

水体中锌与镉在中华绒螯蟹体内吸收蓄积的相互作用

张美琴^{1,2}, 陈海仟³, 吴光红^{1,2*}, 陈玲珍⁴, 潘道东³

(1. 农业部渔业产品质量监督检验测试中心(南京), 江苏 南京 210017;

2. 江苏省淡水水产研究所, 江苏 南京 210017;

3. 南京师范大学食品科学与营养系, 江苏 南京 210097;

4. 南京农业大学食品科技学院教育部肉品加工和质量控制重点实验室, 江苏 南京 210095)

摘要: 在实验室条件下, 采用混合体系暴露和顺次暴露的方法, 研究了 Zn 与 Cd 在中华绒螯蟹各组织器官(鳃、肝胰腺、肌肉)吸收和蓄积过程中的相互关系。结果表明, Zn 与 Cd 的相互作用受暴露浓度、组织器官和暴露次序的影响表现出不同的效应。混合暴露体系中, Zn 与 Cd 在肝胰腺中表现出明显的协同效应; 鳃中, 低浓度暴露, 表现出协同, 高浓度暴露, 表现出拮抗; 肌肉中没有明显的规律。顺次暴露体系中, 各组织器官中 Zn 和 Cd 的含量与混合暴露体系相比明显减少 ($P < 0.05$)。另外, Cd 的加入, 会减少 Zn 预暴露体系中中华绒螯蟹鳃和肝胰腺中 Zn 的含量, 且 Zn 含量与 Cd 暴露浓度成反相关; 肌肉中 Zn 变化不明显。Zn 的加入, 会增加 Cd 预暴露体系中中华绒螯蟹鳃、肝胰腺和肌肉中 Cd 的含量, 且肝胰腺和肌肉中 Cd 含量与 Zn 暴露浓度成正相关。

关键词: 中华绒螯蟹; 锌; 镉; 相互作用

中图分类号: S 968.25

文献标识码: A

中华绒螯蟹 (*Eriocheir sinensis*) 又称河蟹, 属甲壳纲 (Crustacea), 十足目 (Decapoda), 方蟹科 (Grapsidae), 绒螯蟹属, 是我国的优势水产品, 名牌河蟹畅销国内外^[1]。近年来, 中华绒螯蟹体内重金属超标问题时有发生, 不仅影响到产品出口, 且威胁到食用者的健康。已有研究表明, 中华绒螯蟹对水环境中重金属具有较强的富集能力。这方面研究主要包括, 重金属在中华绒螯蟹体内各组织器官中的富集规律研究; 重金属对中华绒螯蟹的毒性作用研究; 中华绒螯蟹对体腔注射单一重金属的富集特性研究等^[2-4]。事实上, 水生生物生长在含有多种重金属的水环境中, Spchar 等^[5]发现, 根据美国环保局的水质标准配制的金属混合溶液(包括镉、铬、铜、汞、铅、砷)对鱼和无脊椎动物均有明显的毒性作用, 以最高允许浓度 (MATC) 配制的金属混合液几乎将虹鳟 (*Oncorhynchus mykiss*) 全部致死。可见, 按单一金属浓度制定的水质标准并不能保证水产品的质量安全, 金属之间的相互作用不容忽

视。Hill 等^[6]提出, 必需微量元素与有害重金属之间的相互作用主要由于它们之间具有相似的物理和化学特性。Zn 与 Cd 原子结构相似, 离子半径、电负性都比较接近, 理化特性相似, 因此可以产生生物学相互作用^[7]。Zn 与 Cd 的相互作用发生在生物对元素的吸收、分布、排泄以及必需微量元素发挥生物学功能等不同阶段, 且会由于器官, 元素浓度等不同, 表现出拮抗和协同等不同的作用机制^[8-9]。国内外尚未见重金属在被甲壳类动物吸收过程中的相互作用研究报道, 因此, 本研究通过室内暴露实验研究了水体中 Zn 与 Cd 在被中华绒螯蟹吸收蓄积过程中表现出的相互作用关系, 并探讨了此作用对于 Zn 与 Cd 在中华绒螯蟹体内吸收蓄积的影响, 为中华绒螯蟹的重金属安全控制提供可靠参考, 为中华绒螯蟹的健康养殖提供有效指导。

1 材料与方法

1.1 试剂与仪器

硫酸锌 (AR, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, 上海振欣试剂

收稿日期: 2010-03-03 修回日期: 2010-06-12

资助项目: 江苏省科技基础设施计划 (BM2008158)

