DOI:10.16861/j.cnki.zggc.2026.0099

三种矿化菌菌剂对 Cd、Hg、Pb 污染土壤及大球盖菇品质的影响

郑 旋,康 超,王万坤,向 准,王 芳

(贵州省生物研究所 贵阳 550009)

摘 要:为探究矿化菌菌剂对重金属污染土壤的修复效果及大球盖菇安全生产的影响,以前期筛选出的 3 种矿化菌古氏不动杆菌(*Acinetobacter guillouiae*)(T1)、枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*)(T2)、巨大普里斯特菌(*Priestia megaterium*)(T3)为供试菌剂,通过盆栽试验研究不同菌剂对 Cd、Hg、Pb 污染土壤理化性质、重金属形态转化及大球盖菇子实体重金属累积与品质的影响。结果显示,三种菌剂均能不同程度地提高土壤 pH、降低容重、增加孔隙度,提升土壤脲酶和过氧化氢酶活性,降低土壤重金属含量,降低可交换态 Cd、Hg、Pb 占比,增加残渣态占比。同时,降低了大球盖菇子实体中重金属含量,提升了子实体蛋白质、粗多糖及氨基酸总量。相关性分析显示,土壤中 Cd、Hg、Pb 含量与大球盖菇子实体内对应重金属含量呈正相关,土壤理化性质指标与土壤重金属含量呈负相关,与子实体品质指标呈正相关。不同菌剂对不同重金属修复效果有所差异,排序结果为,Cd 修复:*B. subtilis*>*A. guillouiae*>*P. megaterium*;Hg 修复:*A. guillouiae*>*P. megaterium*>*B. subtilis*;Pb 修复:*P. megaterium*>*B. subtilis*>*A. guillouiae*。

关键词:大球盖菇;矿化菌菌剂;土壤理化性质;重金属形态;相关性分析

中图分类号:S646 **文献标志码:**A **文章编号:**1673-2871(2026)10-085-08

Effects of three mineralizing bacterial agents on Cd, Hg, Pb contaminated soil and the quality of *Stropharia rugosoannulata*

Zheng Xuan, Kang Chao, Wang Wankun, Xiang Zhun, Wang Fang

(*Guizhou Institute of Biology, Guiyang 550009, Guizhou, China*)

Abstract: To investigate the remediation effect of mineralizing microbial agents on heavy metal-contaminated soil and their impact on the safe production of *Stropharia rugosoannulata*, this study used three previously screened bacterial strains: *Acinetobacter guillouiae*, *Bacillus subtilis*, and *Priestia megaterium* as test microbial agents. A pot experiment was conducted to examine the effects of different microbial treatments on the physicochemical properties of soil contaminated with Cd, Hg, and Pb, the transformation of heavy metal fractions, as well as heavy metal accumulation and quality in the fruiting bodies of *S. rugosoannulata*. The results showed that all three microbial agents increased soil pH, reduced bulk density, increased porosity, and enhanced soil urease and catalase activities. Meanwhile, they reduced the total contents of Cd, Hg, and Pb in the soil, decreased the proportions of exchangeable fractions, and increased the proportion of the residual fraction. All microbial agents reduced heavy metal contents in the fruiting bodies of *S. rugosoannulata*, while increased the contents of protein, crude polysaccharides, and total amino acids. Correlation analysis revealed that the contents of Cd, Hg and Pb in the soil were positively correlated with their corresponding heavy metal contents in fruiting bodies of *S. rugosoannulata*. The improvements in soil physicochemical properties were negatively correlated with soil heavy metal content, but positively correlated with quality indicators of fruiting bodies. Different microbial agents exhibited varying remediation efficiencies for different heavy metals. The comprehensive remediation capacity ranked as follows: For Cd remediation: *B. subtilis* > *A. guillouiae* > *P. megaterium*; for Hg remediation: *A. guillouiae* > *P. megaterium* > *B. subtilis*; for Pb remediation: *P. megaterium* > *B. subtilis* > *A. guillouiae*.

Key words: *Stropharia rugosoannulata*; Mineralizing bacterial agent; Soil physicochemical property; Heavy metal speciation; Correlation analysis

收稿日期:2026-01-29;**修回日期:**2026-04-28

基金项目:贵州科学院青年科学基金项目(黔科院 J 字〔2025〕13 号);贵州省农业微生物全省重点实验室(黔科合平台 ZSYS〔2025〕029);贵州省食用菌产业技术体系功能实验室建设(GZSYJCYJSTX-03);贵州省生物研究所科技创新人才团队建设(黔生所 2025002)

作者简介:郑 旋,女,助理研究员,研究方向为食药用菌栽培与微生物应用。E-mail:2697217402@qq.com

通信作者:康 超,男,高级工程师,研究方向为食药用菌栽培与环境微生物学。E-mail:464286916@qq.com

土壤重金属污染已成为全球性环境问题，工业排放、农业生产等人类活动导致 Cd、Hg、Pb 等重金属在土壤中累积，不仅破坏土壤生态结构，还通过作物吸收、富集，威胁食品安全与人体健康[1-2]。大球盖菇（*Stropharia rugosoannulata*）作为近年来快速发展的珍稀食用菌，因其栽培原料来源广泛、栽培技术简单、营养价值较高等特点备受青睐，但其对土壤中重金属具有较强的富集能力，易造成子实体重金属超标，影响产品品质，制约产业的可持续发展[3]。

