

# 混合暴露条件下刺参(*Apostichopus japonicus*) 对重金属的富集与释放特征\*

姜会超<sup>1</sup> 刘爱英<sup>1</sup> 宋秀凯<sup>2</sup> 刘丽娟<sup>1</sup>

(1. 山东省海洋水产研究所 烟台 264006; 2. 山东省海洋生态修复重点实验室 烟台 264006)

**摘要** 应用双箱动力学模型模拟了刺参在 Pb、Zn、Cu、Cd、Cr、Hg 和 As 7 种重金属混合暴露条件下,呼吸树、消化道和体壁组织对重金属的生物富集与释放实验。结果表明:(1) 重金属在刺参组织器官中的富集具有选择性,理论平衡状态下,As、Cd、Cr 在各组织的含量分布( $C_{Amax}$ ):呼吸树>消化道>体壁,Cu、Zn 分布规律( $C_{Amax}$ ):消化道>呼吸树>体壁,Hg、Pb 分布规律( $C_{Amax}$ ):体壁>呼吸树>消化道。(2) 刺参对不同重金属的富集系数存在显著差异( $P<0.05$ ),呼吸树组织对 Cr 离子富集系数最高 2298.2,其次是 Cu、Cd 离子,其 BCF 均在 1500 以上,Hg、Pb、Zn 和 As 离子在呼吸树中的富集系数较低。体壁对 Cu 离子的富集系数最高为 1560.7,对 As 离子富集系数最低 52.7。消化道对 Cu 离子富集系数最高 6037,对 As 离子富集系数最低为 87.9。

**关键词** 刺参;富集;释放;重金属;双箱动力学模型

中图分类号 S965.117 doi: 10.11693/hyhz20130313001

刺参(*Apostichopus japonicus*)又称仿刺参,隶属棘皮动物门、海参纲、楯手目、刺参科,是一种营养和经济价值很高的海洋无脊椎动物(张宝林等,1995;常亚青等,2004)。主要分布于北起俄罗斯的海参崴,经日本海、朝鲜半岛南到黄、渤海以及江苏连云港外的西北太平洋沿岸(丁君等,2008)。近年来,随着人们对刺参高营养价值的认可,刺参的养殖规模不断扩大,已成为重要的海水养殖生物。但与此同时,工业的快速发展导致水体重金属污染问题日益加剧,重金属通过受污染的水体富集到水生生物体内,再通过食物链传递给食用者,给人类健康造成严重危害。已有研究表明,刺参对重金属具有较强的富集能力,这些研究主要集中在某养殖环境中或市售中刺参的重金属检测(王莹等,2009;龚恕等,2012),也有少部分实验研究了刺参对某重金属单一暴露条件下的富集与代谢规律(赵元凤等,2008),而对于混合暴露条件下,数种重金属离子在刺参体内的富集与释放特性则鲜

有报道。由于环境中的重金属以单个元素存在的情况较少,而多以数种元素复合污染的情况存在。因此混合暴露实验更能客观真实地反映重金属在刺参体内的富集与释放特征(Sun *et al.*, 2007; 陈海刚等, 2008)。本文通过双箱动力学模型,研究了混合暴露条件下,Pb、Zn、Cu、Cd、Cr、Hg 和 As 七种重金属在刺参不同组织内的富集和释放规律,可为我国刺参的安全养殖和质量控制提供科学依据。对了解重金属在刺参体内的分布、富集、迁移和生态环境保护都具有重要意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

刺参(*Apostichopus japonicus*)取自山东省海洋水产研究所东营基地工厂化培育车间,9月龄,体长7—9cm,实验期间每天少量投喂藻粉,藻粉中铅镉汞砷等重金属含量均符合 GB/T 17243-1998《饲料用螺旋藻粉》的限量要求。实验所用药品  $C_4H_6O_4Zn \cdot 2H_2O$ 、

\* 山东省科技发展计划项目资助,2009GG10009044 号;烟台市科技发展计划项目资助,2011457 号;水生动物营养与饲料“泰山学者”岗位经费资助,2007—2012。姜会超,硕士,研究实习员,E-mail: jianghuichao2008@163.com

通讯作者: 刘爱英,副研究员,E-mail: aiyingl@163.com

收稿日期: 2013-03-14, 收修改稿日期: 2013-06-19

As<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O、Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>、CdCl<sub>2</sub>·2.5H<sub>2</sub>O、K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>、HgCl<sub>2</sub> 均为国产分析纯。取用山东省海洋水产研究所东营基地符合国家渔业水质标准的海水作为刺参的养殖实验用水, 该水重金属离子本底浓度如表 1 所示。实验在 1000L 的聚乙烯水箱中进行, 实验水体 800L, 实验期间海水平均温度(16.0 ± 0.5)°C, 盐度 29.5 ± 0.3, 水体充氧。

