

DOI: 10.5846/stxb201901150120

李家兵, 赖月婷, 吴如林, 曹石云, 谢蓉蓉, 文昊, 秦安贵, 孙志高. 河口潮间带沉积物重金属累积及生态风险评价. 生态学报, 2020, 40(5): 1650-1662.

Li J B, Lai Y T, Wu R L, Cao S Y, Xie R R, Wen H, Qin A G, Sun Z G. Accumulation and ecological risk assessment of heavy metals in estuarine intertidal sediments. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(5): 1650-1662.

河口潮间带沉积物重金属累积及生态风险评价

李家兵^{1,2,5}, 赖月婷^{1,2}, 吴如林^{1,2}, 曹石云^{4,6}, 谢蓉蓉^{1,2}, 文昊^{1,2}, 秦安贵^{1,2}, 孙志高^{3,*}

1 福建师范大学环境科学与工程学院, 福州 350007

2 福建师范大学福建省污染控制与资源循环利用重点实验室, 福州 350007

3 福建师范大学地理研究所, 湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

4 广西科技大学理学院, 柳州 545006

5 美国路易斯安那州立大学农学院, 巴吞鲁日 70803

6 美国路易斯安那州立大学经济系, 巴吞鲁日 70803

摘要:于 2015 年 7 月份在闽江口鱗鱼滩湿地布设两条样带(T1 和 T2), 并分别选取 5 个采样点采集沉积物样品。因重金属 Co 和 V 对动物和人类会造成一定危害, 且闽江河口潮间带 Co 和 V 的研究较少, 则对其理化性质、Co 和 V 的空间分布特征以及污染程度等进行了研究, 旨在为 Co 和 V 的污染研究提供参考。结果显示, 该沉积物中 Co 和 V 的平均浓度分别为 15.19 mg/kg、102.94 mg/kg, 均高于福建省背景浓度, 与其他河口对比, Co 和 V 浓度处于中等水平。Co 和 V 的含量由陆向海方向略有下降。地累积指数法分析得出沉积物中 Co 含量呈现轻度污染状态, V 呈现无污染状态。此外, Co 和 V 的潜在生态危害系数 E_i^p 分别为 7.24—14.85 和 1.47—4.17, 表明潜在生态危害轻微, 闽江河口潮间带沉积物中 Co 和 V 属于轻度污染。

关键词:河口; 潮间带; 沉积物; 重金属; 生态风险

Accumulation and ecological risk assessment of heavy metals in estuarine intertidal sediments

LI Jiabing^{1,2,5}, LAI Yueting^{1,2}, WU Rulin^{1,2}, CAO Shiyun^{4,6}, XIE Rongrong^{1,2}, WEN Hao^{1,2}, QIN Angui^{1,2}, SUN Zhigao^{3,*}

1 College of Environmental Science and Engineering, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 Key Laboratory of Pollution Control and Resource Recycling of Fujian Province, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

3 Institute of Geography, Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process (Fujian Normal University), Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

4 School of Science, Guangxi University of Science and Technology, Liuzhou 545006, China

5 College of Agriculture, Louisiana State University, Baton Rouge 70803, USA

6 Department of Economics, Louisiana State University, Baton Rouge 70803, USA

Abstract: In July 2015, two sample strips (T1 and T2) were laid in the squid beach wetland of Min River Estuary, and five sampling sites were selected to collect sediment samples. Due to the harmful effects of heavy metals Co and V on human beings and animals, and few studies on Co and V in the intertidal zone of the Min River Estuary, the physical and chemical properties, spatial distribution characteristics of Co and V, and the degree of their pollution were studied to provide data reference for pollution research of Co and V. The results showed that the average concentrations of Co and V in the sediment

基金项目:福建省属高校科研专项立项项目(JK2017011);福建省公益类科研院所重点项目(2016R1032-1);福建省“闽江学者奖励计划”项目;大学生创新创业训练计划(cxxl-2019204)

收稿日期:2019-01-15; 网络出版日期:2019-12-17

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhigaosun@163.com

were 15.19 mg/kg and 102.94 mg/kg respectively, which were higher than the background concentration in Fujian Province. Compared with other estuaries, the concentrations of Co and V were moderate. The contents of Co and V decreased slightly from the land to the sea. The ground accumulation index method showed that the Co content in the sediment was slightly polluted, and V showed no pollution. In addition, the potential ecological hazard coefficients of Co and V were 7.24—14.85 and 1.47—4.17 respectively, indicating that the potential ecological hazard was slight. Co and V in the intertidal sediments of the Min River estuary were mildly polluted.

Key Words: estuary; intertidal zone; sediments; heavy metal; ecological risk

潮间带是指在潮汐周期内海水涨淹退时裸露,在高潮线与低潮线之间的区域^[1],是海陆交汇最活跃的地带之一,受海洋、陆地和人类活动影响,它也是各种污染物如重金属等的源和汇。含重金属的工农业废水随水流到达河口,通过各种物理、化学和生物过程进入沉积物中,或经波浪潮汐作用又被释放到海水当中,影响海洋生物,威胁生态系统和水质安全,最终经过食物链的不断累积,从而影响人类健康^[2-3]。

重金属含量也是海洋环境的重要表征,对其的检测已成为评价海洋环境污染程度的重要途径之一^[4]。重金属因其毒性以及污染持久性成为影响沉积物比较严重的一类,对海域附近重金属污染的研究,各国学者在各方面开展了许多的工作。在国外,20世纪70年代对水系中重金属的研究已经展开^[5]。Salas等^[6]通过对印度 Cochin 河口沉积物的检测分析得重金属中含量最高的是 Fe,最低的是 Cd,采用污染负荷指数的评价方法表明北岸比南岸污染严重。Nethaji等^[7]研究者测定了 Vellar 和 Coleroon 河口沉积物的重金属含量,采用污染负荷指数法、地累积指数法和污染因子的评价方法,表明该区域受重金属污染,含量由高到低依次是 Cu>Ni>Pb>Co>Cr>Zn>Mn>Fe,并用 Pearson 矩阵和因子分析得 Cu、Ni 和 Pb 的污染源主要是人类生产活动的污染排放。Abadi等^[8]通过测定 Caspian Sea 南部海岸沉积物重金属,结合地累积指数法、富集因子法和潜在生态风险指数法发现在向海洋中排放沉积物的河流中,Cd、Pb、Cu、Mn 和 Fe 含量较高,在 Gorgan 湾,Zn、Ni 和 Co 含量最高,研究区域为 Zn 和 Cd 污染区域。Kanat等^[9]人研究了 Golden Horn(土耳其伊斯坦布尔)表层沉积物重金属含量表明重金属(Zn、Cr、Cu、Pb、Cd 和 Ni)浓度较低,重金属组分通常以残留形式存在,且将研究中获得的值与文献进行比较发现其表层沉积物污染程度低于其他地区。与国外相比较,国内的研究虽然起步的较晚但发展迅速,主要的研究对象是黄河口、长江口和五大湖等^[10]。樊娟等人^[11]分析了洞庭湖表层底泥中 Cd、Pb、Cu、Zn、As、Hg 和 Cr 7 种元素的含量,并采用潜在生态风险指数法和土壤环境质量标准首次评价了各河流入湖口和各子湖区(段)表层底泥重金属的污染状况,研究表明,其中 Cd 污染最为严重,而 Cr 最轻,五大湖区的潜在生态风险指数高,其中西洞庭湖最高;钱贞兵等^[12]连续监测了 2 年的巢湖底泥中的重金属含量,采用内梅罗综合污染指数法和地累积指数法来评价底泥中各重金属污染程度,其研究表明其污染程度等级为清洁;李丽等^[2]采用地累积指数法对丹江河流沉积物重金属的污染水平进行了潜在生态风险评价得除了 Cd 污染较严重外,其余的重金属均属轻微生态危害程度;张运等人^[13]以新丰江水库表层沉积物为研究对象,测定重金属(Co、Pb、As、Cd、Cu 和 Ni)含量,通过地累积指数法评价得出污染最小的是 Cu,而 Cd 的污染程度最高,通过风险评估编码法评估环境受 As、Ni 和 Pb 污染小;孙钦帮等^[4]则通过测定广东红海湾表层沉积物重金属含量,分析其时空分布特征并采用单因子污染指数法和潜在生态危害指数法评价其污染程度和生态风险得出红海湾表面沉积物的生态危害较小,海洋环境较好;孙志高等^[14]学者分析了闽江河口沉积物中 Zn、Cr、Pb、Cu、Ni 5 种重金属的空间分布特征并评估了其潜在毒性。