通讯作者: 吴光红, Tel: 025-86581558, E-mail: ghwu2007@163.com

厂)、氯化镉(AR, $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$, 上海金山亭新化工试剂厂),用于配置人工河水中 Zn 和 Cd 的浓度。65.0% ~ 68.0% 浓硝酸(AR, HNO_3 , 国药集团化学试剂有限公司)、双氧水(AR, H_2O_2 , 国药集团化学试剂有限公司),用于样品的前处理。

母液浓度分别为 Zn^+ :10 g/L; Cd^+ :10 g/L。

原子吸收光谱仪(SOLAAR M6 AA)、微波消解仪(Questron Q15)、平板赶酸仪、超纯水仪(Elixs 5 + Milli-Q Academic)。

1.2 实验蟹的驯养与暴露环境

实验用中华绒螯蟹均于 2008 年 11 月采自常州溧阳长荡湖水产养殖场,雌雄各半,八月龄,体重(107.6 ± 5.3) g,实验前流水暂养 1 周。实验开始前,Zn 和 Cd 在蟹鳃中的含量(湿重)分别为(6.42 ± 0.53) mg/kg、(0.33 ± 0.04) mg/kg;肝胰腺中分别为(12.28 ± 0.42) mg/kg、(0.21 ± 0.02) mg/kg;肌肉中分别为(28.73 ± 0.75) mg/kg、(0.016 ± 0.004) mg/kg。

采用人工河水作为中华绒螯蟹的养殖实验用

水,水温(14.2 ± 2.3) °C,实验均在自然温度下进行。人工河水中主要离子的浓度为 [Na^+] 31 mg/L, [Ca^{2+}] 65 mg/L, [K^+] 14 mg/L, [Mg^{2+}] 16 mg/L, [Cl^-] 115 mg/L, [CO_3^{2-}] 103 mg/L, [NO_3^-] 5 mg/L, [SO_4^{2-}] 58 mg/L。Zn 的本底浓度为 1.3×10^{-4} mg/L, Cd 的本底浓度为 8×10^{-5} mg/L。配置重金属浓度过程中扣除本底值。中华绒螯蟹驯养在实验室玻璃水族箱(0.65 m × 0.35 m × 0.45 m)中进行。

1.3 暴露实验

暴露实验包括两部分:第一部分是在 Zn、Cd 混合体系下研究中华绒螯蟹对 Zn、Cd 的吸收;第二部分是在 Zn、Cd 顺次暴露体系下先用一定浓度的 Zn 或 Cd 驯养中华绒螯蟹,再观察它对不同浓度 Cd 或 Zn 的吸收(表 1)。实验时每个水族箱中投放 8 只中华绒螯蟹,雌雄各半,实验过程中不喂食,24 h 曝气。为保证水环境中暴露重金属浓度的稳定,每隔 2 天监测一次 Zn 和 Cd 的浓度,若浓度变化明显,及时更换水体。

表 1 Zn 和 Cd 相互作用的暴露实验条件
Tab.1 Exposure conditions for the interaction between Zn and Cd

实验系列 series	组别 group	体系中离子浓度 concentration	暴露时间(d) exposure time
Zn、Cd 混合体系	第一组	[Zn^{2+}] = 0.5 mg/L, Cd^{2+} 浓度水平共 6 个 [Cd^{2+}] = 0, 0.005, 0.025, 0.050, 0.075, 0.1 mg/L	15
	第二组	[Cd^{2+}] = 0.025 mg/L, Zn^{2+} 浓度水平共 6 个 [Zn^{2+}] = 0, 0.1, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 mg/L	15
Zn、Cd 顺次暴露体系	第一组	先在 Zn^{2+} 浓度为 0.5 mg/L 的环境中驯养 再分别在 Cd^{2+} 浓度为 0, 0.005, 0.025, 0.050, 0.075, 0.1 mg/L 的环境中驯养	8 15
	第二组	先在 Cd^{2+} 浓度为 0.025 mg/L 的环境中驯养 再分别在 Zn^{2+} 浓度为 0, 0.1, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 mg/L 的环境中驯养	8 15

1.4 样品处理与检测

暴露实验结束后,取出中华绒螯蟹,称重,去掉上壳,用清洗过的不锈钢剪刀取出中华绒螯蟹的鳃,用不锈钢匙挑出肝胰腺,最后刮出包括螯肢在内的肌肉。最终,得到中华绒螯蟹的肌肉、鳃和肝胰腺等三部分组织样品,同一水族箱中所有个体的同一组织合并成一个样品,分别装袋冷冻保存,以备检测。

