DOI: 10.11766/trxb202505300251 **CSTR: 32215.14.trxb202505300251**

蔡怡敏，邓敏，刘婷，欧阳达，章海波. 微塑料对不同性质水稻土溶解性有机质组成与特性的影响[J]. 土壤学报，2025，

CAI Yimin, DENG Min, LIU Ting, OUYANG Da, ZHANG Haibo. Effects of Microplastics on the Composition and Characteristics of Dissolved Organic Matter in Paddy Soils with Different Properties[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025,

微塑料对不同性质水稻土溶解性有机质组成与特性的影响 *

蔡怡敏[1]，邓　敏[1,2]，刘　婷[1,3]，欧阳达[1]，章海波[1†]

（1. 浙江-西班牙农业环境新污染物联合实验室，全省土壤修复与质量提升重点实验室，浙江农林大学环境与资源学院、碳中和学院，杭州 311300；2.西南大学资源环境学院，重庆 400716；3. 西南交通大学环境科学与工程学院，成都 611756）

摘 要：土壤溶解性有机质（DOM）在维持土壤碳循环与生态功能中发挥重要作用，而农田土壤中微塑料的积累可能会干扰 DOM 的组成与稳定性。当前，不同聚合物类型微塑料在不同性质土壤中对 DOM 影响机制仍不明确。本研究以酸性金华水稻土（JH，pH5.03）与碱性慈溪水稻土（CX，pH8.26）为供试土壤，分别添加 0%和 0.5%的聚乙烯（PE）、聚乳酸/聚己二酸-对苯二甲酸丁二醇酯共混物（PLA+PBAT，Bio）、聚氯乙烯（PVC）微塑料，开展为期 60 d 的微宇宙培养实验，结合紫外-可见光谱和三维荧光光谱-平行因子分析法技术，研究不同土壤中微塑料对土壤基础理化性质、DOM 芳香性、分子量及荧光组分特征的影响。结果表明：微塑料在酸性 JH 水稻土产生的扰动效应显著强于碱性 CX 水稻土，且 Bio 微塑料的影响最为突出。与 CK 相比，培养结束时 Bio 处理使酸性 JH 水稻土 pH、溶解性有机碳（DOC）含量及光谱斜率（S_R）分别上升约 2.09%、4.58%和 8.26%，而 PE 和 PVC 处理效应较弱。在培养前期（15 d），微塑料显著降低 JH 水稻土在 254 nm 下的吸光度系数（$SUVA_{254}$ 值），表明其促进 DOM 中芳香类化合物的转化或降解，且该效应随时间逐渐减弱。相比之下，CX 水稻土对微塑料扰动响应不显著，相关指标波动较小。综合而言，酸性、质地松散的 JH 水稻土 DOM 以类色氨酸物质为主，在培养过程中表现出芳香性降低、分子量减小、结构趋于简单的特征，其中 Bio 的扰动效应最强；而碱性、质地细腻的 CX 水稻土则以类腐殖物质为主，对各类微塑料均表现出展现较强的 DOM 稳定性和抗扰动能力。

关键词：微塑料；水稻土；溶解性有机质；紫外-可见光谱；三维荧光光谱；可降解微塑料

中图分类号：X53　　**文献标志码：**A

Effects of Microplastics on the Composition and Characteristics of Dissolved Organic Matter in Paddy Soils with Different Properties

CAI Yimin[1], DENG Min[1,2]，LIU Ting[1,3]，OUYANG Da[1], ZHANG Haibo[1†]

(1. *Sino-Spain Joint Laboratory for Agricultural Environment Emerging Contaminants of Zhejiang Province*, *Key Laboratory of Soil Remediation and Quality Improvement of Zhejiang Province*, *College of Environmental and Resource/Collage of Carbon Neutrality*, *Zhejiang Agriculture and Forestry University*, *Hangzhou* 311300*, China*; 2. *College of Resources and Environment*, *Southwest University*,

* 浙江省高层次人才特殊支持计划（2022R52015）、浙江省自然科学基金项目（LZ24D010001）、国家自然科学基金项目（42477009，42177021，42407014）资助 Supported by the Special Support Program for High-level Talents of Zhejiang Province (No. 2022R52015), the Natural Science Foundation of Zhejiang Province (No. LZ24D010001), and the National Natural Science Foundation of China (Nos. 42477009, 42177021, 42407014)

† 通讯作者 Corresponding author，E-mail：hbzhang@zafu.edu.cn
作者简介：蔡怡敏（1992—），女，江西萍乡人，博士，讲师，主要从事微塑料生态效应方面研究。E-mail: caiyimin@zafu.edu.cn

收稿日期：2025-05-30；收到修改稿日期：2025-07-29；网络首发日期（www.cnki.net）：

Chongqing 400716*, China*; 3. *School of Environmental Science and Engineering*, *Southwest Jiaotong University*, *Chengdu* 611756*, China*)

Abstract: 【Objective】Dissolved organic matter (DOM) plays a crucial role in maintaining soil carbon cycling and ecological functions. The accumulation of microplastics (MPs) in agricultural soils may alter the composition and stability of DOM. However, the mechanisms by which MPs of different polymer types affect DOM characteristics in soils with distinct physicochemical properties remain unclear.【Method】In this study, two representative paddy soils, including acid paddy soil from Jinhua (JH, pH 5.03) and alkaline paddy soil from Cixi (CX, pH 8.26), were used as test soils. A 60-day microcosm incubation experiment was conducted by adding 0% and 0.5% of polyethylene (PE), polylactic acid-Poly (butyleneadipate-co-terephthalate) (PLA+PBAT, Bio), and polyvinyl chloride (PVC) MPs to investigate the effects of different MPs on soil basic physicochemical properties and DOM characteristics. Ultraviolet-visible (UV-Vis) spectroscopy and Three-Dimensional Excitation-Emission Matrix combined with parallel factor analysis (PARAFAC) were used to characterize variations in the DOM aromaticity, molecular weight, and fluorescent components under different treatments. 【Result】The results revealed that MP-induced effects were more pronounced in acidic JH soil than in alkaline CX soil. Among the treatments, Bio microplastic exerted the strongest influence. Compared to the control, Bio treatment in JH soil increased pH, dissolved organic carbon (DOC) concentration, and spectral slope (S_R) by 2.09%, 4.58%, and 8.26%, respectively, while PE and PVC showed relatively minor effects. In the early stage (15 days), MPs significantly decreased $SUVA_{254}$ values in JH soil, suggesting enhanced degradation or transformation of aromatic DOM components. This inhibitory effect gradually diminished over time. In contrast, no significant effects were observed in CX soil under any treatment. Furthermore, JH soil exhibited continuous declines in pH and SUVA values and an increase in S_R during the incubation, indicating a trend toward lower molecular weight and simpler DOM structures. Meanwhile, CX soil maintained relatively stable DOM characteristics throughout the experiment. 【Conclusion】The impact of MPs on soil DOM was strongly influenced by both polymer type and soil properties. Biodegradable MPs, such as Bio, had a more substantial effect on DOM structure than traditional MPs such as PE and PVC. Acidic and coarser-textured JH soil was more vulnerable to MP interference and temporal changes, resulting in increased DOM reactivity and instability. In contrast, alkaline, fine-textured CX soil exhibited greater resistance to MPs-induced perturbations and maintained higher DOM structural stability.

