

长江口滨岸水和沉积物中多环芳烃分布特征与生态风险评价

欧冬妮¹, 刘敏^{1*}, 许世远¹, 程书波¹, 侯立军², 王丽丽¹

(1. 华东师范大学资源与环境科学学院, 教育部地理信息科学重点实验室, 上海 200062; 2. 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062)

摘要:通过测定长江口滨岸 9 个典型采样点上覆水与表层沉积物样品中的多环芳烃(PAHs)污染水平, 分析其组成、时空分布特征及其影响因素, 并进行了生态风险评价. 结果显示, 枯季上覆水中 PAHs 浓度高于洪季, 平均浓度分别为 1 988 ng/L 和 1 727 ng/L; 表层沉积物中的 PAHs 也为枯季高于洪季, 平均浓度分别为 1 154 ng/g 和 605 ng/g; Phe 是水和沉积物中 PAH 的主要成分. 温度是控制上覆水中 PAHs 季节性差异的主要因素, 而有机碳(OC)与碳黑(SC)则控制着沉积物中 PAHs 的富集; 长江口滨岸复杂的水动力条件与各种人类活动产生的污染物输入影响了 PAHs 的空间分布, 在一定程度上也导致了河口滨岸 PAHs 来源的复杂性. 生态风险评价结果显示, 长江口滨岸水-沉积物间的 PAHs 在一定程度上可能对该区生物造成潜在不利影响. 其中, 上覆水中个别 PAH 化合物的浓度水平已达到欧美等国生态毒理评价标准或超过了美国 EPA 水质标准, BaP 浓度超过了我国地表水环境质量标准的规定浓度; 表层沉积物中部分 PAH 化合物的含量超过了 ER-L 值和 ISQV-L 值.

关键词:多环芳烃; 水和沉积物; 分布特征; 生态风险评价; 长江口滨岸

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)10-3043-07

Distribution and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Overlying Waters and Surface Sediments from the Yangtze Estuarine and Coastal Areas

OU Dong-ni¹, LIU Min¹, XU Shi-yuan¹, CHENG Shu-bo¹, HOU Li-jun², WANG Li-li¹

(1. Key Laboratory of Geographic Information Science of the Ministry of Education, School of Resources and Environment Science, East China Normal University, Shanghai 200062, China; 2. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China)

Abstract: Polluted levels, temporal and spatial distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were studied in overlying water and surface sediments from nine typical sampling sites in the Yangtze estuarine and coastal areas. The results showed that PAHs concentrations in overlying waters and surface sediments in dry season (1 988 ng/L and 1 154 ng/g) were both higher than those in flood season (1 727 ng/L and 605 ng/g). And phenanthrene (Phe) was dominant among PAH compounds. Temperature was the most important factor that controlled PAHs seasonal variation in overlying waters, while organic carbon and soot carbon influenced PAHs accumulation in surface sediments. Complicated hydrodynamic conditions and pollutant inputs caused by various anthropogenic activities not only affected on PAHs spatial distribution, but also led to complicated sources in the Yangtze estuarine and coastal areas. Ecological risk assessment indicated that PAHs in water-sediment system from the Yangtze estuarine and coastal areas might potentially damage the Yangtze estuary ecosystem to some extent. Some of PAH compounds in overlying waters had exceeded the ecotoxicological assessment standard or EPA National Recommended Water Quality Criteria; and BaP also exceeded the normal concentration of Chinese Environmental Quality Standards for surface water. Some of PAH compounds in surface sediments had exceeded the effects range low (ER-L) levels and ISQV-L values.

Key words: PAHs; overlying water and surface sediments; distribution; ecological risk assessment; the Yangtze Estuarine and coastal areas

多环芳烃(PAHs)是一类广泛存在的环境污染物, 也是最早被发现和研究的化学致癌物质. PAHs 主要通过污水排放、城市径流、大气迁移及农业径流等途径进入滨岸环境. 由于具有低溶解性和疏水性, PAHs 会被强烈分配到非水相中, 特别是有机相中, 并吸附于颗粒物上, 最终沉降进入沉积物^[1,2]. 许多研究都已发现, 滨岸沉积物是 PAHs 的主要“汇”^[3,4]. 长江口为我国三大河口之一, 近年来随着

长江流域经济的快速发展, 长江口及其滨岸地区面临着前所未有的环境压力和威胁^[5], 主要原因是干流沿岸城市和上海市工业废水、生活污水未经处理

收稿日期: 2008-11-14; 修订日期: 2009-01-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(40801201, 40730526); 上海市博士后科学基金项目(07R214120); 中国博士后科学基金项目(20080440605)

作者简介: 欧冬妮(1979~), 女, 博士, 主要研究方向为河口生物地球化学, E-mail: odn79@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: mliu@geo.ecnu.edu.cn

或处理未达标就排入水体,以及水土流失和农业面源污染的作用,导致河口及滨岸地区生态环境的可持续发展受到严重影响.其中,PAHs在长江口环境中的富集趋势和对长江口生态系统产生的潜在危害日益严重,已成为当今长江口区域生态环境问题中亟待解决的前沿课题^[6,7].基于此,本研究分析了长江口滨岸水与沉积物中PAHs的浓度水平、组成与时空分布特征,探讨了影响滨岸水环境中PAHs分布的主要因子,并进行了生态风险评价,以期对长江口滨岸复杂环境下持久性有机污染物的综合治理提供理论基础和科学依据.

