

目次

加速能源转型与产业结构调整的环境健康协同效益评估:以京津冀鲁地区为例	杨玺, 孙奕生, 常世彦, 李胜悦, 郑昊天, 王书肖, 张希良 (3627)
基于不同电力需求的中国减排降碳协同增效路径	向梦宇, 王深, 吕连宏, 张楠, 白梓函 (3637)
城市碳达峰碳中和行动评估方法与应用	张保留, 白梓函, 张楠, 吕连宏, 阳平坚 (3649)
基于可解释性机器学习的城市 O ₃ 驱动因素挖掘	董佳奇, 胡冬梅, 闫雨龙, 彭林, 张辉辉, 牛月圆, 段小琳 (3660)
基于响应曲面法的臭氧生成敏感性分析	朱禹寰, 陈冰, 张雅茹, 刘晓, 李光耀, 舍静, 陈强 (3669)
基于 WRF-CMAQ/ISAM 模型的榆林市夏季 O ₃ 来源解析	王伊凡, 仝纪龙, 陈羽翔, 林鑫, 刘永乐, 敖丛杰, 刘浩天 (3676)
基于轻量级梯度提升机的南京大气臭氧浓度预测	朱珈莹, 安俊琳, 冯悦政, 贺婕, 张玉欣, 王俊秀 (3685)
2022 年广东省冬季一次臭氧污染过程的气象成因及潜在源区分析	李婷苑, 陈靖扬, 龚宇, 沈劲 (3695)
夏季对流层臭氧辐射强迫对华北地区天气和空气质量的影响	杜楠, 陈磊, 廖宏, 朱佳, 李柯 (3705)
气象、本地光化学生成和外围传输对长沙市 2018~2020 年臭氧污染趋势变化影响的识别	杨俊, 杨雷峰, 丁华, 谢丹平, 刘妍妍, 余涛, 吕明, 袁自冰 (3715)
2000~2021 年成渝城市群 PM _{2.5} 时空变化及驱动机制多维探测	徐勇, 郭振东, 郑志威, 戴强玉, 赵纯, 黄雯婷 (3724)
基于 GTWR-XGBoost 模型的四川省 PM _{2.5} 小时浓度估算	吴迪, 杜宁, 王莉, 吴宇宏, 张少磊, 周彬, 张显云 (3738)
2013~2021 年邢台 PM _{2.5} 重污染过程输送和增长特性	江琪, 盛黎, 靳雨晨, 王继康, 尤媛, 王飞 (3749)
基于高分辨率在线观测数据分析上海市城区秋冬季大气有机气溶胶化学特征及污染来源	朱书慧 (3760)
机动车尾气碳质气溶胶排放因子及其稳定碳同位素特征	于鸣媛, 王谦, 付明亮, 戈畅, 谢峰, 曹芳, 章炎麟 (3771)
沈阳工业区夏季 VOCs 组成特征及其对二次污染形成的贡献	关璐, 苏枫枫, 库盈盈, 胡建林, 于兴娜 (3779)
疫情管控期间深圳市城区 VOCs 的变化特征及减排效果评估	云龙, 林楚雄, 李成柳, 邱志诚, 古添发, 李光程, 张明棣, 郭健锋 (3788)
西安市冬季道路扬尘中有机质组成特征及其氧化潜势	王擎雯, 陈庆彩, 王超, 王瑞鹤, 刘国瑞, 李豪, 李艳广 (3797)
淮北孙疃矿区地表尘中多环芳烃类化合物的污染特征及致癌风险评价	徐振鹏, 钱雅慧, 洪秀萍, 罗钟庚, 高秀龙, 梁汉东 (3809)
雄安建设初期白洋淀水质时空差异及其对降雨和土地利用的响应	王子铭, 杨丽虎, 宋献方 (3820)
流域尺度污染溯源模拟-优化防控方法:以铜陵市顺安河流域为例	刘国王辰, 陈磊, 李佳奇, 张钰晨, 赵奕欣, 刘妍琪, 沈珍瑶 (3835)
南昌市浅层地下水水质评价及监测指标优化	郑紫吟, 储小东, 徐金英, 马志飞 (3846)
闪电河流域“三水”氢氧同位素特征及水体转换分析	杨丽娜, 贾德彬, 高瑞忠, 苏文旭, 卢方园, 郝玉胜 (3855)
金沙江丰富类和稀有类浮游真核微生物的分布特征与影响因素	燕炳成, 崔戈, 孙胜浩, 王沛芳, 王超, 吴程, 陈娟 (3864)
嘉陵江不同干扰断面河道沉积物细菌群落多样性	竹兰萍, 张拓, 李佳宁, 王佳颖, 郭伟亮, 徐飞, 张富斌 (3872)
水库水深变化对不同浮游微生物群落及网络互作关键种的影响	王洵, 廖琴, 王沛芳, 袁秋生, 胡斌, 邢小蕾, 徐浩森 (3881)
典型工业区地下水细菌群落多样性特征与环境因子响应初探	吴建强, 张书源, 王敏, 陈敏, 叶文娟, 熊丽君, 黄沈发 (3892)
太湖流域肥料施用策略调整对典型作物系统氮磷流失的影响	俞映倬, 王逸之, 杨根, 杨林章, 段婧婧, 韩雪梅, 薛利红 (3902)
基于机器学习的长江流域农田氮径流流失负荷估算	张有福, 潘哲祺, 陈丁江 (3913)
千岛湖地区上梧溪流域地表径流非点源氮污染分类识别	俞珂, 严璇, 唐张轩, 张方方, 何圣嘉, 姜培坤 (3923)
沱江和涪江水系干支流氮磷营养盐的空间分布特征	李子阳, 周明华, 徐鹏, 陈露, 刘祥龙, 林洪羽, 江南, 任兵, 张博文 (3933)
外秦淮河底泥污染及疏浚效果	张沐, 任增谊, 张曼, 赵琼, 尹洪斌 (3945)
新污染物多环芳烃衍生物的来源、分布与光化学行为	葛林科, 王子宇, 曹胜凯, 车晓佳, 朱超, 张蓬, 马宏瑞 (3957)
镉砷在针铁矿界面共吸附的相互作用机制	苏子贤, 刘赛红, 管玉峰, 陶亮 (3970)
环糊精键合 Fe-TAML 催化剂的制备及其活化 H ₂ O ₂ 氧化水中有机微污染物	刘清泉, 蔡本哲, 蔡喜运 (3978)
Co(II) 活化过一硫酸盐降解氨基三甲膦酸的性能及反应机制	朱敬林, 汪舒 (3990)
微塑料诱导下污泥造粒潜能变化及微生物富集特征	谢晴帆, 俞楠, 张妮, 谢周云, 单珂欣, 吴亦馨, 唐力, 夏静芬, 杨国靖 (3997)
中国农田土壤 Cd 累积分布特征及概率风险评价	王静, 魏恒, 潘波 (4006)
渝东南典型地质高背景区土壤重金属来源解析及污染评价	蒋玉莲, 余京, 王锐, 王佳彬, 李瑜, 余飞, 张云逸 (4017)
基于 PMF 模型的农田土壤重金属源暴露风险综合评价:以浙江省某电子垃圾拆解区为例	方嘉, 何影, 黄乃涛, 支裕优, 傅伟军 (4027)
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价	范悦, 曹双瑜, 艾力江·努尔拉, 于芸云江·吗米提敏, 阿不都艾尼·阿不里, 谢宣宣, 古丽斯坦·阿不都拉, 刘河疆 (4039)
荒漠绿洲土壤抗生素抗性基因分布特征及驱动机制	黄福义, 周曙仡, 苏建强, 朱永官 (4052)
近 15 年我国土壤抗生素污染特征与生物修复研究进展	赵晓东, 乔青青, 秦宵睿, 李晓晶, 李永涛 (4059)
改性生物炭修复砷镉复合污染土壤研究进展	吕鹏, 李莲芳, 黄晓雅 (4077)
沼液还田对土壤-作物系统重金属累积的影响:Meta 分析	赵奇志, 杨志敏, 孔凡靖, 熊海灵, 朱康文, 陈玉成 (4091)
两种铁改性生物炭对微碱性砷镉污染土壤的修复效果	梁欣冉, 何丹, 郑墨华, 付庆灵, 胡红青, 朱俊 (4100)
秸秆离田对土壤 Cd 生物有效性及水稻 Cd 积累的影响	王子钰, 周航, 周坤华, 谭文韬, 蒋毅, 唐棋, 伍港繁, 辜娇峰, 曾鹏, 廖柏寒 (4109)
秸秆与脱硫石膏配施改良黄河三角洲盐碱地的理化性质	赵惠丽, 于金艺, 刘涛, 王丽, 赵英 (4119)
基于环境 DNA 的复合污染土壤生物评价和胁迫诊断	黄湘云, 钟文军, 刘训杰, 毕婉娟, 钱林皓, 张效伟 (4130)
地质高背景区土壤-玉米重金属综合质量评价	张传华, 王钟书, 刘力, 刘燕 (4142)
浙江省蔬菜生产系统重金属污染生态健康风险	张述敏, 刘翠玲, 杨桂玲, 邓美华 (4151)
生物炭配施磷肥对土壤养分、酶活性及紫花苜蓿养分吸收的影响	刘鑫裕, 王冬梅, 张泽洲, 张鹏, 樊桐桐 (4162)
低密度聚乙烯微塑料对空心菜生长和生理特征的影响	周颖, 蒋文婷, 刘训悦, 朱高荻, 唐荣贵, 章海波, 蔡延江 (4170)
沼液施用对麦茬口期土壤微生物群落结构特征及功能的影响	乔宇颖, 奚辉, 李娜, 陈喜靖, 沈阿林, 喻曼 (4179)
大同铅锌尾矿不同污染程度土壤细菌群落分析及生态功能特征	刘泽勋, 庄家尧, 刘超, 郑康, 陈玲 (4191)
马尾松采伐迹地火烧黑炭对土壤有机碳组分和碳转化酶活性的影响	姚智, 焦鹏宇, 吴晓生, 严强, 刘先, 胡亚林, 王玉哲 (4201)
《环境科学》征订启事(3648) 《环境科学》征稿简则(3659) 信息(3714, 4150, 4178)	

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价

范悦^{1,2,3}, 曹双瑜^{4,5}, 艾力江·努尔拉^{1,2,3*}, 于苏云江·吗米提敏⁶, 阿不都艾尼·阿不里⁶, 谢宣宣^{1,2,3}, 古丽斯坦·阿不都拉^{4,5}, 刘河疆^{4,5}

(1. 新疆大学生态与环境学院, 乌鲁木齐 830017; 2. 绿洲生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830017; 3. 新疆精河温带荒漠生态系统教育部野外科学观测研究站, 乌鲁木齐 830017; 4. 新疆农业科学院农业质量标准与检测技术研究所, 乌鲁木齐 830091; 5. 农业农村部农产品质量安全风险评估实验室(乌鲁木齐), 乌鲁木齐 830091; 6. 新疆大学地理与遥感科学学院, 乌鲁木齐 830017)

摘要: 为了解土壤和农作物中 PAHs 的赋存情况, 探究不同农作物对 PAHs 的富集能力和农作物不同部位中 PAHs 的分布特征, 以乌鲁木齐周边农田种植的农作物和土壤为例, 于 2021 年 7 月在乌鲁木齐市郊农田聚集区进行样品采集, 共采集农作物样品 100 份, 农作物种类达 21 种, 表层土壤样品 45 份。结果表明, 土壤和农作物中 16 种 PAHs 均被检出。农田土壤中 ω (总 PAHs) 范围为 19.06 ~ 1 870.86 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均值为 127.40 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 7 种致癌性 PAHs 占 16 种 PAHs 的 42.85% ~ 79.20%, 其中 BaP 为土壤中主要污染物。经过特征比值法发现, 土壤中 PAHs 的主要来源为生物质、煤等的燃烧。农作物中 ω (总 PAHs) 范围为 1.86 ~ 974.05 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均值为 303.30 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。不同作物对 PAHs 的富集能力不同, 在采集到的 21 种农作物中, 南瓜体内的 ω (PAHs) 累计值最高 (431.75 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。叶菜类作物中, 叶片部位的 PAHs 含量高于根部 and 果实部位; 果菜类作物中, 果实部位高于根部或叶部。土壤中高环 PAHs 和植物叶片中的 PAHs 显著相关。对农作物中 PAHs 进行健康风险评估, 结果表明, 膳食摄入存在潜在致癌风险, 在成年男性和女性群体中甚至存在高致癌风险, 需引起关注。