样品前处理采用微波消解法。准确称取待测样品 0.50 g 于聚四氟乙烯消化罐中,加入 5 mL HNO_3 , 1 mL H_2O_2 , 加盖,密闭保证不漏气后加外罐,置于 Q15 微波消解仪中,设定消解步骤(三步

消解,每步消解均为 5 min, 50% 功率^[10])。消解完毕后,将消解后的溶液移至 25 mL 定制试管中,进行平板赶酸,赶酸至体积近干,用去离子水定容至 25 mL,待测。同时做空白样品。

重金属测定方法参照 GB/5009.14—2003(食品中 Zn 含量测定)和 GB/5009.15—2003(食品中 Cd 含量测定)进行。

2 结果

2.1 混合体系中中华绒螯蟹对重金属 Zn 和 Cd 的吸收

Zn 暴露浓度一定,改变 Cd 暴露浓度的混合体

系 为了解 Zn 和 Cd 在实验蟹吸收的过程中表现出的相互作用,首先采用了固定一种金属浓度,观察两种金属的吸收量随另一种金属浓度的变化情况。在 Zn、Cd 混合体系中,维持 Zn 浓度不变(0.5 mg/L),Cd 浓度从 0 mg/L 增至 0.1 mg/L 的体系中,驯养 15 d 后测得中华绒螯蟹的鳃、肝胰腺和肌肉中 Zn 和 Cd 的含量如图 1 所示。

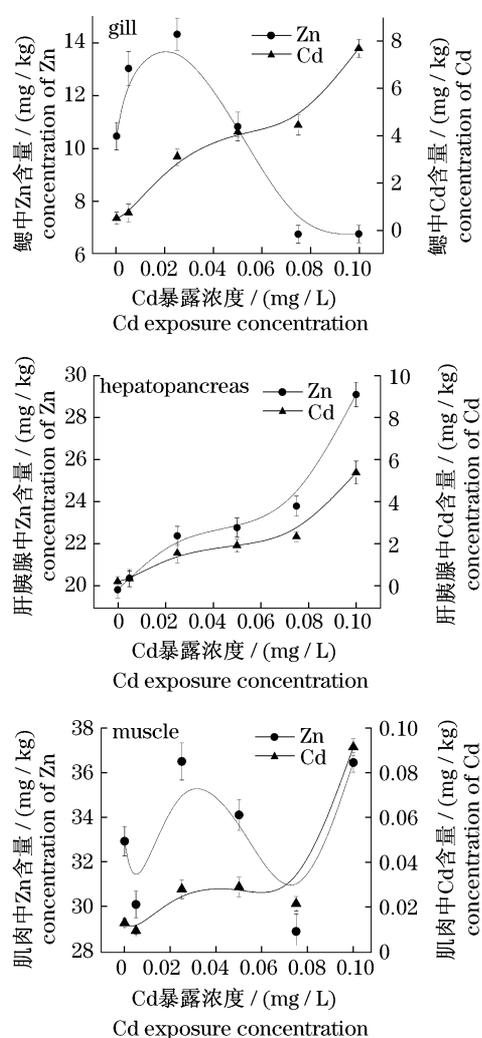


图 1 Zn 浓度不变条件下中华绒螯蟹的鳃、肝胰腺和肌肉中的 Zn、Cd 吸收量随 Cd 暴露浓度变化趋势
Fig. 1 Uptake trends of Zn and Cd in the gill, hepatopancreas and muscle of crab complying with Cd exposure within constant concentration of Zn

由图 1 可以看出,在 Zn 浓度保持不变的条件下,Cd 浓度从 0 ~ 0.1 mg/L 变化的体系中,中华绒螯蟹鳃、肝胰腺和肌肉中 Cd 的含量,均随水环境中 Cd 暴露浓度的增加而增加。而各组织器官中 Zn 含量,表现出了不同的变化趋势。鳃中的

Zn 含量在 Cd 的低暴露浓度(0 ~ 0.025 mg/L 范围内)表现出随着 Cd 暴露浓度增加而增加的趋势,即协同作用;在 Cd 浓度 0.025 ~ 0.1 mg/L 范围内表现出随着 Cd 暴露浓度增加而减少的趋势,即拮抗作用;与鳃情况不同,肝胰腺中 Zn 和 Cd 含量随着 Cd 暴露浓度的增加表现出相似的增加趋势,有明显的协同效应。肌肉中 Zn 含量,没有明显的变化规律。

