

沉积物暴露条件下文蛤 *Meretrix meretrix* 对重金属 Cu、Pb 的富集动力学研究

李磊，王云龙，沈益绿，蒋玫，黄厚见，沈新强

农业部海洋与河口渔业资源及生态重点开放实验室，中国水产科学研究院东海水产研究所，上海 200090

摘要：应用半静态双箱动力学模型室内模拟了沉积物暴露条件下文蛤 *Meretrix meretrix* 对 Cu、Pb 的生物富集，通过对富集与排出过程中文蛤体内重金属污染物的动态监测和对富集与排出过程监测结果的非线性拟合，得到了文蛤富集重金属的吸收速率常数 K_1 、排出速率常数 K_2 、生物富集因子 BCF(bioconcentration factors)、生物学半衰期 $B_{1/2}$ 等动力学参数。拟合结果得到的 Cu、Pb 各动力学参数分别为， K_1 为 4.6333—72.3754； K_2 为 0.0512—0.0798；BCF 为 60.7646—1414.9634； $B_{1/2}$ 为 8.69—13.55。对模型的拟合优度检验结果显示，沉积物暴露条件下文蛤对重金属 Cu、Pb 的生物富集数据符合双箱模型，模型的拟合优度良好。比较结果得出，吸收速率常数 K_1 及生物富集因子 BCF 均随着外部水体金属暴露浓度的增大而减小；文蛤对 Cu 富集能力大于 Pb；Cu 在文蛤体内的生物学半衰期 $B_{1/2}$ 大于 Pb；理论平衡状态下生物体内 Cu、Pb 的含量 $C_{A\max}$ 随着外部水体中金属暴露浓度的增大而增大，且呈显著正相关，实验结果表明沉积物暴露条件下双箱动力学模型在一定条件下是可以应用于文蛤的富集动力学研究的，仍需要进一步开展不同条件下实验研究分析。

关键词：文蛤；重金属；生物富集；动力学；沉积物暴露

中图分类号：X171 文献标识码：A 文章编号：1009-5470(2013)01-0070-06

Kinetic study on the bioconcentration of heavy metals Cu and Pb in *Meretrix meretrix* under the condition of sediment exposure

LI Lei, WANG Yun-long, SHEN Ang-lü, JIANG Mei, HUANG Hou-jian, SHEN Xin-qiang

Chinese Academy of Fishery Sciences, Key and Open Laboratory of Marine and Estuarine, Fisheries Resources and Ecology, East China Sea Fisheries Research Institute, Ministry of Agriculture, Shanghai 200090, China

Abstract: Under the condition of sediment exposure, the kinetic parameters of the absorption process of accumulation and elimination of heavy metals Cu and Pb in *Meretrix meretrix* were investigated using a semi-static two-compartment kinetic model. The kinetic parameters of bioconcentration were obtained from the model by nonlinear curve fitting, including uptake rate constant (K_1), elimination rate constant (K_2), bioconcentration factor (BCF), and biological half-life ($B_{1/2}$). The modeling results showed that K_1 ranged from 4.6333 to 72.3754, K_2 ranged from 0.0512 to 0.0798, BCF ranged from 60.7646 to 1414.9634, and $B_{1/2}$ ranged from 8.69 to 13.55. We found that the metal concentration data was confirmed to the two-compartment model, and that good agreement was found between the predicted and observed metal concentrations using the goodness-of-fit test under the condition of sediment exposure. The results also indicated that K_1 and BCF of *M. meretrix* generally decreased with the increase of heavy metal exposure concentration in the ambient seawater, that the bioaccumulation ability order to the two heavy metals was Cu>Pb, that $B_{1/2}$ of Cu was longer than that of Pb, and that maximal content in the organism ($C_{A\max}$) at the theoretic equilibrium increased and was basically proportional to increasing metal concentration in the

收稿日期：2011-02-11；修订日期：2011-05-10。林强编辑

基金项目：现代农业产业技术体系建设专项资金项目资助(CARS-48)；国家科技支撑计划资助项目(2009BADB7B02)

作者简介：李磊(1985—)，男，安徽省亳州市人，助理研究员，研究方向海洋生态学。E-mail：zheyilee@126.com

通信作者：沈新强(1951—)，男，研究员，博士生导师，主要从事渔业生态与环境研究。E-mail：xinqiang_shen@hotmail.com

water. The experimental results showed that the semi-static two-compartment kinetic model could well fit the bioconcentration of heavy metals Cu and Pb in *M. meretrix*, but requires further experimental research and analysis under different conditions.

