Innovations Agronomiques (2008) 3, 121-143

Evaluer les risques environnementaux des pesticides
Exemple du désherbage des cultures résistantes ou non au glyphosate

L. Mamy[1,2], E. Barriuso[1], B. Gabrielle[1]

(1) INRA-AgroParisTech, UMR 1091 Environnement et Grandes Cultures, 78850 Thiverval-Grignon

(2) INRA UR 251 PESSAC, Route de Saint Cyr, 78026 Versailles Cedex (Adresse actuelle)

Correspondance : laure.mamy@versailles.inra.fr

Mots clés : Sol, mobilité, persistance, indices, indicateurs, modèles numériques

Résumé

L'évaluation des risques des pesticides est une étape clé dans la prévention de la contamination de l'environnement. En effet, l'utilisation des pesticides engendre des risques de contaminations chimiques de l'air, de l'eau et du sol qui peuvent avoir des conséquences toxicologiques (pour l'homme) et écotoxicologiques (pour les organismes vivants autres que l'homme). L'objectif de ce travail est de présenter différentes démarches d'évaluation des risques environnementaux liés à l'utilisation des pesticides, en les illustrant avec des exemples de méthodes couramment utilisées : méthodes simples (comparaison du nombre de pesticides ou des doses appliquées, mobilité et persistance des pesticides), méthodes qualitatives (indice GUS, indicateur I-Phy) et méthodes quantitatives (modèles numériques : PRZM, USES). A titre d'application, ces méthodes ont été comparées dans le cadre de l'évaluation des stratégies de désherbage des cultures génétiquement modifiées résistantes (GT) ou non à un herbicide à large spectre d'action, le glyphosate. Les méthodes simples reposent uniquement sur les techniques et ne tiennent pas compte de l'environnement physique alors qu'à l'autre extrême, les méthodes basées sur les flux (modèles, mesures) intègrent *de facto* les conditions agro-pédo-climatiques. Au milieu, certains indicateurs constituent une solution intermédiaire puisqu'ils intègrent dans leur calcul quelques variables de l'environnement. Les mesures *in situ* sont les plus précises, mais elles sont coûteuses et il est difficile de les multiplier. L'application au cas des cultures GT a montré que la comparaison des doses ou des quantités d'herbicides utilisés est très favorable à ces cultures, mais que plus les méthodes d'évaluation utilisées sont précises, moins les cultures GT semblent présenter d'avantages déterminants par rapport aux cultures conventionnelles.

Abstract

Risk assessment of pesticides is a key step to prevent environmental contamination. Indeed, the use of pesticides involves risks of chemical contaminations of air, water and soil leading to pollutions having toxicological (for human) and ecotoxicological (for organisms other than humans) consequences. The aim of this work was to present different methods of risk assessment of pesticides: simple methods (comparison of the number of pesticides used or of applied doses, mobility and persistence of pesticides), qualitative methods (GUS index, I-Phy indicator) and quantitative methods (numerical models: PRZM, USES). These methods have been compared during the assessment of weeding programmes of glyphosate tolerant (GT) and non-tolerant crops. Simple methods are only based on techniques and do not take into account physical characteristics of environment though the most complex methods based on fluxes (models, measures) fully take into account agro-pedo-climatic conditions. Indicators represent an intermediate solution as they consider some of the characteristics of the environment. Experimental measures are very acute but costly and they are difficult to replicate. Regarding the GT crops case study, if comparison of doses or number of pesticides applied is in favour

of these crops, the use of more acute assessment methods showed that GT crops did not offer many advantages compared to non-GT crops.

Introduction

L'évaluation des risques liés aux pesticides est une étape clé dans la prévention de la contamination de l'environnement. En effet, l'utilisation des pesticides engendre un certain nombre de risques à l'égard de la composition chimique de l'air, de l'eau et du sol qui se traduisent par des pollutions dont les conséquences toxicologiques (pour l'homme) et écotoxicologiques (pour les organismes vivants autres que l'homme) peuvent être préjudiciables à la qualité de l'environnement (Figure 1) (Calvet *et al*., 2005).

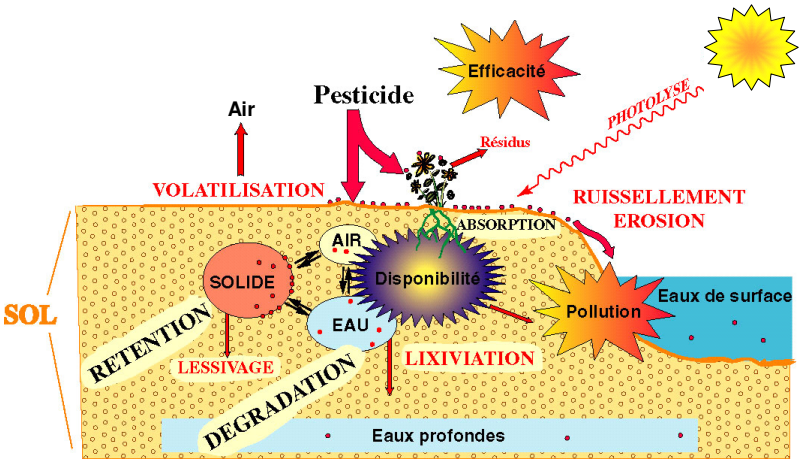

Figure 1 : Processus impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols conditionnant leur disponibilité et, par conséquent, leur efficacité phytosanitaire ou la manifestation de leur caractère polluant (Barriuso *et al*., 1996).

Un risque est la probabilité d'occurrence d'un effet nocif résultant de l'exposition d'une entité (homme, population, écosystème) à un danger qui peut être un agent chimique (pesticide), physique ou une action quelconque (Calvet *et al*., 2005).

De façon générale, l'évaluation des risques repose sur une évaluation des impacts qui résultent du croisement de l'exposition et des effets vis-à-vis de la cible considérée. L'exposition peut être assimilée à la présence du pesticide pendant un temps donné dans un compartiment donné (eau, sol, air), l'effet se rapporte à l'action toxique du pesticide sur l'organisme vivant (Barriuso, 2004). Par exemple, la présence dans l'eau d'un pesticide à des concentrations au-delà d'un seuil d'acceptabilité (0,1 µg/L pour le seuil réglementaire de potabilité de l'eau) ou la toxicité sur des populations ou sur des individus peuvent constituer des descripteurs d'impacts. Cela se traduit par la définition de concentrations admissibles ou de niveaux d'exposition acceptables avec la proposition de paramètres d'évaluation du risque comme la dose journalière admissible (DJA), la concentration écologiquement admissible (ou acceptable) ou la concentration environnementale sans effet (PNEC). Ces paramètres de toxicité sont comparés aux concentrations environnementales prévisibles (PEC) pour définir des rapports toxicité/exposition (TER = PEC / PNEC) qui sont utilisés pour l'évaluation des risques.

Au niveau réglementaire (en France et en Europe), il est obligatoire d'évaluer les risques des pesticides pour l'applicateur, le consommateur et l'environnement (Directive 91/414 CEE). L'autorisation de mise sur le marché pour toute préparation contenant des pesticides ne sera délivrée que si les risques sont acceptables (l'acceptabilité étant définie par rapport à des seuils admissibles préalablement déterminés, pour un usage donné). Afin de réaliser l'évaluation, un dossier comprenant des études répondant aux

exigences fixées par la Directive doit donc être constitué pour chaque matière active (m.a.) et chaque préparation commerciale. Dans la partie du dossier d'homologation correspondant à l'analyse des risques vis-à-vis de l'environnement, la description détaillée du comportement de la m.a. dans le sol, l'eau et l'air (Figure 1) est réalisée, ainsi que des calculs de PEC permettant de quantifier la présence de la m.a. et de ses métabolites dans ces compartiments (Gaillardon, 2004).

L'objectif de ce travail est de présenter différentes démarches d'évaluation des risques environnementaux des pesticides en comparant plusieurs méthodes de complexité différente. La comparaison sera illustrée par l'exemple de l'évaluation des stratégies de désherbage de cultures (colza, betterave, maïs) résistantes (GT) ou non à un herbicide à large spectre d'action, le glyphosate. En effet, l'introduction de ces cultures génétiquement modifiées est supposée diminuer le nombre et les doses d'herbicides utilisés donc réduire les risques de contamination de l'environnement. L'étude s'est appuyée sur des sites expérimentaux mis en place en 1995 à l'initiative des instituts techniques (CETIOM, ITB, Arvalis) et installés dans trois régions de production (Champagne : sol calcaire ; Bourgogne : sol argileux ; et Midi-Pyrénées : sol limoneux). Les successions de cultures ont été choisies de façon à refléter la réalité agricole. Les risques liés au glyphosate seront comparés aux risques liés aux herbicides classiquement utilisés dans les trois cultures : trifluraline et métazachlore pour le colza, métamitrone pour la betterave, et sulcotrione pour le maïs. Ces herbicides ont été choisis en fonction de la fréquence de leur utilisation et de leurs caractéristiques physico-chimiques contrastées.

1. Généralités sur les méthodes d'évaluation

Un des premiers objectifs des méthodes d'évaluation des risques des pesticides est d'apporter des éléments de réponse pour le choix des pesticides et des pratiques de traitements susceptibles d'avoir le moins d'impact sur l'environnement et sur les hommes. Ces méthodes peuvent fournir un simple classement des pesticides (risque faible, modéré…), une note par catégorie d'impact (air, eau), ou des concentrations en pesticides dans différents compartiments de l'environnement qui peuvent ensuite être pondérées et agrégées pour conduire à une estimation plus globale des impacts potentiels (Levitan, 1997).

D'une manière générale, les méthodes d'évaluation sont basées sur les quatre étapes suivantes : (1) définition du système étudié et des options techniques à évaluer (ici parcelle et différentes stratégies de désherbage), (2) inventaires qualitatif et quantitatif des émissions de polluants induites par les techniques (dans notre cas, les polluants sont les herbicides), (3) agrégation par grandes catégories d'impacts (par exemple, potabilité des eaux), (4) comparaison des notes d'impact entre les différentes techniques évaluées pour identifier l'optimum agri-environnemental.

La Figure 2 classe différentes démarches et méthodes d'évaluation des risques des pesticides selon la faisabilité de mise en oeuvre et la précision des évaluations effectuées.

Les mesures *in situ* permettent d'évaluer précisément les risques mais elles sont coûteuses et contraignantes, elles sont affectées d'une grande variabilité en fonction des conditions agropédoclimatiques et il est généralement difficile de les multiplier (Reus *et al*., 2002 ; Calvet *et al*., 2005).

