

# 广西龙江突发性镉污染对鱼类影响及健康风险评估

王俊能<sup>1,2,3</sup>, 马千里<sup>1</sup>, 赵学敏<sup>1</sup>, 钟松雄<sup>2,3</sup>, 许振成<sup>1\*</sup>

1. 生态环境部华南环境科学研究所, 广东 广州 510530; 2. 中国科学院广州地球化学研究所, 广东 广州 510640;

3. 中国科学院大学, 北京 100049

**摘要:** 突发性镉污染事件能造成水体剧烈“瞬态污染”。鱼类对水体和底泥中镉的摄入吸收导致镉在鱼类组织器官中富集, 周边当地居民食用受镉污染的鱼类可能存在人体健康风险。以龙江突发性镉污染事件为例, 以不同类型鱼类为研究对象, 于2012年2月—2013年12月期间对广西龙江进行6次采样调查, 分析了不同食性和生活水层鱼类肌肉的镉含量以及基于污染指数法和健康风险评估模型研究其污染水平和健康风险。调查结果表明, 从不同时段看, 突发事件初期鱼类肌肉中镉含量均较高, 污染较严重, 其中杂食性鱼类污染指数在4.73—5.65之间, 底层鱼类污染指数在5.13—6.75之间, 在采取应急处置措施后以及流水冲刷稀释下鱼类肌肉对镉的累积量逐步降低; 根据食性排序, 不同食性鱼类肌肉的污染水平为: 杂食性>肉食性>草食性; 不同生活水层鱼类肌肉其排序为: 底层>中下层>中上层; 在健康风险方面, 受镉污染的杂食性鱼类和底层鱼类均分别相比于其他食性和水层的鱼类呈现出更大的健康风险值, 但除突发事件初期事件发生点附近的S5(风险值为 $9.03 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ )外, 其他各监测断面鱼类肌肉中镉的平均健康风险均未超过国际防辐射委员会(ICRP)推荐的污染物所致健康危害的个人年风险最大可接受值( $5.0 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ ), 因而当地居民摄食本次镉污染事件的鱼类的潜在健康风险很小, 但在突发事件初期应重视人们食用含镉杂食性鱼类和底层鱼类的健康风险。

**关键词:** 镉; 鱼类; 突发污染; 健康风险评估; 龙江

**DOI:** 10.16258/j.cnki.1674-5906.2019.05.014

**中图分类号:** X171.5; X820.4; X826

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1674-5906(2019)05-0974-09

**引用格式:** 王俊能, 马千里, 赵学敏, 钟松雄, 许振成, 2019. 广西龙江突发性镉污染对鱼类影响及健康风险评估[J]. 生态环境学报, 28(5): 974-982.

WANG Junneng, MA Qianli, ZHAO Xuemin, ZHONG Songxiong, XU Zhencheng, 2019. Influence of emergent cadmium pollution on fish species and health risk assessment in Longjiang River in Guangxi Autonomous Region[J]. Ecology and Environmental Sciences, 28(5): 974-982.

重金属污染物在环境中难以降解, 它一旦进入环境, 就会随着食物链发生转移、累积并富集到更高营养级的生物体内, 出现生物放大的现象(Komjarova et al., 2014; Weber et al., 2013; 谢文平等, 2014)。鱼类作为人类食用的主要水产品, 富含对人体健康有益的高蛋白、低饱和脂肪酸和奥米伽脂肪酸等, 是人体蛋白质补充的重要来源(Sinha et al., 2011)。重金属沿着食物链的生物累积作用会导致生态系统破坏与人体健康风险, 尤其是摄入了受重金属污染的鱼类超过允许日均推荐摄入量时, 将存在较大的人体健康风险(Kaneko et al., 2007; Ahmad et al., 2010)。基于镉具有的高累积性、高毒性和致癌性而对人类健康造成威胁, FAO/WHO 食品添加剂联合专家委员会提出镉的周允许摄入量限值为  $7 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  (刘潇威等, 2007)。

突发性镉污染事件可引起河流剧烈“瞬态污

染”, 危害水生态环境, 同时威胁人类健康及生命财产安全。2012年1月13日广西龙江河发生了突发性镉污染事件, 龙江部分河段超过《地表水环境质量标准》III类水质标准约几十倍(Zhao et al., 2018)。应急时采取了化学沉淀法措施, 大量含镉絮体沉积到河床底部。鱼类能通过呼吸、摄食等途径从水体和沉积物中吸收累积镉(Yilmaz et al., 2007; Zhao et al., 2012)。其中底层鱼类通过摄食底栖生物等途径累积了重金属镉, 由此影响不同水层和不同食性栖生物鱼类对镉的吸收摄取行为以及相应地风险转移。

本研究以广西龙江水系鱼类为研究对象, 分析突发事件对鱼类重金属镉含量的分布特征, 研究镉在不同鱼类体内的污染水平和积累特征, 评估当地居民通过摄食鱼类的镉污染健康风险, 以期对突发性重金属镉污染事件后人们食用鱼类的安全性评

**基金项目:** 环境保护公益性行业科研专项(201309049); 中央级公益性科研院所基本科研业务专项(PM-zx703-201803-055)

**作者简介:** 王俊能(1984年生), 男, 博士, 主要研究方向为环境风险管理。E-mail: wangjunneng@scies.org

\*通信作者, E-mail: xuzhencheng@scies.org

**收稿日期:** 2018-09-02

估提供科学依据和理论指导。

## 1 材料与方法

### 1.1 龙江概况和鱼类资源的分布及组成

2012年2月、3月、7月、12月以及2013年8月、12月6次鱼类资源调查中采集到的鱼类种数分别为37种、65种、76种、67种、54种、41种，共采集鱼类样品种类115种，占柳江流域历史记录170种的68%。根据龙江概况和污染状况，将龙江污染河段划分为上游、中游水质重污染段(中游1)、中游沉积物重污染段(中游2)、中游可能受污染影响段(中游3)、下游，具体采样点如图1所示。并对各调查江段的鱼类组成按照目级水平划分，其中上游，中游1，中游2，中游3和下游分别采集鱼类38种、60种、57种、50种、70种，各鱼类参见表1。

### 1.2 鱼类采集和保存

鱼类的采集采用渔船现场捕捞和当地集镇市场购买相结合的方法，鱼类大小均适中，所获取的鱼类快速储存于4℃冰箱。鱼类鉴定主要参照《中国动物志·硬骨鱼纲鲤形目(中卷)》、《珠江鱼类志》、《广西淡水鱼类志》、《珠江水系渔业资源》。

