

厦门湾海域表层沉积物重金属和多环芳烃污染特征及生态风险评价*

李庆召^{1, 2} 李国新^{1, 2} 罗专溪¹ 张 娴¹ 颜昌宙^{1**}

(1 中国科学院城市环境研究所城市环境与健康重点实验室, 厦门, 361003 2 中国科学院研究生院, 北京, 100049)

摘 要 研究了厦门湾海域表层沉积物中 Cu、Pb、Zn、Cr、Cd、Hg 和 As 和 16 种多环芳烃的分布、来源及潜在的生态风险。结果表明: (1) Cu、Pb 和 As 平均含量均介于效应浓度区间低值 (ERL) 和效应浓度区间中值 (ERM) 之间, 而大多数站位 Zn、Cr、Cd 和 Hg 平均含量则低于 ERL 值; (2) 沉积物多环芳烃 (PAHs) 以石油或油料燃烧来源为主, PAHs 的总量远低于 ERL 值 ($4000 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (3) 重金属与低环 PAHs 相关性显著, 易发生交互作用; (4) 利用沉积物平均效应区间中值商法 (mERM-Q) 进行沉积物生态风险评价发现, 筲筴湖表层沉积物对海洋底栖生物可能存在较强的生物毒性风险。

关键词 重金属, 多环芳烃, 沉积物, 生态风险评价, 厦门湾。

海洋底部沉积物不仅是污染物质的主要富集媒介和重要的生物栖息场所, 同时作为比上覆水层更稳定, 更概括和更显著的区域环境质量状态和趋势指示作用的监测要素, 日益成为海洋环境研究的焦点^[1]。多环芳烃 (PAHs) 及重金属作为一类持久性污染物, 由河流、陆源污水以及大气输入海洋中的 PAHs, 重金属大部分转移到颗粒物中并随之沉积于邻近海域, 从而导致海水有害污染物的浓度大大降低, 而进入沉积物中的污染物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^[2]。

本研究在考察厦门湾沉积物重金属和 16 种 PAHs 含量水平的基础上, 进一步探讨了沉积物中 PAHs 与重金属的来源及其相关性, 并对该海域沉积物中重金属 (Cu、Pb、Zn、Cr、Cd、Hg 和 As) 及 16 种 PAHs 的生态风险进行了评价, 为该海域沉积物污染控制和环境管理等提供科学依据。

1 实验部分

1.1 样品采集

2007 年 10 月 24 日在厦门西海域及东部海域环厦门岛 12 个站点 (表 1) 采集表层沉积物样品 36 个, 利用抓斗式采泥器采集, 取 0—5 cm 表层沉积物。样品在采集后尽快转移至实验室并移出部分样品装入玻璃器皿用于有机物的测定, 所有样品均于超低温冰箱中冷冻 (-80°C) 保存至分析。

1.2 重金属分析

样品在洁净室内冷冻干燥后研磨过 80 目筛。重金属含量采用标准方法测定, Cu、Pb、Zn、Cd 和 Cr 用盐酸-硝酸-高氯酸消解, Hg 和 As 采用王水水浴消解。重金属含量分析按海洋监测规范 (GB17378.5-1998) 进行。Cd 和 Cr 采用无火焰原子吸收分光光度法, As 采用氢化物-原子吸收分光光度法, Hg 采用冷原子吸收光度法, Cu、Pb 和 Zn 采用火焰原子吸收分光光度法。

1.3 样品预处理与 PAHs 分析

样品在洁净室内冷冻干燥后研磨过 80 目筛。称取样品 5 g 加入回收率指示物 (氘代萘, D₁₀-AcP, 氘代苯并芘, D₁₂-BgP) 2 g, 然后加无水硫酸钠脱水, 用正己烷与二氯甲烷混合溶剂 (体积比为 1:1) 在加速溶液萃取器 (ASE-100) 中提取 30 min。提取液加入高纯铜粉脱硫后, 在旋转蒸发器上浓缩至 2—3 ml。浓缩提取液通过硅胶/氧化铝 (体积比为 1:2) 层析柱后, 加入 15 ml 正己烷以淋洗饱和烷烃, 然后加入 40 ml 混合溶剂二氯甲烷/正己烷 (3:7) 洗脱得到多环芳烃组分。含多环芳烃组分的洗脱液经旋

2009 年 3 月 16 日收稿。

* 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KZCX2-YW-422-4) ** 通讯作者, E-mail: czyan@ie.ac.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

转蒸发, 浓缩定容至 $200\mu\text{l}$ ^[3]. 最后, 在浓缩液中加入内标化合物(氘代荧蒹, $\text{D}_{12}\text{-B[k]F}$), 利用气相色谱-质谱联用仪(Agilent 7890A-5975C)测定.

