

长江口及其邻近海域沉积物重金属分布特征和环境质量评价

盛菊江¹, 范德江^{2*}, 杨东方¹, 齐红艳², 徐琳²

(1. 上海水产大学生命学院, 上海 200090; 2. 中国海洋大学海洋地球科学学院, 青岛 266100)

摘要 利用等离子质谱仪(ICP-MS)测定了长江口及其邻近海域表层沉积物细颗粒组分($< 63\mu\text{m}$)的重金属, 平均含量为 As 10.47 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Cd 0.19 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Cu 37.68 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Pb 36.86 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Cr 97.80 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Zn 98.65 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。空间分布上, As、Cd 和 Cu 含量随着离岸距离的增大有递减的趋势, Pb、Cr 和 Zn 含量变化不显著, 调查海区南部海域的重金属含量普遍比北部海域高。单因子污染评价显示, 调查海域底质局部已经受到了 As、Cu、Pb、Cr 和 Zn 的中度污染, 而 Cd 的影响较轻微。依据沉积物质量基准(SQGs)对本区沉积物环境质量评价表明, 大部分站位 As、Cu 和 Cr 3 种重金属的含量位于效应浓度低值(ERL)和效应浓度中值(ERM)之间, 只是偶尔产生不利的生物效应; Cd、Pb、Zn 3 种重金属的含量都低于 ERL 或大部分站位低于 ERL, 几乎不会产生不利的生物效应。对底质综合环境质量进行的因子分析和系统聚类分析结果显示, 长江口外和杭州湾外近海海域的综合底质环境较差, 应引起重视。

关键词 长江口; 表层沉积物; 重金属; 环境评价

中图分类号: X142; X820 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)09-2405-08

Distribution Patterns of Heavy Metals in Surface Sediments of the Yangtze Estuary and Its Adjacent Areas and Environmental Quality Assessment

SHENG Ju-jiang¹, FAN De-jiang², YANG Dong-fang¹, QI Hong-yan², XU Lin²

(1. College of Life Science and Technology, Shanghai Fisheries University, Shanghai 200090, China; 2. College of Marine Geoscience, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

Abstract The concentrations of six heavy metals were determined in the fine fraction ($< 63\mu\text{m}$) of surface sediments in the Yangtze Estuary and its adjacent areas by an inductively coupled plasma mass spectroscopy (ICP-MS). The average contents of As, Cd, Cu, Pb, Cr and Zn are 10.47, 0.19, 37.68, 36.86, 97.80 and 98.65 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively. The contents of As, Cd and Cu appear gradually degressive from west to east, while the contents of Pb, Cr and Zn appear no apparent difference. In generally, the concentrations of heavy metals are higher in the south sea areas than those in the north sea areas. Environmental assessment with single factor method suggests that As, Cu, Pb, Cr and Zn are moderately contaminated, while Cd is not polluted. The values of As, Cu and Cr are between effect range-low (ERL) and effect range-median (ERM), which indicate they occasionally bring adverse biological effect at most stations, and the values of Cd, Pb and Zn are below ERL mean they rarely bring adverse biological effect by sediment quality guidelines assessment. From the results of factor analysis and cluster analysis, we conclude that the outer sea areas of the Yangtze Estuary and the Hangzhou Bay have lower sediment environmental quality, therefore much attention should be paid to these areas.

Key words Yangtze Estuary; surface sediment; heavy metal; environment assessment

河口是流域与海洋的枢纽, 是海陆相互作用最为显著的地区, 也是受人类活动影响最为强烈的地区。人类活动产生的大量重金属污染物质进入河口三角洲和邻近海域, 这些重金属在河口区经历了吸附作用、絮凝作用等复杂的物理、化学、生物过程, 使得大部分重金属转移到颗粒态中并随之沉积于河口三角洲和邻近海域, 而海水有害重金属元素的浓度大大降低^[1]。由于河口和邻近海区沉积环境特殊的理化化学性质, 进入沉积物中的重金属通常能够长期稳定存在, 直接对底栖生物群落结构和功能产生影响; 与此同时, 沉积物中的重金属还可以释放到水体之中产生长期的水体环境危害, 日本的水俣病

就是沉积物对水体再污染的典型例子^[2]。

由于海域沉积物所处的特殊环境, 使之成为国内外环境工作者的重点研究对象之一。近年来, 国内外许多学者开展了河口以及近海沉积物环境质量的研究, 力图查清河口尤其是受人类活动强烈影响的河口以及海湾底质的重金属污染现状^[3~10]; 同时, 为了客观地评价沉积物重金属环境质量, 引入了多元统计方法对重金属进行评价, 如: 主成分分析方

