

沈阳细河水中多环芳烃的分布、来源及生态风险评价*

郑冬梅 孙丽娜** 刘志彦 罗 庆

(沈阳大学区域污染环境生态修复教育部重点实验室, 沈阳 110044)

摘 要 通过测定不同季节细河水中多环芳烃(PAHs)的含量,研究了细河水中 PAHs 的分布,探讨了 PAHs 的来源,评价了其生态风险。细河水中 6 月(夏季)16 种 PAHs 的含量为 $0.214 \sim 0.857 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,平均为 $0.562 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$;9 月(秋季)水中 PAHs 含量为 $0.195 \sim 0.633 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,平均 $0.380 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$;11 月(冬季)水中 PAHs 含量为 $0.122 \sim 0.486 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,平均含量为 $0.236 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。苯并(a)芘含量明显高于国家地表水环境质量标准(GB 3838-2002);对细河水中 PAHs 污染来源分析发现,6 月和 9 月 PAHs 的主要来源为石油污染和石油及其精炼产品的燃烧;通过商值法对细河的初步风险评价表明,细河水中苯并(a)芘存在较大的生态风险,应引起关注。

关键词 多环芳烃;水体;生态风险;细河

中图分类号 X131.2 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2010)10-2010-06

Polycyclic aromatic hydrocarbons in Xihe River, Shenyang: Seasonal variation, sources, and ecological risk assessment. ZHENG Dong-mei, SUN Li-na, LIU Zhi-yan, LUO Qing (Key Laboratory of Regional Environment and Eco-Remediation Ministry of Education, Shenyang University, Shenyang 110044, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(10): 2010-2015.

Abstract: Through the determination of the concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Xihe River in different seasons, this paper analyzed the temporal variation of PAHs, their sources, and possible ecological risk. In the water body of Xihe River, the concentrations of 16 PAHs ranged in $0.214 \sim 0.857 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (averaged $0.562 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) in June (summer), $0.195 \sim 0.633 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (averaged $0.380 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) in September (autumn), and $0.122 \sim 0.486 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (averaged $0.236 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) in November (winter), with that of benzo[a]pyren much higher than the guidance value provided by the environmental quality standards for surface water (GB 3838-2002). In June and September, the PAHs in Xihe River mostly came from oil, oil burning residue, and oil refined process. The preliminary assessment with quotient method showed that the benzo[a]pyren in the river had great ecological risk, which should be paid more attention.

Key words: polycyclic aromatic hydrocarbons; water body; ecological risk; Xihe River.

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 的分布及来源受到广泛关注(Maskaoui *et al.*, 2002; Doong & Lin, 2004; 冯承莲等, 2009)。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(黄圣彪等, 2007)。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(USEPA, 1998)。近年来,我国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(Qiao *et al.*, 2006; Xiao *et al.*, 2006),为我国水体生态风险研究提供了新的思路。

研究表明,河流中低浓度的 PAHs 经过生物体

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07208-003-004 和 2008ZX07208-005-003) 和国家高新技术研究发展计划资助项目(2007AA06A405)。

** 通讯作者 E-mail: sln629@163.com

收稿日期: 2010-03-28 接受日期: 2010-06-21

的富集作用能达到极高的浓度,并沿着食物链进行传递,从而最终影响到人类健康 (Streit, 1992)。目前河流系统中 PAHs 的研究主要关注了一些大河,如黄河、珠江等 (李恭臣等, 2006; 金海燕等, 2006), 而对城市河流关注较少。城市河流由于临近工业区,并处于人类活动密集区,通常因接纳工业三废及城市生活污水的影响而受到严重污染,污染物主要为多种重金属及 PAHs。城市河流中的生态系统健康受到污染的威胁,成为生态风险评价中亟待关注的方面。城市河流中的 PAHs 主要来源于地表径流、大气颗粒物的迁移和干湿沉降 (沈琼等, 2007)。本文对沈阳市城市河流——细河河水中的 PAHs 污染现状进行了调查,分析其可能的主要来源及差异,采用商值法对细河污染进行了初步生态风险评价,为正确评价细河水环境质量、恢复城市河流质量提供科学依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区概况