1 材料与方法

1.1 样品采集与制备

根据长江口滨岸自然环境特征和受人文活动影响的差异,选择浏河口(LHK)、石洞口(SDK)、吴淞口(WSK)、白龙港(BLG)、朝阳农场(CY)、东海农场(DH)、芦潮港(LC)、奉新(FX)和金山(JS)等9个典型采样站位,如图1所示.分别于2006年2月(枯季)和8月(洪季),在上述各采样站位底部沉积物50 cm以上取水样10 L,装于干净棕色玻璃容器运回实验室,立即抽真空过玻璃纤维滤膜(Whatman GF/C,孔径0.7 μm)获取上覆水样品.表层沉积物用预先洗净的不锈钢小铲采集,分装于干净棕色瓶中,运回实验室后立即冷冻干燥,过200目筛,低温保存(-20°C)以备分析.

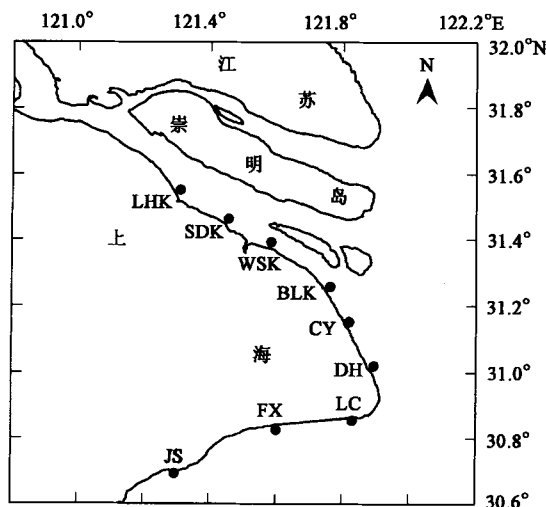


图1 长江口滨岸采样站位分布

Fig.1 Sampling locations in the Yangtze Estuarine and coastal areas

1.2 样品前处理

上覆水样品过XAD-2和XAD-4混合树脂柱(体

积比为1:1)吸附有机质,流速控制在10 mL/min左右.之后,注入回收率指示物标样(萘- d_8 、二氢萘- d_{10} 、菲- d_{10} 、蒽- d_{12} 、芘- d_{12}),并用50 mL甲醇和二氯甲烷混合溶剂(体积比为1:1)淋洗吸附柱.收集淋洗液,余下的XAD混合树脂用50 mL甲醇溶液超声抽提3次,每次30 min.抽提液与淋洗液合并,加入等量饱和NaCl溶液,用50 mL二氯甲烷反萃取3次.混合3次萃取液并旋转蒸发至200 mL左右,用10 mL水洗去残留甲醇,经无水硫酸钠去除水分、浓缩、溶剂替换后,过硅胶氧化铝层析柱(体积比为2:1)除杂质,取第二次淋洗液浓缩定容至2 mL^[8].

称取表层沉积物样品20 g,干净滤纸包样,加入铜粉和回收率指示物标样(萘- d_8 、二氢萘- d_{10} 、菲- d_{10} 、蒽- d_{12} 、芘- d_{12}),用丙酮和二氯甲烷混合溶剂(体积比为1:1)100 mL在索氏提取器中连续回流抽提48 h.索氏提取液经浓缩、溶剂替换后,过硅胶氧化铝层析柱(体积比为2:1)除杂质,取第二次淋洗液浓缩定容至2 mL.

1.3 PAH化合物分析

PAH化合物用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS, Finnigan TRACE DSQ)测定.色谱柱:CP SIL CB-8-MS毛细管熔离硅胶柱(30 m $\times$ 0.25 mm $\times$ 0.25 μm , Varian);升温程序:柱初温 80°C ,保持2 min,以 $6^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 程序升温至 290°C ,保持20 min;载气:高纯He,流速1 mL/min;注射器温度 290°C ,界面温度 280°C ;无分流进样;离子源为电子轰击源(EI);70 eV, 270°C ;扫描模式:SIM;扫描范围(m/z):50 ~ 350 u, 1.5 scan/s. 16种PAH目标化合物为:Na(萘),Acy(蒽),Ace(二氢萘),Fluo(芴),Phe(菲),An(蒎),Fl(荧蒎),Py(苊),BaA(苯并[a]蒎),Chry(蒽),BbF(苯并[b]荧蒎),BkF(苯并[k]荧蒎),BaP(苯并[a]苊),InP(茚并[1,2,3-cd]苊),DahA(二苯并[a,h]蒎),BghiP(苯并[g,h,i]苊).