Key words: *Meretrix meretrix*; heavy metal; bioaccumulation; kinetics; sediment exposure

文蛤 *Meretrix meretrix* 俗称车螺、花蛤、黄蛤、贵妃, 属于软体动物门(Mollusca)、双壳纲(Bivalvia)、真瓣鳃目(Eulamellibranchia)、帘蛤科(Veneridae)、文蛤属(*Meretrix*)^[1]。文蛤地理分布较广, 是中国、朝鲜、日本常见的经济贝类, 一般生活在河口附近沿岸的潮间带以及浅海区的细沙或泥沙滩中, 是我国海水养殖的重要经济贝类之一。

重金属是海洋环境中主要的污染物之一, 具有来源广、残留时间长、易于沿食物链转移富集、在某些条件下可以转化为毒性更大的金属有机化合物的特点, 对水生生物和人体健康构成潜在生态危险^[2]。天然水体中的重金属由于含量较低、时空波动性较大、且受到生物有效性等因素的干扰, 因此生物体内的重金属富集效应被认为比直接测量环境中重金属含量更适宜指示重金属的污染程度^[3]。由于重金属在生物体内富集和释放过程中受到外界多种因素和途径的影响, 对重金属污染的生物作用过程仍缺乏研究, 特别是缺乏富集动力学方面的研究, 使人为准确预测重金属生态风险成为一个复杂的过程。在重金属生物富集过程中, 由于重金属的吸收、富集、分布、毒理作用等方面具有显著的内在联系, 故可据此构建生物模型, 从而研究体系中各主要因素的变化对生物富集与排出效应的影响。目前, 研究水生生物富集重金属的模型, 应用较多的有稳态模型(steady-state model)、双箱动力学模型(two-compartment model)和生物动力学模型(biodynamic model)等^[4]。其中双箱动力学模型^[5-7]是在近几年发展起来的一类重要的数学模型, 目前国内外利用双箱动力学模型进行的海洋贝类对重金属的富集动力学研究已有报道^[5,8-10], 但研究均建立在水相、生物相两相分配的基础上, 未将海洋生物, 特别是海洋贝类生存环境中的一个主要环境因子——沉积物, 纳入研究体系中。研究表明重金属排入水体中以后, 有 60%—90%都结合在悬浮沉积物的表面, 颗粒物作为重金属的载体, 其吸附、絮凝、沉积和迁移过程决定着重金属的去向和归宿^[11]。同时, 被水底沉积物吸附的重金属不是固定不变的, 它可以通过一系列的物理、化学和生物过程释放出来, 造成水环境的“二次污染”^[12]。因此, 只考虑

水相因素的两箱模型显示出其局限性, 在水相、生物相的基础上引入沉积物这个环境因子, 将使实验环境更加贴近海洋贝类实际生存环境, 对重金属的富集动力学研究也更加精确。

本文以半静态双箱动力学模型为基础, 构建海水—底泥—生物体体系, 通过对富集与排出过程中文蛤体内重金属含量的动态检测和对检测结果的双曲线拟合, 以及对模型的拟合优度检验, 探讨了双箱动力学模型用于沉积物暴露条件下文蛤对重金属 Cu、Pb 的富集动力学研究的可行性, 旨在系统地认识其动力学参数特性, 以期为重金属生态风险的预测提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验在江苏省启东市金海岸水产研究所进行, 实验所用海水从自然海区抽取, 盐度为 20‰—21‰, pH 为 8.10—8.40, 进行沉淀和过滤, 充分曝气(24h 以上)后备用。实验所用沉积物从文蛤自然生活处挖取, 沉积物中 Cu、Pb 含量符合海洋沉积物一类标准^[13]。实验中 Cu、Pb 的浓度调节使用国家标准物质研究中心生产有效期内标准溶液。

