

# 氰戊菊酯和氯化镉暴露下日本青鳉的行为反应差异

任宗明<sup>1,2</sup>, 李志良<sup>2</sup>, 饶凯锋<sup>2</sup>, 王子健<sup>2,\*</sup>, 赵立庭<sup>3</sup>, 王鹏<sup>3</sup>, 王涛<sup>3</sup>

1. 中国科学院烟台海岸带可持续发展研究所, 烟台 264000
2. 中国科学院生态环境研究中心 环境水质学国家重点实验室, 北京 100085
3. 北京市京密引水管理处, 北京 100085

**摘要:** 以天然河流中的日本青鳉 (*Oryzias latipes*) 行为变化规律为基础, 采用水质安全在线生物预警系统 (BEWs-1.1) 对氰戊菊酯和氯化镉暴露下日本青鳉的行为反应进行了探讨. 结果表明: 1) 在源水中, 日本青鳉行为反应具有明显规律性, 并表现出生物钟现象; 2) 氰戊菊酯和氯化镉连续暴露和间断暴露中, 日本青鳉行为反应与污染物浓度和暴露时间均直接相关, 并表现出相似的行为变化规律性, 行为变化均符合生物行为的环境胁迫阈模型; 3) 高浓度 ( $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 氯化镉间断暴露下的日本青鳉行为强度变化与低浓度 ( $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 连续暴露下的行为强度变化差别不明显, 而高浓度 ( $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 氰戊菊酯间断暴露下的日本青鳉行为强度变化与低浓度 ( $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 连续暴露时具有明显差异, 高浓度暴露时产生了明显的行为毒性效应; 4) 器官损伤性污染物 (如镉) 引起的行为毒性效应在重新加入源水后可以得到部分恢复, 而神经损伤性污染物 (如氰戊菊酯) 不可恢复, 污染物不同的作用机理会影响水生生物的行为反应.

**关键词:** 日本青鳉; 行为变化; 氰戊菊酯; 氯化镉

文章编号: 1673-5897(2008)6-563-07 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

## The Differences of the Behavioral Responses of Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) in the Exposure of Fenvalerate and Cadmium Chloride

REN Zong-ming<sup>1,2</sup>, LI Zhi-liang<sup>2</sup>, RAO Kai-feng<sup>2</sup>, WANG Zi-jian<sup>2,\*</sup>, ZHAO Li-ting<sup>3</sup>, WANG Peng<sup>3</sup>, WANG Tao<sup>3</sup>

1. Yantai Institute of Coastal Zone Research for Sustainable Development, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264000
2. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085
3. Beijing Jingmi Water Management office, Beijing 100085

Received 5 October 2008 accepted 15 November 2008

**Abstract:** In this study, based on the behavioral responses of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) in natural waters, the effects of fenvalerate and cadmium chloride on the behavioral responses of Japanese medaka were investigated using the On-line Monitoring and Warning System (BEWs-1.1). Results showed that: 1) the behavioral responses of Japanese medaka in natural waters were in accordance with the biological clock; 2) in the continuous and pulse exposure of fenvalerate and cadmium chloride, the behavioral responses of Japanese medaka were depended on the concentrations and the exposure time directly, and were in accordance with the Stepwise Stress Model; 3) there was no significant difference in behavioral responses between the continuous and pulse exposure of cadmium chloride, but it was significant between the continuous and pulse exposure of fenvalerate; 4) toxic characteristics of different chemicals could affect the behavioral responses of aquatic organisms.

**Keywords:** Japanese medaka; behavioral responses; fenvalerate; cadmium chloride

收稿日期: 2008-10-05 录用日期: 2008-11-15

基金项目: 中国科学院重大项目 (No. KZCX1-YW-06-02); 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (No. 2007AA061502); 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室开放项目 (No. 2008-006)

作者简介: 任宗明 (1978—), 博士研究生; \* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: wangzj@rcees.ac.cn