Les méthodes d'évaluation les plus simples reposent uniquement sur les techniques ou sur les données liées à l'utilisation des pesticides. Elles consistent à comparer les doses appliquées, le nombre de matières actives utilisées ou la fréquence de traitement, mais ne donnent accès à aucune information précise sur la nature des impacts potentiels (Levitan, 1997) et ne tiennent pas compte de

l'environnement bio-physique. Récemment, en France, le Plan ECOPHYTO 2018 (2008) a mis en avant deux indicateurs destinés à évaluer et montrer l'effectivité des efforts dans la diminution de l'usage des pesticides en agriculture : (1) l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) est un indicateur de la pression exercée sur le milieu basé sur les pratiques agricoles par type de culture et (2) le Nombre de Doses Unitaires (NODU), calculé comme la somme des quantités totales de m.a. vendues, chacune rapportée à la dose unitaire homologuée spécifique de la m.a. Le NODU a été retenu comme indicateur de référence pour suivre annuellement l'usage des pesticides sur l'ensemble des surfaces agricoles utilisées.

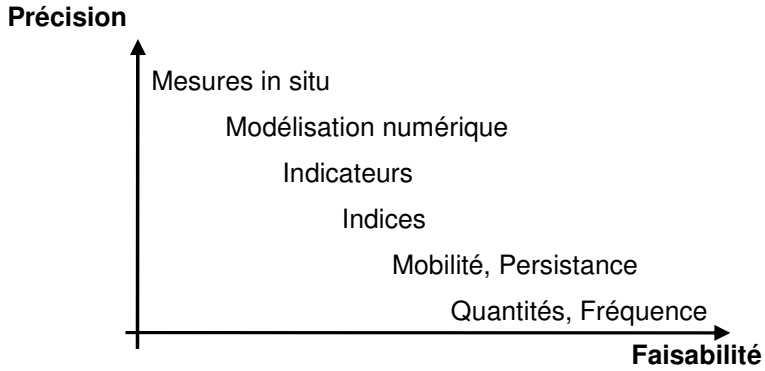

Figure 2 : Précision de différentes méthodes d'évaluation des risques environnementaux des pesticides en fonction de leur faisabilité.

D'autres méthodes reposent sur l'évaluation de la mobilité (caractérisée par la rétention dans les sols) ou de la persistance (caractérisée par la dégradabilité dans les sols) des m.a., indiquant un impact potentiel sur le sol (molécules persistantes) ou sur l'eau (molécules mobiles). La combinaison (agrégation) des paramètres permettant de décrire ces deux processus a conduit à l'élaboration d'indices empiriques d'évaluation du risque de contamination des eaux souterraines (Gustafson, 1989 ; Worrall *et al*., 2000). Ces méthodes relativement simples ne prennent en compte que les propriétés des m.a. et demeurent peu précises sur la nature des impacts.

Certains indicateurs permettent d'accéder à un niveau de précision supérieur. Ils requièrent plus de données en entrée (toxicité, caractéristiques du milieu, conditions d'application) et conduisent à une évaluation plus précise des impacts sur l'eau, l'air, le consommateur ou l'agriculteur (Hornsby, 1992 ; Levitan *et al*., 1995 ; Bockstaller *et al*., 1997 ; Van der Werf et Zimmer, 1998 ; Benbrook *et al*., 2002 ; Reus *et al*., 2002). Ils peuvent intégrer en plus des aspects économiques (Levitan *et al*., 1995 ; Van der Werf, 1996). Les impacts sont évalués séparément (Levitan *et al*., 1995) ou sont agrégés pour fournir une note globale d'évaluation (Bockstaller *et al*., 1997 ; Levitan, 1997 ; Van der Werf et Zimmer, 1998). Le mode de calcul repose généralement sur des arbres de décision comme par exemple l'approche du CORPEN (Real, 2004) ou celle de l'indicateur de produits phytosanitaires I-Phy (Bockstaller, 2004). I-Phy prend en compte l'incertitude sur les données d'entrée ce qui constitue un point important pour l'utilisation de cet indicateur.

L'évaluation quantitative des impacts potentiels des pesticides peut être réalisée grâce à l'utilisation de modèles numériques de simulation qui permettent d'obtenir des flux et des concentrations en pesticides dans différents compartiments de l'environnement (air, sol, eau, plante). Il existe de nombreux modèles numériques simulant le devenir et le transport des pesticides dans le sol (Boesten et Van der Linden, 1991 ; Jarvis, 1994 ; Carsel *et al*., 1998). Ils décrivent la dégradation et la rétention des pesticides, la volatilisation, le ruissellement, l'érosion, le prélèvement des pesticides par les plantes, en fonction des caractéristiques pédo-climatiques et des modes d'apport des produits phytosanitaires. La comparaison des concentrations obtenues dans un compartiment à des seuils fournit une estimation de l'impact potentiel sur ce compartiment. Cependant, elle ne permet pas de déterminer l'impact sur les autres

compartiments, ni de déterminer le niveau de l'impact de cette concentration sur le compartiment lui-même.

Les méthodes d'estimation des impacts environnementaux utilisées dans le cadre d'analyse de cycle de vie (ACV) des produits permettent d'accéder à cette évaluation. Les émissions de pesticides (c'est-à-dire leurs concentrations dans différents compartiments de l'environnement) sont agrégées par type d'impact au moyen de potentiels de toxicité pour accéder au niveau de l'impact sur un compartiment (USEPA, 2001). Il existe plusieurs méthodes de détermination des potentiels de toxicité (Huijbregts *et al*., 2000 ; Margni *et al*., 2002 ; Brentrup *et al*., 2003) ; les calculs diffèrent par les paramètres pris en compte, les compartiments d'émission et les compartiments cibles étudiés. Toutes ces méthodes ne sont cependant pas appliquées aux pesticides.

2. Approches simples

2.1 Doses, quantités, fréquence de traitement

La comparaison du nombre d'herbicides et des doses apportées permet d'estimer le nombre de polluants potentiels. Plus le nombre de molécules apportées est important, plus le nombre de polluants potentiels de l'environnement sera important. De même, plus les doses seront importantes, plus les risques de contamination de l'environnement seront importants.

La fréquence de traitement est caractérisée par l'indicateur de fréquence de traitement (IFT) qui correspond au nombre de doses homologuées de pesticides appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale. Il reflète l'intensité d'utilisation des pesticides (Pingault, 2007). Pour chaque culture et pour différentes zones géographiques, un IFT maximal de référence a été défini. Le terme d'« indicateur » est utilisé ici, mais il est en général attribué à des méthodes plus complexes qui tiennent compte des caractéristiques de l'environnement et des molécules (Figure 2, Cf 3.2).

Le Tableau 1 présente les principales matières actives utilisées dans les programmes de désherbage liés aux cultures GT et non-GT ainsi que les IFT correspondants.

Les résultats montrent que l'introduction de cultures GT devrait permettre de réduire le nombre de m.a. appliquées (une seule dans le cas du glyphosate, au minimum 2 dans le cas de cultures conventionnelles) et les quantités, donc, *a priori*, de réduire les risques de contamination de l'environnement. De même, les IFT sont plus faibles dans le cas des cultures GT. Cependant, le nombre de pesticides appliqués ne tient pas compte de la dose : ainsi, un seul passage à haute dose paraîtra moins défavorable que deux passages à faible dose. D'autre part, si des substances appliquées à haute dose sont remplacées par des substances très efficaces à faible dose, la pression exercée sur le milieu et les risques ne diminuent pas (Pingault, 2007).

L'IFT fournit une première approche de l'intensité du recours aux pesticides intégrant dans son calcul la dose d'utilisation, mais le profil environnemental de la spécialité n'est pas pris en compte (comportement des m.a. dans l'environnement, écotoxicité) (Aubertot *et al*., 2005). Ceci est également vrai lorsque l'on compare le nombre de pesticides ou les doses appliquées.

Tableau 1 : Programmes de désherbage des cultures de colza, betterave et maïs conventionnelles et résistantes au glyphosate (Mamy *et al*., 2005) et IFT par programme

Culture	Colza			Betterave			Maïs		
Sol	Herbicide	Dose (kg/ha)	IFT	Herbicide	Dose (kg/ha)	IFT	Herbicide	Dose (kg/ha)	IFT
Désherbage conventionnel : cultures non résistantes									
Calcaire	Dimétachlore Napropamide Clomazone	1.12 1.12 0.18	4.8	Métamitrone Phenmédiphame Ethofumésate	1.54 0.63 0.58	5.1	-	-	-
Argileux	Trifluraline Métazachlore Quinmérac	1.20 0.72 0.18	2.7	Clopyralide Métamitrone Phenmédiphame	1.91 1.40 0.41	17.6	Alachlore Atrazine Pyridate	2.40 1.00 0.90	3.0
Limoneux	Trifluraline Napropamide	1.20 0.67	1.9	-[a]	-	-	Alachlore Atrazine Pyridate	2.40 1.00 0.90	3.0
Désherbage au glyphosate : cultures résistantes									
Calcaire Argileux Limoneux	Glyphosate	1.44	1.4	Glyphosate	3.06	3.1	Glyphosate	2.88	2.9

[a] Non cultivée sur ce site

2.2 Mobilité

Dans le sol, la mobilité des pesticides dépend des phénomènes de rétention qui conditionnent la disponibilité des pesticides, assimilée à leur capacité à se trouver dans une phase fluide (en particulier la solution du sol), à être mobilisés dans le sol, mais aussi à être dégradés par la microflore ou absorbés par les plantes. L'étude de la mobilité est donc fondamentale dans l'évaluation des risques environnementaux des pesticides.

La rétention est essentiellement due aux phénomènes physico-chimiques d'adsorption (accumulation des pesticides à l'interface solide-liquide) et de désorption (phénomène inverse conduisant au passage en solution des pesticides) (Calvet *et al*., 2005). La rétention est caractérisée au laboratoire avec des méthodes standardisées simplifiées permettant l'obtention d'isothermes d'adsorption et de désorption qui sont des représentations graphiques des données d'équilibre des concentrations du pesticide en solution et adsorbé sur le sol. Expérimentalement, on réalise une suspension de sol dans une solution aqueuse de pesticide pendant une durée de quelques heures à quelques jours (Barriuso, 2004). Au bout d'un certain temps (en général 24 heures), la quantité de pesticides restant en solution est dosée et par différence, on en déduit la quantité adsorbée.

