
La contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires

Les effets sur le milieu aquatique

Jeanne Garric

L'utilisation des produits phytosanitaires est une caractéristique mondiale des pratiques agricoles et du contrôle des organismes nuisibles, en particulier vecteurs de maladies (onchocercose, malaria, fièvre jaune, etc.).

En 1994, 906 substances actives étaient autorisées, dont 709 pour la protection des cultures, et entraient dans la fabrication de 8 763 spécialités commerciales homologuées ou autorisées (Larguier, 1994, cité par Belamie, 1996). Ces substances atteignent le milieu naturel par diverses voies que l'on peut classer en « accidentelles » ou « intentionnelles ».

La figure 1 illustre les principales sources et les modes d'entrée des pesticides dans le milieu aquatique, auxquels il faut ajouter les apports météoriques. Les entrées non intentionnelles (accidentelles) dans le milieu aquatique sont liées essentiellement au ruissellement agricole, à la contamination suite à des traitements par voie aérienne, aux déversements lors de transports par exemple, ou à des lessivages de zones de stockage. Elles concernent le plus souvent des quantités limitées de substances, excepté lorsqu'il s'agit de déversements suite à des accidents sur sites industriels où les effets sont en règle générale bien localisés (OCDE, 1986).

Elles recouvrent également deux types de pollutions différentes : ponctuelles, transitoires ou non (accident de transport, de stockage, percolations de lixiviats de décharges), ou bien diffuses, dans le cas du transfert des produits du sol vers le milieu aquatique.

Sous le terme « entrée intentionnelle », on désigne essentiellement des déversements en vue du contrôle des organismes aquatiques nuisibles (végétaux ou animaux) à l'aide des herbicides et des produits phytosanitaires de types larvicides, molluscicides ou piscicides, et enfin certains rejets industriels. Dans ce cas, il s'agit de situations de pollution bien définies dans l'espace (ponctuelles) et dans le temps (continues ou transitoires). L'OCDE (1986) souligne l'importance des herbicides et considère que la généralisation de leur utilisation en quantité croissante est un risque majeur pour la qualité de l'eau de ses pays membres.

Quel que soit l'objectif des traitements effectués et les modes de contamination du milieu aquatique récepteur, les conséquences de l'utilisation à grande échelle des produits phytosanitaires doivent être aussi évaluées en terme d'effets sur l'environnement.

En effet, les produits phytosanitaires, qui sont des substances synthétisées pour éliminer les organismes cibles, sont également susceptibles de provoquer des effets toxiques létaux sur l'ensemble des populations aquatiques.

Le terme générique de phytosanitaires recouvre différentes substances à usage précis, et nous citerons les molécules organiques les plus courantes : des insecticides de type¹ organophosphorés, organohalogénés, carbamates et substances dérivées de molécules végétales (naturelles ou de synthèse : roténone, pyrèthre, alléthrine), des herbicides de type¹ amides, urées substituées, aryloxyacides et triazines et des fongicides de type¹ carbamates, amides-amines, dont le comportement

1. Dans un ordre décroissant de tonnage utilisé en France en 1995

Jeanne Garric
Cemagref
3 bis quai
Chauveau
CP 220
69336 Lyon
Cedex 09

et les effets écotoxicologiques sont très différents. Ces derniers sont dus à une toxicité directe sur les organismes cibles et non cibles et/ou peuvent résulter de causes indirectes, telles que la diminution d'espèces fourrages pour d'autres organismes de la chaîne trophique ou l'élimination des prédateurs. Ils sont à terme susceptibles d'entraîner une modification des équilibres écologiques et une diminution de la productivité de l'écosystème. Enfin, ces effets peuvent être aigus et évidents, comme les mortalités de poissons ou d'invertébrés suite à des déversements massifs, ou au contraire chroniques, plus difficiles à mettre en évidence *in situ*, tels que la diminution des capacités reproductrices d'une espèce ou des modifications comportementales (figure 1).

Nous présentons ici les principales méthodologies mises en œuvre en vue d'établir la toxicité des pesticides vis-à-vis des organismes aquatiques non cibles. L'évaluation des risques dus à l'utilisation de ces substances biocides pour les écosystèmes récepteurs risques liés notamment à leur potentialité de transfert depuis le sol vers l'eau, à leur rémanence, ainsi qu'à leur effet biologique en fonction des concentrations, des durées et des fréquences de contamination des écosystèmes considérés, est un enjeu majeur de la recherche sur ces substances, si l'on souhaite en contrôler l'usage et assurer une innocuité maximale pour les milieux aquatiques récepteurs.

