

Les conséquences biologiques des produits phytosanitaires dans les cours d'eau

Marc Babut, Patrick Flammarion et Jeanne Garric^a

La préoccupation actuelle vis-à-vis des conséquences biologiques des produits phytosanitaires sur l'environnement est fondée sur plusieurs éléments. Citons en premier lieu les impacts bien documentés des insecticides organochlorés de première génération sur des espèces particulières ou des écosystèmes parfois très larges (cf. notamment (1972; 1974b; 1974a; Berglind, 1984; Evans, 1991; Swartz, 1994; Donohoe, 1996). Ces premiers constats ont, entre autres conséquences, servi à justifier la mise en place de procédures réglementaires d'évaluation *a priori* des risques pour l'environnement, qui n'ont guère cessé de se renforcer depuis.

En second lieu, la preuve a été apportée progressivement d'une présence assez généralisée de produits phytosanitaires dans différents compartiments de l'environnement : sols, eaux tant souterraines que superficielles (IFEN, 2000). Les données disponibles concernent en premier lieu les pays industrialisés, où l'utilisation de ces produits est encadrée. Cette présence n'est pas en soi étonnante, compte tenu du but poursuivi et du mode d'introduction, en particulier pour les usages proprement agricoles. Elle soulève néanmoins des questions légitimes sur les effets induits à l'aval, tant en ce qui concerne les écosystèmes¹ en général et le maintien de leurs potentialités, que les usages de certaines de ses composantes (l'eau en premier lieu). Les conséquences de cette contamination généralisée de l'environ-

nement sont multiples et de plusieurs ordres, notamment économique.

Ces observations sur la présence de résidus de composés phytosanitaires dans différents milieux adviennent dans un contexte réglementaire pourtant assez contraignant, tant à l'amont de leur introduction dans l'environnement [ce sont les procédures d'homologation (par exemple directive européenne 91/414 CE)] qu'à l'aval, où l'objet des réglementations est plutôt de protéger en général des usages, au besoin en restreignant l'emploi de produits particuliers (1989). Dans ce contexte, le constat d'une présence généralisée de produits phytosanitaires dans l'environnement aquatique renvoie à la question de l'adéquation des politiques aux objectifs de protection affichés.

Cette communication a l'ambition de montrer les effets que peut induire la présence de ces composés dans les écosystèmes aquatiques, ce qui peut aider à orienter les réflexions sur les méthodes de maîtrise des transferts à mettre en œuvre, ou de vérifier leur pertinence.

Évaluer les effets passe nécessairement par le déploiement de moyens de mesure, qu'il faut donc au préalable brièvement passer en revue. À partir de là, on pourra examiner les types de conclusions qu'on peut tirer des données produites, et s'interroger sur ces conclusions, en particulier par rapport à l'objectif qui vient d'être rappelé : orienter les choix de méthodes de réduction ou vérifier leur pertinence.

1. Schématiquement, un écosystème inclut deux composantes, une « physique », le biotope (habitats, environnement physique) et une biologique, la biocénose (ensemble des espèces vivantes dans le biotope considéré) in Fischesser et Dupuis Tate, 1996, *Le guide illustré de l'écologie*, Éditions de La Martinière/ Cemagref-Éditions, Antony.

Les contacts

a. Cemagref, UR Biologie des écosystèmes aquatiques, 3 bis, quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09

Les moyens d'évaluation des effets sur l'écosystème

La première catégorie de moyens d'évaluation est constituée d'essais de toxicité. Il s'agit d'observations faites en laboratoire dans des conditions contrôlées (conditions de température, d'éclairement, de pH, d'oxygénation, de durée, etc.), sur quelques individus d'une seule espèce à la fois. Dans le cas du milieu aquatique, ces essais portent sur des algues unicellulaires, crustacés, poissons. D'autres espèces font également l'objet d'essais de ce type, comme les végétaux aquatiques (macrophytes). Les effets observés sont souvent des effets à court terme (principalement la mortalité), et moins fréquemment des effets à plus long terme (croissance, reproduction notamment). La bonne reproductibilité de ces essais, c'est-à-dire l'assurance qu'ils peuvent être pratiqués par de nombreux laboratoires, est obtenue par la normalisation des procédures.

