

**ANALYSE COMPARATIVE DE
MODÈLES DE DEVENIR DES
PESTICIDES À L'ÉCHELLE DES
BASSINS VERSANTS**

Rapport de recherche N° R-791

1^{er} mars 2005



Analyse comparative de modèles de devenir des pesticides à l'échelle des bassins versants

Rapport final

Centre Saint-Laurent (CSL) – Environnement Canada (EC)

Préparé par :

Alain N. Rousseau, Ph.D., ing.
Pierre Lafrance, D. d'État Sc. Phys.
Renaud Quilbé, D.Sc.
Jean-Pierre Villeneuve, D.Sc.

Centre Eau, Terre et Environnement
Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE)
490, rue de la Couronne, Québec (QC), G1K 9A9

Rapport N° R-791

1^{er} mars 2005

© Alain N. Rousseau, 2005

ISBN : 2-89146-456-7

RÉSUMÉ

Dans le cadre du programme INÉNA, Environnement Canada (EC) cherche à définir des normes de performances agro-environnementales idéales (NPI) et atteignables (NPA) qui serviront de cadre de référence pour le secteur agricole afin de mieux jauger sa performance environnementale et orienter les actions pour l'améliorer, notamment la mise en œuvre et le développement de pratiques de gestion bénéfiques (PGB). Si les NPI sont basés sur des considérations écotoxicologiques, les NPA seront définis à l'aide d'outils de modélisation. L'application de ce(s) modèle(s) devra permettre de développer les NPA par bassin versant.

Ce rapport présente d'abord les principes de la modélisation à l'échelle du bassin versant ainsi que les processus impliqués dans le devenir des pesticides à cette échelle et les spécificités de l'application à l'échelle pancanadienne. Cela représente en effet un défi important du fait de la variété des conditions climatiques, topographiques, pédologiques et agronomiques, mais aussi de l'indisponibilité de certaines données requises pour l'application et le calage des modèles. Sur la base d'une revue de littérature, trente-sept modèles de devenir de pesticides existants à l'échelle du bassin versant sont inventoriés et décrits en fonction des informations disponibles. Cet inventaire a permis de mettre en évidence une grande variété de modèles et d'outils d'aide à la décision avec des caractéristiques très différentes. Une analyse comparative des vingt modèles les plus pertinents est réalisée afin de comparer leurs caractéristiques et de les mettre en perspective avec les besoins du projet. L'analyse multicritère est basée sur les caractéristiques de modélisation, les variables de sortie, l'applicabilité du modèle, les PGB pouvant être pris en compte et enfin les facilités d'utilisation. Il ressort de cette analyse que la grande majorité des modèles satisfont les critères de modélisation et d'applicabilité, et se différencient surtout par rapport aux variables de sortie, à la prise en compte des PGB et aux facilités d'utilisation. Ce travail a permis de mettre en évidence plusieurs modèles qui pourraient être utilisés dans le développement des normes de performance : BASINS, SWAT, MIKE SHE, HSPF et GIBSI.



TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES ACRONYMES	XV
1 INTRODUCTION.....	1
2 MODÉLISATION DU DEVENIR DES PESTICIDES.....	3
2.1 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE MODÉLISATION.....	3
2.1.1 Processus naturels modélisés	3
2.1.2 Les grands types de modèles.....	4
2.1.3 Les approches de modélisation	5
2.1.4 Les échelles spatiales	7
2.2 MODÈLES À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT : FONCTIONNEMENT ET UTILISATION.....	8
2.2.1 Approches de modélisation et discrétisation de l'espace.....	9
2.2.2 Utilisation et applications	12
3 SPÉCIFICITÉS DE L'APPLICATION DES MODÈLES AU CANADA.....	13
3.1 LES SPÉCIFICITÉS RÉGIONALES.....	13
3.2 DISPONIBILITÉ DES DONNÉES À L'ÉCHELLE PANCANADIENNE.....	16
3.2.1 Modèles numériques d'altitude.....	16
3.2.2 Les cartes de sol.....	17
3.2.3 Occupation du sol	18

3.2.4	Pratiques agricoles : types de pesticides, dates et taux d'application, mode d'incorporation, <i>etc.</i>	18
3.2.5	Variables météorologiques (précipitations, température, rayonnement solaire)	18
3.2.6	Pesticides : paramètres physico-chimiques.....	19
3.2.7	Données de débit et de concentration de pesticides en rivière et dans les eaux souterraines	19
4	INVENTAIRE DES MODÈLES	23
4.1	MÉTHODE ET RESSOURCES UTILISÉES POUR LA RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE	23
4.2	MODÈLES À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT.....	24
4.2.1	Critères retenus pour la description des modèles.....	24
4.2.2	Inventaire des modèles.....	27
4.3	MODÈLES À L'ÉCHELLE PARCELLAIRE	32
4.4	CONCLUSION	33
5	ANALYSE COMPARATIVE DES MODÈLES.....	35
5.1	UNE PREMIÈRE SÉLECTION DE MODÈLES	35
5.2	ANALYSE COMPARATIVE DES MODÈLES	36
5.2.1	Les modèles distribués dynamiques et à base physique	37
5.2.2	Les modèles de fugacité	40
5.3	ANALYSE DES MODÈLES EN REGARD DES BESOINS DE L'ÉTUDE.....	40
5.3.1	Pertinence des modèles en regard des critères principaux.....	41
5.3.2	Analyse comparative par une méthode multicritère	44
5.3.3	Présentation et comparaison des modèles répondant le mieux aux critères	51
5.4	APPLICATION DES MODÈLES POUR FAIRE LE LIEN ENTRE PGB ET CRITÈRES DE QUALITÉ D'EAU.....	57
5.4.1	Application de BASINS pour évaluer l'effet de PGB sur les concentrations en pesticides dans les eaux de surface	57

5.4.2 Application de GIBSI pour évaluer l'effet de PGB sur les concentrations en phosphore.....	60
5.4.3 Utilisation des modèles pour définir les NPA.....	64
5.5 RECOMMANDATIONS POUR LE CHOIX ET L'APPLICATION D'UN OU DE PLUSIEURS MODÈLE(S).....	66
5.5.1 Prochaines étapes proposées pour le choix du ou des modèle(s).....	66
5.5.2 Travail nécessaire pour l'application d'un modèle.....	67
5.5.3 Possibilités d'application envisageables.....	70
5.5.4 Une approche concertée et intégrée.....	71
6 CONCLUSION.....	73
7 RÉFÉRENCES.....	75
ANNEXE A. PROCESSUS DE DEVENIR DES PESTICIDES.....	93
ANNEXE B. FICHES DESCRIPTIVES DES MODÈLES À L'ÉCHELLE DES BASSINS VERSANTS.....	105
ANNEXE C. RÉSULTATS DÉTAILLÉS DE L'ANALYSE MULTICRITÈRE.....	181
ANNEXE D. PROCÈS VERBAL DE LA RÉUNION DU 4 OCTOBRE 2004.....	189
ANNEXE E. PRÉSENTATION DE ROUSSEAU <i>ET AL.</i> RÉALISÉE LORS DE L'ATELIER DE TRAVAIL TENU À MONTRÉAL (9 ET 10 FÉVRIER 2005).....	195



LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Diagramme schématique de la relation entre la complexité du modèle, la disponibilité des données et la performance prédictive (tiré de Grayson et Blöschl [2000])	6
Figure 2.2 : Représentation schématique de la relation entre l'échelle spatiale et le pas de temps de calcul des modèles.....	8
Figure 2.3 : Schématisation des unités spatiales de simulation pour le modèle GIBSI (Villeneuve <i>et al.</i> , 1998; Rousseau <i>et al.</i> , 2000a)	10
Figure 2.4 : Exemple de discrétisation d'un bassin versant en unités spatiales de simulation : cas de la partie aval du bassin de la rivière Chaudière (Québec) par le système d'aide à la décision GIBSI [Villeneuve <i>et al.</i> , 1998; Rousseau <i>et al.</i> , 2000a].....	10
Figure 2.5 : Représentation des processus et discrétisation de l'espace par le modèle MIKE SHE (source : www.dhisoftware.com/mikeshe)	11
Figure 2.6 : Illustration des principales composantes de TOPMODEL (tiré de Robson <i>et al.</i> [1995])	12
Figure 3.1 : Carte des écozones du Canada (Source : Environnement Canada, ww.ec.gc.ca/soer-ree).....	14
Figure 3.2 : Carte des précipitations totales annuelles au Canada (tirée de Coote et Gregorich [2000])	15
Figure 3.3 : Carte du ruissellement annuel moyen au Canada (tirée de Coote et Gregorich [2000])	15
Figure 3.4 : Régions canadiennes couvertes par les DNEC 1:250 000 et 1:50 000 en date du 1 ^{er} janvier 2005 (GeoBase®)	17
Figure 5.1 : Représentation des résultats de l'analyse multicritère. Les modèles sont classés par ordre décroissant selon leur score total (rapporté à 100).....	49

Figure 5.3 : Représentation des résultats de l'analyse multicritère en donnant la même importance à chacune des cinq classes de critères. Les modèles sont classés par ordre décroissant selon leur score total (rapporté à 100)	50
Figure 5.5 : Résultats de l'analyse multicritère pour chacune des cinq classes de critère	51
Figure 5.7 : Performance des cinq modèles en regard des cinq classes de critères	53
Figure 5.9 : Représentation des cinq modèles sur le diagramme reliant la complexité des modèles, la disponibilité des données requises et la performance prédictive des modèles.....	54
Figure 5.11 : Bassin versant de Walnut Creek (tiré du site Internet www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS).....	58
Figure 5.13 : Fenêtre de gestion des PGB dans BASINS (issue du modèle HSPF). Cas de l'implantation de mares tampon sur 50% du territoire (tiré du site Internet www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS).....	58
Figure 5.15 : Fenêtre de BASINS pour définir le facteur d'efficacité de chaque PGB vis-à-vis de chaque paramètre de qualité de l'eau. Exemple de l'implantation d'une mare tampon (tiré du site Internet www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS).....	59
Figure 5.17 : Analyse fréquentielle des concentrations en atrazine et métolachlor pour chaque scénario testé (tiré du site Internet www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS).....	60
Figure 5.19 : Bassin versant de la rivière Chaudière et sous-bassin de la rivière Beaurivage (tiré de Bédard <i>et al.</i> [1998]).....	61
Figure 5.21 : Fenêtre de gestion des attributs agricoles dans GIBSI (définition de la règle de fertilisation).....	62
Figure 5.23 : Carte des probabilités de dépassement du critère de qualité d'eau pour le phosphore total, pour la période et l'usage de l'eau considérés (tirée de Villeneuve <i>et al.</i> [2004b])	63
Figure 5.25 : Courbes de probabilité de dépassement de concentrations en phosphore total au tronçon 1714 et pour la période de simulation pour (a) le scénario	

prenant en compte le REA et (b) le scénario de référence (tiré de Villeneuve <i>et al.</i> [2004b]).....	63
Figure 5.27 : Diagramme des différentes étapes pour l'application d'un modèle sur un bassin versant.....	69
Figure 5.29 : Représentation des différentes échelles spatiales de modélisation.....	71
Figure A.1 : Représentation des principaux processus responsable du devenir des pesticides dans l'environnement (d'après Sarmah <i>et al.</i> [2004]).	97
Figure C.1 : Représentation des scores obtenus par chaque modèle.....	187



LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 : Résumé des principales caractéristiques des modèles	29
Tableau 5.1 : Importance relative des différents critères de sélection.....	45
Tableau 5.3 : Résultats de l'analyse multicritère des 20 modèles.....	48
Tableau 5.5 : Comparaison des principales caractéristiques des cinq modèles ayant obtenu le meilleur score.....	55
Tableau B.1 : ACTMO	106
Tableau B.2 : ADAPT	108
Tableau B.3 : AnnAGNPS.....	110
Tableau B.4 : ARM.....	112
Tableau B.5 : BASINS	114
Tableau B.6 : CatchIS	116
Tableau B.7 : CHEMCAN.....	118
Tableau B.8 : CHEMGL.....	120
Tableau B.9 : C P M.....	122
Tableau B.10 : DRIPS	124
Tableau B.11 : DWSM.....	126
Tableau B.12 : EPA Screening Procedures	128
Tableau B.13 : GeoPEARL	130
Tableau B.14 : GERIQUEAU	132
Tableau B.15 : GIBSI	134
Tableau B.16 : HSPF	136

Tableau B.18 : IWMM	138
Tableau B.18 : LWWM	140
Tableau B.19 : MHYDAS.....	142
Tableau B.20 : MIKE SHE	144
Tableau B.21 : Le Modèle de Régression	146
Tableau B.22 : NELUP	148
Tableau B.23 : NPS	150
Tableau B.24 : POLA.....	152
Tableau B.25 : POPPIE.....	154
Tableau B.26 : PRM	156
Tableau B.27 : SEPTWA	158
Tableau B.30 : SHETRAN.....	160
Tableau B.29 : SoilFug	162
Tableau B.30 : SURFACE.....	164
Tableau B.31 : SWAM.....	166
Tableau B.33 : SWAT.....	168
Tableau B.33 : UP.....	170
Tableau B.34 : WARMF	172
Tableau B.35 : WASCH	174
Tableau B.36 : WATERWARE.....	176
Tableau B.37 : WINGÉO	178
Tableau C.1 : Chiffrier détaillé de l'analyse multicritère.....	182

LISTE DES ACRONYMES

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
BIRSQ	Banque d'Informations Référentielles sur les Sols Québécois
BNDS	Base Nationale de Données sur les Sols
CSL	Centre Saint-Laurent
DBO	Demande Biochimique en Oxygène
DNEC	Données Numériques d'Élévation du Canada
EC	Environnement Canada
INÉNA	Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales
INRS-ETE	Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MENV	Ministère de l'Environnement du Québec
MRNFP	Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec
NAHARP	National Agri-Environmental Health Analysis and Reporting Program
NPA	Normes de Performance Agro-environnementale Atteignables
NPI	Normes de Performance Agro-environnementale Idéales
PGB	Pratiques de Gestion Bénéfique
RMCQ	Réseau Météorologique Coopératif
SOPFEU	Société de Protection des Forêts contre le Feu
TMDL	Total Maximum Daily Load
USDA	United States Department of Agriculture
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
WEBS	Evaluation of Beneficial management practices

Pour les acronymes des modèles, voir les tableaux à l'Annexe B.

1 INTRODUCTION

Environnement Canada (EC) a été mandaté par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) pour diriger l'Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales (INÉNA). Le rôle d'EC consiste à définir des normes de performances agro-environnementales idéales (NPI) et atteignables (NPA) qui serviront de cadre de référence pour le secteur agricole afin de mieux jauger sa performance environnementale et orienter les actions pour l'améliorer, notamment la mise en œuvre et le développement de pratiques de gestion bénéfiques (PGB¹). Si les NPI sont basés sur des considérations écotoxicologiques, les NPA correspondent à un niveau de concentration qui peut être atteint en mettant en place des mesures de gestion, des pratiques agricoles et des technologies disponibles, et doivent être définis à l'aide d'outils de modélisation. Cela nécessite donc la sélection d'un ou plusieurs modèles pouvant être utilisés pour le développement des normes de performance pour les pesticides à l'échelle d'un bassin versant. Au sein de ce projet, le Centre Saint-Laurent (CSL) a pour rôle d'évaluer les différents outils de modélisation du transport de pesticides à l'échelle du bassin versant, pour ensuite sélectionner le ou les modèle(s) le(s) plus approprié(s) afin de développer les NPA.

C'est dans ce contexte que le CSL a signé une entente de collaboration avec l'INRS-ETE. L'objet de cette entente est d'identifier, à l'aide d'une revue de littérature des articles scientifiques, les modèles et approches existants qui établissent la relation entre l'hydrologie, le transport des pesticides et la contamination des eaux de surface et souterraines à l'échelle des bassins versants.

Un rapport d'étape a été remis le 9 novembre 2004 avec un premier inventaire des modèles existants, une description des processus naturels et des grands principes de modélisation du devenir des pesticides dans l'environnement. Pour ce rapport final, l'inventaire et la description des modèles ont été complétés, et une analyse comparative des modèles les plus pertinents a été réalisée afin de proposer un ou plusieurs modèles répondant aux objectifs de l'étude.

¹ Les PGB sont les pratiques agricoles qui intègrent les connaissances et techniques agricoles les plus actuelles à propos de la conservation du sol, de la gestion des systèmes de cultures, des pesticides et de l'eau sans compromettre la productivité économique au niveau de la ferme.

Après avoir présenté brièvement au Chapitre 2 les grands principes de la modélisation du devenir des pesticides, les spécificités de l'application des modèles au Canada sont présentées au Chapitre 3, l'inventaire des modèles existants est détaillé au Chapitre 4 et à l'Annexe B. L'analyse comparative des modèles fait l'objet du Chapitre 5, les résultats détaillés étant présentés à l'Annexe C. Une description des principaux processus intervenant dans le devenir des pesticides à l'échelle des bassins versants est présentée à l'Annexe A. Le compte rendu de la première réunion qui s'est tenu le 4 octobre 2004 à Québec est présenté à l'Annexe D, tandis que l'Annexe E présente la communication de l'INRS-ETE (Rousseau *et al.*) faite à l'atelier de travail organisé par EC à Montréal les 9 et 10 février 2005.

2 MODÉLISATION DU DEVENIR² DES PESTICIDES

2.1 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE MODÉLISATION

Les **modèles** sont des représentations mathématiques des processus qui contrôlent les modes d'émission, de transport et/ou d'impact des contaminants sur les écosystèmes. De nombreux modèles ont été développés pour simuler le devenir de ces contaminants dans l'environnement. Ils permettent d'abord d'évaluer l'état d'un système. Dans le cas des pesticides, les coûts d'analyse très élevés ainsi que le grand nombre de molécules actives utilisées en agriculture limitent l'acquisition extensive de données sur le terrain et rendent le développement et l'application des outils de modélisation particulièrement intéressants et utiles. Les modèles permettent d'autre part de réaliser une évaluation prédictive de l'effet de certaines modifications dans les paramètres ou les données d'entrée sur les variables de sortie, par exemple l'influence de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau. Ils sont utilisés à ce titre dans toutes les démarches d'analyse de risques de contamination des sols et des écosystèmes aquatiques.

2.1.1 Processus naturels modélisés

La première étape dans le développement ou le choix d'un modèle consiste à comprendre les processus physiques, chimiques et biologiques à modéliser, et ce, selon l'état actuel des connaissances. Les principaux processus intervenant dans le devenir des pesticides dans les sols agricoles et vers les milieux aquatiques sont décrits à l'Annexe A. Certains de ces processus, qui conditionnent grandement le devenir des pesticides (comme la dégradation), sont systématiquement pris en compte par tous les modèles. D'autres processus sont parfois négligés (par exemple la volatilisation). Cela permet une simplification du modèle mais ceci a pour conséquence de limiter ses possibilités d'application (par exemple, si le processus de volatilisation est négligé, le modèle est beaucoup moins pertinent pour les composés plus volatils).

² Conformément à la terminologie utilisée à l'Annexe A, le terme « devenir » est utilisé tout au long de ce document pour désigner l'ensemble des processus de transport, d'atténuation et de dissipation des pesticides dans l'environnement.

Certains modèles simulent uniquement les processus survenant en surface du sol, et d'autres les processus d'infiltration et de contamination des eaux souterraines (voir par exemple Eason *et al.* [2004] pour la modélisation de la contamination des nappes phréatiques à grande échelle). Dans certains cas, la modélisation des processus de devenir et l'évaluation de l'exposition (concentrations en pesticides dans les sols et les eaux) sont complétées par une modélisation des impacts écotoxicologiques afin d'évaluer les impacts sur le milieu (voir par exemple les modèles CalTOX [McKone et Enoch, 2002] et SimpleBox [Brandes *et al.*, 1996], ou encore l'approche de Sanchez-Bayo [2002]). Enfin, certains outils intègrent également des modèles socio-économiques (par exemple le modèle NELUP [O'Callaghan, 1995]).

2.1.2 Les grands types de modèles

Par ailleurs, plusieurs types de modèles sont envisageables selon l'utilisation que l'on souhaite en faire et la précision désirée des résultats obtenus. On distingue :

- **les modèles de recherche** qui tentent de représenter l'ensemble des processus (ex. : physiques, chimiques et biologiques) connus afin d'estimer le plus précisément possible et de manière quantitative le devenir des pesticides sous des conditions limites très précises. Ces modèles sont complexes et souvent difficiles à appliquer car ils nécessitent de nombreuses données d'entrée.
- **les modèles de gestion** qui sont davantage conçus pour une utilisation pratique par les gestionnaires, en tenant compte uniquement des processus dominants et en nécessitant moins de données d'entrée. En contrepartie, les estimations sont souvent moins précises et fiables que celles obtenues avec des modèles de recherche. Ce type de modèle est encore peu utilisé dans le cas des pesticides.
- **les modèles de tri** qui proposent une solution analytique pour comparer le comportement relatif des pesticides sous des conditions limites très précises. Ce type de modèle permet une caractérisation qualitative du devenir des pesticides et des risques qu'ils représentent pour l'environnement.
- **Les modèles de fugacité multi-média** reposent sur la définition de compartiments correspondant à chaque milieu (atmosphère, eau de surface, eau souterraine, sol, *etc.*) considérés en équilibre et en régime permanent. À partir d'un flux d'émission, on calcule la répartition à l'équilibre du produit entre les différents compartiments en prenant en compte les processus d'échange (la sorption, volatilisation, infiltration...). Ils sont tous dérivés du modèle de fugacité de Mackay [Mackay *et al.*, 1991]. Ces approches sont intéressantes en première approximation à grande échelle, mais restent imprécises et ne permettent pas par exemple de prévoir les pics de concentration des pesticides.

Enfin, certains logiciels ont été récemment développés qui dépassent le simple stade de modèles mathématiques et constituent de véritables **systèmes d'aide à la décision** pour évaluer l'effet de pratiques de gestion sur la quantité et la qualité de l'eau. Ils sont constitués d'une interface graphique conviviale, d'outils cartographiques (Système d'Information Géographique), de modules de gestion, d'outils de traitement et d'analyse de résultats.

Ces différents types de modèles seront considérés dans cette étude, même si l'accent sera mis sur les modèles de gestion et les systèmes d'aide à la décision qui sont clairement les plus adaptés aux besoins de ce projet.

2.1.3 Les approches de modélisation

Comme tout modèle, on peut différencier les modèles de devenir des pesticides selon l'approche mathématique utilisée : probabiliste ou déterministe, mécaniste ou empirique.

- **les modèles probabilistes** utilisent des variables aléatoires pour représenter la variabilité et l'incertitude liées aux processus. Les simulations consistent en une série de tirages aléatoires qui déterminent une valeur différente pour chaque variable d'entrée et/ou paramètre et, après calcul, une valeur pour chaque variable de sortie. À l'issue de la simulation on obtient ainsi une distribution de valeurs pour les variables de sortie. Un exemple de modèle probabiliste utilisé pour le devenir des pesticides est décrit par Beulke *et al.* [2004].
- **les modèles déterministes** ne font pas appel aux probabilités et sont basés sur l'hypothèse que les mêmes causes (valeurs des données d'entrée, conditions initiales, paramètres) produisent les mêmes effets (variables de sortie). Parmi les modèles déterministes, on distingue :
 - **les modèles mécanistes ou conceptuels** qui sont basés sur les lois physiques régissant les processus selon une approche distribuée. Ils sont composés d'un modèle hydrologique, d'un modèle d'érosion, d'un modèle de transport de polluants et dans certains cas d'un modèle de qualité de l'eau. Ces modèles sont robustes, c'est-à-dire qu'ils peuvent être transposés et appliqués sous des conditions diverses, mais ils sont souvent complexes et nécessitent de nombreuses données d'entrée.
 - **les modèles empiriques** qui font appel à des relations établies entre certaines variables du modèle à partir de données mesurées caractéristiques de chaque condition d'application. Cela engendre un nombre important de paramètres à ajuster par calage. À grande échelle, ces modèles reproduisent souvent le comportement d'un territoire par un ensemble de réservoirs interconnectés. Les modèles de

régression multiple sont des exemples de modèles empiriques, qui peuvent donner dans certaines conditions de très bons résultats [Gustafson, 1990].

Il convient de noter que la frontière entre ces types de modèles est parfois mince puisque certains modèles déterministes peuvent être utilisés en tant que modèles probabilistes. La plupart des modèles utilisés dans le transport de polluants sont des modèles déterministes avec une base mécaniste et quelques éléments empiriques permettant de simplifier certaines étapes de calcul.

Certaines caractéristiques des modèles sont étroitement liées. En particulier, comme indiqué à la Figure 2.1, la performance prédictive est liée à la complexité du modèle et à celle des données requises. Ainsi, les modèles donnant en théorie les meilleurs résultats sont souvent inapplicables en pratique car les données requises sont indisponibles ou bien la procédure de calage est trop fastidieuse (zone « Identifiability problems » sur la figure). À l'opposé l'utilisation de modèles très simples alors que des données très complètes sont disponibles représente une perte d'information puisque le modèle est incapable d'exploiter ces données.

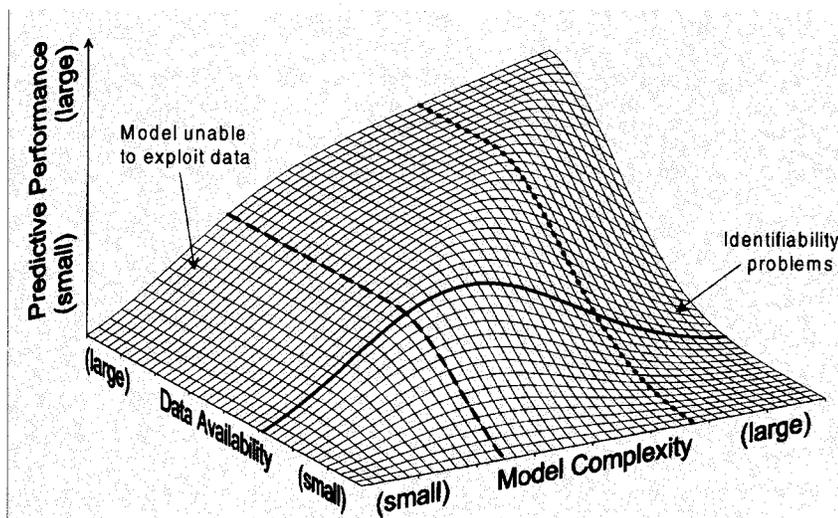


Figure 2.1: Diagramme schématique de la relation entre la complexité du modèle, la disponibilité des données et la performance prédictive (tiré de Grayson et Blöschl [2000])

« Data availability » désigne à la fois la qualité et la quantité des données requises

2.1.4 Les échelles spatiales

Les modèles de devenir des pesticides peuvent également être différenciés selon leur échelle spatiale d'application : l'échelle parcellaire (incluant le champ agricole) et l'échelle des bassins versants.

- **Péchelle parcellaire** : ces modèles permettent d'évaluer des flux de pesticides en sortie de champ par infiltration, et dans certains cas par ruissellement et érosion. Ils sont donc utiles dans une perspective agronomique et de protection des eaux souterraines (impacts sur la consommation humaine ou animale et sur l'irrigation de certaines cultures). Ils sont cependant limités pour évaluer les impacts au niveau du réseau hydrographique de surface puisque le devenir des pesticides et leur transport vers et dans les eaux de surface ne sont généralement pas évalués. En revanche, compte tenu de l'échelle plus fine, ils peuvent permettre d'évaluer l'effet de pratiques agricoles à l'échelle de la ferme sur les flux sortants de pesticides à l'échelle de la parcelle.
- **Péchelle du bassin versant** : ces modèles permettent de représenter les processus hydrologiques et le devenir des polluants aussi bien au niveau du sol qu'en rivière. L'unité spatiale de calcul est plus grande que celle utilisée pour les modèles à l'échelle parcellaire, ce qui implique une simplification des processus simulés. Ils sont basés sur des modèles à l'échelle parcellaire, complétés par des modèles de transformation en rivière et des outils de gestion ou de visualisation à l'échelle du bassin versant. Ils peuvent être événementiels (pour étudier la réponse d'un bassin versant à un événement orageux) ou continus (comportement à plus long terme, sur plus d'une année). Compte tenu de leur approche plus globale, ces modèles se prêtent bien à la gestion de pratiques culturales à grande échelle, permettant ainsi une approche intégrée de la gestion de l'eau selon les différents usages du sol sur un territoire donné.

Il est important de comprendre que ces échelles spatiales sont difficilement compatibles, c'est-à-dire qu'il ne peut exister de modèle reproduisant les processus à l'échelle de la parcelle sur la superficie d'un bassin versant. Ainsi, compte tenu des échelles spatiales et temporelles caractéristiques, il est clair qu'aucun modèle à l'échelle du bassin versant ne pourra modéliser précisément les processus se déroulant à l'échelle de la ferme. Les modèles de gestion peuvent toutefois permettre d'évaluer l'influence de PGB à l'échelle du bassin, ou de sous-bassins. Ces PGB appliquées à grande échelle devront ensuite être traduites sous la forme de plans de ferme pour faire des recommandations à ce niveau.

À noter que les échelles spatiales et temporelles sont étroitement liées (Figure 2.2). Les modèles fonctionnant avec un pas de temps court reproduisent les processus de manière plus précise et ne peuvent être appliqués que sur de petites superficies (parcelle ou petit bassin),

tandis que pour appliquer un modèle à l'échelle régionale, d'importantes simplifications doivent être faites au niveau des processus et le pas de temps de calcul doit être adapté.

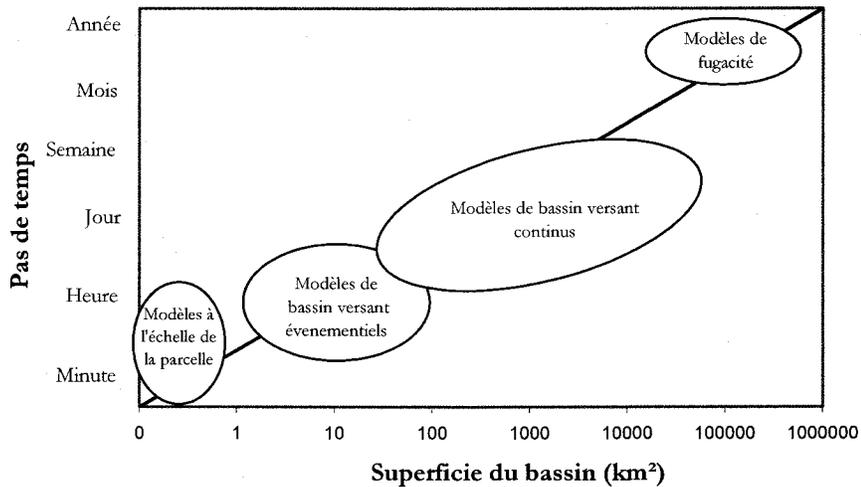


Figure 2.2 : Représentation schématique de la relation entre l'échelle spatiale et le pas de temps de calcul des modèles

2.2 MODÈLES À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT : FONCTIONNEMENT ET UTILISATION

Le principe de fonctionnement de tout modèle est de calculer à un pas de temps déterminé, à partir de conditions initiales, de données d'entrée, de valeurs de paramètres, et selon les équations reproduisant les processus pris en compte, les valeurs de variables de sortie. Les modèles à l'échelle du bassin versant fonctionnent généralement à un pas de temps journalier. Les données d'entrée sont des données météorologiques dynamiques au pas de temps de calcul (précipitations, températures minimum et maximum le plus souvent). Les paramètres concernent les caractéristiques statiques du système (topographie, pédologie, occupation du sol, caractéristiques biophysicochimiques et anthropiques du bassin versant, caractéristiques physicochimiques des polluants, *etc.*). Dans le cas des pesticides, il s'agit notamment des dates, taux et mode d'application, du coefficient de partition sol/eau, du temps de demi-vie et de la solubilité. Les variables de sortie sont les concentrations ou les flux à l'exutoire du bassin ou sur l'ensemble du réseau hydrographique.

2.2.1 Approches de modélisation et discrétisation de l'espace

L'approche la plus simple pour modéliser le devenir des pesticides est une approche empirique non distribuée. Ce type de modélisation est basé sur l'hypothèse que l'environnement peut être divisé en compartiments : sol, eau, atmosphère, avec éventuellement plusieurs sous-compartiments (compartiments organique et minéral du sol par exemple). Les échanges sont calculés entre chaque compartiment.

Toutefois, la plupart des modèles de devenir des pesticides qui sont présentés dans ce rapport sont des modèles mécanistes distribués basés sur des modèles hydrologiques. Compte tenu de l'échelle, le domaine d'application est généralement discrétisé en un certain nombre d'unités de calcul élémentaires. Plusieurs types de découpage spatial sont utilisés pour résoudre les équations du modèle : sous-bassins versants, maillage carré, triangulaire, *etc.* La plupart des modèles distribués utilisent des unités de calcul considérées homogènes sur le plan hydrologique (Figure 2.3 et Figure 2.4). Ces unités spatiales sont digitalisées et l'information spatiale disponible à une échelle plus fine (telle que l'occupation du sol par exemple) est moyennée à l'échelle de cette unité (sous forme de valeurs moyennes pour les paramètres ou de proportion de territoire occupée pour les occupations du sol). De la même manière le réseau hydrographique est discrétisé en tronçons homogènes. Le modèle calcule alors à chaque pas de temps les processus hydrologique et de devenir des polluants sur chacune de ces unités de calcul, puis l'information est agrégée sur l'ensemble du bassin pour calculer les débits et concentrations en rivière.

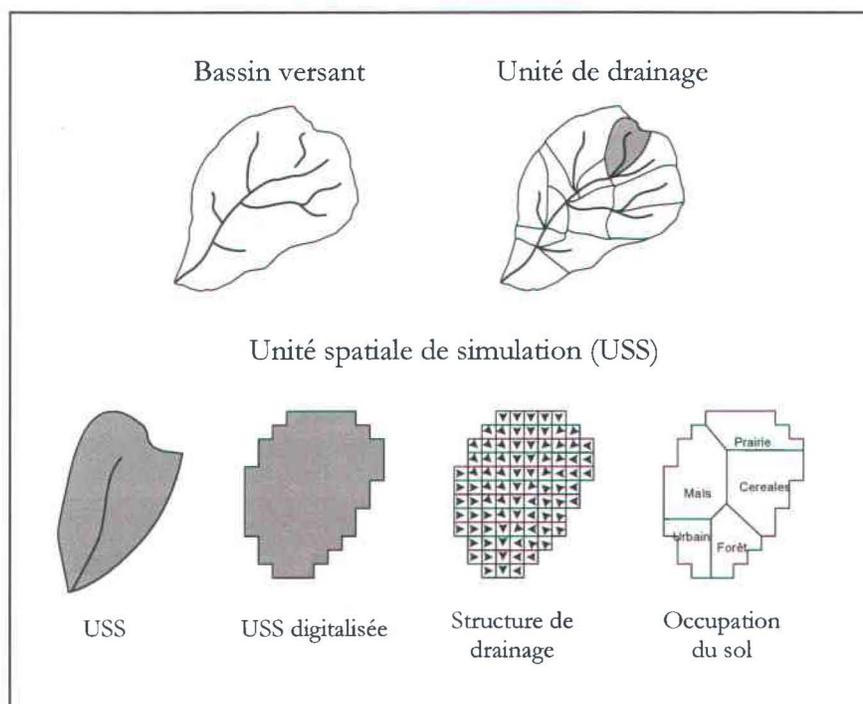


Figure 2.3 : Schématisation des unités spatiales de simulation pour le modèle GIBSI (Villeneuve *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2000a)

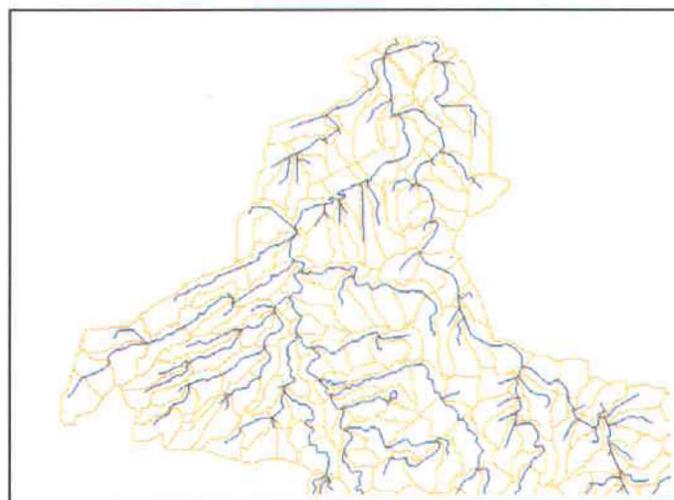


Figure 2.4 : Exemple de discrétisation d'un bassin versant en unités spatiales de simulation : cas de la partie aval du bassin de la rivière Chaudière (Québec) par le système d'aide à la décision GIBSI [Villeneuve *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2000a].

D'autres modèles distribués utilisent un maillage géométrique, plus adapté à la résolution de systèmes d'équations complexes, en particulier pour le couplage entre les processus de surface et les eaux souterraines. Un tel exemple de maillage est donné par le modèle MIKE SHE [DHI, 1998] et représenté sur la Figure 2.5 ci-dessous.

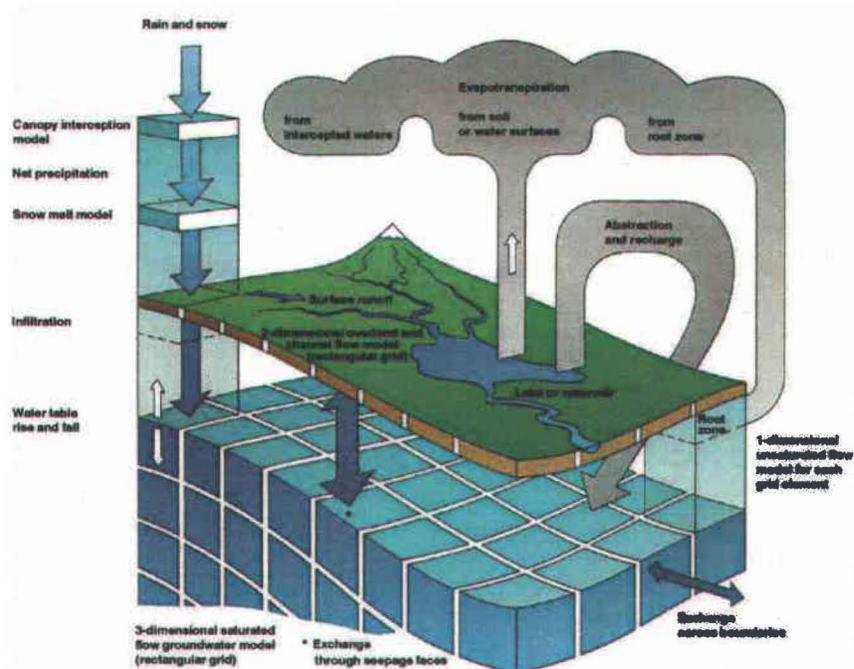


Figure 2.5 : Représentation des processus et discrétisation de l'espace par le modèle MIKE SHE (source : www.dhisoftware.com/mikeshe)

Enfin, il existe des modèles semi-distribués qui représentent un compromis entre les modèles empiriques et les modèles mécanistes distribués. Un exemple est le modèle hydrologique semi-distribué TOPMODEL [Beven et Kirby, 1979; Beven *et al.*, 1995] qui se base sur l'information topographique pour définir des zones ayant le même comportement hydrologique, sans être forcément connexes (Figure 2.6).

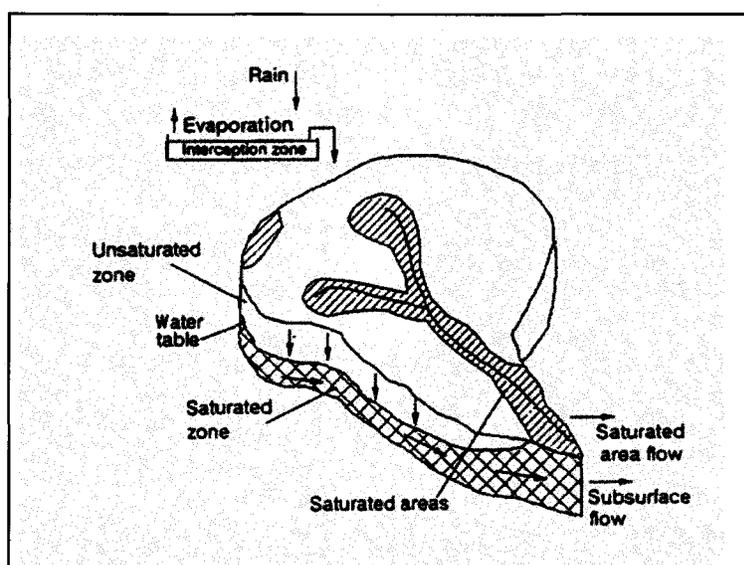


Figure 2.6 : Illustration des principales composantes de TOPMODEL (tiré de Robson *et al.* [1995])

2.2.2 Utilisation et applications

Les modèles hydrologiques et de qualité d'eau à l'échelle du bassin versant peuvent être utilisés en tant qu'outil de gestion ou d'aide à la décision de plusieurs manières :

- Pour définir les NPA et déterminer les scénarios de gestion au niveau des bassins versants permettant d'atteindre ces NPA. Certains outils d'aide à la décision proposent des modules facilitant la définition de ces scénarios. L'analyse des résultats et la détermination des NPA se fait de manière relative entre les simulations réalisées avec le scénario de gestion et avec un scénario de référence (voir par exemple Santhi *et al.* [2001]). Nous verrons à travers les exemples d'application de la section 5.4.3 de quelle manière les simulations réalisées avec ces modèles peuvent permettre de définir les NPA.
- Pour déterminer des charges maximales admissibles en amont permettant d'atteindre un objectif de qualité d'eau en aval du bassin versant. Cette approche a d'abord été développée pour les rejets ponctuels puis généralisée aux rejets diffus d'origine agricole. C'est le cas pour le calcul du *Total Maximum Daily Load* (TMDL) tel que requis par le *Clean Water Act* aux Etats-Unis (voir Gariépy et Rousseau [2000]), ou encore dans le cadre de l'approche combinée préconisée dans la directive cadre Eau de la Communauté Européenne (voir Rousseau *et al.* [2004]). L'utilisation de systèmes de modélisation intégrée à l'échelle du bassin versant est une voie prometteuse pour mettre en œuvre ce type d'approche [Rousseau *et al.*, 2002b, 2000a; 2002b].

3 SPÉCIFICITÉS DE L'APPLICATION DES MODÈLES AU CANADA

La première difficulté, lorsque l'on souhaite appliquer des modèles sur divers bassins versants au Canada, c'est la diversité des conditions topographiques, pédologiques, hydrologiques et climatiques. Cela nécessite d'avoir recours à un modèle souple d'utilisation et robuste, c'est-à-dire possédant suffisamment de bases physiques pour être appliqué sous des conditions variées.

Une importante particularité concernant les conditions climatiques est le rôle prépondérant de l'enneigement et de la fonte des neiges dans le comportement hydrologique des bassins versants. Comme nous le verrons plus loin, la majorité des modèles de devenir des pesticides à l'échelle du bassin versant a été développée et validée aux États-Unis ou en Europe. Certains de ces modèles négligent les précipitations sous forme de neige et donnent donc de très mauvais résultats lorsqu'ils sont appliqués dans des régions septentrionales.

3.1 LES SPÉCIFICITÉS RÉGIONALES

Le Canada peut-être divisé en plusieurs écozones. Une écozone est un secteur de la surface terrestre qui représente une vaste zone écologique et qui se caractérise par son relief et son climat. Les écozones se distinguent entre elles par la mosaïque de plantes et d'espèces sauvages qu'elles renferment, ainsi que par leur climat, leur relief et les activités humaines qui s'y déroulent. Au Canada, il y a vingt écozones, quinze terrestres (Figure 3.1) et cinq marines. Sept écozones sont soumises à une activité agricole et sont donc potentiellement concernées par la pollution diffuse agricole : le bouclier boréal, la maritime Atlantique, les plaines à forêts mixtes, les plaines boréales, les prairies, la cordillère montagnarde et la maritime du Pacifique. Les écozones présentant les quantités les plus importantes de pesticides appliquées par km² de terre cultivée sont la cordillère montagnarde, les plaines à forêts mixtes et la maritime Atlantique (données de 1995, source : Statistiques Canada [2003]). Toutefois, cela ne signifie pas forcément un risque plus grand de contamination des eaux de surface. Par exemple, dans les Prairies, on utilise relativement peu de pesticides au km² mais du fait du faible écoulement de base, de la sécheresse qui diminue la biodégradation des pesticides, et de la période de précipitations intenses (juin-juillet), les concentrations en rivières sont supérieures à bien d'autres régions du Canada [Coote et Gregorich, 2000].

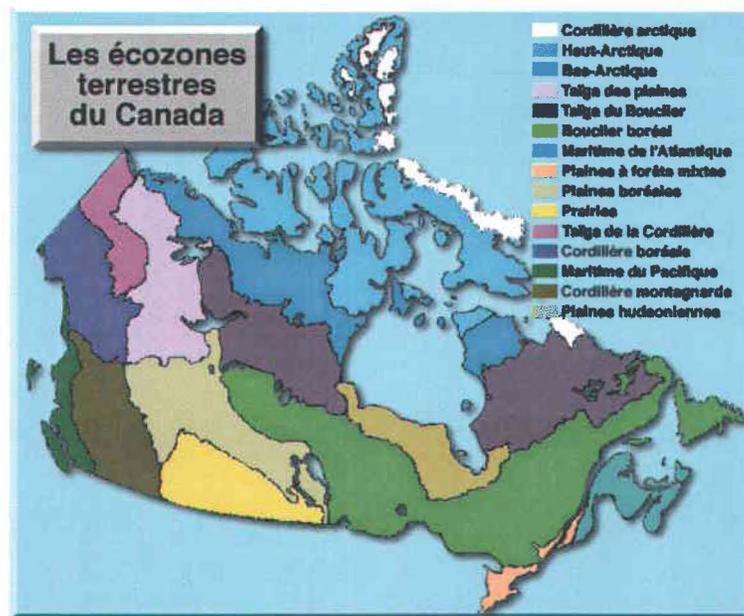


Figure 3.1: Carte des écozones du Canada (Source : Environnement Canada, ww.ec.gc.ca/soer-ree)

Les processus hydrologiques sont très différents entre ces écozones. À titre d'exemple, la Figure 3.2 et Figure 3.3 montrent la répartition des précipitations totales et du ruissellement annuel moyen. Les régions avec les précipitations et le ruissellement les plus élevés sont l'Est et l'Ouest du territoire. Ainsi, certains modèles d'hydrologie de surface comme les modèles de type pluie-débit peuvent ne pas être adaptés aux conditions sèches des Prairies mais donner de très bons résultats dans les provinces maritimes de l'Est.

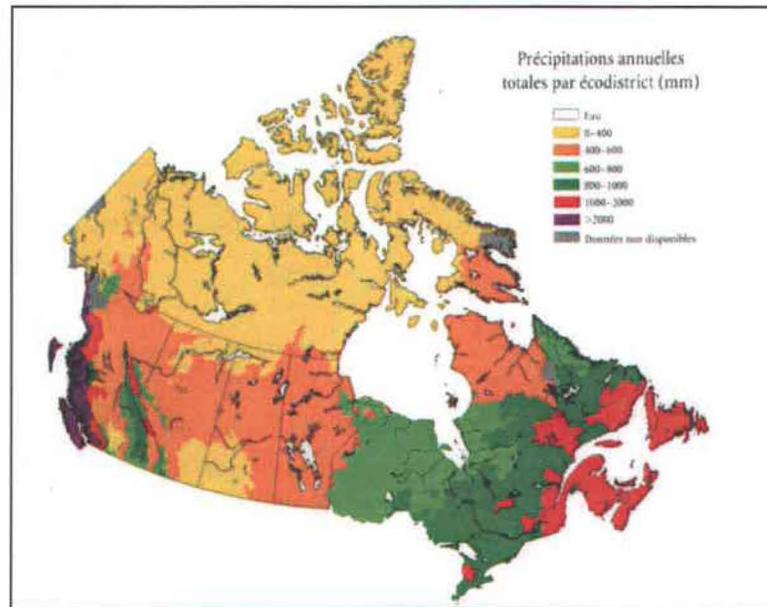


Figure 3.2 : Carte des précipitations totales annuelles au Canada (tirée de Coote et Gregorich [2000])

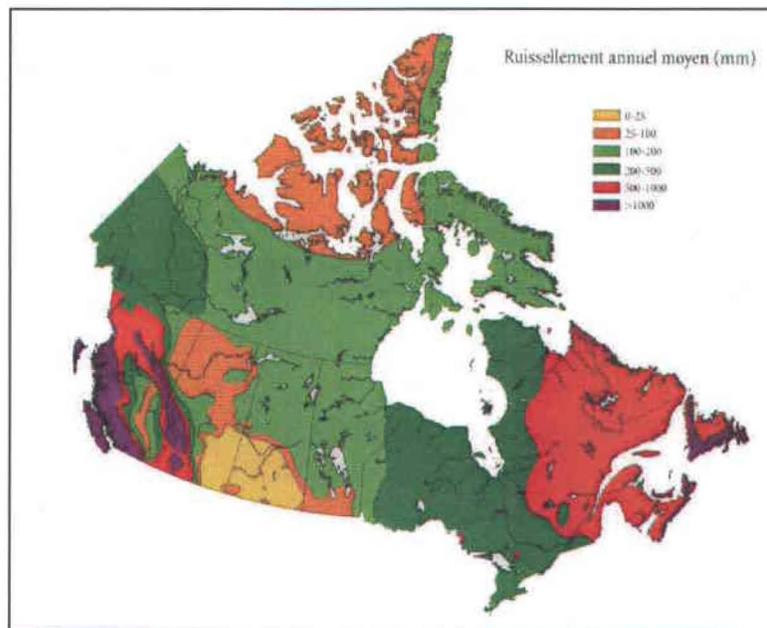


Figure 3.3 : Carte du ruissellement annuel moyen au Canada (tirée de Coote et Gregorich [2000])

De plus, le mode de transport des pesticides est également très différent d'une région à l'autre. Dans les Prairies par exemple, la principale voie de transport est la volatilisation et la majorité des pesticides trouvés dans les eaux de surface sont d'origine atmosphérique [Coote et Gregorich, 2000]. Cela signifie que les modèles qui négligent ce processus donneront probablement de mauvais résultats dans cette région. La flexibilité et le potentiel d'application des modèles dans différentes conditions géoclimatiques sont donc très importants à prendre en compte dans le processus de sélection.

3.2 DISPONIBILITÉ DES DONNÉES À L'ÉCHELLE PANCANADIENNE

Pour pouvoir appliquer un modèle sur un bassin versant, il faut disposer des données permettant de caractériser le bassin versant (ex. : modèle numérique d'élévation, pédologie, *etc.*) et le comportement des pesticides (ex. : temps de demi-vie, coefficient de partition sol/eau), des données d'entrée requises (variables météorologiques au pas de temps du modèle) ainsi que des données de concentration en pesticides dans les eaux de surface et éventuellement dans les eaux souterraines nécessaires au calage et à la validation du modèle. Certains modèles sophistiqués nécessitent de nombreuses données d'entrée qui sont parfois très difficiles à obtenir, tandis que d'autres modèles, plus simples, requièrent uniquement des séries temporelles de précipitation. Il est donc nécessaire de prendre en compte la disponibilité des données météorologiques ainsi que celle des données de concentration en pesticides à l'échelle nationale pour pouvoir appréhender les possibilités d'application des modèles.

