门 誉,王依滴,王云琦,等.基于 PMF-HHRA 模型耦合的北京市地表灰尘多环芳烃风险来源解析及不确定性分析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(11):6398-6410.
Men Y, Wang Y D, Wang Y Q, et al. Source apportionment and uncertainty analysis of polycyclic aromatic hydrocarbon risks in Beijing's surface dust using coupled PMF-HHRA modeling [J]. China Environmental Science, 2025,45(11):6398-6410.

基于 PMF-HHRA 模型耦合的北京市地表灰尘多环芳烃风险来源解析及不确定性分析

门 誉[1],王依滴[1*],王云琦[1],王龙龙[2] 高 冰[3] (1.北京林业大学水土保持学院,北京 100083；2.北京大学环境科学与工程学院,北京 100871；3.生态环境部环境发展中心环境标准样品研究所,国家环境保护污染物计量和标准样品研究重点实验室,北京 100029)

摘要：以北京市地表灰尘中的 PAHs 为研究对象,耦合正定矩阵因子分析模型(PMF)和健康风险评价模型(HHRA),并结合 Monte Carlo 模拟和 bootstrap 不确定性分析方法,综合分析了地表灰尘中 16 种 PAHs 的赋存特征、健康风险及主要风险来源,并评估了风险评价及源解析结果的不确定性.结果表明:北京市地表灰尘中 16 种 PAHs 总含量为 2.33~19.22μg/g,其中高环 PAHs 的总含量最高(平均值 6.43μg/g).北京市核心功能主导区域中交通主导区 PAHs 含量最高(13.39μg/g),生态主导区 PAHs 含量最低(5.24μg/g).地表灰尘 PAHs 对成人和儿童造成中等致癌风险的概率分别为 90.02%和 94.97%.儿童通过手-口直接摄入途径的风险较高,而成人通过皮肤接触摄入途径的风险较高.暴露持续时间和皮肤暴露面积是影响致癌风险的主要因素.PAHs 的主要来源包括机动车尾气排放、机动车非燃烧类排放和生物质及煤炭燃烧. 基于 PAHs 含量得到的各来源占比与基于 PAHs 健康风险得到的各来源占比之间存在显著差异.生物质和煤炭燃烧对 PAHs 含量的贡献高达 33.84%,但对 PAHs 健康风险的贡献仅为 15%左右.研究结果可为北京市地表灰尘 PAHs 污染的有效管控提供重要理论支撑.

关键词：地表灰尘；多环芳烃(PAHs)；健康风险评价；风险源解析；不确定性分析

中图分类号：X820.4 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)11-6398-13

Source apportionment and uncertainty analysis of polycyclic aromatic hydrocarbon risks in Beijing's surface dust using coupled PMF-HHRA modeling.

MEN Yu[1], WANG Yi-di[1*], WANG Yun-qi[1], WANG Long-long[2], GAO Bing[3] (1.School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China；2.College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China；3.State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Pollutant Metrology and Reference Materials, Institute of Environmental Reference Materials, Environmental Development Center, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100029, China). *China Environmental Science*, 2025,45(11)：6398~6410

Abstract：In the present study, a comprehensive investigation of PAHs in surface dust from Beijing was conducted through the integration of the Positive Matrix Factorization (PMF) model, Health Risk Assessment (HHRA) model, Monte Carlo simulation, and bootstrap uncertainty analysis. This integrated approach enabled a systematic analysis of the occurrence characteristics, health risks, and primary risk sources of 16 priority PAHs, while simultaneously quantifying uncertainties inherent in both risk assessment and source apportionment processes. Results indicated that the total concentrations of PAHs in Beijing's surface dust ranged from 2.33 to 19.22μg/g, with high-ring PAHs being the dominant component (mean concentration: 6.43μg/g). Specifically, traffic-dominated zones within core urban areas exhibited the highest PAH levels (13.39μg/g), whereas ecological zones displayed the lowest concentrations (5.24μg/g). Probabilistic analysis revealed that the probability of moderate carcinogenic risk associated with PAH exposure reached 90.02% for adults and 94.97% for children, respectively. Children were found to be more susceptible to PAH-related health risks via the hand-to-mouth ingestion pathway, whereas adults faced greater vulnerability through dermal contact. Key driving factors influencing PAH exposure risks included duration of exposure and skin contact area. Source apportionment results identified three primary contributors to PAHs in surface dust: vehicle exhaust emissions (37.4%), non-combustion vehicle-related emissions (26.6%), and biomass/coal combustion (33.8%). Notably, although biomass/coal combustion accounted for 33.84% of the total PAH concentrations, its contribution to associated health risks was only approximately 15%. This observation highlights a significant discrepancy between concentration-based and risk-based source apportionment outcomes. Collectively, these findings provide valuable scientific insights to support the development of targeted pollution control measures for PAHs in Beijing.

收稿日期：2025-03-20

基金项目：国家自然科学基金资助项目(42307473);北京市自然科学基金资助项目(8232040)

* 责任作者, 讲师, yidiwang@bjfu.edu.cn

Key words：surface dust；polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)；health risk assessment；source apportionment；uncertainty analysis

城市地表灰尘是人类活动所产生的各类物质重要的“汇”和“源”.机动车排放的尾气、煤炭和生物质燃烧以及工业生产等污染物可通过干湿沉降、大气扩散等多种途径进入地表灰尘[1].在风力作用和降雨冲刷等自然过程驱动下,这些污染物可发生二次迁移,进入大气、土壤和水体等环境[2].因此地表灰尘不仅是各类污染物的储存载体,也是污染物在环境中迁移和转化的重要介质.此外,地表灰尘中的污染物也可通过手-口直接摄入和皮肤接触摄入等暴露途径进入人体,经消化和吸收后在体内累积,最终对人群健康构成威胁[3].因此,开展城市地表灰尘污染物的健康风险评价研究,对于阐明污染物的环境行为和暴露特征以及制定有效的环境健康风险管理策略具有重要的理论与实践意义.

多环芳烃(PAHs),是一种持久性有机污染物,具有高化学稳定性和低水溶性,在环境中难以降解,能够长期存在并沿食物链富集[4-5].由于多数 PAHs 具有较强的致癌、致畸和致突变性,美国环保署于 1979 年将其中 16 种 PAHs 列为优先控制污染物[6].然而,由于PAHs具有挥发性,且人为活动对PAHs的影响强度也并非恒定不变,PAHs 的含量在时间上存在差异性.受限于采样频率和点位个数等因素,传统基于采样数据的人体健康风险评价结果往往存在一定的不确定性[7].蒙特卡罗方法已广泛应用于地球物理学、流体力学和生物学等学科的不确定性评估[8-10],并在风险评价中展现出良好的应用前景[11].因此通过耦合人体健康风险评价(HHRA) 模型和蒙特卡罗方法,可实现 PAHs 的健康风险水平及不确定性的系统评估.

城市地表灰尘中 PAHs 的来源组成复杂,准确识别其主要来源是有效控制其健康风险的前提和基础[12].正定矩阵因子分析模型(PMF)因其输入数据易获取、限制参数为非负性等特点,在污染物来源解析中得到了广泛应用,且具有较好的可解释性和稳定性[13].然而,现有研究大多仅考虑 PAHs 的含量差异,而忽略了不同PAHs的在毒性方面的显著差异[14].因此,本研究在传统来源解析的基础上,考虑 PAHs 毒性差异,耦合PMF 模型与HHRA 模型,构建健康风险来源解析模型,并结合 Bootstrap 方法和蒙特卡罗方法量化随机误差以及因子分解旋转模糊性等方面的不确定性,为 PAHs 风险管控和保障公众健康提供更为科学全面的支撑[15].

北京市作为中国的首都和超大城市,承载着重要的政治、经济、文化中心等多重功能,城市化程度高.北京人口数量庞大直接导致了交通出行需求高、能源消耗量大和城市建设活动频繁等问题,其环境污染问题面临严峻挑战.已有研究表明北京市大气颗粒物中的 PAHs 对居民的健康风险显著高于部分其他城市[16-18].因此,针对北京市地表灰尘 PAHs 的健康风险评价和来源解析研究具有重要意义.本研究选取北京市地表灰尘作为研究对象,耦合 PMF 与 HHRA 构建了健康风险来源解析模型(PMF-HHRA),并结合蒙特卡罗模拟和Bootstrap方法,分析 PAHs 的赋存特征、健康风险水平及不确定性,开展 PAHs 含量和风险的定量来源解析及不确定性分析,比较分析 PAHs 含量与健康风险的源贡献比重差异以期为北京市地表灰尘 PAHs 风险管控提供重要理论支撑和具有参考价值的方法学框架.