关键词: 多环芳烃 (PAHs); 农田土壤; 农作物; 污染特征; 风险评价

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2023)07-4039-13 **DOI:** 10.13227/j.hjxx.202207215

Pollution Characteristics and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Farmland Soil and Crops in the Suburbs of Urumqi

FAN Yue^{1,2,3}, CAO Shuang-yu^{4,5}, Nuerla Ailijiang^{1,2,3*}, Yusuyunjiang Mamtimin⁶, Abdugheni Abliz⁶, XIE Xuan-xuan^{1,2,3}, Gulistan Abudula^{4,5}, LIU He-jiang^{4,5}

(1. College of Ecology and Environment, Xinjiang University, Urumqi 830017, China; 2. Key Laboratory of Oasis Ecology of Education Ministry, Urumqi 830017, China; 3. Xinjiang Jinghe Observation and Research Station of Temperate Desert Ecosystem, Ministry of Education, Urumqi 830017, China; 4. Institute of Quality Standards & Testing Technology for Agro-Products, Xinjiang Academy of Agricultural Sciences, Urumqi 830091, China; 5. Laboratory of Quality and Safety Risk Assessment for Agro-Products (Urumqi), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Urumqi 830091, China; 6. College of Geographical and Remote Sensing Science, Xinjiang University, Urumqi 830017, China)

Abstract: In order to understand the occurrence of PAHs in soil and crops, the enrichment capacity of different crops for PAHs, and the distribution characteristics of PAHs in different parts of crops, the crops and soil planted in the farmland around Urumqi were studied as examples. Samples were collected in the farmland gathering area in the suburb of Urumqi in July 2021. A total of 100 crop samples were collected, including 21 crop species and 45 surface soil samples. The results showed that 16 types of PAHs were detected in the soil and crops. The total concentration of PAHs in farmland soil ranged from 19.06 to 1 870.86 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, and the average concentration was 127.40 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Seven carcinogenic PAHs accounted for 42.85% - 79.20% of the 16 types of PAHs, among which BaP was the main pollutant in the soil. Through the characteristic ratio method, it was found that the main sources of PAHs in the soil were biomass and coal combustion. Total PAHs in crops ranged from 1.86 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ to 974.05 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, with an average of 303.30 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Different crops had different enrichment capacities for PAHs. Among the 21 crops sampled, the accumulative content of PAHs in pumpkin was the highest (431.75 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$). In leaf vegetable crops, the content of PAHs in leaves was higher than that in roots and fruits. In fruit and vegetable crops, the PAH content in fruit was higher than that in the root or leaf. There was a significant correlation between high cyclic PAHs in soil and PAHs in plant leaves. The health risk assessment of PAHs in crops showed that dietary intake had potential carcinogenic risk and even had high carcinogenic risk in adult male and female groups, which requires further attention.

Key words: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); farmland soil; crops; pollution characteristics; risk evaluation

多环芳烃 (polycyclic aromatic hydrocarbon, PAHs) 是含两个或两个以上苯环的一类持久性有机污染物。由于其具有致癌、致畸和致突变性^[1], 且广泛存在于各类环境介质中, 包括水、大气、土壤和生物体等^[2~5], 美国环保局把其中 16 种 PAHs 列为

收稿日期: 2022-07-22; 修订日期: 2022-09-13

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51968067); 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室污染控制与资源化研究国家重点实验室开放课题项目 (22K01ESPCT)

作者简介: 范悦 (1994 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为新兴污染物在环境中的迁移转化, E-mail: 313239866@qq.com

* 通信作者, E-mail: aljnel@xju.edu.cn

了优先控制的污染物^[6]. 随着人们生活水平的提升,农作物的质量安全逐渐受到关注. 蔬菜水果等作物是人类日常膳食的重要组成部分,同时膳食摄入也是人体暴露于 PAHs 污染的主要途径之一^[7]. 而进入到农作物体内的 PAHs 终会经过食物链的传递危害到人体健康^[8~10],因此蔬菜等农作物中的 PAHs 污染是不可忽视的环境问题.

PAHs 可以通过大气降尘沉积在植物叶片和果皮上,随后通过叶片气孔吸收进入植物体内,也可通过根系吸收进行富集^[11]. Jia 等^[12]对上海市茼蒿、大白菜、生菜和蚕豆中 PAHs 含量进行了研究,PAHs 在不同类别的作物中呈现出叶菜类蔬菜 > 茎类蔬菜 > 豆类蔬菜 > 根茎类蔬菜的规律. 有研究也发现胡萝卜、马铃薯、南瓜和茼蒿等根类作物中的 ω (总 PAHs) 范围($0.01 \sim 0.1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 远远低于叶菜类作物($0.2 \sim 48 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[13]. PAHs 在各类农作物中的生物累积量具有较大差异,这种差异主要受到植物组织结构不同的影响. 这意味着作物种类是作物中 PAHs 含量的决定因素之一. Tao 等^[14]在所调查的 8 种蔬菜中发现,PAHs 含量最高的是花椰菜,其次是芹菜,萝卜的累积量最低. 而 Waqas 等^[15]研究结果却恰恰相反,萝卜中 ω (总 PAHs) 最高,达到了 $402 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,芥菜为 $393 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,生菜中 ω (总 PAHs) 为 $333 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,花椰菜的 ω (总 PAHs) 则最低,为 $276 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 这是因为 Waqas 等^[15]的研究区域是受到严重污染的废水灌溉区,土壤中 PAHs 含量普遍较高,萝卜作为根系植物,能够更好的从土壤中富集 PAHs. 这表明不同农作物对 PAHs 的富集不仅仅受到植物组织结构的影响,研究区域的污染状况和排放源的差异均会影响到植物体内 PAHs 的含量. 因此,对植物所在的土壤进行 PAHs 含量的研究是必不可少的. 此外,PAHs 在农作物中的吸收积累不仅在不同种类作物间存在差异,在同种作物中不同部位间也存在不同的分布特征. 通过对瓜类作物中 5 种 PAHs 的研究,发现同种瓜内 7 个不同部位间 PAHs 总含量部分存在显著差异^[16]. Zhang 等^[17]研究发现胡萝卜皮、叶和核中 PHAs 的分布也不尽相同,胡萝卜中的 PAHs 主要来自于表皮,与叶片、胡萝卜核相比,表皮中 PAHs 含量最高. 根据饮食习惯,蔬菜中可食用部位的 PAHs 含量将直接影响到人体健康. 因此,探究 PAHs 在植物中不同部位的分布特征对于维护食品质量和人体健康具有重要意义.

乌鲁木齐是中国西北地区重要的中心城市,干旱半干旱的气候类型导致其水资源紧缺^[18],脆弱的生产环境在一定程度上影响着农作物的质量. 此外,

乌鲁木齐作为亚欧大陆的中心^[19],经济快速发展的同时也带来了严重的环境问题^[20~22]. 通过国内外学者的研究,农作物中 PAHs 污染情况已经相当明显^[13,23],但还未有针对于多种作物和其不同部位之中 PAHs 的研究. 本文以乌鲁木齐周边郊区农作物和农田土壤为研究对象,对农作物根部、农作物叶片、果实和土壤中的 PAHs 含量水平和分布进行探究. 特别分析了 21 种不同种类农作物中 PAHs 的分布,以及不同部位对 PAHs 的富集差异. 同时对受污染的作物及土壤进行风险评估,旨在为农作物及土壤中 PAHs 污染情况提供基础数据,对控制 PAHs 污染、保障农作物安全和维护食品安全具有重要意义.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

乌鲁木齐地处天山北坡沿线经济带,是丝绸之路的重要枢纽,下辖 7 个市辖区、1 个县,常住人口为 405.44 万人. 总面积 1.38 万 km^2 ,耕地主要用于粮食和棉花、油、糖和蔬菜等农产品生产. 其中米东区等城郊区域作为发展蔬菜种植的基地,为乌鲁木齐市民的蔬菜等粮食供应提供了保障. 截至 2022 年,米东区已形成了 5000 hm^2 (约 7 万余亩) 蔬菜种植面积,同时城郊区域是化工园区和新型产业园区的聚集地,城乡道路错综分布于农田之中. 乌鲁木齐属中温带大陆性干旱气候,地表水水质较好,河流均系内陆河,河道短而分散,源于山区,以冰雪融水补给为主,水位季节变化大.

1.2 样品采集

在乌鲁木齐市城郊西北部以网格布点法为基础,按照作物种植进行采样点的布设. 选取广泛种植且常见的 21 种农作物,包括 17 种蔬菜、3 种经济作物和 1 种水果(芹菜、蒜苗、大葱、紫甘蓝、韭菜、恰玛古、红薯、黄萝卜、胡萝卜、花椰菜、长辣椒、圆辣椒、西红柿、黄瓜、豇豆、南瓜、西葫芦、玉米、向日葵、棉花和葡萄),共 100 份植物样品. 同时在采集农作物的地点进行土壤样品的采集,采用五点采样法采集表层土壤($0 \sim 20 \text{ cm}$),均匀混合 5 点土样为一个土壤样品,总计 45 个土壤样品. 采样点如图 1 所示. 土样经过自然干燥,剔除杂质,过筛,于 -20°C 低温保存备用. 将采集的植物样品先后用自来水、去离子水冲洗干净后自然干燥,分离根、叶和果实这 3 个部分,研磨过筛后分别放置于密封的聚乙烯自封袋中,于 -20°C 低温避光保存备用.

1.3 实验仪器与试剂

电子天平: OHAUS CORPORATION AR522CN (奥豪斯仪器上海有限公司制造); 匀浆机: IKA T18

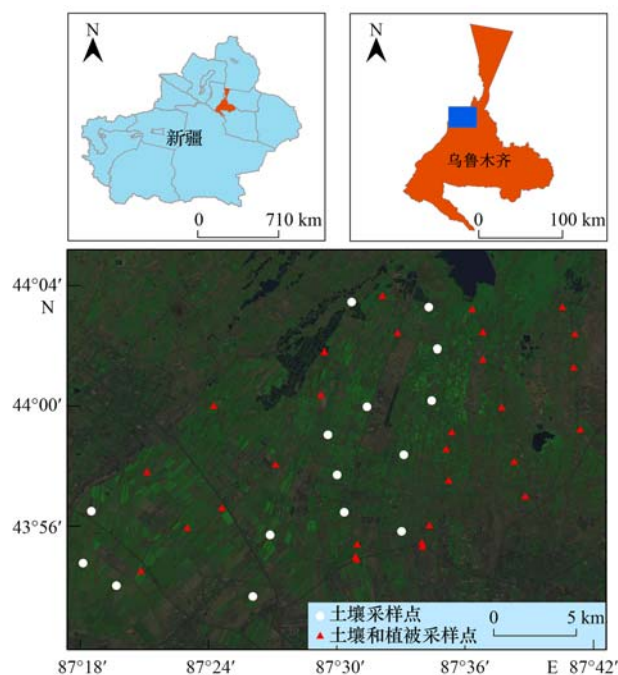


图1 采样点示意

Fig. 1 Schematic diagram of sampling sites

digital ULTRA TURRAX; 振荡器: SHA-C 数显水浴恒温振荡器(金强华峰仪器有限公司); 超声波清洗器: KQ5200DE 型数控超声波清洗器; 离心机: TECHCOMP CT15RT; 浓缩仪: EYELA 旋转蒸发仪 N-1100(上海爱朗仪器有限公司, 出厂编号 61217246); EYELA 水浴锅 SB-1100(上海爱朗仪器有限公司, 出厂编号 61214259); H50 Lab Tech 水循环泵; 涡旋混合仪: IKA MS3 digital; GC-MS: Agilent Technologies 7890B GC system, Agilent Technologies 7000 GC/MS Triple Quad, Agilent Technologies 7693 Autosampler; 疏水性针式滤器 PTFE: 13 mm × 0.22 μm(上海安谱实验科技股份有限公司); 二氯甲烷/正己烷: CNW; 丙酮: Fisher Chemical[赛默飞世尔科技(中国)有限公司, 均为色谱纯]; 检测的 16 种 PAHs 的标准物质购置于上海安谱实验科技股份有限公司。

1.4 样品前处理与检测

参照《土壤及沉积物中多环芳烃的测定》(HJ 805-2017)和作业指导书的检测方法。准确称取 15.00 g 土壤样品置离心管(250 mL)中, 加入 30 mL 体积比为 1:1 的二氯甲烷-丙酮溶液静置 2 h, 匀浆提取 1 min 后, 微波振荡提取 15 min, 10 000 r·min⁻¹ 转速下离心分离 5 min, 提取过程重复 2 次, 取上层有机相清液 5 mL, 用浓缩仪 40℃ 浓缩干, 用正己烷定容至 2.5 mL, 漩涡 15 s 后过 0.22 μm 滤膜至进样瓶, 等待上机。植物样品在清洗掉表面泥土后称取 1.00 g 样品, 处理方法同土壤样品, 使用佛罗里硅土小柱进行净化。

