

李晓春, 毕文龙, 王仁飞. 丛枝菌根真菌和生物炭对亚麻根系发育、汞吸收及土壤理化性质的影响[J]. 江苏农业科学, 2025, 53(6): 239–247.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2025.06.031

丛枝菌根真菌和生物炭对亚麻根系发育、汞吸收及土壤理化性质的影响

李晓春¹, 毕文龙², 王仁飞³

(1. 山西职业技术学院, 山西太原 237016; 2. 山西农业大学资源环境学院, 山西太原 030031; 3. 中国环境保护集团有限公司, 北京 100006)

摘要:为探究重金属汞污染下 AM 真菌和生物炭联合促进植物根系发育、汞吸收及改善土壤环境的作用,在土壤汞浓度 0、20 mg/kg 下设置对照(CK)、接种 AM 真菌异形根胞囊霉(RI)处理、添加生物炭(BC)处理以及二者复合(RI+BC)处理,共 8 个处理。结果表明,重金属汞胁迫下,亚麻生长受到抑制,矿质元素吸收量减小,土壤微生物碳、氮含量减少,相关土壤酶活性降低,BC 处理能够帮助 AM 真菌侵染亚麻根系,显著提高 AM 真菌侵染率以及土壤孢子数量($P < 0.05$)。20 mg/kg 汞浓度下,AM 真菌或生物炭处理均可以提高亚麻根系活力并改善根系形态结构,增加亚麻株高、茎粗和生物量;与 CK 相比,RI+BC 处理亚麻叶片氮、磷、钾、钙含量分别显著增加 50.6%、40.4%、111.6% 和 19.4%;土壤微生物量碳、氮含量分别显著增加 65.6% 和 85.0%;土壤过氧化氢酶、蔗糖酶、多酚氧化酶、酸性磷酸酶和脱氢酶的活性分别显著提高 15.4%、35.7%、33.3%、34.5% 和 10.3%;土壤 pH 值、速效氮含量、速效钾含量、速效磷含量和有机质含量分别较 CK 显著增加 7.1%、183.3%、30.6%、92.1% 和 54.5%。此外,AM 真菌或生物炭处理能够降低汞的转运系数,而增加亚麻根系对汞的富集系数。由此可知,AM 真菌或生物炭处理能够通过改善土壤理化性质以及土壤微生物碳、氮含量,增加土壤相关酶活性并改善植物根系结构,进而增强亚麻根系对汞的富集能力,而降低转运系数,减少地上部的汞积累,降低毒害作用,促进植物生长,且以 RI+BC 处理的效果最好,从而为 AM 真菌-生物炭在植物修复重金属汞污染土壤治理中的应用提供技术支持。

关键词:亚麻;丛枝菌根真菌;生物炭;汞胁迫;土壤酶;理化性质;根系

中图分类号:X53;S154 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2025)06-0239-09

重金属汞污染的严重性和复杂性远超常规污

染物,甚至在某些方面超过持久性有机污染物^[1]。与其他有机有毒化合物污染不同的是,汞能够在大气环境中长期存在,并进行远距离迁移,最终通过大气沉降和降水等方式进入生态系统中。有研究表明,全球人为汞排放总量在 2010—2015 年间增加了 202 t,平均以每年 1.8% 的速度增长,随着城镇化

收稿日期:2024-04-01

基金项目:国家自然科学基金(编号:31901478);山西省自然科学基金(编号:201901D211353)。

作者简介:李晓春(1989—),男,山西吕梁人,硕士,研究方向为环境工程技术。E-mail:Hangm231115@yeah.net。

[36] Wan Q, Mi Y H, Yang Y Y, et al. Aluminum-enhanced proton release associated with plasma membrane H^+ -adenosine triphosphatase activity and excess cation uptake in tea (*Camellia sinensis*) plant roots[J]. *Pedosphere*, 2018, 28(5): 804–813.

[37] 段春燕, 沈育伊, 徐广平, 等. 桉树枝条生物炭输入对桂北桉树人工林酸化土壤的作用效果[J]. *环境科学*, 2020, 41(9): 4234–4245.

