

聚乳酸微塑料(PLA-MPs)对小麦根际土壤理化性质及微生物群落的影响

张彦^{1,2}, 窦明², 郝松泽³, 李平^{1,4}, 周雨泽², 梁志杰^{1*}

(1. 中国农业科学院农田灌溉研究所, 新乡 453002; 2. 郑州大学水利与交通学院, 郑州 450001; 3. 河南省生态环境技术中心, 郑州 450000; 4. 农业农村部农产品质量安全水环境因子风险评估实验室, 新乡 453002)

摘要: 微塑料(MPs)作为一种新型污染物对土壤生态环境效应具有显著的影响作用. 为探究聚乳酸微塑料(PLA-MPs)对小麦根际土壤理化性质及其微生物群落结构的影响, 设置了3种含量(0.1、0.5和1 g·kg⁻¹)和粒径(150、1 000和4 000 μm)开展盆栽试验, 结果表明添加PLA-MPs显著增加了根际土壤铵态氮(NH₄⁺)、硝态氮(NO₃⁻)、全磷(TP)和有机质(OM)的含量, 降低了全氮(TN)含量和pH值, 如TP在中含量(0.5 g·kg⁻¹)和中粒径(1 000 μm)时增加幅度最大分别为19.046%和21.075%; 与对照组(CK)相比显著降低了根际土壤微生物的丰富度和多样性, 且分别在高含量(1 g·kg⁻¹)和高粒径(4 000 μm)下减小的幅度最大; 与CK相比添加PLA-MPs显著增加了放线菌门(Actinobacteriota)、变形菌门(Proteobacteria)的相对丰度而降低了厚壁菌门(Firmicutes)、芽单胞菌门(Gemmatimonadota)、黏球菌门(Myxococcota)和蛭弧菌门(Bdellovibrionota)的相对丰度, 如在中含量(0.5 g·kg⁻¹)和低粒径(150 μm)下放线菌门的相对丰度增幅最大分别为5.554%和6.456%, 在高含量(1 g·kg⁻¹)和低粒径(150 μm)下厚壁菌门的相对丰度减幅最大分别为2.721%和3.727%; 与CK相比添加不同含量和粒径的PLA-MPs后显著减少了生物标志物的数量, 而在低含量(0.1 g·kg⁻¹)和中粒径(1 000 μm)下的生物标志物减少量最大; pH与微生物群落属水平和门水平的优势微生物具有显著的负相关, NO₃⁻与芽孢杆菌属、厚壁菌门和芽单胞菌门在P<0.001水平下具有显著的正相关. 研究成果可为评估PLA-MPs对土壤生态环境效应的影响提供一定的数据基础和理论依据.

关键词: 聚乳酸微塑料(PLA-MPs); 根际土壤; 理化性质; 微生物群落; 交互影响

中图分类号: X171.5; X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2025)08-5345-15 DOI: 10.13227/j.hjks.202407139

Effects of Polylactic Acid Microplastics (PLA-MPs) on Physicochemical Properties and Microbial Communities of Wheat Rhizosphere Soil

ZHANG Yan^{1,2}, DOU Ming², HAO Song-ze³, LI Ping^{1,4}, ZHOU Yu-ze², LIANG Zhi-jie^{1*}

(1. Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China; 2. School of Water Conservancy and Transportation, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China; 3. Henan Provincial Technical Center of Ecology and Environment, Zhengzhou 450000, China; 4. Laboratory of Quality and Safety Risk Assessment for Agro-Products on Water Environmental Factors, Ministry of Agriculture and Rural, Xinxiang 453002, China)

Abstract: Microplastics, as a new type of pollutant, have significant effects on the soil ecological environment. In order to investigate the effects of polylactic acid microplastics (PLA-MPs) on the physical and chemical properties of wheat rhizosphere soil and its microbial community structure, three contents (0.1, 0.5, and 1 g·kg⁻¹) and particle sizes (150, 1000, and 4000 μm) were set up for pot experiments. The results showed that the addition of PLA-MPs significantly increased the contents of ammonium nitrogen (NH₄⁺), nitrate nitrogen (NO₃⁻), total phosphorus (TP), and organic matter (OM) in rhizosphere soil and decreased the content of total nitrogen (TN) and pH value. For example, TP increased 19.046% and 21.075% at medium contents (0.5 g·kg⁻¹) and medium particle size (1 000 μm), respectively. Compared with those of the control group (CK), the richness and diversity of rhizosphere soil microorganisms were significantly decreased, and the decreases were greatest at high contents (1 g·kg⁻¹) and high particle size (4 000 μm), respectively. The addition of PLA-MPs significantly increased the relative abundance of Actinobacteriota and Proteobacteria, while decreasing the relative abundance of Firmicutes, Gemmatimonadota, Myxococcota, and Bdellovibrionota. For example, the relative abundance of Actinobacteriota increased by 5.554% and 6.456% at medium contents (0.5 g·kg⁻¹) and low particle size (150 μm), and the relative abundance of Firmicutes decreased by 2.721% and 3.727% at high contents (1 g·kg⁻¹) and low particle size (150 μm), respectively. Compared with CK, PLA-MPs with different contents and particle sizes significantly reduced the number of biomarkers, and the reduction of biomarkers under low content (0.1 g·kg⁻¹) and medium particle size (1 000 μm) was the largest. A significant negative correlation was observed between pH and the dominant microorganisms at the phylum level and genus level of the microbial community and a significant positive correlation between NO₃⁻ and Bacillus, Firmicutes, and Gemmatimonadota at the P < 0.001 level. The research results can provide certain data and theoretical basis for evaluating the effects of PLA-MPs on the soil microbial environment.

Key words: polylactic acid microplastics (PLA-MPs); rhizosphere soil; physicochemical properties; microbial community; reciprocal influence

微塑料(microplastics, MPs)作为一种新型污染物在土壤环境系统中存在一定的生态风险, 进而给

收稿日期: 2024-07-13; 修订日期: 2024-09-17

基金项目: 国家自然科学基金项目(52209076); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(Y2023PT08, IFI2023-16); 河南省科技攻关项目(242102321119, 222102320211)

作者简介: 张彦(1989~), 男, 博士研究生, 助理研究员, 主要研究方向为微塑料污染及其生态环境效应, E-mail: zhangyan09@caas.cn

* 通信作者, E-mail: liangzhijie@caas.cn

粮食安全和人类健康安全带来了潜在危害^[1,2]。目前,相关研究表明聚丙烯(PP)^[3]、聚苯乙烯(PS)^[4]、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)^[5]、聚乙烯(PE)^[6-9]、聚氯乙烯(PVC)^[10,11]、低密度聚乙烯(LDPE)^[12-14]、高密度聚乙烯(HDPE)^[15]和苯酚甲醛(PF)^[16]等微塑料对土壤的理化性质及其微生物群落结构和功能均能产生一定的影响作用。如朱冰清等^[17]研究发现添加质量分数 5% 和粒径 20 μm 的 PVC 微塑料显著增加了草莓盆栽土壤中铵态氮含量而降低了硝态氮含量,张浩等^[18]研究发现 HDPE 微塑料显著降低了棉花根际土壤细菌群落的丰富度且改变了群落结构组成,刘沙沙等^[19]研究发现 PE/PP 微塑料能够促进土壤微生物产生能量、生长和繁殖且加快了污染物的代谢/降解功能,段莉阳等^[20]研究发现添加质量分数 0.1% 和粒径 550 μm 的 PE 微塑料对狼尾草根际土壤微生物群落 Ace 和 Chao 指数降低最为显著。另外,生物可降解塑料作为在土壤中具有降解速度快、程度高等特点广泛运用到了农业生产过程中,其已占据了农业生产使用农用地膜的 56.80%,据预测 2026 年生物可降解农用地膜使用量将增至 530 万 $\text{t}^{[21]}$,由于生物可降解塑料在降解过程中形成的中间产物可能会对土壤生态环境产生潜在影响^[22],相关学者开展了可降解聚己二酸-对苯二甲酸丁二酯(PBAT)和聚乳酸(PLA)对土壤生态环境效应影响的研究工作^[23-27],如王春丽等^[28]、裴雯玉等^[29]、路露等^[30]和辛熙炜等^[31]分别分析了 PBAT/PLA 微塑料对土壤溶解性有机碳氮、微生物菌群结构、土壤酶活性和土壤理化性质的影响作用,范森等^[32]通过不同土壤菌群结构的分析找到了能够对聚乳酸材料有降解作用的优势菌群,段一凡^[33]研究表明 PLA 能够显著影响小麦根际土壤微生物群落的多样性和丰富;相关研究表明添加 PLA 降低了土壤 pH 但提高了 C:N 比值^[34],中含量的 PLA 增加了土壤的 DOC 含量但减缓了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的下降速率^[35],与 PLA 相比不可降解微塑料(PE 和 PP)对土壤理化性质及微生物多样性的影响具有显著的差异性^[36-38];王子菡等^[39]研究发现 PLA 微塑料对土壤微生物活性和碳代谢功能的影响大于 PS 微塑料且 PLA 更加显著,Shi 等^[40]研究发现与添加 PE 微塑料相比添加 PLA 微塑料会更加显著地降低土壤中微生物的多样性和网络复杂性,Liu 等^[41]研究发现粒径为 20 μm 的 PLA 微塑料显著降低了土壤细菌多样性且对 PE 微塑料和粒径为 300 μm 的 PLA 微塑料影响不显著。

虽然目前关于微塑料对作物根际土壤理化性质和微塑料群落结构的影响开展了一定的研究,但鉴于不同类型、含量和粒径的微塑料给土壤生态环境效应带来的影响作用不同,且在可降解微塑料影响

下土壤微生物和土壤环境间的相互作用尚不明确,因此本研究以小麦盆栽试验为基础,开展了添加不同含量(0.1、0.5 和 1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和粒径(150、1 000 和 4 000 μm)的可降解 PLA 微塑料对小麦根际土壤理化性质及微生物群落的影响研究,且分析了小麦根际土壤微生物群落与土壤环境因子的交互影响作用,以评估可降解 PLA 微塑料对土壤生态环境效应影响以及后续微塑料污染土壤修复工作提供一定的理论基础和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料与处理

本研究盆栽试验土壤采集的是中国农业科学院新乡农业水土环境野外科学观测试验站周边农田土壤,供试土壤的基本理化性质及微塑料丰度详见文献^[42]。试验小麦种子选用百农 4199(豫审麦 2017003),生物可降解聚乳酸微塑料(PLA-MPs)购自东莞市鑫利塑胶原料有限公司。盆栽试验设计了 PLA 微塑料的 3 种粒径(150、1 000 和 4 000 μm)和 3 种含量(0.1、0.5 和 1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$),并设置不添加 PLA 微塑料的对照组(CK),每个处理设置 3 个重复。盆栽试验完成后收取每种处理下的根际土壤 2 份,一份送至实验室检测土壤理化性质指标,另一份处理后放置于 -80°C 冰箱保存,用于土壤微生物多样性测定。

1.2 土壤理化指标测定方法

本研究测定的小麦根际土壤指标主要为 pH 值、铵态氮(NH_4^+)、硝态氮(NO_3^-)、全氮(TN)、全磷(TP)、电导率(EC)和有机质(OM),其中 pH 值采用玻璃电极 pH 计进行测定(土水比为 1:2.5),采用连续流动分析仪(德国 BRAN+LUEBBE 公司生产的 Auto Analyzer 3)测定 NH_4^+ 、 NO_3^- 、TN 和 TP 的含量,采用电导率仪测定 EC,重铬酸钾氧化外加加热法测定 OM^[43-45]。

1.3 土壤微生物测定方法

本研究利用试剂盒说明书进行土壤微生物群落总基因组 DNA 的抽提,并使用 1% 的琼脂糖凝胶电泳检测抽提的基因组 DNA 的质量,以测定 DNA 浓度、纯度和完整性。PCR 扩增正式试验采用 TransGen AP221-02: TransStart Fastpfu DNA Polymerase, 20 μL 反应体系,引物序列为: 338_F(5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3') 和 806_R(5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3')。序列优化去杂:过滤 reads 尾部质量值 20 以下的碱基,设置 50 bp 的窗口,如果窗口内的平均质量值低于 20,从窗口开始截去后端碱基,过滤质控后 50 bp 以下的 reads,去除含 N 碱基的 reads;根据 PE reads 之间的 overlap 关系,将成对 reads 拼接(merge)成一条序列,最小 overlap 长度为 10 bp;拼接

序列的 overlap 区允许的最大错配比率为 0.2, 筛选不符合序列; 根据序列首尾两端的 barcode 和引物区分样品, 并调整序列方向, barcode 允许的错配数为 0, 最大引物错配数为 2; 根据 97% 的相似度对质控拼接后的序列进行操作分类单元 OTU 聚类并剔除嵌合体, 为了尽量减少测序深度对后续 Alpha 多样性和 Beta 多样性数据分析的影响, 将所有样本序列数进行抽平, 抽平后每个样本的平均序列覆盖度仍可达 99.09%, 利用 RDP classifier 比对 Silva 16S rRNA 基因数据库(v138)进行 OTU 物种分类学注释, 置信度阈值为 70%, 并在不同物种分类水平下统计每个样本的群落组成^[46, 47]. 土壤微生物测定由上海美吉生物医药科技有限公司提供技术支持.

