近百年来珠江口淇澳岛滨海湿地沉积物重金属累积及 生态危害评价

王爱军¹,叶翔¹,李团结²,黄财宾¹

(1. 国家海洋局第三海洋研究所海洋与海岸地质环境开放实验室,厦门 361005;2. 国家海洋局南海分局海洋工程勘察中 心,广州 510275)

摘要:河口地区细颗粒沉积物在输运和沉积过程中记录了人类活动的信息.对珠江口淇澳岛滨海湿地柱状沉积物进行粒度和 测年分析结果表明,该地区沉积物以黏土质粉砂为主,沉积物黏土和粉砂含量及平均粒径均表现为由底向表逐渐增大的趋 势,59 cm以上的沉积速率为4.15 cm·a⁻¹,59 cm以下的沉积速率为0.97 cm·a⁻¹.沉积物重金属测试结果表明,1966 年以前各 类重金属含量缓慢上升,为轻微的潜在生态危害强度;1966~1992 年之间由于珠江口地区社会经济的快速发展,沉积物中重 金属含量迅速增加;各类重金属污染危害程度排序为:Cd>Ni>Pb>Cu>Cr>Zn.Cd的潜在生态危害最为严重,其危害程度 在 1966 年以前为轻微生态危害,在 1966~1984 年之间快速上升为中等生态危害,到 1992 年以后又上升为强生态危害,2001 年以后又下降为中等生态危害.其余 5 个重金属元素的危害程度均属轻微生态危害.整个剖面的沉积物重金属潜在生态危害 指数属轻微生态危害.淇澳岛重金属含量及潜在生态危害较好地反映了珠江口周边地区及流域内人类活动对滨海湿地沉积 物重金属污染的影响过程和程度.

关键词:滨海湿地;沉积物;重金属;生态危害;珠江口淇澳岛 中图分类号:X14;X52 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)05-1306-09

Heavy Metal Accumulation During Last Hundred Years and Its Assessment of Potential Ecological Risk in the Coastal Wetland of Qi'ao Island, Pearl River Estuary of China

WANG Ai-jun¹, YE Xiang¹, LI Tuan-jie², HUANG Cai-bin¹

(1. Open Laboratory of Ocean & Coast Environmental Geology, Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Xiamen 361005, China; 2. South China Sea Marine Engineering Prospecting Center, State Oceanic Administration, Guangzhou 510275, China)

Abstract: The processes of fine sediment transport and deposition can record some relative anthropogenic information in estuarine environments. Grain size analysis of the sediment core collected from coastal wetland of Qi'ao Island in the Pearl River Estuary of China show that the sediment is mainly composed by clayey silt, and the mean grain size, contents of clay and silt increase upward gradually. Chronology analysis show that the sedimentation rate above 59 cm is about 4.15 cm $\cdot a^{-1}$, and 0.97 cm $\cdot a^{-1}$ beneath 59 cm. Heavy metal analysis indicate that the contents of the each heavy metal increased slowly with a slight intensity of potential ecological risk; however, from 1966 to 1992, the heavy metal contents increased obviously because of the quick social-economy development around the Pearl River Estuary area, and the order of polluting degree of these heavy metals in core sediment is Cd > Ni > Pb > Cu > Cr > Zn. The potential ecological risk intensity of Cd increased from slight risk before 1966 to strong risk since 1992, and the potential ecological risk intensities other heavy metal are slight risk; the potential ecological risk index is weak level. The variations of core sediment heavy metal contents and its ecological risk assessments along the vertical profile reveal the interaction processes and intent of anthropogenic influences from the areas around the Pearl River Estuary and the catchments.

Key words: coastal wetland; sediment; heavy metal; ecological risk; Qi'ao Island in the Pearl River Estuary of China

河口沉积物不仅记录了区域陆海相互作用过 程,还记录了人类活动中所产生的各种污染物质的 来源、分布、迁移和转化历史^[1].在潮汐的长期作用 下,河流携带的细颗粒物质易堆积在河口附近,发育 成滨海湿地^[2].滨海湿地能够截留部分陆源入海的 污染物,成为重金属等有毒、难降解污染物的主要最 终归宿场所之一^[3].珠江口及周边地区作为我国社 会经济快速发展的区域,自古以来就是人类活动较为强烈的地区,尤其是改革开放 30 多年来,珠江口 及周边地区的社会发展发生了巨大变化,经济高速

收稿日期:2010-04-08:修订日期:2010-07-10

基金项目:中国近海海洋综合调查与评价项目(908-01-ZH2,908-02-04-06);国家自然科学基金项目(40576023)