微生物修复技术因具有环境友好、可持续性强等特点，逐渐成为土壤修复的研究热点。微生物可通过分泌胞外多糖，胶结土壤颗粒形成水稳性团聚体，调节土壤理化结构，并通过解磷、解钾、固氮等代谢过程活化土壤养分，同时通过分泌有机酸调节酸碱度，以及分泌脲酶、磷酸酶等促进土壤养分循环。矿化菌是指可通过自身代谢介导无机矿物形成、转化重金属赋存形态、分解有机物质并释放矿质养分的功能微生物，能经氧化还原、沉淀络合等反应固定重金属，降低其生物有效性[4-6]。有研究表明，芽孢杆菌属菌株能有效降低土壤重金属生物有效性，促进作物生长[7]。在食用菌产业领域，相关研究多关注营养添加物对品质的影响，而对微生物矿化菌菌剂在食用菌栽培过程中重金属污染防控应用研究较少，不同矿化菌对土壤重金属形态转化及食用菌富集特性的差异尚未明确。本研究组前期从矿区附近土壤中筛选出三株具有潜在修复能力的矿化菌：古氏不动杆菌（*Acinetobacter guillouiae*）、枯草芽孢杆菌（*Bacillus subtilis*）、巨大普里斯特菌（*Priestia megaterium*）。已有研究发现，*P. megaterium* 表现出显著的 PGP 性状：解磷/解钾、固氮、产生植物激素和促进拟南芥生长，其功能注释证实了具有识别抗铜、镉、铅、汞、锌和钴的操纵子，且具有提高玉米栽培中土壤肥力、改善作物性能和优化肥料管理的潜力[8-9]。*B. subtilis* 能通过细胞壁吸附、离子交换等机制固定重金属，对 Cu（II）和 Pb（II）具有一定吸附能力[10-11]。*A. guillouiae* 在重金属离子的生物转化中表现出独特优势，具有固定污染土壤中 Cd^{2+}、Pb^{2+}和 Cu^{2+}的潜力，其主要的固定化机制包括生物吸附、生物沉淀、生物富集和生物矿化，将可移动的金属离子转化为更稳定、生物可利用性更低的形态[12]。

本研究针对大球盖菇栽培中重金属累积问题，系统探究三种矿化菌菌剂处理对土壤理化性质、重金属形态转化、大球盖菇子实体重金属含量及品质的影响，明确三种菌剂对土壤 Cd、Hg、Pb 污染的修复特异性，探究各项指标之间的相关性，研究结果可为重金属污染土壤的生物修复提供理论依据，为大球盖菇安全生产技术研发提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 材料

试验供试土壤采自重金属污染农田 0~20.00 cm 表层土壤，土壤类型为潮土。采集后去除石块、植物残体等杂质，自然风干后过 2.00 mm 筛备用。土壤基本理化性质：pH 6.20，容重 1.39 $g\cdot cm^{-3}$，总孔隙度 47.55%；重金属总量：Cd 含量（*w*，后同）1.89 $mg\cdot kg^{-1}$，Hg 含量 0.78 $mg\cdot kg^{-1}$，Pb 含量 131.50 $mg\cdot kg^{-1}$；土壤脲酶活性 13.90 $\mu mol\cdot g^{-1}\cdot h^{-1}$，过氧化氢酶活性 13.80 $\mu mol\cdot g^{-1}\cdot min^{-1}$。

试验菌株为古氏不动杆菌（*Acinetobacter guillouiae*）、枯草芽孢杆菌（*Bacillus subtilis*）、巨大普里斯特菌（*Priestia megaterium*），均来自贵州省生物研究所微生物菌种保藏管理中心，且菌株均为从矿区附近土壤中分离筛选获得。菌剂制备采用 LB 液体培养基振荡培养，37 ℃、180 $r\cdot min^{-1}$ 培养 24 h，调整菌液浓度至 1×10^8 $CFU\cdot mL^{-1}$ 备用。

试验大球盖菇菌种大球盖菇 1 号来自贵州省生物研究所微生物菌种保藏管理中心，菌丝长势健壮，纯度达 98%以上。栽培原料为稻草和麦麸，经粉碎、灭菌处理后按质量比 4∶1 混合，调节含水量至 65%备用。

主要仪器：ICP-MS（型号 Thermo Scientific iCAP RQ，赛默飞世尔科技，美国）、原子荧光光度计（型号 AFS-9780，北京海光仪器有限公司，中国）。

1.2 试验设计

2025 年 4－7 月，在位于贵州省贵阳市花溪区的贵州省生物研究所试验大棚内进行试验。采用盆栽法，盆框规格为上口径 25.00 cm、下口径 18.00 cm、高 20.00 cm，每盆装土 5.00 kg。试验设置 4 个处理组，分别为：CK（不施菌剂）、T1（施 *A. guillouiae* 菌液）、T2（施 *B. subtilis* 菌液）、T3（施 *P. megaterium* 菌液），每个处理 3 次重复。菌剂施加量为每盆 50.00 mL（1×10^8 $CFU\cdot mL^{-1}$），均匀喷洒于土壤表面并充分混匀，驯化培养 7 d 后接种大球盖菇菌种，每盆接种量为干料质量的 5%。接种后保持培养环境温度 20~25 ℃，空气相对湿度 70%~80%，避光培养至菌丝长满培养料后，适当增加光照

促进子实体形成。定期喷水保持土壤湿度，避免积水，栽培期间不施加其他肥料。

1.3　样品采集与处理

采用五点取样法，去除表层 2.00 cm 土壤后采集 10.00~15.00 cm 土层土壤，混合均匀。在菌剂施加后的第 30 天采集各处理组土壤样品，自然风干，过 100 目筛后用于测定土壤理化性质和重金属含量及形态。在菌剂施加后的 1、5、15、20、30 d 分别采集各处理组土壤样品，液氮保存，用于测定土壤酶活性。

