

# 沉积物中颗粒态镉的赋存形态对文蛤富集效性的影响

吴星<sup>1,2</sup>, 贾永锋<sup>1\*</sup>, 朱慧杰<sup>1,2</sup>, 王赫<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院沈阳应用生态研究所陆地生态过程重点实验室, 沈阳 110016; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要** 利用颗粒物悬浮系统研究了沉积物中 Cd 的特定赋存形态(如氢氧化铁结合态、氢氧化铝结合态、二氧化锰结合态)对其在文蛤体内富集速率的影响。结果表明, 结合于沉积物中不同组分 Cd 的生物有效性存在明显差异。在 Cd 浓度为 70 mg/kg 时, 22 d 富集实验中氢氧化铁结合态和氢氧化铝结合态 Cd 在文蛤体内均没有明显的积累, 而二氧化锰结合态 Cd 在文蛤体内有明显的富集, 其富集速率为  $(0.0094 \pm 0.0010) \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$  ( $r^2 = 0.8539$ ,  $p < 0.0001$ )。在 Cd 浓度为 140 mg/kg 时, 氢氧化铁结合态 Cd 仍然无法被文蛤吸收, 氢氧化铝和二氧化锰结合态 Cd 则可以被文蛤富集, 其富集速率分别为  $(0.0166 \pm 0.0017) \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$  和  $(0.0248 \pm 0.0017) \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$ 。不同赋存形态 Cd 的生物有效性表现为:  $\text{Cd-MnO}_2 > \text{Cd-Al}(\text{OH})_3 > \text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$ 。对于不同赋存形态的 Cd, 吸收效率(AE)和摄食率(IR)的差异导致了其生物有效性的不同。

**关键词** Cd 生物有效性 赋存形态 文蛤

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)01-0179-06

## Influence of Speciation on the Bioavailability of Particle-bound Cadmium in Sediments

WU Xing<sup>1,2</sup>, JIA Yong-feng<sup>1</sup>, ZHU Hui-jie<sup>1,2</sup>, WANG He<sup>1,2</sup>

(1. Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract** In the present work, the impact of speciation on the bioavailability of cadmium in sediments was investigated. Bioaccumulation of cadmium adsorbed on various (hydr)oxide minerals, i.e. ferric hydroxide, aluminum hydroxide and manganese dioxide, by bivalve *Meretrix meretrix* Linnaeus, was measured using a suspending system. The results showed that the bioavailability of cadmium was significantly different for different minerals. At Cd concentration of 70 mg/kg, the accumulation of Cd by clams in Cd-Fe(OH)<sub>3</sub> and Cd-Al(OH)<sub>3</sub> system was not detectable after 22 days of exposure. In comparison, the clams absorbed appreciable amount of Cd from 70 mg/kg of Cd-MnO<sub>2</sub> system. An average uptake rate of  $(0.0094 \pm 0.0010) \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$  for 70 mg/kg Cd-MnO<sub>2</sub> was obtained by linear fitting curve ( $r^2 = 0.8539$ ,  $p < 0.0001$ ). When Cd concentration was increased to 140 mg/kg, bioaccumulation of Cd from Cd-Fe(OH)<sub>3</sub> system was still not observed, while for the clams cultivated in Cd-Al(OH)<sub>3</sub> and Cd-MnO<sub>2</sub> systems, Cd was apparently assimilated in the body of the animals. The uptake rates were determined to be  $(0.0166 \pm 0.0017) \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$  for Cd-Al(OH)<sub>3</sub> and  $(0.0248 \pm 0.0017) \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$  for Cd-MnO<sub>2</sub>. Generally, The bioaccumulation sequence of the Cd-(hydr)oxides is Cd-MnO<sub>2</sub> > Cd-Al(OH)<sub>3</sub> > Cd-Fe(OH)<sub>3</sub>. The type of minerals determines both assimilation efficiency and ingestion rate, consequently controls the bioaccumulation of adsorbed cadmium.

