

CHAPITRE II

BIOESSAIS ET BIOÉVALUATION

Les bioessais ont pour objectif la détection des agents chimiques polluants présents dans l'air, dans les eaux, dans les sols, et, si possible, la mesure de leurs teneurs. Ils sont conduits selon des procédures standardisées, qui doivent permettre une stabilité satisfaisante des mesures. Cette standardisation s'appuie sur l'emploi d'organismes-tests qui, pour d'évidentes raisons pratiques, sont souvent les mêmes, quels que soient les polluants envisagés et leurs modes de diffusion. Ceci soulève des problèmes de représentativité vis-à-vis des systèmes écologiques naturels : c'est dans ce contexte qu'il convient d'apprécier l'intérêt et les limites des bioessais lorsqu'ils sont appliqués à l'évaluation des milieux naturels.

I — DES TESTS DE TOXICITÉ A LA SURVEILLANCE

A — ASPECTS GÉNÉRAUX

ISERENTANT et DE SLOOVER (1976) ont souligné l'amibiguïté du terme de bioessai, que beaucoup utilisent comme équivalent de test de toxicité. Ceci est bien illustré par le texte suivant :

«Pour déterminer ou prévoir les effets d'une substance chimique ou d'un effluent (...) sur les organismes constituant les écosystèmes aquatiques il faut avoir recours à un certain nombre de bioessais en laboratoire, notamment pour :

- assurer le respect de la réglementation ;
- orienter l'étiquetage des substances chimiques ;
- permettre le calcul des redevances pour les rejets autorisés ;
- servir à l'instruction des rejets ou à leur limitation, voire à leur interdiction».

(Actes du colloque «Indices biotiques», Paris, novembre 1983. Ministère de l'Environnement, 1985).

Il est clair que sont ainsi définis les tests de toxicité, et non les bioessais *sensu stricto*. Comme l'écrivent en effet ISERENTANT et DE SLOOVER (1976), «les études de toxicité établissent la courbe de réponse d'un système biologique à des intensités connues du stimulus, alors que le bioessai a pour rôle de déterminer, en fonction du degré de réponse, la force du stimulus lui-même».

Il est important de distinguer les deux démarches, tout en soulignant qu'à l'évidence la seconde, qui remonte de l'effet à la cause, présuppose l'établissement expérimental de la relation cause-effet. Ceci explique les difficultés d'une recherche bibliographique dans ce domaine. En effet, si certains travaux sont de simples applications de procédures standard en

vue de déterminer la toxicité de diverses substances, d'autres recherchent des espèces sensibles à tel ou tel polluant, qui pourraient de ce fait servir à la mise au point de nouveaux tests. D'autres travaux, enfin, se limitent à l'étude des effets des toxiques, sans envisager d'en tirer l'élaboration de nouvelles procédures. Dans les statistiques analysées dans le chapitre précédent, la rubrique «bioessais» recouvre ainsi bien davantage de travaux à simple finalité écotoxicologie que de véritables tentatives de bioévaluation à l'aide de bioessais.

Les espèces utilisées pour les tests sont extrêmement variées (Tab. VI). C'est en eau douce que les recherches sont les plus avancées, puisqu'un certain nombre de procédures font déjà l'objet d'une normalisation officielle. Avec les Bactéries, il s'agit d'un test d'inhibition de la consommation d'oxygène par des formes hétérotrophes aérobies. Il existe également un test d'inhibition de la croissance d'algues utilisant la chlorophycée *Scenedesmus bifurcatus*. Un autre bioessai normalisé a pour critère l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* (Crustacés, Cladocères). Enfin, d'autres tests considèrent l'effet létal à court terme des substances polluantes sur les Poissons *Brachydanio rerio* et *Salmo gairdneri*.

Il existe deux grandes catégories de tests, qui répondent à des objectifs différents. La première correspond aux tests de toxicité aiguë. Ceux-ci utilisent la relation existant — dans certaines conditions expérimentales — entre la teneur d'une substance et le pourcentage de mortalité qu'elle provoque, au bout d'un temps déterminé, chez les organismes tests. Afin de comparer des substances différentes, on détermine généralement la concentration létale pour 50 % des organismes, ou LC50, pour une durée d'exposition déterminée (voir par exemple SPEHAR *et al.*, 1980 ; HEITMULLER *et al.*, 1981 ; LEWIS et VALENTINE, 1981 ; BLUZAT *et al.*, 1982 ; BUIKEMA *et al.*, 1982 ; CHAPMAN *et al.*, 1982 a, b ; VERMA *et al.*, 1982 ; NEBEKER *et al.*, 1983). Le tableau VII donne à titre d'illustration les résultats obtenus à l'aide de *Daphnia magna* pour la comparaison de quelques produits toxiques : ils soulignent notamment l'intérêt de déterminer la LC50 pour diverses durées d'exposition ; on peut ainsi constater que des teneurs faibles peuvent provoquer une mortalité importante au bout d'un temps suffisant.

Si de tels tests sont relativement simples et expressifs, puisqu'on s'appuie sur l'observation d'un effet direct et brutal, ils renseignent cependant mal sur les conséquences à plus long terme de concentrations sublétales. C'est pour obtenir des informations dans ce domaine qu'ont été conçus des tests de toxicité chronique.

Une assez grande variété de critères de détection et de mesure peut être envisagée pour des études de toxicité chronique.

Chez les animaux, les méthodes les plus simples utilisent des critères d'activité. Le rythme d'un mouvement, lié à l'activité respiratoire par exemple, peut donner lieu soit à des

TABLEAU VI

Catégories d'organismes envisagés pour l'établissement de tests de toxicité ou de bioessais (sources bibliographiques diverses, notamment les Actes du Colloque «Indices biotiques», Ministère de l'Environnement, 1985).

Les cas faisant l'objet de normes AFNOR (Association Française de Normalisation) ou ISO (International Standards Organization) sont signalés.

	Milieux terrestres	Eaux continentales	Milieux marins
Bactéries	+	+ ISO DIS 8192	
Levures		+	
Algues unicellulaires	+	+ AFNOR T 90 304 projet 150	+
Lichens	+		
Mousses	+	+	
Phanérogames	+	+	
Protozoaires	+	+	+
Planaires		+	
Annélides	+		+
Mollusques		+	+
Acariens	+		
Crustacés		+ AFNOR T 90 301 ISO 6341	+
Insectes	+	+	
Echinodermes			+
Poissons		+ AFNOR T 90 303 AFNOR T 90 305 ISO DIS 73 46	+
Batraciens		+	
Mammifères	+	+	

TABLEAU VII

Toxicité aiguë d'une amine aliphatique (Primène JM-T), d'un tributyl phosphate (TBP) et du cadmium sur *Daphnia magna*. Les expériences ont été conduites à 20°C, sur des lots de néonates, avec trois durées d'exposition (d'après DAVE *et al.*, 1981).

Substances testées	LC 50 (mg/l)		
	24 H	48 H	72 H
Primène JM-T	0,202	0,099	0,087
T B P	12,8	3,65	2,10
CADMIUM	0,309	0,069	0,040

mesures en continu, soit à des mesures de courte durée, mais aisément répétées au cours du temps (MARCHETTI, 1962 ; SPRAGUE, 1971 ; WALLER, 1971 ; CAIRNS *et al.*, 1970, 1973, 1980). Une autre possibilité est la mesure de l'endurance des organismes, par exemple l'endurance à la nage chez les poissons (CAIRNS, 1966 ; BRETT, 1967 ; cités par LESEL, 1976).

Chez les Phanérogames utilisés comme «phytomètres de pollution», les critères les plus immédiats sont généralement des modifications de l'aspect et de la forme des feuilles (nécroses, chlorose, incurvations), la chute de celles-ci, de fleurs ou de fruits (POSTHUMUS, 1983).

L'intensité d'un processus physiologique peut également être prise en considération, telle l'activité photosynthétique d'une culture d'algues unicellulaires (O'BRIEN et DIXON, 1976 ; VANDERMEULEN et AHERN, 1976 ; KUSK, 1981), éventuellement révélée par la fluorescence des chlorophylles (BENECKE *et al.*, 1982). L'intensité des échanges gazeux liés à la respiration est également prise comme critère, sur de multiples espèces allant des bactéries aux vertébrés. Les mesures peuvent concerner des individus isolés, comme l'ont fait par exemple MORAITOU-APOSTOLOPOULOU *et al.*, (1982) sur la crevette *Palaemon elegans* pour tester les effets de métaux lourds polluant le Golfe d'Athènes, ou des cultures d'organismes de petite taille, algues unicellulaires, protozoaires (voir par exemple KUSK, 1981 ; SLABBERT et MORGAN, 1982 ; SLABBERT *et al.*, 1983), des oligochètes aquatiques en élevage (CHAPMAN *et al.*, 1982c). On a aussi pratiqué des bioessais utilisant l'activité de biosynthèse de pigments dans des larves d'oursins (BAY et OSHIDA, 1983), ou même l'inhibition de l'activité de prédation de protozoaires sur des bactéries bioluminescentes, la mesure de la bioluminescence donnant une indication sur l'activité des prédateurs (VARON et SHILO, 1981). En milieu terrestre, on a envisagé le taux d'oxydation de l'hydrogène dans des sols — mesuré à l'aide du tritium comme marqueur — comme indicateur des effets toxiques de certains composés (ROGERS et McFARLANE, 1982).

La détection d'agents toxiques peut aussi se faire à l'aide de modification du développement. On a ainsi proposé des tests utilisant le développement d'oeufs d'oursins (voir par exemple KINAE *et al.*, 1981). Des tests portent aussi sur la reproduction de *Daphnia magna*, dont les possibilités d'utilisation ont par exemple été discutées par MULLER (1982). On peut aussi considérer la croissance individuelle d'organismes tests. Cela suppose que l'on puisse comparer par exemple la croissance linéaire ou pondérale des organismes exposés à ces agents à celle d'individus qui ne le sont pas, mais dont les

conditions de culture ou d'élevage sont par ailleurs identiques.

De nombreux tests utilisent la croissance de populations d'organismes unicellulaires, en particulier de Bactéries d'Algues, de Protozoaires (par exemple GUTHRIE *et al.*, 1981 ; GAUR et KUMAR, 1981 ; COUTURE *et al.*, 1981 ; KUSK, 1981 ; ELORANTA, 1982 ; DIVE, 1981 ; WALSH *et al.*, 1982).

Enfin, on peut détecter la présence d'agents polluants dans le milieu par le biais de leurs effets à l'échelle histologique dans divers organismes. L'ouvrage « Animals as monitors of environmental pollutants », publié par la National Academy of Sciences (N.A.S., 1979), offre une large documentation sur ce sujet.

Les critères qui viennent d'être passés en revue, hormis ceux relatifs à la croissance de populations, expriment des perturbations à l'échelle des individus. L'exposition chronique à des agents toxiques pouvant réduire l'espérance de vie, on peut aussi étudier la survie de cohortes d'individus calibrés soumis en permanence à une certaine concentration d'une substance à tester ou au milieu (air, eau, sol) faisant l'objet d'une procédure de bioévaluation. Pour que les tests ne durent pas trop longtemps, il est judicieux d'utiliser des organismes à cycle vital court ; la figure 7 donne un exemple simple de ce type de test.

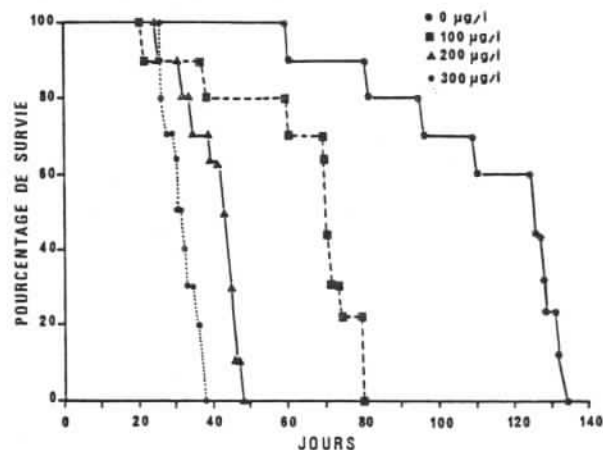


FIG. 7. — Courbes de survie de cohortes de *Daphnia magna* soumise à quatre concentrations de zinc (d'après WINNER, 1981).

Une toxicité chronique, agissant à moyen et à long terme, est susceptible d'affecter les espèces vivant dans un écosystème pollué à divers stades de leurs développements. Des bioessais utilisant des espèces prises à un stade particulier peuvent — si celui-ci n'est pas le plus sensible — ne pas rendre compte des risques réellement encourus. Il a donc été parfois préconisé de développer des bioessais utilisant les organismes-tests aux diverses étapes de leur cycle (STEPHAN et MOUNT, 1973). Toutefois, cela risque de conduire à des procédures longues et coûteuses. Des bioessais plus rapides peuvent être envisagés lorsque les études sur les cycles complets révèlent certains stades particulièrement sensibles. De ce point de vue, l'utilisation des oeufs de Batraciens ou de Poissons est intéressante pour des tests en milieu aquatique (BIRGE *et al.*, 1979 ; DAVE *et al.*, 1981).

Dans le même esprit, divers auteurs ont attiré l'attention sur le fait qu'outre des effets directs sur certains organismes, les agents toxiques ont des effets indirects liés à l'interdépendance des espèces au sein des réseaux trophiques. De façon générale, ces effets sont de deux ordres. Tout d'abord, certaines espèces qui jouent un rôle-clé dans le fonctionnement

trophique d'un écosystème pouvant être particulièrement sensibles à certains agents, leur régression peut s'avérer catastrophique pour les espèces qui en dépendent : aussi bien les tests de toxicité que les bioessais de détection devraient donc de préférence utiliser ces espèces-clés. En second lieu, le fonctionnement des chaînes trophiques peut conduire à la concentration progressive de certaines substances dans les espèces en bout de chaîne alimentaire : c'est le phénomène bien connu de **biomagnification**, qui peut soumettre ces espèces à des doses élevées de substances toxiques.

Des recherches ont été engagées sur la mise au point des chaînes trophiques expérimentales, en particulier en milieu marin et en eau douce (voir par exemple BOUDOU *et al.*, 1977 ; RIBEYRE *et al.*, 1979). Certains chercheurs ont même entrepris de reconstituer des communautés complexes pour tester les effets de divers polluants sur leur composition (ELMGREN *et al.*, 1980 ; GRASSLE *et al.*, 1980 ; SHERIDAN et BADGER, 1981 ; TAGATZ et IVEY, 1981 ; TAGATZ *et al.*, 1982). HANSEN et GARTON (1982), par exemple, ont reconstitué en laboratoire un peuplement d'eau courante pour apprécier les effets d'un insecticide sur la communauté d'un écosystème pouvant recevoir cette substance après son épandage (Fig. 8). De façon analogue, TAGATZ *et al.* (1983) ont recherché les effets d'un produit utilisé dans l'industrie des plastiques, le di-n butyl phtalate, fréquents dans les rejets industriels et urbains, sur des communautés benthiques d'estuaire, reconstituées dans des aquariums spontanément colonisés à partir des larves planctoniques contenues dans l'eau d'alimentation prélevée *in situ*.

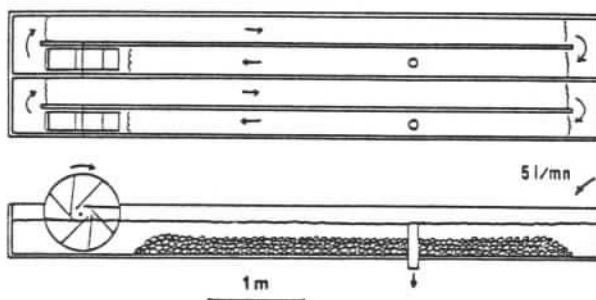


FIG. 8. — Cours d'eau artificiel utilisé pour tester les effets de substances toxiques sur des assemblages d'organismes benthiques (modifié, d'après HANSEN et GARTON, 1982). Les roues à palettes, entraînées par moteur, assurent un courant de 30 cm/s. Les invertébrés benthiques, prélevés dans la nature, sont répartis au hasard dans 5 paires de cours d'eau et s'installent dans les couches de graviers. Après équilibrage de la faune (3 mois), quatre paires sont soumises à un flux contrôlé de substance toxique, la cinquième paire servant de témoin. L'évolution des assemblages est suivie par échantillonnage périodique pendant plusieurs mois.

Au stade actuel, les recherches de ce type relèvent de la problématique des tests de toxicité, en même temps qu'elles visent à mieux comprendre les effets écologiques des pollutions. Cependant elles ouvrent aussi la voie à la mise au point de bioessais sur des microécosystèmes expérimentaux.

Un dernier aspect important de l'emploi possible des bioessais correspond à la mise en oeuvre de programmes de « surveillance » (« biomonitoring » des auteurs anglo-saxons). Dans cette perspective, on peut concevoir cette utilisation aussi bien pour apprécier le degré de pollution d'un milieu naturel et ses fluctuations temporelles — il s'agit alors effectivement de bioévaluation au sens strict — que pour surveiller la toxicité potentielle d'effluents domestiques ou industriels avant leur rejet dans des milieux naturels, auquel cas il y a simplement mise en oeuvre de tests de toxicité. La surveillance, dans les deux situations, suppose la répétition à inter-

valles réguliers des procédures de détection, ce qui peut conduire soit à l'utilisation de laboratoires mobiles, soit à la mise en place d'installations aussi automatisées que possible, ayant une fonction d'avertissement.

B — QUELQUES EXEMPLES DE PROCÉDURES

Il ne saurait être question de faire ici une revue exhaustive des multiples bioessais réellement au point ou seulement proposés par une abondante littérature. Seuls seront développés quelques uns des exemples qui viennent d'être évoqués, choisis parce qu'ils illustrent bien certains problèmes importants que l'on rencontre dans la mise au point et l'utilisation de bioessais.

Dans ce but, il est plus intéressant de considérer des procédures cherchant à détecter des effets sublétaux que les nombreux tests qui font appel à la « mortalité standard ». En effet, parce qu'elles prennent en compte des phénomènes plus discrets, ces procédures donnent une meilleure idée des difficultés liées à la standardisation des protocoles et à l'interprétation des données.

1. Exemples de procédures utilisables au laboratoire

a) Détection d'hydrocarbures en solution dans l'eau de mer par le biais de modifications comportementales chez un Crustacé Décapode (PEARSON *et al.*, 1981).

La détection de la fraction soluble de pétroles bruts déversés en mer peut être difficile lorsqu'il s'agit de contaminations chroniques impliquant des concentrations assez faibles, d'autant qu'il est délicat de distinguer les hydrocarbures d'origine pétrolière des hydrocarbures d'origine biologique (actuelle). Les auteurs ont testé la possibilité de détecter la fraction soluble des pétroles bruts à partir de modifications de rythme des battements des antennules chez le Crabe *Callinectes sapidus*, appendices porteurs de nombreux chémorécepteurs, à partir aussi de l'étude des mouvements des maxillipèdes.

Les animaux prélevés dans la nature sont mis en élevage pendant 2 à 3 semaines avant les expériences, ce qui doit permettre une certaine homogénéisation de leurs états physiologiques. Ce sont tous des juvéniles.

Les tests sont effectués dans des chambres individuelles alimentées en permanence par de l'eau de mer filtrée. Les solutions de polluants sont introduites selon des procédures permettant de connaître les concentrations maximales atteintes dans les chambres, compte-tenu du flux d'eau permanent.