大球盖菇子实体成熟后采收，去除杂质和土壤颗粒，用去离子水冲洗干净，在 60 ℃烘箱中烘干至恒重，粉碎后过 80 目筛，用于子实体品质和重金属含量测定。

1.4　测定指标与方法

1.4.1　土壤理化性质测定　土壤 pH 采用电位法（参考 NY/T 1377－2007）[13]。土壤容重采用环刀法（参考 LY/T 1215－2015）[13]：$\rho_b=m_d/V$，式中：ρ_b 为土壤容重（g·cm^{-3}）；m_d 为烘干土质量（g）；V 为环刀体积（100 cm^3）。土壤总孔隙度计算方法[13]：$Pt=(1-\rho_b/2.65)\times100\%$，式中：$Pt$ 为土壤总孔隙度（%）；ρ_b 为土壤容重（g·cm^{-1}）。

1.4.2　土壤酶活性测定　采用苯酚钠-次氯酸钠比色法测定土壤脲酶活性[14]。采用高锰酸钾滴定法测定土壤过氧化氢酶活性[14]。

1.4.3　土壤重金属总量与形态测定　采用微波消解—ICP-MS 法测定土壤重金属总量[14]。土壤重金属去除率计算公式：去除率/%=（对照组重金属总量−处理组重金属总量）/对照组重金属总量×100。采用改良 BCR 法测定重金属形态[14]。

1.4.4　子实体重金属含量与品质指标测定　采用微波消解法测定大球盖菇子实体中重金属含量，采用 ICP-MS 法测定 Cd、Pb 含量，采用原子荧光光度计测定 Hg 含量。采用凯氏定氮法测定子实体蛋白质含量。采用苯酚-硫酸比色法测定子实体粗多糖含量。采用氨基酸分析仪检测子实体氨基酸总量[15]。

1.5　数据统计分析

采用 Microsoft Excel 2021 和 Origin 2025 进行数据整理与作图，采用 SPSS 26.0 进行差异显著性分析，采用 Pearson 进行相关性分析。根据国家土壤环境质量标准（GB 15618—2018）[16]和食品安全国家标准（GB 7096—2014）[17]对土壤及子实体中重金属污染程度进行分析评价。

2　结果与分析

2.1　不同矿化菌菌剂对土壤理化性质的影响

由表 1 可知，与 CK 相比，三种矿化菌菌剂处理均能显著改善土壤理化性质。T2 处理（*B. subtilis*）提升效果最显著，pH 较 CK 增加 0.82，T1 和 T3 处理分别增加 0.56 和 0.43。土壤容重显著下降，T3 处理（*P. megaterium*）降幅最大，达 16.18%，T1 和 T2 处理降幅分别为 12.50%和 14.71%。总孔隙度则相应显著增加，T3 处理的总孔隙度达 56.92%，较 CK 提高 17.99%，T1 和 T2 处理的总孔隙度分别为 54.63% 和 56.11%，较 CK 分别提高 13.25% 和 16.31%。

表 1　不同矿化菌菌剂对土壤理化性质的影响

Table 1　Effects of different mineralizing bacterial agents on soil bulk density and physicochemical properties

处理 Treatment	pH	容重 Bulk density/（g·cm^{-1}）	总孔隙度 Total porosity/%
CK	6.23±0.08 c	1.36±0.05 a	48.24±1.31 c
T1	6.79±0.06 b	1.19±0.04 b	54.63±1.51 b
T2	7.05±0.07 a	1.16±0.03 b	56.11±1.43 ab
T3	6.66±0.05 b	1.14±0.03 b	56.92±1.61 a

注：同列数据后不同小写字母表示在 0.05 水平差异显著。下同。

Note: Different lowercase letters in the same column indicate significant difference at 0.05 level. The same below.

2.2　不同矿化菌菌剂对土壤酶活性的影响

不同处理下土壤脲酶和过氧化氢酶活性的变化如图 1~2 所示。三种菌剂处理的土壤酶活性均明显高于 CK，T1 处理下脲酶活性呈现先升高后略降低的趋势，T2 处理呈现先略降低后快速升高的趋势，T3 处理呈缓慢升高的趋势。在处理 30 d 时，T2 处理活性最高，达 28.60 μmol·g^{-1}·h^{-1}，较 CK 提高 132.52%；T3 次之，为 25.30 μmol·g^{-1}·h^{-1}，提高 105.69%；T1 为 23.80 μmol·g^{-1}·h^{-1}，提高 93.50%。T1 和 T3 处理下过氧化氢酶活性呈快速升高趋势，T2 处理在第 15 天时有所下降。在处理第 30 天时，T3 处理活性最高，达 35.80 μmol·g^{-1}·min^{-1}，较 CK 提高 92.47%；T2 处理为 33.5 μmol·g^{-1}·min^{-1}，较 CK 提高 80.11%；T1 处理为 30.2 μmol·g^{-1}·min^{-1}，较 CK 提高 62.37%。

2.3　不同矿化菌菌剂对土壤重金属总量的影响

由表 2 可知，三种菌剂处理均能显著降低土壤中的 Cd、Hg、Pb 总量，且表现出明显的重金属特异性。T1 处理（*A. guillouiae*）对 Hg 的去除效果最优，去除率达 58.33%；其次为 Cd，去除率达 42.47%；对

