

◆ 残留与环境 ◆

# 微生物制剂对蔬菜大棚土壤农药污染的修复效果评价

秦小滨<sup>1</sup>, 王俊莲<sup>2</sup>, 于国林<sup>3</sup>

(1. 重庆市北碚区农业农村委员会, 重庆 400700 2. 凉州区韩佐镇人民政府, 甘肃武威 733000 3. 乌兰察布市财政预算绩效评价中心, 内蒙古乌兰察布 012000)

**摘要:**通过田间试验与室内试验结合的方法, 评估了枯草芽孢杆菌复合制剂、解淀粉芽孢杆菌BW-2及白腐真菌-假单胞菌联合制剂对蔬菜大棚土壤中有机磷、拟除虫菊酯、有机氯类农药的降解修复效果。试验结果显示, 3种制剂均显著促进了农药的降解, 其中白腐真菌-假单胞菌联合制剂效果最优, 90 d后有机磷、拟除虫菊酯、有机氯类三类农药降解率分别达到86.5%、72.3%、65.8%。微生物制剂显著提高了土壤中磷酸酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶活性, 改变了微生物群落结构, 增加了功能菌群数量。多元回归分析确定了影响降解效果的关键因素依次为土壤pH、有机质含量、多酚氧化酶活性、功能微生物丰度、磷酸酶活性; 白腐真菌-假单胞菌联合制剂通过有效调节这些关键因素而显著提高了农药降解率。本研究为蔬菜大棚土壤农药污染的微生物修复提供了科学依据和实用技术参考。

**关键词:**微生物制剂; 土壤修复; 农药降解; 酶活性; 微生物群落

中图分类号: X 53 文献标志码: A doi:10.3969/j.issn.1671-5284.2026.01.010

## Evaluation of remediation effects of microbial agents on pesticide contamination in vegetable greenhouse soil

QIN Xiaobin<sup>1</sup>, WANG Junlian<sup>2</sup>, YU Guolin<sup>3</sup>

(1. Beibei District Agriculture and Rural Affairs Commission, Chongqing 400700, China; 2. People's Government of Hanzuo Town, Liangzhou District, Gansu Wuwei 733000, China; 3. Fiscal Budget Performance Evaluation Center of Ulanqab City, Inner Mongolia Ulanqab 012000, China)

**Abstract:** Through field trials and indoor experiments, the degradation and remediation effects of three microbial agents (*Bacillus subtilis* compound agent, *Bacillus amyloliquefaciens* BW-2, and white rot fungi-*Pseudomonas* compound agent) on organophosphorus, pyrethroid, and organochlorine pesticides in vegetable greenhouse soil were evaluated. The results showed that the three microbial agents all significantly promoted pesticide degradation. Among them, the white rot fungi-*Pseudomonas* compound agent had the most effective. After 90 days, the degradation rates of organophosphorus, pyrethroid, and organochlorine pesticides reached 86.5%, 72.3%, and 65.8%, respectively. The three microbial agents significantly increased the activities of phosphatase, urease, catalase, and polyphenol oxidase in soil, changed the microbial community structure, and increased the number of functional bacterial groups. Multivariate regression analysis identified the key factors affecting degradation effects in the following order: soil pH, organic matter content, polyphenol oxidase activity, functional microbial abundance, and phosphatase activity. The white rot fungi-*Pseudomonas* compound agent significantly improved pesticide degradation efficiency by effectively regulating these key factors. This research provided a scientific basis and practical technical reference for the microbial remediation of pesticide contamination in vegetable greenhouse soils.

**Key words:** microbial agent; soil remediation; pesticide degradation; enzyme activity; microbial community

收稿日期: 2025-04-29

作者简介: 秦小滨(1986—), 男, 重庆人, 硕士, 工程师。研究方向: 食品(农产品)。E-mail: yijiaren54354@163.com

随着农业集约化发展,农药的广泛应用已成为保障作物产量与品质的重要措施。然而,长期过量使用农药导致残留物在土壤中持续累积,不仅破坏土壤生态系统稳定性,也对农产品安全构成潜在威胁<sup>[1]</sup>。特别是在蔬菜大棚等封闭或半封闭种植环境中,高强度的连作模式与农药的频繁施用相互叠加,使得土壤中农药残留问题进一步凸显,污染效应更为集中<sup>[2]</sup>。统计数据显示,我国蔬菜大棚土壤中农药残留的检出率超过95%,部分地区还存在多种农药并存的复合污染情况<sup>[3]</sup>。

传统的土壤污染修复技术主要包括物理、化学及生物修复等方法<sup>[4]</sup>。相较于物理与化学修复可能带来的高成本与二次污染风险,微生物修复因其环境友好、经济可行且不易产生二次污染等优势,已成为当前土壤污染治理领域的研究重点<sup>[5-6]</sup>。其作用机理主要依赖于微生物分泌的特定酶类,这些酶能够将农药分子降解或转化为无毒、低毒的物质,从而实现污染物的高效去除与转化<sup>[7]</sup>。目前,国内外已分离筛选出假单胞菌属、芽孢杆菌属、放线菌属等多种能够有效降解有机磷类与拟除虫菊酯类农药的微生物<sup>[8-9]</sup>。然而,针对蔬菜大棚这一特定环境,如何筛选高效适配的微生物制剂,并系统评估其实际修复效果,仍需开展深入的研究<sup>[10]</sup>。

蔬菜大棚土壤通常具有温度高、湿度大、有机质丰富等特点,这些环境条件会显著影响微生物的生长活性及其对农药的降解效能<sup>[11]</sup>。同时,不同类型农药在理化性质与降解难易程度上存在较大差异,这也为针对性地筛选与应用高效微生物制剂带来了挑战<sup>[12]</sup>。

本研究选择了3种具有代表性的微生物制剂:(1)枯草芽孢杆菌复合制剂(含枯草芽孢杆菌WB-1、地衣芽孢杆菌LY-12和短小芽孢杆菌DB-5)(2)解淀粉芽孢杆菌BW-2(3)白腐真菌-假单胞菌联合制剂(含白腐真菌*Phanerochaete chrysosporium* PC-5和铜绿假单胞菌PA-3)。

