

中国圆田螺壳在镉污染中的指示作用

端正花¹, 李莹莹¹, 陈静¹, 董伟¹, 梁晶晶¹, 岳俊杰¹, 汪磊^{2*}

(1.天津理工大学环境科学与安全工程学院, 天津 300384; 2.天津市城市生态环境修复与污染防治重点实验室(南开大学), 天津 300071)

摘要:采用室内水体直接暴露和微宇宙模拟暴露,研究了重金属镉(Cd^{2+})对中国圆田螺(*Cipangopaludina Chinensis*)的毒性效应及其在田螺软、硬组织中的蓄积规律。结果表明,中国圆田螺的5 d 水体直接暴露半致死浓度(LC_{50})为 $6.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;壳长增长率可以作为 Cd^{2+} 慢性污染胁迫的有效生物标志,浓度为 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd^{2+} 刺激田螺壳增长,而浓度为 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd^{2+} 抑制田螺壳增长。中国圆田螺的壳与软组织均能够蓄积镉,并且随着暴露时间和暴露浓度的增大,重金属 Cd^{2+} 的蓄积量也增大,相比之下田螺壳的蓄积更为稳定;天津中心城区主要景观水体中国圆田螺镉污染现状调查也得到了同样的结果。这表明,中国圆田螺的壳可以作为淡水环境镉污染的生物监测的有效补充。

关键词:重金属;田螺;壳;毒性;蓄积

中图分类号: X503.225 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2014)11-2131-05 **doi:** 10.11654/jaes.2014.11.009

Indicating Cd Pollution by Snail *Cipangopaludina Chinensis* Shell

DUAN Zheng-hua¹, LI Ying-ying¹, CHEN Jing¹, DONG Wei¹, LIANG Jing-jing¹, YUE Jun-jie¹, WANG Lei^{2*}

(1.School of Environmental Science and Safety Engineering, Tianjin University of Technology, Tianjin 300384, China; 2.Tianjin Key Laboratory of Environmental Remediation and Pollution Control(Nankai University), Tianjin 300071, China)

Abstract: Sensitive organisms can be used as an indicator of environmental pollution. An indoor experiment was conducted to study the toxic effects of heavy metal cadmium(Cd^{2+}) on river snail *Cipangopaludina Chinensis* and its accumulation in soft and hard tissues of the snails using direct exposure and microcosm exposure. The 5 d half lethal concentration(LC_{50}) of cadmium to river snail was $6.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ under direct exposure. The growth rate of snail shell length could be considered as an effective biomarker of chronic Cd stress. Cadmium stimulated snail shell growth at $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, but inhibited it at $1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Cadmium could be accumulated in snail shell as well as in the soft tissue. The accumulation of Cd in soft and hard tissues increased with increased exposure time and concentrations. Moreover, Cd accumulation was more stable in the shell than in the soft tissue. The similar results were found in an insitu investigation of heavy metal pollution in the major landscape rivers in Tianjin. In conclusion, *Cipangopaludina Chinensis* shell could be an effective supplementary in biological monitoring of Cd pollution in freshwater environment.

Keywords: heavy metal; mud snail; shell; toxicity; accumulation

随着经济的快速发展,尤其是工业的迅猛发展,污染物尤其是重金属排入水体的问题日益突出。当前,我国许多河流和湖泊中底泥已受到不同程度的重金属污染,尤其是镉污染。杨卓等^[1]通过累计指数法对

华北地区的天然湖白洋淀湖区底泥中重金属进行评价,表明白洋淀底泥中重金属镉含量较高,污染程度极强;刘振坤等^[2]通过分析洪泽湖底泥重金属含量,发现洪泽湖底泥中镉污染严重,并呈上升趋势。镉在底泥中很难被生物降解,但是大多数的水体动物都能通过吸收、吸附和摄食等途径,从周边的水体和底泥中蓄积镉元素,这不仅能造成水体动物的积累性中毒,而且还可以通过食物链在其他动物体内蓄积,甚至进入人的体内,这将严重影响生态平衡以及人体健康。因此,对于水体镉污染的监测和综合治理迫在眉睫。

