马皎璠,姬亚芹,肖 扬,等.天津室内降尘中多环芳烃衍生物的污染特征及来源解析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6534-6543.
Ma J F, Ji Y Q, Xiao Y, et al. Pollution characteristics and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives in Tianjin indoor dust deposition [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6534-6543.

天津室内降尘中多环芳烃衍生物的污染特征及来源解析

马皎璠,姬亚芹*,肖 扬,石婧雯,许文举,申瑞星 (南开大学环境科学与工程学院,天津 300350)

摘要：硝基多环芳烃(NPAHs)和氧化多环芳烃(OPAHs)是两种重要的多环芳烃(PAHs)衍生物.本研究于 2023 年 4~5 月采集天津市住宅室内降尘样品,利用 GC-MS 分析 18 种 NPAHs 和 5 种 OPAHs 浓度,探讨了目标物的浓度特征并进行来源解析.结果显示:天津室内降尘中$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_{5}$OPAHs 浓度中位值分别为 37.95 和 248.82ng/g. 市区$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_{5}$OPAHs 浓度中位值略高于环城区,市区和环城区$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_{5}$OPAHs 的浓度不存在显著性差异.从不同影响因素来看,吸烟习惯和能源类型对室内降尘中部分 NPAHs 和 OPAHs 的单体浓度的影响差异有统计学意义.特征比值法结果显示,天津室内降尘中 NPAHs 主要来自燃烧源一次排放和汽车尾气排放,还有部分以 OH·催化反应为主的二次生成.

关键词：室内降尘；硝基多环芳烃(NPAHs)；氧化多环芳烃(OPAHs)；来源分析
中图分类号：X513 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6534-10

Pollution characteristics and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives in Tianjin indoor dust deposition. MA Jiao-fan, JI Ya-qin*, XIAO Yang, SHI Jing-wen, XU Wen-ju, SHEN Rui-xing (College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300350, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6534~6543

Abstract：Nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons (NPAHs) and oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons (OPAHs) are two important derivatives of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Samples from households in Tianjin indoor dust deposition were collected from April to May 2023 in this study. The concentrations of 18NPAHs and 5OPAHs were analyzed by GC-MS, and the concentration characteristics and source apportionment of these substances were discussed. The results showed that the median concentrations of $\sum_{18}$NPAHs and $\sum_{5}$OPAHs in Tianjin indoor dust deposition were 37.95 and 248.82ng/g, respectively. The median concentrations of $\sum_{18}$NPAHs and $\sum_{5}$OPAHs in the urban area were slightly higher than those in the surrounding urban area.There were no significant differences in these substance concentrations of $\sum_{18}$NPAHs and $\sum_{5}$OPAHs between the urban area and the surrounding urban area in Tianjin. From the perspective of different influencing factors, there was a statistically significant difference in the impact of smoking habits and energy types on the monomer concentrations of some NPAHs and OPAHs in Tianjin indoor dust deposition. The results of the characteristic ratio method showed that NPAHs in Tianjin indoor dust deposition mainly originated from primary emissions of combustion sources and vehicle exhaust emissions, and some secondary generation mainly formed by OH· catalytic reactions.

Key words：indoor dust deposition；nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons (NPAHs)；oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons (OPAHs)；source apportionment

研究表明,中国城市居民每天在室内环境中度过的时间约占 80%~90%,其中又有约 72%的时间在住宅内[1].室内降尘是室内空气颗粒物的源和汇,室内降尘会悬浮到室内空气中,而室内空气颗粒物也会沉降到地面成为室内降尘的重要来源[2-3].研究表明,加拿大和美国婴幼儿每天的室内降尘摄入量约为 56~72mg,青少年及成年人约为 12~32mg[4].作为室内环境中污染物的主要载体,室内降尘可通过呼吸道吸入、经口摄入及皮肤接触等途径进入人体,从而诱发多种健康风险[5].

硝基多环芳烃(NPAHs)和氧化多环芳烃 OPAHs)是两种重要的多环芳烃(PAHs)衍生物,是降尘中常见的有机成分[6-7].相较于母体 PAHs,这两类 PAHs 衍生物的致癌性和致畸性更为显著,且毒性作用更直接[8].NPAHs 的浓度通常比其母体 PAHs 低 1~2 个数量级,但其毒性超过母体化合物数倍,例如 2-硝基芘和 4-硝基芘均可诱发肺和肝肿瘤,具有较强的致瘤性,但其对应母体芘不具有致瘤性[9].NPAHs 和 OPAHs 在细胞氧化还原过程中具有促进自由基生

收稿日期：2025-05-16
基金项目：天津市自然科学基金(21JCYBJC00200)
* 责任作者, 副教授, jiyaqin@nankai.edu.cn

成的作用.研究表明,此过程可引发DNA等生物大分子的损伤,其分子机制与细胞内活性氧(ROS)的过量产生密切相关.相较于母体 PAHs,OPAHs 表现出更强的氧化损伤效应,例如蒽醌诱导细胞内活性氧(ROS)生成的能力显著超过其母体蒽[10-11].

NPAHs 和 OPAHs 主要来自一次排放和二次生成[12].一次排放主要由有机物不完全燃烧产生.研究表明,机动车尾气排放[13-14]、烹饪过程[15]、木材、农作物秸秆和煤炭等燃料燃烧过程[16]均会产生 NPAHs 和 OPAHs 并释放到环境中.NPAHs 和 OPAHs 的二次生成通过大气自由基(如 OH·和·ONOO−自由基)或氧化剂与 PAHs 发生光化学反应.NPAHs 二次生成的主要途径是由 OH·和·ONOO−产生的反应,OH·仅在白天存在,因此白天主要是 OH·与 PAHs 为主的反应,夜间主要是·ONOO−与 PAHs 发生反应[17-18].OPAHs 的二次生成主要是由 PAHs 与大气中的氧化剂如 O_3、OH·和氮氧化物等经过光化学反应生成[19-20].通过二次生成产生的 NPAHs 和 OPAHs 常被用作区分不同污染源的示踪剂[21].

近年来国内外关于室内降尘中多环芳烃衍生物的相关研究较少.但已有研究在不同地域与环境中揭示了其浓度水平与来源特征的共性与差异.例如,Yadav 等[22]在尼泊尔城郊及机场附近居民区发现室内降尘中 NPAHs 和 OPAHs 浓度较高,并指出 NPAHs 主要来自二次生成,而 OPAHs 主要源于固定污染源排放.与之相比,Zhang 等[8]在中国不同室内环境(办公室、教室、宿舍)中也检出 4 种 NPAHs 和 5 种 OPAHs,其中宿舍 NPAHs 和 OPAHs 浓度显著高于办公室与教室.在来源特征方面,黄琦[23]于山东地区的研究发现室外降尘中 NPAHs 平均浓度高于室内,而室内环境是 OPAHs 的重要来源;特征比值法进一步判断出 NPAHs 主要来自一次排放,与尼泊尔研究中 NPAHs 以二次生成为主有所不同,暗示不同地区污染来源可能存在差异.

