

ÉCOCOMPATIBILITÉ DES EAUX DE PERCOLATION DE DÉCHETS STABILISÉS

ÉVALUATION ÉCOTOXIQUE AU LABORATOIRE ET ÉTUDE EXPÉRIMENTALE EN CANAUX ARTIFICIELS EXTÉRIEURS

Valérie Canivet* et Jean-François Fruget**

*UMR CNRS 5023 - Ecologie des hydrosystèmes fluviaux, **Aralep - Ecologie des eaux douces

Le but du programme de recherche sur les déchets appelé *Ecocompatibilité*, mis en place par l'Ademe, est de caractériser la toxicité potentielle des flux polluants (notion de danger) issus des matrices déchets et de définir leurs conditions d'exposition sans effets néfastes pour l'environnement (notion de risque) à partir de diverses études expérimentales. Afin de valider et de calibrer cette méthodologie, deux scénarios ont servi de support à ces dernières. Ils correspondent à la percolation d'eau à travers un tas de déchets granulaires, à forte concentration en métaux et en sels. Un mâchefer issu de l'incinération des ordures ménagères et des scories issues de la seconde fusion du plomb ont été utilisés pour les expérimentations. Parmi les études portant sur l'impact environnemental de ces déchets, des communautés d'invertébrés benthiques ont été reconstituées dans des dispositifs expérimentaux afin de tester et de prédire les effets de quelques polluants sur les différents paramètres descripteurs des peuplements. Des microcosmes (séries de tubes de verre partitionnés) ont été utilisés au laboratoire et des mésocosmes extérieurs (canaux artificiels métalliques) ont servi aux expériences de terrain. La complémentarité des deux approches a été validée : un rapport de toxicité de 1:100 a été enregistré lors de l'expérience avec les scories de plomb mettant en évidence le risque de séparer études de laboratoire et études sur mésocosmes extérieurs. Les premières permettent de déterminer des gammes de toxicité tandis que les secondes permettent de mesurer les effets écologiques *in situ* sur les peuplements et sur la structure et le fonctionnement du milieu aquatique récepteur. Une forte variabilité est toutefois due au caractère complexe et évolutif des déchets testés et engendre certains problèmes analytiques. La mortalité n'apparaît pas être un paramètre suffisant pour évaluer la toxicité, le taux d'émergence des insectes et diverses réponses physiologiques semblent être également de bons descripteurs. Des recherches complémentaires doivent être menées dans cette voie.

The aim of the research programme on wastes called *Ecocompatibility*, launched by the French Environmental and Energy Management Agency, was to characterize the potential toxicity of polluting flows (hazard) from waste matrices and to define the conditions of exposure without negative effects for the environment (risk) according to several experimental studies. In order to develop, validate and calibrate this methodology, two scenarios were used for experimental studies. They correspond to percolation of water through a granular waste deposit, with a high content of metals and salts. Bottom ash from household waste incineration and lead secondary smelting slags were used for experimentation. Among the studies on environmental impact, benthic invertebrate assemblages were reconstituted in experimental systems to test and to predict the effects of some pollutants on different community variables. The experimental systems were microcosms in the laboratory (series of partitioned glass tubes) and outdoor mesocosms (artificial steel channels) for the field-like experiments. The complementarity between the two approaches has been validated: a 1:100 toxicity ratio in the experiment with lead slags showed the risk of separation laboratory and field-like studies. The former allowed to establish scales of toxicity, whereas the latter measure the ecological effects on *in situ* communities and on the structure and functioning of the receiving environment. A high variability was however due to the complex and changing character of the wastes tested and involved some analytical problems. Mortality does not appear as sufficient parameter for evaluating toxicity, rate of emergence of the insects or some physiological responses also seem to be good descriptors. Extensive research must be carried out in this way.

INTRODUCTION

Les conditions de stockage ou de valorisation des déchets

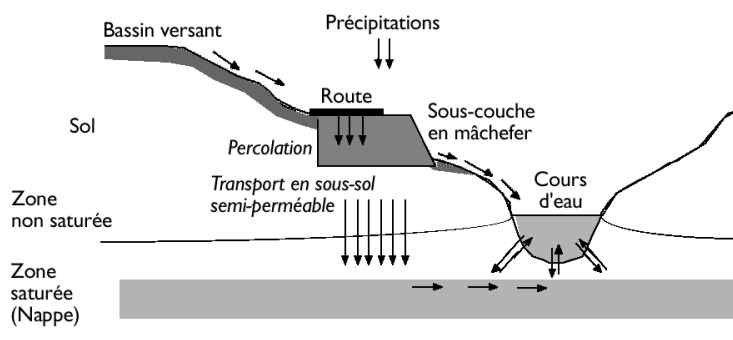
sont aujourd'hui encore définies sur des bases réglementaires et techniques reposant sur la mise en place de la meilleure technologie disponible et économiquement acceptable [Méhu *et al.*, 1999]. Elles ne reposent que très peu sur une notion d'impact sur les milieux d'accueil sollicités, ceci notamment en raison du manque de bases scientifiques dans le domaine et/ou de données techniques [Garric *et al.*, 1992]. Il apparaît que cette approche de la meilleure technologie disponible ne peut plus constituer une réponse unique en terme d'objectifs et de niveaux à atteindre en matière de protection de l'environnement. Le programme de recherche pluridisciplinaire sur les déchets, baptisé « Programme Ecocompatibilité », a ainsi pour objectif de caractériser la toxicité potentielle des flux polluants (notion de danger) issus des matrices déchets et de définir leurs conditions d'exposition sans effets néfastes pour l'environnement (notion de risque) à partir de diverses études expérimentales [Mayeux & Perrodin, 1996 ; Perrodin *et al.*, 2002].