Key words: Microplastics (MPs); Paddy soil; Dissolved organic matter (DOM); UV–Vis spectroscopy; Three-dimensional fluorescence spectroscopy (3D-EEM); Biodegradable microplastics

微塑料作为一种全球性新污染物，其环境归趋与生态风险已成为环境科学领域的研究热点。近年来，农田土壤已成为微塑料重要的汇集区，其年输入量可能远超海洋环境[1]。地膜残留、有机肥施用及污水灌溉等农业活动是土壤微塑料污染的主要来源[2]。微塑料进入土壤后可改变土壤孔隙结构、通气性及养分循环，并干扰微生物群落，进而影响土壤有机质的稳定性与转化过程[3-4]。

土壤溶解性有机质（DOM）是土壤有机质中最活跃的组分，在维持微生物代谢、驱动碳氮转化过程及影响污染物迁移等方面具有重要作用，其芳香性、分子量及疏水性及组成结构等特征易受环境影响[5]。已有研究表明，微塑料可通过改变土壤孔隙结构、有机质分布和微生物代谢活动，间接调控 DOM 的浓度与化学组成[6-7]，但相关研究多集中于单一微塑料或单一土壤类型，或聚焦于微塑料含量变化对 DOM 浓度的影响[8-9]。对于不同类型微塑料作用下，典型农田土壤中 DOM 多维结构特征（如芳香性、分子量及其荧光组分）响应的系统性比较研究仍较为有限。

另一方面，微塑料本身的聚合物类型对其环境行为和生态效应具有重要影响。研究表明残留在环境中的微塑料逐渐老化、降解并进一步持续释放出添加剂、聚合物单体、降解产物等溶解性物质，即塑料源溶解性有机质（MPs-DOM）[10]，且不同聚合物类型微塑料释放的 MPs-DOM 组成特征存在显著差异[11]。与传统石油基不可生物降解微塑料相比，生物可降解材质的 MPs-DOM 通常含有更多不稳定 DOM，如脂质类、蛋白质/氨基糖类或碳水化合物类 [12]。MPs-DOM 释放到土壤环境中直接

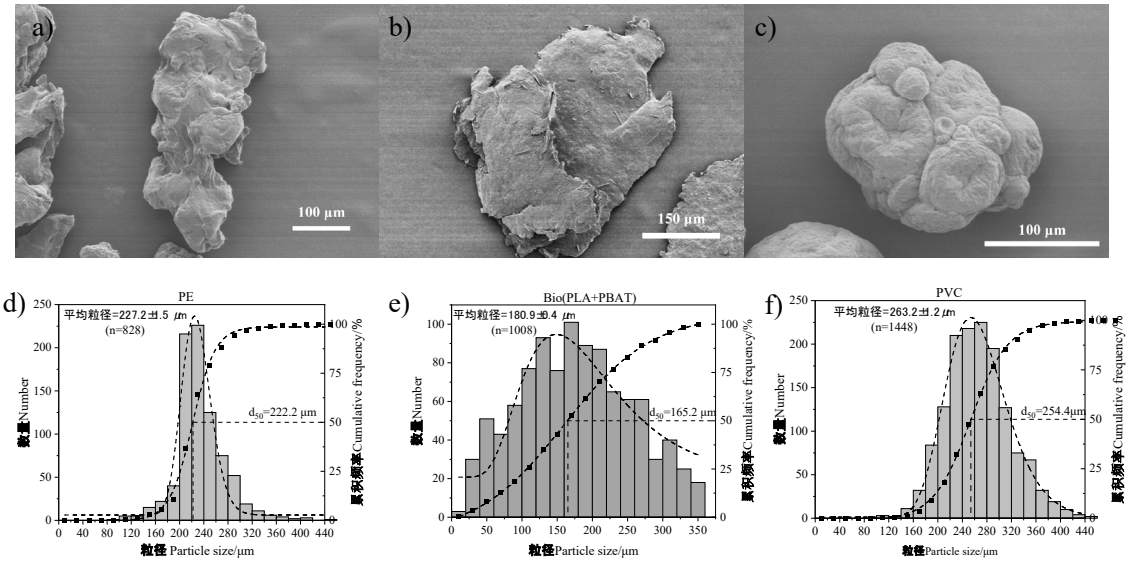
成为土壤 DOM 的一部分，这可能会影响原有 DOM 的组成、转化与稳定性[13]。此外，土壤理化性质如 pH、质地等在影响 DOM 特征上发挥重要作用[14]。例如，土壤 pH 下降会导致脂肪族、高度不饱和化合物及酚类化合物等不稳定组分的丰度增加[14-15]。然而，微塑料释放的 MPs-DOM 是否会在不同土壤背景下诱发 DOM 结构与组成的差异化变化，以及这种扰动是否受土壤类型调节，仍缺乏系统实验依据。

基于此，本研究以两种典型南方水稻土—发育于红壤母质的酸性金华水稻土（JH）和滨海相沉积母质碱性慈溪水稻土（CX）为供试土壤，分别选取环境中广泛检出的三类代表性微塑料（传统石油基微塑料：聚乙烯 PE 和聚氯乙烯 PVC；生物可降解微塑料：聚乳酸-对苯二甲酸丁二醇酯共混物 PLA+PBAT，Bio），开展室内微宇宙培养试验，系统探讨不同类型微塑料对两种土壤基础理化性质、微生物生物量碳氮、DOM 紫外光谱结构参数以及三维荧光光谱荧光组分组成的影响。研究旨在揭示“微塑料类型-土壤类型”交互作用对 DOM 特性的影响机制，为微塑料的环境风险评估与农田碳循环调控策略提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试微塑料选用三种聚合物类型：聚乙烯（PE）、聚乳酸/聚己二酸-对苯二甲酸丁二醇酯共混物（PLA+PBAT，以下简称 Bio）和聚氯乙烯（PVC）。其中，PE 和 PVC 微塑料为市售商品微塑料，购自于冠步科技有限公司；Bio 微塑料由 PLA+PBAT 材质的购物袋经冷冻球磨法制备获得。三种微塑料颗粒经扫描电子显微镜（SEM）观察其表面形貌，并使用 Nano Measure 1.2 软件进行粒径统计（图 1）。PE 颗粒呈椭球状，表面粗糙；Bio 颗粒为不规则片状，存在裂痕，表面较粗糙；PVC 颗粒多为球形，表面附有小颗粒聚集。三种微塑料的粒径均呈正态分布，平均粒径分别为 PE：（227.2 ± 1.5）μm（n=828）、Bio：（180.9 ± 0.4）μm（n=1 008）和 PVC：（263.2 ± 1.2）μm（n=1 448）。



注：a) PE 的扫描电镜图；b) Bio 的扫描电镜图；c) PVC 的扫描电镜图；d) PE 的粒径分布组成；e) Bio 的粒径分布组成；f) PVC 的粒径分布组成。Note: a) SEM of PE MPs; b) SEM of Bio MPs; c) SEM of PVC MPs; d) Particle size of PE; e) Particle size of Bio; f) Particle size of PVC.

图 1 不同聚合物类型微塑料的扫描电镜观测及粒径分布图

Fig. 1 SEM images and particle size distributions of MPs with different polymer types

供试土壤为两种成土母质的水稻土：发育于红壤母质的金华水稻土（JH）和发育于滨海相沉积

母质的慈溪水稻土（CX）。土壤基础理化性质见表 1，JH 水稻土为强酸性土壤（pH5.03），CX 水稻土为碱性土壤（pH8.26）；CX 水稻土的有机碳（SOC）和全碳（TC）均高于 JH。根据国际土壤质地分类标准，JH 水稻土为黏壤土，CX 水稻土为粉砂质黏壤土。

1.2 试验设计

采用室内微宇宙培养法探究微塑料对两种水稻土的影响。称取风干过 2 mm 筛的土样 220 g 置于 250 mL 聚丙烯烧杯中，按质量分数 0.5%分别添加 PE 、Bio 和 PVC 微塑料，并设无添加对照（CK）。混匀后覆盖带孔保鲜膜以维持通气，每 2 天补加超纯水保持 60%田间持水量，于 25 ℃恒温培养箱中避光培养。分别于培养 15、30、45 和 60 d 采样，冻干后-20 ℃保存待测。各处理均设置 3 个重复，4 个取样时间点累积样本量 96 个。

表 1 供试土壤基础理化性质

Table 1 The physico-chemical properties of the tested soil

土壤 Soil	pH	有机碳 Soil organic carbon/ ($g\cdot kg^{-1}$)	全碳 Total carbon/ ($g\cdot kg^{-1}$)	全氮 Total nitrogen/ ($g\cdot kg^{-1}$)	土壤粒径组成 Soil particle size composition /%		
					<2 μm	2~50 μm	50~1 000 μm
JH	5.03±0.07	13.5±0.46	7.85±0.27	1.43±0.03	24.5	47.1	28.4
CX	8.26±0.13	18.2±0.27	10.5±0.15	1.12±0.04	31.5	51.1	17.4

注：JH 代表金华水稻土；CX 代表慈溪水稻土。Note: JH represents paddy soil of Jinhua; CX represents paddy soil of Cixi.

