

Chapitre 1

Le problème de l'intoxication directe et indirecte par les métaux lourds

par

J.M. BOUQUEGNEAU, F. NOËL-LAMBOT et A. DISTECHE

Il est bien connu que les métaux lourds se trouvent en concentration beaucoup plus grande dans les organismes marins que dans l'eau de mer et qu'ils sont généralement encore plus abondants si les organismes proviennent de milieux pollués.

L'accumulation de ces métaux dans les tissus peut résulter d'une absorption directe (à partir de l'eau), d'une absorption indirecte (à partir des aliments) ou des deux à la fois.

Si les expériences démontrent clairement que et la teneur en métaux de l'eau et celle de la nourriture peuvent influencer leur concentration dans les organismes aquatiques, les parts respectives de ces deux voies d'intoxication sont cependant très mal établies. En fait, il semble bien qu'elles varient énormément selon le métal et l'organisme considérés. Pourtant, cette connaissance devrait être essentielle à la compréhension des mécanismes et des vitesses de transfert de ces polluants dans les divers compartiments de l'écosystème marin.

1.1.- Facteurs influençant l'accumulation directe et indirecte

L'accumulation directe est évidemment la seule qui intervient au premier niveau de la chaîne trophique (bactéries, végétaux). Chez les animaux, elle peut avoir lieu au niveau de toutes les surfaces de l'individu en contact avec le milieu environnant. Ce sont surtout les branchies, organes en contact avec un énorme volume d'eau du fait des mouvements respiratoires, mais aussi la peau et le tube digestif. Cette dernière voie d'entrée pourrait être importante chez les téléostéens marins qui boivent de l'eau pour

miner les pertes hydriques dues à leur hypoosmoticit .

La perméabilité de ces surfaces peut varier selon le métal consi-
Par exemple, il est connu que le mercure pénètre très facilement
es branchies des poissons (BOUQUEGNEAU, 1973, 1975 et Math. Modelsea
1973, 1974 et 1975 ; OLSON et al, 1973 ; HANNERZ, 1968). Dès lors, on peut
s'attendre à ce que dans ce cas, la part de l'accumulation directe soit
importante.

L'étendue des surfaces d'échange permettant l'accumulation directe
de polluant peut varier très fort d'un organisme à l'autre. La valeur  le-
v e du rapport $\frac{\text{surface}}{\text{poids}}$ du plancton et de certains invertébrés pourrait peut-
 tre expliquer les grands facteurs de concentration rencontrés chez ces
espèces. Dans cet ordre d'idée, signalons qu'une grande part des métaux
lourds présents dans le zooplancton serait adsorbée sur la cuticule (MARTIN,
1970 ; FOWLER et al, 1969). Ce phénomène pourrait expliquer les teneurs
 normes en Cd, en Zn et en Cu décelées au niveau de certains échantillons de
plancton (MARTIN, 1970 ; ELSKENS, Math.Modelsea 1974) et il laisse aussi
entrevoir l'importance des exuvies de zooplancton dans les cycles des métaux
dans la mer.

TATSUMOTO et PATTERSON (1963) ont estimé que le zooplancton (sur la base
d'une teneur de 5 μg de Pb/g de poids frais), peut capter 2×10^{11} g, soit
50 % du plomb introduit chaque année dans les océans.

Enfin, signalons que divers facteurs de l'environnement, comme la
salinité ou la température, peuvent influencer les vitesses d'accumulation
directe. Par exemple, la température modifie les vitesses d'accumulation du
mercure chez *Salmo gairdneri* (Mac LOED et PESSAH, 1973) et chez *Pimephales*
notatus (BURKETT, 1974).

L'accumulation indirecte se fait évidemment par l'intermédiaire
du tube digestif. Son importance dépendra à la fois de la ration alimentai-
re journalière de l'animal, de la quantité de métal contenue dans les proies
et du taux d'absorption du polluant au niveau du tube digestif. Ces taux
d'absorption, s'ils sont relativement élevés en ce qui concerne les métaux
essentiels, sont faibles, en tous cas chez les vertébrés, en ce qui concerne
le Cd et le Hg. Le tableau 1 résume quelques données de la littérature à ce
sujet.

Tableau 1

Taux d'absorption de différents métaux à travers la barrière digestive (%)

	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Hg	Pb	Zn	Mn	
<u>Crustacés :</u>										
<i>Pugettia producta</i>	84	61	27	86	-	<60	10	61	-	BOOTHE & KNAUER, 1972
<i>Meganyctiphanes norvegica</i>	10									BENAYOUN et al, 1974
<i>Euphausia pacifica</i>								60		SMALL, 1969
<u>Poissons :</u>										
<i>Pleuronectes platessa</i>					8→ 35			10→ 70	30→ 49	PENTREATH, 1973 a,b,e
<i>Salmo gairdneri</i>	2									KUMADA et al, 1972
non précisé						10- 15				JERNELÖV & LANN, 1971
Homme	2					2(1) 90(2)				cité par KARHAUSEN (1973)

(1) Hg inorganique

(2) Hg alkylé

Puisque les animaux n'absorbent qu'une faible part des métaux présents dans leur nourriture, ces éléments se retrouvent en grandes quantités dans les excréments.

Dans l'optique d'une étude des translocations des métaux lourds dans l'écosystème marin, le flux de ces substances associé aux matières fécales vaut la peine d'être pris en considération.

BENAYOUN et al (1974) estiment que les pelotes fécales du crustacé zooplanctonique *Meganyctiphanes norvegica* rendent compte de 84 % du flux total de Cd à travers l'animal. Ces mêmes auteurs, ainsi que BOOTHE et KNAUER

(1972) ont montré que les métaux lourds existaient dans les fèces des crustacés à des concentrations de 2 à 14 fois plus élevées que dans la nourriture ingérée. Etant donné l'abondance des pelotes fécales de *Meganyctiphanes norvegica* (2 à 5 % du poids de l'animal par jour), leur forte teneur en Cd, leur lente décomposition due à l'existence d'une membrane les entourant et la rapidité avec laquelle elles sédimentent (plusieurs centaines de mètres par jour), la production de ces excréments représente le principal mécanisme intervenant dans le transport vertical de Cd par cette espèce. SMALL et al (1973) aboutissent à des conclusions semblables au sujet du transport du Zn par la même espèce.

Vu l'importance que les matières fécales semblent avoir dans les chaînes alimentaires détritiques (JOHANNES et SATOMI, 1966 ; FRANKENBERG et SMITH, 1967), les faits que nous venons de décrire pourraient conduire à de fortes teneurs en métaux lourds dans les organismes coprophages.

1.2.- Etudes de chaînes alimentaires *in situ*.

On peut observer en milieu pollué ou non que les concentrations en métaux lourds les plus élevées sont presque toujours atteintes par les animaux occupant les échelons trophiques inférieurs. De plus, une augmentation de la teneur en métaux lourds d'un milieu aquatique naturel modifie bien plus leur concentration dans les plantes et les invertébrés que dans les poissons et les mammifères aquatiques.

Citons, parmi beaucoup d'autres, les travaux de MATHIS et CUMMINGS (1973) réalisés sur la faune d'une rivière polluée, l'Illinois, et qui montrent que les teneurs en Cu, Zn, Cd, Ni, Cr et Co sont bien plus élevées chez les annélides et les mollusques que chez les poissons, les travaux de PEDEN (1973) effectués sur des organismes vivant dans le canal de Bristol et qui mettent en évidence d'une part un remarquable parallélisme entre la teneur en Cd de l'eau et celle des algues et des mollusques, et d'autre part des teneurs en Cd plus de 100 fois supérieures chez ces organismes que chez les poissons, les travaux de STEELE et al (1973) démontrant des niveaux en Cu, Cd, Zn et Pb supérieurs chez des animaux appartenant à des échelons trophiques intermédiaires (zooplancton et mollusques) que chez des poissons,

et enfin les travaux de MATHIS et KEVERN (1973) concernant le Cd, le Pb et le Hg ainsi que les études réalisées sur le Cd par MULLIN et KILEY (1956), LANDNER (1969) et LJUNGGREN et al (1970). LEATHERLAND et al (1973) ont analysé des organismes pélagiques du Nord-Est Atlantique représentant différents niveaux trophiques. Ils observent des concentrations en Cd, Zn, As et Sb décroissantes vers les niveaux trophiques supérieurs. Les facteurs de concentration rapportés par ELSKENS (voir p.) chez les poissons et dans le zooplancton de la Mer du Nord vont également dans ce sens.