1.5 仪器条件

色谱条件: 采用 HP-5MS 色谱柱, 进样口温度: 220℃, 采用不分流形式。进样量为 1.00 μL, 柱流量 1.0 mL·min⁻¹。柱温: 80℃ 保持 2 min, 以 20℃·min⁻¹ 速率升至 180℃, 保持 5 min, 再以 10℃·min⁻¹ 速率升至 290℃, 保持 5 min。

质谱条件: 采用电子轰击源(EI), 离子源温度为 230℃, 传输线温度 280℃, 双重四极杆温度均为 150℃, 质量扫描范围为 40 ~ 550 u, 溶剂延迟时间为 5 min, MRM 扫描模式。

1.6 分析方法

1.6.1 毒性当量法评价生态风险

在优先控制的 16 种 PAHs 中, 有 7 种具有致癌作用^[24], 而在这其中 BaP 的致癌性和毒性尤为强烈。PAHs 总的致癌风险可以通过 BaP 的毒性当量含量(TEQ)进行表示^[25]。各 PAHs 相对于 BaP 的毒性当量因子(TEF)越大, 致癌性越大, 计算公式如下^[26]:

$$TEQ = \sum (C_i \times TEF_i) \quad (1)$$

式中, C_i 表示单个 PAHs 种类 i 的含量; TEQ 表示基于 BaP 的毒性当量含量; TEF_i 表示 i 相对于 BaP 的毒性当量因子。由此可以计算得到乌鲁木齐采样点的总 TEQ 水平。

1.6.2 终身致癌风险评价人体健康风险

利用终生致癌风险评价模型(probabilistic incremental lifetime cancer risk, ILCRs)对研究区存在的潜在健康风险进行评估。研究区中人体暴露于土壤中的 PAHs 主要有 3 种途径, 口摄入、呼吸摄入和土壤皮肤接触摄入。利用美国环境保护署推荐使用的计算公式进行计算, 具体为公式(2)~(4)所示:

$$ILCR_{Dermal} = \frac{Cs \times CSF_{Dermal} \times SA \times ABS \times AF \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (2)$$

$$ILCR_{Ingestion} = \frac{Cs \times CSF_{Ingestion} \times IR_{soil} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (3)$$

$$ILCR_{Inhalation} = \frac{Cs \times CSF_{Inhalation} \times IR_{air} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (4)$$

式中, Cs 表示 PAHs 的毒性当量含量, mg·kg⁻¹; CSF_{Dermal} 为皮肤接触致癌斜率因子; $CSF_{Ingestion}$ 为饮食摄入致癌斜率因子; $CSF_{Inhalation}$ 为呼吸摄入致癌斜率因子; 各致癌斜率因子参数见文献[27, 28]; SA 为皮肤暴露面积, cm²; ABS 为皮肤吸收系数; IR_{soil} 为土壤摄取率, mg·d⁻¹; AF 为皮肤粘附因子, mg·cm⁻²; IR_{air} 为吸入率, m³·d⁻¹; BW 为体重, kg;

AT 为平均寿命; EF 为暴露频率; ED 为暴露持续时间, a; PEF 为土壤颗粒排放因子, $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$.

依据美国环境保护署提供的公式计算由膳食摄入造成的 PAHs 致癌风险值为:

$$\text{ILCR}_{\text{crop}} = \frac{\text{Cs} \times \text{IR}_{\text{crop}} \times \text{ED1} \times \text{EF} \times \text{CSF}_{\text{Ingestion}}}{\text{BW} \times \text{AT} \times 10^6} \quad (5)$$

式中, IR_{crop} 为蔬菜等作物的摄取量, 参照文献[25, 29, 30]中的参数; ED1 为暴露时间, 成年人的暴露时间为 43 a, 老年人的暴露时间为 10 a, 儿童的暴露时间 7 a; $\text{CSF}_{\text{Ingestion}}$ 为 BaP 的膳食致癌因子. BW 为体重, 男性儿童、男性未成年、男性成人、男性老年人、女性儿童、女性未成年、女性成人和女性老年人的体重分别取 25.90、50.60、67.10、65.20、24.70、47.70、57.30 和 56.00 $\text{kg}^{[31]}$.

美国环保署的标准指南指出, 当 ILCR 值 $\geq 10^{-4}$ 时属于高风险级别, 当 $10^{-6} < \text{ILCR 值} < 10^{-4}$ 时属于潜在风险级别, 当 ILCR 值 $\leq 10^{-6}$ 时属于可接受级别.

1.7 质量控制

本实验采用空白实验、平行样品分析和加标回收率等方法控制数据质量. 标准曲线的绘制采用基质标准加入法, 实验过程中每 10 个样品为一批次, 每批次同时处理空白样品、平行样品和基质加标. 被检出的 16 种 PAHs 回收率均在 70.41% ~ 112.82% 之间. 本方法的仪器检出限 (IDL) 以 3 倍信噪比时 PAHs 标准溶液浓度计, 检出限范围为 $6.10 \times 10^{-3} \sim 9.68 \times 10^{-2}$.

2 结果与讨论

2.1 土壤中的 PAHs 含量及其污染水平

研究区域内土壤样品 PAHs 的含量特征见表 1. 在所采集的 45 个土壤样品中, 16 种 PAHs 除 DahA 和 BghiP 外均被 100% 检出, 其 ω (总 PAHs) 范围为 $19.06 \sim 1870.86 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值为 $127.40 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$. 不同地区土壤中 PAHs 含量具有较大差异, 有研究发现, 新疆多段公路沿线和风景区土壤中 ω (PAHs) 范围为 $18.82 \sim 2153.54 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$. 与其他地区土壤中 PAHs 相比, 乌鲁木齐城郊土壤 ω (PAHs) 明显高于南京市周岗镇的城郊土壤 ($24.49 \sim 750.04 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[32], 但远远低于天津滨海工业区 ω (总 PAHs) ($620 \sim 4277 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[33]. 与乡镇相比, 城市周边的环境污染问题更加严重, 但远远比不上工业区所造成的污染^[34]. 16 种 PAHs 中, 7 种致癌 PAHs (BaA、Chry、BbF、BkF、BaP、InP 和 DahA) 在土壤中有较高比例, 占比为 42.85% ~ 79.20%, 范围在 $10.07 \sim 1461.78 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 $88.11 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$. 其中, 2、3、4、5 和 6 环 PAHs 分别占 16 种 PAHs 的 0.03%、12.30%、32.41%、42.40% 和 11.27%. 由此可见, 此研究区域土壤中高环 PAHs 占比较高. 不同相对分子质量的 PAHs 在土壤中具有不同的迁移转换行为, 这是因为相对分子质量低的 PAHs 在土壤介质中更容易降解, 而相对分子质量高的 PAHs 能够在土壤中保留更久^[35], 其次 PAHs 具有亲脂性, 能够在有机质含量高的土壤中富集积累^[25].

表 1 土壤样本中 PAHs 分布特征

Table 1 Distribution characteristics of PAHs in soil samples

PAHs	全称	最小值 $/\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	最大值 $/\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	总和 $/\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	平均值 $/\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	检出率 /%
Nap	萘	0.83	11.63	92.64	2.06 ± 1.57	100.00
Acy	苊烯	0.05	3.43	20.53	0.46 ± 0.52	100.00
Ace	二氢苊	0.25	7.10	36.31	0.81 ± 1.02	100.00
Flu	苊	0.62	11.93	78.57	1.75 ± 1.63	100.00
Phe	菲	1.01	83.12	413.46	9.19 ± 11.80	100.00
Ant	蒽	0.98	29.85	156.45	3.48 ± 4.17	100.00
Fla	荧蒽	1.53	136.30	498.32	11.07 ± 19.80	100.00
Pyr	芘	1.53	125.42	424.54	9.43 ± 18.12	100.00
BaA	苯并[a]蒽	1.61	169.78	463.67	10.30 ± 24.57	100.00
Chry	䓛	1.10	93.99	471.65	10.48 ± 13.66	100.00
BbF	苯并[b]荧蒽	0.16	70.31	389.39	8.65 ± 10.58	100.00
BkF	苯并[k]荧蒽	0.37	115.65	359.27	7.98 ± 16.86	100.00
BaP	苯并[a]芘	0.38	409.91	922.69	20.50 ± 60.03	100.00
InP	茚并[1,2,3-cd]芘	1.42	175.53	598.85	13.31 ± 25.83	100.00
DahA	二苯并[a,h]蒽	0.00	426.61	759.52	16.88 ± 62.65	93.33
BghiP	苯并[g,h,i]花	0.00	9.71	47.19	1.05 ± 1.97	57.78
Σ 16PAHs		20.53	922.69	5733.04	358.32 ± 270.00	

根据已有研究^[6],将 16 种总 PAHs 含量按污染等级划分为:未污染($<200\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、轻度污染($200\sim600\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、污染($600\sim1\,000\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和重度污染($>1\,000\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。本研究中,除 M21 样点和 M31 样点外,其余样点均为无污染。其中 M21 样点 ω (总 PAHs)达到了 $1\,870.863\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,属于重度污染。不同的污染源所造成的 PAHs 污染程度不同,交通源作为 PAHs 主要来源之一^[36],在土壤污染中发挥着重要作用。M21 样点位于 S114 乌奎高速路旁 5 m 处,由于靠近交通干道,汽车尾气的排放,化石燃料的燃烧可能是造成该样点 PAHs 含量最高的重要原因。有研究表明,对于交通干道附近的农田土壤,越靠近道路,土壤中所富集的 PAHs 含量越多^[37]。M31 点位于村庄(新联村一队)附近,村庄内主要交通工具为柴油三轮车,并且存在秸秆燃烧的情况。由此推断其 PAHs 含量较高的原因可能是居民区冬季煤取暖所造成的 PAHs 富集、生物质的不完全燃烧和石油类的不完全燃烧等。然而根据我国 2008 年发布的《土壤环境质量标准(修订)》,包括土壤有机质污染物的环境质量二级标准,其中对于农业用地 16 种 PAHs 总量的限值为 $1.01\times10^4\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[38]。在本研

究中,45 个土壤样点均远远低于此限值,由此可见,根据我国环境质量标准,乌鲁木齐城郊农田土壤 PAHs 含量均在安全范围内。

2.2 植物中的 PAHs 含量及其组成特征

在农作物样品中,蔬菜中 PAHs 的检出率低于土壤中 PAHs(见表 2),这更能说明土壤作为 PAHs 重要的汇,能够聚集大量的持久性和疏水性有机化合物^[39]。农作物中总 ω (PAHs)范围在 $1.86\sim974.05\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,均值为 $303.30\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。 ω (总 PAHs)最高点是 M20 样点的南瓜($974.05\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$),其次是 M19 棉花($732.08\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。乌鲁木齐市郊作物中单体 PAHs 的描述性统计如表 2 所示,在植物中 Phe 占比最高(31.58%),含量达到了 $9\,576.84\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值为 $(95.77\pm39.67)\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$;其次是 BghiP,占总量的 14.86%,这两种单体是机动车排放的主要污染物,可能和机动车尾气排放有关。对比我国其他城市,低于青岛市城郊蔬菜基地的 ω (总 PAHs)^[25]($77.80\sim420.70\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,均值为 $222.60\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$);高于上海市闵行区郊区蔬菜的 ω (总 PAHs)^[40]($7.39\sim203.14\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,均值为 $109.11\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。

表 2 作物中单体 PAHs 的分布特征
Table 2 Distribution characteristics of monomer PAHs in crops

PAHs	最小值 / $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	最大值 / $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	总和 / $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	平均值 $\pm$ 标准差 / $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	检出率 /%
Nap	1.10	100.40	4 258.31	42.58 $\pm$ 12.68	100.00
Acy	0.00	30.68	359.57	3.60 $\pm$ 3.92	99.00
Ace	0.00	20.03	618.61	6.19 $\pm$ 3.19	99.00
Flu	0.00	75.22	2 497.21	24.97 $\pm$ 10.72	99.00
Phe	0.00	194.62	9 576.84	95.77 $\pm$ 39.67	99.00
Ant	0.00	130.09	2 103.19	21.03 $\pm$ 25.48	99.00
Fla	0.00	52.41	1 972.96	19.73 $\pm$ 10.22	99.00
Pyr	0.00	93.89	1 580.67	15.81 $\pm$ 13.33	99.00
BaA	0.45	30.05	273.52	2.74 $\pm$ 3.57	100.00
Chry	0.31	27.75	678.49	6.78 $\pm$ 5.14	100.00
BbF	0.00	48.88	660.90	6.61 $\pm$ 7.97	93.00
BkF	0.00	33.17	369.13	3.69 $\pm$ 4.74	94.00
BaP	0.00	72.74	491.13	4.91 $\pm$ 7.67	96.00
InP	0.00	39.10	210.79	2.11 $\pm$ 5.05	54.00
DahA	0.00	14.63	170.70	1.71 $\pm$ 2.99	50.00
BghiP	0.00	475.49	4 507.83	45.08 $\pm$ 76.21	56.00
$\sum$ 16PAHs	170.71	9 576.84	30 329.86	1 895.62 $\pm$ 2 471.99	

