



镉质量浓度和鱼尺寸对罗非鱼积累和转移镉的影响

摘要

为研究尺寸和镉(Cd^{2+})质量浓度对罗非鱼积累和转移水环境中 Cd^{2+} 的影响,用室内培养的方法,选取4种尺寸的罗非鱼,设置不同质量浓度 Cd^{2+} 的暴露试验,分别测定其半致死率、 Cd^{2+} 积累量和对 Cd^{2+} 的转移系数以及罗非鱼的相对增长率。结果表明:不同尺寸的罗非鱼对 Cd^{2+} 的响应不同,其中,幼龄鱼的 LC_{50} 浓度最低,体长为 31.5 ± 3.4 cm的罗非鱼 LC_{50} 最高;低质量浓度 Cd^{2+} (0.5 mg/kg)处理下,罗非鱼尺寸不同,相同鱼组织对 Cd^{2+} 的吸收积累量差异显著($P < 0.05$),而高质量浓度 Cd^{2+} 处理时,不同尺寸罗非鱼的同一组织对 Cd^{2+} 的积累量无显著性差异;除体长 27.4 ± 2.9 cm罗非鱼外,相同尺寸的罗非鱼 Cd^{2+} 转移系数都是低质量浓度显著大于高质量浓度($P < 0.05$);高质量浓度 Cd^{2+} 处理对各种尺寸罗非鱼质量增加的抑制率显著高于低质量浓度 Cd^{2+} 处理的抑制率。此外,不同 Cd^{2+} 质量浓度对相同尺寸的罗非鱼也产生不同的影响。因此,罗非鱼的尺寸和 Cd^{2+} 质量浓度都对罗非鱼积累和转移 Cd^{2+} 产生影响。

关键词

镉;罗非鱼;积累量;转移系数

中图分类号 Q89

文献标志码 A

收稿日期 2015-03-09

资助项目 国家自然科学基金(41105113,51109109);南京信息工程大学大学生实践创新训练计划(N1885014028)

作者简介

薛艳,女,博士,讲师,主要从事水生态系统污染修复研究.xueyan@nuist.edu.cn

1 南京信息工程大学 环境科学与工程学院,南京,210044

2 南京信息工程大学 江苏省大气环境监测与污染控制高技术重点实验室,南京,210044

3 南京信息工程大学 大气环境与装备技术协同创新中心,南京,210044

0 引言

随着经济发展,人类活动引起的水环境中重金属的浓度逐渐上升^[1]。水环境中的重金属污染不但影响水域生态系统,且会沿着水生食物链传递和富集,最终威胁人类健康和生存^[2]。镉(Cd)是一种机体非必须元素,具有蓄积性,大量Cd进入水体后,易被水生生物吸收和积累^[3-4]。同时Cd可沿食物链进入到动物和人体内,造成生态风险和危害人体健康。葛虹^[5]研究发现水生生物(藻类、鱼类)能富集相当数量的Cd,而以污染区生物为食物的鱼类体内的重金属浓度明显高于对照区的重金属浓度。

罗非鱼(*Oreochromis niloticus*)生长迅速,抗病能力强,营养丰富,深受人们喜爱。研究发现,罗非鱼容易富集水环境的重金属,致使体内重金属浓度超标,给人类健康带来潜在威胁^[6-8]。有研究发现,人工养殖的罗非鱼体内重金属检出率为100%,Cd质量浓度超标12%^[9],且鱼的尺寸不同,重金属浓度也不相同^[10]。因此,系统地研究鱼尺寸对罗非鱼吸收富集重金属Cd的影响,探讨不同尺寸罗非鱼对水环境中Cd的积累及转移系数和不同浓度下罗非鱼对Cd的积累及转移系数,将有助于从生态系统的角度提高对重金属污染水体的生态风险的认识,拓展和深化重金属污染生态学的研究内容。

1 材料与方法

1.1 试验材料

罗非鱼(*O. Niloticus*),采购于南京某无污染养殖场,在曝气自来水(脱氯自来水,DO值为 $7.3 \sim 7.9$ mg/L,pH值为 $7.0 \sim 7.4$,硬度(以 CaCO_3 计)为 114 mg/L)中驯养1周后供试验使用。试验期间水温保持在 $20 \sim 25$ °C。每日分上、下午喂市售无污染饲料1次,日投喂量为亲鱼体质量的3%(干品计)。为避免残饵和粪便对重金属形态的影响,试验期间每隔24 h更换等质量浓度Cd溶液1次。驯养结束的尺寸如表1所示。

