

黄勇, 王安婷, 袁国礼, 等. 北京市表层土壤中 PAHs 含量特征及来源分析[J]. 岩矿测试, 2022, 41(1): 54 - 65.

HUANG Yong, WANG An - ting, YUAN Guo - li, et al. The Content Characteristics and Source Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Topsoil of Beijing City[J]. Rock and Mineral Analysis, 2022, 41(1): 54 - 65.

【DOI: 10.15898/j.cnki.11-2131/td.202104270056】

## 北京市表层土壤中 PAHs 含量特征及来源分析

黄勇<sup>1</sup>, 王安婷<sup>2</sup>, 袁国礼<sup>2</sup>, 李欢<sup>1</sup>, 黄丹<sup>1</sup>

(1. 北京市生态地质研究所, 北京 100120;

2. 中国地质大学(北京)地球科学与资源学院, 北京 100083)

**摘要:** 土壤, 作为城市中最重要环境介质, 承担了较高多环芳烃(PAHs)的环境负荷, 开展土壤 PAHs 分布特征及来源分析研究, 可以为污染风险防控、环保政策制定提供支撑。为研究北京市不同功能区土壤环境中 PAHs 的含量、组成及来源, 本文在北京市主城区进行了大范围采样, 同时针对工业区、农业种植区、水源保护区及居民区等不同功能区进行了分区采样, 共采集了表层土壤样品 459 份, 采用气相色谱-质谱法(GC-MS)测定 16 种 PAHs 单体含量。结果表明: 主城区 3 个分区(东南—中心—西北)表层土壤中 16 种 PAHs 总量的均值分别为 153.7 μg/kg、333.2 μg/kg 和 142.9 μg/kg。工业区 3 个分区(东南工厂、首钢工业、大台煤矿)表层土壤中 16 种 PAHs 总量的均值分别为 1006.9 μg/kg、1379.4 μg/kg 及 146.8 μg/kg。水源保护区 2 个分区(怀柔、密云)表层土壤中 16 种 PAHs 总量的均值分别为 86.4 μg/kg 和 154.5 μg/kg。农业种植区 4 个分区(昌平、平谷、房山、通州)表层土壤中 16 种 PAHs 总量的均值分别为 109.0 μg/kg、118.3 μg/kg、106.8 μg/kg 及 94.2 μg/kg。居民区中 16 种 PAHs 总量的均值为 131.1 μg/kg。与前人关于 PAHs 含量及分布特征的研究结果对比, 北京市表层土壤中 PAHs 含量呈下降趋势, 这与北京市近年来燃煤使用量下降及天然气使用量增加有关。不同功能区 PAHs 成分组成存在一定的差异, 工业区重环和中环 PAHs 占比高, 而水源保护区、农业种植区以及居民区的轻环占比总体上高于工业区, 这是由于不同功能区 PAHs 的来源存在差异。主成分分析-多元线性回归法的分析结果表明: 主城区 PAHs 的主要来源是尾气排放以及石油储存运输过程中泄漏, 贡献率分别为 81.46% 和 18.54%; 工业区表层土壤中 PAHs 的主要来源有煤炭燃烧以及尾气排放, 贡献率分别为 62.65% 和 37.35%; 居民区 PAHs 的主要来源由尾气排放源和天然气燃烧源组成, 贡献率分别为 53.30% 和 46.70%。进一步加强北京市交通管制, 继续缩减煤炭在北京地区能源结构中的比重, 增加清洁能源比重, 是减少 PAHs 排放和污染的有效途径。

**关键词:** 多环芳烃; 表层土壤; 气相色谱-质谱法; 含量特征; 来源; 北京市

**要点:**

(1) 采用 GC-MS 测试了北京市不同功能区表层土壤 16 种 PAHs 含量, 其总体呈下降趋势。

(2) 不同功能区 PAHs 成分组成存在差异, 反映不同功能区 PAHs 的主要来源不同。

(3) 交通尾气排放构成北京市表层土壤中 PAHs 的主要来源之一。

中图分类号: O657.63; S151.93

文献标识码: A

收稿日期: 2021-04-27; 修回日期: 2021-11-02; 接受日期: 2021-11-11

基金项目: 北京市政府公益性项目“北京市土地质量生态地球化学监测网运行(2021)”(PXM2021\_158307\_000006); “北京市土壤地质环境监测网运行(2020)”(PXM2020\_158307\_000001)

作者简介: 黄勇, 硕士, 高级工程师, 主要从事环境地球化学和生态地球化学研究。E-mail: huangyongxyz@163.com。

多环芳烃(PAHs)作为一种典型的持久型有机污染物,在环境中广泛存在,且稳定性高<sup>[1]</sup>。PAHs具有高毒性,以及致畸、致癌和致突变性,美国环境保护署已将16种PAHs单体列入优先控制污染物清单。环境中的PAHs来源广泛,既包括火山爆发和森林火灾等自然过程中释放的PAHs<sup>[2-3]</sup>,也包括人为活动排放源,如汽车尾气排放和工业生产排放等人为来源<sup>[4-5]</sup>。对于具有高密度人口的城市而言,人为输入显然是其环境中PAHs最重要的来源<sup>[6-7]</sup>。具体而言,人为来源涉及各种有机物质,例如生物质和化石燃料(煤炭、石油和天然气)等物质的不完全燃烧或热解,以及交通运输过程中石油的泄漏<sup>[6-10]</sup>。城市中发达的工业生产、高密度的交通运输以及居民日常生活等活动都离不开燃煤、石油以及天然气等化石燃料的大量使用<sup>[8-10]</sup>。人为活动所产生的PAHs会进入大气环境中,然后随着大气扩散以及干湿沉降等方式进一步进入水体、沉积物以及土壤等环境介质中<sup>[10]</sup>。土壤是城市环境中最重要的地表介质,同时由于PAHs具有高的亲脂疏水性,人为活动所输入的PAHs极易在土壤中进行累积<sup>[7-10]</sup>。已有大量研究集中于土壤中PAHs的含量分布与来源分析<sup>[11-16]</sup>,旨在为PAHs污染防治、生态环境改善及环保政策制定等提供技术依据。北京作为中国的首都,具有高度密集的人口和交通流量,城市能源消耗量大<sup>[17-22]</sup>。据资料统计,2019年北京市年能源消耗总量达7360.32万吨标准煤<sup>[23]</sup>。所以,对于北京这种典型的大型城市而言,环境中必然存在各种人为活动输入的PAHs。针对北京市不同范围内表层土壤中PAHs分布特征及来源分析已有相关研究报道,如沈亚婷等<sup>[9]</sup>于2008年利用因子分析-多元线性回归法解析了北京地区表土15种PAHs的3种来源,包括煤炭燃烧/交通排放、焦炉及石油,并定量计算了3种源的贡献。Qu等<sup>[20]</sup>于2020年分析了北京市六环范围内各大公园表层土壤PAHs含量、组成特征及来源,认为从组成特征来看四环PAHs是主要成分,其次是五环PAHs,二环PAHs含量最低,采用条件推理树模型识别出影响PAHs的主要因素是交通排放,其次为燃煤,以及公园的历史及位置。总体来看,以往研究侧重区域或单一功能区的PAHs分布特征及来源研究,针对不同功能区开展对比研究较少。

因此,为了进一步探求北京市不同功能区土壤环境中PAHs的含量、组成及来源,本文对北京市主城区(东城、西城、海淀、昌平、朝阳、丰台、通州)

