

DOI: 10.11766/trxb202507040328

CSTR: 32215.14.trxb202507040328

张鹏, 彭程, 陈小艺, 刘惠, 隋倩, 张卫. 某历史不规范填埋场及周边农田土壤微塑料污染特征与生态风险评估[J]. 土壤学报, 2025,

ZHANG Peng, PENG Cheng, CHEN Xiao Yi, LIU Hui, SUI Qian, ZHANG Wei. Microplastic Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment in Soils of a Historical Non-Sanitary Landfill and Adjacent Farmland[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025,

某历史不规范填埋场及周边农田土壤微塑料污染特征与生态风险评估*

张鹏¹, 彭程^{1,2†}, 陈小艺¹, 刘惠³, 隋倩^{1,2}, 张卫¹

(1. 华东理工大学资源与环境工程学院, 生态环境部化工过程环境风险评价与控制重点实验室, 上海 200237;

2. 上海污染控制与生态安全研究院, 上海 200092; 3. 上海环境卫生工程设计院有限公司, 上海 200232)

摘要: 历史不规范填埋场因防渗系统缺失, 持续向周边土壤释放微塑料 (Microplastics, MPs), 加剧场地及其周边环境的生态风险。本文以华东地区典型区域——浙江省嘉善县某历史不规范填埋场及周边农田表层土壤为研究对象, 利用傅里叶变换显微红外光谱技术 (Fourier Transform Infrared Microspectroscopy, μ -FTIR) 结合污染负荷指数法 (Pollution Load Index, PLI)、改进风险商法 (Risk Characterization Ratio, RCR)、多特征潜在风险指数法 (Multi-characteristics Potential Ecological Risk Index, MPERI) 以及蒙特卡罗模拟, 揭示了 MPs 污染分布特征及生态风险。结果表明: (1) 填埋场土壤 MPs 丰度 (7425.5~21306.5 个 $\cdot$ kg⁻¹) 显著高于周边农田土壤 (199.5~2868.5 个 $\cdot$ kg⁻¹), 两地均以聚对苯二甲酸乙二酯 (Polyethylene Terephthalate, PET) 和聚乙烯 (Polyethylene, PE) 为主要类型 (占比 > 70%), 小尺寸 MPs (< 1 mm) 在填埋场和农田土壤中的占比分别为 70.9%和 66.3%, 透明 MPs 占比达 71.8%和 53.1%, 填埋场可能是农田 MPs 的重要输入源之一; (2) 多方法风险评价显示, PLI 判定填埋场属中高风险, 而农田为中低风险, 但 RCR 与 MPERI 均显示两地以中低风险为主, 含聚丙烯腈 (Polyacrylonitrile, PAN) 点位风险显著升高; (3) 蒙特卡罗模拟表明, 农田 PLI 低风险概率显著大于填埋场, 且 RCR 与 MPERI 可能低估了填埋场 MPs 的生态风险; 敏感性分析显示, MPs 的类型为生态风险贡献的关键参数。本研究通过实证-模型耦合分析, 为历史不规范填埋场及周边环境 MPs 污染分级管控提供了科学依据, 推动概率风险评估模型在污染场地的应用。

关键词: 历史不规范填埋场; 土壤污染; 微塑料; 生态风险评估

中图分类号: X53

文献标志码: A

Microplastic Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment in Soils of a Historical Non-Sanitary Landfill and Adjacent Farmland

ZHANG Peng¹, PENG Cheng^{1,2†}, CHEN Xiaoyi¹, LIU Hui³, SUI Qian^{1,2}, ZHANG Wei¹

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Key Laboratory of Environmental Risk Assessment and Control for Chemical Processes, Ministry of Ecology and Environment, East China University of Science and Technology, Shanghai 200237,

* 国家重点研发计划项目 (2023YFC3711600) 资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No.2023YFC3711600)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: cpeng@ecust.edu.cn

作者简介: 张鹏 (2001-), 男, 安徽安庆人, 硕士研究生, 主要从事土壤微塑料污染生态风险评估。E-mail: y83230006@mail.ecust.edu.cn

收稿日期: 2025-07-04; 收到修改稿日期: 2025-08-27; 网络首发日期 (www.cnki.net):

China; 2. Shanghai Institute of Pollution Control and Ecological Security, Shanghai 200092, China, 3. Shanghai Environment Sanitation Engineering Design Institute, Shanghai 200232)

Abstract: **【Objective】** Historically non-sanitary landfills continuously release microplastics(MPs) into adjacent soils due to the absence of impermeable lining systems, thereby exacerbating ecological risks at the site and in surrounding environments. This study aims to investigate the distribution characteristics and ecological risks of MPs in a historically non-sanitary landfill and adjacent farmland soils in Jiashan County, Zhejiang Province, East China. The research aims to identify key pollution sources and evaluate the efficacy of multi-method risk assessment frameworks for informing targeted pollution control strategies. **【Method】** For landfill sites and surrounding farmland topsoil, the distribution characteristics and ecological risks of microplastic pollution were revealed through the combined application of micro-Fourier transform infrared spectroscopy (μ -FTIR), the Pollution Load Index (PLI), Risk Characterization Ratio (RCR), the Multi-characteristics Potential Ecological Risk Index (MPERI), and Monte Carlo simulation.

【Result】 (1) Landfill soils exhibited significantly higher MPs abundance (7,425.5–21,306.5 items/kg) than farmland soils (199.5–2,868.5 items/kg). Polyethylene terephthalate (PET) and polyethylene (PE) were the main MP types in both sites (>70% of total MPs). Small-sized MPs (<1 mm) accounted for 70.9% in landfill soil and 66.3% in farmland soil, while transparent MPs comprised 71.8% and 53.1% in landfill and farmland soil, respectively. The landfill was identified as a potential source of farmland MPs. (2) Multi-model risk assessment revealed that PLI classified the landfill as medium-to-high risk and farmland as low-to-medium risk, whereas RCR and MPERI indicated low-to-medium risk for both. Risk escalated significantly at sites containing acrylonitrile resin (PAN). (3) Monte Carlo simulations demonstrated that farmland had a higher probability of low PLI risk than the landfill. Nevertheless, both RCR and MPERI might underestimate ecological risks in the landfill. Sensitivity analysis identified MPs polymer type as the paramount parameter influencing risk outcomes. **【Conclusion】** The landfill acts as a critical source of MPs contamination in adjacent agricultural soils. Discrepancies in risk outcomes across models highlight the necessity of integrating multi-method assessments with probabilistic approaches (e.g., Monte Carlo) to quantify uncertainties. Polymer type is a decisive factor in ecological risk, necessitating prioritized controls for PAN-containing MPs. This empirical-modeling framework provides a scientific basis for hierarchical management of MPs pollution in non-sanitary landfills and surrounding environments, promoting the application of probabilistic risk models in contaminated sites.

