



HAL
open science

Cadmium in marine food webs: from inputs to consumers

Pierre Miramand, Thierry Guyot, Jacques Pigeot, Paco Bustamante, Florence Caurant, René Ferchaud

► **To cite this version:**

Pierre Miramand, Thierry Guyot, Jacques Pigeot, Paco Bustamante, Florence Caurant, et al.. Cadmium in marine food webs: from inputs to consumers. *European journal of water quality - Journal européen d'hydrologie*, 2000, 31 (2), pp.127-143. 10.1051/water/20003102127 . hal-00993257

HAL Id: hal-00993257

<https://hal.science/hal-00993257>

Submitted on 20 May 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Cadmium in marine food webs: from inputs to consumers

Le cadmium dans les réseaux trophiques marins : de la source aux consommateurs

P. MIRAMAND^{*1}, T. GUYOT¹, J. PIGEOT¹, P. BUSTAMANTE¹, F. CAURANT¹ et R. FERCHAUD²

1) Laboratoire de Biologie et Environnement Marins (E.A. 3168), Université de La Rochelle, Avenue Michel Crépeau, 17042 La Rochelle Cedex.

2) DDASS Charente-Maritime, 2 Avenue Fétilly, 17000 La Rochelle

* Email : pmiraman@univ-lr.fr

RESUME : Le Cd est un polluant rémanent présent naturellement dans notre environnement. Les apports dus aux activités anthropiques ont été estimés à environ 500 000 T depuis 1817. Par le jeu des flux géochimiques, une grande partie de ce Cd atteint le milieu marin où ce métal est bioaccumulé par les organismes vivants. Afin d'évaluer le risque toxicologique encouru par les prédateurs supérieurs, homme compris, consommateurs de produits marins contaminés par le Cd, nous nous sommes intéressés à deux écosystèmes soumis à des apports chroniques de ce métal. Les côtes de Charente-Maritime sont soumises à une pollution diffuse en Cd à partir de la Gironde. L'étude des concentrations en Cd de plus de 110 espèces collectées sur ce littoral montrent que seules certaines espèces appartenant toutes à l'embranchement des mollusques concentrent fortement ce métal. L'apport de Cd dû à la consommation de ces espèces qualifiées d'hyper-bioaccumulatrices a été estimé pour les habitants de Charente-Maritime et comparé à la Dose Hebdomadaire Tolérable de 7 µg/g de Cd/kg corporel défini pour l'homme par le JECFA. Bien que non négligeable, ces apports restent inférieurs à la DHT. Les pétoncles sont les organismes susceptibles de transférer les plus fortes quantités de Cd. Les normes mises en place par la Commission Européenne qui interdit la consommation de coquillages dont les concentrations en Cd dépassent 5 µg/g de poids sec protègent les consommateurs. En effet, dans notre zone, ces concentrations sont dépassées, notamment pour les huîtres, seulement dans l'estuaire de la Gironde où du fait de la contamination par le Cd, toute consommation de coquillages est interdite. C'est la seule zone de Charente-Maritime où nos calculs montrent que la consommation de coquillages pourrait induire chez les gros consommateurs un dépassement de la DHT. Les zones polaires sont soumises à un enrichissement naturel de Cd. Dans ces environnements, les céphalopodes qui concentrent très fortement le Cd dans leur glande digestive, nous y avons mesuré des concentrations atteignant près de 400 µg/g de poids sec, sont les principaux responsables du transfert de ce métal vers les prédateurs supérieurs, mammifères marins et oiseaux de mer qui les consomment. Chez ces espèces, le Cd se concentre très fortement dans le foie et les reins. La prise hebdomadaire de Cd à partir des céphalopodes a, par exemple, été calculée pour les globicéphales noirs des Iles Féroé. Elle est de 7 à 100 fois supérieures à celle qui a été montrée provoquer des désordres métaboliques chez l'être humain. De ce fait, la question se pose du risque toxicologique encouru par ces prédateurs. Il est probable, qu'exposés depuis de longues périodes au Cd ces animaux ont développé des processus de détoxication du Cd qui les protège de cette imprégnation. Néanmoins, la découverte de granules enrichis en Cd dans les tubules rénaux de delphinidés des Iles Féroé présentant de fortes concentrations en

Cd dans leurs reins relance cette problématique. Parmi les polluants, le Cd doit être particulièrement surveillé dans notre environnement. En effet, du fait de sa présence naturelle dans notre alimentation, la Dose Hebdomadaire Tolérable pour cet élément peut être rapidement atteinte en cas d'apports anthropiques supplémentaires.

ABSTRACT : Cd is a remanent pollutant. Actually, we consider that about 500,000 T of Cd have been disseminated in the environment. Because of the geochemical fluxes, the marine environment is contaminated by Cd which all marine organisms are able to accumulate in their tissues. In this paper, we try to estimate the toxicological risk due to the consumption of Cd contaminated sea foods by top predators including human consumers. In this aim, we studied two different ecosystems where chronic Cd inputs are known to exist. The coastal seawaters of Charente-Maritime are Cd enriched by chronic inputs from the Gironde river. In this area, Cd concentrations have been measured in about 110 benthic marine species collected in the intertidal area. Some mollusc species only showed high Cd concentrations that is mainly dogwells, scallops and oysters. These species may be qualified of « Cd hyper bioaccumulated species ». The Cd intake due to the shellfish consumption has been assessed by the Cd concentrations found in the species commonly eaten by human and has been compared with the Cd Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) of 7 µg/Kg defined for man by the JECFA. The Cd intakes are not negligible but remain lower than the PTWI. The higher Cd concentrations are transferred to human consumers by the scallops. The limit of 5 µg/g dry weight of Cd has been defined by the European Council for the authorisation of shellfish consumption and protects the consumers. Along the Charente-Maritime coasts, the higher Cd concentrations are encountered in oysters collected in the Gironde estuary where shellfish collection is, by the way, forbidden for 1986. Thus, the Gironde estuary is the unique area of Charente-Maritime where our calculations show that the Cd PTWI could be exceeded for very high shellfish consumers. Polar areas are naturally Cd enriched. In these areas, cephalopods show very high Cd concentrations, mainly in their digestive gland. In this organ, Cd concentrations as high as 400 µg/g dry weigh have been measured. Thus, in polar areas, cephalopods are responsible for the main transfer of Cd to top marine predators (seabirds and marine mammals) which exhibit high Cd concentrations in liver and kidney. As an example, the weekly intake of Cd has been calculated, for the pilot whales of the Faroe Islands. It appeared to be 7 to 220 times higher than intake which is known to induce metabolic diseases in human. A recent study which has shown the presence of Cd enriched granules in the kidney tubules of delphinids collected in the Faroe Islands raises the toxicological risk incurred by marine predators, although these organisms which have been exposed for long time to these natural inputs of Cd have probably developed intracellular mechanisms of Cd detoxification. Among pollutants, Cd should be particularly controlled in the marine environment, since because of a natural Cd contamination of our food, the PTWI may easily reached in the case of an anthropogenic input.