### 1.3 龙江鱼类样品处理和分析

将采集的鱼类样品肌肉组织进行切片分析与重金属分析，准确称取鱼类样品1.0000g到聚四氟乙烯试管中，加入20mL HNO<sub>3</sub>静置过夜后，于石

墨消解炉(PE50-48)中逐步升温至120℃并持续加热2h，待取出的聚四氟乙烯试管充分冷却后即加入3—5mL HClO<sub>4</sub>使样品完全溶解，并加入5mL HNO<sub>3</sub>继续加热至溶液剩余约1mL，转移至25mL比色管中。定容并摇匀后，随即利用一次性针筒抽取约10mL溶液通过0.25μm聚醚砜过滤，Cd浓度的分析测定采用原子吸收分光光度计(PEAAAnalyst 800)。并设置3组平行和标准物质(GBW-10020)进行质量控制，其加标回收率范围为89.12%—109.10%，符合重金属分析质量控制的相关要求。

### 1.4 污染指数法

污染指数法(PI)主要用于评价水体(Liu et al., 2011)、沉积物和土壤(Effendi, 2016; Sahand et al., 2017)的污染状况，王兆群等(2013)提出污染指数法被应用于评价鱼类受Cd污染状况，其计算公式为：

$$PI=C/S \tag{1}$$

式中，C为鱼体内重金属Cd实测值平均含量；S为重金属Cd的评价标准。其中，根据国家食品安全标准《食品中污染物限量》(GB 2762—2017)鱼重金属Cd污染程度评价标准，S为鱼类镉的限制指标，为0.1mg·kg<sup>-1</sup>。评价标准为：体内PI<0.2为正常背景水平；0.2≤PI<0.6为轻污染水平；0.6≤

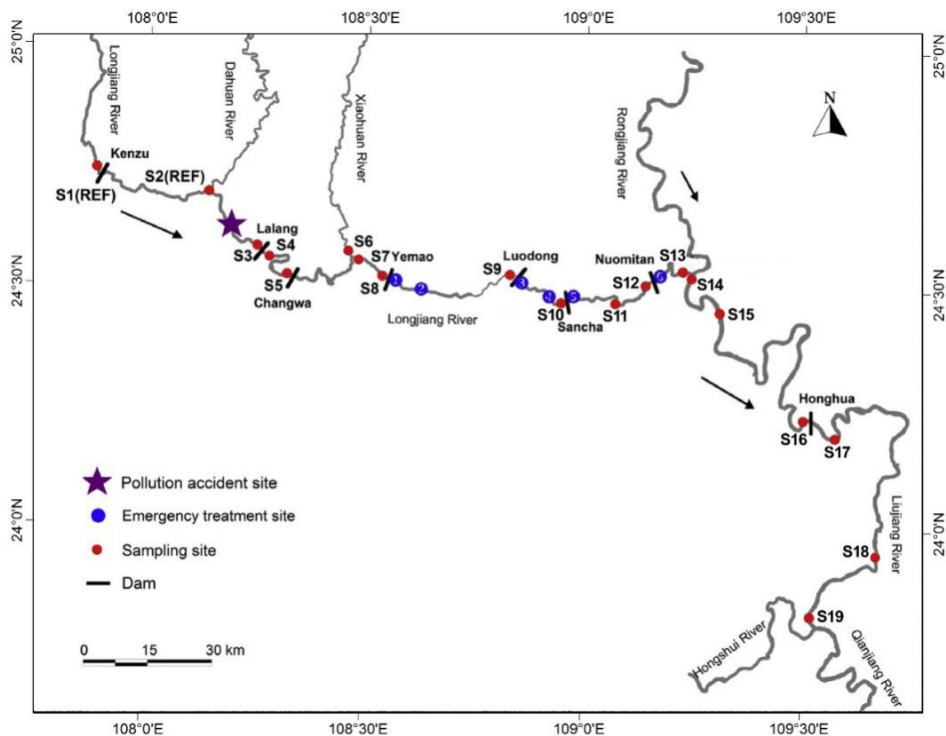


图1 龙江采样布点图

Fig. 1 Sampling plan of Longjiang River

表1 龙江鱼类和样品数  
Table 1 The fish species of Longjiang and the number of fish samples

