

doi:10.11835/j.issn.1674-4764.2013.05.012

嘉陵江重庆段雨季悬浮颗粒相 PAHs 的 污染分布及来源解析

蔡文良^{1,2}, 谢艳云¹, 罗固源², 许晓毅²

(1. 重庆水利电力职业技术学院, 重庆永川 402160; 2. 重庆大学城市建设与环境工程学院, 重庆 400045)

摘要:利用 GC-MS 研究了嘉陵江重庆段雨季 13 个悬浮颗粒相样品中的多环芳烃(PAHs)含量, 同时应用比值法及主成因子分析/多元线性回归法(PCA-MLR)对 PAHs 进行来源解析。结果表明, 16 种 PAHs 总的浓度范围为 447.47~1 344.92 ng/g, 平均浓度值为 927.48 ng/g, 且在空间分布上呈现出“升高—降低—升高—降低”的趋势; PAHs 的组成以 4 环 PAHs 为主, 占 PAHs 总量的 41.87%。汽油和柴油等化石燃料燃烧的交通源是嘉陵江重庆段雨季悬浮颗粒相 PAHs 的主要污染源, 其贡献率分别为 37.97% 和 29.97%。通过效应区间中值(ERM)和效应区间低值(ERL)对悬浮颗粒相 PAHs 的生态风险进行了评价, 结果表明, Acy、Ace、Fl 和 DahA 具有一定的生态风险, 其余 12 种 PAHs 都不超标, 嘉陵江重庆段雨季悬浮颗粒相 PAHs 的生态风险比较小。

关键词:多环芳烃; 悬浮颗粒; 污染; 生态风险

中图分类号:X132 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-4764(2013)05-0067-06

Distribution and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Suspended Particle Mater in Rainy Season from Jialing River in Chongqing

Cai Wenliang^{1,2}, Xie Yanyun¹, Luo Guyuan², Xu Xiaoyi²

(1. Chongqing Water Sources and Electric Engineering College, Yongchuan 402160, Chongqing, P. R. China;
2. College of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China)

Abstract: 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were measured by GC-MS for 13 suspended particle matter samples collected from Jialing River in Chongqing in rainy season. The results showed that the total concentrations of 16 PAHs ranged from 447.47 ng/g to 1 344.92 ng/g, with a mean value of 927.48 ng/g. The concentration of total PAHs in suspended particle matter showed the trend of “up-down-up-down” in spatial distribution in the 13 sampling sites. The predominant PAHs in suspended particle matter were 4 ring PAHs, which accounting for 41.87% of the total PAHs. The ratio analysis and principle factor analysis-multiple linear regression(PCA-MLR) indicated that the major source of PAHs was the engine combustion source, in which the proportion of gasoline combustion and diesel combustion were 37.79% and 29.97%, respectively. The ecological risk of PAHs was evaluated by the effects range median values (ERM) and the effects range low values (ERL). The results illustrated that Acy, Ace, Fl and DahA had certain ecological risks, while the ERL values of other 12 PAHs in all suspended particle matter samples were lower than the ERL guideline value, namely, PAHs in Jialing River in Chongqing could not cause obvious ecological risk.

Key words: polycyclic aromatic hydrocarbons; suspended particle matter; pollution; ecological risks

收稿日期: 2013-02-28

基金项目: 科技部国际合作项目(2007DFA90660); 国家自然科学基金资助项目(41101457)

作者简介: 蔡文良(1980-), 男, 博士生, 主要从事水污染控制研究, (E-mail) caiwenliang2008@126.com。

罗固源(通信作者), 男, 教授, 博士生导师, (E-mail) gyluo@126.com。

嘉陵江是长江主要支流之一,自北向南纵贯四川盆地中部,于重庆市朝天门码头注入长江,嘉陵江重庆段位于三峡水库的上游,水体汇入三峡水库,因此嘉陵江重庆段的水质情况将对库区的水环境产生深远的影响。PAHs 的主要来源为人为源,它可通过化石燃料燃烧和石油泄漏等途径产生。PAHs 广泛的存在于大气、土壤、水体和沉积物等环境介质中,主要通过皮肤接触、呼吸作用及食物链进入人体,并对人体造成潜在的危害。各国学者对 PAHs 在水环境的分布规律、污染来源及生态风险等进行了大量研究,但是研究对象多集中在表层水体及沉积物,对悬浮颗粒相的研究比较少^[1-6]。

