

聊城市农产品生产基地土壤多环芳烃的污染及风险评估

李静, 赵陆菲, 姜娜, 陈秀娜, 权伟, 周韵平

引用本文:

李静, 赵陆菲, 姜娜, 等. 聊城市农产品生产基地土壤多环芳烃的污染及风险评估[J]. *农业环境科学学报*, 2026, 415(1): 105-115.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2025-0050>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

浙江省农田土壤多环芳烃污染及风险评价

李欣红, 史咲岷, 马瑾, 方迪, 邱兴华

农业环境科学学报. 2019, 38(7): 1531-1540 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1568>

城市化背景下珠江三角洲典型湿地土壤多环芳烃(PAHs)的含量、来源与污染风险评价

韩玲, 高照琴, 白军红, 温晓君, 张光亮, 王伟

农业环境科学学报. 2019, 38(3): 609-617 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1535>

不同栽培环境下豇豆体内多环芳烃源解析及风险评估

巫桂芬, 龙明华, 乔双雨, 赵体跃, 张会敏

农业环境科学学报. 2018, 37(12): 2651-2659 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1075>

不同地区农田土壤多环芳烃污染特征与来源解析

刘月仙, 解小凡, 杜志伟, 邱慧, 张瑞丽, 张萌, 王伟

农业环境科学学报. 2020, 39(11): 2539-2547 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0448>

沈北新区土壤中多环芳烃潜在风险评价

李嘉康, 宋雪英, 魏建兵, 郭畔, 李玉双

农业环境科学学报. 2017, 36(12): 2462-2470 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0725>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李静, 赵陆菲, 姜娜, 等. 聊城市农产品生产基地土壤多环芳烃的污染及风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2026, 45(1): 105-115.
LI J, ZHAO L F, JIANG N, et al. Pollution risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the soil of agricultural production bases
in Liaocheng[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2026, 45(1): 105-115.



开放科学 OSID

聊城市农产品生产基地土壤多环芳烃的污染及风险评估

李静^{1,2}, 赵陆菲^{2,3*}, 姜娜^{1,2}, 陈秀娜^{1,2}, 权伟^{1,2}, 周韵平^{1,2}

(1. 山东省聊城生态环境监测中心, 山东 聊城 252000; 2. 山东省聊城生态环境监测中心重点实验室, 山东 聊城 252000; 3. 聊城大学农业与生物学院, 山东 聊城 252000)

摘要:为明确聊城市农产品种植基地土壤中PAHs的质量分数及其对环境和人体健康的影响,本研究季节性地采样并分析了聊城市莘县蔬菜瓜果种植基地土壤中16种多环芳烃(PAHs)的质量分数、组成特征、相关性和来源,并评估了该区域土壤中多环芳烃(PAHs)的生态与健康风险。结果表明:土壤中16种多环芳烃(Σ PAHs)的平均质量分数为 $162.0 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,以高环PAHs为主;夏季PAHs的平均质量分数显著高于冬季;高环PAHs之间的相关性高于低环PAHs之间的相关性;冬季PAHs的主要来源为煤/生物质燃烧源,夏季则主要来源于液体化石燃料燃烧。研究区域土壤中PAHs的污染水平在夏季为轻度污染,冬季为未污染状态;PAHs总量处于较高水平,可能对土壤生态系统和农产品安全构成潜在威胁;3种途径下PAHs的致癌风险均未超过标准值。

关键词:多环芳烃(PAHs);土壤污染;来源分析;生态风险评估;健康风险评估

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2026)01-0105-11 doi:10.11654/jaes.2025-0050

Pollution risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the soil of agricultural production bases in Liaocheng

LI Jing^{1,2}, ZHAO Lufei^{2,3*}, JIANG Na^{1,2}, CHEN Xiuna^{1,2}, QUAN Wei^{1,2}, ZHOU Yunping^{1,2}

(1. Liaocheng Ecological & Environmental Monitoring Centre of Shandong Province, Liaocheng 252000, China; 2. Key Laboratory of Liaocheng Ecological Environment Monitoring Center, Liaocheng 252000, China; 3. College of Agriculture and Biology of Liaocheng University, Liaocheng 252000, China)

Abstract: To clarify the concentrations of PAHs in the soil of agricultural product planting bases in Liaocheng City and its impact on the environment and human health, this study analyzed the content, compositional characteristics, correlations, and sources of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil of Shenxian County, a key vegetable and fruit planting base in Liaocheng, and assessed the ecological-health risks associated with PAHs in the soil. The results showed that: The average mass concentration of 16 PAHs (Σ PAHs) in the soil was $162.0 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, with high-ring PAHs being predominant. The total mass concentration of PAHs in the summer was higher than in the winter. The correlation among high-ring compounds was stronger than that among low-ring compounds. The main source of PAHs in winter was coal/biomass combustion, while in summer, the primary source was liquid fossil fuel combustion. The soil in the study area was slightly polluted in summer and unpolluted in winter. The carcinogenic risk of PAHs under the three pathways did not exceed the standard value.

Keywords: PAHs; soil pollution; source analysis; ecological risk assessment; health risk assessment

收稿日期:2025-01-16 录用日期:2025-07-17

作者简介:李静(1988—),女,山东聊城人,硕士研究生,研究方向为环境监测、土壤污染治理。E-mail:lijing19880311@sina.com

*通信作者:赵陆菲 E-mail:lufeizhao@163.com

基金项目:山东省自然科学基金项目(ZR2019PC046);山东省环境科学学会课题(202307)

Project supported: Natural Science Foundation of Shandong Pvince(ZR2019PC046); Project of Shandong Society for Environmental Sciences(202307)

多环芳烃(PAHs)是环境中存在的持久性有机污染物,主要来源于不完全燃烧过程,如化石燃料燃烧、生物质燃烧和工业生产^[1-2]。PAHs在土壤中的积累已成为一个日益严重的环境问题,因为它们具有潜在的致癌性、致突变性和致畸性,对生态环境和人类健康构成严重威胁^[3-5]。工业活动,如焦化、炼油和金属冶炼等,是土壤PAHs污染的重要来源^[2],农业活动中,农药和化肥的不当使用也可能导致PAHs在农田土壤中积累^[6];在城市地区,交通运输和生活排放也是PAHs污染的重要贡献者^[7-8]。PAHs在土壤中具有持久性,难以降解,可以通过多种途径影响人类健康^[9]。直接接触受污染土壤、吸入受污染的粉尘或摄入受污染的食物和饮水,都可能导致人体暴露于PAHs中。长期暴露于PAHs中可能导致呼吸系统疾病、心血管疾病和多种癌症^[10-12]。尤其值得关注的是,儿童由于其特殊的生理特点和行为习惯,更容易受到土壤PAHs污染的危害^[3]。

近年来,我国学者对土壤中PAHs的分布特征^[13]、来源解析^[14]和风险评估等方面^[15-16]进行了大量的研究。但是研究地点主要是经济发达、人口密集的区域,而对环境相对脆弱地区土壤中PAHs的研究较少。这种地域上的不平衡限制了人们对PAHs污染状况的全面认识。考虑到不同区域的工业结构、能源利用方式和气候条件差异显著,未来研究应加强对环境脆弱地区的关注,例如矿区^[17]和农田^[18],这些区域可能面临更为严峻的PAHs污染风险。

