les données dont on a besoin pour le modèle doivent être relativement faciles à obtenir à partir des sources d'informations disponibles (rapports pédologiques et hydrogéologiques, données climatologiques, etc.).

4.2.2 Description des équations de transport

Le modèle PRZM est dérivé d'une représentation conceptuelle du profil du sol de type réservoir. Chacun des réservoirs présentant ses propres caractéristiques et étant interreliés entre eux (figure 3).

Selon cette représentation, il est possible d'écrire les équations d'équilibre des masses impliquées à la fois pour la zone de surface, qui est particulière, et les zones de sous-surface. Pour la zone de surface, on peut écrire:

a) pour la phase dissoute

$$\frac{\Delta \Delta_x \partial (C_w \theta)}{\partial t} = - J_D - J_V - J_{DW} - J_U - J_{QR} - J_{ADS} + J_{DES} + J_{APP} + J_{FOF} \quad (10)$$

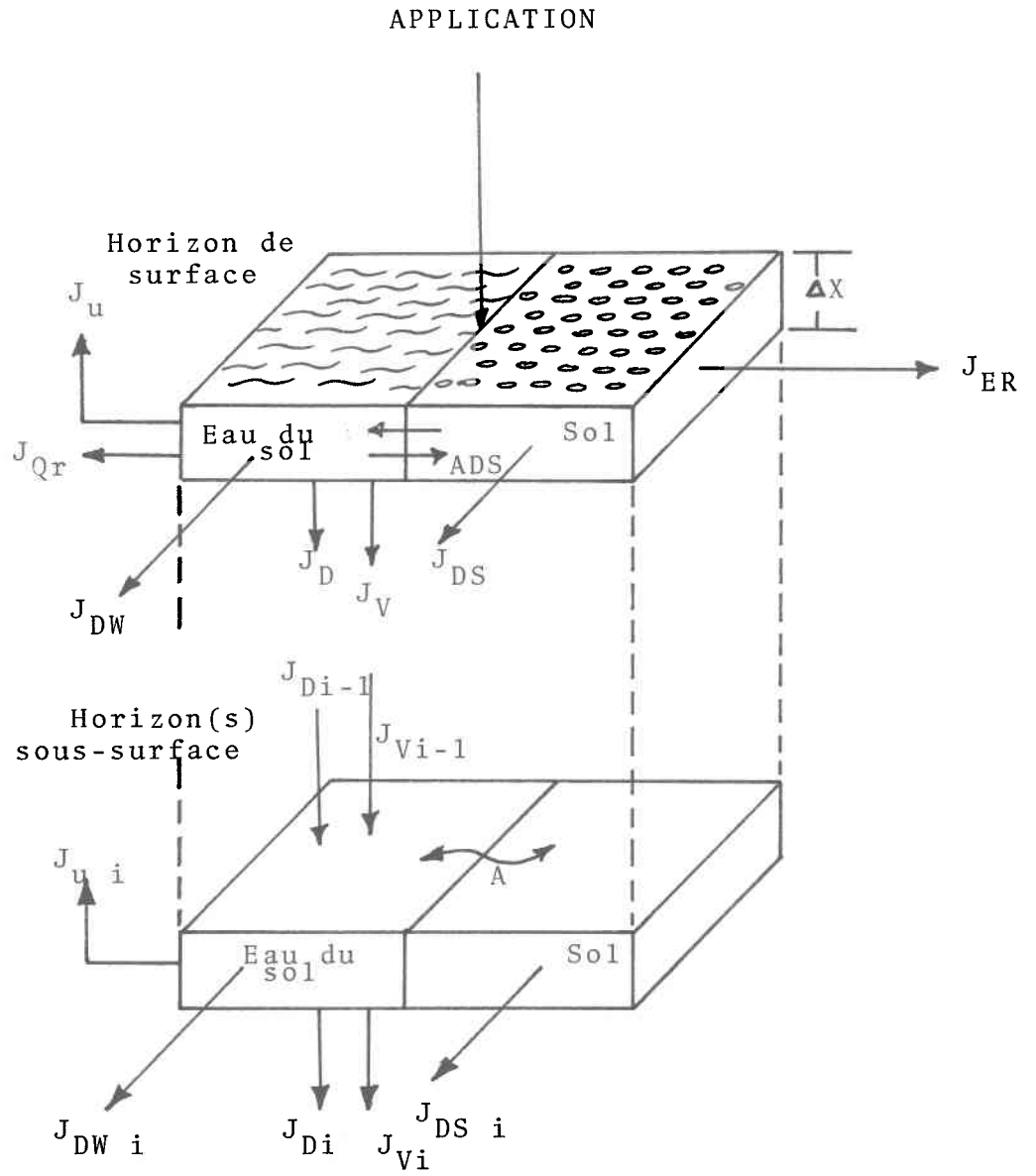


Figure 3: Représentation de type réservoir.

b) pour la phase sorbée

$$\frac{A \Delta_x \partial (C_s \rho_s)}{\partial t} = -J_{DS} - J_{ER} - J_{DES} - J_{ADS} \quad (11)$$

où:

- A = aire transversale de la colonne de sol, L²
- Δ_x = hauteur du réservoir, L
- C_w = concentration dissoute du pesticide, ML⁻³
- C_s = concentration adsorbée du pesticide, MM⁻³
- θ = contenu volumétrique de l'eau du sol, L³L⁻³
- ρ_s = densité brute du sol, ML⁻³
- t = temps, T
- J_D = taux de changement de masse dû à la dispersion, MT⁻¹
- J_V = taux de changement de masse dû à l'advection, MT⁻¹
- J_{DW} = taux de changement de masse dû à la transformation en phase dissoute, MT⁻¹
- J_U = taux de changement dû au captage par les plantes de la phase dissoute, MT⁻¹
- J_{QR} = taux de changement de masse dû à la perte par ruissellement, MT⁻¹
- J_{APP} = taux de changement de masse dû à l'application du pesticide, MT⁻¹
- J_{FOF} = taux de changement de masse dû au lessivage des feuilles et des plants jusqu'au sol, MT⁻¹
- J_{DS} = taux de changement de masse dû à la transformation en phase adsorbée, MT⁻¹

J_{ER} = taux de changement de masse dû à l'érosion des sédiments, MT^{-1}

J_{ADS} = taux de changement de masse dû à l'adsorption, MT^{-1}

J_{DES} = taux de changement de masse dû à la désorption, MT^{-1}

Il est à noter que si les représentations cinétiques de l'adsorption et de la désorption sont égalées, on peut écrire:

$$J_{DES} = J_{ADS}$$

et on assume que l'équilibre est instantanément atteint.

Les équations pour les zones de sous-surface sont identiques aux équations 10 et 11 sauf que les termes J_{QR} , J_{FOF} et J_{ER} sont enlevés. J_{APP} ne s'applique aux zones de sous-surface que si les pesticides sont incorporés à une certaine profondeur dans le sol.

Chacun des termes des équations 10 et 11 doivent maintenant être expliqués plus à fond.

4.2.2.1 Dispersion et diffusion

Les phénomènes de dispersion et de diffusion sont combinés et sont décrits en utilisant la loi de Fick tel que:

$$J_D = \frac{-A \Delta_x D \partial^2 C_w \theta}{\partial x^2} \quad (12)$$

où:

D = coefficient de dispersion-diffusion, $\text{cm}^2 \cdot \text{jour}^{-1}$

C_w = concentration de pesticide dissous, $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$

θ = contenu volumétrique de l'eau du sol, cm^3/cm^3

x = hauteur de la colonne de sol, cm

Δ_x = hauteur du réservoir, cm

A = aire transversale de la colonne de sol, cm^2

4.2.2.2 Advection

Le terme J_V , décrit le mouvement advectif du pesticide dans la colonne étudiée et s'écrit sous la forme suivante:

$$J_V = \frac{A \Delta_x \partial (C_w \theta V)}{\partial x} \quad (13)$$

où:

V = vitesse du mouvement de l'eau, cm jour^{-1}

4.2.2.3 Dégradation

La dégradation du pesticide sur ou dans le sol peut-être due à différents processus tel que l'hydrolyse, la photolyse ou encore par dégradation microbienne. Si ces processus suivent une pseudo cinétique de premier ordre, les constantes de dégradation de chacun des processus considérés peuvent être

combinées en une seule constante de dégradation. En assumant les mêmes constantes de dégradation pour chacune des phases, le taux de changement du pesticide à partir des phases dissoutes et sorbées dû à la décomposition peut-être écrit comme suit:

$$J_{DW} = K_s C_w \theta \Delta A_x \quad (14)$$

$$J_{DS} = K_s C_s P_s A \Delta A_x \quad (15)$$

où K_s = constante de dégradation de premier ordre, jour⁻¹

P_s = densité brute du sol, g cm⁻³

C_s = concentration du pesticide sorbé, g cm⁻³

4.2.2.4 Captage par les plantes

On assume dans le modèle que le captage du pesticide par les plantes est directement relié au taux de transpiration des plantes. Si le produit chimique est transporté passivement dans l'eau transpirée par les plantes, alors le captage par les plantes est donné par:

$$J_u = f C_w \theta \epsilon A \Delta_x \quad (16)$$

où:

J_u = captage du pesticide, g cm⁻³ jour⁻¹

f = Fraction de l'eau totale de la zone étudiée, utilisée pour l'évapotranspiration, jour⁻¹

ϵ = facteur de captage, sans dimension

4.2.2.5 Érosion et ruissellement

Les pertes de pesticide dues aux phénomènes de l'érosion et du ruissellement ne sont considérés que pour la zone de surface. La perte de pesticide causée par le ruissellement est définie par la relation suivante:

$$J_{QR} = \frac{Q}{A_w} C_w A \quad (17)$$

où:

J_{QR} = perte de pesticide due au ruissellement ($\text{g cm}^{-2} \text{ jour}^{-1}$)

Q = la profondeur touchée par le ruissellement quotidien, cm jour^{-1}

A_w = aire touchée par le ruissellement, cm^2

La perte de pesticide due à l'érosion est:

$$J_{ER} = \frac{a x_e r_{om} K_d C_w A}{A_w} \quad (18)$$

où:

J_{ER} = perte de pesticide due à l'érosion ($\text{g cm}^{-3} \text{ jour}^{-1}$)

x_e = perte de sédiments par l'érosion (Tonnes jour^{-1})

r_{om} = facteur d'enrichissement due à la matière organique (g.g^{-1})

K_d = coefficient de distribution (g/cm^3)

a = facteur de conversion d'unités permettant d'exprimer la perte de pesticide par tonne de sédiments érodés ($\text{g.cm}^{-3} \cdot \text{Tonnes}^{-1}$)

4.2.2.6 Adsorption et désorption

Les phénomènes d'adsorption et de désorption mentionnés dans les équations 6 et 7 sont traités comme des processus cinétiques indépendants. Afin de parvenir à une simplification convenable, on assume que chaque processus est rapide. Ceci a pour effet de réduire le processus à l'expression suivante:

$$C_S = K_D C_w \quad (19)$$

Expression qui est semblable à celle proposée par Wagenet et que nous avons vue au chapitre 2. Cette équation offre de plus, la possibilité de combiner les équations 10 et 11 en une seule expression écrite en termes de concentration de pesticide dissous:

$$\frac{\partial [C_w (\theta + K_D \rho_S)]}{\partial t} = D \frac{\partial^2 (C_w \theta)}{\partial x^2} - \frac{\partial (C_w \theta v)}{\partial x} - C_w [K_S (\theta + K_D \rho_S)] +$$

$$f \theta \epsilon + \frac{Q}{\Delta_x} + \frac{a X_e r_{om} K_D}{A_w \Delta_x} + \frac{J_{APP}}{\Delta_x} \left[\frac{1 - F}{A} + F E P_r M \right] \quad (20)$$

où:

F = fraction du pesticide intercepté par la plante

E = coefficient d'extraction (cm⁻¹)

P_r = hauteur d'eau de pluie (cm jour⁻¹)

M = masse du pesticide sur la surface de la plante (g cm⁻²) par aire transversale

Cette dernière équation forme le coeur du modèle PRZM. Elle est solutionnée dans le modèle PRZM pour la zone de surface avec l'expression $f\theta\epsilon = 0$; pour les zones de sous-surface dans la zone de racines avec $\frac{Q}{\Delta_x}, \frac{A_x r_{om} K_D}{A_w \Delta_x}, J_{APP}$ (sauf lorsque le pesticide est incorporé en profondeur) et $EPrM = 0$; les mêmes expressions sont aussi égales à 0 pour les zones de sous-surface situées sous la zone de racines avec l'addition de $f\theta\epsilon = 0$.

L'équation 20 est une variation du modèle advectif-dispersif qui forme très souvent la base des modèles de qualité des eaux souterraines.

4.2.3 Application de la théorie dans le modèle PRZM

Avant de procéder au développement d'une solution pour les équations de base décrites à la section 4.2.2, il est souhaitable de reconsidérer le problème du mouvement des pesticides à travers la zone vadose du sol.

Le problème du lessivage des pesticides vers les zones profondes du sol à partir d'aires très restreintes est le soucis majeur du modèle.

Parce que la plupart des pesticides sont appliqués sur, juste au-dessous ou près de la surface du sol, le processus pluie-infiltration-ruissellement doit être soigneusement décrit. Le mouvement de l'eau et des pesticides dissous à travers et sous la zone de racines est influencé par la quantité d'eau dans le sol, ce qui implique que l'on doit connaître constamment cette variable dans le modèle. On s'intéresse à une variété de types de cultures,

chacune ayant des caractéristiques de croissance, de développement des racines, et de transpiration particulières.

Les paramètres exprimant la transformation du pesticide (par exemple les constantes cinétiques de dégradation) peuvent varier avec la profondeur du sol ainsi que la quantité d'eau dans le sol et autres variables, de telle sorte que la dispersion et l'advection ont des interactions très importantes avec les processus de transformation. De plus, le but du modèle est de générer des solutions raisonnablement précises qui peuvent être obtenues en utilisant des données généralement faciles à obtenir.

Pour bien expliquer les phénomènes qui s'opèrent dans la zone insaturée du sol, le modèle PRZM doit résoudre trois problèmes principaux: 1- l'équilibre des masses d'eau dans le profil du sol; 2- l'érosion de la surface du sol; et 3- le transport chimique dans le sol.

Note: Comme je n'ai pas tenu compte de la perte de pesticides par le phénomène de l'érosion dans les simulations que j'ai effectuées, ce phénomène m'apparaissait peu important en raison de la très faible dénivellation (moins de 2 %), nous ne discuterons pas de cet aspect du modèle PRZM.

4.2.4 Équations du bilan d'eau

Les équations du bilan de l'eau sont développées séparément pour: 1- la zone de surface, 2- les horizons de la zone de racines, et; 3- les horizons du sol compris entre la zone de racines et la zone saturée du sol (figure 4). Ces équations sont:

1- Zone du surface:

$$(SW)_{i=1}^{t+1} = (SW)_1^t + P + SM - I_i - Q - E_i \quad (21)$$

2- Zone de racines:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + I_{i-1} - U_i - I_i \quad (22)$$

3- Sous la zone de racines:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + I_{i-1} - I_i \quad (23)$$

où:

$(SW)_i^t$ = eau contenue dans le sol de la couche "i" de la zone concernée au jour "t", (cm)

P = précipitation sous forme de pluie moins l'interception par les plantes, (cm jour⁻¹)

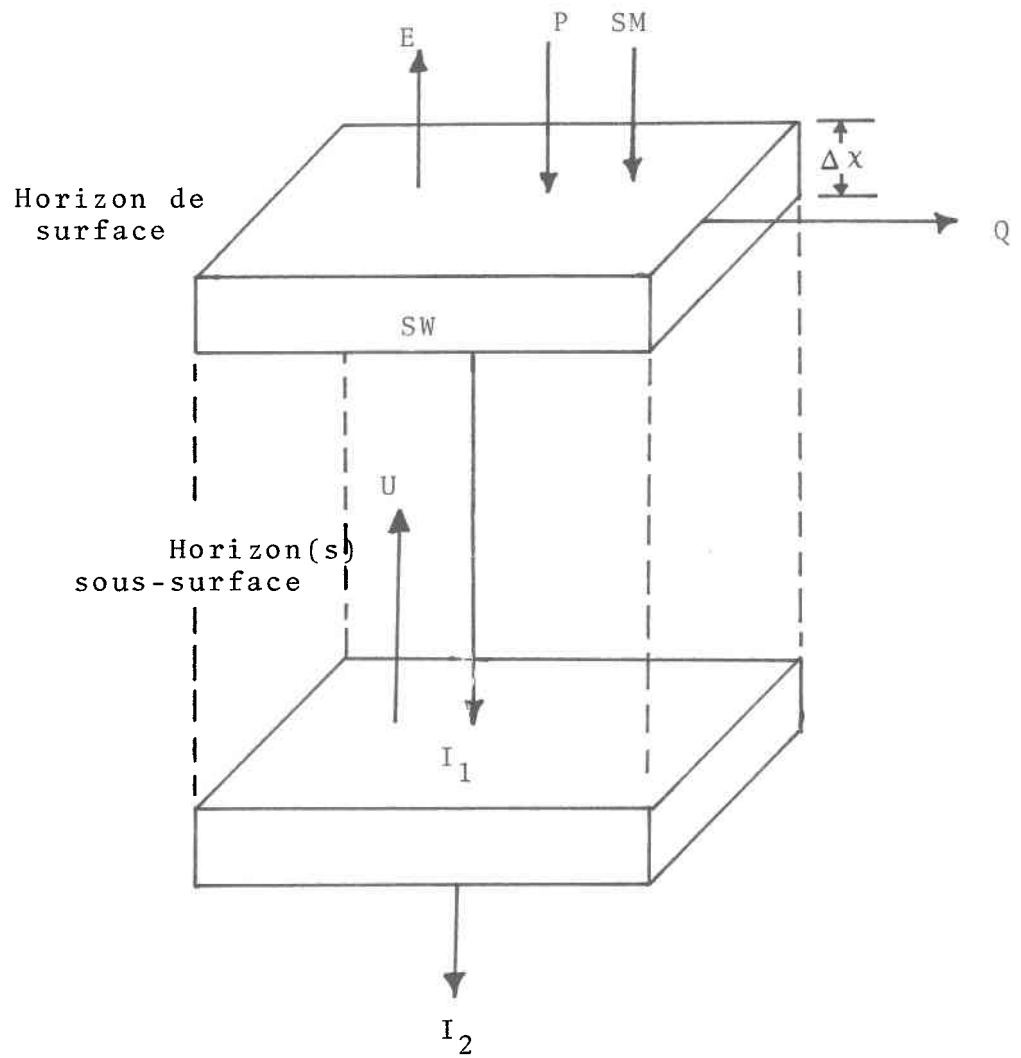


Figure 4 : Transport de l'eau dans le sol.

- SM = fonte de neige, (cm jour⁻¹)
Q = ruissellement, (cm jour⁻¹)
E_i = évaporation, (cm jour⁻¹)
U_i = transpiration, (cm jour⁻¹)
I_i = percolation sous la zone, (cm jour⁻¹)

L'évaluation quotidienne de la quantité d'eau dans le profil du sol à partir des équations mentionnées implique des calculs additionnels pour le ruissellement, la fonte de neige, l'évaporation, la transpiration et la percolation. Les données concernant les précipitations sont lues, et les données concernant la température moyenne donnent un potentiel d'énergie servant à estimer l'évapotranspiration (ET).

La précipitation est soit solide (neige) ou liquide (pluie) dépendant de la température. Les températures moyennes sous 0°C produisent de la neige. Les précipitations peuvent être interceptées en partie par les plantes. Une fois que l'on a soustrait la portion interceptée par les plantes, le volume quotidien restant est utilisé pour le calcul du ruissellement.

Le calcul du ruissellement dans le modèle PRZM est l'élément-clé qui gouverne la procédure d'évaluation du bilan d'eau. Ce calcul portionne la précipitation totale entre le ruissellement de surface et l'eau d'infiltration.

Le ruissellement est calculé en utilisant une approche modifiée de la méthode employée par le service américain de conservation des sols (SCS).

Cette méthode a été retenue puisqu'il s'agit d'une procédure fiable utilisée depuis bon nombre d'années. Elle consiste essentiellement à relier le ruissellement au type de sol, à l'utilisation des terres ainsi qu'aux pratiques agricoles au moyen d'un code chiffré spécifique à ces données qui sont généralement faciles à obtenir.

Une modification requise pour PRZM est l'utilisation de la fonte de neige dans le calcul. En premier lieu, la fonte de neige est estimée de la manière suivante:

$$SM = C_M T \quad (24)$$

où:

C_M = facteur de fonte de neige en degré-jour ($\text{cm } ^\circ\text{C}^{-1} \text{ jour}$)

T = température moyenne quotidienne ($^\circ\text{C}$)

La précipitation et/ou la fonte de neige sont alors utilisées pour calculer le ruissellement selon la relation suivante:

$$Q = \frac{(P + SM - 0.25)^2}{P + SM + 0.85} \quad (25)$$

où:

S = paramètre de rétention du bassin, calibré selon:

$$S = 1000/RCN - 10 \quad (26)$$

où:

RCN = code chiffré

Les codes chiffrés, comme nous venons de le voir, sont fonction du type de sol, des qualités de drainage du sol, du type de culture ainsi que des pratiques agricoles.

L'évapotranspiration est évaluée de la manière suivante:

$$(ET)_i = \text{MIN} \left[((SW)_i^t - (WP)_i^t) * f_d^i, (ET)_p - \sum_1^{i-1} (ET)_i \right] \quad (27)$$

où:

$(ET)_i$ = l'évapotranspiration actuelle de la couche "i", (cm)

f_d^i = facteur de profondeur de la couche "i"

$(WP)_i$ = contenu d'eau au point de sécheresse de la couche "i", (cm)

$(ET)_p$ = évapotranspiration potentielle, (cm)

Le facteur de profondeur f_d^i est inclus de façon interne dans le code du modèle PRZM. Il a pour effet de peser l'extraction de l'évapotranspiration à partir de la zone de racines en fonction de la profondeur d'une manière triangulaire. Ceci veut dire qu'une distribution triangulaire des racines est assumée à partir de la zone de surface jusqu'à la profondeur maximale où l'on retrouve des racines. La densité maximale des racines étant bien sûr située près de la surface.

L'évapotranspiration peut de plus être limitée par le contenu en eau du sol. Le taux potentiel peut ne pas être atteint s'il n'y a pas assez d'eau dans le sol pour rencontrer la demande. PRZM modifie le potentiel à partir des équations suivantes:

$$\begin{aligned} ET_p &= ET_p, \text{ si } SW \geq 0.6 FC & (28) \\ ET_p &= SMFAC * ET_p, \text{ si } WP \leq SW \leq 0.6 FC \\ ET_p &= 0, \text{ si } SW \leq WP \end{aligned}$$

où:

FC = contenu d'eau dans le sol à la capacité au champ

WP = contenu d'eau dans le sol au point de sécheresse

SMFAC = facteur d'humidité du sol

Le facteur d'humidité du sol, SMFAC, est inclus lui aussi, de façon interne dans le code du modèle PRZM. Il a pour effet de réduire linéairement ET_p selon les limites imposées dans les équations 27 et 28.

Finalement, en l'absence de données sur l'évaporation comme c'est souvent le cas dans les stations météorologiques du Québec, ET_p est estimée par la relation suivante:

$$ET_p = 14000 L^2 (SVD) \quad (29)$$

où:

L_D = heures d'ensoleillement possibles par jour, en unités de 12 heures

SVD = densité de vapeur saturée à la température moyenne, ($g\ cm^{-1}$)

$SVD = 0.622 (SVP)/R_g * T_{abs}$

où:

SVP = pression de vapeur saturée à la température moyenne absolue, (mb)

R_g = constante air-sec

T_{abs} = température moyenne absolue, (K°)

Le dernier terme à évaluer dans l'équation du bilan d'eau est la percolation, I. Deux options peuvent être utilisées pour le modèle PRZM. La première option concerne les sols qui se drainent rapidement et sans contraintes majeures, alors que la seconde option concerne les sols qui

présentent des conditions de drainage particulières où l'on retrouve des couches de faibles perméabilités. Nous nous contenterons d'examiner la première option puisque c'est celle qui sera utilisée dans l'exemple du chapitre suivant.

Option 1

La percolation I, dans cette option, est définie en tenant compte des deux caractéristiques de rétention de l'eau dans le sol, soient la capacité au champ et le point de sécheresse. Ces deux notions ont été définies au chapitre 1.