鱼类 Fish species	拉丁名 Latin name	生活水层 Water layer	食性 Feeding habit	样品数 Number	鱼类 Fish species	拉丁名 Latin name	生活水层 Water layer	食性 Feeding habit	样品数 Number
河虾	<i>Macrobranchium nipponense</i>	middle bottom	omnivorous	1	伍氏半餐	<i>Hemiculterella wui</i>	middle upper	omnivorous	7
鲮鱼	<i>Rhodeinae</i>	demersal	omnivorous	1	长鳍光唇鱼	<i>Acrossocheilus longipinnis</i>	middle bottom	herbivorous	2
美丽沙鳅	<i>Botia pulchra</i>	demersal	omnivorous	3	马口鱼	<i>Opsariichthys bidens</i>	middle upper	carnivorous	9
大斑薄鳅	<i>Leptobotia pellegrini</i>	demersal	omnivorous	4	沙塘鳢	<i>Odontobutis obscurus</i>	demersal	carnivorous	2
瓦氏黄颡鱼	<i>Pelteobagrus vachelli</i>	demersal	omnivorous	2	斑鲶	<i>Mystus guttatus</i>	demersal	carnivorous	29
壮体沙鳅	<i>Botia robusta</i>	demersal	omnivorous	4	鲶	<i>Silurus spp</i>	middle bottom	carnivorous	8
光唇鱼	<i>Acrossocheilus fasciatus</i>	middle bottom	herbivorous	1	拟细鲫	<i>Nicholsicypris normalis</i>	middle bottom	omnivorous	1
黑鳍	<i>Sarcocheilichthys nigripinnis</i>	demersal	omnivorous	1	四须盘	<i>Discogobio tetrabarbatus</i>	demersal	omnivorous	13
南方大口鲶	<i>Silurus meridionalis</i>	demersal	carnivorous	1	鲤鱼	<i>Cyprinus carpio</i>	demersal	omnivorous	46
翘嘴红鲌	<i>Erythroculter ilishaeformis</i>	middle upper	carnivorous	5	倒刺	<i>Spinibarbus denticulatus denticulatus</i>	middle bottom	omnivorous	17
泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	demersal	omnivorous	13	大眼鳊	<i>Siniperca kneri</i> Garman	demersal	carnivorous	31
银鲴	<i>Xenocypris argentea</i>	middle bottom	omnivorous	2	虎鱼	<i>Ctenogobiusgiurinus</i>	demersal	carnivorous	1
子陵吻 虎鱼	<i>Rhinogobius giurinus</i>	demersal	carnivorous	4	餐鱼	<i>Hemiculter leucisculus</i>	middle upper	omnivorous	28
三角鲂	<i>Megalobrama terminalis</i>	middle bottom	omnivorous	1	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	middle bottom	herbivorous	30
月鳢	<i>Channa asiatica</i>	demersal	omnivorous	1	埃及革胡子鲶	<i>Egyptian catfish</i>	demersal	omnivorous	4
美丽小条鳅	<i>Micronemacheilus pulcher</i>	demersal	herbivorous	2	蛇	<i>Saugogobio dabryi</i>	middle bottom	omnivorous	1
卷口鱼	<i>Ptychidio jordani</i> Myers	demersal	omnivorous	52	斑鳊	<i>Siniperca scherzeri</i>	middle upper	carnivorous	23
	<i>Acheilognathus</i>	middle upper	omnivorous	2	赤眼鱧	<i>Squaliobarbus curriculus</i>	middle bottom	omnivorous	12
江黄颡鱼	<i>Pseudobagrus vachelli</i>	demersal	omnivorous	1	须鲫	<i>Carassioides cantonensis</i>	middle bottom	omnivorous	14
海南似	<i>Toxabramis houdemeri</i>	middle bottom layer	omnivorous	3	罗非鱼	<i>Oreochromis mossambicus</i>	demersal	omnivorous	49
禾花鲤	<i>Procypris merus</i>	demersal	omnivorous	2	鲇	-	demersal	carnivorous	2
宽鳍	<i>Zacco platypus</i>	demersal	omnivorous	1	斑鳢	<i>Channa maculata</i>	demersal	carnivorous	2
大鳍	<i>Mystus macropterus</i>	demersal	carnivorous	4	南方拟餐	<i>Pseudohemiculter dispar</i>	middle upper	omnivorous	12
大刺鳅	<i>Mastacembelus armatus</i>	demersal	omnivorous	26	北江光唇鱼	<i>Acrossocheilus beijiangensis</i>	demersal	omnivorous	20
银	<i>Squalidus argentatus</i>	middle bottom	omnivorous	4	青鱼	<i>Mylopharyngodon piceus</i>	middle bottom	carnivorous	3
白鱼仔	<i>Tullibee</i>	middle upper	omnivorous	2	鲮鱼	<i>Cirrhinus molitorella</i>	demersal	omnivorous	1
大眼华鳊	<i>Sinibrama macrops</i>	middle bottom	omnivorous	21	暗色唇鲮	<i>Semilabeo obscurus lin</i>	demersal	omnivorous	1
粗唇鲮	<i>Leiocassis crassilabris</i>	demersal	omnivorous	42	棒花鱼	<i>Abbottina rivularis</i>	demersal	carnivorous	1
黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	demersal	omnivorous	45	唇鱼骨	<i>Hemibarbus labeo</i>	middle bottom	omnivorous	1
大眼卷口鱼	<i>Ptychidio macrops</i>	middle bottom	omnivorous	4	大眼红	<i>Erythroculter hypselonotus</i>	middle upper	carnivorous	4
三角鲤	<i>Cyprinus multitaeniata</i>	middle bottom	omnivorous	3	光倒刺	<i>Spinibarbus hollandi</i>	middle bottom	omnivorous	2
海南华鳊	<i>Sinibrama melrosei</i>	middle bottom	omnivorous	13	白甲鱼	<i>Onychostoma sima</i>	demersal	omnivorous	3
东方墨头鱼	<i>Garra orientalis</i>	middle bottom	omnivorous	3	南方白甲鱼	<i>Onychostoma gerlachi</i>	demersal	herbivorous	1
大口鲶	<i>Silurus soldatovi meridionalis</i> Chen	demersal	carnivorous	2	窄条光唇鱼	<i>Acrossocheilus stenotaeniatus</i>	demersal	omnivorous	2
鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	demersal	omnivorous	48					

PI<1.0 为中污染水平；PI>1.0 为重污染水平，即重金属含量超标（谢文平等，2017）。

### 1.5 水产品健康风险评价模型

鱼类健康风险评价模型主要基于当地居民主要暴露于镉的途径为摄食，经食物摄入途径暴露的长期日摄入量可按下式计算：

$$CDI_f = \frac{C_f \times I_f \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2)$$

其中， $CDI_f$ 为摄食含镉水产品的单位体重日均镉暴露剂量， $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ ； $C_f$ 为水产品中镉的浓度， $mg \cdot kg^{-1}$ ； $I_f$ 为食用量，为  $0.024 kg \cdot d^{-1}$ （王俊能等，2017）； $EF$ 为暴露频率，取  $350d \cdot a^{-1}$ （US EPA, 2005）； $ED$ 为耐受年限，为  $70 a$ （US EPA, 2005）； $BW$ 为体重， $55.9 kg$ （陈玉柱等，2016）； $AT$ 为平均暴露时间，为  $70 \times 365 d$ 。

人群暴露于一定剂量的重金属镉后，镉对人体可产生致癌和非致癌效应，具体计算公式分别如下：

#### (1) 致癌风险

$$R_f^c = [1 - \exp(-CDI_f \times SF)] / L \quad (3)$$

式中， $R_f^c$ 为摄食含镉水产品导致的平均个人致癌年风险， $a^{-1}$ ； $SF$ 为镉的致癌强度系数， $mg^{-1} \cdot (kg \cdot d)^{-1} \cdot d^{-1}$ ； $L$ 为人均寿命， $a$ 。

#### (2) 非致癌风险

$$R_f^n = (CDI_f \times 10^{-6} / RfD) / L \quad (4)$$

式中， $R_f^n$ 为摄食含镉水产品导致的平均个人非致癌年风险， $a^{-1}$ ； $RfD$ 为镉的非致癌参考剂量， $mg \cdot (kg \cdot d)^{-1}$ ； $L$ 为人均寿命， $a$ 。