Les animaux sont introduits 24 H environ avant l'injection des polluants, précaution visant sans doute à résorber les effets du stress provoqué par ce transfert. Chaque animal est suivi 120s avant et 120s après l'injection. L'observateur enregistre avec un compteur manuel les battements d'une antenne et relève la durée de battement des maxillipèdes.

Pour apprécier l'existence de modifications de ces comportements, les auteurs ont considéré le rapport R du nombre des battements antennulaires pendant les 120s suivant l'injection à leur nombre pendant les 120s précédentes, ainsi que la durée du battement des maxillipèdes au cours des 120s après l'injection. Lorsque R est significativement supérieur à 1 et que cette durée est significativement supérieure à 0s, on admet que l'animal a détecté la présence des polluants. Les valeurs-seuils ($\alpha = 0,05$), respectivement 1,10 et 55s, ont été

déterminées par des mesures préalables en conditions non perturbées.

Ces critères individuels étant ainsi fixés, les auteurs considèrent ensuite le pourcentage des animaux (24 sont testés à chaque fois) qui ont réagi à une concentration donnée de polluants. L'établissement d'une équation de régression entre ce pourcentage et le logarithme de la concentration permet ensuite le calcul d'une concentration-seuil ; sans doute par analogie avec la LC 50, les auteurs ont choisi pour seuil la concentration détectée par 50 % des animaux ; dans le cadre de leur expérience elle se situe entre 10^{-4} et 10^{-8} mg/l d'hydrocarbures solubles. Les crabes *Callinectes sapidus*, se révélant ainsi capables de détecter les concentrations bien inférieures à celles que l'on observe lors de déversements de pétrole brut, pourraient donc servir pour des bioessais de repérage de pollution chronique.

b) Utilisation des modifications du rythme respiratoire chez des poissons pour détecter des polluants (CAIRNS *et al.*, 1970; 1973; 1980).

Dans son principe, la méthode proposée par CAIRNS et ses collaborateurs est proche de la précédente, mais elle a donné lieu à une automatisation de la collecte et du traitement des données.

Chaque poisson est placé dans une chambre individuelle. Les signaux électriques liés aux mouvements respiratoires sont captés par des électrodes placées aux extrémités de l'aquarium, amplifiés et enregistrés (Fig. 9). Afin d'éviter l'influence de perturbations parasites, les aquariums ont leurs côtés peints en noir (isolement visuel des animaux) et sont installés sur des supports minimisant la transmission de bruits ou de vibrations du sol. Le cycle nyctéméral est reproduit. L'eau est renouvelée en permanence.

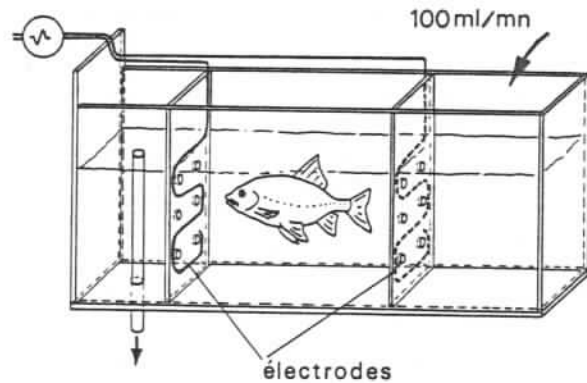


FIG. 9. — Chambre d'enregistrement des potentiels d'action associés aux mouvements respiratoires de poissons. Adapté de CAIRNS *et al.*, 1980. Les déplacements des poissons peuvent en outre être enregistrés par interruption d'un faisceau lumineux excitant une cellule photoélectrique.

Comme dans le cas précédent, la première difficulté consiste à définir la « réponse » individuelle à l'introduction d'une certaine dose d'agent toxique. Il est nécessaire d'établir, pour chaque poisson utilisé, un cycle de référence, précisant les variations nyctémérales normales de son activité respiratoire, ce qui suppose une période d'enregistrement avant la mise en contact avec les polluants. L'installation des animaux dans les chambres provoque un stress, accompagné d'une accélération du rythme respiratoire le premier jour. En conséquence, les auteurs ont admis qu'il y a réponse signifi-

cative à un polluant lorsqu'on observe, à un moment précis du cycle journalier, un rythme plus élevé qu'au même moment de la première journée. En outre, comme certaines substances peuvent inhiber l'activité respiratoire, un niveau minimal normal doit également être défini pour chaque phase du cycle (Fig. 10).

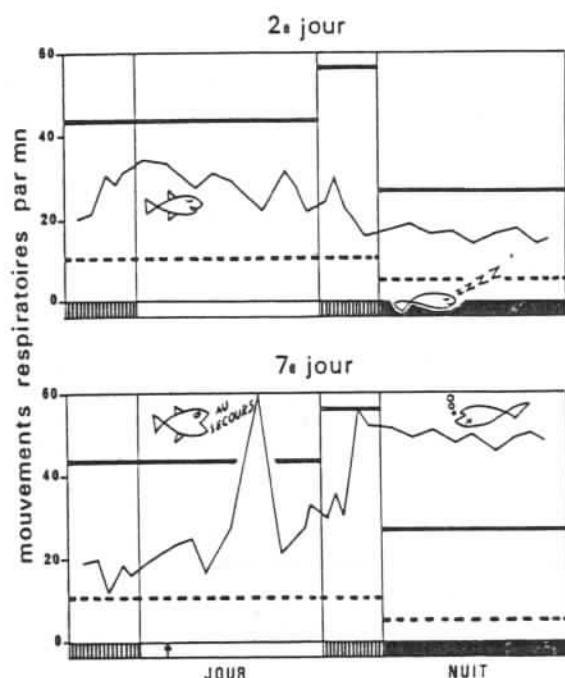


FIG. 10. — Rythme respiratoire d'un poisson exposé à de l'eau sans addition de zinc le 2e jour après son installation dans la chambre d'enregistrement, puis soumis le 7e jour, à partir de 10 heures (flèche), à une dose de 4,16 mg/l de zinc.

La ligne continue supérieure indique le rythme maximum observé le 1er jour, rythme lié au stress du transfert et de l'installation. Le tiré inférieur représente le rythme minimum normal.

Adapté de CAIRNS *et al.*, 1973.

Une réponse individuelle isolée pouvant être accidentellement provoquée par d'autres facteurs que la ou les substances testées, il s'agit ensuite de définir un seuil de détection. Plusieurs animaux étant utilisés en même temps, les auteurs admettent qu'il y a effectivement détection lorsqu'au total deux réponses ou plus sont enregistrées ; en effet les tests ont montré qu'en l'absence de polluant, il n'est jamais observé plus d'une «réponse» au sens défini ci-dessus.

c) Discussion

A eux seuls, ces deux exemples mettent déjà en relief certaines des difficultés fondamentales que rencontre la mise au point de tests utilisant des effets sublétaux.

Le premier problème est celui de l'acclimatation des animaux aux conditions expérimentales. Un délai suffisant doit être respecté pour que disparaissent les effets du stress provoqué par les manipulations. Cela allonge les procédures.

Le second, plus important, est celui de la définition de ce qui est une **réponse significative**, dans un contexte où inter-

vient la variabilité des performances individuelles. Les animaux ne pouvant être parfaitement calibrés, c'est nécessairement par rapport à des **données de références individualisées** que sont appréciées les modifications comportementales.

Enfin, les réponses n'étant pas forcément spécifiques des polluants testés et pouvant donc être provoquées par des facteurs parasites, il se pose le problème de la validation statistique des observations. Une répétition des tests sur un nombre suffisant d'individus différents est indispensable, ce qui peut nécessiter des installations assez lourdes. En outre, il faut s'assurer de la stabilité des conditions expérimentales, notamment de la température, car la toxicité d'un produit peut varier considérablement en fonction de celle-ci.

2. Exemples de procédures utilisables *in situ*

a) Utilisation de plantes pour surveiller la pollution atmosphérique.

L'emploi de «phytomètres», c'est-à-dire de plantes mises en place dans un milieu pour y détecter des agents polluants et, si possible, en apprécier la concentration, constitue un des types de bioessai les plus classiques, au moins dans son principe (CLEMENS et GOLDSMITH, 1924 ; SHOENBECK, 1971 ; ISERENTANT et DE SLOOVER, 1976). POSTHUMUS (1983) en a rappelé les aspects essentiels, en particulier à partir de l'expérience acquise dans les réseaux de surveillance mis en place en Allemagne fédérale (SCHOLL, 1974) et aux Pays-Bas (FLOOR et POSTHUMUS, 1977). L'intérêt de ces bioessais, selon POSTHUMUS, est multiple :

- ils constituent une méthode d'étude directe des effets de la pollution ambiante sur les organismes ;
- ils fournissent une mesure des effets combinés de tous les facteurs environnementaux, y compris les polluants de l'air et les conditions atmosphériques ;
- ils permettent l'étude de la relation entre concentrations et effets quand les unes et les autres sont mesurés dans les mêmes sites ;
- ils permettent de suivre dans l'espace et dans le temps les tendances dans l'extension et l'intensité des pollutions ;
- ils permettent parfois l'analyse des composés polluants, lorsque ceux-ci sont accumulés dans certaines plantes ;
- ils constituent un système d'alarme précoce et sensible, qui peut faciliter la mise en oeuvre de mesures de prévention.

Tout ceci ne peut évidemment être obtenu qu'au prix d'une rigoureuse standardisation dans le choix des plantes utilisées, des méthodes de culture et des procédés d'exposition des plantes aux atmosphères testées. Idéalement, des conditions totalement artificielles devraient être réalisées, dans des enceintes où seule varierait la qualité de l'air les traversant.

Dans la pratique, les plantes sont placées dans des bacs contenant un sol standard et munis d'un système d'alimentation en eau permanent. Ces bacs sont mis dans des enceintes où circule l'air extérieur. Des installations témoins, avec filtration de l'air, sont utilisées lorsqu'on ne considère pas la toxicité aiguë, mais aussi les effets d'une toxicité chronique : il faut alors quantifier des différences, que ces effets soient morphologiques ou physiologiques, entre plantes soumises à l'air pollué et celles qui vivent en air purifié.

Les plantes, pour être génétiquement aussi homogènes que possible, sont obtenues par multiplication végétative. Plusieurs espèces ou variétés sont couramment utilisées dans le

réseau de surveillance des Pays-Bas (POSTHUMUS, 1982) ; le Tabac — en particulier la variété Bel W3 — est fréquemment utilisé dans divers pays (JACOBSON et FEDER, 1974 ; FLOOR et POSTHUMUS, 1977 ; ASHMORE *et al.*, 1978 ; RO-POULSEN *et al.*, 1981 ; STEUBING, 1982).

b) *Mesure de la pollution atmosphérique par SO₂ avec des bioessais utilisant un acarien corticole (LEBRUN, 1981 ; ANDRE *et al.*, 1982).*

L'idée directrice de cette méthode est de placer aux noeuds d'un réseau de surveillance de la pollution d'une grande agglomération, dans des conditions standard, des lots d'un Acarien dont la sensibilité au SO₂ a été préalablement prouvée, la mortalité observée en un temps déterminé pouvant être dépendante de la concentration en SO₂.

Ce protocole a été testé à Bruxelles ; les essais ont été effectués aux points de mesure de la pollution, ce qui a permis de mettre en évidence une relation approximativement exponentielle entre la mortalité et la concentration en SO₂ de l'atmosphère. Les auteurs en déduisent que ce bioessai, facile à réaliser, pourrait contribuer à la surveillance à court terme et à la cartographie de la pollution atmosphérique des agglomérations. Cette technique serait plus intéressante que l'analyse des peuplements lichéniques spontanés, car plus spécifique et capable de révéler des variations assez rapides.

c) *Discussion*

Comme le montrent ces deux exemples, l'objectif des bioessais *in situ* peut être d'établir des réseaux de surveillance. Ceci suppose, évidemment, une stricte standardisation des procédures, sans laquelle il serait illusoire de prétendre dégager des évolutions ou dresser des cartes.

Le problème se pose immédiatement de l'intérêt de telles méthodes par rapport aux techniques physico-chimiques de détection et de mesure des polluants.

A priori, la méthode de LEBRUN et de ses collaborateurs a un coût très faible, car elle n'exige aucun matériel sophistiqué. En revanche, des réseaux de systèmes de culture contrôlée de plantes indicatrices peuvent rapidement devenir onéreux.

La méthode de LEBRUN se donne pour seul objectif une estimation facile du niveau de pollution en SO₂, en vue d'une surveillance, sans aucunement préjuger des effets de ces composés sur d'autres organismes que l'espèce-test. Au contraire, POSTHUMUS (1983) suggère que les plantes indicatrices — au sens de «phytomètres» — peuvent informer sur les effets, des pollutions atmosphériques sur les autres plantes, cultivées ou spontanées, ce qui n'est pas évident. En vérité, il pourrait être dangereux d'assigner des objectifs trop ambitieux à des bioessais dont l'intérêt principal devrait être de donner, pour un coût faible, une estimation convenable, sous forme d'ordres de grandeur, des concentrations des polluants dans l'atmosphère.

3. La surveillance biologique intégrée d'un site industriel.

CAIRNS et ses collaborateurs (1973) ont poussé assez loin la réflexion sur l'installation de systèmes de surveillance des rejets industriels utilisant des bioessais avec des poissons.

La figure 11 montre comment de telles installations pourraient être organisées. Des «unités de surveillance» sont

constituées de batteries d'aquariums individuels associées à des systèmes d'enregistrement des mouvements respiratoires de poissons (cf. fig. 9). Certains animaux sont soumis aux rejets, mélangés en proportions définies à l'eau d'une rivière réceptrice, captée en amont ; les autres, soumis à cette eau seule, servent de témoins.

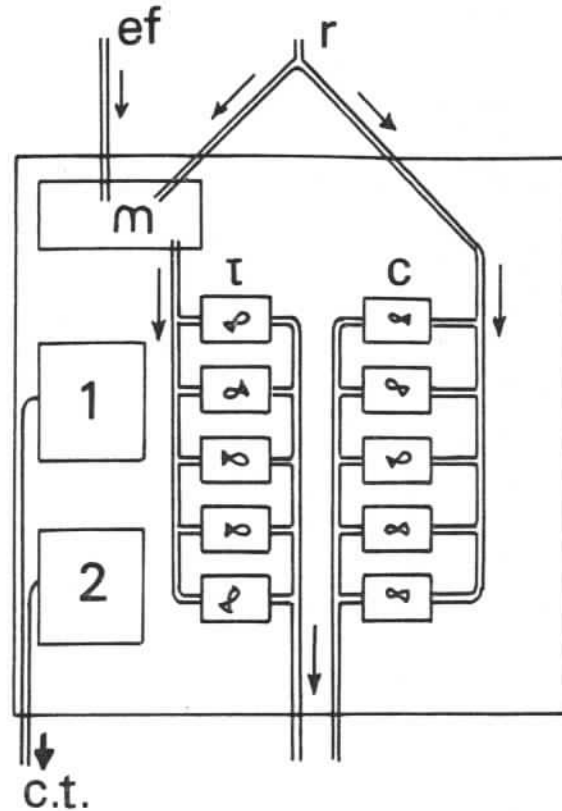


FIG. 11. — Unité de surveillance d'effluents industriels utilisant l'enregistrement des rythmes respiratoires et des déplacements de poissons.

ef : effluent testé. r : eau prélevée en rivière, en amont du site industriel. m : mélangeur. t : animaux testés. c : animaux de contrôle. 1 : enregistrement des rythmes respiratoires. 2 : enregistrement des déplacements. c.t. : centre de traitement des données.

Adapté de CAIRNS *et al.*, 1973.

Des unités de ce type peuvent être réparties en plusieurs points du système d'évacuation de rejets, lorsque ceux-ci ont des origines différentes. L'ensemble peut être complété par des unités servant à contrôler la qualité de l'eau en amont et en aval du site. CAIRNS *et al.* (1973) ont même proposé de développer de tels systèmes à l'échelle d'un bassin versant (Fig. 12).

La faisabilité de telles installations, en tout cas à l'échelle d'un site industriel, a été évaluée par WESTLAKE et VAN DER SCHALIE (1977), dont les conclusions sont positives. On doit néanmoins s'interroger sur la lourdeur de ces systèmes de surveillance, compte-tenu des problèmes délicats posés par les bioessais utilisant l'activité respiratoire de poissons comme critère, ainsi que nous l'avons vu plus haut. L'intérêt est toutefois la possibilité d'une surveillance en continu, à condition de renouveler régulièrement les animaux. Il faut en effet éviter d'éventuelles accoutumances à des doses sublétales des polluants.

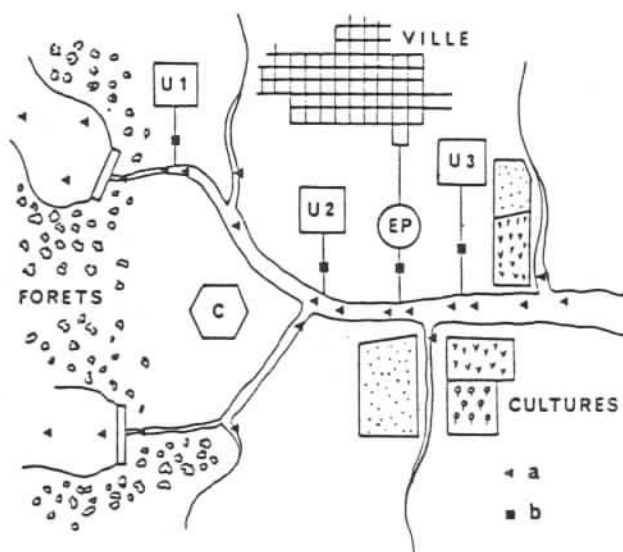


FIG. 12. — Surveillance intégrée à l'échelle d'un bassin versant.

U : usines. EP : usine d'épuration des eaux usées.

C : centre de contrôle.

a : unités de surveillance de la qualité des cours d'eau, basés sur l'analyse de la structure de communautés d'algues planctoniques ou d'invertébrés (discrimination automatique des formes et et comptage par catégorie).

b : unités de surveillance de rejets industriels (cf. fig. 11).

Adapté de CAIRNS *et al.*, 1973.

II — ANALYSE CRITIQUE DE L'UTILISATION DES BIOESSAIS

La figure 13 permet de replacer les diverses utilisations possibles des tests biologiques par rapport aux objectifs de la bioévaluation. La distinction entre tests de toxicité et bioessai apparaît ainsi clairement. Les premiers ont pour fonction la classification des produits selon leur degré de toxicité, en vue de l'établissement de réglementations, du calcul de redevances, etc. Les seconds ont pour objectif la surveillance des sources de pollution et des milieux pollués, la détection devant être aussi précoce que possible pour que des interventions correctrices soient faites en temps utile (fonction d'avertissement). La surveillance peut porter sur les rejets à la sortie même des sources de pollution, ou bien sur les milieux récepteurs. Dans ce dernier cas, les bioessais contribuent à la détermination de la qualité de ces milieux et constituent ainsi une forme de bioévaluation.

Dans ce contexte, les travaux sur des chaînes trophiques et des microécosystèmes expérimentaux ont une perspective différente. Le but en est davantage la compréhension des mécanismes de circulation des polluants dans les réseaux trophiques et de leur action au niveau systémique. Il n'est évidemment pas interdit de penser que des tests utilisant des systèmes écologiques expérimentaux puissent servir pour des analyses comparatives de toxicité ou des opérations de surveillance. Cependant les difficultés déjà rencontrées avec les tests utilisant des individus isolés risquent d'être par trop démultipliées.