Key words: Historical non-sanitary landfills; Soil contamination; Microplastics; Ecosystem risk assessment

垃圾填埋是处理固体废弃物的主要方式之一^[1]。全球范围内, 约有 70% 的固体废物最终被填埋。此类场地作为固体废物的主要处置方式, 其中塑料类废物占比达 9.9%~19.1%^[2]。在填埋场内经受紫外线辐射、机械压实及微生物降解作用后, 破碎生成大量次生微塑料 (Microplastics, MPs), 即粒径小于 5 mm 的合成聚合物颗粒^[3]。已有研究表明, 填埋场中 MPs 的生成呈指数增长趋势; 填埋龄 30 年的区域 MPs 丰度可达 0.65 ± 0.19 个 $\cdot$ kg⁻¹ 塑料, 较初始阶段增长 8 倍^[4]。尤其值得关注的是, 我国现有 2.7 万个历史不规范垃圾填埋场, 较多的历史不规范填埋场建于环境法规制定之前, 部分未配备环境保护措施^[5]。这类场地在填埋过程中产生的 MPs 可以随着渗滤液持续进入土壤和地下水^[6], 致使周围的土壤和水体中存在大量 MPs。

MPs 由于具有粒径小、分布广、化学性质稳定的特点^[7], 极易与其他污染物结合, 并进入生物体, 在食物链中累积, 危害环境与人体健康^[8]。其还可以通过改变土壤物理结构、化学循环及微生物功能, 威胁农业的可持续性^[9]。历史不规范填埋场作为 MPs 的潜在释放源, 通过渗滤液下渗、地表径流、大气输送沉降等多种扩散方式, 对周边环境造成 MPs 生态风险。目前已有研究关注历史不规范填埋场垃圾堆体及其表层土壤中 MPs 的污染特征, 但其如何影响周边土壤尤其是农田土壤的污染特征和生态风险尚不明确。Lou 等^[10]对中国东南地区 3 个垃圾填埋场 (2 个卫生填埋场、1 个历史不规范填埋场) 的垃圾堆体进行 MPs 检测, 结果表明 3 个垃圾填埋场的平均 MPs 浓度为 0.44~1.56 g·kg⁻¹ (矿化垃圾质量), 且 MPs 污染风险受到填埋年限与区域经济因素驱动。Ma 等^[11]研究表明, 广州市的两个历史不规范填埋场的土壤与渗滤液中均检出 MPs, 且地理因素显著影响 MPs 的分布和特征。Rahmani 等^[12]通过对伊朗哈马丹地区垃圾填埋场进行 MPs 调查, 研究表明不同类型填埋场土壤的 MPs 污染特征不同, 医疗废弃物、城市废旧填埋场的 MPs 丰度显著高于普通的城市垃圾填埋场, 且历史不规范填埋场扩散威胁高。对于 MPs 的生态风险评价方法, 多采用传统的静态评价方法, 较少结合蒙特卡罗模拟等方法动态解析参数的不确定性, 因其忽略参数变异性和空间异质性常导致风险误判。Gu 等^[13]对淄博农田的 MPs 研究采用污染负荷指数法基于平均丰度 (154 个·g⁻¹) 划分风险等级, 但局部热点丰度高达 420 个·g⁻¹ (变异系数为 78%), 均值可能掩盖了空间高风险的情况。

鉴于历史不规范垃圾填埋场持续释放微塑料 (MPs) 的污染风险及其对周边土壤生态系统的多重威胁, 亟需开展污染特征解析与精准化风险评估以支撑场地管理决策。本文选取华东地区某一典型区域——浙江省嘉善县某历史不规范填埋场及毗邻农田表层土壤为研究对象, 利用傅里叶变换显微红外光谱技术 (Fourier Transform Infrared Microspectroscopy, μ -FTIR), 定量揭示 MPs 的丰度、类型及空间分布特征; 结合污染负荷指数法 (Pollution Load Index, PLI)、改进风险商法 (Risk Characterization Ratio, RCR)、多特征潜在风险指数法 (Multi-characteristics Potential Ecological Risk Index, MPERI) 与蒙特卡罗概率模拟, 综合评估 MPs 污染的环境生态风险及不确定性范围。研究成果将为历史不规范填埋场修复管理、周边农田安全利用及概率化风险管理模型的工程应用提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 采样方案

浙江省嘉善县某历史不规范垃圾填埋场, 距离县城中心约 5 km。南面临河, 周围紧邻农田, 东侧距离公路约 300 m, 北侧和东北侧距离居住点约 100 m, 西南侧距离居住点约 75 m。该历史不规范填埋场已完成封场处理, 上方垃圾堆体已移除, 填埋场地势呈现中间高、四周低的特点。本研究依据地势条件采集填埋场上方的表层土壤。

本研究采用系统性空间布点策略, 在填埋场本体沿地形主轴线实施对角线布点 (如图 1 所示), 探究地表径流驱动的 MPs 分布规律, 同时向北、东、西三侧延伸布点, 实现与周边农田的污染源-汇关联对比; 针对毗邻农田, 按填埋场边界距离梯度 (0~80 m) 以 10 m 间距布设剖面采样网格, 探究 MPs 污染随距离的空间分布特征。采样过程中为避免塑料干扰, 采样人员均佩戴非塑料手套, 全部使用金属工具, 并在采样前使用去离子水冲洗, 采样土壤使用铝制自封袋保存备用。

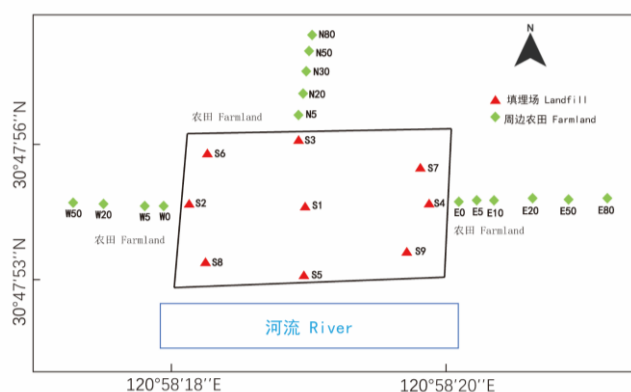


图 1 填埋场及周边农田采样点位示意图

Fig. 1 Spatial distribution map of sampling sites in the landfill and adjacent farmland

1.2 检测方法

土壤样品前处理：人工分选去除样本中肉眼可辨的粗颗粒非塑料杂质后，将土壤样品分装于洁净培养皿中，转移至 60 °C 恒温干燥箱连续干燥至质量恒定，确保水分完全脱除。称取 5.0 g 烘干土样（填埋场上方土壤样品取 1.0 g），与预配制的饱和氯化钠溶液（ $\rho=1.20 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ）共同加入浮选装置中，用玻璃棒搅拌直至溶液充分混合均匀^[14]，静置 24 h 完成微塑料-土壤基质的相分离过程。随后缓慢倒出上清液于烧杯中，重复上述操作过程 3 次，合并上清液。分层收集上清液，加入 30% 过氧化氢溶液^[15]，置于 45 °C 烘箱中进行氧化消解（24~48 h），待反应体系无可见气泡生成后终止反应。抽滤至 0.45 μm 的滤膜上，等待观察。

样品 MPs 检测：MPs 的检测分析采用多阶段综合鉴定方法。在无尘环境条件下，首先通过高速光学成像系统（VHX-6000，基恩士，日本）对滤膜样本进行显微观察，将目标区域放大 50 倍~100 倍实施初步筛查。观测过程中采用数字化定量分析技术，系统记录可疑颗粒的粒径、几何形态及显色特征^[16]，同时使用不锈钢镊子夹出符合以下特征参数的候选颗粒：(1)表面无生物附着残留；(2)具备塑性形变特征；(3)排除典型无机物表面结构。

通过高倍光学显微镜观察，筛选的候选颗粒需进一步进行分子特征验证。采用傅里叶变换显微红外光谱系统（Nicole iN10 MX，赛默飞，美国），将单个颗粒转移至金刚石压砧中施加标准压力固定，在透射模式下进行 16 次累积扫描获取光谱数据。得出相应的红外光谱图后，通过 OMNIC 软件进行谱峰解析，并与聚合物标准数据库进行谱图匹配度分析。一般把匹配度超过 70% 的聚合物判定为 MPs。

