

沈阳卫工河水中多环芳烃的分布、来源 及生态风险初步评价

郑冬梅, 刘志彦, 孙丽娜*, 罗 庆

(沈阳大学, 区域污染环境生态修复教育部重点实验室, 辽宁沈阳 110044)

摘要: 卫工河水中6月(夏季)16种多环芳烃的含量为 $0.244\sim 2.038\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均为 $0.768\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; 9月(秋季)水中总多环芳烃(TPAHs)含量为 $0.503\sim 0.989\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均 $0.761\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; 11月(冬季)多环芳烃的含量为 $0.229\sim 0.427\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均含量为 $0.346\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。个别地点苯并(a)芘含量明显高于国家地表水环境质量标准(GB3838-2002); 对卫工河水中多环芳烃污染来源分析发现, 多环芳烃的主要来源燃烧来源; 通过商值法对卫工河的初步风险评价表明, 卫工河水中苯并(a)芘存在较大的生态风险, 应引起有关部门的进一步关注。

关键词: 多环芳烃; 水相; 生态风险; 卫工河

中图分类号: X131.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2010)04-0507-05

多环芳烃(PAHs)是一类具有潜在的致癌、致畸、致突变效应的持久性有机污染物, 已经被世界各国列为优先控制的环境污染物。自然水体中PAHs的浓度分布及污染来源受到广泛关注^[1-3]。随着环境中有毒污染物种类的不断增多, 环境风险评价已成为当前环境领域研究的热点^[4]。生态风险评价(ERA)是指生态系统受一个或多个胁迫因素影响后, 对不利生态后果出现的可能性进行评估^[5]。近年来部分学者尝试引进国外的生态风险理论和方法来研究我国环境的风险问题^[6,7], 为我国水体生态风险研究提供了新的思路。本文对沈阳卫工河水中的多环芳烃污染现状进行了调查, 分析其可能的主要来源及差异, 采用商值法对卫工河水污染进行了初步生态风险评价, 以期正确评价卫工河水环境质量、恢复城市河流质量提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

卫工河是沈阳市环城水系中重要组成部分, 全

长8.7 km, 水面面积14.4 hm², 共有道桥14座。由于多年的污水直接排放及无环境水稀释等因素, 水质污染非常严重, 其中有机污染为主要污染, 水体发黑发臭, 严重影响了沈阳市感观环境^[8]。卫工河因北运河末端污染及北部污水处理厂排水的污染因素, 该河段水质明显呈现富营养化, 导致水草疯长和底质恶化的污染特征^[9]。卫工明渠水质经过几年的改造, 以及截至2006年底, 原铁西区80%的重污染企业破产或迁出, 北部污水处理厂、仙女河污水处理厂的相继投入使用, 使卫工河水质基本达到国家地表水环境质量V类水质标准。

1.2 样品的采集与分析

于2009年6月、2009年9月、2009年11月沿卫工河自上游至下游设置6个采样点, 分别为福居桥(W1)、北三路(W2)、南九路(W3)、劳动桥(W4)、仙女河污水厂出水未汇入卫工河处(仙女湖附近)(W5)、卫工河与仙女河污水厂出水混合处(W6)(图1)。用采样器采集水样, 分别装入洁净的1L棕色玻璃瓶中, 带回实验室于4℃冷藏保存。

收稿日期: 2010-02-22; 改回日期: 2010-10-06

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07208-003-004和2008ZX07208-005-003); 国家863项目(2007AA06A405); 国家青年基金资助项目(41001346)。

第一作者简介: 郑冬梅(1977-), 女, 博士, 讲师, 主要从事污染物环境行为及其控制研究。E-mail: zhengdm126@163.com.

*通讯作者: 孙丽娜, 教授, 博士生导师。E-mail: sln629@163.com.