C'est donc à l'échelle des tests «simples» qu'il convient déjà de discuter certains problèmes essentiels.

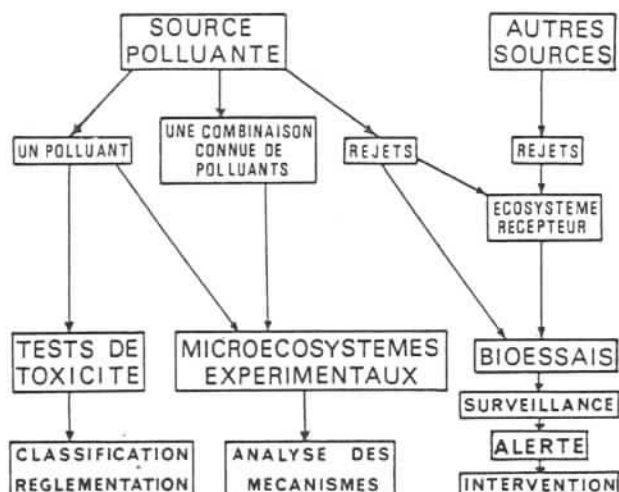


FIG. 13. — Les diverses utilisations des tests biologiques.

A — L'ANTINOMIE STANDARDISATION-REPRÉSENTATIVITÉ

Les tests de toxicité, au sens strict, n'ont d'intérêt que s'ils sont au maximum standardisés : on ne peut concevoir une classification des substances et la mise au point de réglementations nationales et internationales qu'à cette condition.

La standardisation porte d'une part sur les organismes utilisés, d'autre part sur les protocoles. En ce qui concerne les organismes, il faut choisir des espèces répondant en particulier aux critères suivants (Actes du colloque «Indices biotiques», Ministère de l'Environnement, 1985) :

- avoir une physiologie connue ;
- être disponibles, de préférence toute l'année et dans différents pays, et si possible pouvoir être obtenues par élevages ou culture ;
- être faciles à manipuler au laboratoire ;
- être d'un coût aussi limité que possible.

Il faut aussi, évidemment, que ces espèces se prêtent bien à une calibration des individus. Celle-ci ne suffit cependant pas à éliminer totalement les effets de la variabilité individuelle, si ce n'est peut-être dans le cas de végétaux obtenus par multiplication asexuée. Ces contraintes expliquent que peu d'espèces aient été retenues jusqu'à présent pour l'établissement de normes internationales.

La standardisation des protocoles est sans doute plus facile à obtenir. Toutefois, la maîtrise d'un maximum de paramètres physico-chimiques implique un degré élevé d'artificialisation. Les conditions expérimentales perdent alors toute représentativité, non seulement — c'est évident — vis-à-vis des milieux naturels, mais aussi vis-à-vis des effluents urbains ou industriels dont les paramètres physiques et chimiques varient considérablement dans l'espace et dans le temps.

La recherche d'une représentativité correcte des bioessais n'a d'intérêt que si on en précise bien les objectifs. Ceci suppose que l'on réponde aux questions suivantes : de quel processus un bioessai doit-il être représentatif et en quoi cette représentativité est-elle utile ?

La surveillance du degré de pollution d'un milieu ou, en amont, du degré de toxicité potentielle d'un rejet vis-à-vis du milieu récepteur, est utile si elle permet l'alerte lorsque les

risques de perturbation s'accroissent. Il faut donc que le système de surveillance permettent d'évaluer le risque objectif encouru par le milieu récepteur tel qu'il est, avec ses caractères propres. Si le système de surveillance sous-estime les risques, des accidents pourraient survenir trop fréquemment. Il ne faut pas davantage qu'il les surestime, car il provoquerait trop souvent des interventions coûteuses.

Apparaît ainsi, en arrière-plan, toute la problématique liée à la notion de perturbation. Quand peut-on dire qu'un écosystème est perturbé ? A partir de quelle ampleur une perturbation met-elle en danger l'existence d'un écosystème, compte-tenu des capacités de stabilisation de celui-ci ? Faute d'une Écologie fondamentale suffisamment développée, ces questions restent le plus souvent sans réponses concrètes.

Dans la pratique, ce sont donc des solutions à fort degré d'empirisme qui peuvent être envisagées. Les organismes utilisés dans les bioessais doivent donc de préférence appartenir à des espèces vivant effectivement dans les milieux récepteurs ; ils doivent être choisis parmi des espèces d'autant plus sensibles aux perturbations que l'on recherche une plus grande précocité de l'alerte. C'est ici que joue le plus l'appréciation subjective des risques. On comprend alors l'importance des recommandations suggérant d'utiliser conjointement des organismes situés à différents niveaux trophiques (LESEL, 1976 ; Actes du Colloque «Indices biotiques», Ministère de l'Environnement, 1985). On comprend aussi l'intérêt des recherches sur chaînes alimentaires et microécosystèmes expérimentaux, dans la mesure où elles peuvent aider à déterminer les points faibles des systèmes naturels qu'ils représentent.

Il ne suffit pas que les organismes soient judicieusement choisis. Il faut encore que les conditions d'exposition aux polluants soient comparables à celles du milieu naturel. Les tests qui visent à déterminer l'effet d'une substance isolée, même si toute une gamme de concentrations est prise en compte, ignorent tout ou presque des conditions réelles dans lesquelles la substance est susceptible d'agir : il se pose en réalité des problèmes d'additivité, de synergie ou d'inhibition entre produits simultanément présents dans le milieu. Dans l'eau, par exemple, l'action d'un toxique peut différer considérablement selon qu'il existe ou non des particules en suspension capables de l'absorber : sa toxicité peut être modifiée, ou concerner des organismes différents ; de même il faut tenir compte de son piégeage possible par les sédiments, etc.

Les procédures qui réalisent un mélange — en proportions représentatives — des rejets et de l'eau du milieu récepteur sont assez satisfaisantes, comme celles préconisées par CAIRNS *et al.* (1973). En effet, les animaux sont ainsi soumis à l'ensemble des substances contenues dans les rejets et de celles déjà présentes dans le milieu naturel. Il est cependant encore plus intéressant d'envisager des bioessais *in situ*, en s'inspirant de la méthode des phytomètres. La mise en place des organismes dans des enceintes soumises aux conditions mêmes du milieu offre la meilleure représentativité possible (voir par exemple MANDL *et al.*, 1973 ; EIDE et JENSEN, 1979 ; COOKE, 1981).

Toute réponse significative constituera alors l'annonce certaine d'un changement effectif de la qualité du milieu. Cet avantage est malheureusement contrebalancé par le fait que les facteurs ayant pu provoquer la réponse — isolément ou en interaction — sont si nombreux qu'il devient difficile de remonter de l'effet à la cause, donc de décider d'actions correctrices. Organisés dans l'esprit des suggestions de CAIRNS *et al.* (1973), des réseaux de surveillance permettraient peut-être de pallier cet inconvénient en facilitant le repérage spatial et temporel des perturbations.

B — LA DÉFINITION DES RÉPONSES

Comme l'ont montré les quelques exemples présentés plus haut, la détection d'un facteur perturbant — réel ou potentiel — passe généralement par deux étapes. La première est la définition d'une réponse à l'échelle individuelle, la seconde la confirmation statistique qu'il se passe bien quelque chose. Evidemment, cette distinction n'a pas lieu d'être lorsque les bioessais mesurent un phénomène intégrant directement les réponses individuelles, comme l'activité respiratoire d'une culture de microorganismes ou l'activité photosynthétique d'algues unicellulaires.

Quel que soit le système envisagé, les tests les plus intéressants sont ceux qui donnent des réponses proportionnées à la concentration des agents polluants. Si une échelle suffisamment précise peut être établie, les bioessais peuvent alors permettre non seulement la détection, mais aussi de véritables mesures.

Pour établir un système d'alerte, il faut ensuite définir des seuils. Ceux-ci peuvent être «objectifs», lorsqu'une réponse n'apparaît qu'à partir du moment où le facteur perturbant atteint une certaine intensité. Il reste néanmoins à savoir si, une fois le seuil atteint ou dépassé, un risque est effectivement encouru à l'échelle du système écologique récepteur. Dans d'autres cas, la relation de cause à effet peut n'être que très progressive, sans accélération brusque ; la définition d'un seuil au-delà duquel on considère qu'il y a risque devient alors très arbitraire. Dans des tests de toxicité aiguë par exemple, employés en tant que bioessais, l'alerte doit-elle intervenir seulement lorsque la LC 50 est atteinte, ou en deçà, ou au-delà ?

Le travail évoqué plus haut de PEARSON *et al.* (1981) sur l'utilisation des mouvements antennulaires du crabe *Callinectes sapidus* illustre le même problème, cette fois dans le cas du repérage d'une toxicité sublétales. En vérité, autant la fixation arbitraire d'un seuil comme la LC 50 est justifiée pour évaluer la toxicité relative de différentes substances, autant il est délicat de fixer un seuil d'alerte avec des procédures du type bioessai en l'absence d'une connaissance réelle des risques encourus. La prudence invite alors à fixer des seuils aussi bas que possible, la limite étant souvent imposée par des considérations économiques : plus un seuil est bas, plus le coût de l'épuration des rejets est élevé, plus les interventions correctrices risquent d'être fréquentes.

Quoi qu'il en soit, le problème reste d'établir des procédures qui aient une reproductivité satisfaisante. En effet, même si on ne vise pas une standardisation d'intérêt national ou international, mais simplement la mise au point d'une technique à usage local, celle-ci doit être suffisamment fiable pour permettre des sondages périodiques comparables ou, mieux, une surveillance continue. Dans cette perspective, la stabilité génétique des organismes utilisés est particulièrement importante. De même, il est essentiel de choisir des critères de réponse qui prennent bien en compte des modifications des performances individuelles, modifications dont on s'assurera de la validité statistique en soumettant aux tests un nombre d'organismes à chaque fois suffisant.

CONCLUSIONS

La littérature offre une grande variété de propositions de bioessais, dont certains sont d'une remarquable ingéniosité. Bien des auteurs, et notamment LEBRUN (1980), ont fait ressortir l'intérêt des bioessais vis-à-vis des méthodes physico-chimiques de détection et de dosage. Outre un coût généralement plus faible — ce qui permet de multiplier les mesures —, les bioessais sont susceptibles de donner une

information sur l'activité effective des substances détectées vis-à-vis des êtres vivants.

C'est là qu'intervient toute la problématique de la représentativité des méthodes. Sans entrer à nouveau dans la discussion de cette délicate question, il faut en souligner deux aspects qui devraient donner lieu à un accroissement de l'effort de recherche.

Le premier concerne la relation entre toxicité aiguë et toxicité chronique, problème qui a été posé de façon pertinente notamment par STEPHAN et MOUNT (1973), LESEL (1976) et KENAGA (1982). Comme le soulignent les premiers auteurs, le développement des réglementations devrait conduire à la réduction des émissions brutales et intenses de toxiques dans les milieux naturels et, en revanche, au développement d'émissions à des concentrations faibles, mais de longue durée. Des coefficients empiriques ont souvent été appliqués aux LC 50 pour en déduire les concentrations tolérables. On peut aussi utiliser un paramètre combinant la dose de polluant et le temps d'exposition. Il est cependant nécessaire d'établir des relations plus rigoureuses, à la fois pour une grande variété de substances et pour une grande variété d'organismes-tests.

Le second problème est celui des interactions entre polluants et facteurs du milieu d'une part, entre polluants différents d'autre part. LEBRUN *et al.* (1978), LEBRUN (1980), THOMPSON *et al.* (1980), POWELL et FIELDER (1982) offrent quelques exemples de recherches dans ce domaine. La toxicité d'une substance s'exprime en effet dans le cadre de milieux déterminés, où d'autres produits peuvent être déjà présents. Mieux comprendre les dépendances qui s'établissent ainsi et conditionnent les effets réels des toxiques sur les organismes est un objectif important. Cependant, les combinaisons sont infinies et on ne peut raisonnablement envisager que l'étude de situations malgré tout assez simples.

La conception d'une politique de recherche dans le domaine des bioessais devrait donc résulter d'une réflexion approfondie débouchant sur des choix limités et précis. Sinon, le risque est grand de voir les travaux s'orienter en tous sens, sans aucune cohérence. C'est d'ailleurs l'impression que donne l'analyse des résultats de notre sondage bibliographique. En réaction contre les « excès » de la standardisation — en réalité pour les tests de toxicité — on prône ici et là la nécessité d'adapter les bioessais aux conditions locales, en vue d'une meilleure représentativité. Dans ce contexte, chaque chercheur aura tendance à prétendre que le groupe d'organismes dont il est spécialiste est particulièrement favorable à la mise au point de bioessais. Pourquoi alors ne pas aller, par exemple, jusqu'à tester la sensibilité de toutes les espèces d'acariens édaphiques, en considérant séparément leurs diverses stades, ceci vis-à-vis de 10, 100, 1000... substances différentes, chacune essayée à 10, 20, 100... concentrations, à diverses températures et dans des conditions de jeûne plus ou moins prolongé. Certains prétendent qu'ainsi on pourrait peut-être trouver des « réactifs biologiques » spécifiques de chaque substance, mais en réalité cela paraît bien utopique.

Il est sans doute plus réaliste de mettre au point des bioessais qui détectent les altérations de la qualité des milieux, même s'ils ne permettent pas toujours d'en déceler les causes exactes. Utilisés dans le cadre de réseaux normalisés de surveillance, portant à la fois sur les milieux récepteurs et les sources de polluants, ils peuvent au moins guider la recherche des perturbations.

Cependant, ne considérer que la « qualité » globale des milieux soulève à son tour de difficiles problèmes. Nous les approfondirons à propos de l'utilisation des indices biotiques et autres systèmes de bioévaluation fondés sur les modifications des communautés naturelles.

RÉFÉRENCES

- ANDRE (H.M.), BOLLY (C.) & LEBRUN (P.), 1982. — Monitoring and Mapping Air Pollution through an Animal Indicator: a New and Quick Method. *J. Appl. Ecol.*, 19 (1), 107-111.
- ASHMORE (M.R.), BELL (J.N.B.) & REILY (C.L.), 1978. — A survey of ozone levels in the British Isles using indicator plants. *Nature*, 276, 813-815.
- BAY (S.M.) & OSHIDA (P.S.), 1983. — A simple new bioassay based on echinochrome synthesis by larval sea urchins. *Mar. Environ. Res.*, 8 (1), 29-39.
- BENECKE (G.), FALKE (W.) & SCHMIDT (D.), 1982. — Use of algal fluorescence for an automated biological monitoring system. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 28 (4), 385-395.
- BIRGE (W.J.), BLACK (J.A.) & WESTERMAN (A.G.), 1979. — Evaluation of aquatic pollutants using fish and amphibian eggs as bioassay organisms. In: *Animals as monitors of environmental pollutants*, National Academy of Sciences, Washington, 108-118.
- BLUZAT (R.), JONOT (O.) & SEUGE (J.), 1982. — Acute toxicity of a fungicide, thiram (dithiocarbamate), in the freshwater amphipod *Gammarus pulex*. *Environ. Pollut.*, ser. A, 29 (3), 225-233.
- BOUDOU (A.), DELARCHE (A.), RIBEYRE (F.) & MARTY (R.), 1977. — Modèles expérimentaux en écotoxicologie : chaînes trophiques en milieu limnique. *Bull. Ecol.*, 8 (4), 401-414.
- BRETT (J.R.), 1967. — Swimming performance of sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) in relation to fatigue time and temperature. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 24, 1731-1741.
- BUKEMA (A.L., Jr.), NIEDER LEHNER (B.R.) & CAIRNS (J., Jr.), 1982. — Biological monitoring. IV: Toxicity testing. *Water Res.*, 16 (3), 239-262.
- CAIRNS (J., Jr.), 1966. — Don't be half-safe. The current revolution in bioassay techniques. *Proc. 21st. ind. Waste Conf.*, Purdue Univ., *Engng. Extn. Ser.*, 121, 559-567.
- CAIRNS (J., Jr.), DICKSON (K.L.), SPARKS (R.E.) & WALLER (W.T.), 1970. — A Preliminary Report on Rapid Biological Information Systems for Water Pollution Control. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 42, 685-703.
- CAIRNS (J., Jr.), SPARKS (R.E.) & WALLER (W.T.), 1973. — A Tentative Proposal for a Rapid In-Plant Biological Monitoring System. In: CAIRNS (J., Jr.) & DICKSON (K.L.) eds: *Biological Methods for the Assessment of Water Quality*. American Soc. for Testing and Materials, Philadelphia, 127-147.
- CAIRNS (J., Jr.), THOMPSON (K.W.), LANDERS (J.D., Jr.), McKEE (M.J.) & HENDRICKS (A.C.), 1980. — Suitability of some fresh water and marine fishes for use with a minicomputer interfaced biological monitoring system. *Water Resources Bulletin*, 16 (3), 421-427.
- CHAPMAN (P.M.), FARRELL (M.A.) & BRINKHURST (R.O.), 1982a. — Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. *Aquat. Toxicol.*, 2 (1), 47-67.
- CHAPMAN (P.M.), FARRELL (M.A.) & BRINKHURST (R.O.), 1982b. — Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. *Aquat. Toxicol.*, 2 (1), 69-78.
- CHAPMAN (P.M.), FARRELL (M.A.) & BRINKHURST (R.O.), 1982c. — Effects of species interactions on the survival and respiration of *Limnodrilus hoffmeisteri* and *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae) exposed to various pollutants and environmental factors. *Water Res.*, 16 (9), 1405-1408.
- CLEMENTS (F.E.) & GOLDSMITH (G.W.), 1924. — The phytometer method in ecology. *Carnegie Inst. Wash. Publ.*, 356.
- COOKE (A.S.), 1981. — Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. *Environ. Pollut.*, ser. A, 25 (2), 123-133.

