

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2019072902

陈明, 郑小俊, 陶美霞, 等. 桃江流域河流沉积物中重金属污染特征与风险评价[J]. 环境化学, 2020, 39(10): 2784-2791.

CHEN Ming, ZHENG Xiaojun, TAO Meixia, et al. Pollution characteristics and risk assessment of heavy metals in sediment from Taojiang River Basin[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(10): 2784-2791.

桃江流域河流沉积物中重金属污染特征与风险评价^{*}

陈 明^{**} 郑小俊 陶美霞 李凤果 胡兰文 师艳丽 刘友存

(江西理工大学江西省矿冶环境污染控制重点实验室, 赣州, 341000)

摘 要 桃江是赣江的重要支流之一, 是鄱阳湖重要入湖河流的一大水源. 桃江流域分布众多稀土矿点, 且具有独特的 W(钨)资源. 矿业、果业和畜牧业无序发展导致严重的重金属污染, 研究桃江流域的重金属污染现状能为鄱阳湖重金属污染控制提供科学依据. 为了研究钨矿区水体重金属污染现状, 于丰水期采集桃江全南段河流沉积物样品 12 个, 并测定沉积物中 8 种重金属(Cr、Cu、Zn、As、Cd、Pb、Hg 和 W)的质量分数; 采用双向层次聚类分析对沉积物中重金属来源进行分析, 采用富集系数法和生物毒性不利影响评价法对沉积物中重金属污染状况进行评价. 结果表明, 桃江流域沉积物 $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Hg})$ 和 $w(\text{W})$ 分别超过长江系沉积物背景值 2.1—263.2 倍、2.7—82.5 倍、2.4—30.2 倍; $w(\text{Zn})$ 、 $w(\text{Pb})$ 、 $w(\text{As})$ 、 $w(\text{Cu})$ 也略超过背景值, $w(\text{Cr})$ 未超过背景值. 沉积物中重金属的 EF(富集系数)大小顺序为 $\text{Cd} > \text{Hg} > \text{W} > \text{其他}(\text{Zn、Pb、As、Cu、Cr 的富集系数相差不大})$, Cd 和 Hg 为较强富集, Cr 无富集. $w(\text{Cd})$ 和 $w(\text{Hg})$ 高于可能效应浓度(probable effect concentration, PEC), 会对底栖动物产生危害, $w(\text{Cr})$ 低于 TEC(阈值效应浓度, threshold effect concentration), 对底栖动物不产生危害. 大吉山河和中滩的 $m\text{PEC-Q}$ (生物毒性不利影响)值处于 1—5 之间, 处于高风险状态. 研究结果表明, 桃江全南段的重金属污染治理应当重点加强对 Cd、Hg 和 W 这 3 种重金属的污染源控制与治理.

关键词 重金属, 钨, 沉积物, 生物毒性, 桃江.

Pollution characteristics and risk assessment of heavy metals in sediment from Taojiang River Basin

CHEN Ming^{**} ZHENG Xiaojun TAO Meixia LI Fengguo HU Lanwen
SHI Yanli LIU Youcun

(Jiangxi Key Laboratory of Mining & Metallurgy Environmental Pollution Control,
Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou, 341000, China)

Abstract: Taojiang River is one of the important tributaries of the Ganjiang River, which is an important inflow river of Poyang Lake. Many ore deposits of rare metals were distributed in the basin of Taojiang River. For example, tungsten, which is one of unique rare metal in this area. Immoderate development of the mining, fruit industries, and animal husbandry have resulted in serious heavy metal pollution, studying the characteristic of heavy metal pollution in the Taojiang River Basin is of great significance for protecting the water resources of Poyang Lake. In order to evaluate the status of heavy metal pollution in tungsten mines, 12 sediment samples from the Quannan section of the Taojiang River were collected during the flood season. The distribution of eight heavy metals (Cr, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg, and W) were determined, and the sources of the heavy metals were

2019 年 7 月 29 日收稿(Received: July 29, 2019).

^{*} 国家自然科学基金(51664025, 41861002)资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (51664025, 41861002).

