

évaluer l'impact des pesticides sur l'environnement

par Hayo M. G. van der Werf

INRA, station d'Agronomie, BP 507, 68021 Colmar

vdwerf@colmar.inra.fr

1. Introduction

C'est dans les années 40 que les premiers pesticides de synthèse sont apparus sur le marché, avec des résultats très positifs quant à l'augmentation des rendements agricoles. Vingt ans plus tard, les premières accusations d'atteinte à la santé des gens et à l'environnement se firent entendre (Carson, 1962). Le débat sur les risques encourus et les bénéfices recueillis de la lutte chimique s'est prolongé depuis et l'on a consacré de très nombreux travaux de recherche à mieux connaître l'impact des pesticides sur l'environnement.

On estime que 2,5 millions de tonnes de pesticides sont appliqués chaque année sur les cultures de la planète. La part qui entre en contact avec les organismes indésirables cibles - ou qu'ils ingèrent - est minime. La plupart des chercheurs l'évaluent à moins de 0,3%, ce qui veut dire que 99,7% des substances déversées s'en vont «ailleurs» (Pimentel, 1995). Comme la lutte chimique expose inévitablement aux traitements des organismes non-cibles - dont l'homme - des effets secondaires indésirables peuvent se manifester sur des espèces, des communautés ou des écosystèmes entiers.

Les organismes officiels prennent en compte de plus en plus d'effets environnementaux des traitements pesticides et imposent de plus en plus de restrictions et d'interdictions. Même si les matières actives les plus dommageables à l'environnement ne sont plus sur le marché, l'agriculteur dispose d'une panoplie d'armes chimiques diversement dangereuses.

Cet article est paru dans *Agriculture, Ecosystems and Environment* n°60 (1996), pp. 81-96, en anglais, sous le titre original *Assessing the impact of pesticides on the environment* et la signature de Hayo M.G. van der Werf: Il est reproduit ici avec l'aimable autorisation d'Elsevier Science-NL (Sara Burgerhartstraat 25, 1055 KV Amsterdam, Pays-Bas) et, contrairement à la tradition du *Courrier de l'environnement de l'INRA*, ne peut être repris sur quelque média que ce soit sans l'autorisation expresse d'Elsevier Science-NL. Traduction A.F.

Depuis la fin des années 70, on s'est beaucoup intéressé à l'agriculture intégrée où l'on s'efforce de réduire les intrants comme les engrais, les combustibles fossiles et les produits phytosanitaires issus de la chimie (Holland *et al.*, 1994). En agriculture conventionnelle, l'exploitant choisit tel pesticide essentiellement en fonction de son efficacité attendue sur l'indésirable, de sa phytotoxicité potentielle sur la culture et du coût du traitement. En agriculture intégrée, un 4^e critère majeur est pris en compte : les effets environnementaux du traitement. Ce n'est que depuis peu qu'on peut aider l'agriculteur à estimer ces effets.

On s'accorde très généralement sur le fait que l'impact environnemental d'un pesticide dépend du degré d'exposition (résultant de sa dispersion et de sa concentration dans l'environnement) et de ses caractéristiques toxicologiques (Severn et Ballard, 1990 ; Emans *et al.*, 1992). L'estimation des risques environnementaux - faite dans le cadre des procédures d'homologation - implique la mesure de l'exposition au pesticide et de ses effets (cf. p. ex. Klein *et al.*, 1993). Pour estimer l'exposition il faut connaître la dispersion de la molécule dans l'environnement et évaluer la « concentration environnementale prédite » (CEP) à laquelle les organismes seront exposés. Pour estimer les effets, il faut faire la synthèse des effets des matières actives sur des organismes représentatifs choisis et, à partir de ces données, fixer la valeur de la « concentration environnementale sans effet prédit » pour tel ou tel compartiment du milieu. Le rapport de ces deux valeurs (CEP/CSEP) est un indice du risque relatif pour un emploi donné du produit (cf. p. ex. Linders et Luttk, 1995).

On s'efforcera dans cet article de répondre à une question double : quels facteurs doit-on prendre en compte pour évaluer l'impact environnemental d'un pesticide et comment le quantifier ? Pour ce qui est du premier aspect, on examinera les publications récentes traitant de la dispersion et de la toxicologie des pesticides, en insistant sur les dernières avancées et sur les données utiles pour évaluer leur impact environnemental : chapitres 2 et 3. Pour le second volet, on rapportera et discutera des travaux récents menés pour estimer l'impact des pesticides sur l'environnement : chapitres 4 et 5.

2. La dispersion des pesticides dans l'environnement

Les matières actives phytosanitaires sont appliquées le plus souvent sous la forme de liquides pulvérisés sur les plantes et/ou sur le sol. Dans certains cas, elles sont incorporées au sol ou y sont injectées ou sont déposées sous forme de granulés, ou encore les graines en sont enrobées. Le produit de traitement, lors d'une application, se trouve réparti en proportion variant avec le stade de la culture, la formulation, la cible, la technique d'application et les conditions météorologiques entre le sol, le feuillage de la plante ou les résidus de culture et des pertes dues à la « dérive »(*). Lors des traitements par aéronef, jusqu'à la moitié du produit peut être entraîné par le vent en dehors de la zone à traiter (Pimentel et Levitan, 1986). L'utilisation de rampes de pulvérisation réduit ces pertes qui atteignent toutefois 1 à 10% selon Emans *et al.* (1992) ou 10 à 30% selon Pimentel et Levitan (*loc. cit.*)

Les adjuvants incorporés aux préparations phytosanitaires ont pour rôle de modifier des caractéristiques telles que l'efficacité ou la phytotoxicité. Ils peuvent influencer sur les effets environnementaux en modifiant le mode de dispersion du produit ou sa persistance (Levitan *et al.*, 1995). On n'en dira pas plus ici car la littérature scientifique demeure très pauvre sur ce sujet.

Dès qu'ils ont atteint le sol ou la plante, les pesticides commencent à disparaître : ils sont dégradés ou sont dispersés. Les matières actives peuvent se volatiliser, ruisseler ou être lessivées et atteindre les eaux de surface ou souterraines, être absorbées par des plantes ou des organismes du sol ou rester

*Entraînement par le vent.

dans le sol. Le ruissellement emporte - durant la saison - en moyenne 2% d'un pesticide appliqué sur le sol, rarement plus de 5 à 10% (Leonard, 1990 ; Schiavon *et al.*, 1995) ; les pertes par lessivage sont généralement moins importantes (Taylor et Spencer, 1990 ; Schiavon *et al.*, 1995). En revanche, on a parfois constaté des pertes par volatilisation de 80 à 90% du produit appliqué, quelques jours après le traitement (Glotfelty *et al.* ; 1984 ; Taylor et Spencer, 1990).

On s'intéresse à la présence de pesticides dans les eaux superficielles depuis les années 60, depuis qu'on s'est aperçu de la toxicité directe d'insecticides organo-chlorés pour des animaux aquatiques (Carson, 1962 ; Cope, 1965). Durant les deux décennies suivantes, on a trouvé de plus en plus de pesticides dans les eaux souterraines (US Environmental Protection Agency, 1977 ; Cohen *et al.*, 1984 ; Leistra et Boesten, 1989, Schiavon *et al.*, 1995), provoquant une grande inquiétude, l'eau de boisson étant dans bien des cas puisée dans les nappes. On a commencé à se soucier du passage des pesticides dans l'atmosphère durant les années 70 et 80, constatant que les substances peuvent se répandre très loin comme l'atteste leur découverte dans les embruns océaniques (Schomburg et Glotfelty, 1991) et dans la neige de l'Arctique (Gregor et Gummer, 1989).

2.1. Devenir dans le sol

Les processus suivants déterminent le comportement des pesticides dans les sols :

- dégradation par les micro-organismes ;
- dégradation chimique (p. ex. par hydrolyse) ;
- rétention par des composants organiques et minéraux ;
- absorption par les racines des plantes ;
- volatilisation ;
- effet de dilution par les mouvements de l'eau.

Les pertes de pesticides dans le sol du fait de micro-organismes ou de réactions chimiques sont confondues sous le vocable de dégradation. Le taux de dégradation augmente généralement avec la température et avec la teneur en eau du sol (Walker, 1976). La persistance des matières actives peut être très longue dans un sol sec. La cinétique de la dégradation est bien décrite par une simple loi exponentielle, traduisant le fait que la quantité dégradée par unité de temps est proportionnelle à la quantité restante. La vitesse de dégradation est indiquée par la durée de demi-vie (DT50)^F. Il faut cependant prendre aussi en compte les produits de dégradation de la matière active (métabolites) car ils peuvent avoir eux aussi des effets nocifs. Par exemple, le phénamiphos(*) est oxydé très vite (DT50 = 10 jours) en ses dérivés sulfoxyde et sulfone (Kookana et Aylmore, 1994), sans que le pouvoir pesticide du produit soit affecté. La demi-vie mesurée pour le phénamiphos et ses deux métabolites est de 70 jours. De plus, les deux métabolites sont plus mobiles que la matière active initiale. Les DT50 mesurées au champ sont en général plus courtes que celles mesurées au laboratoire. Ceci s'explique, d'une part, par la coexistence au champ de multiples processus de dégradation qui accélèrent cette dernière (Wagenet et Rao, 1990) et, d'autre part, par les pertes par volatilisation et photodécomposition qui sont propres aux conditions du champ (Hance et Führ, 1992). Au champ, on a aussi les pertes par ruissellement, lixiviation(***) et absorption par les plantes, phénomènes qui ne sont pas des voies de dégradation (Wagenet et Rao, *loc. cit.*).