收稿日期 2007-09-05, 修订日期 2007-11-16

基金项目 国家自然科学基金项目(40676035); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2005CB422304)

作者简介 盛菊江(1982~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境生态学, E-mail: jisheng@stmail.shfu.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: djfan@mail.ouc.edu.cn

法、聚类分析方法等^[3,11~14]。这些研究,使得人类对海洋环境有了更加深入的认识,为社会经济的可持续发展政策的制定以及受损底质环境的修复提供了重要的依据。

长江流域面积 $1.80 \times 10^6 \text{ km}^2$, 长江三角洲经济圈是我国经济最发达的地区之一。据国家海洋局发布的 2003 ~ 2006 年全国海洋环境质量公报显示^[15~17] 不包括入海排污口排放的重金属污染物, 每年由长江携带入海的重金属就达 2 ~ 3 万 t。近 20 年来对长江口沉积物重金属研究大都局限于近岸潮滩部分和长江河口段^[18~24] 对河口三角洲和口外海域底质中的重金属研究还相当缺乏。本研究在单因子污染评价的基础上, 综合运用因子分析和聚类分析方法, 对长江口及其邻近海域表层沉积物重金属环境质量进行了评价, 以期对相关科学研究和政府决策提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域及样品采集

于 2006 年 6 月对长江口及其邻近海域 ($E121.8^\circ \sim 124^\circ$, $N29^\circ \sim 32.8^\circ$) 进行了调查, 站位设计见图 1。使用无扰动箱式采泥器采集沉积物样品, 并取最表层的 0 ~ 5 cm 的沉积物约 200 g 做为表层沉积物, 共获得 35 个站位的表层沉积物样品。采样后样品放入预先清洗过的聚乙烯瓶中, 密封后带回实验室分析。

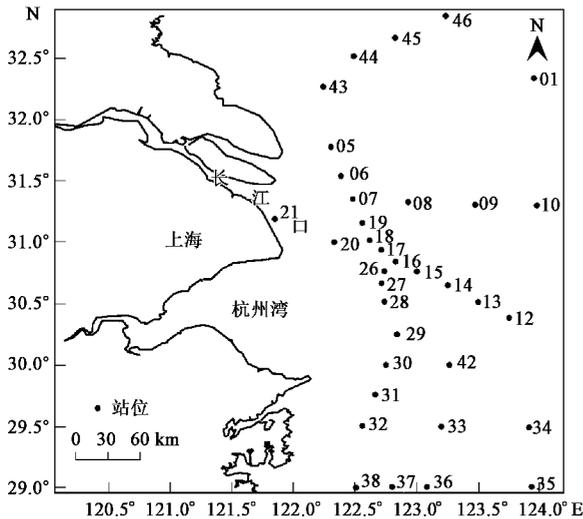


图 1 长江口及其邻近海域采样点的分布

Fig.1 Investigated areas and sampling sites

1.2 实验室分析

1.2.1 样品预处理

取 50 g 样品用双重纯水洗盐 6 次后过 $63 \mu\text{m}$ 的

尼龙筛, 收集 $< 63 \mu\text{m}$ 的沉积物, 经 106°C 烘干、研磨, 放置干燥器中待用。

1.2.2 样品前处理

准确称取 0.05 g 上述预处理样品用 HNO_3 -HF- HClO_4 进行微波消解, 消解完倒入聚四氟乙烯坩锅中, 在 300°C 电热板上蒸至近干时加入 0.1 mL HF, 第 2 次蒸至近干时再加入 0.3 mL HNO_3 去除 HF, 继续加热直至溶液呈粘液状, 用 2% 的 HNO_3 准确定重至 25 g 用于常量元素 Al 和 Fe 的分析, 从中准确移取 5 g 溶液用 2% 的 HNO_3 定重至 20 g 用于重金属元素的分析。所用 HNO_3 , HF 为二次蒸馏优级纯酸, HClO_4 为优级纯酸, 水为二次蒸馏双重水。

1.2.3 元素分析

重金属元素 As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 采用美国安捷伦公司的 Agilent 7500C 电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS) 测试, 常量元素 Al, Fe 采用美国 PE 公司的 DV4300 型电感耦合等离子发射光谱仪 (ICP-AES) 测试, 同时用平行样和国家标准物质 GB07315 分别控制样品分析的精确性和准确性。重金属元素平行样的相对误差 $< 5\%$, 标准物的回收率在 $110\% \sim 125\%$ 之间; 常量元素平行样的相对误差 $< 5\%$, 标准物的回收率在 $95\% \sim 120\%$ 之间。

