

un point sur...

estimation des risques environnementaux des pesticides

Enrique Barriuso, coord.



un point sur...

**Estimation
des risques
environnementaux
des pesticides**

Estimation des risques environnementaux des pesticides

Enrique Barriuso, coord.

un point sur...

Comportement et bien-être animal

M. PICARD, R.H. PORTER, J.P. SIGNORET,
coord.
1994, 228 p.

Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France)

D. BAIZE
1997, 412 p.

Oiseaux à risques en ville et en campagne *Vers une gestion intégrée des populations ?*

P. CLERGEAU, coord.
1997, 376 p.

Aliments et industries alimentaires : les priorités de la recherche publique

P. FEILLET, coord.
1998, 288 p.

L'homme et l'animal : un débat de société

Arouna P. OUÉDRAOGO, P. LE NEINDRE,
coord.
1999, 218 p.

L'eau

G. GROSCLAUDE, coord.
T1. Milieu naturel et maîtrise
1999, 204 p.

T2. Usages et polluants
1999, 210 p.

Environnement et aquaculture

J. PETIT, coord.
T1. Aspects techniques et économiques
1999, 228 p.
T2. Aspects juridiques et réglementaires
2000, 370 p.

Les supports de culture horticoles

P. MOREL, L. PONCET, L.M. RIVIÈRE, coord.
2000, 92 p.

La lutte physique en phytoprotection

C. VINCENT, B. PANNETON,
F. FLEURAT-LESSARD, coord.
2000, 356 p.

Les animaux d'élevage ont-ils droit au bien-être ?

F. BURGAT
avec la collaboration de R. DANTZER
2001, 200 p.

Le bon vivant

Une alimentation sans peur et sans reproche

P. FEILLET
2002, 288 p.

Les éléments traces métalliques dans les sols

Approches fonctionnelles et spatiales
D. BAIZE, M. TERCÉ, coord.
2002, 570 p.

L'organisation vasculaire des Angio- spermes : une vision nouvelle

J.-P. ANDRÉ
2002, 144 p.

Hydrangea

Acquisitions nouvelles et applications
V. GUÉRIN, coord.
2002, 138 p.

Lactoprotéines et lactopeptides *Propriétés biologiques*

P. JOUAN
2002, 128 p.

Sommaire

Introduction	9
<i>Enrique Barriuso</i>	
1. Définition des risques et principes généraux d'estimation ...	19
<i>Raoul Calvet</i>	
2. Évaluation du comportement environnemental des pesticides dans le cadre des procédures d'homologation	25
<i>Paul Gaillardon</i>	
■ Cadre général de l'évaluation des produits phytosanitaires et estimation des risques environnementaux	25
■ Critères décisionnels relatifs au comportement dans l'environnement : « principes uniformes »	27
■ Connaissances sur le comportement des substances dans les sols et leurs limites	28
■ Études exigées pour les substances actives	31
Comportement dans le sol	31
Comportement dans l'eau	32
Comportement dans l'air	33
■ Évaluation des risques des préparations phytosanitaires	33
Pour les eaux souterraines	33
Pour les eaux de surface	36
Pour l'air	37
■ Conclusion	40

3. Méthodes probabilistes dans l'évaluation de l'exposition . . .	41
<i>Igor Dubus</i>	
■ Approches et modèles utilisés pour l'évaluation du risque environnemental des pesticides dans le cadre de l'homologation	41
■ Approche semi-probabiliste dans l'estimation de l'exposition	44
■ Approches probabilistes spatialement distribuées	45
Méthode « force brute »	46
Méthode basée sur la définition d'un petit nombre de scénarios représentatifs	46
■ Approche de type Monte Carlo	51
■ Conclusions	54
4. Agrégation des paramètres et bases mathématiques de combinatoire de facteurs de risque	57
<i>Pierre Arousseau</i>	
■ Formalisation de la prise en compte de l'aléa	58
■ Combinatoire des facteurs de risque	60
■ Méthode dite des « arbres de décision »	65
■ Méthodes hiérarchiques	67
■ Exemple d'application : la méthode « parcelles à risque phyto » utilisée dans le cadre du programme Bretagne Eau Pure numéro 2 (BEP2)	69
5. Élaboration et utilisation des « indicateurs ». Exemple de I-PHY	75
<i>Christian Bockstaller</i>	
■ Pourquoi développer des indicateurs et lesquels ?	75
■ Présentation de l'indicateur I-PHY	77
Principes généraux	77
Construction de l'indicateur calculé pour chaque application	78
Construction de l'indicateur calculé pour un programme de traitements	83
■ Étude de sensibilité et validation de l'indicateur	84
■ Exemples d'utilisation des indicateurs	85
■ Conclusion	86