1.4 数据处理

利用 SPSS 21.0 对试验数据进行统计和单因素方差分析, 并利用 Duncan 检验法对不同处理间的差异性进行单因素方差分析, 利用 LEfSe 分析对土壤微生物群落门水平至属水平的差异性进行分析, 利用 CANOCO4.5 对土壤环境因子进行 RDA 分析, 土壤微生物的数据利用美吉生物云平台 (<https://cloud.majorbio.com>) 进行分析.

2 结果与分析

2.1 微塑料对小麦根际土壤理化性质的影响

可降解 PLA-MPs 对小麦根际土壤理化性质的影响作用如图 1 所示, 可知, 根际土壤 NH_4^+ 含量在 PLA-MPs 不同含量处理间具有显著差异性 ($P<0.05$), 与 CK 相比 NH_4^+ 含量在各 PLA-MPs 含量 (0.1、0.5 和 $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 下依次增加了 68.810%、46.795% 和 33.925%, 且随着 PLA-MPs 含量的增加 NH_4^+ 含量增加幅度呈现减小趋势; 虽然与 CK 相比 NH_4^+ 含量在各粒径下其含量也具有增加趋势, 但不同粒径处理间的差异性不显著 [图 1(a)]. 根际土壤 NO_3^- 含量在 PLA-MPs 不同粒径处理间具有显著差异性 ($P<0.001$), 与 CK 相比 NO_3^- 含量在低粒径 ($150 \mu\text{m}$) 下降低了 36.183%, 而在中粒径 ($1\,000 \mu\text{m}$) 和高粒径 ($4\,000 \mu\text{m}$) 下分别增加了 542.046% 和 807.014% [图 1(b)]. 根际土壤 TN 含量在 PLA-MPs 不同粒径处理间具有显著差异性 ($P<0.001$), 与 CK 相比 TN 含量在各粒径 (150 、 $1\,000$ 和 $4\,000 \mu\text{m}$) 下依次降低了 43.032%、8.267% 和 15.593% [图 1(c)]. 根际土壤 TP 含量在不同 PLA-MPs 含量和粒径处理间均具有显著差异性 ($P<0.001$), 与 CK 相比 TP 含量在各 PLA-MPs 含量 (0.1、0.5 和 $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 下依次增加了 15.271%、19.046% 和 16.331%, 在各粒径 (150 、 $1\,000$ 和 $4\,000 \mu\text{m}$) 下依次增加了 13.624%、21.075% 和 15.950%; 且表现出在中含

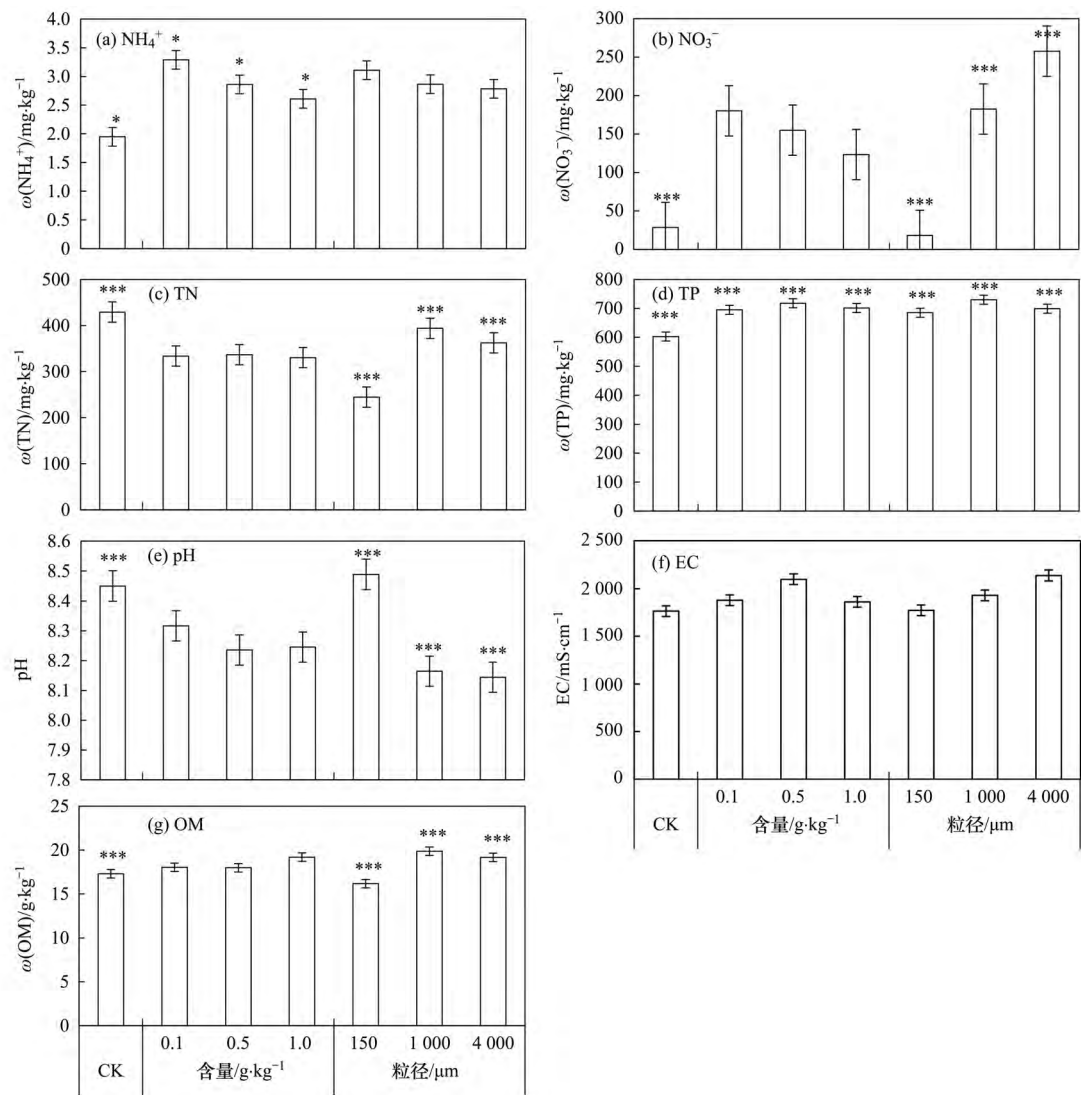
量 ($0.5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 和中粒径 ($1\,000 \mu\text{m}$) 时增加幅度最大 [图 1(d)]. 根际土壤 pH 在 PLA-MPs 不同粒径处理间具有显著差异性 ($P<0.001$), 与 CK 相比 pH 在低粒径 ($150 \mu\text{m}$) 下增加了 0.460%, 而在中粒径 ($1\,000 \mu\text{m}$) 和高粒径 ($4\,000 \mu\text{m}$) 下分别降低了 3.380% 和 3.617% [图 1(e)]. 虽然与 CK 相比土壤根际 EC 在各 PLA-MPs 含量和粒径下均具有增加趋势, 但不同 PLA-MPs 含量和粒径处理间的差异性不显著 [图 1(f)]. 根际土壤 OM 含量在 PLA-MPs 不同粒径处理间具有显著差异性 ($P<0.001$), 与 CK 相比 OM 含量在低粒径 ($150 \mu\text{m}$) 下降低了 6.494%, 而在中粒径 ($1\,000 \mu\text{m}$) 和高粒径 ($4\,000 \mu\text{m}$) 下分别增加了 14.876% 和 10.838% [图 1(g)]. 另外, 与 CK 相比 NO_3^- 含量和 OM 含量在各 PLA-MPs 含量下其含量均具有增加趋势, 但不同 PLA-MPs 含量处理间的差异性不显著 [图 1(b) 和图 1(g)]; 与 CK 相比 TN 含量和 pH 在各 PLA-MPs 含量下均具有降低趋势, 但不同 PLA-MPs 含量处理间的差异性不显著 [图 1(c) 和图 1(e)].

总体来说, 可降解 PLA-MPs 对小麦根际土壤 NH_4^+ 、 NO_3^- 、TP 和 OM 含量具有显著的增加趋势, 且受到 PLA-MPs 含量和粒径的双重影响; 对 TN 和 pH 具有显著的降低趋势, 且受到 PLA-MPs 粒径的影响更为显著.

2.2 微塑料对小麦根际土壤微生物群落的影响

2.2.1 土壤微生物群落 alpha 多样性指数分析

不同含量和粒径下可降解 PLA-MPs 对小麦根际土壤微生物多样性指数 (Ace、Chao、Coverage、Shannon 和 Simpson) 变化如表 1 所示. 可知, 不同处理方式下 Coverage 指数范围在 0.959 7~0.975 3 之间, 表明本研究的测序结果可以反映各处理样本包含的多样性. Ace 指数和 Chao 指数主要体现的是各处理样本土壤微生物的丰富度, Shannon 指数和 Simpson 指数主要体现的是各处理样本土壤微生物的多样性, 与 CK 相比在不同含量和粒径下 Ace 指数和 Chao 指数减小且在高含量 ($1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 下减小的幅度最大, 说明 PLA-MPs 降低了小麦根际土壤微生物的丰富度, Ace 指数在不同处理间均具有显著的差异性 ($P<0.05$), 而 Chao 指数仅在不同含量处理间具有显著的差异性 ($P<0.05$). 与 CK 相比在不同含量和粒径下 Shannon 指数减小且在高含量 ($1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 和高粒径 ($4\,000 \mu\text{m}$) 下减小的幅度最大, 说明 PLA-MPs 降低了小麦根际土壤微生物的多样性, 且 Shannon 指数在不同处理间均具有显著的差异性 ($P<0.05$); 与 CK 相比在不同含量和粒径处理间 Simpson 指数的差异性不显著. 总之, 可降解 PLA-MPs 整体上降低小麦根际土壤微生物的丰富度和多样性.