Ces différents éléments (conditions contrôlées, normalisation) permettent d'obtenir une bonne comparabilité des résultats, et donc de garantir l'homogénéité de traitement des dossiers d'homologation (directive 91/414) ou plus généralement des dossiers d'évaluation des risques des substances chimiques (OCDE, 1987). En revanche, le réalisme de ces essais par rapport aux situations rencontrées dans l'environnement est évidemment très faible.

L'un des points sur lesquels les essais conventionnels de toxicité pèchent par manque de réalisme concerne les interactions entre espèces. Par exemple, un herbicide pourra ne montrer aucune toxicité directe sur les crustacés testés; cependant, dans le milieu aquatique, les effets de cet herbicide sur les algues vont diminuer la quantité de nourriture disponible pour le même crustacé, et nuire, peut-être gravement, à son développement. Les microcosmes et mésocosmes, enceintes de dimensions variables

où l'on introduit des assemblages d'espèces plus ou moins complexes, ont été proposés pour pouvoir observer ces interactions, et mieux comprendre les effets indirects des composés (Brockway, 1984; Pilson, 1990; OCDE, 1991; Crossland, 1991; ASTM, 1994; Breneman, 1994; Peither, 1996; Primary Producers, 1997; Lagadic, 1998). Dans ce type de dispositif, les conditions de réalisation des essais sont partiellement contrôlées. Bien évidemment, les études sont plus longues, et il n'est guère possible de standardiser les protocoles.

La troisième catégorie d'approche consiste à aller observer les effets directement sur le terrain. Il s'agit notamment de mesures biochimiques (analyse d'activités enzymatiques), ou biomarqueurs (Vindimian, 1989; Cairns, 1993; Depledge, 1993; Flammarion, 1998; Flammarion, 2000), et d'observation de la diversité et de l'abondance d'espèces indicatrices (invertébrés en général, mollusques, vers, larves d'insectes), communément désignées comme bio-indicateurs (Verneaux, 1982; Lafont, 1985). Les protocoles de mesure (biomarqueurs) ou d'observation (bio-indicateurs) peuvent être ou sont déjà normalisés (cf. entre autres AFNOR, 1992), mais les situations observées sont très variables; les facteurs expliquant ces variations sont de plusieurs ordres et incluent des facteurs chimiques (matière organique, substances polluantes), et des facteurs physiques tels que température, débit, modifications morphologiques (rectification des berges, enrochements...). Ces approches sont donc souvent complexes, et n'ont pas, en outre, la capacité prédictive des essais conventionnels ou des mésocosmes.

Le tableau 1 présente des résultats d'essais pour quelques substances. Les données sont tirées de la littérature et plus particulièrement d'une banque de données accessible en ligne². Les données présentées sont des « concentrations effectrices » ou « concentrations létales » pour 50 % des individus, pour des durées d'essai de 48 heures (daphnie) à quatre jours pour les poissons, soit des effets à court terme³. Les effets sur la croissance des algues représentent en revanche plusieurs générations, bien qu'il s'agisse d'essais de trois à quatre jours.

Tout en se gardant de généralisations trop hâtives, on peut souligner plusieurs éléments :

✗ pour une même substance, et une même espèce (par exemple l'atrazine, ou le diquat

2. Base de données de l'EPA (Environmental Protection Agency, USA) <http://www.epa.gov/ecotox>

3. Par rapport à la durée de vie totale de ces organismes.

Substances	Algues	Daphnie <i>D. magna</i>	Poisson <i>I. punctatus</i>	Poisson <i>L. macrochirus</i>
DDT	–	4,7	21,5	8,6
Azinphos-M	–	–	3 290	22
Atrazine	21	3 600	7 600	8 000-160 000
Diquat	19	320	10 000	14 000-35 000
Glyphosate	11,9	3 000	9 400	2 000

▲ Tableau 1 – Résultats d'essais de toxicité pour quelques substances phytosanitaires (CE30 ou CL50 en µg.l⁻¹).

sur le poisson *Lepomis macrochirus* – crapet arlequin), des CL50 différant de plusieurs ordres de grandeur selon les auteurs ;

X pour une même substance et deux espèces du même groupe d'organismes, par exemple l'aziphos-méthyl, ou le diquat dans une moindre mesure, et les poissons *Lepomis macrochirus* et *Ictalurus punctatus* (poisson chat), des CL50 également assez variables ;

X pour une même catégorie d'organismes, par exemple la daphnie, ou les poissons, des différences de sensibilité selon les substances qui peuvent s'expliquer par la catégorie d'usage, les herbicides étant dans l'ensemble moins toxiques que les insecticides.

