doi:10.3969/j.issn.1007-7545.2023.04.015

螯合剂与 AM 真菌联合修复铀污染土壤

舒守龙[1],陈井影[1,2],卢玢宇[1],郭晨冉[1],周仲魁[1],李海丰[3]

(1. 东华理工大学 水资源与环境工程学院,南昌 330013;
2. 东华理工大学 核资源与环境国家重点实验室,南昌 330013;
3. 新余市生态环境污染防治中心,江西 新余 338000)

摘要:以典型铀矿山周边铀污染土壤为基础,选取铀矿周边植物五节芒为试验样本,分析螯合剂与 AM 真菌联合对植物生物量、铀富集量、土壤 pH 及营养元素的影响。结果表明,施加柠檬酸(CA)与接种摩西球囊霉菌(*Glomus mosseae*,Gm)对五节芒生长、铀富集存在不同程度的促进作用,以二者联合处理效果最明显。虽然施加柠檬酸会降低土壤的 pH,但接种 Gm 与五节芒形成的菌根共生体系可以通过自身调节来适应酸性土壤环境;且有效促进了五节芒对矿质营养元素 N、P、K 的吸收。根际土与植物灰样扫描电镜图显示,联合处理组表面附着颗粒更大更密集,修复效果最佳。螯合剂与 AM 真菌联合处理植物,对于铀污染土壤能够起到有效的修复作用。

关键词:铀;吸附;丛枝菌根;植物修复

中图分类号:X53 **文献标志码**:A **文章编号**:1007-7545(2023)04-0110-09

Chelators and AM Fungi Combined to Repair Uranium-contaminated Soil

SHU Shou-long[1], CHEN Jing-ying[1,2], LU Bin-yu[1], GUO Chen-ran[1],
ZHOU Zhong-kui[1], LI Hai-feng[3]

(1. School of Water Resources and Environmental Engineering, East China University of Technology, Nanchang 330013, China;
2. State Key Laboratory of Nuclear Resources and Environment, East China University of Technology, Nanchang 330013, China;
3. Xinyu Centre for Prevention and Control of Environmental Pollution, Xinyu 338000, Jiangxi, China)

Abstract: Based on the uranium-contaminated soil around typical uranium mines, the plant, *Miscanthus floridulus*, around a uranium mine was selected to analyze the effects of combination of chelator and AM fungi on plant biomass, uranium enrichment, soil pH value and nutrient elements. The results show that citric acid (CA) and *Glomus mosseae* (Gm) promote the growth of *Miscanthus floridulus* and uranium enrichment, while the combination of the two has the most obvious effect. Although the application of CA can reduce the pH value of soil, the mycorrhizal symbiotic system formed by inoculating Gm and *Miscanthus floridulus* can adapt to the acidic soil environment through self-regulation, and it also effectively promote the absorption of mineral nutrients N, P and K. The SEM morphologies of rhizosphere

收稿日期:2022-12-12

基金项目:国家自然科学基金资助项目(22166004);江西省重点研发计划重点项目(20212BBG71011);核资源与环境国家重点实验室开放基金资助项目(Z1507)

作者简介:舒守龙(1998-),男,硕士研究生;**通信作者**:陈井影(1977-),女,教授,博士,硕士生导师

soil and plant ash samples show that the surface attachment particles in the combined treatment group are larger and denser, with the best repair effect. Combined treatment of plants with chelating agents and AM fungi can effectively repair uranium contaminated soil.

Key words: uranium; adsorption; mycorrhizal branches; phytoremediation

铀是一种放射性金属核素,会随着地表径流和地下径流作用进入尾矿库周边土壤,形成大面积的铀污染土壤,通过饮用水、食用种植作物等途径进入人体,危及生命健康安全[1-5]。在众多铀污染土壤修复方法中,植物修复技术因其便于控制二次污染、成本低、可以保护土壤而受到关注,同时,向土壤中添加螯合剂、结合微生物共同修复也逐渐成为研究新热点[6-8]。

国内外学者关于螯合剂和 AM 真菌对植物修复铀污染土壤做了大量的研究,朱叶安等[9]选取矿山周边土壤,通过有机酸对白萝卜螯合铀的影响研究,证实了柠檬酸对白萝卜富集铀效果显著。杨瑞丽等[10]的试验证实了不同浓度柠檬酸会影响黑麦草在铀污染土壤中的修复效率,以 5 mmol/kg 浓度柠檬酸的修复效果最佳。HU 等[11]的研究发现,施用螯合剂后,土壤 pH 降低,促进了铀污染土壤中铀的溶解。REN 等[12]的研究结果表明,丛枝菌根真菌和根瘤菌在三重共生中具有互利关系,显著增加了植物生物量和对土壤中铀的积累。但螯合剂与 AM 真菌联合植物修复的研究还不够深入。因此,本研究以铀矿山周边铀污染土壤实测数据为基础,通过盆栽试验探究柠檬酸与摩西球囊霉菌联合作用下五节芒对铀污染土壤的修复影响,以期为铀污染土壤修复研究提供部分理论支撑。

1　材料与方法

1.1　试验材料

供试土壤选自某铀矿山周边铀污染土壤,经自然风干后过 10 目筛备用。供试植物选用五节芒,接种菌剂选用摩西球囊霉菌,螯合剂选择柠檬酸。

1.2　试验设计

将供试土壤在高压灭菌锅 121 ℃条件下充分灭菌 30 分钟,花盆使用前进行酒精消毒 3～5 分钟。播种前添加 0.5 g/kg 尿素和 0.45 g/kg 磷酸二氢钾作为底肥,混匀后静置于室温条件下两周。试验前测得土壤 pH 为 6.05,总铀浓度为 192.46 mg/kg。