L'écocompatibilité peut être définie comme une situation où les flux polluants émis par ces déchets, placés dans un certain contexte physique, hydrogéologique, physico-chimique et biologique, sont compatibles avec les flux polluants acceptables par les milieux récepteurs du site concerné [Perrodin *et al.*, op. cit.].

Afin de développer, valider et calibrer cette méthodologie, deux scénarios ont servi de support à des études expérimentales. Ils ont été choisis avec une toxicité suffisante de manière à ce qu'un effet sensible sur l'environnement puisse être observé. Ce sont donc deux scénarios virtuels qui ne correspondent pas nécessairement aux conditions réelles de stockage ou de valorisation des déchets. Ils correspondent à la percolation de l'eau à travers un dépôt de déchets granulaires contenant d'importantes teneurs en métaux et en sels.

Le premier scénario correspond à la valorisation d'un matériau granulaire (mâchefer issu de l'incinération des ordures ménagères) utilisé en remblai routier dans un site de montagne (figure 1A). Il est soumis à la fois à l'eau de pluie et à l'eau de ruissellement. Ce mâchefer, déferrailé et mûré, est de type « V » selon la circulaire « mâchefers » du 9 mai 1994 basée notamment sur les teneurs en certains métaux lourds, c'est-à-dire valorisable en l'état en technique routière. Dans le second scénario, des scories de seconde fusion du plomb sont déposées en tas sur un site industriel (figure 1B). Dans les deux cas, l'eau est considérée comme le vecteur principal de transport des polluants du terme source (les déchets stabilisés) vers les milieux récepteurs. La route et le dépôt de déchets industriels sont soumis à la fois à l'eau de pluie et à l'eau de ruissellement. En contrebas, un cours d'eau reçoit les effluents ayant percolé à travers le déchet puis à travers le sous-sol semi-perméable ou ayant ruisselé sur le sol de transfert.

Figure 1 : Scénarios expérimentaux



1A : Mâchefer issu de l'incinération des ordures ménagères et valorisé en technique routière

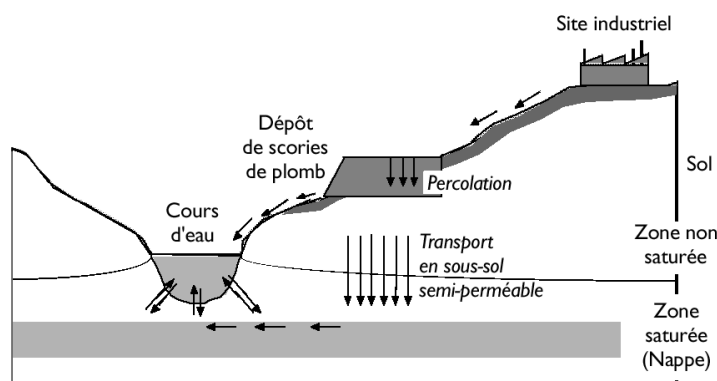


Figure 1B : Dépôt de scories mûrées issues de la seconde fusion du plomb

MÉTHODOLOGIE

Deux types d'approches peuvent être distinguées dans l'étude de l'impact d'un polluant sur une communauté biologique :

- une approche écotoxicologique en laboratoire sur des communautés expérimentales permettant une première appréciation des risques ;
- une approche écologique sur des canaux artificiels extérieurs, qui permet de décrire les effets sur les biocénoses en place, présentant ainsi un meilleur réalisme écologique.

Léglize & Nourisson (1983) considèrent que le niveau de contamination des invertébrés reflète non seulement celui de l'eau, mais aussi celui du milieu aquatique dans son ensemble (sédiments, etc.). De multiples critères, taxonomiques, écologiques, physiologiques, etc., ont abouti au choix des invertébrés comme organismes-test pour les bioessais en milieu aquatique [Jean & Fruget, 1994 ; Lagadic & Caquet, 1998]. A partir de cela, des écosystèmes expérimentaux ont été réalisés avec pour objectif de reconstituer des communautés d'invertébrés benthiques et interstitiels pour tester et prédire les effets de divers polluants sur les différents paramètres descripteurs de ces communautés (composition faunistique,