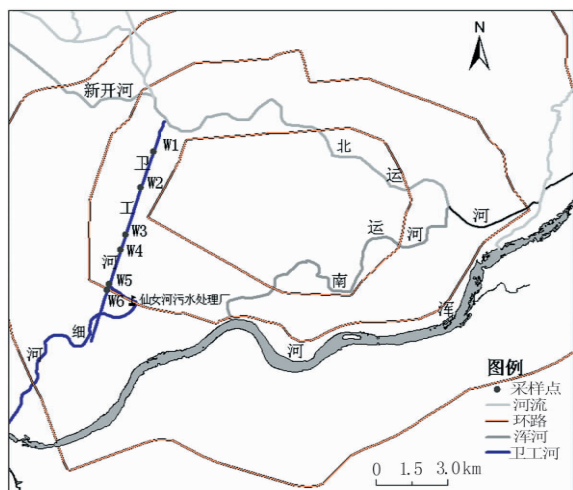


图 1 卫工河采样点图

Fig. 1 Sampling sites along the Weigong River

1.3 主要试剂及仪器

HPLC 色谱仪 (Agilent 1100 型, 配有紫外和荧光检测器); 旋转蒸发仪 (RE-52C, 上海亚荣生化仪器厂); 正己烷, 二氯甲烷和无水硫酸钠均为分析纯; 乙腈为色谱纯; 硅胶 (70-100 目) 色谱层析用试剂; 标准物质为 USEPA Method 610 要求的 16 种优先检测的 PAHs 混合样品, 由美国 Accu Standard 公司提供。

1.4 样品分析

水中 PAHs 参照 Song 等提出的方法, 采用液-液提取步骤进行分析测定^[10]。提取液经无水硫酸钠干燥后浓缩, 用已活化的硅胶层析柱分离净化。以正己烷洗脱烷烃, 二氯甲烷洗脱 PAHs。洗脱液浓缩后用乙腈定容至 0.5 mL, 进行 HPLC 分析。

1.5 分析质量控制/质量保证

实验过程中用超纯水做试剂空白实验, 以 16 种 PAHs 混合标准液为外标, 以保留时间直接对照定量。加标回收率实验结果表明, 除挥发性较强的萘回收率较低以外 (65.3%), 其它 PAHs 基质加标回收率大于 80%, 相对标准偏差均小于 5% (n=7)。

1.6 生态风险评价

商值法是一种简单的风险表征方法^[11], 危害商值 (HQ) 的计算方法为 $HQ = \text{暴露} / \text{TRV}$ 。暴露是指测定或估计的暴露浓度, TRV 指毒性参考值 (生态基准值)。商值法通常在测定暴露量和选择毒性参考值时都是比较保守的, 它仅仅是对风险的粗略估计, 其计算存在着很多不确定性。商值法的计算结果是个确定值, 不是一个风险概率计算值, 因而不能用风险术语来解释, 商值法只能用于低水平的风

险评价。由文献获得 PAHs 在淡水水体生态基准值 (表 1)^[12,13]。将环境浓度与生态基准值比较, 计算得到不同 PAHs 的 HQ, 比值大于 1 说明该物质存在潜在的生态风险, 比值越大潜在风险越大; 比值小于 1 说明该物质的生态风险相对较小。

表 1 淡水水中 PAHs 的生态基准值
Table 1 Ecological criteria of PAHs in water

PAHs	水相 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	PAHs	水相 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)
萘	490	芘	7
苊	23	苯并(a)苊	34.6
芴	11	蒽	7
菲	30	苯并(a)芘	0.014
蒽	3	二苯并蒽(a,h)	5
荧蒽	6.16		

2 结果与讨论

2.1 卫工河水中多环芳烃的空间分布

卫工河水体多环芳烃 (PAHs) 污染调查表明: 河水中主要含有 2-3 环的芴、苊、菲、蒽; 4 环的荧蒽、芘、苯并(a)苊、蒽; 5 环的苯并(b)荧蒽、苯并(K)荧蒽、苯并(a)芘、二苯并(a,h)苊; 6 环的苯并(ghi)花、茚并(1,2,3-cd)芘 (表 2)。W1、W2、W3、W6 点苯并(a)芘含量明显高于国家地表水环境质量标准 (GB3838-2002) 中苯并(a)芘含量 ($2.8 \times 10^{-3} \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$); 苯并(a)苊、蒽、二苯并(a,n)苊、茚并(1,2,3-cd)芘含量也超过了美国国家环保署地表水水质标准 (EPA822-Z-99-001) 的含量 ($4.4 \times 10^{-3} \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)。

