

# Pb<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>对刺参幼参的急性毒性及其富集\*

邢红艳<sup>1</sup> 马元庆<sup>1</sup> 李 斌<sup>1</sup> 刘爱英<sup>1</sup> 靳 洋<sup>1</sup> 孙 珊<sup>1</sup>  
白艳艳<sup>1</sup> 赵 强<sup>2</sup> 苏 博<sup>1</sup> 任利华<sup>1</sup>

(1. 山东省资源与环境研究院 山东省海洋生态修复重点实验室 烟台 264006 ;

2. 烟台海益苗业有限公司 蓬莱 265619)

**摘要** 采用静水试验法,研究了 Pb<sup>2+</sup>(0.1、0.25、0.5、1.0、2.5、5.0 mg/L 共 6 个浓度梯度)与 Cd<sup>2+</sup>(0.2、0.4、0.8、1.0、2.5、5.0 mg/L 共 6 个浓度梯度)对刺参幼参的急性毒性,并分析了其在幼参体内的富集状况。研究表明,幼参死亡率随暴露时间和 Pb<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>浓度增加总体呈升高趋势,而附壁率则反之。暴露于两组低浓度 Pb<sup>2+</sup>的幼参死亡率差异不显著( $P > 0.05$ ),其他组死亡率均随暴露时间和 Pb<sup>2+</sup>浓度增加而显著升高;最高浓度组在 72 h 时死亡率已达 100%,在 24 h 时其附壁率低至 6.7%,与其他浓度组差异均显著( $P < 0.01$ )。暴露于 Cd<sup>2+</sup>的幼参在 72 h 后的死亡率比 48 h 内明显升高,96 h 时 0.8 mg/L 浓度组的幼参死亡率即达 100%;暴露于 Cd<sup>2+</sup>的幼参附壁率均较低。Pb<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>对幼参的安全浓度分别为 0.061、0.018 mg/L。随着水体中 Pb<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>浓度的增加,幼参体内的重金属含量和累积速率均呈升高趋势,但富集系数呈波动性变化,幼参对 Cd<sup>2+</sup>的富集系数和累积速率均高于 Pb<sup>2+</sup>。结果表明,Cd<sup>2+</sup>对幼参的急性毒性作用强于 Pb<sup>2+</sup>,且幼参对 Cd<sup>2+</sup>的富集能力明显强于 Pb<sup>2+</sup>。本研究将为阐明刺参在生态环境修复中的作用提供理论依据,并为刺参健康养殖与食用安全提供重要参考。

**关键词** Pb<sup>2+</sup>; Cd<sup>2+</sup>; 刺参; 急性毒性; 富集

中图分类号 S963 文献标识码 A 文章编号 1000-7075(2014)04-0091-06

刺参(*Apostichopus japonicus*),属棘皮动物门,海参纲,刺参科,为典型的沉积食性动物(Choe, 1963; Kang *et al*, 2003),主要摄食底栖单细胞藻类、有机碎屑、细菌和腐殖质等。因具有较高的营养价值,刺参已成为我国北方沿海水产养殖中重要的品种,养殖方式逐步由传统方法发展成大棚工厂化养参(Chen, 2004; Dong *et al*, 2007; Qin *et al*, 2009)。刺参的人工养殖规模不断扩大,然而,由于沿岸工业废水和生活污水大量的排入近海,环境污染问题尤为突出,对沿海地区刺参养殖带来了较大危害(李成林等, 2010; Chang *et al*, 2010)。我国多条河流、河口近岸海域环境中铅、镉等含量呈上升趋势,铅为主要污染元素之

一(Wang *et al*, 2001; 刘明等, 2012)。铅、镉等元素不易降解,脂溶性强,被生物摄入体内产生富集,不易分解排泄(Rainbow, 2002; Lin *et al*, 1993)。关于重金属的急性毒性研究多集中在对刺参生长、存活、酶活性等方面,而有关铅和镉对刺参的行为等影响及其生物富集过程研究较少(刘铁钢等, 2011; 赵元凤等, 2008)。因此,研究重金属铅、镉对刺参幼参的急性毒性作用,及其在刺参体内的富集过程是非常重要的。本研究探讨了铅(Pb<sup>2+</sup>)、镉(Cd<sup>2+</sup>)两种海洋中常见的重金属污染元素对幼参的行为、存活等急性毒性作用,并探讨了两种重金属在幼参体内的富集作用,旨在为评价刺参在生态环境修复中的作用提供理论