Ces quelques exemples illustrent bien les difficultés inhérentes au choix des organismes tests dans une démarche équilibrée d'évaluation des risques.

L'utilisation des données écotoxicologiques

À partir des données biologiques obtenues, plusieurs types d'utilisation peuvent être envisagés. Le premier, qui justifie d'ailleurs une part importante des essais réalisés, concerne l'homologation des substances phytosanitaires, qui conditionne leur mise sur le marché, assortie le cas échéant de contraintes d'usage. La procédure d'homologation en vigueur en Europe (directive 91/414 CE) recourt principalement à des essais de toxicité conventionnels, et plus rarement à des mésocosmes.

Un deuxième type d'utilisation, consiste à établir des critères de qualité de l'eau. À partir de la connaissance des effets toxiques provenant d'essais de toxicité, il s'agit d'établir une échelle d'aptitude du milieu aquatique à héberger des organismes plus ou moins variés et nombreux. Un exemple de ce type d'approche est présenté ci-après.

Un dernier type d'approche tente de réaliser une estimation du risque pour l'écosystème, en se basant selon les cas sur un éventail plus étendu de données biologiques.

Les critères de qualité : exemple du SEQ-Eau

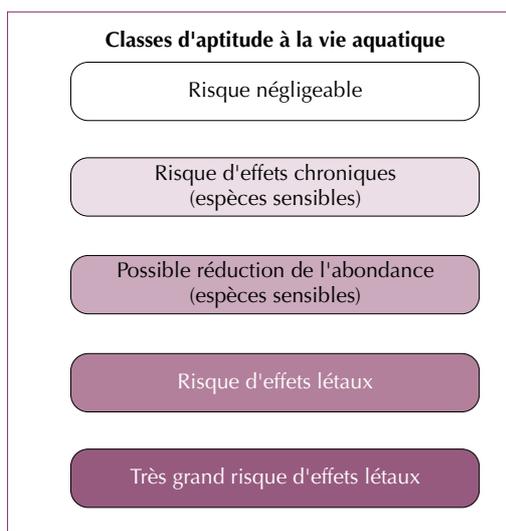
Le Système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-Eau) développé en France ces dernières

années par le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement et les Agences de l'eau (Oudin et Maupas, 1999) distingue plusieurs altérations, qui sont représentées par des groupes de paramètres appartenant à un même type de pollution. Les substances phytosanitaires appartiennent ainsi à une même altération. Le SEQ-Eau est basé sur cinq classes de qualité, qui sont définies en référence à la structure (diversité des espèces) et à l'abondance (effectifs des espèces) des communautés aquatiques. Ces critères de diversité et d'abondance ont été retraduits en critères écotoxicologiques pour les substances phytosanitaires comme pour d'autres micro-polluants (figure 1), (Babut, 1997).

Pour chaque substance phytosanitaire suivie (ou susceptible de l'être) dans les réseaux de surveillance de la qualité des eaux superficielles, quatre seuils doivent donc être déterminés. Cela a été fait dans un premier temps pour 32 substances phytosanitaires, et un complément sur 28 autres a été réalisé en 2001 (Babut *et al.*, 2001). Le tableau 2 (p. 8) présente les seuils obtenus pour trois substances (un herbicide, un insecticide et un fongicide), avec en regard les seuils de qualité pour l'usage « production d'eau potable ».

À titre d'exemple, la figure 2 (p. 8) présente le diagnostic de qualité de la Saône à Crêches (71) pour l'altération « pesticides »⁴. Ce diagnostic est possible lorsqu'au moins dix mesures par an sont disponibles, ce qui n'était pas encore le cas

4. Information publiée par l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, <http://rdb.eaurmc.fr/pres/html/bassin.html>



◀ Figure 1 – Expression des classes de qualité en fonction du risque toxique.

► Tableau 2 – Exemples de seuils de qualité dans le cadre du SEQ-Eau [(*) valeur provisoire; (-) non déterminé] d'après (Oudin, 1999).

