

伏箫诺,赵志忠,吴 丹,等. 海南岛八门湾红树林沉积物重金属有效态空间分异特征[J]. 江苏农业科学,2017,45(12):241-245.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.12.061

# 海南岛八门湾红树林沉积物重金属有效态空间分异特征

伏箫诺, 赵志忠, 吴 丹, 王鸿平

(海南师范大学地理与环境科学学院,海南海口 571158)

**摘要:**对海南省文昌市文昌河八门湾地区沉积物重金属元素有效态含量进行测定。结果表明:研究区表层沉积物中不同重金属元素有效态含量在水平分布上差异较大,总体表现由高到低为林内>林缘>光滩,且重金属 Zn、Cd 元素的生物有效性分别在林内和光滩超过了 50%,显示了明显富集。从垂直分布来看,各种重金属元素有效态并未富集在表层沉积物,最大值出现在 10~20 cm 处的沉积物并随着深度的增加而降低,且 Cu、Zn、Cd 元素有效态含量的排列顺序总体表现由高到低为光滩>林缘>林内,Cr、Pb 元素有效态含量排列表现为林内>光滩>林缘。相关性分析表明,研究区沉积物中重金属总量与有效态含量呈现出极显著的相关关系,并且元素与元素之间的相关系数也较高,这说明研究区重金属元素在聚集过程中以共生聚集为主。

**关键词:**红树林沉积物;重金属;有效态;生物有效性;空间分布;共生聚集

**中图分类号:** X821 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)12-0241-05

红树林湿地作为分布于海陆交汇带的重要界面,由于固有的一些特性,能够接受大量来自潮汐、河水以及暴雨产生的径流等所携带的重金属污染物,使其较一般潮滩更易发生重金属污染物的富集,因而成为重金属污染物的源和汇<sup>[1-5]</sup>。重金属污染物主要富集于红树林湿地沉积物中,而目前在评价沉积物中重金属污染程度时,一般采用重金属总量、当地背景值以及有关部门制定的土壤、沉积物质量标准进行对比分析。然而须指出的是,分析沉积物中重金属总量可以了解沉积物污染状况,但是不能直接反映潜在的生态危害,因为潜在危害程度一般取决于沉积物系统中重金属生物有效态的含量<sup>[4]</sup>。因此,重金属生物有效态的含量是分析区域环境污染最重要的指标之一,并得到诸多研究者的重视<sup>[6-8]</sup>。

八门湾红树林湿地自然保护区位于海南岛东部的文昌市境内,是迄今为止我国红树林湿地保护区中红树林资源最多、植被群落保持最为完整的自然保护区之一<sup>[9]</sup>。近年来,由于八门湾红树林湿地周边经济发展的需要以及人口流量的增加,旅游开发、海水养殖等人类经济活动频繁,大量的养殖废水、生活污水甚至是工业废水直接排入湿地中,使红树林遭到一定的破坏。已有学者对八门湾红树林沉积物表层重金属做过部分研究,初步探讨了重金属的来源及重金属的分布特征,并通过计算湿地中重金属富集系数以及生态风险系数,在此基础上依据生态风险指数(risk index,简称 RI)得出该地存在

高生态风险的结论<sup>[10-12]</sup>。值得注意的是,上述评价只是从表层沉积物重金属总量的角度分析研究区重金属污染状况,没有考虑重金属元素的有效性特征。而事实上,特定环境中重金属的生物毒性和生态效应往往与其有效性有密切相关关系,因此对八门湾红树林湿地沉积物重金属全量及其有效态含量分布进行研究显得尤为必要。

本研究拟对八门湾红树林湿地沉积物重金属全量及其有效态含量的立体空间分布进行深入分析,并据此开展该区域红树林湿地重金属污染评价,进而为该地区沉积物环境质量提升提供参考资料。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