由于 PAHs 具有疏水性、亲脂性和在水中溶解度很低的特点,因此存在于水环境中的 PAHs 极易吸附在悬浮的颗粒物上,并最终沉降到水底沉积物中^[3]。悬浮颗粒相是整个水体中比较活跃的因素,它可以对水体中的有机污染物进行吸附,使之得以富集,并通过沉降过程将其转移到沉积物中;同时,沉积物的再悬浮作用形成的悬浮颗粒物,能促进沉积物中的污染物向水相释放。悬浮颗粒对 PAHs 在水体的迁移转化过程起着很重要的媒介作用,因此,了解 PAHs 在嘉陵江重庆段悬浮颗粒相的分布规律,对于了解 PAHs 在嘉陵江重庆段水体的污染情况有重要的作用。

笔者针对嘉陵江重庆段雨季 13 个取样点悬浮颗粒相样品中 16 种 PAHs 进行研究,分析了 PAHs 的组成和分布特征,探讨了 PAHs 的输入途径与来源,并初步评价了 PAHs 的生态风险。

1 材料与方法

1.1 样品的采集与制备

2009 年 7—10 月,在嘉陵江重庆段设置 13 个取样点(取样点位于河流中央,与两岸的距离 > 5 m),如图 1 所示,在各取样点底部沉积物上方 50 cm 处用采水器采集水样 50 L,置于预先用铬酸洗液及 2 次蒸馏水洗净的棕色玻璃瓶中,立即冰袋保护运回实验室,在冰箱中于 4 °C 以下保存。水样通过 0.45 μm 的 GF/F whatman 玻璃纤维滤膜(马弗炉中于 450 °C 烘 4 h 至恒重)过滤,收集悬浮颗粒物,冷冻至近干,研磨均匀过 200 目筛以备分析。

1.2 样品的预处理

取 5 g 悬浮颗粒相样品、铜粉和回收率指示物标样萘-D₈(Nap-D₈)、苊-D₁₀(Ace-D₁₀)、菲-D₁₀(Phe-D₁₀)、屈-D₁₂(Chr-D₁₂)和茚-D₁₂(Per-D₁₂)加入索氏提取器中,用色谱纯的二氯甲烷和正己烷混合溶剂

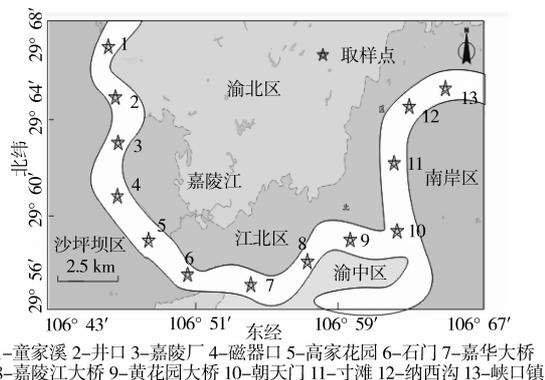


图 1 嘉陵江重庆段取样点

(体积比为 1:1)100 mL 以平均 4 次/h 的速率连续回流抽提 24 h,萃取液浓缩后经硅胶柱净化,再收集洗脱液用旋转蒸发仪及氮吹仪浓缩至近干,用二氯甲烷定容到 0.5 mL 以备分析。

1.3 试验仪器

德国 VARIO EL III 元素分析仪;上海亚荣旋转蒸发仪厂 RE-5210 旋转蒸发仪;HP5016 氮吹仪;岛津 GC-MS-QP1010 Plus 气相色谱-质谱联用仪;天津华鑫仪器厂循环真空泵;索氏提取器;Pall Cascada-LS 超纯水制备仪(美国 Pall 公司)。