试验处理共分 4 组,分别是:1)不接种 Gm、不施加 CA 的对照组(CK);2)施加 CA 组(CK+CA),30 天后每盆单次施加 30 mL 5.0 mmol/kg 柠檬酸(每次间隔 3 天,收获前七天停止施加);3)接种 Gm 组(CG),每盆接入菌剂 50 g;4)接种 Gm 并施加 CA 组(CG+CA),接菌与螯合剂同上。

取内径 20 cm×14.5 cm 规格的花盆,每组 4 盆,共 16 盆,每个花盆均装入 2.0 kg 供试土壤。

五节芒种子于无菌条件下用 10%的 H_2O_2 表面消毒 5 分钟,再用无菌水冲洗 2～3 次。播种到花盆中,定期喷洒去离子水,使土壤含水量保持在田间持水量的 65%左右。

作物收获时(施加柠檬酸 3 周后),将整株植物和根系从花盆中取出,采用抖根法将附着在根部的土壤收集起来,风干后研磨过筛备用。

1.3　分析方法与数据处理

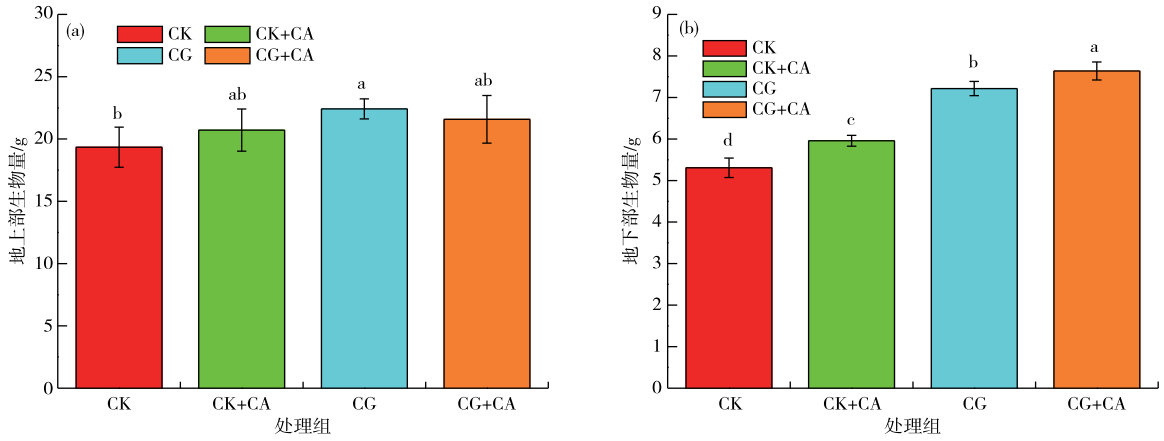
通过微量铀分析仪与 ICP-OES 测定植株中铀浓度。采用核行业标准 EJ/T 550—2000 激光荧光法测定土壤中铀含量。采用根段侵染率加权法和放大交叉法测定菌根侵染率。采用 Excel 2019 和 SPSS24.0 进行数据分析与处理,采用 Origin 2018 进行软件绘图。

2　结果与讨论

2.1　接种 Gm 和施加柠檬酸对五节芒生物量的影响

各组测得五节芒生物量数据如图 1 所示。从图 1 可知,在 pH 为 6.05,总铀浓度为 192.46 mg/kg 的条件下,作物收获后的各处理组生物量干重均大于空白对照组,并呈现显著差异。在地上部生物量方面,CG 组地上部生物量最高达到 22.41 g;地下部生物量呈现出 CG+CA>CG>CK+CA>CK,其中 CG+CA 组生物量最高为 7.63 g。

无论是接种 Gm 还是施加 CA 都可以有效促进植物生长。但联合修复组地上部生物量较 CK+CA 组略低,可能是柠檬酸的加入提高了土壤中铀的活性,部分惰性铀被活化从而进入植物体内,对植物毒害作用增强,抑制了植物地上部的生长[10]。



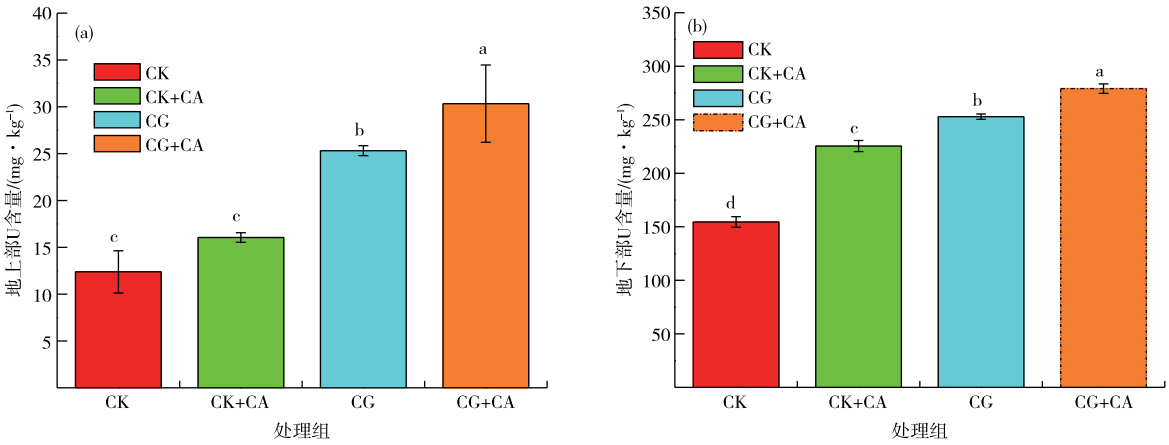
注:图中不同小写字母表示五节芒收获时生物量存在显著性差异($P<0.05$)