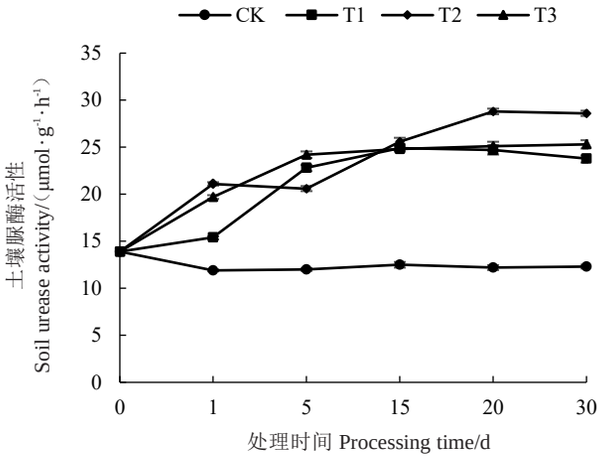


图 1　不同矿化菌菌剂对土壤脲酶活性的影响

Fig. 1　Effects of different mineralizing bacterial agents on the activity of soil urease

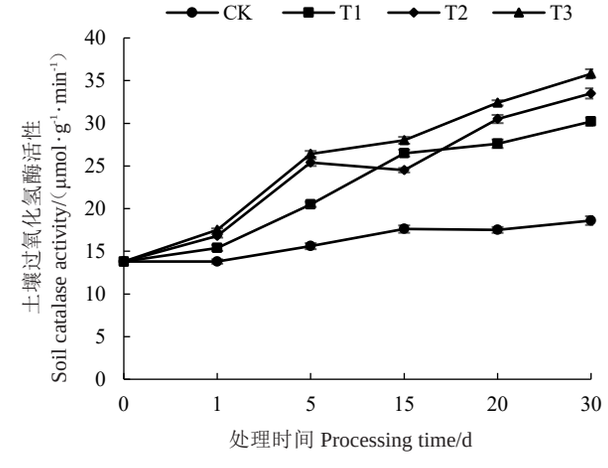


图 2　不同矿化菌菌剂对土壤过氧化氢酶活性的影响

Fig. 2　Effects of different mineralizing bacterial agents on the activity of soil catalase

Pb 的去除率为 31.80%。T2 处理(*B. subtilis*)对 Cd 的去除效果最优,去除率达 62.37%;其次为 Pb,去除率 45.30%;对 Hg 的去除率为 29.17%。T3 处理(*P. megaterium*)对 Pb 的去除效果最优,去除率达 64.50%;其次为 Hg,去除率达 48.61%;对 Cd 的去除率为 35.48%。

结合表 1 中实际检测的土壤 pH 分析得到,T1、T2、T3 处理下 Cd 含量超筛选值但未超管制值,Hg、Pb 含量均不超标;CK 土壤中 Cd、Pb 含量超筛选值但未超管制值,Hg 含量不超标。

2.4　不同矿化菌菌剂对土壤重金属形态的影响

2.4.1　对 Cd 形态的影响　由图 3 可知,CK 中 Cd 主要以可交换态和碳酸盐结合态存在,可交换态占比 38.70%,碳酸盐结合态占比 26.30%,而残渣态占比仅为 12.50%。三种菌剂处理均降低了水溶态和可交换态的占比,增加了残渣态的占比。T2 处理(*B. subtilis*)效果最明显,可交换态占比降至 13.20%,残渣态占比提升至 45.30%,碳酸盐结合态占比降低至 12.5%,有机结合态占比提升至 9.8%;T1 处理可交换态占比降至 18.50%,残渣态占比达 38.90%;T3 处理可交换态占比降至 21.30%,残渣态占比达 36.00%。

2.4.2　对 Hg 形态的影响　Hg 形态分布结果如图 4 所示,CK 处理中 Hg 以可交换态和有机结合态为主,可交换态占比 32.50%,有机结合态占比 27.20%,铁锰氧化物结合态占比 18.30%。T1 处理对 Hg 形态转化效果最明显,可交换态占比降至 12.30%,残渣态占比提升至 53.00%,铁锰氧化物结合态降低至 15.8%;T2 处理可交换态占比降至 25.80%,残渣态占比达 37.80%,碳酸盐结合态占比为 7.9%,有机结合态占比为 8.7%;T3 处理可交换态占比降至 18.60%,残渣态占比达 46.50%。

2.4.3　对 Pb 形态的影响　Pb 形态分布结果如图 5 所示,CK 处理中 Pb 以可交换态和碳酸盐结合态为主,可交换态占比 35.60%,碳酸盐结合态占比 29.80%,残渣态占比 15.20%。T3 处理对 Pb 形态转化效果最优,可交换态占比降至 10.50%,残渣态占比提升至 47.40%,碳酸盐结合态占比为 12.80%;T2 处理可交换态占比降至 14.80%,残渣态占比达 43.00%,有机结合态占比提升至 9.5%;T1 处理可交换态占比降至 22.30%,残渣态占比提

表 2　不同矿化菌菌剂处理后土壤重金属总量和去除率

Table 2　Total content and removal rate of heavy metals in soil after treatment with different mineralizing bacterial agents

处理 Treatment	Cd		Hg		Pb	
	w/(mg·kg⁻¹)	去除率 Removal rate/%	*w*/(mg·kg⁻¹)	去除率 Removal rate/%	*w*/(mg·kg⁻¹)	去除率 Removal rate/%
CK	1.86±0.09 a		0.72±0.04 a		126.40±3.20 a	
T1	1.07±0.06 b	42.47	0.30±0.02 c	58.33	86.20±2.50 b	31.80
T2	0.70±0.04 c	62.37	0.51±0.03 b	29.17	69.14±2.10 c	45.30
T3	1.20±0.07 b	35.48	0.37±0.02 c	48.61	44.87±1.80 d	64.50