## 1 引言( Introduction )

污染物导致的水体污染不仅对生物的生存构成威胁,破坏水生生态系统平衡,更会对人类健康造成重大危害. 农药和重金属是最重要的水体污染物之一. 拟除虫菊酯是我国常用的一类杀虫剂,主要作用于生物中枢神经系统,导致神经毒性,其对中枢神经系统多部位神经元皆有影响,其中对大脑皮层的影响最为显著(Luconi *et al.*, 2001). 在导致水体污染的重金属污染物中,镉是毒性最强的重金属之一,其毒性与大多数其它重金属一样,与抑制酶系功能有关(Vallee *et al.*, 1972; Müller *et al.*, 1991; Sarkar, 1995; 郭莹莹等, 2008). 迄今为止,世界范围内有很多关于上述两类污染物生物毒性效应的报道,研究主要集中在对生物的细胞、组织系统损伤以及个体损害上(Allen, 1995; Moniz *et al.*, 1999; Fuma *et al.*, 2000; Almeida *et al.*, 2001; Li *et al.*, 2001; Kim *et al.*, 2004; 贾广乐等, 2008; 张融等, 2008; 张清智等, 2008), 虽然也有两类污染物对水生生物行为毒性效应的研究(Canton *et al.*, 1982; McNicol *et al.*, 1993; Carlson *et al.*, 1998), 但尚未见两种污染物导致水生生物行为反应差异的报道.

行为是指生物对外界环境和内部环境变化的外在反应,刺激是动物行为产生的必要条件. 生物能够通过行为调解机制保持体内环境相对稳定,增加生物活动时间、空间,减少生物对外界环境条件的依赖性(孙儒泳等, 1993). 无论是内稳态生物还是非内稳态生物,随着环境内某一种影响因子浓度或影响力的升高,在个体水平上,最先发生变化的都是生物的行为(Hansen *et al.*, 1999).

日本青鳉(*Oryzias latipes*)隶属鳉科,个体小,全长 2.5~5.0cm,可以耐受低溶氧和较宽的水温和盐度范围(Yamamoto, 1975). 由于其生物学背景研究非常充分,自从 Denny(1987)对青鳉饲养管理与实验操作进行了规范化后,青鳉作为实验动物已被多数世界组织认可,并于 20 世纪 80 年代被国际标准化组织列为毒性实验受试种之一. 目前,日本青鳉的行为变化已经作为一项重要的生物学指标被引入到污染物的毒性效应评价中(Shioda *et al.*, 2000; Teather *et al.*, 2001; Gormley *et al.*, 2003).

为探讨不同污染物对水生生物行为影响的差异,本研究选择两类典型水体污染物氰戊菊酯(拟

除虫菊酯类代表物质)和氯化镉(重金属镉类代表物质),分析了日本青鳉在这两种污染物暴露下的行为反应,以期为进一步研究不同作用机理污染物对水生生物行为的影响提供一定的基础依据.

## 2 材料与方法(Materials and methods)

### 2.1 生物培养

日本青鳉由本实验室饲养并繁殖驯化多代,已获得相对纯正的实验鱼体系. 培养方式采用流水繁殖,繁殖水温为(22±2)℃,明暗周期为 16h:8h. 刚孵出 2d 内,无需投喂饵料,2d 后使用刚孵出的丰年虫作为开口饵料,每天 2~3 次饱食投喂. 15d 后即使用配合饲料投喂,每天投喂 2 次. 保持密度为每升水 2~3 条(Kirchen *et al.*, 1976).

在行为监测过程中,采用体长为 2.5~3.0cm 之间的健康日本青鳉进行,雌雄不限.

### 2.2 监测仪器

采用水质安全在线生物预警系统(BEWs-1.1, 中国科学院生态环境研究中心研制)进行氰戊菊酯和氯化镉暴露下日本青鳉行为反应的定量检测.

### 2.3 实验设计

实验所用源水直接引自某天然河流. 实验过程中,采用分析纯氰戊菊酯和氯化镉(百灵威化学品公司)配制标准溶液,稀释后作为暴露溶液.

实验采用流水暴露. 每个通道传感器内放置 3 尾同期日本青鳉. 首先进行源水中连续行为变化研究(源水实验),通过日本青鳉的 8d 连续行为变化,分析在环境质量稳定(源水)的情况下,日本青鳉的行为变化规律. 为了检测水生生物在不同作用机理污染物低浓度持续暴露和高浓度短时暴露下的行为反应及其差异,本研究采用 2 种暴露方式进行暴露实验:连续性暴露实验和间断性暴露实验. 在连续性污染物暴露过程中,日本青鳉持续暴露于较低浓度污染物,并监测其行为反应变化;在间断性污染物暴露过程中,日本青鳉首先暴露于较高浓度污染物(5 倍于连续暴露实验浓度),维持一段时间以后,将暴露溶液换成源水,并持续监测行为反应.