Keywords: Cd, Toxicology, Marine food webs, Bioaccumulation

INTRODUCTION

Le cadmium est chez les vertébrés un poison cumulatif. Il se concentre dans les reins avec une demi-vie biologique de 20 ans. En cas d'empoisonnement chronique, les premiers signes d'intoxication humaine consistent en un dysfonctionnement rénal, se traduisant par une décroissance de l'absorption tubulaire des protéines. La concentration critique dans le cortex rénal serait de 200 $\mu\text{g/g}$ de poids sec et a été récemment abaissée à 50 $\mu\text{g/g}$ (Elinder et Järup, 1996). Cette concentration serait atteinte Le cadmium est chez les vertébrés un poison cumulatif, il se concentre dans les reins avec une après 50 ans d'ingestion de 200 à 400 μg de Cd par jour.

Le Cd et le Zn sont géochimiquement liés dans les minerais dans un rapport qui se situe entre 1/100 et 1/1000. Tout le Cd mis sur le marché mondial est un sous-produit de l'extraction du Zn et accessoirement du Pb. La production mondiale annuelle est à l'heure actuelle estimée à environ 18 000 T/an. En France, on en utilise près de 1300 T/an dont : 30% sont destinés à des traitements de surface, 25% sont utilisés comme pigments essentiellement des matières plastiques, 30 % servent à la fabrication des piles alcalines, 8% de stabilisants dans les matières plastiques et 8 % servent d'usage divers. Depuis 1817, on estime ainsi que près de 500 000 T de Cd ont été extraits dont la plus grande partie a été disséminée dans l'environnement. Les flux de Cd entre les principaux réservoirs géochimiques sont donnés sur la Figure 1. Le Cd atteint les milieux aquatiques par la voie atmosphérique ou par lessivage des sols et rejets directs anthropiques. Dans les eaux douces jusqu'à pH 8, le Cd se trouve à l'état ionique Cd^+ , à pH 8, il précipite sous forme de carbonates. Les teneurs en Cd dissous varient de quelques ng /L dans les fleuves non contaminés à quelques centaines de ng /L dans ceux des pays industrialisés, comme, par exemple, la Seine ou la Gironde en France (Cossa et Lassus, 1989 ; Gonzales et al., 1999). A l'interface eau douce- eau de mer, le Cd subit des changements de phase. Sa désorption des particules semble un phénomène commun aux estuaires (Boutier et al., 1989 ; Chiffoleau et al., 1994, 1996). En milieu marin, le Cd est majoritairement sous forme dissous Cd Cl_2 . Les concentrations sont comprises entre 5 ng/L pour les eaux de surface en milieu océanique et 50 ng/L pour les eaux côtières, mais peuvent atteindre entre 100 et 400 ng/L dans certains estuaires comme ceux de la Seine et de la Gironde (Bryan, 1984, Boutier et al., 1989, Cossa et Lassus, 1989, Chiffoleau et al., 1994).

Une fois dans le milieu marin, le Cd peut être bioaccumulé plus ou moins fortement par l'ensemble des organismes vivants. La bioaccumulation désigne la capacité des organismes à concentrer dans leurs tissus, soit par de simples processus physicochimiques d'adsorption, soit par absorption (trophique, branchiale ou tégumentaire) des substances chimiques présentes dans leur environnement et ce à des concentrations supérieures à celles qui sont mesurées dans l'eau de mer. Elle s'exprime en terme de facteur de concentration (FC) qui est le rapport entre la concentration d'un élément dans un organisme exprimée en $\mu\text{g/g}$ de poids frais sur la concentration de cet élément dans l'eau exprimée en $\mu\text{g/mL}$ d'eau de mer.

Les différentes voies de transfert du Cd en milieu marin sont portées sur la Figure 2. Elles conduisent pour cet élément à des FC compris entre 100 et 100 000 suivant les espèces, qui dépendent, en outre, de nombreux facteurs abiotiques (température, salinité, O_2 dissous ...) et biotiques (cycle de reproduction, âge, cycle de mue ...). L'effet saison est ainsi important (Cossa et al., 1979, Cossa, 1989).

Différentes études ont montré que le Cd est bioconcentré mais n'est pas bioamplifié le long des réseaux trophiques marins ; c'est à dire qu'il n'y a pas d'augmentation des concentrations

au fur et à mesure que l'on passe d'un maillon trophique inférieur à un maillon supérieur (Bryan, 1984, Fowler, 1990, Miramand et al., 1998). Il faut noter toutefois que contrairement aux invertébrés et dans une moindre mesure aux poissons, la voie trophique est la seule voie de contamination par le Cd des prédateurs supérieurs situés au sommet des réseaux trophiques marins, tels les mammifères marins et les oiseaux de mer. Pour l'homme, consommateur de produits marins, il faut y ajouter la voie respiratoire et notamment le tabagisme qui est une source importante de Cd notée dans toutes les études épidémiologiques.

Le but de cet article est d'essayer d'évaluer au travers de l'étude d'écosystèmes marins soumis à des apports chroniques de Cd (soit par des rejets anthropiques : les côtes de Charente-Maritime, soit par un enrichissement naturel : les zones polaires) le risque toxicologique lié à l'éventuelle consommation d'organismes marins enrichis en Cd.

MATERIELS ET METHODES

Les résultats présentés dans cet article ont été obtenus dans le cadre de contrats avec l'agence de l'eau Adour-Garonne et la Direction Départementale des Affaires sanitaires et sociales de Charente-Maritime et de programmes de recherches nationaux auxquels a participé notre laboratoire, notamment : le programme Seine Aval, le Programme National d'Océanographie Côtière (PNOC, chantier Golfe de Gascogne), le GDR « zones polaires et anthropisation ». Ces travaux ont été l'objet de thèses de doctorat présentées par certains des cosignataires (F. Caurant, 1994 ; P. Bustamante, 1998), ou en cours (J. Pigeot).

Pour l'ensemble de ces travaux, les techniques analytiques utilisées ont été les suivantes : les organismes prélevés soit sur la zone intertidale par ramassage manuel, soit en mer par chalutage lors de campagnes sur des navires océanographiques ont été analysés entiers ou disséqués et leurs tissus analysés. Le Cd a été mesuré par spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme ou avec four électrothermique. Une lampe au deutérium a été utilisée pour correction de l'absorption non spécifique. Des ajouts dosés ont été réalisés, si nécessaires pour corriger les éventuels effets de matrice. Pendant toutes les manipulations, des précautions ont été prises pour éviter la contamination des échantillons. Toute la vaisselle utilisée a, par exemple, après lavage avec des détergents été trempée dans un bain dilué d'acide nitrique puis rincée 3 fois avec de l'eau milli Q. Elle est ensuite stockée dans des sacs de plastique hermétiques, jusqu'à utilisation.

Avant analyse, les tissus sont séchés à l'étuve à 60°C jusqu'à obtention d'un poids constant puis homogénéisés par broyage. Des aliquotes de 300 mg sec sont minéralisés, à chaud (80°C), dans des béchers recouverts d'un verre de montre par un mélange d'acide nitrique et d'acide perchlorique supra pur pendant 48 h. Après évaporation, les résidus secs sont repris par HNO₃ 0,3 N. Pour chaque série des blancs d'analyse sont réalisés. La qualité de nos mesures est contrôlée par des analyses systématiques de standards certifiés. De plus, notre laboratoire participe régulièrement à des exercices internationaux d'intercalibration organisés notamment par le Laboratoire d'Environnement Marin de l'Agence Internationale d'Energie Atomique à Monaco (Coquery et al., 2001).