Cd 暴露浓度一定,改变 Zn 暴露浓度的混合体系 在 Zn、Cd 混合体系中,维持 Cd 浓度不变(0.025 mg/L),Zn 浓度从 0 mg/L 增至 2.0 mg/L 的体系中,驯养 15 d 后测得中华绒螯蟹的鳃、肝胰腺和肌肉中 Zn 和 Cd 的含量如图 2 所示。

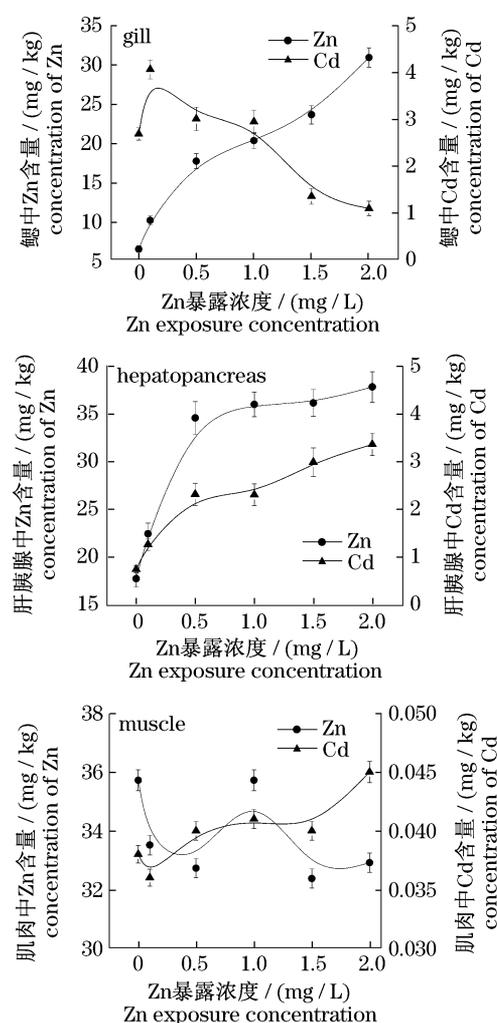


图 2 Cd 浓度不变条件下中华绒螯蟹的鳃、肝胰腺和肌肉中的 Zn、Cd 吸收量随 Zn 暴露浓度变化趋势
Fig. 2 Uptake trends of Zn and Cd in the gill, hepatopancreas and muscle of crab complying with Zn exposure within constant concentration of Cd

图 2 可以看出,在 Cd 浓度保持不变,Zn 浓度从 0 ~ 2.0 mg/L 变化的体系中,随水环境中 Zn 暴露浓度的增加,中华绒螯蟹的鳃和肝胰腺中 Zn 的含量也随之增加;肌肉中 Zn 含量没有明显变化规律。鳃中 Cd 的含量,在 Zn 的低暴露浓度(0 ~ 0.1 mg/L)体系中,随 Zn 浓度增加而增加,即协同效应;在 Zn 的高暴露浓度(0.1 ~ 2.0 mg/L)体系中,随 Zn 浓度增加而减少,表现出拮抗效应。肝胰腺中 Cd 含量随着水环境中 Zn 浓度的增加而增加,表现出明显的协同效应。肌肉中 Cd 含量,没有明显的变化规律。

2.2 Zn 和 Cd 顺次暴露体系中,中华绒螯蟹对重金属的吸收

先经 Zn 驯养,再经不同 Cd 暴露体系 为了解 Zn 和 Cd 暴露次序对其在中华绒螯蟹体内积累的影响情况,首先将中华绒螯蟹暴露于一种固定浓度金属中(Zn 或 Cd),8 d 以后,再将其转移至另一种重金属(Cd 或 Zn)环境中暴露 15 d,最后观察两种金属在中华绒螯蟹各组织器官中的积累情况。

由图 3 可知,中华绒螯蟹在先经 Zn 暴露,再经不同浓度的 Cd 中驯养后,各组织器官 Zn、Cd 含量表现出不同的积累。环境体系 Cd 浓度增加,蟹鳃、肝胰腺和肌肉中 Cd 含量都相应增加。而鳃 Zn 含量却随之减少;肝胰腺中 Zn 含量在低浓度 Cd(0 ~ 0.005 mg/L)暴露体系中呈增加趋势,在高浓度 Cd(0.005 ~ 0.1 mg/L)暴露情况下呈减少趋势;肌肉中 Zn 含量没有明显变化规律。

