

## 泥蚶对重金属铜、铅、镉的生物富集动力学

李学鹏<sup>1</sup>, 励建荣<sup>1</sup>, 段青源<sup>2</sup>, 赵广英<sup>1</sup>, 王彦波, 傅玲琳<sup>1</sup>, 谢晶<sup>3</sup>

(1. 浙江工商大学食品与生物工程学院, 浙江省食品安全重点实验室, 浙江 杭州 310035

2. 宁波市海洋与渔业研究院, 浙江 宁波 315012;

3. 上海海洋大学食品学院, 上海 200090)

**摘要:** 以泥蚶为实验生物, 应用半静态双箱模型室内模拟了其三种重金属(Cu、Pb、Cd)的生物富集实验, 通过对富集与排出过程中泥蚶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, 得到了泥蚶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  $BCF$ 、生物学半衰期  $B_{1/2}$  等动力学参数。对模型的拟合优度检验结果显示, 泥蚶对重金属 Cu、Pb、Cd 的生物富集数据符合双箱模型, 由该模型得到的预测值与实测值之间无显著性差异, 模型的拟合优度良好。拟合结果得到 Cu、Pb、Cd 动力学参数,  $K_1$  为 7.318~29.928;  $K_2$  为 0.0064~0.0176;  $BCF$  为 457.3~3303.6;  $B_{1/2}$  为 39.4~108.3。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; 泥蚶对 Cu、Pb、Cd 的富集能力依次是  $Pb > Cd > Cu$ ; 三种重金属在泥蚶体内的生物学半衰期  $B_{1/2}$  依次是  $Pb > Cd > Cu$ ; 理论平衡状态下生物体内金属含量  $C_{Amax}$  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, 因此可以认为泥蚶体内的重金属含量如实地反映了水环境的污染状况和水域近期的污染过程, 从而可以考虑把泥蚶作为浙江沿海及其它泥蚶分布海域重金属 Cu、Pb、Cd 污染的指示生物。

**关键词:** 泥蚶; 重金属; 生物富集; 动力学

**中图分类号:** X 835; S 917

**文献标识码:** A

泥蚶 (*Tegillarca granosa* Linnaeus), 隶属于软体动物门 (Mollusca), 瓣鳃纲 (Lamellibranchia), 蚶目 (Arcoidea), 蚶科 (Arcidae), 泥蚶属 (*Tegillarca*), 俗称花蚶、血蚶、粒蚶等, 分布于印度洋及太平洋的热带、亚热带近岸海域, 在中国主要分布在山东半岛以南诸海区。因其味道鲜美, 营养丰富, 富含特有的血红蛋白和维生素  $B_{12}$ , 具有散积消淤、制酸化疾、补血健胃之功效, 为滋补佳品, 深受人们欢迎, 是沿海地区的传统美食。

近年来, 重金属对海洋生物, 尤其是底栖滤食性双壳贝类的污染愈来愈严重。抽样调查中发现, 贝类产品尤其是泥蚶重金属超标现象严

重<sup>[1-3]</sup>。由于人类食用了含重金属超标的贝类等生物会造成不同程度的中毒现象<sup>[4]</sup>, 使得泥蚶等贝类产品的形象严重受损。

但是目前, 泥蚶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, 致使人们对其动力学特征缺乏系统的认识。迄今, 已有多种用来描述水生生物富集水体中污染物的数学模型, 但多用于疏水性有机物的生物富集<sup>[5-6]</sup>。有关重金属的生物富集模型及各种修正模型也已有报道<sup>[7-8]</sup>, 其中双箱动力学模型是在近几年发展起来的一类数学模型, 主要用于重金属的生物富集研究, 如双壳类生物 (贻贝<sup>[9-10]</sup>,

收稿日期: 2007-08-06

资助项目: 宁波市重点科技攻关项目 (2005C100093)

作者简介: 李学鹏 (1982-), 男, 山东菏泽人, 硕士研究生, 从事现代食品制造技术研究

通讯作者: 励建荣, Tel: 0571-88056656, E-mail: lijianrong@zjgsu.edu.cn

牡蛎<sup>[11]</sup>), 桡足类动物<sup>[12]</sup>, 片足类生物<sup>[13-15]</sup>的富集实验。牡蛎和贻贝作为重金属的指示生物早已被人们关注和研究<sup>[16-17]</sup>, 而泥蚶对重金属的富集动力学方面的研究却至今仍未见报道。本文以浙江沿海代表性养殖贝类——泥蚶为研究对象, 应用半静态的双箱动力学模型, 通过对富集与排出过程泥蚶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, 以及对模型的拟合优度检验, 探讨了双箱动力学模型用于泥蚶对重金属 Cu、Pb、Cd 的富集动力学研究的可行性。并在此基础上, 着重探讨了 Cu、Pb、Cd 三种重金属在泥蚶体内的富集动力学参数及其随浓度的变化, 旨在系统地认识其动力学特性, 以提高对重金属污染的预测能力。