\* 烟台市科技发展计划项目(2011457)、国家自然科学基金项目(41206094)和“水生动物营养与饲料泰山学者岗位”课题共同资助。邢红艳, E-mail: xinghongyan08@126.com

收稿日期: 2012-09-12; 收修改稿日期: 2013-10-25

依据,并为刺参养殖与食用安全提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料

试验用幼参取自山东省蓬莱某养殖场,为人工培育的150 d的幼参,个体体重为(0.5±0.1) g。幼参在室内水泥池中暂养3 d后用于试验。急性毒性及富集试验于2012年4月在烟台海益苗业有限公司完成。

### 1.2 试剂与海水

试验用硝酸铅[Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>]、氯化镉(CdCl<sub>2</sub>)均为国产分析纯,先用双蒸水配成含Pb<sup>2+</sup>离子和Cd<sup>2+</sup>离子分别为1.0、5.0 g/L的母液,使用时稀释至所需浓度。根据预试验结果,Pb<sup>2+</sup>浓度设置0.1、0.25、0.5、1.0、2.5、5.0 mg/L共6组,Cd<sup>2+</sup>浓度设置0.2、0.4、0.8、1.0、2.5、5.0 mg/L共6组。空白组不加试剂,其他条件与处理组相同。试验用海水取自养殖场蓄水池,Pb<sup>2+</sup>离子和Cd<sup>2+</sup>离子的本底值分别为(0.66±0.07)、(0.38±0.01) μg/L,pH为8.1左右,盐度范围为33.6–34.6。

### 1.3 试验设计及测定分析方法

采用静水试验法,在2 L的玻璃烧杯中进行,每个烧杯中放30只幼参。每组设双平行。试验期间不投喂、不充气,水温为19.5–20.3℃,每隔24 h全量换水1次,换水后将各烧杯中的相关离子浓度调整到原始浓度。分别在24、48、72、96 h记录各组的死亡数和附着在杯壁的个体数。刺参幼参的死亡判断标准是身体自然卷曲,管足及触手收缩回体内,疣刺收缩,无附着、活动及摄食能力,以玻璃棒轻碰之无反应(吕豪等,2005)。死亡个体及时从水中移出。

96 h时,将每组所有存活个体用去离子水冲洗干净,沥水5–10 min,充分匀浆后装入密封袋内,-20℃冷冻保存用于测定幼参体内铅、镉含量。铅、镉分析测定方法见《海洋监测规范》(GB17378.6-2007),重金属含量均以湿重表示。

### 1.4 数据处理

实验组死亡率按公式 $P=(p'-C)/(1-C)$ 进行校正。

式中, $P$ 为经校正后的实验组的死亡率, $p'$ 为实验组的死亡率, $C$ 为空白组死亡率均值;附壁率( $AR$ )用以评价幼参的附着和活动能力,其计算公式为:

$$AR = 100\% \times N_A / 30$$

式中, $N_A$ 为附着在杯壁上的幼参个体数。

重金属的富集系数( $BCF$ )和累积速率( $RA$ )的计算公式分别为:

$$BCF = (C_e - C_i) / C_s$$

式中, $C_e$ 指试验结束时幼参体内的重金属的含量, $C_i$ 指试验开始前幼参中重金属的背景值, $C_s$ 指水体中重金属的试验浓度;

$$RA = (C_e - C_i) / t$$

式中, $t$ 为暴露时间(Taylor,1983)。

采用SPSS19.0作回归分析和显著性分析,并求得浓度-死亡率直线回归方程;采用概率单位法,根据死亡百分数-概率单位换算表,将死亡百分数换算成死亡概率单位,分别求出各种重金属对幼参48、72、96 h的半致死浓度( $LC_{50}$ )及其95%置信区间,并计算安全浓度( $SC$ )(周永欣等,1989), $SC = 96 \text{ h } LC_{50} \times 0.1$ 。

