

黄河口表层沉积物中多环芳烃 (PAHs) 的生态风险分析

刘爱霞, 郎印海*, 薛荔栋, 刘洁

中国海洋大学环境科学与工程学院, 海洋环境与生态教育部重点实验室, 山东 青岛 266100

摘要: 以黄河口 11 个表层沉积物站位的实测 16 种多环芳烃(PAHs)浓度为基本资料, 采用平均效应区间中值商法和阈值效应浓度、可能效应浓度法 2 种评价方法分析黄河口表层沉积物中 PAHs 的生态风险。阈值效应浓度和可能效应浓度法评价结果表明: 所有站位表层沉积物中苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、和苯并(ghi)花、茚并(1,2,3)芘可能具有一定的生态风险, 黄河口东部和东南部海域表层沉积物中萘可能具有一定的生态风险。平均效应区间中值商法结果表明, 所有站位表层沉积物中的 MERM-Q 都小于 0.1, 发生综合生态风险的可能性较小, 危害概率远小于 10%。

关键词: 表层沉积物; 多环芳烃; 生态风险分析

中图分类号: X142

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906 (2009) 02-0441-06

多环芳烃(PAHs)是一类分布广泛的环境污染物, 具有较强的致癌、致畸、致突变性, 易于通过径流、大气沉降、污水排放和海水养殖进入海洋环境, 并在沉积物和生物体中富集, 破坏海洋生态系统, 进而危害海洋生态环境或人类健康^[1]。黄河口的生态环境系统是典型的近岸型海洋环境生态系统, 气候温和, 黄河及其他河流携带大量营养盐和有机物质入海, 使得河口及其附近海域含盐度低, 含氧量高, 有机质多, 饵料丰富, 形成了适宜于海洋生物生长、发育的良好生态环境, 是整个渤海湾水域最适合海洋生物栖息、生长和繁殖的水域。但近年来, 随着河口地区的快速经济发展和人口的增长, 大量的污染物进入河口区, 其中的PAHs被水体悬浮物吸附并最终沉积到沉积物中, 危害水生生物, 进而危害人体健康^[2]。因此对黄河口表层沉积物中PAHs进行监测和生态风险分析, 对于保障人类健康和生态环境安全具有重要意义。

目前已有研究者对黄河口水体沉积物中 PAHs 的生态风险进行了分析评估, 如闫菲采用 Long 提出的效应区间低、中值法评估了黄河入海口沉积物中 PAHs 的生态风险, 结果表明, 黄河入海口沉积物中 PAHs 潜在生态风险较低^[3-5]。但对黄河口水体沉积物中 PAHs 的生态风险分析研究目前还处于简单定性阶段, 不能确定沉积物中 PAHs 对生物产生危害的概率^[6]。平均效应区间中值商法 (Mean effects range median-Quotient, MERM-Q) 采用定量方法划分出多种污染物的生态风险程度, 是一种可靠的定量预测污染物联合毒性效应的方法^[7]。目前在国内尚未有学者应用 MERM-Q 法预测黄河口表层沉积物中 PAHs 的综合生态风险。

本研究采集黄河口 11 个站位的表层沉积物样

品, 利用阈值效应浓度/可能效应浓度法评价单组分 PAHs 的生态风险, MERM-Q 法预测黄河口表层沉积物中 PAHs 的综合生态风险。

1 材料与方法

1.1 采样

采样工作于 2006 年 8 月进行, 根据黄河入海口水文地质情况设计了 11 个采样点, 用抓斗式采样器采集表层沉积物。样品采集后冷冻(-20 °C)保存直至分析。监测站位如图 1 所示。