收稿日期:2014-04-04

基金项目:国家自然科学基金(21177065,51108316);天津理工大学教学改革项目(YB12-28)

作者简介:端正花(1981—),女,博士,讲师,主要研究方向为环境生物技术。E-mail:duanzhenghua@mail.nankai.edu.cn

*通信作者:汪磊 E-mail:wang2007@nankai.edu.cn

目前,国内外关于水体污染监测的主要手段是生物监测和被动采样监测。被动采样监测具有“仿生”特点,但其监测对象和接受相的材料范围较窄。对水体的生物监测常以水生动物的软组织为对象,如贝类的软组织,但其软组织易受自身生理活动影响和干扰,对采集、运输和贮存条件的要求较高,同时对于污染物的主动摄取较大的差异性和不确定性等,而水生动物硬组织既有与软组织类似的对污染物的较强富集能力,同时又可克服软组织的缺点,如硬组织广泛存在、易于采集、运输和贮存。

本文选取中国圆田螺(*Cipangopaludina chinensis*, mudsnail)为研究对象,通过急性毒性试验和慢性生长发育试验揭示其对镉污染的生物指示作用。同时通过实验室模拟并结合对天津主要景观河道中国圆田螺的现场采样调查分析,探讨中国圆田螺软、硬组织蓄积重金属镉的规律性,旨在为水体镉污染的常规生物监测、综合防治和生态风险评价提供必要的参考依据。

1 实验材料与方法

1.1 材料

中国圆田螺:购自水产批发市场,实验前将中国圆田螺洗刷干净,清除附着物,自然光照和室温下在实验室中装有砂滤和曝气装置的水池内驯养两周,暂养期间不投饵。

氯化镉($\text{CdCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$),Sigma-Aldrich 公司产品,纯度 $\geq 99.9\%$ 。

1.2 方法

1.2.1 急性毒性暴露实验

取9个塑料桶,分别向桶中加入含有 Cd^{2+} 终浓度为0、0.75、1.5、2.5、5.0、7.5、10.0、15.0、20.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{CdCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 溶液10 L,每个桶中加入20只存活良好的体长2 mm左右的成年中国圆田螺,充分曝气,每天相同时间观察各个桶中中国圆田螺的存活状况,记录6 d田螺的死亡数。田螺的外套膜萎缩,角质薄片脱落,多次刺激无反应即视为死亡。实验结束后随机从每个桶中分别取9只存活的中国圆田螺和100 mL溶液,测定其 Cd^{2+} 含量。

1.2.2 蓄积暴露实验

配置5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Cd^{2+} 溶液100 L于塑料水箱中,充分曝气。在水箱中放入300只存活良好的体长2 mm左右的成年中国圆田螺,实验暴露20 d。每隔2 d从水箱中取出10 mL的水和9只中国圆田螺用于测

定其 Cd^{2+} 含量,同时更换1/3的溶液。

1.2.3 微宇宙中田螺生长发育毒性实验

取3个40 cm×20 cm×30 cm玻璃缸,分别加入恒重7 kg泥土(经检测不含有 Cd^{2+}),分别加入一定的 $\text{CdCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 溶液,使其 Cd^{2+} 终浓度分别为0、0.15、1.5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (干重)。迅速在每个缸中加入适量曝气水,使液面刚刚没过土面,分别用玻璃棒搅拌,使泥土和溶液充分混合,于实验室阳台静置2周后,每个缸中加曝气水20 L,再静置2周,使底泥、孔隙水、上覆水三者达到充分平衡。加入存活良好的体长2 mm左右的成年中国圆田螺100只、2~3 cm锦鲤3条、大型蚤20个、小球藻100 mL(1.2 g干重 $\cdot \text{L}^{-1}$)。实验期间不换水、不投食,隔天往缸中补充因蒸发损失的水分。每15 d随机取6只中国圆田螺观察并记录体长。