作者简介:王爱军(1977~),男,博士,主要研究方向为海洋地质、湿地环境演化, E-mail: ajwang@163.com

发展,以广州-深圳为核心的城市群快速崛起,并带 动了环珠江口其它城市(东莞、中山、珠海、江门)的 快速崛起,成为了我国具有代表意义的城市发展最 快的地区之一.社会经济的快速发展同时也带来了 非常严重的环境污染.研究表明,20世纪 60~70年 代香港经济的崛起、近 30年来深圳经济的快速发展 对深圳湾沉积物重金属污染累积有显著贡献.近年 来的研究结果表明,珠江口表层沉积物的重金属含 量已明显超过广东省土壤环境背景值和国家一类沉 积物质量标准^[4,5].然而,目前大多研究多着眼于滨 海湿地及河口水下现代沉积物重金属污染的空间分 布特征及评价方面^[4-9],对河口水下沉积物重金属 污染的历史演化过程也进行了一些研究^[10-13],但对 于滨海湿地沉积物重金属污染历史演化过程的研究 非常少.

淇澳岛位于珠江口西侧,受河流入海泥沙的影响显著,发育大片滨海湿地.由于该地区人类活动主要体现为湿地围垦及水产养殖,对湿地沉积层序没

有产生破坏,因此,是研究滨海湿地沉积过程对珠江 流域及河口周边地区人类活动强度变化响应的理想 场所.本研究通过对珠海淇澳岛大围湾滨海湿地采 集的柱状沉积物样品重金属含量的测试分析,探讨 了淇澳岛近百年来沉积物重金属的累积过程和潜在 生态危害的历史演化过程.

1 研究区概况

淇澳岛位于珠江河口内西岸横门河口(图1), 整个海岛面积 24 km²,属于南亚热带海洋性气候, 常年平均气温22.4℃,1月平均气温为15.3℃,历年 极端最低温为2.5℃.潮汐性质属不正规半日潮,其 特点是相邻的 2 个高潮或低潮的潮高不等,涨落潮 历时不等,平均潮差随洪季、枯季及大、小潮而不同, 一般为 0.70~1.96 m;统计资料显示,影响广东的 热带气旋平均每年 12.7 次,其中在广东登陆的占 49%,而直接在珠江口登陆的占 20.7%^[14].



淇澳岛地区的红树林是目前珠江口地区分布最

图1 淇澳岛红树林湿地采样站位示意

Fig. 1 Location map of study area and sampling site

为集中、面积最大的地区.根据野外调查结果,淇澳 岛的红树林种类有:海桑(Sonneratia caseolaris)、无 瓣海桑(Sonneratia apetala)、银叶树(Heritiera littoralis)、海漆(Excoecaria agallocha)、卤蕨 (Acrostichum aureum)、木榄(Bruguiera gynnorrhiza)、 桐花树(Aegiceras comiculatum)、秋茄(Kandelia candel)等,湿地植被类型主要有秋茄群落、桐花树 群落、无瓣海桑群落、老鼠簕-小花老鼠簕群落及木 榄-银叶树群落^[15].此外,在 2007 年的野外调查发 现淇澳岛滨海湿地潮间带中上部人工红树林内有芦苇(Phragmites communis)分布,人工红树林外缘长有互花米草(Spartina alterniflora).

2 研究方法

2.1 样品采集

2007 年 11 月 26 日在珠海淇澳岛红树林外光 滩湿地内采集了 1 个短柱状样. 柱状样采集利用内 径为 70 mm、外径 75 mm 的 PVC 管用人工直接按入 地下,为减少阻力和增加进样率,在底部没有安装花瓣,PVC管在按入过程中记录了管内外距离沉积物的高度,到一定深度后再用人工缓慢拔出,PVC管取出后再次测量管顶部距离沉积物的长度,没有发现有样品掉下.采集过程中PVC管插进沉积物的深度为210 cm,实际取得沉积物长度为96 cm,柱状样在运回室内后取出样品,在进行岩性、沉积构造描述后,以2 cm间隔进行分样,共获得49个沉积物样品.量取一定体积的沉积物湿样并称量其重量,然后在烘箱中低温烘干至恒重,再称量其重量,以计算沉积物干密度.研究表明,柱状样采集过程中存在线性压缩现象,并且在采样管下也存在一定的压缩量^[16],根据此方法利用现场记录的柱状样压缩量恢复本次采集柱状样的真实长度为198 cm.

