

可生物降解微塑料对农田土壤碳循环影响的研究进展^①

丁子豪^{1,2}, 梁 栋², 王家园², 李诗锦², 杨丕珍², 王 敬^{1*}, 汪吉东^{2*}

(1 南京林业大学林草学院、水土保持学院, 南京 210037; 2 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014)

摘 要: 微塑料(粒径小于 5 mm 的塑料颗粒)污染已成为全球性环境研究热点, 其在土壤生态系统, 尤其是农田环境中的累积日益加剧, 严重威胁土壤环境及生态功能。可生物降解微塑料(如聚乳酸、聚丁二酸丁二酯等)虽被视为缓解“白色污染”的绿色替代品, 但其降解过程却可能释放更多微粒、添加剂及中间产物, 加剧土壤污染, 并通过影响土壤结构、微生物活性及酶功能, 多途径影响土壤碳循环。本文系统综述了可生物降解微塑料的降解特性及其对土壤碳循环的作用机制。可生物降解微塑料施入农田后, 其降解受本身材质、环境及微生物活性调控, 降解产物显著增加土壤溶解性有机碳, 并促进 CO₂ 排放, 同时削弱作物光合作用与碳固定效率。相较于传统微塑料, 可生物降解微塑料短期内或加剧碳循环波动, 但其长期效应因降解不彻底及添加剂释放而存在不确定性。未来, 应加强可生物降解微塑料对土壤碳循环的长期影响研究, 为农田管理与农业可持续发展提供科学依据。

关键词: 可生物降解微塑料; 碳循环; 农田土壤; 微生物

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

Advances in Research on Impacts of Biodegradable Microplastics on Carbon Cycling in Agricultural Soils

DING Zihao^{1,2}, LIANG Dong², WANG Jiayuan², LI Shijin², YANG Pizhen², WANG Jing^{1*}, WANG Jidong^{2*}

(1 College of Forestry and Grassland, College of Soil and Water Conservation, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 2 Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China)

Abstract: Microplastics (plastic particles smaller than 5 mm) pollution has become a global environmental research focus, with their accumulation in soil ecosystems—particularly agricultural environments—increasingly severe and posing serious threats to soil health and ecological functions. Although biodegradable microplastics (such as polylactic acid and polybutylene succinate) are considered green alternatives for mitigating “white pollution,” their degradation process may release more micro-particles, additives, and intermediate byproducts, exacerbating soil contamination. Moreover, they can affect soil carbon cycling through multiple pathways by altering soil structure, microbial activity, and enzyme functions. This review systematically summarizes the degradation characteristics of biodegradable microplastics and their mechanisms of influence on soil carbon cycling. After application to farmland, the degradation of biodegradable microplastics is regulated by material composition, environmental conditions, and microbial activity. The degradation products significantly increase soil dissolved organic carbon and promote CO₂ emissions, while simultaneously reducing crop photosynthesis and carbon fixation efficiency. Compared to conventional microplastics, biodegradable microplastics may intensify short-term fluctuations in carbon cycling, but their long-term effects remain uncertain due to incomplete degradation and additive leaching. Future research should strengthen investigations into the long-term impacts of biodegradable microplastics on soil carbon cycling to provide scientific support for sustainable agricultural management and development.

Key words: Biodegradable microplastics; Carbon cycle; Agricultural soil; Microorganisms

①基金项目: 国家自然科学基金项目(42207353, 42377325)和国家甘薯产业技术体系项目(CARS-10)资助。

* 通信作者(jwangcxx@126.com; jdwang66@163.com)

作者简介: 丁子豪(1997—), 男, 安徽池州人, 硕士研究生, 主要从事土壤生态环境研究。E-mail: 1150092860@qq.com

塑料制品自出现以来,因其轻便、易加工、成本低等优点在人们生活的各个领域发挥着重要作用,使用量不断增加^[1]。但塑料制品难以降解,对生态环境造成了巨大危害。塑料经过长期的光照、热解、碰撞磨损、氧化等物理、化学及生物作用,逐渐形成粒径小于 5 mm 的固体颗粒或碎片,这些微小的塑料颗粒被称为微塑料(Microplastics, MPs)^[2]。MPs 由于粒径小、降解能力弱等特点,易在土壤中不断富集,且可在环境中持续存在数百年甚至上千年^[3]。

近年来,土壤中 MPs 污染问题日趋严重。已有研究指出,陆地环境 MPs 丰度可达海洋环境中的 4 倍~23 倍^[4],严重威胁土壤生态系统的健康与功能。MPs 主要通过影响土壤化学性质、改变土壤物理结构及释放污染物等途径,对土壤基本功能、动植物生命活动及微生物群落结构和功能产生负面影响。Cao 等^[5]研究发现,当 MPs 含量从 0.5% 升至 1% 或 2% 时,蚯蚓生长受到明显抑制,死亡率上升。这可能是塑料颗粒在蚯蚓胃部和肠道大量积累,影响了其代谢、免疫系统及生长发育。植物积累 MPs 可能导致细胞壁和连接处产生阻塞现象,从而对植物体内的养分吸收和运输造成影响。刘书铭等^[6]研究发现,不同粒径 MPs 添加提高了土壤细菌群落丰富度和多样性。MPs 污染问题在受人类活动强烈影响的农业生态系统中尤为突出,其中 MPs 在农田土壤中的积累尤为严重^[7]。MPs 可通过大气沉降、灌溉、农业覆膜和有机肥施用等多种途径进入农田土壤^[8]。由于其独特的表面特性,MPs 可与环境中的各种物质如重金属、有机污染物等相互作用。此外,塑料添加剂可以从 MPs 的内部迁移至其表面,然后释放到周围环境中^[9]。而 MPs 进入农田,不仅对农田土壤环境和农作物生长产生直接毒性效应,对粮食生产构成安全隐患,还会通过污染食物链,危害人类健康^[10]。目前,对土壤 MPs 污染的研究主要集中在其特性、来源、迁移和分布特征等方面^[11]。