海南岛八门湾(即清澜港)红树林湿地自然保护区位于海南省文昌市境内(110°40'~110°48'E,19°22'~19°35'N),港湾深入内陆,面积约 1 223.3 hm<sup>2</sup>,水域面积多达 12 hm<sup>2</sup>。该湿地地处热带北部边缘,雨水充沛,日照充足,年均气温为 23.9℃,最低气温为 18.3℃,年均降水量为 1 974 mm<sup>[12]</sup>。受海潮冲刷影响,近海地段沉积物较厚,有机质丰富且沙粒较细;靠陆地段,沉积物浅薄且含沙量高,粗沙粒多<sup>[13]</sup>。研究区红树资源丰富,红树种类达 24 种,主要有:海桑(*Sonneratia caseolaris*)群系、杯萼海桑(*Sonneratia alba*)群系、红树(*Rhizophora apiculata*) + 海莲(*Bruguiera sexangula*)群系、角果木(*Ceriops tagal*)群系、榄李(*Lumnitzera racemosa*)群系、白骨壤(*Avicennia marina*) + 杯萼海桑 + 榄李群系、海莲 + 木果楝(*Xylocarpus granatum*)群系、黄槿(*Hibiscus tiliaceus*) + 海桑群系、水黄皮(*Pongamia pinnata*) + 海漆(*Excoecaria agallocha*)群系等<sup>[9]</sup>。

### 1.2 样品采集

2014 年 8 月在海南省八门湾红树林湿地地区,使用 GPS

收稿日期:2016-11-18

基金项目:国家自然科学基金(编号:41261062);海南省重点科技计划(编号:2DXM20130021);海南师范大学 2015 年研究生科研创新项目(编号:Hsyz2015-36)。

作者简介:伏箫诺(1992—),女,海南海口人,硕士研究生,主要从事自然地理学研究。E-mail:448479515@qq.com。

通信作者:赵志忠,博士,研究员,主要从事自然地理学研究。E-mail:170829021@qq.com。

定位仪沿着潮滩在人为干扰比较小的区域逆时针对 6 个样点 (S1、S2、S3、S4、S5、S6) 进行采样 (图 1), 选取的每个样点中分别距离红树林内 10 ~ 15 m、红树林缘和林外 10 m 低潮位光滩。使用 14% 浓度  $\text{HNO}_3$  浸泡过的 PVC 管 (规格为: 直径 75 mm, 长 50 mm) 分别采集距离地表 0 ~ 5、10 ~ 15、20 ~ 30、30 ~ 40 cm 的柱状沉积物 (采取柱状沉积物, 再分割为距地表

0 ~ 5、10 ~ 15、20 ~ 30、30 ~ 40 cm 共 4 个部分), 为了保证样品的科学性, 每个柱状沉积物在 5 m × 5 m 的范围内重复取 3 个, 均匀混合装入密封聚乙烯袋中, 做好标记带回实验室。样品放置于温室中自然风干并剔除各种杂物。对风干样品进行研磨, 过 100 目筛, 以备分析使用。所有器具均经过严格清洗。

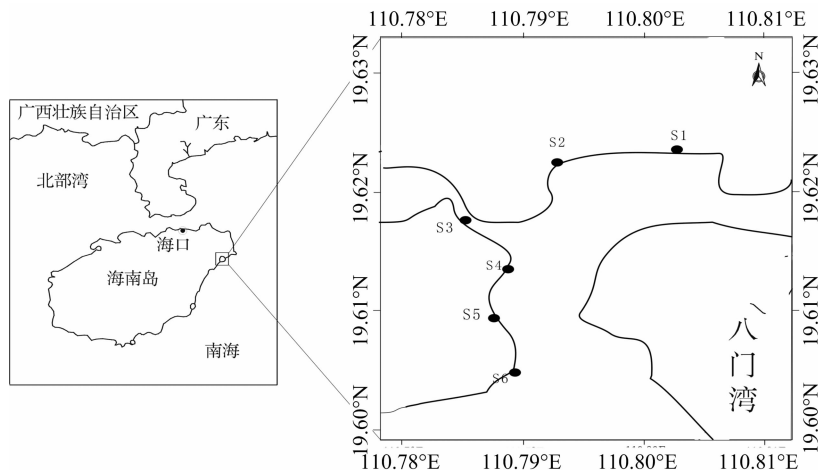


图1 研究区采样示意

### 1.3 测定方法

主要仪器: 电感耦合等离子体质谱仪 (Agilent7700x, 安捷伦科技有限公司)、微波消解仪 (Milestone 公司)。

重金属测定: 称取已处理的干燥土壤样品 0.1 g (精确到 0.000 1 g) 后, 加入 9 mL 混酸  $\text{HNO}_3 - \text{HF}$  (体积比 = 2 : 1), 进行微波消解; 消解完成冷却后, 将消解提取液全部转移至烧杯中, 并加入 0.5 mL  $\text{H}_2\text{O}_2$  蒸干剩余酸; 加入 0.02 mL  $\text{HNO}_3$  至烧杯中以溶解盐类; 将全部溶液转移至 50 mL 容量瓶中, 加纯水定容; 最后使用电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS) 测定 Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Pd 元素的含量。