天津市作为京津冀地区典型的工业城市,机动车保有量大,人口密集,拥有多种重工业产业,如石油化工、能源、轮船航运和石油开采等,空气污染状况较为严峻[24].室内降尘作为空气中持久性污染物的汇,对人体健康的损害是隐蔽且长期的.因此本研究对天津市不同家庭室内降尘中 NPAHs 和 OPAHs 进行定性定量分析,探究其浓度特征及来源,弥补天津市室内降尘中 NPAHs 和 OPAHs 相关研究的空白.

1　材料与方法

1.1　样品采集



图 1　采样点分布

Fig.1　Distribution of sampling points locations

本研究于 2023 年 4~5 月期间开展采样.依据天津市行政区划,将采样点划分为市区(南开区、河东区、红桥区)及环城区(北辰区、西青区、津南区、武清区,下同),共获得 7 个行政区有效样本量 102 户,其中城区 49 户,郊区 53 户.采样点位信息见图 1,根据自然资源部标准地图服务网站下载的标准地图绘制(审图号:GS(2024)0650 号).用毛刷收集居民住宅室内地面降尘(除厨房、卫生间外).采样期间同步开展住户行为模式问卷调查,问卷内容涵盖家庭生活习惯及居住环境特征等维度,具体包括:①每日烹饪频率(低频/中频/高频);②每日地面清洁频率(低频/中频/高频);③家庭成员吸烟情况(吸烟/不吸烟);④住宅所在楼层;⑤厨房能源类型(天然气/煤气

/电磁炉)等关键参数.采集到的降尘样品用铝箔纸包好,记录编号,带回实验室放入干燥器干燥 3d.干燥后过孔径为 100μm 的泰勒标准筛去除毛发及大颗粒杂物,称重后于-18℃冷冻保存,供后续前处理使用.

1.2 样品前处理

前处理方法:准确称量干燥过筛后的待测样品(≥0.1g)置于 EPA 标准进样瓶中,分 3 次进行超声辅助萃取(20mL 二氯甲烷/次,20min/次),合并 3 次萃取液(总量 60mL),经旋转蒸发仪(45℃水浴)浓缩至约 5mL 后,加入 10mL 正己烷进一步浓缩至约 1mL,将溶剂换为正己烷.净化过程中使用硅胶/氧化铝固相萃取柱,预先以 20mL 正己烷活化平衡后,上样浓缩液并以混合溶剂正己烷/二氯甲烷(1:1,体积比)70mL 实施洗脱.收集洗脱液于氮吹浓缩管中,采用氮吹浓缩至小于 0.25mL,加入 25μL 内标溶液(1μg/mL)后用正己烷/二氯甲烷(1:1,体积比)定容至 0.25mL,最终转移至进样瓶完成待测样品的制备.

空白样品以及加标回收率的测定:将石英砂过筛,经过马弗炉 450℃烘 4h 除杂后分别称取 0.1g,部分加入定量 NPAHs 和 OPAHs 的标准样品,部分保持空白状态,按照上述前处理方法进行加标回收率和空白样本的测定,最终测得 NPAHs 和 OPAHs 回收率在 60%~130%之间,空白样品中均未检出.

1.3 仪器分析

气相色谱-质谱联用仪,色谱柱为 DB-5MS,离子检测(SIM)模式.NPAHs 和 OPAHs 分析的色谱条件:进样口温度为 290℃;色谱柱的升温程序为:初始柱温 40℃以 15℃/min 升至 150℃,随后以 5℃/min 升至 300℃并维持 15min.载气为高纯氦气(纯度大于 99.999%),反应气为高纯甲烷气,进样量为 20μL;质谱条件:负化学电离(NCI)源,离子源温度为 150°C,四极杆温度为 150°C,溶剂延迟 4.5min.相关仪器分析数据见表 1.

表 1 NPAHs 和 OPAHs 的保留时间、定性离子、目标离子、方法检出限及对应母体 PAHs

Table 1 Retention time, qualitative ions, target ions, method detection limit and corresponding parent PAHs of NPAHs and OPAHs

类别	物质	缩写	保留时间(min)	目标离子	定性离子	方法检出限(ng/g)	对应母体 PAHs
NPAHs	1-硝基萘	1N-NAP	11.68	173	173,174	0.25	萘(Nap)
	2-硝基萘	2N-NAP	12.67	173	173,174	0.48	萘(Nap)
	5-硝基苊	5N-ACE	20.27	199	199,200	0.25	苊(Ace)
	2-硝基芴	2N-FLU	22.24	211	211,212	1.38	芴(Flu)
	3-硝基菲	3N-PHE	24.96	223	223,224	0.58	菲(Phe)
	9-硝基菲	9N-PHE	24.09	223	223,224	1.05	菲(Phe)
	2-硝基蒽	2N-ANT	25.81	223	223,224	0.13	蒽(Ant)
	9-硝基蒽	9N-ANT	22.67	223	223,224	2.35	蒽(Ant)
	2-硝基荧蒽	2N-FLT	29.66	247	247,248	3.45	荧蒽(Flt)
	3-硝基荧蒽	3N-FLT	29.66	247	247,248	3.45	荧蒽(Flt)
	2-硝基联苯	2N-BIP	13.56	199	199,200	0.08	联苯(Bip)
	3-硝基联苯	3N-BIP	16.53	199	199,200	0.70	联苯(Bip)
	2-硝基芘	2N-PYR	30.86	247	247,248	2.73	芘(Pyr)
	1-硝基芘	1N-PYR	29.67	247	247,248	3.01	芘(Pyr)
	7-硝基苯[a]蒽	7N-BaA	33.33	273	273,274	1.80	苯并(a)蒽(BaA)
	6-硝基□	6N-CHR	34.62	273	273,274	2.28	䓛(Chr)
	3-硝基苯并蒽酮	3-NBA	34.76	275	256,257	3.15	苯并(a)蒽(BaA)
	6-硝基苯并[a]芘	6N-BaP	38.82	297	297,298	3.65	苯并(a)芘(BaP)
OPAHs	1-萘甲醛	NAP-1-ALD	9.59	156	156,157	2.30	萘(Nap)
	9-芴酮	9-FO	14.70	180	180,181	0.08	芴(Flu)
	蒽醌	ATQ	19.61	208	208,209	0.13	蒽(Ant)
	苯并蒽-7,12-二酮	7-NBaA	30.36	258	258,259	0.48	苯并(a)蒽(BaA)
	苯并蒽酮	BZO	28.90	230	230,231	0.55	苯并(a)蒽(BaA)