整个分析过程按方法空白、加标空白、基质加标、基质加标平行样、样品平行样进行质量保证和质量控制,并用回收率指示物监测样品制备和基质影响.本研究上覆水样品中回收率指示物的回收率分别为:二氢萘- d_{10} 72% ~ 84%,菲- d_{10} 87% ~ 97%,蒽- d_{12} 89% ~ 103%,芘- d_{12} 86% ~ 99%;表层沉积物样品中回收率指示物的回收率分别为:萘- d_8 46% ~ 65%,二氢萘- d_{10} 84% ~ 86%,菲- d_{10} 80% ~ 108%,蒽- d_{12} 88% ~ 92%,芘- d_{12} 89% ~ 99%.

1.4 物化参数分析

1 L 水样过玻璃纤维滤膜(Whatman GF/C, 孔径 $0.7\ \mu\text{m}$), 滤膜在 105°C 下烘至恒重, 利用干湿重之差计算得悬浮颗粒物浓度(TSS); 盐度用 YSI 6920 型多参数水质监测仪在野外现场获取; 沉积物粒度用 LS13 320 激光粒度仪测定; 有机碳(organic carbon, OC)与碳黑(soot carbon, SC)按设定步骤预处理后^[9]用元素分析仪(Elementar Vario EL3, Germany)测定.

2 结果与讨论

2.1 上覆水 PAHs 时空分布特征

图 2 为长江口滨岸上覆水中 PAHs 时空分布特征. 可以看出, 整个长江口滨岸 PAHs 浓度枯季略高

于洪季, 分别为 $1\ 988\ \text{ng/L}$ 和 $1\ 727\ \text{ng/L}$. LHK 至 WSK 岸段的低盐度区(平均盐度枯季 0.3‰ , 洪季 0‰), PAHs 总量表现为枯季略低于洪季, 而从 BLG 至 DH 岸段的咸淡水过渡区(平均盐度枯季 4.7‰ , 洪季 7.8‰)与 LC 至 JS 岸段的高盐度区(平均盐度枯季 15.2‰ , 洪季 13.3‰), PAHs 总量则表现为枯季高于洪季. 枯、洪两季 PAHs 总量的最高值均在 BLG, 分别为 $6\ 273\ \text{ng/L}$ 和 $5\ 027\ \text{ng/L}$, 最低值在 JS, 其浓度分别为 $972\ \text{ng/L}$ 和 $478\ \text{ng/L}$. BLG 采样点较高的 PAHs 浓度一方面与附近船只漏油以及排放底舱水有关, 另一方面则可能是因为岸边水流一般浅而缓, 稀释能力较弱, 在此形成了污染带^[10].

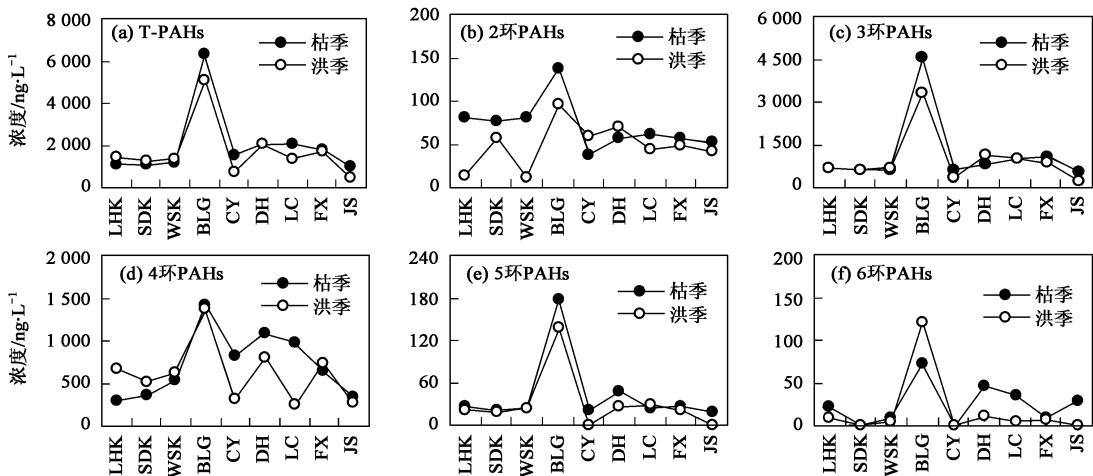


图 2 长江口滨岸上覆水 PAHs 时空分布特征
Fig.2 Temporal and spatial variation of PAHs in overlying waters from the Yangtze Estuary

组成特征的季节性差异不明显(图 3), 枯季含量略高于洪季, 其中, 16 种 PAH 化合物主要以低分子量 PAHs 为主, Phe 是最重要的组分, 占 PAHs 总量的 24.04% (质量分数), 这主要与其较高的溶解度有关. 受沿岸径流输入的影响, 16 种 PAH 化合物浓度存在明显的沿程波动现象: 2 环 PAHs, 只在 CY 和 DH 表现为枯季 $<$ 洪季, 其他各点均为枯季 $>$ 洪季; 3 环 PAHs, 除 DH 点, 其他各点均表现为枯季 $>$ 洪季; 4 环 PAHs, LHK、SDK、WSK 和 FX 点枯季低于洪季, 其余各点也则表现为枯季较高; 5 环 PAHs, 除 LC 点, 其他各点也都表现为枯季 $>$ 洪季; 6 环 PAHs, 只在 BLG 点出现洪季高于枯季的现象.