从作物种类来看,将 21 种作物进行分类,如表 3 所示。5 类作物中,果菜类中,南瓜 ω (总 PAHs)最高,为 $431.75\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$;根茎类作物中,胡萝卜的 16 种 ω (总 PAHs)最高,达 $314.15\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$;花菜类 16 种 ω (总 PAHs)为 $335.24\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$;叶菜类作物中,大葱的 ω (总 PAHs)达到了 $364.07\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,为叶菜类中总量最高的蔬菜。棉花作为广泛种植

的经济作物, ω (总 PAHs)达到了 $389.13\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。葡萄是此次研究中的水果, ω (总 PAHs)为 $324.87\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,远远高于巴西某工业城市道路附近农田土壤所种植的葡萄($3.77\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[41],一部分原因是巴西葡萄只测定了 10 种 PAHs 的含量。豇豆中 ω (总 PAHs)为 $305.19\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,远高于 Khillare 等^[28]研究的结果。这表

明,同一作物在不同研究区域内富集的 PAHs 含量不尽相同,且差异较大.这主要是因为不同污染源

所造成的,城市道路附近 PAHs 主要来自于交通,工业区附近 PAHs 大部分来源于工业生产.

表 3 不同类别作物中 PAHs 各环数含量/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 3 Content of PAHs of different rings in different crops/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

类别	作物	2 环	3 环	4 环	5 环	6 环	$\sum$ 16PAHs
果菜类	南瓜	56.07	116.74	49.14	24.72	185.09	431.75
	西葫芦	47.91	170.02	54.50	11.72	126.71	410.86
	长辣椒	41.26	174.88	67.76	27.23	54.54	365.67
	圆辣椒	43.73	114.10	56.37	16.71	1.23	232.15
	西红柿	40.23	127.03	39.26	9.82	12.95	229.30
	黄瓜	38.43	208.26	56.19	17.14	25.10	345.12
	豇豆	45.94	155.50	37.59	7.69	58.49	305.19
根茎类	恰玛古	28.30	122.62	37.59	9.85	14.35	212.70
	红薯	42.99	106.76	23.32	4.69	16.63	194.39
	黄萝卜	39.88	172.40	49.88	14.63	35.48	312.27
	胡萝卜	39.53	195.32	58.31	13.28	7.72	314.15
花菜类	花椰菜	36.45	196.24	53.24	15.96	33.36	335.24
叶菜类	芹菜	35.85	188.61	51.69	23.56	2.76	302.48
	蒜苗	42.48	217.89	31.68	12.92	14.91	319.87
	大葱	34.06	186.79	61.03	40.63	41.56	364.07
	紫甘蓝	46.53	125.82	21.67	2.34	8.94	205.31
	韭菜	48.57	171.79	24.93	10.56	39.85	295.68
其他	棉花	48.72	143.71	49.80	25.10	121.82	389.13
	玉米	40.74	130.14	41.11	14.88	14.48	241.34
	向日葵	38.10	167.86	40.34	17.32	45.98	309.61
	葡萄	61.97	143.71	52.52	21.85	44.81	324.87

研究区内 21 种农作物中总 PAHs 有着明显差异,由于不同植物组织结构不同从而对 PAHs 的积累能力不同,呈现出南瓜>西葫芦>棉花的趋势,其次是叶菜类和根茎类.由此可见,南瓜和西葫芦对 PAHs 的富集能力最高,同时这也和 Khillare 等^[28]研究的结果一致,葫芦科植物对于 PAHs 的富集能力最高.无论是不同种类的作物还是作物的不同部位,Phe 占了绝对优势,如图 2 所示,这与 Chen 等^[42]研究的结果一致,这可能和其特性有关,Phe 广泛存在于环境中,且大量存在于蔬菜的不同部位中.

植物样品中除个别单体 PAHs 未检测到 (BghiP、DahA、InP、BbF、BkF 和 BaP),其余均有检出.各类蔬菜中相对分子质量高的 PAHs 含量低于相对分子质量低的化合物.各环数分布见图 3,2 环和 3 环 PAHs 占 16 种 PAHs 的 64.00%,这与 Waqas 等^[15]研究的结果一致.2 环和 3 环 PAHs 对总 PAHs 的贡献率更高,而相对分子质量低的 PAHs 往往与煤炭等生物质的燃烧有关,这意味着此农田土壤中的作物或许受到了村庄居民的燃煤或其他生物质污染.结合土壤中 PAHs,农作物和土壤中 PAHs 的环数分布存在差异.农作物中,2 环和 3 环相对分子质量低的 PAHs 占主导地位,其中 3 环占总 PAHs 的 49.97%.而土壤中相对分子质量高的 PAHs 提供了更高的贡献率,5 环占比 42.40%,6 环占比

11.27%.与相对分子质量高的 PAHs 相比,相对分子质量低的 PAHs 在气相中含量更多,从而更容易随着大气传输到各类介质中,能够在农作物地上部分富集.相对分子质量高的 PAHs 通常是热解产生的,具有更好的稳定性,能够在土壤介质中留存下来,从而造成了土壤中高环 PAHs 含量更高的现象.

通过对不同蔬菜根、叶和果实中 PAHs 的积累规律进行研究,62.50% 玉米根中的 PAHs 含量超过了玉米叶和玉米果实,37.50% 玉米叶中 PAHs 含量超过了玉米根和玉米果实,玉米果实中 PAHs 的积累是最低的.这主要是因为玉米果实外包裹着玉米叶片,从而隔绝了部分大气沉降中的 PAHs.而植物中富集的 PAHs 主要有两个来源,一是大气沉降来源,二是通过根系富集^[11].针对向日葵来说,由于向日葵的果实暴露在外,能够直接接触到大气沉降中的 PAHs,所以在向日葵部位中,果实所富集的 PAHs 所占的比例大大提升.81.25% 向日葵根中 PAHs 含量大于其他部位.在 16 种单体 PAH 中,56.25% 的棉花果实占了主导地位,棉花叶次之.这可能是由于棉花根部对 PAHs 的富集能力较弱,果实和叶片中的 PAHs 大部分来自于大气.西红柿中叶片对单体 PAHs 的富集作用最强,这可能是由于西红柿的叶片较密集,能够较多地接收来自空气中的 PAHs.对长辣椒不同部位的 PAHs 进行对比发现,长辣椒地

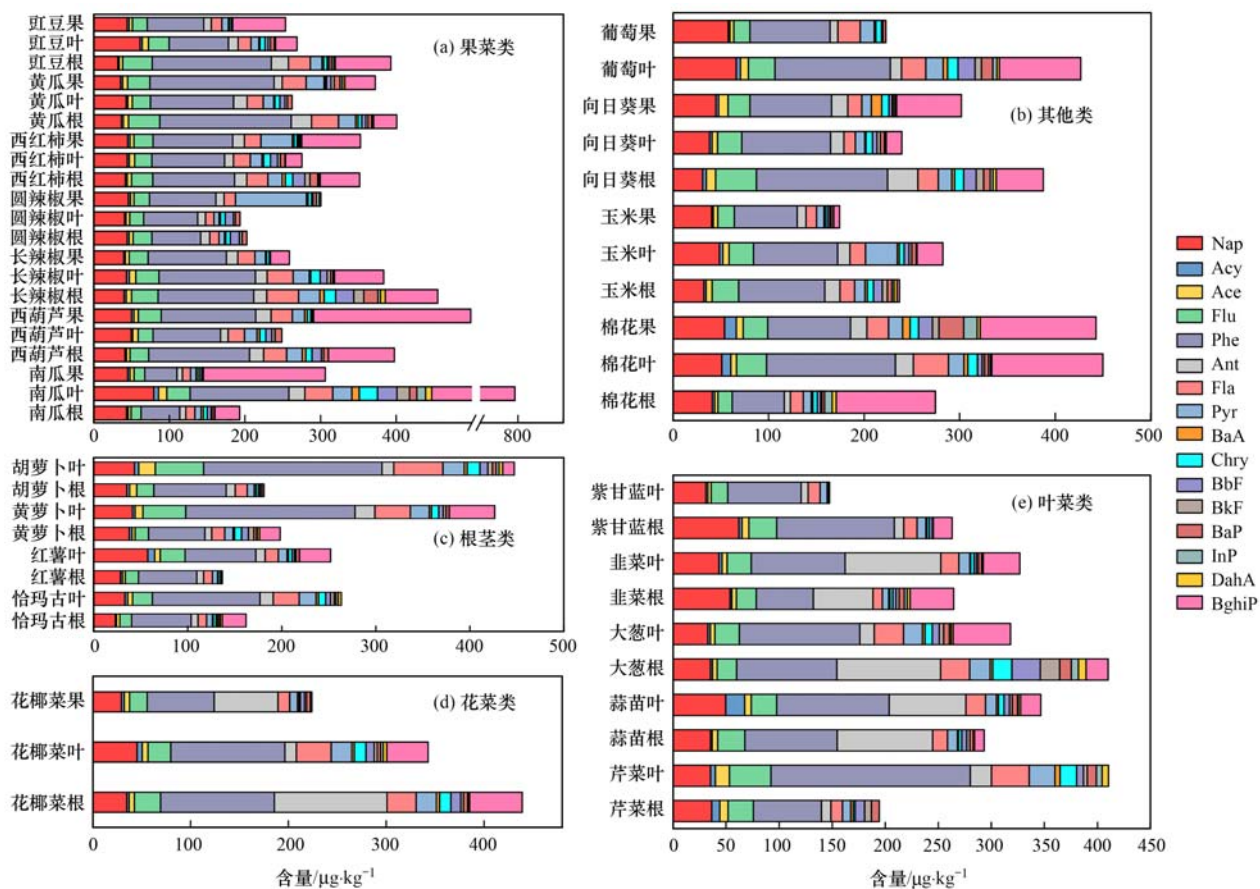


图2 不同种类作物中16种PAHs含量
Fig. 2 Contents of 16 PAHs in different crops

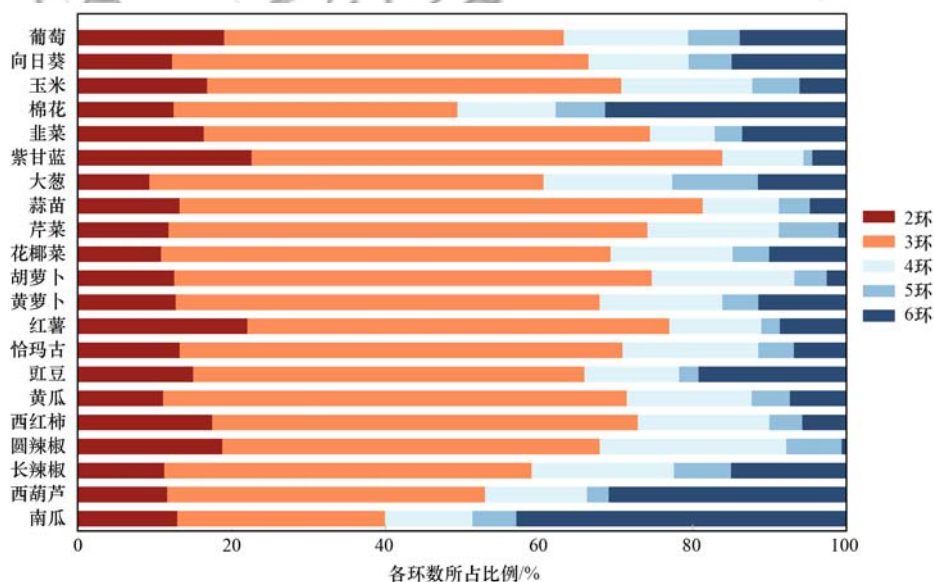


图3 不同作物PAHs各环数分布
Fig. 3 Distribution of PAHs in different crops

下部分的PAHs含量要高于地上部分,根部大于叶部,圆辣椒也有这样的特征.黄瓜果实中的 $\omega(\text{PAHs})$ ($372.26\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 远远高于叶片中的含量($262.30\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).豇豆根中的 $\omega(\text{PAHs})$ 最高($392.90\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).花椰菜根部 $\omega(\text{PAHs})$ 高达 $439.13\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 远远高于果实和叶片,这和Tao等^[14]对天津蔬菜PAHs的研究结果一致.由于采摘时花椰菜叶片较小,菜叶面积的减少造成了地上部分所富集的污染物质含量的减少.无论是黄萝卜还是胡萝卜,叶片中的PAHs含量均高于果实中的,这

