

Evaluation du module de transfert des pesticides PeStics sur différents sites expérimentaux et acquisition de données à la parcelle en vue de l'application du modèle sur le bassin de l'Orgeval

Wilfried Queyrel^{1*}, F. Habets^{1,2}, H. Blanchoud¹, M. Launay³, D. Ripoche³, J. Tournebize⁴, P. Ansart⁴, D. Alraddawi¹, F. van der Berg⁵, J. Boesten⁵

¹ UMR Sisyphe, EPHE-UPMC-CNRS, 4 place Jussieu, BC 105, 75252 Paris, France

² Centre de Géosciences, équipe SHR, 35 rue St honoré 77305 Fontainebleau

³ INRA-Agroclim Domaine St Paul - Site Agroparc 84914 Avignon cedex 9

⁴ UR Hydrosystèmes et Bioprocédés, IRSTEA 1, rue Pierre-Gilles de Genes CS 10030 92761 Antony cedex

⁵ Alterra Environmental Risk Assesment, Drovendaalseteeg 3a 6708PB, Wageningen

* personne à contacter: wilfried.queyrel@upmc.fr

Contexte de l'étude

Le transfert des pesticides dans les bassins versants est difficile à appréhender, tant au niveau de l'évaluation des molécules susceptibles d'être détectées que des concentrations mesurées. La diversité des molécules utilisées en agriculture et les doses d'application de plus en plus faibles rendent leur détection au-dessus de la limite de quantification incertaine. La modélisation du transfert des pesticides permettrait d'évaluer la présence de ces molécules. La réglementation des traitements a considérablement évolué ces dernières années, notamment avec la mise en place du plan Ecophyto 2018 qui s'est accompagnée d'un retrait d'homologation des principales substances régulièrement détectées dans les eaux.

Dans le cadre du Piren Seine, le couplage du modèle agronomique STICS avec la chaîne de modélisation hydrogéologique MODCOU avait permis de montrer qu'il était possible de modéliser le transfert des nitrates sur tout le territoire du bassin versant de la Seine (Gomez et *al.*, 2003). Les développements au sein de la plateforme de modélisation Eaudyssée ainsi que ceux apportés dans la dernière version de STICS pour la rendre modularisable ont orienté le choix d'y intégrer un module de transfert dédié aux pesticides : Pestic.

Les processus affectant le transfert dans les sols des pesticides ont été implémentés au sein de Pestic dans le modèle agronomique STICS. Bien que les premières applications de ce modèle donnent des résultats sensés, des travaux supplémentaires étaient nécessaires pour une évaluation plus précise. Pour cela, un effort a été effectué pour obtenir de nouveaux jeux de données expérimentaux auprès de partenaires scientifiques. En parallèle, un travail expérimental a été mis en place sur le bassin versant de l'Orgeval pour acquérir des données sur une parcelle agricole durant la saison 2012.

Améliorations du module PeStics

Le principe général de Pestic a été présenté dans un précédent rapport du Piren Seine (Queyrel et *al.*, 2012). Il y est notamment expliqué comment les pesticides sont apportés à la parcelle, ainsi que le formalisme de prise en compte des processus de transfert spécifique aux pesticides : la dégradation (Kdeg), l'adsorption – désorption instantanée (Koc) et celle dite lente (Kne-ads et Kne-des). La génération des métabolites au cours de la dégradation et le transfert vertical des pesticides y sont également décrits (Queyrel et *al.*, 2012).

La biodégradation est décrite selon une cinétique d'ordre 1. Le taux de dégradation peut être ajusté en fonction de la température et de l'humidité. Ce facteur d'effet de la température est calculé à partir de l'équation d'Arrhenius utilisé dans le modèle PEARL (Leistra et al. 2001). Il permet d'adapter la biodégradation en fonction des conditions climatiques. Ce formalisme a été intégré dans le module Pestic.

Présentation des trois sites d'études

En 2011, un premier test de sensibilité avait été réalisé sur une parcelle de Grignon selon les données acquises au cours de la thèse d'U. Baer (Baer, 1996). Cependant, la faible profondeur testée (30cm) ne nous permettait pas de valider le modèle sur l'ensemble de la couche de sol. D'autres jeux de données ont donc été recherchés pour compléter la validation du modèle dans d'autres conditions. Ainsi, trois études ont été utilisées. Elles proviennent de sites expérimentaux mis en place pour des études spécifiques de pesticides : Le site de Grignon (Baer, 1996), le site de Kerlavic (Guimont, 2005) et le site de Vredepeel (Boesten & Van der Pas, 2000). La localisation des sites est présentée sur la carte suivante (Figure 1).

Figure 1 : Localisation des sites expérimentaux dont les jeux de données proviennent pour la validation du module Pestic.

Le site de Grignon a déjà été présenté dans les études antérieures du Piren Seine. Des colonnes ont été installées une parcelle avec une membrane adsorbante à la base de chaque colonne (30cm de profondeur), à chaque date de prélèvement, une colonne a été détruite pour mesurer les quantités de pesticides fixées sur la membrane et les teneurs dans le sol entre 0 et 30cm. Certains problèmes ont été rencontrés lors de l'extraction des pesticides sur les membranes. Les pesticides présents sur les membranes n'ont pas pu être analysés. Seules les mesures des teneurs en atrazine entre 0 et 30 cm ont pu être réalisées. Dans le cas de Vredepeel, la parcelle étudiée a été divisée en plusieurs sous parcelles pour lesquelles un carottage a été effectué. Les teneurs à chaque profondeur (jusqu'à 2m) sont ensuite moyennées à la parcelle. Dans le cas de Kerlavic, 4 sols d'origine différente ont été préparés dans 3 cases lysimétriques pour chaque sol sur un même site breton. Chaque case est ensuite traitée de façon identique. Dans ce rapport, seul un sol ayant le jeu de données le plus complet a été exploité.

1.1 Présentation des jeux de données pour les sites expérimentaux

Les expérimentations étant différentes pour chaque site, les informations recueillies ne sont pas toujours

directement comparables les unes aux autres. Notamment, les cultures et les traitements phytosanitaires ne sont pas les mêmes (pas la même substance appliquée). Il sera ainsi possible de valider le modèle sur d'autres molécules que l'atrazine (Table 1).

Par ailleurs, les données sont acquises soit en champ, soit en case lysimétrique. Dans le cas des cases lysimétriques, le sol a été remanié. Même si les horizons ont été reconstitués, il est à craindre que le remaniement ait eu une influence sur les écoulements, surtout la première année de fonctionnement. Les mesures sont donc différentes selon les sites. Pour chaque jeu de données, il faudra adapter la simulation aux données disponibles.

Table 1 : principales caractéristiques des expérimentations testées dans le modèle.