3.2.1 Modèles numériques d'altitude

Les données numériques d'élévation du Canada (DNEC) sont produites conjointement par le Centre d'Information Topographique et le Service Canadien des Forêts. Elles sont disponibles gratuitement sur le site Internet de GeoBase (<http://www.geobase.ca>). Les DNEC sont basées sur les éléments hypsographiques et hydrographiques des fichiers numériques de la Base nationale de Données Topographiques (BNDT) aux échelles 1:50 000 et 1:250 000 ou des données de position à diverses échelles obtenues des Provinces et Territoires. Les DNEC à l'échelle 1:250 000 couvrent l'ensemble du Canada, tandis que les DNEC à l'échelle 1:50 000 ne couvrent que partiellement le territoire, principalement les zones habitées avec une activité économique importante, et la plupart sont en cours de production. À ce jour, seules les provinces de la Colombie Britannique, la Saskatchewan Sud et une grande partie des Provinces Maritimes sont disponibles à cette échelle (voir Figure 3.4).

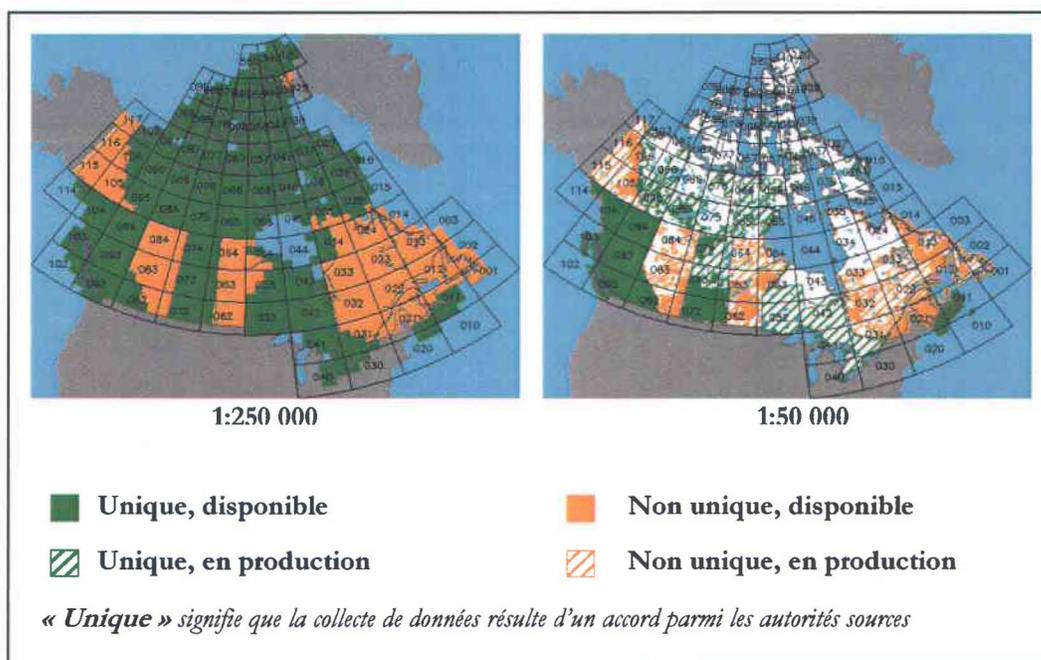


Figure 3.4 : Régions canadiennes couvertes par les DNEC 1:250 000 et 1:50 000 en date du 1^{er} janvier 2005 (GeoBase®)

3.2.2 Les cartes de sol

Les informations sur les sols sont répertoriées dans la Base Nationale de Données sur les Sols (BNDS) du Système d'Information des Sols au Canada (SISCan). Les Pédo-Paysages du Canada sont des données spatiales destinées à être intégrées dans un SIG et qui présentent les principales caractéristiques des sols et des terres pour l'ensemble du pays, à l'échelle 1:1 000 000. Chaque région (ou polygone) sur la carte est décrite par un ensemble normalisé de caractéristiques.

À une échelle plus fine (1:10 000 et 1:250 000), des levés pédologiques ont été publiés par la BNDS pour la plupart des régions agricoles du Canada et de nombreuses régions avoisinantes. Ces données sont téléchargeables sur le site Internet de la BNDS (<http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/index.html>).

Outre la nature des sols dominants, la plupart des modèles nécessitent différents paramètres pédologiques (texture, granulométrie, porosité totale, teneur en eau, conductivité hydraulique à saturation, etc.) pour simuler l'hydrologie, l'érosion et le transport de contaminants. Ces paramètres sont également disponibles sous forme de fichiers numériques dans la BNDS et peuvent être complétés par des informations obtenues auprès d'organismes provinciaux. À

titre d'exemple, dans la province de Québec, le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) possède des cartes pédologiques numériques ainsi que des rapports pédologiques compilant les informations sur les caractéristiques physico-chimiques des séries de sol. Des données sont aussi disponibles à la Banque d'Informations Référentielles sur les Sols Québécois (BIRSQ), provenant de l'inventaire des problèmes de dégradation des sols du Québec [Tabi *et al.*, 1990], mais celles-ci ne couvrent pas l'ensemble des séries de sol rencontrées au Québec et s'avèrent difficiles à exploiter.

3.2.3 Occupation du sol

À l'échelle de grands bassins versants, l'occupation du sol ne peut être identifiée qu'à l'aide d'images satellites classifiées avec l'appui de données de terrain obtenues par observations et enquêtes. Ces images peuvent être obtenues auprès du Centre Canadien de Télédétection moyennant un coût qui peut s'avérer élevé. Dans la province de Québec, des images détaillées et déjà classifiées sont élaborées par le MAPAQ.

3.2.4 Pratiques agricoles : types de pesticides, dates et taux d'application, mode d'incorporation, etc.

Ces données sont répertoriées par les organismes de suivi agronomique. Au Québec, les données sont recueillies par les Clubs de fertilisation, et sont traitées par le MAPAQ. Une investigation plus poussée serait nécessaire pour connaître la disponibilité de ces données dans les autres provinces.

3.2.5 Variables météorologiques (précipitations, température, rayonnement solaire)

Ces données sont mesurées par le réseau de stations météorologiques d'Environnement Canada. Les mesures sont réalisées à un pas de temps horaire de manière systématique pour la température, la vitesse du vent, l'humidité relative et la pression. Au pas de temps journalier, les données disponibles sont les précipitations (sous forme d'eau et de neige), les températures minimale, maximale et moyenne, la vitesse de vent maximale et la hauteur de neige au sol. Les données de rayonnement solaire sont plus rares et ne sont disponibles que pour quelques stations. Des données peuvent également être disponibles provenant de stations météorologiques gérées par les autorités provinciales. Au Québec par exemple, plusieurs organismes provinciaux gèrent des stations météorologiques en plus d'Environnement Canada : le Ministère de l'Environnement (MENV), Hydro-Québec, le Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs (MRNFP) et la Société de Protection des Forêts contre le Feu (SOPFEU). Le Réseau Météorologique Coopératif Québécois (RMCQ) a pour rôle de rassembler toutes ces données et de les rendre disponibles.

3.2.6 Pesticides : paramètres physico-chimiques

Les paramètres nécessaires pour tous les modèles sont le coefficient de partition avec le carbone organique (K_{oc}) ou la solubilité, et le temps de demi-vie dans le milieu terrestre (système sol/eau). Pour certains modèles, des paramètres moins courants peuvent être requis, tel que la pression de vapeur, la masse molaire, le pKa ainsi que des coefficients empiriques provenant par exemple d'une isotherme d'adsorption. La plupart de ces données, dont certaines sont déterminées à partir d'expériences menées en laboratoire, sont connues pour les pesticides les plus communs et sont souvent déjà intégrées dans les bases de données des différents modèles.

3.2.7 Données de débit et de concentration de pesticides en rivière et dans les eaux souterraines

Au niveau fédéral, les données hydrologiques à l'échelle du Canada sont gérées par Relevés hydrologiques du Canada. Cet organisme transmet sous la forme du CD-ROM HYDAT des informations historiques pour quelques 5 500 sites qui ne sont plus actifs et des données de l'année courante pour plus de 2 500 sites. Cette grande base de données renferme des renseignements quotidiens, mensuels ou instantanés pour le débit, le niveau d'eau, la concentration des sédiments en suspension, la grosseur des particules de sédiments, ainsi que des données de charge de sédiments. Au Québec, le Centre d'Expertise Hydrique du Québec (CEHQ) s'occupe de gérer les données provinciales, avec un réseau d'environ 250 stations hydrométriques.

Concernant les données de concentrations en pesticides, le Canada ne dispose pas d'un système intergouvernemental coordonné pour la surveillance systématique des pesticides dans les réseaux aquatiques (eaux de surface ou souterraines et sédiments). À l'heure actuelle, les bases de données sont relativement pauvres, fragmentaires aux échelles spatiale et temporelle, en partie à cause de l'absence historique de programme conjoint et coordonné de suivi environnemental entre les autorités provinciales et fédérales. Ceci est notamment attribuable au fait que la prise de conscience des cas de contamination des eaux de surface ou souterraines par les pesticides est relativement récente au pays (début des années 1980). Dans le passé, Environnement Canada, notamment par l'intermédiaire du Centre Saint-Laurent, a réalisé un certain nombre d'études de caractérisation de la qualité des eaux eu égard aux pesticides. Les campagnes de suivi visaient principalement l'identification des sources et le suivi de l'évolution de pesticides dans le Fleuve Saint-Laurent [Pham *et al.*, 2000; Rondeau, 2002]. L'acquisition de données a concerné les apports provenant : (i) des Grands Lacs (*e.g.* prélèvements à Cornwall); (ii) de la rivière des Outaouais, et (iii) des tributaires Nord et Sud du Saint-Laurent. Ces campagnes d'échantillonnage sont restées dans bien des cas relativement restreintes quant au nombre de points de prélèvements et/ou à la fréquence d'échantillonnage. Par ailleurs, les

stratégies de suivi de la qualité ainsi que les méthodes utilisées rendent souvent difficiles les comparaisons inter-études et les interprétations quant à la distribution et à l'évolution des contaminations dans les tributaires et/ou le Saint-Laurent.

Au Québec, des cas de contamination **d'eaux souterraines** par des pesticides en régions de cultures intensives ont d'abord été mis en évidence au milieu des années 80. Ces observations ont conduit à la création par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) de programmes plus structurés de surveillance de pesticides dans les eaux. Des données de concentration en pesticides dans les eaux souterraines de zones de cultures intensives (pomme de terre et maïs) existent ainsi pour le Québec depuis le début des années 80 [Lafrance et Giroux, 1999]. Par exemple de 1984 à 1991, 245 puits en milieu agricole ont été étudiés dans 44 localités au Québec (dont plusieurs au Nord de Montréal et de Québec) pour la présence de l'aldicarbe sous culture de pomme de terre [Giroux, 1994]. Après le retrait du marché de ce composé en 1990, le MEF a poursuivi, notamment dans les régions préalablement étudiées, sa surveillance de la qualité des eaux souterraines jusqu'en 1993. Une autre étude du MEF au Nord de Québec (1992 à 1995) a été réalisée en utilisant 23 puits d'observations en zones de culture intensive. Entre 1999 et 2001, l'eau de 79 puits en zones de culture de la pomme de terre a été analysée pour les pesticides dans six régions du Québec [Giroux, 2003]. De telles actions de suivi ont également été menées par le MEF (1984-1986, 1990-1991, 1994-1995) et par Agriculture Canada (1988-1990) principalement dans le cas d'herbicides utilisés en culture du maïs au Québec [Giroux, 1992; Giroux *et al.*, 1997]. Pour chacune de ces actions, le nombre de puits étudié était variable et généralement de faible à modéré (*e.g.* inférieur à 75). Ces programmes de suivi de la qualité des eaux souterraines ont constitué des actions novatrices mais également exploratrices, à faible fréquence d'échantillonnage, afin d'établir pour la première fois un état fragmentaire des lieux quant à la qualité des eaux des points de captage individuels ou municipaux. Les résultats, ainsi que toutes les coordonnées relatives aux prélèvements, de la plupart de ces campagnes sont consignés par la Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement du Québec.

Toujours au Québec, les cas de contamination des **eaux de surface** par les pesticides ont également été mis en évidence (comme pour le cas des eaux souterraines) par des suivis successifs de zones de cultures intensives, principalement le maïs et le soya. Les premiers programmes structurés de suivi environnemental réalisés par le MEF, utilisant un réseau de surveillance de la qualité des eaux drainant des régions cultivées en maïs, ont été mis en place au début des années 1990. De 1992-1993 [Berryman et Giroux, 1994], treize cours d'eau situés dans environ une demi-douzaine de bassins versants ont été étudiés pour leurs teneurs en pesticides. Un suivi à plus long terme (1992 – 2001) a été effectué par le MEF pour quatre de ces cours d'eau (affluents des rivières Yamaska, Richelieu, Nicolet et du Saint-Laurent) drainant des régions de culture à la fois de maïs et de soya [Giroux, 2002]. Au total et entre 1992-2001,

une vingtaine de rivières ont été échantillonnées et ont révélé la présence d'herbicides utilisés dans la culture du maïs. L'ensemble de ces résultats est consigné auprès de la Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement du Québec. Notons qu'il existe de rares études ayant été réalisées directement à l'échelle du champ agricole, et visant à quantifier les concentrations en herbicides dans l'eau ruisselée atteignant le réseau hydrographique de surface, ainsi que dans l'eau de drainage agricole [Lafrance *et al.*, 1997]. Enfin, il faut signaler que lors de ces campagnes d'échantillonnage, il est rare que le débit du cours d'eau soit mesuré au moment de l'échantillonnage, ce qui rend difficile le calcul d'une charge de pesticide (à moins d'utiliser des données de débit d'une station hydrométrique proche) qui serait pourtant utile au calage des modèles.



4 INVENTAIRE DES MODÈLES

4.1 MÉTHODE ET RESSOURCES UTILISÉES POUR LA RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

Cette revue de littérature a été réalisée en plusieurs étapes. Tout d'abord, l'inventaire des modèles a été réalisé à partir d'ouvrages de référence que nous possédions, d'une recherche sur des bases de données bibliographiques et de la consultation de revues spécialisées.

- Les principaux ouvrages (livres, thèses) et articles de synthèse consultés, concernant aussi bien les processus de devenir des pesticides dans le sol que les modèles hydrologiques et de pollution diffuse, sont : Cheng [1990], Ghadiri et Rose [1992], Hemond et Fechner [1994], Honeycutt et Schabaker [1994], Heatwhole [1995], Singh [1995], Belamie *et al.* [1996], Shoemaker *et al.* [1997], Collectif [1998], Payraudeau [2002], Singh et Frevert [2002], Borah et Bera [2003, 2004].
- Les bases de données bibliographiques consultées sont des bases en ligne (Web of Science, PubMed).
- Le site Internet de PFMODELS (www.pfmodels.org) qui est dédié à la modélisation du transport de pesticides et qui comprend des références bibliographiques, une liste de modèles, des groupes de travail, un forum de discussion, des annonces de colloques, des congrès et événements divers.
- Les revues spécialisées ont été consultées pour inventorier et caractériser les différents modèles, les approches de gestion des ressources et d'évaluation des pratiques culturales utilisant la modélisation. Ces revues peuvent être classées selon quatre thèmes principaux (certaines revues peuvent traiter de plusieurs thèmes à la fois).

Hydrologie quantitative et qualitative :

Hydrological Processes, Journal of Contaminant Hydrology, Journal of Environmental Quality, Journal of Hydrology, Transactions of the ASAE, Water Air and Soil Pollution, Water Research, Water Resources Research, Water Science and Technology.

Modélisation et outils d'aide à la décision :

Ecological Modelling, Environmental Modelling and Software, Environmental Pollution, Environmental Science and Technology.

Devenir et impact des pesticides :

Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Chemosphere, Environmental Toxicology and Chemistry, Journal of Environmental Science and Health, Pesticide Science, The Science of Total Environment.

Pratiques agricoles :

Agricultural Ecosystems and Environment, Agronomie, Soil Science Society of America Journal, Soil Use and Management, Pest Management Science (autrefois Pesticide Science).

Une fois les processus et les modèles identifiés, une recherche plus approfondie a été réalisée pour chaque modèle en consultant les articles ou documents de référence répertoriés. Ces références sont indiquées dans la fiche descriptive de chaque modèle présenté à l'annexe B.

4.2 MODÈLES À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT

L'objectif de cette étude étant de réaliser un inventaire des modèles et de leurs principales caractéristiques. Sur la base de la revue de littérature réalisée, 37 modèles ont été identifiés. Ils sont présentés sous la forme de fiches descriptives et classés par ordre alphabétique à l'Annexe B.

4.2.1 Critères retenus pour la description des modèles

Les critères retenus pour la description des modèles de devenir des pesticides à l'échelle du bassin versant sont énumérés ci-dessous. Ces critères concernent la description générale du modèle (ex : nom, auteur, références, pays, année de création, *etc.*), son fonctionnement (processus, composantes, échelles, *etc.*) et son applicabilité (données requises, facilité d'utilisation, modules de gestion, exemples d'application, *etc.*). Enfin, un résumé des principaux avantages et inconvénients du modèle évalué est réalisé.

Description générale :

- **Nom complet :** les noms des modèles sont souvent des sigles qui seront expliqués ici.
- **Auteurs, distributeur :** nom du concepteur du modèle (généralement une compagnie ou un organisme de recherche).
- **Pays :** pays d'origine du modèle, qui détermine également la région géographique d'application pour laquelle il a été créé.

- **Année de création** : certains modèles sont très anciens (années 70) et n'ont plus grand intérêt pour une application aujourd'hui.
- **Évolution** : donne les étapes de conception du modèle, la version en cours ou les perspectives de développement.
- **Site Internet** : pour les modèles les plus récents et les plus répandus, un site Internet a été créé et regroupe un grand nombre d'informations.
- **Références** : documents (articles, rapports) présentant une description détaillée du modèle, à consulter pour plus de détails.
- **Type, complexité** : système d'aide à la décision, modèle de gestion, de recherche, ou de tri, à base physique ou empirique, simple ou complexe.
- **Objectifs** : décrit ce pour quoi le modèle a été conçu en premier lieu. Parfois, un modèle peut être utilisé pour une autre finalité que l'objectif initial (ex : utilisation de modèles de recherche comme outils de gestion).

Principes de modélisation :

- **Composantes** : la plupart des modèles de devenir des pesticides sont constitués de modèles hydrologiques, d'érosion et de transport de polluants. La nature des modèles utilisés sera décrite ici.
- **Échelle spatiale** : tous les modèles évalués dans ce rapport s'appliquent à l'échelle du bassin versant, mais certains présentent des limites (supérieures ou inférieures) dans la taille des bassins versants d'application.
- **Pas de temps** : détermine l'intervalle de calcul, et donc la fréquence requise pour les données d'entrée et pour les variables de sortie. Un pas de temps plus court va allonger le temps global de calcul. Le plus souvent, le pas de temps est journalier.
- **Processus simulés et hypothèses** : description des processus pris en compte par le modèle pour le transport des pesticides, et des hypothèses simplificatrices éventuelles.
- **Discrétisation spatiale** : le plus souvent, le bassin versant est divisé en unités de calcul homogènes de taille fixe ou variable (sous-bassins).
- **Données requises** : description des variables d'entrée et des paramètres pour caractériser le bassin versant et les pesticides pris en compte.
- **Variables de sortie** : les variables de sortie du modèle peuvent être la concentration ou la charge, horaire, journalière ou mensuelle, à l'exutoire du bassin ou en tout point du réseau hydrographique.

Applicabilité :

- **Applications, validation, résultats :** il s'agit des cas inventoriés d'application du modèle et la qualité des résultats obtenus par rapport à des données mesurées. Cela indique au lecteur ou à l'utilisateur les régions et les conditions particulières où on peut espérer que le modèle donne de bons résultats.
- **Pesticides pris en compte :** la plupart des modèles peut prendre en compte n'importe quel pesticide à partir du moment où ses caractéristiques physico-chimiques sont connues. Toutefois, en fonction des processus pris en compte, le modèle peut donner de mauvais résultats pour certaines molécules. Par ailleurs, certains modèles permettent de simuler plusieurs pesticides en même temps, et d'autres un seul à la fois.
- **Autres paramètres de qualité d'eau simulés :** les modèles de devenir de pesticides sont souvent des modèles plus généraux de devenir des polluants agricoles et permettent de simuler le devenir des sédiments et des nutriments (azote, phosphore) ainsi que d'autres paramètres de qualité d'eau comme la DBO par exemple.
- **Module de gestion :** la présence de modules de gestion rend plus facile la constitution de scénarios de gestion, par exemple pour évaluer l'effet de PGB. Ces modules sont intégrés aux systèmes d'aide à la décision.
- **Prise en compte des PGB :** indique si le modèle permet de prendre en compte et simuler l'effet de PGB, et si oui, lesquelles. Le plus souvent, il s'agit des dates et taux d'application des pesticides.
- **Outils cartographiques, SIG :** le couplage des modèles avec un Système d'Information Géographique permet une modélisation distribuée, et une meilleure visualisation spatiale des données et des résultats de simulation. Toujours présent dans les systèmes d'aide à la décision.
- **Interface d'utilisation :** la présence d'une interface facilite grandement l'utilisation du modèle et la définition des scénarios de gestion.
- **Outils d'analyse :** certains modèles proposent des outils d'analyse et de traitement des résultats de simulation : analyses statistiques plus ou moins sophistiquées ou analyse économique des scénarios de gestion testés par calcul des rapports avantages/coûts.
- **Calage :** le calage d'un modèle consiste à ajuster les valeurs de certains paramètres pour faire en sorte que les résultats des simulations se rapprochent le plus possible de des données mesurées sur un bassin versant d'application. Certains modèles ont de nombreux paramètres et nécessitent un calage fastidieux, tandis que d'autres sont conçus pour être appliqués sur des bassins versants non jaugés (sans données mesurées de débit et de concentrations), donc ne nécessitant en théorie aucun calage.

- **Disponibilité** : indique si le logiciel est disponible gratuitement (domaine public) ou s'il est payant (c'est le cas des modèles conçus pour ou par des sociétés privées).

Synthèse :

- **Forces** : synthèse des principaux avantages du modèle, dans l'optique des objectifs du projet.
- **Faiblesses** : synthèse des principales faiblesses du modèle, dans l'optique des objectifs du projet.

4.2.2 Inventaire des modèles

Sur la base de la recherche bibliographique réalisée et des informations disponibles, trente-sept modèles ont été recensés :

- ACTMO [Frere *et al.*, 1975]
- ADAPT [Chung *et al.*, 1992; Ward *et al.*, 1993; Desmond, 1998]
- AnnAGNPS [Young *et al.*, 1995]
- ARM [Donigian et Crawford, 1976]
- BASINS [Meyers *et al.*, 2001; US-EPA, 2002; Di Luzio *et al.*, 2003]
- CatchIS [Breach *et al.*, 1994; Hollis *et al.*, 1995; 1996]
- CHEMCAN [Mackay *et al.*, 1991; 1996]
- CHEMGL [Zhang *et al.*, 2003]
- CPM [Haith et Loehr, 1979]
- DRIPS [Röpke *et al.*, 2004a; 2004b]
- DWSM [Borah *et al.*, 2002]
- EPA Screening Procedures [Bowie *et al.*, 1985; Mills *et al.*, 1985]
- GeoPEARL [Tiktak *et al.*, 2002]
- GERIQUAU [Maison, 2000]
- GIBSI [Villeneuve *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2000a]
- HSPF [Donigian *et al.*, 1983b; 1995]
- IWMM (cité dans Cheng [1990])
- LWWM (cité dans Cheng [1990])
- MHYDAS [Moussa *et al.*, 2002]
- MIKE SHE [DHI, 1998; Styczen, 2002]
- Le modèle de régression [Guo *et al.*, 2004]
- NELUP [O'Callaghan, 1995]

- NPS [Donigian et Crawford, 1976; Litwin et Donigian, 1978]
- POLA [Pinheiro, 1995]
- POPPIE [Hollis et Brown, 1996]
- PRM [Haith, 1980]
- SEPTWA [Pussemier et Beernaerts, 1999]
- SHETRAN [Ewen, 1995; Ewen *et al.*, 2000]
- SoilFug [Di Guardo *et al.*, 1994a; 1994b; Barra *et al.*, 1995]
- SURFACE [Gustafson, 1990]
- SWAM [DeCoursey, 1982]
- SWAT [Arnold *et al.*, 1996; Neitsch *et al.*, 2000]
- UP [Ewen, 1997; Sloan et Ewen, 1999]
- WARMF [Chen *et al.*, 1998; EPRI, 1998; Neilson *et al.*, 2003]
- WASCH [Bruce, 1973; Bruce *et al.*, 1975]
- WATERWARE [Fedra et Jamieson, 1996; Jamieson et Fedra, 1996a; 1996b]
- WINGÉO [décrit dans Collectif, 1998]

Les principales caractéristiques de ces modèles sont résumées au Tableau 4.1. Pour certains modèles, la documentation est facilement disponible et très complète, ce qui a permis une description détaillée pour chacun des critères retenus (exemple : le modèle DRIPS, Tableau B.10 à l'annexe B). En revanche, pour d'autres modèles plus anciens ou plus marginaux, une documentation détaillée est difficile à obtenir et la fiche descriptive reste donc très incomplète (ex : modèle IWMM, Tableau B.17 à l'annexe B). Ainsi, certains éléments descriptifs n'ont pas pu être entièrement documentés (le symbole « ? » est indiqué dans ce cas dans le Tableau 4.1 ainsi que dans la fiche descriptive de l'annexe B).

Tableau 4.1 : Résumé des principales caractéristiques des modèles

Modèle	Tableau Annexe B	Pays	Année	Type de modèle				Échelle d'application		Échelle temporelle		Pas de temps		
				SAD* gestion	Recherche	Tri	Multi- média	Bassins < 100 km ²	Bassins > 100 km ²	Évène- mentiel	Continu	Heure	Jour	Mois
ACTMO	B.1		1975		X			X		X		X		
ADAPT	B.2		1990	X	X			X			X		X	
AnnAGNPS	B.3		1998	X				X		X	X	X	X	
ARM	B.4		1976		X			X		X		X		
BASINS	B.5		1996	X				X	X		X		X	
CatchIS	B.6		1994	X				X	X		X		X	
CHEMCAN	B.7		1991				X		X		X			
CHEMGL	B.8		2002				X		X		X			
CPM	B.9		1979		X			X			X			X
DRIPS	B.10		2004	X				X	X		X		X	
DWSM	B.11		2002		X					X		X		
EPA Screening Procedures	B.12		1985			X		X						
GeoPEARL	B.13		2002		X				X		X		X	
GERIQUAU	B.14		2000		X			X	X		X		X	
GIBSI	B.15		1998	X					X		X		X	
HSPF	B.16		1980	X				X	X	X	X	X	X	
IWMM	B.17		?	X				?	?	?	?	?	?	?
LWWM	B.18		1992	X				?	?	X		?	?	?
MHYDAS	B.19		2002		X			X		X		X		
MIKE SHE	B.20		1998	X	X			X		X	X	X	X	
Modèle de régression	B.21		2004		X			X	X	X		X		
NELUP	B.22		1995	X				X	X	X	X	X		
NPS	B.23		1976	X				X		X	X	X	X	
POLA	B.24		1995		X			X			X		X	
POPIE	B.25		1996	X				?	?	?	?	?	?	?
PRM	B.26		1980			X		X			X		X	
SEPTWA	B.27		1997	?	?	?	?		X		X		X	
SHETRAN	B.28		1995		X			X	X	X	X	X		
SoilFug	B.29		1994				X	X		X			X	
SURFACE	B.30		1990		X			X	X		X		X	
SWAM	B.31		1982	?	?	?	?	X			X	?	?	?
SWAT	B.32		1998	X				X	X		X		X	
UP	B.33		1995		X			X	X		X	X		
WARMF	B.34		1998	X					X		X		X	
WASCH	B.35		1973		X			X		X		X		
WATERWARE	B.36		1996	X					X		X		X	
WINGÉO	B.37		1998	X				?	?		X		X	

* SAD : Système d'Aide à la Décision

Tableau 3.1 (suite) : Résumé des principales caractéristiques des modèles

Modèle	Processus simulés							Données requises			Variables de sortie		
	Déposition atmosph.	Sorption	Dégradation	Ruissellement	Érosion	Infiltration	Transport en rivière	Simple	Complexe	Calage nécessaire	Conc. ou charge à l'exutoire	Conc. en tout point du réseau	Conc. eaux souter.
ACTMO		X	X	X	X	X			X	X	X		X
ADAPT	?	?	?	X	X	?	?	?	?	?		X	
AnnAGNPS		X	X	X	X	X	X		X	?		X	
ARM	?	?	?	X	X	?			X	X	X		
BASINS	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	
CatchIS		X	X	X	X	X	X		X			X	X
CHEMCAN	X			X		X			X		X		X
CHEMGL	X			X		X			X		X		X
CPM		X	X	X	X	X		X			X		
DRIPS	X	?	X	X		X			X			X	
DWSM		X		X	X			X		X	X		
EPA Screening Proc.		X	X	X	X			X		?	X		
GeoPEARL		X	X	X	X	X			X	X	X		X
GERIQUAU		X	X	X	X	X		X		X	X		
GIBSI		X	X	X	X	X	X	X		X		X	
HSPF	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	
IWMM	?	?	?	?	?	?			X	?	?	?	
LWWM	?	?	?	?	?	?	X	?	?	?	X		
MHYDAS	?	?	?	X	X	X	X		X	X		X	?
MIKE SHE	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
Modèle de régression	X							X		X	X		
NELUP	X	X	X	X	X	X	X		X	?		X	X
NPS		?		X	X			?	?	X	X		
POLA		X	X	X	X			X		X	X		
POPPIE	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	X		X
PRM		X	X	X	X			X			X		
SEPTWA	?	?	?	X	?	X	?	?	?	?	?	?	?
SHETRAN		X	X	X	X	X	X		X	X		X	X
SoilFug	X	X	X	X				X			X		
SURFACE		X	X	X				X		X	X		
SWAM	?	?	?	X	X	X	X	?	?	?	?	?	?
SWAT		X	X	X	X	X	X	X				X	
UP	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X
WARMF	X	X	X	X	X		X	X		X		X	?
WASCH	?	?	?	X	?	?		X		X	X		
WATERWARE	X			X	X	X	X	X		?		X	X
WINGÉO	X	X	?	X	?	?	?	X		X		X	X

Tableau 3.1 (suite et fin) : Résumé des principales caractéristiques des modèles

Modèle	Autres paramètres de qualité d'eau			Facilités d'utilisation				Applications			Disponibilité	
	Sédiments	Nutriments	Coliformes	SIG	Interface	Outils d'analyse	Module de gestion	Etats-Unis	Canada	Europe	Domaine public	Payant
ACTMO	X	X			?	?		X			X	
ADAPT	X	X		X				X			X	
AnnAGNPS	X	X		X	X	X	X	X			X	
ARM	X	X						X			X	
BASINS	X	X	X	X	X	?	X	X			X	
CatchIS				X	X	X	X			X	?	?
CHEMCAN					X	?	?		X		X	
CHEMGL					?	?	?	X			X	
CPM	X	X						X			?	?
DRIPS	X	X		X	X	?	X			X	?	?
DWSM	X	X						X			X	
EPA Screening Proc.	X	X	X					X			X	
GeoPEARL				X	X	X				X	X	
GERIQUEAU		X								X	X	
GIBSI	X	X		X	X	X	X		X		X	
HSPF	X	X	X			X		X	X		X	
IWMM	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
LWMM	?	?	?	X	X	X	?	?	?	?	X	
MHYDAS				X	X	X	X			X	X	
MIKE SHE	X	X		X	X	?	X			X		X
Modèle de régression								X			X	
NELUP	X	X		X	X	X	X		X		?	?
NPS	X							X			?	?
POLA	X	X								X	X	
POPPIE				X	?	?	?			X	?	?
PRM								X			?	?
SEPTWA	?	?	?	?	?	?	?			X	?	?
SHETRAN	X	X		X				X		X	?	?
SoilFug										X	X	
SURFACE					?	?		X			?	?
SWAM	X	X		?	?	?	?	X			?	?
SWAT	X	X		X	X	?	X	X			X	
UP	X	X		X						X	?	?
WARMF	X	X		X	X	X	X	X				X
WASCH	X							X			?	?
WATERWARE	X	X	X	X	X	X	X	X				X
WINGÉO	X	X		X	X	X	X			X		X

4.3 MODÈLES À L'ÉCHELLE PARCELLAIRE

Un inventaire a également été réalisé pour les principaux modèles existants à l'échelle parcellaire. Ceci a été fait suite au constat qu'une proportion importante de modèles de bassins versants ont été développés selon les approches de modélisation utilisées à l'échelle parcellaire, et dans un souci de continuité, afin de bien illustrer au lecteur l'origine de la modélisation du transport des pesticides. De plus, les modèles à l'échelle parcellaire permettent de prendre en compte de manière plus précise l'effet de certaines pratiques culturales sur la qualité de l'eau en sortie de champ. Trente deux modèles ont été recensés :

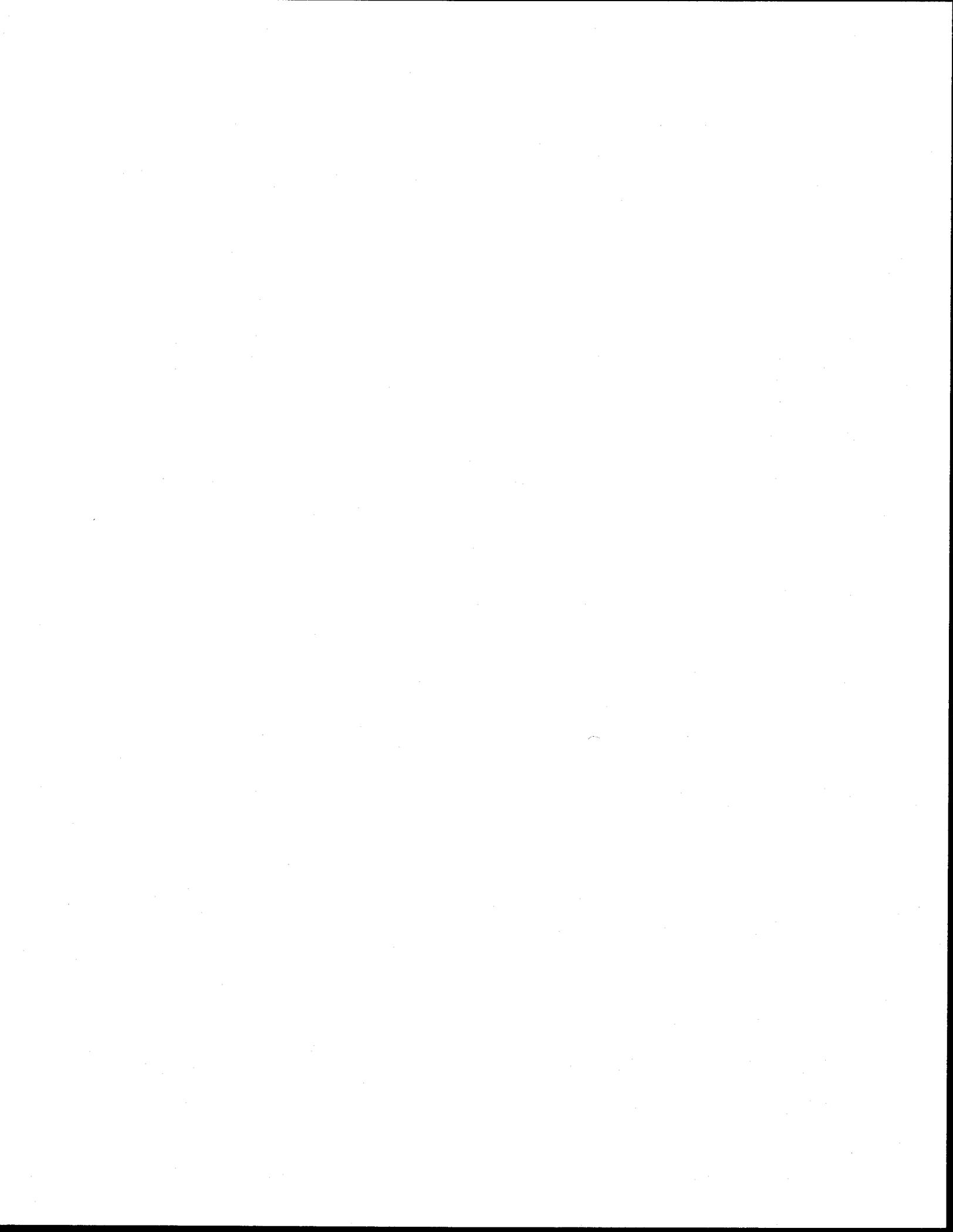
- AGRIFLUX [Banton *et al.*, 1997; Larocque *et al.*, 1998]
- BAM [Jury *et al.*, 1983; 1984; 1984a; 1984b; 1984c]
- CALF [Nicholls, 1995]
- CMLS [Nofziger et Hornsby, 1986]
- CRACK-NP [Armstrong *et al.*, 2000]
- CREAMS [Knisel, 1980]
- EPIC [Williams, 1995]
- GENEEC [Parker *et al.*, 1995]
- GLEAMS [Leonard *et al.*, 1987]
- LEACHM [Hutson et Wagenet, 1992; Dust *et al.*, 2000]
- MACRO [Jarvis, 1994; Jarvis *et al.*, 2000]
- MOUSE [Steenhuis *et al.*, 1987]
- OPUS2 [Müller *et al.*, 2003]
- PELMO [Klein *et al.*, 2000]
- P-EMA [Brown *et al.*, 2003; Hart *et al.*, 2003; Lewis *et al.*, 2003]
- PESTAN [Ravi et Johnson, 1986]
- PESTFADE [Clemente et Prasher, 1992]
- PESTLA [van den Berg et Boesten, 1999; Boesten et Gottesburen, 2000]
- PESTRAS [Tiktak *et al.*, 1994]
- PLIERS [Kenimer *et al.*, 1989]
- PLM [Hall, 1994; Nicholls *et al.*, 2000]
- PRZM-2 [Mullins *et al.*, 1992; Trevisan *et al.*, 2000a]
- RICEWQ-VADOFT [Miao *et al.*, 2003]
- RUSTIC [Imhoff *et al.*, 1988]
- RZWQM [USDA-ARS, 1992; Malone *et al.*, 2004]
- SESOIL [Bonazountas et Wagner, 1984]
- SIMULAT [Dieckrüger, 1996; Aden et Dieckrüger, 2000]

- TOXSWA [Adriaanse, 1996]
- VARLEACH [Walker et Hollis, 1994; Trevisan *et al.*, 2000b]
- VULPEST [Villeneuve *et al.*, 1987]
- VFSMOD [Parsons et Munoz-Carpena, 2002; <http://www3.bae.ncsu.edu/vfsmod>]
- WAVE [Vanclouster *et al.*, 1994; 2000b]

Il est important de préciser que certains de ces modèles sont applicables à l'échelle de la ferme, c'est-à-dire à un ensemble de plusieurs parcelles. Le plus souvent, les processus pris en compte sont la sorption, la dégradation et le transport des pesticides dans le sol, et leur transport vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface par ruissellement de surface et par drainage agricole. Les paramètres concernant les pratiques agricoles sont nombreux et variés. Mentionnons entre autres la taille du champs, le type de sol, la présence de drains, la formulation, le mode, le taux et les dates d'application des pesticides, la profondeur d'incorporation, le nombre de traitements, le stade de croissance des cultures au moment de l'application, la distance entre la zone d'application, les limites du champ et les milieux hydriques, la présence et les caractéristiques des bandes enherbées, les paramètres liés à la partition (K_{oc}) et à la dégradation (temps de demi-vie dans le sol et dans l'eau), et enfin la concentration initiale des pesticides dans le sol. Tous ces paramètres sont autant de possibilités pour définir des scénarios de gestion à l'échelle de la ferme et évaluer l'effet de plans de ferme sur les concentrations journalières en pesticides dans le sol en plein champ, aux limites du champ, dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Enfin, il faut souligner que ce type de modèle peut également être adapté pour être appliqué sur de petits bassins versants regroupant plusieurs fermes.

4.4 CONCLUSION

L'inventaire et la description des modèles existants ont permis d'avoir un aperçu et de comprendre les différentes approches développées à ce jour et susceptibles d'être utilisées pour modéliser le devenir des pesticides dans l'environnement. Chacune de ces approches a ses avantages et ses inconvénients. Il existe ainsi des modèles simples et d'autres au contraire très complexes, des modèles applicables à grande échelle et d'autres seulement à petite échelle, des modèles événementiels et des modèles continus, *etc.* Ces informations doivent maintenant être examinées en fonction des besoins de l'étude et des données disponibles afin de sélectionner, parmi les modèles identifiés, un ou plusieurs candidats.



5 ANALYSE COMPARATIVE DES MODÈLES

Le choix d'un modèle pour évaluer l'impact de scénarios de gestion agricole sur la qualité de l'eau est une décision importante compte tenu de l'investissement que son application et son utilisation nécessitent en terme de temps, de ressources et d'expertise. L'utilisation d'un modèle mal adapté aux besoins représente une perte de temps, d'argent et d'efficacité considérable. Chaque modèle a été développé pour répondre à un objectif spécifique dans des conditions particulières. Il est donc peu probable qu'il existe un modèle répondant totalement à la définition de nouveaux besoins, et il est possible qu'il soit nécessaire de sélectionner non pas un mais plusieurs modèles et de procéder à un travail d'adaptation aux conditions d'application.

Afin de sélectionner un ou plusieurs modèles répondant aux besoins, nous avons suivi les étapes suivantes :

- (i) Une première sélection des modèles inventoriés afin d'éliminer ceux qui ne répondent clairement pas aux besoins de l'étude, et ce afin de réduire le travail d'évaluation et de comparaison aux modèles pertinents ;
- (ii) Une analyse comparative plus détaillée des modèles présélectionnés à partir de la littérature ;
- (iii) Une analyse comparative en regard des besoins de l'étude à l'aide d'une approche multicritère ; et
- (iv) Une évaluation des prochaines étapes à suivre pour le choix et l'utilisation d'un ou de plusieurs modèles.

5.1 UNE PREMIÈRE SÉLECTION DE MODÈLES

Afin de limiter l'analyse comparative aux modèles les plus pertinents, une première sélection de modèles peut être réalisée sur la base des critères jugés nécessaires en regard des objectifs de l'étude. Les modèles qui ne remplissent pas ces critères peuvent être éliminés dès maintenant. Par exemple les modèles orientés vers la pollution ponctuelle plus que la pollution diffuse ne correspondent clairement pas aux besoins de l'étude. De plus, certains modèles décrits représentent une évolution ou une adaptation d'autres modèles analogues et reposent sur les mêmes bases et les mêmes principes (exemple : CHEMCAN et CHEMGL). Dans ce cas, seul

le modèle le plus récent et le plus adapté a été retenu pour l'analyse (dans ce cas, CHEMCAN, qui a été développé spécifiquement pour le Canada). Enfin, les modèles qui n'ont pu être que partiellement documentés ont été également éliminés.

À partir des 37 modèles étudiés, les 20 modèles suivants ont donc été retenus :

AnnAGNPS, BASINS, CatchIS, CHEMCAN, DRIPS, GeoPEARL, GERIQUEAU, GIBSI, HSPF, MIKE SHE, Le modèle de régression, NELUP, POLA, SHETRAN, SoilFug, SURFACE, SWAT, UP, WARMF et WATERWARE.

On retrouve dans ces 20 modèles une large gamme de types de modèles différents (systèmes d'aide à la décision, modèles de recherche, modèles de gestion, modèles de fugacité, modèles multi-média, modèles empiriques ou mécanistes).

5.2 ANALYSE COMPARATIVE DES MODÈLES

La grande majorité des modèles ainsi retenus sont des modèles mécanistes à l'échelle du bassin versant avec un pas de temps journalier (17 sur les 20). Les exceptions sont les deux modèles de fugacité (CHEMCAN et SoilFug) qui sont basés sur des compartiments considérés à l'équilibre, et le modèle de régression qui est une approche empirique très simplifiée. Ces trois modèles sont beaucoup moins précis que les modèles mécanistes continus, mais peuvent permettre d'obtenir une première approximation des niveaux de contamination en rivière.

Parmi les 20 modèles présélectionnés, certains ne constituent que des programmes informatiques (AnnAGNPS, CHEMCAN, GeoPEARL, GERIQUEAU, Le modèle de régression, POLA, SHETRAN, SoilFug, SURFACE, UP), et d'autres constituent des systèmes complets d'aide à la décision avec des interfaces graphiques élaborées (BASINS, CatchIS, DRIPS, GIBSI, MIKE SHE, NELUP, SWAT, WARMF, WATERWARE). Plusieurs suivent la même approche ou reposent sur les mêmes modèles de base concernant le transport de contaminants. Ainsi, le modèle SWAT, qui est basé sur les modèles EPIC et GLEAMS, est utilisé comme modèle de transport de polluants par les systèmes GIBSI, CatchIS (qui utilise également SWAT comme modèle hydrologique) et BASINS. Le modèle HSPF est également utilisé par BASINS. Le modèle à l'échelle parcellaire CREAMS est utilisé par les modèles à l'échelle du bassin versant AnnAGNPS et DRIPS. Enfin, quatre modèles sont basés sur le même modèle hydrologique (SHE) : SHETRAN, MIKE SHE, UP et NELUP. En particulier, les modèles UP, NELUP et SHETRAN sont étroitement liés puisque UP est une adaptation du modèle SHETRAN pour de grands bassins versants, tandis que NELUP est un système d'aide à la décision complet basé sur le modèle SHETRAN.

Au vu des grilles descriptives (Tableau 4.1), certains outils ressortent du lot en présentant de nombreux avantages : des systèmes de décision complets prenant en compte la plupart des processus, dotés d'outils de gestion, d'une interface, d'outils d'analyse des résultats, permettant de simuler les concentrations journalières en pesticides mais aussi en d'autres contaminants en tout point du réseau hydrographique, tout en restant relativement simples d'utilisation. Il s'agit de BASINS, CatchIS, DRIPS, GIBSI et WARMF. Toutefois cela ne signifie pas que ces modèles sont les plus pertinents par rapport aux besoins de l'étude, seule l'analyse multicritère détaillée permettra de confirmer cette première impression.

5.2.1 Les modèles distribués dynamiques et à base physique

Les modèles dynamiques présélectionnés (simulant l'évolution des processus en fonction du temps, par opposition aux modèles de fugacité) se différencient par leur complexité. Le modèle le plus simple est sans aucun doute le modèle de régression, qui donne une relation empirique entre les quantités de pesticides appliquées, les précipitations et la charge de pesticides en rivières. Pour les modèles plus élaborés, ces différents niveaux de complexité se retrouvent au niveau des approches de modélisation hydrologique. Certains utilisent des approximations numériques d'équations basées sur la conservation de la masse telles que les équations de l'onde dynamique (équations de Saint-Venant), de l'onde diffusante ou de l'onde cinématique (HSPF, GIBSI, MIKE SHE, SHETRAN, NELUP, UP, GERIQUEAU, POLA). D'autres modèles utilisent des approches plus empiriques comme celle du SCS Curve Number très répandue (AnnAGNPS, SWAT, CatchIS, DRIPS, SURFACE). Le modèle le plus complexe au niveau des processus mis en jeu et des données requises est probablement le modèle SHETRAN, ainsi que les modèles et systèmes d'aide à la décision qui lui sont liés : MIKE SHE, UP et NELUP. Ils permettent de simuler les processus à un pas de temps modulable (de quelques minutes à une journée) et modélisent l'ensemble des processus connus entrant en jeu dans le transport des pesticides. Le prix à payer pour cette précision est une certaine lourdeur de mise en place et la difficulté d'obtenir les nombreuses données requises. La plupart des modèles prennent en compte les principaux processus comme la sorption, la dégradation et le transport des pesticides mais négligent d'autres processus comme la volatilisation. En fonction de cette complexité, les données requises sont plus ou moins nombreuses. Les données de bases sont les précipitations et températures journalières et, pour les pesticides, les dates et taux d'application ainsi que les paramètres liés à la partition (K_{oc}) et à la dégradation (temps de demi-vie). Les caractéristiques du bassin versant sont également nécessaires pour constituer la base de données. Pour les modèles plus complexes, des données météorologiques telles que la radiation solaire journalière deviennent nécessaires, ainsi que des paramètres plus élaborés permettant de caractériser le devenir des pesticides (voir par exemple le modèle SHETRAN, Tableau B.28 à l'annexe B).

Certains modèles peuvent être appliqués uniquement sur des bassins versants d'un ordre de superficie inférieur à 10^3 km² (ex : AnnAGNPS, GERIQUAU, DRIPS), d'autres uniquement sur de grands bassins versants de plus de 10^5 km² (ex : GeoPEARL). Pour pouvoir être appliqué sur des bassins versants d'un ordre de superficie supérieur au km², un outil de modélisation doit contenir un modèle de qualité d'eau en rivière afin de prendre en compte les processus de dilution et de transformation des substances chimiques qui, si elles peuvent être considérées négligeables à petite échelle, deviennent prépondérantes à grande échelle. C'est le cas des modèles AnnAGNPS, BASINS, CatchIS, GIBSI, HSPF, MIKE SHE, NELUP, SHETRAN, SURFACE, SWAT, UP, WARMF, WATERWARE. Certains modèles sont aussi mieux adaptés à des bassins versants uniquement agricoles (SWAT) tandis que d'autres sont aussi adaptés pour des bassins mixtes agricoles/urbains (HSPF).

Parmi les modèles présélectionnés, le modèle le plus reconnu et le plus utilisé pour simuler le devenir des pesticides à l'échelle d'un bassin versant est sans nul doute le modèle HSPF. Ce modèle a été largement appliqué et validé, seul ou intégré dans le système d'aide à la décision BASINS, et principalement aux États-Unis (plus de 5000 licences de BASINS) dans le contexte réglementaire des TMDL pour les nutriments et les sédiments. De nombreuses études ont permis de tester HSPF, en comparant les résultats obtenus avec des données mesurées, avec de bons résultats dans la plupart des cas, même si dans certains cas les résultats obtenus surestiment considérablement (d'un facteur 10) les données mesurées [Klein *et al.*, 1987]. Le modèle DRIPS a également été testé de manière intensive (350 bassins versants en Allemagne). La plupart des autres modèles n'ont été validés que sur un seul bassin versant, et il est donc difficile de savoir s'ils sont suffisamment robustes pour donner de bons résultats dans d'autres conditions. Enfin, certains modèles génériques ont été surtout utilisés et validés pour modéliser l'hydrologie, l'érosion et le transport de nutriments, mais n'ont jamais (ou rarement) été validés concernant le devenir des pesticides (par exemple AnnAGNPS, BASINS, GIBSI, SHETRAN).