沉积物中重金属有效态的提取及测定: 准确称取沉积物样品 5.000 g 于 50 mL 离心管中, 加入 25 mL 0.05 mol/L EDTA-二钠盐溶液, 置于振荡机上 300 r/min 振荡 2 h。然后取下离心管于离心机 4 000 r/min 离心 20 min, 取上清液经孔径为 0.45  $\mu\text{m}$  的滤膜过滤, 用电感耦合等离子体-质谱仪测定。

土壤物理性质: 分别使用奥利龙 pH 计 (HQ30d) 和激光粒度仪 (Mastersizer2000) 对 pH 值、粒度分布进行测定。沉积物中总有机碳 (total organic carbon, 简称 TOC) 含量使用重铬酸钾氧化-外加加热法并由中国科学院植物研究所实验室测定。

### 1.4 数据分析

常规统计采用 SPSS 19.0 软件进行分析; 选择 Pearson 相关系数分析沉积物重金属有效态含量与其他沉积物理化性质的相关关系, 并利用 Origin 8、Excel 2007 等软件作图表。

## 2 结果与分析

### 2.1 沉积物重金属全量和有效态含量

由表 1 可知, 研究区 Cr、Zn 重金属元素含量较高, 总体表现为  $\text{Cr} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$ , 5 种重金属元素变异系数在沉积物中均呈正态分布。进一步将清澜港地区沉积物这 5 种重金

属含量与 GB 18668—2002《海洋沉积物质量标准》<sup>[14]</sup> 进行对比发现, 除了 Cd 元素超过了一类标准 (低于二类标准) 外, 其他元素均低于一类标准, 目前不存在严重的重金属元素超标问题, 说明研究区沉积物中仅 Cd 元素存在一定的累积趋势。

重金属元素有效态含量由大到小顺序为  $\text{Cr} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$ , 这与八门湾重金属总量分布有明显的一致性。几种重金属有效态含量最高值和最低值相差 10 ~ 35 倍, 这是因为在红树林滩涂这样有机质含量高的还原环境中, 重金属有效态含量会受到元素赋存形态和化学组成的极大影响, 表现不稳定。从表 1 还可看出, 有效态含量变异系数在 0.50 ~ 0.68, 有效态含量的变异系数大于重金属总量的变异系数, 处于中等变异水平, 说明重金属的有效态受到外界干扰更加显著, 空间分异更加明显。研究表明, 作为重金属有效态和全量的比值的生物有效性更能体现重金属元素在沉积物中被作物吸收的性质<sup>[15]</sup>。在研究区内 5 种重金属中, Pb 元素的生物有效系数最高, 为 22.43%; 其次为 Cr、Cd、Zn 元素, 分别为 21.70%、21.62%、17.22%; Cu 元素的生物活性最低, 有效系数为 16.32%; 而 Cr、Zn 元素的生物活性一般, Cu 元素的生物活性最弱。表明研究区 Pb、Cd 元素具有较高的生物活性, 易被植物吸收。

### 2.2 八门湾表层沉积物重金属有效态的水平分布特征

由表 2 可知, 红树林湿地自然保护区内, 光滩区域表层沉积物中 5 种重金属变异系数由大到小依次为  $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cr}$ ; 林缘区域目标重金属有效态水平分布变异系数大小顺序依次为  $\text{Cr} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb}$ ; 林内区域目标重金属有效态水平变异系数大小顺序依次为  $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Zn}$ , 说明不同区域表层沉积物中各重金属有效态的空间分布变化差异明显。原因可能是重金属有效态会受到多种外在因素的影响, 如刘景春研究漳江口红树林沉积物发现, 表层沉积物氧化还原环境对重金属元素赋存形态有较大的影响<sup>[15]</sup>。本研究的采样点主要分布在八门湾左侧, 因水动力作用不同, 光滩、