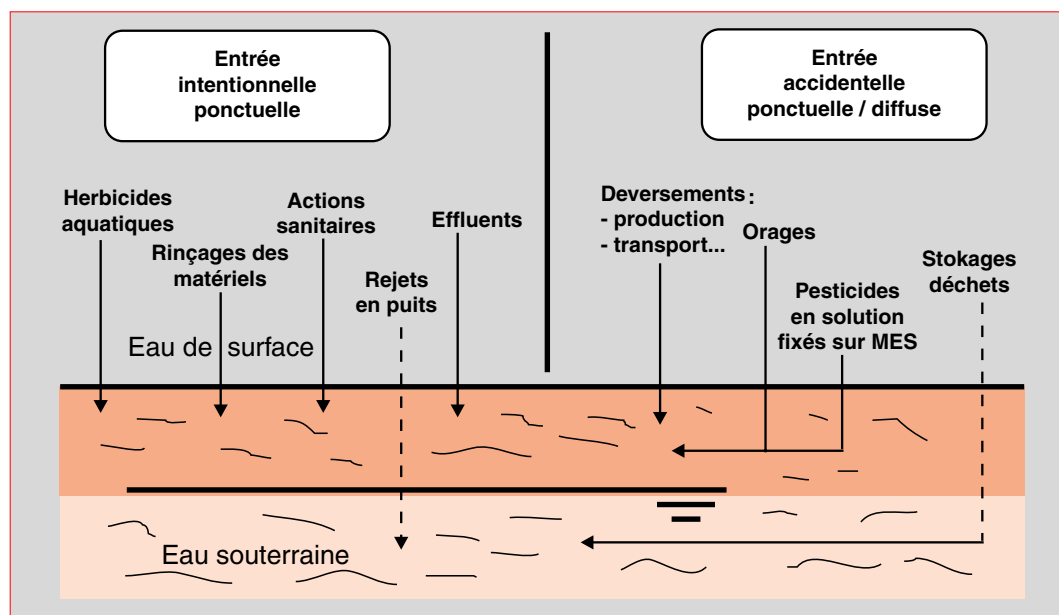
Évaluation en laboratoire de la toxicité des produits phytosanitaires vis-à-vis des organismes du milieu aquatique

Comme pour l'ensemble des substances mises sur le marché, les produits phytosanitaires font l'objet d'une évaluation de leur écotoxicité, qui repose en partie sur la mesure des effets toxiques qu'ils provoquent sur des organismes non cibles.

On peut ainsi disposer de données relatives à ces effets toxiques, en règle générale abondantes sur les matières actives (molécule biocide proprement dite), mais plus rares sur les formulations (mélanges de matières actives et d'adjuvants) qui sont effectivement commercialisées. Ces informations sont basées sur des mesures de laboratoire réalisées au cours de bio-essais de toxicité monospécifiques et standardisés ; le tableau 1 en donne quelques exemples.

Ces données de laboratoire concernent les effets sur la survie de stades jeunes ou adultes, plus rarement les effets sur la reproduction d'organismes appartenant à des espèces de plusieurs niveaux trophiques, producteurs et consommateurs. Bien qu'obtenues à partir d'organismes modèles, au cours de simulations très simplifiées des situations du milieu naturel, ces données représentent des informations irremplaçables pour la prévision des risques liés à l'usage de ces substances et l'établis-

Figure 1. – Entrées de produits phytosanitaires dans le milieu aquatique. ▶



sement de recommandations ou de restrictions vis-à-vis de leur usage. Les paramètres de toxicité mesurés au cours de ces essais sont en particulier des mesures écologiquement pertinentes du risque d'impact nocif sur le développement des populations non cibles.

Ces mesures biologiques associées aux caractéristiques physico-chimiques des substances, en particulier le coefficient de partage octanol-eau², la solubilité, le coefficient d'adsorption sur les particules du sol et la vitesse de dégradation, permettent de tracer un « portrait-robot » du comportement toxique de la molécule.

Des méthodes plus complexes sont également développées, qui s'intéressent au devenir et aux effets de la substance non plus sur une seule espèce isolément, mais sur l'ensemble d'une communauté (microcosmes) associant des espèces de différents niveaux trophiques, dans des milieux plus ou moins complexes.

La taille de ces microcosmes est variable, depuis l'aquarium de laboratoire jusqu'à la mare, ou au canal expérimental *in situ*. Ce changement d'échelle, du « béccher » au micro-système, permet de prendre en compte un plus grand nombre de variables physico-chimiques et biologiques et de proposer ainsi des modèles d'impacts toxiques plus élaborés.

