

广东省西伶通道内河航道底泥重金属污染状况与生态风险评价

秦建桥¹, 黄晓萍¹, 阮文刚²

(1. 肇庆学院 环境与化学工程学院, 广东 肇庆 526061; 2. 广东省环境科学研究院, 广州 510045)

摘要:利用珠江航道的西伶通道内河航道河流5个断面的底泥监测数据,运用内梅罗综合指数法、变异系数法、地累积指数法及潜在生态危害指数法分析评价了底泥的重金属污染状况。结果表明:Cr达到轻度污染;Cu的变异程度较大,Cr和Zn沿程变化明显,出现波动情况;各重金属富集水平为Cd>Cu>Cr>Zn>Pb>Ni>Hg>As,Cd的富集程度最高,属于偏中度污染;重金属生态危害大小为Cd>Hg>Cu>Pb>As>Cr>Ni>Zn,Cd的生态危害最强,是潜在生态风险的主要控制因子。研究表明,西伶通道内河航道底泥受到一定程度的重金属污染,主要污染为镉污染,潜在生态风险最大。

关键词:西伶通道内河航道;底泥;重金属污染

中图分类号:X53

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2019)03-0331-08

Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Assessment in Sediments of the Xiling Channel of Inland Waterway of Guangdong Province

QIN Jianqiao¹, HUANG Xiaoping¹, RUAN Wengang²

(1. College of Environmental and Chemical Engineering, Zhaoqing University, Zhaoqing, Guangdong 526061, China; 2. Guangdong Provincial Academy of Environmental Science, Guangzhou 510045, China)

Abstract: Based on the study of the sediment environment of the river channel in the Xiling channel, we used the Nemeru comprehensive index method, the coefficient of variation, the cumulative index method and the potential ecological hazard index method to further analyze and evaluate the heavy metal pollution of sediment. The results showed that the Nemeru comprehensive index of Cr was 1.10, which was grade III, and was mildly polluted; the coefficient of variation of Cu was 0.62, the variation degree was large, the changes of Cr and Zn was obvious, the fluctuation occurred; the enrichment of heavy metals decreased in the order: Cd>Cu>Cr>Zn>Pb>Ni>Hg>As, the accumulation of Cd the index ranged from 1.32 to 1.87, the enrichment was the highest, and it was partial pollution. The ecological hazard of heavy metal decreased in the order: Cd>Hg>Cu>Pb>As>Cr>Ni>Zn, the contribution rate of Cd to the potential ecological risk index ranged from 57.7% to 74.2%, the potential ecological hazard coefficient was as high as 135, the ecological hazard was the strongest and the main control factor on the potential ecological risk. Xiling channel inland waterway sediment was polluted heavy metals to some extent, the main pollutant was cadmium.

Keywords: Xiling channel of inland waterway; sediment; heavy metal pollution

河流是重要的地表水资源,河流水体及底部沉积物质量的好坏会直接或间接地影响其排入的湖泊或海洋的水体环境质量,对局部地区水生态系统和人类

健康构成潜在威胁。沉积物是河流污染物的“汇”与“源”,是众多污染物在环境中迁移转化的载体、归宿和蓄积库。其中沉积物中的重金属是长期积累的结果。

收稿日期:2018-05-25

修回日期:2018-07-28

资助项目:肇庆市科技计划项目“肇庆城区分散式污水高效深度处理及回用关键技术研发”(2018N001);肇庆学院2017年大学生创新创业训练计划项目(201710580008);肇庆学院质量工程及教学改革项目“《水污染控制工程设计》课程教学模式的改革与探索”(zlgc201502)

第一作者:秦建桥(1979—),男,湖北黄冈人,理学博士,高级工程师,主要从事宏观生态、规划环评、环境污染控制与生态修复技术等研究。

E-mail:173513821@qq.com

果,其浓度相对稳定^[1]。

重金属的密度大于 4.5 g/cm³,具有明显的生物毒性和难降解性,由于这些重金属在水体中无法被充分吸收分解,而且容易跟水中的其他物质结合形成更大毒性的物质,因此,人们和相关政府部门越来越关注底泥的重金属污染问题与防护治理的研究工作^[2-3]。由于重金属元素进入受纳水体后不容易被溶解,其中大多数会进行一定的物理、化学、生物作用,接着物质很快完成从液相转变为固相的相变过程,最后进入底泥中积累起来^[4-5]。底泥不仅是重金属的积聚地和最终寄宿体,同时也是组成水生态环境的关键部分。虽然底泥可以吸收水中各类污染物,但是一旦底泥情况受到影响变化时,其中的重金属就会被又一次释放从而成为二次污染源,进而导致水环境系统存在潜在的威胁,接着通过在食物链中各级生物的富集浓缩作用,最终由生物循环进入人体体内,对人体健康造成巨大的危害^[6]。通常被用来判断与识别河流水环境质量的参考指标是底泥的重金属含量,因此,研究与分析底泥重金属污染问题的现实意义与重要性是不言而喻的^[7]。