Le cas du mercure est cependant quelque peu plus complexe, car il est vrai que les concentrations en polluant sont souvent fort importantes chez certains poissons tels que les thons, les brochets ou les perches, mais il ne semble pas que ce soit le cas chez toutes les espèces qui occupent les échelons supérieurs des chaînes alimentaires. Si l'étude effectuée par JERNELÖV et LANN (1971) de chaînes benthiques de lacs et de rivières suédois révèle des teneurs en mercure d'autant plus importantes que les individus sont à un échelon élevé de ces chaînes alimentaires (l'échelon le plus élevé est cependant chaque fois le brochet), il n'en est pas de même au niveau de nombreuses chaînes pélagiques étudiées *in situ*. En effet, plusieurs auteurs n'ont pas trouvé de concentrations en mercure en fonction du niveau occupé dans la chaîne alimentaire aquatique, et ce aussi bien au niveau de chaînes pélagiques marines (KNAUER et MARTIN, 1972 ; WILLIAMS et WEISS, 1973 ; LEATHERLAND et al, 1973) qu'au niveau de chaînes dulçaquicoles (WOBESER et al, 1970 ; HUCKABEE et al, 1974).

Des éléments autres que la position d'un animal dans la chaîne alimentaire (sans toutefois négliger celle-ci) doivent vraisemblablement intervenir pour expliquer d'une manière satisfaisante les concentrations en mercure observées chez certains poissons. Nous pensons que deux de ces éléments pourraient être la vitesse de croissance de l'espèce considérée et son espérance de vie.

En effet, SCOTT (1974) a montré que ce sont non seulement les poissons les plus vieux, mais également ceux qui ont une croissance rapide, qui sont généralement les plus contaminés.

Enfin, s'il est évident qu'il y a une augmentation de la teneur en mercure dans les muscles au fur et à mesure que l'animal vieillit, il est

d'autant plus évident que pour interpréter les observations effectuées dans les chaînes alimentaires, il sera important de tenir compte non seulement de la durée de vie des prédateurs et des proies, mais aussi des classes d'âges de ces dernières. Ainsi, par exemple, si on examine les résultats obtenus par HERMAN et VANDERSTAPPEN (1974) qui comparent la teneur en Hg de filets de merlan avec la concentration en même polluant du contenu stomacal, on constate qu'ils observent une concentration moyenne égale à 0.22 ppm dans les filets alors qu'elle n'est que de 0.14 ppm dans le contenu stomacal. A notre avis, de telles observations ne doivent pas nécessairement être interprétées comme l'image d'une accumulation par voie alimentaire. En effet, les proies identifiées dans le cas de ces merlans étaient essentiellement des sprats qui vivent de 5 à 6 ans et des crevettes qui vivent au maximum trois ans, alors que le merlan, lui, a une durée de vie beaucoup plus longue. Il en résulte que le merlan a statistiquement beaucoup plus de chance d'avoir été confronté un plus grand nombre de fois avec des eaux polluées que ses proies et il n'est dès lors pas nécessaire de faire appel à l'accumulation indirecte pour expliquer les différences de concentrations observées.

En conclusion, l'idée largement répandue selon laquelle les polluants se concentrent le long des chaînes alimentaires n'est pas applicable aux métaux lourds. Ce concept s'appuie comme nous venons de le voir sur des analyses d'organismes prélevés dans des milieux naturels, mais aussi sur des études visant à reconstituer des chaînes trophiques en laboratoire.

1.3.- Reconstitution en laboratoire de chaînes trophiques : les expériences d'AUBERT et de ses collaborateurs (AUBERT et al, 1972, 1974 et 1975) et de SAWARD et al (1975)

Si les données quantitatives relatives aux transferts directs de métaux lourds de l'eau aux organismes sont relativement nombreuses, celles obtenues par des chaînes biologiques où les organismes sont simultanément contaminés directement par l'eau et indirectement par leur nourriture, sont beaucoup plus rares (AUBERT et al, 1974).

AUBERT et ses collaborateurs ont le mérite d'avoir étudié ce type de transfert en laboratoire au niveau de trois chaînes trophodynamiques

marines : une chaîne de type pélagique (phytoplancton : *Asterionella japonica* et *Diogenes* sp. - Zooplancton : *Artemia salina* - poissons : *Carassius auratus* - consommateur final mammifère : *Mus musculus* ; AUBERT et al, 1972), une de type néritique à mollusque (*Diogenes* sp. - *Mytilus edulis* - *Mus musculus* ; AUBERT et al, 1974) et une de type benthique (Bactéries marines - *Nereis diversicolor* - Poissons : *Scorpaena porcus* - *Mus musculus* ; AUBERT et al, 1975).

AUBERT a étudié le transfert de cinq polluants métalliques (le cuivre, le zinc, le chrome, le plomb et le mercure), soit à l'état ionique simple, soit à l'état complexé par diverses substances naturelles (par exemple des eaux d'égouts) ou artificielles (EDTA, détergents). Ceci est très intéressant du fait que l'on sait que la présence notamment dans les effluents de telles substances peut modifier l'état physico-chimique des métaux lourds (DE GROOT, 1973) et par suite leur accumulation par les organismes (voir par exemple PERPEET et VLOEBERGH, 1975, dans le cas du mercure).

De même, SAWARD et al (1975) ont étudié l'accumulation du sulfate de cuivre dans une autre chaîne alimentaire de type benthique (phytoplancton - un bivalve : *Tellina tenuis* - la plie : *Pleuronectes platessa*).

De l'ensemble de ces résultats, il ressort tout d'abord que c'est toujours le premier échelon trophique qui est le plus contaminé, et ce, quel que soit le polluant utilisé. Ceci est en accord avec les observations *in situ* que nous avons mentionnées plus haut.

En ce qui concerne les échelons trophiques plus élevés, il s'avère que les mollusques et les annélides accumulent les métaux lourds plus rapidement que les poissons.

Bien que de manière moins importante que le plancton, les annélides, les moules et les poissons accumulent les cinq polluants : les annélides et les moules accumulent le Zn très rapidement (facteur de concentration de l'ordre de 10^3), le Hg, le Pb et le Cu moins rapidement (facteur de concentration = 10^2) et très peu le chrome. Les poissons accumulent principalement le mercure. Chez les souris, on observe une faible concentration du polluant dans le cas du mercure, et dans une moindre mesure encore dans le cas du Pb et du Cu.

Cette aptitude particulière des poissons à accumuler le mercure

(par rapport aux autres métaux lourds) peut rendre compte des observations de CROSS et al (1973) qui ont mis en évidence une relation entre l'âge de deux poissons (*Pomatomus saltatrix* et *Antimora rostrata*) et leur teneur en mercure, alors que la concentration en Mn, Fe, Cu et Zn restait constante ou diminuait chez les animaux les plus âgés. De même, LOVETT et al (1972) n'ont pas mis en évidence de relation entre la charge en Cd de poissons et leur âge. TONG et al (1974) ont dosé 33 éléments (mais pas le Hg) chez *Salvelinus namaycush*. Seule la teneur en chrome augmente en relation avec l'âge. De nombreux autres auteurs ont également mis en évidence une relation entre l'âge ou la longueur de l'animal et sa charge en mercure. Citons par exemple les travaux de BACHE et al (1971) chez *Salvelinus namaycush*, ceux de NUERTOVA et al (1971) chez *Myoxocephalus quadricornis*, ceux de JOHNELS et al (1967) chez *Esox lucius* et ceux de SCOTT et ARMSTRONG (1972) chez plusieurs espèces vivant en eau douce. Chez les poissons marins, une telle corrélation a également été mise en évidence, notamment chez trois espèces de thons (*Thunnus thynnus*, *T. albacora* et *T. alalunga*) par CUMONT et al (1972), chez *Merlangus merlangus* et *Gadus morrhua* par DE CLERCK et al (1974) et chez *Myoxocephalus scorpius* par BOUQUEGNEAU (Math Modelsea 1975).

L'adjonction de complexants dans les expériences d'AUBERT n'apportent pas de variations notables par rapport au métal seul. D'une manière générale, c'est au niveau de l'accumulation du mercure que les complexants ont un effet le plus marqué, soit qu'ils diminuent son accumulation (cas des eaux d'égouts par exemple : diminution de l'ordre de 50 % au niveau de la chaîne benthique), soit qu'ils l'augmentent (cas de l'alcool sulfaté au niveau des annélides).