Si l'eau du sol, SW, est calculée comme étant en excès de la capacité au champ, alors il se produit une percolation qui fera en sorte que l'excès sera transféré à un horizon inférieur. Si, dans l'horizon inférieur, l'eau du sol est en excès de la capacité au champ pour cet horizon, il se produit une percolation dans l'horizon inférieur selon la procédure expliquée plus haut. On assume dans le modèle que le profil du sol en entier sera drainé dans une limite de temps fixée à une journée. De plus, la limite inférieure d'eau du sol permise dans les horizons du sol est indiquée par le point de sécheresse. L'une des conséquences de ces conditions de drainage fixées au départ est que les horizons du sol situés sous la zone de racines atteignent rapidement la capacité au champ et se stabilisent par la suite. Lorsque cette condition sera atteinte, toute l'eau percolée sous la zone de racines déplacera l'eau de l'horizon inférieur simulé et ainsi de suite jusqu'au dernier horizon de la colonne de sol étudiée. Le modèle PRZM n'autorise

aucun mouvement latéral de l'eau. De cette manière, le bilan de l'eau sera plus précis pour les sols sablonneux et moins précis pour les sols argileux très compactés. Heureusement pour les besoins du modèle, le soucis des gestionnaires est dirigé beaucoup plus vers les sols sablonneux perméables.

4.2.5 Équations du transport chimique

L'équation 20 doit être résolue en employant les conditions limites appropriées. Une approche découplée est employée. Ce qui implique que les calculs pour les contenus en eau, les vitesses entre les pores, l'érosion et le ruissellement sont découplées de l'équation 18 et résolus séparément. Les valeurs résultantes traitées comme constantes pour chaque pas de temps spécifique, sont alors utilisées comme coefficients dans une approximation aux différences finies de l'équation du transport chimique. Approximation qui est faite en utilisant le pas de temps et d'espace équivalents à ceux utilisés dans les équations du bilan d'eau. Les équations résultantes sont résolues pour chaque nouvelle évaluation de la concentration du pesticide, C_w , à chaque pas de temps.

Pour les conditions limites, la méthode numérique utilise:

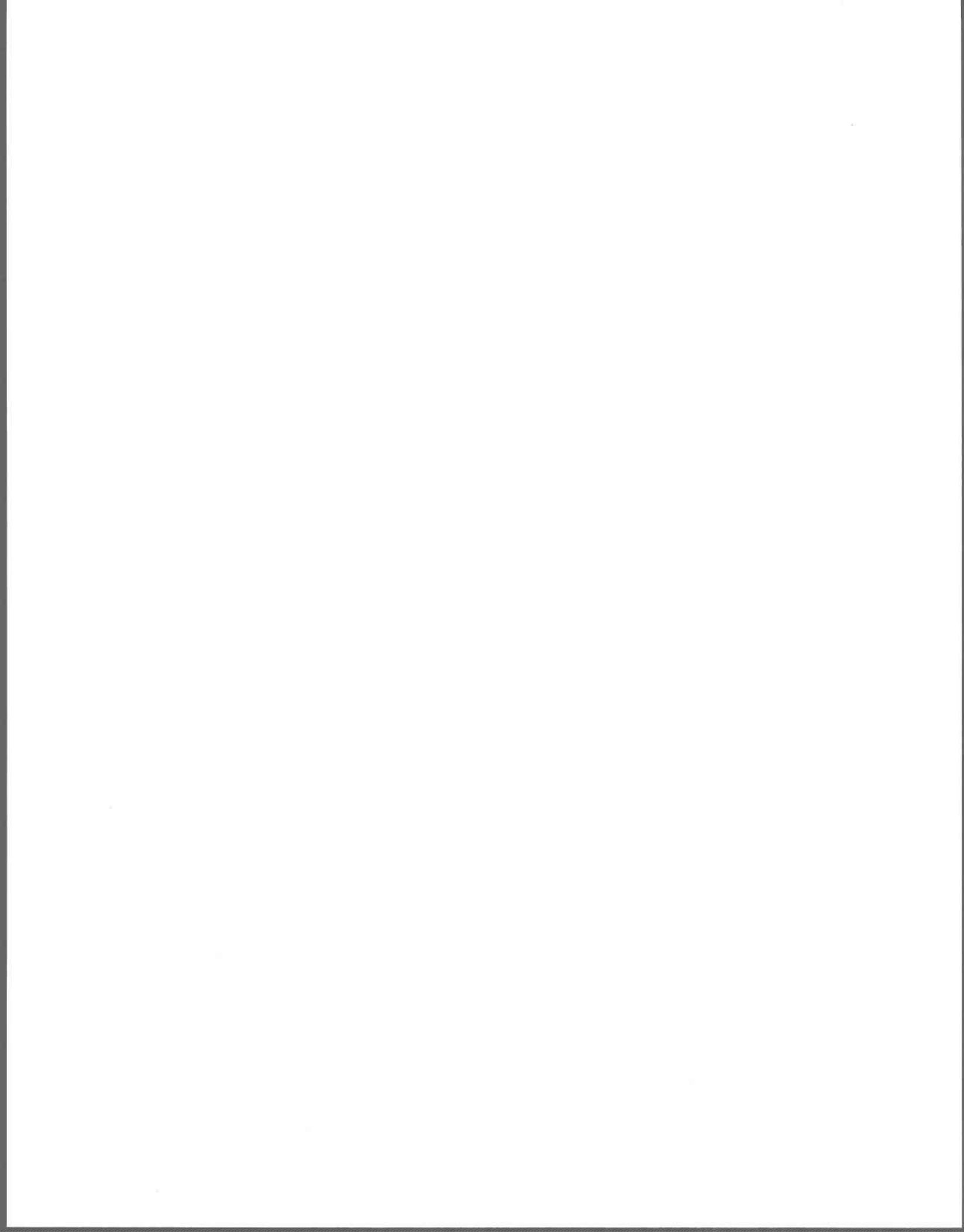
$$C_{w_{i-1}} \theta_{i-1} = 0 \quad \text{pour } i=1 \quad (30)$$

$$\frac{C_{w_{i+1}} \theta_{i+1} - C_{w_i} \theta_i}{\Delta x} = 0 \quad \text{pour } i = N \quad (31)$$

où:

N = nombre total de réservoirs

Ces conditions correspondent à une concentration égale à zéro à la surface du sol et à un gradient de concentration de zéro à la surface inférieure du profil de sol étudié.



CHAPITRE 5: APPLICATION DU MODÈLE PRZM À UNE RÉGION DU QUÉBEC

5.1 Introduction

Après avoir vu les principaux mécanismes et la théorie qui sous-tend le modèle PRZM, nous allons maintenant effectuer une application du modèle à une région du Québec.

Les chercheurs utilisent les modèles pour représenter, expliquer, prédire ou estimer les phénomènes qui ont lieu sur le terrain dans la réalité. Avant d'aller plus loin, il est nécessaire de comprendre que les modèles mathématiques, aussi puissants soient-ils, ne constituent pas une fin en soi. Les résultats que l'on obtient avec un modèle ne sont pas absolus et doivent être traités avec discernement. Utiliser les résultats d'un modèle sans avoir fait une certaine critique au préalable équivaldrait à prendre sa voiture après s'être bandé les yeux.

Nous allons voir dans ce chapitre comment créer un fichier de données pour le modèle PRZM, les simulations que l'on peut faire, l'étude de sensibilité qui a été effectuée ainsi que les calibrations nécessaires. Par la suite, nous analyserons les résultats afin de porter un jugement sur l'état de la situation de l'utilisation de l'aldicarbe pour la région concernée.

5.2 Choix du site

On utilise l'aldicarbe dans à peu près toutes les régions du Québec, à partir du comté de Papineau à l'ouest, jusqu'à Rivière-du-Loup, à l'est

(figure 5). Toutefois, l'utilisation de ce pesticide est concentrée principalement dans deux régions bien spécifiques: la région de Joliette au nord-est de Montréal et la région de Portneuf au nord-ouest de Québec. Bien que l'on retrouve certains problèmes de contaminations mineures dans d'autres régions, la situation n'est aucunement comparable à celle qui prévaut dans les régions de Joliette et de Portneuf.

Pour les besoins de notre étude, nous avons choisi de traiter de la région de Ste-Catherine située dans le comté de Portneuf, près de Québec.

Les raisons qui ont motivé notre choix sont de plusieurs natures: tout d'abord, la région de Portneuf est celle où l'utilisation de l'aldicarbe est plus intensive et ceci tout spécialement près des villes de Ste-Catherine et de Pont-Rouge.

La région de Portneuf présente généralement des sols homogènes faciles à caractériser et s'étendant sur de très grandes surfaces.

De plus, la proximité des lieux avec le centre de recherche où a eu lieu cette étude permet une facilité de communication avec les producteurs de pommes de terre eux-mêmes.

Enfin, lors des campagnes d'échantillonnage qui ont été menées à diverses reprises en 1984 et 1985 dans cette région, on a retrouvé des puits présentant constamment des indices d'aldicarbe. Nous porterons tout spécialement notre attention sur l'un de ces puits situé sur le rang St-Denis-Garneau où

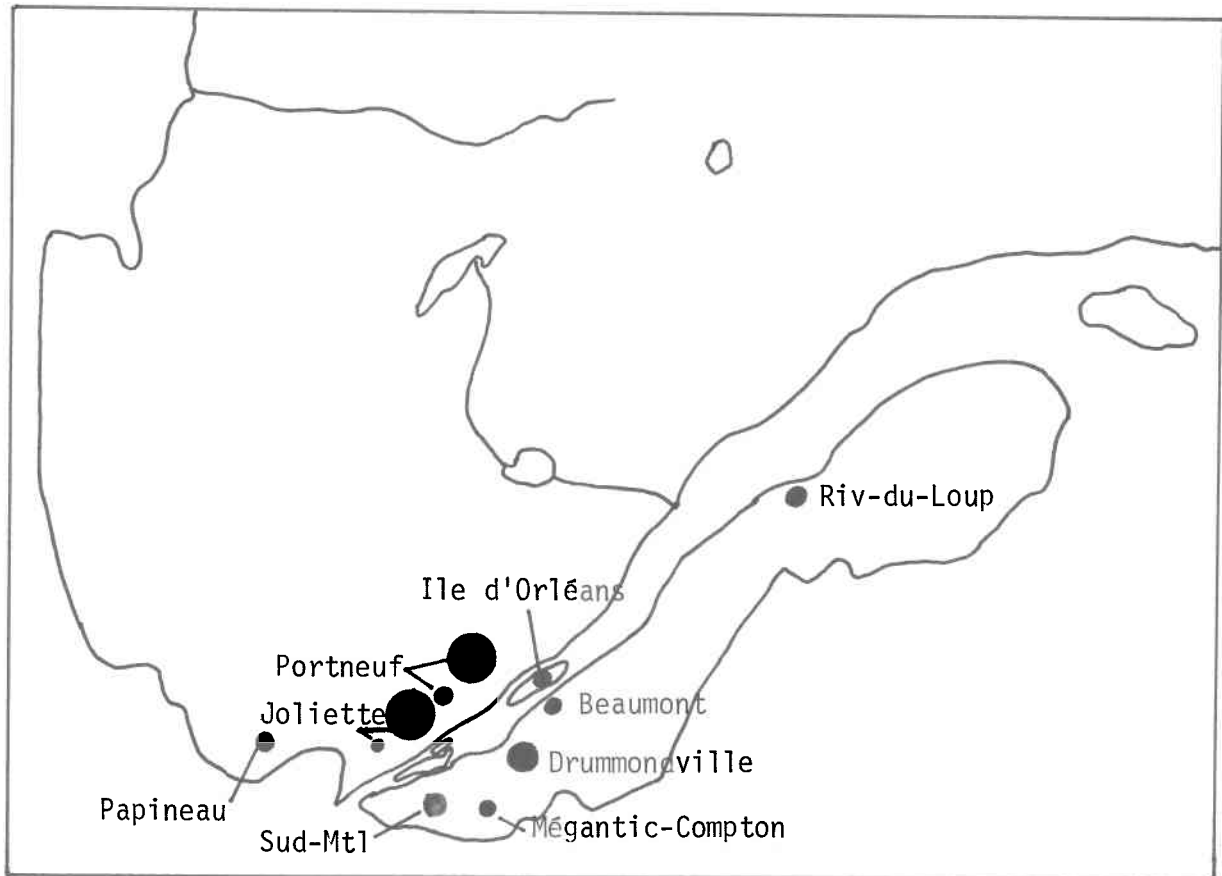


Figure 5: Carte schématique représentant les régions où l'on utilise l'aldicarbe au Québec.

l'on a retrouvé, à toutes les campagnes d'échantillonnage, des résidus d'al-dicarbe dont la concentration varie de 6 à 9 µg/litre.

5.3 Paramètres à évaluer pour l'utilisation du modèle

Les paramètres dont on a besoin pour effectuer des simulations avec le modèle PRZM se regroupent en trois catégories principales: 1- les paramètres hydrologiques qui ont trait aux températures, précipitations, heures d'ensoleillement mensuel moyen, facteur de fonte de neige, hauteur de la zone de racines, informations sur les types de cultures et conditions agricoles; 2- les paramètres reliés au pesticide où on indique les dates d'application du pesticide, la quantité appliquée à l'acre et la profondeur d'application du pesticide; 3- les paramètres associés au sol, où on y indique la profondeur totale de la colonne de sol, ainsi que les caractéristiques particulières à chacun des horizons du sol étudié.

L'annexe 13 donne un exemple de fichier de données où sont inscrites toutes les informations nécessaires pour utiliser le modèle PRZM. On y explique également, ligne par ligne, la procédure à suivre pour créer le fichier de données.

5.4 Analyse de sensibilité

Des variations sur les valeurs de certains paramètres du fichier de données peuvent occasionner des changements importants dans les résultats des simulations. Des analyses de sensibilité devraient être faites sur les paramètres qui ont le plus d'impact sur les variables d'état qui sont les plus

importantes pour le modèle (Jorgensen, 1986). Pour le modèle PRZM, la variable d'état est la concentration de pesticide dissoute en fonction de la profondeur.

Deux catégories de paramètres - transport et emmagasinement - affectent la quantité de pesticide qui percole au-delà d'une profondeur donnée. Les paramètres de transport touchent le mouvement du contaminant alors que les paramètres d'emmagasinement gouvernent la quantité du contaminant présent et disponible pour le transport. Les paramètres de transport et d'emmagasinement les plus importants pour le modèle PRZM sont notés dans le tableau 5.

En pratique, l'analyse de sensibilité est réalisée en changeant le paramètre considéré et en observant la réponse sur la variable d'état la plus importante (x). Donc, la sensibilité d'un paramètre, S_x est définie comme suit:

$$S_x = \frac{\partial x/x}{\partial \text{Param}/\text{Param}} \quad (35)$$

où x est la variable d'état choisie et Param, le paramètre examiné (Jorgensen, 1986).

Le but de l'analyse de sensibilité est de déterminer le niveau de précision que l'on doit considérer pour que chacun des paramètres choisis afin qu'un effort supplémentaire sur la précision de ces paramètres n'augmente en rien la qualité des résultats.

<u>Catégorie</u>	<u>Paramètre</u>
Transport	KD (coefficient de distribution)
	BD (densité brute)
	THEFC (capacité au champ)
	THEWP (point de sécheresse)
	CN (codes numériques relatifs aux conditions agricoles)
Emmagasinement	RA (taux d'application)
	KS (taux de décomposition)
	AL (zones de racines)

Tableau 5: Liste des paramètres de transport et d'emmagasinement occasionnant les changements les plus importants sur la variable d'état du modèle PRZM. Tiré de Carsel et al., 1984b.

Heureusement dans la majorité des analyses, toutes les valeurs des paramètres listés dans le tableau 6 ne seront pas modifiées. Le taux d'application est généralement fixé selon les recommandations du fabricant du pesticide. Les valeurs de densité brute du sol varient de 1.0 à 2.0 avec des valeurs de 1.4 à 1.6 g/cm³ généralement retrouvées dans la littérature. Les codes chiffrés sont fixés selon les types de cultures et conditions agricoles et n'occasionnent donc pas de variations importantes. La profondeur moyenne des racines pour un type de culture donnée est souvent retrouvée dans la littérature et ne varie pas de façon importante. En dernière analyse, on peut donc affirmer que le coefficient de distribution (KD), le taux de dégradation (KS), ainsi que le contenu en eau sont les paramètres les plus sensibles affectant la percolation du pesticide.

De plus, si on pousse notre raisonnement un peu plus loin, on peut dire que les paramètres qui régissent le contenu en eau, peuvent être évalués pour le type de sol, granulométrie du matériel ainsi que le type de culture. Une fois qu'ils ont été évalués, les variations que l'on peut faire sur ces valeurs sont minimes. C'est pourquoi, pour les besoins de notre étude, nous avons basé notre analyse de sensibilité sur les coefficients de distribution (KD) et le taux de dégradation (KS).

La méthodologie de cette analyse de sensibilité est la suivante:

À partir des valeurs de KD et de KS retrouvées dans la littérature dans le cas de KS et par des calculs selon les équations empiriques dans le cas de KD, nous avons établi les combinaisons possibles de ces valeurs pour effectuer nos simulations.

Avec la méthode PCMC2 (voir annexe 5), on détermine les valeurs moyennes de KD pour chacun des horizons du sol. On fait maintenant varier ces valeurs de -50%, -10%, +10% et +50% pour finalement obtenir toutes les valeurs de KD qui sont utilisées dans les analyses de sensibilité. On effectue la même opération pour KS en utilisant la valeur moyenne que l'on a retrouvée dans la littérature pour le pesticide aldicarbe.

En combinant ces valeurs, on obtient l'ensemble des valeurs qui ont été utilisées dans les 25 simulations effectuées pour l'analyse de sensibilité (Annexe 8).

De ces simulations, nous avons tiré les graphiques les plus importants concernant les concentrations dissoutes d'aldicarbe sous la zone de racines (courbe 1) et dans le dernier réservoir (courbe 2) en fonction du temps pour une période simulée entre janvier 1981 et décembre 1983).

D'après ces graphiques, on s'aperçoit qu'en ce qui concerne la concentration dissoute dans le dernier réservoir (courbe 2), les différences dans les résultats sont très marquées lorsque l'on fait varier KD et KS. Ainsi en ce qui concerne l'effet de la variation de KD, on regarde les graphiques où la valeur de KD est minimale (KD MIN) et où la valeur de KD est maximale (KD MAX) par rapport à une valeur fixe de KS (KS MIN). On voit que les valeurs de la concentration dissoute dans le dernier réservoir (courbe 2) sont très différentes et qu'une variation de quelques dixièmes d'unité de la valeur de KD entraîne une différence d'ordre de grandeur de 100 entre les sommets des courbes de ces deux situations.

Si on effectue le même processus en fixant KD et en faisant varier KS, on peut maintenant voir l'effet de la variation de ce dernier paramètre. Encore une fois, l'examen des résultats sous forme graphique nous indique une différence d'ordre de grandeur de 100 entre les sommets des courbes de la concentration dissoute d'aldicarbe dans le dernier réservoir (courbe 2). À la différence que cette fois-ci, la variation n'a été que de quelques centièmes d'unités entre les valeurs maximale et minimale de KS.

Ces deux paramètres sont donc très sensibles et il faut donc exercer une très grande prudence dans le choix des valeurs de ces deux paramètres même si les gammes de valeurs proposées dans la littérature pour ces deux paramètres, en ce qui concerne l'aldicarbe, sont assez larges.

Pour toutes ces raisons, le coefficient de distribution KD et le taux de dégradation KS, seront utilisés lors de la phase de calibration du modèle.

5.5 Calibration du modèle

La calibration d'un modèle est un processus itératif par lequel on évalue et raffine peu à peu les valeurs simulées par le modèle avec les valeurs observées sur le terrain.

De manière générale, la calibration est requise pour les paramètres qui ne peuvent être évalués de façon déterministe pour un site donné (Carsel et al., 1984b.).

Il arrive fréquemment toutefois, que pour diverses raisons (difficultés techniques, manque d'équipement, de temps ou d'argent, etc) il soit difficile d'obtenir des valeurs observées des phénomènes que l'on désire simuler.

Dans le cas qui nous préoccupe, les seules valeurs observées sur le terrain se limitent aux échantillons d'eau prélevés dans la zone saturée du sol lors de campagnes d'échantillonnage du pesticide aldicarbe menées par le ministère de l'Environnement en 1984 et 1985 (voir annexe 10).

À défaut d'avoir des valeurs de concentration du pesticide dans la zone vadose à différentes hauteurs dans le sol, nous devons établir, à partir des données qui nous sont disponibles, certaines hypothèses de départ nous permettant d'évaluer les valeurs de concentrations d'aldicarbe dans la zone vadose pour une période de temps donnée.

Dans un premier temps, le rayon d'influence du puits est établi afin de déterminer la surface traitée qui affecte réellement le puits.

À la suite de quoi, nous établissons une relation entre la concentration que l'on retrouve dans le dernier réservoir de la colonne de sol simulée par le modèle PRZM et celle que l'on a observée dans le puits en tenant compte de la quantité d'eau dans le sol, du temps de parcours et de la distance parcourue jusqu'au puits.

Les détails du calcul du rayon d'influence sont expliqués à l'annexe 9. Comme on peut le voir sur la figure 7, le rayon d'influence n'atteint pas du tout la surface traitée par le pesticide, ce qui peut paraître surprenant au premier abord.

Comme on ne peut expliquer, au moyen du rayon d'influence, le problème de la contamination mineure que l'on retrouve au puits considéré, il faut donc tenter de fournir des explications plausibles en émettant une série d'hypothèses sur le cheminement du pesticide jusqu'au puits.

Hypothèse 1: Gradient local inverse

Selon la carte de l'annexe 6, on voit que la topographie est extrêmement faible dans la région considérée. Il se pourrait que le gradient de la zone saturée se dirige localement vers le puits, fournissant dès lors, une quantité quelconque de pesticide vers le puits.

Hypothèse 2: Chemins préférentiels

Corollaire à la première hypothèse, celle-ci fait mention de chemins préférentiels, causés soit par des fracturations dans le sous-sol, soit par une géologie des dépôts meubles particulière à cet endroit (chemins privilégiés plus perméables, phénomène de "digitation"), qui relierait de façon plus ou moins directe, la source de pollution par les pesticides avec le puits lui-même).

Hypothèse 3: Autre source de polluants

Il se peut que la source de polluants soit située non pas au sud du puits comme on le suppose depuis le début, mais bien d'un endroit situé en amont du puits à une distance qui peut être très appréciable et qui n'avait pas été considérée au départ. Comme on l'a vu plus tôt au chapitre 1, l'aldicarbe possède des propriétés qui lui permet de demeurer stable dans la zone saturée pendant de très longues périodes. Ce qui laisse entendre qu'il peut migrer sur de très grandes distances.

Quoiqu'il en soit, la vérification de ces hypothèses passe par l'emploi d'équipements techniques tels que des piézomètres installés sur le terrain afin de réaliser une étude hydrogéologique détaillée du sous-sol à cet endroit. Compte tenu de l'objectif de notre travail et des contraintes de temps et de logistique, nous n'avons pu réaliser une telle étude.

Nous devons donc émettre une série d'hypothèses de travail qui pourront nous permettre néanmoins de calibrer le modèle d'une façon efficace et la plus réaliste possible.

Le problème qui nous préoccupe est de relier la concentration donnée par le modèle pour le dernier réservoir à celle retrouvée au puits, qui elle est connue.

En supposant que la source de contamination est bien celle située en aval du puits, tel qu'indiqué sur la figure A de l'annexe 9, faisons les hypothèses suivantes:

1. Si l'on considère que selon la topographie très faible à cet endroit, il n'y a pas de gradient de l'eau souterraine et que celle-ci n'est amenée au puits que par la seule force d'attraction exercée par pompage, alors on peut affirmer qu'une première moitié de l'eau apportée au puits sera exempte de toute contamination par les pesticides et qu'une deuxième moitié sera susceptible d'être contaminée.

Ce qui implique que compte tenu de la perméabilité des dépôts meubles, on peut poser comme hypothèse que la concentration de pesticides que l'on aura au puits au mois de juillet, sera la moitié de la concentration dans le dernier réservoir de la colonne de sol simulée, un an auparavant.

2. Si l'on accepte un gradient très faible en direction du puits, on peut prévoir qu'une plus grande quantité de pesticides sera susceptible d'être acheminée au puits.

On peut donc poser comme hypothèse que compte tenu de la perméabilité des dépôts meubles, de la distance à parcourir ainsi que de la vitesse d'écoulement, la concentration de pesticides que l'on retrouve au puits au mois de juillet soit la même que celle retrouvée au dernier réservoir de la colonne simulée une année plus tôt.

L'un des avantages les plus évidents et les plus intéressants d'un modèle mathématique est de tester des hypothèses qui sont réalistes et qui correspondent aux conceptions qui sont formulées par l'utilisateur concernant le système simulé.

Pour les besoins de notre étude, nous avons testé l'hypothèse 1. En conséquence de quoi, la concentration dissoute retrouvée dans le puits en juillet 1985 sera la moitié de la concentration retrouvée dans le dernier réservoir de la colonne de sol simulée en juillet 1984.

5.6 Résultats de la simulation

La façon la plus intéressante de présenter les résultats de la simulation est de le faire sous forme de tableaux et de graphiques. L'ensemble de ces résultats est présenté à l'annexe 12.

Plusieurs observations intéressantes ressortent des résultats que l'on obtient du modèle:

Observation 1:

La grande partie du pesticide aldicarbe, appliquée au mois de mai de chaque année, est décomposée dans le sol (78%) (Annexe 12, Tableau 9). Cette décomposition a lieu dans les tous premiers centimètres de profondeur (graphique 1).