表 1 八门湾沉积物中重金属总量和有效态含量描述性统计

元素	总量				有效态含量				生物有效性 (%)
	均值 (mg/kg)	范围 (mg/kg)	分布类型	变异系数	均值 (mg/kg)	范围 (mg/kg)	分布类型	变异系数	
Cr	60.55	7.08 ~ 62.82	正态分布	0.23	12.69	1.36 ~ 27.55	正态分布	0.51	21.70
Cu	24.25	2.20 ~ 32.33	正态分布	0.16	3.92	0.32 ~ 10.32	正态分布	0.68	16.32
Zn	53.76	8.38 ~ 76.79	正态分布	0.20	9.29	1.49 ~ 21.22	正态分布	0.50	17.22
Cd	1.11	0.06 ~ 1.41	正态分布	0.14	0.24	0.02 ~ 0.57	正态分布	0.62	21.62
Pb	11.45	2.15 ~ 18.47	正态分布	0.20	2.48	0.56 ~ 5.85	正态分布	0.50	22.43

表 2 八门湾红树林表层沉积物重金属有效态含量

项目	光滩			林缘			林内		
	$\bar{x} \pm s (n=6)$ (mg/kg)	变异系数	生物有效性 (%)	$\bar{x} \pm s (n=6)$ (mg/kg)	变异系数	生物有效性 (%)	$\bar{x} \pm s (n=6)$ (mg/kg)	变异系数	生物有效性 (%)
Cr	11.136 ± 2.218	0.199	28.90	11.544 ± 6.369	0.552	30.65	14.368 ± 5.843	0.407	31.81
Cu	4.204 ± 2.252	0.536	31.66	3.985 ± 1.997	0.501	29.73	3.776 ± 2.420	0.641	31.23
Zn	9.364 ± 4.041	0.432	26.69	9.640 ± 4.566	0.474	22.29	9.090 ± 3.481	0.383	68.40
Cd	0.243 ± 0.141	0.581	67.50	0.229 ± 0.113	0.492	45.80	0.227 ± 0.114	0.504	40.54
Pb	2.401 ± 0.747	0.310	37.99	2.347 ± 0.760	0.324	30.92	2.621 ± 1.022	0.390	36.30

林缘、林内地区沉积物环境差异较大,进而影响重金属形态分布,最终导致沉积物中重金属的生物有效态表现出较大差异。

进一步分析重金属元素生物有效性的空间分异特征发现,区内重金属元素的生物有效性在不同区域存在明显差异。研究区 5 种重金属中 Cr、Zn 元素的最大生物有效性分布于林内地区,Cu、Cd 元素的最大生物有效性分布于光滩地区,说明不同重金属元素在不同区域富集程度不一样。值得注意的是,Zn、Cd 元素分别在林内、光滩区域富集且其生物有效性均超过了 50%,分别为 68.40%、67.50%。研究表明,当有效态 Cd 含量超过 50% 时,就可对该地生物带来很大危害<sup>[15-16]</sup>。而研究区 Zn、Cd 元素的有效态含量均大于 50%,表明八门湾湿地中 Zn、Cd 元素已在林内和光滩表层沉积物中出现了富集,已对区域生态环境形成威胁。

须指出的是,研究区内有效态含量与生物有效系数的变化并不完全趋于一致。就光滩地区来说,有效态含量表现为 Cr > Zn > Cu > Pb > Cd,而有效性系数则是 Cd > Pb > Cu > Cr > Zn,二者并未完全对应。区内 Cd 元素在光滩区域的平均含量仅为 0.243 mg/kg,其生物有效性却高达 67.50%;Zn 元素在林内地区的有效态含量均比光滩、林缘地区低,但在林内的生物有效性系数为 68.40%,是光滩和林缘的 2~3 倍。总体而言,研究区表层沉积物中 Cd、Zn 元素的潜在危害最大。

从整个研究区表层重金属有效态含量来看,林缘表层沉积物是重金属生物有效性的低值区,光滩和林内则是表层沉积物中高值区。由表 2 还可以发现,除了 Cr、Cd 元素的生物有效性最小值不在林缘外,Cu、Zn、Pb 元素的最小值均在林缘。这是由于林缘是处于低潮位和高潮位之间的区域,在海水的冲刷作用下,颗粒状态的重金属无法在该区域大量沉降,而随着涨落潮时水的流动,携带较多重金属的细悬浮颗粒物以及溶解态重金属在水体混合后产生了絮体,并且在光滩地区达到最大沉降点产生沉淀,造成光滩区域沉积物重金属有效性含量大于林缘沉积物<sup>[7,15]</sup>。须指出的是,本研究发现 Cd 元素有效态在光滩地区大量富集,这与梁英等研究南海沉积物有效态时认为,Cd 元素在水域沉积物中为低值的结论有