Ce type d'expériences ne donne malheureusement pas encore une idée de la part des intoxications directe et indirecte dans les phénomènes d'accumulation, bien que l'on puisse parfois avoir des indications quant à l'existence de l'accumulation directe. Ainsi, dans le cas de l'accumulation du cuivre par la chaîne du type néritique à mollusque (AUBERT et al, 1974), on constate une action inhibitrice à 50 % de l'EDTA, des acides humiques et de l'eau d'égout sur le transfert de l'eau aux moules. Comme, au cours des mêmes expériences, le transfert de l'eau au plancton n'est pas affecté, on

peut en conclure que ces complexants ont un effet sur l'accumulation directe du polluant et ainsi avoir une idée de son importance.

Nous discuterons plus loin d'autres arguments qui permettent d'entrevoir l'importance de ce type d'accumulation.

1.4.- Importances relatives de l'accumulation directe et indirecte

On dispose en fait dans la littérature de très peu de données quantitatives à ce propos, et cela est dû à la difficulté de réaliser en laboratoire des expériences significatives à ce sujet. Par exemple, l'ingestion de nourriture contaminée provoque inmanquablement une pollution de l'eau environnante due par exemple à la libération d'excréments.

Néanmoins, des expériences d'accumulation de radio-isotopes à partir de l'eau, complétées parfois par des études d'accumulation à partir de nourriture marquée, ont fourni des résultats permettant de connaître l'importance de ces deux voies dans l'apport de différents métaux à des animaux marins. Ces études, notamment celles de PENTREATH sur l'accumulation du Zn, du Fe, du Mn et du Co par la plie, *Pleuronectes platessa* (1973a et b), la raie, *Raja clavata* (1973c) et la moule, *Mytilus edulis* (1973d) ainsi que des expériences de transfert du Zn et du Fe le long de chaînes alimentaires reconstituées (RICE, 1963 ; HOSS, 1964 ; BRYAN, 1967 ; BAPTIST et LEWIS, 1969 ; YOUNG, 1975) aboutissent presque toutes à la même conclusion : dans tous ces cas, la part de la voie indirecte dans l'accumulation du métal est prépondérante. La nourriture serait presque l'unique source de Zn et de Fe dans le cas de *Pleuronectes* (PENTREATH, 1973a), elle constituerait un apport trois fois plus grand que celui de l'eau dans le cas du mollusque *Littorina obtusata* (YOUNG, 1975). Il est intéressant de noter que malgré cette importance de la voie alimentaire dans l'entrée du Zn et du Fe chez *Littorina*, ces deux métaux ne se concentrent pas d'un échelon trophique à l'autre. En effet, *Littorina* possède ces métaux à des concentrations semblables à celles existant dans les algues dont elle se nourrit.

Plusieurs auteurs ont observé une relation entre la teneur en Fe des poissons et leur régime alimentaire (JENNINGS, 1968 ; PRESTON, 1970 ; CROSS et BROOKS, in press). Selon PRESTON, de telles données impliquent que la nourriture constitue pour les poissons une source de fer plus importante que l'eau.

Des données de MATHIS et CUMMINGS (1973) pourraient être examinées sous le même angle de vue. Ces auteurs rapportent des concentrations en Zn, Cu, Ni et Cr significativement plus élevées dans la chair des poissons omnivores (c.à.d. dont la nourriture possède de relativement fortes teneurs en métaux lourds) que dans celle des poissons carnivores provenant de la rivière Illinois, tandis que les teneurs en Cd, Pb et Co ne semblent pas être affectées par le régime alimentaire.

Notons cependant que, en ce qui concerne le Cd, le Cu, le Zn et le Pb, la teneur des muscles est une mauvaise indication de la charge totale du poisson en ces métaux. Ceux-ci sont en effet plus concentrés dans les viscères, principalement le foie et les reins et une élévation de la teneur en métal de l'eau ou de la nourriture se répercute bien plus à ce niveau qu'à celui des muscles. Il s'ensuit que malgré leur faible importance pondérale, les viscères peuvent rendre compte d'une plus grande part de la charge totale en métal de l'animal que l'ensemble des muscles (SAWARD et al, 1975 ; HAVRE et al, 1972 ; LAMBOT, Math Modelsea 1975). Signalons que cette remarque ne s'applique pas au Hg.

Les données relatives aux modes d'accumulation du Cd et du Hg sont peu abondantes. Différentes informations indiquent cependant que, chez les poissons, la part de l'accumulation indirecte serait beaucoup moins importante dans le cas du cadmium et du mercure que pour les quatre métaux envisagés ci-dessus.

On peut tout d'abord observer, en ce qui concerne le Cd, que la fraction de ce métal assimilée à partir de la nourriture est en général extrêmement faible (tableau 1). Ce facteur limite certainement la part de nourriture dans l'accumulation du Cd. LANDNER (1969) ainsi que KUMADA et al (1972) ont étudié l'accumulation du Cd chez des poissons d'eau douce considérés dans leur entièreté et intoxiqués de façon directe, indirecte ou de manière combinée. Alors que l'accumulation de cadmium dans le poisson est décelable pour des teneurs de l'eau aussi faibles que 1 ppb, il faut que la nourriture atteigne des concentrations considérables (20 ppm de Cd) pour que l'animal s'enrichisse en ce métal. Les résultats de ces auteurs ne permettent pas de préciser la part à attribuer à chacune des deux voies d'intoxication, mais il semble que chez les poissons, l'accumulation directe du Cd

soit au moins aussi importante que l'accumulation indirecte.

En ce qui concerne le mercure, il ressort de manière indiscutable des expériences de HANNERZ (1968) que chez les poissons, ce métal est accumulé de manière plus importante à partir de l'eau qu'à partir de la nourriture qu'ils ingèrent. De même, sur la base de calculs effectués à partir d'observations *in situ*, JERNELÖV et LANN (1971) estiment que la part de la concentration en Hg due à une absorption à partir de l'eau est de l'ordre de 50 % de la concentration totale du brochet, et de plus de 90 % chez les poissons consommés par celui-ci.

Enfin, les expériences que l'un d'entre nous (BOUQUEGNEAU, 1975 et Math Modelsea 1975) a réalisées au niveau d'*Anguilla* et de *Myoxocephalus scorpius* montrent que ces poissons, non nourris, accumulent des quantités importantes de mercure, qu'il soit sous forme de $HgCl_2$ ou de CH_3HgCl , et ce, pour des concentrations aussi faibles que 1 ppb de Hg dans l'eau de mer. D'autres expériences (BOUQUEGNEAU, 1975 et Math Modelsea 1974), réalisées à des concentrations en mercure et à des temps d'intoxication semblables à ceux utilisés par AUBERT et ses collaborateurs, au niveau de la chaîne de type benthique (AUBERT et al, 1975 - voir plus haut) montrent que, suite à une simple intoxication directe, *Anguilla anguilla* et *Myoxocephalus scorpius* présentent des concentrations en Hg du même ordre de grandeur que celles des *Scorpaena porcus* qui, lors des expériences d'AUBERT, ont subi en même temps les deux types d'intoxication. Ceci montre une fois de plus la faible part prise par l'alimentation dans l'accumulation du mercure par les poissons.

1.5.- Tentative d'estimation des flux entrants et sortants de métaux lourds dans les compartiments poissons de la Mer du Nord

1.5.1.- Accumulation du mercure chez le merlan

Cette tentative a été réalisée au niveau de merlans (*Merlangus merlangus* L.) mâles ou immatures d'une longueur de 16 à 20 cm provenant de la zone côtière belge de la Mer du Nord et s'appuie sur les données de DE CLERCK et al (1974), DE CLERCK (1975), JERNELÖV et LANN (1971), BOUQUIAUX et HERMAN (Math Modelsea 1973), HERMAN et BOUQUIAUX (Math Modelsea 1974), BOUQUEGNEAU (1975) ainsi que sur des données non publiées de F. REDANT.

Les résultats de DE CLERCK et al (1974) montrent que la charge en mercure des merlans mâles pêchés le long de la côte belge augmente en fonction de la longueur du poisson selon la relation

$$y = 8.8.10^{-3}.x - 23.10^{-3}$$

où y représente la charge en Hg du poisson exprimée en ppm (poids frais) et x représente la longueur du poisson exprimée en cm.