暴露实验分别设定为 3 组:全污染物组(F)采用 100% 配制溶液;半数浓度组(F/2)采用源水和配制溶液 1:1 混合;对照组(C)直接采用源水. 每

个实验组设置 3 个平行，每个处理中放置 3 条鱼。(Guilhermino *et al.*, 2000)。具体实验设计如表 1 所示。实验过程中，每个通道水体流速控制在  $2L \cdot h^{-1}$

表 1 实验设计  
Table 1 Experimental design

实验名称	时间设计		浓度设计					
	氰戊菊酯	氯化镉	氰戊菊酯			氯化镉		
			C	F/2	F	C	F/2	F
源水实验	8d	8d	源水	—	—	源水	—	—
连续性暴露实验	180min	100min	源水	$1mg \cdot L^{-1}$	$2mg \cdot L^{-1}$	源水	$1mg \cdot L^{-1}$	$2mg \cdot L^{-1}$
间断性暴露实验	20min,40min <sup>a)</sup>	20min,40min <sup>a)</sup>	源水	$5mg \cdot L^{-1}$	$10mg \cdot L^{-1}$	源水	$5mg \cdot L^{-1}$	$10mg \cdot L^{-1}$

注:a): 先暴露于污染物中 20min,再换成源水暴露 40min

在源水的日本青鲮行为变化规律监测过程中，采用设备内设的频谱方式(FFT)来显示不同频率行为的强度变化。而在一定环境胁迫下，采用日本青鲮的综合行为强度(Behavior Strength)来反映其行为变化<sup>a)</sup>。

2.4 数据处理

行为强度数据采用 SPSS 软件进行分析，结果以多组数据的平均值表示。

3 结果与分析(Results and analysis)

3.1 源水中日本青鲮行为规律分析

日本青鲮在源水中的行为变化如图 1 所示。在连续观察的 8d 内，不同通道内青鲮的行为没有显著差异。从图 1 可以看到，在源水中日本青鲮行为变化表现出明显的昼夜交替变化规律性，在黑暗条件下，其行为强度较光照条件下明显降低。

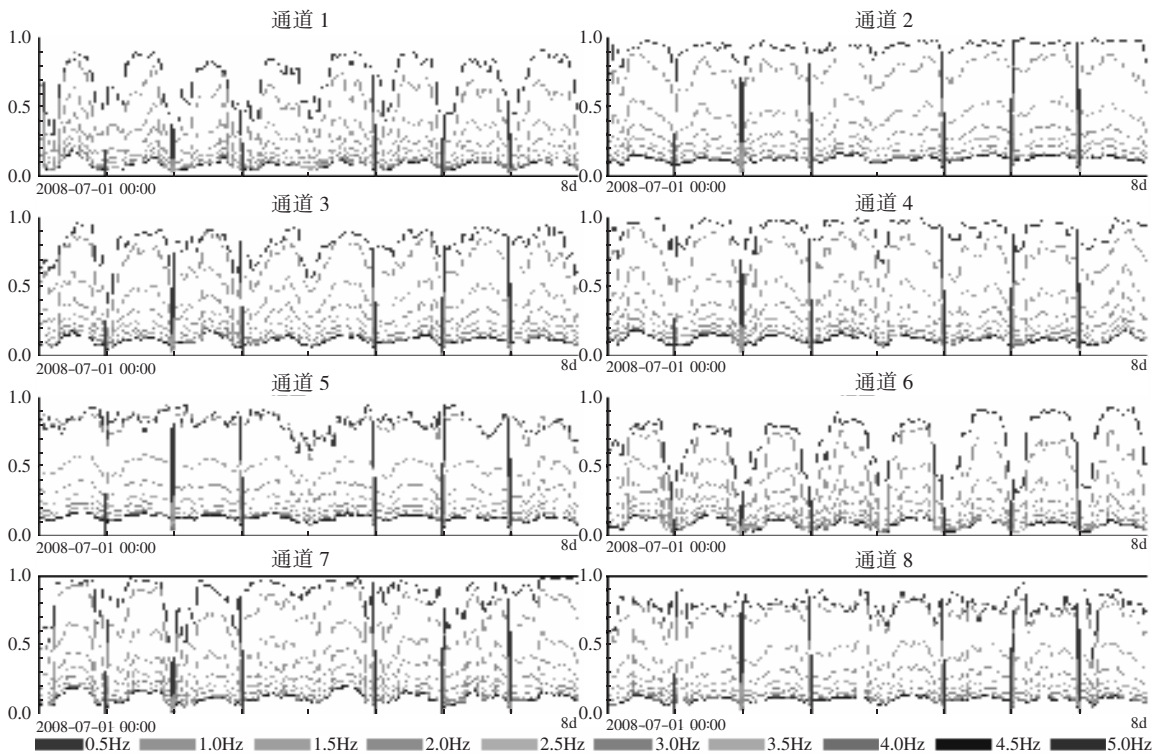


图 1 2V 交流电压下日本青鲮在源水中 8d 行为变化

Fig.1 The behavioral responses of Japanese medaka in normal waters free from contamination with 2V alternating current

