

Etude de l'action conjuguée du Cadmium et du Benzo(a)Pyrène sur le foie de l'Anguille Européenne

S. LEMAIRE*, P. LEMAIRE** et A. MATHIEU**

*Laboratoire de Biologie Marine, Université de Perpignan, 66025 Perpignan Cédex (France)

**Laboratoire de Biotransformation et Cancérogénèse, Faculté de Médecine, 06034 Nice Cédex (France)

Malgré leur présence simultanée dans les zones polluées, l'action conjuguée des métaux lourds et des hydrocarbures sur les organismes aquatiques n'a été que rarement étudiée (FAIR, 1986). La plupart des études de contaminations multiples associent préférentiellement des polluants de même nature (métaux, hydrocarbures, pesticides...) ayant souvent des voies de pénétration ou des effets similaires. Il nous a donc paru intéressant d'étudier l'action conjuguée de deux polluants de nature totalement différente; d'une part, un métal hydrosoluble à pénétration transbranchiale, le cadmium dissous, et d'autre part, un hydrocarbure hydrophobe type, le benzo(a)pyrène (BaP), chez une espèce euryhaline, l'anguille européenne *Anguilla anguilla*. Nous nous sommes donc plus spécialement attachés à déterminer l'effet du cadmium sur le système de détoxication du BaP, au niveau du foie qui est le site d'une importante bioaccumulation du cadmium mais aussi d'une grande part de l'activité de détoxication des hydrocarbures par le système monooxygénase (MFO). En effet, dans l'optique d'une application directe à la surveillance biologique des milieux naturels, il est important de connaître les effets synergiques ou antagonistes de certains polluants, particulièrement au niveau des systèmes de détoxication souvent recommandés en tant qu'indicateurs biologiques.

MATERIEL ET METHODES :

Les anguilles, en provenance de l'étang de Bages-Sigean (Golfe du Lion), ont été acclimatées pendant trois semaines dans des bacs de 200 litres, en eau de mer artificielle (35‰, 18°C, photopériode de 12 heures).

La contamination expérimentale s'est déroulée dans des bacs de 25 l d'eau de mer artificielle, aérée, non recyclée mais renouvelée toutes les 48 heures. Les poissons ont été séparés en deux lots de 20 individus : un lot témoin et un lot contaminé par du nitrate de cadmium dissous dans l'eau à raison de 5 µg·l⁻¹. Après 24 jours d'expérience, chaque lot a été scindé en deux sous-lots, l'un témoin, l'autre recevant une injection intrapéritonéale de BaP, à raison de 20 mg/kg. Tous les poissons ont été sacrifiés et autopsiés 24 heures plus tard.

Les quatre lots suivants ont donc été étudiés :

Lot	A	B	C	D
BaP	-	-	+	+
Cd	-	+	-	+

(durées de contamination : cadmium : 35 jours ; BaP : 24 heures)

La quantité de cytochrome P-450 hépatique a été mesurée et différentes activités enzymatiques associées ont été analysées :

- trois activités de phase I : l'éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD), le benzo(a)pyrène monooxygénase (BaPMO) et la NADPH cytochrome c réductase (Cyt. Red.) ;
- une activité de phase II : la glutathion-S-transférase (GST).

RESULTATS

1) Induction des MFO par le BaP (lots A et C) : Parmi les activités de phase I, seules la BaPMO et l'EROD ont été induites respectivement d'un facteur 35 et 15. La quantité de cytochrome P-450 et l'activité Cyt Red ne sont pas modifiées après l'intoxication des poissons par le BaP. Au niveau de la phase II, il n'y a pas d'induction de la GST.

2) Effet du Cadmium sur les activités MFO de base (non induites) (lots A et B) : Les activités de base des phases I et II ne sont pas modifiées. Il faut cependant noter que la quantité de cytochrome P-450 et l'activité BaPMO montrent une légère augmentation (non significative) après contamination par le cadmium.

3) Effet du cadmium sur l'induction des MFO par le BaP (lots C et D) : Les augmentations de la quantité de cytochrome P-450 et des activités BaPMO et EROD ne sont pas significativement différentes entre les poissons cadmiés (lot D) et les poissons non cadmiés (lot C). L'activité Cyt Red, qui n'est pas induite, ne présente aucune variation. La GST, activité de phase II, ne semble pas modifiée par la contamination par le cadmium.

