ACTIONS ECOTOXICOLOGIQUES DE CERTAINS METAUX (Cu - Zn - Pb - Cd) CHEZ LES POISSONS DULÇAQUICOLES DE LA RIVIERE LOT

par R. LABAT¹, C. ROQUEPLO, J.-M. RICARD, P. LIM et M. BURGAT

L'intoxication des poissons par les métaux lourds (Cu - Zn - Pb - Cd) est plus importante chez les populations vivant très en aval de la source polluante. Il existe dans ces zones aval, un phénomène d'accumulation passive des métaux chez les poissons, en rapport avec un faible taux de ces métaux dans l'eau. Il existerait donc trois seuils critiques de la teneur en métaux dans l'eau provoquant chacun des processus physiologiques très différents. La contamination par les métaux étudiés s'effectue suivant deux voies principales : l'absorption branchiale et l'absorption trophique, avec un gradient suivant le régime alimentaire.

The ecotoxicological action of some metals (Cu, Zn, Pb, Cd) on freshwater fish in the river Lot.

The poisoning of fish by heavy metals (Cu, Zn, Pb, Cd) is most important in populations living a long way downstream from the source of pollution. In these downstream zones, there is a passive accumulation of metals by the fish and this is related to the low concentration of these metals in the water. There should therefore be three critical thresholds for the content of the metals in the water, each one affecting very different physiological processes. Contamination with the metals affected the absorption through the gills and food absorption with a gradient through the gut.

Dans la nature, les phénomènes géochimiques sont longtemps restés relativement constants. Or, depuis le début du siècle, l'industrialisation intensive de notre société fait que les apports en métaux dans les eaux de surface, dus aux activités humaines, sont de plus en plus importants. Le cheminement de ces métaux dans les écosystèmes biologiques est complexe, puisqu'il fait appel à des connaissances touchant de nombreuses disciplines. Aussi, l'ensemble des problèmes sur la toxicité de ces substances ne sera-t-il résolu que peu à peu, au fur et à mesure de l'avancement des recherches en écotoxicologie.

En 1975, dans le cadre de l'opération « Lot rivière claire », le laboratoire d'Ichtyologie Appliquée de l'E.N.S.A.T. a été contacté par l'Agence Financière du Bassin Adour-Garonne, pour étudier l'impact des métaux lourds sur les populations piscicoles en aval de la confluence avec le Riou-Mort (R. Labat, 1975). Le bassin versant du Riou-Mort est en effet le siège d'exploitations minières diverses. Cette

1. Laboratoire d'Ichtyologie Appliquée, Ecole Nationale Supérieure agronomique, 145, avenue de Muret, 31076 Toulouse Cedex.

étude, faite en milieu naturel, est complémentaire de celles que nous poursuivons en laboratoire depuis quelques années sur les pollutions par les métaux. Aussi avons-nous essayé de faire une étude synthétique qui nous a permis de mettre en relief quelques mécanismes intéressant les voies de pénétration, l'accumulation et la détoxification du cuivre, du zinc, du plomb et du cadmium.

La cellule utilise normalement une dizaine de métaux qui interviennent dans les principales réactions cellulaires au niveau enzymatique. Aussi, les métaux les plus toxiques sont-ils ceux qui peuvent former des complexes organo-métalliques stables, en jouant le rôle d'inhibiteurs, voire d'inactivateurs enzymatiques.

Les expériences que nous allons décrire ont eu pour cadre un bassin versant où la géochimie joue naturellement un rôle depuis sa très ancienne formation, mais où certaines activités humaines sont venues augmenter d'une façon manifeste les déséquilibres au niveau des écosystèmes aquatiques.

Ces investigations effectuées directement dans le milieu « naturel » nous ont permis de mettre en évidence plusieurs phénomènes importants concernant les biocénoses aquatiques, et surtout les populations piscicoles.

1. — MATERIEL ET TECHNIQUES

Nous avons utilisé, sur 200 km du cours du Lot, 9 stations d'études (Livinhac à Fumel). Les prélèvements ont été effectués sur une centaine de poissons capturés par pêche électrique avec le concours de la 6^e Région piscicole, et sur des poissons immergés et maintenus dans des cages au niveau des stations (fig. 1).

Dans la mesure du possible, nous avons cherché à choisir, dans chaque station, les représentants de toutes les espèces vivant dans ce milieu.