**Key words** cadmium; bioavailability; speciation; *Meretrix meretrix* L.

绝大多数重金属污染物被排入水体后, 会通过一系列物理化学反应(如吸附, 共沉淀等)与水体沉积物及悬浮颗粒物结合, 并随之进入水体沉积物。有研究表明, 沉积物中富集的重金属是水生生物重金属污染的重要来源之一<sup>[1,2]</sup>。对于某些底栖食碎屑动物(deposit feeder), 通过摄食沉积物积累的重金属甚至可以达到摄入重金属总量的 100%<sup>[3,4]</sup>。沉积物中重金属的生物有效性受物理化学因素和生物因素影响, 如沉积物矿物组成、重金属与矿物之间的结合强度、摄食途径等<sup>[5~7]</sup>, 其中重金属赋存形态是生物有效性的重要影响因素之一<sup>[8~10]</sup>。

化学连续提取形态分类法将沉积物中重金属人为划分为若干形态, 其中的一些形态被认为是生物

有效态<sup>[11]</sup>, 为沉积物及土壤生物有效性研究提供了极大的便利。然而, 由于沉积物组成极为复杂, 化学连续提取形态分类法仍不能确定生物有效态的确切来源。因此, 有必要对单纯沉积物组分上附着的重金属的生物有效性进行深入研究。Gagnon 等<sup>[12]</sup>利用放射性元素示踪技术对沉积物中不同组分(如铁锰氧化物、二氧化硅、蒙脱石等)结合的 Cd、Co、Ag、Hg(II)及 CH<sub>3</sub>Hg(II)在贻贝(*Mytilus edulis*)体内的吸收效率进行了比较, 结果表明, 锰氧化物结合态

收稿日期: 2009-03-03 修订日期: 2009-06-15

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)前期预研项目(2009CB426301) 国家自然科学基金项目(40773076)

作者简介: 吴星(1981~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为污染生态学, E-mail: wuxing@yahoo.cn

\* 通讯联系人, E-mail: yongfeng.jia@iae.ac.cn

Cd 的有效性高于铁氧化物结合态. Zhong 等<sup>[13]</sup>用肠浸提液萃取法考察了沉积物组分对 Hg 生物有效性的影响, 指出 Hg 与各组分间的结合强度对其浸提比率影响显著. 相对而言, 对单纯沉积物组分上附着的重金属在生物体内动态富集规律的研究较少. 同时, 在生物富集实验中, 为了保持实验系统内污染物浓度恒定, 大多数研究者采用底栖食碎屑动物 (deposit feeder) 作为受试生物, 对本身经济价值较高的滤食性动物 (suspending feeder, 如双壳类) 的研究很少.

水体沉积物组成十分复杂, 包括粘土矿物、氧化物和氢氧化物、有机质等. 其中金属氧化物和氢氧化物 (如氢氧化铁、氢氧化铝、二氧化锰) 具有较高的比表面积和较多的结合位点, 容易与金属阳离子 (如  $\text{Cd}^{2+}$  等) 结合, 是沉积物中重金属的重要储存库. 各个金属氧化物的物理化学性质, 与重金属的结合强度存在显著差异, 生物体对于不同金属氧化物的生物响应也不尽相同<sup>[10]</sup>, 因而各金属氧化物上结合的重金属的生物有效性可能存在较大差异.

文蛤 (*Meretrix meretrix* L.) 是一种滤食性贝类, 一般生活在河口附近沿岸内湾潮间带沙滩或浅海细沙底质以及泥沙滩中. 广泛分布于我国 4 个海区, 是我国沿海常见的一种重要经济贝类, 考察其对重金属元素的富集具有一定的环境和经济意义.

本实验研究了 3 种典型沉积物矿物 (氢氧化铁、氢氧化铝、二氧化锰) 上赋存的 Cd 在文蛤体内的富集规律, 应用颗粒物悬浮系统及定期换水的方法保证实验期间系统内颗粒物浓度的恒定, 探讨了 Cd 的赋存形态对其生物有效性的影响及机制, 以期对沉积物中 Cd 积累模型的建立及环境评价提供基础信息.

## 1 材料与方法

### 1.1 实验生物

实验用文蛤购自沈阳海珍品市场, 壳长 3 ~ 4 cm. 实验前将文蛤刷洗干净, 清除附着物, 并在人工海水中暂养 7 d, 为减少实验生物个体活力间差异, 仅选取暂养期间伸出虹吸管的个体进入 Cd 富集实验. 实验期间水温约 23℃, 为避免残饵和粪便对重金属形态的影响, 暂养及实验期间不投喂. 实验用水为人工海水, 以除氯自来水和人工海水盐调配, 盐度 25‰.

