王逸飞,杨雪晶,郭 雨,等.供暖变化对石家庄 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 赋存特征及来源的影响研究 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):646-656.
Wang Y F, Yang X J, Guo Y, et al. Study on the impact of heating changes on the distribution characteristics and sources of PAHs in $PM_{2.5}$ in Shijiazhuang [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):646-656.

供暖变化对石家庄 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 赋存特征及来源的影响研究

王逸飞,杨雪晶,郭 雨,王 冉,姚 波*,崔建升 (河北科技大学环境科学与工程学院,河北省污染防治生物技术实验室,河北 石家庄 050018)

摘要：研究供暖变化对 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃(PAHs)赋存特征和来源的影响对于城市大气污染控制具有重要意义.在供暖期与非供暖期间,分别在石家庄市区布设 3 个点位采集 42 个 $PM_{2.5}$ 样品,使用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS/MS)测定了 16 种 PAHs 的浓度,并基于此对 PAHs 的浓度变化、来源和健康风险进行分析.结果表明,供暖期间与非供暖期间 PAHs 的平均浓度分别为 13.97ng/m^3 和 10.63ng/m^3,苯并[a]芘(BaP)为主要污染物.PAHs 与温度、湿度 O_3 呈显著负相关,与 $PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2 和 CO 呈显著正相关,并且得出温度、$PM_{2.5}$ 和 O_3 是影响供暖期前后 PAHs 浓度的主要因素;特征比值法和 PMF 源解析(PMF)均表明供暖期间 PAHs 的主要来源为交通排放源和煤-生物质燃烧源,非供暖期为交通排放源和石油类污染(包括油挥发和液体燃料燃烧),交通排放源为 PAHs 的主要贡献源; TrajStat 模型分析发现 PAHs 主要污染源来自于西北方向,京津冀及河南地区为主要污染地区,供暖期间 PAHs 扩散条件较差;健康风险评估结果表明石家庄市区 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 对成人及儿童均无风险,但儿童终身癌症风险值是成人的 2 倍,需引起注意.

关键词：多环芳烃(PAHs)；$PM_{2.5}$；PMF 源解析；特征比值法；后向轨迹；健康风险评价
中图分类号：X513 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0646-11

Study on the impact of heating changes on the distribution characteristics and sources of PAHs in $PM_{2.5}$ in Shijiazhuang.

WANG Yi-fei, YANG Xue-jing, GUO Yu, WANG Ran, YAO Bo*, CUI Jian-sheng (Hebei Provincial Laboratory of Pollution Prevention and Control Biotechnology, School of Environmental Science and Engineering, Hebei University of Science and Technology, Shijiazhuang 050018, China). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：646~656

Abstract：Studying the impact of heating changes on the occurrence characteristics and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in $PM_{2.5}$ is of great significance for urban air pollution control. In this study, 42 $PM_{2.5}$ samples were collected at three sites in the urban area of Shijiazhuang during the heating and non-heating seasons. The concentrations of 16 PAHs were determined using gas chromatography-tandem mass spectrometry (GC-MS/MS). Based on these data, the concentration changes, sources, and health risks of PAHs were analyzed. The results showed that the average concentrations of PAHs during the heating and non-heating seasons were 13.97ng/m^3 and 10.63ng/m^3, respectively, with benzo[a]pyrene (BaP) being the primary pollutant. PAHs exhibited significant negative correlations with temperature, humidity, and O_3, and significant positive correlations with $PM_{2.5}$, PM_{10}, SO_2, NO_2, and CO. It was concluded that temperature, $PM_{2.5}$, and O_3 were the primary factors influencing PAH concentrations before and after the heating season. Both the characteristic ratio method and positive matrix factorization (PMF) source apportionment indicated that transportation emissions and coal-biomass combustion sources were the primary sources of PAHs during the heating season, while transportation emissions and petroleum-related pollution (including oil evaporation and liquid fuel combustion) were the primary sources during the non-heating season. Transportation emissions were the main contributor to PAHs. The TrajStat model analysis revealed that the primary pollution sources of PAHs originate from the northwest, with the Beijing-Tianjin-Hebei region and Henan Province being the main pollution areas, and PAH dispersion conditions were poor during the heating season. The health risk assessment results indicate that the PAHs in $PM_{2.5}$ in Shijiazhuang city do not pose a risk to adults or children, but the lifetime cancer risk value for children is twice that for adults, warranting attention.

Key words：polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)；$PM_{2.5}$；PMF source analysis；feature ratio method；backward trajectory；health risk assessment

随着经济和城市化的快速发展,京津冀地区以细颗粒物($PM_{2.5}$)污染为主要特征的区域持续性大气复合污染非常严重[1-2].$PM_{2.5}$ 颗粒表面可以富集成分复杂且来源多样的有害物质,吸入是污染物进

收稿日期：2025-06-19
基金项目：河北省重大科技支撑计划项目(242S3601Z);中央引导地方科技发展资金项目(236Z4801G);河北省高等学校科学技术研究项目青年拔尖人才项目(BJK2022042)
* 责任作者, 教授, byao18@hebust.edu.cn

入人体并产生危害的重要途径[3-5].

多环芳烃(PAHs)是一类重要的有机污染物,主要通过含碳物质的不完全燃烧排放至环境中[6-8].与 $PM_{2.5}$ 结合的 PAHs 会直接诱导炎症反应并导致严重的肺损伤[9-10],更严重的还会导致心脏病和过早死亡[11].1970 年代,美国环境保护署(U.S.EPA)将 16 种多环芳烃确定为优先污染物,其中 9 种被归类为 1 级致癌物[12].颗粒物 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 的浓度和组成表现出相当大的季节性和区域性变化,尤其是在冬季,更高的供暖需求、烹饪活动以及燃煤发电厂的运行加剧了 PAHs 的排放.这在北方城市尤为明显[13-14].研究报告称,亚洲国家在大气中排放了 290 吉克(Gg)的 PAHs,占全球 PAHs 年排放总量的 55%.印度、中国和美国是大气中多环芳烃的主要贡献者[14].此外,由于较低的社会经济地位,以及对非传统燃料的能源消耗依赖,发展中国家环境空气中的多环芳烃浓度通常高于发达国家[15].

2023 年发布的《中国生态环境状况公报》显示,京津冀地区仍为全国大气污染重点关注区域,而石家庄在历年环境空气质量城市排名中多次位列倒数,尤其在供暖期间状况更加不容乐观.此外石家庄是全国重要的医药和纺织工业基地,其产量大,伴随产生的有害污染物多,加剧了 PAHs 污染,对人体造成了严重损害, 而针对石家庄空气中新污染物含量的调查研究仍然不足,缺乏石家庄市供暖变化对 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 精细化特征和来源解析研究,无法满足新形势下我国大气污染控制的需要.

因此本研究选取 2024 年供暖前后,利用 GC-MS/MS 法对 3 个监测点的环境空气进行样品采集,结合气象和环境数据,对 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 浓度特征进行分析;利用特征比值法、PMF 源解析和 Meteoinfo 模型解析石家庄市 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 的来源,以期为石家庄市大气污染物精准防控提供理论依据和决策支持.

