

doi: 10.12452/j.fxcxsb.26042901

# 黄土高原微塑料赋存特征及风险分析

王宇凡, 宣如月, 丁玲, 仇欣然, 梁旭军, 郭学涛\*

(西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

**摘要:** 塑料污染已成为全球性环境问题, 微塑料(MPs)在农田土壤中的赋存与风险日益受到关注。该研究以黄土高原为研究区域, 系统采集了7省37市847份耕地表层土壤样品, 采用密度浮选与傅里叶变换红外光谱(ATR-FTIR)相结合的方法, 分析了微塑料的丰度、粒径、形状及聚合物组成, 并评估了微塑料的潜在生态风险。结果表明, 黄土高原农田土壤中微塑料丰度范围为360~10 692 items·kg<sup>-1</sup>, 平均为1 913 items·kg<sup>-1</sup>, 空间异质性显著。黄土高原微塑料风险等级整体处于低风险水平, 但基于污染负荷指数法(PLI)评价方法, 宁夏回族自治区与内蒙古自治区达到中风险; 基于潜在生态风险指数(PERI), 内蒙古自治区已达中风险水平。该研究为黄土高原农田微塑料污染的区域防控及农业可持续发展提供了科学依据。

**关键词:** 微塑料; 黄土高原; 农田土壤; 空间分布; 生态风险

**中图分类号:** O657.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-4957(2026)07-1529-11

## Occurrence Characteristics and Risk Analysis of Microplastics in the Loess Plateau

WANG Yu-fan, XUAN Ru-yue, DING Ling, QIU Xin-ran, LIANG Xu-jun, GUO Xue-tao\*

(College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

**Abstract:** Plastic pollution has become a global environmental issue, and the occurrence and risks of microplastics (MPs) in farmland soils are receiving increasing attention. In this study, the Loess Plateau was selected as the research area, and a total of 847 topsoil samples were systematically collected from farmlands across 37 cities in seven provinces. The abundance, particle size, shape, and polymer composition of microplastics were analyzed using a combination of density flotation and attenuated total reflection Fourier transform infrared spectroscopy (ATR-FTIR), and the potential ecological risks of microplastics were assessed. The results showed that the abundance of microplastics in farmland soils of the Loess Plateau ranged from 360 to 10 692 items·kg<sup>-1</sup>, with an average of 1 913 items·kg<sup>-1</sup>, indicating significant spatial heterogeneity. The overall risk level for microplastics on the Loess Plateau is low, but according to the PLI assessment method, Ningxia Hui Autonomous Region and Inner Mongolia Autonomous Region are classified as medium risk; according to the PERI method, Inner Mongolia Autonomous Region has reached the medium-risk level. This study provides a scientific basis for regional control of microplastic pollution in farmland soils and for the sustainable development of agriculture on the Loess Plateau.

**Key words:** microplastics; Loess Plateau; farmland soil; spatial distribution; ecological risk

塑料污染正在成为新兴的环境与人类健康危机。全球塑料产量2020年达3.7亿吨, 预计2050年将达到约120亿吨, 届时将有约1.2万吨的塑料排放到环境中<sup>[1]</sup>。在产量持续攀升的同时, 塑料回收效率却长期处于较低水平<sup>[2]</sup>, 造成了日益严重的塑料污染问题。由于机械应力、阳光照射和生物因素, 塑料垃圾在环境中积累、混合、破碎, 并逐步降解为微塑料(MPs, <5 mm)<sup>[3]</sup>。微塑料是一种全球性的新污染物, 其生态风险和对公众健康的潜在不利影响受到科学界的广泛关注。在土壤环境中, 微塑料已广泛分布。除了人口密集的沿海地区以外, 偏远内陆甚至人迹罕至的极地地区的土壤中均有微塑料检出, 其来源不仅与居民生活和农业生产息息相关, 还和日益发达的旅游密切相关<sup>[4]</sup>。此外, 尽管塑料薄膜提高了作物产量并推动了农业发展, 但它们也导致了农业土壤中微塑料的显著积累<sup>[5-6]</sup>。同时,

收稿日期: 2026-04-29; 修回日期: 2026-05-25

基金项目: 国家重点研发计划资助项目(2024YFC3713900)

\*通讯作者: 郭学涛, 教授, 研究方向: 新污染物的环境行为, E-mail: guoxuetao2005@nwafu.edu.cn

网络首发日期: 2026-06-01

由于尺寸较小,微塑料容易被栖息于相应环境介质中的生物群体摄入,进而威胁其生命<sup>[7-8]</sup>。更值得关注的是,微塑料能够吸附并富集环境中的有机污染物,从而增加该复合体的生物吸收和累积速率,并通过食物链和纳米颗粒远距离运输转移到其他环境中,进而对生态系统构成潜在威胁<sup>[9]</sup>。

黄土高原位于中国中部偏北,地跨陕西、山西、甘肃、宁夏回族自治区、青海、河南、内蒙古自治区7省区,是世界上黄土覆盖最广、侵蚀最严重的地区<sup>[10]</sup>。黄土高原是我国重要的农业产区,作为典型的生态脆弱区和旱作农业区,黄土高原独特的地理位置、气候特征和地形地貌深刻影响着农业耕作方式,也使得地膜覆盖技术得以广泛应用,该区域成为研究地膜源微塑料污染的代表性区域<sup>[11]</sup>。近年来,黄土高原地区地膜覆盖技术的广泛应用显著提高了作物的水分利用效率和产量<sup>[12]</sup>。然而,农田土壤地膜的长期使用及残膜回收不彻底,导致大量塑料残留物在土壤中不断累积,微塑料污染问题日益突出。这种持续输入与累积的微塑料污染威胁,对生态环境和农业可持续发展构成了潜在风险。近年来,针对黄土高原土壤环境中微塑料污染的研究已逐步展开,但不同区域的观测结果存在较大差异。陕西省农田微塑料平均丰度为1 430~3 410 items·kg<sup>-1</sup>,而宁夏固原耕作层丰度则为186.32~1 286.24 items·kg<sup>-1</sup><sup>[13]</sup>。甘肃庄浪县梯田区不同土地利用类型下表层土壤微塑料丰度介于886.7~2 127.2 items·kg<sup>-1</sup>之间<sup>[14]</sup>。王东沟典型小流域土壤微塑料平均丰度可达4 402 items·kg<sup>-1</sup><sup>[15]</sup>,该流域另一研究的丰度范围为70~4 020 items·kg<sup>-1</sup><sup>[16]</sup>。总体来看,黄土高原土壤微塑料丰度呈现显著的空间异质性,整体上处于中低污染水平。

然而,目前针对黄土高原土壤环境中微塑料的研究仍存在明显不足。目前开展的相关工作多集中于局部小尺度或特定土地利用类型,缺乏对整个黄土高原范围的系统调查与空间对比分析,也尚未建立统一的采样与检测标准,导致不同研究之间的结果可比性较差。为此,本文以黄土高原为研究区域,在7省37市进行采样,探究其耕地土壤微塑料的赋存特征,评估微塑料潜在生态风险,并结合土壤理化指标分析影响微塑料分布的因素,以期为黄土高原耕地土壤的微塑料防控提供理论依据与数据支撑。