图 1 五节芒地上部(a)和地下部(b)的生物量图

Fig. 1 Biomass of aboveground part (a) and underground part (b) of *Miscanthus floridulus*

2.2 接种 Gm 和施加柠檬酸对五节芒富集铀的影响

五节芒植株地上部和地下部铀含量如图 2 所示,从图 2 可知,无论是地上部还是地下部,处理组植株铀含量较对照组均有所升高。说明施加 CA 或接种 Gm 都对五节芒富集土壤中的铀起到了强化作用。在地上部分,CK+CA 组五节芒地上部铀含量较对照组提高了 29.6%。联合修复处理组五节芒地上部铀含量最高,达到 30.33 mg/kg,是对照组 CK 的 2.45 倍。地下部各处理组铀含量大小依次为 CG+CA>CG>CK+CA>CK。



注:图中不同小写字母表示五节芒收获时铀含量存在显著性差异($P<0.05$)

图 2 五节芒地上部(a)和地下部(b)的铀含量图

Fig. 2 Uranium contents in the aboveground part (a) and underground part (b) of *Miscanthus floridulus*

由此可见,联合处理促进了五节芒对土壤中铀的富集和转运,且效果最好。这与 CHEN 等[13]关于丛枝菌根对重金属修复研究结论一致,AM 真菌使植物受到的毒害性有所缓解,施加螯合剂有利于促进植物接种 AM 真菌后的修复效果。

2.3 接种 Gm 和施加柠檬酸对铀富集和转运特征

接种 Gm 和施加柠檬酸对五节芒富集和转运特征见表 1。其中,富集系数 BCF=五节芒体内铀含量/土壤中铀含量,转运系数 TF=五节芒地上部分铀含量/五节芒地下部分铀含量。

从表 1 可知,螯合剂的加入对五节芒富集铀效果有所增强;CG 组和 CG+CA 组总铀富集系数分别为 1.45、1.61,说明接种 Gm 产生的菌根共生体系对五节芒富集土壤中铀有显著强化作用。除对照组外,各处理组地下部铀富集系数均超过 1,联合修复组达到 1.45;五节芒地上部富集系数始终保持在一个低水平值,各组地上部铀富集系数最高为 0.16,说明五节芒地上部与地下部铀富集系数之间

存在了巨大的差异,五节芒地下部的铀富集系数要远远大于地上部。接种 Gm 形成的共生体系虽然会促进植物体对铀的富集和转运,但主要集中在植物根部。

表 1　不同处理组对铀的富集系数及转运系数

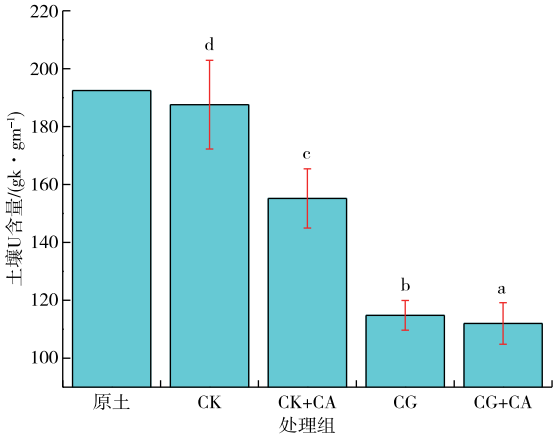
Table 1　Enrichment coefficient and transport coefficient of uranium for different treatment groups

组别	富集系数 *BCF*			转运系数 *TF*
	总铀	地下部	地上部	
CK	0.87	0.80	0.07	0.08
CK+CA	1.25	1.17	0.08	0.07
CG	1.45	1.31	0.14	0.10
CG+CA	1.61	1.45	0.16	0.11

大量微生物在五节芒根部集聚,增强根部对重金属的富集能力[14],而且土壤 pH 也会影响植物根部与地上部的转移。五节芒根部向地上部的运输会受到木质部运移的影响,研究表明,重金属在木质部中的运移时大多是以离子态形式,而木质部细胞壁具有较强的离子交换能力,可能会导致重金属离子的运输滞缓,从而降低转运系数[15]。

2.4　接种 Gm 与施加柠檬酸对土壤总 U 含量的影响

各处理组中土壤总 U 含量如图 3 所示。在铀浓度为 192.46 mg/kg 的原土中,各处理组中铀浓度均低于原土中铀含量,且各处理组中铀含量依次下降。其中 CK+CA 组、CG 组土壤中铀含量分别下降了 19.35%、40.36%,说明无论是施加 CA 还是接种 Gm 都会促进五节芒对土壤中铀的吸收,从而降低土壤中总铀含量。



注:不同小写字母表示土壤铀含量存在显著性差异($P<0.05$)

图 3　各处理组土壤总 U 含量

Fig. 3　Total uranium contents in soil of each treatment group

2.5　接种 Gm 与施加柠檬酸对五节芒菌根侵染率和菌丝密度的影响

观察各处理组对五节芒根系菌根侵染情况和菌丝密度情况如表 2 所示。可以看出,CK 组和 CK+CA 组均未检测出菌根侵染状况。CG 组和 CG+CA 组菌根侵染率分别为 38.81%和 32.22%;菌丝密度分别为 9.79 和 9.62 m/g。这说明菌根侵染的关键是植物是否接种了丛枝菌根[16],施加 CA 对于丛枝菌根侵染效果无明显影响。