1.3 环境生态风险评价方法

1.3.1 污染负荷指数法（PLI） 污染负荷指数法（PLI）是一种基于多变量统计分析的定量环境评估工具^[17]，该方法计算单点或多污染物的累积风险水平，适合对污染场地的初步筛查。

$$CF_i = \frac{C_i}{C_{0i}}; \text{PLI} = \sqrt{CF_i}; \text{PLI}_{\text{ZONE}} = \sqrt[n]{\text{PLI}_1 \times \text{PLI}_2 \times \text{PLI}_3 \cdots \text{PLI}_n} \quad (1)$$

式中， CF_i 为微塑料的污染系数，无量纲； C_i 为在特定采样点处微塑料的实际含量， $\text{个}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； C_0 为参考值，选择类似方法所获得的微塑料丰度数据，本研究参考值取 2 462 $\text{个}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[18]。PLI 法将污染风险分为三个等级： $\text{PLI}<1$ 为轻度污染； $1\leq\text{PLI}<2$ 为中等污染； $\text{PLI}>2$ 为重度污染。

1.3.2 改进风险商法（RCR） PLI 值与采样点微塑料丰度呈正相关，需指出，参考背景值（ C_0 ）的选择直接影响 PLI 计算结果，而微塑料 C_0 迄今尚未建立统一标准。此外，MPs 污染涉及聚合物类型、粒径分布及老化程度等多维属性，单一丰度指标难以全面表征其环境

行为与生态风险。风险商法（Risk Quotient, RQ）结合 MPs 的丰度与其毒性阈值，能够更全面地评估 MPs 的环境生态风险^[19]：

$$PNEC = \frac{MIC}{AF}; RQ = \frac{MEC}{PNEC} \quad (2)$$

式中，MIC 为最低影响浓度，单位为 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 或 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；AF 为影响因子，取 1；MEC 为实测丰度，个 $\cdot \text{kg}^{-1}$ ；PNEC 为预测无效应浓度，本研究取 4824 个 $\cdot \text{kg}^{-1}$ [20]。

传统的 PNEC 未能充分考虑不同类型聚合物对环境造成的影响，本研究引入风险表征概率（RCR）优化 RQ 法。RCR 法充分考虑不同类型微塑料的毒性危害指数，鉴于 PNEC 所涉及的毒理数据多集中于 PP、PE 和 PET 类型的微塑料，使用调整系数 $K=3/16$ 进行校正^[21]。

$$Z = K \times S; H = \sum P_i \times Z_i; MEC_z = MEC \times H; RCR = \frac{MEC_z}{PNEC} \quad (3)$$

式中，S 为聚合物危害系数；K 取值为 3/16，调整系数；Z 为调整后的聚合物危害系数；P 为该 MPs 在环境中的占比；H 为由 MPs 引起的聚合物风险指数；MEC_z 为调整后的微塑料丰度；RCR 为风险表征比。塑料聚合物的危害系数值^[22]如表 1 所示：

表 1 塑料聚合物危害系数值

Table 1 Hazard factor values for plastic polymers

聚合物名称 Polymer name	缩写 Polymer name abbreviation	危害系数 S Polymer hazard index	调整危害系数 Adjusted polymer hazard index
聚对苯二甲酸乙二醇酯 Polyethylene Terephthalate	PET	4	0.75
聚乙烯 Polyethylene	PE	11	2.0625
聚丙烯 Polypropylene	PP	1	0.1875
聚酰胺 Polyamide	PA	50	9.375
聚苯乙烯 Polystyrene	PS	30	5.625
聚丙烯腈 Polyacrylonitrile	PAN	11521	2160
聚氯乙烯 Polyvinyl chloride	PVC	10001	1875

风险概率表征（RCR）将污染程度分为 4 个等级：0 < RCR ≤ 1 为无显著风险；1 < RCR ≤ 10 为低风险；10 < RCR ≤ 100 为中风险；RCR > 100 为高风险。

1.3.3 多特征潜在风险指数法（MPERI） 上述改进后的 RQ 法考虑到了 MPs 的类型与毒性效应，但未考虑 MPs 的颜色、粒径、形状等多维特征，故引入多特征潜在风险指数法^[23]

（MPERI）以全面评估 MPs 的生态风险，该方法具有较强的综合性，适合复杂污染系统，但参数选取依赖于专家权重打分：

$$PLI = \sqrt{\frac{C_i}{C_0}} \quad (4)$$

$$T_{\text{polymer}_i, \text{shape}_i, \text{color}_i} = \sum_{n=1}^n P_{\text{polymer}_n, \text{shape}_n, \text{color}_n} \times S_{\text{polymer}_n, \text{shape}_n, \text{color}_n} \quad (5)$$

$$Ti_m = \sum T_{\text{polymer}} \times (0.2T_{\text{color}} + 0.8T_{\text{shape}}) \times P_{\text{size}} \quad (6)$$

$$MPERI = PLI \times Ti_m \quad (7)$$

式中, Ti_m 作为新的毒性指数是基于微塑料污染负荷指数 (PLI)、聚合物危害指数 (T_{polymer})、颜色危害指数 (T_{color})、形状危害指数 (T_{shape}) 和小尺寸微塑料百分比 (P_{size}) 计算的。不同多维特征的危险参数参考 Chang 等^[23]的研究, 使用式(6)确定聚合物、颜色和形状的危险指数。MPERI 根据其得分分为 5 个等级: I: <10 为轻微风险; II: 10~100 为中等风险; III: 100~500 为高风险; IV: 500~1000 为严重风险; V: >1000 为极度风险。

1.3.4 蒙特卡罗模拟 蒙特卡罗模拟是一种基于概率统计的数值计算方法, 通过重复随机抽样量化模型输入参数的不确定性, 进而解析生态风险评估结果的概率分布特征。使用水晶球软件进行蒙特卡罗模拟分析。首先利用 SPSS 软件对填埋场上方和周边土壤的微塑料丰度进行对数正态分布的检验, 填埋场上方与周边农田 MPs 丰度 P 值分别为 0.984 和 0.097, 根据夏皮洛-威尔克检验 ($P>0.05$), 两组数据均符合对数正态分布。在模拟前, 将两组微塑料丰度数据定义为对数正态分布, 随后将生态风险评价的结果定义为模拟的预测结果, 进行随机迭代次数为 10 000 次, 置信水平为 95% 的蒙特卡罗模拟。

1.4 数据处理

使用 OriginPro 2022 和 SPSS 26 进行图形绘制与数据处理, 得到平均值 $\pm$ 标准差 (SD), 检验 MPs 丰度在不同点位之间的差异显著性 (Duncan 检验), 采用标准单因素方差进行分析 (One-way ANOVA, $P<0.05$)。

2 结果与讨论

2.1 某历史不规范填埋场及周边农田表层土壤 MPs 污染特征

采集某历史不规范填埋场原始表层土壤共 9 个点位, 所有点位均检出 MPs, 其 MPs 丰度分布如图 2 所示, 分布范围为 7425.5~21306.5 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均丰度为 13066.7 $\pm$ 3813.9 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$ 。其中, MPs 丰度最高的为 S5 点位 (21306.5 $\pm$ 2191.5 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$), 丰度最低的为 S8 点位 (7425.5 $\pm$ 563.5 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$)。结果表明, 填埋场上方表层土壤的 MPs 丰度分布呈现明显的空间异质性。Wan 等^[24]研究发现华南某非正规填埋场垃圾下方土壤的 MPs 丰度为 570~14200 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$, 略低于本研究结果, 可能与垃圾填埋场的填埋垃圾类型有关。

