

CIHEAM



Centre
International
de Hautes Etudes
Agronomiques Méditerranéennes

*International
Centre for
Advanced
Mediterranean Agronomic Studies*

Thèse / Thesis

requis pour
l'obtention du Titre

*submitted
for the Degree of*

Master of Science

**Gestion du risque environnemental
des produits phytosanitaires lié à la
variabilité des sols. Application
sur des systèmes de production
du bassin de l'étang de l'Or**

Djamila Salah

**Série « Master of Science » n°121
2012**

**Institut Agronomique Méditerranéen de
Montpellier**



CIHEAM
IAM MONTPELLIER

**Gestion du risque environnemental
des produits phytosanitaires lié à la
variabilité des sols. Application
sur des systèmes de production
du bassin de l'étang de l'Or**

Djamila Salah

**Série « Master of Science » n°121
2012**

Gestion du risque environnemental des produits phytosanitaires lié à la variabilité des sols. Application sur des systèmes de production du bassin de l'étang de l'Or

Djamila Salah

Série « Master of Science » n° 121

Série Thèses et Masters

Ce Master est le numéro 121 de la série *Master of Science* de l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier.

Cette collection réunit les *Masters of Science* du CIHEAM-IAMM ayant obtenu la mention « Publication », ainsi que les travaux doctoraux réalisés dans le cadre des activités scientifiques et pédagogiques de l'Institut et de ses enseignants chercheurs.

Le *Master of Science* du Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes :
**Gestion du risque environnemental des produits phytosanitaires lié à la variabilité des sols.
Application sur des systèmes de production du bassin de l'étang de l'Or**

a été soutenu par **Djamila Salah**

le 9 septembre 2011 devant le jury suivant :

Mme Elisabeth Mandart, chargée de recherche CNRS/IAMM..... Présidente
M. Hatem Belhouchette, enseignant-chercheur, CIHEAM-IAMM Membre
M. Jacques Fabre, ingénieur de recherche, Diataé Membre
M. Philippe Le Grusse, enseignant-chercheur, CIHEAM-IAMM Membre

Le travail de recherche a été encadré par M. Philippe Le Grusse

CIHEAM-IAMM
Institut agronomique Méditerranéen de
Montpellier

Directeur : Vincent Dollé

3191 route de Mende – BP 5056
34093 Montpellier cedex 05
Tél. : 04 67 04 60 00
Fax : 04 67 54 25 27
<http://www.iamm.fr>

L'institut Agronomique Méditerranéen
n'entend donner aucune approbation ni improbation
aux opinions émises dans cette thèse

ISBN : 2-85352-489-2 ; ISSN : 0989-473X

Numéros à commander au
CIHEAM- IAMM
Bureau des Publications
e-mail : tigoulet@iamm.fr
Prix : 50€
© CIHEAM, 2008

Fiche bibliographique : Djamila Salah .- Gestion du risque environnemental des produits phytosanitaires lié à la variabilité des sols. Application sur des systèmes de production du bassin de l'étang de l'Or - Montpellier : CIHEAM-IAMM. 152 p. (Master of Science - 2012 ; n°121)

Résumé : L'intensification de l'agriculture actuelle entraîne des pollutions des ressources de l'environnement (eau et en sol). Il est donc indispensable de connaître la dynamique des produits phytosanitaires dans le sol pour mieux gérer leur impact. L'utilisation des outils pour évaluer les risques des produits phytosanitaires dans le sol s'avère nécessaire. Après avoir recensé les différents outils homologués (PRZM, PELMO, MACRO et PEARL) (FOCUS, 2001), il est apparu important d'utiliser le modèle PEARL, destiné pour prédire le devenir des matières actives dans le sol. Le bassin versant de l'étang de l'Or (Montpellier) a été choisi pour réaliser cette étude.

Plusieurs scénarios ont été réalisés en définissant les caractéristiques agro-pédo-climatiques de la zone d'étude. Il s'agit donc d'effectuer la simulation du devenir des produits phytosanitaires sur une année d'application des herbicides et fongicides à deux dates différentes en faisant varier le type de sol (argileux et sableux). Par la suite, la simulation a été faite sur les mêmes matériaux pour une période de 10 ans.

Les résultats indiquent que l'évolution des matières actives diffère entre les deux sols. En effet, les quantités par exemple du fongicide « flusilazole » sont beaucoup plus importantes dans le sol argileux que sableux. Par conséquent, le risque éventuel de la pollution des nappes à court terme est enregistré dans le sol sableux par le biais du processus du transfert, et celui de la pollution des sols est constaté dans le sol argileux causé par le processus de rétention et d'accumulation.

Mots clés : Blé dur, herbicides, fongicides, pollution, environnement, PEARL, sols.

***Abstract:** The current intensification of agriculture leads to pollution of environmental resources (water and soil). It is therefore essential to know the dynamics of pesticides in the soil for better manage their impact. The use of tools to assess the risks of pesticides in soil is necessary. After identifying the various tools approved (PRZM, PELMO, PEARL and MACRO), it appears logical to use the model PEARL, designed to predict the fate of the active ingredients in the soil. The watershed of the pond of Gold (Montpellier) was choosing for this study.*

Several scenarios have been made in defining the characteristics of agro-pedo-climatic conditions of the study area, so this is to perform the simulation over a year of application of herbicides and fungicides in two different times by varying the type of soil (sandy clay). Subsequently, the simulation was made on the same materials, but over a period of 10 years.

The results indicate that the evolution of the active ingredients differs between the two soils. Indeed, such quantities of the fungicide "flusilazole" are much greater than in the sandy clay soil, and probably the risk of pollution of groundwater in the short term is recorded in the sandy soil through the process transfer, and that of soil pollution is observed in the clay soil caused by the process of retention and accumulation.

Key words: Durum wheat, herbicides, fungicides, pollution, environment, PEARL, soil

Remerciements

Je tiens à remercier en particulier :

M. Philippe Le Grusse, enseignant chercheur à l'IAMM, pour avoir dirigé ce mémoire, pour ses conseils très utiles et ses directives qui m'ont permis de mener à terme ce travail.

Mme Elisabeth Mandart, chargée de recherche HDR CNRS/IAMM, pour le suivi de ce mémoire, pour tous ses conseils constructifs et sa disponibilité.

M. Hatem Belhouchette, enseignant-chercheur à l'IAMM, pour sa disponibilité, ses conseils, et ses orientations utiles à chaque que je le consulte.

M. Jacques Fabre, ingénieur de recherche, Diataé, je le remercie pour avoir accepté de juger ce travail ainsi que pour ses critiques constructives, à plus d'un titre.

Mes remerciements vont également à toute personne qui a contribué à la réalisation de ce mémoire. Merci aussi à tous mes amis (es) qui m'ont aidée et soutenue dans des moments difficiles.

Et enfin, je remercie chaleureusement ma famille pour son soutien.

Table des matières

Introduction	5
Partie I : Pesticides et impact environnemental	7
Chapitre I : Produits phytosanitaires et leur devenir dans l'environnement	7
I. Caractéristiques et généralités des produits phytosanitaires	7
II. La réglementation relative aux produits phytosanitaires	8
III. Les problèmes environnementaux liés aux produits phytosanitaires	10
1. Les différents types de pollution	10
Chapitre II : Outils d'évaluation de la pollution diffuse.....	24
I. Les différents types indicateurs environnementaux	24
1. Les indicateurs mécanistes	24
2. Les indicateurs à notation	25
3. Les indicateurs hybrides	25
II. Les limites des modèles.....	26
III. Les modèles d'évaluation des risques de pollution environnementale liée aux sols	26
Conclusion.....	28
Partie II : Méthodes et instrument d'évaluation de la pollution	30
Chapitre I : Problématique de la zone de l'Etang de l'Or et matériels et méthodes.....	31
I. Les problèmes de l'étang de l'Or liés aux pratiques agricoles	31
II. Matériels d'étude.....	31
1. Itinéraires techniques de la culture du blé	33
III. Méthodologie d'étude.....	34
Chapitre II : Modèle PEARL	38
I. Étude et description générale du modèle PEARL	38
1. Vue générale de PEARL (version 1.1.)	38
2. Description de la procédure d'utilisation du modèle PEARL	41
II. Paramètres et variables d'entrées dans PEARL	58
1. Sol.....	
2. Climat	
3. Cultures	
4. Pesticides	
III. Variables de sorties	61
Partie III : Résultats de simulation et interprétation	62
Chapitre I : Évaluation du devenir des matières actives utilisées pour la culture du blé dur sur deux types de sols différents (argileux et sableux).....	62
I. Scénarios de test	62
1. Simulation des quantités des 6 matières actives dans les sols de 1999 à 2000.....	62
2. Simulation de la concentration des fongicides et herbicides dans les percolâts des sols argileux	

et sableux à une profondeur de 1 m (1999- 2000).....	66
3. Simulation de la concentration de diflufenican et ses métabolites à différentes profondeurs des sols de 1999 à 2000	66
4. Simulation du devenir de la substance active « flusilazole » dans les sols de 1999 à 2000 (Bilan)	69
II. Discussion.....	79
Chapitre II : Gestion du phénomène d'accumulation des pesticides dans le sol	80
Conclusion.....	81
Conclusion générale	83
Références bibliographiques	83

Liste des figures

Figure 1 : Principaux marchés phytopharmaceutiques en 2005 (source UIPP)	8
Figure 2 : Processus de dissipation des pesticides dans l'environnement (Barriuso et al., 1996).....	12
Figure 3 : Variation du coefficient Kd en fonction de la teneur organique du Sol - Observation sur 54 sols différents (Barriuso et Clavet, 1992).....	16
Figure 4 : Influence de la rétention sur le transport vertical de l'atrazine (Barriuso et al., 1996).....	16
Figure 5: Les différents types d'écoulement dans le sol (d'après CORPEN, 1996)	19
Figure 6: Facteurs influant sur les pertes de produits phytosanitaires par ruissellement selon Leonard (1990).	21
Figure 7 : Localisation du Bassin versant de l'étang de l'or	32
Figure 8 : Occupation de la SAU du bassin de l'Etang de l'or (chambre d'agriculture, 2010);	33
Figure 9: Itinéraire technique pour le traitement phytosanitaire du blé dur	33
Figure 10 : Les différents processus de dissipation des pesticides dans le modèle PEARL (Manuel de FOCUS PEARL, 2000).....	39
Figure 11: Représentation conceptuelle des différentes paramétrisations employées par le modèle PEARL	40
Figure 12 : Vue d'ensemble de la base de données de PEARL (Manuel de FOCUS, PEARL, 2000)	41
Figure 13: Page principale de PEARL	42
Figure 14: Table des propriétés du sol	43
Figure 15 : Découpage vertical des horizons du sol dans le modèle PEARL	43
Figure 16: Sous table des propriétés physiques du sol	44
Figure 17: Table des données climatiques.....	46
Figure 18: Table du calendrier des cultures	46
Figure 19: Table des propriétés des substances actives.....	49
Figure 20 : Table des propriétés des substances actives.....	50
Figure 21: Table du programme d'application des substances actives	51
Figure 22: Volet hydrologie	52
Figure 23 : Table des catégories et variables de sorties	53
Figure 24: Résumé des résultats de simulation donné par PEARL sous format TXT	54
Figure 25: Résultat prédéfini du compartiment eau	55
Figure 26 : Exemple du résultat des graphes choisis.....	56
Figure 27 : Bilan de la substance active « flusilazole » dans le sol sableux (1999-2000).....	71
Figure 28 : Évolution du profil des teneurs en eau volumiques du sol argileux et du sol sableux.....	72
Figure 29 : Bilan de la substance active « flusilazole » dans le sol argileux de 1989 à 2008	75
Figure 30 : Concentration de flusilazole dans les différentes profondeurs du sol sableux pendant 10 ans d'applications	76
Figure 31 : Concentration de flusilazole dans les différentes profondeurs du sol argileux pendant 10 ans d'applications	76
Figure 32: Concentration de mécoprop P dans les différentes profondeurs du sol sableux pendant 10 ans d'applications (1989-2008)	77
Figure 33 : Concentration de mécoprop P dans les différentes profondeurs du sol argileux pendant 10 ans d'applications (1989-2008)	77

Liste des tableaux

Tableau 1 : Paramètres pris en compte dans les programmes nationaux d'inventaires et de surveillance des sols (d'après EEA, 2003)	10
Tableau 2 : les différents indicateurs environnementaux	25
Tableau 3 : les différents processus pris en compte dans les modèles homologués (Rat et al., 2005)	28
Tableau 4 : Produits phytosanitaires utilisés pour le blé dur	34
Tableau 5 : Caractéristiques physiques et hydrauliques des deux sols types	36
Tableau 6 : Propriétés des produits phytosanitaires (Base de données FOOTPRINT, 2009)	37
Tableau 7 : Différentes variables utilisées dans PEARL.....	60
Tableau 8 : Quantités journalières des pesticides dans les sols de 1999 à 2000.....	63
Tableau 9 : Concentration max des fongicides et herbicides dans les percolâts des sols argileux et sableux à une profondeur 1 m (1999-2000).....	67
Tableau 10 : Concentration max de diflufenican et de métabolites dans les sols argileux et sableux à différentes profondeurs (1999-2000)	68
Tableau 11 : Le bilan de flusilazole dans les sols (1999-2000).....	69
Tableau 12 : Évolution de la quantité de pesticides accumulés dans le sol argileux de 1989 à 2008	74
Tableau 13 : Évolution de la quantité de pesticides accumulés dans le sol sableux de 1989 à 2008	74
Tableau 14 : Évolution de la concentration de flusilazole ($\mu\text{g/l}$) dans les différentes profondeurs des sols pendant 10 ans d'applications.	78
Tableau 15 : Comparaison des deux fongicides dans le sol argileux depuis la 1ère application	80

Introduction

L'évolution des pratiques phytosanitaires en agriculture a permis de préserver les cultures contre les espèces nuisibles et les mauvaises herbes et d'accroître les rendements. Néanmoins, cette évolution est à l'origine de la pollution de l'environnement. En effet, la pollution diffuse est l'une des pollutions les plus complexes des compartiments de l'environnement et la détérioration de la qualité des eaux de surface et/ou sous-terraines et des sols. Cette complexité est due à son caractère « diffus ». Selon Legg, 1997, une des conséquences environnementales majeures de l'agriculture intensive est la dégradation de la qualité des eaux de surfaces et souterraines.

Les cultures les plus consommatrices des produits phytosanitaires et engendrant le plus de pollution diffuse sont l'arboriculture et la vigne (Lennartz et *al.*, 1997 ; Louchard, 1999; Munoz, 1992). La vigne à elle seule consomme près de la moitié des produits phytosanitaires utilisés en France (Louchard, 1999).

La pollution par les produits phytosanitaires est actuellement un problème majeur dans la gestion et la préservation des ressources en sol et en eau. Suite à une prise de conscience des effets dégradants et alarmants de cette pollution sur l'écosystème, plusieurs études ont été menées dans le but de comprendre ce phénomène et de trouver les moyens adéquats pour limiter les pertes en ces produits. En effet, plusieurs chercheurs sont parvenus à l'élaboration des outils et des méthodes d'évaluation des risques liées aux produits phytosanitaires. Ces dernières années, un nombre important d'outils d'évaluation ont été élaborés allant des indicateurs simples à des modèles de simulations demandant plus d'informations pour fonctionner. Toutefois, très peu de modèles ont été validés par des tests empiriques et des confrontations à des résultats issus de mesures directes de la qualité de l'eau ou du sol.

Si les indicateurs des risques liés aux produits phytosanitaires sont aujourd'hui des outils utilisés pour l'évaluation des risques de pollution des eaux (superficielles et souterraines), très peu ont été consacrés à l'évaluation des risques de pollution des sols, selon Devillers et al. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que la procédure des analyses chimiques du sol est lente et demande des coûts élevés d'une part, et d'autre part par la difficulté de prendre en charge toutes les caractéristiques des substances actives par les modèles.

Cependant, les modèles reconnus et retenus comme outils pour les procédures d'homologation des pesticides par l'Union Européenne sont ceux qui ont fait l'objet des études de validations par les données au champ (FOCUS, 2001). Il s'agit en l'occurrence des modèles PRZM (Pesticide Root Zoon Model), PELMO (Pesticide Leaching Model), MACRO (Macropore Flow Model) et le modèle PEARL (Pesticide Leaching at Regional and Local scales). Ce dernier a été choisi pour la réalisation de notre travail car c'est le seul indicateur qui prend en compte toutes les caractéristiques des substances actives et donne les différents teneurs de dissipation des produits phytosanitaires dans le sol.

L'objectif général de ce travail est d'étudier le devenir des traitements de produits phytosanitaires dans les différents types de sols pour la culture du blé en utilisant le modèle PEARL et de pouvoir gérer éventuellement le risque de l'accumulation de ces produits dans le sol. La zone objet de cette étude est le bassin versant de l'étang de l'Or, zone humide classée Ramsar.

Pour ce faire, le plan de cette étude va comprendre les parties suivantes :

La première partie constitue la recherche bibliographique sur la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires (définition, caractéristiques, leur devenir dans l'environnement...), suivie d'une revue sur les outils d'évaluation de la pollution diffuse.

La deuxième partie présente la zone d'étude et les moyens mis en œuvre pour répondre aux objectifs énoncés ci-dessus, notamment l'utilisation du modèle PEARL.

La troisième partie aborde la synthèse des résultats de simulation des pesticides dans les sols aussi bien pour une année d'application que pour 10 ans. Dans cette partie, nous allons aussi tenter de montrer que PEARL est un outil d'aide à la décision et enfin nous terminons par une conclusion générale.

Notre étude se réalisera dans le cadre d'un programme de recherche nommé " TRam " "Gestion de la Toxicité en zone Ramsar.", associé au projet de recherche collaborative mené avec la société DIATAE (projet d'entreprise en incubation à l'IAMM soutenu par le LRI "Languedoc Roussillon Incubation").

Partie I : Pesticides et impact environnemental

Chapitre I : Produits phytosanitaires et leur devenir dans l'environnement

La plupart des études de ces dernières années se focalisent sur l'utilisation des produits phytosanitaires et leur impact sur l'environnement. Pour notre cas, nous allons aborder dans cette partie les problèmes que peut engendrer l'utilisation des produits phytosanitaires, les différents processus qui interviennent dans le devenir de ces produits dans le sol et la réglementation instaurée par l'Union Européenne vis-à-vis des problèmes de pollution.

I. Caractéristiques et généralités des produits phytosanitaires

Les produits phytosanitaires désignent les préparations contenant une ou plusieurs substances actives ayant pour fonction de protéger les végétaux contre les organismes nuisibles, d'assurer la conservation des végétaux et de détruire les mauvaises herbes. On distingue selon la cible à traiter dans l'agriculture : les herbicides, les insecticides, les fongicides et autres (91/414/CEE). Selon Patty et al. (1997), les substances actives sont composées : de minéraux tels que le soufre, le sulfate de cuivre, des molécules organiques naturelles (ex : nicotine et pyrèthrine) et des molécules organiques de synthèse composées de carbamates, urées substituées de triazines. L'utilisation de ces substances actives varie selon les cultures et selon les pays tout en gardant leur principale vocation de lutte contre les ennemis des cultures.

Les produits phytosanitaires sont fréquents en phase aqueuse dans les eaux des rivières (Irace-Guigand et al., 2004; Zhang et al., 2004), dans les eaux souterraines (Worrall et Kolpin, 2004) et dans les eaux de pluie (Haraguchi et al., 1995). Ils sont présents également dans l'air (Coupe et al., 2000) et dans les aliments (Strandberg et Hites, 2001; Rastrelli et al., 2002). Ils sont aussi dispersés dans les différents espaces, on les retrouve dans les villes comme dans les campagnes (Sauret, 2002 ; Scheyer, 2005b).

La France fait partie des pays qui utilisent le plus de substances actives, 500 substances actives environ entrent dans la composition de plus de 8000 produits qui sont utilisées en agriculture. La France représente le premier marché européen de produits phytosanitaires devant l'Allemagne et l'Italie (source UIPP, <http://www.uipp.org>). En 2006, 71 600 tonnes ont été commercialisées dont 90 à 94% étaient destinées à l'agriculture (Union des Industries de la Protection des Plantes (<http://www.uipp.org/>)).

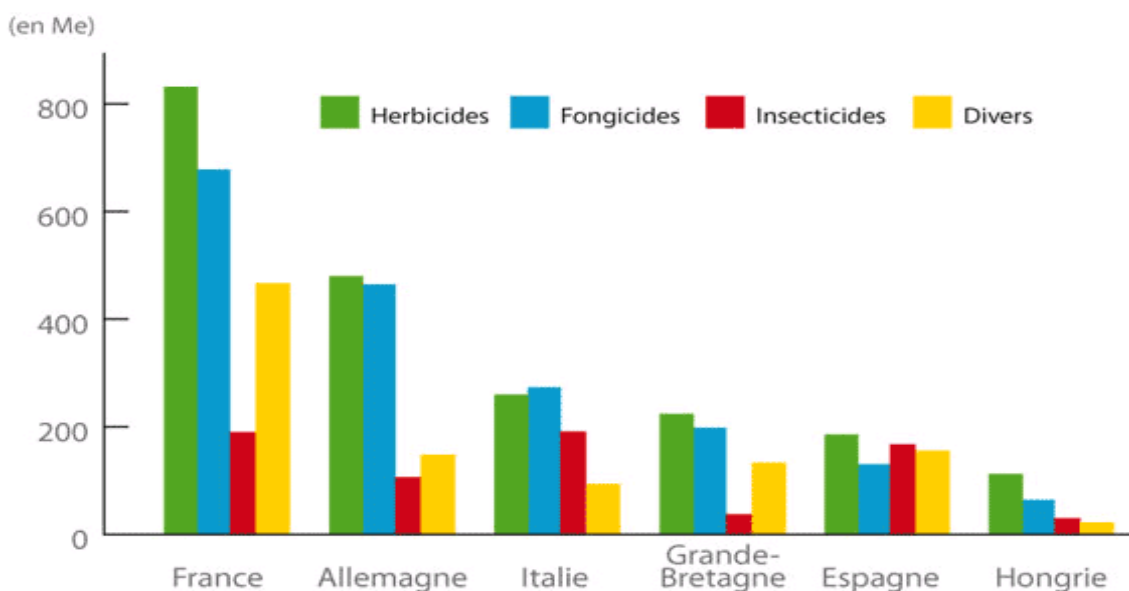
Les quantités de produits phytosanitaires vendues en France sont cependant en baisse depuis quelques années : en 1999 la vente était de 100 000T et en 2006 elle était de 71 600T, soit une baisse d'environ de 28,4% (<http://www.uipp.org>). Néanmoins, en 2007, 77 300 tonnes de substances actives ont été vendues, une hausse qui s'expliquerait par des conditions climatiques défavorables, propices aux maladies (UIPP : rapport d'activité 2007/2008). Selon la même source, cette baisse s'explique en effet par :

- la forte diminution des usages de soufre et de cuivre (-40%) a beaucoup pesé sur la balance compte tenu de leur part dans la consommation totale ;
- l'interdiction d'usage de molécules appliquées à de fortes quantités par hectare et la réduction des doses appliquées ont également contribué à cette observation ;
- l'apparition de nouvelles molécules actives à de très faibles doses/hectare.

Malgré la baisse globale des ventes de produits phytosanitaires, la France reste le quatrième pays consommateur dans le monde avec un marché de 2,3 milliards de dollars en 2005 et environ 1kg de

produits phytosanitaires vendu par habitant et par an, derrière les Etats-Unis, le Brésil et le Japon avec respectivement, 6,5, 4,4 et 3,1 milliards de dollars de marché. La France représente donc le premier marché européen devant l'Allemagne (fig. 1) (source : UIPP). Pour ce qui est de la consommation à l'hectare cultivé (hors prairies permanentes), la France avec 5,4 kg/ha arrive en 4^{ème} position derrière le Portugal, les Pays-Bas et la Belgique (Aubertot *et al.*, 2005).

Figure 1 : Principaux marchés phytopharmaceutiques en 2005 (source UIPP)



II. La réglementation relative aux produits phytosanitaires

Plusieurs études scientifiques à travers le monde ont mis en exergue les risques de pollutions liés aux produits phytosanitaires sur l'environnement et les écosystèmes (biodiversité, qualité de l'eau). Ces risques ont enclenché une prise de conscience des pouvoirs publics dont l'Union Européenne, par la mise en place des mesures directives pour diminuer les quantités de produits phytosanitaires utilisées et promouvoir ainsi une agriculture raisonnée.

La directive cadre de l'eau n°2000/60/CEE impose aux états membres de l'Union Européenne un objectif à atteindre d'ici 2015 « le bon état écologique et chimique » de toutes les masses d'eau à savoir :

- gérer de façon durable les ressources en eau ;
- prévenir toute dégradation des écosystèmes aquatiques ;
- assurer un approvisionnement suffisant en eau potable de bonne qualité ;
- réduire les pollutions des eaux souterraines ;
- réduire le rejet de substances dangereuses.

La directive européenne 91/414/CEE a autorisé, depuis 1993, le contrôle des propriétés toxicologiques et environnementales des substances qui rentrent dans la constitution des produits phytosanitaires. Par conséquent, un retrait progressif de nombreuses substances actives et de produits commercialisés a été enregistré. En effet, sur 839 substances actives, seulement 489 qui sont autorisées à être commercialisées en 2005 (liste arrêtée en juillet 2004). Nous retenons 150 familles chimiques : 165 fongicides, 139 herbicides, 95 insecticides, 11 nématocides et 79 produits divers. Il existe environ 6 000 formulations commerciales homologuées, pour 2 500 réellement proposées (Aubertot *et al.*, 2005).

Par ailleurs, la directive européenne 91/414/CE a autorisé, depuis 1991, la commercialisation uniquement de substances chimiques homologuées. Ces dernières doivent intégrer la publication de l'annexe technique à la directive 91/414/CE relative à l'évaluation du risque environnemental lié aux produits phytosanitaires (Azimonti, 2006).

La mise en œuvre de la réglementation a été déclinée par plusieurs actions :

- la Politique Agricole Commune (PAC) a exigé l'intégration des mesures agri-environnementales (MAE) afin de réduire l'usage des produits phytosanitaires. L'octroi des aides directes est désormais conditionné au respect des règles européennes en matière d'environnement (Blogowski, 2007) par l'obligation d'implantation de bandes enherbées le long des cours d'eau, le maintien d'un registre phytosanitaire, la disposition d'un local de stockage conforme pour les produits phytosanitaires et l'obligation de n'utiliser que des produits homologués et de respecter les conditions d'utilisation.

La politique globale de protection de l'environnement de l'Union Européenne intervient en agissant donc sur les pratiques environnementales et/ou sur le produit lui-même (produits phytosanitaires). C'est dans ce sens que le gouvernement français a mis en place des mesures de réduction des risques liés aux produits phytosanitaires qui se résument comme suit :

- les mesures agroenvironnementales territoriales du nouveau programme de développement rural hexagonal (PDRH 2007-2013) faites en se basant sur le nouvel indicateur de pression phytosanitaire (IFT) (voir annexe 1). Ce plan a pour le principal objectif d'inciter les agriculteurs à réduire l'utilisation des produits phytosanitaires.
- le plan interministériel de réduction des risques liés aux produits phytosanitaires (PIRRP 2006-2009) : ce plan a été mis en place suite aux bilans annuels de la contamination préoccupante des eaux (IFEN), sa principale mission était de réduire de 50% les ventes de produits phytosanitaires à base de substances actives dangereuses, d'ici fin juin 2009.
- le plan Ecophyto 2018 : c'est un plan qui prend la relève du PIRRP et vise à réduire de 50% l'utilisation des produits phytosanitaires dans un délai de 10 ans.

Il est important de noter que sur le plan réglementaire, seules les eaux, de surface ou souterraines font l'objet de contrôles de la présence de pesticides avec des normes de qualité (Alix et *al.*, 2009). Pour les sols, la seule source qui renseigne sur les données des produits dans le sol (persistance) est l'Autorisation de Mise sur le Marché (AMM), mais sans pour autant s'intéresser à l'aspect qualitatif de la contamination. Ceci est dû à :

- ✓ la non existence de dispositif équivalent à ceux relatifs à l'eau et à l'air pour la caractérisation de la contamination des sols par les pesticides, que ce soit en France ou dans les autres pays d'Europe (Alix et *al.*, 2009).
- ✓ la disponibilité des données sur la pollution des sols par les produits phytosanitaires en France et en Europe sont très ponctuelles (systèmes expérimentaux) et très fragmentaires.

En outre, l'Agence Européenne de l'Environnement a publié en 2003 les programmes nationaux d'inventaire et de surveillance des sols et n'a accordé que 17 programmes aux micropolluants organiques et pesticides alors que les paramètres physico-chimie à eux seuls obtiennent 43 programmes (tab.I). Ceci explique en grande partie qu'à l'heure actuelle les bases de données européennes sur les sols (*European Soil Databases*) n'intègrent pas la contamination par les pesticides dans la liste des critères pour lesquels des cartes sont disponibles (Alix et *al.*, 2009).

Tableau 1 : Paramètres pris en compte dans les programmes nationaux d'inventaires et de surveillance des sols (EEA, 2003)

Paramètres	Nombre de programmes	Fréquence d'échantillonnage (années)		Nombre de sites Etendue
		Médiane	Etendue	
Propriétés générales	29	9	5 - 20	2 - 2 100
Nutriments	43	9	1 - 15	1 - 20 000
Physico-chimie	43	8	1 - 12	1 - 20 000
Activité microbienne et faune	12	6	3 - 10	2 - 1 200
Métaux lourds	40	8	3 - 20	1 - 20 000
Radionucléides	9	6	3 - 10	4 - 2 000
Micropolluants organiques et pesticides	17	6	3 - 10	1 - 700

Pour pallier ces lacunes et mieux appréhender la menace des sols européens par les pesticides, les Etats membres œuvrent actuellement pour la rédaction d'une directive cadre sur les sols afin de fixer entre autres les critères de qualité des sols et les modalités de leur évaluation.

II. Les problèmes environnementaux liés aux produits phytosanitaires

Bien que les produits phytosanitaires aient un rôle positif dans la lutte contre les ennemis des végétaux, il est important de souligner qu'en même temps ils sont à l'origine des différentes pollutions de l'environnement. Cependant, chaque utilisation d'un produit phytosanitaire est associée à un risque, d'où une nécessité d'identifier ce dernier en évaluant la toxicité du pesticide ainsi que l'exposition potentielle d'un compartiment de l'environnement à ce pesticide (Baer et al., 1999). En effet, de nombreuses études ont montré l'impact des produits phytosanitaires sur l'air, l'eau et les sols. Aujourd'hui, « *les éléments de preuve sont suffisants pour suggérer que le problème [des produits phytosanitaires] est grave et s'amplifie* » (CCE, 2001).

L'influence des produits phytosanitaires sur l'environnement varie en fonction d'un grand nombre de facteurs :

- la toxicité et l'écotoxicité,
- la persistance du pesticide dans l'environnement (durée de demi-vie),
- le temps d'exposition et la dose,
- la sensibilité relative des organismes ou de l'écosystème exposés,
- l'âge de l'organisme exposé.

1. Les différents types de pollution

Les produits phytosanitaires peuvent être à l'origine des différentes pollutions par leur libération dans l'environnement. Ils contribuent à deux formes de pollution :

- ✓ la pollution ponctuelle qui est le plus souvent due à des erreurs de manipulation (mauvais réglage du pulvérisateur, débordement au remplissage de la cuve...) et ont des conséquences lourdes sur les écosystèmes locaux.

- ☞ la pollution diffuse qui est liée aux traitements des cultures. Elle est considérée la plus importante et la plus problématique des sources de pollution. En ce qui concerne notre travail, nous allons accorder plus de détail à cette pollution car elle fait l'objet de notre problématique.

A. La pollution diffuse

La pollution diffuse se définit selon le dictionnaire de l'environnement comme suit : « la pollution diffuse est une pollution des eaux due non pas à des rejets ponctuels et identifiables, mais à des rejets issus de toute la surface d'un territoire et transmis aux milieux aquatiques de façon indirecte, par ou à travers le sol, sous l'influence de la force d'entraînement des eaux en provenance des précipitations ou des irrigations » (<http://www.dictionnaire-environnement.com>). L'agriculture est l'une des activités économiques à l'origine de ce type de pollution. Une grande part des substances actives apportée aux végétaux n'atteignent pas la cible et ne jouent pas le rôle agronomique. Elles seront alors susceptibles d'atteindre le système sol et d'être transférées vers les eaux de surface au terme d'un certain nombre de processus. En effet, Barriuso *et al.* ont constaté en 1996 que les produits phytosanitaires apportés aux végétaux engendrent globalement des pertes sous différentes formes : volatile (0- 90%), ruisselante (0- 20%) et entraînement en profondeur (0- 3%).

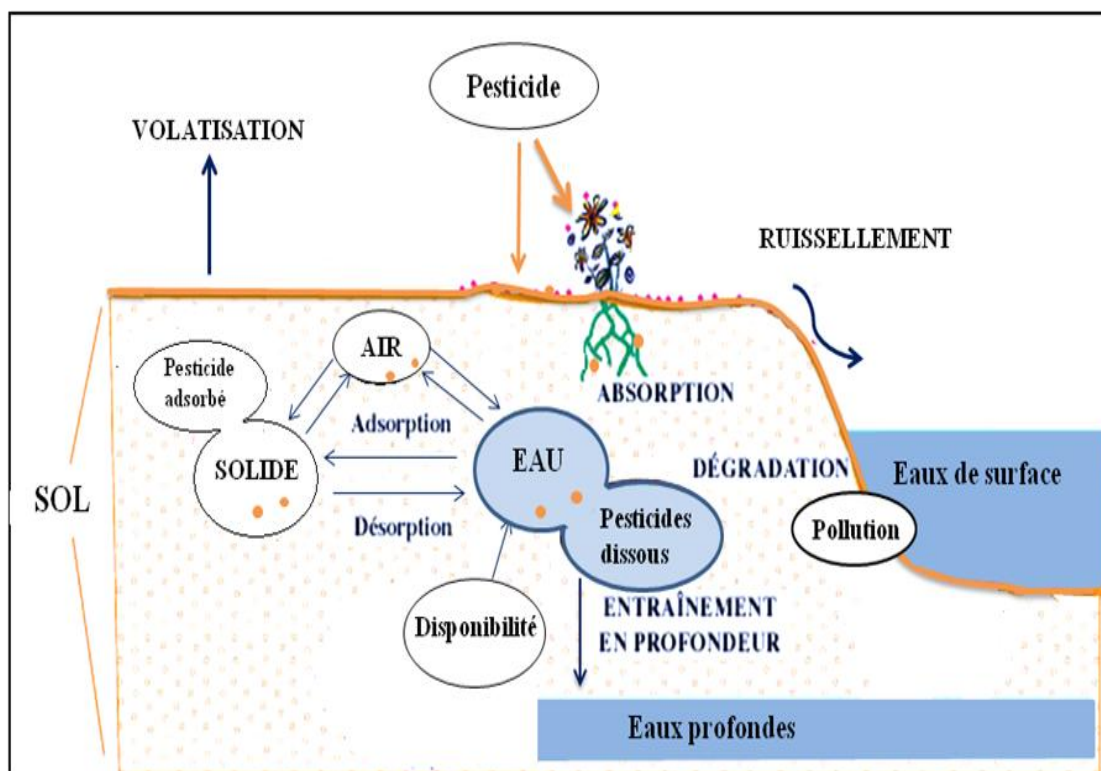
L'objet du paragraphe suivant est de recenser les différents processus mis en jeu ainsi que leur rôle dans les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux et leurs comportements dans les sols.