*表示与CK相比不同含量或不同粒径间在 $P<0.05$ 下具有显著差异性,***表示与CK相比不同含量或不同粒径间在 $P<0.001$ 下具有显著差异性,未标注表示与CK相比不同含量或不同粒径间的差异性不显著

图1 可降解PLA-MPs对小麦根际土壤理化性质的影响

Fig. 1 Effect of biodegradable PLA-MPs on physicochemical properties of wheat rhizosphere soil

表1 可降解PLA-MPs对小麦根际土壤微生物群落alpha多样性指数的变化¹⁾

Table 1 Changes of biodegradable PLA-MPs on alpha diversity index of wheat rhizosphere soil microbial community

处理方式	Ace 指数	Chao 指数	Coverage 指数	Shannon 指数	Simpson 指数
CK	5 983±243aA	5 368±145aA	0.959 7±0.001 7aA	6.796±0.087aA	0.003 6±0.000 5aA
含量/g·kg ⁻¹	0.1	4 929±211b	0.971 2±0.001 9b	6.556±0.049b	0.004 6±0.000 3ab
	0.5	5 009±203b	0.970 4±0.002 0b	6.569±0.029b	0.004 4±0.000 2ab
	1	4 652±229b	0.975 3±0.001 1b	6.496±0.056b	0.005 1±0.000 5b
	150	4 860±243B	0.968 6±0.002 6B	6.552±0.051B	0.004 8±0.000 4A
粒径/μm	1 000	4 729±109B	0.974 3±0.000 8B	6.546±0.038B	0.004 4±0.000 3A
	4 000	5 001±205B	0.974 0±0.000 7B	6.523±0.052B	0.004 9±0.000 4A

1) 同列数据中不同小写字母表示相同粒径下不同含量间的差异性($P<0.05$),不同大写字母表示相同含量下不同粒径间的差异性($P<0.05$)

2.2.2 土壤微生物群落 OTUs 分析

可降解 PLA-MPs 在不同含量和粒径下小麦根际土壤微生物群落 OTUs 组成及重叠情况如图 2 所示,可知,在 CK、低含量(0.1 g·kg⁻¹)、中含量(0.5 g·kg⁻¹)和高含量(1 g·kg⁻¹)处理下微生物独有 OTUs 数分别为 348、765、751 和 691,CK 分别与低含量(0.1 g·kg⁻¹)、

中含量(0.5 g·kg⁻¹)和高含量(1 g·kg⁻¹)处理下微生物共有 OTUs 数为 181、187 和 142,而 CK 和各含量处理方式下共有 OTUs 数为 4 244[图 2(a)].在低粒径(150 μm)、中粒径(1 000 μm)和高粒径(4 000 μm)处理下微生物独有 OTUs 数分别为 895、712 和 798,CK 分别与低粒径(150 μm)、中粒径(1 000 μm)和高粒径

(4 000 μm)处理下微生物共有 OTUs 数为 294、146 和 167,而 CK 和各粒径处理方式下共有 OTUs 数为 4 007 [图 2(b)]. 总体来说,不同含量和粒径下可降解 PLA-

MPs 增加了土壤微生物群落 OTUs 的数量,且在中含量(0.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和中粒径(1 000 μm)时与 CK 的微生物共有 OTUs 数最低[图 2(b)].

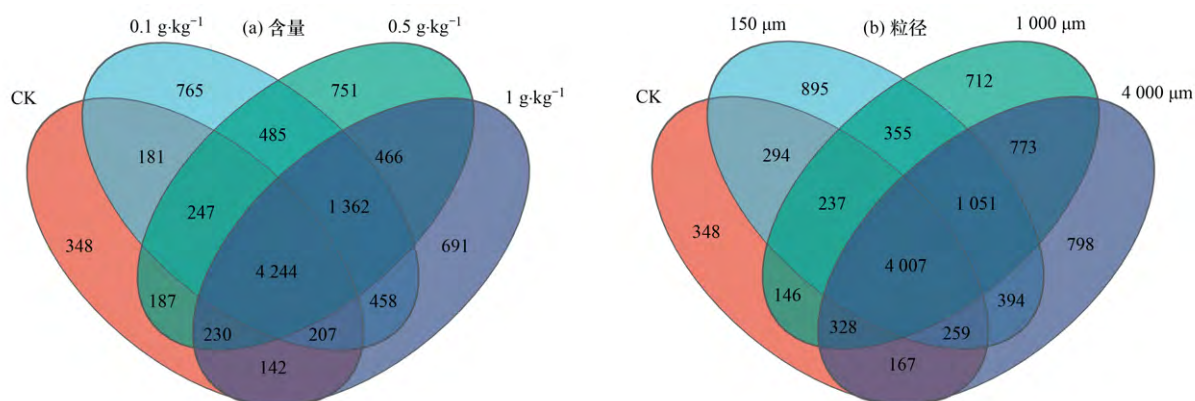


图 2 不同含量和粒径下土壤微生物群落 OTUs 交叠 Venn 图

Fig. 2 OTUs overlapping Venn diagram of soil microbial communities under different contents and particle sizes

2.2.3 土壤微生物群落结构分析

根据可降解 PLA-MPs 在不同含量和粒径下小麦根际土壤微生物群落门水平的相对丰度可知(图 3),各种处理方式下小麦根际土壤门水平的微生物群落主要有放线菌门(Actinobacteriota)、变形菌门(Proteobacteria)、厚壁菌门(Firmicutes)、绿弯菌门(Chloroflexi)、酸杆菌门(Acidobacteriota)、拟杆菌门(Bacteroidota)、芽单胞菌门(Gemmatimonadota)、黏球菌门(Myxococcota)、蓝菌门(Cyanobacteria)和蛭弧菌门(Bdellovibrionota),在 CK、低含量(0.1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、中含量(0.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和高含量(1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)处理下微生物群落主要菌门丰度占比分别达到了 94.944%、94.991%、95.182% 和 95.416%,在低粒径(150 μm)、中粒径(1 000 μm)和高粒径(4 000 μm)处理下微生物群落主要菌门丰度占比分别达到了 96.321%、96.276% 和 95.546%. 与 CK 对比,不同 PLA-MPs 含量(0.1、0.5 和 1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)处理下放线菌门和变形菌门的相对丰度均有所增加,其中放线菌门分别增加了 2.976%、5.554% 和 5.320% 但各含量处理间差异性不显著,变形菌门分别增加了 3.217%、1.710% 和 3.089% 且各含量处理间具有显著差异性($P<0.05$);在不同 PLA-MPs 含量处理下黏球菌门和蛭弧菌门的相对丰度均具有显著差异性($P<0.05$),且黏球菌门分别降低了 1.641%、1.790% 和 1.795%;虽然在不同含量处理下厚壁菌门的相对丰度分别降低了 2.059%、1.556% 和 2.721%,但其在各含量处理间的差异性不显著[图 3(a)]. 与 CK 对比,不同 PLA-MPs 粒径(150、1 000 和 4 000 μm)处理下放线菌门和变形菌门的相对丰度均有所增加但其差异性不显著,其中放线菌门分别增加了 6.456%、4.702% 和 3.119%,变形菌门分别增加了 3.268%、

3.118% 和 1.765%;厚壁菌门($P<0.05$)、芽单胞菌门($P<0.01$)、黏球菌门($P<0.05$)和蛭弧菌门($P<0.05$)在不同 PLA-MPs 粒径处理下的相对丰度有所降低且均具有显著差异性,其中厚壁菌门分别降低了 3.727%、1.696% 和 1.242%,黏球菌门分别降低了 1.686%、1.765% 和 1.769%;酸杆菌门和绿弯菌门在不同 PLA-MPs 粒径处理下的相对丰度有所降低但各粒径处理间的差异性不显著,其中酸杆菌门分别降低了 0.639%、1.344% 和 1.528%,绿弯菌门分别降低了 0.967%、1.111% 和 0.301%[图 3(b)].

根据可降解 PLA-MPs 在不同含量和粒径下小麦根际土壤微生物群落属水平的相对丰度可知(图 4),各种处理方式下小麦根际土壤门水平的微生物群落主要有芽孢杆菌属(*Bacillus*)、*norank_f_JG30-KF-CM45*、*norank_f_norank_o_Vicinamibacterales*、节杆菌属(*Arthrobacter*)、鞘脂单胞菌属(*Sphingomonas*)、*norank_f_Geminococcaceae*、类诺卡氏菌属(*Nocardioide*)、大理石雕菌属(*Marmoricola*)、*unclassified_f_Streptomyetaceae*、*norank_f_AKYG1722*、溶杆菌属(*Lysobacter*)、*unclassified_f_Sphingomonadaceae*、*norank_f_Longimicrobiaceae*、*norank_f_Microscillaceae*、*norank_f_norank_o_norank_c_Alphaproteobacteria*、*norank_f_Vicinamibacteraceae*、链霉菌属(*Streptomyces*)、类芽胞杆菌属(*Paenibacillus*)、*norank_f_norank_o_Gaiellales*、*norank_f_Symbiobacteraceae*、德沃氏菌属(*Devosia*)、*norank_o_norank_c_S014_terrestrial_group* 和糖霉菌属(*Glycomyces*)等. 在不同含量(0.1、0.5 和 1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)PLA-MPs 下小麦根际土壤微生物聚类情况与 CK 具有明显的不同[图 5(a)],说明与 CK 对比可知添加不同含量的 PLA-MPs 可以在一定程度上改变

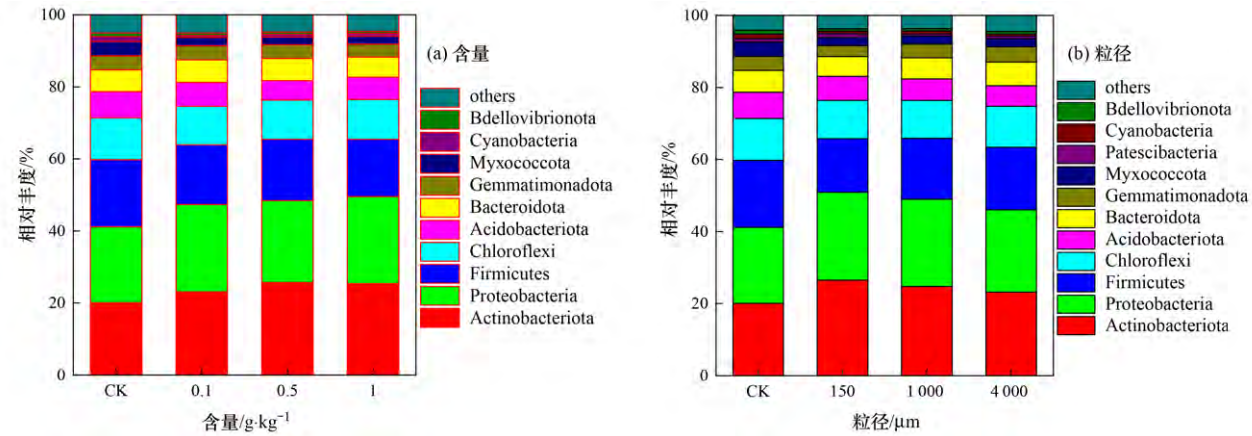
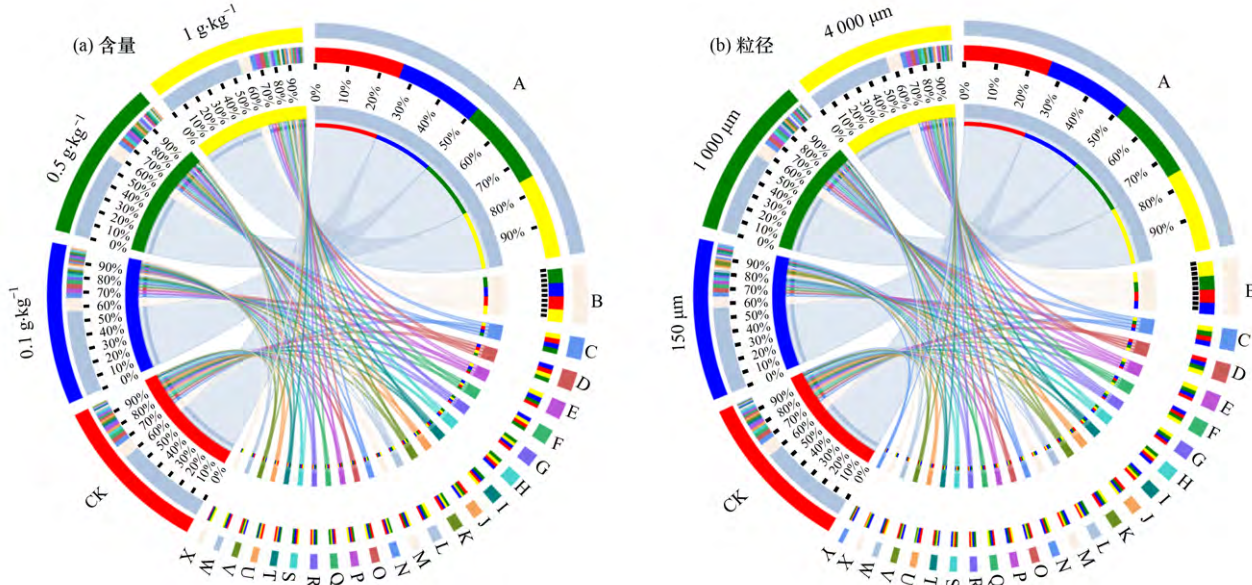