为了消除产卵的影响,本试验所用罗非鱼均为雄性鱼。

1.2 试验方法

1.2.1 半致死浓度试验

驯养好的不同尺寸罗非鱼中,挑选个体健康,大小均匀的罗非鱼放置到水族箱中(盛水40 L,10尾), Cd^{2+} 质量浓度分别设置为0、0.1、

0.5、2.0、5.0、10.0、15.0、20.0、30.0 mg/L 共 9 个处理,每个处理 3 个重复,暴露时间为 4 d(96 h),试验结束后,计数死亡鱼数。

表 1 驯养结束时罗非鱼尺寸

Table 1 Size of tilapia after Cd²⁺ exposure for 7 days

组别	长度/cm	鲜质量/g
第一组(I)	3.1±0.2	5.3±0.5
第二组(II)	17.8±2.0	27.5±2.3
第三组(III)	27.4±2.9	300±33
第四组(IV)	31.5±3.4	650±45

1.2.2 不同尺寸罗非鱼对 Cd 的积累转移

驯养好的不同尺寸中,挑选个体健康,大小均匀的罗非鱼 10 尾放置于盛有 40 L 水族箱中,培养 7 d. Cd²⁺ 质量浓度设置为 0、0.5、1.5 mg/L 共 3 个处理,每个处理 3 个重复.试验结束,取生命旺盛的鱼进行重金属积累分析.称重后,分为可食性鱼肉、内脏和残余,其中残余包括鱼骨、鱼鳃、鱼皮、鱼鳍和鱼皮.鱼肉、内脏和残余的干质量比为 5:1:6.

1.2.3 不同质量浓度下相同尺寸对 Cd²⁺ 的积累转移

驯养好的第三组,挑选个体健康,大小均匀的罗非鱼 10 尾放置于盛有 40 L 水族箱中,培养 7 d. Cd²⁺ 质量浓度设置为 0、0.5、1.5 mg/L 共 3 个处理,每个处理 3 个重复.试验结束,取生命旺盛的鱼进行重金属积累分析.称重后,分为可食性鱼肉、内脏和残余,其中残余包括鱼骨、鱼鳃、鱼皮、鱼鳍和鱼皮.鱼肉、内脏和残余的干质量比为 5:1:6.

1.3 Cd²⁺ 质量浓度测定

处理好的鱼部位,分别放置于 25 mL 烧杯中,按照国家标准 GB/T 5009.15—1996 湿法消解.去离子水定容后用石墨炉原子吸收法测定 Cd²⁺ 质量浓度.

1.4 数据处理

试验数据用 Excel 软件进行统计分析及图表制作.用 SPSS 软件进行数据统计分析.

1.5 转移系数(TF)

转移系数(TF)根据鱼肉、内脏和残余的干质量比和 Cd²⁺ 质量浓度通过计算得到,计算公式如下:

$$F_T = C_e / C_o,$$

其中, C_o 为溶液中的镉质量浓度, C_e 为罗非鱼体内的镉质量浓度,其计算公式为 C_e = (5/12) × 鱼肉中镉质量浓度 + (1/12) × 内脏中镉质量浓度 + (6/12) × 残余中镉质量浓度.

薛艳,等.镉质量浓度和鱼尺寸对罗非鱼积累和转移镉的影响.

1.6 相对生长率

相对生长率(RIR,记其量值为 R_{RI})用镉处理的罗非鱼绝对生长量与对照的罗非鱼绝对生长量的比值来表示,其计算公式如下:

$$R_{RI} = (W_i - W_{i0}) / (W_1 - W_o),$$

其中, W_o 和 W₁ 分别是镉处理前后,对照罗非鱼的质量, W_{i0} 和 W_i 分别是镉处理前后,第 i 个镉质量浓度处理对应罗非鱼的质量.

