于 皓,黄 力,吴思瑶,等.PE-MPs 与高效氯氟氰菊酯污染对农田土壤细菌群落的影响研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6762-6770.
Yu H, Huang L, Wu S Y, et al. Effects of PE-MPs and lambda-cyhalothrin on bacterial community in farmland soil [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6762-6770.

PE-MPs 与高效氯氟氰菊酯污染对农田土壤细菌群落的影响研究

于 皓[1],黄 力[1],吴思瑶[1],李建春[1],王国洋[1],汤家喜[1],金德才[2*] (1.辽宁工程技术大学环境科学与工程学院,辽宁 阜新 123000；2.中国科学院生态环境研究中心,北京 100085)

摘要：选用聚乙烯微塑料(PE-MPs)与高效氯氟氰菊酯进行小白菜盆栽实验,采用 Illumina NovaSeq 高通量测序技术,对实验第 1d 和第 30d 的土壤细菌群落进行测序分析.结果表明,PE-MPs 显著抑制小白菜根长、鲜重和株高(P<0.05),与对照相比,分别降低了 39.63%、32.9%和 19.54%.而高效氯氟氰菊酯则促进其生长,两者复合时高效氯氟氰菊酯可缓解 PE-MPs 的抑制作用.在实验第 1d,高效氯氟氰菊酯与 PE-MPs 污染会明显影响细菌群落多样性(P<0.05),抑制一些细菌类群的生长.随着实验时间的增加,高效氯氟氰菊酯能缓解由 PE-MPs 污染对细菌类群产生的抑制作用.LEfSe 分析发现不同时间下不同处理组的指示细菌类群均不相同.FAPROTAX 功能预测分析发现,与对照组相比,在实验第 1d 和第 30d,高效氯氟氰菊酯可能会抑制碳氢化合物降解功能类群丰度,PE-MPs 可能会显著促进其丰度,而复合处理时促进作用可能会减弱.高效氯氟氰菊酯可能会显著增加人类病原体相关功能类群丰度,尤其在实验初期更为明显.对丰度排名前 30 的属进行互作网络分析表明,PE-MPs 在实验末期(第 30d)促进丰度前 30 属的共生协作关系,而复合污染在实验初期(第 1d)显著增强此类关系.

关键词：聚乙烯微塑料；高效氯氟氰菊酯；高通量测序；LEfSe 分析；功能预测；网络分析
中图分类号：X53 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6762-09

Effects of PE-MPs and lambda-cyhalothrin on bacterial community in farmland soil. YU Hao[1], HUANG Li[1], WU Si-yao[1], LI Jian-chun[1], WANG Guo-yang[1], TANG Jia-xi[1], JIN De-cai[2*] (1.College of Environmental Science and Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin 123000, China；2.Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6762~6770

Abstract：Pakchoi pot experiment was carried out with polyethylene microplastics (PE-MPs) and lambda-cyhalothrin. The Illumina NovaSeq high-throughput sequencing technology was employed to sequence and analyze the soil bacterial communities on the 1st and 30th days of the experiment. The results demonstrated that PE-MPs significantly inhibited the root length, fresh weight, and plant height of Pakchoi (P<0.05), which were reduced by 39.63%, 32.9%, and 19.54%, respectively, compared to the control. In contrast, lambda-cyhalothrin promoted plant growth, and when applied in combination, it alleviated the inhibitory effects of PE-MPs. On the 1st day of the experiment, both lambda-cyhalothrin and PE-MPs significantly affected the diversity of the bacterial community (P<0.05) and inhibited the growth of some bacterial groups. As the experiment progressed, lambda-cyhalothrin mitigated the inhibitory effect of PE-MPs pollutants on bacterial groups. LEfSe analysis revealed that the indicator bacterial taxa in different treatment groups varied at different times. FAPROTAX functional prediction analysis indicated that, compared to the control, lambda-cyhalothrin may inhibit the abundance of functional groups related to hydrocarbon degradation on both day 1and day 30, while PE-MPs may significantly promote their abundance. However, this promotional effect was attenuated under combined treatment. Lambda-cyhalothrin may significantly increase the abundance of human pathogen-related functional groups, especially at the beginning of the experiment. Interaction network analysis of the top 30 genera in terms of abundance indicated that PE-MPs promoted the symbiotic and cooperative relationships among these genera in terms of abundance at the end of the experiment (day 30), while the combined pollution significantly enhanced such relationships at the beginning of the experiment (day 1). These findings provide a scientific basis for a deeper understanding of the impacts of PE-MPs and lambda-cyhalothrin pollution on the microecological environment of farmland soil.

Key words：polyethylene microplastics；lambda-cyhalothrin；high-throughput sequencing；LEfSe analysis；functional prediction；network analysis

收稿日期：2025-04-25
基金项目：辽宁省应用基础研究计划项目(2022JH2/101300123);国家自然科学基金项目(42477402);辽宁省“兴辽英才计划”项目资助(XLYC2203077);辽宁省教育厅科技研究面上项目(JYTMS20230810)

* 责任作者, 副研究员, dcjin@rcees.ac.cn

微塑料(MPs)通常是指小尺寸(<5mm)的塑料颗粒[1],是一种重要的新兴污染物.在农业生产活动中,塑料基生物固体和塑料覆盖物的使用以及废水灌溉均会导致MPs在农田土壤中积聚[2].MPs可通过改变土壤结构和养分来间接影响微生物群落,从而影响植物的生长[3].MPs还会通过食物链的累积作用富集到人体,可能会诱导氧化应激、细胞损伤、DNA损伤、炎症和免疫反应,甚至会引起严重的身体影响,如擦伤、溃疡和消化道梗阻[4].并且由于MPs体积小、比表面积大,有机污染物、抗生素和重金属会粘附并积累在其表面,从而导致更严重的复合污染[5].如有研究表明,微塑料可增强莠去津在生物体内的毒性,与单独暴露于莠去津或者聚乙烯微塑料的情况相比,蚯蚓处于二者联合暴露的环境中时,会产生更为显著的氧化应激反应[6].