6. Démarche proposée par le CORPEN pour l'estimation des risques de contamination des eaux	87
<i>Benoît Real</i>	
■ Identification des voies de contamination	87
■ Démarche de diagnostic des pollutions diffuses proposée par le CORPEN	90
Outils du diagnostic CORPEN	92
Atouts du diagnostic CORPEN et solutions proposées	95
■ Exemples d'application et perspectives	101
7. Orientations en matière de réduction des pollutions par les produits phytosanitaires	105
<i>Frédéric Malterre</i>	
■ La contamination des eaux par les phytosanitaires	105
■ Actions réglementaires spécifiques aux produits phytosanitaires	106
Autorisation de mise sur le marché	106
TGAP (Taxe générale sur les activités polluantes)	106
Renforcement des contrôles	107
Contrôle obligatoire des pulvérisateurs	108
■ Actions incitatives spécifiques aux produits phytosanitaires	109
Actions incitatives au niveau national	109
Actions incitatives au niveau régional	110
■ Actions générales (non spécifiques aux produits phytosanitaires)	111
Contrats territoriaux d'exploitation (CTE)	111
Agriculture raisonnée	112
■ Conclusion	113
Conclusion	115
<i>Enrique Barriuso</i>	
Références bibliographiques	119
Liste des auteurs	125

Introduction

E. Barriuso

La plupart des produits phytosanitaires arrivent tôt ou tard au sol où ils sont soumis à un ensemble de processus conditionnant leur devenir et leur dispersion vers d'autres compartiments de l'environnement. Cette dispersion et leur accumulation dans les sols sont à l'origine de problèmes de contamination des milieux par les pesticides. L'utilisation agricole des produits phytosanitaires est encadrée par une série de dispositions visant à définir les conditions de leur utilisation pour assurer une efficacité phytosanitaire de protection des cultures suffisante sans faire courir des risques inacceptables à la santé humaine et à l'environnement. Cette notion de risque est à la base des procédures d'homologation contrôlant la vente et la distribution des substances actives et de leurs préparations.

De façon générale, l'estimation des risques repose sur une évaluation des impacts résultant du croisement de l'exposition et des effets vis-à-vis de la cible considérée. Pour des espèces biologiques à intérêt environnemental, cette évaluation des impacts est la base de l'écotoxicologie, où l'exposition peut être assimilée à la présence d'un polluant (pour nous un pesticide) pendant un temps donné et l'effet à l'action toxique du pesticide sur l'organisme vivant. On constate donc que la première étape pour effectuer une estimation des impacts consiste à évaluer l'exposition, c'est-à-dire à définir une fonction [concentration, temps] pour le pesticide et le milieu considérés.

L'exposition, dans le sens « présence », est en soi-même une estimation des risques de la contamination des milieux, hors de tout effet sur des organismes vivants. C'est le cas quand on définit la contamination d'un milieu (une ressource en eau, par exemple) dont la définition se rapporte souvent à des seuils de concentration (comme 0,1 µg/L pour la définition réglementaire de potabilité de l'eau pour un pesticide).