Différents prélèvements sont effectués sur chaque poisson pour l'analyse : muscle, foie et rein. Les dosages des échantillons ont été réalisés à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse. Les résultats sont toujours exprimés en mg/kg de poisson frais (ppm). Les dosages du cuivre et du zinc ont été faits par spectrophotométrie d'absorption atomique, après minéralisation sèche des échantillons.

Le cadmium et le plomb ont été dosés par voltamétrie après minéralisation par voie humide à partir d'un mélange d'acide sulfurique, nitrique et perchlorique. Pour compléter l'analyse des résidus dans les poissons, nous avons calculé, pour chaque station, la moyenne des teneurs en métaux présents dans l'eau sur une période d'un an.

On appelle facteur de concentration, le rapport entre les deux teneurs :

$$\text{F.C.} = \frac{\text{teneur du métal dans l'organe humide en mg/kg}}{\text{teneur du métal dans l'eau, en mg/l}}$$

2. — RESULTATS

2.1. — ETUDE SUR LES POPULATIONS PISCICOLES EN PLACE

Nous avons noté une nette diminution du nombre des espèces dans les stations proches de la source polluante (Riou-Mort). Huit espèces ont été capturées à la station I qui peut être considérée comme sta-

TABLEAU I. — Répartition des espèces pêchées dans le Lot au niveau des 9 stations.

Espèces	Stations	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
<i>Lucioperca lucioperca</i> L.		+		+						
<i>Esox lucius</i> L.				+	+		+	+	+	+
<i>Micropterus salmoides</i>									+	
<i>Perca fluviatilis</i> L.					+	+	+	+		
<i>Lepomis gibbosus</i> L.					+	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus cephalus</i> L.		+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus</i> L.		+	+	+				+	+	
<i>Rutilus rutilus</i> L.		+	+			+	+	+		+
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.							+			
<i>Chondrostoma toxostoma</i>			+	+	+	+				+
<i>Alburnus alburnus</i> L.		+	+			+			+	+
<i>Gobio gobio</i> L.		+							+	
<i>Ciprinus carpio</i> L.					+					+
<i>Barbus barbus</i> L.		+								
<i>Tinca tinca</i> L.		+		+	+		+			+

tion témoin, 5 espèces aux stations aval et ce n'est qu'à la station IX que nous retrouvons le même nombre d'espèces qu'au départ. La pollution élimine donc un certain nombre d'espèces (Tableau I).

ÉTUDE DES MÉTAUX

— Le Cuivre

Les teneurs dans l'eau diminuent de la station III à la station IX, par contre, les concentrations moyennes de cuivre dans le muscle vont en augmentant d'amont vers l'aval. En effet, si la teneur en cuivre dans l'eau est divisée par 2, elle est multipliée par 18 au niveau du muscle du poisson. On peut même remarquer (station I) qu'avec seulement des traces de cuivre dans l'eau correspond une forte concentration de ce métal dans le muscle des poissons qui servaient de témoins (Tableau II).

TABLEAU II. — Teneurs moyennes en ppm trouvées dans les poissons (muscles, foie) et dans l'eau au niveau des 9 stations étudiées.

Stations	Eau	Muscle	Foie
I	Traces	8,83	8
II	0,01	4,5	
III	0,05	4,06	35
IV	0,02	7,1	23,6
V	0,02	2	10
VI	0,03	6,2	12,5
VII	0,02	8,6	134
VIII	0,01	71	11,2
IX	0,01	17,5	13,7

Au niveau du foie, on note que la charge cuivrique suit assez régulièrement l'évolution de la teneur de ce métal dans l'eau. On peut donc constater que ce métal semble être dans un premier temps stocké au niveau du foie, pour ensuite être, soit excrété par les reins, soit accumulé dans certains tissus, comme le muscle (*fig. 2*).

Contaminations spécifiques

Le tableau III résume l'ensemble des teneurs moyennes en cuivre du foie, du rein et du muscle chez les individus des populations piscicoles classées suivant les niveaux trophiques considérés.

FIG. 2. — Taux de cuivre en ppm trouvé dans les poissons (muscle, foie) et dans l'eau au niveau des 9 stations étudiées.

TABLEAU III. — Teneurs moyennes de cuivre en ppm chez les poissons d'après leur régime alimentaire (en aval du Riou-Mort).