根据不同材质,来源于“白色污染”的 MPs 被称为传统微塑料(Conventional microplastics, CMPs),如聚乙烯(PE)、聚苯乙烯(PS)、聚氯乙烯(PVC)、聚丙烯(PP)、聚酰胺(PA)、低密度聚乙烯(LDPE)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)等^[12]。而可生物降解微塑料(Biodegradable microplastics, BMPs)主要源自聚乳酸(PLA)、聚羟基脂肪酸酯(PHB)、聚羟基脂肪酸酯(PHA)、聚己二酸丁二醇酯-对苯二酸丁二醇酯(PBAT)、聚羟基丁酸戊酸共聚酯(PHBV)、聚氨酯(PU)和聚丁二酸丁二酯(PBS)等^[13]。与 CMPs 相比,BMPs

可在酶和微生物的作用下转化为 CO₂、H₂O、CH₄ 等物质的高分子聚合物^[14]。有研究表明,BMPs 的优点是在环境中的持久性比 CMPs 低^[15]。尽管 BMPs 因其降解特性被认为是一种更环保的选择,但其在土壤中的降解过程及其对土壤生态系统的潜在影响尚未完全明确。

全球农田土壤碳储量为 C 142 Pg,占土壤总碳储量的 6.37%~10.52%^[16]。受农业活动影响,我国农田土壤 MPs 的区域污染程度存在差异。研究表明,土壤 MPs 的丰度可达每千克土壤 10⁵ 个^[17]。陆地土壤碳循环的研究对于增加土壤固碳、改善土壤质量、退化土地生态恢复以及环境治理与保护具有重要意义^[18]。MPs 是一种碳基丰富的材料,可直接参与土壤碳循环,影响土壤有机碳的形成和释放^[19]。而 BMPs 的引入可能更显著地影响土壤物理化学性质、微生物群落结构和酶活性,从而对碳循环产生比 CMPs 更加复杂的影响。然而,有关 BMPs 的研究仍处于起步阶段。因此,本文系统总结了 BMPs 在土壤环境中的降解特性、对碳循环的影响及其潜在的生态效应,旨在为未来研究提供理论依据,并为制定科学的环境管理策略提供参考。

1 可生物降解微塑料在土壤中的降解

1.1 降解机制

BMPs 主要通过物理、化学和生物 3 种方式实现降解。在理论条件下,BMPs 可以完全分解为小分子化合物,并且最终被微生物分解为 CO₂ 和 H₂O。

影响 BMPs 降解的主要因素包括内部材料特性和外部环境因素。BMPs 内部材料特性包括塑料种类、内部结构、分子量大小和结晶状态等;外部环境因素包括温度、湿度、pH、微生物种类和人类耕作干扰等^[20]。BMPs 降解过程包括外部形状碎片化和微生物降解两个阶段^[21]。而 BMPs 的微生物降解过程较为复杂,通过微生物表面定殖、多聚物解聚、低聚物同化或矿化等多个步骤才能彻底降解^[22]。BMPs 的非生物降解过程,包括物理和化学风化作用(如物理磨损、风或水侵蚀以及紫外线辐射)导致其破碎成更小的碎片。CMPs 大多通过非生物降解过程破碎,尽管已有研究报道,在 CMPs 表面检测到了一些塑料降解微生物(如放线菌门、拟杆菌门和变形菌门)的富集,但 CMPs 降解速率极为缓慢,几乎可以忽略不计,这主要是由于 CMPs 大多为聚合物,结构稳定,较难被土壤微生物分解利用^[23-24]。图 1 展示了土壤环境中 BMPs 的降解过程。