依据 US EPA 的资料显示，镉的  $SF$  和  $RfD$  分别为  $6.1 [mg \cdot (kg \cdot d)^{-1}]^{-1}$  和  $0.001 mg \cdot kg^{-1}$ 。且基于广西居民膳食营养状况调查研究表明，人均摄入水产品量为  $24 g \cdot d^{-1}$ ，标准体重为  $55.9 kg$ 。

综合上述（1）和（2），摄食含镉水产品导致人体产生的总健康风险可表示为：

$$TR_f = R_f^c + R_f^n \quad (5)$$

根据 US EPA 的规定，最大可接受风险值的标准为  $1.0 \times 10^{-4} \cdot a^{-1}$ ，而国际辐射防护委员会（ICRP）为  $5.0 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ 。

### 1.6 数据分析

运用 SPSS 19.0 进行数据统计分析，其中单因

素方差分析时，当  $P < 0.05$ ，为差异显著。数据绘图主要运用 Origin 8.1。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同时期各河段鱼类镉含量分布和镉污染指数

鱼类摄取的镉进入体内有通过肠的食物消化和通过鳃的水吸收两种途径（Ciardullo et al., 2008; Cresswell et al., 2014）。据研究报道，除摄取途径（即食物与水），鱼体内对重金属累积量与暴露强度和持续时间密切相关（Dang et al., 2009）。由表 2 和图 2 可知，2012 年 2 月—2012 年 7 月期间，鱼类肌肉镉的含量处于轻度污染至重度污染水平范围。其中上游背景点（S1 和 S2 点）以及柳江下游（S18、S19）鱼类肌肉均受到不同程度镉污染，这可能与污染河段中的鱼类受到胁迫后往较为清洁的水域迁移有关。在此期间龙江中游鱼类肌肉处于重污染水平，如 2012 年 2 月、3 月和 7 月分别有 80%、86% 和 93% 点位鱼类肌肉处于重污染水平，表明镉污染扩散后，鱼类可能由于受镉污染胁迫迁移到其他河段。同样，表明鱼类对镉污染具有一定的累积效应而产生鱼类污染滞后于水污染现象。相反，2012 年 12 月调查结果显示，龙江河段鱼类肌肉镉含量大幅度下降，仅靠近污染源的 S2 点位和下游 S14—S19 污染较严重，其他河段基本处于轻污染水平。这可能与经过洪水期河水的冲刷稀释以及泥沙的携带迁移作用，整个龙江河段和下游柳江河段水环境中镉浓度总体上进一步降低有关。2013 年 8 月鱼类肌肉镉含量水平则出现轻度反弹现象，此时 70% 的点位呈现中污染水平；而 2013 年 12 月，整个龙江鱼类肌肉镉污染水平处于正常背景水平，鱼类镉含量逐渐回归背景水平。

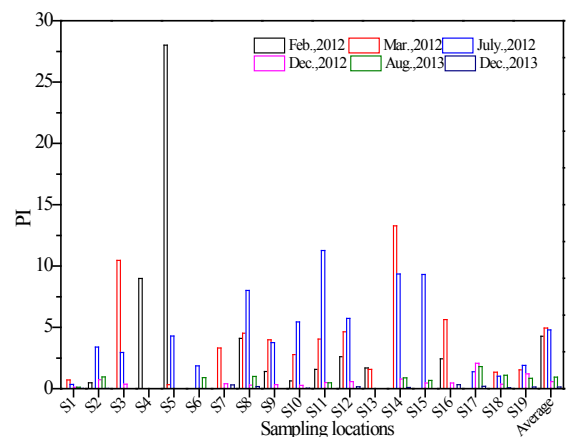


图 2 不同时段各河段鱼类的 Cd 污染指数  
Fig. 2 Pollution indexes of Cd in fish in different sections

通过与其他水体镉污染进行对比可知（表 3），尼日利亚卡拉巴尔河由于大量工业污水排放引起

表 2 不同站点和不同的调查时段, 样品数量和 Cd 含量分布范围  
Table 2 Cd in fish in different sections and in different periods for different fish species

ID	Feb., 2012			Mar., 2012			July, 2012			Dec., 2012			Aug., 2013			Dec., 2013		
	Quantity/ n	Range/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Mean/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Quantity/ n	Range/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Mean/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Quantity/ n	Range/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Mean/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Quantity/ n	Range/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Mean/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Quantity/ n	Range/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Mean/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Quantity/ n	Range/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Mean/ (mg·kg <sup>-1</sup> )
S1				10	0.011–0.25	0.071 2	13	0.008 5–0.073	0.033 5	19	0.000 6–0.064	0.011 3	9	0.004 8–0.021	0.010 6	4	0.000 15–0.003 3	0.002 4
S2	5	0.006 1–0.15	0.048 2				9	0.02–1.1	0.339 0	13	0.005 1–0.28	0.073 3	4	0.006 5–0.22	0.096 4	3	0.000 05–0.002 3	0.001 4
S3				15	0.34–3.2	1.046 0	27	0.016–0.93	0.294 5	9	0.005–0.15	0.037 2						
S4	9	0.11–2.9	0.898 9															
S5	1	2.8	2.800 0	1	0.032	0.032 0	11	0.033–1.1	0.428 9									
S6							2	0.18–0.19	0.185 0				12	0.000 34–0.26	0.090 3			
S7				6	0.007 3–0.98	0.331 7				11	0.003 7–0.12	0.041 3				4	0.000 05–0.063	0.030 6
S8	1	0.41	0.410 0	3	0.022–1.3	0.453 0	14	0.029–2.3	0.800 4	10	0.000 9–0.078	0.027 5	7	0.021–0.25	0.099 4	6	0.002 3–0.081	0.018 4
S9	1	0.14	0.140 0	8	0.2–0.79	0.397 5	19	0.014–1.1	0.376 1	4	0.007 1–0.089	0.031 9						
S10	2	0.026–0.1	0.063 0	7	0.026–0.83	0.276 6	12	0.065–1.3	0.543 8	6	0.004 1–0.081	0.025 8				5	0.000 05–0.009 1	0.004 3
S11	4	0.006 2–0.5	0.156 6	6	0.011–1.1	0.403 8	9	0.47–1.5	1.125 6	8	0.009 6–0.26	0.049 6	2	0.012–0.081	0.046 5			
S12	5	0.11–0.5	0.260 0	4	0.19–1.0	0.462 5	3	0.23–0.79	0.573 3	17	0.000 05–0.27	0.056 6				6	0.004 1–0.033	0.015 8
S13	4	0.091–0.35	0.169 3	8	0.023–0.35	0.156 5												
S14				9	0.082–9.5	1.327 2	39	0.008 6–2.4	0.935 1	20	0.001 5–0.24	0.077 9	18	0.005 2–0.47	0.088 2	7	0.000 7–0.024	0.010 4
S15							8	0.03–3.6	0.931 3	15	0.011–0.2	0.045 5	13	0.007 6–0.21	0.067 9			
S16	4	0.14–0.5	0.242 5	4	0.08–1.8	0.562 5				11	0.001 5–0.23	0.046 0				4	0.002 2–0.066	0.032 9
S17							8	0.005 5–0.81	0.136 8	3	0.098–0.26	0.206 0	15	0.014–0.5	0.179 5	2	0.001 4–0.039	0.020 2
S18				4	0.012–0.48	0.133 8	19	0.001 5–0.51	0.101 9	15	0.000 11–0.09	0.035 9	11	0.014–0.4	0.110 0	6	0.001 2–0.029	0.007 9
S19				9	0.025–0.4	0.152 6	27	0.002 3–0.7	0.189 3	26	0.003–0.86	0.120 6	15	0.005 4–0.32	0.085 4	9	0.006 1–0.036	0.012 5
sum	36	0.006 1–2.9	0.427 2	94	0.007 3–9.5	0.495 0	220	0.001 5–3.6	0.478 7	187	0.000 05–0.86	0.058 4	106	0.000 34–0.5	0.094 4	56	0.000 05–0.081	0.013 7