## 2 结果

### 2.1 Pb<sup>2+</sup>对幼参死亡率及附壁率的影响

幼参死亡率具有随暴露时间和Pb<sup>2+</sup>浓度增加而升高的趋势(图1)。由图1可以看出,暴露24 h时,0.1–1.0 mg/L的4个浓度组间死亡率均为3.3%,而2.5、5.0 mg/L两个浓度组则明显升高至10.0%( $P < 0.01$ )。暴露48 h,0.1、0.25 mg/L两组死亡率增至6.7%,至试验结束(96 h)未发生变化;而0.5–5.0 mg/L的4个浓度组死亡率由6.7%依次显著升至83.3%。暴露72、96 h,除0.1、0.25 mg/L两组外,其他组死亡率均随浓度增加而依次显著升高,最高浓度组在72 h时死亡率已达100%。两个低浓度组的Pb<sup>2+</sup>对幼参死亡率影响差异不显著( $P > 0.05$ ),当浓度高于0.5 mg/L时,幼参死亡率随暴露时间和Pb<sup>2+</sup>浓度增加明显升高,浓度为5 mg/L时最高( $P < 0.01$ )。

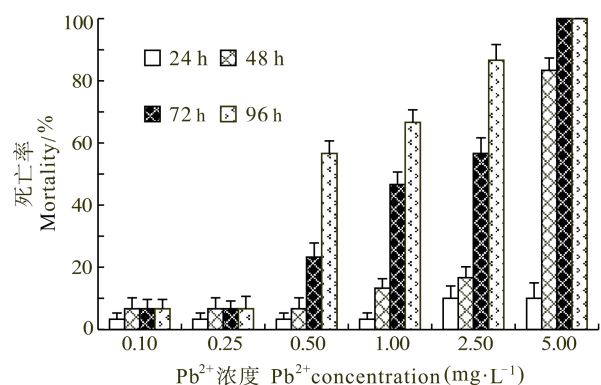


图1 重金属Pb<sup>2+</sup>对幼参的死亡率的影响

Fig.1 Effects of Pb<sup>2+</sup> exposure on the mortality of juvenile *A. japonicus*

表 1 重金属 Pb<sup>2+</sup>对幼参的急性毒性作用  
Tab.1 Analysis of acute toxicity of Pb<sup>2+</sup> to *A. japonicus*

暴露时间 Time(h)	回归方程(y, 死亡率; x, 浓度) Regression equation (y, mortality; x, concentration)	R	F 检验 F test	LC <sub>50</sub> (mg/L)	LC <sub>50</sub> 的 95%置信区间(mg/L) 95% confidence interval of LC <sub>50</sub>	SC (mg/L)
48	y = 15.682x - 3.882	0.951	P < 0.010	3.468	1.783-19.311	
72	y = 18.239x + 11.578	0.966	P = 0.025	1.178	0.576-3.066	
96	y = 17.228x + 27.042	0.826	P = 0.101	0.612	0.475-0.783	0.061

幼参死亡率(%)与 Pb<sup>2+</sup>浓度(mg/L)具有正相关关系(表 1)。暴露 48、72 h, 幼参死亡率与 Pb<sup>2+</sup>浓度均呈显著正相关(P < 0.01) 其 LC<sub>50</sub> 分别为 3.468、1.178 mg/L; 96 h 时, 其 LC<sub>50</sub> 为 0.612 mg/L, 计算得 Pb<sup>2+</sup>对幼参的安全浓度为 0.061 mg/L。

与死亡率相似, 幼参附壁率具有随暴露时间和 Pb<sup>2+</sup>浓度增加而降低的趋势(图 2)。整个试验期间, 空白组附壁率为 93%–95%, 变化不大。暴露 24 h 时, 0.10–0.25 mg/L 的两组间及 0.5–1.0 mg/L 的 3 个浓度组间附壁率差异均不显著(P > 0.01); 浓度高于 5.0 mg/L 时附壁率显著降低, 暴露超过 24 h 后附壁率为 0, 3 个低浓度组幼参附壁率随暴露时间呈波动性变化, 但均在 24 h 出现低值。暴露 96 h, 0.5 mg/L 组附壁率明显降至 26.7%, 2.5 mg/L 组则降至 13.3%(P < 0.01)。

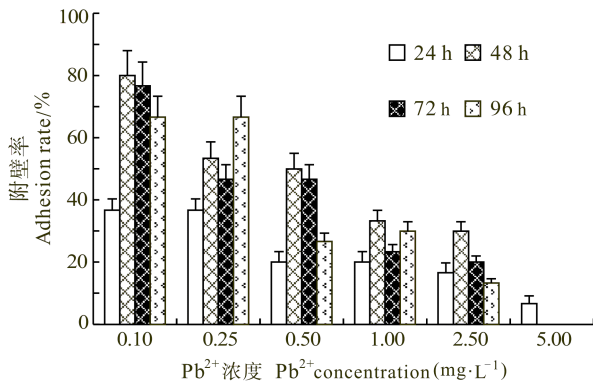


图 2 重金属 Pb<sup>2+</sup>对幼参的附壁率的影响

Fig.2 Effects of Pb<sup>2+</sup> exposure on the adhesion rate of juvenile *A. japonicus*