1.3 土壤样品分析

分别对培养 15、30、45 和 60 d 的土壤样品进行基础理化性质分析[16]：土壤 pH 采用电极法测定（土水比 1:2.5），SOC 采用重铬酸钾法测定，TC 和 TN 采用元素分析仪测定，土壤机械组成采用激光粒度仪测定。采用氯仿熏蒸浸提法分别对培养 30 和 60 d 的土壤样品进行微生物生物量碳（MBC）和微生物生物量氮（MBN）的测定，检测分析由栢晖生物有限公司完成。

土壤 DOM 样品提取参考 Huang 等[17]研究：采用 TOC 分析仪（MultiN/C 3100）测定 1:5（w/v）的土壤:水悬浮液中溶解性有机碳（DOC）和溶解性有机氮（DON）浓度。土壤 DOM 光谱测定：使用 UV-Vis 分光光度计（Mapada，UV-6100S）对土壤 DOM 溶液进行紫外-可间光谱全波长扫描（190~700 nm，增量为 1 nm），并以去离子水作为空白参比[18]。为减少内滤效应，将样品 DOC 浓度稀释至 10 $mg\cdot L^{-1}$ 后进行三维荧光光谱分析（日立，F-7000）。检测参数为：发射波长（λ_{Em}）范围 200~600 nm，激发波长（λ_{Ex}）范围 200~500 nm，Ex 和 Em 的增量为 5 nm，带宽设置为 2 nm，扫描速度为 12 000 $nm\cdot min^{-1}$，扫描电压为 700 V[19]。测定时以超纯水作为空白，用于扣除水拉曼散射背景，并去除瑞利散射，得到三维荧光数据矩阵。

1.4 数据处理

紫外-可见光谱参数的计算参考 He 等[18]研究。$SUVA_{254}$、$SUVA_{260}$、$SUVA_{280}$ 为波长为 254、260 和 280 nm 下单位 DOC 浓度的吸光度系数，其中 $SUVA_{254}$ 反映 DOM 的芳香性，与芳香族碳含量和腐殖化程度呈正相关[20]；$SUVA_{260}$ 用来表征 DOM 分子的疏水性[21]；$SUVA_{280}$ 与分子量成正相关关系[20]；光谱斜率 S_R（$S_{275-295}/S_{350-400}$）常用于衡量 DOM 分子量和结构复杂度，通常与 DOM 分子量成反比[22]。

三维荧光数据的分析参考 Lee 等[21]：使用 MATLAB 对 DOM 荧光数据进行预处理，依次去除拉曼散射、一、二级瑞利散射，并结合常规矫正和非负约束方法剔除异常样本与数据。经预处理后的荧光矩阵用于参数提取和光谱绘图，绘图工作在 OriginPro 2021 中完成。随后，利用 MATLAB 中 DOMFluor 工具箱进行平行因子分析（PARAFAC），并通过半分法验证模型可靠性。最终将提取的激发-发射波长（Ex-Em）与在线 Openfluor 数据库（http：//www.openfluor.org）进行比对，以识别

组分类型。

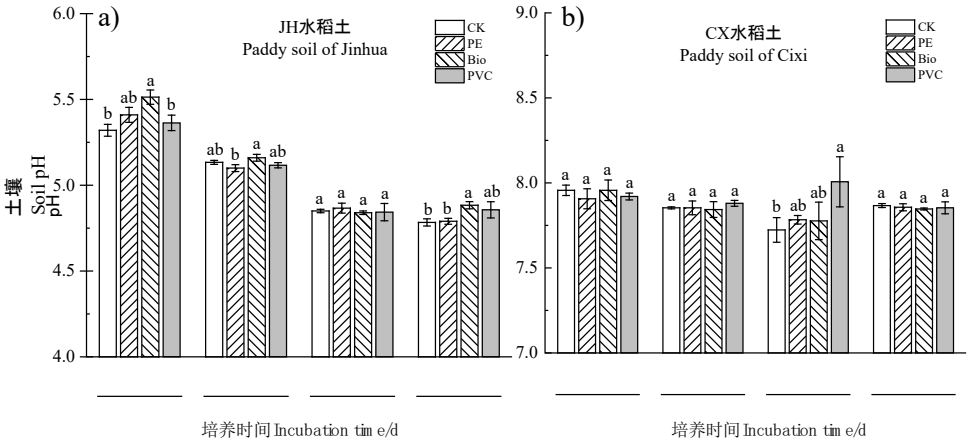
统计分析采用 SPSS 22.0 软件进行，结果以“均值±标准差”表示，多重比较采用 Tukey’s HSD 检验法；图像由 OriginPro 2021 软件绘制，并经 Adobe Illustrator CS6 软件排版组合。

