

Chapitre 2

Transport de certains métaux lourds à l'intérieur de l'écosystème marin de la partie Sud du Southern Bight

par

I. ELSKENS

A partir des diagrammes de flux de carbone dans les chaînes trophiques (POLK, 1976), de la détermination du degré de contamination de certains compartiments biologiques - poissons et plancton^{*} -, ainsi qu'à partir des teneurs en métaux de certains compartiments physiques - sédiments, matières en suspension (WOLLAST, 1976 ; HOENIG, 1976) et colonne d'eau (GILLAIN, 1976) - on peut établir un schéma relativement complet de la translocation des métaux lourds à l'intérieur de l'écosystème marin de la partie Sud du Southern Bight. Une approche dans ce sens avait été faite précédemment (ELSKENS, 1974), mais faute de données quantitatives précises concernant les processus de respiration, d'excrétion, etc., les diagrammes obtenus ne permettaient guère de rendre compte des divers flux de recirculation interne.

Les figures présentées sont relativement différentes de celles des diagrammes de flux concernant le carbone ou l'azote (POLK, 1976). En effet, la respiration des organismes vivants ne libère pratiquement pas de métaux dans le milieu ambiant, alors que l'élimination de ces derniers est "cumulée" au niveau des excréments, des cadavres et des fèces ; de plus, une interaction directe avec les compartiments physiques associés (flux de matière en suspension, etc.) paraît évidente. Enfin, il convient de dire que sans le travail des chercheurs qui se sont plus spécialement attachés à élucider certains mécanismes particuliers, cette synthèse eut été impossible par ignorance d'un nombre important de paramètres de commande. Citons spécialement BOUQUEGNEAU et al (voir chapitre précédent) avec une importante compilation de données concernant l'importance relative de la barrière digestive, REDANT (1976) avec l'étude des flux au niveau des poissons démersaux et le recyclage par les prédateurs démersaux, ainsi que PERPEET et VLOEBERGH (voir 2ème partie, chap.7, ^{*} voir respectivement les chap.1 et 3 de la 1ère partie du présent volume.

7.4, du présent volume) avec l'étude des mécanismes d'adsorption du mercure sur des substrats organiques et inorganiques.

Dans ce chapitre, nous nous sommes limités à quelques exemples caractéristiques concernant le Zn et le Hg. On trouvera ailleurs (ELSKENS, 1976) le détail de tous les calculs et des équations fondamentales qui ont permis l'établissement de ces diagrammes, ainsi que les figures correspondant aux autres métaux : Cu, Cd, Pb.

2.1.- Le transport du zinc dans la zone 1S

Quoique les niveaux de contamination des produits de la mer soient souvent très semblables pour les trois zones à régime hydrodynamique différent du réseau d'observation belge, dans le Sud du Southern Bight, il est indispensable de différencier ces zones dans l'établissement des diagrammes des flux concernant les métaux lourds.

En effet, des phénomènes localisés (régions de l'estuaire, zones caractérisées par l'envasement, l'enrichissement du sédiment en matière organique, etc.) jouent un rôle très important dans les interactions entre les divers compartiments du système considéré.

Pour le zinc, les paramètres de base sont les niveaux de contamination du poisson, soit 10,3 ppm (poids frais) et celui du zooplancton, soit 191 ppm (poids frais). Le facteur de transfert dans le sens zooplancton-poisson est donc de l'ordre de 0,054 ainsi que nous l'avons déjà indiqué au chap.3 de la 1ère partie de ce volume.

On sait (WOLLAST, 1976), que la composition de la matière en suspension est fortement influencée par l'apport de matière détritique et que c'est cet apport précisément qui règle la teneur en matière organique de la suspension et par voie de conséquence les teneurs en métaux retenus par celle-ci. La zone 1S se caractérise à ce point de vue par un transfert de matière organique et minérale très important (voir fig.1) venant du Pas de Calais et par un second apport beaucoup plus faible venant de l'Escaut. Connaissant les débits massiques globaux (exprimés en g. mat. sèche/m².an et la composition des deux flux, on peut calculer le flux de matériau détritique (essentiellement constitué par des cellules mortes de phytoplancton) qui rend compte de

