

叶翠杏, 王新红, 印红玲, 等. 2006. 厦门市不同功能区冬季 PM_{10} 中多环芳烃的污染特征 [J]. 环境科学学报, 26(9): 1532 - 1538

Ye C X, Wang X H, Yin H L, et al. 2006. Characteristics of PAHs in PM_{10} aerosols collected from different districts in Xiamen [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 26(9): 1532 - 1538

厦门市不同功能区冬季 PM_{10} 中多环芳烃的污染特征

叶翠杏, 王新红*, 印红玲, 袁伟民, 洪华生

近海海洋环境科学国家重点实验室, 厦门大学环境科学研究中心 361005

收稿日期: 2005-11-28 修回日期: 2006-06-01 录用日期: 2006-06-14

摘要: 2004 年冬季在厦门市 4 个不同功能区连续 10d 采集并分析了 PM_{10} 中 16 种优控多环芳烃 (PAHs)。研究发现, 各个功能区大气 PM_{10} 中多环芳烃总浓度 (PAHs) 存在明显差别: 工业区 (湖里) $10.87 \sim 27.54 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 、旅游区 (鼓浪屿) $7.79 \sim 21.14 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 、居民区 (洪文) $6.52 \sim 13.39 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 、森林区 (小坪) $5.20 \sim 11.43 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$; 但各个功能区 PM_{10} 中各种 PAH 化合物的相对组成趋于一致, 所占比例最高的前 4 种化合物为菲、芘、蒽和芴, 表明冬季不同功能区 PM_{10} 中 PAHs 的主要污染源在很大程度上相似或相同。根据典型污染源中特征化合物比值如苯并 (a) 蒽、蒽、芘和芴、芘和芴、芘和芴、芘及其有机碳/元素碳的值, 推断厦门市 PM_{10} 中的 PAHs 主要来源于汽车尾气的排放。

关键词: PM_{10} ; 多环芳烃; 交通来源; 厦门

文章编号: 0253-2468(2006)09-1532-07

中图分类号: X131.2

文献标识码: A

Characteristics of PAHs in PM_{10} aerosols collected from different districts in Xiamen

YE Cuixing, WANG Xinhong*, YN Hongling, YUAN Weimin, HONG Huasheng

State Key Laboratory of Marine Environmental Science, Xiamen University, Xiamen 361005

Received 28 November 2005;

received in revised form 1 June 2006;

accepted 14 June 2006

Abstract: An intensive sampling program has been undertaken in the absence of precipitation at four different sites, Xiamen, to characterize the atmospheric concentration of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{10} aerosols during 2004 winter. There was significant difference in the average value of PAHs (defined as the sum of 16 PAH compounds) during the sampling time among four sites. PAHs value is as follows: Huli at $10.9 \sim 27.5 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, Gulangyu at $7.8 \sim 21.1 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, Hongwen at $6.5 \sim 13.4 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, and Xiaoping at $5.2 \sim 11.4 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$. With respect to fractions of individual PAHs, the four highest fractions were of Phenanthrene (19.9% ~ 65.3%), Pyrene (7.6% ~ 18.8%), Chrysene (2.5% ~ 15.8%) and fluorene (3.3% ~ 29.6%). No much difference of PAHs values were found during the sampling time except the first day at each site due to the relative stable meteorological conditions. Similar distributions of 15 PAH compounds and the ratio of Organic Carbon to Element Carbon in the PM_{10} at four sites were observed indicating the presence of similar major PAH sources. Diagnostic ratios of Benzo(a)anthracene to Chrysene, Fluoranthene to Pyrene, and Pyrene to Benzo(a)pyrene showed that a significant fraction of PAHs was from traffic-sources.

Keywords: PM_{10} ; PAHs; traffic source; Xiamen

1 引言 (Introduction)

多环芳烃 (PAHs) 是环境中广泛存在的具有致癌性的有机污染物, 主要由化石燃料的不完全燃烧产生。大气中的 PAHs 大多吸附在粒径小于 $10 \mu\text{m}$ 颗粒物上 (Cancio *et al.*, 2004), 高分子量 PAHs 更是如此。除呼吸暴露外, 吸附在颗粒物上的 PAHs 以

干、湿沉降等方式进入水体、土壤等环境介质及其生态系统中, 也会通过食物链进入人体, 从而对人类健康造成影响 (Baek *et al.*, 1991)。研究表明, 厦门海域的表层沉积物和表层海水不同程度地受到 PAHs 的污染 (Wang *et al.*, 1999; 田蕴等, 2003), 而大气输入是除河流及城市污水排放之外最重要的来源 (Hillery *et al.*, 1998)。为此, 于 2004 年冬季在

