



Université François Rabelais - TOURS
Master Professionnel GHCE
«Géo-Hydrosystèmes Continentaux en Europe »



*Transferts des pesticides
dans les différents réservoirs de l'écosphère :
Air, Sols, Eaux et Organismes*

BOISSON Alexandre
Mémoire de Master 2
M2 Pro GHCE

Responsable scientifique :

Daniel GRIMAUD

Université de Tours

Laboratoire Géeac

*« Géologie des Environnements
Aquatiques Continentaux »*

Sommaire

SOMMAIRE

RESUME

ABSTRACT

TABLE DES MATIERES

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

ABREVIATIONS

1 INTRODUCTION – PROBLEMATIQUE

2 PESTICIDES : GENERALITES

2.1 DEFINITION

2.2 CLASSIFICATION

2.3 MODES D’ACTIONS

2.4 CONSOMMATION EN PESTICIDES

2.5 TOXICITE

3 DEVENIR ET TRANSFERT DES PESTICIDES DANS L’ENVIRONNEMENT

3.1 INTERACTIONS PHYSICO-CHIMIQUES

3.2 MECANISMES DE TRANSFERTS

4 CONTAMINATION DES MILIEUX ET IMPACTS

4.1 IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

4.2 METHODE DE DIAGNOSTIC DES CONTAMINATIONS

4.3 ACTIONS POTENTIELLES POUR LE CONTROLE ET LA REDUCTION DES TRANSFERTS

5 CONCLUSION

ANNEXES

BIBLIOGRAPHIE

Résumé

L'utilisation des pesticides peut engendrer des risques directs ou indirects pour l'homme et les écosystèmes. Ces risques constituent aujourd'hui un enjeu de société majeur mais sont mal identifiés. Les processus de dispersion et de dégradation sont complexes. Les pesticides sont des substances très mobiles au sein des différents écosphères dont l'eau est le principal vecteur. Leur dégradation est possible mais les temps associés sont extrêmement longs. Des mesures correctives peuvent être apportées pour limiter les transferts et réduire les pics de contaminations des eaux, mais il apparaît évident que la diminution des quantités pulvérisées reste un moyen simple mais efficace pour remédier aux problèmes environnementaux et diminuer les risques liés à la santé publique.

Mots clés : pesticides, transferts, dispersion, dégradation, risques

Abstract

The using of pesticide can generate straight or unstraight risks for human and ecosystems. These risks are topical stake but they are wrongly identified. Natural process of scattering and degradation are messy. Pesticides are very mobil substance in environment. Water mainly transport it. Their degradation is possible but it's very long. Corrective solutions can be brought to restrict switch and decrease picks of water contaminations. It's obvious to decline spraying allowed to solve environmental problems and reduce risks of human health. It's a simple resource but it's efficient.

Key words : pesticides, switch, scattering, degradation, risks

Table des matières

SOMMAIRE	1
RESUME	2
ABSTRACT	2
TABLE DES MATIERES	3
LISTE DES FIGURES	5
LISTE DES TABLEAUX	5
ABREVIATIONS	6
1 INTRODUCTION – PROBLEMATIQUE	7
2 PESTICIDES : GENERALITES	8
2.1 DEFINITION	8
2.2 CLASSIFICATION	8
2.3 MODES D’ACTIONS	9
2.4 CONSOMMATION EN PESTICIDES	10
2.5 TOXICITE	11
2.5.1 EFFET SUR LA SANTE HUMAINE	11
2.5.2 ECOTOXICITE	12
3 DEVENIR ET TRANSFERT DES PESTICIDES DANS L’ENVIRONNEMENT	13
3.1 INTERACTIONS PHYSICO-CHIMIQUES	13
3.1.1 TRANSFORMATION DE LA MATIERE ACTIVE	13
3.1.1.1 Dégradation abiotique et biologique	13
3.1.1.2 Facteurs liés aux conditions climatiques	15
3.1.2 INTERACTIONS AVEC DIFFERENTES MATRICES	15
3.1.2.1 Mécanisme d’adsorption	15
3.1.2.2 Facteurs influençant la rétention	17
3.1.2.2.1 Facteurs liés à la nature chimique des pesticides	17
3.1.2.2.2 Facteurs pédologiques	17
3.1.3 COUPLAGE DES PHENOMENES DE RETENTION ET DE DEGRADATION	17
3.2 MECANISMES DE TRANSFERTS	18
3.2.1 LES DIFFERENTS TYPES DE TRANSFERTS POSSIBLES	18
3.2.1.1 Transfert vers l’atmosphère	18
3.2.1.1.1 Généralités	18
3.2.1.1.2 Dispersion atmosphérique pendant l’application	19
3.2.1.1.3 Dispersion atmosphérique en post-application	20
3.2.1.2 Transfert vers les milieux aqueux	21
3.2.1.3 Transfert biologique	22

3.2.2	MODELES DE TRANSFERT	22
3.2.2.1	Types de modèles pour la prédiction des concentrations environnementales en pesticides	22
3.2.2.1.1	Modèles multimédias	22
3.2.2.1.2	Modèles stochastiques	22
3.2.2.1.3	Modèles déterministes	23
3.2.2.2	Exemple : Cas du bassin de la Marne, d'après la publication PIREN Seine [2]	26
3.2.2.2.1	Bilan du transfert des pesticides au sein du bassin de la Marne	26
3.2.2.2.2	La modélisation du transfert vers les eaux souterraines	28
3.2.2.2.3	La modélisation du transfert vers les eaux de surface	28
4	CONTAMINATION DES MILIEUX ET IMPACTS	28
4.1	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	28
4.1.1	IMPACTS SUR LES ECOSYSTEMES TERRESTRES	28
4.1.2	IMPACTS SUR LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES	29
4.2	METHODE DE DIAGNOSTIC DES CONTAMINATIONS	30
4.2.1	RESEAUX DE SURVEILLANCE	30
4.2.2	INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX	30
4.2.3	DIAGNOSTIC ET INDICATEURS CORPEN	31
4.3	ACTIONS POTENTIELLES POUR LE CONTROLE ET LA REDUCTION DES TRANSFERTS	32
4.3.1	ACTIONS POTENTIELLES POUR LA REDUCTION DES TRANSFERTS	32
4.3.1.1	Diminution directe des quantités pulvérisées	32
4.3.1.2	Substitution des molécules	33
4.3.1.3	Techniques d'épandage	33
4.3.1.4	Choix de pratiques culturales et système de cultures	33
4.3.1.5	Gestion des éléments du paysage	33
4.3.2	RECOMMANDATIONS	34
5	CONCLUSION	35
	ANNEXES	36
	BIBLIOGRAPHIE	39

Liste des figures

Figure 1 : Répartition du marché mondial par produits en 2001 (<i>source : Garon [5]</i>)	10
Figure 2 : Evolution des matières actives commercialisées en France (<i>source : Garon [5]</i>)	11
Figure 3 : Pictogramme identifiant les substances dangereuse pour la faune, la flore et/ou l'atmosphère	13
Figure 4 : Relations pesticides/milieus naturels (<i>source : Garon [5]</i>)	13
Figure 5 : Variabilité des valeurs de demi-vie des différents pesticides dans les sols (<i>source : rapport d'expertise [1]</i>)	14
Figure 6 : Facteurs influençant la volatation des pesticides depuis le sol (<i>source : rapport d'expertise [1]</i>)	19
Figure 7 : Mécanismes mis en jeu lors d'épandage par pulvérisation (<i>source : rapport d'expertise [1]</i>)	20
Figure 8 : Schéma des apports et du transfert annuels des pesticides sur le bassin versant de la Marne (<i>source : Rapport PIREN Seine [2]</i>)	27
Figure 9 : Principe de modélisation vers les eaux souterraines (<i>source : publication PIREN Seine [2]</i>)	28
Figure 10 : Schéma de modélisation vers les eaux de surface (<i>source : publication PIREN Seine [2]</i>)	28
Figure 11 : Enchaînements possibles des effets des herbicides au sein des réseaux trophiques aquatiques (<i>source : d'après Brock et al., 2000, cité dans le rapport d'expertise [1]</i>)	30
Figure 12 : Enchaînements possibles des effets des insecticides au sein des réseaux trophiques aquatiques (<i>source : rapport d'expertise [1]</i>)	30
Figure 13 : Représentation simplifiée de l'approche Pression - Etat - Réponse dans le cas des pollutions de l'eau provenant des activités agricoles (<i>source : rapport d'expertise [1]</i>)	32
Figure 14 : Mécanisme de transfert des pesticides dans une bande enherbée (<i>source : Lacas [7]</i>)	34

Liste des tableaux

Tableau 1 : Classification chimiques des pesticides	9
Tableau 2 : Spectre d'action biocide de quelques produits phytosanitaires (<i>source : d'après Ramade, 2000, cité par Baron [5]</i>)	12
Tableau 3 : Exemples de modèles permettant la prédiction du transfert de pesticides dans différents compartiments environnementaux (<i>source : rapport d'expertise [1]</i>)	25
Tableau 4 : Bilan des activités des groupes FOCUS (<i>source : rapport d'expertise [1]</i>)	26

Abréviations

CEMAGREF	CEntre national du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et Forêts
CL50	Concentration létale à 50% (pour une population)
CORPEN	Comité d’Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l’ENvironnement
CPSE	Concentration Prévisible Sans Effet
DCE	Directive Cadre Européenne
DCP	Directive Cadre Pesticides
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DL50	Dose létale à 50% (pour une population)
DT50	Temps de demi-vie des pesticides dans les sols
FOCUS	FORum for Coordination of pesticide fate models and their USE
IFEN	Institut Français de l’Environnement
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
PAC	Politique Agricole Commune
PIREN	Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l’ENvironnement
PNSE	Plan National Santé Environnement
SAU	Surface Agricole Utile
SEQ-Eau	Système d’Evaluation de la Qualité des Eaux
SIRIS	Système d’Intégration des Risques par Intégration des Scores
TGAP	Taxe Générale des Activités Polluantes

1 Introduction – Problématique

Au-delà du rôle des pesticides, en matière de lutte contre les organismes nuisibles pouvant affecter notamment la quantité et la qualité des productions agricoles, leur utilisation peut engendrer des risques directs ou indirects pour l'homme et les écosystèmes. Elle constitue aujourd'hui un enjeu de société majeur mis à nouveau en exergue par les résultats de l'expertise scientifique collective conduite par l'INRA et le CEMAGREF (*Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux [1]*). Les éléments disponibles montrent :

- une contamination préoccupante et généralisée des eaux par les pesticides. Leur présence est détectée dans 80% des stations de mesure en eau superficielle et 57% en eau souterraine.
- la présence détectée de certains pesticides dans d'autres compartiments de l'environnement tels que les sols ou l'air
- des effets potentiels sur la santé humaine

Ces éléments conduisent à un double constat : la nécessité d'agir sur les produits et les pratiques pour diminuer l'usage, la présence et les impacts des pesticides, et celle de disposer des éléments scientifiques concernant ces produits et leurs impacts, pour mieux connaître leurs effets potentiels et contribuer à les prévenir.

Cette synthèse bibliographique présentera de manière générale les problèmes liés aux pesticides et leurs transferts dans l'environnement. En premier lieu quelques généralités sur les pesticides seront abordées. La synthèse s'articulera ensuite autour de deux thématiques. Un premier chapitre permettra de décrire les phénomènes de transferts au sein des différents compartiments environnementaux (air, sols, eaux, organismes). Une première partie décrira les phénomènes de dégradation des produits et les facteurs de contrôle. Une seconde partie traitera plus précisément de la dispersion des substances dans l'environnement et de la modélisation des transferts. Dans le second chapitre, l'impact environnemental sera évalué et quelques propositions visant à réduire les risques de contaminations seront dressées.

2 Pesticides : Généralités

2.1 Définition

Extrait de « *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux* » [1]

Le terme "**pesticides**" est une appellation générique couvrant toutes les substances (molécules) ou produits (formulations) qui éliminent les organismes nuisibles, qu'ils soient utilisés dans le secteur agricole ou dans d'autres applications.

D'un point de vue réglementaire, on distingue :

- **les produits phytopharmaceutiques** (PPP) (au sens de la Directive 91/414/CE), plus communément désignés en France par le terme "**produits phytosanitaires**" : ils sont utilisés principalement pour la protection des végétaux en agriculture ou dans d'autres secteurs (sylviculture, aménagement des paysages et entretien des abords d'axes de transport, jardinage amateur).

- **les biocides** (définis dans la directive dite "biocides" 98/8/CE) : ce sont des substances actives et des préparations contenant une ou plusieurs substances actives utilisées, par exemple dans des applications comme la conservation du bois, la désinfection ou la lutte anti-parasitaire, pour détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes nuisibles, en prévenir l'action ou les combattre de toute autre manière par une action chimique ou biologique.