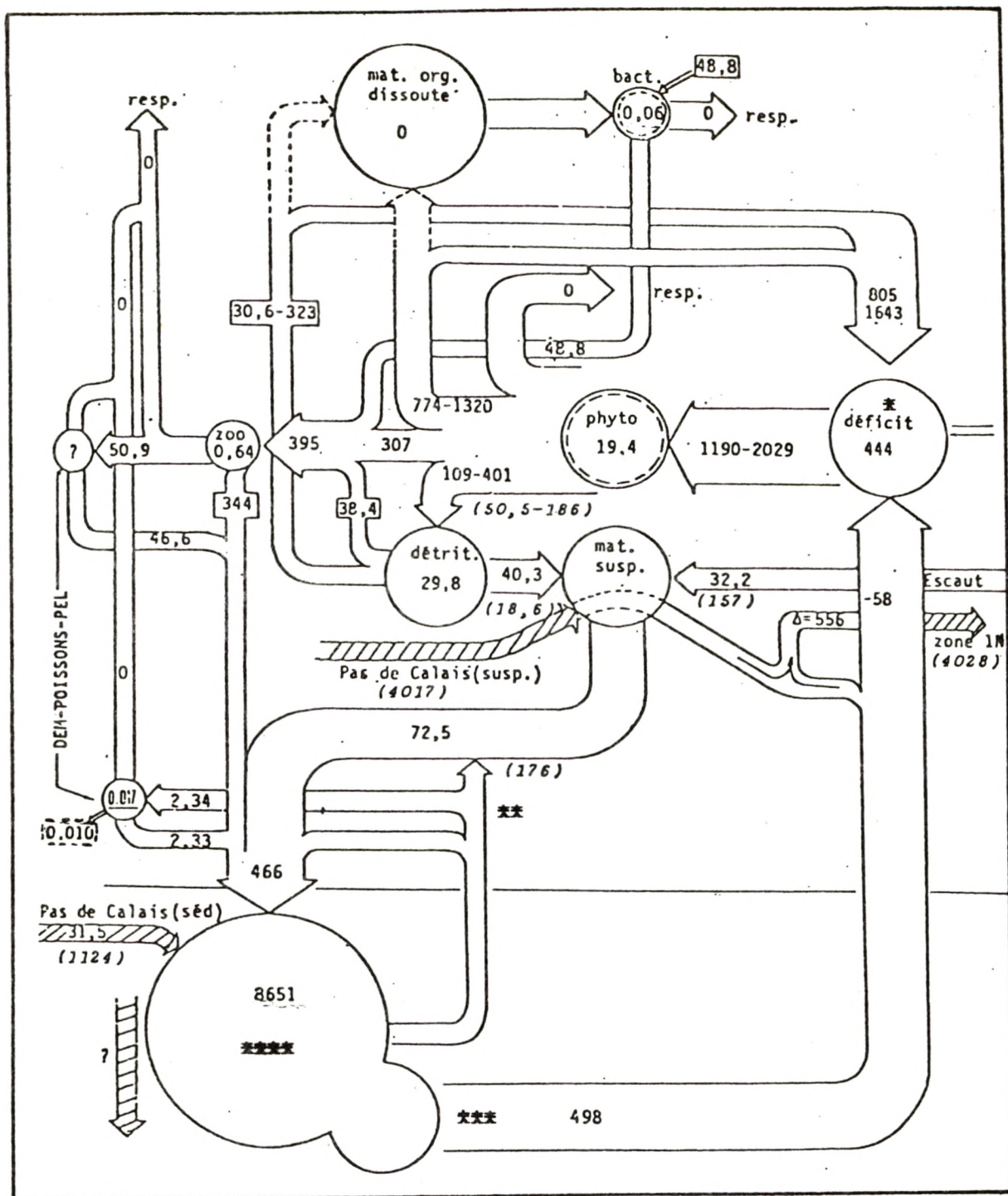


Fig.1. : Transport du zinc à l'intérieur de l'écosystème marin et des compartiments associés de la zone 1S - taux de contamination des biomasses ou des compartiments en mg Zn/m^2 ; flux en $\text{mg Zn/m}^2, \text{an}$.

a. Les chiffres cités entre parenthèses sont des flux totaux en $\text{g.mat.sèche/m}^2.\text{an}$ (matière organique et minérale) ; b. * le déficit concerne la colonne d'eau, la double flèche indique l'existence d'échanges avec les zones voisines ; c. ** flux concernant l'épibenthos ; d. *** mobilisation due à l'activité des microorganismes ; e. **** sédiments organiques, inorganiques et benthos (10 cm d'épaisseur) ; f. les chiffres entourés de rectangles concernent la colonne d'eau ; g. lorsqu'il y a 2 chiffres pour les flux, ils correspondent aux valeurs extrêmes des observations biologiques (POLK, 1976) ; h. 0,010 correspond au prélèvement dû à la pêche.

