

Influence de divers facteurs écologiques sur la bioaccumulation d'éléments métalliques (Cd, Cu, Pb, Zn) chez de jeunes palourdes (*Ruditapes philippinarum*) au cours du prégrossissement en nurricerie
nfluence of some ecological factors on metal bioaccumulation (Cd, Cu, Pb, Zn) in juvenile carpet shells (*Ruditapes philippinarum*) during their nursing

J. C. Amiard, C. Metayer, J. P. Baud and F. Ribeyre

Volume 4, Number 4, 1991

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705109ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705109ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Amiard, J. C., Metayer, C., Baud, J. P. & Ribeyre, F. (1991). Influence de divers facteurs écologiques sur la bioaccumulation d'éléments métalliques (Cd, Cu, Pb, Zn) chez de jeunes palourdes (*Ruditapes philippinarum*) au cours du prégrossissement en nurricerie. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 4(4), 441–452. <https://doi.org/10.7202/705109ar>

Article abstract

Metal bioaccumulation in bivalves may occur as a consequence of the ingestion of inert or living particles with fixed trace elements. The best experiments like those carried out by BORCHARDT (1983, 1985) concerning Cd in mussels have shown that the role suspended matter plays in the contamination of molluscs is insignificant. But, however reliable the experimental methodologies, laboratory conditions never reproduce perfectly natural phenomena. We planned therefore to restudy the problem by using a largescale experiment where the procedure was characterized by a restricted number of controlled parameters and the organisms as close as possible to the real conditions.

During an experimental nursing of young carpet shells, we assessed the influence of various controlled quantities of phytoplankton and of experimental population density on the transfer of metal from their environment to molluscs.

Carpet-shell brood (*Ruditapes philippinarum*) was distributed in several cylindrical containers the bottom of which consisted in a sieve. Food and seawater were renewed continuously by means of an ascending current (BAUD et BACHER, 1990). Nursing assays were carried out during summer over a period of 74 days. Eight groups of carpet shells were constituted according to food supplies (0, 1x, 2x and 4x of *Skeletonema costatum* grown upon underground seawater plus natural phytoplankton) and population density (25 000 or 50 000 individuals per experimental container). Young molluscs were fed according to a cycle of 3 h-feeding periods and 2 h-periods with no food alternately. The average concentrations of algal cells in mollusc breeding seawater were 17.5, 35 and 70.10³ cells/L. This seawater was renewed at a flow rate of 3 m³/h.

At the end of the nursing period, molluscs exposed to different experimental conditions were separated by using sieves of different mesh-size (6, 8 and 10 mm). Young carpet shells were purged for 36 h in order to limit the overvaluation of bioaccumulated metal levels due to ingested matter (AMIARD-TRIQUET et al., 1984; KENNEDY, 1986). In each experimental and size-related categories, 90 individuals were sampled and divided into 3 groups of 30 specimens.

In these groups, soft tissues were separated from the shells and oven-dried at 80 °C for 48 h. The dry samples were powdered and three aliquot parts of about 100 mg each were digested with 1 ml of concentrated nitric acid (HNO₃, Suprapur) at 95 °C for 1 h. Then the trace element analyses were performed in this solution diluted with deionized water by dame (Zn) or by flameless (Cd, Cu, Pb) atomic absorption spectrophotometry using the Zeeman effect (AMIARD et al., 1987).

The influence of both food supplies and experimental population density on the dry weight of soil tissues of young carpet shells, their metal concentration and body burdens were examined by means of multi-linear regression analysis.

Increasing body burdens of Cu (4) and Zn (5) and decreasing body burden of Pb (3), corresponded to more abundant food supplies. The increase of phytoplankton supplies induced a decrease of Cd (6) and Pb (7) concentrations as a consequence of a « biological dilution » of these metals.

Increasing density induced a depletion of Cu (4) and Zn (5) body burdens. Among individuals of the same age, the biggest ones exhibited the lowest concentrations of Cu and Zn (8 and 9) and the highest concentrations of Cd and Pb (6 and 7).

Increased food supplies induce a biological dilution of Cd and Pb in young carpet-shells. These results are in agreement with previous data concerning Cd, Cu, Pb and Zn in different species (MACKAY et al., 1975; BOYDEN, 1971; PHELPS et al., 1985; BERTHET, 1986). Thus from a sanitary point of view, the use of ground seawater for algal culture is not a risk since metal concentrations in molluscs are not enhanced.

Influence de divers facteurs écologiques sur la bioaccumulation d'éléments métalliques (Cd, Cu, Pb, Zn) chez de jeunes palourdes (*Ruditapes philippinarum*) au cours du prégrossissement en nourricerie*

Influence of some ecological factors on metal bioaccumulation (Cd, Cu, Pb, Zn) in juvenile carpet shells (*Ruditapes philippinarum*) during their nursing

J.-C. AMIARD¹, C. METAYER¹, J.-P. BAUD², F. RIBEYRE³

Reçu le 15 octobre 1990, accepté pour publication le 17 mai 1991*.