2.2 沉积物粒度分析

将分割后的样品均匀混合后采集大约2g子样,用浓度为5‰的六偏磷酸钠溶液(NaPO₃)₆浸泡 24h,并利用超声波振荡1min,使样品充分混合、分 散后,在Mastersizer 2000型激光粒度仪(英国 Malvern公司生产)上进行粒度分析,获得1/4*Φ*间 隔的粒度组分.具体粒度分析方法及步骤参考已有 研究成果^[17].沉积物粒度分析在国家海洋局第三海 洋研究所海洋与海岸地质环境开放实验室完成.沉 积物粒度参数(平均粒径、分选系数、偏态)采用矩 法计算^[18],沉积物分类与命名采用Shepard 的分类 系统^[19].

2.3 ²¹⁰ Pb 测年分析

²¹⁰Pb的半衰期是 22.3 a,适于测定近百余年的 地质事件和年龄,此法为 Goldberg 等^[20]所发展,沉 积物中的²¹⁰Pb有2个来源,大气沉降和沉积物自身 的²²⁶Ra衰变: 在沉积过程中,由于²²⁶Ra的衰变和大 气中²¹⁰Pb的沉降,地层中的²¹⁰Pb含量不断积累;同 时,²¹⁰Pb的含量又因自身衰变而不断减少;总体上, 随着沉积物的顺序堆积,²¹⁰Pb的强度将随着埋藏深 度的增加而呈指数减少;由于²²⁶Ra的半衰期较长, 为1 623 a,它产生的补偿²¹⁰Pb的放射性活度不随沉 积物埋藏深度的增加而减少,在²¹⁰Pb测年中须将其 作为本底值扣除:通过测量岩芯中不同深度的²¹⁰Pb 放射性活度,扣除本底值后得到²¹⁰Pb_{ex},根据²¹⁰Pb_{ex} 估算沉积物的沉积速率^[21].根据²¹⁰Pb_{ax}的垂向变化 过程,利用下式计算出沉积速率: $R = \lambda/b$,其中 R 为沉积速率(cm·a⁻¹), λ 为²¹⁰Pb 衰变常数 (0.031 14 a⁻¹), b 为²¹⁰Pb_{ex}取自然对数后与深度之 间线性拟合直线的斜率.本研究中²¹⁰Pb测年分析在 国家海洋局大气化学重点实验室完成,以²⁰⁹Po为示 踪剂.具体实验过程如下:准确称取沉积物干样4 g,加入已知量的²⁰⁹Po作为产额示踪剂,分别用浓硝 酸和浓盐酸消化,蒸干,蒸干后的剩余物用稀盐酸浸 取,离心分离出清液;向溶液中加入少量盐酸羟胺, 用氨水调节 pH 为 2,在恒控磁力搅拌器上加热搅 拌,使²¹⁰Po 和²⁰⁹Po沉积在一个活性面为 φ12 mm 的 银片上.反应完后取出银片,分别用纯净水和无水乙 醇淋洗银片,在红外灯下烘干后置于 α 能谱仪上 测量.

2.4 沉积物重金属含量、潜在生态危害评价及富集因子

将样品在烘箱内40℃恒温烘干,用玛瑙研钵研 磨后过150目尼龙筛,采用国际湿硝化法消解沉积 物样品,用国家标准物质进行质量控制以确保数据 的可靠性.对每个样品选择铬(Cr)、镍(Ni)、铜 (Cu)、锌(Zn)、镉(Cd)和铅(Pb)等6个指标,用 Finnigan MAT公司生产的电感耦合等离子体质谱 (HR-ICP-MS)测定沉积物中的重金属含量.样品分 析在核工业部北京地质研究院完成.

沉积物重金属潜在生态危害评价选用瑞典科学家 Hakanson 提出的沉积物评价方法^[22]. 根据这一方法,区域内沉积物中第 *i* 种重金属的潜在生态危害系数 *Eⁱ_r* 及沉积物中多种重金属的潜在生态危害指数 *R*₁ 可分别表示为:

$$E_{\rm r}^{i} = T_{\rm r}^{i} \cdot c_{\rm f}^{i} = T_{\rm r}^{i} \cdot c_{\rm s}^{i} / c_{\rm n}^{i} \qquad (1)$$

$$R_{\rm I} = \sum_{i=1}^{n} E_{\rm r}^{i} = \sum_{i=1}^{n} T_{\rm r}^{i} \cdot c_{\rm s}^{i} / c_{\rm n}^{i}$$
(2)

式中, T_{r}^{i} 为重金属 i 的毒性系数, 反映的是重金属 i 的毒性水平和生物对重金属污染的敏感程度; c_{r}^{i} 为 重金属 i 的富集系数, c_{s}^{i} 为重金属 i 的实测值, c_{n}^{i} 为 重金属 i 计算所需的参考值.参照已有相关研 究^[13,23], 获得本研究中6种重金属 Cr、Ni、Cu、Zn、 Cd和Pb的毒性系数分别为2、10、5、1、30和5, 重金属计算所需的参考值选择中国海岸带背景 值^[13], 分别为60、30、30、80、0.5和25. 计算得到 的潜在生态危害系数和潜在生态危害指数分别划分 为5个和4个级别(表1).