B. Le devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement

Comme nous avons vu précédemment, l'utilisation des produits phytosanitaires à des fins agricoles peut engendrer des pertes en matières actives vers des endroits non ciblés et se retrouver ainsi dans les trois compartiments d'un écosystème : l'air, le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface (fig.2). Les processus responsables de ces transferts sont la volatilisation, la dérive, la rétention, le lessivage et le ruissellement. La disponibilité des produits phytosanitaires dans le sol est la résultante de l'ensemble des processus de dégradation, de rétention et de transport qui contribuent à leur dissipation (Barriuso *et al.*, 2004). Ces processus de dégradation jouent également un rôle dans la contamination environnementale ; plus la dégradation est importante, moins la quantité de pesticide contaminant est grande (Wohlfahrt, 2009).

La notion de dissipation d'un produit dans l'environnement traduit également la capacité d'un produit à être transformé et/ou transporté. Il conviendra de préciser pour chaque processus l'échelle la plus adaptée pour l'envisager. La dissipation d'un pesticide est donc séparée en deux processus : la dégradation et la dispersion.

Figure 2 : Processus de dissipation des pesticides dans l'environnement (Barriuso *et al.*, 1996)



a) Processus de dégradation

Le devenir des produits phytosanitaires dans le sol dépend des facteurs du milieu : le climat, le sol, les propriétés physico-chimiques des matières actives, les pratiques agricoles et la microflore du sol. Dès leur arrivée aux sols, les produits phytosanitaires sont soumis à des dégradations physico-chimiques et/ou biologiques. La molécule initiale dans le sol est caractérisée par la molécule mère et les produits issus de la transformation de cette dernière sont caractérisés par les métabolites. Les processus de dégradation physico-chimiques les plus courants sont la photo-dégradation et l'hydrolyse et se font essentiellement en présence du soleil et de l'eau. Quant à la biodégradation des produits phytosanitaires, elle peut être aérobie ou anaérobie et elle peut conduire à la production de métabolites jusqu'à la minéralisation (formation des dioxydes de carbone) (Colin, 2000). Généralement, la biodégradation en aérobie est plus importante que la dégradation abiotique (Vallet, 2006).

Cependant, la biodégradation est due à l'activité des microorganismes, ces derniers utilisent comme source d'énergie nutritive et source de carbone les pesticides pour pouvoir grâce à leurs enzymes les dégrader par la suite. Donc les populations ciblées ici sont dotées d'une résistance à l'action des substances actives.

L'adaptation microbienne aux conditions du milieu se traduit souvent par l'augmentation de la vitesse de dégradation des matières actives. Dans ces circonstances, la biodisponibilité des pesticides vis-à-vis d'une microflore adaptée peut être augmentée (Barriuso *et al.*, 2004).

L'activité microbienne est influencée par la teneur en eau dans le sol. Cette dernière agit sur la vitesse de dissipation. En effet, l'activité de la microflore est importante à la capacité aux champs (RU) et donc la dégradation est élevée. En revanche, les teneurs en eau élevées deviennent défavorables par le manque d'oxygène et les teneurs en eau plus basses le deviennent à cause d'une biodisponibilité de l'eau

insuffisante (Calvet et *al.*, 2005). La littérature rapporte également que la gamme du pH favorable pour l'accroissement de la minéralisation est entre 6 et 7,5.

Par ailleurs, selon la nature de la population microbienne, les pesticides peuvent avoir un effet sur l'activité des microorganismes (diminuée). Il est difficile d'affirmer que tel contaminant est responsable de tel effet négatif à cause de la diversité des sources de pollutions et des interactions qui peuvent exister entre les polluants (Magdelénat, 2009).

L'activité des micro-organismes est surtout importante dans les premiers centimètres du sol qui sont le siège d'une grande partie de la dégradation des substances phytosanitaires (Calvet et Charnay, 2002). Il est alors considéré qu'une fois dépassé cette profondeur du sol, les substances et les métabolites pourraient rejoindre, à moyen ou à long terme, les eaux souterraines (Ravanel et Tissut, 2002). D'une façon générale, la vitesse de dégradation (dissipation) diminue avec la profondeur. Ceci s'explique par la présence de la biomasse active dans les couches de surfaces qu'en profondeur ; et malgré la présence d'autant de bactéries en surface qu'en profondeur, la dégradation diminue. Ceci est dû aux conditions non favorables du milieu : aération, la température et l'insuffisance de nutriments.

La caractérisation de la capacité de dégradation d'une molécule se fait en déterminant la variation de la quantité de cette molécule disparue dans le temps et dans le sol. Il existe deux principales façons d'estimer la cinétique : estimer l'évolution de la quantité de la molécule « mère » ou estimer l'évolution de la quantité des métabolites (ECRIN, 2002). Cela revient à calculer le temps de demi-vie de la matière active (TD50). La DT50 « correspond à la durée nécessaire pour que 50 % de la quantité initiale d'un produit disparaisse » (IRPeQ, 2007). Les résultats sont souvent représentés sous la forme d'une équation cinétique et modélisée par une fonction exponentielle telle que ((Magdeléna, 2009) :

$$C(t) = C(0) \exp \frac{-(\ln 2) \times t}{DT50}$$

Avec :

C(t) : concentration de la molécule au temps t (mg/kg de sol)

C(0) : concentration initiale au temps 0 (mg/kg de sol)

DT50 : demi-vie (jour)

La DT50 est une propriété déterminée en laboratoire (conditions standardisées) et au champ dans le cadre de la procédure d'homologation des produits phytosanitaires (Wohlfahrt, 2009). Les processus mis en jeu dans la dégradation sont nombreux. La vitesse de dégradation des produits phytosanitaires peut être très variable en fonction des conditions du milieu (température, humidité, etc.) (Kaur *et al.*, 1998). Il y a lieu de noter qu'il n'est pas facile de distinguer les effets des facteurs séparément. Néanmoins, la mesure des valeurs de demi-vie en laboratoire (où les conditions sont contrôlées) est assez incomplète sur la persistance d'une molécule dans un milieu où il y a l'intervention des autres processus tels que le transfert, lessivage et la volatilisation. Cependant, la mesure de la DT50 reste le seul paramètre qui donne une quantification de la dégradation des produits phytosanitaires et aussi l'un des paramètres le plus utilisé dans les indicateurs d'évaluation des risques de pollution des sols liées aux produits phytosanitaires.

Les matières actives des produits phytosanitaires sont classées selon leur persistance comme suit (base de données FOOTPRINT, 2009) :

- ≈ peu persistante : si sa demi-vie à la disparition au champ ne dépasse pas 30 jours ;
- ≈ moyennement persistante : si sa demi-vie est comprise entre 30 et 100 jours ;

- = persistante : si sa demi-vie est comprise entre 100 et 365 jours ;
- = très persistant : si sa demi-vie est supérieure à 365 jours.

FOOTPRINT (en anglais : *Functional TOOlS for Pesticide RiSk AssessmeNt and management*) est un projet de recherche cofinancé par la Commission Européenne qui vise à développer trois logiciels contribuant à l'évaluation et à la réduction du risque de transfert des pesticides vers les ressources en eau. Le projet a débuté en janvier 2006 et a bénéficié d'un cofinancement européen pour une durée de 3,5 ans (jusqu'à fin juin 2009) (FOOTPRINT, 2009).

b) Processus de rétention dans le sol

La rétention représente le passage des molécules sur la phase solide du sol à partir : soit de la phase gazeuse ou de la phase liquide (Calvet et Charnay, 2002). Cette rétention (adsorption) se fait sous deux formes : la rétention réversible (adsorption et désorption) et celle irréversible. La désorption est le passage de molécule adsorbée de la phase solide à la solution du sol, suite à un changement dans la phase liquide. Un apport d'eau ou un départ de molécule avec le flux d'eau cause une désorption partielle jusqu'à un nouvel équilibre (Moeys, 2007).

La rétention des produits phytosanitaires dans le sol dépend :

- ☛ des propriétés des sols (les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, les argiles et la matière organique),
- ☛ des propriétés de la phase liquide du sol (pH en particulier), la quantité et la répartition de la solution dans l'espace poral du sol (Calvet et Charnay, 2002)
- ☛ des propriétés des produits phytosanitaires (solubilité, K_{oc}).

Par ailleurs, des études ont montré que le processus de rétention des produits phytosanitaires dans le sol est évolutif dans le temps. Cependant, les cinétiques d'adsorption des molécules par les sols font apparaître très souvent une phase d'adsorption rapide de quelques heures, suivie d'une phase lente. Ce phénomène correspond probablement à un **processus de diffusion** du polluant dans la micro-porosité des structures colloïdales et/ou des agrégats des sols (Barriuso et al., 1996 ; Louchart, 1999).

La plupart des études représentent le processus de sorption par des isothermes d'adsorption (teneur en pesticides adsorbés en fonction de la concentration en pesticides dans la solution du sol). L'isotherme de Freundlich est le plus facile à utiliser (ECRIN, 2002)

$$C_s = K_f \times C_e^n$$

Avec :

C_s : Concentration à l'équilibre du pesticide adsorbé sur le substrat (mg/kg)

C_e : Concentration à l'équilibre du pesticide en solution (mg/L)

K_f : Coefficient de Freundlich, représentant la capacité d'adsorption (L/kg)

n : indice d'affinité du polluant pour le sol (souvent $n = 1$ et alors $K_f = K_d$)

K_d : Coefficient de partage ou de distribution (L/kg)

L'équation de Freundlich peut être simplifiée en la considérant comme une équation linéaire. Elle est valable dans une gamme de valeurs $0,8 < n < 1$. Quand la valeur de nf est égale approximativement à 1, le

coefficient K_f est alors considéré comme un coefficient de partage (ou de distribution) entre la phase solide et la phase liquide, coefficient communément appelé dans ce cas K_d (Ecrin, 2002).

L'étude de l'adsorption/rétention des produits phytosanitaires se fait par des méthodes classiques au laboratoire. La rétention (la quantité adsorbée) est exprimée par l'équation suivante :

Avec :

$$K_{OC} = K_d / C_{org}$$

C_{org} teneur du sol en carbone organique (g/100g)

K_d coefficient linéaire d'adsorption

K_{OC} rétention de la matière active

L'obtention du coefficient K_d se fait souvent sans tenir compte de la température de l'isotherme de sorption. Or une baisse de la température favorise une augmentation du phénomène de sorption puisqu'il s'agit d'un processus exothermique. La complexité du phénomène augmente davantage si l'on doit considérer des effets compétitifs entre les solutés (Alvarez Benedi et Muñoz-Carpena, 2005).

Selon Barriuso et Calvet (1992), la valeur du K_{OC} peut varier d'une molécule à une autre par la variation des propriétés des constituants organiques du sol. L'adsorption pour certaines molécules n'est pas forcément liée au taux de carbone organique mais elle peut être liée à la Capacité d'Echange Cationique (CEC) du sol (fig.3). Une autre étude (Jury et al. 1983) a montré que le glyphosate ne subit pas de volatilisation significative à partir de la surface du sol argilo-limoneux, ceci est dû à la rétention de cette substance par des argiles.

D'une façon générale, l'augmentation de la rétention des polluants sur la phase solide du sol diminue les risques du polluant, mais peut rendre difficile sa complète élimination (Barriuso et al., 1996). Aussi, en termes d'évaluation de risque, la formation de résidus non extractibles est considérée à la fois comme une baisse de la disponibilité des produits phytosanitaires mais également comme une augmentation de leur rémanence dans les sols en raison des processus de relargage à long terme (Barriuso et al., 2008). Il est rappelé également que cette variable (coefficient d'adsorption) est utilisée par les modules d'évaluation des risques de pollution des sols causés par les produits phytosanitaires.

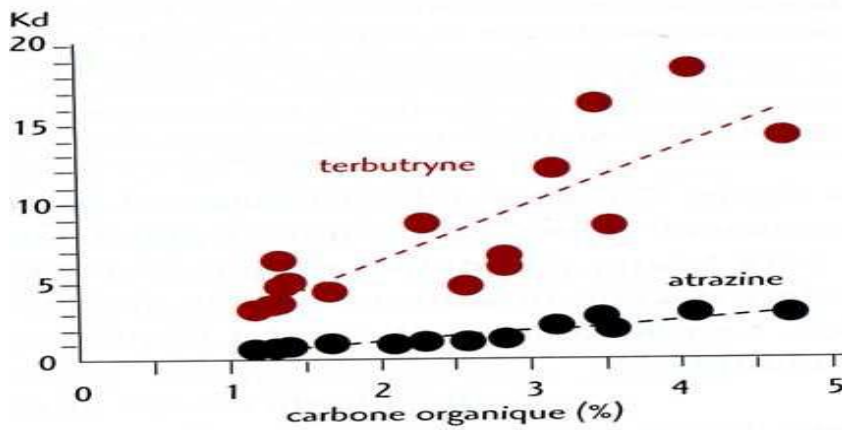


Figure 3 : Variation du coefficient K_d en fonction de la teneur organique du Sol - Observation sur 54 sols différents (Barriuso et Clavet, 1992).

Par ailleurs, des expériences en laboratoire ont montré que les transferts verticaux des matières actives peuvent être limités par l'effet de l'adsorption (fig. 4). Ce phénomène est d'autant plus important que le sol est riche en matière organique. En effet, cette figure montre qu'après 50 ml de pluie, près de 60% de l'atrazine appliquée sur le sol sont entraînés et presque aucune perte n'est constatée sur le sol riche en matière organique (compost).

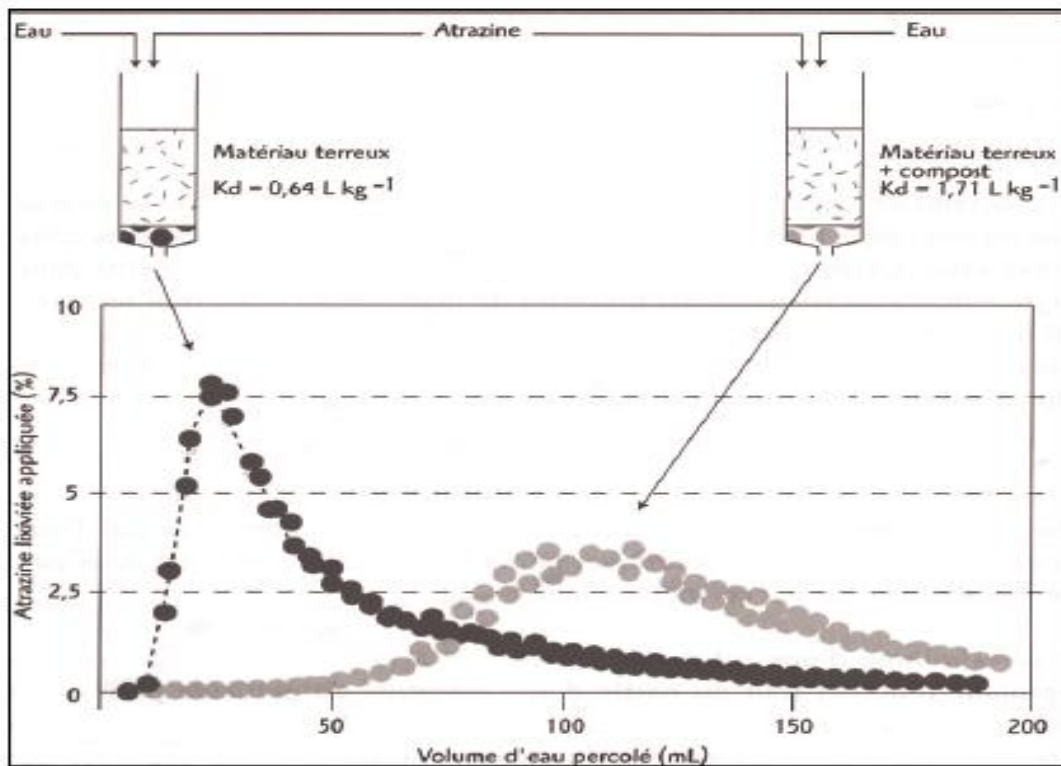


Figure 4 : Influence de la rétention sur le transport vertical de l'atrazine (Barriuso et al., 1996)

Selon Perrin-Ganier et Schiavon (1998), il n'est pas facile de préciser les voies de transformation des résidus de pesticides immobilisés par la matière organique. Il est difficile aussi de distinguer à long terme, entre la persistance et la rétention d'une matière active sur sa mobilité, vu que dans le cas de la rétention, le pesticide est susceptible d'être dégradé à un moment donné. Dans ce cas, il serait nécessaire de parler d'une mobilité à court terme conditionnée par les caractéristiques de rétention (adsorption/désorption), en opposition avec une mobilité à long terme, liée à la persistance des produits (Dictor et al., 1992 ; Barriuso et al., 1996). Néanmoins, le processus de rétention peut engendrer des risques de pollution par l'accumulation des produits phytosanitaires dans le sol. Nous citons à titre d'exemples : les fongicides à base de cuivre utilisés en viticulture depuis des dizaines d'années constituent une source de pollution des sols de vignoble. Les concentrations en cuivre dans ces sols peuvent atteindre fréquemment des valeurs comprises entre 100 et 1500 mg/kg (Deluisa et al. 1998 ; Brun et al., 2001 ; Chaignon et al., 2003) ; alors que les concentrations couramment mesurées dans les sols cultivés sont de 5 à 30 mg/kg (Brun et al., 2003). Ceci peut générer dans le cas où ces sols seront convertis à d'autres productions agricoles, un problème de toxicité pour les animaux et voire même pour la santé humaine (Delas, 1963 ; Flemming & Trevors, 1989).

Ce risque est illustré également par le cas du chlordécone utilisé de 1972 à 1993 pour la lutte contre le charançon de la banane en Guadeloupe et Martinique et par conséquent. Par conséquent, le pesticide stocké dans les sols pollue actuellement (et sans doute encore pour des décennies) les eaux et contamine les productions dans certaines zones (Vallet, 2006).

c] Processus de transfert

Ce processus traduit la capacité qu'a la substance active à s'étendre depuis l'endroit de son application via l'atmosphère et l'eau. Quant au sol, il n'intervient pas de façon intrinsèque dans le transport (Bliefert et Perraud, 2001 ; Harrison, 1998). Il s'agit donc de la lixiviation, le ruissèlement et la volatilisation.

❖ Lessivage et lixiviation (Processus de transfert vers les eaux souterraines) :

L'entraînement des substances de produits phytosanitaires du sol vers les horizons de profondeur se fait essentiellement par deux processus en présence d'eau : le processus de lixiviation est un processus de déplacement des molécules en solution et le processus de lessivage est le déplacement des molécules associées aux particules fines et solides.

Les molécules de produits phytosanitaires une fois arrivées au sol, sous l'effet de l'eau, vont subir : soit une dégradation (complète ou non) et un transfert rapide de l'horizon de surface vers la profondeur ; soit elles vont se trouver infiltrées dans les micropores et entraînées progressivement vers la profondeur. Toutefois, deux phases de contamination des eaux de profondeur sont à enregistrer :

- une première phase (transfert rapide) qui concerne la substance active liée aux pluies proches du traitement.
- une seconde (transfert progressif) chronique conduisant à un relargage progressif d'un mélange évolutif de substances actives et de métabolites préalablement associés aux microstructures du sol.

La vitesse d'infiltration des substances actives dans le sol est caractérisée par la conductivité hydraulique (K : m/s). Cette dernière représente l'aptitude d'un matériau à laisser passer un fluide à travers lui. Elle dépend donc du matériau et du fluide. La bibliographie retient qu'un sol est considéré comme imperméable quand le K est inférieur à 10^{-9} m/s. Le flux d'infiltration est souvent modélisé par l'équation de Richards, pour plus d'information voir Van Dam et al. (1997) :

$$C(h) \frac{h}{t} = \frac{k(h)}{z} \frac{h}{z} + 1 - R_{uL} - R_{dL}$$

Avec $C(h)$ (1/m) capacité capillaire

t (j) temps, z (m) : position verticale

h (m) hauteur d'eau,

$K(h)$ (m /j) conductivité hydraulique à l'état insaturée,

R_{uL} ($m^3 /m^3 /j$) taux volumique d'un volume d'eau absorbé par les racines

R_{dL} ($m^3 /m^3 /j$) volume d'eau perdu latéralement par drainage .

Le processus du transfert vers les eaux souterraines est fonction de (Van der Werf, 1996, cité par Colin, 2000) : des caractéristiques du produit, des propriétés du sol, de la vitesse d'infiltration et de l'épaisseur de la zone non saturée.

La perte par lixiviation selon Severin (2002) est difficile à déterminer en plein champ dans un milieu hétérogène. En effet, la présence des sols gonflants, des galeries de vers de terre et des traces de racines vont accentuer les pertes des substances solubles (transfert rapide) vers les profondeurs et augmenter le risque de pollution des eaux souterraines. C'est ainsi que les molécules des matières actives vont se retrouver échappées aux processus de rétention et de dégradation par les micro-organismes. La lixiviation est généralement limitée par les propriétés de forte adsorption, comme pour le cas du glyphosate. Plus le glyphosate est adsorbé, moins il est dégradé et lixivié. Ceci nous amène à conclure que plus le sol a des affinités pour les produits phytosanitaires, plus le temps de désorption est important.

❖ Volatilisation

Pendant et après l'application des produits phytosanitaires, une partie peut se retrouver perdue dans l'air par volatilisation (passage de la phase liquide à la phase gazeuse). Ce processus peut avoir lieu depuis la surface des sols nus, depuis la surface des cultures et à partir de microgouttelettes emportées par le vent. D'après certains auteurs, la volatilisation des substances actives peut atteindre jusqu'à 90 % de la dose appliquée, sous certaines conditions (Bedos et al.2002). La volatilisation est donc liée essentiellement à :

- des conditions climatiques : la volatilisation augmente avec l'augmentation de la température, du vent (Klöppel et Kördel, 1997) et l'évaporation de l'eau depuis la surface des sols (importante dans les sols mouillés),
- des propriétés chimiques des molécules (pression de vapeur saturante, constante de Henry, Koc),
- les pratiques culturales (mode d'application, distribution du produit sur la surface foliaire),
- la dérive est dépendante de facteurs techniques comme le type de buse ou de matériel utilisé pour l'épandage (Ecrin et al., 1999 ; Herbst et Gazelmeier, 2000).

D'après l'équation ci-dessous, plus la solubilité des molécules augmente, plus la constante d'Henry diminue. Cependant, une molécule est caractérisée comme volatile si son K_h est supérieure à $2,65 \times 10^{-5}$ (Magdalena, 2009).

La mesure de la volatilisation se fait par la constante de Henry (K_h) (Van Der Werf et Zimmer, 1998) :

$$K_h = \frac{P_{\text{vap Sat}} \times M \times 1000}{\text{Solubilité} \times R \times T}$$

Avec :

- Kh : constante de Henry (sans dimension)
- Pvap sat : pression de vapeur saturante (mPa)
- M : masse moléculaire (g/mol)
- Solubilité : solubilité du pesticide dans l'eau (mg/L)
- R : constante des gaz parfaits (8,314)
- T : température (K)

❖ Ruissellement

L'eau ruisselante de surface est le principal vecteur de transfert des substances de produits phytosanitaires. Ces dernières peuvent se trouver sous formes dissoutes dans l'eau, en suspension ou adsorbées par les sédiments. La pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires est essentiellement causée par ce transfert qui est le ruissellement.

Nous distinguons trois types de ruissellements (fig.5) :

- ❖ le ruissellement **hortonien** (ruissellement de surface strict) qui est le fait d'un dépassement de la capacité d'infiltration du sol
- ❖ le ruissellement **hypodermique** ou écoulement de sub-surface, qui se produit lorsque la conductivité latérale est plus importante que la conductivité verticale (érosion).
- ❖ le ruissellement **sur sol saturé** engendré par une saturation des capacités de stockage couplée à celle des transferts latéraux. Ce ruissellement s'opère pour des remontées de nappe coïncidant avec une section verticale concave du talweg (Lecomte, 1999). On peut considérer ce dernier comme un cas particulier du ruissellement hortonien.

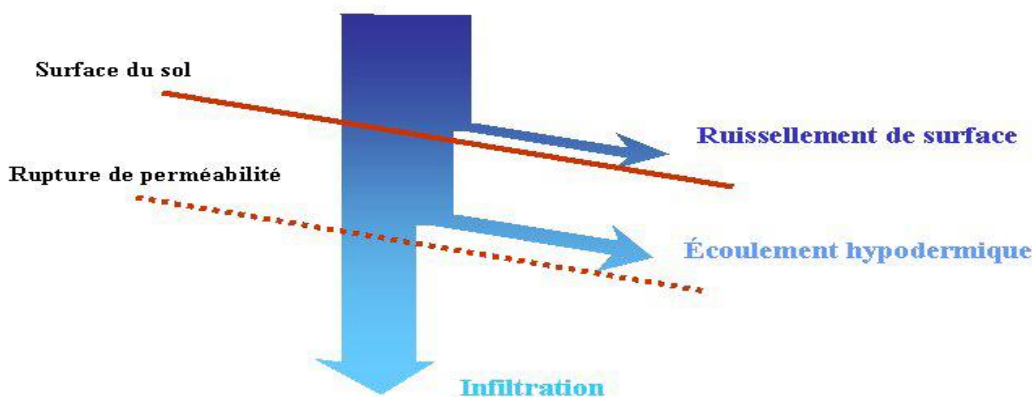


Figure 5: Les différents types d'écoulement dans le sol (d'après CORPEN, 1996)

Des études ont montré qu'il y a une forte corrélation entre la concentration en produits phytosanitaires dans les eaux de ruissellement (sous forme dissoute ou particulaire) et la concentration en ces éléments dans le premier centimètre du sol, (Southwick et al., 2003). Néanmoins, Lennartz et al., (1997) constatent une diminution plus rapide dans le sol pour le diuron que pour la simazine, alors que les pertes sont inversées dans l'eau de ruissellement. D'où la difficulté de prévoir l'évolution dans les deux phases.

Selon Voltz et Louchard (2001), les proportions relatives des deux formes de transport des molécules dépendent de deux principaux facteurs :

- le coefficient de partage sol-eau (K_d) ;
- la charge en matières en suspension (MES) de l'eau d'écoulement.

Le premier facteur est inhérent aux molécules considérées. Il traduit leurs propriétés d'adsorption sur la phase solide. Ce coefficient est égal au ratio entre la teneur en substances adsorbées sur les particules et leur concentration dans l'eau, dans un état supposé en équilibre avec la phase adsorbée. Autrement dit, il varie selon la nature chimique des molécules, les caractéristiques de la phase solide et la teneur en matière organique.

Le coefficient se calcule comme suit :

$$K_d = C_s / C_e$$

Avec K_d : coefficient de distribution du produit entre les fractions dissoutes et particulaires.

C_s : concentration du produit sur la fraction solide en $\mu\text{g/g}$

C_e : concentration en produit dans la fraction liquide $\mu\text{g/ml}$

Toutefois, il est important de souligner que le ruissellement des produits phytosanitaires dépend des facteurs intrinsèques des produits phytosanitaires et de ceux du milieu environnant aussi bien à l'échelle de la parcelle qu'à celle du bassin versant et les plus importants sont résumés dans la figure ci-dessous.

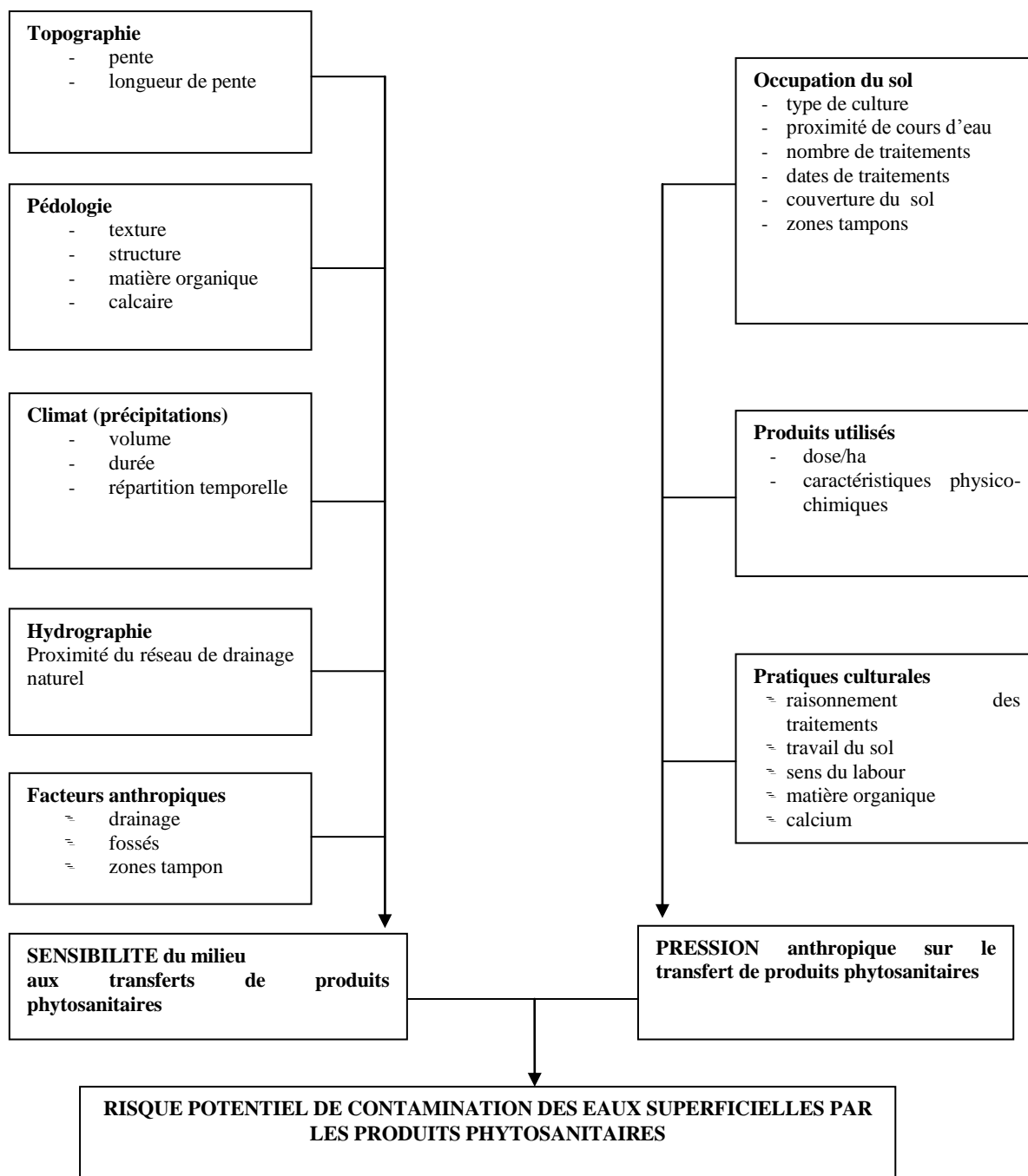


Figure 6: Facteurs influant sur les pertes de produits phytosanitaires par ruissellement selon Leonard(1990).

d] Absorption par les racines

En milieu saturé, le transfert des substances actives une fois épandues se fait sous forme de solution vers la racine. En milieu non saturé en eau, le transfert se fait par diffusion à un rythme beaucoup plus lent. Cependant, ces substances peuvent se montrer toxiques si elles sont en excès (Duchaufour, 2001). Le phénomène d'absorption par les racines est représenté par le modèle suivant (Tiktak et Bouten, 1992):

$$\mathbf{R_U} = \mathbf{R_{U,L}} \mathbf{f_U} \mathbf{C_L}$$

Avec :

R_U : (Kg/m³/j) taux volumique des pesticides absorbés

$R_{U,L}$: (m³/m³/j) taux volumique de l'eau absorbée

f_U : Coefficient du flux de transpiration

C_L : Concentration de pesticides dans la l'eau

Pour illustrer le processus du transfert, des auteurs rapportent que le mouvement des pesticides dans l'eau est décrit par les phases : convection, dispersion et diffusion. Le flux de masse des pesticides dans la phase liquide est calculé à partir de (Tiktak et al., 2000) :

$$J_{p,L} = qC_L - D_{dis,L} \frac{C_L}{Z} - D_{dif,L} \frac{C_L}{Z}$$

Avec :

$J_{p,L}$: (Kg/m²/j) Flux de masse des pesticides dans l'eau

$D_{dis,L}$: (m²/j) Coefficient de dispersion de pesticides dans l'eau

Q : (m³/m³/j) Flux d'eau

Z : (m) position verticale

$D_{dif,L}$: (m²/j) Coefficient de diffusion de pesticides dans l'eau

Le coefficient de dispersion est considéré comme proportionnel au flux de l'eau du sol et il est exprimé par la formule suivante :

$$\mathbf{D}_{dis,L} = \mathbf{L}_{dis,L} \quad | \mathbf{q} |$$

Avec :

$L_{dis,L}$ (m) Longueur de dispersion

Quant au phénomène de diffusion, le transport des molécules s'effectue dans le sens des concentrations décroissantes ; il est considéré comme un phénomène irréversible. Le processus est décrit par la loi de Fick (Tiktak et al., 2000):

$$\mathbf{D}_{dif,L} = \mathbf{C_L} \mathbf{D_w}$$

Avec :

$D_{dif,L}$: Coefficient de diffusion des pesticides dans l'eau

C_L : Coefficient de diffusion relatif à la phase liquide

D_w : (m^2/J) : Coefficient de diffusion de pesticide dans de l'eau pure
 Dans la phase gazeuse, le transport des pesticides est d'écrit par le flux de masse de pesticide en utilisant la loi de Fick (Tiktak et *al.*, 2000):

$$J_{p.g} = - D_{\text{dif.g}} \frac{C_g}{Z}$$

Avec :

J_{pL} : ($Kg/m^2/j$) Flux de masse des pesticides dans la phase gazeuse

C_g : (m^2/j) Concentration de pesticides dans la phase gazeuse

Z : (m) position verticale

$D_{\text{dif,L}}$: (m^2/j) Coefficient de diffusion de pesticides dans la phase gazeuse et le coefficient de diffusion se calcule donc comme suit :

$$D_{\text{dif,g}} = C_g D_a$$

Avec :

$D_{\text{dif,g}}$: Coefficient de diffusion des pesticides dans la phase gazeuse

C_g : Coefficient de diffusion relatif dans la phase gazeuse

D_a : (m^2/J) : Coefficient de diffusion de pesticide dans l'air

Chapitre II : Outils d'évaluation de la pollution diffuse

I. Les différents types indicateurs environnementaux

Les produits phytosanitaires, de par leur nature, présentent des risques pour la durabilité de l'environnement. Pour limiter les effets de leurs propriétés toxicologiques, il faut évaluer d'abord les variables de l'environnement à travers des méthodes diagnostiques ou indicateurs. Chaque auteur utilise sa propre définition qui est fonction des objectifs fixés. Plusieurs définitions ont été données à l'indicateur. Ainsi, pour Gallopin (OCDE, 1999, p.117), les indicateurs reçoivent des appellations très diverses : variables, paramètres, mesures, mesures statistiques, valeurs, indices, informations, modèles empiriques de conditions réelles.... Selon Gras (Gras *et al.*, 1989), « *les indicateurs sont des variables (...) qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès (...) Les indicateurs servent aussi de repère pour prendre une décision* ».