PAHs的分析条件: 以选择性离子扫描模式(SM)或全扫描进行测定, 气相色谱柱为 HP-5MS 毛细管色谱柱 ($30\text{m} \times 0.25\text{mm} \times 0.25\mu\text{m}$). 进样口及气质传输线温度 290°C . 进样方式为无分流手动进样, 进样体积 $1\mu\text{l}$ 质谱离子源能量为 70eV 的电子轰击源(EI)^[3]. 16种多环芳烃基质加标回收率在 $70\% - 120\%$, 分析标准偏差平均为 9.8% .

正己烷及二氯甲烷均为农残级(Tedia, US), 60-100目氧化铝及硅胶均为优级纯(Fisher, USA), 16种多环芳烃标准物质采用混合标样购自美国(Accustandards, USA), 多环芳烃基质加标回收自美国(Cambridge, USA).

1.4 沉积物细颗粒($< 63\mu\text{m}$)及总有机碳(TOC)含量分析

粒径 $< 63\mu\text{m}$ 的沉积物质量百分比的测定采用 Mastersizer2000 激光粒度仪. 一般样品过 1mm 筛, 个别较粗样品过 2mm 筛, 通过 1mm 筛的样品, 直接进样分析. 经研磨过 160 目筛的沉积物样品于日本岛津公司的(TOC-VCPH SSM 5000A)总有机碳分析仪测定 TOC 及无机碳(IC)含量(%), 同时做平行样 2 到 3 次以保证分析结果的可靠性, 沉积物基本性质见表 1.

表 1 样品采集站位及沉积物基本理化性质

Table 1 Characteristics of surface sediments of 12 sampling sites in the Xiamen bay

样点	站位		水深 /m	沉积物性质			
	经纬度	采样位置		总有机碳 /%	无机碳 /%	$< 63\mu\text{m}$ 颗粒 /%	pH
S1	$24^\circ 26' 58''\text{N} / 118^\circ 02' 58''\text{E}$	西港航道	10	0.93	0.38	53.6	7.58
S2	$24^\circ 26' 58''\text{N} / 118^\circ 01' 17''\text{E}$	九龙江口	25	1.68	0.14	56.1	7.68
S3	$24^\circ 25' 21''\text{N} / 118^\circ 01' 35''\text{E}$	九龙江口	12	1.61	0.05	63.8	7.64
S4	$24^\circ 25' 33''\text{N} / 118^\circ 05' 47''\text{E}$	厦大海滩	15	1.25	0.19	58.5	7.24
S5	$24^\circ 26' 50''\text{N} / 118^\circ 11' 08''\text{E}$	东部海域	6	0.54	0.58	43.7	7.86
S6	$24^\circ 33' 40''\text{N} / 118^\circ 12' 50''\text{E}$	同安湾	5	0.64	0.32	49.5	7.83
S7	$24^\circ 32' 59''\text{N} / 118^\circ 05' 34''\text{E}$	高崎港	2	1.33	0.04	57.7	7.72
S8	$24^\circ 32' 36''\text{N} / 118^\circ 03' 05''\text{E}$	马銮湾	5	1.80	0	44.1	7.81
S9	$24^\circ 30' 09''\text{N} / 118^\circ 04' 25''\text{E}$	厦门西港	14	1.71	0.16	50.5	7.69
S10	$24^\circ 28' 51''\text{N} / 118^\circ 04' 12''\text{E}$	厦门西港	8	3.82	0.25	48.8	7.51
S11	$24^\circ 28' 29''\text{N} / 118^\circ 05' 23''\text{E}$	筲筴湖	5	3.74	0.11	82.0	6.79
S12	$24^\circ 28' 53''\text{N} / 118^\circ 05' 57''\text{E}$	筲筴湖	4	4.05	0.25	77.2	6.85