La revue de littérature réalisée a permis de trouver quelques études d'évaluation comparative de modèles. La plupart concernent uniquement les processus hydrologiques, mais certaines concernent également la contamination des nappes à l'échelle parcellaire [Bergstrom et Jarvis, 1994; Vanclouster *et al.*, 2000a] ou la pollution diffuse des eaux de surface [Renard *et al.*, 1982; Shoemaker *et al.*, 1997; Deliman *et al.*, 1999]. À l'échelle des bassins versants, la méthode de comparaison la plus rigoureuse consiste à appliquer plusieurs modèles différents dans les mêmes conditions et comparer les résultats obtenus avec des données mesurées. Ainsi, Gustafson [1990] a montré que le modèle SURFACE donnait des résultats plus proches de la réalité que HSPF concernant les concentrations en plusieurs pesticides en différents points d'un bassin versant aux États-Unis. Une étude particulièrement intéressante a été menée afin de comparer 11 modèles de pollution diffuse à l'échelle du bassin versant sur le plan de leurs bases mathématiques [Borah et Bera, 2003]. Parmi les modèles comparés, on retrouve

AnnAGNPS, DWSM, HSPF, MIKE SHE et SWAT. Les auteurs considèrent par exemple que MIKE SHE est trop complexe pour être appliqué de manière efficace sur de grands bassins versants. Deux de ces modèles ont été comparés plus en détail au niveau des résultats obtenus lors de leur application [Borah et Bera, 2004]. Il s'agit de deux modèles particulièrement répandus et utilisés, qui servent aussi de base à plusieurs systèmes d'aide à la décision : SWAT et HSPF. Sur la base de 17 applications recensées, les résultats sont en général très bons pour les écoulements annuels, et bons pour les écoulements mensuels sauf pour les mois présentant des conditions pluviométriques et hydrologiques extrêmes. En revanche, au pas de temps journalier, la qualité des résultats de débits est beaucoup plus variable, et souvent mauvaise. Le modèle s'est avéré utile pour évaluer l'impact de scénarios de gestion agricole sur les charges à long terme de sédiments et de nutriments (aucune étude n'est rapportée concernant le modèle de devenir des pesticides), et cela constitue selon les auteurs un atout majeur de SWAT. En ce qui concerne HSPF, son application est jugée fastidieuse compte tenu de la grande quantité de données et de paramètres nécessaire à son développement et à sa calibration. De la même manière que SWAT, à partir cette fois de 12 cas d'application sous sa forme originale ou bien intégrée au système BASINS, les résultats sont très bons pour les écoulements annuels et bons pour les écoulements mensuels excepté dans le cas d'événements pluviométriques intenses. Le modèle devient lui aussi plus imprécis au pas de temps journalier, même si les résultats de débits restent corrects dans les conditions de base. La qualité de la simulation du transport de l'atrazine est jugée raisonnable. Les auteurs soulignent que HSPF a été utilisé pour évaluer l'impact de l'urbanisation et de scénarios de gestion de la pollution ponctuelle et diffuse. Il ressort de cette étude que les deux modèles reproduisent difficilement les conditions hydrologiques extrêmes, ce qui pose un problème puisque la majeure partie du transport annuel de sédiments et de polluants comme les pesticides se déroule au moment de ces événements orageux. À noter que ces deux modèles SWAT et HSPF sont intégrés dans le système d'aide à la décision BASINS.

Une comparaison a également été effectuée entre WARMF et BASINS [Neilson *et al.*, 2003], sur la base des caractéristiques de ces deux systèmes d'aide à la décision, et aussi en considérant les coûts d'implantation et d'utilisation. Il ressort que BASINS est plus complet concernant le traitement et la gestion des données (pre-processing) mais nécessite une expertise en modélisation de la part de l'utilisateur, tandis que WARMF est plus facile et convivial d'utilisation et présente davantage de possibilités de traitement des résultats (post-processing). Son implantation est réalisée par la firme SysTech Engineering (www.systechengineering.com). BASINS présente également l'avantage d'offrir plusieurs options de simulation qui lui permettent d'être applicable à une large gamme de conditions.

5.2.2 Les modèles de fugacité

Les deux modèles de fugacité présélectionnés sont CHEMCAN et SoilFug. CHEMCAN fonctionne à très grande échelle (régionale voire nationale) tandis que SoilFug s'applique sur des petits bassins versants. Les bases de données nécessaires au fonctionnement de CHEMCAN ont été complétées pour l'ensemble du territoire canadien, divisé en 24 régions représentant les 20 écozones et les 13 provinces du Canada (Labrador, Terre-Neuve, Maritime de l'Atlantique, Québec – plaines à forêts mixtes, Québec – Bouclier boréal, Québec – Nord, Ontario – plaines à forêts mixtes, Ontario – Bouclier boréal, Ontario – Nord, Manitoba – Prairies, Manitoba – Bouclier boréal, Manitoba – Nord, Saskatchewan – Prairies, Saskatchewan – Nord, Alberta – Prairies, Alberta – Nord, Colombie Britannique – Cordillère montagnarde, Colombie Britannique – Maritime du Pacifique Sud, Colombie Britannique – Maritime du Pacifique Nord, Colombie Britannique – Nord, Vallée de la rivière Mackenzie, Arctique et Subarctique, Territoires du Nord-Ouest, Yukon et Moyenne nationale). Le modèle requiert comme données d'entrée les taux d'émission en pesticides dans les différents compartiments eau, air et sol et calcule les concentrations à l'équilibre dans les différents compartiments ainsi que les flux d'échange. SoilFug fonctionne sur le même principe mais simule les échanges entre les différents compartiments pendant et entre chaque événement pluvieux. L'intérêt d'une approche par fugacité est la simplicité du principe et de l'utilisation. Le bassin versant (ou la région d'application) est considéré dans son ensemble sans être discrétisé, mais simplement divisé en compartiments (sol, air, eau) considérés en équilibre et en régime permanent. Cette simplification extrême peut être intéressante à très grande échelle, lorsque les modèles dynamiques deviennent trop lourds pour être appliqués. En revanche, à petite échelle comme c'est le cas pour SoilFug, il semble préférable d'utiliser des modèles dynamiques plus précis et reproduisant mieux les processus hydrologiques, d'autant que les données requises sont somme toute assez similaires. Enfin, les modèles de fugacité ne permettent pas de tester l'influence de paramètres de gestion agricole puisque seuls les concentrations initiales et les flux entre compartiments sont considérés.

5.3 ANALAYSE DES MODÈLES EN REGARD DES BESOINS DE L'ÉTUDE

Afin de sélectionner un ou plusieurs modèle(s) qui soi(en)t adapté(s) aux besoins de l'utilisateur, il faut en premier lieu que les besoins soient clairement et précisément identifiés. Les trois principaux besoins identifiés par Environnement Canada sont : (i) que le modèle puisse être utilisé pour déterminer les NPA ainsi que les actions à mettre en oeuvre pour atteindre ces NPA; (ii) qu'il puisse être utilisé à une échelle régionale, ceci dans un contexte

pancanadien, et (iii) qu'il puisse être appliqué avec des données disponibles et simples à obtenir.

5.3.1 Pertinence des modèles en regard des critères principaux

5.3.1.1 *Prise en compte des PGB à l'échelle de la ferme*

Les PGB à considérer et à évaluer [CANTOX Environmental, 2005b; 2005a] sont : l'implantation de bandes enherbées, le type de labour (sans labour, avec labour), l'implantation de cultures de couverture, de cultures intercalaires, de haies brise vent, de zones humides (ex : mares tampon), de fossés de drainage enherbés, la modification des dates, des taux et du mode d'application des pesticides (en surface ou par incorporation).

Comme cela a déjà été mentionné, les modèles de bassin versant présentés permettent pour la plupart de prendre en compte les principales pratiques culturales telles que les quantités moyennes de pesticides appliquées, les dates et le mode d'application, et cela à l'échelle des unités spatiales de simulation. L'effet des PGB comme la réduction de la quantité des pesticides ou la modification des dates d'application peut donc être évalué de manière moyenne à l'échelle d'un sous-bassin versant, d'une unité spatiale de simulation, ou d'un type d'occupation du sol à l'intérieur de cette unité. Des PGB d'aménagement ou de pratiques agricoles peuvent également être prises en compte à cette échelle mais de manière empirique, soit par l'intermédiaire des facteurs C et P de l'équation universelle de perte en sol (ex : type de labour, gestion des résidus, culture en bandes), soit à l'aide d'un coefficient d'atténuation du ruissellement et de l'érosion (pour les bandes enherbées par exemple). Ainsi, pour prendre en compte l'implantation de bandes enherbées certains modèles comme SWAT et CatchIS calculent une fraction du constituant (sédiment, pesticide, nutriment) piégée par la bande enherbée, en fonction de la largeur de la bande. Cette approche reste toutefois très simplificatrice et présente des limites importantes : certains facteurs ne sont pas pris en compte comme par exemple l'évolution de l'efficacité des bandes filtrantes avec le temps, le relargage de certains polluants, ou encore l'effet des pesticides sur les bandes elles-mêmes. De plus, les bilans de masse ne sont pas bouclés puisque les sédiments et polluants retenus par les bandes filtrantes sont considérés éliminés du système. Par ailleurs, il est impossible de représenter l'effet de facteurs plus précis à l'échelle de la ferme, comme l'emplacement des aménagements, la distance au cours d'eau, ou encore la position des cultures ou des pratiques de travail de sol au sein de l'exploitation.

En ce qui concerne les modèles de fugacité, les paramètres de gestion pouvant être pris en compte sont très limités, puisque les données d'entrée sont uniquement des taux d'émission de pesticides dans les différents compartiments de l'environnement. Ces modèles ne sont donc clairement pas adaptés aux besoins spécifiques de cette étude.

5.3.1.2 *Applicabilité à l'échelle régionale dans un contexte pancanadien*

La qualité intrinsèque d'un modèle est une chose mais encore faut-il qu'il soit applicable sans trop de difficultés dans les conditions requises. L'objectif de ce projet est de pouvoir appliquer le modèle sur plusieurs bassins versants au Canada. La procédure d'application se doit donc d'être simple et rapide. En cela, les modèles complexes comme SHETRAN, MIKE SHE, UP et NELUP ne semblent pas adaptés aux besoins puisqu'ils requièrent une phase de calage fastidieuse et complexe nécessitant un appui technique.

Parmi les modèles présélectionnés, seuls CHEMCAN et GIBSI ont été développés spécifiquement pour une application au Canada. Le modèle CHEMCAN est directement utilisable sans nécessiter de travail d'application, de recueil de données, ou de calage. De son côté, GIBSI a été développé et appliqué sur un seul bassin versant, celui de la rivière Chaudière. Il a donc l'avantage de pouvoir être appliqué rapidement sur ce bassin versant sans avoir à reconstituer une base de données complète comme c'est le cas pour la plupart des autres modèles. Seul le calage du modèle de devenir des pesticides reste à réaliser. Bien sûr, son application sur d'autres bassins versants du Canada nécessiterait la constitution de la base de données et le calage du modèle. GIBSI présente également d'intéressants outils d'analyse des résultats, en particulier l'analyse des probabilités de dépassement de critères de qualité d'eau, particulièrement intéressante dans le cadre de cette étude pour évaluer et définir des PGB permettant de satisfaire ces critères.

Comme mentionné à la section 3.2, les conditions d'application sont différentes entre les différentes régions du Canada. Pour cette raison, une caractéristique intéressante en vue de l'application de modèles sur plusieurs bassins versants dans différentes régions du Canada est la souplesse d'utilisation et les conditions d'application des modèles qui, dans certains cas, sont très spécifiques et dans d'autres cas beaucoup plus flexibles. Il est difficile de savoir *a priori* si les différentes approches de modélisation hydrologique peuvent être appliquées dans toutes les conditions. Cependant, il est clair qu'un modèle qui prend en compte les principaux processus hydrologiques et de devenir des pesticides sera applicable dans une plus large gamme de conditions qu'un modèle qui néglige certains processus (par exemple la volatilisation) et qui sera donc spécifique aux régions où ces processus ne jouent pas un grand rôle. Pour les modèles les plus utilisés, des applications ont été réalisées dans des conditions topographiques et hydrologiques différentes, ce qui permet de savoir dans quelles conditions le modèle donne de meilleurs résultats. Par exemple, il a été montré que le modèle HSPF fonctionnait moins bien en conditions sèches qu'en conditions humides, notamment par rapport au modèle SURFACE qui lui donne de bons résultats dans des conditions sèches [Gustafson, 1990]. Cela suggère que HSPF serait peut-être davantage adapté pour une application dans les provinces maritimes que dans les prairies canadiennes par exemple. Toutefois, pour les modèles les plus connus, des adaptations ont généralement été développées pour pouvoir appliquer le modèle

dans des conditions particulières (par exemple, en milieu de basse montagne pour SWAT [Eckhardt *et al.*, 2002]).

De plus, certains outils permettent de choisir la taille des unités de calcul (c'est le cas de tous les modèles avec des unités hydrologiques et non des cellules carrées de taille fixe comme dans POPPIE ou AnnAGNPS par exemple), le pas de temps (adaptable en fonction des précipitations dans SHETRAN, au choix entre la minute et la journée dans HSPF) ou même le modèle utilisé pour le transport des pesticides (SWAT ou HSPF dans BASINS). Enfin, certains modèles peuvent être utilisés aussi bien sur des petits ou des grands bassins versants (ex : SWAT, UP, GERIQUEAU).

5.3.1.3 Disponibilité des données requises

Comme nous l'avons déjà remarqué, la complexité des modèles est étroitement liée à la complexité des données requises, et un modèle très performant en théorie n'est d'aucune utilité si les nombreuses données qu'il requiert sont indisponibles (voir Figure 2.1). Comme nous l'avons remarqué à la section 3.2, les données nécessaires pour appliquer les modèles les plus simples semblent disponibles dans la plupart du territoire canadien, même s'il conviendrait de recenser plus précisément ces données dans les régions où l'on souhaite appliquer le modèle. Pour les modèles plus complexes qui nécessitent des données plus élaborées, les régions d'application possibles sont sans doute moins nombreuses et limitées aux régions possédant des réseaux de mesure plus complets, même si là encore une analyse plus précise et spécifique aux besoins de chaque modèle serait nécessaire. Par exemple, l'application de certains modèles comme SWAT ou HSPF requiert des données météorologiques telles que le rayonnement solaire ou l'évapotranspiration qui ne sont pas toujours disponibles (mais qui peuvent être modélisées), tandis que d'autres modèles comme GIBSI et WARMF ne nécessitent que les données journalières de précipitations, de température minimale et maximale. Les modèles SHETRAN, UP, NELUP et MIKE SHE nécessitent de nombreuses données concernant les caractéristiques physico-chimiques et les flux de pesticides telles que les concentrations dans l'eau de pluie, le taux de déposition atmosphérique sèche, des coefficients d'échange, *etc.*, mais des valeurs par défaut peuvent être utilisées si ces données ne sont pas connues. De manière générale, le principal problème concerne les données de concentrations en pesticides dans les eaux de surface nécessaires au calage des modèles et qui sont, comme nous l'avons vu, très fragmentaires.

En ce qui concerne les modèles de fugacité, les bases de données de CHEMCAN sont déjà complétées pour les 24 grandes régions du Canada. SoilFug nécessite des données relativement classiques aussi bien pour les données météorologiques, que pour les pesticides ou la caractérisation du bassin versant, et semble donc applicable sans grande difficulté.

5.3.2 Analyse comparative par une méthode multicritère

Afin de comparer les modèles de manière objective et systématique, nous proposons d'utiliser une analyse multicritère. Ce type d'approche est souvent utilisé pour la sélection de modèles hydrologiques [CDM Camp Dresser & McKee, 2001; Kasier-Hill Company, 2001; Collectif, 2002]. Cette approche a été approuvée par Environnement Canada au cours de l'atelier de travail du 17 janvier 2005.

La première étape consiste à définir des critères de sélection puis de déterminer leur importance relative.

Critères de sélection

Sur la base des critères de description des modèles définis au Chapitre 1, nous avons défini un ensemble de critères de sélection. Ces critères sont regroupés en cinq classes afin de pouvoir contrôler la répartition des poids et interpréter plus facilement le pointage final :

- (i) Les caractéristiques de modélisation : dynamique de modélisation (événementielle ou continue), composantes (modèles reconnus ou non), processus simulés, pas de temps, discrétisation spatiale (unité homogène d'un point de vue hydrologique ou simple maille de calcul);
- (ii) Les variables de sortie : concentration en tout point du réseau ou seulement à l'exutoire du bassin versant, concentration dans les eaux souterraines, autres paramètres de qualité d'eau simulés;
- (iii) L'applicabilité du modèle : échelle spatiale d'application, complexité des données requises et de la procédure de calage, validation réalisée ou non sur au moins un bassin versant, applicabilité dans les conditions du Canada (prise en compte des processus hydrologiques liés à l'accumulation et à la fonte de la neige);
- (iv) Les possibilités de prise en compte des PGB concernant les pesticides. Les autres PGB décrits précédemment sont détaillés; et
- (v) La facilité d'utilisation : interface graphique, outils cartographiques, modules de gestion, outils d'analyse, documentation, gratuité.

L'importance relative des critères est définie à l'aide de poids (de 0 à 5). Ces poids sont notés P_i (où i est l'indice sur les critères). Leur signification est la suivante :

- 0 : sans importance
 1 : peu important
 2 : assez important
 3 : important
 4 : très important
 5 : nécessaire

Le Tableau 5.1 présente l'ensemble des critères ainsi que le poids attribué à chacun d'entre eux.

Tableau 5.1 : Importance relative des différents critères de sélection

Processus de Modélisation	Poids (/5)
Dynamique	
- (1) <i>Modèle continu</i>	4
- (2) <i>Modèle événementiel</i>	2
Pas de temps de calcul	
- (3) <i>< 1 heure</i>	0
- (4) <i>La journée</i>	3
- (5) <i>> 1 semaine</i>	1
Composantes	
- (6) <i>Basé sur des modèles reconnus</i>	3
- (7) <i>Modèles mécanistes à base physique plutôt qu'empirique</i>	0
Processus simulés, hypothèses	
- (8) <i>Déposition atmosphérique</i>	2
- (9) <i>Sorption</i>	2
- (10) <i>Dégradation</i>	2
- (11) <i>Transport par ruissellement</i>	2
- (12) <i>Transport par érosion</i>	2
- (13) <i>Infiltration vers les eaux souterraines</i>	2
- (14) <i>Transport et devenir en rivière</i>	2
Discrétisation spatiale (unité de calcul)	
- (15) <i>Une unité hydrologique plutôt qu'une cellule rectangulaire</i>	2
Sous-Total	29
Variables de Sortie	Poids (/5)
Variables de sortie	
- (16) <i>Concentrations en tout point du réseau hydrographique à chaque pas de temps plutôt que seulement à l'exutoire du bassin</i>	3
- (17) <i>Concentrations dans les eaux souterraines</i>	2
Autres paramètres de qualité d'eau	
- (18) <i>Sédiments</i>	2
- (19) <i>Nutriments</i>	2
- (20) <i>Coliformes</i>	2
Sous-Total	11

Tableau 5.1 (suite) : Importance relative des différents critères de sélection

Applicabilité	Poids (/5)
Echelle spatiale	
- (21) La ferme	2
- (22) Le petit bassin versant (< 10 ² km ²)	4
- (23) Le grand bassin versant (entre 10 ² km ² et 10 ³ km ²)	4
- (24) Le territoire (> 10 ³ km ²)	0
Données requises	
- (25) Peu de données d'entrée nécessaires, faciles à obtenir	5
Calage	
- (26) Le calage du modèle lors de son application sur un nouveau bassin versant peut se faire facilement	3
Applications, résultats	
- (27) Le modèle pesticides a été validé sur au moins un bassin versant	3
- (28) Le modèle est applicable au Canada (prise en compte de la neige)	3
Sous-Total	24
PGB pris en compte	
PGB pouvant être prises en compte	
- (29) Position spatiale des aménagements	1
- (30) Bandes enherbées	1
- (31) Fossés de drainage enherbés	1
- (32) Haies brise-vent	1
- (33) Zones humide, mares tampon	1
- (34) Type de labour	1
- (35) Culture de couverture	1
- (36) Dates d'application des pesticides	1
- (37) Taux d'application des pesticides	1
- (38) Mode d'application des pesticides (en surface ou par incorporation)	1
Sous-Total	10
Facilités d'utilisation	
Modules de gestion	
- (39) Modules de gestion permettant de facilement définir des scénarios de gestion	4
Outils cartographiques, SIG	
- (40) Outils cartographiques pour gérer et visualiser les données	1
Interface d'utilisation	
- (41) Interface d'utilisation conviviale	1
Outils d'analyse	
- (42) Graphiques	1
- (43) Statistiques	1
- (44) Analyse avantages/coûts	1
Disponibilité	
- (45) Gratuité	0
Références	
- (46) Documentation facilement accessible (modèles, guide l'utilisateur, articles...)	4
Sous-Total	13

Il s'agit ensuite, pour chacun des 20 modèles présélectionnés, d'attribuer une valeur de 0 (critère non satisfait) ou 1 (critère satisfait) pour le critère en question. Cette valeur est notée N_i^k , où k est l'indice sur les modèles. Le score final pour le modèle k est alors obtenu par la formule suivante :

$$S_k = \sum_{i=1}^n P_i \cdot N_i^k$$

Où n est le nombre total de critères (soit 45).

Lorsque l'information est manquante, on considère par défaut que le critère n'est pas satisfait ($N_i^k=0$). Notons qu'il aurait été possible de définir une réponse plus quantitative (par exemple de 0 à 5) selon le niveau avec lequel le modèle satisfait le critère, mais compte tenu du nombre important de modèles évalués et du manque de précision dans l'information recueillie pour certains modèles, l'approche binaire nous a semblé plus appropriée.

En ce qui concerne les critères sur les PGB, on considère que le critère est satisfait (1) lorsque la documentation sur le modèle indique de manière explicite qu'il permet de prendre en compte la PGB. Toutefois, comme indiqué plus haut, l'effet de certaines PGB d'aménagement est pris en compte par l'intermédiaire d'une équation empirique d'atténuation du ruissellement, de l'érosion et du transport de polluants. Donc, même si cela n'est pas indiqué de manière explicite, il serait relativement simple d'adapter le modèle en intégrant ces équations.

Résultats

Les résultats sont présentés dans le Tableau 5.2 et la Figure 5.1. D'après cette approche, les modèles répondant le mieux aux critères sont dans l'ordre : BASINS (80 points), SWAT (74 points), MIKE SHE (71 points), HSPF (70 points) et GIBSI (66 points). À noter que le total « idéal » est de 87 points.

Tableau 5.2 : Résultats de l'analyse multicritère des 20 modèles

Modèle	Score (/87)
BASINS	80
SWAT	74
MIKE SHE	71
HSPF	70
GIBSI	66
WARMF	63
AnnAGNPS	59
NELUP	59
WATERWARE	59
CatchIS	58
DRIPS	56
SHETRAN	54
UP	51
GeoPEARL	50
GERIQUAU	42
Le modèle de régression	42
SURFACE	40
SoilFug	37
POLA	35
CHEMCAN	33

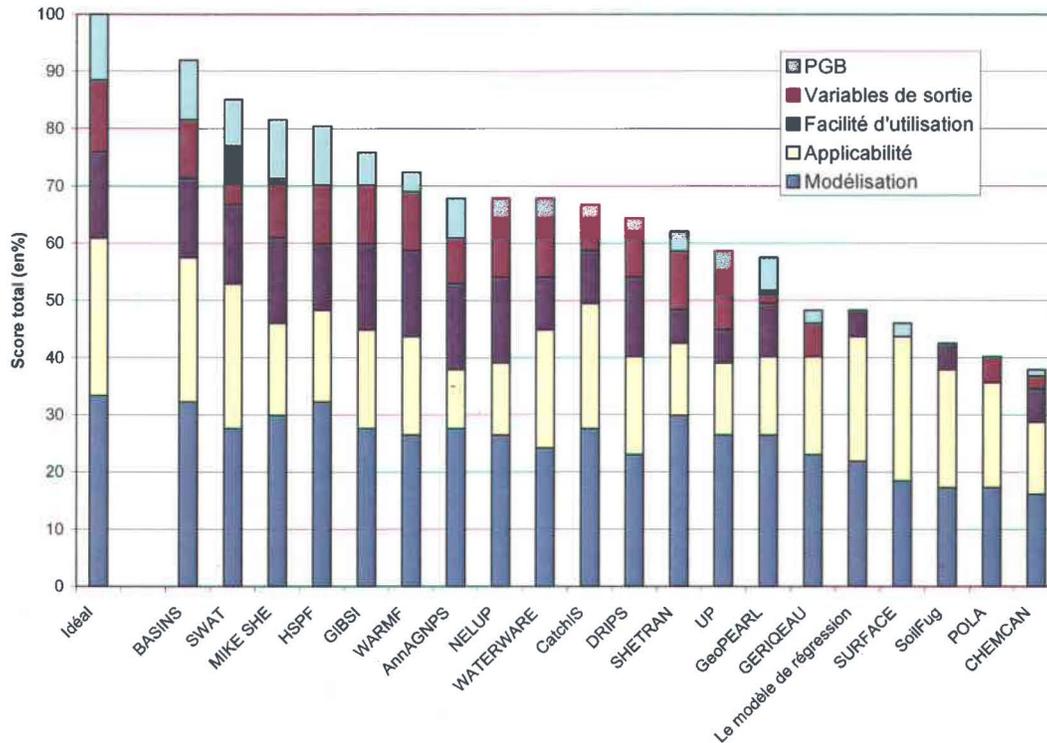


Figure 5.1 : Représentation des résultats de l'analyse multicritère. Les modèles sont classés par ordre décroissant selon leur score total (rapporté à 100)

Il apparaît que BASINS obtient un excellent score en remplissant la grande majorité des critères de sélection. Le gros avantage de ce modèle est qu'il combine les qualités des modèles SWAT et HSPF. Toutefois, il faut noter qu'en pratique, l'utilisateur de BASINS choisit d'utiliser l'un ou l'autre de ces modèles et retrouve donc les avantages et les limites du modèle ainsi choisi.

Dans le mode de calcul précédent, les cinq classes de critères n'ont pas le même poids : davantage de poids est donné dans le score total aux caractéristiques de modélisation et à l'applicabilité des modèles (qui comprennent beaucoup plus de critères) par rapport aux variables de sortie et aux PGB. Une autre manière de visualiser les résultats est de considérer chaque classe de critère de la même importance en rapportant chaque sous-total sur 20. Cela donne les résultats présentés sur la Figure 5.2. On note que le classement final est un peu modifié, MIKE SHE arrivant en deuxième position devant SWAT.

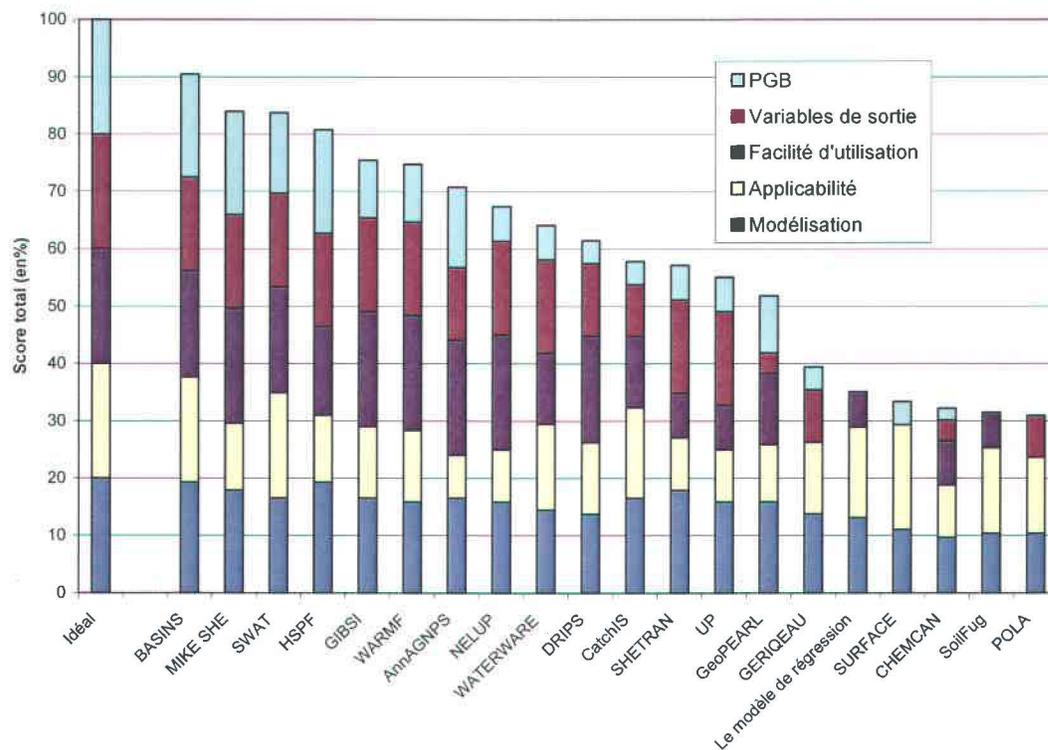


Figure 5.2 : Représentation des résultats de l'analyse multicritère en donnant la même importance à chacune des cinq classes de critères. Les modèles sont classés par ordre décroissant selon leur score total (rapporté à 100)

La Figure 5.3 permet de mieux visualiser et interpréter les résultats par rapport à chaque classe de critères. On constate ainsi qu'il y a une nette différenciation entre les 20 modèles pour les critères sur les variables de sortie, les PGB et les facilités d'utilisation alors que pour les critères sur la modélisation et l'applicabilité, tous les modèles obtiennent de bons scores.

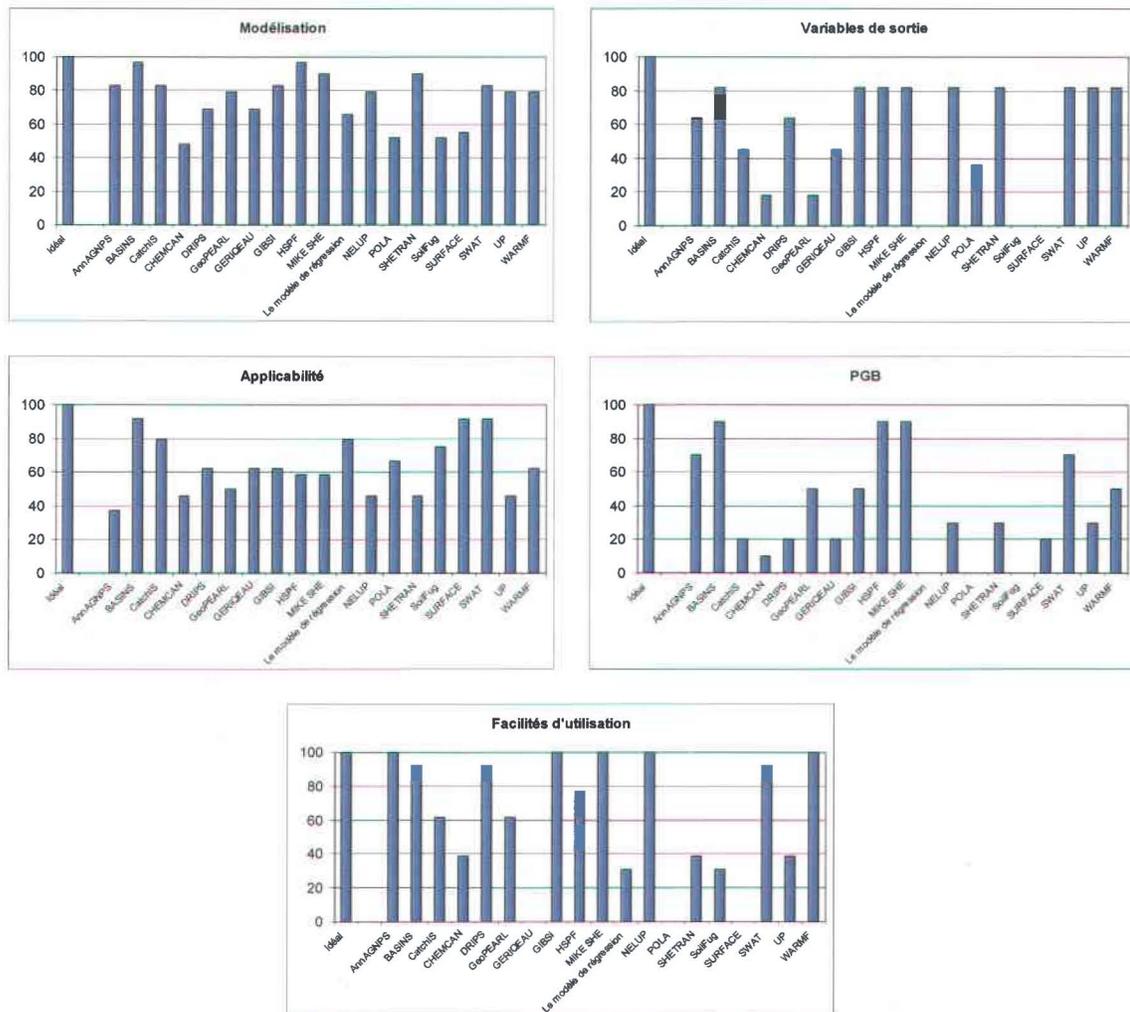


Figure 5.3 : Résultats de l'analyse multicritère pour chacune des cinq classes de critère

Les grilles de calcul de l'analyse multicritère sont présentées en Annexe C, avec des graphiques permettant de visualiser les résultats pour chaque modèle.

5.3.3 Présentation et comparaison des modèles répondant le mieux aux critères

La méthode de classification a permis de confirmer les conclusions de l'évaluation qualitative. Nous présentons ici plus en détail les cinq modèles qui répondent le mieux aux différents critères et qui présentent chacun des avantages importants. Ces modèles sont :

- **BASINS** pour le fait qu'il est beaucoup utilisé aux États-Unis, pour ses nombreuses options d'application, notamment le choix du modèle hydrologique et de transport des pesticides (HSPF ou SWAT) qui sont des modèles reconnus et validés. En particulier HSPF a déjà été appliqué avec succès sur un bassin versant québécois [Laroche *et al.*, 1996].
- **SWAT** est le modèle de devenir des polluants servant de base à BASINS, GIBSI et CatchIS. Il est lui aussi largement utilisé aux États-Unis et a récemment été validé pour le devenir des pesticides [Neitsch *et al.*, 2002]. L'un des grands avantages de SWAT est qu'il est conçu pour être appliqué sans nécessiter de calage fastidieux.
- **MIKE SHE** est le modèle le plus complexe existant. Avant tout un modèle de recherche, il reste utilisable en tant qu'outil d'aide à la décision à condition de disposer des nombreuses d'entrée requises. La procédure de calage est fastidieuse.
- **HSPF** est le modèle le plus utilisé pour le transport des pesticides. C'est un modèle complexe, relativement lourd à appliquer et à caler. Il présente l'avantage d'être très complet au niveau des PGB pouvant être prises en compte.
- **GIBSI** est un système d'aide à la décision canadien. Même si GIBSI n'a jamais été validé pour le transport des pesticides, il est basé sur le modèle de transport de polluants de SWAT qui lui a été validé. Les modifications apportées par rapport au modèle de transport des pesticides de SWAT portent principalement sur la prise en compte de différentes occupations du sol sur chaque unité spatiale de simulation (dans SWAT, on considère une seule occupation avec des caractéristiques moyennes), ainsi que les échanges verticaux souterrains (remontées de nappe). GIBSI présente l'avantage de nécessiter moins de données que SWAT ou HSPF (et donc BASINS).

La Figure 5.4 permet de visualiser les classes de critères pour lesquels les modèles diffèrent. Ainsi on constate que MIKE SHE et HSPF satisfont la plupart des critères excepté ceux de la classe Applicabilité, du fait de leur lourdeur d'utilisation et de calage et la complexité des données requises. GIBSI est principalement handicapé par la non prise en compte des PGB dans la modélisation ou les scénarios de gestion. Toutefois, il est important de rappeler qu'il serait relativement simple d'intégrer des équations empiriques d'atténuation du ruissellement,

de l'érosion et du transport de polluants dus à certaines PGB (bandes enherbées, fossés de drainage, mares tampon...) dans un modèle comme GIBSI. Les caractéristiques détaillées de ces cinq modèles sont présentées et comparées au Tableau 5.3.

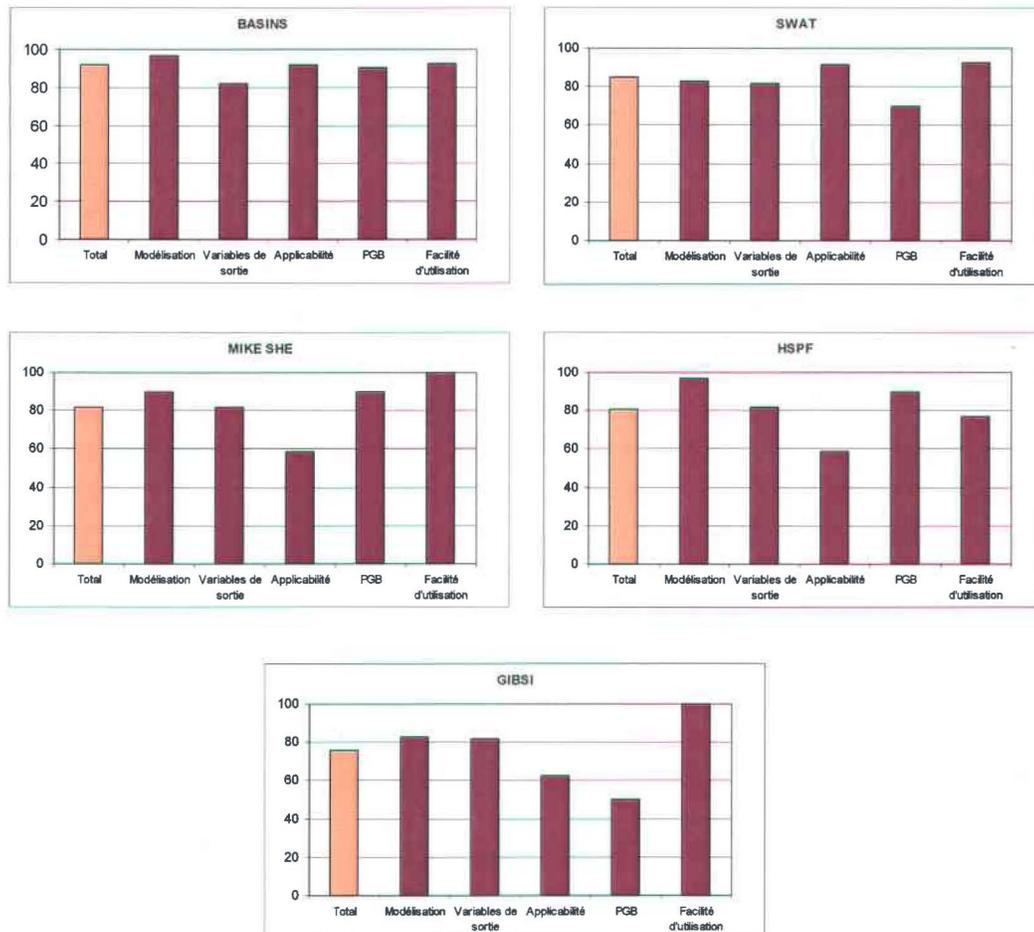


Figure 5.4 : Performance des cinq modèles en regard des cinq classes de critères

Il est également intéressant de représenter la position de ces cinq modèles sur le graphique qui a été présenté à la section 2.1.3 (Figure 5.5 ci-dessous) sur la relation entre complexité des modèles, disponibilité des données et performance. Ainsi les modèles GIBSI et SWAT, relativement simples, nécessitent des données de base pour être correctement exploités, tandis qu'à l'autre extrême, MIKE SHE nécessite des données plus nombreuses et plus rares pour

être utilisé avec tout son potentiel. À noter que le positionnement des modèles sur cette courbe repose sur une appréciation globale sans aucune mesure quantitative.

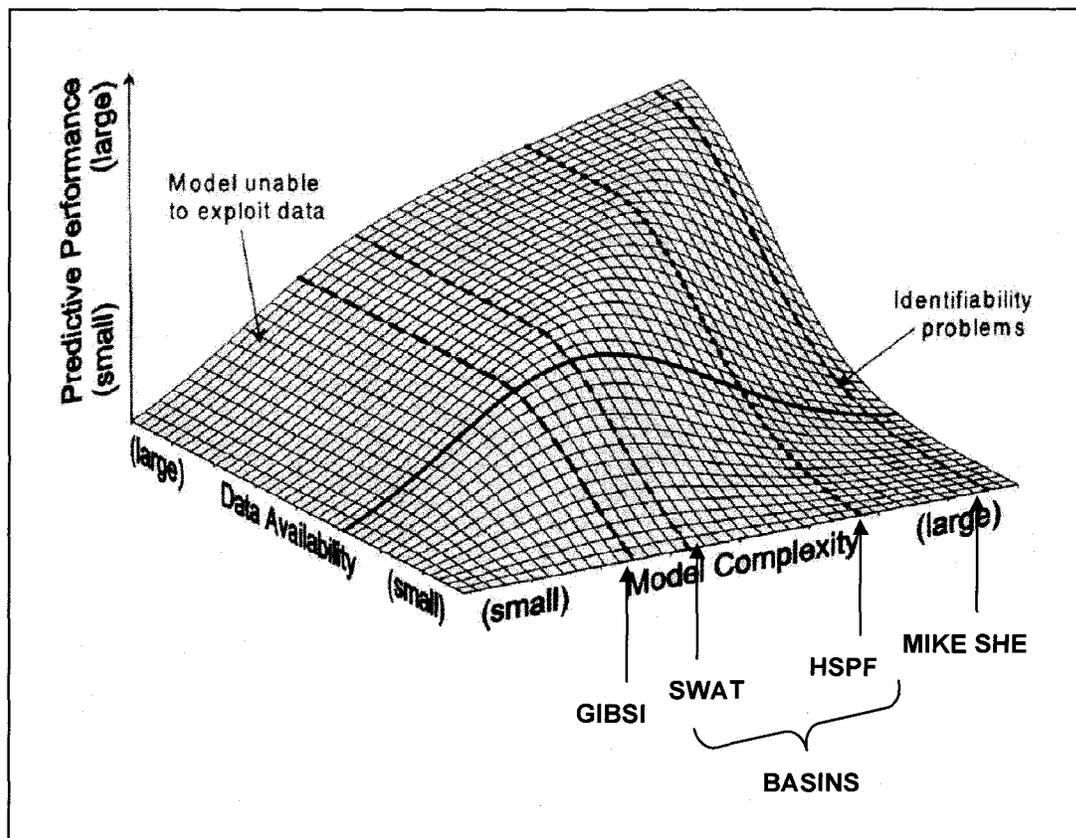


Figure 5.5 : Représentation des cinq modèles sur le diagramme reliant la complexité des modèles, la disponibilité des données requises et la performance prédictive des modèles

Tableau 5.3 : Comparaison des principales caractéristiques des cinq modèles ayant obtenu le meilleur score

Modèle	BASINS Tableau B.5	SWAT Tableau B.32	MIKE SHE Tableau B.20	HSPF Tableau B.16	GIBSI Tableau B.15
Développeur	US-EPA, États-Unis	USDA-ARS + Blackland Research Center, États-Unis	Institute of Hydrology (GB) + Sogreh (France) + DHI (Danemark)	US-EPA, États-Unis	INRS-ETE, Québec, Canada
Pas de temps	Journalier	Journalier	Entre 1 minute et 1 jour	Entre 1 minute et 1 jour	Journalier
Processus pris en compte	Volatilisation, sorption, dégradation, ruissellement, érosion, infiltration, transport en rivière	Volatilisation, sorption, dégradation, ruissellement, érosion, infiltration, transport en rivière	Volatilisation, sorption, dégradation, ruissellement, érosion, infiltration, transport en rivière et vers les eaux souterraines	Volatilisation, sorption, dégradation, ruissellement, érosion, infiltration, transport en rivière	Volatilisation, sorption, dégradation, ruissellement, érosion, infiltration, transport en rivière
Modèle hydrologique	NPSM	SCS-CN	SHE	SWMM	HYDROTEL
Modèle d'érosion	USLE	MUSLE	EUROSEM	NEGEV	RUSLE
Modèle de transport de pesticides	HSPF ou SWAT	EPIC/GLEAMS	Solute Transport Model	PEST	SWAT (EPIC/GLEAMS)
Modèle de qualité de l'eau	QUAL2K	QUAL2E, bilan de masse	MIKE 11	RCHRES	QUAL2E
Modèle pour les eaux souterraines	Aucun	Aucun	MODFLOW	Aucun	Aucun
Données de sortie	Concentrations en pesticides en tout point du réseau hydrographique	Concentrations en pesticides en tout point du réseau hydrographique	Concentrations en pesticides en tout point du réseau hydrographique, et dans les eaux souterraines	Concentrations en pesticides en tout point du réseau hydrographique	Concentrations en pesticides en tout point du réseau hydrographique
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, coliformes fécaux, DBO	Sédiments, azote, phosphore	Sédiments, azote, phosphore, DBO	Sédiments, azote, phosphore, coliformes fécaux, DBO, oxygène dissous, pH	Sédiments, azote, phosphore, coliformes fécaux, DBO, oxygène dissous
Échelle spatiale	Bassins versants de 1 à 10 ⁵ km ²	Bassins versants de 1 à 5.10 ⁵ km ²	Bassins versants de 1 à 10 ⁵ km ²	Bassins versants de 1 à 10 ⁵ km ²	Bassins versants de 10 ² à 10 ⁴ km ²
Données requises	Selon le modèle utilisé	De base	Très nombreuses, complexes	Complexes	De base
Procédure de calage	Selon le modèle utilisé	Non nécessaire en théorie, simple	Fastidieux	Fastidieux	Simple
Validation	Pas de validation pour les pesticides mais basé sur des modèles qui ont été validés (SWAT et HSPF)	Largement appliqué aux États-Unis. Pour le devenir des pesticides, la validation a été réalisée sur le bassin versant de Sugar Creek	Testé et validé sur plusieurs bassins versants en Europe, surtout au Danemark. Quelques cas d'application aux États-Unis (Floride) pour l'hydrologie seulement	Plusieurs validations pour le transport de pesticides. Une application au Québec sur le bassin versant de Lennoxville de 78 ha	Bassin versant de la rivière Chaudière (Québec, Canada, 6 800 km ²). Pas de validation du modèle pesticides

Tableau 5.3 (suite) : Comparaison des principales caractéristiques des cinq modèles ayant obtenu le meilleur score

Modèle	BASINS Tableau B.5	SWAT Tableau B.32	MIKE SHE Tableau B.20	HSPF Tableau B.16	GIBSI Tableau B.15
PGB prises en compte	Nombreuses PGB : dates, taux et mode d'application des pesticides, type de labour, bandes enherbées, cultures intermédiaires...	Dates, taux et mode d'application des pesticides, type de labour, bandes enherbées, cultures intermédiaires	Très complet : dates, taux et mode d'application des pesticides, type de labour, bandes enherbées, haies brise-vent, fossés de drainage, cultures intermédiaires...	Nombreuses PGB : dates, taux et mode d'application des pesticides, type de labour, bandes enherbées, cultures intermédiaires... Comprend un module relié à une base de données de 34 PGB standard	Dates, taux et mode d'application des pesticides, type de labour, sens de travail du sol. L'effet de bandes enherbées pourrait être pris en compte de la même manière que dans SWAT
Outils d'analyse	Statistiques, graphiques, cartes, outils d'évaluation environnementale, caractérisation des sources de pollution	Statistiques, graphiques, cartes	Nombreux outils graphiques, analyses fréquentielles	Analyse fréquentielle	Statistiques, graphiques, cartes, analyse des probabilités de dépassement de critères de qualité d'eau, analyse avantages/coûts
Disponibilité	Domaine public, gratuit sous réserve d'accord avec l'US-EPA	Domaine public, gratuit sous réserve d'accord avec l'USDA	Distribué par DHI, payant	Domaine public	Gratuit sous réserve d'entente de collaboration avec l'INRS-ETE
Principales forces	Convivial, largement utilisé, possibilité de choix dans les modèles, nombreux modules de gestion et d'analyse	Modèle de gestion, récent, adapté à des bassins versants non jaugés (pas de calage requis) et basé sur des modèles connus et reconnus.	Très complet, reproduit très finement les processus, interface et possibilités graphiques très développées, simule les concentrations dans les eaux souterraines	Polyvalent, plusieurs possibilités d'utilisation, précision, robustesse, déjà appliqué au Canada avec de bons résultats pour les pesticides	Modèle adapté au contexte québécois, nombreux modules d'analyse des résultats, analyse des probabilités de dépassement de critères de qualité d'eau
Principales faiblesses	Peu testé pour les pesticides, ne simule pas la contamination des eaux souterraines, pas applicable sur des grands bassins à moins de discrétiser en plusieurs sous-bassins	Peu testé pour les pesticides, ne simule pas la contamination des eaux souterraines	Logiciel privé, complexité, calage difficile, expertise nécessaire, jamais testé en Amérique du Nord pour les pesticides	Complexité, difficulté de calage, pas d'interface graphique, pas d'outil cartographique. Ne simule pas la contamination des eaux souterraines.	Modèle pesticide non validé, ne simule pas la contamination des eaux souterraines

Il est intéressant de noter que, concernant la méthode de discrétisation spatiale du bassin versant (voir section 2.2), quatre des cinq modèles sélectionnés sont basés sur la définition d'unités de calcul homogène sur le plan hydrologique (sous bassins versants élémentaires). Seul le modèle MIKE SHE, le plus complexe des modèles sélectionnés, résout les équations sur des colonnes (pour le transport 3D) et des cellules rectangulaires (pour le transport 2D en surface, voir Figure 2.5).

5.4 APPLICATION DES MODÈLES POUR FAIRE LE LIEN ENTRE PGB ET CRITÈRES DE QUALITÉ D'EAU

Afin de bien comprendre de quelle manière les modèles sélectionnés peuvent servir à faire le lien entre les pratiques agricoles et la qualité de l'eau, deux exemples d'application sont présentés, avec les modèles BASINS et GIBSI. Ils concernent les pesticides et les nutriments. Dans chaque cas les résultats sont visualisés et interprétés en termes de fréquence de dépassement des critères de qualité d'eau.

5.4.1 Application de BASINS pour évaluer l'effet de PGB sur les concentrations en pesticides dans les eaux de surface

Ce cas d'application est tiré du site Internet consacré au modèle BASINS (www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS) et a été réalisé par l'US-EPA et l'USDA. Il s'agit de tester le potentiel de plusieurs PGB pour réduire les concentrations en pesticides (atrazine et métolachlor) à l'exutoire du bassin versant de Walnut Creek de 213 km² (Iowa, États-Unis, Figure 5.6). Dans BASINS, la définition des scénarios de gestion et des PGB est réalisée à l'aide du module de HSPF (Figure 5.7).

À noter que dans BASINS comme dans les autres modèles, l'influence des aménagements comme les bandes enherbées est prise en compte par un facteur d'efficacité ou d'atténuation appliqué à la charge de polluant. Ce facteur peut être fixé par l'utilisateur en fonction des données de la littérature (mais il existe des valeurs par défaut, voir Figure 5.8), et peut varier selon la période de l'année afin de prendre en compte l'évolution de l'efficacité par exemple des bandes filtrantes en fonction du stade de croissance de l'herbe.