	Muscle	Foie	Rein	Moyenne par régime
Carnivores	20,3	8,7	7,9	12,3
Omnivores	8,1	20	8,6	12,2
Fouisseurs	23,4	16,7	28,9	23
Moyenne par tissus	17,3	15,1	15,2	

On peut remarquer que d'une façon globale :

— les fouisseurs sont les plus intoxiqués : 23,4 ppm de Cu dans le muscle,

— le tissu musculaire semble généralement être le plus cumulateur pour ce métal.

L'importante contamination des poissons fouisseurs s'explique par leur mode d'alimentation. Ils sont toujours en contact avec la vase qui constitue le milieu le plus riche en métal (sédimentation, floculation, adsorption).

— Le Zinc

La teneur de zinc dans l'eau diminue généralement de l'amont vers l'aval (0,65 à 0,20 ppm) avec cependant des concentrations plus importantes dans les stations V et VI (2,2 et 3,1 ppm).

Dans les résultats globaux donnés par le tableau IV et la figure 3, il est possible de mettre en évidence quelques phénomènes.

TABLEAU IV. — Teneurs moyennes de zinc en ppm trouvées dans les poissons (muscle, foie) et dans l'eau au niveau des 9 stations étudiées.

Stations	Eau	Muscle	Foie	Rein
I	0,03	17,37	12,5	111,25
II	0,68	18	32	—
III	1,70	26,5	50,6	94
IV	0,78	15,8	111,3	395
V	2,20	75,5	128	—
VI	3,12	28,3	59	142,5
VII	0,80	65	70,5	171,6
VIII	0,31	35,5	25	110
IX	0,23	37	121	256,2

1) Une accumulation importante de Zn dans le muscle quand la teneur de ce métal dans l'eau est très faible (station IX).

2) De l'amont vers l'aval, une contamination qui semble proportionnelle au taux de Zn dans l'eau à condition que le seuil du demi ppm soit dépassé.

3) Si la teneur du Zn dans l'eau dépasse 2 ppm, l'accumulation de ce métal dans le muscle est ralentie (station VI).

L'évolution du facteur de concentration du zinc dans le muscle, montre bien que l'accumulation est maximale quand la teneur du métal dans l'eau est de quelques dixièmes de ppm. Les teneurs en Zn dans le foie augmentent généralement comme celles du muscle mais en des proportions plus importantes.

Contaminations spécifiques

Si l'on considère les régimes trophiques, les poissons carnivores

FIG. 3. — Taux de zinc en ppm trouvé dans les poissons (muscle, foie) et dans l'eau au niveau des 9 stations étudiées.

sont toujours les moins intoxiqués, alors que les omnivores et surtout les fouisseurs ont des accumulations tissulaires souvent deux fois plus importantes (Tableau V).

TABLEAU V. — Teneurs moyennes de zinc en ppm chez les poissons d'après leur régime alimentaire (en aval du Riou-Mort).

	Muscle	Foie	Rein	Moyenne par régime
Carnivores	18,8	48,6	132,5	66,6
Omnivores	42,4	59,5	331	144,3
Fouisseurs	54,2	106	208,5	122,8
Moyenne par tissu	38,5	71,3	224,2	

Le rein (224,2 ppm en moyenne) semble être le plus touché, puis le foie (71,3 ppm), et enfin le muscle (38,5 ppm).

A la station V (2,2 ppm de Zn dans l'eau) les omnivores sont globalement plus intoxiqués que les autres poissons.

Dans les autres stations les résultats concordent assez bien avec ceux trouvés pour le cuivre : les fousisseurs étant les plus intoxiqués (60 à 120 ppm), les carnivores les plus faiblement (10 à 15 ppm).

— Le Plomb

A l'inverse des autres métaux étudiés, nous assistons à une augmentation des teneurs dans l'eau, de l'amont vers l'aval. Cette augmentation est très nette au niveau de Fumel (0,99 ppm). Aux faibles

FIG. 4. — Taux de plomb en ppm trouvé dans les poissons (muscle, foie, rein) et dans l'eau au niveau des 9 stations étudiées.

teneurs de plomb dans l'eau (0,01 ppm) correspondent des teneurs importantes dans le foie, dans le muscle (plus de 1 ppm) et dans les reins (plus de 3 ppm) (Tableau VI et Fig. 4).