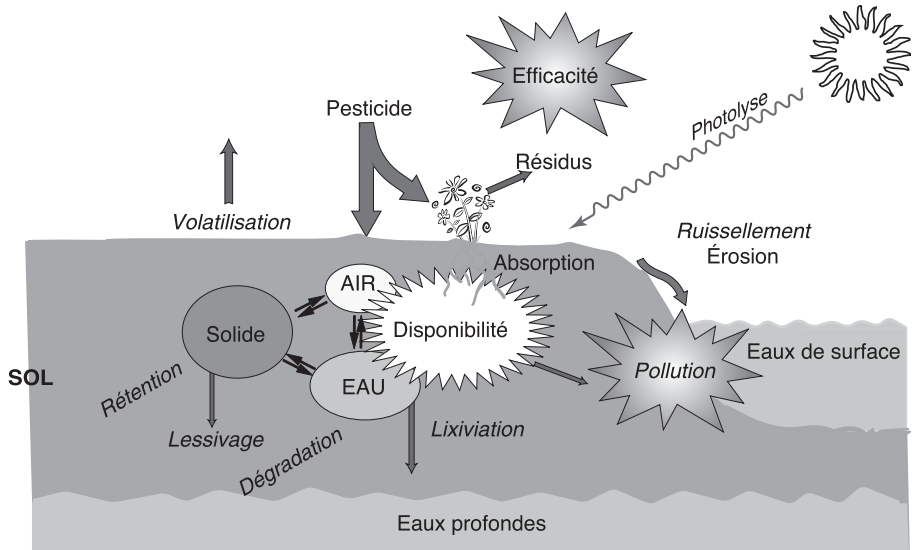
L'objectif de cet ouvrage est de donner des informations sur les méthodes actuelles et les évolutions méthodologiques envisagées pour l'évaluation de l'exposition des pesticides lors de leur utilisation agricole. Il ne s'agit donc pas de traiter le côté strictement toxicologique de l'écotoxicologie, l'estimation des risques d'exposition étant un préalable pour l'estimation des effets écotoxicologiques. Des ouvrages récents sur l'écotoxicologie sont disponibles (voir les références bibliographiques).

La notion d'exposition environnementale des pesticides est étroitement liée à celle de disponibilité, en particulier quand le pesticide se retrouve dans les sols (fig. 1). Classiquement on considère que la part du pesticide disponible dans le sol est celle se trouvant, ou susceptible de se trouver, dans une phase fluide (liquide ou gazeuse). Cette disponibilité est donc la résultante de l'ensemble des processus, souvent inter-dépendants, auxquels les pesticides sont soumis dans les sols. Ces processus peuvent être biologiques ou abiotiques et concernent leurs transformations (métabolisme, photolyse, catalyse), leur rétention (absorption par les végétaux ou par la microflore du sol, adsorption – désorption, précipitation – solubilisation, précipitation – sublimation, réactions de coordination) et leur transport (par les végétaux ou la faune, par lixiviation, lessivage ou ruissellement). Ce concept de disponibilité permet d'évaluer la part du pesticide disponible pour manifester une action phytosanitaire, suite par exemple à une absorption racinaire ; mais cette partie du pesticide sera aussi disponible pour être dégradée par les micro-organismes du sol, ou pour être entraînée en profondeur et être à l'origine de la contamination des eaux de drainage et des nappes.

La disponibilité (donc l'exposition) d'un pesticide peut être définie comme une fonction dépendante de trois termes (fig. 1). Un premier terme « agronomique » explicitant les raisons du choix d'un produit phytosanitaire donné et les conditions de son utilisation en fonction du type de culture, du contexte parasitaire, des stratégies de protection des cultures, de la pression commerciale. Un deuxième terme englobe l'ensemble des fonctions « retard ou de dissipation », contrôlant la mobilité et l'évolution locale des concentrations d'un pesticide au niveau de son lieu d'application. Il va s'agir des fonctions décrivant les processus de rétention et de transformations, dont les mécanismes principalement envisagés, ici, sont respectivement l'adsorption (mécanismes physico-chimiques d'accumulation principalement au niveau des interfaces solide/liquide) et la métabolisation (mécanisme de dégradation biologique faisant intervenir les micro-organismes des sols). Un troisième terme impliqué dans la définition de l'exposition à un pesticide regroupe l'ensemble des fonctions de transport. Il s'agit des processus contribuant à la dissipation apparente d'un pesticide et qui sont à l'origine de sa dispersion et de son transfert vers d'autres compartiments. Les principales voies de dispersion des pesticides à partir du sol, responsables de la contamination d'autres compartiments de l'environnement sont la lixiviation, le ruissellement et la volatilisation. Il s'agit donc de phénomènes de dissipation locale, mais de contamination à distance.