1.2.4 粒度分析

用 Mastersizer 2000 型激光粒度仪对样品的粒度进行了分析, 即取表层沉积物适量, 经超声波分散后上机测试, 得到沉积物粒级全谱分布, 并据此计算 $< 63 \mu\text{m}$ 沉积物的平均粒径 (用 Φ 值表示)。

2 重金属的分布与来源分析

2.1 重金属的分布特征

重金属元素 As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 的空间分布见图 2。

As: 平均含量为 $10.47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在长江口外和杭州湾外近海海域的 26 站位达到最大为 17.29 mg/kg , 最小值位于远岸的 34 站, 为 $7.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。东西方向上由近岸向远岸海域递减, 长江口和南部海域大于长江口以北海域。

Cd: 平均含量为 $0.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在杭州湾外的 29、30、42 站位形成一高值区, 甚至在 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上。由岸向陆架方向含量递减, 长江口南部海域含量弱高于北部海域。

Cu: 平均含量为 $37.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在 26 站出现最大值为 $53.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 最小值出现在北部近海海域。

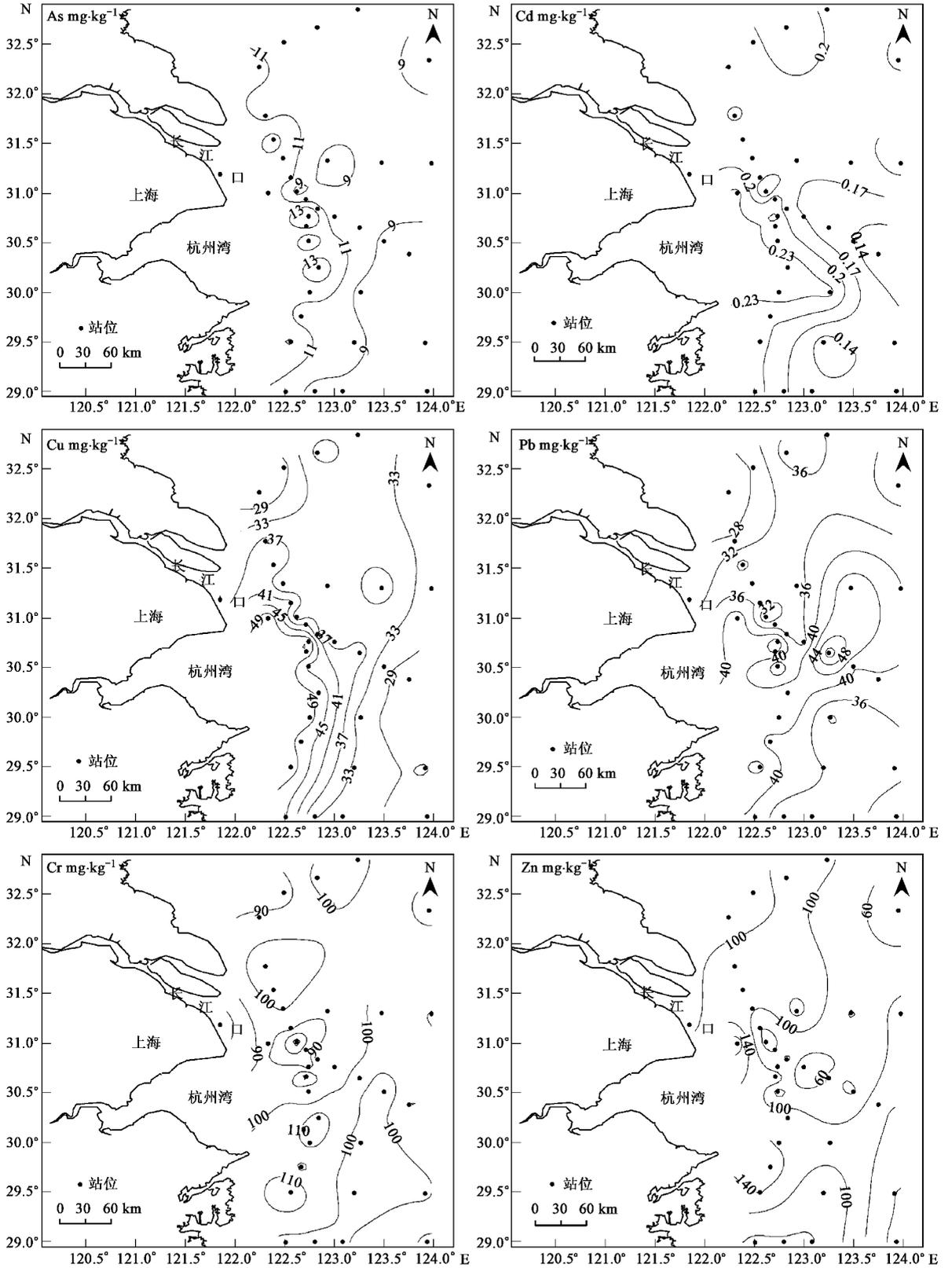


图2 重金属含量分布

Fig.2 Distribution patterns of heavy metals in surface sediments

的 43 站位, 为 $25.18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 东西方向上由近岸向远岸海域逐渐递减, 长江口南部海域含量明显高于北部海域.