较大差异。梁英等认为 Cd 元素是一种以水溶态为主的水迁移重金属元素,极易被水带走,因而不容易在水域发生沉淀现象;再加上水域中,部分挺水植物根系所分泌的植物酸会使 Cd 元素的生物有效态被活化迁出,从而使水域地区沉积物 Cd 元素的有效态含量减少<sup>[7]</sup>。本研究结果与梁英等的研究结果产生差异的原因可能是红树植物特殊的根系所致,红树林根系泌氧功能会使沉积环境的氧化还原电位和溶解氧水平高于其他根系或非根系地区,因此镉大多沉淀下来并且以铁锰结合态为主。

### 2.3 八门湾沉积物重金属有效态垂直分布特征

由表 3 可看出,Cr、Cd、Cu 元素的变异系数在沉积物表层(0~10 cm)变化较大,表明重金属有效态含量空间分布差异大,受外在因素影响强烈。其次,研究区柱状沉积物中 5 种重金属有效态含量最大值均出现在 10~20 cm 范围内,其次为 20~30 cm 范围。从单个重金属生物可利用的有效性来看,除 Pb、Zn 元素生物有效性的最大值出现在 10~20 cm 范围外,其他 4 种重金属有效性最大值均出现在表层沉积物(0~10 cm),并随着距离的加深而呈减小的趋势,生物有效态含量和生物有效性的垂直分布特征并不趋于同步。产生这种现象可能是红树林湿地表层沉积物不断受到潮水或陆地降水的冲刷,造成水溶态重金属流失,而其他氧化降解的重金属或有机质向下发生迁移,经过一系列整合、电解等反应以不同的赋存形态沉积下来,所以重金属元素有效态在距地表 10~30 cm 处的沉积物中发生大量富集;但是生物有效性表明生物和植物根系的吸收程度,沉积物表层遍布了底栖生物和植物根系,所以被利用吸收的程度也大于其他沉积物层,这样表现为表层的生物有效性最大并随着深度逐步降低<sup>[15]</sup>。刘景春在研究福建红树林沉积物时也发现,红树林植物的吸收、累积以及动物活动会极大地影响沉积物在垂直梯度上的变化<sup>[15]</sup>,这与本研究结果一致。

从重金属元素有效态含量的垂直变化规律(图 2)发现,表层重金属元素有效态含量最少并在 10~20 cm 土层达到最大值,中下层沉积物则表现为随着深度增加,有效态含量而减

少。此外,同一重金属在光滩、林缘、林内等不同区域垂直分布特征也不尽相同:中上层沉积物中,Cu、Zn、Cd 元素有效态含量由高到低表现为光滩 > 林缘 > 林内,Cr、Pb 元素有效态含量由高到低依次是林内 > 光滩 > 林缘;中下层沉积物中,Cr、Cu 元素有效态含量表现为林内 > 光滩 > 林缘,而 Zn 元素有效态含量的最大值均出现在光滩沉积物中。

中重金属的垂直分布不仅可以反映重金属在沉积物上下迁移的状况,还可以表征不同年代的沉积记录 and 污染历史。总体来说,研究区重金属有效态富集层为 10~20 cm 的沉积物层,表层为流失层,有效态含量最小,而 20 cm 以下的土层则表现出随着深度增加有效态含量逐步减少的趋势。