开展了大范围的采样,主要为了分析北京市主城区表层土壤中PAHs整体含量及组成情况;其次根据划分的功能区(工业区、居民区、农业种植区以及水源保护区)进行定点采样,通过对不同功能区表层土壤中PAHs含量及组成分析,系统揭示北京市表层土壤中PAHs的污染现状。并利用主成分分析-多元线性回归法判断北京市不同功能区表层土壤中PAHs的来源以及各来源贡献率,以期为控制和减少北京市PAHs污染、保护生态环境提供技术支撑和科学依据。

## 1 实验部分

### 1.1 采样点及样品采集

本研究采样时间为2020年5月至7月,在全北京市共设置459个采样点,具体分布如图1所示。在459个采样点中,215个位于北京市主城区,根据地理位置的分布,进一步分为东南区、中心区和西北区;57个位于工业区,包括东南化工厂、首钢工业区、大台煤矿区;44个位于居民区;124个位于农业种植区,包括昌平流村-南口地区、平谷峪口-刘家店地区、房山石楼地区以及通州牛堡屯地区;19个位于饮用水源地保护区,包括密云水库和怀柔水库。除主城区按照平均1个点/16km<sup>2</sup>的密度采样外,其他都为1~4km<sup>2</sup>平均1个点的密度采样。

为确保样品的代表性,每个点位采集柱状样品并上下均匀混合为一份,共采取了表层(0~20cm)土壤样品459件。土壤样品采集时使用干净的不锈钢铲,去除砾石及动植物的残体后,取1kg左右装入棕色玻璃瓶中带回实验室。最后将土壤样品经冷冻干燥处理后过60目筛,并于-5℃的冰箱中避光保存。

### 1.2 土壤样品前处理

准确称量土壤样品5.00g至预先装好硅藻土的萃取池中,加入已知浓度的替代物,经加速溶剂萃取仪提取目标化合物,利用多通道浓缩仪浓缩提取液,然后根据样品基体干扰情况选择是否用佛罗里硅土柱对浓缩液进行净化(若浓缩液颜色较深,需用铜粉脱硫),净化后液体用氮吹仪浓缩至1mL,转移至2mL样品瓶中,加10μL合适浓度的内标溶液,最后用气相色谱-质谱(GC-MS)进行分析。

### 1.3 样品分析

样品分析测试由北京市一零一生态地质检测有限公司完成。采用气相色谱-质谱联用仪(7890B型,美国Agilent公司)进行定量测定。

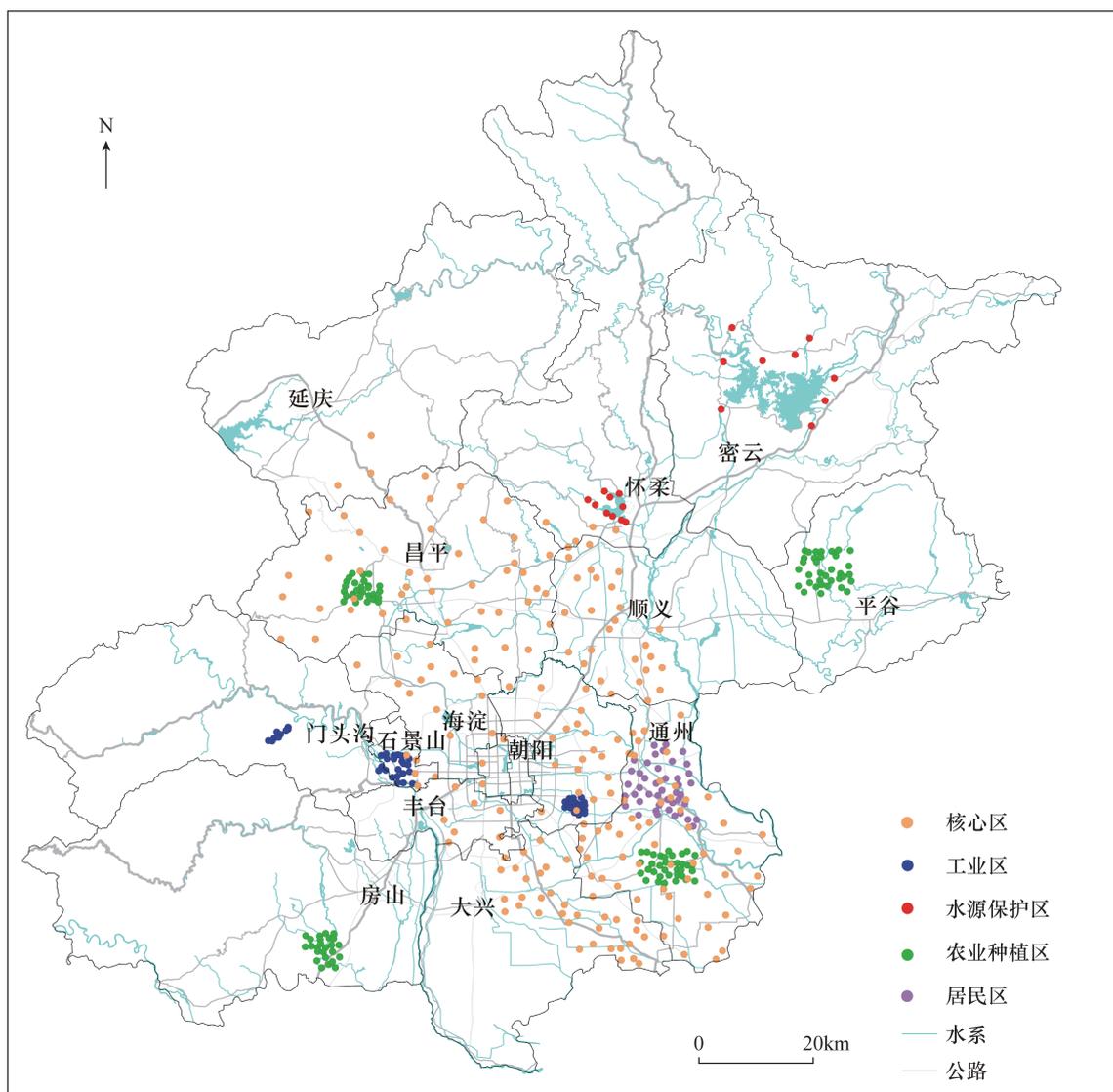


图1 北京市表层土壤采样点分布图

Fig.1 Distribution map of topsoil sampling sites in Beijing City

所测的目标物为美国环境保护署列出的16种优控PAHs,包括萘、苊烯、苊、芴、菲、葱、荧葱、芘、苯并(a)葱、蒽、苯并(b)荧葱、苯并(k)荧葱、苯并(a)芘、茚并(1,2,3-cd)芘、二苯并(a,h)葱、苯并(g,h,i)芘,内标物质使用萘-d<sub>8</sub>、苊-d<sub>10</sub>、菲-d<sub>10</sub>和蒽-d<sub>12</sub>,替代标准物使用2,4,6-三溴苯酚、对三联苯-d<sub>14</sub>。

色谱条件:色谱柱为HP-5MS弹性石英毛细管柱(30m×0.25mm内径,膜厚0.25μm),载气使用纯度为99.999%的氦气,载气流速1.5mL/min。样品以不分流方式进样,排气时间0.75min,进样器温度230℃。