采集填埋场周边农田土壤共 15 个点位, MPs 检出率为 100%, 其 MPs 丰度分布如图 3 所示, 其分布范围为 199.5~2868.5 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均丰度为 1092.6 $\pm$ 831.3 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$ 。填埋场三个方向 (北、东、西) 的农田土壤 MPs 的分布丰度上, 北向与东向、西向存在显著性差异 ($P<0.05$), 北向 MPs 平均丰度为 2007.1 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$, 显著高于东西两个方向, 经前期背景调查了解, 该区域全年盛行东南风, 北向 MPs 丰度分布较高可能与风向存在关系^[25]。Asadi 等^[26]研究表明伊朗大不里士某历史不规范填埋场周围土壤 MPs 平均丰度为 470 $\pm$ 193 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$, 显著低于本研究结果, 可能源于区域环境特征、污染释放强度及迁移机制的复合作用。与填埋场上方采样点位的 MPs 丰度检出结果进行比较, 填埋场上方远高于周边土壤, 结果表明, 填埋场可能会作为周边土壤的 MPs 释放源。

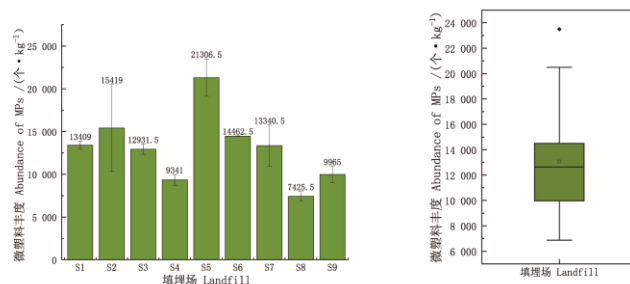
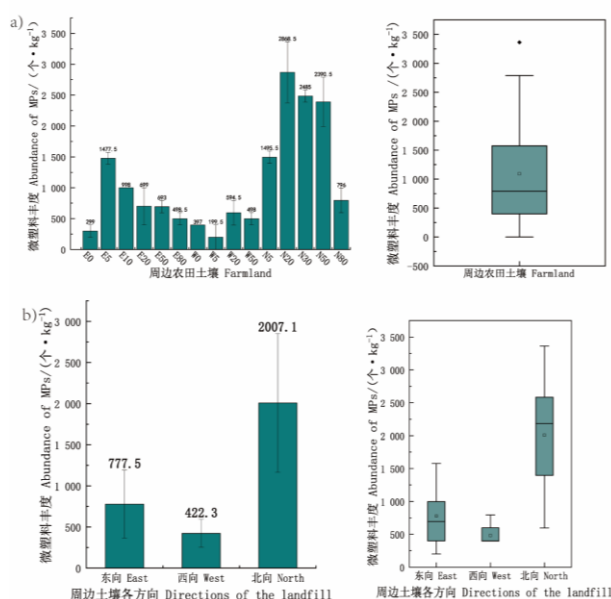


图 2 历史不规范填埋场表层土壤微塑料丰度分布

Fig. 2 MPs abundance distribution in the topsoil of a historical non-sanitary landfill



注：(a) 各个点位微塑料丰度分布；(b) 北、东、西三个方向微塑料丰度分布。Note: (a) Microplastic abundance distribution across sampling sites; (b) Microplastic abundance distribution in northern, eastern, and western sectors.

图 3 历史不规范填埋场周边农田表层土壤微塑料丰度分布

Fig. 3 MPs abundance distribution in the topsoil of adjacent farmland near a historical non-sanitary landfill

通过 FTIR 可以判断 MPs 疑似物质的类型，如图 4 和图 5a 所示。结果表明，填埋场上方表层土壤中 PET 是检出最多的 MPs 类型，占到了总体 MPs 的 60% 以上，其次是 PE，占比 30.7%，而 PA (2.4%)、PP (0.8%) 占比较低。填埋场周边农田土壤中的 PET 也是检出最多的 MPs 类型，占比为 44.5%，其次为 PE (34.1%)，以及 PP (12.2%)，而 PELD (4.9%)、PAN (2.4%)、PA (1.8%) 及其他 (6.1%) 占比较低。填埋场上方土壤与周边农田土壤的 MPs 检出类型表明，两者的检出占比前两位均为 PET 与 PE，这进一步表明填埋场可能是农田 MPs 污染的重要来源之一。广州市两个历史不规范填埋场土壤中检出类型最多的 MPs 为 PET、PU (聚氨酯)、PS^[11]；韩国某填埋场附近土壤中检出最多的 MPs 主要类型为 PP、PE 和 PET^[27]；上海郊区大棚菜地土壤中占比最多的 MPs 类型为 PVC、PE^[28]，稻田土壤中 PET MPs 占比最多。填埋场上方 PET 的来源可能为生活垃圾，例如涤纶衣物、食品包装和饮料瓶等；PE 的来源可能为塑料袋、包装膜和泡沫材料等。周边农田

<http://pedologica.issas.ac.cn>

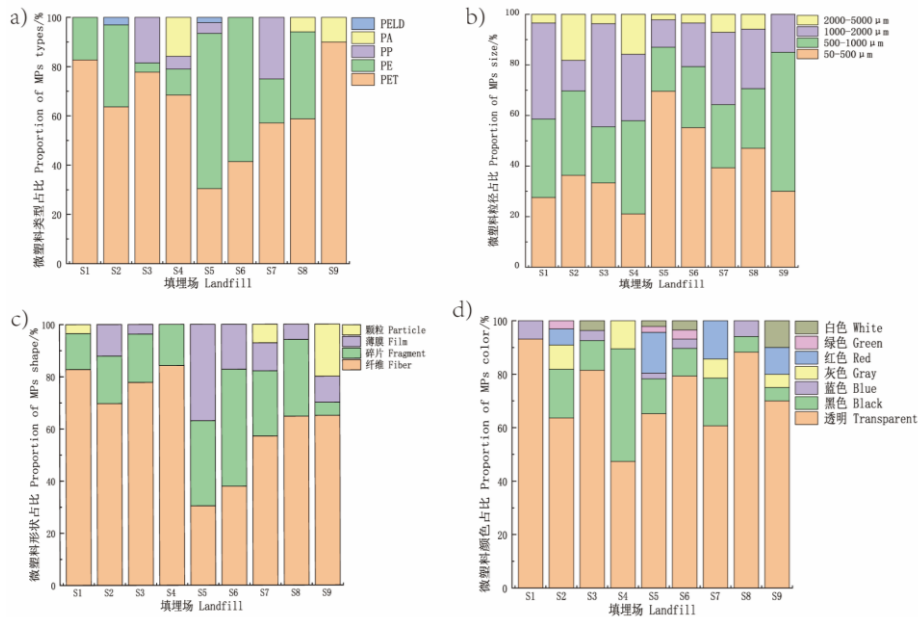
中 PET 与 PE 的来源,一方面可能源自填埋场 MPs 的扩散,例如垃圾填埋场的渗滤液携带^[29],降水、地表径流的输送^[30],以及风力输送、大气沉降^[25]等;另一方面来自农业活动的输入,例如农膜、农业塑料器具、有机肥/污泥等。