莘县位于聊城市,是“中国蔬菜第一县”,其蔬菜种植面积和产量均位居山东省首位。该地区的农副产品不仅畅销国内,还远销海外,是国家级出口食品、农产品质量安全示范区。莘县作为著名的农产品生产基地,还被誉为“中国香瓜之乡”。根据前期调查,莘县土壤中PAHs分布范围较广且来源复杂。莘县为典型的温带季风气候,土壤类型以潮土为主,是研究PAHs污染及其季节性变化的理想区域。鉴于该地区在农业经济中的重要地位,明确土壤中PAHs的质量分数及其对环境 and 人体健康的影响,对于保障农产品安全、推动农业可持续发展和实现乡村振兴具有重要的科学意义和实践价值。本研究选取冬季和夏季两个季节差异显著的时期,依据气候差异,将莘县从南到北分为3个区域,研究各区域土壤中PAHs的质量分数、组成特征、相关性和来源。同时,对该区域土壤中的PAHs进行生态风险和健康风险评估,以全面了解该地区土壤的有机污染程度,

为土壤污染防治提供科学依据和决策支持。

1 材料与方法

1.1 点位布设及样品采集

本研究在聊城市莘县农产品种植区采集了168个土壤样品。根据研究区的相关信息(如自然地理、土壤类型分布等)和土壤质量调查要求选择采样点:莘县南部设置15个采样点,冬夏两季各采集30个样品;莘县中部设置21个采样点,冬夏两季各采集42个样品;莘县北部设置48个采样点,冬夏两季各采集96个样品。具体点位分布见图1。按照五点法采集表层土壤(0~20 cm),单个土样采集200 g,将所取样品混匀以获得代表性样品,然后采用四分法留取约1 kg土样,将样品装入500 mL棕色玻璃瓶,并在4℃以下避光条件下保存^[19]。

1.2 样品的提取和分析

样品提取和分析方法参照《土壤和沉积物 多环芳烃的测定 气相色谱-质谱法》(HJ 805—2016)标准进行。首先,将采集的土壤或沉积物样品放置于搪瓷或玻璃托盘中,去除枝条、叶片、石块等杂物,并充分混匀。然后称取20.0 g新鲜样品,进行冷冻真空脱水,并加入适量粒状硅藻土,充分搅拌均匀后研磨成细粒。样品通过加压流体萃取法进行提取,氮吹浓缩,并采用内标法进行定量分析。

1.3 质量控制与质量保证

本研究过程中严格实施了质量控制和质量保证措施,包括空白试验、校准曲线、平行样品、基体加标和替代物回收率等。基体加标采用石英砂作为加标物,所有试验中使用的玻璃仪器均经过铬酸清洗。试验结果显示:所有批次的空白试验中目标物浓度未检测到;校准曲线中目标化合物的相对响应因子相对标准偏差均 $\leq 20\%$;平行样品测定结果的相对偏差范围为0~27.9%;基体加标回收率为44.0%~132%;替代物回收率在55.2%~110%之间。

1.4 生态风险评估

本研究以苯并[a]芘(BaP)毒性为标准,量化不同PAHs单体的毒性^[20-21],具体计算公式如下:

$$TEQ_{BaP} = C_i \times TEF_i$$

式中: C_i 为第*i*种PAHs的浓度, TEF_i 是其相应的毒性当量因子, TEQ_{BaP} 为以BaP为基准的毒性当量浓度。

1.5 健康风险评估

本次研究采用了美国EPA推荐的终生致癌风险模型(ILCRs)^[22-24]评价PAHs通过摄食、皮肤接触和呼

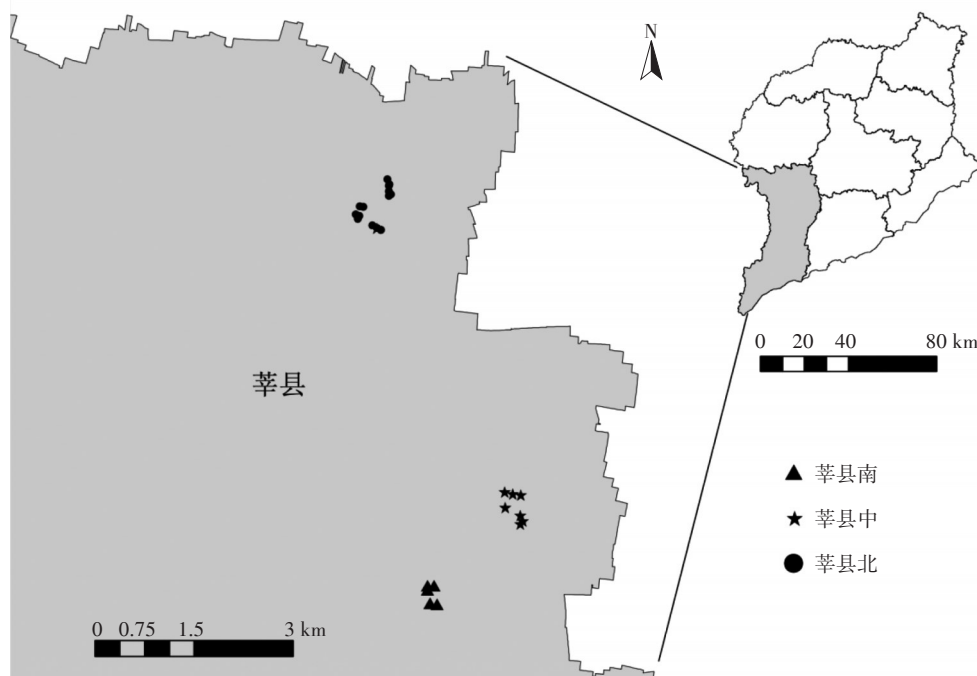


图1 样点分布图

Figure 1 Soil sampling sites and study areas

吸入3个途径对儿童(0~10岁)、青少年(11~18岁)、成人(19~70岁)的人体健康风险,具体计算公式如下:

$$ILCR_{\text{摄食}} = \frac{CS \times (CSF_{\text{摄食}} \times \sqrt[3]{BW/70}) \times IR_{\text{摄食}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (1)$$

$$ILCR_{\text{皮肤接触}} = \frac{CS \times CSF_{\text{皮肤接触}} \times \sqrt[3]{BW/70} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (2)$$

$$ILCR_{\text{呼吸吸入}} = \frac{CS \times CSF_{\text{呼吸吸入}} \times \sqrt[3]{BW/70} \times IR_{\text{呼吸吸入}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (3)$$

$$ILCR_s = ILCR_{\text{摄食}} + ILCR_{\text{皮肤接触}} + ILCR_{\text{呼吸吸入}} \quad (4)$$

式中:CS为基于BaP的 Σ PAHs等效毒性当量质量分数, $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$;CSF为PAHs的致癌斜率因子,其中摄食途径、呼吸吸入途径和皮肤接触途径的CSF分别为7.3、3.85 $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$ 和25 $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$;BW为平均体质量,kg; $IR_{\text{摄食}}$ 为土壤摄入频率, $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$, $IR_{\text{呼吸吸入}}$ 为呼吸频率, $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$;EF为暴露频率, $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$;ED为暴露年限,a;AT为平均寿命,d;PEF为颗粒物排放因子, $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$;SA为皮肤暴露面积, cm^2 ;AF为土壤对皮肤的黏附因子, $\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2}$;ABS为皮肤吸附系数;ILCRs为3种