TABLEAU VI. — Teneurs moyennes de plomb en ppm trouvées dans les poissons (muscle, foie, rein) et dans l'eau au niveau des stations étudiées.

Stations	Eau	Muscle	Foie	Rein
I	0,01	—	—	—
II	0,00	—	—	—
III	0,02	—	0,16	0,9
IV	0,01	0,2	0,23	1,27
V	0,01	1	1,33	3,23
VI	0,01	1,6	1	15
VII	Traces	0,28	0,64	3,7
VIII	0,01	0,1	0,56	3
IX	0,09	—	0,24	1,2

Contaminations spécifiques (Tableau VII)

TABLEAU VII. — Teneurs moyennes de plomb en ppm chez les poissons d'après leur régime alimentaire (en aval du Riou-Mort).

	Muscle	Foie	Rein	Moyenne par régime
Carnivores	0,48	0,71	1,47	0,88
Omnivores	0,51	0,64	2	1,05
Fouisseurs	1,03	1,27	6,7	3
Moyenne par tissu	0,67	0,87	3,4	

Les poissons fouisseurs sont en moyenne les plus intoxiqués (3 ppm) alors que les carnivores sont les moins touchés par la pollution (0,88 ppm). Il faut noter que la vase dans laquelle se nourrissent les fouisseurs est un véritable piège à métaux. A la station II la vase contient 1 574 ppm de plomb et à la station IX elle totalise encore 413 ppm.

— Le Cadmium

Sur l'ensemble du secteur étudié, les concentrations de cadmium dans l'eau sont faibles. Elles présentent cependant un maximum à la station VI (0,24 ppm) pour diminuer ensuite progressivement jusqu'à la station IX (0,01 ppm) (Fig. 5 et Tableau VII). Les teneurs moyennes calculées sur l'ensemble des poissons capturés à chaque station nous permettent de constater que, malgré les faibles teneurs de cadmium dans l'eau, les processus d'accumulation de ce métal dans l'organisation sont relativement importants : 15,5 ppm dans le muscle, 90 ppm dans le rein et 9 ppm dans le foie au niveau de la station VIII.

TABLEAU VIII. — Teneurs moyennes de cadmium en ppm trouvées dans les poissons (muscles, foie, rein) et dans l'eau au niveau des 9 stations étudiées.

Stations	Eau	Muscle	Foie	Rein
I	0,00	—	55	2,7
II	0,01	—	13,7	—
III	0,01	—	4,1	32,8
IV	0,07	0,04	9,16	41
V	0,05	14	27,4	97,6
VI	0,24	2	11,6	77
VII	0,02	2	13,5	141
VIII	0,03	15,6	9,5	90,4
IX	Traces	18	4,3	44,2

FIG. 5. — Taux de cadmium en ppm trouvé dans les poissons (muscle, foie, rein) et dans l'eau au niveau des 9 stations étudiées.

Cependant, l'accumulation du cadmium dans le muscle est plus importante dans les eaux où la teneur est faible ($< 0,05$ ppm) que dans celles où la teneur est plus importante ($> 0,05$ ppm).

Le foie et le rein ont des teneurs en cadmium qui évoluent relativement avec le taux de ce métal dans l'eau.

Contaminations spécifiques (Tableau IX)

TABLEAU IX. — Teneurs moyennes de cadmium en ppm chez les poissons d'après leur régime alimentaire (en aval du Riou-Mort).

	Muscle	Foie	Rein	Moyenne par régime
Carnivores	7,73	16,35	16,53	5,5
Omnivores	2	6,3	87	33,6
Fouisseurs	2	12,4	121	45,1
Moyenne par tissus	3,9	11,7	74,8	

Comme dans les cas précédents ce sont les poissons fouisseurs qui sont les plus intoxiqués par le cadmium (45 ppm), alors que les carnivores sont les moins contaminés par ce métal (5,5 ppm).

Les facteurs de concentration concernant les métaux étudiés ont été calculés et sont résumés dans la figure 6.

2.2. — IMMERSIONS DE POISSONS « IN SITU »

Des poissons (Carassins et Vairons) pêchés dans des eaux vierges de toutes contaminations par les métaux, sont immergés dans des cages en matière plastique au niveau des différentes stations étudiées. Dans chaque station, des poissons marqués sont immergés pendant des périodes courtes (24 h - 48 h - 96 h) et plus longues (3 mois) afin d'avoir des données permettant de suivre la contamination par les différents métaux se trouvant dans le milieu.