Pb: 平均含量为 $36.86 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 最低值出现在长江口外的 18 站位, 为 $25.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 14 站位达到最大值为 $54.79 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 从岸向海方向也有弱递减现象, 长江口南部海域含量弱高于北部海域.

Cr: 平均含量为 $97.80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在 18 站位最低为 $63.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 靠近外海的 10、12、35 站位的 Cr 含量都比较高, 长江口以南含量高于长江口以北海域.

Zn: 平均含量为 $98.65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 最高值为 $209.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 位于长江口外的 20 站, 最小值出现在 15 站, 为 $28.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Zn 的地区分布差别较

大, 变异系数达到了 49.4%(表 1).

重金属含量总体上呈现南部海域大于北部海域的局面, 在长江口外近海海域的 18 站位各重金属含量普遍较低, 形成一个局部的低值区. 表 2 为调查海域和国内外其他河口的重金属含量比较.

表 1 调查海域表层沉积物重金属含量的统计特征

Table 1 Statistics values of heavy metals contents in surface sediments of investigated areas

元素	最小值 /mg·kg ⁻¹	最大值 /mg·kg ⁻¹	平均值 /mg·kg ⁻¹	变异系数 /%
As	7.19	17.29	10.47	21.1
Cd	0.11	0.25	0.19	19.4
Cu	25.18	53.06	37.68	21.9
Pb	25.01	54.79	36.86	17.7
Cr	63.32	120.08	97.80	12.4
Zn	28.00	209.93	98.65	49.4

表 2 长江口及邻近海域表层沉积物重金属平均含量同世界其他河口的比较/mg·kg⁻¹

Table 2 Concentrations of heavy metals in surface sediments of estuaries in the world/mg·kg⁻¹

河口 ²⁾	Cu	Pb	Zn	Cr	Cd	As
长江口及其邻近海域	37.68	36.86	98.65	97.80	0.19	10.47
英国 Blackwater 河口 ^[3]	24	42	89	48	0.34	- ¹⁾
英国 Thames 河口 ^[4]	61	179	219	59	1.3	15
西班牙 Ria de Vigo 河口 ^[5]	42.44	89.09	158.38	52.58	3.03	37.20
英国 Mersey 河口 ^[6]	24	110	532	11	-	-
珠江口 ^[7]	39.4	53.3	130.4	86.3	0.20	21.1
印度 Cochin 河口 ^[8]	53.15	43	1 266	-	14.94	-
美国缅因州 Egypt 湾 ^[9]	12.20	27	71.9	0.39	-	-
澳大利亚 Brisbane 河口 ^[10]	23.1	58.7	98.3	42.0	0.4	6.9

1) - 代表该元素未作分析; 2) 前 5 个河口为过筛后 $< 63 \mu\text{m}$ 的表层沉积物重金属含量, 后 4 个河口为全样的表层沉积物重金属含量

2.2 重金属的来源分析

采用数理统计软件 SPSS14.0 作了重金属间的 Pearson(皮尔逊)相关性分析, 同时为了考察重金属来源, 特分析了重金属与 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 和 $< 63 \mu\text{m}$ 沉积物的平均粒径的相关性.

Al_2O_3 是大陆风化产物, 在地壳中较稳定, 多数学者认为铝从大陆到海洋是一个相对稳定的元素, 并将其作为海洋中陆源成分的指标, 因此, 可利用元

素与铝的相关性来判断河口沉积物中某元素的来源和其在河口的变化^[25, 26], 而铝又是粘土矿物的主要成分, 沉积物颗粒越细, 铝含量越高. Fe_2O_3 具有与 Al_2O_3 相似的地球化学特性, 从表 3 可以看出, 只有重金属 Pb 同 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 和 $< 63 \mu\text{m}$ 的平均粒径的相关关系显著或极显著, 可以认为该海域重金属 Pb 受自然来源明显的影响, 而另外的 5 种重金属则以人为源为主, 如工农业排污和生活污水的排放等.