## 1 实验部分

### 1.1 研究区域概况

研究区域涵盖了整个中国黄土高原地域,东部以太行山脉为界,西至祁连山脉东端,北抵阴山山脉,南部以秦岭为界,覆盖了山西大部、陕西中北部、甘肃中东部、宁夏回族自治区南部、青海东部、内蒙古自治区南部和河南西部,共7省区287县旗(图1)。黄土高原总面积约64万平方公里,依据农业生产条件、作物类型及地貌特征,其粮食产区可划分为平原与盆地灌溉农业区(包括关中平原、宁夏回族自治区引黄灌区、山西汾渭平原)、黄土旱塬(台阶)区、长城沿线风沙区、东部丘陵与土石山区,以及西部黄土丘陵沟壑区5大区域。黄土高原以不足全国5%的水资源和接近7%的谷物播种面积,贡献了全国约8%的粮食总产量,是我国北方玉米、小麦及杂粮增产潜力较大的区域之一,也是特色农产品的重要优势产区,已被纳入国家新一轮千亿斤粮食产能提升行动的战略后备区。作为我国典型的生态脆弱区与旱作农业区,黄土高原独特的地理区位、气候条件及地形特征深刻影响着当地的农业耕作制度,也使其成为开展地膜源微塑料污染研究的代表性区域。

### 1.2 采样点分布及样品采集

选择黄土高原7个省份(陕西、山西、青海、宁夏回族自治区、甘肃、内蒙古自治区、河南)的37个市,依据现有农田土壤分布数据结果,对黄土高原区域的典型农业耕地进行随机采样,共采集到847份土壤样品,采样时间为2025年8月~9月。在每个指定的采样地点,都实施了标准化的采集程序。采用网格法进行样地布设,在选定的每个样地中,使用清洁不锈钢钻在50 m×50 m样方的4个顶点和中心共采集5份0~20 cm的耕地表层土壤,每份400 g左右,将其混合均匀后装入铝盒中。采集到的土壤样品运输回实验室自然风干,在风干过程中,拣出碎石、砂砾及植物残体等杂质,最后碾碎研磨并过筛,所得样品用于微塑料及土壤理化指标的测定。

### 1.3 微塑料的提取和鉴定

采用密度浮选分离法提取土壤中的微塑料<sup>[17]</sup>。称取50 g干燥土壤样品于250 mL丝口瓶中,加入200 mL密度为360 g·L<sup>-1</sup>的饱和NaCl溶液进行浮选,用干净的玻璃棒搅拌或手动摇晃2 min,静置24 h

后,将固液分层的上清液转移至洁净烧杯,重复上述浮选步骤3次。随后,向浮选分离得到的上清液中加入20 mL 30%  $H_2O_2$ ,于100 r/min、65 °C的恒温振荡器中振荡24 h,以去除有机质的干扰。使用0.45  $\mu\text{m}$ 滤膜真空抽滤(GM-0.33A),用超纯水冲洗后将滤膜保留于干净的玻璃培养皿中,并置于50 °C恒温干燥箱中干燥24 h,以待下一步分析。需要指出的是,本研究采用饱和NaCl溶液(密度约 $360\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ )作为浮选介质,该密度可有效分离聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚苯乙烯(PS)等低密度微塑料,但对于密度大于 $1.2\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 的聚氯乙烯(PVC)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)等高密度微塑料,提取效率可能偏低。本研究中PVC与PET的合计占比约为15.8%,并非主要组分,因此该方法对总体丰度及主导聚合物类型的识别影响有限,但可能导致高密度微塑料的检出丰度存在一定低估。后续研究建议结合 $ZnCl_2$ 或NaI等高密度溶液进行更全面的提取。

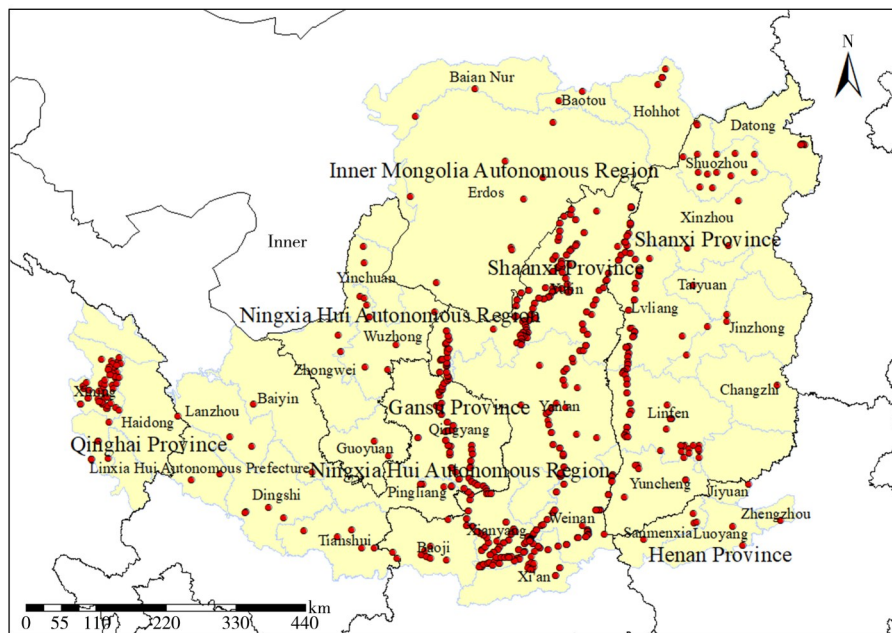


图1 黄土高原采样点分布图

Fig. 1 Map of sampling sites on the Loess Plateau

使用金相显微镜(MV5000, 江南永新光学, 中国)在40~100倍放大范围内目视观察样品滤膜,记录微塑料的数量、形状和粒径(主要分为 $<500\ \mu\text{m}$ 、 $500\sim1\ 000\ \mu\text{m}$ 、 $1\ 000\sim2\ 000\ \mu\text{m}$ 及 $\geq 2\ 000\ \mu\text{m}$ )。为确定各样点微塑料的化学组成,选取滤膜上尺寸较大(通常为长度 $>200\ \mu\text{m}$ ,易于在衰减全反射(ATR)模式下获得良好接触光谱)的微塑料碎片,采用傅里叶变换红外光谱仪(ThermoFisher Nicolet IS50)在ATR模式下进行分析。光谱采集参数设定如下:分辨率为 $4\ \text{cm}^{-1}$ ,波数扫描范围为 $400\sim4\ 000\ \text{cm}^{-1}$ ,累计扫描32次。使用OMNIC软件(Thermo Nicolet Corporation)对所得红外光谱进行基线校正,随后将校正后的谱图与标准光谱库进行比对检索。当匹配度高于60%时,即可判定该微塑料的聚合物类型<sup>[18]</sup>。