1.4 样品分析与质量控制

样品分析及质量控制同文献^[7],5 种氘代回收率指示物的回收率分别为:Nap-D₈ 36.63%~67.62%, Ace-D₁₀ 82.73%~89.06%, Phe-D₁₀ 85.76%~104.53%, Chr-D₁₂ 85.06%~96.43%, Per-D₁₂ 93.52%~98.75%,16 种 PAHs 的回收率除了 Nap 较低为 46.45%外,其他 15 种 PAHs 的回收率为 77.36%~104.54%;样品平行样测定相对标准偏差均小于 10%,所有结果最后经方法空白扣除并进行回收率校正。

2 结果与讨论

2.1 嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 的浓度分布

嘉陵江重庆段雨季悬浮颗粒相 16 种 PAHs 的污染浓度如表 1 所示,∑PAHs 的浓度范围为 447.47~1 344.92 ng/g,平均浓度为 927.48 ng/g。浓度较高的是 Flu、BaA 和 Chr;浓度较低的是 NaP、IcdP、BghiP 和 Bap。

2.2 嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 的组成特征

由图 2 可知,嘉陵江重庆段 13 个取样点 PAHs 的组成比较一致,均是以 4 环 PAHs 为主,高环(5~6 环)及低环(2~3 环)的 PAHs 含量相对较低。13 个取样点中,2 环 PAHs 的百分含量为 1.68%~

表1 PAHs 的浓度分布

PAHs	浓度范围/(ng·g ⁻¹)	PAHs	浓度范围/(ng·g ⁻¹)
NaP	13.65~42.30	BaA	64.74~180.24
Acy	21.90~61.43	Chr	50.35~282.05
Ace	16.77~68.96	Bap	7.65~45.70
Flo	23.95~72.50	BbF	9.21~85.47
Phe	29.74~90.26	BkF	7.74~73.93
Ant	17.75~78.19	DahA	5.50~72.88
Flu	39.57~193.55	IcdP	6.80~40.03
Pyr	49.13~142.00	BghiP	5.40~14.76
		∑PAHs	447.47~1344.92

37.2%, 平均值为 3.17%, 最高值出现在嘉陵厂处, 最低值出现在纳溪沟处; 3 环 PAHs 的百分含量为 24.72%~55.46%, 平均值为 29.95%, 最高值出现在峡口镇处, 最低值出现在井口处; 4 环 PAHs 的百分含量为 29.75%~53.23%, 平均值为 41.87%, 最高值出现在峡口镇处, 最低值出现在朝天门处; 5 环 PAHs 的百分含量为 10.20%~29.81%, 平均值为 22.55%, 最高值出现在峡口镇处, 最低值出现在井口处; 6 环 PAHs 的百分含量为 1.69%~4.68%, 平均值为 2.48%, 最高值出现在井口处, 最低值出现在嘉陵江大桥处。除了峡口镇处 3 环 PAHs 的含量最高外, 其他 12 个取样点都是以 4 环的 PAHs 为主。

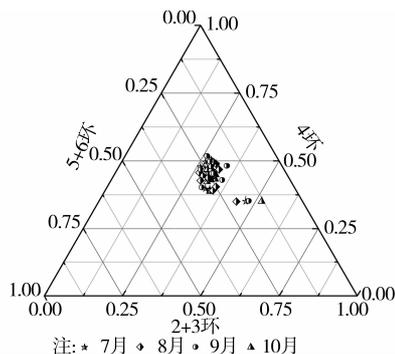


图2 嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 的组成特征

2.3 嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 的空间分布特征

4 个月份中, 嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 的污染浓度沿江分布如图 3 所示。由图 3 可知, PAHs 在 13 个取样点的空间分布呈现出“升高—降低—升高—降低”的趋势。PAHs 最大值出现在 10 号取样点(朝天门处), PAHs 值为 1 344.92 ng/g, PAHs 最小值出现在 13 号取样点(峡口镇处), PAHs 值为 447.47 ng/g。3 号和 4 号取样点处