可能是因为在进行样品采集时,萝卜还未完全成熟,处于生长的阶段,并且果实位于地下部分.有研究表明 PAHs 可以通过直接接触从果皮进入萝卜体内^[17],由于采集的萝卜还未完全成熟,果实较小,从而避免了来自土壤中的 PAHs.芹菜叶片的 ω (PAHs) ($410.55 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 是芹菜根部 ($194.41 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 的两倍,这是因为蔬菜叶片主要吸收气态的 PAHs^[12],从而增加了叶片中 PAHs 的含量.南瓜叶对 PAHs 有较强的富集作用 ($974.05 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$),南瓜叶中 PAHs 含量高的原因一部分是因为南瓜叶片大且密集,能够把南瓜果实紧紧地遮挡住,从而避免了一部分来自大气中的 PAHs; 另一部分原因是南瓜的采样点在高速公路附近,汽车尾气是人为 PAHs 的重要来源之一^[43],由于汽车尾气的排放或者汽油的泄漏,导致附近的 PAHs 含量过高.西葫芦的果实对于 PAHs 的富集能力高于叶片.葡萄叶片中 PAHs 含量远远高于果实,这可能是因为葡萄叶片对于果实有遮挡的作用,阻碍了果实接收一部分来自大气的 PAHs,并且葡萄是木质藤本植物,来自土壤的 PAHs 向果实中迁移的路程较长,从而果实中的 PAHs 含量较叶片中少.

通过对研究区域农作物不同部位的 PAHs 进行分析,发现不同蔬菜间对 PAHs 的累积具有明显差异.有研究表明,由于 PAHs 的亲脂特性,使得 PAHs 更容易在微生物、植物和有机体中富集^[44].这和植物体的结构特征以及和环境中的 PAHs 的存在状态有关.并且植物中的 PAHs 含量还会受到植物体内的各类菌群的影响,包括真菌和细菌^[45].同种蔬菜中,不同部位对 PAHs 含量的累积也不尽相同(根、叶和果实),由于部位所处的环境不同,对 PAHs 的富集能力不同,例如茼蒿、蚕豆、萝卜和红薯等作物,其可食用部分处于地下部分,并未直接暴露于大气中,因此免于来自于大气中 PAHs 的影响.

农作物体内的 PAHs 的含量受多种因素影响,这和植物的特性有关^[17].通过对土壤和植物中 PAHs 含量进行对比,发现植物中的 PAHs 含量高于土壤,这说明植物中 PAHs 部分是来自于非土壤介质的.其次,对于植物来讲,叶菜类植物中叶片中 PAHs 含量高于其他部位(根和果实),叶片表面的气孔能够富集更多的有机污染物;对于果菜类,例如南瓜、黄瓜和西葫芦等,果实部分的 PAHs 含量高于叶片或根部,这和 Jia 等^[12]研究的成果一致,例如茼蒿、蚕豆、萝卜和红薯等作物,其可食用部分处于地下,并未直接暴露于大气中,因此免于来自于大气中 PAHs 的影响.对于紫甘蓝、花椰菜和向日葵来说,根部的 PAHs 含量最高,这可能是因为地上

部分的 PAHs 主要源自空气,而附着在这些植物表面的 PAHs 较为松散^[34],易被清洗.

2.3 植物中 PAHs 与土壤中 PAHs 的关系

土壤中高环 PAHs 含量和植物叶片中高环 PAHs 含量呈正相关 ($r=0.446$, $P<0.05$),其中 4 环 PAHs 在土壤和植物两种介质中并无显著相关,但土壤中 5 环 PAHs 与植物叶片中 5 环 PAHs 呈显著相关 ($r=0.587$, $P<0.01$),6 环 PAHs 呈正相关 ($r=0.449$, $P<0.05$).而土壤和植物根部 PAHs 含量并无相关性,这主要是因为 5 环和 6 环这类相对分子质量高的 PAHs 具有高沸点、高熔点和高辛醇-水分配系数等特点,更容易留存在土壤颗粒或植物表皮上.而低环 PAHs 由于具有挥发性很难留存.有研究表明 PAHs 会附着在根的表皮和土壤颗粒中,但很难进入植物根部这类木质部位中.根据以往的研究,根际土壤和植物根部 PAHs 具有显著相关^[46],这可能是由于根部附着的土壤没有清理干净造成的,而本研究中所采集的土壤为表层土壤,有研究表明,PAHs 很难从植物根部转移至植物体内,而植物体内所富集 PAHs 主要来源于植物表面的呼吸作用^[47].因此,表层土壤中高环 PAHs 的含量可能和植物叶片中的 PAHs 有关,这是因为大气污染是蔬菜等植物体内 PAHs 富集的主要途径之一,PAHs 可以与大气颗粒物相结合进入植物体内,同时以干湿沉降的方式落入土壤.

通过计算富集因子对植物和土壤间的 PAHs 进行进一步分析,结果如图 4 所示.针对不同的作物类型,PAHs 的富集程度表现出较大的差异.叶菜类作物中,韭菜根和叶的富集系数呈现较大优势,说明韭菜整体对于 PAHs 的富集能力较强.其他类作物中,棉花对 PAHs 的富集作用较强,尤其

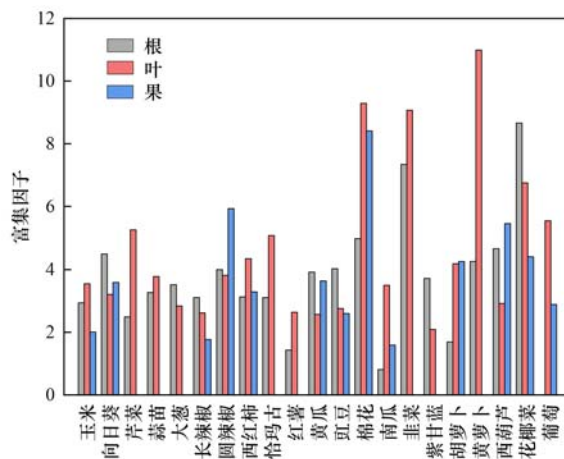


图 4 不同植物不同部位 PAHs 富集系数

Fig. 4 PAHs enrichment coefficient in different parts of different plants

是叶和果实部分. 果菜类作物中, 黄萝卜叶的富集系数最大, 这主要是因为萝卜叶的面积较大, 能够更多地吸收来自大气沉降中的 PAHs. 整体来看, 每种作物对于 PAHs 的富集能力不同, 总体呈现叶片的富集系数大于根部富集系数的趋势. 这进一步表明, 植物地上部分是植物吸收 PAHs 的主要途径.

2.4 土壤和植物中 PAHs 的来源分析

土壤中 PAHs 的来源判别方法很多, 各有优缺点. 每一种途径所产生的 PAHs 都有其独特的成分和比值, 通过这些特定的成分和比值, 可以判断 PAHs 的来源, 适用于对各种环境介质中 PAHs 来源类型的初步诊断^[48]. 当 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr})$ 的值在 0.4 ~ 0.5 之间时, 意味着 PAHs 的主要来源是石油和其他化石燃料的燃烧. 当 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr})$ 的值大于 0.5 时, 这意味主要来源于生物质及煤的燃烧. 当 $\text{InP}/$

$(\text{InP} + \text{BghiP})$ 的值小于 0.2 时, 这代表着 PAHs 的主要来源是岩石源. 当 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BghiP})$ 的值大于 0.5 时代表的是煤和生物质的燃烧. $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BghiP})$ 的值在 0.2 ~ 0.5 之间时, 代表 PAHs 的主要来源是石油的燃烧. 如图 5 所示, 对乌鲁木齐市郊农田土壤 PAHs 运用特征比值法进行来源解析, 图 5 显示了土壤 45 个样本的 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BghiP})$ 、 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr})$ 、 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe})$ 和 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chry})$ 的比值. 其中 86.67% 的 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BghiP}) > 0.5$, 84.44% 的 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr}) > 0.5$, 100% 的 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe}) > 0.1$, 75.00% 的 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chry}) > 0.35$. 这初步表明, 在乌鲁木齐市郊农田土壤中大部分的 PAHs 来源于燃烧源, 包括生物质、煤和石油的燃烧. 这可能是因为此城郊区域由大量居民区组成, 当地居民日常生活中不可避免的生物质的燃烧为环境中 PAHs 提供了来源.

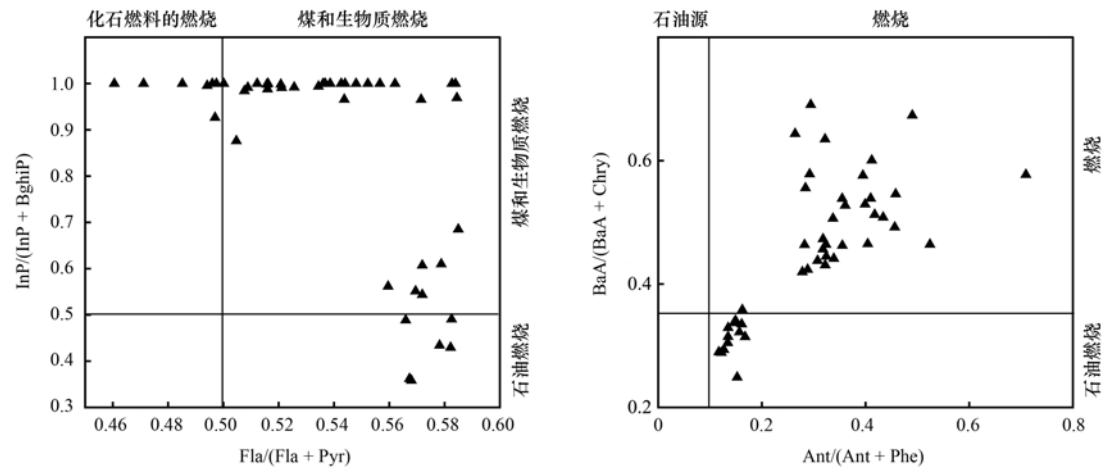


图5 土壤中 PAHs 双比值

Fig. 5 Double ratio diagram of PAHs in soil

对乌鲁木齐市郊农田土壤中种植的 21 种农作物中 PAHs 运用特征比值法进行来源解析, 图 6 中

显示了 100 个样本的 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BghiP})$ 、 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr})$ 、 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe})$ 和 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chry})$ 的

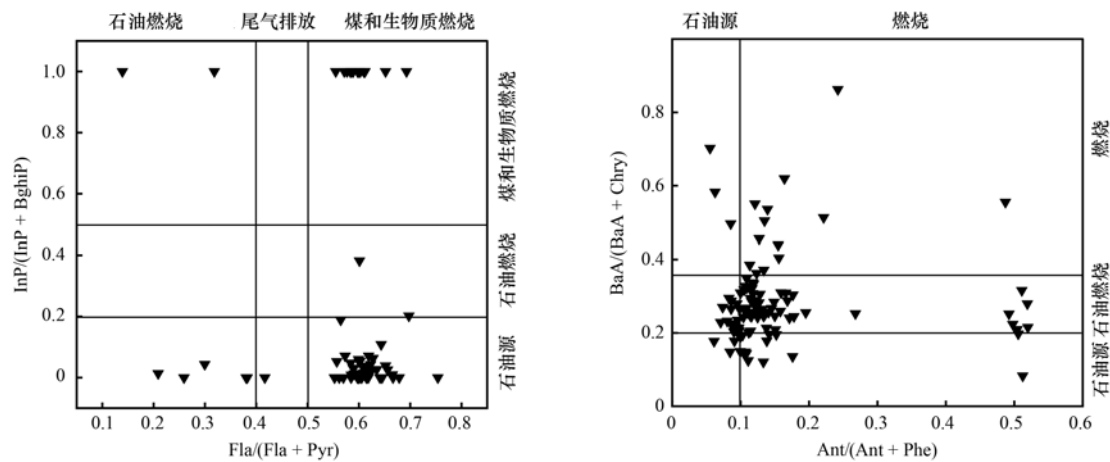


图6 农作物中 PAHs 双比值

Fig. 6 Double ratio diagram of PAHs in crops

值. 其中有 27.27% 的 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BghiP}) > 0.5$, 90.82% 的 $\text{Fla}/(\text{Fla} + \text{Pyr}) > 0.5$, 77.55% 的 $\text{Ant}/(\text{Ant} + \text{Phe}) > 0.1$, 82.82% 的 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chry}) > 0.35$. 这初步表明, 在乌鲁木齐市郊农作物中大部分的 PAHs 来自于石油燃烧.