[38] 孟庆泓, 崔心红, 朱义, 等. 载氧化镁水生植物生物炭的特性表征及对水中磷的吸附[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(8): 2960–2967.

[39] 于耀泓, 刘悦, 王艺颖, 等. 鹅凰嶂山地雨林土壤阳离子交换量和交换性盐基离子分布特征[J]. *土壤通报*, 2022, 53(6): 1341–1349.

[40] 李艳春, 李兆伟, 王义祥. 4 种植物物料改良茶园土壤酸度的效果[J]. *江苏农业科学*, 2021, 49(3): 204–209.

[41] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(5): 1719–1730.

[42] 卜晓莉, 薛建辉. 生物炭对土壤环境及植物生长影响的研究进展[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(3): 535–540.

[43] 黄瑞. 钙/镁改性生物炭对柑橘园土壤有机碳固持的影响及机理[D]. 桂林: 广西师范大学, 2023.

[44] 戴中民. 生物炭对酸化土壤的改良效应与生物化学机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2017.

[45] 覃纤纤. 不同热解温度镁改性生物炭的制备及对土壤化学性质和酶活性的影响[D]. 南宁: 广西大学, 2021.

和工业化程度的不断提高,其排放量呈现逐年增加的趋势,且目前尚无较为有效的治理方式^[2]。人为排放的汞通过农药喷施、废水灌溉等进入土壤中后,可转化为毒性较强的有机汞(甲基汞或烷基汞),土壤环境中的汞难降解、易富集,最终可通过食物链效应进入高等动物乃至人体中^[3]。自然条件下,土壤对汞污染物有一定去除能力,但土壤去除能力十分有限,鉴于其严重的环境毒性,如何高效修复汞污染土壤,是环境工作者亟需解决的问题。

丛枝菌根(AM)真菌是一类分布广泛的有益微生物,能与 80% 以上的陆生高等植物建立共生关系,并形成丛枝菌根共生体^[4]。研究发现,AM 真菌菌丝能够与寄主植物根系结合进而扩大吸收面积,提高对大量元素和微量元素的吸收速率,分泌根系活化物等,从而改善植株氮、磷、钾等养分水平,增加植物生物量^[5-6]。而在重金属污染土壤中添加 AM 真菌可以缓解重金属对植物的伤害作用,帮助寄主植物提高对重金属的吸收或积累,从而修复重金属污染的土壤^[7-9]。李信茹等研究发现,汞胁迫下 AM 真菌能促进水稻(*Oryza sativa*)光合色素分泌来提高水稻光合作用,还能通过增强水稻叶片抗氧化酶活性,进而维持细胞膜质稳态,缓解汞对植物的破坏作用^[10]。而郭晖等研究发现,镉胁迫下接种 AM 真菌能够提高土壤蔗糖酶、过氧化氢酶、脲酶以及脱氢酶的活性,进而降低镉对小麦的伤害^[11]。生物炭(BC)是在特定条件下,热解产生的一种多功能材料,含大量的碳和芳香物质,微孔结构多而密集,稳定性较强,其丰富的活性基团也为土壤微生物生存和繁殖提供了重要保障^[12-13]。生物炭所具有的多种特性使其对重金属具有良好的固持作用,进而在重金属污染土壤修复中具有较好的应用前景^[14-15]。侯艳伟等研究发现,施加稻壳生物炭能提高重金属污染土壤的 pH 值和有机质含量,增加油菜产量,且降低油菜可食部分重金属含量^[16]。而郭雄飞研究发现,重金属胁迫条件下添加生物炭与 AM 真菌具有互作效应,显著增加土壤 pH 值及养分含量,有利于望江南根系扩张,并显著促进植株生长及有机物的积累^[17]。以上研究均证实了 AM 真菌和生物炭具有修复重金属污染土壤、促进植物生长的作用。

