

海南东寨港湿地红树林根系土重金属分布特征 及其生态风险

茅昌平^{1,2}, 王嘉明¹, 张固成^{2,3}, 杜苏明¹,
常 宇¹, 饶文波¹

(1.河海大学 地球科学与工程学院, 江苏 南京 211100; 2.海南省海洋地质资源与环境重点实验室, 海南 海口 570206; 3.海南省地质调查院, 海南 海口 570206)

摘 要:红树林湿地不仅是海陆交汇区内一个特殊的生态系统,也是重金属等污染物质的汇聚地。本文通过对海南东寨港红树林湿地根系土的系统采集和分析,研究了根系土中重金属的分布和生态风险。本研究分别采用了相关分析、聚类分析和潜在生态风险指数 (*RI*)、内梅罗指数 (*PN*) 的分析方法对湿地根系土中重金属的污染源和生态风险进行了分析。结果显示, As、Ba、Pb、Sr 主要是生物作用以及火山地质条件等自然源的贡献;而 Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Ti、Zn 以工业、农业复合源的贡献为主,特别是水产养殖业。生态风险分析表明,湿地生态风险元素主要为 Cd、Hg 和 Ni,在湿地西部及东南区域存在明显的重金属生态风险,需进一步加强环境保护工作。

关键词:红树林; 重金属; 根系土; 沉积物; 东寨港

中图分类号:X820.4

文献标识码:A

文章编号:1007-6336(2025)04-0543-12

Distribution and potential ecological risks of heavy metals in mangrove root soils of Dongzhai Harbor, Hainan

MAO Changping^{1,2}, WANG Jiaming¹, ZHANG Gucheng^{2,3}, DU Suming¹,
CHANG Yu¹, RAO Wenbo¹

(1.School of Earth Sciences and Engineering, Hohai University, Nanjing 211100, China; 2.Hainan Key Laboratory of Marine Geological Resources and Environment, Haikou 570206, China; 3.Hainan Geological Survey Institute, Haikou 570206, China)

Abstract: Mangrove forests, as special vegetation types on the coast, are sources and pools of heavy metal pollutants. In this paper, through the systematic collection and analysis of mangrove wetland root soils in Dongzhai Harbor, Hainan, the distribution and ecological risk of heavy metals in root soils were studied. Correlation analysis, cluster analysis and potential ecological risk index (*RI*) Nemerow pollution index (*PN*) analysis methods were used to explore the pollution sources and ecological risks of heavy metals in wetland root soils, respectively. The results show that As, Ba, Pb and Sr are mainly of natural origin, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Ti and Zn are mainly of industrial and agricultural origin, especially aquaculture. Ecological risk analyses indicate that Cd, Hg and Ni were the main pollutant elements and there is a significant ecological risk

收稿日期:2024-09-13, 修订日期:2024-11-23

基金项目:海南省海洋地质资源与环境重点实验室开发基金(24-HNHYDZZYHJKF055); 江苏省自然科学基金项目(BK20231467)

作者简介:茅昌平(1981—), 男, 河北张家口人, 研究员, 博士, 主要从事地质环境及水文地球化学研究, E-mail: maochangping@hhu.edu.cn

通信作者:茅昌平, E-mail: maochangping@hhu.edu.cn

of heavy metals in the western and southeastern corners of the wetland.

Key words: mangrove; heavy metals; root soil; sediment; Dongzhai Harbour

红树林作为生长在亚热带、热带海岸线上的潮间带森林,其在海岸保护、水土保持和生物栖息等方面都具有重要的现实意义。红树林湿地还具有较高的碳埋藏率,是重要的碳汇场所^[1-2]。红树林地处海陆交汇的潮间带敏感区,其生态环境受控于海洋和陆地的双重影响。随着城市及流域工农业生产的发展,大量的污染物排入河口区,红树林湿地的环境压力也日益增加,其中重金属污染受到了较多关注^[3-5]。

重金属在生态系统中具有生物积累性和放大性等特点,且难以被分解和降解,更容易影响生态系统的稳定性^[6-8]。红树植物对重金属具有较强的吸收能力,能通过生物固化作用削减土壤中有效态重金属以达到净化污染的效果。然而,当重金属浓度超过植物承受极限时,对红树植物生长有明显的抑制作用^[9]。与其他滨海湿地相比,红树林湿地有机碳、铁元素和还原性无机硫等的含量更高,根系复杂庞大,更有利于重金属元素的富集,是重要的重金属污染源与汇^[10]。

海南作为我国红树林主要分布区之一,面积达4638 ha,占全国红树林面积的三分之一,拥有最丰富的红树植物种类和数百种珍稀动物^[11]。关于海南红树林湿地的研究工作主要与湿地沉积物重金属相关,包括重金属元素的空间分布、影响因素、生态风险等。例如,邱彭华等^[12]通过对海南天然和人工两种红树林湿地的研究,发现红树植物与林下沉积物重金属含量之间有强的正相关性。Xin等^[13]和Li等^[14]的研究表明,海南岛红树林土地利用的转变改变了沉积物对重金属的积累能力,给湿地带来了不同程度的重金属污染。近年来,随着海南城镇化和经济的发展,大量城镇污水、养殖废水和农业尾水的排入,使海南红树林湿地面临严重的环境问题^[5]。

植物中的重金属主要源于土壤,重金属经根系吸收而进入根部,迁移富集于茎、叶和果实^[15]。然而,针对东寨港红树植物根系土的系统性研究鲜有报道。本文以海南省东寨港红树林根系土中As、Ba、Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Mn、Ni、Pb、

Sr、Ti和Zn 13种主要重(类)金属污染物为研究对象,综合分析了红树林湿地根系土中重金属的空间分布、主要来源和潜在生态风险,为红树林植物生态保护和湿地污染防控提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

东寨港红树林湿地位于海南省海口市境内,海南岛东北部,属热带海洋性季风气候,年均气温17.1℃,年均降水量1676 mm,全天候不规则潮汐,平均潮差约1 m^[16]。东寨港为1605年琼山地震塌陷形成的溺谷型港湾,有珠溪河、桥头河、演丰河等小溪流注入。由沉积物形成的泥滩为生态系统提供了栖息地,也为重金属的富集提供了条件^[17]。港口海岸地形平坦,岩性以花岗岩为主,该地区主要分布为松散的第四纪沉积物,是港口沉积物主要来源^[18]。近几十年来,随着工业、农业的快速发展,东寨港总体建设用地剧烈增长,林地大面积减少。湿地总面积约360 km²,主要土地利用类型有水田、林地、建设用地、滩涂、水系等。农业用地和林地占湿地最大土地利用比例,两者约占总面积的50%;河流、滩涂、建设用地三者占湿地总面积的30%以上。附近居民主要经济来源是农业和渔业,岸边分布的养殖塘废水、底泥等废物排入红树林湿地内^[16]。