Fernandes 等^[11]对 Seine 河及其河口上覆水中 PAHs 的研究发现, 溶解态 PAHs 不但与盐度存在较大关系, 而且与悬浮颗粒物含量也有较好的相关性. 盐度增加, 盐析效应增强, 溶解度降低; 悬浮颗粒物

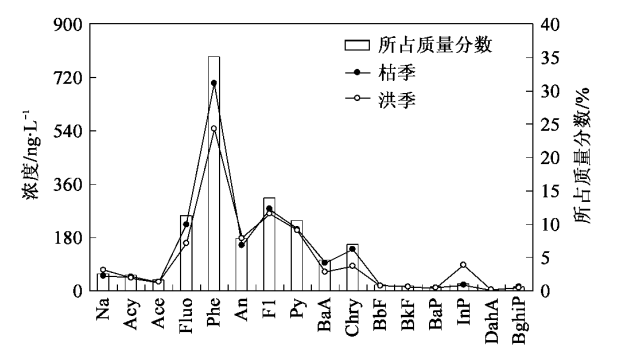


图 3 长江口滨岸上覆水 PAH 化合物季节变化特征
Fig.3 Seasonal variation of PAH compounds in overlying waters from the Yangtze Estuary

增加, 导致胶体形态的溶解有机质增加, 从而使溶解态 PAHs 浓度增加. 然而在本研究中, 尽管滨岸上覆水中 PAHs 总量的沿程变化与盐度的沿程变化趋势一致, 但是相关性分析并未显示出盐度与 PAHs 总

量之间存在显著的相关关系($r^2 = 0.12$, $p > 0.1$).而对悬浮颗粒物浓度来说,它对 PAHs 分布趋势的影响也不显著($r^2 = 0.00$, $p > 0.1$),这可能与长江口滨岸水动力条件复杂以及沿岸各类污染源大量输入 PAHs 污染物有关.

2.2 表层沉积物中 PAHs 时空分布特征

枯季,PAHs 总量在 737 ~ 1 812 ng/g 之间,平均为 1 154 ng/g,最高含量和最低含量分别在 SDK 和 JS,另外,在 CY 采样点也出现了峰值;洪季,PAHs 总量在 235 ~ 1 516 ng/g 之间,平均为 605 ng/g;最高含量

和最低含量同样分布在 SDK 和 JS.按化合物组成特征来看,2、5、6 环 PAHs 的沿程波动明显(图 4).从图 5 可以看出,16 种 PAH 化合物的季节变化特征与上覆水 PAH 化合物的变化特征相似,均为枯季 > 洪季($p < 0.05$),这可能与洪季径流输入,带来相对干净的水和颗粒物对污染物具有较强的稀释作用有关.16 种 PAH 化合物主要以 3 ~ 4 环为主,其中,3 环 PAHs(Acy、Ace、Fluo、Phe、An)所占比例最多,4 环 PAHs(Fl、Py、BaA、Chy)次之,5 环 PAHs(BbF、BkF、BaP、DahP)和 6 环 PAHs(InP、BghiP)PAHs 相对较少,