受试文蛤采自江苏省南通市如东县文蛤养殖区, 实验前首先将文蛤流水驯养 15 天, 然后挑选健康个体进行实验。实验文蛤的个体规格为: 平均壳长为 $3.21 \pm 0.1\text{cm}$, 壳宽为 $2.66 \pm 0.19\text{cm}$, 壳高为 $1.53 \pm 0.10\text{cm}$, 体重为 $8.86 \pm 1.38\text{g}$ 。

1.2 实验方法

实验分为富集和排出两个阶段, 其中积累实验为期 46d, 排出实验为期 35d, 实验使用尺寸为 $75\text{cm} \times 55\text{cm} \times 15\text{cm}$ 的聚乙烯质容器, 底部铺设 20cm 厚的沉积物, 每个实验容器内放入 100 个文蛤。Cu、Pb 的实验浓度梯度分别为: Cu 为 $10, 50, 100\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; Pb 为 $50, 250, 500\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 每个浓度组均设 2 个实验组和一个对照组。24h 保持充氧, 溶氧量 $> 5.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 实验期间水温为 $20.1\text{--}22.7^\circ\text{C}$, 盐度为 $19\% \text{--} 20\%$ 。

富集阶段: 实验采用半静态双箱法进行富集实验。整个实验过程中加入海水量为 100L, 每 24h 换

水一次，换水量为100%。每天换水时及时将行为异常或者死亡的贝类捞出。实验开始前采集沉积物及生物样品，以测量其污染物本底值。贝类饵料单独培养，为单细胞小球藻，每次在换水时进行投喂0.5h，并重新按照设定的浓度系列配置实验溶液。分别于第1、3、6、11、22、37、47d采集沉积物和生物样品，数量满足检测需求，取出后，剥壳取软体组织，匀浆，迅速冷冻，以备分析。

排出阶段：富集阶段结束后，将每个容器中的实验溶液全部排出，在流水条件下进行贝类体内富集污染物的排出实验。分别于第49、52、58、70、82d采集沉积物和生物样品，数量满足检测需要，取出后，剥壳取软体组织，匀浆，迅速冷冻，以备分析。

1.3 样品分析

沉积物样品与生物样品的分析均采用原子吸收分光光度计(SOLLAR M6, 美国 Thermo 公司)测定其含量，具体分析方法参照 GB17378.6-2007《海洋监测规范》^[14]。

1.4 双箱动力学模型

双箱动力学模型通常假设污染物在生物体内的生物富集可近似看做是污染物在水相和生物体之间的两相分配过程，同时考虑到了吸收和排出两个过程，即生物体从环境中吸收、富集并排出污染物。富集、排出过程可用一级动力学过程进行描述。

$$\text{水相: } \frac{dC_w}{dt} = 0 \quad (1)$$

$$\text{有机相: } \frac{dC_a}{dt} = K_1 C_w - (K_2 + K_m) C_a \quad (2)$$

式中， K_1 为生物吸收速率常数； K_2 为生物排出速率常数； K_v 为挥发速率常数； K_m 为生物体的代谢速率常数； C_w 为水体污染物浓度($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)； C_a 为生物体内污染物浓度($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)。在公式的推导过程中，忽略水体中污染物的自然挥发及其在生物体内的代谢。

其主要描述如图1所示。

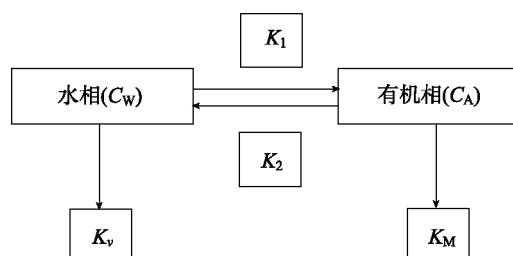


图1 生物富集双箱动力学模型

Fig. 1 Two-compartment kinetic model of bioconcentration

由方程(2)得出积累过程($0 < t < t^*$)，其中 t^* 为积累阶段结束的天数(d)：

$$C_a = C_0 + C_w K_1 / K_2 (1 - e^{-K_2 t}) \quad (3)$$

式中， C_0 为实验开始前生物体中的金属含量($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。排出过程($t > t^*$)：