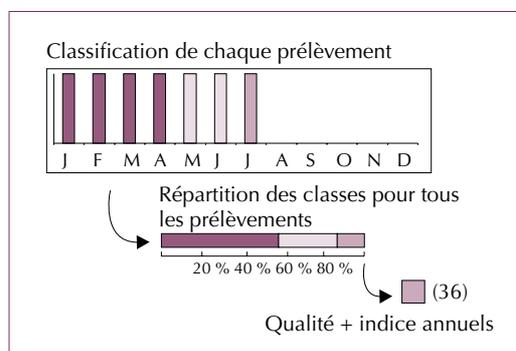
Substances	Aptitude à la vie aquatique	Production eau potable
Atrazine	1 : 0,2 2 : 2 3 : 20 4 : 440	1 : 0,1 2 : – 3 : 0,5 4 : 2
Lindane	1 : 0,01 2 : 0,1 3 : 1,1 4 : 22	1 : 0,1 2 : – 3 : 0,2 4 : 1
Tebuconazole	1 : 1 2 : 10 3 : 110 4 : 2 000	1 : 0,1 2 : – 3 : – 4 : 2

de la station considérée pour l'année 2000 au moment de la rédaction de cette communication, puisqu'une partie des données n'était pas encore validée et publiée. La classification est faite mois par mois, la qualité annuelle étant déterminée à partir de règles simples tenant compte du nombre de prélèvements : ici moins de 11, c'est la qualité du mois le plus défavorable qui détermine la qualité annuelle. Un indice est également calculé à partir des concentrations mesurées.

Sur la base de l'ensemble des mesures de composés phytosanitaires dans les cours d'eau (années 1997-1998), les substances le plus fréquemment retrouvées [(250 stations, 1 047 prélèvements)] sont, par ordre décroissant, l'atrazine, le diuron, le lindane, la simazine, l'isoproturon, le métolachlore, le mécoprop et l'alachlor (IFEN, 2000); selon cette source, 70 % des points de mesure sont classés « bon » à « très bon » et 30 % « passable ».

Les diagnostics de qualité obtenus avec ce système donnent une vision pessimiste de la situation : il

► Figure 2 – SEQ-Eau, altération « pesticides » : exemple d'application au diagnostic de qualité de la Saône à Crêches (Saône et Loire).



s'agit de fournir une évaluation dans les conditions critiques (en écartant toutefois les situations exceptionnelles). Ceci permet de faire un premier tri; en revanche, dans la perspective de mesures concrètes de préservation ou de restauration des milieux, il est nécessaire de disposer d'évaluations plus précises des risques ou des impacts vis-à-vis des espèces aquatiques.

Estimation des risques pour l'écosystème

Le SEQ-Eau se présente comme une forme rudimentaire d'évaluation des risques, c'est-à-dire la confrontation de données sur les effets biologiques à des données d'exposition des organismes; ce caractère rustique provient notamment de l'approche retenue pour déterminer les seuils de qualité et de la stratégie de prélèvement dans les stations de mesure.

Une évaluation plus quantitative du risque pour les espèces aquatiques présentée par une substance ou un groupe de substances paraît souhaitable soit pour affiner un premier diagnostic, soit le cas échéant dans un but prédictif, à condition de pouvoir décrire les conséquences de tel ou tel scénario de réduction des transferts sur les concentrations dans le milieu récepteur. Cette évaluation quantitative peut s'envisager à plusieurs échelles, depuis le bassin versant jusqu'au niveau national, comme dans l'exemple présenté ci-après.

Solomon et coll. (1996) ont étudié les risques engendrés par l'atrazine pour l'écosystème aquatique aux USA; dans un premier temps, ils ont compilé l'ensemble des données de toxicité disponibles. Parallèlement, ces auteurs ont étudié les résultats d'analyses dans les eaux superficielles de zones de culture intensive du maïs. La caractérisation du risque consiste à comparer la distribution statistique des concentrations observées (terme exposition) à la distribution des effets. Le 90^e percentile des concentrations mesurées (exposition) est inférieur de plus d'un facteur 10 au 10^e percentile des effets à court terme; la probabilité qu'une espèce aquatique soit soumise à une concentration toxique à court terme est donc très faible, ce qui signifie que le risque à court terme peut dans ce cas être considéré comme négligeable (figure 3).

Le risque à long terme (à l'échelle de temps des effets biologiques examinés) apparaît également négligeable, à l'exception d'un ou deux sites particuliers.