#### 1.4 质量控制

为降低实验过程中外来颗粒物对微塑料分析的干扰,采取了一系列污染控制措施。在采样和实验过程中,实验人员全程穿着棉质实验服并佩戴丁腈手套,以避免棉绒或乳胶碎屑脱落造成额外污染。实验期间,实验室维持门窗关闭状态,并尽量减少人员不必要的走动,以最大限度降低空气中悬浮塑料颗粒的沉降干扰。所有重复使用的实验器具,包括砂芯过滤器、烧杯、玻璃培养皿及玻璃棒,使用前均以超纯水清洗3次。为避免塑料材质的干扰,在采样、前处理及检测的各个阶段,尽量选用玻璃或金属材质的器具,以避免塑料制品可能带来的本底干扰。除必须暴露的操作外,所有样品及实验相关器材在不使用时均立即用铝箔包裹密封,以防止受到空气中微粒的污染。此外,每个实验组均设立3个平行样,用以保障测定结果的可靠性与可重复性。

#### 1.5 土壤理化指标的测定

土壤含水率、有机质(SOM)、有机碳(SOC)、有效磷(AP)、速效钾(AK)的测定方法参考《土壤农

化分析》<sup>[19]</sup>。含水率用 105 °C 烘干称重法测定；有机质、有机碳含量用重铬酸钾容量法-稀释热法测定；有效磷含量用碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法测定；速效钾采用 NH<sub>4</sub>OAc 浸提-火焰光度法测定。全碳(TC)、全氮采用元素分析仪(EA3100, 意大利)测定；铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)使用连续流动注射分析仪(Skalar San, 荷兰)分析。土壤 pH 值的测定参照 HJ 962-2018 标准进行分析<sup>[20]</sup>；土壤电导率(EC)采用电导率仪测定；阳离子交换量(CEC)参考 HJ 889-2017 标准<sup>[21]</sup>，采用三氯化六氨合钴浸提-分光光度法测定；土壤质地采用激光粒度仪测定。溶解性有机氮(DON)采用碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定<sup>[22]</sup>；微生物量氮(MBN)的测定采用氯仿熏蒸-提取法(FE)<sup>[23]</sup>。

## 1.6 风险评价

污染负荷指数法(PLI)是一种用于评估区域整体污染物负荷水平的综合评价方法。该方法由 Tomlinson 等<sup>[24]</sup>首次提出，最初应用于环境中重金属污染程度的评价。近年来，其应用范围已逐步拓展至新型污染物领域，尤其在基于微塑料丰度开展生态风险评估方面得到广泛应用。计算公式如下：

$$CF_i = C_i / C_0 \quad (1)$$

$$PLI_i = \sqrt{CF_i} \quad (2)$$

$$PLI_{zone} = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times PLI_3 \cdots \times PLI_n} \quad (3)$$

式中  $i$  为采样点编号， $n$  为研究区域总采样量； $CF_i$  为微塑料污染系数， $C_i$  代表  $i$  样点的微塑料实测质量浓度； $C_0$  为环境背景参考值，目前检测到的黄土高原区域土壤微塑料丰度最低值为 70 items·kg<sup>-1</sup><sup>[16]</sup>，以该值作为  $C_0$  计算出的所有区域  $PLI_{zone}$  均小于 3.5，参考价值较低；因此本研究以目前检测到的全国范围土壤微塑料浓度最低值(4.94 items·kg<sup>-1</sup>，2021 年长江下游农业土壤)<sup>[25]</sup>作为参考值； $PLI_i$  代表样点  $i$  的微塑料污染负荷指数， $PLI_{zone}$  代表某区域的微塑料污染负荷指数。

潜在生态风险指数(PERI)也被广泛应用于微塑料风险评价，该指数能综合考量微塑料丰度和聚合物危害<sup>[26]</sup>，计算公式如下：

$$T_k = P_k \times S_k \quad (4)$$

$$PERI_k = T_k \times C_i / C_0 \quad (5)$$

$$PERI_{tot} = \sum_{k=1}^m PERI_k \quad (6)$$

式中， $k$  代表微塑料的类型(具体分类见表 1)； $T_k$  为第  $k$  类塑料所对应的化学毒性系数； $P_k$  指该种材质微塑料在研究区域所测出全部微塑料中所占的比例，该值依据出现频次的统计结果计算得出； $S_k$  为第  $k$  类材质的危害评分(详见表 1)； $C_i$  表示微塑料的实际检出丰度； $C_0$  为微塑料的安全参考丰度，本研究采用 Tunali 等计算出的土壤微塑料安全阈值(8.2×10<sup>4</sup> items·kg<sup>-1</sup>)<sup>[27]</sup>。PERI <sub>$k$</sub>  表示第  $k$  类微塑料的潜在生态风险指数，而 PERI<sub>tot</sub> 则代表研究区域中所有类型微塑料的总潜在生态风险指数。

根据 PLI 和 PERI 值，可将黄土高原农田土壤微塑料生态风险分为 4 个等级<sup>[28]</sup>，其对应的等级划分见表 2。

表 1 常见塑料类型及危害分数<sup>[26]</sup>

Table 1 Common types of plastic and their hazard ratings

Polymer type	Abbreviation	Risk score( $S_k$ )
Polyethylene	PE	11
Polypropylene	PP	1
Polystyrene	PS	30
Polyvinyl chloride	PVC	10 551
Polyethylene terephthalate	PET	44
Polyamide( nylon )	PA	47

表 2 风险评估等级

Table 2 Risk assessment scale

PLI	PERI	Risk level
<10	< 10	I Low risk
10~20	10~100	II Moderate risk
20~30	100~1 000	III High risk
>30	1 000~10 000	IV Extremely high risk

## 1.7 数据分析

本研究通过 Microsoft Excel 2021 对样点和实验数据进行统计分析, 利用 ArcGIS 10.8 绘制采样点分布图及微塑料空间分布图。使用克里金(Kriging)插值结果绘制土壤样品氮素含量的空间分布图。利用 Spearman 相关系数分析微塑料分布特征与环境理化性质之间的关系, 其余图片则通过 Origin 2022 绘制。

## 2 结果与讨论

### 2.1 黄土高原农田土壤微塑料空间分布特征

黄土高原农田土壤微塑料空间分布格局如图2所示。研究区7省37市农田土壤中均检出了不同程度的微塑料污染, 微塑料丰度范围为360~10 692 items·kg<sup>-1</sup>(图2A), 平均丰度为1 913 items·kg<sup>-1</sup>, 表明黄土高原农田土壤已受到较为普遍的微塑料输入影响, 但不同区域之间的污染程度差异显著。从空间分布特征来看, 黄土高原中部地区的微塑料丰度整体相对较低, 主要涵盖了陕西省大部分地区、甘肃东部庆阳市以及山西西部地区, 该区域微塑料丰度集中在1 472~2 386 items·kg<sup>-1</sup>之间, 平均值为1 729.6 items·kg<sup>-1</sup>。相比之下, 黄土高原西北部部分地区微塑料丰度相对较高, 主要分布于甘肃西北部及宁夏回族自治区吴忠市一带, 其平均丰度可达4 132.8 items·kg<sup>-1</sup>, 表现出较明显的高值聚集特征。其中, 忻州市、长治市和平凉市土壤微塑料丰度最高, 分别达到6 620、5 880和5 358 items·kg<sup>-1</sup>; 而海东市、渭南市和咸阳市丰度相对较低, 分别为680、1 464、1 472 items·kg<sup>-1</sup>。这种显著的城市间微塑料空间分布异质性, 反映出黄土高原农田土壤微塑料污染并非均匀分布, 而是受到区域农业生产方式、地膜覆盖强度、灌溉条件、人口密度、耕作频率以及土地利用程度等多重因素共同影响<sup>[29-30]</sup>。