### 1.2 实验方法

参考国家渔业水质标准(GB11607-89)对重金属含量的规定, 同时根据 Pb、Zn、Cu、Cd、Cr、Hg 和 As 七种重金属刺参急性毒性试验的结果, 对目标重金属暴露浓度进行设计, 暴露浓度配制过程中扣除本底值见表 1。

表 1 养殖海水重金属本底值及暴露浓度(mg/L)

Tab.1 The background values of heavy metals and the concentration of exposure in the experiment (mg/L)

重金属	Cd	Cr	Cu	Zn	Hg	Pb	As
本底浓度	0.00054	0.00011	0.0034	0.0382	0.000055	0.0015	0.0015
暴露浓度	0.04	0.1	0.01	0.05	0.002	0.1	0.025

### 1.3 数据处理与实验应用模型

生物双箱动力学模型(Kahle *et al*, 2002)认为污染物在生物体内的富集可近似看作是污染物在生物体和水质之间的两相分配过程, 其富集、排出过程可用一级动力学过程进行描述, 目前对于该模型的应用研究较多(Clason *et al*, 2003; 王晓丽等, 2004), 主要描述如下(图 1)。

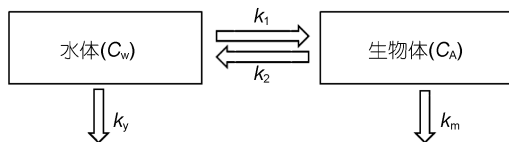


图 1 生物富集双箱动力学模型

Fig.1 Model of two-compartment bioconcentration

图 1 中,  $k_1$  为生物富集速率常数,  $k_2$  为生物排出速率常数,  $k_v$  为水体的挥发常数,  $k_m$  为生物的代谢速率常数,  $C_w$  为水体重金属浓度(mg/L),  $C_A$  为生物体内重金属浓度(mg/kg)。

$$\text{水相: } dC_w/dt = 0 \quad (1)$$

$$\text{生物体: } dC_A/dt = k_1 C_w - (k_2 + k_m) C_A \quad (2)$$

在公式的推导过程中, 忽略水体中重金属的自然挥发及生物体的代谢。则由方程(2)得, 富集阶段( $0 < t < t^*$ ,  $t^*$ 为富集阶段结束的天数):

实验分为富集和释放两个阶段, 富集阶段进 35d, 释放阶段进行 25d, 整个实验过程持续 60d。富集实验在经过清洗与曝晒过的 1000L 聚乙烯水箱中进行, 水箱中放入 350 头刺参, 加入 800L 含有不同重金属浓度的实验用水, 在富集实验第 0、7、10、20、30、35 天分别从水箱中随机取刺参 10 头, 分组织器官制样。富集阶段结束后, 排出实验用水, 清洗水箱, 用上述符合国家渔业水质标准的海水对海参进行释放实验, 并在释放实验的第 0、5、10、15、25 天, 随机取刺参 10 头, 分组织器官制样。

刺参分呼吸树、消化道、体壁三部分组织取样, 样品装袋冷冻保存, 待检测。样品参照 GB17387.6-1998 《海洋监测规范》生物体内重金属的测定方法。

$$C_A = C_0 + C_w \frac{k_1}{k_2} (1 - e^{-k_2 t}) \quad (3)$$

式中,  $C_0$  为实验开始前刺参体内重金属的含量(mg/kg 干重),  $C_w$  为水体中重金属浓度(mg/L),  $C_A$  为刺参体内重金属的含量(mg/kg 干重)。

排出阶段( $t > t^*$ ):

$$C_A = C_w \frac{k_1}{k_2} (e^{-k_2(t-t^*)} - e^{-k_2 t}) \quad (4)$$

由公式(3)、(4)对富集和排出过程中刺参体内重金属含量的动态检测结果进行非线性拟合得到  $k_1$ 、 $k_2$  值。

生物富集系数 BCF 由公式(5)计算:

$$BCF = \frac{k_1}{k_2} = \lim_{t \rightarrow \infty} C_A / C_w \quad (5)$$

重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(6)计算:

$$B_{1/2} = \frac{\ln 2}{k_2} \quad (6)$$

富集达到平衡时, 生物体内重金属的含量  $C_{Amax}$  由公式(7)计算:

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

即使没有达到浓度平衡, 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。数据处理采用 Excel 2010、Spss11.5 和拟合软件 Origin 7.5。