2 结果与讨论

2.1 半致死浓度

Cd²⁺ 对不同尺寸罗非鱼的毒性结果和 LC₅₀ (选取致死率接近 50% 的 2 个 Cd²⁺ 质量浓度,作直线,以此得到准确的 LC₅₀) 如表 2 所示.由表 2 可知, Cd²⁺ 对罗非鱼是毒性物质,且不同尺寸的罗非鱼对 Cd²⁺ 急性响应不同, I、II、III、IV 的 LC₅₀ 分别为 4.6、8.5、10.8 和 11.1 mg/L. I 属于幼龄鱼,虽然生长速度比较快,但抵抗力弱, LC₅₀ 浓度较低(4.6 mg/L), III 正处于生长旺盛的阶段,快速增长的生物量对体内累积的重金属 Cd²⁺ 有一定稀释作用^[10],一定程度上缓解了 Cd²⁺ 的毒害作用, IV 的 LC₅₀ 最高,但是 Cd²⁺ 质量浓度高于 LC₅₀ 时, IV 的死亡率迅速上升,主要原因是高质量浓度 Cd²⁺ 破坏了罗非鱼的新陈代谢^[11].

表 2 不同尺寸罗非鱼在不同质量浓度 Cd²⁺ 溶液中培养 7 d 的半致死浓度 LC₅₀

Table 2 Median lethal Cd concentration of tilapia of different ages after exposure to different concentrations of waterborne Cd for 7 days

Cd 质量浓度/ (mg/L)	死亡率/%			
	I	II	III	IV
0	0	0	0	0
0.1	0	0	0	0
0.5	8	4	4	4
2.0	36	12	8	8
5.0	52	36	20	12
10	84	56	48	44
15	92	76	60	72
20	100	92	88	92
30	100	100	100	100
LC ₅₀	4.6	8.5	10.8	11.1

2.2 不同尺寸的罗非鱼对 Cd²⁺ 的积累和转移

Cd²⁺ 胁迫下不同尺寸罗非鱼各组织对 Cd²⁺ 的积累如表 3 所示,各组织对 Cd²⁺ 的积累量均随 Cd²⁺ 质

量浓度升高而增加.相同质量浓度 Cd^{2+} 处理下,不同尺寸罗非鱼各组织对 Cd^{2+} 积累量的趋势为内脏最高,残余次之,鱼肉最低.例如, Cd^{2+} 质量浓度为 0.5 mg/L 时,IV 内脏的 Cd^{2+} 积累量为 7.2 mg/kg,其残余的 Cd^{2+} 积累量为 3.2 mg/kg,而其鱼肉的仅为 0.69 mg/kg.主要是因为重金属 Cd 进入鱼体后,首先被运输到肝部^[12].低质量浓度 Cd^{2+} (0.5 mg/kg) 处理下,尺寸不同,相同鱼组织对 Cd^{2+} 的吸收积累量不同, Cd^{2+} 处理质量浓度为 0.5 mg/L 时,III 的内脏 Cd^{2+} 积累量为 5.3 mg/kg,显著低于 I、II 和 IV 的内脏对 Cd^{2+} 积累量 ($P < 0.05$),鱼肉和残余对 Cd^{2+} 积累也有相同趋势.IV 的内脏积累量高于 I、II 内脏的积累量,但是差异不显著.而鱼肉和残余的 Cd^{2+} 积累量却是 II 高于其他尺寸的鱼.高质量浓度 Cd^{2+} 处理时,不同尺寸罗非鱼的同一组织对 Cd^{2+} 的积累量无显著性差异.Squadrone 等^[12] 研究发现随着环境中 Cd^{2+} 浓度的增加,六须鲶鱼各组织对 Cd^{2+} 的积累量也增加,而且肝部的积累量远大于在鱼鳃(残余)的积累量,在鱼肉里的积累量更低,与本研究罗非鱼的积累趋势一致,但 Mazej 等^[13] 的研究结果却与此相反.