随着珠江—西江经济带流域地区城市化、工业化和农业集约化的快速发展,由此带来的一系列污染问题愈发严重,人们越来越重视流域中底泥重金属污染问题。与此同时,国内外学者也十分关注底泥重金属污染的相关研究。在“十二五”期间,本着发展航运、开发滩涂资源以及改善生态环境的原则,国家及政府部门努力打造低碳、绿色、便捷、高效的珠江高等级航道^[8-9]。2014 年,《珠江—西江经济带发展规划》的方案被正式批复,该文件旨在按照“一轴,两核,四组团,延伸区”的格局规划发展,构建综合型交通大通道,建设绿色生态廊道^[10-11]。西伶通道内河航道是实施《珠江—西江经济发展规划》和省政府加快西江,北江等渠道改建和扩建的关键渠道。目前,由于西伶通道内河航道生态环境较为脆弱,部分河流水体污染加剧,水生态系统退化。因此,积极加强保护水体生态环境,努力打造环保珠江,着力建设绿色环保的西伶通道内河航道更为迫切。

本文以西伶通道内河航道为研究对象,对其底泥的重金属 As,Hg,Pb,Cu,Zn,Cr,Ni,Cd 污染情况进行分析,开展河流底泥调查与评价工作,为西伶通道内河航道的生态环境保护、重金属污染防治和底泥处理风险评价提供可靠的科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

西伶通道内河航道流经广东省境内,主要包括广州、佛山和中山市,这 3 个城市的年平均气温约 22 ℃,夏长冬短,气候温和,降雨充沛,热量充足,为亚热带季风气候,风况和降水均由海洋气象调节。研究区域附近水体主要包括东海、容桂、洪奇沥、下横沥和枕箱等 5 条水道。东海水道发源于南华的西边界,延至莺歌嘴的东部,全长共 21 km,主要位于顺德县的西南边,由于处于西江主流的东边,故名为东海,由此被命名为东海水道;容桂水道源于中山市莺歌嘴,经过容奇,东边到达板沙尾,水道全长约 19 km,流经区域面积 319 km²;洪奇沥水道流经广州市南沙区西南边,与顺德市和中山市相邻,起源于顺德县板沙尾,经过容桂水道向东南方向流经广州南沙区万顷沙镇后,又经洪奇门汇入海洋;下横沥水道从义沙头起至蕉门口,约 14 km,属内河Ⅰ级航道,与蕉门水道汇合处,濒临珠江口,三面环水,呈半岛形;枕箱水道从南沙口起至大角咀,约 7 km。

1.2 样品采集与处理

根据西伶通道内河航道的实际情况,本次底泥采样点在河流断面处,沿水流方向,对各水道进行分段布设监测断面,结合区域水体分布特征及区域周围环境特点,本次监测共布设 5 个河流底泥监测断面(表 1)。

利用活塞式柱状底泥采样器采集河流底泥表层 0—20 cm 泥样 3 份,混合均匀后立即封存于干净的聚乙烯袋中并做标记,冷藏条件下运回实验室保存(−20 ℃)。分析前先将采集的底泥样品放于阴凉处风干,去除植物根系、石块等杂质,经玛瑙研钵研磨后过 100 目尼龙筛低温保存、备用。

表 1 西伶通道底泥采样断面

采用编号	河流名称	监测断面位置	地理坐标
W ₁	东海水道	七滘大桥断面	22°45′18.77″N,113°06′49.75″E
W ₂	容桂水道	容奇大桥断面	22°46′58.73″N,113°17′11.63″E
W ₃	洪奇沥水道	容桂水道支流与主干流交汇处断面	22°48′05.98″N,113°20′56.11″E
W ₄	下横沥水道	下横沥大桥断面	22°48′16.65″N,113°32′39.99″E
W ₅	枕箱水道	枕箱水道疏浚点断面	22°44′07.73″N,113°36′01.66″E

1.3 样品测定

采用石墨全自动消解仪(ST-60),用盐酸—硝

酸—氢氟酸—高氯酸体系方法消解底泥样品^[12-13]。底泥重金属 Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,As,Hg 和 Zn 的含量

使用电感耦合等离子体光谱仪 ICAP 6200 型 ICP-OES(美国 Thermos Scientific)测定。土壤基本化学性质测定均采用土壤农业化学分析法^[14]:将水土以 2.5:1 混合后用 pH 计测土壤 pH 值。

1.4 评价标准及方法

1.4.1 评价标准 由于有关河流底泥的质量标准还

没有颁布,根据水环境的特点及行为,确定本次研究河流底泥的环境质量评价标准将按照《海洋沉积物质量》(GB18668—2002)第 2 类标准和《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)二级标准的相关要求来执行,参考广东省土壤重金属背景值^[15]进行分析评价,具体见表 2。

表 2 河流底泥环境质量评价标准

项目	pH	砷	汞	铅	铜	铬	锌	镍	镉
《海洋沉积物质量》(GB18668—2002)第 2 类标准	—	65	0.5	130	100	150	350	50	1.5
《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)二级标准	6.5~7.5	25	0.50	300	100	200	250	50	0.30
广东省土壤重金属背景值	—	8.9	0.08	36	17	50.5	51	27.7	0.04