PAHs 的浓度高, 是由于这 2 个取样点附近有大量的化工生产和制造业等相关工业, 而这些工业的废水中都含有 PAHs。10 号和 11 号取样点处 PAHs 的浓度较高是由于这 2 个取样点位于两江交汇处, 部分长江水体的 PAHs 会与嘉陵江水体的 PAHs 汇聚在一起; 两江交汇处船舶的活动频繁, 会有一些燃油进入水体, 也会导致 PAHs 含量的增加; 此外, 由于长江的悬浮颗粒相浓度大于嘉陵江重庆段的悬浮颗粒相的浓度, 使得嘉陵江重庆段总的悬浮颗粒相的浓度增大, 而水体的 PAHs 会与悬浮颗粒相的 PAHs 相互交换, 高环数的 PAHs 容易向颗粒相分配, 因而导致水体的悬浮颗粒相 PAHs 的浓度增加。

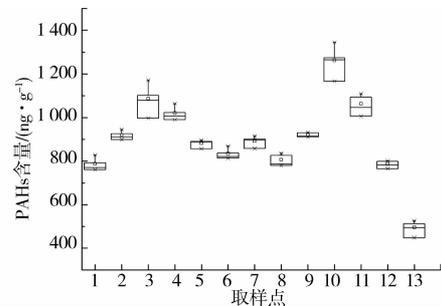


图3 悬浮颗粒相 PAHs 浓度的空间分布特征

2.4 嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 的来源解析

2.4.1 比值法用于 PAHs 的来源解析 化合物比值法是判断环境中 PAHs 来源的常用方法之一, Yunker 等^[8-9] 研究发现可以用 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phen})$ 、 $\text{Flu}/(\text{Flu} + \text{Pyr})$ 和 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 3 个比值来推断 PAHs 的来源。 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phen})$ 比值 < 0.10 , 意味着 PAHs 主要是来源于石油类物质的泄漏, $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phen})$ 比值 > 0.10 , 则主要为燃烧源; $\text{Flu}/(\text{Flu} + \text{Pyr})$ 比值 < 0.40 , 意味着以石油类物质泄漏污染为主, $\text{Flu}/(\text{Flu} + \text{Pyr})$ 比值 > 0.50 则是木材和煤的燃烧污染, $\text{Flu}/(\text{Flu} + \text{Pyr})$ 比值介于 $0.40 \sim 0.50$ 之间则表现为化石燃料的燃烧源; $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 比值 < 0.20 , 表明污染来自于石油类物质的泄漏, $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 比值在 $0.20 \sim 0.30$ 之间, 则意味着存在石油泄漏和燃烧的混合作用, $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 比值 > 0.30 则燃烧源占主要优势。

图 4 为嘉陵江重庆段雨季悬浮颗粒相 PAHs 的 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phen})$ 、 $\text{Flu}/(\text{Flu} + \text{Pyr})$ 和 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 3 种比值, 由图 4 可知, 嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 的 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phen})$ 比值均大于 0.20, 由 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phen})$ 的比值可以初步判断嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 主要来源于燃烧源。

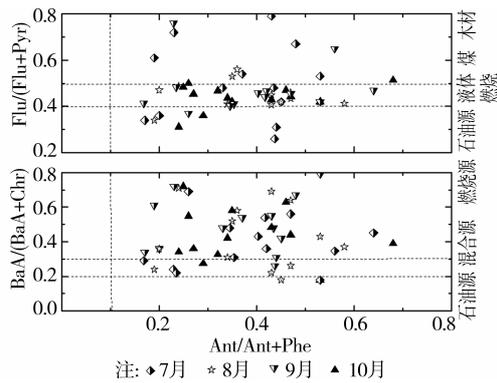


图 4 悬浮颗粒相 PAHs 特征异构体比值

Flu/(Flu+Pyr)比值的范围为 0.31~0.76, 3 个取样点(纳溪沟、峡口镇和磁器口)的 Flu/(Flu+Pyr)比值 >0.5 , 呈现出木材燃烧源的特点; 2 个取样点(黄花园和嘉陵厂)的 Flu/(Flu+Pyr)比值 <0.4 , 呈现出石油源的特点, 表明这 2 个取样点附近可能有石油泄漏的污染; 其他点的 Flu/(Flu+Pyr)值均在 0.40~0.50 之间, 呈现出液体燃烧源的特点。由 Flu/(Flu+Pyr)的比值可以判断嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 主要来源于液体燃烧, 其他的包括石油泄漏及木材燃烧也会对 PAHs 污染有一定的贡献率。