1　材料与方法

1.1　采样点位及时间

采样点位位于石家庄市主城区,分别在桥西区,新华区,裕华区各设 1 个采样点,分别编号为 A、B、C,3 个点位附近包含交通要道,工业要道,居民生活区,农业耕田区等污染源,布设的点位具有代表性及多样性,具体点位 A 为石家庄市冶河灌区管理局,(114.46°E,38.04°N),点位 B 为河北工业职业技术大学红旗校区(114.45°E,37.97°N),点位 C 为河北科技大学新校区(114.51°E,37.97°N).采样器为 YQ-1114 型中流量(100L/min)大气颗粒物采样器(青岛云起,中国),采样器配有多级切割器,采样时将切割器串联使用,并设置支架使采样器位于地面约 1.5m 的高度.玻璃纤维滤膜(φ90mm,Whatman,美国)事先在 500℃马弗炉中灼烧 5h 以去除膜中有机杂质与水分.灼烧过程中用铝箔纸包裹,灼烧放置平衡后在电子天平上称重,采样结束后再次称量并记录.采样时间分为供暖期(2024 年 3 月 8 日~15 日)与非供暖期 2024 年 4 月 23 日~5 月 3 日)(4 月 26~29 日为连续降雨,暂停采样)11:00 到次日 10:00,连续采样 23h.共采集 42 个有效样品,采集后的样品用锡纸包裹于-4℃避光保存,一个月内测定完毕.本研究共采集 $PM_{2.5}$ 样品 42 个,测定其中 16 种 PAHs 的浓度,并基于此对 PAHs 的浓度变化、来源和健康风险进行分析.

1.2　分析方法

取四分之一的滤膜,用事先经甲醇溶液清洗后的剪刀剪碎放入试管中,加入 10mL 乙酸乙酯溶液超声 30min,超声后取 5mL 上清液过 0.22μm 有机滤膜于试管中,氮吹浓缩至 1~2mL 再加入少量乙酸乙酯溶液清洗试管壁,再次氮吹至小于 1mL,重复 2~3 次,最后用乙酸乙酯定容 1mL 至进样小瓶中待测(所有试剂均购于上海安谱实验科技股份有限公司).

16 种 PAHs 的测定采用气相色谱串联三重四极杆质谱(GCMS-TQ8040, SHIMADZU, 日本),色谱柱为 SH-Rxi-5Sil MS(30m×0.25mm×0.25μm),进样口温度为 250℃;进样量为 1μL;进样方式为不分流进样;载气为氦气,恒线速度为 37cm/s;升温程序为:初始柱温 90℃保持 1min,后以 15℃/min 升至 210℃,保持 2min 后以 5℃/min 升至 250℃保持 5min,最后以 25℃/min 升至 300℃保持 4min;接口温度为 280℃,离子源(EI)温度为 230℃,采用多反应监测(MRM)模式进行分析,16 种 PAHs 定量离子和定性离子见表 1.

PAHs 的实际浓度由下列公式计算:

$$C=\frac{2\times 4\times (C_1-C_0)\cdot \mathrm{cf}}{V_{采样}} \tag{1}$$

式中:C 为样品 PAHs 的浓度,ng/m^3;C_1 为样品前处理后气相色谱检测出实际样品的浓度,μg/mL;C_0 为样品前处理后气相色谱检测出空白滤膜的浓度,

μg/mL;$V_{采样}$为采样时采得的空气总量,m^3;cf 为单位转化因子.

表 1 16 种 PAHs 质谱数据采集参数

Table 1 Mass spectrometry data acquisition parameters for 16 PAHs

编号	化合物名称	定量离子(母离子>子离子)	CE1 (V)	定性离子(母离子>子离子)	CE2 (V)
1	萘(NaP)	128.10>127.00	9	128.10>102.00	18
2	苊烯(Acy)	152.10>126.10	27	152.10>150.10	27
3	苊(Ace)	154.00>152.10	30	153.10>151.20	27
4	芴(Flu)	165.10>163.10	27	165.10>115.10	27
5	菲(Phe)	178.10>176.10	29	178.10>152.10	20
6	蒽(Ant)	178.10>176.10	29	178.10>152.10	20
7	荧蒽(Fla)	202.10>200.10	33	202.00>152.10	30
8	芘(Pyr)	202.10>200.10	30	200.10>198.10	30
9	苯并[a]蒽(BaA)	228.10>226.10	30	226.10>224.10	30
10	䓛(Chry)	228.10>226.10	30	226.10>224.10	33
11	苯并[b]荧蒽(BbF)	252.00>250.00	33	250.00>248.00	36
12	苯并[a]芘(Bap)	252.00>250.00	33	250.00>248.00	36
13	苯并[k]荧蒽(BkF)	252.00>250.00	30	250.00>248.00	33
14	茚并[1,2,3-ed]芘(InP)	276.00>274.10	39	274.00>271.90	45
15	二苯并[a,h]蒽(DahA)	278.00>276.20	39	278.00>275.10	45
16	苯并[g,h,i]苝(BghiP)	276.00>274.00	45	274.00>271.70	42

1.3 特征比值法

特征比值被广泛用于定性判断多环芳烃的来源, 大气环境中 PAHs 的组成特征会因为污染源燃料种类和燃烧方式的不同而产生差别,但其相对含量却比较稳定,本研究运用 4 种特征比值对石家庄市区大气 PAHs 的主要来源进行判别[16].4 种特征值分别为 Flu/(Pyr+Flu),InP/(InP+BghiP),BaA/(BaA+Chr)和 Ant/(Phe+Ant),以区分具体来源.

1.4 PMF 源解析

为了深入了解石家庄市区 PAHs 的污染来源,采用正定矩阵因子法(PMF)对其潜在污染源进行分析.主要通过数学统计方法定量解析不同因子对污染物浓度的贡献,PMF 将数据分解成源贡献(***G***)和因子谱(***F***)两个矩阵,利用样品的浓度和不确定度数据进行加权使得目标函数 Q 最小化来获得结果[17],Q 的计算公式如下:

$$Q=\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{m}\left[\frac{x_{ij}-\sum_{k=1}^{p}g_{jk}f_{jk}}{u_{ij}}\right]^2 \tag{2}$$

式中:以 PAHs 为例,Q 为拟合优度参数,i 为样本的数量,j 为 PAHs 种类;k 是所用因子的数量;x_{ij} 是所测量样品 PAHj 的浓度;p 为因子数;f_{jk} 为 PAH_j 在因子 k 中的浓度;g_{jk} 为 PAHj 在因子 k 中贡献;u_{ij} 为样品 i 在 PAH_j 中组分的不确定性.

PMF 是一种非负因子分析模型,用于从数据中提取潜在的因子结构.PMF 通过最小化残差矩阵的平方和来求解两个未知矩阵 ***G***(得分矩阵)和 ***F***(载荷矩阵),其中 ***G*** 表示样本与因子之间的关系,***F*** 表示因子的化学组成或特征.PMF 在多个领域有广泛应用,尤其是在大气污染源解析中,被广泛用于识别和量化大气颗粒物($PM_{2.5}$)的来源,例如交通排放、工业排放、生物质燃烧等.PMF 通过将观测到的化学成分数据分解为源因子的贡献[18].本文使用 US EPA PMF 5.0,来进行石家庄市区 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 的主要来源的测定并推断不同源贡献率的大小.首先将所有数据进行浓度(Concentration)与不确定度(Unc)的计算并分为两个文件,当浓度小于或等于方法检出限(MDL)时,Unc 为 5/6 的 MDL;当浓度大于 MDL 时,则用下列公式计算

$$\mathrm{Unc}=\sqrt{(\mathrm{Errorfraction}\times\mathrm{Concentration})^2+(0.5\times\mathrm{MDL})^2)} \tag{3}$$

将 Concentration 与 Unc 分别列入 PMF 5.0 后,进行信噪比(S/N)的筛选,S/N 适用于表示测得数据是真实的还是在数据噪声范围内,通过 S/N 的大小对物种进行分类,S/N>2 定义为:“Strong”, 0.2<S/N<2 定义为:“Weak”,S/N<0.2 时则定义为:“Bad”.本次实验种所测得的 16 种 PAHs 中仅有 DahA 因为检出率为 0%被定义为“Bad”,其余 15 种 PAHs 均被定义为“Strong”.之后确定因子个数和基础模型运行的次数后即可得到 PMF 模型结果,本次数据因子个数与模型运行次数分别选择 5 个和 20 次.