暴露途径下PAHs的总致癌风险。

终生致癌风险(ILCRs)根据其数值大小分为3个等级:当ILCRs $\leq 10^{-6}$ 时,表示不存在健康风险;当 $10^{-6} < ILCR_s \leq 10^{-4}$ 时,表示存在潜在健康风险;当ILCRs $> 10^{-4}$ 时,表示存在健康风险。

2 结果与讨论

2.1 土壤中PAHs的污染特征

本研究检测了16种PAHs,包括萘(Nap,2环)、萘烯(Acy,3环)、萘(Ace,3环)、芴(Flu,3环)、菲(Phe,3环)、蒽(Ant,3环)、荧蒽(Fla,4环)、芘(Pyr,4环)、苯并[a]蒽(BaA,4环)、蒽(Chr,4环)、苯并[b]荧蒽(BbF,5环)、苯并[k]荧蒽(BkF,5环)、苯并[a]芘(BaP,5环)、苯并[a,h]蒽(DahA,6环)、苯并[g,h,i]芘(BghiP,6环)和茚并(1,2,3-cd)芘(InP,5环)。图2结果显示,PAHs总质量分数的平均值为 $162.0 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中2~3环PAHs的平均质量分数为 $43.5 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,占总量的26.9%;4~6环PAHs的平均质量分数为 $118.5 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,占总量的73.1%。在所有检测的PAHs中,质量分数最高的是Ace,最低的是Flu。

由图3可见研究区域夏季和冬季16种PAHs的质量分数差异较大。表1统计结果显示夏季16种PAHs的质量分数范围为 $189.4 \sim 489.4 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,平均值

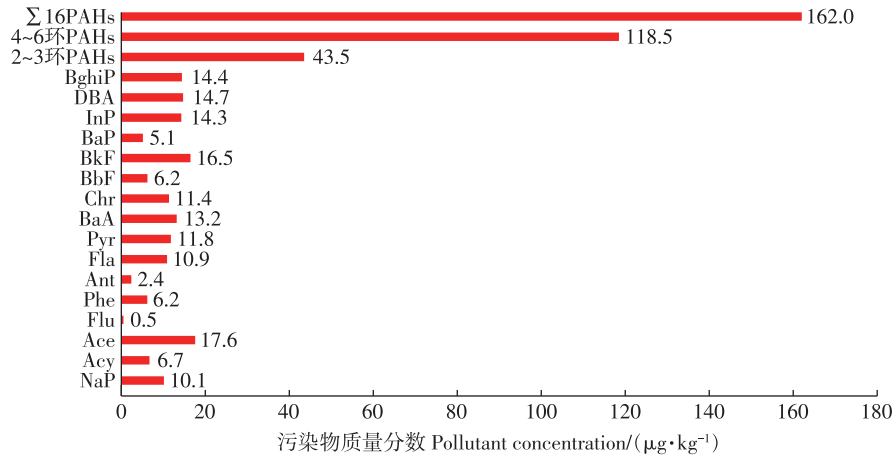


图2 土壤中16种PAHs质量分数统计图

Figure 2 Statistical graph of mass concentrations of 16 PAHs in soil

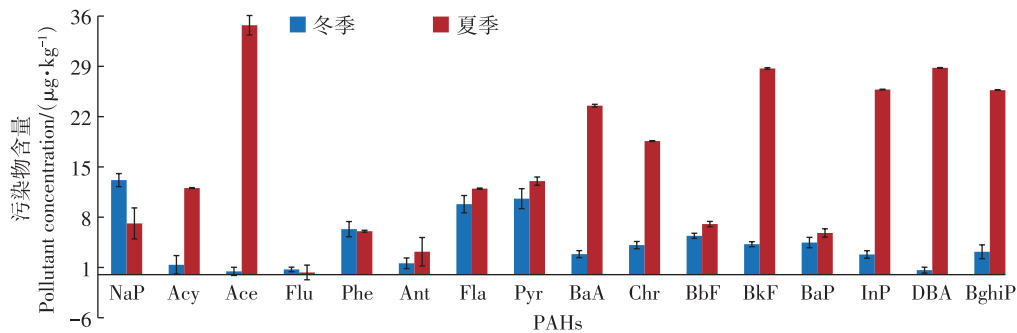


图3 土壤中不同季节16种PAHs质量分数统计

Figure 3 Statistical of mass concentrations of 16 PAHs in soil across different seasons

为 $252.4 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其中质量分数最高的单体是 Ace, 平均质量分数为 $34.7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 占总质量分数的 13.7%; 质量分数最低的单体是 Flu, 平均质量分数为 $0.3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 占总质量分数的 0.1%。变异系数最大的 PAHs 单体为 NaP。冬季 16 种 PAHs 的质量分数范围为 $26.7\sim 240.2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均值为 $71.7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 质量分数最高的 PAHs 单体为 NaP, 平均质量分数为 $13.2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 占总质量分数的 18.4%; 质量分数最低的单体为 Ace, 平均质量分数为 $0.5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 占总质量分数的 0.1%。变异系数最大的 PAHs 单体为 Pyr。除了 NaP 外, 其余 PAHs 的平均质量分数在夏季明显高于冬季。这一方面可能与不同季节的燃烧源和气象条件有关。夏季的高温有助于 PAHs 从大气中沉降到土壤^[25], 同时, 夏季与冬季燃烧源不同。另一方面可能与研究区域夏季人类生产与生活活动频繁, 导致交通排放增加有关。检测结果中 Ace 和 Flu 相关数据误差呈现出较大差异, 这可能是由于采样点土壤性质的异质性所致。某些采样点可能受到局部污染源的影响,

导致 Ace 和 Flu 质量分数波动较大。此外, Ace 和 Flu 在提取和检测过程中的回收率或灵敏度不同, 也可能导致其数据变异性存在差异。尽管误差棒长度存在差异, 但所有数据均经过严格的质量控制, 确保了分析结果的可靠性。

本研究根据 PAHs 的苯环数量, 将 16 种 PAHs 分为低环(2~3 环)和高环(≥ 4 环)两类, 并对不同环数的 PAHs 比例进行了三角分析。三角分析是一种基于三角坐标体系的数据分析方法, 通过将不同环数的 PAHs 作为坐标变量纳入分析框架, 直观地展示其相对比例关系。这种方法能够有效识别不同环数 PAHs 分布的季节性差异, 为 PAHs 的污染特征研究提供重要支持。由图 4 可见, 夏季土壤中 2~3 环的 PAHs 占比为 22.0%~60.0%, 4 环 PAHs 占比为 20.0%~37.5%, 5 环 PAHs 占比为 60.0%~75.0%; 冬季 2~3 环的 PAHs 占比为 40.0%~80.0%, 4 环 PAHs 占比为 20.0%~55.0%, 5 环 PAHs 占比为 40.0%~88.0%。夏季土壤中的 PAHs 以高环为主, 这可能是由于夏季温度较高, 而低环