表 2　五节芒菌根侵染率和菌丝密度

Table 2　Mycorrhizal infection rate and mycelial density of *Miscanthus floridulus*

处理组	菌根侵染率/%	菌丝密度/(m·g^{-1})
CK	—	—
CK+CA	—	—
CG	33.81±1.57a	9.79±0.47a
CG+CA	32.22±2.10a	9.62±0.11a

注:表中小写字母 a 表示菌根侵染率与菌丝密度无显著性差异

研究表明,丛枝菌根真菌与植物共生体系形成后,会分泌球囊霉素相关土壤蛋白,用来络合土壤中的重金属,也可以通过菌丝作用将重金属吸附并固定在菌丝细胞内[17-19]。其次,丛枝菌根真菌的菌丝直径比植物的根毛更细小,可以进入微小土壤孔隙中,吸取水分和营养;同时,丛枝菌根真菌侵染植物会形成菌丝网,这在一定程度上增大了植物根部的有效吸收面积,从而增加了植物的生物量和铀富集量,也会增加植物的耐受性[20]。

2.6　接种 Gm 与施加柠檬酸对土壤 pH 的影响

土壤 pH 是影响植物生长的重要因素,土壤过酸或过碱都会导致植物无法正常生长。pH 能通过改变铀的形态,影响丛枝菌根吸收、固定和转运铀的过程。研究表明,在 pH 为 5 时,铀主要形态为 UO_2^{2+},易被植物吸收;当 pH<5 时,土壤中铀的生物有效性非常低,很难为植物所吸收;土壤 pH 影响铀从根部向地上部转移,在 pH 为 6~8 时,植物吸收的铀主要富集在根系中,很少一部分被转移至茎部[21],这与前文提到的大量铀被五节芒根部富集的结果相一致。

土壤 pH 的变化如图 4 所示,分析可知,CA 的加入,土壤 pH 显著下降,土壤环境受到影响,土壤中铀形态也随之发生改变。可能是土壤中加入柠檬酸后部分惰性铀转变为活性铀,强化了五节芒对土壤中铀的富集效率。CG+CA 组中土壤 pH 大于

CK+CA 组,虽然有部分研究表明,接种地表球囊霉可以增强土壤酶活性,改善土壤理化性质,降低土壤 pH[22];但这里接种 Gm 可能因菌丝分泌物导致土壤 pH 上升,说明五节芒与丛枝菌根形成的共生体系对于土壤 pH 具有一定的调节作用,二者联合修复,可以强化五节芒富集土壤中铀,取得更好的修复效果。

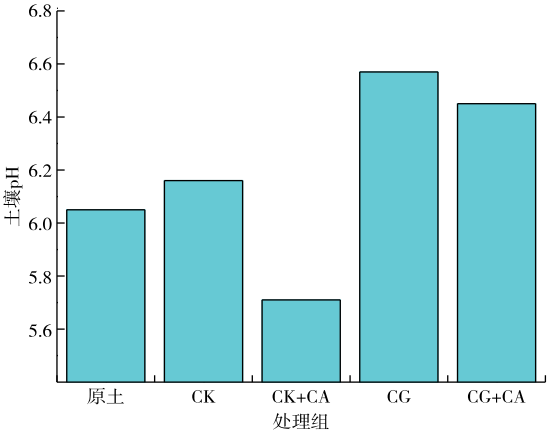


图 4 各处理组对土壤 pH 的影响

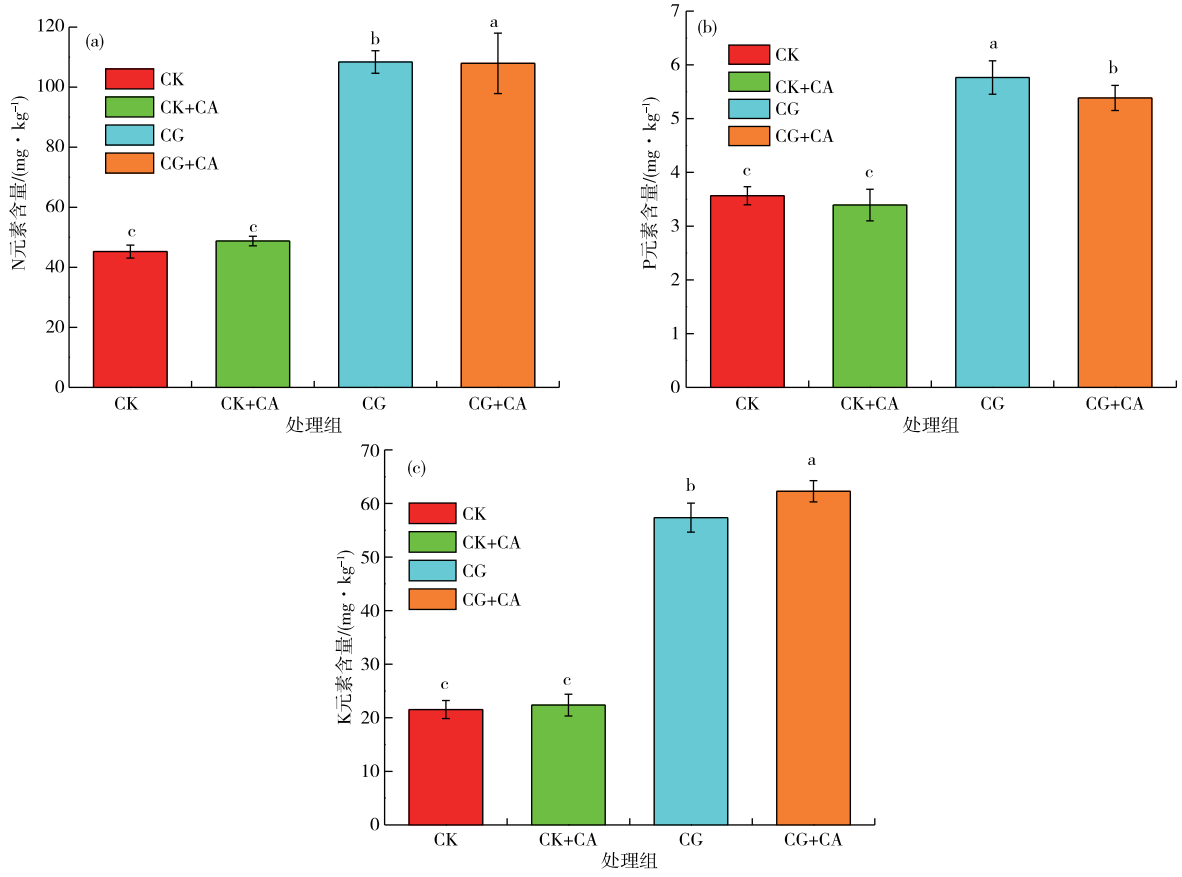
Fig. 4 Effects of each treatment group on pH value of soil