RÉSUMÉ

La bioaccumulation des métaux chez les mollusques peut être une conséquence de la désorption des éléments métalliques fixés sur les particules inertes ou vivantes en suspension dans l'eau qui leur servent de nourriture. Les meilleures expériences réalisées jusqu'ici semblent indiquer que les matières en suspension ont un rôle mineur dans la contamination des mollusques. Mais quelles que soient les précautions prises, les expériences ne simulent jamais parfaitement les phénomènes naturels. Aussi, nous avons choisi de reprendre cette question à l'aide d'une expérience en grand volume où le nombre de paramètres contrôlés est restreint mais où les organismes sont dans des conditions aussi proches que possible de la réalité.

Au cours d'un prégrossissement expérimental, les jeunes palourdes reçoivent des quantités variables contrôlées de nourriture phytoplanctonique. La fourniture d'une nourriture plus abondante a pour conséquence d'augmenter les quantités de cuivre et de zinc et au contraire de diminuer celles de plomb contenues dans chaque individu. Elle entraîne également une diminution des concentrations en cadmium et plomb traduisant une « dilution biologique » de ces métaux. L'augmentation de la densité de la population expérimentale a un effet négatif sur les quantités de cuivre et de zinc contenues dans les individus. A âge identique, les individus les plus grands présentent des concentrations plus faibles en cuivre et zinc et plus élevées en cadmium et plomb.

1. Service d'Ecotoxicologie, URA 1356 du CNRS, Université de Nantes, 1, rue Gaston Veil, 44035 Nantes Cedex (France).
2. IFREMER, Station de Bouin, Polder des Champs, 85230 Bouin (France).
3. Laboratoire d'Ecologie Fondamentale et Ecotoxicologie, URA 1356 du CNRS, Université de Bordeaux I, UFR de Biologie, Avenue des Facultés, 33405 Talence (France).

Communication présentée au 34^e Congrès de l'Association Française de Limnologie, Metz-Nancy, 29-31 mai 1990.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 15 septembre 1992.

L'utilisation des eaux marines souterraines présente deux avantages : une production algale intense à un coût économique négligeable et la possibilité par échange thermique de réchauffer en hiver les eaux marines naturelles et ainsi de maintenir une croissance des mollusques toute l'année. L'emploi des eaux de forage n'entraîne aucun effet néfaste dans les phénomènes de bioaccumulation des métaux, du moins pour ceux étudiés ici : cadmium, cuivre, plomb et zinc.

Mots clés : palourde, métaux, facteurs écologiques, bioaccumulation, pré-grossissement.

SUMMARY

Metal bioaccumulation in bivalves may occur as a consequence of the ingestion of inert or living particles with fixed trace elements. The best experiments like those carried out by BORCHARDT (1983, 1985) concerning Cd in mussels have shown that the role suspended matter plays in the contamination of molluscs is insignificant. But, however reliable the experimental methodologies, laboratory conditions never reproduce perfectly natural phenomena. We planned therefore to restudy the problem by using a large-scale experiment where the procedure was characterized by a restricted number of controlled parameters and the organisms as close as possible to the real conditions.

During an experimental nursing of young carpet shells, we assessed the influence of various controlled quantities of phytoplankton and of experimental population density on the transfer of metal from their environment to molluscs.

Carpet-shell brood (*Ruditapes philippinarum*) was distributed in several cylindrical containers the bottom of which consisted in a sieve. Food and seawater were renewed continuously by means of an ascending current (BAUD et BACHER, 1990). Nursing assays were carried out during summer over a period of 74 days. Eight groups of carpet shells were constituted according to food supplies (0, 1x, 2x and 4x of *Skeletonema costatum* grown upon underground sea-water plus natural phytoplankton) and population density (25 000 or 50 000 individuals per experimental container). Young molluscs were fed according to a cycle of 3 h-feeding periods and 2 h-periods with no food alternately. The average concentrations of algal cells in mollusc breeding seawater were 17.5, 35 and 70.10³ cells/L. This seawater was renewed at a flow rate of 3 m³/h.

At the end of the nursing period, molluscs exposed to different experimental conditions were separated by using sieves of different mesh-size (6, 8 and 10 mm). Young carpet shells were purged for 36 h in order to limit the overvaluation of bioaccumulated metal levels due to ingested matter (AMIARD-TRIQUET *et al.*, 1984; KENNEDY, 1986). In each experimental and size-related categories, 90 individuals were sampled and divided into 3 groups of 30 specimens.

In these groups, soft tissues were separated from the shells and oven-dried at 80 °C for 48 h. The dry samples were powdered and three aliquot parts of about 100 mg each were digested with 1 ml of concentrated nitric acid (HNO₃, Suprapur) at 95 °C for 1 h. Then the trace element analyses were performed in this solution diluted with deionized water by flame (Zn) or by flameless (Cd, Cu, Pb) atomic absorption spectrophotometry using the Zeeman effect (AMIARD *et al.*, 1987).