图3 不同含量和粒径下土壤微生物群落门水平相对丰度

Fig. 3 Relative abundance on phylum level of soil microbial community under different contents and particle sizes

微生物群落的属水平,且对 *unclassified_f__Streptomyetaceae*、*norank_f__Microscillaceae*、*norank_f__Vicinamibacteraceae*、*norank_f__Symbiobacteraceae* 和 *norank_f__norank_o__norank_c__S0134_terrestrial_group* 属水平有降低的趋势但不显著;在不同含量(0.1、0.5和1 g·kg⁻¹)PLA-MPs下小麦根际土壤中节杆菌属和溶杆菌属的相对丰度具有增加趋势且各含量处理间差异性显著($P<0.05$),其中节杆菌属分别增加了1.464%、0.354%和1.480%,溶杆菌属分别增加了0.705%、0.781%和1.543%。低粒径(150 μm)PLA-MPs处理下与CK的微生物聚类情况具有一定的相似性,

而中粒径(1 000 μm)和高粒径(4 000 μm)与CK的微生物聚类情况具有一定的差异性[图5(b)],且与CK对比可知不同粒径的PLA-MPs对 *norank_f__norank_o__norank_c__Alphaproteobacteria*、*norank_f__Symbiobacteraceae* 和 *norank_f__norank_o__norank_c__S0134_terrestrial_group* 的属水平具有显著的降低趋势($P<0.05$),如在不同粒径(150、1 000和4 000 μm)PLA-MPs下小麦根际土壤中 *norank_f__Symbiobacteraceae* 分别降低了0.056%、1.007%和0.736%;对芽孢杆菌属、*norank_f__Longimicrobiaceae*、德沃氏菌属和 *norank_f__norank_o__0319-7L14* 在 $P<0.05$ 水平上具



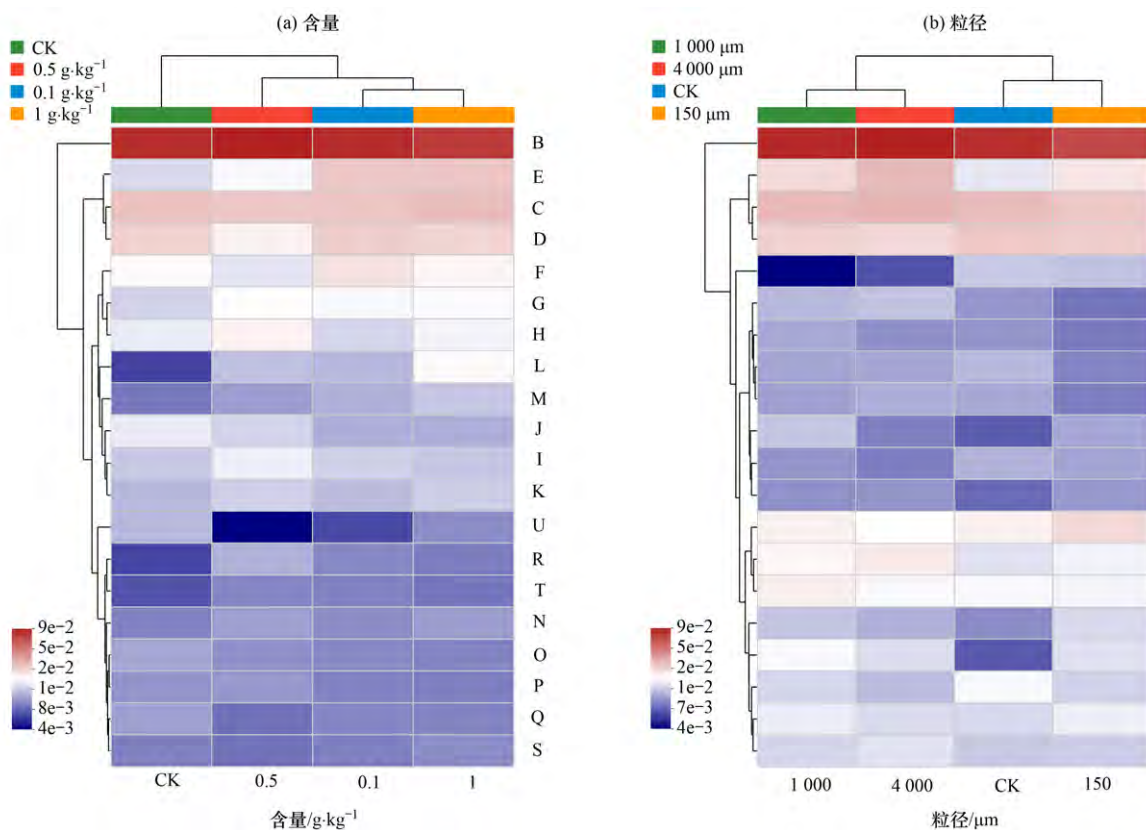
A: others, B: *Bacillus*, C: *norank_f__JG30-KF-CM45*, D: *norank_f__norank_o__Vicinamibacterales*, E: *Arthrobacter*, F: *Sphingomonas*, G: *norank_f__Gemnicoccaceae*, H: *Nocardioideis*, I: *Marmoricola*, J: *unclassified_f__Streptomyetaceae*, K: *norank_f__AKYG1722*, L: *Lysobacter*, M: *unclassified_f__Sphingomonadaceae*, N: *norank_f__Longimicrobiaceae*, O: *norank_f__Microscillaceae*, P: *norank_f__norank_o__norank_c__Alphaproteobacteria*, Q: *norank_f__Vicinamibacteraceae*, R: *Streptomyces*, S: *Paenibacillus*, T: *norank_f__norank_o__Gaiellales*, U: *norank_f__Symbiobacteraceae*, V: *Devosia*, W: *norank_o__norank_c__S014_terrestrial_group*, X: *Glycomyces*, Y: *norank_f__norank_o__0319-7L14*

图4 不同含量和粒径下土壤微生物群落属水平相对丰度

Fig. 4 Relative abundance on genus level of soil microbial community under different contents and particle sizes

有显著的增加趋势,对 *norank_f_AKYG1722*、溶杆菌属、*unclassified_f_Sphingomonadaceae* 和 *norank_f_norank_o_norank_c_Alphaproteobacteria* 在 $P<0.01$

水平上具有显著的增加趋势,如在不同粒径(150、1 000 和 4 000 μm)PLA-MPs 下小麦根际土壤中溶杆菌属分别增加了 0.930%、1.219% 和 0.899%。



B: *Bacillus*, C: *norank_f_JG30-KF-CM45*, D: *norank_f_norank_o_Vicinamibacteriales*, E: *Arthrobacter*, F: *Sphingomonas*, G: *norank_f_Geminococcaceae*, H: *Nocardioides*, I: *Marmoricola*, J: *unclassified_f_Streptomyces*, K: *norank_f_AKYG1722*, L: *Lysobacter*, M: *unclassified_f_Sphingomonadaceae*, N: *norank_f_Longimicrobiaceae*, O: *norank_f_Microscillaceae*, P: *norank_f_norank_o_norank_c_Alphaproteobacteria*, Q: *norank_f_Vicinamibacteraceae*, R: *Streptomyces*, S: *Paenibacillus*, T: *norank_f_norank_o_Gaiellales*, U: *norank_f_Symbiobacteraceae*

图5 不同含量和粒径下土壤微生物群落属水平相对丰度热图

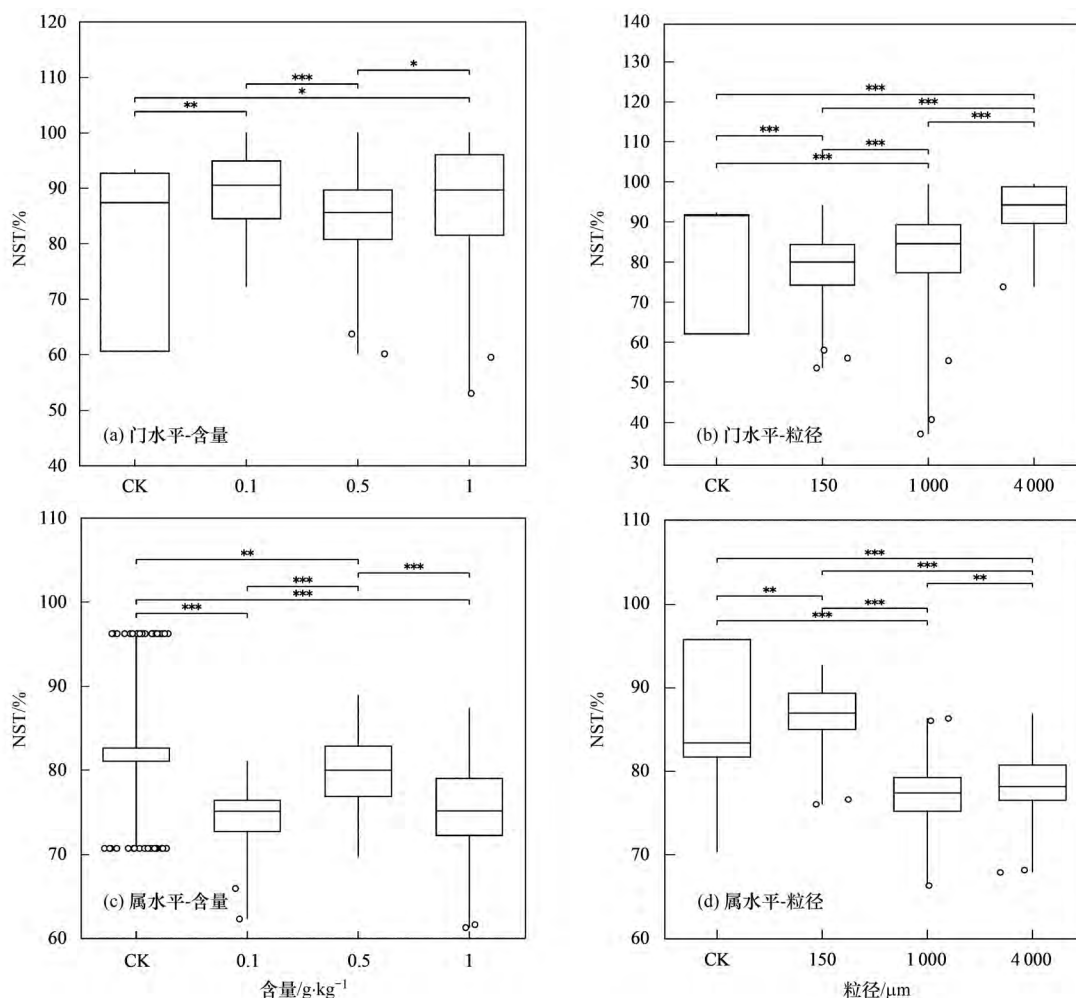
Fig. 5 Heatmaps of relative abundance on genus level of soil microbial communities under different contents and particle sizes

2.2.4 土壤微生物群落间差异性分析

根据不同处理下微生物群落门水平和属水平组间差异性分析可知(图6),低含量(0.1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和高含量(1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)与CK间的微生物群落门水平分别在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平上具有显著差异性,中含量(0.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)与低含量(0.1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和高含量(1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)间的微生物群落门水平分别在 $P<0.001$ 和 $P<0.05$ 水平上具有显著差异性[图6(a)];不同粒径(150、1 000 和 4 000 μm)处理间及其与CK间的微生物群落门水平均具有显著差异性($P<0.001$) [图6(b)]. 低含量(0.1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、中含量(0.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、高含量(1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)与CK间的微生物群落属水平分别在 $P<0.001$ 、 $P<0.01$ 和 $P<0.001$ 水平上具有显著差异性,中含量(0.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)与低含量(0.1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和高含量(1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)间的微生物群落属水平均具有显著差异性($P<0.001$) [图6(c)];低粒径(150 μm)、中粒径(1 000 μm)和高粒径(4 000 μm)与CK间的微生

物群落属水平分别在 $P<0.01$ 、 $P<0.001$ 和 $P<0.001$ 水平上具有显著差异性,低粒径(150 μm)与中粒径(1 000 μm)、高粒径(4 000 μm)间的微生物群落属水平具有显著差异性($P<0.001$),中粒径(1 000 μm)与高粒径(4 000 μm)间的微生物群落属水平具有显著差异性($P<0.01$) [图6(d)].