	Thiverval-Grignon	Kerlavic	Vredepeel
Localisation	(France) Lat: 4° 50' 29.9 "N Long: 2° 00' 0.45 E	(France) Lat: 48° 02' 59.0"N Long: 4° 01' 18.2" O	(The Netherland) Lat: 51° 32' 29.25N Long: 5° 52' 09.0" E
Sols	sol argileux Orthic luvisol	Stagnic Luvisols	Sol sableux Gley podzol
culture	maïs	Blé d'hiver	Blé d'hiver
Type d'expérimentation	champ	Lysimetre	champ
Années de suivi			
1	1992/22/4-1993/22/4	2002/11/26- 2003/03/23	1990/11/22-1992/03/
2	1993/22/4-1994	2003/12/12- 2004/03/28	
Traceur (kg/ha)			
Periode 1	KBr 125	Br 59,6	KBr 111
Periode 2	KBr 225	Br 61,5	
Pesticide (kg/ha)			
Periode 1	Atrazine 0.94	Isoproturon 1.25	Bentazone 0.8
Periode 2	Atrazine 0.90	Isoproturon 1.25	Ethoprophos 3.4
Profondeur du profil (m)	0.3	1.0	0.0-2.0
Mesures réalisées	Masse à la base du profil	Concentration dans l'eau de percolation à la base du profil	Teneurs moyennes dans les sols tous les 10cm
Origine des données	(Baer 1996)	(Guimont 2005)	(Boesten and Van der pas 2000)

La difficulté de l'exploitation des données et de la comparaison des simulations sur chacun des sites réside dans la diversité des mesures effectuées. Dans le cas de Kerlavic, les concentrations sont suivies dans l'eau percolée à la base de chaque case lysimétrique alors qu'à Vredepeel, les mesures de teneur dans les sols à différentes profondeurs sont réalisées à différentes dates de prélèvement. Dans le cas du site de Grignon, la quantité de pesticide est mesurée par couche de 5cm dans chaque micro-lysimètre.

Il est à noter également que dans le cas de Kerlavic et de Vredepeel, la culture testée est du blé d'hiver et que les conditions climatiques sont donc très différentes de celles de Grignon.

1.2 Données physico-chimiques des pesticides testés

Les simulations réalisées pour chaque site expérimental nécessitent d'avoir des données d'entrée pour STICS et le module Pesticis. Si la solubilité des produits est une donnée facile à retrouver, il n'en est pas forcément de même pour les autres propriétés physico-chimiques. A ce stade du développement du module, il est

important de ne pas réaliser de calage et d'utiliser des données d'entrée disponibles dans la littérature. Cependant, il est à noter que les valeurs obtenues dans la littérature sont issues de ces mêmes jeux de données. Dans un premier temps, ces valeurs sont prises directement (Tableau 2) mais des tests de sensibilité sont en cours afin de tenir compte de la variation des valeurs observées dans les différentes bases de données.

Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques des pesticides relevées dans la littérature

Pesticide	Solubilité (mg/dm ³)	Koc (dm ³ kg ⁻¹)	Kne_ads (jour ⁻¹)	Kne_des (jour ⁻¹)	Ea (KJmol ⁻¹)	DT50 (jour)
Atrazine	35	70	0.9	0.6	54.9	26
references	PPDB 2007	Baer 1996	Rat 2007	Rat 2007	EFSA 2007	Baer 1996
isoproturon	70.2	40	0.85	0.085	47.7	25
references	PPDB 2007	Moeys,2009	Novak 2003	Novak 2003	EFSA 2007	Novak 1999
bentazone	570	5.5	0.0	0.0	74.7	62
references	PPDB 2007	Boesten & v. der Pas 1999	-	-	Efsa 2007	Boesten & Gottesbüren 2000

Evaluation du modèle

1.3 Initialisation des simulations

Les simulations du transfert d'eau, de traceur (bromure dans les 3 cas) et de pesticides sont considérées sur la durée de l'expérimentation. Cependant, de nombreux paramètres d'entrée doivent être renseignés dans le modèle STICS. La majorité des informations ont été obtenues à partir des jeux de données (capacité au champ, profondeur des horizons), mais certaines informations manquantes comme par exemple l'état hydrique initial du sol ne permettaient pas de faire des simulations directement à la date du début de l'expérimentation. Afin d'initialiser correctement le contenu en eau des sols, la simulation a été réalisée avec un spin-up de trois ans. Ces paramètres sont détaillés dans le tableau suivant (Tableau 3).

Tableau 3 : paramètres d'initialisation du sol

Sudy site	Profondeur (m)	Contenu en eau du sol		Densité kg m ⁻³	Fraction Carbone organique
		Capacité au champ	Point de flétrissement		
Vredepeel	0.00-0.30	0.21	0.12	1330	0.023
	0.30-0.60	0.24	0.15	1550	0.001
	0.60-1.00	0.22	0.04	1690	0.001
Kerlavic	0.0-0.20	0.309	0.123	1280	0.011
	0.2-0.35	0.321	0.122	1370	0.009
	0.35-0.60	0.350	0.145	1550	0.004
	0.60-1.00	0.341	0.146	1530	0.003
Thiverval-Grignon	0.00-0.30	0.271	0.128	1300	0.011
	0.30-1.20	0.221	0.115	1300	0.011

1.4 Développement de la végétation et rendement des cultures

La première partie de l'évaluation du modèle à consister à vérifier que les données disponibles sur les différents sites d'études permettaient de simuler correctement le développement et la croissance de la culture. La vérification s'est basée sur deux critères qui caractérisent la culture : l'indice foliaire (LAI) et les rendements (Tableau 4). Les rendements des sites de Vredepeel et de Kerlavic sont cohérents avec ceux présentés dans les statistiques agricoles à l'échelle européenne (Eurostat, 2012) et légèrement surestimés

pour le site de Thiverval-Grignon. En revanche, le LAI est équivalent à celui observé pour ces cultures (Serrano et al., 2000) et la profondeur d'enracinement faiblement sous-estimée.

Tableau 4 : Rendements cultureux et caractéristiques de la culture après simulation par le modèle

Site d'étude	année	Culture	Rendement (T/ha)	LAI max (m ² /m ²)	Profondeur max d'enracinement (m)
Vredepeel	1990/1991	Blé d'hiver	8.3	2.97	0.94
Kerlavic	2002/2003	Blé d'hiver	7.5	2.07	0.58
	2003/2004		10.0	2.43	0.65
Thiverval-Grignon	1993	Mais	12.0	5.04	1.20
	1994		13.0	4.68	1.20

Ces tests préliminaires montrent que le développement cultural est correctement calculé dans STICS à partir des données disponibles sur les différents sites sans réaliser de calage préalable. Nous pouvons donc passer à l'étape suivante qui consiste à valider le module PeStics à l'aide des jeux de données dont nous disposons.

Résultats des simulations

Pour chaque site, nous disposons de données concernant : le transfert de l'eau, des bromures et des pesticides dans le sol. Le bromure, est caractérisé par une forte solubilité, il n'est donc pas ou peu présent sous forme solide dans le sol. Par ailleurs il est considéré comme un traceur conservatif car il n'interagit pas avec les composantes du sol. Il permet ainsi d'évaluer l'effet de dilution et le temps de transfert d'un soluté dans le sol, contrairement aux pesticides qui ne sont pas conservatifs. La comparaison des 3 sites se fera donc sur la base de ces trois 3 types de mesures.