综上所述,目前针对重金属污染状况评价还未制定统一的标准,现有的常用评价方法有地累积指数法、单项污染指数法、潜在生态危害指数法、内梅罗综合污染指数法和富集因子法等,这些评价方法各具特色,但应用具有各自的局限性,因此应采用多种方法以更有效地评价重金属潜在风险^[15]。Shah 等人^[16]利用地累积指数法及富集因子法评价印度 Tapi 河口表层沉积物重金属的污染程度,两种方法可以相互补充和借鉴。近年来,重金属的研究取得了一定的进展,评估重金属污染程度的方法较多,但国内外对于闽江河口潮间带重金属

尤其是 Co 和 V 的污染分布和生态评估鲜有报道。有报道称,钴虽然是植物生长的必需微量元素,是组成维生素 B 组的一种,但是如果浓度过高将毒害植物,进入人体后轻则会引起脱发,重则破坏血液里的细胞组织,导致白血球减少,引发血液系统疾病,比如再生性障碍性贫血,甚至患上白血病;钒化合物进入人体后,轻则呼吸困难,重则损害呼吸系统和神经系统,可能会引起肾炎、支气管炎和肺炎等疾病^[17]。因此这两种重金属到达一定含量时,无论是对海洋生物还是人类的健康的毒性都非常大,甚至会导致死亡。

鉴于此,本文通过对闽江河口潮间带重金属元素 Co 和 V 的空间分布特征以及沉积物理化性质进行分析,同时采用地累积指数法和潜在生态风险指数法对 Co 和 V 的污染程度进行定量分析,评估其对研究区域的生态风险,旨在为福建省闽江河口潮间带环境管理、污染治理和海洋可持续发展提供科学依据。

1 研究区域

闽江发源于武夷山脉,汇聚于台湾海峡,是我国东南沿海最大的河流,地理坐标为:119°35′51″—119°41′12″E,26°01′07″—26°04′34″N。面积约 878 hm²,主要由草洲和沙泥质滩地形成,闽江河口湿地为亚热带海洋性季风区,年平均气温 19℃,年均降水量 153 d,年均降水量为 1300 mm。植被以莎草科的咸草、禾本科芦苇和互花米草为主,底栖生物类型丰富,是各类候鸟向内陆迁徙的中转站。鳔鱼滩湿地地处闽江入海口,是闽江河口最大的一块湿地,其土质类型属滨海盐土,主要天然植被包括短叶荻、芦苇、互花米草、扁穗莎草等^[18]。

2 样品采集和研究方法

2.1 样品采集

2015 年 7 月,采用定位研究的方法,如图 1 所示,在闽江入海口鳔鱼滩湿地的西北部布设了两条垂直于堤坝的典型样带(T1 和 T2),即从植被沼泽延伸到泥滩的典型样带。在每条样带 5 个点分别采集了柱状样本,芦苇带 *Phragmites australis* marsh belt(C1);芦苇和短叶荻带 *Phragmites australis* and *Cyperus malaccensis* marsh belt(C2);短叶荻带 *Cyperus malaccensis* marsh belt(C3);互花米草带 *Spartina alterniflora* marsh belt(C4);扁穗莎草带 *Cyperus compressus* marsh belt(C5),T1 和 T2 样带的距离约为 200 m,而每条样带取样点之间的距离为约为 60—100 m。在每个采样点在 0—10 cm 的深度,用手工取样器采集 3 个表面样品,在 0—60 cm 的深度每间隔 10 cm 处采集 3 个剖面样品,共采取了 30 份表面样品和 180 份剖面样品。分别用便携式 pH 计(IQ 150)和土壤溶液电导率仪现场测定各深度沉积物 pH 值和电导率(EC)。样品带回实验室,通过自然风干、研磨、过筛、去除植物根系和杂物等初步处理后装袋备用^[19]。

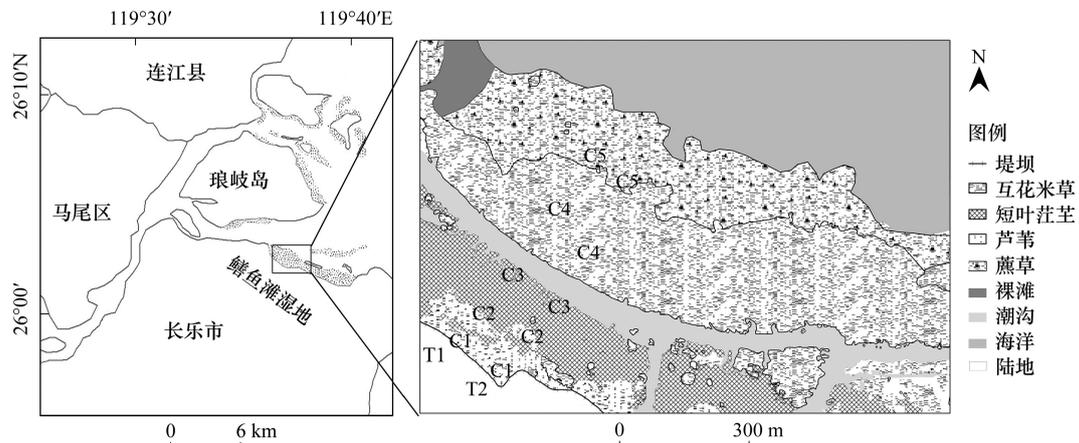


图 1 闽江河口潮间带沉积物采样点位示意图

Fig.1 Sketch of the Min river estuary and sampling sites

C1: 芦苇带 *Phragmites australis* marsh belt; C2: 芦苇和短叶荻带 *Phragmites australis* and *Cyperus malaccensis* marsh belt; C3: 短叶荻带 *Cyperus malaccensis* marsh belt; C4: 互花米草带 *Spartina alterniflora* marsh belt; C5: 扁穗莎草带 *Cyperus compressus* marsh belt

2.2 样品测定

称取约 0.040 g 样品放入 PTFE 内胆中,然后再注入 0.5 mL 浓硝酸、1.5 mL 氢氟酸后密封,放进涂有 PTFE 涂层的聚四氟乙烯溶样罐内,在 150℃ 烘箱中加热 12 h。待冷却后取出 PTFE 内胆,再加 0.25 mL 高氯酸于 PTFE 内胆中,将 PTFE 内胆放到通风良好的电热板上进行消解,消解至开始冒白烟为止,待溶液蒸干后,往内胆中注入 1 mL 浓硝酸和 2 mL 高纯水后密封,将内胆置于有 PTFE 涂层的聚四氟乙烯溶样罐内,于 150℃ 烘箱中回溶 12 h。待完全冷却后,把内胆内的溶液移至 50 mL 的 PTFE 瓶内,并用超纯水稀释到 50 mL 后使其充分混合,过滤膜待测。每个样品做 3 个平行样。