表 3 河和湖的鱼类、水质和底泥的 Cd 含量

Table 3 The content of fish, water and sediment in rivers and lakes

国家 Country	河、湖和江 River or Lake	采样点/时段 Sample section/Period	鱼类 Cd 含量 Cd content of fish species	水体 Cd 浓度 Cd concentration of water	底泥 Cd 含量 Cd content of sediment	参考文献 Reference
Kenya	Lake Naivasha	Lake Naivasha/Late Mar. to late Jun. 2010	Carp: 1.06–1.73 mg·kg <sup>-1</sup>	<10.00–10.06 μg·L <sup>-1</sup>	1.18–5.58 mg·kg <sup>-1</sup>	Mutia et al., 2012
Nigeria	New Calabar River	Iwofe/Aug. to Nov. 2012	Epinephelus aeneus: 4.1 mg·kg <sup>-1</sup> ; Lobotes surinamensis: 3.3 mg·kg <sup>-1</sup> ; Lutjanus goreensis: 2.1 mg·kg <sup>-1</sup> ; Callinectes amnicola: 3.6 mg·kg <sup>-1</sup> ; Chrysichthys nigroditatus: 1.8 mg·kg <sup>-1</sup>	0.1 μg·L <sup>-1</sup>	0.4 mg·kg <sup>-1</sup>	Vincent-Akpu et al., 2014
Scotland	Loch Craignish	The whole 8.8km-long Loch Craignish/Spring and winter of 2000	Salmon: 0.265 mg·kg <sup>-1</sup>	0.01–0.07 μg·L <sup>-1</sup>	≤3.5 mg·kg <sup>-1</sup>	Rebecca et al., 2007
China (this study)	Longjiang River, Guangxi	Longjiang River Kenzu to Liujiang River/Feb. 2012 to Dec. 2013	At the early stage of the pollution event, the average cd contents in fish muscle in Feb, Mar. and Jul. are 0.427 2, 0.495 0, 0.478 7 mg·kg <sup>-1</sup> respectively	≤45.10 μg·L <sup>-1</sup>	≤50.4 mg·kg <sup>-1</sup> ; reached 1 023.7 mg·kg <sup>-1</sup> at special points	Wang et al., 2019



的水体和底泥镉污染在未采取应急措施的情况下造成鱼类对镉的大量累积富集 (Mutia et al., 2012); 而肯尼亚奈瓦沙湖的水体和底泥镉含量虽然较低, 但鱼类镉含量高出龙江鱼类 2—3 倍 (Vincent-Akpu et al., 2014); 苏格兰克雷格尼什湾水体和底泥镉含量分别为龙江的 0.01 倍以上和 0.1 倍以上, 但鱼类含量却约为龙江的 0.5 倍 (Rebecca et al., 2007)。Obasohan 等 (2008) 研究表明不同监测站点在不同时期 (尤其是干季和雨季) 对鱼类和水体的重金属污染水平差异较大, 说明了增大河流量可减缓水体和鱼类重金属污染水平。

2.2 不同鱼类污染指数及污染级别

研究表明, 不同食性鱼类肌肉对镉的累积能力不同, 其中累积能力较强的鱼类其肌肉污染程度相对较重 (孙笑川, 2016)。由图 3a 可知, 2012 年 2 月—2012 年 7 月草食性、肉食性、杂食性鱼类肌肉均处于重污染水平, 其中杂食性鱼类肌肉污染最为严重, 污染指数在 4.73—5.65 之间, 可能是由于杂食性鱼类分布于多种营养级中且能够摄食底泥 (Tan et al., 2011)。2012 年 12 月草食性、杂食性鱼类肌肉镉污染处于轻污染水平; 2012 年 12 月和 2013 年 8 月调查结果显示, 肉食性鱼类肌肉镉污染仍呈现中污染水平状态。而 2013 年 12 月调查结果表明, 杂食性鱼类肌肉中镉污染水平下降至正常背景水平, 肉食性鱼类肌肉出现未污染现象。

由图 3b 可知, 2012 年 2 月—2012 年 7 月中上层、中下层和底层鱼类肌肉均处于重污染水平, 其中底层鱼类肌肉污染最严重, 污染指数在 5.13—6.75 之间, 这可能与不同生活水层鱼类栖息环境、摄食习惯不同有关 (Cresswell et al., 2014; Ciardullo et al., 2008)。2012 年 12 月中上层、中下层和底层鱼类肌肉镉污染明显降低, 中上层和中下层鱼类肌

肉处于轻污染水平, 底层鱼类肌肉镉污染处于中污染水平; 2013 年 8 月, 鱼类肌肉中镉污染水平有所上升, 其中底层鱼类肌肉镉污染处于重污染水平, 中上层和中下层鱼类肌肉处于轻污染水平; 到 2013 年 12 月, 底层和中上层鱼类肌肉中镉污染水平下降至正常背景水平。