1.2 样品采集与测试

2020年于研究区布设了38个采样点位,采用螺旋钻采集深度为30 cm的根系土样品38份,并存放在聚乙烯袋中,记录了相应的红树植物种类和采样点周边环境情况(表1)。土样带回实验室后,剔除杂物、室温风干,置干燥处保存待测。土壤pH采用梅特勒pH计(瑞士,Mettler Toledo Delta 320)测定。采用激光粒度仪(英国,Mastersizer-2000)测定样品粒度,分析误差为<1%,并按照NY/T 1121《土壤检测》标准分类为砂粒(2~0.02 mm)、粉粒(0.02~0.002 mm)、黏粒(<0.002 mm)。采用元素分析仪(德国,

VarioMacro-CHNS)测定有机碳(C_{org})含量,分析误差为0.5%。常量元素Si、Al、Fe、Mg、Ca、Na、K、Ti、Mn、总磷(TP)采用X射线荧光光谱(瑞士,ARL9800XP)进行测量,Si和Al的绝对误差分别为 $\pm 0.5\%$ 和 $\pm 0.2\%$,Ca、K、Fe、Ti的相对误差小于5%,其他元素的相对误差小于10%^[19]。样品经混酸($HF-HNO_3-HClO_4-HCl$)消解后,使用电感耦合等离子体质谱仪(美国,ICAP RQ,Thermo Fisher Scientific)测定Ba、Cd、Co、Cr、Cu、Ni、Pb、Sr、Zn元素含量,分析误差为2%~

4%^[20]。利用原子荧光光谱法(AFS)测试根系土样品中的Hg、As元素含量,相对误差 $<1\%$ ^[20]。总氮(TN)采用《土壤质量全氮的测量凯式法》(HJ171—2014)中的半微量凯式法测定。样品重(类)金属等的测试采用国家土壤标准物质GBW07403进行质量控制,检测结果为(mg/kg):As/4.3、Ba/1192、Cd/0.064、Co/5.1、Cr/31.6、Cu/11.9、Mn/329、Ni/12.4、Pb/27.5、Ti/2231、Sr/386、Zn/32、Hg/0.06、TN/584、TP/350和 C_{org} /530,标样回收率为91%~109%,符合控制要求。

表1 海南东寨港湿地采样点基本信息

Tab.1 Basic information of sampling sites in Dongzhai Harbor Wetland, Hainan

点号	分区	经度(E)	纬度(N)	红树种类	点号	分区	经度(E)	纬度(N)	红树种类
HS01	东部	110°33'38"	20°00'55"	红海榄	HS20	西部	110°36'03"	19°56'01"	秋茄
HS02	西部	110°32'36"	20°00'44"	白骨壤	HS21	西部	110°35'48"	19°55'37"	海桑
HS03	西部	110°32'09"	20°00'26"	白骨壤	HS22	东部	110°37'26"	19°56'20"	无瓣海桑
HS04	西部	110°32'24"	19°59'58"	白骨壤	HS23	东部	110°37'39"	19°56'11"	海桑
HS05	西部	110°32'29"	19°59'46"	红海榄	HS24	东部	110°37'12"	19°56'55"	桐花树
HS06	西部	110°32'15"	19°59'34"	桐花树	HS25	东部	110°37'11"	19°57'08"	角果木
HS07	西部	110°34'04"	19°59'28"	红海榄	HS26	东部	110°37'07"	19°57'31"	红海榄
HS08	西部	110°32'43"	19°58'59"	角果木	HS27	东部	110°37'07"	19°58'08"	白骨壤
HS09	西部	110°32'56"	19°58'29"	秋茄	HS28	东部	110°36'35"	19°59'44"	白骨壤
HS10	西部	110°33'33"	19°58'39"	白骨壤	HS29	东部	110°36'30"	19°59'58"	红海榄
HS11	西部	110°33'55"	19°58'40"	海莲	HS30	东部	110°35'04"	20°01'20"	角果木
HS12	西部	110°32'56"	19°58'01"	海莲	HS31	东部	110°36'16"	20°01'06"	角果木
HS13	西部	110°33'34"	19°57'01"	海莲	HS32	西部	110°35'34"	19°55'08"	老鼠勒
HS14	西部	110°34'11"	19°57'07"	秋茄	HS33	西部	110°35'46"	19°54'50"	卤蕨
HS15	西部	110°34'40"	19°57'06"	桐花树	HS34	西部	110°35'59"	19°54'34"	海桑
HS16	西部	110°35'08"	19°56'57"	红海榄	HS35	西部	110°36'07"	19°54'08"	桐花树
HS17	西部	110°34'34"	19°56'48"	海桑	HS36	东部	110°37'53"	19°55'46"	海莲
HS18	西部	110°35'13"	19°56'14"	桐花树	HS37	西部	110°37'06"	19°55'23"	海莲
HS19	西部	110°35'28"	19°56'31"	红海榄	HS38	西部	110°36'13"	19°53'36"	老鼠勒

1.3 统计与风险评估方法

采样点分布图及常微量元素空间分布图由ArcGIS 10.7反距离权重插值法进行绘制。使用SPSS 23、Origin 2021进行数据处理、相关性分析以及聚类分析。

本研究采用单体潜在生态风险指数(E^i_r)、潜在生态风险指数(RI),以及内梅罗污染指数进行生态风险评价,使用的方法见表2。

2 结果与讨论

2.1 结果

2.1.1 物理化学性质的空间分布

由于海南省文昌市和海口市在经济发展和自然条件方面存在一定差异,本文将研究区域划分为东部(文昌市)和西部(海口市)两部分(表1)。东寨港红树林湿地根系土以粉、砂土为主(表3),其中砂粒、粉粒和黏粒的含量分别在

表 2 风险评估表达式和物理意义
Tab.2 Risk evaluation expression and physical significance

名称	表达式	解释	污染程度(本研究)	文献
单体潜在生态风险指数(E_r^i)	$E_r^i = T_r^i \times \frac{C_i}{C_{ref}}$	T_r^i 为根据以往的研究结果,汞、镉、砷、铜、铅、镍、铬、钴、锌、钒、锰、锑、钛的毒性反应系数分别为40、30、10、5、5、5、2、2、1、2、1、2、1、2、1; C_i 为土壤中 <i>i</i> 元素的实测含量(mg/kg); C_{ref} 为元素 <i>n</i> 的地球化学背景值(mg/kg)	$E_r^i < 40$: 低风险 $40 \leq E_r^i < 80$: 中风险 $80 \leq E_r^i < 160$: 高风险 $160 \leq E_r^i < 320$: 严重风险 $E_r^i \geq 320$: 极度严重风险	[21-23]
潜在生态风险指数(RI)	$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$	E_r^i 为单体潜在生态风险指数	$RI < 120$: 低风险 $120 < RI \leq 240$: 中风险 $240 < RI \leq 480$: 严重风险 $RI > 480$: 极度严重风险	[24]
内梅罗污染指数(PN)	$PN = \sqrt{\frac{CF_{ave}'^2 + CF_{max}^2}{2}}$	CF_{ave}' 为采样点 <i>i</i> 代入权重值后污染因子加权平均值; CF_{max} 为采样点 <i>i</i> 中所有重金属污染因子最大值	$PN \leq 0.7$: 安全 $0.7 < PN \leq 1$: 警告 $1 < PN \leq 2$: 轻度污染 $2 < PN \leq 3$: 中度污染 $PN > 3$: 严重污染	[21, 25]