目前,针对重金属汞污染土壤治理修复的研究较少,少数研究集中在无机化合物以及植物对汞的钝化、转移和修复潜力上^[18-19],而针对 AM 真菌 -

植物 - 生物炭三者联合修复汞污染土壤的研究则未见报道。亚麻(*Linum usitatissimum*)是亚麻科亚麻属 1 年生草本植物,也是重要的工业原料作物,具有较强的环境适应性和重金属耐受力,作为一种不进入食物链且具有修复重金属污染土壤功能的经济作物,亚麻成为修复重金属污染土壤的潜在候选物种^[20]。因此,本试验以亚麻为研究对象,研究汞污染条件下接种 AM 真菌并配施生物炭对亚麻生长、汞吸收以及土壤 pH 值、有机质含量等理化性质的影响,以期为今后应用 AM 真菌 - 植物 - 生物炭联合技术修复重金属汞污染土壤提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试亚麻品种为中亚麻 1 号,采购自江苏艺林园花木有限公司。汞标样则由中国环境保护集团有限公司提供,在室温下避光保存。异形根孢囊霉(*Rhizophagus irregularis*, RI)为本试验的待接菌种,由亚热带丛枝菌根真菌资源保藏中心(CSMC)提供,并通过玉米和白车轴草扩繁而来,接种物为保存于其根系及基质中的孢子、菌丝和菌根根段,经检测,接种物中孢子密度为 230 个/50 g,菌丝侵染率为 60%。生物炭的制备原料为稻壳,首先将稻壳加入适量去离子水搅拌均匀,置于烘箱中干燥至恒重。后将其转移至马弗炉中在 500 ℃ 下煅烧 2 h,得到生物炭。栽培基质为山西农业大学校园内的壤土,与草炭按 1 : 1 体积比混合,基质经高温高压(120 ℃, 2 h)蒸汽灭菌后备用。经检测,土壤基本理化性质:pH 值为 7.08,速效磷含量为 21.4 mg/kg,速效氮含量为 15.8 mg/kg,速效钾含量为 20.9 mg/kg,有机质含量为 35.6 g/kg。

1.2 试验方法

试验于 2023 年 4—6 月在山西农业大学内进行,采用盆栽试验,设 0、20 mg/kg 共 2 个汞污染浓度水平,分别接种异形根孢囊霉(RI)、添加生物炭(BC)以及二者复合处理(RI + BC)和对照(CK),共 8 个处理,随机排列,每个处理重复 5 次。重金属汞污染以 HgCl₂ 溶液的形式均匀喷洒到土壤中,边喷洒边搅拌以尽量确保汞均匀,室内平衡 7 d 后用于试验,使其稳定为 20 mg/kg 的汞污染土壤。生物炭添加量为花盆土壤重量的 1% (30 g)。选取大小均匀、新鲜饱满的亚麻种子,用 70% 乙醇溶液浸泡消毒 5 min,再用蒸馏水冲洗 5 ~ 6 次。将消毒后的亚

麻种子转入人工气候箱中(18~25℃)催芽,后将发芽后的种子栽入花盆中,花盆(规格为30×20×25 cm)经0.5%高锰酸钾溶液消毒1 h后使用,每盆栽植1株,填充基质3 kg,培养2个月后取样用于各项生理指标的测定。

1.3 指标测定

1.3.1 AM 真菌菌根侵染情况的测定 采集亚麻的幼嫩根系,经甲醛-乙酸-乙醇(FAA)固定液处理后,加入3%氢氧化钾溶液在90℃水浴锅中处理20 min,后采用酸性品红染色法进行菌根侵染率的计算。采集亚麻根围土壤,按照刘润进等描述的湿筛倾斜法^[21]分离出土壤AM真菌孢子,并计算孢子密度。

1.3.2 亚麻生长情况的测定 每个处理选取5株亚麻,用直尺测量亚麻基部到最高点的距离,即为株高;用游标卡尺测定亚麻茎部直径即为茎粗;将亚麻根以及地上部分别收获,并放入85℃的烘箱中烘干至恒重,称取并记录干重。生物量=地上生物量+根生物量。