^{**} 通讯联系人, Tel: 13979708320, E-mail: jxlgdx@qq.com

Corresponding author, Tel: 13979708320, E-mail: jxlgdx@qq.com

analyzed using two-way hierarchical clustering analysis. The status of heavy metal pollution was identified based on the sediment enrichment factor and adverse effects of biological toxicity. The results of the study indicated the following points, for these heavy metals, $w(\text{Cd})$, $w(\text{Hg})$, and $w(\text{W})$ exceeded the background 2.1—263.2, 2.7—82.5 and 2.4—30.2 times, respectively. In addition, the content of Zn, Pb, As, and Cu exceeded background slightly. While, $w(\text{Cr})$ did not exceed background. The order of enrichment factor values was as follows: $\text{Cd} > \text{Hg} > \text{W} > \text{others}$ (the enrichment factors of Zn, Pb, As, Cu, Cr are not significant different), Cd and Hg were strongly enriched, and Cr was virtually free of enrichment. The concentration of Cd and Hg was higher than probable effect concentration (PEC), resulting in adverse effect on the benthic animals. While $w(\text{Cr})$ was lower than threshold effect concentration (TEC), causing few harms to benthic animal. The mPEC-Q values in sample 3 and sample 6 ranged between 1—5, resulting in a high-risk status. The research showed the prevention and treatment for Cd, Hg and W should be strengthened for the remediation of Heavy metal pollution in the Southern section of Taojiang river.

Keywords: heavy metals, tungsten, sediments, biological toxicity, Taojiang River.

河流沉积物作为重金属的载体,对重金属产生吸附作用的同时,也会在水-沉积物界面理化条件发生改变时使沉积物吸附的重金属向上覆水中释放,造成水体的“二次污染”^[1].因此,河流沉积物不仅是重金属的主要储存介质,也是河流水质的污染源.重金属污染不同于其它有机化合物污染,它具有复合性、持久性等特点^[2].虽然水体中的重金属质量分数不高,但其在容易在沉积物中积累,而且种类繁多、存在的价态和形态多样,易于被水体生物吸收,产生食物链浓缩,危害人体健康,造成公害^[3].

河流沉积物重金属分布特征和污染评价已成为当前研究河流重金属污染领域的热点,虽然很多学者针对矿区水体开展重金属污染特征研究,但是对赣南典型矿区复合污染这一独有的水质环境中沉积物重金属污染特征研究鲜见报道.此外,目前我国将重金属 W 作为污染物的研究也较少.鉴于 W(钨)的水不溶性和化学惰性,较长时期内被认为无明显的生态毒性及环境效应,其生态环境安全性基本被忽视,直到 21 世纪,由于发达国家发生的 W 污染事件,使 W 的生态安全性逐渐引起关注与重视^[4-5].

江西省赣州市赣江支流桃江是国家规划建设的赣粤运河修建的必经之地,桃江河水先汇入赣江,最后进入鄱阳湖,为了有效控制鄱阳湖重金属污染,桃江流域的污染治理显得尤为重要.全南县桃江流域,分布有大吉山、官山两个大型 W 矿山和废弃稀土矿点 277 个,早期的无序开采导致大量 W 尾砂和废石被直接排入河道,加上 W 矿开发过程中大量含铅、镉、砷等重金属的废水和废渣的排放,矿区地表水和地下水受到严重污染^[6-8].

本研究对桃江全南段沉积物中包括 W 在内的 8 种重金属污染特征进行分析.采用富集系数法、生物毒性不利影响评价法(mPEC-Q)和潜在生态风险指数评价,综合评估沉积物中重金属污染风险.研究结果可为政府部门开展沉积物污染治理工程、流域生态风险管理以及赣粤运河的建设提供理论支撑和科学依据.

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 样品采集

用 GPS 对采样点进行定位,对 12 个采样点采集底泥,样品采集于 2017 年 7 月.详细记录各采样点的周边环境特征,如表 1 所示,采样点分布如图 1 所示.每个采样点采集 3 份样品充分混合,使用不锈钢抓斗式采样器采集表层 0—10 cm 沉积物,装入聚乙烯塑料袋混匀密封后记录编号,并现场放入装有冰袋的保温箱暂存,尽快带回实验室.

1.2 实验方法

沉积物样品经自然风干后用有机玻璃棒压散,剔除砾石、贝壳及动植物残体等杂质,经玛瑙研钵研细过 200 目尼龙筛后,储存于聚乙烯瓶中,经消解处理后,利用 ICP-MS 对重金属 $w(\text{Cr})$ 、 $w(\text{Cu})$ 、 $w(\text{Zn})$ 、 $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{W})$ 质量分数进行测定,利用原子荧光法对 $w(\text{As})$ 和 $w(\text{Hg})$ 质量分数进行测定.