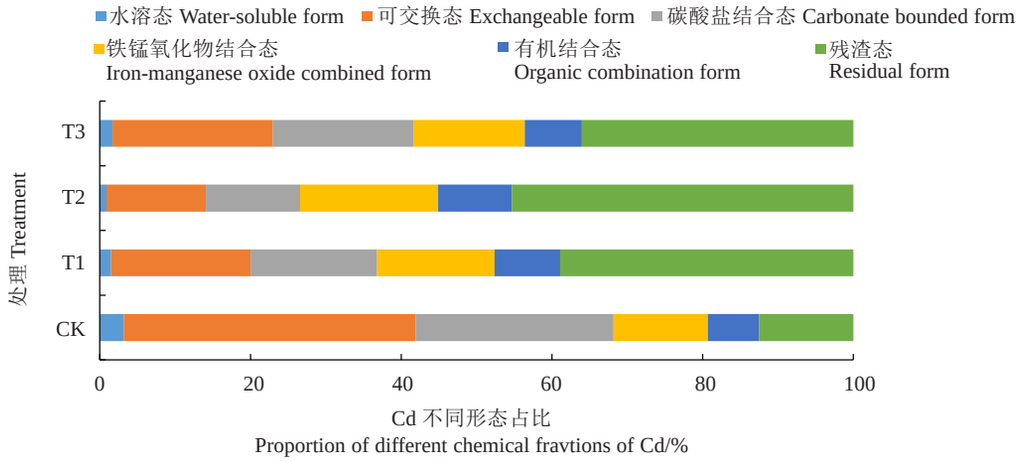


图 3　不同处理组土壤 Cd 形态分布

Fig. 3　Speciation distribution of Cd in soil under different treatments

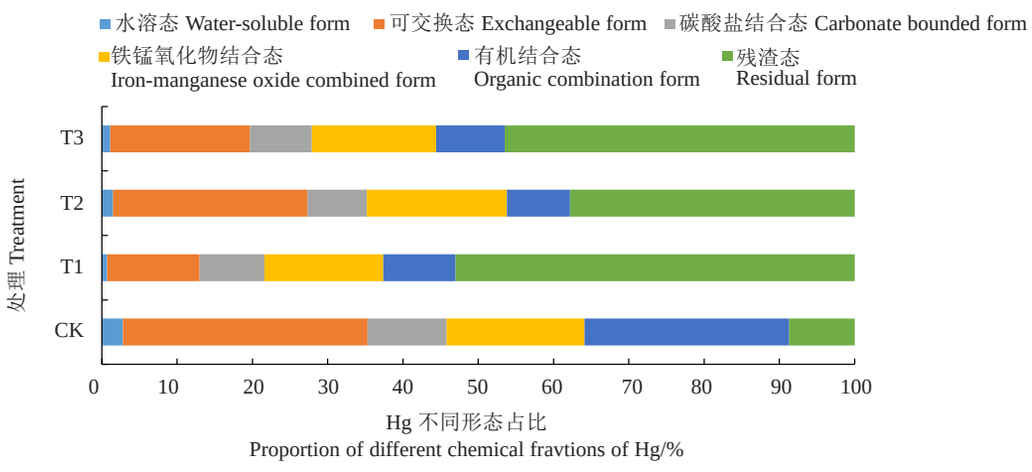


图 4　不同处理组土壤 Hg 形态分布

Fig. 4　Speciation distribution of Hg in soil under different treatments

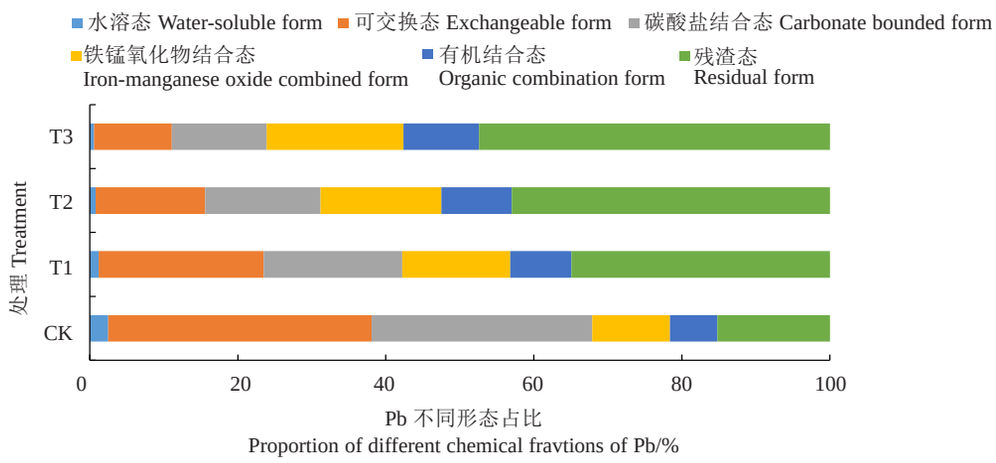


图 5　不同处理组土壤 Pb 形态分布

Fig. 5　Speciation distribution of Pb in soil under different treatments

升至 34.90%。

2.5　不同矿化菌菌剂对大球盖菇子实体重金属含量的影响

由表 3 可知，三种菌剂处理均显著降低了大球盖菇子实体内 Cd、Hg、Pb 含量。T1 处理（*A. guil-louiae*）子实体 Hg 含量最低，为 0.023 mg·kg^{-1}，较 CK 降低 58.18%；Cd 含量为 0.135 mg·kg^{-1}，较 CK 降低 43.04%；Pb 含量为 0.326 mg·kg^{-1}，较 CK 降低