2.7 接种 Gm 与施加柠檬酸对五节芒营养元素含量的影响

矿质营养元素为植物提供能量载体和代谢物质的同时,还可以改变土壤的理化性质,对植物吸收土壤中重金属产生影响[23];其次,营养元素会钝化或活化土壤中重金属有效态含量,影响植物修复效果[24]。

接种 Gm 与施加 CA 对土壤中五节芒营养元素影响如图 5 所示。图 5a 中 CK 组五节芒 N 元素含量为 45.24 mg/kg,CG 组和 CG+CA 组 N 元素显著增长,是对照组的 2.4 倍;图 5b 所示 CG 组 P 元素含量最高达到 5.77 mg/kg,是对照组的 1.62 倍。图 5c 所示 CG 组和 CG+CA 组中 K 元素含量显著升高,分别为 57.34、62.28 mg/kg。

CK 组和 CK+CA 组 N、P、K 元素含量无明显变化,CG 组和 CG+CA 组 N、P、K 元素含量显著增加。说明接种 Gm 促进了五节芒对矿质营养元素的吸收,且效果显著,而施加 CA 对五节芒吸收矿质营养元素则无明显变化;研究表明,接种 Gm 形成的菌根共生体系增强了植物根部吸收营养能力,提高五节芒对铀的耐受性,同时根部富集大量铀,向地上部分的转运有所降低,可以保证五节芒在铀污染土壤中得以存活[25]。



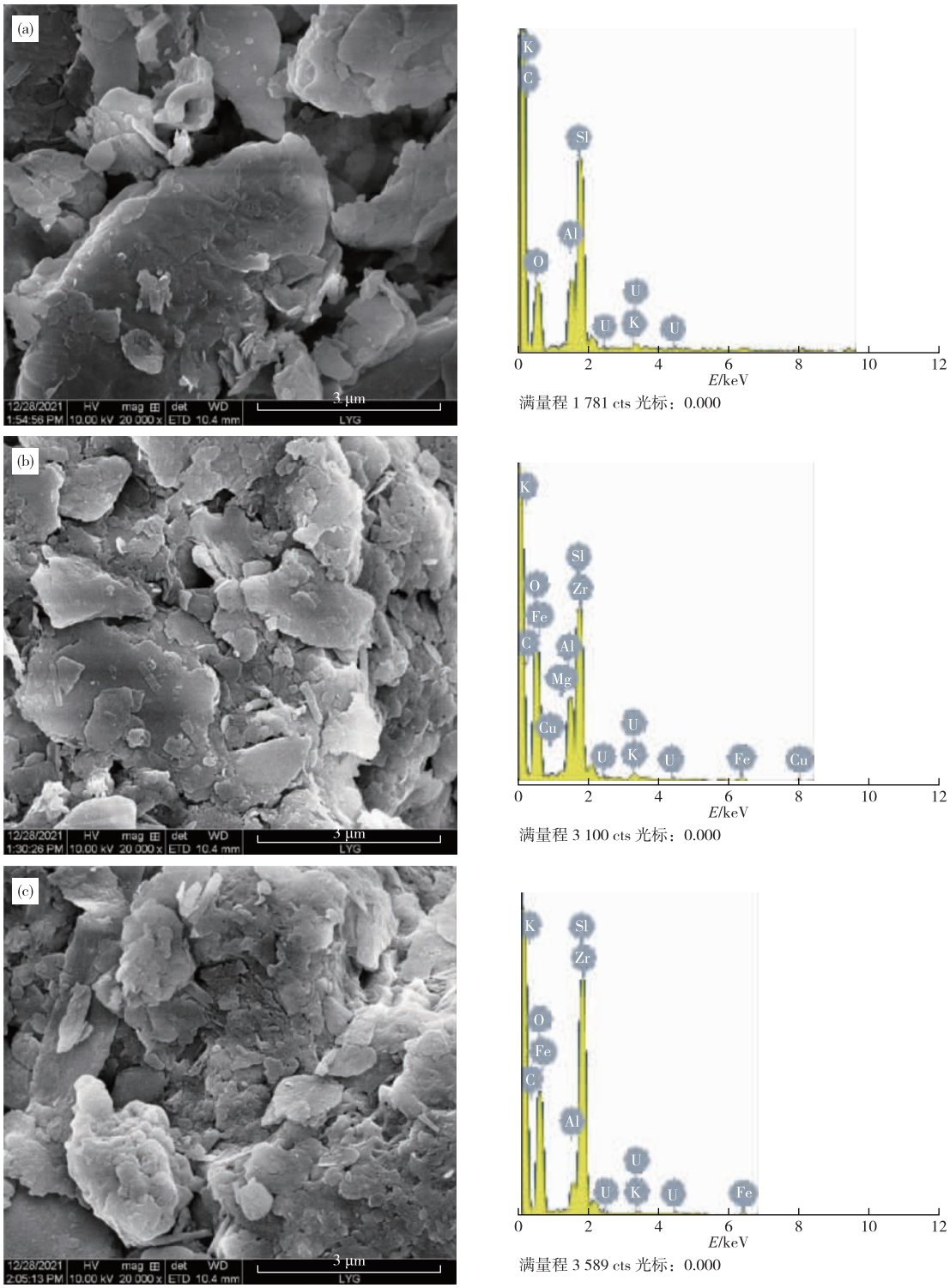
注:图中不同小写字母表示五节芒收获时生物体内 N、P、K 含量存在显著性差异($P<0.05$)