1　材料与方法

1.1　样品采集

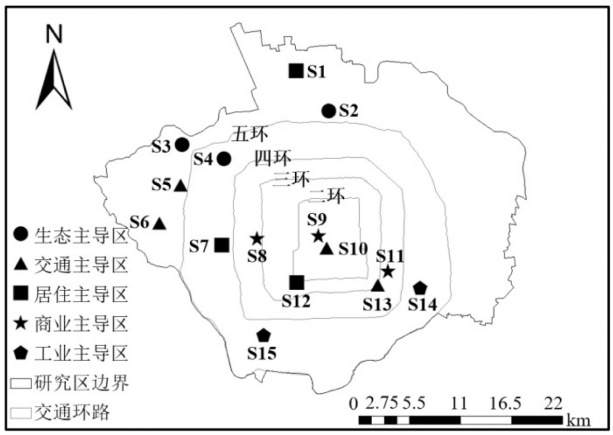


图 1　研究区及采样点位

Fig.1　Map of the study area and sampling sites

审图号:京 S(2021)023 号,下同

针对北京市主城区,综合人为活动和环境气候特征,共选取 15 个采样点.其中,空间布局上,结合交通环路结构的人为活动差异,点位布设兼顾高密度活动区与低密度外围区域,并涵盖生态、交通、居住、

商业、工业 5 类功能区;环境因素方面,综合风向、地形影响,在西北、东南、南北等方位均设置采样点,所有点位在研究区内近均匀分布(图 1).所有样品采集均在无降水、无风天气条件下(采样前连续干燥≥7d 且采样期间无降雨)的工作日进行,各采样点的硬化地表区域使用洁净毛刷收集地表灰尘不少于500g,并转移至预标记的棕色密封玻璃瓶中(标注采样点地理坐标及唯一编号),送回实验室置于 4℃冰箱内保存,并在 24h 内进行样品预处理.

1.2 样品处理与检测

本研究参考《土壤和沉积物多环芳烃的测定气相色谱-质谱法》(HJ 805-2016)对样品进行处理并测定 PAHs 的含量.在实验室对样品进行预处理,采用 1000μm 孔径尼龙筛去除宏观杂质(如碎石、植物碎屑),准确称量筛下物 10g 与 10g 硅藻土混匀后加入 PAHs 替代标,使用 ASE 300 加速溶剂萃取仪用正己烷-二氯甲烷(体积比 1:1)进行样品的萃取,旋转蒸发浓缩至 2mL,在硅胶柱中进行净化并旋蒸和氮吹至 1mL,随后加入 PAHs 内标进行分析.样品的分析采用气相色谱-质谱联用仪,测试条件:进样口温度为 250℃,不分流进样,进样量为 1.0μL,柱流量为 1.0mL/min,离子源为电子轰炸源(EI),扫描模式为离子模式(SIM).升温程序为:初始温度 50℃,以 20℃/min 的速度升至 150℃(保持 2min);再以 12℃/min 的速度升至 290℃(保持 7min).

为保证检测结果的准确性,分析过程中采用方法空白、加标空白和样品平行进行质控,每 5 个样品设置一个平行样和空白样,使用完全一致的步骤进行处理.所有空白样均未有 PAHs 检出,平行样的相对偏差为 3.35%~10.58%,PAHs 的回收率为 72.28%~126.17%,以 3 倍信噪比作为 PAHs 的检出限,所得检出限为 0.002~0.01ng/g.

本研究中测定的 PAHs 类型为美国环保署规定的 16 种优先控制 PAHs:萘(Nap)、苊烯(Acy)、苊(Ace)、芴(Flu)、菲(Phe)、蒽(Ant)、荧蒽(Fla)、芘(Pyr)、苯并[a]蒽(BaA)、䓛(Chr)、苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、苯并[a]芘(BaP)、茚[1,2,3-cd]芘(InP)、二苯并[a,h]蒽(DahA)、苯并[g,h,i]苝(BgP).

1.3 健康风险评价及不确定性分析

健康风险评价(HHRA)模型已广泛应用于大气、土壤和地表灰尘等介质的 PAHs 健康风险评价中[19-21],但已有研究往往忽略了 PAHs 含量在时间和空间上的不确定性,也鲜少考虑不同人群在体重、皮肤暴露面积、暴露频率等方面的差异.在本研究中,考虑到 PAHs 含量以及人群暴露等参数存在的不确定性,将蒙特卡罗模拟和 HHRA 模型相结合,评估地表灰尘中 PAHs 对儿童和成人的致癌风险.其中地表灰尘进入人体的主要方式包括手-口直接摄入(CR_{ing})和皮肤接触摄入(CR_{der}),计算式如下[7,22]:

$$CR_{ing}=\frac{TEQ\cdot IR_{ing}\cdot ED\cdot EF\cdot CF\cdot CSF_{ing}}{BW\cdot AT} \quad (1)$$

$$CR_{der}=\frac{TEQ\cdot IR_{der}\cdot ED\cdot EF\cdot CF\cdot CSF_{der}}{BW\cdot AT} \quad (2)$$

$$CR=CR_{ing}+CR_{der} \quad (3)$$

$$TEQ=\sum_{b=1}^{16}C_b\cdot TEF_b \quad (4)$$

式中:C_b 为第 b 种 PAHs 的含量,μg/g;TEF_b 为第 b 种 PAHs 的毒性当量因子,其取值参考文献[23];其他参数的含义及取值如表 1 所示.当 CR 值小于 1×10^{-6} 时,说明处于低等致癌风险水平;当 CR 值处在 1×10^{-6}~1×10^{-4} 之间时,说明处于中等致癌风险水平;当 CR 值大于 1×10^{-4} 时,说明处于高等致癌风险水平.

表 1 蒙特卡罗模拟参数设置[7,24]

Table 1 Monte Carlo simulation parameter settings[7,24]

参数	含义	单位	儿童	成人
IR_{ing}	地表灰尘摄入率	mg/d	(100,200)	(50,200)
SA	皮肤暴露面积	cm^2	(2074,2498)	(5039,5938)
AF	地表灰尘-皮肤黏附系数	mg/cm^2	(0,0.2,3.3)	(0.07,0.3)
ABS	皮肤吸收系数	无量纲	0.1	0.1
EF	暴露地表灰尘频率	d/a	(180,350,365)	(180,350,365)
ED	暴露持续时间	a	(0,6)	(0,24)
CF	转换因子	kg/mg	1×10^{-6}	1×10^{-6}
CSF_{ing}	手-口直接摄入致癌斜率	(kg×d)/mg	(7.3,1.56)	(7.3,1.56)
CSF_{der}	皮肤接触摄入致癌斜率	(kg×d)/mg	37.47	37.47
BW	体重	kg	(29.31,6.04)	(59.5,10.24)
AT	平均寿命	d	27650	27650
PEF	土壤颗粒释放率	m^3/d	1.36×10^9	1.36×10^9
TEQ	毒性当量含量	μg/g	(2947.26,970.9)	(2947.26,970.9)

注:正态分布(平均值,标准偏差);对数正态分布(平均值,标准偏差);Beta分布(最小值,最可能值,最大值);均匀分布(最小值,最大值);三角分布(最小值,最可能值,最大值).

本研究采用 Oracle Crystal Ball 模型,耦合健康风险评价方法和蒙特卡罗模拟方法,开展 16 种 PAHs 的健康风险评价及不确定性分析.蒙特卡罗模拟参数设置如表 1 所示,实验次数为 10 000 次,以第 5、第 50、第 95 个百分点作为健康风险水平的参考点.

1.4　健康风险来源解析模型与不确定性分析

考虑不同 PAHs 对人体毒性的差异，耦合 HHRA 模型与正定矩阵因子分解(PMF)模型,建立了健康风险来源解析模型,可定量解析 PAHs 健康风险的主要来源及贡献比重.PMF 模型是一种高效的多因素分析工具,在污染物来源解析中应用广泛[3,13,24].模型将样本含量数据矩阵分解为因子贡献矩阵和因子载荷矩阵.根据模型模拟结果、源排放清单并结合研究区实际情况,可以确定污染物的主要来源.PMF 模型矩阵分解公式如下[25]:

$$x_{ij}=\sum_{k=1}^{p}g_{ik}f_{kj}+e_{ij} \tag{5}$$

式中:x_{ij} 为样本 i 上测量到的污染物 j 的含量;p 为因子的总个数;g_{ik} 为因子 k 对样本 i 的贡献;f_{kj} 为因子 k 中污染物 j 的含量;e_{ij} 为残差.

因子贡献矩阵和因子载荷矩阵的确定是通过最小化目标函数 Q[3]:

$$Q=\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{m}\left(\frac{e_{ij}}{u_{ij}}\right)^2 \tag{6}$$

u_{ij} 为不确定性,其计算结果如下所示:

$$u_{ij}=\begin{cases}\dfrac{5}{6}\times \mathrm{MDL}, x_{ij}\leqslant \mathrm{MDL}\\ \sqrt{(\sigma_j\cdot x_{ij})^2+(\mathrm{MDL})^2}, x_{ij}>\mathrm{MDL}\end{cases} \tag{7}$$

式中:MDL 为污染物的检出限;σ_j 为污染物 j 的标准差;x_{ij} 为样本 i 上测量到的污染物 j 的含量.

u_{ij} 的输入考虑了采样误差和分析方法误差带来的不确定性.模型运行过程中,若 PAHs 的信噪比(S/N)为 0.5~1,则适当降低该种 PAHs 权重;若 PAHs 的信噪比(S/N)低于 0.5,则在源解析模型运行中剔除该种 PAHs.

基于 Bootstrap 方法评估随机误差以及因子分解旋转模糊性对 PMF 模型解析结果的影响.该方法首先基于原始数据集 $X=[x_1, x_2, \dots, x_n]$进行重采样,生成与原始数据集维度相同的 Bootstrap 数据集 $X^*=[x_1^*, x_2^*, \dots, x_n^*]$,将该数据集作为 PMF 模型的输入并获得 Bootstrap 因子载荷矩阵,将以上矩阵与原始数据集的因子载荷矩阵进行匹配,匹配的原则为选择相关性最高的因子进行匹配,若 Bootstrap 数据集因子与原始数据集因子的相关性均低于阈值则无法匹配.多次重复以上过程,可以对 PMF 解析结果的不确定性进行评估[26].