1.5 潜在源贡献因子法和浓度权重轨迹法

基于 Meteoinfo 的 TrajStat 模型对 PAHs 浓度和气象数据进行潜在源贡献因子法(PSCF)和浓度权重轨迹(CWT)分析,用以分析 PAHs 潜在源区及受后向轨迹的影响,PSCF 为定性分析潜在区域对目标点的污染贡献,CWT 为定量计算潜在区域对目标点的相对权重浓度贡献值.后向轨迹受体高度设置为 500m,后推时长 72h.大气污染物的平均滞

留时间一般不超过 72h,因此设置后推时长为 72h 可以覆盖大部分污染物的传输路径,尤其是在研究区域污染源分布较为复杂的情况下,能够更全面地分析污染物的来源和传输路径.此外,500m 的高度是大气边界层内较为常见的高度,能够较好地反映近地面污染物的传输情况[19].相对权重浓度贡献值(CWT)的计算与 PSCF 一致,PSCF 和 CWT 的计算公式如下:

$$\mathrm{PSCF}_{ij}=\frac{m_{ij}}{n_{ij}} \tag{4}$$

$$\mathrm{WPSCF}_{ij}=w_{ij}\cdot\mathrm{PSCF}_{ij} \tag{5}$$

式中:$PSCF_{ij}$ 是网格 ij 中的潜在贡献值;m_{ij} 为经过网络 ij 的污染轨迹数;n_{ij} 为经过网格 ij 的总轨迹数;w_{ij} 为按 n_{ij} 分级的权重因子;$WPSCF_{ij}$ 是减少不确定性后的 PSCF 值.

$$\mathrm{PCWT}_{ij}=\frac{1}{\sum_{i=1}^{M}\tau_{ijl}}\sum_{l=1}^{M}c_l\tau_{ijl} \tag{6}$$

$$\mathrm{WPCWT}_{ij}=w_{ij}\cdot\mathrm{PCWT}_{ij} \tag{7}$$

式中:$PCWT_{ij}$ 是网格 ij 上的平均权重浓度;M 是后向气团轨迹总数;l 是后向气团污染轨迹;τ_{ijl} 是后向气团轨迹 τ 在网格 ij 上停留的时间;c_l 是气团轨迹 l 经过某一网格 ij 所对应的季节性典型污染浓度;$WPCWT_{ij}$ 是减少不确定性后的 PCWT 值.

1.6　健康风险评价

环境中的PAHs可通过多种途径进入人体,主要为摄入、皮肤吸收和呼吸 3 个途径,而呼吸是 PAHs 对人体造成危害的关键途径[20].

16 种 PAHs 有着不同程度的毒性,其中 BaP 是最早被发现的化学致癌物之一,并且被国际癌症研究机构(IARC)列为 1 类致癌物,美国环境保护署(EPA)在评估 PAHs 的毒性时,通常将 BaP 作为参考化合物,其毒性等效因子(TEF)被设定为 1.0,其他 PAHs 的毒性可以通过与 BaP 的比较来评估.因此本研究以 BaP 为参考物,通过美国 EPA 建立的终身癌症风险(ILCR)模型来评估石家庄 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 的人体健康风险[20].

通过毒性当量因子(TEF)来计算 PAHs 的毒性.在 TEF 评估模型中,BaP 值被确定为 1.PAHs 的 TEF 值基于它们相对于 BaP 的致癌能力[21-23].毒性当量通过以下公式计算:

$$\mathrm{TEQ}_i=\mathrm{PAH}_i\cdot\mathrm{TEF}_i \tag{8}$$

式中:PAH_i 为单个多环芳烃的含量,TEF_i 为相应的毒性当量因子,TEQ 为化合物的毒性当量.

$$\mathrm{ILCR}_{\text{吸入}}=\frac{c\cdot\mathrm{CSF}\cdot\mathrm{IR}\cdot\mathrm{EF}\cdot\mathrm{ED}}{\mathrm{BW}\cdot\mathrm{AT}}\cdot\mathrm{cf} \tag{9}$$

式中:c 为应用毒性当量因子 TEF 根据 BaP 的毒性当量换算成的多环芳烃含量之和;CSF 为 BaP 的呼吸致癌斜率因子(3.85mg/(kg·d));IR 为吸入率(儿童和成人分别为 $10m^3/d$ 和 $20m^3/d$);EF 表示暴露频率(180d/a);ED 表示暴露年限(儿童和成人分别为 6y 和 24y);BW 表示平均体重(儿童和成人分别表示 15kg 和 58.6kg);AT 表示平均寿命(25550d);cf 为转换因子[23].

美国 EPA 将致癌风险划分为:可接受风险水平($ILCR<10^{-6}$)、潜在致癌风险($10^{-4}<ILCR<10^{-6}$)和较高的致癌风险($ILCR<10^{-6}$).

1.7　质量控制与质量保证

PAHs 的测定采用外标法定量,所有物质相关系数均大于 0.99.16 种 PAHs 的回收率在 72%~125%之间.此外,为保证实验的准确性,每十组实际样品设置一组空白与加标样品.

整个实验过程所有会用到的玻璃仪器使用前均用甲醇反复冲洗,风干后于 450℃的马弗炉中烧制 6h,使用前让瓶子完全冷却.采样期后收集环境空白样本.空白样本和实际样本同时处理和分析,从最终数据中减去空白样本值.此外,还每周分析一次系统空白样,以确保样品分析过程中不存在气态杂质.定期对仪器内部进行清洁,以防止污染并保持分析系统的完整性.

采样设备的流量精度为±2%~±5%,颗粒物捕集效率符合国家标准,切割粒径误差≤±5%,计时误差≤±0.1%(24h 采样时).颗粒物采样流量范围为 15~130L/min,最大允许误差为±2%F.S.采样前后均进行标定,采样前依次进行流量校准,气密性检查和时间校准.流量校准为:使用电子皂膜流量计或标准流量计,在采样入口处校准,调整至目标流量后记录环境温压,按国标中的公式修正标况流量.气密性检查:安装滤膜后开机,堵住进气口,观察流量是否降至零(或<5%设定值).时间校准:同步设备时钟至标准时间,确保定时采样准确.

采样后进行流量复测,再次测量流量,与初始值偏差应≤5%,并记录保存采样起止时间、平均流量、温度、采样体积、滤膜编号等信息.

2 结果与讨论

2.1 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 的污染特征

石家庄市区 $PM_{2.5}$ 中 16 种多环芳烃的平均质量浓度如表 2 所示,共检测到 15 种 PAHs,检出率为 29%~100%,其中仅有 DahA 未检出,ΣPAHs 在供暖期间浓度为 12.54~14.52ng/m^3,非供暖期间为 6.32 ~ 11.57ng/m^3,BaP 为主要污染物,平均浓度分别为 1.67ng/m^3 和 1.43ng/m^3.PAHs 的整体浓度(14.06ng/m^3)较早些年[31](42.17ng/m^3)有了明显下降,空气质量不断改善,对人体造成的影响也愈发减弱.