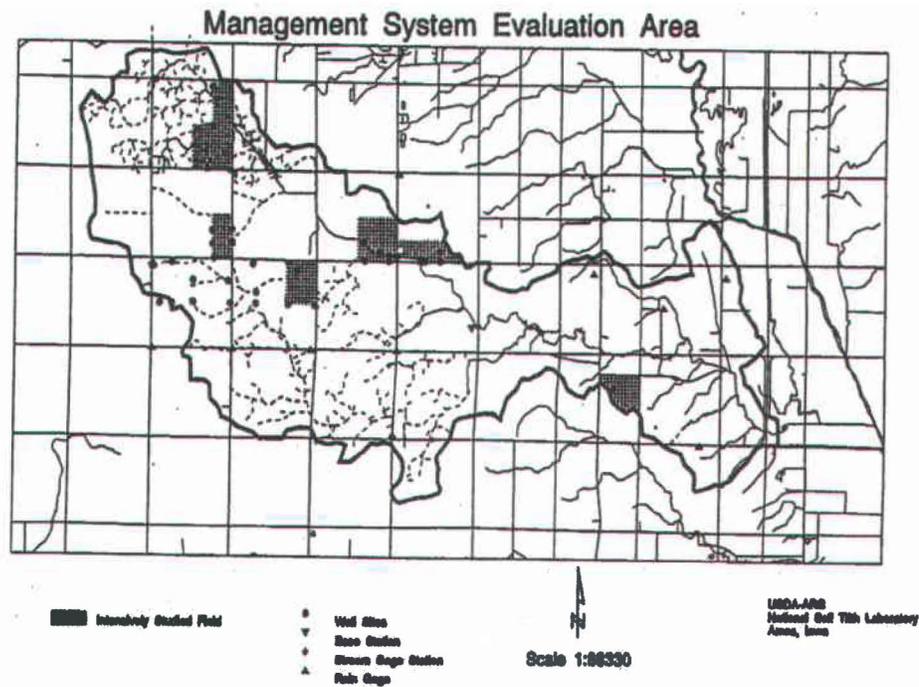


Figure 5.6 : Bassin versant de Walnut Creek (tiré du site Internet www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS)

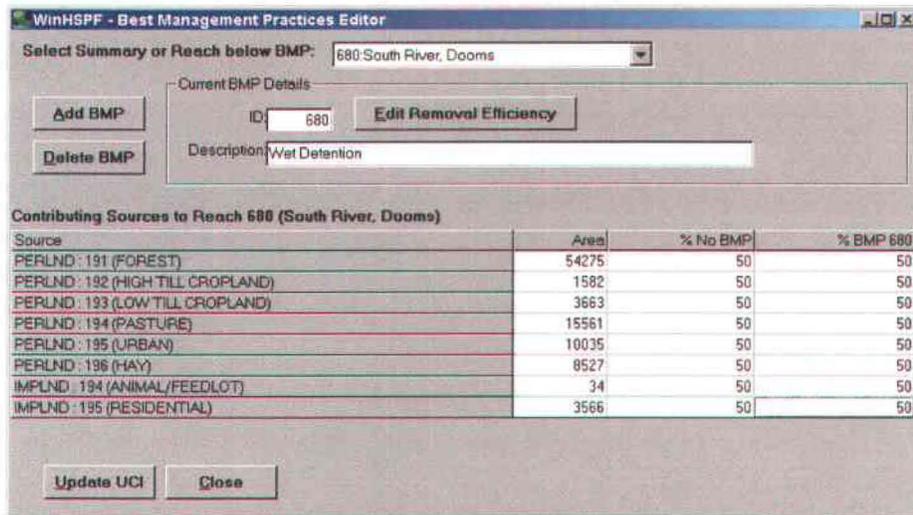


Figure 5.7 : Fenêtre de gestion des PGB dans BASINS (issue du modèle HSPF). Cas de l'implantation de mares tampon sur 50% du territoire (tiré du site Internet www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS)

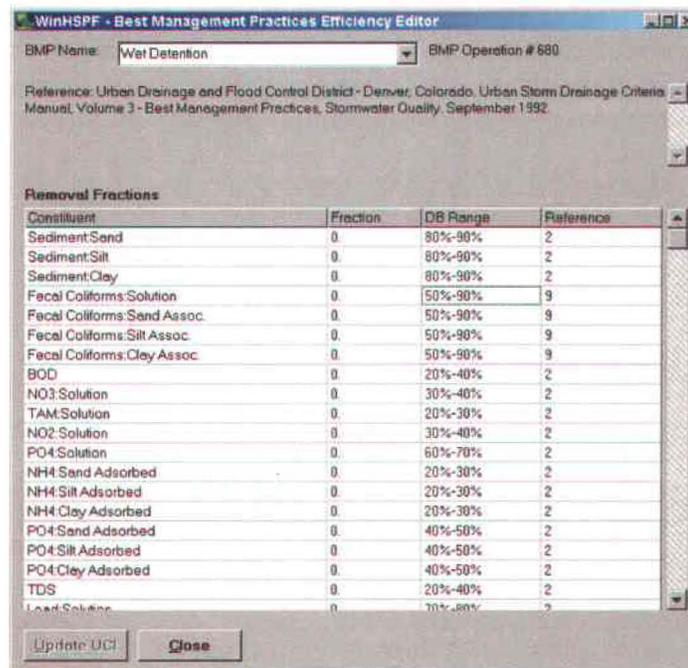


Figure 5.8 : Fenêtre de BASINS pour définir le facteur d'efficacité de chaque PGB vis-à-vis de chaque paramètre de qualité de l'eau. Exemple de l'implantation d'une mare tampon (tiré du site Internet www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS)

Dans le cas d'application présenté, les PGB considérées concernant les pesticides sont :

- (i) un système de rotation cultural sur quatre ans : maïs, soya, avoine, prairie, avec un quart des terres agricoles occupé par chaque culture;
- (ii) l'implantation de bandes riveraines enherbées permettant une réduction de 80% de la charge en sédiments, nutriments et pesticides par ruissellement de surface et 40% par ruissellement hypodermique;

Deux simulations sont réalisées à partir du scénario de référence (reproduisant l'état actuel) et du scénario prenant en compte les PGB, et ce sur une période de 10 ans. Les résultats présentés sur la Figure 5.9 montrent l'effet des PGB sur la fréquence de dépassement des valeurs de concentrations en rivière. En ce qui concerne l'atrazine, le critère de 0,1 ppb est dépassé 14% du temps avec le scénario PGB contre 33,9% pour le scénario de référence (état actuel). Pour le métolachlor, la fréquence de dépassement du critère de 0,05 ppb passe de 40,3% à 14,4%.

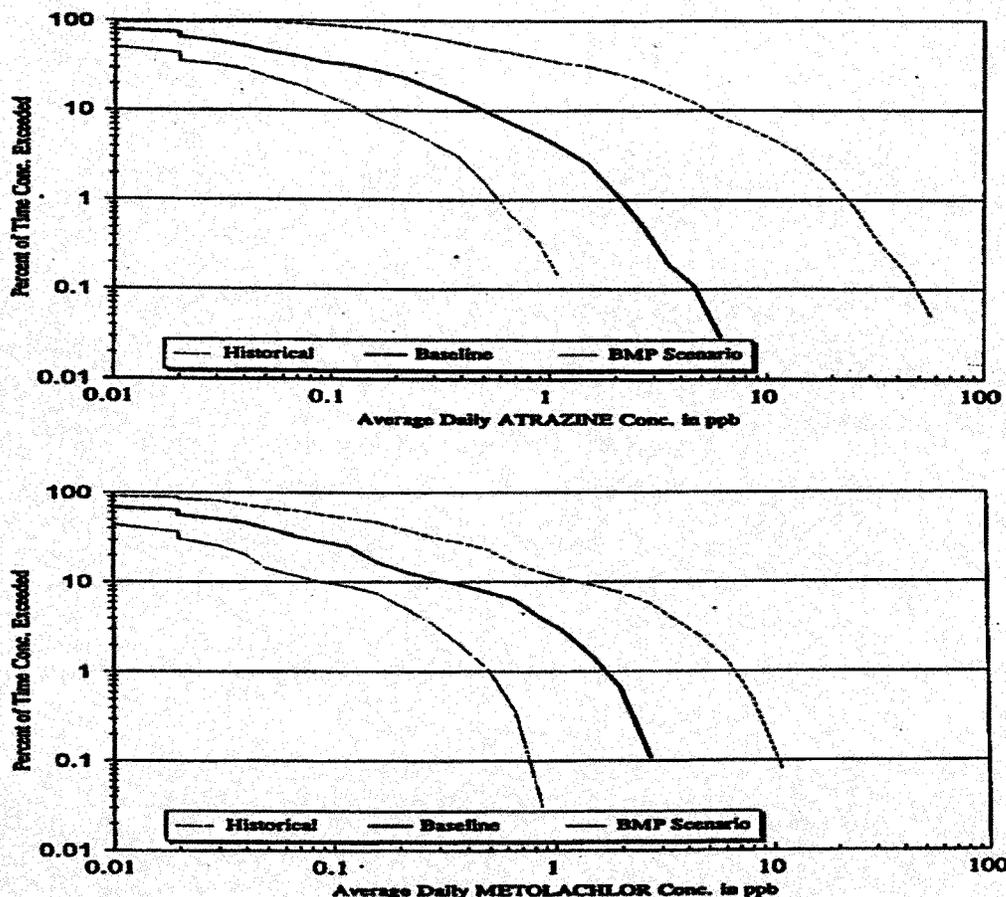


Figure 5.9 : Analyse fréquentielle des concentrations en atrazine et métolachlor pour chaque scénario testé (tiré du site Internet www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS)

Le scénario « Historical » reconstitue les pratiques agricoles des années 1960/70 (courbe de droite). Le scénario prenant en compte les PGB (« BMP Scenario ») correspond à la courbe de gauche.

5.4.2 Application de GIBSI pour évaluer l'effet de PGB sur les concentrations en phosphore

Le deuxième exemple d'application concerne le modèle GIBSI et l'influence de PGB non pas sur les charges en pesticides mais sur les charges en nutriments (le modèle de transport de pesticides de GIBSI n'a pas été validé à ce jour, et les possibilités pour définir des scénarios pour la gestion des pesticides restent à développer). Une étude a été réalisée [Salvano, 2003; Salvano *et al.*, 2004; Villeneuve *et al.*, 2004b] pour évaluer l'influence de la mise en application

du Règlement sur les Exploitations Agricoles (REA) de 2002 sur les teneurs en nutriments (azote et phosphore) dans la rivière Beaurivage, affluent de la rivière Chaudière (Québec, Canada, Figure 5.10).

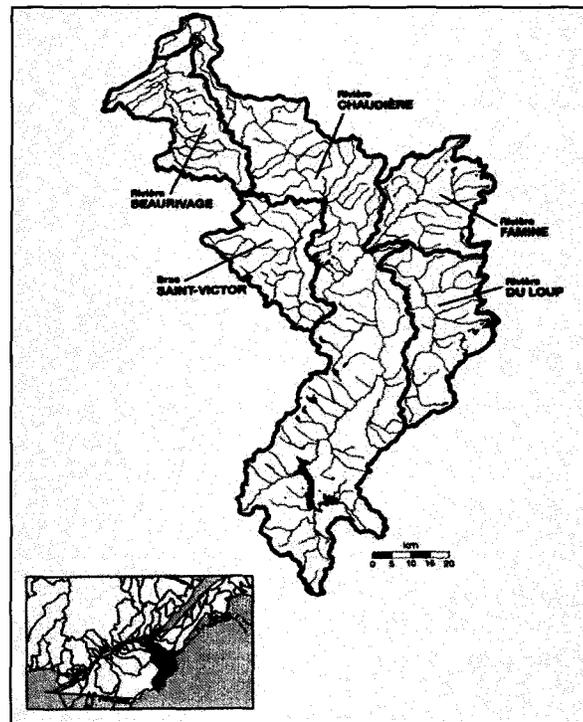


Figure 5.10 : Bassin versant de la rivière Chaudière et sous-bassin de la rivière Beaurivage (tiré de Bédard *et al.* [1998])

Les PGB prises en compte dans le scénario de gestion (voir Figure 5.11) concernent l'épandage des engrais organiques (fumiers et lisiers) :

- (i) La période d'épandage (interdiction d'épandre entre le 1^{er} octobre et le 13 mars, interdiction d'épandre si le sol est saturé en eau, fractionnement de l'épandage)
- (ii) Les quantités épandues (en fonction de la demande en nutriments des plantes)
- (iii) Le mode d'épandage (incorporé dans les 10 premiers centimètres du sol)

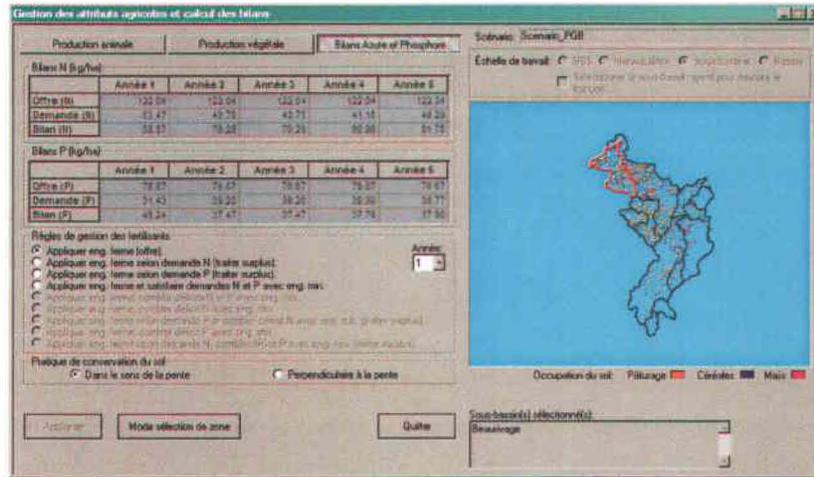


Figure 5.11 : Fenêtre de gestion des attributs agricoles dans GIBSI (définition de la règle de fertilisation)

Les simulations ont été réalisées avec les chroniques météorologiques de 1982 à 1985 sur la période du 15 mai au 15 septembre (123 jours). L'usage de l'eau considéré est un aspect esthétique, les critères de qualité d'eau sont donc les critères d'eutrophisation. Les résultats sont interprétés là encore en terme de fréquence ou probabilité de dépassement. La Figure 5.12 présente la carte des probabilités de dépassement du critère de qualité d'eau concernant le phosphore total pour l'état de référence de la région à l'étude. Les courbes (a) et (b) sur la Figure 5.13 représentent respectivement la courbe des résultats de probabilités de dépassement pour le scénario de gestion et pour l'état permanent. La probabilité de dépassement du critère de qualité d'eau concernant le phosphore total (0,03 mg/L) est de 0,12 pour le scénario REA contre 0,38 pour le scénario de référence, montrant bien l'influence de l'implantation des PGB considérées sur la qualité de l'eau (les PGB diminuent par trois les chances de dépasser le critère de qualité de l'eau). À noter que les résultats peuvent également être visualisés sous la forme d'une évolution temporelle de la concentration ou simplement d'un tableau de valeurs.

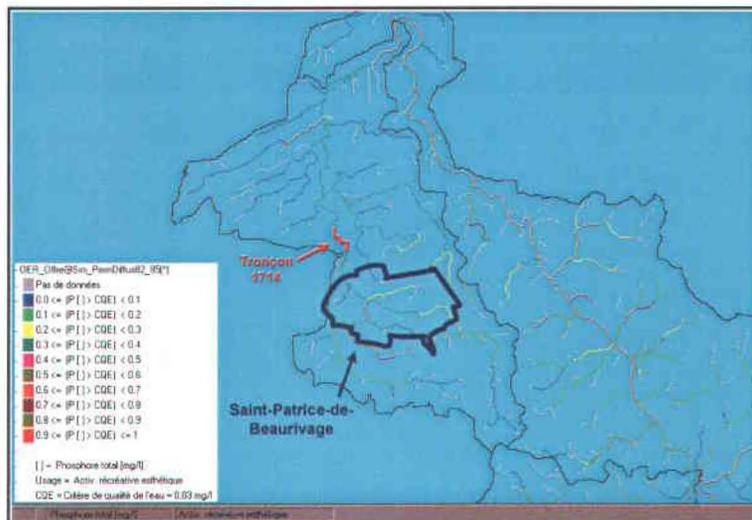


Figure 5.12 : Carte des probabilités de dépassement du critère de qualité d'eau pour le phosphore total, pour la période et l'usage de l'eau considérés (tirée de Villeneuve *et al.* [2004b])

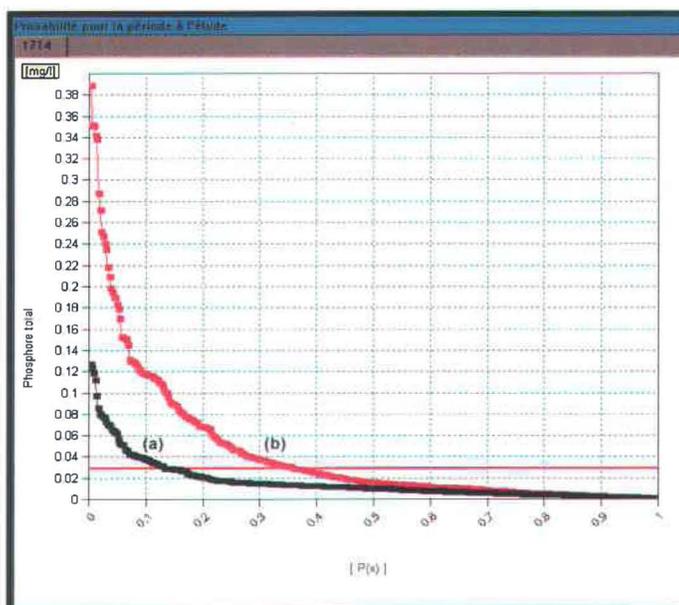


Figure 5.13 : Courbes de probabilité de dépassement de concentrations en phosphore total au tronçon 1714 et pour la période de simulation pour (a) le scénario prenant en compte le REA et (b) le scénario de référence (tiré de Villeneuve *et al.* [2004b])

Cette étude a également permis d'évaluer l'intérêt du scénario de gestion sur le plan économique à l'aide d'une analyse avantages/coûts. Cette approche estime les coûts de mise en place des pratiques agricoles ainsi que les bénéfices liés à la récupération des usages de l'eau résultant de l'amélioration de la qualité de l'eau. Dans ce cas, le ratio avantages/coûts obtenu est de 0.96, montrant l'intérêt économique de l'implantation des PGB liées au REA. À noter que le même genre d'application pourrait être envisagée pour les pesticides, sous réserve de validation du modèle de devenir des pesticides de GIBSI.

5.4.3 Utilisation des modèles pour définir les NPA

La notion de Norme de Performance Agro-environnementale Atteignable (NPA) est définie comme un niveau de concentration qui peut être atteint en mettant en place des mesures de gestion, des pratiques agricoles et des technologies disponibles. Ces valeurs ne sont donc pas mesurables sur le terrain ni définissables à partir de considérations écotoxicologiques comme le sont les NPI - rappelons que la détermination des NPI telle qu'elle est proposée par CANTOX Environmental [2005b] repose sur la distribution de sensibilité des espèces au contaminant, le NPI devant permettre de protéger 95% des espèces présentes. Dès lors, comment définir les NPA ? Tel que présenté par CANTOX Environmental [2005a], l'utilisation des modèles de devenir des pesticides intégrant l'effet des PGB sur les concentrations en rivière est une approche particulièrement intéressante.

Les courbes de probabilités de dépassement obtenues avec la modélisation telles que celles présentées dans l'exemple précédent sur la Figure 5.13 représentent la distribution des valeurs de concentration que l'on peut obtenir sur une période de temps et en un tronçon donné du réseau hydrographique, en mettant en oeuvre des nouvelles pratiques agricoles sur le bassin versant drainé par ce tronçon. La valeur seuil est une norme de qualité d'eau par rapport à un usage donné, qui peut correspondre aux NPI. La diminution de cette probabilité de dépassement du NPI par rapport à un scénario de référence traduit directement l'effet de l'implantation de PGB sur la qualité de l'eau. C'est donc bien par ce type d'approche que la modélisation peut permettre de définir les NPA. Il reste à définir le moyen de dériver une seule valeur de concentration à partir de cette distribution ou de cette valeur de probabilité de dépassement. Deux possibilités peuvent être envisagées : déterminer le NPA indépendamment du NPI ou bien en fonction du NPI.

Dans le premier cas, on peut tirer une valeur statistique de la totalité des valeurs simulées à partir du scénario tenant compte des PGB. Cela peut être la valeur maximale, ou bien la médiane ou bien encore un quantile. Le choix peut dépendre du niveau d'incertitude lié aux résultats de simulation (à condition que celui-ci soit évalué). En cas d'une incertitude forte, on prendra plutôt les quantiles faibles (25%, 10%), alors qu'en cas de résultats jugés fiables, on pourra prendre un quantile plus élevé ou la médiane. Cela rejoint ainsi l'approche proposée par

CANTOX Environmental [2005b] pour la définition des NPI. Le NPA ainsi calculé pourrait être inférieur à la valeur du NPI. Dans l'exemple précédent (scénario REA), en prenant la médiane, on obtient un NPA d'environ 0.01 mg/L, inférieur au seuil de 0.03 mg/L. Le choix de la valeur statistique retenue doit également tenir compte de l'incertitude liée à la manière de mesurer *a posteriori*, sur le terrain, l'effet des PGB sur la qualité de l'eau afin de déterminer si le NPA est effectivement atteint ou pas. En effet, si une campagne d'échantillonnage très courte et avec une faible fréquence est envisagée, on aura alors peu d'information sur la gamme de concentrations réelles. Il est donc nécessaire de définir une valeur de NPA prenant en compte une plus grande marge de sécurité, donc plus basse.

Dans le second cas, on considère le NPA comme une valeur cible intermédiaire dans l'objectif d'atteindre à plus long terme le NPI. On définit alors la valeur NPA à partir de l'ensemble des valeurs supérieures au NPI. Là encore, le choix de la valeur statistique peut dépendre du degré d'incertitude lié à la modélisation. Pour un q -quantile (pour la médiane, $q=0.5$), cela se traduit mathématiquement par :

$$P(C > NPA)_{\text{troncon, période}} = q \cdot P(C > NPI)_{\text{troncon, période}}$$

Où C est la concentration journalière en pesticides.

Si l'on reprend l'exemple précédent (scénario REA), en supposant que le seuil de qualité retenu (0.03 mg/L) corresponde au NPI, on obtiendrait en prenant la médiane un NPA d'environ 0.05 mg/L.

Il est important de noter que la valeur NPA ainsi définie, par l'une ou l'autre approche, pourra ensuite être reliée à l'impact écotoxicologique en utilisant les courbes dose-réponse utilisées pour définir les NPI.

Cette approche pose d'autres questions, qui ont été soulevées lors de l'atelier des 9 et 10 février 2005 à Montréal : quelle période doit-on considérer pour définir le NPA ? Une année entière ou bien la période à risque pour le transport des pesticides (printemps – été) ? De même, quelle configuration doit-on considérer pour le scénario de référence utilisé dans les simulations : une configuration reproduisant les pratiques agricoles actuelles ou bien imposant des pratiques conventionnelles (sans aucune PGB) sur tout le bassin ? Dans le deuxième cas, les NPA ainsi définis pourront être déjà atteints dans les bassins versants où des PGB sont déjà en place. Ces questions devront être discutées ultérieurement.

5.5 RECOMMANDATIONS POUR LE CHOIX ET L'APPLICATION D'UN OU DE PLUSIEURS MODÈLE(S)

À ce stade, il reste difficile de choisir le ou les modèles qui serviront à l'étude. Les résultats de l'analyse multicritère mettent en lumière le modèle BASINS, qui semble l'outil d'aide à la décision le plus adapté pour une application pancanadienne. Toutefois, il faut rappeler que cette analyse reste indicative et n'est basée que sur des informations trouvées dans la littérature : aucun des modèles n'a été testé dans le cadre de cette étude. GIBSI, qui est développé à l'INRS-ETE, est le seul modèle dont nous connaissons de manière précise les possibilités et les limites. De plus, d'après la littérature, HSPF est le seul modèle de devenir des pesticides qui a été appliqué et validé sur un bassin versant canadien [Laroche *et al.*, 1996], et il est donc possible que des modèles comme BASINS ou MIKE SHE s'avèrent, en pratique, difficiles à appliquer dans notre contexte. Il convient donc de garder une certaine souplesse dans le choix du ou des modèles par rapport aux besoins d'utilisation, et considérer la connaissance pratique du modèle comme un élément primordial.

5.5.1 Prochaines étapes proposées pour le choix du ou des modèle(s)

Maintenant que les modèles de devenir de pesticides sont inventoriés, caractérisés et que plusieurs modèles ont été sélectionnés, les prochaines étapes à suivre pour choisir le modèle consistent à (i) identifier de manière plus précise les besoins d'utilisation du modèle, et (ii) approfondir la connaissance théorique et pratique des modèles.

Préciser les besoins d'utilisation du modèle

Sur ce point, le travail consiste à :

- Préciser les régions d'application et leurs caractéristiques. Il est clair que l'application du modèle ne concerne pas tout le Canada, mais seulement les régions agricoles pour lesquelles il existe une problématique liée à l'utilisation des pesticides et à la contamination des eaux de surface.
- Préciser l'échelle spatiale de travail. Les modèles sélectionnés sont appropriés pour une application à l'échelle de bassins versants de plus de quelques km². S'il s'avère que l'étude de l'influence des PGB doit se faire à l'échelle de la ferme ou du micro-bassin versant, il faudrait avoir recours à d'autres outils plus adaptés, moins lourds d'application et d'utilisation et simulant les processus à une échelle plus fine.
- Inventorier les données disponibles (modèle numérique d'altitude, cartes de sol et données pédologiques, occupation du sol, pratiques agricoles, données

météorologiques journalières, données de débit et de concentrations en pesticides dans les eaux de surface) dans les régions cibles. Un rapide inventaire a été réalisé ici (voir section 3.2) qui reste très fragmentaire et incomplet. Il est très important de le compléter pour les différentes régions d'application envisagées afin de savoir si les modèles les plus complexes pourront être utilisés. En particulier, la quantité et la qualité des données de concentrations en pesticides, qui sont généralement rares, peuvent représenter un facteur limitant pour le choix des régions d'application et des modèles.

Ce travail devrait normalement conduire à identifier les bassins versants canadiens sur lesquels l'étude sera réalisée.

Approfondir la connaissance des modèles

La prochaine étape de l'analyse comparative des modèles consisterait à approfondir la connaissance théorique des modèles et, si possible, à tester de manière pratique les modèles les plus pertinents sur un bassin versant pilote afin d'évaluer précisément leurs possibilités, leurs forces, leurs faiblesses, ainsi que leur applicabilité dans le contexte canadien, et ainsi confirmer ou infirmer par l'expérience les informations trouvées dans la littérature. En ce qui concerne GIBSI sur le bassin versant de la rivière Chaudière, le travail consisterait seulement à caler le modèle de devenir des pesticides. Pour les autres modèles, il s'agirait de mettre en oeuvre les différentes étapes d'application (voir section suivante), ce qui nécessiterait évidemment des moyens humains importants. On peut envisager commencer ce travail par le modèle BASINS (ce qui revient à appliquer SWAT et HSPF) puis, si les résultats ne sont pas satisfaisants, tester l'un des autres modèles qui pourrait permettre de résoudre les problèmes posés par BASINS.

Lorsque ces deux étapes seront réalisées, connaissant précisément les besoins d'utilisation et comment chaque modèle peut y répondre, il sera alors possible de choisir le ou les modèle(s) adéquat(s). Une fois le ou les modèle(s) choisi(s), il s'agira de passer à l'étape d'application et d'utilisation sur les bassins versants sélectionnés dans différentes régions du Canada.

5.5.2 Travail nécessaire pour l'application d'un modèle

Les différentes étapes pour appliquer un modèle distribué sur un nouveau bassin versant sont schématisées à la Figure 5.14 :

- (1) Rassembler les informations et données nécessaires pour constituer la base de données (données spatiales vectorielles et matricielles par intégration des couches d'information géographiques avec le SIG approprié, données d'entrée, paramètres des modèles, paramètres de gestion);

- (2) Construire la base de données;
- (3) Réaliser d'éventuelles adaptations des modèles utilisés en fonction des conditions d'application (exemple : prise en compte de la fonte de la neige);
- (4) Appliquer le modèle hydrologique, puis le caler et le valider à l'aide de données de débits mesurées;
- (5) Appliquer le modèle d'érosion et de devenir de pesticides, puis le caler et le valider à l'aide de données de concentrations et de débits mesurées.

Le temps nécessaire pour réaliser ces différentes étapes dépend bien évidemment des ressources humaines et techniques qui y sont consacrées, mais on peut estimer à 1 an de travail l'ensemble du processus : 6 mois pour la constitution de la base de données et 6 mois pour l'application et le calage des modèles.

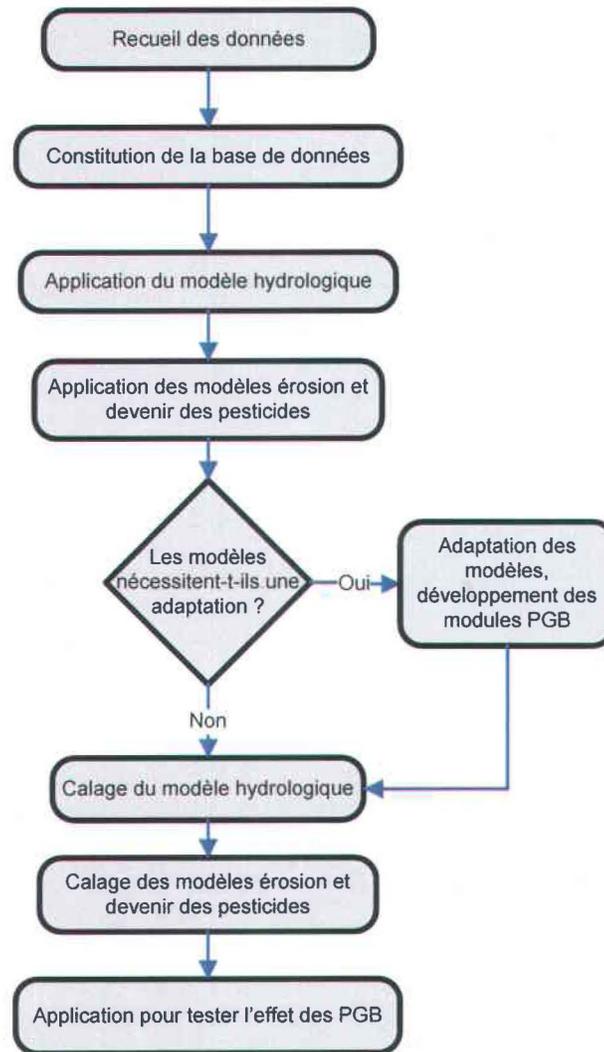


Figure 5.14 : Diagramme des différentes étapes pour l'application d'un modèle sur un bassin versant

Comme indiqué plus tôt, un obstacle possible pour une application rigoureuse et efficace des modèles est le manque de données de concentrations en pesticides dans les eaux de surface

De plus, une fois le modèle implanté sur un bassin versant, il est primordial que les usagers aient une connaissance intime du modèle choisi pour optimiser son application. Une phase de formation est donc nécessaire et doit être envisagée.

5.5.3 Possibilités d'application envisageables

Tout d'abord, on peut envisager utiliser plusieurs outils en fonction des conditions d'application. Par exemple, certains modèles peuvent s'avérer davantage adaptés à des conditions sèches, alors que dans des régions plus humides, il peut être nécessaire d'utiliser d'autres modèles. De plus, pour certains modèles, une connaissance et une expertise ont déjà été développées qu'il serait pertinent d'exploiter. On peut notamment envisager utiliser les modèles déjà appliqués sur des bassins versants canadiens, tels que GIBSI sur le bassin versant de la rivière Chaudière qui nécessiterait peu de travail supplémentaire.

Par ailleurs, la revue de littérature détaillée qui a été réalisée concernait exclusivement les modèles à l'échelle du bassin versant. Il ressort de l'analyse comparative que les modèles sélectionnés peuvent permettre de simuler l'effet de PGB à l'échelle du bassin versant mais ne prennent pas en compte de manière précise l'effet de toutes les pratiques agricoles à l'échelle du champ et de l'exploitation agricole. Cela ne peut être réalisé qu'en utilisant des modèles à l'échelle parcellaire ou de la ferme tels que ceux brièvement présentés à la section 4.3, comme par exemple le modèle VFSMOD pour simuler de manière précise l'effet des bandes enherbées. Il pourrait donc être intéressant d'envisager l'utilisation conjointe de modèles à plusieurs échelles (Figure 5.15). Par exemple, on peut envisager utiliser un modèle à l'échelle de la ferme pour évaluer précisément l'effet de PGB locales sur la qualité des eaux de surface, puis intégrer cette information dans un modèle de bassin versant à l'aide de coefficients empiriques (à ajuster à l'échelle d'une unité spatiale de simulation de quelques km²) afin d'évaluer les effets cumulatifs de ces PGB. Toutefois, avant d'envisager mettre en place une telle approche, une étude complémentaire et une analyse comparative des modèles à l'échelle de la parcelle et de la ferme devront être menées afin de sélectionner un modèle adapté.

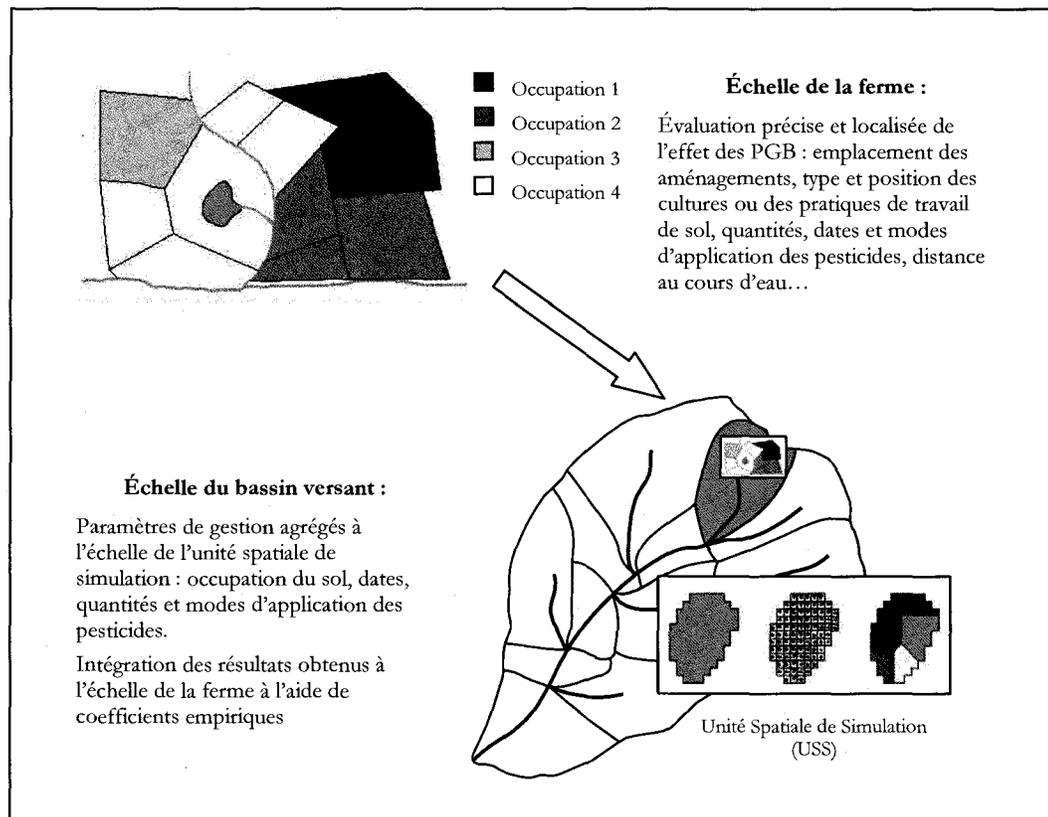


Figure 5.15 : Représentation des différentes échelles spatiales de modélisation

5.5.4 Une approche concertée et intégrée

Par ailleurs, il pourrait être intéressant et économique d'arrimer cette étude avec d'autres programmes de recherche en cours qui étudient la même problématique sur plusieurs bassins versants à travers le Canada, en particulier les programmes WEBS (*Watershed Evaluation of Beneficial management practices*) et NAHARP (*National Agri-Environmental Health Analysis and Reporting Program*) menés par Agriculture et Agroalimentaire Canada, et dans lesquels nous sommes impliqués. Le programme WEBS a pour objectif de mesurer les performances environnementales et économiques de PGB à l'échelle de micro-bassins versants dans sept régions du Canada : Salmon River en Colombie Britannique, Lower Little Bow en Alberta, South Tobacco Creek au Manitoba, South Nation en Ontario, Bras d'Henri au Québec, Black Brook au Nouveau Brunswick et Thomas Brook en Nouvelle Écosse. Dans le cadre de ce programme, nous participons à la mise en place à moyen terme d'une approche de modélisation intégrée prenant notamment en compte le comportement des agriculteurs [Yang

et al., 2004]. De son côté, le programme NAHARP s'attache à développer des indicateurs agro-environnementaux permettant de mesurer l'impact des politiques agricoles sur l'environnement, avec notamment un indicateur de risque de contamination de l'eau par les pesticides (IRCE-Pest ou IROWC-Pest). Dans le cadre de ce programme, nous participons à la définition d'une composante hydrologique commune à tous les indicateurs de risque de contamination. Cela permettrait de partager les efforts, les ressources et les données.

De plus, comme discuté lors de l'atelier de travail INÉNA des 9 et 10 février 2005, un lien devra être réalisé avec les quatre autres équipes de travail de l'INÉNA (biodiversité, sol, air et eau) afin de pouvoir envisager une approche inter-disciplinaire et intégrée. Enfin, à plus long terme, étant donné que les PGB n'ont pas uniquement un effet sur la contamination des eaux par les pesticides mais aussi sur le devenir d'autres polluants d'origine agricole comme les nutriments ou les coliformes, et compte tenu que la plupart des modèles retenus simulent également le devenir de ces polluants, il serait intéressant de généraliser l'approche proposée pour définir les NPA concernant chaque polluant et finalement les PGB permettant d'atteindre l'ensemble de ces NPA et donc une bonne qualité générale de l'eau.

Enfin, une composante importante de l'étude sera la communication auprès des décideurs et des agriculteurs ainsi que sur le plan scientifique. En ce sens, signalons que le travail présenté dans ce rapport fera prochainement l'objet d'un article qui sera soumis pour publication dans une revue qui reste à déterminer (probablement *Journal of Environmental Management*).

6 CONCLUSION

L'objectif de cette étude était de fournir un inventaire des modèles existants de devenir des pesticides à l'échelle des bassins versants afin de permettre au Centre Saint-Laurent de recommander un ou plusieurs modèles qui seront utilisés pour déterminer les normes de performance agroenvironnementales atteignables (NPA) concernant les pesticides. La revue de littérature réalisée a permis de recenser trente-sept modèles, qui ont été décrits de manière plus ou moins complète selon la documentation disponible. Cet inventaire a permis de mettre en évidence une grande variété de modèles et d'outils d'aide à la décision avec des caractéristiques très différentes.

Une analyse comparative a été réalisée en plusieurs étapes afin de comparer les caractéristiques de vingt modèles et de les mettre en perspective avec les besoins du projet. Tout d'abord des informations trouvées dans la littérature ont permis de faire une première comparaison des principaux modèles. Par la suite, les critères de sélection et leur importance respective ont été définis en concertation avec le Centre Saint-Laurent lors de l'atelier de travail du 17 janvier 2005 et divisés en cinq classes : les caractéristiques de modélisation, les variables de sortie, l'applicabilité du modèle, les PGB pouvant être pris en compte et enfin les facilités d'utilisation. Il ressort de l'analyse que la grande majorité des modèles satisfont les critères de modélisation et d'applicabilité, et se différencient surtout par rapport aux variables de sortie, aux possibilités pour prendre en compte les PGB et aux facilités d'utilisation. Ce travail a permis de mettre en évidence plusieurs systèmes d'aide à la décision qui semblent pouvoir répondre aux besoins de l'étude : BASINS, SWAT, MIKE SHE, HSPF et GIBSI. Toutefois, il reste difficile de sélectionner un modèle à partir d'informations trouvées dans la littérature. La connaissance pratique des modèles est un élément qui n'a pas été pris en compte dans cette analyse comparative mais qui est primordial pour pouvoir faire le bon choix et économiser des dépenses inutiles.

Ce travail a été présenté lors de l'atelier de travail organisé par Environnement Canada les 9 et 10 février 2005 à Montréal, ce qui a permis de constater qu'il répond aux besoins d'Environnement Canada et permettra, une fois couplé avec le travail mené en parallèle par CANTOX Environmental, d'aboutir à la détermination des NPI et NPA. Les échanges fructueux qui ont eu lieu lors de cet atelier ont permis de dégager des pistes de travail, notamment concernant le choix et l'application d'un modèle. Ainsi, il reste à étudier de manière plus approfondie le fonctionnement et les possibilités des modèles qui semblent les plus intéressants, ainsi que tester leur potentiel en pratique pour réellement évaluer leur intérêt dans le cadre de ce projet. En parallèle, les besoins d'utilisation et les conditions d'application des modèles doivent également être plus précisément identifiés : identification des régions

canadiennes dans lesquelles on souhaite appliquer les modèles, définition de l'échelle spatiale d'application et inventaire détaillé des données disponibles, notamment des données de concentration en pesticides qui sont rares et pourtant nécessaires au calage des modèles. Ces deux démarches aboutiront à la sélection des bassins versants d'application ainsi que du ou des modèle(s) les plus appropriés.

Il faut également noter que l'application de ce type de modèles sur un ou plusieurs bassins versants pour lesquels on va développer les NPA passe par un travail préalable non négligeable : apprentissage du modèle, rassemblement des données nécessaire, constitution de la base de données, application et adaptation éventuelle des modèles et enfin calage des modèles. En cela, les modèles pour lesquels une connaissance et une expertise ont déjà été développées au sein du groupe de l'INÉNA sont particulièrement intéressants (ex. : GIBSI). On peut également envisager utiliser plusieurs modèles selon les régions et les bassins versants. Enfin, par souci d'efficacité et pour une approche intégrée, il pourrait être intéressant d'arrimer cette étude avec les programmes de recherche en cours menés par Agriculture et Agroalimentaire Canada sur les mêmes problématiques, ainsi que les autres groupes de travail INÉNA.

7 RÉFÉRENCES

Aden, K. et B. Diekkruger, 2000. Modeling pesticide dynamics of four different sites using the model system SIMULAT. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 337-355.

Adriaanse, P.I., 1996. *Fate of pesticides in field ditches: the TOXSWA simulation model*. SC-DLO Report 90. DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, the Netherlands.

Armstrong, A.C., A.M. Matthews, A.M. Portwood, P.B. Leeds-Harrison et N.J. Jarvis, 2000. CRACK-NP: a pesticide leaching model for cracking clay soils. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 183-199.

Arnold, J.G. et J.R. Williams, 1995. SWRRB - A watershed scale model for soil and water resources management. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publication, Highlands ranch, pp. 847-908.

Arnold, J.G., J.R. Williams, R. Srinivasan et K.W. King, 1996. *SWAT. Manual*. USDA, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas.

Banton, O., M. Larocque, P. Lafrance, M. Montminy et M.A. Gosselin, 1997. *Développement d'un outil d'évaluation des pertes environnementales de pesticides : intégration d'un module Pestiflux au logiciel Agriflux*. Rapport de recherche n° 488. INRS-Eau, Québec, Canada.

Barra, R., M. Vighi et A. Di Guardo, 1995. Prediction of surface water input of chloridazon and chlorpyrifos from an agricultural watershed in Chile. *Chemosphere*, **30**(3): 485-500.

Bédard, Y., S. Gariépy et F. Delisle, 1998. *Bassin versant de la rivière Chaudière : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Saint-Laurent Vision 2000.

Bergstrom, L. et N.J. Jarvis, 1994. Special issue on the evaluation and comparison of pesticide leaching. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Environmental Science and Engineering*, **A29**(6): 1061-1072.

Berryman, D. et I. Giroux, 1994. *La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec. Campagnes d'échantillonnage de 1992 et 1993*. Envirodoq EN940594/PES-4. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, Canada.

Beulke, S., C.D. Brown, I.G. Dubus, C.J. Fryer et A. Walker, 2004. Evaluation of probabilistic modelling approaches against data on leaching of isoproturon through undisturbed lysimeters. *Ecological Modelling*, **179**(1): 131-144.

Beven, K., R. Lamb, P. Quinn, R. Romanowicz et J. Freer, 1995. Topmodel. Dans: B. Singh (Ed.) *Computer models of watershed hydrology*. Water resources publications, Highlands ranch, pp. 627-668.

Beven, K.J. et M.J. Kirby, 1979. A physically-based variable contributing area model of catchment hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, **24**(1): 43-69.

Bicknell, B.R., J.C. Imhoff, J.L.J. Kittle, A.S.J. Donigian et R.C. Johanson, 1993. *Hydrologic Simulation Program - FORTRAN (HSPF) User's manual for release 10*. EPA/600/R-93/174. U.S. EPA Environmental Research Lab, Athens, Ga.

Boesten, J.J.T.I. et B. Gottsburen, 2000. Testing PESTLA using two modellers for bentazone and ethoprophos in a sandy soil. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 283-305.

Bollag, J.M. et S.Y. Liu, 1990. Biological transformation processes of pesticides. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, pp. 169-211.

Bonazountas, M. et J. Wagner, 1984. *SESOIL: A Seasonal Soil Compartment Model*. U.S. Environmental Protection Agency, office of Toxic Substances., Cambridge, Massachusetts.

Borah, D.K. et M.S. Ashraf, 1993. *Nonpoint source pollution model for agricultural and rural watersheds*. Engineering Hydrology Symposium. ASCE, San Francisco, CA, 395-400 pp.

Borah, D.K., R. Xia et M. Bera, 2002. DWWSM - A dynamic watershed simulation model. Dans: V.P. Singh et D.K. Frevert (Eds.), *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, pp. 113-166.

Borah, D.K. et M. Bera, 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models : review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE*, **46**(6): 1553-1566.

Borah, D.K. et M. Bera, 2004. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of applications. *Transactions of the ASAE*, **47**(3): 789-803.

Bowie, G.L., W.B. Mills, D.B. Porcella, C.L. Campbell, R.R. Pagenkopf, G.L. Rupp, K.M. Johnson, P.W.H. Chan et S.A. Gherini, 1985. *Rates, Constants, and Kinetic Formulations in Surface Water Quality Modeling. 2nd Édition*. US-EPA.

- Brandes, L.J., H. den Hollander et D. van de Meent, 1996. *SimpleBox 2.0: A nested multimedia fate model for evaluating the environmental fate of chemicals*. Report n° 719101029. RIVM.
- Breach, R.A., M.J. Porter, A.C. Court, J.M. Hollis, C.A. Keay et S.H. Hallet, 1994. *CatchIS - A new computer based catchment planning and information system to assess the vulnerability of surface and groundwater catchments to contamination*. Proceedings of the American Water Works Association Annual Conference (Water Quality), AWWA, 545-562 pp.
- Brown, C.D., A. Hart, C.A. Lewis et I.G. Dubus, 2003. p-EMA (I): simulating the environmental fate of pesticides for a farm-level risk assessment. *Agronomie*, **23**: 67-74.
- Bruce, R.R., 1973. *Water-Sediment-Chemical Effluent Prediction (WASCH Model)*. USDA, Agricultural Research Service, Watkinsville, GA.
- Bruce, R.R., L.A. Harper, R.A. Leonard, W.M. Snyder et A.W. Thomas, 1975. A model for runoff of pesticides from small upland watersheds. *Journal of Environmental Quality*, **4**(4): 541-548.
- CANTOX Environmental, 2005a. *Methodology for the Development of Achievable Performance Standards for In-Use Pesticides from Agricultural Sources*. Draft Final Report.
- CANTOX Environmental, 2005b. *Scoping Assessments of Environmental Performance Standards for In-Use Pesticides from Agricultural Sources*. Draft Report.
- CDM Camp Dresser & McKee, 2001. *Evaluation of Integrated Surface Water and Groundwater Modeling Tools*.
- Chen, C.W., J. Herr, L. Ziemelis, R.A. Goldstein et L. Olmsted, 1998. Translation of water quality to usability for the Catawba River basin. Dans: US-EPA (Ed.) *Proceedings of the NWQCM Conference*, Washington, DC, pp. 399-407.
- Cheng, H.H., 1990. *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. Soil Science Society of America Book Series, 2. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin.
- Chung, S.O., A.D. Ward et C.W. Shalk, 1992. Evaluation of the hydrologic component of the ADAPT water table management model. *Transactions of the ASAE*, **35**(2): 571-579.
- Clemente, R.S. et S.O. Prasher, 1992. *PESTFADE Model User's Guide and Documentation*. Dept. of Agricultural Engineering, MacDonald Campus of McGill University, Ste Anne de Bellevue, Quebec, Canada.

Collectif, 1998. *Groupe de travail inter-bassins SDAGE/SAGE - AQUALIS. Recensement et comparaison des logiciels de simulation pour la gestion globale et intégrée des milieux aquatiques. Deuxième phase: comparaison des modèles.* Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement et Conseil Supérieur de la Pêche, Nanterre, France.

Collectif, 2002. *Central & Southern Florida Project. Comprehensive Everglades Restoration Plan. Storage Reservoirs - Phase 1. B.2 Hydraulics. Final Model Evaluation Report.* U.S. Army Corps of Engineers, South Florida Water Management District, Kimley-Korn and Associates.

Coote, D.R. et L.J. Gregorich, 2000. *La santé de l'eau - vers une agriculture durable au Canada.* Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Direction de la planification et de la coordination de la recherche, Ottawa, Canada.

DeCoursey, D.G., 1982. *ARS's small watershed model.* American Society of Agricultural Engineering, St-Joseph, Michigan.

Deliman, P.N., R.H. Glick et C.E. Ruiz, 1999. *Review of watershed water quality models.* Technical Report W-99-1. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, College Station, TX.

Desmond, E.D., 1998. *ADAPT: Agricultural Drainage And Pesticide Transport. User Manual version 4.2.* Department of Agricultural Engineering, The Ohio State University, Columbus, Ohio.

DHI, 1998. *MIKE SHE Water Movement - User guide and technical reference manual, Edition 1.1.* Danish Hydraulic Institute.

Di Guardo, A., D. Calamari, G. Zanin, A. Consalter et D. Mackay, 1994a. A fugacity model of pesticide runoff to surface water: development and validation. *Chemosphere*, **28**(3): 511-531.

Di Guardo, A., R.J. Williams, P. Matthiessen, D.N. Brooke et D. Calamari, 1994b. Simulation of pesticide runoff at Rosemaund Farm (UK) using the SoilFug model. *Environmental Science Pollution Research*, **1**: 151-160.

Di Luzio, M., R. Srinivasan et J.G. Arnold, 2003. Integration of watershed tools and SWAT model into BASINS. *Journal of the American Water Resources Association*, **38**(4): 1127-1141.

Dieckkrüger, B., 1996. SIMULAT — Ein Modellsystem zur Berechnung der Wasser- und Stoffdynamik landwirtschaftlich genutzter Standorte. Dans: O. Richter, D. Söndgerath et B. Dieckkrüger (Eds.), *Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen.* Selbstverlag, Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig, Braunschweig, pp. 30-47.