Estimer les impacts revient donc à montrer le degré d'influence de ces produits sur l'environnement. Pour cela, il faut au préalable disposer d'outils d'estimation des impacts effectifs. Dans le cas des produits phytosanitaires, plusieurs indicateurs ont été élaborés dans ce sens. Dans le tableau ci-dessous, nous en avons illustré quelques-uns en nous inspirant du travail de Devillers et al.2005. Toutefois, l'objectif ici n'est pas d'étudier chaque modèle environnemental mais plutôt de présenter les modèles les plus utilisés pour évaluer la pollution diffuse liée aux produits phytosanitaires. Ces modèles ne seront pas vus en détail car ils répondent à des besoins spécifiques et ne sont pas forcément adaptés à notre problématique.

En effet, comme le montre le tableau 2, l'évaluation des risques de pollution de l'environnement se fait par différents outils allant d'indicateurs simples à des modèles complexes. Les grands groupes d'indicateurs sont à distinguer :

Les indicateurs mécanistes

Ils regroupent tous ceux qui intègrent directement les valeurs des variables dans le calcul (Devillers *et al.* 2005). Les modèles utilisés sont soit simples (systèmes d'équations ex : la quantité de substance active/ha), soit plus ou moins complexes. Ces méthodes présentent des résultats plus précis que les indicateurs à notation.

Tableau 2 : les différents indicateurs environnementaux

Indicateurs		Evalue	Compartiments concernés	Méthodes de calcul	Variables	Echelle	Inconvénients
Graundwater Ubiquity Score	GUS	Risque environnemental	Eaux souterraine	Mécaniste	-----	-----	Validation non actualisée, pas de variables liés au milieu
Additive Scoring	ADSCOR	Risque environnemental	Eaux de surface	Notation hybride	DT50, Koc, Kow, CE50, CL50	Parcelle, régional, national	Non validé avec données terrain
Indicateur du CORPEN	CORPEN	Risque environnemental	Eaux de surface	Mécaniste	Produit+milieu (58 variables)	B.V. exploitation	Nécessite temps et moyens
Indicateur phytosanitaire	I-PHY	Risque environnemental	Eaux de surface Eaux souterraines Air	Notation	DT50 sol, Koc, CE50 (daphnie poisson, algue)	Parcelle, Exploitation agricole (G.C+Viticulture)	Logique floue la BD fournie avec le logiciel est inaccessible
Environnement al Impact Quotient	EIQ	Risque environnemental + santé	Eaux de surface Eaux souterraines, biodiversité, santé de l'opérateur	Notation	DT50 sol, DT50 surf plante, Pot lessivage, ruissellement, tox abeilles, CL50 oiseaux, poissons, lapins	Parcelle	Non validé Pas de test de sensibilité
Hasse Diagram	HD(2)	Risque environnemental	Eaux souterraines	Mécaniste	DT50, Kd	National	La validation superficielle

Les indicateurs à notation

Ils intègrent dans les calculs, les valeurs des variables transformées en notes. Sachant que chaque note est affectée à une classe qui détermine les seuils de limites. Cette méthode a comme avantage la facilité de compréhension par les utilisateurs et utilise des valeurs qualitatives et quantitatives. Quant à l'utilisation des limites des classes, elle peut être un avantage (facile à lire), comme elle peut être aussi un inconvénient. Ce dernier est constaté lorsqu'on fait appel à l'expertise pour avoir une interprétation claire et plus approfondie de résultats.

Il est intéressant de souligner que HD (2) est un indicateur fondé sur une approche multicritère où lors de la notation des variables, il prend en considération des interactions entre elles.

Les indicateurs hybrides

Ils font appel à l'utilisation des deux méthodes cités précédemment. Autrement dit, une partie des variables est utilisée sous formes de notes et l'autre est intégrée directement dans les calculs ; celles-ci constituent donc le premier groupe. Le second groupe c'est les résultats du premier groupe transformés en notes. A ces indicateurs traités viennent s'ajouter :

- ☛ **les systèmes experts** : il s'agit de méthodes qui emploient simplement des règles de décision. Ces méthodes permettent d'agrèger les variables de nature différente afin de mieux comprendre la construction d'indicateur.

- ❖ **L'analyse multicritère** : son objectif est de traiter toutes les informations qui se présentent sous forme de valeurs chiffrées ou notes. Elle permet donc de comparer et de classer les substances actives en fonction de différents critères prédéfinis (Devillers *et al.* 2005).

II. Les limites des modèles

Plusieurs publications ont montré que les modèles actuellement disponibles présentent des insuffisances à différents niveaux. Cependant, malgré les progrès déjà réalisés dans le domaine de développement des modèles, très peu d'approches ont déjà été conduites selon les deux axes (Devillers *et al.*, 2005) :

- la comparaison empirique d'indicateurs phytosanitaires,
- les démarches de validation à partir de confrontation des résultats à des mesures sur terrain (ex : qualité de l'eau).

En effet, la plupart des indicateurs utilisés n'a pas été validée et n'a pas non plus subi le test de sensibilité à titre d'exemple le modèle Diagnostic Phytosanitaire (DIAPHYT). Ces indicateurs peuvent par conséquent présenter quelques difficultés dans l'interprétation des résultats et dans la prise de décision. Selon le même auteur, l'indicateur *Environmental Impact Quotient* (EIQ) par exemple associe des matières actives très différentes et donne une seule valeur numérique pour caractériser un produit phytosanitaire. Or, deux produits phytosanitaires très différents dans leurs effets sur les différents compartiments de l'environnement ne peuvent pas avoir le même score. En plus de cela, le fait d'utiliser une simple somme des matières actives peut susciter des critiques car une matière moins nocive compensera un risque sur l'environnement plus élevé.

Le choix des bornes des classes des indicateurs à notation est parfois à discuter comme c'est le cas de Rating Systems où la bioconcentration est souvent estimée par les coefficient de partage octanol/log_{ow} (eau) (Devillers *et al.*, 1998a). Or, les limites des classes utilisées (<2,5, 2,5 à 3,5 et >3,5) sont différentes de la valeur log_{ow} = 3, classiquement adoptée.

Par ailleurs, la notion du paysage pose un problème de qualité et de quantité de données car les modèles élaborés à l'échelle parcellaire donnent généralement des résultats convenables à cette échelle mais leurs résultats ne peuvent pas être extrapolés à l'échelle du bassin versant (Matthiessen *et al.*, 1992). En effet, l'étude de test sur 12 modèles différents de Vanclooster *et al.* (2000) a montré que pour un même jeu de données, il y a eu une grande variabilité des résultats d'un modèle à l'autre.

La non disponibilité de données liées aux sols entraîne des obstacles majeurs dans l'utilisation des modèles et la compréhension du comportement des produits phytosanitaires dans les sols à savoir : la rétention, la dégradation par les microorganismes, la concentration dans le soluté et le devenir de ces produits au-delà d'une $t > 25^{\circ}\text{C}$. Ceci rend difficile la prise en considération des substances actives dans le compartiment sol par les modèles. Aussi, pour des raisons de coûts, de temps et de reproductibilité de la mesure, il est difficile de recourir à une caractérisation directe des variables dans le sol.

Il faudra rappeler que l'objectif dans ce chapitre est de faire ressortir un certain nombre de limites des différents modèles pour faciliter le choix des outils aux utilisateurs selon leur besoin. Il va de soi que chaque modèle a ses qualités et ses inconvénients dans l'échelle de son utilisation.

III. Les modèles d'évaluation des risques de pollution environnementale liée aux sols

Plusieurs études ont démontré que le sol joue un rôle prépondérant dans toutes les transformations des matières actives dans l'environnement. La contamination des sols par différentes substances dont les pesticides a été reconnue comme l'une des principales menaces qui pèsent sur les sols européens (CEC,

2002). Toutefois, le peu de modèles développés pour l'évaluation et la simulation des produits phytosanitaires dans le sol restent à des fins agronomiques. Ecrin (2002) souligne que les modèles qui traitent la partie sol sont peu nombreux, certains sont essentiellement axés sur la dynamique des produits phytosanitaires à travers le sol mais simulent très rarement les différents processus de la transformation des substances dans le sol, ou du moins n'ont pas eu la possibilité d'y être validés. En effet, l'étude faite par Devillers *et al.* en 2005 a révélé que parmi les indicateurs de risque recensés, il y a près de 80% des indicateurs étudiés qui s'intéressaient aux eaux de surface, 58% aux eaux souterraines et seulement 35% pour le sol. Néanmoins, il faut prendre ces pourcentages avec prudence, car certains indicateurs ne sont utilisés qu'une fois et n'ont fait l'objet d'aucune validation et d'aucune publication. L'objectif ici consiste à choisir parmi les modèles qui ont fait objet de validations (tab.3), celui qui répond le plus à nos attentes, c'est-à-dire de simuler le comportement des produits phytosanitaires dans le sol à l'échelle d'une exploitation. Nous allons passer en revue dans le tableau ci-dessous les différents modèles retenus et utilisés pour les processus d'homologation des produits phytosanitaires en Europe. Ces modèles ont été développés dans un cadre de recherche et ont été validés par des données au champ.

Le modèle PRZM (*Pesticide Root Zoon Model*) est très similaire à celui de PELMO (*Pesticide Leaching Model*), ce dernier a été conçu sur la base de la première version de PRZM. Ces modèles introduisent les données de l'hydrologie d'une manière simple et ils sont beaucoup utilisés pour évaluer les pertes par érosion, ruissellement et lixiviation.

La prédiction des profils de concentration du produit dans le sol reste assez hasardeuse avec ces modèles. Selon l'étude de Mamy (2004), le modèle PRZM présente un certain nombre de limites dans la description des phénomènes introduits dans le transport de pesticides. A titre d'exemple, le total de l'eau drainée est supposé être atteint par le modèle en 1 jour, alors que cela peut induire en erreur dans les sols à texture fine où le ressuyage peut aller au-delà de 36 h. Aussi, le modèle ne prend pas en considération le drainage latéral. Par contre, les modèles MACRO (*Macropore Flaw Model*) et PEARL (*Pesticide Leaching at Regional and Localscales*) à l'aide de l'équation de Richard, font une description plus fine des données de l'hydrologie. Cependant, le modèle PEARL est le plus adapté pour répondre à l'objectif de cette étude, car il a déjà été validé tant pour la partie hydrique et substances du sol que pour le transfert des matières actives au-delà de la zone racinaire. L'utilisation de ce modèle est donc d'améliorer la compréhension du devenir des matières actives dans l'environnement, notamment dans le sol à l'échelle parcellaire. Cependant, l'objectif est également de tester l'outil PEARL en utilisant les données du terrain disponibles pour prédire le risque de pollution des sols par les produits phytosanitaires et de pouvoir ainsi orienter les agricultures à mieux choisir les pratiques agricoles.

**Tableau 3: les différents processus pris en compte dans les modèles homologués
(Rat et al., 2005)**

Modèles Phénomènes	MACRO (Larsbo M. et Jarvis N.)	PEARL (Tiktak <i>et al.</i> , 2002)	PRZM (Carousel, <i>et al.</i>)	PELMO (Jene, 1998)
Transport de l'eau en milieu non saturé	Équation de Richards, Gravitaire dans les macrospores	Équation de Richards	Modèle à réservoir	Modèle à réservoir
Transport des solutés	Convection/Dispersion, Convection dans les macrospores	Convection / Dispersion	Concentration dans les réservoirs à chaque pas de temps	Concentration dans les réservoirs à chaque pas de temps
Écoulements préférentiels	Oui	Non	Non	Non
Sorption	Équilibre Instantané, équation de Freundlich	Isotherme de Freundlich avec 2 sites : un avec équilibre instantané, l'autre avec une cinétique de premier ordre	Équilibre Instantané, équation de Freundlich	Équilibre Instantané, équation de Freundlich
Dégradation	Cinétique de premier ordre propre à chaque phase	Oui	Cinétique de premier ordre fonction de plusieurs variables	Cinétique de premier ordre fonction de plusieurs variables
Volatilisation	Non	Non	Équations de Fick et de Henry	Equations de Fick et de Henry
Métabolisme	Oui	Oui	Oui	Oui
Ruissellement	Non	Non	oui	Oui
Prélèvement par les plantes	Fonction de la transpiration des plantes	Oui	Fonction de la concentration dans les sols	Fonction de la concentration dans les sols
Commentaires	Modèle mono dimensionnel	Modèle mono dimensionnel issu de 2 autres modèles PESTLA et PESTRAS le bilan hydrique étant simulé par un autre modèle : SWAP	Modèle mono dimensionnel	Modèle mono dimensionnel

Conclusion

Il apparaît aujourd'hui problématique de se baser uniquement sur les caractéristiques physico-chimiques des matières actives pour prédire les cibles sur l'environnement. Il est indispensable de connaître la dynamique de ces matières actives dans le sol pour mieux comprendre leur impact. En effet, l'incertitude sur les processus de rétention dans le temps relativise la dynamique de ces produits dans le sol. L'évolution dans le temps des effets de cette rétention sur la disponibilité de la molécule reste toujours moins développée. Par conséquent, cette évolution favorise la persistance des molécules dans les sols et augmente le risque de diffusion vers d'autres compartiments notamment les eaux. Quant à la dégradation des produits phytosanitaires, elle est liée à l'activité microbienne des sols, elle-même dépendante de la disponibilité de la matière organique.

Malgré une réglementation européenne de plus en plus complète pour les produits phytosanitaires, les problèmes environnementaux liés à la gestion et à l'utilisation de ces produits dans l'agriculture ne sont pas faciles à résoudre tant dans le temps que dans l'espace et ils demeurent toujours d'actualité. C'est

dans ce contexte que plusieurs chercheurs œuvrent à trouver des moyens adéquats à chaque situation pour évaluer les risques des produits phytosanitaires. En effet, il est important de concevoir des outils pour caractériser et évaluer les risques des produits phytosanitaires sur l'environnement (sols, eau, végétal,...) dans le but de réduire l'utilisation des produits phytosanitaires.

Pour notre travail, nous allons tester le modèle PEARL pour comprendre le devenir des matières actives dans le sol et ceci en utilisant les données agro-pédo-climatiques du sud de la France (bassin versant de l'étang de l'Or) et pour prédire éventuellement les risques de pollution.

Partie II : Méthodes et instrument d'évaluation de la pollution

La capacité des modèles à pouvoir simuler de manière satisfaisante le comportement réel des pesticides dans l'environnement nécessite la validation des modèles avec des données de terrain. Ce type d'évaluation de modèles est le plus intéressant car il permet d'estimer si le modèle est capable de représenter correctement la réalité telle qu'observée sur le terrain (Bergstöm & Jarvis, 1994 ; Walker *et al.*, 1995 ; Klein *et al.*, 1997 ; Vanclooster *et al.*, 2000). C'est dans ce sens que la direction générale de la commission européenne de la recherche a financé le projet «*Assessing the Predicted Environmental Concentrations of Pesticides (APECOP)*» (approches efficaces pour prédire les concentrations de pesticides dans l'environnement) (Vanclooster *et al.*, 2003). Ce projet avait pour objectif d'améliorer les concepts de modélisation pour la lixiviation des pesticides dans les eaux de surface et souterraines, la rétention des pesticides dans le sol et les scénarios climatiques. L'outil qui a fait l'objet du projet «*APECOP*» est le modèle PEARL. Ce modèle est reconnu comme un outil officiel des procédures d'homologation des pesticides en Europe. La validation du modèle PEARL a été faite sur deux sites différents, l'un situé dans les Pays-Bas (Vredepeel) et l'autre en Suède (Lanna) (Bouraoui en 2007).

Le modèle PEARL exploite les données des scénarii normalisés. Ces derniers ont été développés sur 9 sites européens en utilisant environ 14 cultures par emplacement pour les traitements annuel, biennuel et tri-annuel (FOCUS, 2000). Le modèle a été validé également en utilisant les paramètres suivants :

- le paramètre de réduction de l'évaporation est de $2\text{mm}^{1/2}$,
- la longueur de dispersion a été fixée à 5cm,
- la profondeur moyenne du niveau d'eau sous terrain a été fixée à 1m, la valeur du coefficient est optimisée à -0.0112 m/j et celle de l'exposant est de -2.5 1/m ,
- la norme de la dose d'utilisation de pesticides est fixée à 1kg/ha.

Dans le cas de notre étude, l'utilisation du modèle PEARL n'est pas de le calibrer avec des données de terrain, mais plutôt de comprendre le devenir des matières actives dans l'environnement, notamment dans le sol à l'échelle parcellaire. Cependant, l'objectif de ce travail est d'étudier le devenir des produits phytosanitaires de la culture du blé dans les différents types de sols du bassin versant de l'étang de l'Or en utilisant le modèle PEARL. Ceci, afin de pouvoir gérer éventuellement le risque d'accumulation de ces produits dans le sol.

Chapitre I : Problématique de la zone de l'Etang de l'Or et matériels et méthodes

Ce chapitre est consacré à la caractérisation de la région d'étude « Etang de l'Or », les données collectées et les différentes étapes suivies pour faire fonctionner le modèle PEARL.

I. Les problèmes de l'étang de l'Or liés aux pratiques agricoles

L'étang de l'Or se trouve enclavé dans un bassin versant où il est menacé par les différentes activités qui l'entoure. La densité urbaine l'influence par l'assainissement des eaux usées et l'activité agricole intensive (consommatrice d'intrants) l'influence par la pollution nitrique des différentes eaux. Depuis les années 2000, plusieurs études ont montré une contamination préoccupante des sols et des eaux souterraines par les engrais et les pesticides ($> 0,1 \mu\text{g/l}$. BRGM, 2006). Par ailleurs, les résultats des enquêtes réalisées sur le terrain ont montré que l'indice de fréquence du traitement (IFT) (voir annexe 1) herbicides calculés pour certaines cultures (tournesols, pommier, vigne) est plus élevé que les IFT de référence, nous citons l'exemple du pommier où l'IFT herbicide calculé est de 2,10 alors que l'IFT herbicide de référence est de 1,8. Le désherbage pourrait donc être une source de pollution aussi bien pour le sol que pour les ressources en eaux. Il faut souligner que l'indicateur (IFT) n'est pas suffisant pour évaluer la toxicité des pesticides au niveau du bassin versant, étant donné qu'il ne renseigne pas sur le degré de toxicité de la matière active (composition chimique) ni sur l'interaction entre différentes molécules au niveau du sol et eau ; d'où un faible IFT peut être nocif pour la santé humaine. L'évaluation de l'impact des produits phytosanitaires au niveau de ce site «RAMSAR²» est très complexe. C'est pourquoi il faut développer d'autres indicateurs que l'IFT, qui tiennent compte des autres compartiments de l'environnement pour mieux gérer le risque de pollution environnemental. En effet, le but du projet en cours concernant le calcul de l'Indicateur de Risque Environnemental (IRTE) est de développer un outil de diagnostic et d'aide à la décision de gestion des pesticides. Cet outil comprend un volet santé (IRTH) et un volet environnement (IRTE). Ce dernier intègre la composante sol qui fera objet de notre étude.

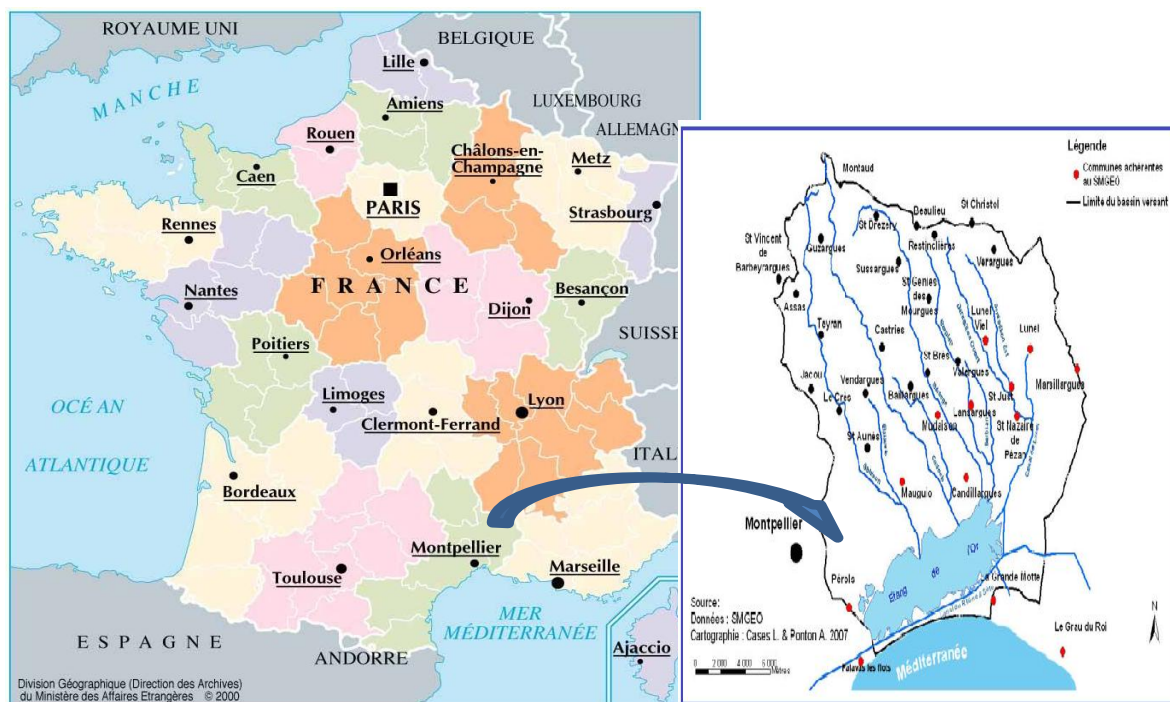
II. Matériels d'étude

La présente étude a été réalisée sur deux types de sols à texture différentes (argileuse et sableuse) du bassin versant de l'étang de l'Or. Ce dernier se situe au Sud-est de la France dans le département de l'Hérault et précisément à l'Est de Montpellier (fig.7). Il s'étend sur une superficie de 410 km² comportant 31 communes de 125 000 habitants (laboratoire Environnement - Ressources du Languedoc-Roussillon, 2008). Ce bassin versant comporte un étang séparé de la mer Méditerranée par un cordon dunaire de 600 m de largeur au minimum. Son plan d'eau s'étale sur une longueur de 11 km et une largeur de 3 km et sa surface est de 3000 ha. Sa profondeur moyenne est de 1,1 m avec un volume d'eau calculé de 32,6 millions de mètres cubes (Etude bathymétrie SMNLR 2005).

La périphérie de l'étang est constituée de zones humides comportant des groupements de végétaux très diversifiés (marais, roselières, salicornes, prairies salées ...etc.). Cette biodiversité présente un grand intérêt écologique qui a permis à ce milieu d'être un site classé¹ depuis 1983 et un site Ramsar² depuis 1996.

¹ Un site classé (décret du 28/12/1983) et à ce titre sont interdits tous travaux susceptibles de modifier l'état du site, sauf dérogation expresse.

Figure 7 : Localisation du Bassin versant de l'étang de l'or
(Syndicat Mixte de Gestion de l'Etang de l'Or, 2007)



Cette zone est caractérisée par trois unités morphologiques :

- une plaine littorale qui s'étend du Mauguio à l'Ouest à la plaine du Vidourle à l'Est. Elle est composée de formations très hétérogènes du Villafranchien (cailloutis sableux) et de formations tertiaires variées : mollasses, argiles, grès.
- un secteur de bas-relief (25-150m) au nord du territoire qui s'élève en limite avec le bassin de la Bénévie. Les terrains sont principalement marno-calcaires Crétacé calcaires Jurassique (bassins amont du Salaison et de la Cadoule).
- un milieu lagunaire littoral occupé par l'Etang de l'Or (fig. 7).

Les sols qui prédominent dans la région sont des sols peu évolués d'apport alluvial récent à texture limono-argileuse à argileux (Le Grusse *et al.*, 2005).

Le climat est de type méditerranéen avec des températures élevées en été et douces en hiver, le vent est irrégulier et souvent violent. Les précipitations sont concentrées et abondantes au point de provoquer le lessivage du bassin versant vers l'étang. La pluviométrie moyenne est de 650mm par an, elle est très variable selon les années et les saisons. Cependant, 95% des pluies qui tombent se répartissent entre le mois de septembre et le mois mai (voir annexes 2 et 3).

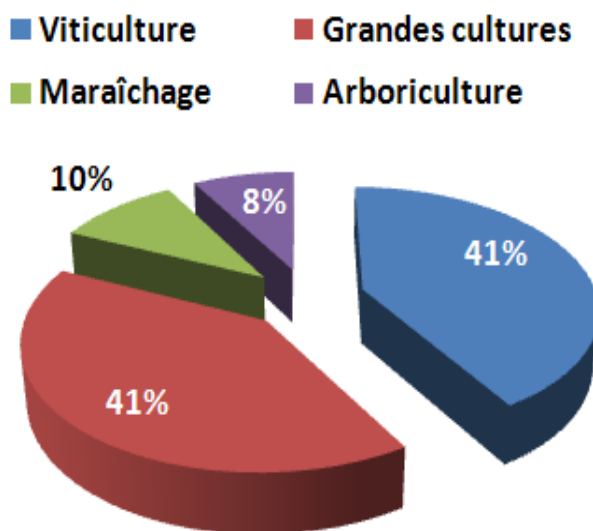
Le bassin versant de l'étang de l'Or présente une diversité de production des cultures méditerranéennes. Selon la chambre de l'agriculture (2010), l'agriculture occupe environ 60 % de la surface totale du territoire de ce bassin. Elle représente un secteur dynamique et gros pourvoyeur d'emplois aux champs ou dans les entreprises agro-alimentaires. La surface agricole utilisée est de 22 000 ha dont l'occupation de la

² RAMSAR désigne un réseau de zones humides d'importance internationale dont la conservation des richesses écologiques constitue un enjeu planétaire. Les états qui adhèrent à ce réseau, dont la France, s'engagent à assurer leur préservation. Le site de l'étang de l'Or et la petite Camargue Gardoise constituent le site français n°17.

SAU (fig. 8) se répartie comme suit : la plus grande SAU (5000 ha soit 41%) est occupée par la vigne suivie de grandes cultures (4900 ha) puis des cultures maraîchères (1200ha, soit 10%) et enfin d'arboriculture (1000 ha).

La culture retenue pour tester le modèle PEARL est celle du blé dur et l'itinéraire technique des produits phytosanitaires retenu pour la simulation est représenté dans le tableau 4.

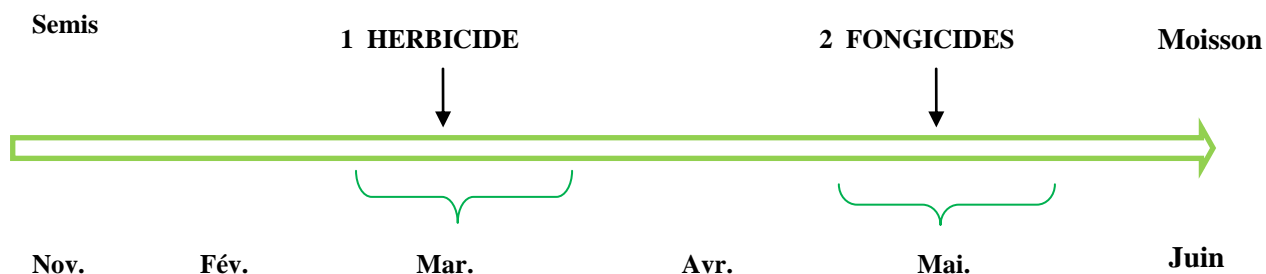
Figure 8 : Occupation de la SAU du bassin de l'Etang de l'or (chambre d'agriculture, 2010);



1. Itinéraires techniques de la culture du blé

La culture du blé dur simulée dans notre étude est semée au mois de novembre et moissonnée à partir de fin juin et début juillet (Fig. 9).

Figure 9: Itinéraire technique pour le traitement phytosanitaire du blé dur



A. Traitements phytosanitaires

Dans l'itinéraire technique testé sur le blé, nous allons étudier plus particulièrement l'application des 6 molécules : le diflufenican, le mecoprop P, le bromoxynil, le carbendazime, le flusilazole et le tébuconazole. En effet, le blé dur a été traité vers la fin du mois de mars par un herbicide Dieze B comprenant 3 matières actives différents (le diflufenican, le mecoprop P et le bromoxynil) et à mi-mai, il a été traité par 2 fongicides : le Punch ONE contenant les matières actives sont le carbendazime et le flusilazole et le Tabou B composé de la matière active le tébuconazole (tab. 4).

Tableau 4: Produits phytosanitaires utilisés pour le blé dur

Catégories	Produits phytosanitaires	Date de traitement	Quantité appliquée l/ha	Matières actives
Fongicide	Punch ONE	15/05/2010	0,4	Carbendazime
				Flusilazole
	Tabou B	15/05/2010	0,43	Tébuconazole
Herbicide	Dieze B	27/03/2010	1	Diflufenican
				Mecoprop p
				Bromoxynil

Source : Résultat de l'enquête, IAMM, Janvier, 2011

III. Méthodologie d'étude

La démarche adoptée pour la réalisation de ce travail consiste en :

- Collecte des données de base sur la zone d'étude : il s'agit de collecter les données agro-pédo-climatique de la région d'étude à savoir :
 - Base de données sols du bassin versant de Mauguio (SIG L-R) : Après le traitement des profils de la base de données sol, nous avons retenus deux types de sols à caractéristiques différentes (texture, densité apparente différente, etc.) dont un est un sol argileux et l'autre est un sol sableux. Par ailleurs, les valeurs des caractéristiques hydrologiques ont été tirées à partir de la base de données internationale. La définition des classes de cette dernière, s'est basée sur la texture du sol et la matière organique des horizons de surface et de profondeurs. Ces caractéristiques vont servir à calculer la rétention en eau et la conductivité hydraulique par le modèle PEARL par le biais de l'équation de Van Genuchten (Van Genuchten, 1980) :

Equations de Van Genuchten

$$\text{Courbe de rétention : } \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \begin{cases} \left(1 + \left(\frac{\psi}{\psi_a} \right)^n \right)^{-m} & \text{si } \psi < \psi_a \text{ (sol non saturé)} \\ 1 & \text{si } \psi \geq \psi_a \text{ (sol saturé)} \end{cases} = \Theta$$

$$\text{Courbe de conductivité hydraulique : } K(\theta) = \begin{cases} K_s \sqrt{\Theta} \left[1 - (1 - \Theta^{1/m})^m \right]^2 & \text{si } \psi < \psi_a \\ K_s & \text{si } \psi \geq \psi_a \end{cases}$$

Avec :

- θ : teneur en eau ;
- θ_r : teneur en eau résiduelle ;
- θ_s : teneur en eau à saturation ;
- ψ : pression de succion de l'eau (mce) ;
- $\psi_a = H_g$: pression d'entrée d'air (m) ;
- n et m : paramètres du sol ($m = 1 - 1/n$) ;
- K : conductivité hydraulique (m/s) ;
- K_s : conductivité hydraulique à saturation (m/s).

Le tableau suivant récapitule les caractéristiques physiques et hydrauliques des deux types sols :

Tableau 5: Caractéristiques physiques et hydrauliques des deux sols types

Caractéristiques	Sol Argileux			Sol Sableux	
	30	50	80	30	120
Prof des hz (cm)	30	50	80	30	120
Epais de hz (m)	0,3	0,2	0,3	0,3	0,7
Le nombre des couches des horizons	12	4	6	12	16
A ‰	0,514	0,593	0,597	0,04	0,01
L ‰	0,287	0,143	0,227	0,01	0,01
S ‰	0,199	0,264	0,176	0,95	0,98
Classe textural	Argileuse	Argileuse	Argileuse	sableuse	sableuse
MO kg/kg	0,0046612			0,0005504	
pH_EAU	6,5	6,4	7,1	8,8	9,4
Densité apparente	Pp	1,2	1,23	0	0
Humidité à 2.5 g/kg	27	28	28	6	3
Humidité PF42 g/kg	20	19,5	19,5	0	0
θ_R (m3/m3)	0	0	0	0,01	0,01
θ_S (m3/m3)	0,6	0,57	0,57	0,43	0,36
Ks (cm/j)	5,26	3,32	3,32	17,46	13,21
α (/cm)	0,0243	0,0171	0,0171	0,0249	0,0224
λ	-5,395	-4,645	-4,645	-0,14	0
N	1,111	1,11	1,11	1,507	2,167

Source : Elaboration personnelle

- ≈ Base de données climatiques (de 1998 à 2008). Elle est constituée des différents paramètres journaliers : la température maximale et minimale, les précipitations et la radiation solaire globale, recueillies à la station climatique de Fréjorgues.
- ≈ Données sur les caractéristiques de la culture du blé (FOCUS, 2001).
- ≈ Données sur l'itinéraire technique des produits phytosanitaires pour le blé : ces données nous renseignent sur le type de la matière active, la dose appliquée et l'époque du traitement (fiches techniques agricoles, 2011).
- ≈ Données sur les caractéristiques des matières actives utilisées dans le traitement de la culture du blé : les données ont été exploitées de la base de données européenne des produits phytosanitaires FOOTPRINT (2009). Les différentes valeurs des 6 propriétés physico-chimiques des matières actives utilisées sur le blé, sont présentées par le tableau ci-dessous.