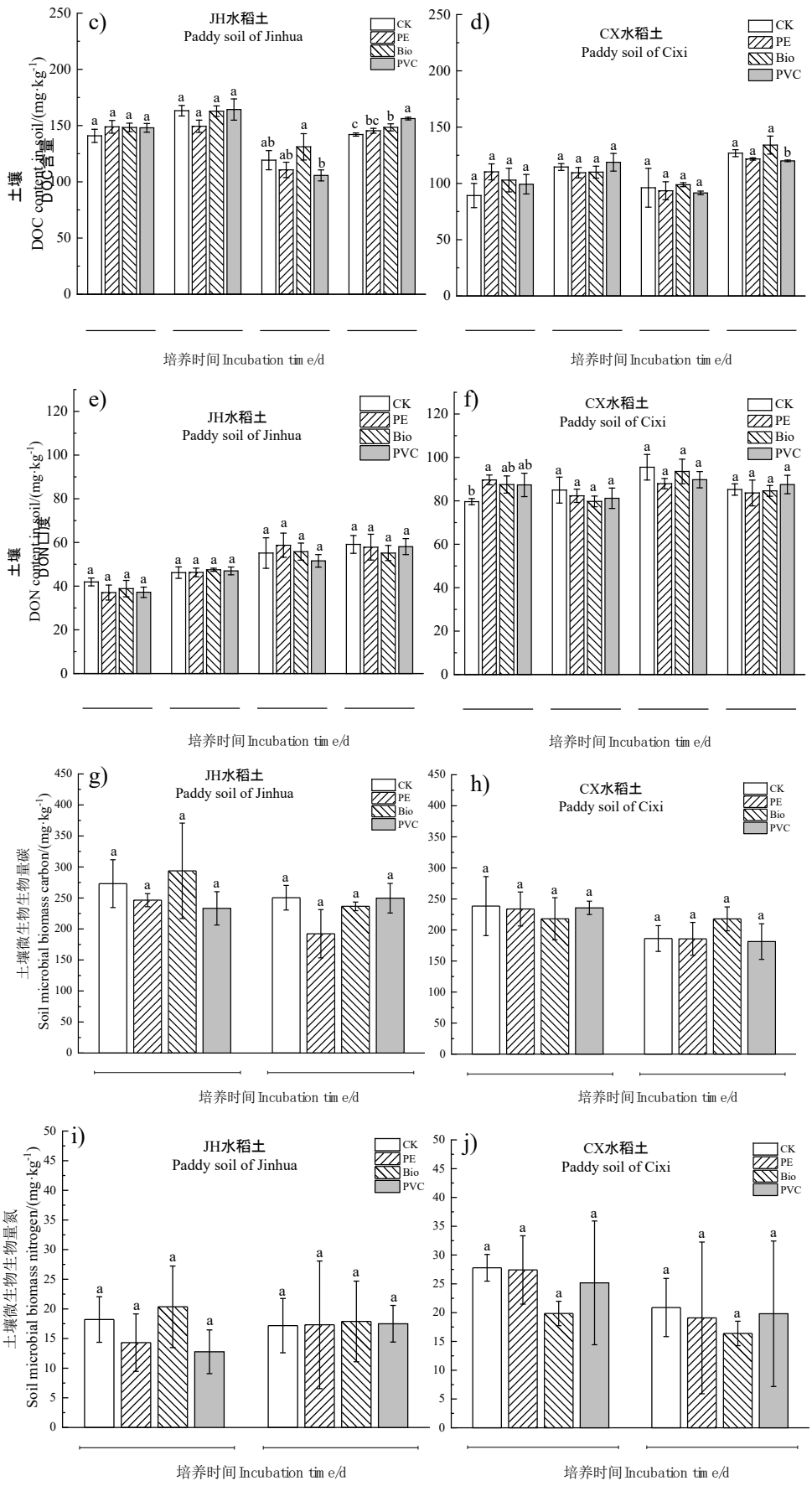
2 结 果

2.1 培养期间不同微塑料对土壤基础理化性质的影响

微塑料处理对两种水稻土壤 pH 的影响不同（图 2a，图 2b）。酸性 JH 水稻土 pH 整体随时间呈下降趋势，但 Bio 处理使土壤 pH 呈增加趋势，培养 15 d 时 Bio 处理显著提高 pH 至 5.51（$P < 0.05$），60 d 时相对于 CK 升高约 2.09%；而 PE 与 PVC 对 JH 水稻土 pH 的影响较小。碱性 CX 水稻土 pH 总体稳定（7.73~8.01），仅培养 45 d 时 PVC 处理显著升高至 8.01（$P < 0.05$）。表明微塑料对酸性土壤 pH 的干扰更显著，而对碱性土 pH 则影响较小。

总体而言，微塑料处理对 JH 水稻土中 DOC 含量的影响显著高于 CX 水稻土（图 2）。在酸性 JH 水稻土中，各处理下 DOC 浓度整体在 105.7~164.3 mg·kg^{-1} 内。在培养初期（15 d 和 30 d）各处理下 DOC 浓度无显著性差异（P>0.05）；在 45 d 时 Bio 处理下 DOC 含量最高（131.1 mg·kg^{-1}）；在 60 d 时 Bio 和 PVC 处理下 DOC 浓度为 148.5 mg·kg^{-1} 和 156.3 mg·kg^{-1}，均显著高于 CK 处理（142.0 mg·kg^{-1}）。土壤 DON 含量表现为随时间逐渐升高，但不同微塑料处理间无显著性差异（P>0.05）。在碱性 CX 水稻土中，DOC 含量在整个培养期内波动较小，且处理间差异不明显（P>0.05），仅在培养 60 d 时 PVC 微塑料使 DOC 含量略有下降（图 2c）。CX 水稻土中 DON 浓度整体水平高于 JH 水稻土，且 PE 微塑料在培养 15 d 时 DON 浓度显著高于 CK 处理，但随培养时间增加微塑料对 DON 含量的影响逐渐减弱，在培养 30~60 d 时各处理间无显著性差异（P>0.05）。从图 2g-图 2j 可以看出，PE、Bio 和 PVC 三种微塑料对两种水稻土中 MBC 和 MBN 均未产生显著性影响；同时，培养时间对上述两个指标的影响亦不显著（P>0.05）。




c)
JH水稻土
Paddy soil of Jinhua
d)
CX水稻土
Paddy soil of Cixi
CK
PE
Bio
PVC
土壤DOC含量
DOC content in soil/(mg·kg-1)
e)
f)
土壤DON含量
DON content in soil/(mg·kg-1)
g)
h)
土壤微生物生物量碳
Soil microbial biomass carbon/(mg·kg-1)
i)
j)
土壤微生物生物量氮
Soil microbial biomass nitrogen/(mg·kg-1)
培养时间 Incubation time/d

注：CK 代表对照处理，PE、Bio 和 PVC 分别代表 05%的 PE、Bio 和 PVC 微塑料添加；图中不同小写字母表示在特定处理时间下各微塑料处理间存在显著差异（P<0.05）。Note: CK represents the control treatment. PE, Bio, and PVC represent 0.5% addition of PE, Bio, and PVC microplastics, respectively. Different lowercase letters in the figure indicate significant differences among MPs treatments at the same incubation time (P< 0.05).

图 2 不同处理下土壤中基础理化性质、微生物生物量碳氮的动态变化

Fig. 2 Dynamic changes in basic physico-chemical properties, soil microbial biomass carbon (MBC) and microbial biomass nitrogen (MBN) of soil under different treatments

2.2 培养期间不同微塑料对土壤 DOM 紫外光谱参数的影响

微塑料处理对土壤 DOM 紫外光谱特征参数的影响如表 2 所示。在酸性 JH 水稻土中，$SUVA_{254}$ 随培养时间显著下降，培养后期（45 d 和 60 d）降幅最大，约 56.5%~67.0%，表明土壤 DOM 芳香性逐渐减弱。培养 30 d 时，PE（29.3%）、PLA（28.6%）和 PVC（29.9%）处理的 $SUVA_{254}$ 降幅远高于 CK（17.2%），说明微塑料在培养初期加速了 DOM 中芳香性物质的转化或降解；但随着培养时间延长，各处理间差异逐渐减弱，在培养 45~60 d 时 $SUVA_{254}$ 无显著性差异（P>0.05）。酸性 JH 水稻土中 $SUVA_{260}$ 和 $SUVA_{280}$ 呈类似变化趋势。在培养 60 d 时，$SUVA_{260}$ 降幅为 64.6%~67.6%；$SUVA_{280}$ 降幅为 66.5%~69.2%；但在同一时间点，不同微塑料处理间差异不显著（P>0.05）。S_R 则在培养 60d 时显著升高，CK、PE、Bio 和 PVC 处理较培养 15 d 分别增加了 14.2%、15.7%、23.5%和 15.3%，表明土壤 DOM 分子量明显降低；此外，在培养 60 d 时，PE、PVC 和 Bio 处理的 S_R 均相对于 CK 处理呈增加趋势，但仅 Bio 处理产生了显著性差异（P<0.05，增幅约 8.26%）。

相比之下，碱性 CX 水稻土中 $SUVA_{254}$、$SUVA_{260}$ 和 $SUVA_{280}$ 整体高于 JH 水稻土，表明碱性 CX 水稻土壤 DOM 芳香性更强。此外，上述 SUVA 参数随培养时间波动较小（P>0.05），但 S_R 在培养 60 d 时显著升高，各处理较培养 15 d 增长了 1.31 倍~1.35 倍（表 2）。微塑料对碱性 CX 水稻土 DOM 紫外特征参数的影响整体较弱，仅在培养 15 d 时 PE 处理 $SUVA_{254}$ 和 $SUVA_{260}$ 较 CK 分别下降约 20.53%和 20.51%（P<0.05），而 Bio 和 PVC 处理下降幅未达显著性水平（P>0.05）。总体而言，微塑料在酸性 JH 水稻土中对 DOM 光谱特征的干扰更明显，Bio 处理效应最强；而在碱性 CX 水稻土中，DOM 结构对微塑料扰动响应较弱，表现出更高的稳定性。