卫工河 2009 年 6 月 (夏季) 水中 TPAHs 含量为 $0.244 \sim 2.038 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均为 $0.768 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; 9 月 (秋季) 水中 TPAHs 含量为 $0.503 \sim 0.989 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $0.761 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。11 月 (冬季) 水中 TPAHs 含量为 $0.229 \sim 0.427 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均含量为 $0.346 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。从不同季节 TPAHs 的平均含量来看, 夏季 > 秋季 > 冬季。从图 2 也可以看出, 卫工河除 W1、W6 外, 各断面 2009 年 9 月总多环芳烃含量高于 6 月、11 月各断面总多环芳烃含量, 即秋季高于夏季和冬季。W1、W6 点夏季 > 秋季 > 冬季, 这种变化与沈琼^[14]对北京通州区地表水中 PAHs 的研究相一致。夏季, W1 点 (福居桥) PAHs 含量最高为 $2.038 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 明显高于其它地点, 主要由于 W1 点作为卫工河的上游, 受北部污水处理厂来水影响, 另外 W1 点紧邻生活区, 附近有大型露天市场、早夜市等, 直接影响卫工河福居桥附近的水质。W6 点受仙女河污水处理厂的影响。冬季由于

表 2 卫工河不同时间段多环芳烃含量分布

Table 2 PAHs contents and distribution in different sites and years μg/L

多环芳烃 组分及缩写	2009. 6			2009. 9			2009. 11		
	检出率	含量	平均	检出率	含量	平均	检出率	含量	平均
	%	范围	浓度	%	范围	浓度	%	范围	浓度
萘/Nap	NA	—	—	16. 7		0. 027	100	0. 007~0. 04	0. 018
苊/Ane	16. 7		0. 083	100	0. 033~0. 083	0. 057	NA	—	~
二氢苊 /Any	NA	—	—	—	—	—	NA	—	~
芴/Fle	100	0. 002~0. 033	0. 011	100	0. 023~0. 060	0. 040	100	0~0. 005	0. 002
菲/Phe	100	0. 031~0. 574	0. 236	100	0. 100~0. 240	0. 167	100	0. 1~0. 24	0. 167
蒽/Ant	100	0. 003~0. 047	0. 021	100	0. 021~0. 058	0. 038	100	0~0. 034	0. 008
荧蒽/Fla	83. 3	0. 005~0. 025	0. 015	100	0. 061~0. 150	0. 102	100	0~0. 038	0. 015
芘/Pyr	100	0. 007~0. 024	0. 016	100	0. 050~0. 110	0. 076	100	0. 001~0. 019	0. 005
苯并(a)苊/Baa	66. 7	0. 003~0. 362	0. 186	100	0. 079~0. 120	0. 098	100	0. 054~0. 16	0. 100
蒽/Chr	100	0. 020~0. 141	0. 081	83. 3	0. 015~0. 056	0. 042	100	0~0. 024	0. 008
苯并(b)荧蒽/Bbf	100	0. 001~0. 004	0. 003	NA	—	—	NA	—	—
苯并(k)荧蒽/Bkf	80	0. 001~0. 002	0. 001	100	0. 005~0. 008	0. 007	100	0. 002~0. 012	0. 005
苯并(a)芘/Bap	70	0. 002~0. 004	0. 003	100	0. 020~0. 031	0. 026	100	0. 001~0. 006	0. 003
二苯并(a,n)苊/Daa	100	0. 002~0. 067	0. 018	100	0. 074~0. 150	0. 110	100	0. 007~0. 037	0. 016
苯并(ghi)芘/Bgp	100	0. 002~0. 008	0. 006	50	0. 001~0. 008	0. 005	50	0~0. 002	0. 001
茚苯(1,2,3-cd)芘/Ilp	50	0~0. 915	0. 444	NA	—	—	NA	—	—

注:“—”表示未检出,“NA”表示无检出率

东北地区气候原因,W1 点受周围居民点的影响相对减弱。其它地点主要受河水季节降水的影响,特别是沈阳 2009 年夏季降水较少,9 月河流量相对高于 6 月、11 月,大气沉降带来的 PAHs 通过地表径流及土壤淋溶进入河流。