表 3 Cd^{2+} 胁迫下不同尺寸罗非鱼各组织对 Cd^{2+} 的积累(干重)

Table 3 Cd accumulation(DW) in different tissues of tilapia of different ages after exposure to different concentrations of waterborne Cd for 7 days mg/kg

		Cd^{2+} 质量浓度/(mg/L)		
		0	0.5	1.5
内脏	I	—	6.2 ± 0.53	14.3 ± 1.32
	II	—	6.3 ± 0.41	13.1 ± 1.54
	III	—	5.3 ± 0.52*	10.8 ± 1.41
	IV	—	7.2 ± 0.94	13.7 ± 1.33
鱼肉	I	—	0.68 ± 0.06	1.2 ± 0.12
	II	—	0.71 ± 0.07	1.3 ± 0.17
	III	—	0.43 ± 0.04*	1.2 ± 0.11
	IV	—	0.69 ± 0.08	1.2 ± 0.13
残余	I	—	2.9 ± 0.31	6.6 ± 0.82
	II	—	3.3 ± 0.32	6.2 ± 0.65
	III	—	2.1 ± 0.27*	5.9 ± 0.44
	IV	—	3.2 ± 0.26	6.5 ± 0.71

注: *表示 p 在 0.05 水平上显著相关,即对相同质量浓度 Cd^{2+} 处理下,不同尺寸罗非鱼的相同鱼组织之间进行显著性差异分析 ($P < 0.05$).

2.3 Cd^{2+} 对不同尺寸罗非鱼生长的影响

Cd^{2+} 对不同尺寸罗非鱼相对增长率的影响如图

1 所示, Cd^{2+} 抑制了罗非鱼质量的增长,抑制率随尺寸变化而有所不同,高质量浓度 Cd^{2+} 处理对各种尺寸罗非鱼质量增加的抑制率显著高于低质量浓度 Cd^{2+} 处理.以 IV 为例,1.5 mg/L Cd^{2+} 时,其相对生长率为 67%,显著低于 0.5 mg/L Cd^{2+} 时的 91% ($P < 0.05$).不管低 Cd^{2+} 处理还是高 Cd^{2+} 处理,III 的相对生长率都比较高,例如,0.5 mg/L Cd^{2+} 处理时,III 的相对生长率为 94%,而 I 的相对生长率为 87%.重金属进入鱼体内,破坏了鱼体内的离子平衡和渗透压等^[14],从而引起了一系列的生理生化改变^[15],最后影响鱼体的生物量积累.

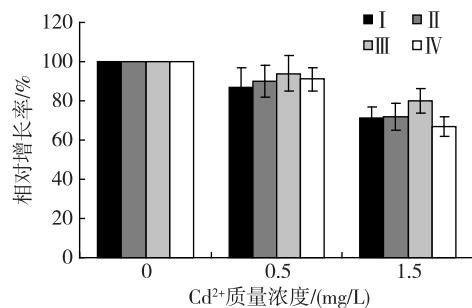


图 1 Cd^{2+} 对不同尺寸罗非鱼相对增长率的影响

Fig. 1 Relative weight growth rate of tilapia of different ages exposed to different Cd^{2+} concentrations

2.4 不同质量浓度的 Cd^{2+} 和尺寸对罗非鱼转移 Cd^{2+} 的影响

不同 Cd^{2+} 处理下不同尺寸罗非鱼对 Cd^{2+} 的转移系数如表 4 所示,低 Cd^{2+} (0.5 mg/L) 处理时,III 对 Cd^{2+} 的转移系数显著低于其他尺寸罗非鱼对 Cd^{2+} 的转移系数 ($P < 0.05$),高 Cd^{2+} (1.5 mg/L) 处理时,不同尺寸罗非鱼对 Cd^{2+} 的转移系数无显著性差异.因 III 生长迅速,积累 Cd^{2+} 量低的鱼肉部分稀释了鱼体的 Cd^{2+} 质量浓度.在 0.5 和 1.5 mg/L Cd^{2+} 范围内,除 III 外,相同尺寸的罗非鱼 Cd 转移系数均为低 Cd^{2+} 质量浓度显著大于高 Cd^{2+} 质量浓度 ($P < 0.05$),这与 Kumar 等^[16] 的研究结果一致.Kumar 等^[16] 研究发现,500 $\mu\text{g/L}$ Cd^{2+} 质量浓度胁迫下,大丝足鲈鱼肝脏对 Cd^{2+} 的转移系数为 86,而 1 000 $\mu\text{g/L}$ Cd^{2+} 时的转移系数仅为 36,而 McGreer 等^[17] 的研究结果与此相反.