表 2 供暖期与非供暖期 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 浓度分布

Table 2 Concentration of PAHs in $PM_{2.5}$ during heating and non-heating periods

物质名称	供暖期				非供暖期			
	检出率	浓度(ng/m^3)			检出率	浓度(ng/m^3)		
	(%)	平均值	最小值	最大值	(%)	平均值	最小值	最大值
Nap	100	0.97	0.86	1.09	100	1.21	1.01	1.59
Acy	100	0.76	0.30	0.94	86	0.49	n.d.	0.63
Ace	100	0.62	0.51	0.82	57	0.35	n.d.	0.83
Flu	100	1.07	0.81	1.25	100	0.91	0.41	0.89
Phe	100	1.34	0.44	1.54	100	0.90	n.d.	1.35
Ant	100	1.28	0.89	1.46	100	0.90	n.d.	1.35
Fla	100	0.74	0.66	0.85	100	0.60	0.57	0.61
Pyr	100	0.98	0.72	1.10	100	0.96	0.69.	1.02
BaA	100	0.51	0.47	0.56	100	0.47	0.31	0.53
Chry	100	0.52	0.33	0.66	100	0.46	0.17	0.53
BbF	100	0.97	0.67	1.21	100	0.76	0.32	0.96
BkF	100	1.28	1.20	1.45	100	0.94	0.38	1.19
BaP	100	1.67	1.60	1.77	100	1.43	0.50	1.61
BghiP	100	1.17	0.57	1.79	43	0.24	n.d.	0.56
Inp	43	0.09	n.d.	0.34	29	0.01	n.d.	0.06
DahA	0	0.00	n.d.	n.d.	0	0.00	n.d.	n.d.

根据图 1 中数据可得在整个采样期间的 PAHs 与 $PM_{2.5}$ 的浓度变化趋势大致相同,供暖期间 Σ PAHs 浓度整体略高于非供暖期间.推测原因为随着供暖期结束,气温上升使 $PM_{2.5}$ 的扩散沉降条件变好,加上充足的光照促进了空气和颗粒物中的 PAHs 的降解和转化.此外,在环境空气中,PAHs 以气相和颗粒相的形式存在,两相中的分布由分配系数(K_p)决定.PAHs 气体/颗粒分配取决于分子量(MW)和蒸气压.环境温度的升高可以通过增加化合物的蒸气压并有利于它们从颗粒相挥发到气相[24-25],导致供暖结束后 Σ PAHs 浓度有所下降.而在供暖期间气候寒冷,供暖需求较高,大量的能源消耗排放了大量的污染物,加上逆温等不利的气候条件阻碍了污染物的扩散导致了供暖期间出现 PAHs 浓度普遍偏高的现象[26].有研究表明采暖季煤炭消耗增加和机动车尾气是导致 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 大幅上升的主要原因[27].

供暖期与非供暖期 $PM_{2.5}$ 中不同环数 PAHs 分布如图 2 所示,供暖期间不同环数 PAHs 占比为 43%(2~3 环)>36.4%(5 环)>20%(4 环)>1%(6 环),非供暖期间占比为 44.8%(2~3 环)>31.7%(5 环)>23.4%(4 环)>0.1%(6 环).这是因为低环数(2~3 环)PAHs 主要来源于路面中煤焦油或杂酚油泄漏与挥发[2],中环数(4 环)PAHs 主要源于煤-生物质的燃烧,高环数(5~6 环)PAHs 主要来自交通排放[29-30].根据供暖变化对 PAHs 环数占比变化可以得出,供暖结束后煤焦油等的泄露与挥发和煤-生物质燃烧对 PAHs 的生成贡献均有所增加,而交通排放对 PAHs 的生成贡献下降.

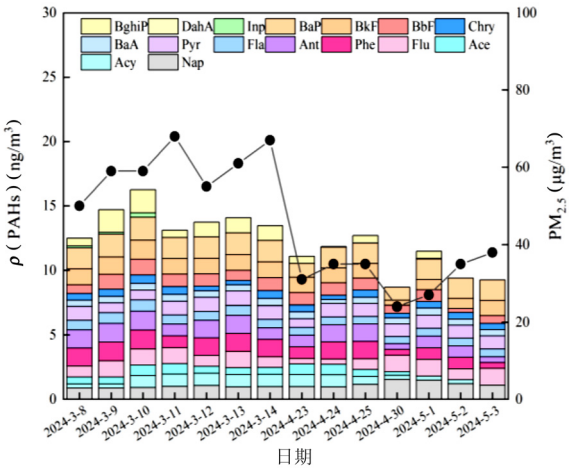


图 1 石家庄大气 $PM_{2.5}$ 与 PAHs 的浓度变化趋势

Fig.1 Concentration trends of $PM_{2.5}$ and PAHs in the atmosphere of Shijiazhuang

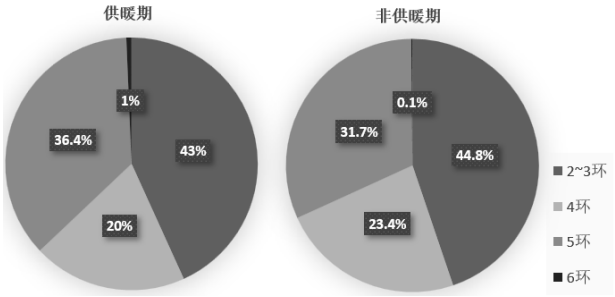


图 2 不同环数 PAHs 在供暖期与非供暖期的占比

Fig.2 Percentage of PAHs with different ring counts in heating versus non-heating periods

2.2 PAHs 气象相关性分析

气象因素是影响 PAHs 污染物浓度的主要因素,本研究选择皮尔逊相关性分析进行评估气象因素对 PAHs 浓度的影响.气象数据由中国天气网(https://www.weather.com.cn/)查询得到,采取全天平均值进行分析.根据图 3 中数据可得,温度、湿度和 O_3 与 PAHs 呈负相关,温度的影响印证了供暖结束温度上升后 PAHs 浓度降低的现象,与其他研究报道的结论一致[32-33].如,王浥铭等[34]研究发现环境温度升高会导致颗粒相中的 PAHs 蒸发至气相中,最终导致颗粒物附着状态下 PAHs 的浓度增加,并且高温也会促进 PAHs 的光化学反应使其浓度降低.寒冷季节较薄的大气边界层和频繁的逆温可能会阻止污染物在对流层底部的扩散[3].

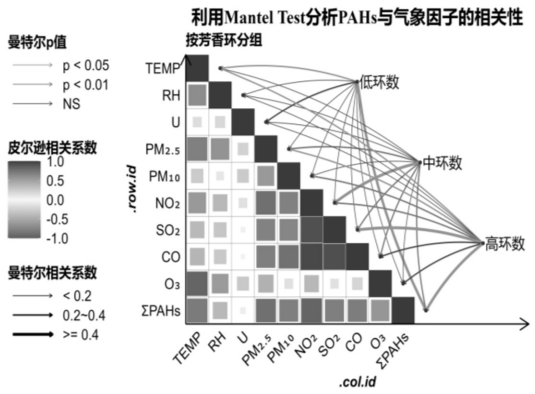


图 3　PAHs 浓度和气象条件的相关性

Fig.3　Correlation between PAH concentrations and meteorological conditions

湿度的影响可能与湿沉降有关,气相 PAHs 可随着大气中液滴的凝结过程溶解其中造成浓度的大幅减少,继而导致颗粒相 PAHs 通过气粒分配向气相转化,致使颗粒相 PAHs 浓度减少[4].