Lorsque les isothermes d'adsorption sont proches de la linéarité, on calcule un coefficient de partage ou de distribution, Kd (en L/kg), qui est le ratio entre la quantité de pesticide adsorbée sur le sol et la concentration en pesticide en solution à l'équilibre. Ce coefficient est souvent rapporté à la teneur en carbone organique des sols pour en déduire un Koc. Dans le cas des isothermes non linéaires, d'autres équations mathématiques empiriques sont utilisées, notamment le formalisme de Freundlich.

Plus la valeur du Kd (ou du Koc) est grande, plus l'adsorption du pesticide est importante, plus sa mobilité est faible et moins les risques de contamination des eaux souterraines seront élevés. Cependant, les pesticides fortement retenus sont susceptibles d'être mobilisés par transport particulaire lors d'épisodes de ruissellement ou d'érosion, ou en présence d'écoulements préférentiels dans les profils des sols.

Les coefficients d'adsorption varient considérablement d'un pesticide à l'autre et d'un sol à l'autre comme le montrent les exemples présentés dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Coefficients d'adsorption Koc (L/kg) des herbicides utilisés dans les cultures GT et non-GT (Mamy et Barriuso, 2005) et pourcentages désorbés (en % de la quantité adsorbée) (Mamy et Barriuso, 2007)

Sol	Calcaire		Argileux		Limoneux	
Herbicide	Koc (L/kg)	% Désorbé	Koc (L/kg)	% Désorbé	Koc (L/kg)	% Désorbé
Glyphosate	1552	28.1	2375	28.3	44630	7.5
Trifluraline	2296	14.9	2335	21.9	3398	23.6
Métazachlore	67	71.3	66	64.8	103	61.8
Métamitrone	64	63.4	64	77.6	94	73.3
Sulcotrione	17	49.8	23	31.8	132	67.7

Dans ces exemples, le glyphosate est l'herbicide le plus fortement adsorbé sur les sols, suivi de la trifluraline, puis du métazachlore, de la métamitrone et de la sulcotrione. L'intensité de l'adsorption des pesticides dépend des caractéristiques des sols et des caractéristiques physico-chimiques de la m.a. Ainsi, celle du glyphosate dépend du pH du sol en relation avec son aptitude à être ionisé et à former des complexes avec les cations métalliques présents dans le sol. L'adsorption de la trifluraline est corrélée positivement au contenu des sols en carbone organique et est due à son hydrophobicité (faible solubilité dans l'eau). L'adsorption du métazachlore et celle de la métamitrone dépendent du contenu des sols en carbone organique et de la capacité d'échange cationique ; tandis que l'adsorption de la sulcotrione est surtout corrélée au pH (Mamy et Barriuso, 2005).

La désorption des herbicides est, d'une manière générale, inversement proportionnelle à l'adsorption : importante pour les herbicides faiblement adsorbés (métazachlore, métamitrone, sulcotrione) et faible pour les herbicides fortement adsorbés (glyphosate, trifluraline) (Tableau 2). Néanmoins, dans les sols calcaires et argileux, la désorption du glyphosate est plus importante que celle de la trifluraline et dans le sol argileux, elle est comparable à celle de la sulcotrione, indiquant que le glyphosate peut présenter des risques de lixiviation dans les sols où son adsorption est plus modérée (Mamy et Barriuso, 2007).

En terme d'introduction de plantes GT et d'après les résultats concernant la mobilité des herbicides, l'utilisation de glyphosate comme moyen de réduire les risques de pollution ne doit pas être généralisée. Dans les sols où l'adsorption est plus modérée, le glyphosate peut être plus fortement désorbé et donc présenter des risques de dispersion plus importants que certains herbicides classiquement utilisés (trifluraline notamment). Néanmoins, par rapport à des herbicides dont l'adsorption est faible (métazachlore, métamitrone, sulcotrione), le glyphosate présente systématiquement moins de risques de mobilité.

2.3 Persistance

La persistance d'un pesticide dans le sol peut être considérée d'un point de vue analytique (durée pendant laquelle la molécule peut être dosée), agronomique (durée pendant laquelle la molécule produit l'effet souhaité, effet phytotoxique sur les mauvaises herbes par exemple) ou environnemental (durée pendant laquelle un pesticide a un effet non souhaité sur des organismes vivants) (Calvet *et al*., 2005).

La prévision de la persistance des pesticides nécessite l'étude de leur dégradation, qui est l'un des processus clé du devenir des pesticides dans les sols puisqu'elle influence fortement leur dissipation et leur élimination des milieux naturels. La dégradation peut être de nature biotique (dégradation par la

microflore, la microfaune et les végétaux) ou abiotique (hydrolyse, photolyse). Toute une série de molécules intermédiaires (les produits de dégradation ou métabolites) entre la molécule initiale et les molécules minérales finales peuvent être produites (Calvet *et al*., 2005). C'est lorsque le pesticide est transformé en molécule minérale, comme le CO_2, qu'il est totalement éliminé. Ce phénomène est appelé minéralisation.

La caractérisation de la dégradation peut être réalisée au laboratoire ou au champ. Dans les deux cas, il s'agit d'obtenir des informations sur l'évolution des concentrations en pesticide dans un volume de sol donné. Au laboratoire, les expériences mises en place consistent à incuber des échantillons de sol sur lesquels sont appliqués des pesticides. Dans ces conditions, les données obtenues correspondent bien à la dégradation du pesticide, en absence d'autres phénomènes de dissipation pouvant se produire au champ (comme la lixiviation) (Barriuso, 2004). La persistance est évaluée en déterminant la durée de demi-vie de dégradation (DT50) qui correspond à la durée au bout de laquelle la moitié de la quantité initialement présente est dégradée.

Les DT50 des cinq herbicides et de leurs principaux métabolites sont présentées dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Durées de demi-vie (jours) au laboratoire des herbicides et de leurs principaux métabolites dans trois sols (Mamy *et al*., 2005)

Herbicide / Sol	Calcaire	Argileux	Limoneux
Glyphosate	<<1	0.8	3.7
AMPA*	25	34	75
Trifluraline	25.2	24.2	14.2
Métazachlore	1.9	2.7	3.5
M4**	218	309	326
Métamitrone	8.1	2.3	25.4
Sulcotrione	2.1	2.0	2.5
CMBA***	71	46	55

* Acide aminométhylphosphonique
** Métabolite non identifié
*** Acide 2-chloro-4-méthylsulfonylbenzoïque

Dans les conditions de laboratoire utilisées (28°C, humidité du sol à la capacité au champ), conditions optimales pour la dégradation des pesticides, la persistance des herbicides est très faible, en particulier pour le glyphosate, et, d'une manière générale, elle diminue dans le sens : trifluraline > métamitrone > métazachlore > sulcotrione > glyphosate. Cependant, dans le sol limoneux, où son adsorption est élevée, le glyphosate est plus persistant que le métazachlore et la sulcotrione. La formation d'un métabolite majeur a été observée dans les cas du glyphosate (acide aminométhylphosphonique, AMPA), du métazachlore (métabolite non identifié, M4) et de la sulcotrione (acide 2-chloro-4-méthylsulfonylbenzoïque, CMBA). Les DT50 des métabolites sont bien supérieures à celles des herbicides (20 à 100 fois plus élevées), en conséquence, ces métabolites présentent des risques pour l'environnement plus importants que les herbicides.

Ainsi, le desherbage exclusif ou intensif utilisant uniquement du glyphosate, dans le cas d'introduction des cultures GT, peut entrainer l'accumulation de son métabolite, l'AMPA. Mais ce problème d'accumulation de produits de dégradation des pesticides doit aussi être pris en compte pour les autres m.a., car, dans les exemples du Tableau 3, tous les métabolites étudiés ont des persistances plus importantes que les m.a., la DT50 de l'AMPA étant inférieure aux DT50 des métabolites du métazachlore et de la sulcotrione.

Les expérimentations réalisées au laboratoire ont permis d'approcher des grandeurs décrivant les cinétiques de dégradation. Néanmoins, ces résultats sont issus d'expériences en conditions contrôlées où la température et l'humidité des sols restent constantes. En conditions de plein champ, ces

paramètres fluctuent dans le temps avec des amplitudes variables ayant des répercussions sur la dynamique globale de la microflore du sol et celle particulière des microorganismes impliqués dans la dégradation des herbicides. L'acquisition de données de référence en conditions de plein champ est nécessaire pour confirmer la pertinence des grandeurs obtenues au laboratoire dans le cadre de la prévision du comportement des herbicides. En effet, pour les exemples présentés dans ce travail, la persistance des herbicides en plein champ est différente de celle qui a été observée au laboratoire : le glyphosate est plus persistant que le métazachlore, mais moins que la trifluraline, qui reste l'herbicide le plus persistant. Contrairement à ce que leurs coefficients de rétention laissaient supposer (Cf 2.2), la trifluraline et l'AMPA ont été détectés en profondeur, ce qui met en évidence une mobilité effective de ces composés dans le profil du sol, peut-être liée au transport particulaire, à l'inverse du glyphosate et du métazachlore (Mamy *et al*., 2008).

D'une manière générale, plus un pesticide est retenu dans le sol, moins il est mobile et moins il présente de risque de contamination des nappes. Plus il sera persistant, plus il restera dans le sol avec de possibles problèmes d'accumulation et plus il aura d'occasions d'être soumis à des phénomènes de transfert entraînant une contamination des nappes (Barriuso, 2004). La combinaison des paramètres de rétention et de dégradation peut ainsi être utilisée pour évaluer les risques de contamination des eaux souterraines.

3. Indices et indicateurs

3.1. Indice GUS

3.1.1. Principe

L'indice empirique de lixiviation GUS (Groundwater Ubiquity Score) (Gustafson, 1989) permet de classer les pesticides par rapport à leur aptitude à être transférés vers les eaux souterraines. Il a été élaboré en confrontant des mesures de concentrations en pesticides dans les eaux, obtenues *in situ*, aux Koc et DT50 des molécules. C'est donc un indice qui n'a qu'une cible, les eaux souterraines, et qui nécessite la connaissance des DT50 et des Koc des pesticides. L'indice GUS est calculé de la façon suivante :

$$GUS = \log DT50 \, [4 - \log (Koc)]$$

En fonction de la valeur obtenue, les pesticides présentent un risque de contamination des nappes élevé (GUS > 2.8) ou un risque de contamination des nappes faible (GUS < 1.8).

3.1.2. Résultats

La Figure 3 rassemble les valeurs des indices GUS pour les cinq herbicides et leurs principaux métabolites, calculés à partir des Koc et des DT50 obtenus au laboratoire (Tableaux 2 et 3).