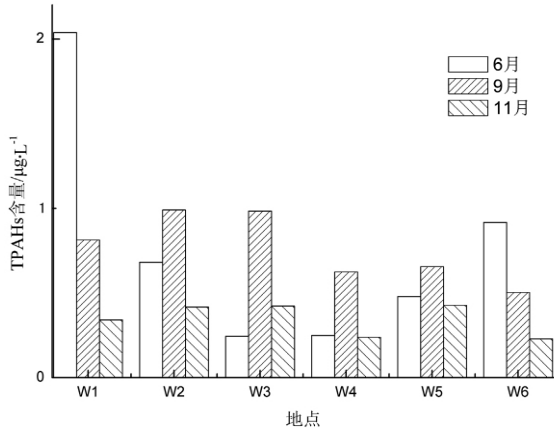


图 2 不同时间水中 TPAHs 含量及分布

Fig. 2 TPAHs contents in water at different time

总体上来看,卫工河不同季节,不同采样点之间的 PAHs 总浓度差异很大,主要由于城市河流受人类活动影响较大,卫工河受纳城市生活污水及部分工厂排放的废水,河流中水生生物较少,对水中多环芳烃的吸收和降解能力较弱,季节降水对于城市河流流量影响相对较弱。

2. 2 卫工河水中 PAHs 来源分析

PAHs 除了自然成因外,主要来自人类活动以及能源的利用过程,特别是煤、石油的不完全燃烧产

物^[15]。国内外学者运用不同的指标对 PAHs 的来源进行了分析^[16-19],可用 PAHs 单个组分的相对含量比值作为判别 PAHs 来源及输入途径的指标。本文采用苯并(a)苊和蒽,以及荧蒽和芘两组指标来分析 PAH 的来源,即苯并(a)苊/(苯并(a)苊+蒽)和荧蒽/[荧蒽+芘] 2 个系列的比值来判断卫工河多环芳烃的来源。苯并(a)苊/(苯并(a)苊+蒽),即 BaA/(BaA+Chr) <0. 20 被认为是石油源;>0. 35 为燃烧源;0. 20 ~ 0. 35 为两者混合源;荧蒽/[荧蒽+芘],即(Fla/Fla+Pyr)比值小于 0. 4,指示为石油污染源,大于 0. 5 则主要是木材、煤燃烧来源,位于 0. 4 与 0. 5 之间则为石油及其精炼产品的燃烧来源。

从 BaA/(BaA+Chr)的比值可以看出,2009 年 6 月卫工河除 W4 外,其它地点主要为燃烧源,9 月卫工河为燃烧源为主,11 月为燃烧源;从 Fla/(Fla+PYr)的比值可以看出(表 3),2009 年 6 月卫工河的 W1、W4 属于木材、煤燃烧来源,其它地点属于石油及其精炼产品的燃烧来源;2009 年 9 月卫工河从 W1 到 W6 的比值大于 0. 5,属于主要是木材、煤燃烧来源;11 月卫工河以木材、煤燃烧来源为主。因此,我们综合来看,6 月卫工河 PAHs 以混合源为主,9 月以燃烧源为主,11 月以燃烧源为主。沈阳属于北方重要的工业城市,人口密度大,对煤、石油和其他生物质能源的需求量庞大,特别是冬季取暖,对煤的需求量非常大,这些燃料的燃烧都会导致 PAHs 的大量排放。

表 3 卫工河水中 PAHs 的来源比值

Table 3 Diagnostic ratios of PAHs in water of the Weigong River

地点	2009. 6		2009. 9		2009. 11	
	Fla/(Fla+PYr)	BaA/(BaA+Chr)	Fla/(Fla+PYr)	BaA/(BaA+Chr)	Fla/(Fla+PYr)	BaA/(BaA+Chr)
W1	0.52	0.73	0.59	0.64	0.78	1
W2	0.35	0.78	0.58	0.66	0.94	1
W3	0.42	NC	0.60	0.63	0	0.85
W4	0.60	0.07	0.53	0.73	0	0.91
W5	NC	NC	0.55	1	0.67	0.92
W6	0.49	0.72	0.55	0.84	0.87	1