2.2 Classification

Sous le terme générique de pesticides se dissimulent environ 370 substances actives différentes, autorisées à la commercialisation en France. On distingue traditionnellement trois types principaux de pesticides correspondant à trois usages différents : les herbicides, les fongicides et les insecticides. Sous chacune de ces appellations on retrouve un grand nombre de familles chimiques différentes (par exemple les triazines, les carbamates, les urées, les organophosphorés...). Le tableau 1 présente ces principales familles chimiques, illustré d'exemples de molécules.

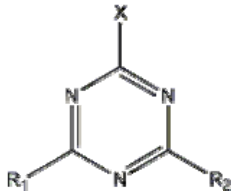
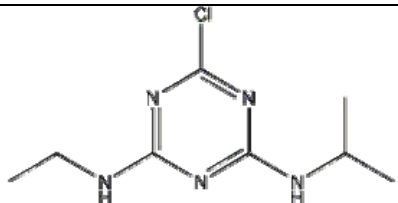
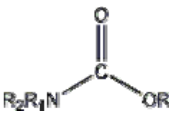
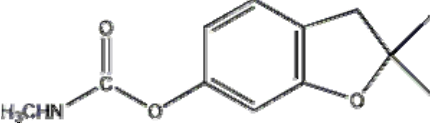
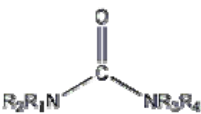
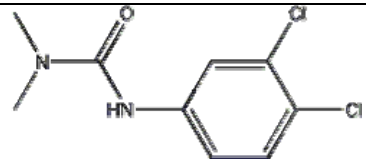
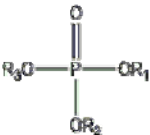
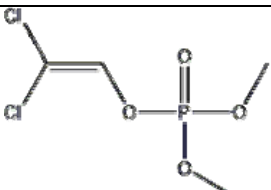

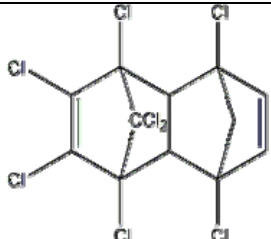
Familles chimiques		Exemples		
Noms	Formules développées	Noms	Type	Formules développées
Triazines		Atrazine	Herbicide	
Carbamates		Carbofurane	Insecticide	
Urées		Diuron	Herbicide	
Organophosphates		Dichlorvos	Insecticide	
Organochlorés		Aldrine	Insecticide	

Tableau 1 : Classification chimiques des pesticides

2.3 Modes d'actions

Le mode d'action des produits phytosanitaires est fortement lié à leur nature.

Ainsi, les herbicides ont deux types de comportement vis-à-vis des végétaux. Les uns demeurent sur les organes traités (feuilles, tiges du végétal) : il s'agit d'herbicides de "contact". D'autres se déplacent à l'intérieur de la plante, soit par voie xylémienne, soit par le phloème : ce sont des herbicides "systémiques". Leurs modes d'actions sont nombreux et variés : ils peuvent provoquer des blocages de la division cellulaire, de la photosynthèse ou une inhibition de la biosynthèse de certains acides aminés.

Les insecticides, quant à eux, agissent principalement par perturbation de la transmission de l'influx nerveux ou par inhibition de l'acétylcholinestérase. Les insectes absorbent les produits par contact, inhalation ou ingestion.

Enfin, les fongicides agissent soit par action directe sur l'organisme visé en troublant son métabolisme (respiration, biosynthèse des acides nucléiques, des stérols ou des protéines, ...) ou sa physiologie (reproduction, soit après transformation en produits cytotoxiques par la plante.

2.4 Consommation en pesticides

Les pesticides sont destinés à protéger les plantes cultivées et les produits récoltés des attaques de champignons parasites, d'insectes, d'acariens, de rongeurs champêtres ou encore à détruire les adventices ou "mauvaises herbes". Ils relèvent de la Directive 91/414/CE. Leurs utilisations peuvent être très diverses, depuis les applications au champ, jusqu'au désherbage des parcs, trottoirs et voies ferrées (300 tonnes d'herbicides), la désinfection des silos, le traitement des jardins d'amateurs et des espaces verts (1500 tonnes). Il faut également souligner l'existence des "biocides", pesticides réservés à des usages domestiques tels la destruction des rats, souris, blattes, mites ou encore la protection des bois contre les champignons ou les termites (Directive 98/8/CE).

La France est le 3^e consommateur mondial de pesticides (à plus de 90% pour l'agriculture) et le 1^{er} utilisateur en Europe avec un volume total 76100 tonnes de matières actives en 2004. Les fongicides représentent 18% du volume, les herbicides 47%, les insecticides 29% et les produits divers 6% (*figure 1*). Cette répartition est très peu variable dans le temps. Ramenée à l'hectare cultivé (hors prairies permanentes), la France occupe la 4^e place européenne avec plus de 5 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de matières actives.

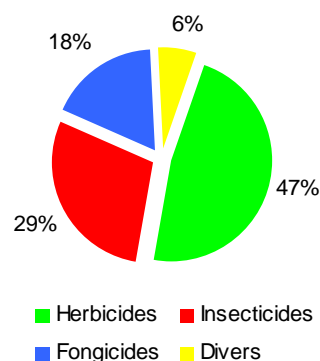


Figure 1 : Répartition du marché mondial par produits en 2001 (source : Garon [5])

80% de la consommation nationale de pesticides est le fait de 4 cultures sur moins de 40% de la SAU nationale (SAU : Surface Agricole Utile):

- les céréales (24% de la SAU et 40% de la consommation de pesticides)
- la vigne (3% de la SAU et plus de 20% de la consommation)
- le maïs (7% de la SAU et 10% de la consommation)
- le colza (4% de la SAU et 9% de la consommation)

Ces traitements phytosanitaires génèrent des coûts très variables selon les systèmes de production : ils représentent 10% des charges opérationnelles sur vigne et près de 50% sur grande culture.

Cette consommation globale en tonnage augmente de manière notable en 1998 et 1999 pour diminuer par la suite (*figure 2*). Elle passe progressivement de près de 110000 tonnes en 1999 à 82000 tonnes en 2004, soit 25% de diminution. Sur cette période, la baisse est d'environ 20% pour les herbicides, 27% pour les fongicides, 11% pour les insecticides.

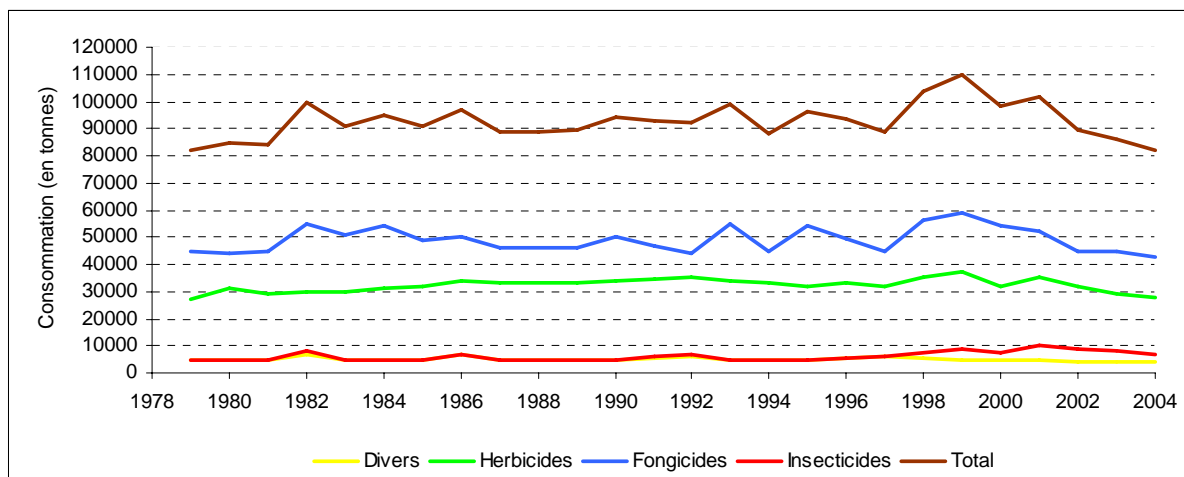


Figure 2 : Evolution des matières actives commercialisées en France (source : Garon [5])

Ces évolutions trouvent plusieurs explications :

- une tendance forte au remplacement de molécules s'employant à des doses hectare importantes par des molécules à dose d'emploi beaucoup plus réduites,
- une forte diminution d'emploi des produits soufrés et cuivrés (de l'ordre de 50%) qui, compte tenu de leur "poids" dans la consommation totale (environ un tiers de tonnage vendu est représenté par cette catégorie), explique une grande partie de la diminution observée
- une anticipation de mesures réglementaires (TGAP phytos) qui a conduit à une forte augmentation du stockage en 1999
- enfin, des conditions climatiques défavorables à une forte pression parasitaire sur la période concernée

2.5 Toxicité

2.5.1 EFFET SUR LA SANTE HUMAINE

Les effets les plus néfastes sur l'homme sont liés à des intoxications accidentelles aiguës ou chroniques dues à l'inhalation ou au contact cutané de ces substances par les travailleurs de l'industrie chimique ou les agriculteurs.

Par ailleurs, l'incorporation des produits phytosanitaires dans la chaîne alimentaire peut conduire au phénomène de bioamplification. Au plan toxicologique, l'exposition chronique aux résidus de ces produits soulève quelques inquiétudes relatives aux potentialités cancérogènes de

certaines de ces substances, aux effets neurologiques ou sur la reproduction et à leur action immunodépressive ou au contraire stimulante (allergie). (Ramade, 2000, cité par Baron [5]).

2.5.2 ECOTOXICITE

La pollution des milieux continentaux par les pesticides se traduit par diverses perturbations écologiques qui résultent de la contamination des parties aériennes des végétaux et des sols par les résidus de traitements. Ces perturbations présentent des conséquences néfastes pour les espèces et les biocénoses. (Ramade, 1995, cité par Baron [5]).

Bien que le manque de sélectivité des produits phytosanitaires intervienne de façon significative pour expliquer l'ampleur des effets écotoxicologiques, on peut aussi montrer que même un composé doté d'une action spécifique sur une seule espèce de la biocénose pourrait induire de profondes modifications sur l'ensemble de l'écosystème. (tableau 2).

Par ailleurs, les essais standardisés en laboratoire ne permettent pas d'estimer les éventuelles interactions entre espèces.

Composé	Type de pesticide	Bactéries	Champignons	Phytoplancton et algues	Plantes supérieures	Insectes et/ou autres invertébrés	Vertébrés poïkilothermes
Lindane	Insecticide	++	++	+++	++	+++++	+++
Aldicarbe	Insecticide	++	+	+	+	+++++	++++
2,4 D	Herbicide	+++	+	++++	+++++	+++	++
Chlortoluron	Herbicide	++	+	+++++	+++++	+	+
Bénomyl	Fongicide	++	+++++	++	+	++++	++

Tableau 2 : Spectre d'action biocide de quelques produits phytosanitaires
(source : d'après Ramade, 2000, cité par Baron [5])

Une première catégorie d'effets résulte de la toxicité aiguë de ces composés pour les espèces animales ou contaminées, qui se traduit par des DL50 très faibles (<mg/kg) et des CL50 inférieures au µg/L dans l'eau ou l'air.

D'autres effets peuvent être différés dans le cas de concentration dans la chaîne trophique. Une forte écotoxicité de certaines substances peut aussi être due à une persistance dans les eaux et les sols (DT50) qui se compte en années voire en décennie.

Enfin, d'autres conséquences écologiques de l'usage des pesticides se caractérisent au contraire par la pullulation d'espèces dont les populations étaient de densité assez faible avant traitement.

Sur le plan réglementaire, seules les eaux, de surface ou souterraines font l'objet de contrôles de la présence de pesticides avec des normes de qualité. Pour les eaux de surface, l'objectif est de ne pas dépasser des seuils sans effets pour les organismes aquatiques, établis par des PNEC (Predicted No Effect Concentration) ou CPSE (Concentration Prévisible Sans Effet) définies pour chaque substance sur la base des données d'écotoxicité disponibles. Des seuils ont ainsi été définis pour 72 substances dans le Système d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau développé en France (SEQ-Eau ; Agences de l'Eau, 2000). De nouveaux seuils sont en cours d'élaboration dans le cadre de la mise en oeuvre de

la Directive Cadre sur l'Eau. A noter l'existence d'un pictogramme identifiant les substances dangereuses pour l'environnement (figure 3).

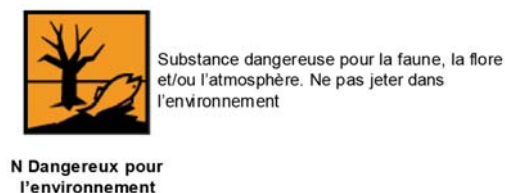


Figure 3 : Pictogramme identifiant les substances dangereuse pour la faune, la flore et/ou l'atmosphère

3 Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement

Les propriétés intrinsèques des produits phytosanitaires (solubilité, volatilité, polarité) et les conditions du milieu dans lequel il se trouve sont déterminantes pour expliquer leurs comportements dans l'environnement (figure 4).

La dissipation de ces polluants englobe deux processus majeurs : la dégradation et la dispersion.