表 1 采样点环境特征

Table 1 Environmental characteristics of sampling locations			
采样点 Sample	位置 Location	经纬度 Geographic coordinates	周边环境 Environmental characteristics
1	桃江源头	114°12'43"E、24°40'42"N"	山林
2	热水村	114°21'16"E、24°39'23"N	生活区,果业区
3	大吉山	114°22'16"E、24°41'15"N	矿山开采区
4	南迳河	114°22'16"E、24°41'15"N	果业区
5	田寨河	114°22'34"E、24°43'25"N	生活区
6	中滩	114°28'17"E、24°41'42"N	养殖区
7	龙兴水库	114°31'11"E、24°41'52"N	果业区、发电站
8	桐子岗	114°30'34"E、24°42'31"N	公路沿路,果业区
9	全南县城	114°31'37"E、24°43'40"N	生活区
10	小慕河	114°28'38"E、24°44'51"N	生活区
11	金龙镇	114°32'54"E、24°45'12"N	公路沿路,果业区
12	程龙镇	114°36'31"E、24°46'53"N	生活区

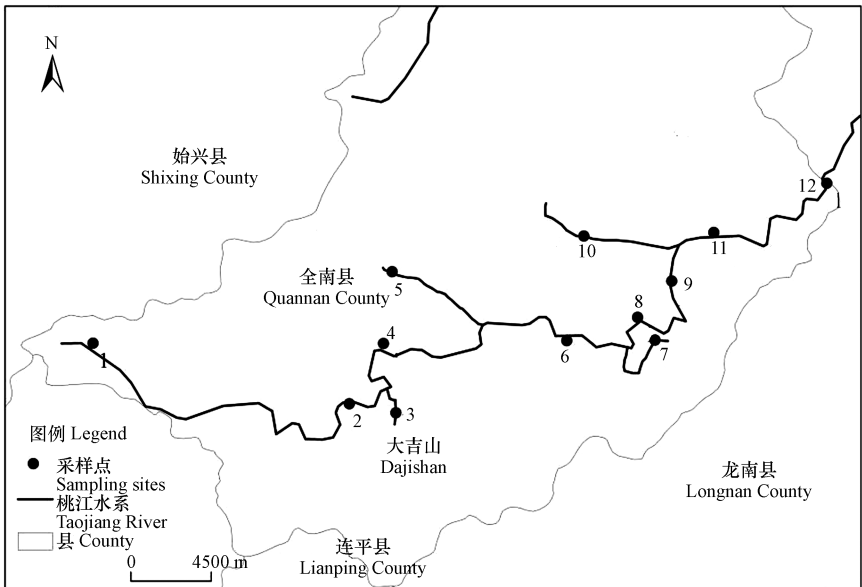


图 1 采样点分布
Fig.1 Location of sampling sites

为了测定钨含量,本研究采用了 Bednar^[9]改进的硝酸消解法,在美国环保署(USEPA)的硝酸消解法的基础上,在添加 5 mL(1:1,去离子水:硝酸)硝酸的同时加入 1mL 浓磷酸,随后按硝酸消解法进行.此消解液用于 Cr、Cu、Zn、Cd、Pb 和 W 的测定,测定钨时,需要将消解液稀释 4 倍以使钨的浓度在仪器检测范围内;As 和 Hg 的测定则采用王水水浴消解提取法(GB/T 22105—2008),称取 0.30 g 土样于 50 mL 比色管中,加入王水(硝酸:盐酸,1:3),倒入 10 mL 50%王水于比色管,在 95 ℃恒温水浴消解 2 h,冷却后定容至 50 mL,取 25 mL 上清液于 50 mL 比色管中,加入 2.5 mL 盐酸,5 mL 硫脲,过滤后定容至 50 mL,滤液待测.测定过程中使用沉积物标准物质(GBW—07309)进行质量控制,设置 3 个平行样,沉积物参考物质回收率基本在 89%—109%之间,相对标准偏差均在 10%以内.

1.3 数据处理

ArcGis 10.0 被用于采样点标记.利用 R 3.6.0 对所有采样点各种重金属进行双向聚类分析以,并展示各重金属在不同采样点对生物毒性不利影响的贡献度.

1.4 评价方法

富集系数(EF)是用来评价土壤和沉积物中重金属富集程度受人类活动影响程度的重要参数,主要是通过将样品中元素的浓度与该元素背景值进行对比,以此来判断该元素的污染状况.选用重金属实测值与长江系沉积物中重金属背景值的比值来判断沉积物中重金属的富集程度及其受到人类活动影响的程度.长江系沉积物中 Cr、Cu、Zn、As、Cd、Pb、Hg 和 W 的背景值分别为 82、35、78、9.6、0.25、27、0.08、1.8 mg·kg⁻¹ [10].