Le glyphosate est l'herbicide pour lequel les indices GUS sont les plus faibles. Cependant, dans l'ensemble, les herbicides présentent peu de risques de lixiviation, sauf la métamitrone dans les sols calcaire et limoneux. Dans le cas des métabolites, les risques de lixiviation de l'AMPA sont faibles (GUS < 1.8), mais ils sont plus élevés que ceux du glyphosate. Pourtant, lors de l'étude du devenir du glyphosate en conditions de plein champ, nous avons observé une migration de l'AMPA dans le profil de sol, indice de la mobilité de ce métabolite (Mamy *et al*., 2008). Il ne s'agit pas de la remise en cause de l'indice GUS comme indicateur de lixiviation, mais de l'illustration des limites de son utilisation. Pour le métazachlore et la sulcotrione, les risques de dispersion dans l'environnement concernent plus particulièrement leurs métabolites.

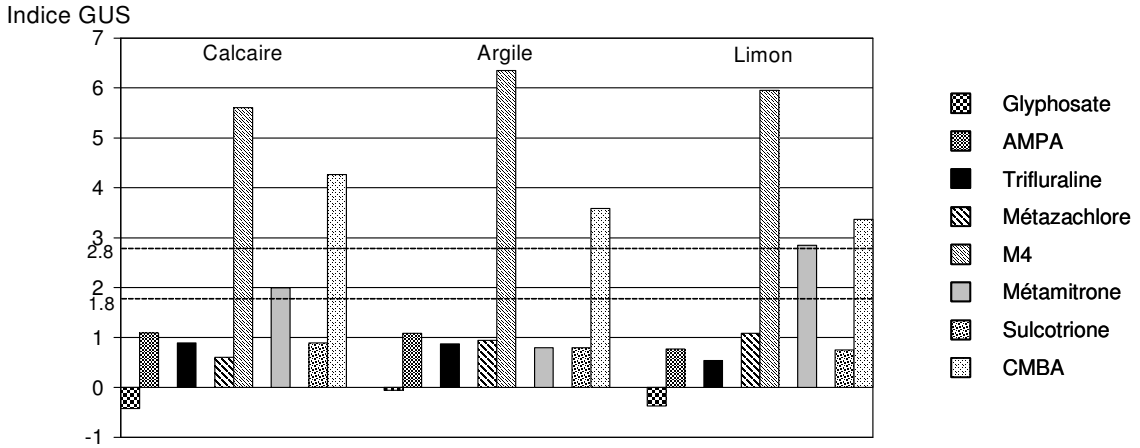

Figure 3 : Indices GUS des herbicides et de leurs métabolites dans trois sols (Mamy, 2004).

La comparaison du comportement des herbicides dans l'environnement à partir des indices GUS montre que le glyphosate présente les risques de contamination de l'eau les plus faibles. De ce point de vue, l'introduction de cultures GT pourrait donc constituer une réponse favorable aux problèmes de contamination de l'environnement par les herbicides. Cependant, cette approche fait une estimation à partir des propriétés intrinsèques des pesticides, elle fait l'impasse sur les conditions pédo-climatiques de leur utilisation et ne tient pas compte du transport des pesticides du point de vue des propriétés du milieu ou des phénomènes impliqués. L'indice GUS ne donne donc qu'une indication sur un potentiel de lixiviation. D'autre part, les valeurs de DT50 et Koc sont souvent assorties d'une incertitude importante qui accroît l'imprécision de cet indice.

3.2. Indicateur I-Phy

3.2.1. Principe

L'indicateur I-Phy permet d'évaluer les impacts potentiels des produits phytosanitaires sur différents compartiments de l'environnement (Boskstaller, 2004). Il prend en compte certaines pratiques agricoles (mode d'application des herbicides, cultures…) et, contrairement à la majeure partie des indicateurs existants (Hornsby, 1992 ; Levitan *et al*., 1995 ; Van der Werf, 1996), il conduit à une estimation des impacts sur l'air, l'eau de surface et les eaux souterraines. La construction de I-Phy repose sur l'hypothèse que l'impact d'un pesticide dans l'environnement dépend de la quantité de produit, de la dispersion hors de la parcelle par dérive, volatilisation, ruissellement ou lixiviation et de la toxicité du produit sur divers organismes cibles (Van der Werf et Zimmer, 1998). I-Phy est donc composé de quatre modules : « Dose », « Risques de contamination des eaux souterraines » (Reso), « Risques de contamination de l'eau de surface » (Resu), et « Risques de contamination de l'air » (Rair).

Dans le module « Dose », seule la quantité de pesticide apportée est prise en compte. Le module « Risque de contamination des eaux souterraines » permet de noter le risque à partir du potentiel de lixiviation du pesticide (estimé à l'aide de l'indice GUS défini précédemment), du mode d'application du pesticide (foliaire, surface du sol ou incorporation), du risque de lixiviation engendré par le type de sol (estimé à partir du taux de matière organique du sol, de la texture ou de la profondeur du sol) et de la toxicité pour l'homme estimée à partir de la dose journalière admissible (DJA). Le module « Risque de contamination de l'eau de surface » est paramétré en fonction du risque de ruissellement engendré par les caractéristiques de la parcelle (pente, longueur, texture, état de surface), du taux de dérive de l'application du produit (estimé à partir de la distance de la parcelle au cours d'eau), du mode

d'application, de la persistance du pesticide et de sa toxicité sur les organismes aquatiques (algues, crustacés, poissons). Le module « Risque de contamination de l'air » prend en compte la volatilité du pesticide (estimée à partir de la constante de Henry), le mode d'application, la persistance et la toxicité du pesticide pour l'homme (DJA).

Le mode de calcul de I-Phy est basé sur un système expert (selon des règles de décision) utilisant la logique floue. Pour chaque variable d'entrée, des règles de décision permettant de calculer l'indicateur sont définies et deux valeurs limites correspondant aux cas favorable et défavorable sont déterminées. Par exemple, une valeur de l'indice GUS égale à 1.8 est favorable, tandis qu'une valeur égale à 2.8 est défavorable ; de même une DJA égale à 1 mg/kg est favorable mais est défavorable lorsqu'elle est égale à 0.0001 mg/kg. Ensuite, l'indicateur est calculé pour ces valeurs limites, ce qui permet de construire des règles de décision. La Figure 4 donne un exemple simplifié de définition des règles de décision.

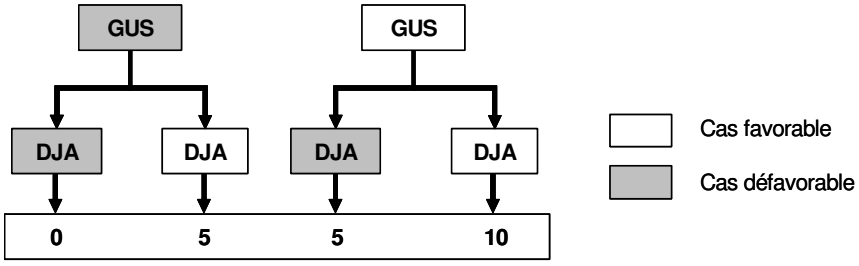

Figure 4 : Exemple de définition simplifiée de règles de décision pour le module eaux souterraines Reso (d'après Bockstaller, 2004).

Dans l'exemple de la Figure 4, si le GUS et la DJA sont favorables, la note obtenue est maximale (égale à 10). En revanche, s'ils sont défavorables, la note sera égale à 0. Les deux cas intermédiaires conduisent à une note égale à 5. Pour obtenir une notation continue, chaque variable (GUS et DJA pour reprendre l'exemple de la figure 4) est affectée d'une valeur d'appartenance à la classe favorable et à la classe défavorable. Les valeurs d'appartenance sont obtenues à partir de « fonctions d'appartenance » définies pour chaque variable. Le plus souvent, il s'agit de fonctions sinusoïdales. Si la valeur de l'indice GUS d'un pesticide est égale à 2.5, les fonctions d'appartenance correspondantes indiqueront, par exemple, que cette valeur appartient à 84 % au cas défavorable et à 16 % au cas favorable. Ensuite, pour chaque règle de décision (Figure 4), il faut définir une « valeur de vérité » qui correspond au minimum des valeurs des conditions d'une règle. Le Tableau 4 donne un exemple de la détermination de la valeur de vérité (des valeurs d'appartenance hypothétiques ont été attribuées à la DJA).

Tableau 4 : Exemple de détermination des valeurs de vérité pour le module de risque Reso

GUS Classe (Valeur) d'appartenance	DJA Classe (Valeur) d'appartenance	Note (Valeur de vérité)
f (0.16)	f (0.7)	10 (0.16)
f (0.16)	d (0.3)	5 (0.16)
d (0.84)	f (0.7)	5 (0.7)
d (0.84)	d (0.3)	0 (0.3)

f = favorable, d = défavorable

L'étape finale consiste au calcul de la valeur de I-Phy : la note pour une catégorie d'impact (eau de surface, eaux souterraines, air) est égale à la moyenne des conclusions des règles pondérée par les

valeurs de vérité (Van der Werf et Zimmer, 1998 ; Bockstaller, 2004). Ainsi, pour l'exemple de la Figure 4, la note d'impact sur les eaux souterraines (I Reso) est égale à :

$$\text{I Reso} = \frac{10 \times 0.16 + 5 \times 0.16 + 5 \times 0.7 + 0 \times 0.3}{0.16 + 0.16 + 0.7 + 0.3}$$

Pour chaque application de substances actives, une note globale est obtenue en combinant la dose et les notes des trois modules de risque en utilisant la même méthode de logique floue. Les trois risques et la dose sont affectés d'un poids égal, la dose aura donc un poids important dans la note finale.

Les données d'entrée de I-Phy se répartissent entre des données concernant les pesticides, le sol et les cultures. Une valeur de l'indicateur supérieure à 7 indique que le risque est faible et que le programme peut entrer dans l'agriculture raisonnée ou intégrée.

3.2.2. Résultats

Aussi bien pour les programmes de désherbage conventionnels que pour les programmes associés aux cultures GT, les notes obtenues sont supérieures à sept (Figure 4), ce qui indique un risque faible pour l'environnement (Bockstaller, 2004). Pour les cultures de colza GT et betterave GT, les valeurs de I-Phy du programme de désherbage sont un peu plus élevées que celles des programmes de désherbage classique. Dans le cas des cultures de maïs, l'inverse est observé, mais les différences restent peu importantes. La note obtenue par compartiment n'est pas détaillée ici, mais pour chacun des herbicides, les résultats montrent généralement un risque faible de contamination des eaux de surface ou souterraines et de l'air.