细河是沈阳市一条内陆河,北起沈阳市铁西新区卫工明渠南端,向西南流经铁西区、于洪区和辽中县,全长 78.2 km,在辽中县黄蜡坨子流入浑河,是浑河的重要支流。从 20 世纪 50 年代以来,细河作为沈阳西部“排污口”,长期接纳工业废水和生活污水,水中镉、铅、汞等重金属含量超标,严重殃及了沿岸的居民和农田,已经成为沈阳市污染严重的河流之一 (逢守杰等, 2003; 王莉等, 2005)。细河水质常年超国家地表水环境质量 V 类水质标准,为劣 V 类水体。对细河水质中挥发酚等有机污染物的分析表明,细河在一定程度上受到难降解有毒有机污染物的污染 (姜勇等, 2004)。2002 年铁西区工业企业开始陆续搬迁到开发区,城市功能区发生重大调整。沈阳细河 2005 年从卫工河南端到挨金进行清淤,2007 年细河从挨金-大潘段进行清淤。加上仙女河污水处理厂的投入使用,直接进入细河的工业污水减少,细河水质得到一定程度的改善。

1.2 样品的采集与分析

于 2009 年 6、9 和 11 月沿细河自上游至下游设置 10 个采样点,分别为富官、翟家、大潘、前庙、双树、大兀拉、前余、土台、土西、黄蜡坨 (图 1)。用采样器采集水样,分别装入洁净的 1 L 棕色玻璃瓶中,带回实验室于 4 °C 冷藏保存。

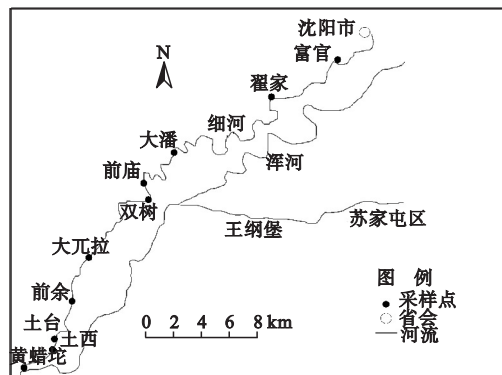


图 1 采样点位置示意图

Fig. 1 Location of sample sites

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),仪器检出限为 $0.01 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$;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 (2006) 提出的方法,采用液-液提取步骤进行分析测定。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 (65.3%) 以外,其他 PAHs 基质加标回收率 > 80%,相对标准偏差均 < 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 (USEPA, 2000),危害商值 (HQ) 的计算方法为 $HQ = C_e / TRV$ 。 C_e 为测定或估计的暴露浓度, TRV 为毒性参考值 (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) (Smith *et al.*, 1996; MacDonald *et al.*,

表 1 淡水水中 PAHs 的生态基准值
Tab.1 Ecological reference values of PAHs in freshwater

PAHs	水相($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	PAHs	水相($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)
萘/Nap	490	芘/Pyr	7
苊/Ane	23	苯并(a)苊/Baa	34.6
芴/Fle	11	屈/Chr	7
菲/Phe	30	苯并(a)芘/Bap	0.014
蒽/Ant	3	二苯并(a,n)苊/Daa	5
荧蒽/Fla	6.16		

2000)。将环境浓度与生态基准值比较,计算得到不同 PAHs 的 *HQ*,比值>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<1 说明该物质的生态风险相对较小。

2 结果与分析

2.1 细河水中 PAHs 的空间分布

调查表明,细河河水中含有包括:2~3 环的萘、芴、苊烯、菲、蒽、荧蒽;4 环的荧蒽、芘、苯并(a)苊、屈;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)芘、茚芘(1,2,3-cd)芘(表 2)。

从表 2 可以看出,从 1985 年至今,芴、菲、蒽含量表现明显的降低。但苯并(a)芘含量一直表现出较高含量,明显高于国家地表水环境质量标准(GB 3838-2002),存在一定的风险。并且苯并(a)苊、屈、苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、苯并(a)芘、二苯