### 1.2 颗粒物悬浮系统

实验中利用颗粒物悬浮装置保持系统内颗粒物

浓度的恒定. 颗粒物悬浮系统由控温培养桶、潜水泵、充气头组成. 潜水泵和充气头安装于培养桶底部, 潜水泵出水口沿底部切线方向设置, 充气头置于底部中央. 在培养桶内, 通过引发螺旋型上升流和气浮效应保持颗粒物浓度的恒定. 文蛤用筛网悬挂于培养桶内.

### 1.3 含 Cd 金属氧化物的制备

实验以氢氧化铁、氢氧化铝、二氧化锰为 Cd 载体, 研究了沉积物中 Cd 形态对其生物有效性的影响.  $\text{MnO}_2$  购自国药集团,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  和  $\text{Al}(\text{OH})_3$  依据 Sims 等<sup>[14]</sup>提出的方法合成. 将 1.5 g 各金属氧化物悬浮于 150 mL 人工海水中, 加入适量 Cd 标准储备液 (200 mg/L), 振荡平衡 24 h, 制备浓度梯度为 T1 (70 mg/kg)、T2 (140 mg/kg) 的含 Cd 金属氧化物, 在约 70 mg/kg 和约 140 mg/kg 浓度梯度下, 制备所得的污染物液相中未检出残留 Cd. 每天配制新鲜污染物并投喂至实验系统内, 每天换水 1 次.

### 1.4 生物积累实验

每个颗粒物悬浮系统内放置 15 枚文蛤, 加入 15 L 人工海水及 1.5 g 含 Cd 金属氧化物. 监测表明, 系统内溶解态 Cd 浓度 < 5  $\mu\text{g/L}$ . 在水温约 23℃ 下, 生物富集实验进行 24 d. 每天更换悬浮系统内人工海水, 并重新投加含 Cd 金属氧化物. 在设定的时间间隔, 从各个处理组的 3 个平行悬浮系统中随机抽取 4 枚文蛤, 转移至干净人工海水中净化 3 d, 随即冷冻至 -20℃ 下保存.

为考察系统内溶解态 Cd 对积累实验结果的影响, 进行文蛤在溶解态 Cd 中的暴露实验, 实验在控温水族箱中进行, 水温约 23℃, 每个水族箱放置 6 枚文蛤, 加入 8 L 人工海水. Cd 浓度设置为 0.5、5  $\mu\text{g/L}$ , 实验进行 15 d. 在特定的时间随机抽取 4 枚文蛤, 冷冻至 -20℃ 下保存.

### 1.5 生物净化实验

将在污染环境中富集 Cd 的文蛤转移至干净海水中进行净化实验. 实验在控温水族箱中进行, 水温约 23℃, 每个水族箱放置 6 枚文蛤, 加入 8 L 人工海水, 净化 24 d. 在特定时间随机抽取 4 枚文蛤, 冷冻至 -20℃ 下保存. 考察文蛤对于 Cd 的代谢排出情况.

### 1.6 样品分析

将文蛤样品在 30℃ 下解冻 5 h, 解剖取其软体组织, 用蒸馏水清洗干净, 在分析天平上称其鲜重, 105℃ 下烘干 2 h 至样品恒重. 按照文献<sup>[15]</sup>方法对样品进行消解, 在原子吸收仪 (Varian AA-240) 上用

火焰法测定样品 Cd 浓度,检出限为 0.05 mg/L. 文蛤体内 Cd 浓度(鲜重)表示为  $\mu\text{g/g}$ , Cd 吸收速率表示为  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ , 文蛤组织含水率约为 90%.

2 结果与分析

2.1 系统内溶解态 Cd 在生物体内的富集

15 d 实验时间内,在设定 Cd 浓度下没有观察到 Cd 在文蛤体内富集[图 1(a)]. 在天然海水中( $\text{pH} = 8, 25^\circ\text{C}$ ), 镉主要以  $\text{CdCl}_2$ 、 $\text{CdCl}^+$  等无机络合态存在<sup>[16]</sup>. 海水中配位体与重金属生成络合物后,能降低海水中重金属自由离子的浓度,从而显著的降低其生物有效性. 因此,在本实验中,在设定的水相 Cd 浓度下没有观察到 Cd 在文蛤体内富集.