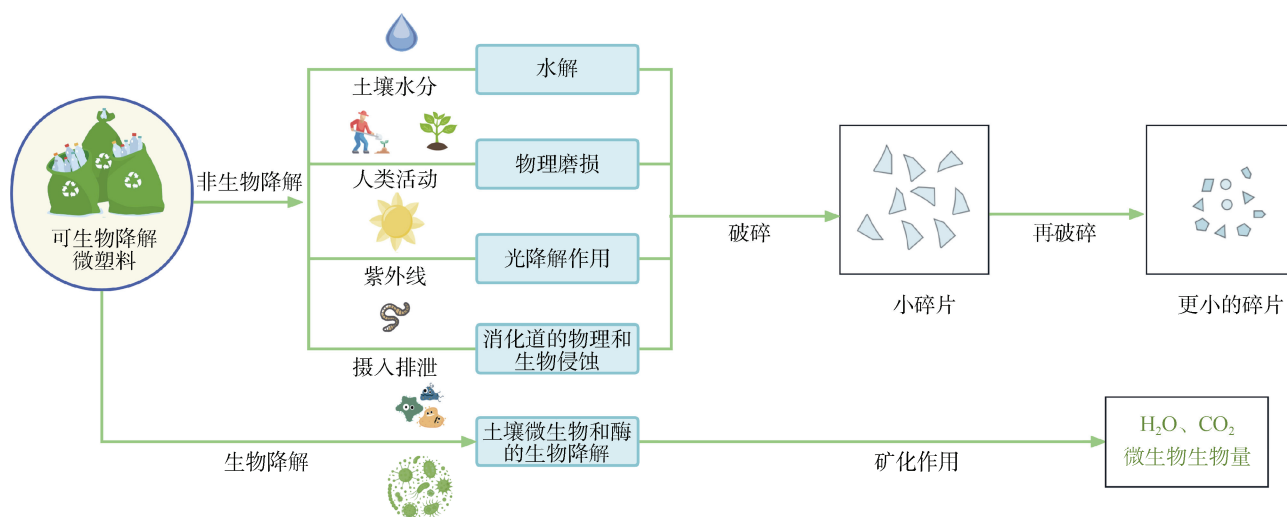


图1 土壤环境中 BMPs 的降解过程

Fig. 1 Degradation process of BMPs in soil environment

2 可生物降解微塑料对土壤碳循环的影响

2.1 对土壤总有机碳的影响

土壤碳储存是陆地生态系统的重要功能之一。MPs 是富含碳的颗粒，其聚合物单元中通常含有约 80% 的碳，这使得其可能成为土壤碳含量的潜在贡献者^[25]。尽管在大多数情况下，MPs 来源的碳仅占土壤总有机碳(SOC)含量的很小一部分，但考虑到 MPs 不断输入土壤及大部分 MPs 的高抗降解特性，这一情况在未来可能会发生变化。此外，CMPs 在自然条件下的降解通常需要数十年至数千年的时间^[26]。因此，土壤中 CMPs 的不断增加可能会促进 SOC 含量的提升。而 BMPs 分子组成中超过 80% 的有机碳可转化为 CO₂，20% 左右可被固定于微生物生物量中^[27-28]。因此，尽管 BMPs 本身对土壤碳库的直接贡献有限，但其通过调控活性微生物群落功能，可能会产生“激发效应”，进而促进土壤本底有机碳的转化^[29]。在 BMPs 降解过程中，大分子有机碳转化为小分子有机碳，部分降解产物可直接作为异养微生物的碳源，从而提升土壤溶解性有机碳(DOC)的含量，进而影响土壤本底 DOC 组分和含量，交互影响 SOC 含量和转化过程^[30]。研究表明，2%(m/m, 下同)PLA-BMPs 添加可提高 SOC 含量，而更高剂量的 BMPs 会进一步增加 SOC 水平^[31]。因此，研究 BMPs 作为新碳源对土壤生态系统的影响及其对土壤碳循环的调控机制，对评估其土壤生态健康风险和固碳效应潜力具有重要意义。

2.2 对土壤溶解性有机碳的影响

DOC 是 SOC 中最活跃的组分，对 SOC 转化起重要作用^[32]。研究表明，PU-BMPs 短期内能显著提

高脱盐潮土的 DOC 含量^[33]。BMPs 易于降解，这会导致大量 DOC 释放到土壤中，这些 DOC 可被微生物利用以增加其生物量，并将有机物质转化为 CO₂(图 2)。Meng 等^[34]的研究表明，与 LDPE-MPs 相比，Bio-BMPs(由 PLA、PBAT 和碳酸钙组成)对 DOC 的影响更为显著，并显著促进了土壤活性有机碳的转化。在添加 5%~10% PBAT-BMPs 的农田土壤中，随着时间的推进，DOC 含量也逐渐增加^[35]。Zhou 等^[36]发现，PHBV-BMPs 的添加显著增加了土壤中 DOC 含量，比对照处理高 54 倍。由于 BMPs 的降解主要由土壤微生物驱动，任何可能影响土壤微生物活性的因素均会影响其降解速率，从而影响 DOC 的释放。较高的土壤温度增加了某些微生物物种(如放线菌门、绿弯菌门、酸杆菌门和拟杆菌门)的丰度和活性，从而促进了 BMPs 向土壤中释放 DOC^[37]。其他因素如土壤湿度、通气性、pH 和养分含量也被认为会影响土壤微生物群落及其活性，但其对 BMPs 释放 DOC 的影响尚缺乏深入研究。

2.3 对含碳气体排放的影响

全球变暖已成为 21 世纪人类面临的最严峻的环境问题之一，主要原因是温室气体浓度的持续上升。土壤是 CO₂、CH₄ 和 N₂O 等温室气体的源与汇^[38]。MPs 通过影响 SOC 转化和氮等养分循环，进而影响温室气体排放。BMPs 与土壤 CO₂、CH₄ 排放增加密切相关(图 2)。

BMPs 通常更容易促进土壤 CO₂ 释放，其一方面通过降解过程为土壤微生物提供更多容易利用的碳源，从而刺激土壤呼吸^[39]；另一方面会增加土壤溶解性有机质的极性官能团数量和电子传递能力，进而