1.2.4 现场采样

在天津市中心城区景观河道一级河道和二级河道中选择八里台桥、晋宁道桥、大丰桥、北安桥、光华桥和丁家桥共6个采样点。分别采集底泥样品和中国圆田螺样品,于4℃冰箱保存。

1.2.5 样品分析

3个田螺为一个样本,进行壳肉分离,肉组织只取腹足部分(剔去消化系统)。壳和肉组织都经去离子水洗净,放入烘箱中烘至恒重后研碎。底泥样品分别取湿重约0.1 kg烘至恒重,每组样品取3个平行。分别称取0.2 g干重样品,转入微波消解罐(Milestone ETHOS ONE)中,加入2 mL的 HNO_3 和6 mL的HCl进行消解。过滤消解完成后的溶液,定容至10 mL。用ICP-OES(Perkin-Elmer)测定每组样品中 Cd^{2+} 的浓度,其中 Cd^{2+} 的检出限为0.002 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,加标回收率为94%~105%。

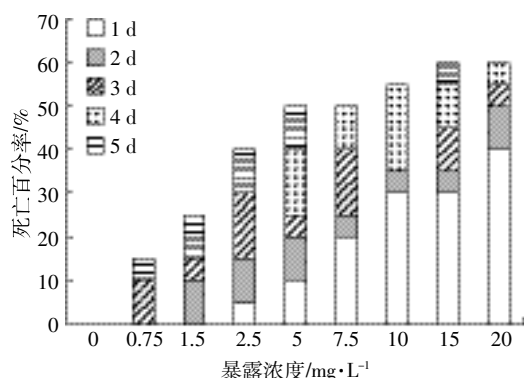
1.2.6 统计分析

采用SPSS 13.0软件,每个试验组设3个平行样,由线性拟合法(Linear Fit)分析半致死浓度和半效应浓度;组内进行student-t检验,并用标准误差SD表示;组间用one way-AVONA检验, $P < 0.05$ 表示有显著差异。

2 结果与分析

2.1 急性毒性试验

如图1所示,5 d最低观察无效应浓度(LOAEL)为0.75 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。中国圆田螺的个体死亡百分率随着暴露时间的增加而增大,并且每天的个体死亡百分率都与 Cd^{2+} 暴露浓度正相关(表1)。高浓度组田螺的中毒

图 1 Cd^{2+} 对中国圆田螺急性毒性效应Figure 1 Acute toxicity of Cd^{2+} to *Cipangopaludina Chinensis*

反应较明显,如 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度组暴露 1 d 后死亡率达 40%;低浓度组中毒反应较缓慢,要经过较长时间才会出现死亡,如 $0.75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度组暴露 3 d 后死亡率为 10%。有的个体呈半麻醉的“假死”状态,久不活动,适应环境后又缓慢恢复活动。如表 1 所示,通过剂量-效应回归曲线计算分析可得,1~5 d 的半致死浓度 (LC_{50}) 分别为 27.96、20.83、20.26、8.75 和 $6.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

表 1 Cd^{2+} 对中国圆田螺急性毒性剂量-效应关系Table 1 Dose-response effects of Cd^{2+} acute toxicity to *Cipangopaludina Chinensis*

暴露时间	LOAEL/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	剂量-效应回归曲线	R^2	$\text{LC}_{50}/$ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
1 d	2.5	$y=0.47x+2.73$	0.96	27.96
2 d	1.5	$y=0.28x+3.79$	0.97	20.83
3 d	0.75	$y=-0.26x+3.87$	0.92	20.26
4 d	0.75	$y=0.36x+3.88$	0.97	8.75
5 d	0.75	$y=0.19x+4.51$	0.97	6.15