Outre les données issues des essais normalisés cités plus haut, il existe une très abondante littérature scientifique concernant les effets dits « sublétaux » des produits phytosanitaires, c'est-à-dire les effets physiologiques mesurés sur l'individu entier, ou les effets biochimiques mesurés au niveau cellulaire et ne provoquant pas la mort des individus considérés, mais plutôt des perturbations sur le comportement ou la reproduction, par exemple.

Cette importante bibliographie met en relief la multitude des critères toxiques existants, plus ou moins spécifiques des molécules étudiées, la variabilité des réponses observées, en particulier dans leur intensité spécifique, et par là-même la difficulté d'une évaluation objective et précise des effets susceptibles de se manifester *in situ*.

Les effets toxiques létaux

Les organochlorés (DDT, aldrine, chlordane, dieldrine, endrine, heptachlore, lindane, etc.) se

Tableau 1. – Exemple de bioessais de toxicité ▼

Toxicité	Paramètre mesuré	Organisme d'essai	Espèces
Aiguë létale	CI 50 96h	Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss</i> <i>Pimephales promelas</i> <i>Brachydanio rerio</i> etc. <i>Cyprinus carpio</i>
	CI 50 24h	Invertébrés	<i>Daphnia magna</i> <i>Daphnia pulex</i> , <i>Gammarus fasciatus</i>
Court terme létale sublétale	LOEC, NOEC sur la survie embryonnaire et larvaire, sur la croissance larvaire, etc. LOEC, NOEC sur la reproduction	Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss</i> <i>Pimephales promelas</i> <i>Brachydanio rerio</i> <i>Cyprinus carpio</i> , etc.
		Invertébrés	<i>Daphnia magna</i>
Chronique	CI 4-7 jours (croissance population)	Algues	<i>Selenastrum capricornutum</i> <i>Scenedesmus subspicatus</i>

CI 50 : Concentration inhibitrice pour 50% de la population d'essai

LOEC : Lowest Observed Effect Concentration (plus faible concentration sans effet toxique)

NOEC : No observed Effect Concentration (concentration sans effet toxique)

caractérisent par une forte rémanence et une toxicité létale et sublétale élevée. Pour ces raisons, la plupart de ces molécules ne sont plus autorisées, ni utilisées dans les pays développés. Ce n'est pas le cas dans d'autres parties du monde.

De nombreuses données existent concernant la toxicité aiguë de ces substances vis-à-vis des poissons et de la vie aquatique en général. Globalement la toxicité aiguë des organochlorés pour les organismes aquatiques, provoquée par des concentrations parfois inférieures au microgramme par litre, est plus importante que celle des organophosphorés. Les carbamates présentent une moindre toxicité vis-à-vis du poisson, mais sont le plus souvent fortement toxiques pour les invertébrés. Les pyréthrinoides (*fenvalerate*, *cypermethrine*) assez persistants dans le milieu sont,

2. Le coefficient de partage octanol-eau représente bien la potentialité de passage d'une molécule au travers des membranes biologiques et permet d'approcher le facteur de bioaccumulation dans les tissus.

Substances mg/l	Bluegill <i>Lepomis macrochirus</i>	Largemouth bass <i>Micropterus salmoides</i>	Daphnie <i>Daphnia magna</i>	Channel catfish <i>Ictalurus punctatus</i>
Organophosphoré				
Azinphos méthyl	0,022	0,0048		3,29
Fénitrothion	3,80		0,011	4,30
Malathion	0,103		0,0010	
Parathion méthyl	4,38	5,22	0,00014	5,24
Parathion éthyl	0,40	0,62		2,65
Phosmet	0,20		0,0056	
Organochloré				
DDT	0,0086	0,0015	0,0047	0,0215
Urée substituée				
Diflubenzuron	> 100		0,0160	
Amino phosphonate				
Glyphosate	5,60		3,0	
Carbamate				
Méthomyl	1,05	1,25	0,0090	0,53
Toluidine				
Trifluraline	0,058	0,075	0,56	2,2

Tableau 2. – Toxicité de quelques pesticides. ▶

comme les organochlorés, fortement toxiques pour les organismes aquatiques, avec en général une plus grande sensibilité pour les invertébrés que pour les poissons.

Les herbicides ont, à quelques exceptions près comme le pentachlorophénol, une toxicité relativement peu élevée vis-à-vis du poisson. Inversement ces substances présenteront des risques supérieurs pour la flore aquatique.

