

· 专论与综述 ·

我国生态环境中多环芳烃污染状况研究进展

王东梅, 陈千喜, 张雪琪, 朱靖宜, 韩淳, 郭文昕, 王嘉宝
(西南交通大学地球科学与环境工程学院, 四川 成都 611756)

摘要: 综述了近年来我国大气、水、土壤环境和生态系统中多环芳烃(PAHs)污染状况研究进展, 指出化石燃料及其衍生物的燃烧产物是PAHs的主要来源, 虽然我国大部分地区生态环境中PAHs风险较低, 但仍须关注其潜在的健康风险, 提出多学科交叉研究典型PAHs在生态系统中的环境行为及原位修复技术等未来研究方向。

关键词: 多环芳烃; 污染状况; 环境; 生态系统

中图分类号: X592 文献标志码: A 文章编号: 1006-2009(2022)05-0010-06

Research Progress on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Pollution in Ecological Environment in China

WANG Dong-mei, CHEN Qian-xi, ZHANG Xue-qi, ZHU Jing-yi, HAN Chun,
GUO Wen-xin, WANG Jia-bao

(Faculty of Geosciences and Environmental Engineering, Southwest Jiaotong University,
Chengdu, Sichuan 611756, China)

Abstract: In this paper, the research progress of PAHs pollution in air, water, soil environment and ecosystem in China in recent years was reviewed, and combustion products of fossil fuels and their derivatives were identified as the primary sources of PAHs. Although the risk of PAHs in ecological environment in most areas of China was relatively low, its potential health risks should be paid attention to. Future research directions of interdisciplinary research on environmental behavior of typical PAHs in ecosystem and in-situ remediation technology were proposed.

Key words: Polycyclic aromatic hydrocarbons; Pollution status; Environment; Ecosystem

分子中含有两个及以上苯环的碳氢化合物被称为多环芳烃(PAHs)^[1], 因其具有致畸、致癌、致突变效应, 又被列为持久性有机污染物。PAHs可以通过自然源和人为源等多种途径进入环境, 易在生物体内富集, 具有很高的生态风险^[2], 长期处于被PAHs污染的环境会给人们带来急性或慢性伤害^[3]。因此, 环境中PAHs污染状况研究可以为环境治理提供技术支撑, 对于保障生态环境安全和人体健康具有重要意义。今对PAHs在我国环境和生态系统中的污染现状和研究进展进行总结, 对其研究趋势进行分析, 并提出今后可能的研究方向。

1 PAHs 在环境中的污染状况

1.1 大气环境中 PAHs 的污染水平和特征

PAHs在大气环境中主要被吸附在PM_{2.5}颗粒上, 可通过呼吸暴露的途径入侵人体, 随着颗粒物的吸入而对人体造成伤害^[4]。目前, 国内关于大气中PAHs污染状况的研究主要集中在大气颗粒物吸附污染物的含量和污染特征等方面。近些年PAHs在国内不同地区PM_{2.5}中的污染水平和特征见表1。

通过分析可知, 由于城市的迅速发展, 重工业和大型城市大气中PAHs质量浓度明显高于其他

收稿日期: 2022-02-23; 修订日期: 2022-06-18

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(22006121)

作者简介: 王东梅(1981—), 女, 山东济宁人, 高级工程师, 博士, 研究方向为土壤污染治理与修复。

表 1 国内不同地区 PM_{2.5} 中 PAHs 的污染水平和特征Table 1 Pollution level and characteristics of PAHs in PM_{2.5} in different areas of China