## 1 材料与方 法

### 1.1 材 料

试剂 硝酸 (GR), 高氯酸 (GR), 30% 过氧化氢 (GR), 超纯水, 氯化镉 (AR), 醋酸铅 (AR), 硫酸铜 (AR)。

仪器 Milli-Q 超纯水装置, 美国 Millipore 公司; Mars-5 微波消解仪, 美国 CEM 公司; 均质器; SpectrAA-Duo220FS/220 型原子吸收分光光度计, 美国 VRIAN 公司; 多功能水质分析仪, 北京丰杰兴源科技公司。

实验海水 宁波市海洋与渔业研究院苗种试验场育苗用水。海水先逐级沉淀, 后经沙滤处理制得。水质分析结果显示, pH 8.0~8.3; 盐度: 26.5~26.8; 氨氮: 0.010~0.045 mg·L<sup>-1</sup>; 亚硝酸盐: 0.035~0.050 mg·L<sup>-1</sup>; 硫化氢: 0.000~0.005 mg·L<sup>-1</sup>; 溶解氧: 大于 6.0 mg·L<sup>-1</sup>; 大肠菌群: 每升小于 30 个; 重金属本底值: Cd 0.09 μg·L<sup>-1</sup>, Pb 0.14 μg·L<sup>-1</sup>, Cu 2.85 μg·L<sup>-1</sup>, 符合 GB3097-1997 中国一类海水标准。

实验生物 实验用泥蚶采自污染较轻的浙江省宁波市海域, 贝龄为 2 龄, 平均体长 2.75 cm, 平均体质量 7.50 g, 体长、体重相差 ±10% 左右。实验前洗刷干净, 清除附着物, 流水净化驯养 14 d, 选择生长良好的生物个体进行实验。

生物饵料 扁藻 (*Platymonas* spp.) (藻种取自宁波大学, 培养液为水生 4 号培养液)

### 1.2 实验装置与方 法

生物富集实验 实验在宁波市海洋与渔业

研究院苗种试验场进行。实验分为富集和排出两个阶段, 均在自然温度下进行。富集实验进行 30 d, 实验期间海水平均温度为 (15.5 ± 4.5) °C, 盐度为 (26.3 ± 0.2), pH (8.2 ± 0.1)。排出实验进行 35 d, 期间平均水温为 (11.2 ± 2.4) °C, 盐度为 (26.5 ± 0.3), pH (8.1 ± 0.2)。用增氧机连续充氧, 实验期间海水中溶解氧均在 6.5 mg·L<sup>-1</sup> 以上。

① 富集阶段: 实验在 9 个 300 L 的聚乙烯水族箱中进行, 每个水箱中加入 250 L 含有不同重金属浓度的海水溶液。每个水箱内放入 500 只驯养好的泥蚶, 进行重金属的富集。参照国家海洋养殖用水水质标准和相关文献报道, 配得 Cu 的暴露浓度为 10.65, 47.80, 97.65 μg·L<sup>-1</sup>; Pb 浓度为 1.93, 31.00, 60.87 μg·L<sup>-1</sup>; Cd 浓度为 6.32, 32.20, 67.10 μg·L<sup>-1</sup>。实验采用半静态的方法, 每天换 1 次同种浓度的实验海水, 以保持水体中重金属浓度恒定。每天定时定量喂食 (8:00 和 18:00 投喂一次扁藻, 扁藻密度为 2 × 10<sup>4</sup> Cell·mL<sup>-1</sup>)。喂食时, 为保证生物体只从水体中富集重金属, 将每个水箱的受试生物分别取出分别放入含有扁藻的 40 L 溶液中, 且喂食只进行 0.5 h。第 0, 2, 5, 10, 16, 21, 26, 30 天各取 30 只, 分成三份, 每份 10 只。取出后, 迅速清洗, 剥壳取软体组织, 匀浆, 冷冻, 备分析。

② 排出阶段: 富集实验结束后, 将每个实验组中剩下的贝类置于容积约为 150 L 的聚乙烯水族箱中, 在流水条件下进行暂养, 流速 120 L·h<sup>-1</sup>。每天 8:00 和 18:00 各喂一次扁藻。第 0, 2, 5, 11, 17, 23, 29 和 35 天, 各取泥蚶 30 只, 分成三份, 每份 10 只。取出后, 剥壳取软体组织, 匀浆, 冷冻, 备分析。

重金属测定 (1) 生物样品消化: 取 1 g 生物样品于消解罐中, 先加入 3 mL 水、2 mL 硝酸和 1 mL 过氧化氢进行冷消解。冷消解完毕, 盖上安全阀, 放入微波消解仪中进行微波消解。消化液用超纯水定容于 25 mL 容量瓶中测定。