3 结果与分析

3.1 海岸湿地沉积物特征及沉积速率

沉积物粒度分析结果表明,在采集的柱状样剖 面上以细颗粒沉积物为主,沉积物类型以黏土质粉 砂为主,中间夹有粉砂层.剖面沉积物粉砂含量较

表1 重金属潜在生态危害程度及分级^[22]

生态危害指数	1	2	3	4	5
$E^i_{ m r}$	$E_r^i \leqslant 40$	$40 < E_r^i \leq 80$	$80 < E_r^i \leq 160$	$160 < E_{\rm r}^i \leq 320$	$E_{r}^{i} > 320$
R_{I}	$R_{\rm I} \leq 150$	$150 < R_{\rm I} \leq 300$	$300 < R_{\rm I} \leq 600$	$R_{\rm I} > 600$	
危害程度	轻微生态危害	中等生态危害	强生态危害	很强生态危害	极强生态危害

高,约为63.51%~78.23%,黏土含量为19.01%~ 34.77%,两者皆表现为由底向表逐渐增大的变化趋 势; 沉积物中砂含量最少(为0.96%~9.69%),由 底向表砂含量逐渐减小. 沉积物平均粒径为 5.90~ 10.79 um,且总体表现为由底向表逐渐减小,反映 了该区域泥沙不断淤积导致海底高程逐渐增大、水 动力作用逐渐变弱、沉积物逐渐变细. 沉积物在剖面 上的分布并不是持续变细的,而是由下向上发生了 几次明显变化(图2),底层~185 cm: 沉积物砂含 量略有增大,黏土含量略有减小,平均粒径增大到 10.79 µm,分选程度总体变好,偏态类型由负偏变 为正偏,峰态类型逐渐变宽;185~147 cm;沉积物 砂含量逐渐减少,黏土含量逐渐增多,平均粒径逐渐 减小,分选程度总体逐渐变好,偏态变好不大,峰态 类型逐渐变宽; 147~94 cm: 沉积物砂和黏土含量 总体保持稳定,平均粒径变化不大,分选程度、偏态 及峰态类型在剖面中间出现较大:94~73 cm:沉积 物砂含量明显减少,黏土含量明显增多,平均粒径显 著减小,分选程度、偏态及峰态类型的变化也较大: 73~27 cm: 沉积物砂含量变化很小,黏土含量逐渐 减少,平均粒径逐渐变大,分选程度逐渐变好,偏态 总体变好稳定,峰态类型逐渐变宽; 27~0 cm; 沉积 物砂含量略有减少,黏土含量略有增多,平均粒径逐





Fig. 2 Depth-distribution of core sediment composition

渐变细,分选程度、偏态及峰态类型总体变化不大.

²¹⁰ Pb测量结果显示,剖面中沉积物²¹⁰ Pb比活度 较小,在 94 cm 深度附近基本达到本底值[图 3(a)],计算得到整个剖面的平均沉积速率为 1.68 cm·a⁻¹.由图 3(b)可以看出,在剖面上约 59 cm 深 度处,²¹⁰ Pb_{ex}的分布出现转折,可明显地划分为两 段;分别对各段的沉积物²¹⁰ Pb_{ex}与剖面深度之间进 行相关分析,发现²¹⁰ Pb_{ex}与剖面深度之间进 行相关分析,发现²¹⁰ Pb_{ex}与剖面深度之间进 们相关性,根据该回归系数计算得到 59 cm 以上沉 积速率为 4.15 cm·a⁻¹,59 cm 以下沉积速率为 0.97 cm·a⁻¹,由此计算出各层位的沉积年代.





3.2 重金属含量的剖面分布

重金属含量分布表明(图4),在1884~1966年 之间,淇澳岛滨海湿地沉积物中Cr、Cu的含量基本 保持不变,Zn、Ni、Cd和Pb含量缓慢上升,其中在 1949~1975年间的Ni含量略有下降;自1975年以 来,沉积物中各种重金属含量均出现了快速上升,其 中在1975~1994年之间上升最为迅速,各重金属含 量上升了1.2~1.9倍不等;1994~2001年之间的 沉积物重金属含量处于稳定的增长状态,但增长速 率较1975~1994年之间的速率小;2001~2005年 之间,沉积物中重金属含量略有减小;2005年以来 的重金属含量又增大.