图 5 五节芒中 N(a)P(b)K(c)元素含量

Fig. 5 Element contents of N (a), P (b), and K (c) in Miscanthus floridulus

2.8　根际土与植物灰样扫描电镜分析

根际土壤扫描电镜如图 6 所示。对照组呈现不规则形态,表面附有少量大小不一的颗粒(图 6a);CG 组和联合修复组形态则更为复杂,块状结构更为细碎,表面附着更多的颗粒物(图 6b、6c)。有可能是土壤中的游离态 UO_2^{2+} 与土壤表面发生富集反应,产生部分络合颗粒位于土壤表面;也可能是因为接种 Gm 分泌的球囊霉素相关土壤蛋白将土壤颗粒黏结在一起,改变了土壤表面形状[26]。能谱图显示 a、b、c 样品中根际土壤 U 的质量分数分别为 0、0.21%、0.54%。说明了接种 Gm 促进了植物修复效果,且联合处理效果更优。

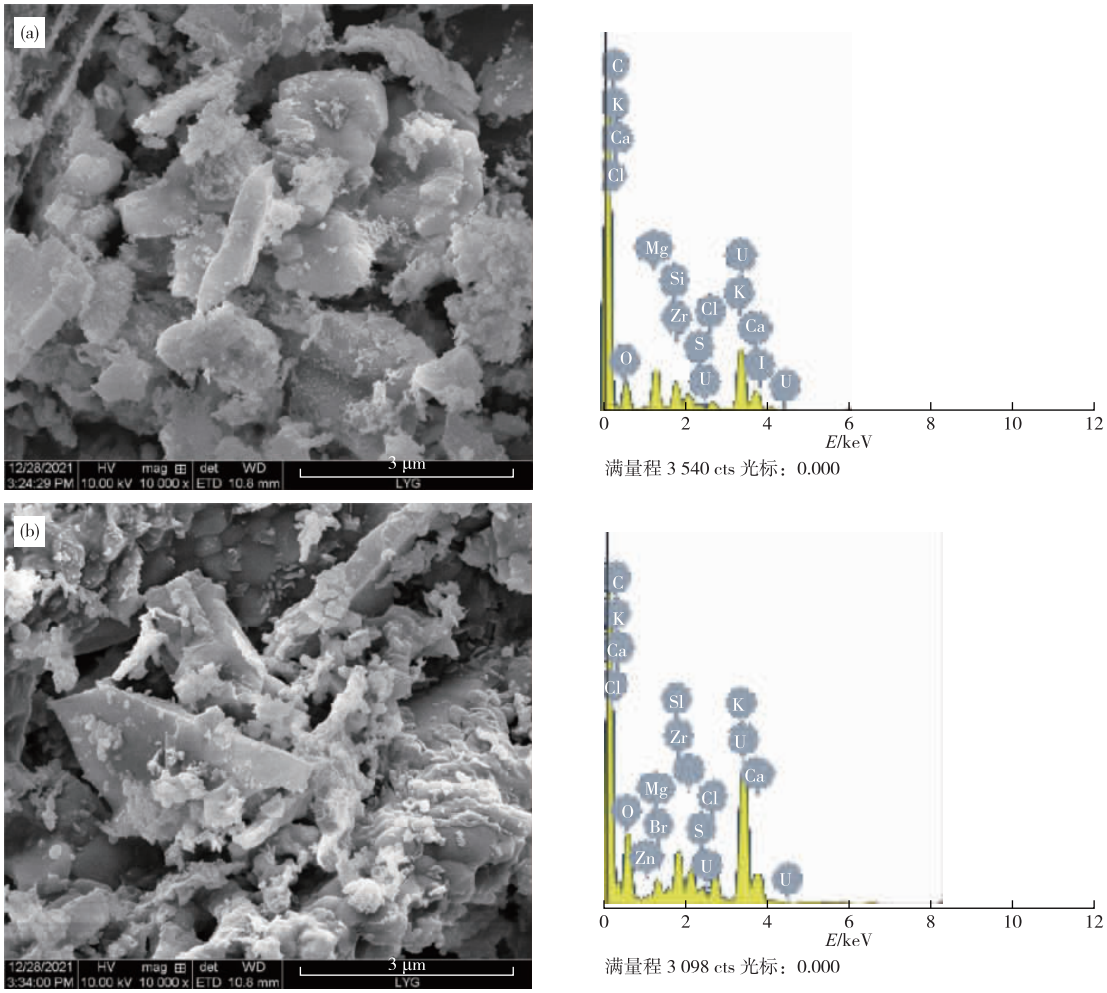


(a)根际土对照组;(b)接种 Gm 根际土;(c)CG+CA 根际土

图 6　根际土壤样品的 SEM 形貌和 EDS 谱图

Fig. 6　SEM microstructures and EDS patterns of rhizosphere soil samples

CG、CG+CA 联合处理组植物灰样的扫描电镜如图 7 所示。联合处理组植物灰样呈不规则形状(图 7b),表面附着的颗粒物质比 CG 组多,且更大更清晰。能谱图分析 U 质量分数分别为 0.07%、0.19%。说明联合处理对于强化植物修复效果显著,是一种有效的修复手段。



(a)接种 Gm;(b)CG+CA

图 7 植物灰样的 SEM 形貌和 EDS 谱图

Fig. 7 SEM microstructures and EDS patterns of plant ash samples

3 结论

1)接种 Gm 或施加柠檬酸对于五节芒地上地下部生物量、铀含量,以及降低土壤中 U 含量都起到了促进作用,以二者联合修复效果为最好。

2)接种 Gm 形成的菌根共生体系,可以通过自身调节来适应酸性土壤环境,增强五节芒地下部分对铀的固定;同时增强根部吸收营养元素的能力。

3)根际土样、植物灰样扫描电镜分析和能谱图都表明,接种 Gm 和施加柠檬酸对植物修复起到积极作用,以联合修复效果最好。

参考文献

[1] 高杨,高柏,蒋文波,等. 某铀矿^{238}U、^{232}Th 污染土壤分布特征及健康风险评价[J]. 有色金属(冶炼部分),2021(8):145-150.
GAO Y, GAO B, JIANG W B, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of ^{238}U and ^{232}Th contaminated soil of a certain uranium mine[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy), 2021(8): 145-150.

[2] 魏强林,陈功新,曾华,等. 某铀尾矿库周边地表水中铀和钾分布特征与评价[J]. 有色金属(冶炼部分),2019(8):85-89.

WEI Q L, CHEN G X, ZENG H, et al. Characteristics and evaluation of uranium and potassium distribution in the surface water around a uranium tailings pond[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy), 2019(8): 85-89.

[3] LOURENCO J, MARQUES S, CARVALHO F P, et al. Uranium mining wastes: the use of the fish embryo acute toxicity test (FET) test to evaluate toxicity and risk of environmental discharge[J]. Science of the Total Environment, 2017, 605-606: 391-404.

[4] 魏浩,薛清泼,张国瑞,等.某铀尾矿库下游农田土壤重金属污染程度及其风险评价[J].矿产保护与利用,2018(6):132-139.