The influence of both food supplies and experimental population density on the dry weight of soft tissues of young carpet shells, their metal concentration and body burdens were examined by means of multi-linear regression analysis.

Increasing body burdens of Cu (4) and Zn (5) and decreasing body burden of Pb (3), corresponded to more abundant food supplies. The increase of phytoplankton supplies induced a decrease of Cd (6) and Pb (7) concentrations as a consequence of a « biological dilution » of these metals. Increasing density induced a depletion of Cu (4) and Zn (5) body burdens. Among individuals of the same age, the biggest ones exhibited the lowest concentrations of Cu and Zn (8 and 9) and the highest concentrations of Cd and Pb (6 and 7).

Increased food supplies induce a biological dilution of Cd and Pb in young carpet-shells. These results are in agreement with previous data concerning Cd, Cu, Pb and Zn in different species (MACKAY *et al.*, 1975; BOYDEN, 1977; PHELPS *et al.*, 1985; BERTHET, 1986). Thus from a sanitary point of view, the use of ground seawater for algal culture is not a risk since metal concentrations in molluscs are not enhanced.

Key-words : carpet shell, bioaccumulation, heavy metals, nursing, ecological factors.

1 - INTRODUCTION

Chez les mollusques, les techniques de fécondation artificielle permettent d'obtenir du naissain durant toute l'année en éclosion (LOOSANOFF et DAVIS, 1963; LE BORGNE, 1980, 1983). Les juvéniles ainsi obtenus doivent être élevés en nurserie avant de pouvoir être ensemencés dans le milieu naturel où ils atteindront la taille commercialisable. La durée d'élevage en nurserie est d'environ 90 jours en hiver et 70 jours en été (BAUD et BACHER, 1990).

La station IFREMER de Bouin travaille depuis quelques années sur l'optimisation des conditions de prégrossissement en nurserie (SAINT-FELIX *et al.*, 1984; BAUD et BACHER, 1990). Les paramètres étudiés sont les quantités de nourriture phytoplanctonique à fournir aux mollusques, les fréquences de distribution de cette nourriture et les densités de population optimales à prégrossir. L'un des atouts de cette station est l'utilisation d'une eau de mer souterraine dont la température est constante (13-14 °C) et qui, par sa richesse en sels nutritifs, est particulièrement favorable au développement phytoplanctonique et notamment à la diatomée *Skeletonema costatum* (ROBERT, 1990).

Les mollusques filtreurs sont susceptibles de concentrer fortement les éléments métalliques à l'état de traces en milieu marin (N.A.S., 1971). Ils sont donc souvent utilisés comme bioindicateurs de pollution (N.A.S., 1980; POROT, 1984; COSSA, 1989).

La bioaccumulation des métaux chez les mollusques est due soit à un transfert direct par l'eau, soit à une désorption des éléments métalliques fixés sur les particules inertes ou vivantes en suspension dans l'eau qui leur servent de nourriture, soit encore à l'assimilation des métaux contenus dans la matière vivante. Les meilleures expériences réalisées jusqu'ici, par exemple celles de BORCHARDT (1983, 1985) pour le cadmium chez la moule, semblent

indiquer une part assez faible des matières en suspension dans la contamination des mollusques. Mais quelles que soient les précautions prises, les expériences ne simulent jamais parfaitement les phénomènes naturels.

Nous avons choisi de reprendre cette question à l'aide d'une expérience en nature où le nombre de paramètres contrôlés est restreint, mais où les organismes sont dans des conditions aussi proches que possible de la réalité.

Nous nous proposons d'utiliser une expérience de prégrossissement des palourdes, d'une part pour évaluer l'importance des apports de nourriture et de la densité des populations sur le transfert des métaux du milieu aux organismes, d'autre part pour estimer l'impact de l'utilisation des eaux de forage sur la qualité des coquillages d'un point de vue concentration métallique.

2 - MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Elevage

Le naissain de jeunes palourdes (*Ruditapes philippinarum*) est placé dans divers tubes tamis suspendus dans des bacs et reçoit un courant d'alimentation par voie ascendante (BAUD et BACHER, 1990).

Une série d'essais de prégrossissement a été menée en période estivale pendant 74 jours. Les palourdes ont été réparties en huit groupes selon la quantité de nourriture (*S. costatum* produit sur eau salée souterraine en supplément du phytoplancton naturel) qu'elles recevaient (0, 1x, 2x, et 4x) et en fonction de la densité de la population (25 000 ou 50 000 individus par tube tamis). Les concentrations métalliques chez la diatomée *S. costatum* étaient respectivement de 0,34 ; 4,96 ; 2,93 et 79,1 mg/kg poids sec pour Cd, Cu, Pb et Zn. Les jeunes mollusques ont été nourris selon un cycle de 3 heures d'alimentation suivies de 2 heures sans apport. Le nombre de cellules algales fourni aux mollusques était en moyenne de 17,5, 35 et 70 millions de cellules par litre d'eau de mer d'élevage. L'eau de mer souterraine (milieu de culture des algues), riche en fer (3,3 mg/l) et en divers nutriments (BAUD et BACHER, 1990) contient respectivement 0,08 ; 1,44 ; 0,41 et 8,7 µg/l de Cd, Cu, Pb et Zn. L'eau de mer de surface (milieu d'élevage des palourdes) a été renouvelée avec un débit de 3 m³/h. Cette eau renferme respectivement 0,14 ; 1,99 ; 0,71 et 8,2 µg/l de Cd, Cu, Pb et Zn.