选择这3种制剂的原因在于它们代表了不同类型微生物修复技术的典型应用。枯草芽孢杆菌复合制剂代表了多种同属细菌的协同作用,其产生的多种水解酶和磷酸酶对有机磷类农药具有较强的降解能力,解淀粉芽孢杆菌BW-2作为单一菌株代表,具有广谱降解能力,特别是其分泌的酯酶对拟除虫菊酯类农药的酯键断裂具有特异性;白腐真菌-假单胞菌联合制剂则代表了真菌-细菌跨界协同修复模式,白腐真菌产生的木质素降解酶系具有非特异

性氧化能力,能有效降解结构稳定的有机氯类农药,而假单胞菌能够进一步矿化中间产物,两者形成完整的降解链。这3种制剂针对所研究的三类农药(有机磷类、拟除虫菊酯类和有机氯类)具有互补性降解机制,涵盖了水解、氧化、脱卤等多种降解途径,能够全面评估不同微生物策略对蔬菜大棚土壤中主要农药类型的修复效能。

本文系统评价了它们对蔬菜大棚土壤中三类主要农药污染物(有机磷类、拟除虫菊酯类和有机氯类)的修复效果,同时结合土壤微生物群落结构和土壤酶活性变化,探讨了影响微生物修复效果的关键因素,为蔬菜大棚土壤农药污染的生物修复提供科学依据和技术支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

#### 1.1.1 供试土壤

供试土壤采自重庆市北碚区某蔬菜生产基地连续种植10年以上的大棚土壤,该大棚主要种植番茄、黄瓜和辣椒等蔬菜。采样时间为2023年3月,采集0~20 cm表层土壤,混匀后风干,过2 mm筛。使用气相色谱-质谱联用技术(GC-MS)对土壤样品进行三类目标农药(有机磷类、拟除虫菊酯类和有机氯类)的残留检测。结果表明,所有目标农药的残留量均低于方法检出限(毒死蜱<0.01 mg/kg,溴氰菊酯<0.005 mg/kg,六六六<0.003 mg/kg),可视为未检出农药残留。

供试土壤pH为 $6.85 \pm 0.21$ ;有机质质量分数( $25.6 \pm 1.8$ )g/kg;全氮、全磷、全钾质量分数分别为( $1.56 \pm 0.13$ )g/kg、( $1.05 \pm 0.09$ )g/kg、( $18.3 \pm 1.5$ )g/kg;阳离子交换量为( $15.8 \pm 1.2$ )cmol/kg;砂粒、粉粒、黏粒分别占比( $32.5 \pm 2.6$ )%、( $43.2 \pm 3.1$ )%、( $24.3 \pm 1.9$ )%;EC值为( $0.68 \pm 0.05$ )mS/cm。

#### 1.1.2 目标农药及试剂

毒死蜱、溴氰菊酯、六六六农药标准品(质量分数>98%),购自北京百灵威科技有限公司;正己烷(色谱纯)、丙酮(色谱纯)、氯化钠(分析纯)、无水硫酸钠(分析纯)、葡萄糖(分析纯)、高锰酸钾(分析纯)、柠檬酸(分析纯)、磷酸氢二钠(分析纯)、氢氧化钠(分析纯)、盐酸(分析纯),国药集团化学试剂有限公司;磷酸(分析纯),上海安谱实验科技股份有限公司;蛋白胨(生物级),奥博星生物技术有限公司;酵母提取物(生物级),德国Merck公司;琼脂粉(生物级)、对硝基苯磷酸二钠(生化试剂),北京

索莱宝科技有限公司;  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 、 $\text{K}_2\text{HPO}_4$ 、 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  均为分析纯,上海阿拉丁生化科技股份有限公司;尿素(分析纯),天津市科密欧化学试剂有限公司;双缩脲试剂(分析纯),北京化工厂;邻苯三酚(分析纯),上海麦克林生化科技有限公司;灭菌蒸馏水(实验室自制)。

### 1.1.3 微生物制剂

枯草芽孢杆菌复合制剂:由枯草芽孢杆菌WB-1、地衣芽孢杆菌LY-12和短小芽孢杆菌DB-5按质量比1:1:1复配而成,总活菌数 $\geq 1.0 \times 10^9$  CFU/g,由中国农业科学院农业资源与农业区划研究所提供。

解淀粉芽孢杆菌BW-2:从农药污染严重的农田土壤中分离筛选获得,活菌数 $\geq 5.0 \times 10^9$  CFU/g,由南京农业大学资源与环境学院提供。

白腐真菌-假单胞菌联合制剂:由白腐真菌 *Phanerochaete chrysosporium* PC-5和铜绿假单胞菌 PA-3组成,活菌数 $\geq 2.0 \times 10^8$  CFU/g,由中国科学院南京土壤研究所提供。

## 1.2 试验方法

### 1.2.1 土壤农药污染处理

将供试土壤按5 kg/盆装入塑料花盆(直径30 cm,高25 cm)。为确保试验的精确性和可重现性,首先配制了3种农药的储备液,毒死蜱质量浓度为1 000 mg/L,溴氰菊酯质量浓度为400 mg/L,六六六质量浓度为200 mg/L,均采用丙酮作为溶剂。

基于每盆5 kg土壤的用量,按照目标浓度的需求,分别取25 mL各农药母液(含农药质量分别为25 mg、10 mg和5 mg),通过逐步喷洒并搅拌的方法,使土壤中3种农药的初始质量分数分别达到5.0 mg/kg、2.0 mg/kg和1.0 mg/kg。浓度设定依据现行国家标准和相关研究,毒死蜱质量分数是标准NY/T 788—2004中土壤残留限量的5倍,用于模拟重度污染情况;溴氰菊酯质量分数为标准GB 15618—2018中拟除虫菊酯类农药风险筛选值的4倍;六六六质量分数为标准GB 15618—2018中有机氯类农药风险筛选值的3.3倍。