并(a,n)苊、苯并(ghi)芘、茚芘(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(EPA 822-Z-99-001)限值($0.0044 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)。

细河 2009 年 6 月(夏季)水中 PAHs 含量为 $0.214 \sim 0.857 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,平均为 $0.562 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$;9 月(秋季)水中 PAHs 含量为 $0.195 \sim 0.633 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,平均 $0.380 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$;11 月(冬季)水中 PAHs 含量为 $0.122 \sim 0.486 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,平均含量为 $0.236 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$;2006 年 $0.026 \sim 0.384 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,平均为 $0.151 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$;从图 2 也可以看出,细河各断面 2009 年 PAHs 高于 2006 年各断面 PAHs 含量(宋雪英等,2007)。2009 年 6 月高于 2009 年 9 月、11 月,即夏季>秋季>冬季,主要由于沈阳地区 6 月(夏季)降雨量多于 9 月(秋季)、11 月(冬季),大气沉降带来的 PAHs 通过地表径流及土壤淋溶进入河流。同时,夏季水温较高,水中 PAHs 的溶解度高于秋季、冬季,此外,细河主要接纳城市污水,水体污染严重,水中植物、微生物稀少,对 PAHs 的降解作用较弱。因此,PAHs 的含量夏季>秋季>冬季,这种变化与沈琼等(2007)对北京通州区地表水中 PAHs 的研究一致。

与其他河流相比,除了黄河口与长江之外,细河水中 PAHs 处于较高水平(表 3),说明细河中存 在一定程度的多环芳烃污染。

2.2 细河水体中 PAHs 来源分析

PAHs 除了自然成因外,主要来自人类活动以

表 2 细河不同时间多环芳烃含量分布($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)
Tab.2 PAHs contents and distribution in different time

PAHs	2009.6		2009.9		2009.11		2006(宋雪英等,2007)	1985(陈常巧等,1988)
	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值	平均值	平均值
萘/Nap	-	-		0.027	0~0.026	0.009	-	
苊/Ane	0.004~0.115	0.063	0.010~0.058	0.028	-	-	0.026	
二氢苊/Any	-	-	-	-	-	-	-	
芴/Fle	0.001~0.033	0.009	0.007~0.036	0.021	0~0.003	0.001	-	31.90
菲/Phe	0.027~0.319	0.110	0.042~0.160	0.082	0.010~0.055	0.028	0.019	1.00
蒽/Ant	0.001~0.034	0.011	0.005~0.034	0.012	0~0.005	0.002	0.007	0.30
荧蒽/Fla	0.010~0.061	0.036	0.021~0.085	0.038	0.016~0.240	0.042	0.023	-
芘/Pyr	0.013~0.061	0.036	0.022~0.082	0.038	0~0.013	0.0006	0.027	0.50
苯并(a)苊/Baa	0.055~0.307	0.152	0.023~0.180	0.095	0~0.26	0.082	0.027	-
屈/Chr	0.012~0.104	0.054	0.009~0.040	0.027	0~0.11	0.018	0.038	0.05
苯并(b)荧蒽/Bbf	0~0.005	0.002	-	-	-	-	0.022	0.07
苯并(k)荧蒽/Bkf	0~0.006	0.002	0.001~0.006	0.003	0~0.003	0.001	0.008	
苯并(a)芘/Bap	0.002~0.012	0.006	0.004~0.021	0.013	0.001~0.031	0.007	0.007	0.10
二苯并(a,n)苊/Daa	0.012~0.152	0.069	0.009~0.140	0.057	0.002~0.091	0.040	0.005	0.01
苯并(ghi)芘/Bgp	0.005~0.112	0.020	-	-	-	-	-	-
茚芘(1,2,3-cd)芘/Ilp	0.151~0.331	0.228	-	-	-	-	-	-