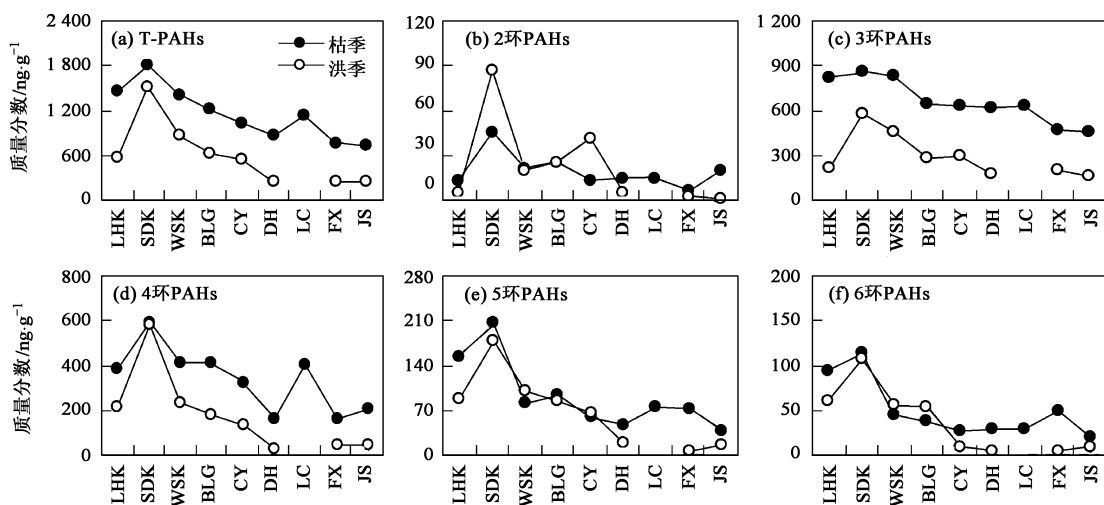


图 4 长江口滨岸表层沉积物 PAHs 时空分布特征

Fig.4 Seasonal variation of PAHs in surface sediments from the Yangtze Estuary

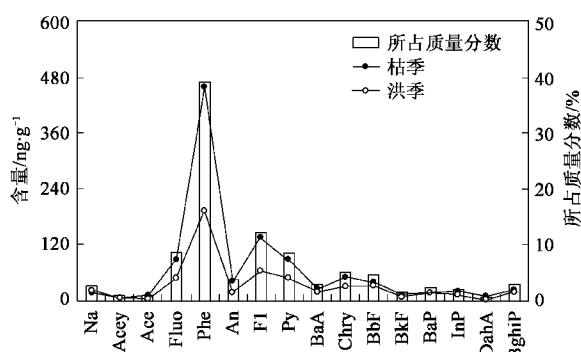


图 5 长江口滨岸表层沉积物 PAH 化合物季节变化特征

Fig.5 Seasonal variation of PAH compounds in surface sediments from the Yangtze Estuarine and coastal areas

2 环 Na 最少.

在长江口滨岸带,目前有上海西区石洞口污水处理厂、吴淞排污口以及长江和黄浦江等污染物输入源^[12].从上述 PAHs 的空间分布看,明显表现出临近排污口的采样点表层沉积物 PAHs 含量较高,如

WSK、SDK 采样点;LHK 采样点受其附近陆源输入量及排污口污染物排放量的影响,也表现出较高的 PAHs 富集.另外,LC 采样点的 PAHs 峰值,一方面与南汇边滩东南段的高速淤积使 PAHs 降解能力变弱有关^[6],另一方面可能与采样点附近频繁的船舶运输及发达的捕鱼业有关.

沉积物是疏水性毒害有机污染物的主要蓄积场所,它是由一些化学成分和结构形态高度不均匀的物质(不同吸附质)组成,沉积物颗粒的大小、形态、结构及化学组成对污染物的吸附能力有重要影响,它们与有机污染物之间相互作用力的大小是决定污染物稳定(钝化)和迁移(活化)能力及生物有效性的重要因素^[13].因此,在很多研究区域都已发现沉积物粒度与组成特征对 PAHs 分布的控制^[14,15].然而,在本研究区内,沉积物颗粒组成与 PAHs 质量分数之间呈散点分布,基本不存在相关关系($r^2 = 0.06$, $p > 0.1$).还有研究发现,沉积物中的 OC 及不完全燃烧产物 SC 是影响 PAHs 的重要因素^[16,17].在本研

究中,长江口滨岸表层沉积物 PAHs 与 OC、SC 之间均存在较好的相关关系(图 6;与 OC 的相关关系:枯季, $R^2 = 0.26$, $p < 0.0001$; 洪季, $R^2 = 0.95$, $p < 0.0001$;与 SC 的相关关系:枯季, $R^2 = 0.30$, $p < 0.0001$; 洪季, $R^2 = 0.87$, $p < 0.0001$). 这在一定程度上说明了不完全燃烧排放对滨岸表层沉积物 PAHs 的贡献,也暗示了大气迁移对长江口滨岸

PAHs 分布的重要作用,与已有的源解析结果一致^[12]. 然而,相关关系的季节差异也说明 PAHs 在沉积物中的富集并不完全受 OC 和 SC 的控制,还与长江口滨岸特殊的区域自然环境条件(河口区复杂的水动力条件)及人类活动方式(滨岸城市化、工业化过程)造成 PAHs 的复杂来源有关.