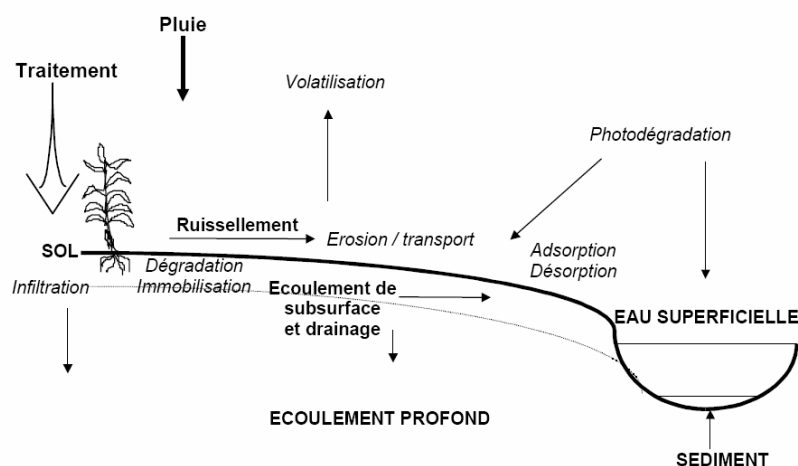


Figure 4 : Relations pesticides/milieus naturels (source : Garon [5])

3.1 Interactions physico-chimiques

3.1.1 TRANSFORMATION DE LA MATIERE ACTIVE

3.1.1.1 Dégradation abiotique et biologique

La dégradation est la transformation du pesticide provoquant des modifications de sa structure moléculaire avec apparition de métabolites. La minéralisation du pesticide, avec la transformation du carbone organique en CO_2 , est le processus ultime de dégradation et il est le seul provoquant la complète élimination du polluant. Les phénomènes impliqués dans la transformation du polluant dans le sol peuvent être 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 aboutir à des produits de transformation similaires. Généralement, la dégradation biologique est quantitativement plus importante que les transformations abiotiques, mais ces dernières peuvent être déterminantes pour certains pesticides particulièrement récalcitrants à la biodégradation.

D'un point de vue chimique, la plupart des transformations abiotiques et biologiques obéissent aux mêmes 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. Différentes approches ont été utilisées pour tenter de relier certaines propriétés structurales à des caractéristiques de biodégradation (voire de minéralisation) (Scheunert, 1992 ; Tunkel et al., 2000 ; Schwarzenbach et al., 2003 ; Calvet et al., 2005, cité dans le rapport d'expertise [1]). Ces travaux ont permis d'identifier les groupements fonctionnels favorisant la biodégradation. Ainsi, les composés contenant les groupes hydrolysables (les groupes esters d'acides carboxyliques, amides et anhydrides d'ester d'acides phosphoriques) sont rapidement dégradés. De même, les groupes hydroxyl, formyl et carboxyl confèrent aussi une grande biodégradabilité, moindre cependant que les précédents. En revanche, les halogènes et le groupe nitro, particulièrement dans les structures aromatiques, les carbones quaternaires et les azotes tertiaires, ne favorisent pas la biodégradation. D'une façon générale les polluants présentant une structure chimique électroniquement stable ou ayant de nombreux substituants halogénés, sont les plus difficilement dégradables (Scheunert, 1992, cité dans le rapport d'expertise [1]). La figure suivante présente les temps de demi-vie (ou DT50) de quelques pesticides dans les sols. Les intervalles de variations de DT50 sont très importants et extrêmement hétérogènes au sein de chaque famille.

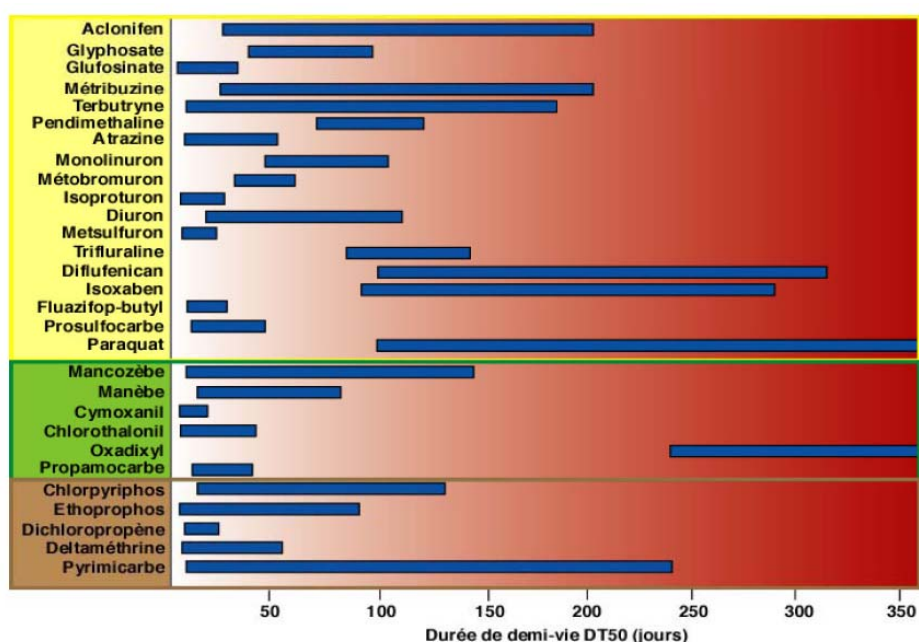


Figure 5 : Variabilité des valeurs de demi-vie des différents pesticides dans les sols
(source : rapport d'expertise [1])

3.1.1.2 Facteurs liés aux conditions climatiques

S'agissant des mécanismes faisant intervenir l'activité des microorganismes des sols, l'humidité et la température ont une grande influence sur les valeurs de DT50. La relation entre la température et la vitesse de dégradation est le plus souvent décrite par la relation d'Arrhenius pour des températures comprises entre 0°C et 30 à 40 °C :

$$v = Ke^{\frac{\Delta E}{RT}}$$

avec, ΔE , l'énergie d'activation globale de la dégradation (pour les pesticides cette valeur se situe entre 20 à 100 kJ mol⁻¹ (Beigel et al., 1999 ; FOCUS, 2004 ; cité dans le rapport d'expertise [1])

K, un paramètre constant

La teneur en eau des sols a une influence sur l'activité de la microflore par ses relations, à la fois, avec la biodisponibilité de l'eau et des pesticides et avec l'aération du sol. Il n'existe pas de descriptions mécanistes de la dépendance de la vitesse de dégradation au laboratoire à l'égard de la teneur en eau. Une formulation empirique établie par Walker (1974) est très utilisée : $DT50 = aq^{-b}$. Cette relation décrit la variation de la valeur de la durée de demi-vie (DT50) en fonction de la teneur en eau (q) à une température donnée; a et b sont deux paramètres ajustables et dépendant du couple pesticide/sol. L'inconvénient de cette relation est que la durée de demi-vie, est une fonction monotone de la teneur en eau, alors que les processus microbiens ne le sont pas (Calvet et al., 2005, cité dans le rapport d'expertise [1]).

3.1.2 INTERACTIONS AVEC DIFFERENTES MATRICES

3.1.2.1 Mécanisme d'adsorption

La rétention des pesticides par les sols est classiquement caractérisée au laboratoire à l'aide d'isothermes d'adsorption et de désorption (Calvet, 1989, cité dans le rapport d'expertise [1]). Ces isothermes sont des représentations graphiques des données d'équilibre des concentrations du pesticide en solution et retenues sur le sol, à une température donnée. Expérimentalement ces processus sont étudiés sur des suspensions de sol en mesurant la disparition du pesticide de la solution du sol et, par différence avec la concentration initiale, en calculant les quantités de pesticide retenues par le sol. Cette disparition du pesticide de la solution du sol est imputable à l'adsorption, en l'absence d'autres phénomènes (dégradation, diffusion...).

Avec des particules microporeuses, la sorption est le résultat de l'adsorption et de la diffusion intra-particulaire. Dans ces conditions, la libération est due à la désorption et à la diffusion hors des

particules solides. La sorption comme la libération sont des phénomènes cinétiques, dont le déphasage est en partie responsable de l'hystérésis observée lors de la plupart des expériences de sorption - désorption (*Calvet et al., 2005, cité dans le rapport d'expertise [1]*).

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

$$\frac{m_x}{m_{sol}} = K_f C_e^n$$

avec, $\frac{m_x}{m_{sol}}$ est la quantité de polluant (x) adsorbée sur une masse de sol (m_{sol})

C_e est la concentration du polluant 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 polluant pour le sol.

Pour de nombreuses molécules, les isothermes d'adsorption sont proches de la linéarité, au moins pour les faibles concentrations. Dans ces conditions, le coefficient n est égal à 1, et l'adsorption est décrite par :

$$K_d = \frac{m_x}{m_{sol} C_e}$$

avec, 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. Ce coefficient de partage normalisé est appelé K_{oc} ("oc" pour "organic carbon") :

$$K_{oc} = K_d \times 100 / (\%C)$$

où, $\%C$ est le pourcentage de la masse de C organique par masse de terre sèche.

On peut trouver des valeurs de K_{oc} pour la plupart des pesticides dans diverses bases de données (*par exemple Agritox*).

3.1.2.2 Facteurs influençant la rétention

3.1.2.2.1 Facteurs liés à la nature chimique des pesticides

Les coefficients d'adsorption (K_f , K_d , K_{oc}) sont corrélés à d'autres valeurs caractéristiques des molécules (Hance, 1969 ; Briggs, 1981 ; Green & Karickhoff, 1990 ; Baum, 1998 ; Gramatica et al., 2000 ; Calvet et al., 2005, cité dans le rapport d'expertise [1]). Les plus utilisées sont des relations entre les coefficients d'adsorption et la solubilité des molécules dans l'eau (S_w), le coefficient de partage des molécules entre le *n*-octanol et l'eau (K_{ow}), ou des caractéristiques moléculaires des substances. 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 . 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. Le même type de corrélation a été publié entre des valeurs de K_{oc} et de coefficients de partage K_{ow} . La diminution de la polarité des molécules organiques provoque l'augmentation de leur K_{ow} , c'est-à-dire de leur affinité pour le *n*-octanol et de leur hydrophobicité. D'une façon générale, plus une molécule est hydrophobe, plus elle est adsorbée sur le sol. Ceci sous-entend l'adsorption sur les sols comme un partage entre une phase aqueuse et une phase organique, en l'occurrence la matière organique du sol.

3.1.2.2.2 Facteurs pédologiques

On trouve dans la littérature des relations entre les coefficients d'adsorption de pesticides et certaines propriétés des sols : teneurs en carbone, en argiles ou en oxydes, pH, ... (Barriuso & Calvet, 1992 ; Coquet & Barriuso, 2002 ; Weber et al., 2004 ; Calvet et al., 2005, cité dans le rapport d'expertise [1]). Une corrélation positive très générale est trouvée entre la rétention et la teneur en matière organique des sols avec la plupart de pesticides et pour la plupart des sols. La variable "teneur en carbone" est un facteur explicatif de l'adsorption des pesticides non ionisés. 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. Dans le cas de bases faibles, en plus de la matière organique, d'autres facteurs interviennent, comme le pH (conditionnant le degré de protonation des molécules) ou les argiles (colloïdes minéraux chargés négativement, susceptibles d'adsorber les molécules protonées). L'adsorption des acides organiques est très dépendante du pH des sols et de leur teneur en oxydes ; elle augmente très rapidement avec l'acidification du milieu.

3.1.3 COUPLAGE DES PHENOMENES DE RETENTION ET DE DEGRADATION

La rétention et la dégradation ne sont pas des phénomènes indépendants. La rétention conditionne la disponibilité des produits pour leur dégradation : ainsi les produits à K_{oc} élevés seront

mieux "protégés" que les autres. En pratique, c'est le couple rétention-dégradation qui détermine la mobilité des substances.

L'indice empirique GUS (*Groundwater Ubiquity Score* = $\log(DT_{50}(4-\log K_{oc}))$), qui donne une indication du potentiel de mouvement d'une molécule en infiltration, est une bonne illustration de cette action couplée.

Ces deux paramètres sont ceux qui servent à caractériser les risques de mobilité propre à chaque substance dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique préalable à l'homologation. Ils sont de ce fait disponibles pour la majorité des pesticides (*base de données Agritox*). Ils sont en revanche rarement disponibles pour les métabolites, qui sont souvent de surcroît des molécules polaires, dont la rétention ne peut être caractérisée par le K_{oc} .

3.2 Mécanismes de transferts

3.2.1 LES DIFFERENTS TYPES DE TRANSFERTS POSSIBLES

3.2.1.1 Transfert vers l'atmosphère

3.2.1.1.1 Généralités

Grâce à des développements à la fois expérimentaux et en modélisation, des connaissances ont été acquises sur la volatilisation surtout depuis le sol et moins depuis la plante, bien qu'elle soit reconnue plus intense et rapide (*Van Den Berg et al., 1999, cité dans le rapport d'expertise [1]*). Les flux de volatilisation mesurés dans différentes situations ont des valeurs variant de $0,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ à $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, représentant alors de quelques 0,1 % jusqu'à quelques dizaines de pour-cent de la dose appliquée sur une durée de quelques jours à quelques semaines (*Bedos et al., 2002, cité dans le rapport d'expertise [1]*).