高效氯氟氰菊酯(LC)是新一代II型广谱高效拟除虫菊酯杀虫剂[7],主要用来防治农作物上的病虫害[8],凭借其出色的杀虫[9]、杀螨效果[10],得到了广泛的应用且使用量逐年递增[11].该物质对光和热具有良好的稳定性,在环境中的半衰期相对较长,很难通过自然过程迅速降解[12],经常在土壤和天然水体被发现,甚至在一些农产品中检测出超标的高效氯氟氰菊酯[13-16].频繁过量使用高效氯氟氰菊酯,会增加非靶标生物面临的环境风险,对生物的生殖系统和免疫系统造成损害[17].其残留也会沿食物链传导,最终影响人体健康[18].土壤生境质量易受高效氯氟氰菊酯的影响,如高效氯氟氰菊酯对土壤速效含量影响很大,且无明显规律[19].同时,高效氯氟氰菊酯对土壤酶活性具有显著调控作用,如对土壤脲酶活性呈现出抑制效应,而对蔗糖酶活性却起到激活效应[20].

土壤细菌群落在农田生态系统中扮演着至关重要的角色,影响土壤碳储量调节、养分循环和农作物生长发育.在农田中,残留的微塑料与农药是影响土壤质量的重要因素,尤其是微塑料的存在可能会增加农药的生物毒性,影响土壤环境质量,进而危及农业生态安全.研究发现 1%高密度聚乙烯微塑料能延长氯嘧磺隆在土壤中的半衰期,并且高密度聚乙烯微塑料和氯嘧磺隆复合胁迫较单一污染物对大豆生长的影响更为明显[21].土壤细菌群落对周围环境十分敏感,尤其是当有毒有害物质存在时能明显影响其群落特征及功能,并快速的反映出土壤生态环境的变化情况.因此,针对微塑料与农药共存对土壤细菌群落所产生的影响展开深入探究迫在眉睫.本文以PE-MPs和高效氯氟氰菊酯污染的农田土壤为研究对象,对比分析单一和复合污染对小白菜农艺性状及细菌群落多样性、结构与组成的影响,明确PE-MPs 和高效氯氟氰菊酯污染后土壤细菌群落的指示类群,揭示污染对土壤细菌群落功能的影响,以期为深入解微塑料-农药污染中微生物群落演替规律和污染土壤的生物修复提供理论依据.

1　材料与方法

1.1　实验材料

实验所用的聚乙烯微塑料,采购自东莞市樟木头华创塑胶商行,其粒径规格为 48μm.10%含量、剂型为悬浮剂的高效氯氟氰菊酯农药,由天津市汉邦植物保护剂有限责任公司购入.小白菜种子则来自吉林省鑫星种业有限公司.实验前,对种子进行了严格筛选,选取大小相仿、颗粒饱满且种皮完好无损的种子用于后续实验.实验用农田土壤采集自辽宁省阜新市巴扎兰水库附近农田(42°7′N,121°43′E),采样深度为表层土 0~20cm,将样土在温室中自然风干,期间每 12h 翻动一次在风干至恒重后,去除土壤中的石块和植物残留,过 2mm 的筛子备用.

1.2　实验方法和样品采集

本实验于 2024 年 5~6 月在辽宁省阜新市某温室大棚中进行,采用盆栽实验,在花盆(d=20cm)栽种小白菜,每盆土壤质量恒定,为 2kg.实验分 4 个处理组,分别是:对照组(CK 处理组),不添加聚乙烯微塑料和高效氯氟氰菊酯的处理组;高效氯氟氰菊酯污染组(LC 处理组),仅添加高效氯氟氰菊酯,添加量为2mg/kg;聚乙烯微塑料组(PE 处理组),仅添加 1%聚乙烯微塑料;高效氯氟氰菊酯+聚乙烯微塑料复合处理组(FH 处理组),添加 1%聚乙烯微塑料和 2mg/kg 高效氯氟氰菊酯的处理组.每个处理设置 3 个重复.将精选后的小白菜种子置于铺有湿润滤纸的培养皿中,放入恒温培养箱,在25℃的条件下进行催芽,将发芽后的小白菜移植到盆中,每盆均匀栽种 2 颗小白菜,以确保小白菜生长空间及养分获取的相对一致性,再喷洒适量水以保证土壤湿润,便于小白菜生长,该天记为实验第0d.盆栽种植期间,定期浇水使土壤含水量控制在 75%田间持水量左右.并在实验的第 1d 和第 30d 采集土壤样品,在实验的第 30d 收集

小白菜样品用于生长参数的测定.

1.3 DNA 提取、PCR 扩增及测序

使用 Solarbio 土壤基因组 DNA 提取试剂盒,从 0.5g 土壤中提取总 DNA.参照 Gu 等[22]的方法,对 DNA 样品进行聚合酶链式反应(PCR),使用针对细菌 16S rDNA V4 区通用引物 515F/806R(515F,5′-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3′和 806R,5′-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3′)进行 PCR 扩增,PCR 产物用 1%的琼脂糖凝胶电泳检测观察,将目标片段进行切胶纯化.纯化后的扩增子用 Nanodrop 2000 分光光度计进行检测,合格后,将样品冷冻运输至广东美格生物有限公司,使用 Illumina Novaseq 6000 测序平台进行测序.测序的原始序列文件已提交 NCBI 数据库,登录号为 PRJNA1282868.

1.4 数据处理与统计分析

样品测序的原始下机数据均在 Galaxy 分析平台(http://mem.rcees.ac.cn:8080)开展去引物、拼接、过滤、调长,划 OTU 并重抽样分析[23].后续开展的各类生物统计分析,均基于重抽样后的 OTU 表进行,且针对细菌群落的所有统计分析,本研究采用 R 软件(版本 4.4.1)完成,所使用的 R 包有“microeco”、“dplyr”和“ggplot2”等.

2 结果与分析

2.1 PE-MPs 与高效氯氟氰菊酯污染对小白菜生长的影响

通过对小白菜的生长指标对比发现,经过 30d 的实验,与对照处理组相比,小白菜株高在 LC 处理组中显著增加了 16.64% (P<0.05)(表 1).小白菜根长、鲜重和株高在 PE 处理组中分别显著降低了 39.63%、32.09%和 19.54% (P<0.05).小白菜鲜重在 FH 处理组中显著降低了 14.97% (P<0.05).这些结果表明,聚乙烯微塑料对小白菜的生长有显著的抑制作用,而高效氯氟氰菊酯则有明显的促进作用,当两者同时存在时,高效氯氟氰菊酯可在一定程度上减轻聚乙烯微塑料对小白菜根长、鲜重及株高的抑制效应.