升温程序:初始温度100℃,保持2min;然后以10℃/min的速率上升到160℃,再以4℃/min的速

率上升到230℃,最后以10℃/min上升到280℃,保持10min,直至样品完全流出色谱柱。

质谱条件:EI电流源为68eV,质量范围50~600amu,倍增器电压为1150V,离子源温度为230℃,四极杆温度150℃,扫描速度为4000~6000amu/s。接口温度260℃,采用全扫描方式进行定性分析,扫描范围为m/z 45~400。

#### 1.4 质量控制与质量保证

为了保证目标物定性和定量的准确性,所有分析方法均采用严格的质量保证和控制措施进行监控。具体而言,实验过程中每5个样品为一批,每批样品中都设有一个程序空白,空白样品中未检出目标化合物。目标物的方法检出限设定为信噪比的5倍,即10μg/kg;低于方法检出限的浓度被报告为

未检出。实验中所有的土壤样品均采用了3次重复样,重复分析结果的标准差小于6%,样品经提取、净化后,回收率指示物的回收率在76%~101%之间,满足痕量有机化合物残留分析要求。

## 1.5 数据分析

实验数据分析及制图采用 SPSS 19 和 Section 2016 等软件。

## 2 结果与讨论

### 2.1 北京市不同功能区表层土壤 PAHs 的含量特征

为研究北京市不同功能区表层土壤中 PAHs 的含量特征,掌握北京市土壤 PAHs 污染现状,对主城区、工业区、农业种植区、水源保护区及居民区等功能区的表层土壤 PAHs 含量进行了分析。

#### 2.1.1 主城区表层土壤 PAHs 含量

采集的北京市主城区 215 件表层土壤样品,包括东南区域 71 件、中心区域 73 件和西北区域 71 件。结果显示,东南区域 16 种 PAHs 单体总量( $\Sigma_{16}$ PAHs,以干质量计,下同)的变化范围为 ND(未检出,下同)~1319.3  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 153.7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;中心区域  $\Sigma_{16}$ PAHs 变化范围为 ND~2730.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值高达 333.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;西北区域  $\Sigma_{16}$ PAHs 变化范围为 ND~1489.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 142.9  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。反映了中心区域表层土壤 PAHs 含量高,而东南和西北区域 PAHs 含量低的特点。

#### 2.1.2 工业区表层土壤 PAHs 含量

采集了工业区 57 件表层土壤样品,包括东南化工厂区 24 件、首钢工业区 10 件和大台煤矿区 23 件。结果显示,东南化工厂区域内  $\Sigma_{16}$ PAHs 变化范围为 ND~6208.6  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 1006.9  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;首钢工业区  $\Sigma_{16}$ PAHs 变化范围为 ND~19466.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 1379.4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;大台煤矿区  $\Sigma_{16}$ PAHs 变化范围为 ND~268.3  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 146.8  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。

无论是从含量整体变化还是均值,均可以看出,东南化工厂和首钢工业区的 PAHs 污染水平远高于大台煤矿区。北京焦化厂位于北京市东南的朝阳区,曾是中国规模最大的独立焦化厂和最大的商品焦炭供应及出口基地,年产焦炭 200 多万吨,占全国总产量的 1.67%<sup>[24]</sup>。首钢是中国最早成立的大型钢厂,集烧结、炼铁、炼钢以及发电等为一体,年产量可达到 800 万吨<sup>[25-27]</sup>。在长期的工业生产活动中,特别是焦化厂、炼钢及炼铁厂的煤干馏和燃烧,会导

致大量携带有 PAHs 的粉尘被释放到大气中,经过大气干湿沉降最终降落在周边区域,造成厂区及周边地区土壤 PAHs 污染。北京市西南的门头沟区,拥有煤矿、石灰石、页岩等多种资源,而大台煤矿只是位于该地区的一座小型煤矿区<sup>[28-29]</sup>。北京焦化厂和首钢钢厂的规模大于大台煤矿,这也就导致了前两个地区表层土壤中 PAHs 的污染程度远高于大台煤矿。

#### 2.1.3 其他功能区表层土壤 PAHs 含量

采集的农业种植区 124 件表层土壤样品,包括昌平 28 件、平谷 35 件、房山 25 件和通州 36 件。结果显示,农业种植区中昌平表层土壤中  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 ND~361.4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 109.0  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;平谷表层土壤中  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 ND~456.8  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 118.3  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;房山表层土壤中  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 ND~210.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 106.8  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;通州表层土壤中  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 ND~251.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 94.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。

采集的水源保护区 19 件表层土壤样品,包括怀柔 10 件和密云 9 件。水源保护区怀柔表层土壤中  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 ND~113.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 86.4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;密云表层土壤中  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 ND~399.4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 154.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。

居民区 44 件表层土壤 PAHs 结果显示,  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 ND~1407.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 131.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。

除密云外,以上功能区表层土壤中 PAHs 的含量(均值)均低于北京市主城区的平均水平,轻环占比明显高于工业区和主城区的中心城区。显然,农业种植区和水源保护区都属于人类活动非密集区,没有直接的 PAHs 燃烧源输入,与其他典型排放源区相比,其 PAHs 污染程度较低。

#### 2.1.4 不同区域范围内表层土壤 PAHs 含量对比

表 1 归纳了不同研究中北京市各区域采集的表层土壤 PAHs 含量。Tang 等<sup>[21]</sup>于 2005 年在北京市海淀区、石景山区、朝阳区以及房山区的主要居民活动区共采集了 31 件表层土壤样品,其  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围较大(219.0~27825.0  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ),平均值高达 3917.0  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。与此同时,Ma 等<sup>[19]</sup>在北京市四环以外区域所采集的 47 件表层土壤样品中测得  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 14.0~4238.0  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为 1056.0  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。Li 等<sup>[18]</sup>于 2006 年在北京市四环内收集了 30 件表层土壤样品,测得  $\Sigma_{16}$ PAHs 的变化范围为 467.0~5470.0  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为

表1 北京市不同区域内表层土壤中多环芳烃含量统计

Table 1 Statistics of PAHs concentration in topsoil of different regions in Beijing City

北京市区域	样品数 (件)	采样深度 (cm)	所测 PAHs 单体数 (种)	PAHs 总量范围 ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	PAHs 总量均值 ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	参考文献
居民区	31	0~5	16	219~27825	3917	Tang 等(2005) <sup>[21]</sup>
四环外	47	5~30	16	14~4238	1056	Ma 等(2005) <sup>[19]</sup>
四环内	30	5~30	16	467~5470	1637	Li 等(2006) <sup>[18]</sup>
全市	138	0~10	15(萘除外)	-	262.3	沈亚婷等(2008) <sup>[9]</sup>
五环内	233	0~10	16	93.3~13141.5	1228.1	Peng 等(2011) <sup>[17]</sup>
六环内公园	122	0~10	16	66~6867	460	Qu 等(2020) <sup>[20]</sup>
主城区	215	0~20	16	ND~2730.1	210.4	本研究
工业区	57	0~20	16	ND~19466.5	1006.3	本研究
居民区	44	0~20	16	ND~1407.1	131.1	本研究
水源保护区	19	0~20	16	ND~399.4	118.6	本研究
农业种植区	124	0~20	16	ND~456.8	106.9	本研究