1.5 沉积物风险评价

Long 等提出基于 SQG 的污染物质生态风险评价指数——平均沉积物质量基准商 mSQG-Q (Mean sediment quality guideline)^[4], 以沉积物质量基准 SQG (Sediment quality guidelines) 评价沉积物污染物质的生态效应最早应用于单一的 PAH 类物质评价, MacDonald 等于 2000 年将沉积物质量基准生态效应评价应用于 28 种不同的化学物质^[5]. 效应浓度区间低值(ERL)和效应浓度区间中值(ERM)以及可能效应水平(PEL)是沉积物质量基准(SQG)中三个重要的参数^[6-7]. ERL 指污染物浓度达到某一值时 10% 左右生物受负面影响, ERM 则是特定浓度时 50% 左右生物受负面影响. 本文选取 ERM 平均质量基准商(mean ERM quotient: mERM-Q)为例进行厦门湾沉积物生态风险评价, 指数表达如下^[4-5]:

$$\text{SQG-Q} = (\sum_{i=1}^n \text{ERM-Q}_i) / n$$

$$\text{ERM-Q}_i = C_i / \text{ERM}_i$$

公式中 n 指污染物种类数, C_i 指第 i 种污染物实测浓度, ERM-Q_i 指第 i 种污染物的 ERM 商, ERM_i 指第 i 种污染物可能效应水平.

mERM-Q 指数分为三个评价水平: $\text{mERM-Q} \leq 0.1$ 无影响, 无负面生物效应; $0.1 < \text{mERM-Q} < 0.5$ 中低度影响, 潜在的负面生物效应; $0.51 \leq \text{mERM-Q} \leq 1.5$ 中度影响, 较强的负面生物效应; $1.5 < \text{mERM-Q}$ 强影响, 强烈的负面生物效应.

2 结果与讨论

2.1 沉积物中重金属分布及来源

重金属总量测定结果(表 2)表明, 厦门湾各采样点表层沉积物中 Cu, Pb, Zn, Cr, Cd, Hg 和 As 的含量范围分别 16.08—102.66, 27.46—70.93, 67.59—268.34, 18.64—52.71, 0.04—1.91, 0—0.42, 0.86—22.68 mg·kg⁻¹, 7种重金属在厦门湾表层沉积物中含量从大到小的顺序为: Zn>Pb>Cu>Cr>As>Cd>Hg。从表 1 可见厦门湾海域重金属中 Cu, Pb 和 As 平均含量均介于 ERL 和 ERM 之间, 这 3 种重金属具有潜在的生物负面效应, 影响了底质环境, 对这 3 种重金属应引起重视。而 Zn, Cr, Hg, Cd 平均含量则低于 ERL 值, 说明这 4 种重金属对底质环境影响较轻微。从重金属空间分布来看, 7 种重金属的极高值均出现在筓筓湖中两个站位(除 Cr 外均超过 ERL 值), 而厦门西港各种金属含量相对较低(这可能主要是因为厦门港定期进行航道淤泥疏浚的缘故)。

表 2 厦门湾表层沉积物中重金属及 PAHs 含量分布及沉积物质量基准

Table 2 Distribution and sediment quality guidelines of heavy metal and \sum_{16} PAHs concentrations in the surface sediments from Xiamen bay