从粒径组成来看(图2B), 黄土高原农田土壤中的微塑料以0~0.5 mm粒径范围为绝对优势, 其占比在多数城市中明显高于其他粒级, 说明研究区微塑料以小粒径颗粒为主。0.5~1.0 mm粒径微塑料也有一定检出, 但总体占比较低; 1.0 mm以上粒径微塑料在多数地区检出较少, 仅在青海省部分城市如西宁市、海东市和海南州中检出相对较高比例的1.0~2.0 mm粒径微塑料。

从形状组成来看(图2C), 黄土高原农田土壤中微塑料主要以薄膜状和碎片状为主, 颗粒和纤维状次之, 泡沫状最少, 微塑料形状分布呈现出较为一致的城市区域特征。仅青海省西宁市、海东市和海南州的薄膜状微塑料占比相对更高。进一步对比发现, 微塑料高丰度地区碎片状微塑料比例相对更高, 而低丰度地区颗粒状微塑料分布略高于其他区域。这一差异可能暗示不同区域微塑料来源及其环境转化过程存在差别。高丰度区域可能受到更强烈的人为塑料输入或更频繁的农田扰动, 大量塑料残留在风化和机械破碎后形成碎片状微塑料; 而低丰度区域中颗粒状微塑料相对占优, 则可能反映其塑料来源更单一, 或受外来输入、地表径流搬运及沉降等因素的影响更明显<sup>[31-32]</sup>。

从聚合物类型来看(图2D), 研究区农田土壤中的微塑料以PE、PP和PS为主, 其中微塑料高丰度城市中PE的相对丰度更高。PE和PP是农业生产中最常见的塑料材质, 广泛应用于农膜、灌溉管材、包装袋及其他日常塑料制品, 其在研究区的普遍检出, 较大程度上说明黄土高原农田土壤微塑料主要来源于农业生产活动及人类日常生活输入<sup>[33-34]</sup>。不同城市微塑料聚合物组成虽存在一定差异, 但整体上以通用塑料为主, 说明研究区微塑料来源具有较强的人类活动指向性, 也反映出农业生产过程对区域土壤塑料残留的长期累积效应。

### 2.2 黄土高原农田土壤微塑料类型分布特征

黄土高原农田土壤微塑料的总体分布特征如图3所示。研究区微塑料的粒径组成表现出明显的小尺寸主导特征(图3A), 粒径小于0.5 mm的微塑料占比高达86.3%, 为绝对优势组分; 0.5~1 mm粒径微塑料占9.2%, 1~2 mm和大于2 mm微塑料的占比分别仅为3.3%和1.2%。小粒径微塑料由于比表面积更大、迁移能力更强, 也更容易与土壤颗粒、有机质及污染物发生吸附作用, 从而对土壤生态过程产生更为持续和复杂的影响。形状分布上(图3B), 黄土高原农田土壤微塑料主要以碎片状和薄膜状为主, 分别占33.2%和32.4%, 颗粒状和纤维状微塑料次之, 占比分别为18.9%和15.1%, 而泡沫状微塑料仅占0.4%, 含量极低。碎片和薄膜状微塑料的高比例不仅反映了研究区农业塑料使用历史较长, 也说明土壤中的塑料残留已经经历了较明显的环境转化过程。

从聚合物类型分布来看(图3C), 研究区微塑料以PE为优势类型, 占比达到38.1%; 其次为PP,

占 21.6%；PS 和 PVC 含量较为接近，分别为 14.5% 和 11.2%；PET 占比相对较低，为 9.2%。PE 占据显著优势的这一微塑料分布格局与前述薄膜状微塑料比例较高的结果相互印证，进一步说明农膜使用和残膜破碎可能是区域微塑料污染形成的重要机制。根据黄土高原微塑料总体分布特征可以看出，黄土高原农田土壤微塑料污染具有较为典型的农业源主导特征。一方面，小粒径微塑料的大量累积表明区域内塑料残留物经历了长期的环境老化与破碎；另一方面，薄膜状、碎片状以及 PE、PP 占主导的分布格局，则进一步揭示了农膜覆盖、农业投入品使用以及人类生产生活活动对微塑料形成和累积的关键作用。

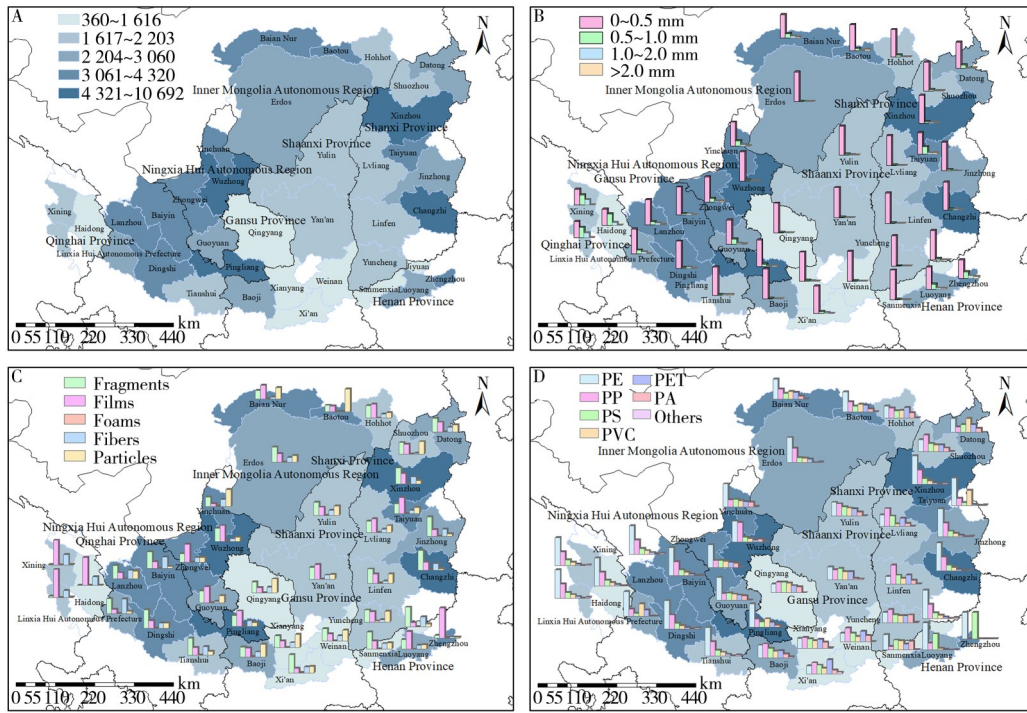


图 2 黄土高原微塑料空间分布特征

Fig. 2 Spatial distribution characteristics of microplastics on the Loess Plateau