基金项目: 国家自然科学基金项目 (No. 40476048)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 40476048)

作者简介: 叶翠杏 (1980—), 女, 硕士研究生, E-mail: yecuix@xmu.edu.cn; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: xhwang@xmu.edu.cn

Biography: YE Cuixing (1980—), female, E-mail: yecuix@xmu.edu.cn; * Corresponding author, E-mail: xhwang@xmu.edu.cn

厦门不同功能区连续 10d 进行 PM_{10} 样品的采集工作,以研究大气层结相对稳定的条件下 PM_{10} 中 PAHs 的分布特征,并对颗粒物中 PAHs 的主要来源进行分析。

2 实验部分 (Experiments)

2.1 样品采集与分析

使用中流量 PM_{10} 采样器 (KB-120, 青岛崂山分析仪器厂) 和玻璃纤维滤膜 (直径 90mm, Whatman, 450 下焙烧 4 h 后恒重) 采样, 采样流速 $100 L \cdot min^{-1}$ 。采样后滤膜平衡称重置于冰箱中避光保存 (-20) 至分析。在 2004 年 12 月 20 日至 29 日连续 10d 在厦门市不同功能区 (工业区 (湖里)、森林区 (小坪)、旅游区 (鼓浪屿) 和居民区 (洪文)) 采集了 35 个 PM_{10} 样品, 采样点位置见图 1, 采样高度距地面 10 ~ 15 m 之间, 每个样品连续采集 21h (上午 10 点 ~ 次日上午 7 点)。整个采样期间无明显降

雨, 风向以东北风为主, 空气质量良至优, 首要大气污染物以可吸入颗粒物 (PM_{10}) 为主。表 1 总结了采样时的气象条件和空气污染指数 (数据来自厦门市气象局和环境监测中心站)。

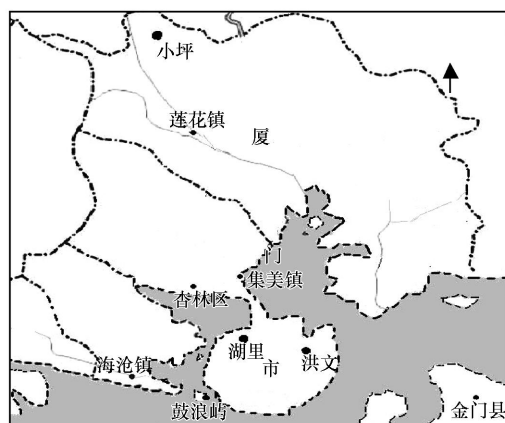


图 1 采样站位示意图

Fig 1 Sketch map of sampling sites

表 1 采样期间气象条件及空气污染指数

Table 1 The meteorological conditions and air pollution index during the sampling time

采样时间	气温 /	风力	天气状况	空气污染指数			
				小坪	鼓浪屿	湖里	洪文
12月 20日	12 ~ 21	3级	多云	67	79	88	73
12月 21日	14 ~ 22	3 ~ 4级	晴到多云	57	79	82	52
12月 22日	13 ~ 23	2 ~ 3级	晴转多云	51	74	76	69
12月 23日	13 ~ 22	3级	多云间晴	42	74	88	58
12月 24日	11 ~ 20	3级	多云到阴	44	55	54	26
12月 25日	12 ~ 19	3级	多云到阴	24	54	30	31
12月 26日	12 ~ 19	3级	多云到阴	37	64	71	46
12月 27日	13 ~ 19	3级	阴天	43	73	85	53
12月 28日	12 ~ 17	3 ~ 4级	阴天	-	53	58	25
12月 29日	8 ~ 14	3级	多云	8	42	48	27

将采集了颗粒物的玻璃纤维滤膜剪成长碎片, 再加入一定体积的回收率指示物, 用二氯甲烷对气溶胶样品进行超声萃取; 萃取液置于真空浓缩仪中浓缩至近干, 转移至硅胶层析柱中进行分离得到烷烃、芳烃组分。芳烃组分洗脱液用高纯 N_2 柔和吹至约为 0.1 mL, 用 GC/MS 分析 (HP 6890 GC/5973 MSD)。参照文献 (田蕴等, 2003) 中 PAHs 的色谱、质谱分析条件对样品进行分析, 以 16 种 PAHs (Supelco 公司, USA, 萘, Na; 苊, Ace; 二氢苊, Acen; 芴, Flu; 菲, Phen; 蒽, An; 荧蒽, Fluo; 芘, Py; 苯并 (a)