2.3 滨岸水-沉积物间 PAHs 生态风险评价

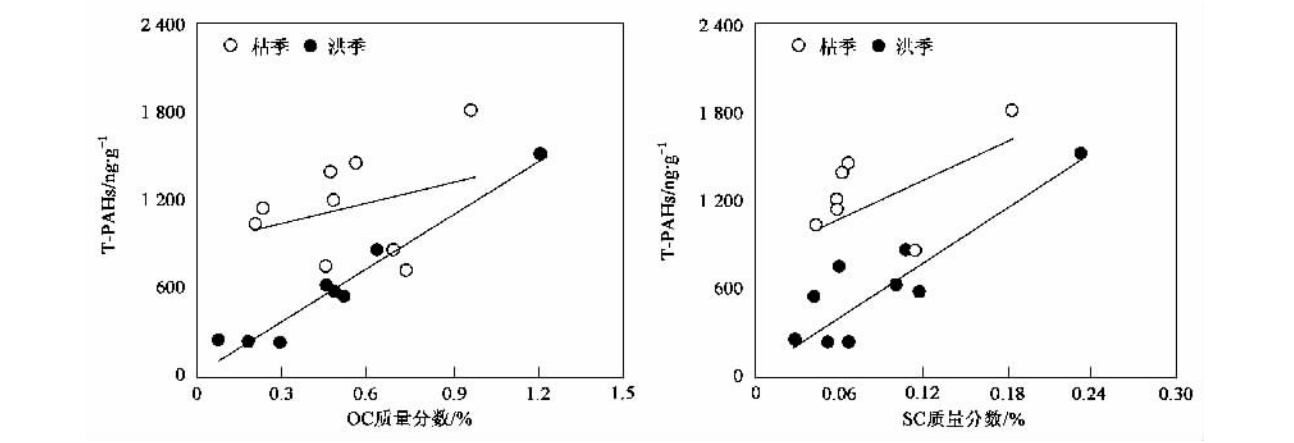


图 6 长江口滨岸表层沉积物 PAHs 与有机碳、碳黑的相关关系
Fig.6 Correlation of PAHs and organic carbon, soot carbon in surface sediment from the Yangtze Estuary

与国内及世界其它滨岸河口的研究数据比较发现(图 7),长江口滨岸上覆水中 PAHs 的污染水平明显高于爱琴海^[18]、波罗的海^[18]、Danube 河口^[18]、Seine 河口^[9]、北希腊海^[19]、切萨皮克湾^[9]及我国厦门港^[20],与珠江、澳门港^[8,21]及杭州河^[22]相近,而低于大亚湾^[23]、闽江口^[24]. 水环境中的 PAHs 可富集于生物体中,影响食用者的身体健康.各国及一些国际

生物学组织因此制定了评价水生生物暴露于水体的安全食用标准^[25,26]. 表 1 为研究区上覆水中 PAH 化合物浓度水平与各国评价标准的比较,可发现个别 PAH 化合物浓度已达到生态毒理评价标准或超过了美国 EPA 水质标准.我国地表水环境质量标准^[27]规定强致癌物质 BaP 浓度不得高于0.002 8 $\mu\text{g/L}$,而本研究调查的 BaP 浓度已超过了这一标准.

表 1 水生生物暴露于水体的安全食用标准/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$									
Table 1 Safety guidelines of hydrophytic organisms exposure to PAHs as proposed by international biology organization/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$									
PAHs	国家地表水环境 质量标准 (GB 3838-2002)	EPA 推荐水质标准 (EPA-822-F-03-012)		爱尔兰 最大允 许浓度	加拿大 水质量 评价标准	丹麦水 质量评 价标准	奥斯罗和巴黎 委员会生态毒 理评价标准	本研究	
		水 + 生物	生物					枯季	洪季
Na					11.0	1.0	1.0 ~ 10.0	0.071	0.049
Acy								0.042	0.047
Ace		670	990					0.031	0.031
Fluo		1 100	5 300					0.161	0.224
Phe				2.0	0.8			0.545	0.699
An		8 300	40 000		0.12	0.01	0.005 ~ 0.05	0.172	0.155
Fl		130	140	0.5			0.005 ~ 0.5	0.262	0.275
Py		830	4 000					0.203	0.208
BaA		0.003 8	0.018	0.2				0.063	0.092
Chry		0.003 8	0.018					0.084	0.139
BbF		0.003 8	0.018					0.015	0.018
BkF		0.003 8	0.018	0.1				0.013	0.015
BaP	0.002 8	0.003 8	0.018	0.1	0.008		0.01 ~ 0.1	0.011	0.010
InP		0.003 8	0.018					0.087	0.022
DahA		0.003 8	0.018					0.002	0.001
BghiP				0.02				0.011	0.013

与国外研究区相比(图 8),长江口滨岸表层沉积物 PAHs 含量低于一些高度工业化河口滨岸地区,如美国的 San Francisco 湾^[28]、西波罗的海^[29],但高于切萨匹克海湾^[30];与国内港口如厦门港^[31]、珠江^[32]及香港维多利亚港^[31]等相比,PAHs 含量也较低.此外,长江口滨岸表层沉积物的 PAHs 高于长江河道段沉积物^[33,34](图 8),这说明河口沉积物不仅接纳了来自长江径流的污染物,而且还汇集了河口滨岸污水、船舶油溢等多来源污染物.

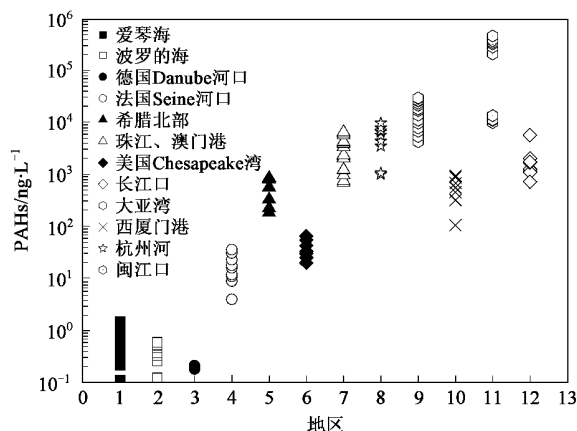


图 7 研究区与其它地区上覆水 PAHs 浓度比较

Fig.7 Comparison of concentrations for PAH compounds from the study area and other areas

