

# 广州市大气中多环芳烃分布特征、季节变化及其影响因素

李军<sup>1</sup>, 张干<sup>1</sup>, 祁士华<sup>2</sup>

(1. 中国科学院广州地球化学研究所有机地球化学国家重点实验室, 广州 510640, E-mail: junli@gig.ac.cn; 2. 中国地质大学地球科学学院地球化学研究所, 武汉 430074)

**摘要:**对广州市大气中气态和颗粒态多环芳烃(PAHs)进行了连续一年的采样观测. 结果表明, 气态和颗粒态样品中 PAHs 的平均浓度值分别为 312.9 ng/m<sup>3</sup>和 23.7 ng/m<sup>3</sup>, 即多环芳烃主要存在于气相中, 占大气总 PAHs 年平均的 92.5%, 且在夏季的比重要高于冬季. 所检出的气态多环芳烃以苊、菲、蒽等低环数化合物为主, 其中菲占了总含量的 60%以上; 颗粒态多环芳烃则以高环数的化合物为主, 各化合物所占的比重相当, 其相对浓度无显著差别. 气态多环芳烃在夏季达到高值, 冬季降为低值; 而颗粒态与其相反, 夏季低值, 冬季达到高值. 在所测定的气象条件中, 温度在影响气态多环芳烃浓度变化的因素中占了绝对优势, 其次为风速, 其它气象因素未观测到有较明显的影响作用; 对颗粒态多环芳烃来说, 则无绝对的影响因素, 温度、风速和湿度同为重要影响因素, 但随着分子量的增加, 各因素的影响大小顺序略有不同.

**关键词:**大气; 多环芳烃; 广州市; 分布特征; 季节变化

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2004)03-0007-07

## Characteristics and Seasonal Variations and Influence Factors on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Guangzhou City

LI Jun<sup>1</sup>, ZHANG Gan<sup>1</sup>, QI Shi-hua<sup>2</sup>

(1. State Key Lab of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, CAS, Guangzhou 510640, China, E-mail: junli@gig.ac.cn; 2. Institute of Geochemistry, Faculty of Geosciences, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China)

**Abstract:** Weekly particulate and gas phase polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were sampled by a modified high-volume sampler in Guangzhou city from April 2001 to March 2002. The average total gas and particulate concentrations ( $\sum$  PAHs) were 312.9 ng/m<sup>3</sup> and 23.7 ng/m<sup>3</sup>, respectively. The predominant PAHs in the air were 2 ~ 4-ring compounds in vapor phase. Clear seasonal trends were observed, with higher concentration in summer and lower in winter for gas phase PAHs and adversely for particulate phase PAHs. Ambient temperature was predominating factor influencing the variation of gas phase PAHs concentrations and temperature together with wind speed and relative humidity were main meteorological parameters affecting the fluctuations of particle phase PAHs.

**Key words:** atmosphere; polycyclic aromatic hydrocarbons; Guangzhou City; characteristic; seasonal variation

对具有半挥发性的毒害有机污染物的环境化学行为的研究表明, 此类污染物可通过不同的作用方式在不同介质间转化, 在不同地区间迁移<sup>[1, 2]</sup>. 在环境中普遍存在且具有极强致癌性和持久性的多环芳烃 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs), 可通过大气传输与运移在区域内甚至在全球范围内分布, 并通过大气与水体、土壤和植物间的交换进入其它介质, 再经过食物链进入动物和人体<sup>[3]</sup>. 多环芳烃在大气气相和颗粒相间的分布以及各种气象条件的变化将直接影响此类化合物在环境中的地球化学行为<sup>[4]</sup>. 国外对多环芳烃在大气中的存在特征以及各种气象条件的影响作了较为详尽的研究, 在国内, 对大气多环芳烃在气/粒间分布的研究还较少<sup>[5, 6]</sup>, 对此类化合物在大气中的季节变化特征及其变化规

律则未见有系统工作报告. 此外, 由于在广州亚热带季风气候条件下, 大气中多环芳烃的季节变化特点和及其影响因素对研究大气中多环芳烃污染有一定的参考价值, 因此, 从 2001 年 4 月到 2002 年 3 月, 在广州市麓湖公园对大气中多环芳烃进行了为期一年的连续观测, 深入探讨了大气中多环芳烃在气相与颗粒相中的分布特征、变化规律以及各种气象条件对多环芳烃的影响.

收稿日期: 2003-06-08; 修订日期: 2003-08-24

基金项目: 国家自然科学基金项目(40073028); 中国科学院创新基地前沿项目

作者简介: 李军(1972~), 男, 博士生, 研究方向为环境有机地球化学.