2.3 鱼类镉健康风险评价

由图 4 可知, 2012 年 2 月—2013 年 12 月调查期间, 各监测断面鱼类肌肉中镉的平均健康风险均未超过 US EPA 规定的最大可接受风险值  $1.0 \times 10^{-4} \cdot a^{-1}$ 。即使以国际防辐射委员会 (ICRP) 推荐的污染物所致健康危害的个人年风险最大可接受值 ( $5.0 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ ) 为衡量标准, 也仅 2012 年 2 月份的 S5 监测断面超标 (风险值为  $9.03 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ )。这表明当地居民如果摄食这些鱼类暴露镉的潜在健康风险很小。

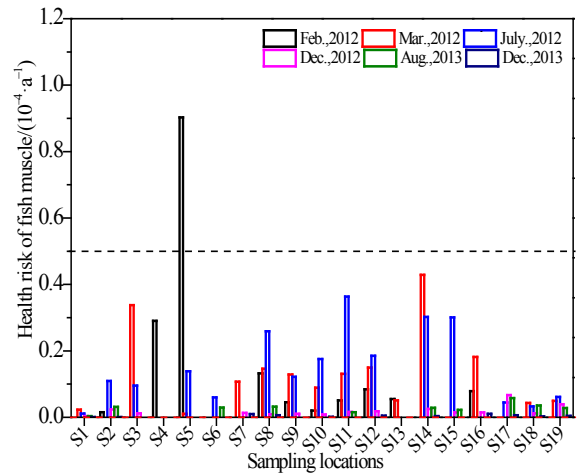


图 4 不同时期各河段鱼类镉的风险值  
Fig. 4 Health risk value of Cd in fish in different sections from February 2012 to December 2013

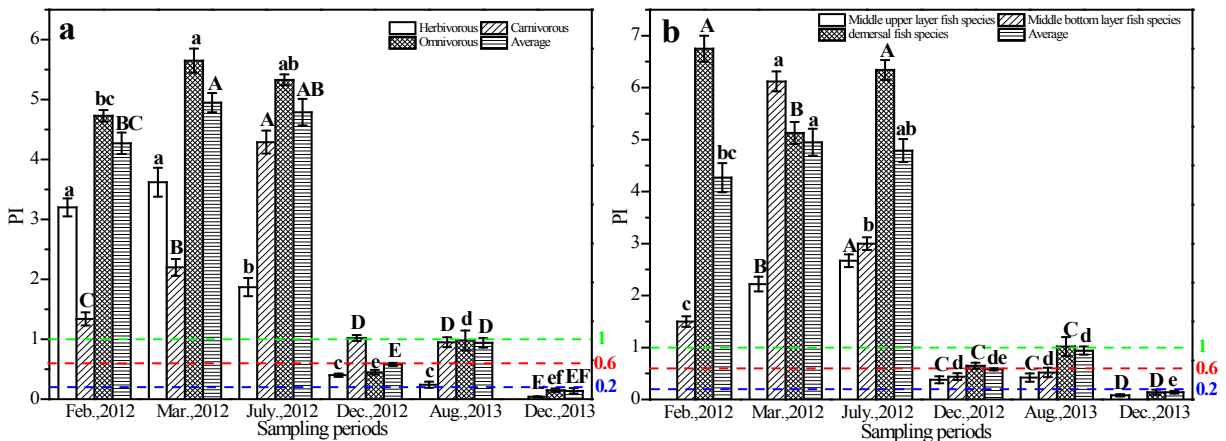


图 3 不同时期不同食性鱼类和不同水层鱼类肌肉的镉污染级别

Fig. 3 Cadmium concentration of fish species, different tissues of fish with different feeding habits and different tissues of fish with different living water layer in different stages

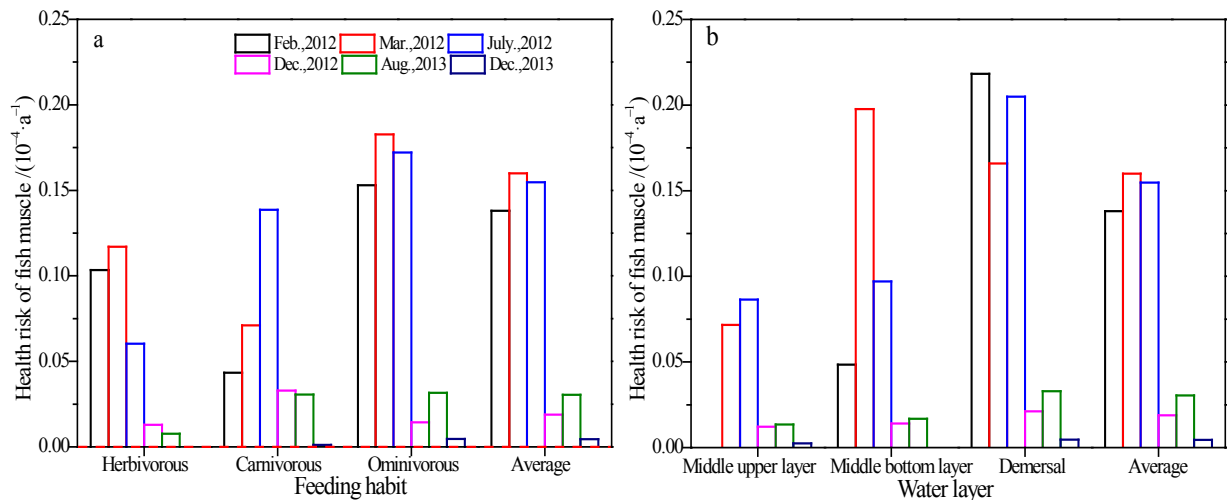


图5 2012年2月—2013年12月不同食性不同生活和水层鱼类镉的健康风险值

Fig. 5 Health risk value of Cd in fish with different feeding habits and different living water layer from February 2012 to December 2013