$$C_a = C_w K_1 / K_2 (e^{-K_2 (t-t^*)} - e^{-K_2 t}) \quad (4)$$

由方程(3)、(4)，通过非线性拟合得到 K_1 、 K_2 。理论上，平衡状态下，BCF用以下公式得到：

$$BCF = K_1 / K_2 = \lim_{t \rightarrow \infty} C_a / C_w \quad (5)$$

生物的半衰期($B_{1/2}$)指的是生物因生命活动过程的结果，体内积累的金属排出一半所需的时间。用公式表示为：

$$B_{1/2} = \ln(2 / K_2) \quad (6)$$

富集达到平衡时，生物体内金属含量 C_{Amax} 用公式表示为：

$$C_{\text{Amax}} = BCF \times C_w \quad (7)$$

即使没有达到浓度平台，双箱动力学模型也可以用来计算理论中平衡状态下的动力学参数。

1.5 模型的拟合优度检验

双箱动力学模型多用于水相、生物相两相条件下的富集动力学研究，对海水-底泥-生物体三相条件下的模型应用还未见报道。故本文通过卡方检验(χ^2)结合判定系数 R^2 来评价该模型的拟合优度，并采用F检验对模型整体的显著性进行检验，以此来验证双箱动力学模型应用于沉积物暴露条件下文蛤对重金属Cu、Pb的富集动力学研究的可行性。显著性水平 α 取0.05。

2 结果与分析

2.1 文蛤对Cu、Pb的生物富集拟合结果

通过对富集和排出过程中文蛤体内重金属Cu、Pb的动力学监测，并采用方程(3)和(4)对监测结果同时进行非线性拟合，得到3种重金属不同暴露浓度下，文蛤对重金属Cu、Pb的生物富集与排出曲线(图2、3)。图中，a、b、c各图分别表示文蛤对应水体中Cu、Pb的低、中、高3种不同浓度的富集与排出曲线。

2.2 文蛤对Cu、Pb的生物富集动力学参数

通过对Cu、Pb的富集与排出过程的曲线拟合，得到吸收速率常数 K_1 ，排出速率常数 K_2 ，然后根据公式(5)、(6)、(7)，得到其他动力学参数BCF、 C_{Amax} 、 $B_{1/2}$ 。表1为文蛤对Cu、Pb的富集动力学参数。

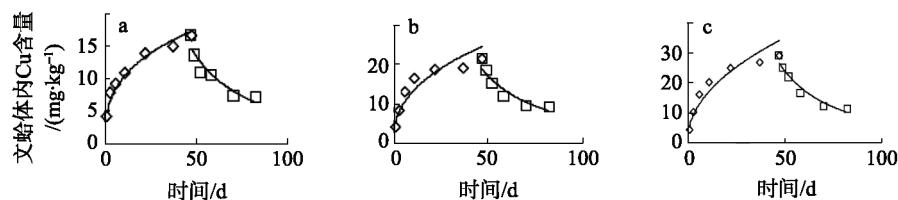


图 2 不同 Cu 浓度下, 文蛤对 Cu 的生物富集与排出曲线

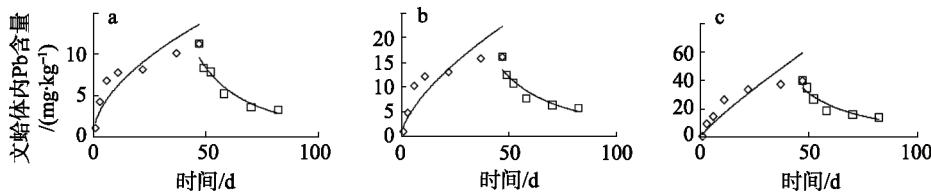
a. $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; b. $50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; c. $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ Fig. 2 Bioconcentration curves of Cu in *M. meretrix* at different concentrations

图 3 不同 Pb 浓度下, 文蛤对 Pb 的生物富集与排出曲线

a. $50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; b. $250 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; c. $500 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ Fig. 3 Bioconcentration curves of Pb in *M. meretrix* at different concentrations

表 1 文蛤对 Cu、Pb 不同浓度下的富集动力学参数

Tab. 1 Kinetic parameters of bioconcentration of Cu, Pb in *Meretrix meretrix*' body at different concentrations