RESULTATS ET DISCUSSION

- 1) Evaluation du risque toxicologique du au Cd lié à la consommation par l'homme de produits de la mer : l'exemple des côtes de Charente-Maritime.

La présence de quantités très importantes de Cd dans l'estuaire de la Gironde est connue depuis 1979 grâce à la mise en place par l'IFREMER du Réseau National d'Observation (Anonymous, 1995). Les investigations menées dans le bassin versant ont permis d'identifier la source : l'ancienne usine « Vieille Montagne » de Decazeville (Aveyron) située à plus de 250 Km en amont sur un affluent du Lot, le Riou Mort. Cette usine fermée en 1986 a rejeté pendant des décennies de très grandes quantités de Cd dans la rivière (60 Kg par jour) (Boutier et al., 1989). La pollution de l'estuaire se produit par apport de particules contaminées par érosion des fonds. Dans la zone de mélange eau douce-eau de mer, le Cd fixé sur les particules se désorbe et passe à l'état dissous. Il se dilue dans le panache de la Gironde. Les flux sont en nette diminution (Anonymous, 2000) et sont actuellement estimés à 4 à 5 T par an dont 500 Kg, par le jeu des courants, pénètrent dans la baie de Marennes-Oléron (Boutier, communication personnelle).

Le dosage du Cd dans les huîtres sauvages (*Crassostrea gigas*) prélevées le long des côtes de Charente-Maritime montre bien le cheminement du Cd sur nos côtes (Figure 3). Il y a une bonne corrélation entre les concentrations mesurées dans les tissus des huîtres et leur distance par rapport à l'estuaire. Les concentrations les plus faibles sont mesurées dans le nord du département (comprises entre 1,5 et 2,4 µg/g de poids sec), les plus fortes dans l'estuaire de la Gironde (comprises entre 15 et 28 µg/g de poids sec) où de ce fait toute consommation de coquillages est interdite depuis 1996.

Afin d'avoir une vision globale sur l'ampleur de la contamination des côtes de Charente-Maritime par le Cd, nous avons dosé ce métal sur l'ensemble des macro-espèces benthiques (de taille supérieure à 1 mm) vivant sur la zone intertidale du site du Château d'Oléron situé au cœur du bassin de Marennes-Oléron. Plus de 110 espèces ont été analysées, les résultats obtenus sont synthétisés sur la figure 4 sous forme de moyennes calculées pour chaque grande unité taxonomique. Globalement, les concentrations mesurées restent faibles, la médiane se situe à 0,4 µg/g de poids sec. La majorité des taxons et notamment les poissons, les crustacés et les échinodermes susceptibles d'être consommés présentent des taux de Cd très faibles (inférieurs à 1 µg/g de poids sec), ce qui représente environ 81 % des espèces. Seuls les mollusques montrent des concentrations plus élevées et notamment les gastéropodes néogastéropodes (communément appelés « bigorneaux perceurs ») et les bivalves filibranches (huîtres, moules, modioles, pétoncles ...) qui en moyenne montrent des concentrations comprises entre 3 et 9 µg/g de poids sec et qui pour certaines espèces dépassent la nouvelle norme de 5 µg/g de poids sec, mise en place récemment par la Commission Européenne, au delà de laquelle la consommation et la commercialisation des coquillages est interdite. Ces espèces représentent environ 11 % des organismes analysés. Entre ces deux catégories se placent les autres mollusques gastéropodes, environ 8 % des espèces qui présentent des concentrations en Cd intermédiaires comprises entre 1 et 3 µg/g de poids sec.

Cette étude montre bien que l'on ne peut pas globaliser les phénomènes. Dans cet écosystème soumis à des apports chroniques de Cd, seules quelques espèces sont susceptibles de présenter des concentrations de Cd élevées. Elles peuvent être qualifiées d'« hyper bioaccumulatrices ». Elles appartiennent principalement à l'embranchement des mollusques. Leur capacité à bioaccumuler fortement le Cd est liée à la mise en place chez ces espèces de processus de détoxification intracellulaire du Cd. Ceux-ci sont résumés sur la figure 5. Trois grands types de mécanismes ont été décrits :

- La fixation du Cd sur des métalloprotéines de type métallothionéines.
- L'immobilisation du Cd dans des lysosomes.
- La fossilisation du Cd dans des granules de carbonates ou de phosphates de calcium.

Dans ces trois cas, le Cd n'est plus sous sa forme toxique, ionique, dans la cellule. Il est séquestré et donc détoxiqué.

Sur les côtes de Charente-Maritime, soumises à une pollution chronique par le Cd, de tels organismes pourront, de ce fait, fortement bioaccumuler ce métal sans qu'ils en soient affectés. Il s'agit pour ceux qui sont consommés des huîtres, des moules et des pétoncles (il faut noter que les bivalves fouisseurs, coques, palourdes ..., n'appartiennent pas à cette catégorie d'organismes).

Pour estimer le risque potentiel du à la consommation de ces espèces «hyper-bioaccumulatrices» de Cd sur le littoral de Charente-Maritime, nous avons calculé les apports de Cd qu'elles sont susceptibles d'entraîner et nous l'avons comparé à la Dose Hebdomadaire Tolérable (DHT) de 7 µg/kg corporel préconisé par le JECFA (Joint Expert Committee for Food Additives) FAO/OMS. Pour faire ce calcul, cet apport supplémentaire du à la consommation de fruits de mer doit être ajouté aux apports de base en Cd provenant des autres aliments et de la boisson qui représentent environ 38 % de la DHT (enquête réalisée par la Direction Générale de la Santé, Anonymous 1995b). Ce chiffre ne tient pas compte de l'éventuelle consommation de cigarettes.

Ainsi, pour un homme de 65 kg, la DHT en Cd serait théoriquement atteinte pour une consommation hebdomadaire de

- 350 kg de chair de poissons ou pour les coquillages de :
- 800 g de pétoncles, 4,5 kg de moules, 8,4 kg d'huîtres, 17,1 kg de coques et 35 kg de crevettes provenant du nord de l'île de ré.
- 400 g de pétoncles, 1,9 kg de moules, 3,6 kg d'huîtres et 12,6 kg de coques provenant du bassin de Marennes-Oléron.
- 600 g de patelles, 600 g d'huîtres, 900 g de moules, 2,6 kg de crevettes, 5,3 kg de coques provenant de l'estuaire de la Gironde (sur ce site, il n'y a pas de pétoncles) où, nous le rappelons la collecte, l'élevage et la consommation de coquillages est totalement interdite.

Ces quantités restent, hors estuaire de la Gironde très largement supérieures aux quantités réellement consommées par les habitants de ce département. En effet, une enquête réalisée par le Centre de Recherche pour l'Etude et l'Observation des Conditions de Vie (CREDOC) (Anonymous, 1994) a établi que parmi les habitants de Charente-Maritime, ceux considérés comme de forts consommateurs de coquillages, en consommaient 38,5 kg par an dont 24,8 kg d'huîtres, soit en moyenne 740 g par semaine dont 480g d'huîtres (environ une demi douzaine). Les consommateurs moyens en mangeaient environ 250 g par semaine dont 160 g d'huîtres, les faibles consommateurs se contentant de 125 g de coquillages par semaine dont 50 g d'huîtres. Toutes ces quantités sont exprimées en poids total, coquilles comprises, c'est à dire tels que les consommateurs achètent les coquillages sur les marchés où les pêchent.