在本研究中,模型运行次数设定为 200 次,PAHs 来源数量设置为 3~8 个.基于模拟结果及研究区人为活动特征,可评估 PAHs 来源的类型和贡献比重,并将其输入 HHRA 模型中.PAHs 健康风险主要来源的定量解析原理如下:

$$\mathrm{SCR}_{a-\mathrm{ing}}=\frac{\mathrm{TEQ}_a\cdot \mathrm{IR}_{\mathrm{ing}}\cdot \mathrm{ED}\cdot \mathrm{EF}\cdot \mathrm{CF}\cdot \mathrm{CSF}_{\mathrm{ing}}}{\mathrm{BW}\cdot \mathrm{AT}} \tag{8}$$

$$\mathrm{SCR}_{a-\mathrm{der}}=\frac{\mathrm{TEQ}_a\cdot \mathrm{IR}_{\mathrm{der}}\cdot \mathrm{ED}\cdot \mathrm{EF}\cdot \mathrm{CF}\cdot \mathrm{CSF}_{\mathrm{der}}}{\mathrm{BW}\cdot \mathrm{AT}} \tag{9}$$

$$\mathrm{SCR}_a=\mathrm{SCR}_{a-\mathrm{ing}}+\mathrm{SCR}_{a-\mathrm{der}} \tag{10}$$

$$\mathrm{TEQ}_a=\sum_{b=1}^{16}C_{a-b}\cdot \mathrm{TEF}_{a-b} \tag{11}$$

式中:$\mathrm{SCR}_{a\text{-}\mathrm{ing}}$ 和 $\mathrm{SCR}_{a\text{-}\mathrm{der}}$ 分别是第 a 个来源通过手-口直接摄入和皮肤接触摄入两种途径导致的致癌风险;TEQ_a 是第 a 个来源的毒性当量含量; $C_{a\text{-}b}$ 是第 a 个来源的第 b 种 PAHs 的含量;其他参数与式(1)~(4)一致.

本研究将健康风险来源解析模型结果与蒙特卡罗模拟结合,定量评价各来源健康风险的概率分布.各来源 TEQ 的概率分布如表 2 所示,其他参数的概率分布与表 1 一致.

表 2　TEQ_a 的概率分布

Table 2　Probability distribution of TEQ_a

因子	TEQ_a	分布类型
因子 1	(1191.12,688.48)	最大极值分布
因子 2	(726.7,885.65)	对数正态分布
因子 3	(917.06,581.47)	最大极值分布

注:各分布类型参数含义与表1一致.

2　结果与讨论

2.1　地表灰尘 PAHs 的赋存特征

根据各点位 PAHs 含量统计结果显示,16 种 PAHs 总含量变化范围为 2.33~19.22μg/g,平均值为 8.85μg/g(表 3).高环 PAHs 与中、低环 PAHs 总含量差异较大,高环(5 环和 6 环)PAHs 占主导地位,各点位平均值为 6.43μg/g.中环(4 环)PAHs 总含量次之,

各点位平均值为 1.66μg/g.低环(2 环和 3 环)PAHs 总含量最低,各点位平均值为 0.76μg/g.在 16 种 PAHs 中,含量最高的 3 种 PAHs 依次为 6 环 BgP(1.66μg/g)、5 环 BbF(1.40μg/g)和 6 环 InP(1.38μg/g).这 3 种 PAHs 的标准差(0.77~0.94)也高于其他 PAHs(0.33~0.49),说明其含量在空间上存在较大差异.在 16 种 PAHs 中,Acy、Ace、Flu 在所有点位的平均值均低于其他 PAHs,仅为 0.05~0.08μg/g,标准差也较低(0.03~0.07).以上结果表明,地表灰尘中 PAHs 含量与其 PAHs 环数组成紧密相关.

表 3 地表灰尘 PAHs 含量

Table 3 Concentrations of PAHs in surface dust

PAHs	平均值	最大值	最小值	标准差
Nap	0.14	0.27	0.04	0.06
Acy	0.05	0.14	0.02	0.03
Ace	0.06	0.25	0.01	0.07
Flu	0.08	0.22	0.02	0.06
Phe	0.32	0.68	0.10	0.19
Ant	0.11	0.68	0.02	0.17
Fla	0.44	1.04	0.12	0.26
Pyr	0.40	0.95	0.09	0.23
BaA	0.35	0.82	0.09	0.20
Chr	0.46	1.02	0.13	0.27
BbF	1.40	3.14	0.34	0.77
BkF	0.45	1.09	0.07	0.28
BaP	0.82	1.72	0.21	0.49
InP	1.38	3.43	0.34	0.94
DahA	0.72	1.38	0.16	0.41
BgP	1.66	3.50	0.52	0.85
$\sum_{16}$PAHs	8.85	19.22	2.33	4.74
低环 PAHs	0.76	1.78	0.23	0.49
中环 PAHs	1.66	3.83	0.45	0.94
高环 PAHs	6.43	14.03	1.65	3.58

地表灰尘 PAHs 含量在不同核心功能主导区域之间存在差异(表 4).交通主导区的 16 种 PAHs 总含量最高(13.39μg/g),且交通主导区内低环(1.27μg/g)、中环(2.62μg/g)和高环(9.49μg/g)PAHs 含量也是 5 个区域中最高.居住主导区次之,16 种 PAHs 总含量为 11.52μg/g,低环、中环和高环的 PAHs 含量分别为 1.00,1.75 和 8.77μg/g.工业主导区、商业主导区、生态主导区的各污染物总和较低,分别为 6.31,5.42 和 5.24μg/g.在低环、中环、高环和 16 种 PAHs 的空间分布图显示,属于交通主导区的 S5、S6、S10 等点位的 PAHs 含量均较高,属于居住主导区的 S7、S12 这两个点位的 PAHs 也处于较高的含量水平(图 2).而属于工业主导区、商业主导区、生态主导区的各点位 PAHs 含量都比较低.这说明研究区内 PAHs 污染受交通和居住相关的人为活动影响.此外,相较于北部区域,中部和西部区域的 PAHs 普遍较高.这说明,在进行 PAHs 污染管控时,应同时考虑点位所处主导功能区和在研究区内所处方位两方面因素.

表 4 各采样区地表灰尘 PAHs 含量

Table 4 PAHs concentrations in surface dust across different sampling areas

核心功能主导区	$\sum_{16}$PAHs	低环 PAHs	中环 PAHs	高环 PAHs
交通主导区	13.39	1.27	2.62	9.49
居住主导区	11.52	1.00	1.75	8.77
商业主导区	5.42	0.46	1.14	3.82
工业主导区	6.31	0.38	1.45	4.48
生态主导区	5.24	0.38	0.95	3.91

本研究区与国内外其他城市地表灰尘中的 PAHs 含量及组成的对比分析如表 5 所示.国内外关于 PAHs 的研究中,大部分研究均同时考虑了 16 种 PAHs 的含量特征,但也有一些研究忽略了部分低环 PAHs 的含量特征,仅考虑了 12~15 种 PAHs.本研究中北京市的 16 种 PAHs 总含量为 8.85μg/g,普遍高于国内外其他城市地表灰尘(0.85~6.67μg/g).对于国内城市,哈尔滨市、上海市和淮南市的地表灰尘 PAHs 含量较高,依次为 6.67,3.14 和 4.08μg/g.对于国外城市,印度杜尔加布尔、日本东京和马来西亚吉隆坡的 PAHs 含量较高,依次为 5.49,3.78 和 3.90μg/g.我国沈阳市、福州市、杭州市以及越南河内和伊拉克巴格达的 PAHs 含量均不高于 1.38μg/g.我国城市和国外城市地表灰尘 PAHs 含量之间没有明确的大小关系,本研究北京市 PAHs 总含量是我国福州市 PAHs 总含量的 10.47 倍(图 3).这说明,与国别相比,城市本身的人为活动类型和强度对城市地表灰尘 PAHs 的影响更为重要.从低环、中环和高环 PAHs 组成上看,本研究北京市的高环 PAHs 占比均高于国内外其他城市.本研究北京市高环 PAHs 在各点位的占比为 65.67%~83.85%,我国哈尔滨市高环 PAHs 的占比是我国其他城市中最高的(48.44%),而我国沈阳市的高环 PAHs 的占比仅为 19.91%.在国外的几个城市中,马来西亚吉隆坡的高环 PAHs 的占比是最高的(60.47%),而印度杜尔加布尔的高环 PAHs 的占比是最低的(31.03%).

我国杭州市与越南河内的低环、中环和高环 PAHs 组成较为接近,低环、中环和高环 PAHs 占比依次约为 26%、34%和 39%.各城市中低环 PAHs 的占比均呈现出与高环 PAHs 占比相反的趋势.