注：“-”代表无相应参考数据。

1637.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。沈亚婷等<sup>[9]</sup>于2008年在北京全市范围内进行了网格布点采样,共采集了138件表层土壤样品, $\Sigma_{15}$ PAHs(萘除外)的平均值为262.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。Peng等<sup>[17]</sup>于2011年在北京五环以内地区采集了233件表层土壤样品,其 $\Sigma_{16}$ PAHs的变化范围为93.3~13141.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为1228.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。Qu等<sup>[20]</sup>于2020年在北京六环范围内的各大公园采集了122件表层土壤样品,其 $\Sigma_{16}$ PAHs的变化范围为66.0~6867.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,平均值为460.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ,反映了公园土壤中具有相对较高的PAHs含量。对比可知,本研究中仅有工业区中东南工厂区和首钢工业区表层土壤中PAHs含量(1006.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 和1379.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ )是接近于Ma等<sup>[19]</sup>于北京市四环以外区域所采集样品中的含量(1056.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ )。这也符合实际情况,因为本研究的工业区都位于北京市五环以外。本研究其余功能区以及主城区(中心区除外)PAHs含量(均值)低于2008年北京全市范围内表层土壤中PAHs含量(262.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ),这可能与近年来北京市能源使用结构的变化有关。由北京市2020统计年鉴数据可以看出,近年来北京市煤炭占能源消耗总量的比重呈明显下降趋势。2010年至2019年间,北京市石油和煤炭占能源消费总量的比重从60.53%下降至36.36%,而天然气的比重则从14.58%上升至34.01%<sup>[23]</sup>。因此,北京市能源结构的改变使得源区释放量逐渐减少,从而导致最终沉降到表层土壤中的PAHs呈减少趋势。

## 2.2 北京市不同功能区表层土壤 PAHs 的组成特征

一般而言,2~3环PAHs(萘、蒽、芘、菲及

蒽)被视为轻环PAHs,4环PAHs(荧蒽、芘、苯并[a]蒽及蒽)被看作中环PAHs,而5~6环PAHs(苯并[b]荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、茚并[1,2,3-c,d]芘、二苯并[a,h]蒽及苯并[g,h,i]芘)则被认定为重环PAHs<sup>[1]</sup>。重环及部分中环PAHs,分子量高,迁移能力差,经点源释放进入大气后多以干湿沉降的方式累积在该地区土壤中<sup>[1,30]</sup>。

图2展示了主城区、工业区、其他功能区内 $\Sigma_{16}$ PAHs的含量(均值)及轻环、中环、重环PAHs的组成特征。从总体情况来看,工业区的首钢工业区、东南化工厂 $\Sigma_{16}$ PAHs的含量明显高于其他区域,主城区的中心区域 $\Sigma_{16}$ PAHs的含量也相对高于其他区域。

在主城区的中心区域,中环和重环PAHs所占比例合计高达80%以上,东南和西北区域则是接近于70%。对于中心区域而言,其 $\Sigma_{16}$ PAHs的均值达到东南和西北区域的两倍以上,同时中环及重环PAHs呈现的高占比,说明该区域是一个重要的PAHs释放源区。中心区域主要是北京市五环内及其周边城区,该区域人口密集程度高,交通流量大,人为活动输入的PAHs自然高于非中心区。所以,从整体上来看,北京市主城区PAHs污染水平呈现明显的中心区高,沿东南和西北两个方向扩散而降低的特点。

工业区的首钢工业区重环PAHs占比更是高达50%,轻环占比则明显低于东南化工厂和大台煤矿区。从能源使用情况来看,首钢工业区内炼铁、炼钢及发电等生产活动都使用了大量的煤炭,而荧蒽、芘、蒽、苯并[b]荧蒽和苯并[a]芘等中环及重环

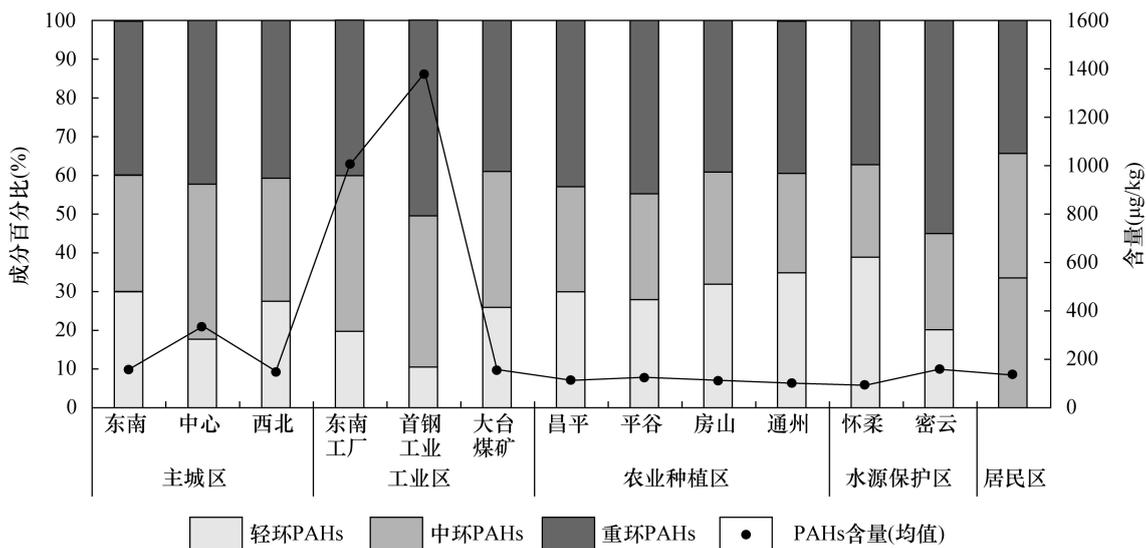


图2 北京市主城区 PAHs 含量(均值)及组成

Fig. 2 Concentration (mean value) and composition of PAHs in the main area of Beijing City

PAHs 都是典型的煤炭燃烧指示物<sup>[31-32]</sup>。同时,工业产品运输又会涉及大量的货运车辆往来,苯并[k]荧蒽、茚并[1,2,3-c,d]芘和二苯并[a,h]蒽等重环 PAHs 则是典型汽车尾气排放物<sup>[33-34]</sup>。所以,无论是煤炭燃烧还是车辆尾气排放,这些高温燃烧活动所产生的主要是重环及中环 PAHs,这也是首钢工业区重环及中环 PAHs 的主要来源。东南化工厂主要是炼焦工业,涉及焦炭的高温干馏生产及煤气、煤焦油等其他化工产品的获取<sup>[24]</sup>。炼焦过程除高温燃烧的产物外,还包括萘、菲等轻环 PAHs<sup>[35]</sup>。所以,东南化工厂表层土壤中轻环所占百分比高于首钢工业区。

轻环 PAHs 由于其分子质量轻,蒸气压高易挥发,在环境中具有更大的迁移潜力<sup>[36-37]</sup>,所以轻环 PAHs 占比高可以表明大气迁移输入源的存在。本研究中的居民区位于通州郊区,人口数量远低于城区,轻环 PAHs 占比较高,反映该居民区 PAHs 污染水平相对较低。密云水源保护区表层土壤中 PAHs 的含量水平要高于其他非工业功能区,其中重环 PAHs 的占比更是接近于工业区。这是因为密云水库上游金矿和铁矿资源丰富,矿山开采活动、矿石采选及冶炼所产生的废弃尾矿对该地区的土壤环境已经造成了一定的影响<sup>[38-39]</sup>。所以,采矿活动可能加重了密云水库地区表层土壤中 PAHs 的污染,并影响了该地区 PAHs 成分组成。

