

广西典型海湾表层沉积物重金属赋存形态及 潜在生态风险

赵淑雯^{1,2}, 苏琼源^{1,3}, 黄亮亮^{1,2}, 温彩霞⁴, 朱祖浩⁵,
郑晶贝¹, 卢佳妮¹, 李楠⁶

(1. 桂林理工大学 环境科学与工程学院, 广西 桂林 541004; 2. 广西环境污染控制理论与技术重点实验室, 广西 桂林 541004; 3. 广西岩溶地区水污染控制与用水安全保障协同创新中心, 广西 桂林 541004; 4. 广西壮族自治区环境保护科学研究院, 广西 南宁 530022; 5. 自然资源部第四海洋研究所 广西北部湾海洋资源环境与可持续发展重点实验室, 广西 北海 536000; 6. 广东海洋大学 海洋与气象学院 近海海洋变化与灾害预警实验室, 广东 湛江 524088)

摘要: 本研究分析了广西典型海湾表层沉积物 8 种重金属 (As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn) 的赋存形态, 采用改进的三级连续提取法对不同形态的重金属进行提取, 并探究沉积物重金属形态与理化性质之间的相关性, 基于可利用形态重金属含量计算次生相与原生相比值 (ratio of secondary phase to primary phase, *RSP*) 和风险评估编码 (risk assessment code, *RAC*), 进而对表层沉积物进行潜在生态风险评估。结果表明, 广西近岸海湾表层沉积物中弱酸可提取态 Cd 最高 (62.37%), 其次是可还原态 Pb (46.04%) 和可氧化态 Hg (49.79%), 而 As (88.90%)、Cr (63.82%)、Cu (52.05%)、Ni (52.90%) 和 Zn (43.65%) 以残渣态为主, 稳定性较好; 弱酸可提取态 Cu、Ni、Pb 和 Zn 易于在富含氮、磷和总有机碳的环境下释放, 生物可利用态 Cu、Ni 和 Pb 易于结合黏土质沉积物, 而 pH 对各重金属赋存形态释放的影响较低; Zn 和 Ni 的 *RAC* 值分别为 17.16% 和 12.11%, 处于低风险, Cd 的 *RSP* 值和 *RAC* 值分别为 8.24 和 62.37%, 处于重度污染水平和高风险, 应优先防控。

关键词: 重金属; 赋存形态; 生态风险; 广西海湾

中图分类号: P736; X171

文献标识码: A

文章编号: 1007-6336(2025)01-0035-12

Speciation characteristics and potential ecological risks of heavy metal in surface sediments of the typical bay in Guangxi, China

ZHAO Shuwen^{1,2}, SU Qiongyuan^{1,3}, HUANG Liangliang^{1,2}, WEN Caixia⁴,
ZHU Zuhao⁵, ZHENG Jingbei¹, LU Jiani¹, LI Nan⁶

(1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, Guilin 541004, China; 3. Guangxi Collaborative Innovation Center for Water Pollution Control and Water Safety in Karst Areas, Guilin 541004, China; 4. Scientific Research Academy of Guangxi Environmental Protection, Nanning 530022, China; 5. Guangxi Key Laboratory of Beibu Gulf Marine Resources, Environment and Sustainable Development, Fourth Institute of Oceanography, MNR, Beihai 536000, China; 6. Laboratory for Coastal Ocean Variation and Disaster Prediction, College of Ocean and Meteorology Guangdong Ocean

收稿日期: 2024-07-18, 修订日期: 2024-10-22

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (U20A2087); 广西重点研发计划项目 (桂科 AB22035050); 广西研究生教育创新计划项目 (YCSW2024316)

作者简介: 赵淑雯 (2000—), 女, 河南洛阳人, 硕士, 主要研究方向为环境生态学, E-mail: shuwen_zzz@163.com

通信作者: 黄亮亮 (1985—), 男, 江西九江人, 教授, 博士, 主要研究方向为污染生态学, E-mail: llhuang@glut.edu.cn

University, Zhanjiang 524088, China)

Abstract: In order to investigate the geochemical patterns of heavy metals (HMs) and their potential ecological risks in the coastal area of Guangxi, this study examined the patterns of eight HMs (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn) in the surface sediments of typical bays of this region. The modified three-step sequential extraction method was used to extract the fractions of HMs, and the relationships between HM fractions and physicochemical properties were analyzed. The ratio of secondary phase to primary phase (*RSP*) method and risk assessment code (*RAC*) method were calculated based on the available forms of HM content, and then the potential ecological risk of surface sediments was assessed. The results showed that weak acid extractable fractions of Cd (62.37%) was the most abundant in surface sediments from the near-shore bays in Guangxi, followed by reducible fractions of Pb (46.04%) and oxidizable fractions of Hg (49.79%). Conversely, As (88.90%), Cr (63.82%), Cu (52.05%), Ni (52.90%), and Zn (43.65%) were mainly in a stable residual state, with good stability. Weak acid extractable fractions of Cu, Ni, Pb, and Zn are easily released in an environment rich in nitrogen, phosphorus, and total organic carbon. Bioavailable Cu, Ni, and Pb are readily combined with clay sediments, while the pH value has little effect on the release of each HM fraction. The *RAC* values of Zn and Ni were 17.16% and 12.11%, respectively, indicating low risk. The *RSP* value and *RAC* value of Cd were 8.24 and 62.37%, respectively, indicating severe pollution and high risk. Accordingly, prioritized preventive and control measures are warranted to mitigate the serious threat.

Key words: heavy metals; geochemical fraction; ecological risks; bays in Guangxi

重金属污染物随河流输送、陆地径流及大气沉降等途径进入海洋环境,随后经物理、化学和生物作用转入悬浮物并富集于海洋沉积物中^[1-2]。当沉积物重金属累积到一定浓度或转化为有毒形态时,可能对海洋底栖生物及生态系统产生毒性效应^[3]。重金属的生物利用性和潜在生物毒性可能因其化学形态而异^[4]。因此,探析沉积物中重金属的化学形态对了解其海洋地球化学过程和预测潜在风险至关重要。

广西近岸海湾拥有众多入海河流和丰富的水产资源,是广西渔业的主要来源地。其中,廉州湾、钦州湾和珍珠湾是主要的水产养殖区^[5]。近年来,频繁的人为活动导致广西近岸海湾的生态系统正遭受日益严重的重金属污染。1985年到2008年,广西近岸沉积物岩芯重金属含量呈上升趋势^[6]。Lao等^[7]研究发现,珍珠湾、钦州湾和廉州湾水产养殖区和河口区季节性污染现象正逐渐加剧。研究表明,工业废水、养殖废水排放以及海上交通是广西近岸海湾沉积物中Cd、Cu、Hg和Pb等重金属的主要来源^[8]。目前,广西近岸海湾沉积物重金属相关研究多聚焦于总量和分布,有关重金属赋存形态特征及生物可利用性的研究相对较少^[8-9]。尽管重金属总量可反

映环境污染风险程度,但重金属在沉积物-水环境中的赋存形态是确定环境风险的关键因素。因此,本研究以广西典型海湾表层沉积物为研究对象,分析表层沉积物的理化因子及8种重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn)形态特征,识别重金属生物可利用形态的影响因素,并定量评估重金属污染生态风险,旨在为广西海湾重金属污染防控提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集与处理