La mobilité de la matière active est réduite par son adsorption sur les particules du sol, et ce dans une mesure qui dépend des propriétés physiques et chimiques du sol et des caractéristiques moléculaires de la matière active. C'est la matière organique du sol essentiellement qui retient les matières actives

** Temps au bout duquel il reste, statistiquement, la moitié de la quantité initiale d'une substance.

***Matière active du Némacur 5, nématicide systémique, possédant une activité secondaire vis-à-vis des insectes piqueurs-suceurs.

****Entrainement par les eaux de drainage.

non ioniques : on peut définir un coefficient de partage carbone organique-eau K_{oc} (en $dm^3.kg^{-1}$) dépendant seulement du carbone organique présent, qui rend compte de la mobilité du pesticide et qui est tiré de la formule $K_{oc}=K/(\%OC)$ où K , le « coefficient de partage sol-eau », mesure le degré d'adsorption du pesticide par le sol et $\%OC$ est le pourcentage en carbone organique du sol considéré (Léonard, 1990). Ce coefficient dépend seulement de la nature de la matière active et pratiquement pas du type de sol. Toutefois, dans les sols très riches ou très pauvres en carbone organique et pour des matières actives ionisables ou ioniques, l'indice K_{oc} estime mal K (Hamaker et Thompson, 1972).

Une proportion importante (20 à 70%) d'un pesticide (ou de ses métabolites) peut persister dans le sol liée aux colloïdes (Calderbank, 1989). Dans cet état, les molécules actives sont difficiles à extraire et à caractériser et elles ont tendance à perdre leur activité biologique. Beaucoup de pesticides qu'on croyait dégradés rapidement ont été retrouvés dans cet état lié. Cela n'a pu être prouvé, mais on pense que ces composés peuvent être relargués et absorbés par les plantes ou lixiviés vers les nappes (Calvet et Barriuso, 1994 ; Schiavon *et al.*, 1995).

L'absorption des pesticides du sol par les plantes est probablement une des voies majeures qui conduisent à leur accumulation le long des chaînes trophiques et, partant, à leur mise en contact avec l'homme et les animaux (Paterson *et al.*, 1990). L'absorption foliaire des substances volatilisées à partir du sol pourrait contribuer plus à l'accumulation de résidus dans les plantes que l'absorption par les racines (Topp *et al.*, 1986).

2.2. Volatilisation

C'est l'une des causes principales de fuites de pesticides hors de la zone cible, notamment quand les traitements visent la surface du sol ou celle des végétaux. Ces pertes dépassent souvent en importance celles dues à la dégradation chimique, au ruissellement et à la lixiviation (Taylor et Spencer, 1990) ; le transport et le dépôt aérien sont les principaux responsables de la dispersion des pesticides sur la terre (Atlas et Schauffler, 1990). Les pertes par volatilisation, maximales après une application faite sur un sol ou sur du feuillage humides (Taylor et Spencer, *loc. cit.*), sont considérablement réduites par l'incorporation du pesticide au sol ; elles dépendent alors des remontées à la surface des résidus chimiques par diffusion ou par mouvements de convection de l'eau du sol. On ne sait pas toujours que des substances de poids moléculaire élevé et hydrophobes comme le DDT ou les PCB - qui ont de très faibles pressions de vapeur et donc de très faibles concentrations atmosphériques - peuvent se volatiliser sensiblement dans l'atmosphère, car elles sont aussi très peu solubles dans l'eau. La constante de Henry H , rapport de la pression de vapeur à la solubilité dans l'eau, rend mieux compte du taux de volatilisation d'une substance que sa seule pression de vapeur (Jury *et al.*, 1984 ; Spencer et Cliath, 1990 ; Dabène et Marié, 1993). Les produits avec un H dépassant largement $2,5.10^{-5}$ sont volatiles - leur volatilité décroissant avec le temps -, tandis que ceux dont le H est très inférieur à cette valeur sont bien moins volatiles, avec une volatilité qui augmente avec le temps (Jury *et al.*, 1984 ; Clendening *et al.*, 1990). Dans ce phénomène de volatilisation, le plus important du point de vue environnemental est la capacité à se répandre dans l'atmosphère d'une grande partie du produit phytosanitaire appliqué sur le champ (Taylor et Spencer, 1990). Le fait que les molécules de pesticide peuvent être véhiculées fort loin par les courants aériens est compensé par la dilution très rapide dans l'atmosphère. Ceci, ajouté aux effets photochimiques et aux oxydations destructrices réduit les risques d'effets environnementaux aigus.

Cependant un tel risque existe bel et bien. Pour Paterson *et coll.* (1990) le transport aérien de molécules de pesticide consécutif à leur volatilisation est la voie principale de transfert vers les plantes et donc vers les animaux et les hommes. On a, d'autre part, rapporté que les vapeurs pouvaient être re-concentrées dans les gouttelettes de brouillard puis redéposées sur les végétaux (Glotfelty *et al.*, 1987).

2.3. Ruissellement et lixiviation

L'eau peut entraîner la dispersion des pesticides dans le milieu par lavage des feuilles, ruissellement et lixiviation. Le ruissellement contribue à la pollution des eaux de surface tandis que la lixiviation contribue surtout à celle des eaux profondes. Bien qu'on considère souvent séparément les eaux de surface et les eaux souterraines, elles sont liées presque partout par le cycle hydrologique. En fonction des gradients hydrauliques c'est l'eau de surface qui alimente les aquifères ou les aquifères qui alimentent les eaux de surface (Léonard, 1990). Et, en conséquence, les taux de pesticides dans les eaux superficielles pourront affecter les eaux souterraines ou dépendre d'elles.

Le ruissellement peut être défini comme le mouvement à la surface du sol de l'eau et des matières dissoutes et suspendues qu'elle contient éventuellement (Leonard, 1990). Cet écoulement peut entraîner des pesticides dissous, en suspension ou adsorbés sur les sédiments. Pour Wauchope (1978) on peut estimer l'entraînement hors du champ - en moyenne annuelle - à 2 à 5% (proportion variable avec la pente et les conditions hydrologiques) des pesticides épandus pour les poudres mouillables et à moins d'1% pour les autres formulations. Léonard et coll. (1979), à partir de données de nombreux bassins versants, ont trouvé que la concentration en pesticides dans les écoulements de surface était fortement corrélée aux concentrations (à la fois libre et liée) mesurées dans les 10 mm supérieurs du sol à ces endroits. Les substances qui sont fortement absorbées et résistent à la dégradation et à la volatilisation restent longtemps à la surface du sol et sont de ce fait plus sensibles à l'entraînement par l'eau. Leur incorporation au sol réduira les risques de perte par ruissellement (Larson *et al.*, 1995). Les matières actives solubles seront plutôt entraînées dans le sol par lixiviation durant la pluie mais cependant, si le délai entre le traitement et la première pluie est bref, la concentration dans l'eau de ruissellement peut être plus forte pour les produits solubles.

Le transfert par lixiviation peut causer la pollution des eaux souterraines. L'importance de cette pollution dépendra entre autres des propriétés du pesticide, de celles du sol, de la vitesse d'infiltration et de l'épaisseur de la zone non saturée. Cela fait plusieurs années qu'on considère que la mobilité des pesticides est une caractéristique essentielle pour l'évaluation du risque de pollution des eaux souterraines. Cependant, ce paramètre ne doit pas être employé seul mais en association avec la persistance pour évaluer dans quelle mesure un produit sera dégradé durant son séjour dans la zone non saturée (Jury *et al.*, 1987 ; Gustafson, 1989). Ce dernier auteur, dans cet article, a proposé un indice simple et unique du risque de contamination par une matière active, l'indice d'ubiquité dans l'eau souterraine (GUS^(*), qui est donné par la formule : $GUS = \log(DT50)(4 - \log(Koc))$). Ce sont les pesticides avec un GUS supérieur à 2,8 que l'on détecte en général dans les eaux souterraines, tandis que ceux dont l'indice est inférieur à 1,8 n'y ont jamais été mis en évidence. Le taux de lixiviation des pesticides dans le sol décroît avec la teneur en matière organique de ces sols et l'épaisseur de l'horizon supérieur à forte activité biologique. Dans beaucoup de sols, la présence de macropores (fissures, galeries de vers de terre, passage de racines) favorise l'entraînement des pesticides par lixiviation, lesquels sont entraînés rapidement vers le sous-sol et la nappe, court-circuitant une très grande partie du sol (Beven et Germann, 1982).