DISCUSSION ET CONCLUSION

L'existence d'un système MFO hépatique inducible par les hydrocarbures a été mis en évidence chez l'anguille américaine *Anguilla rostrata* (NAVA et ENGELHARDT, 1982). Il apparaît ici qu'un tel système existe également chez l'anguille européenne *Anguilla anguilla*. En particulier, les activités BaPMO et EROD répondent très fortement à l'induction par le BaP (inductions respectives de 35 et 15 fois) comparativement aux inductions observées chez d'autres poissons (LINDSTROM-SEPPA, 1988).

En ce qui concerne l'effet du cadmium, il est difficile de conclure : en effet, si certaines activités de phase I (EROD, BaPMO) et la quantité de cytochrome P-450 montrent une tendance à une augmentation, ces variations ne sont pas statistiquement significatives. Il faut toutefois noter que les activités de phase I induites par le BaP ne sont pas significativement différentes au risque d'erreur de 5%, mais elles le deviennent à partir de 10%. Le même type de résultat (augmentation non significative de l'activité BaPMO avec le cadmium) a été obtenu chez *Centropomus striata* après contamination au BaP et/ou au cadmium par voie trophique (FAIR et FORTNER, 1987).

NAVA, M.E. and ENGELHARDT, F.R. (1982). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 11; 141-145.

FAIR, P.H. (1986). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 15; 257-263.

FAIR, P.H. and FORTNER, A.R. (1987). Environ. Res., 42; 185-195.

LINDSTROM-SEPPA, P. (1988). Ecotoxicol. Environ. Safety, 15 (2); 162-171.

Accumulation de contaminants et activité de biotransformation chez la Moule. Evolution au cours d'un épisode météorologique (coup de vent)

J.-F. NARBONNE*, D. RIBERA*, M. LAFAURIE** et A. ROMANA***

*Laboratoire de Toxicologie Alimentaire, Université de Bordeaux I, 33405 Talence Cédex (France)

**Laboratoire de Biotransformation et Cancérogénèse, Faculté de Médecine, 06034 Nice Cédex (France)

***IFREMER Toulon, B.P. 330, 83507 La Seyne-sur-Mer (France)

Les moules, organismes sédentaires possédant une large répartition géographique, servent d'organismes test dans de nombreux programmes internationaux (Earth Watch, Mussel Watch) visant à évaluer la contamination chimique dans le milieu marin, soit par mesure directe des composés bioaccumulés (GOLDBERG et al., 1975; PORTE et al., 1990), soit par mesure des activités des enzymes de biotransformation (SUTEAU et al., 1988; RIBERA et al., 1989).

La plupart des études de surveillance sont basées sur la comparaison des données obtenues entre différentes stations ou sur l'évolution des paramètres mesurés à des intervalles réguliers (annuels ou bi-annuels) dans le même site.

Afin d'évaluer l'influence d'un épisode météorologique sur la contamination et sur une activité enzymatique de biotransformation chez *Mytilus galloprovincialis*, nous avons suivi l'évolution de ces paramètres sur une courte période (8 jours) durant un coup de vent en Baie du Lazaret (Toulon, France).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été dosés dans le sédiment et dans les moules avant la tempête. Pendant le coup de vent, HAP, métaux et polychlorobiphényles (PCB) sont mesurés dans l'eau et dans les moules. Les activités benzo(a)pyrène monooxygénases B(a)PMO sont mesurées sur les microsomés des échantillons (composés de deux moules : un mâle et une femelle). L'ensemble des méthodes utilisées et des résultats obtenus sont détaillés dans le rapport IFREMER (1990) et dans le mémoire de D. RIBERA (1990).

Les mesures de turbidité montrent qu'il y a, lors d'un vent fort (4 à 8 beauforts), remise en suspension du sédiment de la baie.

D'après l'étude microgranulométrique, la mise en suspension des particules sédimentaires présente des cinétiques qui diffèrent en fonction de la taille de ces particules.