"l'enrichissement" de la zone 1S par rapport aux deux flux d'entrée. Le bilan total en zinc (valeur moyenne intégrée sur 1 an, pour tenir compte de certaines différences dans les constantes de vitesse des processus impliqués) de la matière en suspension en zone 1S étant connu, on peut alors recalculer la teneur en zinc globale (contamination par absorption et adsorption ; disques en trait pointillé et plein de la fig.1) du compartiment phytoplancton. Une telle démarche nous donne un niveau de contamination de $5410 \mu\text{g Zn/g.C}$ (soit 325 ppm en poids frais) pour le phytoplancton*. Ceci correspond aux observations d'autres auteurs cités par BOUQUEGNEAU et al (voir chapitre précédent) à savoir qu'en milieu pollué ou non, les concentrations les plus élevées en métaux lourds (du moins pour le cuivre et le zinc) sont presque toujours atteintes par les organismes occupant les échelons trophiques inférieurs. Le facteur de transfert pour le zinc dans le sens phytoplancton-zooplancton est dans notre cas de l'ordre de 0,59. De plus, si l'on admet pour les bactéries un niveau de contamination externe proportionnel à celui de la matière en suspension à teneur en carbone organique équivalente, on trouve une teneur de $6867 \mu\text{g Zn/g C}$, ce qui est conforme au point de vue développé plus haut, mais mériterait certes une vérification expérimentale.

A partir des paramètres de base cités ci-dessus, on peut, de proche en proche, reconstituer tout le diagramme du flux du zinc (voir fig.1) à l'intérieur de l'écosystème marin et des compartiments physiques associés pour la zone 1S, y compris l'apport de l'Escaut et la "perte" en zinc due à l'enrichissement de la matière en suspension en matière organique et dès lors en Zn dans la zone 1S (flux de traversée, Pas de Calais - zone 1N).

Le diagramme a été construit compte tenu de certaines options de travail qui sont définies ci-dessous :

- la "ration" alimentaire du zooplancton est considérée comme étant constituée de 80 % de cellules vivantes, 10 % de cellules mortes et 10 % de bactéries (le modèle est très peu sensible à une modification de ces rapports).
- faute de données précises en ce qui concerne la biomasse du compartiment des

* l'extrapolation de la régression, teneur en zinc de la matière en suspension - teneur en carbone organique, nous donne par différence une valeur indicative du niveau de contamination par absorption qui est en fait négligeable par rapport à la contamination par adsorption ; on notera que le facteur de concentration eau (15 ppb)-phytoplancton est de l'ordre de $2,2 \cdot 10^4$ soit 10 fois plus élevé que la valeur maximale observée *in vitro* (voir chap.7, 7.3, de la 2e partie du présent volume); les valeurs *in vitro* ont toutefois été obtenues pour des concentrations en Zn de l'eau de mer beaucoup plus élevées (de l'ordre du ppm).

poissons pélagiques (que l'on évalue parfois pour cette région de la Mer du Nord au quart de la biomasse des poissons démersaux, BOUQUEGNEAU, communication personnelle), nous avons préféré ne pas estimer la quantité de zinc de ce compartiment. Pour le calcul de la valeur du rejet correspondant à la barrière digestive, nous avons pris en considération la valeur proposée par BOUQUEGNEAU et al (voir chapitre précédent) pour le mercure, adaptée pour le zinc en tenant compte de la différence des coefficients de transfert observés pour ces deux métaux entre les compartiments zooplancton et poissons pélagiques (voir 1ère partie, chap.3). Dans ces conditions, pour le zinc, le taux de rejet serait de 91,6 %.

- pour les poissons démersaux, les flux proposés par REDANT (1976) et principalement l'important retour dû à l'influence des prédateurs démersaux autres que les poissons ont été pris en considération.