1.4 质量控制

空白样品均未检出待测物质,因此实际样品无需扣除空白样本.前处理所用玻璃器皿使用前均经过洗涤剂和超纯水洗涤 3 次以上,经过烘箱 100℃烘干.通过配置浓度为 0.5,1,2,5,10,20,50,100 和 200ng/mL 的 NPAHs 和 OPAHs 的标准溶液,并均加入 25μL

浓度为 1μg/mL 内标物获得标准曲线.上机测试过程中,所有物质的标准曲线回归系数均大于 0.999. GC-MS 测定时每 10 个样品为一组,每组样品设置一个实验室空白.

1.5　统计规则

本研究测定了相关物质的方法检出限(MDL),根据 US EPA 相关指南[24],采用“1/2MDL” 替代法进行数据处理.若浓度<MDL,视为未检出(ND),赋值 0.5×MDL 进行后续统计分析.

2　结果和讨论

2.1　室内降尘中多环芳烃衍生物浓度水平

除了 2N-BIP 之外,其余多环芳烃衍生物均在降尘中有所检出.其中,5 种 OPAHs 检出率大于 85%, NPAHs 中有 9 种单体检出率大于 60%,检出率较高.天津室内降尘$\sum_{18}$NPAHs 浓度为(54.11±44.16) ng/g (中位值 37.95ng/g);$\sum_{5}$OPAHs 浓度为(303.72±251.54) ng/g(中位值 248.82ng/g).详见表 2.18 种 NPAHs 单体中浓度较高的是 2N-PYR[(12.42±22.47) ng/g]、7N-BaA[(10.13±19.47) ng/g] 和 2+3N-FLT[(8.31±18.46) ng/g].尽管目前没有室内降尘的相关研究发现 2N-PYR 是主要的 NPAHs 单体,但 Wang 等[25]分析了天津市路边环境空气颗粒物 $PM_{2.5}$ 中 NPAHs 的污染特征,发现 2N-PYR、7N-BaA 为主要的 NPAHs 单体,而室外颗粒物会通过门窗的空气渗透、自然通风、人员进入等方式进入室内,影响室内颗粒物及室内降尘的浓度和污染特性[26].本研究 OPAHs 浓度较高的单体为 ATQ[(111.47±109.94)ng/g] 和 9-FO [(95.09±73.59)ng/g].黄琦[23]关于山东菏泽和威海城市地区家庭室内降尘的研究中也得出类似的规律.天津室内降尘中 OPAHs 浓度中位值比 NPAHs 高约一个数量级,这与张婉[27]关于中国 6 省典型农村地区室内降尘中 NPAHs 和 OPAHs 污染特征的研究结果一致.

表 2　天津室内降尘中 NPAHs 和 OPAHs 的浓度(ng/g)

Table 2　The concentrations of NPAHs and OPAHs in Tianjin indoor dust deposition (ng/g)

NPAHs	浓度范围	中位值	平均值	OPAHs	浓度范围	中位值	平均值
1N-NAP	ND~5.47	0.67	0.84	NAP-1-ALD	ND~64.30	5.53	7.14
2N-NAP	ND~7.67	1.11	1.57	9-FO	13.55~385.94	71.87	95.09
2N-BIP	ND	\	\	ATQ	ND~663.47	88.05	111.47
3N-BIP	ND~6.64	0.91	1.37	7-NBaA	ND~486.27	19.22	41.16
5N-ACE	ND~17.49	ND	1.14	BZO	0.93~801.28	27.25	48.85
2N-FLU	ND~25.81	ND	0.57	$\sum_{5}$OPAHs	67.43~2.01×10^{3}	248.82	303.72
3N-PHE	ND~42.40	ND	1.07				
9N-PHE	ND~27.37	0.54	1.72				
9N-ANT	ND~46.27	1.22	2.46				
2N-ANT	ND~10.41	ND	0.62				
2+3N-FLT	ND~123.17	3.13	8.31				
2N-PYR	ND~161.85	4.14	12.42				
1N-PYR	ND~22.8	0.55	1.85				
7N-BaA	ND~116.87	2.57	10.13				
6N-CHR	ND~20.79	ND	1.14				
3-NBA	ND~79.49	ND	3.04				
6N-BaP	ND~78.14	ND	5.87				
$\sum_{18}$NPAHs	5.73~220.29	37.95	54.11				

注:ND表示未检出;“\”表示无数据;2N-FLT和3N-FLT分析时无法分开,因此本文中将两种组分视为混合组分以2N+3N-FLT表示;下同.

国内外关于室内降尘中 NPAHs 和 OPAHs 的相关研究数据见表 3.本研究$\sum_{18}$NPAHs 的平均浓度为 54.11ng/g,仅与 Yadav[22]在尼泊尔比拉德讷格尔的研究(2.10×10^{3}ng/g)差距在两个数量级上,与其他地方研究相差在一个数量级范围内.可能原因在于早期尼泊尔污染较为严重,而中国近年来的环保政策使得污染物水平有所降低[28-29],而室外污染源通过通风和渗透进入室内,影响室内空气质量,增加降尘浓度[30].和国内的研究比较,低于 2020 年南京(346.25ng/g)[31], 高于 2018~2019 年山东地区(9.01ng/g、23.33ng/g)[23]、2021 年郑州(11.09ng/g)[8]和 2019 年关于 6 个城市(16.99ng/g、16.46ng/g)的研

究[27],浓度水平呈中等.这种差异可能与各研究粒径不同有关.研究表明,降尘 PAHs 在 10~100μm 粒径级占比最大,随着粒径增大占比逐渐降低[32].粒径越小,比表面积越大,污染物吸附能力越强[33],这可能是导致 Kong 研究的南京室内降尘浓度显著高于本研究的原因之一(南京粒径<75μm,本研究粒径<100μm,其浓度显著高于本研究);而山东、郑州及 6 城市研究的粒径(150μm)较大,致使这些地方室内降尘表现为更低浓度.