	Cu	Pb	Zn	Cr	Cd
S1	23.23 ±2.11	43.13 ±3.81	143.43 ±16.13	27.96 ±3.04	0.16 ±0.02
S2	25.43 ±2.34	55.38 ±5.34	132.95 ±15.71	28.58 ±2.22	0.18 ±0.03
S3	32.21 ±3.01	42.39 ±5.11	175.13 ±18.44	28.31 ±2.57	0.42 ±0.08
S4	23.18 ±2.03	47.67 ±5.27	120.95 ±11.38	26.10 ±3.01	0.13 ±0.03
S5	16.08 ±1.24	27.46 ±3.01	67.59 ±7.11	18.64 ±2.21	0.04 ±0.02
S6	17.62 ±1.87	40.50 ±4.36	72.26 ±6.78	18.95 ±2.44	0.06 ±0.01
S7	38.34 ±3.17	48.05 ±5.38	140.93 ±12.34	29.89 ±3.21	0.15 ±0.03
S8	48.81 ±5.55	58.35 ±7.12	158.97 ±17.68	68.57 ±7.77	0.23 ±0.07
S9	21.57 ±2.31	47.43 ±5.30	72.38 ±6.98	21.93 ±2.07	0.09 ±0.01
S10	34.76 ±4.48	67.24 ±6.15	154.37 ±14.55	36.80 ±4.43	0.21 ±0.06
S11	102.66 ±12.33	70.20 ±7.50	268.34 ±28.44	52.71 ±4.95	1.91 ±0.29
S12	86.61 ±9.38	70.93 ±8.02	234.79 ±22.89	48.63 ±4.68	1.54 ±0.35
Average	39.21	51.56	145.17	33.92	0.43
ERL	34	46.7	150	81	1.2
ERM	270	218	410	370	9.6
PEL	108	112	271	160	4.21
	Hg	As	Fe	PAHs	
S1	24.78 ±3.21	6.76 ±0.87	33930 ±3232	407.53 ±38.22	
S2	34.95 ±3.76	18.66 ±1.24	29853 ±3000	330.24 ±34.34	
S3	41.13 ±5.01	16.83 ±1.53	33701 ±3421	532.86 ±58.26	
S4	25.41 ±3.11	1.57 ±0.24	30749 ±2893	451.45 ±47.41	
S5	N. D	0.86 ±0.11	23883 ±2650	203.98 ±19.37	
S6	1.54 ±0.21	7.02 ±1.03	31479 ±3400	335.25 ±37.56	
S7	19.90 ±2.21	2.85 ±0.47	31029 ±2944	384.16 ±36.31	
S8	45.51 ±5.31	12.07 ±1.59	32509 ±3400	1131.46 ±102.33	
S9	40.16 ±4.73	10.09 ±1.57	30768 ±2891	515.25 ±54.67	
S10	37.43 ±4.13	13.21 ±2.00	32127 ±3300	716.17 ±68.54	
S11	422.47 ±50	22.68 ±2.37	21986 ±2429	1590.47 ±169.23	
S12	177.35 ±21	16.82 ±1.55	23796 ±2571	1441.25 ±146.52	
Average	72.61	10.79	29650	670.00	
ERL	150	8.2	—	4000	
ERM	1300	70	—	44792	
PEL	700	41.6	—	16770	

注: Hg 和 PAHs 单位 ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 其余均为 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); N. D: 未检出。

为了考察重金属来源, 采用数理统计软件 SPSS 11.0 作了重金属间的 Spearman 相关性分析, 同时分析了重金属、TOC 和 $< 63\mu\text{m}$ 沉积物质量百分比的相关性. 据文献报道沉积物中细颗粒 ($< 63\mu\text{m}$) 含量及有机物等对重金属元素有较强的吸附或络合能力^[8-10]. 本研究中, 除 Fe、Cr 外, 其它重金属元素均与沉积物粘土成份 (粒径 $< 63\mu\text{m}$) 含量呈显著正相关性 (表 3), 表明细颗粒沉积物可能是制约沉积物重金属含量的主要因素. 由表 3 可知, 表层沉积物中的重金属与有机碳含量间也呈显著性正相关, 可能是这些重金属与沉积物中的有机质有较强的亲合力, 二者络合生成了复杂的络合态金属, 这说明有机碳也是决定重金属含量的主要因素之一. 重金属元素间的相关性分析结果表明, 除 Fe、Cr 外, 其它重金属元素间均存在着显著性相关关系, 表明沉积物中重金属元素已受到严重的人为干扰影响^[11]. 其中, Cu 和 Pb 与其它元素有较强的相关性, 重金属元素间的显著相关性反映了相似的陆源来源或相似的沉积物输送和积聚机理^[12].