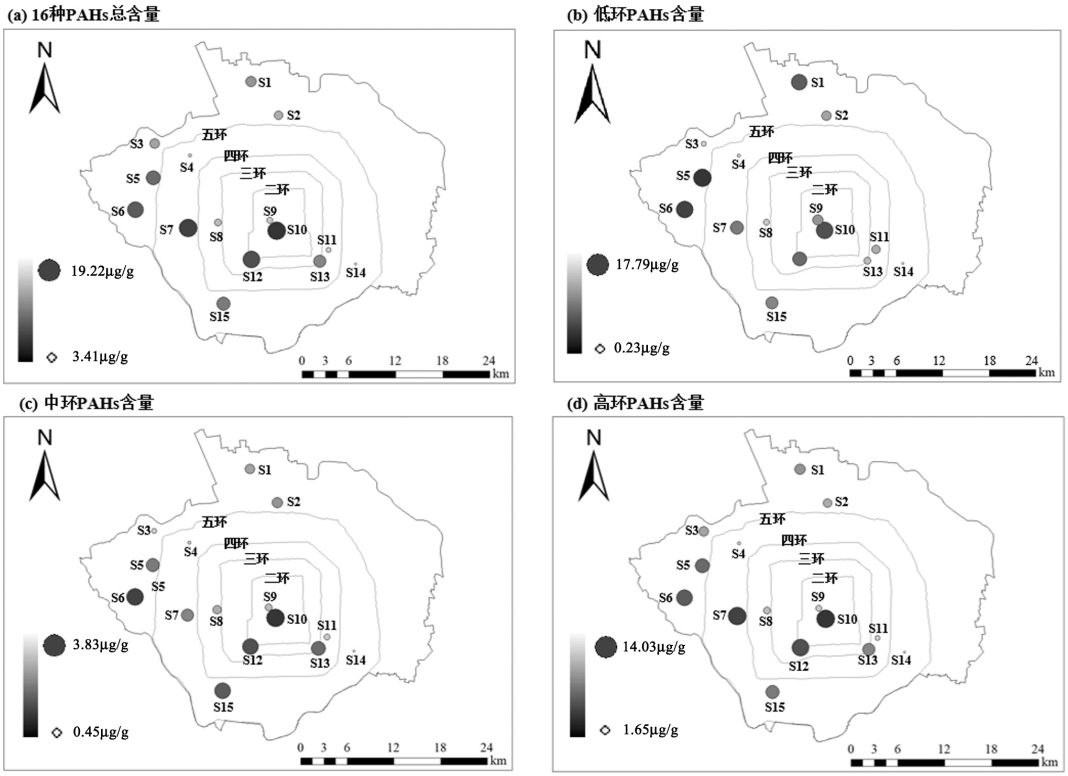


图 2　PAHs 含量空间分布

Fig.2　Spatial distribution of PAHs concentrations

表 5　本研究与国内外其他城市地表灰尘 PAHs 含量对比(μg/g)

Table 5　Comparison of PAHs concentrations in surface dust between this Study and other domestic and international cities(μg/g)

PAHs	北京	沈阳	福州	杭州	哈尔滨	上海	淮南	越南河内	伊拉克巴格达	印度杜尔加布尔	日本东京	马来西亚吉隆坡
Nap	0.14	0.11	0.02	0.05	–	0.04	0.17	0.05	0.01	0.84	–	0.00
Acy	0.05	0.01	–	0.01	0.03	0.02	0.05	0.01	0.01	0.15	–	0.07
Ace	0.06	0.00	–	–	0.02	0.01	0.02	0.03	0.19	0.28	–	0.03
Flu	0.08	0.03	0.01	0.03	0.06	0.02	0.07	0.02	0.08	0.08	–	0.04
Phe	0.32	0.15	0.08	0.16	0.61	0.29	0.57	0.22	0.07	0.07	0.49	0.06
Ant	0.11	0.01	0.01	0.03	0.07	0.04	0.07	0.03	0.04	0.06	0.06	0.27
Fla	0.44	0.23	0.20	0.11	0.55	0.56	0.50	0.14	0.07	0.66	0.61	0.00
Pyr	0.40	0.22	0.15	0.08	0.55	0.47	0.46	0.19	0.08	0.55	0.82	0.35
BaA	0.35	0.16	0.13	0.06	0.49	0.22	0.23	0.04	0.06	0.79	0.12	0.58
Chr	0.46	0.09	0.03	0.14	1.08	0.43	0.47	0.10	0.08	0.32	0.22	0.15
BbF	1.40	0.09	0.10	0.07	1.15	0.43	0.50	0.07	0.07	0.29	0.24	0.49
BkF	0.45	0.03	0.03	0.05	0.27	0.11	0.27	0.04	0.06	0.29	0.15	0.19
BaP	0.82	0.04	0.04	0.07	0.55	0.20	0.37	0.08	0.10	0.23	0.17	0.25
InP	1.38	0.08	0.01	0.07	0.37	0.15	0.12	0.03	0.02	0.36	0.02	0.81
DahA	0.72	0.02	0.01	0.05	0.27	0.00	0.03	0.11	0.03	0.26	0.22	0.00
BgP	1.66	0.00	0.02	0.10	0.63	0.15	0.18	0.23	0.08	0.28	0.66	0.62
∑PAHs	8.85	1.25	0.85	1.10	6.67	3.14	4.08	1.38	1.06	5.49	3.78	3.90
低环	0.76	0.31	0.12	0.28	0.78	0.42	0.95	0.36	0.40	1.48	0.55	0.47
中环	1.66	0.70	0.51	0.38	2.66	1.68	1.66	0.47	0.30	2.31	1.77	1.08
高环	6.43	0.25	0.21	0.42	3.23	1.05	1.48	0.56	0.36	1.70	1.46	2.36
数据来源	本研究	[27]	[28]	[29]	[30]	[31]	[32]	[33]	[34]	[35]	[36]	[37]

注:“–”为文献中无数据.

2.2 地表灰尘PAHs人体健康风险及不确定性分析

地表灰尘 PAHs 对成人和儿童的健康风险概率分布如图 4 所示,地表灰尘 PAHs 对成人导致中等致癌风险的概率为 90.02%(中等健康风险的阈值为 1×10^{-6}),地表灰尘 PAHs 对儿童导致中等致癌风险的概率为 94.97%.成人和儿童总致癌风险的 90%置信区间的 CR 值分别为[1.16×10^{-7}, 4.45×10^{-5}]和[8.46×10^{-7}, 6.65×10^{-5}],其置信区间上限分别约为中等致癌风险等级阈值的 45 倍和 67 倍.儿童通过手-口直接摄入途径导致中等致癌风险的概率高于成人,二者分别为 51.59%和 62.03%,但成人通过手-口直接摄入途径的 90%置信区间的 CR 值上限(1.54×10^{-5})则高于儿童(8.56×10^{-6}),成人的置信区间分布较宽,这可能与不同成人的活动类型和身体指标差异相关.与手-口直接摄入途径不同,成人通过皮肤接触摄入途径导致中等健康风险的概率高于儿童,二者分别为 92.42%和 91.07%,但儿童通过皮肤接触摄入途径的 90%置信区间的 CR 值上限(6.14×10^{-5})则高于成人(3.64×10^{-5}).

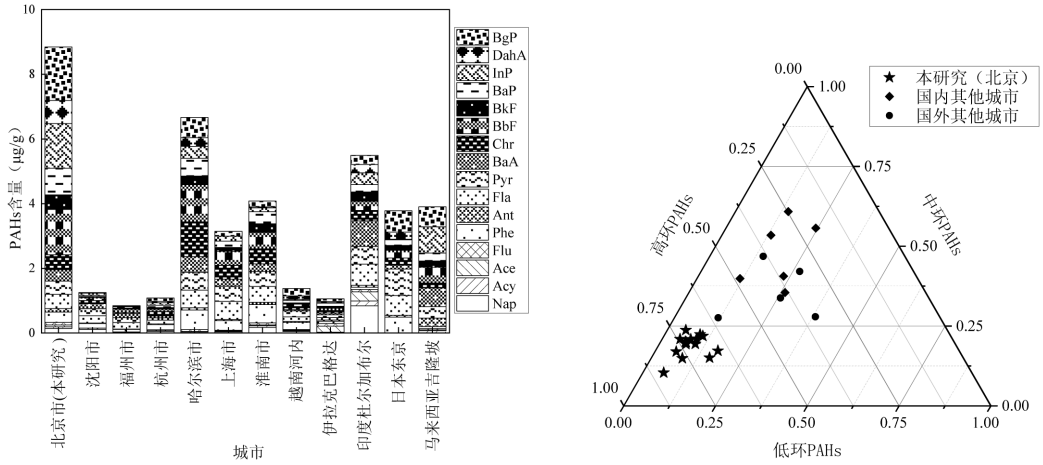


图 3 本研究与国内外其他城市地表灰尘 PAHs 含量对比[27-37]

Fig.3 Comparison of PAHs concentrations in surface dust between this Study and other domestic and international cities[27-37]

根据图 4 中参数的敏感性分析结果可知,致癌风险的不确定性是由多个变量造成的,致癌风险 CR 对各参数的敏感性大小存在一定差异.在所有参数中,参数 ED 的敏感性最高,对成人和儿童 CR 的影响分别占所有参数的 30.26%和 32.37%.参数 AF 对 CR 的影响也较大,对成人和儿童 CR 的影响分别占所有参数的 22.39%和 29.68%.参数 CSF 的敏感性最弱,对成人和儿童 CR 的影响分别占所有参数的 0.51%和 1.21%.参数 AF、CSF、ED、EF、IR、SA、C 等均与儿童和成人的 CR 呈正相关关系,这些参数数值的增加会导致致癌风险的增大,但参数 BW 与儿童和成人的 CR 均呈负相关关系,参数 BW 数值的增加会导致致癌风险的降低.参数 C 在成人和儿童 CR 的敏感性之间较为接近(成人:12.36%,儿童:12.25%),但其他参数的敏感性在儿童和成人 CR 之间则存在一定差异.对于 SA、EF、ED、CSF、BW、AF 等参数,儿童较成人具有更高的敏感性,而对于参数 IR,成人 CR 的敏感性远高于儿童.以上结果表明,除通过源头减控等手段降低地表灰尘中 PAHs 含量外,减少儿童对地表灰尘的暴露时间能够有效削减儿童的致癌风险水平,养成勤洗手等良好的卫生习惯以减少手-口直接摄入也将有助于致癌风险的有效削减.