10.20%~ 90.20%、7.20%~ 74.50%、2.60%~ 20.30%, 平均排序为粉粒(55.96%)>砂粒(32.56%)>黏粒(11.48%)。

湿地红树林根系土 pH 变化较大, 范围在 4.05~ 8.19, 但整体表现为弱酸性(表 3)。pH 变异系数为 14% 左右, 空间分异性较低, 受自然环境影响较小。高 pH 点位均在靠近海岸线的陆地区, 低 pH 点位则主要分布在远离海岸线的红树林林地。

研究区域内, C_{org} 、TN、TP 的含量变化分别为 2000~ 40500 mg/kg、205~ 2619 mg/kg 和 146~ 2079 mg/kg, 均值分别为 15300 mg/kg、1014.70 mg/kg、670.65 mg/kg(表 3), 而 C_{org} 、TN、TP 变

异系数均大于 50%, 属于强变异。空间分布上, 红树林植被茂密区以及 HS35 和 HS38 等内陆区域营养盐含量远高于其他点位, HS35 和 HS38 靠近三江镇, 水体富营养化相对较高(表 1)^[13]。

2.1.2 重金属的空间分布

本文选取湿地内 13 种具有生物毒性典型重金属(As、Ba、Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Mn、Ni、Pb、Sr、Ti、Zn)进行了分析。13 种重金属元素含量的统计分析结果见表 4。湿地北部(HS01、HS30、HS31 等)区域重金属浓度较低, 其余位置均有明显的高含量分布(图 1)。As、Ba、Pb、Sr 在东部的均值含量分别为 5.19 mg/kg、253.94 mg/kg、20.67 mg/kg、75.67 mg/kg, 在西部的均值含量分

表 3 粒度、pH 和营养盐数据的描述性统计
Tab.3 Descriptive statistics for particle size, pH and nutrients data

区域	含量	砂粒/(%)	粉粒/(%)	黏粒/(%)	pH	$C_{org}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{TN}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{TP}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
东部	最小值	14.50	7.20	2.60	4.89	2000	205.0	146.0
	最大值	90.20	74.50	13.50	8.19	28200	1935.0	1024.0
	平均值	37.63	52.29	10.08	7.05	9900	753.9	496.5
	标准差	18.68	17.01	3.41	0.99	8400	539.7	261.2
	变异系数/(%)	49.63	32.54	33.8	14.1	84.59	71.6	52.6
西部	最小值	10.20	40.10	4.40	4.05	4300	342.0	264.0
	最大值	51.20	70.90	20.30	7.70	40500	2619.0	2079.0
	平均值	29.92	57.87	12.21	6.18	20600	1275.5	844.8
	标准差	13.61	10.64	4.89	0.91	9400	575.4	447.0
整体	变异系数/(%)	45.48	18.39	40.05	14.75	45.69	45.1	52.9
	平均值	33.78	55.08	11.15	6.62	15300	1014.70	670.65

表 4 湿地东、西部根系土重金属含量统计结果

Tab.4 Statistical results of heavy metal content in root soil from the east and west of the wetland

区域	含量	重金属元素含量/mg·kg ⁻¹												
		As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn
东部	最小值	2.50	133.00	0.01	3.40	21.00	4.90	0.01	123.00	5.90	10.20	43.00	1716.00	22.00
	最大值	7.90	337.00	0.18	15.10	84.00	29.50	0.07	419.00	35.20	32.80	97.00	7221.00	90.00
	平均值	5.19	253.94	0.07	8.27	51.83	14.19	0.03	238.85	18.54	20.67	75.67	4445.46	53.21
	标准差	2.06	67.86	0.04	4.15	20.71	7.34	0.02	95.53	10.14	7.71	16.97	1728.40	23.01
	变异系数/(%)	39.77	26.72	66.88	50.20	39.96	51.70	63.70	40.00	54.69	37.31	22.43	38.88	43.23
西部	最小值	3.40	19.00	0.04	4.30	44.00	9.10	0.02	66.00	10.20	11.00	19.00	2201.00	32.00
	最大值	11.40	335.00	0.23	48.20	288.00	84.20	0.09	1580.00	141.1	30.70	100.00	26719.00	195.00
	平均值	6.43	265.15	0.11	16.65	96.95	26.02	0.05	389.64	38.58	23.62	80.61	7951.25	82.15
	标准差	2.10	77.38	0.05	9.87	53.73	16.02	0.02	294.48	26.03	5.14	19.92	5078.48	37.10
	变异系数/(%)	32.62	29.18	42.63	59.27	55.42	61.57	36.64	75.58	67.46	21.77	24.71	63.87	45.16
整体	平均值	6.01	261.32	0.10	13.78	81.51	21.97	0.04	338.05	31.72	22.61	78.92	6751.90	72.25
	背景值	8.90	213.00	0.056	7.00	50.50	17.00	0.08	279.00	14.40	36.00	26.00	2900.00	47.30

注: 背景值采用1990年《中国土壤元素背景值》海南省背景值^[26]

别为 6.43 mg/kg、265.15 mg/kg、23.62 mg/kg、80.61 mg/kg, 含量差异不大。As、Ba、Pb、Sr 在东部的变异系数分别为 39.77%、26.72%、37.31%、22.43%, 在西部的变异系数分别为 32.62%、29.18%、21.77%、24.71%, 基本处于中等变异, 分布均较均匀。

西部 Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Ti、Zn 8 种重金属元素西部的平均含量高于东部。除 Cd 和 Hg 在点 HS22、HS23 比较特殊外, 该 8 种重金属元素主要集中在研究区西部点 HS13、HS38 上, 靠近人类活动区域。Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Ti、Zn 在东部的变异系数分别为 66.88%、50.2%、39.96%、51.70%、63.7%、54.69%、38.88%、43.23%, 在西部的变异系数分别为 42.63%、59.27%、55.42%、61.57%、36.64%、67.46%、63.87%、45.16%(表 4)。一般来说, 人类活动对沉积物理化性质的干扰程度越大, 变异系数值越高^[27]。结合重金属空间分布特征及变异系数分析表明, 湿地东、西部重金属空间分布受人为因素干扰较强。