PAHs 的浓度分别与 $PM_{2.5}$,PM_{10},NO_2,SO_2 和 CO 呈显著正相关,$PM_{2.5}$,PM_{10} 与 PAHs 具有一定的吸附性,碳质是细颗粒物的主要成分,主要源于燃烧副产品;北方的供暖期会大量燃烧煤从而产生颗粒物,可能伴随产生 PAHs,而图 1 PAHs 的浓度随 $PM_{2.5}$ 浓度的降低而下降也论证了这一点;O_3 和温度还可作为光氧化的标志,代表光化学反应的强度,供暖结束后温度升高,太阳辐射加强,致使 PAHs 发生氧化反应,从而导致 PAHs 浓度降低.NO_2,SO_2 和 CO 是不完全燃烧的产物,主要来源于汽车尾气排放[36-38].

在通过将 16 种 PAHs 按照环数分类比对后可以得出,O_3 与低中高环 PAHs 皆有一定的相关性,因此可以得出光氧化也是导致 PAHs 降解的一种重要途径;此外,中高环数 PAHs 与 $PM_{2.5}$,NO_2,SO_2,CO 等有关,符合先前得出的结论,即低环数 PAHs 来源于石油类污染而中高环数主要来源于燃烧或汽车源.

综合可以得出,供暖前后主要影响 PAHs 浓度变化的因素为温度、$PM_{2.5}$ 浓度和 O_3 浓度.

2.3　PAHs 源解析

2.3.1　特征比值法　特征比值被广泛用于定性判断多环芳烃的来源,大气环境中 PAHs 的组成特征会因为污染源燃料种类和燃烧方式的不同而产生差别,但其相对含量却比较稳定,本研究运用表 3 中 4 种特征比值对石家庄市区大气 PAHs 的主要来源进行判别.供暖期中 Flu/(Pyr+Flu)的比值为 0.44~0.61,表明期间 PAHs 来源于交通排放和煤-生物质燃烧[39],而在非供暖期间 Flu/(Pyr+Flu)的比值为 0.29~0.46,说明停止供暖后燃烧不再是影响 PAHs 产生的主要因素,而石油挥发源的影响也开始加大.综合来看,汽车尾气是整个采样期间 PAHs 产生的主要因素,石油与燃烧源随着供暖与非供暖有不同影响.InP/(InP+BghiP)在供暖期间为 0.07~0.21,非供暖期间 InP 与 BghiP 只有一组样品中共同测出,值为 0.09,因此推断石油挥发是 PAHs 可能的主要来源[40];供暖期间与非供暖期间 BaA/(BaA+Chr)的比值为 0.46~0.59,表明整个期间 PAHs 都主要来自于交通排放源[41];Ant/(Phe+Ant)的比值为 0.4~0.5,可推断出石家庄市区大气 PAHs 污染受煤-生物质燃烧源影响较大[38],供暖期间和非供暖期间均如此.综上所述,供暖期间 PAHs 的主要污染源为交通排放和煤-生物质燃烧源,而非供暖期间交通排放和石油挥发是主要来源.

表 3　石家庄市区 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 的特征比值

Table 3　Characteristic ratios of PAHs in $PM_{2.5}$ in Shijiazhuang

特征比值	污染源	比值	供暖期	非供暖期
Flu/(Pyr+Flu)	石油挥发源	<0.40	0.44~0.61	0.29~0.46
	交通排放源	0.4~0.5		
	煤-生物质燃烧	>0.50		
InP/(InP+BghiP)	石油挥发源	<0.2	0.07~0.21	0.09
	燃料燃烧	0.2~0.5		
	煤-生物质燃烧	>0.50		
BaA/(BaA+Chr)	石油挥发源	<0.2	0.46~0.59	0.46~0.50
	混合源	0.20~0.35		
	交通排放源	>0.35		
Ant/(Phe+Ant)	石油挥发源	<0.1	0.4~0.5	0.4~0.5
	煤-生物质燃烧	>0.1		

2.3.2 PMF 源解析 石家庄供暖前后 16 种 PAHs 可识别出 5 种不同来源(图 4,图 5),且不同时期排放来源贡献率存在差异.

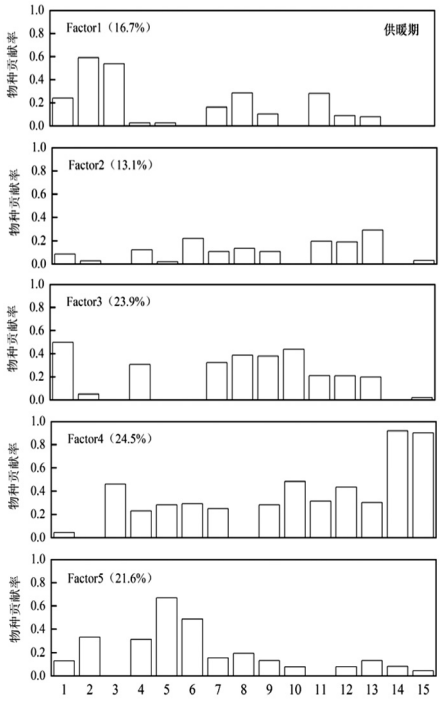


图 4 PMF 模型中各因子中不同物种在供暖期的贡献率

Fig.4 Contributions of different species in each factor in the PMF model during the heating period

1.Nap,2.Acy,3.Ace,4.Flu,5.Phe,6.Ant,7.Fla,8.Pyr,9.BaA,10.Chry,11.BbF, 12. BkF,13BaP,14.InP,15.BghiP

采暖期因子 1 中 Ace、Acy 占比较高,其次为 Nap、Pyr、BbF 和 Fla(图 4).Ace 和 Acy 的对石油的贡献很高[42],此外,Nap、Ace 和 Acy 等低环多环芳烃常被用来作为原油和石油产品挥发与泄露的典型指示因子[43],所以将因子 1 归为石油挥发源.

因子 2 中无明显优势物种,检出物种的占比均较低,无法确定其具体来源,所以将因子 2 归为其他污染源.

因子 3 中 Nap、Flu、Fla、Pyr、BaA、Chry 贡献率较高,BbF、BkF 和 BaP 次之.Fla 和 BaP 常被作为燃煤排放的典型示踪物[44],Chry 是天然气燃烧排放的产物,也可在农业与垃圾焚烧中被检出[45],BbF 可作为生物质燃烧的典型示踪物[45],因此可将因子 3 归为煤-生物质燃烧.

因子 4 中占比较高的物种为 Ace、Chry、BkF、InP 和 BghiP,其次为 Flu、Phe、Ant、Fla、BaA、BbF 和 BaP.其中,InP 和 BghiP 等高环数的 PAHs 常用于检测汽车尾气,此外, BaA 可作为以天然气为燃料的部分车辆的尾气标志物,BbF 和 BkF 则是柴油车尾气的排放标志物[44],Masih[46]等发现 BaP 也可作为柴油车尾气的标志检测物之一,综上可以将因子 4 归为交通排放源.