Les résultats sont en accord avec le calcul des indices GUS qui a montré que les herbicides présentent peu de risques de contamination des eaux souterraines. Ils sont du même ordre de grandeur que ceux de Girardin *et al*. (1998), indiquant qu'il n'y a pas d'avantage déterminant à utiliser des cultures résistantes au glyphosate, selon les critères utilisés.

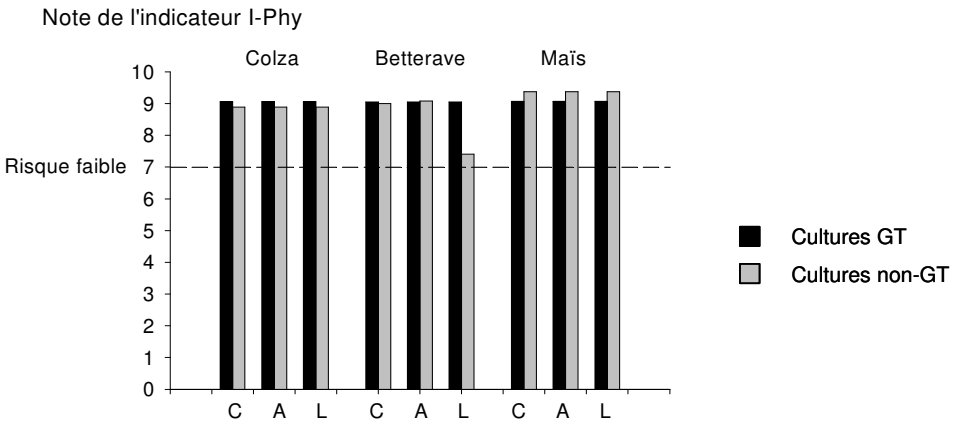

Figure 4 : Valeurs de I-Phy pour les différents programmes de désherbage (C : Calcaire, A : Argileux, L : Limoneux) (Mamy, 2004).

I-Phy n'est cependant pas sensible à la nature du sol puisque, pour chaque programme, les notes sont identiques sauf exception (cas de la métamitrone dans le sol limoneux). D'autre part, il ne permet pas de prendre en compte les métabolites des herbicides qui sont les molécules susceptibles de poser des problèmes de contamination.

L'utilisation de ce type d'indicateur doit être bien circonscrit en relation avec les hypothèses et les objectifs utilisés pour son élaboration. En particulier, les facteurs de milieu ne sont pas explicitement pris en compte, ce qui sans doute est à l'origine d'une partie de l'incertitude sur les sorties. De plus, I-Phy ne permet pas de réaliser des évaluations à long terme puisqu'il ne considère qu'une saison culturale. L'utilisation de modèles numériques permet d'intégrer ces points.

4. Modélisation numérique

4.1 Principes généraux

La modélisation numérique est un outil fondamental pour la description des transferts de pesticides dans les différents compartiments de l'environnement et pour la prévention des risques de pollution (ECRIN, 2002). Elle permet de prendre en compte les conditions environnementales et hydrologiques, les propriétés chimiques et les pratiques agronomiques (Calvet, 1995). La plupart des modèles de simulation du devenir des pesticides sont structurés comme indiqué sur la Figure 5. Les modèles diffèrent par le nombre de phénomènes décrits et les approximations introduites.

La mise en œuvre de modèles numériques présente des difficultés relatives d'une part à l'incertitude sur les valeurs de certaines variables d'entrée (ou paramètres) et d'autre part aux performances des modèles. Ces derniers n'ont en effet qu'une capacité limitée à reproduire des situations observées et à prévoir de nouvelles situations (ECRIN, 2002). Ainsi, une démarche de modélisation rigoureuse comprend quatre étapes successives et distinctes : la paramétrisation du modèle, l'étude de sa sensibilité aux données d'entrée, le test du modèle pour estimer son erreur de prédiction et le cas échéant, le calage du modèle. Cette dernière étape, souvent nécessaire, consiste à ajuster les variables d'entrée de manière à obtenir une description satisfaisante des observations.

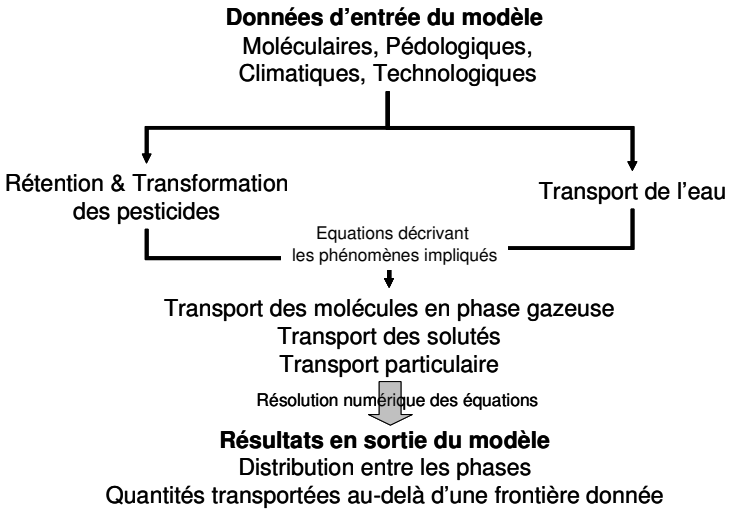

Figure 5 : Structure générale des modèles simulant le devenir des pesticides dans l'environnement (D'après ECRIN, 2002).

La paramétrisation du modèle, c'est-à-dire le choix des valeurs qui vont représenter le sol, les cultures et les pesticides, est très importante pour les prévisions du devenir des pesticides (Brown *et al*., 1996 ; Trevisan *et al*., 2000 ; Garratt *et al*., 2002 ; ECRIN, 2002). Plus les données d'entrée seront connues avec précision et plus les incertitudes liées à la modélisation seront faibles (Dubus *et al*., 2002).

L'influence des valeurs attribuées aux paramètres sur les résultats peut parfois être plus importante que l'influence liée au modèle lui-même (Brown *et al*., 1996). L'étude de la sensibilité du modèle permet de déterminer la précision avec laquelle les paramètres doivent être connus (ECRIN, 2002 ; Dubus *et al*., 2002). L'évaluation de la performance du modèle, c'est-à-dire sa capacité à reproduire un système réel, est fondamentale et doit être réalisée en comparant les prévisions du modèle à des données obtenues au champ (Carsel *et al*., 1985 ; Parrish *et al*., 1992 ; Dubus *et al*., 2002). Enfin, la dernière étape consiste à caler le modèle en ajustant les variables d'entrée jusqu'à ce que le modèle reproduise les observations. Cette dernière phase est complexe, elle dépend de la paramétrisation, du choix du modèle et de la technique de calage (manuelle ou numérique, nombre de paramètres à modifier pour ajuster les simulations aux observations, cible de la calibration) (Dubus *et al*., 2002).

4.2 Modélisation du devenir des pesticides : Exemple du modèle PRZM

Pesticide Root Zone Model (PRZM) (Carsel *et al*., 1998) est un modèle à une dimension qui simule les mouvements et les transformations des pesticides dans les sols aux alentours de la zone racinaire des plantes. Ce modèle a été largement testé et il est très performant par rapport à d'autres (Baer et Calvet, 1999). En outre, il s'agit d'un des modèles utilisés dans le cadre de l'homologation des pesticides en Europe. Le critère le plus important pour le choix de PRZM est la prise en compte, avec une description homogène et équilibrée, de la plupart des processus impliqués dans le devenir des herbicides dans l'environnement (dégradation, sorption, volatilisation, lixiviation, …). Le modèle est constitué de deux modules : un module hydrologique et un module dérivant de la dynamique des solutés qui décrit le transport des produits chimiques (Figure 5).

Le mouvement de l'eau est déterminé en assimilant chaque horizon du sol à un réservoir : lorsque le contenu en eau d'un horizon dépasse la teneur en eau à la capacité au champ, l'eau en excès percole dans l'horizon inférieur. Le contenu limite inférieur en eau correspond au point de flétrissement permanent (Carsel *et al*., 1998). Le modèle tient compte du ruissellement (par la technique des « Curve Numbers » (Gouy et Carluer, 2002)) et de l'érosion (à partir de l'Equation Universelle Modifiée de Perte des Sols), mais ces processus ne seront pas considérés dans ce travail en raison de l'absence de données expérimentales dans les sites étudiés. PRZM calcule, en fonction du temps, les concentrations et flux en pesticides (et pour deux métabolites au maximum) dans différents compartiments de l'environnement en phases solide, liquide et gazeuse. En phase liquide, la concentration en pesticides est égale au bilan des quantités de pesticides apportées au sol par application directe et par lessivage du feuillage, aux quantités transportées par diffusion, dispersion et convection, dégradées et transformées en métabolites, prélevées par les plantes et aux pertes par ruissellement et érosion. En phase adsorbée, la concentration en pesticides dépend de la masse volumique du sol et des pertes par érosion et dégradation. En phase gazeuse, elle dépend de la volatilisation (dispersion, diffusion) et de la dégradation.

Les entrées de PRZM sont nombreuses : ce sont des données relatives au milieu (sol, climat, …), aux phénomènes (transport de l'eau, transport des solutés, rétention et dégradation) et, enfin, au mode d'application des pesticides et aux cultures.

Les études de sensibilité du modèle ont montré que les paramètres d'entrée ayant le plus d'influence sur la variabilité des résultats sont, en particulier, la capacité au champ, le point de flétrissement permanent, le coefficient d'adsorption et la constante de dégradation des pesticides (Dubus *et al*., 2003 ; Mamy *et al*., 2008).

Le modèle PRZM présente un certain nombre de limites dans la description des phénomènes impliqués dans le transport de l'eau et des pesticides : la description du transfert d'eau n'est pas continue (réservoirs), les écoulements latéraux ne sont pas pris en compte, les flux capillaires ascendants ne

sont pas simulés, des valeurs moyennes sont utilisées pour paramétrer les transports hydriques et chimiques ; or, elles ne représentent pas l'hétérogénéité des sols.

4.3. Résultats

Pour estimer à long terme les risques de contamination de l'environnement par les herbicides, plusieurs scénarios de successions culturales basés sur les rotations et itinéraires techniques existant sur les sites expérimentaux ont été élaborés : rotation colza-blé-betterave-blé et monoculture de maïs, avec introduction progressive des cultures GT de manière à obtenir une fréquence de retour de ces cultures dans la rotation variant entre 0 et 100 % (Tableau 5).