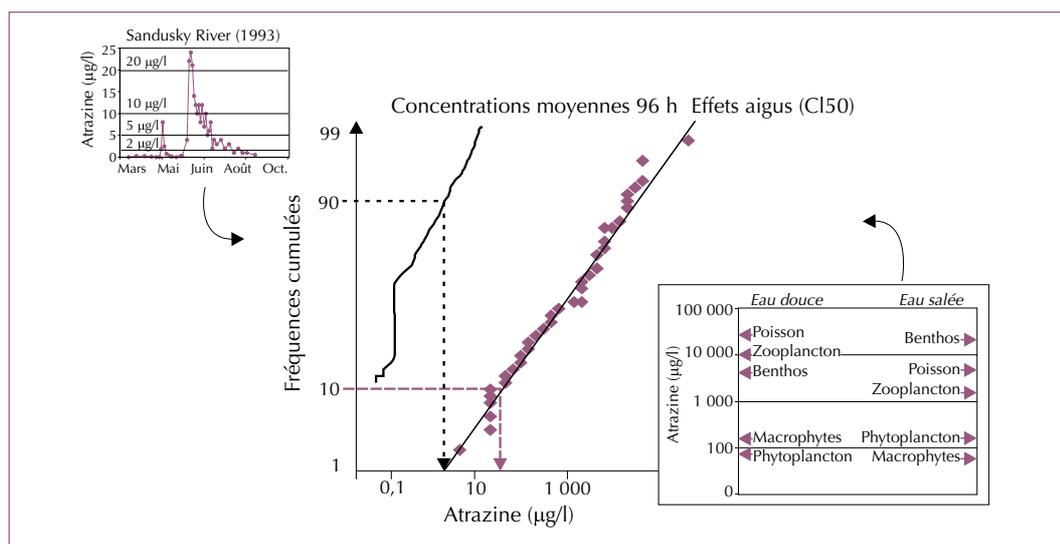


Figure 3 – Caractérisation du risque à court terme (atrazine/espèces aquatiques), d'après Solomon, 1996.

Plusieurs autres composés phytosanitaires ont été étudiés dans le même esprit, notamment Chlorpyrifos (Giesy, 1999), Diquat (Campbell, 2000), Glyphosate (Giesy, 2000).

Discussion

Cette approche d'évaluation des risques paraît être la plus intéressante parmi les utilisations possibles des connaissances sur les effets biologiques des composés phytosanitaires. Par conséquent, comme dans toute démarche scientifique, il faut s'interroger sur l'adéquation des données utilisées au but poursuivi. Plusieurs difficultés peuvent alors être identifiées, notamment en ce qui concerne la conception des bio-essais.

Ceux-ci sont réalisés en cherchant à maintenir une concentration constante de substance dans le milieu, pendant toute la durée de l'essai. C'est le moyen le plus simple de déterminer des concentrations d'effet fiables et précises, mais cela ne correspond pas au comportement des substances dans les rivières. En effet, on observe des concentrations variables, parfois sur des pas de temps très courts. La variabilité dépend de plusieurs facteurs, certains relevant des caractéristiques de la substance (solubilité, dégradation), d'autres des caractéristiques d'utilisation (mode et période d'application). Ainsi, les substances plus solubles étant entraînées dans le ruissellement, leurs concentrations dans la rivière vont augmenter avec le débit; on aura donc affaire à des pics aigus, éventuellement répétés, dont l'effet pourrait être

différent d'une concentration plus basse mais continue (Hosmer, 1998).

De plus, comme cela a été évoqué à propos des mésocosmes, il y a de nombreuses interactions entre espèces au sein des écosystèmes, qui ne sont pas prises en compte dans les essais conventionnels : il peut s'agir de transferts trophiques (une espèce se nourrit d'une autre; l'accumulation de la substance dans la première n'est pas toxique pour elle, mais peut l'être pour son prédateur) ou d'autres effets indirects (par exemple, diminution de la quantité d'algues, donc de nourriture disponible pour le zooplancton; la substance n'est pas directement toxique, mais il est affecté).

Actuellement, les substances phytosanitaires sont étudiées séparément, que ce soit à l'étape d'homologation ou ultérieurement. Dans la réalité, elles sont souvent utilisées en association et les mesures faites dans les rivières montrent plutôt des situations dominées par des mélanges (pas seulement de produits phytosanitaires d'ailleurs). La toxicité des métabolites de produits phytosanitaires n'est pas très étudiée non plus. Sachant que des effets additifs ou synergiques sont possibles, on peut donc craindre une certaine sous-estimation du risque pour les écosystèmes.

Par ailleurs, la gamme d'effets étudiés reste assez limitée : mortalité, moins souvent croissance ou reproduction. Ces effets sont importants pour la maintenance des écosystèmes, en particulier les effets à long terme (croissance et reproduction).