“-”表示未检出。

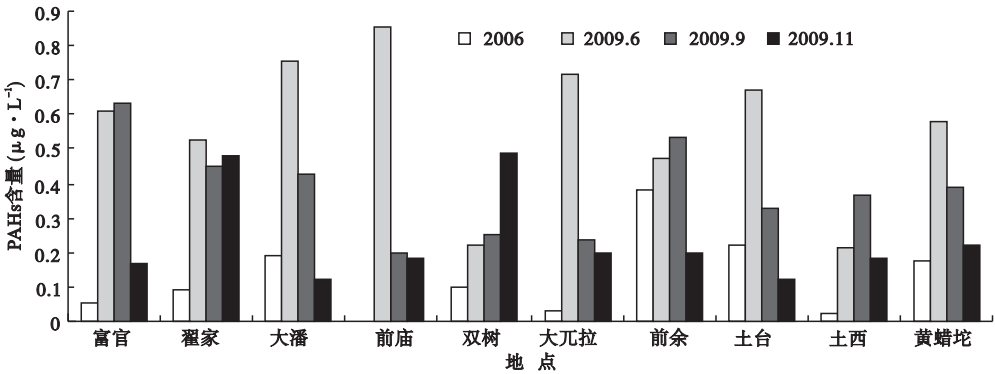


图2 不同地点水中 PAHs 含量及分布

Fig.2 PAHs contents in water in different sites

2006 年数据引自宋雪英等,2007。

表3 细河水中 PAHs 与其他河流的比较

Tab.3 Comparison of PAHs contents in Xihe and other rivers and estuaries

河流	PAHs 含量 (μg · L ⁻¹)	文献
珠江口	0.016 ~ 0.182	罗孝俊等,2008
南黄海	0.038 ~ 0.233	韩彬等,2009
黄河口	0.473 ~ 1.190 (丰水期) 1.681 ~ 6.014 (枯水期)	郎印海等,2008
长江	0.242 ~ 6.235	冯承莲等,2007
密西西比河	0.012 ~ 0.430	Mitra & Bianchi, 2003
纽约港	0.038	Gigliotti <i>et al.</i> , 2002
塞纳河	0.004 ~ 0.036	Femandes <i>et al.</i> , 1997

及能源的利用过程,特别是煤、石油的不完全燃烧产物。不同的指标可对 PAHs 的来源进行分析 (Sanders *et al.*, 2002; Yunker *et al.*, 2002; 金海燕等, 2006; 崔学慧等, 2008), 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。本文采用荧蒽/[荧蒽+芘]和茚苯(1,2,3-cd)芘/[茚苯(1,2,3-cd)芘+苯并(ghi)芘]2个系列的比值来判断细河 PAHs 的来源。荧蒽/[荧蒽+芘],即(Fla/Fla+Pyr)

比值<0.4,指示为石油污染源,>0.5则主要是木材、煤燃烧来源,0.4~0.5则为石油及其精炼产品的燃烧来源;茚并(1,2,3-cd)芘/[茚并(1,2,3-cd)芘+苯并(ghi)芘],即(Ilp/Ilp+Bgp)之比<0.2表明主要是石油排放污染,>0.5则主要是木材、煤燃烧污染,0.2~0.5为化石燃料燃烧污染。

从 Fla/(Fla+PYr)的比值可以看出(表4),2009年6月细河从前庙到土西的比值基本上小于0.4,说明以石油类污染为主,2009年9月细河从大兀拉到黄蜡坨的比值介于0.4~0.5,属于石油及其精炼产品的燃烧来源;2009年11月细河整个断面的比值均>0.5,说明主要是木材、煤燃烧来源。从2006年的比值可以看出,从大潘开始比值<0.4,为石油污染源。而从 Ilp/Ilp+Bgp 的比值来看,前庙、大兀拉、前余是这3点应该属于混合污染为主。从 Fla/(Fla+PYr)的比值来看,从2007—2009年富官点应该属于木材、煤燃烧来源。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