依据全面覆盖、重点代表、近密远疏的原则,2021年8月于广西典型海湾共布设25个采样站位(珍珠湾S1—S12、钦州湾S13—S18、廉州湾S19—S25)(表1)。根据潮汐水流的特征,S1—S9、S13、S21、S22和S25为内湾区域,S15—S17和S19为河水-海洋混合区域,S10—S12、S14、S18、S20、S23和S24为外海区域。使用彼得森采泥器采集0~5 cm表层沉积物,样品贮存参照《海洋监测规范 第3部分:样品采集、贮存与运输》(GB 17378.3—2007)中的重金属相关规定执行。

剔除沉积物中较大的石粒和植物残体等杂

表 1 广西典型海湾采样站位经纬度及环境参数

Tab.1 Latitude and longitude of sampling stations and environmental parameters in typical bays of Guangxi

站位	东经/°	北纬/°	水深/m	温度/°C	盐度	浊度/NTU	溶解氧/mg·L ⁻¹
S1	108.1811	21.5555	3.00	32.67	29.93	7.38	6.10
S2	108.1910	21.5873	1.60	33.02	30.14	7.29	6.40
S3	108.2176	21.6099	1.50	33.38	23.50	16.40	6.00
S4	108.2448	21.6011	1.40	33.48	25.06	11.80	5.50
S5	108.2296	21.5541	2.70	31.98	30.89	6.13	5.60
S6	108.2217	21.5842	2.10	32.89	26.92	8.05	5.00
S7	108.2081	21.5606	2.60	32.13	30.46	8.38	5.90
S8	108.2097	21.5342	3.50	32.43	29.52	9.18	5.70
S9	108.1870	21.5113	3.10	32.15	29.42	5.21	5.90
S10	108.1362	21.5112	3.50	32.30	30.19	4.57	6.10
S11	108.1806	21.4718	10.10	32.03	31.04	4.37	6.80
S12	108.1496	21.4915	5.30	32.28	30.20	4.25	6.20
S13	108.5573	21.8049	8.20	31.53	14.47	8.06	4.90
S14	108.6735	21.5784	9.40	31.61	31.34	12.20	5.70
S15	108.6621	21.6462	20.10	31.54	29.66	8.99	5.50
S16	108.5630	21.7229	10.20	31.78	24.31	8.85	3.60
S17	108.5733	21.6403	4.40	31.92	29.62	10.20	5.20
S18	108.5645	21.5917	5.00	31.54	31.58	5.28	5.70
S19	108.9488	21.7533	4.90	30.81	28.62	7.12	9.20
S20	108.9929	21.5064	6.60	31.00	27.86	8.32	10.80
S21	109.1480	21.5220	3.20	31.20	28.34	13.70	5.60
S22	209.0857	21.4961	7.50	31.20	28.60	7.65	7.50
S23	109.0444	21.4856	7.30	31.56	27.79	6.58	8.70
S24	109.9935	21.5343	3.60	31.46	25.76	10.40	6.20
S25	109.1134	21.5147	3.40	31.28	30.83	16.80	5.60

质, 将其置于冷冻干燥机中冷冻干燥 72 h 至恒重, 研磨并通过 160 目筛后备用。称取 0.20 g 干燥沉积物样品装入聚四氟乙烯消解罐, 加入 HNO₃-HCl-HF, 静置 12 h 后使用微波消解仪进行消解。采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)测定消解样品中 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 总量, 采用原子荧光光谱仪(AFS-933)测定 As 和 Hg 总量。欧共体标准局提出的传统 BCR 三步提取法^[10], 将土壤中的重金属化学形态划分为酸交换态、可还原态及可氧化态, 分别用 Hac、NH₂OH·HCl 及 H₂O₂+NH₄OAc 进行提取。然而, 该方法具有重现性不好等问题。随后, Rauret 等^[11]提出了改进的 BCR 连续提取法, 将金属形态划分为酸交换态、可还原态、可氧化态和残渣态, 该方法的提取量大于传统的提取

法, 且重现性较好。因此, 本研究采用改进的 BCR 连续提取法^[12], 得到 4 种赋存形态, 分别为弱酸可提取态(F1)、可还原态(F2)、可氧化态(F3)和残渣态(F4)。提取步骤详见表 2。提取程序结束后, 经 0.45 μm 纤维膜获得上清滤液, 随后使用 ICP-MS 和 AFS-933 测定各形态重金属含量。pH 采用电位法(土: 水=1: 2.5)测定^[13]。沉积物总氮和总有机碳采用元素分析仪(EA 2400 II, 美国)进行测定, 检出限为 0.01 mg/kg, 其中总氮直接测定, 总有机碳需经过盐酸处理后测定^[14]。总磷采用过酸溶-钼锑抗比色法测定^[15], 检出限为 0.01 mg/kg。使用马尔文激光粒度分析仪(Mastersizer 2000)测定沉积物(黏土: <2 μm; 粉砂: 2~ 63 μm; 砂: 63 μm)的粒度分布^[16]。所有样品测定 3 个平行, 同时设置空

白样品和标准样品(GBW07310和GBW07314), 样品回收率见表3。BCR连续提取态重金属含量与总量比值为85.33%~117.81%, 重现性较好。

表2 改进的BCR连续提取程序
Tab.2 Modified BCR sequential extraction procedure

步骤	形态	试剂和条件
1	F1	30 mL 0.11 mol醋酸溶液, 室温, 振荡16 h
2	F2	30 mL 0.50 mol盐酸羟胺溶液(pH=2), 室温, 振荡16 h
3	F3	10 mL 30%过氧化氢溶液(pH=2), 85 °C ± 2 °C下消解1 h(重复两次)
4	F4	30 mL 1 mol醋酸铵溶液(pH=2), 室温, 振荡16 h 6 mL硝酸溶液 + 3 mL盐酸溶液 + 3 mL 氢氟酸溶液, 微波消解

表3 各元素标准物质含量回收率

Tab.3 Recovery rate of standard substance content of each element

元素	标准物质编号	检测值	标准值	回收率/(%)
As/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	25.02±1.08	25±3	94.60 ~ 105.36
	GBW07314	10.07±0.35	10.3±1.4	93.98 ~ 103.11
Cd/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	1.06±0.19	1.12±0.08	92.99 ~ 96.43
	GBW07314	0.19±0.01	0.20±0.40	89.20 ~ 102.70
Cr/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	127.17±2.82	136±10	90.00 ~ 95.34
	GBW07314	85.12±0.50	86±4	98.40 ~ 99.56
Cu/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	21.64±0.84	22.6±1.3	90.21 ~ 100.11
	GBW07314	30.92±1.32	31±4	94.05 ~ 106.05
Hg/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	0.27±0.00	0.28±0.03	94.45 ~ 98.65
	GBW07314	0.046±0.002	0.048±0.012	90.66 ~ 99.19
Ni/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	29.22±0.38	30±2	95.41 ~ 98.74
	GBW07314	32.47±0.43	34.3±4.0	93.45 ~ 96.50
Pb/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	28.77±0.59	27±2	103.17 ~ 108.81
	GBW07314	26.18±1.02	25±4	100.23 ~ 109.34
Zn/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	43.45±1.13	46±4	90.45 ~ 97.00
	GBW07314	86.23±1.43	87±2	96.62 ~ 101.22
TN/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	354.46±4.36	360	97.12 ~ 99.74
TP/ mg·kg ⁻¹	GBW07310	267.56±6.86	271±15	95.63 ~ 102.66
TOC/ (%)	GBW07310	0.49±0.02	0.51±0.07	93.44 ~ 103.01

表5 风险评估编码分级标准^[17]