表 2 不同处理下土壤 DOM 的紫外光谱特征参数变化

Table 2 UV spectral characteristics of soil DOM under different treatments

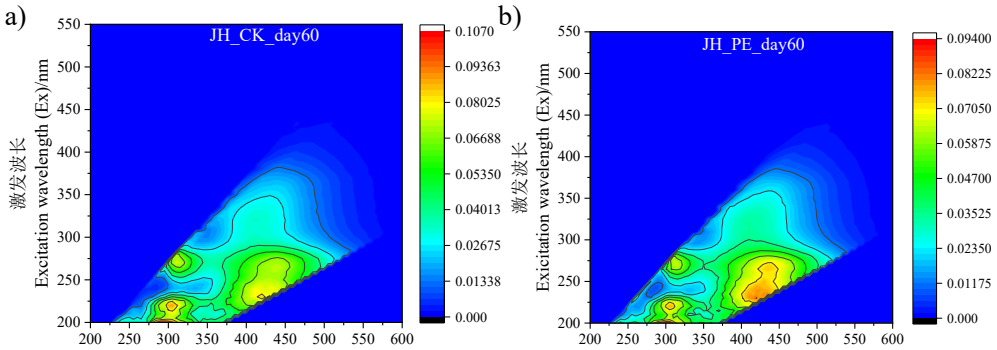
土壤 Soil	培养时间 Incubation time /d	处理名称 Treatment	$SUVA_{254}$/ ($L\cdot mg^{-1}\ C\cdot m^{-1}$)	$SUVA_{260}$/ ($L\cdot mg^{-1}\ C\cdot m^{-1}$)	$SUVA_{280}$/ ($L\cdot mg^{-1}\ C\cdot m^{-1}$)	光谱斜率 Spectral slope (S_R)
JH	15	CK	3.49±0.57a	3.32±0.55a	2.66±0.45a	0.95±0.01a
		PE	3.58±0.39a	3.41±0.38a	2.74±0.31a	0.98±0.01a
		Bio	3.29±0.42a	3.11±0.4a	2.48±0.33a	0.96±0.01a
		PVC	3.61±0.63a	3.43±0.6a	2.75±0.49a	0.97±0.01a
	30	CK	2.89±0.65a	2.72±0.62a	2.15±0.51a	0.96±0.02a
		PE	2.53±0.30a	2.38±0.29a	1.89±0.25a	0.94±0.01a
		Bio	2.53±0.40a	2.2±0.43a	1.72±0.34a	0.95±0.02a
		PVC	2.53±0.50a	2.38±0.2a	1.88±0.18a	0.96±0.01a
	45	CK	1.41±0.38a	1.32±0.37a	1.02±0.30a	0.87±0.02a
		PE	1.16±0.16a	1.08±0.16a	0.82±0.13a	0.88±0.08a
		Bio	1.43±0.47a	1.33±0.45a	1.08±0.45a	0.78±0.18a
		PVC	1.46±0.07a	1.37±0.08a	1.07±0.06a	0.87±0.08a

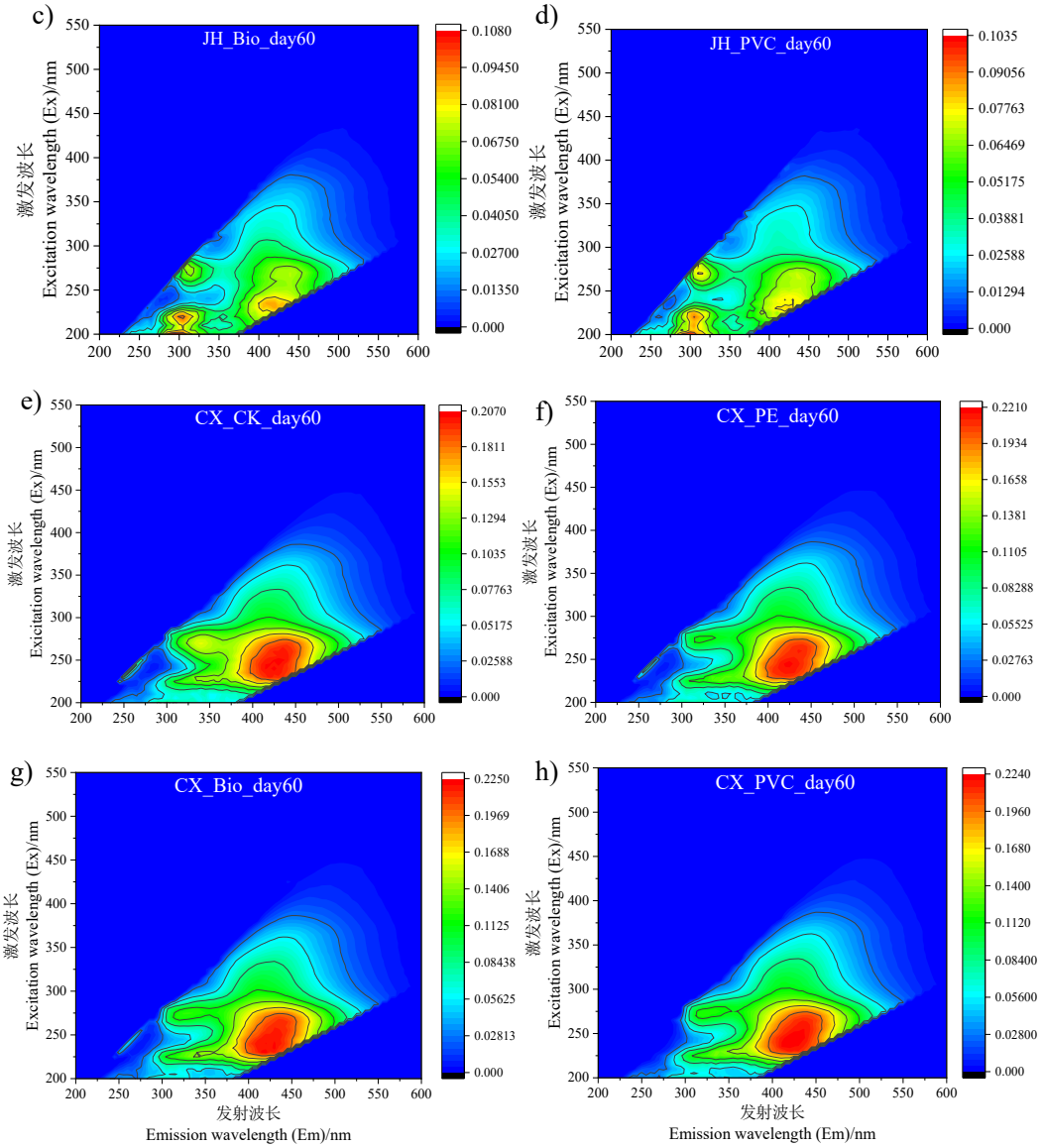
	60	CK	1.16±0.06a	1.08±0.06a	0.82±0.05a	1.09±0.01b
		PE	1.19±0.10a	1.11±0.09a	0.85±0.08a	1.13±0.05ab
		Bio	1.18±0.03a	1.1±0.03a	0.83±0.02a	1.18±0.04a
		PVC	1.19±0.10a	1.11±0.09a	0.85±0.07a	1.11±0.01ab
	15	CK	4.19±0.29a	3.95±0.28a	3.21±0.23a	0.70±0.03a
		PE	3.33±0.33b	3.14±0.32b	2.53±0.25b	0.69±0.01a
		Bio	3.71±0.32ab	3.49±0.30ab	2.83±0.24ab	0.70±0.01a
		PVC	3.67±0.12ab	3.45±0.11ab	2.80±0.09ab	0.69±0.02a
	30	CK	3.51±0.10a	3.32±0.09a	2.63±0.07a	0.81±0.01a
		PE	3.61±0.10a	3.42±0.10a	2.72±0.08a	0.79±0.03a
		Bio	3.53±0.24a	3.34±0.22a	2.65±0.17a	0.80±0.01a
		PVC	3.60±0.12a	3.41±0.12a	2.71±0.09a	0.78±0.01a
CX	45	CK	3.81±0.51a	3.59±0.46a	2.87±0.39a	0.70±0.02a
		PE	3.92±0.35a	3.70±0.33a	2.99±0.30a	0.72±0.02a
		Bio	3.82±0.06a	3.6±0.07a	2.89±0.06a	0.71±0.05a
		PVC	3.91±0.06a	3.68±0.07a	2.95±0.05a	0.70±0.01a
	60	CK	3.59±0.32a	3.42±0.32a	2.74±0.26a	0.95±0.08a
		PE	3.60±0.02a	3.42±0.02a	2.74±0.03a	0.92±0.03a
		Bio	3.46±0.11a	3.28±0.11a	2.62±0.08a	0.95±0.03a
		PVC	3.68±0.18a	3.50±0.17a	2.80±0.17a	0.91±0.03a

注：表中不同小写字母表示在特定处理时间下各微塑料处理间存在显著差异（P <0.05）。Note: Different lowercase letters in the Table indicate significant differences among MPs treatments at the same incubation time (P < 0.05).