2.5 生态风险评价

由公式(1)计算可得表4所示土壤中16种PAHs的毒性当量含量. 乌鲁木齐市郊农田土壤中16种PAHs的毒性当量含量范围在 $0.76 \sim 891.36 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 $41.59 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 和上海市绿化带土壤中PAHs总毒性当量含量相比, 上海市^[49]更高($34.17 \sim 1\,919.85 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 这可能与研究区域有关. 上海市研究区域为道路旁绿化带, 容易受到机动车尾气的影响, 而机动车尾气是空气中PAHs的重要来源之一^[50].

7种致癌PAHs的毒性当量含量范围在 $0.75 \sim$

$890.58 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 $41.51 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 占16种PAHs的99.91%, 表明7种致癌PAHs是16种优先控制PAHs的主要贡献者, 其中致癌性最高的是BaP.

研究区土壤样品中24.44%的样点的BaP总毒性当量含量超过荷兰土壤规定的BaP毒性当量生态风险标准值($33 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 表明研究区农田土壤中PAHs污染存在潜在的生态风险. 而根据加拿大环境部制定的保护人类健康土壤标准^[26], 研究区域内45个土壤样品中97.78%的TEQ值均处于安全水平($600 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 仅M21样点TEQ值略高于 $600 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 存在风险.

通过计算3种暴露途径下的终身致癌风险值, 如表5所示, 经过呼吸所摄入的致癌风险是可忽略的, 而通过误食和皮肤接触所造成的致癌风险是不可忽视的, 需要引起关注.

表4 土壤中16种PAHs的毒性当量含量/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 4 Toxic equivalent concentrations of 16 PAHs in soil/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$				
PAHs	毒性当量因子	最小值	最大值	平均值
Nap	$1.00\text{E}-03$	$1.00\text{E}-03$	$1.20\text{E}-02$	$2.00\text{E}-03$
Acy	$1.00\text{E}-03$	$0.00\text{E}+00$	$3.00\text{E}-03$	$0.00\text{E}+00$
Ace	$1.00\text{E}-03$	$0.00\text{E}+00$	$7.00\text{E}-03$	$1.00\text{E}-03$
Flu	$1.00\text{E}-03$	$1.00\text{E}-03$	$1.20\text{E}-02$	$2.00\text{E}-03$
Phe	$1.00\text{E}-03$	$1.00\text{E}-03$	$8.30\text{E}-02$	$9.00\text{E}-03$
Ant	$1.00\text{E}-02$	$1.00\text{E}-02$	$2.98\text{E}-01$	$3.50\text{E}-02$
Fla	$1.00\text{E}-03$	$2.00\text{E}-03$	$1.36\text{E}-01$	$1.10\text{E}-02$
Pyr	$1.00\text{E}-03$	$2.00\text{E}-03$	$1.25\text{E}-01$	$9.00\text{E}-03$
BaA	$1.00\text{E}-01$	$1.61\text{E}-01$	$1.70\text{E}+01$	$1.03\text{E}+00$
Chry	$1.00\text{E}-02$	$1.10\text{E}-02$	$9.40\text{E}-01$	$1.05\text{E}-01$
BbF	$1.00\text{E}-01$	$1.60\text{E}-02$	$7.03\text{E}+00$	$8.65\text{E}-01$
BkF	$1.00\text{E}-01$	$3.70\text{E}-02$	$1.16\text{E}+01$	$7.98\text{E}-01$
BaP	$1.00\text{E}+00$	$3.81\text{E}-01$	$4.10\text{E}+02$	$2.05\text{E}+01$
InP	$1.00\text{E}-01$	$1.42\text{E}-01$	$1.76\text{E}+01$	$1.33\text{E}+00$
DahA	$1.00\text{E}+00$	$0.00\text{E}+00$	$4.27\text{E}+02$	$1.69\text{E}+01$
BghiP	$1.00\text{E}-02$	$0.00\text{E}+00$	$9.70\text{E}-02$	$1.00\text{E}-02$
$\sum 16\text{PAHs}$		$7.64\text{E}-01$	$8.91\text{E}+02$	$4.16\text{E}+01$
$\sum 7\text{PAHs}$		$7.48\text{E}-01$	$8.91\text{E}+02$	$4.15\text{E}+01$

表5 3种暴露途径下ILCRs值

Table 5 ILCRs values under three exposure routes						
途径	儿童			成人		
	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值	平均值
经口摄入	$1.86\text{E}-09$	$4.26\text{E}-07$	$1.99\text{E}-08$	$1.27\text{E}-09$	$2.92\text{E}-07$	$1.36\text{E}-08$
皮肤接触	$1.32\text{E}-08$	$3.02\text{E}-06$	$1.41\text{E}-07$	$1.23\text{E}-08$	$2.81\text{E}-06$	$1.31\text{E}-07$
呼吸摄入	$3.89\text{E}-13$	$8.90\text{E}-11$	$4.15\text{E}-12$	$9.18\text{E}-13$	$2.10\text{E}-10$	$9.80\text{E}-12$

2.6 健康风险评价

由于膳食摄入是蔬菜等农作物PAHs进入人体并在人体内积累的重要途径, 所以计算通过蔬菜摄入PAHs对人类健康造成的潜在致癌风险是十分必要的.

首先将各单体PAH的致癌风险统一用BaP进行量化. 研究区内农作物中PAHs毒性当量含量范围为 $0.68 \sim 35.07 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 远低于青岛市蔬菜中16种PAHs的TEQ值($2.5 \sim 81.0 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[25]. 对于不同类别的作物来说, 果菜类的毒性当量含量为

9.64 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,根茎类、花菜类、叶菜类和其他类的毒性当量含量分别为 5.35、8.43、9.33 和 11.18 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

根据美国环保局的准则,ILCR 大于 10^{-4} 则表示存在严重风险. 在本研究中,PAHs 膳食暴露的 ILCR 范围在 $1.63\times 10^{-6}\sim 2.22\times 10^{-4}$ 之间,如表 6 所示. 对于不同年龄段来看,5.00% 的 ILCR 值属于高风险级别,其余均为潜在致癌风险. 高风险主要存在于男性成年和女性成年,由于成年人的暴露时间

最长,成年的暴露风险高于老年和未成年,其次,女性儿童和男性儿童致癌风险值较高,可能是由于高摄入量和低体重造成了风险等级较高. 从不同种类作物看,叶菜类作物的高风险等级占比较高(12.50%),叶菜类较大的叶片能够富集更多的 TEQ,从而导致了 ILCR 值较高. 因此,需对叶菜类作物投入更多的关注并进行深入研究. 而造成整体 ILCR 值较高的原因可能是人均蔬菜摄入量较高,高于现实生活中每人每天每种蔬菜的摄入.

表 6 不同类型农作物果实中 PAHs 终生致癌风险 (ILCR)
Table 6 ILCR of PAHs in fruits of different types of crops

类别	农作物种类	TEQ / $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	ILCR							
			男性儿童	男性未成年	男性成年	男性老年	女性儿童	女性未成年	女性成年	女性老年
果菜类	南瓜	3.77	1.75E-05	8.98E-06	4.16E-05	9.95E-06	1.84E-05	9.52E-06	4.87E-05	1.16E-05
	西葫芦	4.61	2.14E-05	1.10E-05	5.08E-05	1.22E-05	2.25E-05	1.16E-05	5.95E-05	1.42E-05
	长辣椒	1.39	6.49E-06	3.32E-06	1.54E-05	3.68E-06	6.80E-06	3.52E-06	1.80E-05	4.29E-06
	圆辣椒	7.93	3.69E-05	1.89E-05	8.75E-05	2.09E-05	3.87E-05	2.00E-05	1.02E-04	2.44E-05
	西红柿	4.65	2.16E-05	1.11E-05	5.12E-05	1.23E-05	2.27E-05	1.17E-05	6.00E-05	1.43E-05
	黄瓜	13.17	6.13E-05	3.14E-05	1.45E-04	3.48E-05	6.42E-05	3.33E-05	1.70E-04	4.05E-05
	豇豆	2.72	1.27E-05	6.49E-06	3.00E-05	7.19E-06	1.33E-05	6.88E-06	3.52E-05	8.37E-06
根茎类	恰玛古	4.78	2.22E-05	1.14E-05	5.27E-05	1.26E-05	2.33E-05	1.21E-05	6.17E-05	1.47E-05
	红薯	0.79	3.67E-06	1.88E-06	8.70E-06	2.08E-06	3.85E-06	1.99E-06	1.02E-05	2.42E-06
	黄萝卜	7.06	3.28E-05	1.68E-05	7.79E-05	1.86E-05	3.44E-05	1.78E-05	9.12E-05	2.17E-05
	胡萝卜	2.82	1.31E-05	6.71E-06	3.11E-05	7.44E-06	1.37E-05	7.12E-06	3.64E-05	8.66E-06
花菜类	花椰菜	6.39	2.97E-05	1.52E-05	7.05E-05	1.69E-05	3.12E-05	1.61E-05	8.25E-05	1.96E-05
叶菜类	芹菜	17.22	8.01E-05	4.10E-05	1.90E-04	4.54E-05	8.40E-05	4.35E-05	2.22E-04	5.29E-05
	蒜苗	9.06	4.21E-05	2.16E-05	9.99E-05	2.39E-05	4.42E-05	2.29E-05	1.17E-04	2.78E-05
	大葱	9.72	4.52E-05	2.31E-05	1.07E-04	2.57E-05	4.74E-05	2.45E-05	1.26E-04	2.99E-05
	紫甘蓝	5.24	2.44E-05	1.25E-05	5.78E-05	1.38E-05	2.56E-05	1.32E-05	6.77E-05	1.61E-05
	韭菜	0.68	3.18E-06	1.63E-06	7.54E-06	1.80E-06	3.33E-06	1.73E-06	8.83E-06	2.10E-06
其他	棉花	— ¹⁾	—	—	—	—	—	—	—	—
	玉米	3.27	1.52E-05	7.78E-06	3.61E-05	8.63E-06	1.59E-05	8.26E-06	4.22E-05	1.00E-05
	向日葵	5.33	2.48E-05	1.27E-05	5.87E-05	1.41E-05	2.60E-05	1.35E-05	6.88E-05	1.64E-05
	葡萄	3.66	1.70E-05	8.71E-06	4.03E-05	9.65E-06	1.78E-05	9.24E-06	4.72E-05	1.12E-05

1) “—”表示无数据,因为棉花为非可摄入植物,故不做计算

3 结论

(1)乌鲁木齐市郊土壤中 ω (总 PAHs) 范围为 19.06 ~ 1 870.86 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,其中高环 PAHs 占主导地位.5 环 PAHs 占 16 种 PAHs 总量的 42.40%,其次是 4 环(32.41%)和 3 环(12.30%).7 种致癌 PAHs 占 16 种 PAHs 总量的 42.85% ~ 79.20%.

(2)蔬菜等农作物中 PAHs 的检出率低于土壤中 PAHs 检出率.农作物中相对分子质量低的 PAHs (2 环和 3 环) 占主导地位,总量范围在 1.86 ~ 974.05 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,占 16 种 PAHs 的 64.83%. 叶菜类植物中叶片中 PAHs 含量高于其他部位(根和果实);对于果菜类,例如南瓜、黄瓜和西葫芦等,果实部分的 PAHs 含量高于叶片或根部,对于紫甘蓝、花椰菜和向日葵来说,根部的 PAHs 含量最高.在 21 种作物中,南瓜和西葫芦等葫芦科作物对 PAHs 的

富集能力最强.16 种 PAHs 中,Phe 在植物中的贡献率最高.

(3)区域内 PAHs 主要来源于生物质、煤以及石油的燃烧.除 M21(重度污染)和 M31 样点(轻度污染)外,其余 97.78% 土壤样品均处于安全范围内.蔬菜等农作物中 PAHs 的终生致癌风险均处于潜在风险等级,对人体健康存在潜在风险.其中有 5.00% 处于高风险等级,由于致癌性较强的 BaP 含量较高,应引起关注.