Tab.5 The classification criteria for risk assessment code

RAC	≤1%	1%<RAC≤10%	10%<RAC≤30%	30%<RAC≤50%	>50%
风险等级	无风险	低风险	中等风险	高风险	极高风险

1.2 生态风险评价方法

1.2.1 次生相与原生相比值法

次生相与原生相比值(ratio of secondary phase to primary phase, RSP)可反映沉积物重金属污染程度, 次生相是指能够被生物利用的F1、F2、F3形态, 原生相是指不具有生物可利用性的F4形态^[12]。RSP计算公式如下:

$$RSP = \frac{M_{sec}}{M_{prim}} \quad (1)$$

式中: RSP为次生相与原生相比值; M_{sec} 为次生相的重金属含量; M_{prim} 为原生相的重金属含量, 评价标准见表4。

表4 次生相与原生原相比值分级标准^[12]

Tab.4 The classification criteria for ratio of secondary phase and primary phase

RSP	≤1	1<RSP≤2	2<RSP≤3	>3
污染程度	无污染	轻度污染	中度污染	重度污染

1.2.2 风险评估编码法

采用风险评估编码(risk assessment code, RAC)法, 通过重金属弱酸可提取态与重金属总量比值定量评估沉积物重金属生物可利用率, 以探究某一重金属导致的生态风险^[17]。RAC计算公式如下:

$$RAC = \frac{FI_i}{C_i} \quad (2)$$

式中: FI_i 为重金属(i)的弱酸可提取态含量; C_i 为重金属(i)的含量, 评价标准见表5。

1.3 数据分析

使用IBM SPSS Statistics 25对样本进行单样本t检验和Kolmogorov-Smirnov(K-S)检验, 对不符合正态的数据进行对数或Box-Cox转换。数据的统计分析和可视化由Origin 2022和R studio完成。

2 结果与讨论

2.1 沉积物理化性质

广西近岸海湾表层沉积物pH范围为7.00~

8.24, 均值为 7.73, 变异系数为 4.16%(表 6), pH 整体仍以弱碱性为主, 占比为 76.00%。pH 变幅较小, 且不同海湾间 pH 相近, 表明沉积物 pH 相对稳定, 不易受空间变化影响。总氮表现为廉州湾>钦州湾>珍珠湾, 含量分别为(985.71±405.91) mg/kg、(933.33±484.42) mg/kg、(575±327.87) mg/kg; 总磷表现为钦州湾>廉州湾>珍珠湾, 含量分别为(301.64±176.44) mg/kg、(206.33±64.78) mg/kg、(125.31±84.63) mg/kg; 总有机碳表现为廉州湾>钦州湾>珍珠湾, 含量分别为(0.48±0.17) mg/kg、(0.45±0.27) mg/kg、(0.36±0.18) mg/kg。由此可见, 广西典型海湾沉积物

中, 总氮、总磷的高含量站位集中分布在廉州湾和钦州湾, 总有机碳分布较为均匀。沉积物粒度整体上以砂为主(56.42%), 其次为粉砂(33.58%)和黏土(9.99%)。珍珠湾表层沉积物粒径以砂为主, 平均占比为 77.60%, 最高可达 96.56%, 表明采样期间珍珠湾水动力条件较强。相比之下, 钦州湾和廉州湾表层沉积物粒径则以粉砂为主, 平均占比分别为 51.62% 和 46.84%。与砂砾沉积物相比, 细粒沉积物黏土和粉砂等具有更大的吸附比表面积, 往往能富集更多的有机质并成为污染物重要载体^[18]。

表 6 广西典型海湾表层沉积物理化性质

Tab.6 Physical and chemical properties in the surface sediments of typical bays in Guangxi

研究区域	参数	pH	总氮/mg·kg ⁻¹	总磷/mg·kg ⁻¹	总有机碳/(%)	黏土(<4)/(%)	粉砂(4~63)/(%)	砂(63~2000)/(%)
珍珠湾	最小值	7.25	100.00	32.16	0.13	0.19	3.25	27.64
	最大值	8.24	1100.00	303.53	0.64	37.55	36.73	96.56
	平均值	7.72	575.00	125.31	0.36	5.57	16.82	77.6
	变异系数/(%)	4.91	57.02	67.53	49.18	189.01	73.58	26.97
钦州湾	最小值	7.00	300.00	68.41	0.14	2.38	28.71	4.21
	最大值	8.23	1500.00	564.92	0.84	36.55	71.66	68.92
	平均值	7.71	933.33	301.64	0.45	18.91	51.62	29.47
	变异系数/(%)	5.34	51.90	58.49	60.80	64.93	35.72	94.06
廉州湾	最小值	7.56	4000.00	94.09	0.26	4.39	26.12	16.34
	最大值	8.00	1400.00	403.68	0.68	20.29	70.91	68.52
	平均值	7.78	985.71	263.51	0.48	9.90	46.84	43.21
	变异系数/(%)	1.94	41.18	36.69	35.38	56.84	42.50	52.89
广西典型海湾	最小值	7.00	100.00	32.16	0.13	0.19	3.25	4.21
	最大值	8.24	1500.00	564.92	0.84	37.55	71.66	96.56
	平均值	7.73	776.00	206.33	0.41	9.99	33.58	56.42
	变异系数/(%)	4.16	53.35	64.78	47.33	107.41	66.11	53.47

2.2 沉积物重金属含量和赋存形态

广西近岸海湾表层沉积物中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 含量范围分别为 2.22~25.28 mg/kg、0.01~0.16 mg/kg、13.12~77.13 mg/kg、4.25~27.78 mg/kg、0.002~0.078 mg/kg、2.59~32.09 mg/kg、2.25~66.47 mg/kg、6.56~87.16 mg/kg, 平均含量由大到小依次为 Cr(33.83 mg/kg)、Zn(31.66 mg/kg)、Pb(24.24 mg/kg)、Cu(13.71 mg/kg)、As(13.38 mg/kg)、Ni(13.18 mg/kg)、

Cd(0.058 mg/kg)、Hg(0.024 mg/kg)。根据《海洋沉积物质量》(GB18668—2002)标准^[19], Cd、Cr、Cu、Ni、Hg 和 Zn 均符合一类标准, 而 As 和 Pb 含量较高, 分别有 16% 和 4% 的站位超出一类标准, 主要分布在钦州湾和廉州湾, 但仍符合二类标准。这一结果与 2005—2020 年广西近岸海域的研究结果相似, 表明广西近岸海域沉积物重金属含量普遍较低^[9]。沉积物重金属总量虽可反映一定的污染水平, 但难以评估重金属的迁

移、转化及生物有效性。为此,本研究采用改进的BCR连续提取法,提取广西典型海湾25个站位表层沉积物不同赋存形态的重金属,以进一步了解该海域的污染特征。一般认为,弱酸可提取态的重金属生物可利用性最高,可还原态、可氧化态和残渣态次之,其中前3种形态为非稳态,

受人类活动影响较大,可有效地代表该海域沉积物重金属的污染状况。如表7所示,4种赋存形态在不同重金属和研究区域之间呈现较大差异,表明重金属赋存形态与沉积物颗粒复杂组成及其结合亲和力高度相关。

表7 广西典型海湾表层沉积物重金属各形态百分比(%)

Tab.7 Percentage (%) of different fractions of heavy metals in surface sediments of typical bays in Guangxi