Tableau 5 : Description des successions culturales utilisées pour la modélisation du devenir des herbicides dans l'environnement

Successions culturales	Fréquence de retour des cultures GT (%)
Monoculture de Maïs	0
Colza – Blé – Betterave – Blé	0
Colza GT – Blé – Betterave – Blé	25
Colza – Blé – Betterave GT – Blé	25
Colza GT – Blé – Betterave GT – Blé	50
Monoculture de Maïs GT	100

Le modèle a été paramétré avec les données spécifiques aux sols, climats et pratiques culturales des régions étudiées et les données herbicides obtenues au laboratoire (Tableaux 2 et 3). Nous avions aussi réalisé une expérimentation en conditions de plein champ pour tester la capacité de PRZM à modéliser le devenir des herbicides étudiés. Le modèle permet des simulations acceptables du devenir des pesticides (Mamy *et al*., 2008).

La Figure 6 présente les estimations obtenues par modélisation des stocks d'herbicides et de leurs métabolites dans les sols après 20 ans d'application, ainsi que les quantités lixiviées. Les flux volatilisés sont différents de zéro seulement dans le cas de la trifluraline, c'est pourquoi nous ne les avons pas représentés. Les résidus d'herbicides et de leurs métabolites dans les sols sont uniquement significatifs pour l'AMPA, le CMBA et la métamitrone. Les quantités restantes dans les sols sont très faibles ou nulles pour les autres herbicides (Figure 6). Les résidus d'AMPA augmentent lorsque le nombre de cultures GT introduites dans la rotation (i.e. la fréquence de retour du glyphosate) augmente (Figure 6). D'autre part, ils varient en fonction du type de sol. Ce résultat est la conséquence de la variabilité des paramètres d'entrée relatifs aux herbicides (Koc, DT50) utilisés dans le modèle et confirment la nécessité d'utiliser des paramètres appropriés inféodés aux conditions spécifiques des sols utilisés.

La modélisation prédit des quantités de glyphosate susceptibles d'être lixiviées égales à zéro quelque soit le type de sol. Ce résultat est en cohérence avec les coefficients d'adsorption très élevés de cet herbicide (Cf 2.2) et les valeurs des indices GUS ou de l'indicateur I-Phy (Cf 3). En revanche, après 20 ans d'application de glyphosate, le modèle prédit la lixiviation de l'AMPA en quantités significatives, en particulier dans le sol limoneux où le glyphosate était persistant. Les quantités d'AMPA qui pourraient atteindre les eaux souterraines sont supérieures à celles de la sulcotrione, mais inférieures à celles du CMBA, de M4 et de la métamitrone qui sont très élevées. Pour ces molécules, les résultats vont dans le sens des valeurs élevées de l'indice GUS.

Par conséquent, en terme de lixiviation, l'utilisation de cultures GT pourrait permettre de diminuer les risques de contamination des eaux souterraines.

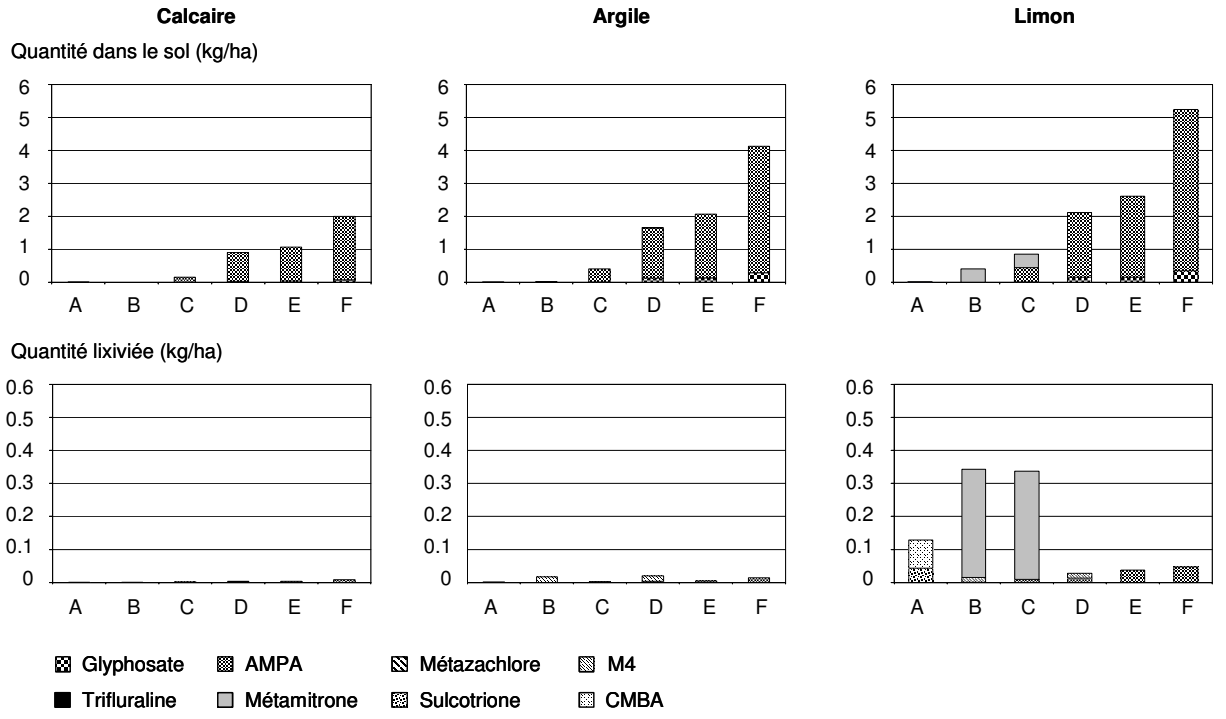

Figure 6 : Quantités dans le sol et quantités lixiviées des herbicides et de leurs métabolites dans les trois sols après 20 ans d'application (Mamy *et al*., 2007). A : Monoculture de maïs ; B : Rotation Colza – Blé – Betterave – Blé ; C : Colza GT – Blé – Betterave – Blé ; D : Colza – Blé – Betterave GT – Blé ; E : Colza GT – Blé – Betterave GT – Blé ; F : Monoculture de maïs GT.

Les résultats obtenus par modélisation avec PRZM pour les différents systèmes de cultures testés montrent que si l'on considère les résidus des herbicides ou de leurs métabolites principaux après plusieurs applications, l'utilisation généralisée de cultures GT (assimilée à l'utilisation intensive du glyphosate) pourrait entraîner des phénomènes de contamination des sols importants. En revanche, si l'on considère la lixiviation ou la volatilisation, plus la fréquence de retour des cultures GT augmente et plus les risques de contamination de ces compartiments sont faibles.

Contrairement à l'indice GUS et à l'indicateur I-Phy, le modèle PRZM permet de mettre en évidence des différences liées aux propriétés pédologiques des sols (l'impact potentiel des cultures GT est plus important dans le sol limoneux) et de réaliser des évaluations à long terme des concentrations dans l'environnement. Cependant, cette modélisation numérique ne permet pas de déterminer le niveau de l'impact de ces concentrations.

5. Agrégation des impacts

5.1. Principe

A partir de la modélisation des concentrations en pesticides dans les différents compartiments de l'environnement (compartiments d'émission), la méthode de Huijbregts *et al*. (2000) permet de définir le niveau de leur impact sur les autres compartiments (compartiments cibles) et sur le compartiment d'émission lui-même, en affectant à chaque pesticide et couple « compartiment d'émission-compartiment cible », un potentiel de toxicité (TP) dont le calcul est décrit dans ce paragraphe. Cette

évaluation s'inscrit dans une démarche type « bilan environnemental », qui permet de prendre en compte simultanément les impacts sur différents milieux : sol, eau et atmosphère.

Les potentiels de toxicité ont été déterminés à l'aide du modèle USES 2.0 (Uniform System for the Evaluation of Substances, RIVM *et al*., 1998) (Huijbregts *et al*., 2000). Le devenir d'un kilogramme de pesticide émis dans l'air, l'eau douce, l'eau de mer, les sols agricoles et industriels est d'abord modélisé. A partir des concentrations obtenues, le modèle calcule ensuite des TER pour les cibles globales (eau douce, eau de mer, sédiments d'eau douce, sédiments marins, écosystèmes terrestres) et la population humaine. Pour les impacts sur l'eau, les écosystèmes et les sédiments, le TER est égal au rapport des PEC et PNEC. Pour l'impact sur la population humaine, le TER est égal au rapport des quantités ingérées et inhalées et des concentrations admissibles pour les mêmes voies d'exposition. Ensuite, les TER sont normés par ceux d'une substance de référence, le 1,4-dichlorobenzène, qui est pour la toxicité l'équivalent du CO_2 pour l'effet de serre, ce qui donne les potentiels de toxicité.

Pour chaque pesticide, trente potentiels de toxicité sont déterminés puisqu'il y a six catégories d'impact (eau douce, eau de mer, sédiments d'eau douce, sédiments marins, écosystèmes terrestres et hommes) et cinq compartiments d'émission (air, eau douce, eau de mer, sols agricoles et industriels). Les TP ayant été calculés avec les mêmes hypothèses de départ, ils permettront de comparer les pesticides entre eux.

La note d'impact d'un pesticide, $N_{Pesticide}$, sur une cible (population humaine, écosystèmes terrestres, …) est obtenue en multipliant la concentration C obtenue avec PRZM (dans le sol, l'eau ou l'air) par le TP correspondant. Par exemple :

$$N_{Pesticide} = C_{Sol} \times TP_{Sol \rightarrow Homme}$$

Enfin, la note d'impact finale, Nf, d'un programme de désherbage est égale à la somme des notes d'impact obtenues pour chaque herbicide et métabolite impliqués dans le programme. Par exemple, pour une rotation colza-blé-betterave-blé GT ou non-GT :

$$Nf\ (GT) = N_{Glyphosate} + N_{AMPA}$$

$$Nf\ (Non\text{-}GT) = N_{Trifluraline} + N_{Métazachlore} + N_{M4} + N_{Métamitrone}$$

Plus la note est élevée, plus l'impact est important.

Le modèle USES 2.0 présente un certain nombre de limites : il n'y a pas une séparation explicite entre les eaux souterraines et les eaux superficielles et la végétation terrestre n'est pas prise en compte. L'estimation des TP pour le milieu aquatique est réalisée par rapport au volume du compartiment et celle du milieu terrestre par rapport à la masse du compartiment, alors qu'une évaluation par rapport aux densités aurait été plus rigoureuse. Enfin, les PNEC terrestres ont été majoritairement estimées d'après les PNEC aquatiques par manque de données.