## 2 结果

### 2.1 混合暴露下刺参对 7 种重金属的富集及释放特征

由图 2 可知, 在富集阶段, 刺参各组织对 7 种重

金属均表现出明显的富集过程, 随着富集时间延长, 各组织中重金属含量不断增加。刺参不同组织对重金属富集程度存在显著差异( $P<0.05$ )。

Cu、Zn、Cd、Pb 四种重金属在刺参消化道富集

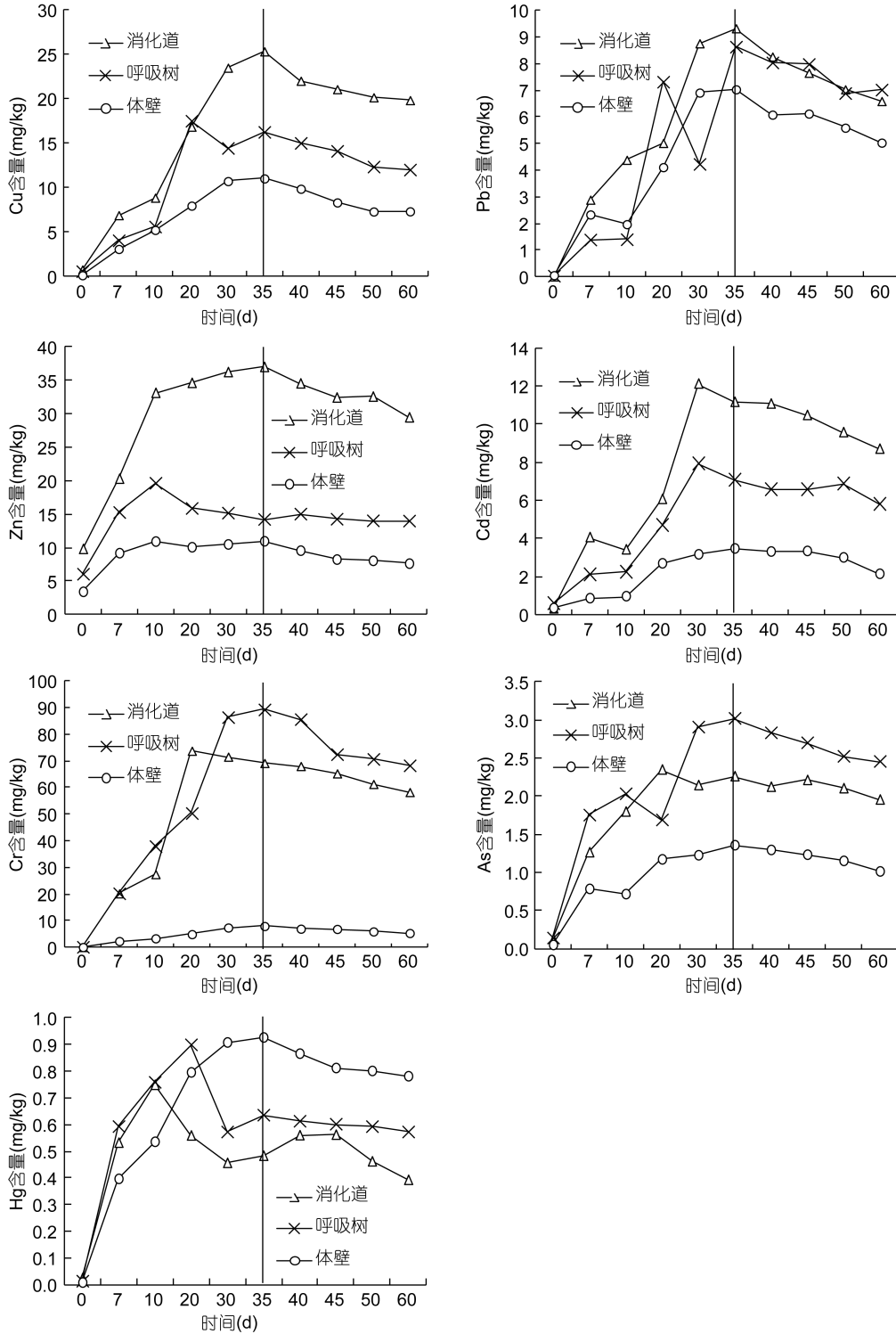


图 2 重金属混合暴露条件下刺参各组织对不同重金属的积累和释放

Fig.2 Accumulation and release of different heavy metals by different tissues and organs of *A. japonicus* under exposure of seven heavy metals mixed