表 1 不同处理对小白菜生长的影响

Table 1 Effects of different treatments on the growth of pakchoi

组别	根长(cm)	鲜重(g)	株高(cm)	叶绿素(SPAD)
CK 组	6.41±0.86ab	1.87±0.25ab	15.20±1.11b	32.33±1.96ab
LC 组	7.33±0.73a	2.31±0.30a	17.73±1.37a	35.53±2.91a
PE 组	3.87±0.35c	1.27±0.17c	12.23±1.17c	25.67±1.72c
FH 组	5.69±0.75b	1.59±0.27bc	16.53±1.23ab	29.43±1.90b

注: CK表示对照组;LC表示高效氯氟氰菊酯处理;PE表示PE-MPs处理;FH表示PE-MPs+高效氯氟氰菊酯处理;a、b和c表示显著性.

2.2 土壤细菌群落多样性与结构分析

通过土壤样品细菌群落 α 多样性分析发现(图 1),在实验第 1d,PE 处理组和 FH 处理组的多样性指数均显著低于对照处理组,并且在 FH 处理组中 Shannon 指数和 Pielou 指数显著(P<0.05)低于 LC 处理组和 PE 处理组.在实验第 30d,与对照处理组相比,Shannon 指数和 Pielou 指数在 LC 处理组中均显著(P<0.05)升高,在 PE 处理组中均显著(P<0.05)降低,而和 FH 处理组的差异不显著.这表明在实验初期,高效氯氟氰菊酯与 PE-MPs 污染会明显影响细菌群落多样性,抑制一些细菌类群的生长,而随着实验时间的增加高效氯氟氰菊酯能缓解由 PE-MPs 污染物对细菌类群产生的抑制作用.

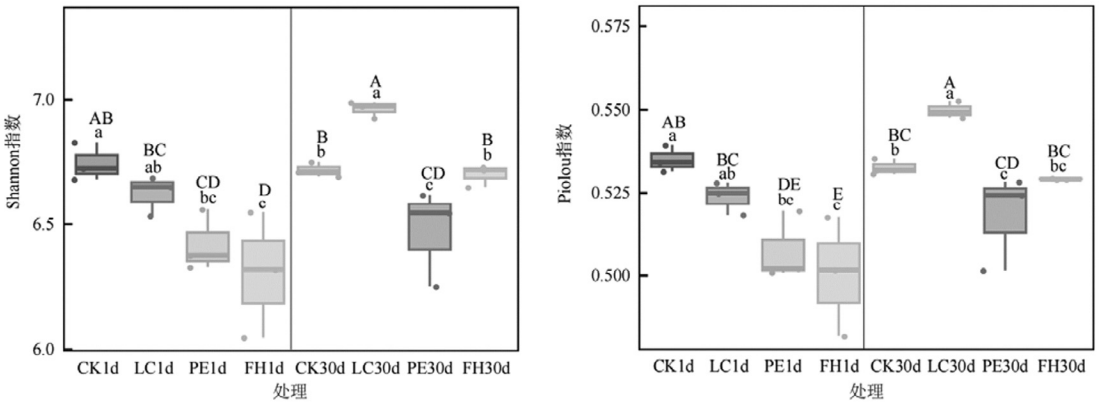


图 1 土壤细菌群落 α 多样性指数

Fig.1 The α diversity index of soil bacterial community

小写字母表示同一时间点各处理组之间的差异性,大写字母表示不同时间点各处理组之间的差异显著性

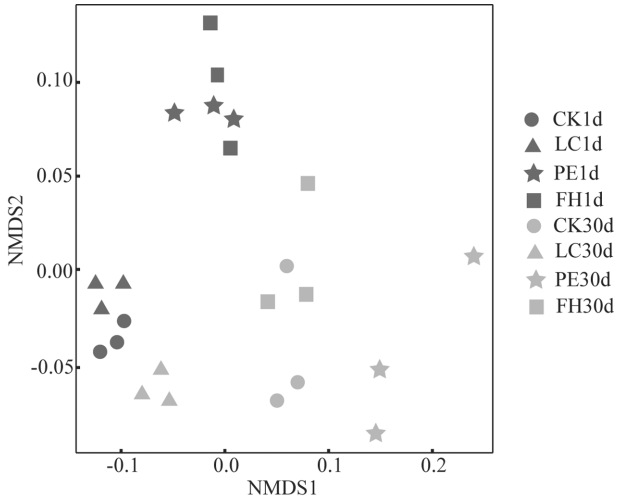


图 2　土壤细菌群落结构分析

Fig.2　Analysis of soil bacterial community structure

通过 NMDS 分析发现(图 2),在实验第 1d,CK 处理组与 LC 处理组的样品点相距较近,PE 处理组与 FH 处理组的样品点相距较近,而 CK 处理组、LC 处理组与 PE 处理组、FH 处理组相距较远,表明实验初期 PE−MPs 污染对细菌群落结构的影响较大.在实验第 30d,LC 处理组样品点分布在 CK 处理组左侧,PE 处理组样品点分布在 CK 处理组右侧并且明显分开,说明它们之间的结构差异较大.这意味着,随着实验时间推移,高效氯氟氰菊酯处理对细菌群落结构产生的影响呈逐步增大趋势.

2.3　土壤细菌群落组成分析

通过细菌群落组成分析发现,检测细菌来自 33 个门,1009 个属.其中优势菌门(相对丰度>1%)共有 7 个,变形菌门(Pseudomonadota)、酸杆菌门(Acidobacteriota)、拟杆菌门(Bacteroidota)、放线菌门(Actinomycetota)和疣微菌门(Verrucomicrobiota)是丰度排名前五的菌门(图 3(a)).优势菌属(对丰度>1%)共有 17 个,其中鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)、*Gp6*、嗜甲基菌属(*Methylophilus*)、*Spartobacteria genera incertae sedis* 和 *Gp4* 是丰度排名前五的属(图 3(b)).在门水平上,实验 1d 和第 30d 均发现变形菌门(Pseudomonadota)和拟杆菌门(Bacteroidota)在 PE 处理组和 FH 处理组中的丰度显著高于 CK 处理组和 LC 处理组.在属水平上,实验第 1d 鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)在 LC 处理组、PE 处理组和 FH 处理组中的丰度显著低于 CK 处理组,实验第 30d 其在 LC 处理组和 FH 处理组中的丰度显著高于 CK 处理组.说明在实验第 1d,此时污染物的浓度最高,对鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)胁迫最严重.然而随着时间的增加,污染物浓度因自然降解而逐渐降低,对鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)危害慢慢下降,具体表现为丰度显著增加.