1.3.3 根系活力及根系构型的测定 采用氯化三苯基四氮唑(TTC)法^[22]测定根系活力。利用根系分析系统WinRmZO(北京华辰阳光科技有限责任公司)进行亚麻根系总长度、根系总投影面积、根系总体积、根尖数和根分叉数的测定。

1.3.4 矿质元素含量的测定 采用火焰分光光度法测定亚麻体内氮(N)、磷(P)、钾(K)、钙(Ca)含量,将亚麻叶片烘干后研磨,称取样品0.6 g分别加入H₂SO₄-HClO₄消煮后,叶片氮含量用KDN-1型自动凯氏定氮仪测定,叶片磷含量用钼锑抗比色法测定,叶片钾、钙含量利用火焰原子吸收分光光度计法测定。

1.3.5 植物汞含量的测定 采用石墨炉原子吸收光谱法(GFAAS)测定植物地上部以及根系汞含量,按GB/T 5009.17—2003《食品中总汞及有机汞的测定》调试后,以汞标准溶液含量和对应吸光度确定汞含量。转运系数(TF)即植物地上部分汞含量与根部汞含量的比值;而富集系数(BCF)是指植物体汞与土壤中汞含量的比值。

1.3.6 土壤酶活性及土壤微生物碳氮含量的测定

采用高锰酸钾滴定法测定土壤过氧化氢酶(S-CAT)活性;采用比色法测定土壤多酚氧化酶(S-PPO)活性;采用磷酸苯二钠比色法测定土壤酸性磷酸酶(S-ACP)活性;利用TTC(氯化三苯基四氮

唑)法测定土壤脱氢酶(S-DHA)活性;利用3,5-二硝基水杨酸比色法测定土壤蔗糖酶(S-SC)活性;微生物量碳、氮含量的测定采用三氯甲烷熏蒸-K₂SO₄浸提法测定。

1.3.7 土壤理化性质的测定 土壤pH值用玻璃电极法测定;土壤有机质含量采用重铬酸钾氧化-油浴加热法来测定;土壤速效磷含量采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法(Olsen法)测定;土壤速效钾含量的测定则选用NH₄OAc浸提-火焰光度法;土壤全氮含量采用半微量凯氏法测定。

1.4 数据处理

采用Microsoft Excel 2010软件对数据进行处理和绘图,采用SPSS16.0进行统计分析,所有数据均进行单因素方差分析(one-way ANOVA)、双因素方差分析(two-way ANOVA)以及差异显著性检验(LSD法,α=0.05)。图表中数据为平均值±标准差。