2.5 Cd^{2+} 质量浓度对罗非鱼不同组织积累 Cd^{2+} 的影响

不同 Cd^{2+} 质量浓度处理下,罗非鱼不同组织对 Cd^{2+} 积累量都随着水环境中 Cd^{2+} 质量浓度上升而增

表 4 不同 Cd²⁺ 处理下不同尺寸罗非鱼对 Cd²⁺ 的转移系数
Table 4 The Cd²⁺ transfer factors in tilapia of different ages exposed to different Cd²⁺ concentrations

	Cd ²⁺ 质量浓度/(mg/L)	
	0.5	1.5
I	4.5 ± 0.51	3.3 ± 0.41
II	5.0 ± 0.33	3.1 ± 0.22
III	3.3 ± 0.42*	2.9 ± 0.44
IV	5.0 ± 0.72	3.3 ± 0.25

注: *表示 *p* 在 0.05 水平上显著相关, 即对相同 Cd²⁺ 质量浓度处理下, 不同鱼龄之间做显著性差异分析 (*P* < 0.05)。

加(图 2)。不同组织对 Cd²⁺ 积累量的差异显著 (*P* < 0.05), 其顺序为: 内脏 > 残余 > 鱼肉, 其中, 内脏和残余的 Cd²⁺ 积累量在低 Cd²⁺ (< 3 mg/kg) 环境中上升缓慢, 高 Cd²⁺ (> 3 mg/kg) 时, 急剧上升, 而鱼肉的 Cd²⁺ 积累量随着环境中 Cd²⁺ 质量浓度的增加平稳上升。鱼肝脏作为解毒器官能积累比其他组织更高质量浓度的 Cd²⁺, Cd²⁺ 进入到鱼体后首先被运输到肝脏^[12], Squadrone 等^[12] 研究发现, 相同 Cd²⁺ 质量浓度下, 六须鲶鱼的肝脏 Cd²⁺ 积累量为 0.06 mg/kg, 而鱼鳃的积累量为 0.01 mg/kg^[12]。

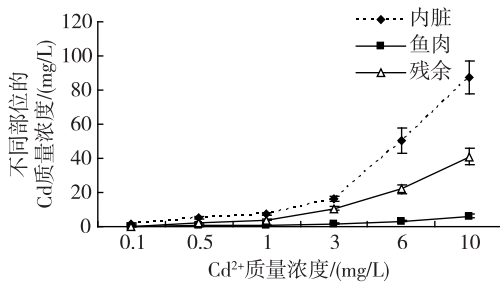


图 2 罗非鱼不同组织对 Cd²⁺ 的积累 (mg/kg; 干重)

Fig. 2 Cd accumulation (mg/kg; DW) in different tissues of tilapia after exposure to different concentrations of waterborne Cd for 7 days

2.6 Cd²⁺ 质量浓度对罗非鱼生长发育的影响

环境中 Cd²⁺ 显著影响罗非鱼的生长发育 (*P* < 0.05), 随水溶液中 Cd²⁺ 质量浓度的增加, 罗非鱼生长呈先快后慢的趋势(图 3)。高质量浓度 Cd²⁺ (10 mg/L) 显著抑制罗非鱼生长, 7 d 试验中, 罗非鱼相对生长率仅为 32%, 而低质量浓度 Cd²⁺ 对罗非鱼的生长却有促进作用, 其相对生长率为 110%。吴贤汉等^[18] 研究发现, 微量的重金属能促进青岛文昌鱼的生长发育, 与本研究结果一致, 这可能是因微量重金属毒性引起了鱼体的应激反应, 从而促进生长。随环

薛艳, 等. 镉质量浓度和鱼尺寸对罗非鱼积累和转移镉的影响.