a): Ren Z M, Li Z L, Zha J M, Rao K F, Ma M, Wang Z J, Fu R S. The avoidance responses of *Daphnia magna* to the exposure of organophosphorus pesticides in an on-line biomonitoring system[J]. Environmental Modeling and Assessment, In press

生物在行为表现过程中,受到环境光照强度的影响非常明显,具有明显的昼夜交替现象,并且表现为 24h 的规律变化周期,生物的此种行为变化规律被称为生物钟现象 (Biological Clock)(王国卿等,2006). 在日本青鳉行为规律性和生物钟现象的基础上,图 1 所示结果同时说明通过 BEWs 的在线监测分析,实时反映日本青鳉的行为变化是非常有效的.

### 3.2 连续暴露下日本青鳉行为变化

Canton 等(1982)研究结果表明氯化镉对日本青鳉的 24h  $EC_{50}$  为  $2.6\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,而氰戊菊酯对日本青鳉的急性毒性未见报道,但鲶鱼(*Channa striata*)的 24h 暴露实验结果表明氰戊菊酯对鲶鱼的最大无效应剂量 (NOEC) 为  $1.6\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Singh *et al.*, 1994). 综合考虑上述研究结果,在连续性暴露实验中,采用  $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  氰戊菊酯和  $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  氯化镉进行.

在上述浓度污染物连续暴露下,日本青鳉行为

反应如图 2 所示. 在正常环境中(C),日本青鳉的行为变化在一定时间内保持稳定,综合行为强度维持在 0.8~1.0 之间. 氰戊菊酯和氯化镉的暴露溶液(F/2,F)中,日本青鳉的行为反应强度随时间的变化过程基本一致: 在经历一段时间的稳定期以后,会经历一个行为强度下降周期,而部分污染物暴露中的行为强度会经历逐渐恢复的行为过程. 该过程在最高浓度(F)暴露溶液中表现得更为明显. 在氰戊菊酯暴露过程中,较高浓度(F)导致日本青鳉行为强度变化大部分在 0.7 以下,最低甚至达到 0.3; 在 F/2 暴露中,行为强度基本维持在 0.7~0.8 之间,两者差异明显. 在氯化镉暴露过程中,较高浓度(F)导致日本青鳉行为强度变化大部分低于 0.8,暴露 30min 后强度在 0.5~0.8 之间变化剧烈; 而在 F/2 暴露中,行为强度基本维持在 0.8 左右,两者也有一定差异. 以上结果表明日本青鳉行为强度变化与氰戊菊酯和氯化镉浓度和暴露时间均直接相关,并表现出相似的变化规律.