2.3 培养期间不同微塑料对土壤 DOM 三维荧光光谱光谱及平行因子分析的影响

以培养 60 d 数据为例，各处理土壤 DOM 的三维荧光等高线谱图如图 3 所示。进一步对金华水稻土和慈溪水稻土 DOM 样品的三维荧光光谱进行平行因子分析，其中，JH 水稻土得到 2 个组分：组分 C1（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 220 nm/335 nm）属于类色氨酸/可溶性微生物副产物（Tryptophan-like/Soluble microbial products），通常与微生物代谢活动或新鲜有机质（如胞外分泌物）相关[23]；组分 C2（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 240 nm/430 nm）归类为类腐殖酸组分（Humic-like，HA），对应长波长腐殖化产物，可能来源于植物残体的长期降解或土壤稳定有机质的积累[24]；而 CX 水稻土解析出 3 个荧光组分：组分 C1（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 235 nm/410 nm）和 C2（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 265 nm/470 nm）属于类腐殖物质[25]，C3（$\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ = 225 nm/335 nm）为类色氨酸/蛋白类物质[23]。



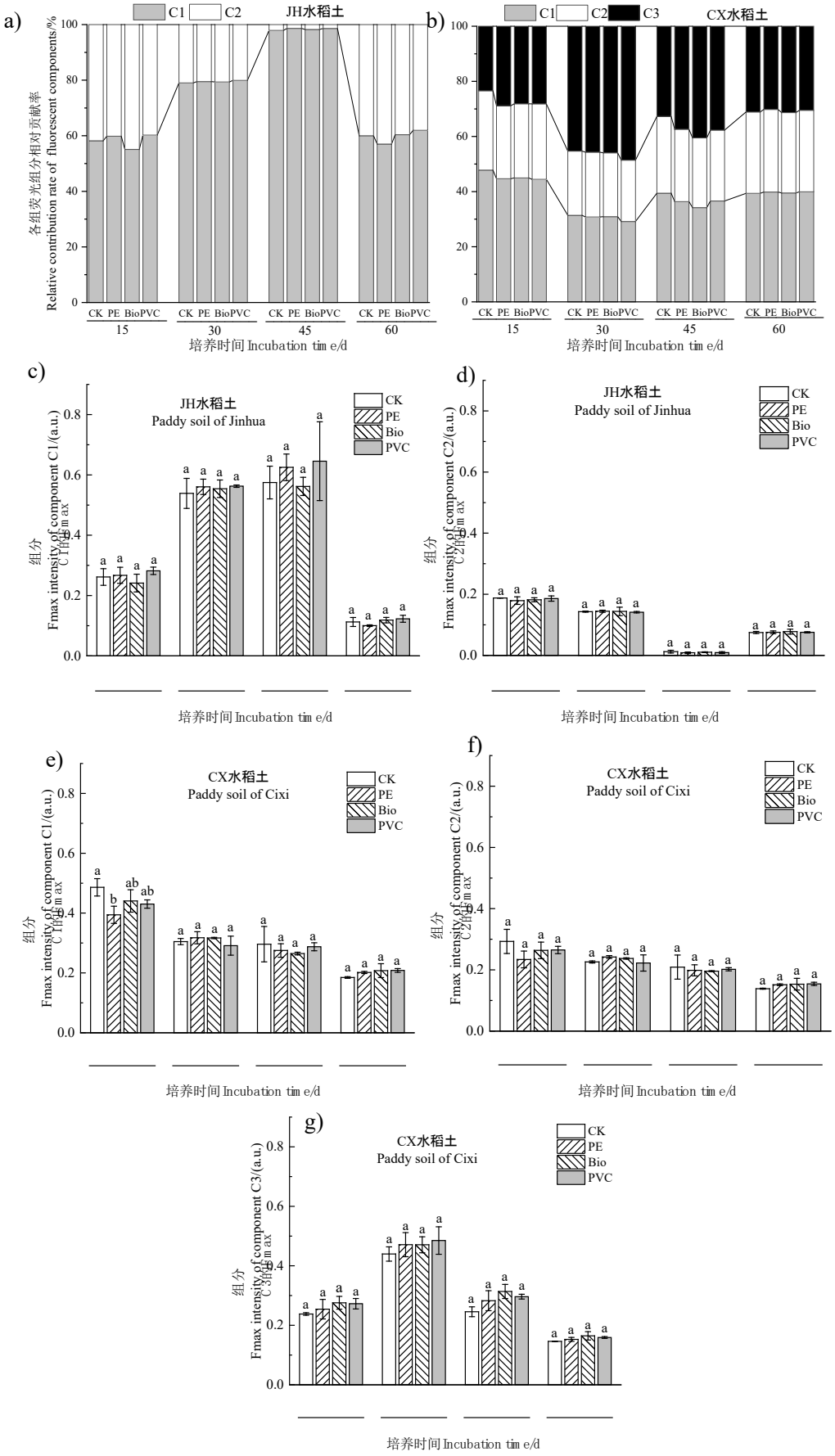


注：等高线图为三个重复的均值。Note: The contour spectrum was the mean value of three replicates.

图 3 培养 60 d 时各处理土壤 DOM 三维荧光等高线谱图

Fig. 3 Three-dimensional fluorescence contour spectrum of soil DOM in each treatment at 60 days of cultivation

荧光强度贡献率可反映 DOM 中各个组分的相对含量比例。如图 4 所示，在酸性 JH 水稻土中，组分 C1 的相对贡献率整体高于 C2，说明类色氨酸/可溶性微生物副产物是该土壤 DOM 的主要荧光成分。各处理间组分相对贡献率无显著性差异（P>0.05）。组分 C1 的相对贡献率随培养时间上升，在培养 45 d 达到最高（约为 98%），但在培养 60 d 时显著下降至 57%~62%，其变化趋势与最大荧光强度 F_{max} 一致（图 4c，图 4d）。在碱性 CX 水稻土中，组分 C1 和 C3 的荧光强度相对贡献率和 F_{max} 整体略高于组分 C2；组分 C1 和 C2 的 F_{max} 值随培养时间的增加而显著下降，而组分 C3 的 F_{max} 值则表现为“先升高后降低”趋势，并在培养 30 d 时达到峰值（图 4g）。微塑料对土壤 DOM 组分荧光强度的影响较小，仅 CX 水稻土在培养 15 d 时，PE 微塑料使组分 C1 的 F_{max} 较 CK 下降约 18.9%（图 4e）。


a)
C1
C2
JH水稻土
各组荧光组分相对贡献率
Relative contribution rate of fluorescent components/%
CK PE BioPVC
15
30
45
60
培养时间 Incubation time/d
b)
C1
C2
C3
CX水稻土
c)
JH水稻土
Paddy soil of Jinhua
CK
PE
Bio
PVC
组分
Fmax intensity of component C1/(a.u.)
C1的Fmax
d)
Fmax intensity of component C2/(a.u.)
C2的Fmax
e)
CX水稻土
Paddy soil of Cixi
Fmax intensity of component C1/(a.u.)
f)
Fmax intensity of component C2/(a.u.)
g)
Fmax intensity of component C3/(a.u.)
C3的Fmax

注：图中不同小写字母表示在特定处理时间下各微塑料处理间存在显著差异（P<0.05）。Note: Different lowercase letters in the figure indicate significant differences among MPs treatments at the same incubation time (P < 0.05).