程度最高,其次是呼吸树组织,体壁对四种重金属富集能力最弱。第 35 天富集实验结束时,刺参消化道、呼吸树、体壁组织中 Cu 含量分别为 25.32、16.26、11.02mg/kg,较对照分别提高了 32.7 倍、27.9 倍及 83.6 倍;随着时间延长,刺参各组织对 Zn、Cd 的吸收速度有所放缓,在第 35 天基本趋于饱和,富集结束时,消化道、呼吸树和体壁组织中 Zn 离子含量分别为 37.02、14.23、10.96mg/kg,较对照分别提高了 3.8 倍、2.4 倍及 3.2 倍;Cd 离子含量分别为 11.15、7.06、3.45mg/kg,较对照分别提高了 36.6 倍、12.2 倍及 10.7 倍;Pb 在刺参呼吸树内的富集波动较为剧烈,富集 20 天达到较高的 7.316mg/kg,在 30 天时,含量降为 4.232mg/kg。富集结束时,消化道、呼吸树、体壁组织中 Pb 含量分别为 9.32、8.63、7.03,较对照分别提高了 796.6 倍、209.0 倍及 117.8 倍。

Cr 和 As 在刺参各组织间富集趋势较为一致。富集结束时, Cr、As 在刺参各组织中的含量分布均为:呼吸树>消化道>体壁。刺参对 Cr 表现出较强的富集能力,呼吸树、消化道、体壁三组织中 Cr 含量分别为 89.23、69.12、7.98mg/kg,较对照分别提高了 469.6

倍、646.0 倍、81.4 倍。As 在刺参体内含量较低,富集结束时,呼吸树、消化道、体壁三组织中含量分别为 3.02、2.26、1.36mg/kg,较对照分别提高了 21.9 倍、18.7 倍、28.7 倍。

刺参消化道和呼吸树中 Hg 含量分别在富集的 10 天和 20 天达到最高 0.75、0.90mg/kg,之后随着时间延长, Hg 含量有所降低。富集结束时,各组织中 Hg 含量分布:体壁(0.93mg/kg) > 呼吸树(0.64mg/kg) > 消化道(0.48mg/kg),较对照分别提高了 127.0 倍、51.6 倍、19.2 倍。

刺参不同组织对 7 种重金属的释放特性较为相似,各组织重金属含量随着释放时间的延长而减少,表现出较为明显的排出过程,但重金属排出速度较为缓慢,在释放试验第 25 天,各组织中重金属含量虽然有所降低,但与对照组相比仍维持在较高的水平。

### 2.2 混合暴露下刺参对 7 种重金属富集与释放动力学参数

由表 2 可知,除呼吸树对 Pb 富集规律与模型拟合度较低外(0.752),其它各组织对 7 种重金属的富集规律与双箱动力学模型拟合度均较高,说明双箱动

表 2 刺参各组织器官对不同重金属的生物动力学参数  
Tab.2 Kinetic parameters of accumulation and release of heavy metals by different tissues and organs of *A. japonicus*

重金属	组织	C <sub>0</sub> (mg/kg)	C <sub>w</sub> (mg/L)	积累阶段					释放阶段			
				C <sub>A</sub> =C <sub>0</sub> +C <sub>w</sub> *(k <sub>1</sub> /k <sub>2</sub> )*(1 - e <sup>(-k<sub>2</sub>*t)</sup> )					C <sub>A</sub> =C <sub>w</sub> *(k <sub>1</sub> /k <sub>2</sub> )*(e <sup>-k<sub>2</sub>(t-t<sub>0</sub>)</sup> - e <sup>(-k<sub>2</sub>*t)</sup> )			
				k <sub>1</sub>	k <sub>2</sub>	R <sup>2</sup>	BCF	C <sub>Amax</sub>	k <sub>1</sub>	k <sub>2</sub>	R <sup>2</sup>	B <sub>1/2</sub>
As	消化道	0.121	0.025	11.31	0.129	0.975	87.9	2.20	2.81	0.005	0.791	135.4
	体壁	0.047		4.77	0.091	0.972	52.7	1.32	1.90	0.012	0.994	59.4
	呼吸树	0.138		10.77	0.099	0.849	108.4	2.71	3.94	0.009	0.931	79.5
Cd	消化道	0.305	0.04	9.22	0.006	0.938	1574.2	62.97	9.75	0.011	0.955	65.3
	体壁	0.322		2.52	0.005	0.961	512.2	20.49	3.42	0.017	0.834	41.1
	呼吸树	0.579		5.45	0.003	0.954	1728.6	69.14	5.57	0.006	0.649	112.2
Cr	消化道	0.107	0.1	45.05	0.049	0.918	921.6	92.16	22.58	0.007	0.969	94.0
	体壁	0.098		3.41	0.025	0.992	135.4	13.54	2.92	0.016	0.954	43.3
	呼吸树	0.190		33.16	0.014	0.978	2298.2	229.82	30.81	0.012	0.841	57.0
Cu	消化道	0.774	0.01	92.12	0.015	0.998	6037.0	60.37	80.95	0.010	0.777	71.5
	体壁	0.132		55.64	0.036	0.994	1560.7	15.61	41.98	0.019	0.870	35.9
	呼吸树	0.583		89.25	0.042	0.866	2123.0	21.23	57.30	0.013	0.927	52.3
Hg	消化道	0.025	0.002	221.42	0.834	0.815	265.5	0.53	9.23	0.010	0.443	70.4
	体壁	0.007		36.96	0.073	0.999	503.8	1.01	14.49	0.007	0.844	100.7
	呼吸树	0.012		113.40	0.324	0.851	349.7	0.70	9.64	0.004	0.967	172.4
Pb	消化道	0.012	0.1	4.01	0.026	0.960	154.1	15.41	32.93	0.014	0.940	47.9
	体壁	0.060		2.41	0.009	0.974	268.8	26.88	24.18	0.013	0.924	54.4
	呼吸树	0.041		2.73	0.014	0.752	190.6	19.06	28.42	0.009	0.812	75.4
Zn	消化道	9.821	0.05	61.68	0.110	0.930	558.8	27.94	24.13	0.009	0.944	80.1
	体壁	3.408		40.22	0.278	0.973	144.4	7.22	7.75	0.016	0.850	44.4
	呼吸树	6.039		133.05	0.664	0.826	200.3	10.02	8.58	0.002	0.317	403.0