表4 细河水中 PAHs 的来源判定

Tab.4 Ratios of PAHs for source determination in water of Xihe River

地点	2009.6		2009.9		2009.11		2006	
	Fla/ (Fla+PYr)	Ilp/ Ilp+Bgp	Fla/ (Fla+PYr)	Ilp/ Ilp+Bgp	Fla/ (Fla+PYr)	Ilp/ Ilp+Bgp	Fla/ (Fla+PYr)	Ilp/ Ilp+Bgp
富官	0.59	NC	0.51	NC	0.791	NC	0.83	NC
翟家	0.48	NC	0.53	NC	0.966	NC	0.62	NC
大潘	0.64	NC	0.56	NC	0.989	NC	0.26	NC
前庙	0.36	0.96	0.55	NC	0.891	NC	—	NC
双树	0.39	NC	0.55	NC	0.683	NC	0.31	NC
大兀拉	0.38	0.94	0.49	NC	0.800	NC	NC	NC
前余	0.30	0.94	0.42	NC	0.845	NC	0.18	NC
土台	0.40	NC	0.49	NC	0.798	NC	0.27	NC
土西	0.31	NC	0.45	NC	0.743	NC	NC	NC
黄蜡坨	0.42	NC	0.45	NC	0.772	NC	0.59	NC

NC 表示没有检测到某种组分而使比值无法计算;“—”未采集该地点样品。2006 年数据引自宋雪英等,2007。

表 5 不同月份不同采样地点 PAHs 风险评价
Tab. 5 Risk assessment of PAHs in different sites

月份	地点	芘/Ane	芴/Fle	菲/Phe	蒽/Ant	荧蒽/Fla	芘/Pyr	苯并(a) 蒽/Baa	屈/Chr	苯并(a) 芘/Bap	二苯并(a,n) 蒽/Daa
6	富官	—	<0. 001	0. 004	0. 007	0. 003	0. 002	0. 009	0. 013	—	0. 002
	翟家	—	<0. 001	0. 004	0. 004	0. 002	0. 002	0. 007	0. 015	—	0. 002
	大潘	0. 0050	—	0. 011	0. 011	0. 006	0. 003	0. 006	0. 012	0. 286	0. 006
	前庙	—	<0. 001	0. 002	0. 002	0. 006	0. 009	0. 004	0. 007	0. 500	0. 028
	双树	—	<0. 001	0. 002	0. 001	0. 002	0. 003	0. 002	0. 002	0. 857	0. 010
	大兀拉	—	0. 001	0. 006	0. 006	0. 005	0. 007	0. 004	0. 009	0. 571	0. 005
	前余	0. 0024	0. 002	0. 002	0. 001	0. 002	0. 005	0. 002	0. 002	—	0. 018
	土台	—	<0. 001	0. 002	0. 002	0. 007	0. 009	0. 005	0. 009	0. 286	0. 030
	土西	<0. 001	<0. 001	0. 001	<0. 001	0. 002	0. 003	0. 002	0. 002	0. 143	0. 013
	黄蜡垞	0. 003	0. 003	0. 004	0. 003	0. 007	0. 008	0. 004	0. 006	0. 500	0. 022
9	富官	0. 003	0. 003	0. 005	0. 011	0. 014	0. 012	0. 003	0. 005	1. 5	0. 012
	翟家	0. 002	0. 002	0. 004	0. 008	0. 011	0. 008	0. 002	0. 004	1. 143	0. 011
	大潘	0. 002	0. 002	0. 004	0. 006	0. 008	0. 006	0. 004	0. 004	0. 857	0. 003
	前庙	0	0. 002	0. 002	0. 003	0. 005	0. 003	0. 001	0. 001	0. 550	0. 003
	双树	0. 001	0. 002	0. 002	0. 003	0. 006	0. 004	0. 001	0. 002	0. 929	0. 002
	大兀拉	0. 001	0. 001	0. 002	0. 002	0. 004	0. 004	0. 001	0. 003	1. 071	0. 005
	前余	0. 001	0. 002	0. 003	0. 004	0. 005	0. 006	0. 005	0. 006	1. 000	0. 016
	土台	0. 001	0. 001	0. 002	0. 002	0. 003	0. 003	0. 003	0. 004	0. 686	0. 009
	土西	0. 001	0. 001	0. 001	0. 002	0. 004	0. 004	0. 003	0. 004	0. 929	0. 019
	黄蜡垞	0. 001	0. 002	0. 002	0. 002	0. 004	0. 005	0. 003	0. 004	1. 071	0. 018
11	富官	—	<0. 001	0. 001	0	0. 003	0. 001	0. 0020	2. 214	0. 008	
	翟家	—	<0. 001	0. 002	0. 001	0. 039	0. 001	0. 003	<0. 001	1. 857	0. 007
	大潘	—	0	<0. 001	0. 001	0. 003	<0. 001	0. 002	0	0. 086	0. 003
	前庙	—	<0. 001	0. 001	0. 002	0. 003	<0. 001	0. 003	0. 001	0. 05	0. 004
	双树	—	<0. 001	0. 002	0. 001	0. 005	0. 002	0. 008	0. 016	0. 214	<0. 001
	大兀拉	—	0	<0. 001	<0. 001	0. 003	0. 001	0. 002	0	0. 1	0. 016
	前余	—	<0. 001	0. 001	0. 001	0. 003	<0. 001	0. 003	0	0. 107	0. 006
	土台	—	<0. 001	0. 001	0	0. 003	0. 001	0	0. 002	0. 114	0. 01
	土西	—	<0. 0010	0. 002	<0. 001	0. 004	0. 001	0	0. 006	0. 207	0. 008
	黄蜡垞	—	0	0. 001	0. 002	0. 003	0. 001	0. 002	0	0. 107	0. 018