沉积物中地球化学元素的富集强度在一定程度 上受到了沉积物粒度特征的影响^[24].因此,为了去







除粒度效应带来的影响,通常的作法是使用某一能 反映沉积物变化趋势的元素作为粒度的代表来对重 金属元素进行归一化处理.研究表明,在海岸湿地沉 积物地球化学的研究中选用 Li 元素作为归一化元 素较为适宜^[24].统计关系表明(图 5),剖面上沉积 物中粉砂和黏土含量总和与 Li 元素含量之间在 90%的置信区间内显著相关.因此,本研究选择 Li 元素作为归一化元素.经过归一化处理的各重金属 元素在剖面上的变化显得较为复杂(图 6).归一化 后的 Cr、Cu、Zn 和 Ni 在剖面的变化相似,自 1884 年 以来逐渐减小,1949 年以后迅速减小,但自 1966~ 1984 年间又迅速增大; 1984 年以后,Zn 的变化趋 势发生了变化,与 Cd 的变化趋势相似,表现为微小



Fig. 5 Relationship between sediment composition and Li

的波动增长趋势,而其它 4 种重金属元素则表现为 总体明显减小的趋势. Pb 在剖面上的变化与其它 5 种重金属元素的分布明显不同,自 1884 年以来始终 保持波动中逐渐增大的趋势.

3.3 潜在生态危害的历史变化特征

重金属的潜在生态危害系数的计算结果表明 [图7(a)~7(f)],1966年以前各种重金属的潜在 生态危害系数变化很小;1966~1984年间各类重金 属的潜在生态危害系数均表现为快速增加,而1984 ~2001年之间除Cr和Cu有小的波动外,其它各重 金属潜在生态危害系数均缓慢增加;2001~2005年 间各重金属潜在生态危害系数逐渐减小,但2005年 以来又有所增大.Cd的潜在生态危害最为严重,其 危害程度在1966年以前为轻微生态危害,在1966 ~1984年之间快速上升为中等生态危害,到1992 年以后又上升为强生态危害,2001年以后又下降为 中等生态危害;其余5个重金属元素的危害程度均 属轻微生态危害,但Ni、Pb和Cu的危害程度相对 较大,Cr和Zn的生态危害程度较低.

沉积物中多种重金属的潜在生态危害指数的计 算结果表明[图7(g)],该柱状样重金属潜在生态 危害指数属轻微生态危害,但其时间变化差异较大. 1966年以前重金属的潜在生态危害指数总体表现 为缓慢增加,1966~1992年之间表现为快速上升, 1992~2001年之间表现为缓慢上升,2001~2005年 之间表现为迅速减小,2005年以来又逐渐增大.





Fig. 6 Depth-distribution of the ration between heavy metals and Li in core sediment





4 讨论

²¹⁰Pb测年得到的是某个时段的平均沉积速率, 如果将整个剖面作为一个计算时段,则淇澳岛滨海 湿地近百年来的平均沉积速率为1.68 cm·a⁻¹.由 于淇澳岛滨海湿地缺乏沉积速率的资料,无法直接 对比本研究测试数据的可靠性.根据不同时段海图 对比结果,伶仃洋0m等深线以深海域近50年来的 平均沉积速率为1.57 cm·a^{-1[25]};已有柱状沉积物 ²¹⁰Pb测年结果显示,近百年来淇澳岛北侧潮下带平 均沉积速率为2.21 cm·a^{-1[26]},再往东北方向的伶 仃洋西侧水道近百年来的平均沉积速率为2.50 cm·a^{-1[12]}.这些结果与本研究计算得到的近百年来 的平均沉积速率一致,说明本研究测年结果可信度 高.实际上,随着海底高程的不断变化、人类活动的 干扰等,滨海湿地沉积速率及演化过程具有显著的时 空变化特征^[27].根据计算得到的沉积速率推算,沉积 物²¹⁰Pb_{ex}在剖面分布出现转折的沉积年代约为 1993 年,而在 20 世纪 80 年代末至 90 年代初期间,珠江口 西侧围垦活动显著加剧,较大程度地改变了伶仃洋泥 沙输运格局,促使淇澳岛西北部及北部海域快速淤 积^[28];本研究沉积物粒度分析结果显示,在相应时段 沉积物黏土含量减少、平均粒径明显增加、沉积物变 粗(图 2);而淇澳岛北部海域的²¹⁰Pb测年结果也指出 在 1990 年左右沉降通量显著增加^[12].以上分析表 明,在 20 世纪 90 年代初,在人类活动的显著干扰下, 淇澳岛滨海湿地沉积速率明显增加.