Donigian, A.S. et N.H. Crawford, 1976. *Modeling Pesticides and Nutrients on Agricultural Lands*. EPA-600/2-76-043. US-EPA, Athens, Georgie.

Donigian, A.S., J.C. Imhoff et B.R. Bicknell, 1983a. *Modeling water quality and the effects of agricultural best management practices in Four Mile Creek, Iowa*. EPA-600/3-83-067. US-EPA, Athens, Ga.

Donigian, A.S., J.C. Imhoff et B.R. Bicknell, 1983b. Predicting water quality resulting from agricultural nonpoint source pollution via simulation - HSPF. Dans: F.W. Schaller et G.W. Bailey (Eds.), *Agricultural Management and Water Quality*. Iowa State University Press, Ames, Iowa, pp. 200-249.

Donigian, A.S., J.C. Imhoff, B.R. Bicknell et J.L. Kittle, 1984. *Application Guide for Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF)*. EPA-600/3-84-065. U.S. Environment Protection Agency (EPA), Washington, D.C.

Donigian, A.S., B.R. Bicknell et J.C. Imhoff, 1995. Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF). Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, pp. 395-442.

Dust, M., N. Baran, G. Errera, J.L. Hutson, C. Mouvet, H. Schafer, H. Vereecken et A. Walker, 2000. Simulation of water and solute transport in field soils with the LEACHP model. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 225-245.

Eason, A., U.S. Tim et X. Wang, 2004. Integrated modeling environment for statewide assessment of groundwater vulnerability from pesticide use in agriculture. *Pest Management Science*, **60**: 739-745.

Eckhardt, K., S. Haverkamp, N. Fohrer et H.G. Frede, 2002. SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. *Physics and Chemistry of the Earth*, **27**: 641-644.

EPRI, 1998. *Watershed analysis risk management framework: a decision support system for watershed approach and total maximum daily load calculation*. EPRI, Paolo Alto, CA.

Ewen, J., 1995. Contaminant transport component of the catchment modelling system SHETRAN. Dans: S.T. Trudgill (Ed.) *Solute Modelling in Catchment Systems*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 417-441.

Ewen, J., 1997. 'Blueprint' for the UP modelling system for large scale hydrology. *Hydrological and Earth Systems Science*, **1**: 55-69.

Ewen, J., G. Parkin et P.E. O'Connell, 2000. SHETRAN : Distributed river basin flow and transport modeling system. *Journal of Hydrologic Engineering*, **5**(3): 250-258.

Fedra, K. et D.G. Jamieson, 1996. The 'WaterWare' decision-support system for river-basin planning. 2. Planning capability. *Journal of Hydrology*, **177**(3-4): 177-198.

Frere, M.H., C.A. Onstad et H.N. Holtan, 1975. *ACTMO, an Agricultural Chemical Transport Model*. ARS-H-3. USDA.

Gariépy, S. et A.N. Rousseau, 2000. La gestion de l'eau par bassin versant aux États-Unis. *Vecteur environnement*, **33**(5): 43-50.

Giroux, I., 1992. *Contamination du milieu aquatique et des eaux souterraines par les pesticides au Québec. Revue des différentes activités d'échantillonnage réalisées de 1980 à 1991*. Envirodoq EN920586 QEN/PES-1/1. Ministère de l'Environnement, Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides.

Giroux, I., 1994. *Contamination de l'eau souterraine par l'aldicarbe dans les régions de culture intensive de pomme de terre - 1984 à 1991*. Envirodoq EN930320 QEN/PES-2/1. Ministère de l'Environnement, Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Giroux, I., M. Duchemin et M. Roy, 1997. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec. Campagnes d'échantillonnage de 1994 et 1995*. Envirodoq EN940594/PES-4. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des Écosystèmes Aquatiques, Québec, Canada.

Giroux, I., 2002. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec. Résultats des campagnes d'échantillonnage de 1999, 2000 et 2001, et évolution temporelle de 1992 à 2001*. Envirodoq ENV/2002/0365. Ministère de l'Environnement, Direction du Suivi de l'État de l'Environnement, Québec, Canada.

Giroux, I., 2003. *Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions en culture de pommes de terre*. Envirodoq n° ENV/2003/0233. Ministère de l'Environnement, Direction du Suivi de l'État de l'Environnement, Québec, Canada.

Glotfelty, D.E., M.M. Leech, J. Jersey et A.W. Taylor, 1989. Volatilization and wind erosion of soil surface applied atrazine and toxaphene. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **32**: 638-643.

- Grayson, R. et G. Blöschl (Editors), 2000. *Spatial Patterns in Catchment Hydrology. Observations and modelling*. Cambridge University Press, 404 pp.
- Guo, L., C.E. Nordmark, F.C. Spurlock, B.R. Johnson, L. Li, J.M. Lee et K.S. Goh, 2004. Characterizing dependence of pesticide load in surface water on precipitation and pesticide use for the Sacramento River watershed. *Environmental Science and Technology*, **38**: 3842-3852.
- Gustafson, D.I., 1990. Field calibration of SURFACE : a model of agricultural chemicals in surface waters. *Journal of Environmental Science and Health - B*, **25**(5): 665-687.
- Haith, D.A. et R.C. Loehr, 1979. *Effectiveness of Soil and Water Conservation Practices for Pollution Control*. EPA-600/3-82-024. US-EPA, Athens, Georgie.
- Haith, D.A., 1980. A mathematical model for estimating pesticide losses in runoff. *Journal of Environmental Quality*, **9**(3): 428-433.
- Hall, D.G.M., 1994. Simulation of dichlorprop leaching in three texturally distinct soils using the Pesticide Leaching Model. *J. Environ. Sci. Health*, **A29**,(6): 1211-1230.
- Hart, A., C.D. Brown, C.A. Lewis et J. Tzilivakis, 2003. p-EMA(III): evaluating ecological risks of pesticides for a farm-level risk assessment. *Agronomie*, **23**(75-84).
- Himel, C.M., H. Loats et G.W. Bailey, 1990. Pesticide sources to the soil and principles of spray physics. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 7-50.
- Hollis, J., C. Brown et S. Hallett, 1996. Coupling models and Geographic Information Systems for environmental risk evaluation. Dans: R. Belamie, V. Gouy et J.L. Verrel (Eds.), *Produits Phytosanitaires. Processus de Transfert et Modélisation dans les Bassins Versants. Actes du Séminaire National*. Cemagref Éditions, Nancy, pp. 203-213.
- Hollis, J.M., C.A. Keay, S.H. Hallett et J.W. Gibbons, 1995. Using Catchis to assess the risk to water resources from diffusely applied pesticides. Dans: *BCPC Monograph*, pp. 345-350.
- Hollis, J.M. et C.D. Brown, 1996. *A catchment scale model for pesticides in surface waters*. Symposium of Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy, 371-379 pp.
- Hutson, J.L. et R.J. Wagenet, 1992. *LEACHM, Leaching Estimation And Chemistry Model, a process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the*

unsaturated zone, version 3. Research Series No. 92-3. Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences, Cornell University, New York, USA.

Imhoff, J.C., J.L.J. Kittle et A.S.J. Donigian, 1988. *Development of an Expert System for the RUSTIC (Risk of Unsaturated/Saturated Transport and Transformation Interactions for Chemicals) Model: Feasibility Study and Preliminary Work Plan. Contract No. 68-03-3513*. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.

Jamieson, D.G. et K. Fedra, 1996a. The 'WaterWare' decision-support system for river-basin planning. 1. Conceptual design. *Journal of Hydrology*, **177**(3-4): 163-175.

Jamieson, D.G. et K. Fedra, 1996b. The 'WaterWare' decision-support system for river-basin planning. 3. Example applications. *Journal of Hydrology*, **177**(3-4): 199-211.

Jarvis, N.J., 1994. *The MACRO model (Version 3.1). Technical description and sample simulations*. Reports and Dissertation 19. Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Jarvis, N.J., C.D. Brown et E. Granitza, 2000. Sources of error in model predictions of pesticide leaching: a case study using the MACRO model. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 247-262.

Jury, W.A., W.F. Spencer et W.J. Farmer, 1983. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: I. Model Description. *Journal of Environmental Quality*, **12**(4): 558-564.

Jury, W.A., W.J. Farmer et W.F. Spencer, 1984a. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. *Journal of Environmental Quality*, **13**(4): 567-572.

Jury, W.A., W.F. Spencer et W.J. Farmer, 1984b. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: III. Application of Screening Model. *Journal of Environmental Quality*, **13**(4): 573-579.

Kasier-Hill Company, 2001. *Model Code and Scenario Selection Report. Site-Wide Water Balance. Rocky Flats Environmental Technology Site*. Report n° 01-RF-00337.

Kenimer, A.L., S. Mostaghimi, T.A. Dillaha et V.O. Shanholtz, 1989. PLIERS: Pesticide Losses In Erosion and Runoff Simulator. *Transactions of the ASAE*, **32**(1): 127-136.

Klein, A.J., S.R. Baszis, L.H. Horner, R. Lauer, F. Rupel, R.G. Smith et F.M. Triebe, 1987. *193rd American Chemical Society National Meeting*. Denver, CO.

- Klein, M., J. Hosang, H. Schafer, B. Erzgraber et H. Ressler, 2000. Comparing and evaluating pesticide leaching models: Results of simulations with PELMO. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 263-281.
- Knisel, W.G., 1980. *CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management system*. Report N° 26. USDA.
- Koskinen, W.C. et S.S. Harper, 1990. The retention process : the mechanisms. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- Lafrance, P., O. Banton et P. Gagné, 1997. Exportation saisonnière d'herbicides vers les cours d'eau mesurée sur six champs agricoles sous quelques pratiques culturales du maïs (Basses-Terres du St-Laurent). *Revue des Sciences de l'Eau*, **4**: 439-459.
- Lafrance, P. et I. Giroux, 1999. Contamination des eaux souterraines au québec par les produits phytosanitaires. *Hydrogéologie*, **4**: 43-50.
- Laroche, A.-M., J. Gallichand, R. Lagace et A. Pesant, 1996. Simulating Atrazine Transport with HSPF in an Agricultural Watershed. *Journal of Environmental Engineering*, **122**(7): 622-630.
- Larocque, M., O. Banton et P. Lafrance, 1998. Simulation par le modèle AgriFlux du devenir de l'atrazine et du dééthylatrazine dans un sol du Québec sous maïs sucré. *Revue des Sciences de l'Eau*, **11**(2): 191-208.
- Leonard, L.A., W.G. Knisel et D.A. Still, 1987. GLEAMS : Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **30**: 1403-1418.
- Leonard, R.A., 1990. Movement of pesticides into surface waters. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, pp. 303-349.
- Lewis, K.A., C.D. Brown et J. Tzilivakis, 2003. p-EMA (III): overview and application of a software system designed to assess the environmental risk of agricultural pesticides. *Agronomie*, **23**: 85-96.
- Litvin, Y.J. et A.S. Donigian, 1978. Continuous simulation of nonpoint pollution. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, **50**(10): 2348-2361.

- Mackay, D., S. Paterson et D.D. Tam, 1991. *Assessments of Chemical Fate in Canada: Continued Development of a Fugacity Model*. Santé Canada.
- Mackay, D., A. Di Guardo, S. Paterson, G. Kicsi, C.E. Cowan et D.M. Kane, 1996. Assessment of chemical fate in the environment using evaluative, regional and local-scale models: illustrative application to chlorobenzene and linear alkylbenzene sulfonates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **15**(9): 1638-1648.
- Mailhot, A., A.N. Rousseau, E. Salvano, R. Turcotte et J.P. Villeneuve, 2002. Évaluation de l'impact de l'assainissement urbain sur la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau*, **15**(Numéro spécial): 149-172.
- Maison, P., 2000. Un modèle hydrologique de suivi de la pollution diffuse en bassin versant : approche mécaniste simplifiée de la zone non-saturée. Thèse, Thèse de Doctorat de l'INP de Toulouse, Toulouse, France.
- Malone, R.W., L.R. Ahuja, L. Ma, R.D. Wauchope, Q. Ma et K.W. Rojas, 2004. Application of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM) to pesticide fate and transport: an overview. *Pest Management Science*, **60**(3): 205-221.
- McKone, T.E. et K.G. Enoch, 2002. *CalTOX (registered trademark), A multimedia total exposure model spreadsheet user's guide. Version 4.0(Beta)*. Paper LBNL-47399. Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Meyers, M., K. Albertin et P. Cocca, 2001. BASINS 3.0: Modeling tool for improved watershed management. Dans: J.J. Warwick (Ed.) *Water Quality Monitoring and Modeling*. American Water Resources Association, pp. 17-22.
- Miao, Z., M.J. Cheplick, M.W. Williams, M. Trevisan, L. Padovani, M. Gennari, A. Ferrero, F. Vidotto et E. Capri, 2003. Simulating Pesticide Leaching and Runoff in Rice Paddies with the RICEWQ-VADOFT Model. *Journal of Environmental Quality*, **32**(6): 2189-2199.
- Mills, W.B., B.B. Porcella, M.J. Unger, S.A. Gherini, K.V. Summers, M. Lingsung, G.L. Rupp, G.L. Bowie et D.A. Haith, 1985. *Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Groundwater, Parts 1 and 2*. EPA/600/6-85/002a,b. US-EPA, Environmental research Laboratory, Athens, GA.
- Moussa, R., M. Voltz et P. Andrieux, 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, **16**(2): 393-412.

- Müller, K., R.E. Smith, T.K. James, P.T. Holland et A. Rahman, 2003. Prediction of field atrazine persistence in an allophanic soil with Opus2. *Pest Management Science*, **60**(447-458).
- Mullins, J.A., R.F. Carsel, J.E. Scarbrough et A.M. Ivery, 1992. *PRZM-2, a model for predicting pesticide fate in the crop root and unsaturated soil zones. Users manual for release 2.0*. 30605-2720. Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- Neilson, B.T., J.S. Horsburgh, D.K. Stevens, M.R. Matassa et J.R. Brogdon, 2003. *EPRI's Watershed Analysis Risk Management Framework (WARMF) vs. USEPA's Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS)*. Total Maximum Daily Load (TMDL) Environmental regulations - II, 8-12 November 2003. ASAE, Albuquerque, New Mexico, USA.
- Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, R. Srinivasan et J.R. Williams, 2000. *Soil and Water Assessment Tool. User's Manual. Version 2000*. US EPA, Temple, Texas.
- Neitsch, S.L., J.G. Arnold et R. Srinivasan, 2002. *Pesticides fate and transport predicted by the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). Atrazine, metolachlor and trifluralin in the Sugar Creek watershed*. BRC Publication n° 2002-03. USDA-ARS, Temple, Texas.
- Nicholls, P.H., 1995. Simulation of the movement of bentazon in soils using the CALF and PRZM models. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Environmental Science and Engineering*, **29**(6): 1157-1166.
- Nicholls, P.H., G.L. Harris et D. Brockie, 2000. Simulation of pesticide leaching at Vredepeel and Brimstone farm using the macropore model PLM. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 307-315.
- Nofziger, D.L. et A.G. Hornsby, 1986. A microcomputer-based management tool for chemical movement in soil. *Applied Agricultural Research*, **1**: 50-56.
- O'Callaghan, J.R., 1995. NELUP : an introduction. *Journal of Environmental Planning and Management*, **38**(1): 5-20.
- Parker, R.D., R.D. Jones et H.P. Nelson, 1995. *GENEEC: A Screening Model for Pesticide Environmental Exposure Assessment*. International Exposure Symposium on Water Quality Modeling. American Society of Agricultural Engineers, Orlando, Florida, 485-490 pp.
- Parsons, J.E. et R. Munoz-Carpena, 2002. VFSMOD-W a graphical Windows system for the evaluation and design of vegetative filter strips for sediment trapping. Dans: A. Saleh (Ed.) *Total Maximum Daily Load (TMDL) Environmental Regulations. Proceedings of the March 11-13, 2002 Conference, Fort Worth, Texas, USA*. ASAE Publication Number 701P0102, pp. 532-535.

Pham, T.T., B. Rondeau, H. Sabik, S. Proulx et D. Cossa, 2000. Lake Ontario: The predominant source of triazine herbicides in the St. Lawrence River. *Journal Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques*, **57**: 78-85.

Pinheiro, A., 1995. Un outil d'aide à la décision de la pollution agricole : le modèle POLA. Thèse, Institut National Polytechnique, Toulouse, 289 pp.

Pussemier, L. et S. Beernaerts, 1999. *SEPTWA : A system for the estimation of pesticide emissions to surface and groundwater in Belgium*. Pesticide Emissions into Water Bodies - Modeling and Measure., German Federal Environment Agency, 12-13 January 1999 - Berlin, 30-38 pp.

Qiu, Z. et T. Prato, 2001. Physical determinants of economic value of riparian buffers in an agricultural watershed. *Journal of American Water Resources Association*, **37**(2): 295-303.

Ravi, V. et J.A. Johnson, 1986. *PESTAN: Pesticide Analytical Model, Version 4.0*. US-EPA, Office of Research and Development, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Center for Subsurface Modeling Support, Ada, Oklahoma.

Refsgaard, J.C. et B. Storm, 1995. MIKE SHE. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO, pp. 809-846.

Rekolainen, S., V. Gouy, R. Francaviglia, O.-M. Eklo et I. Barlund, 2000. Simulation of soil water, bromide and pesticide behaviour in soil with the GLEAMS model. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 201-224.

Renard, K.G., W.J. Rawls et M.M. Fogel, 1982. Currently available models. Dans: T. Haan, H.P. Johnson et D.L. Brakensiek (Eds.), *Hydrologic Modeling of Small Watersheds*. ASAE, St Joseph, MI, pp. 507-522.

Robson, A.J., C. Neal et K.J. Beven, 1995. Linking mixing techniques to a hydrological framework - An upland application. Dans: S.T. Trudgill (Ed.) *Solute Modelling in Catchment Systems*. John Wiley and Sons Ltd., Baffins Lane, Chichester, England.

Rondeau, B., 2002. *La qualité de l'eau du secteur fluvial - La contamination par les toxiques*. Fiche d'information de la collection "suivi de l'état du Saint-Laurent". Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'Environnement, Centre Saint-Laurent.

Röpke, B., M. Bach et H.G. Frede, 2004a. DRIPS - a DSS for estimating the input quantity of pesticides for German river basins. *Environmental Modelling & Software*, **19**: 2021-1028.

- Röpke, B., M. Bach et H.G. Frede, 2004b. DRIPS : a decision support system estimating the quantity of diffuse pesticide pollution in German river basins. *Water Science and Technology*, **49**(3): 149-156.
- Rousseau, A.N., A. Mailhot, R. Turcotte, M. Duchemin, C. Blanchette, M. Roux, N. Etong, J. Dupont et J.P. Villeneuve, 2000a. GIBSI - An integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia*, **422/423**: 465-475.
- Rousseau, A.N., A. Mailhot et J.P. Villeneuve, 2000b. Problématique, éléments de solution et exemples d'application du système informatisé GIBSI. *Vecteur Environnement*, **33**(5): 27-54.
- Rousseau, A.N., A. Mailhot, S. Gariépy, E. Salvano et J.P. Villeneuve, 2002a. Calcul de probabilités de dépassement d'objectifs environnementaux de rejets de sources ponctuelle et diffuse à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau*, **15**(Numéro spécial): 121-148.
- Rousseau, A.N., A. Mailhot et J.P. Villeneuve, 2002b. Development of a risk-based TMDL assessment approach using the integrated modeling system GIBSI. *Water Science and Technology*, **45**(9): 317-324.
- Rousseau, A.N., A. Mailhot, R. Quilbé et J.P. Villeneuve, 2004. Information technologies in a wider perspective: integrating management functions across the urban-rural interface. *Environmental Modelling & Software*, **20**: 443-455.
- Salvano, E., 2003. Développement d'une méthode d'analyse avantages-coûts de scénarios de contrôle de pollution diffuse agricole dans le contexte d'une gestion par bassin versant. Thèse, Université du Québec, INRS-ETE, Sainte-Foy, Québec, Canada, 201 pp.
- Salvano, E., A.N. Rousseau, G. Debailleul et J.P. Villeneuve, 2004. Development of a cost-benefit framework to evaluate the impact of legislation supporting reduction of agricultural pollution at the watershed level. Dans: T.O. Manley, P.L. Manley et T. Mihuc (Eds.), *Lake Champlain in Transition: Partnerships in Progress*. Kluwer Academic.
- Sanchez-Bayo, F., 2002. An approach for ecological risk assessment of pesticides in agriculture. *Journal of Pesticide Science*, **27**: 425-428.
- Santhi, C., J.G. Arnold, J.R. Williams, L.M. Hauck et W.A. Dugas, 2001. Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. *Transactions of the ASAE*, **44**(6): 1559-1570.

Sarmah, A.K., K. Müller et R. Ahmad, 2004. Fate and behaviour of pesticides in the agroecosystem - a review with New Zealand perspective. *Australian Journal of Soil research*, **42**: 125-154.

Shoemaker, L., M. Lahlou, M. Bryer, D. Kumar et K. Kratt, 1997. *Compendium of Tools for Watershed Assessment and TMDL Development*. U.S. EPA et Tetra Tech Inc., Washington.

Sloan, W.T. et J. Ewen, 1999. Modelling long-term contaminant migration in a catchment at fine spatial and temporal scales using the UP system. *Hydrological Processes*, **13**: 823-846.

Smith, C.N., G.W. Bailey, R.A. Leonard et G.W. Langdale, 1978. *Transport of Agricultural Chemicals From Small Upland Piedmont Watersheds*. EPA-600/3-78-056. US-EPA, Washington, DC.

Statistiques Canada, 2003. *Human Activity and the Environment. Annual Statistics 2003.*, Ottawa, Canada.

Steenhuis, T.S., S. Pacenka et K.S. Porter, 1987. MOUSE: A management model for evaluating groundwater contamination from diffuse surface sources aided by computed graphics. *Applied Agricultural Research*, **2**: 277-289.

Styczen, M., 2002. Development of a tool for estimation of pesticide occurrence in surface water under danish conditions. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **82**(8-9): 611-630.

Tabi, M., L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme et M. Rompré, 1990. *Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. Rapport synthèse*. MAPAQ.

Taylor, A.W. et W.F. Spencer, 1990. Volatilization and vapour transport processes. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 213-269.

Tiktak, A., A.M.A. van der Linden et F.A. Swartjes, 1994. *PESTRAS: A one dimensional model for assessing leaching and accumulation of pesticides in soil*. RIVM, Bilthoven, the Netherlands.

Tiktak, A., D. De Nie, T. van der Linden et R. Kruijne, 2002. Modelling the leaching and drainage of pesticides in the Netherlands: the GeoPEARL model. *Agronomie*, **22**: 373-387.

Trevisan, M., G. Errera, G. Goerlitz, B. Remy et P. Sweeney, 2000a. Modelling ethoprophos and bentazone fate in a sandy humic soil with primary pesticide fate model PRZM-2. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 317-335.

- Trevisan, M., G. Errera, C. Vischetti et A. Walker, 2000b. Modelling pesticide leaching in a sandy soil with the VARLEACH model. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 357-369.
- USDA-ARS, 1992. *Root zone water quality model. RZWQM V 1.0. Technical documentation*. GPSR Technical Report n° 2. USDA-ARS Great Plains Systems Research Unit, Ft. Collins, CO.
- US-EPA, 2002. *Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS), Version 3. User's manual*. EPA823B01001. US-EPA.
- van den Berg, F. et J.J.T.I. Boesten, 1999. *Pesticide leaching and accumulation model (PESTLA) version 3.4 - Description and users guide*. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.
- Vancloster, M., P. Viaene, J. Diels et K. Christiaens, 1994. *WAVE — a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Reference and User's Manual (release 2.0)*. Institute of Land and Water Management, Catholic University of Leuven, Leuven, Belgium.
- Vancloster, M., J.J.T.I. Boesten, M. Trevisan, C.D. Brown, E. Capri, O.M. Eklo, B. Gottesbüren, V. Gouy et A.M.A. van der Linden, 2000a. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. *Agricultural Water Management*, **44**: 1-19.
- Vancloster, M., S. Ducheyne, M. Dust et H. Vereecken, 2000b. Evaluation of pesticide dynamics of the WAVE-model. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 371-388.
- Villeneuve, J.P., C. Blanchette, M. Duchemin, J.F. Gagnon, A. Mailhot, A.N. Rousseau, M. Roux, J.F. Tremblay et R. Turcotte, 1998. *Rapport Final du Projet GIBSI : Gestion de l'Eau des Bassins Versants à l'Aide d'un Système Informatisé. Mars 1998 : Tome 1*. R-462. INRS - Eau, Sainte-Foy.
- Villeneuve, J.P., A.N. Rousseau, A. Mailhot, E. Salvano, J.F. Tremblay et R. Quilbé, 2004a. *Développement du cadre d'application de GIBSI pour le calcul d'objectifs environnementaux d'apports diffus en milieu agricole et l'analyse avantages-coûts de scénarios de gestion*. R-549-e. INRS-ETE, Sainte-Foy.
- Villeneuve, J.P., A.N. Rousseau, A. Mailhot, E. Salvano, S. Tremblay et R. Quilbé, 2004b. *Développement du Cadre d'Application de GIBSI pour le Calcul d'Objectifs Environnementaux d'Apports Diffus en Milieu Agricole et l'Analyse Avantages-Coûts de Scénarios de Gestion*. N° R-549-e. INRS-ETE, Sainte-Foy (Québec).
- Villeneuve, J.-P., P. Lafrance, O. Banton, P. Frechette et C. Robert, 1987. *VULPEST: Version 2.0*. INRS-Eau pour Environment Canada, Quebec, Canada.

Wagenet, R.J. et P.S.C. Rao, 1990. Modeling pesticide fate in soils. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

Walker, A. et J.M. Hollis, 1994. *Prediction of pesticide mobility in soils and their potential to contaminate surface and groundwater*. Monograph 59. British Crop Protection Council.

Ward, A.D., E.D. Desmond, N.R. Fausey, T.J. Logan et W.G. Knisel, 1993. *Development studies with the ADAPT water table management model*. 15th International Congress on Irrigation and Drainage, The Hague, The Netherlands.

Wienhold, B.J., A.M. Sadeghi et T.J. Gish, 1993. Effect of starch encapsulated and temperature on volatilization of atrazine and alachlor. *Journal of Environmental Quality*, **22**: 162-166.

Williams, J.R., C.A. Jones et P.T. Dyke, 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the ASAE*, **27**(1): 129-144.

Williams, J.R., A.D. Nicks et J.G. Arnold, 1985. Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Hydraulic Engineering*, **111**(6): 970-986.

Williams, J.R., 1995. The EPIC Model. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands ranch, pp. 909-1000.

Wolfe, N.L., U. Mingelgrin et G.C. Miller, 1990. Abiotic transformations in water, sediments, and soil. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

Yan, J., E. Hopkin, J.T. Sorensen et J.T. Kjelds, 1998. *Integrated hydrological modeling in South Florida Water Management District*. 1998 International Water Resources Engineering Conference, Vol. one, Memphis, Tennessee.

Yang, W., A.N. Rousseau et P. Boxall, 2004. *An Integrated Economic-Hydrologic Modelling Framework for the Watershed Evaluation of Beneficial Management Practices (WEBs) : A Proposal*. Proposition de recherche, confidentielle.

Young, R.A., C.A. Onstad, D.D. Bosch et W.P. Anderson, 1987. *AGNPS : an Agricultural Nonpoint Source Pollution Model: a Watershed Analysis Tool*. Conservation Research Report 35. USDA.

Young, R.A., C.A. Onstad et D.D. Bosch, 1995. AGNPS : An Agricultural Nonpoint Source Model. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highland Ranch, Colorado, pp. 1001-1020.

Zhang, Q., J.C. Crittenden, D. Shonnard et J.R. Mihelcic, 2003. Development and evaluation of an environmental multimedia fate model CHEMGL for the Great Lakes region. *Chemosphere*, **50**: 1377-1397.



ANNEXE A. PROCESSUS DE DEVENIR DES PESTICIDES

A.1 LES FAMILLES DE PESTICIDES, SOURCES ET MODES D'APPLICATION

Avant d'aborder les processus de transformation et de transport des pesticides, il convient de présenter les grandes classes de composés pesticides et leurs modes d'application. La structure chimique des pesticides ainsi que leur mode d'introduction dans les agroécosystèmes déterminent en effet pour une grande part le comportement des pesticides dans l'environnement. Ils seront donc responsables en partie de la nature des processus d'atténuation affectant le devenir des pesticides épandus.

Les pesticides regroupent principalement les herbicides, les fongicides, les insecticides et les rodenticides. Ce sont des composés chimiques organiques dotés de propriétés toxicologiques utilisés pour lutter contre les ravageurs et les plantes adventices jugés nuisibles pour les cultures. Il existe aujourd'hui des centaines de milliers de pesticides différents et de nouvelles molécules sont synthétisées continuellement, ce qui rend l'évaluation de leurs impacts particulièrement difficile. Les principaux pesticides utilisés actuellement appartiennent à quelques grandes familles chimiques :

- **Les organochlorés** sont des insecticides dont l'agent actif est le chlore. Ils sont très stables chimiquement et donc particulièrement persistants. Du fait de leur faible solubilité, ces composés sont fortement retenus sur le sol et sont donc peu biodisponibles pour la microflore du sol. Cette forte rétention limite grandement leur vitesse de migration avec l'eau. Bien que de nombreux composés organochlorés de première génération (produits au début des années 40) aient été bannis des pays industrialisés depuis les années 70 (ex. : DDT), plusieurs composés sont encore utilisés ailleurs dans le monde, dont notamment le DDT, l'aldrine, la diéldrine, l'endrine, l'heptachlore et le chlordane.
- **Les organophosphorés** sont des insecticides ayant pour agent actif le phosphore (ex. : malathion et parathion). Développés depuis 1945, plusieurs représentants de ce groupe chimique sont encore utilisés aujourd'hui. Ils sont modérément ou peu persistants et se

dégradent ainsi assez rapidement dans l'environnement mais ont des effets neurotoxiques très sévères sur les vertébrés.

- **Les pyréthroïdes** sont des insecticides de synthèse très toxiques pour les organismes aquatiques. Ils présentent des structures chimiques variées. Ces composés, relativement instables, sont peu ou modérément persistants dans l'environnement.
- **Les carbamates**, modérément ou très toxiques, sont utilisés comme insecticides (ex. : aldicarbe et carbaryl) et fongicides (ex. : propamocarb). Leur persistance dans l'environnement eau/sol est très variable selon la structure chimique du composé carbamate (quelques jours à quelques années).
- Les **triazines** sont des désherbants et représentent la majorité des herbicides utilisés (ex. : atrazine et simazine). Ce sont des hétérocycles azotés comprenant un groupement de chlore. Au Québec, comme dans plusieurs régions d'autres pays, ces composés représentent (ou ont déjà représentés) la majorité des pesticides agricoles employés en agriculture intensive. Ces produits réagissent avec le sol lors de leur migration (piégeage, relargage, spéciation) et forment des résidus liés avec le sol : l'évaluation de leur devenir et de leur impact se révèle difficile. Ces herbicides sont modérément ou très solubles : ils sont donc parfois peu retenus sur le sol, d'où la capacité de plusieurs composés de migrer rapidement avec l'écoulement de l'eau.

Si les fongicides et les insecticides sont appliqués ponctuellement en traitement curatif en réponse à une invasion ou à une infestation, les herbicides sont appliqués de manière plus systématique en pré-semis, pré-levée ou post-levée. Les traitements phytosanitaires peuvent être appliqués sous forme liquide (par dispersion ou en solution) ou solide (poudre, poussière, capsules ou granules). Les applications peuvent être réalisées en surface ou par incorporation au sol. Aujourd'hui au Canada, la majorité des traitements herbicides sont appliqués en post-levée (environ 70%) et sous forme liquide (environ 95%) [C. Lemieux, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ste-Foy, QC, communication personnelle, Septembre 2004].

Pratiquement toutes les cultures sont concernées par les traitements phytosanitaires. Les cultures à croissance lente et avec un large inter-rang (ex : maïs, pomme de terre) sont particulièrement vulnérables aux mauvaises herbes et nécessitent donc un usage intensif d'herbicides. Les cultures avec un faible inter-rang (ex : céréales) sont plus sensibles aux maladies, insectes et champignons et doivent souvent être traitées à l'aide de fongicides et d'insecticides, en plus de quelques traitements herbicides en pré- ou post-levée.

Enfin, il faut noter l'utilisation croissante d'organismes génétiquement modifiés (OGM) en agriculture qui pourrait avoir une influence importante sur les pratiques de traitement

phytosanitaires. Par exemple, l'implantation de maïs-BT, qui synthétise une protéine toxique pour la pyrale, permet une diminution des doses d'insecticides appliquées. À l'opposé, l'utilisation de cultures transgéniques résistantes aux herbicides engendre une utilisation généralisée de produits non spécifiques à base de glyphosate [C. Lemieux, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ste-Foy, QC, communication personnelle, Septembre 2004].

L'application est la source directe de pesticides pour le sol, mais d'autres sources doivent également être considérées : les processus de déposition atmosphérique sèche et humide, le lessivage foliaire, mais aussi les déversements accidentels qui représentent des sources ponctuelles de pollution parfois très importantes.

A.2 PROCESSUS AFFECTANT LE DEVENIR DES PESTICIDES

Une fois appliqués sur les cultures, les pesticides subissent une grande variété de processus physiques, chimiques, biologiques dans les milieux air, sol et eau, qui vont déterminer leur devenir dans l'environnement. Nous pouvons distinguer trois catégories de processus qui conditionnent le devenir des pesticides :

- (1) Les **processus d'atténuation** qui font intervenir d'une part la réactivité, et d'autre part la modification de l'identité chimique du pesticide. La réactivité du pesticide est responsable de son adsorption sur les particules de sol. Cette adsorption réversible (ou rétention) est un processus physique ou physico-chimique, une interaction entre le pesticide et la surface de la particule de sol [Cheng, 1990]. C'est un processus d'atténuation du transport du composé avec l'eau (diminution de la vitesse de transport du composé, comparativement à la vitesse de l'eau). La modification de l'identité chimique de la molécule active sera déterminée par les transformations ou dégradations par voies biotique (ex. : biodégradation) et abiotique (ex. : hydrolyse, photolyse). Ces processus peuvent être catalysés par les constituants du sol ou la photochimie. Ils affectent les concentrations en pesticides susceptibles de migrer dans les sols ou à la surface des sols et conduisent à des molécules plus simples et généralement moins toxiques que le composé parent [Cheng, 1990], bien que cela ne soit pas toujours le cas (ex. : transformation du DDT en DDE toxique).
- (2) Les **processus de transport** avec l'eau. L'advection et la dispersion hydrodynamique sont les processus physiques contrôlant le transport des solutés avec l'eau par lessivage foliaire, infiltration, ruissellement de surface (souvent accompagné d'érosion hydrique) et écoulement souterrain. Dans le cas d'un traceur non réactif, seuls ces processus physiques conditionneront le transport du soluté. Dans le cas d'un soluté réactif (susceptible de

s'adsorber au sol), tel qu'un pesticide, son adsorption sera responsable d'un retard comparativement à la vitesse de l'eau. L'adsorption est un processus d'atténuation qui joue un rôle important au niveau de la vitesse de transport des pesticides en contact avec le sol.

- (3) Les processus contribuant à la **dissipation** des pesticides dans les agroenvironnements (excluant le transport avec l'eau). Il s'agit des processus qui participent à la disparition des pesticides épandus au sol. Ces processus peuvent inclure des processus d'atténuation (dégradations et transformations), processus d'érosion éolienne, et des processus de transfert de phase qui affectent également les concentrations en pesticides dans l'eau du sol. La volatilisation est l'un des plus importants processus de transfert de phase (phase liquide à phase gazeuse). En plus de la volatilisation des pesticides déjà épandus au sol, la dérive éolienne et la volatilisation de composés à partir des gouttelettes de solutions ou de suspensions de pesticides présents dans l'air au moment même de leur épandage (pulvérisation par des rampes au sol ou à l'aide d'aéronefs) peuvent constituer une très importante voie de dissipation des pesticides lors de leur application. Ainsi, au moment de leur épandage, plus de 50% de certains composés appliqués peuvent subir un **transport atmosphérique**. Ce transport atmosphérique, et donc les retombées de pesticides aux échelles locale (ex. : champs voisins), régionale (ex. : même bassin versant) ou transcontinentale, seront fonction de plusieurs facteurs incluant : caractéristiques physico-chimiques du pesticide, type de formulation commerciale utilisée, mode d'épandage, humidité relative, température de l'air, pression atmosphérique, vitesse du vent, courants atmosphériques, etc. De plus, des processus d'atténuation (ex. : photolyse selon les conditions d'irradiation solaire et donc météorologiques) pourront conditionner les concentrations en pesticides susceptibles d'être déposés au sol par voies sèche ou humide. La prise en compte du transport atmosphérique et des retombées de pesticides à l'échelle du bassin versant demeure cependant très difficile en regard de : (i) la prédiction incertaine de la fraction de pesticide épandue qui sera transportée par voie atmosphérique, (ii) la très grande variabilité spatiale et temporelle des facteurs environnementaux et météorologiques agissant sur le transport atmosphérique, (iii) la difficulté d'évaluer, en fonction de ces facteurs environnementaux, la grandeur des processus d'atténuation pouvant survenir dans l'atmosphère sus-jacent à un ou des bassin(s) versant(s) étudié(s), et (iv) la répartition géographique et la distribution non reproductibles des pesticides, au moment de leur retombée, dans les hydrosystèmes (eaux courantes et lacustres), les milieux terrestres (zones cultivées, forestières ou urbaines) et le biota (interception foliaire, exposition directe et accumulation par les organismes biologiques).

Tous ces processus sont schématisés sur la Figure A.1.

La manière dont ces processus influent sur le devenir des pesticides dépend des facteurs environnementaux (température, précipitations, rayonnement solaire, etc.), des caractéristiques du milieu (teneur en matière organique du sol, biomasse et bioactivité du sol, pH, teneur en eau, etc.), des pratiques culturales (taux, dates et modes d'application des pesticides, type de travail primaire du sol, ajout d'amendements organiques, etc.) et enfin des propriétés physiques et chimiques du pesticide (solubilité, polarité, réactivité chimique et biologique). Les processus importants sont la dégradation par voies abiotique et biotique, la sorption par les constituants organiques et minéraux du sol, l'interception par le feuillage des cultures, le prélèvement par les cultures, la volatilisation, et l'effet de dilution par l'eau [Wagenet et Rao, 1990].

Nous présentons ici de manière synthétique les principaux processus connus, de la source (application) jusqu'à la rivière ou les eaux souterraines, avec dans chaque cas une explication des principales méthodes utilisées pour modéliser ces processus.

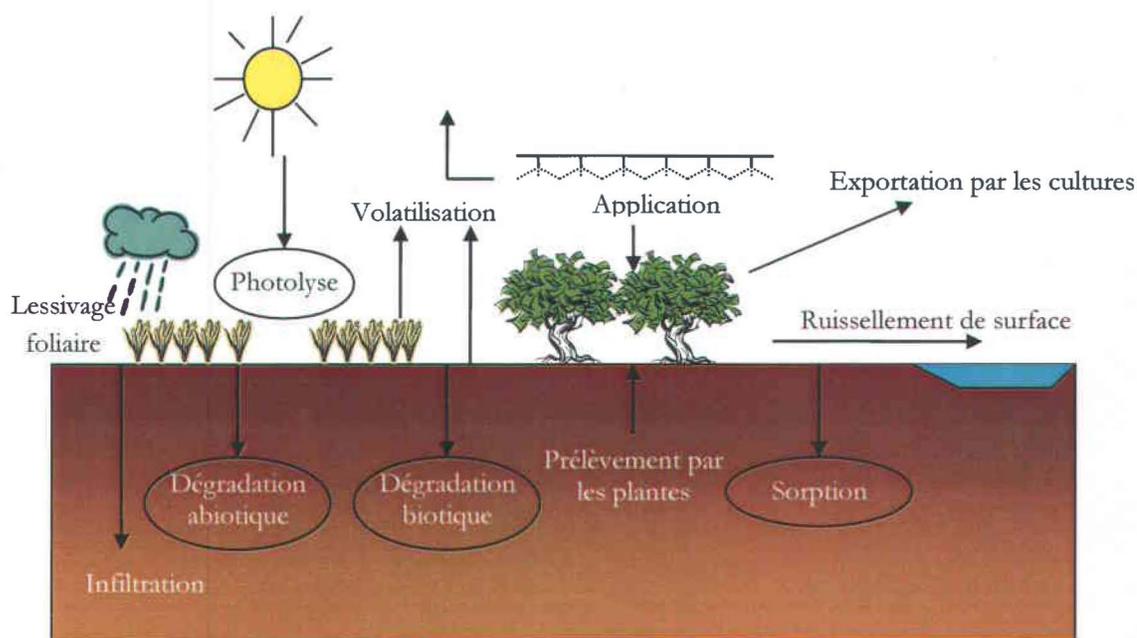


Figure A.1 : Représentation des principaux processus responsable du devenir des pesticides dans l'environnement (d'après Sarmah *et al.* [2004]).

A.3 VOLATILISATION

La volatilisation des pesticides a d'abord lieu au moment de l'application : il a été montré que 60% de la quantité totale de certains pesticides contenue dans le réservoir de l'épandeur peut être perdue au moment de l'application par dispersion ou volatilisation [Himmel *et al.*, 1990, d'après Smith *et al.*, 1978].

La volatilisation concerne également les pesticides déjà appliqués et donc présents sur le feuillage et sur et dans le sol, soit directement à partir des molécules présentes au sol ou sur les plantes, ou bien par dispersion dans le flux de vapeur [Taylor et Spencer, 1990]. Ce processus dépend de la pression de vapeur du pesticide, des caractéristiques du sol, des facteurs climatiques et des pratiques culturales [Taylor et Spencer, 1990].

La volatilisation augmente avec :

- la teneur en eau du sol, l'eau favorisant d'une part la désorption des molécules des sites d'adsorption [Glotfelty *et al.*, 1989], et d'autre part une plus grande surface de contact eau/air.
- l'évaporation qui provoque des remontées capillaires favorisant le transport de pesticides ou de résidus dissous vers la surface du sol.
- la température qui provoque une augmentation de la densité de vapeur des pesticides [Sarmah *et al.*, 2004, d'après Wienhold *et al.*, 1993]

La volatilisation est un processus fondamental à prendre en compte dans les modèles de devenir de certains pesticides puisqu'il a été montré que la proportion de pesticides perdue par volatilisation sept jours après l'application pouvait atteindre 90% de la quantité initiale [Glotfelty *et al.*, 1989]. Certains modèles décrivent les processus de distribution à grande échelle en utilisant un coefficient de partition qui permet de prédire la distribution d'une molécule entre l'atmosphère, l'eau, les sédiments et l'eau. Une approche plus mécaniste est l'approche de la fugacité qui prend en compte des taux de dégradation différents dans chaque phase. Certains de ces modèles sont basés sur la loi de Henry qui stipule que, à température donnée, la quantité de gaz dissous à l'équilibre dans un liquide est proportionnelle à la pression du gaz au dessus du liquide. Cela permet de représenter le partitionnement liquide/vapeur des pesticides et de calculer, à l'équilibre, les concentrations dans les différents compartiments et notamment dans la couche atmosphérique :

$$C_G = K_H \cdot C_L$$

Où C_G est la concentration en pesticide dans la phase gazeuse, C_L la concentration dans la phase liquide et K_H la constante de Henry.

A.4 SORPTION DANS LE SOL

La sorption est l'un des processus majeurs gouvernant les interactions entre les pesticides et la matrice sol. Elle est définie comme la capacité du sol à retenir une molécule et à diminuer sa vitesse de transport dans la matrice de sol [Koskinen et Harper, 1990]. Elle inclut les processus d'adsorption/désorption et détermine les quantités de pesticide susceptibles de : (1) passer en solution ou sur la phase solide, et (2) d'être biodisponibles (dégradation dans le sol, prélèvement par les plantes). La sorption influence donc directement les processus de dégradation biologique et de transport. Le principal facteur influençant la sorption d'un pesticide est la composition de la matrice sol, et en particulier la teneur en matière organique.

Pour représenter la partition du pesticide entre les formes adsorbée et en solution, on peut utiliser les équations (isothermes) de Freundlich et de Langmuir. L'équation de Freundlich est cependant, de par sa simplicité de représentation, la plus utilisée :

$$C_s = K \cdot C_L^N$$

où C_s est la concentration adsorbée sur la phase solide, C_L la concentration en solution à l'équilibre de l'adsorption, et N est un coefficient empirique. Le coefficient K de l'équation de Freundlich est dépendant du type de sol, et surtout de la teneur en matière organique. Pour les fins de la modélisation du transport, on utilise souvent l'adsorption sur le sol, dans sa totalité (incluant ainsi les fractions organique et minérale). Le coefficient de partition sol/eau, K_d est alors employé dans les cas pour lesquels $N=1$, c'est-à-dire lorsque la concentration de composé adsorbé à la surface du sol (C_s) est proportionnelle à la concentration en phase liquide (C_L), à l'état d'équilibre de la sorption :

$$C_s = K_d \cdot C_L$$

Puisque l'adsorption des composés hydrophobes a principalement lieu sur la matière organique du sol, on utilise plutôt le coefficient de partition carbone organique/eau (K_{oc}), indépendant des caractéristiques du sol, et qui est vraiment une caractéristique du pesticide (solubilité, hydrophobicité). La relation entre K_d et K_{oc} est simplement :

$$K_d = K_{oc} \cdot OC$$

Où OC est la fraction de carbone organique contenue dans le sol. La connaissance de la valeur de K_{oc} est donc très importante. Cette valeur est déterminée de deux façons possibles : (1) par déduction (équation ci-dessus) à partir de la mesure du contenu en carbone organique du sol (OC) et de la détermination expérimentale en laboratoire de l'isotherme d'adsorption (qui

permet de déduire K_d), ou (2) par l'utilisation de l'une ou l'autre des très nombreuses fonctions de régressions linéaires entre K_{oc} et la solubilité du pesticide - ces fonctions de régression, couramment retrouvées dans la littérature, permettent d'estimer rapidement la valeur de ce paramètre.

A.5 DÉGRADATION ABIOTIQUE

Les transformations des pesticides dépendent des groupes fonctionnels et de la structure chimique de ceux-ci, ainsi que de l'environnement dans lequel elles surviennent. La plupart ont lieu en phase liquide [Wolfe *et al.*, 1990]. Les processus de dégradation biotique et abiotique se déroulent souvent de manière simultanée dans le sol, et sont importants principalement en conditions humides (ex. : hydrolyse et biodégradation).

Les processus de dégradation chimique (ou abiotique) sont l'hydrolyse, les réactions d'oxydo-réduction et la photolyse.

- **L'hydrolyse** est un processus majeur qui consiste en la rupture par l'eau d'une liaison intramoléculaire (perte d'un groupement fonctionnel ou d'un fragment moléculaire) et la formation d'une nouvelle liaison avec l'atome d'oxygène de la molécule d'eau. Ces réactions ont lieu dans la phase aqueuse ou pour le cas des formes adsorbées à la surface des particules de sol. Les principaux facteurs influençant ces réactions sont la présence de matière organique, le pH la température. L'hydrolyse est un processus dominant pour certaines familles de molécules comme les organophosphorés, les carbamates et les sulfonyles [Sarmah *et al.*, 2004].
- **L'oxydo-réduction** est un processus de transformation (ex. : ajout d'atome d'oxygène) important en milieu aérobie (ex. : eaux de surface et eau interstitielle de la zone non saturée du sol) et anaérobie (ex. : partie profonde de la zone non saturée du sol et eaux souterraines). Ce processus est gouverné par la teneur en oxygène qui régit le potentiel redox du milieu. L'oxydation est la voie de transformation qui domine dans le cas des pesticides. Il est cependant à noter que cette oxydation ne s'accompagne pas toujours d'une détoxification du composé parent (ex. : oxydation successive du carbamate aldicarbe en aldicarbe sulfoxyde puis en aldicarbe sulfone, ces deux sous-produits demeurant toxiques).
- La **dégradation photolytique** est une réaction induite par les rayons ultra-violet et visibles du rayonnement solaire, et qui concerne les pesticides présents à la surface du sol ou sur le feuillage des plantes. Les facteurs importants sont l'intensité et la répartition du rayonnement solaire, la présence de matière organique naturelle du sol et l'eau du sol qui

peuvent catalyser la réaction [Sarmah *et al.*, 2004]. La photolyse peut être directe (absorption de lumière par le pesticide) ou indirecte (absorption de lumière par une autre espèce qui initie une série de réactions aboutissant à la transformation du pesticide).

A.6 DÉGRADATION BIOTIQUE

La dégradation biotique est un processus déterminant dans le devenir des pesticides dans le sol et l'eau. Ce processus est dû essentiellement aux micro-organismes du sol et consiste en une minéralisation totale ou partielle (avec formation de sous-produits) des molécules organiques que sont les pesticides. Cette dégradation microbienne peut être directe ou bien due à un effet indirect des micro-organismes sur l'environnement immédiat, résultant en la transformation des pesticides. Elle est due à un ou plusieurs des processus (ou voies de transformation) suivants [Bollag et Liu, 1990] :

- **la biodégradation** : la molécule sert de substrat pour la croissance des micro-organismes. les processus métaboliques mis en jeu sont l'oxydation, la réduction, l'hydrolyse, et les réactions de synthèse.
- **le cométabolisme** : le pesticide est transformé par des réactions métaboliques mais ne sert pas de source d'énergie.
- **la polymérisation** : les molécules de pesticide sont liées entre elles ou avec d'autres composés organiques (ex. : matière organique naturelle du sol).
- **l'accumulation** : les pesticides sont incorporés dans les micro-organismes.
- **les effets secondaires de l'activité microbienne** : les pesticides sont transformés à cause de changements provoqués par les micro-organismes sur des paramètres environnementaux comme le pH, la température, les conditions redox, *etc.*

Ces processus peuvent faire intervenir un seul ou plusieurs types de micro-organismes. Pour les processus de transformation directe, la biodisponibilité des pesticides est déterminante et peut être limitée par le processus de sorption.

Dans les modèles, les processus de dégradation (biotique et abiotique) des pesticides sont souvent représentés de manière simplifiée par des cinétiques de 1^{er} ordre :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\mu \cdot C$$

Où C est la concentration de pesticide (dans la solution du sol ou sous forme adsorbée), et μ est la constante de vitesse de dégradation du pesticide, directement reliée au temps de demi-vie. Souvent, le processus de volatilisation est également intégré dans cette approximation et est pris en compte par le temps de demi-vie.

Des études expérimentales ont montré que cette approche simplificatrice donnait, dans la plupart des cas, des résultats très proches de la réalité.

A.7 TRANSPORT VERTICAL

Le transport vertical ou infiltration concerne le pesticide sous formes dissoute et particulaire, par transfert de masse avec le flux d'eau et de particules de sol (convection et dispersion hydrodynamique) et par diffusion moléculaire dans la phase liquide et la phase gazeuse (pour les formes dissoutes uniquement). Ce phénomène dépend des caractéristiques physico-chimiques des pesticides, et notamment de leur capacité de sorption, ainsi que des conditions environnementales (teneur en matière organique, pH, etc.). La quantité de pesticide disponible pour l'infiltration dépend de l'intensité des processus décrits précédemment (volatilisation, sorption, dégradation biotique et abiotique).