注: x 为暴露浓度对数值, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; y 为死亡百分率概率值。

2.2 微宇宙生长发育毒性试验

如图 2 所示,在该微宇宙系统中各生物种群都生存良好,田螺个体生长发育很快。但是与空白对照相比,低浓度 Cd^{2+} 暴露组 ($0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 田螺在第 30 d 以后表现出刺激生长效应 ($P < 0.01$),而高浓度 Cd^{2+} 暴露组 ($1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 田螺在第 15 d 以后即表现出抑制生长效应 ($P < 0.01$)。

2.3 蓄积试验

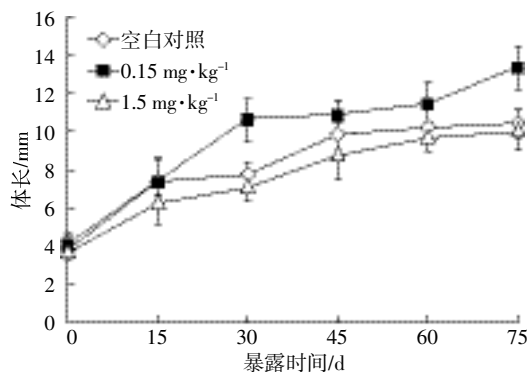
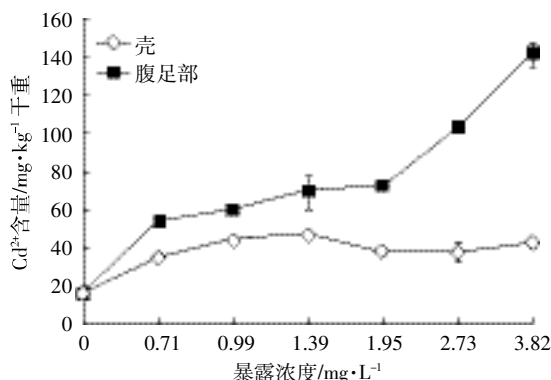
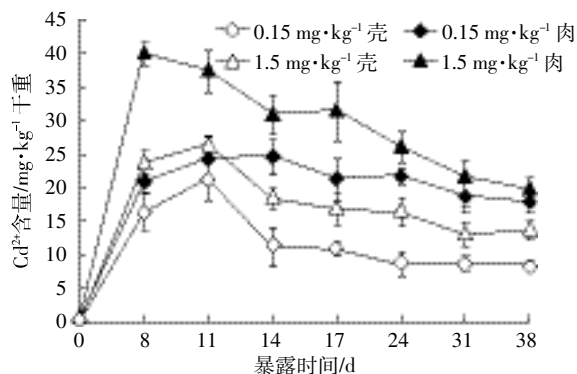
2.3.1 蓄积量随浓度变化规律

如图 3 所示,在实验浓度范围内,中国圆田螺的腹足部对 Cd^{2+} 的蓄积量与暴露浓度呈正相关关系 ($P < 0.001$)。壳中 Cd^{2+} 的蓄积量在低剂量暴露时虽略低于腹足部中的含量,但仍在同一个数量级,并且对较小

范围内的浓度变化不太敏感,维持一定的稳定状态。

2.3.2 蓄积量随时间变化规律

空白对照组中国圆田螺腹足部和壳中均未测出 Cd^{2+} 。如图 4 所示, $1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 暴露组中田螺壳和腹足部的蓄积量都高于 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 暴露组,证明田螺对 Cd^{2+} 的蓄积量也随着底泥暴露浓度的增加而上升,这

图 2 Cd^{2+} 对中国圆田螺生长发育的影响Figure 2 Effect of Cd^{2+} on growth and development of *Cipangopaludina Chinensis*图 3 中国圆田螺 Cd^{2+} 蓄积量与暴露浓度的关系Figure 3 Accumulation of Cd in *Cipangopaludina Chinensis* as influenced by exposure concentrations图 4 中国圆田螺 Cd^{2+} 蓄积量与暴露时间的关系Figure 4 Accumulation of Cd in *Cipangopaludina Chinensis* as influenced by exposure time