- COUTURE (P.), COUILLARD (D.) & CROTEAU (G.), 1981. — Un test biologique pour caractériser la toxicité des eaux usées. *Environ. Pollut.*, ser. B, 2, 217-222.
- DAVE (G.), ANDERSSON (K.), BERGLIND (R.) & HASSELROT (B.), 1981. — Toxicity of eight solvent extraction chemicals and of cadmium to water fleas, *Daphnia magna*, Rainbow trout, *Salmo gairdneri*, and Zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 69 C, 83-98.
- DIVE (D.), 1981. — *Nutrition et croissance de Colpidium campyllum : contribution expérimentale : possibilités d'application en écotoxicologie*. Thèse Doctorat Sc. Nat. Université de Lille, 285 p.
- EIDE (I.), JENSEN (A.), 1979. — Application of *in situ* cage cultures of phytoplankton for monitoring heavy metal pollution in two Norwegian fjords. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 37, 271-286.
- ELMGREN (R.), VARGO (G.A.), GRASSLE (J.F.), GRASSLE (J.P.), HEINLE (D.R.), LANGLOIS (G.) & VARGO (S.L.), 1980. — Trophic interactions in experimental marine ecosystems perturbed by oil. In : GIESY (J.P., Jr.), ed. : *Microcosms in ecological research*, U.S. Technical Information Center, U.S. Department of Energy, Symposium Series 52 (CONF-781 101), 779-800.
- ELORANTA (V.), 1982. — Effect of the Slimecide Fenosan F 50 on algal growth in different test media. *Pap. Pup.*, 64 (3), 129-135.
- FLOOR (H.) & POSTHUMUS (A.C.), 1977. — Biologische Erfassung von Ozon — und PAN-Immissionen in den Niederlanden 1973, 1974 und 1975. *VDI-Berichte*, 270, 183-190.
- GAUR (J.P.) & KUMAR (H.D.), 1981. — Growth response of four micro-algae to three crude oils and a furnace oil. *Environ. Pollut.*, ser. A., 25 (1), 77-85.
- GRASSLE (J.F.), ELMGREN (R.) & GRASSLE (J.P.), 1980. — Response of benthic communities in merl experimental ecosystems to low level, chronic additions of N° 2 Fuel oil. *Marine Environmental Research*, 4, 279-297.
- GUTHRIE (R.K.), ANUGWELEM (U.A.) & DAVIS (E.M.), 1981. — Responses of Bacteria to the presence of carbaryl in water. II. Pure culture vs. mixed culture response. *Water Resour. Bull. (Urbana)*, 17 (6), 1005-1007.
- HANSEN (S.R.) & GARTON (R.R.), 1982. — The effects of Difluzenuron on a Complex Laboratory Stream Community. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.*, 11, 1-10.
- HEITMULLER (P.T.), HOLLISTER (T.A.) & PARRISH (P.R.), 1981. — Acute toxicity of 54 Industrial Chemicals to Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27, 596-604.
- ISERENTANT (R.) & DE SLOOVER (J.R.), 1976. — Le concept de bioindicateur. *Mém. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 7, 15-24.
- JACOBSON (J.S.) & FEDER (W.A.), 1974. — A regional network for environmental monitoring : atmospheric oxidant concentrations and foliar injury to tobacco indicator plants in the eastern United States. *Research Bulletin*, 604.
- KENAGA (E.E.), 1982. — Predictability of chronic toxicity from acute toxicity of chemicals in fish and aquatic invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1, 347-358.
- KINAE (N.), HASHIZUME (T.), MAKITA (T.), TOMITA (I.) & KIMURA (I.), 1981. — Kraft pulp mill effluent and sediment can retard development and lyse sea urchin eggs. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27 (5), 616-623.
- KUSK (K.O.), 1981. — Effects to Hydrocarbons on Respiration, Photosynthesis and Growth of the Diatom *Phacodactylum tricorutum*. *Botanica Marina*, 24, 413-418.
- LEBRUN (P.), 1980. — A preliminary study of the use of some soil mites in bioassays for pesticide residue detection. In : *Proc. VII Inter. Coll. Soil Zool.*, Syracuse, USA, 1979, 42-55.
- LEBRUN (P.), 1981. — L'usage de bioindicateurs dans le diagnostic sur la qualité du milieu de vie. In : *Ecologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'étude, Grenoble, 13-14 novembre 1980. Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 175-202.
- LEBRUN (P.), JACQUES (J.M.), GOOSSENS (M.) & WAUTHY (G.), 1978. — The effect of interaction between the concentration of SO₂ and the relative humidity of air on the survival of the bark-living bioindicator mite *Humerobates rostrallamelatus*. *Water, Air and Soil Pollution*, 10, 269-275.
- LESEL (R.), 1976. — Relations entre essais biologiques en laboratoire et expériences *in situ*. In : AMAVIS (R.) & SMEETS (J.) eds. : *Principles and Methods for determining Ecological Criteria on Hydrobiocenoses*. Proc. Europ. Sc. Colloquium, Luxembourg, 1975. Pergamon Press, Oxford, 287-300.
- LEWIS (M.A.) & VALENTINE (L.C.), 1981. — Acute and chronic toxicities of boric acid to *Daphnia magna* Straus. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 27 (3), 309-315.
- MANDL (R.H.), WEINSTEIN (L.H.), McCUNE (D.C.) & KEVENEY (M.), 1973. — A cylindrical open-top chamber for the exposure of plants to air pollutants in the fields. *J. Environ. Qual.*, 2, 371-376.
- MARCHETTI (R.), 1962. — *Biologia e tossilogia delle acque usate*. Ed. techn., artist., scientifica, Milan, 386 p.
- MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT, 1985. — *Actes du Colloque «Indices Biotiques»*, Paris, 15-17 novembre 1983, 122 p.
- MORAITOU-APOSTOLOPOULOU (M.), VERRIOPOULOS (G.) & ROGDAKIS (I.), 1982. — Evaluation of the Stress Exerted by a Polluted Environment to a Marine Organism by Comparative Toxicity Tests. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 28, 416-423.
- MULLER (H.G.), 1982. — Interference of insoluble particles with the reproduction toxicity test using *Daphnia magna*. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 29 (2), 127-129.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 1979. — *Animals as Monitors of Environmental Pollutants*, Washington, D.C., 421 p.
- NEBEKER (A.V.), McAULIFFE (C.K.), MSHAR (R.) & STEVENS (D.G.), 1983. — Toxicity of silver to steelhead and rainbow trout, fathead minnows and *Daphnia magna*. *Environm. Toxicol. and Chem.*, 2, 95-104.
- O'BRIEN (P.Y.) & DIXON (P.S.), 1976. — The effects of oils and oils components on algae : a review. *Br. phycol. J.*, 11, 115-142.
- PEARSON (W.H.), MILLER (S.E.), BLAYLOCK (J.W.) & OLLA (B.L.), 1981. — Detection of the water-soluble fraction of crude oil by the Blue Crab, *Callinectes sapidus*. *Marine Environ. Res.*, 5, 3-11.
- POSTHUMUS (A.C.), 1982. — Biological indicator of air pollution. In : UNSWORTH (M.H.) & ORMROD (D.P.), eds. : *Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture*. Butterworth Scientific, Londres, 27-42.
- POSTHUMUS (A.C.), 1983. — General philosophy for the use plants as indicators and accumulators of air pollutants and as bio-monitors of their effects. In : *Proc. of the VIth World Congress on Air Quality*, Paris, 16-20 May 1983, vol. 2, 555-561.
- POWELL (J.H.) & FIELDER (D.R.), 1982. — Temperature and toxicity of DDT to Sea Mullet (*Mugil cephalus* L.). *Marine Pollution Bulletin*, 13 (7), 228-230.
- RIBEYRE (F.), BOUDOU (A.) & DELARCHE (A.), 1979. — Interest of the Experimental Trophic Chains as Ecotoxicological Models for the Study of the Ecosystem Contaminations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 3, 411-427.
- ROGERS (R.M.) & McFARLANE (J.C.), 1982. — Hydrogen oxidation in soils as a possible toxic-effects indicator. *J. Env. Quality*, 11 (3), 364-368.
- RO-POULSEN (H.), ANDERSEN (B.), MORTENSEN (L.) & MOSEHOLM (L.), 1981. — Elevated ozone levels in ambient air in and around Copenhagen indicated by means of Tobacco indicator plants. *Oikos*, 36 (2), 171-177.
- SCHOENBECK (H.), 1971. — Recent results for recognition and monitoring of air pollutants with the aid of plants. *Landesanstalt fuer Immissionen und Bodennutzungs-Schutz*, Essen - Bredene — Y, North Rheine-Westphalia, 226-273.

- SCHOLL (G.), 1974. — Ermittlung über die Belastung der Vegetation durch Schwermetalle in verschiedenen Immissionsgebieten. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 34, 89-92.
- SHERIDAN (P.F.) & BADGER (A.C.), 1981. — Responses of experimental estuarine communities to continuous chlorination. *Estuarine, Coastal and shelf Science*, 13, 337-347.
- SLABBERT (J.L.) & MORGAN (W.S.G.), 1982. — A bioassay technique using *Tetrahymena pyriformis* for the rapid assessment of toxicants in Water. *Water Res.*, 16 (5), 517-523.
- SLABBERT (J.L.), SMITH (R.) & MORGAN (W.S.G.), 1983. — Application of a *Tetrahymena pyriformis* bioassay system for the rapid detection of toxic substance in wastewaters. *Water S.A.*, 9 (3), 81-87.
- SPEHAR (R.L.), CARLSON (R.W.), LEMKE (A.E.), MOUNT (D.I.), PICKERING (Q.H.) & SNARSKI (V.M.), 1980. — Effects of pollution on freshwater fish. *Journal WPCF*, 52 (6), 1703-1768.
- SPRAGUE (J.B.), 1971. — Measurement of pollutant toxicity to fish. III. Sublethal effects and «safe» concentrations. *Water Res.*, 5, 245-266.
- STEPHAN (C.E.) & MOUNT (D.I.), 1973. — Use of Toxicity Tests with Fish in Water Pollution Control. In : CAIRNS (J., Jr.) & DICKSON (K.L.), eds. : *Biological Methods for the Assessment of Water Quality*. American Soc. for Testing and Materials, Philadelphia, 164-177.
- STUEBING (L.), 1982. — Wirkungserhebungen über die Verbreitung von Photooxidantien in der Region UnterMain mit dem Bioindikator Tabak Bel W3. *Angew. Bot.*, 56 (1-2), 1-8.
- TAGATZ (M.E.), DEANS (C.H.), MOORE (J.C.) & PLAIA (G.R.), 1983. — Alterations in composition of field — and laboratory — developed estuarine benthic communities exposed to di-n-butylphthalate. *Aquatic Toxicology*, 3, 239-248.
- TAGATZ (M.E.) & IVEY (J.M.), 1981. — Effects of Fenvalerate on field — and laboratory — developed estuarine benthic communities. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27, 256-267.
- TAGATZ (M.E.), IVEY (J.M.), DALBO (C.E.) & OGLESBY (J.L.), 1982. — Responses of developing estuarine macrobenthic communities to drilling muds. *Estuaries*, 5 (2), 131-137.
- THOMPSON (K.W.), HENDRICKS (A.C.) & CAIRNS (J., Jr.), 1980. — Acute toxicity of zinc of copper singly and in combination to the Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 25, 122-129.
- VANDERMEULEN (J.H.) & AHERN (T.P.), 1976. — Effects of petroleum hydrocarbone on algal physiology : review and progress report. In : LOCKWOOD (A.M.P.), ed. : *Effects of pollutants on aquatic organisms*. Cambridge Univ. Press, 107-125.
- VARON (M.) & SHILO (M.), 1981. — Inhibition of the predatory activity of *Bdellovibrio* by various environmental pollutants. *Microb. Ecol.*, 7 (2), 107-111.
- VERMA (S.R.), BANSAL (S.K.), GUPTA (A.K.), PAL (N.), TYAGI (A.K.), BHATNAGAR (M.C.), KUMAR (V.) & DALELA (R.C.), 1982. — Bioassay trials with twenty three pesticides to a fresh water teleost, *Saccobranchus fossilis*. *Water Res.*, 16 (5), 525-529.
- WALLER (W.T.), 1971. — The use of fish movement patterns to monitor zinc. *Water Pollution control Series*, Water Quality Office, Washington, n° 18050 EDP, 57 p.
- WALSH (G.E.), DUKE (K.M.) & FOSTER (R.B.), 1982. — Algae and crustaceans as indicators of bioactivity of industrial wastes. *Water Res.*, 16 (6), 879-883.
- WESTLAKE (G.K.) & VAN DER SCHALIE (W.H.), 1977. — Evaluation of an automated biological monitoring system at an industrial site. In : CAIRNS (J., Jr.), DICKSON (K.L.) & WESTLAKE (G.F.) eds. : *Biological Monitoring of Water and Effluents Quality*. American Soc. for Testing and Materials, Philadelphia, 30-37.
- WINNER (R.W.), 1981. — A comparison of body length, brood size and longevity as indices of chronic copper and zinc stresses in *Daphnia magna*. *Environ. Pollut.*, ser. A, 26, 33-37.

CHAPITRE III

BIOACCUMULATEURS ET BIOÉVALUATION

De nombreux polluants répandus dans l'environnement n'y sont pas détruits, ou ne le sont que très lentement, y subissant parfois des modifications de leur état initial. Par des voies très diverses, ils peuvent s'accumuler chez certains organismes et y atteindre des teneurs élevées. Ce phénomène présente *a priori* un intérêt évident pour la surveillance de la pollution : ces « bioaccumulateurs » constituent en effet des capteurs naturels à partir desquels les polluants peuvent être détectés et dosés à un coût plus raisonnable que s'ils étaient recherchés directement dans le milieu.

La littérature relative à la bioaccumulation est abondante, mais très disparate. Il y a à cela plusieurs raisons.

La notion même de bioaccumulation n'est pas simple, et l'on parle aussi de bioconcentration, de biomagnification. En réalité, des mécanismes variés peuvent conduire à la concentration d'une substance dans un organisme, depuis la filtration purement physique de particules contaminées jusqu'à la concentration progressive le long d'une chaîne alimentaire.

Par ailleurs, certains travaux n'ont pas pour perspective l'obtention d'un jugement sur l'état d'un milieu, mais simplement la mesure des quantités de polluants accumulés dans des espèces consommées par l'homme, afin d'évaluer les risques encourus au point de vue santé.

Enfin, la diversité des recherches tient à la fois à la multiplicité des polluants envisageables (métaux lourds, radionucléides, composants variés issus de la pétrochimie, pesticides de toutes sortes...) et à celle des organismes végétaux ou animaux qui, dans tous les milieux, sont capables de bioaccumulation. On peut imaginer sans peine des centaines d'articles intitulés à la manière de POPHAM et d'AURIA (1982) : « A new sentinel organism for vanadium and titanium ». Chacun peut s'ingénier en effet à démontrer que telle espèce est un bioaccumulateur spécialement efficace de tel polluant.

Il n'est donc pas utile de dresser dans ce chapitre un inventaire qui, moins que jamais, ne pourrait être exhaustif : une bibliographie assez éclectique suffira à donner une image de la diversité des recherches. En revanche, on tentera de classer les travaux en fonction de leur contribution à la bioévaluation. Celle-ci n'est possible, en effet, que si les bioaccumulateurs sont utilisés au minimum en vue de détecter la présence de polluants et, si possible, d'en déterminer les teneurs dans le milieu : à partir de là, des comparaisons spatiales et temporelles deviennent possibles, ce qui ouvre la voie à des programmes de surveillance.

La notion même de bioaccumulation sera ensuite discutée, car il n'est pas certain que des accumulations dues à des processus différents autorisent des conclusions équivalentes en termes de bioévaluation. Ceci nous amènera à discuter des possibilités et des limites effectives de l'emploi des bioaccumulateurs comme bioindicateurs.

I — VUE D'ENSEMBLE

A — MILIEUX TERRESTRES

Des phénomènes de bioaccumulation ont été mis en évidence chez de nombreux Lichens et Bryophytes, ainsi que chez des Gymnospermes et de Angiospermes. A partir de là, différentes procédures de détection et de mesure de polluants ont été proposées, dont certaines sont assez couramment utilisées.

A l'aide de végétaux naturellement en place, il est possible de caractériser les variations spatiales de l'intensité des pollutions, en particulier en fonction des distances aux points d'émission.

Les Lichens et les Bryophytes sont ainsi fréquemment employés pour l'étude des métaux lourds, par exemple autour de sites industriels et miniers (BECKETT *et al.*, 1982 ; NASH et SOMMERFELD, 1981 ; NYGAERD et HARJU, 1983), ou encore à proximité de voies routières pour apprécier l'étendue de la pollution plombique due aux automobiles (DERUELLE, 1983). Cette méthode a été également employée pour des sites urbains (LODENIUS et KUMPULAINEN, 1983). Les chercheurs finlandais ont aussi utilisé des champignons pour étudier la pollution par les métaux lourds, en particulier le mercure (KUUSI *et al.*, 1981 ; LODENIUS et HERRANEN, 1981).

Les feuilles de certaines essences caducifoliées (MANKOVA, 1981), mais surtout les aiguilles de résineux, permettent aussi l'étude de la pollution par les métaux lourds et par le soufre, qu'elles accumulent (HARBOTTLE *et al.*, 1982 ; HOLLWARTH, 1982 ; HURRLE, 1981 ; LEGGE et BOGNER, 1983 ; LODENIUS et LAAKSOVIRTA, 1979 ; NYOMARKAY *et al.*, 1982 ; TAYLOR *et al.*, 1982).

Cryptogames et Phanérogames donnent des résultats concordants, qui se renforcent mutuellement. En Pologne par exemple, la cartographie de la pollution dans la Forêt de Niepolomice, près de Cracovie, a pu être dressée de façon très satisfaisante en combinant les résultats obtenus par la mesure de l'accumulation de divers métaux dans une mousse et du soufre dans les aiguilles de résineux (GRODZINSKA, 1984).

Certains auteurs ont montré que des plantes sauvages et cultivées pouvaient de façon analogue être utilisées pour apprécier la pollution aux alentours de zones industrielles parce qu'elles accumulent certains produits (voir par exemple DAVIS et CARLTON-SMITH, 1980 ; ELSOKKARY, 1982 ; SUCKCHAROEN, 1980). A l'échelle de régions plus vastes — un ou plusieurs pays — il a été proposé de s'appuyer sur l'accumulation des polluants atmosphériques particuliers dans les tourbières pour caractériser les niveaux de pollution (ARAFAT et GLOOSCHENKO, 1982 ; LÖTSCHERT et WANDTNER, 1982 ; PAKARINEN, 1981).

L'utilisation de végétaux autochtones pour doser des polluants accumulés dans leurs tissus ou sur leurs organes a un inconvénient : la dynamique de cette accumulation n'étant pas connue, on ne peut savoir si les teneurs mesurées reflètent la pollution actuelle ou des événements passés. C'est pourquoi on préfère parfois transplanter des végétaux depuis des zones non polluées et y doser les polluants après un temps déterminé d'exposition dans la zone d'étude. DERUELLE (1983), par exemple, a utilisé cette méthode pour évaluer la pollution par le plomb à différentes distances d'une autoroute. GARTY et FUCHS (1982), puis GARTY *et al.* (1983) ont également étudié l'intérêt de la transplantation d'un lichen dans le cadre d'expériences de surveillance biologique de la pollution par des métaux lourds et des PCB.

La technique des mousses placées dans des sacs en filet de polyamide que l'on installe par exemple selon des transects à partir d'une source de pollution relève du même esprit. Elle a été préconisée par GOODMAN *et al.* (1974), puis MAKINEN (1977). Les mousses employées sont généralement des Sphaignes. DAVIS et WHITE (1981) ont ainsi établi des courbes d'isopollution par le plomb autour d'une source polluante. Avec cette même technique, CRUMP et BARLOW (1982) ont comparé l'impact du plomb dans des pâturages proches ou non de routes. LODENIUS et TULISALO (1984) et MAKINEN et LODENIUS (1984) l'ont utilisée respectivement pour caractériser la pollution mercurielle autour d'une usine et pour décrire la pollution par le cadmium et le mercure dans l'agglomération de Helsinki.

Enfin, des techniques de type bioessai *in situ* peuvent être employées, à l'aide de plantes bioaccumulatrices obtenues et cultivées en conditions standardisées (KONTRISOVA et KALETA, 1981 ; POSTHUMUS, 1983 ; WARDA *et al.*, 1980).

Si les végétaux offrent en milieu terrestre les techniques les plus éprouvées de détection, de mesure et de cartographie de pollutions variées par le biais de la bioaccumulation, les animaux offrent également des possibilités qui ne semblent pas être encore systématiquement exploitées.