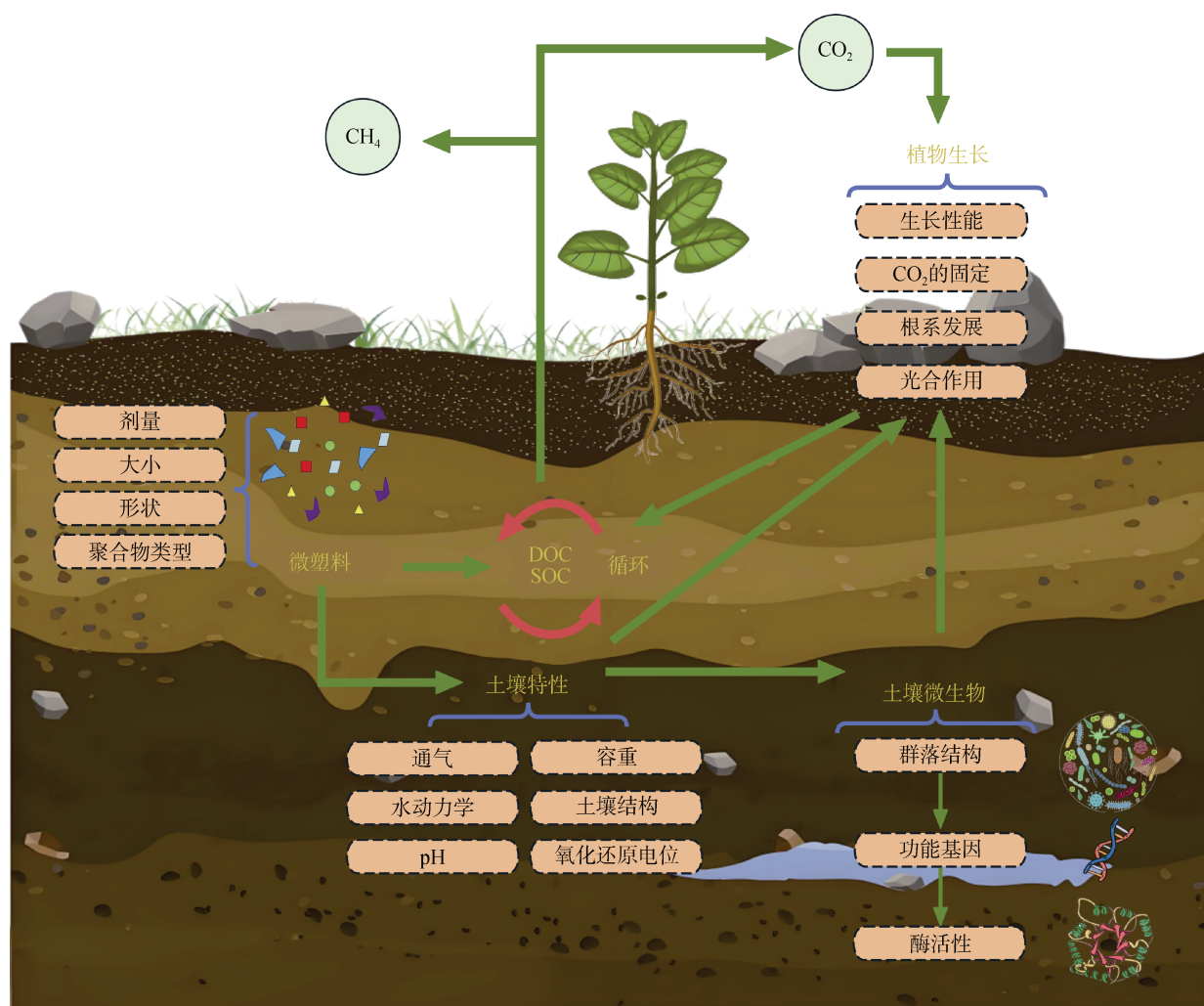


图 2 BMPs 对土壤生态系统碳循环的影响

Fig. 2 Impact of BMPs on carbon cycle of soil ecosystem

促进碳矿化和 CO_2 产生^[40]。研究表明,添加 PBAT-MPs 显著增加了砂壤土和壤土的 CO_2 排放量^[41]。BMPs 通过酯键水解形成水溶性低聚物,其中间体作为特定微生物的额外非植物性碳源,刺激了微生物呼吸,导致 CO_2 等温室气体的释放。添加 PU-BMPs 显著增加了稻田土壤和旱地土壤的 DOC 含量,为土壤微生物提供了额外的有机碳源,进而增加了 CO_2 的排放^[42]。添加 PLA-MPs 和 PE-MPs 使 CO_2 累积排放量增加了 160%~613%,而 CH_4 累积排放量减少了 45%~50.3%,这可能归因于 MPs 周围的富氧多孔栖息环境^[40]。Fan 等^[43]的研究表明, PBAT-BMPs 添加后, CO_2 累积排放量增加了 16.8%, CH_4 累积排放量增加了 4 倍多,这是由于 BMPs 为土壤微生物呼吸提供了更多的 DOC。BMPs 会引起土壤理化性质的变化,例如容重、pH 和氧化还原电位(图 2),这些因素可能导致土壤微生物代谢和丰度的变化,进而改变 CO_2 排放。目前尚未完全了解 BMPs 对土壤碳储存和动态的长期影

响,因此需要进行全面且有针对性的研究,以明确 BMPs 在不同土壤类型中的持久性和生态风险。表 1 列出了近年来 BMPs 对土壤 CO_2 和 CH_4 排放影响的相关研究成果。

2.4 对植物固碳的影响

陆地植物通过光合作用固定 CO_2 ,并通过根系分泌物和凋落物分解将固定的碳分配到土壤中^[50]。MPs 通过影响植物光合作用和生长过程,进而影响植物-土壤-大气系统中的碳循环过程(图 2)。MPs 可对植物生长产生抑制作用,从而改变植物与土壤之间的养分循环^[51]。这种效应可能降低植物的叶绿素含量或抑制与光合作用相关的基因和色素蛋白的活性^[52]。李瑞静等^[53]的研究表明, PLA-BMPs 和 PS-MPs 分别显著降低了拟南芥和玉米叶绿素含量,可能是由于 MPs 降低植物体内铁元素含量,从而抑制了光合色素的生物合成。BMPs 可增加土壤碳含量,这可能导致营养物质的微生物固定,进而导致植物胁迫增加,对植物

表 1 BMPs 对土壤 CO₂ 和 CH₄ 排放的影响
Table 1 Effects of BMPs on soil CO₂ and CH₄ emissions

BMPs 性质				供试土壤	效应	参考文献
种类	大小	形状	剂量(m/m)			
PLA	—	薄膜	0.5%~1%	黏土	CO ₂ 的排放量增加	[44]
PLA	<0.15 mm	粉末	7%	黏土	CO ₂ 排放量增加 71.5%~99%	[45]
PLA	200~500 μm	颗粒	0.5%	—	CO ₂ 排放量增加 42.51%	[46]
PHBV	125 μm	颗粒	1%	—	CO ₂ 排放量增加 89%	[47]
PU	0.5~2 mm	颗粒	0.1%~0.3%	稻田土壤	CO ₂ 排放量增加 27.08%~45.57%	[42]
PBS	75~150 μm	粉末	1%	稻田土壤	CH ₄ 排放量降低 49.9%	[48]
PLA	50 μm	颗粒	0.5%~1.5%	棕壤、黑土和白浆土	CH ₄ 排放量增加 31.6%~68.4%	[49]

的生长和发育产生不利影响。Song 等^[54]研究发现，PLA-BMPs 显著降低了水稻的茎长和生物量。BMPs 进入土壤后，不仅会降低土壤容重、增加土壤接触角、降低土壤保水能力，还会堵塞土壤大孔隙，影响土壤的入渗能力和水力传导性，这些变化也会间接影响植物的生长和固碳能力^[55]。BMPs 的添加导致土壤养分含量下降，加剧了植物与土壤微生物之间的养分竞争，可能引起叶片叶绿素含量下降，从而抑制光合作用过程并损害植物生长^[56]。BMPs 还可能直接对植物产生毒害作用，如在土壤和植物系统中，1.5%、2.0% 和 2.5% 的 Bio-BMPs 显著降低了菜豆的地上部生物量，而 LDPE-MPs 对菜豆地上部和根系生物量没有显著影响^[57]。鉴于植物在碳固定中的重要作用，BMPs 引起的植物生长性能和光合作用的任何变化均可能对陆地土壤生态系统中的碳循环产生深远影响。