Thomann 等<sup>[17]</sup>提出了污染物在水生生物体内的积累模型,污染物可以通过水相吸收和摄食吸收 2 个途径被生物体富集:

$$dc_A/dt = (k_u \cdot c_w) + (\text{AE} \cdot \text{IR} \cdot c_f) - (k_e + g) c_A$$

(1)

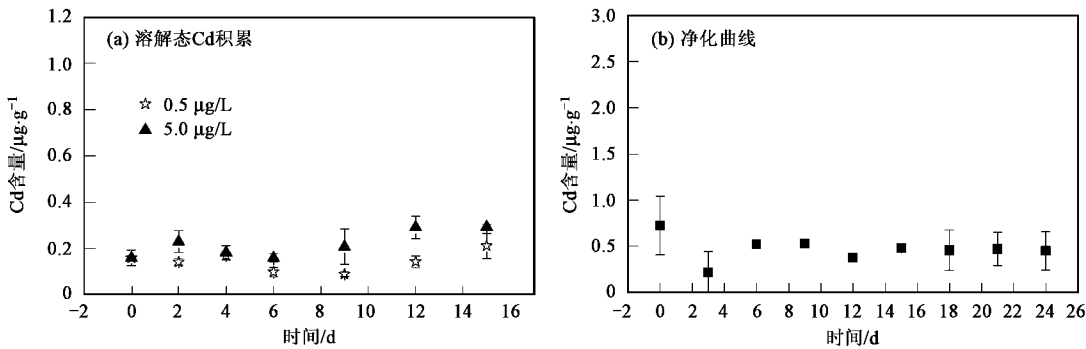
式中,  $c_A$  为生物体内重金属浓度( $\mu\text{g/g}$ );  $k_u$  为吸收常数;  $c_w$  为溶解态重金属浓度( $\mu\text{g/L}$ );  $t$  为暴露实验时间; AE 为重金属金属吸收效率; IR 为摄食速率 [ $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ];  $c_f$  为摄入食物(颗粒物)中重金属浓度;  $k_e$  为排出常数( $\text{d}^{-1}$ );  $g$  为生长常数.

净化实验表明,在实验时间内,没有观察到文蛤体内 Cd 的代谢排出[图 1(b)], 考虑到相对较短的实验周期,认为文蛤体重在实验时间内没有变化. 因而,在本实验中,摄食是污染物富集的主要途径, Cd 在文蛤体内的富集可以表示为:

$$dc_A/dt = \text{AE} \cdot \text{IR} \cdot c_f$$

(2)

由方程(2)可知,本实验中文蛤体内 Cd 积累受吸收效率、摄食率以及颗粒物中 Cd 浓度的制约.



图中每点代表 4 个平行样品的均值及标准差

图 1 水相中 Cd 浓度为 0.5  $\mu\text{g/L}$  及 5  $\mu\text{g/L}$  时在文蛤体内的富集曲线及净化曲线

Fig.1 Cadmium concentration in soft tissues of *M. meretrix* exposed to aqueous phase of Cd (0.5  $\mu\text{g/L}$  and 5  $\mu\text{g/L}$ ) and depuration curves of Cd

2.2 含 Cd 金属氧化物在文蛤体内的富集

3 种含 Cd 金属氧化物中 Cd 在文蛤体内的积累曲线如图 2 ~ 4 所示. Cd 浓度为 70  $\text{mg/kg}$  时,  $\text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$  和  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  均没有明显的富集趋势, 而  $\text{Cd-MnO}_2$  则可以被文蛤吸收. 吸收曲线表明,  $\text{Cd-MnO}_2$  在文蛤体内未达到平衡, 通过线性拟合,  $\text{Cd-MnO}_2$  吸收速率为  $(0.0094 \pm 0.0010) \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ .

当 Cd 浓度增加到 140  $\text{mg/kg}$  时,  $\text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$  在文蛤体内仍没有明显积累, 而  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  和  $\text{Cd-MnO}_2$  有明显富集, 通过线性拟合, 其 Cd 吸收速率分别为  $(0.0166 \pm 0.0017) \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$  和  $(0.0248 \pm 0.0017) \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ , 见表 1.