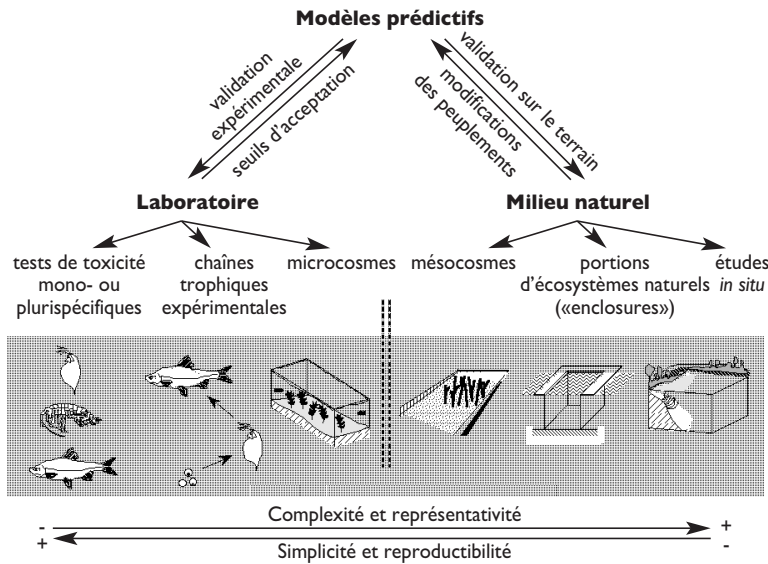


Figure 2 : Diverses méthodologies développées en toxicologie de l'environnement (d'après Caquet et al., 1989).

abondance, diversité, émergence, etc.) [Canivet et al., 1999a et 1999b ; Canivet, 2001].

Les systèmes expérimentaux sont d'une part des microécosystèmes, ou microcosmes, de laboratoire, constitués par douze séries de tubes en verre compartimentés, et d'autre part, en milieu extérieur, des mésocosmes, constitués de quatre canaux artificiels en acier de 5 m de longueur (un témoin et trois canaux pour différentes concentrations ou répliqués), recouverts de peinture epoxy non toxique afin de rendre inerte la surface de contact avec l'eau contaminée. Concernant ces derniers, notre dispositif expérimental est représentatif de la moyenne des canaux ou rivières artificiels expérimentaux décrits dans la littérature [voir revues dans Kosinski, 1989 ; Lamberti & Steinman, 1993 ; Belanger, 1994 ; Graney et al., 1994 ; Rodgers et al., 1996 ; Caquet et al., 2000 ; entre autres]. Ces dispositifs servent par exemple dans des études comportementales ou bien pour appréhender l'impact de perturbations. Notre procédure expérimentale est ainsi très proche de celle utilisée par Clements et al. (1988) pour tester les effets de différents métaux lourds sur la faune aquatique ou bien de celle de Crossland et al. (1992) pour l'étude de la toxicité d'effluents pétrochimiques. Six espèces, appartenant à divers groupes faunistiques et ayant des affinités écologiques variées quant au biotope, au régime alimentaire, au mode de nutrition, etc. ont été utilisées pour les tests au laboratoire (deux crustacés épigés *Gammarus fossarum-pulex* et *Asellus aquaticus* et une espèce hypogée *Niphargus rhenorhodanensis*, un mollusque Gastéropode *Physa fontinalis*, un insecte Epheméroptère *Heptagenia sulphurea*, un insecte Trichoptère *Hydropsyche pellucidula-*

sitalai). La durée d'expérimentation est de 10 jours et trois réplicats sont effectués à chaque concentration ainsi que dans le témoin. La mortalité et la récupération post-exposition sont étudiées en tant que paramètres de toxicité et les CL 50-240 h sont calculées selon la méthode de Spearman-Kärber [Hamilton et al., 1977]. Les canaux artificiels servant à l'étude sur site ont une capacité de 440 litres et l'eau recircule partiellement (renouvellement de 1.5 fois en 24 h pour une vitesse de courant de 10 cm/s). Des substrats artificiels, composés de pierres plates et de ficelle sisal enfermées dans une enveloppe grillagée, sont déposés dans un cours d'eau non pollué (la rivière d'Ain en amont de Lyon) puis colonisés par des communautés connues d'invertébrés. Après leur retrait, ces substrats restent ensuite une semaine dans les canaux artificiels pour adaptation avant la phase de contamination. Après cette période, le peuplement de chaque canal est homogène.

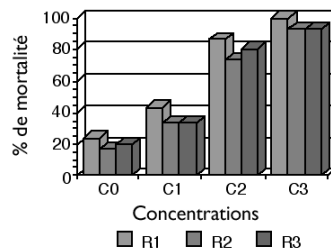
L'expérimentation proprement dite dure alors un mois. Des substrats artificiels sont régulièrement retirés des canaux et analysés afin d'appréhender l'évolution temporelle de la faune. Les organismes dérivant, les organismes morts et les insectes émergents sont régulièrement collectés. La température de l'eau, l'oxygène dissous et la composition physico-chimique sont également régulièrement contrôlées.