1.4.2 评价方法

(1) 内梅罗综合指数法。内梅罗综合指数法是基于单因素指数评价的加权多因子环境质量指数,其基于极值或最大值,目前该方法常用于计算综合污染指数。该方法的计算公式如下:

$$P_i = C_i / S_i \quad (i=1,2,3,\cdots,k;p=1,2,3,\cdots,m)$$
 (1)

式中: P_i 是污染物 i 的单项污染指数; C_i 是污染物实测值; S_i 是重金属土壤环境标准值。

$$P_{\text{综合}} = \sqrt{\frac{1}{2}(\bar{P}_i^2 + P_{\text{imax}}^2)}$$
 (2)

式中: $P_{\text{综合}}$ 是土壤综合污染指数; \bar{P}_i 是土壤污染物的平均值; P_{imax} 是单种污染物的最大污染指数。根据内梅罗指数的土壤污染程度来划分等级(表 3)^[7]。

表 3 内梅罗指数的土壤污染水平划分等级

等级	内梅罗综合指数	污染等级
I	$P_{\text{综合}} \leq 0.7$	清洁(安全)
II	$0.7 < P_{\text{综合}} \leq 1.0$	尚清洁(警戒线)
III	$1.0 < P_{\text{综合}} \leq 2.0$	轻度污染
IV	$2.0 < P_{\text{综合}} \leq 3.0$	中度污染
V	$P_{\text{综合}} > 3.0$	重污染

(2) 变异系数法。变异系数是权衡各个测量值变化水平的度量,也称为标准偏差^[8]。其计算公式为:

$$CV = \frac{Sn}{Ln}$$
 (3)

$$Sn = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\chi_i - Ln)^2}$$
 (4)

式中:CV 是重金属变异系数;Sn 是每个横截面中重金属元素的标准偏差;Ln 是各重金属元素含量的平均值。

(3) 地累积指数法。地累积指数是由 Muller(德国海德堡大学沉积物研究所教授)提出来的,用于定量研究和分析水生环境中的底泥重金属污染状况。该指数计算公式:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 C_n / (K \cdot B_n)$$
 (5)

式中: C_n 为实测重金属浓度(mg/kg); B_n 为土壤重金属背景值; K 为一个恒定常数(由各因素造成的背景波动的数值),通常为 1.5^[16]。

选取不同的背景值会导致计算结果有较大的差别,选择一个好的 B_n 值对 I_{geo} 值的计算非常重要。从已进行的研究显示,在进行底泥重金属污染状况的研究时,计算相关参数的地球化学背景值通常利用该地区沉积物或土壤重金属背景值,由于该研究所在区域在广东省境内,故选取广东省土壤重金属背景值作为本次污染评价的背景值。重金属的地累积指数与其污染水平的关系见表 4。

表 4 地累积指数与其污染水平的关系

指标	地累积指数	污染指标
0 级	$I_{\text{geo}} \leq 0$	清洁
1 级	$0 > I_{\text{geo}} \leq 1$	轻度污染
II 级	$1 > I_{\text{geo}} \leq 2$	偏中度污染
III 级	$2 > I_{\text{geo}} \leq 3$	中度污染
IV 级	$3 > I_{\text{geo}} \leq 4$	偏重污染
V 级	$4 > I_{\text{geo}} \leq 5$	重污染
VI 级	$I_{\text{geo}} > 5$	严重污染

(4) 潜在生态危害指数法。潜在生态危害指数法是由 Hakanson 所提出的,其基于底泥重金属元素的特性和环境行为,此方法被广泛应用于研究与评价沉积物的重金属污染状况。通过归纳结合生态学、环境学和生物毒理学等各方面的内容,量化重金属的潜在危害程度^[17-19]。其计算公式如下:

$$RI = \sum E_i^r = \sum T_i^r \cdot C_i^f = \sum T_i^r \cdot (C_i^s / C_n^s)$$
 (6)

式中: C_i^f 为重金属 i 相对于背景值的污染系数($C_i^f = C_i^s / C_n^s$); C_i^s 为重金属 i 的环境实测值; C_n^s 为重金属 i 的评价参比值; T_i^r 为重金属 i 的生态毒性反应系数; E_i^r 为重金属 i 潜在的生态危害系数;RI 为潜在的生态危害指数,是各重金属的综合潜在生态风险系数。

潜在生态危害系数 E_i^r 用来表征各种重金属污染物的污染水平,根据危害程度大小可分为 5 个等级:

潜在生态危害指数 RI 用来表征多种污染物的综合生态危害系数,可以分为 4 个层次。土壤重金属背景值 C_n 和重金属生态毒性反应系数 T_r 取值见表 5,潜在生态危害系数、潜在危害指数与危害程度的关系见表 6^[18]。

表 6 潜在生态危害系数、潜在危害指数与危害程度的关系

危害程度	轻微	中等	强	很强	极强
潜在生态危害系数	$E_r < 40$	$40 \leq E_r < 80$	$80 \leq E_r < 160$	$160 \leq E_r < 320$	$E_r \geq 320$
潜在生态危害指数	$RI < 150$	$150 \leq RI < 300$	$300 \leq RI < 600$	$RI \geq 600$	—