表1 夏季聊城市香瓜种植基地土壤中16种PAHs的质量分数($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)Table 1 Mass concentrations of 16 PAHs in soil at melon cultivation bases in Liaocheng during summer($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)

PAHs	冬季 Winter				夏季 Summer			
	最小值 Min	最大值 Max	平均值 Average	变异系数 CV	最小值 Min	最大值 Max	平均值 Average	变异系数 CV
NaP	2.7	51.9	13.2	0.9	0.1	72.2	7.1	2.2
Acy	0.5	7.3	1.4	1.3	11.3	14.8	12.0	0.1
Ace	0.2	1.2	0.5	0.6	0	153.0	34.7	1.4
Flu	0.5	1.3	0.7	0.3	0	1.3	0.3	1.0
Phe	1.5	27.1	6.3	1.1	4.9	8.6	6.0	0.1
Ant	0.8	6.2	1.6	0.7	0	31.1	3.2	2.0
Fla	1.6	47.5	9.8	1.2	11.2	16.3	12.0	0.1
Pyr	1.5	66.8	10.6	1.4	6.2	39.5	13.0	0.6
BaA	1.3	7.5	2.9	0.5	19.2	37.4	23.5	0.2
Chr	1.8	11.1	4.1	0.5	17.1	22.6	18.6	0.1
BbF	2.6	10.3	5.4	0.4	3.5	15.6	7.0	0.4
BkF	2.3	8.8	4.2	0.4	24.4	39.6	28.7	0.1
BaP	1.4	15.5	4.5	0.7	1.6	16.6	5.8	0.6
InP	1.1	7.7	2.8	0.5	24.3	30.2	25.8	0.1
DBA	0.4	1.8	0.6	0.4	27.5	31.4	28.8	0
BghiP	0.8	15.2	3.2	1.0	24.9	27.6	25.7	0
2~3环 PAHs	7.8	59.6	23.6	0.7	17.1	232.1	63.4	1.0
4~6环 PAHs	15.3	182.8	48.1	0.8	161.4	257.2	188.9	0.1
Σ 16PAHs	26.7	240.2	71.7	0.7	189.4	489.4	252.4	0.3

PAHs的沸点与熔点均低于高环PAHs,因此,在相同温度下低环PAHs更易于热挥发^[26],更容易在土壤中迁移和转化,释放到空气中后也容易发生化学降解^[27-28];此外,低环PAHs更容易被作物吸收,而高环PAHs则在土壤中更加稳定^[29-31]。冬季土壤中的PAHs比例则相对均匀分布。

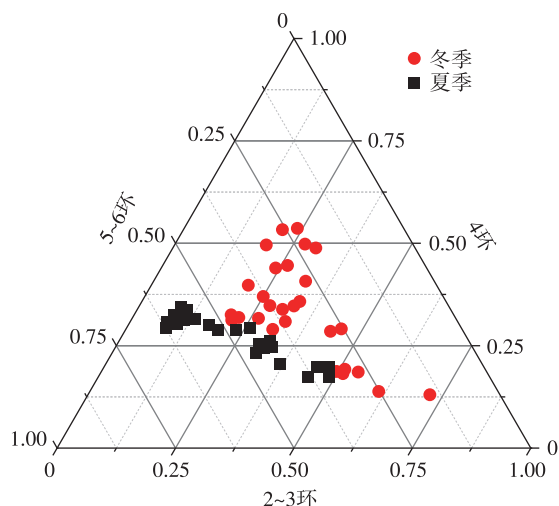


图4 不同季节不同环数PAHs分布

Figure 4 Distribution of PAHs with different ring numbers across different seasons

由图5可知,莘县南冬季NaP在土壤中的含量是莘县中的2倍,是莘县北的3倍,莘县北Phe、Flu和Pyr在土壤中的含量显著高于其他两个地区,其余PAHs冬季在土壤中的含量差异性不显著;莘县中夏季Ace在土壤中的含量是其他两个区域的3倍左右,其余PAHs空间分布差异性不显著。

2.2 土壤中PAHs相关性分析

本研究利用Origin 2024Pro软件对冬季和夏季土壤中各PAHs之间以及PAHs与有机质含量的相关性进行了分析。结果显示,不同季节PAHs之间及与有机质含量的相关性存在显著差异。

冬季数据的相关性分析(图6a)表明,除了DBA外,其余高环PAHs之间存在极显著正相关($P<0.01$),相关系数最高达到0.96;NaP、Ace、Flu和DBA与其他化合物的相关性较弱。整体而言,高环PAHs之间的相关性明显强于低环PAHs之间的相关性。

夏季数据显示(图6b),除了BaP和BghiP外,其余高环PAHs之间呈极显著相关($P<0.01$),相关系数最高为0.97;Phe和BaP与其他化合物的相关性较弱。总体上,高环PAHs之间的相关性强于低环PAHs之间的相关性,这可能与它们的来源和转化过程有关。