参考文献:

[1] Li Y T, Li F B, Chen J J, *et al.* The concentrations, distribution and sources of PAHs in agricultural soils and vegetables from Shunde, Guangdong, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2008, **139**(1-3): 61-76.
[2] Bandowe B A M, Shukurov N, Leimer S, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils of an industrial area in semi-arid Uzbekistan: spatial distribution, relationship with trace metals and risk assessment[J]. Environmental Geochemistry and

- Health, 2021, **43**(11): 4847-4861.
- [3] 金苗, 吴敬禄, 占水娥, 等. 乌兹别克斯坦阿姆河流域水体中多环芳烃的分布、来源及风险评估[J]. 湖泊科学, 2022, **34**(3): 855-867.
- Jin M, Wu J L, Zhan S E, *et al.* Distribution, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in waters of Amu Darya Basin, Uzbekistan[J]. Journal of Lake Sciences, 2022, **34**(3): 855-867.
- [4] 何森华, 郭洁, 张起源, 等. 湛江红树林沉积物中PAHs的来源及风险评价[J]. 环境科学与技术, 2021, **44**(12): 211-218.
- He S H, Guo J, Zhang Q Y, *et al.* Sources and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of Zhanjiang Mangroves[J]. Environmental Science & Technology, 2021, **44**(12): 211-218.
- [5] Ali-Taleshi M S, Moeinaddini M, Bakhtiari A R, *et al.* A one-year monitoring of spatiotemporal variations of PM_{2.5}-bound PAHs in Tehran, Iran: Source apportionment, local and regional sources origins and source-specific cancer risk assessment[J]. Environmental Pollution, 2021, **274**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.115883.
- [6] 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.
- [7] Paris A, Ledauphin J, Poinot P, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in fruits and vegetables: Origin, analysis, and occurrence[J]. Environmental Pollution, 2018, **234**: 96-106.
- [8] Ali Mallah M, Li C X, Ali Mallah M, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbon and its effects on human health: An overview[J]. Chemosphere, 2022, **296**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.133948.
- [9] Kim W, Choi J, Kang H J, *et al.* Monitoring and risk assessment of eight polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH8) in daily consumed agricultural products in South Korea[J]. Polycyclic Aromatic Compounds, 2022, **42**(4): 1141-1156.
- [10] 周洁, 张敬锁, 刘晓霞, 等. 北京市郊农田土壤中多环芳烃污染特征及风险评价[J]. 农业资源与环境学报, 2019, **36**(4): 534-540.
- Zhou J, Zhang J S, Liu X X, *et al.* Pollution characteristics and risk assessment of PAHs in agricultural soil in suburb of Beijing[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2019, **36**(4): 534-540.
- [11] Jia J P, Bi C J, Jin X P, *et al.* Uptake, translocation, and risk assessment of PAHs in contaminated soil-air-vegetable systems based on a field simulation experiment[J]. Environmental Pollution, 2021, **271**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.116361.
- [12] Jia J P, Bi C J, Zhang J F, *et al.* Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in vegetables near industrial areas of Shanghai, China: Sources, exposure, and cancer risk[J]. Environmental Pollution, 2018, **241**: 750-758.
- [13] Samsøe-Petersen L, Larsen E H, Larsen P B, *et al.* Uptake of trace elements and PAHs by fruit and vegetables from contaminated soils[J]. Environmental Science & Technology, 2002, **36**(14): 3057-3063.
- [14] Tao S, Cui Y H, Xu F L, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin[J]. Science of the Total Environment, 2004, **320**(1): 11-24.
- [15] Waqas M, Khan S, Chao C, *et al.* Quantification of PAHs and health risk via ingestion of vegetable in Khyber Pakhtunkhwa Province, Pakistan[J]. Science of the Total Environment, 2014, **497-498**: 448-458.
- [16] 张会敏. 瓜类蔬菜体内多环芳烃的分布特征及健康风险评估[D]. 南宁: 广西大学, 2019.
- [17] Zhang Y H, Huang H J, Xiong G N, *et al.* Structural equation modeling of PAHs in surrounding environmental media and field yellow carrot in vegetable bases from Northern China: In comparison with field cabbage[J]. Science of the Total Environment, 2020, **717**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137261.
- [18] 刘盛梅, 张红, 刘莉. 试论气候变化对农业生态的影响——以乌鲁木齐地区为例[J]. 吉林农业, 2019, (18): 112.
- [19] 仝博, 武天琦, 任威武. 丝绸之路经济带乌鲁木齐国际物流指数研究[J]. 中国储运, 2021, (2): 106-107.
- [20] 陈敏, 陈莉, 黄平. 乌鲁木齐土壤中多环芳烃的污染特征及生态风险评价[J]. 中国环境监测, 2015, **31**(2): 84-91.
- Chen M, Chen L, Huang P. Concentration and ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soils of Urumqi Area, China[J]. Environmental Monitoring in China, 2015, **31**(2): 84-91.
- [21] 胡慧玲, 玉素甫·艾力, 阿布力米提·阿布都卡德尔. 乌鲁木齐市安宁渠区蔬菜中重金属的分布特征研究[J]. 新疆大学学报(自然科学版), 2003, **20**(3): 260-263.
- Hu H L, Aili Y, Abudukadier A. Study on distribution characteristics of heavy metals in vegetables of Anningqu district in Urumqi[J]. Journal of Xinjiang University (Natural Science Edition), 2003, **20**(3): 260-263.
- [22] 刘东. 浅谈乌鲁木齐城市发展与环境污染现状[J]. 城市地理, 2016, (14): 93.
- [23] Tusher T R, Sarker M E, Nasrin S, *et al.* Contamination of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rooftop vegetables and human health risks in Bangladesh[J]. Toxin Reviews, 2021, **40**(4): 736-751.
- [24] Yang W, Lang Y H, Li G L. Cancer risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soils from Jiaozhou Bay wetland[J]. Chemosphere, 2014, **112**: 289-295.
- [25] 葛蔚, 程琪琪, 柴超, 等. 青岛市城郊蔬菜中多环芳烃污染特征和健康风险评估[J]. 环境科学学报, 2017, **37**(12): 4772-4778.
- Ge W, Cheng Q Q, Chai C, *et al.* Characteristics of pollution and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables from Qingdao suburb[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, **37**(12): 4772-4778.
- [26] Bahrami S, Moore F, Keshavarzi B. Evaluation, source apportionment and health risk assessment of heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and vegetable of Ahvaz metropolis[J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2021, **27**(1): 71-100.
- [27] Zhang Y, Peng C, Guo Z H, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of China: Distribution, influencing factors, health risk and regression prediction[J]. Environmental Pollution, 2019, **254**, doi: 10.1016/j.envpol.2019.07.098.
- [28] Khillare P S, Jyethi D S, Sarkar S. Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals via dietary intake of vegetables grown in the vicinity of thermal power plants[J]. Food and Chemical Toxicology, 2012, **50**(5): 1642-1652.
- [29] 辛良杰. 中国居民膳食结构升级、国际贸易与粮食安全[J]. 自然资源学报, 2021, **36**(6): 1469-1480.
- Xin L J. Dietary structure upgrade of China's residents, international trade and food security[J]. Journal of Natural

- Resources, 2021, **36**(6): 1469-1480.
- [30] Tesi G O, Iniaghe P O, Lari B, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in leafy vegetables consumed in southern Nigeria; concentration, risk assessment and source apportionment [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2021, **193**(7), doi: 10.1007/s10661-021-09217-5.
- [31] 吴敏敏, 夏忠欢, 张倩倩, 等. 南京市蔬菜中多环芳烃污染特征及健康风险分析[J]. *地球与环境*, 2017, **45**(4): 447-454.
- Wu M M, Xia Z H, Zhang Q Q, *et al.* Characterization and health risk assessment of PAHs in vegetables from Nanjing city, China[J]. *Earth and Environment*, 2017, **45**(4): 447-454.
- [32] 卢晓丽, 康翔, 魏宇宸, 等. 城乡结合带农田土壤多环芳烃空间分布特征及来源解析-以南京市周岗镇为例[J]. *土壤通报*, 2021, **52**(2): 286-296.
- Lu X L, Kang X, Wei Y C, *et al.* Spatial distribution and sources of PAHs in farmland soil of peri-urban Areas; a case study of Zhougang, Nanjing [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2021, **52**(2): 286-296.
- [33] Chen Z A, Ren G B, Ma X D, *et al.* Presence of polycyclic aromatic hydrocarbons among multi-media in a typical constructed wetland located in the coastal industrial zone, Tianjin, China: Occurrence characteristics, source apportionment and model simulation[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, **800**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149601.
- [34] 李万才, 李吉玫, 张毓涛, 等. 不同功能区林下土壤多环芳烃分布特征及来源分析[J]. *森林与环境学报*, 2020, **40**(2): 140-148.
- Li W C, Li J M, Zhang Y T, *et al.* Characteristics and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils under the forest belts from different functional zones [J]. *Journal of Forest and Environment*, 2020, **40**(2): 140-148.
- [35] 王娟, 郭观林, 秦宇, 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.
- [36] Li Y X, Jia Z L, Wijesiri B, *et al.* Influence of traffic on build-up of polycyclic aromatic hydrocarbons on urban road surfaces: A Bayesian network modelling approach [J]. *Environmental Pollution*, 2018, **237**: 767-774.
- [37] 熊丽君, 吴杰, 王敏, 等. 交通道路沿线土壤多环芳烃污染及风险防控综述[J]. *生态环境学报*, 2018, **27**(5): 974-982.
- Xiong L J, Wu J, Wang M, *et al.* Characteristics and risk prevention of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in farmland soil along traffic road: a review [J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2018, **27**(5): 974-982.
- [38] 赵颖, 张丽. 太原小店污灌区农田土壤多环芳烃的污染特征及其来源[J]. *水土保持通报*, 2017, **37**(4): 99-105.
- Zhao Y, Zhang L. Pollution characteristics and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in farmland soil of a sewage irrigation area [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2017, **37**(4): 99-105.
- [39] Qi P Z, Qu C K, Albanese S, *et al.* Investigation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from Caserta provincial territory, southern Italy: Spatial distribution, source apportionment, and risk assessment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, **383**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121158.
- [40] 金晓佩, 贾晋璞, 毕春娟, 等. 设施栽培对土壤与蔬菜中PAHs污染特征及其健康风险评价[J]. *环境科学*, 2017, **38**(9): 3907-3914.
- Jing X P, Jia J P, Bi C J, *et al.* Concentrations and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils and vegetables influenced by facility cultivation [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(9): 3907-3914.
- [41] Rojo Camargo M C, Toledo M C F. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Brazilian vegetables and fruits [J]. *Food Control*, 2003, **14**(1): 49-53.
- [42] Chen S, Ma Z, Li S Y, *et al.* Colonization of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria on roots reduces the risk of PAH contamination in vegetables [J]. *Environment International*, 2019, **132**, doi: 10.1016/j.envint.2019.105081.
- [43] Gbeddy G, Egodawatta P, Goonetilleke A, *et al.* Influence of photolysis on source characterization and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and carbonyl-, nitro-, hydroxy-PAHs in urban road dust [J]. *Environmental Pollution*, 2021, **269**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.116103.
- [44] Sari M F, Esen F, Tasdemir Y. Characterization, source apportionment, air/plant partitioning and cancer risk assessment of atmospheric PAHs measured with tree components and passive air sampler[J]. *Environmental Research*, 2021, **194**, doi: 10.1016/j.envres.2020.110508.
- [45] De Nicola F, Baldantoni D, Sessa L, *et al.* Distribution of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in holm oak plant-soil system evaluated along urbanization gradients [J]. *Chemosphere*, 2015, **134**: 91-97.
- [46] Wang J F, Zhang H, Bao H Y, *et al.* Dynamic distribution and accumulation of PAHs in winter wheat during whole plant growth: field investigation[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, **202**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.110886.
- [47] 杨北辰, 解启来, 郑芊, 等. 新疆典型地区植物和土壤多环芳烃污染特征、来源解析及健康风险评价[J]. *环境科学*, 2022, **43**(12): 5751-5760.
- Yang B C, Xie Q L, Zheng Q, *et al.* Occurrence, source analysis, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in plants and soils from typical areas of Xinjiang, China [J]. *Environmental Science*, 2022, **43**(12): 5751-5760.
- [48] Yu H Y, Li T J, Liu Y, *et al.* Spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in urban soil of China[J]. *Chemosphere*, 2019, **230**: 498-509.
- [49] 陈平. 上海市道路绿化带土壤多环芳烃污染特征与健康风险评价[J]. *浙江农业科学*, 2020, **61**(8): 1598-1600, 1604.
- Chen P. Pollution characteristics and health risk assessment of soil polycyclic aromatic hydrocarbons in road green belts in Shanghai[J]. *Journal of Zhejiang Agricultural Sciences*, 2020, **61**(8): 1598-1600, 1604.
- [50] Zhang W W, Su P H, Tomy G T, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination along roads based on levels on vehicle window films [J]. *Environmental Pollution*, 2021, **279**, doi: 10.1016/j.envpol.2021.116921.