Les concentrations toxiques varieront suivant le type de molécule en cause, mais également en fonction des espèces considérées.

Le tableau 2 (tiré de Leblanc, 1984), présente quelques valeurs de concentrations létales en mg/l pour 50 % de la population d'essai (CL₅₀) en 48 heures sur *Daphnia magna* et en 96 heures pour deux poissons centrarchidés « bluegill » et « largemouth bass » et un ictaluridé « channel catfish ».

Ces données mettent en évidence les rapports de toxicité (jusqu'à 10 000) que l'on peut mesurer,

suivant les espèces utilisées, pour évaluer la toxicité de ces substances.

Outre des variabilités interspécifiques, la toxicité des xénobiotiques et des pesticides en particulier, varie avec le stade de développement de l'organisme. Chez les poissons, les stades larvaires après résorption de la vésicule vitelline, et les stades juvéniles sont en général les plus sensibles.

Plusieurs autres facteurs biotiques et abiotiques influent aussi de façon importante sur la toxicité de ces substances, soit directement (modification de la forme chimique du composé pH, dureté de l'eau réceptrice), soit indirectement (modification du métabolisme de l'organisme, température, oxygène dissous). Néanmoins, ces phénomènes toxiques létaux, le plus souvent aigus, sont en général liés à des déversements accidentels dans le milieu. Il s'agit alors de situations relativement simples, caractérisées par de fortes concentrations (souvent évaluables) et des durées d'exposition courtes. De telles situations sont bien simulées au laboratoire.

Dans ces conditions, les paramètres de toxicité mesurés en laboratoire tels que les CL_{50} sont indispensables et relativement pertinents pour la mise en évidence des relations de cause à effet.

In situ des observations de concentrations toxiques létales ont été effectivement rapportées, en particulier lors de ruissellement intense (suite à des périodes d'orage) (Matthiesen *et al.*, 1994). Des essais de toxicité réalisés dans notre laboratoire sur des daphnies, sur des échantillons d'eau de l'Ardières dans le vignoble Beaujolais, ont mis en évidence une toxicité létale de ces échantillons (jusqu'à 100 % de mortalité) en période d'orage. Cette toxicité était déjà suspectée *in situ*, du fait de la dégradation des édifices biologiques et la disparition partielle de populations de poissons à l'aval du cours d'eau. Un effet herbicide a pu également être mis en évidence à l'aide de bioessais sur algue verte, réalisés sur des prélèvements d'eau du milieu (Marion L. *et al.*, 1996).

Les effets sublétaux

Presque toutes ces substances vont également provoquer des effets physiologiques plus ou moins insidieux, lorsque les organismes sont exposés de manière chronique à ces produits, ce qui est du reste la situation la plus courante que l'on va rencontrer *in situ*.

Les données bibliographiques de laboratoire qui décrivent les perturbations métaboliques sublétales provoquées chez le poisson après une exposition aux phytosanitaires sont extrêmement abondantes.

Toute une gamme d'altérations biochimiques, physiologiques, histologiques a été ainsi rapportée par de très nombreux auteurs (Murty, 1986), mais beaucoup de ces perturbations décrites en laboratoire ne sont plus, ou peu, mises en évidence *in situ*.

Ainsi, si la toxicologie de quelques composés phytosanitaires est connue, la pertinence écologique des modifications décrites reste très difficile à évaluer, hormis lorsqu'il s'agit de perturbations affectant les potentialités reproductrices ou de survie des individus (des stades jeunes en particulier).

Néanmoins, leur mise en évidence sur le terrain peut aider à décrire des situations de contamination chimique et à en évaluer l'intensité. De plus, certains de ces effets sublétaux peuvent être des

indicateurs plus ou moins précoces d'effets toxiques graves, susceptibles de se manifester à terme sur les populations.

Cependant, ils ne sont en général pas ou peu spécifiques des substances phytosanitaires ici en cause, et ne doivent être considérés comme indicateurs de contamination du milieu par les pesticides qu'avec prudence, selon la situation particulière de contamination considérée, telle que par exemple celles des bassins versants à activité agricole prépondérante.

Ainsi l'inhibition de l'activité enzymatique acétylchlorine estérase (AChE) mesurée par de nombreux auteurs (Holland *et al.*, 1967 ; Gibson *et al.*, 1969) dans le cerveau de poissons exposés à des insecticides organophosphorés ou des carbamates peut également être liée à d'autres types de substances naturelles, métalliques par exemple (Hogan *et al.*, 1968 ; Malyarevskaja, 1979).