3 可生物降解微塑料影响土壤碳循环的微生物机制

3.1 BMPs 影响土壤碳循环微生物群落结构和功能

BMPs 通过多种途径影响土壤微生物群落结构和功能(图 2)。例如，BMPs 可提供碳源并作为微生物独特的栖息地，从而导致微生物群落结构和功能的改变^[58]。BMPs 在土壤中的迁移和转化会影响微生物的生命活动。Sun 等^[59]研究发现，PLA-BMPs 和 PBS-BMPs 添加到农田土壤中会使得变形菌门、厚壁菌门和拟杆菌门的相对丰度增加，可能是由于 DOC 含量较高。BMPs 在降解过程中会释放大量易被微生物利用的碳源，对微生物群落的周转和结构的改变强于 CMPs。BMPs 的持久性较低且更易降解，Zhou 等^[36]研究发现，PHBV-BMPs 增加了土壤微生物活性和酶活性，这可能通过共代谢作用促进土壤中原生有机质的矿化，即微生物利用可降解聚合物作为能源来分解

有机质。土壤理化性质的改变间接影响土壤微生物活性和群落结构。王学霞等^[60]研究发现，PU-BMPs 的添加及其分解过程中增加了土壤含水量、DOC 含量和玉米根生物量，为微生物生长创造了有利条件，进而影响了土壤微生物群落结构，土壤细菌群落 Ace 指数、Chao1 指数和 Shannon 多样性指数均随着 PU-BMPs 添加量的增加而增加。BMPs 可作为微生物群落的碳源，从而提高特定微生物的生长速率，并促进碳和其他营养物质的周转。裴雯玉等^[61]研究发现，添加 PBAT/PLA-BMPs 后，土壤微生物群落的优势菌门为拟杆菌门、浮霉菌门、变形菌门、装甲菌门和绿弯菌门。段一凡^[62]的研究表明，PLA-BMPs 添加对土壤中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%。Shi 等^[44]研究了 PLA-BMPs 在不同温度下对两种土壤(黑土和黄土)中有机质稳定性和细菌群落的影响，结果表明，在 25℃ 条件下，与对照处理相比，添加 1% 的 PLA-BMPs 显著增加了两种土壤 CO₂ 累积排放量 67%~74% 和 DOC 含量 16%~24%，并显著增加了黄土土壤细菌群落的丰富度和多样性。然而，当前关于 BMPs 的土壤微生物效应研究仍存在局限性，现有成果主要来自短期培养试验，且多聚焦于土壤微生物群落组成与多样性的变化，针对不同塑料类型、残留浓度及土壤类型条件下，微生物群落结构演替及长期生态效应的系统性研究亟待开展。

3.2 BMPs 影响碳循环相关功能基因表达

功能基因主要通过编码特定功能蛋白参与微生物的生理生化过程及元素循环，其丰度可以预测微生物的物质循环潜力和代谢特征。MPs 既能为微生物提供新的定殖位点，也会破坏原有环境，导致微生物群落结构与活性发生改变，最终影响碳循环相关基因表达(图 2)。BMPs 引起的土壤理化性质和微生物群落结构的变化是影响土壤微生物功能基因表达的潜在

机制。研究发现, PHB-BMPs 添加后土壤中 *cbbLR* 基因丰度较对照显著降低, PBS-BMPs 添加后土壤中 *cbbLG* 基因丰度较对照显著降低, 表明 PBS-BMPs 和 PHB-BMPs 抑制了土壤碳循环过程中的固碳作用^[63]。Hu 等^[64]研究表明, MPs 圈通过富集碳代谢相关微生物类群进而显著影响土壤碳循环功能, PLA-BMPs 添加对黑土中相关碳功能基因的影响比 PE-MPs 更为广泛和显著^[64]。Chang 等^[65]研究表明, 添加 PBAT-BMPs 后, 农田土壤中碳降解功能基因丰度(如半纤维素降解基因 *abfA*、*xyIA* 和 *manB*, 木质素降解基因 *mnp*、*glx* 和 *lig*, 以及几丁质降解基因 *chiA*)显著增加, 与 CO₂ 排放速率呈显著正相关, 显示出 BMPs 在影响土壤碳循环方面的重要作用。但也有研究表明, LDPE-MPs 对编码碳降解相关功能基因的细菌相对丰度有显著影响, 而 PES-BMPs 对其却无显著影响^[66]。可见, 不同类型的微塑料对土壤微生物功能基因的调控作用存在显著差异, 未来需要进一步深入研究, 以评估不同类型 BMPs 对微生物功能基因及其相关生物地球化学循环的影响。

3.3 BMPs 影响碳循环相关酶活性

土壤酶活性是反映微生物活性及其对底物利用情况的重要指标。酶活性的高低直接影响土壤碳的转化过程。BMPs 可能会通过引起土壤微生物群落结构的变化, 进而影响酶活性(图 2)。不同剂量 MPs 对酶活性的影响存在差异。Feng 等^[67]发现, 低剂量(0.2%)PLA-BMPs、PBS-BMPs 和 PHB-BMPs 对过氧化氢酶活性的影响较小, 而较高剂量(2%)PLA-BMPs、