## 1 样品采集与分析

采样地点位于广州市白云山西南脚下的麓湖公园内,采样点距最近的主干道约 300 m,且周围无其它人为污染源.采样时间从 2001 年 4 月 5 日至 2002 年 3 月 21 日,每周采集 1 个样品,每个样品采集 12h(08:00 am ~ 次日 07:00 am,间隔 1h 采集 1h).采样仪器为标准大流量采样器,以石英纤维滤膜(20.3 cm × 25.4 cm,2500 QAT, UP model, Palflex Products Corp.)收集颗粒物样品;以串接于石英纤维滤膜后的聚氨酯泡塑(polyurethane foam plugs, PUF)收集气相样品,控制气体采样流速为  $0.465 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ .采样前,将滤膜置于  $450^\circ\text{C}$  下的马弗炉中灼烧 4h,然后于干燥塔中冷却 24h 后称重;PUF 在使用前分别以丙酮和石油醚索氏抽提 24h,真空干燥后,密封待用.

采样完成后,样品保存在  $-20^\circ\text{C}$  待分析.样品用二氯甲烷索氏抽提 48h,抽提物经硅胶层析柱分离,浓缩.PAHs 化合物的定性和定量分析由气相色谱-质谱联用仪(HP 5890 GC-HP 5972A MSD)完成.分析了 16 种多环芳烃[萘、苊、二氢苊、芴、菲、蒽、荧蒽、芘、苯并(a)蒽、蒘、苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、苯并(a)芘、茚并(1,2,3-cd)芘、二苯并(a,h)蒽和苯

并(ghi)芘].

整个分析过程中的质量保证和质量控制(QA/QC)参考文献[7]和[8].

## 2 大气中多环芳烃的分布特征与季节变化规律

表 1 列出了一年内大气中多环芳烃在颗粒相和气相中的含量.总多环芳烃(包括气相与颗粒相)的浓度范围为  $60.9 \sim 602.3 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ,与 Chicago(13 个化合物的浓度范围是  $75 \sim 1410 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ )的污染程度相当<sup>[9]</sup>,比英国的部分城市污染略重,如 Manchester 为  $20 \sim 164 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ <sup>[10]</sup>, London, Esthwaite Water 和 Castleshwa 的平均值分别为 165.40 和  $22 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ <sup>[11]</sup>.从主要化合物的年平均值来看,比香港大气中多环芳烃的浓度值整整高了约 5 倍<sup>[12]</sup>,如在香港,芴、苊、菲、苯并(ghi)芘、茚并(1,2,3-cd)芘和苯并(a)芘分别为 8.14、7.53、34.79、0.88、0.66 和  $0.49 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ .

由表 1 和图 1 可见,气相中多环芳烃的总量要远远高于颗粒相,占总浓度年平均值( $\sum \text{PAHs}$ )的 92.5%.夏季和冬季气相中多环芳烃的总量相差很大,在夏季,气相中多环芳烃总量为  $\sum \text{PAHs}$  的 97%以上;而在冬季则为 58%.

多环芳烃为半挥发性有机物,随着分子量的增

表 1 大气中多环芳烃在颗粒相和气相中的含量/ $\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$

Table 1 The concentrations of PAHs in gas and particle phase/ $\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$

化合物	气相中浓度			颗粒相中浓度		
	最低值	最高值	平均值	最低值	最高值	平均值
萘(Nap)	0.2	9.6	2.1	0.1	2.1	0.6
苊(Ace)	0.7	16.8	3.9	0	0.5	0.1
二氢苊(DiH)	0.2	2.5	0.8	0	0	0
芴(Flu)	8.8	44.1	22	0.1	0.5	0.2
菲(Phe)	25.9	379.2	196.2	0.5	5.6	1.6
蒽(Ant)	3.5	62.4	29.8	0	0.8	0.2
荧蒽(Fluo)	4.2	73	35.4	0.4	7.7	1.5
芘(Pyri)	2.3	42.4	21.2	0.3	8.7	1.6
苯并(a)蒽(BaA)	0	1.3	0.6	0.2	6.9	1.4
蒘(Chr)	0	1.8	0.8	0.5	11.2	2.7
苯并(b)荧蒽(BbF)	0	0.1	0	0.3	11.1	2.6
苯并(k)荧蒽(BkF)	0	0.1	0	0.3	11.5	2.7
苯并(a)芘(BaP)	0	0	0	0.2	10.1	2.3
茚并(1,2,3-cd)芘(Ind)	0	0	0	0.6	9.3	2.7
二苯并(a,h)蒽(DiB)	0	0	0	0	1.5	0.3
苯并(ghi)芘(BghiP)	0	0	0	0.6	10.7	3.1
总多环芳烃	49.6	584.7	312.9	4.7	98.7	23.7

大,其挥发性逐渐降低,表现为不同化合物在大气中的存在形态各有差异.如图 2 所示,随着化合物分子量的增大,其在大气中的主要存在形态逐渐由气态

转变为颗粒态,其中四环多环芳烃为过渡带,在两相中的含量都不可忽视.致癌性最强的苯并(a)芘主要以颗粒态形式存在,年平均浓度为  $(2.3 \pm 2.1)$

ng·m<sup>-3</sup>,最高值在春冬季节,达到 10.1 ng·m<sup>-3</sup>,略高于我国的大气质量标准(10 ng·m<sup>-3</sup>).