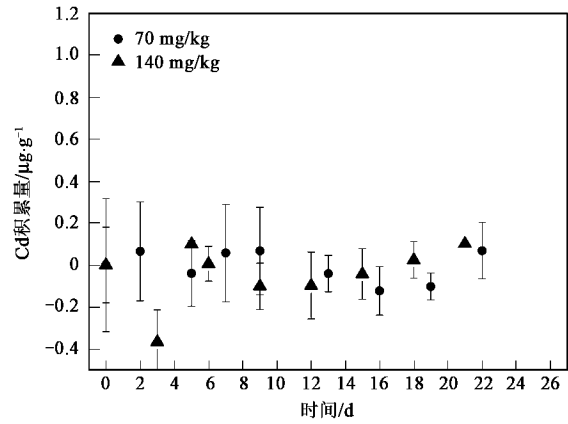
表 1 各个处理组中 Cd 在文蛤体内的积累速率

| 含 Cd 金属氧化物             | Cd 积累速率/ $\mu\text{g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ |                   |
|------------------------|---------------------------------------------------------|-------------------|
|                        | T1 <sup>1)</sup>                                        | T2 <sup>1)</sup>  |
| Cd-Fe(OH) <sub>3</sub> | ND <sup>2)</sup>                                        | ND                |
| Cd-Al(OH) <sub>3</sub> | ND                                                      | 0.016 6 ± 0.001 7 |
| Cd-MnO <sub>2</sub>    | 0.009 4 ± 0.001 0                                       | 0.024 8 ± 0.001 7 |

1) T1 70  $\text{mg/kg}$ , T2 140  $\text{mg/kg}$ ; 2) ND 未检出

3 讨论

实验结果表明, Cd 赋存形态对其生物有效性影响显著. 在 70 和 140  $\text{mg/kg}$  浓度下,  $\text{Cd-MnO}_2$  均可以在文蛤体内富集;  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  仅在 140  $\text{mg/kg}$  浓度下在文蛤体内积累;  $\text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$  在本实验中无法被文



图中每点代表扣除样品空白后,4 个平行样品的均值及标准差,下同

图 2 70 和 140 mg/kg Cd-Fe(OH)<sub>3</sub> 体系中 Cd 在文蛤体内的富集曲线

Fig.2 Uptake curves of Cd in *M. meretrix* through dietary exposure of Cd-Fe(OH)<sub>3</sub> at Cd levels of 70 and 140 mg/kg

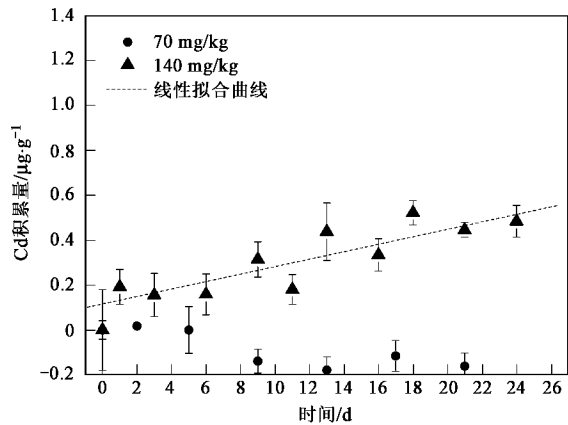


图 3 70 和 140 mg/kg Cd-Al(OH)<sub>3</sub> 体系中 Cd 在文蛤体内的富集曲线

Fig.3 Uptake curves of Cd in *M. meretrix* through dietary exposure of Cd-Al(OH)<sub>3</sub> at Cd levels of 70 and 140 mg/kg

蛤吸收.如方程(2)所示,本实验中 Cd 在文蛤体内的富集受吸收效率(AE)、摄食率(IR)、颗粒物中 Cd 浓度的制约.

Cd 与底物的结合强度是影响吸收效率(AE)的重要因素.结合强度受多方面因素制约,如底物的比表面积和零电荷点( $pH_{zpc}$ ).比表面积较大的底物通常对重金属具有较强的吸附作用,而零电荷点则决定了底物在海水 pH 环境中对于 Cd 产生电子吸引抑或电子排斥作用.  $Fe(OH)_3$  的比表面积( $410 \sim 540 \text{ m}^2/\text{g}$ )远高于  $Al(OH)_3$  ( $91 \sim 207 \text{ m}^2/\text{g}$ )<sup>[18,19]</sup>,同时具有较低的零电荷点 [ $Fe(OH)_3$  7.5 ~ 8.2 ; $Al(OH)_3$  9 ~