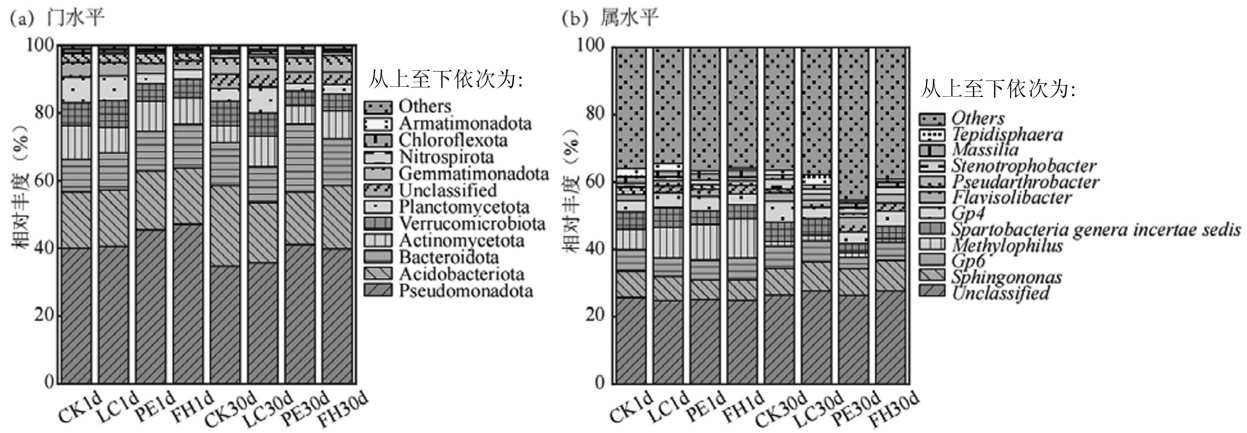


图 3　土壤细菌群落组成分析

Fig.3　Analysis of soil bacterial community composition

2.4　土壤细菌群落指示微生物类群分析

本研究采用 LEfSe 分析 LC 组、PE 组和 FH 组在实验第 1d 和第 30d 的土壤指示微生物,选取 4 为 LDA 的阈值(图 4).根据结果可知,指示微生物在不同时期不同处理中均不相同.在实验第 1d,高效氯氟氰菊酯处理组差异显著的细菌类群是小梨形菌目(Pirellulales);PE−MPs 处理组差异显著的细菌类群是嗜甲基菌科(Methylophilaceae)和丛毛单胞菌科(Comamonadaceae);PE−MPs+高效氯氟氰菊酯处理组差异显著的细菌类群是 β−变形菌纲(Betaproteobacteria).在实验第 30d,高

效氯氟氰菊酯处理组差异显著的细菌类群是浮霉菌门(Planctomycetota);PE-MPs 处理组差异显著的细菌类群是拟杆菌门(Bacteroidota);PE-MPs+高效氯氟氰菊酯处理组差异显著的细菌类群是芽单胞菌门(Gemmatimonadota).以上细菌类群,均可以是该阶段处理组的指示微生物.

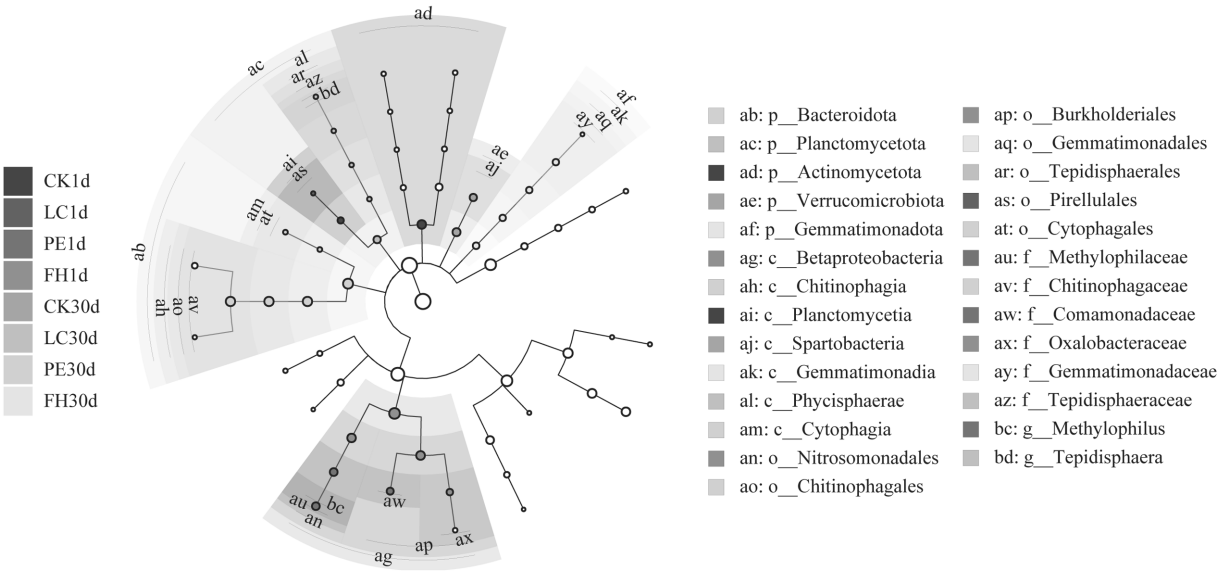


图 4 土壤细菌群落指示微生物类群分析

Fig.4 Analysis of indicator microbial taxa of soil bacterial communities

2.5 土壤细菌群落功能预测

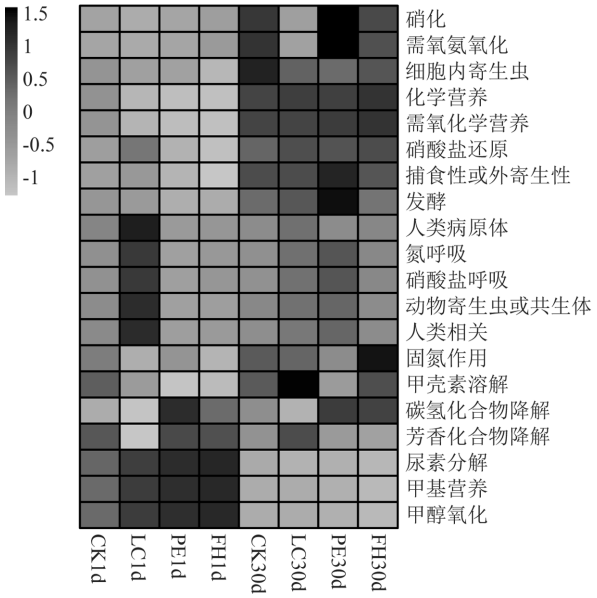


图 5 土壤细菌群落功能类群分析

Fig.5 Functional group analysis of soil bacterial communities

基于 FAPROTAX 对各处理组中土壤细菌群落进行功能预测,并对丰度排名前 20 的功能进行可视化(图 5).发现与对照组相比,在实验第 1d,碳氢化合物降解相关功能类群丰度在 LC 处理组中可能会降低,在 PE 处理组中可能会显著增加,在 FH 处理组中可能会增加.在实验第 30d,硝化和需氧氨氧化相关功能类群丰度在 LC 处理组中可能会显著降低,在 PE 处理组中可能会显著增加,在 FH 处理组中可能变化不显著.捕食性或外寄生性相关功能类群丰度在 PE 处理组中可能会显著增加,在 LC 处理组和 FH 处理组中可能变化不显著.人类病原体功能类群丰度在 LC 处理组中可能会增加,其中在实验第 1d 丰度最高.