1.5 Le transfert hydrique

- Le site de Vredepeel

Le contenu en eau du sol est représenté sur ce site en fonction de la profondeur à différentes dates de prélèvement après traitement. Le site de Vredepeel a un fonctionnement particulier car la présence d'une nappe perchée influence considérablement le contenu en eau de l'horizon situé entre 60 cm et 1m de profondeur. Les résultats présentés dans la Figures 2 illustrent la difficulté du modèle à reproduire la dynamique du profil hydrique au cours du temps, en particulier au jour 278 après l'application (Figures 2d). La teneur en eau simulée reste proche de la capacité au champ au cours de la simulation excepté pendant une courte période estivale, alors que les données observées présentent une diminution du contenu en eau sur une plus longue période. Dans STICS, le contenu en eau est limité par le point de flétrissement et la capacité au champ. Ces caractéristiques ont été renseignées dans le modèle à partir de données disponibles pour ce site. Cependant, les valeurs choisies sont éloignées de celles obtenues à partir des fonctions de pédotransfert classiques associées à la texture du sol. Ceci implique que le modèle a tendance à simuler un stock d'eau plus important dans le sol, sans pour autant considérer la remontée capillaire due à la présence de la nappe. Etant donnée l'absence de prise en compte des fluctuations de la nappe dans le modèle, la simulation de l'évolution temporelle de la teneur en eau du sol est biaisée.

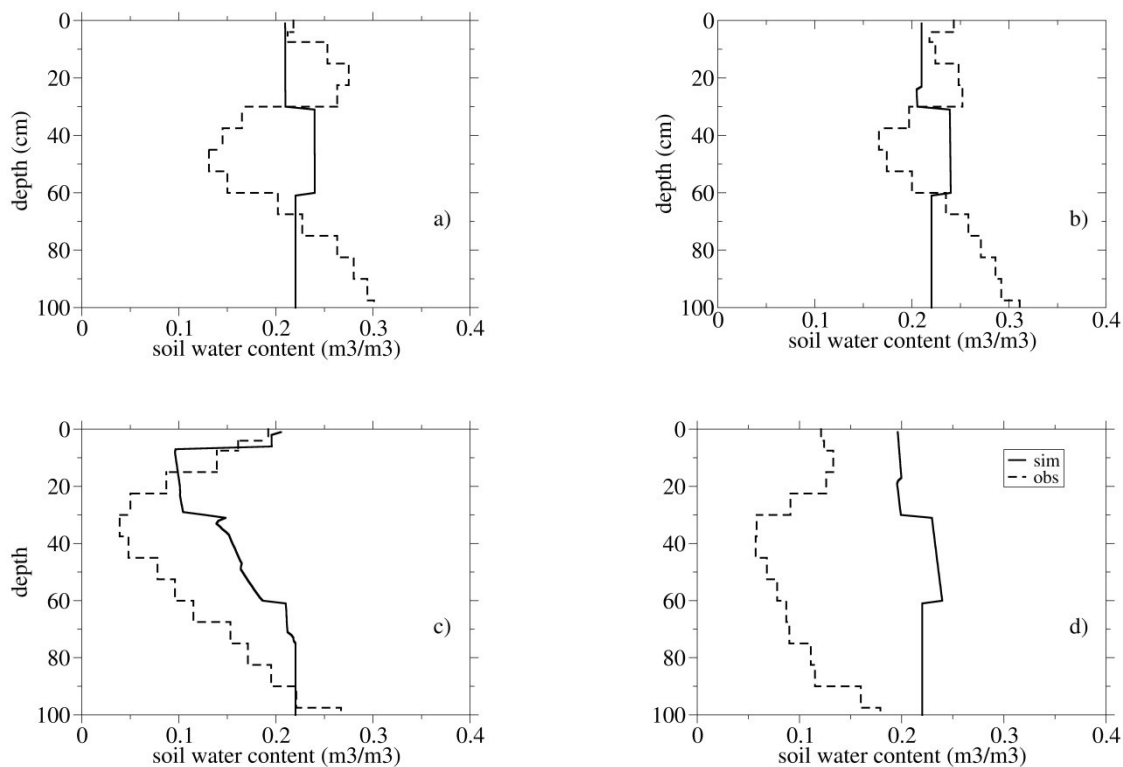


Figure 2 : profils des teneurs en eau du sol observés (en pointillés) et simulés (en trait plein) en fonction de la profondeur pour les jours 22 (a), 103 (b) et 214 (c), 278(d) après traitement.

- Le site de Kerlavic

Sur le site de Kerlavic, le flux d'eau percolé à la base de trois cases lysimétriques contenant le même sol. Cependant, dans le cas des flux d'eau, les valeurs ont été moyennées et nous n'avons pas les flux pour chaque lysimètre. En revanche, l'étude des flux de bromure et de pesticide présentés ci-après montre une forte variabilité entre les lysimètres, malgré que les cases aient été préparées un an avant le début de l'expérimentation pour laisser le temps au sol de se stabiliser. Le flux d'eau simulé est donc comparé à la moyenne des flux observés sur les 3 lysimètres (figure 3).

Sur les 2 mois d'étude par an, le modèle sous-estime de 21 à 25 % la lame d'eau percolée à la sortie des lysimètres. Il semble très probable que le remaniement du sol au moment de la préparation des cases ait influencé la formation de chemins préférentiels qui se traduisent par des écoulements observés plus rapides. La présence d'écoulements préférentiels peut expliquer en partie la sous-estimation du débit percolé simulé.

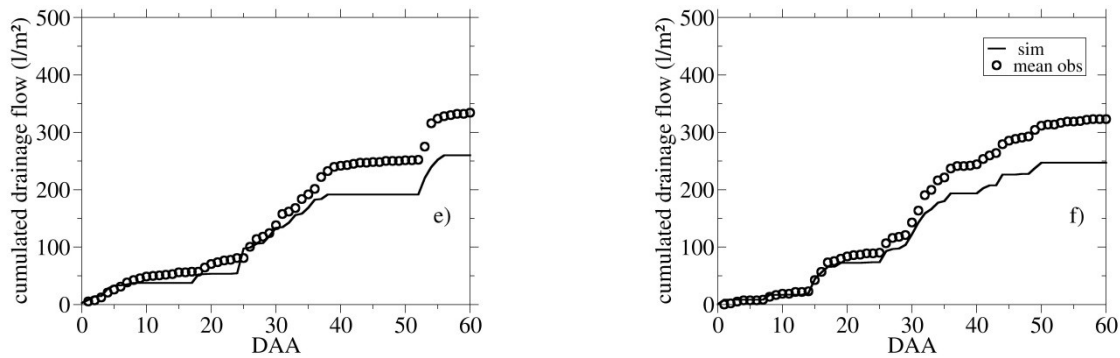


Figure 3 : lame d'eau cumulée moyennée (observée en point) et simulée (continu) sur les 3 lysimètres en 2002-2003 (e) et 2003-2004 (f) en fonction des jours après traitement (DAA)

Le site de Thiverval – Grignon

La teneur en eau du sol à Grignon a été observée seulement à 5cm de profondeur. Les fluctuations mesurées sont donc représentatives des phénomènes d'imbibition et d'évaporation très rapides au cours de la journée mais ne peuvent pas refléter ce qui se passe dans la colonne de sol à l'échelle saisonnière. Les paramètres utilisés pour la simulation sont ceux acquis dans le cas de l'étude en champ.

1.6 Le transfert de bromure

Un traceur sert à évaluer le comportement d'un soluté dans un sol si aucun phénomène de rétention ou de dégradation n'intervient. Le bromure a été choisi sur les trois sites pour effectuer le traçage de solutés et l'application est effectuée le même jour que le traitement en pesticide.