本研究$\sum_5$OPAHs 的平均浓度为 303.72ng/g,与黄琦[23]在威海(1.80×10^3ng/g)和 Wu[34]在广州(1.65×10^3ng/g)的研究相比低一个数量级,与 Yadav[22]在尼泊尔两个城市(99.40ng/g、95.00ng/g)的研究相比高一个数量级,处于中间水平.原因可能在于威海研究的采样点包含厨房,而烹饪过程中燃料的燃烧以及食用油和食材中有机物的挥发和热解会产生 OPAHs[35];而本研究采样区域避开了厨房及卫生间等特殊污染源,从源头上减少了高污染暴露场景的干扰.广州的高值则可能源于其检测的 OPAHs 种类更多,而本研究中 9-FO(95.09ng/g)和 BZO(48.85ng/g)的浓度与广州研究(113.00ng/g、110.00ng/g)接近.

表 3 本研究与国内外不同地区室内降尘中的 NPAHs 和 OPAHs 浓度比较(ng/g)

Table 3 Comparison of concentrations of NPAHs and OPAHs in indoor dust deposition in different regions at home and abroad (ng/g)

城市或地区	采样时间	粒径(μm)	室内环境类型	研究物质	浓度范围	平均浓度	参考文献
天津,中国	2023 年 4~5 月	100	住宅(除厨房、卫生间)	$\sum_{18}$NPAHs	5.73~220.29	54.11	本研究
				$\sum_5$OPAHs	67.43~2.01×10^3	303.72	
加德满都,尼泊尔	2014 年	500	工作室、自习室、住宅	$\sum_{16}$NPAHs	439.00~3.93×10^3	646.00	[22]
				$\sum_3$OPAHs	95.10~384.00	99.40	
博克拉,尼泊尔	2014 年	500	工作室、自习室、住宅	$\sum_{16}$NPAHs	409.00~2.03×10^3	568.00	[22]
				$\sum_3$OPAHs	92.20~433.00	95.00	
比尔甘杰,尼泊尔	2014 年	500	工作室、自习室、住宅	$\sum_{16}$NPAHs	451.00~1.75×10^3	832.00	[22]
				$\sum_3$OPAHs	93.40~348.00	115.00	
比拉德讷格尔,尼泊尔	2014 年	500	工作室、自习室、住宅	$\sum_{16}$NPAHs	586.00~2.41×10^4	2.10×10^3	[22]
				$\sum_3$OPAHs	227.00~1.15×10^3	606.00	
塞萨洛尼基,希腊	2017 年 10~12 月	1000	住宅	$\sum_7$NPAHs	0.72~29.40	7.52	[36]
斯德哥尔摩,瑞典	2016~2017 年	\	教室	$\sum_4$OPAHs	74.10~287.00	174.82	[37]
威海,中国	2018~2019 年	150	卧室、厨房	$\sum_{15}$NPAHs	\	9.01	[24]
				$\sum_5$OPAHs	\	1.80×10^3	
菏泽,中国	2018~2019 年	150	卧室、厨房	$\sum_{15}$NPAHs	\	23.33	[24]
				$\sum_5$OPAHs	\	322.07	
庆阳,中国 长治,中国 青岛,中国	2019 年 5 月	150	卧室、厨房	$\sum_{14}$NPAHs	\	16.99	[27]
				$\sum_6$OPAHs	\	646.46	
敦化,中国 许昌,中国 安庆,中国	2019 年 11 月	150	卧室、厨房	$\sum_{14}$NPAHs	\	16.46	[27]
				$\sum_6$OPAHs	\	860.03	
郑州,中国	2021 年 12 月	150	办公室、教室、宿舍	$\sum_4$NPAHs	4.42~20.95	11.09	[8]
				$\sum_5$OPAHs	152.05~1.15×10^3	385.80	
南京,中国	2020 年 6~8 月	75	办公室、宿舍、住宅、车站大厅	$\sum_9$NPAHs	90.30~1.31×10^3	346.25	[31]
				$\sum_6$OPAHs	139.00~860.00	520.00	
广州,中国	2015~2017 年	\	住宅、办公室、实验室、仪器室	$\sum_8$OPAHs	250.00~5.16×10^3	1.65×10^3	[34]

2.2 室内降尘中多环芳烃衍生物空间分布特征

市区与环城区多环芳烃衍生物浓度对比见图 2.市区,$\sum_{18}$NPAHs 浓度范围为 12.22~178.09ng/g,中位值为 45.71ng/g;$\sum_5$OPAHs 浓度范围为 67.43~903.04ng/g,中位值为 254.39ng/g.环城区,$\sum_{18}$NPAHs 浓度范围为 5.73~220.29ng/g,中位值为 31.84ng/g;$\sum_5$OPAHs 浓度范围为 92.20~2.01×10^3ng/g,中位值为 248.37ng/g.市区$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_5$OPAHs 浓度中位值

略高于环城区,$\sum_{18}$NPAHs 二者中位值差距较 $\sum_{5}$OPAHs 大.通过 Mann−Whitney 检验比较市区和环城区$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_{5}$OPAHs 之间的浓度差异,结果均显示 P>0.05,二者差异无统计学意义.

从各个NPAHs和OPAHs单体来看,在市区和环城区中,2N−PYR 均为主要的 NPAHs 单体,ATQ 和 9−FO 均为主要的 OPAHs 单体,这与总体分布情况一致.对市区和环城区各NPAHs和OPAHs单体进行 Mann−Whitney 检验,结果显示只有两区 2N−PYR、7N−BaA 和 3−NBA 的 P 值分别为 0.00、0.04 和 0.00,表明这 3 种组分在两区间差异有统计学意义.其它 NPAHs 组分和 OPAHs 各单体差异均不存在统计学意义.

由于 2N−PYR 只能由 Pyr 与 OH·自由基发生反应生成[38],市区 2N−PYR 浓度大于环城区,说明 NPAHs 的二次生成主要发生在市区.7N−BaA 是柴油车尾气排放源常见的示踪剂[39],3−NBA 也被证实存在于汽车尾气中[40],说明机动车尾气排放是造成 7N−BaA 和 3−NBA 在市区和环城区差异的主要原因.环城区较低的浓度可能与其交通流量较少而使一次排放小于市区或地表粗糙度小于市区从而有利于污染物扩散有关.OPAHs 各单体区域间无显著差异,主要单体 ATQ 和 9−FO 与煤和生物质的燃烧有关[41-42],说明煤/生物质燃烧是天津室内 OPAHs 的主要来源,受区域因素影响较小.