On peut, d'après cette relation, constater que la croissance des merlans de 16 cm à 20 cm s'accompagne en moyenne d'une augmentation de leur teneur en mercure de 0.0352 ppm (0.1178 ppm pour les merlans de 16 cm et 0.1530 ppm pour les merlans de 20 cm).

D'après DE CLERCK (1975), on peut estimer qu'il faut une période de l'ordre de 146 jours pour observer un tel accroissement de taille chez ces poissons.

Comme les merlans pèsent en moyennent 33g à 16 cm et 64g à 20 cm (REDANT, communication personnelle), on peut estimer que, en 146 jours, des merlans pesant 64g et mesurant 20 cm ont fixé une quantité nette de mercure égale à

$$(0.1530 \frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \times 64\text{g}) - (0.1178 \frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \times 33\text{g}) = 5.9046 \text{ g de Hg, soit}$$

$$\frac{5.9046}{64 \times 146} = 0.00063 \mu\text{g de Hg accumulé/g de poisson et par jour.}$$

Etant donné que chez les poissons, la demi-vie d'élimination du Hg et principalement du CH_3Hg^+ est extrêmement longue et de l'ordre de 700 jours (JÄRVENPÄÄ et al, 1970), nous avons estimé à 0.00014 μg la quantité moyenne de Hg excrétée par g de merlan et par jour.

En conséquence, on peut calculer le flux entrant total (d'origine directe + d'origine indirecte) comme étant égal à

$$0.00063 + 0.00014 = 0.00077 \mu\text{g de Hg/jour et par g de poisson.}$$

Quelle est dès lors la part due à l'accumulation à partir de la nourriture et celle due à l'absorption directe à partir de l'eau ?

Tout d'abord, voyons quelle est la teneur en Hg des aliments ingérés par les merlans. Ceux-ci ont un régime alimentaire constitué notamment

de crevettes (principalement *Crangon crangon*). Celles-ci représentent 31 % du poids total de la nourriture ingérée et le reste (69 %) est essentiellement constitué de *Portunus holsatus* et de *Gobius minutus* (REDANT, communication personnelle). Nous avons postulé que ces deux espèces étaient consommées en quantité égale, ce qui ne peut provoquer d'erreur importante étant donné la similitude de leur charge en mercure.

D'après DE CLERCK et al (1974), les crevettes *Crangon crangon* pêchées le long de la côte belge contiennent en moyenne 0.10 ppm de Hg, et d'après VANDERSTAPPEN (I.R.C., résultats non publiés), *Portunus holsatus* et *Gobius minutus* en contiennent respectivement 0.07 et 0.06 ppm. Il s'ensuit que la nourriture ingérée par les merlans contiennent en moyenne

$$\frac{0.1 \times 31}{100} + \frac{0.07 \times 34.5}{100} + \frac{0.06 \times 34.5}{100} = 0.076 \text{ ppm de Hg (poids frais).}$$

Suite à l'analyse du contenu stomacal des merlans, on sait que celui-ci représente 2.2 % du poids total de l'animal, avec un temps de résidence égal à 2 jours (REDANT, communication personnelle). En conséquence, le merlan ingère par voie alimentaire une quantité égale à

$$\frac{2.2 \times 0.076}{100 \times 2} = 0.00083 \text{ } \mu\text{g de mercure/g de poisson et par jour.}$$

A partir d'expériences effectuées en laboratoire, on sait que les poissons prédateurs ont tendance à accumuler entre 10 et 15 % (admettons 12.5) du mercure présent dans leurs proies (JERNELOV et LANN, 1971). Il en résulte que le merlan accumule par voie alimentaire en moyenne

$$\frac{0.00083 \times 12.5}{100} = 0.00010 \text{ } \mu\text{g de Hg/g de poisson et par jour.}$$

Etant donné que le merlan accumule journalièrement une quantité effective de 0.00063 μg de Hg/g de poisson, quantité qui résulte d'un flux entrant total de 0.00077 μg et d'un flux sortant de 0.00014 μg , il s'ensuit que le flux entrant de Hg à partir de l'eau est égal à

$$0.00077 - 0.00010 = 0.00067 \text{ } \mu\text{g de Hg.}$$

En postulant que l'élimination du mercure se fait de la même manière,

que celui-ci ait été accumulé par voie directe ou indirecte, l'accumulation effective de mercure par voie directe est égale à

$$0.00067 - \frac{0.00014 \times 67}{77} = 0.00055 \text{ g de Hg accumulé par jour par g de}$$

poisson, ce qui est tout à fait compatible avec nos résultats expérimentaux obtenus chez *Anguilla anguilla* (voir fig.1 d'après BOUQUEGNEAU, 1975).

L'ensemble de nos calculs est repris schématiquement dans la fig.2.

1.5.2.- Accumulation du mercure chez le cabillaud

Nous avons effectué des calculs semblables au niveau du cabillaud *Gadus morrhua* à partir des données suivantes :

- Teneur en mercure des poissons : 0.115 ppm (I.R.C., 1975)
- Teneur en mercure du contenu stomacal : 0.083 ppm (I.R.C., 1975)
- D'après DE CLERCK et al (1974), cette teneur en mercure des cabillauds correspond à des poissons d'une grandeur de l'ordre de 45 cm. Nous avons fait nos calculs sur la base de la croissance de cette espèce de 40 à 50 cm.
- Pour passer de 40 à 50 cm, il faut environ 180 jours (DE CLERCK, 1975) et le poids moyen des cabillauds est respectivement égal à 666 et à 1300 g, la ration journalière étant en moyenne de l'ordre de 1.15 % du poids de l'animal (DAAN, 1973).
- L'accumulation correspondante de mercure est obtenue par l'équation

$$y = 2.4 \cdot 10^{-3} x + 33 \cdot 10^{-3} \text{ (DE CLERCK et al, 1974).}$$

Les résultats obtenus, consignés dans la fig.3, sont les suivants :

Flux entrant total journalier : $73 \cdot 10^{-5}$ µg Hg/g/jour.

Accumulation journalière nette: $59 \cdot 10^{-5}$ " "

Accumulation indirecte : $12 \cdot 10^{-5}$ " "

Accumulation directe : $61 \cdot 10^{-5}$ " "

Vitesse d'accumulation directe: $49 \cdot 10^{-5}$ " "

ce qui est également compatible avec nos résultats expérimentaux chez l'anguille (fig.1).