Ces résultats reflètent bien le caractère volatil du pesticide aldicarbe qui est très sensible aux conditions climatiques et biologiques (précipitations, volatilisation, dégradations par les microorganismes du sol, etc.). De plus, la matière organique se trouve surtout dans les premiers horizons du sol et trappe ainsi le pesticide suffisamment longtemps pour qu'il puisse y être dégradé en grande partie. En profondeur, il n'y a presque plus de conditions favorisant la dégradation (peu de microorganismes, aération moins bonne, température très basse). Tous ces facteurs font en sorte que la plus grande partie du pesticide appliqué au départ se décomposera dans les premiers horizons du sol. Une fois que le pesticide s'est déplacé au-delà de la zone de racines des plants de pommes de terre, il a tendance à se déplacer graduellement au gré des précipitations sous forme liquide ou par fonte de neige.

Observation 2:

La rétention ou captage par les plantes ainsi que la perte de pesticide par ruissellement sont des phénomènes relativement peu importants en ce qui concerne le comportement du pesticide aldicarbe dans le sol.

Ces phénomènes ne comptent au total que pour 7% de pesticide appliqué au départ. Ceci est dû en grande partie au fait que l'aldicarbe se dégrade rapidement selon les phénomènes expliqués à l'observation 1. De plus, la capacité de rétention de l'eau par les plantes est assez limitée. Enfin, la topographie uniforme, les pratiques agricoles ainsi que la granulométrie grossière des sols utilisés pour la culture de la pomme de terre font en

sorte que la perte d'eau par ruissellement et conséquemment, la perte de pesticide par ce phénomène, est relativement peu importante.

Au point de vue économique et de gestion, la proportion très réduite de pesticide absorbée par les plantes ainsi que la décomposition très importante discutée plus haut, mettent en évidence les pertes énormes de pesticide aldicarbe par les pratiques courantes. On devrait certainement étudier l'application de pratiques agricoles alternatives en matière d'utilisation de pesticides. Par exemple, on devrait étudier la possibilité d'appliquer l'aldicarbe au moment où les plants commencent à se développer un peu plus tard dans la saison. Il se pourrait fort bien que le captage par les plants serait plus efficace et que les pertes de pesticide seraient plus réduites. On pourrait également étudier la possibilité de faire plus d'une application de pesticides dans la saison, les quantités d'aldicarbe étant évidemment ajustées en conséquence.

Incidentement, le modèle PRZM permet de tester de tels scénarios d'applications de pesticide en vue d'améliorer la gestion de l'utilisation des pesticides. Malheureusement, compte tenu des limites et des buts que nous nous sommes fixés au départ, nous n'avons pu réaliser de telles études.

Observation 3:

Le lessivage du pesticide aldicarbe sous la zone de racines est assez important (15%) pour générer des concentrations dissoutes d'aldicarbe très élevées (graphique 9) dans le dernier réservoir.

Même si la dégradation dans les premiers horizons réussit à éliminer une grande quantité de pesticide aldicarbe, il n'en demeure pas moins qu'une grande partie de ce pesticide réussit à migrer au-delà de la zone de racines. Ceci est dû principalement aux précipitations qui provoquent la désorption du pesticide adsorbé sur les particules des divers horizons du sol. L'aldicarbe est alors mobile et s'accumule peu à peu dans les derniers réservoirs de la zone insaturée du sol. De plus, à cet endroit, l'aldicarbe n'est plus soumis à une dégradation aussi importante qu'en surface.

Observation 4:

L'aldicarbe se déplace lentement dans le sol (graphiques 2 à 8). Son déplacement est surtout influencé par les apports dus aux précipitations (graphiques 7 et 8).

Le déplacement de l'aldicarbe dissous en fonction du temps agit à la manière d'un train d'ondes. Ainsi, au mois de mai, le sommet de la courbe est situé dans le tout premier réservoir de la colonne de sol simulée. À mesure que l'on avance dans le temps et que la dégradation s'intensifie, le sommet de la courbe des concentrations dissoutes est moins élevé et se déplace graduellement vers les zones profondes de sol. Il se produit également un "étalement" ou diffusion du pesticide dont l'importance augmente en fonction de temps.

La solubilité de l'aldicarbe étant particulièrement élevée, celui-ci réagit fortement aux apports dus aux précipitations. Ainsi les précipitations qui

ont lieu durant l'été suffisent tout juste à transporter graduellement et lentement le pesticide vers les zones plus profondes du sol. Du mois de mai 1984 à octobre 1984, soit sur une période de 6 mois, le sommet de la courbe de concentrations dissoutes du pesticide ne se déplace que de 90 centimètres. Alors que les précipitations s'intensifient à l'automne, le pesticide est remis en solution et migre plus rapidement vers les zones profondes, le sommet de la courbe se déplace de la profondeur de 90 centimètres à une profondeur de 170 centimètres sur une période d'un mois seulement (entre la fin d'octobre et la fin novembre). En d'autres termes, à l'occasion des précipitations automnales, le pesticide aldicarbe s'est donc déplacé presque autant en un seul mois que pendant les six mois précédents.

Observation 5:

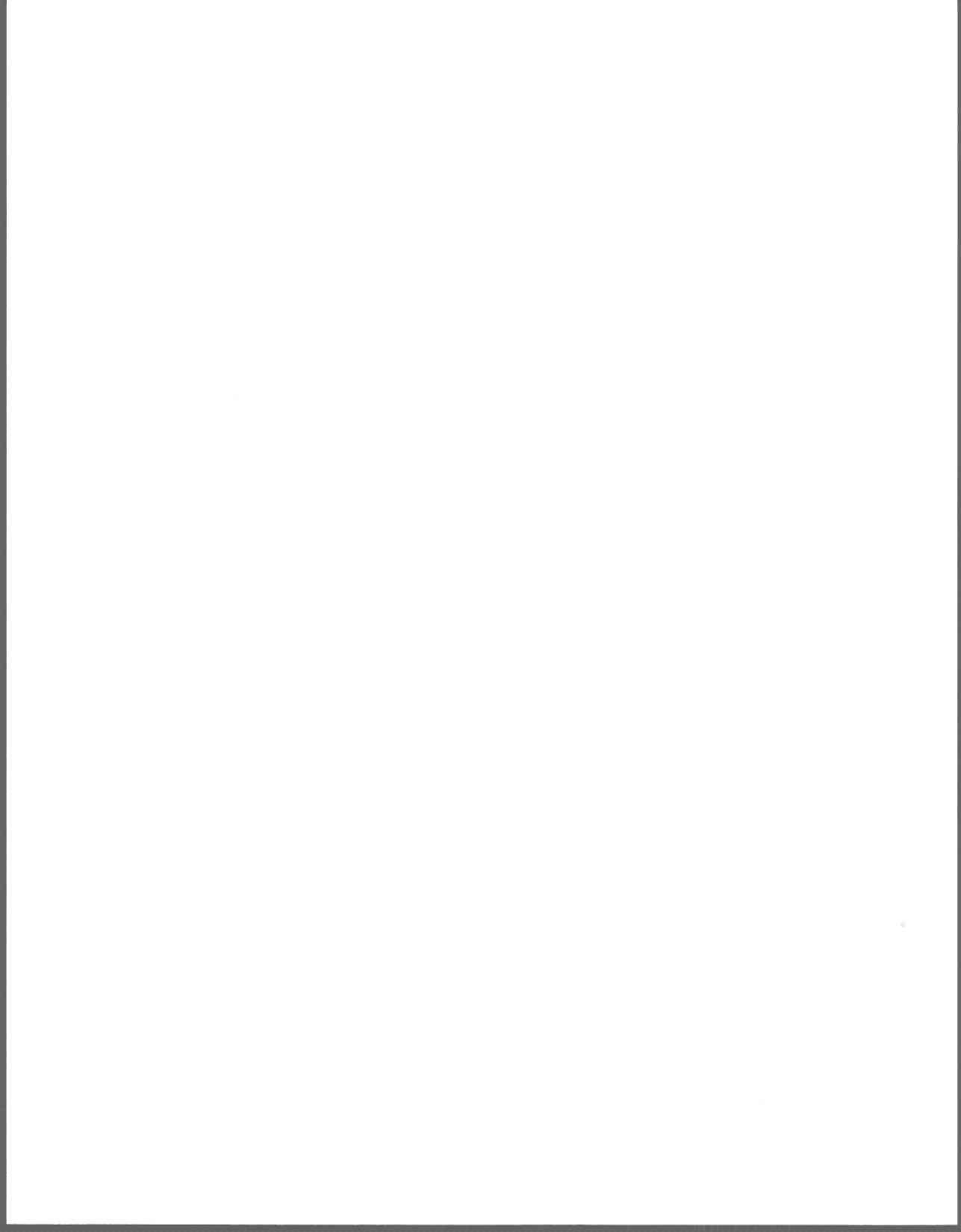
La concentration dissoute d'aldicarbe dans le dernier réservoir (avant la zone saturée) est plus importante dans le mois de février, mars, avril et mai. Cette observation est reliée directement à la remise en solution du pesticide accumulé dans les derniers réservoirs par la fonte des neiges au printemps.

Comme nous l'avons vu précédemment, le front de pesticide se déplace lentement dans le sol. Celui-ci n'arrive dans le dernier réservoir qu'aux mois de mars et avril de l'année suivante.

De plus, à cette époque de l'année, avec l'apport en eau dû aux fontes de neige et précipitations printanières, le pesticide est remis en solution et peut alors migrer directement vers la nappe d'eau souterraine. Les problèmes de contamination des puits sont donc susceptibles d'être plus aigus au printemps ou peu de temps après si l'on tient compte du temps de parcours de l'eau souterraine dans le sol. Malheureusement, aucune donnée de terrain ne peut encore confirmer cette hypothèse.

Note:

La marge d'erreur qui entache les résultats est difficile à évaluer compte tenu du fait que nous n'avons pas de données de terrain disponibles. Toutefois, il ne faut pas oublier que ces résultats sont employés dans une perspective de gestion. Généralement, des résultats extrêmement précis ne constituent pas une nécessité absolue pour le gestionnaire (Hollick, 1981). Les résultats doivent être suffisamment précis pour que le gestionnaire puisse y avoir confiance afin de prendre les décisions les plus pertinentes possibles.



6. CONCLUSION

L'analyse des problèmes environnementaux englobe une multitude de facteurs dont il faut absolument tenir compte si l'on veut avoir une image la plus claire et la plus précise possible de la situation et de l'étendue des problèmes de pollution.

Ces facteurs font partie intégrante de la structure dynamique qui anime le système naturel. La complexité de ce dernier est telle que le gestionnaire doit maintenant faire appel, dans certaines circonstances, à de nouveaux outils d'analyse afin d'améliorer ses stratégies et méthodes de gestion. L'utilisation des modèles mathématiques est, à ce sujet, extrêmement intéressante dans la mesure où ces modèles décrivent, avec le plus de clarté possible, et selon la rigueur scientifique que l'on doit s'imposer au départ, les phénomènes physiques, chimiques et biologiques les plus significatifs que l'on désire simuler. De plus, ces modèles doivent être suffisamment simples pour que les résultats puissent servir dans une perspective de gestion. Enfin, les résultats des simulations générées par le modèle, doivent pouvoir être présentés de façon illustrative et claire pour que le gestionnaire puisse les interpréter efficacement.

Sur ces trois points, le modèle PRZM, qui simule le transport de pesticides dans le sol de la zone vadose résiste bien à la critique. Les composants de modèle sont bien définis et tiennent compte des théories générales du transport de produits chimiques dans le sol. La facilité d'utilisation du modèle permet au gestionnaire d'effectuer rapidement des simulations et de con-

trôler ainsi plus efficacement la gestion de pesticides sur certains types de sol particulièrement fragiles.

D'un autre côté, il faut être conscient des limites du modèle lui-même, qu'il n'est qu'une image imparfaite de la réalité et que de ce fait, il laisse une très grande latitude à l'interprétation du gestionnaire, qui peut par la suite, mieux articuler ses décisions. Malgré les progrès fantastiques que les chercheurs ont accomplis dans les dernières années, la science de la modélisation mathématique n'est pas encore très poussée (Jorgensen, 1986) et que par conséquent, les résultats des modèles sont entachés d'erreurs importantes dont il faut tenir compte dans les interprétations.

Dans ce contexte, on remarque que les paramètres du modèle PRZM tels que le taux de dégradation (KD) et le coefficient de distribution (KS) dans le sol sont particulièrement sensibles et qu'il faut faire très attention lors du choix des valeurs de ces deux paramètres. Les fourchettes de valeurs proposées dans la littérature pour ces deux paramètres devraient être soit réduites au minimum ou encore être adaptées plus spécifiquement à des conditions du sol bien précises.

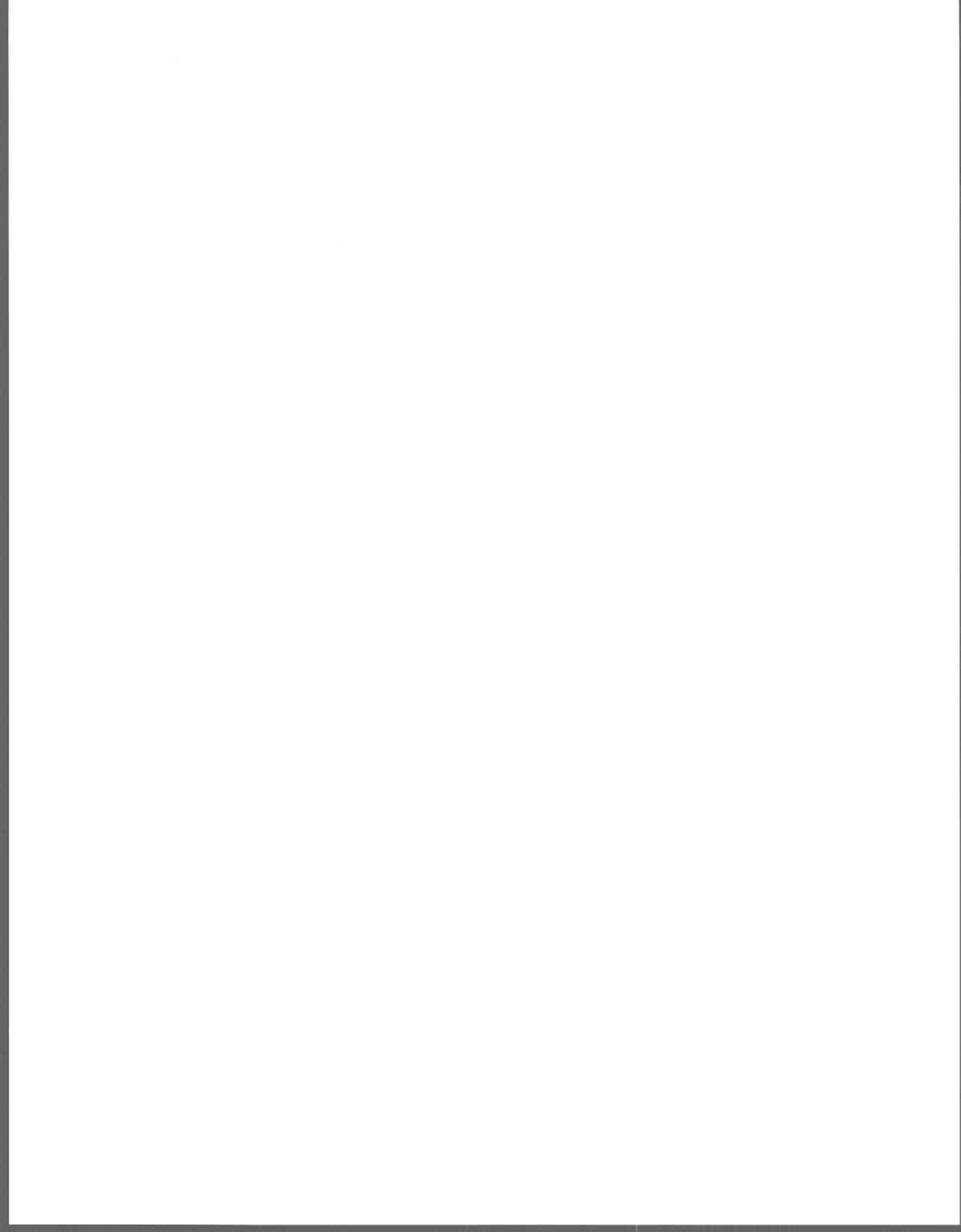
De plus, la calibration du modèle a été difficile dans la mesure où nous ne disposions pas d'une quantité importante d'informations de terrain. Plusieurs hypothèses et estimations ont dues être faites, ce qui a possiblement eu pour effet de remettre considérablement en cause la précision des résultats et par le fait même, la confiance que l'on doit accorder aux résultats obtenus.

Enfin, si on résume le comportement du pesticide aldicarbe dans un sol très perméable tel que l'on retrouve dans la région de Sainte-Catherine-de-Portneuf on s'aperçoit que:

- 1- la plupart du pesticide se décompose dans les tous premiers centimètres du sol;
- 2- la quantité de pesticide captée par les plantes est très faible par rapport à la quantité utilisée au départ;
- 3- L'aldicarbe se déplace lentement dans le sol et son transport est surtout influencé par les apports d'eau dûs aux précipitations ou à la fonte des neiges au printemps.

De ce qui précède, il apparaît clairement que la question et les modes d'utilisation de ce pesticide pourraient être améliorés.

L'un des avantages majeurs du modèle PRZM, est qu'il permet d'effectuer une multitude d'essais d'applications de pesticide sur différents types de sol et de vérifier rapidement l'influence de ces applications sur la qualité future des eaux souterraines. Une fois le modèle bien calibré, cet exercice, combiné à de bonnes études de terrain peut faciliter grandement la gestion des pesticides sur les sols québécois et permet de contrôler, sinon éliminer, les problèmes de pollution par les pesticides tout en permettant aux agriculteurs de protéger efficacement leurs récoltes.



BIBLIOGRAPHIE

ABELSON, P.H. (1984)

Groundwater contamination. Science, Vol. 224, No. 4650, 18 May.

ADDISCOTT, T.M. et R.J. Wagenet (1985)

Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. Journal of Soil Science, 36, 411-424.

ANDERSON, M.P. (1979)

Using models to simulate the movement of contaminants through groundwater flow systems. Critical Review in Environmental Control, 9, 97-156.

ANDERSON, M.P. (1984)

Movement of contaminants in groundwater: Groundwater transport-advection and dispersion. Groundwater contamination, Studies in Geophysics, National Academy Press, 37-45.

ANONYME (1976)

Hydrological investigation of the unsaturated zone. Circular of the International Association of hydrological Sciences, IAHS, Budapest.

BACK, R.C. et al. (1982)

A rating system for predicting the appearance of TEMIK aldicarb residues in potable water. Union Carbide Agricultural products Company Inc. Research Triangle Park, N.C.

BEANLANDS, G.E. et P.N. Duinker (1983)

Un cadre écologique pour l'évaluation environnementale au Canada. Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Hull, Québec.

BENJAMIN, G. (1985)

Les pesticides utilisés abondamment. Journal "Le Soleil", Québec, 10 septembre.

BIGGAR, J.W. et D.R. NIELSEN (1976)

Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. Water Resources Research, 12, 78-84.

BILODEAU, Colin et Claude Grenier (1985)

Annuaire des puits et forages du Québec. Environnement-Québec, Direction des eaux souterraines et de consommation, Collection HGP-10. Tome I et II, 1209 p.

BULL, D.L. et al., (1970)

Further studies of the fate of aldicarb in soil. Journal of Economic Entomology, 63, 1283-1289.

BUREAU D'ÉTUDES DES SUBSTANCES TOXIQUES (1979)

Répertoire des pesticides. Ministère de l'Environnement du Québec,
Québec.

CAMBON, C. et al., (1979)

Effect of the insecticidal carbamate derivatives (Carbofuran, Pirimicarb, Aldicarb) on the activity of acetylcholinesterase in tissues from pregnant rats and fetuses. Toxicology and Applied Pharmacology, 49, 203-208.

CARSEL, R.F. et C.N. SMITH (1984)

Rachel Carson's Silent Spring and the impact of pesticides - Past and Present - in ground water contamination.

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

Modelling differences between conventional tillage and conservation tillage on pesticide leaching. USEPA, Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia.

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

The Pesticide Root Zone Model (PRZM): A procedure for evaluating pesticide leaching threats to ground water. USEPA, Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia.

DEGREMONT (1978)

Mémento technique de l'eau, Paris, France, 1200 p.

DIERBERG, F.E. et C.J. GIVEN (1986)

Aldicarb studies in ground waters from Florida citrus groves and their relation to ground-water protection. Groundwater, 24, p. 16-22.

ENFIELD, C.G. et al. (1981)

Comparison of a one-dimensional, steady-state hydraulic model with a two-dimensional, transient hydraulic model for aldicarb transport through soil. Quality of groundwater, Proceedings of an international symposium, Noordwijkerhout, The Netherlands, March 1981. Dans: Studies in Environmental Science, 17, 941-952.

ENFIELD, C.G. et al. (1982)

Approximating pollutant transport to ground water. Groundwater, 20, 711-722.

FAUST, C.R. et J.W. MERCER (1980)

Groundwater modeling: Numerical models. Groundwater, 18, 395-409.

FREEZE, R.A. (1971)

Three-Dimensional, Transient, Saturated-Unsaturated Flow in a Groundwater Basin. Water Resources Research, 7, 349-366.

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

Groundwater. Prentice-Hall Inc., Engelwood Cliffs, N.J., 07632, 604 p.

GRAYMAN, W.H. et al. (1984)

Conceptual development of a toxic screening model. W.E. Gates and Associates Inc., 1 Batavia, Ohio, EPA-600/9-84-018.

GUREGHIAN, A.B. et al. (1979)

Simultaneous transport of water and reacting solutes through multilayered soils under transient unsaturated flow conditions. Journal of Hychtyology, 41, 253-278.

HARKIN, J.W. et al. (1984)

Pesticides in Groundwater beneath the Central Sand Plain of Wisconsin. University of Wisconsin, Water Resource Center, Technical report WIA, WRC 84-01.

HAVERKAMP, R. (1977)

A comparison of numerical simulation models for one-dimensional infiltration. Soil Sci. Am. J., 41, 285-294.

HEATH, R.C. (1983)

Basic Ground-Water Hydrology. U.S. Geological survey water-supply paper 2220, United States Government Printing Office.

HEBB, E.A. et W.B. WHEELER, (1978)

Bromacil in Lakeland soil Ground Water. Journal of Environmental Quality, 7, No 4, 598-601.

HERRERA, I. et R.A. YATES SMITH (1983)

Teaching the application of computers in water resources studies.

Technical documents in hydrology, Unesco, Paris.

HOLLICK, M. (1981)

The Role of Quantitative Decision-making Methods in Environmental

Management. Journal of Environmental Management, 12, 65-78.

HOUSTON, T.R. (1985)

Why models go wrong. Byte, Octobre 1985.

JACKSON, G. et al. (1983)

Aldicarb and Wisconsin's groundwater. University of Wisconsin,

Madison, U.S.A., Report No: G3218.

JONES, R. (1985)

Field, laboratory, and modeling studies on the transport of aldicarb

residues in soil and groundwater. ACS Meeting, Miami.

JORGENSEN, S.E. (1986)

Fundamentals of ecological modelling. Elsevier Science Publishing

Inc., Amsterdam.

JURY, W.A. et al. (1983)

Behaviour Assessment Model for Organics in Soil: I-Model Description.

Journal of Environmental Quality, 12, 558-564.

KARICKHOFF, S.W. et al. (1979)

Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Research, 13, 241-248.

KENAGA, E.E. et GORING (1978)

Relationship between water solubility, soil-sorption, octanol-water partitioning and bioconcentration of chemicals in biota. American Society for Testing and Materials, Third Aquatic Toxicology Symposium, New Orleans, 17-18 octobre 1978.

KUHR, R.J. et H.W. DOROUGH (1976)

Carbamate insecticides: Chemistry, Biochemistry and Toxicology, CRC Press Inc., Cleveland, Ohio, 301 p.

LAFRANCE, P. (1988a)

Communication personnelle.

LAFRANCE, P. (1988b)

Communication personnelle.

LEISTRA, M. (1977)

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

LEISTRA, M. et J.H. SMELT (1981)

Computer simulation of leaching of aldicarb residues from arable soils in winter. Quality of groundwater, Proceedings of an international symposium, Noordwijkerhout, The Netherlands, 23-27 Mars 1981. Dans: Studies in Environmental Science, 17, 941-952.

LEISTRA, M. (1985)

Computer simulations of the transport of pesticides with non-uniform water flow in greenhouse soil. Soil Science, 140, 161-169.

LINDSTROM, F.T. et W.T. PIVER (1985)

Vertical transport and fate of low-water-solubility chemicals in unstatuated soils. Journal of Hydrology, 82, 93-141.

LORBER, M.N. et L.A. MULKEY (1982)

An evaluation of three pesticide runoff loading models. Journal of Environmental Quality, 11, 519-529.