Cette mesure est cependant utile et sensible pour détecter la présence et les éventuelles perturbations sublétales dues à l'épandage de ce type de pesticides. Ainsi Crane *et al.*, (1995) ont pu montrer une réduction significative de cette activité enzymatique sur des gammarens en aval d'une zone de traitement au malathion, en dehors de tout autre effet léthal ou sublétal.

La bioconcentration et la bioaccumulation

Contrairement aux effets sublétaux cités plus haut, les phénomènes de bioaccumulation de certaines substances phytosanitaires sont des réalités de terrain maintenant relativement bien décrites et qui ont entraîné des perturbations écologiques connues.

Les organismes accumulent les xénobiotiques à partir de l'eau, à travers les branchies et le tissu épithélial (bioconcentration), et/ou à partir de la nourriture (bioaccumulation). Ces phénomènes seront d'autant plus intenses que les substances présenteront une faible solubilité dans l'eau et un coefficient de partage octanol-eau élevé.

Outre les caractéristiques physico-chimiques de la substance, de nombreux facteurs biotiques et abiotiques influencent la bioconcentration (espèce, état physiologique, âge, densité de la population, température, concentration en matière organique de l'eau et du substrat, etc.).

Substances	Espèces	Concentration eau µg/l	Durée d'exposition	BCF
DDT	<i>Pimephales promelas</i>	0,5-2	50-100	100 000
	<i>Daphnia</i>	8-50	j. 24 h	16 000
Heptachlore	<i>Cyprinodon variegatus</i>	6.5-21	96 h	23 000
				7 000
HCH	<i>Cyprinodon variegatus</i>	42-100	4 j.	500
Permethrine	<i>Salmo salar</i>	1,4-12	96 h	3-7
Fenvalerate	<i>Salmo salar</i>	1	96 h	200
Pentachlorophénol	<i>Truite</i>	2	24 h	100
Fénitrothion	<i>Oryzias latipes</i>	800	10 j.	53
Diazinon	<i>Cyprinus carpio</i>	10	7 j.	65
2,4-D	<i>Lepomis macrochirus</i>	3	8 j.	1
2,4,5-T	<i>Lepomis</i>	3	8 j.	1

Tableau 3. – Bioconcentration de quelques substances. ►

BCF : rapport de la concentration dans les organismes à la concentration dans l'eau à l'équilibre.

Le tableau 3 présente des résultats de bioconcentration de quelques produits phytosanitaires. Il illustre en particulier l'importante gamme de variation de ce paramètre selon les types de substances considérées (Murty, 1986).

La liste est longue des organismes aquatiques contaminés par ces substances ; les études *in situ* les plus nombreuses concernent l'Amérique du Nord et la Scandinavie. Murty (1986) propose une revue des types de résidus et des gammes de concentration trouvés dans différentes espèces de poisson d'eau douce et marine. Il s'agit de résidus de pesticides organochlorés rémanents : isomères de l'HCH et lindane, dieldrine, DDT et métabolites.

En règle générale la charge en résidus peut être corrélée avec la teneur en lipides (elle est plus élevée dans les organes riches en lipides comme les gonades), la taille et l'âge des poissons. Les niveaux de contamination sont plus élevés chez les poissons détritvires.

Une des conséquences de ces processus de bioaccumulation est la *biomagnification* ou bioconcentration des substances le long de la chaîne trophique. Ce phénomène est rapporté par plusieurs auteurs depuis de nombreuses années (Metcalf *et al.*, 1971) et peut conduire à de graves déséquilibres écologiques, avec la disparition des communautés les plus élevées dans la chaîne trophique et donc les plus contaminées. Woodwell *et al.*, (1967) ont décrit la distribution de résidus

de DDT sur un estuaire de la côte Est américaine avec un facteur de concentration supérieure à 1 000 entre des échantillons planctoniques (0,04 mg/kg) et une espèce de mouette (75 mg/kg).

L'impact des substances phytosanitaires sur le milieu aquatique : mesures *in situ*

Du fait de l'importance du rôle des facteurs biotiques et abiotiques sur la modulation de la toxicité des produits chimiques en général et des produits phytosanitaires en particulier, de la présence conjointe dans le milieu d'un grand nombre de substances, naturelles ou anthropogéniques également susceptibles d'interférer, l'extrapolation aux réalités de terrain des résultats des simulations de laboratoires est délicate.

Elle devient même quasi impossible lorsque l'on s'intéresse non plus aux effets sur une seule population, mais sur l'ensemble de la communauté.