金属种类	浓度 / ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	K_1	K_2	BCF	C_{Amax} / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$B_{1/2}$ / d
Cu	10	72.3754	0.0512	1414.9634	14.150	13.55
Cu	50	25.6169	0.0699	366.7416	18.337	9.92
Cu	100	16.6811	0.0628	265.6226	26.562	11.04
Pb	50	15.4787	0.0798	194.0897	9.704	8.69
Pb	250	4.6333	0.0763	60.7646	15.191	9.09
Pb	500	4.6406	0.0572	81.1294	40.565	12.12

由表 1 可以看出, 实验条件下文蛤对重金属 Cu、Pb 的生物富集动力学参数具有如下特性: 1) 文蛤对

不同重金属的吸收速率常数 K_1 基本是随着外部水体中金属暴露浓度的增大而减少; 2) 文蛤对不同重金属的排出率常数 K_2 与水体中金属暴露浓度无明显相关性; 3) 文蛤对两种重金属的生物富集系数 BCF 基本是随着外部水体浓度的增大而减少; 4) BCF 用来描述生物对污染物的富集能力, 文蛤对 Cu 的富集因子明显高于对 Pb 的富集; 5) 平衡状态下生物体内金属含量 C_{Amax} 随着外部水体金属暴露浓度的增大而增大, 且基本成正相关关系。 C_{Amax} 与外部水体金属暴露浓度的关系如图 4 所示; 6) Cu 在文蛤体内的生物学半衰期较长, 平均约为 11.50d, Pb 平均约为 9.97d。

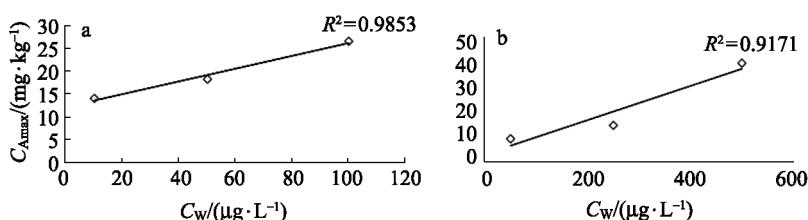


图 4 文蛤体内 Cu(a)、Pb(b)含量与外界水体金属暴露浓度的关系

Fig. 4 Relationship between contents of Cu (a) and Pb (b) in *M. meretrix* and their exposure concentrations

2.3 模型的拟合优度检验

在显著性水平 $\alpha=0.05$ 下, χ^2 临界值为 5.892, 各组拟合数据的 χ^2 值则均小于 5.892, 说明由双箱动力学模型得到的预测值与实测值无显著性差异, 拟合优度良好; F 临界值为 4.84, 各组拟合数据的 F 值均远大于 4.84, 说明该模型拟合方程自变量与因

变量之间关系显著, 即文蛤对两种重金属的生物富集数据符合双箱动力学模型; 各组拟合曲线判定系数 R^2 在 0.9108—0.9562, 说明该模型解释了因变量的 91.08%—95.62%, 且显著性水平均低于 0.05, 说明拟合程度良好。综上所述, 本实验条件下双箱动力学模型应用于沉积物暴露条件下文蛤对 Cu、Pb

的生物富集动力学研究是可行的(表 2)。

表 2 双箱动力学模型用于文蛤对重金属生物富集的拟合优度检验信息

Tab. 2 Summary of statistical information to assess the goodness-of-fit of the two compartment model applied in the bioconcentration of heavy metals

金属种类	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	自由度	χ^2 值	R^2	F 值	P 值
Cu	10	11	0.7969	0.9313	96.0164	0.0079
Cu	50	11	1.5241	0.9140	88.9217	0.0119
Cu	100	11	1.6645	0.9562	166.7321	0.0042
Pb	50	11	1.4288	0.9304	52.73115	0.0039
Pb	250	11	2.1940	0.9196	62.0570	0.0085
Pb	500	11	5.1076	0.9108	196.9848	0.0151