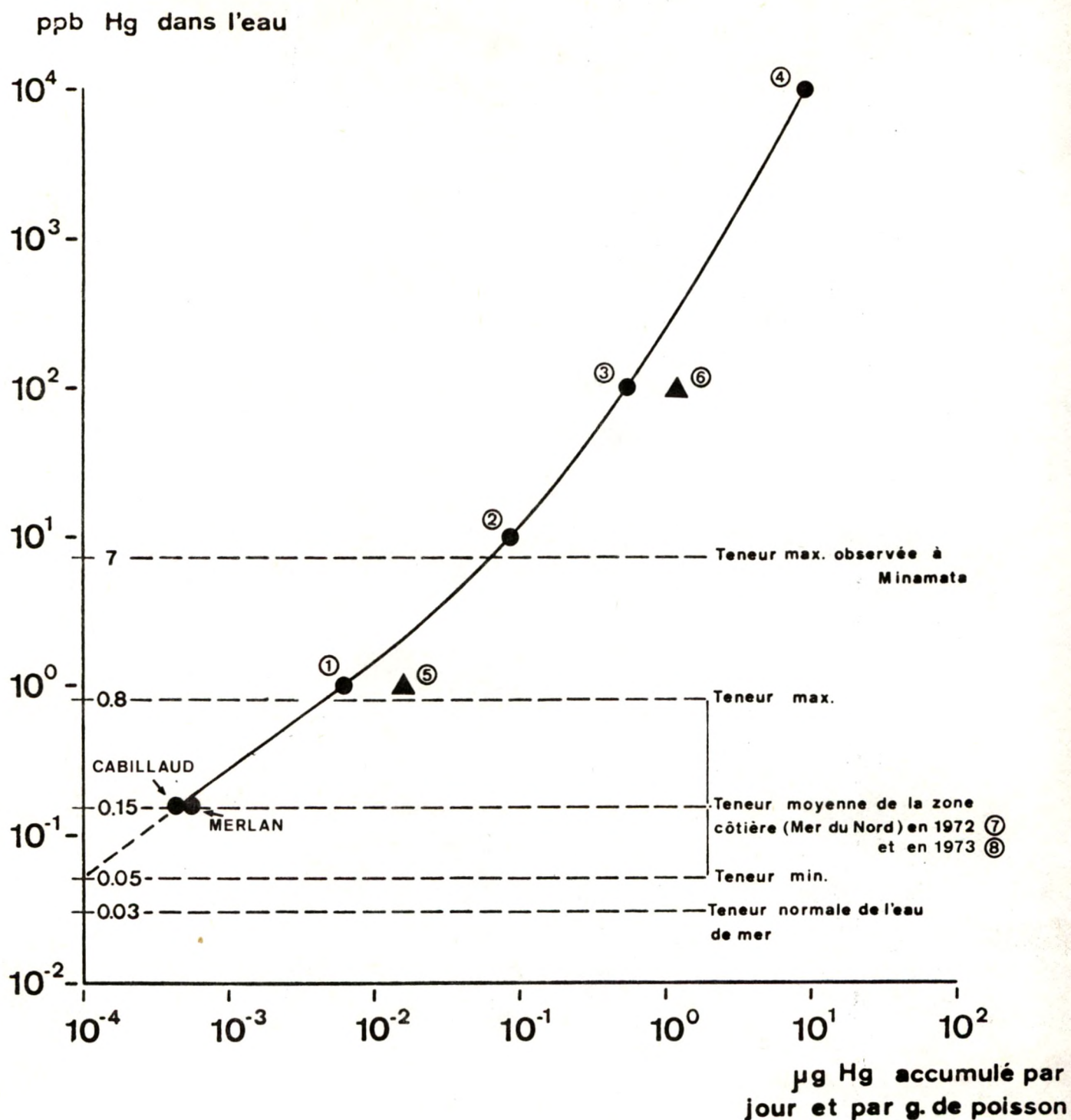


Fig.1. : Vitesse d'accumulation directe du mercure par l'anguille (résultats expérimentaux, d'après BOUQUEGNEAU, 1975b : points 1,2,3,4,5 et 6), par le merlan et le cabillaud (valeurs calculées) en fonction de la concentration en mercure dans l'eau de mer (ronds : sous forme de $HgCl_2$; triangles : sous forme de CH_3HgCl).

7 : d'après BOUQUIAUX et HERMAN (Math Modelsea, 1973)

8 : d'après HERMAN et BOUQUIAUX (Math Modelsea, 1974)

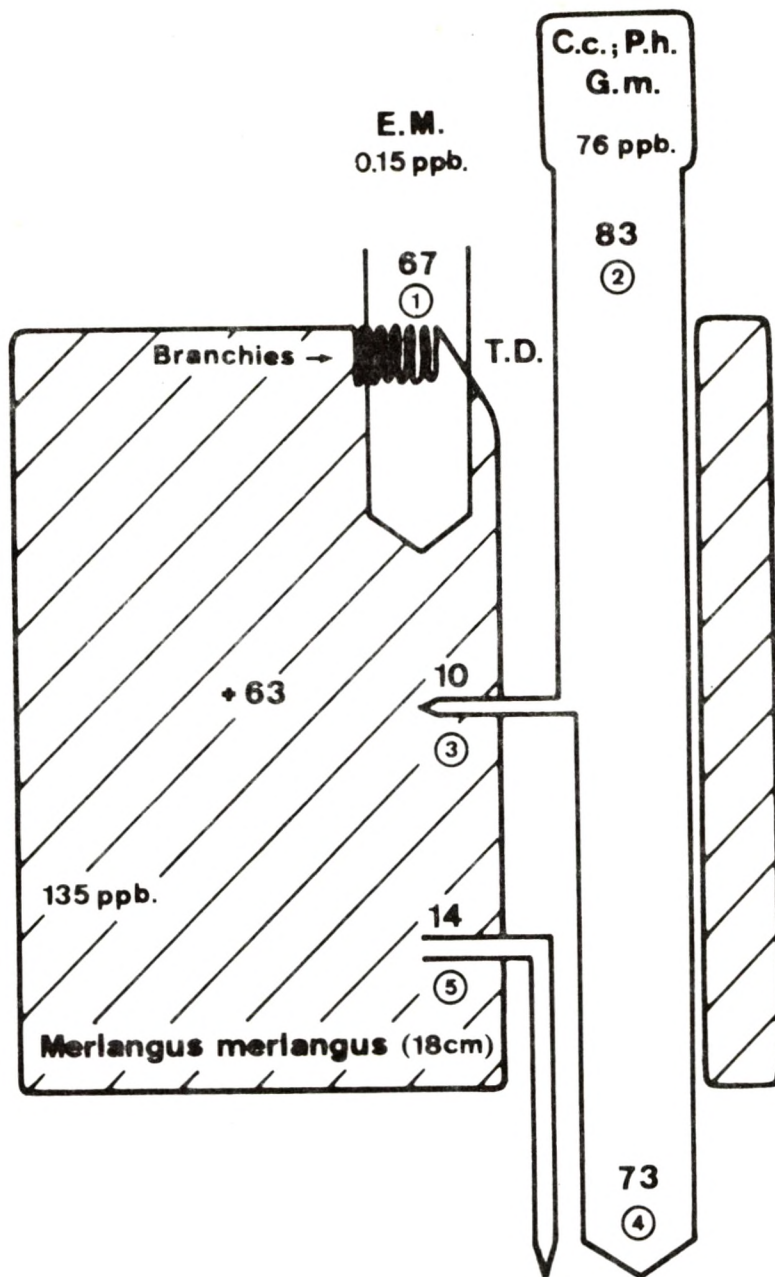


Fig.2. : Accumulation journalière de mercure chez *Merlangus merlangus* vivant dans la zone côtière belge.

Les concentrations sont exprimées en ppb (poids frais). Les flux sont exprimés en 10^{-5} $\mu\text{g Hg/g}$ de poids frais et par jour.

- 1 Quantité de mercure entrée à partir de l'eau.
- 2 Quantité de mercure contenue dans l'alimentation.
- 3 Quantité de mercure assimilée à partir de l'alimentation.
- 4 Quantité de mercure non assimilée à partir de l'alimentation.
- 5 Quantité de mercure excrétée par le poisson.

EM = eau de mer ; C.c. = *Crangon crangon* ; P.h. = *Portunus holsatus* ; G.m. = *Gobius minutus*.