Les pétoncles apparaissent comme les espèces de notre région potentiellement susceptibles d'apporter les plus fortes quantités de Cd aux consommateurs, mais, fort heureusement, leur consommation reste modérée et limitée dans le temps. Les consommateurs les plus acharnés de notre département en consommeraient environ 10 kg par an, soit environ 200 g par semaine en moyenne, ce qui leurs apportent près de 50 % de la DHT en ce qui concerne le Cd. Un moyen simple et efficace, pour réduire cet apport consisterait à enlever la glande digestive de ces animaux avant consommation. En effet cette glande renferme à elle seule environ 80 % du Cd total contenu dans ces organismes (Bryan, 1973, Bustamante, 1998).

- 2) Evaluation du risque toxicologique du au Cd lié à la consommation par les prédateurs supérieurs (mammifères marins et oiseaux de mer) de proies contaminées : l'exemple des zones polaires et subpolaires antarctiques.

Pour des raisons non encore entièrement éclaircies, les eaux antarctiques et arctiques sont enrichies naturellement en Cd (voir les récentes synthèses établies, pour l'antarctique, par Bargagli, 2000 et Sanchez-Hernandez, 2000). Pour les mêmes causes que celles exposées précédemment, certaines espèces hyper-bioaccumulatrices pour le Cd peuvent présenter dans ces zones de fortes concentrations de ce métal. On y retrouvera par exemple des pectinidés comme *Adamussium colbecki* (Mauri et al., 1990) mais aussi des crustacés amphipodes appartenant au genre *Themisto* (Rainbow, 1989). Récemment, des recherches effectuées dans notre laboratoire ont montré qu'également les céphalopodes collectés dans ces zones présentaient de fortes concentrations en Cd dans leurs tissus (Bustamante et al., 1998a, 1998b). Les céphalopodes sont en effet bien connus dans les zones tempérées pour concentrer le Cd, principalement dans leur glande digestive qui renferme généralement de 80 à 90 % du Cd total de l'organisme (Miramand et Guary, 1980, Miramand et Bentley, 1992, Bustamante, 1998). Cet organe peut ainsi présenter des concentrations en Cd qui dépassent 50 µg/g de poids sec. Au contraire, les muscles de ces mollusques qui sont la partie seulement consommée par l'homme présentent des concentrations en Cd très faibles (de l'ordre de 0,1 à 0,2 µg/g de poids sec). De ce fait, les apports de Cd dus à la consommation de céphalopodes sont chez l'homme négligeables. Dans la glande digestive des céphalopodes prélevés aux Iles Kerguelen, nous avons pu mesurer des concentrations très élevées de Cd approchant près de 400 µg/g de poids sec (Bustamante et al, 1998). Or les céphalopodes représentent un des maillons clés des réseaux trophiques pélagiques. Ils sont consommés par de nombreux prédateurs supérieurs dont certains cétacés odontocètes comme les cachalots ou les globicéphales, des pinnipèdes et des oiseaux de mer et notamment les albatros et certains pétrels (Bustamante et al. 1998a, 1998b). Ces prédateurs ingèrent évidemment leurs proies entières, glande digestive comprise. De nombreuses études ont montré que les oiseaux de mer et les mammifères marins qui fréquentent les eaux polaires et subpolaires montrent de fortes concentrations en Cd dans leurs tissus et notamment dans le foie et les reins (voir les récentes synthèses établies par Bustamante, 1998 et Sanchez-Hernandez, 2000). Chez ces animaux, cette imprégnation peut être directement reliée à leur régime alimentaire et notamment à la consommation de céphalopodes (Bustamante, 1998). Par exemple, nous avons trouvé (Bustamante, 1998) dans le seul estomac d'un albatros à tête grise des Iles Kerguelen, 3 calmars *Todarodes* sp. dont le contenu en Cd représentait environ 500 fois plus que la prise hebdomadaire limite pour l'homme (Nowaga, 1984). En une seule prise, cet albatros ingérait l'équivalent de la DHT (définie pour l'homme) pour au moins 4 ans.

De la même façon que précédemment, nous avons estimé le poids nécessaire de céphalopodes qu'un prédateur supérieur doit consommer pour atteindre l'équivalent de la DHT définie pour l'homme, soit 7 µg de Cd par Kg corporel et par semaine. Pour les zones polaires, ce poids est en général très faible de moins de 1 g de céphalopodes par kg de prédateur. Ceci induit une forte exposition au Cd. Par exemple, l'un d'entre nous a mesuré de très fortes concentrations en Cd dans le foie (63 µg/g de poids frais) et dans les reins (78 µg/g de poids frais) de delphinidés des Iles Féroé (les globicéphales noirs) (Caurant, 1994, Caurant et Amiard-Triquet, 1994). Ces auteurs ont calculé que selon les estimations de céphalopodes ingérés (l'analyse des contenus stomacaux des globicéphales donne une valeur moyenne de 18 céphalopodes par estomac mais peut atteindre des valeurs élevées jusqu'à 380 céphalopodes par estomac), la prise hebdomadaire de Cd pour un individu moyen de 700 kg varierait de 142

à 2949 de Cd $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{semaine}$. Ces valeurs sont très largement supérieures aux valeurs considérées comme limites au-delà desquelles des désordres métaboliques peuvent apparaître chez l'homme (Nogawa, 1984). En effet, chez des japonais exposés au Cd par la consommation de riz contaminé, cet auteur a mis en évidence une augmentation des désordres métaboliques pour une prise hebdomadaire de 1,41 à 2,03 mg de Cd chez des personnes âgées de plus de 50 ans. Pour une masse corporelle de 70 kg, la prise hebdomadaire limite pour des humains est de 20,3 à 28,7 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{semaine}$. La question se pose alors du risque toxicologique encouru par les prédateurs des zones polaires au niveau individuel, notamment au niveau de leur fonction rénale et des conséquences éventuelles que cela aurait au niveau de la démographie de leurs populations.

En tout état de cause, les concentrations élevées en Cd observées dans les écosystèmes polaires ont probablement une origine naturelle, ce qui est particulièrement évident dans des écosystèmes préservés tels que ceux des Iles Kerguelen. Les prédateurs qui vivent dans ces zones ont été, de ce fait, de tout temps fortement exposés au Cd via la consommation de céphalopodes et ont vraisemblablement développé au cours du temps des processus de détoxification de ce métal. Néanmoins, à l'heure actuelle, nous ne disposons pas d'études concernant, par exemple, l'éventuel développement de maladies rénales chez ces prédateurs. Récemment, notre laboratoire a pu réaliser une étude histo-pathologique sur les reins de delphinidés, les lagénorhynques des Iles Féroé (Gallien et al., soumis). Nous avons pu ainsi montrer, pour la première fois l'existence, dans les tubules rénaux d'individus fortement contaminés par le Cd, de sphérocristaux de phosphate de calcium enrichis en Cd. De tels cristaux qui représentent des systèmes de détoxification des éléments métalliques avaient jusqu'à présent été seulement décrits chez les invertébrés (George et al., 1978, 1980). Leur présence chez des mammifères marins est de ce fait surprenante et pourrait indiquer des désordres métaboliques liés à leur contamination par le Cd. Ces résultats nécessitent cependant d'être approfondis par des recherches supplémentaires.