表 3 重金属元素与主元素含量间的相关性及其与 $< 63 \mu\text{m}$ 沉积物的平均粒径的相关性¹⁾

Table 3 Correlation coefficients between concentration of heavy metals, major elements and average grain size of the $< 63 \mu\text{m}$ fraction

	As	Cd	Cu	Pb	Cr	Zn	Al_2O_3	Fe_2O_3	$< 63 \mu\text{m}$ 的平均粒径
As	1.00								
Cd	0.52**	1.00							
Cu	0.69**	0.654**	1.00						
Pb	0.42*	0.20	0.60**	1.00					
Cr	0.21	0.24	0.25	0.54**	1.00				
Zn	0.07	0.27	0.19	0.21	0.51**	1.00			
Al_2O_3	-0.12	0.13	0.24	0.44**	0.61**	0.05	1.00		
Fe_2O_3	-0.09	0.09	0.26	0.50**	0.43*	0.02	0.74**	1.00	
$< 63 \mu\text{m}$ 的平均粒径	0.04	1.00	0.40*	0.44**	0.27	0.04	0.53**	0.58**	1.00

1)** 表示双尾检验在 0.01 水平下相关性显著, * 表示双尾检验在 0.05 水平下相关性显著

3 底质重金属环境质量评价

3.1 单因子污染指数法

计算公式: $p_i = c_i / s_i$ (式中, p_i 为单项污染指数, c_i 为重金属的实测含量, s_i 为重金属的评价标准值或背景值), 文中 s_i 采用文献[27]中的底质污染物评价标准(见表4), p_i 值用来表征沉积物中单个

表4 评价标准/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Table 4 Evaluating standards/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

金属元素	As	Cd	Cu	Pb	Cr	Zn
s_i	10	0.5	30	20	80	80

污染物的污染程度, 分级指标见文献[28], 即 $p_i < 1$, 低污染; $1 \leq p_i < 3$, 中污染; $3 \leq p_i < 6$, 较高污染; $p_i \geq 6$, 高污染。

从表5可以看出, 底质 Cd 的污染指数 p_i 在调查海区均小于 1.0, 远低于评价标准, 表明长江口及其邻近海区未受 Cd 的污染; 底质 As、Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 的污染指数 p_i 大部分站位或全部站位 > 1.0 , 表明该海域受到了这些因子不同程度的中度污染, 其中 Pb 的超标率最高, 达到了 100%, 污染指数 p_i 均达到了 1.843, Cu、Zn、As、Cr 的超标率分别为 80%、74.3%、57.1% 和 57.1%。

表5 各站位重金属单因子污染指数(p_i)

Table 5 Single factor contamination index of heavy metals at the sampling sites

站位	P_{As}	P_{Cd}	P_{Cu}	P_{Pb}	P_{Cr}	P_{Zn}
1	0.840	0.32	0.996	1.469	1.076	0.353
5	1.037	0.42	1.268	1.432	1.365	1.547
6	1.387	0.34	1.348	1.884	1.310	1.498
7	1.213	0.38	1.084	1.552	1.256	1.282
8	0.839	0.36	1.137	1.701	1.133	1.949
9	0.974	0.38	1.308	2.362	1.294	0.704
10	1.026	0.42	1.007	2.010	1.382	1.470
12	0.857	0.22	0.915	1.975	1.379	1.641
13	0.849	0.28	0.997	2.011	1.156	0.685
14	1.070	0.28	1.304	2.740	1.313	0.819
15	0.986	0.34	1.151	1.720	1.140	0.350
16	1.158	0.34	1.253	1.763	1.222	1.424
17	1.021	0.44	1.382	1.713	1.084	0.715
18	0.812	0.26	1.127	1.398	0.792	0.522
19	1.139	0.36	1.402	1.800	1.174	0.753
20	1.198	0.48	1.731	2.133	1.162	2.624
21	1.127	0.36	1.094	1.403	0.897	0.972
26	1.729	0.46	1.769	2.322	1.044	0.630
27	1.351	0.44	1.754	2.273	1.448	1.834
28	0.916	0.42	1.465	1.616	1.114	0.548
29	1.508	0.50	1.617	2.171	1.436	1.678
30	1.168	0.50	1.687	2.196	1.411	1.691
31	1.015	0.40	1.576	1.927	1.220	2.031
32	1.322	0.42	1.720	2.251	1.501	1.775
33	0.961	0.26	1.075	1.800	1.209	0.734
34	0.719	0.28	0.973	1.777	1.228	2.244
35	0.743	0.34	0.934	1.849	1.404	2.460
36	0.868	0.30	1.018	1.754	1.245	0.715
37	0.815	0.34	1.109	1.624	1.215	0.710
38	1.022	0.42	1.511	1.961	1.212	0.617
42	0.821	0.48	1.021	1.566	1.192	1.400
43	1.147	0.34	0.839	1.251	1.143	1.003
44	0.976	0.38	0.926	1.420	1.066	1.095
45	1.024	0.46	1.274	1.899	1.290	1.361
46	1.018	0.38	1.186	1.795	1.275	1.331
范围	0.719 ~ 1.729	0.26 ~ 0.50	0.839 ~ 1.769	1.398 ~ 2.740	0.792 ~ 1.501	0.350 ~ 2.624
平均值	1.047	0.374	1.256	1.843	1.223	1.233
超标率/%	57.1	0	80.0	100	57.1	74.3