PBS-BMPs 和 PHB-BMPs 显著促进过氧化氢酶活性, 原因是 BMPs 刺激下的好氧微生物活性增强和塑料基质的降解促进。不同 BMPs 对土壤酶活性的影响存在差异。Chen 等^[35]发现, PBAT-BMPs 添加显著促进农田土壤纤维素酶活性; Zhou 等^[36]发现, PHBV-BMPs 的添加提高了土壤 β -葡萄糖苷酶活性。这可能是因为 BMPs 本身即碳源且易降解, 更易被微生物分解利用, 从而提高土壤酶活性。土壤蔗糖酶调节蔗糖的水解, 并参与土壤有机质的降解。Zhang 等^[68]发现, PLA-BMPs 对水稻土壤蔗糖酶活性的影响较小。这些酶活性的变化可能进一步影响土壤碳循环过程。在生态系统功能层面, Nayab 等^[69]研究发现, PHA-BMPs 在常温条件下可刺激酶活性, 从而改变土壤质量和生态系统多功能性。王子茵等^[70]研究发现, PLA-BMPs 和 PS-MPs 添加均会降低草甸土中多酚氧化酶和过氧化氢酶的活性。一方面, BMPs 可通过吸附土壤养分, 减少微生物可利用的碳源, 从而影响微生物的代谢活动和酶的合成; 另一方面, BMPs 的存在可改变土壤的理化性质, 如土壤通气性、水分含量和 pH 等, 进而间接影响酶活性。此外, BMPs 还可能通过影响土壤微生物群落结构, 改变不同微生物之间的相互作用, 从而对酶活性产生影响。鉴于 BMPs 对土壤酶活性的影响机制复杂多样, 应深入探究其剂量、形状、类型及老化程度等因素对土壤微生物的直接与间接作用, 从而更精准地评估其生态风险。表 2 列出了近年来关于 BMPs 对土壤微生物和酶活性影响的一些研究成果。

表 2 BMPs 对土壤微生物和酶活性的影响
Table 2 Effects of BMPs on soil microorganisms and enzyme activities

种类	BMPs 性质			土壤类型	效应	参考文献
	大小	形状	剂量(m/m)			
PLA	150 μ m	颗粒	2%	黏土	降低 β -葡萄糖苷酶和 FDA 水解酶活性	[71]
PLA、PHA、PBAT	—	—	0.1%~1%	耕地土壤	降低纤维二糖水解酶活性	[72]
PLA	50 μ m	颗粒	2%~10%	草甸土	降低多酚氧化酶和过氧化氢酶活性	[70]
PLA	50 μ m	颗粒	0.5%~1.5%	棕色土壤	提高 FDA 酶和蔗糖酶活性	[68]
PU	0.053 mm	颗粒	0.1%~1%	潮土	提高过氧化氢酶和 β -葡萄糖苷酶活性	[33]
PLA	4.8~5 mm	薄膜	0.5%~1%	黏土、砂壤土	提高脲酶和硝酸盐还原酶活性	[73]
PLA	4~50 mm	颗粒	0.1%~1%	农田土壤	放线菌门、变形菌门丰度增加	[74]
PLA	50 μ m	粉末	0.5%~1.5%	棕壤、黑土和白浆土	变形菌门和放线菌门丰度增加	[49]
PBAT	<0.1mm、0.1~0.5mm	颗粒	0.02%~0.2%	—	变形菌门和放线菌门丰度下降	[75]
PHA、PBS、PLA	50~300 μ m	颗粒	2%	红土	放线菌门丰度下降	[76]

4 研究展望

本文系统总结了 BMPs 在土壤中的降解特性及其对土壤碳循环的作用机制。具体而言, BMPs 对土壤碳循环的影响主要体现在对碳源的影响以及微生物驱动的碳循环两个方面。一方面, BMPs 作为高碳基质, 在降解过程中释放溶解性有机碳, 增加土壤有机碳含量, 其长期累积可能对土壤碳库稳定性产生复杂影响, 同时其对含碳气体(如 CO_2 、 CH_4)的排放也具有显著影响; 另一方面, BMPs 还通过改变土壤微生物群落结构和功能, 影响碳代谢相关酶(如纤维素酶、 β -葡萄糖苷酶)活性, 进而调控有机碳的矿化与稳定化过程。此外, MPs 暴露还可能影响植物的生长和光合作用, 进而间接影响 CO_2 的固定。尽管 BMPs 在短期内可能加剧碳循环波动, 但其长期效应因降解不彻底及添加剂释放而存在不确定性。因此, 未来研究应重点关注以下内容。

1) 推广绿色可降解塑料产品。尽管土壤环境中 MPs 的来源已得到广泛研究, 但污染现状仍不容乐观。农田覆膜是 MPs 进入土壤的主要途径之一, 应加速推广可生物降解地膜的应用, 并建立完善的废弃塑料回收机制, 以减少 MPs 在农田土壤中的积累。

2) 重点关注 BMPs 与其他土壤污染物的相互作用及其危害。BMPs 可能与重金属、抗生素、持久性有机污染物等发生相互作用, 形成复合污染, 间接对土壤生物产生毒害作用。现有研究在这一领域尚处于起步阶段, 应尽快开展深入研究, 阐明环境因素对 BMPs 与土壤污染物相互作用的调控机制。

3) 深入探究 BMPs 对土壤碳循环的长期效应。鉴于 BMPs 的降解特性及其对土壤理化性质、微生物群落的影响, 其对土壤碳循环的长期效应亟待深入探究。建议开展长期定位试验, 监测不同土壤类型和环境条件下 BMPs 对土壤碳储量、碳组分及碳排放的长期影响。

4) 以往关于 BMPs 影响的研究大多忽略了植物和土壤动物在碳循环中的潜在作用, 而 BMPs 可能对植物和土壤动物产生多种影响, 从而影响土壤理化性质和微生物群落结构, 进而影响土壤碳循环。因此, 未来在设计试验评估 BMPs 对土壤碳循环的影响时, 应考虑植物和土壤动物因素。

参考文献:

[1] 张宗豪, 何宏韬, 张旭, 等. 塑料的降解与可降解塑料——聚羟基脂肪酸酯的合成[J]. 生物工程学报, 2023,

39(5): 2053–2069.