表3 不同矿化菌菌剂对大球盖菇子实体重金属含量的影响

Table 3 Effects of different mineralizing bacterial agents on heavy metal contents in fruiting bodies of *Stropharia rugosoannulata* （mg·kg^{-1}）

处理 Treatment	w(Cd)	w(Hg)	w(Pb)
CK	0.237±0.012 a	0.055±0.003 a	0.468±0.021 a
T1	0.135±0.008 b	0.023±0.002 c	0.326±0.015 b
T2	0.087±0.005 c	0.038±0.002 b	0.258±0.012 c
T3	0.152±0.009 b	0.029±0.002 c	0.186±0.009 d

30.34%。T2处理(*B. subtilis*)子实体Cd含量最低，为0.087 mg·kg^{-1}，较CK降低63.29%；Pb含量为0.258 mg·kg^{-1}，较CK降低44.87%；Hg含量为0.038 mg·kg^{-1}，较CK降低30.91%。T3处理(*P. megaterium*)子实体Pb含量最低，为0.186 mg·kg^{-1}，较CK降低60.26%；Hg含量为0.029 mg·kg^{-1}，较CK降低47.27%；Cd含量为0.152 mg·kg^{-1}，较CK降低35.86%。所有处理组子实体重金属含量均符合标准限值(Cd含量≤0.20 mg·kg^{-1}，Hg含量≤0.10 mg·kg^{-1}，Pb含量≤1.00 mg·kg^{-1})。

2.6 不同矿化菌菌剂对大球盖菇子实体品质的影响

子实体品质指标测定结果如表4所示，三种菌剂处理均能显著提升大球盖菇品质。在蛋白质含量方面，T2处理最高，达22.30 g·100 g^{-1}，较CK提高31.18%；T3处理次之，为21.50 g·100 g^{-1}，较CK提高26.47%；T1处理为20.80 g·100 g^{-1}，较CK提高22.35%。粗多糖含量表现为T3处理最高，达8.70 g·100 g^{-1}，较CK提高47.46%；T2处理为8.30 g·100 g^{-1}，较CK提高40.68%；T1处理为7.90 g·100 g^{-1}，较CK提高33.90%。在氨基酸总量方面，T2处理最高，达18.60 g·100 g^{-1}，较CK提高35.77%；T3处理为17.80 g·100 g^{-1}，较CK提高29.93%；T1处理为17.20 g·100 g^{-1}，较CK提高25.55%。

表4 不同矿化菌菌剂对大球盖菇子实体品质的影响

Table 4 Effects of different mineralizing bacterial agents on the quality of fruiting bodies of *Stropharia rugosoannulata* （g·100 g^{-1}）

处理 Treatment	w(蛋白质) Protein content	w(粗多糖) Crude polysaccharides content	w(总氨基酸) Total amino acids content
CK	17.00±0.82 c	5.90±0.37 c	13.70±0.62 c
T1	20.80±1.01 b	7.90±0.43 b	17.20±0.81 b
T2	22.30±1.13 a	8.30±0.40 b	18.60±0.92 a
T3	21.50±1.09 ab	8.70±0.51 a	17.80±0.80 ab

2.7 土壤理化指标、重金属与大球盖菇子实体重金属含量、品质间的相关性分析

相关性分析结果如图6所示。pH与土壤Cd含量呈强负相关，pH越高，Cd含量越低；土壤容重与土壤Pb含量呈正相关，土壤越紧实，Pb含量越高；土壤孔隙度与土壤重金属含量呈负相关，土壤通气性越好，重金属含量越低。土壤中Cd、Hg、Pb含量与子实体Cd、Hg、Pb含量呈强正相关，转移特征明显。土壤pH与子实体品质指标(蛋白质、粗多糖、氨基酸含量)呈正相关，孔隙度与子实体品质呈强正相关，容重与子实体品质呈强负相关。土壤中脲酶活性与土壤重金属含量呈负相关，脲酶活性与子实体品质呈强正相关，土壤过氧化氢酶活性也表现出类似的相关模式，土壤酶活性越高，重金属含量越低，子实体品质越高。

3 讨论与结论

B. subtilis 处理(T2)对土壤pH提升效果最显著，可能是由于其在代谢过程中产生碱性物质，中和了土壤酸度，同时细胞壁表面的负电荷可吸附H^+，从而提高土壤pH[18]，这与Li等[19]的研究结果一致。*P. megaterium* 处理(T3)对土壤容重和孔隙度具有显著提升效果，这与吴瑜健等[20]的研究结果相似。其作用原因可能与菌株产生的胞外粗多糖有关，其可促进土壤颗粒团聚，形成稳定的团粒结构，降低容重并增加孔隙度，改善土壤通气透水性。土壤理化性质的改善为大球盖菇生长提供了良好的土壤环境，也是子实体品质提高的重要原因之一，这与陈政等[21]的研究结果一致。

土壤脲酶和过氧化氢酶活性是反映土壤肥力和生态功能的重要指标，脲酶参与土壤氮素转化，过氧化氢酶可清除土壤中的过氧化氢，减少氧化胁迫对作物的伤害。菌剂可以通过自身代谢特性，改善土壤环境、提供营养物质等方式提高土壤酶活性，增强土壤养分转化能力。本研究中添加3种菌剂均能够提升土壤脲酶和过氧化氢酶活性，这与龚赛[22]的研究结果相似。