LYMAN, W.J. et al. (1982)

Handbook of chemical property estimation methods. Environmental Behaviour of organic compounds. McGraw Hill Co., Chapitre 4.

MACKAY, D.M., P.V. ROBERTS et J.A. CHERRY (1985)

Transport of organic contaminants in groundwater. Environment, Science and Technology, 19, 384-392.

MCCARTY, P.L., M. REINHARD et B.E. RITTMANN (1981)

Trace organics in groundwater. Environment, Science and Technology,
15, 40-51.

McLAREN, C. (1986)

Insecticide study brings warning on health. Globe and Mail, Vendredi
19 septembre 1986.

MERCER, J.W. et C.R. FAUST (1980)

Ground-water modeling: An overview. Groundwater, 18, 108-115.

MILES, C.J. et J.J. DELFINO (1985)

Fate of aldicarb, aldicarb sulfoxide, and aldicarb sulfone on
Floridian groundwater. Journal of Agriculture, Food and Chemistry,
33, 455-460.

PAGÉ, J. et R. SAINT-JEAN (1979)

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

PECK, A.J., R.J. LUXMOORE et J.L. STOLTZY (1977)

Effects of spatial variability of soil hydraulic properties in water
budget modeling. Water Resources Research, 13, 348-354.

PINDER, G.F. (1984)

Groundwater contaminant transport modeling. Environment, Science and
Technology, 18, 108A-114A.

RAO, P.S.C. et al. (1979)

Evaluation of conceptual models for describing non equilibrium adsorption-desorption of pesticides during steady flow in soils. Soil Science Society American Journal, 43, 22-28.

RAO, P.S.C. et J.M. DAVIDSON (1982)

Retention and Transformation of Selected Pesticides and Phosphorous in Soil Water Systems. A Critical Review, Rapport USEPA No: 600/3-82-060, Mai 1982.

RAO, P.S.C. et R.E. JESSUP (1982)

Development and verification of simulation models for describing pesticide dynamics in soils. Ecological Modeling, 16, 67-75.

RAYMOND, R., G. LAFLAMME et G. GODBOUT (1976)

Pédologie du comté de Portneuf. Agriculture-Québec, Service des sols, Bulletin technique no 18.

ROTHSCHILD, E.R., R.J. MANSER et M.P. ANDERSON (1982)

Investigation of aldicarb in ground water in selected areas of the central sand plain of Wisconsin. Groundwater, 20, 437-445.

SMELT, J.H. et al. (1977)

Residues of aldicarb and its oxidation products in potato tubers after field application. Agriculture and Environment, 3, 337-347.

STERMAN, A.B. et A. VARMA (1983)

Evaluating human neurotoxicity of the pesticide aldicarb: When man becomes the experimental animal. Department of Neurology, School of Medicine, SUNY à Storybrook, N.Y.

SYLVESTRE, Marcel et Francis PERRON (1985)

Note de service. Ministère de l'Environnement du Québec.

SYLVESTRE, Marcel (1985)

Rapport préliminaire. Évaluation des conséquences de l'utilisation de l'aldicarbe (TEMIK). Direction des eaux souterraines et de consommation. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement.

VILLENEUVE, Jean-Pierre et al. (1985)

Étude de la compréhension des phénomènes de contamination des eaux souterraines au Québec par les pesticides. INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec.

WAGENET, R.J. (1985)

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

WIERANGA, P.J. (1977)

Solute distribution profiles computed with steady-state and transient water movement models. Soil Sci. Soc. Am. J., 41, 1050-1055.

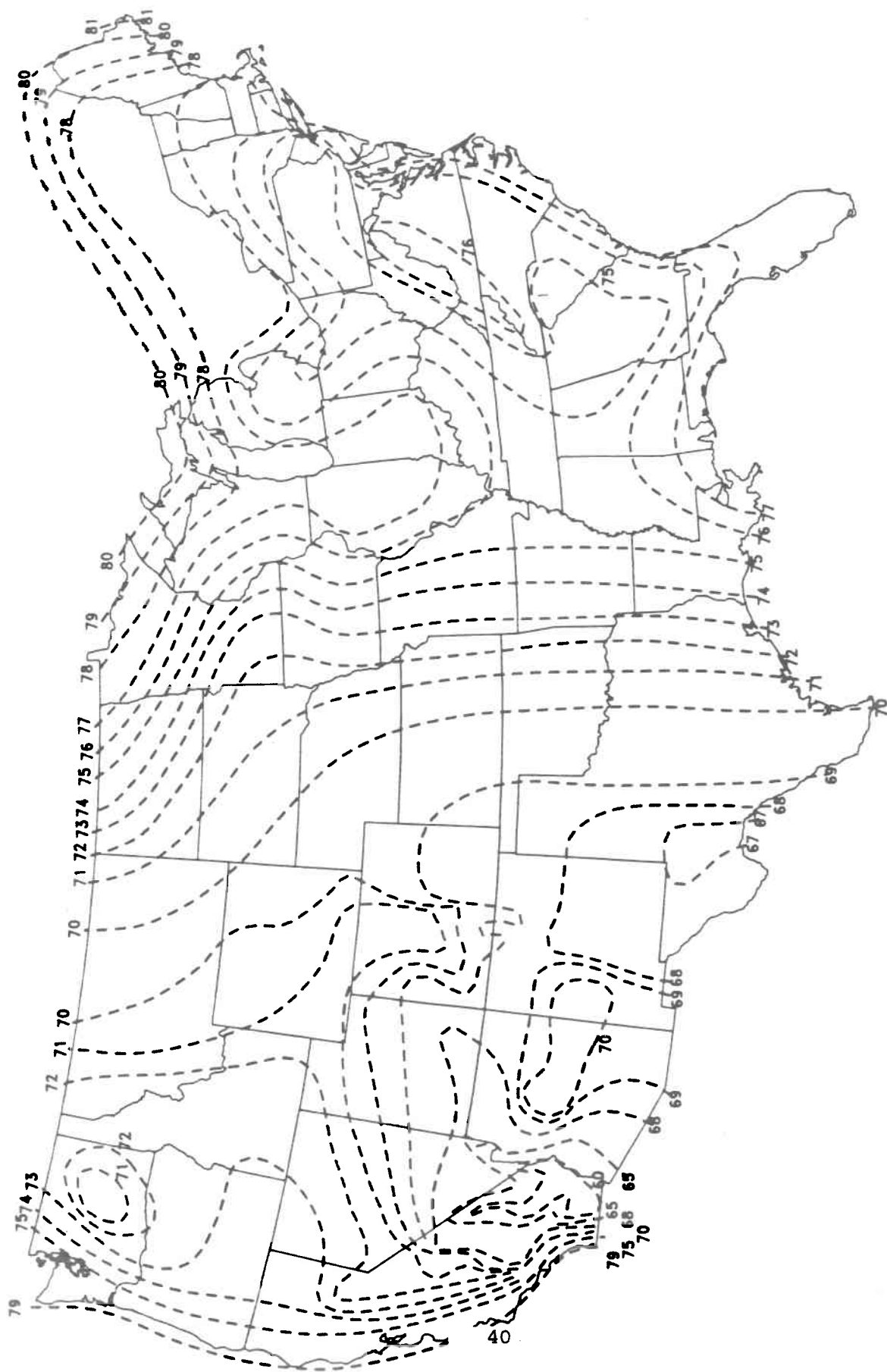
WYMAN, J.A. et R.L. JONES (1983)

Effect of application procedures and irrigation on degradation and movement of aldicarb residues on Wisconsin. ACS Meeting, Miami, U.S.A.

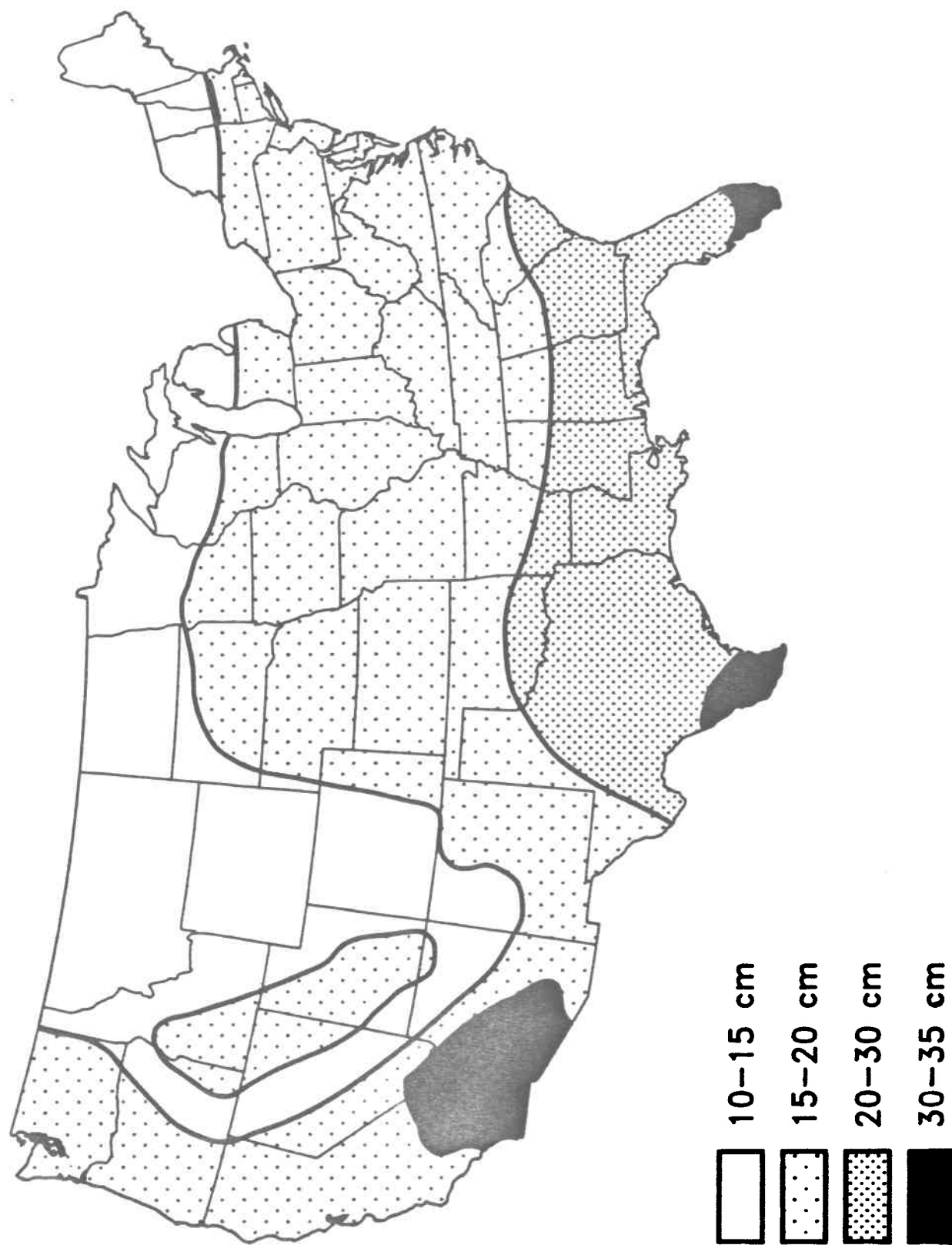
ZAKI, M.H., D. MORAN et D. HARRIS (1982)

Pesticides in groundwater: The aldicarb story in Suffolk County, NY. American Journal of Public Health, 72, 1391-1395.

ANNEXES



Annexe 1: Facteurs de correction pour l'évaporation.
Tiré de Carsel et al. (1984).



Annexe 2: Profondeurs minimales où s'effectue l'évaporation.
Tiré de Carrel et al. (1984).

Actual Daytime Hours for Latitudes 24°
to 50° North of Equator^a

Latitudes (in degrees north of Equator)

Month	24	26	28	30	32	34	36	38	40	42	44	46	48	50
Jan.	10.7	10.6	10.5	10.3	10.2	10.0	9.9	9.7	10.0	9.4	9.2	8.9	8.7	8.4
Feb.	11.2	11.1	11.1	11.0	10.9	10.8	10.7	10.6	10.5	10.4	10.3	10.2	10.0	9.9
Mar.	11.9	11.9	11.9	13.1	11.9	11.8	11.8	11.8	11.8	11.7	11.7	11.7	11.7	11.7
Apr.	12.6	12.6	12.7	12.7	12.8	12.8	12.9	13.0	13.1	13.1	12.8	13.3	13.4	13.5
May	13.1	13.7	13.4	13.5	13.7	13.7	13.9	14.1	14.2	14.3	15.0	14.7	14.9	15.1
June	13.4	13.6	13.8	13.9	14.0	14.2	14.4	14.5	14.7	14.9	15.2	15.4	15.6	15.6
July	13.3	13.4	13.5	13.7	13.9	14.0	14.1	14.3	14.4	14.6	15.0	15.0	15.3	15.5
Aug.	13.7	13.3	13.4	13.5	13.5	13.6	13.7	13.8	13.9	14.0	14.2	14.3	14.4	14.6
Sept.	12.1	12.1	12.1	12.2	12.2	12.2	12.2	12.2	12.2	12.3	12.3	12.3	12.3	12.3
Oct.	11.4	11.4	11.2	11.2	11.2	11.2	11.1	11.0	11.0	10.9	10.8	10.7	10.6	10.5
Nov.	10.8	10.7	10.6	10.5	10.4	10.5	10.1	10.0	9.8	9.7	9.5	9.3	9.6	8.9
Dec.	10.5	10.4	10.3	10.1	10.0	9.8	9.6	9.4	9.2	9.0	8.8	8.5	8.3	8.0

^aCriddle, W. D. Methods of Computing Consumptive Use of Water., Proceedings ASCE. 84(IR 1). 1958.

Annexe 3: Heures d'ensoleillement moyennes pour les latitudes 24° à 50° au nord de l'équateur. Tiré de Carsel et al. (1984).

Interception Storage for Major Crops

Crop	Density	CINTCP (cm)
Corn	Heavy	0.25 - 0.30
Soybeans	Moderate	0.20 - 0.25
Wheat	Light	0.0 - 0.15
Oats	Light	0.0 - 0.15
Barley	Light	0.0 - 0.15
Potatoes	Light	0.0 - 0.15
Peanuts	Light	0.0 - 0.15
Cotton	Moderate	0.20 - 0.25
Tobacco	Moderate	0.20 - 0.25

Annexe 4: Interception maximale de l'eau de pluie due au feuillage pour certains types de cultures. Tiré de Carsel et al. (1984).

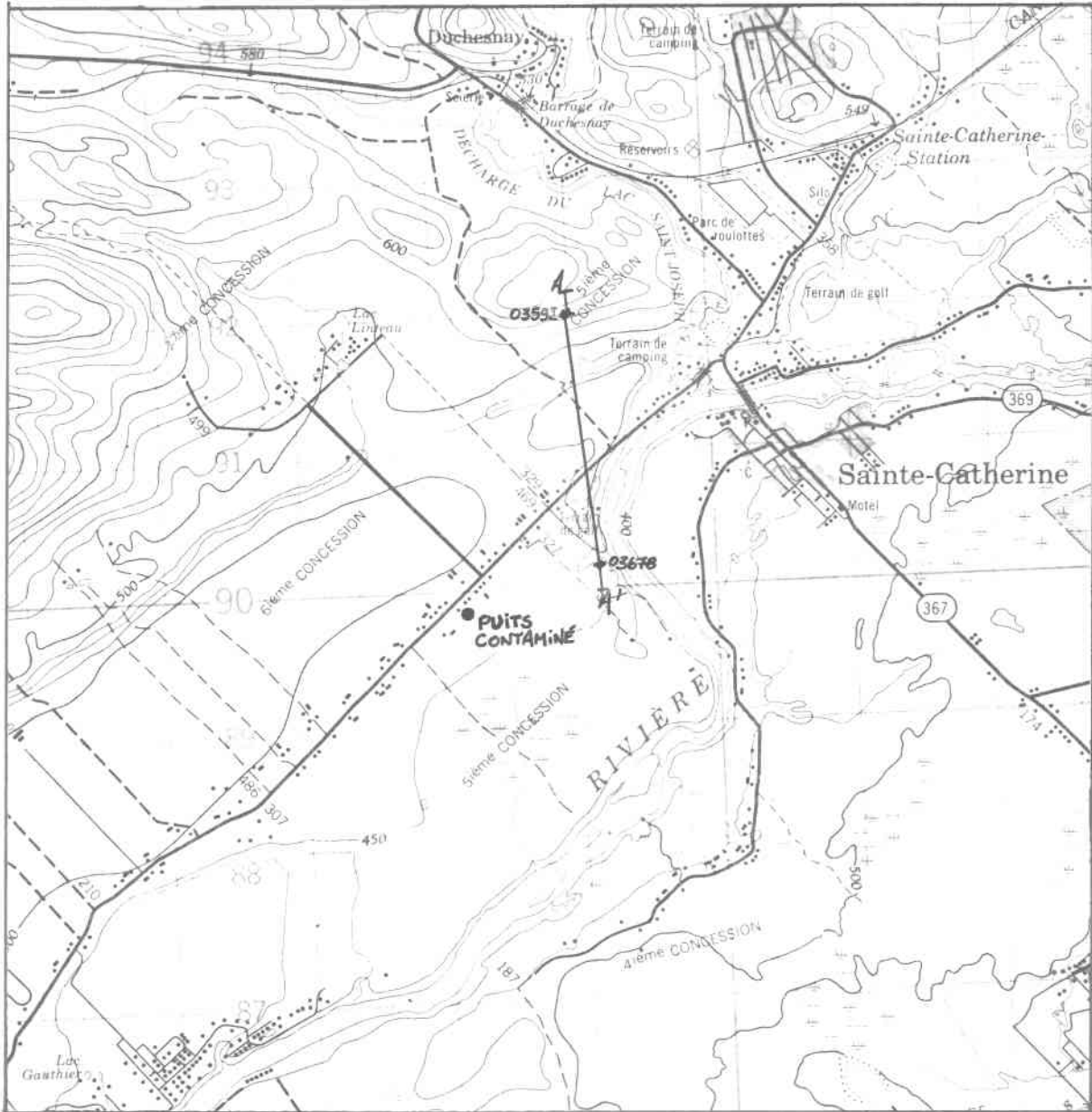
Méthodes utilisant la solubilité du pesticide:

<u>Méthode:</u>	<u>Formulation:</u>	<u>Domaine de confiance de la solubilité du pesticide:</u>	<u>Valeurs de K_{oc}:</u>	<u>Solubilité:</u>	<u>Solubilité de l'aldicarbe:</u>
PCMC1:	$\log K_{oc} : (-0.54 * \log SOL) - 0.44$	$3.0 * 10^{-11}$ à $4.1 * 10^{-4}$	80 à $1.0 * 10^6$	fraction molaire	$5.7 * 10^{-4}$
PCMC2:	$\log K_{oc} : 3.64 - (0.55 * \log SOL)$	$5.0 * 10^{-4}$ à $1.0 * 10^6$	1 à $1.0 * 10^6$	mg/l	6000
PCMC3:	$\log K_{oc} : 4.04 - (0.557 * \log SOL)$	$2.0 * 10^{-3}$ à $1.0 * 10^5$	30 à $3.8 * 10^5$	ug/l	31000

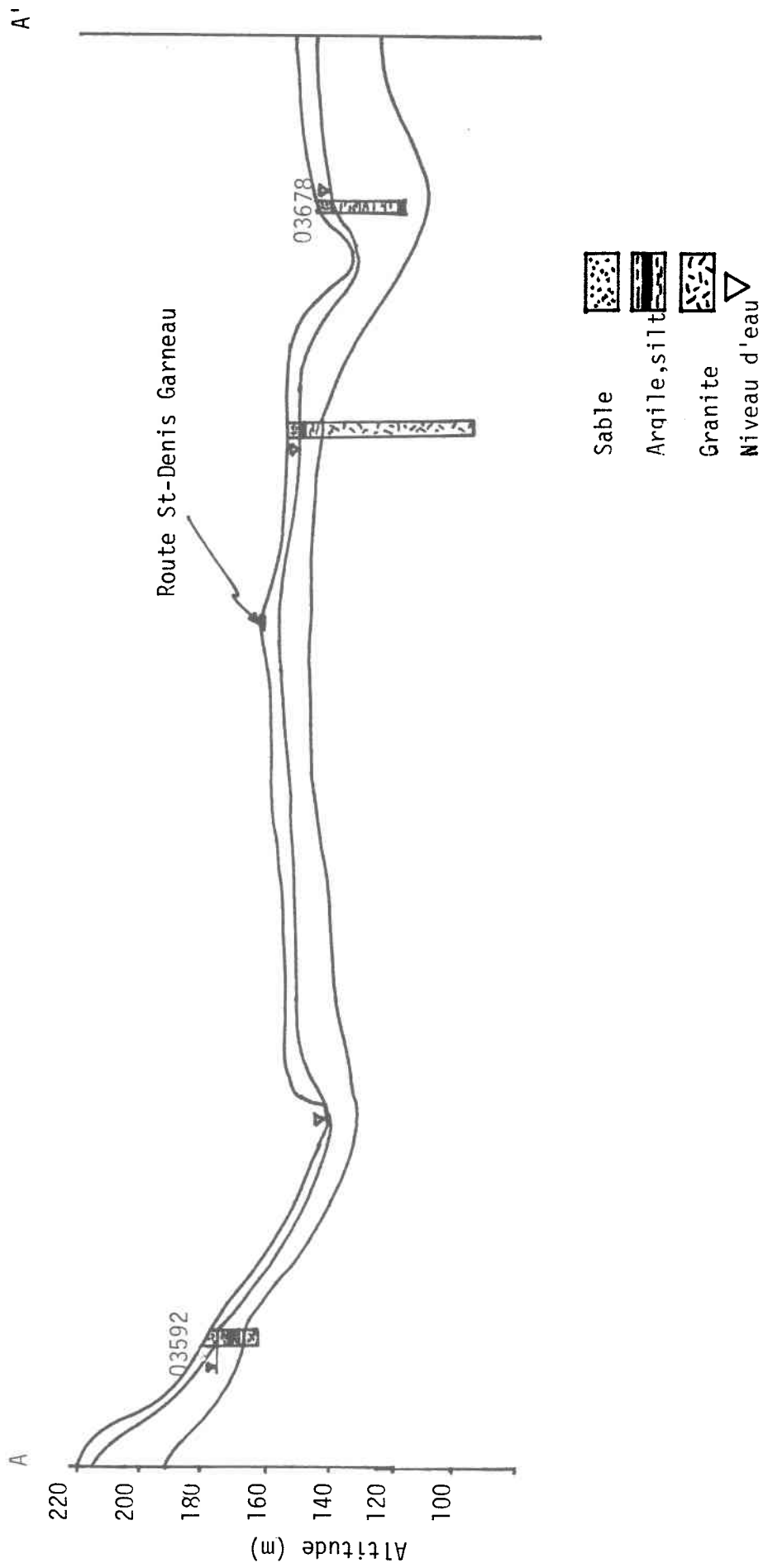
Méthode utilisant le K_{ow} :

<u>Méthode:</u>	<u>Formulation:</u>	<u>Domaine de confiance de la valeur de K_{ow}:</u>	<u>Valeurs de K_{ow}:</u>	<u>Unités:</u>	<u>Valeur pour l'aldicarbe:</u>
Par K_{ow}	$\log K_{oc} : 1.00 (\log K_{ow}) - 0.21$	100 à $4.0 * 10^6$	100 à $1.0 * 10^6$	K_{ow} en ml/g	5.0

Annexe 5: Méthodes de détermination du K_{oc} (coefficient de distribution du carbone organique).



Annexe 6: Localisation du puits contaminé et de la coupe hydrogéologique.



Annexe 7: Coupe hydrogéologique du sous-sol et description des puits.