东寨港湿地西部对重金属的富集能力远大于湿地东部(图 1)。由于西部地势低凹, 区域内植被茂密、沉积物粒度较细、水系发育、营养盐含量也较高, 这些因素都可为重金属的输入和沉积提供有利条件。此外, 西部区域(靠近海口市)

较强的人类活动也是导致重金属含量较高的原因之一。总体上, Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Mn、Ni、Ti、Zn 高值区主要位于在研究区西部点 HS13、HS38, 其分布靠近人类活动区域、远离海岸线(表 1、图 1)。

2.2 重金属来源分析

如图 2 所示, 东寨港红树林根系土重金属元素与砂粒、粉粒、黏粒之间均无明显相关性, 表明区域内根系的粒度对重金属元素影响较弱, 可能是东寨港红树林湿地受人类活动影响较大导致此类情况的发生^[28]。韦彩嫩等^[29]在研究珠江表层沉积物中重金属的粒度效应时, 也得出了相似结果。根系土重金属元素与 pH 间的相关性也较弱(图 2), 因此, pH 也不是东寨港红树林重金属含量变化的主要原因。

重金属 Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Ti、Zn 与营养盐 TN、TP、C_{org} 之间均呈极显著正相关, 相关系数均在 0.5 及以上(大部分显著性水平 $P \leq 0.01$, 图 2); As 与 TN、TP 呈显著正相关, 与 C_{org} 呈极显著正相关; Mn 与 TN、C_{org} 呈显著正相关, 与 TP 呈极显著正相关(图 2)。由于红树林处于特殊的生态环境中, 根系发达、低速潮流等自然因素及易受人类活动的影响促使土壤中存储了大量的营养盐, 促进微生物的生长, 通

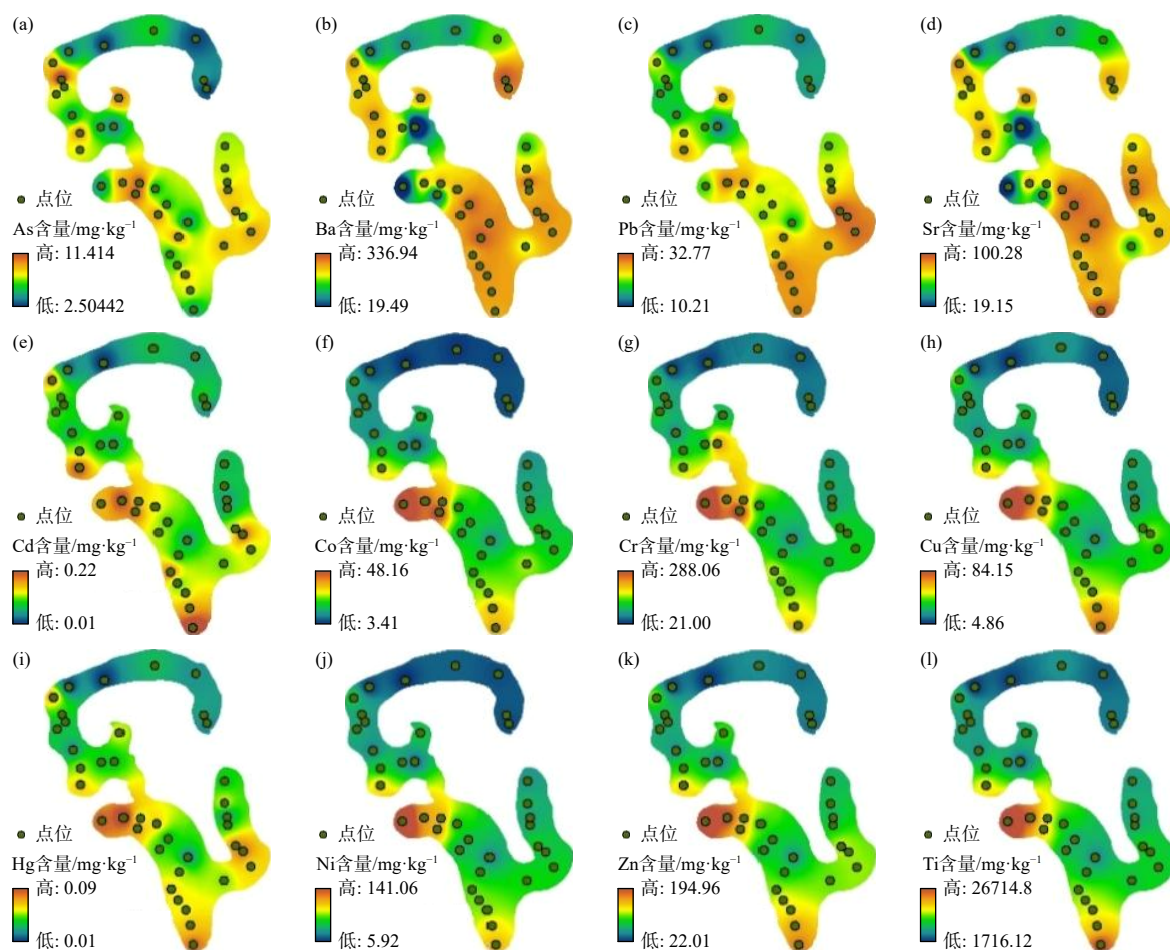


图1 根系土中主要重金属含量分布特征

Fig. 1 Distribution characteristics of main heavy metals in root soils

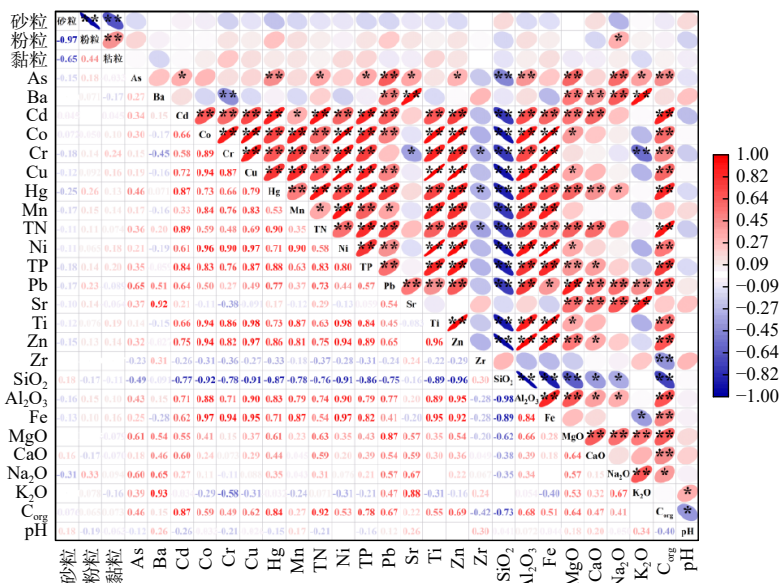
注: *为 $P \leq 0.05$; **为 $P \leq 0.01$

图2 湿地东、西部根系土微量元素与常量元素之间的相关矩阵

Fig. 2 Correlation matrix between trace elements and major elements in root soils of east and west wetlands