珠江口地区是我国经济活动频繁、人类活动和 自然因素交汇冲突集中的区域之一,生态环境极为 敏感.随着珠江流域及珠江口周边区域社会经济的 快速发展,河口内的滨海湿地不仅接纳了通过各种 大小径流携带入海的污染物,还接收了大量毗邻沿 岸地区直接排放的污水.Li是地壳中稳定的元素, 通过对比各重金属元素与 Li 之间的相关性可以判 断沉积物重金属的来源^[29].如果某种重金属与稳 定性元素的相关性为显著正相关,则代表该元素有 可能主要是受区域地球化学分布控制,大多属自然 原因,否则可推断该元素主要受人为因素影响和制 约.本研究统计关系表明(图8),沉积物中 Cr、Cu、 Ni、Cd 与 Li 元素之间没有显著相关性,表明这些重 金属不受区域地球化学因素控制,而主要是由人类 活动引起的. Pb 与 Li 之间具有显著的正相关关系, 表明沉积物中 Pb 主要受控于区域地球化学因素,属 自然因素引起的.研究表明,20世纪80年代以后由 于珠江三角洲周边地区煤的燃烧及汽车尾气排放增 加,导致大量的 Pb 经过大气沉降到珠江口海域,致 使沉积物 Pb 含量增大^[4,10]. 根据图 8(f)可以看出, Pb 与 Li 的相关性在 20 世纪 90 年代以后略有变差, 说明该时段沉积物 Pb 除珠江流域输入外,大气沉降 也是一个重要来源. Zn 与 Li 之间虽然有一定的相 关性,但显著性相对较差,表明这2个元素的变化受 控于自然因素与人类活动的双重影响.





研究表明,在20世纪60~70年代香港经济的 快速发展、80年代中期至90年代末期深圳社会经 济的迅速崛起带来了大量的工业废水,其中的重金 属被沉积物吸附后保存在沉积物中,使深圳湾沉积 物重金属含量在这2个时段内显著增加^[11,13].本研 究尽管只有1个分析站位,但其研究结果与深圳湾 及珠江口海域的研究结果基本一致:1966年以前淇 澳岛滨海湿地沉积物重金属含量变化非常小,而在 1966~1992年之间表现为快速增加(图4、图7): 该结果也与珠江口柱状沉积物样品中多环芳烃的沉 积记录研究得到的结论相似^[30]. 根据本研究观测数 据及已有研究成果对比淇澳岛与深圳湾表层沉积物 重金属含量[4,8,13],淇澳岛滨海湿地表层沉积物重金 属除 Zn、Cd 含量低于深圳湾外,其余 4 种重金属含 量都高于深圳湾.这一方面是由于淇澳岛采样点分 布在潮间带地区,而深圳湾的采样点多分布在浅水 海域:这2个地区无论是潮间带还是浅水海域,沉 积物重金属含量均由海向陆逐渐增加^[8,13],进一步 说明滨海湿地是河口区污染物质的重要归宿地[3]. 深圳湾作为香港和深圳经济快速发展所带来的大量 重金属污染物的主要接纳海域,由于湾内水动力相 对较弱,与湾外伶仃洋的交换相对较少,导致污染物 主要富集在湾内.对比本研究柱状沉积物与深圳湾 柱状沉积物重金属含量[11,13],淇澳岛滨海湿地沉积 物重金属含量在1966年以后高于深圳湾,而1966 年之前低于深圳湾,这可能与沉积物类型有关,研究 表明,滨海湿地沉积物中黏土粒级的含量是影响重 金属累积的主要因素^[31]. 深圳湾柱状沉积物砂含量 相对淇澳岛较高[13],在地层垂向上孔隙度相对也较 高,重金属吸附在沉积物上而被埋藏,由于砂含量较 高的沉积物对重金属的吸附力相对砂含量较少的沉 积物弱,因此在早期的成岩过程中,由于孔隙水长期 下渗、淋溶,导致重金属不断向埋藏更深层的沉积物 迁移^[32,33].因此,深圳湾柱状沉积物的重金属含量 由表到底变化不是非常剧烈[11,13];而淇澳岛则不 然,由于潮间带地区潮水是周期性淹没,孔隙水下渗 强度较浅水海域弱,并且沉积物由表到底均非常细, 其平均粒径变化范围小,黏土含量高,导致沉积物对 重金属的吸附力强,重金属在埋藏成岩过程中的淋 溶作用不明显,因此重金属在垂向上的迁移相对较 弱,在淇澳岛滨海湿地柱状样中能看到非常剧烈的 变化(图4).