Tableau 6: Propriétés des produits phytosanitaires (Base de données FOOTPRINT, 2009)

Propriétés	Matières actives					
	Carbendazime	Flusilazole	Tébuconazole	Diflufenican	Mecoprop P	Bromoxynil
Concentration de la MA (G/L)	125	250	250	12	240	140
Dose app/ha (L)	0,4	0,4	0,43	1	1	1
Dose input PEARL (Kg)	0,05	0,1	0,107	0,012	0,24	0,14
Poids moléculaire (g mol ⁻¹)	191,21	315,39	307,82	394,29	214,65	276,9
Solubilité - dans l'eau à 20°C (mg l ⁻¹)	8	41,9	36	0,05	860	90
Pression de vap à 25°C (mPa)	0,09	0,0387	0,0013	0,00425	0,23	0,17
Const de Henry à 25°C (KJ mol ⁻¹)	3,60 X 10 ⁻⁶	2,70 X 10 ⁻⁷	1,00 X 10 ⁻⁸	1,18 X 10 ⁻⁵	5,70 X 10 ⁻⁸	5,30 X 10 ⁻⁷
DT50 (au labo à 20°C)	34,3	427	365	141,8	6,8	1
Freundlich isotherme	19,1		12,69	47,6	0,41	7,05

Source : *Elaboration personnelle*

- Introduction des données recueillies dans le modèle PEARL
- Importation des résultats obtenus par le modèle sur Excel pour mieux les traiter et les représenter sous différentes formes (tableaux, graphes...).

Chapitre II : Modèle PEARL

I. Etude et description générale du modèle PEARL

1. Vue générale de PEARL (version 1.1.)

Le modèle PEARL (*Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales*) est composé d'un modèle hydrologique SWAP (*Soil and Water Assessment Tool*) qui est en partie incorporé dans le modèle PEARL et d'un modèle PEARL qui traite l'évaluation des pesticides. La description complète du modèle SWAP a été donnée par Van Dam et al. (1997) and Kroes et al. (1999) et celle de PEARL a été donnée par Leistra et al. (2000).

L'étude complète du modèle SWAP ne s'insère pas dans l'objectif de ce travail, c'est pourquoi nous ne nous sommes intéressés qu'au modèle d'évaluation des pesticides dans le sol en l'occurrence « le modèle PEARL ».

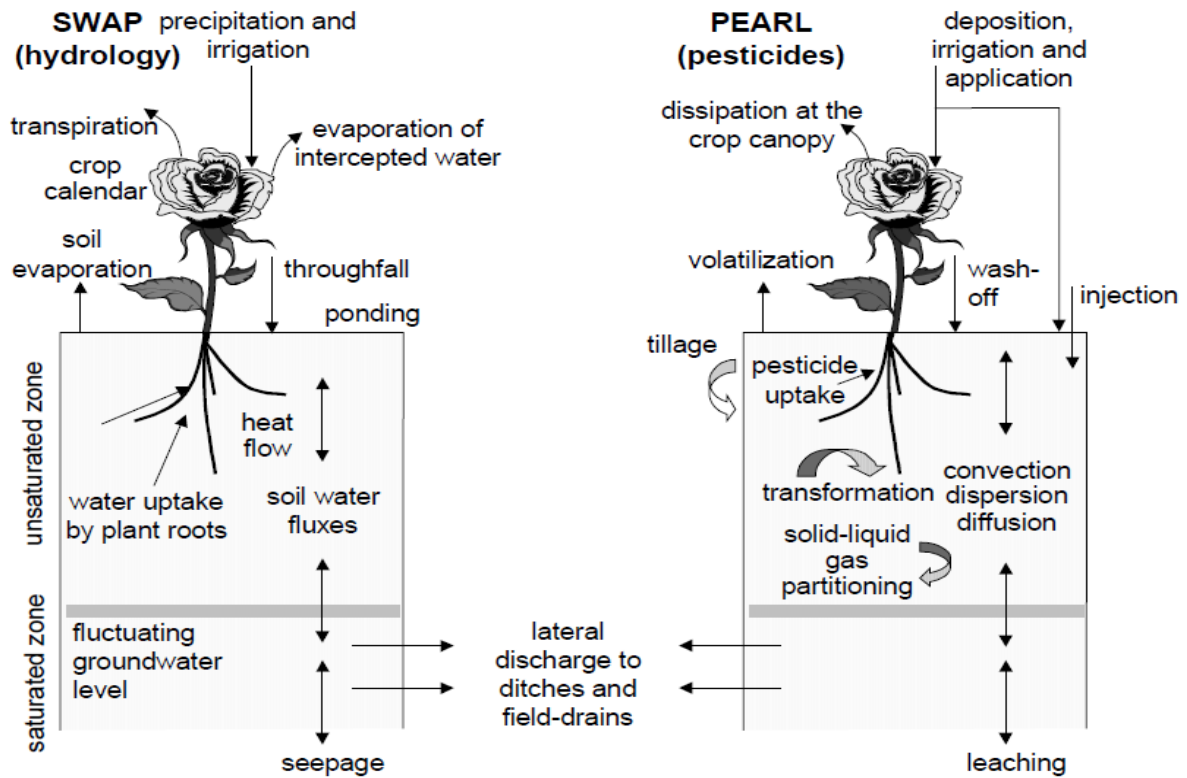
Le modèle PEARL est un ensemble de programmes dynamique à plusieurs couches informations qui décrit le devenir des produits phytosanitaires et des produits dérivés (métabolites) dans le système sol, plante et eau. Il permet donc de simuler la lixiviation des produits phytosanitaires à des profondeurs supérieures à 1m, de décrire les fluctuations des nappes phréatiques après l'apport des pluies et de donner également les quantités transformées des matières actives dans la phase liquide et dans le sol (partie I, chap. II).

Le modèle décrit une liaison entre les trois phases (sol, plante et eau) par le biais des différents processus : état du flux d'eau, évaporation d'eau de la surface de sol, assimilation d'eau par les racines, drainage latéral, ... etc. Les pesticides peuvent pénétrer dans le système par l'application directe sur la culture ou par la déposition sur le sol (fig.10) et subissent une transformation.

Par ailleurs, le sol est représenté par une succession de couches ayant des propriétés physico- chimiques homogènes. Le processus de l'écoulement d'eau et de soluté dans le sol est calculé par l'équation de Richard (partie I, chap. I). Le flux thermique dans le sol est décrit par la loi de Fourier et il dépend du temps et de la profondeur du sol (partie I, chap. I). L'évaporation de l'eau du sol et la transpiration des plantes sont calculées par la multiplication d'un taux d'évapotranspiration de référence avec le sol et les facteurs de culture. Quant à la croissance des cultures, elle est simulée avec un modèle simple (scénarios FOCUS 2001). Les principaux processus qui parviennent dans le sol se résument comme suit (fig 11) :

La sorption / désorption peut être simulée par les isothermes de Freundlich selon deux équations (équilibre instantané et cinétique de premier ordre) (partie I, chap. I), l'équation de convection /dispersion et le passage liquide-gaz sont simulés par la loi de Henry. Le taux de transformation des produits phytosanitaires dépend de la teneur en eau, de la température et de la profondeur du sol.

Figure 10 : Les différents processus de dissipation des pesticides dans le modèle PEARL (Manuel de FOCUS PEARL, 2000)



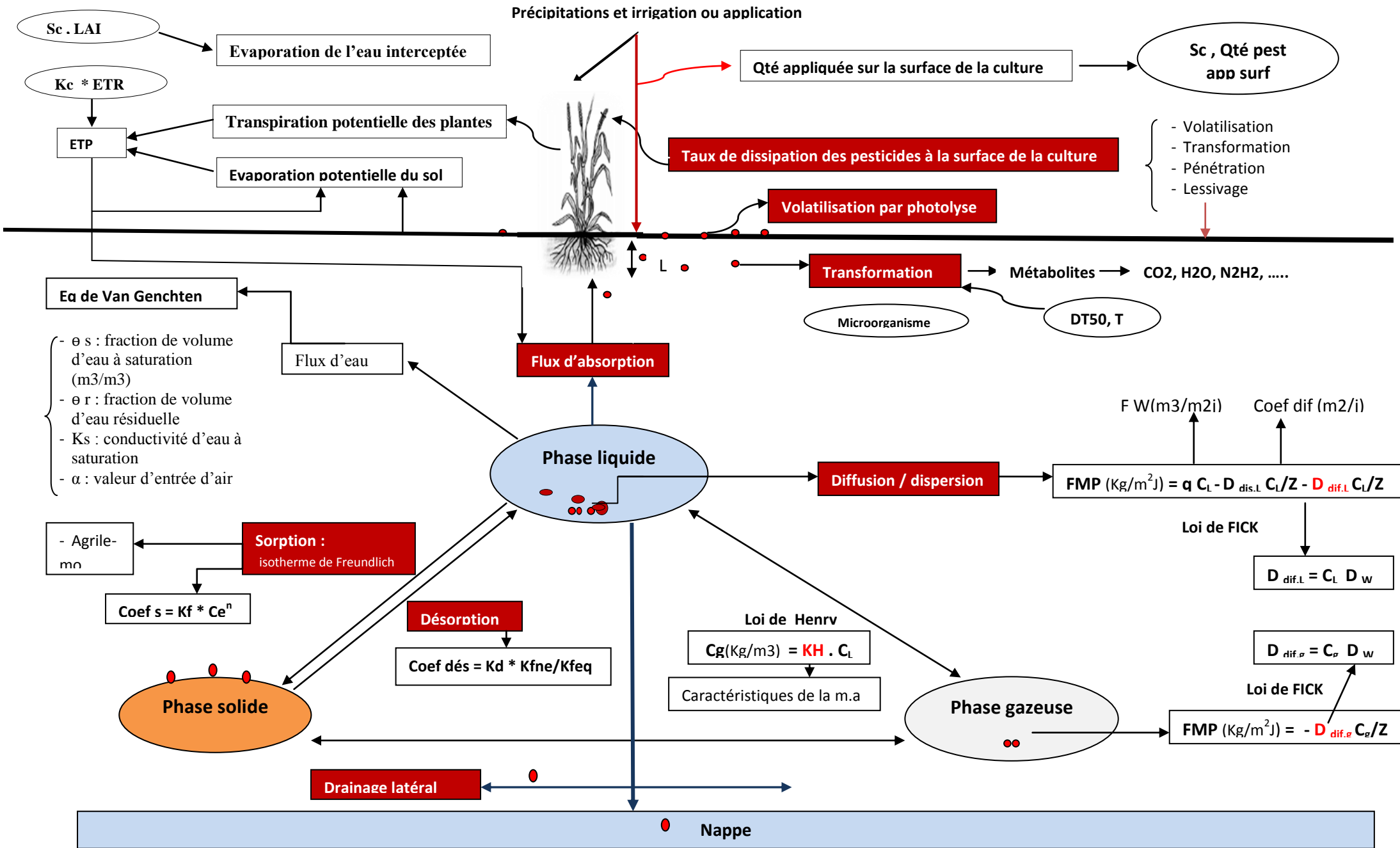
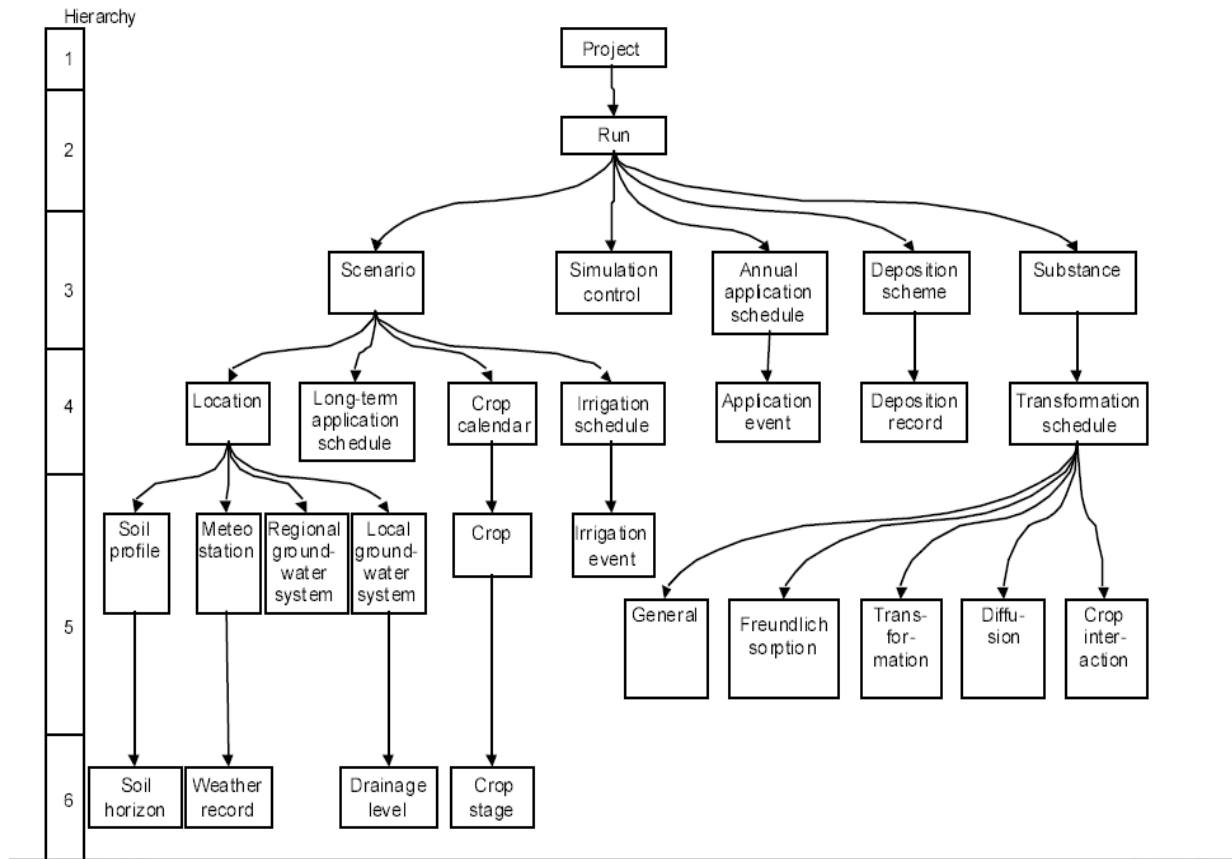


Figure 11: Représentation conceptuelle des différentes paramétrisations employées par le modèle PEARL

Source : Élaboration personnelle à partir du modèle PEARL

Nous avons déjà mentionné que le modèle PEARL est utilisé en association avec des scénarios validés. Cependant, le grand nombre considérable de données et de scénarios introduits nécessite une importante organisation. Selon Tiktak et al. (2000), cette organisation est indispensable afin d'établir une hiérarchie, d'éviter la redondance de données et d'optimiser l'accessibilité des données, d'où le système de la base de données PEARL (fig.12).

Figure 12 : Vue d'ensemble de la base de données de PEARL (Manuel de FOCUS, PEARL, 2000)



2. Description de la procédure d'utilisation du modèle PEARL

L'interface du modèle PEARL est constituée de deux parties :

- **Brows runs** : permet de créer un fichier ou un projet de travail en utilisant la commande (+),

- **Edit runs** : permet d'introduire, d'éditer ou de modifier les données des 5 différents volets à savoir : Scénario, Contrôle de simulation, Contrôle de sorties, Module hydrologique SWAP et de l'état de fonctionnement (fig.13).

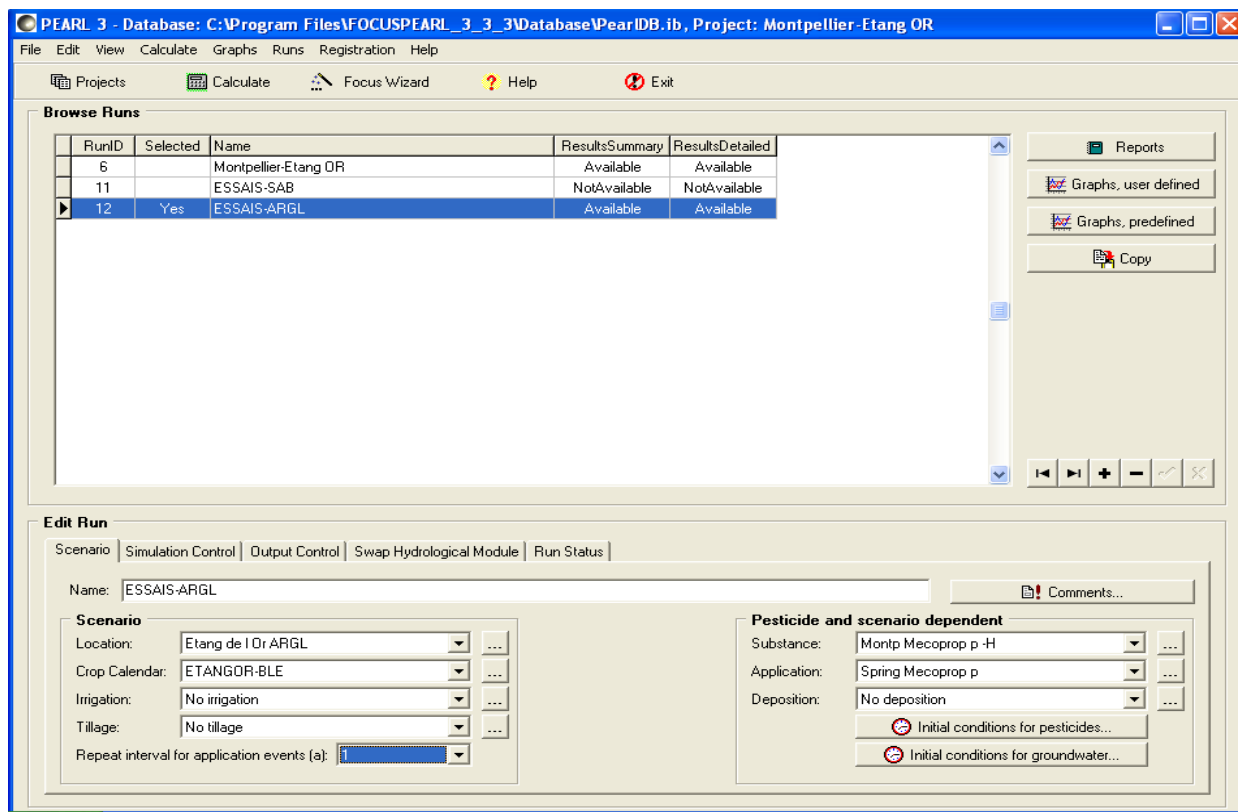


Figure 13: Page principale de PEARL

A. Volet « Scénario »

Il contient des tables d'informations générales sur le site de l'étude (nom, altitude, sol, climat, eaux souterraines locales et régionales), le calendrier cultural, les programmes d'irrigation et les caractéristiques des matières actives.

- **Table sol** : nous pouvons avoir accès à cette table par l'onglet **location**. La table sol se compose de deux parties. La partie supérieure **Brows Soil Profiles** pour ajouter ou modifier les paramètres du profil du sol (nom du sol, densité apparente) dans son ensemble. Dans la partie inférieure par **Brows Horizons in the Soil Profiles** nous introduisons les propriétés des horizons du sol. Chaque horizon doit comporter le numéro, l'épaisseur et le nombre des couches de l'horizon (fig.14). Le nombre maximum des horizons du sol est fixé à 10 et le nombre maximum des couches est fixé à 500.

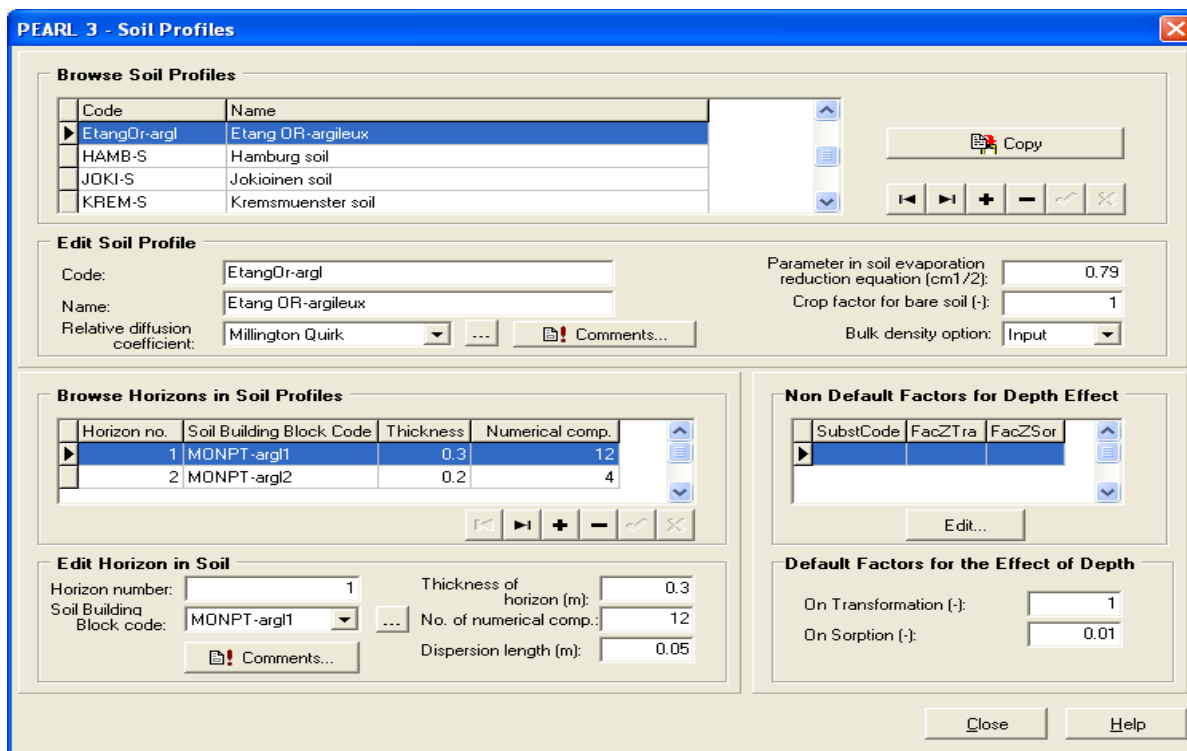
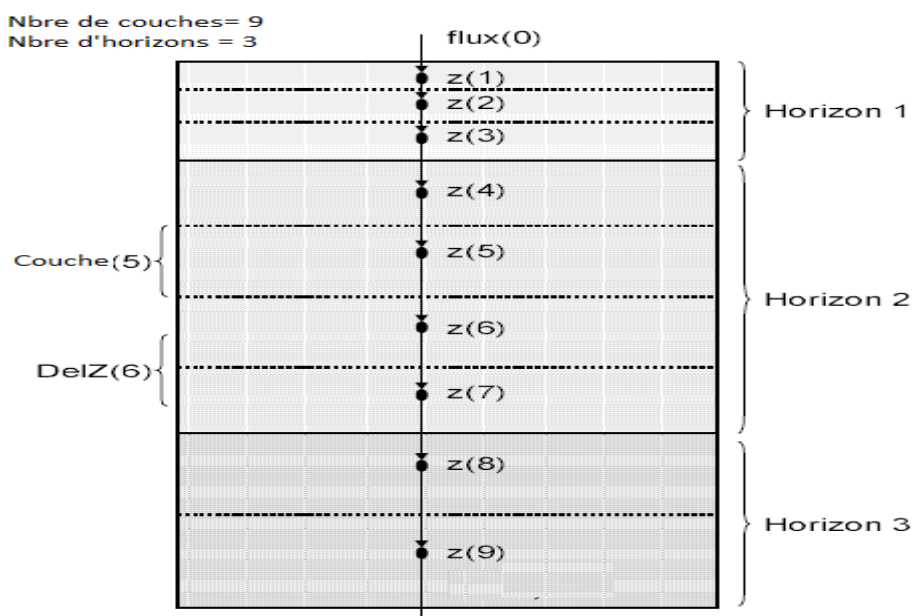


Figure 14: Table des propriétés du sol

Dans le modèle PEARL, les horizons de sol sont divisés en couches de faibles épaisseurs afin d'obtenir une meilleure simulation de pesticides dans le sol. Il est recommandé de faire entrer une épaisseur de 2,5 cm pour les 30 premiers cm du sol, puis d'augmenter l'épaisseur des couches à 5 cm pour une profondeur allant de 30 à 100 cm et enfin une épaisseur de 10 cm pour une profondeur supérieure à 1m (fig.15).

Figure 15 : Découpage vertical des horizons du sol dans le modèle PEARL



Au niveau de l'onglet propriétés physiques du sol et dans la table **Edit Soil Building Block**, chaque horizon du sol doit être spécifié par la distribution verticale de la texture (sable, limon et argile), la teneur

en masse en matière organique (mo), la densité apparente et le pH. On doit également introduire les paramètres hydrologiques du Van Genuchten (1980) (s (ThetaSat), r (ThetaRes), α (Alpha), n (n), Ks (Ksat)) (fig, 16).

N.B :

- ~ La somme des différentes fractions texturales doit être égale à 1.
- ~ Si la densité apparente est inconnue, elle peut être calculée par le modèle (la fonction pédo-transfert (Bollen et al, 1995.)).

Browse Soil Building Blocks

Soil Building Block Code	Sand	Silt	Clay	Org. Mat.	pH	Rho
MONPT-argl1	0.199	0.287	0.514	0	6.3	123
MONPT-argl2	0.264	0.143	0.593	0	6.5	120
MONPT-argl3	0.176	0.227	0.597	0	7.1	123
001	0.95	0.025	0.025	0.015	-99	1684
002	0.86	0.07	0.07	0.015	-99	1631.375

Edit Soil Building Block

Soil Building Block Code:

Comments...

Basic parameters

Fraction (kg kg⁻¹ mineral parts):

- Sand: Mass fraction of organic matter (kg kg⁻¹):
- Silt: pH (-):
- Clay: Dry bulk density (kg m⁻³):

Van Genuchten parameters

- Theta Sat (m³ m⁻³): Alpha dry (cm⁻¹): Lambda (-):
- Theta Res (m³ m⁻³): Alpha wet (cm⁻¹): K Sat (m d⁻¹): n (-):

Close Help

Figure 16: Sous table des propriétés physiques du sol

~ **Table données climatiques** : dans cette table nous devons définir le code, le nom et les coordonnées géographiques de la station météo la plus proche de l'étang de l'OR (fig.17). La base de données climatique doit contenir des informations journalières sur : la pluviométrie, la vitesse du vent, la température maximale et minimale de l'air, la radiation solaire, l'humidité de l'air et l'évapotranspiration potentielle. Cette dernière peut être calculée soit par les différentes méthodes disponibles dans la cellule (Makkink et Penman-Monteith), soit introduite (fig.17).

A défaut de la disponibilité de données nécessaires (la vitesse du vent et l'humidité de l'air) pour le calcul de l'évapotranspiration (ETP) par la méthode de Penman-Monteith, PEARL propose une autre méthode qui utilise les données suivantes : la température (minimale et maximale), la radiation solaire et les précipitations, il s'agit de la méthode Makkink (1957), par la suite, nous avons importé la donnée climatique (**Import date**) à partir d'un fichier de format txt. Ce dernier doit porter le même nom que la station définie dans la table de données météo et une extension. Met (fig.17), ex : MTP-M. met.

La radiation journalière est calculée à partir du rayonnement global mesuré directement dans la même station selon la méthode FAO (1979) :

$$R_s = \left(a + b \frac{n_p}{100} \right) R_a$$

Avec :

R_s : radiation solaire ($\text{MJ}/\text{m}^2/\text{j}$),

R_a : radiation solaire à la limite de l'atmosphère ($\text{MJ}/\text{m}^2/\text{j}$),

a et b deux constantes qui dépendent de type de climat.

n_p : Pourcentage (en durée) de l'insolation journalière (%), calculé en fonction de la durée totale d'insolation en heures (n) et de la longueur de la journée

L'équation de Makkink s'écrit comme suit (Tiktak et al., 2000) :

$$ET_{po} = f_c ET_r$$

Avec :

f_c : facteur des cultures

ET_r : Évapotranspiration de référence (m/j)

Néanmoins, il faut noter que l'utilisation de la méthode Makkink peut conduire à une sous-estimation de l'évapotranspiration.

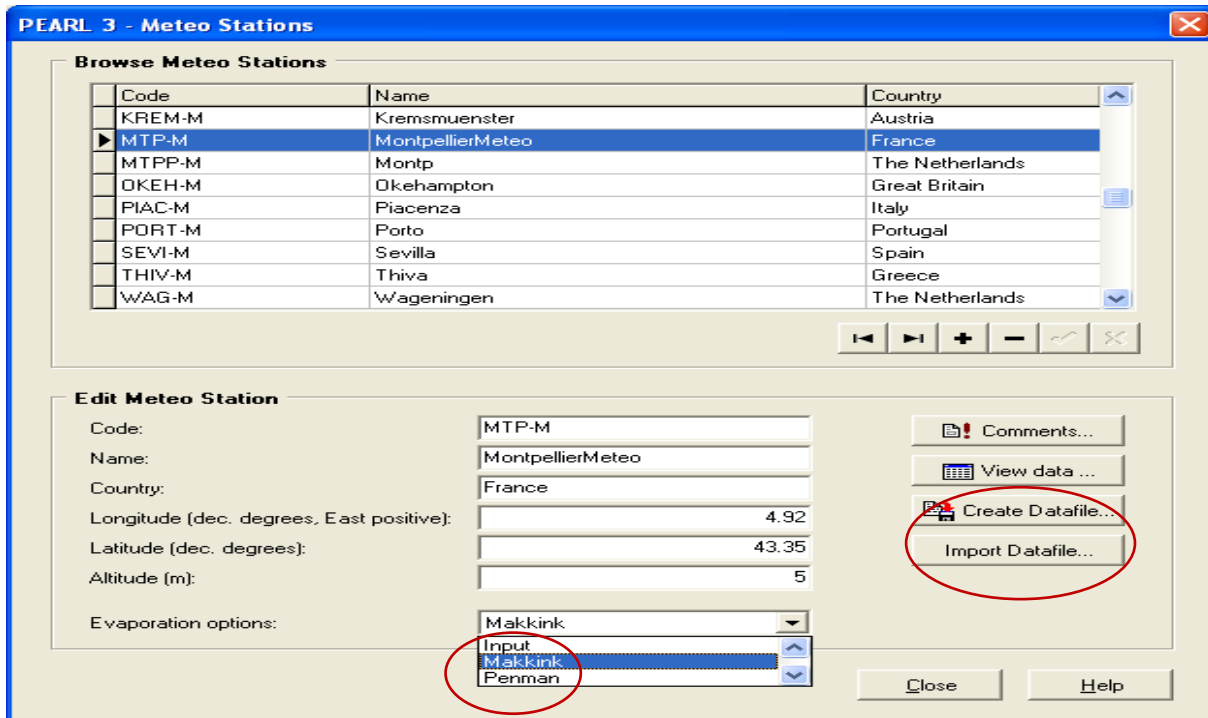


Figure 17: Table des données climatiques

Table calendrier cultural

Dans cette fenêtre du calendrier de la culture **Crop calendar** (fig.18), nous renseignons les cultures avec leurs stades de développement (les dates de la levée et de la récolte). Il est nécessaire de spécifier si le calendrier de la même culture s'applique à toutes les années, dans ce cas on doit cocher sur **Repeat Crop Calendar** ; si le calendrier des cultures est variable chaque année, on doit sélectionner dans la cellule : **variable**.

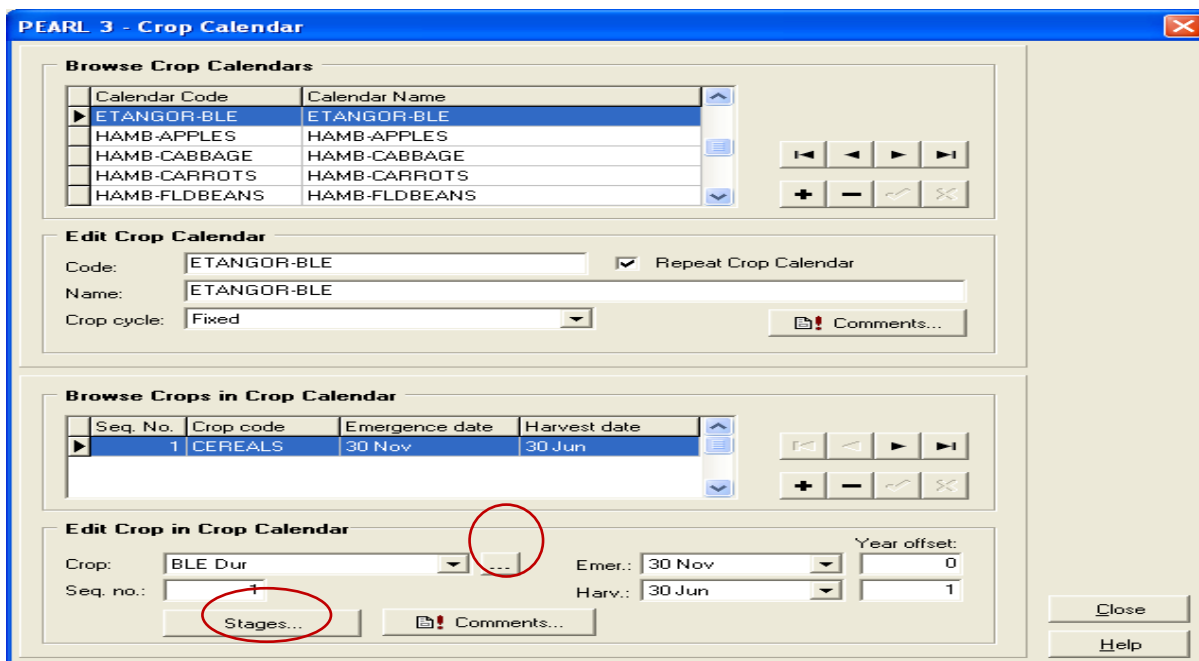


Figure 18: Table du calendrier des cultures

Dans la sous table **Crop** on ajoute (fig.19) :

- Les cultures en cliquant en bas à droite sur le bouton (+),
- Les paramètres des cultures (utilisation de l'eau des cultures) : on doit fournir l'extraction racinaire en eau à différents niveau d'eau du sol (sol saturé, ressuyé et au point de flétrissement). Si la donnée existe en potentiel capillaire (pF) (voir page 57), il faut la convertir en pression d'eau h (cm) = 10^{-pF} ,
- Coefficient d'extinction pour la radiation solaire : ce coefficient est fixé à 0.6 pour cette culture par le modèle.