境中重金属浓度的增加, 重金属对鱼类各种生理代谢的破坏超出了其应激阈值, 鱼体的生长发育受到阻碍^[19]。

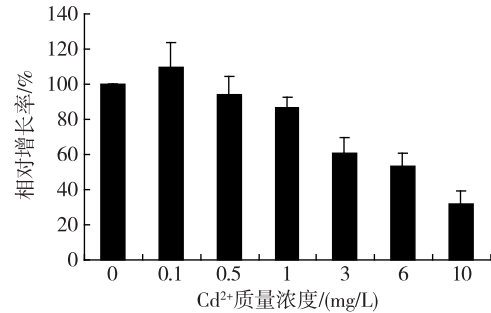


图 3 Cd²⁺ 质量浓度对罗非鱼相对生长率的影响

Fig. 3 Relative weight growth rate of tilapia exposed to different Cd²⁺ concentrations

3 结论

鱼尺寸和镉质量浓度都对罗非鱼积累和转移水环境中镉产生影响。镉胁迫下, 对不同尺寸罗非鱼 LC₅₀ 不同, 而且尺寸不同, 相同鱼组织对 Cd²⁺ 的吸收积累量也不同, 镉质量浓度比较低时, 差异显著。镉质量浓度不同, 对罗非鱼的生长抑制率也不同, 高镉处理的抑制率显著高于低镉处理的抑制率。镉质量浓度对罗非鱼转移镉系数也产生影响, 除 III 外, 相同尺寸的罗非鱼 Cd²⁺ 转移系数都是低镉质量浓度显著大于高镉质量浓度 (*P* < 0.05)。除此之外, 镉质量浓度对相同尺寸的罗非鱼生长抑制率和镉积累量也产生不同的影响, 说明尺寸和镉质量浓度都对罗非鱼积累和转移 Cd²⁺ 产生影响。

参考文献

References

- [1] 张剑波, 冯金敏. 离子吸附技术在废水处理中的应用和发展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2000(1): 46-51
ZHANG Jianbo, FENG Jinmin. Advances in treatment technique of metal ions in wastewater[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2000(1): 46-51
- [2] 赵红霞, 周萌, 詹勇, 等. 重金属对水生动物毒性的研究进展[J]. 中国兽医杂志, 2004, 40(4): 39-41
ZHAO Hongxia, ZHOU Meng, ZHAN Yong, et al. The research progress of heavy metals toxicity to aquatic animals[J]. Chinese Journal of Veterinary Medicine, 2004, 40(4): 39-41
- [3] Wang W X. Dietary toxicity of metals in aquatic animals: Recent studies and perspectives [J]. Chinese Science