蒽, BaA; 蒾, Chry; 苯并 (b) 荧蒽, BbF; 苯并 (k) 荧蒽, BkF; 苯并 (a) 芘, BaP; 吖啶 (1, 2, 3-cd) 芘, Indeo; 二苯并 (a, h) 蒽, DBa; 苯并 (ghi) 芘, BgP) 的保留时间和质谱数据库对样品中的 PAH 进行定性。在每个样品中加入氘代多环芳烃 (萘- D_8 、二氢苊- D_{10} 、菲- D_{10} 、蒾- D_{12} 和芘- D_{12}) 作内标, 采用内标法定量分析, 定量结果经流程回收率校正。

2.2 质量控制和质量保证

样品采集过程中, 以同样的干净滤膜置于采样器中 21 h 作现场空白。现场空白、流程空白和样品

经同样的萃取、净化和 GC-MS分析过程,评价实验过程中可能的污染.空白实验表明,现场空白和流程空白样品中只检测到极微量的 PAH,远低于实际样品的含量(160.94~748.88 ng).以干净的玻璃纤维滤膜作基质加标实验,经同样的处理程序后得到加标回收率为60.1%~119.8%(见表2).本实验方法检测限为 $1.51 \times 10^{-3} \sim 1.14 \times 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$.实验所用试剂均为色谱纯农残级(Tedia, USA).

表2 本实验 PAHs的回收率和方法检测限

Table 2 The PAHs recovery ratio and method detection limits in our study

化合物	回收率	方法检测限 / ($10^{-3} \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$)
Na	109.4%	11.40
Ace	83.5%	5.86
Acen	87.7%	6.61
Flu	83.6%	5.08
Phen	111.3%	2.56
An	93.4%	3.08
Fluo	60.1%	1.75
Py	61.0%	1.65
BaA	111.1%	2.03
Chry	108.5%	1.60
BbF	94.3%	1.81
BkF	98.7%	1.51
BaP	110.2%	2.46
Indeo	118.8%	2.83
DBa	119.8%	3.00
BgP	105.5%	2.02

3 结果 (Results)

3.1 PM_{10} 中 PAHs的组成及其含量分布特征

4个站点采集的 PM_{10} 样品中检出了除二氢萘之外的15种优控多环芳烃,表3给出了采样期间的各站点 PAHs的浓度范围、平均值及其标准偏差.由表3中的数据可以看出,不同站点因所处的功能区不同, PM_{10} 中 PAHs的浓度存在明显的差异,以工业区(湖里)为最高, PAHs(15种 PAHs的浓度总和)分布在 $10.87 \sim 27.54 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 之间,平均值和标准偏差为 $(15.86 \pm 4.99) \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$;其次是鼓浪屿(旅游区)和洪文(居民区), PAHs的范围分别为 $7.79 \sim 21.14 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $6.52 \sim 13.39 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$,平均值和标准偏差分别为 $(11.20 \pm 4.11) \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $(8.34 \pm 2.42) \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$;浓度最低的是小坪(森林区), PAHs的范围在 $5.20 \sim 11.43 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$,平均值和标准偏差为 $(6.81 \pm 1.97) \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$.4个站点大气 PM_{10} 中 PAHs浓度存在差异主要与采样点周围的环境有关.湖里是新兴的工业区,园区内驻有热电厂和印染厂等工厂,采样点又靠近马路,接受车辆和工业排放的量较大,造成 PM_{10} 中 PAHs的浓度相对最高;鼓浪屿站点周围虽没有车辆和工业的直接排放,但它是厦门最为繁忙的旅游区,频繁来往渡轮的尾气排放和岛上相对发达的饮食业,也造成 PAHs含量偏高;洪文站点地处居民区,靠近公路,受汽车尾气和厨房烹饪产生的 PAHs的双重影响;小坪站点在同安国家森林公园内,虽由于园区开发有大量的柴油机动车往来,但采样点周围自然植被覆盖较好,能够有效清除大气中的 PAHs(Simonich *et al*, 1994),造成小坪站点测得的 PAHs浓度最低.