2.4. Des modèles pour simuler la dispersion des pesticides dans l'environnement

On a établi à ce jour plusieurs modèles de simulation du devenir des pesticides dans l'environnement (Wagenet et Rao, 1990 ; Gustafson, 1994). Mais aucun d'entre eux ne décrit en même temps le comportement du produit dans le sol, sa volatilisation, sa lixiviation ou son ruissellement et sa dégradation (Wagenet et Rao, *loc. cit.* ; EPPO, 1993b). Guinée et Heijungs (1993) ont proposé d'utiliser un modèle unique pour simuler la répartition des substances toxiques entre l'air, l'eau, le sol et les sédi-

* groundwater ubiquity score

ments mais on n'en connaît aucune réalisation pratique. Ces auteurs proposent de travailler avec des modèles environnementaux multimédias comme ceux que Mackay (1991) a construits pour calculer l'exposition aux substances toxiques émises dans le milieu. Dans ses modèles de fugacité de niveau III, très utilisés, on part d'un flux diffus émis dans un environnement standard pour établir les caractéristiques à l'équilibre de la répartition du produit entre les différents compartiments du milieu, en prenant en compte la sorption, la volatilisation, le dépôt, la lixiviation, ainsi que la dégradation. Les concentrations à l'équilibre sont calculées en fonction des flux émis. Les concentrations ainsi obtenues sont comparées avec des doses journalières admissibles pour évaluer la toxicité pour l'homme ; elles sont comparées à des concentrations maximales sans effets observés pour estimer l'impact du polluant sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Cette modélisation, méthode puissante et élégante, a toutefois des limites. Le modèle de Mackay niveau III doit être alimenté avec de nombreuses données propres à chaque substance chimique et, en particulier, il est très difficile de recueillir les paramètres de la cinétique de dégradation dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments de beaucoup de pesticides. Second problème important : ces modèles font l'impasse sur les pics de concentration de substances toxiques qui peuvent survenir avant que la concentration s'abaisse à son niveau à l'équilibre.

3. Toxicologie des pesticides

C'est le manque de sélectivité des pesticides vis-à-vis de leur cible qui provoque la plupart des effets nocifs pour l'environnement. Les animaux absorbent les pesticides via la nourriture ou l'eau d'alimentation, via l'air respiré ou au travers de leur peau ou de leur cuticule. Ayant franchi diverses barrières, le toxique atteint les sites du métabolisme ou est stocké. On utilise habituellement pour estimer la toxicité d'une substance chimique la dose (ou la concentration) qui provoque un effet particulier chez la moitié - statistiquement - de la population soumise au toxique (DE50 ou CE50). Si cet effet est la mort, on parle de dose (ou de concentration) létale 50 (DL50 ou CL50). La dose (ou la concentration) maximale sans effet (DMSE) est la dose immédiatement inférieure à celle qui provoque le moindre effet dans la même épreuve expérimentale (Severn et Ballard, 1990). Dans les cas où les vitesses d'excrétion ou de métabolisation de la molécule sont faibles, où elle est liposoluble, où elle est fortement liée à d'autres constituants de l'organisme, sa concentration finale dans l'organisme sera plus élevée que dans le milieu de cet organisme (Madhun et Freed, 1990). Pour ce qui est des substances liposolubles, la bioaccumulation dépend du coefficient de partage octanol-eau K_{ow} ; si celui-ci est élevé et la vitesse de dégradation faible, la substance s'accumulera à des concentrations croissantes dans les organismes se succédant le long de la chaîne trophique. C'est ce qu'on appelle la bioaccumulation (*biomagnification*, Cooper, 1991). Et il est évident qu'un pesticide qui suit ce processus est, à exposition et toxicité égales, plus dangereux pour l'environnement qu'un autre produit qui ne s'accumule pas.

La toxicité, et notamment la toxicité chronique, se manifeste par des effets très divers. Pour ce qui est de l'impact sur l'homme, on doit prendre en compte, outre la toxicité proprement dite, les effets carcinogènes, immunodépresseurs, mutagènes, neurotoxiques et tératogènes (Hayes, 1991). On a montré récemment que les pesticides étaient capables d'endommager le système immunitaire (Culliney *et al.*, 1992) ou de perturber les régulations hormonales, tant chez l'homme que chez l'animal, provoquant des symptômes variés (Leblanc, 1995). Parmi les problèmes de santé humaine, on a soupçonné un lien entre la présence de produits chimiques « perturbateurs endocriniens » et un taux accru de cancers du sein, de la prostate, du testicule, d'endométriase, de malformations congénitales de l'appareil reproducteur masculin et de réductions du nombre de spermatozoïdes (Hileman, 1994 ; Davis et Bradlow, 1995 ; Kelce *et al.*, 1995).

Si on dispose des données sur la toxicité aiguë pour l'homme (à partir de tests sur des mammifères) pour presque toutes les matières actives pesticides, nos connaissances sur leur toxicité chronique - en particulier si l'on considère les risques récemment découverts cités plus haut - sont insuffisantes pour beaucoup de substances. Soulignons qu'il aura fallu plusieurs décennies pour mettre en évidence les effets de perturbation des régulations hormonales que possèdent quelques-uns des pesticides les plus employés (ou leurs métabolites). Ceci fournit un argument puissant à ceux qui tiennent notre connaissance des effets indésirables des pesticides sur l'homme et sur la nature pour incomplète par définition et qui veulent imposer au nom du « principe de précaution » une stricte limitation des expositions aux pesticides.

3.1. Toxicité pour l'homme

Lorsqu'un pesticide atteint des zones non cibles, ce qui peut arriver de pire est que des gens s'empoisonnent. On estime à un million par an le nombre d'intoxications accidentelles par pesticides dans le monde et à 20 000 celui de cas mortels (WHO-UNEP, 1989). Si l'on ajoute les cas intentionnels (il s'agit surtout de suicides) on arrive à 3 millions d'empoisonnements, dont 220 000 morts (Levine, 1991).

Le plus souvent, le toxique est ingéré sous forme de résidus présents dans la nourriture ; mais l'absorption peut se faire dans l'eau de boisson, par l'air inhalé ou par contact de la peau avec le produit (Spear, 1991). Les agriculteurs et les ouvriers qui préparent les mélanges et réalisent les traitements risquent plus que le reste de la population d'être atteints par contact de la peau ou par inhalation (Spear, *loc. cit.*). Aux États-Unis, 99% des gens stockent du DDT (ou des dérivés de cet organochloré) dans leurs tissus adipeux, et ce à raison de quelque 4 ppm. On a trouvé beaucoup de pesticides dans le lait humain, parfois en quantité supérieure à la DJA pour le nourrisson (Jensen, 1983).

3.2. Écotoxicité

Même si la plupart des traitements sont appliqués sur les parties aériennes des plantes, une bonne part du produit atteint toujours le sol, où vivent des bactéries, des champignons, des algues, des vers de terre et des insectes, entre autres (Russel, 1973). On doit faire particulièrement attention aux effets nocifs des pesticides sur la microflore du sol, laquelle est essentielle au maintien de la fertilité. De très nombreux travaux ont montré que les traitements faits correctement ont un effet limité sur le métabolisme microbien du sol, car les espèces les plus sensibles peuvent être remplacées par de plus résistantes (Gerber *et al.*, 1989). Un changement qui peut n'être pas dépourvu de conséquences néfastes à long terme, à cause des espèces phytopathogènes qui se trouvent parmi cette microflore (Elmholtefa/., 1991).

Les vers de terre" sont des agents actifs de la fertilité des sols et forment un maillon important des réseaux trophiques édaphiques. Les pesticides les atteignent principalement via l'eau contaminée qui imbibe le sol. Une forte pluie juste après un traitement est dangereuse pour eux (EPPO, 1993a). On ne dispose pas de données sur la toxicité de la plupart des matières actives pour les vers de terre (Linders *et ai*, 1994) mais la situation devrait changer, car ce paramètre est désormais considéré comme essentiel pour l'évaluation des effets non intentionnels sur l'environnement d'un pesticide (EPPO, 1993a). Les pesticides, et tout particulièrement les insecticides, peuvent être dangereux pour les antagonistes (compétiteurs, prédateurs et parasites) des ravageurs cibles. Ayant passé en revue les résultats des recherches sur l'agriculture intégrée, Holland *et coll.* (1994) sont arrivés à la conclusion que l'emploi massif de pesticides conduit en général à la diminution des effectifs d'insectes et autres

* Annélides Enchytréidés et Lumbricidés.

invertébrés. Les données toxicologiques ne sont disponibles que pour peu d'espèces d'insectes, hormis l'Abeille domestique pour laquelle, en raison de son importance économique, on possède ces données pour la plupart des pesticides (Linders *et al.*, 1994). La fourniture de données sur la toxicité des pesticides vis-à-vis des arthropodes auxiliaires s'accroîtra du fait de leur importance en évaluation des risques environnementaux des pesticides (EPPO, 1994).