RÉSULTATS

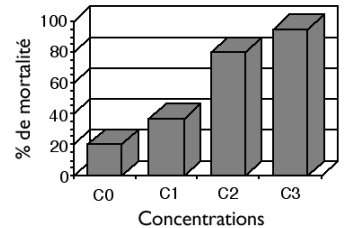
Percolats de mâchefer

Bien qu'il soit de type V selon la circulaire mâchefer de

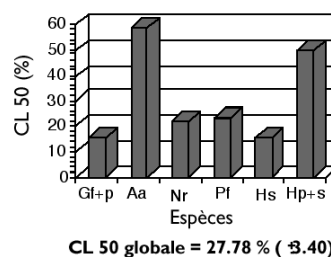
Mortalité globale des différents réplicats



Mortalité tous taxons confondus



Seuils de toxicité des macroinvertébrés



Grille de toxicité de Bulich (1982)		
CL 50	Classe	Toxicité
< 25 %	1	Très toxique
25 - 75 %	2	Toxique
> 75 %	3	Peu toxique
Non toxique	4	Non toxique

Figure 3 : Résultats des expériences de laboratoire sur le mâchefer. A : Percolat de mâchefer.

Mortalité en nombre exposition d'individus	Témoïn			Mâchefer (100%)			Mortalité pos (48 h)
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	
<i>G. fossarum + pulex</i>	0/5	0/5	0/5	1/5	1/5	1/5	4/12
<i>P. fontinalis</i>	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	1/15
<i>N. rhenorhodanensis</i>	0/5	1/5	0/5	0/5	0/5	0/5	0

Figure 3 : Résultats des expériences de laboratoire sur le mâchefer. B - Percolat de mâchefer après transfert sur le sous-sol non saturé

mai 1994, le percolat de mâchefer, tel qu'il a été testé au laboratoire (concentrations de 10, 30 et 70 %), s'avère être un produit toxique dans la mesure où 28 % de lixiviat suffit à tuer 50 % de la communauté d'invertébrés aquatiques (figure 3A). Les résultats des réplicats sont identiques pour une même concentration (X^2 obs. = 0.6, non significatif pour $P < 0.05$) et la mortalité globale s'accroît avec l'augmentation de la concentration (le test de tendances est significatif pour $P = 0.05$ à la valeur seuil 1.96 pour chaque réplicat, valeur ST moyenne = 6.58). La sensibilité des taxons n'est par contre pas la même : par exemple, pour les crustacés, ce mâchefer est jugé très toxique pour les crustacés *Gammarus* et *Niphargus* et toxique pour *Asellus* selon la grille de toxicité de Bulich (1982). Cette sensibilité différentielle peut s'expliquer par la sensibilité des espèces à des composés différents (Pb, Cr, Cu et Zn sont significativement rencontrés dans ce mâchefer). Un effet purificateur est noté après transfert du percolat à travers le sous-sol semi-perméable

et une diminution des concentrations en Pb, Cu, Na et K est mesurée. Inversement, Zn et Ca sont dissous et leurs concentrations augmentent. La toxicité moindre après percolation à travers le sous-sol (tableau 2) ne signifie pas que le produit n'est plus toxique, mais que cette toxicité s'exprime autrement que par un simple phénomène de mortalité à court terme. Ainsi, les atteintes du métabolisme (respiration par ex.) sont certainement importantes, notamment pour les Gammare qui ne récupèrent pas bien en 48 heures (encore 30 % de mortalité) (tableau 2). En milieu naturel les cas de toxicité aiguë sont relativement peu fréquents, il y a essentiellement des cas de pollution chronique subaiguë dont les effets se font sentir sur le développement ou le taux de reproduction des individus, sur la diversité ou l'équilibre trophique des peuplements, entraînant des modifications de l'écosystème dans sa globalité [Ramade, 1992]. La gamme de concentrations en percolat testées dans les canaux artificiels extérieurs est de 10, 50 et 100 %. Des effets biologiques sont enregistrés avec le percolat de mâchefer dès 10 % de concentration : diminution de 60 % de l'abondance des individus, de 25 % de la richesse taxonomique, de 80 % de l'émergence des insectes comparé au canal témoin C0 (figure 4).

Percolats de scories de plomb

Deux déchets de scories de plomb (scories I et II) ont été testés lors de l'expérimentation au laboratoire. La gamme des concentrations en percolat est respectivement I, 10 et 30 % pour les scories I et 0.1, 1 et 3 % pour les scories II. Un rapport de 1:1000 entre la toxicité des scories I et II montre leur forte toxicité mais également le caractère complexe et changeant de ces produits (les scories I ont un pH = 6.4 ainsi qu'une forte charge en Cd et Pb tandis que les scories II ont un pH = 11 et une forte charge en As). Pour chacun d'eux, les résultats des réplicats sont identiques pour une même concentration (X^2 obs. = 2.53 pour #I et 0.79 pour #II, non significatif pour $P < 0.05$) et la mortalité globale s'accroît avec l'augmentation de la concentration (valeur