表3 八门湾沉积物重金属有效态垂直分布及生物有效性

项目	0~10 cm 土层			10~20 cm 土层			20~30 cm 土层			30~40 cm 土层		
	$\bar{x} \pm s$ (mg/kg)	变异 系数	生物有效 性(%)	$\bar{x} \pm s$ (mg/kg)	变异 系数	生物有效 性(%)	$\bar{x} \pm s$ (mg/kg)	变异 系数	生物有效 性(%)	$\bar{x} \pm s$ (mg/kg)	变异 系数	生物有效 性(%)
Cr	9.555 ± 7.510	0.786	24.75	15.577 ± 6.531	0.419	22.38	14.219 ± 5.928	0.417	21.74	11.687 ± 4.583	0.444	19.84
Cu	2.271 ± 1.473	0.648	18.13	5.411 ± 3.196	0.591	15.93	4.338 ± 2.645	0.610	17.34	3.804 ± 2.393	0.454	16.11
Zn	6.815 ± 3.357	0.493	15.73	11.754 ± 4.78	0.407	18.24	9.765 ± 4.291	0.439	17.38	9.307 ± 5.369	0.577	17.15
Cd	0.138 ± 0.124	0.890	29.73	0.339 ± 0.174	0.514	24.35	0.255 ± 0.111	0.434	21.86	0.239 ± 0.109	0.629	22.05
Pb	1.573 ± 0.911	0.579	22.63	3.113 ± 1.227	0.394	23.51	2.972 ± 1.172	0.394	22.62	2.493 ± 1.106	0.392	22.70