的需求量庞大,均会导致 PAHs 的大量排放。

2.3 细河水中 PAHs 的风险评价

将所研究的细河水中每种 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 5)。结果表明,16 种 PAHs 中除了苯并(a)芘之外,其他的 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>1,与石油及其精炼产品的燃烧来源有关,说明细河水中苯并(a)芘存在较大的生态风险。

3 结 论

对比细河中 16 种 PAHs 浓度与相关水质标准,细河苯并(a)芘含量明显高于国家地表水环境质量标准(GB 3838-2002);苯并(a)蒽、屈、苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、苯并(a)芘、二苯并(a,n)蒽、苯并(ghi)花、茚苯(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。对细河水中 PAHs 污染来源分析发现,6 月和 9 月 PAHs 的主要来源为石油污染和石油及其精炼产品的燃烧来源;11 月 PAHs 的主要来源为木材、煤燃烧,这与北方冬季主要靠煤取暖有一定的关系。通过商值法对细河的初步风险评价表明,细河水中苯并(a)芘存在较大的生态风险。细河作为浑河的一个支流,细河的污染直接关系着整个流域的生态安全,因此应引起有关部门的进一步关注。

参考文献

陈常巧,李继国,武凤兰. 1988. 沈阳浑河、细河及水源水中多环芳烃的测定. 环境化学, 7(4): 69-72.
崔学慧,李炳华,陈鸿汉. 2008. 太湖平原城近郊区浅层地下水多环芳烃污染特征及污染源分析. 环境科学, 29(7): 1806-1810.
冯承莲,雷炳莉,王子健. 2009. 中国主要河流中多环芳烃