2.2 Prélèvements

A la fin de la période de prégrossissement, les animaux soumis aux différentes conditions expérimentales ont été calibrés sur des tamis de 6, 8 et 10 mm de diamètre de maille. Par convention, nous remplacerons les différents lots d'individus de même longueur par leur appellation en classe de taille.

Les jeunes palourdes ont été placées en épuration pendant 36 h afin d'éviter au maximum l'interférence des métaux liés au contenu digestif avec les métaux réellement incorporés (AMIARD-TRIQUET *et al.*, 1984 ; KENNEDY, 1986). Pour chaque groupe expérimental et chaque classe de taille, 90 individus ont été prélevés et répartis en 3 lots de 30 individus. Les tissus mous ont été séparés des coquilles puis séchés jusqu'à obtention d'un poids constant (à l'étuve à 80 °C pendant 48 h) avant d'être réduits en poudre à l'aide d'un broyeur automatique en agate afin d'éviter tout risque de contamination métallique des échantillons.

2.3 Analyse des éléments traces

Sur chacun des trois lots de trente individus, trois prises d'essai de 100 mg environ de poudre sèche ont été réalisées. Ces différents échantillons ont été minéralisés à chaud (95 °C) en présence d'acide nitrique suprapur pendant 1 h. Les dosages de métaux ont ensuite été effectués sur des dilutions du minéralisat (AMIARD *et al.*, 1987).

Les dosages de Cd, Pb et Cu ont été effectués par spectrométrie d'absorption atomique électrothermique à effet Zeeman, le dosage de Zn par spectrométrie d'absorption atomique de flamme (Hitachi Z 180-80, Hitachi Z 7000).

Les résultats sont exprimés en mg pour le poids sec des tissus mous, en concentration (mg/kg de tissu sec) ou en quantité (ng par individu) pour les éléments traces.

2.4 Traitement statistique des données

L'influence des deux facteurs étudiés (nourriture et densité) sur le poids sec des palourdes, les quantités et les concentrations métalliques, a été quantifiée à l'aide de l'analyse de régression linéaire multiple. A titre complémentaire, la taille des individus en fin d'expérience a également été prise en compte dans les modèles de régression. Les valeurs des régresseurs des polynômes orthogonaux ont été calculées à partir des valeurs initiales : densité = - 1 (25 000) ou + 1 (50 000) ; nourriture = - 7 (0X), - 3 (1X), + 1 (2X), + 9 (4X) pour les termes de 1^{er} degré, et + 7, - 4, - 8, + 5 pour ceux du second degré (compte tenu des difficultés de recodage liées à la progression 0X, 1X, 2X et 4X, les termes de 3^e degré n'ont pas été calculés) ; taille = - 1(6), 0(8), + 1(10) pour le 1^{er} degré et + 1, - 2, + 1 pour le second degré (SNEDECOR et COCHRAN, 1971).

La sélection des régresseurs a été effectuée au seuil alpha = 0,01, après ordination, par des contributions de tous les termes du modèle.

Après étude des relations entre moyenne et écart-type (log m et log s), inter-répétitions, et analyse des termes résiduels des modèles, aucune transformation n'a été effectuée pour les concentrations de Cd, Cu, Pb et Zn tandis qu'une transformation logarithmique a été retenue pour le poids sec des tissus mous et pour les quantités de Cd, Cu, Pb et Zn.

3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Fluctuations des poids secs des palourdes et des quantités de métaux contenus dans leurs tissus mous

Hormis la relation évidente et positive avec la taille T des palourdes, le poids P des individus est lié positivement à la quantité de nourriture N et négativement à la densité de la population D (*fig. 1*). Ces trois facteurs permettent d'expliquer 96,4 % du poids sec des individus ; la formule est :

$$\log P = 1,616 + 0,248 T + 0,012 N - 0,041 D \quad (1)$$

La quantité de Cd, QCd, contenue dans les jeunes palourdes est fortement liée à la taille des individus (96,3 % de la variance totale expliquée) (*fig. 2*) :

$$\log QCd = 1,075 + 0,319 T \quad (2)$$

La quantité de Pb, QPb, par individu dépend également fortement de la taille T mais aussi et en négatif, de la quantité de nourriture fournie N (93,4 % de la variance totale expliquée) (*fig. 3*) :