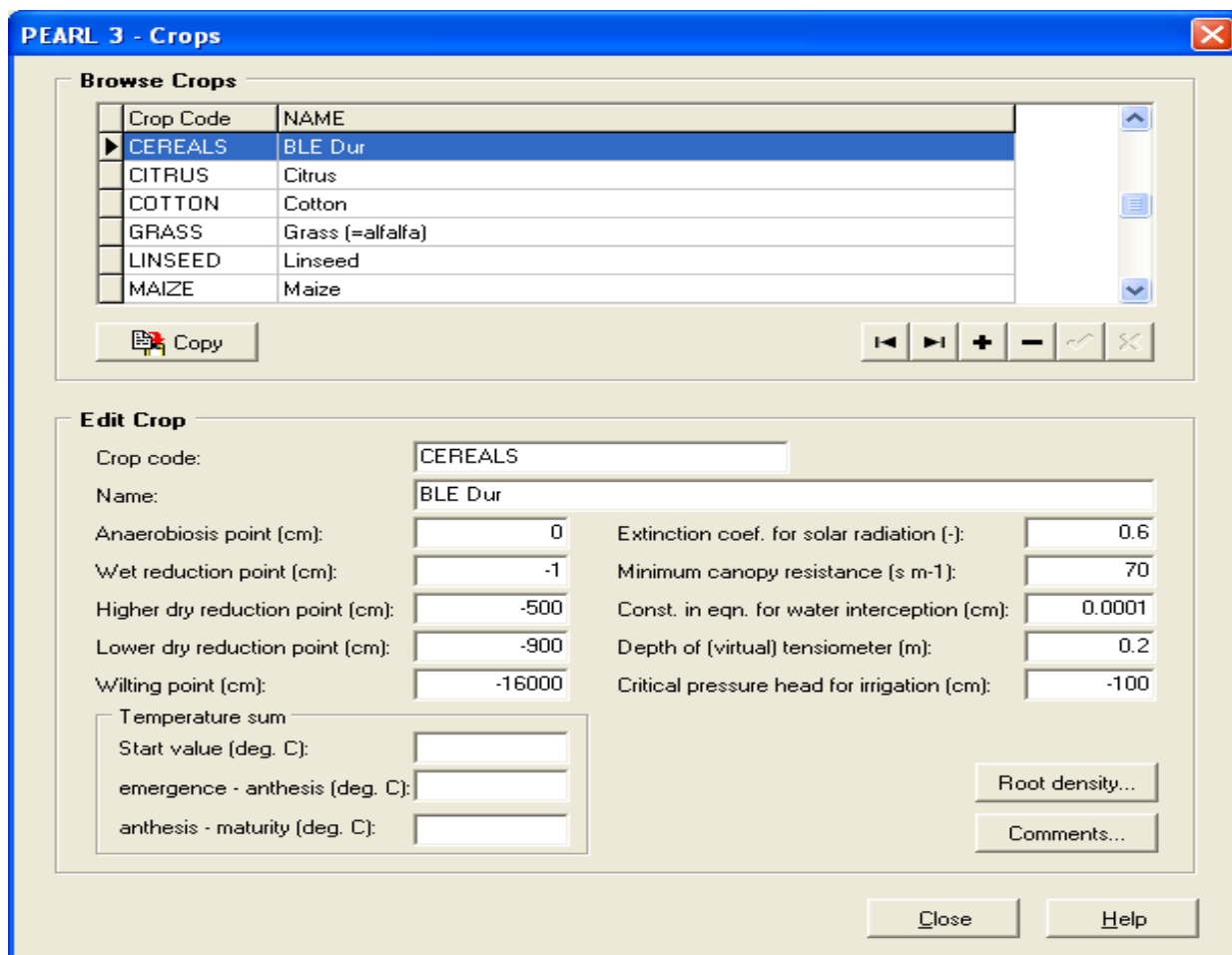


Figure 19: Table des paramètres de la culture

Au niveau de la sous table **Stages** (fig.20), les propriétés dynamiques des cultures telles que : l'indice foliaire (LAI) et la profondeur d'enracinement sont introduites en fonction des différents stades de développement. Le modèle PEARL fixe 3 phases par défaut : la phase de développement est de 0 au stade de la levée, 0,5 à la floraison et 1 à la récolte. Le modèle permettra également de normaliser la distribution de la densité racinaire à 1.

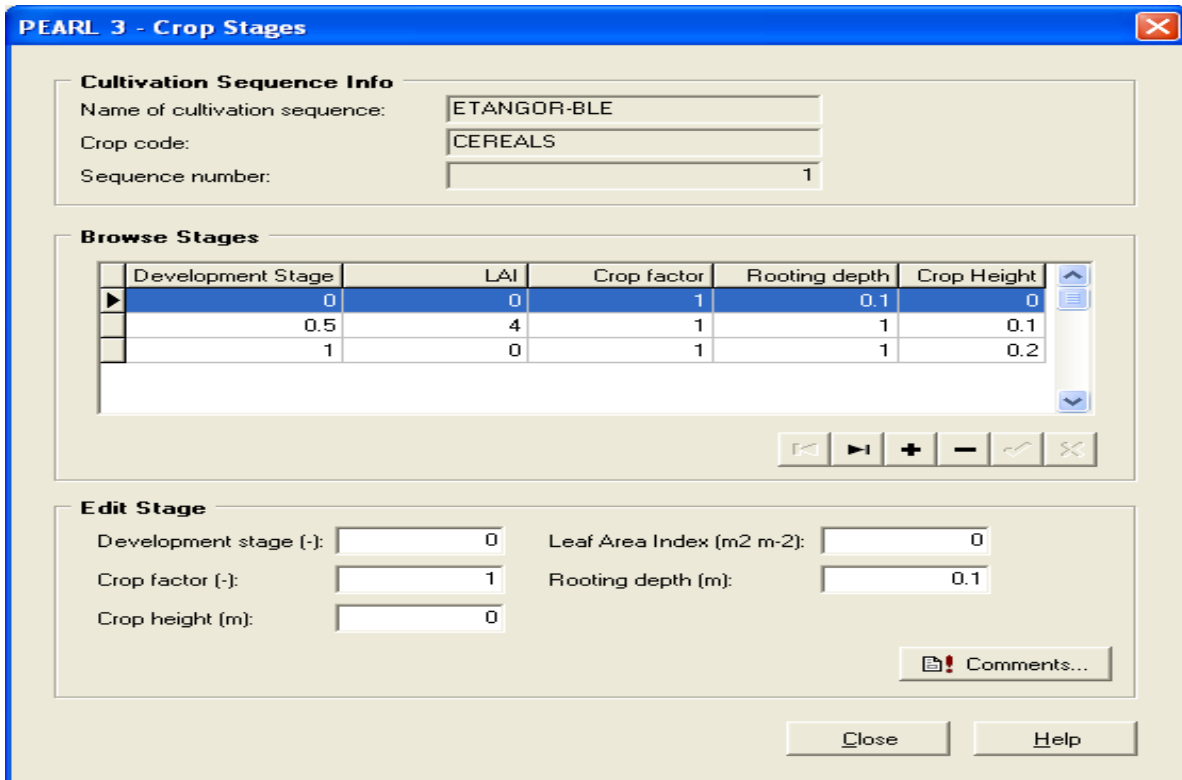


Figure 20: Table des propriétés dynamique de la culture

• **Table substances actives** : elle est accessible par la page principale (en bas à droite). Pour ajouter une substance, le principe est le même que les paramètres ajoutés précédemment c'est-à-dire cliquer sur la commande (+) dans le navigateur. Cette table regroupe 5 catégories d'informations sur les propriétés des composés actifs (fig.21) :

- Onglet caractéristiques **générales** sur la substance : on introduit le code et le nom de la substance, la masse molaire, pression de vapeur à saturation et la solubilité dans l'eau,
- **la sorption de freundlich** : dépend de la nature des sols (argile et la matière organique)
- **la transformation** : nous devons spécifier la demi-vie des substances, par la suite **Transformation Scheme** pour simuler les substances filles qui se forment dans le sol à partir de la transformation des substances mères (fig.22). Cette étape peut être ignorée s'il n'y a qu'un composé (substance mère) simulé ; alors on coche la case **Parent**
- **la diffusion** : cette catégorie nous renseigne sur les coefficients de diffusion de référence dans l'eau et dans l'air (fig. 22).

- **Crop** : spécifie les processus de la substance sur le végétal (volatilisation, pénétration, transformation et la demi-vie). Si l'information n'existe pas, on doit choisir **lumped**.

Figure 19: Table des propriétés des substances actives

The screenshot shows the 'PEARL 3 - Substances' window with the 'Crop' tab selected. The table below lists the substances shown in the window:

Code	Name	Parent	Molar Mass
Flusi	Montp Flusilasol -F	Yes	315.39
Glyph	Montp Gly	Yes	168.07
MET-C	Metabolite of substance C	No	150
Meco	Montp Mecoprop p -H	Yes	214.65
No	No substance	Yes	200
Tebuc	Montp Tebuconazole -F	Yes	307.82

The 'Crop' tab contains the following fields:

- Code: Meco (checked as Parent)
- Name: Montp Mecoprop p -H
- Molar mass (g mol⁻¹): 214.65
- Saturated vapour pressure (Pa): 57 measured at (C): 20
- Molar enthalpy of vaporisation (kJ mol⁻¹): 95
- Solubility in water (mg L⁻¹): 860 measured at (C): 20
- Molar enthalpy of dissolution (kJ mol⁻¹): 27

The screenshot shows the 'PEARL 3 - Substances' window with the 'Freundlich sorption' tab selected. The table below lists the substances shown in the window:

Code	Name	Parent	Molar Mass
D	Substance D	Yes	300
Diflu	Montp Diflufenican- H	Yes	394.29
Flusi	Montp Flusilazol -F	Yes	315.39
MET-C	Metabolite of substance C	No	150
Meco	Montp Mecoprop p -H	Yes	214.65
No	No substance	Yes	200

The 'Freundlich sorption' tab contains the following fields:

- Option: Kom, pH-independent
- Equilibrium sorption pH - independent: Kom (coef. for sorption on org. matter (L kg⁻¹)): 16.64 measured at (C): 20
- Molar enthalpy of sorption (kJ mol⁻¹): 0
- Equilibrium sorption Reference concentration in liquid phase (mg L⁻¹): 1
- Freundlich sorption exponent (-): 0.9
- Non-equilibrium sorption Desorption rate coefficient (d⁻¹): 0.01
- Factor relating CofFreNeq and CofFreEq (-): 0.5

Pour revenir à la page principale où nous allons introduire le calendrier d'application des substances dans la table d'application, nous cliquons sur **Close**.

Il est à rappeler que les propriétés des substances sont tirées à partir de la base de données en ligne FOOTPRINT(2009).

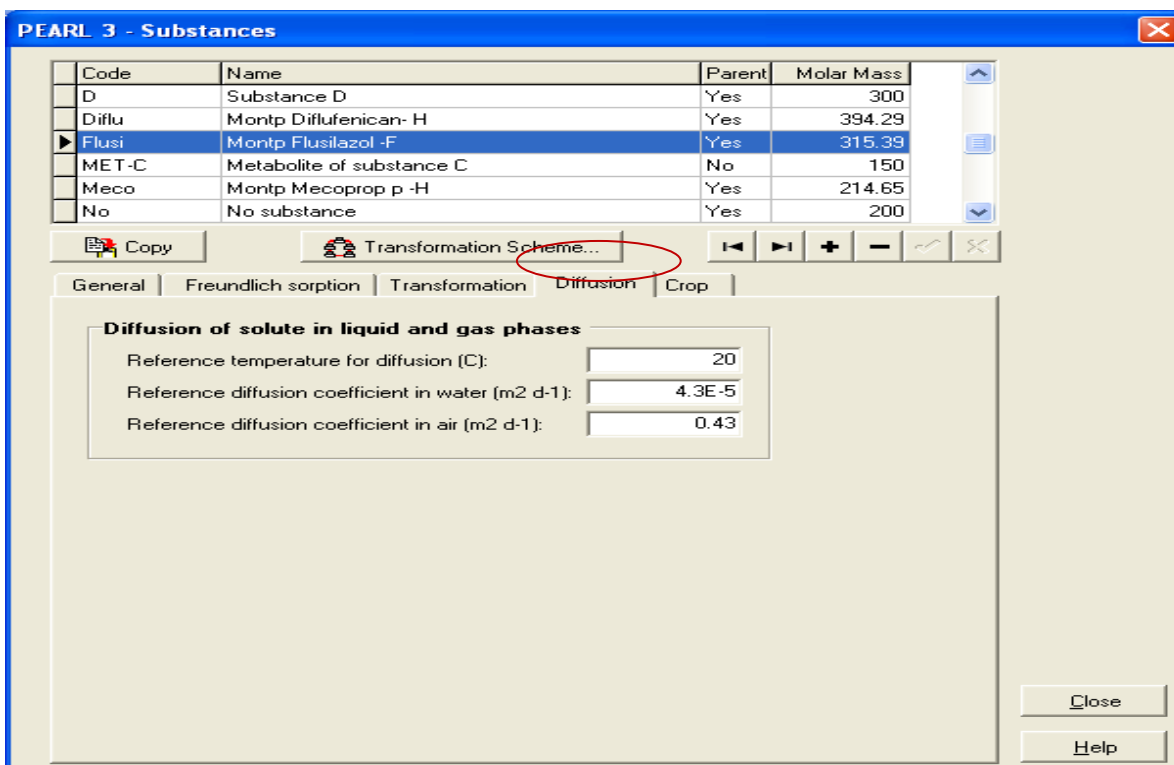
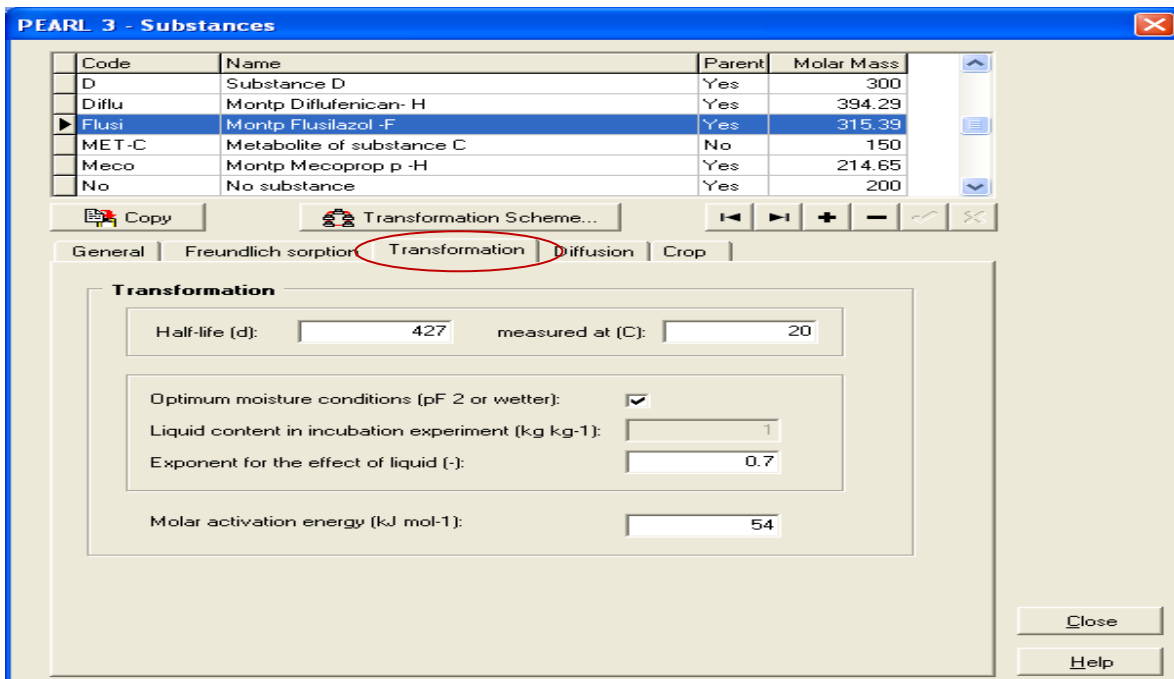


Figure 20 : Table des propriétés des substances actives

- ~ **Table Application** : Le programme d'application des pesticides peut être répété chaque année ou tous les 2 ans, en utilisant l'option **Repeat interval for application events**.

Pour créer un programme d'application, nous devons procéder comme suit (fig.23) :

- cliquer sur le bouton (+) pour ajouter un événement ou copier un événement existant,
- remplir un code et un nom dans la boîte (côté gauche de la fenêtre),
- dans la partie inférieure (côté droit de la de fenêtre), l'application doit être mieux définie,
- cliquer sur la commande (+) pour ajouter une application dans la zone des applications,
- définir le type d'application : application à la surface des sols, injection, incorporation, application sur la culture et la quantité interceptée doit être spécifiée et enfin application sur la culture et la quantité interceptée est calculée par le modèle (choisi pour notre travail),
- remplir la date d'application et le dosage (kg/ha),
- faire des copies d'une application existante par le bouton **Copy**. Cela est particulièrement pratique si on veut changer uniquement la date d'application.

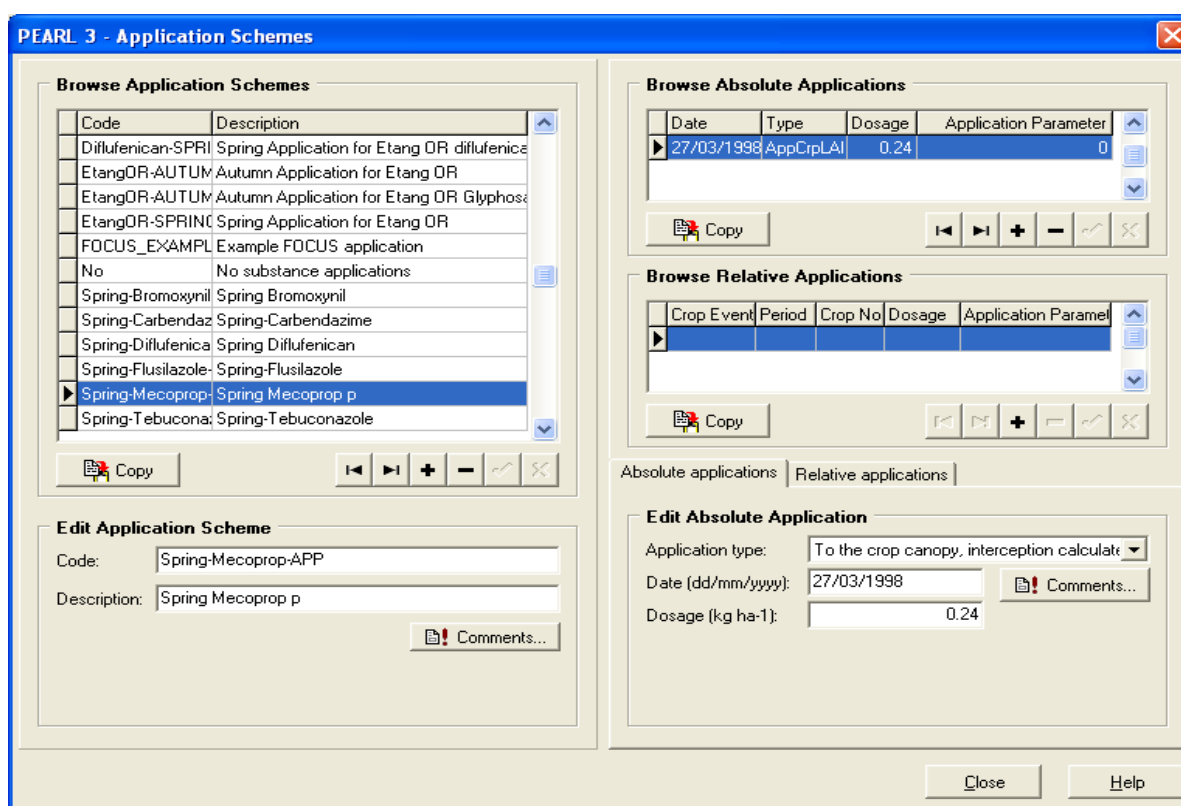


Figure 21: Table du programme d'application des substances actives

B. Volet « Simulation Contrôle» :

Il permet de définir la période de simulation

C. Volet « Swap Hydrological Modul »

Il renseigne sur les paramètres de contrôle du module d'hydrologie SWAP (fig.24). Cependant, les volets Hydrologie et hydraulique n'ont pas été exploités en leur totalité, car nous ne disposons pas de données sur : les teneurs en eaux drainées latéralement, la profondeur des drains et la profondeur de la nappe souterraine. Or ces données permettent de déduire la quantité de produits phytosanitaires perdus dans les

drains. Afin de lever cet obstacle et de faire fonctionner le modèle, nous avons supposé que le type de drainage est **libre** (il sera géré par le modèle en se basant sur la pluviométrie et la texture) et que la nappe est inexistante.

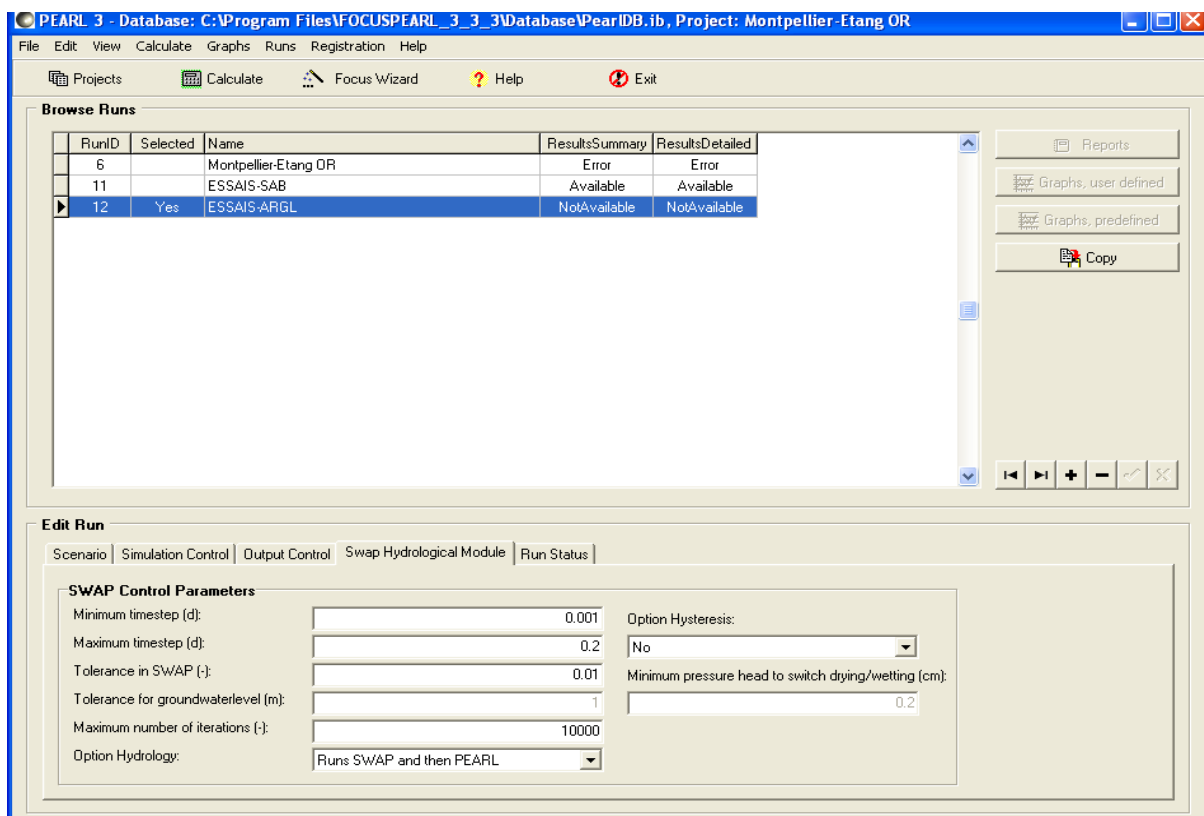


Figure 22: Volet hydrologie

Avant d'exécuter le modèle, nous devons définir les paramètres de la sortie.

- ≈ Choisir le format temps depuis le début de la simulation, soit en jours ou en année ;
- ≈ Choisir la sortie des données (jour, décade, année) ;
- ≈ Définir l'épaisseur maximale de la simulation (1m) ;
- ≈ Cocher la case du **detailed output** si on veut le détail du rapport ;

En cliquant sur **Detailed output option**, on ouvre le formulaire des variables, constitué de 3 parties (fig.25) :

- ≈ dans la partie supérieure, on peut parcourir et sélectionner les catégories disponibles.
- ≈ dans la partie inférieure gauche du formulaire, on peut parcourir et sélectionner les différentes variables dans une catégorie.

- ≈ dans la partie inférieure droite du formulaire, on peut sélectionner et voir les profondeurs du sol prévues pour la sortie.

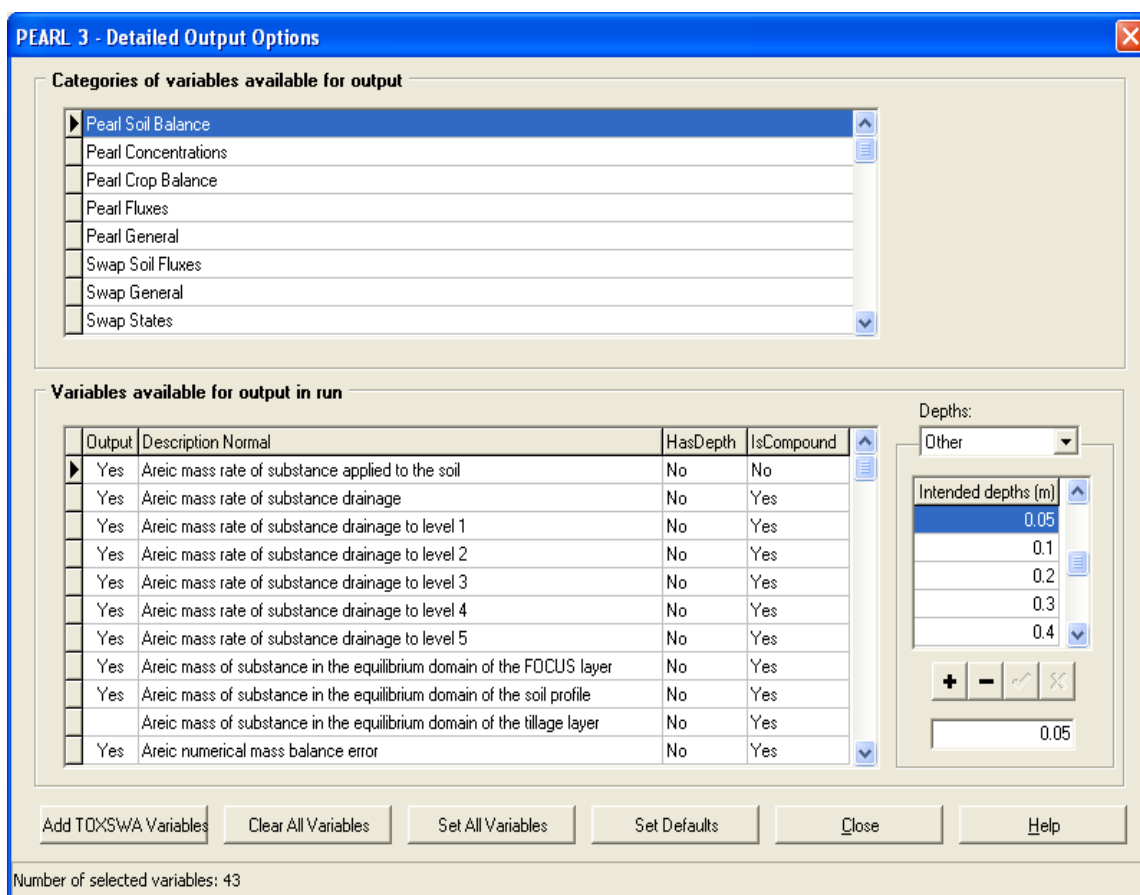


Figure 23 : Table des catégories et variables de sorties

Pour faire exécuter le modèle, il faut d'abord activer le formulaire principal et sélectionner par un double clic le fichier ou le projet à faire exécuter. Par la suite, il faut cliquer sur **Calculate** qui apparaît sur la barre d'outils. Une fenêtre des résultats en cours de simulation apparaît. Le temps de calcul peut être réduit en diminuant soit le nombre de variables sélectionné pour la sortie, soit le nombre de profondeurs du sol à faire ressortir. Une fois l'exécution du modèle est terminée, l'état d'exécution est affiché dans les **colonnes du projet** de la feuille principale comme suit :

- ≈ **Not there** : quand le modèle n'a pas été exécuté ou l'utilisateur a supprimé les fichiers de sortie.
- ≈ **Erreur** : une erreur s'est produite. Les détails peuvent être vus dans le volet **Run Status** de la feuille principale.
- ≈ **Available** : le modèle a été exécuté avec succès et la sortie du modèle est disponible pour d'autres traitements (ex : graphique).

La visualisation des résultats peut se faire depuis la feuille principale :

- en cliquant sur l'onglet **Report**, il permet de donner le résumer de la simulation (exp : la concentration des pesticides dans les eaux sous terraines, la masse des pesticides, etc.) (fig.26)

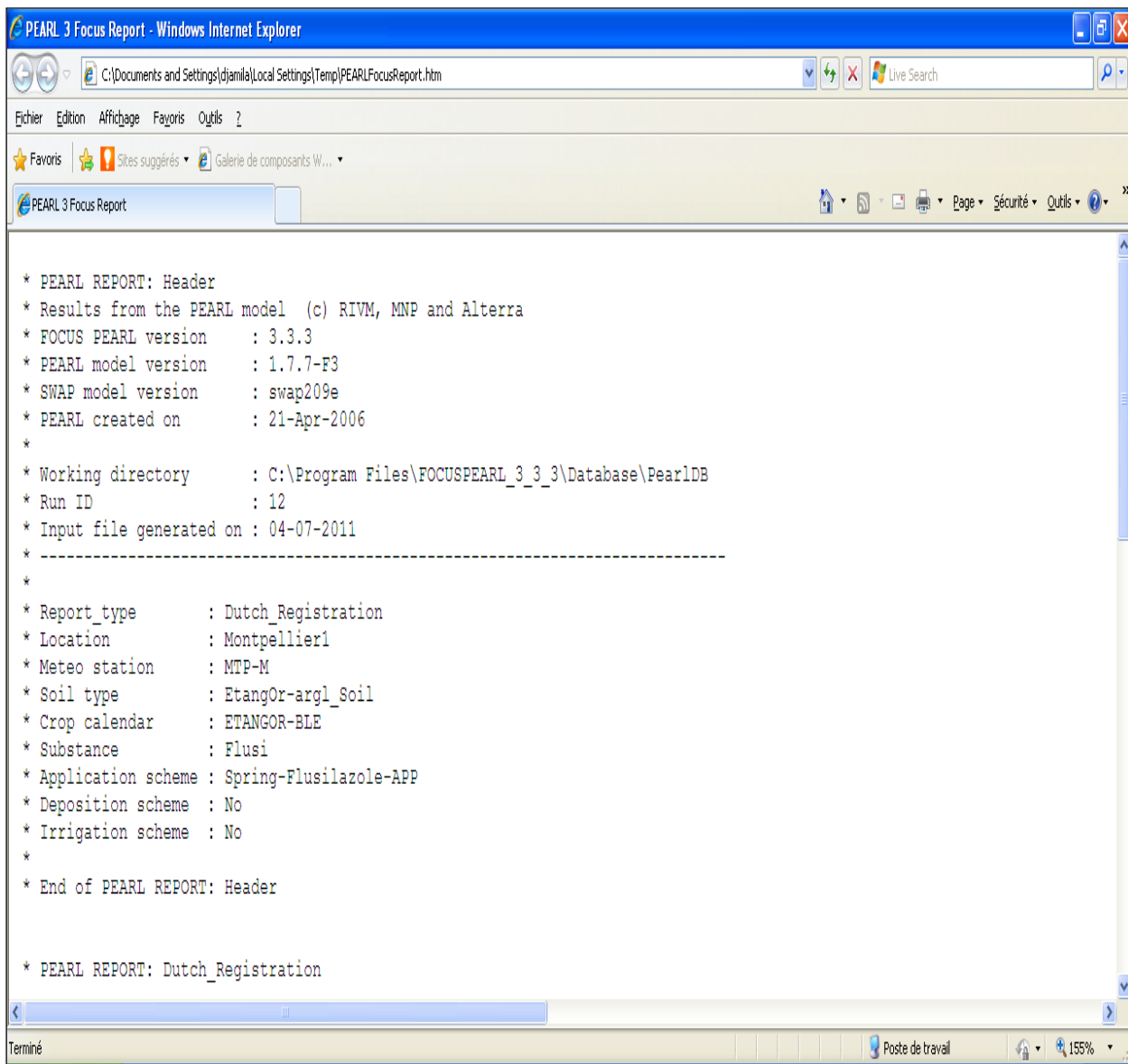


Figure 24: Résumé des résultats de simulation donné par PEARL sous format TXT

- en cliquant sur l'onglet graphs **predefined**, celui-ci permet de visualiser les graphes prédéfinis sur le bilan des produits des phytosanitaires dans le sol (fig. 27)

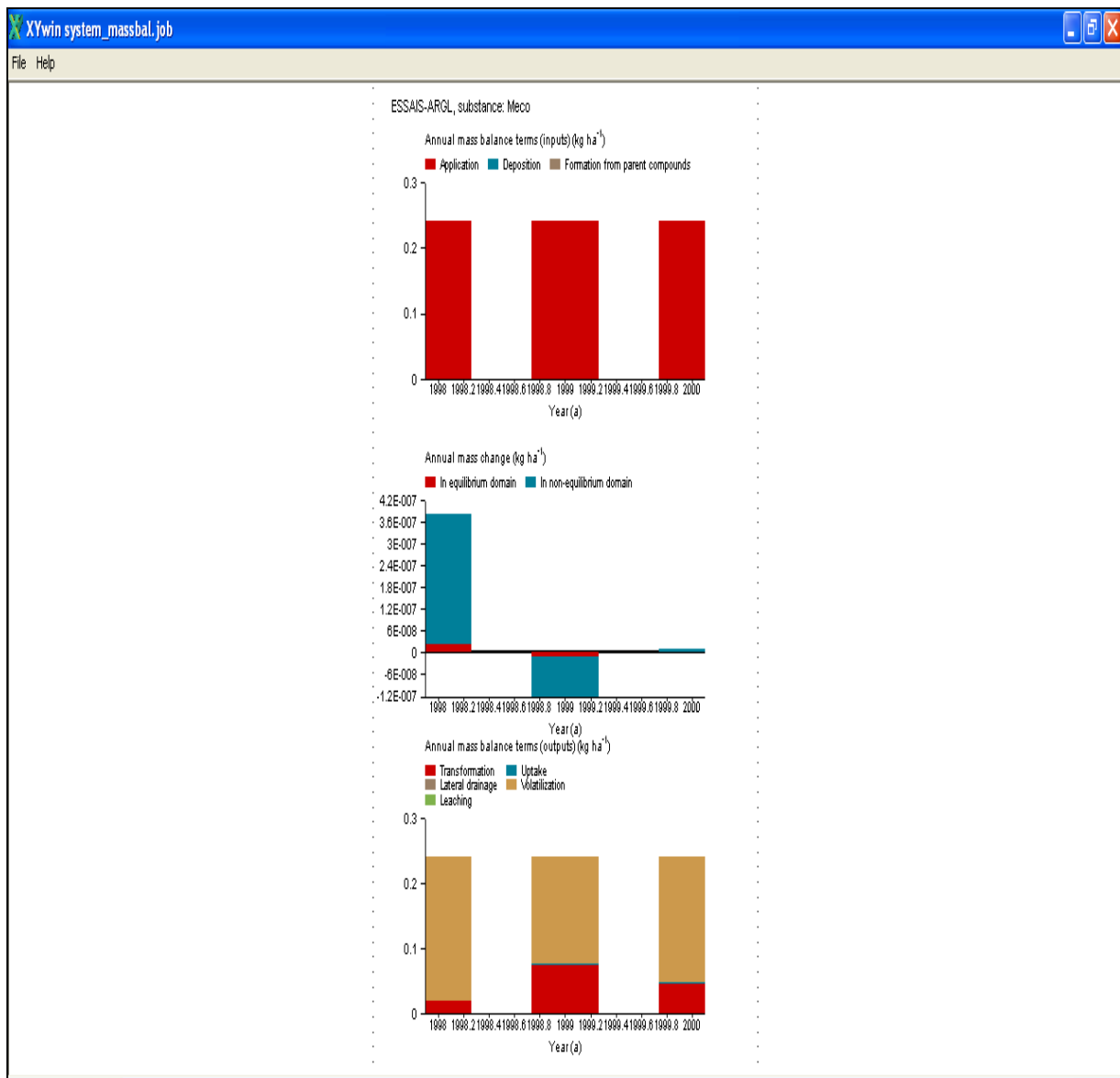


Figure 25: Résultat prédéfini du compartiment eau

- en cliquant sur l'onglet graphs **users defined**, ceci permet de visualiser les graphes choisis (fig.28). Par ailleurs, ce module permet d'exporter les données des résultats (**Export file**) vers un autre fichier de type txt.