En ce qui concerne plus spécialement la zone 1S, un mécanisme important d'apport n'a pu être complètement élucidé. En effet, pour justifier un apport annuel de $1300 \text{ g mat.sèche/m}^2\text{.an}$ (organique et inorganique) au niveau du sédiment (WOLLAST, 1976) et compte tenu de l'examen de la composition d'une carotte de sédiment prélevée en zone 1S, il faut admettre un transfert solide (de sédiment à sédiment, par le fond) pour expliquer un apport de matière sableuse qui ne peut être d'origine terrigène. Il a été tenu compte de ce flux supplémentaire dans le système étudié en ce qui concerne le zinc (voir fig.1 où $1124 \text{ g.mat.sèche/m}^2\text{.an}$ venant du Pas de Calais s'ajoutent à $176 \text{ g mat.sèche/m}^2\text{.an}$ produite localement). Il faut toutefois remarquer que si cet apport du Pas de Calais satisfait à l'exigence globale d'un transfert de matière, il n'explique cependant pas l'importante lacune dans le bilan du carbone qui apparaît à ce niveau dans le diagramme proposé par POLK (1976) dans le volume 8.

Le flux de zinc en zone 1S accuse globalement un "déficit" d'au moins $444 \text{ mg Zn/m}^2\text{.an}$ (env. 500 mg, compte tenu de l'entrée probable au niveau des bactéries), déficit évidemment prélevé sur la colonne d'eau. Ce déficit correspond pratiquement à la quantité de zinc "exportée" vers la zone 1N par la matière en suspension ($4556 \text{ mg Zn/m}^2\text{.an}$ dans la fig.1) ; on peut donc dire que la zone 1S joue le rôle d'un piège à zinc, dont le contenu est transféré par la matière en suspension. Faute de données, nous n'avons malheureusement pas

pu calculer la quantité de zinc qui serait éventuellement accumulée dans le sédiment (flèche striée, en bas à gauche de la fig.1).

On notera que la concentration en zinc dans les pelotes fécales, surtout pour le zooplancton, est extrêmement élevée. Elles contiennent 19000 microgrammes Zn/g C soit un facteur de concentration de 3,41 par rapport à la ration alimentaire. Ce sont, par ailleurs, les pelotes fécales qui constituent l'apport le plus important en zinc au niveau du sédiment.

Des diagrammes de flux identiques peuvent être construits pour Cu, Pb et Cd à partir des paramètres repris dans les paragraphes traitant des niveaux de contamination du poisson et du plancton. On les décrira dans le volume 6 (ELSKENS, 1976).

2.2.- Le transport du zinc dans la zone 2

Un bilan du zinc à l'intérieur de l'écosystème marin et des compartiments associés a également été établi pour la zone 2 compte tenu de ses caractéristiques propres, mais avec les mêmes options de travail décrites pour la zone 1S. Il est représenté dans la fig.2.

Globalement, il se distingue de celui de la zone 1S par un bilan à peu près équilibré (on ne constate pas d'exportation de zinc vers la zone 1N) surtout si l'on tient compte de l'entrée d'un flux de $42,7 \text{ mg Zn/m}^2 \cdot \text{an}$ qui, au niveau des bactéries, pourrait compenser exactement le retour à la colonne d'eau de l'ordre de $42 \text{ mg Zn/m}^2 \cdot \text{an}$.

2.3.- Le transport du mercure dans la zone 1S.

Pour le mercure, les paramètres de base sont les taux de contamination du poisson, soit 0,15 ppm (poids frais) et celui du zooplancton, soit 1,55 ppm (poids frais) (voir respectivement les chap.1 et 3 de la 1ère partie du présent volume). Le facteur de transfert dans le sens zooplancton-poisson est de l'ordre de 0,096 ainsi qu'il a été dit au chap.3 de la 1ère partie.

Le procédé d'estimation du taux de contamination global du phytoplancton (absorption et adsorption) utilisé dans le cas du zinc n'est pas applicable, faute de connaître avec précision la teneur en mercure de la matière

en suspension de la zone 1S et surtout son évolution annuelle. Si l'on admet toutefois, en première approximation, que le rapport des facteurs de transfert observés pour le mercure et pour le zinc correspondant au passage du zooplancton ou poisson est identique au rapport des facteurs de transfert qui caractérisent le passage du phytoplancton au zooplancton, on trouve que le coefficient de transfert phyto-zooplancton devrait être de l'ordre de 1,05. Cela implique lors du grazing à partir des cellules vivantes de phytoplancton une augmentation de concentration de l'ordre de 5 % dans le zooplancton^{*}. Ce résultat est parfaitement conforme aux observations de PERPEET et VLOEBERGH (1975) qui montrent que le mercure est bien moins adsorbé sur une culture d'algues fraîches que sur des détritiques organiques. Finalement, le taux de contamination estimé pour le phytoplancton (cellules vivantes) est 1,48 ppm (poids frais, soit 24,6 µg Hg/g C). En tenant compte du coefficient de concentration observé par ces auteurs pour les détritiques, la teneur en mercure de ceux-ci serait environ 6 fois plus élevée que dans les cellules vivantes, soit 142 µg Hg/g C dans le cas qui nous occupe.