1.2 样品预处理

沉积物样品置于实验室内, 风干, 过 100 目筛, 置于密封塑料袋中 (-10 °C) 保存备用。称取经筛分、混匀的样品 2.0 g 与 2.0 g 无水硫酸钠混匀, 置于 100 mL 具塞比色管内, 加 20 mL 正己烷/二氯甲烷 (体积比 1 : 1) 和 0.5 g 铜片, 密封, 超声 20 min 后静置 0.5 h, 将上清液转移至平底烧瓶内。重复超声萃取 2 次, 合并上清液, 用旋转蒸发器浓缩至约 1 mL。将浓缩液过硅胶/氧化铝 (2 : 1, 质量比) 层析柱, 用少量正己烷冲洗平底烧瓶 2 次, 转移至层析柱, 适量正己烷淋洗烷烃, 弃去。用 50 mL 二氯甲烷/正己烷 (体积比 3 : 7) 洗脱层析柱, 洗脱液旋转蒸发浓缩至 1 mL 左右, 氮吹定容至 1 mL, 保存待测。

1.3 仪器分析

PAHs 组分采用配有 6890N 型气相色谱仪和 5975B 型质谱检测器的 Agilent GC-MS 进行分析。GC/MS 条件: 进样口温度是 250 °C; 柱初始温 45 °C, 保持 1 min, 以 6 °C·min⁻¹ 程序升温至 200 °C, 然后以 8 °C·min⁻¹ 程序升温到 300 °C, 并保持 5 min。载气为氦气; 流量 1.0 mL·min⁻¹。不分流进样, 进样量为 1 μL。毛细管柱: HP-5MS (Agilent

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40706039)

作者简介: 刘爱霞 (1982 年生), 女, 硕士研究生, 主要从事海洋环境化学研究。E-mail: qingyang0530@126.com

*通讯作者: 郎印海 (1973 年生), 男, 副教授, 博士。E-mail: yhlang@ouc.edu.cn

收稿日期: 2008-07-17

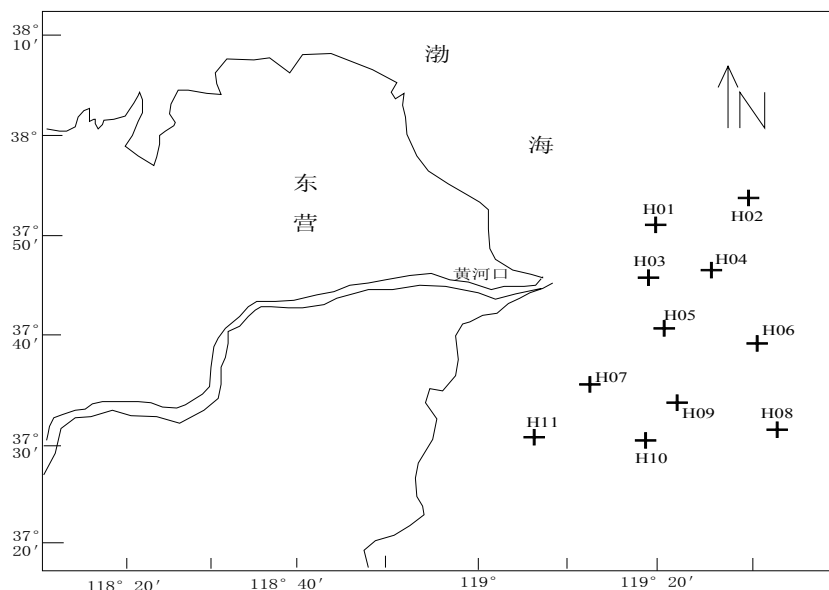


图 1 黄河口沉积物采样站示意图

Fig. 1 Sediment sampling locations of Yellow River estuary

19091S-433) $30.0\text{ m} \times 250.0\text{ }\mu\text{m} \times 0.25\text{ }\mu\text{m}$ 。质谱条件: 电子轰击离子源模式, 离子源温度为 $200\text{ }^{\circ}\text{C}$; 接口温度 $280\text{ }^{\circ}\text{C}$; 电子轰击能量 70 eV ; 质量扫描范围 $50 \sim 450$; 全扫描方式 SCAN 和选择离子扫描(SIM) 方式。