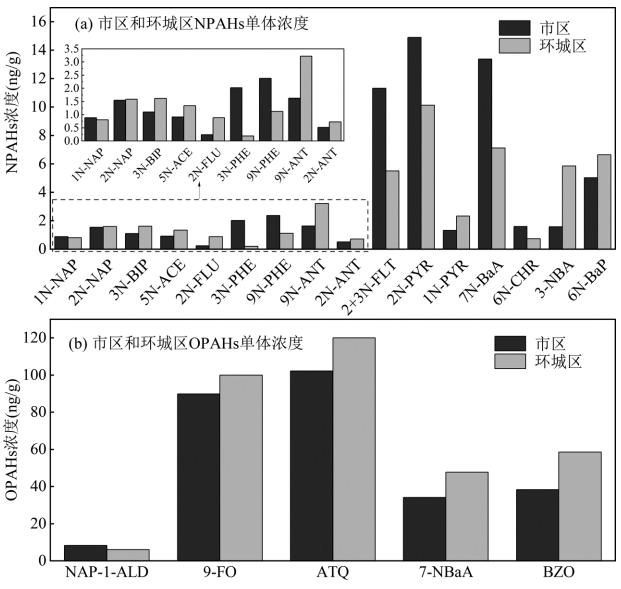


图 2　市区和环城区 NPAHs 和 OPAHs 单体浓度

Fig.2　Concentrations of NPAHs and OPAHs monomers in the urban area and the surrounding urban area

2.3　室内降尘多环芳烃衍生物影响因素分析

采用 Kruskal−Wallis H 非参数检验方法,分析了每日烹饪频率、每日地面清洁频率、楼层高度和能源类型对 NPAHs 和 OPAHs 各单体的影响;使用 Mann−Whitney 非参数检验方法,分析了吸烟习惯对 NPAHs 和 OPAHs 各单体的影响.结果见表 4.

表 4　NPAHs 和 OPAHs 非参数检验结果(P 值)

Table 4　Non−parametric test results (P−value) of NPAHs and OPAHs

NPAHs/OPAHs	每日烹饪频率	每日地面清洁频率	楼层高度	吸烟习惯	能源类型
1N−NAP	0.39	0.56	0.08	0.86	0.08
2N−NAP	0.49	0.85	0.61	0.24	0.77
3N−BIP	0.55	0.84	0.77	0.01*	0.39
5N−ACE	0.63	0.86	0.78	0.03*	0.58
2N−FLU	0.45	0.60	0.40	0.04*	0.23
3N−PHE	0.24	0.05	0.10	0.49	0.47
9N−PHE	0.60	0.31	0.16	0.39	0.47
9N−ANT	0.47	0.46	0.30	0.78	0.57
2N−ANT	0.31	0.68	0.53	0.40	0.58
2+3N−FLT	0.92	0.13	0.22	0.68	0.30
2N−PYR	0.06	0.42	0.26	0.61	0.53
1N−PYR	0.61	0.78	0.68	0.39	0.24
7N−BaA	0.34	0.85	0.37	0.32	0.49
6N−CHR	0.20	0.39	0.33	0.77	0.84
3−NBA	0.73	0.66	0.46	0.01*	0.02*
6N−BaP	0.33	0.33	0.67	0.02*	0.78
$\sum_{18}$NPAHs	0.24	0.85	0.80	0.99	0.19
NAP−1−ALD	0.08	0.25	0.65	0.88	0.95
9−FO	0.47	0.45	0.94	0.20	0.55
ATQ	0.11	0.58	0.48	0.12	0.16
7−NBaA	0.47	0.72	0.36	0.14	0.68
BZO	0.39	0.21	0.76	0.56	0.26
$\sum_{5}$OPAHs	0.49	0.54	0.57	0.09	0.47

注:*表示P<0.05.

将每日烹饪频率和每日地面清洁频率分为低频(<1 次/d)、中频(1 次/d)和高频(≥2 次/d),从每日烹饪频率(低频/中频/高频)及每日地面清洁频率(低频/中频/高频)来看,这两种不同的生活习惯对 NPAHs 和 OPAHs 影响的差异显著性分析的 P 值均大于 0.05,这表明每日烹饪频率和地面清洁频率的差异未对 NPAHs 和 OPAHs 浓度水平产生显著性影响.根据《民用建筑设计统一标准》(GB 50352−2019)[43]将住宅按照高度分为低层(1~3 层)、多层(4~6 层)、中高层(7~9 层)和高层(10 层及以上).不同高度楼层之间NPAHs和OPAHs的差异显著性分析的 P 值均大于 0.05,因此不同高度楼

层间 NPAHs 和 OPAHs 的浓度差异不具有统计学意义.从是否吸烟的生活习惯来看,3N-BIP、5N-ACE、2N-FLU、3-NBA 和 6N-BaP 的差异显著性分析的 P 值均小于 0.05,差异有统计学意义,说明吸烟主要导致室内降尘中这几个组分浓度偏高,5N-ACE、2N-FLU、3-NBA 和 6N-BaP 的差异较小,3N-BIP 的差异中等.从能源类型(天然气/煤气/电磁炉)上看,3-NBA 的差异有统计学意义,本研究使用煤气的家庭 3-NBA 的浓度显著高于使用电磁炉的家庭,且高于使用天然气的家庭,这与 Chen 等[44]关于能源类型对室内空气中 NPAHs 浓度的影响的研究结果一致.说明不同能源类型影响了室内降尘中 3-NBA 的含量.

2.4 室内降尘多环芳烃衍生物来源解析

2N-FLT 是通过二次光化学反应产生的,而 1N-PYR 是 NPAHs 燃烧源一次排放的标记物[45],目前常使用 2N-FLT/1N-PYR 来区分 NPAHs 的一次排放和二次生成来源[46].但是由于 2N-FLT 和 3N-FLT 在色谱柱中无法分离,且有研究证明 3N-FLT 可以忽略不计[38],因此本研究采用 2+3N-FLT 代替 2N-FLT 用于识别室内降尘中 NPAHs 的来源.若 2+3N-FLT/1N-PYR 大于 5,则表明 NPAHs 主要来自二次生成;若比值小于 5,则表明 NPAHs 主要来自燃烧源一次排放[47].2+3N-FLT/1N-PYR 特征比值结果见图 3(a).全部样本中有 66.18%的特征比值点小于 5,33.82%大于 5,这说明本研究室内降尘中 NPAHs 既有二次生成,又有一次燃烧源排放.这可能与烹饪活动有关[48]:一方面,厨房烹饪过程中会发生不完全燃烧现象释放 NPAHs[49],同时产生大气氧化剂(如氮氧化物)[50];另一方面,尽管室内太阳辐射强度较弱限制了大气氧化剂与 PAHs 发生反应生成 NPAHs 的光化学反应速率,但相对封闭的环境可能导致大气氧化剂滞留,在有限光照条件下仍可引发二次生成反应.市区样本有 52.94%表现为一次源特征,而环城区样本中一次源占比提升至 79.41%;市区二次生成占比高于环城区.原因可能是荧蒽(Flt)作为 2+3N-FLT 的母体化合物主要源自机动车尾气排放[51],结合前文机动车尾气排放是造成市区和环城区 NPAHs 单体产生差异的主要原因,城区机动车会排放较多的氮氧化物和 OH·自由基等大气氧化剂[52],在大气中经过光化学反应能够转化为 NPAHs 的二次生成物[53];另外市区具有明显的热岛效应,高温条件下,大气中的化学反应速率加快,使得大气氧化剂更容易与母体 PAHs 发生反应形成 NPAHs[54].