注:NC 表示没有检测到某种组分而使比值无法计算。

2.3 卫工河水中多环芳烃的风险评价

将所研究的卫工河水中每种 PAHs 浓度值与生态基准值进行比较,计算得到 PAHs 的危害商值(表 4)。结果表明:16 种 PAHs 中除了苯并(a)芘

之外,其它的 PAHs 危害值均远远 <1 。只有苯并(a)芘在某些断面的危害商值 >1 ,特别是 9 月采样点,多数商值均大于 1,与它是燃烧来源有关,说明卫工河水中苯并(a)芘存在较大的生态风险。

表 4 不同月份不同采样地点风险评价结果

Table 4 Results of risk assessment of different sites in different months

时间	地点	萘	苊	菲	蒽	荧蒽	芘	苯并(a)蒽	蒾	苯并(a)芘	二苯并(a,n)蒽
6 月	W1	—	0.001	0.019	0.016	0.004	0.003	0.009	0.016	0.286	0.001
	W2	—	<0.001	0.001	0.007	0.002	0.003	0.002	0.003	0.286	0.013
	W3	—	<0.001	0.006	0.004	0.001	0.001	—	0.006	0.143	<0.001
	W4	—	<0.001	0.005	0.001	0.002	0.001	<0.001	0.006	0.214	0.002
	W5	0.04	0.003	0.007	0.005	—	0.002	—	0.017	0.214	0.001
	W6	—	0.001	0.010	0.009	0.003	0.003	0.011	0.020	0.286	0.004
9 月	W1	0.003	0.004	0.007	0.015	0.018	0.011	0.002	0.006	2.071	0.022
	W2	0.004	0.005	0.008	0.019	0.024	0.016	0.003	0.008	2.214	0.017
	W3	0.004	0.006	0.008	0.019	0.024	0.014	0.003	0.007	2.143	0.020
	W4	0.001	0.002	0.003	0.007	0.010	0.008	0.003	0.006	1.571	0.028
	W5	0.002	0.003	0.004	0.008	0.012	0.009	0.004	0	1.571	0.030
	W6	0.002	0.002	0.004	0.007	0.010	0.007	0.002	0.002	1.429	0.015
11 月	W1	—	<0.001	0.007	0.011	0.003	0.001	0.002	<0.001	0.136	0.002
	W2	—	<0.001	0.008	0.003	0.003	<0.001	0.003	<0.001	0.221	0.007
	W3	—	<0.001	0.008	<0.001	<0.001	<0.001	0.004	0.003	0.214	0.002
	W4	—	<0.001	0.003	<0.001	<0.001	<0.001	0.003	0.001	0.157	0.003
	W5	—	0.001	0.004	0.001	0.006	0.003	0.005	0.002	0.086	0.003
	W6	—	<0.001	0.004	<0.001	0.003	<0.001	0.002	<0.001	0.429	0.002

3 结 论

1)卫工河 6 月(夏季)水中 TPAHs 含量为 $0.244\sim 2.038\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均为 $0.768\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;9 月(秋季)水中 TPAHs 含量为 $0.503\sim 0.989\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $0.761\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;11 月(冬季)水中 TPAHs 含量为 $0.229\sim 0.427\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均含量为 $0.346\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。个别地点苯并(a)芘含量明显高于国家地表水环境质量标准(GB3838-2002);苯

并(a)蒽、蒾、苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、苯并(a)芘、二苯并(a,n)蒽、苯并(ghi)芘、茚并(1,2,3-cd)芘含量也超过了美国国家环保署地表水水质标准。

2)对卫工河水中多环芳烃污染源分析发现,多环芳烃的主要来源为燃烧源。

3)通过商值法对卫工河的初步风险评价表明,卫工河水中苯并(a)芘存在较大的生态风险,应引起有关部门的进一步关注。

参 考 文 献

- [1] Maskaoui K,Zhou J L,Hong H S,*et al.* Contamination by polycycle aromatic hydrocarbons in the Jiulong River Estuary and Western Xiamen Sea[J]. Environmental Pollution,2002,118:109-122.