力学模型可以较好地解释混合暴露下刺参对重金属的富集规律。在释放阶段, 各组织对重金属的释放规律与双箱动力学模型拟合度明显低于富集阶段, 刺参消化道对 Hg 的释放以及呼吸树对 Zn 的释放规律与双箱动力学模型拟合度仅为 0.443、0.317。双箱动力学模型并不能完全解释混合暴露条件下刺参对重金属的释放规律。

由图 2 可知, 在 35 天富集实验结束时, 刺参各组织对 7 种重金属的吸收虽然有所放缓, 但尚未达到平衡。根据双箱动力学模型可以计算出理论平衡状态下的动力学参数, 结果如表 2 所示。理论平衡状态下, As、Cd、Cr 在各组织器官含量分布( $C_{Amax}$ ): 呼吸树>消化道>体壁, 富集系数(BCF): 呼吸树>消化道>体壁, 刺参各组织器官对 As、Cr 的半衰期( $B_{1/2}$ ): 消化道>呼吸树>体壁, 对 Cd 的半衰期( $B_{1/2}$ ): 呼吸树>消化道>体壁。Cu、Zn 两种重金属与 As、Cd、Cr 有所差异, 在理论平衡状态下, 各组织器官含量分布( $C_{Amax}$ ): 消化道>呼吸树>体壁, 富集系数(BCF): 消化道>呼吸树>体壁, 释放阶段 Cu 离子半衰期: 消化道>呼吸树>体壁, Zn 半衰期为: 呼吸树>消化道>体壁。Hg、Pb 与其它 5 种重金属差异较大, 这两种重金属在刺参体壁中的含量明显高于呼吸树和消化道组织( $P<0.05$ ), 理论平衡状态下, Hg、Pb 在各组织器官的含量分布( $C_{Amax}$ ): 体壁>呼吸树>消化道, 富集系数(BCF): 体壁>呼吸树>消化道, 在释放阶段各组织 Hg、Pb 半衰期( $B_{1/2}$ ): 体壁>呼吸树>消化道。

### 2.3 刺参对 7 种重金属富集系数的差异

由图 3 可以看出, 在实验暴露浓度的 7 种重金属水环境中, 刺参对不同重金属的富集系数存在显著差异( $P<0.05$ ), 刺参呼吸树组织中, Cr 离子富集系数最高 2298.2, 其次是 Cu、Cd 离子, 其 BCF 均在 1500 以上, Hg、Pb、Zn 和 As 离子在呼吸树中富集系数较低。体壁对 Cu 离子的富集系数最高 1560.7, 对其它重金属离子的富集系数均低于 1000, 对 As 离子富集系数最低为 52.7。消化道对 Cu 离子富集系数最高, 达到了 6037, 远远高于对其它重金属的富集, 对 As 离子富集系数最低为 87.9。综上所述, 刺参各组织对 Cu、Cd 离子的富集系数普遍较高, 对 Hg、Pb 和 Zn 离子富集系数较低, As 离子在呼吸树、消化道和体壁组织中富集系数均为最低。