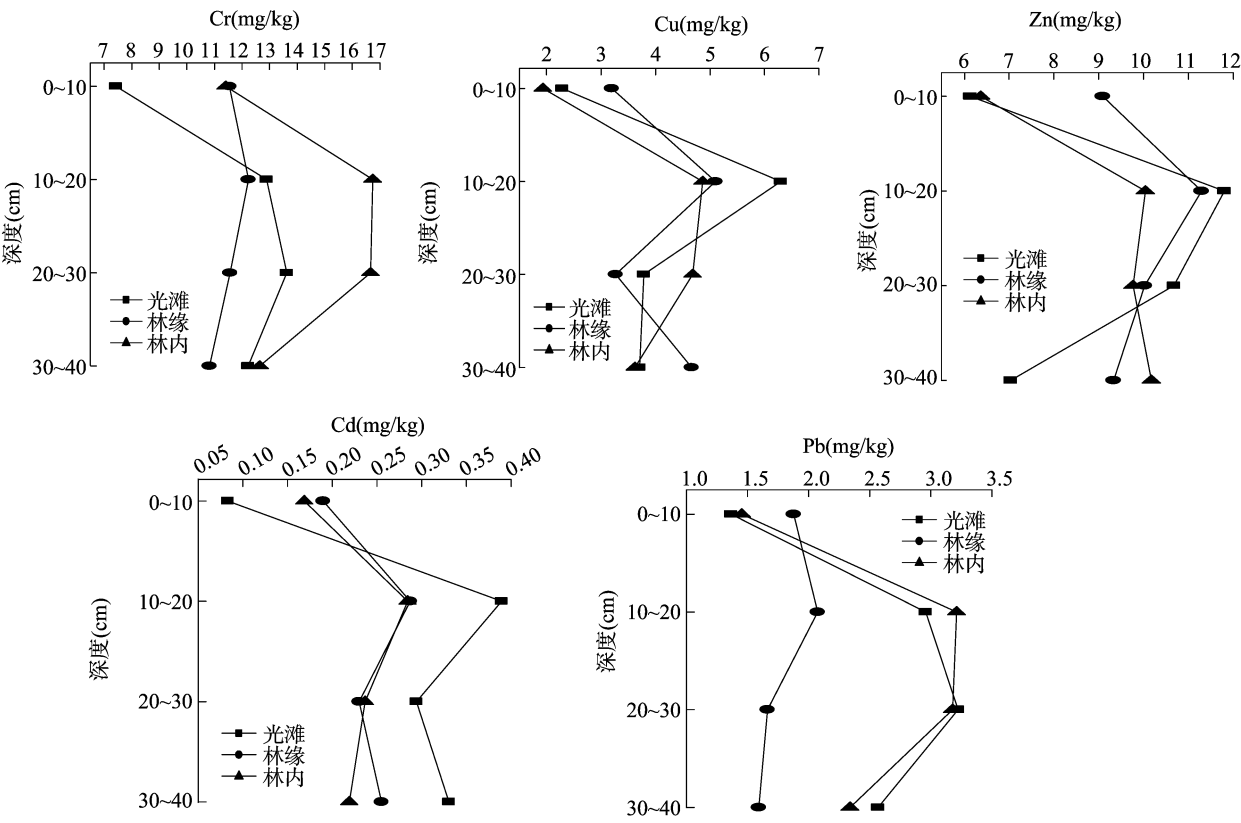


图2 八门湾红树林湿地不同地理位置柱状沉积物中有效态含量分布

2.4 重金属有效态含量与总量、pH 值、有机碳和细微颗粒物的相关性

重金属有效态的累积是多种因素综合作用的结果,很难将其归为单一因素,如重金属的赋存形态、沉积物的 pH 值、细微颗粒物、有机质含量等都极大地影响沉积物有效态含量及生物可利用程度。将研究区沉积物中重金属有效态含量与 pH 值、有机质含量和细微颗粒物(<50 μm)进行相关性分析(表4)可以发现,5 种重金属有效态含量与对应的重金属总量呈现明显的正相关关系,说明八门湾重金属有效态含量受重金属总量的影响大;其次这些重金属元素的来源相似,可能存在共生聚积。从表4中还可看出,Cu、Cd 元素与 pH 值呈

显著正相关关系,即 Cu、Cd 元素的有效态随着 pH 值的升高而增大。研究发现,土壤 pH 值直接影响重金属元素的活性,通常土壤 pH 值越低,重金属元素越易发生迁移,当土壤呈中性或者碱性时则容易发生淀积<sup>[17]</sup>。但不同的重金属表现却不一样,研究区中沉积物 pH 值与 Cr、Zn、Pb 这 3 种重金属有效态含量关系并不显著,这与丁琮等的研究结果<sup>[18]</sup>相一致。值得一提的是,研究区沉积物重金属元素有效态与沉积物粒径及 TOC 相关性也不明显,这与其他地区红树林沉积物重金属有效态研究结果<sup>[19-20]</sup>不太一致,主要可能与该地重金属主要是相伴沉积有关,并且受到赋存形态等其他多种因素综合影响,有待进一步探讨。

表 4 八门湾红树林表层沉积物中重金属有效态含量与 pH 值、有机质、细微颗粒物的相关性

指标	相关系数											
	Cr	Cu	Zn	Cd	Pb	pH 值	颗粒物	总 Cr	总 Cu	总 Zn	总 Cd	总 Pb
Cu	0.493 **											
Zn	0.224 *	0.506 **										
Cd	0.554 **	0.497 **	0.504 **									
Pb	0.563 **	0.303 **	0.093	0.593 **								
pH 值	0.182	0.222 *	0.130	0.275 *	0.080							
颗粒物	-0.062	-0.100	0.071	-0.021	-0.048	-0.656 **						
有机碳	0.086	-0.211 *	-0.055	-0.090	0.033	-0.579 **	0.481 **					
总 Cr	0.811 **	0.572 **	0.238 *	0.576 **	0.687 **	0.205	-0.046	-0.120				
总 Cu	0.551 **	0.969 **	0.530 **	0.516 **	0.333 **	0.216 *	-0.084	-0.180	0.606 **			
总 Zn	0.255 *	0.496 **	0.600 **	0.413 **	0.133	0.181	-0.187	-0.130	0.320 **	0.525 **		
总 Cd	0.530 **	0.477 **	0.519 **	0.926 **	0.523 **	0.390 **	-0.07	-0.190	0.579 **	0.497 **	0.430 **	
总 Pb	0.576 **	0.351 **	0.17	0.625 **	0.962 **	0.133	-0.061	0.004	0.699 **	0.371 **	0.157	0.583 **

注: \*、\*\* 分别表示在 0.05、0.01 水平上相关显著。

### 3 结论

通过以上分析,可以得出以下结论:(1)对八门湾红树林湿地沉积物的重金属有效态和全量进行分析,可以看出有效态含量和重金属总量趋于一致,由高到低均表现为 Cr > Zn > Cu > Pb > Cd。Pb、Cd 元素具有较高的生物活性,Cr、Zn 元素的生物活性次之,而 Cu 元素的生物活性最弱。(2)研究区重金属有效态在空间分布上极不均衡,变异系数在 0.199 ~ 0.641 之间。总体来说,林内有效态含量大于光滩有效态含量;有效态含量与生物有效系数的变化也并完全趋于一致。就光滩地区来说,有效态含量由高到低顺序为 Cr > Zn > Cu > Pb > Cd,而有效性系数大小顺序是 Cd > Pb > Cu > Cr > Zn。八门湾红树林湿地中 Zn、Cd 元素已在林内和光滩表层沉积物中出现了富集,已对区域生态环境形成威胁。(3)柱状垂直方向沉积物的分析结果表明,清澜港有效态重金属主要富集在 10 ~ 20 cm 土层,表层沉积物有效态含量少,并从中上层开始随着深度的增加而减少。光滩、林缘、林内不同重金属的垂直分布规律也不尽相同。(4)区域内重金属有效态含量与全量呈显著相关关系,重金属元素在富集过程中可能产生了共生聚集。