2 结果与分析

2.1 底泥现状监测结果与分析

西伶通道内河航道底泥现状监测及统计结果见表 7。结果表明, W_1 (东海水道)、 W_3 (洪奇沥水道)、 W_4 (下横沥水道)和 W_5 (枕箱水道)这 4 个监测断面

重金属	砷 As	汞 Hg	铅 Pb	铜 Cu	铬 Cr	锌 Zn	镍 Ni	镉 Cd
$C_n/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	8.9	0.08	36	17	50.5	51	27.7	0.04
$T_r/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	10	40	5	5	2	1	5	30

的各项监测指标均满足《海洋沉积物质量》(GB18668—2002)第 2 类标准和《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)二级标准的要求; W_2 (容桂水道)监测断面铬指标超过《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)二级标准,超标率为 44.5%,其他监测因子均符合标准限值范围内。

表 7 西伶通道内河航道底泥现状监测及统计

项目	W_1	W_2	W_3	W_4	W_5	平均值	《海洋沉积物质量》	《土壤环境质量标准》	背景值
							(GB18668—2002)	(GB15618—1995)	
							第 2 类标准	二级标准	
pH	6.76	6.98	6.65	6.87	7.08	6.87	—	6.5~7.5	—
As/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	6.9	7.4	6.1	6.6	5.7	6.54	65	25	8.9
Hg/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	0.061	0.092	0.052	0.057	0.049	0.062	0.5	0.50	0.08
Pb/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	23.8	111	62.6	25.6	85.6	61.72	130	300	36
Cu/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	15	98	44	22	68	49.4	100	100	17
Cr/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	54	289	76	61	96	115.2	150	200	50.5
Zn/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	69.4	192	84.5	51.5	126	104.68	350	250	51
Ni/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	13	40	25	16	26	24	50	50	27.7
Cd/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	0.18	0.22	0.15	0.20	0.17	0.18	1.5	0.30	0.04
合计/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	182	738	298	183	408	362	—	—	—

As 和 Hg 平均含量没有超过土壤重金属背景值,其他监测因子均出现不同程度的超标现象。该航道底泥中 8 个重金属的平均总含量为 362 mg/kg,其中,以容桂水道(W_2 处)流域污染最为严重,所有重金属的平均总含量为 738 mg/kg;东海水道(W_1 处)和下横沥水道(W_4 处)流域情况稍好,重金属平均总含量大致相同,分别为 182 mg/kg,183 mg/kg。

2.1.1 底泥重金属的含量分析 西伶通道内河航道底泥各个重金属在 5 个监测点的平均含量分布见表 7。

结果表明,该航道 5 个监测点底泥重金属平均含量最大的因子是 Cr,为 115.2 mg/kg。各重金属元素平均含量的大小顺序为:Cr>Zn>Pb>Cu>Ni>As>Cd>Hg。

2.1.2 底泥重金属的空间特征分析 针对西伶通道内河航道底泥重金属的空间特征进行具体分析,重金属元素的空间特性分析结果见图 1。结果表明,除了 As 以外,其他重金属因子均有不同程度超过土壤背景值,但基本不超过《土壤环境质量标准》的二级标准值,所有重金属含量的最大值均出现在 W_2 断面。

各重金属的空间分布特征:As 和 Hg 空间分布较均匀,分布规律基本一致,各点重金属含量顺序为 $W_2 > W_1 > W_4 > W_3 > W_5$;Pb,Cu,Cr 和 Ni 空间分布出现较大差异,分布规律大致相同,各重金属含量顺序为 $W_2 > W_5 > W_3 > W_4 > W_1$;Zn 空间分布不均匀,每个监测断面的重金属含量排序为 $W_2 > W_5 > W_3 > W_1 > W_4$;Cd 空间分布较均匀,重金属含量大小顺序为 $W_2 > W_4 > W_1 > W_5 > W_3$ 。

2.1.3 底泥重金属的相关性分析 从表 8 的结果可知,除了 Cd 与各重金属,As 与 Pb,Cu,Cr,Zn 和 Ni,Hg 与 Pb,Cu,Zn 和 Ni,Pb 与 Cr 等呈现为弱正相关性,其余重金属之间存在一定的正相关性。在 0.05 水平上表现正相关性的有 Hg 与 As 和 Cr,Zn 与 Pb,Cu 和 Cr,Cu 与 Cr,Ni 与 Cr 和 Zn;在 0.01 水平上呈现高度正相关性有 Cu 与 Pb 和 Ni,Pb 和 Ni,即 Cu 与 Pb,Cu 与 Ni,Pb 与 Ni 可能为同源污染。西伶通道内河航道底泥重金属元素来源不一,综合性复合污染特征表现明显。