$$\log QPb = 1,537 + 0,348 T - 0,013 N \quad (3)$$

Les quantités de Cu, QCu, et de Zn, QZn, présentes dans les palourdes sont principalement expliquées positivement par la taille T, puis par la nourriture N, et négativement par la densité de population D (*fig. 4 et 5*). Ainsi les formules sont pour le cuivre (89,4 % de la variance totale expliquée) :

$$\log QCu = 2,330 + 0,154 T + 0,009 N - 0,037 D \quad (4)$$

et pour le zinc (97,0 % de la variance totale expliquée) :

$$\log QZn = 3,772 + 0,233 T + 0,010 N - 0,023 T^2 - 0,032 D \quad (5)$$

L'augmentation de la quantité de nourriture fournie, tout comme celle de la taille des individus, entraînent logiquement une augmentation du poids des tissus mous des jeunes palourdes. Par contre, l'augmentation de la densité a un effet négatif sur le poids de tissus (*équation 1*), ce qui s'explique aisément par une compétition accrue à l'égard de la nourriture lorsque la densité de la population est plus élevée (*tableau 1*).

Au niveau des quantités de métaux présentes dans les individus, elles augmentent pour les quatre éléments étudiés en même temps que la taille (*équations 2, 3, 4, et 5*). La fourniture d'une nourriture plus abondante a pour conséquence d'augmenter les quantités de cuivre (*équation 4*) et de zinc (*équation 5*) et au contraire de diminuer celles de plomb (*équation 3*) contenues par chaque individu. L'augmentation de la densité n'a qu'un effet négatif sur les quantités de cuivre (*équation 4*) et de zinc (*équation 5*) sans affecter significativement les quantités de cadmium (*équation 2*) et de plomb (*équation 3*).

Figure 1 Evolution du poids sec moyen en fonction des apports de nourriture, de la taille des jeunes palourdes et de la densité de la population expérimentale.

Changes of the mean dry weight of soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies, size of clams and experimental population density.

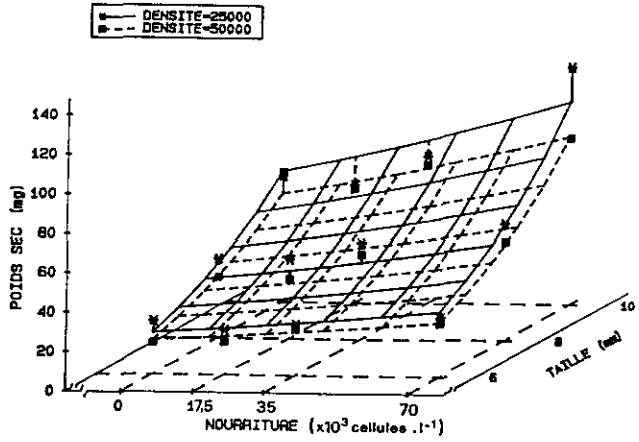


Figure 2 Evolution de la quantité de cadmium contenue dans une jeune palourde en fonction des apports de nourriture et de la taille des individus.

Changes of the cadmium burden in the soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies and size of individuals.

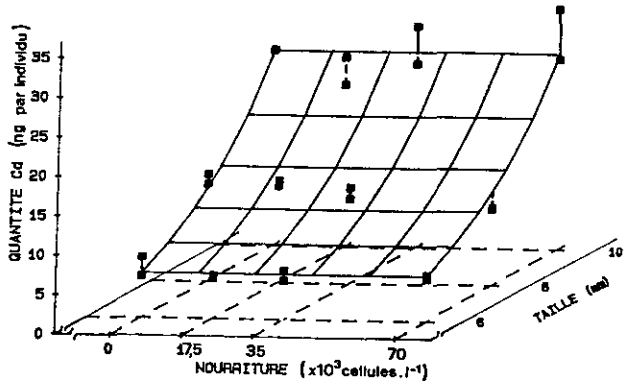


Figure 3 Evolution de la quantité de plomb contenue dans une jeune palourde en fonction des apports de nourriture et de la taille des individus.

Changes of the lead burden in the soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies and size of individuals.

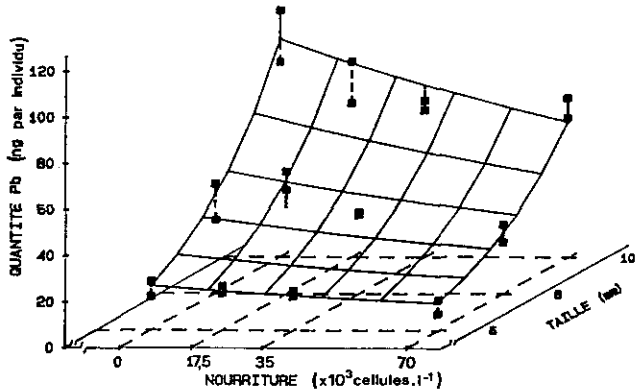


Tableau 1 Influence des apports de nourriture, de la taille des individus en fin d'expérience et de la densité de la population sur le poids des palourdes, leurs quantités moyennes de métaux Q et leurs concentrations métalliques C ($C = Q/P$).