- 生态风险的初步评价. 中国环境科学, **29**(6): 583–588.
- 冯承莲, 夏星辉, 周 迫, 等. 2007. 长江武汉段水体中多环芳烃的分布及来源分析. 环境科学学报, **27**(11): 1900–1908.
- 韩 彬, 蒋风华, 李培昌, 等. 2009. 南黄海中部海水、间隙水和沉积物中多环芳烃的分布及源分析. 海洋科学进展, **27**(2): 233–242.
- 黄圣彪, 王子健, 乔 敏. 2007. 区域环境风险评价及其关键科学问题. 环境科学学报, **27**(2): 705–713.
- 姜 勇, 梁文举, 张玉革, 等. 2004. 污灌对土壤重金属环境容量及水稻生长的影响研究. 中国生态农业学报, **12**(3): 124–127.
- 金海燕, 陈建芳, 潘建明. 等. 2006. 夏季珠江口水体中多环芳烃的分布、组成及来源. 海洋学研究, **24**(3): 32–40.
- 郎印海, 贾永刚, 刘宗峰, 等. 2008. 黄河口水中多环芳烃(PAHs)的季节分布特征及来源分析. 中国海洋大学学报, **38**(4): 640–646.
- 李恭臣, 夏星辉, 王 然. 等. 2006. 黄河中下游水体中多环芳烃的分布及来源. 环境科学, **27**(9): 1738–1743.
- 罗孝俊, 陈社军, 余 梅, 等. 2008. 多环芳烃在珠江口表层水体中的分布与分配. 环境科学, **29**(9): 2385–2391.
- 逢守杰, 金爱莲, 刘 畅. 2003. 细河底泥污染特征分析. 环境保护科学, **29**(1): 30–31.
- 沈 琼, 王开颜, 张 巍, 等. 2007. 北京市通州区地表水中多环芳烃的分布与季节变化. 环境化学, **26**(4): 523–527.
- 宋雪英, 孙丽娜, 王 鑫, 等. 2007. 细河河水及其沿岸地下水水质的有机污染特征. 生态学杂志, **26**(12): 2057–2061.
- 王 莉, 王玉平, 卢迎红, 等. 2005. 辽河流域浑河沈阳段地表水重点控制有机污染物的筛选. 中国环境监测, **21**(6): 59–62.
- Doong RA, Lin YT. 2004. Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminations in surface sediment and water from Gao-ping River, Taiwan. *Water Research*, **38**: 1733–1744.
- Femandes MB, Sicre MA, Bioreau A, *et al.* 1997. Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distribution in the Seine River and its Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, **34**: 857–867.
- Gigliotti CL, Brunciak PA, Dachs J, *et al.* 2002. Air-water exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons in the New York-New Jersey, USA, Harbor Estuary. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**: 235–244.
- MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **39**: 20–31.
- Maskaoui K, Zhou JL, Hong HS, *et al.* 2002. Contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Jiulong River Estuary and Western Xiamen Sea. *Environmental Pollution*, **118**: 109–122.
- Mitra S, Bianchi TS. 2003. A preliminary assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon distributions in the lower Mississippi River and Gulf of Mexico. *Marine Chemistry*, **82**: 273–288.
- Qiao M, Chen YY, Zhang QH, *et al.* 2006. Identification of Ah receptor agonists in sediment of Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Environmental Science and Technology*, **40**: 1415–1419.
- Sanders M, Sivertsen S, Scott G. 2002. Origin and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments from the Savannah River. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **43**: 438–448.
- Smith SL, MacDonald DD, Keenleyside KA, *et al.* 1996. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *Journal of Great Lakes Research*, **22**: 624–638.
- Song X, Song Y, Sun T, *et al.* 2006. Adaptability of microbial inoculators and their contribution to degradation of mineral oil and PAHs. *Journal of Environmental Sciences*, **18**: 310–317.
- Streit B. 1992. Bioaccumulation processes in ecosystems. *Cellular and Molecular Life Sciences*, **48**: 955–970.
- USEPA. 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA 630-R-95-002F.
- USEPA. 2000. A Case Study Residual Risk Assessment for EPA's Science Advisory Board Review Secondary Lead Smelter Source Category Volume I: Risk Characterization. North Carolina: 68-D6-0065.
- Xiao RY, Wang ZJ, Wang CX, *et al.* 2006. Soil screening for identifying ecological risk stressors using a battery of in vitro cell bioassay. *Chemosphere*, **64**: 71–78.
- Yunker MB, Macdonald RW, Vingarzan R, *et al.* 2002. PAHs in the Fraser River basin: A critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, **33**: 489–515.

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

责任编辑 魏中青