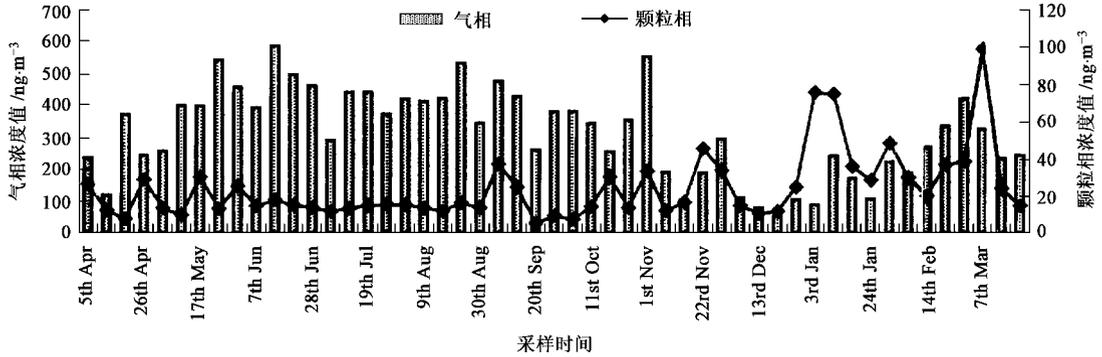


图 1 大气中总多环芳烃在气相与颗粒相中的分布

Fig. 1 The distribution of total PAHs between gas-phase and particle-phase

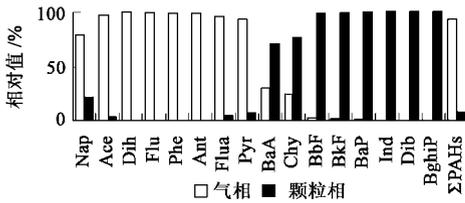


图 2 多环芳烃在大气中存在形态

Fig. 2 The phase of PAHs in atmosphere

各化合物在气相与颗粒相中的相对含量也是不同的,如图 3 所示.气相中 PAHs 是由分子量低、易挥发的 2~4 环的化合物组成,其中菲占了绝对优势,高达 61%,其它含量较高的化合物依次为荧蒹、蒹、芴和芘.除此之外,气相样品中还有少量的萘、芘、二氢芘、苯并[a]蒹和蒹等.

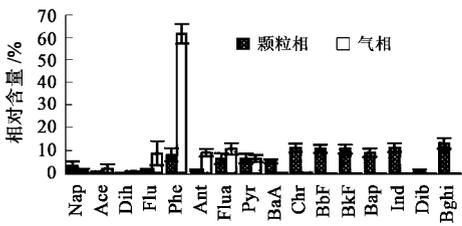


图 3 颗粒相与气相中 PAHs 各化合物相对含量

Fig. 3 The relative abundances of PAHs in gas and particle phase

颗粒相中各 PAH 化合物的浓度无数量级上的差别,但以分子量大、不易挥发的 5+6 环的化合物为主,占颗粒相中 PAH 总量的 68%.除二苯并[ah]蒹含量较低外(1.1%),其它 5 个化合物的相对含量相当;4 环 PAHs 占 29.5%,其中蒹占 11.2%,其它依次为荧蒹、芘、苯并[a]蒹;(2+3) 环 PAHs 占 13.5%,其中菲占 8%,还有少量的萘、芘、芴和蒹.

除含量和化合物的组成不同外,气相与颗粒相多环芳烃的季节变化特点也不同.气相多环芳烃在

夏季达到最高值(584.5 ng·m<sup>-3</sup>),在冬季降到最低值,仅为 49.6 ng·m<sup>-3</sup>,比夏季最高值低了近 10 倍.但连续 2 次监测(即 2 周)之间差别不大,基本上呈连续变化.气态中分子量大于 178 的化合物与气态总多环芳烃变化趋势相似,而低分子量的萘、芘以及芴则在 4~5 月份达到高值,在最热的 7~9 月份时,其浓度反而有所下降,这可能是这些低环数化合物稳定性较差、易于降解所致.