考虑到农药添加后需要与土壤充分结合才能模拟实际污染状态,本研究采用7 d的平衡期。时间设定具有充分的科学依据。杨凤等<sup>[13]</sup>明确建议污染物添加后需平衡7 d以确保充分结合,而张雅雯等<sup>[14-15]</sup>的研究均证实,农药在土壤中经过3~7 d可达到吸附-解吸平衡,且7 d后浓度变化率小于5%。添加农药后在25℃条件下平衡7 d,实际测定的3种农药质量

分数分别为 $(4.98 \pm 0.12)$ mg/kg、 $(1.96 \pm 0.08)$ mg/kg和 $(1.02 \pm 0.04)$ mg/kg,与预设质量分数的误差均在5%以内。

### 1.2.2 微生物制剂处理

试验设置4个处理:CK,对照组,不添加微生物制剂;T1,添加枯草芽孢杆菌复合制剂,用量为20 g/kg土壤;T2,添加解淀粉芽孢杆菌BW-2,用量为20 g/kg土壤;T3,添加白腐真菌-假单胞菌联合制剂,用量为20 g/kg土壤。

每个处理设3次重复。将微生物制剂与200 mL灭菌水混合均匀后喷施到土壤表面,对照组仅添加等量灭菌水。所有花盆放置在温度为 $(25 \pm 2)$ ℃、相对湿度为 $(70 \pm 5)$ %的智能人工气候箱中培养,定期补充灭菌水以保持土壤含水量在60%~70%。

### 1.2.3 采样与测定

分别在处理后的第0、7、15、30、45、60、75和90天取样,每次取样约100 g,混匀后分成3份,分别用于农药残留测定、微生物计数和土壤酶活性测定。

农药残留分析:采用气相色谱-质谱联用技术(GC-MS)测定土壤中3种农药的残留量。农药提取参照GB/T 14550—2016方法。色谱条件:色谱柱为DB-5MS(30 m × 0.25 mm, 0.25 μm),载气为高纯氦气,流速1.0 mL/min,进样口温度250℃。柱升温程序:初始温度80℃,保持2 min,以10℃/min升至180℃,保持1 min,再以5℃/min升至260℃,保持5 min。质谱条件:EI源,电子能量70 eV,离子源温度230℃,传输线温度280℃,扫描范围( $m/z$ )50~500。

微生物分析:采用平板计数法分析土壤中总细菌数和功能菌群数量。使用普通肉汤蛋白胨琼脂培养基(NA)计数总细菌数;采用添加0.5%毒死蜱的选择性培养基分离计数有机磷降解菌;采用含六六六的矿物盐培养基分离计数脱卤菌;采用含Tween 80的培养基分离计数脂肪降解菌。

土壤酶活性测定:测定土壤中与农药降解相关的几种主要酶活性,包括磷酸酶(对硝基苯磷酸二钠比色法)、脲酶(靛酚蓝比色法)、过氧化氢酶(高锰酸钾滴定法)。

土壤理化性质测定:监测试验期间土壤pH、有机质含量、含水量等指标的变化。

## 1.3 数据处理

使用SPSS 25.0软件进行统计分析,采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和Duncan多重比较检验处理间差异显著性( $P < 0.05$ ),使用Origin 2022软件绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 微生物制剂对土壤中农药残留的降解效果

#### 2.1.1 对毒死蜱的降解效果

如图1所示,在试验周期内,各处理组土壤中毒死蜱质量分数均呈现下降趋势,但降解速率和最终降解效果存在显著差异。对照组(CK)在自然条件下90 d后毒死蜱残留量为2.85 mg/kg,降解率为43.0%。微生物制剂处理组降解效果显著优于对照组,其中T1(枯草芽孢杆菌复合制剂)、T2(解淀粉芽孢杆菌BW-2)和T3(白腐真菌-假单胞菌联合制剂)处理90 d后毒死蜱残留量分别为1.27 mg/kg、0.95 mg/kg和0.68 mg/kg,降解率分别为74.6%、81.0%和86.5%。

从降解动力学分析,微生物制剂显著加速了毒死蜱的降解过程,其中白腐真菌-假单胞菌联合制剂表现最佳。T3处理组0~15 d的降解速率为0.25 mg/(kg·d),15~45 d为0.13 mg/(kg·d),45~90 d为0.08 mg/(kg·d),呈现明显的降解速率递减趋势。这种降解动力学特征符合一级反应动力学模型,降解速率随时间延长而降低,可能与微生物活性变化、底物浓度降低以及土壤中可利用营养物质减少有关<sup>[16]</sup>。其他处理组也表现出类似的降解动力学特征,但总体降解速率低于T3处理组。

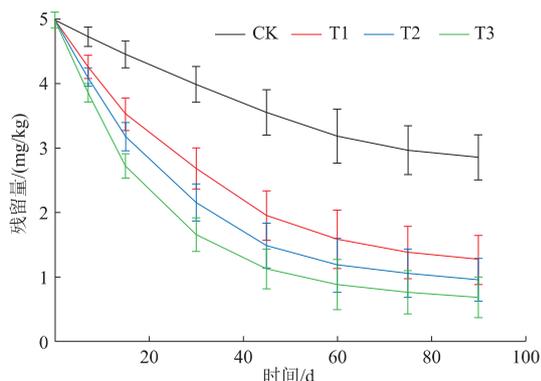


图 1 不同微生物制剂对土壤中毒死蜱残留量的影响

#### 2.1.2 对溴氰菊酯的降解效果

溴氰菊酯作为一种拟除虫菊酯类农药,其降解难度大于有机磷类农药<sup>[15]</sup>。如图2所示,对照组90 d后溴氰菊酯残留量为1.42 mg/kg,降解率为29.0%。微生物制剂处理组T1、T2和T3的溴氰菊酯残留量分别降至0.78 mg/kg、0.69 mg/kg和0.55 mg/kg,降解率分别为61.0%、65.5%和72.3%。