Ces transferts sont très variables en intensité et en durée selon :

- la nature physico-chimique du composé (pression de vapeur saturante, constante de Henry, K_{oc})
- les pratiques culturales (mode d'application, incorporation ou non au sol, distribution du produit sur la surface foliaire),
- les conditions pédo-climatiques locales (température, vent, précipitations, rayonnement solaire *via* la photodégradation, contenu en eau ou en matière organique du sol, etc.) et la nature de la surface pour les applications foliaires (forme, mouillabilité).

Le diagramme suivant (*figure 5*) illustre ces facteurs, influençant la volatilisation des pesticides.

Des méthodes de mesures de flux de volatilisation sont disponibles à plusieurs échelles et des modèles commencent aussi à être disponibles, mais ils sont rarement adaptés à l'étude de processus et il y en a peu pour la volatilisation depuis la plante.

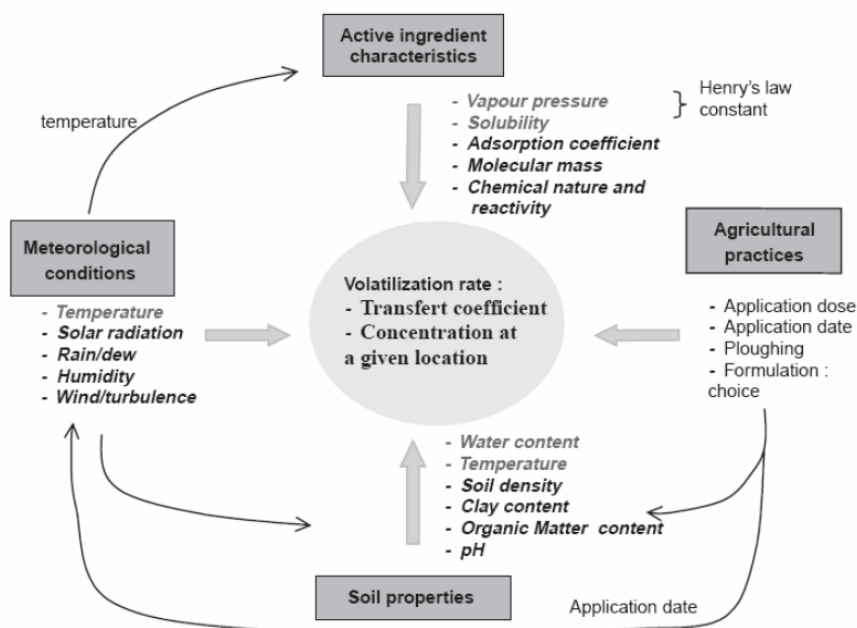


Figure 6 : Facteurs influençant la volatilisation des pesticides depuis le sol
(source : rapport d'expertise [1])

3.2.1.1.2 Dispersion atmosphérique pendant l'application

La bonne compréhension de la répartition des pesticides entre les différents compartiments environnementaux "primaires" (sol, végétation et air) (figure 7) lors de l'épandage est essentielle pour un paramétrage correct des modèles de transfert dans l'environnement (eau, sol, air) à d'autres échelles, voire des modèles d'absorption par l'homme ou la faune par voie respiratoire.

Trois types d'épandages sont alors à considérer :

- la fumigation pour la stérilisation des sols réalisée par pulvérisation, irrigation ou injection,
- l'utilisation de granulés, de micro-granulés, de semences enrobées incorporés ou non dans le sol (nématicides par exemple),
- la pulvérisation (qui représente 95% des techniques d'épandage).

Les pourcentages de substance active qui n'arrivent pas sur les cibles peuvent être très importants. En pulvérisation sur le feuillage, ils peuvent atteindre 10 à 70% vers le sol et 30 à 50% vers l'air. Lors de fumigation du sol, 20 à 30% de pertes dans l'air peuvent se produire.

L'épandage de micro-granulés, de granulés ou de semences traitées sur ou dans le sol, s'il supprime les départs directs sous forme de gouttes ou de gaz, peut être à l'origine d'émissions de poussières dans le compartiment aérien.

Les procédés de pulvérisation sont très sensibles aux propriétés physiques des bouillies, aux conditions locales, ainsi qu'aux défauts d'adaptation des appareils à la géométrie de la végétation

traitée. Pour mieux appréhender ces mécanismes, de nombreuses équipes s'intéressent aux procédés de pulvérisation. Le phénomène de fragmentation du liquide en sortie de buse est alors l'élément majeur à prendre en compte car il contribue directement à la composition des nuages de gouttes. Suivant leur diamètre et leur vitesse d'éjection, les gouttes peuvent dériver (les plus fines et les plus lentes) ou rebondir sur les cibles (les plus grosses et les plus rapides) et en conséquence se distribuer différemment entre les différents compartiments. La régularité des applications joue sur l'efficacité des doses appliquées (quantités utiles). Aucune méthode actuelle ne permet de réaliser un bilan complet de la répartition des produits entre les différents compartiments de l'environnement avec des produits réels. Les modèles de prédiction de distribution lors des épandages sont encore très insuffisants pour aborder l'ensemble des phénomènes impliqués, notamment la génération d'une phase gazeuse.

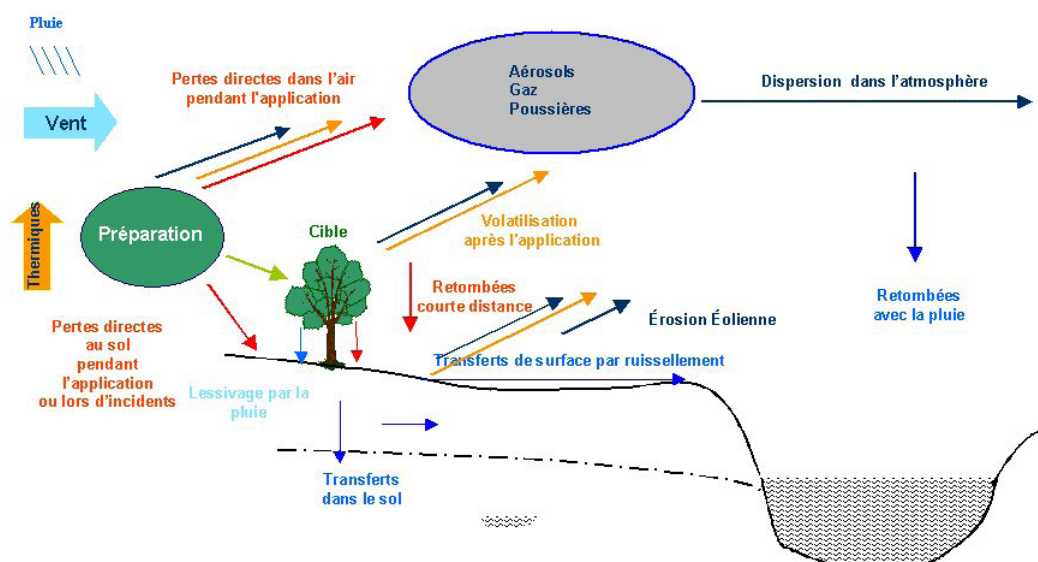


Figure 7 : Mécanismes mis en jeu lors d'épandage par pulvérisation (source : rapport d'expertise [1])

3.2.1.1.3 Dispersion atmosphérique en post-application

Les principales connaissances disponibles concernent la dispersion en phase gazeuse :

- La dispersion et les dépôts à courte distance sont des préoccupations relativement récentes pour les pesticides. L'importance du dépôt sec comparativement à la dérive ou aux dépôts humides a été mise en évidence par des études numériques et quelques observations mais il y a un manque de données en ce qui concerne les dépôts secs pour les pesticides. Il y a un grand nombre de modèles de dispersion de composés chimiques mais peu de modèles couplés dispersion/dépôts et peu de jeu de données

concernant les pesticides qui permettent de les adapter à ces substances et de les valider.

- A plus grande échelle : le transport à grande distance des pesticides (mesures concentrations dans lieux éloignés, montagne, lac...) a été mis en évidence. Il est difficile d'estimer le potentiel de transport des pesticides car il y a une méconnaissance des puits (dégradations dans l'atmosphère, dépôts secs, humides) et de la partition gaz/particules. Des études sont en cours. Des modèles existent, mais cette fois encore, il y a peu de jeux de données pour les valider.

L'érosion éolienne depuis le sol ou la plante est une voie de dissipation qui existe mais dont l'intensité n'est pas connue.

A noter que, jusqu'à présent, on est plutôt au niveau des constats sur le thème de la dispersion atmosphérique. Il n'y a pas de méthodes de prévision de la dispersion alors qu'il est nécessaire d'en tenir compte car il s'agit d'un processus important de contamination de l'air. Les quelques données disponibles indiquent qu'à plus ou moins longue échéance et/ou longue distance cette contamination atmosphérique peut jouer un rôle dans la contamination des autres compartiments de l'environnement (sol et eaux).

3.2.1.2 Transfert vers les milieux aqueux

La dérive de pulvérisation mise à part, l'eau est le principal vecteur de transfert des pesticides vers les milieux aquatiques. La contamination des eaux diffère suivant la voie d'écoulement. Elle est maximale, en terme de concentration, pour le ruissellement, moyenne pour le drainage artificiel des sols, moyenne à faible pour la percolation. Le transport se fait le plus souvent en phase soluble, même parfois dans le cas de molécules à fortes propriétés d'adsorption (K_{oc} élevés), du fait de la faible charge en particules des eaux d'écoulement. Le risque maximal de contamination des eaux correspond aux fortes averses qui se produisent peu de temps après l'application ou l'arrivée du produit au sol, c'est à dire quand la disponibilité de la substance est maximale dans le sol. Les pertes durant ces quelques événements hydrologiques peuvent constituer la majorité de la contamination annuelle. On observe du transport dans l'eau de substances plusieurs années après l'application, ce qui illustre sans doute le risque significatif de remobilisation de résidus fortement retenus sur la matrice du sol.

La hiérarchisation des voies de transfert en terme de flux dépend des systèmes hydrologiques. Les voies de circulation de l'eau entre parcelle agricole et bassin versant sont très diverses et variables d'un hydrosystème à un autre. La contamination des eaux de surface n'est pas uniquement due aux processus de ruissellement, et celle de la contamination des eaux souterraines aux seuls processus de percolation. En effet, il y a des échanges entre les deux compartiments hydrologiques. Il existe des effets d'échelle variables entre contamination parcellaire et contamination à l'échelle du bassin dépendant des phénomènes de dilution, d'infiltration profonde, de rétention et de dégradation des Les

dynamiques de contaminations des eaux souterraines restent très mal connues. Les mécanismes et les temps de réponse à un changement de pression polluante sont faiblement identifiés.

3.2.1.3 Transfert biologique

L'accumulation des polluants chimiques dans les organismes aquatiques constitue un aspect essentiel de leur devenir dans les milieux aquatiques, en raison d'une part des effets écotoxicologiques et d'autre part des risques sanitaires à travers la consommation de l'eau et des espèces comestibles.

Le facteur de bioconcentration (K_B) représente le rapport à l'équilibre de la concentration d'un composé dans un organisme à sa concentration dans l'eau. Les contaminants organiques ont tendance à s'accumuler dans les lipides des organismes et leur capacité d'accumulation est fonction de leur caractère lipophile, caractérisé par le coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}). Parmi les produits phytosanitaires utilisés, les insecticides organochlorés de la famille du DDT ont un caractère lipophile très marqué, ce qui génère, comme indiqué précédemment, une bioconcentration importante tout au long de la chaîne trophique, justifiant leur interdiction.

3.2.2 MODELES DE TRANSFERT

3.2.2.1 Types de modèles pour la prédiction des concentrations environnementales en pesticides

Les modèles de transfert de pesticides peuvent globalement se classer en trois grandes catégories : les modèles dits 'multimédias', les modèles 'stochastiques' et les modèles 'déterministes'.

3.2.2.1.1 Modèles multimédias

Les modèles de type multimédias ont été développés au cours des années 1980 (Mackay, 1979 ; Paterson & Mackay, 1985 ; Mackay & Paterson, 1990, 1991 ; Mackay, 1991 ; Wania & Mackay, 1999) et sont principalement utilisés pour simuler le devenir des pesticides persistants (du type lindane, DDT,...) dont l'utilisation en agriculture n'est plus autorisée depuis de nombreuses années sur le territoire métropolitain. Les modèles de type multimédias se basent sur une segmentation des écosystèmes en grands compartiments (sol, plante, air, eau, par exemple) et l'établissement de flux entre ces différents compartiments à travers des coefficients de partage (par exemple, un coefficient de partage entre une feuille et l'atmosphère ou entre le sol et l'eau). En n'utilisant qu'un nombre limité de paramètres d'entrée, ces modèles sont particulièrement adaptés à la modélisation des transferts à très large échelle (par exemple les transferts à l'échelle régionale ou mondiale) ou des situations pour lesquelles les données permettant de paramétrer des modèles déterministes sont peu nombreuses. Leur intérêt à une échelle plus fine est toutefois limité.