采样地点	采样信息	PAHs 质量浓度 $\rho/(\text{ng} \cdot \text{m}^{-3})$	PAHs 种类	PAHs 污染特征	文献
大连	2015 年 12 月— 2016 年 7 月	29.4 ~ 413 ^①	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	以 2 ~ 4 环为主	[1]
沈阳	2016 年	1.01 ~ 496	苊、苊烯、蒽等 16 种 PAHs	以 4 环为主,采暖期测定值高于非采暖期	[2]
新疆农业大学 (乌鲁木齐)	2017 年春节前后	37.68 ~ 245.24	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	以中高环为主,占总量的 88%	[5]
武汉	青山工人村 (工业区)	75.60 ± 28.12 ^②	萘、苊、苊烯等 27 种 PAHs	呈现冬季最高、夏季最低的变化趋势,以 3 ~ 5 环为主	[6]
北京	2018 年雾霾期 间朝阳区	56.5 ~ 1 837.6	萘、苊、苊烯等 18 种 PAHs	以 4 ~ 6 环为主	[4]
	2017 年春节期 间城区、郊区	81.8 ^③ 、121.2 ^③	萘、苊、苊烯等 12 种 PAHs	以 4 环、5 环为主,占总量的 80% 以上;主要来源城区为机动车尾气和燃煤,郊区为燃煤	[3]
郑州大学新 校区	2017 年 10 月— 2018 年 10 月 春、夏、秋、冬	19.6 ± 5.6 ^② 、10.3 ± 2.9 ^② 、 20.4 ± 8.8 ^② 、45.8 ± 26.8 ^②	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	呈现冬季高、夏季低的季节变化趋势,春夏秋冬 5 环、6 环占比最大,冬季 4 环占比最大	[7]
南通某社区	2016 年—2017 年春、夏、秋、冬	7.41 ^② 、10.96 ^② 、 12.85 ^② 、20.45 ^②	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	以 4 环、5 环为主;主要来源为尾气排放和燃煤	[8]
上海浦东新区	2013 年—2015 年春、夏、秋、冬	5.8 ^② 、3.5 ^② 、 8.7 ^② 、27.8 ^②	萘、苊、苊烯等 22 种 PAHs	5 环、6 环占比最大,其次为 4 环、2 环、3 环占比最小	[9]

①气相与颗粒相中 Σ PAHs 测定值;② Σ PAHs 均值;③ Σ PAHs 日均值。

城区;在同一空间特征条件下,不同时间特征的 PAHs 质量浓度也有所不同,总体呈现为冬季 > 秋季 > 春(夏)季,污染天气条件下 PAHs 污染也会更加严重。通过各城市 PAHs 污染特征分析可知,4 ~ 6 环为主要污染物,2 环、3 环为次要污染物,6 环以上为不常见污染物,化石燃料及其衍生物的燃烧产物是 PAHs 的主要污染来源。此外,文献中的健康风险评价表明,采样期间北京、乌鲁木齐、郑州大气 PM_{2.5} 中 PAHs 的致癌风险均高于可接受风险水平,存在健康风险^[4-5,7];冬季大气污染较为严重,颗粒物和 PAHs 质量浓度更高,肺癌发病率与

PAHs 质量浓度呈显著正相关^[5,9]。因此,应采取严格的控制措施,推进化石燃料的高效利用,减少污染物排放,降低大气中 PAHs 的健康风险。

1.2 水环境中 PAHs 的污染水平和特征

PAHs 可以通过工业废水、生活污水,以及大气沉降或降雨的方式进入水环境。水质安全不仅直接影响人体健康及城市经济发展和规划,还会通过生物链转移的方式影响水生态环境。近年来,国内不少学者对不同地区水体中 PAHs 的污染状况开展研究,部分地区流域表层水体中 PAHs 的污染水平和特征见表 2。

表 2 国内不同地区水体中 PAHs 的污染水平和特征

Table 2 Pollution level and characteristics of PAHs in different areas of China

采样地点	采样信息	PAHs 质量浓度 $\rho/(\text{ng} \cdot \text{L}^{-1})$	PAHs 种类	PAHs 污染特征	文献
北京	某高架桥雨水径流	1 085.2 ~ 2 077.2	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	溶解态以 3 环、4 环为主,占比约 50%	[10]
上海	2017 年 5 月—2018 年 10 月滴水湖区	19 ~ 446	萘、苊烯、芴等 14 种 PAHs	以 2 环、3 环为主,占比 64% ~ 96%	[11]
长江	2016 年 8 月武汉段	20.8 ~ 90.4	萘、苊、苊烯等 8 种 PAHs	以 2 环、3 环为主	[12]