BaA/(BaA+Chr)比值的范围为 0.18~0.79, 只有 2 个取样点(寸滩和嘉华大桥)的 BaA/(BaA+Chr)比值介于 0.2~0.3 之间, 呈现出混合源的特点; 其他点的 BaA/(BaA+Chr)比值均 >0.3 , 呈现出燃烧源的特点, 由 BaA/(BaA+Chr)的比值可以判断嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 主要来源于燃烧源, 其他的石油源会对 PAHs 污染有一定的贡献率。

综合以上 3 个比值可知, 嘉陵江重庆段雨季悬浮颗粒相 PAHs 主要来源于液体石化燃料的燃烧, 其他的石油源和木材燃烧也会对 PAHs 污染有一定的贡献率。

2.4.2 主成因子分析/多元线性回归法(PCA-MLR)用于 PAHs 的来源解析 为了进一步了解嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 16 种 PAHs 的来源, 采用主成因子分析/多元线性回归方法(PCA-MLR)来定量分析其来源, 主成因子分析采用方差极大旋转法进行因子分析, 根据提取因子特征根大于 1 的原则, 共提取 5 个主因子, 这 5 个因子的总方差解释率达到 86.96%, 说明提取的 5 个因子很好的解释了原始数据的信息。

表 2 为嘉陵江重庆段悬浮相 16 种 PAHs 的旋转因子载荷矩阵, 从表 2 可以看出, 因子 1(PC1)解

表 2 旋转因子载荷矩阵

名称	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
NaP	0.06	0.27	0.21	0.34	0.78
Acy	0.08	0.31	0.82	0.17	-0.06
Ace	-0.23	0.21	0.78	-0.23	0.14
Fl	0.30	0.07	-0.22	0.17	0.23
Phe	0.25	-0.35	0.15	0.55	0.42
Ant	-0.08	-0.17	-0.33	0.06	-0.17
Flu	0.33	0.22	0.17	-0.33	0.09
Pyr	-0.24	0.08	0.46	0.78	0.14
BaA	-0.16	0.25	-0.08	0.69	0.36
Chr	0.85	0.74	0.14	0.27	-0.23
BaP	0.37	-0.29	0.40	0.38	-0.14
BbF	0.71	0.68	0.28	0.16	0.18
BkF	0.20	0.86	0.29	0.23	-0.33
DahA	0.65	0.72	0.16	0.14	-0.05
IcdP	0.81	-0.66	0.13	-0.30	0.07
BghiP	0.78	0.24	0.34	0.31	0.12
贡献率/%	25.76	20.82	17.29	12.48	10.61
累积贡献率/%	25.76	46.58	63.87	76.35	86.96

释了 25.76% 的总变化, 主要由中高分子量 PAHs 组成, 如 4 环的 Chr, 5 环的 BbF, 6 环的 IcdP 和 BghiP。因子 2(PC2)解释了 20.82% 的总变化, 主要由高分子量 PAHs 组成, 如 4 环的 Chr, 5 环的 BbF、BkF 和 DahA, 6 环的 IcdP。有研究表明^[10-14] Chr、BbF、BkF、DahA、IcdP 和 BghiP 等是柴油和汽油等发动机的交通尾气指示物, 但是也有研究表明柴油和汽油燃烧的尾气相似, 不同点是汽油的 BghiP 较高, 而柴油的 BkF 较高^[15]。因子 1 和因子 2 的组成基本相似, 但是因子 1 的 BghiP 载荷较高而因子 2 的 BkF 载荷较高, 所以因子 1 代表了汽油尾气的交通污染源; 因子 2 代表了柴油尾气的交通污染源。因子 3(PC3)解释了 17.29% 的总变化, 在 3 环的 Acy 和 Ace 上有较大的载荷, 这 2 种物质属于低环的 PAHs, Ant、Acy 和 Ace 通常在石油中存在, 来源于石油的泄露, 说明在石油产品使用过程中的泄露和挥发也是嘉陵江重庆段悬浮相 PAHs 的污染来源之一。因子 4(PC4)解释了 12.48% 的总变化, 在 3 环的 Phe, 4 环的 BaA 和 Pyr 上的载荷较重, 有研究表明 Phe 和 Pyr 通常来源于煤的燃烧^[12], 说明因子 4 代表了煤燃烧的污染源。因子 5(PC5)解释了 10.61% 的总变化, 在 2 环的 NaP 上