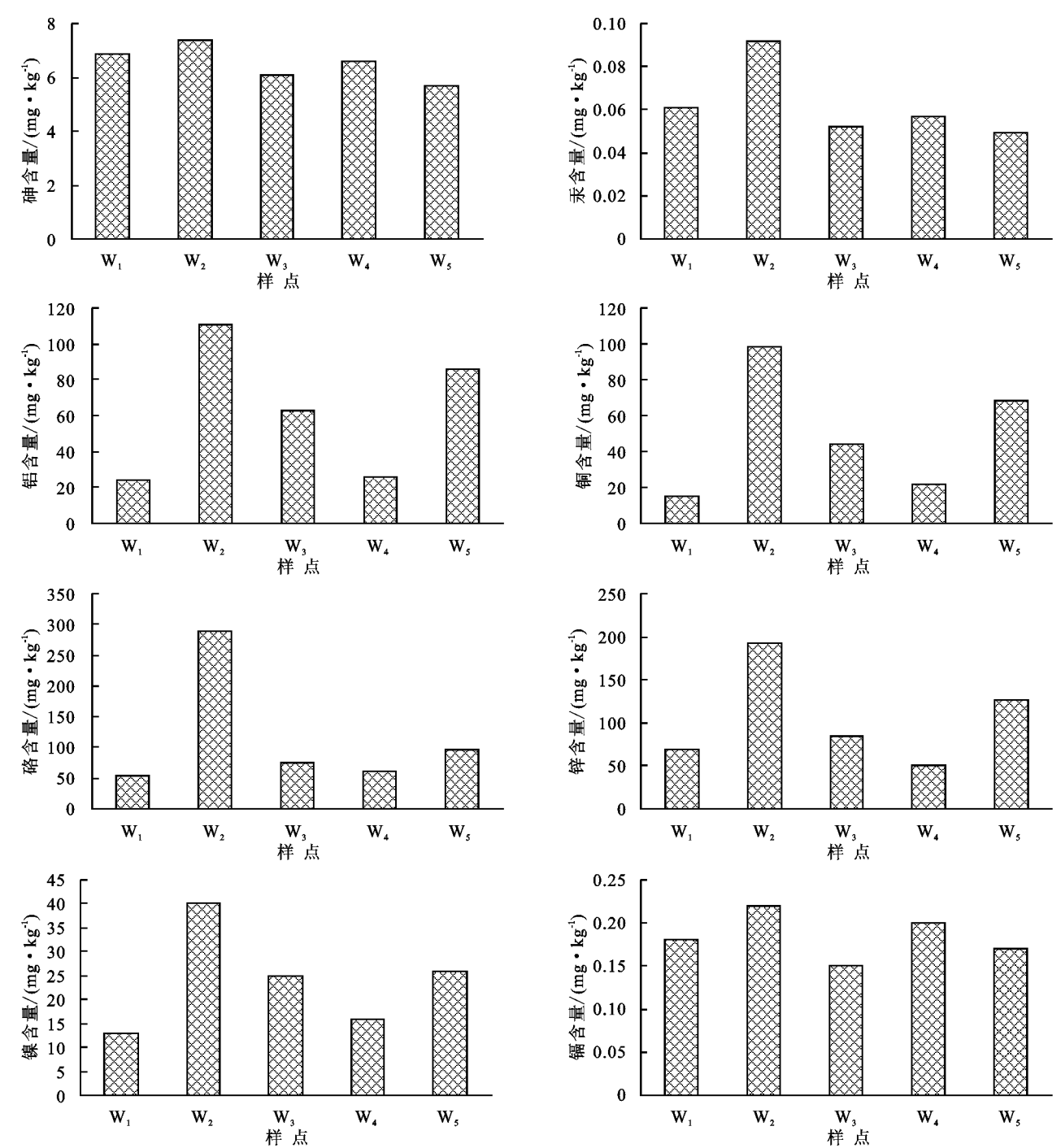


图 1 底泥沉积物中重金属含量空间分布特征

表 8 西伶通道内河航道底泥重金属相关系数 (Pearson 相关性)

相关系数	砷 As	汞 Hg	铅 Pb	铜 Cu	铬 Cr	锌 Zn	镍 Ni	镉 Cd
砷 As	1							
汞 Hg	0.879 *	1						
铅 Pb	0.061	0.526	1					
铜 Cu	0.160	0.610	0.990 * *	1				
铬 Cr	0.601	0.909 *	0.827	0.883 *	1			
锌 Zn	0.336	0.735	0.948 *	0.969 *	0.933 *	1		
镍 Ni	0.256	0.678	0.964 * *	0.975 * *	0.916 *	0.944 *	1	
镉 Cd	0.795	0.817	0.240	0.371	0.680	0.466	0.377	1

2.2 底泥污染现状评价

本次研究采用内梅罗综合污染指数法、变异系数法、地累积指数法和潜在生态危害指数法等对西伶通道内河航道的底泥重金属污染状况进行准确有效的评价。

2.2.1 底泥污染评价 内梅罗综合指数法。结果表明(表 9),西伶通道内河航道底泥各重金属的指数均值都小于 0.7,除了 As, Hg, Pb, 其他 5 个重金属因子的最大污染指数都超过 0.7。该内河航道底泥中 Cr 的内梅罗综合指数为 1.10, 达到Ⅲ级, 受到轻度污染; Cu 的内梅罗综合指数为 0.78, 污染级别相对较低, 属于Ⅱ级(尚清洁); 其余重金属的内梅罗综合指数都小于 0.7, 定义为Ⅰ级(清洁), 无污染。虽然大多数重金属的污染水平在清洁—尚清洁之间, 但需要及早采取措施, 以防止底泥中的重金属继续积累使其达到轻度污染的程度。