形态	区域	参数	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
弱酸可提取态	珍珠湾	均值	1.12±0.29 ^b	69.17±16.75 ^a	4.07±1.49 ^a	6.53±5.20 ^b	0.21±0.17 ^b	14.21±4.44 ^a	9.46±1.93 ^a	18.3±4.60 ^a	
		范围	0.68 ~ 1.59	41.22 ~ 93.19	2.37 ~ 6.74	0.03 ~ 20.64	0.02 ~ 0.48	9.10 ~ 24.63	5.04 ~ 12.63	11.06 ~ 26.51	
	钦州湾	均值	2.34±0.87 ^a	67.00±11.92 ^a	4.06±2.65 ^a	11.54±5.63 ^a	0.61±0.52 ^a	15.60±4.13 ^a	6.99±1.53 ^b	19.22±3.25 ^a	
		范围	0.49 ~ 3.19	54.80 ~ 89.06	0.75 ~ 9.26	7.56 ~ 24.02	0.17 ~ 1.67	9.16 ~ 21.34	4.41 ~ 9.22	15.77 ~ 25.50	
	廉州湾	均值	0.80±0.50 ^b	46.74±5.13 ^b	1.63±0.57 ^b	6.88±1.47 ^b	0.14±0.06 ^b	5.52±1.81 ^b	6.16±1.28 ^b	13.31±3.09 ^b	
		范围	0.43 ~ 1.99	40.51 ~ 56.90	0.95 ~ 2.57	5.25 ~ 9.31	0.07 ~ 0.26	3.34 ~ 8.62	4.72 ~ 8.51	9.41 ~ 19.28	
	广西典型海湾	均值	1.32±0.80	62.37±16.38	3.38±2.00	7.83±4.95	0.29±0.34	12.11±5.58	7.94±2.31	17.16±4.66	
		范围	0.43 ~ 3.19	40.51 ~ 93.13	0.75 ~ 9.26	0.03 ~ 24.02	0.02 ~ 1.67	3.46 ~ 24.63	4.41 ~ 12.63	9.41 ~ 26.51	
	可还原态	珍珠湾	均值	2.76±1.25 ^a	19.18±14.34 ^a	14.18±6.51 ^a	8.37±3.30 ^a	19.68±18.03 ^a	13.25±6.31 ^a	50.05±6.37 ^a	15.28±7.76 ^a
			范围	0.93 ~ 4.64	1.42 ~ 47.91	6.07 ~ 26.71	2.30 ~ 13.89	0.09 ~ 47.07	6.00 ~ 25.49	38.20 ~ 57.28	3.44 ~ 30.74
		钦州湾	均值	0.99±0.64 ^b	20.28±11.41 ^a	5.15±4.45 ^b	7.70±0.26 ^a	11.45±14.07 ^a	8.68±7.76 ^{ab}	48.49±4.00 ^{ab}	7.78±3.35 ^b
			范围	0.43 ~ 2.32	3.78 ~ 31.86	2.00 ~ 14.99	7.27 ~ 8.10	0.11 ~ 32.12	3.11 ~ 25.35	42.44 ~ 52.02	4.04 ~ 14.48
廉州湾		均值	0.87±0.40 ^b	19.67±4.98 ^a	4.07±1.74 ^b	9.05±1.82 ^a	2.70±2.25 ^b	3.63±1.80 ^b	37.07±4.94 ^b	10.49±2.60 ^{ab}	
		范围	0.32 ~ 1.70	13.60 ~ 30.68	1.92 ~ 7.35	6.99 ~ 12.07	0.30 ~ 7.76	1.47 ~ 7.27	30.83 ~ 46.84	5.15 ~ 14.05	
广西典型海湾		均值	1.80±1.32	19.58±11.71	9.18±7.01	8.40±2.53	12.95±16.02	9.46±7.14	46.04±7.86	12.14±6.60	
		范围	0.32 ~ 4.64	1.42 ~ 47.91	1.92 ~ 26.71	2.30 ~ 1.89	0.09 ~ 47.07	1.47 ~ 25.49	30.83 ~ 57.28	3.44 ~ 30.74	
可氧化态		珍珠湾	均值	9.81±2.31 ^a	0.64±0.46 ^b	25.89±3.65 ^a	31.00±8.73 ^a	49.61±12.57 ^a	31.73±2.99 ^a	12.02±1.69 ^b	28.03±5.92 ^a
			范围	5.35 ~ 13.67	0.11 ~ 1.60	19.03 ~ 30.39	16.81 ~ 48.39	29.68 ~ 67.52	26.73 ~ 37.65	9.33 ~ 15.25	18.71 ~ 36.97
		钦州湾	均值	5.51±2.53 ^b	1.70±2.56 ^b	23.53±9.73 ^a	30.15±8.89 ^a	41.63±24.65 ^a	21.65±2.44 ^b	14.72±0.97 ^a	28.63±4.66 ^a
			范围	1.90 ~ 10.10	0.17 ~ 7.39	13.28 ~ 44.26	14.67 ~ 41.80	6.27 ~ 73.57	17.48 ~ 24.52	13.20 ~ 15.89	22.20 ~ 37.87
	廉州湾	均值	6.94±3.09 ^b	8.34±4.39 ^a	19.79±4.67 ^a	34.31±5.22 ^a	57.07±25.98 ^a	18.22±5.68 ^b	7.34±2.29 ^c	24.04±4.86 ^a	
		范围	4.31 ~ 14.00	0.08 ~ 15.37	14.86 ~ 27.48	27.29 ~ 43.42	1.29 ~ 82.32	11.11 ~ 26.16	5.06 ~ 12.51	18.66 ~ 34.36	
	广西典型海湾	均值	7.97±3.19	3.05±4.26	23.62±6.46	31.72±8.12	49.79±21.01	25.52±7.20	11.36±3.24	27.06±5.68	
		范围	1.90 ~ 14.00	0.08 ~ 15.37	13.28 ~ 44.26	14.67 ~ 48.39	1.29 ~ 82.32	11.11 ~ 37.65	5.06 ~ 15.89	18.66 ~ 37.87	
	残渣态	珍珠湾	均值	86.32±3.21 ^b	11.01±11.54 ^b	55.86±6.82 ^b	54.10±12.12 ^a	30.50±8.97 ^a	40.81±8.15 ^b	28.47±4.29 ^b	38.32±6.23 ^b
			范围	81.73 ~ 92.83	0.79 ~ 35.50	44.15 ~ 67.37	37.00 ~ 76.64	17.87 ~ 47.00	27.23 ~ 53.40	22.85 ~ 37.05	28.79 ~ 48.25
		钦州湾	均值	91.16±3.56 ^a	11.02±13.56 ^b	67.27±16.7 ^a	50.61±8.89 ^a	46.31±22.68 ^a	54.07±12.60 ^b	29.81±4.11 ^b	44.37±2.79 ^b
			范围	84.40 ~ 95.11	0.47 ~ 40.42	31.49 ~ 83.98	42.95 ~ 68.34	22.36 ~ 91.62	30.70 ~ 67.40	24.50 ~ 37.16	40.20 ~ 47.43
廉州湾		均值	91.39±3.42 ^a	25.25±8.27 ^a	74.50±6.73 ^a	49.76±6.31 ^a	40.09±27.34 ^a	72.63±9.04 ^a	49.43±7.91 ^a	52.16±6.80 ^a	
		范围	83.50 ~ 94.37	16.44 ~ 41.48	64.49 ~ 81.83	41.11 ~ 58.59	9.83 ~ 97.59	60.02 ~ 83.79	32.13 ~ 58.67	43.56 ~ 65.17	
广西典型海湾		均值	88.90±4.17	15.00±12.96	63.82±12.93	52.05±10.23	36.98±20.38	52.90±16.50	34.66±10.75	43.65±8.22	
		范围	81.73 ~ 95.11	0.47 ~ 41.48	31.49 ~ 83.98	37.00 ~ 76.64	9.83 ~ 97.59	27.23 ~ 83.79	22.85 ~ 58.67	28.79 ~ 65.17	