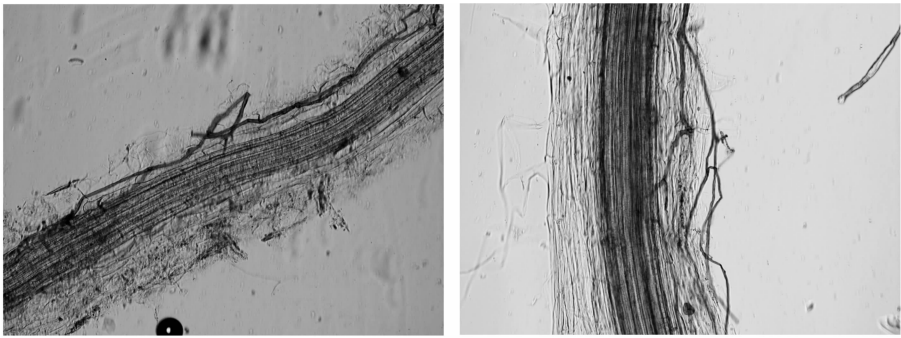
2 结果与分析

2.1 汞胁迫下AM真菌和生物炭对亚麻菌根侵染和生长情况的影响

由图1可知,RI或RI+BC处理均可以与亚麻根系结成稳定的共生结构。由表1可知,0 mg/kg汞浓度下,RI+BC处理的菌根侵染率达到最大,为66.7%,显著高于RI处理($P<0.05$),孢子密度为11.0个/20 g土,与RI处理无显著差异。与0 mg/kg汞浓度相比,20 mg/kg汞浓度下,菌根侵染率和孢子密度呈下降趋势,添加生物炭能够促进AM真菌侵染亚麻,但孢子密度并无显著差异。20 mg/kg汞浓度下,亚麻株高、茎粗以及生物量呈现下降趋势,RI和BC处理能够促进亚麻生长,与CK相比,RI处理的亚麻株高、茎粗分别显著增加24.0%和16.2%;BC处理的亚麻株高及茎粗分别较CK显著增加9.9%和16.2%;RI+BC处理的亚麻株高、茎粗以及生物量分别较CK显著增加26.8%、23.2%和33.3%;RI、BC处理的生物量与CK相比均无显著差异。可见,汞胁迫下,添加RI或BC均可不同程度地促进亚麻株高和茎粗增加,且RI+BC处理的效果最好。

2.2 汞胁迫下AM真菌和生物炭对亚麻营养元素吸收的影响

由表2可知,与0 mg/kg汞浓度相比,20 mg/kg汞浓度下,亚麻N、P、K、Ca的含量表现为下降趋势。



A. RI 处理 AM 真菌侵染情况 B. RI+BC 处理 AM 真菌侵染情况

图1 汞胁迫下亚麻根系AM真菌侵染情况

表 1 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻菌根发育情况的影响

汞浓度 (mg/kg)	处理	菌根侵染率 (%)	孢子密度 (个/20 g 土)	株高 (cm)	茎粗 (mm)	生物量 (g/株)
0	CK	—	—	50.7 ± 1.77cd	1.62 ± 0.07d	1.35 ± 0.14de
	RI	57.7 ± 1.8b	9.6 ± 0.4ab	64.4 ± 1.26a	1.95 ± 0.15b	2.17 ± 0.09b
	BC	—	—	52.9 ± 1.16bc	1.83 ± 0.16bc	1.70 ± 0.06c
	RI + BC	66.7 ± 1.9a	11.0 ± 0.7a	64.7 ± 0.75a	2.47 ± 0.34a	2.42 ± 0.40a
20	CK	—	—	44.1 ± 1.01e	1.42 ± 0.13e	1.17 ± 0.10e
	RI	50.3 ± 2.5c	8.3 ± 0.8b	54.7 ± 0.98b	1.65 ± 0.15d	1.33 ± 0.05de
	BC	—	—	48.5 ± 0.96d	1.65 ± 0.22d	1.24 ± 0.20e
	RI + BC	54.5 ± 2.6bc	9.3 ± 1.0ab	55.9 ± 0.91b	1.75 ± 0.22c	1.56 ± 0.16cd

注:同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。CK 表示对照,RI 表示接种异形根孢囊霉处理,BC 表示添加 1% 稻壳生物炭处理,RI + BC 表示接种异形根孢囊霉并添加 1% 稻壳生物炭处理。下表同。

表 2 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻营养元素吸收的影响

汞浓度 (mg/kg)	处理	营养元素含量(mg/kg)			
		N	P	K	Ca
0	CK	36.13 ± 0.43c	41.21 ± 0.86e	12.35 ± 0.39d	5.01 ± 0.06d
	RI	42.96 ± 2.04b	49.78 ± 0.43b	16.85 ± 0.42b	5.73 ± 0.31ab
	BC	41.35 ± 0.87b	46.74 ± 0.94bc	14.54 ± 0.45c	5.62 ± 0.12b
	RI + BC	47.37 ± 0.35a	68.26 ± 1.16a	19.08 ± 0.65a	5.92 ± 0.35a
20	CK	24.14 ± 0.45d	32.44 ± 1.42f	5.16 ± 0.32g	4.39 ± 0.25f
	RI	33.88 ± 0.17c	43.14 ± 0.95de	8.40 ± 0.34f	4.62 ± 0.27e
	BC	25.77 ± 0.25d	42.57 ± 1.24e	8.84 ± 0.18f	4.51 ± 0.30ef
	RI + BC	36.35 ± 0.51c	45.54 ± 0.93cd	10.92 ± 0.34e	5.24 ± 0.16c