Le site de Vredepeel

A Vredepeel, la solution de bromure a été appliquée à la fin de novembre 1990. Les profils de teneur en bromure dans le sol sont plus en adéquation avec les observations que ne pouvait l'être les profils hydriques figure 4). La corrélation peut atteindre 0.65 et le critère de Nash est égal à 0.43 (Queyrel et al., in prep). De plus, le modèle représente la dynamique de transfert du bromure : un pic de concentration 22 jours après l'application, puis une migration et une atténuation de ce pic à 80 cm de profondeur après 103 jours. Les plus grandes différences sont observées 278 jours après application (le 27 août), pour lequel les mesures montrent un profil de concentration plat depuis la surface jusqu'à un mètre de profondeur alors que le modèle similaire au profil précédent. Les différences entre les observations et la simulation peuvent être en partie liées à l'erreur effectuée par le modèle sur la prévision des teneurs en eau. Par ailleurs, la présence de bromures dans la partie supérieure du sol 278 jours après l'application est attribué selon (Boesten et al., 2000) à une rétention des bromures par ma matière organique et un relargage des bromures par la culture après la récolte.

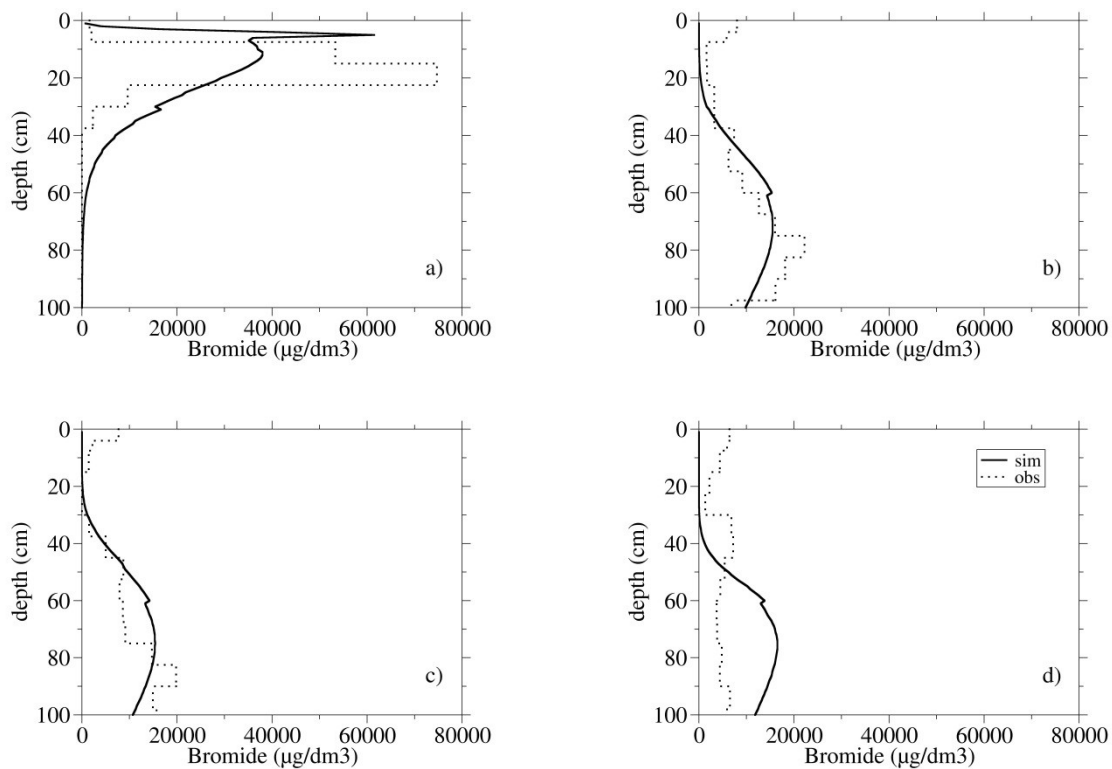


Figure 4 : Evolution des concentrations de bromure en fonction de la profondeur aux dates de 22 (a) , 103 (b) , 214 (c) et 278 (d) après traitement.

Le site de Kerlavic

A Kerlavic, les flux de bromures lixiviés observés au cours du temps sur les 3 lysimètres montrent des variations considérables sur les 2 années d'étude (Figure 5). La première année de suivi, le lysimètre n° 4 montre l'apparition du bromure dès les premiers jours de l'expérimentation alors que pour les deux autres, il n'apparaît qu'après un mois. Cette différence n'est pas observée la deuxième année de suivi, ce qui met en évidence des écoulements préférentiels. Ce phénomène affecte la cinétique de transfert du traceur mais n'influence pas le flux total lixivié. Par contre, le flux cumulé sur la période d'étude varie entre 3 et 5g, soit une variation de 50 à 80% de la quantité appliquée sur la période de suivi des deux années. Cette variabilité peut être attribuée à la variabilité spatiale des propriétés hydrauliques du sol (Renaud et al. 2004, Van Beinum et al. 2006, Schierholz, Schäfer, and Kolle 2000).

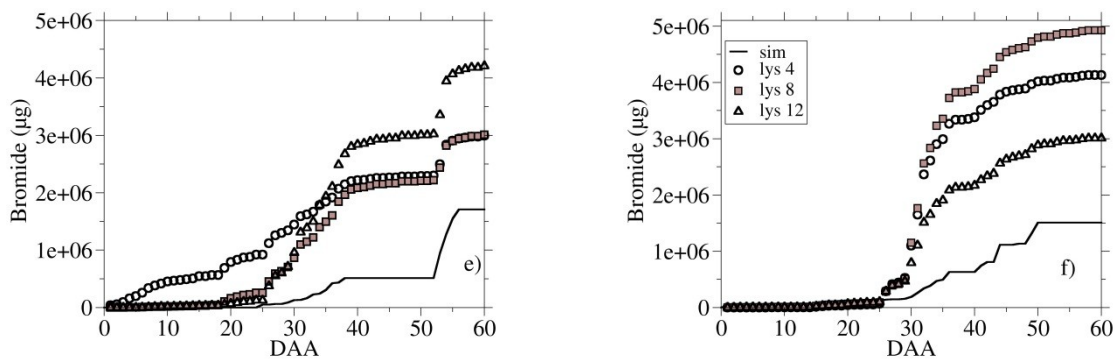


Figure 5 : Flux de bromure cumulé (observé en point) sur les 3 lysimètres et simulé (continu) en 2002-2003 (e) et 2003-2004(f) en fonction des jours après traitement (DAA)

Comme pour les flux d'eau, le résultat du modèle montre que la simulation sous-estime largement le flux de bromure pour les deux années : 1,7 et 1.5g soit 28 et 25% respectivement. Le biais est compris entre -50 et -70%. Ces performances sont à comparables aux biais obtenus par d'autres modèles comme WAVE et LEACHP dans des conditions similaires à Weiherbach (Vancloster, Ducheyne, et al. 2000, Dust et al. 2000a).