### 2.2 Cd<sup>2+</sup>对幼参死亡率及附壁率的影响

幼参死亡率具有随暴露时间和 Cd<sup>2+</sup>浓度增加而

升高的趋势(图 3)。暴露 24、48 h, 4 个低浓度组幼参死亡率变化均不显著(P > 0.01), 2.5、5.0 mg/L 两组死亡率分别升高至 23.3%、33.3%(P < 0.01)。72、96 h, 除 0.4 mg/L 组死亡率比 0.2 mg/L 组低之外, 其他组随着暴露时间和 Cd<sup>2+</sup>浓度增加而升高。72 h 时暴露于浓度高于 2.5 mg/L 的幼参死亡率达 100%, 96 h 时浓度高于 0.8 mg/L 的幼参死亡率即可达 100%。

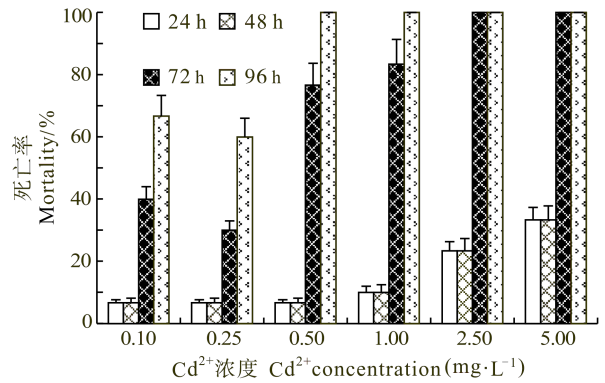


图 3 重金属 Cd<sup>2+</sup>对幼参的死亡率的影响

Fig.3 Effects of Cd<sup>2+</sup> exposure on the mortality of juvenile *A. japonicus*

整个研究期间, 空白组附壁率为 93%–95%, 变化不大。暴露于 Cd<sup>2+</sup>的幼参附壁率较低。其中, 两个低浓度组幼参附壁率明显高于其他浓度组(P < 0.01) (图 4)。0.2 mg/L 浓度组在暴露 48 h 时附壁率最高, 达 66.7%, 其他均低于 40%; Cd<sup>2+</sup>浓度高于 0.8 mg/L 时幼参附壁率即明显下降, 尤其浓度高于 2.5 mg/L 组附壁率均为 0。72、96 h, 两个低浓度组附壁率均在 23%–30%之间, 且组间差异均不显著, 但随着暴露时间的延长均有所降低。

表 2 重金属 Cd<sup>2+</sup>对幼参的急性毒性作用分析  
Tab.2 Analysis of acute toxicity of Cd<sup>2+</sup> to juvenile *A. japonicus*

暴露时间 Time(h)	回归方程(y, 死亡率; x, 浓度) Regression equation (y, mortality; x, concentration)	R	F 检验 F test	LC <sub>50</sub> (mg/L)	LC <sub>50</sub> 的 95%置信区间(mg/L) 95% confidence interval of LC <sub>50</sub>	SC(mg/L)
48	y = 6.05x + 4.47	0.981	P = 0.810	17.585	7.798-106.950	
72	y = 27.75x + 38.79	0.846	P = 0.041	0.387	0.130-0.660	
96	y = 61.90x + 46.66	0.882	P = 0.010	0.183	0.066-0.267	0.018

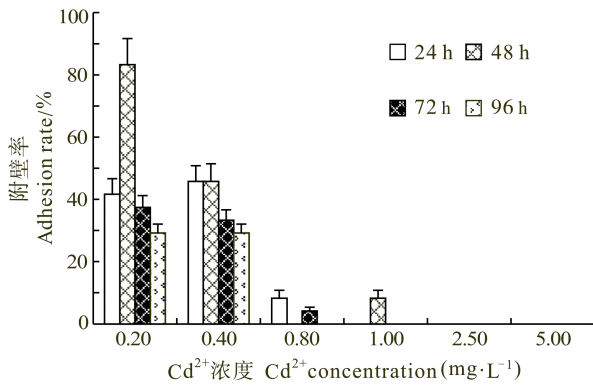


图4 重金属 Cd<sup>2+</sup>对幼参的附壁率的影响

Fig.4 Effects of Cd<sup>2+</sup> exposure on the adhesion rate of juvenile *A. japonicus*