表3 厦门市不同功能区 PM_{10} 中多环芳烃的浓度分布Table 3 The average concentration and standard deviation of PAHs in PM_{10} at four sites in Xiamen $\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$

化合物	小坪			鼓浪屿			湖里			洪文		
	浓度范围	平均值	标准偏差	浓度范围	平均值	标准偏差	浓度范围	平均值	标准偏差	浓度范围	平均值	标准偏差
Na	ND~0.06	0.01	± 0.02	ND~0.04	0.01	± 0.01	ND~0.06	0.02	± 0.02	ND~0.04	0.01	± 0.01
Ace	ND	ND		ND~0.01	ND		ND	ND		ND	ND	
Flu	0.21~0.73	0.39	± 0.16	0.42~6.25	1.17	± 1.91	0.57~7.04	1.53	± 2.07	0.22~1.04	0.56	± 0.30
Phen	2.16~7.24	3.40	± 1.63	3.40~9.24	5.07	± 1.85	4.76~13.31	8.24	± 2.50	0.10~6.53	3.31	± 1.61
An	0.14~0.49	0.20	± 0.11	0.13~0.54	0.28	± 0.12	0.25~1.14	0.59	± 0.28	0.10~0.42	0.22	± 0.12
Fluo	0.21~0.40	0.31	± 0.06	0.32~0.81	0.54	± 0.14	0.39~0.92	0.63	± 0.21	0.19~0.52	0.31	± 0.12
Py	0.53~1.00	0.79	± 0.17	0.95~2.10	1.49	± 0.41	1.18~2.44	1.75	± 0.46	0.09~1.52	0.99	± 0.39
BaA	ND~0.19	0.10	± 0.06	0.12~0.61	0.26	± 0.17	0.20~0.53	0.34	± 0.12	0.09~0.46	0.29	± 0.13

续表

化合物	小坪			鼓浪屿			湖里			洪文		
	浓度范围	平均值	标准偏差	浓度范围	平均值	标准偏差	浓度范围	平均值	标准偏差	浓度范围	平均值	标准偏差
Chry	0.40~0.79	0.54 ± 0.13		0.39~0.84	0.57 ± 0.15		0.43~1.75	0.81 ± 0.43		0.17~0.87	0.64 ± 0.17	
BbF	0.08~0.17	0.13 ± 0.03		0.14~0.42	0.22 ± 0.10		0.12~0.40	0.20 ± 0.09		0.17~0.32	0.25 ± 0.06	
BkF	0.07~0.26	0.14 ± 0.05		0.13~0.67	0.26 ± 0.17		0.15~0.43	0.25 ± 0.10		0.17~0.38	0.29 ± 0.08	
BaP	0.13~0.35	0.24 ± 0.07		0.21~1.13	0.45 ± 0.32		0.25~0.98	0.51 ± 0.24		0.23~0.70	0.48 ± 0.18	
Indeo	0.17~0.39	0.28 ± 0.06		0.28~0.95	0.45 ± 0.23		0.30~0.86	0.51 ± 0.19		0.02~0.66	0.50 ± 0.13	
DBa	0.01~0.02	0.01 ± 0.00		0.01~0.05	0.02 ± 0.01		0.01~0.04	0.02 ± 0.01		0.02~0.03	0.02 ± 0.01	
BgP	0.16~0.36	0.26 ± 0.06		0.26~0.77	0.41 ± 0.17		0.28~0.84	0.45 ± 0.19		0.33~0.63	0.46 ± 0.11	
PAHs	5.20~11.43	6.81 ± 1.97		7.79~21.14	11.20 ± 4.11		10.87~27.54	15.86 ± 4.99		6.52~13.39	8.34 ± 2.42	
Phen/An	12.56~24.29	17.57 ± 4.26		10.14~29.52	19.04 ± 5.50		9.94~23.92	15.49 ± 4.94		0.25~23.15	15.59 ± 4.50	
Fluo/Py	0.35~0.42	0.39 ± 0.02		0.29~0.40	0.36 ± 0.04		0.31~0.41	0.36 ± 0.03		0.21~0.39	0.32 ± 0.05	
BaA/Chry	ND~0.37	0.18 ± 0.08		0.28~0.73	0.43 ± 0.18		0.13~0.75	0.50 ± 0.22		0.21~0.60	0.44 ± 0.14	
Py/BaP	2.51~5.65	3.51 ± 1.12		1.87~6.17	4.17 ± 1.80		1.74~8.73	4.17 ± 2.35		1.32~3.67	2.16 ± 0.74	

注:ND表示未检出

与国内其它城市相比,厦门市 PM₁₀中 PAHs总浓度远低于北方以燃煤为主要能源的北京(1345 ng·m⁻³) (王淑兰等, 2005), 比南方城市上海(245.52 ng·m⁻³)、杭州(100.71 ng·m⁻³)和香港(4.61~296.56 ng·m⁻³)大气 PM₁₀中 PAHs的浓度也要低 1 个数量级左右 (郭红连等, 2004; 秦照萍等, 2000; Guo *et al*, 2003). 与国外城市相比,厦门市 PM₁₀中 PAHs的浓度比新德里低 1 个数量级左右 (Shama *et al*, 2003), 处于圣地亚哥、雅典和那不勒斯等海滨城市的浓度范围之内 (Romero *et al*, 2002; Mantis *et al*, 2005; Caricchia *et al*, 1999). 从总体来说,厦门大气中 PAHs污染还是相当轻微的, 这与 PAHs的污染来源少关系密切.