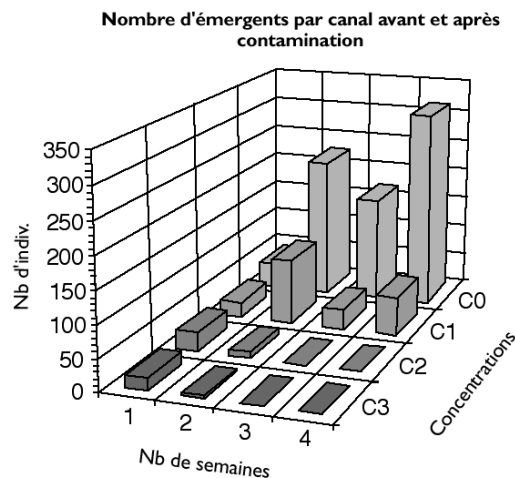
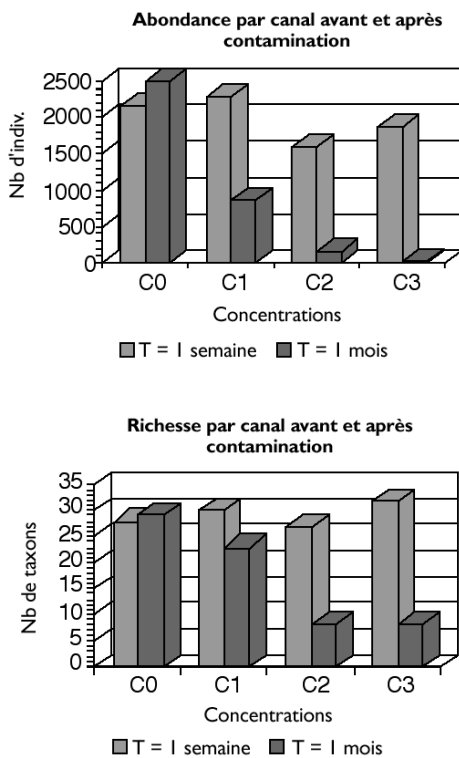
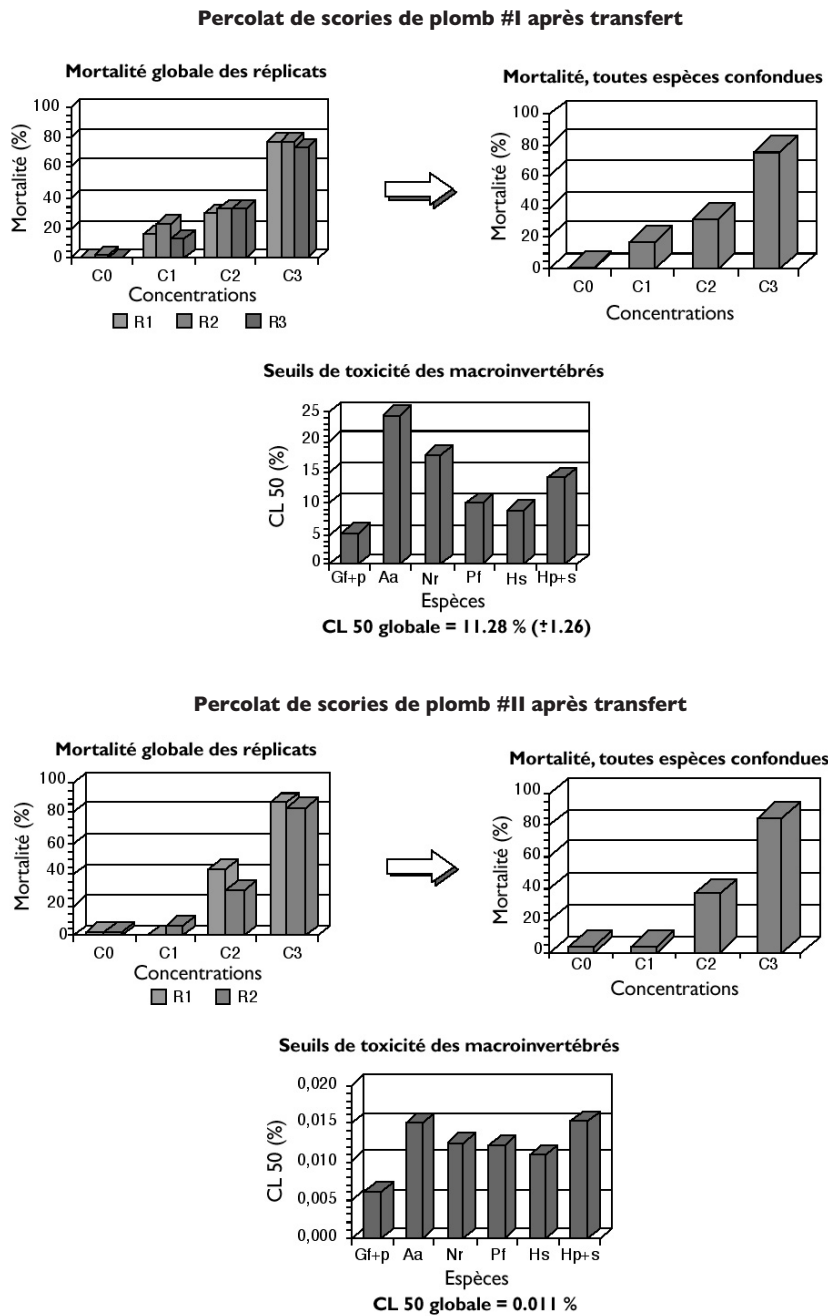