本研究对不同含量和粒径可降解PLA-MPs小麦根际土壤微生物群落门水平至属水平差异性分析(LEISe分析)可知,在CK与不同含量下土壤微生物群落门至属5个水平中,共筛选出55个生物标志物,微生物中位于属、科、目、纲和门水平的生物标志物分别为17、17、13、5和3个;与CK相比不同含量下根际土壤的微生物群落存在较大差异,添加不同含量的可降解PLA-MPs后显著减少了生物标志物的数量,在低含量(0.1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、中含量(0.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和高含量(1 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)下的生物标志物分别为3、10和9个,且生物标志物呈现分支聚集模式;如对照组(CK)根际



*表示在 $P < 0.05$ 下具有显著差异性, **表示在 $P < 0.01$ 下具有显著差异性, ***表示在 $P < 0.001$ 下具有显著差异性

图6 不同处理下微生物群落门水平和属水平组间差异性分析

Fig. 6 Analysis of differences between groups at phylum level and genus level of microbial communities under different treatments

土壤纲水平 *c__Parcubacteria* 的相对丰度是较高, 与同分类分支下的 *o__norank_c__Parcubacteria*、*f__norank_o__norank_c__Parcubacteria* 和 *g__norank_f__norank_o__norank_c__Parcubacteria* 保持一致, 这可能是优势纲主导了微生物群落结构的组成; 中含量 ($0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 根际土壤门水平的 *p__Entotheonellaeota* 相对丰度是较高, 与同分类分支下的 *c__Entotheonellia*、*o__Entotheonellales*、*f__Entotheonellaceae* 和 *g__norank_f__Entotheonellaceae* 保持一致, 这可能是优势门主导了微生物群落结构的组成[图 7(a)].

在 CK 与不同粒径下土壤微生物群落门至属 5 个水平中, 共筛选出 59 个生物标志物, 微生物中位于属、科、目、纲和门水平的生物标志物分别为 16 个、16 个、14 个、10 个和 3 个; 与 CK 相比不同粒径下根际土壤的微生物群落也存在一定的差异, 添加低粒径 ($150 \text{ } \mu\text{m}$) 和中粒径 ($1000 \text{ } \mu\text{m}$) 的可降解 PLA-MPs 后, 生物标志物的数量呈现显著减少趋势, 在低粒径 ($150 \text{ } \mu\text{m}$) 和中粒径 ($1000 \text{ } \mu\text{m}$) 下的生物标志物分别

为 11 个和 8 个, 而高粒径 ($4000 \text{ } \mu\text{m}$) 下的生物标志物数量变化不明显; 如对照组 (CK) 根际土壤纲水平 *c__Symbiobacteriia* 的相对丰度是较高, 与同分类分支下的 *o__Symbiobacteriales*、*f__Symbiobacteraceae* 和 *g__norank_f__Symbiobacteraceae* 保持一致, 低粒径 ($150 \text{ } \mu\text{m}$) 根际土壤纲水平的 *c__Rubrobacteria* 相对丰度是较高, 与同分类分支下的 *o__Rubrobacteriales*、*f__Rubrobacteriaceae* 和 *g__Rubrobacter* 保持一致, 这可能是优势纲主导了微生物群落结构的组成; 高粒径 ($4000 \text{ } \mu\text{m}$) 根际土壤门水平的 *p__Deinococcota* 相对丰度是较高, 与同分类分支下的 *c__Deinococci*、*o__Deinococcales*、*f__Trueperaceae* 和 *g__Truepera* 保持一致, 这可能是优势门主导了微生物群落结构的组成[图 7(b)].

总体来说, 在不同含量和粒径下可降解 PLA-MPs 对小麦根际土壤门水平至属水平微生物群落均有显著的影响, 其中低含量 ($0.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和中粒径 ($1000 \text{ } \mu\text{m}$) 对微生物群落的影响相对较大。

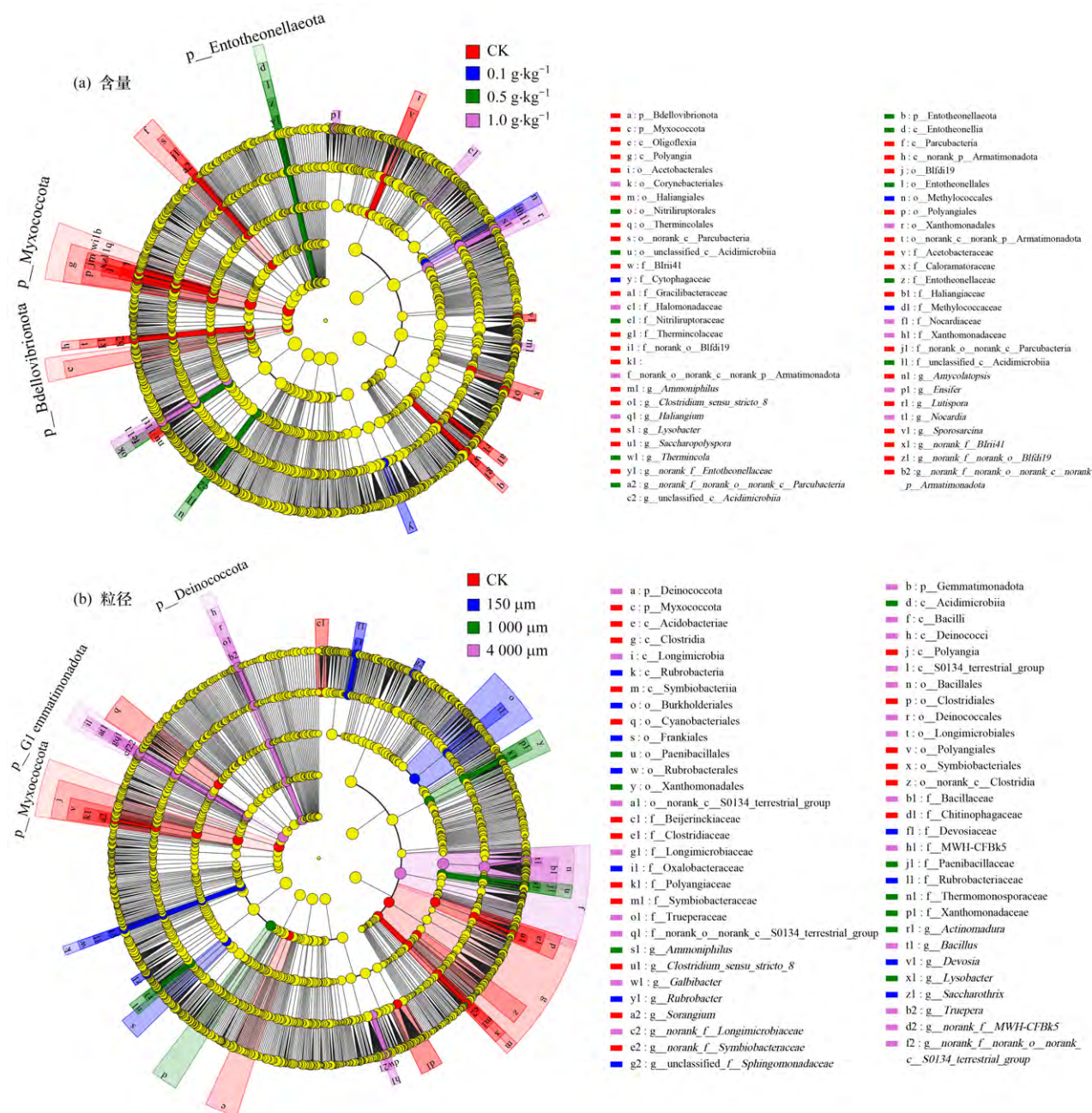


Fig. 7 Evolutionary branching diagram for variability analysis of microbial communities at phylum to genus level (LEfSe analysis)

2.3 根际土壤微生物群落与土壤环境因子的交互影响作用

根据微生物群落门水平(前10)与土壤环境因子RDA分析可知[图8(a)],第一轴(RDA1)和第二轴(RDA2)分别解释了土壤微生物群落门水平变异程度的28.83%和6.05%,与RDA1正相关的土壤环境因子从大到小分别为pH和 NH_4^+ ,与RDA1负相关的土壤环境因子从大到小分别为OM、TP、 NO_3^- 、EC和TN;与RDA2正相关的土壤环境因子从大到小分别为TN、EC、 NO_3^- 和OM,与RDA2负相关的土壤环境因子从大到小分别为 NH_4^+ 、pH和TP。根据微生物群落门水平(前10)与土壤环境因子相关分析[图9(a)]可知,pH

与放线菌门($P<0.05$)、变形菌门($P<0.01$)、厚壁菌门($P<0.001$)、拟杆菌门($P<0.05$)和芽单胞菌门($P<0.001$)间具有显著的负相关,其相关系数分别为-0.436、-0.537、-0.653、-0.420和-0.642;TN和拟杆菌门(0.392)间在 $P<0.05$ 水平下具有显著的正相关; NO_3^- 与放线菌门($P<0.05$)、变形菌门($P<0.01$)、厚壁菌门($P<0.001$)、拟杆菌门($P<0.05$)和芽单胞菌门($P<0.001$)间具有显著的正相关,其相关系数分别为0.427、0.476、0.696、0.420和0.749;EC与放线菌门($P<0.05$)、厚壁菌门($P<0.01$)和芽单胞菌门($P<0.05$)间具有显著的正相关,其相关系数分别为0.407、0.521和0.385;TP与放线菌门($P<0.05$)和变形菌门($P<0.01$)间

具有显著的正相关,相关系数分别为0.389和0.482; OM与变形菌门($P<0.01$)和芽单胞菌门($P<0.05$)间具有显著的正相关,相关系数分别为0.493和0.385。

根据微生物群落属水平(前10)与土壤环境因子RDA分析可知[图8(b)],RDA1和RDA2分别解释了土壤微生物群落属水平变异程度的23.09%和6.90%,与RDA1正相关的土壤环境因子从大到小分别为TP、 NO_3^- 、TN、OM和EC,与RDA1负相关的土壤环境因子

从大到小分别为pH和 NH_4^+ ;与RDA2正相关的土壤环境因子从大到小分别为EC和 NO_3^- ,与RDA2负相关的土壤环境因子从大到小分别为 NH_4^+ 、OM、TN、pH和TP。根据微生物群落属水平(前10)与土壤环境因子相关分析[图9(b)]可知,pH与芽孢杆菌属(-0.774)和 *norank_f_JG30-KF-CM45* (-0.529)间分别在 $P<0.001$ 和 $P<0.01$ 水平上具有显著的负相关,芽孢杆菌属与EC(0.522)、 NO_3^- (0.805)和OM(0.406)间