Toutes les démarches d'évaluation des risques peuvent être raisonnées sur la base des principes précédents. Les démarches les plus complètes vont tenter de cerner l'évolution de l'ensemble des termes impliqués dans la définition de l'exposition. Par ailleurs, elles seront directement connectées à des démarches de gestion des risques, permettant par exemple de raisonner une substitution de produit (selon des déterminants agronomiques) en fonction d'une évaluation comparée des propriétés des produits utilisables et des conditions de milieu. D'autres types de démarche d'évaluation des risques

vont se limiter à l'évaluation du comportement des produits sur la base des paramètres « opérationnels » permettant d'estimer les risques de mobilité (à partir de la caractérisation de la rétention par les sols) et des risques de persis-



Impacts = Exposition (disponibilité) + Toxicité

Exposition = f (Application) - f' (Transformation, Rétention) ± f'' (Transport)

Phénomènes	Transformation	Rétention	Transport
Abiotiques	Photolyse	Adsorption/Désorption	Lixiviation
	Catalyse	Précipitation → Solubilisation	Lessivage
Biologiques	Métabolisme	Réaction de coordination	Ruissellement
		Absorption → Plante	Érosion
		Absorption → Microflore	Volatilisation

Outils opérationnels d'évaluation

Durée de demi-vie
DT50

Coefficient d'adsorption
Kd (Koc)

Figure 1. Schéma général du devenir des pesticides dans les sols : principaux processus contrôlant leur disponibilité (ou l'exposition).

Phénomènes de rétention des pesticides dans les sols

La rétention des pesticides par les sols est classiquement caractérisée au laboratoire à l'aide d'isothermes d'adsorption et de désorption. Ces isothermes sont des représentations graphiques des données d'équilibre des concentrations du pesticide en solution et adsorbé sur le sol, à une température donnée. Expérimentalement on réalise une suspension du sol dans une solution aqueuse du pesticide. Dans la pratique, on mesure la disparition du pesticide de la solution et, par différence avec la concentration initiale, on calcule les quantités de pesticide retenues par le sol. Cette disparition de la solution est imputable à l'adsorption, en absence d'autres phénomènes (dégradation, diffusion...).

Avec des particules non micro-poreuses, qui ne possèdent que des surfaces externes (oxydes et hydroxydes métalliques bien cristallisés, argiles à espaces interfoliaires inaccessibles, polymères organiques dispersés), la rétention est seulement due à l'adsorption. La libération est alors due à la désorption. L'adsorption comme la désorption sont dans ce cas très rapides et pratiquement instantanées. Avec des particules micro-poreuses, c'est-à-dire possédant à la fois des surfaces externes et des surfaces internes (argiles à espaces interfoliaires accessibles, agrégats de substances humiques, fragments de tissus plus ou moins altérés), la rétention est le résultat de l'adsorption et de la diffusion intra-particulaire. Dans ce cas, on parle souvent de *sorption*. Dans ces conditions, la libération est due à la désorption et à la diffusion hors des particules solides. La sorption comme la libération ne peuvent plus être considérées comme instantanées.

Les isothermes d'adsorption sont décrites par des fonctions mathématiques, parmi lesquelles l'équation de Freundlich est la plus largement utilisée :

$$(x/m) = K_f C_e^n$$

où (x/m) est la quantité de pesticide adsorbée sur le sol ;

C_e , est la concentration du pesticide dans la solution, en équilibre avec la phase adsorbée ;

K_f et n sont des paramètres empiriques, K_f représentant la capacité d'adsorption et n étant un indice d'affinité du pesticide pour le sol.

Pour de nombreux pesticides, les isothermes d'adsorption sont proches de la linéarité ($n = 1$), et l'adsorption peut être décrite par :

$$K_d = (x/m)/C_e$$

où K_d est le « coefficient de partage » ou de distribution des molécules entre les phases solide et liquide. Couramment ce coefficient de partage est rapporté à la teneur en carbone organique du sol (C exprimé en %) :

$$K_{oc} = K_d 100/C.$$

Les coefficients d'adsorption (K_f , K_d , K_{oc}) sont des « paramètres environnementaux » qui peuvent être déterminés expérimentalement pour un pesticide et une situation pédologique donnés, mais ils peuvent également être estimés à partir de « paramètres physico-chimiques ». Pour ce faire, on utilise des corrélations entre les coefficients d'adsorption et d'autres valeurs caractéristiques des molécules. Les plus utilisées sont des relations entre les coefficients d'adsorption et la solubilité des molécules dans l'eau (S_w), les coefficients de partage des molécules entre l'octanol et l'eau (K_{ow}). K_{ow} est une constante physico-chimique propre à chaque molécule, indice de leur hydrophobicité ou lipophilie. L'octanol et l'eau sont deux liquides non miscibles qui, mis en contact, se séparent en deux phases liquides. Le coefficient de partage K_{ow} d'une molécule organique représente la distribution de cette molécule entre les deux phases en conditions d'équilibre et pour une concentration et une température données. Plus le K_{ow} est élevé, plus la proportion de la molécule se trouvant dans la phase octanol est élevée en raison d'une plus grande affinité pour le solvant organique que pour l'eau, donc plus la molécule est hydrophobe.