BERG *et al.* (1966) ont cependant ouvert une voie intéressante en étudiant le contenu en mercure de plumes d'oiseaux récoltés en Suède depuis un siècle, et en révélant ainsi des évolutions significatives. Depuis, un certain nombre de recherches utilisant ce matériel ont été réalisées, par exemple par DOI et FUKUYAMA (1983) ou par LINDBERG *et al.* (1983). De façon analogue, on a utilisé les cheveux humains pour caractériser la pollution par l'arsenic (MACAJ, 1971 ; CORTES *et al.*, 1981). Des métaux lourds peuvent aussi se concentrer dans les os et les dents de Mammifères, dont certains peuvent être envisagés comme bioindicateurs, s'ils sont suffisamment sédentaires.

De façon plus générale, la concentration de polluants dans des tissus de Vertébrés pourrait justifier l'utilisation de ceux-ci en bioévaluation. C'est en tout cas le point de vue, plus ou moins nettement exprimé, d'assez nombreux auteurs (ANDERSON *et al.*, 1982 ; HUTTON, 1982 ; KENDALL, 1982 ; MARKHAM *et al.*, 1982 ; PINOWSKA *et al.*, 1981 ; TATARUCH et ONDERSCHKEKA, 1982 ; WAY et SCHRODER, 1982). Un exemple en est fourni par OHI *et al.* (1981), qui ont caractérisé la diminution de la pollution plombique à Tokyo par la mesure régulière des teneurs en plomb chez les Pigeons.

B — EAUX CONTINENTALES

Les phénomènes de bioaccumulation sont beaucoup moins exploités dans les écosystèmes dulçaquicoles qu'en milieu terrestre ou marin.

Quelques travaux suggèrent l'utilisation de Macrophytes, comme par exemple la Massette *Typha angustifolia* (WELLS *et al.*, 1982) ou la Jacinthe d'eau *Eichornia crassipes* (CHIGBO *et al.*, 1982) ; WOLVERTON et McDONALD, (1978), espèces que les auteurs considèrent comme de bons indicateurs de la pollution par les métaux lourds. SUCKCHAROEN (1979) et LODENIUS (1980) ont aussi montré l'intérêt de divers Macrophytes pour caractériser la pollution mercurielle. Les Bryophytes sont également intéressants de ce point de vue (EMPAIN *et al.*, 1980 ; MOUVET, 1986). Le périphyton pourrait aussi être utilisé (JOHNSON *et al.*, 1978).

En ce qui concerne les animaux, les travaux sont à peu près du même type. Sans avoir un objectif affiché de bioévaluation, certains auteurs tirent quelques conclusions sur l'état des milieux et les problèmes qui peuvent en résulter. Ainsi EL ZORGANI (1980) envisage les conséquences des pesticides utilisés pour la culture du Coton au Soudan sur les milieux aquatiques et l'installation éventuelle de pêcheries, car l'analyse de poissons révèle une nette pollution de fond. Ces animaux peuvent être également utiles dans le cas de déversements accidentels, pour en envisager les conséquences à moyen terme : par ce moyen, RENDBERG *et al.* (1983) ont démontré la persistance de chlorophénol dans une rivière, alors que la teneur de cette substance dans l'eau était devenue proche de la limite de détection.

D'autres auteurs, à partir de mesures de polluants accumulés dans des poissons, posent explicitement le problème de l'utilisation de ceux-ci comme bioindicateurs (BEUMER et BACHER, 1982 ; BURGERMEISTER *et al.*, 1983 ; YOUNG et BLEVINS, 1981). Des procédures assez compliquées sont parfois envisagées. MASLOVA (1981), par exemple, discute la possibilité d'utiliser la teneur en collagène dans la colonne vertébrale des poissons comme indicateur de la pollution par des organochlorés, dans la mesure où ceux-ci, accumulés dans l'organisme, agissent sur le métabolisme des protéines.

Nos sondages bibliographiques n'ont fourni qu'un petit nombre de références sur les Invertébrés dulçaquicoles en tant que bioaccumulateurs. Citons les travaux de MOUZAT (1980) et de HARTLEY et JOHNSTON (1983) sur des Mollusques, de ZAUKE (1982) sur des Gammarés, de COLBORN (1982), de DRESSING *et al.* (1982), de ZHULIDOV ET EMETZ (1981) sur des Insectes.

Ces divers travaux ne débouchent pas plus que les précédents sur des procédures bien construites de bioévaluation, mais apportent parfois des éléments de discussion intéressants. Toutefois, le travail de HARTLEY et JOHNSTON (1983) mérite d'être souligné, car il utilise une méthode de transplantation du Bivalve *Corbicula manilensis* pour détecter des organochlorés. Prélevés dans le milieu naturel, les animaux sont d'abord maintenus dans des aquariums pour permettre leur épuration, puis ils sont mis dans des cages que l'on dispose, pendant un temps limité, dans les rivières à étudier. Ils sont alors retirés et les substances polluantes recherchées.

Le même principe a été mis en oeuvre par AHLF et WEBER (1981), qui ont décrit une méthode de surveillance de la charge en métaux lourds dans les milieux aquatiques. Ils utilisent des algues non contaminées, provenant de cultures standardisées, qu'ils placent dans des chambres spécialement conçues mises dans les milieux à analyser. Comme dans le cas précédent, les organismes sont prélevés, après une durée déterminée d'exposition, en vue des dosages.

Les travaux les plus poussés, qui ont conduit à la mise en oeuvre de programmes de routine, ont été basés sur l'emploi des Bryophytes aquatiques, en particulier en Belgique (EMPAIN *et al.*, 1980). Des réseaux de surveillance ont été ainsi établis pour le bassin de la Meuse, en ce qui concerne la pollution par les métaux lourds. Les Bryophytes sont égale-

ment largement utilisés en Belgique pour le suivi des rejets radioactifs de centrales nucléaires. En France, MOUVET (1986) a utilisé avec succès les Bryophytes pour dresser une carte de pollution des cours d'eau par les micropolluants métalliques dans la région Rhin-Meuse. Ses résultats, comparés avec des mesures sur les sédiments, confirment la supériorité des Bryophytes comme traceurs de la contamination métallique, ce qu'avaient déjà constaté ANDRE et LASCOMBE (1985).

C — MILIEUX MARINS

D'assez nombreux travaux visent à dresser un bilan de la pollution d'une zone plus ou moins étendue par la mesure des teneurs en polluants dans l'eau, les sédiments et un plus ou moins grand nombre d'espèces différentes. C'est le cas par exemple des études de BLOOM et AYLING (1977) en Tasmanie, d'AUGIER *et al.* (1980), HORNUNG *et al.* (1981) et IMPELLIZZERI *et al.* (1982) en divers points de la Méditerranée, de KNUTZEN et SORTLAND (1982) en Norvège.

D'autres chercheurs s'intéressent à la dynamique de certains éléments dans les écosystèmes marins, comme GUARY (1980) à propos de radionucléides, ou dressent le bilan des rôles d'un élément particulier, comme LEWIS et CAVE (1982) au sujet du cuivre.

Ces divers types de travaux mettent en évidence des phénomènes de bioaccumulation plus ou moins importants selon les espèces analysées, et, dans les meilleurs des cas, les auteurs indiquent quels bioaccumulateurs pourraient être utilisables en tant que bioindicateurs. L'apport de ces recherches à la problématique de la bioévaluation est donc modeste.

Tout en ayant une moindre ampleur, bien des travaux constituent des contributions plus substantielles lorsqu'ils se limitent à une ou quelques espèces dont ils précisent le pouvoir accumulateur pour ensuite envisager la possibilité de les employer à des fins de détection et de surveillance. Quelquefois, des essais en vraie grandeur viennent à l'appui des propositions faites.

De nombreux organismes ont été ainsi utilisés, que ce soient des Algues benthiques (CULLINANE et WHELAN, 1982; LUOMA *et al.*, 1982; MELHUUS *et al.*, 1978; SEELIGER et CORDAZZO, 1982; WOOLSTON *et al.*, 1982), des Coraux (KNAP *et al.*, 1982), des Annélides (POPHAM et D'AURIA, 1982; RUBINSTEIN *et al.*, 1983), des Crustacés Cirripèdes (BARBARO *et al.*, 1978; BARBER et TREFRY, 1981; BHASKAR *et al.*, 1983), des éléments du zooplancton (FRANCO *et al.*, 1981; HAMANAKA et TSUJITA, 1981), des Ascidies (MONNIOT, 1985). Divers poissons font également l'objet de mesures, parfois seulement pour apprécier les risques au plan alimentaire (VYNCKE *et al.*, 1981 par exemple), mais aussi pour de véritables objectifs de bioévaluation : c'est ainsi que MOILANEN *et al.* (1982) ont mis en évidence la diminution du DDT et du PCB dans les eaux douces et marines, en Finlande, de 1971 à 1982, par des dosages sur le Brochet *Esox lucius* et le Hareng *Clupea harengus*.

Ce sont toutefois les Mollusques qui font l'objet non seulement des propositions, mais aussi des utilisations effectives les plus nombreuses. Des Gastéropodes sont parfois envisagés, comme la Patelle *Patella vulgata* (GONZALES-CARRERO *et al.*, 1979), ou des Littorines (NICKLESS *et al.*, 1972; BRYAN *et al.*, 1983), mais la grande majorité des travaux concerne les Bivalves.

Les Moules ont été tôt utilisées en Europe pour la détection de polluants, par exemple en France par MALLET (1961), PERDRIAU (1964), GREFFARD et MEURY (1967), en Allemagne par SCHULZ-BALDES (1973). C'est cependant

aux U.S.A. que des projets ambitieux ont vu le jour : en 1975, GOLDBERG a introduit le concept de «Mussel watch». L'idée est d'utiliser systématiquement les Moules pour surveiller la pollution marine à une vaste échelle, grâce à la très large répartition géographique de ces animaux et à leur capacité à accumuler de nombreux polluants. Ce projet a été développé par GOLDBERG et plusieurs collaborateurs (GOLDBERG *et al.*, 1978). Une standardisation de procédures et du classement des résultats a été proposée, ce qui a permis de conférer une dimension internationale au projet (NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 1980).

De fait, diverses espèces de moules sont largement utilisées par des chercheurs dont beaucoup se réclament du concept de «Mussel Watch», et ce un peu partout dans le monde : aux U.S.A. évidemment (GOLDBERG *et al.*, 1983), au Canada (COSSA *et al.*, 1983; PICARD-BERUBE et COSSA, 1983), en Ecosse (DAVIS et PIRIE, 1980), au Danemark (JENSEN *et al.*, 1981) en Méditerranée (HAX NIENCHESKI, 1982; LEONZIO *et al.*, 1981; LOSIFIDOU *et al.*, 1982; VIARENGO *et al.*, 1982), en Mer Noire (GOLOVENKO *et al.*, 1981), en Mer d'Oman (BURNS *et al.*, 1982) dans la mer de Hong-Kong (PHILLIPS et YIM, 1981), dans la région australienne (COOPER *et al.*, 1982; RICHARDSON et WAID, 1983; RITZ *et al.*, 1982; WOOTON et LYE, 1982).

Outre les Moules, divers Bivalves, en particulier des Huîtres, sont utilisés ou tout au moins proposés comme bioindicateurs (voir par exemple : CUNNINGHAM, 1979; KLUMPP et BURDON-JONES, 1982; KRIEGER *et al.*, 1981; LYTLE et LYTLE, 1982; MARCHAND et CABANE, 1980; MIX et SHAFFER, 1983; ROSAS *et al.*, 1983; SCOTT et LAWRENCE, 1982; WATLING et WATLING, 1982; ZAROOGIAN et HOFFMA, 1982).

Tous ces Mollusques sont essentiellement employés en tant que bioaccumulateurs de métaux, d'hydrocarbures et de pesticides. Bien que les mécanismes en jeu soient différents, les Mollusques peuvent aussi accumuler des bactéries et être utilisés pour détecter la pollution bactérienne de l'eau (ALJEBOURI et TROLLOPE, 1981).

II — ANALYSE CRITIQUE

A — LA BIOACCUMULATION, UN PHÉNOMÈNE COMPLEXE

Comme le montre la figure 14, l'accumulation de substances polluantes dans des êtres vivants peut résulter de mécanismes différents.

Un premier processus correspond au dépôt de polluants particuliers à la surface des organismes, phénomène facilité par une structure en réseau. Celle-ci peut exister à des échelles différentes, depuis celle du houppier d'un arbre qui, en freinant les flux d'air, favorise le dépôt des poussières, jusqu'à celle des épidermes et téguments qui, réticulés ou ornements de microsculptures, retiennent les particules. Ces phénomènes sont sans aucun doute importants en milieu aérien, mais existent aussi en milieu aquatique, lorsque par exemple des macrophytes captent des particules en suspension dans l'eau.

Il peut paraître abusif de parler de bioaccumulation à propos de processus purement passifs et limités au dépôt externe de polluants. Cependant, il peut s'agir de la première étape d'une deuxième série de mécanismes, assurant le passage des polluants au travers des enveloppes externes des organismes, suivi de leur rétention plus ou moins longue dans certains tissus. Chez les végétaux, l'absorption au travers des structures intervenant dans les échanges gazeux ou par les racines se rattache à ce type de processus. Il en est de même,

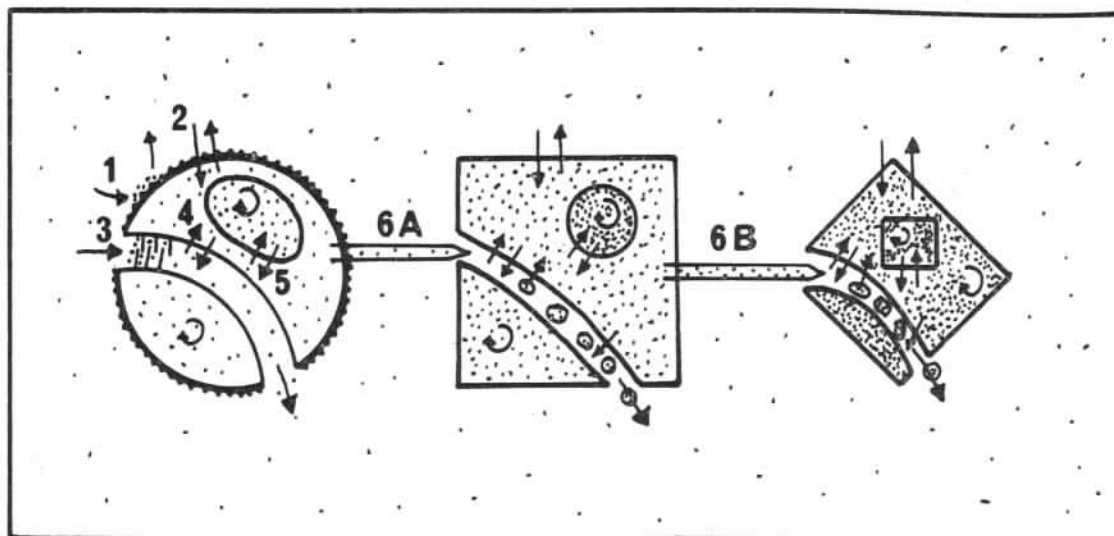


FIG. 14. — Les mécanismes de la bioaccumulation.

1 : Dépôt sur téguments. 2 : Absorption par voie tégumentaire. 3 : Filtration. 4 : Absorption par voie épithéliale. 5 : Echanges entre compartiments. 6A et 6B : Absorption par voie trophique avec biomagnification par étapes successives.

dans le cas des animaux, pour l'absorption au travers des surfaces respiratoires, aussi bien internes qu'externes, où lorsqu'une fraction du milieu extérieur — eau ingérée par exemple — transite par le tube digestif.

Dans tous ces cas, on parle d'absorption directe, mais les divers mécanismes envisagés n'ont pas tous la même importance selon les organismes. Chez les poissons par exemple, la contamination par les branchies est plus importante que par voie cutanée ou digestive (BOUDOU et RIBEYRE, 1980).

L'absorption directe n'implique pas nécessairement des transports actifs, comme le montrent par exemple des expériences avec des algues unicellulaires vivantes et tuées (LEDERMAN et RHEE, 1982). Ces auteurs ont même mis en évidence une plus grande accumulation d'hexachlorobiphényl dans les cellules mortes, sans pouvoir l'expliquer de façon satisfaisante.

Chez les animaux, enfin, l'ingestion de tissus végétaux ou animaux déjà contaminés peut également conduire à l'accumulation de polluants absorbés par voie digestive. On parle alors d'absorption indirecte.

D'un point de vue terminologique, il est utile de distinguer la bioaccumulation — ou bioconcentration — et la biomagnification. Le premier terme, dans un sens restrictif, correspond aux phénomènes qui amènent certains polluants à atteindre dans certains organismes des teneurs plus élevées que dans le milieu extérieur, l'absorption pouvant être aussi bien directe qu'indirecte. Par biomagnification, on désigne le fait que des bioconcentrations successives, par voie digestive, se produisant le long d'une chaîne alimentaire, des polluants atteignent dans les organismes en bout de chaîne des concentrations considérablement plus importantes que dans le milieu. Ici, des mécanismes écologiques se surajoutent aux processus physico-chimiques et physiologiques de la bioconcentration.

Dans le détail, la dynamique de la bioconcentration est extrêmement complexe. On peut l'analyser par des raisonnements en termes de compartiments et de flux.

Si l'on considère l'organisme comme un compartiment unique en relation avec le milieu extérieur, la dynamique de la bioaccumulation est à interpréter en considérant les effets combinés de deux processus antagonistes, l'absorption et la

désorption ou dépuración. Lorsqu'un organisme est placé dans un milieu régulièrement renouvelé à concentration constante en polluant, on constate généralement que celui-ci atteint dans l'organisme un palier. Ceci peut correspondre soit à un phénomène de saturation, soit à l'établissement d'un équilibre entre les flux d'absorption et de désorption. Dans ce dernier cas, puisqu'il y a équilibrage entre les concentrations du polluant dans l'organisme et dans le milieu, il est possible de définir un facteur de bioconcentration (FBC ou K_{bcf}), rapport de la concentration dans l'organisme à la concentration dans le milieu, qui exprime la capacité de l'organisme à accumuler le polluant considéré dans des conditions de milieu déterminées.

Pour une même espèce, le facteur de bioconcentration varie en fonction des polluants. Il a été notamment montré que, pour de nombreux pesticides, il existe une relation inverse entre la valeur de FBC et leur solubilité dans l'eau, et au contraire une relation positive entre FBC et les coefficients de partition (1) des pesticides entre l'octanol et l'eau (voir par exemple METCALF (1975), CHIOU *et al.* (1977) et KANAZAWA (1981) à propos de poissons, HUTCHINSON *et al.* (1980) à propos d'algues). KANAZAWA (1982) a en outre montré qu'il existe une relation positive entre le facteur de bioconcentration de 19 pesticides et leurs masses moléculaires.