表3 Pb<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>在暴露96 h的幼参体内的富集系数和积累速率  
Tab.3 Accumulation of Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> by juvenile *A. japonicus* at 96 h

项目 Items	离子种类 Ions						
	Pb <sup>2+</sup>	Pb <sup>2+</sup>	Pb <sup>2+</sup>	Pb <sup>2+</sup>	Pb <sup>2+</sup>	Cd <sup>2+</sup>	Cd <sup>2+</sup>
初始暴露浓度 Initial exposing concentration (mg/L)	0.10	0.25	0.50	1.00	2.50	0.20	0.40
幼参体内含量 Final content(mg/kg)	1.18	2.74	3.46	15.50	27.10	8.03	10.50
富集系数 BCF	11.55	10.86	6.87	15.48	10.83	37.49	24.92
累积速率 RA [mg/(kg·d)]	0.29	0.68	0.86	3.87	6.77	1.87	2.49

注：试验开始前幼参体内 Pb<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>含量分别为 0.025、0.532 mg/kg

Note: Before the experiments, the content of Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> in juvenile *A. japonicus* is 0.025 mg/kg and 0.532 mg/kg, respectively

对比 Pb<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>在幼参体内的富集系数和积累速率发现,幼参对 Cd<sup>2+</sup>的富集系数和累积速率均高于 Pb<sup>2+</sup>,表明幼参对 Cd<sup>2+</sup>的富集能力明显强于 Pb<sup>2+</sup>。

### 3 讨论

重金属对刺参幼体的毒性效应取决于重金属在海水中的化学性质和存在形式。一般情况下,重金属可以直接抑制生物体内的酶活性,从而影响整个生命的代谢过程,造成中毒死亡(刘铁钢等,2011; George *et al*, 1996; Basha *et al*, 2003)。然而各种金属的性质不同,其对幼参的毒性效应也有很大差异。

4种重金属对刺参幼参的单一急性毒性强弱表现为: Cu<sup>2+</sup> > Cd<sup>2+</sup> > Zn<sup>2+</sup> > Cr<sup>6+</sup> (孙振兴等, 2007)。本研究发现, Pb<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>对幼参存活、活动能力均产生影响。一般幼参死亡率随暴露时间和 Pb<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>浓度增加而升高,而附壁率则反之。当水体中 Pb<sup>2+</sup>浓度高于 0.5 mg/L 时,幼参死亡率随暴露时间和 Pb<sup>2+</sup>浓度增加明显升高(图 1); 当在 Cd<sup>2+</sup>浓度高于 0.2 mg/L 的环境中暴露超过 72 h,幼参死亡率即可达 30%以上,且随着暴露时间和浓度的增加迅速升高(图 3)。幼参附壁率

### 2.3 Pb<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>在幼参体内的富集

随着水体中 Pb<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>浓度的增加,幼参体内的重金属含量和累积速率均呈升高趋势,但富集系数呈波动性变化。96 h 时, Pb<sup>2+</sup>暴露试验中 2.50 mg/L 组幼参体内 Pb<sup>2+</sup>的含量由最低浓度组的 1.18 mg/kg 增长达 66.7%,其他均低于 40%; Cd<sup>2+</sup>浓度高于 0.8 mg/L 至 27.1 mg/kg,累积速率也增长了 23 倍多,而其富集系数则由 11.55 先降至 6.87,在升至 15.5 后又降为 10.83 ( $P < 0.01$ ) (表 3)。Cd<sup>2+</sup>在幼参体内的富集规律同 Pb<sup>2+</sup>类似,幼参体内 Cd<sup>2+</sup>的含量及其累积速率均显著增长 25%以上,分别达到 10.50、2.49 mg/(kg·d),而富集系数则由 37.49 明显降为 24.92 ( $P < 0.01$ )。