表 9 西伶通道内河航道底泥重金属污染水平

元素	\bar{P}_i	$\max(P_i)$	$\max(P_i)^2$	$P_{\text{综合}}$	污染程度
As	0.26	0.30	0.09	0.28	Ⅰ级(清洁)
Hg	0.12	0.18	0.03	0.16	Ⅰ级(清洁)
Pb	0.21	0.37	0.14	0.30	Ⅰ级(清洁)
Cu	0.49	0.98	0.96	0.78	Ⅱ级(尚清洁)
Cr	0.58	1.45	2.09	1.10	Ⅲ级(轻度污染)
Zn	0.42	0.77	0.59	0.62	Ⅰ级(清洁)
Ni	0.48	0.80	0.64	0.66	Ⅰ级(清洁)
Cd	0.61	0.73	0.54	0.68	Ⅰ级(清洁)

2.2.2 变异系数法 从表 10 结果的变异系数值大小可知, 该航道中底泥各重金属元素的变异程度为: $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{As}$, 表现数据的高度离散特性, 说明人类活动可能对该航道造成一定的影响。西伶通道内河航道研究区域底泥各重金属沿程分布规律见图 2。

表 10 西伶通道内河航道底泥重金属的变异系数

样点	砷 As	汞 Hg	铅 Pb	铜 Cu	铬 Cr	锌 Zn	镍 Ni	镉 Cd
平均值/(mg · kg ⁻¹)	6.54	0.062	61.72	49.4	115.2	104.68	24	0.18
标准差	0.60	0.015	33.89	30.57	46.80	50.12	9.44	0.024
变异系数	0.09	0.24	0.55	0.62	0.41	0.48	0.39	0.13

结果表明, Cr 和 Zn 沿程变化较大, 且变化趋势类似; Pb 和 Cu 沿程变化过程相对较慢, 变化规律一般; Ni 沿程变化规律不明显; As, Cd 和 Hg 沿程基本无变化。在航道 W₁—W₃ 范围内各重金属含量分布波动较大, 有明显峰值; 在监测点 W₃—W₅ 之间, 各个重金属因子的含量分布相对平坦, 没有明显的峰和谷, 该分布情况主要与河道的实际排污及水文情况有一定关系。

其中 60% 的采样点在Ⅰ级及以上, 达到轻度污染水平; Cr 和 Zn 的累积指数分别为 -0.49~1.93 和 -0.58~1.33, 采样点的 40% 为Ⅰ级, 20% 达到Ⅱ级, 同样是轻度污染; Cd 的地累积指数在 1.32~1.87 之间, 全部取样点均处于Ⅱ级, 污染水平已达到偏中度污染。

2.2.3 底泥污染评价 地累积指数法。从表 11 的结果可知, 航道底泥已经受到一定程度的重金属污染, 其中 Pb, Cu, Cr 和 Zn 在整条航道研究区域中均只有两处没有污染, 其余监测点都出现不同程度的污染现象。Pb 的累积指数范围在 -1.18~1.04 之间, 取样点的 40% 达到Ⅰ级, 10% 的取样点达到Ⅱ级, 已经被轻度污染; Cu 的累积指数在 -0.21, 1.94 之间,

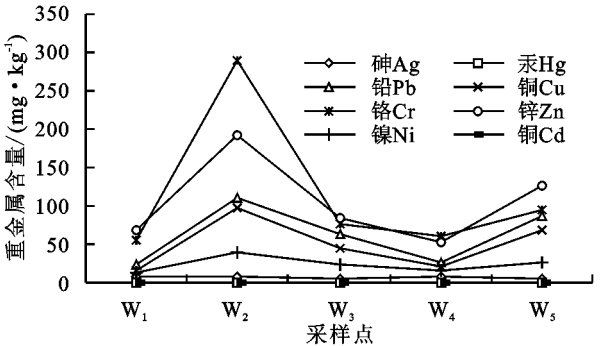


图 2 西伶通道内河航道底泥重金属的分布格局

表 11 西伶通道内河航道底泥重金属地累积指数和污染水平评价

样点	地累积指数 I _{geo}							
	砷 As	汞 Hg	铅 Pb	铜 Cu	铬 Cr	锌 Zn	镍 Ni	镉 Cd
W ₁	-0.95	-0.98	-1.18	-0.77	-0.49	-0.14	-1.68	1.58
W ₂	-0.85	-0.38	1.04	1.94	1.93	1.33	-0.05	1.87
W ₃	-1.13	-1.21	0.21	0.79	0.005	0.14	-0.73	1.32
W ₄	-1.02	-1.07	-1.08	-0.21	-0.31	-0.58	-1.38	1.74
W ₅	-1.23	-1.29	0.66	1.42	0.34	0.72	-0.68	1.50
平均值	-1.03	-0.95	0.19	0.95	0.60	0.45	-0.79	1.58
污染级别	0 级	0 级	Ⅰ级	Ⅰ级	Ⅰ级	Ⅰ级	0 级	Ⅱ级
污染程度	清洁	清洁	轻度污染	轻度污染	轻度污染	轻度污染	清洁	偏中度污染