## 2.3 北京市不同功能区表层土壤 PAHs 来源识别

### 2.3.1 主成分分析结果

主成分分析作为一种多元统计工具被广泛使

用,其可以将大数据集中的原始变量转换为有限的成分因子,有效地揭示原始变量之间的关系。主成分分析在环境研究方面得到了广泛的应用,其可以通过识别污染物之间的内在联系,从而有效判断环境中污染物的可能来源<sup>[40]</sup>。

在主成分分析中,输入变量为北京市表层土壤样品中 16 种 PAHs 单体的含量(未检出单体的含量按检出限 50% 处理)。由于北京市主城区、工业区以及居民区人类活动密度以及人为输入 PAHs 明显高于水源保护区及农业种植区,所以重点讨论以上三个功能区。分别对以上三个功能区表层土壤样品中 16 种 PAHs 单体含量采用主成分法提取主要成分因子,原始因子负荷系数经具有 Kaiser 标准化的最大方差法旋转后,最终三个功能区提取出特征值大于 1 的主要成分因子均为 2 个,分析结果如表 2 所示。

### 2.3.2 主城区表层土壤 PAHs 的来源分析

主城区表层土壤样品主成分分析结果表明,PC<sub>1</sub>和 PC<sub>2</sub>所贡献的方差分别为 74.63%和 13.53%,两者累积方差高达 88.16%,可用于分析该区域的 PAHs 来源。

除萘和芘两个轻环单体在第二因子(PC<sub>2</sub>)上具有高载荷外,其他单体均在第一因子(PC<sub>1</sub>)上呈现高载荷,尤其是中环和重环 PAHs 呈现高度统一。结合该区域实际情况,主城区是北京市人流量最大的区域,各种交通工具行驶过程中尾气的释放充当了该地区 PAHs 的主要来源,这与在 PC<sub>1</sub>上呈现高载荷的高温燃烧产物包括芘、苯并[a]蒽、蒽、苯并[b]

表2 北京市表层土壤中PAHs主成分载荷及累积方差

Table 2 Component loading and cumulative variance of principal components for PAHs in topsoil of Beijing City

PAHs 物质	主城区		工业区		居民区	
	PC <sub>1</sub>	PC <sub>2</sub>	PC <sub>1</sub>	PC <sub>2</sub>	PC <sub>1</sub>	PC <sub>2</sub>
萘	0.089	0.788	0.875	0.433	0.845	0.525
萘烯	0.229	0.858	0.265	0.918	0.855	0.517
芴	0.688	0.334	0.793	0.462	0.517	0.855
芴	0.841	0.211	0.294	0.888	0.517	0.855
菲	0.930	0.184	0.859	0.471	0.763	0.643
蒽	0.809	0.481	0.481	0.866	0.855	0.517
荧蒽	0.948	0.251	0.820	0.566	0.657	0.753
芘	0.940	0.258	0.759	0.632	0.625	0.778
苯并[a]蒽	0.973	0.175	0.462	0.885	0.654	0.745
蒽	0.974	0.183	0.931	0.351	0.512	0.847
苯并[b]荧蒽	0.964	0.214	0.944	0.323	0.864	0.474
苯并[k]荧蒽	0.979	0.176	0.318	0.944	0.579	0.808
苯并[a]芘	0.978	0.173	0.363	0.926	0.781	0.606
茚并[1,2,3-c,d]芘	0.969	0.189	0.449	0.882	0.824	0.552
二苯并[a,h]蒽	0.941	0.117	0.626	0.373	0.855	0.517
苯并[g,h,i]芘	0.913	0.193	0.383	0.920	0.763	0.621
方差(%)	74.63	13.53	58.17	35.35	59.35	39.56
累积方差(%)	74.63	88.16	58.17	93.52	59.35	98.91

荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、茚并[1,2,3-c,d]芘、二苯并[a,h]蒽和苯并[g,h,i]芘是一致的,所以PC<sub>1</sub>代表了该区域PAHs的尾气排放源。与此同时,萘和萘烯是典型的石油泄漏产物<sup>[41]</sup>,表征了石油生产、储存、运输等过程中的PAHs泄漏和排放<sup>[15]</sup>,所以PC<sub>2</sub>明显指示了该区域PAHs的石油泄漏来源。总体上,北京市主城区PAHs的主要来源是由尾气排放和石油泄漏组成的交通释放源。

### 2.3.3 工业区表层土壤PAHs的来源分析

工业区分析结果表明,第一因子和第二因子(PC<sub>1</sub>和PC<sub>2</sub>)的方差贡献率分别为58.17%和35.35%,包含了原始数据信息的90%以上,因此用这2个因子来分析PAHs的来源比较可靠。

在PC<sub>1</sub>中,具有高载荷的单体为萘、芴、菲、荧蒽、芘、蒽、苯并[b]荧蒽、苯并[a]芘以及苯并[g,h,i]芘,其中菲、荧蒽、芘、蒽、苯并[b]荧蒽和苯并[a]芘都是典型的煤炭燃烧指示物<sup>[31-32]</sup>,因此判断PC<sub>1</sub>代表了煤炭燃烧源;在PC<sub>2</sub>中,占有高载荷的单体有萘烯、芴、蒽、苯并[a]蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、茚并[1,2,3-c,d]芘以及二苯并[a,h]蒽,而苯并[a]蒽、苯并[k]荧蒽、茚并[1,2,3-c,d]芘和二苯并[a,h]蒽等高分子量PAHs是高温燃烧的产物,尤其茚并[1,2,3-c,d]芘和二苯并[a,h]蒽是石油燃

烧的标记物<sup>[33-34]</sup>,所以推测PC<sub>2</sub>指示了尾气排放源。

本研究的工业区包括北京市首钢工业区、东南郊工厂区以及大台煤矿区,其中首钢工业区内钢铁冶炼过程需要燃烧大量的煤炭来提供足够的热量,以及东南郊工厂区一些化学产品的生产也需要煤炭充当燃料,所以煤炭燃烧是这一区域PAHs的主要来源之一。与此同时,工厂内原料和产品例如钢铁、化工品和燃煤等的运输又离不开各种大型车辆,这些交通工具排放出的尾气又构成了该地区PAHs另一个不可忽略的来源——尾气排放源。所以,北京市工业区表层土壤中PAHs的主要来源有煤炭燃烧以及尾气排放源。

### 2.3.4 居民区表层土壤PAHs的来源分析

居民区分析结果中,PC<sub>1</sub>和PC<sub>2</sub>所贡献的方差分别为59.35%和39.56%,两者累积方差高达98.91%,显然适用于分析该区域的PAHs来源。

在PC<sub>1</sub>上具有高载荷的单体为萘、芴烯、菲、蒽、苯并[b]荧蒽、苯并[a]芘、茚并[1,2,3-c,d]芘、二苯并[a,h]蒽和苯并[g,h,i]芘。同理,这些单体的组合特征表明PC<sub>1</sub>是尾气排放源。在PC<sub>2</sub>上呈现高载荷的单体有芴、芴、荧蒽、芘、苯并[a]蒽、蒽以及苯并[k]荧蒽,其中荧蒽、芘和蒽是典型的天然气燃烧指示物<sup>[42-43]</sup>,所以PC<sub>2</sub>代表了居民区表层土壤中PAHs的另一来源——天然气燃烧。居民区人类出行活动多,汽车排放的尾气自然是该地区PAHs的重要来源。同时,居民在室内的烹饪等活动离不开天然气的使用<sup>[44-45]</sup>,北京市天然气的年消耗量也是呈明显上升趋势,占能源消耗总量的比重从2010年的14.58%一直增加到2019年的34.01%<sup>[23]</sup>。所以,北京市居民区PAHs的主要来源由交通释放源和天然气燃烧组成。