2.6 土壤细菌群落网络分析

通过斯皮尔曼(Spearman)秩相关分析并筛选相关性大于 0.4 且 P 值小于 0.05 对丰度排名前 30 属构建细菌互作网络,结果如图 6 所示.实验第 1d,CK 处理组中正相关边数占比是 54.35%,负相关边数占比是 46.65%;高效氯氟氰菊酯处理组中正相关边数占比是 54.02%,负相关边数占比是 45.98%;PE-MPs 处理组中正相关边数占比是 54.68%,负相关边数占比是 45.32%;PE-MPs+高效氯氟氰菊酯处理组中正相关边数占比是 79.17%,负相关边数占比是 20.83%.在实验第 30d,CK 处理组中正相关边数占比是 50.7%,负相关边数占比是 49.3%;高效氯氟氰菊酯处理组中正相关边数占比是 51.41%,负相

关边数占比是 48.59%;PE-MPs 处理组中正相关边数占比是 64.91%,负相关边数占比是 45.98%;PE-MPs+高效氯氟氰菊酯处理组中正相关边数占比是 50.6%,负相关边数占比是 49.4%.与对照组相比,实验第 1d 的 FH 处理组和实验第 30d 的 PE 处理组正相关边数占比显著高于 CK 处理组(P<0.05),说明 PE-MPs 在实验末期会促进丰度排名前 30 属之间的共生或协作关系,而 PE-MPs+高效氯氟氰菊酯则在实验初期会显著促进丰度排名前 30 属之间的共生或协作关系.

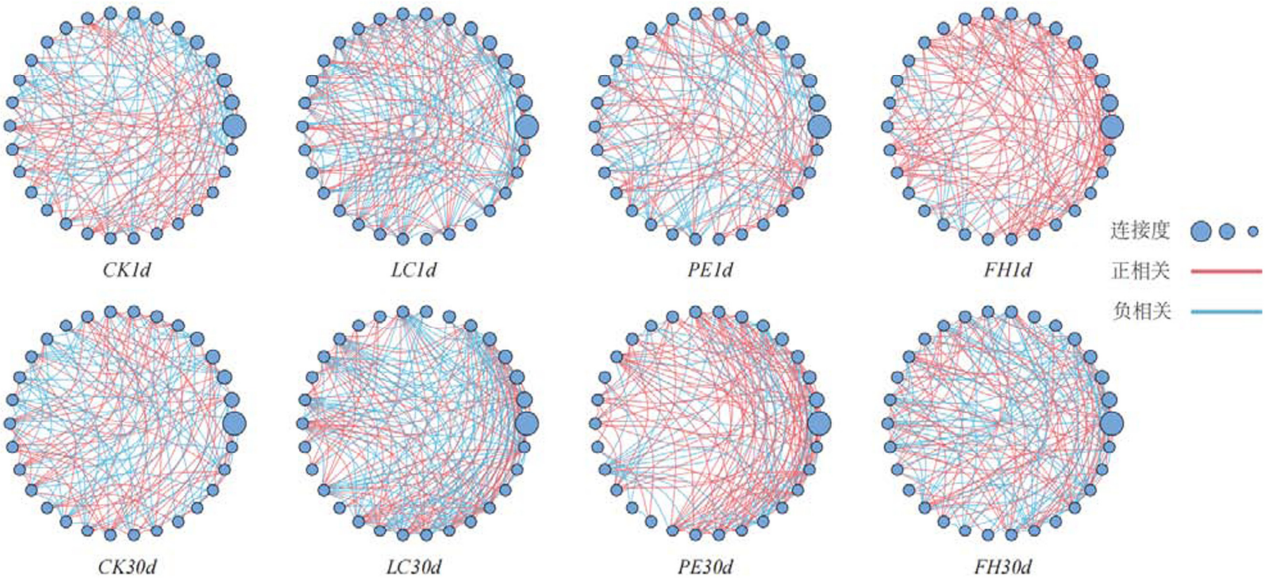


图 6　土壤细菌群落网络分析(丰度排名前 30 的属)

Fig.6　Network analysis of the soil bacterial community (top 30 genera in terms of abundance ranking)

3　讨论

3.1　对小白菜的影响

高效氯氟氰菊酯与 PE-MPs 污染能够显著影响作物的农艺性状.本研究中高效氯氟氰菊酯处理显著增加小白菜鲜重和株高.黄慧[24]等将 5%高效氯氟氰菊酯微乳剂稀释 1000 倍,通过水培实验来种植小白菜,对施药 7d 后小白菜测量发现小白菜鲜重和干重相比对照组显著提高了 9.2%和 18.9%.而 PE-MPs 处理则显著抑制了小白菜生长,这可能是因为 PE-MPs 诱导植物产生过量 ROS,引发膜脂过氧化,破坏细胞膜完整性,导致细胞功能紊乱,干扰叶绿素代谢和碳氮循环进而抑制植物生长[25].当两者同时存在时,高效氯氟氰菊酯能适当的缓解由聚乙烯微塑料产生的对小白菜的抑制作用.可能是高效氯氟氰菊酯激活小白菜中的超氧化物歧化酶和过氧化物酶,短时间内有效清除 ROS,缓解 PE-MPs 引发的氧化损伤[26].