Figure 4 : Résultats des expériences en canaux artificiels sur le percolat de mâchefer.



moyenne ST = 4.28 pour #I et 10.84 pour #II, le test est significatif pour P = 0.05 à la valeur seuil 1.96 pour chaque réplicat). Seules les scories II ont été testées dans les canaux expérimentaux (concentrations testées de 0.5, 1 et 3 %) (figure 5). Leur toxicité est plus faible qu'au laboratoire : la mortalité est significative pour 1 % de concentration, c'est-à-dire un rapport de 1:100 par comparaison à la CL 50 mesurée au laboratoire. Toutefois, en considérant les espèces, les tendances de toxicité sont similaires pour les deux produits : des différences de sensibilité sont par exemple enregistrées entre les deux crustacés épigés *Gammarus* et *Asellus*.

Comparaison des études au laboratoire et en mésocosmes extérieurs

D'un point de vue faunistique, des tendances similaires, telles que la sensibilité, ou inversement la résistance, constantes de certains taxons (cf. tableau I), ont été enregistrées entre les deux approches ou pour les lixiviats (*Gammarus* plus sensible qu'*Asellus*, résistance des crustacés Asellidae et des insectes Coléoptères Elmidae, par ex.). A l'opposé, des différences de toxicité apparaissent entre les deux approches pour certains lixiviats, tels que le mâchefer ou les scories de plomb II (tableau I).

Les différences de toxicité entre le laboratoire et l'étude en canaux expérimentaux extérieurs peuvent s'expliquer par trois constats.

- La complexité accrue du dispositif expérimental (durée d'exposition, étude de quelques espèces prises individuellement vs étude d'une communauté, taille du dispositif expérimental) et du milieu (substrat, développement de biofilms et apport de matière organique dans les canaux artificiels).
- L'importante production de composés organiques comparé aux métaux lourds présents sous forme ionique dans le cas du mâchefer percolé. Ainsi, dans ce dernier cas, la différence de toxicité entre les deux situations pourrait s'expliquer par la présence de substances telles que les HAP (anthracène par ex.) dont la toxicité est décuplée en présence de lumière naturelle, alors qu'ils sont peu toxiques dans les conditions de laboratoire [Alfred & Giesy, 1985].
- La précipitation et l'adsorption des métaux lourds qui deviennent moins biodisponibles dans le cas des scories

de plomb.

CONCLUSION

La complémentarité entre les deux approches a été validée: le rapport de toxicité de 1:100 dans le cas de l'étude avec les scories de plomb II montre la complémentarité des études de laboratoire et de terrain. Les premières permettent d'établir des gammes de toxicité, tandis que les secondes mesurent les effets écologiques sur les peuplements *in situ* ainsi que sur la structure et le fonctionnement des écosys-

Tableau I : Synthèse, comparaison des études au laboratoire et en mésocosmes extérieurs

Scénario 1 (Mâchefer)	
Cohérences	Différences
Constance des taxons à être sensibles ou résistants : par ex. <i>Gammarus</i> est toujours plus sensible qu' <i>Asellus</i> .	Pas d'effet au laboratoire à C = 100 % selon le paramètre « mortalité ». Effet biologique significatif à C = 10 % dans les canaux artificiels expérimentaux.
Scénario 2 (Scories)	
Cohérences	Différences
Constance des taxons à être sensibles ou résistants (cf. <i>Gammarus</i> vs <i>Asellus</i>)	Différences entre les percolats au laboratoire (cf rapport I:1000 entre les scories I et II).
Effets toxiques significatifs quelle que soit la concentration.	Différences entre laboratoire et canaux artificiels pour un même percolat (scories II ; rapport I:100).

tèmes récepteurs, c'est-à-dire sur la santé de l'écosystème [voir par exemple Schaeffer *et al.*, 1988 ou Rapport, 1992]. Une grande variabilité existe toutefois, due au caractère complexe et changeant des déchets testés (la CL 50-240 h diffère entre les deux percolats de scories dans un rapport de 1:1000, par ex.). Elle induit quelques problèmes analytiques. Les études en mésocosmes extérieurs permettent

ainsi une meilleure compréhension des effets synergiques et antagonistes des composés chimiques des différents lixivats et leur devenir.