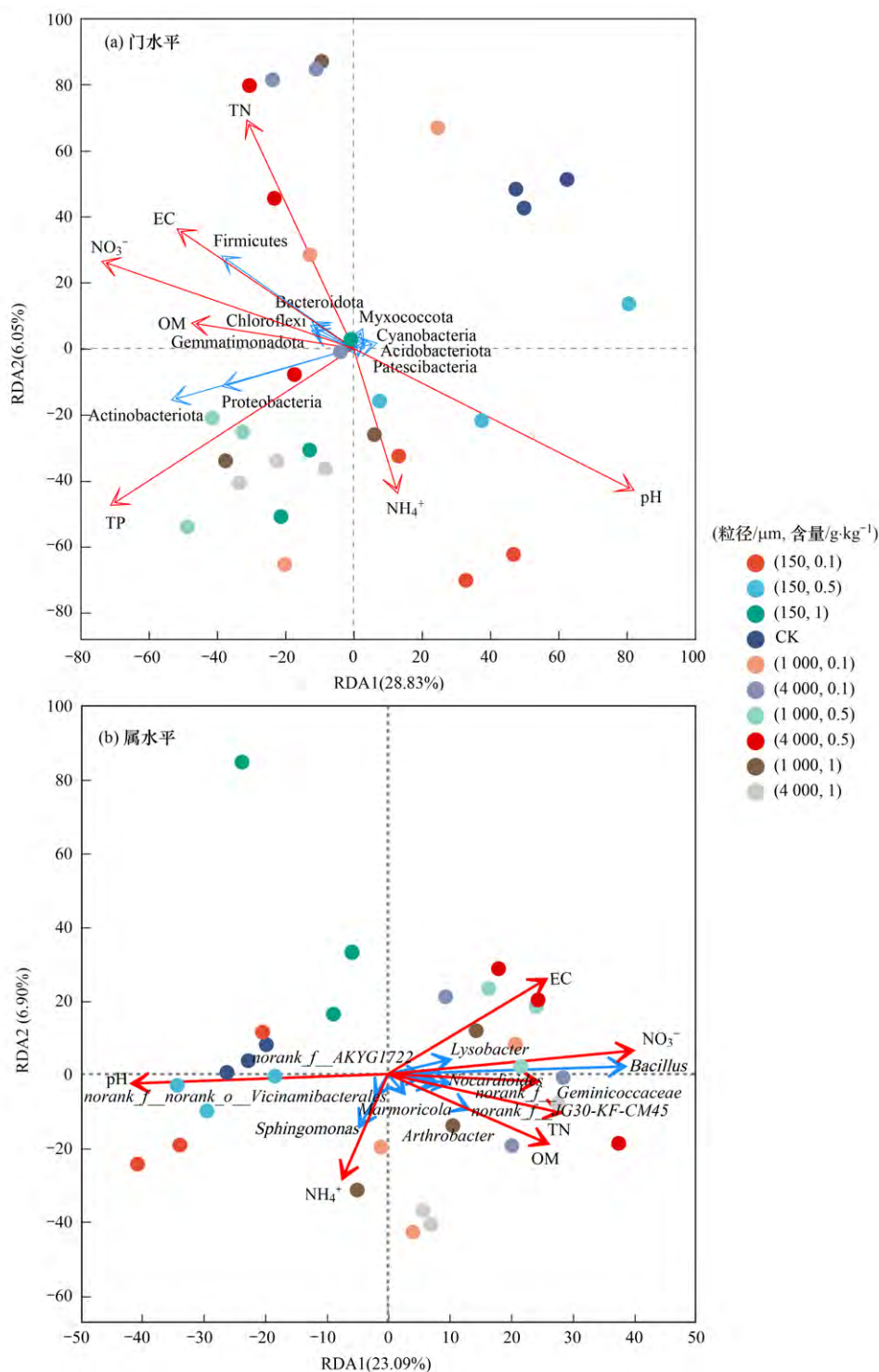
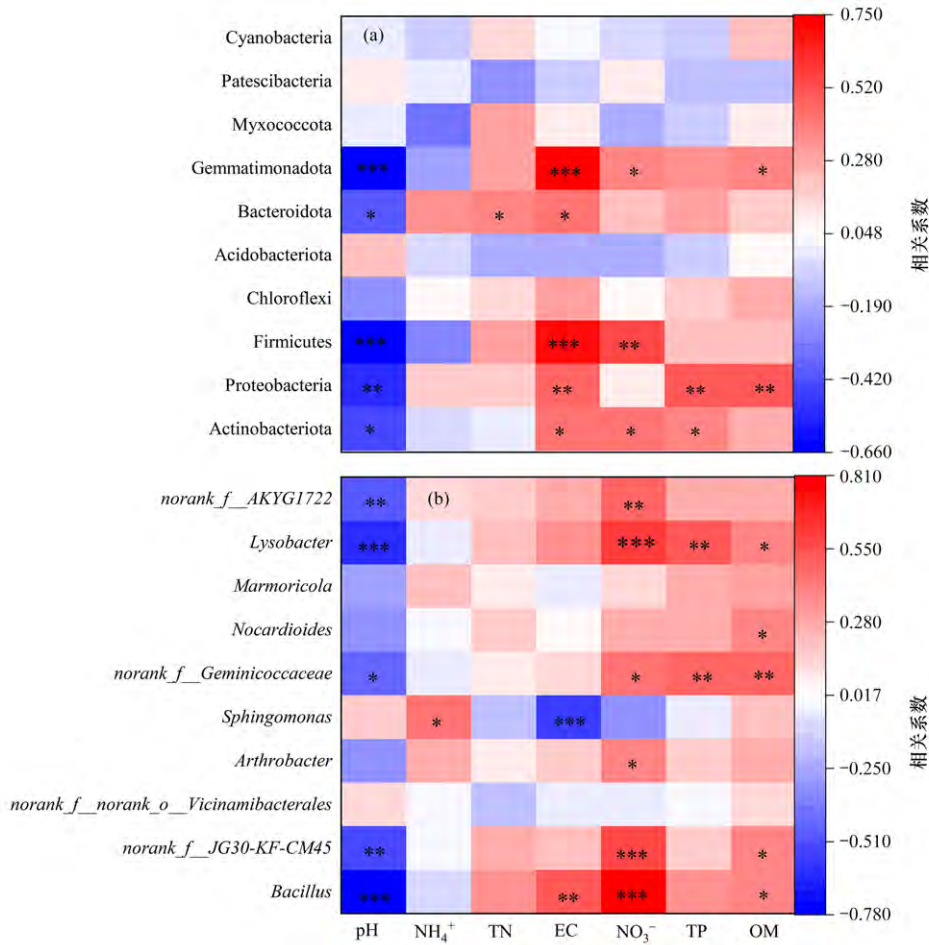


图8 微生物群落门水平和属水平(前10)与土壤环境因子RDA分析

Fig. 8 RDA analysis between phylum and genus level of microbial community (top ten) and soil environmental factors

分别在 $P<0.01$ 、 $P<0.001$ 和 $P<0.05$ 上具有显著的正相关, *norank_f_JG30-KF-CM45* 与 NO_3^- (0.581) 和 OM (0.371) 间分别在 $P<0.001$ 和 $P<0.05$ 上具有显著的正相关; 节杆菌属与 NO_3^- 间具有显著正相关 ($P<0.05$), 其相关系数为 0.413; 鞘脂单胞菌属与 NH_4^+ (0.434) 间具有显著正相关 ($P<0.05$), 而与 EC (-0.571) 间具有显著负相关 ($P<0.001$); pH 与 *norank_f_Geminicoccaceae* (-0.447) 和溶杆菌属 (-0.640) 间分别在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平上具有显著的负相关,

norank_f_Geminicoccaceae 与 NO_3^- (0.424)、TP (0.468) 和 OM (0.499) 间分别在 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 和 $P<0.01$ 上具有显著的正相关, 溶杆菌属与 NO_3^- (0.612)、TP (0.543) 和 OM (0.399) 间分别在 $P<0.001$ 、 $P<0.01$ 和 $P<0.05$ 上具有显著的正相关; 类诺卡氏菌属与 OM 间具有显著正相关 ($P<0.05$), 其相关系数为 0.370; *norank_f_AKYG1722* 与 pH (-0.511) 间具有显著负相关 ($P<0.01$), 而与 NO_3^- (0.487) 间具有显著正相关 ($P<0.01$).



(a) 门水平, (b) 属水平; *表示在 $P<0.05$ 水平下显著相关, **表示在 $P<0.01$ 水平下显著相关, ***表示在 $P<0.001$ 水平下显著相关
图9 微生物群落门水平和属水平(前10)与土壤环境因子相关分析

Fig. 9 Correlation analysis between phylum and genus level of microbial community (top ten) and soil environmental factors

3 讨论

3.1 微塑料对土壤理化性质的影响作用

相关研究表明微塑料对土壤生态环境系统具有广泛的影响, 主要包括土壤性质和生物地球化学循环等^[48-50]. 不同类型微塑料对土壤微塑料的影响作用效果不同, 如王春丽等^[28]和闵文豪^[51]研究表明添加 PBAT/PLA 微塑料对土壤 pH 值有增加趋势, LDPE 微塑料显著增加了土壤 pH 值^[52]; 而梁榕等^[6]研究表明, 在 100 目 2.5% 和 5% 质量分数的 PE 微塑料处理下显著降低了土壤 pH 值, Liu 等^[34]、陈锟等^[36]和 Janczak

等^[53]研究发现 PLA 微塑料显著降低了土壤 pH 值, 黄艳^[54]研究表明 PE 残膜在辣椒全生育期均显著降低了土壤 pH 值; 另外有研究也指出添加 LDPE 微塑料对土壤 pH 影响不大, 但是会显著提高土壤阳离子交换量^[14]; 本研究表明在低粒径 (150 μm) PLA 微塑料下小麦根际土壤 pH 有所增加, 而在中粒径 (1 000 μm) 和高粒径 (4 000 μm) 下分别降低了 3.38% 和 3.62%. 微塑料在土壤中积累会影响土壤生态系统中的氮和磷循环过程, 且微塑料类型、含量和粒径等不同条件会产生不同影响作用^[55], 如随着添加 LDPE 微塑料含量的提高土壤中 NO_3^- 和有效磷显著降低^[14], PS 微塑料

显著降低了土壤有效磷和 NO_3^- [56]。陈锐等 [36] 研究表明 PLA 和 PE 微塑料显著降低了 NH_4^+ 和 NO_3^- 的含量；而添加 100 目 PE 微塑料显著增加了土壤铵态氮含量 [6]，闵文豪 [51] 研究发现添加 PBAT/PLA 微塑料提高了土壤中的无机氮和有效磷；另外，李成涛等 [3] 研究表明 PP 微塑料会促进土壤 TP 含量的增加而 PBAT 微塑料对土壤 TP 含量的影响不显著，辛熙炜等 [31] 研究发现 PBAT 微塑料对土壤中 TN、TP 均有促进作用而 PLA 微塑料提高了土壤中 TN 含量但减少了 TP 含量，Wang 等 [57] 研究发现 PE 和 PBAT 处理下促进了土壤有效磷含量的增加且 PBAT 微塑料更加显著；相关研究指出 PE 微塑料的添加会促进土壤 NH_4^+ 转化为土壤 NO_3^- [58]，在添加微塑料的土壤中 NH_4^+ 和 NO_3^- 的含量在试验期间是不断变化的 [59]；本研究表明 PLA 微塑料对小麦根际土壤 NH_4^+ 、 NO_3^- 和 TP 具有显著的增加趋势，而对 TN 具有显著的降低趋势，且受到微塑料粒径的影响更为显著。相关研究表明在不同质量分数和粒径 PE 微塑料下土壤 EC 影响不显著 [6]，黄艳等 [54] 研究发现 PE 微塑料对土壤 EC 具有显著的降低作用，而本研究发现在不同含量和粒径 PLA 微塑料下小麦根际土壤 EC 具有一定的增加趋势但不显著。有研究表明 PBAT/PLA 微塑料显著提高了土壤 OM 含量而 PE 对土壤 OM 含量的影响不显著 [51]，Yu 等 [60] 研究发现添加 PE 微塑料增加了土壤 OM 的含量且随着 PE 微塑料添加量的增加而升高，路浩东等 [61] 研究发现生物降解白膜使土壤 OM 含量提高了 $2.93 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，这与本研究添加 PLA 微塑料使土壤 OM 含量增加是一致的。

总体来说，可降解微塑料在土壤中会降解产生粒径更小的纳米微塑料，从而对土壤环境中微生物细胞的自由基进行破坏，进而在一定程度上影响土壤环境中氮的转化过程，如氨化作用、硝化作用和反硝化作用等，另外可降解微塑料降解过程中产生的某些物质可能与土壤中的磷发生化学反应，改变磷的形态和有效性，如添加微塑料改变了土壤中的磷酸酶，增强土壤微生物介导的无机磷溶解和有机磷矿化作用，从而增加土壤有机磷含量 [11]。微塑料在降解过程中也可能会释放出一些酸性或碱性物质，从而影响土壤的 pH 值，而微塑料含量越高其可能对土壤环境中的 pH 影响就越大；而随着可降解微塑料的降解可能会形成一些有机物质，这些物质可以与土壤颗粒结合，改善土壤的结构，增加土壤的孔隙度和通气性，有利于土壤中有有机物质的保存和积累。