3.2.2.1.2 Modèles stochastiques

Les modèles stochastiques se basent sur des fonctions de probabilité décrivant de manière statistique une propriété du système. Le développement de ces modèles est une réponse au fait qu'il est souvent considéré que la variabilité des propriétés influençant le devenir des pesticides dans les conditions environnementales réelles est telle que le transfert des solutés au champ ne peut pas être modélisé à l'aide d'approches déterministes (*Jury & Sposito, 1986*). Le modèle stochastique TFM (*Transfer Function Model ; Jury, 1982*) se base par exemple sur la définition et la paramétrisation d'une fonction de probabilité décrivant le temps de transfert d'un soluté entre la surface du sol et une profondeur donnée. Mills & Leonard (1983) ont pour leur part exprimé la quantité de pesticides susceptible d'être perdue par ruissellement par une fonction de probabilité en observant que la fréquence d'événements pluvieux susceptibles d'entraîner des pertes par ruissellement suivait une loi de probabilité de Poisson. Plus récemment, Grochulska & Kladvko (1994) ont modifié le modèle stochastique de Jury dans le cadre de la description des transferts d'eau dans des sols à double porosité. Bien que d'un intérêt conceptuel certain, les modèles stochastiques ne reçoivent que peu d'attention dans le cadre de l'étude du transfert de pesticides vers les ressources en eau.

3.2.2.1.3 Modèles déterministes

Les premiers développements de modèles déterministes sous une forme permettant leur utilisation par une communauté d'utilisateurs datent du milieu des années 1980 (*Mills & Leonard, 1984 ; Carsel et al., 1985 ; Rao et al., 1985 ; Jury et al., 1986 ; Nofziger & Hornsby, 1986*). Un grand nombre de modèles de transfert de pesticides a été développé depuis, les propositions se différenciant par leur complexité et par leurs conditions d'utilisation (*voir par exemple Jarvis et al., 1991 ; Hutson & Wagenet, 1992 ; Knisel et al., 1992 ; RZWQM Team, 1992 ; Grochulska & Kladvko, 1994 ; Tiktak et al., 2000*). Le tableau 3 présente une liste non exhaustive de modèles mathématiques permettant de simuler spécifiquement le transfert environnemental de pesticides.

De manière générale, la modélisation du transfert de pesticides dans les sols par lessivage est la plus développée.

Pourtant, historiquement les premiers travaux de modélisation ont été conduits sur l'émission de pesticides vers l'atmosphère par volatilisation. Les modèles tels que PRZM, PEARL, etc... incluent une description de la volatilisation depuis le sol et/ou la plante grâce à des paramétrisations restant pour l'instant relativement simples mais qui sont en cours de développement. La modélisation dans les domaines traitant du transport atmosphérique des pesticides, leur entraînement par ruissellement et érosion et leur devenir au-delà de la zone racinaire n'est que peu avancée et elle ne permet généralement pas de reproduire de manière satisfaisante les chroniques de concentrations mesurées dans les différents compartiments. Les modèles récents développés pour étudier la volatilisation (*PEM, (Scholtz et al., 2002); Volt'air Pesticides, (Cellier et al., 2004)*) avec des échelles de temps adaptées au processus de volatilisation permettent de décrire globalement la dynamique du flux, malgré des améliorations nécessaires. Cependant, l'estimation de la concentration résultante dans

l'atmosphère nécessite un couplage avec des modèles de dispersion. Par ailleurs, la majorité des modèles disponibles pour les pesticides s'applique à l'échelle locale (celle du m², du profil de sol, de la parcelle). Les applications de modèles à l'échelle du bassin versant hydrologique ou hydrogéologique se limitent pour l'instant pour ce qui est des pesticides à des applications prédictives basées sur la spatialisation de modèles normalement appliqués à l'échelle parcellaire (*Röpke et al., 2004*) bien qu'il ait été démontré que les éléments du paysage (haies, fossés) ont une influence probablement importante sur les transferts d'eau et de solutés dans les bassins versants (*Carluer & De Marsily, 2004*). L'utilisation à l'échelle du bassin versant de modèles déterministes se heurte à la disponibilité de données permettant leur paramétrisation et des approches simplifiées ou alternatives (par exemple des réseaux de neurones) sont alors parfois adoptées. Il est toutefois à noter qu'il y a à l'heure actuelle un développement de modèles à l'échelle du paysage, qui permettent de prendre en compte les éléments prépondérants de celui-ci : largeur des zones tampons, présence de sillons d'érosion, pente, etc (Exemple : modèle POWER (Planner Oriented Watershed modeling system for Environmental Responses, développé par le CEMAGREF de LYON).

Le travail conséquent réalisé sur la modélisation du transfert des pesticides dans la zone racinaire s'explique pour partie par l'importance de ce compartiment dans l'estimation du risque de lixiviation des pesticides dans le cadre de l'homologation (*Travis, 2000 cité dans le rapport [1]*). L'estimation du risque de contamination des eaux souterraines dans l'Union Européenne se base en effet typiquement sur l'estimation des quantités de pesticide lixiviées à 1 mètre de profondeur, suivant l'hypothèse qu'une comparaison des quantités lixiviées à cette profondeur et de la norme (0,1 µg/L en Europe, quel que soit le produit considéré) représente une approche protectrice vis-à-vis des eaux souterraines sous-jacentes.

La modélisation du transfert des pesticides dans l'environnement a largement bénéficié des travaux des groupes de travail européens FOCUS (*FOrum for the Coordination of pesticide fate models and their USE*) qui se sont succédés depuis 1995. Chacun de ces groupes, formés de chercheurs et de représentants de l'industrie et des autorités d'homologation des pesticides, s'est attaché à faire la synthèse des connaissances dans un domaine particulier et à faire des propositions d'amélioration des démarches d'évaluation de risque mettant en jeu des modèles de transfert des pesticides (*tableau 4*, les différents rapports cités peuvent être téléchargés depuis le site <http://viso.ei.jrc.it/focus/>). Les derniers travaux des groupes FOCUS ont visé à établir une relative standardisation des procédures pour l'évaluation de risque, de façon à pouvoir faciliter le travail d'évaluation des molécules au niveau européen et des états membres.

Modèles	Exemples	Références
Simulation de la lixiviation des pesticides à travers le sol	PELMO	<i>Jene, 1998</i>
	PRZM	<i>Carsel et al., 1985</i>
	PEARL	<i>Tiktak et al., 2000</i>
	MACRO	<i>Jarvis et al., 1991</i>
	PESTRAS	<i>Tiktak et al., 1994</i>
	LEACHM	<i>Hutson et Wagenet, 1992</i>
	GLEAMS	<i>Knisel et al., 1994</i>
	CMLS	<i>Notziger et Hornsbt</i>
	AGRIFLUX	<i>Banton et Larocque, 1997</i>
	CRACKP	<i>Amstrong et al., 2000</i>
	PLM	<i>Nicholls et al., 2000</i>
	SIMULAT	<i>Aden et Dieckrüger, 2000</i>
	VARLEACH	<i>Walker, 1997</i>
	HYDRUS	<i>Simunek et al., 1998</i>
	MACRO DB	<i>Jarvis et al., 1997</i>
	OPUS	<i>Smith, 1992</i>
	WAVE	<i>Vanclooster et al., 1995</i>
	MARTHE	<i>Thiery et al., 2004</i>
	PESTRANS	<i>Unlu et al., 1997</i>
Simulation des pertes de pesticides par érosion et/ou ruissellement	PELMO	<i>Jene, 1998</i>
	PRZM	<i>Carsel et al., 1985</i>
	EPIC	<i>Williams et al., 1984</i>
	TurfPQ	<i>Halh, 2001</i>
	OPUS	<i>Smith, 1992</i>
Simulation du devenir des pesticides dans les cours d'eau	TOXSWA	<i>Adrlaanse, 1996</i>
Simulation du devenir des pesticides à l'échelle du bassin versant	EXAMS	
	MARTHE	<i>Thiery et al., 2004</i>
	HSPF	<i>Donigian et al., 1984</i>
Simulation des émissions de pesticides vers l'atmosphère	SWAT	<i>Arnold et al., 1992 ; Arnold et Tohrer, 2005</i>
	PELMO	<i>Jene, 1998</i>
	PRZM	<i>Carsel et al., 1985</i>
	PEARL	<i>Tiktak et al., 2000</i>
	MACRO	<i>Jarvis et al., 1991 ; Jarvis et Larsson, 1998</i>
	PESTLA	<i>Van Den Berg et Boesten, 1999</i>
	LEACHM	<i>Hutson et Wagenet, 1992</i>
	PEM	<i>Scholtz et al., 2002</i>
	Volt'air Pesticide	<i>Cellier et al., 2004</i>
Simulation du transport atmosphérique et du dépôt	BAM	<i>Jury et al., 1983</i>
	PESTDPEP	<i>Asman et al., 2003</i>
	EVA, SimpleBox	<i>Ven De Meet, 1993</i>
Simulation de la dérive	IDEFICS	<i>Holterman et al., 1997</i>
	AgDrift	<i>Birchfield, 2004</i>

Tableau 3 : Exemples de modèles permettant la prédiction du transfert de pesticides dans différents compartiments environnementaux (source : rapport d'expertise [1])

Appellation des groupes de travail	Période de travaux	Activités	Rapport
FOCUS groundwater	1994-1995	Synthèse sur la disponibilité des modèles de lixiviation. Recommandations sur l'utilisation des modèles dans le cadre d'analyses de risque.	FOCUS (1995)
FOCUS soil	1995-1996	Identification de recherches à mener dans le domaine Recommandations sur le calcul de concentrations dans le sol dans un cadre d'analyse de risque Suggestions d'amélioration des modèles.	FOCUS (1996)
FOCUS surface water	1994-1995	Premières réflexions sur la définition de scénarios européens pour la lixiviation. Synthèse des connaissances sur les possibilités de modélisation de la dérive, du ruissellement, du drainage, et sur le devenir dans un cours d'eau. Premières réflexions sur la définition de scénarios européens pour les eaux de surface.	FOCUS (1997)
FOCUS groundwater scenarios	1997-2000	Définition de scénarios permettant une certaine standardisation des démarches d'évaluation du risque de transfert vers les eaux souterraines. Mise à disposition de 4 modèles de lixiviation intégrant ces scénarios	FOCUS (2000)
FOCUS surface water scenarios	1997-2001	Définition de scénarios permettant une certaine standardisation des démarches d'évaluation du risque de transfert vers les eaux de surface. Mise à disposition de modèles permettant la conduite des analyses de risque	FOCUS (2001)
FOCUS degradation kinetics	2002-2005	Analyse critique et recommandations sur l'utilisation de différentes cinétiques dans la modélisation de la dissipation des pesticides.	Guidance Document
FOCUS landscape and mitigation	2002-2005	Synthèse des connaissances sur la prise en compte des éléments du paysage dans l'évaluation du risque environnemental. Propositions de recommandations sur les pratiques dans le domaine	FOCUS (2005)
FOCUS air	2002-2005	Synthèse des connaissances et des modèles et méthodes existants. Proposition d'un schéma d'évaluation	Rapport final à venir

Tableau 4 : Bilan des activités des groupes FOCUS (source : rapport d'expertise [1])

3.2.2.2 Exemple : Cas du bassin de la Marne, d'après la publication PIREN Seine [2]

3.2.2.2.1 Bilan du transfert des pesticides au sein du bassin de la Marne

Des travaux déjà réalisés dans le cadre du programme PIREN Seine ont permis d'effectuer un bilan global (*figure 8*). Les apports agricoles sont largement dominants, et représentent près de 90 % des quantités totales appliquées dans le bassin versant. Les 5212 tonnes apportées représentent un total de 162 matières actives dont 10 correspondent à 66 % des usages. Certains traitements n'ont pas été pris en compte comme ceux effectués sur la vigne et les vergers. Il serait important de les considérer car le désherbage est généralement réalisé par traitement au diuron. Les apports urbains, évalués à 62,5 tonnes, sont près de 10 fois plus faibles, comparés à ceux de l'agriculture, expliquant pourquoi ils ont généralement été négligés jusqu'à présent. Sur 76 matières actives, seulement 3 représentent près de 60 % des emplois : le diuron, l'aminotriazole et le glyphosate.

Les coefficients d'exportation annuels des pesticides d'origine agricole vers la Marne ont été calculés en tenant compte des paramètres globaux d'adsorption (K_{oc}) et de dégradation (durée de demi-vie : τ). Les caractéristiques du bassin versant ont été prise en compte par les connaissances acquises du transfert de l'atrazine. Les quantités totales de pesticides d'origine agricole ont été estimées à 13,5 tonnes dans la Marne. Globalement, les résultats semblent être cohérents avec les pourcentages de détection des pesticides dans les cours d'eau d'Ile de France. Cependant, contrairement à la méthode SIRIS, cette méthode est une approche quantitative du transfert des pesticides.