有较高的载荷,由于萘因易挥发,通常代表大气传输,从水体污染的角度来看,其为外来源的污染,所以因子5代表外来源的污染。这与重庆市实际情况相符,随着经济的发展和人们生活水平的提高,家用轿车越来越普及,随之也带来了显著的交通污染,PAHs的交通污染也是全世界城市环境中PAHs共同的主要来源之一;另外,目前煤仍是主要的能源之一,因此煤的燃烧源污染也是PAHs的污染源之一;由于嘉陵江上船舶活动频繁,会有一定的石油泄露,因此在嘉陵江重庆段石油源也是PAHs来源的重要组成部分。

以主成分分析得到的5个因子作为自变量,将嘉陵江重庆段悬浮相中16种PAHs的浓度作为因变量进行多元线性回归,获得的回归方程如下所示:

$$Z=0.705 \times PC1+0.559 \times PC2+0.465 \times PC3+0.103 \times PC4+0.0241 \times PC5$$

由回归方程的标准化回归系数可以计算各主因子即各主要污染源的相对贡献率,其中汽油尾气的交通源是嘉陵江重庆段雨季悬浮相PAHs的第1污染源,贡献率为37.79%;其次为柴油尾气的交通源污染源,其贡献率为29.97%;石油源是第3污染源,贡献率为24.93%;污染贡献率第4的是煤燃烧的污染源,贡献率为5.52%;污染贡献率最小的是外来源污染,贡献率为1.29%。

2.5 嘉陵江重庆段悬浮颗粒相 PAHs 的生态风险评价

悬浮颗粒相有机污染物的生态风险评价没有统一的标准,笔者采样用Long等^[16-17]提出用于确定沉积物中有机污染物的潜在生态风险的效应区间低值(Effects Range Low, ERL, 生物有害效应几率<10%)和效应区间中值(Effects Range Median, ERM, 有害效应几率>50%)来评价悬浮颗粒相PAHs的生态风险。若污染物浓度<ERL,则极少产生负面生态效应;若污染物浓度在两者之间,则偶而发生负面生态效应;若污染物浓度>ERM,则经常会出现负面生态效应。

13个取样点中,有10个取样点的Acy总量超过ERL值;8个取样点的Ace总量超过ERL值;13个取样点的Fl总量超过ERL值;5个取样点DahA总量超过ERL值,表明嘉陵江重庆段悬浮颗粒相的Acy、Ace、Fl和DahA具有很小的负面生态效应。其他的12种PAHs的含量值均小于ERL,所有16种PAHs的含量均远小于ERM,表明嘉陵江重庆段雨季悬浮颗粒相PAHs的潜在生态风险比较小,没有对生物造成较大的危害,但是随着人类活动的增

强,PAHs污染将日益严重,进而影响近岸生态环境,危害人类健康,因此有必要加强对PAHs的监测与研究。

3 结 论

1)嘉陵江重庆段悬浮颗粒相PAHs总的浓度范围为447.47~1344.92 ng/g,平均浓度为927.48 ng/g。PAHs在空间分布上呈现出“升高-降低-升高-降低”的趋势,PAHs最大值出现在朝天门处,为1344.92 ng/g;PAHs最小值出现在峡口镇处,为447.47 ng/g。

2)13个取样点PAHs的组成以4环PAHs为主,占PAHs总量的41.87%;其次是3环PAHs,占PAHs总量的29.95%;5环PAHs占PAHs总量的22.55%;2环和6环PAHs的含量很低,分别占PAHs总量的3.17%和2.48%。