过生物转化、生物吸附与矿化等作用使重金属富集^[30]。根系土沉积物中N、P、C等营养盐不仅有利于重金属的富集,还是判别沉积环境有机质来源的重要依据:沉积物 $C_{org}/N > 10$ 时,有机质来源以外源为主。*Redfield* 比值,即有机碳、总氮和总磷的比值($C_{org} : TN : TP$)被广泛用于判

别沉积物磷的来源,当 C_{org}/TP 和 TN/TP 分别低于 106 和 16 时,说明沉积物中磷主要为周边环境外源输入^[31]。本研究中, C_{org}/TN 、 C_{org}/TP 、 TN/TP 均值分别为 15、26、1.5,表明湿地沉积物营养盐均以外源输入为主(图3)。



图3 湿地东、西部根系土碳氮磷比值分布特征

Fig. 3 Distribution characteristics of root soils carbon, nitrogen and phosphorus ratio in east and west wetlands

东寨港红树林湿地周边村镇以农业、养殖业经济为主,肥料和废水中所含重金属将随水文、地形地貌等条件迁移并沉积^[13]。通过野外实地调查,东寨港周边开挖了大量的高位养殖池塘,沿岸居民生活污水也都直接排放到排水沟,人工修建的混凝土沟渠和挡水坝遍布了红树林湿地周边(表1)。Li等^[14]研究也表明,在海南经济快速发展的同时,有大量来自工业、农业的携带重金属的营养盐向东寨港红树林湿地排入,并随着水系、大气等途径沉积于湿地中,给湿地造成了不良的生态环境影响。因此,农业排入可能是东寨港红树林湿地根系土重金属的主要来源之一。

相关性分析是利用变量之间存在的关联强度进行重金属来源初步的预判,聚类分析则可在

相关性分析的基础上将不同来源进行分配。本研究聚类热图将变量划分为两大组(图4):组1包括了砂粒、 SiO_2 、Zr、pH;组2包括了粉粒、黏粒、As、Pb、MgO、Ba、 K_2O 、Sr、 Na_2O 、CaO、Cd、TN、 C_{org} 、Hg、TP、Co、Fe、Cu、Ti、Ni、Zn、 Al_2O_3 、Cr。在此基础上进一步可以发现,树状图还将组2分为了3个子组(图4),子组1:粉粒、黏粒;子组2:As、Pb、MgO、Ba、 K_2O 、Sr、 Na_2O 、CaO;子组3: Cd、TN、 C_{org} 、Hg、TP、Co、Fe、Cu、Ti、Ni、Zn、 Al_2O_3 、Cr。

MgO、 K_2O 、CaO和 Na_2O 可能代表了陆源碎屑、生物碎屑、海洋化学和火山源物质的混合沉积^[32]。前人研究表明,在富含MgO、 K_2O 、CaO和 Na_2O 等的沉积物中已富含Ba、Sr、Pb等元素^[33]。相关性分析也显示MgO、 K_2O 、CaO

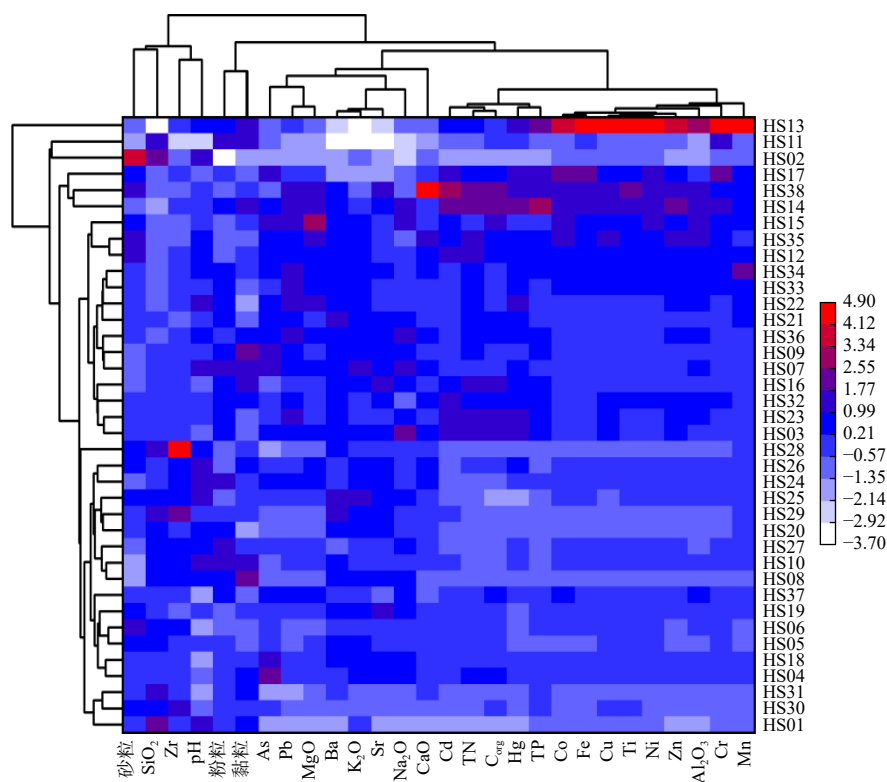


图4 湿地东、西部根系土微量元素与常量元素的聚类热图

Fig. 4 Clustering heat maps of trace elements and major elements in root soils of Dongzhai Harbor wetlands

和 Na_2O 与As、Ba、Pb、Sr呈极显著正相关(图2)。一般而言, MgO 、 Na_2O 和 K_2O 主要代表了火山岩石物源和海洋化学沉积。海南岛北部在第四纪时期发生了多期火山熔岩喷发, 沿岸形成了隆起的玄武岩台^[34]。区域地质背景显示, 东寨港湿地西部多文组(Qp2d)岩性为中更新统的基性火山岩。Ca是海洋生源沉积物的特征元素, 代表了生物钙质沉积, Sr作为亲生物元素, 主要在粗粒级的生物贝壳和碎屑中富集^[35]。因此, 重金属As、Pb、Ba、Sr主要与生物作用以及火山地质的条件等因素相关, 因此可将子组2划分为自然来源。

Al_2O_3 是岩石物理风化的产物, 在地表环境中相对稳定, 可作为物源的指标^[36]。相关性分析表明东寨港根系土重金属Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Ti、Zn与 Al_2O_3 呈极显著正相关关系, 表明与陆源碎屑沉积相关, 代表了陆源碎屑物的输送。同时, 重金属Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Ti、Zn和TN、TP、 C_{org} 营养盐之间同样表现为极显著正相关(图2)。不同重金属元素之间如果相关性较高, 也说明具有相同或相似的污染源^[8]。