## 3 讨论

### 3.1 重金属在刺参体内含量分布

重金属在生物体内的分布不是均一的, 在刺参

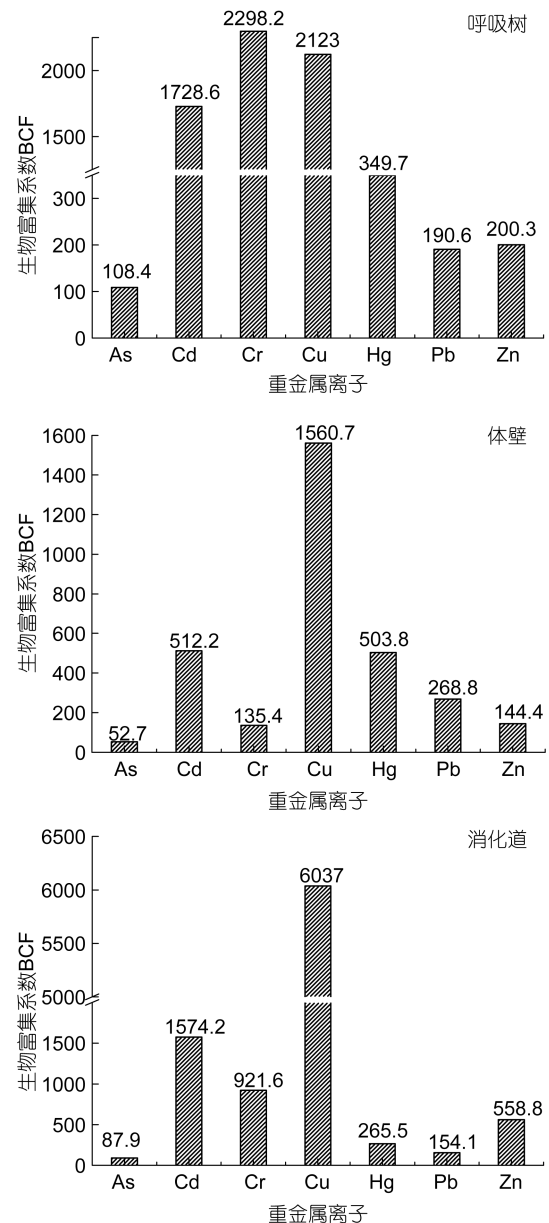


图 3 刺参各组织对 7 种重金属生物富集系数 BCF  
Fig.3 The BCFs of seven heavy metals in different tissues and organs of *A. japonicus*

不同组织内的富集具有明显的选择性。实验暴露浓度下, 除 Hg 离子外, 其它 6 种重金属在消化道和呼吸树内富集程度明显高于体壁, Cu、Zn、Cd、Pb 离子在刺参体内含量分布规律: 消化道>呼吸树>体壁, As、Cr 离子含量分布规律: 呼吸树>消化道>体壁, Hg 离子含量分布规律: 体壁>呼吸树>消化道。研究表明, 内脏是鱼(罗国钧, 2000)、虾(李来好等, 2006)、蟹(Canlı *et al.*, 1995; 孙平跃等, 2003)、刺参(丁君等, 2008)等水生生物体内重金属富集的主要部位, 它们对重金属的富集能力明显高于肌肉等部位; 内脏也

是水生生物的主要解毒和排泄器官,可以快速大量合成金属硫蛋白(MT)而使重金属得以大量蓄积(Chandra *et al.*, 2003)。呼吸树是海参特有的呼吸和排泄器官,具有十分宽广的表面积用来与水进行交换,因此吸附重金属的机率较大(刘晓云等, 2005)。目前具有代表性的用来解释重金属进入水生生物呼吸器官的假说是竞争位点理论,该理论认为金属离子进入细胞前先与细胞表面的接受点结合,其结合能力大小会直接影响到重金属进入细胞的速率和量(陈海仟等, 2010)。体壁中重金属的含量较少,主要与刺参的代谢过程有关,重金属进入生物体后先经过内脏器官吸收,以一定的方式对其毒性进行消解处理,只有当内脏中重金属饱和后,才会加快向肌肉组织转移(王克行, 1996)。本实验富集 10 天时, Hg 离子在消化道和呼吸树中的含量明显高于体壁组织,但随着富集时间延长,消化道和呼吸树中 Hg 离子含量开始下降,富集结束时, Hg 含量明显低于体壁组织。一方面可能是在实验暴露浓度情况下,呼吸树和消化道对 Hg 离子的吸收已经达到饱和,继续吸收的 Hg 离子,大部分转移到体壁组织中。另一方面可能是由于实验在混合暴露条件下进行,各离子之间存在互相促进、拮抗、竞争等影响因素,导致重金属在生物体内的积累和释放规律变得复杂(Kargin *et al.*, 1999)。