颗粒态多环芳烃在夏季略低,特别在雨季变化不大;在冬季,平均浓度值仅比夏季高 2 倍.与气态多环芳烃相比,颗粒态多环芳烃连续 2 次监测之间浓度值差别较大.如在 2002 年 3 月 7 日的样品中,多环芳烃的浓度值比 1 周后(14 日)高约 5 倍(参见图 1).单个化合物与总多环芳烃的变化趋势相近.由此可见,气态多环芳烃的影响因素较少,而颗粒态多环芳烃的影响因素较复杂,尤其是在冬季.

### 3 气象条件对大气中多环芳烃的影响

研究表明,气象条件的变化是影响半挥发性有机污染物在大气中分布的重要因素之一<sup>[13-16]</sup>.笔者将大气中多环芳烃含量变化与不同气象因素分别进行比较分析后发现,影响最为明显的是温度与风速,而降雨和湿度等气象因素的影响则相对较小.

#### 3.1 温度的影响

图 4 展示了颗粒态苯并[a]芘和总多环芳烃浓度与温度的关系.颗粒态 Σ PAHs 浓度值随着温度的增高而逐渐降低,这与世界其它城市颗粒态多环芳烃随温度的变化规律相似<sup>[9-11,19,20]</sup>.颗粒态物中的主要化合物(MW 202~278)和总多环芳烃具相似的变化规律,与温度呈现为弱的相关性( $r^2 = 0.18 \sim 0.33$ );而分子量较小的化合物(MW 128~178)则与温度无相关性.

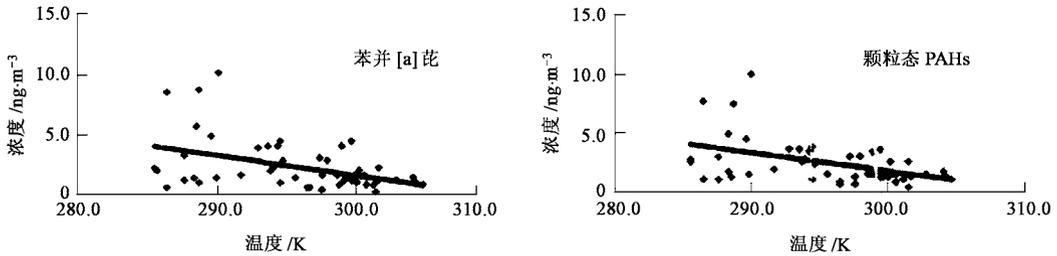


图4 颗粒态 PAHs 与温度关系

Fig. 4 Concentrations of particle-associated PAHs vs ambient temperature

引起颗粒态多环芳烃含量值随温度升高而降低的因素较多.当温度升高时,颗粒态中 PAHs 易通过挥发而损失(进入气相中)<sup>[13]</sup>;温度降低时,由于采暖,以及机动车燃烧效率的降低,加大了污染物的排放量<sup>[17]</sup>;另一方面,在我国各大城市,居民烹调用煤气对大气中的多环芳烃的贡献不容忽视.如朱利中<sup>[6]</sup>等的研究表明,居民区主要污染源来自烹调用煤气和煤的燃烧.当温度降低时,燃烧效率下降可加大污染物的排放,而燃烧效率的下降势必消费更多的燃煤.有研究表明<sup>[18]</sup>,燃煤所排放的甲基菲比机动车燃烧排放的相对量要高.图5显示,在本研究采集的样品中,甲基菲与菲的比值随着温度的降低而升高,可能也说明了冬季能源的消耗中燃煤的比例要高于夏季.此外,除了污染源直接排放的影响之外,冬季的气象条件也有利于污染物在原地的累积,如较低的大气混合层、太阳强度的减弱和  $\text{OH}^-$  离子浓度的降低等.

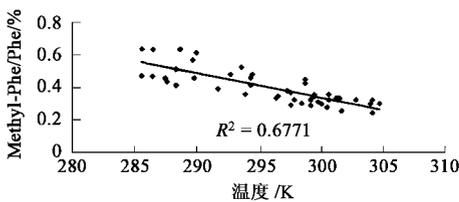


图5 颗粒物中甲基菲/菲与温度的关系

Fig. 5 Methyl-Phenanthrene/Phenanthrene in particle phase vs ambient temperature

多环芳烃作为高温不完全燃烧的产物,开始可能主要以气态形式和小部分的微粒态进入大气,随着周围温度的降低,将逐渐凝结至颗粒物表面或地表;当环境温度升高时,吸附在表面的多环芳烃可再次挥发至大气环境中<sup>[19]</sup>.许多研究表明,此类半挥发性有机物的气相浓度值与温度有良好的相关性<sup>[9-11,13]</sup>.气态多环芳烃与温度的关系可用 Clausius-Clapeyron 公式来描述:

$$\ln p = -\frac{\Delta H}{RT} + c \quad (1)$$

式中,  $p$  为大气中目标化合物的气体分压,  $\Delta H$  是相转变能 ( $\text{kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$ ),  $R$  是气体常数,  $T$  为温度 (K),  $c$  为常数.