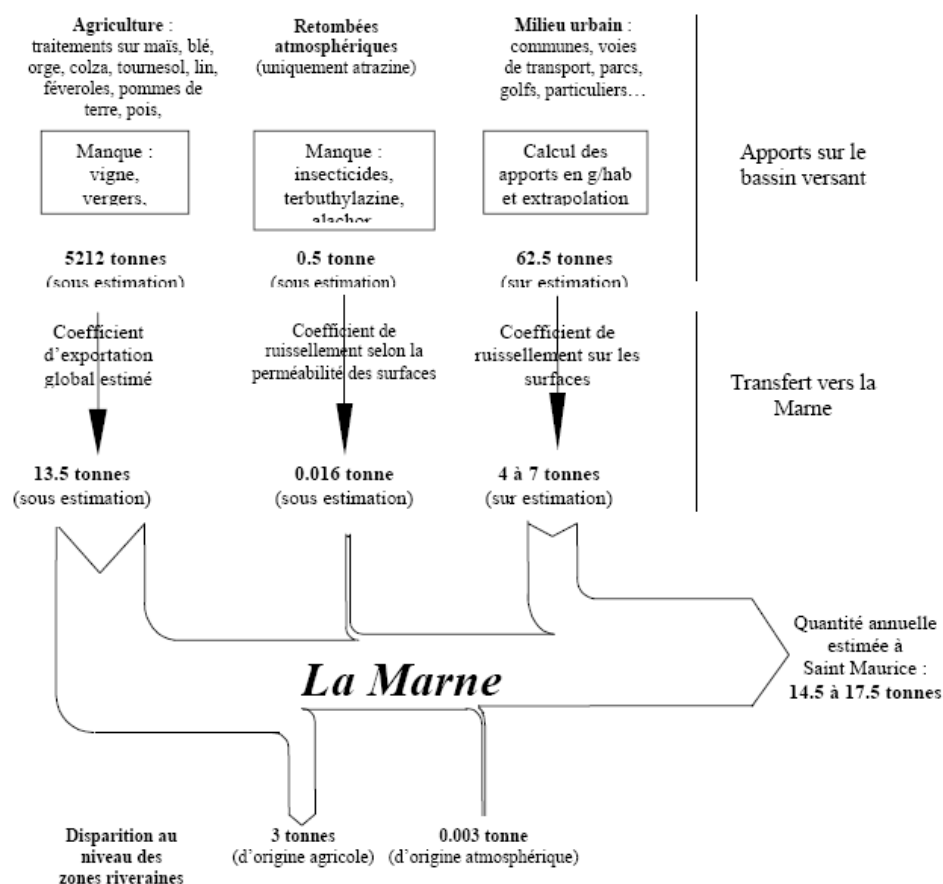


Figure 8: Schéma des apports et du transfert annuels des pesticides sur le bassin versant de la Marne (source : Rapport PIREN Seine [2])

Ce bilan à l'échelle du bassin versant de la Marne permet de donner une approximation des quantités susceptibles d'être transférées vers le cours d'eau, mais il ne permet pas d'évaluer le risque de pollution. En effet, les pics de contamination ont lieu ponctuellement en fonction des conditions météorologiques alors que les résultats présentés ici ne tiennent compte que du coefficient de ruissellement moyen de l'atrazine. Il est donc important de tenter d'adapter ces résultats à la modélisation. Deux modèles ont été élaborés et présentés ci-après.

La modélisation du transfert des produits phytosanitaires est réalisée en adaptant les modèles hydrologiques déjà utilisés dans le Piren Seine (MODCOU pour les eaux souterraines et SENEQUE pour les eaux de surface) par l'ajout d'un module spécifique. Les molécules testées ont été dans un premier temps l'atrazine et l'isoproturon. A noter que les paramètres d'adsorption (K_{oc}) et de dégradation (durée de demi-vie : τ) sont les plus importants dans la modélisation.

3.2.2.2.2 La modélisation du transfert vers les eaux souterraines

L'objectif général est d'utiliser un modèle intégré simulant les transferts de pesticides depuis le sol jusque vers les eaux souterraines. A savoir, coupler un modèle qui simule les flux de pesticides en sortie de zone racinaire sur le principe des modèles MACRO, LEACHP... avec des modèles de transport et d'écoulement souterrains, notamment MODCOU (figure 9).

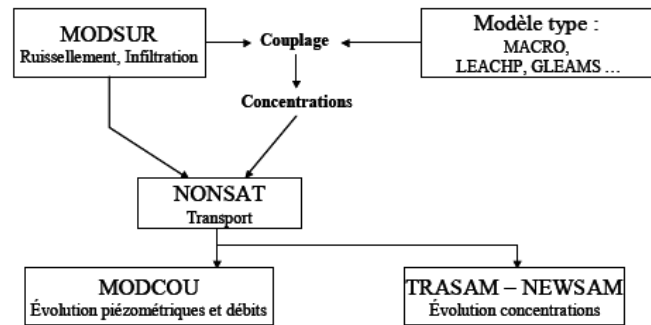


Figure 9 : Principe de modélisation vers les eaux souterraines (source : publication PIREN Seine [2])

3.2.2.2.3 La modélisation du transfert vers les eaux de surface

Le modèle hydrologique utilisé est le modèle SENEQUE auquel un module de transfert des pesticides a été couplé. Comme précédemment, le but de cette modélisation est de pouvoir s'adapter à différentes molécules. Les caractéristiques du transfert resteront donc simplistes : l'adsorption dans le sol, la durée de demi vie et la période de traitement (figure 10).

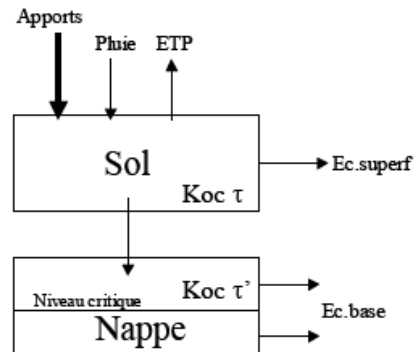


Figure 10 : Schéma de modélisation vers les eaux de surface (source : publication PIREN Seine [2])

4 Contamination des milieux et impacts

4.1 Impacts environnementaux

La problématique de la mise en évidence des effets des pesticides sur les milieux naturels a fait l'objet d'un séminaire européen en octobre 2003 au Croisic (*Effects of Pesticides in the Field*). Le bilan des travaux déjà réalisés a montré qu'il existe en fin de compte très peu d'études de biosurveillance correctement menées et qui permettent d'évaluer sans ambiguïté les effets des pesticides dans les milieux naturels.

4.1.1 IMPACTS SUR LES ECOSYSTEMES TERRESTRES

L'exposition des écosystèmes terrestres aux pesticides est réelle, et concerne tous les milieux et tous les groupes d'organismes. Même si tous les groupes d'organismes ne font pas l'objet de suivis par des réseaux de surveillance dédiés, à l'heure actuelle, seuls les vertébrés (à l'exception toutefois des

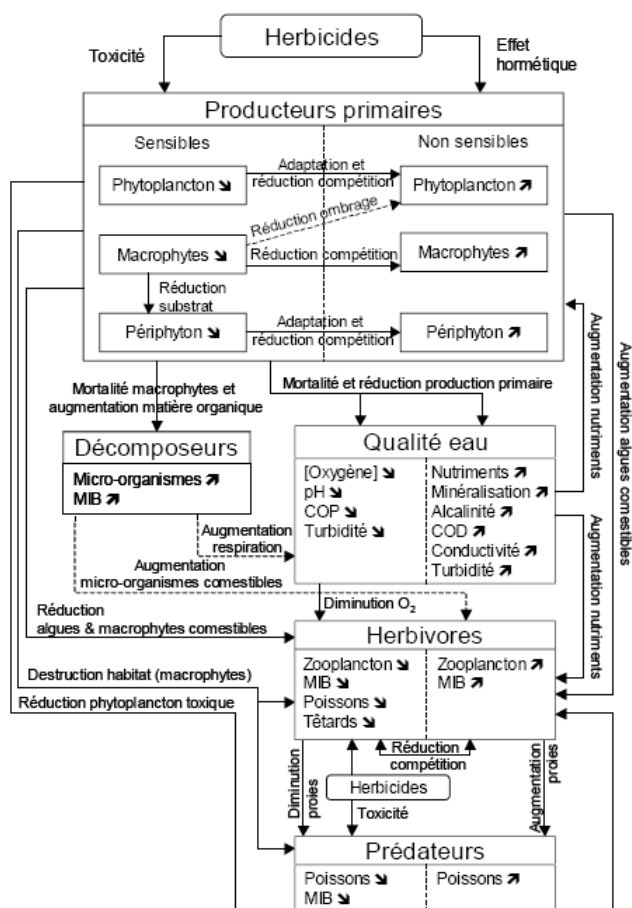
reptiles) et les abeilles font l'objet de recensements des populations, la plupart du temps suite à des incidents. Dans les écosystèmes cultivés, les impacts sont accentués en général avec l'intensification de l'agriculture et l'utilisation de pesticides, sans qu'il soit possible, dans la majorité des cas, d'identifier le ou les produits responsables et d'en expliquer les mécanismes.

Sur le plan des connaissances, il y a un déficit très important en terme d'études de terrain permettant d'apporter des réponses sur la nature des agents de stress à l'origine des constats écologiques effectués. Les aspects intégrateurs de l'écotoxicologie, abordant les impacts des pesticides à l'échelle des écosystèmes et incluant l'analyse des modalités d'exposition aux différents niveaux du réseau trophique, et l'analyse des réponses (directes et indirectes) des populations et des communautés est nécessaire afin de développer des outils réellement prédictifs des impacts des pesticides et de proposer des moyens efficaces pour limiter ces impacts.

En Europe, il existe quelques réseaux de surveillance susceptibles de fournir des renseignements sur les effets non intentionnels des pesticides sur les espèces non cibles mais tous les pays n'en sont pas dotés. Une enquête dont les résultats ont été publiés en 1999 indiquait que seuls 7 pays européens (sur les 18 contactés) enregistraient de façon systématique les incidents associés aux pesticides : Allemagne, Danemark, France, Grèce, Norvège, Pays-Bas et Royaume-Uni. Les deux principaux réseaux sont le réseau SAGIR en France et le *Wildlife Incident Investigation Scheme (WIIS)* au Royaume-Uni.

4.1.2 IMPACTS SUR LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES

Au sein des écosystèmes aquatiques, les effets toxiques directs des pesticides peuvent entraîner des modifications des interactions biologiques. Ces effets reposent essentiellement sur une modification des relations de compétition au sein d'un même niveau trophique et/ou des relations de consommation entre des niveaux trophiques successifs (*figures 11 et 12*). Une contamination des milieux aquatiques naturels à des niveaux supérieurs aux concentrations toxiques pour les organismes aquatiques est parfois observée, notamment pour les insecticides et les herbicides. Le drainage augmente le risque de transfert vers les milieux aquatiques. La situation est vraisemblablement plus préoccupante dans les petits bassins versants et en tête de bassin versant. Tous les groupes taxonomiques peuvent être affectés. Il est extrêmement délicat d'associer la présence de pesticides dans les milieux aquatiques avec des effets car l'exposition des organismes est difficile à évaluer. Il y a de nombreux facteurs confondants, liés notamment aux activités agricoles, qui rendent la mise en évidence de relations de causalité entre présence des pesticides et effets difficile (nutriments, modification des caractéristiques physiques des habitats, autres polluants, etc.). Les informations sur les milieux marins et estuariens sont quasiment inexistantes.



COD : carbone organique dissous
COP : carbone organique particulaire
MIB : macro-invertébrés benthiques

Figure 12 : Enchaînements possibles des effets des insecticides au sein des réseaux trophiques aquatiques (source : rapport d'expertise [1])

4.2 Méthode de diagnostic des contaminations

4.2.1 RESEAUX DE SURVEILLANCE

En France, il n'y a pas de réseau national d'évaluation de la qualité de l'eau vis-à-vis de la contamination par les pesticides et les informations disponibles à l'échelle du territoire découle de l'agrégation des données fournies par différents réseaux de surveillance (travail de compilation réalisé par l'IFEN) qui ont des objectifs et des caractéristiques (méthodes analytiques, fréquences d'échantillonnage, etc.) fréquemment différents.

4.2.2 INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX

Différents indicateurs de flux et d'impact, couplant caractéristiques des pesticides et conditions de milieu (développés notamment dans le cadre d'une action concertée européenne), ont été

développés en Europe pour prédire les contaminations dans les différents compartiments de l'environnement et leurs impacts sur différentes cibles. Certains indicateurs ont l'intérêt d'agréger les usages de multiples produits, sur un territoire donné et pour un compartiment de l'environnement ou une cible donnée, donnant une vision complémentaire à celle fournie par une liste des substances et des quantités appliquées. Les indicateurs de risque concernent 6 compartiments de l'environnement : eaux de surface, eaux souterraines, air, sols, homme (applicateurs et/ou populations), biodiversité (en dehors des espèces utilisées pour l'évaluation du risque pour les compartiments eaux de surface et sols) (*voir annexes I,II,III*). La majorité des indicateurs comporte une évaluation du risque pour les eaux de surface et les eaux souterraines. En revanche, les sols et l'air sont rarement pris en compte. Un peu plus de 40% des indicateurs concernent la biodiversité mais cette prise en compte repose généralement sur peu d'espèces.