在香港经济快速发展的 20 世纪 60~70 年代, 大陆珠江三角洲地区的社会经济发展水平并不高, 电子加工工业很不发达,按理滨海湿地沉积物重金 属含量并不高;然而淇澳岛滨海湿地沉积物重金属 含量自 1966 年开始缓慢增加(图 4),除去粒度因素 的影响,重金属累积强度快速增加(图 6).这主要与 区域水动力环境有关.珠江河口内涨潮流主要沿东 部上溯,落潮流则在科氏力的作用下沿西侧下 泄^[34];涨潮流在上溯过程中携带了香港排放的污 染物,然后在落潮过程中受区域地貌及水动力的综 合作用而富集到淇澳岛滨海湿地,因此淇澳岛滨海 湿地沉积物重金属从 1966 年就已开始记录人类活 动的影响了.在 1975~1984 年间,珠江三角洲周边 社会经济快速发展,电子类加工工业得到了迅猛发 展,因此其沉积物中重金属含量显著增高.值得注意 的是,2001~2005 年间沉积物重金属含量表现为逐 年减小的趋势,而在 2005~2008 年间均表现为增加 的趋势,这可能与珠江河流重金属污染物的排放有 关.监测结果表明,2003~2005 年间通过珠江径流 携带入海的重金属总量珠江减小,但在 2005~2008 年则表现为逐年上升的趋势(图9).



可见珠江口淇澳岛滨海湿地沉积物重金属污染物历史记录及潜在生态危害演化,较好地反映了珠 江口周边地区及流域内人类活动对滨海湿地沉积物 重金属污染的影响过程和程度.

5 结论

(1)淇澳岛滨海湿地沉积物以黏土质粉砂为 主,黏土和粉砂含量均表现为由底向表总体增大的 趋势;沉积物平均粒径为 5.90~10.79 μm,且总体 表现为由底向表逐渐减小;²¹⁰Pb测年结果表明,平 均沉积速率为 1.68 cm·a⁻¹,其中 59 cm 以上的沉积 速率为 4.15 cm·a⁻¹,59 cm 以下的沉积速率为 0.97 cm·a⁻¹.

(2)重金属含量分析结果表明,在 1966 年以前,各类重金属含量缓慢上升; 1966~1992 年之间由于珠江三角洲地区社会经济的快速发展,沉积物中重金属含量迅速增加,2003 年以来由于珠江流域重金属入海通量的变化导致淇澳岛柱状沉积物重金属含量出现先减小后增大的趋势.

(3) 淇澳岛滨海湿地 Cd 的潜在生态危害最为 严重,其危害程度在 1966 年以前为轻微生态危害, 在 1966~1984 年之间快速上升为中等生态危害,到 1992 年以后又上升为强生态危害,2001 年以后又下 降为中等生态危害;其余几个重金属元素的危害程 度均属轻微生态危害,污染危害程度排序为:Cd> Ni>Pb>Cu>Cr>Zn;尽管潜在生态危害指数历史 变化较大,但在整个剖面上均属轻微生态危害;淇 澳岛重金属含量及潜在生态危害较好地反映了珠江 口周边地区及流域内人类活动对滨海湿地沉积物重 金属污染的影响过程和程度.

致谢:国家海洋局南海分局的马玉、王迪、周工、 国家海洋局南海分局珠海环境监测中心站的彭艳超 参与了野外调查工作,广东省淇澳岛保护区的杨邦 雄、田广红为本次取样提供了帮助,作者谨致谢忱! 参考文献:

- [1] Williams S C, Simpson H J, Olsen C R. Sources of heavy metals in sediments of the Hudson river estuary [J]. Marine Chemistry, 1978, 6(3): 195-213.
- [2] Allen J R L, Pye K. Morphodynnamics, Conservation and Engineering Significance [M]. Cambridge University Press, 1992. 184.
- [3] Williams T P, Bubb J M, Lester J N. Metal accumulation within salt marsh environments: a review [J]. Marine Pollution Bulletin, 1994, 28(5): 277-290.
- [4] Li Q S, Wu Z F, Chu B, et al. Heavy metals in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China [J]. Environmental Pollution, 2007, 149: 158-164.
- [5] 楚蓓,李取生,蔡沙沙,等.珠江口湿地土壤重金属潜在生态风险评价[J].海洋环境科学,2008,27(3):250-252.
- [6] 刘芳文,颜文,王文质,等.珠江口沉积物重金属污染及其潜 在生态危害评价[J].海洋环境科学,2002,21(3):34-38.
- [7] 杨丽,蔡立哲,童玉贵,等. 深圳湾福田潮滩重金属含量及 对大型底栖动物的影响[J]. 台湾海峡,2005,24(2):157-164.
- [8] 朱颖,吴纯德,余英华. 淇澳岛潮间带沉积物及红树植物中 重金属分布[J]. 生态科学, 2009, 28(1): 19-24.
- [9] 李团结,龙江平,刘激.珠江口底质重金属分布特征及其生态危害性评价[J].热带地理,2009,29(4):313-318.
- Li X D, Wai O W H, Li Y S, et al. Heavy metal distribution in sediment profiles of the Pearl River estuary, South China [J].
 Applied Geochemistry, 2000, 15: 567-581.
- [11] 黄小平,李向东,岳维忠,等.深圳湾沉积物中重金属污染
 累积过程[J].环境科学,2003,24(4):144-149.
- [12] Ip C C M, Li X D, Zhang G, et al. Over one hundred years of trace metal fluxes in the sediments of the Pearl River Estuary, South China [J]. Environmental Pollution, 2004, 132:157-172.
- [13] 左平,汪亚平,陈珺,等.深圳湾海域表层和柱状沉积物中的重金属分布特征[J].海洋学报,2008,30(4):71-79.
- [14] 中国海湾志编纂委员会.中国海湾志[M].(第十四分册).
 北京:海洋出版社,1998.239-365.
- [15] 雷振胜,李玫,廖宝文.珠海淇澳岛红树林湿地生物多样性

现状及保护[J]. 广东林业科技, 2008, 24(5): 56-60.

- [16] 王爰军,高抒,贾建军. 江苏王港潮间带柱状样的压缩和校正[J]. 沉积学报, 2006, 24(4): 555-561.
- [17] 程鹏,高抒.北黄海西部海底沉积物的粒度特征和净输运趋势[J].海洋与湖沼,2000,31(2):604-615.
- [18] McManus J. Grain size determination and interpretation [A]. In: Techniques in Sedimentology [C]. Oxford: Black-well, 1988. 63-85.
- [19] Shepard F P. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios [J]. Journal of Sedimentary Petrology, 1954, 24: 151-158.
- [20] Goldburg E D, Koide M. Rates of sediment accumulation in the Indian Ocean [A]. In: Geiss J, Goldburg E D(eds). Earth Science and Meteoritics [C]. Amsterdam: North-Holland publishing Company, 1963. 90-102.
- [21] 曹琼英, 沈德勋. 第四纪年代学及实验技术 [M]. 南京: 南京大学出版社, 1988. 228-252.
- [22] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sediment logical approach [J]. Water Research, 1980, 14: 975-1001.
- [23] 李名升,佟连军.辽宁省污灌区土壤重金属污染特征与生态 风险评价[J].中国生态农业学报,2008,16(6):1517-1522.
- [24] Soto-Jiménez M, Páez-Osuna F. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California) [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2001, 53: 259-274.
- [25] 闻平,刘沛然,雷亚平,等.近50年伶仃洋滩槽冲淤变化趋势分析[J].中山大学学报(自然科学版),2003,42(增刊2):240-243.
- [26] Zhang L, Yin K D, Wang L, et al. The sources and accumulation rate of sedimentary organic matter in the Pearl River Estuary and adjacent coastal area. Southern China [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009, 85: 190-196.
- [27] 王爱军,高抒,贾建军,等. 江苏王港盐沼的现代沼沉积速 率[J]. 地理学报, 2005, 60(1):61-70.
- [28] 刘岳峰,韩慕康,邬伦,等.珠江三角洲口门区近期演变与 围垦远景分析[J].地理学报,1998,53(6):492-500.
- [29] 王永红,张经,沈焕庭. 潮滩沉积物重金属累积特征研究进 展[J]. 地球科学进展,2002,17(1):69-77.
- [30] 康跃惠,盛国英,李芳柏,等.珠江口现代沉积物柱芯样多
 环芳烃高分辨率沉积记录研究[J].环境科学学报,2005,
 25(1):45-51.
- [31] 方圣琼,胡雪峰,徐巍,等.长江口潮滩沉积物的性状对重 金属累积的影响[J].环境化学,2005,24(5):586-589.
- [32] Fodor L, Szabó L. Study of heavy metal leaching in the soil
 [A]. In: ISCO 2004-13th International Soil Conservation Organization Conference-Brisbane [C]. 2004. 216.
- [33] Ciszewski D, Czajka A, Blazej S. Rapid migration of heavy metals and ¹³⁷Cs in alluvial sediments, Upper Odra River valley, Poland [J]. Environmental Geology, 2008, 55: 1577-1586.
- [34] 刘沛然,黄先玉,任杰,等.珠江口伶仃洋泥沙运动的沉积 动力作用[J].台湾海峡,2000,19(3):304-309.