生物毒性不利影响评价采用生物毒性不利影响 (mPEC-Q) 评价沉积物中重金属的混合生物效应,计算公式如式(1):

$$mPEC-Q = \sum_{i=1}^n (C_r^i / PEC_i) / n$$

(1)

式中: n 为重金属的种类; C_r^i 为沉积物中第 i 种重金属的实际测量质量分数,mg·kg⁻¹; PEC_i 为第 i 种重金属的可能效应浓度.mPEC-Q 包含 2 个阈值,分别为阈值效应浓度 (Threshold Effect Concentration, TEC) 和可能效应浓度 (Probable Effect Concentration, PEC) (见表 2).通过将单个重金属质量分数与 2 个阈值进行比较,可以更深入对沉积物中重金属的生态危害进行评价.当重金属质量分数小于 TEC 值,则重金属对底栖动物不产生危害;当重金属质量分数超过 PEC 值,则重金属对底栖动物产生危害作用;当重金属质量分数介于 TEC 值与 PEC 值之间,则重金属可能会对底栖动物产生危害作用 [11-12].重金属的 TEC 值与 PEC 值如表 2,关于 W 的生态毒性研究还不够,尚缺乏钨的毒性系数以及 TEC、PEC 值,故生物毒性不利影响与潜在生态风险指数评价均不包含 W.根据 mPEC-Q 值的大小,将生物毒性不利影响分为 4 个等级:mPEC-Q ≤ 0.1 为低风险,0.1 < mPEC-Q ≤ 1 为中风险,1 < mPEC-Q ≤ 5 为高风险,5 < mPEC-Q 为很高风险 [13].

表 2 各种重金属的 TEC、PEC 和 T_r^i
Table 2 TEC, PEC and T_r^i of heavy metals

Heavy metal	Cr	Zn	Cu	As	Cd	Hg	Pb	W
TEC	43.4	31.6	121	9.79	0.99	0.18	35.8	—
PEC	111	149	459	33	4.98	1.06	128	—
T_r^i	2	1	5	10	30	40.5	5	—

潜在生态风险指数(RI)是由 Hakanson 提出的一种用于评价沉积物中重金属污染等级的评价方法.计算公式如式(2):

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times C_r^i / C_n^i$$

(2)

式中, n 为重金属的种类; E_r^i 为第 i 种重金属的潜在生态危害系数; C_r^i 为沉积物中第 i 种重金属的实际测量质量分数 mg·kg⁻¹, C_n^i 为对应重金属的背景值 mg·kg⁻¹; T_r^i 为第 i 种重金属的毒性系数.RI 可评价种污染物的潜在生态风险程度,等级划分标准:RI ≤ 70 为轻微生态风险,70 < RI ≤ 140 为中等生态风险,140 < RI 为强风险 [14].

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 重金属空间分布与来源分析

重金属质量分数包含大量地球化学特征,是定量分析沉积物的基础.由图 2 可知,桃江源头(采样点 1)的 8 种重金属的质量分数均为最低,主要是由于其为桃江河源头,受到的人为污染较少,但 w (Hg) 和 w (W) 也略超过背景值,是由江西省土壤背景中较高的 W 背景值所决定的 [10]. w (Cr) 在金龙镇段(采样点 11)质量分数达到最大值; w (Cu) 在热水村(采样点 2)、大吉山(采样点 3)、中滩(采样点 6)和金龙镇(采样点 11)质量分数值远超过背景值.由表 1 可知,热水村、中滩和金龙镇均有果业或养殖业发展,而大吉山(采样点 3)是 W 矿开采区,矿产开采将地下一定深度的矿物暴露于地表环境,导致矿物的化

学形态和存在形式发生改变,当在地表堆积时,在南方酸性降水条件下会增加重金属向环境的释放通量,造成区域内土壤、水体以及沉积物的重金属污染.除了桃江源头之外,其它 11 个采样点 $w(\text{Zn})$ 、 $w(\text{As})$ 和 $w(\text{Pb})$ 均超过背景值,是由于赣南地区矿产资源较为丰富,且多以 Zn 、 As 和 Pb 作为伴生矿而存在.极高的 $w(\text{Cd})$ 在大吉山和中滩主要受矿业开采、水产养殖的影响. $w(\text{Pb})$ 在桐子岗(采样点 8)达到最大值,该现象可能是由于此处采样点邻近公路,根据 Laidlaw 等^[15] 和曲蛟等^[16] 的研究显示,矿区交通运输干线附近的土壤铅有较强的富集,随后在地下水以及雨水的淋溶作用从土壤向水中迁移最后被底泥吸附,这也很好的解释了另一公路沿路采样点(采样点 11)具有较高的 $w(\text{Pb})$.大吉山和程龙镇(采样点 12)的 $w(\text{Hg})$ 和 $w(\text{W})$ 较高, W 在大吉山段偏高主要受到矿产开采所影响.整体上来看,对桃江水系的 12 个采样点中,仅 $w(\text{Cr})$ 未超过背景值,其中 $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Hg})$ 和 $w(\text{W})$ 分别超过长江系沉积物背景值 2.1—263.2 倍、2.7—82.5 倍、2.4—30.2 倍.