在季节性对比中,冬季PAHs与有机质的相关性

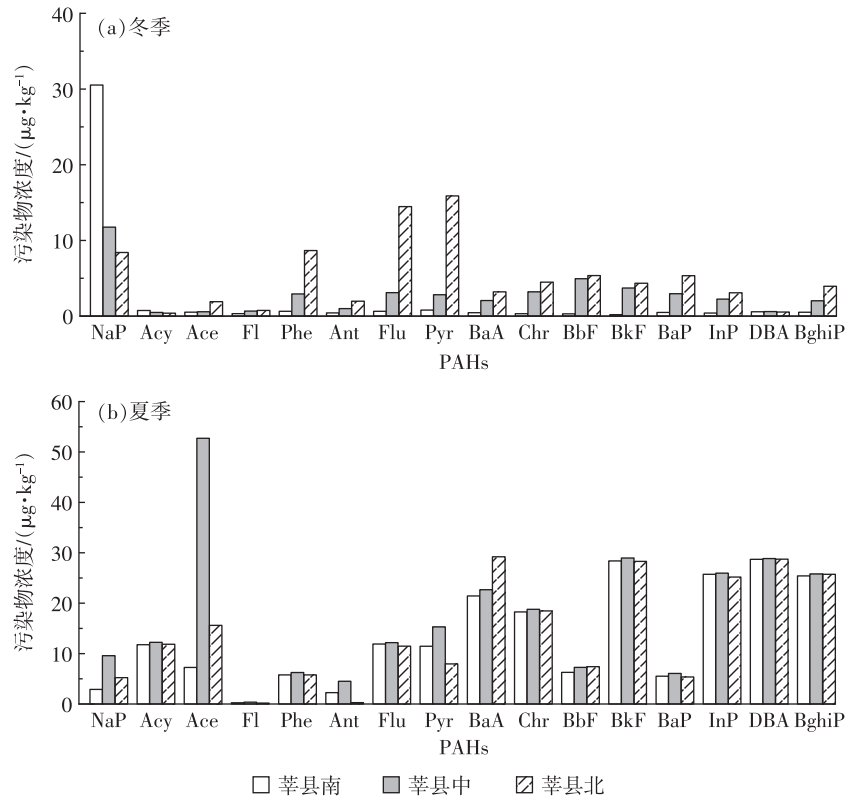


图5 冬季和夏季PAHs空间分布

Figure 5 Spatial Distribution of PAHs during winter and summer

高于夏季。无论冬季还是夏季, BaA 与有机质的相关性均表现为极显著($P < 0.01$)。

高环PAHs之间较高的相关性表明, 研究区域土壤中的PAHs具有较好的同源性^[32]。

2.3 土壤中PAHs的来源解析

PAHs来源分析常采用高低环比值法、异构体比值法和主成分分析法等方法^[33-34]。本研究采用高低环比值法和异构体比值法对土壤中的PAHs来源进行解析, 具体结果见表2和图7。由图7可知, 冬季高环PAHs与低环PAHs的比值 >1 , 表明研究区域冬季PAHs主要来源于燃烧源。异构体比值法的分析结果进一步验证了这一结论, 冬季的 $Ant/(Ant+Phe)$ 值均 >0.1 , $Fla/(Fla+Pyr)$ 值 >0.4 , $BaA/(BaA+Chr)$ 值 >0.2 , $InP/(InP+BghiP)$ 值 >0.2 , 这些结果与异构体比值法的预期一致, 均表明冬季PAHs的主要来源为煤/生物质燃烧源。

夏季的异构体比值分析结果显示, $Ant/(Ant+Phe)$ 范围为 $0\sim0.8$, $Fla/(Fla+Pyr)$ 范围为 $0.25\sim0.7$, $BaA/(BaA+Chr)$ 范围为 $0.4\sim0.7$, $InP/(InP+BghiP)$ 值接近 0.5 , 表明夏季PAHs的来源主要为液体化石燃料燃烧源。

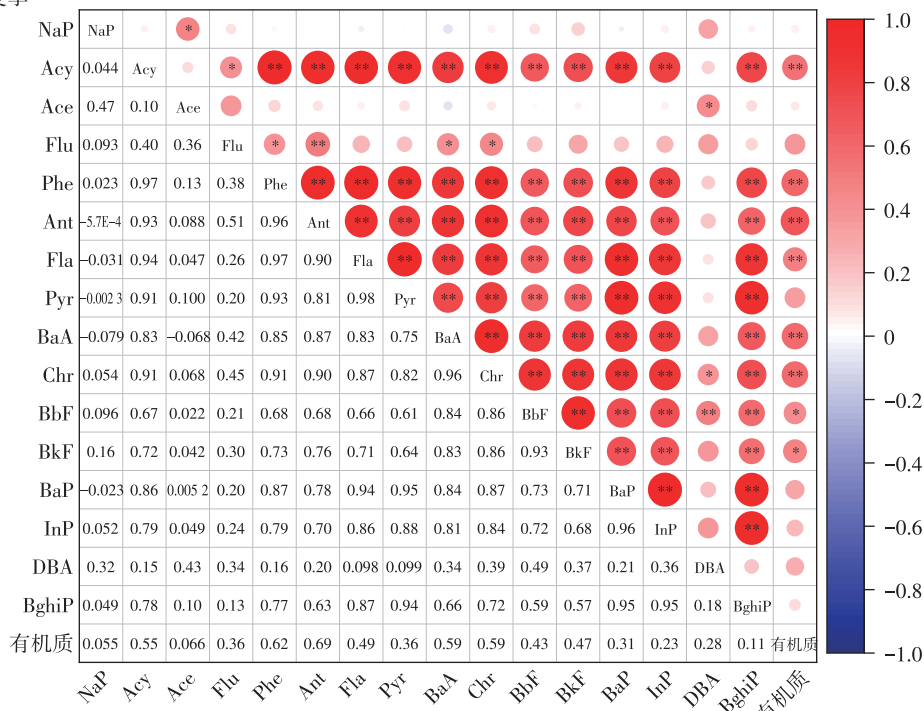
2.4 土壤中PAHs的生态风险

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)规定, 土壤中BaP的风险筛选值为 $550\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。根据该标准, 本次研究中所有监测点位的BaP含量均低于风险筛选值。参考Maliszewska-Kordybach等^[35]针对土壤中 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 含量提出的分级建议, 当土壤中 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 含量 $<200\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 表示土壤未受到污染; $200\sim600\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时为轻度污染; $600\sim1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时为中度污染; $>1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时为重度污染。研究区域土壤在夏季为轻度污染, 在冬季则为未污染状态。

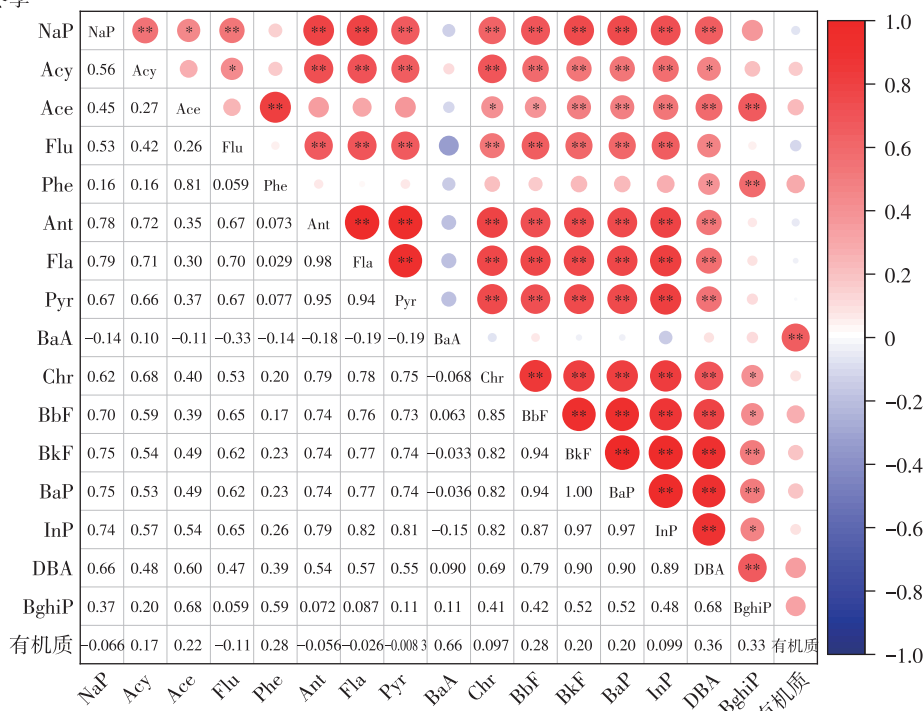
为了更全面地评估土壤中16种PAHs的生态风险, 本研究参考了《全国土壤污染状况评级技术规范》, 以BaP为参照物, 其毒性当量因子(TEF)为1.0, 计算了其余15种PAHs的当量毒性(TEQ_{BaP})。15种PAHs的毒性当量因子见表3。

从表3中可以看出, 夏季 TEQ_{BaP} 的范围为 $0\sim4.469\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与加拿大标准值^[36]和荷兰土壤修复标准^[37]相比, 冬季土壤中16种PAHs的质量分数均未超标。夏季 TEQ_{BaP} 的范围为 $0\sim28.795\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与加拿大标准值相比, 土壤中16种PAHs均未超标。然而,

(a)夏季



(b)冬季



红色表示正相关,蓝色表示负相关;圈的大小表示相关系数的绝对值;*表示显著相关($P<0.05$),**表示极显著相关($P<0.01$)。下同。

Red indicates positive correlation, and blue indicates negative correlation; the size of the circles represents the absolute value of the correlation coefficient;

* indicates significant correlation ($P<0.05$), ** indicates extremely significant correlation ($P<0.01$). The same below.