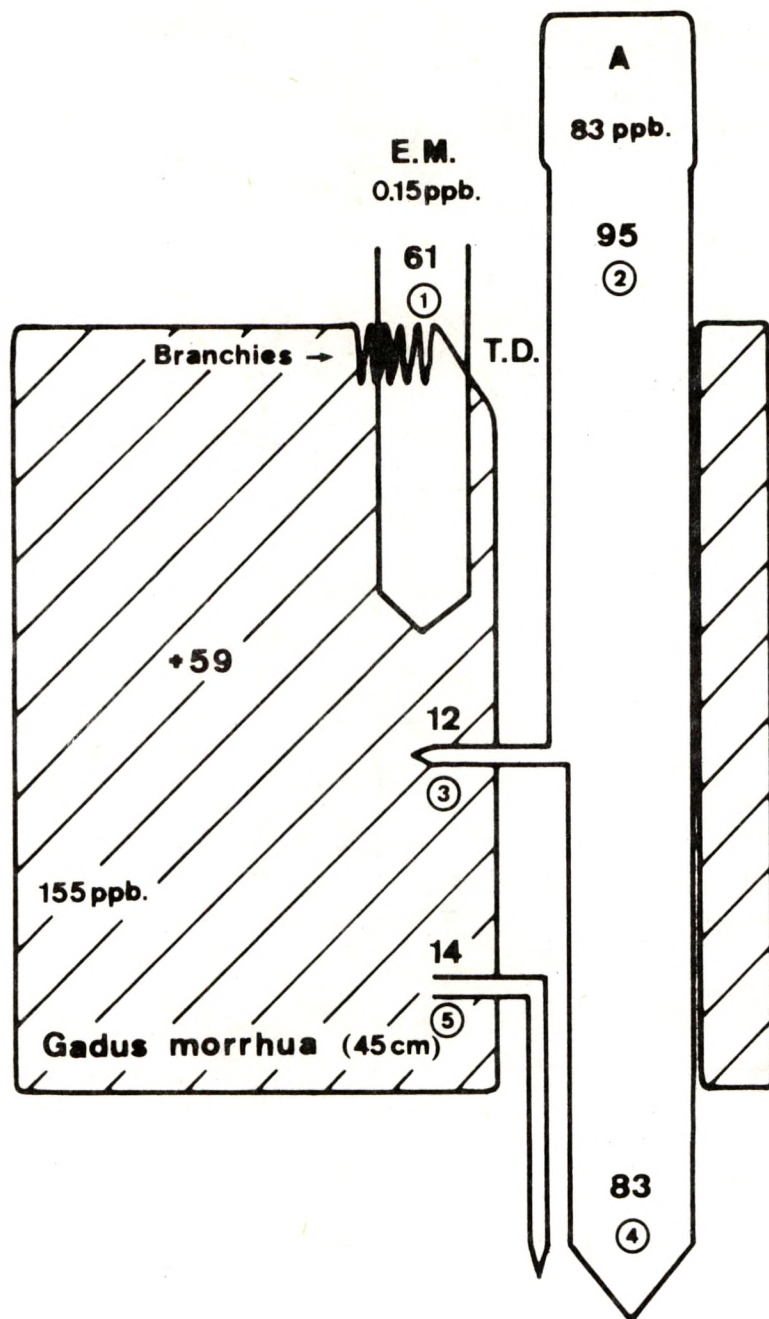


Fig.3. : Accumulation journalière de mercure chez *Gadus morrhua* vivant dans la zone côtière belge.

Les concentrations sont exprimées en ppb (poids frais). Les flux sont exprimés en 10^{-5} $\mu\text{g Hg/g}$ de poids frais et par jour.

- 1 Quantité de mercure entrée à partir de l'eau.
- 2 Quantité de mercure contenue dans l'alimentation.
- 3 Quantité de mercure assimilée à partir de l'alimentation.
- 4 Quantité de mercure non assimilée à partir de l'alimentation.
- 5 Quantité de mercure excrétée par le poisson.

EM = eau de mer

A = aliments.

1.6.- Discussion

Les schémas d'accumulation journalière de mercure chez *Merlangus merlangus* et chez *Gadus morrhua* vivant dans la zone côtière belge doivent certes encore être considérés comme hypothétiques et basés sur un nombre important de données de la littérature ne s'appliquant pas directement à notre problème. Néanmoins, ces schémas constituent une première approche vraiment quantitative de la connaissance des flux de transfert de mercure dans les compartiments "poissons" de la Mer du Nord et, comme nous l'avons déjà signalé, ils sont à la fois en accord avec les observations réalisées *in situ* (DE CLERCK et al, 1974 ; I.R.C., 1975) et avec les données expérimentales de la littérature.

De l'examen des schémas des fig.2 et 3, il ressort que les flux de mercure sont du même ordre de grandeur chez les deux espèces étudiées. Il y apparaît qu'environ 85 % de la charge en mercure du poisson résulte d'une absorption directe de polluant à partir de l'eau.

Le rôle de la teneur en mercure de la nourriture dans les phénomènes de transfert de polluants dans l'écosystème marin est cependant loin d'être négligeable étant donné que, outre le fait que 15 % de la charge en mercure du poisson résulte de la nourriture ingérée, une quantité importante de polluant transite dans le tube digestif et en ressort sous forme de déjections dont la teneur en mercure est fortement concentrée par rapport à celle des proies. Ces déjections seront vraisemblablement appelées à enrichir fortement la charge en mercure des sédiments et, sans doute dans une mesure beaucoup moindre, celle de l'eau.

Enfin, les fig.2 et 3 nous fournissent une explication évidente du fait qu'on n'observe pas nécessairement d'enrichissement en métal d'un échelon à l'autre d'une chaîne alimentaire : le flux entrant de mercure à partir de la nourriture est inférieur au flux sortant résultant des mécanismes excréteurs de ce polluant.

Nous terminerons ce chapitre en commentant quelque peu la fig.1 qui représente une cinétique d'accumulation directe du mercure chez les poissons en fonction de la teneur en Hg de l'eau. Les points expérimentaux de la cinétique (points d'ordonnée 10^0 , 10^1 , 10^2 et 10^4) ont été obtenus à

partir d'intoxication par du chlorure mercurique. Or, on ignore sous quelle forme se trouve le mercure dans l'eau de la zone côtière belge de la Mer du Nord. Il est cependant raisonnable d'imaginer que le mercure est partiellement sous cette forme, partiellement sous forme de méthylmercure qui est accumulé de l'ordre de deux fois plus rapidement que le Hg^{++} (cf. triangles noirs de la fig.1), mais aussi partiellement sous forme complexée à des particules organiques, forme sous laquelle le mercure serait accumulé environ deux fois moins rapidement que le Hg^{++} (voir expériences d'AUBERT citées plus haut). Dans l'ignorance des proportions de ces trois formes de polluant dans l'eau, il nous paraît donc raisonnable de considérer que la courbe obtenue à partir du polluant accumulé à une vitesse moyenne est la plus fiable et dès lors d'utiliser la courbe de la fig.1 comme susceptible de prédire, en première approximation, l'effet d'une augmentation de la teneur en mercure dans l'eau de mer sur le compartiment poisson.

Conclusions

Quelle est la destinée d'un apport de métal lourd en mer ?

Répondre à cette question d'un point de vue qualitatif est simple, mais d'un point de vue quantitatif, la réponse est beaucoup plus complexe, voire impossible au stade actuel de nos connaissances, étant donné d'abord le nombre fort restreint de données existantes, mais aussi la complexité des écosystèmes et le fait que les espèces qui les composent répondent de manière fort variable à l'apport de tels polluants.

D'un point de vue qualitatif, le sel de métal lourd dissous va pour une large part se complexer à de la matière organique et ce généralement au niveau de sites particuliers comme par exemple les groupes -SH qui ont une très grande affinité pour les métaux. Certaines protéines, appelées métallothionéines, contenant un grand nombre de résidus de cystéine et semblant exister à tous les échelons du monde marin (voir pour les mammifères marins et les poissons : OLAFSON et THOMPSON, 1974 et BOUQUEGNEAU et al, 1975 ; pour les invertébrés : NOËL-LAMBOT, 1976 ; pour les algues, MacLEAN et al, 1972), constituent un point de fixation important des métaux lourds (Hg, Cd, Cu et Zn) dans la matière vivante. Il existe bien sûr beaucoup d'autres substances qui les complexent.

En mer, ces phénomènes de complexation ont lieu :

- . pour une part, dans la matière organique présente dans l'eau,
- . pour une part, au niveau des surfaces des organismes vivants : c'est le phénomène d'adsorption. Son importance sera d'autant plus grande que le rapport surface/poids de l'organisme considéré sera grand. C'est le cas par exemple du plancton qui est connu comme un grand fixateur de métaux lourds,
- . pour une part dans les tissus : c'est le phénomène d'absorption.

Au premier échelon de la chaîne trophique, l'absorption se fait directement à partir de l'eau, mais dans les échelons supérieurs, à cette accumulation directe s'ajoute une accumulation par la voie alimentaire. Ce deuxième type d'absorption n'a pas nécessairement pour effet un phénomène de concentration d'un échelon à l'autre de la chaîne alimentaire, et ce pour

plusieurs raisons :

- 1° le taux d'assimilation des métaux lourds, et principalement des métaux lourds non essentiels (Hg, Cd et Pb) est faible.
- 2° la vitesse d'accumulation directe du polluant et sa vitesse d'élimination peuvent varier très fort d'une espèce à l'autre.
- 3° dans les premiers échelons, l'adsorption des métaux lourds est particulièrement importante. Or, ce phénomène s'ajoute à celui d'absorption lorsqu'on dose la concentration en polluant d'un organisme.

Les parts relatives dues à l'accumulation directe et à l'accumulation indirecte dans les phénomènes d'absorption sont très discutées.

Il se dégage de notre revue de la littérature que

- . pour les métaux essentiels (oligoéléments : Fe, Zn, Cu, etc...), la part due à l'intoxication par voie alimentaire serait la plus importante,
- . pour les autres (Hg, Cd), la part due à l'absorption directe serait prépondérante.

Le faible taux d'assimilation des métaux lourds appelle une remarque fort importante : il a pour conséquence une augmentation de la concentration en polluant des fèces en regard de leur concentration dans l'organisme proie et de ce fait provoque à plus ou moins long terme un enrichissement important du stock de métaux lourds dans les sédiments et par suite un risque de contamination des populations benthiques.