La mortalité apparaît ne pas être un paramètre suffisant pour évaluer la toxicité, et le taux d'émergence des larves d'insectes ainsi que diverses réponses physiologiques semblent également être de bons descripteurs. Des recherches supplémentaires doivent être menées dans ce sens, telle que l'étude des traits biologiques [Usseglio-Polatera *et al.*, 2000], afin d'établir quelles sont les causes des différences de sensibilité entre les espèces, par exemple pourquoi *Gammarus*, taxon nageur et omnivore, est plus sensible qu'*Asellus*, taxon rampant et détritivore. Une première réponse peut être recherchée dans l'existence de stratégies physiologiques différentes face à la contamination : allocation d'une énergie supérieure à la détoxification de l'organisme plutôt qu'à la croissance et à la reproduction [Canivet, 2001]. C'est ici que se situe l'un des avantages de l'utilisation de canaux artificiels expérimentaux, permettant l'étude des effets de mélanges de substances complexes à plusieurs niveaux d'organisation (individus, populations) et à différents niveaux de toxicité (mortalité, croissance).

La notion d'écocompatibilité se situant dans une logique de non impact, c'est-à-dire une prise de décision basée sur des outils fiables de mesure et d'évaluation, cette étude a permis de tester un outil de contrôle (rivières artificielles expérimentales) rendant plus performants les résultats obtenus en laboratoire. A terme, on peut espérer transposer la méthodologie à d'autres scénarios (eaux de ruissellement de chaussées ou de drainage de mines, par exemple) et à d'autres indicateurs biologiques (algues, etc.) dans un objectif de limitation des impacts et de réduction des effets, d'amélioration de la prévision des risques pour les écosystèmes aquatiques lors de rejets en cours d'eau, de validation ou non de la filière de valorisation d'un déchet particulier et de définition de seuils d'acceptabilité pour ce déchet (charge critique), ou pour tout autre rejet toxique.

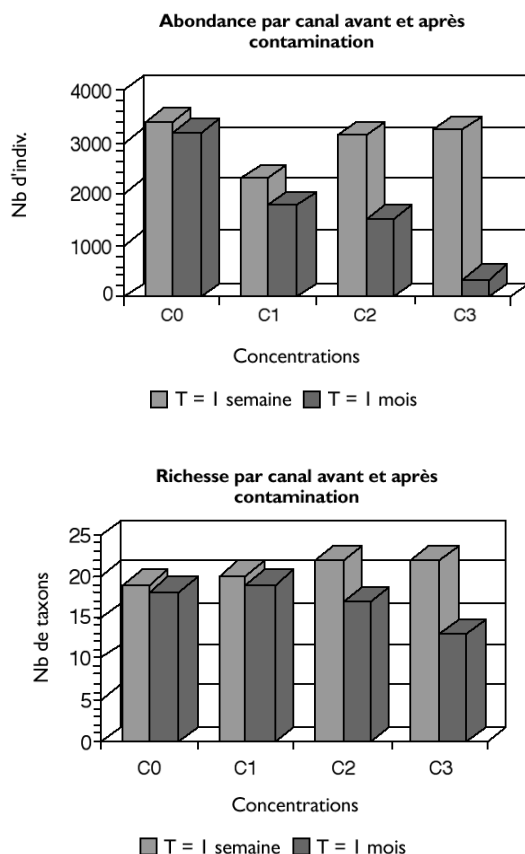


Figure 6 : Résultats des expériences en canaux artificiels sur le percolat de scories de plomb #II.

***Valérie Canivet**

UMR CNRS 5023 « Écologie des hydrosystèmes fluviaux », Université Lyon 1, 69622 Villeurbanne Cedex, France - mermillod@univ-lyon1.fr

***Jean-François Fruget**

ARALEP - Écologie des eaux douces, Domaine scientifique de la Doua, Bât. CEI, 69603 Villeurbanne Cedex, France - fruget@univ-lyon1.fr

REMERCIEMENTS

Cette étude fait partie du programme de recherche « Écocompatibilité des déchets », piloté par Polden-Insavalor (en particulier par Yves Perrodin), et a été financée par l'Ademe. Valérie Canivet a fait l'objet d'une bourse de l'Aralepbp. Les expériences en canaux artificiels ont été menées sur le site expérimental du Cered à Vernon (Eure). Les auteurs remercient Lucie Lambomez-Michel qui a assuré la gestion de la construction et du fonctionnement de ceux-ci.