Les oiseaux sont certainement un des éléments les plus appréciés de la faune sauvage. Dès le début des années 50, on a rapporté des mortalités dans des champs traités au DDT ou avec d'autres produits (Madhun et Freed, 1990). Il s'agissait d'empoisonnements secondaires, les oiseaux ayant gobé des insectes handicapés par les effets de l'insecticide. La pratique, à cette époque, du traitement des graines aux organo-chlorés a tué des quantités d'oiseaux granivores. Quand la dose ingérée est insuffisante pour causer la mort, il peut apparaître des effets sublétaux. Ainsi le DDT affecte les capacités de reproduction (Leblanc, 1995) et peut entraîner la ponte d'œufs à la coquille très mince : c'est là l'effet adverse des pesticides le plus important sur les oiseaux (Hall, 1987). Si l'on dispose des données relatives à la toxicité aiguë de la plupart des pesticides sur les oiseaux, elles manquent le plus souvent en ce qui concerne la toxicité chronique (effets sublétaux).

Les morts de mammifères imputables aux pesticides sont généralement la conséquence de l'ingestion d'une nourriture contaminée. Les prédateurs accumulent des quantités de résidus plus élevées que les herbivores. On a noté des mortalités massives lors de grandes opérations de lutte menées avec des organo-chlorés (Madhun et Freed, 1990). On a, d'autre part, montré que l'exposition péri- ou néonatale de mammifères à des pesticides comme l'aldrine, l'atrazine, le chlordane et la dieldrine pouvait perturber de diverses façons leur différenciation sexuelle (Leblanc, 1995).

Les pesticides peuvent provoquer des dégâts importants dans la faune aquatique, les mortalités de poissons étant les plus spectaculaires. Pimentel et coll. (1993) estiment qu'entre 1977 et 1987, aux États-Unis, 6 à 14 millions de poissons sont morts, chaque année, à cause des pesticides. Les épreuves de toxicité aquatique portent sur les algues, les crustacés (daphnies) et les poissons, représentant 3 niveaux trophiques majeurs. On dispose de données sur la toxicité aquatique pour la plupart des matières actives (Linders *et al.*, 1994).

On voit bien qu'il est compliqué de mesurer l'écotoxicité d'une substance, car il faudrait prendre en compte des milliers d'espèces d'êtres vivants qui toutes réagissent différemment à l'exposition du polluant. L'Agence états-unienne de protection de l'environnement a proposé un ensemble de règles d'extrapolation pour établir les valeurs relatives à l'écosystème des données toxicologiques relatives à l'espèce, prenant acte du manque de données et de la variabilité interspécifique et admettant que 95% des composantes de l'écosystème seront protégées par ces seuils (US EPA, 1984). Depuis, Sloof (1992) a proposé d'apporter des modifications à cette méthode. L'un et l'autre de ces protocoles fournissent une estimation d'un « seuil de préoccupation environnementale » qui peut être utilisé comme une concentration sans effet nocif, pour l'écosystème.

4. Méthodes d'évaluation de l'impact environnemental des pesticides

Nous venons de passer en revue la littérature sur la dispersion des pesticides et l'exposition à ces toxiques (chapitre 2) et sur leur toxicologie (chapitre 3). Nous allons maintenant examiner les tentatives pour quantifier les effets environnementaux des pesticides. Levitan et coll. (1995) en ont dressé un vaste inventaire, établissant une liste de 38 procédés allant de relevés anecdotiques aux méthodes intégrant les conditions économiques et un vaste ensemble de descripteurs du milieu en passant par les bases de données et les estimations fondées sur un unique paramètre. Nous avons

retenu et présentons ci-dessous 6 méthodes conçues pour aider l'agriculteur dans le choix de ses produits de traitement et qui prennent en compte plusieurs critères environnementaux (tableau I).

Il est évident qu'il faut considérer à la fois l'exposition et la toxicité pour évaluer l'effet environnemental. Mais il n'est pas simple de pondérer correctement les composantes de l'une et de l'autre. Comment classer les dangers des différentes voies de dispersion et les importances des différents organismes touchés ? Estimer la nuisibilité environnementale implique de porter un jugement sur les dégâts causés via la lixiviation par rapport à ceux qui dépendent de la volatilisation, ou encore sur les atteintes à la santé de l'homme ou des vers de terre par rapport à celle des algues. Ces jugements se

Tableau I. Méthodes d'évaluation de l'impact des traitements pesticides

X : paramètre pris en compte ; - : paramètre ignoré

Paramètres	Références 1 ^(*)	2	3	4,5	6	7
<i>Catégorie de risque environnemental</i>						
Présence sur la plante	-	-	X	-	X	-
Présence dans le sol	-	-	X	X	X	X
Volatilisation	-	-	-	-	-	X
Entraînement par le vent	-	-	-	X	-	-
Ruissellement	X	X	X	-	-	-
Lixiviation	X	X	X	X	-	X
Bioconcentration	-	-	-	-	X	-
Systémicité dans la plante	-	-	X	-	-	-
<i>Toxicité pour :</i>						
Vers de terre	-	-	-	X	-	-
Abeille domestique	-	-	X	-	-	-
Arthropodes auxiliaires	X	-	X	-	X	-
Oiseaux	X	-	X	-	-	-
Mammifères	X	-	X	-	X	-
Homme (aiguë)	X	-	X	-	X	-
Homme (chronique)	X	X	X	-	-	-
Algues	-	-	-	X	-	-
Daphnies	-	-	-	X	-	-
Poissons	X	X	X	X	X	-
<i>Autres paramètres</i>						
Rôle des métabolites	-	-	-	X	-	-
Dose du traitement	-	-	X	X	X	X
Lieu d'application	-	-	-	X	X	-
Époque du traitement	-	-	-	X	-	-
Caractéristiques du sol	-	X	-	X	-	-
Mode de traitement	-	-	-	X	-	-
Efficacité	-	-	-	-	X	-
Disponibilité de méthodes de substitution	-	-	-	-	X	-
Coût	X	-	-	-	X	-
Méthode d'agrégation	Coûts environnementaux	Risques de lixiviation et de ruissellement	Moyenne pondérée	CEP/norme	Moyenne pondérée	Rien

(*) 1. Higley et Wintersteen (1992) ; 2. Hornsby (1992) ; 3. Kovach *et al.* (1992) ; 4. Reus et Pak (1993) ; 5. CLM-IKC (1994) ; 6. Penrose *et al.* (1994) ; 7. Vereijken *et al.* (1995).

fondent sur des suppositions qui ne sont pas énoncées de façon explicite dans les articles qui décrivent ces méthodes. On peut cependant les retrouver à partir des types de risques environnementaux pris en considération et du poids donné à chacun.

4.1. Seuils de nuisibilité économique et environnementale

Ils sont une extension du concept de seuil de nuisibilité économique (SNE), proposée par Higley et Wintersteen (1992). Les SNE servent en défense des cultures à déterminer si le traitement envisagé est économiquement justifié. Ce seuil est défini comme étant l'effectif atteint par la population de l'organisme indésirable correspondant à l'égalité entre le coût du traitement et le bénéfice qu'on en attend. Si les SNE dépendent du coût de la préparation et de son application, les seuils de nuisibilité économique et environnementale (SNEE) de Higley et Wintersteen prennent en compte aussi les coûts environnementaux. Ceux-ci sont calculés pour les différentes catégories de risques pour l'environnement (tableau I) et les degrés de risque (fort, moyen, faible, nul) sont établis pour chaque matière active et pour chaque type de risque. On s'appuie sur des critères comme les propriétés physiques et chimiques de la substance et sur sa toxicité (CL50 et DL50). Pour hiérarchiser les différents risques et pour estimer les coûts correspondant aux 4 degrés de risque, on interroge les agriculteurs selon la méthode d'évaluation contingente sur la somme qu'ils seraient disposés à payer (par hectare), dans chaque cas, pour éviter un risque de pollution à la suite de tel ou tel traitement.

On réunit ainsi des données sur les coûts environnementaux des traitements phytosanitaires, qui peuvent servir à choisir le moins dangereux pour l'environnement ou à calculer le coût total de l'application en vue d'un choix qui tienne compte à la fois des coûts directs et des coûts environnementaux. On peut enfin utiliser ces données pour établir des SNEE. Il est clair que les agriculteurs respectueux de ces seuils admettront des effectifs plus élevés de l'organisme indésirable et traiteront moins souvent.