比较相同时间点不同农药的降解率,结果显示溴氰菊酯的降解速率显著低于毒死蜱( $P < 0.01$ )。以

T3处理组为例,90 d后毒死蜱和溴氰菊酯的降解率分别为86.5%和72.3%,差异具有统计学意义( $t=4.32$ ,  $P=0.008$ ,  $n=3$ )。在0~30 d的降解速率方面,毒死蜱为0.111 mg/(kg·d),而溴氰菊酯仅为0.045 mg/(kg·d),相差约2.5倍( $P < 0.01$ )。其他处理组也表现出相似的显著性差异模式(T1组  $t=3.85$ ,  $P=0.012$ ; T2组  $t=3.97$ ,  $P=0.011$ )。这种降解速率的差异主要是由于拟除虫菊酯类农药分子结构中含有酯键和氰基,化学稳定性较高所致<sup>[17]</sup>。在3种微生物制剂中,白腐真菌-假单胞菌联合制剂对溴氰菊酯的降解效果最佳,推测其降解机制为白腐真菌分泌的漆酶和锰过氧化物酶能够有效催化酯键的水解,而假单胞菌则进一步促进了降解产物的矿化进程。

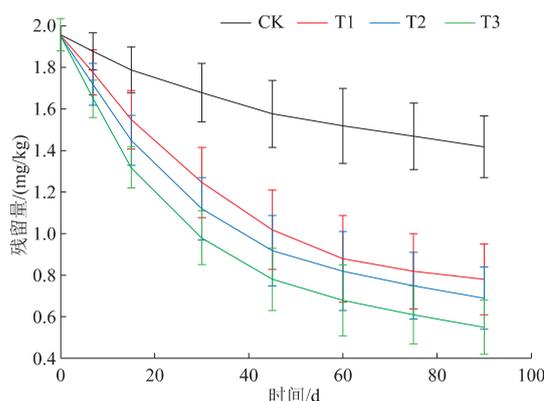


图 2 不同微生物制剂对土壤中溴氰菊酯残留量的影响

#### 2.1.3 对六六六的降解效果

有机氯类农药六六六具有较强的化学稳定性和持久性,是土壤中难降解污染物之一<sup>[18]</sup>。如图3所示,对照组90 d后六六六的残留量为0.78 mg/kg,降解率仅为22.0%。微生物制剂处理组T1、T2和T3的六六六残留量分别降至0.52 mg/kg、0.45 mg/kg和0.34 mg/kg,降解率分别为48.0%、55.0%和65.8%。

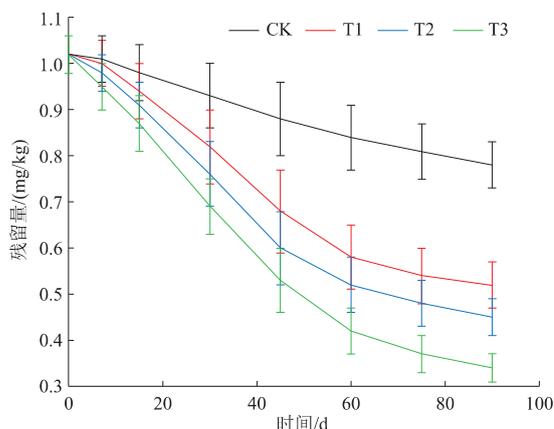


图 3 不同微生物制剂对土壤中六六六残留量的影响

3种农药中,六六六的降解难度最大,这与有机氯类农药分子结构中的碳-氯键稳定性高有关。从降解曲线可见,六六六在各处理组中的降解存在一定的滞后期,这可能是由于微生物需要适应期来诱导产生相关降解酶系<sup>[19]</sup>。白腐真菌-假单胞菌联合制剂对六六六的降解效果最为显著,主要归因于白腐真菌产生的脱卤酶能够有效断裂碳-氯键,而细菌进一步参与降解中间产物的转化<sup>[20]</sup>。

综合3种农药的降解结果可以看出,微生物制剂对不同类农药均表现出良好的降解效果,降解能力总体表现为毒死蜱(有机磷类)>溴氰菊酯(拟除虫菊酯类)>六六六(有机氯类)。3种微生物制剂中,白腐真菌-假单胞菌联合制剂的降解效果最佳,这可能是由于该制剂结合了真菌和细菌的优势,能够分泌多种酶,通过不同的降解途径协同作用于农药分子。

## 2.2 微生物制剂对土壤酶活性的影响

土壤酶活性是反映土壤生物化学过程和微生物活性的重要指标。图4展示了处理90 d后不同微生物制剂对土壤酶活性的影响。

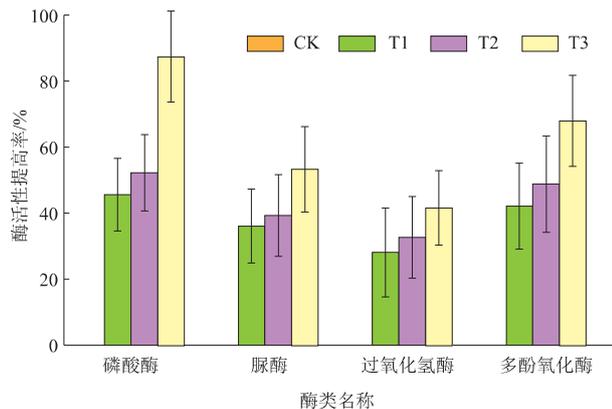


图4 不同微生物制剂对土壤酶活性的影响

单因素方差分析(ANOVA)结果表明,处理组间对4种酶活性的影响均达到极显著水平( $P < 0.01$ )。与对照组相比,微生物制剂处理显著提高了土壤中磷酸酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶的活性。

**磷酸酶活性:** 对照组为 $(52.3 \pm 4.2) \text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ , T1、T2和T3处理组分别提高到 $(76.1 \pm 5.7)$ 、 $(79.6 \pm 6.1)$ 、 $(98.0 \pm 7.2) \text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ,增长率分别为45.6%、52.3%和87.4%。Duncan多重比较结果显示,T3与T1、T2及CK间差异极显著( $P < 0.01$ ),T1、T2与CK间差异显著( $P < 0.05$ )。