Cette difficulté s'accroît encore selon que l'on s'intéresse à des impacts ponctuels et plus ou moins contrôlés sur le milieu aquatique (comme le traitement de zones forestières, le faucardage chimique de zones définies) ou bien à des effets chroniques dus à une situation de pollution diffuse, et cela même en zone d'activité agricole permanente.

Des suivis d'épandages intentionnels de pesticides sont réalisés afin d'évaluer les effets de ces

substances sur la faune et la flore aquatiques. Il s'agit donc d'exposition courte, contrôlée tant dans le temps que dans l'espace.

L'utilisation de ces méthodes montre que les substances utilisées ont un impact direct significatif sur certains organismes de la flore et la faune non cibles. De plus, des effets indirects, par l'intermédiaire de la chaîne trophique, peuvent être mis en évidence. Ces impacts directs ne sont d'ailleurs pas toujours comparables aux effets mesurés en laboratoire. Les impacts indirects ne sont quant à eux quasiment jamais détectés au laboratoire.

Crossland *et al.*, (1984) mesurent l'impact *in situ* de méthyl parathion dans trois étangs traités à la concentration nominale de 100 mg/l. Les effets létaux mesurés sur les invertébrés (insectes aquatiques, invertébrés benthiques, zooplancton) sont bien corrélés avec les données de toxicité létale de laboratoire. Ces auteurs mettent également en évidence des effets létaux et sublétaux à moyen terme (mortalité et diminution significative du taux de croissance des truites juvéniles dans le milieu, modification des abondances de populations zooplanctoniques après un mois environ de traitement), sans rapport avec les résultats obtenus en laboratoire. Ils attribuent ces perturbations à l'impact indirect du traitement : diminution des consommateurs primaires, « bloom algal » et chute de l'oxygène dissous, diminution de la nourriture disponible.

De la même manière, une diminution du taux de croissance de différentes espèces de poissons, en liaison avec la diminution des organismes fourrages, a également été mise en évidence *in situ* (Kingsbury et Kreutzweiser, 1987), suite à des applications de perméthrine à des doses couramment employées dans le traitement forestier.

Sundaram *et al.* (1991) ont suivi les effets d'un épandage aérien d'un insecticide, le DIMILIN WP 25 R, et le comportement de sa manière active (diflubenzuron, DFB) à la dose de 70 g/ha sur des populations de crustacés planctoniques. Ils détectent le DFB dans l'eau (étangs) jusqu'à trois semaines après le traitement et mettent en évidence des réductions significatives, mais temporaires (durée < 3 mois) de l'abondance de macroinvertébrés et de populations zooplanctoniques. Tanner et Moffett (1995) ont évalué les effets du diflubenzuron (2,5 et 30 µg/l) après deux épan-

dages dans des systèmes expérimentaux naturels, sur la survie d'invertébrés et la croissance d'une espèce de perche (*lepomis macrochirus*). Ces auteurs ont montré une forte réduction de la croissance des jeunes perches de l'année, de 56 à 97 % selon la concentration épanchées, en majeure partie liée à la disparition des proies nécessaire à leurs nutrition (copépodes, cladocères...).

Les herbicides sont des substances également connues comme étant susceptibles de provoquer de graves effets sur les écosystèmes. En effet, bien qu'il s'agisse de substances présentant des modes d'action toxiques assez spécifiques des végétaux aquatiques, leurs effets sur les écosystèmes aquatiques peuvent être importants (Hellowell, 1986).

L'impact le plus caractéristique signalé par Chapman (1987), est la diminution de l'oxygène dissous, plus ou moins rapidement après le traitement. Cette diminution serait due à la fois à la baisse de production d'oxygène par les végétaux, et à l'augmentation de la demande en O₂ du milieu, du fait de la décomposition des organismes morts.

Ainsi le VELPAR L[®], herbicide dont la matière active est une triazine, l'hexazinone, provoque jusqu'à 80 % de diminution de l'activité photosynthétique du phytoplancton du milieu après épandage à des concentrations de 145 à 432 µg/l (Schneider *et al.*, 1995). Cet impact est néanmoins transitoire, puisque la productivité du phytoplancton redevient normale après 24 heures.

Néanmoins, compte tenu de ces effets à court terme, l'usage répété de ces produits est susceptible de provoquer également des altérations des peuplements d'invertébrés, la disparition de la végétation aquatique non cible (algues, plantes refuges, etc.) et d'avoir ainsi une incidence à terme sur les potentialités de croissance et de reproduction du poisson.