Comme les poissons mis dans les cages sont de petite taille (10-20 g) les analyses sont faites sur des broyats.

Toutes les expériences montrent que tous les poissons sont rapidement contaminés en Cu, Zn, Pb, et Cd au niveau de toutes les stations. En ce qui concerne le cuivre et le zinc la contamination des poissons immergés dépend de la teneur de ces métaux dans l'eau. Il faut noter que dans les stations où le taux de ces deux métaux est relativement élevé (station II : 0,03 ppm Cu et 0,02 ppm Zn) les poissons se contaminent peu par rapport aux stations où le taux des métaux est plus faible et où les poissons accumulent entre 50 et 100 fois plus de Cu et de Zn dans leur organisme.

FIG. 6. — Etude des facteurs de concentration des différents métaux, cuivre, zinc, cadmium et plomb et pour le muscle des poissons au niveau des 9 stations étudiées.

En ce qui concerne le plomb et le cadmium, la contamination est de 10 à 20 fois plus forte avec des variations qui ne peuvent pas être directement rattachées à la teneur en métal du milieu.

D'autre part, la contamination des poissons augmente avec la durée de l'immersion. Cette contamination est rapide et importante au bout de 96 h, elle est beaucoup plus lente par la suite.

Des expériences de décontamination ont montré qu'en sept jours les poissons ayant été immergés dans les stations pendant 96 h et jusqu'à 3 mois se décontaminaient de 50 à 90 % suivant le métal considéré.

3. — INVESTIGATIONS SUR LES INVERTEBRES ET LE PLANCTON

Voulant avoir un aperçu de la contamination de l'écosystème, nous avons effectué quelques mesures sur des échantillons de plancton et d'invertébrés prélevés au niveau des différentes stations.

Nous avons pu mettre en évidence :

- que la contamination du plancton et du benthos décroît de l'amont vers l'aval et cela pour tous les métaux étudiés,

- qu'il ne semble pas y avoir, pour ces périodes, de phénomènes d'accumulation, la teneur des métaux mesurés à l'intérieur de ces organismes dépend étroitement de la concentration de ces métaux dans l'eau.

4. — DISCUSSION

D'une manière générale, les concentrations des eaux de surface en métaux restent faibles (Riley et Chester 1971) ; or nous avons travaillé dans un milieu naturel où les concentrations sont très élevées par le fait des activités humaines. Cependant notre étude a pu être effectuée à différentes concentrations métalliques du milieu aquatique au niveau des neuf stations choisies, avec en général, un gradient décroissant d'amont vers l'aval.

Tous les travaux effectués jusqu'ici sur ce sujet montrent que les taux des métaux trouvés chez les poissons sont la résultante de nombreux facteurs. Nous citerons :

- la forme chimique des métaux,
- l'absorption trophique,
- la régulation,
- l'excrétion et la tolérance qui jouent surtout dans le cas présent un rôle non négligeable.

La plupart des auteurs sont d'accord pour trouver que ce sont les formes organo-métalliques qui deviennent biologiquement absorbables (Sprague 1970 ; Bryan 1971).

L'absorption directe des métaux à partir du milieu s'effectue chez les poissons soit par la peau, soit par les branchies et elle peut être attribuée soit à des transports actifs, lorsque la concentration métallique est faible (traces), soit à des perméations passives dans les autres cas (Saltman et coll., 1960). Nous pensons que ce dernier phénomène est surtout important chez les poissons d'eau douce, car ceux-ci sont, suivant les lois de l'osmose, perpétuellement traversés par un flux d'eau qui peut favoriser aussi le passage d'autres substances.

L'absorption trophique a été constatée par bien des auteurs, comme étant une source importante de contamination physiologique par les métaux, parfois même plus grande que celle provenant du milieu (Renfro et coll., 1974). Là aussi, la forme chimique des complexes métalliques est primordiale car, selon le cas, ils passent ou ne passent pas la barrière intestinale au cours de la digestion. D'autre part, comme nous l'avons prouvé, le régime alimentaire joue un rôle non négligeable (coefficient de rétention digestive).