通过标准气体定律与单位的换算,可把气体分压 ( $p$ ) 与气体的浓度等度,即气体浓度的自然对数值将与温度的倒数呈线性相关.将气相中总多环芳烃与主要化合物的浓度值与温度的关系绘于图6.由图可见,气态总多环芳烃与占气相主要成分的非、荧蒽和芘与温度有很好的相关性,说明当温度的升高时,从污染的土壤、路面、植物表面以及大气颗粒物上将加大此类化合物的挥发量<sup>[19]</sup>.但是,气相中萘、芘和芴的浓度则与温度的相关性较差,而且,在温度为 295 K 之前,随着温度升高,这 3 个化合物气态中的浓度增大;而当温度到达 295 K 之后,其浓度则随着温度的升高而逐渐降低,其原因可能在于夏季强紫外线以及高  $\text{OH}^-$  离子浓度促进了该类活性相对较强的化合物降解<sup>[20]</sup>.

### 3.2 风速和风向

不同风速条件下颗粒态多环芳烃的浓度变化如图7所示.因考虑到温度对 PAHs 浓度的影响,按温度高低分成 2 部分,左图为温度小于 290 K,右图为温度大于 295 K (由于在 290 ~ 295 K 的温度范围内仅 6 个样品,且采样时的风速都小于  $1.6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ,故此处不对其浓度与风速的关系进行讨论).结果显示,随着风速的加大,大气颗粒态多环芳烃的浓度也随之降低.尤其在风速小于  $1.6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  的范围内,风速微小的变化对稀释大气中颗粒态多环芳烃影响明显;当风速大于  $1.6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  后,风速的再增加对大气颗粒态多环芳烃浓度的变化影响不大,此时区域背景值控制了采样点大气颗粒物中 PAHs 的浓度值.

风向也是影响 PAHs 浓度的原因之一.从图7可见,以风速  $1.6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  为界,两侧的浓度值有明显差别.因此,以风速  $1.6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  为界,作不同风向时

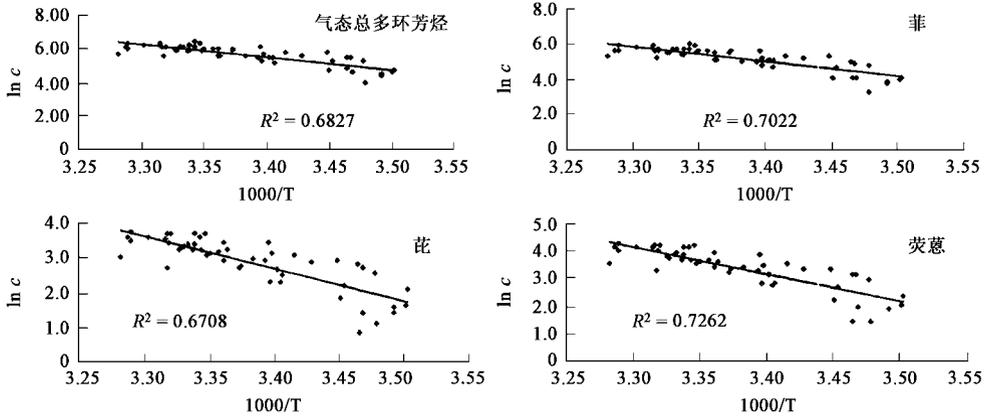


图 6 气态多环芳烃浓度值的自然对数与温度倒数关系

Fig. 6 The natural logarithm of PAHs concentration in gas phase vs reciprocal temperature

颗粒态多环芳烃浓度值的概率分布图(图 8、图 9)。图 8 显示:在风速小于  $1.6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  条件下,不同风向时颗粒态多环芳烃浓度值分布无规律性。而当风速大于  $1.6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  时,不同风向条件下,颗粒态多环芳烃的浓度值都呈现出正态分布特征(图 9),且吹偏

北风时大气中颗粒态 PAHs 的浓度值( $11 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ )要低于吹东南风( $15 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ )。反映了白云山风景区北部地区大气颗粒物的区域背景值要低于东南方向的市区背景值。