1.4 质量控制与保证

氘代多环芳烃作回收率指示物, 控制操作流程的回收率。每 10 个样品增加一个方法空白、加标空白、基质加标、基质加标平行样、样品平行样, 基质加标回收率: $73\% \sim 118\%$, 加标空白回收率 $75\% \sim 109\%$, 方法空白无检出。指示物回收率为蔡-d8: $(62.8 \pm 10.4)\%$, 二氢萘-d10: $(75.5 \pm 10.4)\%$, 菲-d10: $(80.4 \pm 8.9)\%$, 屈-d12: $(91.9 \pm 11.4)\%$, 芘-d12: $(80.5 \pm 12.6)\%$, 最后结果经回收率校正和空白扣除。

2 结果与讨论

2.1 黄河口表层沉积物中 PAHs 的含量特征

在国内外许多相关研究中, 通常选择环境优先控制的 16 种典型 PAHs 的质量分数之和(ΣPAHs)评价其污染水平^[8-9]。在黄河口表层沉积物样品中检测到的 PAHs 包括: 蔡、芴、菲、蒽、芘、屈、二氢萘、荧蒽、芘、苯并(a)蒽、苯并(g,h,i)芘、二苯并(a)蒽、茚并(1,2,3)芘、苯并(k)荧蒽、苯并(b)荧蒽和苯并(a)芘, 没有检测到苯并(a)芘(如表 1)。从表 1 可知, 黄河口表层沉积物中 PAHs 质量分数平均值为 $101.596\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, H03 站位的质量分数最高, 为 $202.628\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 其次为 H06、H02、H10、H01、H04、H07、H08、H05、H11 站位, H09 站位的质量分数最低, 为 $47.395\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 。与我国其它水体和世界上其它一些河口、海岸沉积物中 PAHs 质量分数(如表 2)相比, 除了与台州湾和南海近

岸 PAHs 质量分数较接近以外, 黄河口 PAHs 质量分数比其他区域都低, 与黄河干流(兰州段)和支流沉积物相比质量分数也非常低, 表明黄河口表层沉积物 PAHs 污染较轻。

各站位的蔡、菲、荧蒽、芘、屈 5 种 PAHs 所占的比例最大, 约占 16 种优控 PAHs 质量分数的 $3/4$, 且均含有 3、4 个苯环。其它的 PAHs, 如芴、芘、芘烯等质量分数相对较低, 所有站位苯并(a)芘均未检出, 分析可能是由于预处理及测量过程中造成的一系列误差引起。整体看来, 各站位样品中 PAHs 质量分数及组分分布特征较相似, 蔡、菲、荧蒽、芘、屈等低环 PAHs 所占比重较大, 高环 PAHs 质量分数相对较低。高、低环质量分数的比较是指示 PAHs 来源的一个重要指标, 当低环 PAHs 的质量分数比高环 PAHs 的质量分数高时, 通常认为主要来源于石油类产品、化石燃料的不完全(低至中等温度)燃烧或天然成岩过程^[5]。

2.2 黄河口表层沉积物中 PAHs 的生态风险评价

2.2.1 阈值效应浓度和可能效应浓度法 (TEL 和 PEL)

1996 年 MacDonald D D 等人为佛罗里达环保局 (FDEP) 开发了扩展的沉积物生物效应数据库, 这是到目前为止所能见到的较为完善的沉积物质量评价文件。其在 Long 等人的基础上, 提出用于确定海洋与河口沉积物中有机污染物的潜在生态风险的阈值效应浓度 (threshold effects level, TEL, 生物有害效应几率 $< 10\%$) 和可能效应浓度 (probable effects level, PEL, 生物有害效应几率 $> 50\%$), 两者被视为沉积物质量的生态风险标志水平。通过 TEL 和 PEL 可评估有机污染物的生态风险效应: 若