表 3 重金属元素与沉积物总有机碳 (TOC) 相关性 & $< 63\mu\text{m}$ 沉积物质量百分比的相关性 ($n = 12$)

Table 3 Correlation matrix of heavy metals in the sediment of Ximen bay with TOC (%) and fine fractions (%) ($n = 12$)

	Cu	Pb	Zn	Cr	Cd	Hg	As	Fe	TOC	$< 63\mu\text{m}$ 沉积物 质量百分比
Cu	1	0.783**	0.915**	0.691**	0.973**	0.920**	0.646	-0.657*	0.810*	0.825**
Pb		1	0.785**	0.732**	0.692	0.655	0.712**	-0.278	0.924*	0.583
Zn			1	0.717**	0.882**	0.815**	0.721**	-0.396	0.784*	0.839**
Cr				1	0.563	0.544	0.528	-0.205	0.606	0.327
Cd					1	0.941**	0.677	-0.711**	0.759*	0.905**
Hg						1	0.666	-0.687*	0.689	0.826**
As							1	-0.248	0.703	0.607
Fe								1	-0.426	-0.546
TOC									1	0.629**
$< 63\mu\text{m}$ 沉积物 质量百分比										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.

2.2 沉积物中 PAHs 分布及来源

厦门湾不同站位表层沉积物中 PAHs 的含量见表 2. 从表 2 可以看出, 研究区 PAHs 总量的平均值为 $670\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 变化范围为 $203.98-1590.47\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 从区域分布看, PAHs 较高的站位主要集中在筓筓湖、厦门西港, 其中以筓筓湖为最高, 其次是马銮湾附近. 值得注意的是外海海区的污染水平较内海湾近岸低, PAHs 最低的站位 S5 位于东海域. 污水处理厂等市政设施排放的废水以及城市交通可能是造成筓筓湖 PAHs 高含量主要原因, 2003 年后马銮湾 (S8) 附近海域的水产养殖活动受到限制, 但早期的污染物残留仍造成该区域表层沉积物中较高浓度的 PAHs. PAHs 的空间分布除了受沿岸排污等人类活动影响外, 与厦门湾特殊的水动力条件也密切相关. 厦门湾由于其特殊的地理环境, 陆海作用非常强烈. 一般在筓筓湖, 九龙江口及马銮湾潮滩以淤涨环境为主, 沉积物质地较细, 有机质含量较高, 有利于 PAHs 在潮滩沉积物中的累积. 而在厦门岛外海域 (S5) 总体以冲刷环境为主, 海水交换条件较好, 底质呈沙质, 因而 PAHs 含量相对较低. 对 TOC 含量和 PAHs 含量作回归分析, 结果表明, 在厦门湾沉积物中, 二者间存在较好的线性关系, 相关系数为 0.67 (图 1). 这说明沉积物中的有机物质在控制区域 PAHs 的归宿上起着一定的作用.

总体来说, 厦门湾表层沉积物中 PAHs 的含量远低于 ERL 值 ($4000\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 但个别组分如苯并 [b] 荧蒽、苯并 [k] 荧蒽、苯并 [ghi] 芘则存在潜在的生态风险. 另外, 同 1998 年袁东星等^[13] 在厦门湾的研究结果相比, 厦门湾沉积物 PAHs 平均含量水平显著降低, 但空间分布有所变化, 九龙江口 (S3) 海域沉积物 PAHs 较 1998 年 ($425\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 略有升高, 而其它站位 PAHs 含量水平均低于 1998 年含量水平.