2.3 地表灰尘PAHs含量来源解析及不确定性分析

本研究创新性地耦合了 PMF 与 HHRA 模型,引入蒙特卡罗和 Bootstrap 方法量化不确定性,为精准风险管控提供新方法.

基于 PMF 模型开展模拟,获得了地表灰尘中 PAHs 的各来源成分谱(图 5).因子 1 的代表性 PAHs 主要为中环和高环 PAHs,说明该因子与燃烧源有关.因子 1 对 Phe、Ant、Fla、Pyr、BaA、Chr、BbF、BkF、BaP、InP、DahA 和 BgP 的贡献率为 35.54%~59.39%.已有研究表明,InP、DahA 和 BgP 均是汽油燃烧排放的特征化合物,且 BbF 和 BkF 是柴油机排放的指示性物质[34].机动车汽油和柴油燃烧产生的

PAHs 均可通过尾气释放到环境,迅速沉降至道路表面并成为地表灰尘的一部分.交通主导区内的 BbF、BkF、DahA 和 BgP 的含量(0.69~2.37μg/g)均高于其他功能区内的对应 PAHs 含量.因此,因子 1 可能为机动车尾气排放.因子 2 对 Nap、Acy、Ace、Flu、Phe 和 Ant 等低环 PAHs 的贡献率为 41.33%~54.27%,对 Ant 的贡献率为 35.18%.Nap、Acy 和 Ace 等低环数 PAHs 是木材和秸秆等生物质燃烧的产物[38],且 Ant 是木材燃烧的指示性因子[5], Flu 和 Phe 则常见于煤炭的低温燃烧.居住主导区内的 Acy 和 Flu 的含量分别为 0.09 和 0.13μg/g,二者均是所有功能区中最高.因此,因子 2 可能是生物质和煤炭燃烧.因子 3 对 Ace(33.63%) 、 BaP(34.40%) 、 DahA(48.79%) 和 BgP(40.87%)的贡献率较高.车辆轮胎磨损会向环境中释放 DahA、BaP 和 BgP 等 PAHs[39],车辆合成材料中含有 Ace 并可向环境中释放[40].交通主导区内的 Ace、BaP、DahA 和 BgP 的含量均高于其他功能区.因此,因子 3 可能是机动车非燃烧类排放.

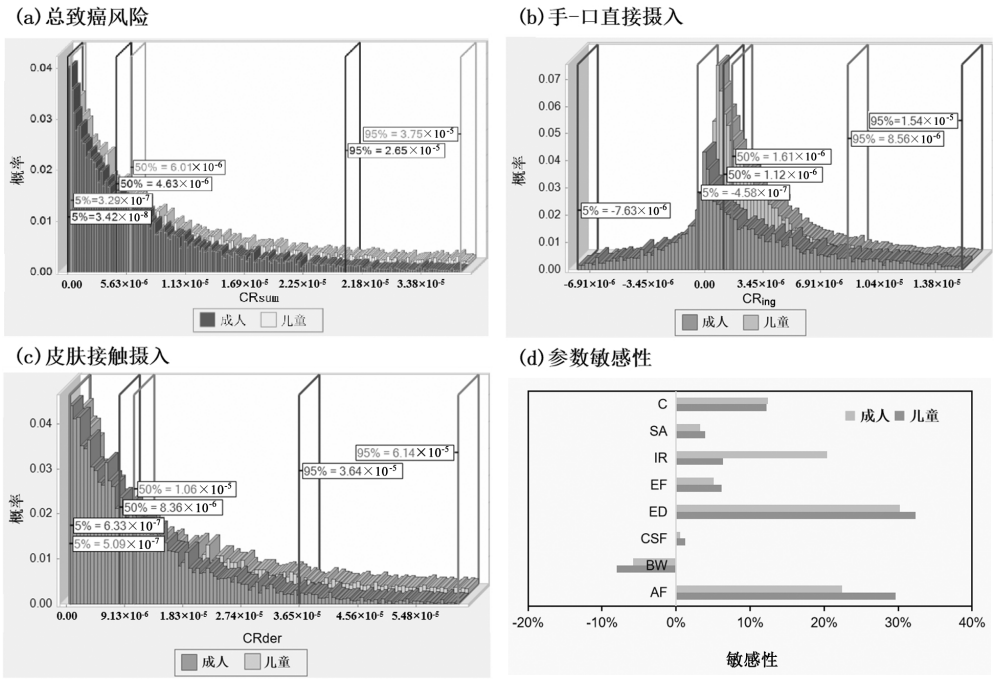


图 4　致癌风险概率分布及参数敏感性

Fig.4　Carcinogenic risk probability distribution and parameter sensitivity

机动车尾气排放对 PAHs 的贡献最大,41.69%的 PAHs 均来源于机动车尾气排放.机动车非燃烧类排放对 PAHs 的贡献也不容忽略,为 24.47%.2020 年北京市机动车保有量高达 657 万辆,交通环线和高速公路复杂交错,因此机动车尾气以及非燃烧类排放的 PAHs 对地表灰尘影响均较大[16-40].生物质和煤炭混合燃烧对 PAHs 的贡献为 33.84%.2020 年北京市煤炭消费总量为 134.98 万 t,生物质能发电装机容量高达 38.8 万 kw·h.虽然当前北京市能源结构调整削减了煤炭的使用,但北京市仍存在一部分的煤炭消费,处于煤炭等传统能源与生物质能源等多种并存的阶段,这可能是生物质和煤炭燃烧成为 PAHs 来源的主要原因.

基于 Bootstrap 不确定性分析方法,将本研究中选定模拟结果作为基准值与所有重抽样结果进行对比,结果显示各因子对各 PAHs 贡献的基准值均在置信区间范围内(图 5).因子 1 对 Acy、Phe、Ant、Pyr、BaA、Chr、BaP、InP 和 BgP 的贡献基准值与重抽样模拟结果中值之间的误差仅为 0.25%~3.87%,这说明本研究选定的模拟结果具有较高的代表性和可靠性.因子 2 对各 PAHs 贡献在重抽样结果之间表现出较高的稳定性,表明该因子的贡献率也具有较高的置信度.因子 1、因子 2 和因子 3 对各 PAHs 贡献在重抽样结果之间的变异系数仅为 0.18%~1.44%,说明 PMF 模型对这 3 个因子的解析具有较高的稳健性.此外,本研究中所有 PAHs 的信噪比均高于 1,说明采样和分析方法误差对研究结果不确定性的贡献较小.

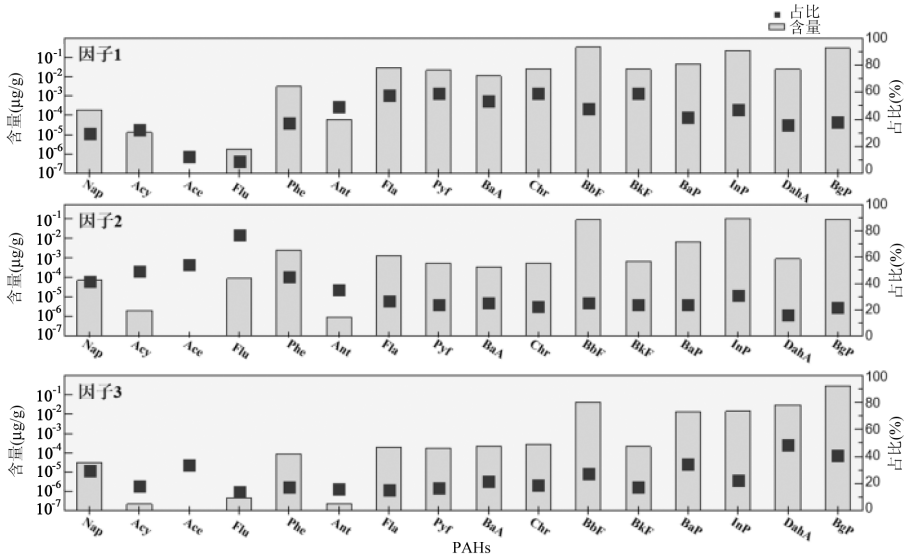


图 5 各因子对 PAHs 的贡献率

Fig.5 Contribution rates of various factors to PAHs

2.4 地表灰尘 PAHs 健康风险来源解析

机动车尾气排放、生物质和煤炭燃烧及机动车非燃烧类排放对成人和儿童的健康风险概率分布如图 6 所示,各来源导致儿童产生中等致癌风险的概率和中等致癌风险的 90%置信区间上限 CR 值均高于成人.