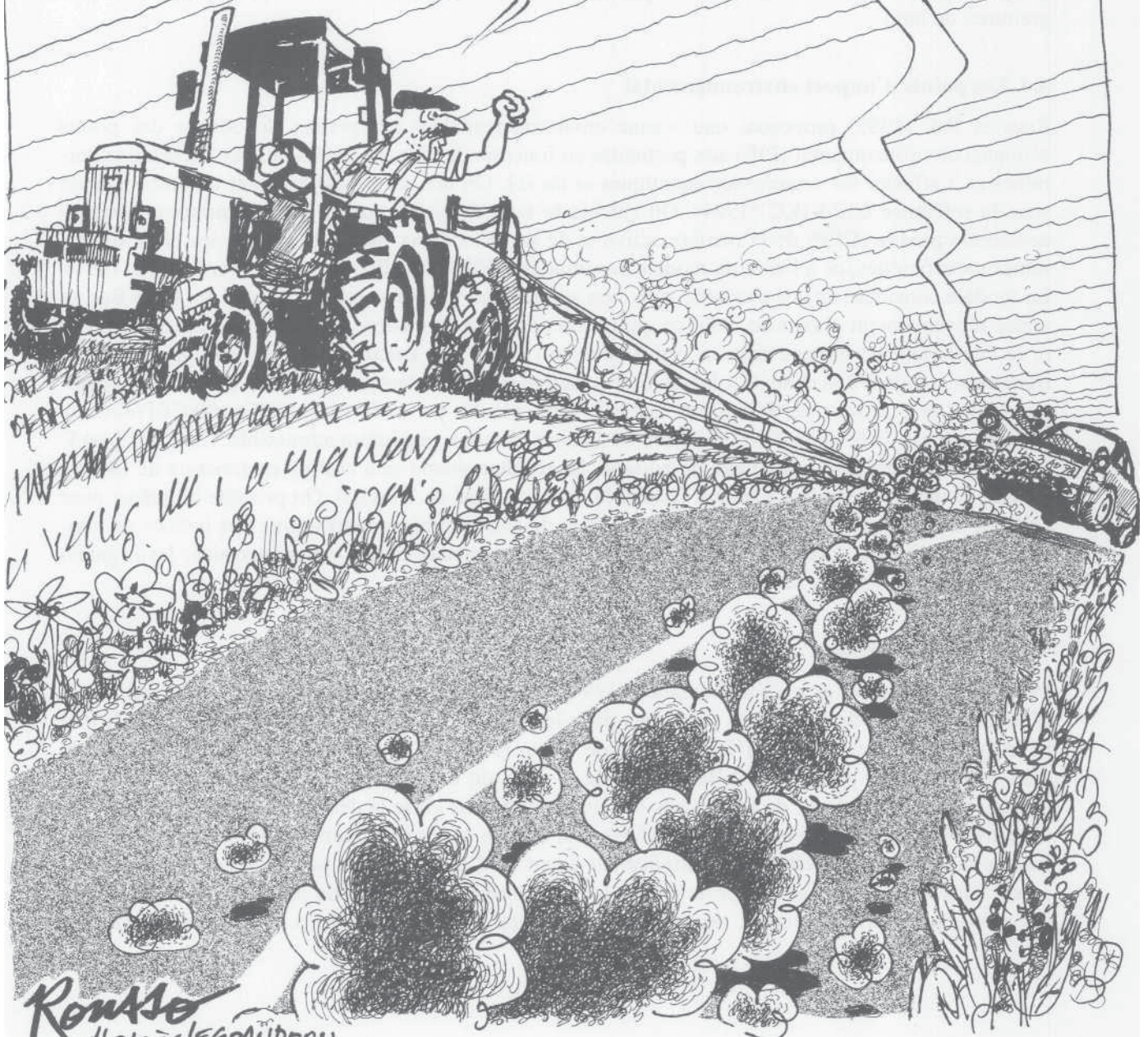
4.2. Criblage selon la capacité d'altérer la qualité de l'eau

Une telle méthode est proposée par Hornsby (1992). Le danger pour l'environnement que représente une substance dépend de sa capacité à contaminer les milieux aquatiques, de sa toxicité pour l'homme et les poissons et de caractéristiques pédologiques (tableau I). On calcule deux indices : le potentiel relatif de lixiviation (PRL) et le potentiel relatif de ruissellement (PRR) à partir de la constante Koc (cf. ci-dessus) et de la DT50, selon les formules :

$$\text{PRL} = 10 \text{ (Koc/DT50)} \text{ et } \text{PRR} = 10^6 / (\text{Koc} \cdot \text{DT50})$$

Si $\text{Koc} < 10^3$ et $\text{PRL} < \text{PRR}$, alors PRR prend la valeur de PRL. Les deux indices sont ainsi construits que leurs faibles valeurs correspondent à un risque élevé, à l'instar des DL50. On classe les sols dans les catégories *fort*, *moyen* ou *faible* de risque de lixiviation et de ruissellement à partir de leur perméabilité, de la présence d'une couche de matériaux organiques, de leur catégorie hydrologique et de la pente. On dispose d'un ensemble de critères - basés sur la classification du sol pour le risque de lixiviation et de ruissellement - qui permettent d'éviter le pire des cas. Ainsi, si le risque de lixiviation est fort, l'agriculteur saura-t-il qu'il doit choisir un pesticide avec des valeurs élevées pour le PRL et la toxicité pour l'homme ; si c'est le risque de ruissellement qui est grand, il devra se tourner vers les produits à forts PRR et CL50 (aquatique).

POLLUEUR!



Rouisse
d'après LEGRANDRON

4.3. Le quotient d'impact environnemental

Ce QIE, proposé par Kovach et coll. (1992), est un nombre unique pour décrire les effets nocifs des pesticides sur le personnel agricole, sur le consommateur et sur l'environnement. Son calcul fait intervenir un grand nombre de catégories de risques pour l'environnement (tableau I) ; au sein de chacune, on détermine pour chaque matière active un degré d'impact sur l'environnement entre 1 (minimum) et 5 (maximum). Les trois composantes (personnel, consommateur, environnement) ont le même poids dans le calcul du QIE. Au sein de chacune, les catégories de risque individuelles sont multipliées par 5, 3 ou 1 en fonction de leur importance présumée. Une règle prévaut dans ce calcul : le potentiel d'impact d'un pesticide donné pour une catégorie de risque est égal à la toxicité du pesticide multipliée par son potentiel de contamination (par ex. : potentiel de lixiviation ou demi-vie à la surface de la plante). Illustrons par un exemple la démarche de Kovach : le risque pour le personnel est la somme de l'exposition au traitement (toxicité aiguë *per cutem* X 5) et de l'exposition pendant la récolte (toxicité aiguë *per cutem* multipliée par la demi-vie sur le feuillage) multipliée par les effets à long terme (toxicité chronique). En multipliant le QIE d'un pesticide par la proportion de matière active dans la préparation et par la dose appliquée, on a le « score d'utilisation au champ ». Un indice qui permet de comparer entre eux les impacts environnementaux des différents pesticides et des programmes de lutte.

4.4. Les points d'impact environnemental

Reus et Pak (1993) proposent une «aune environnementale» qui permet de donner des points d'impact environnemental (PIE) aux pesticides en fonction de leur capacité à polluer les eaux souterraines et à affecter les organismes aquatiques et du sol. On lira un exposé complet de leur méthode sous la référence CLM-IKC (1994). On calcule le taux de lixiviation et la concentration environnementale prédite (CEP) de la matière active et de ses principaux métabolites dans les eaux souterraines superficielles, ce à l'aide du modèle de simulation PESTLA (Boesten et van der Linden, 1991). Le modèle considère un sol avec une zone non saturée peu profonde sous le climat des Pays-Bas en année moyennement pluvieuse. Pour ce qui est du pesticide, le modèle doit être nourri avec la DT50 et le coefficient de partage matière organique-eau (Kom). Les calculs sont faits en considérant un traitement standard à la dose de 1 kg de matière active par ha, 5 classes de richesse en matière organique du sol et 2 saisons de traitement. Les PIE sont calculés par la formule : $PIE=100(CEP/norme)$. Pour ce qui est de la lixiviation, la norme est la concentration maximum admissible, fixée à 0,1 ug.l⁻¹ par l'Union européenne pour l'eau de boisson. Le résultat obtenu sera corrigé en fonction de la dose utilisée (à moins que celle-ci ne soit égale à la dose standard de 1 kg/ha). On procède de même pour calculer les PIE pour les organismes aquatiques et du sol, en prenant pour norme des indices de toxicité. Cette méthode donne des points d'impact environnemental pour l'eau souterraine, les organismes vivant dans l'eau de surface et les organismes du sol.

4.5. L'indice pesticide

Proposée par Penrose et ses collaborateurs (1994), la démarche est destinée à aider les agriculteurs à réduire la quantité de résidus de pesticides dans les fruits. On calcule l'« indice pesticide » (IP) en ajoutant à un indice de résidu (IR) un indice de valeur (IV). Cet IV estime l'importance du pesticide dans le système de production. L'IR dépend de la dose, du lieu d'application et de la date du traitement ainsi que de la durée de l'intervalle de temps obligatoire entre le dernier traitement et la récolte. On attribue une cote entre 1 (faible) et 5 (fort) pour chacun de ces 4 facteurs. L'utilisateur peut pondérer ces facteurs d'un coefficient multiplicateur allant de 1 à 4. L'IR du pesticide est la somme des valeurs des 4 facteurs et peut aller de 4 à 80. L'IV dépend de l'efficacité du pesticide, de son coût, de ses effets sur l'environnement, de sa toxicité pour les mammifères, de sa compatibilité avec les

systèmes de lutte intégrée et de l'existence de pesticides de substitution. Cette note est établie à la façon de l'indice de résidu et elle peut prendre toutes les valeurs entre 6 et 120.