本研究中,MPs 的形状、尺寸与颜色特征由高倍显微镜观察得到,典型 MPs 的显微镜下拍摄的图像如图 6 所示。本研究依据检测方法的下限与 MPs 的定义情况将 MPs 的尺寸分为 50~500 μm 、500~1 000 μm 、1 000~2 000 μm 和 2 000~5 000 μm ,将小于 1 mm 的 MPs 定义为小尺寸 MPs^[21]。本研究依据该区域内 MPs 的形态特点,将所测得的 MPs 分为 4 类:纤维、碎片、薄膜和颗粒^[31]。

填埋场上方各点位检出的 MPs 均以小尺寸为主,如图 4b 所示,小尺寸 MPs 占比为 70.9%;周边农田土壤中大部分点位也以小尺寸的 MPs 为主,如图 5b 所示,小尺寸的 MPs 占比为 66.3%,两者占比均显著高于较大尺寸 MPs (1~5 mm)。这与前期研究类似,Su 等^[32]对上海老港垃圾填埋场 MPs 污染特征进行调查,研究表明小尺寸 MPs 更容易扩散到渗滤液中,且随着填埋时间的增加,小尺寸 MPs 的占比会增加。大尺寸塑料在土壤中受微生物分解^[33]、泥沙磨蚀^[34]和紫外线辐射等自然作用,持续破碎成更小的颗粒;同时,小尺寸 MPs 也更易随大气扩散与沉降。

填埋场表层土壤中检出的 MPs 形状以纤维和碎片为主,分别占比 60.2%与 23.9%,各点位检出情况如图 4c 所示;周边农田土壤中也有类似的结果,纤维与碎片形状的 MPs,分别占比 51.2%与 29.9%,各点位检出情况如图 5c 所示。该结果与 MPs 的检出类型有关,该区域检出的 PET 微塑料以纤维状为主,且大尺寸 MPs 易分解为小尺寸的碎片。薄膜与颗粒状的 MPs 在该区域占比较低,填埋场表层土壤分别为 13.1%与 2.6%,周边农田土壤分别为 15.3%与 3.5%,如图 7c 所示。其中,薄膜状 MPs 以 PE 为主,颗粒状 MPs 占比较小的原因可能为检测方法的局限性导致小尺寸颗粒状 MPs 难以被观察并检出。

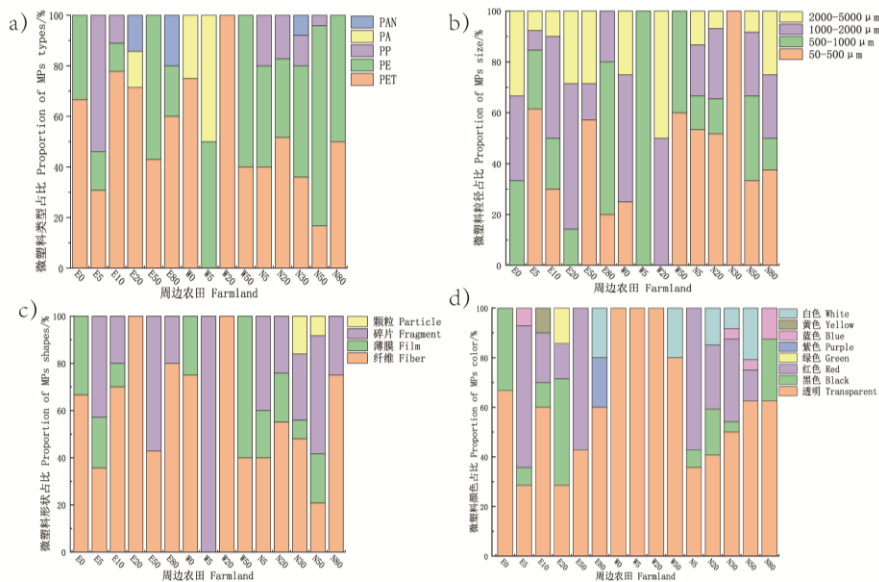
填埋场与周边农田表层土壤中 MPs 颜色检出情况均以透明色为主,其占比分别为 71.8%与 53.1%,如图 7d 所示。填埋场上方 MPs 颜色其次为黑色 (13.3%)、红色 (6.1%);周边土壤中则是红色 (25.3%)、黑色 (9.3%)。透明色 MPs 占比高的原因可能包括:(1)为了保证透光率,农业上使用的地膜,多为透明或半透明的 PE 材质^[35];(2)来自透明的包装袋,这些材料在机械破碎或生物降解后,形成透明 MPs 碎片^[36];(3)在紫外线的照射下,有色塑料的颜料分子会逐渐降解,导致褪色,从而形成透明 MPs,着色剂等塑料表面的化学物质也会随着填埋而溶出^[33]。



注: (a)类型; (b)尺寸; (c)形状; (d)颜色。a 中图例, PELD 为低密度聚乙烯, PA 为聚酰胺, PP 为聚丙烯, PE 为聚乙烯, PET 为聚对苯二甲酸乙二醇酯。Notes: (a)Type, (b)Size, (c)Shape, (d)Color. Legend in (a): PELD, Polyethylene low-density; PA, Polyamide; PP, Polypropylene; PE, Polyethylene; PET, Polyethylene terephthalate.

图 4 历史不规范填埋场表层土壤中微塑料污染特征

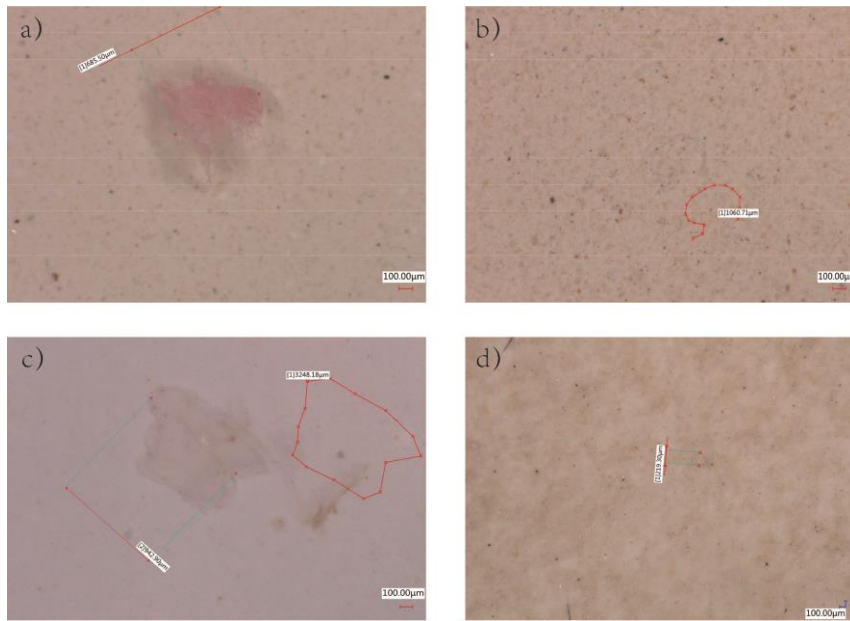
Fig. 4 Characteristics of MPs pollution in the topsoil of a historical non-sanitary landfill



注: (a)类型; (b)尺寸; (c)形状; (d)颜色。(a) 中图例, PAN 为聚丙烯腈, 其余微塑料类型同图 5 注。Notes: (a)Type, (b) Size, (c) Shape, (d) Color. PAN, Figure (a) Polyacrylonitrile, the rest of the MPs types are the same as those in Figure 5.