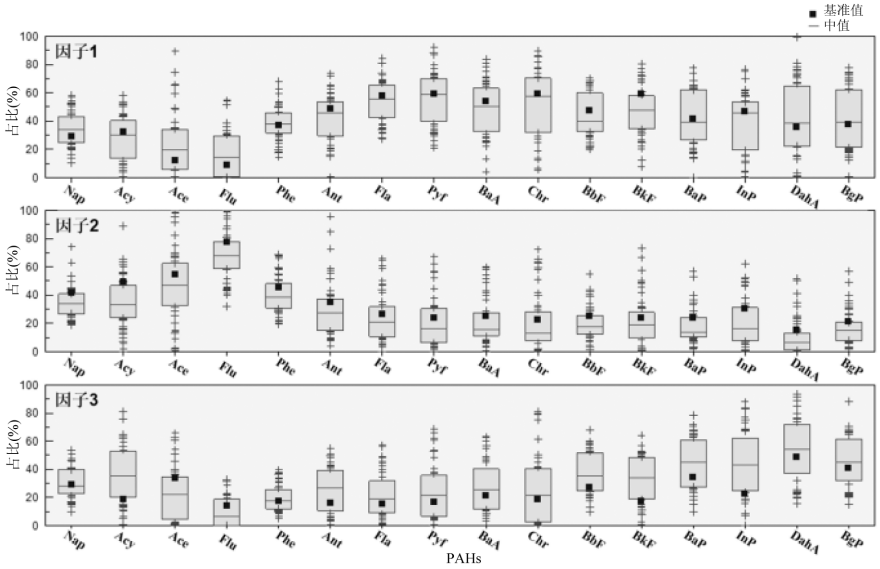


图 6 Bootstrap 不确定性分析结果

Fig.6 Bootstrap uncertainty analysis results

机动车尾气排放对成人导致中等致癌风险的概率为 81.65%(中等健康风险的阈值为 1×10^{-6}),对儿童导致中等致癌风险的概率为 89.01%,成人和儿童致癌风险 90%置信区间的 CR 值分别为[3.42×10^{-8}, 2.65×10^{-5}]和[3.29×10^{-7},3.75×10^{-5}],其置信区间上限分别约为中等致癌风险等级阈值的 27 倍和 38 倍,机动车尾气排放导致儿童产生中等致癌风险的概率和中等致癌风险的 90%置信区间均高于成人.机动车非燃烧类排放导致儿童产生中等致癌风险的概率和中等致癌风险的 90%置信区间均高于成人,其概率分别为 84.45%和 77.69%,成人和儿童总致癌风险的 90%置信区间的 CR 值上限分别为 2.07×10^{-5} 和 3.09×10^{-5},其置信区间上限分别约为中等致癌风险等级阈值的 21 倍和 31 倍.生物质和煤炭燃烧对成人和儿童导致中等致癌风险的概率分别为 62.80%和 71.13%,成人和儿童总致癌风险 90%置信区间的

CR 值分别为 [1.35×10^{-8},1.39×10^{-5}] 和 [1.01×10^{-7}, 1.93×10^{-5}],其置信区间上限分别约为中等致癌风险等级阈值的 14 倍和 19 倍.以上结果表明,在 3 个来源中,机动车尾气排放导致的致癌风险是最高的,其次为机动车非燃烧类排放,生物质和煤炭燃烧的致癌风险最小.以上 3 个来源对儿童产生中等致癌风险的概率均高于 71.13%,说明亟需开展措施控制以上 3 个来源导致的地表灰尘 PAHs 污染.

2.5　PAHs 健康风险来源与含量来源的比较分析

基于 PAHs 含量得到的各来源占比与基于 PAHs 健康风险得到的各来源占比之间存在显著差异(图 7).PAHs 含量来源解析结果显示生物质和煤炭燃烧的贡献高达 33.84%,高于机动车非燃烧类排放的贡献(24.47%).而 PAHs 健康风险来源解析结果则显示机动车非燃烧类排放的贡献(儿童:37.89%, 成人:37.61%)是生物质和煤炭燃烧贡献的 2 倍以上(儿童:15.74%,成人:14.80%).机动车尾气对 PAHs 健康风险的贡献(儿童:46.37%,成人:47.58%)也高于其对 PAHs 含量的贡献(41.69%).这种 PAHs 风险来源贡献比重与 PAHs 含量来源贡献比重之间的区别是由于即便在相同含量水平下,不同 PAHs 对人体健康产生的危害效应是不同的,且各来源对 PAHs 含量的贡献也存在差异.以上结果表明,为保障居民免受 PAHs 污染威胁,建议采取基于 PAHs 健康风险源解析结果的防控策略,而非单纯依赖 PAHs 含量源解析结果.

对于机动车尾气排放的管控,可以通过推广低硫燃料和液化天然气等清洁能源,降低传统汽油燃料的使用比例,进而减少机动车尾气排放造成的地表灰尘中 PAHs 污染[41].其次,大力推广电动车、氢燃料电池车等新能源汽车,可以从源头上削减燃油型车辆的数量[42].此外,增加道路清洁频率、采用高效吸尘设备,能够及时清除含 PAHs 的灰尘,防止 PAHs 在路面累积,进而控制地表灰尘中 PAHs 的含量,避免地表灰尘通过人体手-口直接摄入和皮肤接触摄入等途径进入人体[43].

对于机动车非燃烧类 PAHs 排放,推广使用低磨损、高耐久性的环保轮胎,并使用低 PAHs 释放的橡胶材料,能够有效减少轮胎磨损产生的 PAHs,进而控制地表灰尘中 PAHs 的累积[44].此外,使用耐磨、低污染的材料铺设道路,改善道路质量,并定期维护道路,能够减少道路磨损导致的 PAHs 释放[45].通过研发和推广低 PAHs 释放的机动车配件也可以减少机动车非燃烧类排放产生的 PAHs[46].

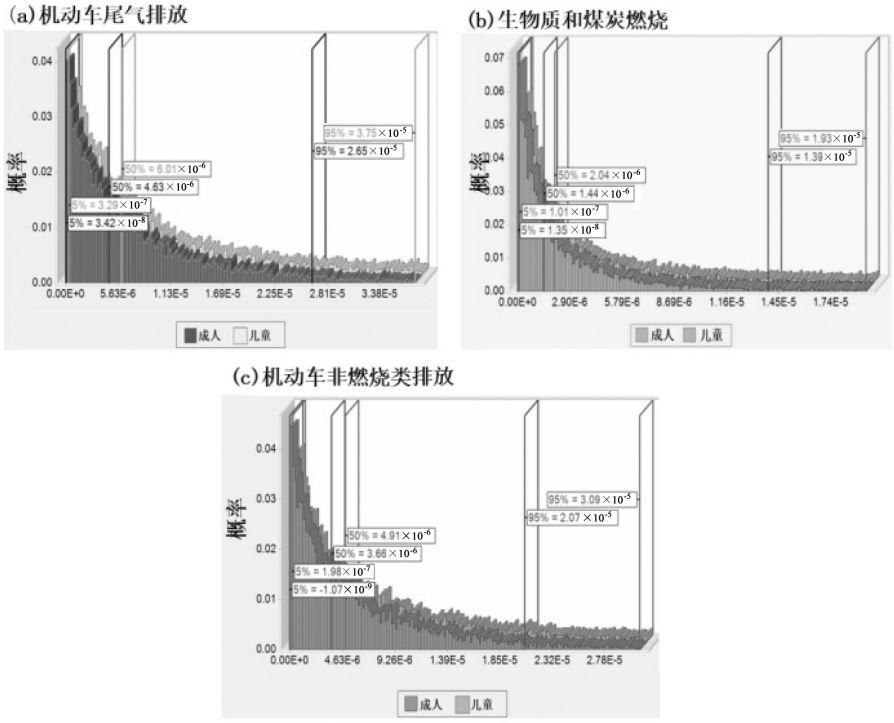


图 7　各来源致癌风险概率分布

Fig. 7　Probability distribution of carcinogenic risk from various sources

为控制生物质和煤炭燃烧导致的地表灰尘 PAHs 污染,推广天然气、太阳能、风能等清洁能源以及沼气的使用,能够替代传统生物质燃料,从而减少生物质和煤炭的使用,从源头上削减 PAHs 的产生[47].在生物质燃料使用前,对其进行干燥、压缩等预处理,可以提高燃烧效率,进而减少生物质燃料的消耗量[48].通过优化燃烧过程,如控制燃烧条件、减少露天燃烧等来削减生物质和煤炭燃烧造成的道路灰尘中的 PAHs 污染[49].通过安装除尘器、活性炭吸附装置等烟气处理设备,对 PAHs 进行收集,有助于减少 PAHs 向环境的排放[50].

除以上针对 3 个来源的控制措施外,还应建立监测、评估与预警体系,定期监测地表灰尘和空气中的 PAHs 含量,对交通密集区域及高强度生物质和煤炭燃烧区域进行重点监控,公开监测数据,评估污染及风险等级,及时发布高风险预警,提示相关部门采取应对措施,提醒公众采取防护措施,进而避免地表灰尘 PAHs 污染导致的健康风险[51-52].