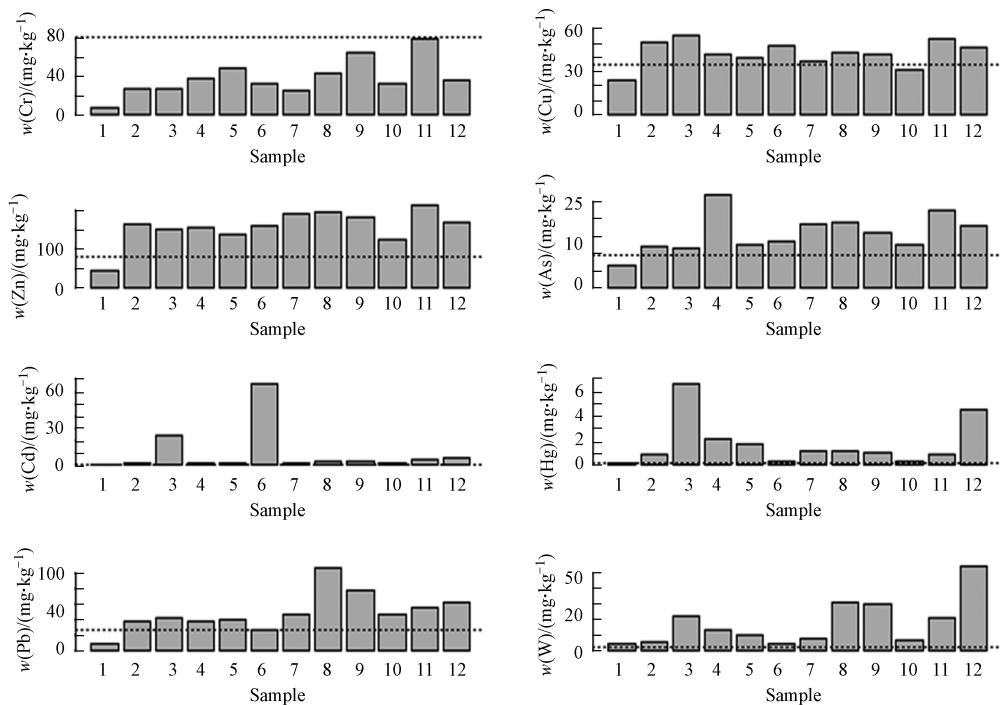


图 2 重金属质量分数分布

(注:虚线表示重金属的背景值)

Fig.2 Space distribution of heavy metals

(Note: The dotted line represents the background value of heavy metals)

热图是对矩阵数据的优化展示,通过行和列不同颜色表示,矩阵中的每个条目都显示为一种颜色,从而可以读取信息.由于不同重金属数量级不同,本研究通过 R 语言中的“scale”函数对重金属质量分数进行标准化(注:数据标准化计算方法如下:将一组数的每个数都减去这组数的平均值后再除以这组数的均方根),然后进行采样点与重金属质量分数双向层次聚类(hierarchical cluster analysis, HCA),结果如图 3.重金属的 HCA 结果为图 3 中的下部树状图,对重金属的聚类分析分为 4 类:(1) Pb - W ;(2) Cr - Zn - As ;(3) Cd ;(4) Cu - Hg .采样点的 HCA 结果为图 3 中的左侧树状图,将采样点分为 4 类:(1) 采样点 1;(2) 采样点 3、6;(3) 采样点 4、7、2、5、10;(4) 采样点 11、12、8、9.由图 3 可知,桃江水系中上游段(采样点:1、2、3、4、6、7)沉积物中 $w(\text{Pb})$ 、 $w(\text{W})$ 、 $w(\text{Cr})$ 低于下游采样点;但上游段的 3、6 采样点受矿山开采与养殖业影响,有较高的 $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Cu})$ 和 $w(\text{Hg})$.桃江水系下游段(采样点 8、9、11、12)沉积物 $w(\text{Pb})$ 、 $w(\text{W})$ 、 $w(\text{Cr})$ 水平高于其他采样点,但采样点 $w(\text{Cr})$ 均未超过背景值,因此桃江下游段有较高的 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{W})$ 含量水平.桃江水系的沉积物中有较高的重金属含量,造成这一现象的原因有以下几点:全南县段的桃江流域内矿山分布广泛,使该区域有较高的背景值;矿业资源丰富背景下,促进了矿业企业的发展,尾矿堆存以及冶炼废水不达标排放向河流中输入大量重金属;全南县鼓励养殖脱贫,养殖业和农

业发展较好,但是会造成较高的重金属排放.