Cependant, d'autres effets devraient aussi être envisagés, notamment ceux qui touchent au fonctionnement hormonal des organismes. Ces hormones régulent de nombreux aspects du fonctionnement des organismes, tels que la différenciation sexuelle, la production de gamètes ou encore le métabolisme énergétique. Les perturbations induites sont plus complexes à étudier, et nécessiteront probablement des temps d'observation plus longs et des « outils » plus performants que ceux évoqués ici.

L'état actuel des connaissances sur les effets biologiques des substances phytosanitaires paraît donc perfectible; il ne faudrait cependant pas considérer, sur la base des critiques énoncées ci-dessus, que ces connaissances, et les moyens d'investigation qui permettent de les acquérir, sont inadéquates. Quoique perfectibles, il s'agit de compromis entre des besoins, exprimés en termes de gestion des risques, une panoplie de moyens d'investigation, et des coûts. Le risque *a priori* (avant mise sur le marché), dont l'évaluation débouche sur l'homologation du produit avec des règles d'usage, devra nécessairement être évalué par des approches en laboratoire, ou en milieu confiné comme les mésocosmes. Cette évaluation *a priori* ne

permet pas d'anticiper sur toutes les situations; il faut nécessairement procéder à des approches rétrospectives, à des diagnostics de plus en plus précis, où l'on va à la fois utiliser les résultats de bio-essais et des observations de terrain. Dans les deux cas, l'enjeu majeur aujourd'hui semble bien être d'améliorer la compréhension des modes d'exposition des organismes aquatiques aux substances phytosanitaires.

Conclusions

Un bilan d'ensemble des effets biologiques des substances phytosanitaires sur les cours d'eau n'est certes pas acquis et l'état actuel des connaissances fait plutôt penser à un puzzle, dont on ne connaîtrait pas encore toutes les pièces. Le degré de finesse des connaissances varie beaucoup d'une substance à une autre, et l'on ne dispose pas toujours de celles qui seraient nécessaires.

Il reste en particulier du travail à fournir sur les types d'effets étudiés, ce qui passe d'ailleurs par des études dans des gammes de concentrations plus basses que celles couramment utilisées, sur les interactions et sur les scénarios d'exposition.

□

Résumé

Les connaissances actuelles sur les conséquences biologiques que peuvent avoir les produits phytosanitaires dans les cours d'eau dépendent en premier lieu des moyens d'investigation disponibles. Les principaux moyens incluent les bioessais monospécifiques, qui fournissent l'essentiel des données écotoxicologiques nécessaires à l'homologation des produits, et des approches plus complexes tels que micro ou mésocosmes et approches *in situ*. Les résultats des essais monospécifiques sont entre autres utilisés, dans bon nombre de pays industrialisés, pour élaborer des critères de qualité des milieux. Par comparaison avec des mesures de concentrations dans ces milieux, on pourra ainsi dresser un premier constat sommaire de leur qualité, c'est-à-dire qu'on pourra faire une estimation grossière du risque pour l'écosystème récepteur. Il est également possible de procéder à une estimation plus quantitative des risques pour l'écosystème à l'échelle d'un territoire éventuellement très vaste, en comparant les distributions des données écotoxicologiques et des concentrations mesurées. Par rapport à ce type d'utilisation, l'évaluation des effets sur les écosystèmes aquatiques à partir de bioessais monospécifiques soulève un certain nombre de questions d'ordre méthodologique, notamment sur l'adéquation des modalités d'exposition des organismes au cours des essais par rapport aux conditions rencontrées dans les rivières, et sur le fait qu'on étudie séparément des substances alors que la situation couramment rencontrée concerne plutôt des mélanges (mettant en jeu non seulement des phytosanitaires, mais aussi d'autres types de substances). D'autre part, certains types d'effets, potentiellement lourds de conséquences pour la viabilité à moyen terme des écosystèmes, ne sont pas assez bien décrits à l'aide des méthodes actuellement disponibles. Il paraît donc assez difficile aujourd'hui de dresser un bilan précis, des conséquences biologiques des apports de phytosanitaires aux cours d'eau. Pour y parvenir, il faudra impérativement améliorer les moyens d'investigation, ce qui passe par une amélioration des scénarios d'exposition, et par une connaissance plus fine des mécanismes d'effets, notamment à dose faible, et des interactions.