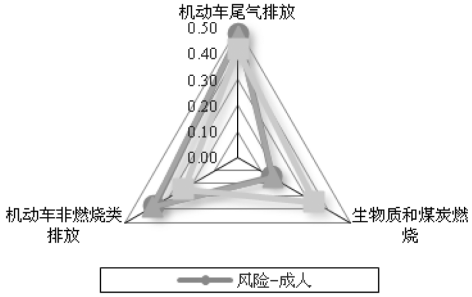


图 8 PAHs 健康风险来源与含量来源的占比

Fig.8 Contributions of sources to concentrations and health risk of PAHs

3 结论

3.1 本研究中 16 种 PAHs 总含量变化范围为 2.33~19.22μg/g,平均值为 8.85μg/g..高环 PAHs 含量最高,中环 PAHs 次之,低环 PAHs 含量最低,交通主导区的 PAHs 含量最高,其次为居住主导区.

3.2 健康风险评价结果显示,地表灰尘 PAHs 对成人和儿童导致中等致癌风险的概率分别为 90.02%和 94.97%.儿童通过手-口直接摄入途径导致中等致癌风险的概率高于成人,成人通过皮肤接触摄入途径导致中等健康风险的概率高于儿童.参数 ED 的敏感性最高,参数 CSF 的敏感性最弱.

3.3 基于 PMF 模型解析了地表灰尘 PAHs 的三个主要来源:机动车尾气排放、生物质和煤炭燃烧和机动车非燃烧类排放.Bootstrap 不确定性分析表明模拟结果具有较高的代表性和可靠性.

3.4 通过开展 PAHs 健康风险来源与含量来源贡献的比较分析发现,基于 PAHs 含量得到的各来源占比与基于 PAHs 健康风险得到的各来源占比之间存在显著差异.

3.5 针对地表灰尘 PAHs 污染,建议采取多源头管控与系统性防控:机动车尾气排放方面,推广新能源汽车,加强道路清洁;机动车非燃烧排放方面,使用低 PAHs 橡胶材料,推广低 PAHs 配件;生物质和煤炭燃烧方面,推广清洁能源,建立监测预警体系.

参考文献:

[1] 李 旭,李 军,焦 亮,等.兰州地铁站灰尘重金属的 PMF 模型源解析与累积特征研究 [J]. 环境监测管理与技术, 2024,36(4):36-42.
Li X, Li J, Jiao L, et al. Source apportionment and accumulation characteristics of heavy metals in dust from Lanzhou subway stations using the PMF model [J]. Environmental Monitoring Management and Technology, 2024,36(4):36-42.

[2] 王 瑛,王 凯,何 丽,等.兰州市不同功能区道路灰尘中 PAHs 的污染特征、来源和风险评价 [J]. 西北师范大学学报(自然科学版), 2023,59(4):118-128.
Wang Y, Wang K, He L, et al. Pollution characteristics, sources, and risk assessment of PAHs in road dust from different functional zones in Lanzhou [J]. Journal of Northwest Normal University (Natural Science Edition), 2024,59(3):118-128.

[3] 李雨茹,吴 韬,张 军.基于 PMF 模型的宝鸡市不同时期地表灰尘重金属来源解析 [J]. 干旱区资源与环境, 2023,37(6):147-154.
Li Y R, Wu T, Zhang J. Source apportionment of heavy metals in surface dust in Baoji City at different periods based on the PMF model [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2023,37(6):147-154.

[4] 张植文,杨 丹,李 朋,等.我国中部地区典型人工水库多环芳烃空间分布特征、来源解析与风险评价 [J]. 安全与环境工程, 2024, 31(6):225-234.
Zhang Z W, Yang D, Li P, et al. Spatial distribution characteristics, source apportionment, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in typical artificial reservoirs in central China [J]. Safety and Environmental Engineering, 2024,31(6):225-234.

[5] 秦艳兰,陈忠礼,邵 迎,等.城区空气典型暴露人群肺结节与多环芳烃的关联研究 [J]. 环境监控与预警, 2025,17(1):8-13,21.
Qin Y L, Chen Z L, Shao Y, et al. Association between pulmonary nodules and polycyclic aromatic hydrocarbons in typical exposed populations in urban areas [J]. Environmental Monitoring and Early Warning, 2025,17(1):8-13,21.

[6] 曹胜男,李金坤,陈 莉,等.2019~2023 年连云港市 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃的季节分布特征来源解析和健康风险评估 [J]. 公共卫生与预防医学, 2025,36(1):65-69.
Cao S N, Li J K, Chen L, et al. Seasonal distribution characteristics, source apportionment, and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ in Lianyungang City from 2019 to

2023 [J]. Public Health and Preventive Medicine, 2025,36(1):65-69.

[7] 王鼎铭,刘德才,刘　莉,等.闭坑矿区多环芳烃的污染特征、来源解析和健康风险 [J]. 中国环境科学, 2024,45(4):1-12.
Wang D M, Liu D C, Liu L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in closed mines: Pollution characteristics, source apportionment, and health risks [J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2024,45(4):1-12.

[8] 卫祎昕,杨昌钢,卫阿敏,等.水下无线光通信物理层安全性研究 [J]. 物理学报, 2025,74(6):1-23.
Wei Y X, Yang C G, Wei A M, et al. Research on the physical layer security of underwater wireless optical communication [J]. Acta Physica Sinica, 2025,74(6):1-23.

[9] 高　清.动力学蒙特卡罗方法在多尺度模拟中的研究及应用 [D]. 重庆:重庆大学, 2011.
Gao Q. Research and application of kinetic Monte Carlo methods in multiscale simulation [D]. Chongqing: Chongqing University, 2011.

[10] 张　浩,刘轶锋,吴文娟,等.蒙特卡洛方法在生物组织光传播模拟中的应用及优化 [J]. 中国激光, 2025:1-18.
Zhang H, Liu Y F, Wu W J, et al. Application and optimization of the Monte Carlo method in simulating light propagation in biological tissues [J]. Chinese Journal of Lasers, 2025:1-18.

[11] 姜雪涵,彭红霞,潘羽杰,等.广州市地下水重金属污染溯源及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2024:1-18.
Jiang X H, Peng H X, Pan Y J, et al. Source tracing and health risk assessment of heavy metal pollution in groundwater in Guangzhou [J]. Environmental Science, 2024:1-18.

[12] 张莉莉,沙雪琴,张振加,等.皖江城市带 3 个典型城市地表灰尘中多环芳烃的分布特征、来源和健康风险 [J]. 环境污染与防治, 2022, 44(5):649-655.
Zhang L L, Sha X Q, Zhang Z J, et al. Distribution characteristics, sources, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface dust from three typical cities in the Wanjiang Urban Belt [J]. Environmental Pollution and Control, 2022,44(5):649-655.

[13] 曲凉雨.钢铁行业场地土壤多环芳烃分布特征、来源解析及运移模拟 [D]. 上海:华东师范大学, 2023.
Qu L Y. Distribution characteristics, source apportionment, and transport simulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in steel industry site soils [D]. Shanghai: East China Normal University, 2023.

[14] 王　丽,王利军,史兴民,等.西安市地表灰尘中多环芳烃分布特征与来源解析 [J]. 环境科学, 2016,37(4):1279-1286.
Wang L, Wang L J, Shi X M, et al. Distribution characteristics and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface dust in Xi'an [J]. Environmental Science, 2016,37(4):1279-1286.

[15] 李　娇,滕彦国,吴　劲,等.PMF 模型解析土壤重金属来源的不确定性 [J]. 中国环境科学, 2020,40(2):716-725.
Li J, Teng Y G, Wu J, et al. Uncertainty analysis of soil heavy metal sources using the PMF model [J]. China Environmental Science, 2020, 40(2):716-725.

[16] 北京市统计局,国家统计局北京调查总队.北京统计年鉴 2020 [M]. 北京:中国统计出版社, 2021.
Beijing Municipal Bureau of Statistics, National Bureau of Statistics Beijing Survey Team. Beijing statistical yearbook 2020 [M]. Beijing: China Statistics Press, 2021.

[17] 李韵谱,刘　喆,唐志刚,等.北京市某城区冬季细颗粒物中多环芳烃的人群健康风险评估 [J]. 中国预防医学杂志, 2021,22(2):98-104.
Li Y P, Liu Z, Tang Z G, et al. Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in fine particulate matter during winter in an urban area of Beijing [J]. Chinese Journal of Preventive Medicine, 2021,22(2):98-104.

[18] 周慧霞,崔宝荣,潘　颖,等.北京市丰台区大气 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃污染特征及来源分析 [J]. 环境卫生学杂志, 2024,14(12):987-994.
Zhou H X, Cui B R, Pan Y, et al. Characteristics and source analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ in Fengtai District, Beijing [J]. Journal of Environmental Sanitation, 2024,14(12):987-994.

[19] 程玉环,刘效峰,谭　欣,等.焦化厂 4 种含氧多环芳烃特征及健康风险评估 [J]. 中国环境科学, 2025,45(3):1647-1656.
Cheng Y H, Liu X F, Tan X, et al. Characteristics and health risk assessment of oxygen-containing polycyclic aromatic hydrocarbons in a coking plant [J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2025, 45(3):1647-1656.

[20] 罗增明,剧永望,张慧娟,等.三七及种植土壤重金属污染特征与风险评价 [J]. 中国环境科学, 2022,42(12):5775-5784.
Luo Z M, Ju Y W, Zhang H J, et al. Characteristics and health risk assessment of heavy metal pollution in sanqi and cultivated soil [J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2022,42(12):5775-5784.

[21] 杨忠平,王　雷,翟　航,等.长春市城区近地表灰尘重金属健康风险评价 [J]. 中国环境科学, 2015,35(4):1247-1255.
Yang Z P, Wang L, Zhai H, et al. Health risk assessment of heavy metals in urban surface dust in changchun city [J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2015,35(4):1247-1255.