CONCLUSION

Comme tous les métaux lourds, le Cd est un toxique rémanent dans notre environnement. L'exemple de la pollution de la Gironde illustre bien ce phénomène. Des rejets arrêtés depuis près de 20 ans continuent à contaminer notre littoral, illustrant bien les effets à long terme de ce type de pollution. Par le jeu des réseaux trophiques, bien que non bioamplifié, le Cd peut atteindre les organismes situés au sommet des pyramides alimentaires dont l'homme et s'accumuler dans leur foie et dans leur rein. Ce transfert est dû à l'existence de quelques espèces marines qui détoxiquent et bioaccumulent très fortement ce métal dans leurs tissus. Dans les pays développés, la législation mise en place, et notamment les normes de concentration au delà desquelles la consommation des aliments est interdite protège efficacement les consommateurs. Paradoxalement, c'est dans les zones polaires soumises à un enrichissement naturel en Cd que ce métal semble susceptible d'induire des effets néfastes chez les prédateurs supérieurs fréquentant ces zones. En tout état de cause, les rejets de ce métal dans les milieux aquatiques doivent être réduits autant que faire se peut, compte tenu que pour ce toxique, du fait de sa présence naturelle dans notre environnement et donc dans de nombreux aliments, la Dose Hebdomadaire Tolérable peut être rapidement atteinte chez les consommateurs en cas d'apports anthropiques supplémentaires dans l'alimentation.

BIBLIOGRAPHIE

- Anonymous (1994). Moules et coquillages, caractérisation des consommateurs français. Centre de Recherche pour l'Etude de l'Observation des Conditions de Vie (CREDOC), observation des consommations alimentaires, Paris, 34 pp.
- Anonymous (1995a). Surveillance du milieu marin, travaux du RNO. Edition 1995. *IFREMER et Ministère de l'Environnement*, Nantes-Paris, 32 pp.
- Anonymous (1995b). Alimentation et Santé. La diagonale des métaux : études sur la teneur en métaux de l'alimentation, Ministère de la Santé Publique et l'Assurance Maladie. *Direction Générale de la Santé, ADHEB, Le Rheu*, 32 pp.
- Anonymous (2000). Surveillance du milieu marin. Travaux du Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin. Edition 2000. *IFREMER et Ministère de L'Aménagement du Territoire et de l'Environnement*, Nantes-Paris, 32pp.
- Bargogli R. (2000). Trace metals in Antarctic related to climate change in increasing human impact. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 166, 129-173.
- Boutier B., Chiffolleau J.F., Jouanneau J.M., Latouche C. et Phillips I. (1989). La contamination de la Gironde par le cadmium : origine, extension, importance. *Rapports Scientifiques et techniques de l'IFREMER*, 14, 105 pp, Brest.
- Bryan G.W. (1973). The occurrence and seasonal variation of trace metals in the scallops *Pecten maximus* (L.) and *Chlamys opercularis* (L.) *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 53, 145-166.
- Bryan G.W. (1984). Pollution due to heavy metals and their compounds. In: Kinne O. (ed.), *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5(3), 1289-1431.
- Bustamante P. (1998). Bioaccumulation des éléments traces chez les mollusques céphalopodes et bivalves pectinidés. Implication de leur biodisponibilité pour le transfert vers les prédateurs. *Thèse de doctorat, Université de La Rochelle*, 296 pp.
- Bustamante P., Caurant F., Fowler S.W. et Miramand P. (1998 a). Cephalopods as a vector of the transfer of cadmium to top marine predator in the North-east Atlantic Ocean. *Sci. Tot. Environ.*, 220, 71-80.
- Bustamante P., Cherel Y., Caurant F. et Miramand P. (1998b). Cadmium, copper and zinc in octopuses from Kerguelen islands, Southern Indian Ocean. *Polar. Biol.*, 19, 264-271.
- Caurant F. (1994). Bioaccumulation de quelques éléments traces (As, Cd, Cu, Hg, Se, Zn) chez le globicéphale noir (*Globicephala melas* delphinidé) pêché au large des Iles Féroé. Thèse de doctorat d'Université, *Université de Nantes*, 206 pp.
- Caurant F. et Amiard-Triquet C. (1994). Cadmium concentration in pilot whales *Globicephala melas*: source and potential hazard to the species. *Mar. Pollut. Bull.*, 30(3), 207-210.
- Chiffolleau J.F., Cossa D., Auger D. et Truquet I. (1994). Trace metal distribution, partition and fluxes in the Seine estuary (France) in low discharge regime. *Mar. Chem.*, 47, 145-158
- Chiffolleau J.F., Michel P., Cossa D., Auger D., Averty B., Chartier E., Sanjuan J. et Truquet I. (1996). Distribution des contaminants métalliques dans l'estuaire de la Seine en période de crue (février 1995), *Programme Scientifique Seine Aval*, thème chimie des contaminants, Rapport 1995/Fin-3, Rouen, 38-54.
- Coquery M., Azemard S. et Mora S.J. (2001). The analytical performance study for the medpol region : determination of trace elements and methylmercury in estuarine sediment sample IAEA-405, *IAEA report*, march 2001, Vienna, 64pp.
- Cossa D. (1989). A review of the use of *Mytilus spp* as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanol. Acta*, 12, 417-432.
- Cossa D. et Lassus P. (1989). Le cadmium en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. *Rapports Scientifiques et Techniques de l'IFREMER*, 16, 112pp.
- Cossa D., Bourget E. and Pinze J. (1979). Sexual maturation as a source of variation in the relationship between cadmium concentration and body weight of *Mytilus edulis* L., *Mar. Pollut. Bull.*, 10, 174-176.
- Elinder C. et Järup L. (1996). Cd exposure a health risks : recent findings, *Ambio*, 25, 370-373.
- Fowler S.W. (1990). Critical review of selected heavy metals and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. *Mar. Environ. Res.*, 29, 1-64.
- Gallien I., Caurant F., Bordes M., Bustamante P., Miramand P., Fernandez B., Quellard N. et Babin P. (soumis). Cadmium-containing granules in kidney tissue of the Atlantic white-sided dolphin (*Lagenorhincus acutus*) off the Faroe Islands. *Comp.Biochem. Physiol.*
- Georges S.G. Pirie S.J. et Coombs T.L. (1980). Isolation and elemental analysis of metal-riche granules from the kidney of the scallops, *Pecten maximus* (L.) *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, 42, 143-156.
- Georges S.G., Pirie B.J. et Coombs T.L. (1978). Use of electron microscope X ray analysis in the determination of detoxication mechanisms for heavy metals in shellfish. In: « Analytical techniques in environmental chemistry ». *Pergamon series on environmental sciences vol3, Albaigs F.* (ed.), 477-485.