La rétention des pesticides avec des groupements acides ou basiques est modifiée en fonction du pH du milieu qui conditionne le degré de dissociation de la molécule en fonction de son pK_a . Le pK_a est une constante physico-chimique des molécules indiquant leur capacité à acquérir des charges électriques par dissociation de leurs groupements fonctionnels acides ou par protonation des groupements basiques. Il est défini comme le $[-\text{Log}K_a]$, K_a étant la constante d'équilibre de dissociation. La diminution de la polarité des molécules s'accompagne de la diminution de leur solubilité dans l'eau et, d'une façon générale, de l'augmentation de leur adsorption par les sols.

De nombreux travaux font état de corrélations entre certaines propriétés des sols et les coefficients d'adsorption de pesticides. C'est le cas des teneurs en carbone ou en matière organique des sols. Ceci est le résultat de l'influence directe de la matière organique des sols sur l'adsorption de la plupart des molécules organiques non ioniques. Ce type de relation justifie l'utilisation des K_{oc} à la place des K_d pour la comparaison de l'adsorption d'un même pesticide sur des sols avec des teneurs en matière organique différente. La variable « teneur en carbone » est un facteur explicatif de l'adsorption des molécules non ionisées. Néanmoins dans le cas des molécules polaires et/ou ionisables, les constituants minéraux et les propriétés physico-chimiques, en particulier le pH, jouent un rôle déterminant dans leur adsorption.

La rétention des pesticides par les sols est abordée comme la résultante des conditions d'équilibre caractérisées par des constantes d'adsorption. Mais, la plupart des processus élémentaires impliqués dans la rétention de pesticides par les sols sont évolutifs, avec des modifications sensibles en fonction du temps de résidence du pesticide dans le sol. L'adsorption

sensu stricto est un processus physico-chimique interfacial rapide. Cependant, les cinétiques d'adsorption des pesticides sur les sols font apparaître très souvent une phase d'adsorption rapide suivie d'une phase lente. Ce phénomène correspond probablement à un processus de diffusion du pesticide dans la microporosité des structures colloïdales et/ou des agrégats des sols. Des phénomènes d'hystérésis sont très souvent observés lors des expériences de désorption, avec l'apparition rapide de résidus non désorbables. Dans des expériences d'incubation en plein champ ou au laboratoire, on constate que les interactions avec les constituants des sols évoluent de telle sorte que la désorbabilité des pesticides et les taux d'extraction par des solvants organiques diminuent avec le temps de résidence du pesticide dans le sol. Une conséquence est la modification des valeurs des paramètres utilisées pour décrire la rétention. L'augmentation de la rétention ou la diminution de la désorbabilité des pesticides avec le temps peut être une conséquence des phénomènes de diffusion : les pesticides ayant diffusé à l'intérieur des structures microporeuses seraient empêchés de repasser en solution ou le feraient avec des cinétiques de désorption très lentes. Une autre explication est l'évolution des interactions responsables de la rétention vers des interactions plus fortes et moins réversibles. Celles-ci culminent avec la formation des résidus de pesticide non extractibles avec des solvants organiques ; ces résidus sont appelés « résidus liés ».

Phénomènes de dégradation des pesticides dans les sols

La dégradation est la transformation du pesticide provoquant des modifications de la structure moléculaire avec apparition de métabolites. La minéralisation du pesticide, avec la transformation du carbone organique en dioxyde de carbone, est le processus ultime de la dégradation et le seul provoquant l'élimination complète du pesticide. La dégradation est un processus cinétique dépendant de la nature chimique du pesticide, de sa concentration et des conditions pédoclimatiques. Les phénomènes impliqués dans la transformation du pesticide dans le sol sont à la fois abiotiques et biologiques. Il est difficile de faire la part entre les deux, car, le plus souvent, ils se superposent dans le temps et peuvent produire des produits de transformation similaires. D'un point de vue chimique, la plupart des transformations abiotiques et biologiques obéissent aux mêmes types de réactions : oxydation, réduction, hydrolyses, déhalogénéation, ... Dans un cas, ces réactions seront initiées ou catalysées par les constituants organiques et minéraux du sol ; dans l'autre, elles le seront par les systèmes enzymatiques endo- et exocellulaires. Normalement, la dégradation biologique est quantitativement plus importante que les transformations abiotiques. Mais ces dernières peuvent être les plus impor-

tantes pour certains pesticides particulièrement sensibles aux conditions d'acidité des sols. En outre, en absence d'activité de la microflore du sol, ou quand elle est fortement inhibée, par exemple dans les horizons profonds, les transformations abiotiques seront les seules existantes.