表 1 黄河口表层沉积物中 PAHs 质量分数和风险评价指标

Table 1 Mass fraction and Risk assessment guideline values of PAHs in surface sediments of Yellow River estuary												$w_B/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$	
多环芳烃	H01	H02	H03	H04	H05	H06	H07	H08	H09	H10	H11	TEL ^[10]	PEL
萘	31.689	11.907	32.510	22.963	16.068	36.20	29.509	11.091	22.598	39.551	13.781	34.6	391
苊	0.058	1.944	1.914	0.064	0.052	0.79	0.091	0.090	2.071	1.874	0.112	6.71	88.9
二氢苊	0.875	2.328	5.407	1.298	0.348	4.45	0.373	1.022	1.392	4.232	0.154	5.87	128
芴	6.858	12.327	16.550	4.044	1.850	12.95	2.253	1.517	0.738	1.784	0.977	21.2	144
菲	30.588	36.016	58.154	23.915	9.519	76.39	17.702	9.522	2.500	16.038	6.941	86.7	544
蒽	1.721	5.595	7.465	1.727	0.182	10.13	1.872	0.266	1.789	0.119	0.085	46.9	245
荧蒽	7.600	10.048	18.343	7.252	10.460	15.63	11.937	10.954	4.080	2.194	6.652	113	1 494
芘	4.141	8.284	16.271	3.717	4.280	10.43	3.933	8.196	2.836	13.250	4.862	153	1 398
苯并(a)蒽	1.381	3.767	6.545	1.653	1.874	0.96	2.037	3.947	0.031	2.869	2.082	74.8	693
屈	3.821	4.492	12.920	4.105	4.698	6.87	3.222	8.075	2.087	9.157	4.223	108	846
苯并(b)荧蒽	4.962	4.207	10.491	4.384	4.650	7.60	2.186	7.577	3.873	7.138	4.385		
苯并(k)荧蒽	0.864	1.348	4.148	1.340	1.324	3.32	1.807	3.042	0.284	4.659	1.626		
苯并(a)芘	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	88.8	763
茚并(1,2,3)芘	1.592	8.090	5.464	2.039	1.633	2.64	1.442	4.082	0.597	3.760	2.252		
二苯并(a)蒽	0.650	3.888	0.726	0.249	0.039	1.00	0.639	0.178	1.060	0.995	0.520	6.22	135
苯并(g,h,i)芘	1.493	5.541	5.720	2.055	2.112	2.80	1.469	4.479	1.458	4.560	2.087		
总 PAHs	98.291	119.781	202.63	80.808	59.086	192.14	80.472	74.038	47.395	112.17	50.738		

表 2 不同地区河口及近海岸带 PAHs 质量分数（干重）

Table 2 Mass fraction of PAHs in coastal/estuarine sediments of different area (dry weight)				$w_B/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$
区域	PAHs总量	浓度范围	平均值	参考文献
太湖	15	253.6 ~ 643.6	410.9	袁旭音, 等(2004) ^[11]
韩国的Ulsan港	17	213.8 ~ 550.3	405.6	Khim S, et al(2000) ^[12]
朝鲜近岸	16	8.8 ~ 18500	820	Yim U H, et al (2007) ^[13]
台州湾	15	85.4 ~ 167.6	138.6	江锦花(2006) ^[14]
秦皇岛近岸	10	202.2 ~ 2 079.4	1 081.9	林秀梅, 等(2005) ^[15]
珠江河口	16	191 ~ 622	321	罗孝俊, 等(2005) ^[16]
南海近岸	16	75 ~ 219	135	罗孝俊, 等(2005) ^[16]
北黄海	17	222.1 ~ 776.3	423.5	李斌, 等(2002) ^[17]
黄河干流（兰州段）	16	2 250 ~ 2 324		罗雪梅, 等(2005) ^[18]
黄河支流（汾河、依洛河）	16	85 241 ~ 146 249		罗雪梅, 等(2005) ^[18]
黄河口（本研究）	15	47.395 ~ 202.628	101.596	

污染物质量分数<TEL，则极少产生负面生态效应；若污染物质量分数在两者之间，则偶尔发生负面生态效应；若污染物质量分数>PEL，则经常会出现负面生态效应。后来 Macdonald D D 等通过大量的毒性试验证明 TEL 和 PEL 的预测能力超过了 80%，为鉴别沉积物的生态毒性提供了可靠的预测工具^[10,19]。

本文将黄河口表层沉积物中的 12 种 PAHs(其中 4 种 PAHs 组分苯并（e）花、苯并（b）荧蒽、苯并（k）荧蒽、茚并（1,2,3）芘的评价指标暂缺）与相应的沉积物生态风险标志水平进行比较（如表 1），结果表明：H01、H02、H03、H04、H05、H07、H08、H09、H11 站位表层沉积物中的萘、苊、二氢苊、菲、芴、荧蒽、蒽、芘、苯并(a)蒽、屈、苯并(a)芘、二苯并(a)蒽的质量分数都小于相应的 TEL；