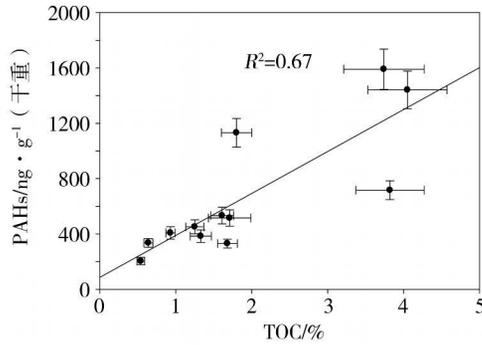


图 1 厦门湾表层沉积物中 PAHs 与 TOC 的关系

Fig 1 Correlation of PAHs and TOC in the surface sediments from Xiamen bay

目前广泛应用的判别 PAHs 来源的指示物有用来作为分子标志物指数的有菲 (Phe) 蒎 (Ant) 比值和芘 (Pyr) / 苯并 (a) 芘 (BaP) 比值. 菲 蒎 比值高 (> 10) 表明 PAHs 来源于石油污染, 菲 蒎 比值低 (< 10) 表明 PAHs 来源于燃烧; 芘 苯并 (a) 芘 是用以区分汽油燃烧 (尾气) 与燃煤污染源的重要参数之一: 通常认为该比值小于 1 可归结为燃煤排放, 比值介于 1—6 属于尾气排放^[14, 15]. 分别选用 Phe/Ant Pyr/BaP 为纵坐标和横坐标得到厦门湾沉积物 PAHs 来源诊断图 (图 2), 图中显示许多地点都表现出生物化石燃烧与原油混合污染来源特征, 靠近嵩岳电厂 (S1, S2, S3) 表现出原油及燃煤燃烧的混合污染来源特征. S4, S5, S6, S8, S9, S10 等站位则表现出原油和汽油、柴油尾气混合污染来源特征. 而筲筴湖的 S11, S12 两个站位, 其 PAHs 污染可能来自城市居民生活燃气或城市交通尾气. 总体来看, 厦门湾沉积物 PAHs 在大多数站位表现为石油或油料燃烧来源, 这一现象也反映了厦门湾地区城市能源结构的变化, 来源于油料燃烧的污染逐渐替代煤燃烧的污染. 另外厦门湾海域 PAHs 的来源除原油及油料燃烧外, 还与大气沉降与市政污水输入密切相关, 此外, 九龙江口的嵩岳燃煤电厂排放 PAHs 污染物对局部海域 PAHs 含量的影响不容忽视.

2.3 沉积物中重金属与 PAHs 的关系

重金属的存在通常不会影响有机污染物 (特别是分子形态存在的有机物) 在沉积物上的吸附, 而极性有机污染物可以通过静电作用以及在沉积物中的粘土矿物上形成氢键等方式被吸附在沉积物表面, 从而与重金属发生竞争吸附, 因此它们在环境中的同时出现势必导致其吸附过程的相互制约^[16]. 通过厦门湾沉积物中 PAHs 与重金属元素之间的聚类分析可看出 (图 3), 沉积物中的重金属 Zn 与 3—6 环 PAHs 之间相互关系最明显, 而 Cu, Pb, Cr, Cd, Hg 和 As 等与二环 PAHs 相互影响作用较大.

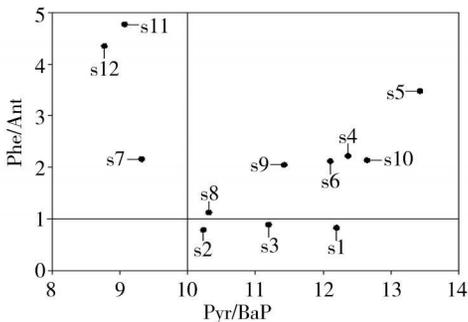


图 2 厦门湾表层沉积物中 PAHs 异构体特征比值

Fig 2 Phenanthrene/Anthracene and Pyrene/Benzo (a) pyrene in the surface sediments of the sampling stations from Xiamen bay

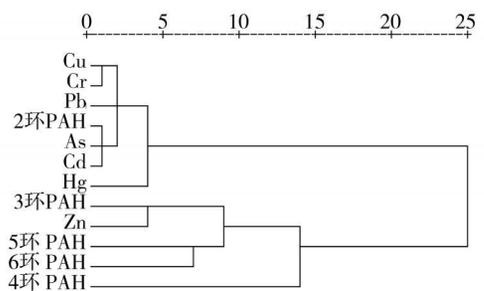


图 3 沉积物中 PAHs 和重金属元素聚类分析谱系图

Fig 3 Cluster analysis dendrogram for PAHs and heavy metals in sediments from Xiamen bay

沉积物中重金属与低环 PAHs 相互作用除了竞争吸附外, 重金属对低环 PAHs 含量的影响也可能是通过作用于沉积物中微生物引起的. 在土壤环境中, 同样存在类似现象, 有关研究表明在重金属和

PAHs复合污染土壤中, 重金属对土壤微生物具有强烈的毒害作用, 这导致微生物活性和数量下降, 从而抑制了微生物对 PAHs, 尤其是对低分子量的 PAHs的降解影响更大^[17]. 采用 SPSS 软件进行 PAHs与重金属含量相关性分析发现, Zn与三环的多环芳烃矩相关系数为 0.892($P < 0.01$), Cd和 As与二环的多环芳烃矩相关系数分别为 0.818($P < 0.01$)和 0.807($P < 0.01$).