续表

采样地点	采样信息	PAHs 质量浓度 $\rho/(\text{ng} \cdot \text{L}^{-1})$	PAHs 种类	PAHs 污染特征	文献
沙颍河	2018年7月上覆水	356.60 ~ 2 275.04	萘、蒽、蒽烯等 16种 PAHs	以4~6环为主	[13]
珠江口	2015年表层水体	18.0 ~ 50.3	蒽、蒽烯、芴等 15种 PAHs	3环占比48.4% ~ 62.6%, 4环占比15.7% ~ 27.6%	[14]
白洋淀	2015年春季表层水体	35.38 ~ 88.06	萘、蒽、蒽烯等 13种 PAHs	以3环为主,夏季部分监测 断面萘占比 > 70%;主要来 源为燃烧源,部分监测断面 有石油源	[15]
	2015年夏季表层水体	25.64 ~ 301.41	萘、蒽、蒽烯等 16种 PAHs		
汾河上中游 流域	2015年8月、 2016年5月水体	123 ~ 813, 227 ~ 1 330	萘、蒽、蒽烯等 16种 PAHs	以2~4环为主,枯水期高 于丰水期;主要来源为煤炭 洗选和建材行业	[16]

通过分析可以看出,不同地区水体中 PAHs 质量浓度差异较大,且各组分特征与大气环境略有不同,以 2~4 环为主,这是由于高环 PAHs 疏水性强,更易吸附在水底沉积物上^[16]。一些地区枯水期水体中 PAHs 的均值总体高于丰水期^[15-16]。部分采样期的水体如珠江口表层水体,虽然 PAHs 总体污染水平较低,生态风险低^[14],但仍须重视其饮水健康风险。污染源分析表明,水体中 PAHs 的主要来源为燃烧源和石油源,同时高污染地带的 PAHs 质量浓度较高,反映了此类地带化石燃料产生的 PAHs 污染物更多。

1.3 土壤环境中 PAHs 的污染水平

土壤是 PAHs 在环境中最主要的“汇”,可以吸收到来自大气、降水和灌溉水中的 PAHs^[17]。研究显示,由土壤进入人体的 PAHs 远高于大气和水。PAHs 在土壤中会发生一系列复杂的物理、化学、生物变化,其中,一部分污染物降解或转化为无害物质;一部分挥发进入其他相;还有一部分残留在土壤中,进而影响环境。土壤 PAHs 污染日趋严重,已成为国内外研究关注的热点^[18]。我国近些年不同地区土壤中 PAHs 的污染水平见表 3。

表 3 我国部分地区土壤中 PAHs 的污染水平

Table 3 Pollution level of PAHs in soils of some areas in China

地区	采样地点	采样地特征	PAHs 质量比 $w/(\text{ng} \cdot \text{g}^{-1})$	PAHs 种类	文献
辽宁	浑蒲灌区细河沿岸、辽宁 中部环线高速沿线	村镇农田	620 ~ 1 040, 360 ~ 1 900	菲、蒽、荧蒽等 12 种 PAHs	[19]
天津	南开,西青、津南、北辰、东丽, 静海、蓟县,汉沽、塘沽、大港	城区,近郊区,远 郊区,工业区	360, 699 ~ 1 490, 142, 382, 440 ~ 1 360	萘、蒽、芴等 16 种 PAHs	[20]
太原	不同功能区 12 个公园		294.36 ~ 2 540.64	萘、蒽、蒽烯等 16 种 PAHs	[21]
河北	邯郸钢铁公司周边村庄	小麦主产田	123.4 ~ 1 626.4	菲、蒽、蒽烯等 15 种 PAHs	[22]
兰州	安宁区、城关区、七里河区、西固区	城区	59.74 ~ 3 459.9	萘、蒽、蒽烯等 22 种 PAHs	[23]
青藏 高原	青藏高原北部及中部	湖泊流域	60.6 ~ 614	萘、蒽、蒽烯等 16 种 PAHs	[24]
	林芝县境内色季拉山	林区	99.3 ~ 1 984	萘、蒽、蒽烯等 16 种 PAHs	[25]
新疆	青藏公路沿线	交通沿线	40.47 ~ 1 276.40	萘、蒽、蒽烯等 16 种 PAHs	[26]
	乌拉泊—乌鲁木齐县水西沟 新疆准东露天煤矿	自然风景区、城市边缘 煤矿开采区	343.60 ^① , 1 707.25 ^① 134 ~ 1 060	萘、蒽、芴等 16 种 PAHs 萘、蒽、蒽烯等 14 种 PAHs	[27] [28]
山东	16 个地级市的蔬菜大棚和大田	农业区	111.5 ~ 2 744.1	萘、蒽、蒽烯等 16 种 PAHs	[29]
扬州	市区内按土地利用类型 划分的 6 种功能区	工业区、居民区、公园、 加油站、菜地、文教区	21 ~ 36 118, 62 ~ 1 078, 24 ~ 354, 32 ~ 2 946, 75 ~ 969, 102 ~ 2 096	萘、蒽、芴等 15 种 PAHs	[30]
福州	市区内按土地利用类型 划分的 5 种功能区	工业区、居民区、公园、 加油站、文教区	133.4 ~ 5 442.9, 35.5 ~ 2 022.0, 54.9 ~ 385.5, 164.2 ~ 4 874.6, 14.1 ~ 731.0	萘、蒽、芴等 15 种 PAHs	[31]