(2) 测定方法: 水体中重金属测定按照 GB 17378.4-1998 规定方法进行; 生物体中重金属按照 GB 17378.6-1998 规定方法, 铅的测定采用石墨炉原子吸收光谱法, 铜和镉的测定采用火焰原子吸收光谱法。并使用国家一级标准物——GBW08571 贻贝成分标准物质在与样品分析流程相同条件下作对照分析, 标准物中的铅、镉、铜的平

均回收率达 90% 以上,验证了分析方法的可靠性。

生物富集模型——半静态双箱动力学模型  
 污染物在水体与生物体之间的作用过程用两相分配模型进行描述并取得较好的结果。通常假设污染物在生物体内的生物富集,可近似看作是污染物在水相和生物体之间的两相分配过程,则富集和排出过程可用一级动力学过程进行描述,目前对双箱动力学模型的研究较多,其主要描述如图 1 所示。

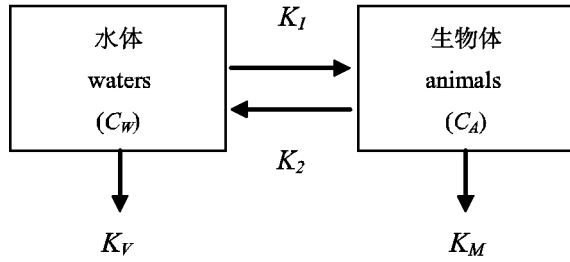


图 1 生物富集双箱动力学模型  
 Fig. 1 Two-compartment kinetic model of bioconcentration

重金属在生物体内的富集和排出过程,在毒理动力学研究中采用双箱动力学模型与一级动力学方程来评价,其中,含有重金属污染物的水体作为第一相,生物体作为第二相<sup>[18-19]</sup>。那么,重金属浓度的变化过程,对于水体相:

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

对于生物体相:

$$\frac{dC_A}{dt} = K_1 C_w - (K_2 + K_M + K_V) C_A \quad (2)$$

其中,各参数物理意义: $K_1$ 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, $C_w$ 为水体中污染物浓度( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ), $C_A$ 为生物体内污染物浓度( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ), $t$ 为实验进行的时间(d)。

由于实验时间较短,且 Cu、Pb、Cd 三种重金属均难挥发,故忽略水体中重金属污染物的自然挥发及生物体的代谢,即假设  $K_V$  和  $K_M$  均为零,由方程(1)、(2)推导可得:

富集过程( $0 < t \leq t^*$ ):

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

排出过程( $t > t^*$ ):

$$C_A = C_0 + C_w \frac{K_1}{K_2} (e^{-K_2(t-t^*)} - e^{-K_2 t}) \quad (4)$$

其中, $t^*$ 为富集阶段结束时实验进行的天数(d), $C_0$ 为实验开始前生物体内重金属含量( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ )。由方程(3)和(4)对富集和排出实验中生物体内重金属浓度的监测结果同时进行非线性拟合,得到重金属富集速率常数  $K_1$  和排出速率常数  $K_2$ 。

理论平衡状态下,生物富集系数 BCF 由公式(5)得到:

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

金属的生物学半衰期指的是生物体内的金属排出一半所需的时间,用公式表示为:

$$B_{1/2} = \frac{\text{Ln}2}{K_2} \quad (6)$$

当富集达到平衡时,生物体内重金属的含量  $C_{A_{\text{max}}}$  由公式(7)得到:

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

双箱模型可以用来计算在生物富集没有达到平衡的情况下,理论的平衡状态下的动力学参数。

模型的拟合优度检验 双箱动力学模型多用于疏水性有机物的生物富集,如经典的鱼类实验,或者甲壳类生物,用于重金属的生物富集的实例较少,尤其是用于双壳贝类。本文通过卡方检验结合判定系数  $R^2$  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,以此来验证双箱模型用于泥蚶对重金属 Cu、Pb、Cd 的生物富集研究的可行性。

## 2 结果与讨论

### 2.1 泥蚶对三种重金属的生物富集及数据拟合

通过对富集和排出过程中泥蚶体内重金属 Cu、Pb、Cd 的动态监测,并采用方程(3)和(4)对监测结果同时进行非线性拟合,得到三种重金属不同暴露浓度下,泥蚶对重金属 Cu、Pb、Cd 的生物富集曲线(图 2,图 3,图 4)。图中,a,b,c 各小图分别表示泥蚶对水体中 Cu、Pb、Cd 的低、中、高三种不同污染浓度( $C_w$ )的富集与排出曲线。

### 2.2 泥蚶对三种重金属的生物富集动力学参数

对 3 种重金属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)和(7),得到其它动力学参数 BCF、 $C_{A_{\text{max}}}$ 、 $B_{1/2}$ 。表 1 列出了泥蚶对 Cu、Pb、Cd 的富集动力学参数。