WEI H, XUE Q P, ZHANG G R, et al. Evaluation of heavy metal pollution degree and risk in farmland downstream of a uranium tailings pond[J]. Mineral Protection and Utilization, 2018(6): 132-139.

[5] 刘泓伟,王学刚,龙杰,等.难处理铀矿外场预处理强化生物浸出研究进展[J].稀有金属,2022,46(7):965-974.
LIU H W, WANG X G, LONG J, et al. Progress in enhanced bioleaching of refractory uranium outfield pretreatment[J]. Rare Metal, 2022, 46(7): 965-974.

[6] 钟娟,刘兴宇,张明江,等.铀污染的微生物修复技术研究进展[J].稀有金属,2021,45(1):93-105.
ZHONG J, LIU X Y, ZHANG M J, et al. Progress in microbial remediation techniques of Uranium contamination[J]. Rare Metal, 2021, 45(1): 93-105.

[7] 赵继武,罗学刚,王焯,等.黑麦草对铀胁迫的光合响应及铀吸收特性研究[J].农业环境科学学报,2019,38(11):2456-2464.
ZHAO J W, LUO X G, WANG Z, et al. Photosynthetic response and uranium uptake characteristics of ryegrass to uranium stress [J]. Journal of Agricultural and Environmental Science, 2019, 38(11): 2456-2464.

[8] GROUDEV S, SPASOVA I, NICOLOVA M, et al. In situ bioremediation of contaminated soil in uranium deposits[C]//GeoHannover 2012, GeoRohstoffe fur das 21-Jahrhundert, Hannover, Germany, 2012.

[9] 朱业安,周佳玮,黄德娟,等.用白萝卜吸附土壤中铀的试验研究[J].湿法冶金,2016,35(5):447-450.
ZHU Y A, ZHOU J W, HUANG D J, et al. Experimental study on uranium in soil with white radish [J]. Hydrometallurgy of China, 2016, 35(5): 447-450.

[10] 杨瑞丽,荣丽杉,杨金辉,等.柠檬酸对黑麦草修复铀污染土壤的影响[J].原子能科学技术,2016,50(10):1748-1755.
YANG R L, RONG L S, YANG J H, et al. Effect of citric acid on repairing uranium-contaminated soil in rye grass[J]. Atomic Energy Science and Technology, 2016, 50(10): 1748-1755.

[11] HU N, LANG T, DING D, et al. Enhancement of repeated applications of chelates on phytoremediation of uranium contaminated soil by *Macleaya cordata*[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2019, 199-200: 58-65.

[12] REN C G, KONG C C, WANG S X, et al. Enhanced phytoremediation of uranium-contaminated soils by *arbuscular mycorrhiza* and *rhizobium*[J]. Chemosphere, 2019, 217: 773-779.