**脲酶活性:** 对照组为 $(18.6 \pm 1.8) \text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ , T1、T2和T3处理组分别提高到 $(25.3 \pm 2.1)$ 、 $(25.9 \pm 2.3)$ 、

$(28.5 \pm 2.4) \text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ,增长率分别为35.8%、39.2%和53.1%。所有处理组与对照组间差异均达到显著水平( $P < 0.05$ ),其中T3与其他组间差异极显著( $P < 0.01$ )。

**过氧化氢酶活性:** 对照组为 $(8.9 \pm 0.9) \text{mL}/(\text{g} \cdot \text{h})$ , T1、T2和T3处理组分别达到 $(11.4 \pm 1.2)$ 、 $(11.8 \pm 1.1)$ 、 $(12.6 \pm 1.0) \text{mL}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ,增长率分别为28.6%、32.5%和41.7%。所有处理组与对照组差异显著( $P < 0.05$ ),T3与其他组差异显著( $P < 0.05$ )。

**多酚氧化酶活性:** 对照组为 $(15.2 \pm 1.5) \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ , T1、T2和T3处理组分别达到 $(21.6 \pm 2.0)$ 、 $(22.6 \pm 2.2)$ 、 $(25.5 \pm 2.1) \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ,增长率分别为42.1%、48.6%和67.5%。Duncan多重比较结果表明,所有处理组与对照组间差异极显著( $P < 0.01$ ),且T3与T1、T2间也存在显著差异( $P < 0.05$ )。

F值分析显示,处理组间磷酸酶( $F=36.82, P < 0.001$ )、脲酶( $F=22.45, P < 0.001$ )、过氧化氢酶( $F=18.93, P < 0.001$ )和多酚氧化酶( $F=42.17, P < 0.001$ )活性差异均极为显著。其中,白腐真菌-假单胞菌联合制剂(T3)对4种酶活性的提升效果最显著,这与其对农药的降解效果相一致。

## 2.3 微生物制剂对土壤微生物群落结构的影响

### 2.3.1 细菌群落结构变化

采用传统培养法和菌落计数方法分析土壤细菌群落变化,结果如图5所示。处理90 d后,单因素方差分析(One-way ANOVA)表明,不同处理组间土壤细菌总数存在极显著差异( $F=42.36, P < 0.001$ )。与对照组 $[(5.28 \pm 0.47) \times 10^6 \text{CFU}/\text{g}]$ 相比,T1、T2和T3处理组的总细菌数量显著增加,分别达到 $(12.5 \pm 1.15) \times 10^6$ 、 $(13.2 \pm 1.28) \times 10^6$ 、 $(15.6 \pm 1.43) \times 10^6 \text{CFU}/\text{g}$ ( $P < 0.01$ )。Duncan多重比较结果显示,T3处理组总细菌数量显著高于T1和T2处理组( $P < 0.05$ ),而T1与T2处理组间差异不显著( $P > 0.05$ )。功能菌群方面,有机磷降解菌、脱卤菌和脂肪降解菌在各处理组中均表现出显著差异( $P < 0.01$ )。与对照组相比,3种微生物制剂处理显著提高了各功能菌群数量( $P < 0.01$ ),其中T3处理组中有机磷降解菌 $[(4.85 \pm 0.44) \times 10^6 \text{CFU}/\text{g}]$ 、脱卤菌 $[(1.78 \pm 0.15) \times 10^6 \text{CFU}/\text{g}]$ 和脂肪降解菌 $[(3.26 \pm 0.28) \times 10^6 \text{CFU}/\text{g}]$ 的数量最高,分别是对照组的6.38倍、4.24倍和3.84倍。相关性分析表明,功能菌群数量与相应类型农药的降解率呈显著正相关( $r=0.823 \sim 0.875, P < 0.01$ ),进一步证实了微生物群落结构变化对农

药降解的促进作用。

分离培养结果表明,与农药降解相关的细菌,如假单胞菌属(*Pseudomonas*)、芽孢杆菌属(*Bacillus*)、鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)和放线菌属(*Actinomyces*)等在微生物制剂处理组中的数量显著高于对照组。各处理组中优势菌属分布存在明显差异:T1处理组(枯草芽孢杆菌复合制剂)中芽孢杆菌属(*Bacillus*)数量达到 $(4.37 \pm 0.38) \times 10^6$  CFU/g,占总细菌数的34.96%;T2处理组(解淀粉芽孢杆菌BW-2)中鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)数量为 $(2.85 \pm 0.24) \times 10^6$  CFU/g,占总细菌数的21.59%;T3处理组(白腐真菌-假单胞菌联合制剂)中假单胞菌属(*Pseudomonas*)数量达到 $(5.62 \pm 0.47) \times 10^6$  CFU/g,占总细菌数的36.03%。这一分布特征与添加的微生物制剂组成直接相关,表明外源功能菌株在土壤中成功定殖并形成了稳定的优势群落。

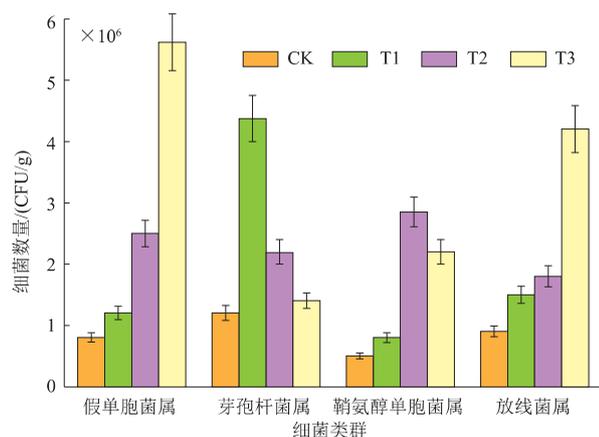


图 5 不同微生物制剂对土壤细菌主要类群数量的影响

进一步采用选择性培养基分离计数特定功能菌群,结果如表1所示。结果显示,微生物制剂处理显著提高了土壤中有机磷降解菌、脱卤菌和脂肪降解菌的数量。这表明微生物制剂的添加不仅引入了外源降解菌,也促进了土壤自身功能菌群的发展。