图 4 不同处理下土壤 DOM 各组分荧光强度相对贡献率和最大荧光强度 F_{max}

Fig. 4 Relative contribution rate of fluorescent components and maximum fluorescence intensity Fmax of soil DOM under different treatments

3 讨 论

3.1 不同聚合物类型微塑料对土壤理化性质及 DOM 特性的影响

整体上看，Bio 微塑料产生的影响相对较高，尤其是在酸性 JH 水稻土中引起了较为显著的干扰效应。在 pH 方面，0.5%添加量的 Bio 处理使土壤 pH 显著提高（P<0.05）（图 2a），这可能与 Bio 微塑料释放出弱碱性物质（如 $CaCO_3$）有关。该 Bio 微塑料由 PLA+PBAT 共混制成的购物袋冷冻球磨制得，常添加 $CaCO_3$ 以增强韧性、热稳定性并降低成本[26-27]，在土壤中可逐步释放 Ca^{2+}导致 pH 升高。我们前期研究也发现 PLA+PBAT 微塑料（粒径<335 μm）可释放 2.297 mg·L^{-1} 的 Ca^{2+}[18]。类似地，不少研究发现也发现 PLA 和 PBAT 的存在会使土壤 pH 升高[28-30]。此外，微塑料还可能通过抑制硝化活性或增强硝酸盐还原活性减少 H^+释放[29]；或通过改变土壤阳离子交换量和土壤水中质子的自由交换进而影响土壤 pH[28]。

在 DOC 方面，Bio 微塑料在培养中后期（45 d 和 60 d）逐渐表现出使 JH 水稻土 DOC 浓度增加趋势，且在培养 60 d 时达到显著水平。类似地，5%和 10%的 PBAT 微塑料可显著提高砖红壤中 DOC 含量及缩合芳烃类物质、碳水化合物含量[8]；1.5%PLA 微塑料会显著增加土壤 DOC 含量，并导致土壤腐殖化增加[31]。已有研究表明生物降解微塑料（如 PLA 或 PBAT）会在微生物或胞外酶的作用下水解、生物降解形成低分子量化合物（如低聚物、二聚体和单体等），显著提高土壤 DOM 含量[8, 32]。在土壤团聚体尺度下，PLA 可压缩微生物生态位（如降低 *Proteobacteria* 丰度）抑制细菌参与 DOM 转化过程，转而促进非生物转化，导致小粒径团聚体中 DOM 的积累和转化[33]。但这些低分子量化合物在后期易被矿化，从而导致 DOM 浓度下降[32]。本研究中 Bio 处理虽未显著改变 SUVA 参数，但 60 d 时 S_R 显著升高，反映土壤 DOM 由高分子向低分子转化。与本研究结果类似，Chen 等[32]利用 ESI FT-ICR-MS 技术发现 PLA 微塑料输入显著减少土壤中 DOM 分子的数量，且土壤 DOM 组分多样性（Shannon 指数）、分子量（MW）及双键当量（DBE）等指标均低于对照组。本研究中 Bio 微塑料属于全生物降解塑料，在环境中更容易发生生物降解或水解，生成水溶性低分子量低聚物[34]。Bio 的强扰动还可归因于其在土壤中引发的“激发效应”，即外源碳输入引发有机质加速矿化。Sun 等[34]指出，源自塑料的碳分子比来自土壤的碳分子更加不稳定，易被微生物利用，更容易提高 DOM 的不稳定性。Chen 等[32]也发现，在营养贫乏的土壤中，MPs-DOM 的输入会刺激微生物活性，并增强其对 CHONS 类化合物的依赖性，进而加速天然有机质（SOM）的矿化。相比之下，传统微塑料如 PE 和 PVC 总体扰动效应较弱。本研究中，PE 处理对上述指标几乎无显著性影响（P>0.05），PVC 微塑料在 JH 水稻土中引起 DOC 升高而在 CX 水稻土中 DOC 下降，总体呈现一定的差异性（图 2c，d）。已研究指出，相比于 PE 和 PS 微塑料，PVC 微塑料对土壤 DOM 组成的影响更大[35]，可能与其含氯结构及氯元素溶出有关，氯元素的溶出可能对微生物产生影响，但在低剂量下效果有限。有研究指出，较高水平的微塑料添加量（28%）能激发土壤酶活性，进而增加 DOM 溶液中 C、N 和 P 的积累；但较低浓度（<1%~7%）的微塑料添加量对 DOM 溶液中营养元素物质含量、不稳定有机碳含量及微生物群落结构影响较小[30, 33, 36]。本研究中微塑料添加量为 0.5%，更接近实际农田土壤中暴露水平[37]，对土壤微生物生物量碳、氮等指标的扰动能力有限（图 2g-图 2j）。但也有研究指出，微塑料对土壤 DOM 组成的影响具有一定的滞后性[38]，低剂量效应可能需要长期观测验证。

总体而言，微塑料类型在一定程度上会影响土壤理化性质和 DOM 特征：可降解微塑料（Bio）可通过释放可利用碳源、碱性填料（如 $CaCO_3$）等影响土壤 DOM；而 PE 和 PVC 等传统石油基微塑料影响相对有限。

3.2 土壤理化性质及 DOM 特性的扰动具有土壤类型依赖性

除微塑料聚合物类型外，土壤性质也显著调控微塑料对 DOM 的影响。本研究中，酸性 JH 水稻土在 pH、SUVA 参数及 SR 等指标上对微塑料与培养时间变化更为敏感，而碱性 CX 水稻土整体波动较小（图 2、图 4、表 2）。随培养时间延长，酸性 JH 水稻土中 pH 和 SUVA 参数（包括 $SUVA_{254}$、$SUVA_{260}$ 和 $SUVA_{280}$）显著下降与 SR 升高（图 2、表 2），表明随着培养时间增加其 DOM 芳香性减弱、分子量降低、结构趋于简单；而碱性 CX 水稻土壤中相关指标的变幅较小，表明其 DOM 结构较为稳定（图 2、表 2）。这表明 DOM 结构在酸性 JH 水稻土中更容易受到外界的扰动。

光谱斜率 S_R 在整个培养内 JH 水稻土均显著高于 CX 水稻土（表 2），进一步表明 JH 水稻土 DOM 以分子量较小、结构更简单的小分子代谢物为主，结构稳定性较差，更容易受到微塑料的扰动和降解作用的影响。平行因子分析显示，酸性 JH 水稻土 DOM 以类色氨酸/可溶性微生物代谢产物（C1）为主。研究表明蛋白质样成分与土壤发色溶解性有机物的生物有效性和微生物活性密切相关[39]，更容易受到环境变化的扰动；相比之下，碱性 CX 水稻土以类腐殖物质（C1 和 C2）为主，相对稳定。土壤质地也是影响 DOM 结构的重要因素。根据国际质地分类系统，CX 水稻土为粉砂质黏壤土，黏粒含量为 31.5%，且粉粒比例高达 51.1%，整体质地细腻，有利于对 DOM 的保留能力更强，吸附稳定性更高[32]；而 JH 水稻土属于黏壤土，黏粒含量为 24.5%，砂粒含量为 28.4%，空隙较大，结构相对于 CX 水稻土更为松散，DOM 更易溶出或迁移，受外源扰动时更容易发生组分重构。Chen 等[32]也发现相比于松软土，铁铝土和淋溶土具有较高的粉粒和黏粒含量，增加了对 PLA 微塑料衍生物的吸附和保护。此外，Feng 等[39]也发现土壤利用类型也会显著影响 DOM 的组成，林地和农田土壤中 DOC 含量、自生源指数（BIX）等参数对 PE 微塑料的响应存在相反趋势。

综上所述，酸性、质地松散的 JH 水稻土对微塑料扰动及培养时间变化更为敏感，其 DOM 更容易发生分子量下降、芳香性降低等变化；而碱性、质地细腻的 CX 水稻土则表现出更强的 DOM 稳定性。

4 结 论

微塑料对 DOM 的干扰效应具有显著的聚合物类型差异，并依赖于土壤 pH、质地及 DOM 组成类型等性质。生物可降解微塑料（Bio）在酸性 JH 水稻土中显著影响提高 pH、DOC 及 S_R，在培养初期显著降低 $SUVA_{254}$ 值，表明其促进芳香类化合物的转化或降解，且效应随时间逐渐减弱；而传统石油基微塑料（PE 与 PVC）整体扰动作用较弱。酸性、质地松散的 JH 水稻土以类色氨酸组分为主，响应更为敏感，在培养过程中 DOM 芳香性降低、分子量减小、结构趋于简单；相较而言，碱性、质地细腻的 CX 水稻土以类腐殖物质为主，DOM 结构更为稳定性，对微塑料扰动展现出较强的抗扰动能力。本研究揭示了聚合物类型与土壤性质共同调控微塑料扰动 DOM 的机制，为农田微塑料污染风险评估与 DOM 调控提供理论依据。

参考文献（References）

[1] Nizzetto L, Futter M, Langaas S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(20): 10777-10779.