在 0、20 mg/kg 汞浓度下,RI 或 BC 处理均可以增加亚麻的 N、P、K、Ca 含量。20 mg/kg 汞浓度下,与 CK 相比,RI 处理的亚麻 N、P、K、Ca 含量分别显著增加 40.3%、32.9%、62.8% 和 5.2%;BC 处理的亚麻 N、Ca 含量与 CK 处理无显著差异,而 P、K 含量分别显著增加 31.2% 和 71.3%,RI + BC 处理的亚麻 N、P、K、Ca 含量分别显著增加 50.6%、40.4%、111.6% 和 19.4%。由此可知,汞胁迫显著抑制了亚麻对 N、P、K、Ca 的吸收,RI + BC 处理促进亚麻对

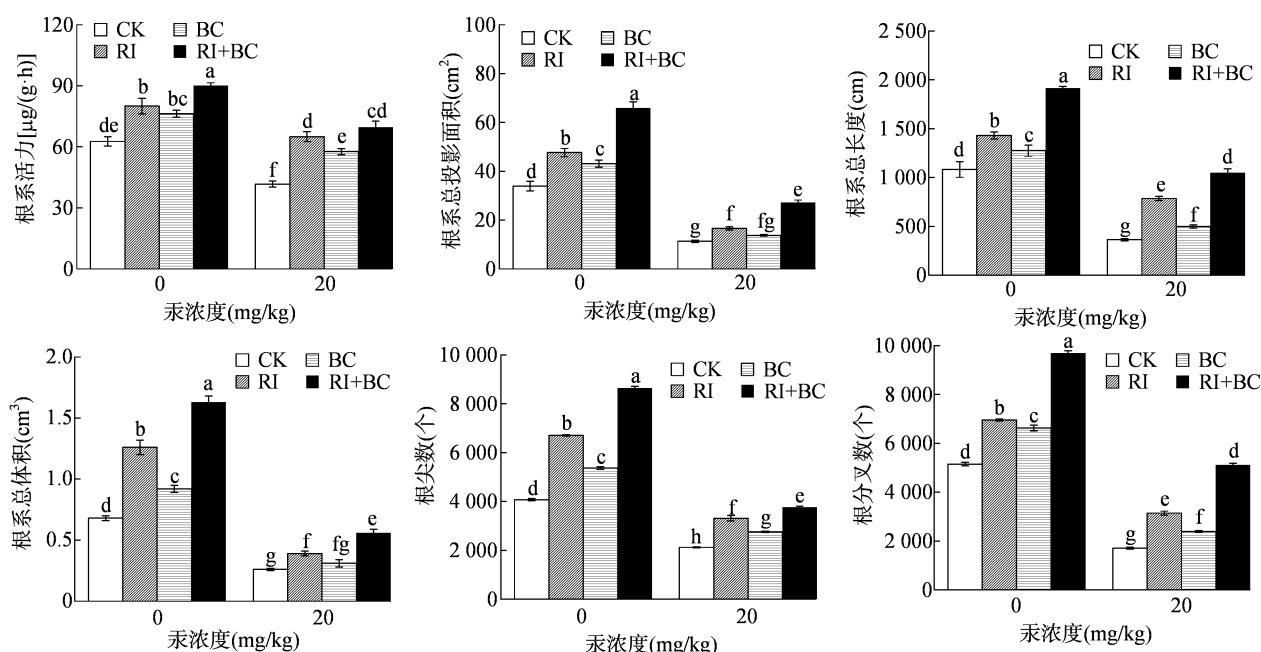
营养物质的吸收效果最好。

2.3 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻根系活力及根系构型的影响

由图 2 可知,与 0 mg/kg 汞浓度相比,20 mg/kg 汞浓度下,亚麻的根系活力、根系总长度、根系总投影面积、根系总体积、根尖数和根分叉数均表现为下降趋势。在 0、20 mg/kg 汞浓度下,RI、BC、RI + BC 处理均可增加亚麻根系活力、根系总长度、根系总投影面积、根系总体积、根尖数和根分叉数。