分析不同站点 PM₁₀中 PAHs随采样时间的变

化发现,浓度的最高值都出现在第 1 次采样中 (洪文没有第 1 天的数据), 到第 2 次采样时 (12 月 22 日) 浓度快速下降, 下降幅度分别为 50% (湖里)、48% (小坪) 和 39% (鼓浪屿) (图 2). 分析原因, 第一次采样时 (12 月 20 日) 为多云天气, 3 个站点的空气污染指数均为采样期间的最高值, 污染物在大气中的扩散稀释相对较弱而造成累积. 尔后天况比较稳定, PM₁₀中 PAHs的浓度变化不大. 从不同采样时间各站点 PM₁₀中 PAHs与空气污染指数、PM₁₀质量浓度的关系可以看出 (图 3), PAHs与 PM₁₀质量浓度显著相关 ($p < 0.01, n = 35$), 与空气污染指数两者之间相关性较差, 说明在污染来源不变的条件下, 大气中 PAHs的浓度受到气象条件、颗粒物的性质等多种因素的影响.

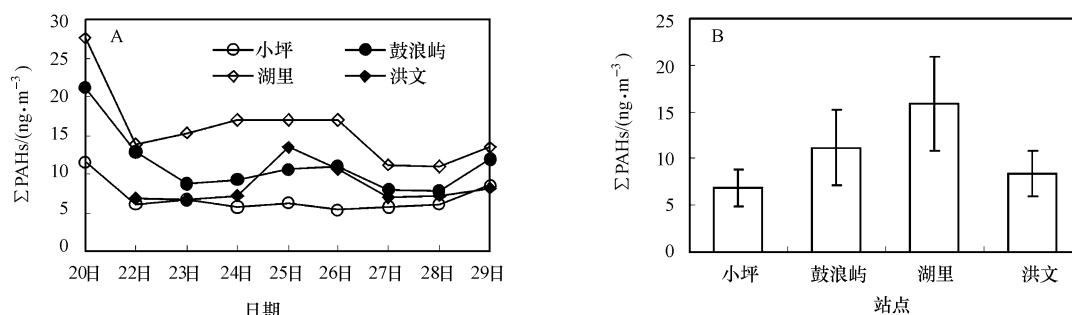


图 2 不同功能区 PM₁₀中 PAHs总浓度及其随时间变化曲线

Fig 2 The total concentrations of PAHs and their variation in PM₁₀ at four sites of Xiamen

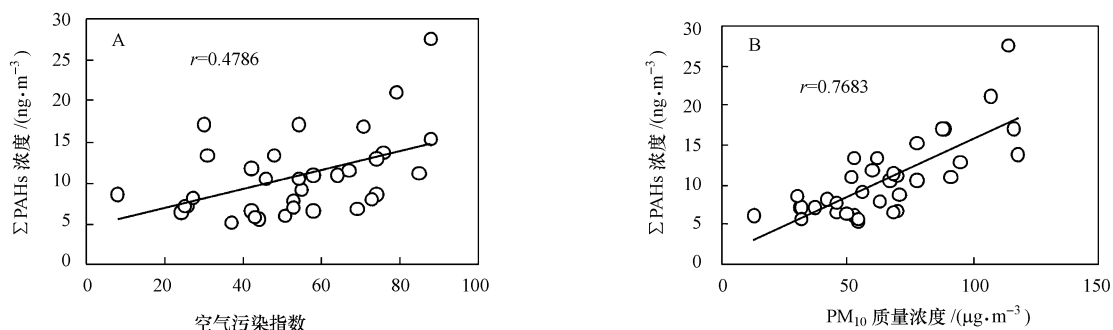


图 3 不同站点 PAHs与空气污染指数、PM₁₀质量浓度的关系

Fig 3 The correlation of PAHs and air pollution index & mass concentration of PM₁₀ at four sites of Xiamen

从图 4 可以看出,在不同站点 PM₁₀中各种 PAHs的相对组成中,三环的菲占绝对优势(19.9%~65.3%),其次是四环的芘(7.6%~18.8%)和蒽(2.5%~15.8%)及三环的芴(3.3%~29.6%),这4种化合物占总量比例在69%~78%之间.另外还可以看出,4个站点采集的 PM₁₀样品中 PAHs的相对组成具有一致性,表明不同功能区大气中的 PAHs具有相同或相似的污染来源.将浓度最高的湖里和浓度最低的小坪2站点的单个 PAH化合物的平均浓度进行相关性分析(图 5),在排除(A)和不排除(B)占绝对优势的菲的影响下,2站点之间的数据都存在很显著的相关性($p < 0.01$),进一步表明不同功能区大气中 PAHs来源的趋同性.