Analyse de sensibilité

1. Valeurs de KD (PCMC2)

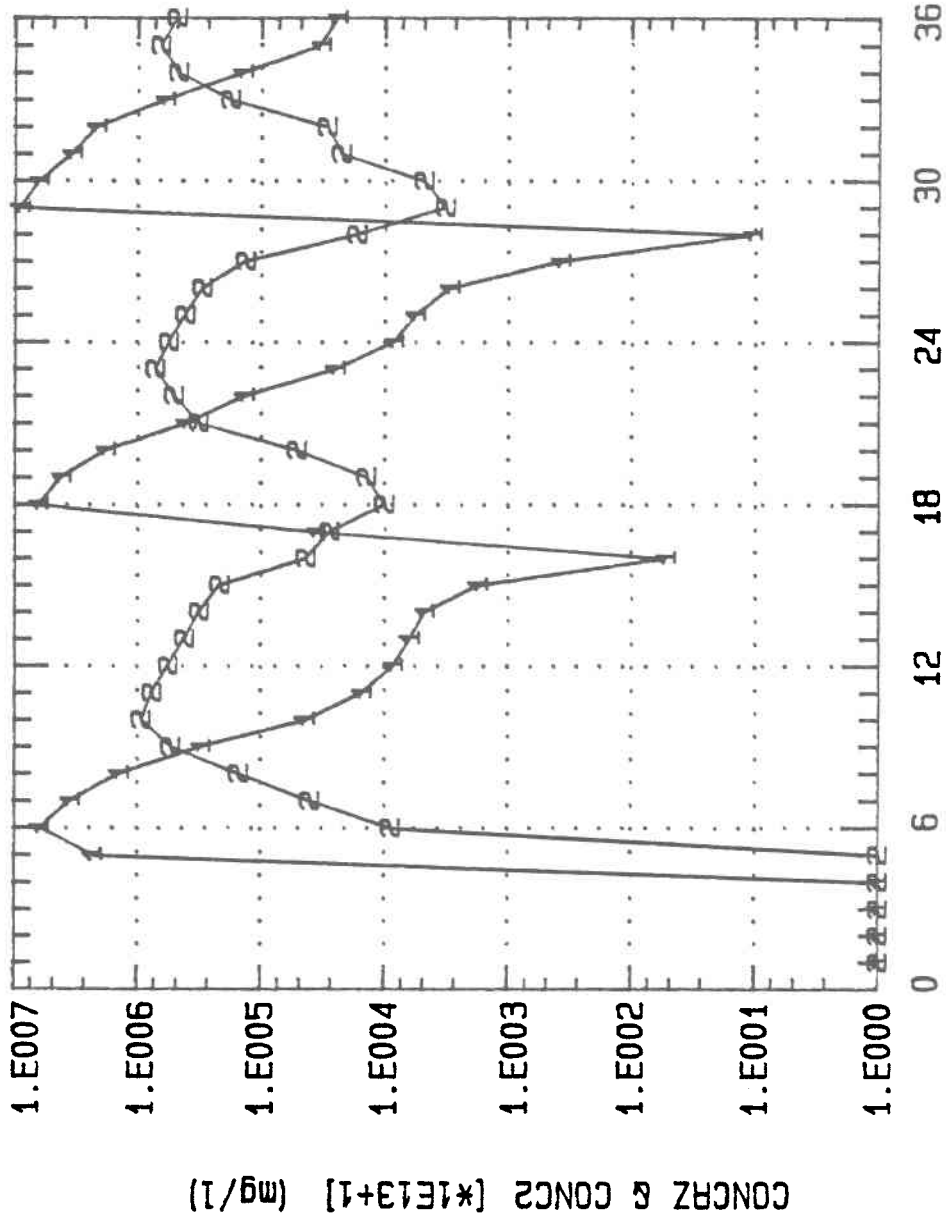
Horizon	+50%	+10%	\bar{X}	-10%	-50%
1	0.827	0.606	0.551	0.496	0.276
2	0.696	0.510	0.464	0.418	0.232
3	1.205	0.883	0.803	0.723	0.402
4	0.242	0.177	0.161	0.145	0.081
5	0.083	0.061	0.055	0.050	0.028

2. Valeurs de KS

Horizon	+50%	+10%	\bar{X}	-10%	-50%
1	0.03	0.022	0.02	0.018	0.01
2	0.03	0.022	0.02	0.018	0.01
3	0.03	0.022	0.02	0.018	0.01
4	0.03	0.022	0.02	0.018	0.01
5	0.03	0.022	0.02	0.018	0.01

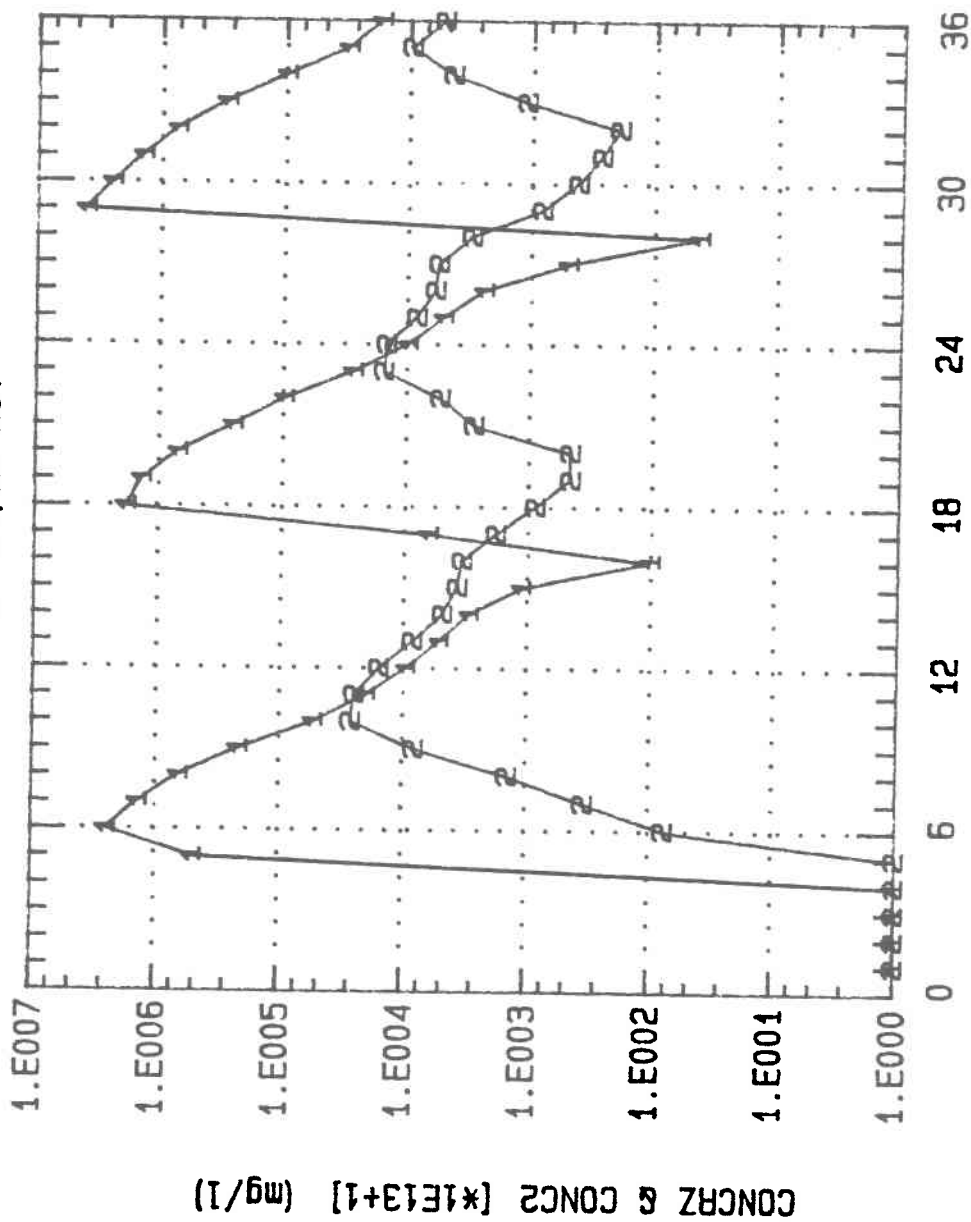
Annexe 8: Valeurs de KD et de KS utilisées dans les analyses de sensibilité.

PROFIL CONCENTRATION VS TEMPS
 KD MIN, KS MIN



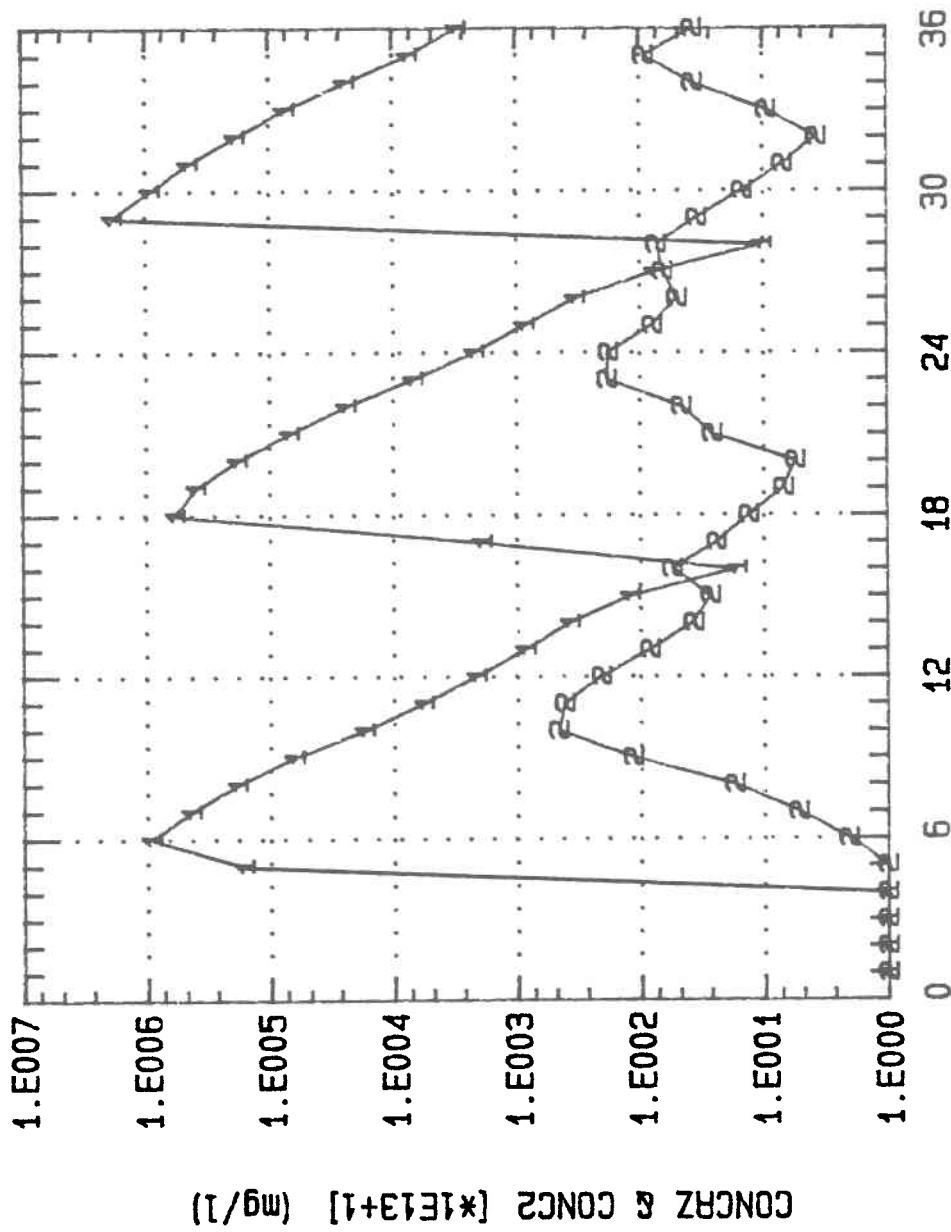
MOIS (JANV.81-DEC.83)

PROFIL CONCENTRATION VS TEMPS
 KD MOY, KS MOY



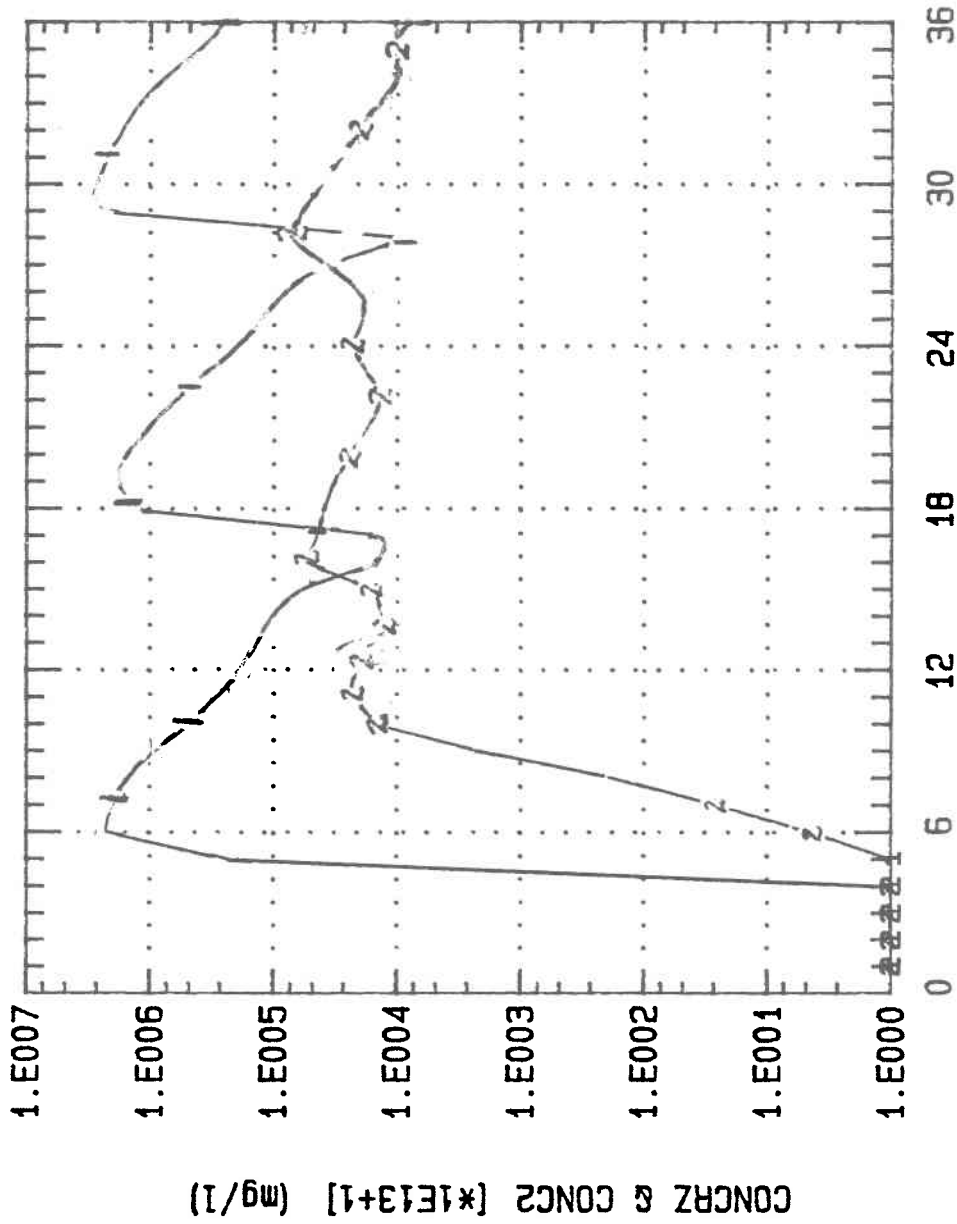
MOIS (JANV.81-DEC.83)

PROFIL CONCENTRATION VS TEMPS
 KD MAX, KS MAX



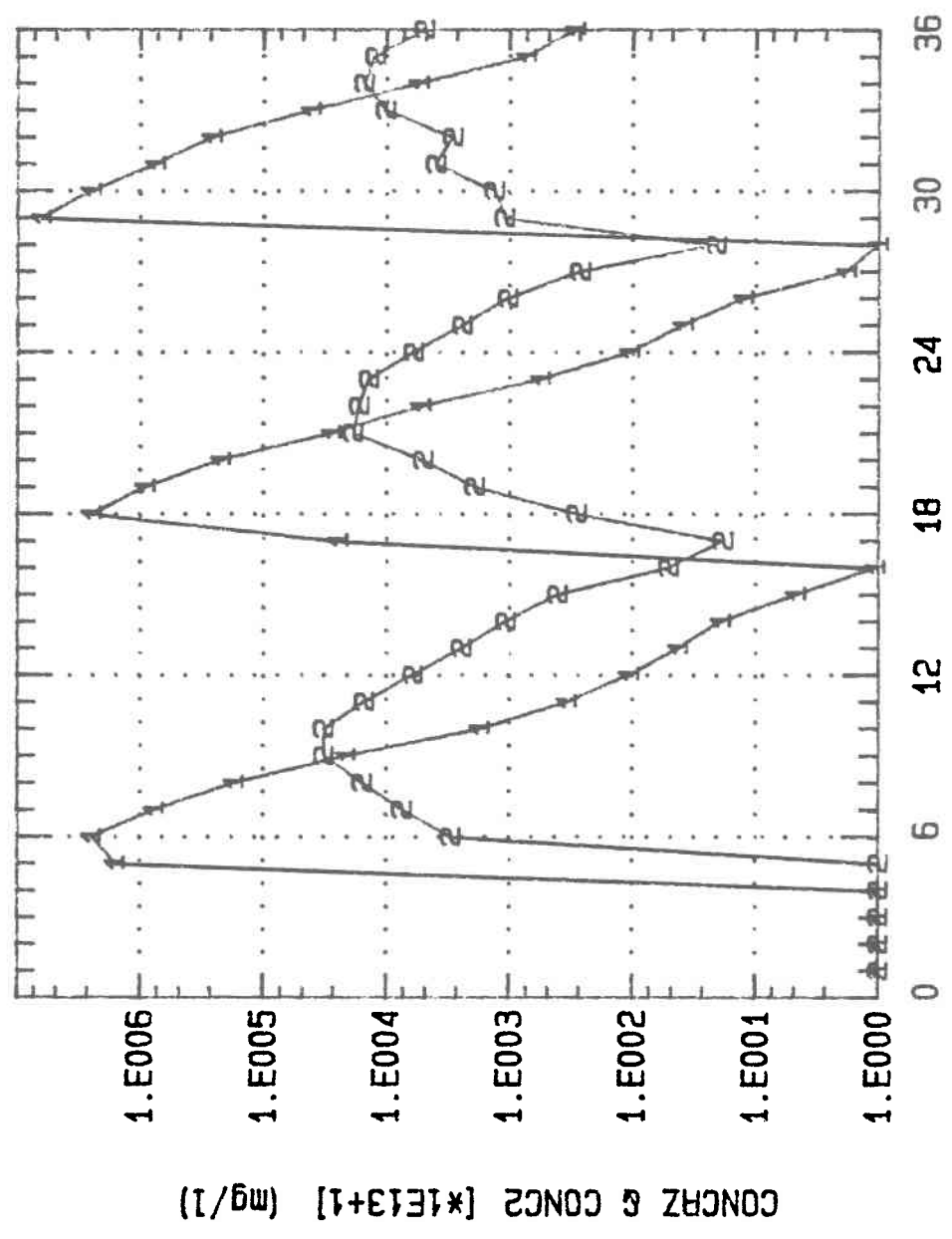
MOIS (JANV.81-DEC.83)

PROFIL CONCENTRATION VS TEMPS
KD MAX, KS MIN

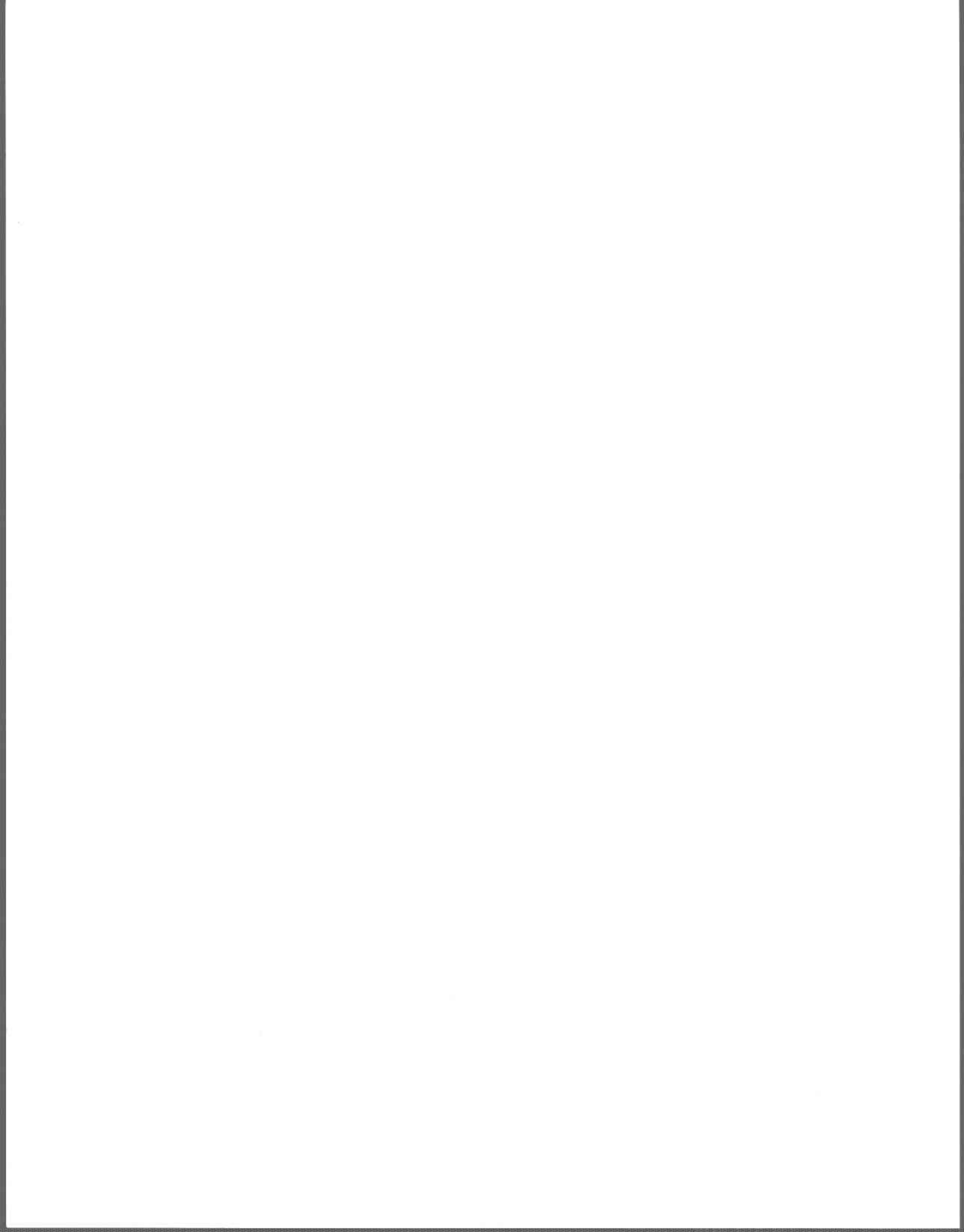


MOIS (JANV.81-DEC.83)

PROFIL CONCENTRATION VS TEMPS
 KD MIN, KS MAX



MOIS (JANV.81-DEC.83)



ANNEXE 9: Calcul du rayon d'influence

Dans le cas d'un puits d'alimentation, le rapport entre le débit pompé (Q) au puits et le débit de sortie (q) de la zone vadose qui recharge la zone saturée, est égal à la surface d'alimentation du puits.

$$\frac{Q}{q} = \text{surface d'alimentation du puits} \quad (1)$$

$$\frac{Q}{q} = \pi r^2 \quad (2)$$

où r est le rayon d'influence du puits.

$$r = \frac{Q}{\pi q} \quad (3)$$

La consommation d'eau (Q) pour une famille moyenne est d'environ 2275 litres/jour ou 500 gallons/jour.

Selon les données du modèle (annexe 12, tableau 3), la valeur de débit (q) de la zone vadose vers la zone saturée pour l'année 1984, a été de $82.5 * 10^{-2}$ m/année.