3.2 沉积物质量基准(SQGs)法

沉积物生态风险性评价(ERA)利用一系列合理并且经济可行的评价方法对污染沉积物是否有毒有害进行评价,包括污染物对底栖生物的毒害程度和对其繁殖能力的影响,随着部分国家和地区指定了适合本国或本地区的水体沉积物质量基准(SQGs),SQGs应用于沉积物生态风险性评价已经非常普遍^[29,30]。

国外研究者提出了10多种沉积物环境质量基准建立方法,其中生物效应数据库法是目前国际上最被广泛接受的制定水体沉积物重金属质量基准的方法,Long等^[31~33]通过收集、整理和分析大量北美海洋和河口沉积物污染的化学和生物学数据,如沉积物实验室生物毒性实验数据、现场毒性检测数据、底栖生物群落调查数据,数据统计分析时首先进行分类,按各污染物浓度分别从小到大划分为具有生物效应的“有效数据(Effect Data Set)”和无生物效应的“无效数据列(No Effect Data Set)”,每一个数据列至少要有20个以上的数据;然后在“有效数据列”中确定第10个百分位数的浓度为效应浓度低值(effect range-low, ERL),第50个百分位数的浓度为效应浓度中值(effect range-median, ERM);在“无效数据列”中确定第50个百分位数的浓度为无效效应浓度中值(no effect range-median, NERM),第85个百分位数的浓度为无效效应浓度高值(no effect range-high, NERH)。取有效数据列中第15个百分位数的效应浓度和 NERM 的几何平均值为阈值效应浓度(threshold effect level, TEL),取 ERM 和 NERH 的几何平均值为可能效应浓度(probable effect level, PEL),REL 与 REM 和 TEL 与 PEL 是由生物效应数据库方法建立的2套沉积物质量基准。

本研究仅引用效应浓度低值(ERL)与效应浓度中值(ERM)这套沉积物质量标准来对所调查海域的沉积物重金属污染物进行评价,当沉积物污染物浓度低于 ERL 则不利的生物效应很少发生,浓度介于 ERL 和 ERM 之间,则不利的生物效应偶尔发生,高于 ERM 则不利的生物效应经常发生。各重金属的 ERL 和 ERM 阈值见表6。

表6 各重金属的 ERL 和 ERM 值/mg·kg⁻¹

Table 6 ERL and ERM guideline values for heavy metals/mg·kg⁻¹

重金属	As	Cd	Cu	Cr	Pb	Zn
ERL	8.2	1.2	34	81	46.7	150
ERM	70	9.6	270	370	218	410

由表7可知,大部分站位 As、Cu、Cr 3种重金属的含量位于 ERL~ERM 之间,这3种重金属偶尔产生不利的生物效应,影响了底质环境,对这3种重金属应引起重视。Cd、Pb、Zn 3种重金属的含量都低于 ERL 或大部分站位低于 ERL,这3种重金属对底质环境影响较轻微。

表7 重金属含量在不同生物效应浓度范围内样品数占总样品数的比重¹⁾/%

Table 7 Proportion of samples in different biological effect ranges out of total number of samples/%

元素	< ERL	ERL~ERM	> ERM
As	11.4(4/35)	88.6(31/35)	0
Cd	100(35/35)	0	0
Cu	28.6(10/35)	71.4(25/35)	0
Pb	100(35/35)	0	0
Cr	5.7(2/35)	94.3(33/35)	0
Zn	85.7(30/35)	14.3(5/35)	0

1) 括号中第1个数值代表落在不同生物效应浓度范围内的样品数,第2个数值代表分析的样品总量

35个站位的6种单一重金属含量都没有超过效应浓度中值(ERM),不利的生物效应只是偶尔发生,总体上看,研究海域的单一重金属污染物对底质的生态环境影响较小,但仍需要控制该海域重金属污染物的排放。

3.3 底质综合评价

利用 SPSS14.0 对 35 个站位的重金属综合污染进行了因子分析和 Q 型系统聚类分析,因子分析结果见表8,污染物因子总得分越大,底质污染越严重,Q 型系统聚类分析采用欧式距离,华氏法(Ward's method)得到聚类树谱图(图3)。综合因子分析和聚类分析的结果,将35个站位的底质综合环境质量分为3大类,第1类,底质综合环境质量较好,包括站18、1、21、43、13、44、33、36、37、15、12、34、35、8,第2类,底质综合环境质量一般,包括站14、9、38、19、28、17、42、45、10、5、6、7、16、46,第3类,底质综合环境质量较差,包括站20、26、27、29、30、31、32,这7个站都位于长江口外和杭州湾外近海海域,预示以上近海海域底质已经受到了一定的污染,应予以重视。