用 ICP-aes 测定了所有样品中重金属 (Co、V) 的浓度含量。质量保证和质量控制采用重复评估、样品空白和来自国家标准研究中心标准参考物质 (GBW 07407) 进行评估在每批样品 (每 20 份样品两份空白,一份标准物质) 中。所用标准物质的回收率在 80%—120% 之间。用元素分析仪测定总氮 (TN) 和总硫 (TS)。沉积物在 105℃ 烘干 24 h,测定沉积物容重 (BD) 和水分含量^[20]。

2.3 数据计算和评价方法

2.3.1 统计分析

采用 Excel 表格对沉积物原始数据进行整理、分类和处理,用 SPSS 11.0 统计软件对实验数据进行分析,使用 Origin 8.0 绘图软件绘制图件。

2.3.2 地累积指数法

地累积指数法是由德国科学家提出的一种评价沉积物重金属污染的办法^[10],其公式为:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 [C_n / (K \times B_n)]$$

式中, I_{geo} 为地质富集系数; C_n 为在沉积物中某一重金属的实际测定浓度 (mg/kg); K 为修正系数,主要用于校正各区域岩石因岩性差异引起的背景值变动的系数,一般取 1.5; B_n 为沉积岩中某种重金属元素的地球化学背景值本文采用福建沉积物重金属环境背景值 (mg/kg) 作为 B_n ,见表 1。根据 I_{geo} 的不同,将重金属污染水平划成 7 个等级,见表 2。

表 1 福建省重金属元素含量背景平均值/(mg/kg)

Table 1 The background values of heavy metals in Fujian province

重金属元素 Heavy metals	背景平均值 Average background value	重金属元素 Heavy metals	背景平均值 Average background value
钴 Co	7.41	钒 V	78.3

表 2 沉积物重金属地累积指数和污染程度的分级

Table 2 Geoaccumulation index of heavy metals in sediment sand grading of pollution levels

地累积指数 I_{geo}	级别 Levels	污染程度 Pollution degree	地累积指数 I_{geo}	级别 Levels	污染程度 Pollution degree
$I_{\text{geo}} \leq 0$	0	无污染	$1.5 \leq I_{\text{geo}} < 2.0$	4	强度污染
$0 \leq I_{\text{geo}} < 0.7$	1	轻度污染	$2.0 \leq I_{\text{geo}} < 2.5$	5	强-极强度污染
$0.7 \leq I_{\text{geo}} < 1$	2	中度污染	$I_{\text{geo}} \geq 2.5$	6	极强度污染
$1 \leq I_{\text{geo}} < 1.5$	3	中-强度污染			

I_{geo} : 地累积指数 Index of geoaccumulation

2.3.3 潜在生态危害指数法

本文采用瑞典科学家 Hakanson 提出的潜在生态危害指数法对闽江口湿地沉积物重金属进行评价^[10],其计算公式为:

$$RI = \sum_i^M E_r^i = \sum_i^m T_r^i \times \frac{C^i}{C_n^i}$$

式中, RI 是综合潜在生态风险指数; E_r^i 是单项金属潜在生态风险因子; T_r^i 是不同重金属生物毒性系数(表 3); C^i 是沉积物中重金属实测浓度 (mg/kg); C_n^i 为计算所需要的沉积物背景参考值 (mg/kg)。沉积物重金属潜在生态危险度的划分标准如表 4 所示。

表 3 沉积物重金属生物毒性系数

Table 3 Toxicity coefficient of heavy metals in sediments

元素 Elements	钴 Co	钒 V
生物毒性系数 (T_r^i)	5	2

T_r^i : 生物毒性系数 Biototoxicity coefficient

表 4 综合及单项潜在生态风险评价指数与分级标准

Table 4 Comprehensive and single potential ecological risk assessment index and grading standard

潜在生态危害度 Degree of potential ecological harm	轻微 Slight	中度 Medium	强 Strong	很强 Very strong	极强 Extremely strong
潜在生态风险因子 (E_r^i)	$E_r^i < 40$	$40 \leq E_r^i < 80$	$80 \leq E_r^i < 160$	$160 \leq E_r^i < 320$	$E_r^i \geq 320$

E_r^i : 潜在生态风险因子 Potential ecological risk

3 结果分析

3.1 潮间带的重金属分布

3.1.1 重金属在表层沉积物中的水平分布

如图 2 所示, 潮间带表层沉积物中重金属含量 $V > Co$ 。T1 和 T2 样带表层沉积物的 2 种重金属各含量无显著性差异, 总体上由陆向海呈现上下波折式下降之势: 从 C1 样点到 C2 样点以及 C3 样点到 C4 样点, Co 和 V 的含量呈增长趋势; 从 C2 样点到 C3 样点以及 C4 到 C5 样点, Co 和 V 的含量呈递减趋势。

3.1.2 重金属在沉积物中的垂直分布

由图 3 可知, Co 在 T1 和 T2 样带除 C5 外其余四个样点剖面的重金属浓度无显著性差异。在图 3 中我们还可以看出 V 在两条样带的 0—30 cm 深度重金属浓度变化趋势基本相同, 而在 30—60 cm 深度重金属浓度的变化趋势却呈相反趋势。此外, 可以发现 C5 样点两种重金属在垂直方向的含量变化比其他 4 个样点更为显著。

闽江口潮间带沉积物中两种 Co 和 V 两种重金属元素 Pearson 相关性分析结果如表 5 所示, Co 和 V 呈显著正相关 ($P < 0.05$); 这两种金属与电导率、pH 均呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 与粒径、有机质均呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与体积含水量呈显著负相关 ($P < 0.05$), 与总氮、总硫呈正相关。

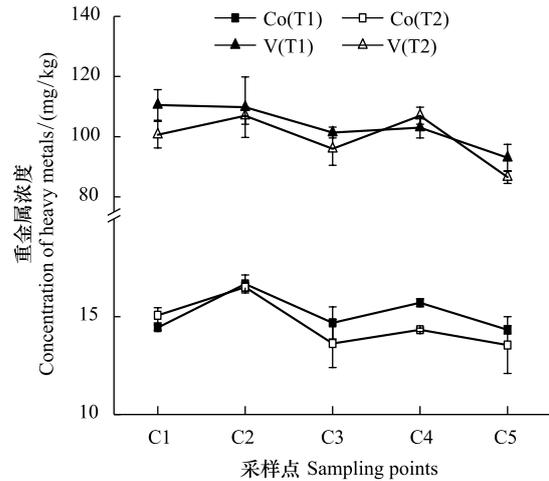


图 2 表层沉积物中重金属的分布

Fig.2 Distribution of heavy metals in surface sediments

Co(T1): 1 号样带钴含量 Cobalt of 1 transect; Co(T2): 2 号样带钴含量 Cobalt of 2 transect; V(T1): 1 号样带钒含量 Vanadium of 1 transect; V(T2): 2 号样带钒含量 Vanadium of 2 transect

表 5 鱗鱼滩湿地沉积物重金属元素和理化性质的相关性分析

Table 5 Correlation analysis of heavy metals and petrochemical proprieties sediments of Shanyutan wetland

	钴 Co	钒 V	总氮 Total nitrogen (TN)	总硫 Total sulfur (TS)	粒径 Diameter	有机质 Organic matter (SOM)	电导率 Electrical conductivity (EC)	pH Power of hydrogen	体积含水量 Volumetric water content
钴 Co	1	0.943 *	0.502	0.396	0.864 *	0.896 *	0.937 **	0.784 **	-0.867 *
钒 V	0.943 *	1	0.759	0.224	0.727 *	0.851 *	0.478 **	0.947 **	-0.794 *