A. abundance; B. size; C. shape; D. polymer type(A. 丰度; B. 尺寸; C. 形状; D. 聚合物类型)

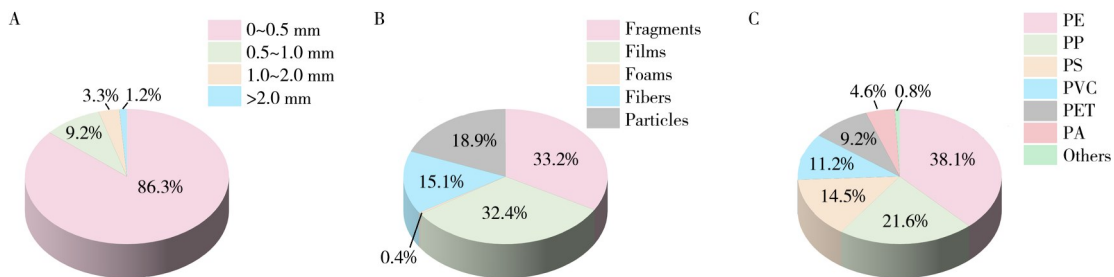


图 3 黄土高原微塑料分布特征

Fig. 3 Distribution characteristics of microplastics on the Loess Plateau

A. size; B. shape; C. polymer type(A. 尺寸; B. 形状; C. 聚合物类型)

### 2.3 黄土高原农田土壤氮素分析

土壤氮素是制约黄土高原旱作农业生产力的关键养分元素，其形态与空间分布受农业管理措施的深刻影响。近年来的研究表明，微塑料污染可能通过改变土壤物理结构、微生物活性及功能基因表达，干扰氮的矿化、硝化及反硝化过程，进而影响氮素有效性与空间分异<sup>[35]</sup>。因此，分析黄土高原农田土壤氮素的空间特征，并探究其与微塑料分布的潜在关联，有助于揭示微塑料污染对区域土壤肥力的间接影响机制。基于黄土高原农田土壤 5 种氮素形态的克里金(Kriging)空间插值结果(图 4)，本研究揭示了黄土高原氮素分布的空间异质性。总氮(TN)的高值区主要集中于黄土高原中部及东部外围，西部普遍较低(图 4A)，这一格局与已有研究结论基本一致。王军等<sup>[36]</sup>在大南沟流域的 Kriging 插值分析同样发

现,土壤全氮分布与有机质具有相似性,坡下部含量高于坡上部,且受土地利用类型显著影响。本研究中TN的“东高西低”格局印证了长期集约化农业对土壤氮库的塑造作用——东部地区农业开发历史悠久、施肥强度高,导致氮素持续累积;而西部受干旱少雨、土壤贫瘠及较低耕作强度制约,氮素储量明显偏低。硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)高值区偏南分布(图4B),与南部优越的水热条件和灌溉条件密切相关。铵态氮( $\text{NH}_4^+$ -N)高值区位于中部及东南部(图4C),这种分布格局与覆膜种植和施肥方式密切相关——中部和东南部广泛采用地膜覆盖技术,提高了土壤温度并减缓了 $\text{NH}_4^+$ 向 $\text{NO}_3^-$ 的转化速率,加之该区域以尿素或铵态氮肥为主的施肥结构,共同支撑了 $\text{NH}_4^+$ 的相对积累。可溶性有机氮(DON)的分布格局与TN和 $\text{NH}_4^+$ -N具有一定相似性,高值区同样集中于中部和南部(图4D)。本研究中DON的高值区对应农业活动强度高的区域,有机物料还田量大、微生物活性较强,促进了有机氮的溶解与转化。

微生物量氮(MBN)呈现出与其他氮素指标截然不同的空间格局(图4E),高值区仅分布于黄土高原西南缘地区,主要包括青海省海东市、海南藏族自治州及甘肃省临夏回族自治州等,其余区域普遍较低。这一现象不支持“高肥力高MBN”的常规预期,提示在农业集约化程度较高的中部及东部地区,微生物可能受到环境胁迫的显著抑制。近年研究为这一发现提供了机制解释。Shi等<sup>[37]</sup>通过宏基因组分析发现,可生物降解微塑料显著改变了土壤微生物氮功能剖面,且肥力较低的碱性黄土土壤中的微生物对微塑料的敏感性高于富营养酸性黑土。本研究中,黄土高原中部和东部长期覆膜种植导致微塑料累积,黄土本身肥力较低,微生物对微塑料胁迫更为敏感,导致MBN显著下降。Zou等<sup>[38]</sup>与Brtnicky等<sup>[39]</sup>的研究进一步证实,微塑料可通过抑制硝化作用、改变群落结构及诱导微生物氮限制等途径,降低矿质氮有效性与微生物活性。相比之下,黄土高原西南缘地区人为干扰较轻,覆膜农业不发达,微塑料污染程度低(图2A显示,该区域海东市微塑料丰度仅 $680 \text{ items} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,为全研究区最低之一),微生物未受到明显胁迫,群落活性得以维持,因此MBN相对较高。这一空间对应关系为“微塑料累积抑制土壤微生物量”提供了有力的野外证据。图4E中MBN在黄土高原最西部出现高值区(需指出该区域采样点相对稀疏,主要分布于青海省东部及海东市周边,详见图1)。受采样密度限制,克里金插值在该区域的不确定性相对较高,MBN高值区主要反映局部样点特征,其空间外推范围应审慎解读。尽管如此,西部MBN整体高于中东部地区的基本趋势仍可确认,因为中东部大量样点均稳定表现为低值,而非少数样点的偶然波动。

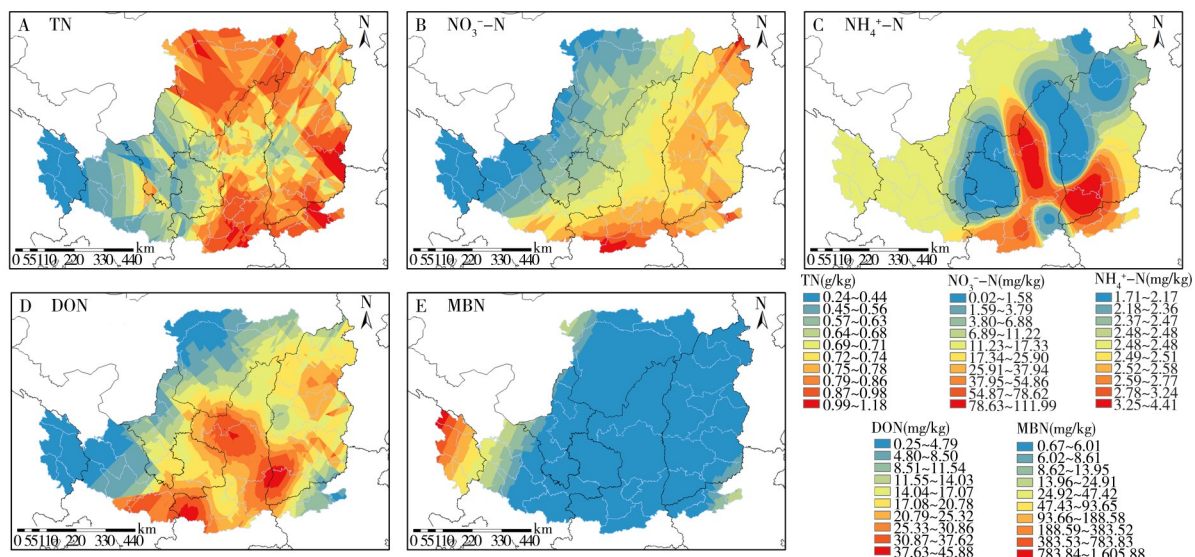


图4 黄土高原土壤氮素含量空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of soil nitrogen content on the Loess Plateau