在暴露初期(24 h)时较低,原因可能是随着幼参对环境胁迫的适应,活动能力有所恢复,但总体上随暴露时间和重金属离子浓度增加而呈降低趋势(图 2、图 4)。经研究, Pb<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>对幼参的安全浓度分别为 0.061、0.018 mg/L, Cd<sup>2+</sup>对幼参的急性毒性作用强于 Pb<sup>2+</sup>。张晓燕(1994)研究也发现,在幼参和稚参两个发育阶段重金属毒性均表现为 Cd<sup>2+</sup> > Pb<sup>2+</sup>,与本研究结果一致。Pb<sup>2+</sup>在刺参组织中的分布为内脏团 > 纵肌 > 体壁,而通过在饵料中添加海藻多糖可以明显促进 Pb<sup>2+</sup>的排出(赵元凤等, 2008)。因此,应加强刺参对不同金属元素差异性累积的机理研究,并对影响有害重金属元素排出的因素进行深入分析,将为增强刺参的生态环境修复作用提供理论依据,并为刺参食用安全性提供重要参考。

海洋动物对重金属的累积明显受暴露浓度、时间及环境条件的影响(Lin *et al*, 1993; Allen, 1995; Christine, 1999; 苑旭洲等, 2012; 张聪等, 2012; 孙元芹等, 2013),不同生物种类、组织器官对重金属的富集能力存在差异(Mcgeer *et al*, 2000; Subathra *et al*, 2008),不同重金属在生物体内的富集能力也有差异

(Najiah *et al.*, 2008); 而幼参对  $Zn^{2+}$  的累积速率也随着暴露浓度的增加而升高, 其富集系数呈相反的变化(李君丰等, 2011), 温度明显影响  $Zn^{2+}$  在幼参中的组织分布和富集(丁君等, 2008)。本研究表明, 随着环境中  $Pb^{2+}$  和  $Cd^{2+}$  浓度的增加, 幼参体内的重金属含量和累积速率均呈升高趋势, 但富集系数呈波动性变化。暴露 96 h 时, 幼参体内  $Pb^{2+}$  含量和  $Pb^{2+}$  累积速率与环境  $Pb^{2+}$  浓度的变化相当, 而其富集系数由 11.55 先降至 6.87, 再升至 15.5 后又降为 10.83 ( $P < 0.01$ ) (表 3)。  $Cd^{2+}$  在幼参体内的富集规律同  $Pb^{2+}$  类似, 幼参体内  $Cd^{2+}$  的含量及其累积速率均显著增长 25% 以上, 分别达到 10.50、2.49 mg/(kg·d), 而富集系数则由 37.49 明显降为 24.92 ( $P < 0.01$ )。幼参对  $Cd^{2+}$  的富集系数和累积速率均高于  $Pb^{2+}$ , 表明幼参对  $Cd^{2+}$  的富集能力明显强于  $Pb^{2+}$ 。这与牡蛎对  $Pb^{2+}$  和  $Cd^{2+}$  不同的富集能力相似, 原因可能是环境中 Cd 元素的直接生物可给性或生物大分子的结合活性比 Pb 强, Cd 与金属硫蛋白(Metallothioneins, MTs)的结合能力更强(王新伟等, 2002; Roesijadi, 1994), 在刺参中是否存在类似结构的 MTs, 其对不同金属离子的亲和力差异性如何, 具体影响因素及机理有待进一步验证。

#### 4 结论

重金属  $Pb^{2+}$  和  $Cd^{2+}$  对刺参的毒性效应与其生长阶段、个体大小、环境条件等多种因素有关。幼参死亡率随暴露时间和  $Pb^{2+}$ 、 $Cd^{2+}$  浓度增加而升高, 而附壁率则反之, 幼参附壁率总体上随暴露时间和重金属离子浓度增加而呈降低趋势。 $Pb^{2+}$  和  $Cd^{2+}$  对幼参的安全浓度分别为 0.061、0.018 mg/L,  $Cd^{2+}$  对幼参的急性毒性作用强于  $Pb^{2+}$ 。

随着环境中  $Pb^{2+}$  和  $Cd^{2+}$  浓度的增加, 幼参体内的重金属含量和累积速率均呈升高趋势, 但富集系数呈波动性变化。幼参对  $Cd^{2+}$  的富集系数和累积速率均高于  $Pb^{2+}$ , 表明幼参对  $Cd^{2+}$  的富集能力明显强于  $Pb^{2+}$ 。应加强刺参对不同金属元素差异性累积的机理研究, 并对影响有害重金属元素排出的因素进行深入探讨, 以期增强刺参的生态环境修复作用提供理论依据, 并为刺参食用安全提供重要参考。

#### 参 考 文 献

丁君, 张学辉, 丁鸣, 等. 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, 2008, 27(4): 359–362  
王新伟, 何江, 李朝生. 黄河包头段沉积物中生物可给态重金属分布研究. 环境科学研究, 2002, 15(1): 20–24