- Gonzales J.L., Chiffolleau J.F., Miramand P., Thouvenin B., Guyot T. (1999). Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire. *Programme Scientifique Seine Aval*, Fascicule 10, Région Haute Normandie, Agence de l'eau Seine-Normandie, IFREMER, (eds), Brest, 31 pp.
- Mauri M., Orlando E., Nigro M. et Regoli F. (1990). Heavy metals in the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 67, 27-33.
- Miramand P. et Bentley D. (1992). Concentration and distribution of heavy metals in tissues of two cephalopods, *Eledone cirrhosa* and *sepia officinalis*, from the French coast of the English channel. *Mar. Biol.*, 114, 407-414.
- Miramand P. et Guary J.C. (1980). High concentrations of some heavy metals in tissues of the Mediterranean octopus. *Bull. environ. Contam. Toxicol.*, 24, 738-788
- Miramand P., Fichet D., Bentley D., Guary J.C. et Caurant F. (1998). Concentrations en métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Zn) observées le long du gradient de salinité dans le réseau trophique pélagique de l'estuaire de la Seine. *C. R. Acad. Sci., Serie III*, 327, 259-264.
- Nogawa K. (1984). Cadmium. In: JO Nriagu (Ed) changing metal cycles and human health. *Springer Verlag, Berlin*, p275-284.
- Rainbow P.S. (1989). Copper, cadmium and zinc concentration in oceanic amphipod and euphausiid crustaceans as a source of heavy metals to pelagic seabirds. *Mar. Biol.*, 103, 503-518.
- Sanchez-Hernandez J.C. (2000). Trace element contamination in Antarctic ecosystems. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 166, 83-127.
- Simpson W.R. (1981). A critical review of cadmium in the marine environment. *Progr. Oceanogr.*, 10, 1-70.

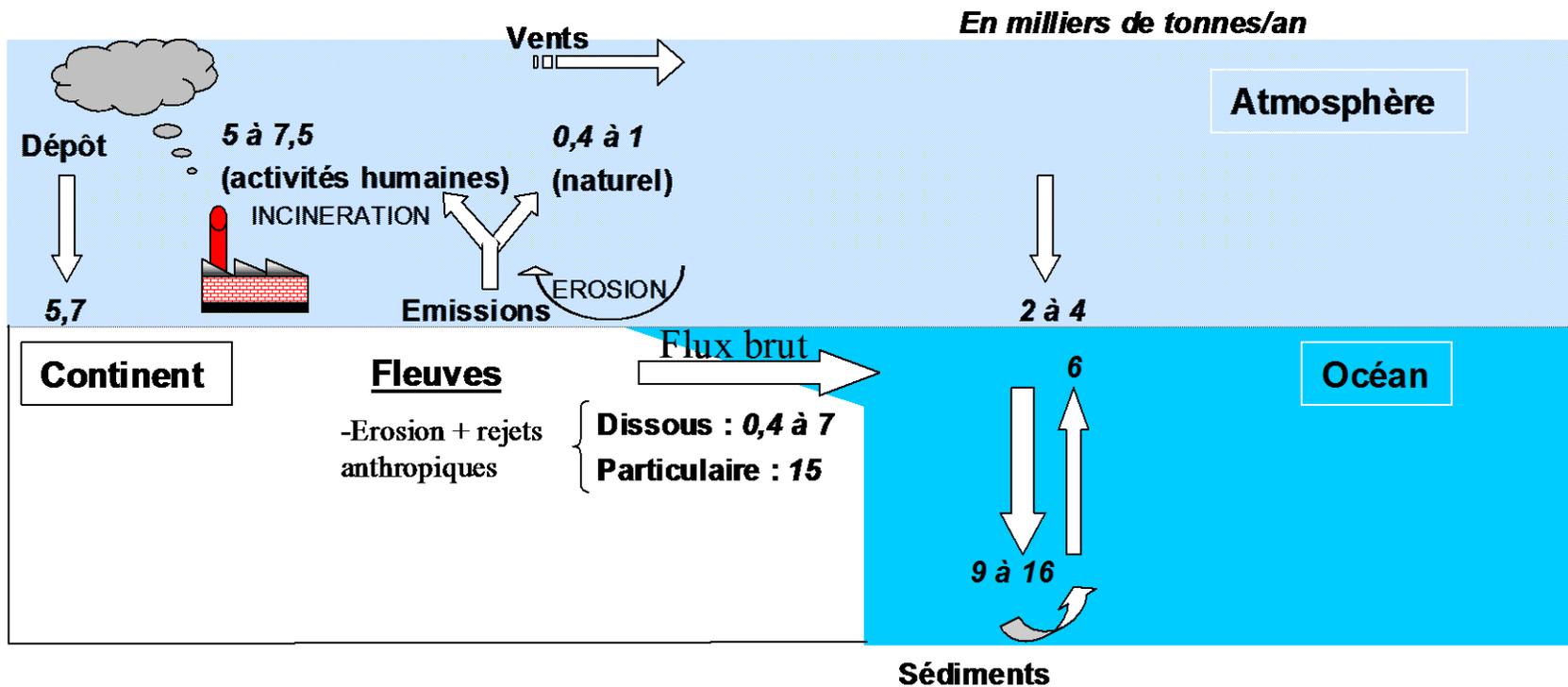


Figure 1 : Flux de Cd entre les principaux réservoirs géochimiques (exprimés en 10³ T.an⁻¹) d'après les synthèses réalisées par Simpson, 1981, Cossa et Lassus, 1989 et Gonzales et al., 1999.

Figure 1 : Cd fluxes between the main geochemical sources (expressed as 10³ T.year⁻¹) from synthesis of Simpson, 1981, Cossa and Lassus, 1989 and Gonzales et al., 1999.