续表

地区	采样地点	采样地特征	PAHs 质量比 $w/(ng \cdot g^{-1})$	PAHs 种类	文献
南宁	不同城市功能区	工业、居民地、农业用地、道路、公共设施、废弃物堆放	252.1 ^② 、97.63 ^② 、46 ^② 、1 089.7 ^② 、35.29 ^② 、81.9 ^②	萘、苊、芴等 15 种 PAHs	[32]
重庆	金佛山南坡	工业影响区	240 ~ 2 121	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	[33]

① Σ PAHs 均值;②某采样点 Σ PAHs 测定值。

根据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中苯并[a]芘,以及《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018)中萘、苯并[a]蒽、苯并[a]芘等 8 种 PAHs 污染风险筛选值,可以发现我国大部分农用地和建设用地土壤中 PAHs 的测定值低于其风险筛选值,生态风险低。然而,在工业用地中存在极少数采样点 PAHs 测定值高于风险筛选值的情况,对人体健康可能存在风险。根据波兰 Maliszewska-Kordybach^[34]针对 PAHs 总量提出的土壤污染分级建议,我国大部分地区不同功能区的土壤均存在不同程度的 PAHs 污染。此外,表层土壤中 PAHs 含量差异与土壤用途及其周边环境有关,周边存在工业活动排放污染物的农田土壤中 Σ PAHs、高环 PAHs、7 种致癌 PAHs 的质量比均高于普通农田,具有较大的潜在生态风险。

2 PAHs 在生态系统中的污染状况

PAHs 会在植物、水体生物和底栖生物体内富集积累。植物可通过大气、土壤等途径吸收 PAHs,例如当植物处于生长发育期时,其根系能够从土壤中吸收 PAHs,再不断积累于植物体内。由于 PAHs 易被吸附在富含有机质的沉积物上,水体中的水生和底栖生物会通过食物链进一步将其蓄积在生物体内,人类食用此类生物会对健康造成损害。因此,PAHs 在植物系统及水生和底栖生物系统中的研究也成为近年来的热点。

2.1 植物系统中 PAHs 的污染水平

PAHs 可以通过大气、土壤和灌溉水等途径进入蔬菜内部,由于蔬菜种植地区土壤、气候条件的差异,不同品种蔬菜中 PAHs 的种类和含量差异较大。我国部分地区植物体内 PAHs 的污染水平见表 4。

表 4 我国部分地区植物体内 PAHs 的污染水平

Table 4 Pollution level of PAHs in plants in some areas of China

地区	采样地点	PAHs 质量比 $w/(ng \cdot g^{-1})$	PAHs 种类	植物品种	文献
安徽	合肥、芜湖、亳州市周边典型蔬菜地	50.80 ~ 209.10 ^① 、46.10 ~ 162.80 ^① 、23.40 ~ 145.30 ^①	芴、苊、苊烯等 15 种 PAHs	胡萝卜、菠菜、茄子	[35]
广西	南宁市、桂林市平乐县、荔浦市和贺州市	609.14 ~ 708.01 ^①	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	莲藕、荸荠、慈姑	[36]
广东	鹤山丘陵综合开放试验站	199.7 ~ 1 034.7	萘、苊烯、芴等 15 种 PAHs	马尾松、柠檬桉、杉木、大叶相思、马占相思、荷木	[37]
青藏高原	青藏高原北部及中部	262 ~ 519 ^①	芴、苊、苊烯等 15 种 PAHs	牧草	[24]
重庆	露天种植区	30.6 ^②	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	玉米、白菜、丝瓜、黄瓜、柠檬	[38]