图6 冬季和夏季土壤中PAHs相关性分析

Figure 6 Correlation analysis of PAHs in soil during winter(a)and summer(b)

与荷兰土壤修复标准相比,超标的化合物包括苯并[a]芘、苯并[k]荧蒽、茚并[1,2,3-cd]芘和苯并[g,h,i]花,其超标倍数分别为0.176、0.348、0.031和0.285。这表

明,夏季是PAHs污染的高发期,需要特别关注。同时,虽然研究区域内PAHs总量均低于风险筛选值,但仍处于较高水平,可能对土壤生态系统和农产品安

表2 PAHs异构体质量分数比值及其潜在来源
Table 2 Mass fraction ratios of PAHs isomers and their potential sources

项目 Item	比值范围 Range	来源 Source
高环PAHs/低环PAHs	<1	石油源
	>1	燃烧源
Ant/(Ant+Phe)	<0.1	石油源
	>0.1	燃烧源
Fla/(Fla+Pyr)	<0.4	石油源
	0.4~0.5	液体化石燃料燃烧源
	>0.5	煤/生物质燃烧源
BaA/(BaA+Chr)	<0.2	石油源
	0.2~0.35	混合源
	>0.35	燃烧源
InP/(InP+BghiP)	<0.2	石油源
	0.2~0.5	液体化石燃料燃烧源
	>0.5	煤/生物质燃烧源
Pyr/BaP	<2	煤/生物质燃烧源
	2~5	液体化石燃料燃烧源

全构成潜在威胁。

为减轻PAHs对土壤生态系统和农产品安全的威胁,本研究提出以下建议:(1)推广绿色种植技术:通过推广有机农业,减少农药和化肥的使用,降低农业活动对土壤的污染。(2)加强土壤监测:定期监测土壤中PAHs的质量分数,评估其生态风险和健康风险,为污染治理提供科学依据。(3)实施土壤修复:对受污染农田进行风险评估,制定针对性的修复计划,采用植物修复、微生物降解等技术,降低土壤中PAHs的含量。

(4)强化食品安全监管:制定并严格执行食品中PAHs的限量标准,确保农产品安全。

2.5 土壤中PAHs的健康风险

为了评估PAHs对人体健康的风险,本研究采用终生癌症风险增量(ILCR)作为诊断年龄特异性潜在癌症风险的指标。表4显示了儿童、青少年和成人在摄食、皮肤接触和呼吸吸入3种暴露途径下的ILCR和ILCRs。结果表明,皮肤接触和摄入途径的致癌风险数量级为 $10^{-7} \sim 10^{-8}$,低于健康标准值($ILCRs \leq 1 \times 10^{-6}$);通过呼吸吸入的致癌风险数量级为 $10^{-11} \sim 10^{-13}$,小于摄食和皮肤接触途径风险(1%),几乎可以忽略不计。

对于儿童而言,摄入和皮肤接触途径的癌症风险处于相同数量级($10^{-7} \sim 10^{-8}$),说明这两种途径对儿童的癌症风险贡献较大,而呼吸吸入途径的风险几乎可以忽略^[38-39]。儿童通过摄入途径的致癌风险高于青少年和成人,这可能是由于儿童手口活动频繁,容易通过污染的土壤摄入PAHs。皮肤接触途径的致癌风险表现为成年人>青少年>儿童,这可能与成人的皮肤暴露面积较大且暴露时间较长有关。

通过摄食和皮肤接触的癌症风险在夏季高于冬季,这可能是由于夏季温度较高,PAHs更容易挥发到空气中,且由于皮肤暴露面积较大,人们外出活动频繁,增加了暴露风险。

针对上述研究结果,提出以下建议以降低PAHs暴露风险:(1)减少户外活动时间:建议居民,尤其是儿童和青少年,减少在污染严重区域的户外活动,特别是在夏季高温时段。(2)加强个人防护措施:户外活动后应及时清洗皮肤和衣物,并佩戴防护口罩,以减少PAHs的残留和吸入风险。(3)多样化饮食:通过多样化饮食降低PAHs暴露风险,并多食用富含抗氧化物质的食物(如水果、蔬菜和坚果),以增