Le site de Thiverval – Grignon

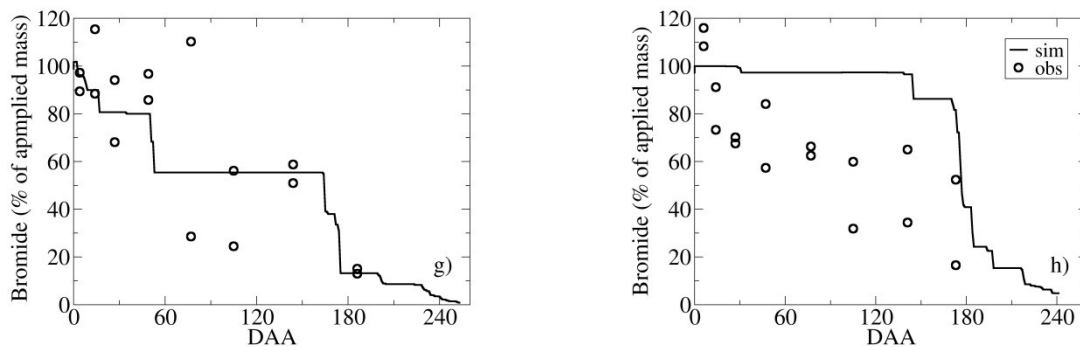


Figure 6 : masse de bromure (en µg) dans les 30 premiers cm du sol pour l'année 1992-1993 (g) et 1993-1994 (h) en fonction des jours après traitement (DAA)

La masse en bromure a été moyennée à Thiverval-Grignon sur les 30 premiers cm du sol. Deux échantillons ont été prélevés par date afin d'estimer la variabilité de la mesure à l'échelle de la parcelle (Figure 6). Les résultats de la simulation montrent une meilleure corrélation la première année (biais absolu inférieur à 10% et critère de Nash supérieur à 0.48) que la deuxième année (surestimation à plus de 40%, et valeur de Nash négatif).

1.7 Le transfert des pesticides

Le transfert des pesticides a été simulé en utilisant des paramètres de préférence issues de données de terrain ou de mesures en laboratoire. Lorsque les données n'étaient pas disponibles elles ont été complétées à partir de valeurs issues de bases de données générales (PPBD, 2013). Cependant, étant donné la spécificité des paramètres liés aux processus d'adsorption et désorption en non-équilibre, il n'était pas possible de le faire pour ces paramètres. Les valeurs choisies pour renseigner le module PeStics ont été définies sur les sites testés à partir des recommandations de (Guimont, 2005) ou alors déjà fournies par de précédentes études, comme pour l'atrazine (Rat et al., 2007). La bentazone est un herbicide avec une solubilité élevée et s'adsorbe peu aux particules de sol. Nous avons donc considéré que le processus d'adsorption en non-équilibre n'affectait pas la bentazone.

Le site de Vredepeel

A Vredepeel, la bentazone a été appliquée fin novembre. Comme ce pesticide est essentiellement sous forme dissoute, le transfert devrait être relativement proche du traceur conservatif. C'est ce qui est effectivement observé (figure 7). Le profil de bentazone a globalement la même allure que celui du bromure, mais un peu plus lent, le maximum de bentazone étant observé à 30cm 130 jours après application alors qu'il a atteint 70 cm pour le bromure. Cependant, les données observées montrent un transfert plus rapide. De plus, le profil de teneur en bentazone simulé est surestimé de 44 %. La dégradation serait sous-estimée dans le modèle. La durée de demi vie utilisées dans le modèle vient de mesures en laboratoire, qui pourrait être sous-estimée par rapport à des valeurs obtenues en champ, pour lesquelles d'autres pertes peuvent être notamment incluses (volatilisation par exemple). Des tests de sensibilité réalisés avec une valeur de DT50 plus faible montrent que les écarts avec les valeurs observées sont réduits (Queyrel et al., in prep).

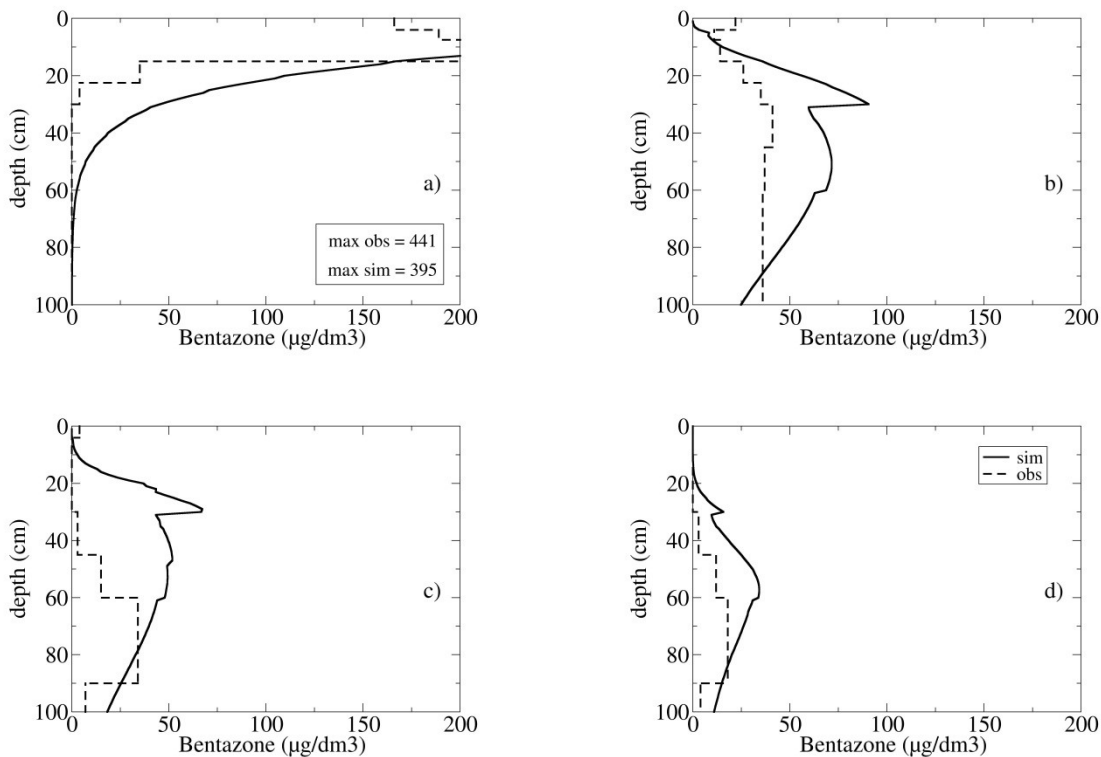


Figure 7 : Teneur en bentazone dans le sol en fonction de la profondeur à 22 jours (a), 103 jours (b), 214 (c) et 278 (d) jours après traitement.

Le site de Kerlavic

Isoproturon est une molécule qui s'adsorbe plus que la bentazone. En conséquence, son transfert devrait être plus lent. Pourtant, la première année, l'isoproturon est détecté dans l'eau percolées à la base d'un des lysimètres dès le début de l'expérimentation (figure 8). Ce comportement montre qu'il y a un transport préférentiel de l'isoproturon dans ce lysimètre. Les variations mesurées sur le terrain sur les 3 lysimètres montrent la difficulté de mettre en place un protocole expérimental pour la validation des modèles et mettent l'accent sur la nécessité d'avoir des jeux de données complets et variés.