①以干重计;② Σ PAHs 均值。

蔬菜中的 PAHs 以小分子量低中环为主,这是由于低中环 PAHs 具有更好的水溶性和挥发性,更易被蔬菜根系和叶片吸收,而且大气污染物在蔬菜叶片上的沉降是其 PAHs 的主要来源^[36]。受种植环境、生长结构特征、生长周期等因素影响,不同种类蔬菜中 PAHs 的质量比差异很大,叶菜类高于果菜类^[35-39]。果蔬中的 PAHs 质量比还取决于其对

PAHs 的富集系数和蓄积能力,例如,富集系数胡萝卜 > 菠菜 > 茄子^[35],蓄积能力柠檬 > 甜玉米^[38]。摄食蔬菜终身致癌风险评估结果表明,人体摄食蔬菜 PAHs 日暴露量和终身致癌风险大小依次为:叶菜类 > 果菜类 > 水生蔬菜,儿童 > 成年人 > 老年人 > 青少年^[36]。由于蔬菜中的 PAHs 大部分富集在表皮,难以向内部迁移,因而可通过浸

泡、削皮等方式降低其健康风险^[36]。

2.2 水生和底栖生物系统中 PAHs 的污染水平

大气和水体中的 PAHs 会进入生物体内,因其具有生物蓄积性而在生物体内富集,对生态系统产生潜在危害。我国部分地区水生和底栖生物体内 PAHs 的污染水平见表 5。

PAHs 污染具有一定的生物相关性,即不同种

类生物体内的 PAHs 质量比存在一定差异,这可能与生物自身及其生活环境有关^[40]。生物体内的 PAHs 主要来源于燃烧源和石油源,燃烧源对底层生物影响较大,石油源对中上层生物影响较大。上述大部分水产品的食用健康风险较低,处于食用安全范围内^[39-44]。然而,考虑到 PAHs 的持久性和食物链放大作用,仍须加以关注。

表 5 我国部分地区水生和底栖生物体内 PAHs 的污染水平

Table 5 Pollution level of PAHs in aquatic organisms and benthos in some areas of China

采样地点	PAHs 质量比 $w/(ng \cdot g^{-1})$	PAHs 种类	生物品种	文献
广东海珠湿地	11.1 ~ 33.9 ^①	芴、苊、苊烯等 15 种 PAHs	大头鱼、罗非鱼、白鲢、广东鲂、麦鲮、鲤鱼	[39]
珠三角河网	13.3 ~ 32.5	芴、苊、苊烯等 15 种 PAHs	广东鲂、鲮鱼、花鲮	[41]
海南岛昌化江河口海域	5.52 ~ 787.98	萘、苊、苊烯等 12 种 PAHs	鱼体、甲壳类	[42]
汉江下游干流水源地取水口	43.42 ~ 113.06	萘、苊、苊烯等 16 种 PAHs	鳢、翘嘴鲌、鲤、赤眼鳟、黄颡鱼、鲫、鳊	[43]
环渤海重点养殖区	— ~ 60.17 ^①	萘、苊、芴等 10 种 PAHs	蟹类、虾类、贝类	[40]
东海鱼外渔场	176 ~ 418 ^②	萘、芴、苊烯等 14 种 PAHs	鲈鱼、日本海鲂、绿鳍鱼、竹荚鱼、日本鳀、银鲱、蓝点马鲛、鲑鱼	[44]

①以鲜重计;②以干重计。

3 总结与展望

PAHs 是一类广泛存在于自然环境中的持久性有机污染物,会对生态环境和人类健康造成严重的潜在威胁。总结相关文献可知:化石燃料及其衍生物的燃烧产物是 PAHs 的主要来源;虽然文中提及的大部分地区大气、水体、土壤的 PAHs 生态风险发生概率较低,但仍然存在潜在的健康风险,需要加强管理;大部分果蔬与生物处于食用安全范围内,考虑到 PAHs 的持久性和食物链放大作用,仍须加以关注。

当前对于 PAHs 在环境和生态系统中的污染研究已经取得了丰硕成果,未来可以综合应用多学科交叉研究典型 PAHs 在生态系统中的环境行为,或以生态系统中典型 PAHs 环境行为的原位修复为切入点开展相关研究。

[参考文献]

[1] 杨萌. 大连城市大气中多环芳烃的污染特征及来源解析[J]. 环境保护与循环经济, 2019, 39(5): 54-59.