Pour la modélisation, on considère généralement le transport de l'eau et des solutés de manière découplée, ce qui signifie que l'influence de ces solutés sur le mouvement d'eau est nulle, et ce qui permet de calculer le mouvement d'eau de manière indépendante puis de calculer le mouvement des pesticides en fonction du mouvement d'eau. La plupart des modèles de transport sont déterministes et prennent en compte les processus de convection et de diffusion en faisant la somme des flux. Pour les flux convectifs, on calcule d'abord le flux d'eau, le plus souvent à l'aide de la loi de Darcy, sous l'hypothèse d'un régime permanent, puis on multiplie par la concentration de pesticides en solution.

Pour le transport diffusif, c'est la loi de Fick qui est utilisée. Pour le cas de la diffusion en phase liquide :

$$J_D = -D_0 \frac{\partial C_L}{\partial z}$$

Où J_D est le flux diffusif de solutés, D_0 le coefficient de diffusion moléculaire, et C_L la concentration de pesticides en solution.

A.8 TRANSPORT LATÉRAL

Le transport latéral des pesticides vers les eaux de surface se fait sous forme dissoute par ruissellement et sous forme particulaire par érosion, majoritairement en surface mais aussi par écoulement hypodermique et drainage naturel ou artificiel. La mobilisation des molécules de pesticides par le ruissellement sous forme dissoute est un phénomène complexe qui se déroule dans une couche de sol en surface, de profondeur variable (dite couche de mélange), et qui met en jeu des mécanismes de diffusion et de transport turbulent des pesticides de la solution du sol vers l'eau de ruissellement, des processus de désorption à partir des particules de sol, et des processus de dissolution [Leonard, 1990]. Certains pesticides peu solubles sont transportés préférentiellement sous forme particulaire. L'importance du transport des pesticides par ruissellement et érosion dépend évidemment des conditions environnementales qui favorisent le ruissellement (pente, intensité des précipitations, type de sol, couverture végétale, travail du sol, délai entre application et précipitations...) mais reste en général relativement faible par rapport aux autres voies d'exportation ou de dégradation des pesticides appliqués au champ.

Les modèles de transport de pesticides par ruissellement calculent en premier lieu les flux d'eau et de sédiments à l'aide de modèles hydrologiques et d'érosion. La mobilisation des pesticides est ensuite calculée en fonction des pesticides présents dans la couche de mélange, souvent fixée à 1 cm. La répartition entre forme dissoute et particulaire est calculée en fonction de la solubilité, et du coefficient de partition des pesticides en utilisant les isothermes décrites à la section A.4. Le flux de transport est ici uniquement convectif.

A.9 DEVENIR DANS L'EAU

Les concentrations en pesticides peuvent être ponctuellement importantes dans les eaux de ruissellement à la sortie du champ, mais sont rapidement atténuées durant le transport tout au long du bassin versant par **dilution, déposition et remise en suspension** des sédiments, **adsorption** sur les sédiments, **infiltration**, ainsi que par les processus de **dégradation biotique et abiotique** décrits précédemment au niveau du sol. En particulier, l'influence des réactions photochimiques devient beaucoup plus importante dans les eaux de surface que dans le sol. Un facteur également important à prendre en compte à l'échelle du bassin versant est le moment d'application des pesticides : si tous les traitements sont réalisés au même moment sur l'ensemble du bassin, le processus de dilution sera beaucoup moins important et des pics de concentration seront observés à l'exutoire.

Pour la modélisation du transport des pesticides dans l'eau, on utilise d'abord des modèles hydrologiques et d'érosion en rivière pour décrire les mouvements d'eau et de sédiments, puis les processus de sorption, de dégradation biotique et abiotique, et de transport convectif sont modélisés à l'aide des mêmes concepts et équations que dans le cas du sol.



ANNEXE B. FICHES DESCRIPTIVES DES MODÈLES À L'ÉCHELLE DES BASSINS VERSANTS

Les modèles sont décrits ici selon les critères présentés dans la section 2.4.

Lorsqu'un critère n'a pas pu être documenté, un « ? » est indiqué dans la case correspondante.

Tableau B.1 : ACTMO

Nom complet	Agricultural Chemical Transport MOdel
Auteurs, distributeur	USDA
Pays	 États-Unis
Année de création	1975
Références	Frere <i>et al.</i> , 1975
Site Internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Modèle conceptuel distribué et événementiel
Objectifs	Étude de la pollution diffuse agricole, estimation des concentrations à l'exutoire de petits bassins versants et dans la zone saturée du sol
Composantes	Modèle hydrologique USDAHL-70, modèle d'érosion USLE, modèle de devenir de polluants ACTMO
Échelle spatiale	Petits bassins versants d'une superficie inférieure au km ²
Pas de temps	Horaire
Processus simulés, hypothèses	Hydrologie : évapotranspiration, ruissellement de surface, infiltration, écoulement hypodermique et souterrain, érosion; Devenir des pesticides : adsorption / désorption, dégradation selon une cinétique de 1 ^{er} ordre, transport par lessivage, ruissellement et érosion. Basé sur l'hypothèse que chaque parcelle est située à la même distance de l'exutoire et les processus en rivière sont négligeables
Discretisation spatiale	Parcelles aux caractéristiques homogènes subdivisées en couches, en compartiments et en tubes
Données requises	Précipitations horaires, température moyenne hebdomadaire, évaporation hebdomadaire, occupation du sol, caractéristiques pédologiques, paramètres de traitement phytosanitaire
Variables de sortie	Concentration en pesticide à l'exutoire du bassin versant et dans la zone saturée du sol
Applications, résultats	Application sur quatre bassins versants américains. Bons résultats pour un pesticide
Pesticides pris en compte	Un produit, une application par simulation
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de	Non

gestion	
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	80 paramètres pour le modèle hydrologique + 10 paramètres pour le modèle de pollution diffuse. Pas de calage extensif requis
Disponibilité	N'existe sans doute plus
Forces	Simplicité
Faiblesses	Modèle d'ancienne génération, échelle spatiale et temporelle d'application (petit bassin versant, événementiel), écoulement en rivière non pris en compte, nombreux paramètres

Tableau B.2 : ADAPT

Nom complet	Agricultural Drainage And Pesticide Transport
Auteurs, distributeur	Ohio State University
Pays	 États-Unis
Année de création	1990
Références	Chung <i>et al.</i> , 1992; Ward <i>et al.</i> , 1993; Desmond, 1998
Site Internet	Non
Évolution	Sert de base pour le développement du logiciel ADAPTES, système expert orienté objet (en cours)
Type, complexité	Modèle de gestion et de recherche
Objectifs	Simuler la quantité et la qualité de l'eau
Composantes	Basé sur le modèle GLEAMS, avec des modifications concernant le drainage hypodermique (modèle DRAINMOD), le transport préférentiel et la fonte de neige. Modèle hydrologique de type pluie-débit (SCS-CN)
Échelle spatiale	De la parcelle au bassin versant
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Transport des pesticides par ruissellement de surface, écoulement souterrain, érosion. Prend en compte la fonte de la neige.
Discrétisation spatiale	?
Données requises	Données météorologiques journalières (précipitations, température moyenne, rayonnement), caractéristiques des pesticides (K_{oc} , temps de demi-vie)
Variables de sortie	Charges de nutriments et de pesticides dans les eaux de surface et de drainage
Applications, résultats	Applications sur des bassins versants de l'Ohio
Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non

Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	?
Disponibilité	?
Forces	Plusieurs échelles spatiales possibles (de la parcelle au bassin versant)
Faiblesses	Pas d'écoulement souterrain, pas d'interface, peu de documentation, peu utilisé

Tableau B.3 : AnnAGNPS

Nom complet	Annualized AGricultural NonPoint Source model
Auteurs, distributeur	Agricultural Research Service (ARS) + Minnesota Pollution Control Agency (MPCA) + Soil Conservation Service (SCS)
Pays	 États-Unis
Année de création	1985 pour la version événementielle (AGNPS), 1998 pour la version continue (AnnAGNPS)
Références	Young <i>et al.</i> , 1987; Young <i>et al.</i> , 1995
Site Internet	http://msa.ars.usda.gov/ms/oxford/nsl/AGNPS.html
Évolution	Intégration en cours d'une routine pour prendre en compte la fonte de la neige dans les processus hydrologiques, développement d'une composante eaux souterraines
Type, complexité	Modèle de gestion, continu (AnnAGNPS) ou événementiel (AGNPS), distribué
Objectifs	Analyser et évaluer la qualité des eaux de ruissellement provenant de bassins versants agricoles
Composantes	Modèle hydrologique : méthode SCS-CN; modèle d'érosion : RUSLE adapté; modèle de transport de polluants : CREAMS adapté; modèle de transport en rivière. Un sous-modèle pesticides a été développé, de même qu'un modèle d'infiltration vers la nappe phréatique
Échelle spatiale	Petits bassins versants (< 200 km ²)
Pas de temps	Horaire (pour le modèle événementiel) ou journalier (pour le modèle continu)
Processus simulés, hypothèses	Pesticides : lessivage du feuillage, dégradation, sorption, transport par ruissellement, érosion et infiltration. Les sources de pollution ponctuelle sont prises en compte.
Discrétisation spatiale	Cellules carrées de 0.16 km ²
Données requises	Nombreux paramètres pédologiques, topographiques (modèle numérique d'altitude), hydrologiques et agronomiques du bassin versant (Curve Number, coefficient de Manning, données de conditions initiales, etc.) Variables météorologiques journalières (précipitations, énergie cinétique des précipitations, température minimale, maximale,

	température au point de rosée, nébulosité, vitesse moyenne et direction du vent) Pour les pesticides : date, taux et efficacité d'application, résidus foliaires et dans le sol, temps de 1/2 vie, profondeur d'incorporation, solubilité à l'eau, K_{oc} , coefficient d'enrichissement
Variables de sortie	Charges de pesticides dissoutes et particulaires en tout point du réseau hydrographique.
Applications, résultats	Largement appliqué aux États-Unis, mais uniquement pour le modèle événementiel. validé pour l'hydrologie et l'érosion. Pour les nutriments, le modèle tend à surestimer les charges. Pas de calage ou validation pour les pesticides.
Pesticides pris en compte	Pesticides de 6 catégories sélectionnés dans une base de données
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, DCO
Modules de gestion	Oui : aide pour définir ou modifier la base de données (Input Data Preparation Model)
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides, mode d'application (en surface ou par enfouissement), bandes enherbées, mares tampon, types de labour, cultures intermédiaires.
Outils cartographiques, SIG	Oui (ArcView)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Analyse avantages/coûts
Calage	Oui, fastidieux
Disponibilité	Domaine public
Forces	Modèle de gestion complet, reconnu et largement utilisé aux États-Unis (pour la version événementielle)
Faiblesses	Le modèle continu n'a pas encore été validé, pas de validation pour le transport des pesticides. A l'heure actuelle ne prend pas en compte la fonte de la neige (en cours de développement)

Tableau B.4 : ARM

Nom complet	Agricultural Runoff Management
Auteurs, distributeur	US-EPA
Pays	 États-Unis
Année de création	1976
Références	Donigian et Crawford, 1976
Site Internet	Non
Évolution	La plupart des algorithmes d'ARM ont été repris dans HSPF (voir page 64)
Type, complexité	Modèle conceptuel événementiel
Objectifs	Estimation du mouvement et de la dégradation des polluants dans les petits bassins versants
Composantes	Modèle hydrologique (SWM), d'érosion (SEDT), adsorption et désorption de pesticides (ADSRB), dégradation de pesticides (DEGRAD) et transformation de nutriments (NUTRNT)
Échelle spatiale	Bassins versants d'une superficie inférieure à 5 km ²
Pas de temps	De 5 à 15 mn
Processus simulés, hypothèses	Transport en rivière négligé, les volumes d'eau produits sur le bassin sont acheminés directement à l'exutoire.
Discrétisation spatiale	Pas de discrétisation spatiales. Différenciation des occupations du sol, en proportion des surfaces occupées
Données requises	Précipitations (à un pas de temps de 5 à 15 mn), évapotranspiration potentielle, température, vent, radiation solaire (journalier) 16 paramètres pour le modèle hydrologique, 7 pour le modèle qualité
Variables de sortie	Charge en pesticides à l'exutoire du bassin versant
Applications, résultats	Application sur 2 bassins versants américains. Bons résultats pour les nutriments, moins bons pour les pesticides.
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non

Prise en compte des PGB	?
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	?
Calage	Calibration extensive requise
Disponibilité	Gratuit, sous réserve d'accord avec l'US-EPA
Forces	
Faiblesses	Modèle d'ancienne génération, limité à des petits bassins versants

Tableau B.5 : BASINS

Nom complet	Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources
Auteurs, distributeur	US-EPA
Pays	 États-Unis
Année de création	1996
Références	Meyers <i>et al.</i> , 2001; US-EPA, 2002; Di Luzio <i>et al.</i> , 2003
Site Internet	www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS/
Évolution	En constante évolution. Version en cours BASINS 3.1, incluant le modèle SWAT2000
Type, complexité	Système d'aide à la décision basé sur des modèles existants, modèle distribué à base physique
Objectifs	Système d'aide à la décision pour la gestion des bassins versants, prédiction de la pollution diffuse et de la qualité de l'eau en rivière, évaluation de l'effet de pratiques agricoles sur des bassins versants mixtes (agriculture, forêt, urbain), détermination des TMDL
Composantes	Modèle hydrologique et de pollution diffuse : NPSM (pollution diffuse, quantification des intrants) ou HSPF (v. Tableau B.16) ou SWAT (v. Tableau B.32) + TOXIROUTE (transport en rivière) ou QUAL2E
Échelle spatiale	Petits et moyens bassins versants (de 1 km ² à 10 ⁴ km ²)
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Fonction des modèles utilisés (SWAT ou HSPF)
Discrétisation spatiale	Unité de Réponse Hydrologique (HRU) de quelques km ²
Données requises	Données spatiales (modèle numérique d'altitude, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitations, température, rayonnement...)
Variables de sortie	Série temporelle des concentrations en pesticides en tout point du réseau hydrique
Applications, résultats	5000 licences aux États-Unis. Développement et validation sur le bassin versant de Cottonwood Creek (2 428 km ² , Idaho, États-Unis) pour définir un TMDL pour les bactéries. Pas de validation pour les

	pesticides mais les modèles sur lesquels il est basé (SWAT et EPIC) ont été validés.
Pesticides pris en compte	Tous, un seul à la fois
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, coliformes fécaux, DBO
Modules de gestion	Oui
Prise en compte des PGB	Très complet. Dates, taux et modé d'application des pesticides, mode de labour, bandes enherbées, fossés de drainage, mares tampon, cultures intermédiaires...
Outils cartographiques, SIG	Oui (ArcView)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui : plusieurs outils d'évaluation environnementale des résultats (TARGET, ASSESS, Data Mining) et des outils pour caractériser les sources de pollution
Calage	Fonctionnalités d'aide au calage, module de calage automatisé PEST
Disponibilité	Gratuit, sous réserve d'accord avec l'US-EPA
Forces	Convivial, largement utilisé, possibilité de choix dans les modèles utilisés ce qui permet une certaine souplesse, nombreux modules de gestion et d'analyse
Faiblesses	Peu testé pour les pesticides, ne simule pas le transport vers les eaux souterraines, ne peut être appliqué sur de grands bassins versants (> 10 000 km ²) à moins de discrétiser en plusieurs sous-bassins

Tableau B.6 : CatchIS

Nom complet	Catchment Information System
Auteurs, distributeur	National Soil Resources Institute
Pays	 Grande Bretagne
Année de création	1994
Références	Breach <i>et al.</i> , 1994; Hollis <i>et al.</i> , 1995; Hollis <i>et al.</i> , 1996
Site Internet	http://www.silsoe.cranfield.ac.uk/nsri/services/catchis.htm
Évolution	?
Type, complexité	Système d'aide à la décision, modèle continu
Objectifs	Évaluer l'impact de contaminants organiques sur les eaux de surface et souterraine, évaluer l'effet de scénarios de gestion
Composantes	Modèle hydrologique et modèle de transport de polluants en surface : SWAT; modèle de transport vers les eaux souterraines : AQUAT
Échelle spatiale	Tous bassins versants (de 1 km ² à 500 000 km ²)
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Transport des pesticides par ruissellement de surface, érosion et écoulement souterrain, infiltration vers la nappe phréatique selon l'approche du facteur d'atténuation, cinétique de dégradation de 1 ^{er} ordre, transport en rivière
Discrétisation spatiale	Unités hydrologiques de quelques km ²
Données requises	Bases de données spatiales et topographiques : variations spatiales des caractéristiques agroclimatiques (début et durée de la période de capacité au champs, volume de précipitation hivernale en excès), cartographie des sols, réseau hydrographique, occupation des sols Caractéristiques des pesticides : K _{oc} , temps de demi-vie, taux d'application moyen, cultures cibles, dates d'application, facteurs d'interception par les plantes
Variables de sortie	Concentration en pesticides en tout point du réseau hydrographique et dans les eaux souterraines
Applications, résultats	Bassin versant de Severn Trent (GB, 20 720 km ²)
Pesticides pris en compte	Plus de 100 pesticides dans la base de données, un pesticide par simulation

Autres paramètres de qualité d'eau	Aucun
Modules de gestion	Concernant les pesticides, l'utilisateur peut définir les dates d'application des pesticides ainsi que les quantités appliquées, et la largeur des bandes enherbées. Il peut aussi imposer les dates de début et de fin de la période de croissance des plantes, la date de récolte, les caractéristiques du labour, de l'application de fertilisants.
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Oui (APIC)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui : utilitaires d'analyse pour identifier des zones à risques concernant la pollution diffuse
Calage	Pas de calage requis
Disponibilité	Gratuit sous réserve d'accord avec le National Soil Resources Institute
Forces	Développé spécifiquement pour les pesticides, utilise des modèles connus, simule la contamination des eaux souterraines
Faiblesses	Développé et appliqué uniquement en Grande Bretagne pour l'instant, nécessite un grand nombre de données

Tableau B.7 : CHEMCAN

Nom complet	Chemicals in Canada
Auteurs, distributeur	Canadian Environmental Modelling Center
Pays	 Canada
Année de création	1991
Références	Mackay <i>et al.</i> , 1991; Mackay <i>et al.</i> , 1996
Site Internet	http://www.trentu.ca/cemc/models/CC600.html
Évolution	Version 6
Type, complexité	Modèle multimédia à compartiments, modèle de fugacité de niveau III
Objectifs	Évaluation environnementale à long terme et à grande échelle, évaluation des risques environnementaux et écotoxicologiques
Composantes	11 compartiments : couche limite de l'atmosphère, stratosphère, troposphère, eau de surface, sol de surface, sol profond, sédiments, eau souterraine, plantes (partie aérienne et racinaire)
Échelle spatiale	Échelle régionale, grands bassins versants (> 300 000 km ²)
Pas de temps	Aucun
Processus simulés, hypothèses	Chaque compartiment est supposé être homogène et en régime permanent, les émissions sont supposées continues dans chaque compartiment. Processus simulés : partition, transport et transformation des pesticides
Discrétisation spatiale	Discrétisation par compartiments
Données requises	Données sur les pesticides : flux annuels entrant dans chaque compartiment, masse molaire, temps de demi-vie, coefficient de partition K_{oc} ou K_d , coefficient de partition à l'air pour les pesticides volatils, solubilité dans l'eau. Multitude de paramètres environnementaux concernant les différents compartiments : temps de résidence dans les différents compartiments (air, eau douce et eau marine), teneur en carbone organique dans les sols, profondeur de sol, hauteur de la couche d'air, contenu en lipides dans les poissons, coefficients de transfert de masse entre les compartiments

Variables de sortie	Concentrations en pesticides dans les différents compartiments (air, sol, eau de surface, eau souterraine, eaux côtières, poissons, végétation) à l'échelle de la région en régime permanent; taux de transport inter média.
Applications, résultats	Base de données complétée et application réalisée pour l'ensemble du territoire canadien, divisé en 24 régions.
Pesticides pris en compte	1,4-dichlorobenzene, a-HCH, atrazine, benzo[a]pyrene, chlordane, chlorobenzene, hexachlorobenzene, LAS, p,p-DDT, PCB 52, Tetrachloroethylene. Autres pesticides possibles si les paramètres sont connus.
Autres paramètres de qualité d'eau	Toutes molécules chimiques
Modules de gestion	?
Prise en compte des PGB	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	?
Calage	Pas de calage. La comparaison avec des données mesurées est difficile compte tenu des hypothèses d'homogénéité des compartiments et des échelles caractéristiques
Disponibilité	Domaine public, téléchargeable sur Internet
Forces	Utilisation à grande échelle, développé spécifiquement pour le Canada
Faiblesses	Ne permet pas d'évaluer la concentration en un point donné ni d'avoir l'évolution temporelle de la concentration, grande incertitude sur les résultats, complexité des paramètres et des données d'entrée.

Tableau B.8 : CHEMGL

Nom complet	CHEMicals in Great Lakes region
Auteurs, distributeur	Department of Civil and Environmental Engineering, Michigan Technological University
Pays	 États-Unis
Année de création	2003
Références	Zhang <i>et al.</i> , 2003
Site Internet	Non
Évolution	Intégration en cours dans un système d'aide à la décision
Type, complexité	Modèle multimédia à compartiments, modèle de fugacité
Objectifs	Évaluation environnementale à long terme et à grande échelle, évaluation des risques
Composantes	10 compartiments : couche limite de l'atmosphère, stratosphère, troposphère, eau de surface, sol de surface, sol profond, sédiments, eau souterraine, plantes (partie aérienne et racinaire), en considérant différentes phases (gazeux, liquide, solide) dans chaque compartiment
Échelle spatiale	Très grands bassins versants
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Chaque compartiment est supposé être homogène et en équilibre entre les différentes phases, les émissions sont supposées continues dans chaque compartiment. Les caractéristiques environnementales sont supposées ne pas changer dans le temps. Les processus simulés sont tous les processus d'échange entre les différents compartiments (par convection, diffusion, ruissellement, infiltration, déposition, etc.)
Discrétisation spatiale	Approche par compartiments
Données requises	Multitude de paramètres concernant les différents compartiments, les conditions climatiques (vitesse du vent, précipitations), taux de ruissellement du sol, coefficients de transfert de masse annuels entre les compartiments. Pour les pesticides : données sur les sources de pesticides, poids moléculaire, constante de Henry, pression de vapeur liquide, K_{ow} , diffusivité moléculaire dans l'air et l'eau, taux de dégradation dans les différentes phases et les différents environnements.

Variables de sortie	Concentration moyenne en pesticides dans les différents compartiments (air, sol, eau de surface, eau souterraine) à l'échelle de la région, en régime permanent ou continu
Applications, résultats	Région des grands lacs. Les résultats obtenus sont dans le même ordre de grandeur que les données mesurées pour le compartiment air, mais sous-estiment les concentrations dans les compartiments sol et eau (Zhang <i>et al.</i> , 2003)
Pesticides pris en compte	Atrazine, benzene, HCB, B[a]P. Autres pesticides possibles
Autres paramètres de qualité d'eau	Tous types de molécules organiques
Modules de gestion	?
Prise en compte des PGB	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	Pas de calage. La comparaison avec des données mesurées est difficile compte tenu des hypothèses d'homogénéité des compartiments et des échelles caractéristiques
Disponibilité	Domaine public
Forces	Utilisation à grande échelle spatiale et à long terme
Faiblesses	Ne permet pas d'évaluer la concentration en un point donné ni d'avoir l'évolution temporelle de la concentration, grande incertitude sur les résultats, multitude et complexité des paramètres et des données d'entrée.

Tableau B.9 : C P M

Nom complet	Cornell Pesticide Model
Auteurs, distributeur	Université de Cornell
Pays	 États-Unis
Année de création	1979
Références	Haith et Loehr, 1979
Site Internet	Non
Évolution	Aucune
Type, complexité	Modèle de recherche, empirique, continu
Objectifs	Prévision des pertes mensuelles des sols en pesticides sur des petits bassins versants
Composantes	Modèle hydrologique : méthode SCS-CN ou approche de Green et Ampt, modèle d'érosion : USLE adapté
Échelle spatiale	Petits bassins versants (< 5 km ²)
Pas de temps	Mensuel. Si les données d'entrée météorologiques sont journalières, elles sont sommées sur le mois
Processus simulés, hypothèses	dégradation, volatilisation, infiltration, ruissellement et érosion. Les processus de transformation dans le réseau hydrique sont négligés.
Discrétisation spatiale	Pas de discrétisation spatiale, le bassin est considéré comme une entité
Données requises	Précipitations journalières, durée des averses, température moyenne journalière, durée d'ensoleillement, caractéristiques physiques du bassin et données agronomiques, caractéristiques des pesticides (K_{oc} , temps de demi-vie)
Variables de sortie	Charge mensuelle en pesticide à l'exutoire du bassin
Applications, résultats	Testé sur quelques bassins versants aux États-Unis.
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Prise en compte	Taux d'application des pesticides

des PGB	
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Les auteurs considèrent que les paramètres peuvent être déterminés en fonction des propriétés des bassins versants, l'application du modèle ne requiert pas de calage.
Disponibilité	?
Forces	Simplicité
Faiblesses	Modèle d'ancienne génération, peu utilisé, resté confidentiel. Très empirique, modélisation grossière, applicable uniquement sur des petits bassins versants et à un pas de temps mensuel

Tableau B.10 : DRIPS

Nom complet	Drainage Spraydrift and Runoff Input Pesticides in Surface waters
Auteurs, distributeur	Agence Fédérale de l'Environnement (UBA), Berlin
Pays	 Allemagne
Année de création	2004
Références	Röpke <i>et al.</i> , 2004a; 2004b
Site Internet	Non
Évolution	Modèle récent
Type, complexité	Système d'aide à la décision, modèle de gestion, continu
Objectifs	Évaluer l'exposition aux pesticides agricoles dans les eaux de surface
Composantes	<ul style="list-style-type: none"> - Modèle hydrologique : modèle probabiliste pour l'occurrence du ruissellement + méthode UCS-CN adaptée aux conditions européennes pour le volume d'eau ruisselée - Modèle de transport : cinétique de dégradation du 1^{er} ordre + adaptation de GLEAMS (Rekolainen <i>et al.</i>, 2000) pour la mobilisation des pesticides dans le ruissellement + modèle PELMO (Klein <i>et al.</i>, 2000) pour l'infiltration et le transport par les drains - Modélisation du dépôt atmosphérique dans les rivières (proches des zones d'application et de volatilisation) à partir des tables de la BBA
Échelle spatiale	Bassins versants de taille moyenne (~ 1 000 km ²)
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Dépôt atmosphérique en rivière, sorption des pesticides, dégradation abiotique, transport vertical et latéral par ruissellement de surface et par le drainage souterrain. Le transport par érosion est négligé. Les processus de transformation et dilution en rivière ne sont pas pris en compte pour l'instant.
Discrétisation spatiale	Unités spatiales de 1 km ²
Données requises	Précipitations journalières, précipitation annuelle, fréquence d'orage, pédologie, occupation du sol, densité de drainage, K _{oc} , temps de demi-vie, dates d'application des pesticides et quantités, occupation du sol au moment de l'application, facteur de variation saisonnière, coefficient de drainage maximum
Variables de sortie	Évolution journalière de la concentration en pesticides dans le réseau

	hydrique du bassin versant
Applications, résultats	Application sur 350 bassins versants en Allemagne, avec des résultats cohérents dans certains cas mais mauvais dans d'autres
Pesticides pris en compte	Autant que souhaité
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Oui
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Oui (ArcView)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui : cartes, analyse fréquentielle, statistiques
Calage	Pas de calage requis
Disponibilité	Gratuit, sous réserve d'accord avec l'UBA
Forces	Modèle de gestion et d'aide à la décision, convivial, simple d'utilisation, pas de calage requis
Faiblesses	Ne prend pas en compte le transport par érosion, ni les processus en rivière ce qui implique une mauvaise estimation des concentrations à l'exutoire des grands bassins versants. Aucune application en Amérique du Nord

Tableau B.11 : DWSM

Nom complet	Dynamic Watershed Simulation Model
Auteurs, distributeur	USDA
Pays	 États-Unis
Année de création	2002, évolution des modèles SEDLAB puis RUNOFF
Références	Borah <i>et al.</i> , 2002
Site Internet	Non
Évolution	Modèle récent, en cours d'évolution
Type, complexité	Modèle de recherche, à base physique, événementiel
Objectifs	Évaluer les risques d'inondation, de sédimentation et de pollution de l'eau par les nutriments et les pesticides lors d'un événement orageux.
Composantes	Modèle hydrologique : partition infiltration/ruissellement avec la méthode SCS-CN ou une simple procédure interception-infiltration. Ensuite, résolution des équations de l'onde cinématique. Modèle érosion : SEDLAB Modèle de transport des polluants : concept du mélange complet, conservation de la masse
Échelle spatiale	Appliqué sur des bassins versants entre 1 et 2 500 km ²
Pas de temps	Au choix, de la minute à l'heure
Processus simulés, hypothèses	Couches de sol homogènes. Les pesticides s'infiltrent d'abord avec l'eau de pluie dans une couche de mélange. Les réactions chimiques autres que adsorption/désorption sont négligées. L'équilibre forme adsorbée/désorbée suit une isotherme linéaire. Le transport s'effectue par ruissellement de surface, érosion et écoulement de sub-surface.
Discretisation spatiale	Unités homogènes (sol, pente, occupation) de quelques km ²
Données requises	Précipitations au pas de temps requis Coefficient de partition, constante d'interaction
Variables de sortie	Série temporelle du flux de pesticide à la sortie d'un bassin versant
Applications, résultats	multiples applications sur des bassins versants américains, mais le plus souvent pour l'hydrologie uniquement. Le modèle de transport de pesticides a été appliqué sur un bassin versant expérimental (Borah et Ashraf, 1993) avec de bon résultats pour l'évolution de la

	charge d'atrazine à la sortie du bassin lors de deux orages.
Pesticides pris en compte	Tous (un seul à la fois)
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	?
Calage	Peu de paramètres de calage
Disponibilité	Gratuit, sous réserve d'accord avec l'USDA
Forces	Modèle hydrologique supérieur aux modèles habituels, robuste, donne de bons résultats
Faiblesses	Modèle événementiel, à court terme. Les processus de dégradation sont négligés, les processus de transformation en rivière aussi. Ne prend pas en compte la neige.

Tableau B.12 : EPA Screening Procedures

Nom complet	Water Quality Assessment : A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Groundwater
Auteurs, distributeur	US-EPA
Pays	 États-Unis
Année de création	1977
Références	Bowie <i>et al.</i> , 1985; Mills <i>et al.</i> , 1985
Site Internet	Plusieurs évolutions au fil du temps,
Évolution	?
Type, complexité	Modèle de tri. Pas un programme informatique, mais une série d'équations
Objectifs	Prédire les pertes en sédiments, nutriments et pesticides
Composantes	Modèle hydrologique : procédure SCS-CN, modèle érosion : USLE, pollution diffuse : ratios d'enrichissement
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Volatilisation, sorption, dégradation (cinétique de 1 ^{er} ordre)
Discretisation spatiale	?
Données requises	Paramètres de l'USLE, Curve Number, ratios d'enrichissement. Pesticides : K_{oc} , temps de demi-vie
Variables de sortie	Charges annuelles de pesticides, réponse des milieux hydrologiques à la pollution diffuse
Applications, résultats	Plusieurs applications aux États-Unis
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Azote, phosphore, sédiments, métaux lourds, salinité, DBO, coliformes
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	?

Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	?
Disponibilité	?
Forces	Simplicité de mise en oeuvre
Faiblesses	Grandes simplifications dans les processus biogéochimiques (transformation), documentation difficile

Tableau B.13 : GeoPEARL

Nom complet	Geographical Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales
Auteurs, distributeur	Alterra Green World Research en collaboration avec RIVM
Pays	■■■■ Pays-Bas
Année de création	2002
Références	Tiktak <i>et al.</i> , 2002
Site Internet	http://www.pearl.alterra.nl
Évolution	En développement depuis 1987
Type, complexité	Modèle distribué du transport des pesticides dans le système sol-plante-eau
Objectifs	Évaluer le potentiel de transport des pesticides dans les eaux de surface et la nappe souterraine
Composantes	GeoPEARL est la version à l'échelle régionale du modèle PEARL. Basé sur les modèles SWAP (hydrologie du sol, système sol-plante-eau-atmosphère) et STONE (nutriments)
Échelle spatiale	Plusieurs échelles possibles, du bassin versant à l'échelle nationale
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Calcule le transport des pesticides dans les eaux de surface locales et les eaux souterraines régionales. Les processus simulés sont la sorption, le partitionnement, la transformation, le prélèvement par les plantes et le transport des pesticides dans la solution du sol (par convection, dispersion et diffusion). Le transport latéral est considéré proportionnel au flux d'eau.
Discrétisation spatiale	Unités homogènes, entre 0.25 et 220 km ² (médiane : 3 km ²) pour l'application sur l'ensemble des Pays-Bas
Données requises	Types de sol, occupation du sol, classe de profondeur de la nappe phréatique, caractéristiques climatiques Données journalières de précipitation, température et radiation solaire Pesticides : masse molaire, solubilité dans l'eau, pression de vapeur saturante, pKa, temps de demi-vie, K _{oc} , taux d'application annuel moyen
Variables de sortie	Statistiques sur les concentrations annuelles dans les eaux de surface

	et souterraines, taux de drainage dans les eaux de surface et souterraine
Applications, résultats	Application sur l'ensemble des Pays-Bas (Tiktak <i>et al.</i> , 2002).
Pesticides pris en compte	Selon les données disponibles
Autres paramètres de qualité d'eau	Non
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Dates, taux et mode d'application des pesticides, fossés de drainage, mares tampon
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Deux versions disponibles : une avec une interface d'utilisation ne permettant pas de modifier les données d'entrée, et une autre en format ASCII permettant de modifier les données d'entrée
Outils d'analyse	Cartes
Calage	Oui, certains paramètres nécessitent d'être calés
Disponibilité	Gratuit, disponible depuis le 1 ^{er} décembre 2004
Forces	Applicable à grande échelle, permet de distinguer les flux de pesticides vers les eaux de surface et les flux vers les eaux souterraines à grande échelle
Faiblesses	Assez approximatif à petite échelle spatiale et temporelle, ne permet pas de calculer des concentrations journalières

Tableau B.14 : GERIQUEAU

Nom complet	?
Auteurs, distributeur	Institut National Polytechnique de Toulouse
Pays	■ ■ France
Année de création	2000
Références	Maison, 2000
Site Internet	Non
Évolution	Basé sur le modèle POLA (voir p.152). En cours d'évolution
Type, complexité	Modèle de recherche conceptuel, distribué, continu
Objectifs	Déterminer les concentrations en polluants dans les bassins versants
Composantes	Structure séquentielle. Modèle hydrologique : CEQUEAU; modèle d'érosion de type réservoir; modèle de transport de pesticides : équation de conservation de masse, cinétiques de transformation du 1 ^{er} ordre. Découpage du bassin en colonnes juxtaposées, homogènes par couches et à la résolution de l'équation de Richards, à l'échelle de chaque colonne (application de LEACHM)
Échelle spatiale	De la parcelle au bassin versant de quelques milliers de km ²
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Équation de transport des solutés dans le sol, adsorption-désorption, dégradation, formation des métabolites. Transport par ruissellement de surface et écoulement souterrain, érosion. Pas de transport en rivière.
Discrétisation spatiale	Découpage en mailles carrées
Données requises	Données spatiales (occupation du sol, modèle numérique d'altitude, données agronomiques, pédologiques) données météorologiques journalières (précipitations, température). Pour les pesticides : solubilité, K_{oc} et temps de demi-vie.
Variables de sortie	Concentrations et charges journalières en pesticides à l'exutoire du bassin versant
Applications, résultats	Développé sur le bassin versant d'Auradé (3,28 km ²) avec des résultats corrects par rapport aux données mesurées, même si l'amplitude des pics de concentration en atrazine n'est pas bien reproduite. Application en cours sur le bassin de la Leyre (2 250 km ²).

Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Nitrates
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	En cours de développement
Calage	Difficile
Disponibilité	Domaine public
Forces	Large gamme d'échelles spatiales possible (de la parcelle au grand bassin versant)
Faiblesses	Modèle marginal, peu documenté, peu appliqué, toujours en développement. Ne prend pas en compte le transport et les transformations en rivière. Peu convivial, pas de modules de gestion, difficilement transposable

Tableau B.15 : GIBSI

Nom complet	Gestion Intégrée des Bassins Versants à l'aide d'un Système Informatisé
Auteurs, distributeur	INRS - Eau, Terre & Environnement
Pays	🇨🇦 Canada
Année de création	1998 (version I); 2002 (Version II)
Références	Villeneuve <i>et al.</i> , 1998; Rousseau <i>et al.</i> , 2000a; Rousseau <i>et al.</i> , 2000b; Mailhot <i>et al.</i> , 2002; Rousseau <i>et al.</i> , 2002a; Rousseau <i>et al.</i> , 2002b; Villeneuve <i>et al.</i> , 2004a
Site Internet	http://www.inrs-ete.quebec.ca/activites/modeles/gibsi/francais/accueilgibsi.htm
Évolution	En cours de développement (calage, intégration d'un modèle de transport des coliformes, lien avec l'intégrité biologique des cours d'eau, protocole d'application)
Type, complexité	Outil d'aide à la décision, modèle de gestion, distribué, à base mécaniste
Objectifs	Évaluer à l'échelle du réseau hydrographique d'un bassin versant l'effet de scénarios de gestion du territoire (rejets ponctuels, occupation du sol, pratiques agricoles) sur les débits et la qualité de l'eau
Composantes	Structure modulaire. Modèle hydrologique : HYDROTEL, modèle d'érosion : USLE adapté, modèle de transport de polluants : EPIC / SWAT (voir Tableau B.32), modèle de qualité en rivière : QUAL2E
Échelle spatiale	Bassins versants de taille moyenne (10^2 à 10^4 km ²)
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Pour les pesticides : application, dégradation, volatilisation, transport sous forme dissoute et particulaire par ruissellement de surface, écoulement latéral et vertical dans chaque couche de sol, transport et transformation dans les cours d'eau
Discrétisation spatiale	Unités Spatiales de Simulation (USS) de quelques km ²
Données requises	Données spatiales (modèle numérique d'altitude, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques

	journalières (précipitation, température minimale et maximale)
Variables de sortie	
Applications, résultats	Appliqué sur le bassin versant de la rivière Chaudière (Québec, Canada, 6 800 km ²) pour l'hydrologie, l'érosion et les nutriments. Modèle pesticides non testé à ce jour.
Pesticides pris en compte	Jusqu'à 3 pesticides par simulation
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, DBO, température, chlorophylle a, oxygène dissous
Modules de gestion	Oui : occupation du sol, pratiques agricoles, rejets ponctuels, infrastructures hydrauliques (barrages)
Prise en compte des PGB	Dates, taux et mode d'application des pesticides, sens du travail du sol par rapport à la pente, type de labour, cultures intermédiaires.
Outils cartographiques, SIG	Oui (Grassland)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Outils d'analyse fréquentielle, calcul de probabilité de dépassement de critères de qualité d'eau, analyse avantage/coût des scénarios de gestion.
Calage	Procédure de calage en cours de développement pour la qualité de l'eau (nutriments et pesticides)
Disponibilité	Gratuit sous réserve d'entente de collaboration avec l'INRS-ETE
Forces	Modèle adapté au contexte québécois, nombreux modules d'analyse des résultats
Faiblesses	Pas de validation sur un autre bassin versant que celui où il a été développé, modèle pesticide non calé, non prise en compte des nappes phréatiques

Tableau B.16 : HSPF

Nom complet	Hydrologic Simulation Program - FORTRAN
Auteurs, distributeur	US-EPA, Center for Exposure Assessment Modeling (CEAM)
Pays	 États-Unis
Année de création	1980. HSPF a été développé à partir du modèle ARM, lui-même issu du modèle PRT, spécifiquement pour le devenir des pesticides
Références	Donigian <i>et al.</i> , 1983b; Donigian <i>et al.</i> , 1984; Bicknell <i>et al.</i> , 1993; Donigian <i>et al.</i> , 1995
Site Internet	http://water.usgs.gov/software/hspf.html
Évolution	La version en cours est la version 11
Type, complexité	Modèle de gestion complexe, distribué, de type mécaniste, avec quelques éléments empiriques. Événementiel ou continu. Recommandé par l'US-EPA, reconnu comme l'un des modèles les plus complets à l'échelle des bassins versants
Objectifs	Prédire les charges de polluants et la qualité de l'eau dans des bassins versants complexes, et évaluer l'effet de pratiques agricoles.
Composantes	Modèle hydrologique : Stanford Watershed Model (SWMM); modèle d'érosion : NEGEV; transport des pesticides : module PEST; transport en rivière : RCHRES
Échelle spatiale	Tous bassins versants (1 à 10 ⁵ km ²)
Pas de temps	Au choix, entre 1 minute et 1 jour
Processus simulés, hypothèses	Transformation des pesticides dans le sol (adsorption/désorption et dégradation dans le sol) sous forme dissoute, adsorbée et cristallisée, transport (ruissellement, érosion, percolation, écoulement latéral et souterrain) en fonction des mouvements d'eau. Pour la sorption, plusieurs options disponibles : cinétique de 1 ^{er} ordre ou isothermes de Freundlich. Les rivières sont considérées à écoulement homogène
Discrétisation spatiale	Le bassin versant est divisé en unités hydrologiques homogènes
Données requises	Données météorologiques journalières (précipitations, évapotranspiration, température, température de rosée, vent, humidité, couverture nuageuse, radiation solaire) Constante de dégradation, concentration résiduelle de pesticide adsorbé, coefficient et exposant de l'isotherme de sorption, masse de

	pesticides appliquée et dates d'application... Des valeurs par défaut sont disponibles.
Variables de sortie	Série temporelle du débit, de la charge de sédiments, et des concentrations en nutriments et pesticides en tout point du réseau hydrique.
Applications, résultats	HSPF a été largement utilisé après avoir été intégré dans le système de gestion BASINS (voir page 114). Plusieurs validations pour le transport de pesticides (Donigian <i>et al.</i> , 1983b; 1983a). Une application de HSPF a été réalisée au Québec pour le transport de pesticides (Laroche <i>et al.</i> , 1996) sur le bassin versant de Lennoxville de 78 ha avec de bons résultats par rapport aux données mesurées.
Pesticides pris en compte	Un seul pesticide à la fois, tout type de pesticide
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, coliformes fécaux, DBO ₅ , température, pH, phyto- et zoo-plancton
Modules de gestion	Oui
Prise en compte des PGB	HSPF a un module pour définir des PGB, relié à une base de données de 34 PGB standard. Cela comprend des PGB de rétention, d'infiltration, des bandes enherbées, etc. L'utilisateur peut aussi définir lui-même de nouvelles PGB.
Outils cartographiques	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Analyse fréquentielle
Calage	Le modèle possède environ 1000 paramètres. Calage extensif requis pour le modèle hydrologique, équipe expérimentée requise pour l'application du modèle. Des outils de calage automatisés ont été développés en particulier HSPEXP disponible en ligne avec HSPF.
Disponibilité	Domaine public
Forces	Polyvalent, plusieurs possibilités d'utilisation, précision, robustesse, déjà appliqué au Canada avec de bons résultats pour les pesticides
Faiblesses	Modèle de l'ancienne génération, grande complexité, difficulté de calage due au grand nombre de paramètres requis, pas de module de gestion, pas d'interface graphique, pas d'outil cartographique. Eaux de surface uniquement, pas de contamination des eaux souterraines.

Tableau B.17 : IWMM

Nom complet	Integrated Watershed Management Model
Auteurs, distributeur	US-EPA - Lake Simcoe Region Conservation Authority
Pays	 États-Unis
Année de création	En cours de développement
Références	?
Site Internet	Non
Évolution	En cours de développement
Type, complexité	Système d'aide à la décision, modèle très complexe
Objectifs	
Composantes	Modèle hydrologique : ILWAS, érosion : ANSWERS; nutriments : WASP5
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Reprend l'algorithme de CREAMS pour les pesticides
Discrétisation spatiale	?
Données requises	Beaucoup de données d'entrée requises
Variables de sortie	?
Applications, résultats	?
Pesticides pris en compte	Trois types de pesticides : carbaryl, methomyl, mevinphos
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des PGB	?
Outils cartographiques, SIG	?
Interface	?

d'utilisation	
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Forces	?
Faiblesses	Manque de documentation et d'information, en cours de développement

Tableau B.18 : LWWM

Nom complet	Linked Watershed/Waterbody Model
Auteurs, distributeur	ASci Corporation
Pays	 États-Unis
Année de création	1992
Références	?
Site Internet	http://www.swfwmd.state.fl.us/software/lwvm.htm
Évolution	Version 2.0 en 1996
Type, complexité	Modèle de gestion, événementiel
Objectifs	Évaluer l'effet de la pollution ponctuelle et diffuse sur les milieux hydriques
Composantes	Basé sur les modèles hydrologiques SWMM et RIVMOD, et le modèle de qualité de l'eau en rivière WASP5
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	?
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	Évolution temporelle de la concentration en pesticides à l'exutoire du bassin versant durant un événement pluvieux
Applications, résultats	?
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des PGB	Non
Outils cartographiques,	Oui (ArcInfo)

SIG	
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui
Calage	?
Disponibilité	Domaine public, téléchargeable sur le site Internet
Forces	?
Faiblesses	Modèle événementiel, peu utilisé, manque de documentation

Tableau B.19 : MHYDAS

Nom complet	Modélisation Hydrologique Distribuée des Agrosystèmes
Auteurs, distributeur	UMR LISAH ENSA-INRA-IRD Montpellier
Pays	■ ■ France
Année de création	2002
Références	Moussa <i>et al.</i> , 2002
Site Internet	Non
Évolution	D'abord un modèle hydrologique, auquel a été intégré un module pesticides toujours en cours de développement
Type, complexité	Modèle de recherche, événementiel, distribué à base physique
Objectifs	Évaluer les effets des pratiques de gestion agricole sur les inondations et sur la pollution diffuse
Composantes	Modèle hydrologique : approche de Green-Ampt, équation de l'onde cinématique, équation de l'onde diffusante pour l'écoulement en rivière. Le modèle de transport des pesticides est en cours de développement
Échelle spatiale	Petits bassins versants
Pas de temps	Minute
Processus simulés, hypothèses	Transport des pesticides par ruissellement de surface et écoulement souterrain, transport en rivière
Discretisation spatiale	Unités hydrologiques homogènes
Données requises	Données spatiales (Modèle Numérique de Terrain, parcellaire agricole et occupation du sol, réseau de fossé : longueur, largeur, rugosité, profil en travers, carte des sols, carte du couvert végétal); propriétés hydrodynamiques du sol (teneur en eau résiduelle et à saturation, potentiel d'entrée d'air, courbe $k(\theta)$ et $\Psi(\theta)$, conductivité hydraulique de la couche de surface, découpage du milieu souterrain en unités de nappe); conditions initiales (humidité de surface, niveau initial des nappes, concentrations initiales en pesticides sur chaque unité hydrologique); données pluviométriques avec un pas de temps d'une minute.
Variables de sortie	Concentration en pesticides en tout point du réseau hydrographique
Applications,	Bassin versant de Roujan (France, 0.91 km ²). Très bons résultats pour

résultats	les concentrations en diuron à l'exutoire. Application en cours sur un bassin guadeloupéen et en Allemagne
Pesticides pris en compte	Appliqué pour le diuron, autres pesticides possibles
Autres paramètres de qualité d'eau	Non
Modules de gestion	En cours de développement : occupation du sol, réseau de drainage, mode d'utilisation des pesticides
Prise en compte des PGB	Dates, taux et mode d'application des pesticides, fossés de drainage, type de labour
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	En développement
Outils d'analyse	En cours de développement
Calage	Le modèle peut fonctionner sans calage. Une procédure de calage multi-objectif est valable. Le nombre de paramètres à caler est limité à 5.
Disponibilité	Disponible dans le cadre d'une collaboration avec l'UMR LISAH
Forces	Modèle récent, développé spécifiquement pour les pesticides
Faiblesses	Modèle événementiel, en cours de développement pour le transport des pesticides, pas d'application en Amérique du Nord

Tableau B.20 : MIKE SHE

Nom complet	Système Hydrologique Européen
Auteurs, distributeur	Institute of Hydrology (Grande Bretagne) + Sogreah (France) + Danish Hydraulic Institute (Danemark)
Pays	■ Europe
Année de création	1998. Basé sur le modèle SHE (1982)
Références	Refsgaard et Storm, 1995; DHI, 1998; Styczen, 2002
Site Internet	http://www.dhisoftware.com/mikeshe/
Évolution	En développement constant
Type, complexité	Système d'aide à la décision, modélisation intégrée, complexe, à base physique, distribuée, événementiel ou continu
Objectifs	Analyse et gestion de problèmes environnementaux liés aux eaux de surface et souterraines, évaluation des pratiques de gestion
Composantes	Structure modulaire Modèle hydrologique : Mike She Water Movement (WM) Modèles d'érosion : EUROSEM adapté Modèle de transport de polluants : Solute Transport Module Couplage possible avec le modèle de culture DAISY Transport en rivière : MIKE 11 Écoulement et contamination souterraine : MODFLOW adapté
Échelle spatiale	Tous bassins versants, grandeur limitée par la capacité de calcul
Pas de temps	Au choix, de la minute au jour
Processus simulés, hypothèses	Processus de déposition atmosphérique, advection-dispersion, sorption, dégradation biotique et abiotique, transport par ruissellement de surface, de subsurface et souterrain, érosion. Plusieurs options possibles selon les données disponibles
Discrétisation spatiale	Cellules rectangulaires de quelques km ²
Données requises	Nombreuses données requises Pesticides : date et doses appliquées, Koc, temps de demi-vie, masse molaire, Kow, constante d'Henry, pKa, paramètres de dégradation par hydrolyse et photolyse, taux de formation des métabolites Données météorologiques au pas de temps voulu
Variables de sortie	Série temporelle de la concentration de pesticide en rivière en tout

	point du réseau hydrographique, concentrations dans les eaux souterraines
Applications, résultats	Testé et validé sur plusieurs bassins versants en Europe, surtout au Danemark. Quelques cas d'application aux États-Unis (Floride) pour l'hydrologie (Yan <i>et al.</i> , 1998).
Pesticides pris en compte	Tous, un seul à la fois
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, DBO
Modules de gestion	Oui
Prise en compte des PGB	Très complet : dates, taux et mode d'application des pesticides, type de labour, bandes enherbées, haies brise-vent, fossés de drainage, cultures intermédiaires...
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Nombreux outils graphiques, analyses fréquentielles
Calage	Difficile car dans la plupart des cas les données nécessaires ne sont pas disponibles, nécessite une expertise
Disponibilité	Distribué par DHI, payant
Forces	Reproduit les processus de manière très précise, interface et possibilités graphiques très développées, simule les concentrations dans les eaux souterraines
Faiblesses	Logiciel privé, calage difficile, expertise nécessaire, le code n'est pas modifiable, modèle européen, jamais testé en Amérique du Nord pour les pesticides.