在 H06、H10 站位表层沉积物中除萘超过了相应的 TEL 值外，其它 11 种 PAHs 都小于相应的 TEL。另外根据 Long 等研究，尽管苯并（b）荧蒽、苯并（k）荧蒽、和苯并（ghi）花、茚并(1,2,3)芘缺少最低安全值数据，但只要这几种 PAHs 组分在环境中存在就会对生物产生毒副作用^[6]。在黄河口各站位表层沉积物中均不同程度地检出这几种高分子量的 PAHs，表明这些存在于沉积物中的 PAHs 对海洋生物具有潜在的毒副作用。从分析结果可以看出，在黄河口的 11 个监测站位，所有站位表层沉积物中的苯并（b）荧蒽、苯并（k）荧蒽、和苯并（ghi）花、茚并（1,2,3）芘都可能具有一定的生态风险；H06、H10 站位表层沉积物中的萘可能具有一定的生态风险，其它 PAHs 存在生态风险的可能性相对较小；H01、H02、H03、H04、H05、H07、

H08、H09、H11 站位表层沉积物中萘、苊、二氢苊、菲、芴、荧蒽、蒽、芘、苯并(a)蒽、屈、苯并(a)芘、二苯并(a)蒽存在生态风险的可能性很小。

2.2.2 综合生态风险分析

上述研究结果定性给出了单组分 PAH 的可能潜在风险,但由于沉积物往往是多种污染物的汇,且不同污染物之间可能存在着拮抗和协同作用。对于均高于标准值的多种污染物混合在一起产生的毒性可能低于或高于单一污染物产生的毒性,因此评价沉积物中多种污染物的联合毒性更能说明研究区域的风险,本文采用平均效应中值商法(MERM-Q)评价黄河口表层沉积物中 PAHs 的生态风险。

1998 年 Long 等提出了用于定量预测海洋和河口沉积物中多种污染物(金属、PCBs、PAHs 等)联合毒性的风险分析方法^[7,20]。后来国外研究者把这种方法用于定量预测 PAHs(包括萘、苊、二氢苊、菲、荧蒽、蒽、芴、芘、苯并(a)蒽、屈、二苯并(a)蒽、苯并(e)芘、苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、和苯并(ghi)芘)的综合生态风险,如 S. McCready 等用 MERM-Q 法评估了澳大利亚悉尼海港沉积物中 PAHs 的生态风险,结果有 50% 站位的 MERM-Q 超过了 1.5, 风险较高^[21]; Yim 等对韩国海洋环境沉积物中的 PAHs 进行了风险评估, MERM-Q 都较小, 风险相对较低^[22]。MERM-Q 法通过计算单组分 PAH 的 ERM-Q 求出 PAHs 的 MERM-Q(如表 3 所示), 以确定 PAHs 的综合生态风险。MERM-Q 法是一种有用的可以划分各站点

沉积物风险级别的方法,同时考虑了多种污染物的综合生态毒性^[23]。近年来 McCready(2006)等通过试验证明,随着污染物种类的增多, MERM-Q 法仍然具有预测污染物综合生态毒性的能力^[23]。由于未检测 2-甲基萘(非优先控制污染物), 本文采用 MERM-Q 法评价 11 个调查站位 15 种 PAHs(芘并(1,2,3)芘的 ERM 缺失)的综合生态风险。

$$PAH\ ERM-Q = \frac{\text{沉积物中 PAH 的浓度}}{\text{相应的 PAH 的 ERM}}$$
$$MeanERM-Q_{PAHs} = \frac{\sum \text{单个 PAH ERM-Qs}}{PAHs \text{ 的种类}}$$