通常使用 9N-ANT/1N-PYR 的比值来表示 NPAHs 的来源.如果该比值大于 10,则为生物质燃烧源;如果该比值小于 10,则为机动车尾气排放源[55].由图 3(b)可知,97.06%的 9N-ANT/1N-PYR 特征比值点小于 10,说明室外环境中的汽车尾气排放是室内降尘中 NPAHs 的一个重要来源.

2+3N-FLT/2N-PYR 通常用于推断 NPAHs 的二次生成途径[56].2N-PYR 仅通过 Pyr 与 OH·自由基发生反应生成,不能通过与·ONOO⁻自由基的反应产生.2N-FLT 主要是由 Fla 与 NO_2 发生气相反应所产生,反应的开始是由 OH·自由基和·ONOO⁻自由基所引起的[57].比值小于 10 说明 NPAHs 的二次生成以 OH·催化反应为主,大于 10 则以·ONOO⁻催化反应为主[49].由图 3(c)可知,本研究所有 2+3N-FLT/2N-PYR 特征比值均小于 10,说明天津室内降尘中 NPAHs 二次生成的途径以 OH·催化反应生成为主;且由于 OH·自由基只能在白天存在[58],说明二次生成主要发生在白天.

综合 NPAHs 特征比值结果来看,本研究室内降尘中 NPAHs 主要来自燃烧源一次排放和汽车尾气排放,还有部分以 OH·催化反应为主的二次生成,与其他相关研究一致[23].

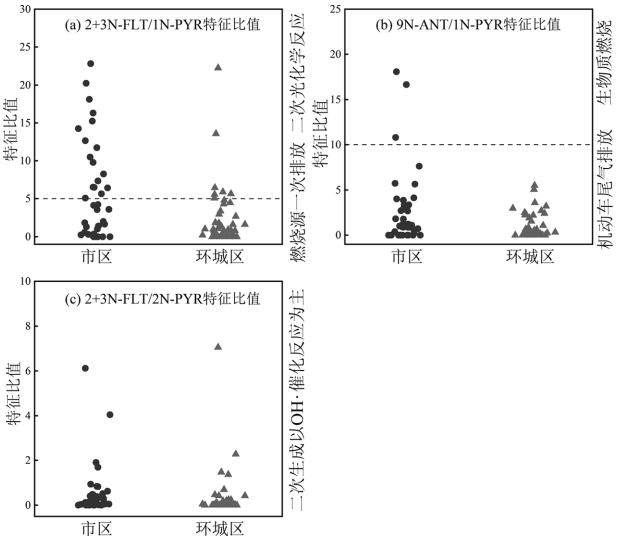


图 3 天津室内降尘中 NPAHs 特征比值结果

Fig.3 The characteristic ratio results of NPAHs in Tianjin indoor dust deposition

3　结论

3.1　天津室内降尘$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_{5}$OPAHs 浓度中位值分别为 37.95 和 248.82ng/g.NPAHs 单体中浓度最大的是 2N-PYR,其次为 2+3N-FLT 和 7N-BaA. OPAHs 浓度较高的单体为 ATQ 和 9-FO.

3.2　从空间分布上看,市区$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_{5}$OPAHs 浓度中位值分别为 45.71ng/g 和 254.39ng/g,环城区分别为 31.84ng/g 和 248.37ng/g,市区$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_{5}$OPAHs 浓度中位值略高于环城区.二区 NPAHs 主要贡献单体均为 2N-PYR,ATQ 和 9-FO 均为二区主要的 OPAHs 单体.市区和环城区$\sum_{18}$NPAHs 和$\sum_{5}$OPAHs 的浓度差异无统计学意义.市区和环城区各 NPAHs 和 OPAHs 单体的 Mann-Whitney 检验结果显示,2N-PYR、7N-BaA 和 3-NBA 各区间差异有统计学意义,OPAHs 各单体差异无统计学意义.市区与环城区 NPAHs 的差异主要是机动车尾气排放造成的.

3.3　不同生活习惯与居住环境对室内降尘中 NPAHs 及 OPAHs 的影响的差异显著性分析结果显示,不同烹饪频率、地面清洁频率、不同高度楼层间各单体的浓度差异不具有统计学意义;吸烟习惯对 3N-BIP、5N-ACE、2N-FLU、3-NBA 和 6N-BaP 的影响差异有统计学意义;不同能源类型下 3-NBA 的差异有统计学意义.

3.4　特征比值分析结果表明,室内降尘NPAHs主要来自燃烧源一次排放和汽车尾气排放,还有部分以 OH·催化反应为主的二次生成.

参考文献：

[1] Liu N R, Liu W, Deng F R, et al. The burden of disease attributable to indoor air pollutants in China from 2000 to 2017 [J]. Lancet Planetary Health, 2023,7(11):E900-E911.

[2] Roy A, Jha A K, Kumar A, et al. Heavy metal pollution in indoor dust of residential, commercial, and industrial areas: A review of evolutionary trends [J]. Air Quality Atmosphere and Health, 2024,17(4):891-918.

[3] Shi T, Wang K, Yang W, et al. Mechanism model combined with deep learning models for accurate prediction of indoor air pollution in residential and commercial spaces [J]. Journal of Building Engineering, 2025,103:112008.

[4] Cohen J, Hubbard H, Ozkaynak H, et al. Meta-analysis of soil and dust ingestion studies [J]. Environmental Research, 2024,261:119649.

[5] Shen M H, Ren M H, Wang Y G, et al. Identifying dust as the dominant source of exposure to heavy metals for residents around battery factories in the battery industrial capital of China [J]. Science of the Total Environment, 2021,765:144375.

[6] Naudin G, Bastien P, Mezzache S, et al. Human pollution exposure correlates with accelerated ultrastructural degradation of hair fibers [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2019,116(37):18410-18415.