De façon générale, l'accumulation résulte évidemment du fait que la désorption est inférieure à l'absorption : ceci implique l'existence de mécanismes d'immobilisation plus ou moins durable des substances polluantes. Pour en rendre compte, on a été conduit à envisager, au sein des organismes, des compartiments assurant jusqu'à un certain degré la rétention de ces substances. A l'appui de cette idée vient le fait que souvent les cinétiques de désorption révèlent en gros deux phases, l'une rapide, l'autre lente (BURNS et SMITH, 1981). Ceci s'observe aussi bien pour des métaux lourds, des radionucléides ou des polluants organiques, mais n'est pas systématique ; CLIFTON *et al.* (1983), par exemple, ont montré que pour plusieurs éléments radioactifs, la Moule *Mytilus edulis* pouvait être considérée comme un seul compartiment,

(1) Le coefficient de partition d'un pesticide est défini comme le rapport de sa concentration dans l'octanol à sa concentration dans l'eau, mesurées après avoir mélangé le pesticide, l'octanol et l'eau dans des proportions définies.

mais pas pour le ruthénium, qui montre une certaine affinité pour des composés organiques.

Divers auteurs ont mis en évidence expérimentalement l'existence d'une relation claire entre les concentrations maximales atteintes dans les Bivalves et les concentrations dans le milieu extérieur, par exemple avec des hydrocarbures et l'Huitre américaine *Crassostrea virginica* (STEGEMAN et TEAL, 1973), ou encore avec des métaux lourds et la Moule *Mytilus galloprovincialis* (MAJORI *et al.*, 1978). En revanche, ZAROOGIAN et HOFFMA (1982) n'ont pu mettre en évidence une telle relation dans le cas de l'arsenic, bien qu'ayant utilisé *C. virginica*. De telles contradictions s'expliqueraient peut-être par des comportements différents des bioaccumulateurs selon les polluants considérés. Il paraît en tout cas hasardeux de transposer aux situations naturelles, sans précautions, des relations établies expérimentalement. D'ailleurs, bien souvent, on ne trouve pas de relations claires entre les concentrations mesurées à la même date dans les bioaccumulateurs et dans leur environnement. A titre d'exemple, citons le cas de KUMAGAI et SAEKI (1982), qui n'ont trouvé aucune relation entre les teneurs de divers métaux lourds chez la Bivalve *Tapes japonica* et dans les sédiments où il vit, ou encore les résultats négatifs de ONIANWA et EGUNYOMI (1983), qui recherchaient des relations entre les teneurs de métaux dans l'atmosphère et dans des mousses.

Il faut bien voir que lorsqu'un polluant s'accumule au sein d'un organisme, dans des compartiments où ses vitesses de renouvellement sont différentes, une concentration mesurée globalement est difficile à interpréter par rapport aux concentrations observées dans l'environnement au moment où l'organisme est prélevé. Si une fraction importante du polluant est immobilisée à long terme, il est clair que concentration dans l'organisme et concentration dans le milieu peuvent n'avoir aucun lien. Une illustration fort parlante de ce problème est fournie par les Vertébrés. On sait que chez les Oiseaux, divers métaux lourds peuvent s'accumuler dans les plumes, lors de la formation de celles-ci, y atteignant un niveau reflétant leur teneur dans le sang (LINDBERG *et al.*, 1983). Dans la mesure où les teneurs sanguines reflèteraient elles-mêmes les concentrations existant dans la nourriture, la mesure du contenu des plumes pourrait informer sur le degré de pollution des ressources trophiques, bien entendu au moment de la formation des plumes et non lors du prélèvement des échantillons. En réalité, cette relation n'est peut-être pas si directe. En effet, LINDBERG *et al.* (1983) ont montré chez le Faucon Pèlerin que les teneurs dans les plumes de jeunes encore au nid sont presque trois fois plus faibles que dans les plumes des adultes. Ils tentent d'expliquer cette observation en invoquant une durée d'exposition aux polluants plus longue chez les adultes. Il faudrait alors que le temps de formation des plumes soit nettement plus long chez ceux-ci que chez les jeunes, ceci si l'on admet que les concentrations sanguines reflètent pratiquement au jour le jour les apports de polluants par la nourriture. Il paraît plus logique d'envisager une relation entre les teneurs dans le sang et le niveau de contamination globale de l'organisme, niveau qui augmenterait au cours du développement par immobilisation de quantités croissantes de polluants. Des résultats obtenus chez la Souris plaident en ce sens : SHIMIZU *et al.* (1982) ont en effet mis en évidence des corrélations élevées entre la teneur en mercure des poils, du sang et des différents organes (cerveau, foie, poumon, reins...).

Un dernier aspect de la bioconcentration qui peut avoir une incidence sur l'interprétation des mesures faites à partir des bioaccumulateurs est la part relative des voies directe et indirecte dans la contamination des organismes étudiés. L'utilisation de chaînes trophiques expérimentales peut, dans une certaine mesure, aider à une meilleure compréhension du phénomène.

BOUDOU et RIBEYRE (1981) et RIBEYRE *et al.*, (1981)

par exemple, ont montré que dans un système «eau contaminée par le mercure — Chlorelles — Daphnies», les producteurs primaires accumulent à près de 100 % le mercure disponible, de sorte que les Daphnies ne peuvent pratiquement être contaminées que par voie trophique.

Avec une chaîne comprenant des Diatomées, *Artemia salina* et un poisson, conçue pour étudier l'accumulation du tritium, KOMATSU *et al.* (1981) ont montré que dans ce cas les voies directe et indirecte contribuent conjointement à la contamination des deux niveaux de consommateurs.

En revanche, une étude expérimentale de la contamination de Salmonidés par le pentachlorophénol, complétée par des données de terrain, suggère que l'accumulation de cette substance doit être bien plus importante par voie directe que par voie trophique (NIIMI et CHO, 1983).

La littérature offre donc des résultats disparates, ce qui n'est pas surprenant, puisque les auteurs s'intéressent à des polluants différents, depuis les métaux jusqu'à des molécules organiques complexes, n'utilisent pas les mêmes organismes bioaccumulateurs et travaillent dans des conditions expérimentales peu comparables. Il ne peut donc y avoir de généralisation. En outre, les conclusions de chaque étude particulière ne sont pas nécessairement transposables aux situations naturelles qu'elles cherchent à représenter. Ainsi la procédure expérimentale suivie par l'équipe de BOUDOU et RIBEYRE favorise incontestablement la contamination des Daphnies par voie trophique, puisque pratiquement tout le mercure disponible est préalablement fixé par les chlorelles : ceci est-il représentatif de ce qui peut se passer dans les conditions du milieu naturel ?

La mesure de la teneur globale d'un polluant dans un bioaccumulateur n'informant pas sur les mécanismes qui ont conduit à son accumulation, cela peut être particulièrement gênant pour porter un diagnostic sur le milieu lui-même : les dynamiques de la voie directe et de la voie indirecte étant différentes, une même teneur peut ne pas avoir la même signification selon qu'elle résulte de l'une ou l'autre voie.

Du fait de ces difficultés, liées à la complexité des phénomènes de bioaccumulation, il est plus nécessaire que jamais de s'assurer que les données ont été recueillies de façon fiable et les résultats exprimés convenablement : en réalité, ici aussi, il y a bien des problèmes.

B — FIABILITÉ ET SIGNIFICATION DES RÉSULTATS

Il ne peut y avoir bioindication à l'aide de bioaccumulateurs que si les teneurs de polluants mesurées dans ceux-ci sont reliées à leurs teneurs dans le milieu, soit au moment même des prélèvements, soit à une date antérieure connue. L'objectif étant généralement, soit de comparer des milieux quant à leur niveau de pollution, soit de surveiller un milieu pour détecter les variations temporelles de sa contamination, il est clair que les données doivent être acquises selon des procédures dont la précision ne varie pas.

A priori, il n'y a pas trop de risques en ce qui concerne les techniques de dosage des substances. En revanche, il y a davantage de problèmes liés à la nature biologique des échantillons. Il en est d'autres qui tiennent au fait que le contexte physico-chimique dans lequel les organismes se trouvaient exposés aux polluants peut influencer sur le processus même de bioconcentration.

Les recherches sur l'utilisation des Bivalves — Moules et Huitres surtout — comme «sentinelles» des pollutions organiques ou métalliques, qui sont sans doute les plus poussées, permettent d'analyser ces problèmes en détail.

La première difficulté à maîtriser concerne déjà le simple mode d'expression des résultats. Dans la plupart des travaux, les auteurs expriment les teneurs en quantités de polluants rapportées au poids de matière sèche du corps des Mollusques, coquille exclue. C'est de fait la méthode qui a été recommandée dans le Programme «Mussel Watch» (GOLD BERG *et al.*, 1978). Cependant, de nombreux auteurs ont attiré l'attention sur l'existence de variations saisonnières du poids du corps des Mollusques, sans qu'il y ait nécessairement de variations concomitantes de la charge en polluants (BOYDEN et PHILLIPS, 1981; COSSA *et al.*, 1980; NASCI et FOSSATO, 1982; STRONG et LUOMA, 1981 par exemple). Ces variations saisonnières sont en grande partie liées au cycle sexuel —élaboration puis émission des gamètes—, ainsi qu'aux variations quantitatives des ressources alimentaires (COSSA *et al.*, 1979; FISCHER, 1983; PHILLIPS, 1978).

STRONG et LUOMA (1981) ont bien montré l'extrême complexité de ce problème, en étudiant les relations entre les concentrations du cuivre et de l'argent dans le corps (sans la coquille) du Bivalve *Macoma balthica* avec le poids du corps. Selon les milieux, selon les dates de prélèvement, selon la composition des échantillons en individus grands et petits, des corrélations aussi bien positives que négatives ou nulles peuvent être obtenues. Pour comprendre cette diversité déconcertante des résultats, il faut tenir compte de plusieurs phénomènes dont les effets peuvent se combiner de multiples manières.

Dans le cas d'expositions brèves aux polluants, l'absorption peut être plus intense chez les petits individus que chez les grands, ce qui conduit le cas échéant à des concentrations plus élevées chez les premiers, surtout si le niveau initial de contamination est faible. On observe alors une corrélation négative entre les concentrations des polluants et le poids des animaux.

Dans le cas d'expositions aux polluants de durée suffisante pour que les compartiments accumulateurs soient saturés, la concentration finale en polluants peut être corrélée positivement avec le poids du corps si la capacité de ces compartiments est liée à celui-ci par une relation allométrique majorante.

Une corrélation positive peut également résulter d'une accumulation sans saturation, si la charge en polluant croît plus vite que n'augmente le poids du corps au cours du temps.

Si le temps de rétention des contaminants est faible, il peut s'établir chez tous les individus un même équilibre entre la concentration dans le corps et la concentration dans le milieu extérieur, auquel cas il n'y a pas de corrélation entre concentration dans le corps et poids de celui-ci.

Il n'y a pas davantage de corrélation si, au cours des processus d'accumulation, la charge en polluants augmente au même taux que le poids du corps.

Les rapports entre concentration des contaminants et biomasse corporelle, quels qu'ils soient, peuvent être modifiés si les animaux sont prélevés en pleine phase de croissance. Lorsque l'accroissement pondéral est rapide à un moment où l'absorption est faible, il peut en résulter un effet de «dilution» de la charge en polluants. Cet effet varie selon l'âge des individus, car la croissance relative des jeunes est généralement plus forte que celle des animaux âgés. La dilution étant de ce fait plus importante chez les premiers, il peut éventuellement en résulter une corrélation positive entre la concentration des polluants et le poids du corps.

Enfin, les variations temporaires du poids de certains organes, notamment celles qui sont liées au cycle reproducteur, entraînent selon le cas des effets de dilution ou de concentration sans rapport avec les variations éventuelles des teneurs des polluants dans le milieu extérieur.

Comme l'expliquent STRONG et LUOMA (1981), les

effets de pollutions transitoires peuvent se superposer à ceux de pollutions chroniques en affectant différemment les diverses classes d'âge. Un échantillon représentatif de toutes les classes pourra alors conduire à une relation en «U» entre la concentration des polluants et le poids du corps. En effet, une pollution transitoire se traduira par une absorption plus rapide chez les plus jeunes qui peut conduire à une concentration plus élevée que chez les individus un peu plus âgés, tandis que chez les plus vieux, la concentration peut cependant être plus forte que chez les animaux d'âge intermédiaire, en raison par exemple d'une accumulation dans des compartiments proportionnellement plus grands, accumulation liée cette fois à la pollution chronique. Dans ces conditions, des échantillons mal composés peuvent donner n'importe quel type de corrélation.

Tous ces phénomènes peuvent rendre extrêmement difficile la comparaison de populations géographiquement éloignées et n'ayant pas les mêmes structures démographiques au moment des prélèvements, ou encore le suivi d'une population dont la structure démographique change. Il peut être en particulier très ardu de déterminer l'incidence relative de pollutions chroniques et passagères sur le niveau des concentrations mesurées dans les animaux. Les conclusions de STRONG et LUOMA (1981) s'imposent donc : «Whatever individuals are chosen to represent the population, knowing the relationship of metal concentration and body size in each sample may be essential to avoid misinterpretation of results. Thus collecting a range of sizes of an indicator at each station may be a better sampling strategy in a monitoring program than attempting to collect individuals of the same size».

Dans ce contexte, on comprend l'intérêt de travaux cherchant des relations entre le niveau de contamination et des paramètres stables, liés par exemple aux caractéristiques morphométriques ou pondérales de la coquille (LOBEL et WRIGHT, 1982; FISCHER, 1983).

FISCHER (1983), par exemple, a montré qu'il existe une relation simple entre la charge en cadmium et le poids de la coquille chez *Mytilus edulis*. Il a en conséquence proposé de modifier — au moins pour le cadmium — le protocole du Programme «Mussel Watch» en s'appuyant sur le fait que les paramètres de cette relation seraient eux-mêmes liés à la teneur en cadmium du milieu. Il y a là certainement une piste intéressante pour envisager une normalisation plus sûre de l'expression des résultats, ce qui faciliterait les comparaisons dans l'espace et dans le temps. Cependant, il resterait à savoir si les relations trouvées par FISCHER (1983) ont une valeur générale, où ne correspondent qu'à des situations de pollution chronique ayant permis la saturation des compartiments accumulateurs, dont la capacité serait une fonction allométrique du poids de la coquille.

L'utilisation des Bivalves comme bioindicateurs paraît donc beaucoup plus délicate que ne le prévoyaient sans doute ses premiers promoteurs. Les problèmes qui viennent d'être soulevés à leur propos mériteraient sans aucun doute de l'être pour tout bioaccumulateur.

Il faut déjà décider de la meilleure façon d'échantillonner les populations. Ensuite, si les dosages ne portent que sur une partie du corps, un problème de choix se pose. DOI et FUKUYAMA (1983), par exemple, ont montré que les diverses plumes d'un oiseau n'ont pas les mêmes teneurs en mercure et autres métaux lourds : des comparaisons, pour avoir un sens, supposent qu'on utilise toujours la même catégorie de plume. Il peut être aussi nécessaire de distinguer les sexes : LATOUCHE et MIX (1982) en ont montré la nécessité chez *Mytilus edulis* dans le cas des métaux lourds, tout comme ZHULIDOV et EMETZ (1981) l'ont mis en évidence sur un tout autre matériel, des Coléoptères *Distictidae*. En outre, il peut exister une variabilité individuelle du pouvoir bioaccumulateur, ce qui accroît la dispersion des

résultats, comme l'ont par exemple constaté LOBEL *et al.* (1982) pour l'accumulation du zinc chez *Mytilus edulis* : ceci a une incidence sur la taille des échantillons à constituer pour obtenir des résultats statistiquement significatifs.

D'autres problèmes surgissent lorsque l'on veut comparer des bioaccumulateurs vivant dans des conditions de milieu différentes. On sait que la température influe sur les processus d'accumulation, comme l'ont montré par exemple BODOU ET RIBEYRE (1981) chez des Daphnies. Des organismes vivant dans des milieux tempérés et d'autres dans des milieux chauds n'auront pas les mêmes taux d'absorption, problèmes qu'ont abordé par exemple SOLBAKKEN *et al.* (1982, 1983) à propos de Bivalves marins subtropicaux.

De façon générale, il est vraisemblable que les divers polluants présents dans le milieu puissent interagir dans la dynamique de leur absorption (voir PHILLIPS, 1978, par exemple). BREITTMAYER et GUTIERREZ-GALINDO (1981) ont ainsi montré que la présence du zinc pouvait influencer l'accumulation du mercure par *Mytilus edulis*, mais que cette influence n'est pas la même selon la teneur du milieu en mercure. On peut concevoir que toute combinaison particulière de polluants joue de la sorte un rôle sur la bioaccumulation des uns et des autres.

Enfin, une contamination étant détectée de façon sûre il reste à en connaître l'origine. La nature peut ici réserver des surprises. Dans une étude de la distribution du mercure le long des côtes de Californie, à l'aide de Moules, FLEGAL *et al.* (1981) ont détecté deux sites «à forte contamination» éloignés de toute source humaine ou géologique de mercure, mais peuplée de grandes populations de Pinnipèdes et d'Oiseaux marins. Il est apparu que les Moules étaient vraisemblablement contaminées par les excréments des Pinnipèdes, où le mercure était relativement concentré, sans doute, par biomagnification le long des chaînes trophiques aboutissant à ces animaux, à partir de faibles concentrations initiales dans l'environnement : le fonctionnement des écosystèmes peut aussi créer des pollutions... naturelles.

CONCLUSIONS

Présentant l'utilisation des animaux aquatiques bioaccumulateurs dans un colloque sur les bioindicateurs, ENRST (1982) en a donné une vision plutôt optimiste. Au vu des problèmes que rencontre l'interprétation des données fournies par les Mollusques, en particulier *Mytilus edulis*, animaux qui ont été le support des projets les plus ambitieux (GOLDBERG *et al.*, 1978), il paraît en réalité difficile d'espérer passer d'ores et déjà à une routine efficace.

Trop de facteurs interfèrent dans le déterminisme de la dynamique de l'absorption, de la rétention et de la désorption des polluants pour qu'on puisse mettre facilement en évidence une relation claire entre le niveau de contamination des bioaccumulateurs et celui du milieu où ils vivent. Sauf exception, il semble illusoire de penser mesurer la pollution du milieu par le simple dosage des polluants dans les organismes vivants. On retrouve là les conclusions de BRAUWERS (1984) quant à l'utilisation des Algues bioaccumulatrices pour estimer le niveau de contamination en milieu marin.

Ce constat plutôt négatif ne doit pas apparaître comme une condamnation de la recherche sur les bioaccumulateurs, mais on doit s'interroger sur l'organisation même de cette recherche.

Tandis que le nombre de polluants ne cesse de croître, celui des espèces diminue ; il en reste cependant encore beaucoup, et on peut donc imaginer de rechercher la nouvelle et meilleure sentinelle de la pollution par le polluant X : le monde

vivant est encore pour quelque temps un immense réservoir d'occupations pour chercheurs. Cela, malheureusement déboucherait — débouche — sur une recherche à l'évidence hétéroclite.

En revanche, l'étude des processus même de la bioaccumulation paraît essentielle, et ce pour deux raisons. Dans une perspective écotoxicologique, tout d'abord, il est fondamental de comprendre ces mécanismes en les interprétant à la lumière de la physiologie des organismes et de son évolution au cours de leur développement. Dans une perspective de bioévaluation ensuite, on ne peut compter trouver des bioaccumulateurs efficaces et utiles que si ces mécanismes sont effectivement compris. Cela suppose que les efforts de recherche soient concentrés sur quelques espèces judicieusement choisies. Sans doute vaut-il mieux utiliser des espèces abondantes et à vaste répartition que des espèces rares et localisées, si l'on veut dresser commodément des bilans d'une certaine ampleur. Mais il faut surtout des espèces dont on connaisse aussi bien que possible la biologie et la physiologie. Cela restreint énormément le champ des possibilités.