刘明, 张爱滨, 范德江, 等. 渤海中部底质沉积物重金属环境质量. 中国环境科学, 2012, 32(2): 279–290  
刘铁钢, 赵文. 刺参养殖过程中毒物的毒理及毒性研究概况. 中国水产, 2011, (7): 62–63  
孙元芹, 吴志宏, 孙福新, 等. 文蛤对重金属 Cu 的富集与排出特征. 渔业科学进展, 2013, 33(1): 126–132  
孙振兴, 陈书秀, 陈静, 等. 四种重金属对刺参幼参的急性致毒效应. 海洋通报, 2007, 26(5): 80–85  
吕豪, 周伯文. 2005. 四种药物对刺参幼参毒性的初步研究. 水产科学, 24(6): 28–31  
李成林, 宋爱环, 胡炜, 等. 山东省刺参养殖产业现状分析与可持续发展对策. 渔业科学进展, 2010, 31(4): 126–133  
李君丰, 张丛尧, 杨辉, 等.  $Zn(II)$  在仿刺参幼参体内的蓄积及其对生长和存活的影响. 大连海洋大学学报, 2011, 26(1): 35–40  
张晓燕.  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  对刺参幼虫的毒性试验. 海洋科学, 1994(2): 9–12  
张聪, 陈聚法, 马绍赛, 等. 褶牡蛎对水体中重金属铜和镉的富集动力学特性. 渔业科学进展, 2012, 33(5): 64–72  
苑旭洲, 崔毅, 陈碧鹃, 等. 菲律宾蛤仔对 6 种重金属的生物富集动力学. 渔业科学进展, 2012, 33(4): 49–56  
赵元凤, 吴益春, 吕景才, 等. 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, 2008, 27(4): 1677–1680  
周永欣, 章宗涉. 水生生物毒性试验方法. 1989. 北京: 农业出版社, 75–106  
Allen P. Soft—tissue accumulation of lead in the blue tilapia, *Oreochromis aureus* (Steindachner), and the modifying effects of lead and mercury. Biol Trace Elem Res, 1995, 50(3): 193–208  
Basha PS, Rani AU. Cadmium-induced antioxidant defense mechanism in freshwater teleost *Oreochromis mossambicus* (Tilapia). Ecotox Environ Safe, 2003(56): 218–221  
Chang J, Zhang WB, Mai KS, *et al.* Effects of dietary  $\beta$ -glucan and glycyrrhizin on non-specific immunity and disease resistance of the sea cucumber (*Apostichopus japonicus* Selenka) challenged with *Vibrio splendidus*. J Ocean Univ China, 2010, 9(4): 389–394  
Chen JX. Present status and prospects of sea cucumber industry in China. In: Lovatelli A, Conand C, Purcell S, *et al.* Advances in sea cucumber aquaculture and management (463). Rome: FAO, 2004, 25–38  
Choe S. Study of sea cucumber: morphology, ecology and propagation of sea cucumber. Tokyo: Kaibundou Publishing House, 1963, 219  
Christine de CC. Kinetics of cadmium accumulation and elimination in carp *Cyprinus carpio* tissues. Comp Biochem Phys, 1999, 122(3): 345–352  
Dong YW, Ji TT, Dong SL. Stress responses to rapid temperature changes of the juvenile sea cucumber (*Apostichopus japonicus* Selenka). J Ocean Univ China, 2007, 6(3): 275–280  
George S, Hodgson P, Todd K, *et al.* Metallothionein protects against cadmium toxicity-proof from studies developing