** 在 0.01 水平(双侧)上显著相关; * 在 0.05 水平(双侧)上显著相关

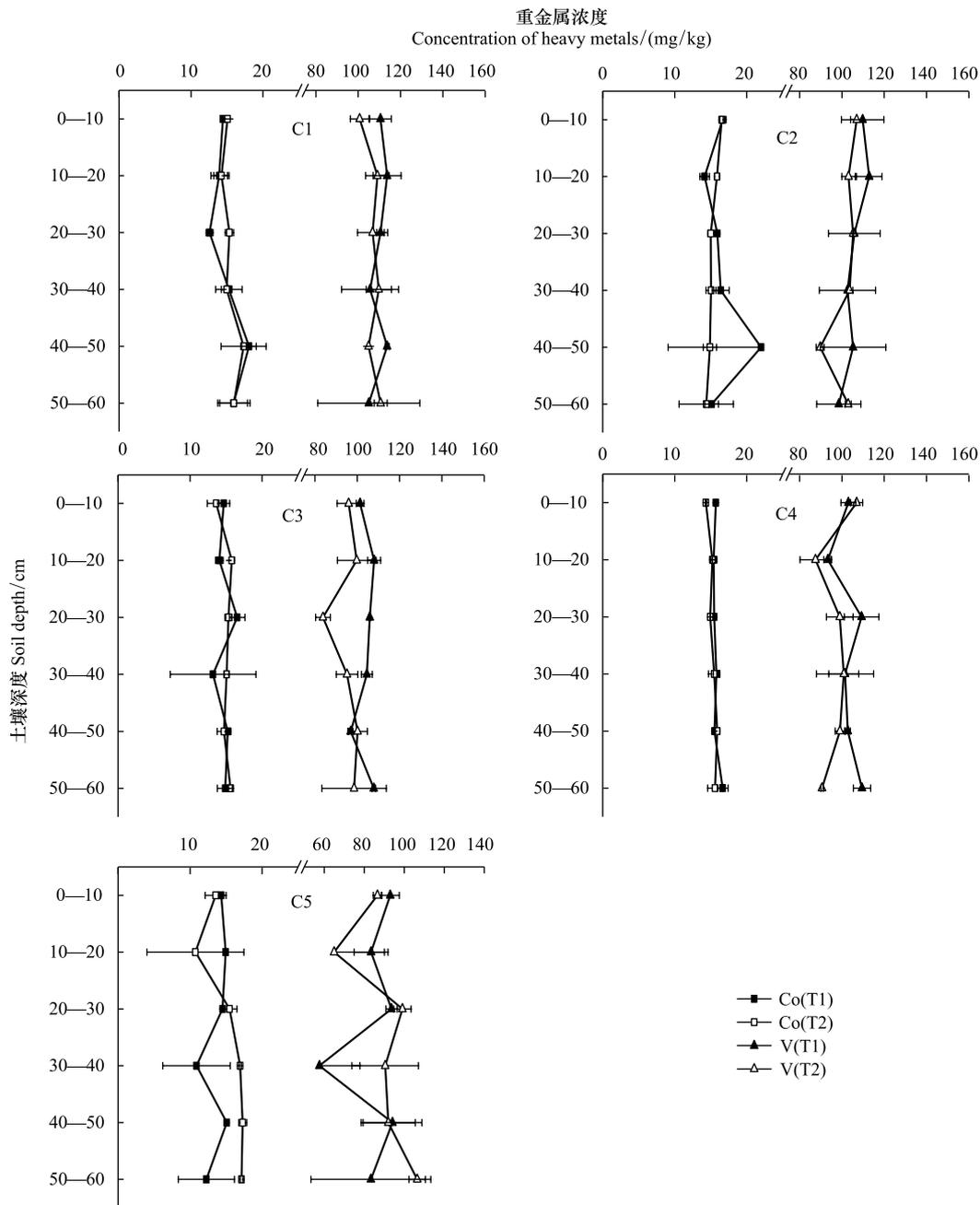


图3 剖面重金属浓度的垂直分布

Fig.3 Vertical distribution of heavy metal concentration in profile

由表 6 中可以看出 C5 样点的电导率(EC)在 5 个样点中是最大的,而且闽江河口湿地土壤酸度大,所以 pH 对其重金属浓度的影响也不容忽视。

闽江口潮间带沉积物中重金属平均含量 Co 为 15.19 mg/kg、V 为 102.94 mg/kg,与福建省重金属含量背景值(表 1)相比,两种重金属的含量均高于背景值,Co 的含量约为背景值的 2 倍,而 V 的含量约为背景值的 1.3 倍。如表 7 所示,与国内的其他河口相比,本次研究的湿地沉积物中 Co 含量低于沅江下游入湖段河床、东平湖口以及福建罗源湾而高于其他河口,V 的含量低于沅江下游入湖段河床、东平湖、福建罗源湾以及海南万泉河口而高于其他河口;相较于国外的其他河流,Co 含量高于 Qua Iboe estuary 而低于其他河口,V 亦高于 Qua Iboe estuary。

表 6 两条样带 5 个采样点表层沉积物(0—10 cm)的理化性质

Table 6 Physical and chemical properties of surface sediment (0—10 cm) in five marshes of the two transects

样带 Transects	采样点 Sampling points	容重 Bulk density (BD)/ (g/cm ³)	粒径 Diameter/%			含水率 Water content/%	pH	电导率 Electrical conductivity (EC)/(mS/cm)
			<4 μm	4—63 μm	>63 μm			
T1	C1	0.82±0.03	28.14±0.91	57.26±1.78	14.59±0.90	54.69±3.57	5.94±0.31	2.33±0.60
	C2	0.79±0.06	25.38±0.56	70.55±1.60	4.06±2.15	56.79±4.23	6.08±0.06	3.08±0.09
	C3	0.89±0.10	27.07±1.50	68.56±0.89	4.37±0.64	52.46±5.58	5.98±0.17	1.94±0.09
	C4	0.84±0.09	29.99±1.45	67.90±1.99	2.12±2.23	59.85±7.67	5.82±0.06	1.90±0.04
	C5	0.83±0.14	34.95±0.12	63.54±0.56	1.51±0.17	58.27±7.12	6.12±0.03	3.87±0.43
T2	C1	0.90±0.01	29.39±0.68	58.34±3.73	12.27±4.25	51.85±4.25	6.45±0.49	2.36±0.11
	C2	0.86±0.11	31.99±1.08	67.38±0.15	0.62±0.05	52.61±7.76	5.75±0.14	1.69±0.05
	C3	0.90±0.01	12.27±2.55	58.34±7.41	29.40±9.58	54.82±1.36	6.12±0.07	1.60±0.19
	C4	0.90±0.09	29.87±0.28	68.58±0.12	1.56±0.14	55.08±0.42	6.21±0.22	0.67±0.28
	C5	0.91±0.19	26.41±0.11	71.67±0.60	1.92±0.10	57.89±4.70	6.26±0.04	2.61±0.30

T1:1 号样带 1 transect; T2:2 号样带 2 transect; C1: 芦苇带 *Phragmites australis* marsh belt; C2: 芦苇和短叶荻带 *Phragmites australis* and *Cyperus malaccensis* marsh belt; C3: 短叶荻带 *Cyperus malaccensis* marsh belt; C4: 互花米草带 *Spartina alterniflora* marsh belt; C5: 扁穗莎草带 *Cyperus compressus* marsh belt

表 7 闽江河口和其他河口重金属含量的比较/(mg/kg)

Table 7 Comparison of heavy metal contents between Min river estuary and other estuaries