### 3.2 刺参对不同重金属富集系数的差异

重金属在刺参不同组织间的富集具有明显的选择性,同样,刺参对不同重金属的富集程度也存在明显的差异( $P < 0.05$ )。实验暴露浓度下,刺参对 Cu 离子富集程度最高,其富集系数范围为 1560.7—6037;其次是 Cr 和 Cd 离子,富集系数范围分别为 135.0—2298.3, 512.2—1728.6; Hg、Pb、Zn、As 离子在刺参体内富集程度较低,其富集系数均在 1000 以下,其中 As 离子富集系数最低,其富集系数范围仅为 52.7—108.4。相似研究在牡蛎(Lim *et al.*, 1998; 王晓丽等, 2004)、泥蚶(齐秋贞, 1987; 李学鹏等, 2008)、鱼类(孟晓红, 1997)和蟹类(陈海仟等, 2010)中均有报道。牡蛎对 Cu、Cd 的富集系数高达 9300、1600,远高于对 As 离子(56.7)的富集,中华绒螯蟹各组织器官对 Cd 离子的富集(6—3148)高于对 Pb 离子的富集(5—51),与本研究相似。泥蚶等由于生长环境的原因,对重金属的富集能力较强,对 Pb 离子的富集系数高达 2584.9,但对 Cd 和 Cu 离子富集系数反而较低分别为: 1250.5、457.3,与本研究相反。产生这种差异的原因可能是由物种的不同所引起,Rainbow(1993)指出,海

洋生物对重金属的富集实际上取决于金属进出生物体的速率,相对速率的变化决定了生物对特定金属的富集差异。研究表明(张少娜等, 2004),同是双壳类软体动物,牡蛎体内锌的积累量很高,而贻贝的积累量很低,牡蛎能积累高浓度的颗粒锌,而贻贝则会排出大量颗粒锌。

### 3.3 混合暴露条件下双箱动力学模型适应性

混合暴露条件下刺参对 7 种重金属的富集规律比较符合双箱动力学模型,但刺参对几种重金属的释放规律与双箱动力学模型拟合度较低,如呼吸树组织对 Zn 离子的释放以及消化道对 Hg 离子的释放,其拟合度仅为 0.317、0.443。在释放阶段,虽然各种金属含量随着时间的延长有所降低,但下降幅度缓慢,释放结束时各组织内的重金属含量仍然维持在较高的水平,说明积累于刺参体内的重金属短期内很难排出。有研究表明,海洋生物难以排出已进入体内的重金属,重金属在生物体内的排出主要通过金属硫蛋白解毒机制实现的(陈海刚等, 2008)。双箱动力学模型是近年来发展起来的一种数学模型,在海洋生物上的应用多见于单一暴露条件下的富集与释放动力学研究,缺乏混合暴露条件下重金属在生物体内代谢方面的相关报道。本研究表明,双箱动力学模型可以较好地解释混合暴露条件下重金属在刺参体内的富集规律,但由于混合暴露条件下,重金属之间拮抗、竞争以及金属硫蛋白特殊解毒机制等因素的存在,使得重金属在生物体内释放规律变得极其复杂。双箱动力学模型能否合理的解释混合暴露条件下重金属的释放规律值得商榷,有待进一步研究。

### 参 考 文 献

- 丁 君, 张学辉, 丁 鸣等, 2008. 幼刺参不同部位对  $Zn^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$  的蓄积动力学研究. 海洋环境科学, 27(4): 359—362
- 王 莹, 康万利, 辛士刚等, 2009. 鲍鱼、海参中微量元素的分析研究. 光谱学与光谱分析, 29(2): 511—514
- 王克行, 1996. 虾蟹类增养殖学. 北京: 中国农业出版社, 14
- 王晓丽, 孙 耀, 张少娜等, 2004. 牡蛎对重金属生物富集动力学特性研究. 生态学报, 24(5): 1086—1090
- 刘晓云, 包振民, 范瑞青等, 2005. 刺参呼吸树的超微结构观察与研究. 海洋科学, 29(12): 25—30
- 齐秋贞, 1987. 菲律宾蛤仔的生活史. 水产学报, 11(2): 111—119
- 孙平跃, 王 斌, 2003. Zn、Cu 和 Pb 在无齿相手蟹体内的积累和分布. 海洋环境科学, 22(1): 43—47
- 李来好, 杨贤庆, 郝淑贤, 2006. 罗非鱼、南美白对虾对重金属富集的研究. 热带海洋学报, 25(4): 61—66
- 李学鹏, 励建荣, 段青源等, 2008. 泥蚶对重金属铜、铅、镉的