图 5 历史不规范填埋场周边农田表层土壤中微塑料的污染特征

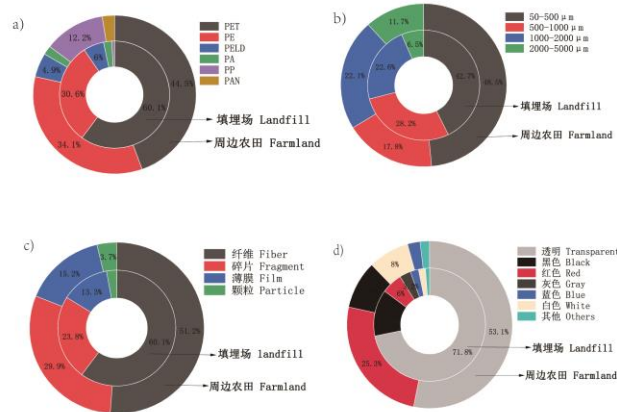
Fig. 5 Characteristics of MPs pollution in the topsoil of adjacent farmland near a historical non-sanitary landfill



注: (a) 红色薄膜 PE; (b) 透明纤维 PET; (c) 透明碎片 PA; (d) 白色颗粒 PE。Note: (a) Red film PE; (b) Transparent fiber PET; (c) Transparent fragment PA; (d) White particle PE.

图 6 高倍显微镜下 MPs 图像

Fig. 6 Images of MPs under high power microscopy



注: (a)类型; (b)尺寸; (c)形状; (d)颜色。a)中图例微塑料类型同图 5 和图 6 注。Notes: (a) type, (b) size, (c) shape, (d) color. The types of MPs in the legend of Figure (a) are the same as those noted in Figures 5 and 6.

图 7 历史不规范填埋场和周边农田表层土壤中微塑料不同污染特征占比

Fig. 7 Proportions of different microplastic pollution characteristics in topsoil of a historical non-sanitary landfill and adjacent farmland

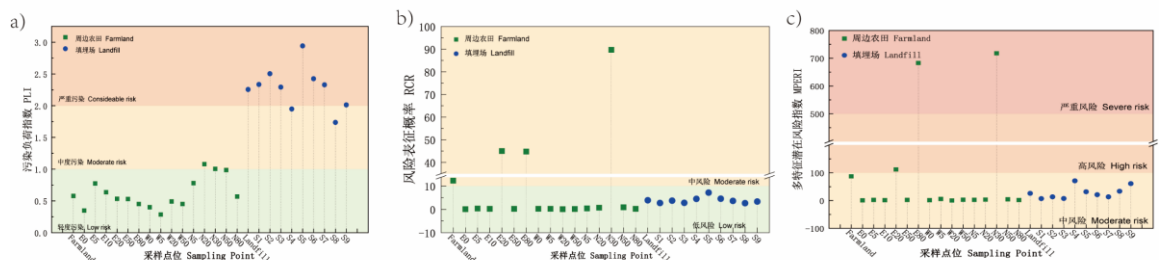
2.2 生态风险评价

2.2.1 污染负荷指数法评价 PLI 法结果如图 8a 所示, 结果表明, 填埋场周边农田表层土壤 MPs 污染在整体态势上处于低风险水平, 但部分特定点位污染风险值得重点关注, 尤其是位于填埋场北向的 N20、N30 和 N50 点位, 其 PLI 处于或接近中风险程度。填埋场上方的 PLI 结果则表明填埋场上方整体 MPs 污染处于较严重的污染程度, 部分点位 (S4、S8) 处于中风险, 其余点位均需要重点关注。

2.2.2 风险商法评价 PLI 法仅考虑 MPs 丰度的影响, 改进后的风险商法考虑聚合物类型、丰度与毒性特征, 引入 RCR 指数, 结果如图 8b 所示。填埋场周边农田土壤 MPs 污染呈现出中风险接近低风险的总体特征, 然而, 东向的 E20、E80 点位以及北向的 N30 点位, 其污染风险程度相对较高, 这种与 PLI 法评估结果存在的差异, 主要归因于在周边农田东、西向部分点位检测出了具有较大毒性的 PAN 等塑料类型。

填埋场上方的 RCR 指数结果与 PLI 指数结果不同, 整个填埋场中的 MPs 污染处于低风险程度 ($RCR < 10$), 这是由于在结合聚合物具体类型进行评估时, 填埋场上方土壤中毒性较大的聚合物类型检出较少, 但综合考虑 PLI 和 RCR 指数, 填埋场上方 MPs 的污染风险仍需得到重视。

2.2.3 多特征潜在风险指数法评价 多特征潜在风险指数法更加全面地考虑 MPs 的多维特征, 包含类型、形状、颜色、尺寸等污染特征, 用 MPERI 指数来代表, 结果如图 8c 所示。结果表明, 周边农田土壤大部分点位处于轻微风险程度 ($MPERI < 10$), 而 E20、E80、N30 点位需要重点关注, 这与 RCR 指数结果相似, 同样来自毒性较大的 MPs 类型的检出; 填埋场则整体处于中等风险程度 ($MPERI > 10$), 部分点位 (S4、S9) 接近高风险程度, 需要重点关注。



注: (a) 污染负荷指数法; (b) 改进风险商法; (c) 多特征潜在风险指数法。Note: (a) PLI, (b) RCR, (c) MPERI.

图 8 历史不规范垃圾填埋场及周边农田表层土壤中微塑料的生态风险评价结果

Fig. 8 Microplastic ecological risk assessment result

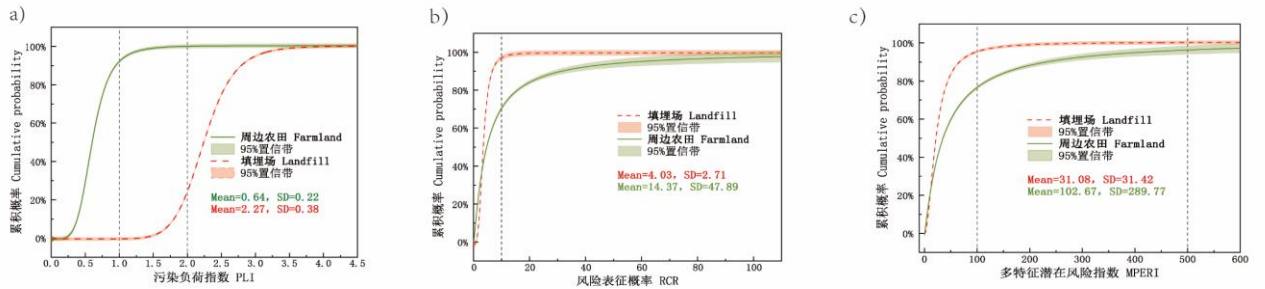
2.3 蒙特卡罗模拟分析

蒙特卡罗模拟^[37]可以通过模拟迭代量化不同生态风险指数的累积概率 (如图 9 所示), 并通过敏感度分析量化不同参数对生态风险评价结果的贡献程度 (如图 10 所示)。王华等^[38]使用二维风险评估矩阵结合蒙特卡罗模拟评估长江流域的 MPs 生态风险, 研究表明, 流域内 90.8% 的 MPs 污染负荷风险处于低风险等级, 但 63.4% 的聚合物危害风险处于高风险等级, 通过模拟得出优先控制因子: 微塑料丰度、PVC 型和 PU 型 MPs, 证实蒙特卡罗模拟有效弥补了传统微塑料生态风险评估中静态指数法的局限性, 为风险分级管控提供了动态决策依据。