Références

- Alfred P.M. & Giesy J.P., 1985. Solar radiation induced toxicity of anthracene to *Daphnia pulex*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 4, 210-226.
- Belanger S.E., 1994. Review of experimental microcosm, mesocosm, and field tests used to evaluate the potential hazard of surfactants to aquatic life and the relation to single species data. In Hill I.R., Heimbach F., Leeuwangh P. & Matthiessen P. (eds), *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*. Lewis Publ., Boca Raton, Florida, 287-314.
- Bulich A.A., 1982. A practical and reliable method for monitoring the toxicity of aquatic samples. *Process Biochemistry*, 45-47.
- Canivet V., 2001. Détermination de l'influence d'une contamination sur les biocénoses d'invertébrés benthiques et interstitiels présents dans la zone saturée d'un milieu aquatique poreux. Etude en laboratoire et en rivières artificielles. Thèse de Doctorat, Université Lyon 1, 230 p.
- Canivet V., Fruget J.F. & Gibert J., 1999a. Programme Ecocompatibilité des déchets. Etude du milieu récepteur eaux superficielles. Rapport final. Rapport à l'Ademe, AralepBP & HBES, ESA CNRS 5023, Univ. Lyon 1, 27 p.+ annexes.
- Canivet V., Fruget J.F. & Gibert J., 1999b. Ecocompatibility of runoff waters of road structures in stabilized wastes with aquatic macroinvertebrates. In Méhu J., Keck G. & Navarro A. (eds), *Proceedings of the International Conference "Waste Stabilization and Environment 99"*, SAP Ed., Grenoble, 223-226.
- Caquet T., Lagadic L. & Sheffield S.R., 2000. Mesocosms in Ecotoxicology (1) Outdoor aquatic systems. *Res. Environ. Contam.*, 165, 1-38
- Caquet T., Thybaud E. & Le Bras S., 1989. Utilisation de mésocosmes pour l'étude du comportement et des effets biologiques des composés phytosanitaires en milieu aquatique, application à la Deltaméthrine. *Med. Fac. Landbouww. Rijkuniv. Gent*, 54/3b, 1049-1060.
- Clements W.H., Cherry D.S. & Cairns Jr J. (1988). Structural alterations in aquatic insect communities exposed to copper in laboratory streams. *Environ. Toxicol. Chem.*, 7, 715-722.
- Crossland N.O., Mitchell G.C. & Dorn P.B., 1992. Use of outdoor artificial streams to determine threshold toxicity concentrations for petrochemical effluent. *Environ. Toxicol. Chem.*, 11, 49-59.
- Garric J., Féraud J.F. & Vindimian E., 1992. Essais biologiques pour l'évaluation de la toxicité chronique des rejets. Etude des effets de la contamination des milieux aquatiques par les produits pétroliers. *Environ. Toxicol. Chem.*, 11, 49-59.
- inter-Agences hors série, Agences de l'Eau (Eds), 91 p.
- Hamilton M.A., Russo R.C. & Thurston R.V., 1977. Spearman-Kärber method for estimating lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science & Technology*, 11 (7), 714-719.
- Jean G. & Fruget J.F., 1994. Aquatic macroinvertebrates as ecotoxicological indicators. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25 (3), 2004-2007.
- Kosinski R.J. (1989). *Artificial streams in ecotoxicological research*. In A. Boudou and F. Ribeyre (eds), *Aquatic ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies*, Volume 1. CRC Press, Boca Raton, Florida, 297-316.
- Lagadic L. & Caquet T., 1998. Invertebrates in testing of environmental chemicals : are they alternatives ? *Environ. Health Perspect.*, 106 (suppl. 2), 593-611.
- Lamberti G.A. & Steinman A.D. (1993). Research in artificial streams: applications, uses, and abuses. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 12 (4), 313-384.
- Léglize L. & Nourisson M. (1983). Les micropolluants dans les divers compartiments de l'écosystème des eaux douces : utilisation des niveaux de contamination comme indicateurs de qualité. *Cas des Invertébrés*. 5^{èmes} Journées Scientifiques et Techniques, Oct. 1983, Lille. Collection Recherche & Environnement, 22, 55-60.
- Mayeux V. & Perrodin Y., 1996. Ecocompatibilité des déchets : vers une prise en compte de la notion d'impact pour l'élimination et la valorisation des déchets. *Déchets - Sciences et Techniques* 3, 10-18.
- Méhu J., Keck G. & Navarro A. (eds), 1999. *Waste stabilization and environment. Towards the definition of objectives for stabilization on industrial wastes by taking into account the potential impact on health and the environment*. Proceedings of the Conference STAB & ENV 99, SAP Ed., Grenoble, 502 p.
- Perrodin Y., Gobbey A., Grelier-Volatière L., Canivet V., Fruget J.F., Gibert J., Texier C., Cluzeau D., Gros R., Poly F. & Jocteur-Monrozier L., 2002. Waste Ecocompatibility in storage and reuse scenarios : global methodology and detailed presentation of the impact study on the recipient environments. *Waste Management*, 22, 215-228.
- Ramade F., 1992. *Précis d'écotoxicologie*. Masson Ed., Paris, Collection d'Ecologie 22, 300 p.
- Rapport D.J., 1992. Evaluating ecosystem health. *J. Aquat. Ecosyste. Health*, 1, 15-24.
- Schaeffer D.J., Herricks E.E. & H.W. Kerster, 1988. Ecosystem health: I. Measuring ecosystem health. *Environ. Manag.*, 12, 445-455.
- Rodgers J.H. Jr., Crossland N.O., Kline E.R., Gillespie W.B., Figueroa R.A. & Dorn P.B., 1996. Design and construction of model stream ecosystems. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 33, 30-37.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P. & Tachet H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates : relationships and definition of groups of similar traits. *Freshwater Biology*, 43, 175-205.