当 M-ERM-Q < 0.1, 构成生态风险的可能性比较小, 毒性概率小于 10%; M-ERM-Q 在 0.11 ~ 0.5 之间时, 产生中低毒性, 产生毒性的可能性为 30% 左右; M-ERM-Q 在 0.51 ~ 1.5 之间时, 具有中高毒性, 毒性概率约为 50%; 当 M-ERM-Q > 1.5 时, 具有高毒性, 毒性可能性约为 75%^[7,23]。

从表 3 可以看出, 所有站位的 MERM-Q 都远小于 0.1, 可以判断黄河口所有站位表层沉积物中 PAHs 产生生态风险的可能性较小。这与黄河口表层沉积物中各站位 PAHs 总体污染水平较低相照应, 污染水平相对较低的黄河口, 发生的综合生态风险的可能性也相对较低。同时从分析结果也可以看出, 具有生态毒性效应的多种污染物混合在一起产生的毒性可能低于单一污染物产生的生物毒性, 尽管 H06、H10 站位的萘和所有站位的苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、和苯并(ghi)芘、芘并(1,2,3)芘可能具有一定的潜在生态风险, 但 MERM-Q 方

表 3 各站位 PAHs 的 ERM-Q 和 MERM-Q
Table 3 ERM-Q and MERM-Q of PAHs in the different sampling stations

名称	$w_{ERM}/(ng \cdot g^{-1})^{[20]}$	ERM-Q										
萘	2100	0.015	0.006	0.015	0.01	0.008	0.017	0.014	0.005	0.01	0.019	0.007
苊	500	0.0001	0.004	0.004	0.0001	0.0001	0.002	0.0002	0.0002	0.004	0.004	0.0002
二氢苊	640	0.001	0.004	0.008	0.002	0.0005	0.007	0.0006	0.002	0.002	0.007	0.0002
芴	540	0.01	0.02	0.03	0.007	0.003	0.02	0.004	0.003	0.001	0.003	0.002
菲	1500	0.02	0.02	0.04	0.02	0.006	0.05	0.01	0.006	0.002	0.01	0.005
蒽	1100	0.002	0.005	0.007	0.002	0.0002	0.009	0.002	0.0002	0.002	0.0001	0.0001
荧蒽	5100	0.002	0.002	0.004	0.001	0.002	0.003	0.002	0.002	0.001	0.0004	0.001
芘	2600	0.002	0.003	0.006	0.001	0.002	0.004	0.002	0.003	0.001	0.005	0.002
苯并(a)蒽	1600	0.0009	0.002	0.004	0.001	0.001	0.0006	0.001	0.002	0.00001	0.002	0.001
屈	2800	0.001	0.002	0.005	0.001	0.002	0.002	0.001	0.003	0.0007	0.003	0.002
苯并(b)荧蒽	1880	0.003	0.002	0.006	0.002	0.002	0.004	0.001	0.004	0.002	0.004	0.002
苯并(k)荧蒽	1620	0.0005	0.0008	0.003	0.0008	0.0008	0.002	0.001	0.002	0.0002	0.003	0.001
苯并(a)芘	1600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
二苯并(a)蒽	260	0.003	0.01	0.003	0.001	0.0002	0.004	0.002	0.0007	0.004	0.004	0.002
苯并(g,h,i)芘	1600	0.0009	0.003	0.004	0.001	0.001	0.002	0.0009	0.003	0.0009	0.003	0.001
MERM-Q		0.004	0.006	0.009	0.003	0.002	0.008	0.003	0.002	0.002	0.005	0.002

法评价的结果是所有站位产生综合生态风险的可能性较小, 说明均高于标准值的多种污染物产生联合毒性可能低于单一污染物产生的生物毒性。

虽然黄河口表层沉积物中 PAHs 发生综合生态风险可能性不大, 但在黄河口所有站位表层沉积物中均检出具有潜在危害的苯并 (b) 荧蒽、苯并 (k) 荧蒽、和苯并 (ghi) 花、茚并 (1,2,3) 芘, 而且黄河流域内不同河段均已受到不同程度的污染^[24], 随着河口区生物对汇入的有毒有机物的积累和放大作用, 数年后可能会给黄河口带来潜在的威胁, 进而危害人类健康, 所以应该加强对黄河口表层沉积物中 PAHs 的分析监测。