Avant le coup de vent, les HAP présents dans les moules et le sédiment ont des profils chromatographiques identiques. Pendant la perturbation, les empreintes des HAP dans l'eau et dans les moules sont identiques mais elles diffèrent de celles observées dans les conditions calmes. Ceci peut-être dû soit à une absorption différentielle selon la taille des particules sédimentaires (provenant de la baie et remises en suspension de façon séquentielle), soit à un apport d'un autre site par les courants induits par le vent.

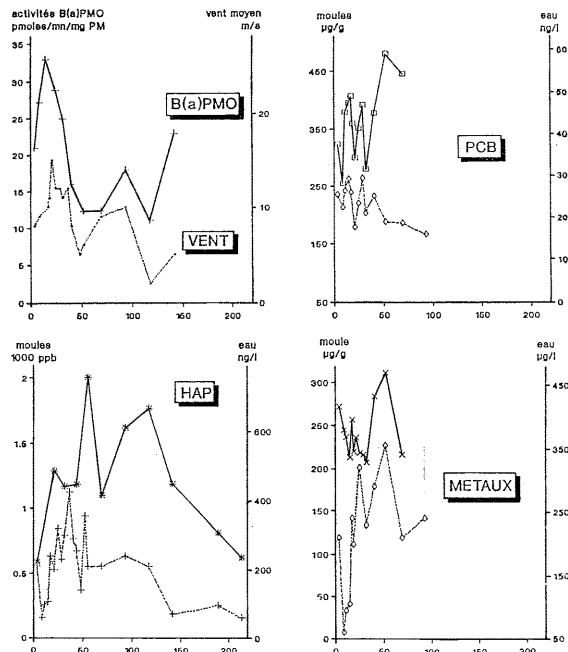
Les activités B(a)PMO fluctuent au cours de l'expérience. Leur évolution se décompose en trois phases : (1) jusqu'à 25 heures, en relation avec les maxima d'HAP et de PCB dans les moules, nous observons une augmentation importante ; (2) de 52 à 120 heures, nous mesurons de très faibles niveaux d'activité alors que les teneurs en contaminants sont élevées ; (3) après 120 heures, nous notons une restauration des activités contemporaines d'une diminution rapide des métaux et dans une moindre mesure des HAP.

Ces résultats montrent : (i) une induction des activités pendant la phase d'exposition aux contaminants ; (ii) un faible niveau d'activité pendant la phase d'accumulation pouvant traduire l'inactivité biologique des composés bioaccumulés ou un effet inhibiteur des métaux et (iii) une augmentation des activités correspondant à l'excrétion des contaminants.

Les phénomènes de bioaccumulation entraînent une forte contamination des moules trois jours après le coup de vent, le retour aux conditions initiales n'étant obtenu qu'après six jours.

L'ensemble de ces résultats montre l'importance de la fraction particulaire dans l'exposition des organismes marins aux contaminants.

De plus, des applications peuvent être envisagées dans les domaines de la mytiliculture et de la surveillance de l'environnement en permettant de sélectionner le moment de la collecte des organismes, les sites d'opération (par exemple, en fonction de la nature des fonds) et la durée éventuelle de dépollution.



Evolution de quelques paramètres météorologiques, biochimiques et chimiques au cours d'un épisode coup de vent (— dans les moules, dans l'eau).

GOLDBERG E. D., BOWEN V.T., FARINGTON J.W., HARVEY G.R., MARTIN J.H., PARKER P.L., RISEBROUGH R.W., ROBERTSON W., SCHNEIDER F. and GAMBLE E. (1975). Mar. poll. Bull., 6, n° 7; 101-126.

SUTEAU P., DAUBEZE M., MIGAUD M.L. and NARBONNE J.F. (1988). Mar. Ecol. Prog. Ser., 46; 45-49.

RIBERA D., NARBONNE J.F., SUTEAU P., RAOUX C., GARRIGUES P. and LAFAURIE M. (1989). Océanis, 15 (4); 443-449.

PORTE C., BARCELO D., TAVARES T.M., ROCHA V.C. and ALBAIGES J. (1990). Arch. Environ. Cont. Tox., 19 (2); 263-274.

RIBERA D. (1990). Thèse doctorale n°444, Université de Bordeaux I, France.

IFREMER (1990). Rapport présenté au Conseil Régional PACA.