Mise en évidence de l'impact biologique sur le milieu aquatique récepteur d'une contamination agricole diffuse

La mise en évidence des relations de cause à effet dans le cas des pollutions diffuses agricoles est complexe. En effet, dans ce cas un très grand nombre de variables chimiques et physiques sont en

jeu et rendent difficile la mesure de l'impact toxique : de nombreuses substances peuvent être présentes dans le milieu, des polluants organiques ou des micropolluants chimiques ; la situation hydrodynamique du milieu joue également un rôle important dans la distribution des espèces.

De plus, il n'existe que peu ou pas de données sur les concentrations des substances phytosanitaires dans les écosystèmes aquatiques. Les substances, comme leurs concentrations, peuvent être très variables suivant les saisons et les événements climatiques. Il s'avère donc en général difficile, sinon impossible, d'associer clairement les perturbations de l'écosystème à la présence de ces polluants, même si leur action prépondérante est fortement suspectée.

Dans certaines situations socio-géographiques particulières, comme c'est le cas pour de petits bassins versants à monocultures, l'utilisation d'indicateurs biochimiques spécifiques de la contamination chimique peut être une aide à l'évaluation de l'impact biologique.

Vindimian *et al.*, (1992) ont utilisé la mesure d'une activité enzymatique de détoxification dépendante du cytochrome P450 (l'activité Ethoxy-Résorufine-O-Dééthylase, ou EROD), pour mettre en évidence la contamination chimique, essentiellement liée à des produits phytosanitaires, d'un petit cours d'eau d'un bassin versant viticole du Beaujolais. Cette activité est inductible en particulier par des composés bioaccumulables (hydrocarbures polyaromatiques, polychlorobiphényles). Son induction par des pesticides est plus controversée, elle n'est démontrée que pour l'endosulfan, mais la présence dans les formulations d'impuretés de fabrication, inductrices, a été rapportée.

Dans notre cas, la mesure de cette activité dans les hépatocytes de poissons prélevés *in situ* a pu être corrélée, selon les saisons, avec la charge estimée en produits de traitement (herbicides, fongicides, insecticides) du cours d'eau récepteur, permettant de conclure à un impact biologique de ces produits dans le milieu récepteur.

Conclusion

La mise en évidence de l'impact des substances phytosanitaires sur le milieu aquatique reste difficile à mettre en œuvre, en particulier lorsqu'il s'agit d'une pollution diffuse.

En effet, on ne dispose pas de bio-indicateurs (biochimiques, physiologiques, écologiques) strictement spécifiques de l'impact de ces substances.

Aujourd'hui, la recherche des relations de cause à effet repose essentiellement sur des simulations de laboratoires ou des expériences de terrain ponctuelles et bien limitées dans le temps et l'espace, ne prenant en compte que l'impact d'une seule substance.

Ces « expérimentations d'école », même si elles permettent de juger des impacts au cas par cas, pour des substances présentant des risques particuliers pour le milieu aquatique du fait de leur usage, ne sont guère généralisables.

L'utilisation conjointe de méthodes biologiques de mesure d'effets plus ou moins spécifiques de ce type de contamination, sur les individus et sur les communautés (par exemple la mesure d'activités enzymatiques du poisson (acétylcholinestérase, EROD), la mesure d'indices biologiques sur les communautés d'invertébrés, le suivi d'organismes (invertébrés ou poissons encagés) et de modèles de transfert dans le milieu des substances à risque (mobiles, rémanentes, etc.), semble néanmoins pouvoir apporter des indications écologiquement pertinentes sur l'impact biologique et la contamination des milieux par ces substances dans certains cas de pollutions diffuses.

Au Cemagref, le développement de méthodes de mesures d'effets biologiques (indicateurs biochimiques ou physiologiques), pouvant être associées à la mesure de pesticides dans les cours d'eau, en terme de concentrations et d'occurrence, est un axe d'étude en cours, en vue de mieux appréhender les risques liés à l'utilisation de certaines de ces molécules. □

Résumé

L'utilisation intensive de pesticides dans l'environnement est une source de contamination des milieux aquatiques récepteurs et de perturbations sur les organismes biologiques. Une revue des perturbations dues à cette contamination sur le milieu aquatique est proposée à travers l'examen des différents types d'effets, létaux, sublétaux, bioconcentration et bioaccumulation, susceptibles d'être mesurés au laboratoire ou dans le milieu naturel lors d'une exposition à des produits phytosanitaires de nature chimique diverse.