- [2] Doong R A, Lin Y T. Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminations in surface sediment and water from Gao-ping River, Taiwan[J]. *Water Research*, 2004, 38: 1733–1744.
- [3] 冯承莲, 雷炳莉, 王子健. 中国主要河流中多环芳烃生态风险的初步评价[J]. *中国环境科学*, 2009, 29(6): 583–588.
- [4] 黄圣彪, 王子健, 乔敏. 区域环境风险评价及其关键科学问题[J]. *环境科学学报*, 2007, 27(2): 705–713.
- [5] United States Environmental Protection Agency(USEPA). EPA 630-R-95-002F. Guidelines for ecological risk assessment [S]. 1998.
- [6] Xiao R Y, Wang Z J, Wang C X, *et al.* Soil screening for identifying ecological risk stressors using a battery of in vitro cell bioassays[J]. *Chemosphere*, 2006, 64: 71–78.
- [7] Qiao M, Chen Y Y, Zhang Q H, *et al.* Identification of Ah receptor agonists in sediment of Meiliang Bay, Taihu Lake, China [J]. *Environmental Science Technology*, 2006, 40: 1415–1419.
- [8] 李相力, 张鹏程, 于洪存. 沈阳市卫工河黑臭现象分析[J]. *环境保护科学*, 2003, 29(119): 27–29.
- [9] 张炼. 细河污染特征与整治对策的探讨[J]. *环境保护科学*, 2009, 35(3): 23–26.
- [10] Song X, Song Y, Sun T, *et al.* Adaptability of microbial inoculators and their contribution to degradation of mineral oil and PAHs[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2006, 18(2): 310–317.
- [11] USEPA. A Case Study Residual Risk Assessment for EPA's Science Advisory Board Review Secondary Lead Smelter Source Category Volume I: Risk Characterization[R]. North Carolina: 2000, 68–D6–0065.
- [12] Smith S L, MacDonald D D, Keenleyside K A, *et al.* A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems[J]. *Journal Great Lakes Research*, 1996, 22(3): 624–638.
- [13] MacDonald D D, Ingersoll C 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: 20–31.
- [14] 胡健, 张国平, 刘丛强. 固相萃取柱净化—液相色谱法测定大气中多环芳烃[J]. *地球与环境*, 2004, 32(3): 94–97.
- [15] 沈琼, 王开颜, 张巍, 等. 北京市通州区地表水中多环芳烃的分布与季节变化[J]. *环境化学*, 2007, 26(4): 523–527.
- [16] Sanders M, Sivertsen S, Scott G. Origin and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments from the Savannah River[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2002, 43: 438–448.
- [17] 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: 489–515.
- [18] 金海燕, 陈建芳, 潘建明, 等. 夏季珠江口水体中多环芳烃的分布、组成及来源[J]. *海洋学研究*, 2006, 24(3): 32–40.
- [19] 崔学慧, 李炳华, 陈鸿汉. 太湖平原城近郊区浅层地下水中多环芳烃污染特征及污染源分析[J]. *环境科学*, 2008, 29(7): 1806–1810.

Distribution, Sources and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Water of Weigong River, Shenyang

ZHENG Dong-mei, LIU Zhi-yan, SUN Li-na, LUO Qing

(Shenyang University Key Laboratory of Eco-remediation of Contaminated Environment and Resource Reuse, Shenyang 110044, China)

Abstract: The TPAHs contents of 16 species in water of the Weigong River are within the range of $0.244 \sim 2.038 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ with an average of $0.768 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ in summer, within the range of $0.503 \sim 0.989 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ with an average of $0.761 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ in autumn, and within the range $0.229 \sim 0.427 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ with an average of $0.346 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ in winter, respectively. The Benzo[a]pyren contents at the same sites are much higher than the reference values provided by the environmental quality standards for surface water (GB3838–2002). It is suggested that PAHs in water of the Weigong River mostly came from combustion sources. The primary ecological risk of PAHs was assessed using the quotient method and the results showed that the Benzo[a]pyren contributed a lot to the risk and more attention should be paid to it.

Key words: PAH; water phase; ecological risk; Weigong River