## 2.4 黄土高原农田土壤理化性质与微塑料相关性分析

黄土高原农田土壤理化性质如表3所示。研究区农田土壤整体呈碱性, pH均值为8.37, 且空间变异较小, 表明区域土壤酸碱度具有较强一致性。EC均值为 $262.28 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ , 整体处于非盐渍化水平, 但其空间变异较大, 说明不同区域土壤盐分状况存在明显差异。SOM和TC均值分别为 $28.00 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和

19.62 g·kg<sup>-1</sup>, 整体处于中等水平, 但二者空间变异显著, 反映出研究区农田土壤有机质和碳积累状况差异较大。AP均值为21.25 mg·kg<sup>-1</sup>, 处于中等水平; AK均值为232.39 mg·kg<sup>-1</sup>, 处于较丰富水平, 但两者均表现出较大的空间异质性, 说明不同样点养分供给状况差异明显。CEC均值为9.46 cmol·kg<sup>-1</sup>, 整体表现为中等肥力, 但其空间异质性同样较为明显。总体来看, pH值是研究区空间一致性最高的土壤理化指标, 而AP、AK和SOM等养分指标变异幅度较大, 表明黄土高原农田土壤养分特征受人为管理措施影响更为显著。

表3 土壤理化性质结果统计分析

Table 3 Statistical analysis of soil physicochemical properties

Type	Mean	Standard deviation	Minimum value	Median	Maximum value
pH	8.37	0.32	7.56	8.35	9.13
EC/( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	262.28	175.79	66.60	226.00	666
Moisture content/%	0.067	0.043	0.004	0.058	0.174
SOC/(g·kg <sup>-1</sup> )	16.23	11.53	0.16	11.97	49.92
SOM/(g·kg <sup>-1</sup> )	28.00	19.86	0.28	20.64	86.06
AP/(mg·kg <sup>-1</sup> )	21.25	17.21	4.14	15.94	75.49
TC/(g·kg <sup>-1</sup> )	19.62	8.48	7.35	18.52	59.24
AK/(mg·kg <sup>-1</sup> )	232.39	167.01	9.55	181.42	723.92
CEC/(cmol·kg <sup>-1</sup> )	9.46	6.24	0.00	8.75	24.50

为探究黄土高原地区土壤理化性质与微塑料分布之间的潜在关联, 本研究采用曼特尔检验 (Mantel test) 对二者进行相关性分析, 结果如图5所示。Mantel 检验通过比较微塑料尺寸、形状和聚合物类型的距离矩阵与土壤理化性质矩阵的一致性, 评估环境因子对微塑料分布情况的整体解释力。检验结果显示, 相关系数  $r$  值介于 0~0.4 之间, 相关性总体较弱; 当  $p < 0.05$  时, 表明土壤理化性质对微塑料分布的影响具有统计学显著性。从环境因子整体与微塑料的关系来看, 黄土高原地区农田土壤理化性质与微塑料分布之间未呈现普遍相关性, 仅微塑料形状与 TC、微塑料聚合物类型与 CEC 之间存在显著相关性, 整体水平上, 绝大多数微塑料的尺寸、形状和聚合物类型与环境因子之间均未呈现显著关联。这一结果表明, 农田土壤本底属性并非微塑料分布格局的主导塑造因子。

微塑料空间异质性的形成可能受到多种环境因素的共同调控, 如农膜覆盖强度、灌溉方式、耕作管理措施、地形地貌条件、风力输送以及人为活动干扰等。2020~2022年西北六省区(新疆、内蒙古自治区、陕西、甘肃、青海、宁夏回族自治区)160个农田监测点的地膜残留调研发现, 研究区域地膜残留量平均为70.30 kg·hm<sup>-2</sup>, 其中内蒙古自治区农膜残留污染最严重, 这与本研究中微塑料在内蒙古自治区的相对高丰度(巴尔卓彦3247.7 items·kg<sup>-1</sup>、包头4137.2 items·kg<sup>-1</sup>)吻合<sup>[40]</sup>; 宁夏回族自治区引黄灌区和内蒙古自治区河套灌区采用黄河水漫灌, 而文献报道黄河水体中含有微塑料, 推测灌溉水可能成为外源输入途径之一<sup>[41]</sup>, 但本研究未直接测定灌溉水样, 该推测有待后续验证; 此外, 研究区微塑料以 <0.5 mm 为主(86.3%), 理论上具备风力搬运条件, 内蒙古自治区、宁夏回族自治区北部属强烈风蚀区, 春季沙尘暴可携带微塑料向东南输送, 部分解释了山西忻州、长治等地下风向丰度偏高(6620、5880 items·kg<sup>-1</sup>)的现象。与相对稳定的土壤理化背景相比, 外源输入强度及其后续迁移、破碎和累积过程, 可能对微塑料分布特征具有更直接的影响。

## 2.5 黄土高原农田土壤微塑料风险评价

利用污染负荷指数法和潜在生态风险指数法, 参照微塑料生态风险等级划分标准(表2), 对研究区7省微塑料污染风险进行评估。结果如表4所示, 研究区大部分省份以及黄土高原整体的污染负荷指

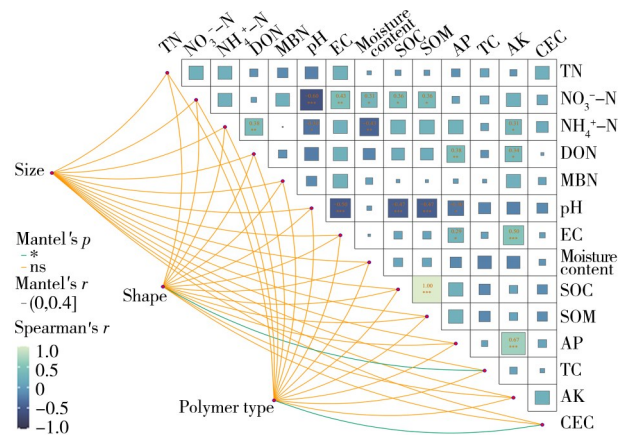


图5 基于Mantel分析的微塑料分布与土壤理化参数的相关性

Fig. 5 Correlation between microplastic distribution and soil physicochemical parameters based on mantel analysis