4.6. L'exposition de l'environnement aux pesticides

Il s'agit de calculer des scores d'exposition de l'environnement aux pesticides (EEP) pour aider les agriculteurs à réduire cette exposition (Vereijken *et al.*, 1995). On calcule ces scores pour l'air, le sol et l'eau : on ne les agrège pas en une seule note, laissant à l'utilisateur le soin d'attribuer des poids adéquats à ces trois scores. Les formules sont :

$$EEP_{air} = m.p ; EEP_{sol} = m.DT50 \text{ et } EEP_{eau} = m.DT50.Kom^{-1}$$

où m est la masse de matière active appliquée, p est la pression de vapeur de la substance, DT50 est la demi-vie dans le sol et Kom le coefficient de partage matière organique-eau.

Ce calcul ne fait pas intervenir les effets toxiques. Les auteurs pensent en effet que les données toxicologiques dont on dispose ne sont pas adéquates, car elles ne mesurent qu'une petite partie des effets des pesticides sur les organismes et sur l'environnement (F. Wijnands, com. pers., 1995). Par conséquent ils trouvent plus intéressante une telle démarche qui vise la réduction de l'exposition aux pesticides.

5. Discussion

L'impact environnemental des pesticides dépend de leur concentration dans l'environnement (suite à leur dispersion) et de leur toxicité. On a vu (chapitre 2) que de nombreux facteurs interviennent sur les modalités de la dispersion et que de nombreux phénomènes et organismes déterminent le degré de toxicité (chapitre 3). D'où la diversité des méthodes proposées pour l'évaluer (examinées au chapitre 4). On discutera ici de ces méthodes des points de vue choix, transformation et agrégation des paramètres, ainsi que de l'emploi de la modélisation.

5.1. Paramètres utilisés pour évaluer l'impact environnemental

Les méthodes Hornsby, Higley et Wintersteen, Reus et Pak, et Vereijken *et al.* sont principalement ou uniquement des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux. Celle proposée par Kovach et coll., en revanche, en dépit de son appellation de « quotient d'impact environnemental », prend autant en compte les effets sur le personnel agricole et sur le consommateur que ceux sur l'environnement. L'« indice pesticide » de Penrose et coll. peut encore moins être considéré comme un indice des impacts environnementaux puisque ceux-ci ne sont pris en compte qu'au travers de l'un des 10 paramètres considérés : il s'agit là plutôt d'un indice pratique pour réduire les quantités de résidus dans les produits récoltés.

Les 6 méthodes que nous avons décrites usent de paramètres très différents (tableau I). Dans les méthodes Hornsby, Higley et Wintersteen, Kovach *et al.*, Reus et Pak, on évalue à la fois des variables d'exposition et de toxicité. Pour ce qui est de l'exposition, on considère l'un ou l'autre ou l'ensemble de ces voies de dispersion : la lixiviation vers les aquifères souterrains, le ruissellement ou la dérive vers les eaux de surface et la présence dans le sol. Seule la méthode Vereijken *et al.* prend en compte la volatilisation des pesticides et il est surprenant que les autres négligent ce phénomène qui peut provoquer des pertes supérieures à celles causées par la lixiviation et le ruissellement. Curieusement, Vereijken et coll. emploient la pression de vapeur pour calculer leur score EEPair alors que la constante de Henry semble plus appropriée (voir en 2.2.). Ces derniers, en outre, ne tiennent pas compte de la toxicité du produit du fait que leur but est de réduire l'exposition aux pesticides quelle que soit

leur toxicité : leur méthode pourrait conduire à faire préférer une matière active toxique à une autre moins dangereuse pour peu qu'elle soit appliquée à une dose plus faible.

Deux des six méthodes, celles de Higley et Wintersteen et de Hornsby, ne tiennent pas compte de la dose appliquée lors du traitement : pourtant, la dose ne peut qu'influer fortement sur la concentration du pesticide dans l'environnement. Le mode de traitement (aéronef ou matériel tracté, incorporation dans le sol ou pas), qui influe quant à lui beaucoup sur l'entraînement par le vent ou par l'eau de ruissellement et sur le taux de volatilisation du pesticide, devrait également être pris en compte, ce que seule la méthode Reus et Pak fait. On ne devrait pas négliger non plus les métabolites des pesticides - qui peuvent être aussi nocifs que les matières actives. Reus et Pak, là aussi, sont les seuls à les prendre en compte.

Enfin, aucune des 6 méthodes ne se soucie des causes d'impact des pesticides sur l'environnement en dehors des traitements agricoles. La fabrication, le transport, le stockage des emballages vides ne sont évidemment pas sans effets sur l'environnement. On dispose de méthodes d'analyse de cycle de vie pour les mesurer (Guinée *et al.*, 1993). Malheureusement, il est difficile ou impossible de rassembler les données nécessaires, sauf pour le traitement effectué avec le pesticide. Au contraire d'autres toxiques, les pesticides sont faits pour être dispersés dans l'environnement et on peut admettre que leurs impacts environnementaux résultent essentiellement de leur emploi au champ lors des traitements.

5.2. Transformation et agrégation des paramètres

Les méthodes Higley et Wintersteen, Kovach *et al.* et Penrose *et al.* se ressemblent du point de vue de leur structure. Toutes trois font subir aux paramètres des transformations en cotes (4 degrés de risque environnemental chez le premier, des notes de 1 à 5 chez les deux autres). Ensuite, l'ensemble des valeurs obtenues pour les paramètres est fondu en un seul indice synthétique en faisant intervenir un procédé de pondération. C'est seulement chez Kovach *et al.* qu'on procède à la multiplication de la toxicité par l'exposition pour calculer l'impact environnemental.

La transformation des valeurs originelles - qui peuvent s'étaler sur plusieurs ordres de grandeur - en cotes - dont la gamme est bien plus étroite - affecte fortement les résultats finaux (Dushoff *et al.*, 1994). Prenons un exemple. Selon la méthode Kovach *et al.*, un pesticide dont la toxicité pour les poissons est de 0,5 ppm se verra affecté d'une cote de 5 et celui dont la toxicité est de 20 ppm aura 1. Un rapport de 1 à 40 est transformé en un rapport de 1 à 5. D'autre part, l'indice synthétique est directement proportionnel à la dose de pesticide utilisée, puisque celle-ci n'est pas transformée en cote. Un tel procédé va forcément favoriser les produits très toxiques appliqués à faible dose par rapport aux matières actives moins toxiques épandues à forte dose.

L'agrégation de tous les paramètres jugés importants en un index synthétique comme le proposent Higley et Wintersteen, Kovach *et al.* et Penrose *et al.* est évidemment très pratique pour l'agriculteur. Les trois autres méthodes lui fournissent 4 (Hornsby) ou 3 (Reus et Pak, Vereijken *et al.*) valeurs qu'il devra considérer pour choisir le bon pesticide. La méthode Hornsby lui apporte l'aide de critères de sélection qui indiquent l'importance relative de chaque valeur, en fonction du type de sol. Avec celle de Reus et Pak, on est guidé dans l'interprétation des 3 valeurs, en prenant en considération, par exemple, la distance à l'eau de surface. Avec la méthode Vereijken *et al.*, c'est à l'utilisateur de donner à chacune des 3 valeurs le poids qui convient.

5.3. L'emploi de la modélisation

Chacune des méthodes présentées ici considère ses propres aspects de l'impact environnemental, en leur donnant des importances relatives différentes. Cela veut dire que chacune sous-entend une définition particulière des impacts environnementaux des pesticides et, chose surprenante, on ne

trouve dans aucun des 6 articles de définition de ces impacts ni de discussion sur ses fondements scientifiques et aucun ne livre la moindre tentative pour voir si le degré d'impact environnemental qu'il calcule correspond à l'impact réel du pesticide sur l'environnement.

Au terme de notre revue bibliographique, nous pouvons faire quelques remarques sur cette définition et sur la validation des résultats. Si l'on part du principe que F «impact environnemental» d'un pesticide résulte d'une combinaison de l'exposition qui découle de son emploi et de sa toxicité, il est évident que cet impact augmente avec l'une et l'autre. Une méthode idéale d'estimation de l'impact environnemental d'un traitement pesticide prendrait en compte de façon quantitative la dispersion d'une quantité de matière active et de ses métabolites dans l'air, dans le sol et dans les eaux de surface et souterraines, leur absorption par les organismes et leur dégradation dans tous les compartiments du milieu. Elle prendrait en compte la technique de traitement (sur le feuillage, sur le sol, dans le sol), les conditions météorologiques (vent, pluie, température), les caractéristiques du sol (teneur en matière organique, profondeur de la zone biologiquement active, épaisseur de la zone non saturée) et celles du lieu (pente, distance à un lac ou à une rivière). Elle livrerait des concentrations environnementales prédites (CEP) pour toute une gamme de compartiments de l'environnement. Toujours de façon idéale, on disposerait des données toxicologiques pour de très nombreuses espèces dans chaque compartiment et on établirait les concentrations sans effet prédit (CSEP) ou des seuils de préoccupation environnementale (voir en 3.2.). Pour chaque compartiment, on pourrait combiner les valeurs des CEP et des CSEP en un quotient de risque (cf. en 1.) et, enfin, faire d'une moyenne pondérée de ces quotients l'estimateur global de l'impact environnemental d'un traitement. Cette démarche idéale impliquerait d'avoir un modèle de simulation qui prenne en compte les spécificités locales pour calculer les CEP et de disposer d'une grande quantité de données toxicologiques pour calculer les CSEP. Cette approche pourrait être validée jusqu'à un certain point car les calculs des CEP peuvent être contrôlés au moyen de valeurs empiriques et leur degré de vraisemblance peut être pris comme critère de la valeur de la méthode.