3 讨论

双箱动力学模型除了用于海洋贝类对重金属的生物富集研究外, 也用于桡脚类动物^[6], 片脚类生物^[7]的富集实验, 但以上研究均未考虑沉积物可能产生的影响。目前研究已证明, 重金属进入生物体内的途径主要有 3 种, 分别是通过呼吸作用由鳃进入体内、通过食物(包括底泥和食物链传递)和通过体表渗透的作用进入体内^[15], 对于一些捕食浮游生物或者底泥的无脊椎动物来说, 食物链传递是重金属进入体内的主要方式^[16]。如 Croteau 等^[15]的研究表明, 双壳贝类 *Corbicula fluminea* 从食物中富集的 Cu 是从水中获得的 2 倍; 马陶武等^[17]通过对刮食底泥的软体动物铜锈环棱螺 *Bellamya aeruginosa* 在沉积物暴露条件下重金属的生物积累研究表明, 一定条件下, 铜锈环棱螺通过摄食对沉积物中重金属有明显的累积作用。

与上述两种软体动物累积重金属的主要途径不同, 本文实验中食物条件为单独培养的小球藻, 同时, 与食沉积物的贝类习性不同, 文蛤为滤食性生物, 通过自身的出入水管道伸出沉积物面进行滤食, 且沉积物中 Cu、Pb 的含量较低; 又因文蛤为硬质闭合型双壳贝类, 因此通过食物传递不是文蛤累积 Cu、Pb 的主要途径, 故通过呼吸作用和渗透作用, 即从水体中吸收重金属是本实验条件下文蛤累积 Cu、Pb 的主要途径。本实验添加到水体中的 Cu、Pb 的浓度是固定的, 但由于沉积物暴露条件的存在, 沉积物—水界面的吸附—解吸行为仍然可能会影 Cu、Pb 浓度的相对稳定。吸附—解吸是重金属在沉积物—水界面的物质传输过程之一, 无论是水和悬浮沉积物之间, 或者是底部沉积物和间隙水

之间, 都涉及到重金属在沉积物颗粒物相和水相之间的分配平衡过程即吸附—解吸作用^[18], 尤其在低浓度时, 吸附—解吸是重金属在固液两相中交换的主要途径之一。本实验中, 文蛤对 Cu、Pb 的生物富集与排出阶段, 沉积物—水界面的吸附—解吸行为分别是吸附与解吸占据主导地位, 而这两种行为势必会导致两个阶段水体中 Cu、Pb 的浓度波动, 进而影响文蛤对 Cu、Pb 的生物富集与排出的稳定性, 并进一步影响到双箱动力学模型应用于文蛤对 Cu、Pb 的富集动力学的研究。

本文中模型拟合优度检验结果表明模型的应用情况良好, 说明沉积物—水界面的吸附—解吸行为对水体中重金属浓度影响不明显, 即对文蛤累积、排出 Cu、Pb 影响较小, 其主要原因是与沉积物—水界面的吸附—解吸平衡过程有关。在累积阶段, 沉积物对重金属的吸附行为占据主导地位, 且在很短时间内便可以达到吸附平衡^[19-20], 即使有一定搅拌强度, 而沉积物没有起动的情况下, 其吸附状态与静止时沉积物吸附状态相近; 在排出阶段, 沉积物对重金属的释放行为占据主导地位, 在较短时间内便可达到释放平衡, 释放平衡之前释放量占总释放量的 90% 以上, 而后为释放平衡阶段, 释放速率缓慢, 只有少量重金属释放出来^[21]。本实验中重金属排出阶段在流水状态下进行, 可认为生物在这一阶段只排出体内已富集的重金属, 而从水体中重新吸收的金属近似为 0, 即沉积物释放的重金属对文蛤生活水体环境影响可以忽略。另外, 与已有研究^[5,8-10]比较, 文蛤对 Cu、Pb 不同浓度下的富集动力学参数的总体特性是基本一致的, 这也表明沉积物对文蛤的生物富集实验影响微弱。综上所述, 在本文实验条件下, 双箱动力学模型是可以应用于沉积物暴露条件下文蛤对 Cu、Pb 的富集动力学研究的。

不同贝类对重金属的富集与排出是存在差异的, 主要原因在于其过程受到诸多因素影响, 包括个体大小、种间差异、性别、年龄以及繁殖状态等生物因子; 盐度、温度、pH 值、有机质的含量以及季节变化和水动力条件等非生物因子^[22], 再加上不同作者在应用双箱动力学模型时, 所用实验设计(现场实验或室内模拟实验)及实验装置的差异, 海水中金属浓度, 以及不同作者对模型的不同修正, 使得得到的富集动力学实验数据存在差异^[7]。因此, 有必要对不同条件下双箱动力学模型的应用做进一步的实验研究分析。