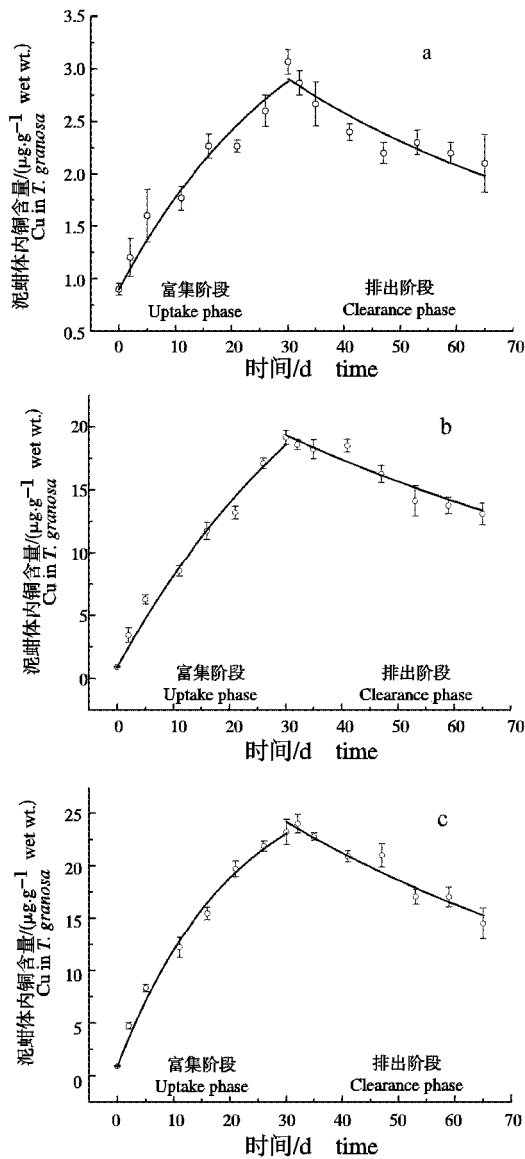


图2 不同Cu浓度下,泥蚶对Cu的生物富集曲线  
 Fig.2 Bioconcentration curves of Cu in *T. granosa*' body at different concentrations  
 a:  $C_w = 10.65 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; b:  $C_w = 47.80 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; c:  $C_w = 97.65 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

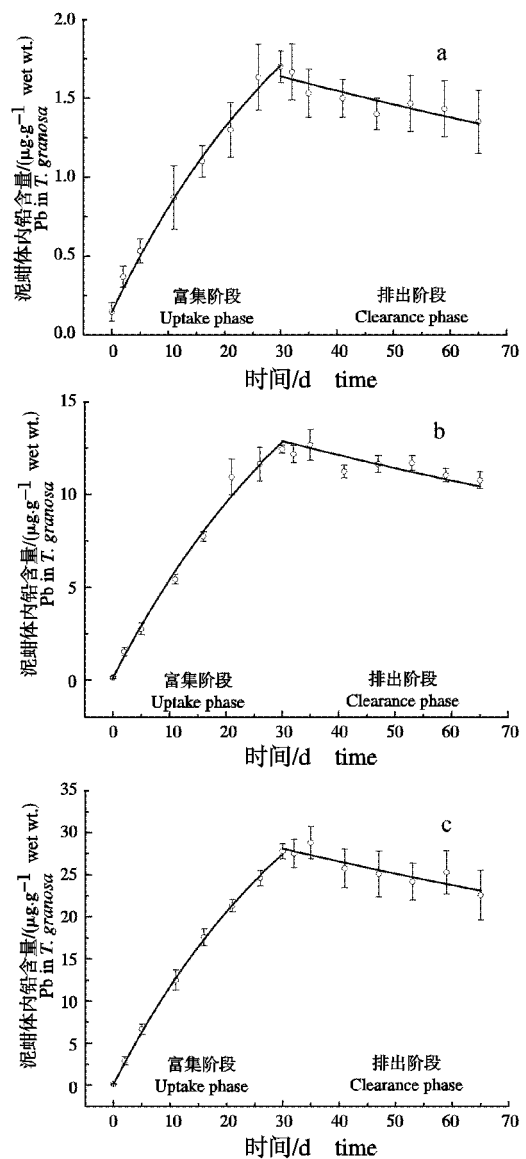


图3 不同Pb浓度下,泥蚶对Pb的生物富集曲线  
 Fig.3 Bioconcentration curves of Pb in *T. granosa*' body at different concentrations  
 a:  $C_w = 1.93 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; b:  $C_w = 31.00 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; c:  $C_w = 60.87 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

表1 泥蚶对三种重金属不同浓度下的富集动力学参数

Tab.1 Kinetic parameters of bioconcentration of three heavy metals in *T. granosa*' body at different concentrations

重金属 heavy metals	$C_w (\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	$K_1$	$K_2$	BCF	$C_{Amax} (\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1})$	$B_{1/2} (\text{d})$
Cu	10.65	8.049	0.0176	457.33	4.87	39.38
	47.80	14.994	0.0139	1078.7	51.56	49.87
	97.65	10.262	0.0156	657.82	64.24	44.43
Pb	1.93	29.928	0.0091	3303.6	8.73	76.17
	31.00	15.279	0.0064	2369.5	73.96	108.30
	60.87	17.604	0.0068	2584.9	154.91	01.93
Cd	6.32	14.24	0.0076	1873.7	11.84	91.20
	32.20	13.63	0.0109	1250.5	40.26	63.59
	67.10	7.318	0.0101	724.55	48.62	68.63