## 2.4 北京市不同功能区表层土壤PAHs各来源贡献率

### 2.4.1 多元线性回归分析结果

线性回归分析是常用的数据分析方法之一,可以根据已得的试验结果来建立统计模型,并研究变量间的相关关系,从而建立起变量间关系的经验公式<sup>[46-47]</sup>。当根据试验结果判断与因变量有关的自变量不只一个时,则采用多元线性回归法。在前文主成分分析的基础上,利用多元线性回归分析进一步定量北京市不同功能区表层土壤中PAHs各来源的贡献值。多元线性回归中,SPSS默认对每个回归变量中的数据标准化后,再进行逐步回归,最终每个

变量  $PC_i$  都会得到相对应的系数 ( $C_i$ ),  $\sum_{16} PAHs$  的标准化偏差 ( $Z$ ) 的方程如表 3 所示。然后,通过展开  $\sum_{16} PAHs$  的标准化偏差并且重新排列项,得到不同功能区表层土壤中 PAHs 总量的多元线性回归方程如表 4 所示。此时,单个来源 ( $PC_i$ ) 的贡献率 (%) 可以由以下方程得出:

$$PC_i \text{ 贡献率} = (C_i / \sum C_i) \times 100\%$$

表 3 北京市表层土壤中 PAHs 多元线性回归分析的结果方程

Table 3 Resulting equations of multiple linear regression for PAHs in topsoil of Beijing City

北京市	Z	R <sup>2</sup>
主城区	0.971PC <sub>1</sub> + 0.221PC <sub>2</sub>	0.991
工业区	0.871PC <sub>1</sub> + 0.487PC <sub>2</sub>	0.997
居民区	0.752PC <sub>1</sub> + 0.659PC <sub>2</sub>	1.000

表 4 北京市不同功能区表层土壤中 PAHs 多元线性回归方程

Table 4 Multiple linear regression equations for PAHs in topsoil of different functional areas in Beijing City

北京市	PAHs 总量 ( $\sum_{16} PAHs$ )
主城区	0.971 $\sigma_{PAH} PC_1$ + 0.221 $\sigma_{PAH} PC_2$ + mean $\sum_{16} PAHs$
工业区	0.871 $\sigma_{PAH} PC_1$ + 0.487 $\sigma_{PAH} PC_2$ + mean $\sum_{16} PAHs$
居民区	0.752 $\sigma_{PAH} PC_1$ + 0.659 $\sigma_{PAH} PC_2$ + mean $\sum_{16} PAHs$

注:  $PC_i$  代表了北京市不同功能区表层土壤中 PAHs 的不同来源; $\sigma_{PAH}$  和 mean  $\sum_{16} PAHs$  分别代表不同功能区表层土壤中 16 种 PAHs 单体总量的标准偏差和平均值。

#### 2.4.2 表层土壤 PAHs 各来源贡献率解析

通过以上分析,最终可以获得北京市不同功能区表层土壤中 PAHs 各来源的贡献率。北京市主城区表层土壤 PAHs 的主要来源中,尾气排放源贡献率很高,达到了 81.46%,而石油泄漏则贡献了相对较小一部分(18.54%)。工业区表层土壤中 PAHs 的主要来源有煤炭燃烧以及交通释放源,其中煤炭燃烧的贡献率高达 62.65%,而交通释放源的贡献率则为 37.35%。与此同时,北京市居民区表层土壤中 PAHs 的来源中交通释放源依旧承担了较多的贡献率(53.30%),而天然气燃烧来源贡献率(46.70%)也是不容忽视的一部分。因此,可以看出,北京市不同功能区土壤环境中 PAHs 的来源存在一定的差异性,显然在人类活动密集的区域,尾气排放源始终是土壤环境中 PAHs 的主要来源之一。

### 3 结论

本研究针对北京市主城区、工业区、农业种植区、水源保护区以及居民区等不同功能区进行了分区采样,获得不同功能区表层土壤 16 种 PAHs 含量及组成特征。其中工业区(大台煤矿区除外)表层土壤中 PAHs 的含量明显高于其他功能区以及主城区。与前人研究对比,本研究揭示北京市表层土壤中 PAHs 的含量总体呈下降趋势,这与近些年北京市能源结构变化有关,随着煤炭能源减少、天然气等清洁能源增加,减少了 PAHs 排放。不同功能区 PAHs 成分组成存在一定的差异,工业区重环以及中环 PAHs 占比高,而居民区、农业种植区以及水源保护区的轻环 PAHs 占比要高于工业区,这与 PAHs 的来源有关,初始排放源的不同以及二次源的输入都会对其成分组成造成一定的影响。主成分分析-多元线性回归分析结果表明主城区 PAHs 的主要来源是尾气排放以及石油泄漏,贡献率分别为 81.46% 和 18.54%;工业区表层土壤中 PAHs 的主要来源有煤炭燃烧以及尾气排放,贡献率分别为 62.65% 和 37.35%;居民区 PAHs 的主要来源有尾气排放源和天然气燃烧源,贡献率分别为 53.30% 和 46.70%。总体来看,北京市土壤环境中 PAHs 最重要的来源为车辆尾气的排放。建议进一步加强北京市交通管制,继续缩减煤炭在北京地区能源结构中的比重,增加清洁能源比重,从而有效减少 PAHs 排放。

本研究初步掌握了北京市不同功能区表层土壤 PAHs 含量及组成特征,并定量解析了 PAHs 的主要贡献来源,成果可以为北京市生态环境保护、能源结构优化等方面的政策制定提供技术支撑。受研究工作周期约束,本研究并没有开展不同功能区的土壤 PAHs 垂向分布特征研究,还难以全面反映北京市各功能区的土壤 PAHs 现状,仍需深入开展不同功能区表层和深层土壤 PAHs 含量特征的分析研究,以完善相关结论。

### 4 参考文献

- [1] Yuan G L, Wu L J, Sun Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of the central Tibetan Plateau, China: Distribution, sources, transport and contribution in global cycling[J]. Environmental Pollution, 2015, 203: 137 - 144.
- [2] Scheilbye K, Weisser J, Borggaard O K, et al. Sediment baseline study of levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in Lake