- [2] Rillig M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(12): 6453–6454.
- [3] Wu W M, Yang J, Criddle C S. Microplastics pollution and reduction strategies[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2016, 11(1): 6.
- [4] Nizzetto L, Futter M, Langaas S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(20): 10777–10779.
- [5] Cao D D, Wang X, Luo X X, et al. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil[J]. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2017, 61(1): 012148.
- [6] 刘书铭, 陈飞潼, 孔范龙, 等. 不同粒径聚乙烯微塑料对农田土壤特性的影响[J]. *土壤*, 2025, 57(2): 387–397.
- [7] 王康, 陈伟, 田佳宇, 等. 典型可降解微塑料与噻虫啉的复合污染研究[J/OL]. *土壤学报*. (2025-01-16). <https://kns.cnki.net/kcms/detail/detail.aspx?dbcode=CJFD&dbname=CJFD&filename=TRXB20250116001>.
- [8] Hu Y, Jia J, Zhou F P, et al. The synchronized dynamic release behavior of microplastics during farmland soil erosion process[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 371: 123343.
- [9] Liu W X, Wang Y, Gu C B, et al. Polyethylene microplastics distinctly affect soil microbial community and carbon and nitrogen cycling during plant litter decomposition[J]. *Journal of Environmental Management*, 2025, 373: 123616.
- [10] 吴泽隆, 胡良, 郭若彬, 等. 农田土壤中的微塑料研究进展[J]. *农业与技术*, 2024, 44(1): 86–90.
- [11] Zhang F D, Yang X Y, Zhang Z M. Effects of soil properties and land use patterns on the distribution of microplastics: A case study in southwest China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 356: 120598.
- [12] Vianello A, Boldrin A, Guerriero P, et al. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 130: 54–61.
- [13] 张凯, 孙红文. (可降解)微塑料颗粒吸附有机污染物及其生物有效性的影响[J]. *环境化学*, 2018, 37(3): 375–382.
- [14] Qin M, Chen C Y, Song B, et al. A review of biodegradable plastics to biodegradable microplastics: Another ecological threat to soil environments?[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 312: 127816.
- [15] Sanz-Lázaro C, Casado-Coy N, Beltrán-Sanahuja A. Biodegradable plastics can alter carbon and nitrogen cycles to a greater extent than conventional plastics in marine sediment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 756: 143978.
- [16] 张晓伟, 许明祥, 师晨迪, 等. 半干旱区县域农田土壤有机碳固存速率及其影响因素——以甘肃庄浪县为例[J]. *植物营养与肥料学报*, 2012, 18(5): 1086–1095.
- [17] 寇诗棋, 关卓, 鲁旭阳, 等. 土壤中微塑料迁移及其对有

- 机污染物的影响研究进展[J]. 土壤, 2024, 56(3): 457–470.
- [18] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. Science, 2004, 304(5677): 1623–1627.
- [19] Chen C Z, Du R J, Tang J, et al. Characterization of microplastic-derived dissolved organic matter in freshwater: Effects of light irradiation and polymer types[J]. Environment International, 2024, 185: 108536.
- [20] 彭强, 高挺, 劳志超, 等. 可生物降解塑料研究进展[J]. 橡塑技术与装备, 2024, 50(8): 56–64.
- [21] Shen M C, Song B, Zeng G M, et al. Are biodegradable plastics a promising solution to solve the global plastic pollution?[J]. Environmental Pollution, 2020, 263: 114469.
- [22] 韩玉娟, 滕应. 土壤中生物可降解塑料的生态效应及微生物降解研究进展[J]. 土壤学报, 2025, 62(6): 1585–1597.
- [23] Zettler E R, Mincer T J, Amaral-Zettler L A. Life in the “plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(13): 7137–7146.
- [24] Chai B W, Li X, Liu H, et al. Bacterial communities on soil microplastic at Guiyu, an E-Waste dismantling zone of China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 195: 110521.
- [25] Rillig M C. Microplastic disguising as soil carbon storage[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(11): 6079–6080.
- [26] Chamas A, Moon H, Zheng J J, et al. Degradation rates of plastics in the environment[J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2020, 8(9): 3494–3511.
- [27] Ding W L, Li Z, Qi R M, et al. Effect thresholds for the earthworm *Eisenia fetida*: Toxicity comparison between conventional and biodegradable microplastics[J]. Science of the Total Environment, 2021, 781: 146884.
- [28] Ding F, Flury M, Schaeffer S M, et al. Does long-term use of biodegradable plastic mulch affect soil carbon stock?[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2021, 175: 105895.
- [29] Blagodatsky S A, Heinemeyer O, Richter J. Estimating the active and total soil microbial biomass by kinetic respiration analysis[J]. Biology and Fertility of Soils, 2000, 32(1): 73–81.
- [30] Wan L F, Cheng H, Liu Y Q, et al. Global meta-analysis reveals differential effects of microplastics on soil ecosystem[J]. Science of the Total Environment, 2023, 867: 161403.
- [31] Černá T, Pražanová K, Beneš H, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in aged and unaged polyurethane microplastics in contaminated soil[J]. Science of the Total Environment, 2021, 770: 145254.
- [32] 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.
- [33] 周巧林, 汪吉东, 尚昊林, 等. 聚氨酯微塑料和秸秆添加对滨海脱盐潮土有机碳矿化及其组分的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1086–1095.
- [34] Meng F R, Yang X M, Riksen M, et al. Effect of different polymers of microplastics on soil organic carbon and nitrogen—A mesocosm experiment[J]. Environmental Research, 2022, 204: 111938.
- [35] 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.
- [36] 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: 108211.
- [37] Gopalakrishnan K, Kashian D R. Extracellular polymeric substances in green *Alga* facilitate microplastic deposition[J]. Chemosphere, 2022, 286(Pt 3): 131814.
- [38] Huang F X, Zhang Q Y, Wang L, et al. Are biodegradable mulch films a sustainable solution to microplastic mulch film pollution? A biogeochemical perspective[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 459: 132024.
- [39] Xiang Y Z, Rillig M C, Peñuelas J, et al. Global responses of soil carbon dynamics to microplastic exposure: A data synthesis of laboratory studies[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(13): 5821–5831.
- [40] Shi J, Wang Z, Peng Y M, et al. Effects of microplastics on soil carbon mineralization: The crucial role of oxygen dynamics and electron transfer[J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(36): 13588–13600.
- [41] Rauscher A, Meyer N, Jakobs A, et al. Biodegradable microplastic increases CO₂ emission and alters microbial biomass and bacterial community composition in different soil types[J]. Applied Soil Ecology, 2023, 182: 104714.
- [42] 黄卢怡, 袁旭音, 汪宜敏, 等. 微塑料对典型农田土壤温室气体排放影响的比较研究[J]. 环境科技, 2024, 37(5): 28–33, 39.
- [43] Fan Z Q, Jiang C L, Muhammad T, et al. Impacts and mechanism of biodegradable microplastics on lake sediment properties, bacterial dynamics, and greenhouse gasses emissions[J]. Science of the Total Environment, 2023, 900: 165727.
- [44] 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: 156471.
- [45] Yan Z W, Lin S, Hu R G, et al. Effects of biodegradable microplastics and straw addition on soil greenhouse gas emissions[J]. Environmental Pollution, 2024, 356: 124315.
- [46] Zhou X, Xiao C D, Zhang B W, et al. Effects of microplastics on carbon release and microbial community in mangrove soil systems[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 465: 133152.
- [47] Zhou J, Feng W H, Brown R W, et al. Microplastic contamination accelerates soil carbon loss through positive priming[J]. Science of the Total Environment, 2024, 954: 176273.
- [48] Wang Y H, Zhao C J, Lu A X, et al. Unveiling the hidden impact: How biodegradable microplastics influence CO₂ and CH₄ emissions and Volatile Organic Compounds