研究区域 Study area	钴 Co	钒 V
闽江河口	15.19(5.97—31.13)	102.94(29.41—225.85)
泉州湾洛阳江 ^[21]	11.14(10.14—14.43)	80.41(62.96—100.80)
晋江河口 ^[22]	12.53(10.53—15.14)	70.11(48.66—119.00)
沉江下游入湖段河床 ^[23]	15.40(11.66—18.02)	103.60(76.32—128.20)
东平湖 ^[24]	16.20(13.40—21.60)	103.85(84.00—123.00)
巢湖 ^[25]	—	88.49(66.31—105.14)
福建罗源湾 ^[26]	20.48(19.45—21.33)	134.75(128.13—139.93)
海南万泉河口 ^[27]	12.21(10.00—14.80)	126.80(51.10—197.20)
Dhamara ^[28]	347.04(298.00—416.10)	—
Ganges ^[28]	67.00	—
Qua Iboe estuary ^[29]	0.15—0.53	2.90—9.30

“—”有数据部分表示重金属浓度的最低值到最高值范围;“—”无数据部分表示无此重金属浓度值

3.2 重金属污染及生态风险评价

3.2.1 地累积指数评价

闽江河口湿地潮间带沉积物重金属地累积指数 I_{geo} 和分级结果如表 8 所示,从表中可以发现,Co 的地理累积指数介于 0.17—0.70 之间,在两条样带基本都呈现轻度污染状态;而 V 的地理累积指数介于 -0.70—-0.05 之间,在两条样带都呈无污染状态。

由图 4 可看出两条样带的地累积指数中重金属 Co 除了 C1 样点外其余含量相差较大,重金属 V 则除了 C4 样点外其余样点含量差距及变化较大。

3.2.2 潜在生态危害评价

按照潜在生态危害评价法对沉积物中 2 种重金属元素进行评价,结果见表 9。沉积物背景值采用福建省沉积物重金属背景值(表 1)。

由表 9 可知沉积物中 2 种重金属元素的潜在生态风险程度为 $Co > V$ 。其中,Co 的潜在生态风险因子介于 7.24—14.85;V 的潜在生态风险因子介于 1.47—4.17;根据单因子潜在生态风险因子可知,Co 和 V 在两条样

带中的潜在生态风险因子均小于 40,且重金属风险指数 RI 介于 8.82—15.08 之间,潜在生态危害轻微。

表 8 鳝鱼滩湿地地累积指数评价结果

Table 8 Assessment results of Shanyutan wetland by geoaccumulation index

采样点 Sampling points	深度 Depth/cm	钴 Co						钒 V					
		1 号样带 T1			2 号样带 T2			1 号样带 T1			2 号样带 T2		
		地累积 指数	级别	污染 程度									
C1	0—10	0.38	1	轻	0.37	1	轻	-0.09	0	无	-0.22	0	无
	10—20	0.32	1	轻	0.35	1	轻	-0.09	0	无	-0.11	0	无
	20—30	0.18	1	轻	0.46	1	轻	-0.05	0	无	-0.10	0	无
	30—40	0.45	1	轻	0.43	1	轻	-0.16	0	无	-0.10	0	无
	40—50	0.70	1	轻	0.63	1	轻	-0.05	0	无	-0.09	0	无
	50—60	0.51	1	轻	0.51	1	轻	-0.38	0	无	-0.16	0	无
C2	0—10	0.58	1	轻	0.57	1	轻	-0.10	0	无	-0.29	0	无
	10—20	0.35	1	轻	0.52	1	轻	-0.06	0	无	-0.19	0	无
	30—40	0.52	1	轻	0.43	1	轻	-0.15	0	无	-0.16	0	无
	30—40	0.56	1	轻	0.44	1	轻	-0.20	0	无	-0.18	0	无
	40—50	0.57	1	轻	0.42	1	轻	-0.16	0	无	-0.39	0	无
	50—60	0.44	1	轻	0.35	1	轻	-0.26	0	无	-0.19	0	无
C3	0—10	0.40	1	轻	0.29	1	轻	-0.19	0	无	-0.44	0	无
	10—20	0.34	1	轻	0.51	1	轻	-0.12	0	无	-0.24	0	无
	20—30	0.57	1	轻	0.46	1	轻	-0.15	0	无	-0.49	0	无
	30—40	0.17	1	轻	0.44	1	轻	-0.17	0	无	-0.30	0	无
	40—50	0.46	1	轻	0.40	1	轻	-0.28	0	无	-0.23	0	无
	50—60	0.42	1	轻	0.49	1	轻	-0.12	0	无	-0.26	0	无
C4	0—10	0.50	1	轻	0.28	1	轻	-0.21	0	无	-0.14	0	无
	10—20	0.47	1	轻	0.45	1	轻	-0.33	0	无	-0.43	0	无
	20—30	0.48	1	轻	0.43	1	轻	-0.11	0	无	-0.25	0	无
	30—40	0.51	1	轻	0.48	1	轻	-0.22	0	无	-0.22	0	无
	40—50	0.48	1	轻	0.52	1	轻	-0.19	0	无	-0.25	0	无
	50—60	0.58	1	轻	0.49	1	轻	-0.10	0	无	-0.37	0	无
C5	0—10	0.37	1	轻	0.44	1	轻	-0.34	0	无	-0.42	0	无
	10—20	0.43	1	轻	0.55	1	轻	-0.50	0	无	-0.24	0	无
	20—30	0.38	1	轻	0.48	1	轻	-0.33	0	无	-0.25	0	无
	30—40	0.37	1	轻	0.61	1	轻	-0.70	0	无	-0.39	0	无
	40—50	0.44	1	轻	0.64	1	轻	-0.33	0	无	-0.36	0	无
	50—60	0.41	1	轻	0.62	1	轻	-0.32	0	无	-0.17	0	无

表 9 闽江口湿地潜在生态危害指数评价结果

Table 9 Evaluation results of potential ecological hazard index of Min river estuary wetland

采样点 Sampling points	深度 Depth/cm	1 号样带 T1			2 号样带 T2				
		钴的潜在生 态风险因子 $E_r^i(\text{Co})$	钒的潜在生 态风险因子 $E_r^i(\text{V})$	风险指数 RI	危害度 Extent of hazards	钴的潜在生 态风险因子 $E_r^i(\text{Co})$	钒的潜在生 态风险因子 $E_r^i(\text{V})$	风险指数 RI	危害度 Extent of hazards
C1	0—10	9.74	2.82	12.57	轻微	9.67	2.57	12.24	轻微
	10—20	9.39	2.82	12.21	轻微	9.60	2.79	12.39	轻微
	20—30	8.49	2.90	11.39	轻微	10.35	2.81	13.16	轻微
	30—40	10.30	2.70	12.99	轻微	10.09	2.80	12.89	轻微
	40—50	12.18	2.90	15.08	轻微	11.68	2.83	14.50	轻微