2.2.3 评价结果的局限性

阈值效应浓度/可能效应浓度法和 MERM-Q 法没有充分考虑污染物的生物有效性, 污染物在沉积物中的不同存在形态, 以及沉积物自身众多的物理和化学因素都会直接影响到污染物的生物有效性, 如沉积物的 pH 值、Eh、粒径、微生物活动以及 TOC、铁锰氧化物的含量等都会制约污染物在沉积物中的迁移转化和存在形态, 进而影响污染物的生物可给性^[5,25]。本文采用上述方法分别评价了单组分 PAHs 生态风险以及 PAHs 综合生态风险, 评价结果可能具有较大的不确定性, 因此准确获得调查海域 PAHs 的毒性参数以及加强 PAHs 生态风险分析方法还需进一步深入研究。

3 结论

从单组分考虑, 在黄河口的11个监测站位, 所有站位表层沉积物中的苯并 (b) 荧蒽、苯并 (k) 荧蒽、和苯并 (ghi) 花、茚并 (1,2,3) 芘可能具有一定的生态风险, H06、H10站位表层沉积物中的萘可能具有一定的生态风险。就各站位的综合生态风险而言, 所有站位表层沉积物中 PAHs 的 MERM-Q 都小于 0.1, 沉积物发生综合生态风险的可能性很小。

参考文献:

- [1] 丘耀文, 周俊良, MASKAOUI K, 等. 大亚湾海域水体和沉积物中多环芳烃分布及其生态危害评价[J]. 热带海洋学报, 2004, 23(4): 72-80.
- [2] 纪大伟. 黄河口及邻近海域生态环境状况与影响因素研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2007: 15-17.
- [3] 闫菲. 黄河入海口沉积物中多环芳烃和多氯联苯的时间分布特征及风险评价[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2006: 29.
- [4] 贺勇, 严家平. 淮河中下游底泥中 PAHs 的分布及其生态风险评价[J]. 生态环境, 2006, 15(5): 949-953.
- [5] HE Yong, YAN Jiaping. Distribution and ecological risk assessment of PAHs in sediments from Huaihe River[J]. Ecology and Environment, 2006, 15(5): 949-953.
- [6] LONG E R, MACDONALD D D, SMITH S L, et al. Incidence of adverse biological effects with ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments[J]. Environmental Management, 1995, 19(1): 81-97.
- [7] 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): 714-727.
- [8] WU Ying, ZHANG Jing, LI Daoji, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Yalujiang Estuary, North China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2003, 46(5): 619-625.
- [9] ZENG Y E, VISTA C L. Organic pollutants in the coastal environment of San Diego, California. I. Source Identification and assessment by compositional indices of polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1997, 16(2): 179-188.
- [10] 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: 253-278.
- [11] 袁旭音, 李阿梅, 王禹. 太湖表层沉积物中的多环芳烃及其毒性评估[J]. 河海大学学报, 2004, 32(6): 607-610.
- [12] YUAN Xuyin, LI Amei, WANG Yu. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Taihu Lake and their toxicity evaluation[J]. Journal of Hohai University Natural Sciences, 2004, 32(6): 607-610.
- [13] KHIM S, LEE K T, KANNAN K, et al. Trace organic contaminants in sediment and water from Ulsan bay and its vicinity[J]. Environmental Contamination and Toxicology, 2001, 40: 141-150.
- [14] YIM U H, HONG S H, SHIM W J. Distribution and characteristics of PAHs in sediments from the marine environment of Korea[J]. Chemosphere, 2007, 68(1): 85-92.
- [15] 江锦花. 台州湾海域表层沉积物中多环芳烃的浓度水平、富集规律及来源[J]. 海洋通报, 2007, 26(4): 85-90.
- [16] JIANG Jinhua. Concentration Accumulation and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments in Taizhou Bay[J]. Marine Science Bulletin, 2007, 26(4): 85-90.
- [17] 林秀梅, 刘文新, 陈江麟, 等. 渤海表层沉积物中多环芳烃的分布与生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2005, 25(1): 70-75.
- [18] LIN Xiumei, LIU Wenxin, CHEN Jianglin, et al. Distribution and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from Bohai Sea, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(1): 70-75.
- [19] 罗孝俊, 陈社军, 麦碧娴, 等. 珠江及南海北部海域表层沉积物中