[22] 吴和岩,任　亮,张　艳,等.珠海市 2022 年大气 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃污染特征及人群健康风险评估 [J]. 华南预防医学, 2024,50(12): 1094-1098,1103.
Wu H Y, Ren L, Zhang Y, et al. Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric $PM_{2.5}$ and health risk assessment in Zhuhai City in 2022 [J]. South China Journal of Preventive Medicine, 2024,50(12):1094-1098,1103.

[23] Zhang Y, Guo Z , Peng C, et al. Introducing a land use-based weight factor in regional health risk assessment of PAHs in soils of an urban agglomeration [J]. Science of the Total Environment, 2023,887:163833.

[24] 徐振鹏,袁珂月,钱雅慧,等.典型煤矿区土壤中多环芳烃类化合物的污染特征 [J]. 中国环境科学, 2023,43(7):3582-3591.
Xu Z P, Yuan K Y, Qian Y H, et al. Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from typical coal mine areas [J]. China Environmental Science, 2023,43(7):3582-3591.

[25] 朱　铭,王佩珺,吴梦怡,等.河南典型城市寺庙灰尘重金属健康风险及来源解析 [J]. 环境工程技术学报, 2024,14(4):1393-1402.
Zhu M, Wang P J, Wu M Y, et al. Health risks and source apportionment of heavy metals in dust from typical urban temples in Henan Province [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2024,14(4):1393-1402.

[26] 张　潮,张雁华.基于 bootstrap 方法的实验误差分析 [J]. 质量与认证, 2025:110-112.
Zhang C, Zhang Y H. Experimental error analysis based on the bootstrap method [J]. Quality and Certification, 2025:110-112.

[27] Gope M, Masto R E, Basu A, et al. Elucidating the distribution and sources of street dust bound PAHs in Durgapur, India: A probabilistic health risk assessment study by Monte-Carlo simulation [J]. Environmental Pollution, 2020,267:115669.

[28] Khanal R, Furumai H, Nakajima F, et al. Carcinogenic profile, toxicity and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons accumulated from urban road dust in Tokyo, Japan [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018,165:440-449.

[29] Hishamuddin N H, Khan M F, Suradi H, et al. The sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust and their potential Hazard [J]. Sustainability, 2023,15(16):12532.

[30] 孙　沛.杭州市土壤和地表灰尘中 PAHs 的多源示踪和风险评估

[D]. 上海:华东师范大学, 2021.
Sun P. Multi-source tracing and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil and surface dust in Hangzhou [D]. Shanghai: East China Normal University, 2021.

[31] Li J N, Zhang Y, Wang J X, et al. Occurrence, sources, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in road environments from harbin, a megacity of China [J]. Toxics, 2023,11(8):695.

[32] 马晓丽,何雨恒,张 辉,等.福州市道路灰尘中多环芳烃粒径分布、生物可利用度及其毒性当量 [J]. 环境化学, 2024,43(2):515-523.
Ma X L, He Y H, Zhang H, et al. Particle size distribution, bioavailability, and toxic equivalency of polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust in Fuzhou City [J]. Environmental Chemistry, 2024,43(2):515-523.

[33] Xu B, Liu F, Alfaro D, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fine road dust from a coal-utilization city: Spatial distribution, source diagnosis and risk assessment [J]. Chemosphere, 2022,286:131555.

[34] Zhang Q, Yang L, Zhang Y, et al. $PM_{2.5}$-PAHs and PM_{10}-PAHs at roadside environment: levels, meteorological impact, source apportionment, and health risks [J]. Air Quality Atmosphere and Health, 2022,15(7):1287-1301.

[35] Hoang Quoc A, Tu Binh M, Tri Manh T, et al. Road dust contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons and their methylated derivatives in northern Vietnam: Concentrations, profiles, emission sources, and risk assessment [J]. Environmental Pollution, 2019,254:113073.

[36] Wang X T, Fu R, Zhou Y, et al. Occurrence, source apportionment, and carcinogenic risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dusts in Shanghai [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021,28:65621-65632.

[37] Grmasha R A, Al-sareji O J, Salman J M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban street dust within three land-uses of Babylon governorate, Iraq: Distribution, sources, and health risk assessment [J]. Journal of King Saud University - Engineering Sciences, 2022,34(4):231-239.

[38] 骆 亮,陈凯涛,杨一帆,等.大气多环芳烃的浓度水平、来源与健康风险评价综述 [J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2024,45(3):121-131.
Lu L, Chen K T, Yang Y F, et al. A review of concentration levels, sources, and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere [J]. Journal of Capital Normal University (Natural Science Edition), 2024,45(3):121-131.

[39] Lee R G M, Coleman P, Jones J L, et al. Emission factors and importance of PCDD/Fs, PCBs, PCNs, PAHs and PM₁₀ from the domestic burning of coal and wood in the UK [J]. Environmental Science & Technology, 2005,39(6):1436-1447.

[40] 冉雪玲,李 林,秦玉飞,等.报废汽车拆解基地大气中多环芳烃 [J]. 中国环境科学, 2023,43(6):2777-2787.
Ran X L, Li L, Qin Y F, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of end-of-life vehicle dismantling sites [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):2777-2787.

[41] 张立伟.城市机动车尾气排放污染现状及治理研究 [J]. 资源节约与环保, 2020,(7):118.
Zhang L W. Research on the current status of urban vehicle exhaust pollution and its control [J]. Resource Conservation and Environmental Protection, 2020,(7):118.

[42] 田 明.机动车尾气污染防治的对策研究 [J]. 黑龙江环境通报, 2023,36(9):95-97.
Tian M. Research on countermeasures for the prevention and control of motor vehicle exhaust pollution [J]. Heilongjiang Environmental Bulletin, 2023,36(9):95-97.

[43] 冯 程.机动车尾气检测技术及污染防治对策 [J]. 清洗世界, 2022,38(5):117-119.
Feng C. Vehicle exhaust testing technology and countermeasures for pollution prevention and control [J]. Cleaning World, 2022,38(5):117-119.

[44] 付家祺,王 婷,毛洪钧.机动车尾气和非尾气排放多环芳烃及其衍生物的影响因素研究进展 [J]. 工程科学学报, 2023,45(5):863-873.
Fu J Q, Wang T, Mao H J. Research progress on the influencing factors of polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives from vehicle exhaust and non-exhaust emissions [J]. Journal of Engineering Science, 2023,45(5):863-873.

[45] 赵冰帅,吴怡霏,李素鑫,等.中国路域农田土壤多环芳烃污染特征和风险评价 [J]. 环境科学, 2025,46(2):1076-1088.
Zhao B S, Wu Y F, Li S X, et al. Characteristics and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in roadside agricultural soils in China [J]. Environmental Science, 2025,46(2):1076-1088.

[46] 韩全康,陈宏飞,祖 雷,等.轻型汽车轮胎磨损颗粒物排放特征及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2024,44(11):6018-6024.
Han Q K, Chen H F, Zu L, et al. Emission characteristics and influencing factors of particulate matter from light-duty vehicle tire wear [J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2024,44(11):6018-6024.

[47] 夏星辉,刘亚男,张真瑞,等.近二十年能源结构调整使我国土壤多环芳烃浓度下降(英文) [J]. Engineering, 2023,21(2):115-123.
Xia X H, Liu Y N, Zhang Z R, et al. Energy structure adjustment over the past two decades has reduced soil polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in China [J]. Engineering, 2023,21(2):115-123.

[48] 田仲富,王述洋,曹有为.生物质燃料燃烧机理及影响其燃烧的因素分析 [J]. 安徽农业科学, 2014,42(2):541-543.
Tian Z F, Wang S Y, Cao Y W. Combustion mechanism of biomass fuels and analysis of factors affecting combustion [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2014,42(2):541-543.

[49] 李榕根.生物质成型燃料锅炉热效率的提高 [J]. 科技创新与应用, 2012,(20):70.
Li R G. Improving the thermal efficiency of biomass pellet fuel boilers [J]. Technology Innovation and Application, 2012,(20):70.

[50] 祁海涛,宋 菁,孟祥宇,等.焦化场地多环芳烃污染土壤修复技术研究进展 [J]. 山东化工, 2024,53(3):77-83,86.
Qi H T, Song J, Meng X Y, et al. Research progress on remediation technologies for polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated soils at coking sites [J]. Shandong Chemical Industry, 2024,53(3):77-83,86.

[51] 柯燕珍.机动车尾气排放对城市大气环境的影响及有效控制措施分析 [J]. 绿色环保建材, 2017,(3):11-12.
Ke Y Z. Analysis of the impact of vehicle exhaust emissions on urban atmospheric environment and effective control measures [J]. Green Environmental Building Materials, 2017,(3):11-12.

[52] 贾艳丰,杨天智,王 丽,等.2020 年包头市大气颗粒物 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃的污染特征及健康风险评估 [J]. 职业与健康, 2024,40(2):229-234.
Jia Y F, Yang T Z, Wang L, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ in Baotou City in 2020 [J]. Journal of Occupational and Environmental Health, 2024,40(2):229-234.

作者简介: 门 誉(2005-),女,吉林辽源人,北京林业大学本科生,主要从事污染物暴露途径及风险评价.menyumy@163.com.