续表

采样点 Sampling points	深度 Depth/cm	1 号样带 T1			2 号样带 T2				
		钴的潜在生态 风险因子 $E_r^i(\text{Co})$	钒的潜在生态 风险因子 $E_r^i(\text{V})$	风险指数 RI	危害度 Extent of hazards	钴的潜在生态 风险因子 $E_r^i(\text{Co})$	钒的潜在生态 风险因子 $E_r^i(\text{V})$	风险指数 RI	危害度 Extent of hazards
C2	50—60	10.73	2.35	13.08	轻微	10.76	2.68	13.44	轻微
	0—10	11.24	2.80	14.05	轻微	11.14	2.45	13.60	轻微
	10—20	9.56	2.88	12.44	轻微	10.72	2.63	13.35	轻微
	20—30	10.74	2.70	13.45	轻微	10.13	2.69	12.82	轻微
	30—40	11.06	2.62	13.69	轻微	10.15	2.65	12.80	轻微
	40—50	14.85	4.17	19.02	轻微	10.05	2.29	12.34	轻微
C3	50—60	10.21	2.52	12.73	轻微	9.71	2.63	12.34	轻微
	0—10	9.91	2.63	12.54	轻微	9.20	2.21	11.41	轻微
	10—20	9.50	2.76	12.25	轻微	10.65	2.55	13.20	轻微
	20—30	11.17	2.71	13.87	轻微	10.35	2.14	12.49	轻微
	30—40	8.90	2.67	11.58	轻微	10.17	2.43	12.61	轻微
	40—50	10.29	2.48	12.77	轻微	9.93	2.56	12.49	轻微
C4	50—60	10.05	2.75	12.81	轻微	10.54	2.52	13.06	轻微
	0—10	10.60	2.59	13.19	轻微	9.15	2.73	11.88	轻微
	10—20	10.40	2.38	12.78	轻微	10.27	2.24	12.51	轻微
	20—30	10.45	2.79	12.34	轻微	10.07	2.53	12.60	轻微
	30—40	10.66	2.59	13.25	轻微	10.45	2.58	13.03	轻微
	40—50	10.47	2.63	13.10	轻微	10.73	2.53	13.27	轻微
C5	50—60	11.24	2.80	14.04	轻微	10.53	2.31	12.85	轻微
	0—10	9.67	2.38	12.04	轻微	10.17	2.24	12.41	轻微
	10—20	10.09	2.13	12.22	轻微	7.24	1.66	8.90	轻微
	20—30	9.79	2.39	12.18	轻微	10.45	2.53	12.98	轻微
	30—40	7.35	1.47	8.82	轻微	11.45	2.31	13.76	轻微
	40—50	10.18	2.40	12.59	轻微	11.68	2.35	14.03	轻微
	50—60	8.28	2.13	10.41	轻微	11.51	2.66	14.17	轻微

RI : 风险指数 Risk index; $E_r^i(\text{Co})$: 钴的潜在生态风险因子 Potential ecological risk of cobalt; $E_r^i(\text{V})$: 钒的潜在生态风险因子 Potential ecological risk of vanadium

4 讨论

潮滩重金属沿岸分布主要受植被分布、水动力条件、泥沙颗粒粒度成分、人类活动、污染物来源和传输方式、风暴潮等影响。这些影响因子存在差异,使得闽江河口潮间带沉积物重金属在水平和垂直分布也存在差异。

由图 2 可知两条样带表层沉积物中 Co 和 V 的含量从陆地沿海洋方向为波动式下降,且 C5 样点重金属含量普遍较低,根据以往的研究表明,地形对重金属的迁移率有显著的影响^[30],受强烈潮汐冲刷影响的地点一般重金属浓度较低,而水流量相对较低的地点则有利于重金属颗粒的沉积。C1 和 C2 样点位于离海岸较远的地方,只有在高潮或者是中潮的时候才会被淹没。而 C3、C4 和 C5 样点毗邻海洋,经常在低潮的时候被淹没。因此,从 C1 到 C5 方向,地形坡度逐渐降低,表层沉积物中水的动力增强,有利于重金属的迁移^[31],但可能因沉积物的过滤滞留作用,导致 Co 和 V 的含量逐渐降低。

从图 3 和图 4 推测可能是由于 C3、C4、C5 这 3 个样点采样点靠近海洋,受潮汐作用影响较大,导致两条样带重金属含量产生变化,从而导致两条样带的地累积指数产生差异。而 C4 样点变化较小可能是由于 C4 样点的主要植被类型为互花米草,从入侵为重成为优势种,其特定的生境及长期适应,使得其对金属元素具有

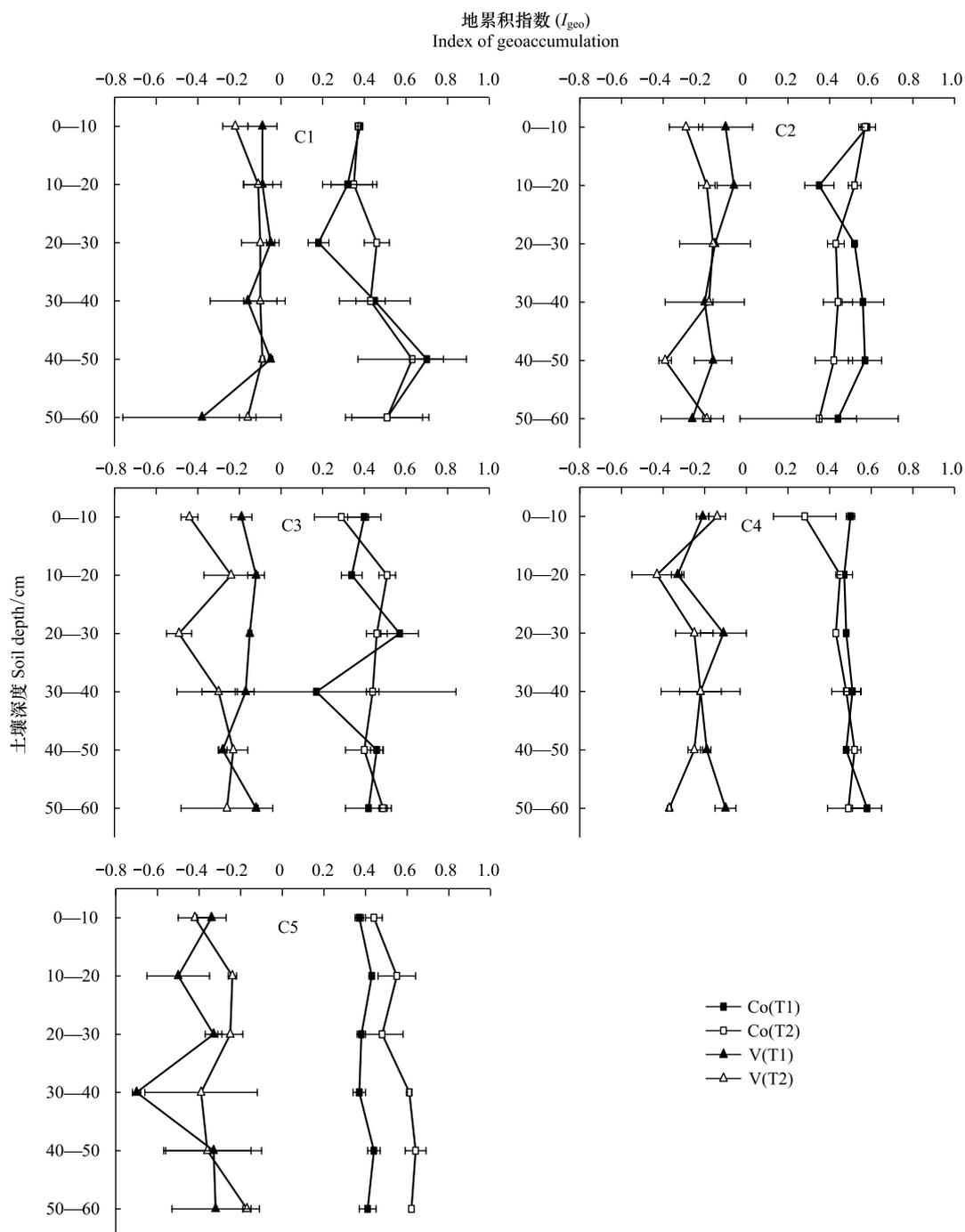


图4 重金属在两条样带5个样点的地累积指数(T1和T2)

Fig.4 Vertical distributions of I_{geo} for heavy metals in the five marshes of the two transects (T1 and T2)

I_{geo} :地累积指数 Index of geoaccumulation

较强的吸收和富集能力。这种生物富集作用既是其对逆境条件的被动反应,可以将介质中较高含量的重金属摄入体内,通过发达的地下部分将其阻滞于地下部分^[32],使潮汐的影响减弱,从而导致两条样带重金属含量变化差异减小。