Cette hypothèse est confirmée par les mesures effectuées *in situ*. En effet, un accroissement de la teneur en mercure au niveau des détritiques, implique une importante entrée de mercure dans le système, mercure prélevé au milieu ambiant, c'est-à-dire à la colonne d'eau. Le mécanisme de "piégeage" du mercure au moment de l'explosion des biomasses et particulièrement lorsque la colonne d'eau s'enrichit en matériau détritique, rend parfaitement compte de la diminution consécutive du niveau moyen de contamination du zooplancton ; ceci est à prendre en considération lorsqu'on tente d'estimer le rôle relatif de la barrière digestive dans les mécanismes d'accumulation et de rejet.

Enfin, si l'on assimile le taux de contamination des bactéries à celui de la matière détritique, on peut de proche en proche, à partir des paramètres donnés ci-dessus, reconstruire comme cela a été fait pour le zinc, le diagramme de transport du mercure à l'intérieur de l'écosystème marin et des compartiments physiques associés. La fig.3 résume l'ensemble des calculs.

* Contrairement à ce qui se passe pour le zinc, pour lequel on observe une chute de concentration de l'ordre de 41 %.

Le diagramme a été construit sur la base des mêmes options de travail que celles qui ont présidé à l'élaboration des diagrammes pour le zinc :

- la "ration" alimentaire du zooplancton est considérée comme étant constituée par 80 % de cellules vivantes, 10 % de cellules mortes et 10 % de bactéries.
- pour le mercure, la valeur de 15 % de transfert au travers de la barrière digestive (soit 85 % de rejet) proposée par BOUQUEGNEAU au précédent chapitre a été retenue en ce qui concerne les poissons pélagiques.
- pour les poissons démersaux, l'important retour dû à l'influence des prédateurs démersaux autres que les poissons (REDANT, 1976) a, à nouveau, été pris en considération.
- on n'a pas fait de distinction entre intoxication directe et indirecte étant donné la faible teneur des flux au niveau du compartiment poissons.

Seul le diagramme relatif à la zone 1s est présenté ici parce que nous ne disposons de données concernant la teneur en mercure de la matière en suspension en provenance de l'Escaut (HOENIG, 1976) que pour cette zone. Cette valeur et l'hypothèse que la teneur en mercure est directement proportionnelle à la teneur en matière organique, dans la matière en suspension, nous a permis d'estimer le flux sortant de mercure (consécutif à un enrichissement en résidu organique de la matière en suspension) et "exporté" vers la zone 1N.

Le flux de mercure en zone 1S accuse un déficit de $2,67 \text{ mg Hg/m}^2 \cdot \text{an}$, déficit évidemment prélevé sur le contenu de la colonne d'eau et qui correspond en gros à la quantité exportée vers la zone 1N sous forme de matière en suspension, comme on vient de le dire. En fait, le déficit pourrait selon les époques être beaucoup plus grand si l'on tient compte de la fixation possible de $1,01 \text{ mg Hg/m}^2 \cdot \text{an}$ par les bactéries et surtout du "piégeage" allant de $2,37$ à $8,8 \text{ mg Hg/m}^2 \cdot \text{an}$ par les détritiques (un des plus importants flux du diagramme). Compte tenu de la grande différence entre constantes de vitesse des divers mécanismes de restitution et celle de l'adsorption du mercure sur le matériau détritique, on comprend aisément que le "piégeage" sous cette forme doit avoir une répercussion rapide et importante sur le taux de contamination des compartiments voisins.