3.2　对群落多样性、结构和组成的影响

在实验初期高效氯氟氰菊酯、PE-MPs 和高效氯氟氰菊酯+PE-MPs 均降低土壤细菌群落多样性.胡晓玥等[21]也研究发现,高密度聚乙烯微塑料、氯嘧磺隆以及它们的复合作用均会降低大豆根际细菌群落的丰富度与多样性.在实验第 30d 发现 LC 处理组微生物群落多样性显著增加,可能是高效氯氟氰菊酯作为外机碳源被细菌利用分解成小分子代谢产物,而这些产物也进一步刺激了其他细菌的生长,使得细菌群落多样性显著增加.此外,实验初期 LC 处理组中敏感菌群被抑制后,耐受菌群通过竞争占据生态位,恢复并增加了群落多样性.高效氯氟氰菊酯与 PE-MPs 的污染,对土壤细菌群落结构产生了显著影响.这是因为外源污染物的添加改变了土壤的理化性质,影响了作物的生长,这些变化又进一步作用于微生物群落结构,最终导致土壤细菌群落处理组成发生了显著改变[27-28].在本研究中变形菌门(Pseudomonadota)作为细菌群落中丰度最高菌门,是有机物的主要分解者,具有降解合成聚合物的能力,其门下的生丝单胞菌科(Hyphomonadaceae)和假单

胞菌属(*Pseudomonas*)可以通过氧化酶或水解酶分解 PE 的碳链结构来降解聚乙烯微塑料[29].鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)作为细菌群落丰度最高菌属,在农药污染治理中具有显著潜力,尤其对高效氯氟氰菊酯等拟除虫菊酯类农药的降解能力突出[30].

3.3 对指示微生物的影响

本研究中不同时期和不同处理组中指示微生物均不相同.嗜甲基菌科(Methylophilaceae)是实验第 1d PE-MPs 污染的的指示类群,其门下嗜甲基菌属(*Methylophilus*)和甲基细杆菌属(*Methylotenera*)可以通过分泌胞外多糖等物质改变微塑料的表面性质,增强对有机污染物的吸附和降解能力,并且该菌可以利用甲醇或单碳化合物作为碳源,对微塑料衍生的有机成分(如塑化剂)具有代谢潜力,在碳循环中起到重要作用[31-32].β-变形菌纲(Betaproteobacteria)是实验第 1d PE-MPs 和高效氯氟氰菊酯复合污染的指示类群,在微塑料表面具有显著定殖能力[33],对微塑料的降解具有潜在的作用[34-35],其纲下包含多种具有降解复杂有机物能力的菌属,如固氮弯曲菌属(*Azoarcus*)和伯克霍尔德菌属(*Burkholderia*),β-变形菌纲(Betaproteobacteria)也对拟除虫菊酯类农药具有突出降解能力[36].浮霉菌门(Planctomycetota)是实验第 30d 高效氯氟氰菊酯污染的指示类群,其依赖复杂碳源生存,可能由于高效氯氟氰菊酯自然裂解和作物根系生长产生的大量碳水化合物使其得到富集,并且还能编码一种多功能酶用于复杂碳水化合物降解[37].

3.4 对群落功能的影响

高效氯氟氰菊酯与 PE-MPs 污染可能会显著改变细菌群落功能,对土壤碳氮循环造成显著影响.在实验第 1d 和第 30d,与对照处理组相比,碳氢化合物降解相关功能类群基因丰度在 LC 处理组中可能降低,推测是高效氯氟氰菊酯可能会抑制烷烃羟化酶等关键降解酶的活性,从而导致相关菌群无法有效利用碳氢化合物[38].在 PE 处理中该类群功能基因丰度可能会显著增加,则因为微塑料的高比表面积和疏水性为碳氢化合物降解菌提供附着点位,在表面形成生物膜微环境[39],促进菌群定殖,并且相关功能菌群通过分泌氧化酶和多处理组分环羟基化二氧酶等关键酶,催化碳氢链的氧化断裂,从而降解微塑料中的碳氢化合物成分[40].在 FH 处理中碳氢化合物降解相关功能类群基因丰度可能在对照处理组与 PE 处理组丰度之间,推测是因为微塑料在促进相关功能菌群定殖的同时,也在吸附高效氯氟氰菊酯,高效氯氟氰菊酯可能会抑制邻近生物膜中的功能类群活性.人类病原体相关功能类群丰度在 LC 处理组中可能会显著增加,特别是在实验第 1d.有研究表明农药可能会通过选择性压力,直接促进耐药性或者适应性的人类病原菌的丰度增殖,并且还会增加土壤中 blaTEM 和 sul 等抗生素抗性基因的丰度[41].

3.5 对互作网络的影响

高效氯氟氰菊酯与 PE-MPs 污染会改变丰度排名前 30 属之间的互作关系.其中正相关边数占比高通常表明细菌之间存在较强的协同作用,而负相关边数占比则可能反映竞争或拮抗关系[42].本研究中 PE-MPs 在实验末期会促进丰度排名前 30 属之间的共生或协作关系,可能是在经历 30d 的暴露后,聚乙烯微塑料作为惰性载体,其长期生态效应逐渐显现,聚乙烯微塑料可能会释放的单体(如邻苯二甲酸酯)并作为一种信号分子,诱导特定功能菌增殖,并促进了它们间的协作作用[43].而 PE-MPs+高效氯氟氰菊酯则在实验初期会显著促进丰度排名前 30 属之间的共生或协作关系,可能是在实验初期 PE-MPs 和高效氯氟氰菊酯复合处理可能引发微生物群落的应激响应,促使优势菌属通过共生协作提升对污染物的代谢能力,但是这种共生关系仅仅是暂时增强,因此在实验第 30d 又恢复到 CK 处理组相近水平[44].

4 结论

4.1 PE-MPs 对小白菜的生长有显著的抑制作用,而高效氯氟氰菊酯则有明显的促进作用,当两者同时存在时,高效氯氟氰菊酯能适当的缓解由聚乙烯微塑料产生的对小白菜根长、鲜重以及株高的抑制作用.在实验第 1d,高效氯氟氰菊酯与 PE-MPs 污染会明显影响细菌群落多样性,抑制一些细菌类群的生长,而随着实验时间的增加高效氯氟氰菊酯能缓解由 PE-MPs 污染物对细菌类群产生的抑制作用.

4.2 在实验第 1d,高效氯氟氰菊酯处理组指示细菌类群是小梨形菌目(Pirellulales);PE-MPs 处理组指示细菌类群是嗜甲基菌科(Methylophilaceae)和丛毛单胞菌科(Comamonadaceae);PE-MPs+高效氯氟氰菊酯处理组指示细菌类群是 β-变形菌纲

(Betaproteobacteria).在实验第 30d,高效氯氟氰菊酯处理组指示细菌类群是浮霉菌门(Planctomycetota); PE-MPs 处理组指示细菌类群是拟杆菌门(Bacteroidota);PE-MPs+高效氯氟氰菊酯处理组指示细菌类群是芽单胞菌门(Gemmatimonadota).