比较图 1 和图 3,在混合与顺次这两种不同的暴露体系中,增加 Cd 的暴露浓度,各组织器官中 Cd 含量的变化趋势相似,都是随环境 Cd 浓度增加而增加,但是在含量方面,顺次暴露体系中蟹鳃和肝胰腺中 Cd 浓度明显小于混合体系,可以认为,Zn 的先期暴露,抑制了中华绒螯蟹对 Cd 的吸收。

先经 Cd 驯养,再经不同 Zn 暴露体系 图 4 可知,中华绒螯蟹在先经 Cd 暴露,再经不同浓度 Zn 驯养后,各组织器官中 Zn、Cd 含量也表现出不同的积累。环境体系 Zn 浓度增加,鳃、肝胰腺和肌肉中 Zn 浓度都相应增加。而鳃 Cd 含量却随着 Zn 浓度增加而呈减少趋势;肝胰腺中 Cd 含量随 Zn 浓度增加而增加,表现出明显的协同

作用;肌肉中 Cd 含量随体系和肌肉中的 Zn 含量增加而增加。

比较图 2 和图 4,在混合与顺次暴露这两种不同的驯养体系中,增加 Zn 的暴露浓度,各组织器官中 Zn 含量的变化趋势相似,都是随环境 Zn 浓度增加而增加,但是在含量方面,顺次暴露体系中蟹鳃和肝胰腺中 Zn 浓度明显小于混合体系,可以认为,Cd 的先期暴露,也抑制了中华绒螯蟹对 Zn 的吸收。

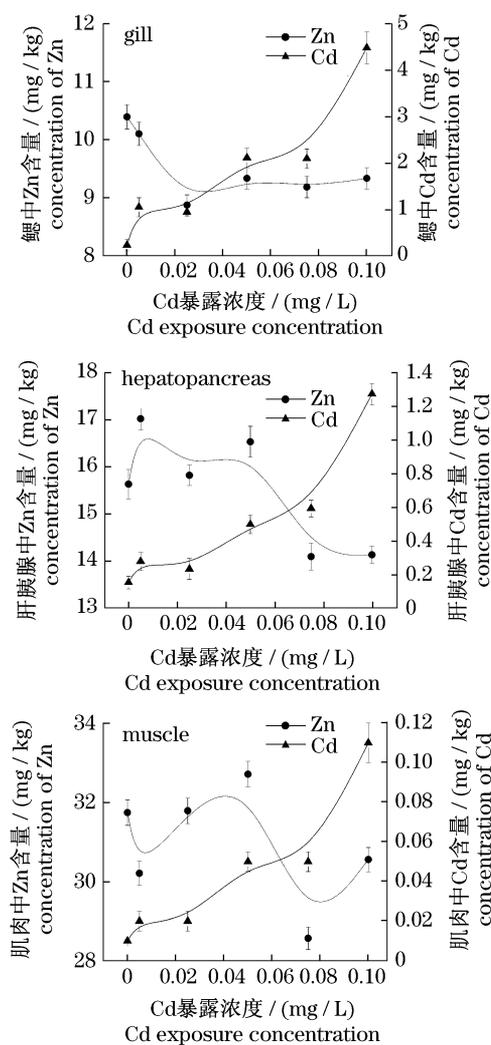


图 3 先经 Zn 暴露,再经不同浓度的 Cd 中驯养后,中华绒螯蟹的鳃、肝胰腺和肌肉中的 Zn、Cd 吸收量变化趋势

Fig. 3 Uptake trends of Zn and Cd in the gill, hepatopancreas and muscle of crab within different concentration of Cd after Zn exposure