结合聚类热图及相关性分析, 子组3所包含的重金属应以陆源碎屑输入及受人类活动的工、农业复合源为主。在东寨港周边存在着农业、鱼虾类养殖基地、肥料科技企业、船舶业等经济发展类产业^[13-14, 16]。农业、养殖业废水的排放以及船舶氧化、含油污水排放也会导致重金属向湿地的输入, 位置紧邻红树林保护区边缘高位池虾塘是巨大的面源污染源^[37]。综上, 东寨港红树林湿地根系土重金属其来源包括了陆源碎屑沉积、海洋生物碎屑及火山岩石碎屑的沉积和人类活动输入, 特别是农业和养殖业的污染输入给湿地生态环境带来了巨大压力。

2.3 污染评价及潜在生态风险

2.3.1 潜在生态风险指数

潜在生态风险指数(RI)最早由瑞典学者Hakanson于1980年提出, 该方法在考虑生态风险因子(C_i/C_b)的基础上同时考虑了各重金属的毒性响应系数(T_i^r)来反映单个元素和所有元素的生态风险(表2)^[24]。Hakanson研究的污染物有PCB、Hg、Cd、As、Cu、Pb、Cr和Zn, 其毒性响应系数之和为133, 对应RI限值为150^[24]。本

研究结合 Hakanson^[24]、徐争启等^[22]、林丽钦^[23]给出的毒性系数(表2),计算 As、Ba、Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Mn、Ni、Pb、Sr、Ti、Zn 的毒性响应系数之和为 106。因此,本研究相对应的 RI 限值调整为 120($150 \times 106 / 133 \approx 120$),其他以此类推,调整后的生态风险评价等级见表2。本研究选取的背景值为中国环境监测总站 1990 年给出的海南地球化学背景值^[26]。

东寨港湿地东部根系土重金属个体潜在生态风险指数(E_r^i)从高到低排序为 Cd(35.58)

$>Hg(17.69) >Ni(6.44) >Co(5.9) >As(5.84) >Sr(5.82) >Cu(4.17) >Pb(2.87) >Ba(2.38) >Cr(2.05) >Ti(1.53) >Zn(1.12)$ (图5,表5)。经风险系数分级,湿地东部重金属元素整体均处于低风险水平(表5)。但从表5和图6可知,Cd在3个采样点(包括HS22、HS29、HS36)上处于中风险水平和1个采样点(HS23)处于较高风险水平。通过上文来源分析可知,以农业、养殖业为主要来源的Cd对湿地生态环境带来了一定的生态风险。

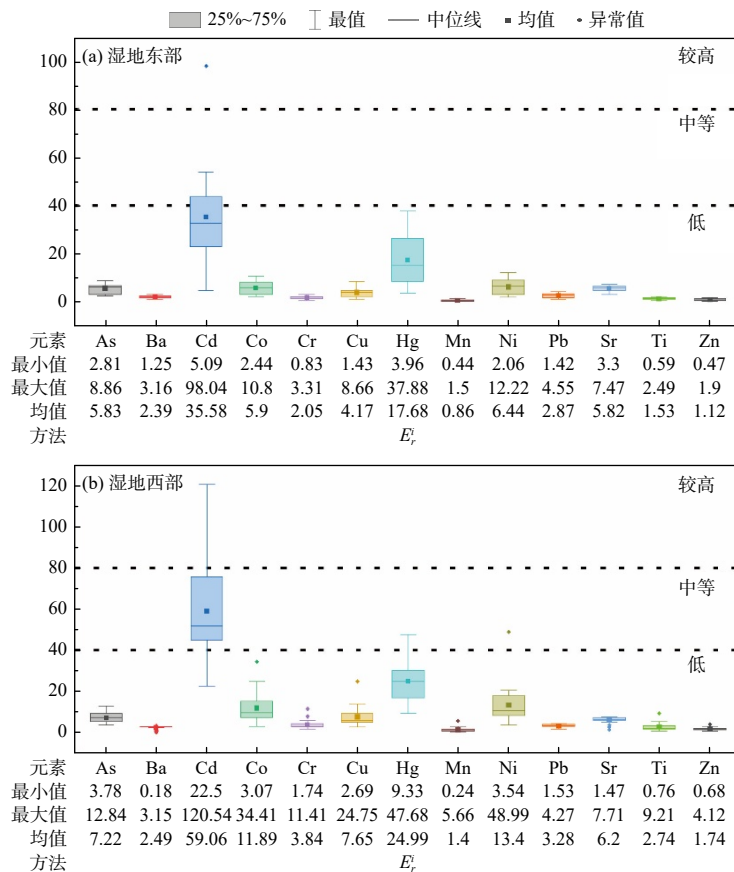


图5 湿地东、西部根系土重金属个体潜在生态风险指数(E_r^i)

Fig. 5 Individual Potential Ecological Risk Index for Heavy Metals in Wetland East and West root soils (E_r^i)

东寨港湿地西部根系土中各类重金属潜在生态风险指数(RI)从高到低排序为 Cd(59.06) $>Hg(24.99) >Ni(13.4) >Co(11.89) >Cu(7.65) >As(7.22) >Sr(6.2) >Cr(3.84) >Pb(3.28) >Ti(2.74) >Ba(2.49) >Zn(1.74)$ 。由潜在生态风险系数分级可知,湿地西部重金属元素除Cd处于中等潜在生态风险水平外,其他元素大多处于低风险水平(表5,图5)。通过表5进一步可以看出,Cd元

素在西部达到了中风险水平,占总点位的52%,有6个采样点达到了较高风险水平(HS03、HS13、HS14、HS17、HS32、HS38),这些污染点位所在的塔市村、演丰和三江镇营养盐污染程度也都较高^[37]。有研究表明,东寨港湿地排污沟附近或人口密集区接受的重金属量大,更易受农业养殖业生产和开发活动的影响,研究区内虾塘密布,农药、化肥的大量投入,都可能使Cd元素

表 5 湿地东、西部根系土中重金属元素个体潜在生态风险指数
Tab.5 Individual potential ecological risk index values for heavy metal elements in eastern and western wetland root soils

元素	东部						西部					
	$E_r^i < 40$	比例	$40 \leq E_r^i < 80$	比例	$80 \leq E_r^i < 160$	比例	$E_r^i < 40$	比例	$40 \leq E_r^i < 80$	比例	$80 \leq E_r^i < 160$	比例
As	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%
Ba	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%
Cd	9	69.23%	3	23.08%	1	7.69%	6	24.00%	13	52.00%	6	24.00%
Co	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%
Cr	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%
Cu	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%
Hg	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	24	96.00%	1	4.00%	0	0.00%
Ni	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	24	96.00%	1	4.00%	0	0.00%
Pb	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%
Sr	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%
Ti	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%
Zn	13	100.00%	0	0.00%	0	0.00%	25	100.00%	0	0.00%	0	0.00%