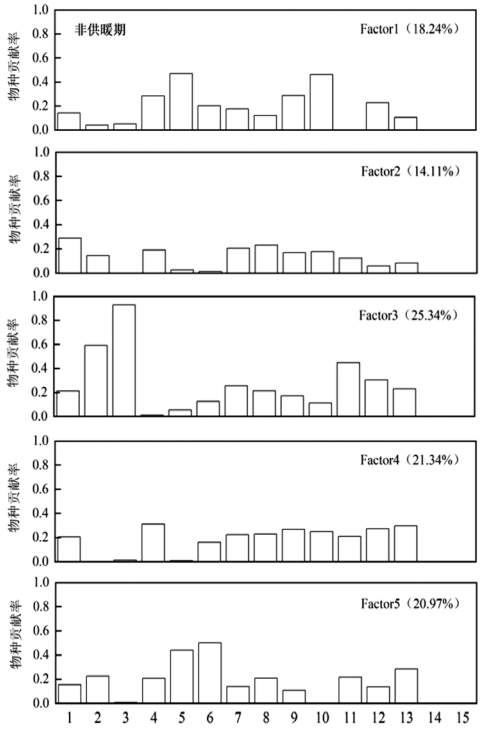


图 5 PMF 各因子中不同物种在非供暖期的贡献率

Fig.5 Contributions of different species in each factor in the PMF model during the non-heating period

1.Nap,2.Acy,3.Ace,4.Flu,5.Phe,6.Ant,7.Fla,8.Pyr,9.BaA,10.Chry,11.BbF, 12.BkF,13.BaP,14.InP,15.BghiP

因子 5 的主要贡献物种为 Phe、Ant、Acy 和 Flu.Flu 在工业锅炉和热电厂中常被检出,Acy 是水泥行业的典型示踪剂,Ant 被用作焦化工业焦炉排放的标志物[48-50],因此因子 5 被确定为工业排放.

综上可得出因子 1~5 分别为石油挥发源,其他污染源,煤-生物质燃烧,交通排放源和工业排放源,贡献率分别 16.7%,13.1%,23.9%,24.5%和 21.6%,可得交通源和煤-生物质燃烧源为供暖期 PAHs 的主要来源,这与 2.3.1 中得出的结论一致.

非供暖期间 PAHs 的来源分析如图 5 所示,因子 1 中占比较高的为 Ant、Phe、BaA 和 Chry,其中 Phe 和 Chry 都被用来当农田和道路浮土,建筑垃圾粉尘等扬尘的典型示踪剂[51],因此将因子 1 认作为扬尘源.同理,推测因子 2 到因子 5 分别为其他污染源,石

油挥发源,交通污染源和工业排放源.因子 1 到因子 5 的贡献率为 18.24%,14.11%,25.34%,21.34%,20.97%,非供暖期主要污染源贡献变为石油挥发源与交通排放源,也与上述结论一致.

综上分析得出,交通排放源为 PAHs 的主要贡献源.

2.3.3　PAHs 传输通道分析　为探讨石家庄市供暖期与非供暖期 PAHs 的传输通道和来源方向,取供暖期与非供暖期污染物的污染轨迹(≥PSCF 限值),采用后向轨迹聚类法得到 PAHs 的聚类轨迹(图 6).供暖期与非供暖期均聚类了 4 个污染传输通道,并且都来自于西北方向,供暖期中一个聚类为长距离运输,两个聚类为中长距离运输,一个聚类为短距离运输且占比最高(35.71%),途径河北、山东和河南;非供暖期间中 3 个聚类为长距离运输,一个为短聚类运输占比最高(51.79%),途径河北、山东再到天津.两个短聚类运输都呈现先为东南方向再变为西北方向.

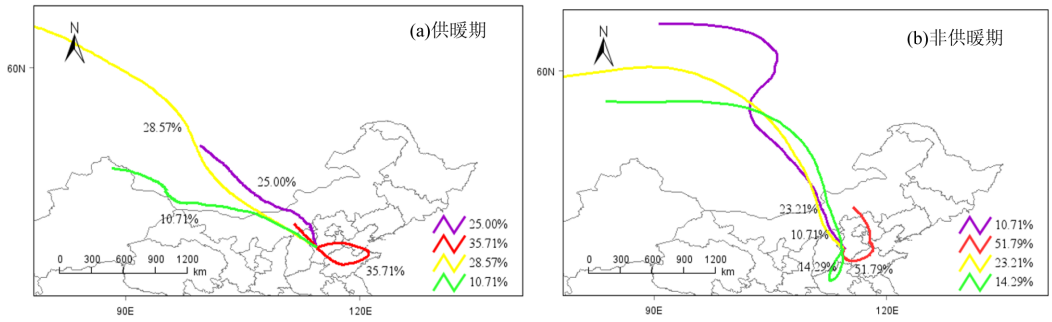


图 6　供暖前后 PAHs 后向轨迹聚类

Fig.6　Backward trajectory clustering of PAHs before and after the heating period

2.3.4　PAHs 潜在源分布　对于 PAHs 的潜在源分布的计算,取 PAHs 的后向轨迹进行 WPSCF 分析,得到供暖期与非供暖期 PAHs 的污染源区贡献和权重贡献(图 7).供暖期间的潜在分布主要集中在北京、天津、石家庄和太原北部,这是 4 种气团簇共同作用的结果,并且这些区域主要以钢铁和化工等重工业有关,也是经常受到空气质量危害的典型区域.根据图 6 的对比可知,PAHs 的潜在源分布与其主要聚类通道保持一致.为了定量分析石家庄市 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 供暖期与非供暖期潜在源区贡献程度,采用 WCWT 对其权重贡献浓度进行分析.供暖期权重浓度较高的主要集中在京津冀地区和河南北部,与 WPSCF 分析的结果一致,非供暖期高权重浓度汇集在太原与石家庄的交界处,相比与供暖期的权重贡献有些许下降.

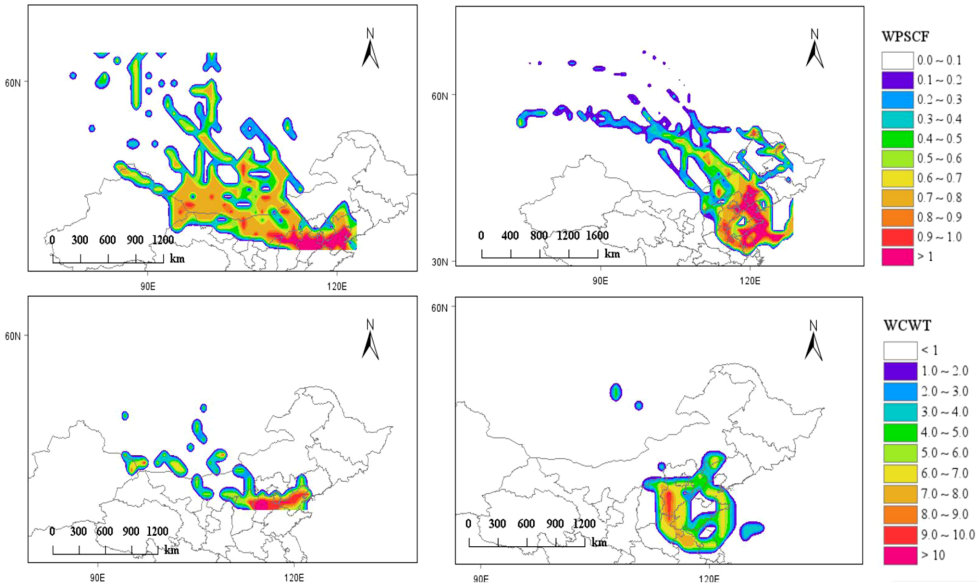


图 7　PAHs 的潜在源分析

Fig.7　Potential source analysis of PAHs

2.4 PAHs 健康风险评价

为计算石家庄市区大气中 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 经过呼吸暴露产生的致癌风险,采用US EPA的健康风险评估模型,以成人和儿童作为研究对象进行评估计算.根据 TEF 值计算 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 的毒性当量浓度.经过计算得(图 8),成人和儿童的 ILCR 数量级均为 10^{-7}.可以得出,通过口鼻吸入的悬浮颗粒所造成的健康风险可以忽略不计,但是,暖期成人和儿童所遭受的健康风险是非供暖期的 2 倍,儿童的致癌风险在整个采样期间是成人的 2 倍.