Les répliques montrent une variabilité de 400% comparés aux 60% observés pour le bromure. Il y a également une grande différence entre les flux mesurés entre la 1^{ère} et la 2^{ème} année. Ceux de l'année 2002-2003 sont environ 3 fois supérieurs à ceux mesurés en 2003-2004. Ceci ne s'explique ni par des flux d'eau ni par des flux de bromure différents. Seule la répartition des pluies est différente avec deux événements pluvieux générant un lessivage plus important la première année. Par contre, le modèle sous-estime les quantités lixiviées (entre -60% et -90%). Il est à noter cependant que le modèle représente correctement les flux mesurés dans le lysimètre 8 pour l'année 2003-2004 (figure 8).

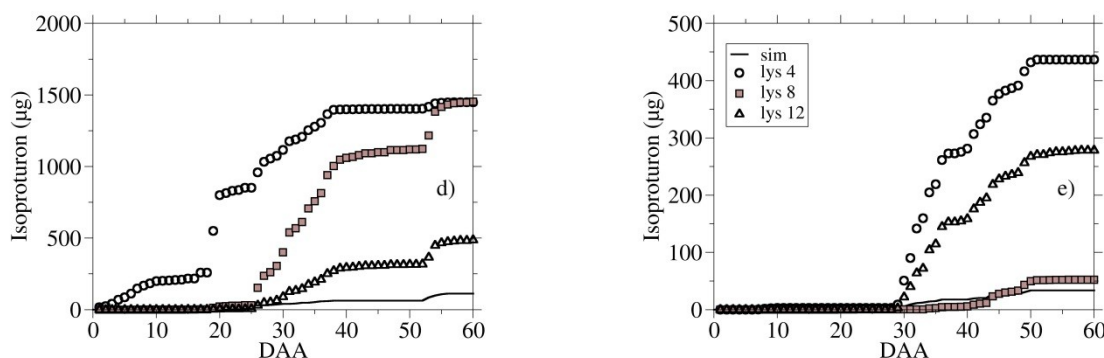


Figure 8 : Flux d'isoproturon cumulé observé (en point) sur les 3 lysimètres et simulé (continu) en 2002-2003 (d) et 2003-2004 (e) en fonction des jours après traitement (DAA)

Le site de Thiverval – Grignon

L'atrazine est l'herbicide qui a le plus souvent été étudié et modélisé. Ses propriétés physico-chimiques ainsi que son comportement dans le milieu naturel sont bien connus. L'atrazine, malgré son interdiction en France en 2003, est toujours détecté dans les masses d'eau. Elle s'adsorbe plus que l'isoproturon et forme des résidus liés qui expliquent en partie qu'on en détecte encore aujourd'hui. Le jeu de données de Thiverval-Grignon a initialement été utilisé avec une version antérieure de STICS (Rat et al., 2007) et ces paramètres ont été repris. Les résultats de simulation montrent une bonne représentation de la dissipation de l'atrazine dans les 30 premiers cm du sol. Le Nash est compris entre 0,2 et 0,8 avec un biais de 12% à 25% la première année et pas de biais la 2^{ème} année.

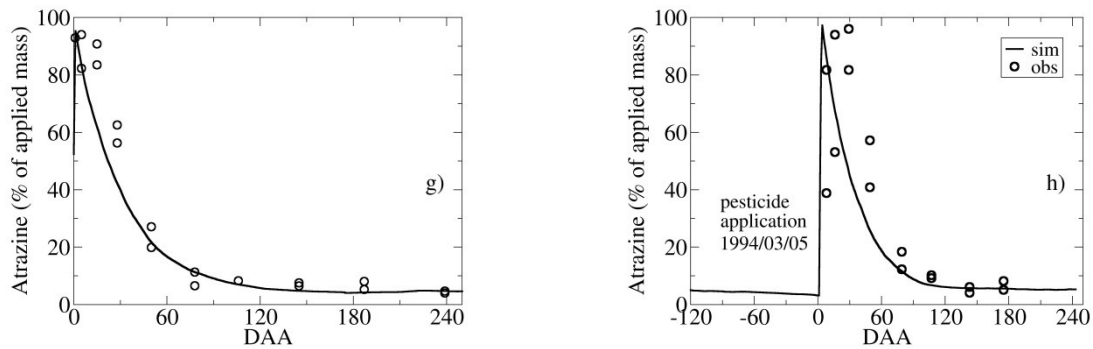


Figure 9 : masse d'atrazine (en % de la dose appliquée) dans les 30 premiers cm du sol pour l'année 1992-1993 (g) et 1993-1994 (h) en fonction des jours après traitement (DAA)

Bilan de masse de pesticides

Les sorties du modèles ont été adaptée en fonction des données disponibles sur les trois sites. Cependant, il est nécessaire d'uniformiser les présentations pour permettre une comparaison de ces résultats et vérifier quel est le processus prédominant. Ainsi, les résultats de simulation sont présentés en indiquant la part de pesticide en phase liquide, adsorbée ou dégradée pour les 3 sites. Quand le jeu de données le permet, les observations sont également intégrées. Afin de correspondre au mieux aux données disponibles, les résultats présentent l'évolution de la masse de pesticide dans le sol en intégrant sur deux profondeurs : de la surface à 1m de profondeur et à 30 cm de profondeur (figure 10). Ces résultats sont également présentés sous la forme d'un bilan de masse (tableau 4) afin de vérifier les erreurs éventuelles sur le calcul des masses. Dans tous les cas, l'erreur est inférieure à 0.25% , le bilan du modèle est donc correctement bouclé. Il est a noté que les données de la figure 10 ne sont comparables avec le tableau 4 que pour les sites de Kerlavic et de Grignon. Les résultats présentés dans le tableau 4 pour le site de Vredepeel correspondent au bilan en fin de simulation soit 474 jours après application.