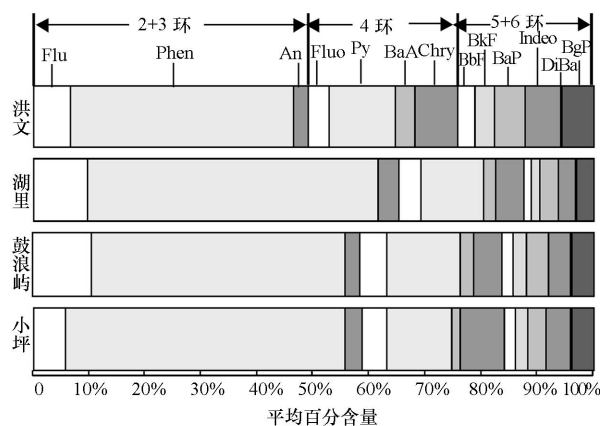


图 4 厦门 4 个采样点 PM₁₀中 15 种多环芳烃的平均百分含量图谱

Fig 4 The relative fractions of 15 PAHs in PM₁₀ collected from four different sites in Xiamen

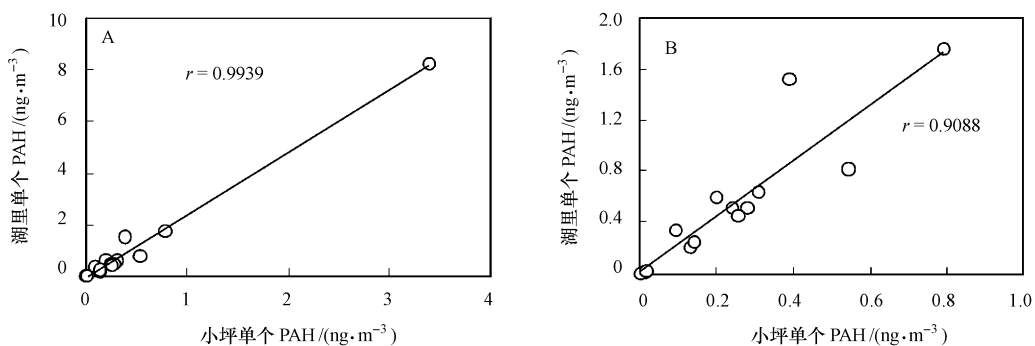


图 5 小坪和湖里采样期间单个 PAH的平均浓度之间的相关性分析(A. 每种 PAH的平均浓度; B. 除菲之外的每种 PAH的平均浓度)

Fig 5 The correlative of the average concentration of individual PAH at Xiaoping and Huli(A. The average concentration of individual PAH; B. The average concentration of individual PAH except Phenanthrene)

3.2 PM₁₀中 PAHs的污染来源分析

大气中的 PAHs主要来源于化石燃料的不完全燃烧,由于燃料成分及燃烧条件不同,生成的 PAHs

的组成和相对含量也存在差别,因此,可以根据 PAHs中典型特征化合物之间的比值来判定其来源.程元恺(1980)认为典型交通污染的 Py/BaP比

值为 1~6, 燃煤的比值一般小于 1. Lee 等 (1977) 提出用 Fluo/Py 比值来判识污染物来源, 比值为 1.4 时 PAHs 来源于煤的燃烧, 比值为 1 时代表木材燃烧来源, 而比值小于 1 以汽油柴油为主要燃烧来源. Gschwend 等 (1981) 提出 BaA/Chry 比值为 0.93 时代表木材燃烧来源, 0.28~1.2 代表汽油燃烧来源, 0.17~0.36 来源于燃煤; 他们也提出可用 Phen/An 来判断污染源, 比值为 3.34~8.74~8.8 时分别代表煤、汽油、柴油的燃烧来源. 厦门市不同功能区大气 PM_{10} 中 Py/BaP、Fluo/Py、BaA/Chry 和 Phen/An 的平均值范围分别为 2.16~4.17、0.32~0.39、0.18~0.50 和 15.49~19.04 (表 3). 综合这些比值可以推断, 厦门市 PM_{10} 中 PAHs 的来源以汽车尾气为主, 与前面论述的不同站点之间 PAHs 相对组成的一致性相对应. 由于 PAHs 来源识别比值法中所涉及的化合物如 BaP、An 等在大气中的不稳定性, 易受光照影响而降解, 比值法的来源判断存在一定的不确定性 (Zhang *et al*, 2005) 但在大气层结和占绝对优势的污染来源相对稳定时仍可用于污染源的判识.