- (VOCs) profiles in soil ecosystems[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 471: 134294.
- [49] 张之钰, 武海涛, 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.
- [50] Grover M, Maheswari M, Desai S, et al. Elevated CO₂: Plant associated microorganisms and carbon sequestration[J]. Applied Soil Ecology, 2015, 95: 73–85.
- [51] 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: 106708.
- [52] Okeke E S, Okoye C O, Atakpa E O, et al. Microplastics in agroecosystems-impacts on ecosystem functions and food chain[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2022, 177: 105961.
- [53] 李瑞静, 赵亚菲, 耿佳慧, 等. 农田土壤微塑料污染及其对植物的影响研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(6): 681–688.
- [54] Song B, Shang S Y, Cai F M, et al. Microbial resistance in rhizosphere hotspots under biodegradable and conventional microplastic amendment: Community and functional sensitivity[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2023, 180: 108989.
- [55] 刘鑫蓓, 董旭晟, 解志红, 等. 土壤中微塑料的生态效应与生物降解[J]. 土壤学报, 2022, 59(2): 349–363.
- [56] Yang C, Gao X H. Impact of microplastics from polyethylene and biodegradable mulch films on rice (*Oryza sativa* L.)[J]. Science of the Total Environment, 2022, 828: 154579.
- [57] Meng F R, Yang X M, Riksen M, et al. Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics[J]. Science of the Total Environment, 2021, 755: 142516.
- [58] Fei J, Bai X, Jiang C J, et al. A state-of-the-art review of environmental behavior and potential risks of biodegradable microplastics in soil ecosystems: Comparison with conventional microplastics[J]. Science of the Total Environment, 2024, 954: 176342.
- [59] Sun Y Z, Duan C X, Cao N, et al. Biodegradable and conventional microplastics exhibit distinct microbiome, functionality, and metabolome changes in soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 424: 127282.
- [60] 王学霞, 曹兵, 邹国元, 等. 控释肥残膜积累对土壤微生物群落组成的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022, 30(6): 1002–1013.
- [61] 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.
- [62] 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.
- [63] 郑传炜. 不同种类微塑料对土壤微生物群落结构与功能的影响[D]. 泰安: 山东农业大学, 2024.
- [64] Hu X J, Wang Y B, Gu H D, et al. Changes in soil microbial functions involved in the carbon cycle response to conventional and biodegradable microplastics[J]. Applied Soil Ecology, 2024, 195: 105269.
- [65] Chang S, Chen C, Fu Q L, et al. PBAT biodegradable microplastics enhanced organic matter decomposition capacity and CO₂ emission in soils with and without straw residue[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 480: 135872.
- [66] Jin T Y, Tang J C, Lyu H H, et al. Activities of microplastics (MPs) in agricultural soil: A review of MPs pollution from the perspective of agricultural ecosystems[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2022, 70(14): 4182–4201.
- [67] Feng X Y, Wang Q L, Sun Y H, et al. Microplastics change soil properties, heavy metal availability and bacterial community in a Pb-Zn-contaminated soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 424(Pt A): 127364.
- [68] Zhang Z Y, Wang W F, Liu J P, et al. Discrepant responses of bacterial community and enzyme activities to conventional and biodegradable microplastics in paddy soil[J]. Science of the Total Environment, 2024, 909: 168513.
- [69] Nayab G, Zhou J, Jia R, et al. Climate warming masks the negative effect of microplastics on plant-soil health in a silt loam soil[J]. Geoderma, 2022, 425: 116083.
- [70] 王子菡, 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.
- [71] 陈锟, 郝敏, 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]. 生态学杂志, 2025, 44(4): 1170–1180.
- [72] Song D, Jin G Q, Su Z Q, et al. Influence of biodegradable microplastics on soil carbon cycling: Insights from soil respiration, enzyme activity, carbon use efficiency and microbial community[J]. Environmental Research, 2025, 266: 120558.
- [73] Shi J, Wang J, Lv J F, et al. Microplastic presence significantly alters soil nitrogen transformation and decreases nitrogen bioavailability under contrasting temperatures[J]. Journal of Environmental Management, 2022, 317: 115473.
- [74] 张彦, 窦明, 郝松泽, 等. 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[J]. 环境科学, 2025, 46(8): 5345–5359.
- [75] 李成涛, 吴婉晴, 梁右才, 等. 含有苯环结构的 PBAT 微塑料生物降解对土壤微生物群落结构的影响[J]. 陕西科技大学学报, 2023, 41(2): 22–30.
- [76] Guo W J, Ye Z W, Zhao Y N, et al. Effects of different microplastic types on soil physicochemical properties, enzyme activities, and bacterial communities[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2024, 286: 117219.

(责任编辑: 于 飞)