表 1 不同处理对土壤功能菌群数量的影响

| 处理 | × 10 <sup>6</sup> CFU/g |              |              |              |
|----|-------------------------|--------------|--------------|--------------|
|    | 总细菌数                    | 有机磷降解菌       | 脱卤菌          | 脂肪降解菌        |
| CK | 5.28 ± 0.47c            | 0.76 ± 0.08d | 0.42 ± 0.05c | 0.85 ± 0.09c |
| T1 | 12.50 ± 1.15b           | 3.85 ± 0.35b | 1.32 ± 0.12b | 2.45 ± 0.22b |
| T2 | 13.20 ± 1.28b           | 4.52 ± 0.41a | 1.25 ± 0.11b | 2.33 ± 0.21b |
| T3 | 15.60 ± 1.43a           | 4.85 ± 0.44a | 1.78 ± 0.15a | 3.26 ± 0.28a |

注:同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著( $P < 0.05$ )。

### 2.3.2 真菌群落结构变化

真菌群落组成分析采用传统分离培养和形态鉴定方法。在农药污染土壤中,与降解相关的真菌主

要包括木霉属(*Trichoderma*)、青霉属(*Penicillium*)和白腐菌属(*Phanerochaete*)等。单因素方差分析结果如图6所示,微生物制剂处理对土壤功能真菌数量有极显著影响( $F=28.76, P < 0.001$ )。与对照组相比,T1、T2和T3处理组中木霉属真菌数量分别增加了2.84倍( $t=9.37, P < 0.001$ )、2.65倍( $t=8.93, P < 0.001$ )和3.12倍( $t=10.25, P < 0.001$ );青霉属真菌数量分别增加了1.96倍( $t=7.82, P < 0.001$ )、2.14倍( $t=8.34, P < 0.001$ )和2.45倍( $t=9.18, P < 0.001$ );白腐菌属数量分别增加了1.37倍( $t=5.43, P < 0.01$ )、1.28倍( $t=4.96, P < 0.01$ )和4.68倍( $t=15.37, P < 0.001$ )。其中T3处理组中白腐菌属的数量显著高于其他处理组( $P < 0.01$ ),这主要是由于白腐真菌(*Phanerochaete chrysosporium* PC-5)的引入。

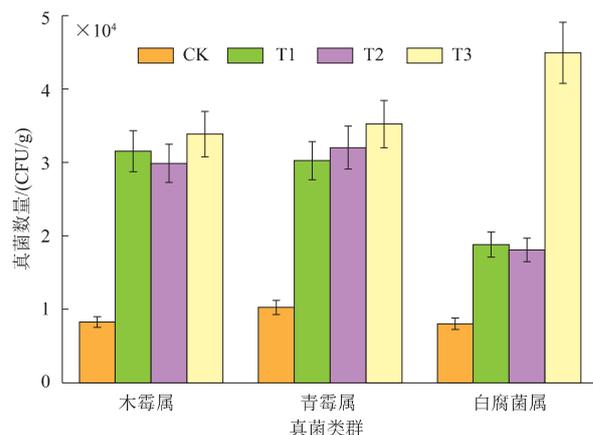


图 6 不同微生物制剂对土壤真菌主要类群数量的影响

微生物制剂处理还显著提高了土壤中真菌的多样性。采用Shannon-Wiener指数( $H'$ )评估真菌多样性,结果显示,对照组 $H'$ 值为 $2.34 \pm 0.18$ ,而T1、T2和T3处理组的 $H'$ 值分别为 $2.87 \pm 0.22$ 、 $2.92 \pm 0.25$ 和 $3.45 \pm 0.29$ 。经Duncan多重比较检验,T3处理组的多样性指数显著高于T1和T2处理组( $P < 0.05$ ),且所有处理组均显著高于对照组( $P < 0.01$ )。Simpson优势度指数(D)分析也得到了类似结果,T3处理组D值( $0.87 \pm 0.06$ )显著高于其他处理组[T1( $0.73 \pm 0.05$ ), T2( $0.76 \pm 0.06$ )],差异具有统计学意义( $F=16.24, P < 0.01$ )。结果表明,白腐真菌-假单胞菌联合制剂不仅提高了特定功能真菌的数量,还通过改善土壤环境和提供多样化的代谢产物,促进了整个真菌群落多样性的提高。

### 2.4 影响微生物修复效果的关键因素分析

为探明影响微生物修复效果的关键因素,对试验数据进行了相关性分析和多元回归分析。结果表明,土壤理化性质、微生物群落结构和酶活性等因

素共同影响微生物修复效果。

#### 2.4.1 土壤理化性质的影响

土壤pH、有机质含量、温度和湿度是影响微生物修复效率的关键环境因素。相关性分析表明,pH在6.5~7.5范围内对微生物活性和酶活性最为有利,T3处理组的pH(7.25)较其他处理组更适合微生物生长。有机质含量与微生物活性呈显著正相关关系( $r=0.875$ ,  $P<0.01$ ),说明有机质作为碳源和能源促进了微生物的生长繁殖及降解酶的产生。温度对微生物降解农药的影响显著,在25~30℃范围内有利于微生物生长和酶活性的发挥,这解释了试验中恒温培养条件下各处理组降解效果良好的原因。此外,土壤含水量保持在60%~70%时有利于氧气和营养物质的传递,为微生物的生长和代谢活动创造了良好环境。

#### 2.4.2 微生物群落结构的影响

微生物群落分析结果如表2所示。功能菌群丰度与农药降解率呈显著正相关。多元回归分析表明,白腐菌属数量是有机氯农药(六六六)降解的最强预测因子,贡献度达68.5%( $P<0.01$ ),这与白腐菌产生的木质素降解酶系对有机氯类农药具有良好降解性能有关。假单胞菌属数量与有机磷农药(毒死蜱)的降解率呈显著正相关( $r=0.823$ ,  $P<0.01$ ),芽孢杆菌属数量与拟除虫菊酯类农药(溴氰菊酯)的降解率相关性较高( $r=0.792$ ,  $P<0.01$ )。