5.2. Résultats

D'une manière générale, l'impact des cultures GT sur la « population humaine », estimé par cette méthode, est élevé par rapport aux cultures classiques (Figure 7). Ce résultat est la conséquence de la persistance de l'AMPA, en particulier dans le sol limoneux. En revanche, pour l'eau douce, les impacts liés aux cultures GT sont plus faibles que ceux des cultures classiques.

Les résultats obtenus pour l'eau de mer, les écosystèmes et les sédiments (non présentés) montrent également un impact plus faible des cultures GT (Mamy, 2004).

Du point de vue de la contamination de l'environnement par les herbicides, les bénéfices des cultures GT dépendent des types de sol et des herbicides remplacés. La persistance de l'AMPA dans les sols

soulève néanmoins un problème général de durabilité de cette innovation et impose d'étudier plus en détail le comportement de cette molécule à long terme.

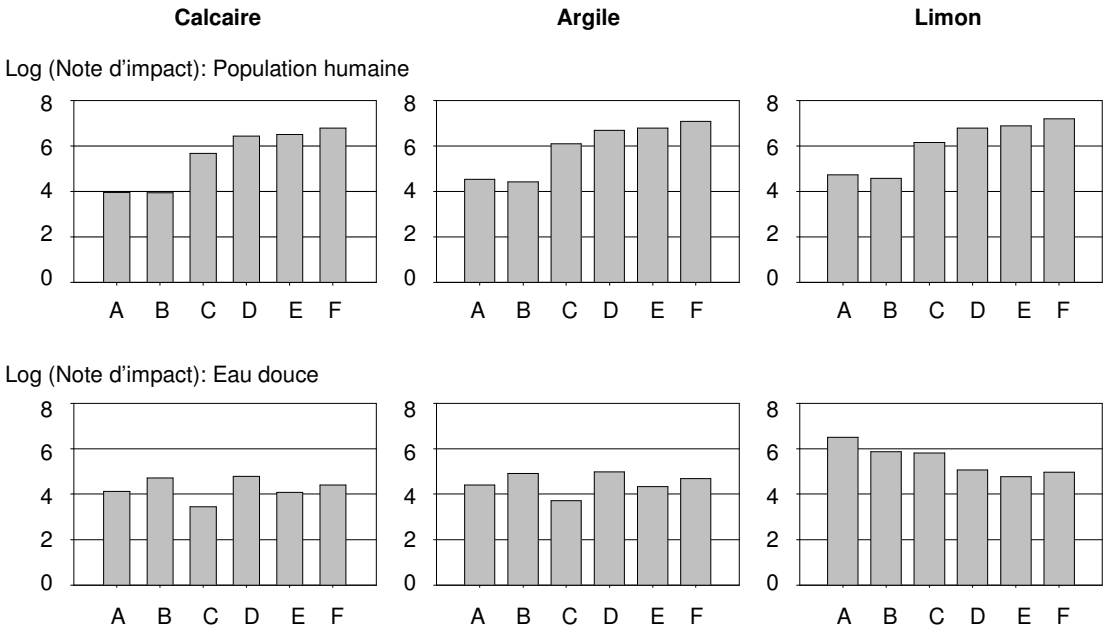

Figure 7 : Notes d'impact des différents programmes de désherbage sur la population humaine et l'eau douce exprimées en Log(kg eq. 1,4-DCB/ha) (Mamy *et al*., 2007). A : Monoculture de maïs ; B : Rotation Colza – Blé – Betterave – Blé ; C : Colza GT – Blé – Betterave – Blé ; D : Colza – Blé – Betterave GT – Blé ; E : Colza GT – Blé – Betterave GT – Blé ; F : Monoculture de maïs GT.

Conclusion

L'évaluation des risques environnementaux des pesticides constitue un enjeu croissant, en particulier pour la protection du milieu, et nécessite des méthodes d'évaluation intégrant différents types d'impacts.

L'objectif de cet article était de présenter les méthodes existantes d'évaluation des risques environnementaux des pesticides et de les comparer dans le cadre d'un exemple : l'évaluation des stratégies de désherbage des cultures résistantes ou non au glyphosate. Le choix des méthodes décrites n'est pas exhaustif mais se voulait représentatif de celles qui sont utilisées aussi bien par les professionnels que dans le cadre de l'homologation des pesticides.

Les méthodes simples reposant uniquement sur les techniques (comparaison du nombre de pesticides appliqués, des doses ou de l'IFT) ne permettent qu'une évaluation très limitée des risques. Elles donnent des indications sur l'intensité du recours aux pesticides donc sur l'exposition potentielle du milieu, mais elles ne fournissent pas une évaluation des risques environnementaux (Calvet *et al*., 2005) et sont totalement déconnectées des propriétés des molécules et du milieu.

La caractérisation de la mobilité et de la persistance permet de tenir compte des caractéristiques des sols. Cependant, l'évaluation basée uniquement sur les coefficients de rétention et les durées de demi-vie est incomplète dans la mesure où elle ne permet pas d'identifier des impacts sur une cible ni de connaître l'ampleur d'une pollution. De plus, ces paramètres sont obtenus au laboratoire, à court terme, et n'intègrent pas les variables agro-climatiques qui conditionnent le devenir des pesticides. Ils sont utiles dans la mesure où ils permettent de situer le caractère polluant des pesticides et de les classer

relativement les uns par rapport aux autres et de classer les milieux selon leur vulnérabilité (Calvet *et al*., 2005).

Des méthodes de type indices, indicateurs ou bilans environnementaux fournissent une estimation de l'impact des pesticides sur l'eau, le sol ou l'air.

Les méthodes qualitatives telles que les indices (GUS) ou les indicateurs (I-Phy) considèrent quelques variables de l'environnement et donnent accès à un classement relatif de l'impact potentiel des pesticides sur certains compartiments de l'environnement. Elles sont simples à mettre en œuvre et ne requièrent que la connaissance des données nécessaires à leur calcul.

L'indice GUS permet de mettre en évidence l'effet du sol mais reste un indice peu précis. Il est uniquement basé sur deux caractéristiques des pesticides (DT50, Koc) qui sont souvent connues avec peu de précision et il ne tient pas compte du transport des pesticides tant du point de vue des propriétés du milieu que des phénomènes. Il ne donne qu'une indication sur la lixiviation potentielle.

L'indicateur I-Phy est basé sur une représentation très simplifiée des transferts mais il permet d'intégrer certaines données agro-pédo-climatiques et techniques.

Les méthodes quantitatives nécessitent l'utilisation de modèles numériques tel que PRZM. Elles conduisent à une estimation à long terme des flux et concentrations en pesticides dans l'environnement. La modélisation avec PRZM a permis de mettre en évidence un effet du sol, contrairement à l'indicateur I-Phy qui semblait peu discriminant à ce sujet. La prise en compte de la durée dans PRZM, de la variabilité climatique et pédologique (description dans le profil de sol) a permis d'affiner les résultats et d'aboutir à une comparaison des impacts des herbicides sur plusieurs compartiments de l'environnement (sol, eau, air). Enfin, ce modèle a mis en évidence le rôle déterminant du métabolite du glyphosate, l'AMPA, qui peut poser un problème à long terme. PRZM pourrait ainsi permettre d'identifier des sols ou systèmes de culture à risques.

Les modèles présentent néanmoins des limites dues à la description des processus (qui peuvent être mal décrits ou non décrits), des limites dues à la connaissance des milieux (la modélisation correcte du devenir des pesticides nécessite une bonne connaissance des caractéristiques pédo-géologiques, hydrologiques et climatiques du milieu) et des limites relatives aux modalités de mise en œuvre des modèles (difficultés liées aux changements d'échelles spatiale et temporelle des phénomènes simulés, à la sensibilité des modèles aux valeurs des paramètres d'entrée, à l'évaluation des performances des modèles) (ECRIN, 2002).

L'élaboration de « bilans environnementaux » à partir de méthodes d'agrégation des impacts est la méthode la plus complexe, reposant sur des modèles numériques qui simulent les mécanismes à l'origine des flux de matière intervenant dans les bilans. Elle permet de finaliser la comparaison entre les itinéraires techniques par le calcul de l'impact de chaque système de culture sur plusieurs compartiments cibles. Ainsi, la modélisation numérique couplée à une démarche d'agrégation des impacts représente un outil d'aide à la décision permettant d'accéder à un niveau de précision supérieur avec une discrimination des situations en fonction des conditions environnementales.

Si la comparaison des doses ou des quantités de pesticides utilisés est très favorable aux cultures GT, plus les méthodes d'évaluation utilisées sont précises et moins les cultures GT présentent d'avantages déterminants par rapport aux cultures conventionnelles. Ainsi, le bilan de l'introduction des cultures GT associées au désherbage au glyphosate est mitigé : la persistance de l'un de ses métabolites, l'AMPA, entraîne des risques d'accumulation de cette molécule dans les sols et elle a été observée en profondeur *in situ*. Cependant, dans ce bilan, tous les herbicides utilisés dans les pratiques de désherbage des cultures non-GT n'ont pas été pris en compte (seuls ceux qui sont le plus fréquemment utilisés ont été étudiés) et l'impact potentiel sur les autres cibles (eau, air, sédiments, écosystèmes) seraient plus faibles pour les cultures GT. Les résultats ont aussi montré que les bénéfices pour l'environnement des cultures GT dependent du sol et des herbicides remplacés.

L'évaluation des risques est néanmoins assortie d'incertitudes liées i) au manque de données (par exemple, si il n'existe pas de mesure de Koc, une valeur estimée à partir des propriétés moléculaires du pesticide peut être utilisée) ; à la mesure des paramètres (Koc, DT50, …) ou des concentrations, ii) aux conditions d'observation (à cause des variabilités spatio-temporelles des sols, du climat et des écosystèmes), iii) aux approximations introduites dans les modèles numériques de simulation pour effectuer des prévisions (Calvet *et al*., 2005). Les prévisions des modèles sont généralement locales, c'est-à-dire qu'elles concernent l'échelle de la petite parcelle (quelques mètres carrés). Le passage de la petite parcelle à un bassin versant ou à une région nécessite l'utilisation de modèles intégrant un système d'information géographique (SIG). Cet outil informatique permet de gérer des données spatialement localisées pour produire, par exemple, des cartes de concentrations en pesticides dans les eaux souterraines à l'échelle d'une région ou d'un pays. Il nécessite de recourir à d'importantes bases de données sur les sols et les climats.