[7] 刘攀亮.中国西部兰州盆地大气硝基多环芳烃污染特征及呼吸暴露风险 [D]. 兰州:兰州大学, 2019.
Liu P L. Contamination characteristics and inhalation exposure risk of atmospheric nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons in Lanzhou Valley, Western China [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2019.

[8] Zhang J M, Wang Z Y, Wei Y H, et al. Characteristics, sources, and health risks of PAHs and their derivatives in indoor dust in Zhengzhou [J]. Atmospheric Pollution Research, 2024,15(10):102246.

[9] Wang M, Luo N, Gao Y P, et al. Pyrene and its derivatives increase lung adverse effects by activating aryl hydrocarbon receptor transcription [J]. Science of the Total Environment, 2024,916:170030.

[10] St Romain S J J, Basirico L M, Kim Y H, et al. Impact of reactive oxygen species scavenging on the intermediate production of anthracene and anthraquinone in fresh versus saltwater environments [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2023,42(8):1721-1729.

[11] Zhao L H, Zheng L. A review on bioactive anthraquinone and derivatives as the regulators for ROS [J]. Molecules, 2023,28(24):8139.

[12] Keyte I J, Harrison R M, Lammel G. Chemical reactivity and long-range transport potential of polycyclic aromatic hydrocarbons - A review [J]. Chemical Society Reviews, 2013,42(24):9333-9391.

[13] Lei Y L, Wang Z X, Xu H M, et al. Characteristics and health risks of parent, alkylated, and oxygenated PAHs and their contributions to reactive oxygen species from $PM_{2.5}$ vehicular emissions in the longest tunnel in downtown Xi'an, China [J]. Environmental Research, 2022,212:113357.

[14] Fu J Q, Fang T G, Gao Y T, et al. Emission characteristic, spatial distribution, and health risk of polycyclic aromatic compounds (PAHs, NPAHs, and OPAHs) from light-duty gasoline and diesel vehicles based on on-road measurements [J]. Science of the Total Environment, 2024,941:173390.

[15] Sun J, Shen Z X, Niu X Y, et al. $PM_{2.5}$ source profiles from typical Chinese commercial cooking activities in northern China and its influences on bioreactivity of vascular smooth muscle cells (VSMCs) [J]. Atmospheric Environment, 2020,239:117750.

[16] Shen G F, Tao S, Wei S Y, et al. Field measurement of emission factors of PM, EC, OC, parent, nitro-, and oxy- polycyclic aromatic hydrocarbons for residential briquette, coal cake, and wood in rural Shanxi, China [J]. Environmental Science and Technology, 2013,47(6):2998-3005.

[17] Jariyasopit N, McIntosh M, Zimmermann K, et al. Novel nitro-PAH formation from heterogeneous reactions of PAHs with NO_2, NO_3/N_2O_5, and OH radicals: Prediction, laboratory studies, and mutagenicity [J]. Environmental Science and Technology, 2014,48(1):412-419.

[18] Hao W W, Liang B, Chen J, et al. Secondary formation of oxygenated and nitrated polycyclic aromatic compounds under stagnant weather

conditions: Drivers and seasonal variation [J]. Science of the Total Environment, 2024,929:172487.

[19] Wang J Z, Xu H M, Guinot B, et al. Concentrations, sources and health effects of parent, oxygenated- and nitrated- polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in middle-school air in Xi'an, China [J]. Atmospheric Research, 2017,192:1-10.

[20] 张 斌,李 丹,沈振兴,等.民用燃烧源排放 $PM_{2.5}$ 中多环芳烃的光化学氧化过程 [J]. 中国环境科学, 2024,44(10):5371-5377.
Zhang B, Li D, Shen Z X, et al. Photochemical oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ emitted from residential combustion sources [J]. China Environmental Science, 2024,44(10):5371-5377.

[21] Alam M S, Keyte I J, Yin J, et al. Diurnal variability of polycyclic aromatic compound (PAC) concentrations: Relationship with meteorological conditions and inferred sources [J]. Atmospheric Environment, 2015,122:427-438.

[22] Yadav I C, Devi N L, Singhd V K, et al. Concentrations, sources and health risk of nitrated- and oxygenated-polycyclic aromatic hydrocarbon in urban indoor air and dust from four cities of Nepal [J]. Science of the Total Environment, 2018,643:1013-1023.

[23] 黄 琦.城市地区室内外空气 PAHs、NPAHs 和 OPAHs 的污染特征和来源解析 [D]. 济南:山东大学, 2020.
Huang Q. Indoor/outdoor characterization and sources of PAHs, NPAHs and OPAHs in atmosphere of urban areas [D]. Jinan: Shandong University, 2020.

[24] US Environmental Protection Agency, Region 3. Regional guidance on handling chemical concentration data near the detection limit in risk assessments [EB/OL]. https://www.epa.gov/risk/regional-guidance-handling-chemical-concentration-data-near-detection-limit-risk-assessments, 1991-11-04/2025-10-03.

[25] Wang T, Zhao J, Liu Y, et al. $PM_{2.5}$-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), nitrated PAHs (NPAHs) and oxygenated PAHs (OPAHs) in typical traffic-related receptor environments [J]. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 2022,127(5):e2021JD035951.

[26] Zheng G Z, Lu Y Z, Wang Y J, et al. The effects of outdoor source on pollution characteristics and dynamic changes of particulate matter in an office [J]. Advances in Civil Engineering, 2018,2018:4765406.

[27] 张 婉.中国典型农村室内外多环芳烃及其衍生物的污染特征、来源及健康风险 [D]. 济南:山东大学, 2021.
Zhang W. Indoor/outdoor characterization, sources and health risks of PAHs and their derivatives in typical rural areas of China [D]. Jinan: Shandong University, 2021.

[28] Chauhan R, Shrestha A, Khanal D. Noise pollution and effectiveness of policy interventions for its control in Kathmandu, Nepal [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021,28(27):35678-35689.

[29] Li B, Fu E, Yang S, et al. Measuring China's policy stringency on climate change for 1954~2022 [J]. Scientific Data, 2025,12(1):188.

[30] Shen M C, Liu G J, Zhou L, et al. Spatial distribution, driving factors and health risks of fine particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from indoors and outdoors in Hefei, China [J]. Science of the Total Environment, 2022,851:158148.

[31] Kong J J, Yan S R, Cao X Y, et al. Quantitative source apportionment and health risk assessment for polycyclic arom GB 50352-2019 atic hydrocarbon and their derivatives in indoor dust from housing and public buildings of a mega-city in China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2025,486:137057.