- turbot larvae. *Mar Environ Res*, 1996, 42(1): 52–52
- Kang KH, Kwon JY, Kim YM. A beneficial culture: charm abalone *Haliotis discus* Hannai and sea cucumber *Stichopus japonicus*. *Aquaculture*, 2003, 216: 87–93
- Lin HC, Dunson WA. The effect of salinity on the acute toxicity of cadmium to the tropical, estuarine, hermaphroditic fish, *Rivulus marmoratus*: a comparison of Cd, Cu, and Zn tolerance with *Fundulus heteroclitus*. *Arch Environ Contam Toxicol*, 1993, 25(1): 41–47
- McGeer JC, Szebedinszky C, McDonalde DG, et al. Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow-trout: 2. Tissue specific metal accumulation. *Aquat Toxicol*, 2000, 50(3): 245–256
- Najiah M, Nadirah M, Lee KL, et al. Bacteria flora and heavy metals in cultivated oysters *Crassostrea iredalei* of Setiu Wetland, East Coast Peninsular Malaysia. *Vet Res Commun*, 2008, 32(5): 377–381
- Qin CX, Dong SL, Tan FY, et al. 2009. Optimization of stocking density for the sea cucumber, *Apostichopus japonicus* Selenka, under feed-supplement and non-feed-supplement regimes in pond culture. *J Ocean Univ China*, 8(3): 296–302
- Rainbow PS. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what?. *Environ Pollut*, 2002, 120(3): 497–507
- Roesijadi G. Behavior of metallothionein-bound metals in a natural population of an estuarine mollusca. *Mar Environ Res*, 1994, 38(4): 147–168
- Subathra S, Karuppasamy R. Bioaccumulation and depuration pattern of copper in different tissues of *Mystus vittatus*, related to various size groups. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2008, 54(2): 236–244
- Taylor D. The significance of the accumulation of Cadmium by aquatic organisms. *Ecotox Environ Safe*, 1983, 7(1): 33–42
- Wang A, Barder D, Pfeiffer CJ. Protective effects of selenium against mercury toxicity in cultured atlantic spotted dolphin (*Stenella plagiodon*) renal cells. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2001, 41(4): 403–409

(编辑 陈严)

## Acute Toxicity and Accumulation of Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> in Juvenile Sea Cucumber *Apostichopus japonicus*

XING Hongyan<sup>1</sup>, MA Yuanqing<sup>1</sup>, LI bin<sup>1</sup>, LIU Aiyang<sup>1</sup>, JIN Yang<sup>1</sup>, SUN Shan<sup>1</sup>,  
BAI Yanyan<sup>1</sup>, ZHAO Qiang<sup>2</sup>, SU Bo<sup>1</sup>, REN Lihua<sup>1</sup>

(1. Shandong Provincial Key Laboratory of Marine Ecology Restoration, Shandong Marine Resource and Environment Research Institute, Yantai 264006; 2. Yantai Haiyi Aquatic Seeding Co., Ltd, Penglai 265619)

**Abstract** To improve the quality of the aquaculture of sea cucumber *Apostichopus japonicus* and to enhance the environmental restoration, we studied the acute toxicity of Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> on sea cucumber and the bio-accumulation of these two heavy metals. Using static bio-assay we divided the experimental subjects into groups exposed to each heavy metal at a different concentration — Pb<sup>2+</sup> (0.1, 0.25, 0.5, 1.0, 2.5 and 5.0 mg/L), and Cd<sup>2+</sup> (0.2, 0.4, 0.8, 1.0, 2.5 and 5.0 mg/L), as well as the blank control. We found that mortality rate of *A. japonicus* increased along with the exposing period or ion concentration, and the adhesion rate showed an opposite pattern. There was no significant difference in the mortality rates between the two groups exposed to low concentrations of Pb<sup>2+</sup> ( $P > 0.05$ ), but the mortality rates of other groups rose along with the increase in exposing periods or Pb<sup>2+</sup> concentration. When exposed to 5.0 mg/L of Pb<sup>2+</sup>, the mortality rate reached 100% in 72 h and the adhesion rate decreased to 6.7% in 24 h, which were significantly different from other Pb<sup>2+</sup> groups ( $P < 0.01$ ). When exposed to Cd<sup>2+</sup>, the mortality rate of *A. japonicus* treated for 72 h was apparently higher than that after the 48 h treatment; in 96 h the mortality rate reached 100% in the group treated with 0.8 mg/L Cd<sup>2+</sup>. Generally the adhesion rate of *A. japonicus* was lower after the Cd<sup>2+</sup> treatment. The safe concentrations of Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> were 0.061 mg/L and 0.018 mg/L respectively. The concentrations of the heavy metals and their accumulation rates in *A. japonicus* were elevated along with the increase in concentrations of Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> in the water, with a remarkable fluctuation in the concentration factor. Both the concentration factor and the accumulation rate of Cd<sup>2+</sup> in juvenile sea cucumber were much higher than those of Pb<sup>2+</sup>. Therefore, the acute toxicity and the accumulation of Cd<sup>2+</sup> may be higher than those of Pb<sup>2+</sup>. This study should provide insights into the ecological restoration of *A. japonicus*, and scientific references for the aquaculture quality and seafood safety.

**Key words** Pb<sup>2+</sup>; Cd<sup>2+</sup>; *Apostichopus japonicus*; Acute toxicity; Accumulation