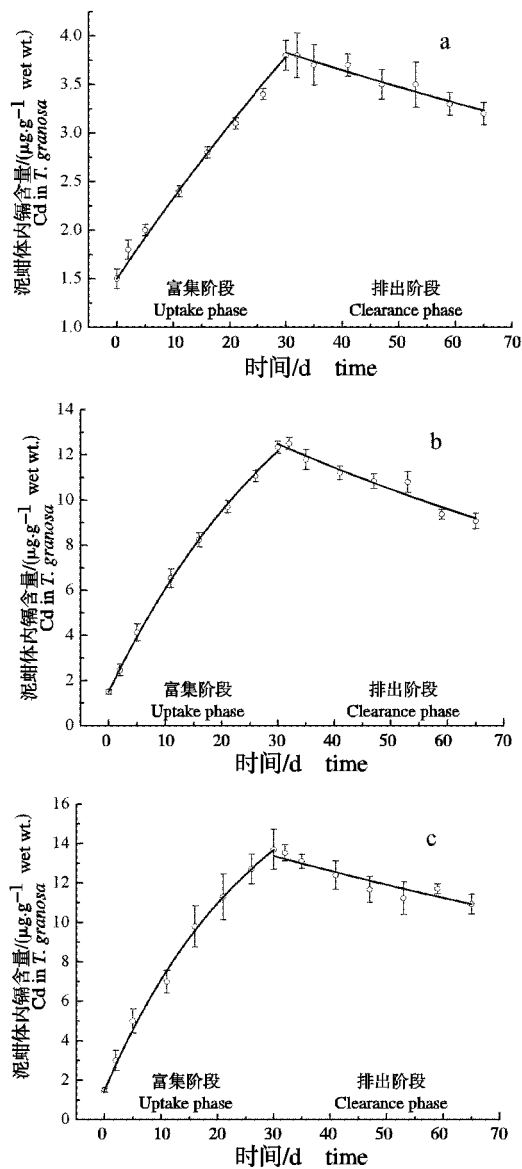


图4 不同Cd浓度下,泥蚶对Cd的生物富集曲线

Fig. 4 Bioconcentration curves of Cd in *T. granosa*' body at different concentrations  
a:  $C_w = 6.32 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; b:  $C_w = 32.20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; c:  $C_w = 67.10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

由上表可以看出,泥蚶对重金属Cu、Pb、Cd的生物富集动力学参数具有如下特性:

- (1) 泥蚶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) 泥蚶对不同重金属的吸收速率常数  $K_2$  与水体中金属暴露浓度无明显相关性;
- (3) 泥蚶对三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) 生物富集因子用来描述生物对污染物的

富集能力,由表1知泥蚶对Pb和Cd的富集因子明显高于对Cu的富集,对三种重金属的富集能力依次为  $\text{Pb} > \text{Cd} > \text{Cu}$ 。抽样调查中泥蚶Pb、Cd超标严重也能说明其对Pb、Cd的富集能力高于其他重金属;

(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5所示;

(6) 三种重金属在泥蚶体内的生物学半衰期  $B_{1/2}$ , Pb平均约为95 d, Cd约为70 d, Cu约为45 d。

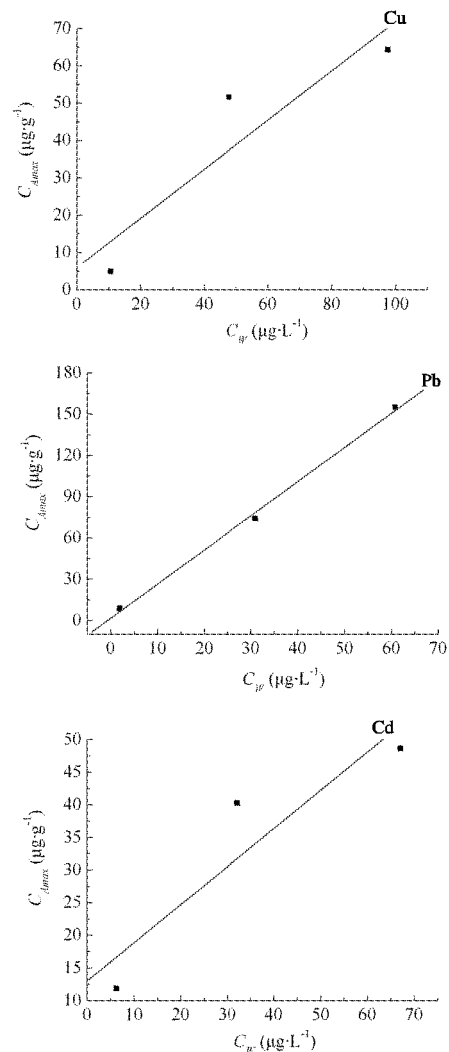


图5 泥蚶体内三种金属含量与外界水体金属暴露浓度的关系

Fig. 5 Relationship between contents of three heavy metals in *T. granosa*' body and their exposure concentrations