因气态多环芳烃主要受温度的控制,为消除温

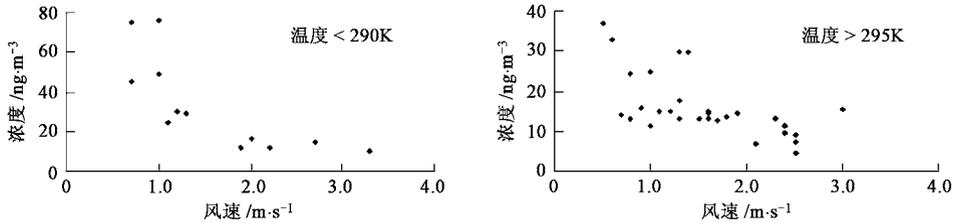


图 7 不同风速下颗粒态总多环芳烃的浓度

Fig. 7 Concentration of  $\sum$  PAHs in particle-associated at different wind speed

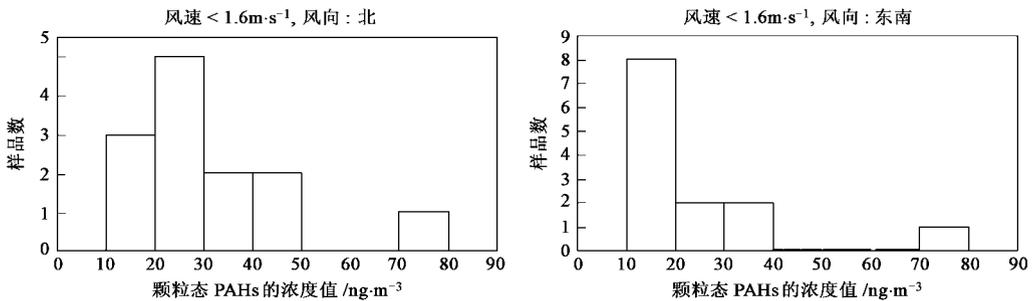


图 8 风速小于  $1.6 \text{ m/s}$  时颗粒态 PAHs 浓度值的概率分布

Fig. 8 Frequency distribution of particle-associated PAHs with wind speed  $< 1.6 \text{ m/s}$

度的影响,由式(1)和图 6 可获得气相 PAHs 与温度的关系,将气态 PAHs 的浓度值按式(2)做校正处理:

$$c' = 1000 \times \ln c_{\text{gas}} / T \quad (2)$$

按不同风速和风向条件进行分别比较,结果显示在不同风向时,其差别很小。这可能与气态化合物易扩散有关,同时,由于大气中气态 PAHs 浓度受地表污

染的控制,而地表污染的程度则与大气中毒害有机物的沉降作用大小有关,可见在整个广州市区域内,地表受大气污染的程度相当。

### 3.3 多元回归线性分析

用 STAT 统计软件对所测定的各种气象条件(温度、风向、风速、降雨和湿度)对大气中多环芳烃的影响进行了多元回归线性分析(表 2,因风向与降

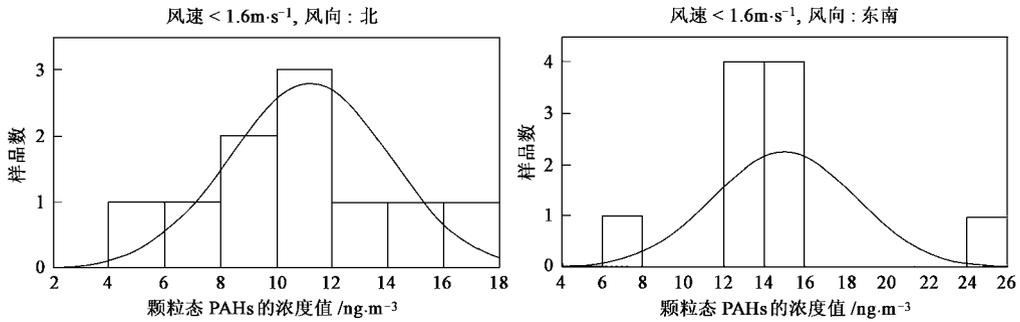


图9 风速大于 1.6 m/s 时颗粒态 PAHs 浓度值的概率分布

Fig.9 Frequency distribution of particle-associated PAHs with wind speed &gt; 1.6 m/s