注:同一金属同一形态下不同字母代表差异显著($p<0.05$)

弱酸可提取态主要反映重金属水溶性、可交换性和弱酸溶性, 此类重金属极易释放进入溶解相中, 具有较高的生物利用性和潜在生物毒性^[20]。测定结果显示, Cd 的弱酸可提取态比例最高(范围: 40.51%~93.13%, 均值: 62.37%, 表 7), 表明 Cd 的生物可利用性最大。Cd 是一种主要源于人为活动的重金属污染物, 因其在环境中的高流动性和生物可利用性而带来显著的潜在环境风险。尤其是在珍珠湾, Cd 的弱酸可提取态比例高达 69.17%。杭州湾^[21]和长江口邻近海域^[22]研究结果均表明, Cd 的生物可利用性均高于其他重金属, 这与本研究结果一致。Cd 的弱酸可提取态占比较高, 可能归因于 Cd 易吸附在细小颗粒表面, 取代 Ca^{2+} , 并与碳酸盐发生置换反应形成金属络合物。空间分布显示, 钦州湾沉积物弱酸可提取态重金属平均占比最高(0.61%~67.00%), 其中 As、Cu 和 Hg 显著高于珍珠湾和廉州湾(One-way ANOVA, $p < 0.05$); 廉州湾沉积物弱酸可提取态重金属平均占比最低(0.14%~46.74%), 其中 Cd、Cr、Ni 和 Zn 显著低于钦州湾和珍珠湾($p < 0.05$), 这可能与钦州湾相对活跃的工业发展及由其引发的富营养化等环境问题有关^[23]。此外, 各海湾湾口弱酸可提取态 Cd 的占比较高, 整体呈现湾口向近岸降低的趋势, 表明自然环境对重金属的自然清除能力较强, 这与湾口较细的沉积物颗粒、氧化还原波动和人为影响因素有关^[24]。与上述情况不同的是, 个别站位重金属的弱酸可提取态含量极低, 可能是因为沉积在大量细颗粒泥沙中的重金属经潮汐、冲淡水等水动力作用再次进入水体或转化为更稳定的形态^[25]。

可还原态重金属主要吸附或包裹于铁锰氧化物中, 由于与离子的结合力强, 因此释放难度较大。这种强结合力是由于铁锰氧化物表面具有较大的比表面积, 能够通过专性吸附和选择性吸附共同作用富集重金属。然而, 当氧化还原电位降低或环境转为厌氧状态时, 铁锰氧化物可能被溶解, 可还原态重金属被还原释放, 成为生物可利用态, 进而导致水体的二次污染^[20]。本研究区域中, 可还原态 Pb 的占比最高(范围: 30.83%~57.28%, 均值: 46.04%), 其次为 Cd、Hg 和 Zn, 而

As、Cr、Cu 和 Ni 的占比相对较低。在多数海湾沉积物的研究中, 因为可还原态 Pb 与铁锰氧化物的结合力较强, 所以其占比最高。而胶州湾^[25]的研究报道指出 Pb 主要以弱酸可提取态存在, 表明当铁锰氧化物含量和氧化还原条件等环境因素发生变化时, 重金属的生物可利用形态可能会随之变化。空间分布显示, 珍珠湾沉积物可还原态重金属平均占比最高(2.76%~50.05%), 而廉州湾沉积物可还原态平均占比最低(0.87%~37.07%), 其中珍珠湾的 As、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 显著大于廉州湾($p < 0.05$), 表明珍珠湾存在更强的还原条件(低氧或厌氧环境), 这可能与该海域农业、渔业等第一产业的兴盛有关^[23]。

可氧化态重金属主要与有机物或硫化物结合, 形成重金属与有机质络合反应生成的复杂化合物, 以及与多价态硫离子凝聚形成的难溶物质, 具有较高的化学稳定性。这类形态的重金属容易在特定条件下发生甲基化反应, 生成强毒性的有机金属代谢物, 从而导致水体严重污染^[20]。本研究中, 可氧化态 Hg 占比最高(范围: 1.29%~82.32%, 均值: 49.79%), Cu(范围: 14.67%~48.39%, 均值: 31.72%)、Zn(范围: 18.66%~37.87%, 均值: 27.06%)、Ni(范围: 11.11%~37.65%, 均值: 25.52%)和 Cr(范围: 13.28%~44.26%, 均值: 23.62%)次之, 其余可氧化态重金属占比均低于或接近 10%。Hg 具有较高的亲硫性, 容易与沉积物中的有机质和硫化物结合, 形成稳定的有机汞化合物和硫化汞, 因此在可氧化态中的比例通常高于其他重金属。然而, 在广西北部湾^[8]和其他水生系统^[26]中的研究均发现 Hg 主要以残渣态存在, 这类差异可能受氧化还原电位、初级生产力及有机质含量等因素的影响^[27]。空间分布显示, Hg、Cu、Zn、Ni 和 Cr 在 3 个海湾间无显著差异($p > 0.05$), 这可能是由于广西典型海湾沉积物中总有机碳含量相近且分布均匀。

残渣态重金属属于生物不可利用的形态, 性质稳定且不易释放, 可长期稳定存在于沉积物中, 几乎不参与环境介质中的迁移和转化过程, 对环境的影响微乎其微且不易被生物利用。这

类形态重金属只有与矿物(如硅酸盐)结合,并经长期风化后才可能被转移,在某些情况下,这种风化作用可能极其缓慢,以至于重金属在环境中保持残渣态多年。测定结果显示,As的残渣态占比最高(范围:81.73%~95.11%,均值:88.90%),表明As在受测重金属中生物可利用性最低,难以被溶解或迁移。Cr(76.0%)、Cu(68.2%)和Ni(66.6%)的残渣态平均占比均高于50%,因此这些重金属主要以生物不可利用的化学形态存在。Hg、Pb和Zn的残渣态占比均大于30%,而Cd仅为15.00%,低于其他重金属。当重金属与沉积物中的矿物晶格结合后,形成高度稳定的化合物,不易通过生物或化学过程转化为其他形态,从而成为重金属主要赋存形态。例如,残渣态As和Cr在沉积物中大多是以稳定As(V)和Cr(III)形式存在。本研究与长江口邻近海域^[22]的研究结果不同,后者的As、Cr、Cu和Ni以非残渣态为主,除了沉积物的理化性质之外,这类形态的差异也受不同地区地质背景的影响。空间分布显示,廉州湾沉积物残渣态重金属平均占比最高(25.25%~91.39%),其中Cd、Ni、Pb和Zn显著高于珍珠湾和钦州湾($p<0.05$);珍珠湾沉积物残渣态重金属平均占比最低(11.00%~86.32%),其中As和Cr显著低于钦州湾和廉州湾($p<0.05$)。

2.3 沉积物重金属赋存形态对沉积物理化因子的响应特征

沉积物理化性质能够影响重金属形态和生物可利用性^[28],因此,本研究系统地分析了沉积物重金属形态与理化性质之间的相关性(图1)。分析结果显示,本研究中,仅弱酸可提取态Hg与pH呈显著负相关性($p<0.05$),而其他生物可利用态重金属与pH之间未观察到显著相关性,可能与pH变化范围较窄有关。pH对重金属生物有效性的影响主要通过调控重金属的吸附-脱附过程得以实现^[29],当pH较低时,沉积物中有机质和黏土质表面的电负性降低,进而加强沉积物中金属离子的释放,增加其潜在生物利用毒性风险。然而,本研究结果表明广西典型海湾表层沉积物的pH对各赋存形态重金属释放的影响较小。