### 2.3 模型的拟合优度检验

在显著水平  $\alpha = 0.05$  下,  $\chi^2$  临界值为 5.892, 各组拟合数据的值均小于 5.892, 说明由双箱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 4.67, 各组拟合数据的  $F$  值均远大于 4.67, 说明该模型拟合方程自变量与因

变量之间关系显著, 即泥蚶对三种重金属的生物富集数据符合双箱模型; 各组拟合曲线判定系数  $R^2$  在 0.943~0.992, 说明该模型解释了因变量的 94.3%~99.2%, 拟合程度良好。综上, 双箱动力学模型适用于泥蚶对 Cu、Pb、Cd 三种重金属的生物富集(表 2)。

表 2 双箱动力学模型用于泥蚶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 models applied in the bioconcentration of heavy metals

重金属 heavy metals	浓度 ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) concentration	$K_1$	$K_2$	残差平方和 RSS	自由度 df	$R^2$	$\chi^2$ 值 $\chi^2$ value	$F$ 值 $F$ value
Cu	10.65	8.049	0.0176	0.275	13	0.943	0.073	275.54
	47.80	14.994	0.0139	11.972	13	0.970	0.802	562.60
	97.65	10.262	0.0156	19.854	13	0.971	1.187	774.99
Pb	1.93	29.928	0.0091	0.188	13	0.957	0.095	288.91
	31.00	15.279	0.0064	4.865	13	0.984	0.306	801.99
	60.87	17.604	0.0068	13.202	13	0.989	0.497	1662.0
Cd	6.32	14.24	0.0076	0.061	13	0.992	0.012	1988.2
	32.20	13.63	0.0109	1.416	13	0.991	0.099	2087.5
	67.10	7.318	0.0101	5.064	13	0.976	0.357	864.74

注:  $R^2 = (1 - \text{RSS}/\text{总离差平方和})$

Notes:  $R^2 = (1 - \text{RSS}/\text{corrected total sum of squares})$

### 2.4 与文献数据比较

不同生物对重金属的富集动力学参数不同,

泥蚶对 Cu、Pb、Cd 的富集动力学参数不同于其他生物(表 3)。笔者认为, 不同生物之间的生物富集

表 3 文献中不同软体动物对重金属的生物富集动力学参数

Tab. 3 Literature data on toxicokinetics of heavy metals in various invertebrates (results of two compartment modeling)

软体动物 mollusk	种类 species	重金属 heavy metals	$C_w$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$BCF$	$B_{1/2}$ (d)
<i>Tegillarca granosa</i> *	bivalves	Cu	10.65~97.65	457~1078	39.4~49.5
<i>Crassostea belcheri</i> [22]	bivalves	Cu	1.26~1.28	7 000~8 100	-
<i>Crassostea belcheri</i> [22]	bivalves	Cu	0.70	9 300	-
<i>Tegillarca granosa</i> *	bivalves	Pb	1.93~60.87	2 370~3 305	76~108
<i>Crassostea belcheri</i> [22]	bivalves	Pb	0.27~0.30	900~1 800	-
<i>Crassostea belcheri</i> [22]	bivalves	Pb	0.102	2 300	-
<i>Mytilus edulis</i> [10]	bivalves	Pb	10~100	1 151~1 483	27.8~33.7
<i>Crassostrea gigas</i> [11]	bivalves	Pb	10~100	446.1~692.2	19.9~50.8
<i>Tegillarca granosa</i> *	bivalves	Cd	6.32~67.10	724~1 873	64~91
<i>Mytilus edulis</i> [23]	bivalves	Cd	40	4 700	104~190
<i>Mytilus edulis</i> [21]	bivalves	Cd	10~100	100	307
<i>Gammarus zad. /sal</i> [14]	gastropods	Cd	17~13	377~1 190	5.7~2.4
<i>Viviparus georgianus</i> [24]	gastropods	Cd	10~50	200~800	8.3/139
<i>Crassostea belcheri</i> [22]	bivalves	Cd	0.083~0.086	2 600~4 100	-
<i>Crassostea belcheri</i> [22]	bivalves	Cd	0.062	1 600	-
<i>Mytilus edulis</i> [10]	bivalves	Cd	10~100	783.4~924.4	27.1~73.5
<i>Crassostrea gigas</i> [11]	bivalves	Cd	10~100	880.6~986.3	33.2~43.3