Donc,

$$r = \frac{2.275 \text{ m/j}}{0.00226 \text{ m/j} * \pi} \quad (4)$$

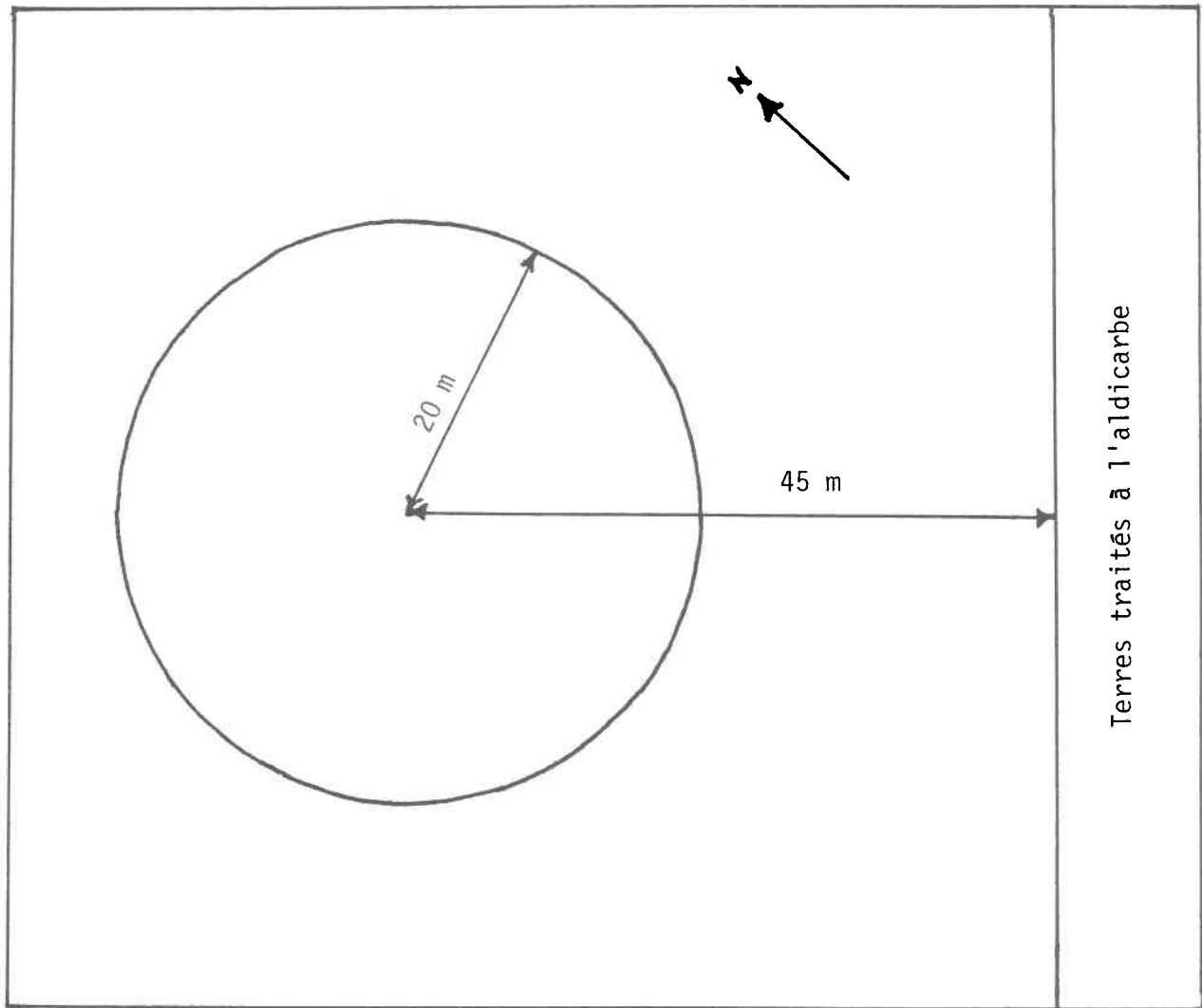
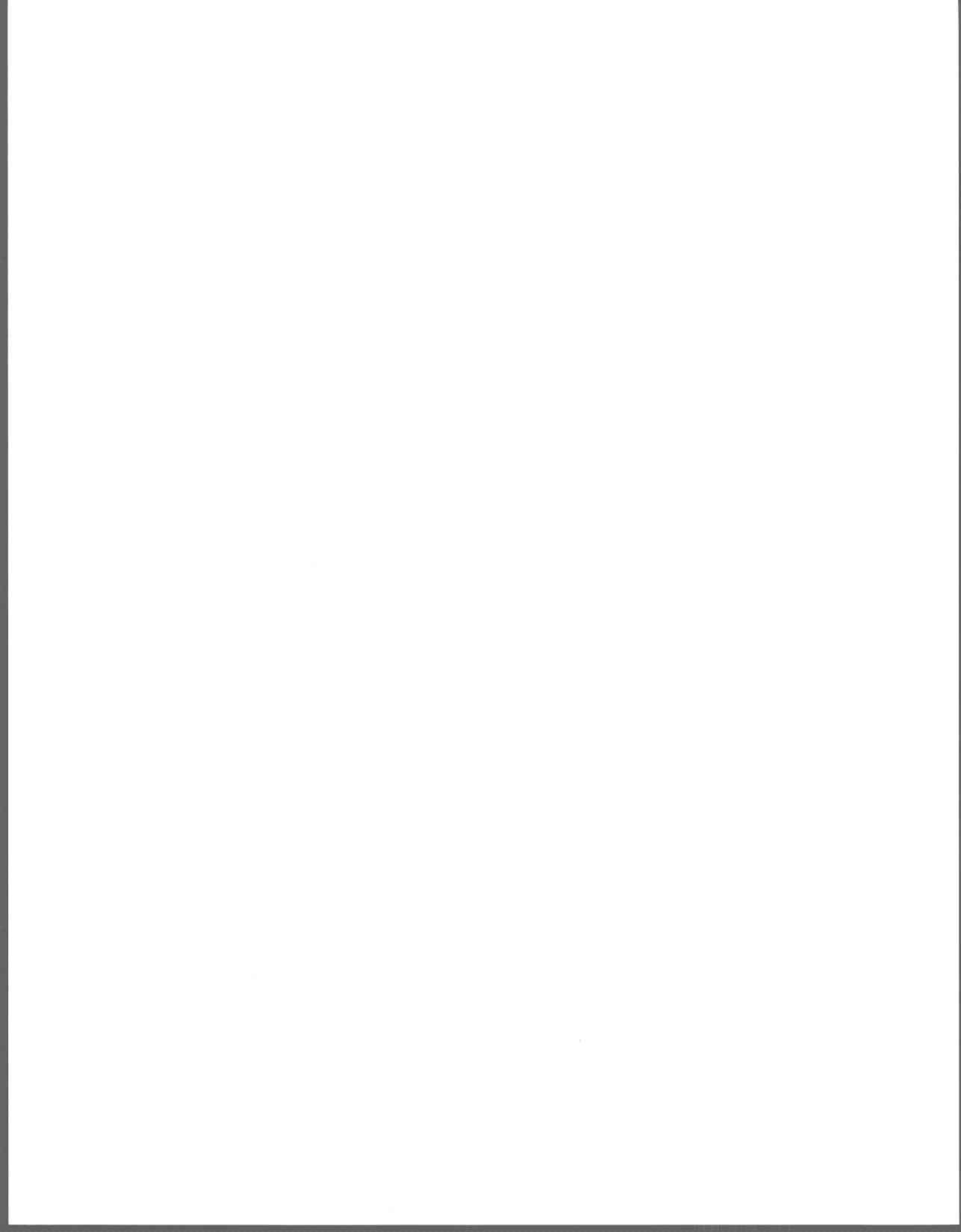


Figure 7: Rayon d'influence du puits contaminé et distance séparant le puits et les terres traités à l'aldicarbe.

$$r = 17.9 \text{ m} \approx 20 \text{ m}$$

Le rayon d'influence du puits contaminé est donc d'environ 20 mètres.

La figure 7 montre l'état de la situation. On y voit clairement que le rayon d'influence ne touche en aucun cas la zone contaminée.



1. Généralités

Endroit	Type de sol	Nombre d'années d'applications	Type de puits	Profondeur du puits	Distance du puits aux terres traitées
Rang St-Denis Garneau	Sable	5 (1980-1984)	Surface	3 m	45 m

2. Résultats d'échantillonnage de l'aldicarbe ($\mu\text{g}/\text{l}$ ou ppb)

Juillet 1984	Octobre 1984	Juillet 1985
7	9	7

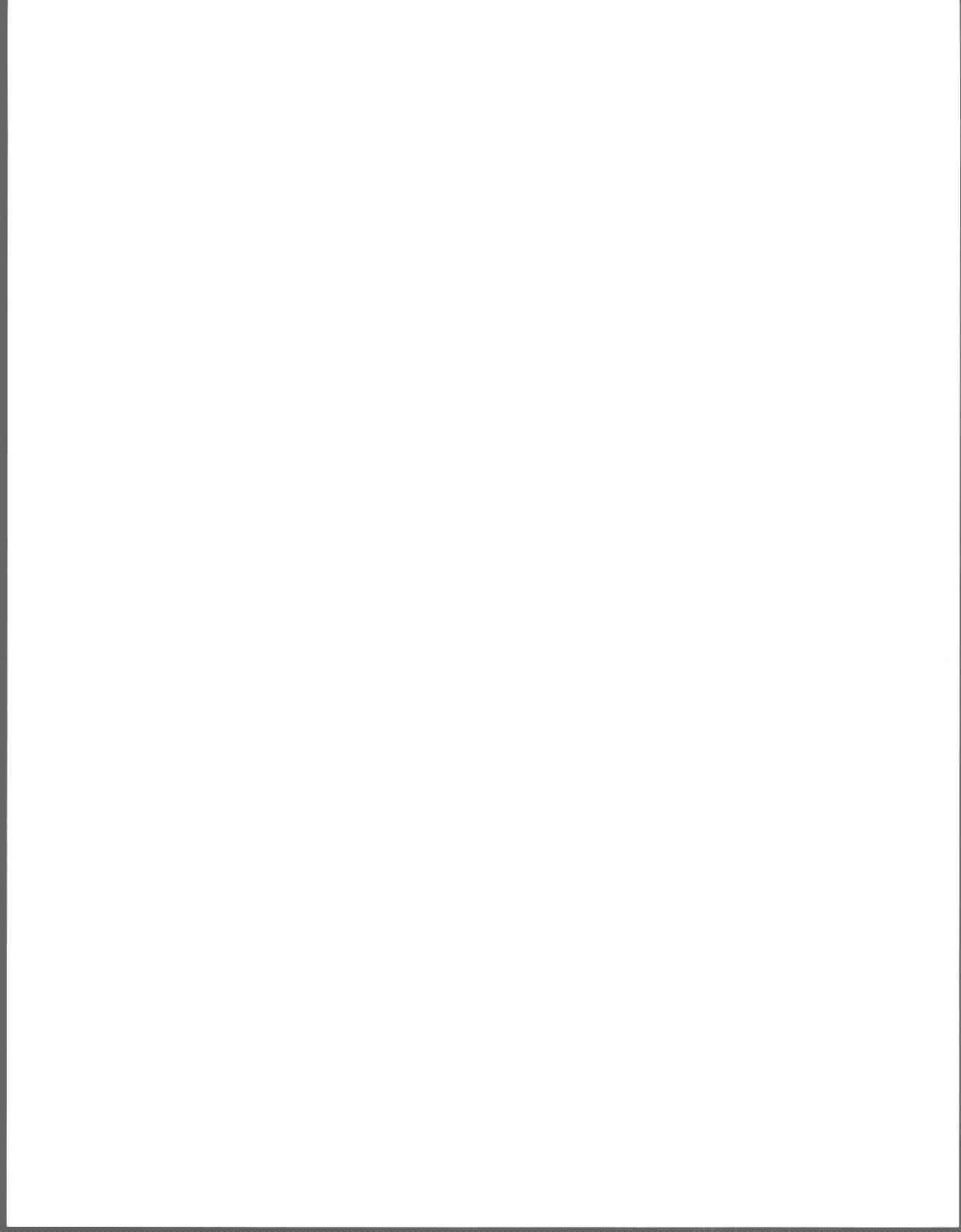
Annexe 10: Résultats des campagnes d'échantillonnage pour le puits considéré dans l'étude.

Caractéristiques du sol

Horizon	Profondeur (cm)	Sable %	Argile %	Carbone org. %	pH	
					H ₂ O	CaCl ₂ 0.01 M
Ap	0-18	91.0	1.0	1.51	6.3	5.4
Ae	18-26	87.0	0.0	1.27	6.2	4.9
Bf	26-34	88.0	0.0	2.20	5.2	4.6
Bm	34-75	96.0	1.0	0.44	5.3	4.6
C	à 75	96.0	0.0	0.15	5.3	4.8

ANNEXE 12

RÉSULTATS DE LA SIMULATION



BILANS MENSUELS DES MASSES D'EAU (cm d'eau)

ANNEE	1980		1981	
	EVAPOTRANSPIRATION	RECHARGE SOUS LA ZONE DE RACINES	EVAPOTRANSPIRATION	RECHARGE SOUS LA ZONE DE RACINES
FLUX				
JANVIER	0.41	0.00	0.13	0.00
FEVRIER	0.08	0.00	1.10	21.31
MARS	0.73	13.07	1.51	6.36
AVRIL	2.75	7.33	2.75	9.33
MAI	3.16	4.96	4.55	6.49
JUIN	5.55	4.53	6.22	12.24
JUILLET	7.22	6.81	5.86	3.91
AOUT	7.43	1.87	6.59	5.86
SEPTEMBRE	3.35	15.00	3.22	8.75
OCTOBRE	1.73	10.46	1.74	12.27
NOVEMBRE	1.02	4.15	1.09	5.35
DECEMBRE	0.56	0.00	0.76	2.06
TOTAL	33.99	68.17	35.50	93.97

BILANS MENSUELS DES MASSES D'EAU (cm d'eau)

ANNEE	1982		1983	
	EVAPOTRANSPIRATION	RECHARGE SOUS LA ZONE DE RACINES	EVAPOTRANSPIRATION	RECHARGE SOUS LA ZONE DE RACINES
JANVIER	0.24	0.00	0.87	0.71
FEVRIER	0.05	0.00	0.80	2.79
MARS	0.94	5.48	1.25	14.10
AVRIL	2.08	22.61	2.43	20.26
MAI	2.86	1.73	4.26	21.13
JUIN	4.01	9.01	4.31	2.49
JUILLET	6.37	5.77	6.29	3.65
AOUT	5.96	5.37	5.56	1.75
SEPTEMBRE	3.78	9.89	4.17	6.31
OCTOBRE	2.00	5.90	1.85	8.22
NOVEMBRE	1.10	10.55	1.08	8.22
DECEMBRE	0.83	5.97	0.52	0.00
TOTAL	30.23	82.29	33.37	89.64

BILANS MENSUELS DES MASSES D'EAU (cm d'eau)

ANNEE	1984				MOYENNE DES CINQ ANNEES	
	EVAPOTRANSPIRATION	RECHARGE SOUS LA ZONE DE RACINES	EVAPOTRANSPIRATION	RECHARGE SOUS LA ZONE DE RACINES	EVAPOTRANSPIRATION	RECHARGE SOUS LA ZONE DE RACINES
JANVIER	0.11	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00
FEVRIER	0.65	9.45	0.53	6.71		
MARS	1.18	7.00	1.12	9.21		
AVRIL	2.38	12.13	2.48	13.34		
MAI	4.50	9.00	3.86	8.66		
JUIN	5.92	10.59	5.20	7.77		
JUILLET	6.46	7.04	6.44	5.44		
AOUT	6.99	4.28	6.51	3.83		
SEPTEMBRE	3.23	5.13	3.55	9.02		
OCTOBRE	1.81	4.28	1.83	8.23		
NOVEMBRE	1.07	11.95	1.07	8.05		
DECEMBRE	0.83	1.69	0.70	1.94		
TOTAL	35.13	82.56	33.64	83.20		

BILANS MENSUELS DU PESTICIDE (kg/hec/pas de temps)

ANNÉE	1980			
	CAPTAGE PAR LES PLANTES	DÉCOMPOSITION DU PESTICIDE	PERTE PAR RUISSELLEMENT	LESSIVAGE SOUS LA ZONE DE RACINES
JANVIER	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
FÉVRIER	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
MARS	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
AVRIL	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
MAI	0.0000	0.4530	0.0716	0.0070
JUIN	0.0000	0.5676	0.0012	0.0230
JUILLET	0.0494	0.3567	0.0096	0.0700
AOUT	0.0647	0.1992	0.0000	0.0200
SEPTEMBRE	0.0113	0.1005	0.0050	0.1185
OCTOBRE	0.0000	0.0488	0.0001	0.0480
NOVEMBRE	0.0000	0.0295	0.0000	0.0098
DÉCEMBRE	0.0000	0.0234	0.0000	0.0000
TOTAL	0.1254	1.7790	0.0830	0.2950

BILANS MENSUELS DU PESTICIDE (kg/hec/pas de temps)

1981				
ANNÉE	CAPTAGE PAR LES PLANTES	DÉCOMPOSITION DU PESTICIDE	PERTE PAR RUISSELEMENT	LESSIVAGE SOUS LA ZONE DE RACINES
JANVIER	0.0000	0.0195	0.0000	0.0000
FÉVRIER	0.0000	0.0123	0.0000	0.0089
MARS	0.0000	0.0075	0.0000	0.0008
AVRIL	0.0000	0.0042	0.0000	0.0006
MAI	0.0000	0.4703	0.0716	0.0008
JUIN	0.0000	0.5800	0.0154	0.1138
JUILLET	0.0435	0.3459	0.0009	0.0619
AOUT	0.0500	0.1863	0.0006	0.0826
SEPTEMBRE	0.0083	0.1056	0.0014	0.0702
OCTOBRE	0.0000	0.0561	0.0000	0.0554
NOVEMBRE	0.0000	0.0314	0.0000	0.0125
DÉCEMBRE	0.0000	0.0244	0.0000	0.0031
TOTAL	0.1017	1.8430	0.0185	0.4103

BILANS MENSUELS DU PESTICIDE (kg/hec/pas de temps)

ANNÉE	1982			
FLUX	CAPTAGE PAR LES PLANTES	DÉCOMPOSITION DU PESTICIDE	PERTE PAR RUISSELEMENT	LESSIVAGE SOUS LA ZONE DE RACINES
JANVIER	0.0000	0.0208	0.0000	0.0000
FÉVRIER	0.0000	0.0166	0.0000	0.0000
MARS	0.0000	0.0158	0.0000	0.0018
AVRIL	0.0000	0.0099	0.0000	0.0025
MAI	0.0000	0.4482	0.0000	0.0000
JUIN	0.0000	0.5986	0.0289	0.0393
JUILLET	0.0511	0.3706	0.0001	0.0604
AOUT	0.0556	0.2058	0.0001	0.0567
SEPTEMBRE	0.0105	0.0975	0.0000	0.0916
OCTOBRE	0.0000	0.0579	0.0000	0.0336
NOVEMBRE	0.0000	0.0324	0.0001	0.0320
DÉCEMBRE	0.0000	0.0221	0.0000	0.0089
TOTAL	0.1173	1.8960	0.0293	0.3268

BILANS MENSUELS DU PESTICIDE (kg/hect/pas de temps)

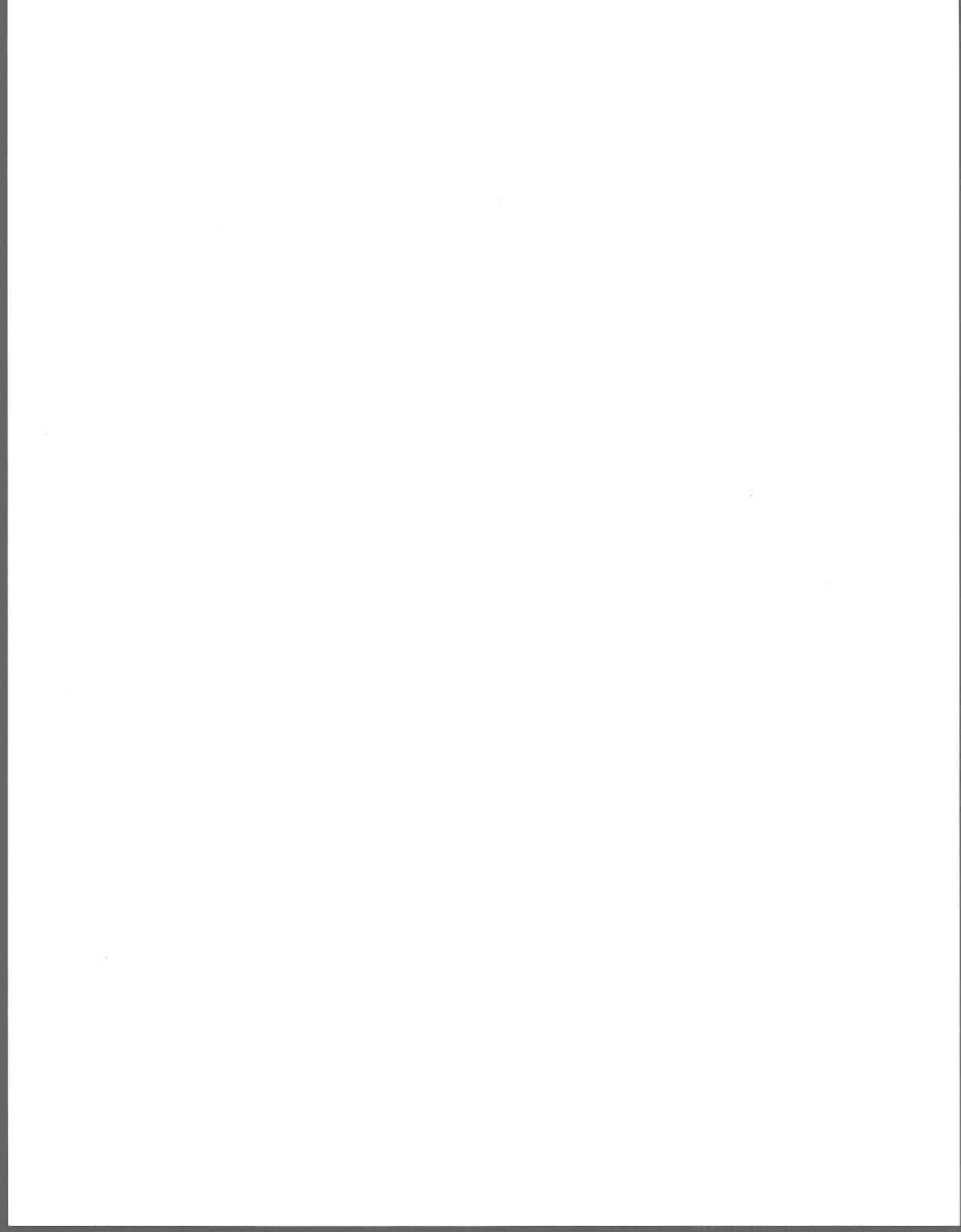
ANNÉE	1983			
	CAPTAGE PAR LES PLANTES	DÉCOMPOSITION DU PESTICIDE	PERTE PAR RUISSELLEMENT	LESSIVAGE SOUS LA ZONE DE RACINES
JANVIER	0.0000	0.0179	0.0000	0.0006
FÉVRIER	0.0000	0.0131	0.0000	0.0016
MARS	0.0000	0.0106	0.0000	0.0032
AVRIL	0.0000	0.0043	0.0000	0.0012
MAI	0.0000	0.4587	0.0280	0.0937
JUIN	0.0000	0.5360	0.0000	0.0493
JUILLET	0.0508	0.3547	0.0000	0.0557
AOUT	0.0463	0.2006	0.0000	0.0263
SEPTEMBRE	0.0147	0.1185	0.0006	0.0565
OCTOBRE	0.0000	0.0645	0.0000	0.0545
NOVEMBRE	0.0000	0.0381	0.0000	0.0292
DÉCEMBRE	0.0000	0.0298	0.0000	0.0000
TOTAL	0.1118	1.8470	0.0287	0.3717

BILANS MENSUELS DU PESTICIDE (kg/hect/pas de temps)

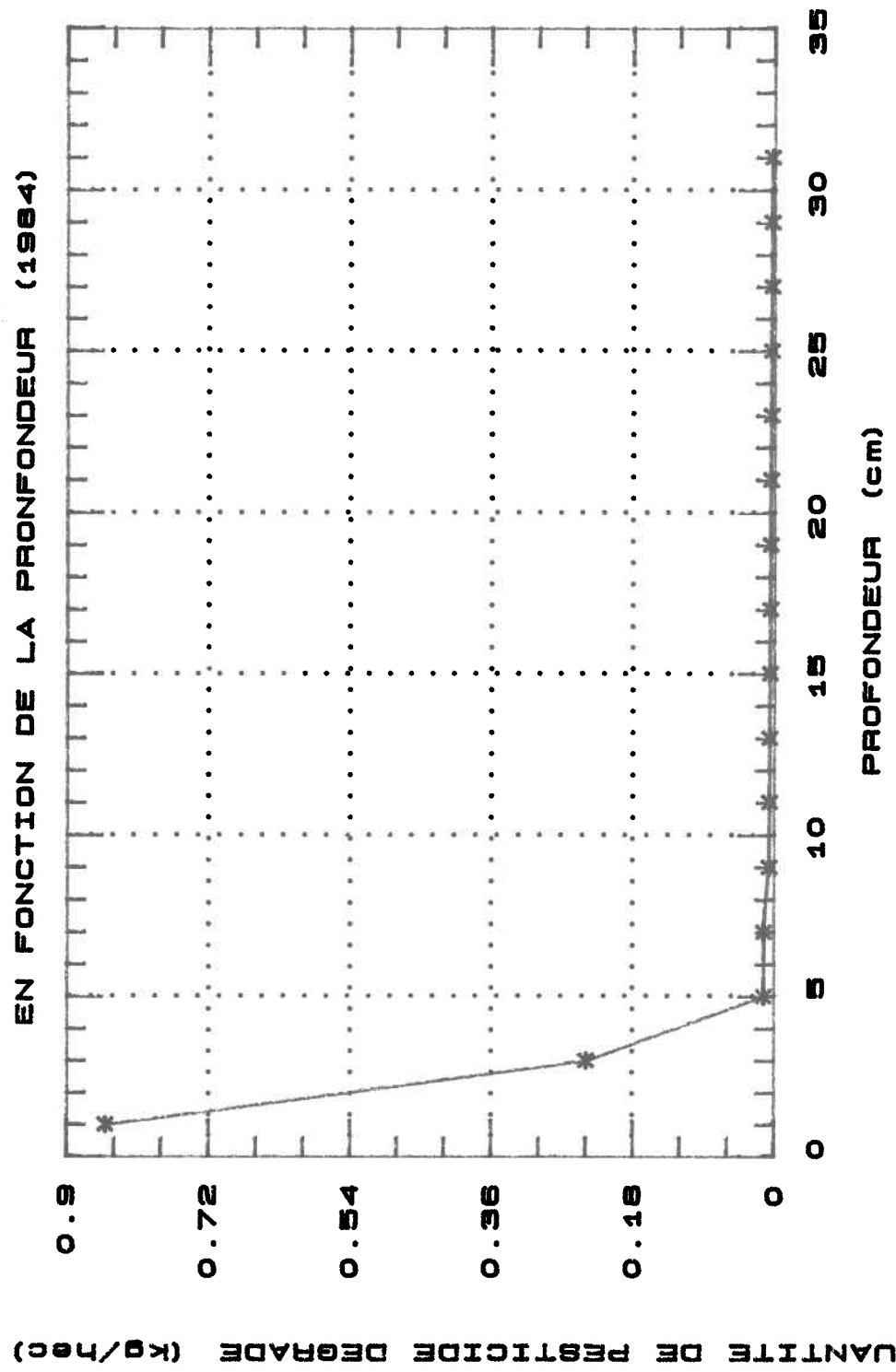
ANNÉE	1984			
FLUX	CAPTAGE PAR LES PLANTES	DÉCOMPOSITION DU PESTICIDE	PERTE PAR RUISSELLEMENT	LESSIVAGE SOUS LA ZONE DE RACINES
JANVIER	0.0000	0.0246	0.0000	0.0000
FÉVRIER	0.0000	0.0180	0.0000	0.0069
MARS	0.0000	0.0143	0.0000	0.0022
AVRIL	0.0000	0.0076	0.0000	0.0018
MAI	0.0000	0.4722	0.0015	0.0026
JUIN	0.0000	0.5758	0.0244	0.1050
JUILLET	0.0362	0.3351	0.0022	0.1194
AOUT	0.0531	0.1864	0.0005	0.0607
SEPTEMBRE	0.0086	0.1025	0.0003	0.0468
OCTOBRE	0.0000	0.0651	0.0000	0.0265
NOVEMBRE	0.0000	0.0381	0.0000	0.0385
DÉCEMBRE	0.0000	0.0279	0.0000	0.0026
TOTAL	0.0979	1.8640	0.0289	0.4129