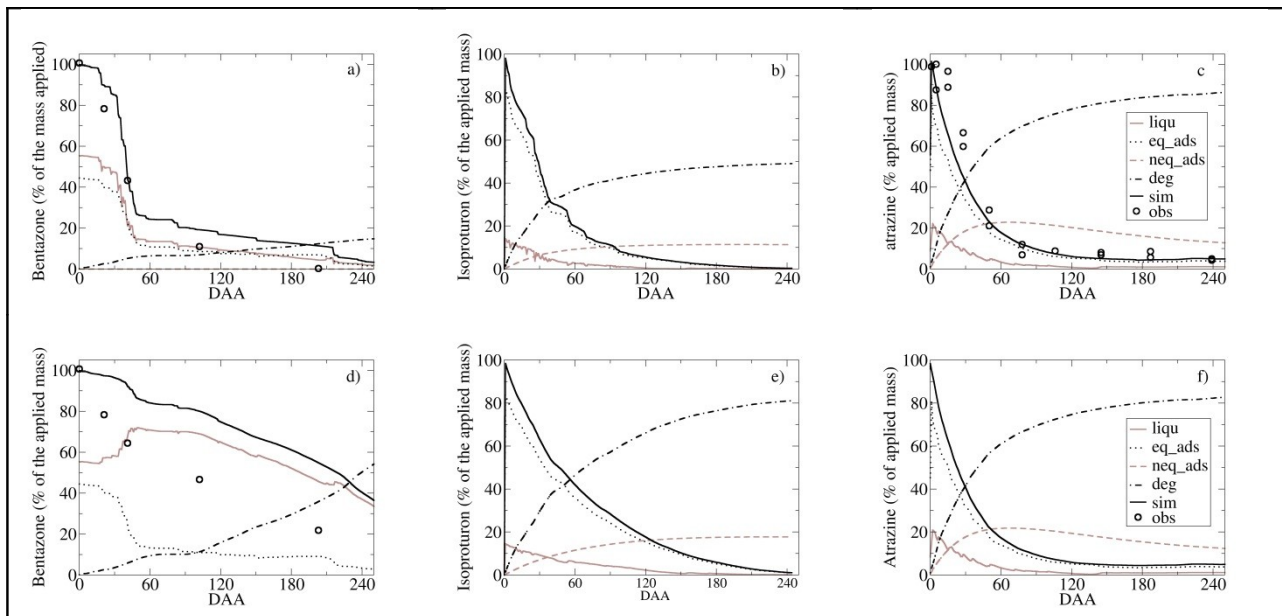


Figure 10 : a) à c): teneurs en pesticide dans les 30 premiers cm du sol à Vredepeel. Kerlavic et Grignon respectivement; d) à f): teneurs en pesticide dans le premier m du

sol à Vredepeel, Kerlavic et Grignon respectivement. Les teneurs sont exprimées en fonction du temps en nombre de jours après application (DAA).

Les sorties des simulations permettent de différencier le devenir des pesticides dans les sols entre la dégradation, l'adsorption à l'équilibre ou en non-équilibre, et le lessivage (figure 10). La bentazone sur le site de Vredepeel montre un comportement très différent par rapport aux deux autres pesticides. La durée de demi-vie étant plus longue et la molécule étant moins adsorbée, la bentazone migre plus rapidement (forte présence sur 1m comparée à 30 cm, figures 10a et 10d). Ces résultats peuvent également s'expliquer par les faibles températures observées à Vredepeel (0°C pendant un mois) qui a ralenti la dégradation.

Dans le cas de l'isoproturon et de l'atrazine, la part dégradée est plus importante après 250 jours (plus de 80% dans le 1^{er} mètre). Ces herbicides restent cependant plus présents dans le sol sous la forme adsorbée. La formation de résidus liés dans le sol proche de la surface expliquerait donc (par le biais de la modélisation) leur persistance dans le milieu. Il est à noter cependant le décalage entre les valeurs simulées et observées sur les cases lysimétriques de Kerlavic qui pourrait indiquer une sous-estimation des quantités d'isoproturon lixiviées après 1 m de profondeur et donc une plus faible persistance dans le sol.

Dans les 30cm de sol, les simulations sont cohérentes avec les mesures réalisées sur les sites de Vredepeel et de Thiverval-Grignon. Par contre elles sont surestimées si on considère le 1^{er} m de sol.

Tableau 4: Bilan de masse des pesticides sur les 3 sites dans le premier 1m de sol 250 jours après l'application: Mass app: masse de pesticide appliquée, Dég: pourcentage de pesticide dégradé; Rest : pourcentage de pesticide restant dans le sol (dissous+adsorbé); Lixiv: pourcentage de pesticide lixivié à 1m de profondeur Err: pourcentage d'erreur sur le bilan de masse

site	année	Mass app (kg/ha)	Dég (%)	Rest (%)	Lixiv (%)	Err (%)
Vredepeel	1990/91	0,63	73.97	1.02	25.08	0,07
Kerlavic	2002/03	1.25	80.80	18.80	0.15	0,15
	2003/04	1.25	83.20	16.98	0,05	0.23
Grignon	1993	0.94	82.50	17.52	≈ 0.00	0.02
	1994	0.90	98.00	2.03	≈ 0.00	0.03

Recueil de données complémentaires

Les premières étapes de simulation ont permis de mettre en évidence la difficulté d'approcher les observations de terrain à l'aide modèle. La variabilité des stratégies, des molécules recherchées, des conditions expérimentales et des plans d'échantillonnage rendent difficiles la comparaison entre les sites. Les conditions climatiques et la nature des sols sont également des facteurs importants dans l'explication du devenir des pesticides dans les sols.

L'approche de modélisation du transfert des pesticides a été initiée afin de pouvoir être par la suite adaptée à l'échelle du bassin versant de l'Orgeval. Un suivi en continu des flux de pesticides à l'exutoire a été initié en 2008 et continue encore à raison d'un prélèvement moyen mensuel à l'exutoire. Des mesures dans la nappe de brie ainsi que la caractérisation des propriétés physico-chimiques de l'atrazine et de l'isoproturon dans les horizons jusqu'à 40m de profondeur ont été également réalisées (Blanchoud et al., 2010). Les résultats présentés plus haut ont montré cependant qu'il était nécessaire de compléter ce jeu de données par des mesures plus locales, à l'échelle de la parcelle et sur colonne de sol, ceci afin de constituer une base de

données la plus complète possible pour des molécules testées initialement (atrazine et isoproturon) mais également pour de nouvelles molécules utilisées par les agriculteurs du bassin. Pour cela une campagne de terrain a débuté en 2012 sur une parcelle du bassin de l'Orgeval. Après discussion avec un agriculteur, une parcelle a été choisie au niveau de Mélarchez pour l'ensemble des mesures. Un microlysimètre de 20 cm de diamètre est de 30 cm de hauteur a été réalisé et installé dans une parcelle de maïs, avec un système de prélèvement de l'eau percolée à la base des 30 cm à l'aide d'un entonnoir muni d'une sortie remontant à la surface du sol permettant ainsi de retirer l'eau accumulée dans le microlysimètre. La colonne de sol a d'abord été enfoncée de force de la parcelle puis dégagé sur les côtés afin de ne pas remanier le sol. Puis la colonne a été glissée au-dessus de l'entonnoir et les côtés ont été rebouchés (figure 11).

Figure 11 : photos du système de prélèvement des eaux d'infiltration dans une colonne de sol non remanié. A gauche l'entonnoir permettant la récupération de l'eau d'infiltration, au milieu la colonne de sol avant son installation sur l'entonnoir et à droite le rebouchage du microlysimètre (seul reste apparent l'embout permettant la récupération de l'eau).

Le plan d'échantillonnage a été adapté en fonction du calendrier de traitement et des conditions climatiques selon le schéma suivant (figure 12). Les conditions climatiques très pluvieuses cette année ont permis l'échantillonnage sur toute la saison tant dans les drains que dans le microlysimètre.