2.2 沉积物重金属污染评价

采用重金属实测值与长江水系沉积物中重金属背景值比值来判断沉积物中重金属的富集程度及人为影响程度^[17],富集系数如图 4 所示.由图 4 可知,12 个采样点的富集系数大小顺序为 Cd>Hg>W>其他 (Zn、Pb、As、Cu、Cr 的富集系数相差不大),其中,Cr、Cu 在所有采样点富集均不明显,处于无污染或轻微污染状态;采样点 7、8、11 的 Zn 和采样点 11、12 的 As、Pb,其富集系数介于 2—5,属于轻微富集状态;Cd 在采样点 6 达到最大值,采样点 3、12 的 Cd 也明显超过背景值;除采样点 1、6 和 10 之外,Hg 富集系数均超过 5,处于较强富集状态;W 富集系数均处于 2—20 之间,其中采样点 3、4、11 和 12 富集系数大于 5,呈较强富集,采样点 1 的富集系数略大于 2,处于中度富集状态,其它重金属无富集或轻度富集,主要是由于该点处于桃江源头,相对受人为污染较小.综上,沉积物中 Cd、Hg 和 W 呈较强富集.

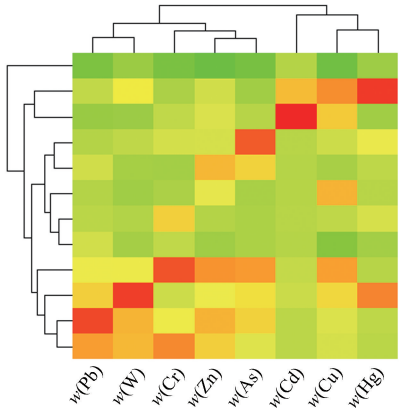


图 3 各采样点双向层次聚类图
Fig.3 Two-way hierarchical clustering of trace elements and different sites

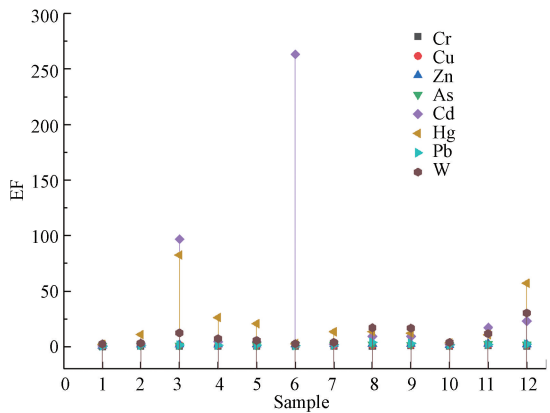


图 4 重金属富集系数
Fig.4 Enrichment factors (EF) of heavy metals

通过将重金属的质量分数分别与 TEC 值和 PEC 值进行比较, $w(\text{Cr})$ 浓度数值低于 TEC 值,表明 Cr 对底栖动物不产生危害; $w(\text{As})$ 、 $w(\text{Cu})$ 、 $w(\text{Pb})$ 、 $w(\text{Zn})$ 的浓度值介于 TEC 值与 PEC 值之间,表明 As、Cu、Pb 和 Zn 可能会对底栖动物产生危害作用; $w(\text{Cd})$ 和 $w(\text{Hg})$ 浓度值大于 PEC 值,表明 Cd 和 Hg 对底栖动物产生危害.图 5 展示了各采样点的 mPEC-Q 值以及各种重金属对 mPEC-Q 的贡献度^[18].研究区域中采样点 1、2、4、5、7、8、9、10、11 沉积物重金属的 mPEC-Q 值处于 0.1—1 之间,表明这 9 个点发生生物毒性不利影响的可能性处于 15%—29%之间,处于中风险状态;相较于其他 9 个点,采样点 3、6、12 的 mPEC-Q 值处于 1—5 之间,表明这 3 个点沉积物重金属发生生物毒性不利影响的可能性处于 33%—58%之间,处于高风险状态.采样点 1 是桃江源头,mPEC-Q 值为 0.11,其主要污染物是 As 和 Zn;采样点 3 和 6 的 mPEC-Q 值分别为 1.88 和 2.21,并且很大一部分都是由 Cd 贡献,这一结果侧面证实了双向层次聚类分析中对采样点的聚类;采样点 8 和 9 的 mPEC-Q 值分别为 0.67 和 0.63,两者最为接近,并且重金属的组成相似;采样点 2、3、4、5、7、12 很大程度上受到 Hg 污染影响(Hg 对 mPEC-Q 贡献度在 30%以上).