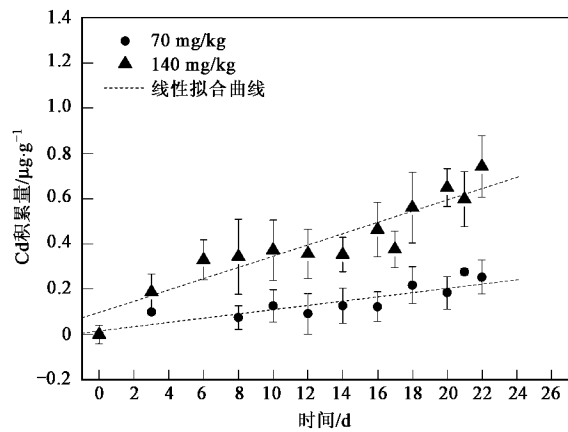


图 4 70 和 140 mg/kg Cd-MnO<sub>2</sub> 体系中 Cd 在文蛤体内的富集曲线

Fig.4 Uptake curves of Cd in *M. meretrix* through dietary exposure of Cd-MnO<sub>2</sub> at Cd levels of 70 and 140 mg/kg

11.5]<sup>[20,21]</sup>,因而 Cd-Fe(OH)<sub>3</sub> 的结合强度大于 Cd-Al(OH)<sub>3</sub>,其吸收效率较低.  $MnO_2$  具有最低的零电荷点(2.8 ~ 3.3),尽管其比表面积较低( $224 \text{ m}^2/\text{g}$ ), $MnO_2$  对 Cd 仍具有较强的吸附能力<sup>[22]</sup>.然而,Gagnon 等<sup>[12]</sup>研究表明,Cd- $MnO_2$  在贻贝体内的吸收效率是 Cd- $Fe(OH)_3$  的 1.7 倍.本实验中,Cd- $MnO_2$  的生物有效性也高于 Cd- $Fe(OH)_3$ .底物中 Cd 的生物有效性不仅受底物-Cd 之间物理化学作用的影响,还受生物因素影响.与  $Fe(OH)_3$  相比, $MnO_2$  更易被生物体内消化液溶解<sup>[23]</sup>,进而促使其上附着的 Cd 脱离,进入消化道,因而具有较高的吸收效率.

食物颗粒在双壳类生物体内的消化是一个两相过程(two-phase digestion),颗粒物首先在胃和肠道内进行第一相消化,也称之为细胞外消化过程.之后被生物进一步筛选,其中一部分(如某些营养价值较高的组分)被送入消化管内壁以及消化育囊中分布的吞噬细胞中进行第二相消化,即细胞内消化过程.与细胞外消化相比,细胞内消化过程反应更为强烈.颗粒物在两相消化过程间的分配,对其附着污染物的吸收效率影响较大. Gagnon 等<sup>[12]</sup>报道, $Fe(OH)_3$  和  $MnO_2$  在贻贝肠道内的停留时间基本相同.由其数据推得,Cd- $Fe(OH)_3$  和 Cd- $MnO_2$  在细胞外消化过程中的吸收效率也基本相同,而在细胞内消化过程中的吸收效率则存在显著差异(32% 和 59%),最终使得 Cd- $MnO_2$  的吸收效率高于 Cd- $Fe(OH)_3$ .这可能也是本实验中 Cd- $Fe(OH)_3$  和 Cd- $MnO_2$  间生物生物有效性差异的原因之一.

摄食率(IR)是制约 Cd 在文蛤体内富集的另一重要参数.生物体对于 3 种金属氧化物的生物响应不同,其摄食率存在显著差异. Luoma 等<sup>[24]</sup> 研究指出,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  和  $\text{MnO}_2$  易于被蛤类摄取,摄食率相近.  $\text{Al}(\text{OH})_3$  则会在贝类表面沉积,堵塞其呼吸摄食系统,因而摄食率较低<sup>[25]</sup>.

70 mg/kg 浓度下,  $\text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$  和  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  均没有在文蛤体内富集. 较低的吸收效率抑制了  $\text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$  在文蛤体内的富集,而对于  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$ , 较低的摄食率可能是 Cd 积累主要的限制因素.  $\text{Cd-MnO}_2$  没有受到任一因素的制约,可以被文蛤吸收. 当颗粒物中 Cd 浓度增加到 140 mg/kg 时,尽管摄食率较低,  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  已经可以被文蛤吸收,而  $\text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$  仍然无法在文蛤体内富集. 由于受到摄食率的制约,  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  在文蛤体内的富集速率仍低于  $\text{Cd-MnO}_2$ .