由于河口是海水与淡水的交界带,当重金属到达该区域时,会因其理化性质的变化而使其以离子等其他形式进入沉积物或者水体中,比如粒径对重金属颗粒含量的影响较大^[33],从表5我们可以推测,这两种金属

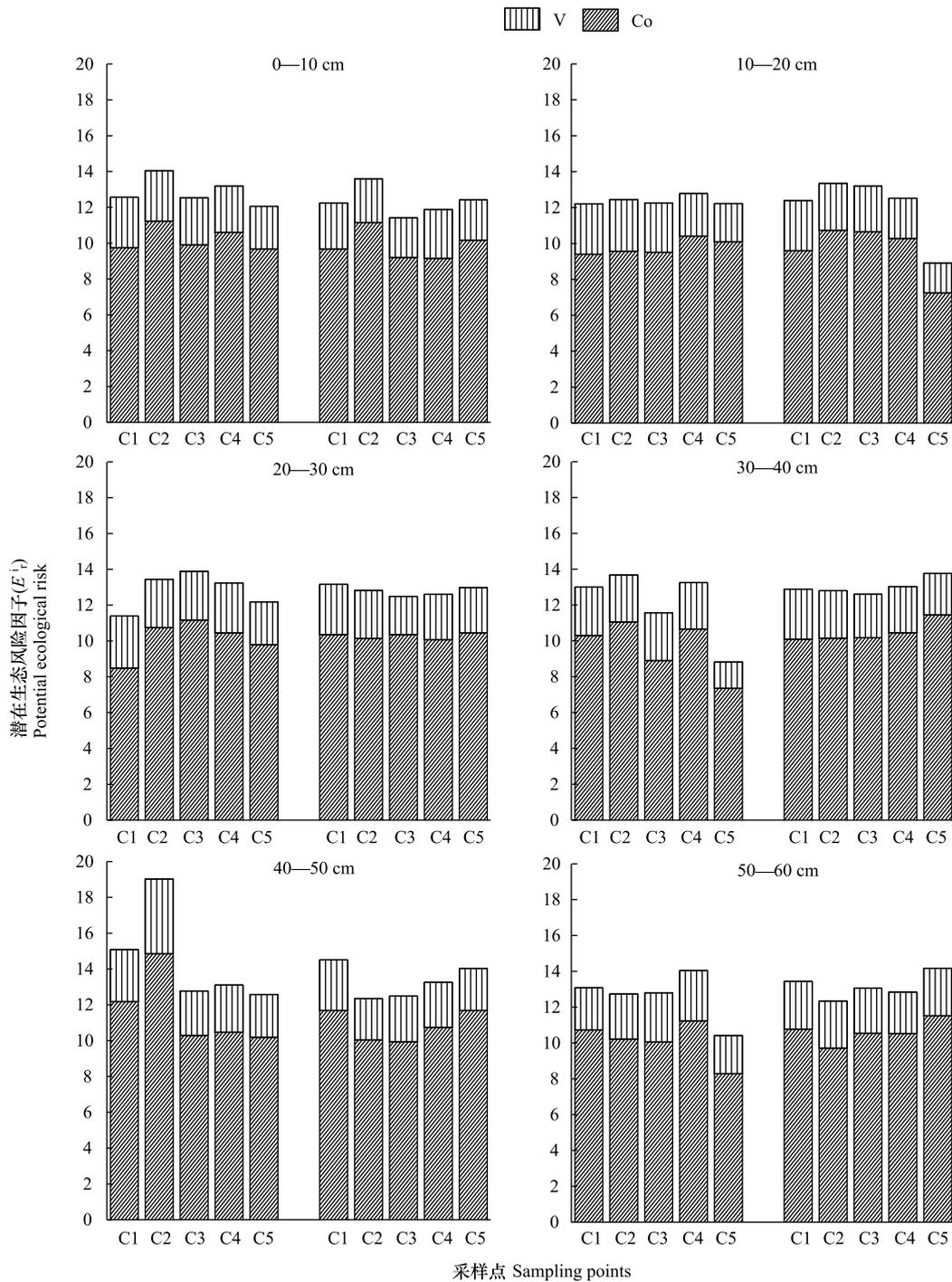


图 5 两个样带 (T1 和 T2) 五个样点不同深度的潜在危害指数的变化

Fig.5 Changes in potential hazard index of two sample bands (T1 and T2) with different depths

会随着电导率、pH、粒径、有机质增大而增大,随着体积含水量的减小而增大。表层沉积物(0—10 cm)的理化性质如表 6 所示,C5 样点的电导率(EC)是最大的,而电导率又是通过盐度来体现的,表明重金属还可能通过与盐离子的络合以及阳离子与金属离子之间的交换促进金属的迁移^[34],也解释了 C5 样点重金属浓度普遍较低的现象。从表 6 中我们还可以看出闽江河口湿地土壤酸度大,所以 pH 对其重金属浓度的影响也不容忽视。在酸性条件下,金属一般以游离态或电离态存在,具有很强的迁移性和剧毒性。

相关研究表明,在一个特定的研究环境范围中,若沉积物中重金属大小及其比例无大幅度波动时,当沉积

物重金属的来源一致或相似时,它们的相关性显著^[35]。通常认为,元素之间显著的相关性,可反映它们具有相同的来源或共同的影响因子^[36]。闽江口潮间带沉积物中两种 Co 和 V 两种重金属元素 Pearson 相关性分析结果如表 5 所示,Co 和 V 两种重金属含量同向变化,说明在其来源、迁移、富集和沉积等方面具有相似的化学过程^[37]。Co 常在制造硬质合金时的粘结剂,还用于陶瓷、玻璃、油漆、颜料、搪瓷、电镀等行业,而 V 一般在冶金工业和化学工业应用^[17],因此 Co 和 V 可能由于含 Co 和 V 的废水排放至闽江,顺着水流至河口处,表明其一定程度上受人类活动影响。地累积指数法一般是指评估人为因素等外源影响,因此其评估结果也验证了这一原因^[38]。虽然本文中表明闽江河口 Co 和 V 的污染程度轻微,但两种金属危害性大,其污染应从源头防治,减轻对人类和生态的损害。

5 结论

(1) 闽江口潮间带沉积物中 Co 和 V 平均浓度值分别为 15.19 mg/kg 和 102.94 mg/kg。

(2) 两条样带的 Co 和 V 含量在水平以及垂直方向上没有显著性差异,从陆地向海洋方向略有下降,C5 样点含量较低。

(3) 地累积指数法和潜在生态风险评价法的结果:Co 的地累积指数介于 0.17—0.70 之间,两条样带基本都呈现轻度污染状态;而 V 的地累积指数介于-0.70—-0.05 之间,两条样带均呈无污染状态。Co 的潜在生态风险因子介于 7.24—14.85,V 的潜在生态风险因子介于 1.47—4.17;风险指数 *RI* 介于 8.82—15.08 之间,潜在生态危害级别为轻微。两种评价方法均显示该研究区域重金属的污染程度为 Co>V,且 Co 和 V 在研究区域污染程度均较轻。

参考文献 (References):