Signalons également dans cet ordre d'idée l'existence chez les téléostéens de corpuscules intestinaux capables de concentrer de manière extraordinaire le cadmium présent dans l'eau de mer (LAMBOT, Math Modelsea 1975).

Du point de vue quantitatif, comme nous l'avons signalé, le problème est beaucoup plus complexe. Néanmoins, dans le cas du transfert du mercure dans les poissons, nous avons réuni suffisamment de données pour présenter un modèle quantitatif du flux de mercure dans ces organismes, modèle compatible avec les observations effectuées *in situ* au cours du programme d'étude de la pollution en Mer du Nord. De nouveaux efforts devraient être réalisés dans ce sens au niveau des autres compartiments de l'écosystème marin.

Références

- AUBERT, M., BITTEL, R., LAUMOND, F., ROMEO, M., DONNIER, B. & BARELLI, M., (1972). Utilisation d'une chaîne trophodynamique de type pélagique pour l'étude des transferts des pollutions métalliques. *Rev. intern. Océanogr. méd.* 28, 27-52.
- AUBERT, M., BITTEL, R., LAUMOND, F., ROMEO, M., DONNIER, B. & BARELLI, M., (1974). Utilisation d'une chaîne trophodynamique de type néritique à mollusque pour l'étude des transferts des polluants métalliques. *Rev. intern. Océanogr. méd.*, 33, 7-29.
- AUBERT, M., BITTEL, R., LAUMOND, F., BARELLI, M., GAUTHIER, M., DONNIER, B. & ROMEO, M. (1975). Utilisation d'une chaîne trophodynamique de type benthique pour l'étude des transferts des polluants métalliques. *Rev. intern. Océanogr. méd.*, 39-40, 117-151.
- BACHE, C.A., GUTENMAN, W.H. & LISK, D.J. (1971). Residues of total mercury and methylmercuric salts in lake trout as a function of age. *Science*, 172, 951-952.
- BAPTIST, J.P. & LEWIS, C.W., (1969). Transfer of ^{65}Zn and ^{51}Cr through an estuarine food chain. In : *Symposium on radioecology. Proceedings of the 2nd national symposium*, Ann Arbor, Michigan, 1967, eds D.J. Nelson and F.C. Evans, 420-30. United States Atomic Energy Commission. Conf. 670503.
- BENAYOUN, G., FOWLER, S.W. & OREGIONI, B. (1974). Flux of cadmium through Euphausiids. *Mar. Biol.*, 27, 205-212.
- BOOTHE, P.B. & KNAUER, G.A., (1972). The possible importance of fecal material in the biological amplification of trace and heavy metals. *Limnol. Oceanogr.*, 17, 270-274.
- BOUQUEGNEAU, J.M., (1971). Osmoregulation in HgCl_2 intoxicated eels. *Belgian Nat. R.D. Progr. Environment - Water - Sea Project - Technical Report Biol.Labo 01*.
- BOUQUEGNEAU, J.M., Math. Modelsea, 1973, Fisheries Improvement and Hydrography, International Council for Exploration of the Sea, E19.
- BOUQUEGNEAU, J.M., (1973). Etude de l'intoxication par le mercure d'un poisson téléostéen *Anguilla anguilla*. I. Accumulation du mercure dans les organes. *Bull. Soc. Roy. Sc. Lge*, 9-10, 440-446.
- BOUQUEGNEAU, J.M., Math. Modelsea, 1974, Fisheries Improvement and Hydrography, International Council for Exploration of the Sea, C:1.
- BOUQUEGNEAU, J.M., Math. Modelsea, 1975. Fisheries Improvement and Hydrography, International Council for Exploration of the Sea, C:21.
- BOUQUEGNEAU, J.M., (1975). L'accumulation du mercure et ses effets physiologiques chez *Anguilla anguilla* et *Myoxocephalus scorpius*. *Thèse de doctorat, Université de Liège - Belgique*.
- BOUQUEGNEAU, J.M., GERDAY, Ch. & DISTECHE, A., (1975). Fish mercury-binding thionein related to adaptation mechanisms. *Febs Letters*, 55, 173-177.

- BRYAN, G.W., (1967). The metabolism of Zn and ^{65}Zn in crabs, lobsters and freshwater crayfish. In : *Radioecological concentration processes*. Proceedings of the international symposium, Stockholm, 1966, eds B. Aberg & F.P. Hungate, 1005-16. Oxford : Pergamon Press.
- BURKETT, R.D., (1974). The influence of temperature on uptake of methylmercury-203 by bluntnose minnows, *Pimephales notatus* (Rafinesque). *Bull. environ. Contam. Toxicol.*, 12, 703-709.
- CROSS, F.A., HARDY, L.H., JONES, N.Y. & BARBER, R.T., (1973). Relation between total body weight and concentrations of manganese, iron, copper, zinc, and mercury in white muscle of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) and a bathyl-demersal fish *Antimora rostrata*. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 30, 1287-1291.
- CROSS, F.A. & BROOKS, J.H. in press. Concentrations of Mn, Fe and Zn in estuarine fish. In : *Radionuclides in ecosystems*, 3rd National Symposium on Radioecology, Oak Ridge, Tennessee, 1971, U.S.A.E.C.
- CUMONT, G., VIALLEX, G., LELIEVRE, H. & BOBENRIETH, P., (1972). Contamination des poissons de mer par le mercure. *Rev. intern. Océanogr. méd.*, 28, 95-127.
- DAAN, N., (1973). A quantitative analyse of the food intake of North Sea cods *Gadus morrhua*. *Neth. J. of Sea Research*, 6, 479-517.
- DE CLERCK, R., VANDERSTAPPEN, R. & VYNCKE, W., (1974). Mercury content of fish and shrimps caught off the belgian coast. *Ocean Manag.*, 2, 117-126.
- DE CLERCK, R., (1975). Studie van de vis- en garnaalpopulaties in de visgronden van het "Westdiep" gedurende de periode mei 1970 - mei 1972. Mededelingen van het Rijksstation voor Zeevisserij (C.L.O. Gent). Publikatie nr 99.
- DE GROOT, A.J., (1973). Occurrence and behaviour of heavy metals in river deltas, with special reference to the Rhine and Ems rivers. In : *North Sea Science*, NATO North Sea Science Conference Aviemore, Scotland 15-20 November 1971, ed. Edward D. Goldberg, MIT Press.
- FOWLER, S.W., SMALL, L.F. & DEAN, J.M., (1969). Metabolism of Zn-65 in euphausiids. D.J. Nelson et F.C. Evans (eds), Proc. 2nd Nat. Radioecol. Symp. U.S. A.E.C. Publ. Conf 670503. TID-4500, 399-411.
- FRANKENBERG, D. & SMITH, K.L.Jr, (1967). Coprophagy in marine animals. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 443-450.
- HANNERZ, L., (1968). Experimental investigations on the accumulation of mercury in water organisms. *Rep. Inst. Freshwater Res., Sweden*, 48, 120-175.
- HAVRE, G.N., UNDERDAL, B. & CHRISTIANSEN, C., (1972). The content of lead and some other heavy elements in different fish species from a fjord in western Norway. International Symposium Amsterdam, October 2-6, Commission des Communautés Européennes.
- HERMAN, P. & VANDERSTAPPEN, R., (1974). Rapport d'avancement des travaux : Etude de la contamination en métaux lourds des poissons et crustacés et autres classes marines, *Belgian Nat.R.D. Progr. Environment - Water - Sea Project*.