Il est certain qu'étant donné l'intervention de nombreux phénomènes dans les processus d'absorption des métaux, il existe entre les taux des métaux dans le milieu aquatique et ceux trouvés dans les poissons, des relations complexes dont les rapports ne sont pas obligatoirement proportionnels. Il ressort que, d'après de nombreuses études, le zinc (Mount 1964 ; Eisler 1967) et le cuivre (Brungs et coll. 1973), sont régulés suivant les concentrations du milieu. Nakatani (1966), a montré que chez *Salmo gairdneri*, le zinc⁶⁵ était éliminé soit par les branchies, soit par les urines. Il semble aussi que les phénomènes d'excrétion soient plus importants chez les jeunes sujets que chez les plus âgés (Johnels et coll. 1967).

Quelles sont donc, en résumé, les protections dont disposent les poissons pour se prémunir contre l'élévation du taux des métaux ? Une première protection consiste en la complexation des sels métalliques avec les muco-polysaccharides du mucus produits en grande quantité dès que le seuil d'alarme est dépassé, diminuant la pénétration (Labat et coll. 1974).

Une deuxième protection consiste en la complexation des sels de métaux qui pénètrent dans l'organisme, avec les protéines et les acides aminés des milieux physiologiques (sang-lymphe).

Une troisième protection provient de la fonction détoxifiante du foie où les métaux sont concentrés en grande quantité en cas de contamination. Y a-t-il chez les poissons, des phagolysosomes comme chez les vertébrés supérieurs (Gedigk 1969) ?

Une quatrième protection provient des phénomènes bioaccumulateurs souvent riches en thiols où se forment des métallothionines (Olafson et coll. 1974).

L'excrétion reste une éminente protection comme le montrent les taux élevés de métaux dans les reins et les branchies où les lymphocytes peuvent jouer un rôle de transporteurs (Coombs 1974).

Enfin, une dernière protection correspond au développement d'une certaine tolérance vis-à-vis des métaux quand les concentrations restent sublétales (Sprague 1970). D'ailleurs Lloyd, en 1960, a démontré que *Salmo gairdneri* est plus résistante aux concentrations létales de zinc après avoir été exposée à des concentrations sublétales. C'est d'ailleurs le cas des populations piscicoles que nous avons étudiées et qui sont depuis très longtemps en contact avec de nombreux métaux.

Dans nos expériences, nous avons pu mettre en évidence plusieurs phénomènes importants résumés dans la figure 6 où sont indiqués les facteurs de concentration.

1) Le caractère insidieux de l'intoxication chez les poissons sur lesquels nous avons constaté que les teneurs les plus élevées en cuivre, zinc et cadmium dans le muscle, le foie et le rein se trouvent chez les populations vivant très en aval de la source polluante, là où précisément les teneurs dans le milieu sont les plus faibles. Le plomb semble faire exception, il est vrai que ce n'est pas un métal physiologiquement essentiel.

Il existe donc dans ces zones aval, un phénomène d'accumulation passive des métaux dans le poisson, en rapport avec un certain seuil du taux en métaux dans l'eau.

2) Si ce seuil est dépassé, des phénomènes de protection s'exercent de façon efficace, empêchant la pénétration massive des métaux. Cependant il est certain que les actions défensives, parmi lesquelles se trouve la sécrétion d'un abondant mucus (Labat et coll. 1974) ne peuvent durer très longtemps (Pequignot et coll. 1975) et que le poisson s'éteint puis meurt s'il ne trouve pas un milieu plus favorable (Labat et coll. 1976).

3) En effet, les phénomènes de décontamination sont très rapides, comme nous avons pu le démontrer en mettant les poissons contaminés dans de l'eau non polluée.

D'autre part, il existe des races locales où se sont développées des adaptations vitales leur permettant de survivre dans un milieu où un certain taux de métaux existe depuis fort longtemps, de par la constitution géochimique des bassins versants (Riou-Mort). Ces races auraient ainsi mieux résisté aux plus fortes pollutions métalliques provoquées par les activités humaines.

Il existerait donc dans le milieu dulçaquicole trois seuils de teneur en métaux qui provoqueraient chacun des processus physiologiques différents.

— Un premier seuil au niveau des traces où les perméations actives sont indispensables afin que les métaux essentiels puissent jouer leur rôle d'activateurs enzymatiques, indispensable au métabolisme.