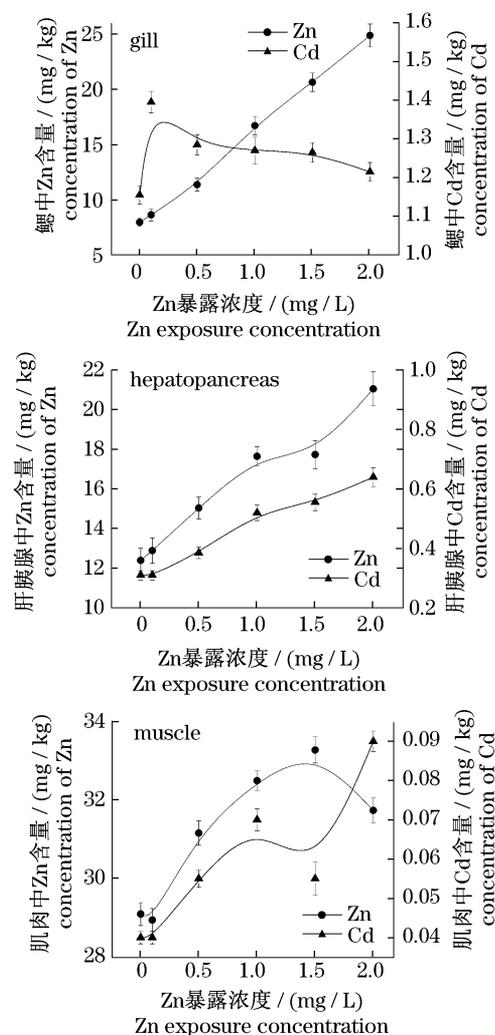


图4 先经 Cd 暴露,再在不同浓度的 Zn 中驯养后,中华绒螯蟹的鳃、肝胰腺和肌肉中的 Zn、Cd 吸收量变化趋势

Fig. 4 Uptake trends of Zn and Cd in the gill, hepatopancreas and muscle of crab within different concentration of Zn after Cd exposure

3 讨论

大多数水生生物可以通过呼吸、消化、体表渗透等途径吸收水环境中的 Zn 和 Cd^[11],然后转移到身体的其它部位。目前尚不清楚甲壳动物对重金属的吸收机理,但通常认为甲壳动物对重金属离子的吸收主要通过两个途径,一是经过鳃不断吸收溶解在水体中的重金属离子,然后通过血液运输到机体各个部位,或积累在表面细胞中;二是在摄食时,水体或残留在饵料中的重金属通过消化道进入体内^[12]。而用来解释重金属相互作用对其在生物体内积累的影响的理论,有两种具有

代表性的假说。一种是竞争位点理论,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^[13];另一种是金属硫蛋白(metallothionein, MT)的诱导结合作用,其中 MT 是一种低分子量、富含巯基的金属结合蛋白,是唯一一种在金属代谢中起明确作用的低分子蛋白,且主要存在于生物体的肝脏和肠道中,它在生物细胞体内与必需的微量重金属(Zn、Cu 等)的结合起着调节这些金属离子在细胞内浓度的作用,而非必需有毒金属(Cd、Hg 等)的结合则可以保护细胞器免受损伤,故具有维持生物体内金属含量动态平衡和重金属解毒作用的双重机制,同时 MT 中的大量巯基对二价金属离子尤其重金属离子具有极高的亲和力,与 Cd 的结合能力大于 Zn^[14]。

研究发现,混合重金属相互作用对其在鳃中的积累,主要与吸收进入的位点竞争有关^[15]。McKim 等^[16]在对鱼的研究中,观察到可饱和的过程控制二价金属穿过呼吸上皮,表示了一种可饱和的鳃吸收机制。马文丽等^[17]在对华溪蟹的研究中发现,尽管鳃中有 MT 检出,但是大量的 MT 是存在于肝胰腺中。分析图 1 和图 2 中蟹鳃对 Zn 和 Cd 的吸收,Zn、Cd 的混合体系中,当变化中的重金属浓度处于低浓度时,两种重金属的积累表现出协同作用,这可能是由于鳃中与二价离子结合的位点还未达到饱和,一种重金属的增加,诱导产生少量 MT,导致对另一种重金属吸收的增加;而当变化的重金属浓度增加到一定程度时,结合位点饱和,且增加的重金属会竞争性地置换出另一种重金属,使得其含量降低,表现出明显的拮抗作用。因此可以认为,竞争位点作为主要原因,影响着 Zn 和 Cd 在中华绒螯蟹鳃中的积累,同时伴随着金属硫蛋白的诱导。

肝胰腺中 Zn 与 Cd 的累积情况,表现出相似的效应,即协同效应。肝胰腺是甲壳类动物的重要解毒器官,也是重金属富集的靶器官,重金属通过多种途径进入蟹的不同组织器官,但是随着暴露时间的延长,肝胰腺中的重金属含量高于鳃和肌肉等器官^[18]。肝脏中的 Zn 和 Cd 浓度通常会呈高度的正相关,其原因是 Cd 或 Zn 在肝脏中蓄积可诱导组织合成大量 MT,新合成的 MT 再与 Zn 或 Cd 结合,导致两种重金属在组织中的共同