各采样点的潜在生态风险指数如表 3,mPEC-Q 与 RI 的相关系数为 0.9833,证明两种指标在评价污染程度上具有一定程度上的一致性.根据潜在生态风险指数评价的风险等级划分,采样点 2、4、5、7、8、9、11 属于强风险而明显区别于生物毒性不利影响,并且其 RI 值异常偏高.对各采样点沉积物重金属浓度

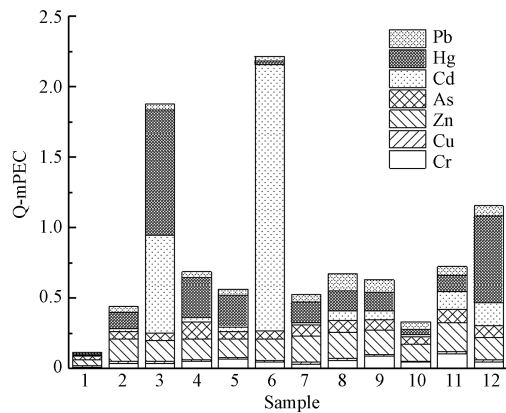


图 5 生物毒性不利影响
Fig.5 Assessment of adverse effects of heavy metals

进行分析:由计算公式(1)和(2)可知 mPEC-Q 值的影响因素主要是重金属浓度 C_i^r ,而 RI 值同时由毒性系数 T_i^r 和重金属浓度 C_i^r 决定,采样点 2、4、5、7、8、9、11 的 mPEC-Q 主要贡献者为 Cd 和 Hg,两者毒性系数大最终导致这些采样点的 RI 值偏大.

表 3 各采样点的 RI 值与风险等级

Table 3 RI and risk level of sample

采样点 Sample	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
RI	80.7	640.57	7476.12	1420.46	1158.33	10022.53	735.55	1016.23	953.22	271.16	1186.65	3553.17
Risk level	中风险	强风险	强风险	强风险	强风险	强风险	强风险	强风险	强风险	强风险	强风险	强风险

3 结论 (Conclusion)

(1)桃江全南段河流沉积物中重金属质量分数较高,其中 Cd、Hg 和 W 超标倍数分别为 2.1—263.2 倍、2.7—82.5 倍、2.4—30.2 倍; $w(\text{Zn})$ 、 $w(\text{Pb})$ 、 $w(\text{As})$ 、 $w(\text{Cu})$ 也略超过背景值, $w(\text{Cr})$ 未超过背景值;重金属 As、W、Cr、Zn 和 Pb 具有相似来源,可能受到矿产开采、有色金属冶炼影响;同时,沉积物中主要为 Cd、Cu、Zn、As、Pb 和 W 等 6 种重金属污染,中上游受 Cd、Cu、Hg 污染,下游受 Pb、W、Zn、As 污染.

(2)8 种重金属的富集系数由大到小为 $\text{Cd}>\text{Hg}>\text{W}>\text{其他}(\text{Zn、Pb、As、Cu、Cr 的富集系数相差不大})$,Cd 和 Hg 的富集程度最严重,Cd 和 Hg 对底栖动物产生危害,As、Cu、Pb、Zn 可能会对底栖动物产生危害作用,仅 Cr 对底栖动物不产生危害;比较生物毒性不利影响和潜在生态风险指数,两者数值上有很大的相关性,但是后者更关注的是各重金属的潜在生态影响,对于 Cd 和 Hg 含量特别高的采样点(如 Cd 含量极高的采样点 3、6、12)会造成 RI 值异常大,造成两种评价方式的风险等级存在差异.

(3)采样点沉积物中多种重金属呈现出较强富集,而沉积物作为河流中金属的污染源,桃江可能向鄱阳湖输入大量重金属,尤其是 Cd、Hg、W;此外,长期以来对 W 生态毒性的忽视,导致 PEC、TEC 和 T_i^r 等相关指标的缺乏,以至于当钨被归于重金属污染物一类时缺乏评价标准,建议尽快完善相关研究.

参考文献 (References)

[1] 张家泉,田倩,许大毛大冶湖表层水和沉积物中重金属污染特征与风险评价[J]. 环境科学, 2017, 38(6): 2355-2363.
ZHANG J Q, TIAN Q, XU D M, et al. Characteristics and risk assessment of heavy metal pollution in surface water and sediment of Daye Lake[J]. Environmental Science, 2017, 38(6): 2355-2363 (in Chinese).

[2] YANG L, WANG L, WANG Y, et al. Geochemical speciation and pollution assessment of heavy metals in surface sediments from Nansi Lake, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2015, 187(5): 261-270.