4 结论

(1) 重金属 As、Cr 和 Cu 含量呈现由近岸向远岸递减的趋势,研究区域的南部海域重金属含量普遍比北部海域重金属含量高。

(2) 单一重金属污染评价表明,底质 Cd 的污染

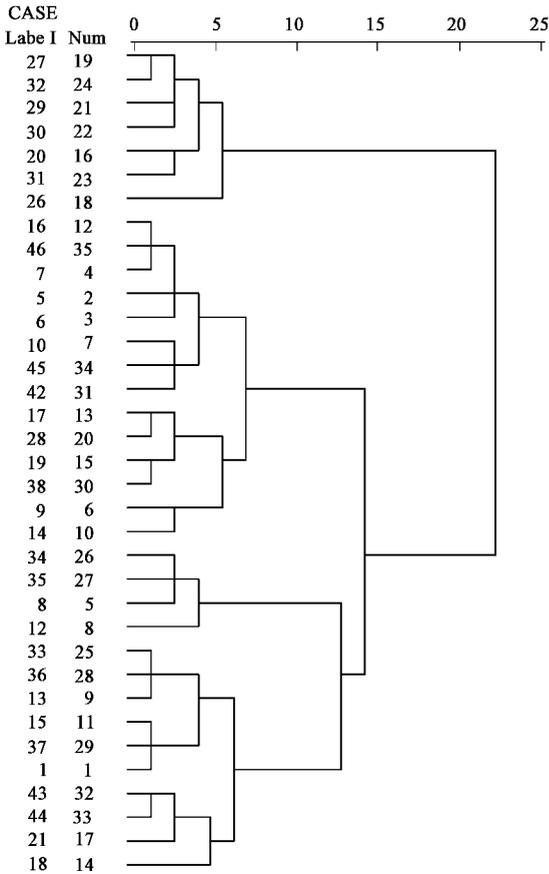


图 3 底质质量系统聚类树谱图

Fig.3 Dendrogram of sediment quality

表 8 各站位污染物因子总得分

Table 8 Total score of contamination factor at sampling sites

站位	因子总得分	站位	因子总得分
18	-1.00	16	0
1	-0.73	35	0
21	-0.51	46	0.01
43	-0.51	38	0.11
13	-0.50	5	0.12
44	-0.47	9	0.12
33	-0.46	14	0.14
36	-0.45	10	0.17
37	-0.43	45	0.25
15	-0.42	6	0.28
12	-0.30	31	0.36
34	-0.30	26	0.65
8	-0.17	20	0.81
28	-0.17	30	0.85
42	-0.11	32	0.90
17	-0.08	27	0.94
7	-0.05	29	0.99
19	-0.05		

指数 p_i 在调查海区均小于 1.0, 未受污染; 底质 As、Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 的污染指数 p_i 大部分大于或全部

大于 1.0, 表明受到了不同程度的污染。

(3) 所有站位的 6 种重金属含量都没有超过生物效应浓度中值(ERM), 不利的生物效应只是偶尔发生或极为轻微。

(4) 底质综合环境质量评价显示, 长江口外和杭州湾外近海海域的底质环境较差, 应引起足够的重视。

参考文献:

[1] 邹景忠. 海洋环境科学[M]. 济南: 山东教育出版社, 2004. 54-58.

[2] 王一峰. 环境中汞的污染状况及监测[J]. 内蒙古环境保护, 2004, 17(3) 38-40.

[3] Emmerson R H C , O 'reilly-Wiese S B , Macleod C L , *et al.* A multivariate assessment of metal distribution in inter-tidal sediments of the Blackwater estuary , UK[J]. Marine Pollution Bulletin , 1997 , 34 (11) : 960-968.

[4] Attrill M J , Thomes R M. Heavy metal concentrations in sediment from the Thames estuary UK[J]. Marine Pollution Bulletin , 1995 , 30 (11) : 742-744.

[5] Rubio B , Nombela M A , Vilas F. Geochemistry of Major and Trace Elements in Sediments of the Ria de Vigo (NW Spain) : an Assessment of Metal Pollution[J]. Marine Pollution Bulletin , 2000 , 40 (11) : 968-780.