与水体直接暴露的作用规律相同。壳中 Cd^{2+} 的蓄积量虽显著低于腹足部,但仍在同一个数量级。

从吸收曲线变化趋势来看,在 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 暴露组,壳和腹足部都表现为在前 11 d 快速蓄积并达到峰值,而后随着时间延长蓄积量逐渐下降最后达到平衡。在 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 暴露组,腹足部的蓄积量在第 8 d 即达到峰值,而后直到暴露结束的第 38 d 体内含量逐渐下降;壳的蓄积量在第 11 d 达到峰值,而后随着时间延长蓄积量逐渐下降最后达到平衡。从这个指标来看,田螺壳对 Cd^{2+} 的蓄积更为稳定。

2.4 实际环境样品测定

如图 5 所示,天津中心城区景观水体底泥中 Cd^{2+} 的含量为 $0.44 \sim 2.35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重,均高于天津市土壤 Cd^{2+} 背景值 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重^[3]。实验室微宇宙模拟试验中 Cd^{2+} 最高暴露浓度为 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,也在这个浓度范围之内。6 个采样点都表现为田螺腹足部 Cd^{2+} 富集量略高于壳,这与实验室微宇宙模拟试验的作用规律是一致的。但是,田螺 Cd^{2+} 富集量与采样点的基底浓度无关,这可能是由于各采样点底泥中 Cd^{2+} 含量差别太小,也可能是田螺长期累积产生的效果。

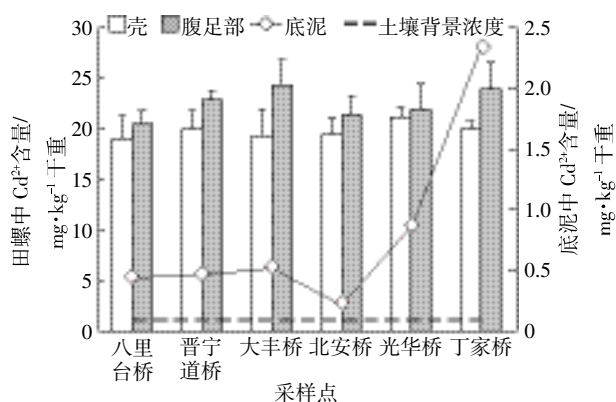


图5 天津市中心城区景观河道底泥和田螺中 Cd^{2+} 含量测定
Figure 5 Cadmium concentrations in sludge and snails in major landscape rivers of central Tianjin City

3 讨论

田螺的个体成活率是底泥重金属毒性大小的直接表现^[4]。本实验发现中国圆田螺的个体死亡百分率随着 Cd^{2+} 暴露浓度的增大而增大,并且 5 d 的 LC_{50} 为 $7.64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。急性毒性致死指标要求的暴露浓度较高,一般在实际环境中很难达到,而且灵敏度也不是很高。如 Gust 等^[5]利用新西兰泥螺对污水处理厂出水排放的水质进行原位生物监测,发现污水暴露对田螺成体的成活率没有影响,但是可以降低田螺的生殖

率。另外,田螺的壳长增长率可以作为指示沉积物重金属污染慢性胁迫的有效生物标志^[6]。马陶武等^[6]和 Celabrese 等^[7]研究发现,在低剂量 Cd^{2+} 长期胁迫后,螺的生长速率显著升高,表现为明显的毒物兴奋效应;而高剂量 Cd^{2+} 则会抑制壳长的增长^[6],并且增长率的下降与氧化胁迫导致的过多能量支出相关,而与摄食情况无关^[6,8]。本实验也得到了类似的结论,即低浓度 Cd^{2+} 暴露组 ($0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 刺激田螺生长,高浓度 Cd^{2+} 暴露组 ($1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 抑制田螺生长。