BILANS MENSUELS DU PESTICIDE (kg/hect/pas de temps)

ANNÉE	MOYENNE DES CINQ ANNÉES			
	CAPTAGE PAR LES PLANTES	DÉCOMPOSITION DU PESTICIDE	PERTE PAR RUISSELLEMENT	LESSIVAGE SOUS LA ZONE DE RACINES
JANVIER	0.0000	0.0166	0.0000	0.0001
FÉVRIER	0.0000	0.0120	0.0000	0.0035
MARS	0.0000	0.0096	0.0000	0.0016
AVRIL	0.0000	0.0052	0.0000	0.0012
MAI	0.0000	0.4605	0.0202	0.0208
JUIN	0.0000	0.5716	0.0082	0.0661
JUILLET	0.0462	0.3526	0.0026	0.0735
AOUT	0.0539	0.1949	0.0002	0.0493
SEPTEMBRE	0.0107	0.1049	0.0015	0.0767
OCTOBRE	0.0000	0.0585	0.0000	0.0466
NOVEMBRE	0.0000	0.0339	0.0000	0.0244
DÉCEMBRE	0.0000	0.0255	0.0000	0.0029
TOTAL	0.1108 (5%)	1.8458 (78%)	0.0377 (2%)	0.3633 (15%)

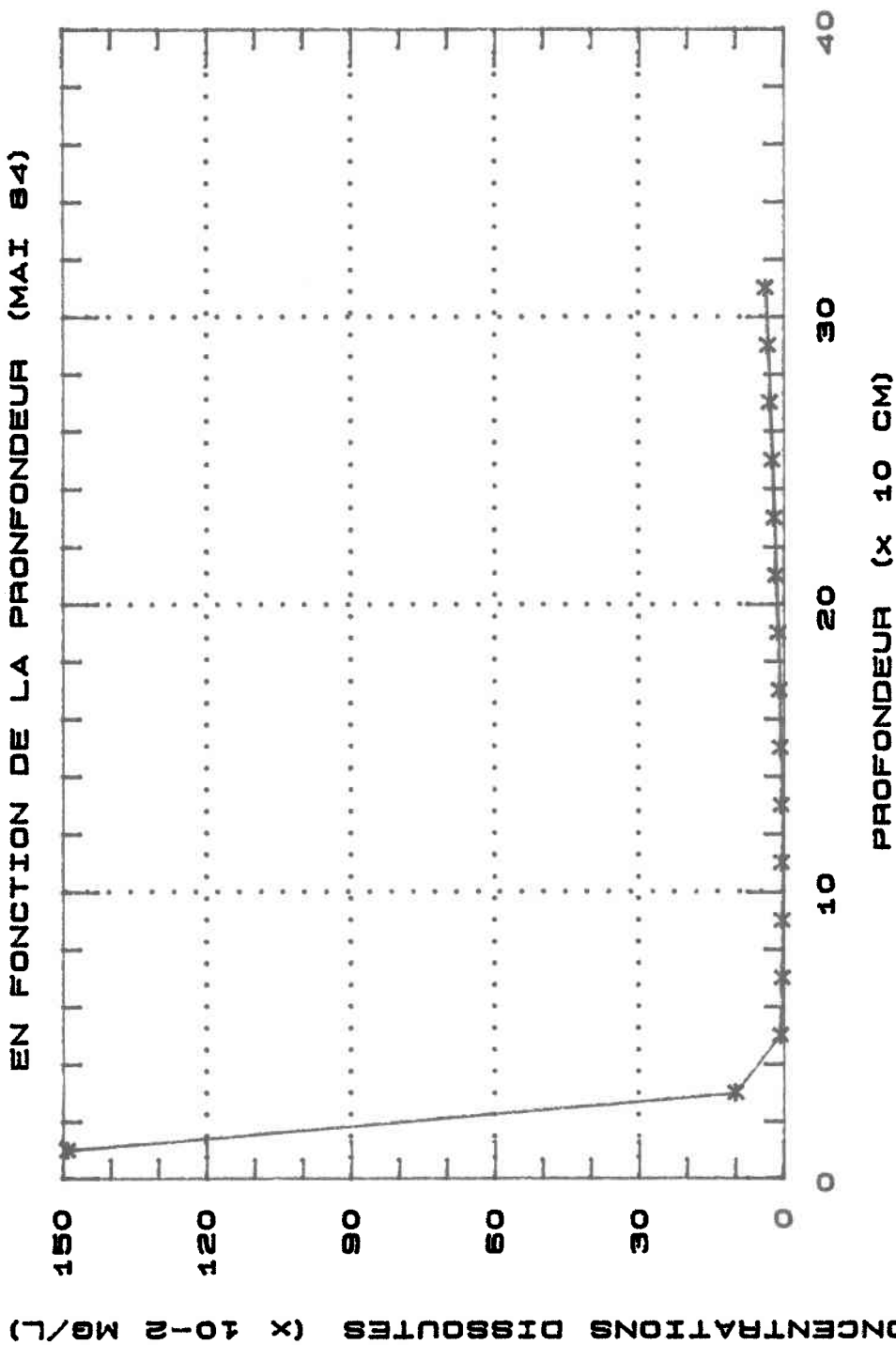


DEGRADATION DE L'ALDICARBE (kg/hec)
 EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (1984)



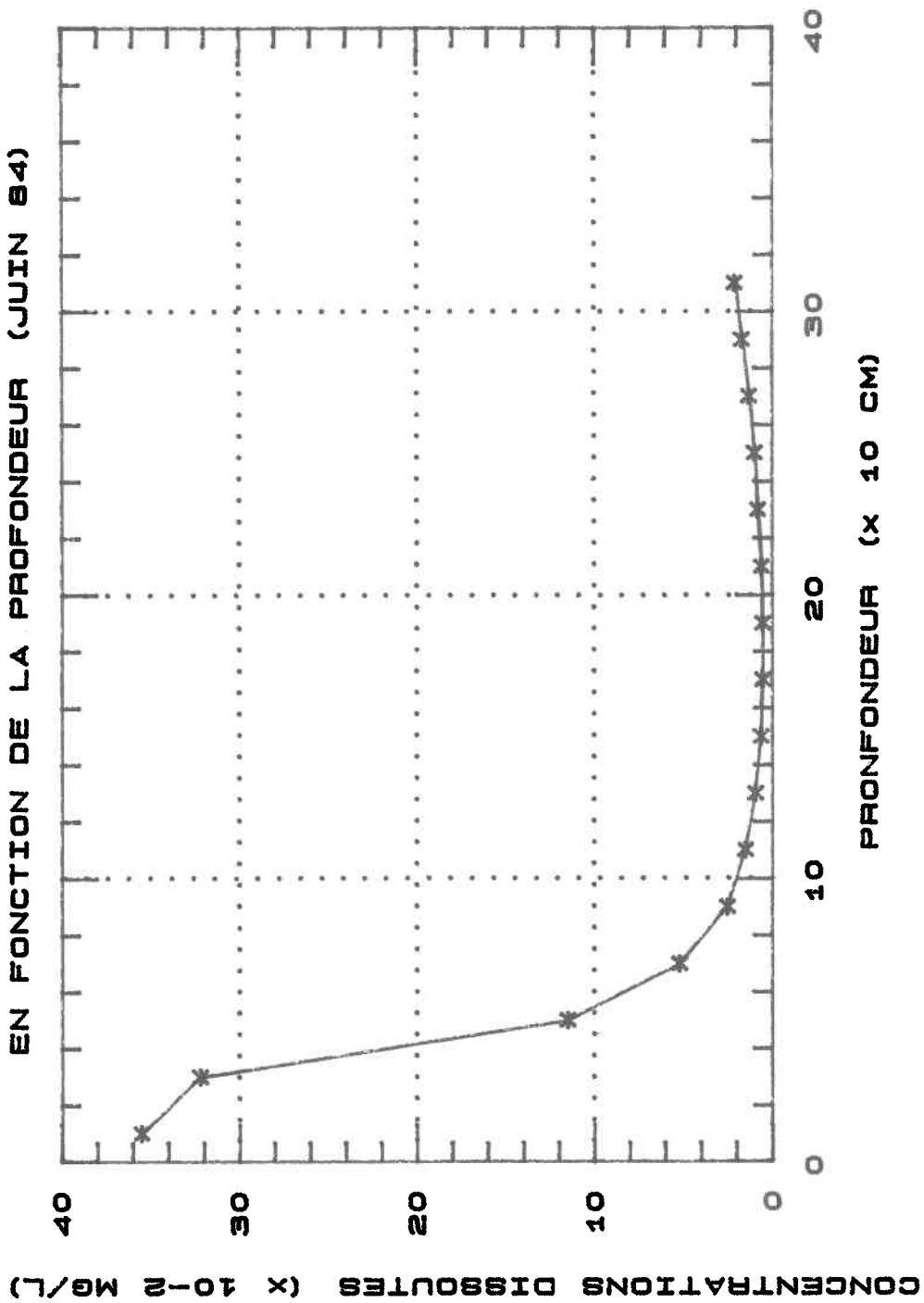
Annexe 12
 Graphique 1

CONCENTRATIONS DISSOUTES D'ALDICARBE
 EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (MAI 84)

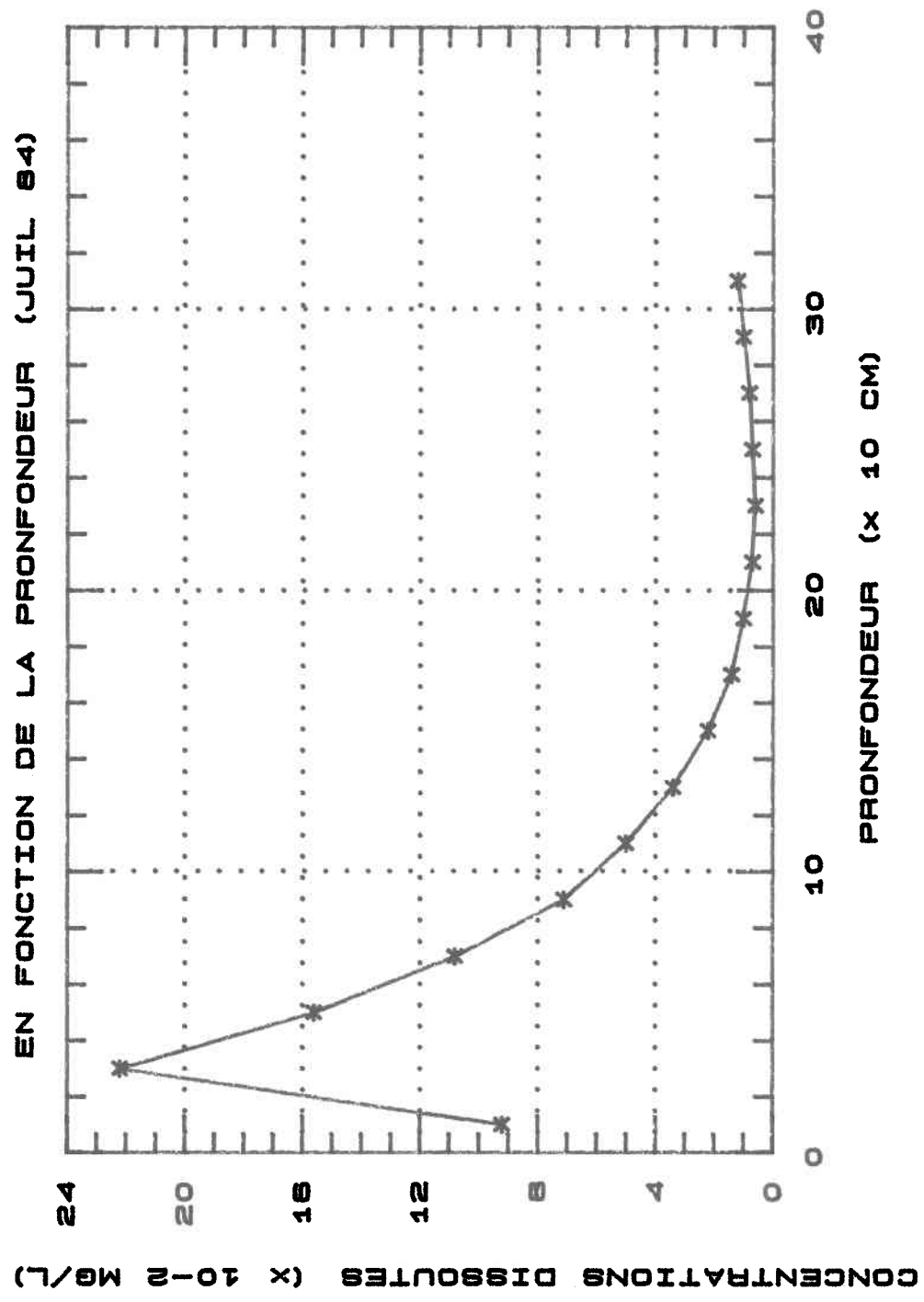


Annexe 12
 Graphique 2

CONCENTRATIONS DISSOUTES D'ALDICARBE
EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (JUNIN 84)

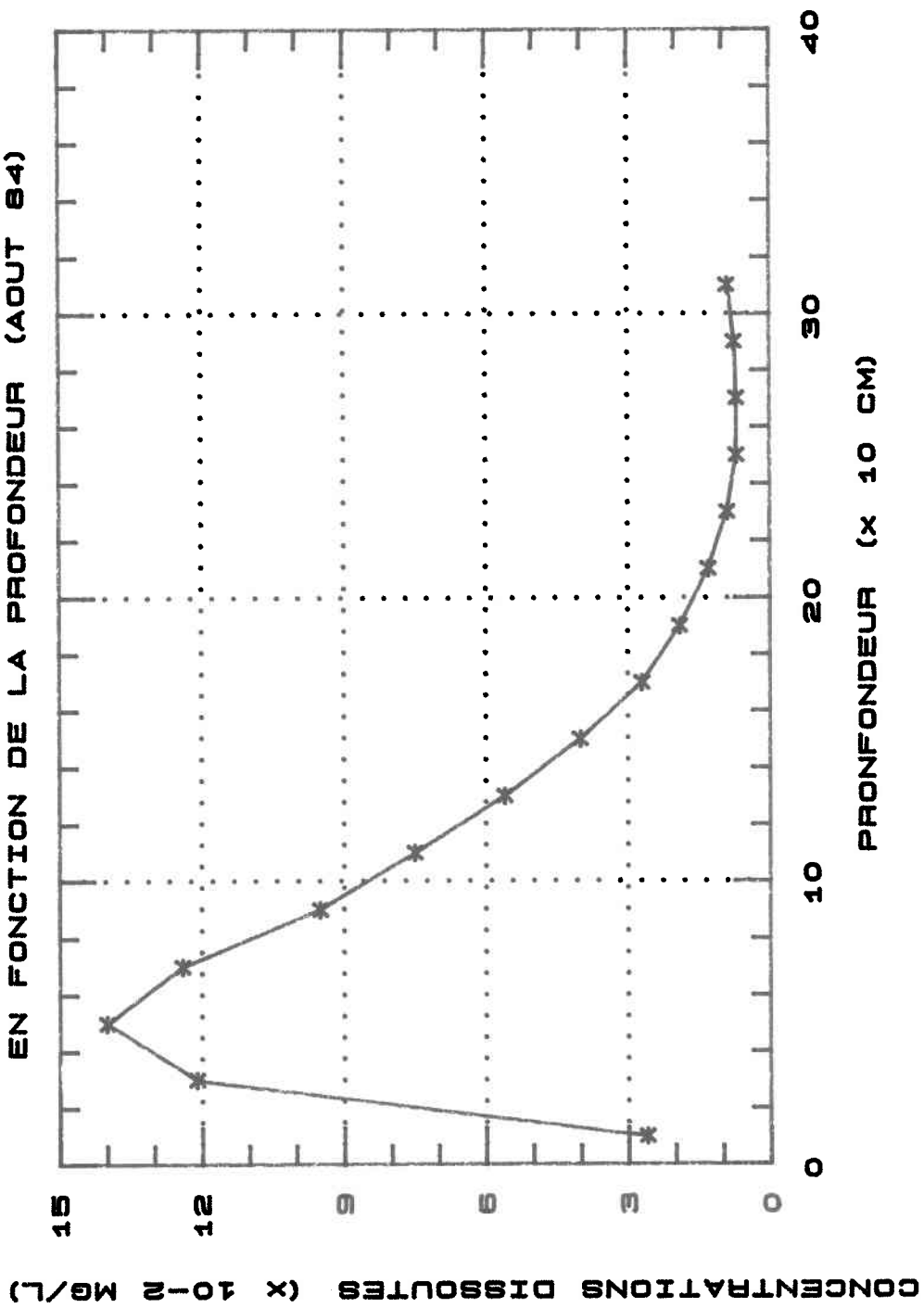


CONCENTRATIONS DISSOUTES D'ALDICARBE
 EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (JUIL 84)



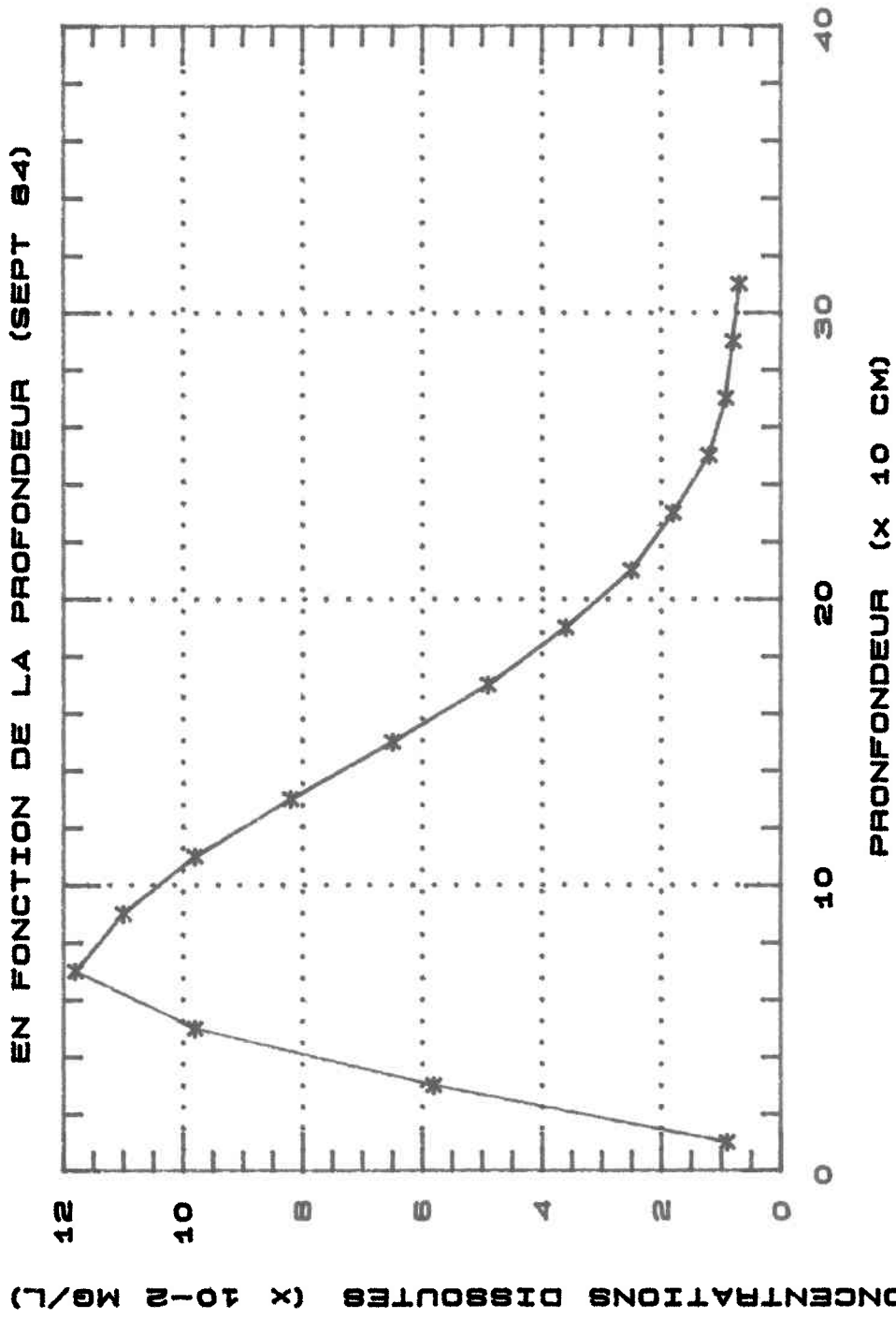
Annexe 12
 Graphique 4

CONCENTRATIONS DISSOUTES D'ALDICARBE
EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (AOUT 64)



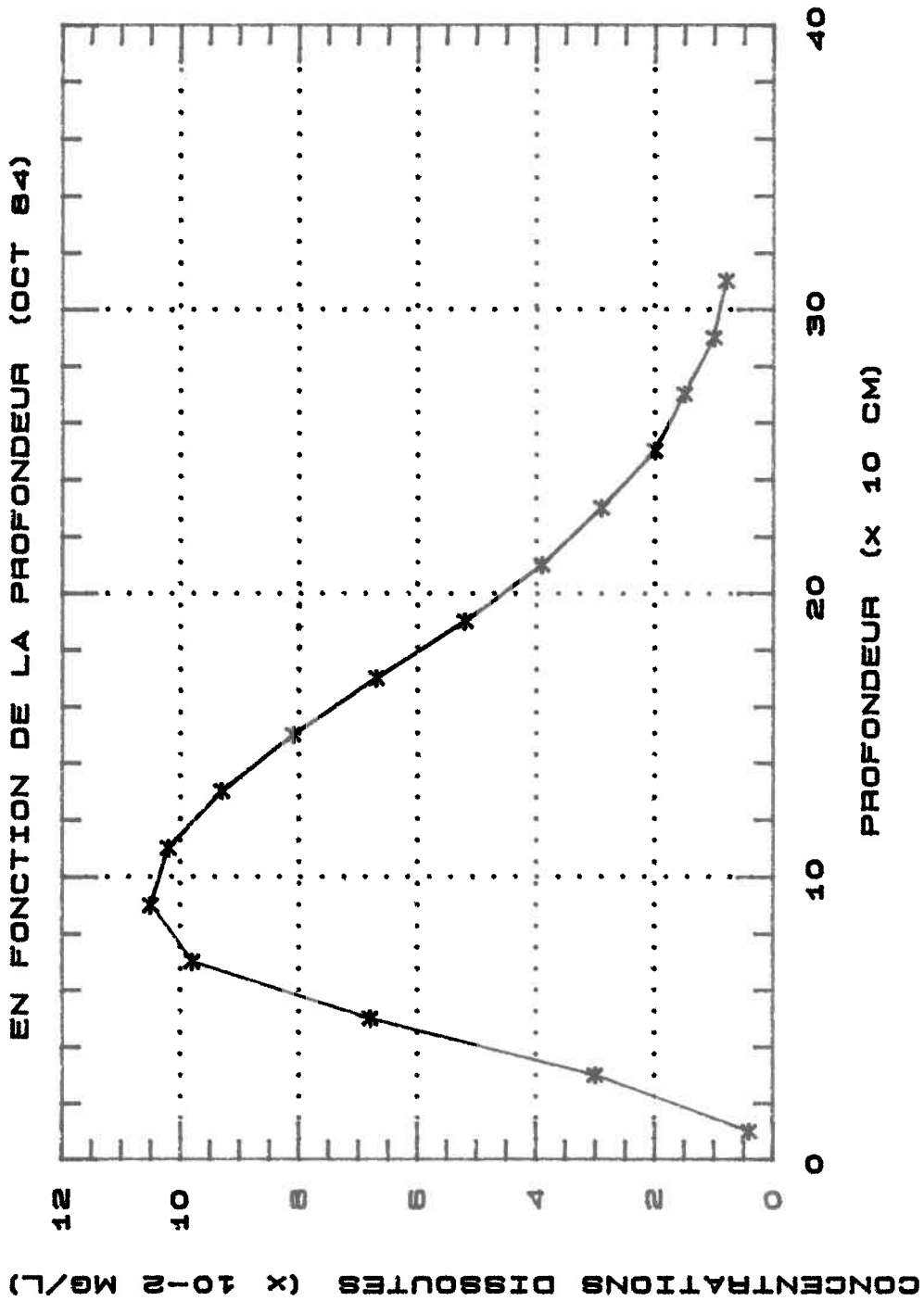
Annexe 12
Graphique 5

CONCENTRATIONS DISSOUTES D'ALDICARBE
EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (SEPT 64)