- 多环芳烃分布及来源[J]. 环境科学, 2005, 26(4): 129-134.
- LUO Xiaojun, CHEN Shejun, MAI Bixian, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from rivers of Pearl River Delta and its nearby South China Sea[J]. Environmental Science, 2005, 26(4): 129-134.
- [17] 李斌, 吴莹, 张经. 北黄海表层沉积物中多环芳烃的分布及其来源[J]. 中国环境科学, 2002, 22(5): 429-432.
- LI Bin, WU Ying, ZHANG Jing. Distribution and source of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediment of the northern Yellow Sea[J]. China Environmental Science, 2002, 22(5): 429-432.
- [18] 罗雪梅, 刘昌明, 何孟常. 黄河沉积物中多环芳烃的分布特征及来源分析[J]. 环境科学研究, 2005, 18(2): 48-51.
- LUO Xuemei, LIU Changming, HE Mengchang. Distribution and origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment from the Yellow River[J]. Research of Environmental Sciences, 2005, 18(2): 48-51.
- [19] DENNIS J, McCauley, DeGraeve G M, et al. Sediment quality guidelines and assessment: overview and research needs[J]. Environmental Science & Policy, 2000, 3: S133-S144.
- [20] LONG E R, MACDONALD D D. Recommended uses of empirically derived sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 1998, 4(5): 1019-1039.
- [21] MCCREADY S, SLEE D J, BIRCH G F. The Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surficial Sediments of Sydney Harbour, Australia[J]. Marine Pollution Bulletin, 2000, 40(11): 999-1006.
- [22] YIM U H, HONG S H, SHIM W J. Distribution and characteristics of PAHs in sediments from the marine environment of Korea[J]. Chemosphere, 2007, 68(1): 85-92.
- [23] MCCREADY S, BIRCH G F, LONG E R. Predictive abilities of numerical sediment quality guidelines in Sydney Harbour, Australia, and vicinity[J]. Environment International, 2006, 32: 638-649.
- [24] 罗雪梅, 何孟常, 刘昌明. 黄河三角洲地区湿地土壤对多环芳烃的吸附特征[J]. 环境化学, 2007, 26(2): 12-129.
- LUO Xuemei, HE Mengchang, LIU Changming. Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons sorption on wetland soil in Yellow River Delta[J]. Environmental Chemistry, 2007, 26(2): 12-129.
- [25] 陈云增, 杨浩, 张振克, 等. 水体沉积物环境质量基准建立方法研究进展[J]. 地球科学进展, 2006, 26(1): 54-61.
- CHEN Yunzeng, YANG Hao, ZHANG Zhenke, et al. Review of approaches for deriving sediment quality guidelines[J]. Advances in Earth Science, 2006, 26(1): 54-61.

Ecological risk assessment of PAHs in surface Sediments from the Yellow River estuary

Liu Aixia, Lang Yinhai^{*}, Xue Lidong, Liu Jie

Key Lab of Marine Environmental Science and Ecology, Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, Ocean University Of China, Qingdao 266100, China

Abstract: Two approaches: threshold effects level (TEL)/probable effects level (PEL), mean effects range-median quotient (ERM-Q), were employed to analyze ecological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surface sediments from Yellow River estuary. It was found that 4 PAHs (benzo (b) fluoranthene, benzo (k) fluoranthene, benzo (g, h, i) perylene, indeno (1, 2, 3-cd) pyrene) had probably certain risk in all stations. Naphthalene in surface sediments exceed TEL at east and southeast of Yellow River estuary, the mass fraction were at levels where adverse biological effects may occasionally occur ($\geq$ TEL and $<$ PEL). The mean PAH ERM-Qs for all stations in Yellow River estuary none exceeded the value of 0.1, indicating that the potential combined ecological risks of PAHs in surface sediments were generally low, the harm probability was far less than the 10%.

Key words: surface sediments; polycyclic aromatic hydrocarbons; ecological risk analysis