4.3　对照组相比,在实验第 1d 和第 30d,高效氯氟氰菊酯处理可能会使碳氢化合物降解相关功能类群丰度降低,PE-MPs 处理可能会增加碳氢化合物降解相关功能类群丰度,而高效氯氟氰菊酯可能会抑制 PE-MPs 对碳氢化合物降解相关功能类群的促进作用.高效氯氟氰菊酯处理可能会显著增加人类病原体相关功能类群丰度,其中在实验第 1d 的丰度高于第 30d,即在实验初期效果更显著.

4.4　PE-MPs 的添加在实验末期会促进丰度排名前 30 属之间的共生或协作关系,而 PE-MPs+高效氯氟氰菊酯处理则在实验初期会显著促进此类关系.

参考文献：

[1] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic? [J]. Science, 2004,304(5672):838-838.

[2] Kumar M, Xiong X N, He M J, et al. Microplastics as pollutants in agricultural soils [J]. Environmental Pollution, 2020,265:114980.

[3] Ye C, Lin J, Li Z G, et al. Characteristics of microplastic pollution in agricultural soils in Xiangtan, China [J]. Sustainability, 2024,16(17): 7254.

[4] 秦　潇,周　颖,黄　艺.微塑料的人群暴露途径及其健康危害 [J]. 生态毒理学报, 2021,16(5):221-227.
Xiao Q, Ying Z, Yi H. A review of population exposure routes of microplastics and their possible health hazards [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021,16(5):221-227.

[5] 谢洁芬,章家恩,危　晖,等.土壤中微塑料复合污染研究进展与展望 [J]. 生态环境学报, 2022,31(12):2431-2440.
Xie J F, Zhang J E, Wei H, et al. Microplastic-based compound pollution in soil: An overview [J]. Ecology and Environment, 2022, 31(12):2431.

[6] Cheng Y L, Zhu L S, Song W H, et al. Combined effects of mulch film-derived microplastics and atrazine on oxidative stress and gene expression in earthworm (Eisenia fetida) [J]. Science of the Total Environment, 2020,746:141280.

[7] 王晓慧,商文贤,徐宏英,等.高效氯氟氰菊酯的微生物降解研究进展 [J]. 化学与生物工程, 2020,37(3):7-14.
Wang X H, Shang W X, Xu H Y, et al. Research progress in microbial degradation of Lambda-cyhalothrin [J]. Chemistry & Bioengineering, 2020,37(3):7-14.

[8] Michaud J P. Problems inherent to augmentation of natural enemies in open agriculture [J]. Neotropical Entomology, 2018,47:161-170.

[9] Kroeger A, Villegas E, Ordonez-Gonzalez J, et al. Prevention of the transmission of Chagas' disease with pyrethroid-impregnated materials [J]. American Journal of Tropical Medicine and Hygiene, 2003,68(3):307.

[10] Martínez M A, Ares I, Rodríguez J L, et al. Pyrethroid insecticide lambda-cyhalothrin induces hepatic cytochrome P450 enzymes, oxidative stress and apoptosis in rats [J]. Science of the Total Environment, 2018,631:1371-1382.

[11] He L M, Troiano J, Wang A, et al. Environmental chemistry, ecotoxicity, and fate of lambda-cyhalothrin [J]. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 2008,195:71-91.

[12] Fan S F, Zhang F Z, Deng K L, et al. Spinach or amaranth contains highest residue of metalaxyl, fluazifop-p-butyl, chlorpyrifos, and lambda-cyhalothrin on six leaf vegetables upon open field application [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2013,61(9):2039-2044.

[13] Li H Z, Cheng F, Wei Y L, et al. Global occurrence of pyrethroid insecticides in sediment and the associated toxicological effects on benthic invertebrates: an overview [J]. Journal of Hazardous Materials, 2017,324:258-271.

[14] Eissa F, Al-Sisi M, Ghanem K. Occurrence and ecotoxicological risk assessment of pesticides in sediments of the Rosetta branch, Nile River, Egypt [J]. Journal of Environmental Sciences, 2022,118:21-31.

[15] Kumar A, Sharma B, Pandey R S. Toxicological assessment of pyrethroid insecticides with special reference to cypermethrin and ëcyhalothrin in freshwater fishes [J]. International Journal of Biological & Medical Research, 2010,1:315-325.

[16] Eissa F, El-Sawi S, Zidan N E H. Determining pesticide residues in honey and their potential risk to consumers [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2014,23(5).

[17] Li H T, Fang Y H, Ni C B, et al. Lambda-cyhalothrin delays pubertal Leydig cell development in rats [J]. Environmental Pollution, 2018, 242:709-717.

[18] 米健奎.高效氯氟氰菊酯在小白菜和甘蓝上残留和降解的研究 [D]. 合肥:安徽农业大学, 2019.
Mi J K. Study on the residue and degradation of Lambda-cyhalothrin on Pakchoi and Cabbage [D]. Hefei: Anhui Agricultural University, 2019.

[19] 刘　曼.高效氯氟氰菊酯对水源涵养林土壤生境质量的影响 [D]. 哈尔滨:东北林业大学, 2013.
Liu M. Effect of Lambda-cyhalothrin on soil habitat quality of water conservation forest [D]. Harbin: Northeast Forestry University, 2013.

[20] 沈佳怡,李　燕,戴维益,等.高效氯氟氰菊酯对土壤酶活性的影响 [J]. 广州化工, 2017,45(15):85-87.
Shen J Y, Li Y, Dai W Y, et al. Effects of λ-cyhalothrin on soil enzyme activities [J]. Guangzhou Chemical Industry, 2017,45(15):85-87.

[21] 胡晓玥,滑紫微,姚伦广,等.高密度聚乙烯微塑料与氯嘧磺隆对大豆生长和根际细菌群落的复合胁迫效应 [J]. 环境科学, 2024,45(2): 1161-1172.
Hu X Y, Hua Z W, Yao L G, et al. Effects of combined stress of high density polyethylene microplastics and Chlorimuron-ethyl on soybean growth and rhizosphere bacterial community [J]. Environmental Science, 2024,45(2):1161-1172.

[22] Gu S S, Zhou X L, Yu H, et al. Microbial and chemical fertilizers for restoring degraded alpine grassland [J]. Biology and Fertility of Soils,

2023,59(8):911−926.