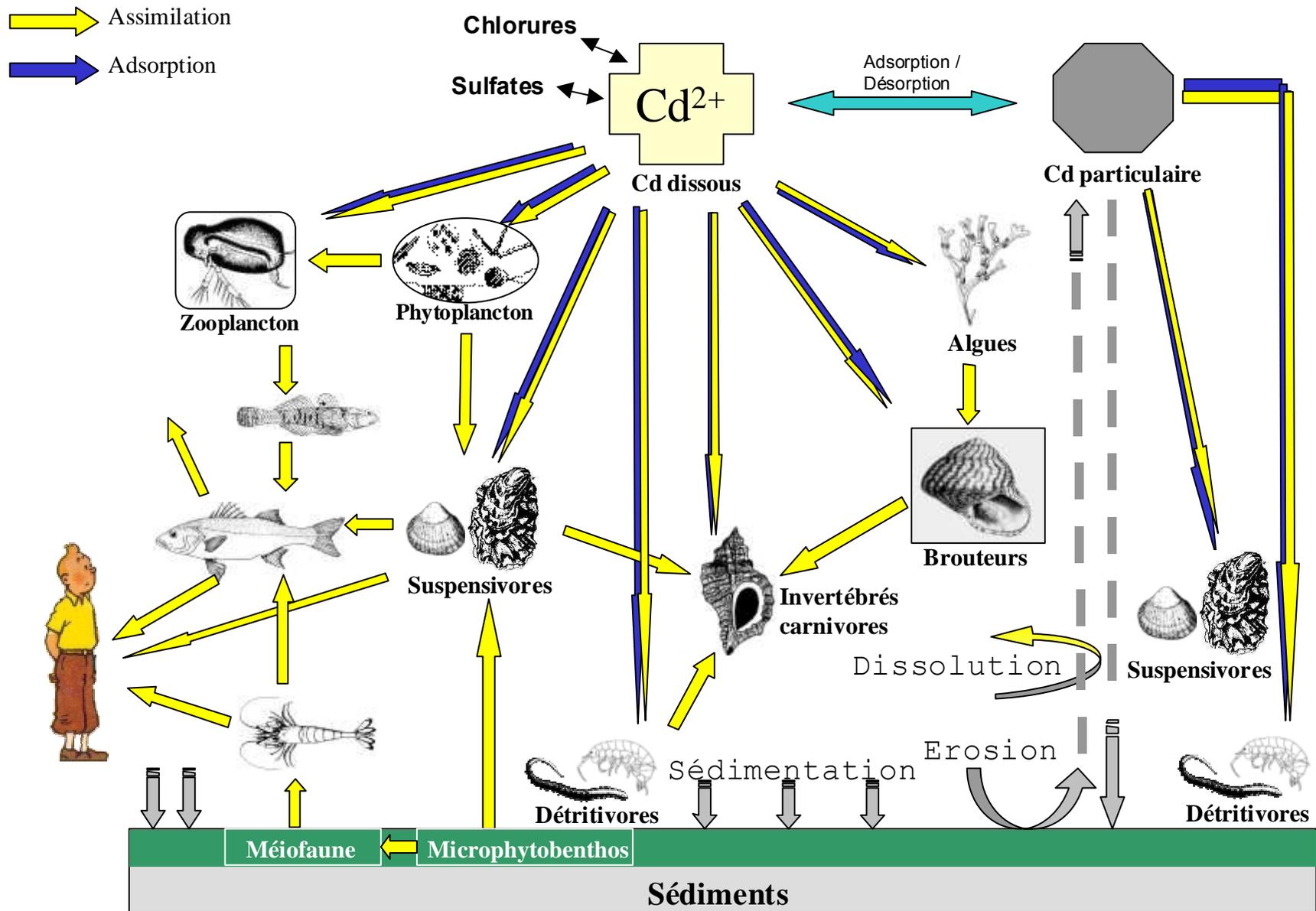


Figure 2 : Voies de bioaccumulation du Cd chez les organismes marins et leurs consommateurs.

Figure 2 : Cd bioaccumulation pathways in marine organisms and their predators.

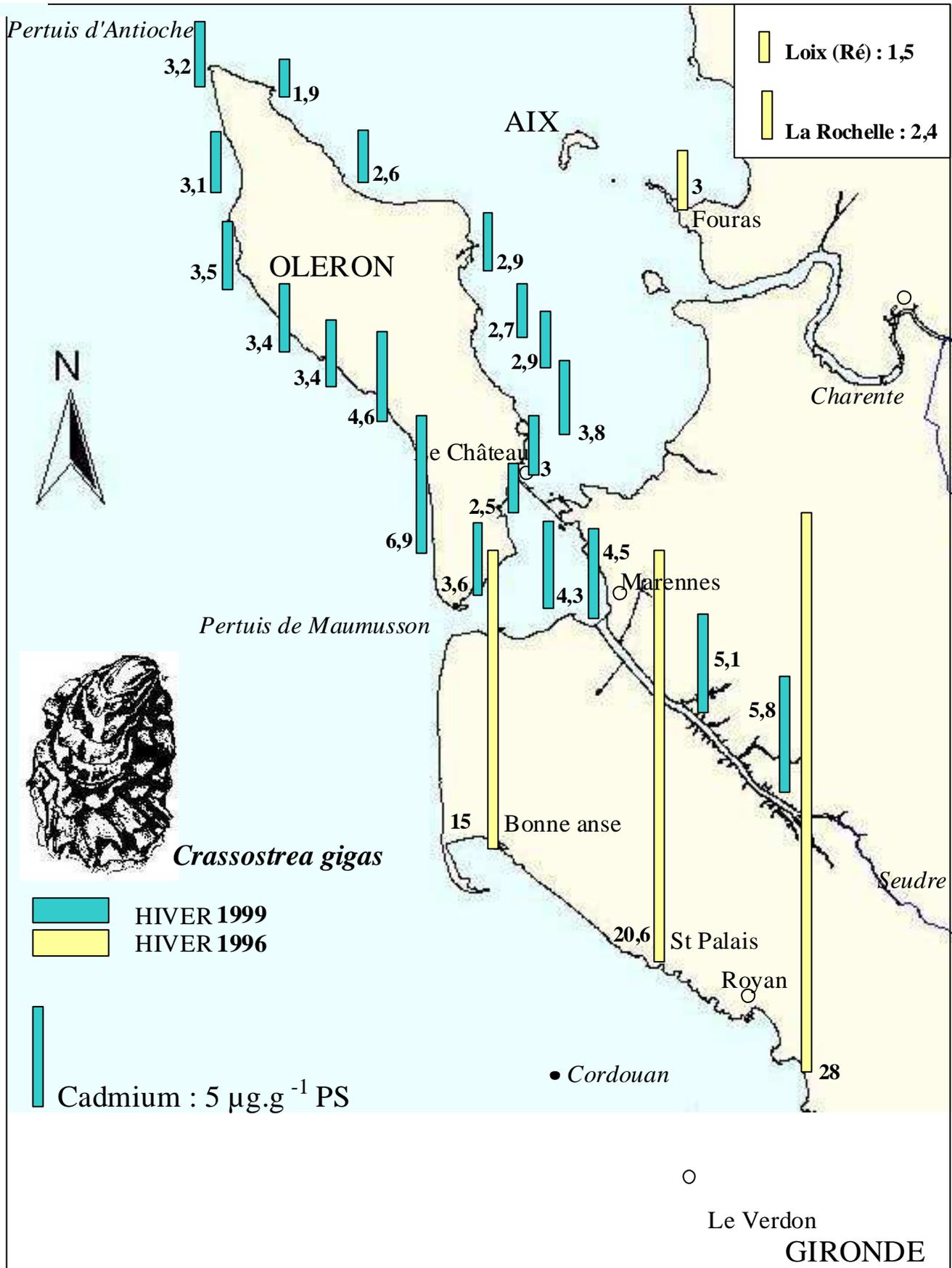


Figure 3 : Concentrations en Cd (µg/g de poids sec) dans les tissus des huîtres sauvages *Crassostrea gigas* prélevées le long des côtes de Charente-Maritime.

Figure 3 : Cd concentrations (µg/g dry weight) measured in wild oysters *Crassostrea gigas* collected along the coasts of Charente-Maritime.