L'emploi d'un modèle de simulation semble la meilleure solution. Mais les obstacles pratiques ne manquent pas. En premier lieu, comme on l'a dit en 2.4., aucun des modèles actuels ne décrit simultanément l'ensemble des mécanismes de dégradation et les modes de dispersion ; une solution peut être de prendre le modèle le plus complet qui existe. Il n'en demeure pas moins une difficulté pratique : ces modèles prennent en compte les spécificités d'un site. Ce n'est pas d'une simulation adaptée au cas du champ dont on a besoin, mais de calculs portant sur des catégories de conditions particulières (p. ex. technique et date du traitement, teneur du sol en matière organique, pente, quantité de précipitation). En conséquence, les « scores d'impact » qu'on obtiendra dépendront des modalités et du lieu du traitement. Ceci traduit bien la réalité mais complique l'évaluation et peut en freiner ou en empêcher l'usage par l'agriculteur. Autre obstacle possible, le manque de données : plus un modèle est perfectionné, plus il est gourmand en données et certaines d'entre elles pourront n'être pas disponibles.

C'est vraisemblablement à cause de ces difficultés pratiques qu'une seule de nos méthodes (celle de Reus et Pak) emploie la simulation. Dans les autres, on a choisi des démarches plus simples, semi-quantitatives : après avoir identifié une série de descripteurs de l'exposition et de la toxicité les auteurs les ont agrégés en 1 ou plusieurs indices. Contrairement à la démarche passant par une simulation qui tente de donner une estimation quantitative de l'impact environnemental du pesticide, ces protocoles plus simples sont plutôt des tentatives pour résumer un certain nombre de données liées à cet impact : ils ne prétendent pas mesurer exactement cet impact et, donc, les valider (p. ex. comparer la « note d'impact environnemental » avec l'impact réel) n'a pas de sens. De tels indices plaisent en raison de leur simplicité et de leur absence de prétention.

6. Conclusions

La lecture des articles consacrés à l'impact environnemental des pesticides et l'examen des méthodes proposées nous suggèrent des pistes pour les recherches à poursuivre. L'impact d'un pesticide sur l'environnement dépend essentiellement :

- de la quantité de matière active employée et de son mode d'application ;
- de sa répartition entre l'air, le sol, les eaux de surface et les eaux souterraines et de la concentration qu'il atteint dans chacun de ces compartiments ;
- de sa vitesse de dégradation dans chacun de ces compartiments ;
- de sa toxicité pour chacune des espèces qui y sont présentes.

Le mieux est d'utiliser un modèle complet de simulation, une démarche intéressante car elle permet d'estimer réellement l'impact environnemental du pesticide et se prête à la validation des résultats. Mais pour des raisons pratiques (faute de données, faute de disposer d'un modèle complet et pour convenir aux utilisateurs) on a bien plus souvent recours à des outils plus simples, moins ambitieux, qui donnent une valeur à un indice, qui résume plusieurs paramètres liés à l'impact environnemental du pesticide ■

Remerciements

Ce travail a été financé par une bourse de formation par la recherche (n° AIR3-BM-0022) de la DG XII (recherche et développement technologique) de la Commission des communautés européennes. L'auteur remercie Lois Levitan pour ses précieuses suggestions et ses utiles commentaires, ainsi que Christian Bockstaller, Philippe Girardin, Jean Delphin et Joost Reus pour leurs critiques constructives.

Nouvelle adresse de l'auteur à partir de septembre 1997 :
INRA Agronomie, ENSAR, 65, route de Saint-Brieuc, 35042 Rennes.

Références bibliographiques

- ATLAS E.L., SCHAUFFLER S., 1990. Concentration and variation of trace organic compounds in the north pacific atmosphere. In D.A. KURTZ : *Long range transport of pesticides*. Lewis publishers, Chelsea, Michigan, USA, 161-183.
- BEVEN K., GERMANN P., 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research*, 18, 1311-1325.
- BOESTEN J.J.T.I., VAN DER LINDEN A.M.A., 1991. Modelling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence. *J. Environ. Qual.*, 20, 425-435.
- CALDERBANK A., 1989. The occurrence and significance of bound pesticide residues in soil. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 108, 71-103.
- CALVET R., BARRIUSO E., 1994. Retention and bioavailability of pesticides in soil. In A. COPIN, G. HOUINS, L. PUSSEMIER & J.F. SALEMBIER : *Environmental behaviour of pesticides and regulatory aspects*. European Study Service, Rixensart, Belgique, 63-71.
- CARSON R.L., 1962. *Silent spring*. Riverside Press, Cambridge, MA, USA.
- CLENDENING L.D., JURY W.A., ERNST F.F., 1990. A field mass balance study of pesticide volatilization, leaching and persistence. In D.A. KURTZ : *Long range transport of pesticides*. Lewis publishers, Chelsea, Michigan, USA, 47-60.
- CLM-IKC, 1994. Achtergronden van de milieumeetlat voor bestrijdingsmiddelen. IKC-AT, Kerngroep MJP-G, Ede, Pays-Bas.
- COHEN S.Z., CREEGER S.M., CARSEL R.F., ENFIELD C.G., 1984. Potential for pesticide contamination of groundwater resulting from agricultural uses. In R.F. KRUGER & J.N. SEIBER : *Treatment and disposal of pesticide wastes*. ACS Symp. Series no. 259. American Chemical Society, Washington, DC, USA, 297-325.
- COOPER K., 1991. Effects of pesticides on wildlife. In W.J. HAYES & R.R. LAWS : *Handbook of Pesticide Toxicology*. Academic Press, San Diego, CA, USA, 463-496.
- COPE O.B., 1965. Agricultural chemicals and freshwater ecological systems. In C. CHICHESTER : *Research in pesticides*. Academic Press, New York, USA, 115-128.
- CULLINEY T.W., PIMENTEL D., PIMENTEL M.H., 1992. Pesticides and natural toxicants in foods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 41, 297-320.
- DABÈNE E., MARIÉ F., 1993. *Caractéristiques utiles pour l'évaluation du comportement de quelques matières actives dans l'environnement*. Recueil de fiches synthétiques et guide de lecture. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, France.