Abstract

The current knowledge about the biological impacts of pesticides in water courses is at first linked to assessment tools. They include single species bioassays, which provide most of the ecotoxicological data used in products registration, and more complex approaches, like micro or mesocosms and field studies. Among other uses, single species data are used in many industrialised countries for media quality criteria development. Then, simple comparisons of monitoring results with these criteria will allow to draw a first quality diagnosis, which is in fact similar to a rough risk estimate for the receiving ecosystem. More quantitative assessments are also possible at various geographic scales, by comparing bioassays results and monitored concentrations respective distributions. In this context, effect assessments solely relying on single species bioassays raise many methodological issues, including the relevance of exposure conditions in bioassays, as compared to those in rivers. Furthermore, pesticides are assessed separately, while the current situation in water courses involves mixtures, not only pesticides. Moreover, available effect assessment methods (i.e. bioassays and other tools) do not allow to describe several types of sublethal effects, which are potentially dangerous for ecosystem reliability. It is thus rather difficult to draw an exhaustive picture of biological impacts of pesticides in water courses. Methodological improvements are desirable in various domains, including exposure conditions (scenarios), toxicity mechanisms (also at low concentrations levels) and interactions between chemicals.

Bibliographie

1972, *Précis général des nuisances*, tome IV, Les nuisances dans les activités rurales, Éd. Guy le Prat, Paris.

1974a, *Évaluation écologique des conséquences de l'utilisation des pesticides et des engrais sur les écosystèmes terrestres et aquatiques*, Rapport n° 24, série des rapports du MAB.

1974b, *La pollution par les composés organochlorés*, La Documentation française, Paris.

1989. La protection des captages d'eau. *Cahiers techniques de la prévention des pollutions et des risques*, n° 24.

AFNOR, 1992, *Détermination de l'indice biologique global normalisé*, NFT 90-350.

ASTM, 1994, *Standard guide for chemical fate in site specific sediment water microcosms, E1624-94*, Technical report, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA.

BABUT, M., 1997, *Seuils de qualité pour les micropolluants organiques et minéraux dans les eaux superficielles*, 53, Agences de l'Eau.

BABUT, M., BONNET, C., BRAY, M., FLAMMARION, P. et GARRIC, J., 2001, *Complément au SEQ-Eau – Seuils d'aptitude à la vie aquatique pour 28 substances phytosanitaires*, MATE, 22 p. (tome 1) + 76 p. (tome 2).

BERGLIND, R. et DAVE, G., 1984. Acute Toxicity of Chromate, DDT, PCP, TPBS and Zinc to *Daphnia magna* Cultured in Hard and Soft Water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 33, p. 63-68.

BRENEMAN, D.H., et PONTASCH, K.W., 1994. Stream microcosm toxicity tests: predicting the effects of fenvalerate on riffle insect communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13, p. 381-387.

BROCKWAY, D.L., SMITH, P.D. et STANCIL, F.E., 1984. Fate and effects of atrazine in small aquatic microcosms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 32, p. 345-353.