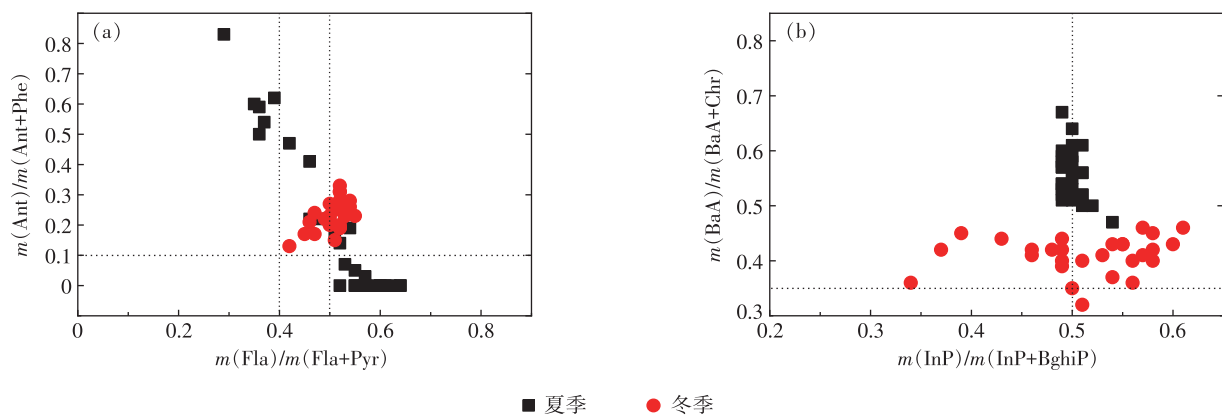


图7 冬季和夏季土壤中PAHs来源解析

Figure 7 Source analysis of PAHs in soil during winter and summer

表3 土壤中16种PAHs生态风险分析

Table 3 Ecological risk analysis of 16 PAHs in soil

PAHs	TEF	TEQ _{BaP}	冬季 Winter				夏季 Summer				
			加拿大标准 Canada standard		荷兰土壤修复标准 Soil remediation standard of Netherland		加拿大标准 Canada standard		荷兰土壤修复标准 Soil remediation standard of Netherland		
			标准值 Standard value/ ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	超标倍数 Exceeding multiple	标准值 Standard value/ ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	超标倍数 Exceeding multiple	标准值 Standard value/ ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	超标倍数 Exceeding multiple	标准值 Standard value/ ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	超标倍数 Exceeding multiple	
NaP	0.001	0.013	50.0	0	0.015	0	0.007	50.0	0	0.015	0
Acy	0.001	0.001	50.0	0	—	0	0.012	50.0	0	—	0
Ace	0.001	0	80.0	0	—	0	0.035	80.0	0	—	0
Flu	0.001	0.001	50.0	0	—	0	0	50.0	0	—	0
Phe	0.001	0.006	190.0	0	0.050	0	0.006	190.0	0	0.050	0
Ant	0.010	0.016	50.0	0	0.500	0	0.032	50.0	0	0.500	0
Fla	0.001	0.010	190.0	0	0.015	0	0.012	190.0	0	0.015	0
Pyr	0.001	0.011	240.0	0	—	0	0.013	240.0	0	—	0
BaA	0.100	0.286	100.0	0	2.000	0	2.353	100.0	0	2.000	0.176
Chr	0.010	0.041	100.0	0	0.200	0	0.186	100.0	0	0.200	0
BbF	0.100	0.540	300.0	0	—	0	0.704	300.0	0	—	0
BkF	0.100	0.424	50.0	0	2.500	0	2.871	50.0	0	2.500	0.348
BaP	1.000	4.469	100.0	0	25.000	0	5.802	100.0	0	25.000	0
InP	0.100	0.281	150.0	0	2.500	0	2.577	150.0	0	2.500	0.031
DBA	1.000	0.624	110.0	0	—	0	28.795	110.0	0	—	0
BghiP	0.010	0.032	200.0	0	0.200	0	0.257	200.0	0	0.200	0.285

表4 儿童、青少年和成人3种暴露途径的致癌风险

Table 4 Carcinogenic risk through three exposure pathways for children, adolescents, and adults

项目 Item	冬季 Winter			夏季 Summer		
	最小值 Min	最大值 Max	平均值 Average	最小值 Min	最大值 Max	平均值 Average
TEQ _{BaP} ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2.569	21.312	6.755	36.669	61.402	43.661
儿童						
<i>ILCR</i> 摄食	1.28×10^{-8}	1.06×10^{-7}	3.37×10^{-8}	2.61×10^{-8}	4.36×10^{-8}	3.10×10^{-8}
<i>ILCR</i> 皮肤接触	1.59×10^{-8}	1.32×10^{-7}	4.19×10^{-8}	2.27×10^{-7}	3.81×10^{-7}	2.71×10^{-7}
<i>ILCR</i> 呼吸吸入	2.70×10^{-13}	2.24×10^{-12}	7.11×10^{-13}	3.86×10^{-12}	6.46×10^{-12}	4.59×10^{-12}
<i>ILCRs</i>	2.87×10^{-8}	2.38×10^{-7}	7.56×10^{-8}	2.53×10^{-7}	4.25×10^{-7}	3.02×10^{-7}
青少年						
<i>ILCR</i> 摄食	6.69×10^{-9}	5.55×10^{-8}	1.76×10^{-8}	9.53×10^{-8}	1.59×10^{-7}	1.13×10^{-7}
<i>ILCR</i> 皮肤接触	1.67×10^{-8}	1.38×10^{-7}	4.38×10^{-8}	2.37×10^{-7}	3.97×10^{-7}	2.82×10^{-7}
<i>ILCR</i> 呼吸吸入	4.59×10^{-13}	3.81×10^{-12}	1.21×10^{-12}	6.54×10^{-12}	1.09×10^{-11}	7.78×10^{-12}
<i>ILCRs</i>	2.34×10^{-8}	1.94×10^{-7}	6.14×10^{-8}	3.32×10^{-7}	5.56×10^{-7}	3.95×10^{-7}
成年人						
<i>ILCR</i> 摄食	1.23×10^{-8}	1.02×10^{-7}	3.25×10^{-8}	1.75×10^{-7}	2.94×10^{-7}	2.09×10^{-7}
<i>ILCR</i> 皮肤接触	2.18×10^{-8}	1.81×10^{-7}	5.74×10^{-8}	3.11×10^{-7}	5.21×10^{-7}	3.70×10^{-7}
<i>ILCR</i> 呼吸吸入	8.36×10^{-13}	6.93×10^{-12}	2.20×10^{-12}	1.19×10^{-11}	1.99×10^{-11}	1.42×10^{-11}
<i>ILCRs</i>	3.41×10^{-8}	2.83×10^{-7}	8.99×10^{-8}	4.86×10^{-7}	8.15×10^{-7}	5.79×10^{-7}

强身体代谢能力。

聊城市莘县农产品种植基地土壤中的PAHs污染问题需要引起高度重视。为了有效控制PAHs的污染,需要加强对排放源的监管和管理,同时加强对土壤和农产品的监测和评估工作。此外,还需要加强

对公众的健康教育和宣传,提高他们对PAHs污染的认识和防护意识。

3 结论

本研究通过对聊城市莘县农产品种植基地土壤

中多环芳烃(PAHs)的质量分数、组成特征、相关性和来源的深入分析,主要发现:

(1)16种PAHs平均质量分数为 $162.0 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。夏季PAHs($252.4 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)的平均质量分数显著高于冬季($71.7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。

(2)高环PAHs之间的相关性大于低环PAHs之间的相关性,有机质含量与苯并[a]蒽(BaA)之间呈极显著相关。

(3)冬季PAHs的主要来源为煤/生物质燃烧源,而夏季PAHs的主要来源为液体化石燃料燃烧源。

(4)研究区域土壤在夏季属于轻度污染,冬季则为未污染状态。与荷兰土壤修复标准相比,夏季有部分化合物超标,需特别关注。

(5)儿童、青少年和成人致癌风险低于标准,但儿童风险较高,夏季风险高于冬季。

参考文献:

- VENKATRAMAN G, GIRIBABU N, MOHAN P S, et al. Environmental impact and human health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons and remedial strategies: a detailed review[J]. *Chemosphere*, 2024, 351: 141227.
- EL-SAEID M H, ALGHAMDI A G, AL-THAMILI D M. Environmental impact of 2A 2B carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in industrial soil: status, profile, concentration, and assessment to humans health risks[J]. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 2024, 44(4): 2688-2702.
- ZHAO L, LYU C, LI Y. Analysis of factors influencing plant-microbe combined remediation of soil contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. *Sustainability*, 2021, 13(19): 10695.
- SAKSHI, HARITASH A K. A comprehensive review of metabolic and genomic aspects of PAH-degradation[J]. *Archives of Microbiology*, 2020, 202(8): 2033-2058.
- EZUGWU A L, AGBASI J C, EGBUERI J C, et al. Mechanism, formation and transport of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in fruits, vegetables and fresh fish species in Africa: a systematic review of its health risk[J]. *Chemistry Africa*, 2024, 7(5): 2321-2344.
- YADAV R, KUMAR A, TOKAS D, et al. Soil contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the agroecosystems[M]// Sustainable agriculture reviews 50. Cham: Springer International Publishing, 2021: 211-234.
- SHAHNE M Z, ARHAMI M, HOSSEINI V, et al. Particulate emissions of real-world light-duty gasoline vehicle fleet in Iran[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 292: 118303.
- 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.
- 葛成军, 俞花美. 多环芳烃在土壤中的环境行为研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2006, (1): 162-165. GE C J, YU H M. The environmental behaviors of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2020, 260: 114016.
- SHARMA A K, SHARMA M, SHARMA A K, et al. Mapping the impact of environmental pollutants on human health and environment: a systematic review and Meta-analysis[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2023, 255: 107325.
- ENSHAHEY NEZHAD M, GOUDARZI G, BABAIE A A, et al. Characterization, ratio analysis, and carcinogenic risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds bounded PM₁₀ in a southwest of Iran[J]. *Clinical Epidemiology and Global Health*, 2023, 24: 101419.
- GHOBAKHLOO S, KHOSHAKHLAGH A H, ALWAN N, et al. Health risk assessment of exposure to BTEX and PAH compounds in workers of burnt oil recycling factory: simulation using Monte Carlo method[J]. *Environmental Processes*, 2024, 11(3): 37.
- XU Z Y, WANG C H, LI H X, et al. Concentration, distribution, source apportionment, and risk assessment of surrounding soil PAHs in industrial and rural areas: a comparative study[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 125: 107513.
- MA W, DING X H, LONG J L, et al. Source analysis and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in paddy soils[J]. *Soil and Sediment Contamination*, 2017, 26(3): 277-293.
- LUO Q, GU L Y, SHAN Y, et al. Distribution, source apportionment, and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils from Shenyang, China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, 42(7): 1817-1832.
- LIANG J, WU H B, WANG X X. Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals and PAHs in the soils of green spaces in Shanghai, China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2019, 191(6): 345.
- REN M X, ZHENG L G, HU J, et al. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil in a coal mining area, east China: spatial distribution, sources, and carcinogenic risk assessment[J]. *Frontiers in Earth Science*, 2022, 10: 1035792.
- HONG Y, XU X, LIAO D, et al. Air pollution increases human health risks of PM_{2.5}-bound PAHs and nitro-PAHs in the Yangtze River Delta, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 770: 145402.
- 李慧. 石化场地土壤多环芳烃生物可给性及其精细化健康风险评估[D]. 武汉: 长江大学, 2023. LI H. Bioavailability and refined health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil of petrochemical sites[D]. Wuhan: Yangtze University, 2023.
- NISBET I C T, LAGOY P K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 1992, 16(3): 290-300.
- 孟川平, 杨凌霄, 董灿, 等. 济南冬春季室内空气PM_{2.5}中多环芳烃污染特征及健康风险评估[J]. 环境化学, 2013, 32(5): 719-725. MENG C P, YANG L X, DONG C, et al. Characteristics and health risk assessment of indoor PM_{2.5} polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in winter and spring in Jinan[J]. *Environmental Science*, 2013, 32(5): 719-725.

- [22] USEPA. Risk assessment guidance for superfund: volume I. human health evaluation manual part A, interim final[R]. Washington: United States Environmental Protection Agency, 1989.
- [23] SHI R G, LI X H, YANG Y Y, et al. Contamination and human health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils from Tianjin coastal new region, China[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 268: 115938.
- [24] CHEN Y N, ZHANG J Q, ZHANG F, et al. Contamination and health risk assessment of PAHs in farmland soils of the Yinma River basin, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 156: 383–390.
- [25] 刘佳琳. 基于被动采样技术的大气-土壤中PAHs迁移转化机制研究[D]. 北京: 中国矿业大学, 2022. LIU J L. Mechanisms of atmosphere-to-soil migration and transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons based on passive sampling techniques[D]. Beijing: China University of Mining and Technology, 2022.
- [26] 赵涛, 马刚平, 周宇, 等. 多环芳烃类污染土壤热脱附修复技术应用研究[J]. 环境工程, 2017, 35(11): 178–181. ZHAO T, MA G P, ZHOU Y, et al. Thermal desorption technology applied to repair PAHs contaminated soil[J]. *Environmental Engineering*, 2017, 35(11): 178–181.
- [27] LIU G, NIU J J, GUO W J, et al. Ecological and health risk-based characterization of agricultural soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons in the vicinity of a chemical plant in China[J]. *Chemosphere*, 2016, 163: 461–470.
- [28] 张秀秀, 卢晓丽, 魏宇宸, 等. 城郊农田土壤多环芳烃污染特征及风险评估[J]. 环境科学, 2021, 42(11): 5510–5518. ZHANG X X, LU X L, WEI Y C, et al. Pollution characteristics and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in a suburban farmland soil[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(11): 5510–5518.
- [29] 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.
- [30] 范悦, 曹双瑜, 艾力江·努拉, 等. 乌鲁木齐市郊农田土壤及农作物中多环芳烃的污染特征及风险评估[J]. 环境科学, 2023, 44(7): 4039–4051. FAN Y, CAO S Y, AILIJANG N, et al. Pollution characteristics and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in farmland soil and crops in the suburbs of Urumqi[J]. *Environmental Science*, 2023, 44(7): 4039–4051.
- [31] SEO J S, KEUM Y S, LI Q X. Bacterial degradation of aromatic compounds[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2009, 6(1): 278–309.
- [32] 孙奥, 王芳, 段碧辉, 等. 鄂西山区农田土壤多环芳烃分布特征及风险评估[J]. 资源环境与工程, 2024, 38(2): 204–211. SUN A, WANG F, DUAN B H, et al. Distribution characteristics and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in farmland soil in western Hubei mountainous area. *Resources Environment & Engineering*, 2024, 38(2): 204–211.
- [33] ZHANG H B, LUO Y M, WONG M H, et al. Distributions and concentrations of PAHs in Hong Kong soils[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 141(1): 107–114.
- [34] 林楠. 北京市西南郊地区连续12个月降水中多环芳烃的含量变化与来源解析[J]. 四川环境, 2021, 40(3): 36–40. LIN N. Variation and source analysis of PAHs in 12 consecutive months precipitation in southwest suburbs of Beijing[J]. *Sichuan Environment*, 2021, 40(3): 36–40.
- [35] 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(1/2): 121–127.
- [36] 张希. 上海交通沿线农田土壤中PAHs赋存、来源及风险评估[D]. 上海: 华东师范大学, 2019: 77. ZHANG X. PAHs distribution characteristics, source analysis and risk assessment in farmland soil along Shanghai traffic line[D]. Shanghai: East China Normal University, 2019: 77.
- [37] ANNOKKÉE G J. MT-TNO research into the biodegradation of soils and sediments contaminated with oils and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) [M]//Contaminated soil '90. Dordrecht: Springer Netherlands, 1990: 941–945.
- [38] 杨帆, 罗红雪, 钟艳霞, 等. 宁东能源化工基地核心区表层土壤中多环芳烃的空间分布特征、源解析及风险评估[J]. 环境科学, 2021, 42(5): 2490–2501. YANG F, LUO H X, ZHONG Y X, et al. Spatial distribution characteristics, source apportionment, and risk assessment of topsoil PAHs in the core area of the Ningdong energy and chemical industry base[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(5): 2490–2501.
- [39] 周燕, 卢新卫. 西安市公园土壤多环芳烃污染特征、来源及风险评估[J]. 环境科学, 2017, 38(11): 4800–4808. ZHOU Y, LU X W. Assessment of pollution, sources, and risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil from urban parks in Xi'an City, China[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(11): 4800–4808.

(责任编辑: 宋潇)