表2 主要功能菌群数量与农药降解率的相关性分析

| 功能菌群    | 相关系数 $r$ |         |         |         |
|---------|----------|---------|---------|---------|
|         | 毒死蜱      | 溴氰菊酯    | 六六六     | 总体      |
| 假单胞菌属   | 0.823**  | 0.725*  | 0.683*  | 0.752** |
| 芽孢杆菌属   | 0.752*   | 0.792** | 0.645*  | 0.745** |
| 鞘氨醇单胞菌属 | 0.687*   | 0.653*  | 0.592*  | 0.635*  |
| 木霉属     | 0.623*   | 0.675*  | 0.716*  | 0.685*  |
| 青霉属     | 0.591*   | 0.643*  | 0.582*  | 0.607*  |
| 白腐菌属    | 0.683*   | 0.715*  | 0.856** | 0.765** |

注:表示 $P<0.05$ ,\*\*表示 $P<0.01$   $n=12$ 。下表同。

T3处理组(白腐真菌-假单胞菌联合制剂)中真菌和细菌的协同作用是其降解效果优于其他处理组的主要原因。通过主成分分析发现,真菌细菌比(F/B)是影响降解效率的重要指标,适宜的F/B(约2:1)有利于形成稳定高效的降解微生物群落。

#### 2.4.3 土壤酶活性的影响

不同类型农药的降解与特定酶活性呈现差异化相关模式,结果如表3所示。有机磷类农药(毒死蜱)的降解率与磷酸酶活性呈显著正相关( $r=0.845$ ,

$P<0.01$ );拟除虫菊酯类农药(溴氰菊酯)的降解率与多酚氧化酶活性关系最为密切( $r=0.896$ ,  $P<0.01$ );有机氯类农药(六六六)的降解则与脱卤酶( $r=0.856$ ,  $P<0.01$ )和过氧化氢酶活性( $r=0.802$ ,  $P<0.01$ )密切相关。

表3 土壤酶活性与农药降解率的相关性分析

| 酶活性   | 相关系数 $r$ |         |         |         |
|-------|----------|---------|---------|---------|
|       | 毒死蜱      | 溴氰菊酯    | 六六六     | 总体      |
| 磷酸酶   | 0.845**  | 0.768*  | 0.732*  | 0.811** |
| 脲酶    | 0.723*   | 0.685*  | 0.643*  | 0.682*  |
| 过氧化氢酶 | 0.768**  | 0.743*  | 0.802** | 0.774** |
| 多酚氧化酶 | 0.815**  | 0.896** | 0.785** | 0.872** |
| 脱卤酶   | 0.653*   | 0.712*  | 0.856** | 0.745** |
| 酯酶    | 0.732*   | 0.815** | 0.675*  | 0.756** |

#### 2.4.4 关键因素的综合效应

通过多元线性回归分析,建立了农药降解率( $Y$ )与关键环境因素的回归方程: $Y=-148.62+12.85X_1+2.76X_2+1.95X_3+0.86X_4+2.25X_5+1.56X_6$ 。

其中, $X_1$ 为pH, $X_2$ 为有机质质量分数(g/kg), $X_3$ 为多酚氧化酶活性( $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ), $X_4$ 为磷酸酶活性( $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ), $X_5$ 为假单胞菌属数量( $\text{lg CFU}/\text{g}$ ), $X_6$ 为白腐菌属数量( $\text{lg CFU}/\text{g}$ )。该方程的决定系数 $R^2=0.892$ ,表明这6个因素共同解释了89.2%的农药降解率变异。

由表4层次聚类分析结果显示,影响微生物修复效果的关键因素重要性排序为:pH>有机质含量>多酚氧化酶活性>假单胞菌属数量>白腐菌属数量>磷酸酶活性。结果表明,土壤理化性质在微生物修复过程中起着奠定基础的作用,而酶活性和功能微生物丰度则是直接参与农药降解的关键因素。

表4 影响微生物修复效果的关键因素重要性排序及标准化系数

| 排序 | 关键因素    | 标准化回归系数( $\beta$ ) | 偏相关系数 | 显著性水平( $P$ ) |
|----|---------|--------------------|-------|--------------|
| 1  | pH      | 0.523              | 0.867 | <0.001       |
| 2  | 有机质含量   | 0.487              | 0.832 | <0.001       |
| 3  | 多酚氧化酶活性 | 0.452              | 0.816 | <0.001       |
| 4  | 假单胞菌属数量 | 0.386              | 0.775 | <0.01        |
| 5  | 白腐菌属数量  | 0.342              | 0.743 | <0.01        |
| 6  | 磷酸酶活性   | 0.318              | 0.712 | <0.01        |

### 3 结论

本研究评估了3种微生物制剂对蔬菜大棚土壤农药污染的修复效果。结果表明,所有微生物制剂

均能显著促进农药降解,其中白腐真菌-假单胞菌联合制剂表现最佳,90 d后对有机磷类、拟除虫菊酯类和有机氯类农药的降解率分别达到86.5%、72.3%和65.8%,远高于对照组。不同类型农药的降解难度存在明显差异,总体表现为有机氯类>拟除虫菊酯类>有机磷类,这与农药分子结构的稳定性直接相关。

微生物制剂的应用显著提高了土壤中磷酸酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶的活性,改变了土壤微生物群落结构,提高了功能菌群数量。白腐真菌-假单胞菌联合制剂的优异表现主要归因于真菌产生的木质素降解酶系统与细菌分泌的水解酶协同作用,有效加速了农药分子的降解和矿化进程。多元回归分析确定了影响微生物修复效果的关键因素排序为 pH>有机质含量>多酚氧化酶活性>功能微生物丰度>磷酸酶活性。

本研究为蔬菜大棚土壤农药污染提供了可行的生物修复方案,特别是真菌-细菌联合制剂展现的高效降解能力和生态友好性,为解决农药污染问题提供了有效技术途径。微生物处理可有效降低农药从土壤到蔬菜的转移,提高了农产品的安全性。未来研究应关注微生物制剂的长期生态效应、降解分子机制及提高微生物定殖能力的优化策略。

#### 参考文献

- [1] 柴晶. 农田土壤有机农药污染概述及其检测修复技术[J]. 环境保护与循环经济, 2024, 44(9): 34-37.
- [2] 王占峰, 赵星, 姜懿桐, 等. 设施农业土壤农药污染检测技术[J]. 农业工程技术, 2024, 44(15): 16-17.
- [3] 张献文. 农药污染土壤的生物修复研究进展[J]. 现代农业科技,

2024(9): 132-136.