参考文献

- [1] 徐凤山. 中国海双壳类软体动物[M]. 北京:科学出版社, 1997: 1-333.
- [2] FORSTNER U, WITTMAN G T W. Metal contamination in aquatic environment[M]. Berlin: Springer-Verlag, 1979: 197-270.
- [3] RODITI H A, FISHER N S, SANUDO-WILHELMY S A. Field testing a metal bioaccumulation model for zebra mussels[J]. Environmental Science & Technology, 2000, 34(13): 2817-2825.
- [4] 王亚炜, 魏源送, 刘俊新. 水生生物重金属富集模型研究进展[J]. 环境科学学报, 2008, 28(1): 12-20.
- [5] FLORENCE B. Bioaccumulation and retention of lead in the mussel *Mytilus galloprovincialis* following uptake from seawater[J]. Science of the Total Environment, 1998, 222(1-2): 55-61.
- [6] KAHLE J. Bioaccumulation of trace metals in the copepod *Calanoides acutus* from the Weddell Sea (Antarctica): comparison of two-compartment and hyperbolic toxicokinetic models[J]. Aquatic Toxicology, 2002, 59(1-2): 115-135.
- [7] ZAUKE G P, VON LEMM R, MEURS H G, et al. Validation of estuarine gammarid collectives (*Amphipoda: Crustacea*) as biomonitor for cadmium in semi-controlled toxicokinetic flowthrough experiments[J]. Environmental Pollution, 1995, 90(2): 209-219.
- [8] 王晓丽, 孙耀, 张少娜. 牡蛎对重金属生物富集动力学特性研究[J]. 生态学报, 2004, 24(5): 1086-1090.
- [9] 张少娜, 孙耀, 宋云利, 等. 紫贻贝(*Mytilus edulis*)对4种重金属的生物富集动力学特性研究[J]. 海洋与湖沼, 2004, 35(4): 438-445.
- [10] 李学鹏, 励建荣, 段青源, 等. 文蛤对重金属铜、铅、镉的生物富集动力学[J]. 水产学报, 2008, 32(4): 592-600.
- [11] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992: 1-520.
- [12] VALLEE B L, ULMER D D. Biochemical effects of mercury, cadmium, and lead[J]. Annual Review of Biochemistry, 1972, 41: 91-128.
- [13] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. GB/T 18668-2002 海洋沉积物质量[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002: 1-4.
- [14] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. GB/T 17378.4-2007 海洋监测规范-第四部分: 海水分析[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008: 1-169.
- [15] CROTEAU M N, LUOMA S N. Delineating copper accumulation pathways for the freshwater bivalve *Corbicula* using stable copper isotopes[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2005, 24 (11): 2871-287.
- [16] WANG W X, FISHER N S. Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates[J]. Science of the Total Environment, 1999, 238: 459-472.
- [17] 马陶武, 朱程, 王桂岩, 等. 锈环棱螺对沉积物中重金属的生物积累及其与重金属赋存形态的关系[J]. 应用生态学报, 2010, 21(3): 734-742.
- [18] PAPELIS C, ROBERTS P V, LECKIE J O. Modeling the rate of cadmium and selenite adsorption on micro-and mesoporous transition alumina [J]. Environmental Science & Technology, 1995, 29(4): 1099-1108.
- [19] 董良德, 王万杰, 孙玉龙, 等. 河流底泥对重金属铜吸附-释放的实验研究[J]. 水资源保护, 1995, 1: 29-33.
- [20] 任加国, 武倩倩. 海洋沉积物对重金属吸附特性研究[J]. 海洋环境科学, 2010, 29(4): 469-472.
- [21] 王继纲, 马启敏, 刘茜, 等. 渤海湾北部沉积物重金属 Cu、Zn 释放及动力学研究[J]. 海洋湖沼通报, 2007, 1: 69-73.
- [22] 励建荣, 李学鹏, 王丽, 等. 贝类对重金属的吸收转运与累积规律研究进展[J]. 水产科学, 2007(1): 51-55.