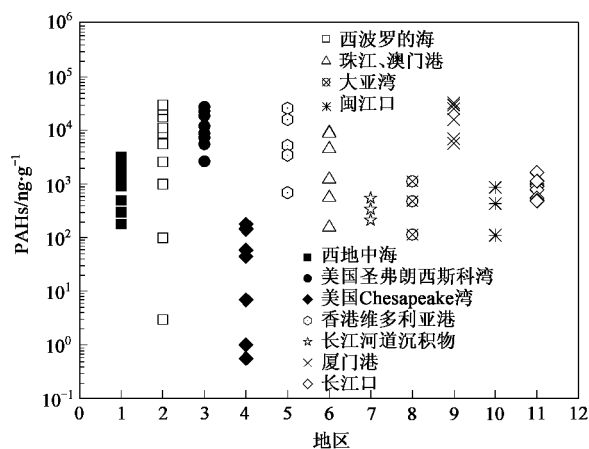


图 8 研究区与其它地区表层沉积物 PAHs 含量比较

Fig.8 Comparison of concentrations for sedimentary PAH compounds from study area and other areas

由于 PAHs 对人体和生物具有毒害性,对沉积物 PAHs 的风险评价研究在很多国家先后开展,欧美等发达国家先后制定了一系列沉积物 PAHs 风险评价标准,Long 等^[35]和 Chapman 等^[36]分别基于不同 PAHs 浓度对生物影响试验的研究,确定了 2 个数值

作为风险评价的基础,即风险评价低值(ER-L 或 ISQV-L)和风险评价高值(ER-M 或 ISQV-H).在长江口滨岸表层沉积物中,Fluo、Phe 均超过了 ER-L 值(Fluo: 19 ng/g, Phe: 240 ng/g)和 ISQV-L 值(Fluo: 19 ng/g, Phe: 240 ng/g),此外,对 BbF 和 BkF 这 2 类没有最低安全值的 PAH 化合物来说,只要环境中存在就会对生物产生不利影响^[36],这些信息都表明长江口表层沉积物中的 PAHs 已具有不利的生物影响效应,有必要加强对 PAHs 的监测与管理.

3 结论

(1)长江口滨岸上覆水中的 PAHs 浓度枯季高于洪季,两季总量的最高值均在 BLG, Phe 是 16 种 PAH 化合物的最主要组成,滨岸复杂的水动力条件和沿岸污染物的输入影响着 PAHs 的空间分布.

(2)长江口滨岸表层沉积物中的 PAHs 枯季高于洪季,Phe 是 PAH 化合物的最主要组成.OC 与 SC 控制着沉积物中 PAHs 的富集,各种人类活动,包括沿岸排污、船舶运输及商业渔业活动等,造成了 PAHs 空间分布的差异,它们在一定程度上也导致河口滨岸带 PAHs 来源的复杂性.

(3)长江口滨岸水-沉积物间 PAHs 的污染程度在世界范围内属中等水平,在一定程度上可能对该区生物造成潜在不利影响.其中,上覆水中个别 PAH 化合物的浓度水平已达到生态毒理评价标准或超过了美国 EPA 水质标准,BaP 浓度超过了我国地表水环境质量标准的规定浓度;表层沉积物中部分 PAH 化合物的含量超过了 ER-L 值和 ISQV-L 值.

参考文献:

- [1] Gearing P J, Gearing J N, Pruell R J, et al. Partitioning of No.2 fuel oil in controlled estuarine ecosystem, sediments and suspended particulate matter [J]. Environ Sci Technol, 1980, **14**: 1129-1136.
- [2] Chiou C T, McGroddy S E, Kile D E. Partition characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on soils and sediments [J]. Environ Sci Technol, 1998, **32**: 264-269.
- [3] Maher W A, Aislabie J. Polycyclic aromatic hydrocarbons in nearshore marine sediments of Australia [J]. Sci Total Environ, 1992, **112**: 143-164.
- [4] Nes K, Oug E. Multivariate approach to distribution patterns and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from smelter-affected Norwegian fjords and coastal waters [J]. Environ Sci Technol, 1997, **31**: 1253-1258.
- [5] 刘征涛,姜福欣,王婉华,等.长江河口区域有机污染物的特征分析[J].环境科学研究,2006,**19**(2):1-5.
- [6] 刘敏,许世远,陈振楼.上海南汇淤泥质潮滩表层沉积物中多环芳烃[J].中国环境科学,1998,**18**(3):284-288.