数和潜在生态风险指数等级均处于低风险水平,说明在当前浓度条件下,黄土高原区域整体尺度下农田土壤中的微塑料尚未构成显著生态威胁,其累积程度及潜在毒性贡献尚未达到对农业生态系统产生明显扰动的水平。尽管如此,低风险并不意味着微塑料环境影响可以被忽视。微塑料具有持久性、迁移性和累积性,可通过改变土壤团聚体结构、孔隙特征和持水性能,进一步影响土壤理化性质及微生物群落组成;同时,其还可能作为其他污染物的载体,与重金属、有机污染物等产生复合污染效应,从而放大潜在生态影响。因此,当前评价结果更多反映的是现阶段污染水平下的相对风险状态,并不代表其长期生态效应可以忽略。

表4 黄土高原7省农田土壤微塑料生态风险

Table 4 Ecological risks of microplastics in farmland soils across the seven provinces of the Loess Plateau

Evaluation method	Province	Risk index	Risk level	
PLI	Shaanxi	7.44	I	
	Shanxi	8.81	I	
	Qinghai	6.09	I	
	Ningxia Hui Autonomous Region	10.19	II	
	Gansu	8.25	I	
	Inner Mongolia Autonomous Region	12.06	II	
	Henan	6.45	I	
	Total	8.94	I	
	PERI	Shaanxi	3.87	I
		Shanxi	6.42	I
Qinghai		0.84	I	
Ningxia Hui Autonomous Region		5.02	I	
Gansu		5.67	I	
Inner Mongolia Autonomous Region		11.61	II	
Henan		1.09	I	
Total		4.90	I	

值得注意的是,基于PLI的宁夏回族自治区和内蒙古自治区的微塑料污染水平处于中风险等级(PLI=10.19、12.06),而内蒙古自治区的PERI也高于其他省份(PERI=11.61),其潜在生态风险等级处于中风险水平,说明黄土高原不同省份之间的微塑料污染存在空间异质性。这两个省份相对较高的微塑料风险等级,可能与区域农业生产方式和自然环境条件的共同作用密切相关。宁夏回族自治区和内蒙古自治区均位于干旱-半干旱区,农业生产对地膜覆盖、滴灌等节水保墒措施依赖较强,农用塑料投入强度相对较高,从而增加了土壤微塑料的直接输入。与此同时,宁夏回族自治区地区灌溉农业发达,灌溉水及灌溉过程可能在一定程度上促进外源微塑料输入及其在土壤中的迁移累积;而内蒙古自治区除农用塑料投入较多外,还受到风蚀、风沙活动、较强紫外辐射和较大昼夜温差等环境因素影响,这些条件可能加速农膜等塑料制品的老化破碎,并增强微塑料在表层土壤中的再分布过程。因此,宁夏回族自治区和内蒙古自治区农田土壤中较高的微塑料污染负荷具有一定的区域现实基础。

需要指出的是,本研究中采用的PLI和PERI评价方法主要基于微塑料的丰度及其聚合物类型进行风险等级划分,尚未将微塑料的粒径分布与形状特征纳入评价体系。这一局限性可能导致对部分区域实际生态风险的低估。已有研究表明,微塑料的生态毒性效应与其粒径和形态密切相关:粒径较小的微塑料(如 $<100\ \mu\text{m}$ )具有更大的比表面积,更易被土壤生物(如蚯蚓、线虫、跳虫等)摄取,并在消化道内释放添加剂或吸附的污染物<sup>[42]</sup>。此外,纤维状微塑料因其细长形态,在土壤环境中表现出更强的迁移能力和滞留性,易与土壤颗粒缠绕,并可通过土壤孔隙向下迁移,进而影响深层土壤甚至地下水的质<sup>[43]</sup>。在本研究区域中,若高丰度样点以小粒径或纤维状微塑料为主,则当前的PLI和PERI评价结果可能无法充分反映其真实的生态风险水平。未来研究应在风险评价体系中纳入微塑料的粒径分级和形状类别参数,建立更具综合性的生态风险表征方法,以更准确地评估黄土高原农田土壤中微塑料的潜在环境威胁。

### 3 结 论

本研究首次在黄土高原全域尺度上,依托7省37市847份耕地样品的系统采样与分析,构建了该区域农田土壤微塑料的空间分布数据库,填补了大尺度、大样本量研究的空白。调研结果显示,微塑

料在样品中的普遍检出表明黄土高原农田土壤已受到微塑料普遍污染。黄土高原农田土壤微塑料的空间分布格局显示出显著的异质性,西部部分地区及东部忻州市、长治市丰度较高,中部地区微塑料相对丰度较低;微塑料组成以<0.5 mm小粒径(86.3%)、碎片/薄膜状(合计65.6%)及PE/PP/PS(合计74.2%)为主导,农膜残留与农业活动是农田土壤微塑料的主要来源。Mantel相关性检验表明土壤理化性质与微塑料分布相关性较弱,外源输入(地膜覆盖、灌溉、耕作)比土壤本底属性更能塑造其空间格局。污染负荷指数与潜在生态风险指数评价显示,黄土高原微塑料污染风险目前整体处于较低水平,但宁夏回族自治区和内蒙古自治区已表现出相对较高的污染负荷和潜在生态风险,提示未来应重点加强干旱灌溉农业区和风蚀敏感区农田塑料投入源的管控,完善废旧农膜回收与资源化利用体系,并通过长期定位监测和多指标综合评价,进一步揭示微塑料在黄土高原农田生态系统中的迁移、归趋及生态效应。与以往小尺度研究相比,本研究能够更可靠地揭示微塑料丰度、粒径、形状及聚合物类型的区域分异规律,并为识别高风险区(如宁夏回族自治区、内蒙古自治区)及指导分区管控提供了宏观决策依据。