La caractérisation de la dégradation peut se faire au laboratoire ou au champ. Dans tous les cas, il s'agit d'obtenir des informations sur les cinétiques de dégradation, c'est-à-dire, sur l'évolution des concentrations du pesticide dans un volume de sol donné. Au laboratoire, ce type d'information est obtenu à partir d'expériences d'incubation en conditions contrôlées de température et d'humidité sur des échantillons de sol de petite taille. Très souvent on utilise des microcosmes ou des biorespiromètres clos. Dans ces circonstances, les données obtenues correspondent bien à la dégradation du pesticide, en absence d'autres phénomènes de dissipation (volatilisation, lixiviation,...). Par contre, lors des expérimentations de terrain, les conditions climatiques ne sont pas maîtrisées et d'autres phénomènes peuvent s'ajouter à la dégradation provoquant la disparition des pesticides dans le volume de sol échantillonné. Dans ces circonstances, on parle de cinétiques de dissipation.

La compréhension et le paramétrage de la dégradation des pesticides est une étape clef dans la prévision de la persistance et donc des risques de pollution. Le paramètre utilisé couramment pour décrire cette persistance est la durée de demi-vie de dissipation DT50 qui est le temps nécessaire pour réduire de moitié une quantité initiale de pesticide donnée.

La nature chimique des pesticides détermine leur dégradabilité intrinsèque, mais les vitesses de dégradation dans les sols sont très dépendantes des conditions pédoclimatiques et pour un pesticide donné on peut trouver des fourchettes de variation de DT50 très importantes. S'agissant des mécanismes faisant intervenir l'activité des micro-organismes des sols, l'humidité et la température ont une grande influence sur les valeurs de DT50. Dans certaines conditions, on peut avoir un phénomène d'adaptation des populations microbiennes, ce qui peut se traduire par une augmentation de la vitesse de dégradation due à la sélection de souches de micro-organismes ayant des systèmes enzymatiques spécialisés dans la dégradation d'un pesticide. Ceci est souvent observé lors des applications répétées du même pesticide.

L'apparition des « résidus liés » peut être considérée comme l'évolution d'un processus de stabilisation des résidus couplant des phénomènes physico-chimiques et biologiques. Du fait de leur non extractibilité, les « résidus liés » ne sont pas identifiables chimiquement, restant, après une extraction exhaustive, associés aux différents constituants des sols. L'apparition de résidus liés est le plus souvent considérée comme un des processus de dissipation contribuant à l'élimination du pesticide ou à la détoxification du sol. Mais cette stabilisation ne conduit pas nécessairement à un blocage définitif des résidus.

Démarches de modélisation pour la prévision du comportement des pesticides dans les sols

La construction et la mise en œuvre de modèles numériques de simulation nécessitent la formalisation et la hiérarchisation de l'ensemble des phénomènes impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols : phénomènes de rétention et de dégradation, modalités de transport en relation avec la circulation de l'eau et des particules. Deux types de sorties des modèles sont recherchées : les cinétiques de dissipation, c'est-à-dire la variation des concentrations en fonction du temps, permettant de prévoir la persistance des pesticides ; et l'étendue des phénomènes de transfert, en particulier, l'entraînement en profondeur, directement lié à la mobilité des produits en relation avec les phénomènes de rétention. La persistance et la rétention des pesticides sont respectivement paramétrées par une durée de demi-vie et un coefficient d'adsorption. D'une manière générale, plus un produit est retenu dans le sol, moins il est mobile et moins il va présenter des risques de contamination des nappes. Plus un produit est persistant, plus longtemps il va rester dans le sol avec des problèmes possibles d'accumulation et plus il aura d'occasions d'être soumis à des phénomènes de transfert entraînant une contamination des nappes. Ces deux paramètres permettent de classer les pesticides par rapport à leur caractère polluant potentiel. Ainsi, Gustafson (1989) a défini deux scénarios de risque de pollution, faible ou élevée, en fonction d'observations expérimentales, et délimités grâce à un indice empirique GUS (*Ground-water Ubiquity Score*) : $GUS = \log DT50 (4 - \log Koc)$. Expérimentalement, il a été trouvé que les cas les plus courants de pollution des nappes par les pesticides correspondent à des pesticides présentant un indice GUS supérieur à 2,8, tandis que ceux qui ont un indice GUS inférieur à 1,8 sont rarement retrouvés dans l'eau. Ceci permet donc de définir sur un diagramme Koc vs DT50 les deux zones de risque potentiel de contamination des nappes par lixiviation. Il faut souligner que cette démarche est uniquement basée sur des propriétés moléculaires et qu'elle ne tient pas compte des caractéristiques physiques et climatiques des milieux.