吸收效率与摄食率对通过摄食途径摄入重金属均有较强的控制作用,但在不同环境条件下,两者相对重要性不同. 与摄食率相比,吸收效率随环境条件变化的变幅很大. 有研究报道,随着食物质量的变化,贻贝对 Se、Ag、Cr(V) 的吸收效率分别有 5~10 倍的变幅<sup>[26]</sup>,附着于细菌上的 Cr(III) 与附着于微藻上的 Cr(III) 相比,吸收效率甚至相差 20 倍<sup>[4]</sup>. 由于吸收效率的高可变性,在许多情况下,吸收效率是污染物积累的主要控制因素. 野外调查实验表明,贻贝体内重金属含量随着年内藻类丰度的周期性变化而变化,藻类丰度变化引发的食物中重金属吸收效率的改变是其主要原因<sup>[27]</sup>. Wang 等<sup>[28]</sup> 考察了不同藻类中富含的 Ag、Cd、Co、Se、Zn 在长脚宽水蚤 (*Temora longicornis*) 体内的积累差异,敏感性分析表明,重金属积累量与其吸收效率显著相关. 本实验中随着 Cd 浓度的升高,  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  比  $\text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$  更易于被文蛤富集,可能是由于  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  并未受到吸收效率的制约,其吸收效率随浓度的升高有较大增幅,最终使得  $\text{Cd-Al}(\text{OH})_3$  能够在文蛤体内积累. 研究结果表明,在一定污染物浓度下,生物体通过摄食途径摄入重金属受到吸收效率和摄食率的共同制约,与摄食率相比,吸收效率对污染物积累的控制效应更为显著.

## 4 结论

(1) 沉积物中 Cd 的特定赋存形态对其生物有效性具有显著影响,含 Cd 金属氧化物的生物有效性依

次为:  $\text{Cd-MnO}_2 > \text{Cd-Al}(\text{OH})_3 > \text{Cd-Fe}(\text{OH})_3$ .

(2) 颗粒物上结合的 Cd 在文蛤体内的吸收不仅与其物理化学性质有关,还受到生物因素的影响. Cd 与颗粒物的结合强度、颗粒物在生物体内的溶解性以及生物对于颗粒物的摄食响应是其中重要的影响因素. 与  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  相比,  $\text{MnO}_2$  上结合的 Cd 更容易被生物富集,这进一步证实了沉积物中锰氧化物结合态是重要的污染物有效态.

(3) 在一定污染物浓度下,摄食途径的 Cd 积累受吸收效率和摄食率共同影响,与摄食率相比,吸收效率对污染物积累的控制效应更为显著.

## 参考文献:

- [1] Farag A M, Boese C J, Woodward D F, *et al.* Physiological-changes and tissue metal accumulation in rainbow-trout exposed to foodborne and waterborne metals[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1994, 13(12): 2021-2029.
- [2] Hare L, Tessier A, Borgmann U. Metal sources for freshwater invertebrates: pertinence for risk assessment [J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2003, 9(4): 779-793.
- [3] Stecko J R P, Bendell-Young L I. Uptake of  $^{109}\text{Cd}$  from sediments by the bivalves *Macoma balthica* and *Protothaca staminea* [J]. *Aquatic Toxicology*, 2000, 47(3): 147-159.
- [4] Wang W X, Fisher N S. Assimilation efficiencies of chemical contaminants in aquatic invertebrates: A synthesis [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1999, 18(9): 2034-2045.
- [5] Eggleton J, Thomas K V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events [J]. *Environment International*, 2004, 30(7): 973-980.
- [6] Kukkonen J V K, Landrum P F, Mitra S, *et al.* The role of desorption for describing the bioavailability of select polycyclic aromatic hydrocarbon and polychlorinated biphenyl congeners for seven laboratory-spiked sediments [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 23(8): 1842-1851.
- [7] Croisetiere L, Hare L, Tessier A. A field experiment to determine the relative importance of prey and water as sources of As, Cd, Co, Cu, Pb, and Zn for the aquatic invertebrate *Sialis velata* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(3): 873-879.
- [8] Bryan G W, Langston W J. Bioavailability, accumulation and effects of heavy-metals in sediments with special reference to United-Kingdom estuaries—a review [J]. *Environmental Pollution*, 1992, 76(2): 89-131.
- [9] O'Day P A, Carroll S A, Randall S, *et al.* Metal speciation and bioavailability in contaminated estuary sediments, Alameda naval air station, California [J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34(17): 3665-3673.
- [10] Freeman R A, Everhart W H. Toxicity of aluminum hydroxide complexes in neutral and basic media to Rainbow Trout [J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1971, 100(4): 644-658.