重金属形态是决定其生物有效性的关键因素，水溶态和可交换态重金属易被作物吸收，而残渣态重金属稳定性强，生物有效性最低。*A. guillouiae* 对Hg的转化效果最优，*B. subtilis* 对Cd的转化效果最优，*P. megaterium* 对Pb的转化效果最优。其中，*A.*

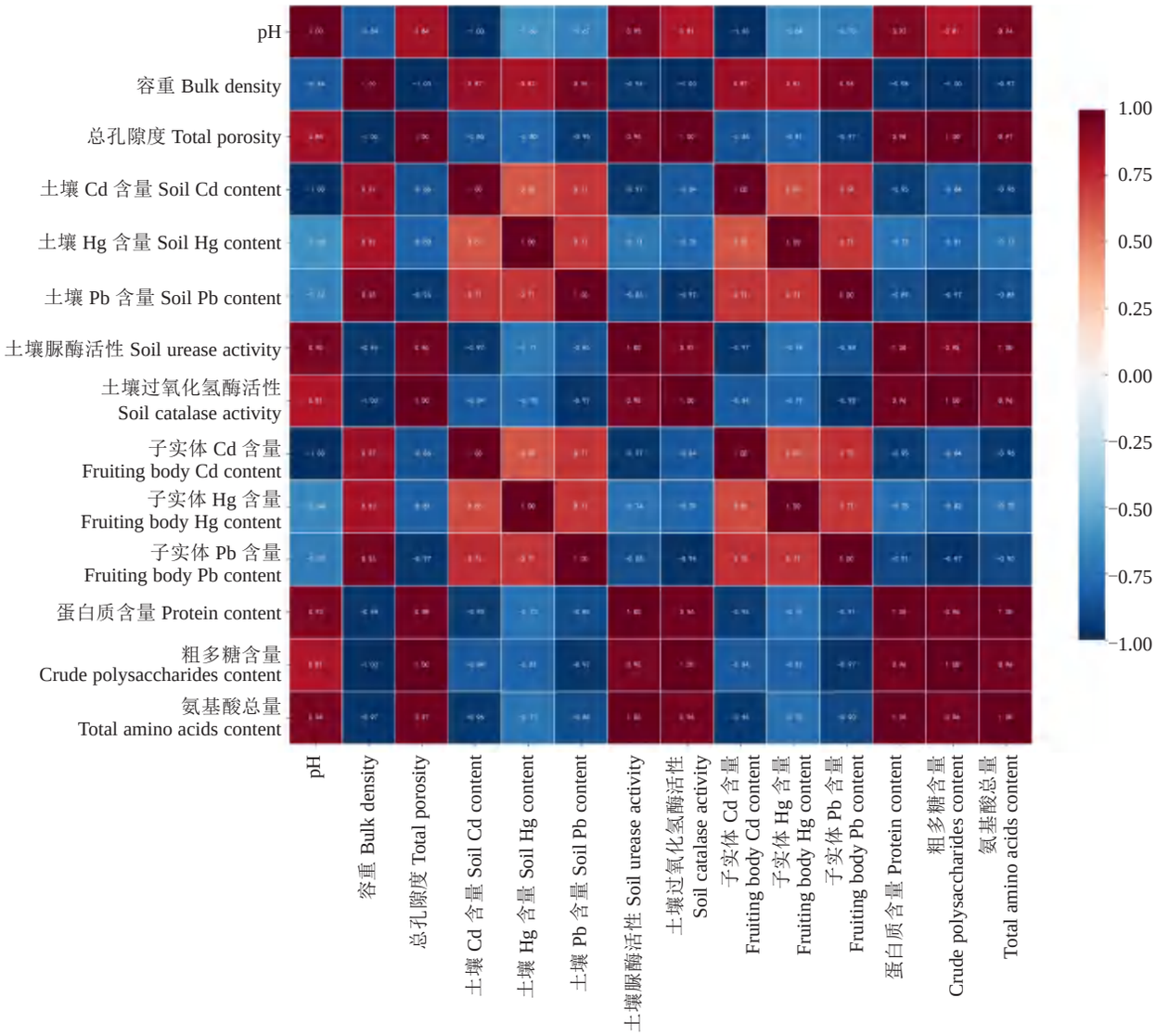


图 6　土壤理化指标、重金属含量与大球盖菇子实体重金属含量、品质的相关性分析

Fig. 6　Correlation analysis between physicochemical index, heavy metals content in soil and heavy metal content, quality in fruiting bodies of *Stropharia rugosoannulata*

guillouiae 对 Hg 的转化可能是由于该菌株具有特定的 Hg 抗性基因，能通过还原作用将 Hg^{2+}转化为单质 Hg，或通过螯合作用形成稳定的复合物。*B. subtilis* 对 Cd 的转化与细胞壁的吸附作用和代谢产生的螯合剂有关，可将 Cd^{2+}固定为残渣态[23]。*P. megaterium* 对 Pb 的转化可能是由于其产生的磷酸酶可促进土壤中磷酸根离子释放，与 Pb^{2+}形成难溶性的磷酸铅沉淀，从而降低 Pb 的生物有效性。

大球盖菇对重金属的吸收累积与土壤有效态重金属含量密切相关，相关性分析结果进一步揭示了二者关联的特异性。土壤中 Cd、Hg、Pb 含量仅分别与子实体中对应重金属含量呈强正相关，菌剂通过降低土壤中对应的有效态重金属含量，定向减少了大球盖菇对同类重金属的吸收，表明控制土壤重金属污染是降低子实体重金属含量的关键。本研究中土壤理化性质改善（pH 升高、容重降低、总孔隙度增加）可降低土壤重金属含量，提高子实体品质。