Tableau B.21 : Le Modèle de Régression

Nom complet	Modèle de régression
Auteurs, distributeur	Guo <i>et al.</i> , 2004
Pays	 États-Unis
Année de création	2004
Références	Guo <i>et al.</i> , 2004
Site Internet	Non
Évolution	Aucune
Type, complexité	Pas un logiciel mais une approche mathématique totalement empirique reliant la charge de pesticides en rivière aux précipitations et la quantité de pesticides appliquée
Objectifs	Évaluer l'effet de mesures sur les quantités de pesticides appliquées sur la qualité des eaux
Composantes	-
Échelle spatiale	Tous bassins versants
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Aucun processus, une seule équation empirique
Discrétisation spatiale	Possibilité de discrétiser le bassin versant en plusieurs sous-bassins
Données requises	Précipitation journalière, quantité de pesticide
Variables de sortie	Charge de pesticide au cours du temps à l'exutoire d'un bassin versant
Applications, résultats	Bassin versant de la rivière Sacramento (70 000 km ²) pour diazinon, simazine, diuron, avec de bons résultats
Pesticides pris en compte	Tous pesticides, un seul à la fois
Autres paramètres de qualité d'eau	-
Modules de gestion	-
Prise en compte des PGB	Non
Outils	Non

cartographiques, SIG	
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Le calage consiste à déterminer le nombre de jours optimal entre l'application de pesticides, les précipitations et la charge correspondante à l'exutoire.
Disponibilité	Pas de logiciel
Forces	Simplicité extrême
Faiblesses	Le seul paramètre de gestion pris en compte est la quantité de pesticides appliquée quotidiennement.

Tableau B.22 : NELUP

Nom complet	NERC/ESRC Land Use Program
Auteurs, distributeur	Natural Environment Research Council (NERC) – Economic and Social research Council (ESRC)
Pays	 Grande Bretagne
Année de création	1995
Références	O'Callaghan, 1995
Site Internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Système d'aide à la décision
Objectifs	Gestion de l'occupation du territoire agricole, évaluer l'effet économique et sur l'environnement de changements d'occupation
Composantes	Modèle agronomique parcellaire : EPIC, hydrologie et transport de polluants : SHETRAN et ARNO, un modèle écologique, et un modèle économique
Échelle spatiale	Bassins versants de 1 à 3 000 km ²
Pas de temps	Variable en fonction des précipitations (de quelques minutes à 10 h)
Processus simulés, hypothèses	Transport en surface, en subsurface et souterrain, advection 3D, advection avec les sédiments, dégradation, dispersion, adsorption, déposition atmosphérique
Discrétisation spatiale	Mailles de quelques km ² (1 km ² pour le bassin de la Tyne de 3 000 km ²)
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitations, température), concentration en pesticide dans l'eau de pluie, taux de déposition sèche, concentrations dans les écoulements aux conditions limites, coefficients de dispersion, coefficients de distribution d'adsorption, fractions mobiles, fractions de sites d'adsorption dans les régions mobiles du sol, coefficients d'échange, temps de 1/2 vie.
Variables de sortie	Concentration en pesticides dans le tronçon hydrographique
Applications, résultats	Bassins versants de la rivière Tyne et de la rivière Cam (Grande Bretagne)
Pesticides pris en compte	?

Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Oui, surtout pour l'occupation du sol.
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides, changements d'occupation du sol
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Traitement et visualisation des données, évaluation économique
Calage	?
Disponibilité	?
Forces	Complet, évaluation de l'impact écologique et économique
Faiblesses	Complexe, nécessite un grand nombre de données

Tableau B.23 : NPS

Nom complet	Nonpoint Pollutant Source
Auteurs, distributeur	Références : Donigian and Crawford, 1976, 1977 dans Ghadiri p.65
Pays	 États-Unis
Année de création	1976
Références	Donigian et Crawford, 1976; Litwin et Donigian, 1978
Site Internet	Non
Évolution	Non
Type, complexité	Outil de gestion pour bassins versants, particulièrement adapté pour les bassins versants urbains
Objectifs	Analyser les problèmes de pollution diffuse
Composantes	Structure séquentielle. Modèle hydrologique basé sur SWM et HSP
Échelle spatiale	Petits bassins versants de moins de 5 km ²
Pas de temps	Variable en fonction des précipitations : de 15 mn à la journée
Processus simulés, hypothèses	Les sédiments sont considérés comme un indicateur des autres polluants. Les écoulements et le transport de subsurface et souterrain ne sont pas considérés, ni les processus de transformation et transport en rivière. Variabilités spatiales non prises en compte. Maximum de 5 occupations du sol différentes. Dégradation des pesticides non prise en compte.
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	Concentration en pesticides à l'exutoire du bassin versant
Applications, résultats	Application sur quelques bassins versants urbains aux États-Unis
Pesticides pris en compte	Tous, maximum de 5 molécules en même temps
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, température
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Non

Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Nécessaire
Disponibilité	?
Forces	-
Faiblesses	Modèle ancienne génération, bassins versants urbains, seule la contribution en surface est considérée

Tableau B.24 : POLA

Nom complet	POLA
Auteurs, distributeur	Institut National Polytechnique de Toulouse
Pays	■ ■ France
Année de création	1995
Références	Pinheiro, 1995
Site Internet	Non
Évolution	A servi de base au modèle GERIQUEAU (voir p.130)
Type, complexité	Modèle de recherche conceptuel, distribué, continu
Objectifs	Déterminer les concentrations en polluants dans les bassins versants
Composantes	Structure séquentielle. Modèle hydrologique : CEQUEAU; modèle d'érosion de type réservoir; modèle de transport de pesticides : équation de conservation de masse, cinétiques de transformation du 1 ^{er} ordre
Échelle spatiale	Bassins versants de 1 à 10 ⁴ km ²
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Équation de transport des solutés dans le sol, adsorption-désorption, dégradation, formation des métabolites. Transport par ruissellement de surface et écoulement souterrain, érosion. Pas de transport en rivière.
Discretisation spatiale	Découpage en mailles carrées
Données requises	Données spatiales (occupation du sol, modèle numérique d'altitude, données agronomiques, pédologiques) données météorologiques journalières (précipitations, température). Pour les pesticides : solubilité, K _{oc} et temps de demi-vie.
Variables de sortie	Concentrations et charges journalières en pesticides à l'exutoire du bassin versant
Applications, résultats	Quelques sites d'application en France : parcelles expérimentales, bassins d'Auradé (3,28 km ²), du Ruiné (5,47 km ²) et de la Charente (4140 km ²) avec de bon résultats pour différents pesticides. Utilisé par le CEMAGREF de Bordeaux et le Centre de Recherche Public de Luxembourg
Pesticides pris en	Tous

compte	
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, nitrates, phosphore
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Difficile
Disponibilité	Domaine public
Forces	
Faiblesses	Modèle marginal, peu documenté. Ne prend pas en compte le transport et les transformations en rivière. Peu convivial, pas de modules de gestion, difficilement transposable

Tableau B.25 : POPPIE

Nom complet	Prediction Of Pesticide Pollution In the Environment
Auteurs, distributeur	Cranfield University, Environment Agency
Pays	 Grande Bretagne
Année de création	1996
Références	Hollis et Brown, 1996
Site Internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Système d'aide à la décision
Objectifs	Prédire la pollution en pesticides dans l'environnement, dans les eaux de surface et souterraines
Composantes	Modèles pesticide : SWATCATCH, PESTCAT et PESTAS
Échelle spatiale	?
Pas de temps	Semaine
Processus simulés, hypothèses	?
Discrétisation spatiale	Cellules carrées de 2 km x 2 km
Données requises	Données spatiales (modèle numérique d'altitude, occupation du sol, données pédologiques), Données météorologiques hebdomadaires (précipitations, température...) Caractéristiques des pesticides : temps de demi-vie, K_{oc} , dates et quantités d'application
Variables de sortie	Concentration en pesticides à l'exutoire du bassin versant, sous la forme d'une valeur moyenne et d'un maximum hebdomadaire
Applications, résultats	Validation sur 16 bassins versants en Grande Bretagne. Résultats corrects pour les pesticides avec le même ordre de grandeur que les données mesurées disponibles
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Aucun
Modules de	?

gestion	
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Forces	?
Faiblesses	Spécifique à la Grande Bretagne pour l'instant, documentation difficile à obtenir

Tableau B.26 : PRM

Nom complet	Pesticide Runoff Model
Auteurs, distributeur	Université de Cornell, Department of Agricultural Engineering
Pays	 États-Unis
Année de création	1980
Références	Haith, 1980
Site Internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Modèle de tri
Objectifs	Évaluer les pertes de pesticides pour une large gamme de conditions
Composantes	Modèle hydrologique : SCS-CN, érosion : MUSLE
Échelle spatiale	Petits bassins versants de quelques hectares
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Bilan de masse dans la couche superficielle de sol (1 cm). Processus de sorption, de dégradation et de transport. Les pesticides présents dans le premier cm de sol sont disponibles pour le ruissellement, sous forme dissoute et particulaire.
Discrétisation spatiale	Aucune, le bassin versant est l'unité de calcul
Données requises	Teneur en eau, densité dans le 1 ^{er} cm de sol, Curve Number et paramètres pour le modèle érosion, superficie, précipitations journalières, durées des événements pluvieux Pesticides : dates et taux d'application K_{oc} , temps de demi-vie
Variables de sortie	Concentrations en pesticides à l'exutoire
Applications, résultats	Deux bassins versants à Watkinsville (Etats-Unis) de 1.3 ha et 1.4 ha. Bons résultats à long terme mais erreurs importantes à l'échelle de l'événement pluvieux
Pesticides pris en compte	Tous, selon les paramètres disponibles
Autres paramètres de qualité d'eau	Non
Modules de gestion	Non

Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Pas de calage
Disponibilité	?
Forces	Simple, applicable à une grande gamme de conditions et de pesticides, utilisation sans calage
Faiblesses	Modèle d'ancienne génération. Impossible à appliquer pour la fonte de neige, pas adapté pour événements ponctuels mais plutôt sur du long terme, pertes moyennes, annuelles ou saisonnières Né prend pas en compte le transport en rivière, est n'est donc applicable que sur des petits bassins versants

Tableau B.27 : SEPTWA

Nom complet	System for the Evaluation of Pesticides Transport to Surface Waters
Auteurs, distributeur	Centre d'Études et de Recherches Vétérinaires et Agrochimiques
Pays	 Belgique
Année de création	1997
Références	Pussemier et Beernaerts, 1999
Site Internet	http://www.var.fgov.be/section_agrochemistry_4_eng.php
Évolution	?
Type, complexité	?
Objectifs	Prédire à l'échelle du bassin versant la pollution des eaux de surface et souterraines due à l'application de pesticides au milieu agricole et non agricole (chemins de fer, municipalités et particuliers)
Composantes	?
Échelle spatiale	Grands bassins versants, échelle régionale
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Un facteur d'émission est calculé pour chaque voie de contamination des eaux : ruissellement, infiltration et pertes directes
Discretisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	?
Applications, résultats	Application et validation sur le bassin versant de la rivière Dyle en Belgique (2 700 km ²) et un de ses sous-bassins, celui de la rivière Nil (32 km ²).
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des PGB	?
Outils cartographiques,	?

SIG	
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Forces	?
Faiblesses	Documentation difficilement accessible

Tableau B.28 : SHETRAN

Nom complet	SHETRAN
Auteurs, distributeur	Water Resource Systems Research Laboratory - Université de Newcastle
Pays	 Grande Bretagne
Année de création	1995
Références	Ewen, 1995; Ewen <i>et al.</i> , 2000
Site Internet	Non
Évolution	Version actuelle : SHETRAN Version 4 En cours d'intégration dans un système d'aide à la décision
Type, complexité	Modèle de recherche, distribué, continu, à base physique. Un des modèles les plus complexes existants. Utilisable comme modèle de gestion
Objectifs	Donne une description détaillée dans l'espace et le temps de l'écoulement et du transport dans un bassin versant
Composantes	Modèle hydrologique : basé sur SHE; modèle d'érosion basé sur SHESED; modèle de transport développé par Ewen, 1995
Échelle spatiale	Bassins versants de 1 à 2 500 km ²
Pas de temps	2 h ou inférieur (adaptable en fonction de l'intensité des précipitations, quelques minutes en période de forte pluie)
Processus simulés, hypothèses	Transport en surface, en subsurface et souterrain, advection 3D, advection avec les sédiments, dégradation, dispersion, adsorption, déposition atmosphérique
Discretisation spatiale	Mailles carrées. 15 000 mailles au maximum pour limiter le temps de calcul
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitations, température), concentration en pesticide dans l'eau de pluie, taux de déposition sèche, concentrations dans les écoulement aux conditions limites, coefficients de dispersion, coefficients de distribution d'adsorption, fractions mobiles, fractions de sites d'adsorption dans les régions mobiles du sol, coefficients d'échange, temps de 1/2 vie
Variables de sortie	Concentration en pesticides dans le réseau hydrographique
Applications,	Plusieurs applications en Europe (Grande Bretagne, France...) et une

résultats	application aux États-Unis, principalement pour tester les modèles hydrologique et érosion. Pas de validation pour le transport de pesticides
Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides, changements d'occupation du sol
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Fastidieux compte tenu du grand nombre de paramètres, nécessite de nombreuses données
Disponibilité	?
Forces	Précis, très complet au niveau des processus simulés
Faiblesses	Complexe, gourmand en temps de calcul et en données. Pas de validation du modèle de transport de pesticides

Tableau B.29 : SoilFug

Nom complet	Soil Fugacity
Auteurs, distributeur	Institute for Environmental Studies, Université de Toronto
Pays	🇨🇦 Canada
Année de création	1994
Références	Di Guardo <i>et al.</i> , 1994a; Di Guardo <i>et al.</i> , 1994b; Barra <i>et al.</i> , 1995
Site Internet	http://www.trentu.ca/cemc/models/SoilFug.html
Évolution	Basé sur le modèle AgriFug
Type, complexité	Modèle de fugacité de niveau V, événementiel
Objectifs	Prédire le devenir des pesticides dans les bassins versants agricoles
Composantes	Plusieurs compartiments dans le sol (air, eau, matière organique) et l'eau
Échelle spatiale	Petits bassin versants (de 1 à 100 km ²)
Pas de temps	Fonction des événements pluvieux : une simulation pour chaque période entre deux événements, et une simulation pour chaque événement pluvieux
Processus simulés, hypothèses	Partition (par fugacité), transport (ruissellement), transformation (dégradation, volatilisation)
Discrétisation spatiale	Aucune : le bassin versant est considéré dans son ensemble
Données requises	Superficie du bassin versant Propriétés du sol : température, profondeur, fractions volumiques d'air, d'eau et de matière organique Pesticides : masse molaire, solubilité dans l'eau, pression de vapeur, K_{oc} , K_{mw} surface traitée, dosage Hydrologie : nombre de jours entre les événements pluvieux, durée de chaque événement pluvieux, quantité de précipitation, quantité d'eau ruisselée
Variables de sortie	Concentrations en pesticides dans les différents compartiments du sol (eau, air, matière organique et minérale) et dans les eaux de surface
Applications, résultats	Applications sur deux petits bassins versants en Italie (316 ha et 1722 ha, Di Guardo <i>et al.</i> , 1994a), un bassin versant en Grande Bretagne (Di Guardo <i>et al.</i> , 1994b) et un bassin versant au Chili (106 km ² ,

	Barra <i>et al.</i> , 1995). Les résultats des simulations sont généralement dans l'ordre de grandeur des données mesurées pour les différents compartiments.
Pesticides pris en compte	Tous, selon les données disponibles
Autres paramètres de qualité d'eau	Non
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Non
Calage	Pas de calage
Disponibilité	Gratuit, disponible sur demande
Forces	Modèle simple, nécessite peu de données d'entrée, permet d'avoir une première approximation
Faiblesses	Très simplificateur, non distribué. Beaucoup de processus importants ne sont pas pris en compte (érosion, pertes de pesticides au moment de l'application, volatilisation, pas de distinction entre ruissellement de surface et écoulement souterrain)

Tableau B.30 : SURFACE

Nom complet	SURFACE
Auteurs, distributeur	Monsanto Agricultural Company
Pays	 États-Unis
Année de création	1990
Références	Gustafson, 1990
Site Internet	Non
Évolution	Non
Type, complexité	Modèle très simple, qui constitue une simplification et une amélioration du modèle HSPF (voir p. 136)
Objectifs	Prédire l'évolution temporelle de la concentration en pesticide à l'exutoire d'un bassin versant
Composantes	Hydrologie (SCS-CN), transport par ruissellement (PRZM)
Échelle spatiale	Tous bassins versants (1 à 10 ⁵ km ²)
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Sorption, dégradation, transport par ruissellement de surface et écoulement souterrain
Discrétisation spatiale	Unités spatiales de 1 mi ² (2.6 km ²)
Données requises	Données d'entrée journalières : précipitations, évaporation potentielle, température moyenne paramètres : index de sol du bassin versant pour le modèle hydrologique, coefficient de partition, temps de demi-vie du pesticide, dates et quantités d'application
Variables de sortie	Concentration journalière en pesticide à l'exutoire du bassin
Applications, résultats	Calibration et validation sur plusieurs bassins versants dans le Mississippi, le Missouri et l'Ohio. Donne des résultats meilleurs que HSPF, surtout dans des conditions sèches
Pesticides pris en compte	Plusieurs pesticides
Autres paramètres de qualité d'eau	Aucun
Modules de gestion	Non

Prise en compte des PGB	Taux et mode d'application (en surface ou incorporé au sol)
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	Simple
Disponibilité	?
Forces	Simplicité conceptuelle et de calibration
Faiblesses	Modèle d'ancienne génération, peu développé et utilisé, pas de module de gestion. Ne prend pas en compte l'érosion, le transport en rivière, ni la contamination des eaux souterraines.

Tableau B.31 : SWAM

Nom complet	Small Watershed Agricultural Model
Auteurs, distributeur	American Society of Agriculture and Engineering
Pays	 États-Unis
Année de création	1982
Références	DeCoursey, 1982
Site Internet	Non
Évolution	Adaptation de CREAMS pour petit bassin versant
Type, complexité	?
Objectifs	Simuler le comportement hydrologique de petits bassins versants
Composantes	Basé sur le modèle CREAMS pour simuler les processus à l'échelle parcellaire (hydrologie, érosion, transport de polluants), couplé à un modèle d'écoulement et de transport en rivière et par écoulement souterrain
Échelle spatiale	Petits bassins versants (< 10 mi ² soit 25.9 km ²)
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	?
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	?
Applications, résultats	?
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	?
Prise en compte des PGB	?
Outils	?

cartographiques, SIG	
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Forces	?
Faiblesses	Modèle ancien, manque de documentation

Tableau B.32 : SWAT

Nom complet	Soil and Water Assessment Tool
Auteurs, distributeur	USDA-ARS + Blackland Research Center
Pays	 États-Unis
Année de création	1998
Références	Arnold <i>et al.</i> , 1996; Neitsch <i>et al.</i> , 2000
Site Internet	http://www.brc.tamus.edu/swat/index.html
Évolution	SWAT est une évolution du modèle SWRRB (Williams <i>et al.</i> , 1985; Arnold et Williams, 1995) lui-même issu des modèles CREAMS, GLEAMS et EPIC (Williams <i>et al.</i> , 1984; Williams, 1995). Plusieurs améliorations ont été apportées à différents points du logiciel pour aboutir à SWAT 2000 qui prend en compte les processus de transformation des nutriments et pesticides en rivière.
Type, complexité	Modèle de gestion. Modèle distribué de type mécaniste.
Objectifs	Évaluer les effets de différents scénarios de gestion sur la quantité et la qualité de l'eau en rivière pour des bassins versants agricoles non jaugés. Inclut des modules pour évaluer l'impact des changements climatiques, des pratiques agricoles et d'évolutions économiques.
Composantes	Modèle hydrologique basé sur la méthode SCS-CN, modèle d'érosion : MUSLE + ROTO, modèle de transformation et de transport des pesticides au sol basé sur les modèles EPIC et GLEAMS, modèle de transport des pesticides en rivière : bilan de masse
Échelle spatiale	Tous bassins versants (de 1 km ² à 500 000 km ²)
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Les processus pris en compte pour les pesticides sont : le type d'application (aérien ou incorporé au sol), la volatilisation, la dégradation, le transport par ruissellement et érosion au niveau du sol, l'infiltration dans le profil de sol. Ces mouvements sont contrôlés par la solubilité, le temps de demi-vie, et le coefficient d'adsorption au carbone organique du sol (K_{oc}). La transformation et le transport en rivière prennent en compte les processus d'échange entre phase solide et liquide, la dégradation, la volatilisation, sédimentation, re-suspension et diffusion. Enfin, l'effet des bandes enherbées est pris en compte à l'échelle des HRU à l'aide d'un facteur d'efficacité calculé en fonction de la largeur des bandes.

Discrétisation spatiale	Unités de Réponses Hydrologiques (HRU) de quelques km ²
Données requises	Données météorologiques journalières (précipitations, températures minimale et maximale, rayonnement solaire, vitesse du vent et humidité relative). Si elles ne sont pas disponibles, elles peuvent être estimées par un générateur de climat (WXGEN).
Variables de sortie	Débits et concentrations en nutriments et pesticides tout au long du réseau hydrique
Applications, résultats	Une vingtaine d'applications aux Etats-Unis (Texas, Pennsylvanie, Maryland, Oklahoma, New York, Iowa, Missouri, Kentucky, Illinois, Wyoming, Mississippi). La validation a été réalisée de manière extensive pour l'hydrologie. Pour le devenir des pesticides, la validation a été réalisée sur le bassin versant de Sugar Creek (Neitsch <i>et al.</i> , 2002) et le modèle a également été appliqué par Qiu et Prato, 2001, avec de bons résultats.
Pesticides pris en compte	Un pesticide par simulation (herbicide, fongicide ou insecticide)
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Concernant les pesticides, l'utilisateur peut définir les dates d'application des pesticides ainsi que les quantités appliquées, et la largeur des bandes enherbées. Il peut aussi imposer les dates de début et de fin de la période de croissance des plantes, la date de récolte, les caractéristiques du labour, de l'application de fertilisants.
Prise en compte des PGB	Dates, taux et mode d'application des pesticides, type de labour, bandes enherbées, cultures intermédiaires
Outils cartographiques, SIG	Oui (ArcView)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui
Calage	Pas de calage requis
Disponibilité	Domaine public
Forces	Modèle de gestion, récent, adapté à des bassins versants non jaugés (pas de calage requis) et basé sur des modèles connus et reconnus.
Faiblesses	Peu testé pour les pesticides, ne simule pas la contamination des eaux souterraines

Tableau B.33 : UP

Nom complet	Upscale Physically-based model
Auteurs, distributeur	Water Resource Systems Research Laboratory - Université de Newcastle
Pays	 Grande Bretagne
Année de création	1995
Références	Ewen, 1997; Sloan et Ewen, 1999
Site Internet	Non
Évolution	Couplage en cours avec un Modèle de Circulation Générale
Type, complexité	Modèle de recherche, distribué, continu, à base physique. Adaptation de SHETRAN (v. page 158) pour de grands bassins versants
Objectifs	Évaluer la quantité et la qualité de l'eau d'un bassin versant à long terme
Composantes	Modèle hydrologique : basé sur SHE, modèle érosion basé sur SHESED, modèle de transport développé par Ewen, 1995
Échelle spatiale	Grande gamme d'application, de petits bassins versants (10 km ²) aux grands bassins versants (50 000 km ²)
Pas de temps	2 h ou inférieur (adaptable en fonction de l'intensité des précipitations, quelques minutes en période de forte pluie)
Processus simulés, hypothèses	Transport en surface, en subsurface et souterrain, advection 3D, advection avec les sédiments, dégradation, dispersion, adsorption, déposition atmosphérique
Discretisation spatiale	Mailles carrées (UP element) de moins de 100 km ² . 15 000 mailles au maximum pour limiter le temps de calcul
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitations, température), concentration en pesticide dans l'eau de pluie, taux de déposition sèche, concentrations dans les écoulement aux conditions limites, coefficients de dispersion, coefficients de distribution d'adsorption, fractions mobiles, fractions de sites d'adsorption dans les régions mobiles du sol, coefficients d'échange, temps de 1/2 vie.
Variables de sortie	Concentration en pesticides dans le réseau hydrographique
Applications, résultats	Appliqué sur un petit bassin versant de 46 km ² (Grande Bretagne) sur une période de 250 ans

Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides, changements d'occupation du sol
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Fastidieux compte tenu du grand nombre de paramètres, nécessite de nombreuses données
Disponibilité	?
Forces	Application possible sur de très grands bassins versants, évaluation à long terme, flexible
Faiblesses	Nombreuses données requises

Tableau B.34 : WARMF

Nom complet	Watershed Analysis Risk Management Framework
Auteurs, distributeur	Développé par Systech Engineering pour Electric Power Research Institute (EPRI)
Pays	 États-Unis
Année de création	1998
Références	Chen <i>et al.</i> , 1998; EPRI, 1998; Neilson <i>et al.</i> , 2003
Site Internet	http://systechengineering.com/warmf.htm
Évolution	Version 4.7
Type, complexité	Système d'aide à la décision
Objectifs	Déterminer les TMDL pour la pollution diffuse et ponctuelle, prédire l'hydrologie et la qualité d'eau d'un bassin versant, évaluer l'effet de pratiques de gestion sur la quantité et la qualité d'eau
Composantes	Modèle hydrologique basé sur ILWAS, modèle d'érosion basé sur ANSWERS, modèle de pollution basé sur SWMM et WASP5 (pour les pesticides), modèles de transport en rivière basé sur CE-QUAL-RIV1
Échelle spatiale	Grands bassins versants de 10^2 à 10^5 km ²
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Transport des pesticides par ruissellement de surface et écoulement souterrain, déposition atmosphérique, sorption
Discrétisation spatiale	Discrétisation en plusieurs sous-bassins
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitation, température minimale et maximale)
Variables de sortie	Statistiques sur la concentration en pesticides dans les cours d'eau
Applications, résultats	Application sur plusieurs bassins versant aux États-Unis, dont le bassin versant de la rivière Catawba de 12 950 km ² . Le modèle pesticide n'a pas encore été validé.
Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Environ 40 paramètres de qualité d'eau : sédiments, azote, phosphore, DBO, température, mercure, périphyton...

Modules de gestion	Oui : visualisation des données, définition de scénarios de gestion
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides, changements d'occupation du sol, bandes enherbées, type de labour, cultures intermédiaires
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui : analyse statistique, analyse avantages/coûts, indices de qualité de l'eau en fonction des usages, module TMDL
Calage	Oui
Disponibilité	Payant, plusieurs versions disponibles selon les besoins. Nécessite le support technique de Systech. Un projet d'application coûte au total entre 150 000 et 350 000 \$US.
Forces	Système d'aide à la décision très développé, nombreux outils d'analyse des résultats, facile d'utilisation car destiné aux gestionnaires
Faiblesses	Peu d'options de simulation, manque de flexibilité. Le modèle de transport de pesticides n'a pas été validé.

Tableau B.35 : WASCH

Nom complet	Water Sediment and CHemical Transport
Auteurs, distributeur	USDA, Agricultural Research Service
Pays	 États-Unis
Année de création	1973
Références	Bruce, 1973; Bruce <i>et al.</i> , 1975
Site Internet	Non
Évolution	Pas d'évolution
Type, complexité	Modèle événementiel
Objectifs	Évaluer la concentration en pesticides à l'exutoire d'un bassin versant
Composantes	Modèle hydrologique, modèle d'érosion et modèle de pesticide
Échelle spatiale	Petits bassins versants de quelques ha
Pas de temps	5 minutes
Processus simulés, hypothèses	Transport des pesticides par ruissellement de surface, sans séparation entre pesticides dissous et particuliers
Discrétisation spatiale	Aucune
Données requises	Concentrations en pesticides dans les compartiments eau, sol et sédiments
Variables de sortie	Concentration en pesticide à l'exutoire du bassin versant
Applications, résultats	Application et calage sur un bassin versant de 2.7 ha pour 4 orages avec de bons résultats
Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments
Modules de gestion	Non
Prise en compte des PGB	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface	Non

d'utilisation	
Outils d'analyse	Non
Calage	Oui, plusieurs paramètres à ajuster
Disponibilité	N'existe plus
Forces	-
Faiblesses	Modèle ancienne génération, resté confidentiel, peu utilisé. Événementiel

Tableau B.36 : WATERWARE

Nom complet	Water Sediment and Chemical Transport
Auteurs, distributeur	Environmental Software and Services GmbH / Water Resource Systems Research Laboratory (Université de Newcastle)
Pays	■■■ Autriche
Année de création	1996
Références	Fedra et Jamieson, 1996; Jamieson et Fedra, 1996a; 1996b
Site Internet	http://www.ncl.ac.uk/wrgi/wrsrl/projects/waterware/waterware.html
Évolution	?
Type, complexité	Système d'aide à la décision pour la gestion des ressources en eau, modèle conceptuel distribué
Objectifs	Prédire l'effet de scénarios de gestion sur la qualité de l'eau d'un bassin versant
Composantes	Structure modulaire. Modèle hydrologique de surface : RRM, modèle d'érosion : TOMCAT, modèle hydrologique souterrain : XGW, TRANS-EOS, modèle de transport dans les eaux de surface : SWP / TOMCAT / STREAM1, modèle de transport vers les eaux souterraines : TRACE
Échelle spatiale	Grands bassins versants
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Transport en surface, en subsurface et souterrain, advection 3D, advection avec les sédiments, dégradation, dispersion, adsorption, déposition atmosphérique
Discrétisation spatiale	?
Données requises	Pluviométrie, température, caractéristiques des pesticides
Variables de sortie	Concentration en pesticides dans le réseau hydrographique et dans les eaux souterraines
Applications, résultats	Application sur 4 bassins versants en Grande Bretagne (River Thames), au Mexique (Lerma-Chapala basin), en Palestine (West Bank and Gaza), et en Malaisie (Kelantan River Basin).
Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, coliformes fécaux, DBO, azote, phosphore

Modules de gestion	Oui : définition des pratiques culturales, des modes de traitement des eaux usées, de l'occupation du sol
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides
Outils cartographiques, SIG	Oui, SIG interne compatible avec la plupart des SIG standards
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui
Calage	?
Disponibilité	?
Forces	Prend en compte l'hydrogéologie et la qualité des nappes phréatiques,
Faiblesses	Logiciel marginal

Tableau B.37 : WINGÉO

Nom complet	WinGéo
Auteurs, distributeur	Géolab
Pays	■ ■ France
Année de création	Déposé officiellement en 1998
Références	?
Site Internet	Non
Évolution	En développement depuis 1967
Type, complexité	Modèle de gestion
Objectifs	Gestion de la qualité et de la quantité des ressources en eau souterraines et superficielles
Composantes	14 modèles intégrés : météo, hydrologie de surface, hydrologie souterraine, pollution accidentelle, invasion par l'eau de mer, turbidité des eaux karstiques, contamination radioactive, pollution par les nitrates, pollution par les pesticides, module de gestion
Échelle spatiale	?
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Assimilation par les plantes, rétention dans le sol et mobilisation des pesticides
Discrétisation spatiale	Maillage de type quadtree (mailles carrées de taille variable et ajustable)
Données requises	Données météorologiques journalières (précipitations, température, ETP), paramètres hydrogéologiques, besoins en eau et historique de prélèvement, caractéristiques des ouvrages et des rejets ponctuels, règles de gestion, occupation des sols, pratiques agronomiques, pesticides utilisés
Variables de sortie	Concentrations en pesticides dans les eaux de surface et souterraines
Applications, résultats	Environ 50 licences en France et à l'étranger à ce jour
Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Nitrates
Modules de	Oui : programmes de gestion des ressources en eau : modification des

gestion	aménagements (stockage, transport, distribution), répartition des prélèvements sur les différents captages, recherche des meilleures solutions pour limiter les pollutions accidentelles
Prise en compte des PGB	Dates et taux d'application des pesticides, changements d'occupation du sol
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui : cartes, graphiques, tableaux
Calage	Calage automatique par le logiciel
Disponibilité	Le logiciel
Forces	Nombreux modules de gestion
Faiblesses	Manque de documentation, modèles axés sur la pollution ponctuelle



**ANNEXE C. RÉSULTATS DÉTAILLÉS DE
L'ANALYSE MULTICRITÈRE**

Tableau C.1 : Chiffrier détaillé de l'analyse multicritère

Critère	Poids	Idéal	AnnAGNPS	BASINS	CatchIS	CHEMCAN	DRIPS	GeoPEARL	GERIQUEAU	GIBSI	HSPF	MIKE SHE	Le modèle de régression	NELUP	POLA	SHETRAN	SoilFug	SURFACE	SWAT	UP	WARMF	WATERWARE
Modélisation																						
modèle continu	4	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1
modèle événementiel	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
basé sur des modèles connus	3	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0
modèle mécaniste à base physique plutôt qu'empirique	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1
< 1 heure	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
La journée	3	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1
> 1 semaine	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Transport et dépôt atmosphérique	2	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1
Sorption	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dégradation	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Transport par ruissellement	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Transport par érosion	2	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
Transport souterrain	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1
Transport et devenir en rivière	2	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1
Unité hydrologique plutôt qu'une cellule rectangulaire	2	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Sous-total	29	29	24	28	24	14	20	23	20	24	28	26	19	23	15	26	15	16	24	23	23	21
	100		82.8	96.6	82.8	48.3	69.0	79.3	69.0	82.8	96.6	89.7	65.5	79.3	51.7	89.7	51.7	55.2	82.8	79.3	79.3	72.4

Tableau C.1 (suite) : Chiffrier détaillé de l'analyse multicritère

		Idéal	AnnAGNPS	BASINS	CatchIS	CHEMCAN	DRIPS	GeoPEARL	GERIQUEAU	GIBSI	HSPF	MIKE SHE	Le modèle de régression	NELUP	POLA	SHETRAN	SoilFug	SURFACE	SWAT	UP	WARMF	WATERWARE
	Poids																					
Variables de sortie																						
Concentrations en tout point du réseau hydrographique plutôt que seulement à l'exutoire du bassin	3	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1
Cncentrations dans les eaux souterraines	2	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
Sédiments	2	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1
Nutriments	2	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1
Coliformes	2	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Sous-total	11	11	7	9	5	2	7	2	5	9	9	9	0	9	4	9	0	0	9	9	9	9
	100		63.6	81.8	45.5	18.2	63.6	18.2	45.5	81.8	81.8	81.8	0.0	81.8	36.4	81.8	0.0	0.0	81.8	81.8	81.8	81.8

Tableau C.1 (suite) : Chiffrier détaillé de l'analyse multicritère

Critère	Poids	Idéal	AnnAGNPS	BASINS	CatchIS	CHEMCAN	DRIPS	GeoPEARL	GERIQUEAU	GIBSI	HSPF	MIKE SHE	Le modèle de régression	NELUP	POLA	SHETRAN	SoilFug	SURFACE	SWAT	UP	WARMF	WATERWARE
Applicabilité																						
La ferme	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Le petit bassin versant (< 100 km ²)	4	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Le grand bassin versant (entre 100 km ² et 100 000 km ²)	4	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
Le territoire (> 100 000 km ²)	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Le modèle nécessite peu de données d'entrée et des données qui soient faciles à obtenir	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1
Processus de calage peut se faire facilement, sans nécessiter trop de travail et de données	3	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1
Modèle pesticides validé sur au moins un BV	3	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1
Applicable au Canada	3	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Sous-total	24	24	9	22	19	11	15	12	15	15	14	14	19	11	16	11	18	22	22	11	15	18
	100		37.5	91.7	79.2	45.8	62.5	50.0	62.5	62.5	58.3	58.3	79.2	45.8	66.7	45.8	75.0	91.7	91.7	45.8	62.5	75.0

Tableau C.1 (suite) : Chiffrier détaillé de l'analyse multicritère

Critère	Poids	Idéal	AnnAGNPS	BASINS	CatchIS	CHEMCAN	DRIPS	GeoPEARL	GERIQUEAU	GIBSI	HSPF	MIKE SHE	Le modèle de régression	NELUP	POLA	SHETRAN	SoilFug	SURFACE	SWAT	UP	WARMF	WATERWARE
BMP																						
Position spatiale des aménagements	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bandes enherbées, effet global	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Type de labour	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Cultures de couverture	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1
Haies brise vent	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zones humides, mares tampon	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Fossés de drainage enherbés	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dates d'application des pesticides	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1
Taux d'application des pesticides	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1
Mode d'application des pesticides (surface, incorporation)	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Sous-total	10	10	7	9	2	1	2	5	2	5	9	9	0	3	0	3	0	2	7	3	5	3
	100		70.0	90.0	20.0	10.0	20.0	50.0	20.0	50.0	90.0	90.0	0.0	30.0	0.0	30.0	0.0	20.0	70.0	30.0	50.0	30.0

Tableau C.1 (suite) : Chiffrier détaillé de l'analyse multicritère

Critère	Poids	Idéal	AnnAGNPS	BASINS	CatchIS	CHEMCAN	DRIPS	GeoPEARL	GERIQUEAU	GIBSI	HSPF	MIKE SHE	Le modèle de régression	NELUP	POLA	SHETRAN	SoilFug	SURFACE	SWAT	UP	WARMF	WATERWARE
Facilités d'utilisation																						
Modules de gestion	4	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
Outils cartographiques pour gérer et visualiser les données	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1
Interface d'utilisation conviviale	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
Outils d'analyse Graphiques	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
Analyse Statistiques	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
Analyse avantages/coûts	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Gratuit	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0
Documentation soit facilement accessible (modèles, guide l'utilisateur, articles...)	4	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0
Sous-total	13	13	13	12	8	5	12	8	0	13	10	13	4	13	0	5	4	0	12	5	13	8
	100	100	100	92.3	61.5	38.5	92.3	61.5	0.0	100	76.9	100	30.8	100	0.0	38.5	30.8	0.0	92.3	38.5	100	61.5
SCORE	87	87	60	80	58	33	56	50	42	66	70	71	42	59	35	54	37	40	74	51	65	59
	100	100	69.0	92.0	66.7	37.9	64.4	57.5	48.3	75.9	80.5	81.6	48.3	67.8	40.2	62.1	42.5	46.0	85.1	58.6	74.7	67.8



Figure C.1 : Représentation des scores obtenus par chaque modèle

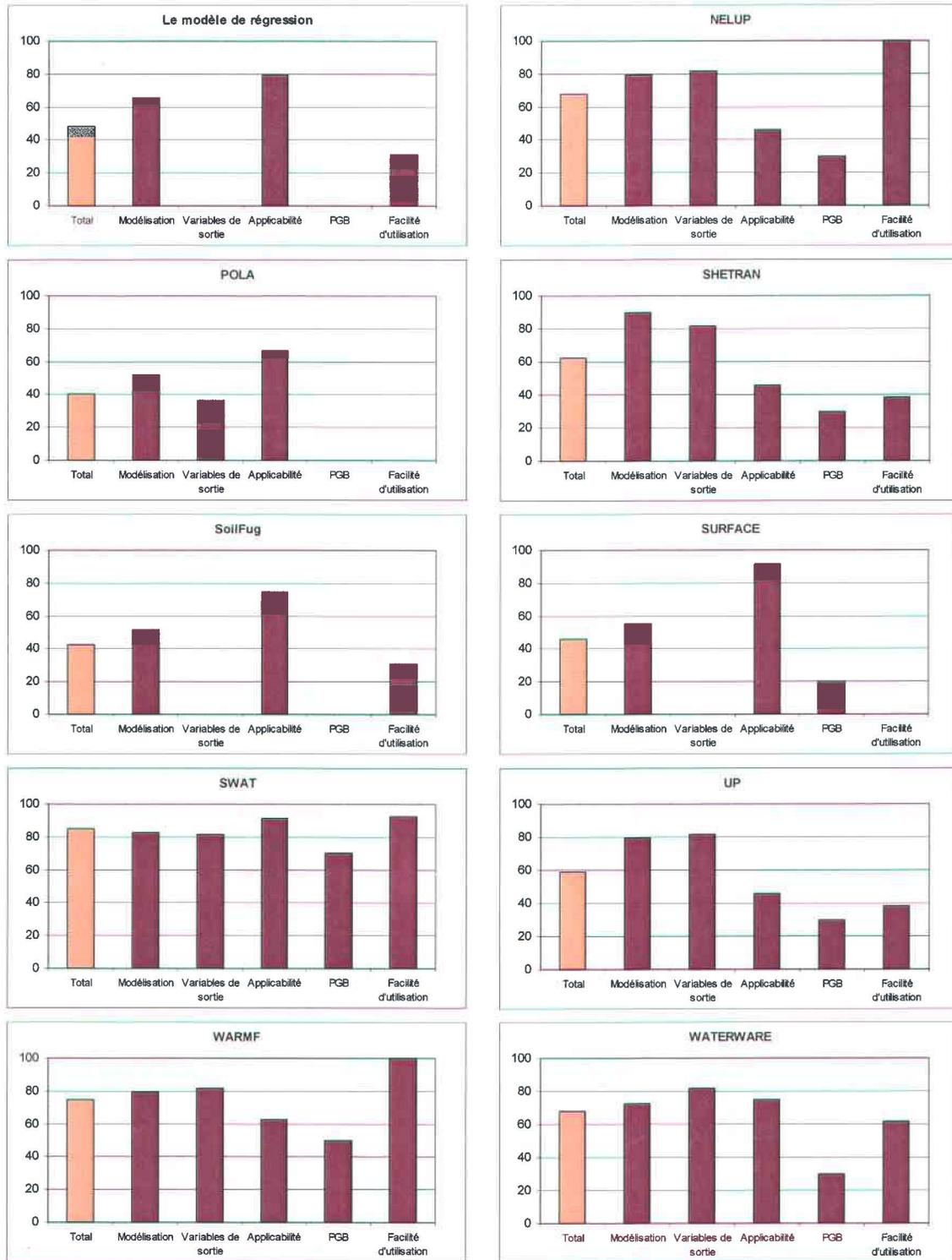


Figure C.1 (suite) : Représentation des scores obtenus par chaque modèle

ANNEXE D. PROCÈS VERBAL DE LA RÉUNION DU 4 OCTOBRE 2004

Étude Préliminaire de Modèles de Transport des Pesticides à l'Échelle des Bassins Versants

Compte rendu de la réunion du 4 octobre 2004, à l'INRS-ETE, Québec

Objet :

Entente de collaboration CSL-EC et INRS-ETE pour le projet cité en titre.

Début de la réunion : 13:30

Présents :

Alain N. Rousseau (ANR), Pierre Lafrance (PL), Renaud Quilbé (RQ) - INRS-ETE

Jacinthe Leclerc (JL), Mohamed Amrani (MA) - Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal

Réné Audet (RA) - Environnement Canada, Québec

Pierre-Yves Caux (PYC) et Paul Jiapizian (PJ) - Environnement Canada, Ottawa

Ordre du jour :

1. Présentation du contexte du projet par Jacinthe Leclerc
2. Présentation de l'équipe de réalisation : Alain N. Rousseau, Pierre Lafrance, Renaud Quilbé

3. Discussion du contenu de la Table des matières et de la Méthode de travail
4. Présentation des travaux de l'INRS-ETE sur la modélisation du transport et du devenir des pesticides (VULPEST, AGRIFLUX, GIBSI)
5. Intervention de Pierre-Yves Caux

1) Présentation du contexte du projet par Jacinthe Leclerc

Mme Leclerc présente le contexte de l'actuel projet, ceci en regard du mandat d'EC de développer des normes environnementales relatives aux pesticides. Le groupe de travail d'EC est engagé dans un programme d'une durée prévue de quatre ans, programme qui est destiné à la problématique « pesticides » dans les agroenvironnements. L'idée est de définir des plans de ferme avec des normes idéales et des normes réalisables de pratiques agricoles, qui permettent d'atteindre les critères de qualité d'eau (à définir également). L'équipe de réalisation sera amenée à proposer un (ou des) modèle(s) de transport de pesticides à l'échelle du bassin versant qui peuvent tenir compte des plans de ferme. Les modèles les plus versatiles, transposables et évolutifs seront privilégiés.

2) Présentation des membres de l'INRS-ETE et d'EC

Chaque personne présente son parcours, son domaine d'expertise, son rôle dans le projet. Les membres de l'équipe de réalisation de l'INRS-ETE se présentent en distribuant une copie de leur CV abrégé aux membres d'EC. Les membres d'EC se présentent :

- Alain N. Rousseau : Professeur en hydrologie et gestion intégrée de l'eau à l'INRS-ETE (voir CV abrégé)
- Mohamed Amrani : Conseiller scientifique du Centre Saint-Laurent, en place depuis trois semaines. Spécialisé en science du sol et en agroenvironnement. Il a travaillé sur les indices P en Alberta, sur les effets de l'élevage sur l'environnement et sur la mise en place de PGB.
- Renaud Quilbé : Stagiaire post-doctoral dans l'équipe d'Alain N. Rousseau. Formation en France en mathématiques appliquées puis sciences de l'environnement. Expérience en modélisation, transport de polluants inorganiques d'origine agricole, écotoxicologie. Travaille principalement sur le développement de GIBSI. (voir CV abrégé)

- Jacinthe Leclerc : Directrice au Centre Saint-Laurent. Coordinatrice des programmes pesticides au Centre Saint-Laurent (*e.g.* développement de normes en matière environnementale).
- Pierre-Yves Caux : Coordonne les programmes « pesticides » et « énergie » à Environnement Canada. Il s'intéresse également au couplage du transport d'N et de P dans les outils prédictifs du devenir des contaminants d'origine agricole.
- René Audet : Coordonateur agroenvironnemental pour la région de Québec. Il est impliqué au niveau des stratégies agricoles et de leurs impacts environnementaux.
- Paul Jiapizan : Bureau National des Recommandations et des Normes. Il est impliqué au niveau des normes idéales et réalisables, ainsi qu'à celui des critères de toxicité et de protection de la vie aquatique.
- Pierre Lafrance : Professeur en chimie de l'eau à l'INRS-ETE (voir CV abrégé)

3) **Discussion du Plan de travail et de la Table des matières**

RQ : présentation du Plan de travail

- La date du 18/10 pour la remise du rapport d'étape est repoussée à une date précédant le 25/10 (à confirmer), soit juste avant la réunion des membres d'EC à Charlottetown.
 - Il faudrait détailler la partie « analyse comparative » en fonction de la table des matières
- A faire : RQ : compléter le plan de travail
- Prévoir une réunion vers la deuxième semaine de janvier 2005 pour faire le point sur les modèles déjà sélectionnés et définir le poids de chaque critère. Cette réunion permettra de discuter des recommandations préliminaires.

ANR et RQ : présentation de la Table des matières

- Définition des critères

- MA : L'objectif du modèle est de répondre à des questions à l'échelle canadienne : il faut donc que l'outil soit adaptable aux différentes cultures et aux différentes conditions géographiques (topographie par exemple). Il faudrait insister sur ces critères.
- Il est ainsi proposé d'ajouter (ou de préciser) un (ou des) critère(s) de sélection prenant en compte l'étendue d'utilisation des modèles (*e.g.* échelle, cultures).

A faire : RQ : compléter les critères

- PYC : L'échelle de travail la plus petite est le sous-sous-bassin versant, les critères de qualité seront définis à grande échelle (nationale).
- ANR : Les modèles permettront seulement d'évaluer l'impact des pratiques sur la qualité de l'eau, exprimé en terme de probabilité de dépassement.
- JL : La question sera de définir l'impact et le niveau d'acceptabilité du dépassement de la norme. Il faudrait peut-être définir des normes avec un facteur de sécurité en prenant en compte le fait qu'elles ne seront appliquées que par une partie des producteurs.
- ANR : Il faudra nous fournir les information pour les plans de ferme, pour l'instant tenus confidentiels par le MAPAQ.
- PYC : Important de prendre en compte l'érosion dans le transport des pesticides.
- RA : Importance de la composante atmosphérique.
- PL : Certains modèles peuvent prendre en compte le suivi des sous-produits de pesticides. Cependant et avec les pesticides de la présente génération, ces sous-produits sont bien souvent moins toxiques que leurs composé-parents : leur intérêt environnemental est donc limité.
- Inventaire des modèles, présentation de l'exemple de fiche descriptive
 - JL : L'applicabilité au contexte canadien doit être discutée dans l'analyse descriptive, de même que le calage.
 - Il faudrait ajouter la spécificité du modèle, c'est-à-dire s'il peut permettre de modéliser le devenir d'autres polluants ou pas.
 - Le modèle-type de la fiche descriptive sera révisée (complétée) pour tenir compte des commentaires et suggestions précédents.

A faire : RQ : Rajouter ces deux éléments dans les critères
 - JL et PYC: Il faut que le modèle soit facilement applicable et utilisable. Il n'est pas requis de disposer d'un modèle trop sophistiqué.
 - RQ : Distinction entre les modèles de recherche et de gestion. Les modèles de gestion sont clairement plus adaptés aux besoins du projet.
 - JL : Les membres d'EC vont réfléchir aux critères dans les prochains jours pour éventuellement en proposer d'autres rapidement.

A faire : Environnement Canada

4) Présentation des travaux de l'INRS-ETE sur la modélisation du transport et du devenir des pesticides (VULPEST, AGRIFLUX, GIBSI)

La présentation est remise à une autre rencontre, faute de temps

5) Présentation de M. Pierre-Yves Caux

Présentation du projet INENA (NAESI).

Date et lieu de la prochaine rencontre : à déterminer

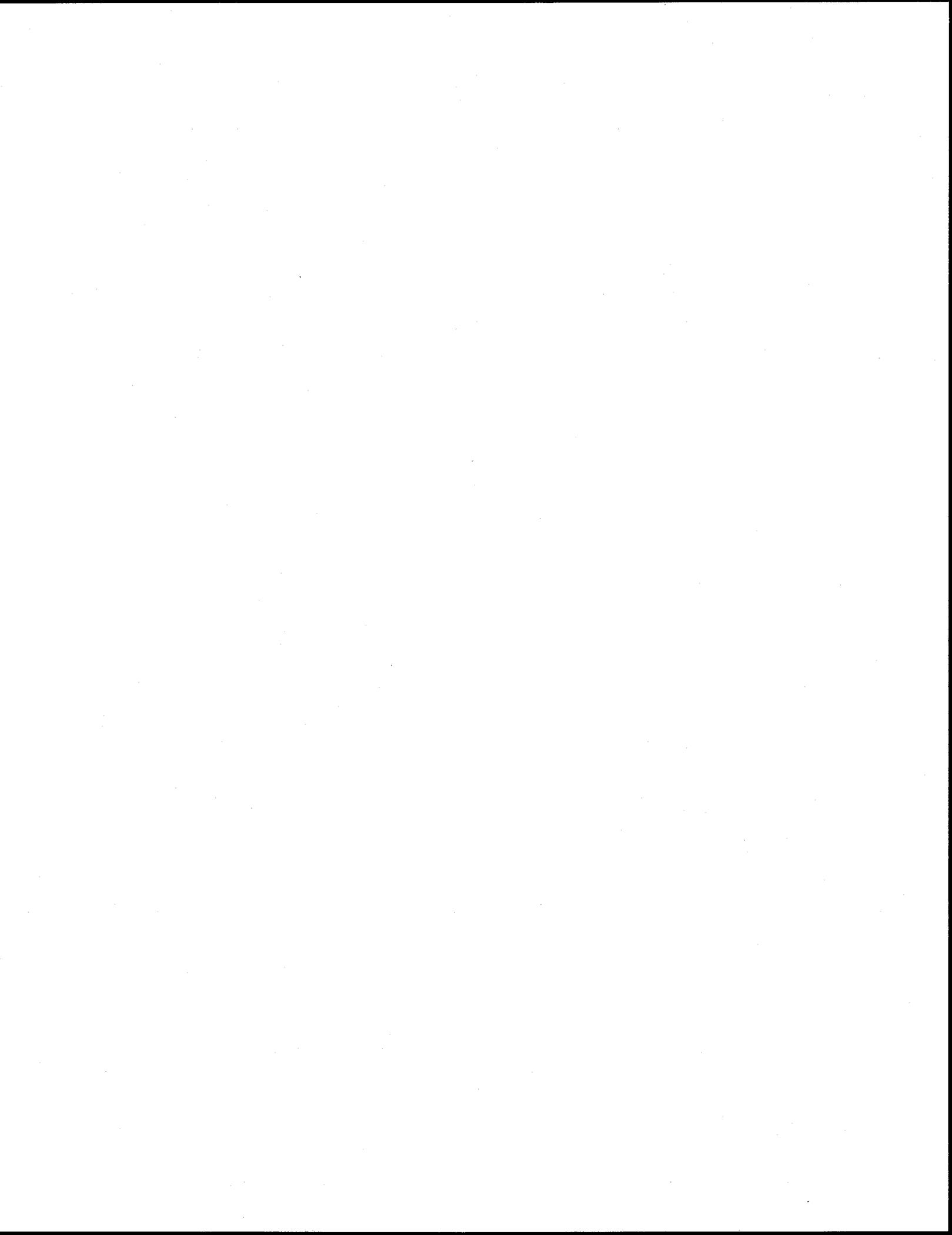
Fin de la réunion : 16:30

A faire :

- Retravailler le plan de travail en détaillant la partie « analyse comparative »
⇒ RQ
- Compléter la liste de critères avec : étendue géographique, cultures prises en compte, possibilités de modéliser d'autres polluants
⇒ RQ
- Remettre une nouvelle version du plan de travail avec le rapport d'étape avant le 25 octobre
⇒ Équipe INRS-ETE

Fait le 7 octobre 2004 par Renaud Quilbé

Révisé par Pierre Lafrance et Alain N. Rousseau les 8 et 11 octobre 2004.