[6] Turner A. Trace Metal Contamination in Sediments from U. K. Estuaries : An Empirical Evaluation of the Role of Hydrous Iron and Manganese Oxides[J]. Estuarine , Coastal and Shelf Science , 2000 , 50 : 355-371.

[7] 黄向青 梁开, 刘雄. 珠江口表层沉积物有害重金属分布及评价[J]. 海洋湖沼通报, 2006 (3) 27-36.

[8] Balachandran K K , Lalu-Raj C M , Nair M , *et al.* Heavy metal accumulation in a flow restricted , tropical estuary[J]. Estuarine , Coastal and Shelf Science , 2005 , 65 : 361-370.

[9] Osher L J , Leclerc L , Wiersma G B , *et al.* Heavy metal contamination from historic mining in upland soil and estuarine sediments of Egypt Bay , Maine , USA[J]. Estuarine , Coastal and Shelf Science , 2006 , 70 : 169-179.

[10] Mackey A P , Hodgkinson M C. Concentrations and spatial distribution of trace metals in mangrove sediments from the Brisbane River , Australia[J]. Environmental Pollution , 1995 , 90(2) : 181-186.

[11] Facchinelli A , Sacchi E , Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils[J]. Environmental Pollution , 2001 , 114(3) : 313-324.

[12] Mico C , Recatala L , Peris M , *et al.* Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis[J]. Chemosphere , 2006 , 65(5) : 863-872.

[13] Simeonov V , Massart D L , Andreev G , *et al.* Assessment of metal pollution based on multivariate statistical modeling of ' hot spot ' sediments from the Black Sea[J]. Chemosphere , 2000 , 41(9) : 1411-1417.

- [14] 李玉,俞志明,宋秀贤. 运用主成分分析(PCA)评价海洋沉积物中重金属污染来源[J]. 环境科学, 2006, **27**(1):137-141.
- [15] 国家海洋局. 2003年中国海洋环境质量公报[R]. 北京:国家海洋局, 2004.
- [16] 国家海洋局. 2004年中国海洋环境质量公报[R]. 北京:国家海洋局, 2005.
- [17] 国家海洋局. 2005年中国海洋环境质量公报[R]. 北京:国家海洋局, 2006.
- [18] 沈军,刘尚灵,陈振楼,等. 横沙岛潮滩沉积物中重金属的空间分布与累积[J]. 长江流域资源与环境, 2006, **15**(4):485-489.
- [19] 毕春娟,陈振楼,许世远. 水动力作用对潮滩表层沉积物重金属时空分布的影响[J]. 上海环境科学, 2002, **21**(6):330-333.
- [20] 吴国元. 长江河口南支南岸潮滩底质重金属污染与评价[J]. 海洋环境科学, 1994, **13**(2):45-51.
- [21] 陈振楼,许世远,柳林,等. 上海滨岸潮滩沉积物重金属元素的空间分布与累积[J]. 地理学报, 2000, **55**(6):641-651.
- [22] 许世远,陶静,陈振楼,等. 上海潮滩沉积物重金属的动力学累计特征[J]. 海洋与湖沼, 1997, **28**(5):509-515.
- [23] 邓焕广,陈振楼,张菊,等. 滨岸排污口对潮滩沉积物中重金属的影响研究[J]. 水土保持学报, 2005, **19**(2):96-99.
- [24] 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.
- [25] 彭晓彤,周怀阳,翁焕新,等. 珠江口沉积物主元素的组成分布特征及其地化意义[J]. 浙江大学学报(理学版), 2003, **30**(6):687-702.
- [26] 孟翊,刘苍宇,程江. 长江口沉积物重金属元素地球化学特征及其底质环境评价[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2003, **23**(3):37-43.
- [27] 《全国海岸带和海涂资源综合调查简明规程》编写组. 全国海岸带和海涂资源综合调查简明规程[M]. 北京:海洋出版社, 1986. 40-49.
- [28] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sediment toxicological approach[J]. Water Research, 1980, **14**(8):975-1001.
- [29] Pekey H, Karakas D, Ayberk S, et al. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of zmit Bay(Northeastern Marmara Sea) Turkey[J]. Marine Pollution Bulletin, 2004, **48**(8-9):946-953.
- [30] Chapman P M, Mann G S. Sediment Quality Values (SQVs) and Ecological Risk Assessment (ERA)[J]. Marine Pollution Bulletin, 1999, **38**(5):339-344.
- [31] Long E R, MacDonald D D, Smith S L. et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments[J]. Environmental Management, 1995, **19**(1):81-97.
- [32] Long E R, Field L J, MacDonald D D. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1998, **17**(4):714-728.
- [33] MacDonald D D, Carr R S, Calder F D, et al. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters [J]. Ecotoxicology, 1996, **5**(4):253-278.