总氮、总磷和总有机碳与细颗粒物均呈显著正相关性($p<0.05$),相关系数分别为0.70、0.56和0.55(图1),表明海湾水动力显著影响研究区域表层沉积物营养物的富集和分布。总氮与弱酸可提取态Cd、Cu、Ni、Pb和Zn;可还原态Cd、Cu和Pb;可氧化态Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn,均呈显著正相关性。总磷与上述生物可利用态Cd、Cu、Ni、Pb和Zn的相关性与总氮相似,表明水体富营养化可能会增加研究区域Cd、Cu、Ni和Pb的生物可利用性。此外,总磷还与弱酸可提取态As呈显著正相关性,这可能归因于磷化合物以金属磷酸盐沉淀的形式与重金属离子结合。尽管磷酸盐重金属化学性质稳定,但酸性条件下重金属与磷配体之间的化学键可能会发生逆转,导致重金属以生物可利用的形态释放^[30]。总有机碳与弱酸可提取态Cu、Ni、Pb和Zn;可还原态Cu和Pb;可氧化态Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn,均呈显著正相关性,表明这些形态重金属容易在有机环境中富集。已有研究表明,有机碳可直接吸附重金属离子并通过配位键与金属形成络合物^[26]。值得注意的是,总有机碳与Pb的3种生物可利用态均呈显著正相关性。富含黏粒的沉积物因其密实质地和低渗透性而呈现还原条件,促使Pb离子与硫形成硫化物沉淀。同时,黏性沉积物中较高的有机质含量也会促进有机结合态Pb含量的增加^[31]。

黏土质沉积物与生物可利用态Pb表现为显著正相关性($p<0.05$),表明黏土质沉积物可能会促进生物可利用态Pb的释放。黏土质沉积物与弱酸可提取态As、Cd、Cu、Pb以及可氧化态Cu和Ni呈显著正相关性,表明黏土质沉积物是这些形态重金属的主要载体。砂质沉积物与生物可利用态Cd、Cu、Ni、Pb和Zn均呈显著负相关性($p<0.05$),进一步表明细颗粒物对研究区重金属的富集和空间分布发挥关键作用。另外,Cu、Pb和Zn与黏土质沉积物的相关性相对于粉砂质沉积物较低,这一现象可能与黏土颗粒吸附的重金属在其再悬浮并沉积的过程中出现部分损失或解吸有关。同一粒度的沉积物与不同重金属的相关性存在差异,例如,黏土与可还原态As呈显著负相关性,而与可还原态Pb呈显著

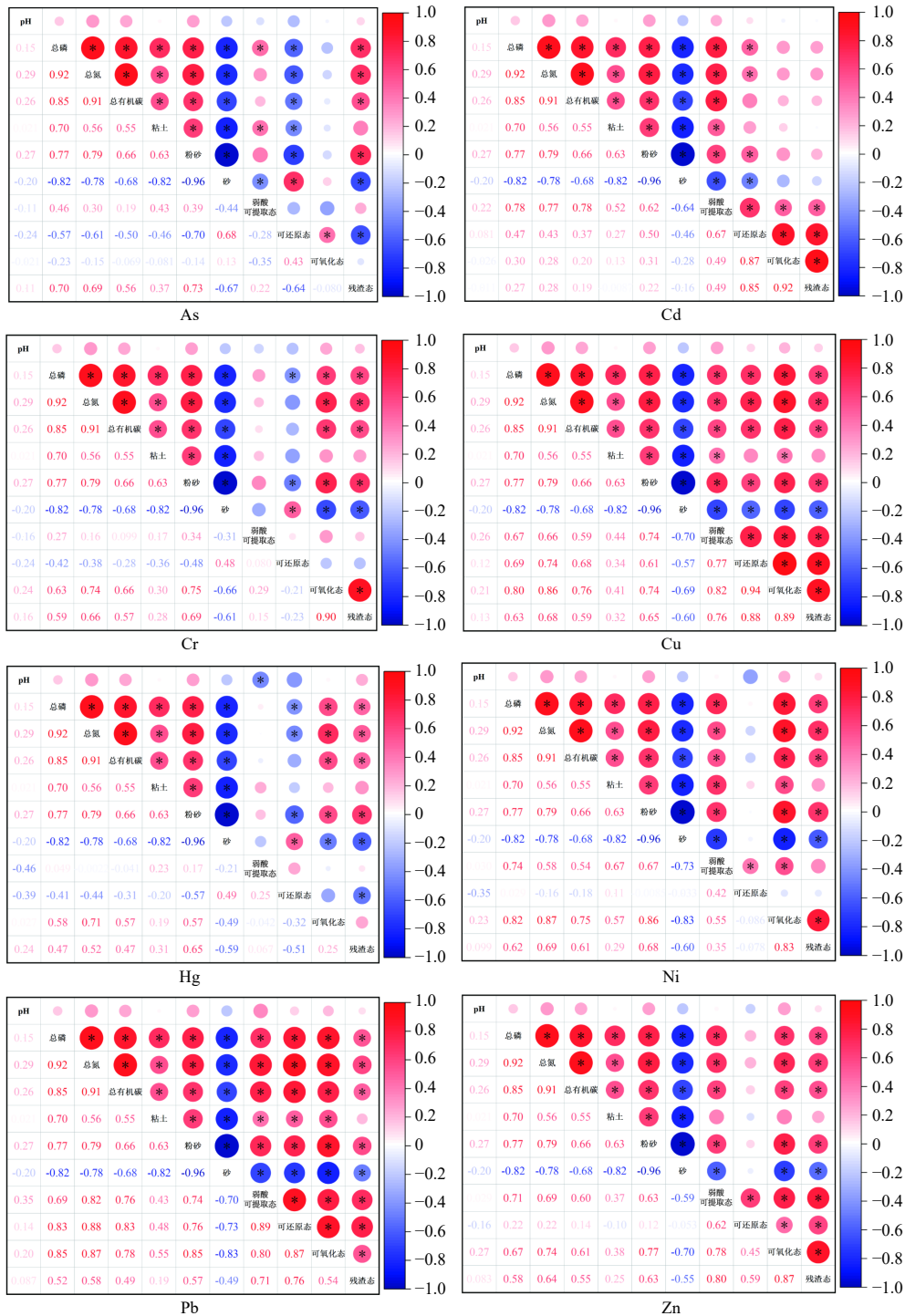


图 1 广西典型海湾表层沉积物重金属形态与理化性质之间的相关性

Fig. 1 Correlations among heavy metal fractions and physical and chemical properties in the surface sediments of typical bays from Guangxi

正相关性, 这可能与不同重金属在沉积物中的化学差异有关。As 倾向于形成负电荷络合物, 而 Pb 则倾向于形成正电荷络合物, 这种电荷差异影响了它们与带负电的黏土颗粒的相互作用, 导

致 As 的吸附能力减弱而 Pb 的吸附能力增强。此外, 不同重金属离子对吸附位点的相对亲和力也会影响其吸附行为, 导致重金属之间存在竞争吸附现象^[32]。沉积物碳酸盐、晶相和矿物组成