- [1] 熊文朋. 北部湾潮间带重金属污染评价及其水环境容量[D]. 南宁: 广西师范学院, 2016.
- [2] 李丽, 赵培, 周楠. 丹江沉积物重金属的污染特征和潜在生态风险评价. 江西农业学报, 2018, 30(9): 108-111, 116-116.
- [3] Yi Y J, Zhang S H. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. Environmental Science and Pollution Research, 2012, 19(9): 3989-3996.
- [4] 孙钦帮, 张冲, 乌立国, 鞠茂伟, 崔雷. 广东红海湾表层沉积物重金属含量的空间分布特征与污染状况评价. 生态环境学报, 2017, 26(5): 843-849.
- [5] 王旭. 小清河沉积物重金属生态风险评价及管理对策研究[D]. 济南: 山东大学, 2018.
- [6] Salas P M, Sujatha C H, Ratheesh Kumar C S, Cheriyan E. Heavy metal distribution and contamination status in the sedimentary environment of Cochin estuary. Marine Pollution Bulletin, 2017, 119(2): 191-203.
- [7] Nethaji S, Kalaivanan R, Viswam A, Jayaprakash M. Geochemical assessment of heavy metals pollution in surface sediments of Vellar and Coleroon estuaries, southeast coast of India. Marine Pollution Bulletin, 2017, 115(1/2): 469-479.
- [8] Abadi M, Zamani A, Parizanganeh A, Khosravi Y, Badiie H. Distribution pattern and pollution status by analysis of selected heavy metal amounts in coastal sediments from the southern Caspian Sea. Environmental Monitoring and Assessment, 2019, 191(1/3): 144.
- [9] Kanat G, Ikizoglu B, Onder Erguven G, Akgun B. Determination of pollution and heavy metal fractions in Golden Horn Sediment Sludge (Istanbul, Turkey). Polish Journal of Environmental Studies, 2018, 27(6): 2605-2611.
- [10] 宋颖. 南四湖典型入湖河流表层沉积物中重金属的分布及生态风险[D]. 济南: 山东大学, 2014.
- [11] 樊娟, 吴文晖, 胡树林, 潘海婷, 廖岳华. 洞庭湖表层底泥重金属污染及其生态风险评价. 四川环境, 2018, 37(4): 162-168.
- [12] 钱贞兵, 唐晓先, 徐升, 陈超, 高芮. 巢湖湖区底泥重金属污染状况评估. 安徽农业大学学报, 2018, 45(4): 690-695.
- [13] 张运, 许仕荣, 卢少勇. 新丰江水库表层沉积物重金属污染特征与评价. 环境工程, 2018, 36(1): 134-141.
- [14] Sun Z G, Li J B, He T, Ren P, Zhu H, Gao H, Tian L P, Hu X Y. Spatial variation and toxicity assessment for heavy metals in sediments of intertidal zone in a typical subtropical estuary (Min River) of China. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(29): 23080-23095.
- [15] 王毅. 钦州近岸海域及其入海口重金属的分布、来源及污染风险评价[D]. 南宁: 广西大学, 2018.
- [16] Shah B A, Shah A V, Mistry C B, Navik A J. Assessment of heavy metals in sediments near Hazira industrial zone at Tapti River estuary, Surat, India. Environmental Earth Sciences, 2013, 69(7): 2365-2376.

- [17] 谢洪科, 邹朝晖, 彭选明, 邓钢桥, 陈浩, 黄敏, 李先, 张乐平. 重金属钴污染土壤的修复研究进展. 现代农业科技, 2013, (7): 222-223.
- [18] 段勋, 罗敏, 黄佳芳, 刘育秀, 胡颖. 闽江河口潮滩沼泽湿地沉积物铁的形态和空间分布. 环境科学学报, 2017, 37(10): 3780-3791.
- [19] 何涛, 孙志高, 李家兵, 高会, 范爱连. 闽江河口芦苇与短叶茼蒿空间扩展植物-土壤系统硫含量变化特征. 生态学报, 2018, 38(5): 1607-1618.
- [20] 陈桑琳, 鲁文杰, 杨鹏, 陈佳琳, 潘根兰, 寿露瑶, 王兰, 张跃进. 表层土壤重金属含量测定方法综述. 科技创新导报, 2014, 11(9): 220-220.
- [21] 胡恭任, 于瑞莲, 陈丽萍, 张健全, 涂湘林. 泉州湾洛阳江潮间带表层沉积物重金属污染评价. 矿物岩石, 2011, 31(1): 109-115.
- [22] 于瑞莲, 张伟芳, 胡恭任, 张晨晨, 王晓明. 晋江河口沉积物重金属污染历史与来源. 环境科学研究, 2015, 28(6): 907-914.
- [23] 方小红, 彭渤, 张坤, 曾等志, 匡晓亮, 吴蓓娟, 谭长银, 王欣. 沅江下游入湖段河床沉积物重金属污染特征. 地理研究, 2016, 35(10): 1887-1898.
- [24] 罗文磊, 田娟, 侯战方, 邓焕广, 张菊, 陈影影, 陈诗越. 东平湖表层沉积物重金属富集特征及其污染研究. 环境工程, 2016, 34(4): 146-150, 155-155.
- [25] 杜臣昌, 刘恩峰, 羊向东, 吴艳宏, 薛滨. 巢湖沉积物重金属富集特征与人为污染评价. 湖泊科学, 2012, 24(1): 59-66.
- [26] 高文华, 杜永芬, 王丹丹, 高抒. 福建罗源湾潮间带沉积物重金属含量空间分布及其环境质量影响. 环境科学, 2012, 33(9): 3097-3103.
- [27] 高芳蕾, 傅杨荣, 杨奕, 马荣林, 郭跃品, 张固成. 万泉河口沉积柱重金属元素分布特征与博鳌开发建设. 海洋通报, 2011, 30(6): 644-649.
- [28] Asa S C, Rath P, Panda U C, Parhi P K, Bramha S. Application of sequential leaching, risk indices and multivariate statistics to evaluate heavy metal contamination of estuarine sediments; Dhamara Estuary, East Coast of India. Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185(8): 6719-6737.
- [29] Essien J P, Essien V, Olajire A A. Heavy metal burdens in patches of asphyxiated swamp areas within the Qua Iboe Estuary mangrove ecosystem. Environmental Research, 2009, 109(6): 690-696.
- [30] Du Laing G, Rinklebe J, Vandecasteele B, Meers E, Tack F M G. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. Science of the Total Environment, 2009, 407(13): 3972-3985.
- [31] Sun Z G, Mou X J, Tong C, Wang C Y, Xie Z L, Song H L, Sun W G, Lv Y C. Spatial variations and bioaccumulation of heavy metals in intertidal zone of the Yellow River estuary, China. Catena, 2015, 126: 43-52.
- [32] 李富荣, 段琳琳, 王富华. 盐沼植物互花米草的重金属富集特性研究进展. 生态环境学报, 2013, 22(7): 1263-1268.
- [33] 杜佳, 王永红, 黄清辉, 戴琦, 杨远东. 珠江河口悬浮物中重金属时空变化特征及其影响因素. 环境科学, 2019, 40(2): 625-632.
- [34] Du Laing G, De Vos R, Vandecasteele B, Lesage E, Tack F M G, Verloo M G. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2008, 77(4): 589-602.
- [35] 刘德鸿, 王发园, 周文利, 杨玉建. 洛阳市不同功能区道路灰尘重金属污染及潜在生态风险. 环境科学, 2012, 33(1): 253-259.
- [36] 刘兆庆, 徐方建, 田旭, 徐丰, 赵永芳, 李安春, 江祖州, 殷学博. 胶州湾潮间带表层沉积物重金属污染评价. 中国环境科学, 2017, 37(6): 2239-2247.
- [37] 牛勇, 余辉, 张敏, 牛远, 刘倩, 姜岩, 邹忠睿. 太湖流域典型河流沉积物重金属污染特征及生态风险评价. 环境工程, 2013, 31(5): 151-155, 38-38.
- [38] 沈芳, 毛龙江, 邓晓茜, 孙晨蕾, 朱紫容, 丁敏. 江苏海岸沉积物重金属空间分布与污染性评价再分析. 首都师范大学学报: 自然科学版, 2018, 39(5): 62-71.