Table 1 Influence of food supplies, size of individuals at the end of the experiment and experimental population denseness on the weight P of carpet shells, mean body burdens of metals Q and metal concentrations C ($C = Q/P$).

	Poids		Quantité d'éléments métalliques				Concentration en élément métallique			
	P		Q				C			
			Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
Nourriture	↑	↑	↑	↑	↓	→	→	→	↓	↓
Taille	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↓	↓	↑	↑
Densité	↑	↓	↓	↓	→	→	→	→	→	→

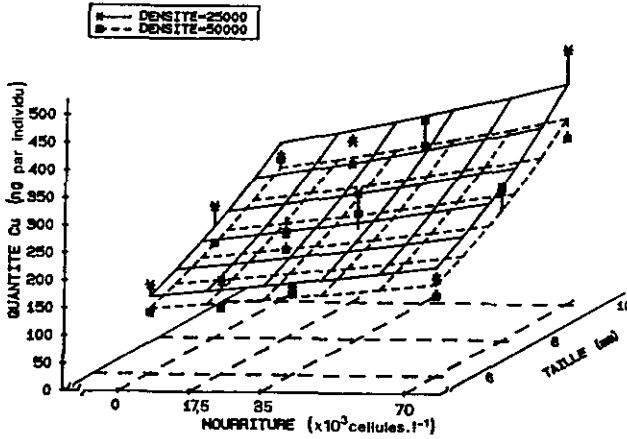


Figure 4 Evolution de la quantité de cuivre contenue dans une jeune palourde en fonction des apports de nourriture, de la taille des individus et de la densité de la population expérimentale.

Changes of the copper burden in the soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies, size of individuals and experimental population density.

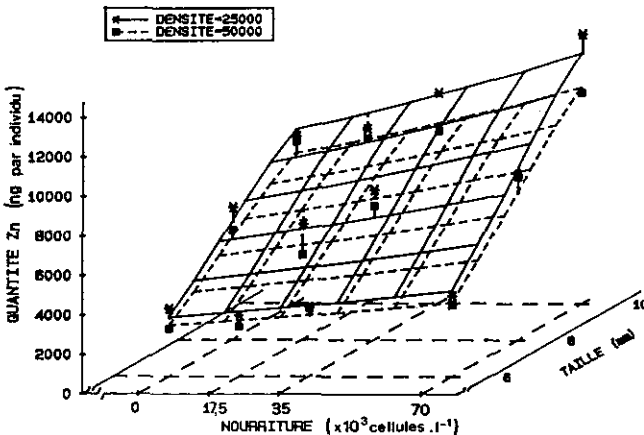


Figure 5 Evolution de la quantité de zinc contenue dans une jeune palourde en fonction des apports de nourriture, de la taille des individus et de la densité de la population expérimentale.

Changes of the zinc burden in the soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies, size of individuals and experimental population density.

3.2 Fluctuations des concentrations métalliques dans les tissus mous des palourdes

La concentration de cadmium, CCd, chez les jeunes palourdes dépend de la nourriture N (en négatif) et de la taille T (en positif) mais n'est pas (au seuil alpha considéré 0,01) influencée par la densité de la population D (81,3 % de la variance totale expliquée) (fig. 6) :

$$CCd = 0,298 - 0,009 N + 0,048 T \tag{6}$$

Il en est de même pour la concentration de plomb, CPb (80,8 % de la variance totale expliquée) (fig. 7) :

$$CPb = 0,910 - 0,046 N + 0,193 T \tag{7}$$

La concentration de cuivre, CCu, chez les palourdes est expliquée négativement uniquement par la taille au seuil alpha 0,01 (77,2 % de la variance totale expliquée) (fig. 8) :

$$CCu = 5,283 - 1,131 T \tag{8}$$

La concentration de zinc, CZn, est aussi expliquée uniquement et négativement par la taille T mais au carré (42,3 % de la variance totale expliquée) (fig. 9) :

$$CZn = 144,208 - 6,937 T^2 \tag{9}$$

Figure 6 Evolution de la concentration en cadmium des tissus mous des jeunes palourdes en fonction des apports de nourriture et de la taille des individus.

Changes of the cadmium concentration of soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies and size of individuals.