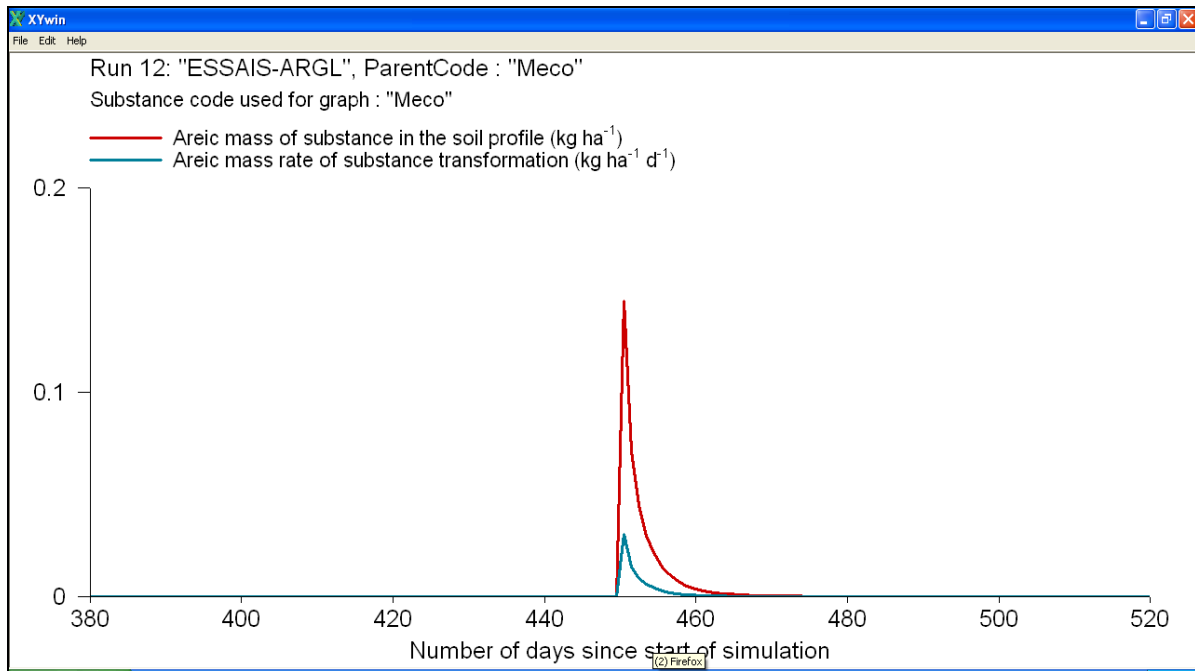


Figure 26 : Exemple du résultat des graphes choisis

Il y a lieu de rappeler que dans cette étude, l'irrigation n'a pas été renseignée car la culture du blé a été menée en sec et le drainage est supposé libre. La culture quant à elle est considérée fixe pour chaque année et sans successions normale de cultures (rotations).

Avant de définir les données d'entrées simulées par PEARL, il est important de donner la signification de quelques termes techniques utilisés par le modèle.

La capacité au champ (Wet reduction point) : c'est la teneur en eau qui reste dans le sol après ressuyage.

Le point de flétrissement (wilting point) : c'est la teneur en eau non extractible par les racines.

Généralement, la force de rétention du sol pour l'eau s'exprime, soit en bar s, soit en kilo pascals, soit par son logarithme, cette force est exprimée en centimètre d'eau et elle s'exprime par le symbole **pF**.

A titre d'exemple :

$$1 \text{ bar} = 100\text{Kpa} = 1000 \text{ cm d'eau} = \text{pF } 3$$

$$1/10 \text{ bar} = 10\text{Kpa} = 100 \text{ cm d'eau} = \text{pF } 2$$

La teneur en eau à la capacité au champ correspond à une pression de succion de 1/3 et au point de flétrissement elle correspond à une pression de succion de 15bars.

$$\text{pF} = \log \left(\frac{-P_{eau}}{\rho g} \times 100 \right)$$

pF : Le potentiel de capillarité est le log de la pression de succion exprimée cm.

Avec :

pF : potentiel de capillarité

Peau : pression de l'eau par rapport à la pression atmosphérique (mce)

ρ : masse volumique de l'eau (1000 kg/m³)

g : accélération de la pesanteur (9,81 m/s²)

Le coefficient de dispersion : il permet de caractériser la dispersion des pesticides dans le sol.

Lixiviation : c'est l'entraînement des substances actives par l'eau vers les horizons de profondeur.

Le coefficient d'extinction (extinction coef for solar radiation) : il dû à la diffusion moléculaire (ou diffusion de Rayleigh) s'écrit comme suit (Yaïche et Bekkouche, 2008):

$$Mc \cdot L = \beta - (1)$$

Les valeurs de β et c dépendent de la nature des particules causant la diffusion. La part du rayonnement solaire diffusé par les constituants de l'atmosphère (molécules et aérosols) n'est pas entièrement perdue comme c'est le cas de l'absorption. Elle est en partie récupérée au sol. (Yaïche et Bekkouche, 2008).

L'indice foliaire (LAI) : est une variable clé pour l'étude du fonctionnement des surfaces végétales car elle conditionne les échanges de carbone et d'eau avec l'atmosphère (Duthoit, 2006).

Enthalpie molaire de dissolution (Kj/mole) : est l'énergie d'activation globale de la dégradation pour les pesticides. Elle établit la relation entre la solubilité dans l'eau de la substance et la température La valeur par défaut définie par un groupe de travail FOCUS 27 kJ / mol (FOCUS, 2004).

Enthalpie molaire de la pression de vaporisation (Kj/mole) : elle décrit la pression de vapeur saturante de la substance et température. La valeur par défaut définie par FOCUS groupe de travail 95 kJ / mol (FOCUS, 2004).

Interception foliaire : c'est la masse de pesticides interceptée par la canopée et elle dépend du mode d'application et de la densité du feuillage au moment de l'application. La quantité de pesticides non interceptés est incorporée ensuite dans le sol (Magdelénat, 2009).

Lessivage foliaire : les pesticides reçus sur le feuillage peuvent être lessivés et atteindre la surface du sol lors de précipitations. La masse de pesticides lessivés (en g/j) est calculée comme suit (Magdelénat, 2009) :

$$JFOF = E P M A$$

Avec :

E : coefficient d'extraction foliaire (cm⁻¹)

P : volume de pluie journalière (cm/j)

M : masse de pesticides à la surface de la plante (g/cm²)

A : aire de la colonne de sol (= 1 cm²)

Masse surfacique des pesticides (quantité) dans le système (kg/ha) : c'est le bilan des substances actives dans le sol après un temps donné (ex : 1 année). Autrement, c'est la quantité des substances stockée dans le sol après avoir subi les différents processus d'évolution. Le modèle PEARL utilise la formule suivante dans le domaine de l'équilibre (Tiktak et al.2000) :

$$\frac{C_{eq}^*}{t} = R_S - \frac{I_{p.L}}{Z} - \frac{I_{p.g}}{Z} - R_t + R_f - R_u - R_d$$

Avec:

C^{*eq} (kg/m^3) concentration de pesticides dans un domaine d'équilibre du sol.

R_s ($kg/m^3/j$) taux volumique des pesticides

$J_{p,L}$ ($kg/m^2/j$) flux de masse des pesticides dans la phase liquide

$J_{p,g}$ ($kg/m^2/j$) flux de masse des pesticides dans la phase gazeuse

R_t ($kg/m^3/j$) taux de transformation,

R_f ($kg/m^3/j$) taux de formation,

R_u ($kg/m^3/j$) taux de pesticides absorbés par les racines,

R_d ($kg/m^3/j$) taux de pesticides drainés latéralement

Concentration des pesticides dans le percolât ($\mu g/l$) : c'est la concentration en substances actives d'une eau percolant 1m une profondeur après l'application.

II. Paramètres et variables d'entrées dans PEARL

En général, les entrées du modèle PEARL sont nombreuses et doivent être définies dans un fichier d'entrée. Il s'agit des données relatives aux :

1. Sol

- ≈ La fraction granulométrique (texture) : limon, argile et sable (%)
- ≈ La matière organique (kg/kg)
- ≈ Les épaisseurs des horizons des profils et des couches (m) pH
- ≈ Paramètres Van Genuchten (voir partie II, chap. I, méthodologie) : propriétés hydrauliques du sol
- ≈ Densité apparente (kg/m^3)
- ≈ Paramètre dans l'évaporation du sol ($cm^{1/2}$)
- ≈ Facteur du végétal pour les sols nus
- ≈ Température du sol ($^{\circ}C$).

2. Climat

- ≈ Méthode de makkink (la pluviométrie, la température journalière et la radiation solaire)
- ≈ Cordonnées de la station météo (long, lat et l'alt) ;
- ≈ Drainage libre.

3. Cultures

- ≈ Préciser si la culture est fixe ou variable le cycle de la culture
- ≈ Introduire les différents taux d'humidité du sol à différents pF (cm)
- ≈ Coefficient d'extinction pour la radiation solaire
- ≈ Résistance minimum des cultures (s/m)
- ≈ Constante de l'eau interceptée (cm)
- ≈ Pression d'eau critique pour l'irrigation (cm)
- ≈ Stades de développement physiologiques : LAI (m^2/m^2), profondeur racinaire (m) et le facteur de la culture
- ≈ Date de la levée et de la récolte

4. Pesticides

- ≈ Masse molaire (g/mole)
- ≈ Pression de vapeur à saturation (Pa)
- ≈ Enthalpie molaire de vaporisation (Kj/mole)
- ≈ Solubilité dans l'eau (mg/l)
- ≈ Enthalpie molaire de dissolution (Kj/mole)
- ≈ Température
- ≈ Coefficient de Freundliche (l/kg)
- ≈ Concentration de référence dans l'eau (mg/l)
- ≈ Exposant de sorption de Freundliche
- ≈ Demi-vie de la substance
- ≈ Condition de l'humidité optimum
- ≈ Exposant pour l'effet du liquide
- ≈ Energie molaire (kj/mole)
- ≈ La diffusion de la substance dans la phase gazeuse et liquide :
- ≈ Coefficient de diffusion de réf dans l'eau (m^2/j)
- ≈ Coefficient de diffusion de réf dans l'air (m^2/j)

➤ Pour l'application

- ≈ Préciser la saison d'application,
- ≈ Type d'application : injecté, incorporé au sol, sur la surface du sol et sur la couverture végétale avec le calcul de l'interception par le modèle.
- ≈ Les dates du traitement (kg/ha) et la profondeur (m).

Le tableau ci-dessous résume les valeurs des variables que nous avons introduites ou qui sont fixées par FOCUS-PEARL.

Tableau 7 : Différentes variables utilisées dans PEARL

Paramètres	Valeurs	Source
Sol		
prof, texture, pH, MO,		SIG LR INRA
Densité apparente (kg/m ³)		Calculée
θ_R (m ³ /m ³), θ_S (m ³ /m ³), K_s (cm/j) α (/cm),		Base de données (Van Genuchten, 1980))
λ , n		Base de données (Van Genuchten, 1980)
Facteur du végétal pour les sols nus	1	fixé par le modèle
Longueur de dispersion	0,05	fixé par le modèle
Climat		
pluviométrie journalière (mm/j)	0 – 187	Station Mauguio-Fréjorgues
température minimum journalière (°C)	-7,1	Station Mauguio-Fréjorgues
température maximum journalière (°C)	37,2	Station Mauguio-Fréjorgues
radiation solaire (kJ/m ² /J)	0 - 5 10 ⁶	Station Mauguio-Fréjorgues
Paramètre de l'évaporation du sol	0,79	fixée par le modèle
Culture du blé :		
Coefficient d'extinction pour la radiation	0.6	fixée par le modèle
Résistance minimum des cultures (s/m)	70	Manuel FOCUS PEARL (2001)
Constante de l'eau interceptée (cm)	0.0001	Manuel FOCUS PEARL (2001)
Pression d'eau critique pour l'irrigation (cm)	-100	Manuel FOCUS PEARL (2001)
LAI (m ² /m ²)	4	Manuel FOCUS PEARL (2001)
profondeur racinaire (m)	1	Manuel FOCUS PEARL (2001)
Le coefficient d'absorption par les racines	0,5	Manuel FOCUS PEARL (2001)
Rayonnement globale d'interception	0,25	fixée par le modèle
Densité racinaire	1	fixée par le modèle
Pesticides		
Masse molaire (g/mole)		BD FOOTPRINT (2009)
Pression de vapeur à saturation (Pa)		BD FOOTPRINT (2009)
Solubilité dans l'eau (mg/l)		BD FOOTPRINT (2009)
Coefficient de Freudliche (l/kg)		BD FOOTPRINT (2009)
Demi-vie de la substance(DT50) (j)		BD FOOTPRINT (2009)
Condition de l'humidité optimum	Pf 2	Manuel FOCUS PEARL (2001)
Concentration de référence dans la phase liquide (mg/l)	1	fixée par le modèle
Exposant de Freudlich	0,9	fixée par le modèle
Enthalpie molaire de dissolution (Kj/mole)	27	fixée par le modèle
Enthalpie molaire de vaporisation (Kj/mole)	95	fixée par le modèle
Energie molaire d'activation (Kj/mole)	54	fixée par le modèle
Température de réf pour la diffusion (°C)	20	fixée par le modèle
Coefficient de diffusion de réf dans l'eau (m ² /j)	4,3 10 ⁻⁵	fixée par le modèle
Coefficient de diffusion de réf dans l'air (m ² /j)	0,43	fixée par le modèle
La saison d'application	printemps/été	Fiche technique agricole (2010)
Type d'application	sur le végétal	Fiche technique agricole (2010)
Les dates du traitement, la dose (kg/ha) et la profondeur	mars et mai	Fiche technique agricole (2010)

Source : Elaboration personnelle

III. Variables de sorties

PEARL affiche en sortie : les flux d'eau dans le système considéré, les concentrations de pesticides dans les différents horizons et dans les percolas, la masse surfacique des substances dans le sol et le bilan de dissipation d'une matière active dans le sol,

Dans cette étude, nous avons retenu les données de sortie suivantes :

- Évolution de la masse surfacique des substances (kg/ha) dans les sols et de la concentration ($\mu\text{gr/l}$) dans le percolât après une année d'application des produits phytosanitaires ;
- Bilan des processus de transformation d'une matière active dans le sol après 1 année ;
- Évolution des masses surfaciques (quantités) des matières actives (kg/ha) dans les sols sableux et argileux après 10 ans d'applications.

Partie III : Résultats de simulation et interprétation

Dans cette partie, il ne s'agit pas de comparer nos résultats en termes de normes de pollution, car jusqu'à présent, aucun seuil de qualité n'a été défini en ce qui concerne les pesticides dans le sol, mais plutôt d'essayer de comprendre le devenir des matières actives à travers les résultats donnés par PEARL.

Chapitre I : Évaluation du devenir des matières actives utilisées pour la culture du blé dur sur deux types de sols différents (argileux et sableux)

I. Scénarios de test

Afin de tester la capacité du modèle PEARL vis-à-vis du devenir des pesticides dans les sols, nous avons dans un premier temps, effectué la simulation sur une année d'application des pesticides à deux dates différentes en faisant varier le type de sol (argileux et sableux). Par la suite, la simulation a été faite sur les mêmes matériaux pour une période de 10 ans (1989-2008).

Nous avons supposé par manque de données que l'itinéraire technique des produits phytosanitaires utilisé en 2011 était le même depuis 1989. Il y a lieu de préciser que l'année de simulation utilisée ici est comptée à partir de la date d'application des produits phytosanitaires, à titre d'exemple du 27/03/1999 au 27/03/2000 pour les herbicides et du 15/05/1999 au 15/05/2000 pour les fongicides. Aussi, les parcelles sont supposées de 1 ha de superficie et l'état initial des sols est supposé sans traitement par le modèle.

1. Simulation des quantités des 6 matières actives dans les sols de 1999 à 2000.

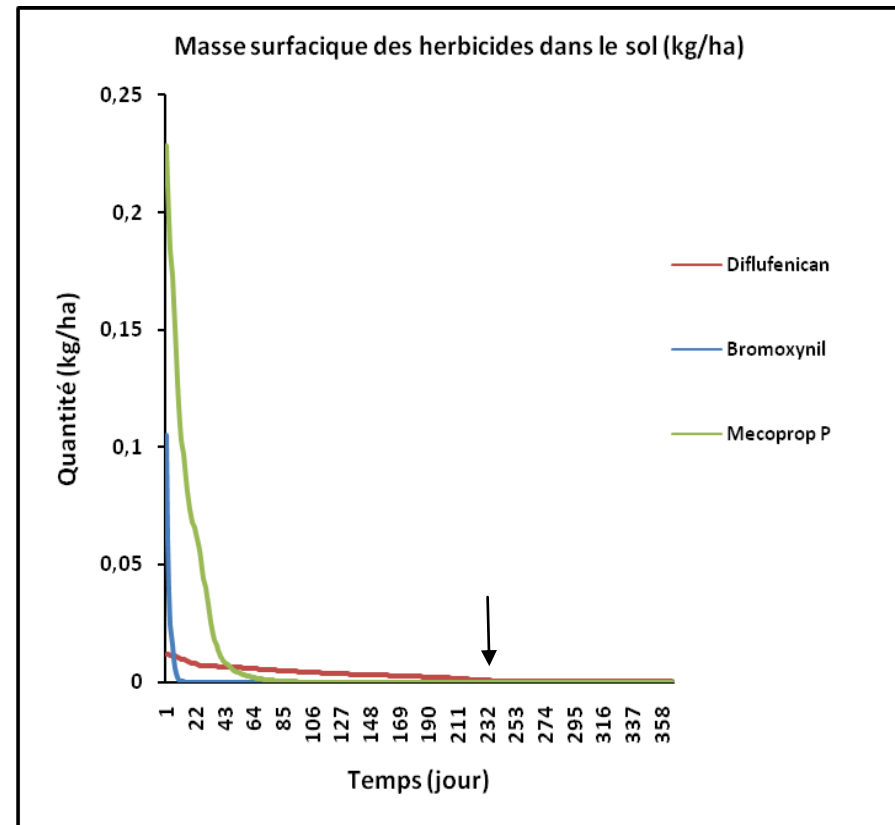
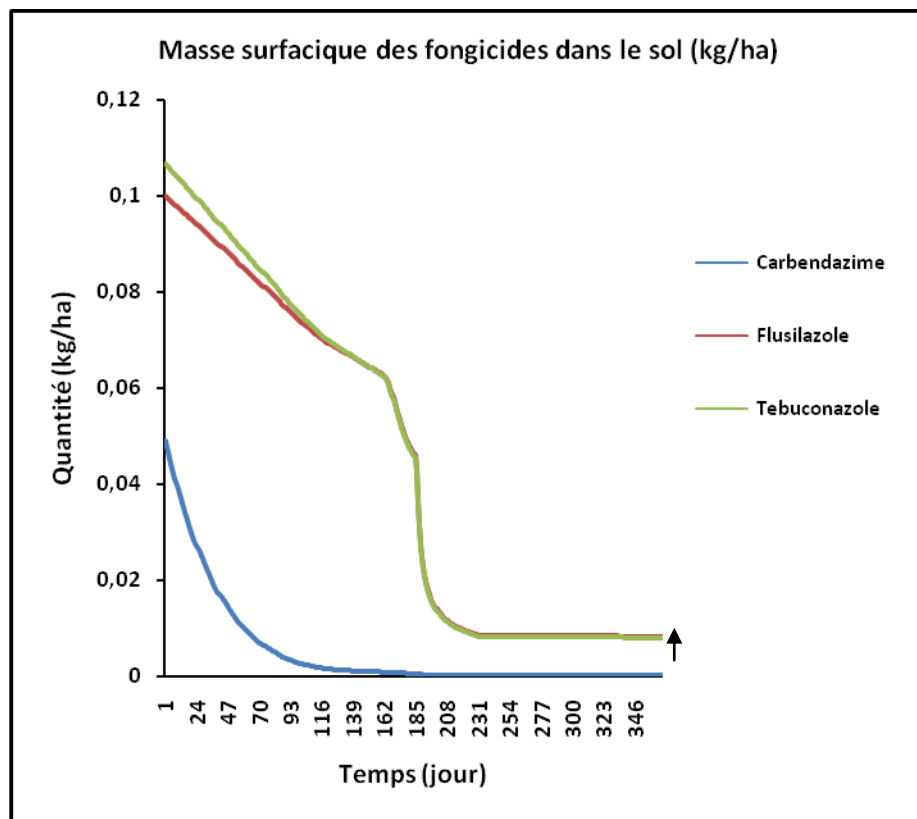
Nous avons simulé les quantités et les concentrations des 6 matières actives utilisées pour le traitement du blé à deux dates d'applications différentes dans le sol argileux et le sol sableux (voir annexe 4). En comparant les résultats obtenus par jour pour les deux sols (tab.8), nous constatons que le comportement des herbicides et des fongicides (quantités et concentrations) est différent en fonction des sols. Après une année de la date d'application, le sol argileux présente des résidus en flusilazole et tebuconazole d'environ 47 et 40% respectivement. Nous déduisons que plus la texture est fine, plus les fongicides ont tendance à s'accumuler dans le sol.

Tableau 8 : Quantités journalières des pesticides dans les sols de 1999 à 2000

	Herbicides et fongicides	Quantité apportée (kg/ha) en 1999	Quantité accumulée (kg/ha) en 2000	Résidus après une année (%)	Jours où les résidus sont atteints
Sol sableux	Diflufenican	0,012	0	0,2	229
	Bromoxynil	0,11	0	0	21
	Mecoprop P	0,23	0	0	112
	Carbendazime	0,048	0	0,38	183
	Flusilazole	0,099	0,008	7,88	343
	Tebuconazole	0,1	0,008	7,9	342
Sol argileux	Diflufenican	0,012	0,0019	15,8	296
	Bromoxynil	0,11	0	0	10
	Mecoprop P	0,23	0	0	68
	Carbendazime	0,048	0	0,38	158
	Flusilazole	0,099	0,047	47,47	343
	Tebuconazole	0,1	0,04	40	338

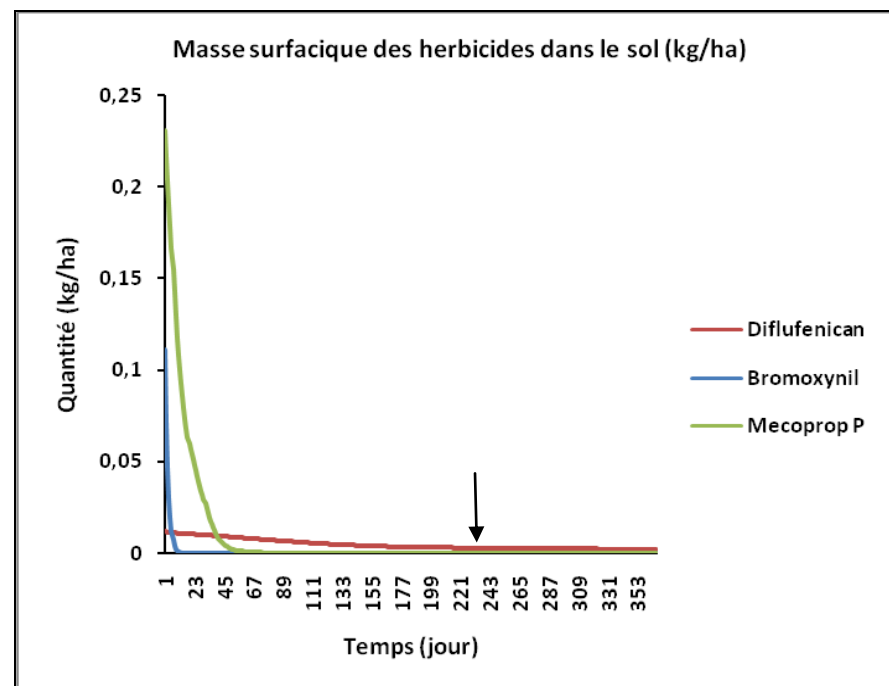
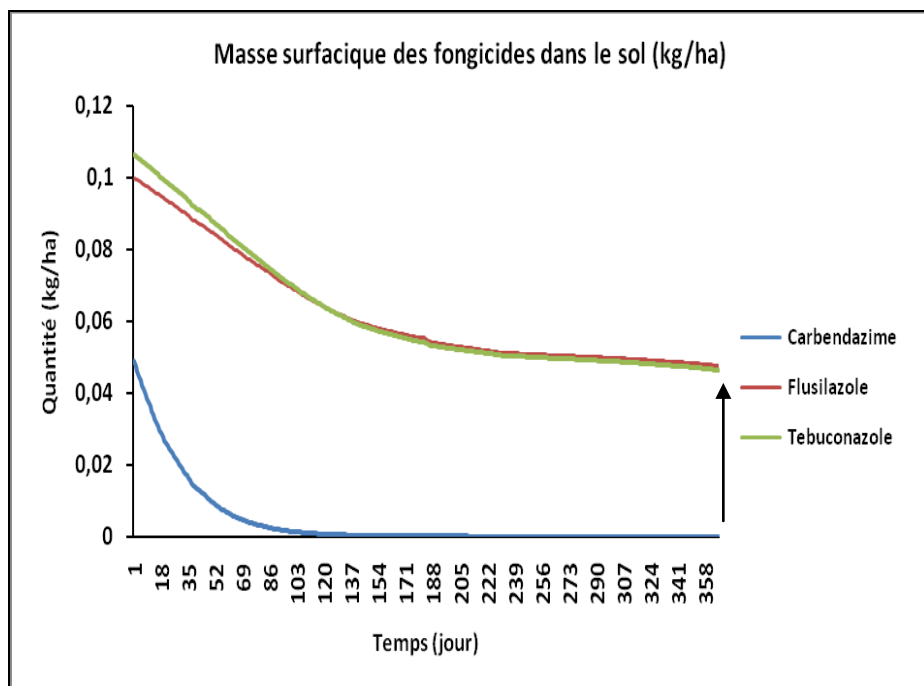
Source : Réalisation personnelle

Les figures ci-dessous montrent également que la texture ne semble pas avoir une influence sur les herbicides. Ces derniers se dégradent facilement aussi bien dans les sols argileux que sableux. Plus la dégradation est importante, moins la quantité de pesticides accumulés dans les sols est grande. En revanche, les fongicides «tebuconazole et de flusilazole» semblent être influencés par la texture argileuse. Notons également que l'évolution des quantités du flusilazole et de tebuconazole est relativement identique dans chaque type de sol. Néanmoins, l'écart d'augmentation que présente le sol argileux en teneurs de flusilazole par rapport au sol sableux est d'environ 39% et celui de tebuconazole est d'environ 32%. Ceci est dû probablement à la capacité de rétention du sol argileux qui est importante par rapport au sol sableux. Plus la rétention des substances actives est importante dans les sols et plus les processus du transfert et de biodégradation sont faibles.



Source : Réalisation personnelle

Figure 29 : Masses surfaciques (quantités) des produits phytosanitaires dans les sols sableux de 1999 à 2000



Source : Réalisation personnelle

Figure 30 : Masses surfaciques (quantités) des produits phytosanitaires dans les sols argileux de 1999 à 2000

2. Simulation de la concentration des fongicides et herbicides dans les percolâts des sols argileux et sableux à une profondeur de 1 m (1999- 2000)

Afin de comparer les concentrations dans le percolat à 1 m de profondeur des deux sols, nous avons simulé les 6 matières actives pendant une année. Les résultats du tableau 9 représentent les concentrations maximales des percolats par jour depuis l'application, par molécule et par sol. Ces résultats montrent parfaitement que la concentration des percolats en matières actives est plus importante dans les sols sableux que dans les sols argileux. La concentration la plus élevée est obtenue pour les fongicides « flusilazole » (44,4 µgr/l) et « tebuconazole » (41,35 µgr/l). Il apparaît néanmoins qu'au moment où la concentration du percolât du sol argileux commence à augmenter, la quantité maximale du sol sableux est déjà atteinte au mois de novembre 1999 où la pluviométrie enregistrée était de 192 mm (annexe 3). Ces résultats semblent être cohérents et complètent la logique des processus évoqués précédemment : quand un pesticide est très adsorbé par le sol, son transfert est très réduit d'où sa faible concentration dans le percolât

3. Simulation de la concentration de diflufenican et ses métabolites à différentes profondeurs des sols de 1999 à 2000

A travers les résultats de cette simulation, nous voulons montrer que le modèle PEARL peut prendre en compte (simuler) les dérivés des molécules mères (exemple de diflufenican, voir annexe 5). Une simulation du comportement de 2-(3-rifluorométhylphénoxy) nicotinamide (le métabolite de diflufenican) dans les sols argileux et sableux a été réalisée. Les résultats du tableau 10 illustrent la concentration maximale de la molécule « diflufenican » et sa dérivée dans chaque profondeur du sol et au $n^{\text{ième}}$ jour après l'application. Les résultats montrent que, pour les deux sols, les concentrations diminuent avec les profondeurs. L'évolution de la concentration du métabolite est liée à l'évolution de la concentration de la substance mère, d'où la relation proportionnelle entre eux jusqu'à la dissipation. Ceci s'explique par la biodégradation de la molécule mère, plus cette dernière est dégradée, plus elle produit des métabolites disponibles dans la solution du sol, d'où le phénomène d'absorption est favorisé.