20 mg/kg 汞浓度下,与 CK 相比,RI 处理的亚麻根系活力、根系总长度、根系总投影面积、根系总体积、根尖数和根分叉数分别显著增加 55.8%、116.7%、46.7%、50.0%、56.2% 和 84.2%;而 BC 处理的亚麻根系总投影面积、根系总体积与 CK 无显著差异,根系活力、根系总长度、根尖数和根分叉数分别显著增加 38.4%、37.3%、29.9% 和 40.2%;

RI + BC 处理亚麻根系活力、根系总长度、根系总投影面积、根系总体积、根尖数和根分叉数分别显著增加 67.1%、189.6%、140.4%、115.4%、77.6% 和 199.6%。由此可知,汞胁迫显著抑制了亚麻根系活力以及根系构型指标,RI + BC 处理提高亚麻根系活力、改善根系构型的效果最优。



柱上不同小写字母表示在 0.05 水平上差异显著。图 3、图 4 同
图 2 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻根系活力及根系构型的影响

2.4 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻汞吸收以及汞转运系数、富集系数的影响

由图 3 可知,0 mg/kg 汞浓度下,亚麻地上部和根系中均未检测到汞。20 mg/kg 汞浓度下,亚麻地上部汞浓度表现为 CK > BC > RI > RI + BC 处理,RI + BC 处理的地上部汞浓度最低,为 90.17 mg/kg;而亚麻根系汞浓度表现为 RI + BC > RI > BC > CK 处理,RI + BC 处理的根系汞浓度最高,为 546.2 mg/kg。与 CK 相比,RI 和 BC 处理汞的转运系数降低,而亚麻根系对汞的富集系数增加。20 mg/kg 汞浓度下,RI 处理的亚麻富集系数较 CK 增加 34.4%,BC 处理较 CK 提高 25.0%,而 RI + BC 处理的富集系数较 CK 增加 62.5%。说明 RI + BC 处理促进亚麻根系富集汞而降低转运系数的能力最好。

2.5 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻根围土壤酶活性的影响

由表 3 可知,与 0 mg/kg 汞浓度相比,20 mg/kg 汞浓度下,亚麻根系土壤过氧化氢酶(S - CAT)、土

壤蔗糖酶(S - SC)、土壤多酚氧化酶(S - PPO)、土壤酸性磷酸酶(S - ACP)和土壤脱氢酶(S - DHA)活性均表现为下降趋势。在 0、20 mg/kg 汞浓度下,RI 和 BC 处理均增加亚麻根围土壤酶活性。20 mg/kg 汞浓度下,与 CK 相比,RI 处理亚麻 S - CAT、S - PPO、S - ACP 和 S - DHA 活性分别显著增加 9.3%、27.3%、21.9% 和 8.3%,只有 S - SC 活性与 CK 差异不显著;BC 处理 S - CAT、S - SC 活性与 CK 处理差异不显著,S - PPO、S - ACP 和 S - DHA 活性分别增加 15.2%、13.9% 和 6.9%;RI + BC 处理下 S - CAT、S - SC、S - PPO、S - ACP 和 S - DHA 活性分别显著增加 15.4%、35.7%、33.3%、34.5% 和 10.3%。以上可说明汞胁迫下亚麻根围土壤酶活性下降,RI + BC 处理提高亚麻根围土壤活性的能力最好。