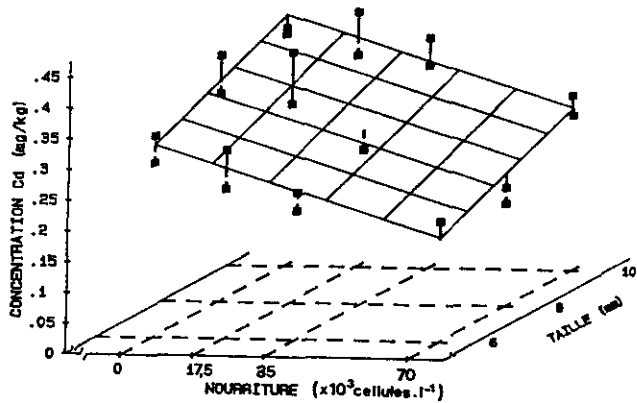
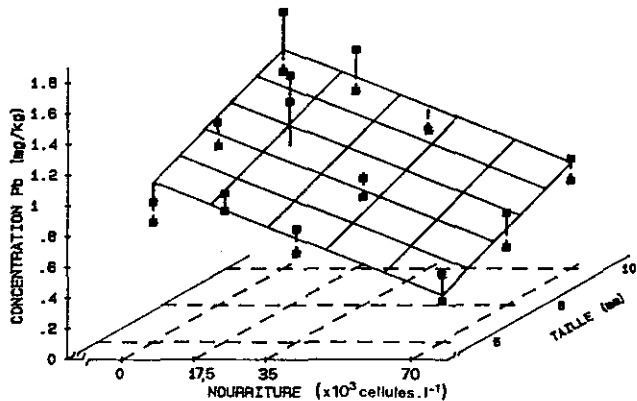


Figure 7 Evolution de la concentration en plomb des tissus mous des jeunes palourdes en fonction des apports de nourriture et de la taille des individus.

Changes of the lead concentration of soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies and size of individuals.



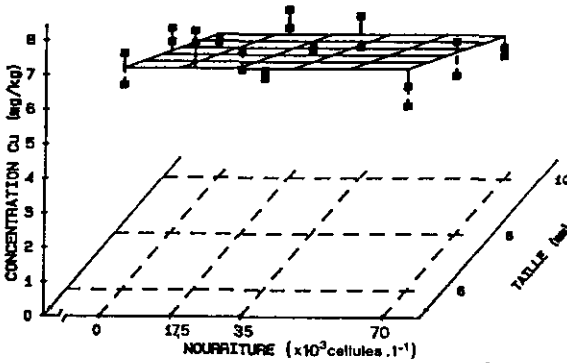


Figure 8 Evolution de la concentration en cuivre des tissus mous des jeunes palourdes en fonction des apports de nourriture et de la taille des individus.

Changes of the copper concentration of soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies and size of individuals.

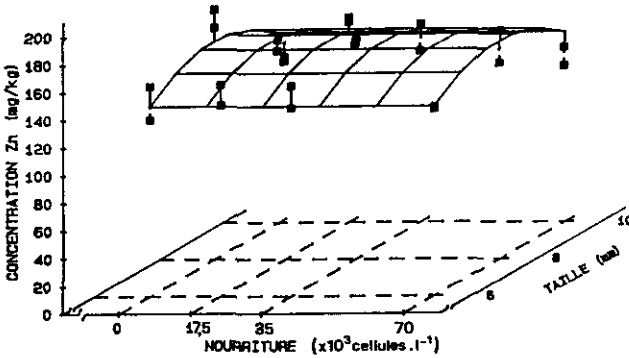


Figure 9 Evolution de la concentration en zinc des tissus mous des jeunes palourdes en fonction des apports de nourriture et de la taille des individus.

Changes of the zinc concentration of soft tissues of juvenile clams as a function of food supplies and size of individuals.

L'augmentation des apports de nourriture entraîne une diminution des concentrations en Cd et Pb. Ceci traduit une « dilution biologique » des métaux. Cette diminution est obligatoire puisque lorsque le poids augmente, les quantités sont soit stables (cas du cadmium), soit en baisse (cas du plomb).

Lorsque la taille des individus augmente, deux cas de figures existent : soit le flux net d'entrée des éléments est plus rapide que l'augmentation de poids, c'est le cas du cadmium et du plomb (équations 6 et 7), soit ce flux est plus lent et c'est le cas du cuivre et du zinc (équations 8 et 9).

Les divergences observées pour l'évolution des concentrations métalliques selon que l'on prend en compte l'augmentation de la taille ou celle des apports en nourriture, sont dues au fait que les augmentations de taille et de poids des tissus mous des individus ne sont pas strictement proportionnelles (fig. 1). Ainsi, le poids des tissus mous progresse d'un facteur 8,2 quand la taille augmente seulement d'un facteur 2,4.

4 - CONCLUSION

En conclusion, l'apport de nourriture en quantité plus importante provoque une dilution biologique du cadmium et du plomb. Cela avait déjà été signalé pour d'autres espèces et pour Cd, Cu, Pb et Zn par MACKAY *et al.* (1975), BOYDEN (1977), PHELPS *et al.* (1985) et BERTHET (1986). Il en résulte que la technique du prégrossissement n'induit pas une contamination supplémentaire – en termes de concentration – des jeunes palourdes par voie alimentaire pour deux polluants toxiques.

Par contre, l'apport supplémentaire de nourriture entraîne une augmentation de la quantité de cuivre et de zinc présente dans chaque palourde. Ceci n'a aucune conséquence sur le plan sanitaire, puisque l'impact de la consommation de coquillages sur l'Homme s'estime non pas par le nombre d'individus ingéré, mais par la quantité de métal absorbée par jour. Cette quantité de métal absorbée s'obtient en multipliant la concentration métallique par le poids de tissus mous du coquillage ingurgité.