本研究中, PLI 法的蒙特卡罗模拟结果表明, 模拟 10 000 次后, 周边农田土壤的 PLI 均值为 0.64, 处于低风险程度; 填埋场上方土壤 PLI 均值为 2.27, 处于重度风险程度, 周边农田在 $PLI < 1$ 的累积概率显著高于填埋场土壤, 意味着周边农田出现低风险概率较高,

然而蒙特卡罗模拟的结果也表明仍有 8.15%的累积概率使得周边农田土壤进入中高风险。

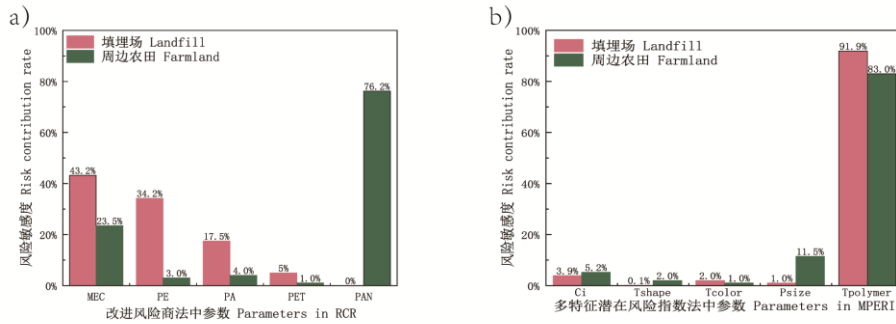
RCR 的蒙特卡罗模拟结果表明, 在 $RCR > 10$ 时, 填埋场表层土壤发生 MPs 中高风险污染的累积概率显著高于周边农田表层土壤, 表明 2.2.2 中关于填埋场的 RCR 风险评价结果可能出现低估。RCR 的风险敏感性图表明, 对填埋场 RCR 指数贡献最大的参数是微塑料的实测丰度 (MEC), 而对于周边农田 RCR 指数贡献最大的是 PAN 聚合物类型。MPERI 的蒙特卡罗模拟结果与 RCR 相似, 随着 MPERI 指数的增加, 填埋场在中高风险累积概率上大于周边农田土壤, 意味着填埋场的 MPERI 风险值得重点关注; MPERI 的风险敏感性图表明, 填埋场以及周边农田土壤中, 影响 MPERI 风险结果的贡献率最高的参数均为 MPs 的类型, 这对后续场地 MPs 污染防控与管理的重点提供参考。



注: (a) 污染负荷指数法; (b) 改进风险商法; (c) 多特征潜在风险指数法。a 中垂直线从左到右依次为 $PLI=1, 2$; b 中垂直线为 $RCR=10$; c 中垂直线从左到右依次为 $MPERI=100, 500$, 具体风险分级见 1.3。Note: (a) PLI; (b) RCR; (c) MPERI. In Figure a, the vertical lines from left to right represent $PLI=1, 2$; in Figure b, the vertical line represents $RCR=10$; in Figure c, the vertical lines from left to right represent $MPERI=100, 500$. The specific risk classification can be found in 1.3.

图 9 蒙特卡罗模拟累积概率图

Fig. 9 Monte Carlo simulation cumulative probability



注: (a) 改进风险商法; (b) 多特征潜在风险指数法。MEC, MPs 的实测丰度; PE、PA、PET、PAN, 检出的各种不同类型 MPs; C_i , 特定采样点 MPs 丰度; $T_{polymer}$, 聚合物危害指数; T_{color} , 颜色危害指数; T_{shape} , 形状危害指数; P_{size} , 小尺寸微塑料百分比。Note: (a) RCR, (b) MPERI. MEC, measured environmental concentration; PE, PA, PET, PAN, detected MP polymer types; C_i , MPs abundance at a specific sampling site; $T_{polymer}$, polymer-specific hazard index; T_{color} , color-specific hazard index; T_{shape} , shape-specific hazard index; P_{size} : percentage of small-size microplastics.

图 10 蒙特卡罗模拟风险敏感度图

Fig. 10 Monte Carlo simulation risk contribution

3 结论

本研究通过对浙江省嘉善县某历史不规范填埋场以及周边农田表层土壤的系统调查与 MPs 检测,初步揭示了该典型区域的 MPs 污染特征,并通过 PLI、RCR 和 MPERI 三种环境生态风险评价方法结合蒙特卡罗模拟,全面评估该典型区域 MPs 的生态风险,为该典型区域 MPs 的风险防控提供科学依据。本研究通过对比历史不规范填埋场与周边农田土壤中 MPs 的污染特征与生态风险,表明填埋场是周边环境 MPs 的重要来源,两地 MPs 在类型、尺寸和颜色分布上高度相似。风险评估显示,填埋场整体处于中高风险,而周边农田以中低风险为主,但含 PAN 的位点风险显著升高;蒙特卡罗模拟进一步提示,当前对填埋场风险可能存在低估,且 MPs 类型是影响风险不确定性的关键因素。基于上述发现,建议优先实施 PAN 类微塑料的靶向管控,增强防渗工程阻隔效果,并建立“场区-周边”协同监测体系,以阻断跨介质生态风险传导,为填埋场 MPs 风险优先级管理和周边农田安全利用提供决策支持。然而,本研究采用的高倍光学显微镜和 FTIR 联用检测方法,具有尺寸上的局限性 ($> 50 \mu\text{m}$),未来可采用更加精确的定量小尺寸甚至纳米级别 MPs 的检测仪器(例如显微拉曼光谱技术、热解-气相色谱-质谱联用技术等)。由于小尺寸塑料颗粒(亚微米级和纳米级)更易穿透生物屏障,引发毒性效应,尺寸检测局限可能会导致 MPs 生态风险被低估;未来还需聚焦 MPs 动态风险智能预警,融合蒙特卡罗模拟与机器学习算法,结合不同场景条件(例如暴雨气候等),模拟预测 MPs 的迁移规律与生态风险,推动风险管控从被动响应转向主动预警的范式转变。

参考文献 (References)

- [1] Xu S, Qasim M Z, Zhang T, et al. Diversity, abundance and expression of the antibiotic resistance genes in a Chinese landfill: Effect of deposit age[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 417: 126027.
- [2] Li Y F, Ling W, Yang J, et al. Risk assessment of microplastics in humans: Distribution, exposure, and toxicological effects[J]. *Polymers*, 2025, 17(12): 1699.
- [3] Duan J J, Bolan N, Li Y, et al. Weathering of microplastics and interaction with other coexisting constituents in terrestrial and aquatic environments[J]. *Water Research*, 2021, 196: 117011.
- [4] Huang Q J, Cheng Z W, Yang C F, et al. Booming microplastics generation in landfill: An exponential evolution process under temporal pattern[J]. *Water Research*, 2022, 223: 119035.
- [5] Sun H Y, Hu J W, Wu Y, et al. Leachate from municipal solid waste landfills: A neglected source of microplastics in the environment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133144.
- [6] Cao G D, Cai Z W. Getting health hazards of inhaled nano/microplastics into focus: Expectations and challenges[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(9): 3461-3463.
- [7] Liang L C, Zhang H H, Xu Y S, et al. The pollution level and environmental risk assessment of new pollutant DEHP (bis (2-ethylhexyl) phthalate) on undisturbed soil of informal landfill[J]. *Environmental Chemistry*, 2024, 43(10): 3342-3354. [梁丽琛, 张后虎, 许元顺, 等. 新型污染物邻苯二甲酸(2-乙基己基)酯在非正规生活垃圾填埋场原状土壤中赋存水平及环境风险评估[J]. *环境化学*, 2024, 43(10): 3342-3354.]
- [8] Yang H, Ma M G, Thompson J R, et al. Waste management, informal recycling, environmental pollution and public health[J]. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 2018, 72(3): 237-243.
- [9] Xiang Y Z, Rillig M C, Peñuelas J, et al. Global responses of soil carbon dynamics to microplastic exposure: A data synthesis of laboratory studies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(13): 5821-5831.
- [10] Lou F F, Wang J, Sima J Y, et al. Microplastic contamination in different aged landfill mineralization[J]. *Waste Management*, 2025, 204: 114930.