Il reste que la pollution est aussi un facteur de sélection (BRADSHAW, 1976) : les mécanismes de la bioaccumulation peuvent sans doute changer, rapidement peut-être chez certaines espèces. On conçoit alors l'intérêt d'utiliser des bioaccumulateurs allochtones, génétiquement standardisés, obtenus en conditions totalement contrôlées, et que l'on place dans le milieu à étudier pour des durées d'exposition déterminées, de sorte que l'on puisse être informé sur les conditions actuelles de la pollution. La répétition périodique de ces procédures — analogue dans leur modalités aux biosais *in situ* — doit permettre une surveillance effective, venant utilement compléter l'emploi de bioaccumulateurs autochtones dont les informations pourraient être ainsi mieux interprétées. Cependant, les nécessaires manipulations et transferts des organismes peuvent être à l'origine de stress modifiant leur fonctionnement. La standardisation peut induire de nouveaux biais...

RÉFÉRENCES

- AHLF (W.) & WEBER (A.), 1981. — A simple monitoring technique to determine the heavy metal load of algae in aquatic ecosystems. *Environ. Technol. Lett.*, 2 (7), 317-322.
- AL-JEBOURI (M.M.) & TROLOPPE (D.R.), 1981. — The *Escherichia coli* content of *Mytilus edulis* from analysis of whole tissue or digestive tract. *Journal of applied Bacteriology*, 51, 135-142.
- ANDERSON (T.J.), BARRETT (G.W.), CLARK (C.S.), ELIA (V.J.) & MAJETI (V.A.), 1982. — Metal concentrations in tissues of meadow voles from sewage sludge-treated fields. *J. Environ. Qual.*, 11 (2), 272-277.
- ANDRE (B.) & LASCOMBE (C.), 1985. — *Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau : les bryophytes et les sédiments*. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 31, rue Jules Guesde, 69310 Pierre-Bénite, 63 p. + annexes.
- ARAFAT (N.) & GLOOSCHENKO (W.A.), 1982. — The use of bog vegetation as an indicator of atmospheric deposition of arsenic in northern Ontario. *Environ. Pollut.*, 4 (2), 85-90.
- AUGIER (H.), GILLES (G.) & RAMONDA (G.), 1980. — Première estimation de la pollution mercurielle du littoral méditerranéen français (Provence - Côte d'Azur) par l'étude du degré de contamination des sédiments et des organismes benthiques. *Progress in Water Technology*, 12 (1), 97-108.
- BARBARO (A.), FRANCESCO (A.) & POLO (B.), 1978. — *Balanus amphitrite* (Cirripeda : Thoracica), a potential indicator of fluoride, copper, lead, chromium and mercury in North Adriatic lagoons. *Mar. Biol.*, 46 (3), 247-257.

- BARBER (S.) & TREFRY (J.H.), 1981. — *Balanus eburneus* : a sensitive indicator of copper and zinc pollution in the coastal zone. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 27 (5), 654-659.
- BECKETT (P.J.), BOILEAU (L.J.), PADOVAN (D.) & RICHARDSON (D.H.S.), 1982. — Lichens and mosses as monitors of industrial activity associated with uranium mining in northern Ontario, Canada. II : distance dependant uranium and lead accumulation patterns. *Environ. Pollut.*, 4 (2), 91-107.
- BERG (W.), SJÖSTRAND (B.) & WESTERMARK (T.), 1966. — Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. *Oikos*, 17, 71-83.
- BEUMER (J.P.) & BACHER (G.J.), 1982. — Species of *Anguilla* as indicators of mercury in the coastal rivers and lakes of Victoria, Australia. *J. Fish Biology*, 21, 87-94.
- BHASKAR (S.U.), ANIL (A.C.) & WAGH A.B., 1983. — Iron accumulation in the sessile barnacle, *Balanus amaryllis* (Darwin). *Mar. Pollut. Bull.*, 14 (6), 236-237.
- BLOOM (H.) & AYLING (G.M.), 1977. — Heavy metals in the Derwent Estuary. *Environmental Geology*, 2 (1), 3-22.
- BOUDOU (A.) & RIBEYRE (F.), 1980. — Chaîne trophique expérimentale en milieu limnique : contamination directe d'un consommateur de troisième ordre (*Salmo gairdneri*) par le méthylmercure. Répartition tissulaire du métal et incidences des facteurs température et durée d'exposition. *Water, Air and Soil pollution*, 14, 339-347.
- BOUDOU (A.) & RIBEYRE (F.), 1981. — Comparative study of the trophic transfer of two mercury compounds — $HgCl_2$ and CH_3HgCl — between *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna*. Influence of temperature. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27, 624-629.
- BOYDEN (C.R.) & PHILLIPS (D.J.H.), 1981. — Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5 (1), 29-40.
- BRADSHAW (A.D.), 1976. — Pollution and evolution. In : MANSFIELD (T.A.) ed., *Experimental studies on the biological effects of environmental pollutants*. Soc. Exp. Biology, Seminar Series, Vol. 1, 135-159.
- BRAUWERS (C.), 1984. — Les algues et la pollution par les métaux lourds. *Rev. Quest. Sci.*, 155 (3), 301-323.
- BREITTMAYER (J.P.) & GUTIERREZ-GALINDO (E.A.), 1981. — Toxicité aiguë d'associations de mercure et de zinc vis-à-vis de la moule *Mytilus edulis* (L.). *Chemosphere*, 10 (7), 795-798.
- BRYAN (G.W.), LANGSTON (W.J.), HUMMERSTONE (L.G.), BURT (G.R.) & HO (Y.B.), 1983. — An assessment of the Gastropod, *Littorina littorea*, as an indicator of heavy-metal contamination in United Kingdom estuaries. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 63, 327-345.
- BURGMEISER (G.), BEDRANI (M.) & TARRADELLAS (J.), 1983. — Utilisation de la Lotte comme indicateur de la pollution des eaux continentales par des polluants organochlorés. *Eau du Québec*, 16 (2), 135-143.
- BURNS (K.A.) & SMITH (J.L.), 1981. — Biological monitoring of ambient water quality : the case for using Bivalves as sentinel organisms for monitoring petroleum pollution in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13, 433-443.
- BURNS (K.A.), VILLENEUVE (J.P.), ANDERLIN (V.C.) & FLOWER (S.W.), 1982. — Survey of tar, hydrocarbon and metal pollution in the coastal waters of Oman. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (7), 240-247.
- CHENEY (M.A.), HACKER (C.S.) & SCHRODER (G.D.), 1981. — Bioaccumulation of lead and cadmium in the Louisiana Heron (*Hydranassa tricolor*) and the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 5, 211-224.
- CHIGBO (F.E.), SMITH (R.W.) & SHORE (F.L.), 1982. — Uptake of arsenic, cadmium, lead and mercury from polluted waters by the Water Hyacinth *Eichornia crassipes*. *Environ. Pollut. Ser. A*, 27 (1), 31-36.
- CHIOU (C.T.), FREED (V.H.), SCHMEDDING (D.W.) & KOHNERT (R.L.), 1977. — Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.*, 11, 475-478.
- CLIFTON (R.J.), STEVENS (H.E.) & HAMILTON (E.I.), 1983. — Concentration and depuration of some radionuclides present in a chronically exposed population of mussels (*Mytilus edulis*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 11 (3), 245-256.
- COLBORN (T.), 1982. — Measurement of low levels of molybdenum in the environment by using aquatic insects. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29 (4), 422-428.
- COOPER (R.J.), LANGLOIS (D.) & OLLEY (J.), 1982. — Heavy metals in Tasmanian shell fish. 1. Monitoring heavy metal contamination in the Derwent Estuary : use of oysters and mussels. *Jat*, 2 (2), 99-109.
- CORTES (E.), CASSORLA (V.), MUÑOZ (L.), GRAS (N.) & KRISHNAN (S.S.), 1981. — Monitoring environmental pollution of arsenic and mercury through neutron activation analysis of human hair. *Radiochem. Radional. Lett.*, 50 (3), 177-184.
- COSSA (D.), BOURGET (E.) & PIUZE (J.), 1979. — Sexual maturation as source of variation in the relationship between cadmium concentration and body weight of *Mytilus edulis* L. *Mar. Pollut. Bull.*, 10, 174-176.
- COSSA (D.), BOURGET (E.), POULIOT (D.), PIUZE (J.) & CHANUT (J.P.), 1980. — Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 58, 7-14.
- COSSA (D.), PICARD-BERUBE (M.) & GOUYGOU (J.P.), 1983. — Polynuclear aromatic hydrocarbons in mussels from the Estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 41-47.
- CRUMP (D.R.) & BARLOW (P.J.), 1982. — Factors controlling the lead content of a pasture grass. *Env. Pollution*, B, 181-192.
- CULLINANE (J.P.) & WHELAN (P.M.), 1982. — Copper, cadmium and zinc in seaweeds from the South coast of Ireland. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (6), 205-208.
- CUNNINGHAM (P.A.), 1979. — The use of bivalve molluscs in heavy metal research. In : VERNBERG (W.B.), CALABRESE (A.), THURBURG (F.) & VERNBERG (F.J.) eds. *Marine pollution : functional responses*. Academic Press, New-York, 183-221.
- DAVIES (B.E.) & WHITE (H.M.), 1981. — Environmental pollution by wind blown lead mine waste. A case study in Wales, U.K. *Sci. Total Environ.*, 20 (1), 57-137.
- DAVIES (I.M.) & PIRIE (J.M.), 1980. — Evaluation of a «mussel watch» project for heavy metals in Scottish coastal waters. *Mar. Biol.*, 57, 87-93.
- DAVIS (R.D.) & CARLTON-SMITH (C.), 1980. — Crops as indicators of the significance of contamination of soils by heavy metals. *Water Research Centre Report TR 140*, juil. 80, 44 p.
- DERUELLE (S.), 1983. — *Ecologie des Lichens du Bassin parisien. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO₂, Pb) et relations avec les facteurs climatiques*. Thèse Doct. Etat, Université Paris VI, 360 p. et annexe, 202 p.
- DOI (R.) & FUKUYAMA (Y.), 1983. — Metal content in feathers of wild and zoo-kept birds from Hokkaido, 1976-78. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 1-8.
- DRESSING (S.A.), MAAS (R.P.) & WEISS (C.M.), 1982. — Effect of chemical speciation on the accumulation of cadmium by the Caddisfly, *Hydropsyche* sp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28 (2), 172-180.
- ELSOKKARY (J.H.), 1982. — Contamination of soils and plants by mercury as influenced by the proximity to industries in Alexandria, Egypt. *Sci. Total Environ.*, 23, 55-60.
- EL ZORGANI (G.A.), 1980. — Residues of organochlorine pesticides in fishes in Sudan. *Environ. Sc. Health*, part. B., 15 (6), 1091-1098.

- EMPAIN (A.), LAMBINON (J.), MOUVET (C.) & KIRCHMANN (R.), 1980. — Utilisation des Bryophytes aquatiques et subaquatiques comme indicateurs de la qualité des eaux courantes. In : PESSON (P.) ed. : *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 195-223.
- ERNST (W.), 1982. — Tiere als Monitororganismen für organische Schadstoffe. *Decheniana — Beihefte (Bonn)* 26, 55-66.
- FISCHER (H.), 1983. — Schell weight as an independant variable in relation to cadmium content of molluscs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 12, 59-75.
- FLEGAL (A.R.), STEPHENSON (M.), MARTIN (M.) & MARTIN (J.H.), 1981. — Elevated concentrations of mercury in mussels (*Mytilus californianus*) associated with Pinniped colonies. *Mar. Biol.*, 65 (1), 45-48.
- FRANCO (J.M.), REIRIZ (M.A.F.), MURADO (M.A.) & COLLAZO (R.), 1981. — Niveles de PCBs y composicion quimica del zooplancton del costa de Galicia (Campana Galicia IV; octubre 1977). *Invest. Pesq.*, 45 (1), 165-174.
- GARTY (J.) & FUCHS (C.), 1982. — Heavy metals in the Lichen *Ramalina duriaei* transplanted in biomonitoring stations. *Water Air Soil Pollut.*, 17 (2), 175-183.
- GARTY (J.), PERRY (A.S.) & MOZEL (J.), 1983. — Accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the transplanted Lichen *Ramalina duriaei* in air quality biomonitoring experiments. *Nord. J. Bot.*, 2 (6), 583-586.
- GOLDBERG (E.D.), 1975. — The mussel watch. — A first step in global marine monitoring. *Mar. Pollut. Bull.*, 6, 111.
- GOLDBERG (E.D.), BOWEN (V.T.), FARRINGTON (J.W.), HARVEY (G.), MARTIN (J.H.), PARKER (P.L.), RISEBROUGH (R.W.), ROBERTSON (W.), SCHNEIDER (E.) & GAMBLE (E.), 1978. — The mussel watch. *Environ. Conserv.*, 5, 101-125.
- GOLDBERG (E.D.), KOIDE (M.), HODGE (V.), FLEGAL (A.R.) & MARTIN (J.), 1983. — U.S. mussel watch : 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 14 (1), 69-93.
- GOLOVENKO (V.K.), SHCHEPINSKY (A.A.) & SHEVCHENKO (V.A.), 1981. — Accumulation of DDT and its metabolism in Black Sea mussels. *Izv. Akad. Nauk. SSSR. Ser. Biol.*, Sevastopol, 4, 453-550.
- GONZALES-CARRERO (M.I.), CARRERO (J.G.), CAPONT (F.L.) & GARCIA (F.M.), 1979. — Contenido de fluor en moluscos y peces de la Ria de Arosa (Galicia, Espana). La Lapa (*Patella vulgata*) como indicador biologico. *Rev. Agroquim. Tecnol. Aliment.*, 19 (3), 378-384.
- GOODMAN (G.T.), SMITH (S.), PARRY (G.D.R.) & INSKIP (M.J.), 1974. — The use of moss-bags as deposition gauges for air-borne metals. *Proc. Conf. Nat. Soc. Clean Air.*, 16 p.
- GREFFARD (Y.) & MEURY (J.), 1967. — Note sur la pollution en rade de Toulon par les hydrocarbures cancérigènes. *Cah. oceanogr. Bull. Inform.*, 19, 457-468.
- GRODZINSKA (K.), 1984. — Bioindication of environmental deterioration. In : GRODZINSKI (W.), WEINER (J.) & MAYCOCK (P.F.) eds : *Forest ecosystems in industrial regions*, Springer-Verlag, Berlin, 27-34.
- GUARY (J.C.), 1980. — *Recherches sur les transferts et la fixation du plutonium, de l'americium et du neptunium dans le milieu marin*. Thèse Doct. Etat, Université d'Aix-Marseille.
- HAMANAKA (T.) & TSUJITA (T.), 1981. — Cadmium and zinc concentrations in zooplankton in the subarctic region of the North Pacific. *J. Oceanogr. Soc. Jap.*, 37 (4), 160-172.
- HARBOTTLE (G.), MILLER (R.) & SAYRE (E.V.), 1982. — Pine needles as sensors of atmospheric pollution. *Environ. Monit. Assess.*, 2 (3), 273-286.
- HARTLEY (D.M.) & JOHNSTON (J.B.), 1983. — Use of the freshwater clam *Corbicula manilensis* as a monitor for organochlorine pesticides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 33-40.
- HAX NIENCHESKI (L.P.), 1982. — *Utilisation de Mytilus galloprovincialis comme indicateur de pollution du littoral méditerranéen français par les composés organochlorés et les métaux lourds*. Thèse 3ème Cycle, Université Aix-Marseille. 2.
- HOLLWARTH (M.), 1982. — Oeberwachung Staedtischer Schwermetallimmissionen mit Hilfe eines Bioindikators. *Staub*, 47 (10), 373-377.
- HORNUNG (H.), RAVIV (D.) & KRUNGALZ (B.S.), 1981. — The occurrence of mercury in marine Algae and some Gastropod Molluscs of the Mediterranean Shoreline of Israel. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (11), 387-390.
- HURRLE (H.), 1981. — Schwzermetalle in Nadelbaeumen auf Alten Bergbauhalden im Suedschwarzwald. *Allg. Forst. Jagdzeitung*, 152 (12), 234-238.
- HUTCHINSON (T.C.), HELLEBUST (J.A.), TAM (D.), MACKAY (R.A.), MASCARENHAS (R.A.) & SHIU (W.Y.), 1980. — The correlation of the toxicity to algae of hydrocarbons and halogenated hydrocarbons with their physical-chemical properties. In : AFGHAN (B.K.) & MACKAY (D.), eds : *Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in the aquatic environment*. Plenum Press, New York, 577-586.
- HUTTON (M.), 1982. — The role of wildlife species in the assessment of biological impact from chronic exposure to persistent chemicals. *Ecotoxicology and Env. Safety*, 6 (5), 471-478.
- IMPELLIZZERI (G.), TRINGALI (C.), CHILLEMI (R.) & PIATELLI (M.), 1982. — Observations on the levels of DDTs and PCBs in the central Mediterranean. *Science of the Total Environment*, 25 (2), 169-179.
- JENSEN (K.), RANDLOV (A.) & RIISGARD (H.U.), 1981. — Heavy metal pollution from a point source demonstrated by means of mussels, *Mytilus edulis*. *Chemosphere*, 10 (7), 761-765.
- JOHNSON (G.D.), MCINTOSH (A.W.) & ATCHISON (G.J.), 1978. — The use of periphyton as a monitor of trace metals in two contaminated Indiana lakes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 19 (6), 733-740.
- KANAZAWA (J.), 1981. — Measurement of the bioconcentration factors of pesticides by freshwater fish and their correlation with physicochemical properties or acute toxicities. *Pestic. Sci.*, 12, 417-424.
- KANAZAWA (J.), 1982. — Relationship between the molecular weights of pesticides and their bioconcentration factors by fish. *Experientia*, 38, 1045-1046.
- KENDALL (R.J.), 1982. — Wildlife toxicology. *Env. Science and Technology*, 16 (8), 448-453.
- KLUMPP (D.W.) & BURDON-JONES (C.), 1982. — Investigations of the potential of Bivalve Molluscs as indicators of heavy metal levels in tropical marine waters. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33 (2), 285-300.
- KNAP (A.H.), SOLBAKKEN (J.E.), DODGE (R.E.), STEETER (T.D.), WYERS (S.J.) & PALMÖRK (H.), 1982. — Accumulation and elimination of (9-14C) phenanthrene in the reef-building coral (*Diploria strigosa*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28 (3), 281-284.
- KNUTZEN (J.) & SORTLAND (B.), 1982. — Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some Algae and Invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. *Water Res.*, 16 (4), 421-428.
- KOMATSU (K.), HIGUCHI (M.) & SAKKA (M.), 1981. — Accumulation of tritium in aquatic organisms through a food chain with three trophic levels. *J. Radiat. Res.*, 22, 226-241.
- KONTRISOVA (O.) & KALETA (M.), 1981. — Assessment of atmospheric pollution of Bratislava and its surroundings with the aid of some monotypic plants. *Biologia (Bratislava)*, 36, 539-548 (en Tchecosl.).
- KRIEGER (R.I.), GEE (S.J.) & LIM (L.O.), 1981. — Marine Bivalves, particularly mussels, *Mytilus* sp., for assessment of environmental quality. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 5 (1), 72-86.