[13] CHEN B D, LIU Y, SHEN H, et al. Uptake of cadmium from an experimentally contaminated calcareous soil by *arbuscular mycorrhizal maize* (Zea mays L.)[J]. Mycorrhiza, 2004, 14(6): 347-354.

[14] 景文杰,全占军,韩煜,等.重金属污染土壤修复中的根际效应研究进展[J].环境工程技术学报,2022,12(1):153-160.
JING W J, QUAN Z J, HAN Y, et al. Progress in rhizosphere effects in remediation of heavy metal-contaminated soils [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2022, 12(1): 153-160.

[15] 张玉秀,于飞,张媛雅,等.植物对重金属镉的吸收转运和累积机制[J].中国生态农业学报,2008(5):1317-1321.
ZHANG Y X, YU F, ZHANG Y Y, et al. Mechanism of absorption, transport and accumulation of heavy metal cadmium in plants [J]. Chinese Journal of Ecological Agriculture, 2008(5): 1317-1321.

[16] 韦莉莉,卢昌熠,丁晶,等.丛枝菌根真菌参与下植物-土壤系统的养分交流及调控[J].生态学报,2016,36(14):4233-4243.
WEI L L, LU C Y, DING J, et al. *Arbuscular mycorrhizal* fungi participate in the nutrient exchange and regulation of the lower plant-soil system [J]. Ecological Journal, 2016, 36(14): 4233-4243.

[17] 谌诺君,李辉,赵子豪,等.丛枝菌根真菌提高植物抗逆性研究进展[J].河南农业科学,2014,43(10):1-5.
CHEN N J, LI H, ZHAO Z H, et al. Progress in improving plant stress resistance by *arbuscular mycorrhizal* fungi [J]. Henan Agricultural Science, 2014, 43(10): 1-5.

[18] 王红霞,韩蕾蕾,李阳,等.丛枝菌根真菌对镉胁迫小麦幼苗解毒效应的研究[J].河南农业大学学报,2021,55(1):29-34.
WANG H X, HAN L L, LI Y, et al. Study on the detoxification effects of *arbuscular mycorrhizal* fungi on cadmium-stressed wheat seedlings[J]. Journal of

Henan Agricultural University,2021,55(1):29-34.

[19] 王发园,林先贵.丛枝菌根在植物修复重金属污染土壤中的作用[J].生态学报,2007,27(2):793-801.
WANG F Y,LIN X G. Role of *arbuscular mycorrhizae* in the phytoremediation of heavy metal-contaminated soils[J]. Journal of Ecology,2007,27(2):793-801.

[20] 王雪蓉,梁如玉,王玉龙,等.重金属胁迫下丛枝菌根真菌对白茅生长和生理生态特征的影响[J].山西大学学报(自然科学版):1-10[2022-10-08]. DOI:10.13451/j.sxu.ns.2021143.
WANG X R,LIANG R Y,WANG Y L,et al. Effect of *arbuscular mycorrhizal* fungion growth and physiological ecological characteristics under heavy metal stress[J]. Journal of Shanxi University (Natural Science edition):1-10[2022-10-08]. DOI:10.13451/j.sxu.ns.2021143.

[21] 陈保冬,陈梅梅,白刃.丛枝菌根在治理铀污染环境中的潜在作用[J].环境科学,2011,32(3):809-816.
CHEN B D,CHEN M M,BAI R. Potential role of *arbuscular mycorrhizae* in controlling the uranium-contaminated environment[J]. Environmental Science,2011,32(3):809-816.

[22] 张华,郭楠,毕银丽,等.接种不同丛枝菌根真菌对土壤因子的影响分析[C]//中国环境科学学会 2019 年科学技术年会:环境工程技术创新与应用分论坛论文集(四).西安,2019:569-573.
ZHANG H,GUO N,BI Y L,et al. Analysis of the effects of inoculation with different *arbuscular mycorrhizal* fungi on soil factors[C]//Proceedings of the 2019 Annual Meeting of the Chinese Society for Environmental Sciences: Sub-forum of Environmental Engineering Technology Innovation and Application (Ⅳ). Xi′an,2019:569-573.

[23] 冯子龙,卢信,张娜,等.农艺强化措施用于植物修复重金属污染土壤的研究进展[J].江苏农业科学,2017,45(2):14-20.
FENG Z L,LU X,ZHANG N,et al. Progress inagronomic strengthening measures for phytoremediation of heavy metal contaminated soils[J]. Jiangsu Agricultural Science,2017,45(2):14-20.

[24] 俞花美,焦鹏,葛成军,等.施肥措施对重金属污染土壤-植物系统影响的研究进展[J].热带农业科学,2012,32(2):61-66.
YU H M,JIAO P,GE C J,et al. Progress in the effects of fertilization measures on heavy metal contaminated soil-plant system[J]. Tropical Agricultural Sciences,2012,32(2):61-66.

[25] 李信茹,米屹东,魏源,等.丛枝菌根真菌-植物共生体系在重金属污染土壤修复上的研究进展[J].现代化工,2020,40(5):14-18.
LI X R,MI Y D,WEI Y,et al. Progress in the *Arbuscular mycorrhizal* fungal-plant symbiosis system in the remediation of heavy metal-contaminated soils[J]. Modern Chemical Industry,2020,40(5):14-18.

[26] 甘佳伟,韩晓增,邹文秀.球囊霉素及其在土壤生态系统中的作用[J].土壤与作物,2022,11(1):41-53.
GAN J W,HAN X Z,ZOU W X. *Ballotinomycin* and its role in soil ecosystems[J]. Soil and Crops,2022,11(1):41-53.