Bien que des progrès importants aient été accomplis sur les modèles de transfert de pesticides, les prévisions de ces modèles concernant les évolutions à long terme des contaminations à des échelles larges restent encore soumises à des incertitudes importantes. Il existe par ailleurs très peu de données pour traiter la question de la part relative des pollutions ponctuelles (cours de ferme, gestion des fonds de cuve des pulvérisateurs…) et diffuses (application agronomique), que ce soit en terme de contamination de l'environnement ou en terme d'impact (Aubertot *et al*., 2005). D'autre part, des travaux associant une meilleure quantification de l'exposition des organismes aux pesticides et des effets qui en découlent permettront d'accéder à une meilleure évaluation du risque (ECRIN, 2002). Enfin, si l'objectif de la modélisation n'est pas de comparer des molécules entre elles, il est préférable d'utiliser plusieurs modèles comme le recommande l'EFSA (2004) dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'homologation des pesticides. En effet, les différences de conception des modèles (et donc de description des processus) peuvent entraîner une disparité des résultats.

La prévention de la contamination de l'environnement doit aussi s'accompagner de mesures de gestion des risques. Ces mesures peuvent concerner les propriétés des pesticides (choisir des molécules fortement retenues et faiblement persistantes), les modalités d'application (réduire les doses, limiter les traitements préventifs, modifier les dates d'application), les milieux (identifier les milieux à risque c'est-à-dire, la présence de sols filtrants, de pente, d'une nappe d'eau ou d'un cours d'eau), l'aménagement de zones non traitées ou de zones tampons (bandes enherbées), les pratiques agricoles (mise en place de rotations, technique de labours) et le matériel (vérification des pulvérisateurs, gestion des fonds de cuve et des emballages).

L'amélioration des méthodes d'évaluation et le couplage entre évaluation et gestion des risques permettront de protéger plus efficacement l'environnement.

Références bibliographiques

Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini I., Voltz M. (éditeurs), 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et CEMAGREF (France), 64 p.

Baer U., Calvet R., 1999. Fate of soil applied herbicides: experimental data and prediction of dissipation kinetics. J. Environ. Qual. 28, 1765-1777.

Barriuso E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipation. Etud. Gest. Sols 3/4, 279-295 (Numéro spécial).

Barriuso E., 2004. Evaluation des risques environnementaux des pesticides. INRA Editions, Paris, 123 p.

Benbrook C.M., Sexson D.L., Wyman J.A., Stevenson W.R., Lynch S., Wallendal J., Diercks S., Van Haren R., Granadino C.A., 2002. Developping a pesticide risk assessment tool to monitor progress in reducing reliance on high-risk pesticide. Am. J. Pota. Res. 79, 183-199.

Bockstaller C., Girardin P., Van der Werf H.M.G., 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. Eur. J. Agron. 7, 261-270.

Bockstaller C., 2004. Elaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-Phy. In : Barriuso, E. (Ed.) Estimation des risques environnementaux des pesticides, INRA, Paris, p 75-86.

Boesten J.J.T.I., Van der Linden A.M.A., 1991. Modelling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence. J. Environ. Qual. 20, 425-435.

Brentrup F., Küsters J., Kuhlmann H., Lammel J., 2003. Environmental impact assessment of agricultural production systems using life cycle assessment methodology. II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. Eur. J. Agron. 20, 265-279.

Brown C.D., Baer U., Günther P., Trevisan M., Walker A., 1996. Ring test with the models LEACHP, PRZM-2 and VARLEACH: Variability between model users in prediction of pesticide leaching using a standard data set. Pestic. Sci. 47, 249-258.

Calvet R., 1995. Modelling pesticide leaching in soils; main aspects and main difficulties. Eur. J. Agron. 4, 473-484.

Calvet R., Barriuso E., Benoit P., Bedos C., Charnay M.P., Coquet Y., 2005. Les pesticides dans le sol. Conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricoles, Paris, 637 p.

Carsel R.F., Mulkey L.A., Lorber M.N., Baskin L.B., 1985. The Pesticide Root Zone Model (PRZM): a procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. Ecol. Model. 30, 49-69.

Carsel R.F., Imhoff J.C., Hummel P.R., Cheplick J.M., Donigian A.S.Jr., 1998. PRZM 3, a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones: Users manual for release 3.12. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environment Protection Agency.

Directive 91/414 CEE, 1991. Directive du Conseil du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques.

Dubus I.G., Beulke S., Brown C.D., 2002. Calibration of pesticide leaching models: critical review and guidance for reporting. Pest Manage. Sci. 58, 745-758.

ECOPHYTO 2018 (2008) Plan ECOPHYTO 2018 de réduction des usages de pesticides 2008-2018, http://agriculture.gouv.fr/sections/magazine/focus/phyto-2018-plan-pour/ecophyto-2018-plan-pour6154/downloadFile/FichierAttache_5_f0/PLAN_ECOPHYTO_2018.pdf?nocache=1221140711.3

ECRIN, Club CRIN « Environnement et Société », Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 2002. Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement, ECRIN, Paris, 207 p.

EFSA, 2004. Opinion of the Scientific Panel on Plant Health, Plant Protection Products and their Residues on a request of EFSA related to FOCUS groundwater models. The EFSA Journal, 93, 1-20.

Gaillardon P., 2004. Evaluation du comportement environnemental des pesticides dans le cadre des procédures d'homologation. In : Barriuso E. (Ed.). Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA, Paris, p 25-40.

Garratt J.A., Capri E., Trevisan M., Errera G., Wilkins R.M., 2002. Parametrisation, evaluation and comparison of pesticide leaching models to data from Bologna field site, Italy. Pest Manage. Sci. 58, 3-20.

Girardin P., Bockstaller C., Merouzeau L., 1998. Estimation de l'impact sur l'environnement de traitements phytosanitaires pour des colzas transgéniques résistants au glyphosate ou au glufosinate. Courrier de l'environnement de l'INRA 33, 89-90.

Gouy V., Carluer N., 2002. Modélisation des phénomènes de transport : Transfert vers les eaux de surface. In : ECRIN, Club CRIN « Environnement et Société », Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement. Paris, p 114-135.

Gustafson D.I., 1989. Groundwater Ubiquity Score: a simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxicol. Chem. 8, 339-357

Hornsby A.G., 1992. Site-specific pesticide recommendations: the final step in environmental impact prevention. Weed Technol. 6, 736-742.

Huijbregts M.A.J., Thissen U., Guinée J.B., Jager T., Kalf D., van de Meent D., Ragas A.M.J., Wegener Sleeswijk A., Reijnders L., 2000. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. Chemosphere 41, 541-573.

Jarvis N., 1994. The MACRO model (Version 3.1). Technical description and sample simulation. Uppsala, Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Science. Reports and dissertations.

Levitan L., Merwin I., Kovach J., 1995. Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method. Agric. Ecosyst. Environ. 55, 153-168.

Levitan L., 1997. An overview of pesticide impact assessment systems (a.k.a "Pesticide Risk Indicator") based on indexing or ranking pesticides by environmental impact. Background paper prepared for the Organisation of Economic Cooperation and Developpement (OECD). Workshop on Pesticide Risk Indicators, 21-23 April 1997, Copenhagen.

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 Doctorat Institut National Agronomique Paris-Grignon, 333 p. http://www.inra.fr/ea/fichier_these/MAMY-L.pdf.

Mamy L., Barriuso E., 2005. Glyphosate adsorption in soils compared to herbicides replaced as a result of the introduction of glyphosate resistant crops. Chemosphere 61, 844-855.

Mamy L., Barriuso E., Gabrielle B., 2005. Environmental fate of herbicides trifluralin, metazachlor, metamitron and sulcotrione compared with that of glyphosate, a substitute broad spectrum herbicide for different glyphosate-resistant crops. Pest Manage. Sci. 61, 905-916.

Mamy L., Barriuso E., 2007. Desorption and time-dependent sorption of herbicides in soils. Eur. J. Soil Sci. 58, 174-187.

Mamy L., Gabrielle B., Barriuso E., 2007. Compared environmental balances of broad-spectrum and selective herbicides. In Proceedings XIII Symposium in Pesticide Chemistry, 3-6 Sept. 2007, Plaisance, Italie, p 332-339.

Mamy L., Gabrielle B., Barriuso E., 2008. Measurement and modelling of glyphosate fate compared to that of herbicides replaced as a result of the introduction of glyphosate-resistant oilseed rape. Pest Manage. Sci., 64, 262-275.

Margni M., Rossier D., Crettaz P., Jolliet O., 2002. Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 93, 379-392.

Parrish R.S., Smith C.N., Fong F.K., 1992. Tests of the Pesticide Root Zone Model and the Aggregate Model for transport and transformation of aldicarb, metolachlor and bromide. J. Environ. Qual. 21, 685-697.

Pingault N., 2007. Améliorer la qualité de l'eau : un indicateur pour favoriser une utilisation durable des produits phytosanitaires. Atelier OCDE, 19-21 mars 2007, Washington « Indicateurs de développement, de suivi et d'analyse des politiques agroenvironnementales », Ministère de l'agriculture et de la pêche, Paris.

Real B., 2004. Démarche proposée par le CORPEN pour l'estimation des risques de contamination des eaux. In : Barriuso E. (Ed.). Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA, Paris, pp 87-103.

Reus J., Leenderste P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., Van der Werf H.M.G., Alfarroba F., Blümel S., Isart J., McGrath D., Seppälä T., 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developped in Europe and recommendations for future use. Agric. Ecosyst. Environ. 90, 177-187.

RIVM, VROM, VWS, 1998. Uniform System for the Evaluation of Substances 2.0 (USES 2.0). RIVM report no. 679102044, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM), Ministry of Health, Welfare and Sport (VWS).

Trevisan M., Errera G., Goerlitz G., Remy B., Sweeney P., 2000. Modelling ethoprophos and bentazone fate in a sandy humic soil with primary pesticide fate model PRZM-2. Agric. Water Manage. 44, 317-335.

USEPA, U.S. Environmental Protection Agency and Science Applications International Corporation. LCAccess – LCA 101, 2001. Retrieved from http://www.epa.gov/ORD/NRMLR/ lcaccess/lca101.htm

Van der Werf H.M.G., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. Agric. Ecosyst. Environ. 60, 81-96.

Van der Werf H.M.G., Zimmer C., 1998. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. Chemosphere 36, 2225-2249.

Worrall F., Wooff D.A., Seheult H., Coolen F.P.A., 2000. New approaches to assessing the risk of groundwater contamination by pesticides. J. Geol. Soc., London 157, 877-884.