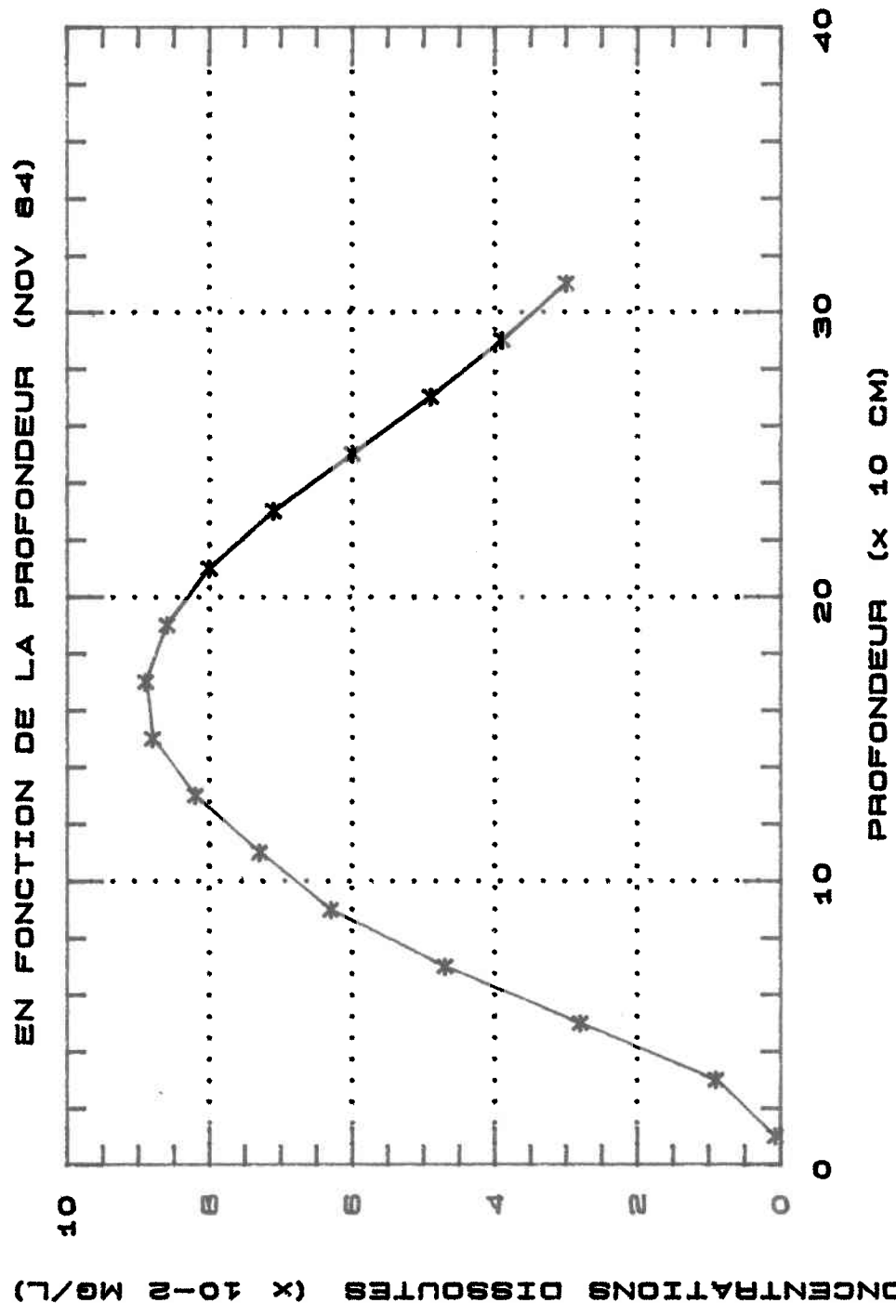
Annexe 12
Graphique 6

CONCENTRATIONS DISSOUTES D'ALDICARBE
EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (OCT 84)



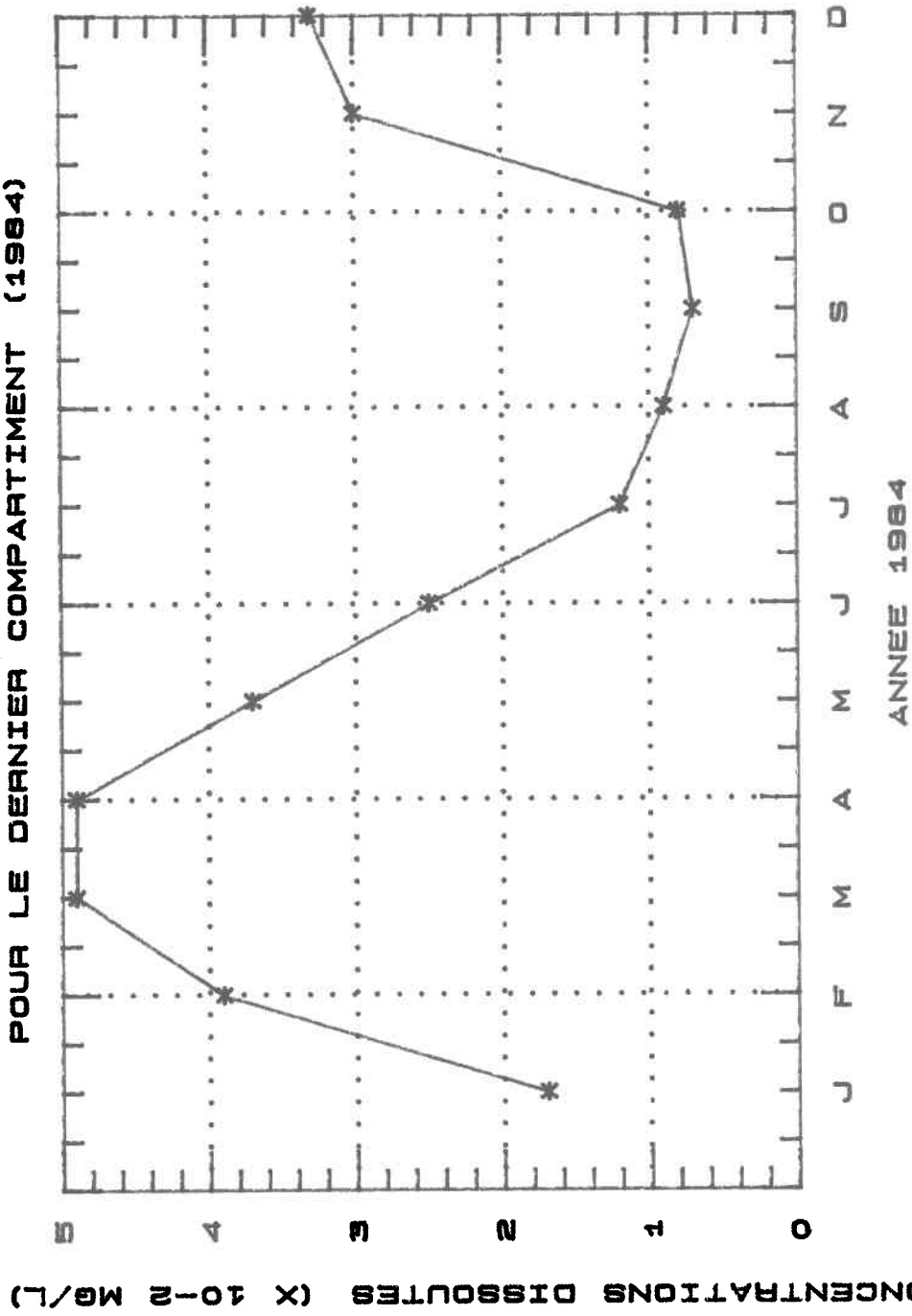
Annexe 12
Graphique 7

CONCENTRATIONS DISSOUTES D'ALDICARBE
EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (NOV 84)

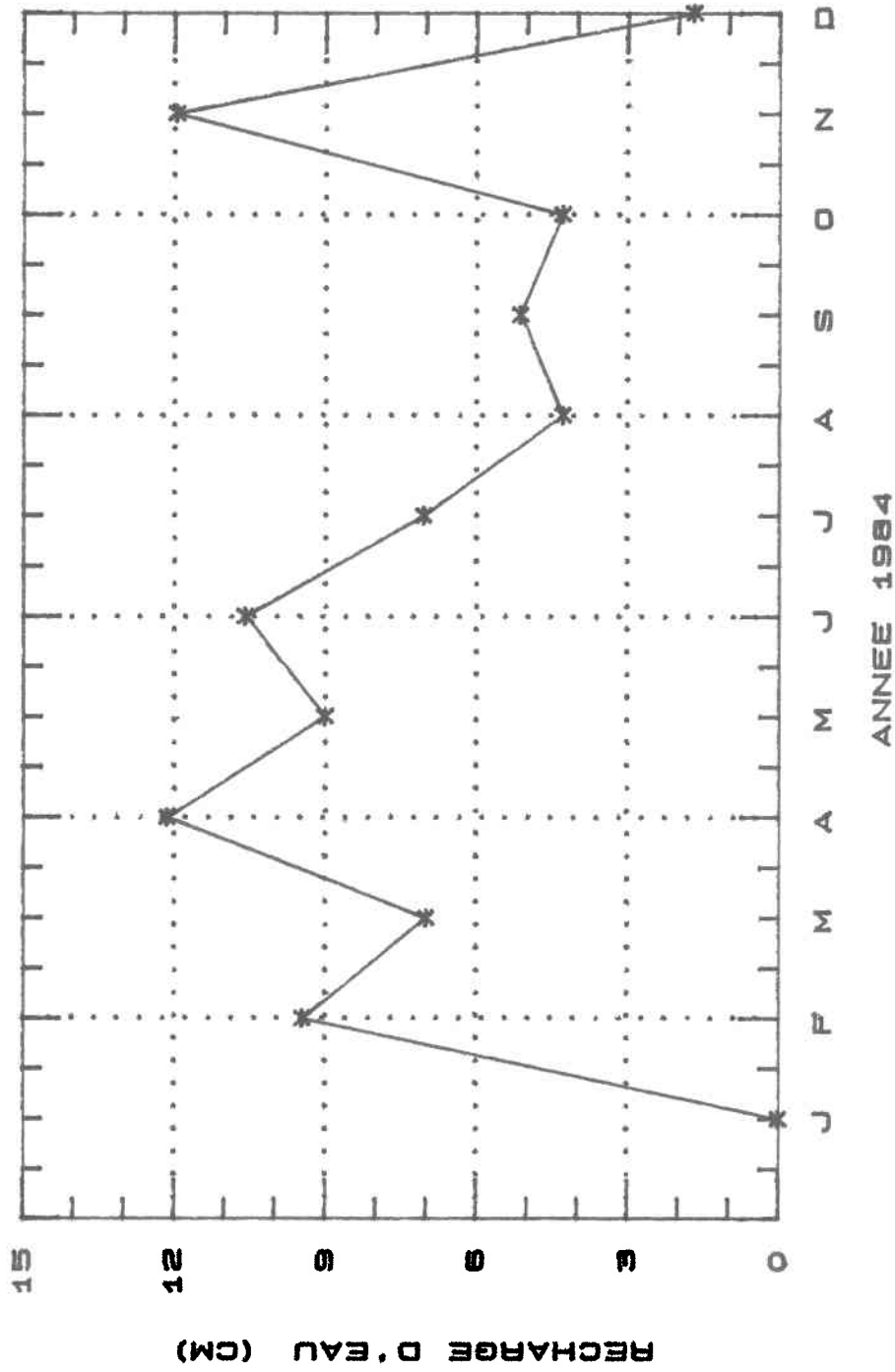


Annexe 12
Graphique 8

CONCENTRATIONS DISSOUTES D'ALDICARBE
POUR LE DERNIER COMPARTIMENT (1984)



RECHARGE D'EAU SOUS LA ZONE DE RACINES
 EN FONCTION DU MOIS DE L'ANNEE (1984)



Annexe 12
 Graphique 10

Annexe 13: Création du fichier de données (voir l'exemple à la fin du
texte)

Ligne 1: • Durée de la simulation. Selon les renseignements fournis par les producteurs de pomme de terre de Ste-Catherine, l'utilisation de l'aldicarbe remonte au début des années 80 jusqu'à aujourd'hui. De plus, il est possible d'obtenir les données météorologiques complètes concernant cette région jusqu'à la fin de l'année 1984, les données météorologiques de l'année 1985 n'étant pas encore compilées et disponibles. La période de simulation a donc été fixée à cinq ans, soit du début janvier 1980 jusqu'à la fin de décembre 1984.

Ligne 2: • Facteur d'évaporation. Facteur de fonte de neige. Valeur estimée de 0,45 selon le guide. Il a fallu l'augmenter à 0,6 pour rendre compte de la situation particulière du Québec où les précipitations sous forme de neige sont nettement plus abondantes.

- Indicateur du calcul de l'évaporation. Le chiffre 1 indiquant que les données concernant la température sont lues pour calculer l'évapotranspiration potentielle ET.

Profondeur minimum, en cm, où s'effectue l'évaporation (annexe 2).

- Indicateur de récolte initiale si la date du début de la simulation est avant la date d'émergence de la première récolte.
- Condition de surface après récolte (soit labouré, tige, ou résidus) correspondant aux indicateurs sans dimension 1, 2 ou 3).

Ligne 3

et 4: • Heures d'ensoleillement moyennes pour chaque mois. Estimées à partir de l'annexe 3 pour une latitude de 46°30' à Ste-Catherine de Portneuf.

Ligne 5 : Indicateur d'érosion. Si les pertes de pesticide dues à l'érosion ne sont pas calculées, l'indicateur est fixé à la valeur 0.

Ligne 6 : Nombre de récoltes effectuées dans la simulation.

Ligne 7

à 11 : Pour chacune des récoltes, on indique:

- Le chiffre correspondant à la récolte.
- Interception maximale de la précipitation due au feuillage. Pour les pommes de terre, cette valeur est très faible et a été fixée à la valeur 0 pour simplifier les calculs (annexe 4).
- Zone de racines actives maximum de la récolte (cm).
- Couverture aérienne maximale du feuillage à maturité (pourcentage). Fixé à 40 % pour les pommes de terre, cette valeur n'a aucune influence si le pesticide est appliqué en surface du sol.
- Condition de surface du sol après la récolte (1 = labouré, 2 = tiges, 3 = résidus). Pour les pommes de terre, cet indicateur prend la valeur 3.

- Codes chiffrés indiquant les conditions agricoles au moment des récoltes. Ces codes dépendent du type de culture considérée. Valeurs fixées à 77 67 72 pour les pommes de terre.

Ligne 12 : Nombre de périodes de récoltes dans la simulation.

Ligne 13

- à 17 : • Dates de l'émergence, de maturation et de récolte pour chacune des périodes.
- Numéro de la récolte pour chacune des périodes.

Ligne 18 : Nombre d'applications du pesticide.

Ligne 19

- à 23 : • Date d'application du pesticide (jour, mois, année).
- Quantité de pesticide utilisée (kg/hectare).
 - Profondeur à laquelle le pesticide a été enfoui dans le sol (cm).

Ligne 24 : Mode d'application du pesticide. La valeur 1 indiquant que le pesticide a été appliqué au sol seulement.

Ligne 25 : Informations concernant le sol où s'effectue la simulation.

- Profondeur totale de la colonne de sol (cm).

- Facteur d'efficacité de captage par les plantes. Cette valeur est comprise entre 0 et 1. La valeur 0 signifiant qu'il n'y a aucun captage par les plantes et la valeur 1 signifiant que le captage est simulé et est égal au taux de transpiration de la plante.
- Nombre total de réservoirs dans la colonne de sol.
- Indicateur de densité du sol. La valeur 0 signifie que la densité brute du sol est connue et entrée (voir ligne 27).
- Indicateur pour le calcul de la capacité au champ et du point de sécheresse. La valeur 1 signifie que la capacité au champ et le point de sécheresse ne sont pas connus et seront calculés.
- Indicateur pour le coefficient de partition sol/pesticide. La valeur 0 signifie que ce coefficient est connu et est entré (voir ligne 28).
- Indicateur de conditions de drainage. La valeur 0 indique que le drainage est très bon et s'effectue librement pour ce type de sol.

Ligne 26 : Nombre d'horizons du sol. Dépend des informations pédologiques recueillies sur le sol simulé.

Ligne 27

à 36 : Informations correspondant à chacun des horizons du sol.

- Ligne 27 :
- Chiffre de l'horizon du sol
 - Épaisseur de l'horizon du sol (cm).
 - Densité brute du sol.
 - Dispersion hydrodynamique. Cette valeur rend compte de la facilité qu'a le pesticide de s'étendre dans le sol à mesure de sa progression verticale. Ces valeurs sont typiquement très faibles. À moins d'avoir des informations précises concernant la dispersion dans le sol, cette valeur doit être fixée à 0.
 - Taux de dégradation dans l'horizon du sol. Pour l'aldicarbe ces valeurs sont comprises généralement dans une fourchette de valeurs passant de 0.0322 à 0.0116. Le taux de dégradation doit rendre compte des conditions de terrain. Au Québec, des températures très basses dans le sol nous forcent à utiliser des taux de dégradation très faibles, tout spécialement pour les horizons inférieurs (jours^{-1}).
 - Contenu initial en eau dans l'horizon du sol (cm^3/cm^3).
 - Paramètre de drainage du sol. Cette valeur est égale à 0 si le drainage est bon (voir ligne 25).

- Ligne 28 :
- Pourcentage de sable dans l'horizon du sol.
 - Pourcentage d'argile dans l'horizon du sol.
 - Contenu en carbone organique dans l'horizon du sol en pourcentage.
 - Coefficient de partition (KD) du sol pour chacun des horizons ($\text{cm}^3 \text{ g}^{-1}$)

Différentes méthodes de détermination de la valeur du coefficient de distribution (K_D) sont proposées par les concepteurs du modèle.

On détermine le K_D en utilisant la relation suivante:

$$K_D = \frac{K_{OC} \times \% \text{ carbone organique}}{100} \quad (32)$$

Il faut donc d'abord et avant tout évaluer le K_{OC} (coefficient de distribution du carbone organique). On peut l'évaluer soit par la solubilité du pesticide, soit par le K_{OW} (coefficient de distribution octanol-eau).

Le modèle PRZM mentionne trois méthodes de détermination du K_{OC} utilisant la solubilité et une autre utilisant le K_{OW} .

L'annexe 5 décrit chacune de ces méthodes.

Soulignons en premier lieu que Lyman et al., (1982) ont remarqué que Chiou et al., ont établi une fonction de régression pour K_{OM} (coefficient de distribution de la matière organique) et non pour le K_{OC} . Utilisant le facteur de conversion tel que:

$$K_{OM} = \frac{K_{OC}}{1,724} \quad (33)$$

Lyman et al., (1982) indiquent alors:

$$\log K_{OC} = 4.277 - (0,557 \log SOL) \quad (34)$$

Cette dernière expression aurait donc due être celle utilisée par le modèle PRZM, qui utilise plutôt une fonction de régression établie pour K_{OM} .

De plus, les fonctions de régression ont été établies à partir de l'étude de divers composés.

Ainsi, pour les méthodes PCMC1 et par K_{OW} , on a utilisé 10 composés aromatiques ou polynucléaires aromatique dont 2 composés organochlorés (Karickhoff et al., 1979). Pour la méthode PCMC2, on a utilisé une grande variété de composé (106 au total) dont la plupart sont des pesticides (Kenaga et Goring, 1978). Enfin, pour la méthode PCMC3, on a utilisé 15 composés comprenant des BPC (biphényles polychlorés), des pesticides organochlorés et des hydrocarbures chlorés.

On peut également ajouter que la solubilité de l'aldicarbe exprimée en mg/l, selon la méthode PCMC2, entre parfaitement bien dans l'intervalle de confiance établie pour la fonction de régression de cette méthode. D'autre part, la grande variété des produits utilisés pour établir la fonction de régression ajoute un poids supplémentaire à la validité de la méthode PCMC2.

Pour toutes ces raisons nous avons utilisé la méthode PCMC2 pour évaluer les valeurs de K_D dans le fichier de données et ceci pour chacun des horizons du profil du sol.

- Ligne 37 : • Indicateur du niveau de pesticides initial contenu dans le sol. S'il n'y a aucune quantité initiale de pesticide dans le sol au début de la simulation, alors l'indicateur est fixé à 0.
- Indicateur d'unités lié à l'indicateur précédent.

- Ligne 38 : • Indicateur des résultats hydrologiques. WATR est inséré si l'on désire avoir les résultats hydrologiques.

- Pas de temps des résultats. Trois options sont disponibles: DAY, pour des résultats quotidiens, MNTH, pour des résultats mensuels et YEAR, pour des résultats annuels.

Exemple: En inscrivant le chiffre 2, on obtient des résultats à tous les 2 réservoirs, ce qui veut dire que l'on aura des réponses pour les réservoirs 3, 5, 7, jusqu'à 31 puisqu'il y a 31 réservoirs dans le profil de sol (voir ligne 25).

- Indicateur de résultats de pesticides. PEST est inséré lorsque l'on veut obtenir des informations concernant la migration de masse des pesticides.
- Pas de temps des résultats de pesticides.
- Fréquence de réponse
- Indicateur de concentration de pesticides. CONC est inséré lorsque l'on désire avoir les résultats des concentrations de pesticides.
- Pas de temps des résultats de concentrations de pesticides.
- Fréquence de réponse.
- Fréquence des résultats des réservoirs.

Ligne 39

et 40 : Indications concernant les façons de présenter les résultats.

Exemple de fichier de données

SIMULI

Tuesday, September 2, 1986

Ligne

```

** simulation no: 2, pesticide aldicarbe, Ste-Catherine de
   Portneuf**
1   010180      311284
*** parametres hydrologiques ****
2   0.800      0.600      1      10.0      1      3
3   8.800     10.100     11.70     13.35     14.80     15.50
4   15.15     14.35     12.30     10.65     9.45     8.40
5   0
6   5
7   1      0.0      45.0      40.0      3      77      67      72
8   2      0.0      45.0      40.0      3      77      67      72
9   3      0.0      45.0      40.0      3      77      67      72
10  4      0.0      45.0      40.0      3      77      67      72
11  5      0.0      45.0      40.0      3      77      67      72
12  5
13  050680    300880    150980      1
14  050681    300881    150981      1
15  050682    300882    150982      1
16  050683    300883    150983      1
17  050684    300884    150984      1
*** parametres du pesticide ****
18  5
19  150580      2.24      1.0
20  150581      2.24      1.0
21  160582      2.24      1.0
22  150583      2.24      1.0
23  150584      2.24      1.0
24  1
*** parametres du sol, sable Morin ****
25  310.0      1.0      31      0      1      0      0
26  5
27  1      20.0      1.33      0.0      0.0139  0.111  0.0
28      91.0      1.0      1.510  0.551
29  2      10.0      1.33      0.0      0.0124  0.180  0.0
30      87.0      0.0      1.270  0.463
31  3      10.0      1.23      0.0      0.0119  0.120  0.0
32      88.0      0.0      2.200  0.803
33  4      40.0      1.47      0.0      0.0020  0.101  0.0
34      96.0      1.0      0.440  0.161
35  5      230.0     1.51      0.0      0.0020  0.075  0.0
36      96.0      0.0      0.150  0.055
37  0      0
38  WATR      MNTH      2      PEST      MNTH      2 CONC      MNTH      2
39  1
40  TPST      TCUM      31      1.0

```