- HOSS, D.E., (1964). Accumulation of zinc-65 by flounder of the genus *Paralichthys*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 93, 364-368.
- HUCKABEE, J.W., FELDMAN, C. & TALMI, Y., (1974). Mercury concentrations in fish from the great smoky mountains national park. *Analytica chim. Acta*, 70, 41-47.
- I.R.C., (1975). Contamination des poissons, crustacés de mer et autres organismes marins. Ministère de l'Agriculture - Institut de Recherches Chimiques - Tervuren, M15, Décembre 1975. Tech. Rep. CIPS 1975/3.
- JÄRVENPÄÄ, T., TILLANDER, M. & MIETTINEN, J.K., (1970). Methylmercury : half-time of elimination in flounder pike and eel. FAO Technical Conference on marine pollution and its effects on living resources and fishing, Rome, Italy, 9-18 December.
- JERNELOV, A. & LANN, H., (1971). Mercury accumulation in food chains. *Oikos*, 22, 403-406.
- JENNINGS, C.D., (1968). Iron-55 in pacific organisms. Ph.D.thesis, Oregon State University, 81 pp.
- JOHANNES, R.E. & SATOMI, M., (1966). Composition and nutritive value of fecal pellets of a marine crustacean. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 443-450.
- JOHNELS, A.G., WESTERMARK, T., BERG, W., PERSSON, P.I. & SJÖSTRAND, B., (1967). Pike (*Esox lucius* L.) and some other aquatic organisms in Sweden as indicators of mercury contamination in the environment. *Oikos*, 18, 323-333.
- KARHAUSEN, L.R., (1973). L'absorption intestinale du cadmium et du mercure. Colloque européen sur les problèmes posés par la contamination de l'homme et de son milieu par le Hg et le Cd. Luxembourg, juillet 1973.
- KNAUER, G.A. & MARTIN, J.H., (1972). Mercury in a marine pelagic food chain. *Limnol. Oceanogr.*, 17, 868-876.
- KUMADA, H., KIMURA, S., YOKOTE, M. & MATIDA, Y., (1972). Acute and chronic toxicity, uptake and retention of cadmium in freshwater organisms. *Bull. Freshwater Fish. Res. Lab.*, 22, 157-165.
- LEATHERLAND, T.M., BURTON, J.D., CULKIN, F., McCARTNEY, M.J. & MORRIS, R.J., (1973). Concentrations of some trace metals in pelagic organisms and of mercury in Northeast Atlantic Ocean water. *Deep-Sea Res.*, 20, 679-685.
- LJUNGGREN, K., SJÖSTRAND, B., JOHNELS, A.G., OLSSON, M., OTTERLIND, G. & WATERMARK, T., (1970). Presented at the IAEA symposium on the use of nuclear techniques in the measurement and control of environmental pollution. Salzburg, Austria, October 1970. Cité par V. Riihimäki dans : *Study on the hazards of persistent substances in water - Draft document on cadmium* - Institute of Occupational Health, Helsinki.

- LOVETT, R.J., GUTENMAN, W.H., PAKKALA, I.S., YOUNGS, W.D., LISK, D.J., BURDICK, G.E. & HARRIS, E.J., (1972). A survey of the total cadmium content of 406 fish from 49 new york state fresh waters. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 29, 1283-1290.
- MACLEAN, F.I., LUCIS, O.J., SHAIKH, Z.A. & JANSZ, E.R., (1972). The uptake and subcellular distribution of Cd and Zn in microorganisms. *Fedn. Proc. Fedn. Am. Socs exp. Biol*, 31, 699.
- MACLEOD, J.C. & PESSAH, E., (1973). Temperature effects on mercury accumulation, toxicity, and metabolic rate in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Fish. Res. Bd Can.*, 30, 485-492.
- MARTIN, J.H., (1970). The possible transport of trace metals via moulted copepod exoskeletons. *Limnol. Oceanogr.*, 15, 756-761.
- MATHIS, B.J. & CUMMINGS, T.F., (1973). Selected metals in sediments, water, and biota in the Illinois river. *J. Wat. Poll. Control*, 45, 1573-1583.
- MATHIS, B.J. & KEVERN, N.R., (1973). Distribution of mercury, cadmium, lead and thallium in a eutrophic lake. Michigan State University - Institute of Water Research, Michigan 48823. Technical Report n° 34.
- Math Modelsea, 1973, Fisheries Improvement and Hydrography, International Council for Exploration of the Sea, E19.
- Math Modelsea, 1974, Fisheries Improvement and Hydrography, International Council for Exploration of the Sea, C:1.
- Math Modelsea, 1975, Fisheries Improvement and Hydrography, International Council for Exploration of the Sea, C:21.
- MULLIN, J.B. & RILEY, J.P., (1956). The occurrence of cadmium in seawater and in marine organisms and sediments. *J. Mar. Res.*, 15, 103-122.
- NOËL-LAMBOT, F., (1976). Distribution of cadmium, zinc and copper in the mussel *Mytilus edulis*. Existence of cadmium-binding proteins similar to metallothioneins. *Experientia*, 32, 324-326.
- NUORTEVA, P. & HÄSÄNEN, E., (1971). Observations on the mercury content of *Myoxocephalus quadricornis* (L.) (Teleostei, Cottidae) in Finland. *Ann. Zool. Fennici*, 8, 331-335.
- OLSON, K.R., BERGMAN, H.L. & FROMM, P.O. (1973). Uptake of methyl mercuric chloride and mercuric chloride by trout : a study of uptake pathways into the whole animal and uptake by erythrocytes in vitro. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 30, 1293-1299.
- OLAFSON, R.W. & THOMPSON, J.A.J., (1974). Isolation of heavy metal binding proteins from marine vertebrates. *Mar. Biol.*, 28, 83-86.
- PEDEN, J.D., CROTHERS, J.H., WATERFALL, C.E. & BEASLEY, J., (1973). Heavy metals in Somerset marine organisms. *Mar. Poll. Bull.*, 4, (1), 7-10.
- PENTREATH, R.J., (1973a). The accumulation and retention of ⁶⁵Zn and ⁵⁴Mn by the plaice, *Pleuronectes platessa* L. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 12, 1-18.

- PENTREATH, R.J., (1973b). The accumulation and retention of ^{59}Fe and ^{58}Co by the plaice, *Pleuronectes platessa* L. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 12, 315-326.
- PENTREATH, R.J., (1973c). The accumulation from sea water of ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{58}Co and ^{59}Fe by the thornback ray, *Raja clavata* L. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 12, 327-334.
- PENTREATH, R.J., (1973d). The accumulation from water of ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{58}Co and ^{59}Fe by the mussel *Mytilus edulis* J. *mar. biol. Ass. U.K.*, 53, 127-143.
- PENTREATH, R.J. (1973e). The roles of food and water in the accumulation of radionuclides by marine teleost and elasmobranch fish. Reprint from : *Radioactive contamination of the marine environment*. International Atomic energy agency, Vienna.
- PERPEET, Ch. & VLOEBERGH, M., (1975). Etude de l'adsorption du mercure sur des particules organiques et inorganiques. *Belgian Nat. R.D. Progr. Environment - Water - Sea Project - Technical Report Biol.Labo 01*.
- PRESTON, A., (1970). Concentrations of iron-55 in commercial fish species from the North Atlantic. *Mar. Biol.*, 6, 345-349.
- RICE, T.R., (1963). Review of zinc in ecology. In : *Radioecology*. Proceedings of the 1st national symposium on radioecology, eds V. Schultz and A.W. Klement, 619-31. New York : Reinhold.
- SAWARD, D., STIRLING, A. & TOPPING, G., (1975). Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. *Mar. Biol.*, 29, 351-361.
- SCOTT, D.P., (1974). Mercury concentration of white muscle in relation to age, growth and condition in four species of fishes from Clay lake, Ontario. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 31, 1723-1729.
- SCOTT, D.P. & ARMSTRONG, F.A.J., (1972). Mercury concentration in relation to size in several species of freshwater fishes from Manitoba and Northwestern Ontario. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 29, 1685-1690.
- SMALL, L.F. & FOWLER, S.W., (1973). Turnover and vertical transport of zinc by the euphausiid *Meganyctiphanes norvegica* in the Ligurian Sea. *Mar. Biol.*, 18, 284-290.
- STEELE, J.H., McINTYRE, A.D., JOHNSTON, R., BAXTER, I.G., TOPPING, G. & DOOLEY, H.D., (1973). Pollution studies in the Clyde sea area. *Mar. Poll. Bull.*, 4, 153-157.
- TATSUMOTO, M. & PATTERSON, C.C., (1963). The concentration of common lead in sea water. In : *J. Geiss et E.D. Goldberg (eds), Earth science and meteorities*. North-Holland, 74-80.
- TONG, S.S.C., (1974). Trace metals in lake Cayuga lake trout (*Salvelinus namaycush*) in relation to age. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 31, 238-239.
- WILLIAMS P.M. & WEISS, H.V., (1973). Mercury in the marine environment : concentration in sea water and in a pelagic food chain. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 30, 293-295.

- WOBESER, G., NIELSEN, N.O., DUNLOP, R.H. & ATTON, F.M., (1970). Mercury concentrations in tissues of fish from the Saskatchewan river. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 27, 830-835.
- YOUNG, M.L., (1975). The transfer of ^{65}Zn and ^{59}Fe along a *Fucus serratus* (L.) \rightarrow *Littorina obtusata* (L.) food chain. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 55, 583-610.