- Nicaragua[J]. *Chemosphere*, 2014, 95:556 – 565.
- [3] Fakhradini S S, Moore F, Keshavarzi B, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in water and sediment of Hoor Al – Azim wetland, Iran: A focus on source apportionment, environmental risk assessment, and sediment – water partitioning [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2019, 191:233.
- [4] 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.
- [5] Wang X T, Miao Y, Zhang Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: Occurrence, source apportionment and potential human health risk [J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 447:80 – 89.
- [6] Mielke H W, Wang G D, Gonzales C R, et al. PAHs and metals in the soils of inner – city and suburban New Orleans, Louisiana, USA [J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2004, 18:243 – 247.
- [7] 章迪, 曹善平, 孙建林, 等. 深圳市表层土壤多环芳烃污染及空间分异研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(2): 711 – 718.  
Zhang D, Cao S P, Sun J L, et al. Occurrence and spatial differentiation of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils from Shenzhen, China [J]. *Environmental Science*, 2014, 35(2):711 – 718.
- [8] Jiang Y F, Yves U J, Sun H, et al. Distribution, compositional pattern and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of an industrial city, Lanzhou, China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 126:154 – 162.
- [9] 沈亚婷, 王开颜, 张树才, 等. 北京地区表土中多环芳烃的源解析[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(2): 549 – 554.  
Shen Y T, Wang K Y, Zhang S C, et al. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soil of Beijing, China [J]. *Journal of Agro – Environment Science*, 2008, 27(2):549 – 554.
- [10] 姚成, 倪进治, 刘瑞, 等. 扬州市不同功能区表层土壤中多环芳烃的含量、来源及其生态风险[J]. *环境科学*, 2020, 41(4):1847 – 1854.  
Yao C, Ni J Z, Liu R, et al. Contents, sources and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils of various functional zones in Yangzhou City, China [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(4):1847 – 1854.
- [11] 李欣红, 史咲曠, 马瑾, 等. 浙江省农田土壤多环芳烃污染及风险评价[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(7):1531 – 1540.  
Li X H, Shi X D, Ma J, et al. Contamination and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in farmland soils of Zhejiang Province, China [J]. *Journal of Agro – Environment Science*, 2019, 38(7):1531 – 1540.
- [12] 李嘉康, 宋雪英, 魏建兵, 等. 沈北新区土壤中多环芳烃污染特征及源解析[J]. *环境科学*, 2018, 39(1): 379 – 388.  
Li J K, Song X Y, Wei J B, et al. Pollution characteristics and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Shenyang North New Area [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(1): 379 – 388.
- [13] 张道来, 刘娜, 朱志刚, 等. 山东半岛典型海岸带多环芳烃分布特征、来源解析及风险评价[J]. *岩矿测试*, 2016, 35(5):521 – 529.  
Zhang D L, Liu N, Zhu Z G, et al. Distribution, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from typical coast of Shandong Peninsula [J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2016, 35(5):521 – 529.
- [14] 倪进治, 陈卫锋, 杨红玉, 等. 福州市不同功能区土壤中多环芳烃的含量及其源解析[J]. *中国环境科学*, 2012, 32(5):921 – 926.  
Ni J Z, Chen W F, Yang H Y, et al. Concentrations and sources of soil PAHs in various functional zones of Fuzhou City [J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(5):921 – 926.
- [15] 王迪, 罗铭, 张茜, 等. 天津西青区不同功能区土壤中多环芳烃分布特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(12):2374 – 2380.  
Wang D, Luo M, Zhang Q, et al. Distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in different functional zones of soils from Xiqing District in Tianjin, China [J]. *Journal of Agro – Environment Science*, 2012, 31(12):2374 – 2380.
- [16] 杜芳芳, 杨毅, 刘敏, 等. 上海市表层土壤中多环芳烃的分布特征与源解析[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(4):989 – 995.  
Du F F, Yang Y, Liu M, et al. Distribution and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils in Shanghai [J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(4):989 – 995.
- [17] Peng C, Chen W P, Liao X L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: Status, sources, distribution and potential risk [J]. *Environmental*

- Pollution,2011,159:802-808.
- [18] Li X H, Ma L L, Liu X F, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon in urban soil from Beijing, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2006, 18(5):944-950.
- [19] Ma L L, Chu S G, Wang X T, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soils from outskirts of Beijing, China[J]. *Chemosphere*, 2005, 58:1355-1363.
- [20] Qu Y J, Gong Y W, Ma J, et al. Potential sources, influencing factors, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surface soil of urban parks in Beijing, China [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260:114016.
- [21] Tang L L, Tang X Y, Zhu Y G, et al. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils in Beijing, China [J]. *Environment International*, 2005, 31:822-828.
- [22] 石钰婷,何江涛,金爱芳.北京市东南郊不同灌区表层土壤中PAHs来源解析[J].*现代地质*, 2011, 25(2):393-400.
- Shi Y T, He J T, Jin A F. Sources apportionment of PAHs in the surface soil of different irrigation areas in southeast suburb of Beijing [J]. *Geoscience*, 2011, 25(2):393-400.
- [23] 北京市统计局.北京统计年鉴2020[M].北京:中国统计出版社,2020.
- Beijing Municipal Bureau of Statistics. Beijing statistical yearbook 2020[M]. Beijing: China Statistics Publishing House, 2020.
- [24] 佚名.北京焦化厂:留住工业记忆[J].*北京规划建设*, 2009(1):134-135.
- Anonymous. Beijing coking plant: Retain industrial memory [J]. *Beijing Planning and Construction*, 2009(1):134-135.
- [25] 吴志远,张丽娜,夏天翔,等.基于土壤重金属及PAHs来源的人体健康风险定量评价:以北京某工业污染场地为例[J].*环境科学*, 2020, 41(9):4180-4196.
- Wu Z Y, Zhang L N, Xia T X, et al. Quantitative assessment of human health risks based on soil heavy metals and PAHs sources: Take a polluted industrial site of Beijing as an example [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(9):4180-4196.
- [26] 李宾.首钢工业景观格局变迁研究(1919—2019)[J].*中国园林*, 2020, 36(3):15-20.
- Li B. On the patterns of changes in Shougang industrial landscape (1919—2019) [J]. *Chinese Garden*, 2020, 36(3):15-20.
- [27] 韩鹏,孙天河,袁国礼,等.首钢地区表层土壤重金属的分布特征及污染评价[J].*现代地质*, 2012, 26(5):963-971.
- Han P, Sun T H, Yuan G L, et al. Distribution and assessment of heavy metals in topsoil of capital steel factory in Beijing, China [J]. *Geoscience*, 2012, 26(5):963-971.
- [28] 邢宇鑫,闫广新,侯秋丽,等.北京门头沟矿集区土壤重金属空间分布及污染特征[J].*农业资源与环境学报*, 2016, 33(6):499-507.
- Xing Y X, Yan G X, Hou Q L, et al. Spatial distribution and pollution characteristics of heavy metals in soil of Mentougou mining area of Beijing City, China [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2016, 33(6):499-507.
- [29] 唐莹,孙敏,武相林,等.永定河上游门头沟区煤矸石及周边土壤重金属污染评价[C]//中国环境科学学会2019年科学技术年会——环境工程技术创新与应用分论坛, 2019.
- Tang Y, Sun M, Wu X L, et al. Evaluation of heavy metal pollution of coal gangue and surrounding soil in Mentougou District of the Upper Yongding River [C]// 2019 Annual Scientific and Technological Conference of Chinese Society for Environmental Sciences—Subforum on Innovation and Application of Environmental Engineering Technology, 2019.
- [30] Ontiveros - Cuadras J F, Ruiz - Fernandez A C, Sanchez - Cabeza J A, et al. Recent history of persistent organic pollutants (PAHs, PCBs, PBDEs) in sediments from a large tropical lake [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 368:264-273.
- [31] Harrison R M, Smith D J T, Luhana L. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, U. K [J]. *Environmental Science and Technology*, 1996, 30:825-832.
- [32] Mastral A M, Callen M, Murillo R. Assessment of PAH emissions as a function of coal combustion variables [J]. *Fuel Processing Technology*, 1996, 75(13):1533-1536.
- [33] Lang Y H, Yang W. Source apportionment of PAHs using unmix model for Yantai coastal surface sediments, China [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2014, 92:30-35.
- [34] Lakhani A, Querol X M. Source apportionment of particle bound polycyclic aromatic hydrocarbons at an industrial location in Agra, India [J]. *The Scientific World Journal*, 2012, 2012:781291.
- [35] 孟祥帅,陈鸿汉,郑从奇,等.焦化厂不同污染源作用下土壤PAHs污染特征[J].*中国环境科学*, 2020, 40