Tableau 9: Concentration max des fongicides et herbicides dans les percolâts des sols argileux et sableux à une profondeur 1 m (1999-2000)

Jours après la date d'application le 27/03/99)	Percolâts (µgr/l)												
	Diflufenican		Bromoxynil		Mecoprop P		Jours après la date d'application le 15/05/99	Carbendazime		Flusilazole		Tebuconazole	
	sol sableux	sol argileux	sol sableux	sol argileux	sol sableux	sol argileux		sol sableux	sol argileux	sol sableux	sol argileux	sol sableux	sol argileux
84	4,05	0	0	0	2,83	0	170	0,52	0,0004	34,82	0,1581	41,35	0,095
107	4,78	0	3 ;01	0	1,21	0	173	0,530	0,0005	39,52	0,198	0	0,122
114	0	0	0,15	0	0	0	185	0,36	0,0079	44,49	3,027	15,93	2,212
137	4,57	0,0001	4,78	0	0,21	0	232	0	0,0199	14,85	9,235	0	7,039
365	0	0,010,	0	0	0	0	365	0,222	0,013	0	10,61	16,670	8,01

Source : Réalisation personnelle

Tableau 10: Concentration max de diflufenican et de métabolites dans les sols argileux et sableux à différentes profondeurs (1999-2000)

Sol sableux					Sol argileux			
Prof (cm)	Jours après l'application	Concentration en diflufenican (µg/l)	Jours après l'application	Concentration en métabolite (µg/l)	Jours après l'application	Concentration en Diflufenican (µg/l)	Jours après l'application	Concentration en métabolite (µg/l)
3,7	26	12,78	26	0,131	1	46,78	157	0,154
8,7	29	5,8	29	0,064	7	7,50	130	0,067
18,7	32	3,034	38	0,044	35	4,07	77	0,070
28,7	39	2,425	39	0,041	36	3,20	65	0,084
47,5	40	1,282	166	0,024	320	0,45	327	0,041
77,5	87	0,4	190	0,020	365	0,01	365	0,001

Source : Réalisation personnelle

4. Simulation du devenir de la substance active « flusilazole » dans les sols de 1999 à 2000 (Bilan)

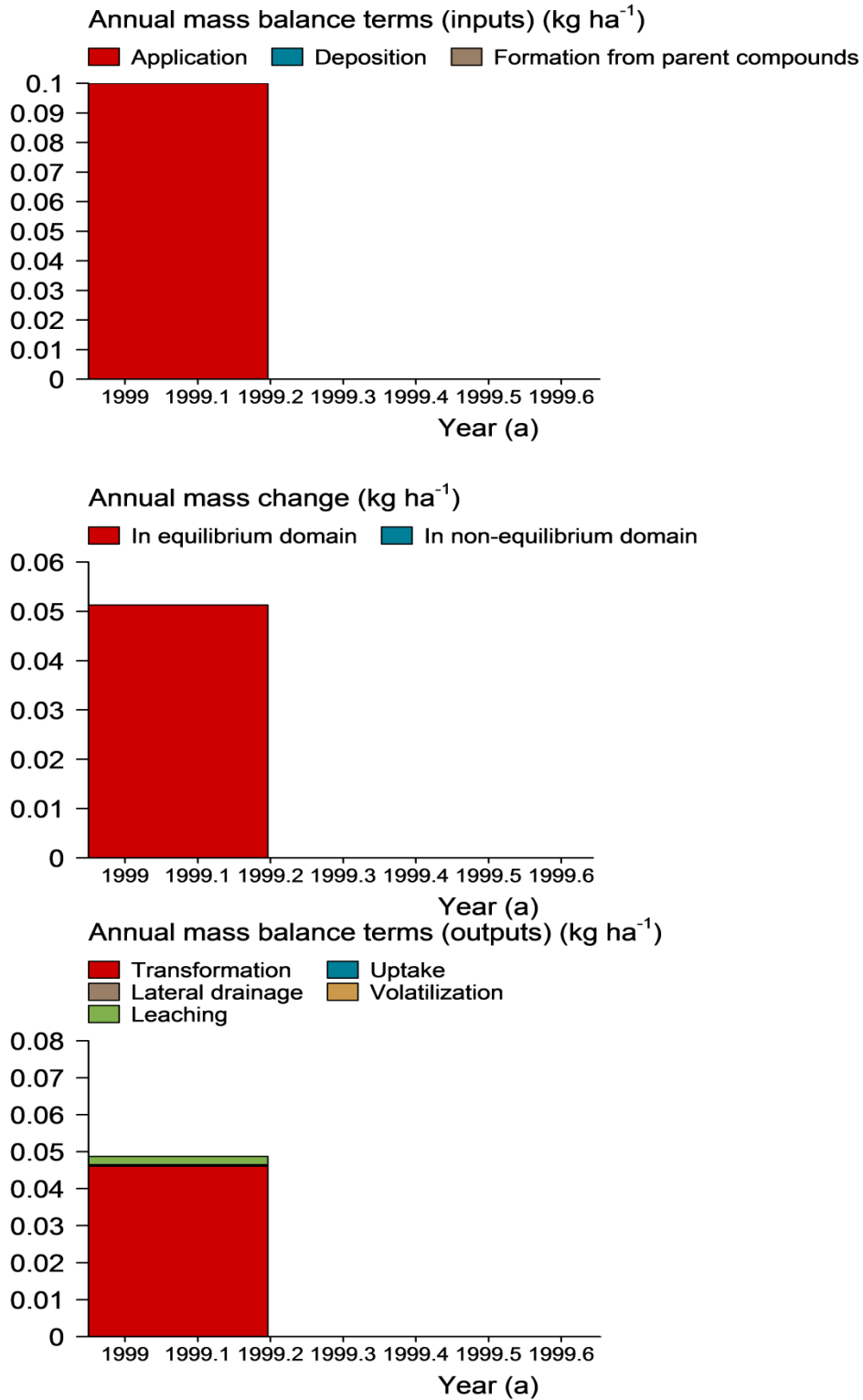
Les résultats de la simulation du devenir de la substance flusilazole varient d'un sol argileux à un sol sableux (voir annexe 6). D'après le tableau 11 et les figures 31 et 32, les phases les plus prononcées pour les deux sols sont celles de transformation et d'adsorption. Ces phases sont plus importantes dans le sol argileux que dans le sol sableux. En effet, le sol argileux présente environ près de 98% de la dose appliquée sous ces formes. Ceci est dû, éventuellement, à la CEC élevée de la texture fine qui a plus d'affinité pour le flusilazole, d'où la biodisponibilité du milieu en flusilazole tient plus longtemps.

Tableau 11: Le bilan de flusilazole dans les sols (1999-2000)

Dissipation de flusilazole	Sol sableux		Sol argileux	
	(kg/ha)	%	(kg/ha)	%
Quantité appliquée	0,1	100	0,1	100
Quantité adsorbée	0,033	33	0,051	51
Quantité transformée	0,037	37	0,047	47
Quantité absorbée	5,30E-06	0,0053	0,0002	0,2
Quantité lixiviée	0,016	16	0,002	2
Quantité volatilisée	0	0	0	0
Quantité drainée	0,014	14		0

Source : Réalisation personnelle

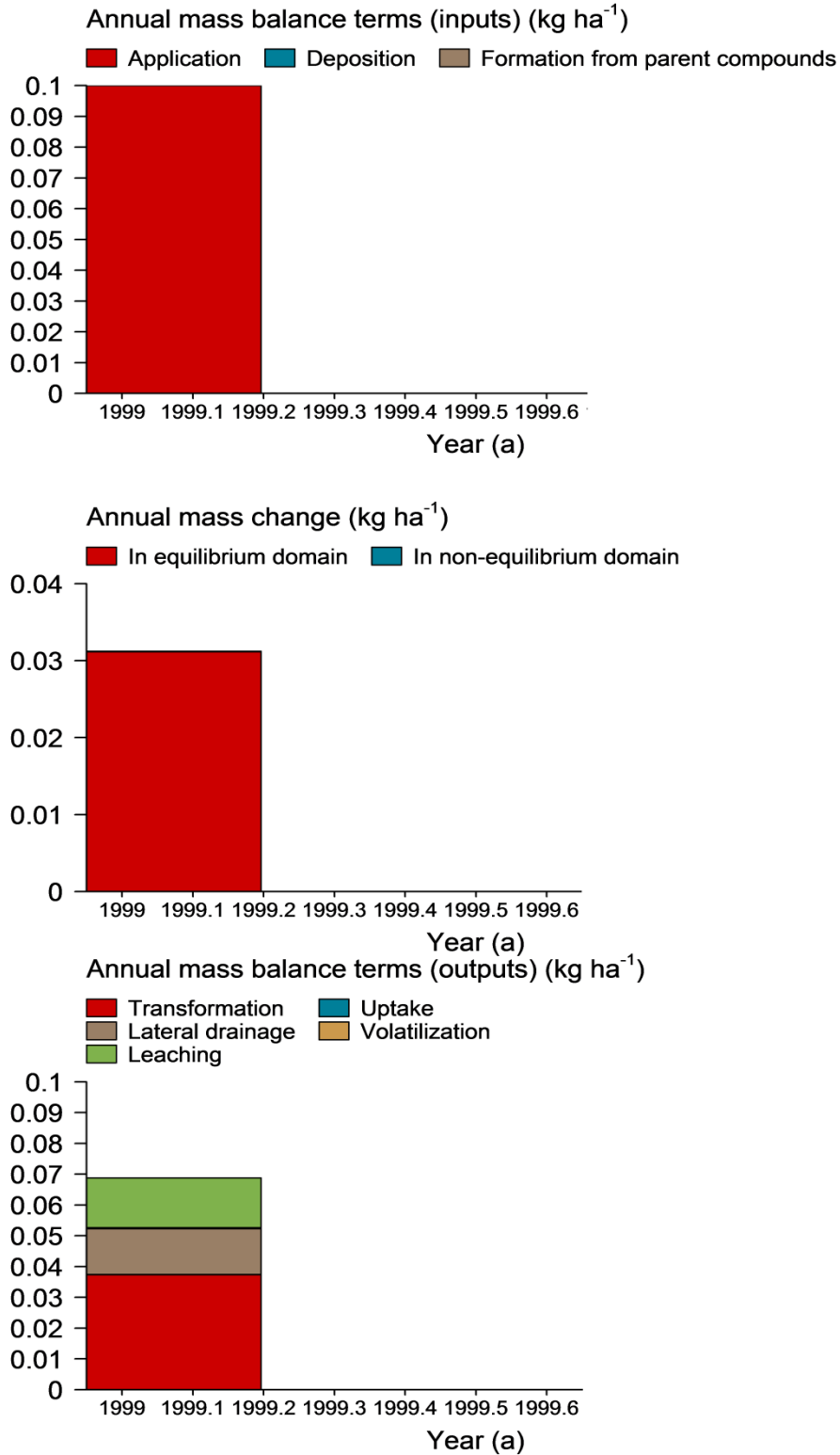
ESSAIS-ARGL, substance: Flusi



Source : réalisée par modèle PEARL

Figure 31 : Bilan de la substance active flusilazole dans le sol argileux (1999-2000)

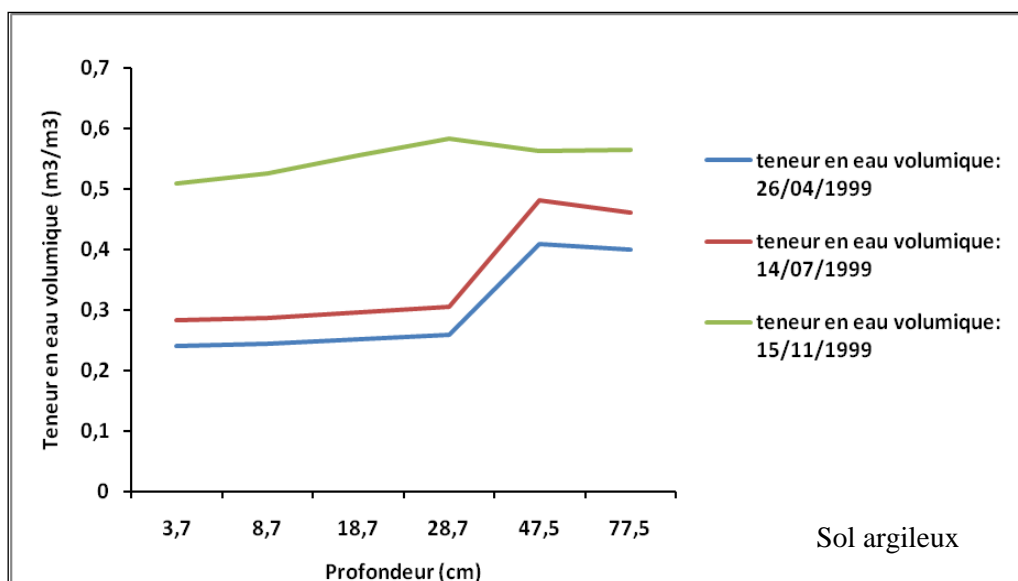
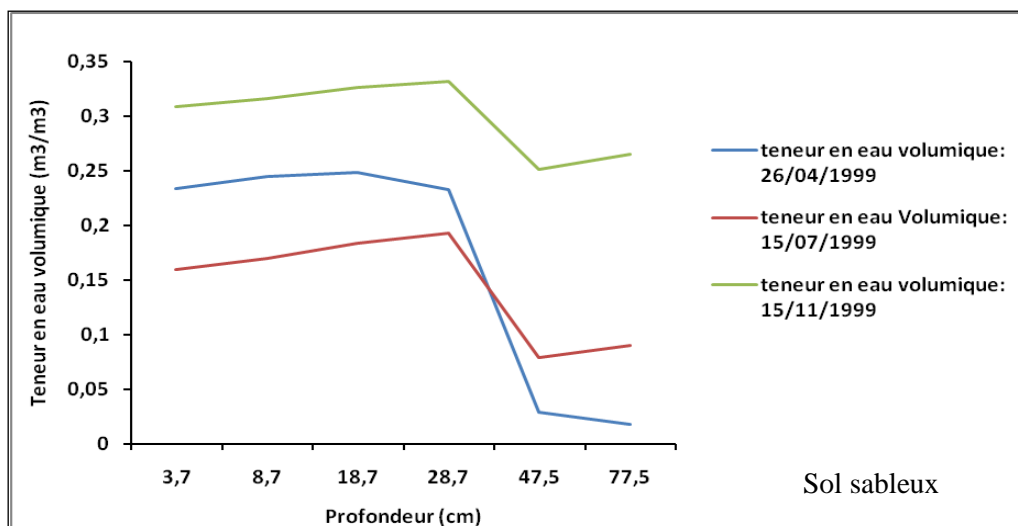
ESSAIS-SAB, substance: Flusi



Source : réalisée par le modèle PEARL

Figure 27 : Bilan de la substance active « flusilazole » dans le sol sableux (1999-2000)

Le graphique ci-dessous montre que PEARL prédit les teneurs en eau dans le sol à toutes les profondeurs. Notons que, pour la même profondeur, l'eau retenue est d'autant moins abondante que la texture est plus grossière. Ces résultats présentent une légère surestimation d'environ moins de 5 % par rapport à la littérature. Selon Duchauffour (2001), les teneurs en eaux des sols argileux peuvent aller jusqu'à 40% et celles des sols sableux sont en moyenne de 10%. Ceci pourrait être dû probablement à la non disponibilité des quantités d'eau drainées au niveau du profil.



Source : Réalisation personnelle

Figure 28 : Évolution du profil des teneurs en eau volumiques du sol argileux et du sol sableux

5. Simulation des quantités et des concentrations de flusilazole et mecoprop P dans les sols de 1998 à 2008 (après 10 ans)

Afin de suivre l'évolution et l'impact des répétitions annuelles des matières actives dans les sols, nous avons simulé les résidus de chaque molécule dans les sols après des apports annuels répétitifs pendant 10 ans (1998-2008) (voir le détail des résultats en annexe7). En comparant l'accumulation des matières actives chaque année et dans les deux sols (tab.12 et 13), nous constatons que celle-ci évolue progressivement dans le temps pour les deux sols. En outre, les accumulations de flusilazole et de tebuconazole sont plus importantes dans le sol argileux (fig.34) que dans le sol sableux. Par contre, les quantités du bromoxynil et mecoprop P se trouvent totalement dissipées, d'où le risque de pollution est très faible, voire même inexistant.

Par ailleurs, nous avons simulé les concentrations des matières actives en fonction de la profondeur des sols pendant la période 1989 à 2008 : cas de du flusilazole et le mecoprop P , et les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 14 et les figures 35 et 36. La concentration en flusilazole évolue en fonction de la profondeur. Elle augmente pour les deux sols en profondeur et elle est plus importante à ce niveau pour le sol argileux (une augmentation d'environ 99%). Ceci est dû au processus de rétention qui est plus important dans le sol argileux que dans le sol sableux. Par conséquent, la matière active flusilazole peut présenter un risque d'accumulation dans les horizons de profondeur et donc un risque de pollution des sols. Par ailleurs, ces sols génèrent éventuellement un problème de toxicité dans le cas où ces sols seront convertis pour d'autres productions agricoles. En revanche, la concentration en mecoprop P (fig. 37 et 38) ne semble pas donner de grandes différences d'une année à une autre pour les deux types de sols, mais par contre, elle diminue considérablement avec la profondeur (voir annexe 8).

Tableau 12 : Évolution de la quantité de pesticides accumulés dans le sol argileux de 1989 à 2008

Années Quantité (kg/ha)	1989	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Ecart entre 98 et 2008 (%)
Diflufenican	0,004	0,006	0,006	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	40,85
Bromoxynil	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,00
Mecoprop P	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,00
Carbendazime	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,00
Flusilazole	0,045	0,090	0,119	0,141	0,156	0,168	0,176	0,183	0,187	0,191	0,191	76,29
Tebuconazole	0,046	0,089	0,115	0,134	0,146	0,155	0,162	0,167	0,170	0,172	0,174	73,38

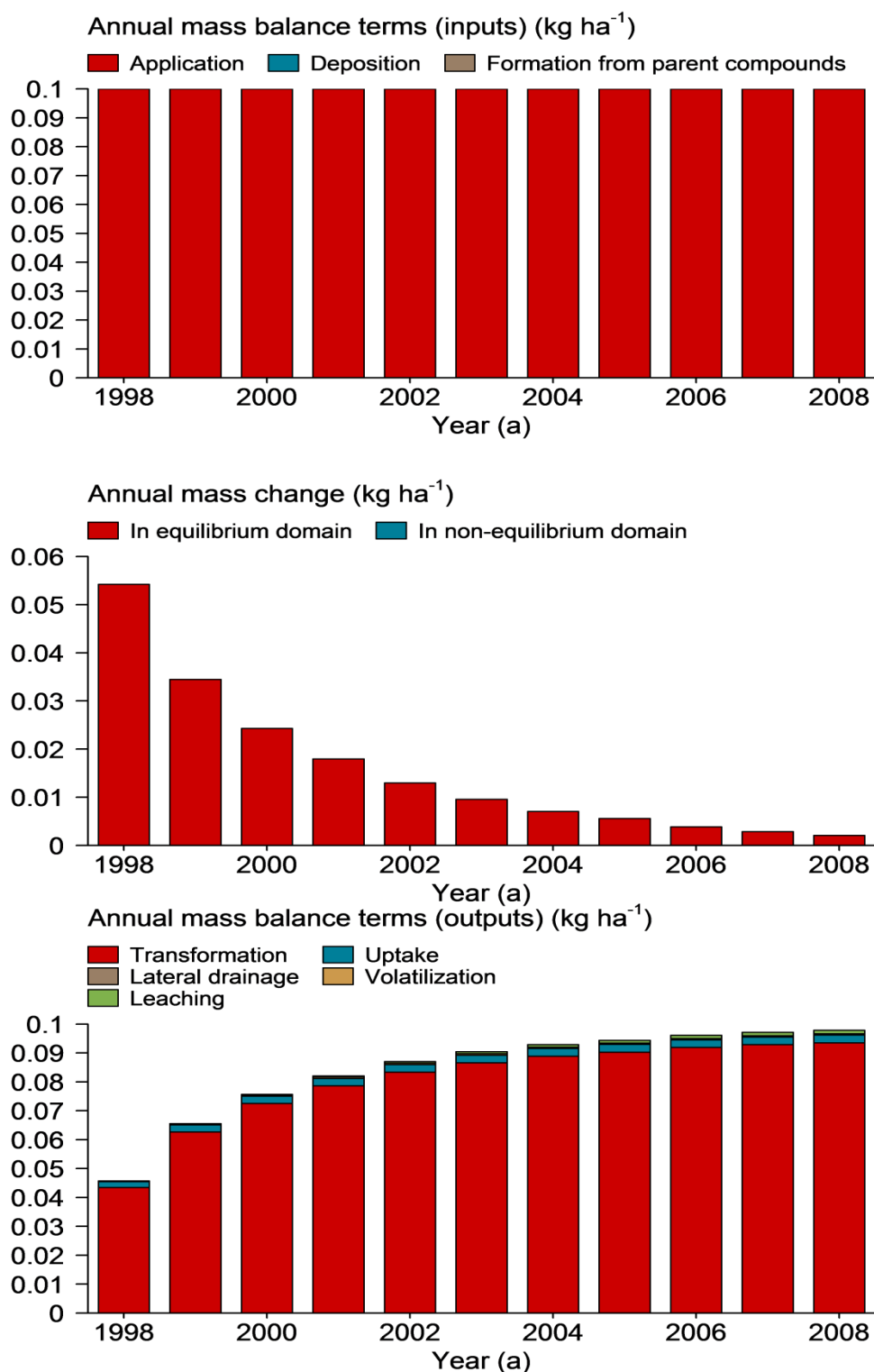
Source : Réalisation personnelle

Tableau 13 : Évolution de la quantité de pesticides accumulés dans le sol sableux de 1989 à 2008

Années Quantité (kg/ha)	1989	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Ecart entre 89 et 2008 (%)
Diflufenican	0,003	0,004	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	27,90
Bromoxynil	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001	0
Mecoprop P	0,011	0,011	0,010	0,011	0,011	0,011	0,010	0,011	0,011	0,011	0,010	0
Carbendazime	0,006	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	10,53
Flusilazole	0,048	0,090	0,106	0,110	0,110	0,111	0,111	0,111	0,111	0,111	0,111	56,65
Tebuconazole	0,049	0,091	0,105	0,109	0,109	0,109	0,109	0,109	0,109	0,109	0,109	54,67

Source : Réalisation personnelle

ESSAIS-ARGL, substance: Flusi



Source : réalisée par le modèle PEARL

Figure 29 : Bilan de la substance active « flusilazole » dans le sol argileux de 1989 à 2008

Source : Réalisation personnelle

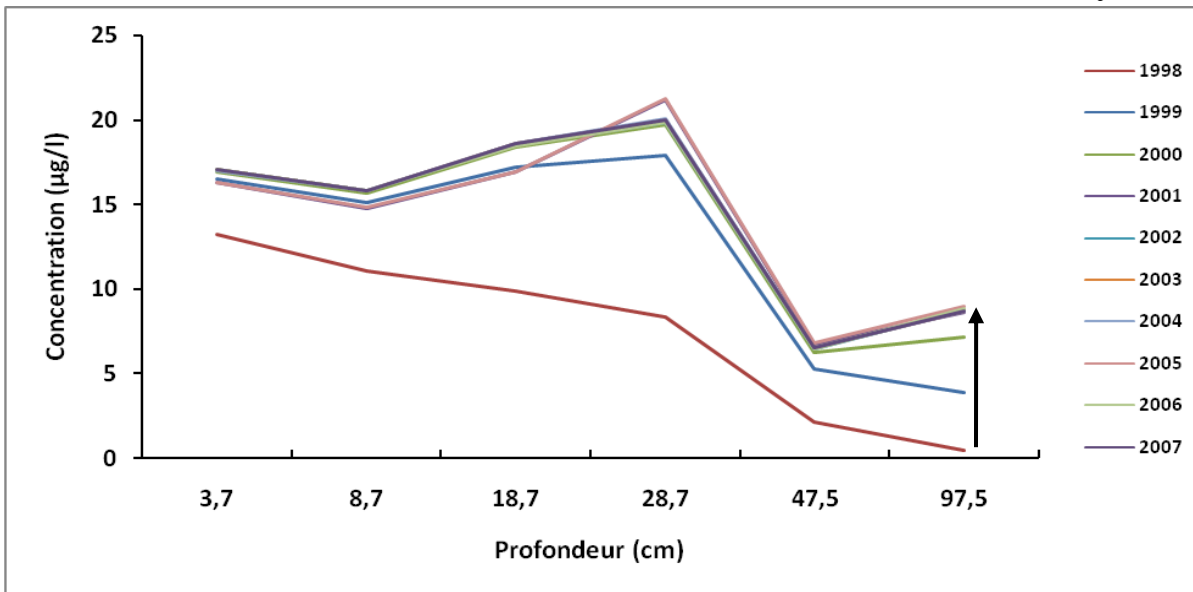


Figure 30 : Concentration de flusilazole dans les différentes profondeurs du sol sableux pendant 10 ans d'applications

Source : Réalisation personnelle

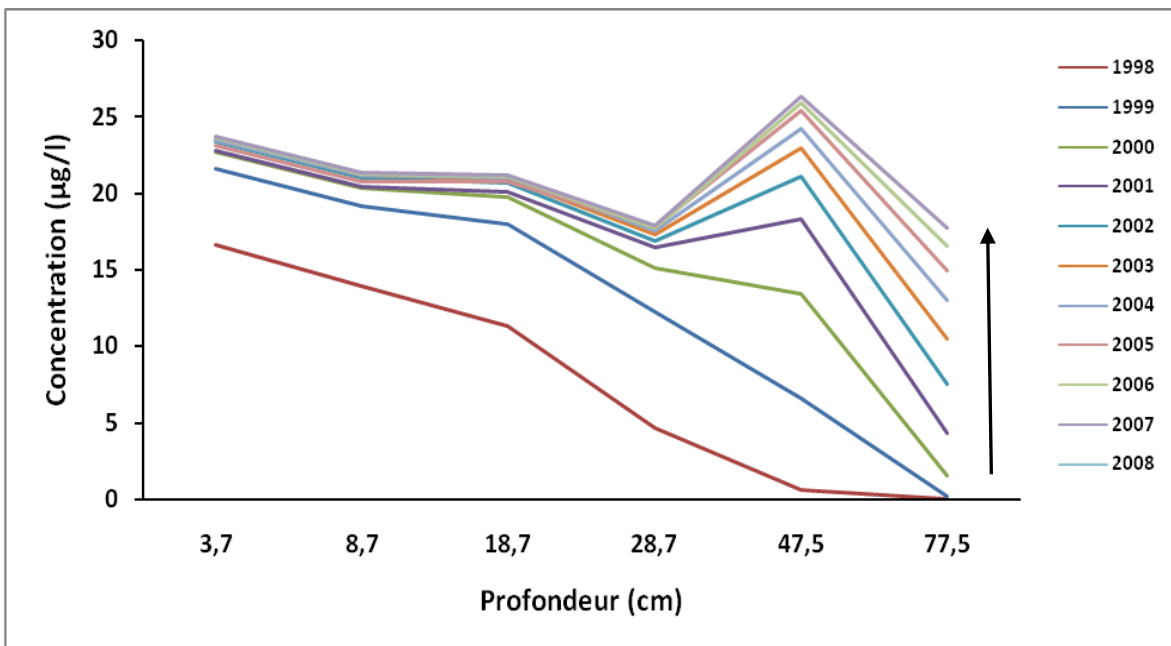
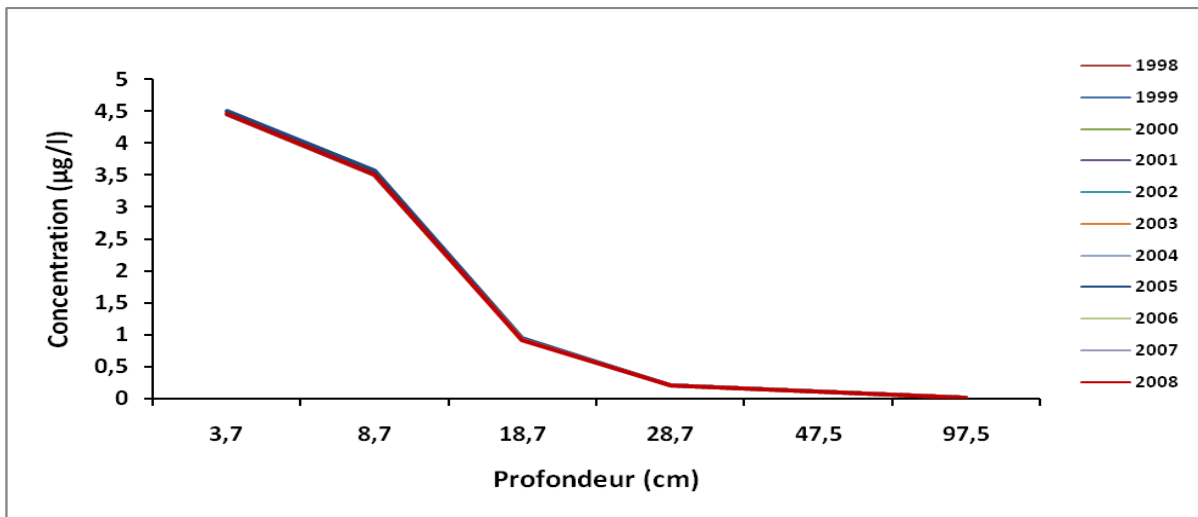


Figure 31 : Concentration de flusilazole dans les différentes profondeurs du sol argileux pendant 10 ans d'applications



Source : Réalisation personnelle

Figure 32: Concentration de mécoprop P dans les différentes profondeurs du sol sableux pendant 10 ans d'applications (1989-2008)

Source : Réalisation personnelle

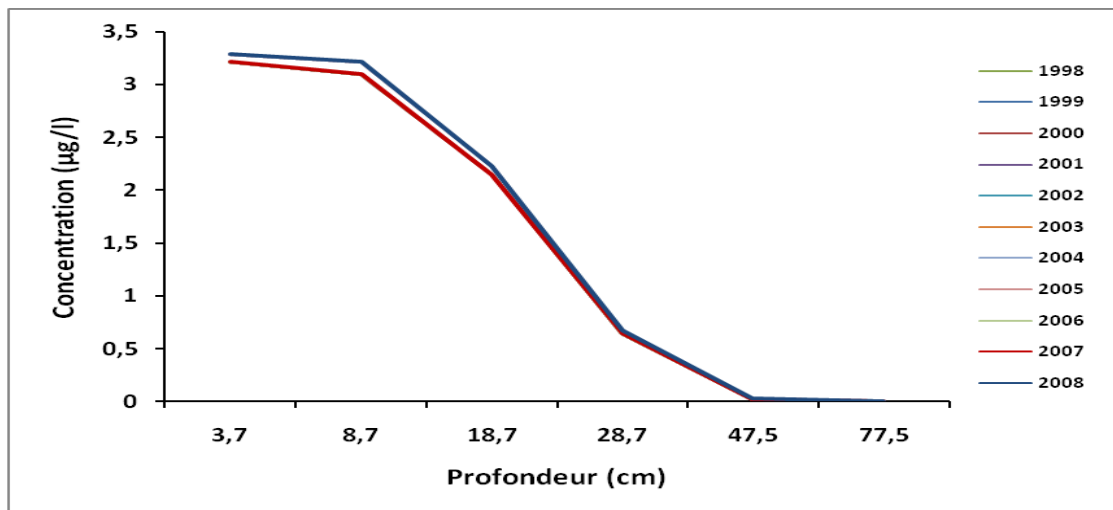


Figure 33 : Concentration de mécoprop P dans les différentes profondeurs du sol argileux pendant 10 ans d'applications (1989-2008)

Tableau 14: Évolution de la concentration de flusilazole ($\mu\text{g/l}$) dans les différentes profondeurs des sols pendant 10 ans d'applications.

	Profondeur (cm)	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Ecart entre 89 et 2008 (%)
sol sableux	3,70	13,22	16,50	16,92	16,25	17,03	17,10	17,02	16,26	17,04	17,10	22,85	42,14
	8,70	10,50	16,00	17,03	16,50	18,20	18,40	18,38	16,70	17,90	17,63	20,02	47,55
	18,70	9,90	17,25	18,42	16,87	18,48	18,62	18,65	16,90	18,48	18,62	17,26	42,62
	28,70	8,35	17,93	19,73	21,15	19,83	20,02	20,10	15,00	19,84	20,02	14,10	40,79
	47,50	2,15	5,25	6,28	6,73	6,45	6,51	6,53	6,78	6,46	6,51	6,15	64,95
	77,50	0,45	3,86	7,18	8,61	8,75	8,65	8,68	8,96	8,82	8,67	0,62	27,40
sol argileux	3,70	16,61	21,61	22,69	22,77	23,37	23,50	23,47	23,15	23,60	23,65	23,56	29,50
	8,70	13,93	19,13	20,37	20,39	20,99	21,13	21,20	20,79	21,23	21,28	21,30	34,60
	18,70	11,29	18,00	19,78	20,10	20,68	20,89	21,03	20,73	21,06	21,13	21,19	46,72
	28,70	4,68	12,27	15,10	16,45	16,89	17,27	17,54	17,80	17,71	17,81	17,91	73,87
	47,50	0,59	6,57	13,45	18,32	21,12	22,95	24,23	25,41	25,91	26,30	26,62	97,79
	77,50	0,00	0,19	1,56	4,30	7,52	10,50	12,97	14,93	16,49	17,67	18,53	99,99

Source : Réalisation personnelle

II. Discussion

Les résultats obtenus montrent que la vitesse de dégradation (dissipation) diminue avec la profondeur, cela s'explique par la présence importante de la biomasse active dans les couches de surfaces que dans les couches de profondeurs. Par ailleurs, les résultats du comportement des molécules dans les sols que nous avons obtenus concordent avec les résultats de certains auteurs à savoir :

Pour le cas de bromoxynil : McBride *et al.* (1986) rapportent que cet herbicide est utilisé comme la seule source d'azote par les microorganismes d'où sa dissipation rapide dans les sols.

Pour le diflufenican, d'après Conte *et al* (1998) il ne présente pas d'accumulation ni dans les sols ni dans le végétal (<0.001mg/kg). Capri *et al* (1995) ont révélé que le diflufenican n'a pas été détecté dans le lixiviat de l'eau.

Plagellat (2004) quant à elle, a déduit que la carbendazime est dégradée lentement dans les sols par les microorganismes.

Il est à rappeler que le nombre de références bibliographiques disponibles est très réduit pour les 6 substances actives utilisées dans ce travail en particulier pour le risque environnemental. Par conséquent, l'interprétation de nos résultats n'a pu être approfondie.

Chapitre II : Gestion du phénomène d'accumulation des pesticides dans le sol

Sachant que le modèle PEARL est un simulateur du devenir des pesticides dans les sols selon différents scénarios de l'environnement, il s'agit de montrer, à travers ce chapitre, dans quelle mesure l'utilisation de PEARL est un outil d'aide à la décision.

Nous avons vu précédemment que la substance qui pourrait présenter plus de risque de pollution du sol argileux est la matière active « flusilazole ». Ce résultat nous a amené à soulever la question suivante : comment faire pour réduire les résidus de la substance dans le sol et diminuer ainsi le risque de pollution ? Pour répondre à cette préoccupation et pour mieux prendre des mesures de gestion des risques de pollution, nous avons tenté sur le plan environnemental, de réduire l'accumulation de la matière active « flusilazole » dans le sol en la substituant par une autre matière qui a le même effet sur la cible mais qui présente des caractéristiques différentes, entre autres une faible DT50. Il est donc question de remplacer la matière active « flusilazole » par la substance « picoxystrobine », de faire la simulation sur une période de 10 ans et de comparer enfin leur comportement dans le sol argileux (tab. 15).