田螺能够积累那些常规方法检测不出的底泥或水中污染物^[9],在重金属^[10]、内分泌干扰物^[11]等诸多环境污染物的监测方面发挥着重要作用。褚武英^[12]比较了 9 种淡水动物对五种重金属的富集作用,发现就肌肉而言中国圆田螺富集能力最强。目前的研究都以成年田螺软组织积累的重金属浓度来反映底泥重金属生物可给性的大小^[13-14],但是田螺的软组织对于污染物的主动摄取具有较大的差异性和不确定性^[15-16]。本研究发现田螺的硬组织——壳与田螺软组织同样能够蓄积镉,并且相比软组织来说更为稳定。从图 3 看出,在较低浓度水平下,壳与腹足都可反映水质变化,高浓度时壳不适宜做监测器,而实际环境中镉的污染浓度都是在较低水平的。从图 4 可见,富集达到稳态后,壳浓度变化小于腹足浓度变化,可以说在难以判断真实暴露时间的情况下,用壳浓度评价比用腹足浓度评价具有一定优势。Puente 等^[17]比较了紫贻贝软/硬组织中重金属的浓度与其所在海域沉积物中重金属浓度的相关关系,发现 Ni 和 Pb 在贝壳珍珠层中的浓度与其环境浓度具有很好的相关性,并提出“贝壳珍珠层比软组织更适于作为重金属的生物监测器”。MacFarlane 等^[18]也发现 Pb 在贝壳层中的浓度与其环境浓度具有很好的相关性,但是贝类软组织则并不具备反映这一变化的能力。这可能与二者对外源污染物的蓄积途径差异有关。田螺软组织主动摄取和体内代谢、转化、蓄积外源污染物,因此蓄积量变化较大;而壳的蓄积主要是通过环境中直接吸附/沉积等体外途径完成,当达到吸附平衡以后,蓄积量变化不大,并且在田螺生长过程中,田螺壳体不断生物矿化,很可能将外源污染物“锁定”在矿物结构中,蓄积量更为稳定。该推测尚有待于进一步研究证实。

另外,相比于其他生物硬组织,田螺壳在淡水环境中广泛存在,易于获取,并对部分污染物具有较强的富集能力,同时田螺的壳长增长率也可以作为指示沉积物重金属污染慢性胁迫的有效生物标志。因此,

中国圆田螺壳可以作为淡水环境重金属污染生物监测的有效补充。

4 结论

(1) 镉的暴露时间和暴露浓度显著影响了中国圆田螺的个体成活率和壳长增长率,田螺尤其田螺壳可以作为淡水环境中指示沉积物重金属污染胁迫的有效生物标志物。

(2) 中国圆田螺的壳可以作为淡水环境重金属污染生物监测的有效补充。

参考文献:

- [1] 杨 卓,李贵宝,王殿武,等.白洋淀底泥重金属的污染及其潜在生态危害评价[J].农业环境科学学报,2005,24(5):945-951.
YANG Zhuo, LI Gui-bao, WANG Dian-wu, et al. Pollution and the potential ecological risk assessment of heavy metals in sediment of Baiyangdian Lake[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2005, 24(5):945-951.
- [2] 刘振坤,张书海.洪泽湖底质重金属污染变化趋势分析[J].江苏环境科技,2005,18(4):41-43.
LIU Zhen-kun, ZHANG Shu-hai. Analysis of pollution changing trend of heavy metals in Hongze Lake's bottom sediment[J]. *Jiangsu Environmental Science and Technology*, 2005, 18(4):41-43.
- [3] 刘 申,刘凤枝,李晓华,等.天津公园土壤重金属污染评价及其空间分析[J].生态环境学报,2010,19(5):1097-1102.
LIU Shen, LIU Feng-zhi, LI Xiao-hua, et al. Pollution assessment and spatial analysis on soil heavy metals of park in Tianjin[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(5):1097-1102.
- [4] 郭明新,林玉环.用中华圆田螺作为底泥重金属毒性和生物可给性的指示生物[J].环境与开发,1997,12(2):8-11.
GUO Ming-xin, LIN Yu-huan. River snail *Cipangopaludina cathayensis* as an indicator for toxicity and bioavailability of heavy metals in sediment[J]. *Environment and Exploitation*, 1997, 12(2):8-11.
- [5] Gust M, Buronfosse T, Geffard O, et al. *In situ* biomonitoring of freshwater quality using the New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) exposed to waste water treatment plant (WWTP) effluent discharges[J]. *Water Research*, 2010, 44(15):4517-4528.
- [6] 马陶武,周 科,朱 程,等.铜锈环棱螺对镉污染沉积物慢性胁迫的生物标志物响应[J].环境科学学报,2009,29(8):1750-1756.
MA Tao-wu, ZHOU Ke, ZHU Cheng, et al. Biomarker responses of *Bel-lamyia aeruginosa* to the chronic stress of cadmium contaminated sediment[J]. *Acta Scientiae Circum Stantiae*, 2009, 29(8):1750-1756.
- [7] Calabrese E J. Hormesis; Why it is important to toxicology and toxicologists[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2008, 27(7):1451-1474.
- [8] Krell B, Moreira-Santos M, Ribeiro R. An estuarine mudsnail in situ toxicity assay based on post exposure feeding[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2011, 30(8):1935-1942.
- [9] Lecomte V, Noury P, Tutundjian R, et al. Organic solvents impair life-traits and biomarkers in the New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) at concentrations below OECD recommendations[J]. *Aquatic Toxicology*, 2013, 140-141:196-203.
- [10] Dabrin A, Durand C L, Garric J, et al. Coupling geochemical and biological approaches to assess the availability of cadmium in freshwater sediment[J]. *The Science of the Total Environment*, 2012, 424:308-315.
- [11] Zoukova R, Jalova V, Janisova M, et al. In situ effects of urban river pollution on the mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* as part of an integrated assessment[J]. *Aquatic Toxicology*, 2014, 150C:83-92.
- [12] 褚武英.几种重金属在淡水动物体内的富集及其毒理研究[D].上海:上海师范大学,2003:23-31.
CHU Wu-ying. The bioaccumulation of heavy metals in the freshwater animals and the toxic effect of them on the hepatopancreas of *Macrobrachium rosenbergi*[D]. Shanghai: Shanghai Normal University, 2003: 23-31.
- [13] Cui J, Shan B, Tang W. Effect of periphyton community structure on heavy metal accumulation in mystery snail (*Cipangopaludina chinensis*): A case study of the Bai River, China[J]. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 2012, 24(10):1723-1730.
- [14] Gust M, Gagné F, Berlioz-Barbier A, et al. Caged mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) as an integrated field biomonitoring tool: Exposure assessment and reprotoxic effects of water column contamination[J]. *Water Research*, 2014, 54:222-236.
- [15] Al-Aasm I S, Clarke J D, Fryer B J. Stable isotopes and heavy metal distribution in *Dreissena polymorpha* (Zebra Mussels) from western basin of Lake Erie, Canada[J]. *Environmental Geology*, 1998, 3:122-129.
- [16] Huang G, Wang Y. Effects of tributyltin chloride on marine bivalve mussel[J]. *Water Research*, 1995, 29:1877-1884.
- [17] Puente X, Villares R, Carral E. Nacreous shell of *Mytilus galloprovincialis* as a biomonitor of heavy metal pollution in Galiza (NW Spain)[J]. *Science of Total Environment*, 1996, 183:205-211.
- [18] MacFarlane G R, Markich S J, Linz K, et al. The Akoya pearl oyster shell as an archival monitor of lead exposure[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 43(1):166-173.