[2] 李晶, 祝琳琳, 王男, 等. 沈阳市大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染特征及来源解析[J]. 环境监测管理与技术, 2019, 31(1): 24-28.

[3] 董小艳, 王琼, 杨一兵, 等. 2017 年春节期间北京市城区和郊区大气 PM_{2.5} 及其中多环芳烃的污染特征[J]. 环境化学, 2018, 37(10): 2191-2198.

[4] 曹蓉, 张海军, 耿柠波, 等. 雾霾期北京大气中多环芳烃污染

特征及暴露风险评估[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(5): 114-122.

[5] 麦麦提·斯马义, 帕丽达·牙合甫, 韩梦鑫, 等. 2017 年春节前后乌鲁木齐市大气颗粒物中多环芳烃的污染特征、来源分析及健康风险评估[J]. 环境化学, 2018, 37(11): 2433-2442.

[6] 李宽, 周家斌, 袁畅, 等. 武汉市大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的分布特征及来源[J]. 环境科学研究, 2018, 31(4): 648-656.

[7] 董喆, 姜楠, 王佳, 等. 郑州市大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染特征及健康风险评估[J]. 郑州大学学报(理学版), 2020, 52(2): 108-113.

[8] 郭新颖, 戴志英, 杨梅桂, 等. 南通市社区大气 PM_{2.5} 中多环芳烃污染特征分析[J]. 环境与健康杂志, 2018, 35(7): 649-650.

[9] 徐建平, 孙睿华, 崔虎雄, 等. 上海市浦东新区 PM_{2.5} 中多环芳烃的时空分布与风险评估[J]. 环境监测管理与技术, 2017, 29(3): 37-40.

[10] 王建龙, 夏旭, 冯伟. 基于场降雨的北京某高架桥雨水径流中多环芳烃污染特征[J]. 环境化学, 2020, 39(7): 1-7.

[11] 韩任琳云, 饶若宸, 董奕岑, 等. 滴水湖水系表层水体、沉积物和生物体内多环芳烃的污染特征及风险评估[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(2): 240-251.

[12] 董磊, 汤显强, 林莉, 等. 长江武汉段丰水期水体和沉积物中多环芳烃及邻苯二甲酸酯类有机污染物污染特征及来源分析[J]. 环境科学, 2018, 39(6): 2588-2599.

[13] 杜士林, 丁婷婷, 董淮晋, 等. 沙颍河流域水环境中多环芳烃污染及风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(3): 601-611.