**ANNEXE E. PRÉSENTATION DE ROUSSEAU *et al.* RÉALISÉE LORS DE L'ATELIER DE TRAVAIL
TENU À MONTRÉAL (9 et 10 FÉVRIER 2005)**

*NAESI Pesticide A.I.M. Workshop
February 9-10, 2005
Montreal, Québec*

**Comparative Study of
Watershed Models of Pesticide Fate**

Centre Eau Terre & Environnement
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada

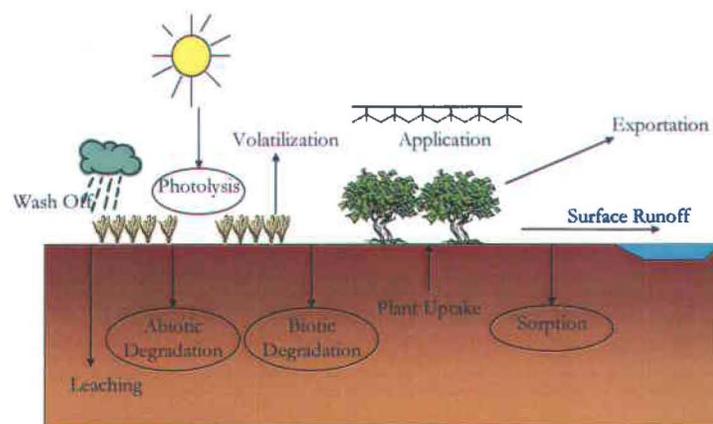
Plan of Presentation

- **Modelled Processes**
 - *Pesticide Fate (& Transport) at the Watershed Scale*
 - *Precipitation-Runoff (i.e., Hydrological Modelling)*
 - *Physical Scales & Runoff Processes*
 - **Comparative Study**
 - *Model Characteristics*
 - *Definition of Criteria & Multi Criteria Analysis*
 - *Potential Sample Application*
 - *Next Steps*
-

Modelled Processes...

3

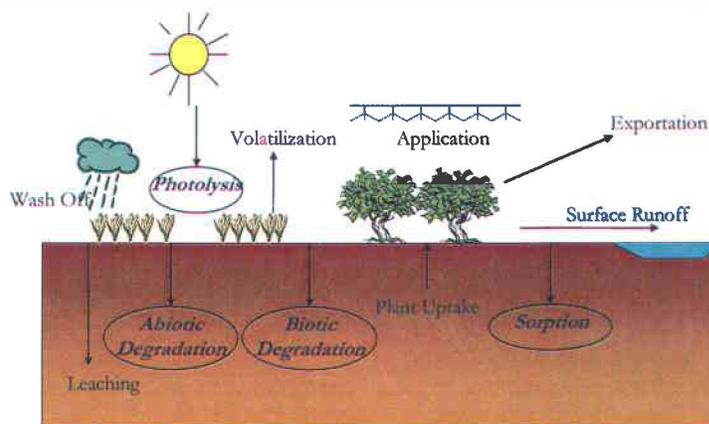
Pesticide Fate¹ Processes



¹ Water Transport, Attenuation & Dissipation

4

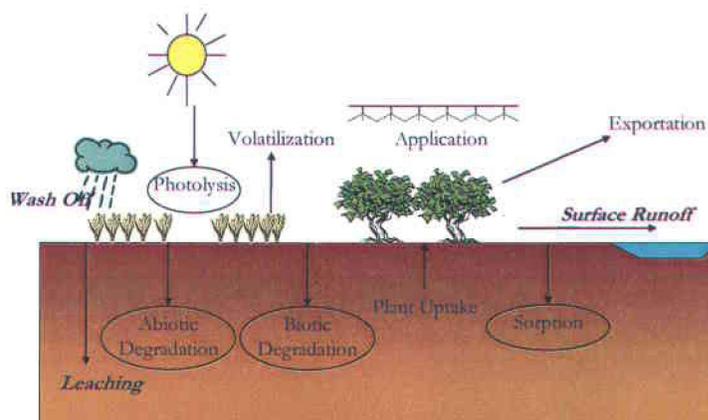
Attenuation¹ Processes



¹ Reactivity & Irreversible Transformation

5

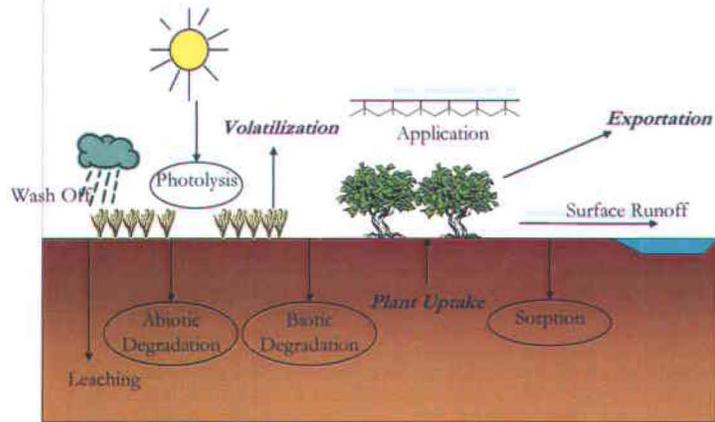
Water Transport¹ Processes



¹ Advection, Hydrodynamic Dispersion & Soil Erosion

6

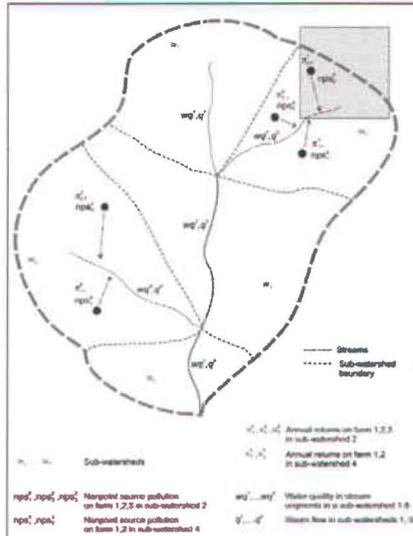
Dissipation¹ Processes



¹Removal of Pesticides Excluding Water & Wind Transport (i.e., Wind Erosion & Drift): Attenuation, Phase Transfer, Atmospheric Transport

7

Conceptual Model of a Watershed^[1]



[1] Yang, W, AN Rousseau, P Boxall [2004]

8

Scale in Physics (*Continued*)

Discrete & Continuous

Discrete Scales

- **Spatial Domain**
 - Characteristic Length, x
 - **Time Domain**
 - Characteristic Time Travel, t
 - **Spatial-Time Domain**
 - Characteristic Speed, u
-

9

Hillslope & Channel Contributions

Hydrologic Response of a Watershed

Continuous Scales

- **Celerity**
 - u_c & u_b
 - **Drainage Path**
 - $x = x_c + x_b$
 - **Expected Value of Travel Times**
 - $t = t_c + t_b$
 - $\langle t \rangle = x_c / u_c + x_b / u_b$
-

10

Natural Physical Features

Hydrologic Response of a Watershed

- **Topographic & Geomorphologic Limits**
 - *Time Invariant*
 - **Hydrologic Limits**
 - *Dynamic = f(Climature, Topography, Soils, Land Use)*
 - **Recharge & Discharge**
-

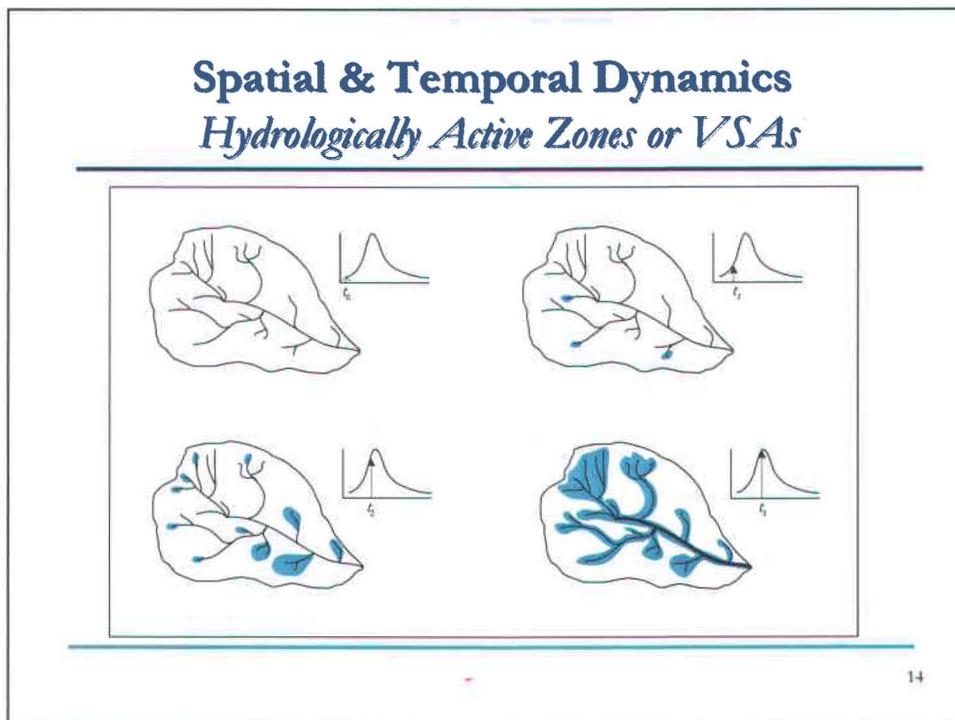
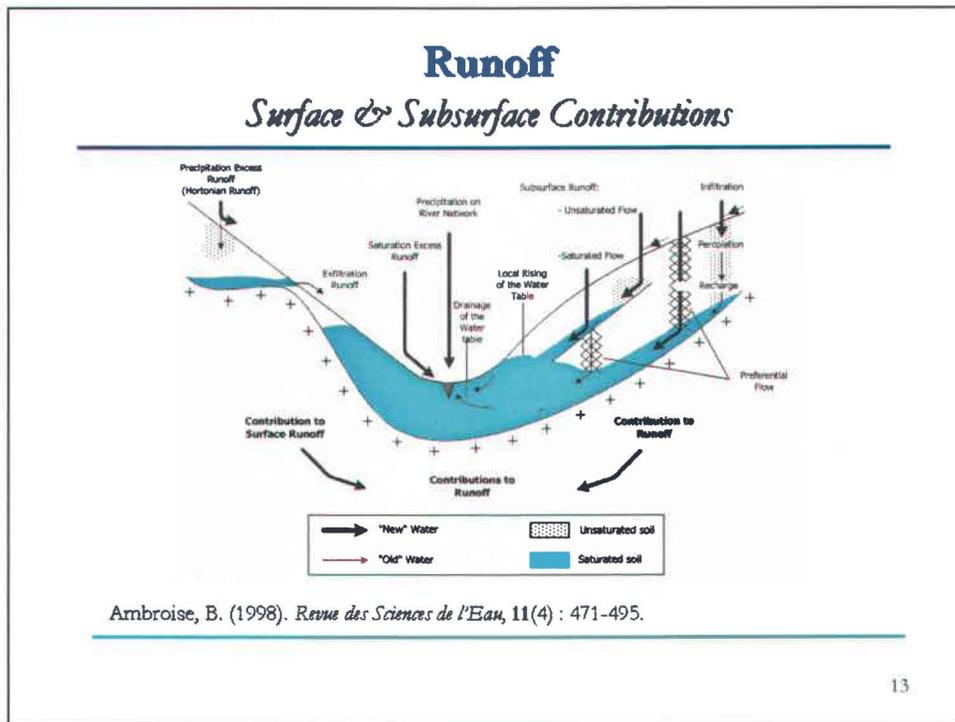
11

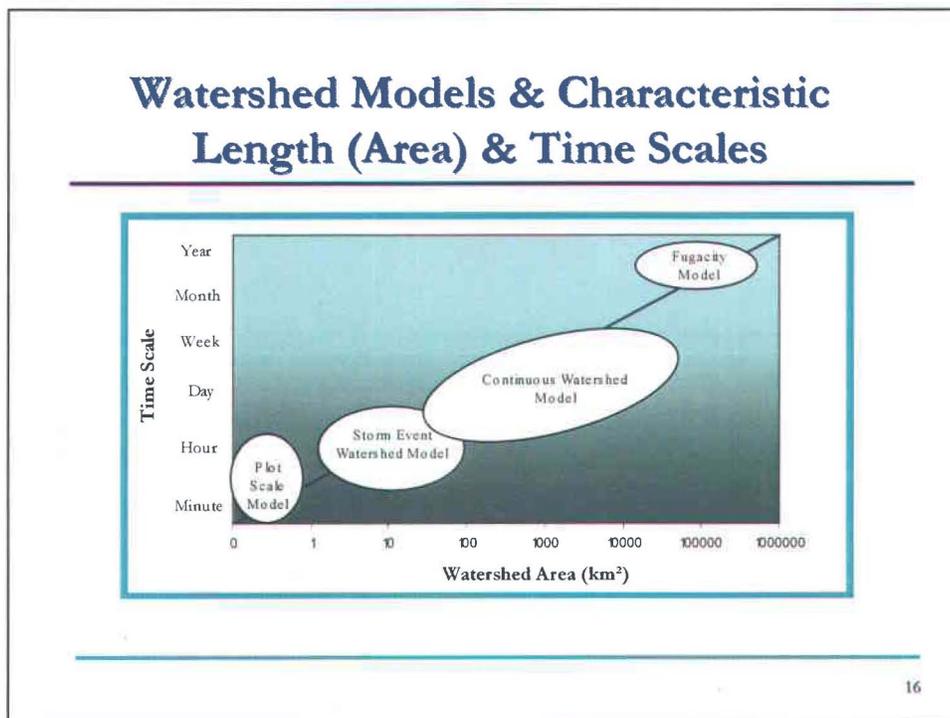
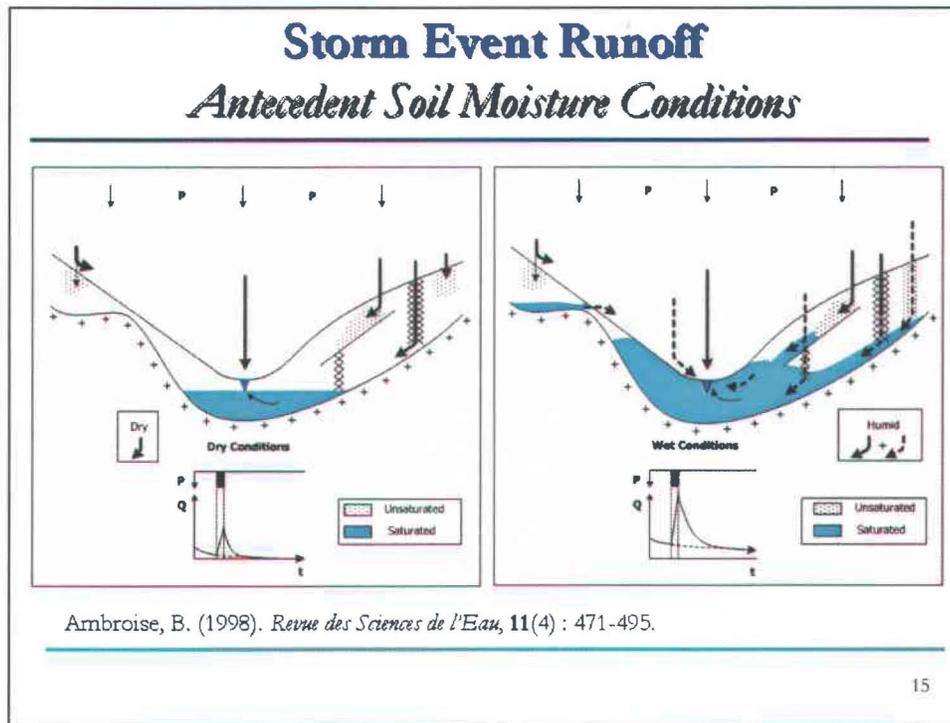
Hydrological Connectivity

Variable Source Areas or Hydrologically Active Zones

$$u=u(t) \text{ \& } x=x(t)$$

12





Hydrological Modelling

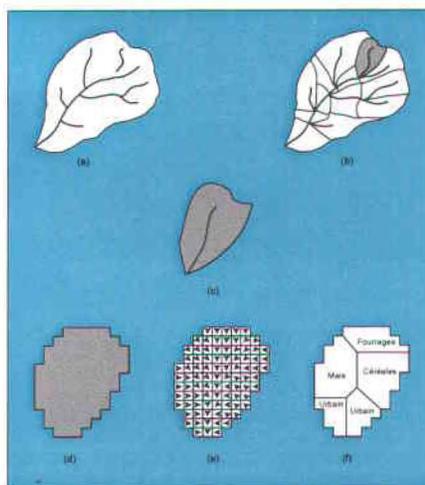
Watershed Model

- **Watershed Behaviour**
 - *Representation & Description of Phenomena Based on Observed Data*
- **Watershed Simulation under Various Boundary and Initial Conditions**
 - *Land Use Scenarios*
 - *Water Usage Scenarios*

17

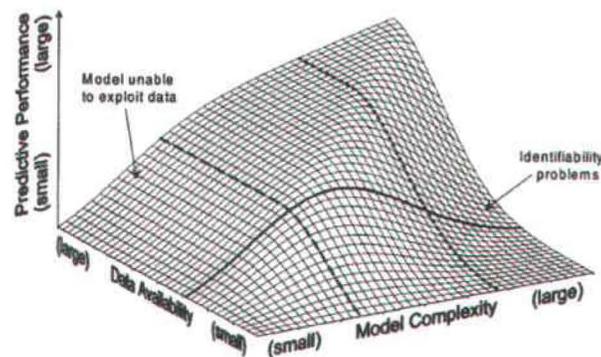
Computational Domain

- a) Watershed
- b) Drainage Unit
- c) RHHU (*3 Soil Layers of Varying Depths & 1 River Segment*)
- d) Digitized RHHU
- e) Drainage Structure (*i.e. Flow Directions using DEM & DRLN*)
- f) Land Use (*Grouped into Several Classes*)



18

Model Complexity, Data Availability & Predictive Performance



19

Environmental Modelling & Software^[1]

*“EMSs Are Only Useful
if They are Used by
Managers & Decision Makers.
Users Needs Define EMSs,
Not the Opposite ”*

[1] Burton, J. [2001] *La Gestion Intégrée des Ressources en Eau par Bassin – Manuel de Formation*

20

Comparative Study

21

Overall Goal

- Application on Large Canadian Watersheds
 - Data Requirements *vs* Data Availability
 - Possibility of Simulating the Impacts of Various Farming Practices & Best Management Practices
-

22

Work Summary

- Inventory & Description of Watershed Models
 - *37 Models*
 - Data Availability
 - *National Scale*
 - *DEM, Land Use, Soil Polygons & Properties, Hydrometeorology, Agricultural Practices, Physical & Chemical Characteristics of Pesticides, Streamflow & Water Quality Data*
-

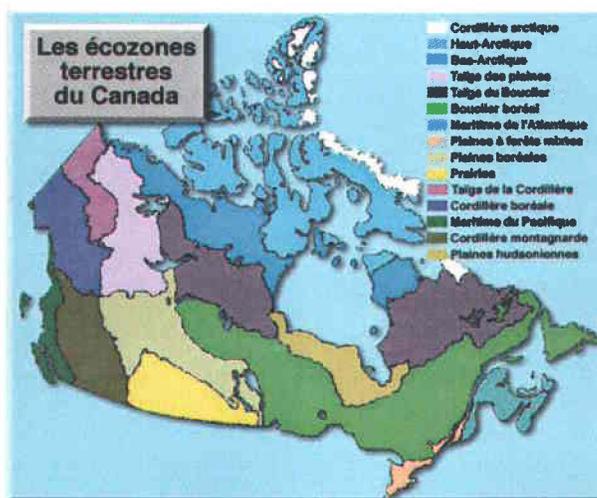
23

Regional Specificities

- Data Inventory
 - *Topography*
 - *Meteorology*
 - *Hydrology*
 - *Soils*
 - *Ecology*
 - *Land Use*
 - Governing Pesticide Fate Processes
 - Condition Specific Models
-

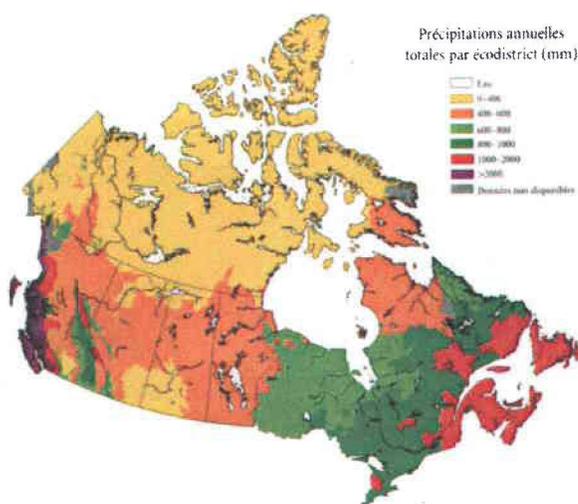
24

Terrestrial Ecozones of Canada

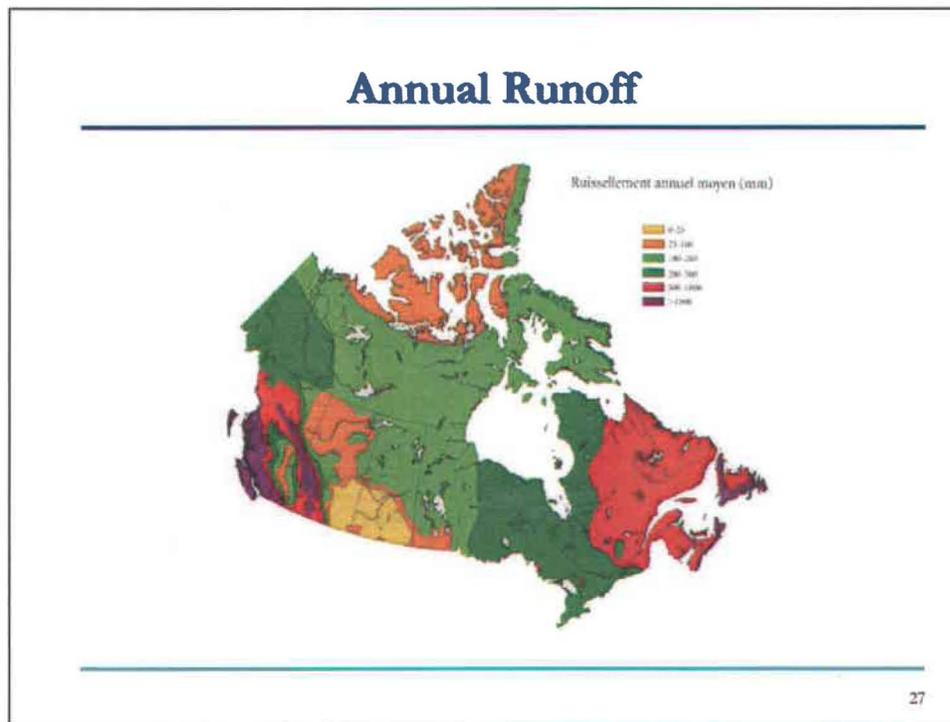


25

Annual Precipitations



26



Data Availability

- Data Requirements
 - DTM : National Topographic Data Base
 - Soil Maps : CanSIS Database
 - Land Use : Remote Sensing
 - Agricultural Practices : Census
 - Pesticide Characteristics (K_{oc} , $t_{1/2}$) : ok
 - Meteorological Data : Environment Canada
 - Streamflow & Pesticide Data for Model Calibration : ????
-

Work Summary (*Continued*)

- **20 Models**
 - *17 Deterministic Models*
 - *2 Fugacity Models*
 - *1 Empirical Model*
 - **Comparative Study**
 - **Multi Criteria Analysis**
 - Set of Criteria
 - Ratings (Weights)
 - Score
-

29

Multi Criteria Analysis

- **Five Classes of Criteria**
 - *Modelling Characteristics*
 - *Output Variables*
 - *Applicability (Effort Required to Set Up & Apply)*
 - *BMPs*
 - *User Friendliness*
-

30

Rating Values

Modelling Characteristics	Rating (/ 5)
Dynamic	
- (1) <i>Continuous Model</i>	4
- (2) <i>Event Model</i>	2
Computational Time Step	
- (3) <i>< 1 hour</i>	0
- (4) <i>Day</i>	3
- (5) <i>> 1 Week</i>	1
Components	
- (6) <i>Based on Well Known Models</i>	3
- (7) <i>Deterministic Models</i>	0
Simulated Processes	
- (8) <i>Atmospheric Deposition</i>	2
- (9) <i>Sorption</i>	2
- (10) <i>Degradation</i>	2
- (11) <i>Runoff</i>	2
- (12) <i>Soil Erosion</i>	2
- (13) <i>Leaching</i>	2
- (14) <i>Routing & Fate</i>	2
Special Discretization (Computational Units)	
- (15) <i>Hydrological Unit rather than Regular Mesh</i>	2
Total	29

31

Rating Values (Continued)

Output Variables	Rating (/ 5)
Output Variables	
- (16) <i>Distributed Water Concentrations within of the Watershed River Network</i>	3
- (17) <i>Concentrations in Groundwater</i>	2
Other Water Quality Parameters	
- (18) <i>Sediments</i>	2
- (19) <i>Nutrients</i>	2
- (20) <i>Fecal Coliform</i>	2
Total	11

32

Rating Values (Continued)

Applicability	Rating (/5)
Spatial Scale	
- (21) Farm	2
- (22) Small Watershed (< 10 ² km ²)	4
- (23) Large Watershed (between 10 ² km ² and 10 ⁵ km ²)	4
- (24) The Territory (> 10 ⁵ km ²)	0
Data Requirements	
- (25) Few Data, Easy to Obtain	5
Calibration	
- (26) Ease of Calibration Exercise	3
Applications, Results	
- (27) Model Validated on at least one Watershed	3
- (28) Model can be Applied under Canadian Conditions (ex: Snowfall & Snowmelt Processes Accounted for)	3
Total	24

33

Rating Values (Continued)

BMPs	Rating (/5)
- (29) Spatial Position of Installations	1
- (30) Vegetated Buffer Strips	1
- (31) Vegetated Drainage Ditches	1
- (32) Hedges	1
- (33) Wetlands, Buffer Ponds	1
- (34) Conservation Tillage	1
- (35) Cover Crop	1
- (36) Application Dates	1
- (37) Application Rates	1
- (38) Application Technique (Overland or Incorporated)	1
Total	10

34

Rating Values (Continued)

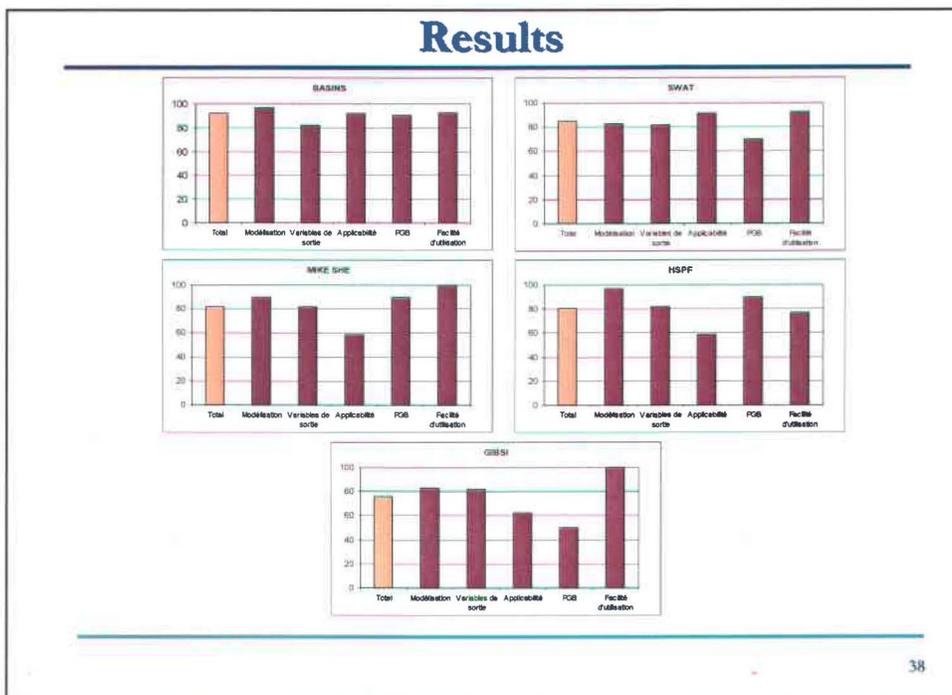
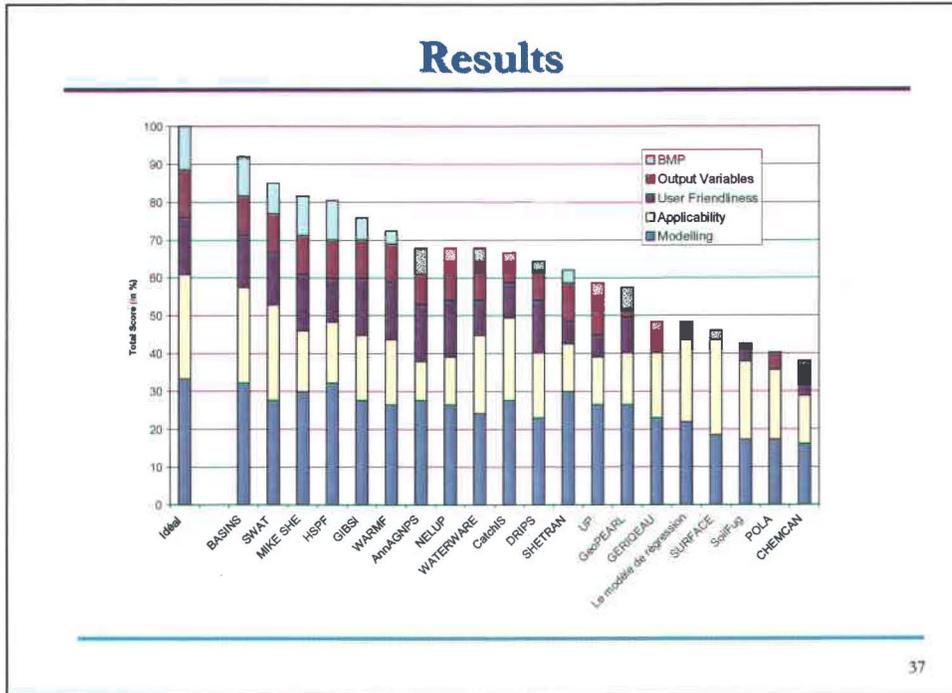
User Friendliness	Rating (/5)
Management Modules - (39) Management Modules for Construction of Management Scenario	4
GIS Tools - (40) Data Management & Visualisation	1
Graphical User Interface - (41) User Friendly Interface	1
Data Post-Processing - (42) Graphics - (43) Statistics - (44) Benefit/Cost Analysis	1 1 1
Availability - (45) Free of Charge	0
Documentation - (46) Available Documentation (Models, User's Manual, Papers...)	4
Total	13

35

Results

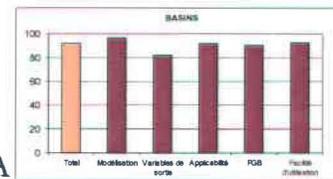
Watershed Model	Score (/87)	Watershed Model	Score (/87)
BASINS	80	DRIPS	56
SWAT	74	SHETRAN	54
MIKE SHE	71	UP	51
HSPF	70	GeoPEARL	50
GIBSI	66	GERIQUEAU	42
WARMF	63	Le modèle de régression	42
AnnAGNPS	59	SURFACE	40
NELUP	59	SoilFug	37
WATERWARE	59	POLA	35
CatchIS	58	CHEMCAN	33

36



BASINS

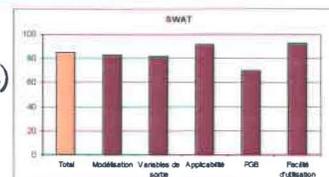
- Decision Support System (US-EPA, 1996)
- Widely Used in USA (Hydrology & Nutrients)
- Watersheds : 1 to 10⁴ km²
- Required Data : Basic
- Output Data : Pesticide Concentrations in River Network
- Easy to Use, Flexible, Numerous Modelling Options
- Many BMPs Taken into Account
- Automated Calibration
- Pesticide Model : **SWAT** or **HSPF**
- Pesticide Model not Widely Tested, USA



39

SWAT

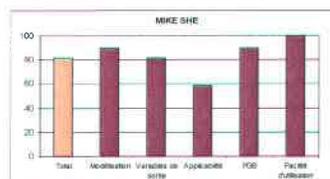
- Decision Support System (USDA, 1998)
- Widely Used USA (Hydrology, Nutrients)
- Watersheds : 1 to 10⁵ km²
- Required Data : Basic
- Output Data : Pesticide Concentrations in River Network
- Flexible
- Numerous Management and Analysis Modules
- Some BMPs Taken into Account
- Pesticide Model Not Widely Tested (One US Watershed)



40

MIKE SHE

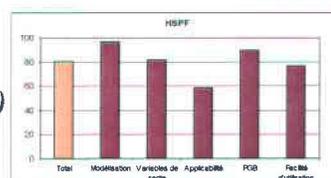
- Decision Support System (DHI, 1998)
- Research Tool
- Watershed : 1 to 10⁵ km²
- Required Data : Very Complex
- Output Data : Pesticide Concentrations in River Network
- Validated on Several EU Watersheds
- Many Options to Define Management Scenarios and BMPs
- Many Data Post-Processing Tools



-41

HSPF

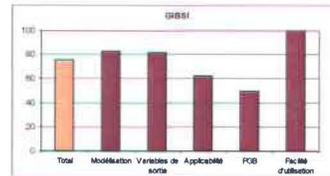
- Decision Support System (US-EPA, 1980)
- Watersheds : 1 to 10⁵ km²
- Needed Data : Complex
- Output Data : Pesticide Concentrations in River Network
- Specific Hydrological and Pesticide Fate Models
- Module to Define BMP
- Intensive Calibration Required
- No User Friendly Interface
- Applied in Quebec (Laroche *et al.*, 1996)



-42

GIBSI

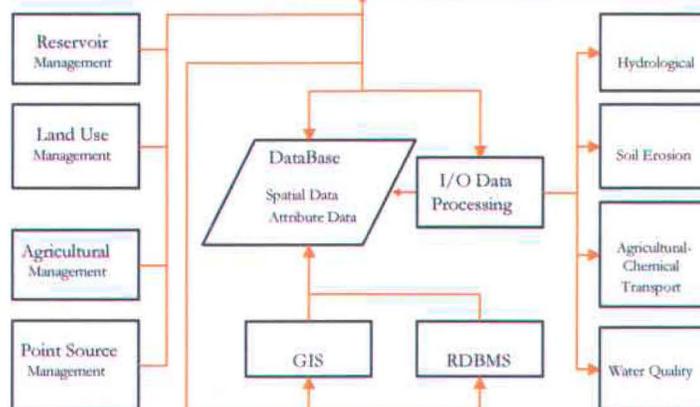
- Decision Support System (INRS-ETE, 1998, 2002...)
- Specifically Designed for Applications in Temperate Climate
- Watersheds : 10^2 to 10^4 km²
- Needed Data : Basic
- Output Data : Pesticide Concentrations in River Network
- Pesticide Model : Based on **SWAT**
- Many Data Post-Processing Tools
- Probability of Exceeding WQS
- Few BMPs
- Pesticide Model Neither Tested or Calibrated



43

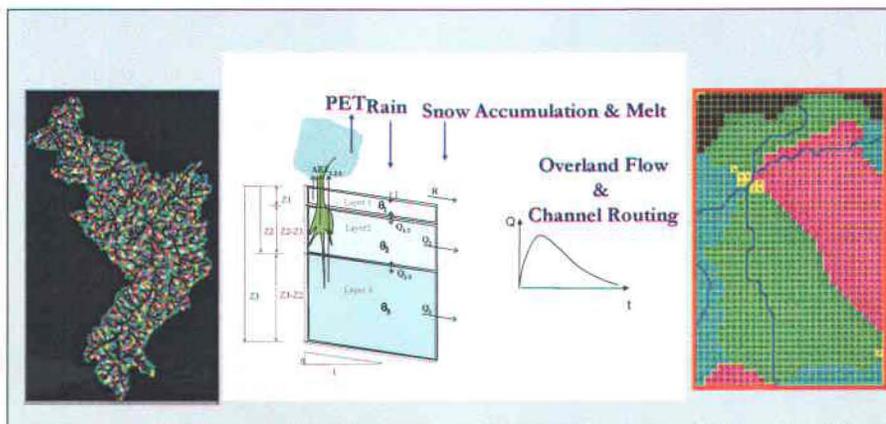
Integrated Modelling System

Graphical User Interface (Data Visualization, Scenario Construction, Simulation Run & Statistical Analysis of Output Data)

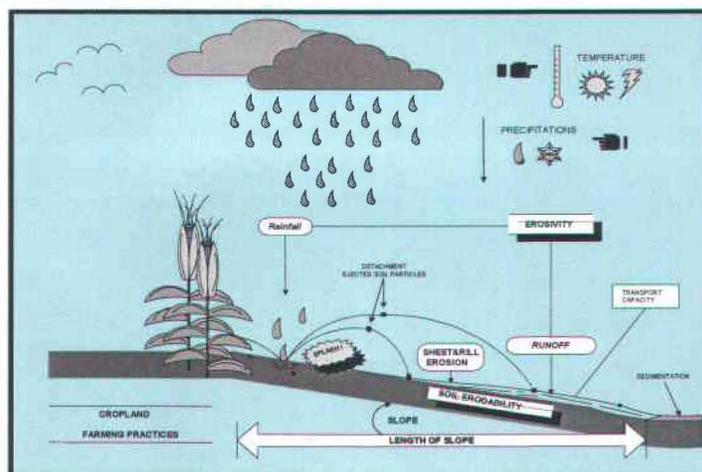


44

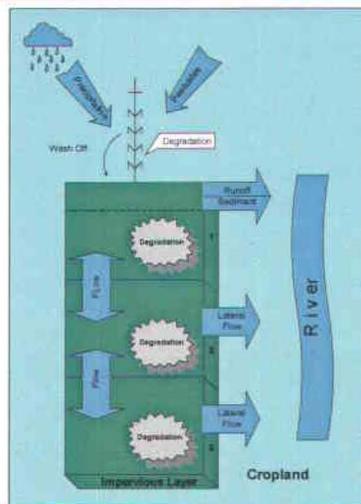
Hydrological Modelling



Soil Erosion Modelling



Pesticide Fate Modelling



47

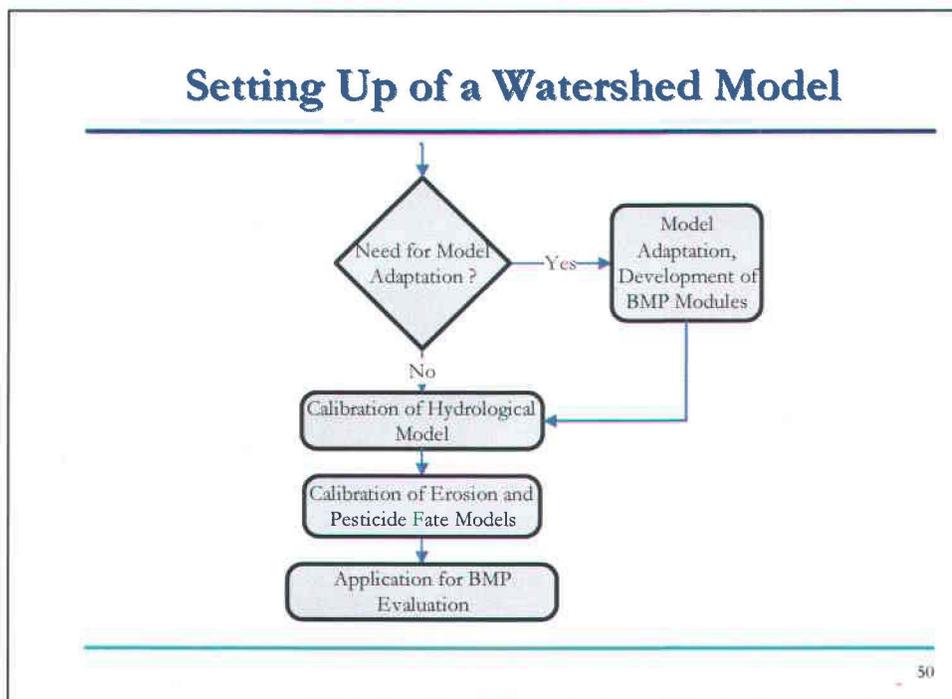
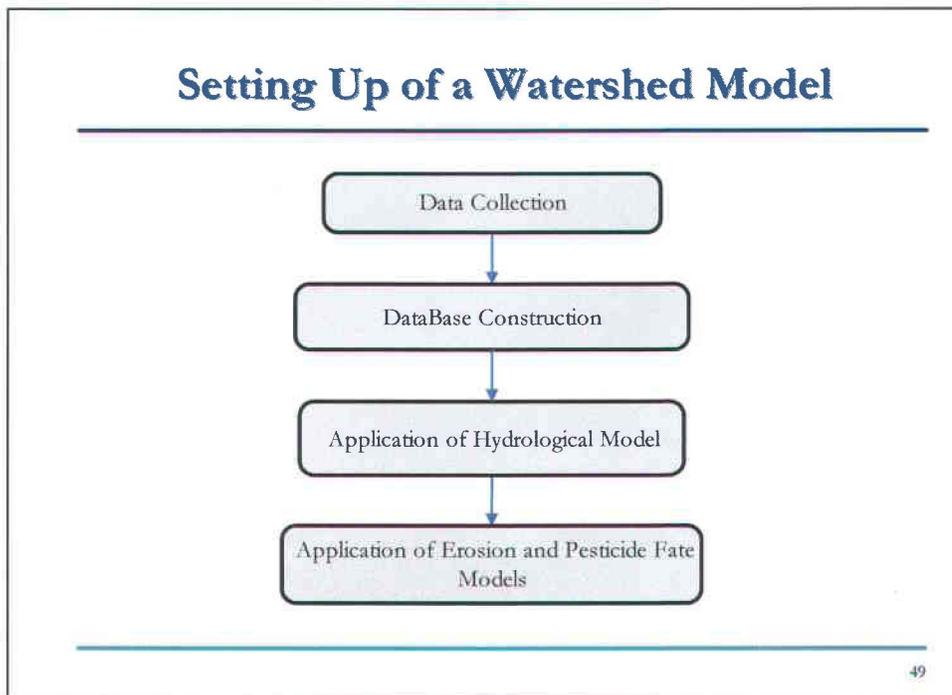
Mass Balance Equation

Accumulation Rate = Dispersion + Advection + Local Variation + Sources/Sinks

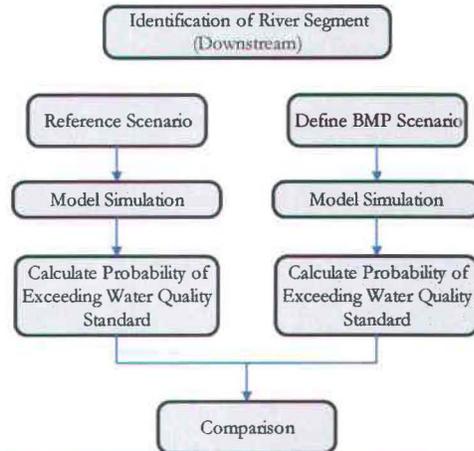
$$\frac{dc}{dt} = -k(T)c$$

$$c = c_0 e^{-kt}$$

48



BMP Evaluation with Respect to a Water Quality Standard, WQS



51

Definition of BMP Scenario

The screenshot shows the 'BMP Scenario Definition' window of the 'WaterQSP - Best Management Practices Efficiency Editor'. The window title is 'WaterQSP - Best Management Practices Efficiency Editor'. The 'BMP Name' is 'Wye Detention' and the 'BMP Operation #' is '500'. The reference is 'Urban Drainage and Flood Control District - Denver, Colorado, Urban Storm Drainage Criteria Manual, Volume 2 - Best Management Practices, Stormwater Quality, September 1992'. The 'Removed Fractions' table is as follows:

Constituent	Fraction	DB Range	Reference
Sediment/Sand	0	80%-90%	2
Sediment/Silt	0	80%-90%	2
Sediment/Clay	0	80%-90%	2
Fecal Coliforms Solution	0	10%-80%	8
Fecal Coliforms Sand Assoc.	0	50%-90%	8
Fecal Coliforms Silt Assoc.	0	50%-90%	8
Fecal Coliforms Clay Assoc.	0	50%-90%	8
BCO	0	20%-40%	2
NO3 Solution	0	30%-40%	2
TAM Solution	0	20%-30%	2
NO2 Solution	0	30%-40%	2
PO4 Solution	0	50%-70%	2
NH4 Sand Adsorbed	0	20%-30%	2
NH4 Silt Adsorbed	0	20%-30%	2
NH4 Clay Adsorbed	0	20%-30%	2
PO4 Sand Adsorbed	0	40%-60%	2
PO4 Silt Adsorbed	0	40%-60%	2
PO4 Clay Adsorbed	0	40%-60%	2
TDS	0	20%-40%	2
Lead Solution	0	10%-80%	8

52

Risk-Based TMDL Assessment Approach

- To link Pollution Loads, Associated with Wet & Dry Weather Sources, to the Probability of Exceeding (Seasonal Variability) a WQS (Designated Water Use) or IPS ? [1]

$$P([PC] > WQS_{DWU})_{PL \& TY}$$

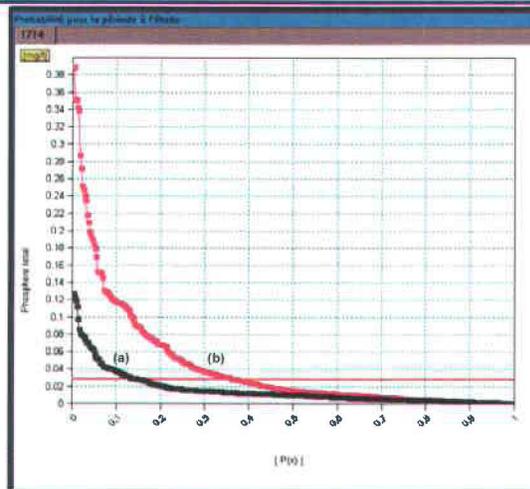
where

$$PL = \Sigma WWL + \Sigma DWL + MOS$$

[1] Novotny, V. [1999] *JAWRA* 35(4): 717-727

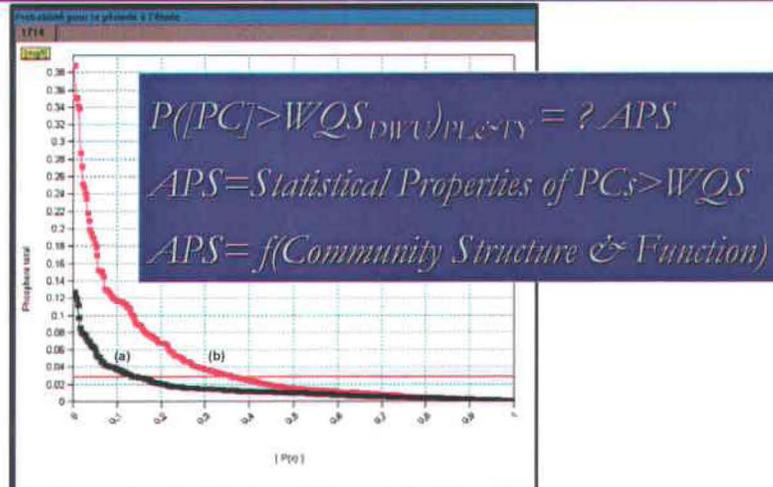
53

Probability of Exceeding a WQS



54

Probability of Exceeding a WQS



55

Probability of Exceeding Aesthetic WQS (0.03 mg-P/l)^[1]

	1982	1983	1984	1982-85
A	0.16	0.33 (31)	0.10	0.14 (13)
B	0.04	0.17	0.02	0.05 (5)
C	0.36	0.52	0.28	0.32 (30)
D	0.33	0.46 (43)	0.22	0.27 (25)
E	0.22	0.33	0.17	0.19 (18)

[1] Rousseau *et al.* [2002] *Water Science & Technology*, 45(9): 317-324.

56

Next Steps & Suggestions...

57

Next Steps

- Clearly Define the Modelling Needs
 - Choose Pilot Watersheds
 - *Define Canadian Regions of Interest*
 - *Define Spatial Scale of Application*
 - *Census of Available Data*
-

58

Next Steps (*Continued*)

- **Improve our Understanding of Key Models**
 - *Practical/Operational Knowledge of Models*
 - *Test & Compare Key Models on a Pilot Watershed*
 - Need to Conduct a Feasibility Study with Respect to Data Requirements & Availability

59

Suggestions

- **Easier & More Efficient to Use a Familiar Models**
- **Use Several Models**
 - *Farm Scale Model (Local Level)*
 - *BMP Models (Local Level)*
 - *Watershed Model (Scale-Up Level)*

60

Suggestions (Continued)

- **National Programs (AAFC)**
 - *WEBS, NAHARP (Pilot Watersheds)*
 - *National Land & Water Information System*

61

Stay Tuned...

To Be Continued...

62