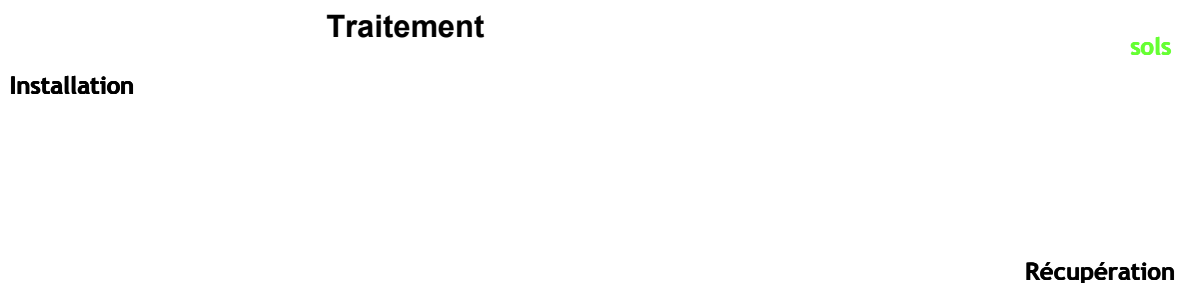


Figure 12: Plan d'échantillonnage réalisé sur la parcelle expérimentale en fonction des conditions climatiques et de la pratique culturale de l'agriculteur

L'agriculteur nous a indiqué avoir commencé les traitements le 14 mai 2012 au matin. Les produits utilisés sont le Callisto (0.2 l/ha : 100g/l de mesotrione), le Sajon (0.2 l/ha, 40g/l de nicosulfuron), l'Emblème (0.3 kg/ha : 20% de bromoxynil), le peak (4g/ha : 750g/kg de prosulfuron) et l'Isard (0.25 l/ha : 720g/l de dimethenamid-p).

Afin de suivre les molécules appliquées par l'agriculture, il a été nécessaire de mettre en place en 2012 un nouveau protocole d'analyse des pesticides et notamment des sulfonylurées (prosulfuron et nicosulfuron) et des trikinétones (mesotrione). La mise au point a été réalisée par LC-MS-MS et est encore actuellement en cours de validation.

Conclusions et perspectives

Cette étude présente l'évaluation d'un module du devenir des pesticides, PeStics, intégré dans le modèle agronomique STICS. Trois jeux de données basés sur des suivis de lysimètres et d'échantillons de sol ont été utilisés. Comme l'objectif principal de la mise en œuvre de ce module est d'être capable de simuler la pollution agricole diffuse dans un bassin expérimental, la stratégie utilisée dans cette étude était de ne pas calibrer le modèle, mais plutôt d'utiliser soit les valeurs des paramètres observés soit celles issues de la littérature.

Le modèle fourni des résultats raisonnables au regard des autres modèles de devenir des pesticides: la principale difficulté a été de représenter correctement le transfert de l'eau à Vredepeel en raison de la présence d'une nappe phréatique peu profonde, et à Kerlavic où des écoulements préférentiels semblent se produire dans le sol remanié des lysimètres. Cependant, même sur ces sites, PeStics est capable de représenter correctement le comportement du traceur et des pesticides, qui est supposé être associé à une représentation réaliste de la sorption des pesticides et des processus de dégradation. Les résultats montrent clairement qu'il est important de tenir compte de l'adsorption lente dans le cas de l'atrazine et probablement aussi de l'isoproturon. Cette étude est aussi une illustration supplémentaire de la difficulté à évaluer le comportement des pesticides dans le sol sur la base soit des échantillons de sol ou soit de lysimètres, en raison de l'incertitude associée à la démarche expérimentale, la variation entre les répétitions, et la vision partielle de l'ensemble des processus. C'est pourquoi les deux approches expérimentales ont été combinées dans le bassin expérimental de l'Orgeval afin d'obtenir un jeu de données complet. Ce travail a déjà été initié dans ce bassin versant (Blanchoud, Barriuso et *al.*, 2011). Les données complémentaires de teneurs dans les sols et en microlysimètre compléteront les observations des concentrations de pesticides dans les rivières et les eaux souterraines qui ont été collectées depuis 2008 (Blanchoud et *al.*, 2010). Une analyse détaillée à long terme des pratiques agricoles avec un accent particulier sur les usages phytosanitaires, les quantités et les dates de pesticides appliqués a déjà été réalisée (Nicola, Schott, et Mignolet 2011). Toutes ces données seront utilisées pour appliquer le modèle PeStics dans ce bassin expérimental.

Bibliographie

- Baer U. (1996) Comportement des pesticides dans les sols : Evaluation et simulation de la dissipation au champ. Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, 155p.
- Blanchoud H. & Barriuso E., Bergheaud V., Schott C., Tournebize J., Nicola L., Laverman A. & Habets F. 2011. Pesticide transfer in the unsaturated zone: sorption and degradation processes in geological stratum Platform presentation, European Pesticide Behaviour in Soil, Water and Air Symposium, proceedings available online http://convegna.unicatt.it/meetings_3667.html August 30- September 1 2011 Piacenza (Italy)
- Blanchoud H., Bergheaud V., Nicola L., Vilain G., Bardet S., Talleg G., Botta F., Barriuso E., Schott C., Laverman A., Habets F., Ansart P., Desportes A., Chevreuil M., (2010). Transfert de pesticides dans le système sol-nappe-rivière : Etude du comportement de l'atrazine et de l'isoproturon dans le bassin versant de l'Orgeval. Rapport GDR PIREN Seine 2009, 18 p. http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/webfm_send/881
- Boesten, J.J.T.I., Gottesbüren, B., 2000. Testing PESTLA using two modelers for bentazone and ethoprophos in a sandy soil. *Agricultural Water Management* 44, 283e305.
- Boesten, J.J.T.I., van der Pas, L.J.T., 2000. Movement of water bromide ion and the pesticides ethoprophos and bentazone in a sandy soil: description of the Vredepeel dataset. *Agricultural Water Management* 44, 21e42.
- Gomez, Eric, Emmanuel Ledoux, Pascal Viennot, Catherine Mignolet, Marc Benoit, Cendrine Bornerand, Céline Schott, et al. 2003. "Un Outil De Modélisation Intégrée Du Transfert Des Nitrates Sur Un Système Hydrologique : Application Au Bassin De La Seine." *La Houille Blanche* (3) (June): 38–45.
- Guimont S., 2005. Devenir des pesticides dans les sols en fonction de l'état d'humidité et du mode de circulation de l'eau dans le sol. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, 215p.
- Nicola, L., C. Schott, and C. Mignolet. 2011. Dynamique De Changement Des Pratiques Agricoles Dans Le Bassin Versant De l'Orgeval Et Création De La Base De Données APOCA (Agricultural Practices o the Orgeval Catchment Area). PIREN Seine. http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/webfm_send/1028
- PPDB (2013). The FOOTPRINT Pesticide Properties DataBase. Database collated by the University of Hertfordshire as part of the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704): <http://www.eufootprint.org/ppdb.html>.
- Queyrel W., Habets F., Blanchoud H., Launay M., Ripoche D., van der Berg F. Integration of a pesticide fate module in the crop model STICS: evaluation on three experimental sites, in prep
- Queyrel W., Habets F., Blanchoud H., Viennot P., Flipo N., Launay M., Ripoche D., Schott C., Nicola L., Morel T., Talleg G. et Tournebize J. 2011 Etat des lieux sur le développement du module de transfert des pesticides PeStics : premiers tests de sensibilité. Piren Seine, 23p. http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/webfm_send/1034
- Rat, A., E. Ledoux, and P. Viennot. 2006. Transferts De Pesticides Vers Les Eaux Souterraines, Modélisation à L'échelle D'un Bassin Versant (Cas D'étude Du Bassin Amont De La Vesle). Rapport GDR Piren Seine, .
- Serrano, L., I. Filella, and J. Penuelas. 2000. "Remote Sensing of Biomass and Yield of Winter Wheat Under Different Nitrogen Supplies." *Crop Science* 40 (3): 723–731.