富集^[9]。马文丽等^[17]研究表明,5 mg/L Cd 溶液暴露条件下,蟹的肝胰腺组织内的 Cd 可完全被 MT 结合。Zn 和 Cd 的相互作用在生物体的很多组织或体液中可以观察到,但都不如肝、肾明显,这是因为尽管 Cd、Zn 也在这些组织中蓄积,但是它们并不诱导 MT 的大量产生^[7],因此可以认为,MT 的诱导结合作用,作为主要原因,影响着 Zn 和 Cd 在中华绒螯蟹肝胰腺中的积累。

Cd 和 Zn 在中华绒螯蟹肌肉中表现出的相互作用没有明显的规律,这与其它动物相似^[19],比如 Cd 的暴露会使老鼠肝脏和肾脏的 Zn 含量变高,而对肌肉中的 Zn 含量没有影响^[20],这可能是由于内源性的 MT 解毒机制,使得重金属在肝脏器官的富集,大大减少了向其他器官组织的输送,使肌肉中重金属的亲合力远低于鳃、肝等器官。只有当鳃、肝脏中重金属过度积累,使得重金属内源解毒能力下降,才会加快向肌肉转运^[21]。

在顺次暴露情况下,各组织器官对重金属 Zn 和 Cd 的吸收表现出与混合体系相似特性,但 Zn 和 Cd 在蟹体内的含量,与混合体系相比显著减少($P < 0.05$),由此可认为,Zn 和 Cd 的混合体系,增加了中华绒螯蟹体内重金属超标的风险,而蟹体内 Zn 或 Cd 浓度超标,可以通过适量添加 Cd 或 Zn 来抑制中华绒螯蟹体内 Zn 和 Cd 的含量;其次,中华绒螯蟹先经 Zn 环境暴露后,再进入 Cd 环境,肝胰腺中的 Zn 含量随着 Cd 浓度的升高呈下降趋势,可以较好地表明,MT 中的巯基,与 Cd 的结合能力大于 Zn。

同时,从本研究的结果和探讨中可以看出,重金属在被中华绒螯蟹吸收蓄积过程中表现出的相互作用,不仅与重金属的种类有关,而且会因为组织器官不同、暴露的水环境差别而表现出不同的作用。

参考文献:

- [1] 吴光红. 恩诺沙星在中华绒螯蟹中的代谢动力学及其体药期研究[D]. 南京:南京农业大学,2007.
- [2] Firat Ö, Gök G, Çoğun H Y, et al. Concentrations of Cr, Cd, Cu, Zn and Fe in crab *Charybdis longicollis* and shrimp *Penaeus semisulcatus* from the Iskenderun Bay, Turkey [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2007, 15 (2): 117-123.
- [3] Beltrame M O, De Marco S G, Marcovecchio J E. Cadmium and zinc in Mar Chiquita Coastal Lagoon (Argentina): salinity effect on lethal toxicity in juveniles of the burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2007, 55 (1): 78-85.
- [4] 王兰, 杨秀清, 王茜, 等. 镉在中华绒螯蟹五种组织器官的积累及对酯酶同工酶的影响[J]. 动物学报, 2001, 47(S1): 96-100.
- [5] Spehar R L, Fiandt J T. Acute and chronic effects of water quality criteria based metal mixtures on three aquatic species[J]. Environ Toxicol Chem, 1986, 15 (S3): 93-97.
- [6] Hill C H, Matrone G. Chemical parameters in the study of in vivo and in vitro interaction of transition elements[J]. Federation Proceedings, 1970, 29 (4): 1474-1481.
- [7] Brzoska M M, Moniuszko-Jakoniuk J. Interactions between cadmium and zinc in the organism[J]. Food Chemistry, 2001, 39(10): 967-980.
- [8] Schrey P, Wittsiepe J, Budde U, et al. Dietary intake of lead, cadmium, copper and zinc by children from the German North Sea island Amrum [J]. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2000, 203(1): 1-9.
- [9] Oishi S, Nakagawa J I, Ando M. Effects of cadmium administration on the endogenous metal balance in rats. [J]. Biological Trace Element Research, 2000, 76(3): 257-278.
- [10] 张美琴. 中华绒螯蟹重金属检测方法以及在体内的分布与富集[D]. 南京:南京农业大学,2005.
- [11] Rainbow P S, White S L. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle [J]. Hydrobiologia, 1989, 174 (3): 245-262.
- [12] 李艳东. 水体镉对中华绒螯蟹亲体毒性作用研究[D]. 上海:华东师范大学,2007.
- [13] Wood C M, Adam W J, Ankley G T, et al. Environmental toxicology of metals [C] // Bergman H L, Dorward-King E J. Eds. Reassessment of metals criteria for aquatic life protection: Priorities for research and implementation, Pensacola (Florida): SETAC Press, 1997: 31-56.
- [14] Vasak M, Riodan J F, Vallee B L. Metal removal and substitution in vertebrate and invertebrate metallothioneins [J]. Methods in Enzymology Metallochemistry, Part B, 1991, 205: 452-458.