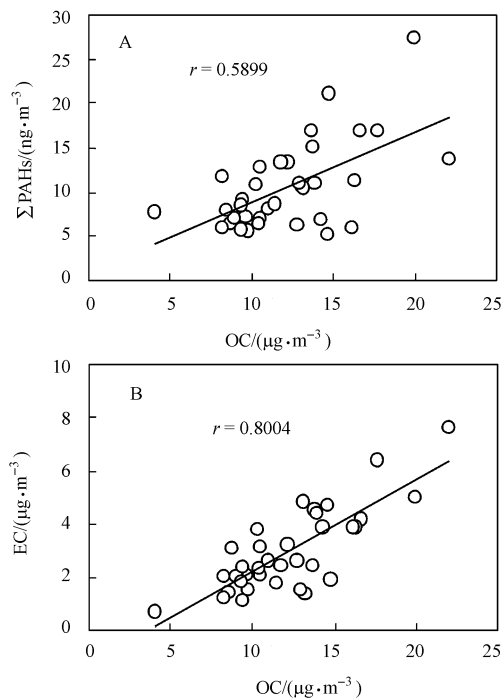


图 6 不同站点 PM_{10} 中 OC 与 PAHs、EC 浓度的关系

Fig 6 The correlation of OC and PAHs & EC concentration in PM_{10} at four sites

另外, 由于气溶胶中的元素碳 (EC) 比较稳定, 在大气中不易发生化学转化, 因此常被作为人为污

染源的示踪物. EC 主要源于化石燃料或木材等不完全燃烧的直接排放, 有机碳 (OC) 则包括燃烧等过程直接排放的原生有机碳和由先驱性气体在大气中经过复杂的化学反应而形成的次生有机碳 (Seinfeld *et al*, 1998). 对不同站点 PM_{10} 中 (PAHs 与 OC 浓度之间的关系进行分析, 发现 PAHs 与 OC 浓度具有显著的相关性 ($p < 0.01$, $n = 35$) (图 6 A), 相关系数为 0.5899, 所以 PM_{10} 中 PAHs 的浓度分布虽然不能简单用 OC 浓度的高低来进行解释和说明 (Kubicki *et al*, 1999; 吴启航等, 2005), 但两者存在密切的关系. 同时对厦门市各站点 PM_{10} 中的 OC 和 EC 进行相关分析时, 发现两者之间具有显著的相关性 ($p < 0.01$, $n = 35$) (图 6 B), 相关系数为 0.8004, 意味着 OC 和 EC 来源相同 (Offenberg *et al*, 2000), 进一步表明前面论述的不同站点之间 PAHs 污染源排放的单一性, 主要的原因是厦门市能源结构比较单一.

4 结论 (Conclusions)

- 1) 厦门市不同功能区冬季 PM_{10} 中 PAHs 的浓度存在明显区别, 以工业区浓度为最高, 森林区为最低.
- 2) 4 个站点 PM_{10} 中不同 PAHs 化合物的相对组成较为一致, 其中菲、芘、蒽和芴 4 种化合物的浓度相对较高, 占总量的 70% 以上.
- 3) 据不同站点样品中单个 PAH 化合物平均浓度的相关性、特征来源化合物比值和 OC/EC 的值判断, 厦门市 PM_{10} 中的 PAHs 主要来源于汽车尾气的排放.

责任作者简介: 王新红 (1969—), 女, 环境科学博士, 厦门大学环境科学研究中心、近海海洋环境科学国家重点实验室副教授. 主要从事海洋有机污染物地球化学及其生态环境效应研究.