- [11] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical Chemistry, 1979, **51**(7) : 844-851.
- [12] Gagnon C, Fisher N S. The bioavailability of sediment-bound Cd, Co, and Ag to the mussel *Mytilus edulis* [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **54**(1) : 147-156.
- [13] Zhong H, Wang W X. Effects of sediment composition on inorganic mercury partitioning, speciation and bioavailability in oxic surficial sediments[J]. Environmental Pollution, 2008, **151**(1) : 222-230.
- [14] Sims J R, Bingham F T. Retention of boron by layer silicates, sesquioxides, and soil materials : II . Sesquioxides [J]. Soil Science Society of America Journal, 1968, **32**(3) : 364-369.
- [15] GB 17378.6-1998, 中华人民共和国海洋监测规范 [s].
- [16] Stumm W, Morgan J J. Aquatic chemistry : chemical equilibria and rates in natural water [M]. New York : John Wiley & Sons, 1996.
- [17] Thomann R V. Equilibrium model of Fate of microcontaminants in diverse aquatic food chains [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **38**(3) : 280-296.
- [18] Scholtz E C, Feldkamp J R, White J L, *et al.* Point of zero charge of amorphous aluminum hydroxide as a function of adsorbed carbonate [J]. Journal of Pharmaceutical Sciences, 1985, **74**(4) : 478-481.
- [19] Quan C, Khoe G, Bagster D. Adsorption of sodium lauryl sulfate onto arsenic-bearing ferrihydrite [J]. Water Research, 2001, **35**(2) : 478-484.
- [20] Genz A, Kornmuller A, Jekel M. Advanced phosphorus removal from membrane filtrates by adsorption on activated aluminium oxide and granulated ferric hydroxide [J]. Water Research, 2004, **38**(16) : 3523-3530.
- [21] Karaseva O N, Lakshtanov L Z, Ivanova L I. The behaviour of strontium and zinc during ageing of Fe (III) hydroxide [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2007, **71**(15) : A463-A463.
- [22] Villalobos M, Toner B, Bargar J, *et al.* Characterization of the manganese oxide produced by *Pseudomonas putida* strain MnB1 [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2003, **67**(14) : 2649-2662.
- [23] Turner A, Olsen Y S. Chemical versus enzymatic digestion of contaminated estuarine sediment : relative importance of iron and manganese oxides in controlling trace metal bioavailability [J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 2000, **51**(6) : 717-728.
- [24] Luoma S N, Jenne E A. The availability of sediment bound cobalt, silver, and zinc to a deposit-feeding clam [A]. In : Wildung R E, Drucker H (eds). Proceedings of the Symposium for Biological Implications of Metals in the Environment. 15th symposium on the biological implications of metals in the environment [C]. Washington, D. C. : Technical Information Center, Energy Research and Development Administration, 1976. 213-230.
- [25] Rosemond A D, Reice S R, Elwood J W, *et al.* The effects of stream acidity on benthic invertebrate communities in the south-eastern United-States [J]. Freshwater Biology, 1992, **27**(2) : 193-209.
- [26] Wang W X, Fisher N S. Assimilation of trace elements and carbon by the mussel *Mytilus edulis* : effects of food composition [J]. Limnology and Oceanography, 1996, **41**(2) : 197-207.
- [27] Lee B G, Luoma S N. Influence of microalgal blooms on metal bioavailability : effects of microalgal biomass on absorption efficiency of Cd, Cr, and Zn by two bivalves from San Francisco Bay [J]. Limnology and Oceanography. 1998, **43**(7) : 1455-1466.
- [28] Wang W X, Fisher N S. Accumulation of trace elements in a marine copepod [J]. Limnology and Oceanography, 1998, **43**(2) : 273-283.