— Un second seuil plus important qui détermine une perméation passive, en ne déclenchant aucun phénomène de défense au niveau de la peau et des branchies. Les métaux vont alors s'accumuler dans certains organes comme le foie, pour être ensuite stockés dans certains tissus (muscles) et aussi excrétés au niveau des reins et des branchies.

— Enfin le troisième seuil est incompatible avec les phénomènes vitaux et déclenche des processus de défense qui tendent à diminuer la perméabilité et le passage de ces métaux à travers les membranes cellulaires (Labat et coll. 1974).

Il est d'autre part incontestable que la contamination par les métaux s'effectue suivant les deux voies citées plus haut. Les contaminations spécifiques ont mis en relief un gradient dans les différentes sortes de régimes alimentaires, où les poissons fouisseurs, qui se nourrissent dans les vases riches en métaux, sont bien plus contaminés que les omnivores, qui eux-mêmes le sont plus que les carnivores.

TRAVAUX CITES

- BRUNGS (W. A.), LEONARD (E. N.) et Mc KIM (J. M.). 1973. — Acute and long-term accumulation of copper by the brown bullhead, *Ictalurus nebulosus*. *Journ.*
- BRYAN (G. W.). 1971. — The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proc. Roy. Soc. London, S.B.*, 177 : 389-410.
- COOMBS (T. L.) 1974. — The nature of zinc and copper complexes in the Oyster, *Ostrea edulis*. *Mar. Biol.*, 28 : 1-10.
- EISLER (R.). 1957. — Acute toxicity of zinc to the Killfish, *Fundulus heteroclitus*. *Chesapeake Science*, 8 : 262-4.
- GEDIGU (P.). 1969. — Pigmentation caused by inorganic materials. *Pigments in Pathology*, Acad. Press London : 1-32.
- JOHNELS (A. G.), WESTERMARK (T.), BERG (W.), PETERSSON (P. I.) et SJÖSTRAND (B.). 1967. — Pike (*esox lucius*) and some other aquatic organisms in Sweden as indicators of mercury contamination in the environment. *Oikos*, 18 : 323-33.
- LABAT (R.), PEQUIGNOT (J.) et CHATELET (A.). 1974. — Action toxique du cuivre sur les branchies de la carpe (*Cyprinus carpio* L.). *Annls Limnol.*, 10 (1) : 109-14.
- LABAT (R.). 1975. — Etude sur la présence de sels de métaux lourds, chez les populations piscicoles du Lot en aval du Riou-Mort. Rapport Agence de Bassin Adour-Garonne : 107 p.
- LABAT (R.), CHATELET (A.) et KUGLER (J.). 1976. — Action toxique du cuivre sur l'électrocardiogramme de la carpe (*Cyprinus carpio* L.). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse* : 109-14.
- LLOYD (R.). 1960. — The toxicity of zinc sulphate to rainbow trout. *Ann. Appl. Biol.*, 48 : 84-94.
- MOUNT (D. I.). 1964. — An autopsy technique for zinc caused fish mortality. *Trans. Fish Soc.*, 93 : 174-82.

- NAKATANI (R. E.). 1966. — Biological response of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) ingesting zinc 65. *International Atomic Energy Agency, Vienne* : 809-23.
- OLAFSON (R. W.) et THOMPSON (J. A. J.). 1974. — Isolation of heavy metal binding proteins from marine vertebrates. *Mar. Biol.*, 28 : 83-6.
- PEQUIGNOT (J.), LABAT (R.) et CHATELET (A.). 1975. — Action du sulfate de cuivre sur les cellules à mucus de l'alevin de truite (*Salmo irrideus*). *Journ. Europ. Toxicol.*, 8 (1) : 52-6.
- RENFRO (W. C.), FOWLER (S. W.), HEYRAUD (M.) et LAROSA (J.). 1974. — Relative importance of food and water pathways in the bio-accumulation of zinc. *International Atomic Energy Agency, Vienne* : 11-20.
- RILEY (J. P.) et CHESTER (R.). 1971. — *Introduction to marine chemistry*. Acad. Press London : 176 p.
- SALTMAN (P.) et BOROUGHS (H.). 1960. — The accumulation of zinc by liver slices. *Arch. Bioch. Bioph.*, 86 : 169-74.
- SPRAGUE (J. B.). 1970. — Measurement of pollutant toxicity to fish II. Utilizing and applying bioassay results. *Water Research*, (4) : 3-32.