底泥中每种重金属的富集水平大小为 $Cd > Cu > Cr > Zn > Pb > Ni > Hg > As$ 。其中基本没有出现 As, Hg 和 Ni 污染,属于清洁级别;Pb,Cu,Cr,Zn 的污染等级都是 I 级,达到轻度污染;镉污染较严重,已经达到偏中度污染水平。因此,西伶通道内河航道底泥镉污染的防治工作不能懈怠,与此同时,其他重金属因子的污染更不容忽视,防止污染趋势继续恶化。

2.2.4 潜在生态危害评价 从表 12 的计算结果可

知,5 个监测断面重金属综合生态危害指数均超过 150,达到中等生态危害。各种重金属的生态危害依次为: $Cd > Hg > Cu > Pb > As > Cr > Ni > Zn$;As,Pb,Cu,Cr,Zn 和 Ni 等对潜在生态风险指数的贡献率较小,生态污染轻微, W_2 断面的 Hg 潜在生态危害系数表现为中等生态危害,但 Cd 对潜在生态风险指数有 57.7%~74.2% 的贡献率,潜在生态危害系数为 135,生态危害最强,是产生生态危害和潜在生态风险的主要控制因子。

表 12 西伶通道内河航道底泥重金属潜在生态危害系数及指数

样点	E_r^i								RI
	砷 As	汞 Hg	铅 Pb	铜 Cu	铬 Cr	锌 Zn	镍 Ni	镉 Cd	
W_1	7.75	30.50	3.31	4.41	2.14	1.36	2.35	135.00	186.82
W_2	8.31	46.00	15.42	28.82	11.45	3.76	7.22	165.00	285.99
W_3	6.85	26.00	8.69	12.94	3.01	1.66	4.51	112.50	176.17
W_4	7.42	28.50	3.56	6.47	2.42	1.01	2.89	150.00	202.26
W_5	6.40	24.50	11.89	20.00	3.80	2.47	4.69	127.50	201.26
平均值	7.35	31.00	8.57	14.53	4.56	2.05	4.33	135.00	207.40

表 13 西伶通道内河航道底泥重金属潜在生态危害程度评价

样点	E_r^i 危害程度								RI
	砷 As	汞 Hg	铅 Pb	铜 Cu	铬 Cr	锌 Zn	镍 Ni	镉 Cd	
W_1	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	强	中等
W_2	轻微	中等	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	很强	中等
W_3	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	强	中等
W_4	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	强	中等
W_5	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	强	中等
平均值	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	轻微	强	中等

由表 13 的重金属潜在生态危害程度评价结果可知,西伶通道内河航道重金属污染总体呈现为中等生态危害,应该引起重视和加强航道的环境保护。

3 结 论

本文基于西伶通道内河航道底泥重金属污染现状的调查监测,对各种重金属的含量、空间特征及相关性进行分析。结果可知,西伶通道内河航道底泥重金属来源多样,表现一定的综合性复合污染,其中 W_2 监测断面(容桂水道)的铬指标超过《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)二级标准,其他断面的监测因子均满足《海洋沉积物质量》(GB18668—2002)第 2 类标准和《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)二级标准的相关要求。

运用内梅罗综合指数法、变异系数法、地累积指数法及潜在生态危害指数法进一步评价底泥的重金属污染状况。结果可知:Cr 的内梅罗综合指数为 1.10,为Ⅲ级,达到轻度污染;Cu 的变异系数为 0.62,变异程度较大,这可能与沿岸污染、实际水文情况有关;Cd 的地累积指数在 1.32~1.87,富集程度最高,已

达到偏中度污染;Cd 对潜在生态风险指数的贡献率为 57.7%~74.2%,潜在生态危害系数高达 135,生态危害最强,是潜在生态风险的主要控制因子^[19-21]。综上分析,西伶通道内河航道底泥的主要污染物是镉污染,镉污染主要来源于航道沿岸的工业废气中的镉随风向四周扩散,经自然沉降,蓄积于工厂周围土壤中;还有周边一些含镉工业废水灌溉农田,使土壤受到镉的污染,含镉废水多数来源于河流沿岸的采矿工业、冶炼精炼和电镀工业等,大量的含镉废水排入河流而造成镉的污染,当环境受到镉污染后,镉可在生物体内富集,通过食物链进入人体引起慢性中毒^[20,22]。

因此为了防止镉对西伶通道内河航道底泥环境的污染,必须做好环境保护工作,严格执行镉的环境卫生标准,提高人们的环保意识,强化企业治理;生产企业应放眼未来,倡导环保,严格遵守国家环保政策的相关规定,生产环保健康产品,废水均达标排放。