Les individus (du même âge) les plus grands présentent des concentrations plus faibles en Cu et Zn et plus élevées en Cd et Pb.

La densité de population n'a aucun effet significatif sur les concentrations métalliques chez les jeunes palourdes.

L'utilisation des eaux marines souterraines présente deux avantages : une production algale intense à un coût économique négligeable et la possibilité par échange thermique de réchauffer en hiver les eaux marines naturelles et ainsi de maintenir une croissance des mollusques toute l'année.

L'emploi des eaux de forage n'entraîne aucun effet néfaste dans les phénomènes de bioaccumulation des métaux, du moins pour ceux étudiés ici : cadmium, cuivre, plomb et zinc. L'impact de la nourricerie avec rejet de grand volumes d'eau de forage enrichi en culture micro-algale dans le milieu naturel n'a pas été envisagé dans ce présent papier.

REMERCIEMENTS

Nous remercions C. AMIARD-TRIQUET du Service d'Ecotoxicologie de l'Université de Nantes (URA 1356 du CNRS) pour l'aide et les conseils qu'elle nous a apportés et Madame RACINEUX qui a réalisé la dactylographie de cet article.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMIARD J.-C., PINEAU A., BOITEAU H.L., METAYER C., AMIARD-TRIQUET C., 1987. Application de la spectrométrie d'absorption atomique Zeeman aux dosages de huit éléments traces (Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Se) dans des matrices biologiques solides. *Water Res.*, 21 : 693-697.
- AMIARD-TRIQUET C., METAYER C., AMIARD J.-C., 1984. Technical recommendations for studying the biogeochemical cycle of trace metals. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 73-74 : 27-34.
- BAUD J.P., BACHER C., 1990. Use of ground saline water for intensive rearing of *Ruditapes philippinarum* juveniles in a nursering system. *Aquaculture*, 88 : 157-178.
- BERTHET B., 1986. Etudes *in situ* et expérimentales du devenir de quelques éléments métalliques (Cd, Pb, Cu et Zn) dans un écosystème de zone conchylicole. *Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Rennes I*, 8 janvier 1986, 204 p.
- BORCHARDT T., 1983. Influence of food quantity on the kinetics of cadmium uptake and loss via food and seawater in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 76 : 67-76.
- BORCHARDT T., 1985. Relationship between carbon and cadmium uptake in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 85 : 233-244.
- BOYDEN C.R., 1977. Effect of size upon metal content of shellfish. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 57 : 675-714.
- 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.
- KENNEDY P.C., 1986. The use of molluscs for monitoring trace elements in the marine environment in New Zealand. 1. The contribution of ingested sediment to the trace element concentrations in New Zealand molluscs. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, 20 : 627-640.
- LE BORGNE Y., 1980. Big hatchery supplies French growers. *Fish. Farming International*, 7 (4) : 12-14.
- LE BORGNE Y., 1983. Dix ans de production en éclosérie de Mollusques bivalves. *IFREMER Actes de Colloques*, 1, 151-154.
- LOOSANOFF V.L., DAVIS H.C., 1963. Rearing of bivalve molluscs. *Adv. mar. Biol.*, 1 : 1-138.
- MACKAY N.J., WILLIAMS R.J., KACPRZAC J.L., KAZACOS M.N., COLLINS A.J., AUTY E.H., 1975. Heavy metals in cultivated oysters (*Crassostrea commercialis* = *Saccostrea cucullata*) from the estuaries of New South Wales. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 26 : 31-46.
- N.A.S., 1971. Radioactivity in the marine environment. *National Academy of Sciences, National Research Council*, Washington, D.C., 272 p.
- N.A.S., 1980. *The international mussel watch*. National Academy of Sciences, Washington, D.C., 248 p.
- PHELPS H.L., WRIGHT D.A., MIHURSKY J.A., 1985. Factors affecting trace metal accumulation by estuarine oysters *Crassostrea virginica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 22 : 187-197.
- POROT V., 1984. Les métaux toxiques Hg, Cu, Cd, Zn, Pb dans les moules et les huîtres du littoral français (1979-1982). *Bull. R.N.O.*, 20 : 99-133.
- ROBERT J.M., 1990. An example of development for aquaculture in France : the shellfish-cultures polders in the Bay of Bourgneuf. *Bull. Ecol.*, 21 (3) : 39-43.
- SAINT-FELIX C., BAUD J.P., HOMMEBON P., 1984. Elevage de la palourde japonaise en baie de Bourgneuf. *Sci. Pêche*, 344-345-346 : 3-22.
- SNEDECOR G.W., COCHRAN W.G., 1971. *Méthodes statistiques*. Traduit par H. Boelle et E. Camhaji, Assoc. de Coordination Techn. Agricoles. Paris, 6^e éd., 649 p.