雨的影响较小,本表未列出其值)。结果显示,对气态多环芳烃除萘和芴外,其它化合物的回归方程都具有很高的置信度( $p < 0.001$ ),且主要化合物的回归方程具较高的  $R^2$  值,说明气象条件的变化是引起大气中气态多环芳烃浓度值波动的主要原因。在所有的影响因素中温度的影响占了绝对优势,远远高于其它气象因素,其次为风速,即温度  $\gg$  风速  $>$  其它因素。对颗粒态多环芳烃,除萘以外,其它所有的化合物的回归方程都具有高的置信度( $p < 0.001$ ),但各化合物的回归方程  $R^2$  值较低,说明还有其它因素(如污染源等)影响着大气中颗粒态多环芳烃,且各气象因素在影响颗粒态多环芳烃浓度的变化时共同起作用,即温度、风速和湿度同为主要影响因素。但随着化合物分子量的递增,3种影响因素的作用大小有所变化。如对芴、菲和蒽来说,影响因素作用大小依次为风速  $>$  湿度  $>$  温度;对苯并[a]蒽、芘和茚蒽来说,依次为湿度  $>$  风速  $>$  温度;对其它高分子

量的化合物来说则依次为温度  $>$  风速  $>$  湿度。不同化合物的主要影响因素的不同是由化合物本身物化特性以及与该化合物的主要来源不同所决定的。如萘的来源很广,不仅燃料、民用和工业产品中本身就含有大量的萘,而且不完全燃烧亦可产生大量萘。除人为来源外,还有自然来源,可见此类化合物主要受源的控制而不受任何气象条件的影响。以高温不完全燃烧成因、过饱和蒸汽压低、以颗粒态形式存在的高分子量化合物在大气中的浓度变化与污染源与大气稀释状况有关,因此温度和风速对其的影响较大,而主要以影响多环芳烃在气-粒间分配的湿度因素<sup>[15]</sup>对之影响则较小。在两相都存在的情况下,4环化合物则以湿度影响为最大,其次为影响相当的温度和风速。降雨可有效地去掉大气中的颗粒态多环芳烃<sup>[14]</sup>,但由于本次工作为定时采样,没有针对降雨而再加大采样密度,故所测数值与降雨量未呈现出任何相关性。

表2 多元回归方程中各气象条件对大气中多环芳烃浓度变化影响的 Beta 值

Table 2 The Beta values of meteorological parameters in multiple regressions

BETA	气态多环芳烃				颗粒态多环芳烃			
	温度	湿度	风速	$R^2$	温度	湿度	风速	$R^2$
Nap	-0.35	-0.19	-0.12	0.18	-0.22	-0.26	-0.24	0.18
Ace	-0.52	-0.43	-0.25	0.42	-0.21	-0.48	-0.40	0.31
Dih	-0.47	-0.27	-0.27	0.32				
Flu	-0.06	-0.14	-0.07	0.04	0.27	-0.15	-0.43	0.26
Phe	0.80	-0.01	-0.15	0.72	-0.15	-0.43	-0.49	0.36
Ant	0.78	0.06	-0.08	0.69	-0.01	-0.38	-0.50	0.30
Pyr	0.85	-0.07	-0.22	0.77	-0.44	-0.65	-0.32	0.64
Fluo	0.80	-0.05	-0.25	0.74	-0.46	-0.66	-0.32	0.59
BaA	0.83	0.03	-0.11	0.81	-0.41	-0.50	-0.37	0.45
Chr	0.63	0.04	-0.20	0.62	-0.43	-0.37	-0.41	0.45
BbF					-0.43	-0.35	-0.43	0.42
BkF					-0.44	-0.36	-0.38	0.41
BaP					-0.43	-0.36	-0.40	0.41
Ind					-0.44	-0.26	-0.44	0.41
DiB					-0.43	-0.36	-0.41	0.41
BghiP					-0.40	-0.26	-0.46	0.40

## 4 结 论

广州市大气中多环芳烃的污染程度与 Chicago 相当,比英国的部分城市和香港要严重.大气中多环芳烃主要以气相形式存在,占大气总多环芳烃年平均的 92.5%,在夏季高于冬季.气态多环芳烃主要成分是的萘、菲、蒽等低环数化合物,其中菲占了总含量的 60%以上;颗粒态多环芳烃是以高环数的化合物主,各化合物所占的比重相当,无绝对优势.各化合物存在形态有所差异,2+3 环的主要以气态存在,5+6 环的则主要以颗粒态存在,4 环的化合物以两种形态共存.气态多环芳烃在夏季达到高值,冬季降为低值;而颗粒态与其相反,夏季低值,冬季达到高值.

影响大气中气态和颗粒态多环芳烃的气象因素各不相同,其中温度在影响气态多环芳烃浓度变化的气象因素中占了绝对优势,其次为风速,而其它气象因素的影响作用不显著;而对颗粒态多环芳烃来说,则无绝对的影响因素,温度、风速和湿度为主要影响因素,但随着分子量的增大,气象因素的影响作用大小顺序略有所不同.