参考文献:

[1] 黄松宇,马鸿志,左彦东,等. 北安河底泥重金属污染评价的研究[J]. 环境科学与技术,2010,33(6):413-417.
[2] 陈昆仑,王旭,李丹,等. 1990—2010 年广州城市河流水

- 体形态演化研究[J]. 地理科学, 2013, 33(2): 223-230.
- [3] 张洪, 林超, 雷沛, 等. 海河流域河流富营养化程度总体评估[J]. 环境科学学报, 2015, 35(8): 2336-2344.
- [4] 柏建坤, 李潮流, 康世昌, 等. 雅鲁藏布江流域三条典型河流水体中溶解态元素分布特征及其水质评价[J]. 环境化学, 2014, 33(12): 2206-2207.
- [5] 贾英, 方明, 吴友军, 等. 上海河流沉积物重金属的污染特征与潜在生态风险[J]. 中国环境科学, 2013, 33(1): 147-153.
- [6] 许友泽, 刘锦军, 成应向, 等. 湘江底泥重金属污染特征与生态风险评价[J]. 环境化学, 2016, 35(1): 189-198.
- [7] 梅明, 文磊, 戚俊磊, 等. 河流底泥重金属形态分析及污染评价方法综述[J]. 价值工程, 2016, 35(9): 8-11.
- [8] 宋宪强, 雷恒毅, 余光伟, 等. 重污染感潮河道底泥重金属污染评价及释放规律研究[J]. 环境科学学报, 2008, 28(11): 2258-2268.
- [9] 唐文清, 刘利, 冯泳兰, 等. 河流底泥重金属污染现状分析及评价: 以湘江衡阳段为例[J]. 衡阳师范学院学报, 2008, 29(6): 61-65.
- [10] 田英杰. 河道底泥重金属检测及潜在生态风险评估[D]. 杭州: 中国计量学院, 2015.
- [11] 王晶, 陈军, 袁建国, 等. 珠江流域综合规划(2012—2030)的几点认识[J]. 人民珠江, 2013, 34(6): 25-27.
- [12] 孙庆业, 蓝崇钰, 杨林章. 铅锌尾矿废弃地的化学性质研究[J]. 农村生态环境, 2000, 16(4): 36-39, 44.
- [13] 王春珍, 赵玉岩, 陆继龙, 等. 吉林省辉发河底泥重金属污染评价[J]. 环境科学与管理, 2013, 38(4): 160-166.
- [14] 鲁如坤. 土壤农业化学分析法[M]. 北京: 北京农业科
- 技出版社, 1999: 235-285.
- [15] 马瑾. 珠江三角洲典型区域(东莞市)土壤重金属污染探查研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2003.
- [16] 贾振邦, 张宝权. 应用地累积指数法评价太子河沉积物中重金属污染[J]. 环境保护与循环经济, 1997, 36(4): 525-530.
- [17] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [18] Mishra K, Sharma R C, Kumar S. Contamination levels and spatial distribution of organochlorine pesticides in soil from India[J]. Ecotoxicology and Environment Safety, 2012, 76: 212-225.
- [19] Liu S D, Xia X H, Zhai Y W, et al. Black carbon(BC) in urban and surrounding rural soils of Beijing China: Spatial distribution and relationship with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [J]. Chemosphere, 2009, 76(11): 1498-1504.
- [20] MacDonald D D, Dipinto L M, Field J, et al. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19(5): 1403-1413.
- [21] 李江遐, 吴春林, 张军, 等. 生物炭修复土壤重金属污染的研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(12): 2075-2081.
- [22] 吴岩, 杜立宇, 梁成华, 等. 生物炭与沸石混施对不同污染土壤镉形态转化的影响[J]. 水土保持学报, 2018, 32(1): 286-290.

(上接第 330 页)

- [14] 岳书平, 张树文, 闫业超. 东北样带土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. 地理学报, 2007, 62(8): 879-886.
- [15] 许英勤, 胡玉昆, 马彦华. 塔里木河中下游区域开发对生态环境的影响及生态环境恢复与重建对策: 以尉犁县为例[J]. 干旱区地理, 2001, 24(4): 342-346.
- [16] 宣勇, 范一大, 王兴玲, 等. 西部荒漠典型区 LUCC 及景观格局时空变化驱动机制研究: 以尉犁县为例[J]. 干旱地区农业研究, 2012, 30(2): 188-195.
- [17] 麦麦提吐尔逊·艾则孜, 海米提·依米提, 祖皮艳木·买买提, 等. 焉耆盆地土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. 水土保持研究, 2012, 19(6): 137-141.
- [18] 祖皮艳木·买买提, 海米提·依米提, 安尼瓦尔·艾则孜, 等. 焉耆盆地生态系统服务价值对土地利用/覆被变化的响应[J]. 中国沙漠, 2014, 34(1): 275-283.
- [19] 汪洋, 靳瑰丽, 李卫红, 等. 伊犁河谷土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. 环境与可持续发展, 2017, 42(2): 151-155.
- [20] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.