2.4 沉积物中重金属与 PAHs的生态风险评价

本文采用 mERM-Q 法评价了 12 个调查站位沉积物重金属和多环芳烃的综合生态风险. 如表 4 所示, 除东海域 S5 站位的 mERM-Q 低于 0.1 外, 其余所有站点的 mERM-Q 均介于 0.1—0.5 之间, 而最高值出现在筲筍湖. 从评价结果来看, 尽管厦门湾各站点表层沉积物 PAHs 具有生态风险的可能性很小 ($ERM-Q < 0.1$), 但由于重金属具有较强的潜在生态风险, 从而造成厦门湾大多数站位的沉积物具有中低度生态风险, 特别是筲筍湖表层沉积物可能对底栖生物存在较高的生态风险 (mERM-Q 值接近 0.5).

表 4 厦门湾各站位重金属与 PAHs 的 ERM-Q 和 mERM-Q

Table 4 The toxicity quotient (concentration/ERM), for seven heavy metals and PAHs in the surficial sediments of Xiamen bay, together with ERM-Q

sample	Cu	Pb	Zn	Cr	Cd	Hg	As	PAHs	mERM-Q
S1	0.09	0.20	0.35	0.08	0.13	0.02	0.10	0.01	0.12
S2	0.09	0.25	0.32	0.08	0.15	0.03	0.27	0.01	0.15
S3	0.12	0.19	0.43	0.08	0.35	0.03	0.24	0.01	0.18
S4	0.09	0.22	0.29	0.07	0.11	0.02	0.02	0.01	0.10
S5	0.06	0.13	0.16	0.05	0.04	0.00	0.01	0	0.06
S6	0.07	0.19	0.18	0.05	0.05	0.00	0.10	0.01	0.08
S7	0.14	0.22	0.34	0.08	0.13	0.02	0.04	0.01	0.12
S8	0.18	0.27	0.39	0.19	0.19	0.04	0.17	0.03	0.18
S9	0.08	0.22	0.18	0.06	0.07	0.03	0.14	0.01	0.10
S10	0.13	0.31	0.38	0.10	0.17	0.03	0.19	0.02	0.17
S11	0.38	0.32	0.65	0.14	1.59	0.32	0.32	0.04	0.47
S12	0.32	0.33	0.57	0.13	1.28	0.14	0.24	0.03	0.38

3 结论

厦门湾海域表层沉积物 Cu、Pb 和 As 平均含量均介于 ERL 和 ERM 之间, 这 3 种重金属具有潜在的生物负面效应, 影响了底质环境, 对这 3 种重金属应引起重视. 而 Zn、Cr、Hg 和 Cd 平均含量则低于效应浓度低值, 说明这 4 种重金属对底质环境影响较轻微. 重金属元素间有较强的相关性, 反映了相似的陆源来源或相似的沉积物输送和积聚机理. 厦门湾沉积物 PAHs 大多为石油或油料燃烧来源, PAHs 的总量远低于 ERL 值 ($4000 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 但个别组分如苯并 [b] 荧蒽, 苯并 [k] 荧蒽, 苯并 [gh] 芘则存在潜在的生态风险, 并且发现二环 PAHs 与重金属可能具有较强交互作用. 沉积物 mERM-Q 评价结果表明, 筲筍湖表层沉积物可能对海洋底栖生物存在较强的生物毒性风险.