3.2 微塑料对微生物群落结构的影响作用

土壤中添加微塑料后不仅会引起土壤微生物群落结构的变化 [62-64]，微塑料也可以作为微生物的栖息

地，以促进富集在“微塑性球”中具有特定功能的微生物 [65,66]。相关研究表明低含量 PLA 微塑料下的微生物群落丰度显著高于高含量下的微生物群落丰度且高含量对部分微生物群落的丰度有抑制作用 [5]。PLA 微塑料增加了土壤中真菌和细菌的丰度 [53]，Yan 等 [11] 研究认为 PVC 微塑料对土壤细菌群落多样性和组成无显著影响，而细菌属水平上存在显著减少或富集。另外其他学者研究发现 PBAT/PLA、LDPE、PE 和 PLA 微塑料均降低了土壤微生物群落的多样性和丰度 [7,13,29,34]，这与本研究的结果是一致的。对于微塑料改变了微生物群落结构，Zhang 等 [23] 发现与 CK 相比 PBAT/PLA 微塑料显著改变了不同土壤微生物群落的结构且其优势菌门主要为酸杆菌门、变形菌门、放线菌门和绿弯菌门，范森等 [32] 研究发现变形菌门和拟杆菌门是 PLA 微塑料的优势菌群。裴雯玉等 [29] 发现添加 PBAT/PLA 微塑料后土壤微生物群落的优势菌门为拟杆菌门、浮霉菌门 (Planctomycetes)、变形菌门、装甲菌门 (Armatimonadetes) 和绿弯菌门。段一凡 [33] 研究表明 PLA 微塑料对变形菌门和放线菌门的影响较大且放线菌门的相对丰度增加了 36.5%。Liu 等 [41] 研究表明 $20 \mu\text{m}$ PLA MPs 影响了土壤细菌群落的潜在表型和功能，同时对土壤细菌群落的影响取决于微塑料的类型和大小。Song 等 [67] 研究表明添加 PBAT 和 PLA 微塑料主要促进了变形菌门，而抑制了疣微菌门 (Verrucomicrobiota) 和芽单胞菌门，这与本研究结果添加 PLA 微塑料显著增加了放线菌门和变形菌门的丰度是基本上一致的。另外，相关学者研究指出 PLA/PBAT 微塑料共混比例是土壤细菌群落结构差异的主要影响因素 (57.5%) [21]，添加 PLA 微塑料的土壤中 CO_2 累计排放量与变形菌门和放线菌门均具有显著的正相关 [37]，微塑料可以通过改变土壤中微生物群落的组成来影响土壤元素循环 [68,69]；PLA MPs 中的孔隙及其可降解性可以为土壤细菌的生长提供更有利的条件 [70]，Han 等 [71] 研究发现微塑料加剧了土壤细菌之间的竞争，其中变形菌门、放线菌门和绿弯菌门是对微塑料添加最敏感的细菌。

综上所述，添加不同类型、质量分数和粒径的微塑料对土壤的理化性质和微生物群落结构均产生不同程度的影响，且在不同的试验或作物下对土壤的理化指标和微生物群落结构的影响作用具有一定的差异性，因此，开展微塑料对土壤生态环境效应的影响研究可为土壤微塑料污染防治和保障农产品质量安全提供一定的基础理论支撑。

4 结论

(1) PLA-MPs 显著增加了小麦根际土壤 NH_4^+ 、

NO₃⁻、TP和OM的含量,而降低了TN含量和pH值,如与CK相比NH₄⁺含量在各PLA-MPs含量(0.1、0.5和1 g·kg⁻¹)下依次增加了68.810%、46.795%和33.925%,TP在中含量(0.5 g·kg⁻¹)和中粒径(1 000 μm)时增加幅度最大分别为19.046%和21.075%。

(2)与CK相比显著降低了根际土壤微生物的丰富度和多样性,且分别在高含量(1 g·kg⁻¹)和高粒径(4 000 μm)下减小的幅度最大;对小麦根际土壤门水平和属水平微生物群落均有显著的影响,在不同PLA-MPs粒径(150、1 000和4 000 μm)处理下厚壁菌门的相对丰度有所降低且具有显著差异性,分别降低了3.727%、1.696%和1.242%。

(3)与CK相比添加不同含量和粒径的PLA-MPs后显著减少了生物标志物的数量,如在低含量(0.1 g·kg⁻¹)、中含量(0.5 g·kg⁻¹)、高含量(1 g·kg⁻¹)下的生物标志物分别为3个、10个和9个,而在高粒径PLA-MPs下其生物标志物数量变化不明显。

(4)pH与微生物群落属水平和门水平的优势微生物具有显著的负相关,NO₃⁻与芽孢杆菌属、厚壁菌门和芽单胞菌门具有显著的正相关。

参考文献:

- [1] 王峰,公玮,刘哲,等.南水北调丹江口库区土壤中微塑料分布特征及风险评估[J].环境科学,2023,44(11):6279-6286.
Wang F, Gong W, Liu Z, et al. Distribution characteristics and risk assessment of microplastics in soil in Danjiangkou Reservoir Area of South-to-North Water Diversion Project[J]. Environmental Science, 2023, 44(11): 6279-6286.
- [2] 王喜英,莫忠妹,李德燕,等.生物炭对微塑料污染下普通白菜生长和土壤细菌群落结构的影响[J].中国蔬菜,2024,(1):46-59.
Wang X Y, Mo Z M, Li D Y, et al. Effects of biochar application on growth of pakchoi and soil bacterial community structure under microplastic pollution[J]. China Vegetables, 2024, (1): 46-59.
- [3] 李成涛,吴婉晴,陈晨,等.可生物降解PBAT微塑料对土壤理化性质及上海青生理指标的影响[J].生态环境学报,2023,32(11):1964-1977.
Li C T, Wu W Q, Chen C, et al. Effects of biodegradable pbat microplastics on soil physical and chemical properties and physiological indicators of Brassica chinensis[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2023, 32(11): 1964-1977.
- [4] Kettner M T, Rojas-Jimenez K, Oberbeckmann S, et al. Microplastics alter composition of fungal communities in aquatic ecosystems[J]. Environmental Microbiology, 2017, 19(11): 4447-4459.
- [5] 孙霞.微塑料对农田土壤微生物群落及功能的影响[D].武汉:武汉轻工大学,2022.
Sun X. Effects of microplastics on agriculture soil microbial community and function[D]. Wuhan: Wuhan Polytechnic University, 2022.
- [6] 梁榕,何娇,孙飞虎,等.聚乙烯微塑料对土壤养分和酶活性的影响[J].环境科学,2024,45(6):3679-3687.
Liang R, He J, Sun F H, et al. Effects of polyethylene microplastics on soil nutrients and enzyme activities[J]. Environmental Science, 2024, 45(6): 3679-3687.
- [7] 王志超,李哲,李嘉辰,等.聚乙烯微塑料对盐渍化土壤微生物群落的影响[J].环境科学,2024,45(5):3088-3097.
Wang Z C, Li Z, Li J C, et al. Effect of polyethylene microplastics on the microbial community of saline soils[J]. Environmental Science, 2024, 45(5): 3088-3097.
- [8] 丁峰,赖金龙,季晓晖,等.聚乙烯微塑料对玉米根际土壤微生物群落结构的影响[J].中国生态农业学报(中英文),2021,29(6):970-978.
Ding F, Lai J L, Ji X H, et al. Effects of polyethylene microplastics on the microbial community structure of maize rhizosphere soil[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(6): 970-978.
- [9] Ma J, Xu M, Wu J, et al. Effects of variable-sized polyethylene microplastics on soil chemical properties and functions and microbial communities in purple soil[J]. Science of the Total Environment, 2023, 868, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.161642.
- [10] Fei Y F, Huang S Y, Zhang H B, et al. Response of soil enzyme activities and bacterial communities to the accumulation of microplastics in an acid cropped soil[J]. Science of the Total Environment, 2020, 707, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135634.
- [11] Yan Y Y, Chen Z H, Zhu F X, et al. Effect of polyvinyl chloride microplastics on bacterial community and nutrient status in two agricultural soils[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2021, 107(4): 602-609.
- [12] Rong L L, Zhao L F, Zhao L C, et al. LDPE microplastics affect soil microbial communities and nitrogen cycling[J]. Science of the Total Environment, 2021, 773, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145640.
- [13] 王舒淇,任梦丽,李鑫丰,等.地膜微塑料对农田土壤酶活性和细菌群落的影响[J].中北大学学报(自然科学版),2023,44(4):437-446.
Wang S Q, Ren M L, Li X F, et al. The effect of mulch microplastics on soil enzyme activity and bacterial community in farmland[J]. Journal of North University of China (Natural Science Edition), 2023, 44(4): 437-446.
- [14] 贾宇飞,王嘉文,王瑞坤,等.低密度聚乙烯微塑料对大豆-土壤-微生物系统的影响[J].环境科学,2025,46(3),doi: 10.13227/j.hjks.202403213.
- [15] Jia Y F, Wang J W, Wang R K, et al. Effect of low-density polyethylene microplastics on soybean-soil-microbial system[J]. Environmental Science, 2025, 46(3), doi: 10.13227/j.hjks.202403213.
- [16] Wang F Y, Zhang X Q, Zhang S Q, et al. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil[J]. Chemosphere, 2020, 254, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.126791.
- [17] Li H, Luo Q P, Zhao S, et al. Effect of phenol formaldehyde-associated microplastics on soil microbial community, assembly, and functioning[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 443, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.130288.
- [18] 朱冰清,陈颖,潘月,等.聚氯乙烯微塑料对草莓生长和生理特征的影响[J].环境科学,2025,46(5):3179-3188.
Zhu B Q, Chen Y, Pan Y, et al. Effect of polyvinyl chloride microplastics on the growth and physiology characteristics of strawberry[J]. Environmental Science, 2025, 46(5): 3179-3188.
- [19] 张浩,孙洁,杨慧颖,等.高密度聚乙烯微塑料胁迫对棉花生长、枯萎病发生和根际细菌群落的影响[J].环境科学,2023,44(5):2955-2964.
Zhang H, Sun J, Yang H Y, et al. Effects of microplastic high-density polyethylene on cotton growth, occurrence of Fusarium wilt, and rhizosphere soil bacterial community[J]. Environmental Science, 2023, 44(5): 2955-2964.
- [20] 刘沙沙,秦建桥,吴贤格.微塑料和非对土壤化学性质、酶活性及微生物群落的影响[J].环境科学,2024,45(1):496-507.
Liu S S, Qin J Q, Wu X G. Effect of microplastics and phenanthrene on soil chemical properties, enzymatic activities, and microbial communities[J]. Environmental Science, 2024, 45(1): 496-507.
- [21] 段莉阳,张玉,任学敏,等.微塑料和镉复合污染对狼尾草根际土壤微生物群落结构和功能的影响[J].环境科学,2023,44(12):6973-6981.
Duan L Y, Zhang Y, Ren X M, et al. Effects of combined pollution of microplastics and cadmium on microbial community structure and function of Pennisetum hybridum rhizosphere soil[J]. Environmental Science, 2023, 44(12): 6973-6981.
- [22] 张雅琳.PLA/PBAT共混塑料地膜在土壤中的降解特征及细菌群落响应[D].上海:华东师范大学,2023.
Zhang Y L. Degradation characteristics of PLA/PBAT blend plastic mulch and the response of bacterial community in soil[D]. Shanghai: East China Normal University, 2023.
- [23] Yang W W, Cheng P, Adams C A, et al. Effects of microplastics on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in a soil spiked with ZnO nanoparticles[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2021, 155, doi: 10.1016/j.soilbio.2021.108179.
- [24] Zhang M, Jia H, Weng Y X, et al. Biodegradable PLA/PBAT mulch on microbial community structure in different soils[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2019, 145, doi: 10.1016/j.ibiod.2019.104817.
- [25] Li K, Xu L B, Bai X Y, et al. Differential fungal assemblages and functions between the plastisphere of biodegradable and conventional microplastics in