- [7] 刘敏,许世远,俞立中,等.长江口宝山孔沉积物中多环芳烃的分布[J].海洋环境科学,2000,19(4):9-12.
- [8] Luo X J, Mai B X, Yang Q S, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides in water columns from the Pearl River and the Macao harbor in the Pearl River Delta in South China [J]. Mar Pollut Bull, 2004, 48: 1102-1115.
- [9] Gustafsson Ö, Haghseta F, Chan C, *et al.* Quantification of the dilute sedimentary soot phase: Implications for PAH speciation and bioavailability [J]. Environ Sci Technol, 1997, 31: 203-209.
- [10] 叶新荣,卢冰.长江河口及其邻近海区的有机污染物[J].东海海洋,1995,13(3-4):72-83.
- [11] Fernandes M B, Sicre A, Boireau J, *et al.* Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary [J]. Mar Pollut Bull, 1997, 34: 857-867.
- [12] 欧冬妮,刘敏,许世远,等.基于多参数指标的长江口滨岸多环芳烃来源辨析[J].地理学报,2008,63(5):535-543.
- [13] Song J Z, Peng P A, Huang W L. Blackcarbon and kerogen in soils and sediments 1: Quantification and characterization [J]. Environ Sci Technol, 2002, 36: 3690-3697.
- [14] 杨永亮,麦碧娴,潘静,等.胶州湾表层沉积物中多环芳烃的分布及来源[J].海洋环境科学,2003,22(4):38-43.
- [15] 吴启航,麦碧娴,杨清书,等.沉积物中多环芳烃和有机氯农药赋存状态[J].中国环境科学,2004,24(1):89-93.
- [16] Accardi-Dey A, Gschwend P M. Reinterpreting literature sorption data considering both absorption into organic carbon and adsorption onto black carbon [J]. Environ Sci Technol, 2003, 37: 99-106.
- [17] Mai B X, Qi S H, Zeng E Y, *et al.* Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the coastal region of Macao, China: assessment of input sources and transport pathways using compositional analysis [J]. Environ Sci Technol, 2003, 37: 4855-4863.
- [18] Maldonado C, Bayona J M, Bodineau L. Sources, distribution, and water column processes of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the northwestern Black Sea water [J]. Environ Sci Technol, 1999, 33: 2693-2702.
- [19] Manoli E, Samara C, Konstantinou I, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in the bulk precipitation and surface waters of Northern Greece [J]. Chemosphere, 2000, 41: 1845-1855.
- [20] Zhou J, Hong H, Zhang Z, *et al.* Multi-phase distribution of organic micro pollutants in Xiamen Harbour, China [J]. Water Res, 2000, 34: 2132-2150.
- [21] Wang J Z, Nie Y F, Luo X L, *et al.* Occurrence and phase distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine runoff of the Pearl River Delta, China [J]. Mar Pollut Bull, 2008, 57(6-12): 767-774.
- [22] Chen B L, Xuan X D, Zhu L Z, *et al.* Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters, sediments and soils of Hangzhou City, China [J]. Water Res, 2004, 38: 3558-3568.
- [23] Zhou J L, Maskaoui K. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from the Daya Bay, China [J]. Environ Pollut, 2003, 121: 269-281.
- [24] Zhang Z L, Hong H S, Zhou J L, *et al.* Phase association of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Minjiang River Estuary, China [J]. Sci Total Environ, 2004, 233: 71-86.
- [25] 田蕴,郑天凌,王新红.厦门西港表层海水中多环芳烃(PAHs)的含量、组成及来源[J].环境科学学报,2004,24(1):50-55.
- [26] USEPA. National recommended water quality criteria [R]. Washington DC: USEPA, 2006.
- [27] GB 3838-2002.地表水环境质量标准[S].
- [28] Pereira W E, Hostettler F D, Rapp J B. Distributions and fate of chlorinated pesticides, biomarkers and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments along a contamination gradient from a point-source in San Francisco Bay, California [J]. Mar Environ Res, 1996, 41: 299-314.
- [29] Baumard P, Budzinski H, Garrigues P, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments and mussels (*Mytilus edulis*) from the Western Baltic Sea: occurrence, bioavailability and seasonal variations [J]. Mar Environ Res, 1999, 47: 17-47.
- [30] Forster G D, Wright D A. Unsubstituted polynuclear aromatic hydrocarbons in sediments, clams, and clam worms from Chesapeake Bay [J]. Mar Pollut Bull, 1988, 19: 459-465.
- [31] Hong H, Xu L, Zhang L, *et al.* Environmental fate and chemistry of organic pollutants in the sediment of Xiamen harbor and Victoria harbor [J]. Mar Pollut Bull, 1995, 31: 229-236.
- [32] 麦碧娴,林铮,张干,等.珠江三角洲河流和珠江口表层沉积物中有机污染物研究——多环芳烃和有机氯农药的分布及特征[J].环境科学学报,2000,20(2):192-197.
- [33] 许士奋,蒋新,王连生,等.长江和辽河沉积物中的多环芳烃类污染物[J].中国环境科学,2000,20(2):128-131.
- [34] Liu Y, Chen L, Zhao J F, *et al.* Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of rivers and an estuary in Shanghai, China [J]. Environ Pollut, 2008, 154(2): 298-305.
- [35] Long E R, Macdonald D D, Smith S L, *et al.* Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine estuarine sediments [J]. Environ Manage, 1995, 19: 81-97.
- [36] Chapman P M, Allard P J, Vigers G. Development of sediment quality values for Hongkong Special Administration Region: A possible model for other jurisdictions [J]. Mar Pollut Bull, 1999, 38: 161-169.