的浓度高于其他重金属^[38]。而 Hg 和 Ni 元素也在个别点位达到了中风险水平(各 1 个采样点,分别为 HS14、HS13)。因此,需要格外关注湿地内 Cd、Hg 和 Ni 的含量,以免给湿地生态造成生态健康威胁。

2.3.2 内梅罗指数评价

内梅罗指数(PN)评价由 Nemerow 于 1974 年首次提出,是当前国内外进行综合污染指数计算的最常用的方法之一^[39]。其以土壤污染监测结果和土壤环境质量标准作为依据,将污染贡献用指数反映出来以评定区域内土壤环境质量对生态环境以及人类社会的威胁程度。Allafta 等^[40]人曾将内梅罗污染指数用于分析阿拉伯河流域沉积物的污染状况。本文在现有的指数评价基础上,插入了 Swaine^[25] 所给重金属元素权重值进行污染物平均值公式的修正,来衡量不同重金属元素在每个采样点的环境影响程度(表 2)。这一方法突出了最大污染因子的影响,同时也弥补了平均指数的缺陷,能够较准确地反映土壤环境的客观情况。

海南东寨港红树林湿地东、西部根系土重金属内梅罗指数(PN)显示湿地整体处于中度污染水平(表 2,图 6)。湿地东部的 PN 值在 1.2~2.78,平均值为 2.19。其中,31%的点位为轻度污染,这些点位通常位于近海岸线、远离人类影

响和植被稀疏的陆地区域(图 2)。在湿地东部 69%的点位为中度污染,多位于湿地东南角,均属于人口密集区,污染极有可能往重度污染级别发展,在今后有必要开展详细的检测与防治工作。有研究表明,近年来东寨港红树林保护区污染情况有不断加重的趋势,特别是位于北部的塔市村和南部的三江镇地区污染情况不断恶化^[37]。湿地西部 PN 值在 2.13~7.38,平均值为 2.95,湿地西部的污染程度较高。其中,有 80%的点位显示为中度污染,有 20%的点位为重度污染,这些点位通常位于村镇附近以及植被茂盛的地区,给重金属的输入与沉积提供了有利条件。

综合运用潜在生态风险指数法以及改进的内梅罗指数法分析表明,重金属在东寨港湿地东南部以及湿地西部均表现出了明显的生态风险。在地理位置上处于人口密集区,特点为工业、农业集中,污染情况表现为中等-重度污染水平。湿地内的主要污染元素包括 Cd、Hg、Ni,其中,在部分点位上 Cd 的生态风险达到了较高的生态风险。因此,在今后的污染防治工作中应结合生物毒性的评价分析严格管控工业、农业废水的排放。由于农业和养殖污水的持续输入对东寨港红树林湿地重金属污染和富营养化产生的影响,还应进一步加强相应的管控。东寨港周边开挖的高位池几乎是开垦原有红树林形成

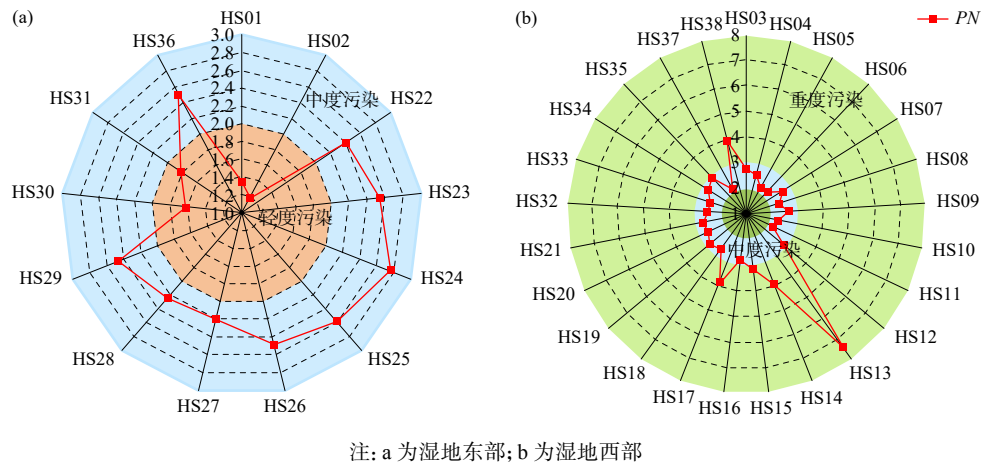


图6 根系土重金属内梅罗指数(PN)

Fig. 6 (a) Heavy metal Nemero index (PN) for root soils in the wetland

的,高位池养殖向沿海红树林排放了大量的养殖废水。建议一方面通过关停非法高位池、恢复生态;另一方面保障湿地中水道水系的畅通,便于污染物被潮水稀释、搬运、扩散。东寨港湿地沿海岸线周边大多建有挡水坝,挡水坝会严重干扰乃至破坏湿地天然的水文过程和周期性。此外,还需进一步加强生活污水的治理,沿岸居民生活污水直接排放到排水沟,最终汇聚到红树林湿地,对红树林水体及底泥也造成了一定的重金属污染。

3 结论

(1) 重金属 Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Zn、Ti 与 C_{org} 、TN、TP 等营养盐相关性较高,显示受工业、农业人类活动影响较大。在空间分布上,湿地西部重金属含量明显高于东部。西部地区人类活动强度较高,同时具有地势低洼、水系发育、红树植被茂密和营养盐含量较高的特点,有较强的重金属富集能力。

(2) 相关性和聚类分析显示,As、Ba、Pb、Sr 主要为生物作用以及火山地质条件等自然源的贡献;Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Ti、Zn 以陆源碎屑输入及受人类活动的工业、农业复合源贡献为主,特别是养殖业的污染输入。

(3) 通过潜在生态风险指数(RI)和内梅罗指数(PN)的生态风险评价,发现湿地根系土主要生态风险元素为 Cd、Hg、Ni;在湿地西部及东南

区域存在明显的重金属生态风险,其具有靠近人类活动区域的特点,应进一步加强该区域高位池养殖的管控工作。

参考文献:

- [1] 陈小刚,李 凌,杜金洲. 红树林和盐沼湿地间隙水交换过程及其碳汇潜力 [J]. 地球科学进展, 2022, 37(9): 881-898.
- [2] 林俊良,田义超,张亚丽,等. 北部湾茅岭江河口红树林湿地土壤有机碳空间分布特征 [J]. 海洋环境科学, 2024, 43(3): 339-347.
- [3] 黄子茵,管东生,王 刚. 海南岛社会经济发展对红树林表层土壤重金属污染的影响 [J]. 海洋环境科学, 2020, 39(6): 831-837.
- [4] YAN Y, WAN R A, YU R L, et al. A comprehensive analysis on source-specific ecological risk of metal(loid)s in surface sediments of mangrove wetlands in Jiulong River Estuary, China[J]. CATENA, 2022, 209: 105817.
- [5] 王 鹏,王军广,温远兴,等. 海南岛东寨港沉积物中重金属人为污染富集因子及来源分析 [J]. 环境影响评价, 2024, 46(2): 74-81.
- [6] WU H, LIU J L, BI X Y, et al. Trace metals in sediments and benthic animals from aquaculture ponds near a mangrove wetland in Southern China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 117(1/2): 486-491.
- [7] 王军广,王 鹏,伏箫诺,等. 海南清澜港红树林湿地沉积物中重金属形态及生物有效性 [J]. 西南农业学报, 2019, 32(10): 2425-2431.
- [8] 陈碧珊,苏文华,罗松英,等. 雷州半岛红树林土壤重金属空间分布特征及来源分析 [J]. 海洋环境科学, 2018, 37(6): 922-928.
- [9] 谢 勇,王友绍. 重金属胁迫下四种红树植物幼苗生理响应特征 [J]. 热带海洋学报, 2022, 41(6): 28-34.
- [10] 罗松英,李秋霞,邱锦坤,等. 南三岛土壤-红树植物系统中

- 重金属形态特征及迁移转化规律[J]. 生态环境学报, 2022, 31(7): 1409-1416.
- [11] 辛 欣, 宋希强, 雷金睿, 等. 海南红树林植物资源现状及其保护策略[J]. 热带生物学报, 2016, 7(4): 477-483.
- [12] 邱彭华, 王德智, 谢跟踪, 等. 海南岛人工与天然红树林重金属污染、富集与转运能力比较[J]. 热带地理, 2018, 38(6): 836-847.
- [13] XIN K, HUANG X, HU J L, et al. Land use change impacts on heavy metal sedimentation in mangrove wetlands: a case study in Dongzhai Harbor of Hainan, China[J]. Wetlands, 2014, 34(1): 1-8.
- [14] LI P, LI X J, BAI J K, et al. Effects of land use on the heavy metal pollution in mangrove sediments: study on a whole island scale in Hainan, China[J]. Science of the Total Environment, 2022, 824: 153856.
- [15] 刘 海, 魏 伟, 黄健敏, 等. 长江流域(安徽段)土壤-作物系统重金属污染特征及健康风险评价[J]. 环境科学, 2023, 44(3): 1686-1697.
- [16] MAO C P, DU S M, ZHANG G C, et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in the sediment of a tropical mangrove wetland on Hainan Island, China[J]. Water, 2022, 14(22): 3785.
- [17] 李 翠, 胡杰龙, 符秋苗, 等. 5种红树植物对Cu、Zn、Pb积累特征研究[J]. 海洋湖沼通报, 2013(1): 105-112.
- [18] HU B Q, LI J, CUI R Y, et al. Clay mineralogy of the riverine sediments of Hainan Island, South China Sea: implications for weathering and provenance[J]. Journal of Asian Earth Sciences, 2014, 96: 84-92.
- [19] RAO W B, MAO C P, WANG Y G, et al. Geochemical constraints on the provenance of surface sediments of radial sand ridges off the Jiangsu coastal zone, East China[J]. Marine Geology, 2015, 359: 35-49.
- [20] MAO C P, SONG Y X, CHEN L X, et al. Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice[J]. CATENA, 2019, 175: 339-348.
- [21] PROSHAD R, KORMOKER T, ABDULLAH AL M, et al. Receptor model-based source apportionment and ecological risk of metals in sediments of an urban river in Bangladesh[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 423: 127030.
- [22] 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.
- [23] 林丽钦. 应用毒理学安全评价数据推算重金属毒性系数的探讨[C]//2009 重金属污染监测、风险评价及修复技术高级研讨会. 青岛: 中华环保联合会能源环境专业委员会, 2009.
- [24] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [25] SWAINE D J. Why trace elements are important[J]. Fuel Processing Technology, 2000, 65/66: 21-33.
- [26] 国家环境保护局, 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [27] SINGH K P, MOHAN D, SINGH V K, et al. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments: a tributary of the Ganges, India[J]. Journal of Hydrology, 2005, 312(1/2/3/4): 14-27.
- [28] SIDDIQUE M A M, RAHMAN M, RAHMAN S M A, et al. Assessment of heavy metal contamination in the surficial sediments from the lower Meghna River estuary, Noakhali coast, Bangladesh[J]. International Journal of Sediment Research, 2021, 36(3): 384-391.
- [29] 韦彩嫩, 牛红义, 吴群河, 等. 珠江(广州河段)表层沉积物中重金属的粒度效应[J]. 环境科学与管理, 2011, 36(10): 53-56, 46.
- [30] 罗松英, 陈东平, 陈碧珊, 等. 红树林湿地土壤矿物的分析[J]. 分析测试学报, 2019, 38(7): 823-829.
- [31] VAN DER ZEE C, SLOMP C P, VAN RAAPHORST W. Authigenic P formation and reactive P burial in sediments of the Nazaré canyon on the Iberian margin (NE Atlantic)[J]. Marine Geology, 2002, 185(3/4): 379-392.
- [32] 陈 弘, 刘 坚, 王宏斌. 琼东南海域表层沉积物常量元素地球化学及其地质意义[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2007, 27(6): 39-45.
- [33] 朱龙海, 张自豪, 刘志杰, 等. 山东半岛东部海域表层沉积物微量元素分布及物源指示意义[J]. 海洋科学, 2018, 42(5): 1-11.
- [34] 高 抒, 周 亮, 李高聪, 等. 海南岛全新世海岸演化过程与沉积记录[J]. 第四纪研究, 2016, 36(1): 1-17.
- [35] PATTAN J N, RAO C M, HIGGS N C, et al. Distribution of major, trace and rare-earth elements in surface sediments of the Wharton Basin, Indian Ocean[J]. Chemical Geology, 1995, 121(12/3/4): 201-215.
- [36] CAI P J, CAI G Q, CHEN X, et al. The concentration distribution and biohazard assessment of heavy metal elements in surface sediments from the continental shelf of Hainan Island[J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 166: 112254.
- [37] 杨玉楠, 刘 晶, MYAT T. 海南东寨港红树林湿地污染监测与评价研究[J]. 海洋环境科学, 2020, 39(3): 399-406.
- [38] 邹烨燊, 李 勇, 赵志忠, 等. 东寨港红树林沉积物重金属的垂向分异及污染评价[J]. 江苏农业科学, 2014, 42(8): 327-330.
- [39] NEMEROW N L. Scientific stream pollution analysis[M]. Washington: Scripta Book Company, 1974.
- [40] ALLAFTA H, OPP C. Spatio-temporal variability and pollution sources identification of the surface sediments of Shatt Al-Arab River, Southern Iraq[J]. Scientific Reports, 2020, 10(1): 6979.