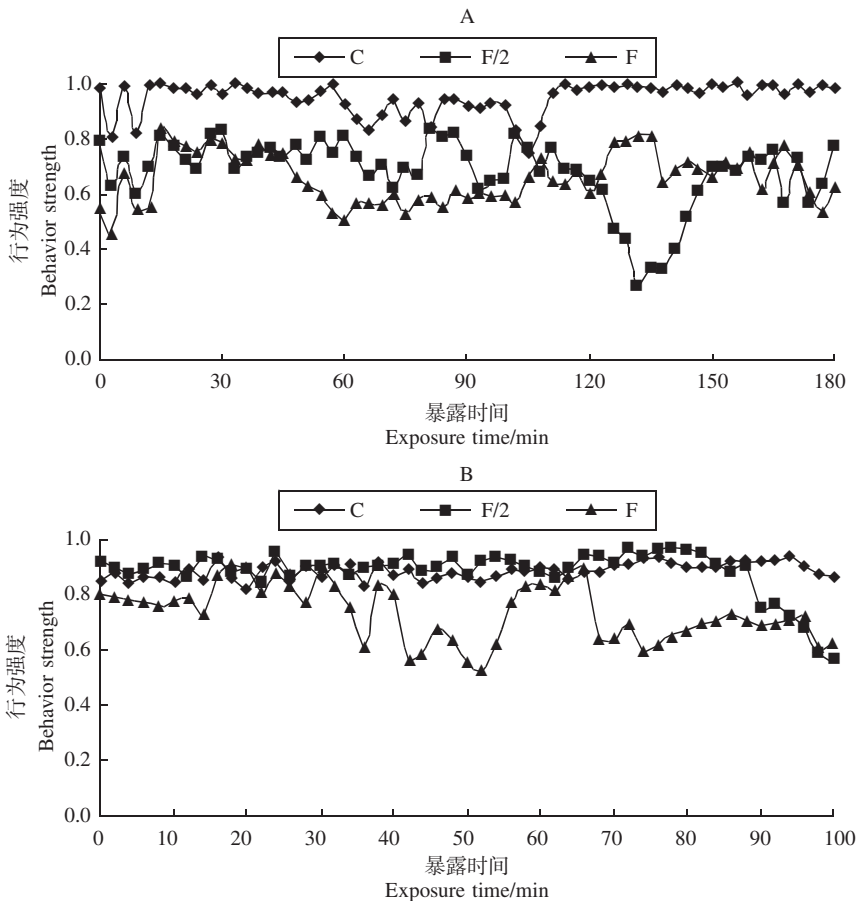


图 2 不同污染物连续暴露下日本青鳉行为反应

(A: 氰戊菊酯, F= $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; B: 氯化镉, F= $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; F 为全浓度; F/2 为 1/2 浓度; C 为对照)

Fig.2 The behavioral responses of Japanese medaka in the continuous exposure of different chemicals

(A: fenvalerate, F= $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; B: cadmium chloride, F= $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; F is the full concentration of different chemicals, F/2 is the half of F, C is control)

结合上述行为分析,日本青鳉在氰戊菊酯和氯化镉连续暴露中,行为反应主要包括无效应期、行为刺激期、行为适应期以及行为调整期/行为再调整,未表现明显的行为终止(死亡).该行为反应过程与大型溞在一定有机磷胁迫下的环境逐级胁迫阈模型非常相似,并且变化过程基本相同(Ren *et al.*, 2007).

### 3.3 间断暴露下日本青鳉行为变化

本实验过程中,日本青鳉在暴露于一定浓度的

氰戊菊酯和氯化镉中 20min 以后,暴露溶液转换为源水,并维持 40min 继续监测日本青鳉的行为变化(监测周期为 60min).结合连续暴露实验结果,在间断暴露过程中,为了放大日本青鳉间断暴露下的行为反应,采用  $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  氰戊菊酯和氯化镉进行.

日本青鳉在氰戊菊酯和氯化镉间断性暴露实验中的行为反应如图 3 所示.行为反应过程及变化趋势和连续暴露实验基本一致,日本青鳉行为强度变化与暴露时间和暴露浓度直接相关.