- Bulletin,2013,58(2):203-213
- [4] Dionísio M, Costa A, Rodrigues A. Heavy metal concentrations in edible barnacles exposed to natural contamination[J]. *Chemosphere*, 2013, 91(4):563-570
- [5] 葛虹. 渔用配合饲料重金属的毒残危害及安全限量[J]. *渔业致富指南*, 2004(7):15-18
GE Hong. The safety limit and the harm of the heavy metal in compound feed for fish[J]. *Fishery Guide To Be Rich*, 2004(7):15-18
- [6] Taweel A, Shuhaimi-Othman M, Ahmad A K. Assessment of heavy metals in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from the Lang at River and Engineering Lake in Bangi, Malaysia, and evaluation of the health risk from tilapia consumption [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2013, 93(4):45-51
- [7] Mohsen A T, Mohammed W. Influence of water temperature and waterborne cadmium toxicity on growth performance and metallothionein: Cadmium distribution in different organs of Niletilapia, *Oreochromis niloticus* (L.) [J]. *Journal of Thermal Biology*, 2014, 45:157-162
- [8] Jooste A, Marr S M, Addo-Bediako A, et al. Sharptooth catfish shows its metal: A case study of metal contamination at two impoundments in the Olifants River, Limpopo river system, South Africa [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 112:96-104
- [9] 李来好, 杨贤庆, 郝淑贤, 等. 罗非鱼、南美白对虾对重金属富集的研究 [J]. *热带海洋学报*, 2006, 25(4):61-65
LI Laihao, YANG Xianqing, HAO Shuxian, et al. A study of heavy metal enrichment in *Oreochromis niloticus* and *Litopenaeus vannamei* [J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 2006, 25(4):61-65
- [10] Rashed M N. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake [J]. *Environment International*, 2001, 27(1):27-33
- [11] Pistole D H, Peles J D, Taylor K. Influence of metal concentrations, percent salinity, and length of exposure on the metabolic rate of fathead minnows (*Pimephales promelas*) [J]. *Comparative Biochemistry and Physiology C*, 2008, 148(1):48-52
- [12] Squadrone S, Prearo M, Brizio P, et al. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers [J]. *Chemosphere*, 2013, 90(2):358-365
- [13] Mazej Z, Sayegh-Petkovšek S A, Pokorný B. Heavy metal concentrations in food chain of lake Velenjsko Jezero, Slovenia; an artificial lake from mining [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2010, 58(4):998-1007
- [14] 柏世军. 水环境镉对罗非鱼的毒性作用和机理探讨 [D]. 杭州: 浙江大学动物科学学院, 2006
BAI Shijun. Effects of waterborne cadmium on tilapia (*Oreochromis niloticus*) and approach to mechanism of the effects [D]. Hangzhou: College of Animal Sciences, Zhejiang University, 2006
- [15] 华涛, 周启星. Cd-Zn 对草鱼 (*Ctenopharyngodon idellus*) 的联合毒性及对肝脏超氧化物歧化酶 (SOD) 活性的影响 [J]. *环境科学学报*, 2009, 29(3):600-606
HUA Tao, ZHOU Qixing. Joint toxic effects of Cd and Zn on grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) and SOD activity in livers [J]. *Acta Scientiae Circumstantia*, 2009, 29(3):600-606
- [16] Kumar A, Mathur R P. Bioconcentration kinetics and organ distribution of cadmium in a fresh water teleost, *Colisa fasciatus* [J]. *Environmental Technology*, 1996, 17(4):391-398
- [17] McGeer J C, Brix K V, Skeaf J M, et al. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: Implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2003, 22(5):1017-1037
- [18] 吴贤汉, 江新霖, 张宝录, 等. 几种重金属对青岛文昌鱼毒性及生长的影响 [J]. *海洋与湖沼*, 1999, 30(6):604-608
WU Xianhan, JIANG Xinji, ZHANG Baolu, et al. Toxic effects of several heavy metal of amphioxus and living activity of *Branchiostoma Belcheri Tsingtaoensis tchang et koo* [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1999, 30(6):604-608
- [19] 曹亮. 铜、镉对褐牙鲈 (*Paralichthys olivaceus*) 早期发育阶段的毒理效应研究 [D]. 青岛: 中国科学院研究生院海洋研究所, 2010
CAO Liang. Toxic effects of cadmium and copper to early life stages of flounder (*Paralichthys olivaceus*) [D]. Qingdao: Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2010

Influence of Cd concentration and fish size on Cd accumulation and transfer in *Oreochromis niloticus*

XUE Yan^{1,2,3} CHEN Huang¹ SHI Yayuan² JIANG Yelin³

1 School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044

2 Jiangsu Key Laboratory of Atmospheric Environment Monitoring and Pollution Control, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044

3 Collaborative Innovation Center of Atmospheric Environment and Equipment Technology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044

Abstract In China, more and more fishes were polluted by waterborne heavy metal. Four sizes of tilapia were cultured to different Cd exposure in order to study the influence of heavy metal concentration as well as the fish size on the Cd accumulation and transfer by the *Oreochromis niloticus*. The median lethal Cd concentration (LC_{50}), Cd accumulation and transfer rate in fish and relative growth rate of the fish are analyzed. The results show that different age of tilapia had different response to Cd contamination. LC_{50} in the juvenile fish was the lowest while that in 31.5±3.4 cm length fish was the highest. Exposed to low Cd²⁺ concentration (0.5 mg/kg), different size of fishes accumulated significantly different ($P<0.05$) quantity of Cd²⁺ in the same tissue. While exposed to high Cd²⁺ concentration, the Cd²⁺ accumulation in different size of fishes had no obvious difference. The Cd²⁺ transfer factor was significantly greater in low Cd²⁺ concentration than that in high Cd²⁺ concentration, for all fishes except fish with 27.4±2.9 cm length. High Cd²⁺ concentration inhibits the fish weight increase more than low Cd²⁺ concentration, in all age of fishes. In addition, different Cd²⁺ concentration had different effect on the same age of tilapia. In conclusion, both the fish size of tilapia and the Cd²⁺ concentration affected the Cd²⁺ accumulation and transfer in fish.

Key words Cadmium; tilapia; accumulation; transfer factor