注: \* 表示本文数据; - 表示无数据

Notes: \* means the data in the present study; - means no reference

参数存在差异的主要原因在于重金属的富集受到诸多因素影响,影响因素可以概括为两大类,一类是生物因子,另一类是非生物因子。生物因子主要包括个体大小、种间差异、性别、年龄以及繁殖状态等;非生物因子主要指各种理化因子,如盐度、温度、pH值、有机质的含量以及季节变化和水利条件等<sup>[20]</sup>。Zauke等<sup>[13]</sup>认为,不同作者应用双箱动力学模型得到的实验数据存在差异,原因包括实验生物的种属差异,实验设计(现场实验或室内模拟实验)及实验装置差异,海水中金属浓度,以及不同作者对模型的不同修正。如Marigomez等<sup>[21]</sup>只是对排出阶段数据用该模型进行拟合得到其动力学参数,Lim等<sup>[22]</sup>则把富集和排出阶段分别进行拟合,从而得到两组不同的数据。Zauke等<sup>[13]</sup>强调,只有对富集和排出阶段数据同时进行拟合,由双箱模型得到的动力学参数才是正确和客观的。本文对富集和排出阶段数据同时进行了拟合,并由对模型的拟合优度检验结果可知,本文得到的泥蚶对重金属Cu、Pb、Cd的生物富集动力学参数是可信的。

### 3 结论

(1) 通过拟合优度检验,证明了泥蚶对重金属Cu、Pb、Cd的生物富集数据符合双箱模型,由该模型得到的预测值与实测值之间无显著性差异,模型的拟合优度良好。双箱模型用于泥蚶对Cu、Pb、Cd三种重金属的生物富集是可行的。

(2) 泥蚶对Pb和Cd有很高的富集能力,生物富集因子分别为2369.5~3303.6和724.6~1873.7,高于对Cu的富集能力;生物学半衰期Pb约为95d,Cd约为70d,Cu约为45d。

(3) 泥蚶体内重金属含量随着外界水体重金属暴露浓度的增加而增加,可以认为泥蚶体内的重金属含量如实地反映了水环境的污染状况和水域近期的污染过程,从而可以考虑把泥蚶作为浙江沿海及其它泥蚶分布海域重金属Cu、Pb、Cd污染的指示生物。

#### 参考文献:

- [1] 王成钢,张卫兵,周颖,等. 南通沿岸经济贝类体内重金属含量分析[J]. 海洋水产研究,2003, 24(3): 45-49.
- [2] 唐以杰,钟诚,陈明旺,等. 海陵岛沿岸经济贝类

体内重金属含量及食用安全分析[J]. 中国现代医药科技,2004, 4(3): 8-10.

- [3] 陈玲,傅晖蓉,曾志定. 泉州市贝类产品中重金属元素污染情况分析[J]. 检验医学与临床,2004, 1(2): 62-63.
- [4] Shuai J S, Wang L. Discussion about the health impact of heavy metal and the countermeasure [J]. Environment and Exploitation, 2001, 16(4): 62.
- [5] Butte W. Mathematical description of uptake, accumulation and elimination of xenobiotics in a fish/water system [M]// Nagel R, Loskill R. Bioaccumulation in aquatic system. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 1991:29-42.
- [6] 薛秋红,孙耀,王修林,等. 紫贻贝对石油烃的生物富集动力学参数的测定[J]. 海洋水产研究, 2001, 22(1): 32-36.
- [7] Barron M G, Stehly G R, Hayton W L. Review; Pharmacokinetic modeling in aquatic animals 1. Models and concepts [J]. Aquat Toxicol, 1990, 18: 61-86.
- [8] Depledge M H, Rainbow P S. Mini-review; Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates [J]. Comp Biochem Physiol, 1990, 97(1): 1-7.
- [9] Florence B, Olivier C. Bioaccumulation and retention of lead in the mussel *Mytilus galloprovincialis* following uptake from seawater [J]. Sci Total Environ, 1998, 222: 55-61.
- [10] 张少娜,孙耀,宋云立,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(5): 438-445.
- [11] 王晓丽,孙耀,张少娜,等. 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.
- [12] Kahle J, Zauke G P. Bioaccumulation of trace metals in the copepod *Calanoides acutus* from the Weddell Sea (Antarctica): comparison of two-compartment and hyperbolic toxicokinetic models [J]. Aquat Toxicol, 2002, 59: 115-135.
- [13] Zauke G P, von Lemm R, Meurs H G, et al. Validation of estuarine gammarid collectives (Amphipoda: Crustacea) as biomonitors for cadmium in semi-controlled toxicokinetic flow-through experiments [J]. Environ Pollut, 1995, 90: 209-219.
- [14] Clason B, Langston W J, Zauke G P. Bioaccumulation of trace metals in the amphipod