## 参考文献:

- [ 1 ] Strand A, Hov é. A model strategy for the simulation of chlorinated hydrocarbon distribution in the global environment[ J ]. Water, Air and Soil Pollution, 1996, **86**: 283 ~ 316.
- [ 2 ] Nelson E D, Mcconnell L L, Baker J E. Diffusive exchange of gaseous polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls across the air-water interface of the Chesapeake Bay [ J ]. Environ Sci Technol, 1988, **22**: 912 ~ 919.
- [ 3 ] Sims R C, Overcash M R. Fate of polycyclic aromatic compounds ( PNAs) in soil-plant system[ J ]. Residue Reviews, 1983, **88**: 1 ~ 68.
- [ 4 ] Bidleman T E. Atmospheric processes: wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor/ particle partitioning[ J ]. Environ Sci Technol, 1988, **22**: 361 ~ 367.
- [ 5 ] Pankow J F. Review and comparative analysis of the theories on partitioning between the gas and aerosol particulate phases in the atmosphere[ J ]. Atmos Environ, 1987, **21**: 2275 ~ 2283.
- [ 6 ] 朱利中,沈学优,刘勇建.城市居民区空气中多环芳烃污染特征和来源分析[ J ].环境科学,2001,**22**(1):86 ~ 89
- [ 7 ] 成玉,盛国英,傅家谟,等.大气气溶胶中多环芳烃的定量分析[ J ].环境化学,1996,**15**(4):360 ~ 365.
- [ 8 ] 林峥,麦碧娴,张干,等.沉积物中多环芳烃和有机氯农药定量分析的质量保证质量控制[ J ].环境化学,1999,(18.2):115 ~ 121.
- [ 9 ] William E C, Terry F B. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in air at an urban and a rural site near lake Michigan[ J ]. Environ Sci Technol, 1995, **29**: 2782 ~ 2789.
- [ 10 ] Gardner B, Hewitt C N, Jones K C. PAHs in Air Adjacent to Two Inland Water Bodies[ J ]. Environ. Sci. Technol, 1995, **29**: 2405 ~ 2413.
- [ 11 ] Coleman P J, Lee R G M, Alcock R E, Jones K C. Observations on PAH, PCB, and PCDD/ F trends in U. K., urban air 1991 ~ 1995[ J ]. Environ. Sci. Technol., 1997, **31**: 2120 ~ 2124.
- [ 12 ] Hol K F, Lee S C. Identification of atmospheric volatile organic compounds ( VOCs ), polycyclic aromatic hydrocarbons ( PAHs) and carbonyl compound in Hong Kong[ J ]. The Science of the Total Environment, 2002, **289**: 145 ~ 158.
- [ 13 ] Wania F, Haugen J E, Lei Y D, *et al.* Temperature dependence of atmospheric concentrations of semivolatile organic compounds[ J ]. Environ. Sci. Technol., 1998, **32**: 1013 ~ 1021.
- [ 14 ] Dickhut R M, Gustafson K E. Atmospheric Washout of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Southern Chesapeake Bay Region[ J ]. Environ. Sci. Technol., 1995, **29**: 1518 ~ 1525.
- [ 15 ] Pankow J F, Storey J M E, Yamasaki H. Effect of relative humidity on gas/ particle partitioning of semivolatile organic compounds to urban particulate matter[ J ]. Environ. Sci. Technol., 1993, **27**: 2220 ~ 2226.
- [ 16 ] Cortes D R, Basu I, Sweet C W, Hites R A. Temporal Trends in and Influence of Wind on PAH Concentrations Measured near the Great Lakes[ J ]. Environ. Sci. Technol, 2000, **34**: 356 ~ 360.
- [ 17 ] Bjorseth A, Ramdahl T ( Eds. ). Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Vol. 2[ C ]. Marcel Dekker, New York and Basel ( Chapter 4 ), 1985b. 139 ~ 185.
- [ 18 ] Lee M L, Prado G P, Koward J B, Hites R A. Source identification of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons by gas chromatographic mass spectrometry and high resolution mass spectrometry[ J ]. Biomedical Mass Spectrometry, 1977, **4**: 182 ~ 186.
- [ 19 ] Gustafson K E, Dickhut R M. Particle/ Gas Concentrations and Distributions of PAHs in the Atmosphere of Southern Chesapeake Bay[ J ]. Environ. Sci. Technol., 1997,**31**: 140 ~ 147.
- [ 20 ] Marwan Dimashki, Lee H, *et al.* Temporal Trends, Temperature Dependence, and Relative Reactivity of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons[ J ]. Environ. Sci. Technol., 2001, **35**: 2264 ~ 2267.