Ajoutons pour préciser que dans l'estimation du flux de retour et de production du zooplancton, il n'a pas été tenu compte de la contamination directe éventuelle de la cuticule qui est symbolisée par une flèche dans la figure 3. On notera pour ce même compartiment que la concentration du mercure dans les pelotes fécales paraît très élevée*. Elles contiennent 170 g Hg/g C, ce qui correspond à un facteur de concentration de 3,54 par rapport à la ration alimentaire. Une fois de plus, mais de façon moins marquée que pour le zinc, la contribution la plus importante du flux au niveau du sédiment est celle de l'ensemble des pelotes fécales.

Faute de données, nous n'avons pas pu estimer ni la contribution liée au déplacement de sédiments en provenance du Pas de Calais, ni l'éventuel enrichissement des dépôts, ni l'importance du stock de mercure "disponible", agissant comme "ballast" au niveau de ces mêmes sédiments.

* Rappelons que ces concentrations n'ont pas été mesurées ; à ce stade, l'isolation des pelotes fécales est pratiquement irréalisable. Les valeurs proposées correspondent à la différence entre le flux d'entrée et le flux de sortie.

Conclusions

Il est clair d'après les diagrammes de flux pour le Zn et le Hg dans la partie Sud du Southern Bight, que la situation concernant les métaux lourds est gouvernée par des flux très importants de matière en suspension (organique et inorganique) venant du Pas de Calais et par le réservoir considérable que constituent les sédiments. La production locale élevée de matière organique (eutrophisation et l'apport de l'Estuaire) peut moduler le bilan général et modifier par exemple le contenu de la colonne d'eau selon les saisons.

Il est évident que la matière organique morte surtout et la matière vivante sont des pièges importants.

On rejoint ici les conclusions de la 2ème partie : toute diminution du contenu en matière organique véhiculée à travers la zone considérée ou produite localement par limitation des rejets de nutriments, par exemple, sera accompagnée par une variation du contenu de la colonne d'eau en métaux lourds, avec comme risque une augmentation de leur teneur susceptible d'intoxiquer gravement la matière vivante par voie directe notamment.

On ne peut dès lors proposer de contrôle pour les métaux lourds sans tenir compte de l'apport ou de la production de matière détritique.

Le réservoir en matière organique que constituent les sédiments dans les zones côtières peu profondes s'amenuise considérablement dans les océans profonds où on peut s'attendre à une remise en circulation à peu près complète des métaux lourds "piégés" dans les zones littorales, conduits petit à petit dans les régions profondes. Le risque de contamination des océans n'est que retardé par un temps de résidence plus élevé des polluants dans les zones côtières qu'il conviendrait d'estimer à sa juste valeur. Le peu d'importance relative des flux de métaux lourds concernant les produits comestibles de la mer n'implique en aucune manière que l'on puisse négliger les risques qui pourraient en résulter au niveau alimentaire.

Références

- ELSKENS, I., (1974). Dans Math.Modelsea, International Council for Exploration of the Sea, CM 1974-C:1, Copenhagen.
- ELSKENS, I., (1976) dans Programme National de Recherches et Développement - Environnement eau - Projet Mer, Rapport final, volume 6 : Inventaris van de Pollueerende Stoffen - uitgevers : NIHOUL, J.C.J. et ELSKENS, I.
- GILLAIN, G., (1976) dans Programme National de Recherches et Développement - Environnement eau - Projet Mer, Rapport final, volume 6 ; Inventaris van de Pollueerende Stoffen - uitgevers : NIHOUL, J.C.J. et ELSKENS, I.
- HOENIG, M., (1976) dans Programme National de Recherches et Développement - Environnement eau - Projet Mer, Rapport final, volume 6 : Inventaris van de Pollueerende Stoffen - uitgevers : NIHOUL, J.C.J. et ELSKENS, I.
- POLK, Ph. (1976). dans Programme National de Recherches et Développement - Environnement eau - Projet Mer, Rapport final, volume 8 : Trofische Ketens en Cyclus der Nutriënten - uitgevers : NIHOUL, J.C.J. et POLK, Ph.
- REDANT, F., (1976) dans Programme National de Recherches et Développement - Environnement eau - Projet Mer, Rapport final, volume 8 : Trofische Ketens en Cyclus der Nutriënten - uitgevers : NIHOUL, J.C.J. et POLK, Ph.
- WOLLAST, R., (1976) dans Programme National de Recherches et Développement - Environnement eau - Projet Mer, Rapport final, volume 4 : Sedimentologie, chap.III : uitgevers : NIHOUL, J.C.J. et GULLENTOPS, F.