### 参考文献:

- [1] 林 鹏. 中国红树林生态系[M]. 北京:科学出版社,1997.
- [2] Harbison P. Mangrove muds – a sink and a source for trace metals [J]. Marine Pollution Bulletin, 1986, 17(6): 246 – 250.
- [3] Lacerda L D, Carvalho C E V, Tanizaki K F, et al. The biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove rhizospheres [J]. Biotropica, 1993, 25(3): 252 – 257.
- [4] Tam N F Y, Wong Y S. Retention of nutrients and heavy metals in mangrove sediments receiving wastewater of different strengths [J]. Environmental Technology, 1993, 14(8): 719 – 729.
- [5] Tam N F Y, Wong Y S. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater [J]. Environmental Pollution, 1996, 94(3): 283 – 291.
- [6] 钟小兰, 周生路, 李江涛, 等. 土壤有效态 Cd、Cu、Pb 的分布特征及其影响因素研究[J]. 地理科学, 2010, 30(2): 254 – 260.
- [7] 梁 英, 何 江, 吕昌伟, 等. 南海湖沉积物中生物有效态重金属含量及其空间分布[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(6): 1208 – 1213.
- [8] 季 辉, 赵 健, 冯金飞, 等. 高速公路沿线农田土壤重金属总量和有效态含量的空间分布特征及其影响因素分析[J]. 土壤通报, 2013, 44(2): 477 – 483.
- [9] 韩 新, 曾传智. 清澜港(八门湾)自然保护区红树林调查[J]. 热带林业, 2009, 37(2): 50 – 51.
- [10] 郭菊兰, 秦英英, 朱耀军, 等. 清澜港红树植物分布与土壤环境因子的相关关系[J]. 林业科学研究, 2014, 27(2): 149 – 157.
- [11] 吴 丹, 赵志忠, 季一诺, 等. 海南岛八门湾红树林湿地表层沉积物重金属分布特征及污染评价[J]. 海南师范大学学报(自然科学版), 2015, 28(4): 432 – 437.
- [12] 赵广儒, 赵志忠, 王军广, 等. 海南岛北部红树林区沉积物中微量元素含量及垂直分布特征[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(26): 16097 – 16099, 16138.
- [13] 张固成, 傅杨荣, 何玉生, 等. 海南岛土壤有机碳空间分布特征及储量[J]. 热带地理, 2011, 31(6): 554 – 558.
- [14] 国家质量监督检验检疫局. 海洋沉积物标准质量: GB 18668—2002[S]. 北京: 中国标准出版社, [2002 – 03 – 10].
- [15] 刘景春. 福建红树林湿地沉积物重金属的环境地球化学研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2006: 89.
- [16] Ramos L, González M J, Hernández L M. Sequential extraction of copper, lead, cadmium, and zinc in sediments from Ebro river (Spain): relationship with levels detected in earthworms [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1999, 62(3): 301 – 308.
- [17] 刘 洋, 张玉龙, 张玉玲, 等. 辽宁省设施土壤重金属 Cd、Ni、As 有效态含量及其影响因素的研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(6): 1131 – 1134.
- [18] 丁 琮, 陈志良, 李 核, 等. 长株潭地区农业土壤重金属全量与有效态含量的相关分析[J]. 生态环境学报, 2012, 21(12): 2002 – 2006.
- [19] 谢陈笑, 丁振华, 高卫强, 等. 漳江口红树林区沉积物中 Cu、Zn、Cr 的分布及形态特征[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2006, 45(增刊 1): 100 – 104.
- [20] 许世远, 陶 静, 陈振楼, 等. 上海朝滩沉积物重金属的动力学累积特征[J]. 海洋与湖沼, 1997, 28(5): 509 – 515.