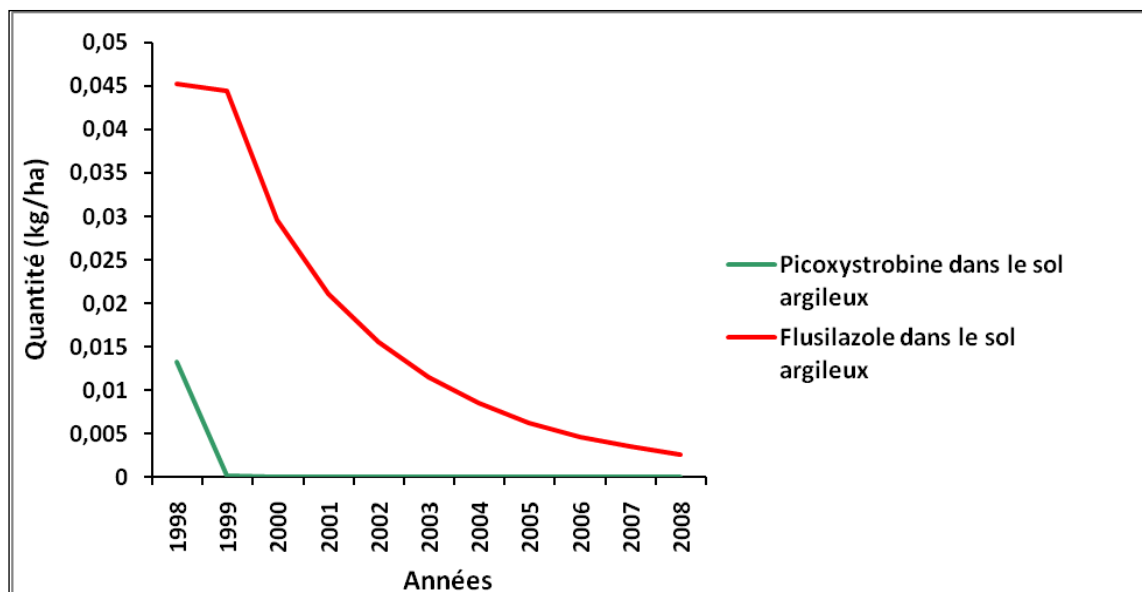
Tableau 15: Comparaison des deux fongicides dans le sol argileux depuis la 1ère application

Années	Picoxystrobine dans le sol argileux (kg/ha)	Flusilazole dans le sol argileux (kg/ha)
1998	0.01324	0.04527
1999	0.0001165	0.04442
2000	3.64E-06	0.02956
2001	1.34E-07	0.02116
2002	5.56E-09	0.0155
2003	2.59E-10	0.01145
2004	1.37E-11	0.008485
2005	8.32E-13	0.006305
2006	5.75E-14	0.004692
2007	4.52E-15	0.003494
2008	0	0.002601

Source : Réalisation personnelle

Comme le montrent les résultats de la simulation des quantités des deux substances dans le sol (fig. 39), le picoxystrobine se dissipe dans le sol au bout d'une année (0 kg/ha), alors que le flusilazole n'atteint la valeur de 0.0026 kg/ha qu'après 8 ans. Il ressort de cette analyse que l'utilisation de picoxystrobine peut réduire le risque d'accumulation dans les sols. Toutefois, ces résultats spectaculaires illustrent bien que le choix de l'utilisation de pesticides puisse être l'un des paramètres de réduction du risque de la pollution aussi bien dans les sols que dans les eaux.

Par ailleurs, dans une logique plus économique et dans un souci de non pénalisation des producteurs de produits phytosanitaires, la solution la plus viable serait d'opter pour une alternance des molécules polluantes et moins polluantes.



Source : Réalisation personnelle

Figure 39 : Substitution de flusilazole par picoxystrobine dans le sol argileux

Conclusion

Il résulte de cette partie que l'étude du comportement des 6 matières actives dans les deux types de sols fait ressortir que l'utilisation du modèle PEARL a permis de mettre en évidence que le risque de pollution du compartiment sol et eau est liée à la variabilité spatio-temporelle. En effet, l'itinéraire technique des produits phytosanitaires utilisés pour la culture du blé dur menée sur les sols sableux présente des risques de pollution des nappes à court terme par le processus de transfert ($44,4\mu\text{g/l}$ pour le flusilazole) ; sur les sols argileux, il présente le risque de pollution des sols à long terme par le processus de rétention ($10,64\mu\text{g/l}$ pour le flusilazole). Dans ce cas de figure, pratiquer la culture du blé sur le sol sableux est déconseillée en raison des risques que présente à court terme l'itinéraire technique des produits phytosanitaires. En revanche, sur le sol argileux, il est préférable de ne pas la pratiquer à long terme. Pour mieux gérer le risque, il nous paraît que proposer d'autres solutions sont nécessaires : telles que mettre en place un itinéraire des produits phytosanitaires avec des produits moins polluants en les alternant avec des molécules persistantes dans les sols.

D'une façon générale, il est clair que le devenir des matières actives dans les deux sols est géré par les conditions du milieu d'où l'existence de différents processus. Ces derniers peuvent engendrer par leur dominance dans les sols, des risques de pollution des sols et des eaux. Les résultats vus précédemment mettent en évidence les différents processus dans les sols et leur risque sur l'environnement sont résumés comme suit :

- ☛ Les matières actives des herbicides ne semblent pas présenter le risque de pollution des sols et des eaux étant donné qu'ils se dissimulent rapidement dans les sols, à l'exception du diflufenican qui laisse des résidus d'environ 15% après une année d'application.

- ❖ Les matières actives des fongicides, notamment le fluzilazole et le tebuconazole, peuvent présenter le risque de pollution des nappes par le processus de transfert dans le cas des sols sableux et par le risque de rétention et donc d'accumulation dans le cas des sols argileux.
- ❖ La matière active flusilazole utilisée après 10 ans d'applications engendre plus de risque d'accumulation dans les horizons de profondeurs des sols argileux, d'où le risque probablement de pollution de nappes superficielles par le processus de transfert progressif et lent.
- ❖ La gestion de la pollution des sols argileux liée à l'accumulation de flusilazole est possible soit par le choix de la molécule, soit par la gestion de l'alternance de la molécule, il s'agit en l'occurrence de la « picoxystrobine »

L'utilisation du modèle PEARL a permis de prendre en compte l'interaction de nombreux facteurs (pluviométrie, culture, pratiques culturales, propriétés des molécules, les différents processus effectués dans le compartiment sol...) afin de réaliser des tests d'hypothèses (substitution de molécules, réduction de doses, dates d'application, dispositifs de réduction des risques, ...). Aussi, par sa rapidité à explorer les résultats des différentes matières actives, PEARL est aussi un outil d'aide à la décision : dans l'orientation des agriculteurs pour le choix des molécules et dans la gestion de l'alternance des molécules afin de diminuer le risque de pollutions.

Il importe de souligner qu'il faut prendre ces résultats avec prudence, car le manque de certaines données sur l'étang de l'Or (types de drains, l'humidité de l'air, la vitesse du vent etc.) nous a amené à émettre des hypothèses afin de réaliser des simulations et qui ne sont pas forcément applicables sur d'autres régions.

Conclusion générale

Nous avons vu dans la synthèse bibliographique que les produits phytosanitaires une fois dans le sol subissent des transformations par le biais des différents processus. La dominance d'un processus par rapport à un autre diffère selon les conditions du milieu (RU, pH, texture, ...etc.). Par conséquent, ces processus peuvent engendrer des pollutions du sol par accumulation des matières actives dans le sol et des pollutions des eaux par le transfert de celles-ci vers les horizons de profondeur. Plusieurs outils d'évaluation du risque de pollution par les produits phytosanitaires ont été conçus afin de mettre en place des solutions. Parmi les modèles homologués existants, le modèle PEARL a été retenu pour la réalisation de notre travail qui a pour objectif la gestion du risque de pollution des sols par les produits phytosanitaires. Ce modèle a la capacité de prédire le devenir des pesticides dans le sol et de prendre en compte tous les processus qui interviennent dans la transformation des matières actives dans le sol.

L'application du modèle PEARL a été faite sur les données agro-pédo-climatique du bassin versant de l'étang de l'Or (Montpellier). Le modèle a fourni plusieurs types de résultats pour une et plusieurs années sous formes de quantités ou de concentrations de matières actives dans deux sols (argileux et sableux). Par ailleurs, les résultats élaborés par ce modèle montrent qu'il est parvenu à reproduire de manière logique et cohérente les différents processus en tenant compte des deux textures différentes pour lesquelles l'évolution des 6 matières actives est différente. Cette différence très apparente entre les deux sols est mise en exergue. Le flusilazole par exemple est susceptible d'être beaucoup plus transféré vers les horizons de profondeurs du sol sableux que celui du sol argileux dans lequel plus de la moitié de la dose appliquée est adsorbée. Les deux sols montrent qu'effectivement, les différents processus dominants peuvent être à l'origine des pollutions du sol et des eaux. En effet, pour le sol sableux, le processus dominant est le transfert donc il y a risque de pollution des nappes à court terme. En revanche, pour le sol argileux, le processus d'accumulation (rétention) en profondeur est un risque de pollution à long terme des sols.

Nous avons tenté également, à travers l'utilisation de l'outil PEARL, de réduire le risque d'accumulation du flusilazole dans le sol argileux en le remplaçant par une autre molécule qui a les mêmes effets sur la cible mais qui présente un comportement meilleur dans le sol c'est-à-dire elle se dissipe au bout d'une année de son utilisation (pas d'accumulation). Ceci nous amène à déduire que la rapidité de l'outil à exécuter plusieurs scénarios en même temps, peut aider l'utilisateur à comparer entre les résultats et à mieux choisir les molécules afin de mieux gérer le risque d'accumulation dans le sol et mieux orienter l'agriculteur dans le choix de l'itinéraire technique des produits phytosanitaires. Par conséquent, le modèle PEARL est un outil d'aide à la décision.

L'utilisation du modèle PEARL est donc parvenue à fournir des résultats sur le comportement des produits phytosanitaires dans les sols de la zone d'étude qui nous ont permis de mieux comprendre les phénomènes qui sont à l'origine des risques de pollution. Néanmoins, cette première initiative, à ma connaissance, d'utilisation de cet outil pour le risque de pollution des sols en France, mérite d'être complétée et approfondie par d'autres travaux qui prennent en charge toutes les données (le sol, le drainage et le climat) nécessaires pour mieux exploiter PEARL et affiner l'interprétation des résultats.

Bibliographie

1. **Alix A., Barriuso Benito E., Bedos C., Bonicelli B., Caquet T., Dubus I., Gascuel C., Grill J., Voltz M. (coord.). (2007).** Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques. In : Aubertot J.-N. et al. (eds). *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. Rapport d'expertise*. Paris : INRA, Antony : CEMAGREF. Chapitre 3.
2. **Alvarez Benedi J., Muñoz-Carpena R. (eds). (2005).** *Soil-water-solute process characterization: An integrated approach*. US : CRC Press.
3. **Anderson J.P.E, Arnold D.J., Lewis F.J., Torstensson L. (eds). (1992).** *Proceedings of the international symposium on environmental aspects of pesticide microbiology, 17-21 August 1992 in Sigtuna, Sweden*. Uppsala : Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences.
4. **Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini I., Voltz M. (eds). (2005).** *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'expertise scientifique collective*. Paris : INRA et Antony : CEMAGREF. 218 p.
5. **Azimonti G. (2006).** *State-of-the-art review on approaches to environmental risk assessment for pesticides*. Report DL3 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project. 45 p. [Consulté en 2011]. http://www.eu-footprint.org/downloads/FOOTPRINT_DL3.pdf
6. **Barriuso E., Benoit P., Dubus I.G. (2008).** Formation of pesticide nonextractable (bound) residues in soil: magnitude, controlling factors and reversibility. *Environmental Science and Technology*, vol. 42, n. 6, p. 1845-1854.
7. **Barriuso E., Koskinen W.C., Sadowsky M.J. (2004).** Solvent extraction characterization of bioavailability of atrazine residues in soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, vol. 52, p. 6552-6556.
8. **Barriuso E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G. (1996).** Les pesticides et les polluants organiques. Transformation et dissipation. *Etude et Gestion des Sols*, n. 3-4, p. 279-295.
9. **Barriuso E., Koskinen W.C. (1996).** Incorporating nonextractable atrazine residues into soil size fractions as a function of time. *Soil Science Society of American Journal*, vol. 60, n. 1, p. 150-157.
10. **Barriuso E., Calvet R. (1992).** Soil type and herbicide adsorption. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, vol. 46, p. 117-128.
11. **Bedos C., Cellier P., Calvet R., Barriuso E., Gabrielle B. (2002).** Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, n. 22, p. 21-33.
12. **Bollen M.J.S., Bekhuis F.H.W.M., Reiling R., Scheper E. (1995).** *Towards a spatial pattern of the vulnerability of soil and groundwater*. RIVM report no. 711901012, Bilthoven, the Netherlands. (In Dutch).
13. **Bouraoui F. (2007).** Testing the PEARL model in the Netherlands and Sweden. *Environmental Modelling & Software*, n. 22, p. 937-950.

14. **Calvet R et al. (2005).** *Les pesticides dans le sol, conséquences agronomiques et environnementales.* Paris : France Agricole. 650 p.
15. **Calvet R., Charnay M-P. (2002).** Le devenir dans le sol des substances phytopharmaceutiques. In : *Pesticide et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement.* Paris : ACTA, p. 805-833.
16. **Capri E., Trevisan M., Boccelli R., Francaviglia R., Moretti R. (1995).** Evaluation of herbicide mobility in soil using field lysimeters in the Mediterranean area. In: Walker A. (éd.). *Pesticide movement to water.* London : British Crop Protection Council. p. 245-250. (BCPC Monograph, vol. 62).
17. **CCE (Commission des Communautés Européennes). (2002).** *Communication de la Commission au Conseil, au Parlement Européen et au Comité Economique et Social. Vers une stratégie thématique concernant l'utilisation durable des pesticides.* Bruxelles, le 1.7.2002, COM(2002) 349 final. 45 p.
18. **Colin F. (2000).** Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires : cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France). Thèse de doctorat, Sciences de l'Eau : ENGREF Montpellier.
19. **Conte E., Morali G., Galli M., Imbroglini G. and Leake C.R. (1998).** Long-term degradation and potential plant uptake of diflufenican under field conditions. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, vol. 46, n. 11, p. 4766-4770.
20. **CORPEN (Le Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement). (1996).** *Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Propositions pour une démarche de diagnostic.* Paris : Ministère de l'Agriculture et de l'Environnement. 120 p.
21. **Deluisa A., Giandon P., Aichner M., Bortolami P., Bruna L., Lupetti A., Nardelli F., Stringari G. (1996).** Copper pollution in Italian vineyard soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol. 27, n. 5-8, p. 1537-1548.
22. **Devillers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.L., Soulas G. (2005).** *Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides.* Paris : Lavoisier. 278 p.
23. **Dictor M.C., Mouvet C. (2001).** *Dégradation naturelle en terrains agricoles de l'acétochlore, du métolachlore et l'alachlore.* Rapport BRGM. 47 p.
24. **Dictor M.C., Soulas G., Lewis K.J., Lewis F.J., Takagi K., Anderson J.P.E. (1992).** Subsoil microbiology : microbial activity and potential for pesticide degradation in the unsaturated zone of soil. In : Anderson J.P.E, Arnold D.J., Lewis F.J., Torstensson L. (eds). *Proceedings of the international symposium on environmental aspects of pesticide microbiology, 17-21 August 1992 in Sigtuna, Sweden.* Uppsala : Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences.
25. **Duthoit S. (2007).** Prise en compte de l'agrégation des cultures dans la simulation du transfert radiatif : importance pour l'estimation de l'indice foliaire (Iai), de la parcelle au paysage. Thèse de doctorat : université de Toulouse, 139 p.
26. **ECRIN (Échange et Coordination Recherche-INDustrie). (2002).** *La modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement.* Paris : ECRIN. 207 p.
27. **Eng O.K., Omar D., McAuliffe D. (1999).** Improving the quality of herbicide applications to oil palm in Malaysia using the CFValve - a constant flow valve. *Crop Protection*, vol. 18, n. 9, p. 605-607.

28. **FOCUS. (2001).** *FOCUS surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS working group on surface water scenarios.* EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2. 245 p.
29. **Klöppel H., Kördel W. (1997).** Pesticide volatilization and exposure of terrestrial ecosystems. *Chemosphere*, vol. 35, n. 6, p. 1271-1289.
30. **Kaur I., Mathur R.P., Tandon S.N. (1998).** Degradation of some organophosphorus pesticides under different field condition. *Environmental technology*, vol. 19, n. 1, p. 97-102.
31. **Leonard, R. A. (1990).** Movement of pesticides into surface waters. In : Cheng H.H. (ed.). *Pesticides in the soil environment: Processes, impacts, and modeling.* Madison, Wi, USA : Soil Science Society of America, p. 303-349 (Book Series, n. 2).
32. **Lecomte V. (1999).** Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant : processus, déterminisme et modélisation spatiale. Thèse de doctorat, Science de l'eau : ENGREF Orléans.
33. **Leistra M., Tiktak (2001).** *PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems; description of the processes in FOCUS PEARL v 1.1.1.* Alterra External research report. Wageningen University, the Netherlands.
34. **Le Grusse P., Aba S., Belhouchette H. (2005).** Thème : Elaboration d'outils d'aide à la négociation en vue de l'adoption de pratiques agricoles «réversibles». Application dans le cadre d'une gestion durable du risque de lixiviation de nitrates sur le Bassin Versant de l'Etang de l'Or. Montpellier : CIHEAM-IAMM.135 p.
35. **Lennartz B., Louchart X., Voltz M., Andrieux P. (1997).** Diuron and simazine losses to runoff water in Mediterranean vineyards. *Journal of environmental quality*, vol. 26, n. 6, p. 1493-1502.
36. **Louchart X. (1999).** *Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole.* Montpellier : INRA/ENSAM Laboratoire de science du sol. 263 p.
37. **Moeys J. (2007).** Variabilité spatiale et déterminismes agro-pédologiques du devenir d'un herbicide dans l'horizon de surface : application au cas de l'isoproturon dans un secteur agricole de Beauce chartraine. Thèse de doctorat : Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, AgroParisTech. 308 p.
38. **Magdelénat C. (2009).** Mise au point d'un indicateur de risque de contamination des eaux de surface par les pesticides, à l'échelle du petit bassin versant. Thèse d'ingénieur : CEMAGREF Lyon, 94 p.
39. **Mamy L. (2004).** Comparaison des impacts environnementaux des herbicides à large spectre et des herbicides sélectifs : caractérisation de leur devenir dans le sol et modélisation. Thèse de l'INA-PG, 357 p.
40. **Matthiessen P., Allchin C., Williams R.J., Bird S.C., Brooke D., Glendining P.J. (1992).** The translocation of some herbicides between soil and water in a small catchment. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, vol. 6, p. 496-504.
41. **McBride K E., Kenny J.W., Stalker D.M. (1986).** Metabolism of the herbicide bromoxynil by *Klebsiella pneumoniae* subsp. *ozaenae*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 52, n. 2, p. 325-330.

42. **Munoz J.-F. (1992).** Méthodologie d'étude des produits phytosanitaires : étude d'un bassin versant viticole : l'Ardières (Beaujolais). Mise au point de méthodes analytiques de pesticides. Thèse de doctorat : Université Claude Bernard, Lyon.
43. **OCDE (1993).** *Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens des performances environnementales. Rapport de synthèse du Groupe sur l'état de l'environnement.* Paris : OCDE. 36 p.
44. **OCDE (1999).** *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture. Questions clés et conception.* « Le séminaire de York », vol. 2. Paris : OCDE. 221 p.
45. **Patty L., Réal B., Gril J.J. (1997).** The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science*, vol. 49, p. 243-251.
46. **Perrin-Ganier C., Schiavon M. (1998).** Matière organique et immobilisation de pesticides dans le sol. Poster au 16ème Congrès mondial de science du sol, 1998/08/20-26 à Montpellier. Wageningen : AISS. 7 p. Symposium 7.
47. **Severin F. (2002).** Risque éco-toxicologique des pesticides : dynamique des produits dans les systèmes. In : *Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement.* Paris : ACTA, p. 731-754.
48. **Rat A., Ledoux E., Viennot P. (2005).** *Transferts de pesticides vers les eaux souterraines, modélisation à l'échelle d'un bassin versant (Cas d'étude du bassin amont de la Vesle).* Paris : Ecole des Mines, Centre de Géosciences.
49. **Ravanel P., Tissut M. (2002).** Comportement dans l'environnement des herbicides de prélevée, pollution des eaux profondes. In : *Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement.* Paris : ACTA.
50. **Samuel O., Dion S., St Laurent L., April M.H. (2007).** Indicateur de risque des pesticides du Québec – IRPeQ – Santé et environnement. Québec : ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation/ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs/Institut national de santé publique du Québec. 44 p.
51. **SMNLR (Service Maritime et Navigation Languedoc Roussillon). (2005).** *Etude bathymétrie* (étang de l'Or).
52. **Southwick L.M., Grigg B.C., Fouss J.L., Korneck I T.S. (2003).** Atrazine and metolachlor in surface runoff under typical rainfall conditions in Southern Louisiana. *Journal of agricultural and food chemistry*, vol. 51, p. 5355-5361.
53. **Tiktak A., Bouten W. (1992).** Modeling soil water dynamics in a forested ecosystem. III: Model description and evaluation of discretization. *Hydrological Processes*, vol. 6, n. 4, p. 455-465.
54. **Tiktak A. (2000).** Application of pesticide leaching models to the Vredepeel dataset. II. Pesticide fate. *Agricultural Water Management*, vol. 44, n. 1-3, p. 119-134.
55. **Vallet C. (2006).** Modélisation du devenir des produits phytosanitaires dans le cadre d'un petit bassin versant agricole (domaine viticole du Hohrain à Rouffach (68)). Thèse d'Ingénieur en agriculture et environnement : Ecole Nationale du Génie de l'eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES), 96 p.

56. **Van clooster M., Boesten J.J.T.I., Trevisan M., Brown C.D., Capri E., Eklo O.M., Gottesbüren B., Gouy V., van der Linden A.M.A. (2000).** A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. *Agricultural water management*, vol. 44, n. 1-3, p. 1-19.
57. **Van clooster M., Armstrong A., Bouraoui F., Bidoglio G., Boesten J., Burauel P., Capri E., De Nie D., Fernandez E., Jarvis N. (2003).** Effective approaches for predicting environmental concentrations of pesticides: In: *Pesticide in air, plant, soil & water system; proceedings of the XII symposium pesticide chemistry, June 4-6, 2003, Piacenza, Italia*. [S.l.] : Goliardica Pavese.
58. **Van Dam J.C., Huygen J., Wesseling J.G., Feddes R.A., Kabat P., van Walsum P.E.V., Groenendijk P., van Diepen C.A. (1997).** *Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment*. Wageningen Agricultural University, Department Water Resources. 153 p. (Technical Document 45, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, Report 71).
59. **Van Der Werf H., Zimmer C. (1998).** An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*, vol. 36, n. 10, p. 2225-2249.
60. **Voltz M., Louchart X. (2001).** *Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface*. Communication au congrès Comment préserver les cours d'eau tout en protégeant les cultures ? Paris, 22 février 2001. Antony : CEMAGREF, p. 27-48.
61. **Wohlfahrt J. (2009).** Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. Thèse de doctorat : UMR Nancy-Université, INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, 188 p.

Sites Internet :

Dictionnaire de l'environnement : <http://www.dictionnaire-environnement.com>

Syndicat Mixte du Bassin de l'Or (SYMBO) : <http://www.etang-de-l-or.com/>

Union des Industries de la Protection des Plantes (UIPP). Rapport d'activité de 2005, 2007 et 2008 : <http://www.uipp.org>

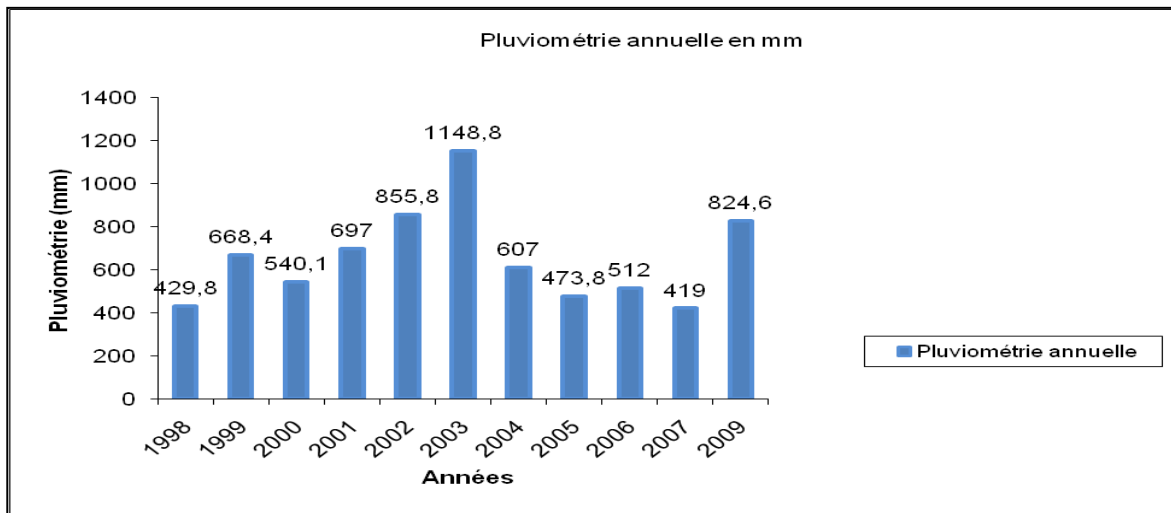
Annexes

Annexe 1 : Définition de l'IFT

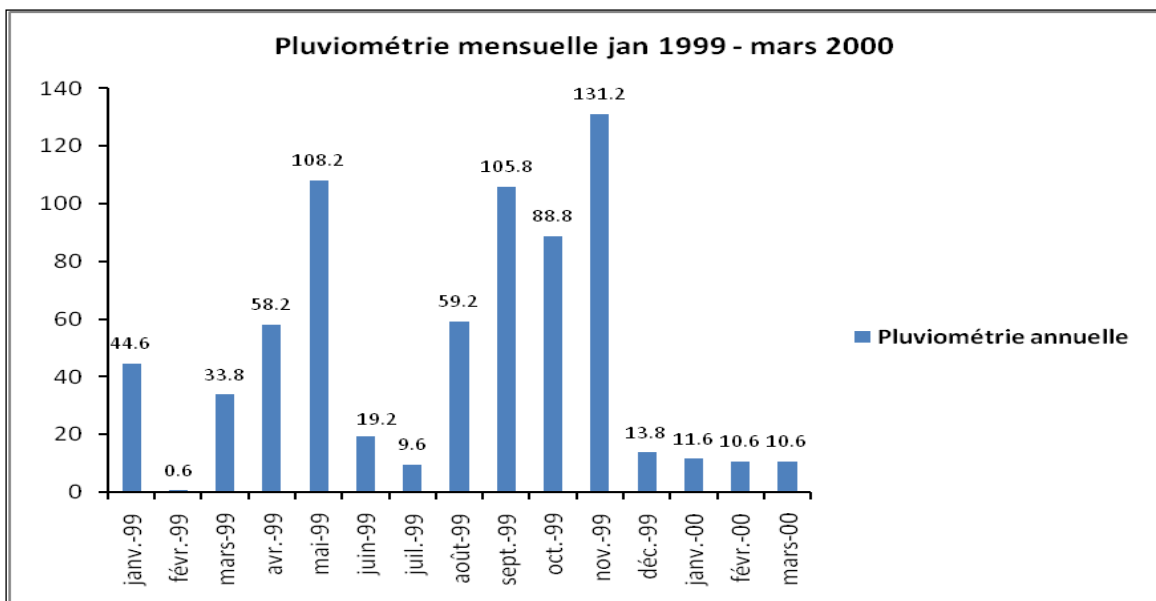
IFT est un indicateur synthétique d'intensité d'utilisation des produits phytosanitaires. Un indicateur utilisé dans les MAE (mesures agro environnementales) pour la réduction des produits phytosanitaires. Il correspond au :

Nombre de doses utilisées / les doses homologuées x la surface traitées

Annexe 2 : Précipitations annuelles



Annexe 3 : Précipitations mensuelles



Pour les annexes 4, 5, 6, voir le document primaire au Centre de documentation méditerranéen de Montpellier (IAMM)

Annexe 4 : Simulation des quantités des 6 matières actives dans les sols

Annexes 5 : Simulation de la concentration de diflufenican et ses métabolites à différentes profondeurs des sols de 1999 à 2000

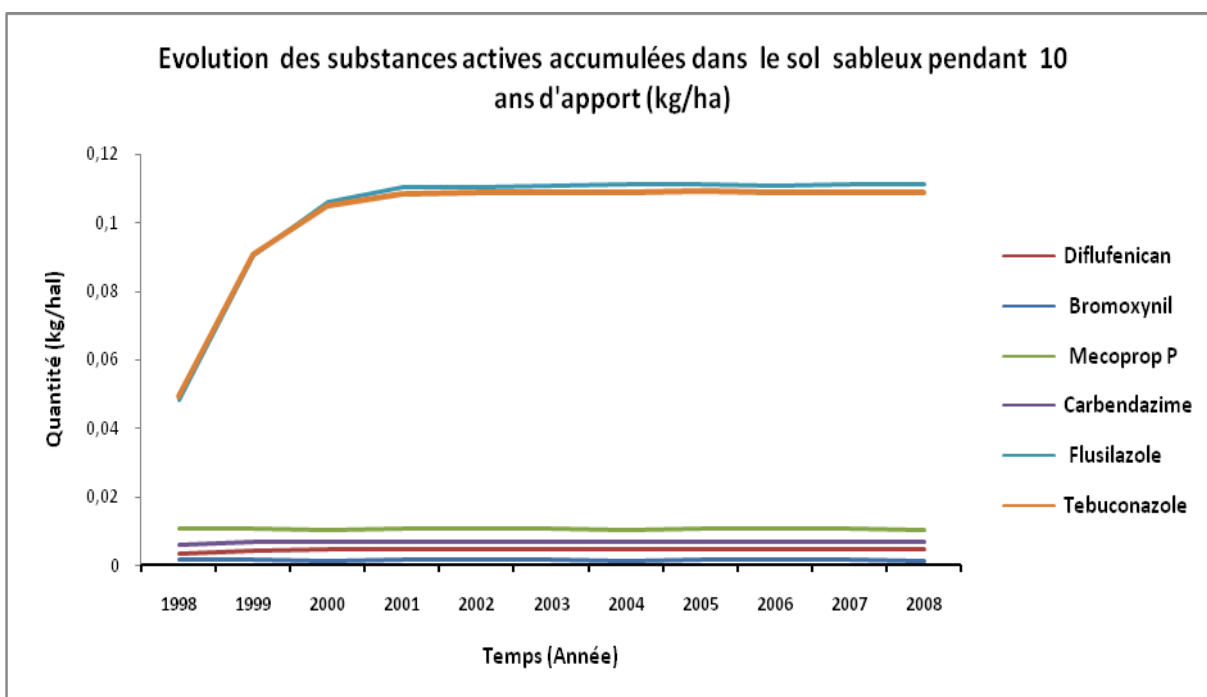
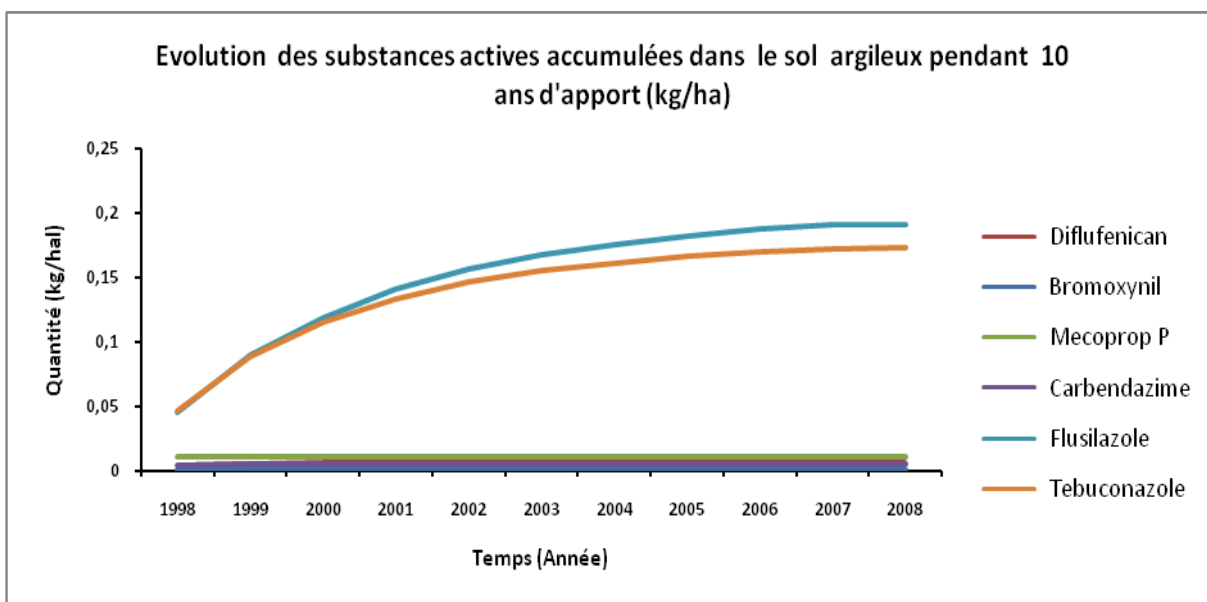
- Sol argileux :
- Sol sableux

Annexe 6 : Bilan Flusilazole dans les sols sableux (1999-2000)

- Bilan Flusilazole dans les sols argileux (1999-2000)

Annexe 6 : Bilan Flusilazole dans les sols argileux (1999-2000)

Annexe 7 : Evolution des substances actives accumulées dans les sols de (1989-2008)



Annexe 8 : Evolution de la concentration du flusilazole en fonction des profondeurs du sol sableux pour la période (1989-2008)

Années	3,7 (cm)	8,7 (cm)	18,7 (cm)	28,7 (cm)	47,5 (cm)	77,5 (cm)
1998	12,67	10,55	9,536	7,602	2,298	0,2263
1999	20,38	17,6	15,08	12,14	4,974	0,4995
2000	22,14	19,36	16,66	13,57	5,823	0,5914
2001	22,52	19,77	17,2	14	6,064	0,6064
2002	22,92	19,99	17,19	14,02	6,115	0,6115
2003	22,96	20,03	17,23	14,05	6,134	0,6134
2004	22,85	20,02	17,25	14,09	6,144	0,6232
2005	22,71	19,95	17,37	14,15	6,152	0,6151
2006	22,97	20,04	17,23	14,06	6,139	0,6139
2007	22,98	20,05	17,24	14,06	6,141	0,614
2008	22,85	20,02	17,26	14,1	6,146	0,6234

➤ **Evolution de la concentration du flusilazole en fonction des profondeurs du sol argileux pour la période (1989-2008)**

Années	3,7 (cm)	8,7 (cm)	18,7 (cm)	28,7 (cm)	47,5 (cm)	77,5 (cm)
1998	16,61	13,93	11,29	4,679	0,5881	0,001383
1999	21,61	19,13	18	12,27	6,566	0,1883
2000	22,69	20,37	19,78	15,1	13,45	1,561
2001	22,77	20,39	20,1	16,45	18,32	4,295
2002	23,37	20,99	20,68	16,89	21,12	7,52
2003	23,5	21,13	20,89	17,27	22,95	10,5
2004	23,47	21,2	21,03	17,54	24,23	12,97
2005	23,15	20,79	20,73	17,8	25,41	14,93
2006	23,6	21,23	21,06	17,71	25,91	16,49
2007	23,65	21,28	21,13	17,81	26,3	17,67
2008	23,56	21,3	21,19	17,91	26,62	18,53