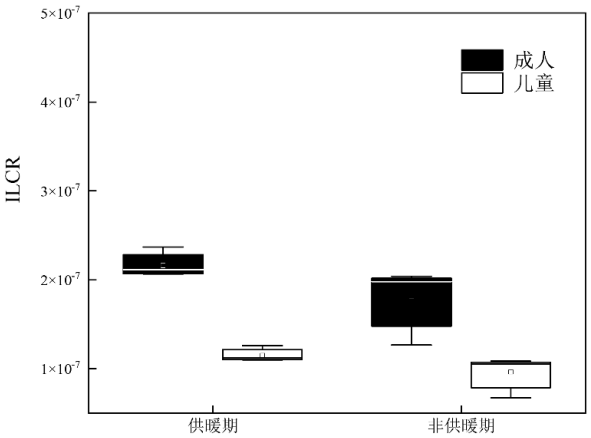


图 8 供暖期前后儿童和成人 ILCR 值

Fig.8 ILCR values for children and adults before and after the heating period

3 结论

3.1 整个采样期间,石家庄市区 $PM_{2.5}$ 中 16 种 PAHs 的浓度为 6.32~14.52ng/m^3,供暖结束后 PAHs 整体污染水平有所降低,根据 Pearson 相关性分析与源解析可以得出,温度,$PM_{2.5}$ 和 O_3 为供暖前后影响 PAHs 浓度的主要气象因素,并且交通排放源作为 PAHs 的主要贡献源,其贡献降低导致浓度水平有所降低.整个采样期间 2~3 环 PAHs 为主要污染物,分别占比 43.2%和 44.8%.

3.2 PAHs 的主要来源和扩散方向为石家庄西北方向;供暖期潜在源区主要以京津冀地区为主,向内蒙古和蒙古等地扩散;非供暖期潜在源区主要为京津冀地区;供暖期 PAHs 的贡献高值区域为京津冀地区及河南北部,非供暖期变换为石家庄与太原交界处.

3.3 供暖期和非供暖期 ILCR 均小于 10^{-6},不会对人体健康产生危害,但供暖期间 ILCR 是非供暖期间的二倍,整个采样期间儿童 ILCR 值是成人的 2 倍,需引起注意.

参考文献:

[1] 安 敏,王丽杰,滕明月,等.京津冀地区 $PM_{2.5}$ 与 CO_2 的协同控制效应及调控因素研究 [J]. 环境科学与技术, 2024,47(7):63-73.
An M, Wang L J, Teng M Y, et al. Synergistic control effects and regulatory factors of $PM_{2.5}$ and CO_2 in the Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. Environmental Science & Technology, 2024,47(7):63-73.

[2] Xue W, Zhang J, Zhong C, et al. Spatiotemporal $PM_{2.5}$ variations and its response to the industrial structure from 2000 to 2018 in the Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,279:123742.

[3] 柴明辰,徐国杰,甄钟秀,等.中天山 $PM_{2.5}$ 中重金属和多环芳烃污染特征、来源及健康风险评价 [J]. 干旱区地理, 2025,48(3):391-404.
Chai M C, Xu G J, Zhen Z X, et al. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of heavy metals and PAHs in $PM_{2.5}$ in the Middle Tianshan Mountains [J]. Arid Land Geography, 2025,48(3): 391-404.

[4] Luan T, Guo X, Guo L, et al. Quantifying the relationship between $PM_{2.5}$ concentration, visibility and planetary boundary layer height for long-lasting haze and fog–haze mixed events in Beijing [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(1):203-225.

[5] Gu Y, Xu H, Feng R, et al. Insight into personal exposure characteristics and health effects of $PM_{2.5}$ and $PM_{0.25}$-bound PAHs and their derivatives with different heating ways in the Fenwei Plain, China [J]. Environmental Pollution, 2023,338:122699.

[6] Wang J, Zhao B, Wang S, et al. Particulate matter pollution over China and the effects of control policies [J]. Science of The Total Environment, 2017,584-585:426-447.

[7] Zhou A, Cao H, Liu J, et al. Urban and suburban variations in emission sources and quality-adjusted life year loss of $PM_{2.5}$-bound PAHs in Beijing, China [J]. Journal of Cleaner Production, 2022,359: 132093.

[8] Shen G, Wang W, Yang Y, et al. Emission factors and particulate matter size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustions in rural Northern China [J]. Atmospheric Environment, 2010,44(39):5237-5243.

[9] Cui M, Chen Y, Tian C, et al. Chemical composition of $PM_{2.5}$ from two tunnels with different vehicular fleet characteristics [J]. Science of The Total Environment, 2016,550:123-132.

[10] Keyte I J, Albinet A, Harrison R M. On-road traffic emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxy- and nitro- derivative compounds measured in road tunnel environments [J]. Science of The Total Environment, 2016,566-567:1131-1142.

[11] Armstrong B, Hutchinson E, Unwin J, et al. Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review and meta-analysis [J]. Environmental Health Perspectives, 2004,112(9):970-978.

[12] Zhao C, Wang Y, Su Z, et al. Respiratory exposure to $PM_{2.5}$ soluble extract disrupts mucosal barrier function and promotes the development of experimental asthma [J]. Science of The Total

Environment, 2020,730:139145.

[13] Kumar A, Ambade B, Sankar T K, et al. Source identification and health risk assessment of atmospheric $PM_{2.5}$–bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Jamshedpur, India [J]. Sustainable Cities and Society, 2020,52:101801.

[14] Kim M S, Lee S, Park M, et al. Region–specific characterization and ecotoxicity assessment of PAH compounds in winter $PM_{2.5}$ from three capital cities in Northeast Asia [J]. Journal of Hazardous Materials, 2025,494:138536.

[15] Kamal A, Cincinelli A, Martellini T, et al. A review of PAH exposure from the combustion of biomass fuel and their less surveyed effect on the blood parameters [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015,22(6):4076–4098.

[16] Fu B, Li S, Lan S, et al. Air pollution of $PM_{2.5}$–bound PAHs in urban Chongqing, China from 2015 to 2022: Concentration, source tracking and health risk [J]. Urban Climate, 2025,61:102483.

[17] 孙港立,吴丽萍,徐　勃,等.淄博市供暖前后 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃及其衍生物污染特征、来源及健康风险 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2558–2570.
Sun G L, Wu L P, Xu B, et al. Pollution characteristics, sources, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives in $PM_{2.5}$ before and after heating in Zibo City [J]. Environmental Science, 2024,45(5):2558–2570.

[18] 张夏夏,袁自冰,郑君瑜,等.大气污染物监测数据不确定度评估方法体系建立及其对 PMF 源解析的影响分析 [J]. 环境科学学报, 2019,39(1):95–104.
Zhang X X, Yuan, Z B, Zheng J Y, et al. Establishment of an uncertainty assessment methodology system for air pollutant monitoring data and its impact on PMF source apportionment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019,39(1):95–104.

[19] 赵　恒,王体健,江　飞,等.利用后向轨迹模式研究 TRACE–P 期间香港大气污染物的来源 [J]. 热带气象学报, 2009,(2):181–186.
Zhao H., Wang T J, Jiang F, et al. Study on the sources of atmospheric pollutants in Hong Kong during TRACE–P period using backward trajectory model [J]. Journal of Tropical Meteorology, 2009,25(2):181–186.

[20] 甄晓龙,刘　刚,李久海,等.南京化工园区道路尘中邻苯二甲酸酯的时空变化和风险评估 [J]. 环境化学, 2020,(2):531–541.
Zhen X L, Liu G, Li J H, et al. D. Spatiotemporal variations and risk assessment of phthalate esters in road dust from a chemical industrial park in Nanjing [J]. Environmental Chemistry, 2020,39(2):531–541.