Abstract

The intensive use of pesticides in the environment is a source of contamination of water catchment areas and can have adverse affects on biological organisms. This paper reviews the problems caused by this type of contamination in water by examining the various types of effects - lethal, sublethal, bio-concentration and bio-accumulation - that can be measured in a laboratory or in the natural environment when exposed to various types of crop treatment chemicals.

Bibliographie

- BELAMIE, R., 1996. Contamination par les produits phytosanitaires : risque de transfert de la parcelle au bassin versant. *Forum Sécheresse, Pollution, Inondation, Erosion*. Poitiers, 29-30 septembre 1996.
- CHAPMAN, D.-V., 1987. Pesticides in the aquatic environment. A global assessment of use and effect. Monitoring and Assessment Research Center. *MARC report*, n° 39, King's College London. University of London. 63 p.
- CRANE, M., DELANAY, P., 1995. The effect of malathion 60 on *Gammarus pulex* below Watercress beds *Environ. Toxicol. and Chem.*, 14 : 1181.
- CROSSLAND, N.-O., 1984. Fate and biological effects of methyl parathion in outdoor ponds and laboratory aquaria. II Effects. *Ectotoxicol. Environ. Saf.*, 8 : 482.
- GIBSON, J.-R., LUDKE, J.-L., FERGUSON, D.-E., 1969. Sources of error in the use of fish brain acetylcholinesterase activity as a monitor for pollution. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 4 : 17.
- HELLAWELL, J.-M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier applied science publishers, London, 546 p.
- HOGAN, J.-W., KNOWLES, C.-O., 1968. Some enzymatic properties of brain acetylcholinesterase from bluegill and channel catfish. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 25 : 615.
- HOLLAND, T.-H., COPPAGE, D.-L., BUTLER, P.-A., 1967. Use of fish brain acetylcholinesterase to monitor pollution by organophosphorus pesticides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2 : 156.
- KINGSBURY, P.-D., KREUTZWEISER, D.-P., 1987. Permethrin treatment in canadian forest. Part 1 : Impact on stream fish. *Pestic. Sci.*, 19 : 35.
- LEBLANC, G.-A., 1984. Interspecies relationships in acute toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 3 : 47-60.
- MALYARESKAYA, A.-Y., 1979. Specific and non specific changes induced in fish by various toxic agents. *Hydrobiol. J.*, 15 : 52.
- MATHIESSEN, P., BROOKE, D., CLARE, R., MILL, M., WILLIAM, R., 1994. Monitoring pesticide runoff and leaching in a surface-dominated catchment: implication for aquatic risk assessment. International workshop on environmental behaviour of pesticides and regulatory aspects. Brussels, April 26-29.
- MARION, L., MACELIN, C., BERTRAND, P., 1996. Communication sur la campagne d'analyse de produits phytosanitaires en été-automne 1995 sur trois rivières en Beaujolais : l'Ardières, la Vauxonne, la Mauvaise. Réunion plénière annuelle. C.R.O.P.P.P. 27/06, 1996.
- METCALF, R.-L., SANGHA, G.-K., KAPOOR, I.-P., 1971. Model ecosystem for the evaluation of pesticide biodegradability and ecological magnification. *Environ. Sci. Technol.*, 5 : 709.
- MURTY, A.-S., 1986. Toxicity of pesticides to fish. Vol. I and II. CRC Press Inc. Boca Raton.

- OCDE, 1986. Water pollution by fertilizers and pesticides. Organisation pour la Coopération et le développement Economique. 144 p.
- SCHNEIDER, J., MORIN, A., PICK, F.-R., 1995. The response of biota in experimental stream channels to a 24-hour exposure to the herbicide Velpar L. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 14 : 1607-1614.
- SUNDARAM, K.-M., HOLMES, S.-B., KREUTZWEISER, D.-P., SUDARAM, A., KINGSBURY, P.-D., 1991. Environmental persistence and impact of diflubenzuron on a forest aquatic environment following aerial application. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20 : 313.
- TANNER, D.K., MOFFETT, M.-F., 1995. Effect of diflubenzuron on the reproductive success of the bluegill sunfish *Lepomis macrochirus*. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 14 : 1345.
- VINDIMIAN, E., NAMOUR, P., MUNOZ, J.-F., GRIL, J.-J., MIGEON, B., GARRIC, J., 1993. Ehoxyresorufin-o-ddethylase induction in fish from a watershed exposed to non point source pollution of agricultural origin. *Water Res.*, 27 : 449-455.
- WOODWELL, G.-M., WURSTER, C.-E., ISACCCSON, P.-A., 1967. DDT residues in an east coast estuary : a case of biological concentration of a persistent insecticide. *Science*, 156 : 821.