Quasiment tous les indicateurs ont été conçus comme outil d'aide à la décision par rapport à un risque environnemental, et ils permettent le plus souvent d'effectuer un diagnostic de la situation. Si un peu plus de la moitié d'entre eux permettent d'évaluer des pratiques agricoles, ils sont en revanche moins nombreux à permettre l'évaluation des résultats d'un programme d'action (32,5%).

4.2.3 DIAGNOSTIC ET INDICATEURS CORPEN

La démarche de diagnostic élaborée par le CORPEN (1999) a été conçue pour identifier les causes principales du transfert de pesticides vers les eaux de surface et souterraines : l'objectif est de proposer des solutions correctives adaptées aux conditions particulières du milieu étudié, à mettre en place dans le cadre d'un plan d'action.

La démarche CORPEN (*illustré par la figure 13*) est dédiée à l'identification des risques de transfert et à l'évaluation de solutions correctives à différentes échelles: l'exploitation, le bassin versant et la région. Elle se décline en deux types d'outils complémentaires: le diagnostic et les indicateurs. Le diagnostic permet de définir les actions correctives à entreprendre ; les indicateurs servent à suivre l'efficacité de la réalisation de ces actions.

Le diagnostic s'appuie sur trois constats :

- la détermination forte du transfert des pesticides par les conditions du milieu
- le rôle essentiel du mode de circulation de l'eau dans et hors de la parcelle dans ces transferts
- la difficulté de quantifier ces phénomènes, d'où le caractère essentiellement qualitatif des risques identifiés.

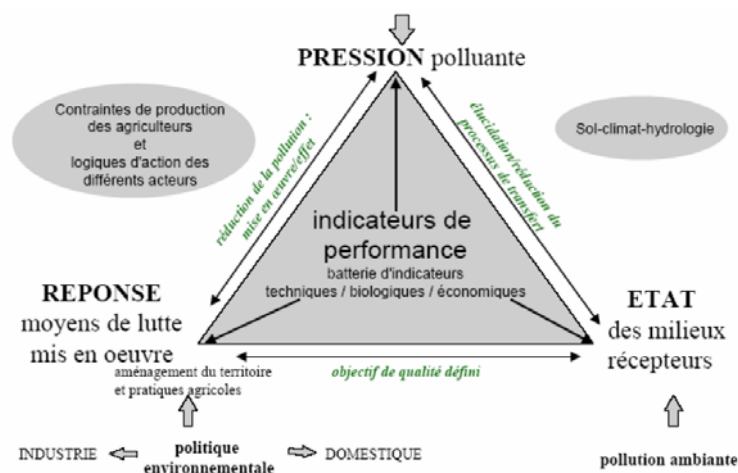


Figure 13 : Représentation simplifiée de l'approche Pression - Etat - Réponse dans le cas des pollutions de l'eau provenant des activités agricoles
(source : rapport d'expertise [1])

La démarche propose un arbre décision qui prend en compte des paramètres tels que la sensibilité du terrain à la battance, l'hydromorphie, la présence de drainage, une rupture de perméabilité, etc. Les parcelles à risques, où devront être mises en oeuvre des actions spécifiques avec un traitement distinct du risque de contamination des eaux superficielles et du risque de contamination des eaux souterraines sont identifiées.

De nombreux indicateurs descriptifs sont proposés. Ils portent sur les actions de corrections des pollutions (diffuses (pratiques et aménagements), et ponctuelles), sur l'implication des acteurs, la qualité de l'eau et l'évaluation globale du plan d'action. L'intérêt de la démarche est dans son aspect pratique, facilement évolutif, à la portée des utilisateurs, et à son caractère pédagogique.

La mise en place de la démarche CORPEN reste cependant coûteuse en moyens humains et en temps.

4.3 Actions potentielles pour le contrôle et la réduction des transferts

4.3.1 ACTIONS POTENTIELLES POUR LA REDUCTION DES TRANSFERTS

4.3.1.1 Diminution directe des quantités pulvérisées

Une première action corrective est la diminution des utilisations des produits phytosanitaires. Elle est en principe toujours positive au plan environnemental. Elle ne produit toutefois pas nécessairement une réduction proportionnelle de la contamination des milieux et des impacts, car il n'y a pas de liaison simple (linéaire par exemple) entre les quantités de pesticides épandues et les niveaux de contamination résultants. Il faut aussi insister sur le fait que la réduction des utilisations ne doit pas être confondue avec la substitution de molécules, qui peut produire une diminution nette des masses de produits utilisés du seul fait d'un ratio efficacité/quantité de produit des nouvelles molécules bien supérieur à celui des anciennes. La notion de diminution des utilisations n'a ainsi de

sens au point de vue environnemental que si l'impact écotoxicologique des produits utilisés après diminution est équivalent ou inférieur à celui des produits employés précédemment.

4.3.1.2 Substitution des molécules

La substitution de molécules pour réduire, en fonction des conditions locales, les risques de dispersion dans l'environnement et les impacts écotoxicologiques peut être envisagée.

4.3.1.3 Techniques d'épandage

L'amélioration des techniques d'épandage afin de mieux cibler les organismes visés par les traitements phytosanitaires serait un progrès notable par rapport aux pratiques en cours. Mais elle nécessite un investissement significatif en ce qui concerne le matériel et la formation.

4.3.1.4 Choix de pratiques culturales et système de cultures

La sélection de pratiques culturales et de systèmes de cultures permettant de limiter les processus de dispersion des produits dans les différents compartiments environnementaux peut être préconisé. Là aussi, par rapport à l'état actuel des pratiques, des progrès importants peuvent être attendus. Dans un certain nombre de cas, ces modifications conduiront également à une diminution des utilisations.

4.3.1.5 Gestion des éléments du paysage

L'aménagement du milieu agricole, par l'organisation des parcelles entre elles, ou encore la mise en place de routes et chemins, de haies, de talus, de réseaux de drainage enterrés, de fossés, de bandes enherbées ou boisées, interagit avec le fonctionnement hydrologique naturel du bassin versant. A ce titre, il a une influence sur le partage des quantités d'eau ruisselées et infiltrées, sur les chemins de circulation d'eau dans un versant et les temps de transfert à l'échelle du bassin. Ces discontinuités hydrologiques peuvent ainsi constituer des barrages aux écoulements rapides suscités par des événements pluvieux intenses (talus, haies), ou au contraire les accélérer (fossés, réseau de drainage). Si les eaux sont fortement chargées en pesticides (pluie peu après un épandage), ces singularités ont alors un rôle épurateur majeur, en freinant l'écoulement et en favorisant la rétention des molécules dans le sol, ou au contraire contribuent à des pics de pollution si les molécules ne peuvent être retenues ou dégradées au cours de leur trajet. (*d'après Garon [5], et Lacas [7]*).

A titre d'exemple illustratif, la figure 14 caractérise le rôle d'une bande enherbée dans le transfert des pesticides.

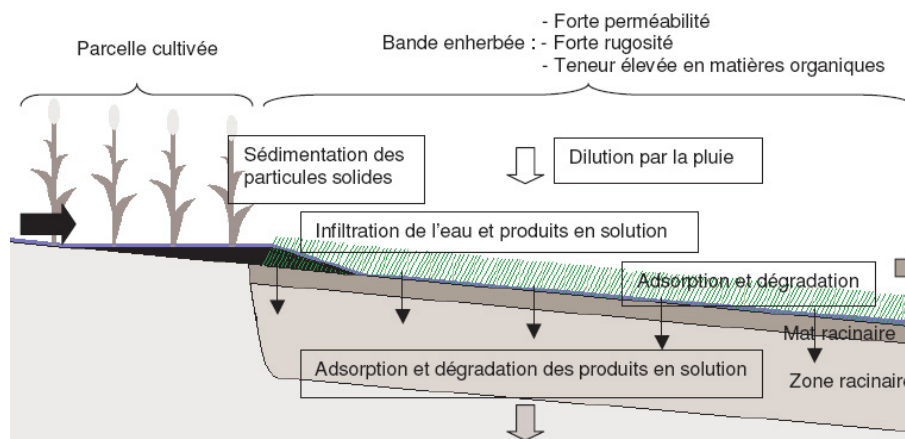


Figure 14 : Mécanisme de transfert des pesticides dans une bande enherbée
(source : Lacas [7])

4.3.2 RECOMMANDATIONS

L'application de mesures correctives doit prendre en compte certaines difficultés liées à la complexité des processus de dispersion et de leurs interactions : Les mesures doivent être raisonnées en fonction des conditions locales. L'absence de modèles génériques de comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement ne permet pas à l'heure actuelle de définir des solutions universelles ; Il est nécessaire d'envisager l'ensemble des voies de dispersion potentielle. En effet, la conséquence d'une action peut varier suivant le compartiment environnemental considéré, c'est-à-dire être bénéfique pour l'un et négatif pour un autre. La notion de bilan environnemental est ainsi à prendre en compte absolument avant la mise en oeuvre de toute mesure ; Il est également nécessaire d'envisager l'implication d'une action non seulement au plan environnemental, mais aussi au plan du système de culture. C'est ainsi qu'un changement de pratique d'entretien du sol, limitant le ruissellement des herbicides peut avoir des effets collatéraux négatifs sur la culture concernée ou les cultures suivantes ; La plupart des mesures correctives préconisées présentent un coût significatif pour celui qui a la charge de les mettre en oeuvre. Il est essentiel que ce coût soit évalué et considéré. Les éléments nécessaires à cette évaluation sont imparfaitement connus et les méthodologies d'évaluation disponibles sont actuellement très restreintes, voire inexistantes. Les mesures correctives visant à limiter la dispersion des produits hors de la parcelle peuvent avoir une efficacité significative sur la contamination des différents compartiments de l'environnement. Leur mise en application généralisée, mais raisonnée sur la base de bilans environnementaux menés en fonction des conditions locales, peut donc être recommandée. Il est néanmoins nécessaire de souligner que les mesures correctives portent bien leur nom, à savoir qu'elles peuvent corriger, c'est-à-dire limiter les phénomènes de contamination de l'environnement par les produits phytosanitaires, mais hormis dans quelques cas très particuliers, les mesures correctives évoquées ne sont pas à même, à elles seules, de supprimer les contaminations, et donc les impacts. La réduction des utilisations doit nécessairement être envisagée à cet effet, tout en gardant présentes à l'esprit les incertitudes évoquées précédemment, notamment en terme de temps de réponse des systèmes.

5 Conclusion - Perspectives

Les pesticides sont des substances très mobiles au sein des différents écosphères dont l'eau est le principal vecteur. Leur dégradation est possible au sein de chaque compartiment environnemental, mais le sol reste le principal lieu de la dégradation où l'activité des microorganismes joue un rôle fondamental. Cette dégradation peut être totale et aboutir à la minéralisation des produits. Cependant, les temps de dégradation sont extrêmement longs et les risques biologiques liés à leur présence dans le milieu sont mal connus, notamment les risques engendrés par les expositions chroniques à long terme. Les processus de dispersion et de dégradation sont complexes et il n'est pas évident d'établir une relation entre les doses appliquées et les effets notés, encore moins d'identifier les effets prévisibles à une dose imposée. Des mesures correctives peuvent être apportées pour limiter les transferts et réduire les pics de contaminations des eaux, mais il apparaît évident que la diminution des quantités pulvérisées reste un moyen simple mais efficace pour remédier aux problèmes environnementaux et diminuer les risques liés à la santé publique. Plusieurs éléments de l'actualité politique européenne et nationale convergent pour inscrire la question de la réduction de l'usage des pesticides dans les perspectives d'actions publiques. Citons, dans le cadre de l'Union européenne :

- la réforme de la Politique agricole commune (PAC) et les probables renforcements futurs de la conditionnalité environnementale des aides agricoles
 - l'application et la révision de la Directive 91/414/CE relative à la procédure d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques
 - la mise en oeuvre de la Directive cadre sur l'eau (DCE) qui nécessitera, pour respecter les objectifs de "bon état écologique" des masses d'eau, des actions dont certaines concerneront l'utilisation des pesticides
 - la réflexion actuelle sur la définition d'une Directive cadre sur les pesticides (DCP).
- Au niveau national, le futur Plan interministériel "Pesticides" et le Plan national santé-environnement (PNSE) sont la manifestation de la préoccupation des pouvoirs publics concernant la réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides.

Ces mesures sont des solutions encourageantes pour lutter efficacement à l'échelle des grandes régions hydrographiques contre les problèmes liés aux pesticides. Elles permettront vraisemblablement une amélioration notable de la qualité des eaux superficielles. Cependant l'amélioration de la qualité des eaux souterraines reste beaucoup moins évidente compte tenu du faible taux de renouvellement du volume d'eau des nappes et des conditions défavorables à la dégradation.