- KUMAGAI (H.) & SAEKI (K.), 1982. — Heavy metal contents of short-neck clams *Tapes japonica* and the nearby mud. *Bull. Japanese Society of Scientific Fisheries*, 48 (6), 837-841.
- KUUSI (T.), LAAKSOVIRTA (K.), LIUKKONEN-LILJA (H.), LODENIUS (M.) & PIEPPONEN (S.), 1981. — Lead, Cadmium and Mercury contents of fungi in the Helsinki area and in unpolluted control areas. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.*, 173, 261-267.
- LATOUCHE (Y.D.) & MIX (M.C.), 1982. — The effects of depuration, size and sex on trace metal levels in Bay mussels. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (1), 27-29.
- LEDERMAN (T.C.) & RHEE (G.Y.), 1982. — Bioconcentration of a hexachlorobiphenyl in Great Lake planktonic algae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39, 380-387.
- LEGG (A.H.) & BOGNER (J.C.), 1983. — Ecological monitoring of sulphur in forests in western Canada. *Aquilo Ser. Bot.*, 19, 119-139.
- LEONZIO (C.), BACCI (E.), FOCARDI (S.) & RENZONI (A.), 1981. — Heavy metals in organisms from the northern tyrrhenian sea. *Science of the Total Environment*, 20 (2), 131-146.
- LEWIS (A.G.) & CAVE (W.R.), 1982. — The biological importance of copper in oceans and estuaries. *Oceanography and Marine Biology*, 20, 471-695.
- LINDBERG (P.), ODSJÖ & WIKMAN (M.), 1983. — Mercury in feathers of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Finland. *Ornis Fennica*, 60, 28-30.
- LOBEL (P.B.), MOGIE (P.), WRIGHT (D.A.) & WU (B.L.), 1982. — Metal accumulation in four Molluscs. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (5), 170-174.
- LOBEL (P.B.) & WRIGHT (D.A.), 1982. — Total body zinc concentrations and allometric growth ratios in *Mytilus edulis* collected from different shore level. *Mar. Biol.*, 66 (3), 231-236.
- LODENIUS (M.), 1980. — Aquatic plants and littoral sediments as indicators of mercury pollution in some areas in Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 17, 336-340.
- LODENIUS (M.) & HERRANEN (M.), 1981. — Influence of a chlor-alkali plant on the mercury content of fungi. *Chemosphere*, 10 (3), 313-318.
- LODENIUS (M.) & KUMPULAINEN (J.), 1983. — Cd, Fe and Zn content of the epiphytic Lichen *Hypogymnia physodes* in a Finnish suburb. *The Science of the Total Environment*, 32, 81-85.
- LODENIUS (M.) & LAAKSOVIRTA (K.), 1979. — Mercury content of *Hypogymnia physodes* and pine needles affected by a chlor-alkali works at Kuusankoski, SE Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 16, 7-10.
- LODENIUS (M.) & TULISALO (E.), 1984. — Environmental mercury contamination around a chlor-alkali plant. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 32, 439-444.
- LOSIFIDOU (H.G.), KILIKIDIS (D.) & KAMARIANOS (A.P.), 1982. — Analysis for polycyclic aromatic hydrocarbons in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Thermaikos Gulf, Greece. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 28 (5), 535-541.
- LÖTSCHERT (W.) & WANDTNER (R.), 1982. — Schwermetallakkumulation im Sphagnetum magelanici aus Hochmooren der Bundesrepublik Deutschland. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.*, 95, 341-351.
- LUOMA (S.N.), BRYAN (G.W.) & LANGSTON (W.J.), 1982. — Scavenging of heavy metals from particulates by brown seaweed. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (11), 394-396.
- LYTLE (T.F.) & LYTLE (J.S.), 1982. — Heavy metals in oysters and clams of St. Louis Bay, Mississippi. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 29, 50-57.
- MACAJ (M.), 1971. — Arsenic in the hair of a non-occupationally exposed population. *Atmospheric Environment*, 5 (4), 275-279.
- MAJORI (L.), NEDOCLAN (G.), MODONUTTI (G.B.) *et al.*, 1978. — Methodological researches on the phenomenon of metal accumulation in the *Mytilus galloprovincialis* and on the possibility of using biological indicators as test-organisms of marine metal pollution. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 49 (3), 81-87.
- MÄKINEN (A.), 1977. — Moss — and peat-bags in air pollution monitoring. *Suo*, 28, 79-88.
- MÄKINEN (A.) & LODENIUS (M.), 1984. — Urban levels of cadmium and mercury in Helsinki determined from moss-bags and feathers mosses. *Ympäristö ja Terveys*, 15, 306-317 (en finlandais).
- MALLET (L.), 1961. — Recherches des hydrocarbures polybenzéniques du type benzo - 3, 4 - pyrène dans la faune de milieux marins (Manche, Atlantique et Méditerranée). *C.R. Acad. Sci. (Paris)*, 253, 168-170.
- MANKOVSKA (B.), 1981. — Contamination of Beech and Oak by Mg, S, F, Pb, Cd and Zn near magnesite works. *Biologia (Bratislava)*, 36 (7), 489-496.
- MARCHAND (M.) & CABANE (F.), 1980. — Hydrocarbures dans les Moules et les Huitres. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 59, 3-30.
- MARSHAM (O.D.), HALFORD (D.K.), AUTENRIETH (R.E.) & DICKSON (R.L.), 1982. — Radionuclides in Pronghorn resulting from nuclear fuel reprocessing and worldwide fallout. *Journal of Wildlife Management*, 46 (1), 30-42.
- MASLOVA (O.V.), 1981. — Estimation comparative des teneurs en collagène dans la colonne vertébrale de poissons du Dniepr et du Delta Kiliya du Danube. *Hidrobiol. Z.*, 17 (5), 106-109 (en russe).
- MELHUUS (A.), SEIP (K.L.) & SEIP (H.M.), 1978. — A preliminary study of the use of benthic algae as biological indicators of heavy metal pollution in Soerfjorden, Norway. *Environmental Pollution*, 15 (2), 101-107.
- METCALF (R.L.), 1975. — The biological fate and transformation of pollutants in the air and water environments. In : SUFFET (I.H.), ed. : *Fate of Pollutants in the Air and Water Environments*. Wiley, New York, 195-221.
- MIX (M.C.) & SCHAFFER (R.L.), 1983. — Concentrations of unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons in softshell clams from Coos Bay, Oregon, USA. *Mar. Pollut. Bull.*, 14 (3), 94-97.
- MOILANEN (R.), PYYSALO (H.), WICKSTROM (K.) & LINKO (R.), 1982. — Time trends of chlordane, DDT, and PCB concentrations in pike (*Esox lucius*) and Baltic herring (*Clupea harengus*) in the Turku archipelago, northern Baltic Sea, for the period 1971-1982. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29 (3), 334-340.
- MONNIOT (F.), 1985. — Le rôle des Ascidiées comme indicateurs biologiques. In : Actes du Colloque «Indices biotiques», Paris, 15-17 novembre 1983. Ministère de l'Environnement, 111-118.
- MOUVET (C.), 1986. — Mousses aquatiques et métaux lourds. Exploitation des résultats du Bassin Rhin-Meuse. Agence de l'eau Rhin-Meuse, 57160 Moulin-lès-Metz, 19 p.
- MOUZAT (L.), 1980. — *Lymnaea limosa* (L.) : biodétection des micropolluants minéraux (Cu et Fe) et paramètres de leur économie à travers certains réseaux trophiques. *Ann. Stn. Biol. Bessene-Chandesse*, 14, 1-210.
- NASCI (C.) & FOSSATO (V.U.), 1982. — Studies on physiology of mussels and their ability in accumulating hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons. *Environ. Technol. Lett.*, 3 (6), 273-280.
- NASH (T.H.) & SOMMERFELD (M.R.), 1981. — Elemental concentrations in Lichens in the area of the Four Corners Power Plant, New Mexico. *Environ. Exp. Bot.*, 21 (2), 153-162.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES REPORT, 1980. — *The international mussel watch*. Office of Publications, National Academy of Sciences, Washington, 248 p.
- NICKLESS (G.), STENNER (R.) & TERRILLE (N.), 1972. — Distribution of cadmium lead and zinc in the Bristol Channel. *Mar. Poll. Bull.*, 3, 188-190.

- NIIMI (A.J.) & CHO (C.Y.), 1983. — Laboratory and field analysis of pentachlorophenol (PCB) accumulation by salmonids. *Water Res.* 17 (12), 1791-1795.
- NYGAERD (S.) & HARJU (L.), 1983. — A study of the short range pollution around a power plant using heavy fuel oil by analysing vanadium in lichens. *Lichenologist*, 15 (1), 89-94.
- NYOMARKAY (K.M.), LORAND (F.) & JANOS (S.), 1982. — Detection of sulphur dioxide in the air using scotch pine needles. *Environ. Monit. Assess.*, 2 (4), 435-443.
- OHI (G.), SEKI (H.), MINOWA (K.), OHSAWA (M.), MIZOGUCHI (I.) & SUGIMORI (F.), 1981. — Lead pollution in Tokyo. The pigeon reflects its amelioration. *Environ. Res. (New-York)*, 26 (1), 125-129.
- ONIANWA (P.C.) & EGUMYOMI (A.), 1983. — Trace metal levels in some nigerian mosses used as indicators of atmospheric pollution. *Environ. Pollut.*, 5 (1), 71-81.
- PAASIVIRTA (J.), SARKKA (J.), PELLINEN (J.) & HUMPPI (T.), 1981. — Biocides in eggs of aquatic birds. Completion of a food chain enrichment study for DDT, PCB and Hg. *Chemosphere*, 10 (7), 787-794.
- PAKARINEN (P.), 1981. — Metal content of ombrotrophic *Sphagnum* mosses in NW Europe. *Ann. Bot. Fenn.*, 18 (4), 281-292.
- PERDRIAU (J.), 1964. — Pollution marine par les hydrocarbures cancérigènes type benzo - 3,4 - pyrène : incidences biologiques. *Cah. Océanogr.*, 16, 205-229.
- PHILLIPS (D.J.H.), 1978. — Use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environment. A review. *Environ. Pollut.*, 16 (3), 167-229.
- PHILLIPS (D.J.H.) & YIM (W.W.-S.), 1981. — A comparative evaluation of oysters, mussels and sediments as indicators of trace metals in Hong Kong waters. *Mar. Ecol.* 6 (3), 285-293.
- PICARD-BERUBE (M.) & COSSA (D.), 1983. — Teneurs en Benzo 3,4 Pyrène chez *Mytilus edulis* L. de l'Estuaire et du Golfe du Saint-Laurent. *Marine Environmental Research*, 10, 63-71.
- PINOWSKA (B.), KRASNICKI (K.) & PINOWSKI (J.), 1981. — Estimation of the degree of contamination of granivorous birds with heavy metals in agricultural and industrial landscape. *Ecol. Pol.*, 29 (1), 137-149.
- POPHAM (J.D.) & D'AURIA (J.M.), 1982. — A new sentinel organism for vanadium and titanium. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (1), 25-27.
- POSTHUMUS (A.), 1983. — General philosophy for the use of plants as indicators and accumulators of air pollutants and as bio-monitors of their effects. In: *Proc. of the VIth World Congress on Air Quality*, Paris, 16-20 May 1983, vol. 2, 555-561.
- PRUETT-JONES (S.G.), WHITE (C.M.) & EMISON (W.B.), 1981. — Eggshell thinning and organochlorine residues in eggs and prey of peregrine falcons from Victoria, Australia. *Emu*, 80, 281-287.
- RENBORG (L.), MARELL (E.), SUNDSTROEM (G.) & ADOFSSON-ERICI (M.), 1983. — Levels of chlorophenols in natural waters and fish after an accidental discharge of wood-impregnating solution. *Ambio*, 12 (2), 121-123.
- RIBEYRE (F.), BOUDOU (A.) & DELARCHE (A.), 1981. — Contamination d'une chaîne trophique expérimentale par le méthylmercure : importance du système «producteur-consommateur primaire». *Environm. Pollut. (Séries A)*, 24, 193-206.
- RICHARDSON (B.J.) & WAID (J.S.), 1983. — Polychlorinated biphenyls (PCBs) in Shellfish from Australian coastal waters. *Ecol. Bull. (Stockholm)*, 35, 511-517.
- RITZ (D.A.), SWAIN (R.) & ELLIOTT (N.G.), 1982. — Use of the mussel *Mytilus edulis planulatus* (Lamarck) in monitoring heavy metal levels in seawater. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33 (3), 491-506.
- ROSAS (I.), BAEZ (A.) & BELMONT (R.), 1983. — Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metal pollution in some lagoons of the gulf of Mexico. *Water, Air and Soil Pollution*, 20, 127-135.
- RUBINSTEIN (N.I.), LORES (E.) & GREGORY (N.R.), 1983. — Accumulation of PCBs, mercury and cadmium by *Nereis virens*, *Mercenaria mercenaria* and *Palaemonetes pugio* from contaminated harbor sediments. *Aquat. Toxicol.*, 3 (3), 249-260.
- SCHULZ-BALDES (M.), 1973. — Die Miesmuschel *Mytilus edulis* als Indikator für die Bleikonzentration im Weserastauer und in der Deutschen Bucht. *Mar. Biol.*, 21, 98-102.
- SCOTT (G.I.) & LAWRENCE (D.R.), 1982. — The American Oyster as a coastal zone pollution monitor: a pilot study. *Estuaries*, 5 (1), 40-46.
- SEELIGER (U.) & CORDAZZO (C.), 1982. — Field and experimental evaluation of *Enteromorpha* sp. as qualitative monitoring organism for copper and mercury in estuaries. *Environ. Pollut. Ser.* 29 (3), 107-206.
- SHIMIZU (M.), NOGUCHI (K.), JINNOUCHI (K.), FUJII (T.) & SAIRENJI (E.), 1982. — Studies on the correlation between hair and tissue concentration of mercury in Mice. *Eisei Kagaku*, 28 (2), 78-82 (en jap.).
- SOLBAKKEN (J.E.), JEFFREY (F.M.H.), KNAP (A.H.) & PALMORK (K.H.), 1982. — Accumulation and elimination of (9-14C) Phenanthrene in the Calico Clam (*Macrocallista maculata*). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 28, 530-534.
- SOLBAKKEN (J.E.), KNAP (A.H.), SEARLE (C.E.) & PALMORK (K.H.), 1983. — Uptake and elimination of (9-14C) Phenanthrene in the Turkey Wing Mussel (*Arca zebra*). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 30, 420-423.
- STEGEMAN (J.J.) & TEAL (J.M.), 1973. — Accumulation, release and retention of petroleum hydrocarbons by the oyster, *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.*, 22, 37-44.
- STRONG (C.R.) & LUOMA (S.N.), 1981. — Variations in the correlation of body size with concentrations of Cu and Ag in the bivalve *Macoma balthica*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38 (9), 1059-1064.
- SUCKCHAOREN (S.), 1979. — *Ceratophyllum demersum* as an indicator of mercury contamination in Thailand and Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 16, 173-175.
- SUCKCHAOREN (S.), 1980. — Mercury contamination of terrestrial vegetation near a caustic soda factory in Thailand. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 24, 463-466.
- TATARUCH (F.) & ONDERSCHEKA (K.I.), 1982. — Heavy metal residues in Wildlife-Indicators for environmental pollution. *Wien. tierärztl. Mschr.*, 69 (10), 280-282.
- TAYLOR (F.G.), BEAUCHAMP (J.J.) & PARR (P.D.), 1982. — Use of pine foliage as an indicator of fluoride accumulation from UF6 technologies. *Fluoride*, 15 (1), 14-20.
- VIARENGO (A.), PERTICA (M.), NANCINELLI (G.), PALERMO (S.), ZANICCHI (G.) & ORUNESCU (M.), 1982. — Evaluation of general and specific stress indices in mussels collected from populations subjected to different levels of heavy metal pollution. *Marine Env. Research.*, 1982, 235-243.
- VYNCKE (W.), VANDERSTAPPEN (R.), DE CLERCK (R.), MOERMANS (R.) & VAN HOEYWEGHEN (P.), 1981. — L'évolution de la teneur en métaux lourds dans la Plie, le Merlan, le Sprat et les Crevettes pêchées dans les eaux côtières belges. *Rev. Agric.*, 34 (5), 1351-1365.
- WARDA (Z.), CHOJNACKI (A.) & PASTERNAKI (J.), 1980. — The content of Zn, Pb and S in soil and plants in lysimetric experiments as indicators of atmosphere pollution in zinc metallurgy region. In: SPALENY (J.) ed.: *Proceedings of the IIIrd International Conference «Bioindicators Deteriorationis Regionis»*, 12-16th sept., 1977, Liblice. Academia, Prague. 403-410.
- WATLING (H.R.) & WATLING (R.J.), 1982. — Metal concentrations in oysters from the southern african coast. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 28 (5), 460-466.
- WAY (C.A.) & SCHRODER (G.D.), 1982. — Accumulation of lead and cadmium in wild populations of the commensal rat, *Rattus norvegicus*. *Arch. Env. Contam. Tox.*, 11 (4), 407-417.

- WELLS (J.R.), KAUFMAN (P.B.), JONES (J.D.), ESTABROOK (G.F.) & GHOSHEH (N.S.), 1982. — Contents of some heavy metals in plants from Saginaw Bay (Lake Huron) and some small lakes in wilderness areas of Michigan's upper peninsula as analysed by neutron activation analysis. *J. Radionucl. Chem.*, 71 (1-2): 97-113.
- WITKOWSKI (S.A.), AULT (S.R.), FIELD (R.W.), 1982. — Lead concentrations in White-tailed Deer mandibles and teeth. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28 (5): 561-565.
- WOLVERTON (B.C.) & McDONALD (R.C.), 1978. — Bioaccumulation and detection of trace levels of cadmium in aquatic systems by *Eichornia crassipes*. *Environmental Health Perspectives*, 27: 161-164.
- WOOLSTON (M.E.), BRECK (W.G.) & VANLOON (G.W.), 1982. — A sampling study of the brown seaweed, *Ascophyllum nodosum*, as a marine monitor for trace metals. *Water Res.*, 16 (5): 687-691.
- WOOTTON (M.) & LYE (A.K.), 1982. — Metal levels in the mussel *Mytilus edulis* collected from estuaries in south-eastern Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33 (2): 363-367.
- YOUNG (G.J.) & BELVINS (R.D.), 1981. — Heavy metal concentrations in the Holston river basin (Tennessee). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 10 (5): 541-560.
- ZAROOGIAN (G.E.) & HOFFMAN (G.L.), 1982. — Arsenic uptake and loss in the American Oyster, *Crassostrea virginica*. *Env. Monitoring and Assessment*, 1 (4): 345-358.
- ZAROOGIAN (G.E.) & JOHNSON (M.), 1983. — Chromium uptake and loss in the bivalves *Crassostrea virginica* and *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 12: 167-173.
- ZAUKE (G.P.), 1982. — Monitoring aquatic pollution using Gammaridae (Amphipoda: Crustacea) with emphasis on cadmium. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 29 (2): 289-298.
- ZHULIDOV (A.V.) & EMETZ (V.M.), 1981. — On the aquatic beetles' sexual differences in heavy metal accumulation. *Zh. Obschch. Biol.*, 42 (4): 583-585 (en russe).
-