- CAIRNS, J., Mc CORMICK, P.V. et NIEDERLEHNER, B.R., 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263, p. 1-44.
- CAMPBELL, K.R., BARTELL, S.M. et SHAW, J.L., 2000. Characterizing aquatic ecological risks from pesticides using a diquat dibromide case study, II, Approaches using quotients and distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, p. 760-774.
- CROSSLAND, N.O., MITCHELL, G.C., BENNETT, D. et MAXTED, J., 1991. An outdoor artificial stream system designed for ecotoxicological studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 22, p. 175-183.
- DEPLEDGE, M.H., AMARAL-MENDES, J.J., DANIEL, B., HALBROOK, R.S., KLOEPPER-SAMS, P., MOORE, M.N. et PEAKALL, D.B., 1993, *The conceptual basis of the biomarker approach*.
- DONOHUE, R.M., et CURTIS, L.R., 1996. Estrogenic activity of chlordecone, o,p'-DDT and o,p'-DDE in juvenile rainbow trout: induction of vitellogenesis and interaction with hepatic estrogen binding sites. *Aquatic Toxicology*, 36, p. 31-52.
- EVANS, M.S., NOGUCHI, G.E. et RICE, C.P., 1991. The biomagnification of polychlorinated biphenyls, toxaphene, and DDT compounds in a Lake Michigan offshore food web. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 20, p. 87-93.
- FISCHESSER, B. et DUPUIS TATE, M.F., 1996, *Le guide illustré de l'écologie*, Éditions de la Martinière/Cemagref-Éditions, Antony.
- FLAMMARION, P., CAMUS, J.C., DEVAUX, A., GARRIC, J., LAFONT, M., MIGEON, B., et MOUTHON, J., 1998, *Validation d'indicateurs biologiques de la contamination des écosystèmes hydriques dulçaquicoles et de ses effets toxiques, Biomarqueurs et bioindicateurs, mesures dans la Moselle amont, Campagne 1998*, Convention PNETOX, Cemagref/ENTPE
- FLAMMARION, P., GARRIC, J. et MONOD, G., 2000. Use of EROD enzymatic activity in freshwater fish. In L. Lagadic, T. Caquet, J.-C. Amiard and F. Ramade, eds, *Use of biomarkers for environmental quality assessment*, Science Publishers, Inc., Plymouth, UK, p. 59-77.
- GIESY, J.P., DOBSON, S. et SOLOMON, K.R., 2000. Ecotoxicological risk assessment for Roundup(R) herbicide. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 167, p. 35-120.
- GIESY J.P., SOLOMON, K.R., COATS, J.R., DIXON, K.R., GIDDINGS, J.M. et KENAGA, E.E., 1999. Chlorpyrifos: ecological risk assessment in North American aquatic environments. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 160, p. 1-129.
- HOSMER, A.J., WARREN, L.W. et WARD, T.J., 1998. Chronic toxicity of pulse-dosed fenoxycarb to daphnia magna exposed to environmentally realistic concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, p. 1860-1866.
- IFEN, 2000. Les pesticides dans les eaux, Bilan 1997-1998. *Études & travaux*, 29, IFEN, Orléans.
- LAFONT, M., 1985. Utilisation des communautés d'oligochètes pour apprécier la qualité biologique des sédiments aquatiques. In : *Mise au point des méthodes hydrobiologiques d'appréciation de la qualité des milieux aquatiques*, 24.
- LAGADIC, L. et CAQUET, T., 1998. Invertebrates in testing of environmental chemicals: are they alternatives? *Environmental Health Perspectives*, 106, p. 593-611.
- OCDE, 1987, Utilisation des tests biologiques pour l'évaluation et le contrôle de la pollution de l'eau, monographie sur l'environnement, n° 11, OCDE.
- OCDE, 1991, *Guidance document on testing procedures for pesticides in freshwater mesocosms, A meeting of experts on guidelines for static field mesocosm tests* 46.

LOUDIN, L.-C. et MAUPAS, D., 1999. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau (version 1). *Étude Inter-Agences*, n° 52/2, volumes d'annexes, Agence de l'eau Orléans.

PEITHER, A., JUTTNER, I., KETTRUP, A. et LAY, J.-P., 1996. A pond mesocosm study to determine direct and indirect effects of lindane on a natural zooplankton community. *Environmental Pollution*, 93, p. 49-56.

PILSON, M.E.Q., 1990. 9. Application of mesocosms for solving problems in pollution research. In eds, LALLI C.-M. (Eds) In : *Coastal and estuarine studies*, 37, Enclosed experimental marine ecosystems, p. 155-168.

VAN DEN BRINK, P.J., HARTGERS, E.M., FETTWEIS, U., CRUM, S.J.H., VAN DONK, E., et BROCK, T.C.M., 1997. Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide linuron. Primary producers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38, p. 13-24.

SOLOMON, K.R., BAKER, D.B., RICHARDS, R.P., DIXON, K.R., KLAINÉ, S.J., LA POINT, T.W., KENDALL, R.J., WEISSKOPF, C.P., GIDDINGS, J.M. et GIESY, J.P., 1996. Ecological risk assessment of atrazine in north american surface waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, p. 31-76.

SWARTZ, R.C., COLE, F.A., LAMBERSON, J.O., FERRARO, S.P., SCHULTS, D.W., DEBEN, W.A., IL, H.L. et OZRETICH, R.J., 1994. Sediment toxicity, contamination and amphipod abundance at a DDT and Dieldrin-contaminated site in San Francisco Bay. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13, p. 949-962.

VERNEAUX, J., 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes, Un indice biologique de qualité générale (IBG). *Annales scientifiques de l'université de Franche-Comté Besançon, biologie animale*, 4° ser., fasc. 3, p. 3.

VINDIMIAN, E. et GARRIC, J., 1989. Freshwater fish cytochrome P450 dependant enzymatic activities: a chemical pollution indicator. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 18, p. 277-285.