由图 5a 可知, 6 次调查结果中杂食性鱼类的镉健康风险值均大于草食性和肉食性鱼类, 这可能其所处食物链的位置以及代谢能力等多种因素有关。由图 5b 可知, 相比于中上层和中下层鱼类, 底层鱼类的镉健康风险值均较大, 其中 2012 年 2 月、3 月和 7 月这前 3 次调查更为明显。突发性镉事件初期剧烈“瞬态污染”增加了鱼类肌肉的健康风险值, 其中潜在的风险健康值较大的鱼类主要表为杂食性鱼类和底层鱼类。这与 Croisetière et al. (2006) 研究报道一致, 表明镉在鱼类的累积大部分来源于肠的食物消化。其中底层鱼类的健康风险值较高, 可能是在突发镉污染事件发生时, 应急投放化学试剂聚合氯化铝 (PAC) 的措施下, 大量含镉絮体沉积在河床底部, 由此造成底层鱼类含量较高。此外, 杂食性鱼类相比于肉食性和草食性鱼类的健康风险值高同样可能与杂食性鱼类对镉含量较高的底泥的摄入有关。因此, 在本次镉污染事件初期应重视人们食用含镉杂食性鱼类和底层鱼类的健康风险。

### 3 结论

(1) 从不同时段看, 突发事件初期剧烈“瞬态污染”使得鱼类肌肉中镉含量均较高, 污染较为严重; 在采取应急处置措施后以及流水冲刷稀释下鱼类肌肉对镉的累积量逐步降低, 鱼类肌肉中镉污染水平下降至正常背景水平。

(2) 不同食性、不同生活水层鱼类肌肉镉含量不同, 其中杂食性鱼类和底层鱼类肌肉污染最严重。

(3) 在健康风险方面, 受镉污染的杂食性鱼类和底层鱼类均分别相比于其他食性和水层的鱼类

呈现出更大的镉健康风险值, 但本次镉污染事件除突发事件初期事件发生点附近的 S5 (风险值为  $9.03 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ ) 外, 其他各监测断面鱼类肌肉中镉的平均健康风险均未超过国际防辐射委员会 (ICRP) 推荐的污染物所致健康危害的个人年风险最大可接受值 ( $5.0 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ )。当地居民摄食本次镉污染事件的鱼类的潜在健康风险很小, 但在突发事件初期应重视人们食用杂食性鱼类和底层鱼类的健康风险。

### 参考文献:

- AHMAD M K, ISLAM S, RAHMAN S, et al., 2010. Heavy metals in water, sediment and some fishes of Buriganga river, Bangladesh [J]. *International Journal of Environmental Research*, 4(2): 321-332.
- CIARDULLO S, AURELI F, CONI E, et al., 2008. Bioaccumulation potential of dietary arsenic, cadmium, lead, mercury, and selenium in organs and tissues of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) as a function of fish growth [J]. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 56(7): 2442-2451.
- CRESSWELL T, SIMPSON S L, SMITH R E W, et al., 2014. Bioaccumulation and retention kinetics of cadmium in the freshwater decapod *Macrobrachium australiense* [J]. *Aquatic Toxicology*, 148: 174-183.
- CROISIETIÈRE L, HARE L, TESSIER A, 2006. A field experiment to determine the relative importance of prey and water as sources of As, Cd, Co, Cu, Pb, and Zn for the alderfly *Sialis velata* [J]. *Environmental Science and Technology*, 40(3): 873-879.
- DANG F, WANG W X, 2009. Assessment of tissue-specific accumulation and effects of cadmium in a marine fish fed contaminated commercially produced diet [J]. *Aquatic Toxicology*, 95(3): 248-255.
- EFFENDI H, 2016. River water quality preliminary rapid assessment using pollution index [J]. *Procedia Environmental Sciences*, 33: 562-567.