Annexes

Annexe I

Indicateurs	Eaux de surface	Eaux souterraines	Air	Sol	Homme	Biodiversité
Anonyme (Atkins <i>et al.</i>)						+ ¹
Anonyme (Barnard <i>et al.</i>)					+	
Anonyme (Hornsby)	+	+			+	
Anonyme (Laskowski <i>et al.</i>)	+	+	+	+		
AARI (Acute Aquatic Risk Indicator)	+					
ADSCOR (Additive Scoring)	+					
CHEMS-1 (Chemical Hazard Evaluation for Management Strategies)	+		+		+	+
DIAPHYT (Diagnostic Phytosanitaire)	+	+			+	+
ECORR (Ecological Relative Risk)	+		+	+		+
EEP (Environment Exposure to Pesticides)		+	+	+		
EIL (Economic Injury Level)	+	+			+	+
EIQ (Environmental Impact Quotient)	+	+			+	+
EPRIP (Environmental Potential Risk Indicator for Pesticides)	+	+	+	+		
EYP (Environmental Yardstick for Pesticides)	+	+		+		
FA-IL (Frequency of Application - Index of Load)	+	+		+	+	+
F-PURE (Florida Pesticide Use Risk Evaluation)		+			+	
GHI (Groundwater Hazard Index)		+			+	
GUS (Groundwater Ubiquity Score)		+				
IPHY (Indicateur Phytosanitaire)	+	+	+			
NRI (Norwegian Risk Indicator)	+	+		+	+	+
PAF (Potentially Affected Fraction)	+			+		+
p-EMA (Pesticides - Environmental Management for Agriculture)	+	+		+	+	+
PERI (Pesticide Environmental Risk Indicators)	+	+	+	+		
PESTDECIDE	+	+			+	+
PEI (Pesticide Environmental Index)	+	+			+	
PI (Pesticides Index)						+
PLANETOR	+	+			+	
PMR (Pest Management Rating)	+				+	+
POCER (Pesticide Occupational and Environmental Risk)	+	+		+	+	+
Rating Systems	+		+	+		+
Responsible Choice	+	+		+	+	+
REXTOX (Ratio Exposition Toxicity)	+					
RMI (Risk Management Indicator)	+	+		+	+	+
SCS/ARS/CES	+	+				
SRI (Swedish Risk Indicator)	+	+			+	+
SYNOPS (Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel)	+			+		
SYPEP (System for Predicting the Environmental Impact of Pesticides)	+	+				
SYSCOR (Synergy Scoring)	+					
WHO Indicator					+	

¹ Abeilles

Compartiments de l'environnement concernés par les indicateurs de risque analysés par Devillers *et al.* (2005)
source : rapport d'expertise [1]

Annexe II

Indicateurs	Diagnostic	Aide décision	Comm.	Evaluation politique	Evaluation pratiques	Evaluation programme action	Risque environne- mental	Risque sanitaire
Anonyme (Atkins <i>et al.</i>)	+	+					+	
Anonyme (Barnard <i>et al.</i>)		+		+	+	+	+	
Anonyme (Hornsby)		+		+			+	
Anonyme (Laskowski <i>et al.</i>)		+					+	
AARI (Acute Aquatic Risk Indicator)	+	+						
ADSCOR (Additive Scoring)	+	+			+	+	+	
CHEMS-1 (Chemical Hazard Evaluation for Management Strategies)	+	+					+	+
DIAPHYT (Diagnostic Phytosanitaire)	+	+			+		+	+
ECORR (Ecological Relative Risk)	+	+			+		+	
EEP (Environment Exposure to Pesticides)	+	+			+			
EIL (Economic Injury Level)		+		+			+	
EIQ (Environmental Impact Quotient)	+	+			+		+	
EPRIP (Environmental Potential Risk Indicator for Pesticides)	+	+			+		+	
EYP (Environmental Yardstick for Pesticides)	+	+		+	+		+	
FA-IL (Frequency of Application - Index of Load)		+				+	+	
F-PURE (Florida Pesticide Use Risk Evaluation)	+	+		+			+	
GHI (Groundwater Hazard Index)	+	+		+			+	
GUS (Groundwater Ubiquity Score)	+	+					+	
IPHY (Indicateur Phytosanitaire)	+	+			+		+	
NRI (Norwegian Risk Indicator)	+					+	+	
PAF (Potentially Affected Fraction)	+						+	
p-EMA (Pesticides - Environmental Management for Agriculture)		+		+	+		+	
PERI (Pesticide Environmental Risk Indicators)	+	+			+		+	
PESTDECIDE		+			+	+	+	
PEI (Pesticide Environmental Index)		+		+			+	
PI (Pesticides Index)	+	+		+	+	+	+	
PLANETOR		+			+		+	
PMR (Pest Management Rating)		+					+	
POCER (Pesticide Occupational and Environmental Risk)	+	+		+	+		+	
Rating Systems	+	+			+	+	+	
Responsible Choice		+			+		+	
REXTOX (Ratio Exposition Toxicity)	+	+			+	+	+	
RMI (Risk Management Indicator)	+	+					+	
SCS/ARS/CES		+					+	
SRI (Swedish Risk Indicator)	+		+			+	+	
SYNOPS (Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel)	+	+			+	+	+	
SYPEP (System for Predicting the Environmental Impact of Pesticides)		+			+		+	
SYSCOR (Synergy Scoring)	+	+			+	+	+	
WHO Indicator		+				+		+

Questions abordées par les indicateurs de risque analysés par Devillers *et al.* (2005)
source : rapport d'expertise [1]

Annexe III

Indicateurs	Parcelle	Exploitation	Bassin versant	Région	Pays
Anonyme (Atkins <i>et al.</i>)	+	+		+	+
Anonyme (Barnard <i>et al.</i>)		+		+	+
Anonyme (Hornsby)	+	+		+	
Anonyme (Laskowski <i>et al.</i>)				+	
AARI (Acute Aquatic Risk Indicator)					+
ADSCOR (Additive Scoring)	+			+	+
CHEMS-1 (Chemical Hazard Evaluation for Management Strategies)				+	+
DIAPHYT (Diagnostic Phytosanitaire)		+			
ECORR (Ecological Relative Risk)		+			
EEP (Environment Exposure to Pesticides)		+			
EIL (Economic Injury Level)	+	+			
EIQ (Environmental Impact Quotient)	+				
EPRIP (Environmental Potential Risk Indicator for Pesticides)	+				
EYP (Environmental Yardstick for Pesticides)	+	+		+	+
FA-IL (Frequency of Application - Index of Load)				+	+
F-PURE (Florida Pesticide Use Risk Evaluation)				+	
GHI (Groundwater Hazard Index)	+	+		+	+
GUS (Groundwater Ubiquity Score)	+	+	+	+	+
IPHY (Indicateur Phytosanitaire)	+	+			
NRI (Norwegian Risk Indicator)					+
PAF (Potentially Affected Fraction)				+	+
p-EMA (Pesticides - Environmental Management for Agriculture)	+	+			
PERI (Pesticide Environmental Risk Indicators)	+	+			
PESTDECIDE	+				
PEI (Pesticide Environmental Index)	+	+			
PI (Pesticides Index)	+			+	
PLANETOR	+	+			
PMR (Pest Management Rating)	+	+		+	
POCER (Pesticide Occupational and Environmental Risk)	+	+			
Rating Systems	+	+		+	+
Responsible Choice	+	+			
REXTOX (Ratio Exposition Toxicity)	+	+		+	+
RMI (Risk Management Indicator)		+			+
SCS/ARS/CES	+				
SRI (Swedish Risk Indicator)					+
SYNOPS (Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel)	+	+		+	+
SYPEP (System for Predicting the Environmental Impact of Pesticides)			+		
SYSCOR (Synergy Scoring)			+	+	
WHO Indicator					

Échelles abordées par les indicateurs de risque analysés par Devillers *et al.* (2005)
source : rapport d'expertise [1]

Bibliographie

1. J.N AUBERTOT, J.M. BARBIER, A. CARPENTIER, J.J. GRIL, L. GUICHARD, P. LUCAS, S. SAVARY, I. SAVINI, 2005, Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux, M. Voltz (éditeurs), Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et CEMAGREF (France), 840 pages.
2. H. BLANCHOU, M. BENOIT, G. BILLEN, M. CHEVREUIL, E. LEDOUX, A. RAT, Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin versant de la Marne, Laboratoire Hydrologie et Environnement - INRA – CNRS/UMR Sisyphe 4, CIG ENSMP/UMR Siphysse 35, Publication PIREN Seine, 9 pages.
3. J. GAN, Y. ZHU, C. WILEN, D. PITTENGER, et D. CROWLEY, 2003, Effect of planting covers on herbicide Persistence in Landscap Soils, Department of Environmental Sciences and Department of Botany and Plant Sciences, University of California - Riverside - California 92521, and University of California Statewide Integrated Pest Management Program and UC Cooperative Extension - San Diego - California 92123, vol. 37 - no. 12 - 2003 / Environmental Science & Technology, 5 pages.
4. J.R. GARBIN, D. MILORI, M.L. SIMOES, W. DA SILVA, L. M. NETO, Received 4 July 2005; received in revised form 7 July 2006; accepted 10 July 2006, Influence of humic substances on the photolysis of aqueous pesticide residues, Embrapa Instrumentac ao Agropecua ria - P.O. Box. 741 - 13560-970 -Sao Carlos-SP - Brazil, et Universidade de Sao Paulo - IFSC/IQSC/EESC - P.O. Box. 369 - 13560-970 - Sao Carlos-SP - Brazil, Chemosphere 66 (2007) 1692–1698, 7 pages.
5. C. GARON-BOUCHER, 2003, Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique, thèse, CEMAGREF de Lyon - Unité de recherche Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions, 282 pages.
6. W.C. KOSKINEN, P.J. RICE, J.A. ANHALT, O. SAKALIENE, T. B. MOORMAN, et E.L. ARTHUR, 2002, Sorption/desorption of "Aged" sulfonylaminocarbonyltriazolinone herbicides in Soil, USDA/ARS - Department of Soil, Water and Climate - University of Minnesota -St. Paul - Minnesota 55108, National Soil Tilth Laboratory - USDA/ARS - Ames - IA 50011, Lithuanian Institute of Agriculture - Vilnius –Lithuania, et Environmental Fate Group - Agriculture Division - Bayer Corporation - Stilwell - KS 66085, Vol. 50, no. 19, 2002 / Journal of agricultural and food chemistry, 5 pages.
7. J.G. LACAS, 2005, Processus de dissipation des produits phythosanitaires dans les zones tampons enherbées, thèse, CEMAGREF de Lyon - Unité de recherche Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions, 310 pages.
8. LIU, J GAN, S.K. PAPIERNIK, AND S.R. YATES, 2000, Structural Influences in Relative Sorptivity of Chloroacetanilide Herbicides on Soil, Soil Physics and Pesticide Research Unit - U.S. Salinity Laboratory - Agricultural Research Service - U.S, et Department of Agriculture - 450 West Big Springs Road - Riverside - California 92507, Vol. 48, no. 9, 2000 / Journal of agricultural and food chemistry, 6 pages.

9. M. MARGNI, D. ROSSIER, P. CRETZAZ, O. JOLLIET, 2002, Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems, EPFL-Swiss Federal Institute of Technology, Institute of Ecosystem Management - GECOS - CH-1015 - Lausanne et Service Romand de Vulgarisation Agricole, Jordils 1 - 1006 Lausanne, Agriculture, Ecosystems and Environment 93 (2002) 379-392, 14 pages.

10. REICHMAN, R. WALLACH et Y. MAHRER, 2000, A combined soil-atmosphere model for evaluating the fate of surface-applied pesticides - Model development and verification, Israel Institute for Biological Research - P.O. Box 19 - Ness Ziona 74100, Israel, et The Seagram Center for Soil and Water Sciences, Faculty of Agriculture - The Hebrew University of Jerusalem - Rehovot 76100 - Israel, Vol. 24 - no. 7 - 2000 / Environmental Science & Technology, 8 pages.

11. SCHEYER, S. MORVILLE, P. MIRABEL, M. MILLET, 2006, Variability of atmospheric pesticide concentrations between urban and rural areas during intensive pesticide application, Atmospheric Environment, 32 pages.

12. R.D. WAUCHOPE, 2005, Pesticides and Watershed-Scale Modeling: Solutions for Water Quality Management, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture - 2316 Rainwater Road - P.O. Box 946 - Tifton - Georgia 31704, Vol. 50, 2005 / Journal of agricultural and food chemistry, 1 pages.

*
* *

13. Directive du conseil, 15 juillet 1991, Mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques, (91/414/CEE) (JO L 230 du 19.8.1991, p. 1), 208 pages.

14. Directive 98/8/CE du parlement européen et du conseil, 16 février 1998, Mise sur le marché des produits biocides, Journal officiel des Communautés européennes L 123/1, 63 pages.