- 生物富集动力学. 水产学报, 32(4): 592—600
- 张少娜, 孙耀, 宋云利等, 2004. 紫贻贝(*Mytilus edulis*)对 4 种重金属的生物富集动力学特性研究. 海洋与湖沼, 35(5): 438—445
- 张宝琳, 孙道元, 吴耀泉, 1995. 灵山岛浅海岩礁区刺参(*Apostichopus japonicus*)食性初步分析. 海洋科学, 3: 11—13
- 陈海仟, 张美琴, 吴光红等, 2010. 中华绒螯蟹对 Pb 和 Cd 的富集与释放特性. 水生生物学报, 34(4): 828—836
- 陈海刚, 贾小平, 林钦等, 2008. 混合暴露条件下近江牡蛎对重金属的积累与释放特征. 应用生态学报, 19(4): 922—927
- 罗国钧, 2000. 鲫鱼体内重金属的分布和积累规律研究. 渝州大学学报, 12(1): 56—61
- 孟晓红, 1997. 金属镉在鱼体中的生物富集作用. 广东微量元素科学, 4(1): 8—11
- 赵元凤, 吴益春, 吕景才等, 2008. 重金属铅在刺参组织的蓄积、分配、排放规律研究. 农业环境科学学报, 27(4): 1677—1680
- 龚 恕, 阙 斐, 2012. 海参中 15 种元素含量的检测分析. 现代农业科技, 2: 347—357
- 常亚青, 丁 君, 宋 坚等, 2004. 海参、海胆生物学研究与养殖. 北京: 海洋出版社, 1—3
- Canli M, Furness R W, 1995. Mercury and cadmium uptake from seawater and from food by the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. Environmental Toxicology and Chemistry, 14(5): 819—828
- Chandra S K, Chary N S, Kamala C T *et al*, 2003. Fractionation studies and bioaccumulation of sediment-bound heavy metals in Kolleru Lake by edible fish. Environment International, 29(7): 1001—1008
- Clason B, Langston W J, Zauke G P, 2003. 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 model. Marine Environmental Research, 55(5): 359—384
- Kahle J, Zauke G P, 2002. Bioaccumulation of trace metals in the copepod *Calanoides acutus* from the Weddell Sea (Antarctica): comparison of two-compartment and hyperbolic toxicokinetic models. Aquatic Toxicology, 59(1—2): 115—135
- Kargin F, Cogun H Y, 1999. Metal interactions during accumulation and elimination of zinc and cadmium in tissues of the freshwater fish *Tilapia nilotica*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 63(4): 511—519
- Lim P E, Lee C K, Din Z, 1998. The kinetics of bioaccumulation of zinc, copper, lead and cadmium by oysters (*Crassostrea iredalei* and *C. belcheri*) under tropical field conditions. Sci Total Environ, 216: 147—157
- Rainbow P S, 1993. The signification of trace metal concentration in marine invertebrates. Boca Raton: Lewis Publisher, 4—23
- Sun F H, Zhou Q X, 2007. Metal accumulation in the polychaete *Hediste japonica* with emphasis on interaction between Heavy metals and petroleum hydrocarbons. Environmental Pollution, 149(1): 92—98

## ACCUMULATION AND RELEASE OF COMMON HEAVY METALS IN *APOSTICHOPUS JAPONICUS*

JIANG Hui-Chao<sup>1</sup>, LIU Ai-Ying<sup>1</sup>, SONG Xiu-Kai<sup>2</sup>, LIU Li-Juan<sup>1</sup>

(1. Shandong Marine Fisheries Research Institute, Yantai 264006, China; 2. Shandong Key Laboratory of Marine Ecological Restoration, Yantai 264006, China)

**Abstract** We evaluated the kinetic parameters of biological accumulation and release of seven heavy metals (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Hg and As) in respiratory tree, alimentary canal, and body wall of *Apostichopus japonicus* in two-compartment bioconcentration model in experiment. *A. japonicus* were exposed to water mixed with the seven heavy metals. The results show that the heavy metals were accumulated selectively in major organs and tissues in *A. japonicus*. The maximum concentrations of As, Cd and Cr in *A. japonicus* are in the order of respiratory tree > alimentary canal > body wall; for Cu and Zn: alimentary canal > respiratory tree > body wall; and Hg and Pb: body wall > respiratory tree > alimentary canal. Significant difference was observed in bioconcentration factor (BCF) among the seven heavy metals. The respiratory tree showed the strongest Cr-accumulation with BCF 2298.2, followed by Cu and Cd with BCFs >1500, and weaker accumulation in Hg, Pb, Zn and As. However, alimentary canal and body wall showed the strongest accumulation for Cu with BCFs 6037 and 1560.7, respectively, and then the weakest accumulation in As with BCFs 87.9 and 52.7, respectively.

**Key words** *Apostichopus japonicus*, accumulation, release, heavy metal, two-compartment kinetic model