- 
- Chaetogammarus marinus* (Leach, 1815) from the Avon and Tamar estuaries (UK): comparison of two-compartment and hyperbolic toxicokinetic models [J]. *Mar Environ Res*, 2004, 57(3): 171 – 195.
- [15] Clason B, Gulliksen B, Zauke G P. Assessment of two-compartment models as predictive tools for bioaccumulation of trace metals in amphipod *Gammarus oceanicus* Segerstrale, 1974 from Grunnfjord (Nortjern Norway) [J]. *Sci Total Environ*, 2004, 323: 227 – 241.
- [16] Miller B S. Mussels as biomonitors of point and diffuse sources of trace metals in the Clyde sea area, Scotland [J]. *Wat Sci Tech*, 1999, 39 (12): 233 – 240.
- [17] Aamo R D, Pelosi S. Bioaccumulation and biomagnification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms [J]. *Mar Chem*, 1997, 56: 45 – 49.
- [18] Clason B, Zauke G P. Bioaccumulation of trace metals in marine and estuarine amphipods: evaluation and verification of toxicokinetic models [J]. *Can J Fish Aquat Sci*, 2000, 57: 1410 – 1422.
- [19] Ritterhoff J, Zauke G P. Bioaccumulation of trace metals in Greeland Sea copepod and amphipod collectives on board ship: verification of toxicokinetic model parameters [J]. *Aquat Toxicol*, 1997, 40: 63 – 78.
- [20] 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.
- [21] Marigomez J A, Irland M P. Accumulation, distribution and loss of cadmium in the marine prosobranch *Littorina littorea* (L.) [J]. *Sci Total Environ*, 1989, 78: 1 – 12.
- [22] Lim P E, Lee C K, Din Z. The kinetics of bioaccumulation of zinc, copper, lead and cadmium by oysters (*Crassostrea iredalei* and *C. belcheri*) under tropical field conditions [J]. *Sci Total Environ*, 1998, 216: 147 – 157.
- [23] Borchardt T. Influence of food quantity on the kinetics of cadmium uptake and loss via food and seawater in *Mytilus edulis* [J]. *Mar Boil*, 1983, 76: 67 – 76.
- [24] Tessier L, Valliancourt G, Pazdernik L. Comparative study of the cadmium and mercury kinetics between the short-lived gastropod *Viviparus georgianus* (Lea) and pelecypod *Elliptio complanta* (Lightfoot) under laboratory conditions [J]. *Environ Pollut*, 1994, 85: 271 – 282.



---

## Kinetic study on the bioconcentration of three heavy metals (Cu, Pb, Cd) in *Tegillarca granosa* Linnaeus

LI Xue-peng<sup>1</sup>, LI Jian-rong<sup>1</sup>, DUAN Qing-yuan<sup>2</sup>,  
ZHAO Guang-ying<sup>1</sup>, WANG Yan-bo<sup>1</sup>, FU Ling-lin<sup>1</sup>, XIE Jing<sup>3</sup>  
(1. College of Food Science and Biotechnology Engineering, Zhejiang Gongshang University,  
Food Safety Key Lab of Zhejiang Province, Hangzhou 310035, China;  
2. Ningbo Academy of Marine Fisheries, Ningbo 315012, China;  
3. College of Food Science & Technology, Shanghai Ocean University, Shanghai 200090, China)

**Abstract:** Heavy metal pollution in benthic filter-feeding bivalves has received more and more attention. With regard to the studies in this field, the two-compartment kinetic model is a new developed mathematic model. In the present study, accumulation and elimination of three heavy metals (Cu, Pb, and Cd) in *Tegillarca granosa* Linnaeus were investigated in a semi-static system. Kinetic parameters of bioconcentration were obtained from the two-compartment model by nonlinear curve fitting, including uptake rate constant ( $K_1$ ), elimination rate constant ( $K_2$ ), bioconcentration factor (BCF), and biological half-life ( $B_{1/2}$ ). It was found that the metal concentration data were fitted to the two-compartment model, and good agreement was found between the predicted and observed metal concentration using the goodness-of-fit test. The modeling results showed that  $K_1$  ranged from 7.318 to 29.928,  $K_2$  ranged from 0.0064 to 0.0176, BCF ranged from 457.3 to 3303.6, and  $B_{1/2}$  ranged from 39.4 to 108.3. The results also indicated that the uptake rate constant ( $K_1$ ) and bioconcentration factor (BCF) generally decreased with the increase of heavy metal exposure concentration in ambient seawater, the bioaccumulation ability order of *T. granosa* to the three heavy metals was Pb>Cd>Cu, the biological half-life of Pb in *T. granosa* was longer than those of Cd and Cu, maximal content in the organism ( $C_{Amax}$ ) at the theoretic equilibrium increased and was basically directly proportional to increasing metal concentration in the outside water. So it could be regarded that the heavy metal concentration in *T. granosa* faithfully reflected the contaminations status and process of the ambient surroundings, accordingly *T. granosa* could be regarded as the indicator of the three heavy metals in coastal waters of Zhejiang Province and other waters with the distribution of *T. granosa*.

**Key words:** *Tegillarca granosa* Linnaeus; heavy metals; bioaccumulation; kinetics