[2] Yang J, Li L Z, Zhou Q, et al. Microplastics contamination of soil environment: Sources, processes and risks[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58(2): 281-298. [杨杰, 李连祯, 周倩, 等. 土壤环境中微塑料污染: 来源、过程及风险[J]. 土壤学报, 2021, 58(2): 281-298.]

[3] de Souza Machado A A, Kloas W, Zarfl C, et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems[J]. Global Change Biology, 2018, 24(4): 1405-1416.

[4] Qi Y L, Ossowicki A, Yang X M, et al. Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 387: 121711.

[5] Gmach M R, Cherubin M R, Kaiser K, et al. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review[J]. Scientia Agricola, 2020, 77(3): e20180164.

[6] Xiao J N, Zhang Z M. Sources, occurrence characteristics and potential risks of microplastics in farmland soils: A review[J]. China Plastics, 2024, 38(9): 137-144. [肖进男, 张珍明. 农田土壤中微塑料的来源、赋存特征及其潜在风险[J]. 中国塑料, 2024, 38(9): 137-144.]

[7] Yang J, Tu C, Yuan X Z, et al. Environmental processes and ecological effects of micro-and nano-plastics in soil-plant systems[J]. Progress in Chemistry, 2025, 37(1): 89-102. [杨杰, 涂晨, 袁宪正, 等. 土壤-植物系统中微/纳塑料的环境过程和生态效应[J]. 化学进展, 2025, 37(1): 89-102.]

[8] Chen M, Zhao X W, Wu D M, et al. Addition of biodegradable microplastics alters the quantity and chemodiversity of dissolved organic matter in latosol[J]. Science of the Total Environment, 2022, 816: 151960.

[9] Guo Z Q, Li P, Yang X M, et al. Effects of microplastics on the transport of soil dissolved organic matter in the Loess Plateau of China[J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(48): 20138-20147.

[10] Liu X G, Fang L P, Gardea-Torresdey J L, et al. Microplastic-derived dissolved organic matter: Generation, characterization, and environmental behaviors[J]. Science of the Total Environment, 2024, 948: 174811.

[11] Choi N E, Lee Y K, Oh H, et al. Photo-induced leaching behaviors and biodegradability of dissolved organic matter from microplastics and terrestrial-sourced particles[J]. Chemosphere, 2024, 355: 141826.

[12] Liu S S, Qiu Y, He Z Q, et al. Microplastic-derived dissolved organic matter and its biogeochemical behaviors in aquatic environments: A review[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2024, 54(11): 865-882.

[13] Shi J, Wang X, Wang J. Soil carbon cycling mediated by microplastics: Formation, mineralization, and sequestration[J]. Scientia Sinica: Technologica, 2024, 54(10): 1854-1867. [石佳, 王祥, 汪杰. 微塑料介导的土壤碳循环: 微塑料对土壤有机碳的形成、矿化和稳定过程的影响[J]. 中国科学: 技术科学, 2024, 54(10): 1854-1867.]

[14] Ding Y, Shi Z Q, Ye Q T, et al. Chemodiversity of soil dissolved organic matter[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(10): 6174-6184.

[15] Li X M, Sun G X, Chen S C, et al. Molecular chemodiversity of dissolved organic matter in paddy soils[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(3): 963-971.

[16] Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. [鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.]

[17] Huang S Y, Guo T, Feng Z, et al. Polyethylene and polyvinyl chloride microplastics promote soil nitrification and alter the composition of key nitrogen functional bacterial groups[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 453: 131391.

[18] He M, Feng Z, Xu Y Y, et al. Macro- and microplastic leachates show a slightly toxic effect on seed germination of cotton[J]. Chemosphere, 2023, 335: 139081.

[19] Luo H W, Xiang Y H, He D Q, et al. Leaching behavior of fluorescent additives from microplastics and the toxicity of leachate to *Chlorella vulgaris*[J]. Science of the Total Environment, 2019, 678: 1-9.

[20] Wang L Y, Wu F C, Zhang R Y, et al. Characterization of dissolved organic matter fractions from Lake Hongfeng, Southwestern China Plateau[J]. Journal of Environmental Sciences, 2009, 21(5): 581-588.

[21] Lee Y K, Murphy K R, Hur J. Fluorescence signatures of dissolved organic matter leached from microplastics: Polymers and additives[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(19): 11905-11914.

[22] Weishaar J L, Aiken G R, Bergamaschi B A, et al. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon[J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37(20): 4702-4708.

[23] Wang J, Jia M H, Zhang L, et al. Biodegradable microplastics pose greater risks than conventional microplastics to soil properties, microbial community and plant growth, especially under flooded conditions[J]. Science of the Total Environment, 2024, 931: 172949.

[24] Jia F X, Yang Q, Liu X H, et al. Stratification of extracellular polymeric substances (EPS) for aggregated anammox microorganisms[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(6): 3260-3268.

[25] Du Y X, Zhang Q Y, Liu Z W, et al. Composition of dissolved organic matter controls interactions with La and Al ions: Implications for phosphorus immobilization in Eutrophic Lakes[J]. Environmental Pollution, 2019, 248: 36-47.

[26] Thenepalli T, Jun A Y, Han C, et al. A strategy of precipitated calcium carbonate ($CaCO_3$) fillers for enhancing the mechanical properties of polypropylene polymers[J]. Korean Journal of Chemical Engineering, 2015, 32(6): 1009-1022.

[27] Luo S J, Pan S N. Numerical study on the effect of $CaCO_3$ ratio on the mechanical properties of $CaCO_3$/PVC composites[J]. Journal of Physics: Conference Series, 2021, 1820(1): 012140.

[28] Wang F Y, Wang Q L, Adams C A, et al. Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 424: 127531.

[29] Wang C L, Bian J J, Min W H, et al. Effects of two PBAT/PLA biodegradable mulch film fragments on soil dissolved organic carbon and nitrogen and their phytotoxicity[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2022, 17(5): 465-474. [王春丽, 卞京军, 闵文豪, 等. 2 种 PBAT/PLA 生物降解地膜碎片对土壤溶解性有机碳氮的影响及其植物毒性[J]. 生态毒理学报, 2022, 17(5): 465-474.]

[30] Zhou A Y, Ji Q S, Kong X C, et al. Response of soil property and microbial community to biodegradable microplastics, conventional microplastics and straw residue[J]. Applied Soil Ecology, 2024, 196: 105302.

[31] Qiu X R, Ma S R, Pan J R, et al. Microbial metabolism influences microplastic perturbation of dissolved organic matter in agricultural soils[J]. The ISME Journal, 2024, 18(1): wrad017.

[32] Chen L Y, Huang H K, Han L F, et al. Effects of polylactic acid microplastics on dissolved organic matter across soil types: Insights into molecular composition[J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 488: 137356.

[33] Qiu X R, Ma S R, Liu Z Y, et al. Microplastics influence dissolved organic matter transformation mediated by microbiomes in soil aggregates[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(26): 13385-13397.

[34] Sun Y Z, Li X F, Li X M, et al. Deciphering the fingerprint of dissolved organic matter in the soil amended with biodegradable and conventional microplastics based on optical and molecular signatures[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(22): 15746-15759.

[35] Yu H, Xi B D, Shi L L, et al. Chemodiversity of soil dissolved organic matter affected by contrasting microplastics from different types of polymers[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2023, 17(12): 153.

[36] Liu H F, Yang X M, Liu G B, et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil[J]. Chemosphere, 2017, 185: 907-917.

[37] Fuller S, Gautam A. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(11): 5774-5780.

[38] Li R F, Xi B D, Tan W B, et al. Spatiotemporal heterogeneous effects of microplastics input on soil dissolved organic matter (DOM) under field conditions[J]. Science of the Total Environment, 2022, 847: 157605.

[39] Feng Z W, Zhu N Y, Wu H Z, et al. Microplastic coupled with soil dissolved organic matter mediated changes in the soil chemical and microbial characteristics[J]. Chemosphere, 2024, 359: 142361.

（责任编辑：卢 萍）