3)雨季悬浮颗粒相PAHs主要来源于汽油和柴油等化石燃料燃烧的交通源污染,其贡献率分别为37.79%和29.97%;其次是石油源的污染,其贡献率为24.93%;此外,煤的燃烧和外来污染源也是PAHs来源的组成部分,其贡献率分别为5.52%和1.29%。

4)嘉陵江重庆段雨季悬浮颗粒相PAHs潜在的生态风险比较小,没有对生物造成较大的危害。

参考文献:

- [1] 郭广慧,吴丰昌,何宏平,等.中国地表水体多环芳烃含量分布特征及其生态风险评价[J].中国科学:地球科学,2012,42(5):680-691.
Guo G H, Wu F C, He H P, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of PAHs in surface waters of China [J]. Science China: Earth Sciences, 2012, 42(5): 680-691.
- [2] 王璟,王春江,赵冬至,等.渤海湾和黄河口外表层海水中芳烃的组成、分布及来源[J].海洋环境科学,2010,29(3):406-410.
Wang J, Wang C J, Zhao D Z, et al. Composition, distribution and source of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water of Bohai Bay and outside Huanghe Estuary [J]. Marine Environmental Science, 2010, 29(3): 406-410.
- [3] 陈卫锋,倪进治,杨红玉,等.闽江福州段沉积物中多环芳烃的空间分布异质性研究[J].环境科学,2012,33(5):1687-1692.
Chen W F, Ni J Z, Yang H Y, et al. Distribution, sources and ecological risks of PAHs in sediment of Minjiang River in Fuzhou City [J]. Acta Scientiarum Circumstantiae, 2010, 29(3): 406-410.

- [4] Barakat A O, Mostafa A, Wade T L, et al. Distribution and characteristics of PAHs in sediments from the Mediterranean coastal environment of Egypt [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(9): 1969-1978.
- [5] Liu Y, Chen L, Huang Q, et al. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Huangpu River, Shanghai, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(8): 2931-2938.
- [6] Zhang L, Dong L, Ren L, et al. Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons and phthalic acid esters in the surface water of the Yangtze River Delta, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(2): 335-342.
- [7] 蔡文良, 罗固源, 许晓毅, 等. 嘉陵江重庆段表层水体多环芳烃的污染特征[J]. *环境科学*, 2012, 33(5): 2341-2346.
- Cai W L, Luo G Y, Xu X Y, et al. Contamination characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface water from Jialing River in Chongqing [J]. *Environmental Sciences*, 2012, 33(5): 2341-2346.
- [8] Yunker M B, Macdonald R W, Vingarzan R, et al. PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition [J]. *Organic Geochemistry*, 2002, 33(4): 489-515.
- [9] Men B, He M, Tan L, et al. Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Daliao River Estuary of Liaodong Bay, Bohai Sea (China) [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 58(6): 818-826.
- [10] Hiller E, Sirotiak M, Jurkovic L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in bottom sediments from three water reservoirs, Slovakia [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009, 83(3): 444-448.
- [11] Agarwal T, Khillare P S, Shridhar V, et al. Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 163(2/3): 1033-1039.
- [12] Harrison R M, Smith D, Luhana L. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, UK [J]. *Environmental Science & Technology*, 1996, 30(3): 825-832.
- [13] Wang K, Shen Y, Zhang S, et al. Application of spatial analysis and multivariate analysis techniques in distribution and source study of polycyclic aromatic hydrocarbons in the topsoil of Beijing, China [J]. *Environmental Geology*, 2009, 56(6): 1041-1050.
- [14] Zuo Q, Duan Y H, Yang Y, et al. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soil in Tianjin, China [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 147(2): 303-310.
- [15] 于国光, 王铁冠, 朱先磊, 等. 北京市西北郊大气气溶胶中多环芳烃的源解析[J]. *环境化学*, 2008, 27(2): 245-250.
- Yu G G, Wang T G, Zhu X L, et al. Source appointment of PAHs in aerosol of northwest of Beijing [J]. *Environmental Chemistry*, 2008, 27(2): 245-250.
- [16] 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.
- [17] Macdonald D D, Ingersoll G, Berger T A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, 39(1): 20-31.

(编辑 胡英奎)