- [11] Ma J, Ma M, Li J S, et al. Distribution and characteristics of Microplastics in leachate and underneath soil of two informal landfills[J]. *Waste Management*, 2025, 195: 155-166.
- [12] Rahmani A, Nasrollah Boroojerdi M, Seid-mohammadi A, et al. Abundance and characteristics of microplastics in different zones of waste landfill site: A case study of Hamadan, Iran[J]. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2023, 8: 100494.
- [13] Gu J, Zhang X Y, Ming Y, et al. Characterization and risk assessment of microplastics in agricultural soils: A case study of Nantong, Zibo, and Shijiazhuang, China[J]. *Pedosphere*, 2025, <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2025.07.001>.
- [14] Zheng S Q, Zhou B Y, Guo N F, et al. Optimization and application of pretreatment method of microplastics detection in municipal solid waste landfills[J]. *Waste Management*, 2024, 183: 260-270.
- [15] Xu H Z, Xie Q J, Yin H L, et al. Digestion method of microplastics in wastewater from wastewater treatment plant[J]. *Science Technology and Engineering*, 2020, 20(2): 860-865. [许焕征, 解清杰, 尹海龙, 等. 污水厂污水中微塑料的消解方法[J]. *科学技术与工程*, 2020, 20(2): 860-865.]
- [16] Li M, Wang F P, Chen Z Q, et al. Research progress on the extraction, qualitative, and quantitative methods of microplastics in biological samples[J]. *Environmental Science*, 2025, 46(8): 5303-5315. [李敏, 王妃平, 陈子奇, 等. 生物样品中微塑料的提取、定性及定量方法研究进展[J]. *环境科学*, 2025, 46(8): 5303-5315.]
- [17] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J]. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 1980, 33(1): 566-575.
- [18] Chen L Y, Yu L, Li Y J, et al. Spatial distributions, compositional profiles, potential sources, and influencing factors of microplastics in soils from different agricultural farmlands in China: A national perspective[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(23): 16964-16974.
- [19] Brain R A, Sanderson H, Sibley P K, et al. Probabilistic ecological hazard assessment: Evaluating pharmaceutical effects on aquatic higher plants as an example[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2006, 64(2): 128-135.
- [20] Deng P, Hu X G, Wang R Q, et al. Spatial risks of microplastics in soils and the cascading effects thereof[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(21): 10299-10309.
- [21] Zhang X, Leng Y F, Liu X N, et al. Microplastics' pollution and risk assessment in an urban river: A case study in the Yongjiang River, Nanning City, South China[J]. *Exposure and Health*, 2020, 12(2): 141-151.
- [22] Lithner D, Larsson Å, Dave G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition[J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(18): 3309-3324.
- [23] Chang M J, Sun P P, Zhang L Y, et al. Changes in characteristics and risk of freshwater microplastics under global warming[J]. *Water Research*, 2024, 260: 121960.
- [24] Wan Y, Chen X, Liu Q, et al. Informal landfill contributes to the pollution of microplastics in the surrounding environment[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 293: 118586.
- [25] Yang M N, Tian X, Guo Z L, et al. Wind erosion induced low-density microplastics migration at landscape scale in a semi-arid region of northern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 871: 162068.
- [26] Asadi M J, Ghayebzadeh M, Maryam Seyed Mousavi S, et al. Investigating the amount of macro, meso, and microplastics in the surface soil around the landfill of Tabriz and the effect of the prevailing wind on their distribution[J]. *Heliyon*, 2025, 11(2): e42143.
- [27] Kim W K, Park H, Ishii K, et al. Investigation on microplastics in soil near landfills in the republic of Korea[J]. *Sustainability*, 2023, 15(15): 12057.
- [28] Hu S Q. Pollution characteristics and ecological risk assessment of microplastics and six phthalate esters in farmland of Shanghai suburb[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2024, 40(7): 975-984. [胡双庆. 上海郊
- <http://pedologica.issas.ac.cn>

区农田土壤微塑料和 6 种邻苯二甲酸酯污染特征及生态风险评估[J]. 生态与农村环境学报, 2024, 40(7): 975-984.]

[29] Wang L, Wang H, Huang Q J, et al. Microplastics in landfill leachate: A comprehensive review on characteristics, detection, and their fates during advanced oxidation processes[J]. Water, 2023, 15(2): 252.

[30] Yuan P Y, Cao X D, Zhao L, et al. Overlooked yet critical pathways for microplastics input to soil and groundwater system: Transport mechanisms and simulation predictions in landfill environments[J]. Water Research, 2025, 284: 124041.

[31] Yang L, Zhang Y L, Kang S C, et al. Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources[J]. Science of the Total Environment, 2021, 754: 141948.

[32] Su Y L, Zhang Z J, Wu D, et al. Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age[J]. Water Research, 2019, 164: 114968.

[33] Guan X Y, Dai Y M, Li X, et al. Acetochlor promotes the aging of mulch-derived microplastics in soil by altering the plastisphere microbial community[J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 494: 138641.

[34] Hao Y L, Hu Y X, Guo S L. Effects of sediment abrasion on micrplastic fragment ation[J]. Acta Pedologica Sinica, 2024, 61(3): 737-745.[郝永丽, 胡亚鲜, 郭胜利. 泥沙磨蚀作用对微塑料老化破碎的影响[J].土壤学报, 2024, 61(3): 737-745.]

[35] Song N N, Li M J, Wang X X, et al. Effect of film mulching age and organic fertilizer application on the distribution characteristics of microplastics in the soil of a peanut field[J]. Environmental Science, 2024, 45(3): 1684-1691. [宋宁宁, 李梦佳, 王学霞, 等. 覆膜年限和有机肥施用对花生田耕层土壤微塑料赋存特征的影响[J]. 环境科学, 2024, 45(3): 1684-1691.]

[36] Zhang J R, Ren S Y, Xu W, et al. Effects of plastic residues and microplastics on soil ecosystems: A global meta-analysis[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 435: 129065.

[37] Mantashloo A, Shokoohi R, Torkshavand Z, et al. Monte Carlo simulation for human health risk assessment of groundwater contaminated with arsenic at an Iranian semi-arid region[J]. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, 2025, 23: 101069.

[38] Wang H, Li S Q, Zeng Y C, et al. Comprehensive assessment of microplastics ecological risk in the Yangtze River Basin[J]. Water Resources Protection, 2024, 40(2): 107-116.[王华, 李思琼, 曾一川, 等. 长江流域微塑料生态风险综合评估[J]. 水资源保护, 2024, 40(2): 107-116.]

(责任编辑: 檀满枝)