[3] SAKAN S, DEVIC G, RELIC D, et al. Risk assessment of trace element contamination in river sediments in Serbia using pollution indices and statistical methods: A pilot study[J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 73(10): 6625-6638.

[4] KOUTSOSPYROS A D, KOUTSOSPYROS D A, STRIGUL N, et al. Tungsten: Environmental pollution and health effects [M]. Amsterdam Elsevier Inc, 2011.

[5] 陈明,蔡青云,徐慧,等.水体沉积物重金属污染风险评价研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(6): 1069-1074.
CHEN M, CAI Q Y, XU H, et al. Research progress on risk assessment of heavy metal pollution in water sediments[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(6): 1069-1074 (in Chinese).

[6] GAO X, CHEN C A. Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay[J]. Water Research, 2012, 46(6): 1901-1911.

[7] 柴敏平,吴伟明,李金辉,等.赣南河流底质重金属潜在生态风险评价及形态分析研究[J]. 江西理工大学学报, 2012, 33(3): 1-5.
CHAI M P, WU W M, LI J H, et al. Potential ecological risk assessment and morphological analysis of heavy metals in the Weinan River [J]. Journal of Jiangxi University of Science and Technology, 2012, 33(3): 1-5 (in Chinese).

[8] DIETRICH M, HU L J, KREKELER M P. Metal pollution investigation of Goldman Park, Middletown Ohio: Evidence for steel and coal pollution in a high child use setting[J]. Science of the Total Environment, 2018, 618: 1350-1362.

[9] BEDNAR A J, JONES W T, CHAPPELL M A, et al. A modified acid digestion procedure for extraction of tungsten from soil[J]. Talanta, 2010, 80(3): 1257-1263.

[10] 迟清华,鄢明才.应用地球化学元素丰度数据手册[M].北京:地质出版社, 2007.

CHI Q H, YAN M C. Application of geochemical elemental abundance data handbook [M]. Beijing: Geology Publishing House, 2007(in Chinese).

[11] 郭晶,李利强,黄代中,等. 洞庭湖表层水和底泥中重金属污染状况及其变化趋势[J].环境科学研究, 2016, 29(1): 44-51.

GUO J, LI L Q, HUANG D Z, et al. Heavy metal pollution status and its change trend in surface water and sediment of Dongting Lake[J]. Environmental Science Research, 2016, 29(1): 44-51(in Chinese).

[12] 林娜娜,许秋瑾,胡小贞,等. 江西崇义县小江流域重金属污染现状及评价[J]. 环境科学研究, 2014, 27(9): 1051-1060.

LIN N N, XU Q Z, HU X Y, et al. Status and evaluation of heavy metal pollution in Xiaojiang River Basin, Chongyi County, Jiangxi Province[J]. Environmental Science Research, 2014, 27(9): 1051-1060(in Chinese).

[13] 边博,周燕,张琴. 太湖西岸河网沉积物中重金属污染特征及风险评价[J]. 环境科学, 2017, 38(4): 1442-1450.

BIAN B, ZHOU Y, ZHANG Q. Characteristics and risk assessment of heavy metal pollution in sediments from the west bank of Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2017, 38(4): 1442-1450(in Chinese).

[14] 李一蒙,马建华,刘德新,等. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(3): 1037-1044.

LI Y M, MA J H, LIU D X, et al. Distribution of heavy metals in the kaifeng section of the Lower Yellow River and its potential risk assessment[J]. Environmental Science, 2015, 36(3): 1037-1044(in Chinese).

[15] LAIDLAW M A S, ALANKARAGE D H, REICHMAN S M, et al. Assessment of soil metal concentrations in residential and community vegetable gardens in Melbourne, Australia[J]. Chemosphere, 2018, 199: 303-311.

[16] 曲蛟,马振宇,丛俏,等. 钼矿区交通运输干线周边菜地土壤重金属污染分析与评价[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(1): 178-181.

QU J, MA Z Y, CONG Q, et al. Analysis and assessment on the heavy metals pollution in vegetable soil around the transportation skeleton line in molybdenum ore areas [J]. DJournal of Agro-Environment Science, 2008, 27(1): 178-181(in Chinese).

[17] ZHANG Z, ABUDUWAILI J, JIANG F. Determination of occurrence characteristics of heavy metals in soil and water environments in Tianshan Mountains, Central Asia[J]. Analytical Letters, 2013, 46(13): 2122-2131.

[18] FU J, HU X, TAO X, et al. Risk and toxicity assessments of heavy metals in sediments and fishes from the Yangtze River and Taihu Lake, China[J]. Chemosphere, 2013, 93(9): 1887-1895.