等因素的相互作用,也可能导致单因子与重金属形态之间的相关性降低。

2.4 沉积物重金属生态风险评估

2.4.1 次生相与原生相比值 (RSP) 法

广西典型海湾表层沉积物重金属 RSP 均值整体表现为 $Cd(8.24) > Hg(2.45) > Pb(2.13) > Zn(1.37) > Ni(1.10) > Cu(0.99) > Cr(0.65) > As(0.13)$ (图 2), 表明 Cd 受到重度污染 ($RSP > 3$), Hg 和 Pb 受到中度污染 ($2 < RSP \leq 3$), Ni 和 Zn 为轻度

污染 ($1 < RSP \leq 2$), As 、 Cu 和 Cr 无污染 ($RSP \leq 1$)。在 3 个海湾中, Cd 和 Pb 在珍珠湾和钦州湾的污染程度显著高于廉州湾 (One-way ANOVA, $p < 0.05$), Ni 和 Zn 在钦州湾和廉州湾的污染程度则显著低于珍珠湾 ($p < 0.05$)。值得注意的是, 3 个海湾均存在 Cd 的重度污染, 表明广西典型海湾 Cd 的化学活性和生物可利用性较强, 对生态系统构成潜在威胁。

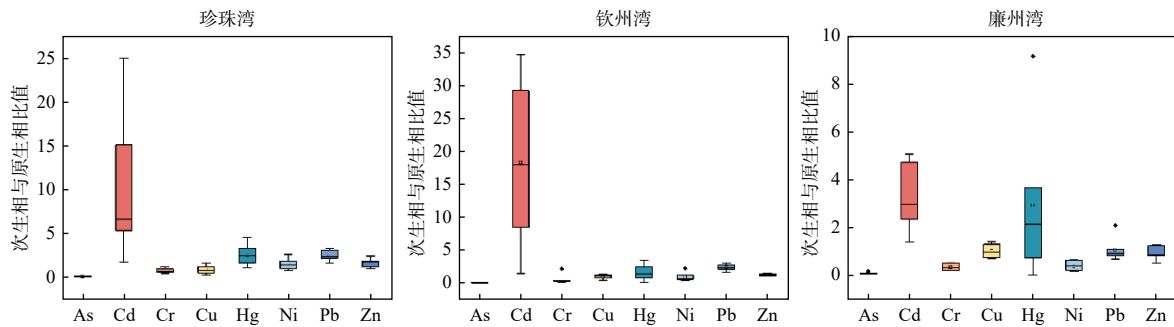


图 2 广西典型海湾(珍珠湾、钦州湾和廉州湾)表层沉积物重金属的 RSP

Fig. 2 Ratio of secondary phase and primary phase (RSP) results of heavy metals in the surface sediments of typical bays from Guangxi (Zhenzhu bay, Qinzhou bay, and Lianzhou bay)

2.4.2 风险评估编码 (RAC) 法

广西典型海湾表层沉积物重金属 RAC 均值由高到低依次为 $Cd(62.37\%)$ 、 $Zn(17.16\%)$ 、 $Ni(12.11\%)$ 、 $Pb(7.94\%)$ 、 $Cu(7.83\%)$ 、 $Cr(3.38\%)$ 、 $As(1.32\%)$ 、 $Hg(0.29\%)$ (图 3)。 As 、 Cr 和 Hg 均表现为无风险 ($RAC \leq 1\%$)。 Cd 、 Cu 、 Ni 、 Pb 和 Zn 在珍珠湾和钦州湾的风险程度显著大于廉州湾 ($p < 0.05$)。 Cd 的 RAC 值范围为 $40.51\% \sim 93.13\%$, 其中珍珠湾 91.67% 的站位、钦州湾 100.00% 的站位和廉州湾 14.29% 的站位存在 Cd 的高生态

风险。 8.00% 的站位呈现 Cu 的中等生态风险, 24.00% 的站位呈现 Pb 的低生态风险。 60.00% 的站位存在 Ni 的低生态风险, 主要分布于珍珠湾和钦州湾。此外, Zn 的低生态风险区域占比达到 96.00% 。近年来, 广西及其他区域的研究表明^[8, 26, 31], 沉积物中的 As 、 Cr 和 Hg 通常表现为无风险或者低风险状态, 反映了这些元素的生物可利用性较低, 对水生生物和人类健康的直接影响可能较小。

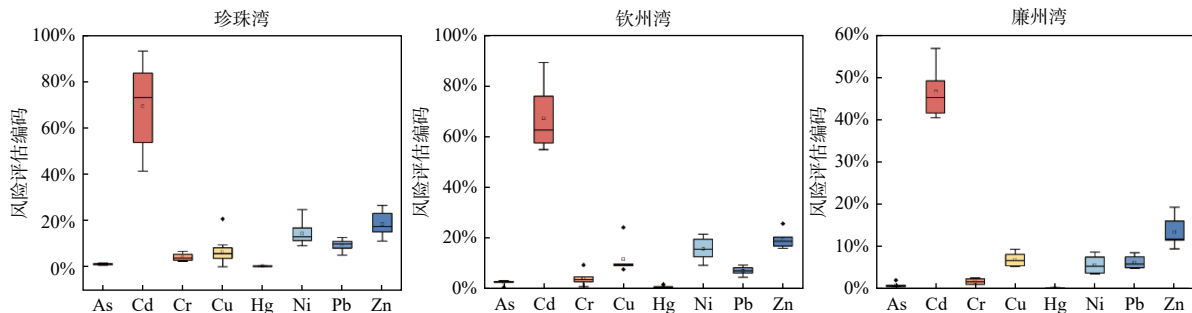


图 3 广西典型海湾(珍珠湾、钦州湾和廉州湾)表层沉积物重金属的 RAC

Fig. 3 The risk assessment coding method of heavy metals in the surface sediments of typical bays from Guangxi (Zhenzhu bay, Qinzhou bay, and Lianzhou bay)

3 结论

(1)在广西典型海湾表层沉积物中,Cd的生物可利用性最高,主要以弱酸可提取态存在,Pb主要为可还原态,Hg主要为可氧化态。此外,As、Cr、Cu、Ni和Zn均以残渣态为主,表明其对原生环境影响较小。

(2)Cu、Ni和Pb易附着于黏土,在富含有机碳的环境中,其生物可利用性增加。

(3)广西典型海湾存在Cd极高的污染风险,表明该海域Cd的生物可利用性及可迁移性可能更强。少数站位存在Cu的中等生态风险以及Ni、Pb和Zn的低生态风险;As在广西典型海湾无明显污染特征和生态风险。

参考文献:

- [1] SU Q Y, WANG C G, HUANG L L, et al. Levels and health risk assessment of potential toxic elements in three dominant fish species from the Beibu Gulf, South China Sea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2023, 196: 115566.
- [2] GU Y G, GAO Y P, CHEN F, et al. Risk assessment of heavy metal and pesticide mixtures in aquatic biota using the DGT technique in sediments[J]. *Water Research*, 2022, 224: 119108.
- [3] YUAN Y, SUN T, WANG H J, et al. Bioaccumulation and health risk assessment of heavy metals to bivalve species in Daya Bay (South China Sea): Consumption advisory[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 150: 110717.
- [4] SHI W C, LI T, FENG Y, et al. Source apportionment and risk assessment for available occurrence forms of heavy metals in Dongdahe Wetland sediments, southwest of China[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 815: 152837.
- [5] 温玉娟, 徐轶肖, 黎慧玲, 等. 广西北部湾近岸海域营养盐与富营养化状态研究[J]. *广西科学*, 2022, 29(3): 541-551.
- [6] GAN H Y, LIN J Q, LIANG K, et al. Selected trace metals (As, Cd and Hg) distribution and contamination in the coastal wetland sediment of the northern Beibu Gulf, South China Sea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 66(1/2): 252-258.
- [7] LAO Q B, SU Q Z, LIU G Q, et al. Spatial distribution of and historical changes in heavy metals in the surface seawater and sediments of the Beibu Gulf, China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 146: 427-434.
- [8] 朱学韬, 林海英, 冯庆革, 等. 广西北部湾表层沉积物重金属污染水平、生态风险评价和源分析[J]. *环境工程*, 2021, 39(8): 69-76.
- [9] 闭文妮, 洪 鸣, 彭梦微, 等. 2005—2020年广西近岸海域表层沉积物重金属含量特征及风险评价[J]. *海洋环境科学*, 2022, 41(3): 416-422, 429.
- [10] RAURET G, RUBIO R, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F. Optimization of Tessier procedure for metal solid speciation in river sediments[J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1989, 36(2): 69-83.
- [11] RAURET G, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F, SAHUQUILLO A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1(1): 57-61.
- [12] LIU B X, LUO J, JIANG S, et al. Geochemical fractionation, bioavailability, and potential risk of heavy metals in sediments of the largest influent river into Chaohu Lake, China[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 290: 118018.
- [13] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 海洋监测规范 第5部分: 沉积物分析: GB 17378.5—2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [14] 朱若思, 宋国栋, 刘素美, 黄、渤海沉积物耗氧速率的时空分布特征和环境影响因素[J]. *海洋学报*, 2024, 46(5): 16-26.
- [15] 褚向乾, 李红娜, 吕卫光, 等. 水丰湖流域沉积物、底质营养物质及重金属含量调查与评价[J]. *中国农学通报*, 2022, 38(28): 72-78.
- [16] BAO R, BLATTMANN T M, MCINTYRE C, et al. Relationships between grain size and organic carbon 14C heterogeneity in continental margin sediments[J]. *Earth and Planetary Science Letters*, 2019, 505: 76-85.
- [17] 林承奇, 胡恭任, 于瑞莲, 等. 九龙江表层沉积物重金属赋存形态及生态风险[J]. *环境科学*, 2017, 38(3): 1002-1009.
- [18] 苏琼源, 王才广, 黄亮亮, 等. 广西主要海湾表层沉积物营养物和重金属研究——分布特征及风险评估[J]. *中国环境科学*, 2023, 43(增刊1): 221-232.
- [19] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 海洋沉积物质量: GB 18668—2002[S]. 北京: 中国标准出版社, 2004.
- [20] LIANG Y H, WANG R, SHENG G D, et al. Geochemical controls on the distribution and bioavailability of heavy metals in sediments from Yangtze River to the East China Sea: Assessed by sequential extraction versus diffusive gradients in thin-films (DGT) technique[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 452: 131253.
- [21] 柴小平, 母清林, 余运勇, 等. 舟山渔场潮间带沉积物重金属形态分布特征及生态风险分析[J]. *环境污染与防治*, 2022, 44(8): 1054-1060, 1067.
- [22] 符运拓, 杨 红, 王春峰. 长江口邻近海域表层沉积物重金属赋存形态及生态危害评估[J]. *海洋环境科学*, 2022, 41(4): 534-542, 553.
- [23] 范博伦, 步秀芹, 郭诗琪, 等. 广西北部湾经济区重点海湾水污染物特征分析[J]. *四川环境*, 2024, 43(3): 36-42.

- [24] ZHANG C, YU Z G, ZENG G M, et al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability[J]. *Environment International*, 2014, 73: 270-281.
- [25] 魏璟弢, 张焕玲, 李 铁, 等. 胶州湾及青岛近海表层沉积物重金属赋存形态研究 [J]. *中国海洋大学学报 (自然科学版)*, 2012, 42(增刊 1): 157-164.
- [26] 张志永, 万成炎, 胡红青, 等. 长江中上游表层沉积物重金属形态分布特征及风险评价 [J]. *环境科学*, 2023, 44(2): 770-780.
- [27] LIU M, CHEN J B, SUN X S, et al. Accumulation and transformation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze River estuary to the East China Sea shelf[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 111-121.
- [28] LI C, SANCHEZ G M, WU Z F, et al. Spatiotemporal patterns and drivers of soil contamination with heavy metals during an intensive urbanization period (1989–2018) in southern China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260: 114075.
- [29] 张 志, 张润宇, 王立英, 等. 淡水沉积物中重金属生物有效性的研究进展 [J]. *地球与环境*, 2020, 48(3): 385-394.
- [30] LIU X Z, SHENG Y Q, LIU Q Q, et al. Ecological and environmental risks of heavy metals in sediments in Dingzi Bay, South Yellow Sea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2023, 188: 114683.
- [31] 张华兰, 于瑞莲, 万瑞安, 等. 九龙江口红树林表层沉积物重金属赋存形态及污染评价 [J]. *环境科学*, 2022, 43(10): 4601-4612.
- [32] 季永新, 张文杰, 黄津祥. As(V) 在粉质黏土中的吸附特性研究 [J]. *岩土工程学报*, 2022, 44(12): 2206-2214.

(本文编辑: 胡莹莹)

(上接第 25 页)

- [5] 谢 礼, 林 霞, 朱艺峰. 象山港国华宁海电厂附近海域小型底栖动物的群落结构 [J]. *生态科学*, 2012, 31(2): 167-172.
- [6] 蒋朝鹏, 徐兆礼, 陈佳杰, 等. 秦山核电温排水对鱼类分布的影响 [J]. *中国水产科学*, 2016, 23(2): 478-488.
- [7] 许会敏, 叶 蝉, 张 冰, 等. 湛江特呈岛红树林植物群落的结构和动态特征 [J]. *生态环境学报*, 2010, 19(4): 864-869.
- [8] 范航清, 黎广钊, 周浩郎, 等. 广西北部湾典型海洋生态系统——现状与挑战 [M]. 北京: 科学出版社, 2015.
- [9] 潘良浩, 史小芳, 曾 聪, 等. 广西红树林的植物类型 [J]. *广西科学*, 2018, 25(4): 352-362.
- [10] 李丽凤, 刘文爱, 莫竹承. 广西钦州湾红树林群落特征及其物种多样性 [J]. *林业科技开发*, 2013, 27(6): 21-25.
- [11] 黄 星, 辛 琨, 王薛平. 我国红树林群落生境特征研究简述 [J]. *热带林业*, 2009, 37(2): 10-12.
- [12] 李元跃, 林 鹏. 中国红树植物生态解剖学研究综述 [J]. *海洋科学*, 2006(04): 69-73.
- [13] 陈小勇, 林 鹏. 我国红树林对全球气候变化的响应及其作用 [J]. *海洋湖沼通报*, 1999(2): 11-17.
- [14] 陈鹭真, 王文卿, 张宜辉, 等. 2008 年南方低温对我国红树植物的破坏作用 [J]. *植物生态学报*, 2010, 34(2): 186-194.
- [15] 陈鹭真, 杜晓娜, 陆鑫眉, 等. 模拟冬季低温和夜间退潮对无瓣海桑幼苗的协同作用 [J]. *应用生态学报*, 2012, 23(4): 953-958.
- [16] 李信贤, 温远光, 何妙光. 广西红树林类型及生态 [J]. *广西农学院学报*, 1991, 10(4): 70-81.
- [17] 梁士楚. 广西红树植物群落特征的初步研究 [J]. *广西科学*, 2000, 7(3): 210-216.

(本文编辑: 胡莹莹)