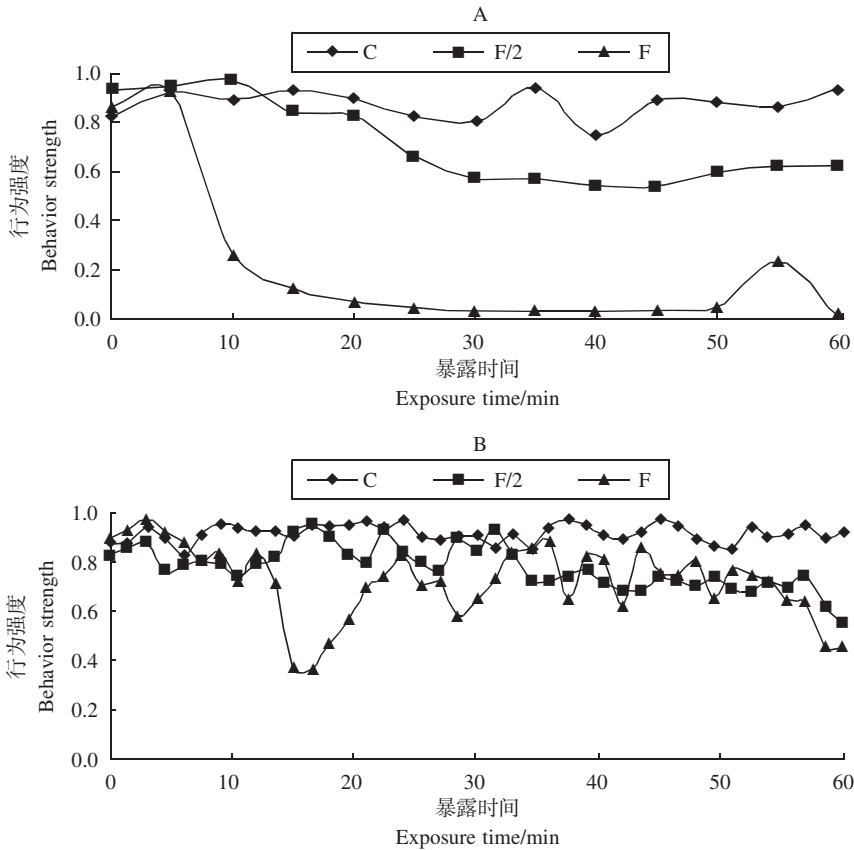


图 3 不同污染物间断性暴露下日本青鳉行为反应

(A: 氰戊菊酯,  $F=10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; B: 氯化镉,  $F=10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; F 为全浓度, F/2 为 1/2 浓度, C 为对照)

Fig.3 The behavioral responses of Japanese medaka in the pulse exposure of different chemicals (A: fenvaletrate,  $F=10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; B: cadmium chloride,  $F=10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; F is the full concentration of different chemicals, F/2 is the half of F, C is control)

在氰戊菊酯间断性暴露过程中,日本青鳉行为反应表现剧烈,尤其是在  $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  浓度组中(F).该行为反应在经历一段时间的行为适应和调整期以后,在第 15min 左右发生明显的毒性效应,即使恢复正常水体(源水),日本青鳉行为强度也未恢复.在  $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的暴露组内(F/2),虽然行为强度变化未最终表现行为毒性效应,但相对于对照组(C)来说,行为强度仍明显降低.在恢复正常水体

以后,其行为强度随暴露时间变化而出现了明显的行为适应和调整期(图 3A).

在氯化镉间断性暴露过程中,  $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的浓度(F)导致日本青鳉行为在经历第 15min 左右的强烈降低以后,在恢复正常水体的 20min 以后,行为强度逐渐恢复,25min 以后强度维持在 0.5~0.8 之间.在  $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的暴露组内(F/2),日本青鳉行为强度基本维持在 0.6~0.9 之间(图 3B).

对图2、图3进一步的分析表明,高浓度( $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )氯化镉间断暴露下的日本青鲮行为强度变化与低浓度( $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )连续暴露下的行为强度变化差别不明显,而高浓度( $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )氰戊菊酯间断暴露下的日本青鲮行为强度变化与低浓度( $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )连续暴露时具有明显差异,高浓度暴露时产生了明显的行为毒性效应。

间断暴露实验中,日本青鲮在氰戊菊酯和氯化镉内发生明显行为强度降低的时间均处于高浓度暴露期内(暴露前20min),暴露20min后,日本青鲮行为反应表现出明显差异性:在高浓度( $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )氰戊菊酯内,行为产生明显降低以后(15min左右),即使恢复正常水体,日本青鲮也没有表现出行为调整过程,却表现为明显的行为毒性效应;在高浓度( $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )氯化镉内,行为产生明显降低以后(15min左右),正常水体会使日本青鲮的行为强度逐渐恢复,并在后期维持在0.5~0.8之间。

连续暴露下,氰戊菊酯和氯化镉对日本青鲮行为反应的影响相似,基本符合环境逐级胁迫阈模型,行为过程主要包括行为刺激、行为适应、行为调整乃至再调整,直至在高暴露浓度下产生明显的行为毒性效应。在生物行为调节过程中,环境胁迫阈对生物行为变化可能具有决定性作用(Ren *et al.*, 2007)。

在间断暴露中,日本青鲮在氰戊菊酯和氯化镉暴露下行为反应的差异说明不同性质污染物导致水生生物的行为变化具有一定差异。主要导致生物神经毒性的氰戊菊酯暴露下,水生生物产生行为毒性效应以后,具有明显的不可逆性。这与生物的神经递质乙酰胆碱酯酶(AChE)抑制的不可逆性可能具有一定关系。氯化镉在生物体内具有明显的蓄积作用,能损伤生物的肝脏、肾脏等器官,并产生细胞免疫抑制。但是,镉的毒性可随生物体内浓度的降低而降低,因此,镉的器官损伤具有明显的可逆性(谢黎虹等,2003),这可能是间断性暴露实验中日本青鲮行为反应得到恢复的原因。