- farmland[J]. Science of the Total Environment, 2024, **906**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.167478.
- [25] John R P, Nampoothiri K M, Pandey A. Fermentative production of lactic acid from biomass: an overview on process developments and future perspectives [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2007, **74**(3): 524-534.
- [26] Akhir M A M, Mustapha M. Formulation of biodegradable plastic mulch film for agriculture crop protection: a review[J]. Polymer Reviews, 2022, **62**(4): 890-918.
- [27] Amulya K, Katakijwala R, Ramakrishna S, et al. Low carbon biodegradable polymer matrices for sustainable future[J]. Composites Part C: Open Access, 2021, **4**, doi: 10.1016/j.jeomc.2021.100111.
- [28] 王春雨, 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.
- 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.
- [29] 裴雯玉, 江雨韩, 李娜, 等. 可降解 PLA/PBAT 塑料的微生物菌群结构研究[J]. 安徽农业科学, 2024, **52**(4): 57-61, 70.
- Pei W Y, Jiang Y H, Li N, et al. Study on the microbial community structure of degradable PLA/PBAT composites [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2024, **52**(4): 57-61, 70.
- [30] 路露, 韩炎, 刘梓桐, 等. 两种新型生物降解地膜对番茄生长及土壤微生物、酶活性的影响[J]. 山东农业科学, 2023, **55**(5): 101-106.
- Lu L, Han Y, Liu Z T, et al. Effects of two new biodegradable films on tomato growth and soil microbial and enzyme activities [J]. Shandong Agricultural Sciences, 2023, **55**(5): 101-106.
- [31] 辛熙炜, 陈晨, 吴婉婧, 等. PLA 和 PBAT 可生物降解微塑料对土壤-植物系统的生态效应[J]. 农业环境科学学报, 2025, **44**(2): 342-352.
- Xin X W, Chen C, Wu W Q, et al. Ecological effects of PLA and PBAT biodegradable microplastics on soil-plant systems [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2025, **44**(2): 342-352.
- [32] 范森, 段梦洁, 刘亚兰, 等. 聚乳酸材料在不同土壤环境中生物降解的菌群结构分析[J]. 微生物学通报, 2017, **44**(10): 2321-2329.
- Fan S, Duan M J, Liu Y L, et al. Microbial diversity and community structure in biodegradation of poly(lactic acid) (PLA) in different soil environments [J]. Microbiology China, 2017, **44**(10): 2321-2329.
- [33] 段一凡. 聚乳酸塑料对植物根际微生物群落的影响及其降解菌的筛选与应用[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2023.
- Duan Y F. Effects of polylactic acid plastics on plant rhizosphere microbial community and screening and application of degradation bacteria [D]. Yangling: Northwest A&F University, 2023.
- [34] Liu R, Liang J W, Yang Y H, et al. Effect of polylactic acid microplastics on soil properties, soil microbials and plant growth [J]. Chemosphere, 2023, **329**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.138504.
- [35] 张海鑫. 可降解微塑料对土壤及其团聚体温室气体排放的影响[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2023.
- Zhang H X. Effects of degradable microplastics on greenhouse gas emissions of soil and aggregates [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2023.
- [36] 陈锐, 郗敏, 陈飞潼, 等. 可降解和不可降解微塑料对滨海湿地土壤有机碳矿化的影响[J/OL]. 生态学杂志. <https://link.cnki.net/urlid/21.1148.Q.20240511.1146.002>.
- Chen K, Xi M, Chen F T, et al. Effects of degradable and non-degradable microplastics on soil organic carbon mineralization in a coastal wetland soil [J/OL]. Chinese Journal of Ecology. <https://link.cnki.net/urlid/21.1148.Q.20240511.1146.002>.
- [37] 张之钰, 武海寿, 刘吉平, 等. 微塑料对稻田土壤温室气体排放和微生物群落的影响[J]. 生态学报, 2024, **44**(10): 4308-4318.
- Zhang Z Y, Wu H T, Liu J P, et al. Effect of microplastics on greenhouse gas emissions and microbial communities in paddy soils [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, **44**(10): 4308-4318.
- [38] Lu S Y, Hao J H, Yang H, et al. Earthworms mediate the influence of polyethylene (PE) and polylactic acid (PLA) microplastics on soil bacterial communities[J]. Science of the Total Environment, 2023, **905**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.166959.
- [39] 王子茜, 王亚晶, 杜亚欣, 等. 微塑料对土壤微生物活性和碳代谢功能的影响[J]. 环境科学, 2024, **45**(12): 7295-7303.
- Wang Z H, Wang Y J, Du Y X, et al. Effects of microplastic pollution on microbial activity and carbon metabolism function in soil [J]. Environmental Science, 2024, **45**(12): 7295-7303.
- [40] Shi J, Wang Z, Peng Y M, et al. Microbes drive metabolism, community diversity, and interactions in response to microplastic-induced nutrient imbalance[J]. Science of the Total Environment, 2023, **877**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.162885.
- [41] Liu M L, Wang C, Zhu B. Independent and combined effects of microplastics pollution and drought on soil bacterial community [J]. Science of the Total Environment, 2024, **913**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.169749.
- [42] 张彦, 窦明, 邹磊, 等. 不同微塑料赋存环境对小麦萌发与幼苗生长影响研究[J]. 中国环境科学, 2021, **41**(8): 3867-3877.
- Zhang Y, Dou M, Zou L, et al. Effects of different microplastics occurrence environment on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. China Environmental Science, 2021, **41**(8): 3867-3877.
- [43] Guo W, Andersen M N, Qi X B, et al. Effects of reclaimed water irrigation and nitrogen fertilization on the chemical properties and microbial community of soil [J]. Journal of Integrative Agriculture, 2017, **16**(3): 679-690.
- [44] 白芳芳, 乔冬梅, 李平, 等. 减氮对麦玉米轮作农田土壤反硝化细菌群落结构和多样性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, **43**(6): 1338-1349.
- Bai F F, Qiao D M, Li P, et al. Effects of nitrogen reduction on community structure and diversity of denitrifying bacteria in wheat-maize rotation farmland [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2024, **43**(6): 1338-1349.
- [45] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. (第三版). 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [46] Stackebrandt E, Goebel B M. Taxonomic note: a place for DNA-DNA reassociation and 16S rRNA sequence analysis in the present species definition in Bacteriology [J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 1994, **44**(4): 846-849.
- [47] Wang Q, Garrity G M, Tiedje J M, et al. Naive Bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, **73**(16): 5261-5267.
- [48] Zhou J, Gui H, Banfield C C, et al. The microplastisphere: biodegradable microplastics addition alters soil microbial community structure and function [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2021, **156**, doi: 10.1016/j.soilbio.2021.108211.
- [49] Qiu Y F, Zhou S L, Zhang C C, et al. Soil microplastic characteristics and the effects on soil properties and biota: a systematic review and meta-analysis[J]. Environmental Pollution, 2022, **313**, doi: 10.1016/j.envpol.2022.120183.
- [50] Liu Y Y, Xu F J, Ding L P, et al. Microplastics reduce nitrogen uptake in peanut plants by damaging root cells and impairing soil nitrogen cycling [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, **443**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.130384.
- [51] 闵文豪. 全生物降解地膜对植物生长和土壤性质的影响[D]. 重庆: 西南大学, 2022.
- Min W H. Effects of biodegradable plastic film on plant and soil properties [D]. Chongqing: Southwest University, 2022.
- [52] Gao B, Yao H Y, Li Y Y, et al. Microplastic addition alters the microbial community structure and stimulates soil carbon dioxide emissions in vegetable-growing soil [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2021, **40**(2): 352-365.
- [53] Janczak K, Hryniewicz K, Znajewska Z, et al. Use of rhizosphere microorganisms in the biodegradation of PLA and PET polymers in compost soil [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2018, **130**: 65-75.
- [54] 黄艳. 地膜残留对土壤养分、酶活性及黄灯笼辣椒性状品质的影响[D]. 海口: 海南大学, 2022.
- Huang Y. Effects of mulch film residues on soil nutrients, enzyme activities and trait quality of yellow lantern peppers [D]. Haikou: Hainan University, 2022.
- [55] Miao L Z, Hou J, You G X, et al. Acute effects of nanoplastics and microplastics on periphytic biofilms depending on particle size, concentration and surface modification [J]. Environmental Pollution, 2019, **255**, doi: 10.1016/j.envpol.2019.113300.
- [56] Li W L, Xiao Y. Effects of microplastic polystyrene, simulated acid rain and arbuscular mycorrhizal fungi on *Trifolium repens* growth and soil microbial community composition [J]. Pedosphere, 2024, **34**(2): 424-437.
- [57] Wang W X, Xie Y M, Li H, et al. Responses of lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth and soil properties to conventional non-biodegradable and new biodegradable microplastics [J]. Environmental Pollution, 2024, **341**, doi: 10.1016/j.envpol.2023.122897.
- [58] 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.
- [59] 刘晨磊, 周之栋, 王翰琨, 等. 微塑料对氮素循环相关土壤理化特性及

- 功能微生物的影响[J]. 环境科学学报, 2023, **43**(8): 396-406.
- Liu C L, Zhou Z D, Wang H K, *et al.* Effects of microplastics on soil physicochemical properties and functional microorganisms related to nitrogen cycling[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, **43**(8): 396-406.
- [60] Yu H W, Qi W X, Cao X F, *et al.* Microplastic residues in wetland ecosystems: do they truly threaten the plant-microbe-soil system? [J]. *Environment International*, 2021, **156**, doi: 10.1016/j.envint.2021.106708.
- [61] 路浩东, 赵少婷, 张俊丽, 等. 不同类型地膜降解规律及其对土壤理化性质的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2024, **41**(5): 1171-1181.
- Lu H D, Zhao S T, Zhang J L, *et al.* The degradation laws of different types of mulch films and their influence on soil physical and chemical properties [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2024, **41**(5): 1171-1181.
- [62] Xiao M L, Ding J N, Luo Y, *et al.* Microplastics shape microbial communities affecting soil organic matter decomposition in paddy soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, **431**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.128589.
- [63] Shi J, Wang J, Lv J F, *et al.* Microplastic additions alter soil organic matter stability and bacterial community under varying temperature in two contrasting soils [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, **838**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156471.
- [64] Sun X, Tao R D, Xu D Q, *et al.* Role of polyamide microplastic in altering microbial consortium and carbon and nitrogen cycles in a simulated agricultural soil microcosm [J]. *Chemosphere*, 2023, **312**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.137155.
- [65] Wang Q L, Feng X Y, Liu Y Y, *et al.* Effects of microplastics and carbon nanotubes on soil geochemical properties and bacterial communities [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, **433**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.128826.
- [66] Li G Q, Cai L, Liu Y N. Different effects of conventional and biodegradable microplastics on the amelioration process of cadmium-contaminated soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **892**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.164589.
- [67] Song T J, Liu J X, Han S Q, *et al.* Effect of conventional and biodegradable microplastics on the soil-soybean system: a perspective on rhizosphere microbial community and soil element cycling [J]. *Environment International*, 2024, **190**, doi: 10.1016/j.envint.2024.108781.
- [68] Huang D L, Wang X Y, Yin L S, *et al.* Research progress of microplastics in soil-plant system: ecological effects and potential risks [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, **812**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151487.
- [69] Stubbins A, Law K L, Muñoz S E, *et al.* Plastics in the Earth system [J]. *Science*, 2021, **373**(6550): 51-55.
- [70] Jiménez-Arroyo C, Tamargo A, Molinero N, *et al.* Simulated gastrointestinal digestion of polylactic acid (PLA) biodegradable microplastics and their interaction with the gut microbiota [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **902**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.166003.
- [71] Han L F, Chen L Y, Feng Y F, *et al.* Microplastics alter soil structure and microbial community composition [J]. *Environment International*, 2024, **185**, doi: 10.1016/j.envint.2024.108508.