[23] Feng K, Zhang Z J, Cai W W, et al. Biodiversity and species competition regulate the resilience of microbial biofilm community [J]. Molecular Ecology, 2017,26(21):6170−6182.

[24] 黄 慧.高效氯氟氰菊酯对小白菜生理特性及品质的影响研究 [D]. 杭州:浙江农林大学, 2014.
Huang H. Study on the effect Lambda−cyhalothrin on quality and physiological characteristics in pakchoi [D]. Hangzhou: Zhejiang A&F University, 2014.

[25] 于方明,高 雨,陈玉椽,等.聚乙烯对小白菜生长的潜在影响:内生效应 [J]. 中国环境科学, 2024,44(8):4621−4631.
Yu F M, Gao Y, Chen Y L, et al. Potential impact of polyethylene on the growth of pakchoi(Brassica campestris L.): Endophyte effects [J]. China Environmental Science, 2024,44(8):4621−4631.

[26] 宋家永,李英涛,高 飞,等.高效氯氟氰菊酯对小白菜保护酶活性及脂质过氧化作用的影响 [J]. 江西农业大学学报, 2013,35(5):920−923.
Song J Y, Li Y T, Gao F, et al. Effects of Lambda−cyhalothrin stress on activites of cell defense enzymes and lipid peroxidation in brassica chinensis seedlings [J]. Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis, 2013,35(5):920−923.

[27] 苏 丹,温嘉佳,杨 越,等.土壤中微塑料的污染现状及其对微生物群落的影响 [J]. 山东化工, 2023,52(22):256−258.
Su D, Wen J J, Yang Y, et al. Current status of microplastics pollution in soil and its influence on microbial community [J]. Shandong Chemical Industry, 2023,52(22):256−258.

[28] 陈 昱,张福建,吴超群,等.外源物质对连作豇豆生长发育及其根际土壤理化性质的影响 [J]. 江西农业大学学报, 2017,39(4):655−661.
Chen Y, Zhang F J, Wu C Q, et al. Effect of extraneous factors on the growth of continuous cropping cowpea and rhizosphere soil properties [J]. Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis, 2017,39(4):655−661.

[29] Martínez−Campos S, González−Pleiter M, Fernández−Piñas F, et al. Early and differential bacterial colonization on microplastics deployed into the effluents of wastewater treatment plants [J]. Science of the Total Environment, 2021,757:143832.

[30] Lear G, Kingsbury J M, Franchini S, et al. Plastics and the microbiome: impacts and solutions [J]. Environmental Microbiome, 2021,16:1−19.

[31] Ceshing S, Ye C C, Yi S S, et al. Pseudomethylobacillus aquaticus gen. nov., sp. nov., a new member of the family Methylophilaceae isolated from an artificial reservoir [J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2019,69(11):3551−3559.

[32] He Y X, Wei G N, Tang B R, et al. Microplastics benefit bacteria colonization and induce microcystin degradation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,431:128524.

[33] 袁 强,陆依雯,李墨涵,等.微塑料短期暴露后附着细菌与所在水域环境样本细菌群落及功能差异 [J]. 环境化学, 2024,43(11):3629−3641.
Yuan Q, Lu Y W, LI M H, et al. Difference in community structure and function of bacteria attached to microplastics surface after short−term exposure compared to bacteria in the overlying water and sediment [J]. Environmental Chemistry, 2024,43(11):3629−3641.

[34] 王 燕,李 激,支 尧,等.新型生物质碳源强化脱氮效果及微生物菌群分析 [J]. 环境工程, 2022,40(9):63−68,117.
Wang Y, Li J, Zhi Y, et al. Denitrification enhancement effect and microbial flora analysis of a new biomass carbon source [J]. Environmental Engineering, 2022,40(9):63−68,117.

[35] Uehling J K, Entler M R, Meredith H R, et al. Microfluidics and metabolomics reveal symbiotic bacterial–fungal interactions between Mortierella elongata and Burkholderia include metabolite exchange [J]. Frontiers in Microbiology, 2019,10:2163.

[36] Cycoń M, Piotrowska−Seget Z. Pyrethroid−degrading microorganisms and their potential for the bioremediation of contaminated soils: A review [J]. Frontiers in Microbiology, 2016,7:1463.

[37] Klimek D, Herold M, Calusinska M. Comparative genomic analysis of Planctomycetota potential for polysaccharide degradation identifies biotechnologically relevant microbes [J]. BMC Genomics, 2024,25 (1):523.

[38] Timmis K N. Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology [M]. Berlin, Heidelberg: Springer; 2010.

[39] Pinto M, Zhao Z, Klun K, et al. Microbial consortiums of putative degraders of low−density polyethylene−associated compounds in the ocean [J]. Msystems, 2022,7(2):e01415−21.

[40] Hussein I I, Atta H I, Ibrahim S, et al. Beyond Culturing Approach for Accessing Hydrocarbon−Degrading Microbes in Petroleum Hydrocarbon Polluted Soils: A Perspective [J]. Journal of Environmental Bioremediation and Toxicology, 2022,5(2):25−35.

[41] Zarean M, Dave H S, Brar K S, et al. Environmental drivers of antibiotic resistance: Synergistic effects of climate change, co−pollutants, and microplastics [J]. Journal of Hazardous Materials Advances, 2025,19:100768−100768.

[42] Ratzke C, Barrere J, Gore J. Strength of species interactions determines biodiversity and stability in microbial communities [J]. Nature Ecology & Evolution, 2020,4(3):376−383.

[43] 杜嵘宇,黄二宾,吴化雨,等.羧甲基壳聚糖诱导罗伦隐球酵母对葡萄柚果实细胞壁代谢的影响 [J]. 食品科学, 2024,45(5):243−249.
Du R Y, Huang E B, Wu H Y, et al. Effect of carboxymethyl chitosan on cell wall metabolism of grapefruits induced by cryptococcus laurentii [J]. Food Science, 2024,45(5):243−249.

[44] 黄青春,于晓芹,吴锡伟,等.高效氯氰菊酯和氯菊酯对动物离体细胞活力的影响 [J]. 农药学学报, 2015,17(1):7.
Huang Q C, Yu X Q, Wu X W, et al. Effect of β−cypermethrin and permethrin on the viability of insect and human cells in vitro [J]. Chinese Journal of Pesticide Science, 2015,17(1):7.

作者简介：于 皓(1976−),男,辽宁阜新人,副教授,博士,主要从事环境微生物和土壤生态修复研究.发表论文 20 余篇.micro_yh@126.com.