- KANEKO J J, RALSTON N V, 2007. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north pacific near Hawaii [J]. *Biological Trace Element Research*, 119(3): 242-254.
- KOMJAROVA I, BURY N R, 2014. Evidence of common cadmium and copper uptake routes in Zebrafish *Danio rerio* [J]. *Environmental Science and Technology*, 48(21): 12946-12951.
- LIU S G, LOU S, KUANG C P, et al., 2011. Water quality assessment by pollution-index method in the coastal waters of Hebei Province in western Bohai Sea, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10): 2220-2229.
- MUTIA T M, VIRANI M Z, MOTURI W N, et al., 2012. Copper, lead and cadmium concentrations in surface water, sediment and fish, *C. Carpio*, samples from Lake Naivasha: effect of recent anthropogenic activities [J]. *Environmental Earth Science*, 67(4): 1121-1130.
- OBASOZHAN E E, EGUAVOEN O I, 2008. Seasonal variations of bioaccumulation of heavy metals in a freshwater fish (*Erpetochthys calabaricus*) from Ogbia River, Benin City, Nigeria [J]. *Indian Journal of Animal Research*, 42(3): 171-179.
- REBECCA J D, TRACY M S, KENNETH D B, 2007. Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey [J]. *Environment Pollution*, 145(1): 84-95.
- SAHAND J, ROHANGIZ M, NEEMAT J, et al., 2017. Pollution load index for heavy metals in Mian-Ab plain soil, Khuzestan, Iran [J]. *Data in Brief*, 15: 584-590.
- SINHA A K, KUMAR V, HPS M, et al., 2011. Non-starch polysaccharides and their role in fish nutrition: A review [J]. *Food Chemistry*, 127(4): 1409-1426.
- TAN Q G, WANG W X, 2011. Acute toxicity of cadmium in *daphnia magna* under different calcium and pH conditions: importance of influx rate [J]. *Environmental Science & Technology*, 45(5): 1970-1976.
- US EPA, 1997. *Exposure factors handbook* [R]. Washington DC: Office of Research and Development National Center for Environmental Assessment.
- US EPA, 2000. *Framework for ecological risk assessment (EPA/630/R-92/001)* [R]. Washington DC: US EPA.
- US EPA, 2005. *Guidelines for carcinogen risk assessment (EPA/630/P-03/001F)* [R]. Washington DC: US EPA.
- VINCENT-AKPU I F, YANADI L O, 2014. Levels of lead, iron and cadmium contamination in fish, water and sediment from Iwofe site on New Calabar River, Rivers State [J]. *International Journal of Extensive Research*, 3: 10-15.
- WEBER P, BEHR E R, KNORR C D L, et al., 2013. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river [J]. *Microchemical Journal*, 106: 61-66.
- YILMAZ F, ÖZDEMİR N, DEMIRAK A, et al., 2007. Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus* [J]. *Food Chemistry*, 100(2): 830-835.
- ZHAO S, FENG C H, QUAN W M, et al., 2012. Role of living environments in the accumulation characteristics of heavy metals in fishes and crabs in the Yangtze River Estuary, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6): 1163-1171.
- ZHAO X M, YAO L A, MA Q L, et al., 2018. Distribution and ecological risk assessment of cadmium in water and sediment in Longjiang River, China: Implication on water quality management after pollution accident [J]. *Chemosphere*, 194: 107-116.
- 陈玉柱, 唐振柱, 方志峰, 等, 2016. 广西五地区居民营养知识、膳食行为及影响因素分析[J]. *中国健康教育*, 32(1): 36-40.
- CHEN Y Z, TANG Z Z, FANG Z F, et al., 2016. Analysis on nutrition related knowledge, dietary status and influencing factors among residents in 5 regions of Guangxi [J]. *Chinese Journal of Health Education*, 32(1): 36-40.
- 郭春晶, 2013. 鄱阳湖区水环境及经济鱼类重金属污染特征研究[D]. 南昌: 南昌大学.
- GUO C J, 2013. Study on the pollution character of heavy metals in water environment and economic fishes from Poyang Lake [D]. Nanchang: Nanchang University.
- 刘潇威, 何英, 赵玉杰, 等, 2007. 农产品中重金属风险评估的研究与进展[J]. *农业环境科学学报*, 26(1): 15-18.
- LIU X W, HE Y, ZHAO Y J, et al., 2007. Risk assessments for heavy metals in agri-foods [J]. *Journal of Argo-Environment Science*, 26(1): 15-18.
- 孙笑川, 2016. 洞庭湖主要经济鱼类的镉、铅分布特征及食用风险评价[D]. 长沙: 中南林业科技大学.
- SUN X C, 2016. Distribution and edible risk assessment of Cadmium, Lead in main economic fishes from Dongting Lake, China [D]. Changsha: Central South University of Forestry and Technology.
- 王俊能, 马鹏程, 张丽娟, 等, 2017. 广西刁江野生鱼类重金属积累特征及其健康风险评价[J]. *环境科学*, 38(6): 2600-2606.
- WANG J N, MA P C, ZHANG L J, et al., 2017. Accumulation characteristics and health risk assessment of heavy metals in wild fish species from Diaojiang River, Guangxi [J]. *Environmental Science*, 38(6): 2600-2606.
- 王俊能, 赵学敏, 胡国成, 等, 2019. 广西龙江鱼类镉含量分布特征及生物积累特性分析[J]. *环境科学*, 40(1): 488-495.
- WANG J N, ZHAO X M, HU G C, et al., 2019. Distribution and bioaccumulation characteristics of cadmium in fish species from the Longjiang River in the Guangxi Autonomous Region [J]. *Environmental Science*, 40(1): 488-495.
- 王兆群, 肖扬, 2013. 洪泽湖鱼体内重金属含量调查[J]. *环境监控与预警*, 5(3): 47-50.
- WANG Z Q, XIAO Y, 2013. Survey of heavy metals in fish bodies of the Hongze Lake [J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 5(3): 47-50.
- 谢文平, 朱新平, 郑光明, 等, 2014. 广东罗非鱼养殖区水体和鱼体中重金属、HCHs、DDTs 含量及风险评价[J]. *环境科学*, 35(12): 4663-4670.
- XIE W P, ZHU X P, ZHENG G M, et al., 2014. Residues and health risk assessment of HCHs, DDTs and heavy metals in water and tilapias from fish ponds of Guangdong [J]. *Environmental Science*, 35(12): 4663-4670.
- 谢文平, 朱新平, 马丽莎, 等, 2017. 珠江三角洲 4 种淡水养殖鱼类重金属的残留及食用风险评价[J]. *生态毒理学学报*, 12(5): 294-303.



XIE W P, ZHU X P, MA L S, et al., 2017. Residues and safety evaluation of heavy metals in four species freshwater fish from fish

pond of Pearl River Delta [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 12(5): 294-303.

## Influence of Emergent Cadmium Pollution on Fish Species and Health Risk Assessment in Longjiang River in Guangxi Autonomous Region

WANG Junneng<sup>1,2,3</sup>, MA Qianli<sup>1</sup>, ZHAO Xuemin<sup>1</sup>, ZHONG Songxiong<sup>2,3</sup>, XU Zhencheng<sup>1</sup>

1. South China Institute of Environmental Science, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510530, China;

2. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China;

3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

**Abstract:** The transient water pollution as a result of emergent cadmium contamination leads to cadmium accumulation in the tissues and organs of fish species through intake of cadmium from the aqueous and sedimental environment. Dietary intake of these fish species, an essential part of a balanced diet, threaten the health of local residents. To examine the pollution levels and the health risks caused by emergent cadmium contamination, this study focused on the emergent cadmium contamination event in Longjiang River. Fish species residing in different water layers of Longjiang River with different feeding habits were sampled from February, 2012 to December, 2013 for six times in total, and cadmium concentrations in fish muscle were analyzed based on the pollution indexes and the health risk modelling method. Results showed that the cadmium concentrations in fish muscle at the early stage of this event were higher than those at other stages, indicating heavier pollution. At this stage, the pollution indexes of omnivorous and demersal fish species ranged from 4.73 to 5.65 and from 5.13 to 6.75 respectively. Cadmium concentrations gradually declined because of the implementation of urgent corrective actions and the flushing and dilution method. From the perspective of feeding habits, pollution levels of fish muscle followed the descending order of omnivorous>carnivorous>herbivorous. Meanwhile, pollution levels of fish species residing in different water layers decreased in the order of demersal>middle bottom layer>middle upper layer. Therefore, omnivorous and demersal fish species posed higher health risks of dietary cadmium intake compared with those residing in other water layers with other feeding habits. Except for the S5 point at the early stage of this event (risk value:  $9.03 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ ), all the average values of health risk at other sampling locations of the monitoring cross section were lower than  $5.0 \times 10^{-5} \cdot a^{-1}$ , the maximum acceptable value of contaminant-led health risks for a person per year specified by the International Commission on Radiological Protection (ICRP). This reveals that dietary intake of the fish species in this cadmium contamination event poses relative lower potential risks to the health of local residents, but health risks from the omnivorous or demersal fish species at the early stage deserve attention.

**Key words:** cadmium; fish species; emergent contamination; health risk assessment; Longjiang River