CONTENTS

Assessing the Environmental and Health Co-benefits of Accelerated Energy Transition and Industrial Restructuring: A Case Study of the BTHS Region	YANG Xi, SUN Yi-sheng, CHANG Shi-yan, <i>et al.</i> (3627)
Synergistic Paths of Reduced Pollution and Carbon Emissions Based on Different Power Demands in China	XIANG Meng-yu, WANG Shen, LÜ Lian-hong, <i>et al.</i> (3637)
Evaluation Method and Application for Urban Carbon Peaking & Neutrality Performance	ZHANG Bao-liu, BAI Zi-han, ZHANG Nan, <i>et al.</i> (3649)
Revealing Driving Factors of Urban O ₃ Based on Explainable Machine Learning	DONG Jia-qi, HU Dong-mei, YAN Yu-long, <i>et al.</i> (3660)
Sensitivity Analysis of Ozone Formation Using Response Surface Methodology	ZHU Yu-huan, CHEN Bing, ZHANG Ya-ru, <i>et al.</i> (3669)
Analysis of O ₃ Sources in Yulin City in Summer Based on WRF-CMAQ/ISAM Model	WANG Yi-fan, TONG Ji-long, CHEN Yu-xiang, <i>et al.</i> (3676)
Atmospheric Ozone Concentration Prediction in Nanjing Based on LightGBM	ZHU Jia-ying, AN Jun-lin, FENG Yue-zheng, <i>et al.</i> (3685)
Meteorological Formation Mechanisms and Potential Sources of an Ozone Pollution Process in Winter of 2022 in Guangdong Province	LI Ting-yuan, CHEN Jing-yang, GONG Yu, <i>et al.</i> (3695)
Impact of Summer Tropospheric Ozone Radiative Forcing on Meteorology and Air Quality in North China	DU Nan, CHEN Lei, LIAO Hong, <i>et al.</i> (3705)
Identification of Impacts from Meteorology and Local and Transported Photochemical Generation on Ozone Trends in Changsha from 2018 to 2020	YANG Jun, YANG Lei-feng, DING Hua, <i>et al.</i> (3715)
Spatio-temporal Variation and Multi-dimensional Detection of Driving Mechanism of PM _{2.5} Concentration in the Chengdu-Chongqing Urban Agglomeration from 2000 to 2021	XU Yong, GUO Zhen-dong, ZHENG Zhi-wei, <i>et al.</i> (3724)
Estimation of PM _{2.5} Hourly Concentration in Sichuan Province Based on GTWR-XGBoost Model	WU Di, DU Ning, WANG Li, <i>et al.</i> (3738)
Transmission and Growth Characteristics of Severe PM _{2.5} Pollution Events from 2013 to 2021 in Xingtai, Hebei	JIANG Qi, SHENG Li, JIN Yu-chen, <i>et al.</i> (3749)
Chemical Characteristics and Source Apportionment of Organic Aerosols in Urban Shanghai During Cold Season Based on High Time-resolution Measurements of Organic Molecular Markers	ZHU Shu-hui (3760)
Emission Factors of Carbonaceous Aerosol and Stable Carbon Isotope for In-use Vehicles	YU Ming-yuan, WANG Qian, FU Ming-liang, <i>et al.</i> (3771)
Composition Characteristics of Volatile Organic Compounds and Associated Contributions to Secondary Pollution in Shenyang Industrial Area in Summer	GUAN Lu, SU Cong-cong, KU Ying-ying, <i>et al.</i> (3779)
Characteristics of VOCs and Assessment of Emission Reduction Effect During the Epidemic Lockdown Period in Shenzhen Urban Area	YUN Long, LIN Chu-xiong, LI Cheng-liu, <i>et al.</i> (3788)
Characteristics of Organic Matter Composition and Oxidation Potential in Road Dust in Winter in Xi'an	WANG Qing-wen, CHEN Qing-cai, WANG Chao, <i>et al.</i> (3797)
Contamination Characteristics and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Compounds in Surface Dust of Suntuan Mining Area in Huaibei	XU Zhen-peng, QIAN Ya-hui, HONG Xiu-ping, <i>et al.</i> (3809)
Spatial-temporal Variation in Water Quality and Its Response to Precipitation and Land Use in Baiyangdian Lake in the Early Stage of the Construction of Xiong'an New Area	WANG Zi-ming, YANG Li-hu, SONG Xian-fang (3820)
Simulation of Pollution Apportionment and Optimization of Control Methods in Watershed Scale: A Case Study of the Shun'an Watershed in Tongling City	LIU Guo-wangchen, CHEN Lei, LI Jia-qi, <i>et al.</i> (3835)
Evaluation of Shallow Groundwater Quality and Optimization of Monitoring Indicators in Nanchang	ZHENG Zi-yin, CHU Xiao-dong, XU Jin-ying, <i>et al.</i> (3846)
Hydrogen and Oxygen Isotopic Characteristics and Influencing Factors of "Three Waters" in Shandian River Basin	YANG Li-na, JIA De-bin, GAO Rui-zhong, <i>et al.</i> (3855)
Distribution Characteristics and Influencing Factors of Abundant and Rare Planktonic Microeukaryotes in Jinsha River	YAN Bing-cheng, CUI Ge, SUN Sheng-hao, <i>et al.</i> (3864)
Bacterial Community Diversity in Channel Sediments of Different Disturbance Sections of the Jialing River	ZHU Lan-ping, ZHANG Tuo, LI Jia-ning, <i>et al.</i> (3872)
Effects of Reservoir Water Depth on Different Plankton Communities and Keystone Species of Network Interaction	WANG Xun, LIAO Qin, WANG Pei-fang, <i>et al.</i> (3881)
Correlation Between the Diversity Characteristics of Groundwater Bacterial Community and Environmental Factors in Typical Industrial Areas	WU Jian-qiang, ZHANG Shu-yuan, WANG Min, <i>et al.</i> (3892)
Effects of Fertilizer Application Strategy Adjustments on Nitrogen and Phosphorus Loss from Typical Crop Systems in Taihu Lake Region	YU Ying-liang, WANG Yi-zhi, YANG Bei, <i>et al.</i> (3902)
Estimation of Cropland Nitrogen Runoff Loss Loads in the Yangtze River Basin Based on the Machine Learning Approaches	ZHANG Yu-fu, PAN Zhe-qi, CHEN Ding-jiang (3913)
Classification and Identification of Non-point Source Nitrogen Pollution in Surface Flow of the Shangwu River Watershed in the Qiandao Lake Region	YU Ke, YAN Yan, TANG Zhang-xuan, <i>et al.</i> (3923)
Spatial Distribution of Nitrogen and Phosphorus Nutrients in the Main Stream and Typical Tributaries of Tuojiang River and Fujiang River	LI Zi-yang, ZHOU Ming-hua, XU Peng, <i>et al.</i> (3933)
Sediment Pollution and Dredging Effect of Waiqinhui River	ZHANG Mu, REN Zeng-yi, ZHANG Man, <i>et al.</i> (3945)
Critical Review on Environmental Occurrence and Photochemical Behavior of Substituted Polycyclic Aromatic Hydrocarbons	GE Lin-ke, WANG Zi-yu, CAO Sheng-kai, <i>et al.</i> (3957)
Cadmium and Arsenic Interactions During Co-adsorption onto Goethite	SU Zi-xian, LIU Sai-hong, GUAN Yu-feng, <i>et al.</i> (3970)
Preparation of Catalyst Cyclodextrin-Fe-TAML to Activate H ₂ O ₂ and Oxidize Organic Micropollutants in Water	LIU Qing-quan, QIAO Ben-zhe, CAI Xi-yun (3978)
Performance and Reaction Mechanism of Co(II) Mediated Activation of Peroxymonosulfate for Degrading Nitrilotris (Methylene Phosphonic Acid)	ZHU Jing-lin, WANG Shu (3990)
Change in Granulation Potential and Microbial Enrichment Characteristics of Sludge Induced by Microplastics	XIE Qing-fan, YU Nan, ZHANG Ni, <i>et al.</i> (3997)
Accumulation Characteristics and Probabilistic Risk Assessment of Cd in Agricultural Soils Across China	WANG Jing, WEI Heng, PAN Bo (4006)
Source Analysis and Pollution Assessment of Soil Heavy Metals in Typical Geological High Background Area in Southeastern Chongqing	JIANG Yu-lian, YU Jing, WANG Rui, <i>et al.</i> (4017)
Integrated Analysis on Source-exposure Risk of Heavy Metals in Farmland Soil Based on PMF Model: A Case Study in the E-waste Dismantling Area in Zhejiang Province	FANG Jia, HE Ying, HUANG Nai-tao, <i>et al.</i> (4027)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Farmland Soil and Crops in the Suburbs of Urumqi	FAN Yue, CAO Shuang-yu, Nuerla Ailijiang, <i>et al.</i> (4039)
Distribution and Driving Mechanisms of Antibiotic Resistance Genes in Desert-Oasis Continuum	HUANG Fu-yi, ZHOU Shu-yidan, SU Jian-qiang, <i>et al.</i> (4052)
Characteristics of Antibiotic Contamination of Soil in China in Past Fifteen Years and the Bioremediation Technology: A Review	ZHAO Xiao-dong, QIAO Qing-qing, QIN Xiao-rui, <i>et al.</i> (4059)
Modified Biochar for Remediation of Soil Contaminated with Arsenic and Cadmium: A Review	LÜ Peng, LI Lian-fang, HUANG Xiao-ya (4077)
Effect of Biogas Slurry Return to Field on Heavy Metal Accumulation in Soil-crop System: A Meta-analysis	ZHAO Qi-zhi, YANG Zhi-min, KONG Fan-jing, <i>et al.</i> (4091)
Remediation Effect of Two Iron-modified Biochars on Slightly Alkaline Arsenic and Cadmium Contaminated Soil	LIANG Xin-ran, HE Dan, ZHENG Zhao-hua, <i>et al.</i> (4100)
Effects of Straw Removal Measure on Soil Cd Bioavailability and Rice Cd Accumulation	WANG Zi-yu, ZHOU Hang, ZHOU Kun-hua, <i>et al.</i> (4109)
Application of Desulphurized Gypsum with Straw to Improve Physicochemical Properties of Saline-alkali Land in Yellow River Delta	ZHAO Hui-li, YU Jin-yi, LIU Tao, <i>et al.</i> (4119)
Biological Evaluation and Key Stress Factor Diagnosis of Compound Contaminated Soil Based on Environmental DNA	HUANG Xiang-yun, ZHONG Wen-jun, LIU Xun-jie, <i>et al.</i> (4130)
Comprehensive Quality Assessment of Soil-Maize Heavy Metals in High Geological Background Area	ZHANG Chuan-hua, WANG Zhong-shu, LIU Li, <i>et al.</i> (4142)
Ecological Risk and Health Risk of Heavy Metal Pollution in Vegetable Production System of Zhejiang Province	ZHANG Shu-min, LIU Cui-ling, YANG Gui-ling, <i>et al.</i> (4151)
Effect of Biochar with Phosphorus Fertilizer on Soil Nutrients, Enzyme Activity, and Nutrient Uptake of <i>Alfalfa</i>	LIU Xin-yu, WANG Dong-mei, ZHANG Ze-zhou, <i>et al.</i> (4162)
Effects of Low-density Polyethylene Microplastics on the Growth and Physiology Characteristics of <i>Ipomoea aquatica</i> Forsk	ZHOU Ying, JIANG Wen-ting, LIU Xun-jie, <i>et al.</i> (4170)
Effects of Biogas Slurry Application on Soil Microbial Communities Structure and Function During Wheat-rice Stubble Period	QIAO Yu-ying, XI Hui, LI Na, <i>et al.</i> (4179)
Analysis of Soil Bacterial Community Structure and Ecological Function Characteristics in Different Pollution Levels of Lead-zinc Tailings in Datong	LIU Ze-xun, ZHUANG Jia-yao, LIU Chao, <i>et al.</i> (4191)
Effect of Fire-deposited Charcoal on Soil Organic Carbon Pools and Associated Enzyme Activities in a Recently Harvested <i>Pinus massoniana</i> Plantation Subjected to Broadcast Burning	YAO Zhi, JIAO Peng-yu, WU Xiao-sheng, <i>et al.</i> (4201)