La prise en compte des conditions pédoclimatiques nécessite la mise en place de modèles mathématiques plus complets dont la complexité est variable en fonction des buts poursuivis : prise de décision pour une situation très précise, évaluation du comportement de pesticides dans des situations pédoclimatiques données, ou simulation globale du comportement des pesticides dans l'environnement. Les modèles utilisés pour la description du transport de pesticides dans les sols dérivent en général de modèles hydrologiques auxquels on couple un module de transfert de solutés. Ce module inclut l'estimation quantitative des phénomènes de rétention, principalement l'adsorption, et des fonctions d'atténuation dépendant du produit organique considéré : dégradation biologique et

chimique, photodécomposition, volatilisation. Par rapport aux modalités de description de l'infiltration, les modèles sont répartis en trois catégories :

- les modèles ne décrivant le transport de l'eau qu'en régime stationnaire ;
 - la teneur en eau du sol est indépendante de la profondeur et reste constante pendant toute la durée de la simulation,
 - et les écoulements sont uniquement verticaux descendants ;
- les modèles dans lesquels les couches de sol sont assimilées à des réservoirs, l'eau s'écoulant de l'un à l'autre selon des modalités particulières ;
- les modèles utilisant l'équation de Richards ; la résolution de cette équation nécessite la connaissance des caractéristiques d'hydratation des sols (teneur en eau en fonction du potentiel matriciel) et la relation entre la conductivité hydrodynamique et la teneur en eau et/ou le potentiel matriciel. La définition des conditions aux limites permet de décrire différentes situations : drainage libre, nappe fixe ou nappe mobile.

tance (à partir de leur dégradabilité dans les sols). Les paramètres opérationnels plus largement utilisés sont les coefficients d'adsorption (K_d ou K_{oc}) et les durées de demi-vie (DT_{50}) (*cf.* encadrés ci-dessus). D'autres démarches d'évaluation mettent en œuvre des modèles numériques de simulation opérant le couplage de l'ensemble des phénomènes impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols ou la construction d'indicateurs associant ou agrégeant différents types d'information.

L'estimation des risques constitue donc une ou des démarches nécessitant l'intégration des connaissances pointues sur les mécanismes avec l'intervention de multiples disciplines allant de l'agronomie à la microbiologie ou de la physico-chimie aux interfaces, mais aussi de la physique du sol, de l'hydrologie et des mathématiques appliquées pour pouvoir traiter les problèmes de modélisation et de combinatoire des risques. C'est par ailleurs une démarche de finalisation de beaucoup de recherches fondamentales dans les domaines cités, permettant de faire la liaison avec les aspects pratiques souvent plus proches de la gestion des risques.

Cet ouvrage est structuré en chapitres présentant l'état de l'art dans le domaine de l'évaluation des risques relatifs aux pesticides dans le cadre de l'homologation des produits. Il aborde également les démarches utilisées au cours de la post-homologation, et envisage la description de la construction et de l'utilisation des indicateurs environnementaux ainsi que des approches probabilistes des risques. L'objectif de l'ouvrage est d'informer un large public (scientifiques, ingénieurs, enseignants, étudiants, professionnels,...) et d'introduire la problématique générale de la pratique de l'estimation des risques environnementaux des pesticides en présentant les évolutions probables. Certaines informations sont vouées à évoluer rapidement en fonction, en particulier, des choix politiques et des contraintes normatives nationales ou européennes.