- [15] 周新文,朱国念, Jilisa M, 等. 重金属离子 Cu、Zn、Cd 的相互作用对 Pb 在鲫鱼组织中积累的影响 [J]. 农业环境保护, 2002, 21(1): 23-25.
- [16] McKim J M. Physiological and biological mechanisms that regulate the accumulation and toxicity of environmental chemicals in fish [C] // Hamelink J L, Langdrum P F, Bergman H L, et al. Bioavailability: Physical, chemical, and biological interactions. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994: 179-201.
- [17] 马文丽, 王兰, 何永吉, 等. 镉诱导华溪蟹不同组织金属硫蛋白表达及镉蓄积的研究 [J]. 环境科学学报, 2008, 28(6): 1192-1197.
- [18] Martin-Diaz M L, Villena-Lincoln A, Bamber S, et al. An integrated approach using bioaccumulation and biomarker measurements in female shore crab, *Carcinus maenas* [J]. Chemosphere, 2005, 58(5): 615-626.
- [19] Brzoska M M, Moniuszko-Jakoniuk J, Jurczuk M, et al. Effect of short-term ethanol administration on cadmium retention and bioelement metabolism in rats continuously exposed to cadmium [J]. Alcohol and Alcoholism, 2000, 35(5): 439-445.
- [20] Hopf G, Bocker R, Bischoff J, et al. Investigation into the combined effects of ethanol and cadmium on rat liver and kidneys [J]. Archives of Toxicology, 1990, 64(6): 470-473.
- [21] 阮晓, 郑春霞, 王强, 等. 重金属在罗非鱼淡水白鲮和鲤体内的蓄积 [J]. 农业环境保护, 2001, 20(5): 357-359.

Interaction of Zn and Cd on uptake and accumulation by crab, *Eriocheir sinensis*

ZHANG Mei-qin^{1,2}, CHEN Hai-qian³, WU Guang-hong^{1,2*}, CHEN Lin-zhen⁴, PAN Dao-dong³

(1. Fishery Products Quality Supervision and Testing Center (Nanjing), Ministry of
Agriculture of China, Nanjing 210017, China;

2. Freshwater Fisheries Research Institute of Jiangsu Province, Nanjing 210017, China;

3. Department of Food Science and Nutrition, Nanjing Normal University, Nanjing 210097, China;

4. Key Laboratory of Meat Processing and Quality Control, Ministry of Education, College of Food Science and
Technology, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Under the conditions of synthetic water, the exposure method of mixed system and sequential system were adopted, the interaction of the two metals (Zn and Cd) was studied in different organs and tissues (gill, hepatopancreas, muscle) of the *Eriocheir sinensis*, in the process of absorbing accumulating heavy metal. The results show that the interaction of Zn and Cd was influenced by the exposure concentration, tissues and organs, the exposure time. In the mixed exposure system, Zn and Cd in the hepatopancreas showed a clear synergistic effect. In the gills, low concentration exposure showed synergistic, high concentration exposure showed antagonism. In the muscle, no significant change in the law. In the sequential exposure system, compared with the mixed-exposure system, different organs and tissue content of Zn and Cd reduced significantly ($P < 0.05$). The addition of Cd, will reduce the Zn concentration in the gill and hepatopancreas of *Eriocheir sinensis* in the Zn pre-exposure system, Zn content and Cd concentration have the anti-exposure-related, and Zn in the muscle did not change significantly. The addition of Zn, will increase the concentration of Cd in the Cd pre-exposure system of *Eriocheir sinensis* in gills, hepatopancreas and muscle, and hepatopancreas and muscle of Cd and Zn content were positively related to exposure concentration.

Key words: *Eriocheir sinensis*; Zn; Cd; interaction

Corresponding author: WU Guang-hong. E-mail: ghwu2007@163.com