综合本研究结果,水生生物行为变化与环境污染浓度和一定环境胁迫下的暴露时间明显相关,同时污染物对水生生物不同的毒性作用机理也明显影响着水生生物的行为反应。

通讯作者简介:王子健(1953—),男,博士,中国科学院生态环境研究中心研究员,博士生导师。主要从事天然

水体和水处理过程中的水质转化、相关毒性和毒理变化以及健康和生态风险研究。

## References

- Allen P. 1995. Chronic accumulation of cadmium in the edible tissue of *Oreochromis aureus* (Steindachner): Modification by mercury and lead [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 29: 8-14
- Almeida J A, Novelli E L B, Dal Pai Silva M, Alves R Jr. 2001. Environmental cadmium exposure and metabolic responses of the Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* [J]. Environmental Pollution, 114: 169-175
- Canton J H, Slooff W. 1982. Toxicity and accumulation studies of cadmium ( $\text{Cd}^{2+}$ ) with freshwater organisms of different trophic levels [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 6: 113-128
- Carlson R W, Bradbury S P, Drummond R A, Hammermeister D E. 1998. Neurological effects on startle response and escape from predation by medaka exposed to organic chemicals [J]. Aquatic Toxicology, 43: 51-68
- Chen B, Chen M. 1997. Study on the toxicity of fenvalerate and tetramethrin to ocean algae and shellfish [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 4: 51-55 (in Chinese)
- Denny J S. 1987. Guidelines for the Culture of Fathead Minnows for Use in Toxicity Tests [M]. Duluth, Minn: Environmental Research Laboratory, Epa/600/3-87/001
- Fuma S, Takeda H, Miyamoto K, Yanagisawa K, Inoue Y, Ishii N, Sugai K, Ishii C. 2000. Simple aquatic microcosm for ecotoxicity screening at the community level [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 65: 699-706
- Gormley K L, Teather K L. 2003. Developmental, behavioral, and reproductive effects experienced by Japanese medaka (*Oryzias latipes*) in response to short-term exposure to endosulfan [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 54: 330-338
- Guilhermino L, Diamantino T, Silva M C, Soares A M V M. 2000. Acute toxicity test with *daphnia magna*: An alternative to mammals in the prescreening of chemical toxicity? [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 46: 357-362
- Guo Y Y, Zhai Y X, Zhang C, Ning J S, Wang J L, Li M. 2008. Comparison of accumulation of different forms of cadmium and its toxicity in shrimp [J]. Marine Fisheries Research, 29: 34-40 (in Chinese)
- Hansen J A, Woodward D F, Little E E, DeLonay A J, Bergman H L. 1999. Behavioral avoidance: possible mechanism for explaining abundance and distribution of trout species in a metal-impacted river [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 18: 313-317
- Jia G L, Wang Z, Wu S Q, Lin X M, Han X Q, Liu J, Mei L, Zhang M. 2008. Study on the mechanisms of NRK cells apoptosis induced by cadmium [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 3: 268-273 (in Chinese)
- Kim S G, Jee J H, Kang J C. 2004. Cadmium accumulation and elimination in tissues of juvenile olive flounder, *Paralichthys*