参 考 文 献

- [1] Campanella L, Orazio D, Petronio B. Proposal for a Metal Speciation Study in Sediments [J]. *Analytica Chimica Acta*, 1995, **309**: 387—393
- [2] McCready S, Birch G, Long E. Metallic and Organic Contaminants in Sediments of Sydney Harbour, Australia and Vicinity—A Chemical Dataset for Evaluating Sediment Quality Guidelines [J]. *Environment International*, 2006, **32**: 455—465
- [3] Mai B, Fu J, Sheng G et al. Chlorinated and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Riverine and Estuarine Sediments from Pearl River Delta, China [J]. *Environmental Pollution*, 2002, **117**: 457—474
- [4] Long E, MacDonald D, Smith S et al. Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments [J]. *Environmental Management*, 1995, **19**: 81—97
- [5] Ingersoll C, MacDonald D, Wang N et al. Predictions of Sediment Toxicity Using Consensus-Based Freshwater Sediment Quality

- Guidelines [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2001, **41**: 8—21
- [6] Long E, MacDonald D, Smith S et al., Incidence of Adverse Biological Effects with in Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments [J]. *Environmental Management* 1995, **19**: 81—97
- [7] MacDonald D, Carr R, Calder F et al., Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Waters [J]. *Ecotoxicology*, 1996, **5**: 253—278
- [8] Idris A, Eltayeb M, Pogietter-Vermaak S et al., Assessment of Heavy Metals Pollution in Sudanese Harbours Along the Red Sea Coast [J]. *Microchemical Journal*, 2007, **87**: 104—112
- [9] 刘恩峰, 沈吉, 杨丽原等, 南四湖及主要入湖河流表层沉积物重金属形态组成及污染研究 [J]. *环境科学*, 2007, **28** (6): 1377—1383
- [10] 朱伟, 边博, 阮爱东, 镇江城市道路沉积物中重金属污染的来源分析 [J]. *环境科学*, 2008, **28** (7): 1585—1589
- [11] 吴光红, 朱兆洲, 刘二保等, 天津城市排污河道沉积物中重金属含量及分布特征 [J]. *环境科学*, 2008, **29** (2): 413—420
- [12] Chatterjee M, Silva Filho E, Sarkar S et al., Distribution and Possible Source of Trace Elements in the Sediment Cores of a Tropical Macrotidal Estuary and their Ecotoxicological Significance [J]. *Environment International* 2007, **33**: 346—356
- [13] 袁东星, 钱耀荣, 厦门西港及闽江口表层沉积物中多环芳烃和有机氯污染物的含量及分布 [J]. *环境科学学报*, 2001, **21** (1): 107—112
- [14] Siere M, Maty J, Salita A, Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons in the Mediterranean Aerosol [J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1987, **29** (1): 73—94
- [15] Zeng E, Khan A, Tran K, Organic Pollutants in the Coastal Environment of San Diego, California: Source Identification and Assessment by Compositional Indices of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, **16**: 179—188
- [16] Fabrega J, Jafvert C, Li H et al., Modeling Short-Term Soil Water Distribution of Aromatic Amines [J]. *Environmental Science and Technology*, 1998, **32**: 2788—2794
- [17] Kordybach B, Smreczak B, Habitat Function of Agricultural Soils as Affected by Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Contamination [J]. *Environment International*, 2003, **28** (8): 719—728

POLLUTION CHARACTERISTICS AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF HEAVY METALS AND POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHs) IN SEDIMENT FROM XIAMEN BAY

LI Qing-zhao^{1, 2} LI Guo-xin^{1, 2} LUO Zhuan-xi¹ ZHANG Xian¹ YAN Chang-zhou¹

(1) Key Lab of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China

(2) Graduate University, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

ABSTRACT

Heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are often present together in sediment environment and their combined pollution has become one of the important directions of environmental sciences. Bottom surface sediments from 12 stations with in Xiamen bay were analyzed for Cu, Zn, Pb, Zn, Cr, Cd and 16 priority PAHs. The results indicated that As, Pb and Cu were grouped between the effects range-low (ERL) and effects range-median (ERM), and Zn, Cr, Cd, Hg were grouped below ERL at most sites. Total PAH levels were far below ERL of $4000 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, and both petrogenic and pyrogenic inputs were significant to the observed PAH levels. The results that have shown a good correlation between heavy metals and low-ring PAHs indicated that they have similar chemical behaviours in the environment. By applying of mean Effects Range Median quotients (mERM-Q), it was found that the Yundang Lagoon with mERM-Q value close to 0.5 would be expected to have the greatest potential toxic risk in amphipod with in Xiamen bay and its adjacent areas.

Keywords heavy metal, PAHs, sediment, ecological risk assessment, Xiamen bay.