[32] 赵莹莹.沈阳城市降尘中多环芳烃污染特征、来源解析与风险评价 [D]. 沈阳:沈阳大学, 2022.
Zhao Y Y. Characterization, source apportionment and risk assessment of PAHs in urban dust fall in Shenyang [D]. Shenyang: Shenyang University, 2022.

[33] 王 娟,郭观林,秦 宁,等.某工业城市大气颗粒物中 PAHs 的粒径分布及人体呼吸系统暴露评估 [J]. 环境科学, 2019,40(10):4345-4354.
Wang J, Guo G L, Qin N, et al. Size distribution characteristics and inhalation exposure of particle-bound PAHs in an industrial city [J]. Environmental Science, 2019,40(10):4345-4354.

[34] Wu Y, Hu Q P, Zeng X Y, et al. Co-occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygenated derivatives in indoor dust from various microenvironments in Guangzhou, China: Levels, sources, and potential human health risk [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023,30(19):57006-57016.

[35] Bandowe B A M, Lui K H, Jones T, et al. The chemical composition and toxicological effects of fine particulate matter ($PM_{2.5}$) emitted from different cooking styles [J]. Environmental Pollution, 2021,288:117754.

[36] Besis A, Botsaropoulou E, Balla D, et al. Toxic organic pollutants in Greek house dust: Implications for human exposure and health risk [J]. Chemosphere, 2021,284:131318.

[37] Lim H, Sadiktsis I, Galvao M F de O, et al. Polycyclic aromatic compounds in particulate matter and indoor dust at preschools in Stockholm, Sweden: Occurrence, sources and genotoxic potential in vitro [J]. Science of the Total Environment, 2021,755:142709.

[38] Bamford H A, Baker J E. Nitro-polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations and sources in urban and suburban atmospheres of the Mid-Atlantic region [J]. Atmospheric Environment, 2003,37(15):2077-2091.

[39] Zhao J B, Zhang J, Sun L N, et al. Characterization of $PM_{2.5}$-bound nitrated and oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air of Langfang during periods with and without traffic restriction [J]. Atmospheric Research, 2018,213:302-308.

[40] Seidel A, Dahmann D, Krekeler H, et al. Biomonitoring of polycyclic aromatic compounds in the urine of mining workers occupationally exposed to diesel exhaust [J]. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2002,204(5/6):333-338.

[41] Zhang B, Sun J, Jiang N, et al. Emission factors, characteristics, and gas-particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in $PM_{2.5}$ emitted for the typical solid fuel combustions in rural Guanzhong Plain, China [J]. Environmental Pollution, 2021,286:117573.

[42] Wang J Z, Du W, Chen Y C, et al. Nitrated and oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons emissions from solid fuel combustion in rural China: Database of 12 real-world scenarios for residential cooking and heating activities [J]. Science of the Total Environment, 2022,852:158501.

[43] GB 50352-2019 民用建筑设计统一标准 [S].
GB 50352-2019 Unified standard for civil building design [S].

[44] Chen Y, Du W, Shen G, et al. Household air pollution and personal exposure to nitrated and oxygenated polycyclic aromatics (PAHs) in rural households: Influence of household cooking energies [J]. Indoor Air, 2017,27(1):169−178.

[45] Reisen F, Arey J. Atmospheric reactions influence seasonal PAH and nitro−PAH concentrations in the Los Angeles basin [J]. Environmental Science & Technology, 2005,39(1):64−73.

[46] Amador−Munoz O, Villalobos−Pietrini R, Miranda J, et al. Organic compounds of $PM_{2.5}$ in Mexico Valley: Spatial and temporal patterns, behavior and sources [J]. Science of the Total Environment, 2011, 409(8):1453−1465.

[47] 高玉宗,姬亚芹,杨　益,等.天津市大气中多环芳烃衍生物污染特征和来源 [J]. 中国环境科学, 2023,43(3):1026−1034.
Gao Y Z, Ji Y Q, Yang Y, et al. Pollution characteristics and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives in the atmosphere of Tianjin [J]. China Environmental Science, 2023,43(3):1026−1034.

[48] Huang L, Chernyak S M, Batterman S A. PAHs, nitro−PAHs, hopanes, and steranes in lake trout from lake Michigan [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2014,33(8):1792−1801.

[49] Wang W, Jariyasopit N, Schrlau J, et al. Concentration and photochemistry of PAHs, NPAHs, and OPAHs and toxicity of $PM_{2.5}$ during the Beijing olympic games [J]. Environmental Science and Technology, 2011,45(16):6887−6895.

[50] Kashtan Y, Nicholson M, Finnegan C J, et al. Nitrogen dioxide exposure, health outcomes, and associated demographic disparities due to gas and propane combustion by US stoves [J]. Science Advances, 2024,10(18):eadm8680.

[51] Bikas G, Zervas E. Nonregulated pollutants emitted from Euro 3 diesel vehicles as a function of their mileage [J]. Energy and Fuels, 2007, 21(5):2731−2736.

[52] 陈天增,葛艳丽,刘永春,等.我国机动车排放 VOCs 及其大气环境影响 [J]. 环境科学, 2018,39(2):478−492.
Chen T Z, Ge Y L, Liu Y C, et al. VOCs emission from motor vehicles in China and its impact on the atmospheric environment [J]. Environmental Science, 2018,39(2):478−492.

[53] Abbas I, Badran G, Verdin A, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives in airborne particulate matter: Sources, analysis and toxicity [J]. Environmental Chemistry Letters, 2018,16(2):439−475.

[54] Hayakawa K. Recent research progress on nitropolycyclic aromatic hydrocarbons in outdoor and indoor environments [J]. Applied Sciences−Basel, 2022,12(21):11259.

[55] Chuesaard T, Chetiyanukornkul T, Kameda T, et al. Influence of biomass burning on the levels of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons and their nitro derivatives in Chiang Mai, Thailand [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2014,14(4):1247.

[56] Albinet A, Leoz−Garziandia E, Budzinski H, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), nitrated PAHs and oxygenated PAHs in ambient air of the Marseilles area (south of France): Concentrations and sources [J]. Science of the Total Environment, 2007,384(1−3): 280−292.

[57] Huang B, Liu M, Bi X H, et al. Phase distribution, sources and risk assessment of PAHs, NPAHs and OPAHs in a rural site of Pearl River Delta region, China [J]. Atmospheric Pollution Research, 2014,5(2): 210−218.

[58] Bandowe B A M, Meusel H. Nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons (nitro−PAHs) in the environment − A review [J]. Science of the Total Environment, 2017,581:237−257.

作者简介：马皎璠(2001−),女,甘肃白银人,硕士研究生,主要研究方向为大气污染防治.发表论文两篇.387837019@qq.com.