[14] 李海燕, 赖子尼, 曾艳艺, 等. 珠江口表层水中多环芳烃的分

- 布特征及健康风险评估[J]. 中国环境监测, 2018, 34(2): 64-72.
- [15] 王乙震, 张俊, 周续申, 等. 白洋淀多环芳烃与有机氯农药季节性污染特征及来源分析[J]. 环境科学, 2017, 38(3): 964-978.
- [16] 王林芳, 党晋华, 刘利军, 等. 汾河上中游流域水环境中多环芳烃分布及分配[J]. 环境科学学报, 2017, 37(8): 2838-2845.
- [17] DUAN Y H, SHEN G F, TAO S, et al. Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils at a typical coke production base in Shanxi, China[J]. Chemosphere, 2015, 127: 64-69.
- [18] 吴健, 王敏, 靳志辉, 等. 土壤环境中多环芳烃研究的回顾与展望——基于 Web of Science 大数据的文献计量分析[J]. 土壤学报, 2016, 53(5): 1085-1096.
- [19] 高昌源, 刘丹, 郭美霞. 辽宁典型污灌区及公路沿线农田土壤多环芳烃污染特征及来源分析[J]. 环境保护与循环经济, 2016, 36(9): 46-51.
- [20] 朱媛媛, 田靖, 魏恩琪, 等. 天津市土壤多环芳烃污染特征、源解析和生态风险评价[J]. 环境化学, 2014, 33(2): 248-255.
- [21] 程明超, 张璐, 何秋生, 等. 太原市公园土壤中多环芳烃污染特征[J]. 环境化学, 2018, 37(9): 2031-2038.
- [22] 吴迪, 汪宜龙, 刘伟健, 等. 河北邯郸钢铁冶炼区周边麦田土和小麦籽粒的多环芳烃含量及其组分谱特征[J]. 环境科学, 2016, 37(2): 740-749.
- [23] 冯丽梅. 兰州城区土壤中多环芳烃污染特征研究[J]. 绿色科技, 2020(6): 136-139.
- [24] 谢婷, 张淑娟, 杨瑞强. 青藏高原湖泊流域土壤与牧草中多环芳烃和有机氯农药的污染特征与来源解析[J]. 环境科学, 2014, 35(7): 2680-2690.
- [25] 罗东霞, 张淑娟, 杨瑞强. 藏东南色季拉山土壤中有机氯农药和多环芳烃的浓度分布及来源解析[J]. 环境科学, 2016, 37(7): 2745-2755.
- [26] 周雯雯, 李军, 胡健, 等. 青藏高原中东部表层土壤中多环芳烃的分布特征、来源及生态风险评价[J]. 环境科学, 2018, 39(3): 1413-1420.
- [27] 麦麦提·斯马义, 帕丽达·牙合甫, 努尔比亚·霍加吾买尔. 乌鲁木齐市周边地区土壤中多环芳烃的含量及来源[J]. 土壤, 2016, 48(6): 1166-1171.
- [28] 张琳, 陈勇, 孔利锋, 等. 新疆准东煤矿开采区域中多环芳烃的污染特征分析[J]. 环境化学, 2017, 36(3): 677-684.
- [29] 葛蔚, 程琪琪, 柴超, 等. 山东省农田土壤多环芳烃的污染特征及源解析[J]. 环境科学, 2017, 38(4): 1587-1596.
- [30] 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.
- [31] 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.
- [32] 苗迎, 孔祥胜, 邹胜章, 等. 南宁市土壤中 PAHs 的环境地球化学特征[J]. 安全与环境工程, 2013, 20(6): 95-101.
- [33] 师阳, 孙玉川, 梁作兵, 等. 重庆金佛山土壤中 PAHs 含量的海拔梯度分布及来源解析[J]. 环境科学, 2015, 36(4): 1417-1424.
- [34] MALISZEWSKA-KORDYBACH B. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1): 121-127.
- [35] 郜红建, 魏俊岭, 马静静, 等. 安徽省典型城市周边土壤-蔬菜中 PAHs 的污染特征[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(10): 1913-1919.
- [36] 赵体跃, 龙明华, 乔双雨, 等. 广西水生蔬菜和陆生蔬菜多环芳烃污染特征[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(4): 505-514.
- [37] 田晓雪, 周国逸, 彭平安. 珠江三角洲地区主要树种叶片多环芳烃含量特征及影响因素分析[J]. 环境科学, 2008, 29(4): 849-854.
- [38] 刘阳. 深圳、重庆、宁波市农业土壤-蔬果系统中多环芳烃残留研究[J]. 山东化工, 2019, 48(16): 240-243.
- [39] 李海燕, 赖子尼, 曾艳艺, 等. 广东典型湿地环境沉积物及鱼体中多环芳烃的污染特征及风险评估[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(5): 296-307.
- [40] 郑关超, 郭萌萌, 赵春霞, 等. 环渤海地区养殖水产品中多环芳烃(PAHs)污染残留及健康风险评估[J]. 中国渔业质量与标准, 2015, 5(6): 20-26.
- [41] 李海燕, 赖子尼, 曾艳艺, 等. 珠三角河网表层水及水产品中多环芳烃的分布特征[J]. 生态环境学报, 2017, 26(8): 1384-1391.
- [42] 汪慧娟, 旷泽行, 周贤, 等. 海南省昌化江河口海域生物体中多环芳烃污染特征、来源解析及健康风险评估[J]. 环境科学, 2020, 41(6): 2942-2950.
- [43] 汪红军, 郑金秀, 李嗣新, 等. 汉江下游水体和鱼体多环芳烃分布特征及健康风险[J]. 水生态学杂志, 2016, 37(6): 51-58.
- [44] 彭菲, 尹杰, 王茜, 等. 鱼外渔场海洋生物体内重金属和多环芳烃含量水平与食用风险评价[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(1): 168-179.

本栏目编辑 姚朝英