[21] Ghanavati N, Nazarpour A, WATTS M J. Status, source, ecological and health risk assessment of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Abadan, Iran [J]. CATENA, 2019,177:246–259.

[22] Martuzevicius D, Kliucininkas L, Prasauskas T, et al. Resuspension of particulate matter and PAHs from street dust [J]. Atmospheric Environment, 2011,45(2):310–317.

[23] Ghanavati N, Nazarpour A, Watts M J. Status, source, ecological and health risk assessment of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Abadan, Iran [J]. CATENA, 2019,177:246–259.

[24] Han J, Liang Y, Zhao B, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) geographical distribution in China and their source, risk assessment analysis [J]. Environmental Pollution, 2019,251:312–327.

[25] Gregoris E, Argiriadis E, Vecchiato M, et al.. Gas–particle distributions, sources and health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and polychlorinated naphthalenes (PCNs) in Venice aerosols [J]. (1879–1026 (Electronic)).

[26] 贺博文,聂赛赛,李仪琳,等.承德市 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃的季节分布特征、来源解析及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2022,43(5):2343–2354.
He B W, Nie S S, Li Y L, et al. Seasonal Distribution Characteristics, Source Apportionment, and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in $PM_{2.5}$ in Chengde City [J]. Environmental Science, 2022,43(5):2343–2354.

[27] 顾爱军,刘佳澍,罗世鹏,等.常州市大气 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 污染特征及来源解析 [J]. 环境科学, 2017,38(8):3110–3119.
Gu A J, Liu J S, Luo S P, et al. Pollution Characteristics and Source Apportionment of PAHs in Atmospheric $PM_{2.5}$ in Changzhou City [J]. Environmental Science, 2017,38(8):3110–3119.

[28] Larsen R K, Baker J E. Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Urban Atmosphere: A Comparison of Three Methods [J]. Environmental Science & Technology, 2003,37(9):1873–1881.

[29] 陈　刚,周潇雨,吴建会,等.成都市冬季 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃的源解析与毒性源解析 [J]. 中国环境科学, 2015,35(10):3150–3156.
Chen G, Zhou X Y, Wu J H., et al. Source apportionment and toxicity apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ during winter in Chengdu [J]. China Environmental Science, 2015,35(10):3150–3156.

[30] Kong S, Li X, Li L, et al. Variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric $PM_{2.5}$ during winter haze period around 2014 Chinese Spring Festival at Nanjing: Insights of source changes, air mass direction and firework particle injection [J]. Science of The Total Environment, 2015,520:59–72.

[31] 唐大镜,孙成瑶,陈风格,等.石家庄市采暖期与非采暖期 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃的来源解析及健康风险评价 [J]. 气象学报, 2022,80(3):410–420.
Tang D J, Sun C Y, Chen F G, et al. Source apportionment and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ during heating and non–heating periods in Shijiazhuang [J]. Acta Meteorologica Sinica, 2022,80(3):410–420.

[32] 马可婧,孙丽娟.兰州市 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃的污染特征和来源解析 [J]. 环境科学, 2023,44(11):5997–6006.
Ma K J, Sun L J. Pollution characteristics and source analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ in Lanzhou City [J]. Environmental Science, 2023,44(11):5997–6006.

[33] Sun Y, Chen J, Qin W, et al. Gas–$PM_{2.5}$ partitioning, health risks, and sources of atmospheric PAHs in a northern China city: Impact of domestic heating [J]. Environmental Pollution, 2022,313:120156.

[34] 王浥铭,齐安安,王鹏程,等.沿海农村地区大气 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃(PAHs)季节污染特征、气象条件影响及健康风险评估 [J]. 环境科学学报, 2022,42(10):91–99.
Wang Y M, Qi A A, Wang P C, et al. Seasonal pollution

characteristics, influence of meteorological conditions, and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric $PM_{2.5}$ in a coastal rural area [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(10):91−99.

[35] Bi S, Cao H, Zang B, et al. $PM_{2.5}$-bound PAHs near a typical industrial park: Determining health risks associated with specific industrial sources [J]. Atmospheric Environment, 2023,302:119715.

[36] 原安妮,王 琨,齐 虹.哈尔滨市道路机动车尾气排放清单及特征分析研究 [J]. 环境科学与管理, 2018,43(7):53−58.
Yuan A N, Wang K, Qi H. Motor vehicle exhaust emission inventory and characteristic analysis in Harbin City [J]. Environmental Science and Management, 2018,43(7):53−58.

[37] Hong Y, Xu X, Liao D, et al. Air pollution increases human health risks of $PM_{2.5}$-bound PAHs and nitro-PAHs in the Yangtze River Delta, China [J]. Science of The Total Environment, 2021,770: 145402.

[38] Agudelo D M, Teixeira E C. Seasonal changes, identification and source apportionment of PAH in $PM_{1.0}$ [J]. Atmospheric Environment, 2014,96:186−200.

[39] 张艺璇,曹 芳,郑 涵,等.2017 年秋季长春市 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃的污染来源及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2020,41(2):564−573.
Zhang Y X, Cao F, Zheng H, et al. Pollution sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ during autumn 2017 in Changchun [J]. Environmental Science, 2020, 41(2):564−573.

[40] Mancilla Y, Mendoza A, Fraser M P, et al. Organic composition and source apportionment of fine aerosol at Monterrey, Mexico, based on organic markers [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, 16(2):953−970.

[41] Ravindra K, Sokhi R, Van Grieken R. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation [J]. Atmospheric Environment, 2008,42(13):2895− 2921.

[42] Chen Y, Bian S, Gao K, et al. Studies on the meso-sized selectivity of a novel organic/inorganic hybrid mesoporous silica membrane [J]. Journal of Membrane Science, 2014,457:9−18.

[43] Cui H, Lu Y, Zhou Y, et al. Spatial variation and driving mechanism of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) emissions from vehicles in China [J/OL]. Journal of Cleaner Production, 2022,336:130210.

[44] Liu J, Man R, Ma S, et al. Atmospheric levels and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bound to $PM_{2.5}$in Guangzhou, China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2015,100(1): 134−143.

[45] Zheng L, Ou J, Liu M, et al. Seasonal and spatial variations of PM_{10}-bounded PAHs in a coal mining city, China: Distributions, sources, and health risks [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019,169:470−478.

[46] Wang L, Dong S, Liu M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric $PM_{2.5}$ and PM_{10} in the semi-arid city of Xi'an, Northwest China: Seasonal variations, sources, health risks, and relationships with meteorological factors [J]. Atmospheric Research, 2019,229: 60−73.

[47] Masih J, Dyavarchetty S, Nair A, et al. Concentration and sources of fine particulate associated polycyclic aromatic hydrocarbons at two locations in the western coast of India [J]. Environmental Technology & Innovation, 2019,13:179−188.

[48] Aydin Y M, Kara M, Dumanoglu Y, et al. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in ambient air of an industrial region in Turkey [J]. Atmospheric Environment, 2014,97:271−285.

[49] Yang H H, Lee W J, Chen S J, et al. PAH emission from various industrial stacks [J]. Journal of Hazardous Materials, 1998,60(2): 159−174.

[50] 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.

[51] Jiang Y, Hu X, Yvex U J, et al. Status, source and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust of an industrial city, NW China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014,106:11−18.

作者简介：王逸飞(2001-),男,河北石家庄人,河北科技大学硕士研究生,主要研究方向为环境监测评价与大气环境行为.2569976648@qq.com.