- (11):4857-4864.  
Meng X S, Chen H H, Zheng C Q, et al. Pollution characteristics of PAHs in soil at an abandoned coking plant affected by different sources [J]. China Environment Science, 2020, 40(11):4857-4864.
- [36] Achten C, Andersson J T. Overview of polycyclic aromatic compounds (PAC) [J]. Polycyclic Aromatic Compounds, 2015, 35:177-186.
- [37] 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, 42:9333-9391.
- [38] 黄兴星, 朱先芳, 唐磊, 等. 密云水库上游某铁矿土壤重金属含量及形态研究[J]. 中国环境科学, 2012, 32(9):1632-1639.  
Huang X X, Zhu X F, Tang L, et al. Studies on the distribution and chemical speciation of heavy metals in an iron mine soil of the upstream area of Miyun Reservoir, Beijing [J]. China Environmental Science, 2012, 32(9):1632-1639.
- [39] 辜敏, 赵靓, 陈倩, 等. 密云水库土壤重金属污染与生态风险评估[J]. 环境污染与防治, 2020, 42(11):1398-1404.  
Gu M, Zhao L, Chen Q, et al. Heavy metal pollution and ecological risk assessment of soil in Miyun Reservoir [J]. Prevention and Control of Environmental Pollution, 2020, 42(11):1398-1404.
- [40] Olawoyin R, Heidrich B, Oyewole S, et al. Chemometric analysis of ecological toxicants in petrochemical and industrial environments [J]. Chemosphere, 2014, 112:114-119.
- [41] Shao Y X, Wang Y X, Xu X Q, et al. Occurrence and source apportionment of PAHs in highly vulnerable karst system [J]. Science of the Total Environment, 2014, 490:153-160.
- [42] Deng W, Li X G, Li S Y, et al. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediment of mud areas in the East China Sea using diagnostic ratios and factor analysis[J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 70:266-273.
- [43] Shi Y, Murr L E, Soto K F, et al. Characterization and comparison of speciated atmospheric carbonaceous (soot) particulates and their polycyclic aromatic hydrocarbon contents in the context of the Paso del Norte airshed along the United States—Mexico border [J]. Polycyclic Aromatic Compounds, 2007, 27(5):361-400.
- [44] 杨靖宇, 俞元春, 王小龙. 南京市不同功能区林业土壤多环芳烃含量与来源分析[J]. 生态环境学报, 2016, 25(2):314-319.  
Yang J Y, Yu Y C, Wang X L. Characterization and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban forestry soil from different functional areas of Nanjing City [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(2):314-319.
- [45] 周燕. 西安市居民区土壤多环芳烃来源及健康风险评估[J]. 环境科学导刊, 2019, 38(6):71-77.  
Zhou Y. Pollution, sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in residential areas of Xi'an City [J]. Environmental Science Survey, 2019, 38(6):71-77.
- [46] 王昱, 卢世国, 冯起, 等. 黑河上中游水质时空分异特征及污染源解析[J]. 中国环境科学, 2019, 39(10):4194-4204.  
Wang Y, Lu S G, Feng Q, et al. Spatio-temporal characteristics and source identification of water pollutants in the upper and middle reaches of Heihe River [J]. China Environmental Science, 2019, 39(10):4194-4204.
- [47] 杨安, 邢文聪, 王小霞, 等. 西藏中部河流、湖泊表层沉积物及其周边土壤重金属来源解析及风险评估[J]. 中国环境科学, 2020, 40(10):4557-4567.  
Yang A, Xing W C, Wang X X, et al. Source and risk assessment of heavy metals in surface sediments of rivers, lakes and their surrounding soils in central Tibet [J]. China Environmental Science, 2020, 40(10):4557-4567.

## The Content Characteristics and Source Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Topsoil of Beijing City

HUANG Yong<sup>1</sup>, WANG An-ting<sup>2</sup>, YUAN Guo-li<sup>2</sup>, LI Huan<sup>1</sup>, HUANG Dan<sup>1</sup>

(1. Beijing Institute of Ecological Geology, Beijing 100120, China;

2. School of the Earth Sciences and Resources, China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, China)

## HIGHLIGHTS

- (1) The contents of 16 Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in topsoil of different functional areas in Beijing City were measured by gas chromatography – mass spectrometry (GC – MS), which showed a decreased trend.
- (2) The composition of PAHs in different functional areas was different, which reflected the different sources.
- (3) Traffic exhaust emissions constituted one of the main sources of PAHs in topsoil in Beijing City.

## ABSTRACT

**BACKGROUND:** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), as a typical persistent organic pollutant, widely exist in the environment and have high stability. Studying of the content distribution and source analysis of PAHs in soil will provide a technical basis for PAHs pollution prevention and control, ecological environment improvement and environmental protection policy – making.

**OBJECTIVES:** In order to investigate the content, composition and source of PAHs in the soil environment of different functional areas in Beijing City.

**METHODS:** A large – scale sampling was carried out in the core area of Beijing City. At the same time, regional sampling was carried out for different functional areas such as industrial areas, agricultural planting areas, water source protection areas and residential areas. A total of 459 topsoil samples were collected, and the monomer contents of 16 PAHs were analyzed by gas chromatography – mass spectrometry (GC – MS).

**RESULTS:** The average values of the total contents of 16 PAHs ( $\sum_{16}$ PAHs) in topsoil of the three subregions in the core area (southeast, center and northwest) were 153.7, 333.2 and 142.9  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , respectively. The average values of  $\sum_{16}$ PAHs in topsoil of the industrial zone, including Southeast Factory, Shougang Industry and Datai Coal Mine, were 1006.9, 1379.4 and 146.8  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , respectively. The average values of  $\sum_{16}$ PAHs in topsoil of the water – conserving areas, Huairou and Miyun, were 86.4  $\mu\text{g}/\text{kg}$  and 154.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , respectively. The average values of  $\sum_{16}$ PAHs in topsoil of four agricultural planting regions (Changping, Pinggu, Fangshan and Tongzhou) were 109.0, 118.3, 106.8 and 94.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , respectively. The average value of  $\sum_{16}$ PAHs in topsoil of residential areas was 131.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Compared with previous research results on the content and distribution characteristics of PAHs, the content of PAHs in the topsoil in Beijing City showed a decreased trend, which was related to the decrease in the use of coal and the increase in the use of natural gas in Beijing City in recent years. The composition of PAHs in different functional areas was different. The proportion of heavy and medium rings PAHs were higher in industrial areas. The proportion of light rings PAHs in water – conserving areas, agricultural planting regions and residential areas was higher than that in industrial areas, which might be due to the different sources of PAHs in different functional areas. The results of principal component analysis – multiple linear regression method showed that the main sources of PAHs in the core area were tail gas emissions and leakage during oil storage and transportation, which contributed 81.46% and 18.54%, respectively. The main sources of PAHs in the topsoil of the industrial area were coal combustion and tail gas emissions, which contributed 62.65% and 37.35%, respectively. The main sources of PAHs in residential areas were tail gas emissions and natural gas combustion sources, with contribution rates of 53.30% and 46.70%, respectively.

**CONCLUSIONS:** Further strengthening traffic control, continuing to reduce the proportion of coal in energy structure, and increasing the proportion of clean energy are effective ways to reduce PAHs emissions and pollution in Beijing City.

**KEY WORDS:** polycyclic aromatic hydrocarbons; topsoil; gas chromatography – mass spectrometry; content characteristics; sources; Beijing City