References:

- Baek S O, Field R A, Goldstone M E, *et al* 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source, fate and behavior [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 60: 279—300
- Cancio J A L, Castellano A V, Martin S S, *et al* 2004. Size distributions of PAHs in ambient air particles of two areas of Las Palmas de Gran Canaria [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 154: 127—138
- Caricchia A M, Chiavarini S, Pezza M, 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy) [J]. *Atmospheric Environment*, 33: 3731—3738

- Cheng Y K, 1980. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons [M]. Beijing: People's Medical Publishing House, 269 (in Chinese)
- Gschwend P M, Hites R A, 1981. Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45: 2359—2367
- Guo H L, Lu C G, Yu Q, *et al* 2004. Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on airborne particulates in Shanghai [J]. *Journal of Fudan University (Natural Science)*, 43 (6): 1107—1112 (in Chinese)
- Guo H, Lee S C, Ho K F, *et al* 2003. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong [J]. *Atmospheric Environment*, 37: 5307—5317
- Hillery B R, Sincik M F, Basu I, *et al* 1998. Atmospheric deposition of toxic pollutants to the Great Lakes as measured by the integrated atmospheric deposition network [J]. *Environmental Science and Technology*, 32: 2216—2221
- Kubicki J D, Apitz S E. 1999. Models of natural organic matter and interactions with organic contaminants [J]. *Organic Geochemistry*, 30: 911—927
- Lee M L, Prado G P, Howard J B, *et al* 1977. Source identification of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons by chromatographic mass spectrometry and high resolution mass spectrometry [J]. *Biomedical Mass Spectrometry*, 4: 182—186
- Mantis J, Chaloulakou A, Samara C. 2005. PM₁₀ - bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Greater Area of Athens, Greece [J]. *Chemosphere*, 59: 593—604
- Offenberg J H, Baker J E. 2000. Aerosol size distributions of elemental and organic carbon in urban and over-water atmospheres [J]. *Atmospheric Environment*, 34: 1509—1517
- Qin Z P, Shen G Y. 2000. Study on the PAHs of IP at traffic crossing of Hangzhou City [J]. *Environmental Protection Science*, 26 (102): 28—29 (in Chinese)
- Romero R, Sierra R, Richter P, 2002. Efficient screening method for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in airborne particles Application in real samples of Santiago-Chile metropolitan urban area [J]. *Atmospheric Environment*, 36: 2375—2381
- Seinfeld J H, Pandis S N, 1998. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change [M]. New York: John Wiley & Sons Inc, 700—703
- Sharma D N, Sawant A A, Uma R, *et al* 2003. Preliminary chemical characterization of particle-phase organic compounds in New Delhi, India [J]. *Atmospheric Environment*, 37: 4317—4323
- Simonich S L, Hites R A, 1994. Importance of Vegetation in Removing Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from the Atmosphere [J]. *Nature*, 370 (6484): 49—51
- Tian Y, Zheng T L, Wang X H, *et al* 2003. Contamination characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons and bioremediation strategy in sediments of Western Xiamen Harbor and its adjacent sea area [J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 22 (2): 192—200 (in Chinese)
- Wang S L, Chai F H, Zhang Y H, *et al* 2005. Pollution characterization and source identification and apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in airborne particulates [J]. *Research of Environmental Science*, 18 (2): 19—22 (in Chinese)
- Wang X H, Xu L, Chen W Q, *et al* 1999. The vertical distributions and sources of PAHs in sediments of Xiamen bay [J]. *China J Oceanol Limnol*, 17 (3): 247—251
- Wu Q H, Mai B X. 2005. GC-MS and EA determination of sediments [J]. *China Measurement Technology*, 31 (1): 113—115 (in Chinese)
- Zhang X L, Tao S, Liu W X, *et al* 2005. Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons based on species ratios: a multimedia approach [J]. *Environmental Science and Technology*, 39: 9109—9114

中文参考文献:

- 程元恺. 1980. 致癌性多环芳烃 [M]. 北京: 人民卫生出版社, 269
- 郭红连, 陆晨刚, 余琦, 等. 2004. 上海大气可吸入颗粒物中多环芳烃 (PAHs) 的污染特征研究 [J]. *复旦大学学报 (自然科学版)*, 43 (6): 1107—1112
- 秦照萍, 沈公羽. 2000. 杭州市交通路口大气飘尘中多环芳烃的研究 [J]. *环境保护科学*, 26 (总 102): 28—29
- 田蕴, 郑天凌, 王新红, 等. 2003. 厦门西港及其邻近海域沉积物中 PAHs 污染特征及生物修复研究建议 [J]. *台湾海峡*, 22 (2): 192—200
- 王淑兰, 柴发合, 张远航, 等. 2005. 大气颗粒物中多环芳烃的污染特征及来源识别 [J]. *环境科学研究*, 18 (2): 19—22
- 吴启航, 麦碧娴. 2005. 气质联用仪和元素分析仪分析沉积物 [J]. *中国测试技术*, 31 (1): 113—115