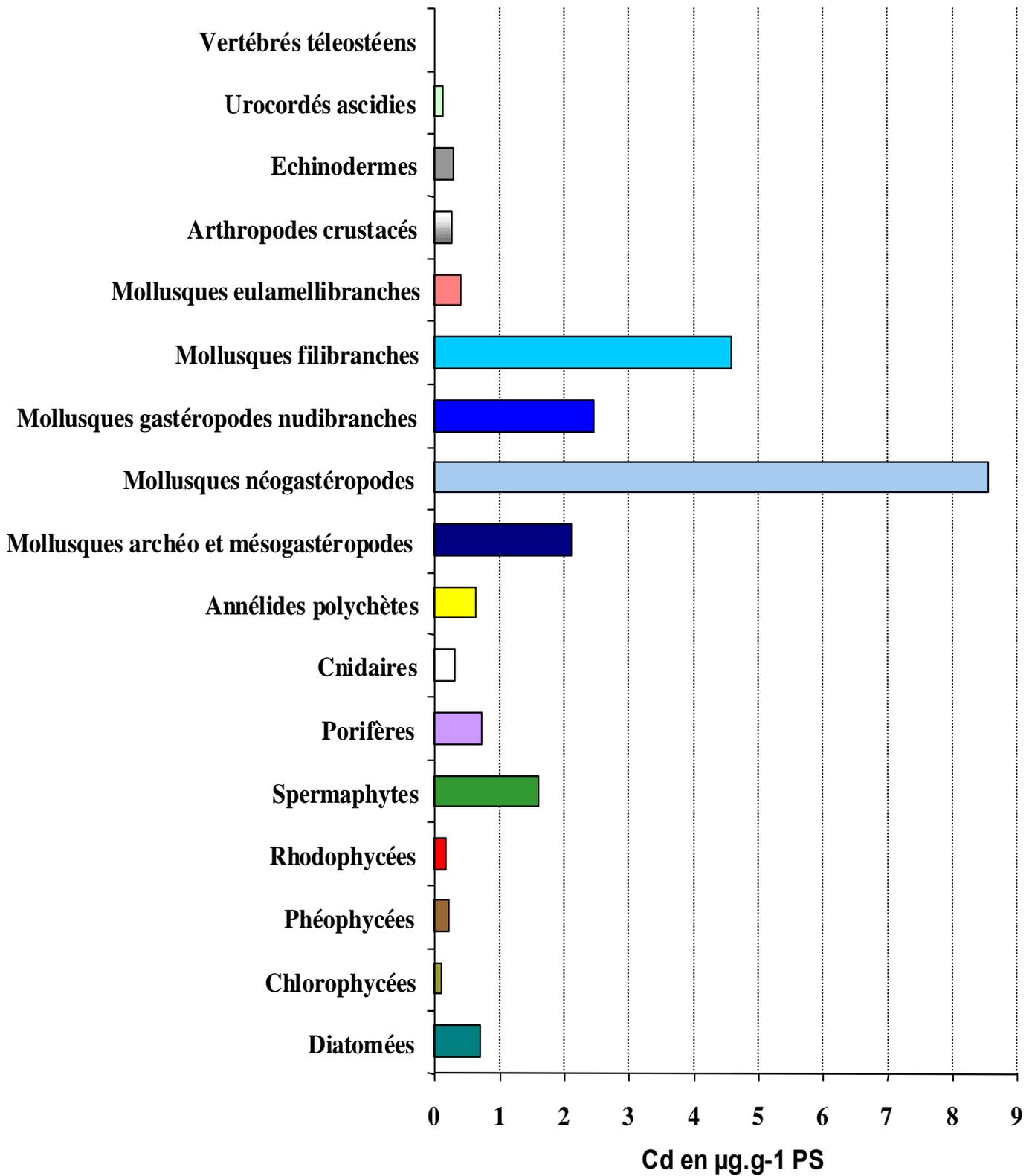
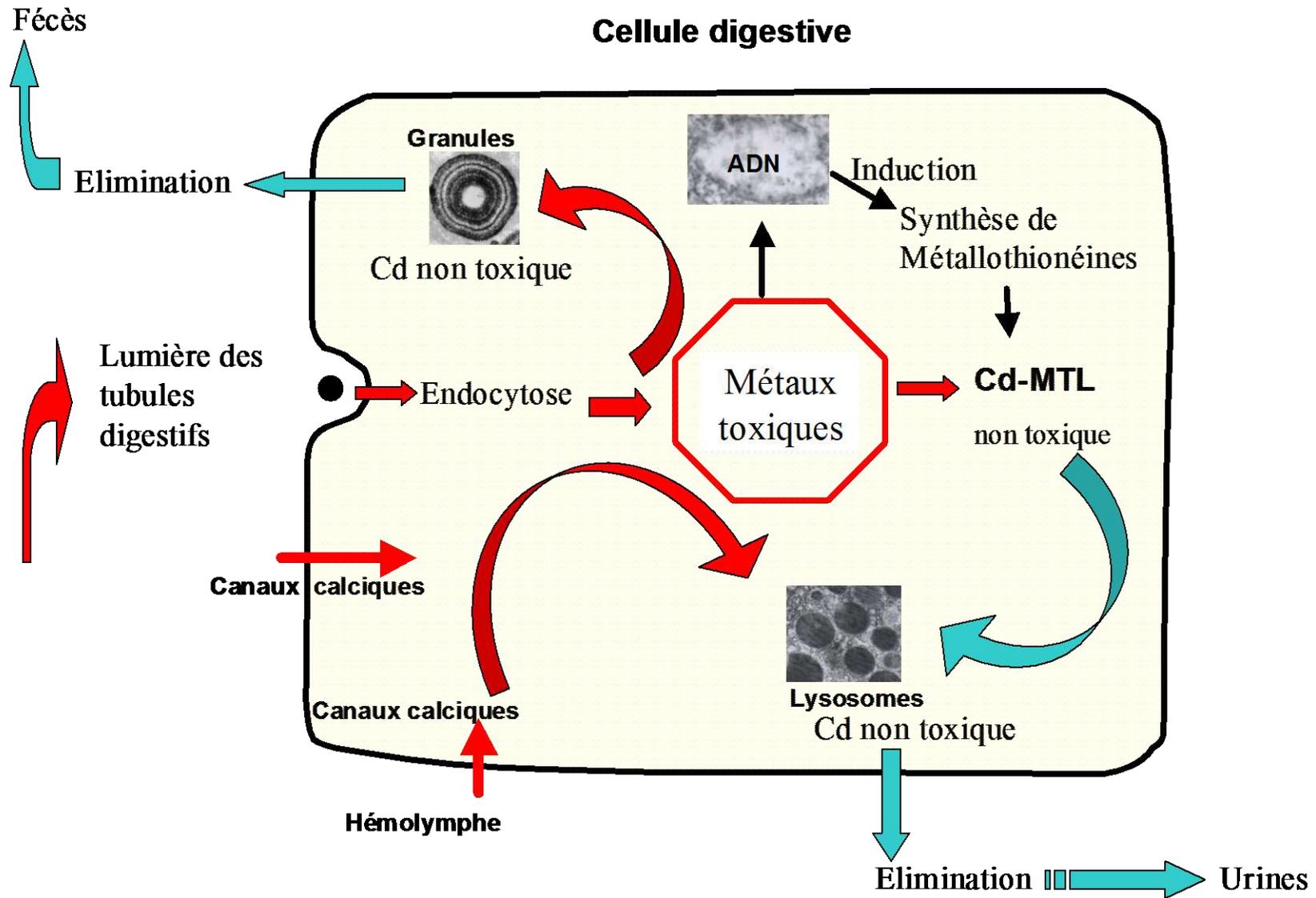


Figure 4 : Comparaison des teneurs moyennes en Cd dans les principaux taxons des organismes benthiques du site de Château d'Oléron au printemps 1997.

Figure 4 : Means of Cd concentrations in main benthic taxonomic groups collected from the site of château d'Oléron, spring 1997.



- Exemples : Pectinidés → Méthallothionéines + granules
 Céphalopodes → Protéines autres que méthallothionéines
 Néogastéropodes → Méthallothionéines + granules

Figure 5 : Principaux processus de détoxification du Cd décrits chez les organismes marins.
 Figure 5 : Main Cd detoxification processes described in marine organisms.