- [4] 冯宇, 唐景, 王本哲. 微生物在土壤污染修复中的应用与机制研究[J]. 工业微生物, 2025, 55(2): 32-34.
- [5] 邵怡菲, 李文静, 郭佳鑫, 等. 土壤中重金属离子污染检测及其修复研究新进展[J]. 科技资讯, 2025, 23(8): 169-172.
- [6] 顾俊彦, 李忠元, 王长安, 等. 污染土壤热修复技术的研究现状及进展[J]. 化工环保, 2025, 45(3): 309-319.
- [7] 陈乔乔. 生态修复技术在土壤污染治理中的应用分析[J]. 绿色中国, 2025(8): 85-87.
- [8] 罗庆春, 刘嫦娥, 赵奕乔, 等. 土壤重金属污染的生物修复机制研究进展[J]. 环境生态学, 2025, 7(4): 87-96.
- [9] 张丽丽, 崔相艳, 卓彤彤. 中轻度重金属污染土壤修复技术研究[J]. 皮革制作与环保科技, 2025, 6(7): 139-141.
- [10] 韩俊斌. 重金属污染土壤的防治技术研究[J]. 山西化工, 2025, 45(3): 261-263.
- [11] 冯桂文, 王连林, 张学刚, 等. 腐殖酸在修复温室大棚污染土壤中的应用[J]. 肥料与健康, 2023, 50(3): 13-16.
- [12] 赵建. 蔬菜大棚土壤污染成因及修复措施[J]. 乡村科技, 2021, 12(28): 109-111.
- [13] 杨凤, 郑露奇, 曾雯琪, 等. 吡虫啉在棉土中的吸附-解吸、消解与淋溶特性[J]. 环境科学与技术, 2025, 48(3): 67-75.
- [14] 张雅雯, 张锐, 刘灿, 等. 不同种植年限红壤果园土壤腐殖质结构变化对吡虫啉吸附的影响[J]. 土壤学报, 2025, 62(4): 1083-1092.
- [15] 杨秀丽, 杨柳. 农田土壤中农药残留的监测及降解机制研究[J]. 生态与资源, 2024(10): 71-73.
- [16] 顾欣, 刘艳薇, 王新谱, 等. 短波单胞菌(*Brevundimonas* sp.)A1A18对碱性土壤毒死蜱污染的修复[J]. 生态环境学报, 2019, 28(1): 181-189.
- [17] 周秋明, 南春燕, 袁浩, 等. 溴氰菊酯降解菌的筛选和鉴定研究[J]. 中国媒介生物学及控制杂志, 2024, 35(5): 517-522.
- [18] 王娟, 孙达锋, 游金坤, 等. 食用菌中18种有机氯类农药残留物的检测方法验证[J]. 中国食用菌, 2024, 43(4): 81-87.
- [19] 吕光达, 张楠楠, 冯浩. 不同批次红参中8种有机氯类农药残留分析[J]. 广州化工, 2025, 53(7): 116-119; 128.
- [20] 周晓洁, 赵国琦, 程志强, 等. 白腐真菌预处理农作物秸秆的研究进展[J]. 动物营养学报, 2024, 36(8): 4823-4834.

(上接第 46 页)

- [2] 苏少泉. 玉米田杂草的化学防除[J]. 世界农药, 2011, 33(5): 23-27.
- [3] DEWAR A M. Weed control in glyphosate-tolerant maize in Europe [J]. Pest Management Science, 2010, 65(10): 1047-1058.
- [4] 冯敏. 中国玉米需求分析[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2011.
- [5] 张功胜. 甲叉法合成乙草胺的工艺研究[D]. 山东青岛: 青岛科技大学, 2008.
- [6] 王坤芳. 高效液相色谱-质谱法测定土壤中乙草胺残留[J]. 农药科学与管理, 2023, 44(2): 47-51
- [7] 行艳景, 尚战峰, 谭辉华, 等. 乙草胺在甘蔗和土壤中的残留分析及降解动态[J]. 现代农药, 2014, 13(6): 35-37.
- [8] 中国农药信息网. 农药登记数据[DB/OL]. [2024-01-29]. <http://www.icama.org.cn/hysj/index.jhtml>.
- [9] Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Acetochlor[DB/OL]. [2024-01-29]. <https://apps.who.int/pesticide-residues-jmpr-database/pesticide?name=ACETOCHLOR>.

- [10] 肖林霞, 辛新, 丁环. 气相色谱法测定花生中六六六·滴滴涕·乙草胺和毒死蜱[J]. 残留分析实验室, 2020, 39(4): 454-458
- [11] 范小振, 王嘉莉, 张淑华. 超声萃取高效液相色谱法测定土壤中乙草胺的残留量[J]. 沧州师范学院学报, 2019, 35(1): 11-15.
- [12] 刘博静, 范小振, 田蜜. 超声萃取-气相色谱法测定土壤中乙草胺和莠去津残留量[J]. 农药, 2018, 57(11): 820-822.
- [13] 金党琴, 龚爱琴, 丁邦东. 快速溶剂萃取高效液相色谱法测定土壤中乙草胺和烯草酮残留[J]. 安徽农业大学学报, 2018, 45(2): 333-336.
- [14] 陈国峰, 贾金蓉, 李雪茹, 等. 78%扑草净·乙草胺·异噁唑草酮悬浮剂在春玉米中的残留水平及膳食风险评估[J]. 现代农药, 2022, 21(2): 49-55.