- DAVIS D.L., BRADLOW H.L., 1995. Can environmental estrogens cause breast cancer ? *Scientific American*, 273, 166-172.
- DUSHOFF J., CALDWELL B., MOHLER C.L., 1994. Evaluating the environmental effect of pesticides: a critique of the environmental impact quotient. *American Entomologist*, 40, 180-184.
- ELMHOLT S., FRISVAD J.C., THRANE U., 1991. The influence of fungicides on soil mycoflora with special attention to tests of fungicide effects on soil-borne pathogens. In ALTMAN J. : *Pesticide interactions in crop production: beneficial and deleterious effects*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 227-243.
- EMANS H.J.B., BEEK M.A., LINDERS J.B.H.J., 1992. *Evaluation system for pesticides (ESPE) I*. Agricultural pesticides. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), report n°679101004, Bilthoven, Pays-Bas.
- EPPO, 1993a. Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products, Chapter 8, Earthworms. *EPPO Bulletin*, 23, 131-149.
- EPPO, 1993b. Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products, Chapter 3, Soil. *EPPO Bulletin*, 23, 27-49.
- EPPO, 1994. Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products, Chapter 9, Arthropod natural enemies. *EPPO Bulletin*, 24, 17-35.
- GERBER H.R., ANDERSON J.P.E., BÜGEL-MOGENSEN B., CASTLE D., DOMSCH K.H., MALKOMES H.-P., ARNOLD D.J., VAN DE WERF H., VERBEKEN R., VONK J.W., 1989. *1989 Revision of recommended laboratory tests for assessing side-effects of pesticides on soil microflora*. 4th Int. Workshop, Basle, Bundesforschungsanstalt, Braunschweig.
- GLOTFELTY D.E., TAYLOR A.W., TURNER B.C., ZOLLER W.H., 1984. Volatilization of surface-applied pesticides from fallow soil. *J. Agric. Food Chem.*, 32, 638-643.
- GLOTFELTY D.E., SEIBER J.N., LILJEDAHL, L.A., 1987. Pesticides in fog. *Nature*, 325, 602-605.
- GREGOR D.J., GUMMER W.D., 1989. Evidence of atmospheric transport and deposition of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in Canadian arctic snow. *Environ. Sci. Tech.*, 23, 561-565.
- GUINÉE J., HEIJUNGS R., 1993. A proposal for the classification of toxic substances within the framework of life cycle assessment of products. *Chemosphere*, 26(10), 1925-1944.
- GUINÉE J., UDO DE HAES H.A., HUPPES G., 1993. Qualitative life cycle assessment of products. *Journal of Cleaner Production*, 1, 3-13.
- GUSTAFSON, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 339-357.
- GUSTAFSON D.I., 1994. New advances in predicting pesticide fate and transport. In A. Copin, G. Houins, L. Pussemier & J.F. Salembier : *Environmental behaviour of pesticides and regulatory aspects*. European Study Service, Rixensart, Belgique, 453-458.
- HALL R.J., 1987. Impact of pesticides on bird populations. In G.J. Marco *et al.* : *Silent spring revisited*. Am. Chem. Soc., Washington, DC, USA, 85-111.
- HAMAKER J.W., THOMPSON J.M., 1972. Adsorption. In C.A.I. Goring & J.W. Hamaker : *Organic chemicals in the environment*. Marcel Dekker, New York, USA, 49-143.
- HANCE R.J., FÜHR F., 1992. Methods to study fate and behaviour of pesticides in the soil. In *Lysimeter studies of the fate of pesticides in the soil*. The British Crop Protection Council Monographs Series, no. 53, Farnham, Grande Bretagne, 9-18.
- HAYES W.J., 1991. Dosage and other factors influencing toxicity. In W.J. Hayes & E.R. Laws : *Handbook of Pesticide Toxicology*. Academic Press, San Diego, CA, USA, 39-105.
- HIGLEY L.G., WINTERSTEEN W.K., 1992. A novel approach to environmental risk assessment of pesticides as a basis for incorporating environmental costs into economic injury levels. *American Entomologist*, 38, 34-39.
- HILEMAN, B., 1994. Environmental estrogens linked to reproductive abnormalities, cancer. *Chem. Eng. News*, 72(5), 19-23.
- HOLLAND J.M., FRAMPTON G.K., ÇILGY T., WRATTEN S.D., 1994. Arable acronyms analysed - a review of integrated arable farming systems research in Western Europe. *Ann. appl. Biol.*, 125, 399-438.
- HORNSBY A.G., 1992. Site-specific pesticide recommendations: the final step in environmental impact prevention. *Weed technology*, 6, 736-742.
- JENSEN A.A., 1983. Chemical contaminants in human milk. *Res. Rev.*, 89, 1-128.
- JURY W.A., SPENCER W.F., FARMER W.J., 1984. Behavior assessment model for trace organics in soil: III. Application of screening model. *J. Environ. Qual.*, 13, 573-579.
- JURY W.A., FOCHT D.D., FARMER W.J., 1987. Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environ. Qual.*, 16, 422-428.
- KELCE W.R., STONE C.R., LAWS S.C., GRAY L.E., KEMPPAINEN J.A., WILSON E.M., 1995. Persistent DDT metabolite *p,p'*-DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature*, 375, 581-585.
- KLEIN A.W., GOEDICKE J., KLEIN W., HERRCHEN M., KÖRDEL W., 1993. Environmental assessment of pesticides under directive 91/414/EEC. *Chemosphere*, 26, 979-1001.
- KOOKANA R.S., AYLMOORE L.A.G., 1994. Estimating the pollution potential of pesticides to groundwater. *Aust. J. Soil Res.*, 32, 1141-1155.
- KOVACH J., PETZOLDT C., DEGNI J., TETTE J., 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin*, 139. New York State Agricultural Experiment Station, Geneva, New York, USA.
- LARSON S.J., CAPEL P.D., GOOLSBY D.A., ZAUGG S.D., SANDSTROM M.W., 1995. Relations between pesticide use and riverine flux in the Mississippi River basin. *Chemosphere*, 31, 3305-3321.
- LEBLANC G.A., 1995. Are environmental sentinels signalling ? *Environmental Health Perspectives*, 103, 888-890.
- LEISTRA M., BOESTEN J.J.T.L., 1989. Pesticide contamination of groundwater in western Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26, 369-389.
- LEONARD R. A., 1990. Movement of pesticides into surface waters. In *Pesticides in the soil environment*. Soil

- Science Society of America Book Series, n° 2, Madison, WI, USA, 303-349.
- LEONARD R. A., LANGDALE G.W., FLEMING W.G., 1979. Herbicide runoff from upland piedmont watersheds - data and implications for modeling pesticide transport. *J. Environ. Qual.*, 8, 223-229.
- LEVINE R., 1991. Recognized and possible effects of pesticides in humans. In W.J. Hayes & E.R. Laws : *Handbook of Pesticide Toxicology*. Academic Press, San Diego, CA, USA, 275-360.
- LEVITAN L., MERWIN I., KOVACH J., 1996. Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55, 153-168.
- LINDERS J.B.H.J., LUTTIK R., 1995. Uniform system for the evaluation of substances. V. ESPE, Risk assessment for pesticides. *Chemosphere*, 31, 3237-3248.
- LINDERS J.B.H.J., JANSMA J.W., MENSINK B.J.W.G., OTERMANN K., 1994. *Pesticides : benefaction or Pandora's box ? A synopsis of the environmental aspects of 243 pesticides*. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), report n° 679101014, Bilthoven, Pays-Bas.
- MACKAY D., 1991. *Multimedia environmental models, the fugacity approach*. Lewis Publ. Inc., MI, USA.
- MADHUN Y.A., FREED V.H., 1990. Impact of pesticides on the environment. In *Pesticides in the soil environment*. Soil Science Society of America Book Series, no. 2, Madison, WI, USA, 429-466.
- PATERSON S., MACKAY D., TAM D., SHIU W.Y., 1990. Uptake of organic chemicals by plants : a review of processes, correlations and model. *Chemosphere*, 21, 297-331.
- PENROSE L.J., THWAITE W.G., BOWER C.C., 1994. Rating index as a basis for decision making on pesticide use reduction and for accreditation of fruit produced under integrated pest management. *Crop Protection*, 13, 146-152.
- PIMENTEL D., 1995. Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 8, 17-29.
- PIMENTEL D., ACQUAY H., BILTONEN M., RICE P., SILVA M., NELSON J., LIPNER S., GIORDAN S., HOROWITZ A., D'AMORE M., 1993. Assessment of environmental and economic impacts of pesticide use. In : D. PIMENTEL & H. LEHMAN : *The pesticide question : environment, economics and ethics*. Routledge, Chapman and Hall, New York, pp. 47-84.
- PIMENTEL D., LEVITAN L., 1986. Pesticides: amounts applied and amounts reaching pests. *Bioscience*, 36, 86-91.
- REUS J.A.W.A., PAK G.A., 1993. *An environmental yardstick for pesticides*. Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent, 58/2a, 249-255.
- RUSSELL E.W., 1973. *Soil conditions and plant growth*. Longman, London.
- SCHIAVON M., PERRIN-GANIER C., PORTAL J.M., 1995. La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. *Agronomie*, 15, 157-170.
- SCHOMBURG C.J., GLOTFELTY, D.E., 1991. Pesticide occurrence and distribution in fog collected near Monterey, California. *Environ. Sci. Tech.*, 25, 155-160.
- SEVERN D.J., BALLARD G., 1990. Risk/benefit and regulations. In *Pesticides in the soil environment*. Soil Science Society of America Book Series, no. 2, Madison, WI, USA, 467-491.
- SLOOFF W., 1992. *Ecotoxicological effect assessment; Deriving Maximum Tolerable Concentrations (MTC) from single species toxicity data*. RIVM report n°719102002, Bilthoven, Pays-Bas.
- SPEA, R., 1991. Recognised and possible exposure to pesticides. In W.J. Hayes & E.R. Laws, E.R. : *Handbook of Pesticide Toxicology*. Academic Press, San Diego, CA, USA, 245-274.
- SPENCER W.F., CLIATH, M.M., 1990. Movement of pesticides from soil to the atmosphere. In D.A. Kurtz : *Long range transport of pesticides*. Lewis publishers, Chelsea, Michigan, USA, 1-16.
- TAYLOR A.W., SPENCER W. F., 1990. Volatilization and vapor transport processes. In *Pesticides in the soil environment*. Soil Science Society of America Book Series, n°2, Madison, WI, USA, 213-269.
- TOPP E., SCHEUNERT I., ATTAR A., KORTE F., 1986. Factors affecting the uptake of ¹⁴C- labelled organic chemicals by plants from soil. *Ecotox. Environ. Saf.*, 11, 219-229.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), 1977. *Waste disposal practices and their effects on groundwater*. Report to Congress, USEPA, Washington, DC, USA.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), 1984. *Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment*. USEPA, Washington, DC, USA.
- VEREIJKEN P., WIJNANDS F., STOL W., 1995. *Progress Report 2. Designing and testing prototypes. Progress reports of the research network on integrated and ecological arable farming systems for EU and associated countries* (Concerted action AIR 3 - CT920755). AB-DLO, Wageningen, Pays-Bas.
- WAGENET R.J., RAO P.S.C., 1990. Modeling pesticide fate in soils. In *Pesticides in the soil environment*. Soil Science Society of America Book Series, n°2, Madison, WI, USA, 351-399.
- WALKER A., 1976. Simulation of herbicide persistence in soil. *Pesticide Science*, 7, 41-49.
- WAUCHOPE R.D., 1978. The pesticide content of surface water drainage from agricultural fields : A review. *J. Environ. Qual.*, 7, 459-472.
- WHO-UNEP, 1989. *Public health impact of pesticides used in agriculture*. World Health Organization-United Nations Environment Programme. Genève, Suisse.