- olivaceus* after sub-chronic cadmium exposure [J]. *Environmental Pollution*, 127: 117-123
- Kirchen R V, West W R. 1976. *The Japanese Medaka. Its Care and Development* [M]. Burlington, NC: Carolina Biological Supply
- Li S Y, Zhang X K, Feng J F, Sun C, Wang L S. 2001. Influence of fenvalerate and its metabolites on catalase activity in soil [J]. *China Environmental Science*, 22: 154-157 (in Chinese)
- Luconi M, Bonaccorsi L, Forti G, Baldi E. 2001. Effects of estrogenic compounds on human spermatozoa: evidence for interaction with a nongenomic receptor for estrogen on human sperm membrane [J]. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 178: 39-45
- McNicol R E, Scherer E. 1993. Influence of cadmium pre-exposure on the preference-avoidance responses of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) to cadmium [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 25: 36-40
- Moniz A C, Cruz-casallas P E, Oliveira C A, Lucisano A, Florio J C, Nicolau A A, Spinosa H S, Bernardi M M. 1999. Perinatal fenvalerate exposure: behavioral and endocrinology changes in male rats [J]. *Neurotoxicology and Teratology*, 21: 611-618
- Müller T, Schuckelt R, Jaenicke L. 1991. Cadmium/zinc -metallothionein induces DNA strand breaks *in vitro* [J]. *Archives of Toxicology*, 65: 20-26
- Ren Z M, Zha J M, Ma M, Wang Z J, Gerhardt A. 2007. The early warning of aquatic organophosphorus pesticide contamination by on-line monitoring behavioral changes of *Daphnia magna* [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 134: 373-383
- Sarkar B. 1995. Metal replacement in DNA-binding zinc finger proteins and its relevance to mutagenicity and carcinogenicity through free radical generation [J]. *Nutrition*, 11: 646-649
- Shioda T, Wakabayashi M. 2000. Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*) [J]. *Chemosphere*, 40: 239-243
- Singh A, Agarwal R A. 1994. Effect of three synthetic pyrethroids to a non-target fish, *Channa striatus* [J]. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 22: 237-240
- Sun R Y, Li B, Zhuge Y, Shang Y C. 1993. *General Ecology* [M]. Beijing: Higher Education Press. 22-23 (in Chinese)
- Teather K, Harris M, Boswell J, Gray M. 2001. Effects of Acrobat MZ and Tatto C on Japanese medaka (*Oryzias latipes*) development and adult male behavior [J]. *Aquatic Toxicology*, 51: 419-430
- Vallee B L, Ulmer D D. 1972. Biochemical effects of mercury, cadmium and lead [J]. *Annual Review of Biochemistry*, 41: 91-128
- Wang G Q, Fu C L, Li J X, Du Y L, Tong J. 2006. Circadian rhythms and different photoresponses of Clock gene transcription in the rat suprachiasmatic nucleus and pineal gland [J]. *Acta Physiologica Sinica*, 58: 359-364 (in Chinese)
- Xie L H, Xu Z R. 2003. The toxicity of heavy metal cadmium to animals and humans [J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 15: 376-381 (in Chinese)
- Yamamoto T. 1975. *Medaka (Killifish): Biology and Strains* [M]. Tokyo: Keigaku Pub. Co.
- Zhang Q Z, Chen Z D, Liu H Y. 2008. Effects of fenvalerate on the activities of antioxidant enzymes, and content of malondialdehyde (MDA) in pakchoi [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 507-512 (in Chinese)
- Zhang R, Fan W H, Tang G, Duan Y, Zhao C M. 2008. A preliminary study on joint toxic effects of Cd and Zn on *daphnia magna* [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 3: 286-290 (in Chinese)
- ### 中文参考文献
- 陈碧鹃, 陈民山. 1997. 氰戊菊酯、胺菊酯对海洋藻类、贝类的毒性研究 [J]. *中国水产科学*, 4: 51-55
- 郭莹莹, 翟毓秀, 张翠, 宁劲松, 王家林, 李敏. 2008. 不同形态镉在养殖对虾体内蓄积及其毒性的对比研究 [J]. *海洋水产研究*, 29: 34-40
- 贾广乐, 王众, 吴绍强, 林祥梅, 韩雪清, 刘建, 梅琳, 张旻. 2008. 镉诱导大鼠肾细胞凋亡及其机理的研究 [J]. *生态毒理学报*, 3: 268-273
- 李时银, 张晓昆, 冯建舫, 孙成, 王连生. 2002. 氰戊菊酯及代谢产物对土壤过氧化氢酶活性的影响 [J]. *中国环境科学*, 2: 154-157
- 孙儒泳, 李博, 诸葛阳, 尚玉昌. 1993. *普通生态学* [M]. 北京: 高等教育出版社. 22-23
- 王国卿, 傅春玲, 李建祥, 杜玉珍, 童建. 2006. 大鼠视交叉上核与松果体中 Clock 基因转录的昼夜节律性及不同光反应性 [J]. *生理学报*, 58: 359-364
- 谢黎虹, 许梓荣. 2003. 重金属镉对动物及人类的毒性研究进展 [J]. *浙江农业学报*, 15: 376-381
- 张清智, 陈振德, 刘红玉. 2008. 氰戊菊酯对小白菜抗氧化酶活性及丙二醛(MDA)含量的影响 [J]. *生态毒理学报*, 3: 507-512
- 张融, 范文宏, 唐戈, 段勇, 赵春梅. 2008. 水体中重金属镉和锌对大型蚤联合毒性效应的初步研究 [J]. *生态毒理学报*, 3: 286-290