#### 参考文献:

- [1] Plastic Europe-Association of Plastics Manufactures. Plastics: The Facts 2020—An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. [2020]. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2020>.
- [2] Barnes D K A, Galgani F, Thompson R C, Barlaz M. *Philos. Trans. R. Soc. B*, **2009**, 364(1526): 1985–1998.
- [3] Wang T, Zhao S Y, Zhu L X, McWilliams J C, Galgani L, Amin R M, Nakajima R, Jiang W S, Chen M L. *Nat. Rev. Earth Environ.*, **2022**, 3(11): 795–805.
- [4] Qiu X R, Ma S R, Pan J R, Cui Q, Zheng W, Ding L, Liang X J, Xu B L, Guo X T, Rillig M C. *ISME J.*, **2024**, 18: wrad017.
- [5] Sintim H Y, Flury M. *Environ. Sci. Technol.*, **2017**, 51(3): 1068–1069.
- [6] Awet T T, Kohl Y, Meier F, Straskraba S, Grün A L, Ruf T, Jost C, Drexel R, Tunc E, Emmerling C. *Environ. Sci. Eur.*, **2018**, 30: 11.
- [7] Enders K, Lenz R, Stedmon C A, Nielsen T G. *Mar. Pollut. Bull.*, **2015**, 100(1): 70–81.
- [8] Erni-Cassola G, Gibson M I, Thompson R C, Christie-Oleza J A. *Environ. Sci. Technol.*, **2017**, 51(23): 13641–13648.
- [9] Galloway T S, Lewis C N. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **2016**, 113(9): 2331–2333.
- [10] Gao J, Li J H, Zhang Q, Zheng B Z, Wang R, Meng Q X, Gao C H, Xu M G. *Acta Pedologica Sin.* (高静, 李建华, 张强, 郑必昭, 王瑞, 蒙秋霞, 郜春花, 徐明岗. 土壤学报), **2024**, 61(3): 674–686.
- [11] Yue N N, Xin Z B. *Soil Tillage Res.*, **2026**, 259: 107097.
- [12] Sun C W, Wu H, Gopalakrishnan S, Liu E K, Mei X R. *Soil Tillage Res.*, **2025**, 248: 106423.
- [13] Xiao J N, Zhang Z M. *China Plast.* (肖进男, 张珍明. 中国塑料), **2024**, 38(9): 137–144.
- [14] Zhang H X, Huang Y M, An S S, Zhao J F, Xiao L, Li H H, Huang Q. *Environ. Pollut.*, **2022**, 310: 119880.
- [15] Hao Y L. *Spatial Distribution and Transport Patterns of Microplastics in a Typical Small Watershed of the Loess Plateau*. Yangling: Northwest A & F University (郝永丽. 黄土高原典型小流域微塑料空间分布及迁移特征. 杨凌: 西北农林科技大学), **2022**.
- [16] Ling Q, Yang B, Jiao J Y, Ma X W, Zhao W T, Zhang X H. *J. Hazard. Mater.*, **2023**, 460: 132416.
- [17] Zhang H X, Huang Y M, An S S, Li H H, Deng X Q, Wang P, Fan M Y. *J. Hazard. Mater.*, **2022**, 426: 127806.
- [18] Bi D, Wang B B, Li Z, Zhang Y B, Ke X, Huang C W, Liu W X, Luo Y M, Christie P, Wu L H. *Sci. Total Environ.*, **2023**, 855: 159023.
- [19] Bao S D. *Soil Agrochemical Analysis*. 3rd ed. Beijing: China Agricultural Press (鲍士旦. 土壤农化分析. 第三版. 北京: 中国农业出版社), **2000**.
- [20] HJ 962–2018. Soil–Determination of pH–Potentiometry. National Environmental Protection Standards of the People’s Republic of China (土壤 pH 值的测定 电位法. 中华人民共和国国家环境保护标准).
- [21] HJ 889–2017. Soil Quality–Determination of Cation Exchange Capacity (CEC)–Hexaminecobalt Trichloride Solution–Spectrophotometric Method. National Environmental Protection Standards of the People’s Republic of China (土壤 阳离子交换量的测定 三氯化六氨合钴浸提–分光光度法. 中华人民共和国国家环境保护标准).
- [22] Li Z Y, Zhao B G, Pan T, Zhou Y F, Zan F Y. *Earth Environ.* (李泽宇, 赵宝刚, 潘婷, 周易凡, 咎逢宇. 地球与环境), **2024**, 52(6): 745–755.
- [23] GB/T 39228–2020. Determination of Soil Microbial Biomass—Fumigation–Extraction Method. National Standards of the People’s Republic of China (土壤微生物生物量的测定 熏蒸提取法. 中华人民共和国国家标准).

- [24] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, Jeffrey D W. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, **1980**, 33 (1/2/3/4): 566–575.
- [25] Cao L, Wu D, Liu P, Hu W Y, Xu L, Sun Y C, Wu Q M, Tian K, Huang B, Yoon S J, Kwon B O, Khim J S. *Sci. Total Environ.*, **2021**, 794: 148694.
- [26] Li S Q, Wang H, Chu L Y, Zeng Y C, Yan Y T. *Environ. Sci.* (李思琼, 王华, 储林佑, 曾一川, 闫雨婷, 环境科学), **2024**, 45(3): 1439–1447.
- [27] Tunali M, Adam V, Nowack B. *Geoderma*, **2023**, 430: 116315.
- [28] Pan Y L, Zhang C M. *Environ. Sci.* (潘玉龙, 张崇森. 环境科学), **2025**, 46(5): 2694–2707.
- [29] Zhang B, Yu X Z, Hao M T, Wang W, Zhu F, Chen L, Fu X. *J. Agric. Resour. Environ.* (张蓓, 余心泽, 郝敏彤, 王微, 褚飞, 陈亮, 付鑫. 农业资源与环境学报), **2026**, 1–22.
- [30] Xu D D, Jin T, Xi B, Gao H H, Li X R, Huang L, Song J. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.*, **2025**, 47: 100652.
- [31] Ashwathi C, Warriar A K, Murmu M, Priyadarsini U, Prabhu S. *Environ. Geochem. Heal.*, **2025**, 47(10): 436.
- [32] Hao Y Q, Min J, Sun H J, Chen G, Lu Y F, Kronzucker H J, Shi W M. *J. Environ. Manag.*, **2025**, 389: 126278.
- [33] Siracusa V, Blanco I. *Polymers(Basel)*, **2020**, 12(8): 1641.
- [34] Burelo M, Hernández-Varela J D, Medina D I, Treviño-Quintanilla C D. *Heliyon*, **2023**, 9(11): e21374.
- [35] Wang Z C, Ma Y, Li Y X Y, Li C X, Gao J T, Li W P. *Environ. Sci.* (王志超, 马钰, 李雅馨月, 李晨曦, 高静湉, 李卫平. 环境科学), **2024**, 45(6): 3661–3670.
- [36] Wang J, Fu B J, Qiu Y, Chen L D, Yu L. *Geogr. Res.* (王军, 傅伯杰, 邱扬, 陈利顶, 余莉. 地理研究), **2003**, 22(3): 373–379.
- [37] Shi J, Zhang Q, Sun Y Z, Peng Y M, Wang J, Wang X. *Sci. Total Environ.*, **2025**, 967: 178825.
- [38] Zou Z H, Yu Q D, Wang J Y, Liu X Y, Lynch I. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 495: 139022.
- [39] Brtnicky M, Holatko J, Koutny M, Kucerik J, Hammerschmiedt T, Baltazar T, Sera J, Kintl A, Pecina V. *Chem. Biol. Technol. Agric.*, **2025**, 12: 93.
- [40] Sun Y C, He W Q, Jin T, Yan C R, Zhao Z J, Liu Q. *J. Agro-Environ. Sci.* (孙源辰, 何文清, 靳拓, 严昌荣, 赵梓君, 刘勤. 农业环境科学学报), **2024**, 43(6): 1260–1270.
- [41] Deng Z Y, Liu L, Bai Y H, Yan L, Liao S Y, Wu M, Luo Y L, Zhao G F, Sun X M, Pu Y. *Environ. Sci.* (邓梓懿, 刘琳, 白艺涵, 闫亮, 廖思远, 吴晔, 罗永丽, 赵高峰, 孙喜梦, 蒲玥. 环境科学), **2026**, 47(2): 1160–1167.
- [42] Cui W Z, Gao P P, Zhang M Y, Wang L, Sun H W, Liu C G. *Sci. Total Environ.*, **2022**, 850: 158041.
- [43] Corradini F. *Soil Syst.*, **2025**, 9(2): 40.

(责任编辑: 盛文彦)