综上，*A. guillouiae*、*B. subtilis*、*P. megaterium* 三种矿化菌菌剂均能显著改善重金属污染土壤的理化性质，提高土壤脲酶和过氧化氢酶活性，促进土壤重金属 Cd、Hg、Pb 从活性形态向稳定形态转化，降低了土壤中重金属总量以及大球盖菇子实体内 Cd、Hg、Pb 含量，同时提高了子实体蛋白质、粗多糖和氨基酸总量，改善了产品品质。三种矿化菌菌剂

均可以作为土壤重金属污染修复菌剂，并在大球盖菇栽培生产中起到积极作用，但由于不同菌剂对Cd、Hg、Pb的去除转化效果有所差异，可根据实际情况选择适宜的菌剂进行修复处理。本研究仅进行盆栽试验，缺少田间验证数据，且未检测菌剂在土壤中的定殖动态等内容。下一步研究计划将开展田间中试试验，重点集中在多菌剂联合修复以及修复过程中转录组学机制解析等方面，以期系统阐释菌剂对土壤重金属去除和理化性质调节的分子机制。

参考文献

[1] 黄丹，王鹏，陈钦威，等.基于Meta分析的中国农田土壤重金属污染现状[J].环境科学学报，2026，46(3)：375-388.

[2] 史雁冰，刘冰权，李淑梅，等.金属矿区土壤重金属污染生态风险评价及修复技术[J].中国地质，2026，53(2)：551-574.

[3] 戴玉成，杨祝良.中国真菌志·第四十九卷·球盖菇科[M].北京：科学出版社，2014.

[4] 谢江雁，王子豪，梁红怡，等.微生物修复镉污染设施土壤：机制、技术与应用前景[J/OL].生态与农村环境学报，(2025-08-15) [2026-01-28]. https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2025.0373.

[5] 赵越，姚俊，王天齐，等.碳酸盐矿化菌的筛选与其吸附和矿化Cd^{2+}的特性[J].中国环境科学，2016，36(12)：3800-3806.

[6] 初诗禹，王瀚瑛，黎再权，等.矿化细菌*Bacillus paramycoides*对重金属Pb(II)和Cd(II)的去除及矿化特性[J].有色金属工程，2024，14(3)：188-200.

[7] 邱若琪，赵欣鑫，张少华，等.矿化微生物-生物炭修复土壤重金属的效应与机制研究进展[J/OL].岩矿测试，(2025-12-29) [2026-01-28].https://doi.org/10.15898/j.ykcs.202509180241.

[8] Dang H T P，Chuong V N. Priestia megaterium Thr45 reduces nitrogen and potassium fertilizer inputs while enhancing soil fertility and baby maize yield[J]. Nitrogen，2026，7(1)：32.

[9] Pouchucq L，Marcoleta E A，Becerra C，et al. Genomic and functional insights on Priestia megaterium MOD5IV：Enhancing metal phytoremediation potential in arid environments[J]. Journal of Applied Microbiology，2026，137(3)：49.

[10] Bai J，Chao Y Q，Chen Y M，et al. The effect of interaction between *Bacillus subtilis* DBM and soil minerals on Cu(II) and Pb(II) adsorption[J]. Journal of Environmental Sciences，2019，78(4)：328-337.

[11] Vasarevičius S，Paliulienė V. Immobilization of cadmium，lead，and copper in soil using bacteria：A literature review[J]. Land，2025，14(8)：1547.

[12] Ontanon O M，Gonzalez P S，Agostini E. Biochemical and molecular mechanisms involved in simultaneous phenol and Cr(VI) removal by *Acinetobacter guillouiae* SFC 500-1A[J]. Environmental Science and Pollution Research International，2015，22(17)：13014-13023.

[13] 薛忠财，马方方，柳洁.冀北山区矿区周边镉铅污染农田钝化修复研究[J].农学学报，2021，11(2)：50-56.

[14] 高广贤，王亮，赵宝平，等.不同套作模式对土壤镉形态、酶活性及微生物多样性的影响[J].土壤通报，2024，55(3)：780-790.

[15] 迟全勃，柳青，廖坤明，等.林地栽培生产香菇和平菇的多糖蛋白质及脂肪含量的测定研究[J].河北农业科学，2013，17(3)：33-36.

[16] GB 15618－2018 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].

[17] GB 7096－2014 食品安全国家标准 食用菌及其制品[S].

[18] Datta S，Manna S，Roy D. Attachment mechanism of in-situ EPS of *Bacillus megaterium* and *Lysinibacillus* sp. on sand surface from soil improvement perspective[J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition，2025，42：406-419.

[19] Liu Z C，Huang Y X，Li Q B，et al. The improved remediation effect of the combined use of earthworms with *Bacillus subtilis*-loaded biochar in ameliorating soda saline-alkali soil[J]. Microorganisms，2025，13(6)：1243.

[20] 吴瑜健，马海林，孙姗姗，等.巨大芽孢杆菌F1配施有机物料对土壤理化性质的影响[J].山东农业大学学报(自然科学版)，2025，56(2)：353-361.

[21] 吴一凡，张玮，刘昊林，等.氮添加对竹屑堆肥及其栽培大球盖菇的影响[J].食品与发酵工业，2021，48(19)：230-235.

[22] 龚赛.林下大球盖菇栽培对土壤养分及微生物的影响[D].山东泰安：山东农业大学，2025.

[23] 张亚见.表面活性素调控*Bacillus subtilis* B12生物膜形成及其钝化土壤Cd的作用机制[D].南京：南京农业大学，2025.