2.6 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻根围土壤微生物量碳、氮含量的影响

由图 4 可知,与 0 mg/kg 汞浓度相比,20 mg/kg

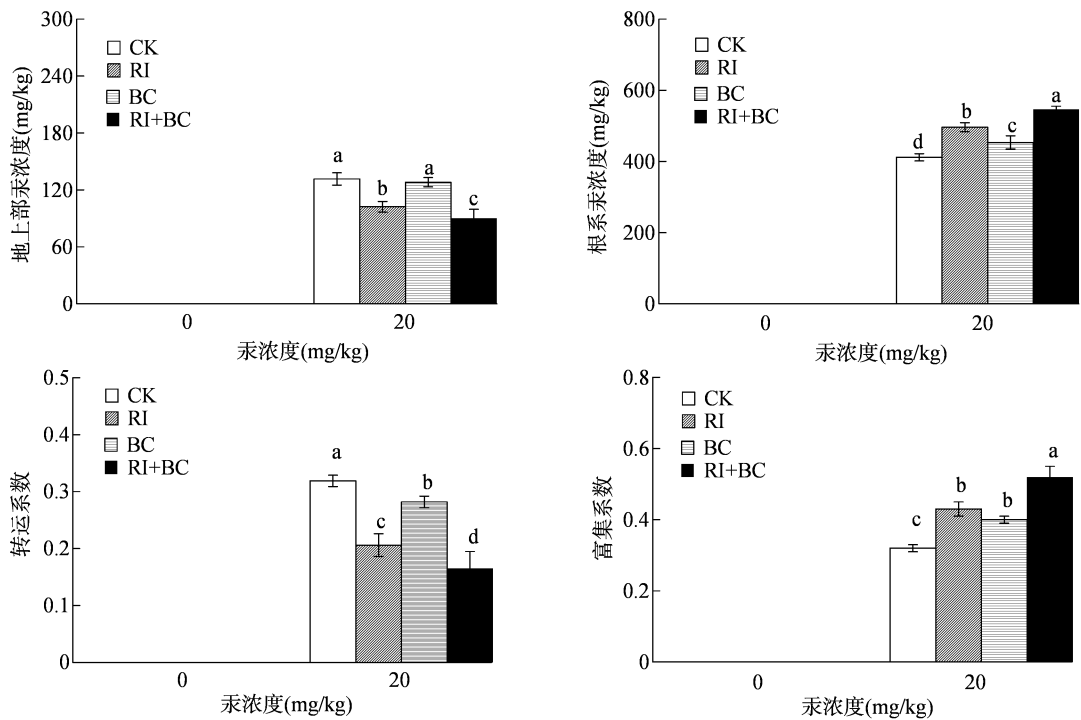


图3 汞胁迫下 AM 真菌和生物质炭对亚麻汞吸收以及汞转运系数、富集系数的影响

表 3 汞胁迫下 AM 真菌和生物质炭对亚麻根围土壤酶活性的影响

汞浓度 (mg/kg)	处理	过氧化氢酶活性 [mL/(g·h)]	蔗糖酶活性 [mg/(g·d)]	多酚氧化酶活性 [mg/(g·d)]	酸性磷酸酶活性 [mg/(g·d)]	脱氢酶活性 [mg/(g·d)]
0	CK	4.38 ± 0.20de	0.215 ± 0.02c	0.38 ± 0.01d	39.89 ± 0.95cd	1.63 ± 0.06c
	RI	5.48 ± 0.22b	0.254 ± 0.02b	0.46 ± 0.02b	50.34 ± 0.86b	1.76 ± 0.07ab
	BC	5.41 ± 0.27b	0.227 ± 0.02bc	0.42 ± 0.03c	41.96 ± 1.24c	1.73 ± 0.07b
	RI + BC	6.34 ± 0.54a	0.285 ± 0.03a	0.50 ± 0.02a	67.15 ± .45a	1.81 ± 0.05a
20	CK	4.28 ± 0.24e	0.182 ± 0.02d	0.33 ± 0.04e	28.82 ± 1.33f	1.45 ± 0.03e
	RI	4.68 ± 0.12cd	0.198 ± 0.03cd	0.42 ± 0.01c	35.14 ± 1.45e	1.57 ± 0.05cd
	BC	4.33 ± 0.08e	0.185 ± 0.01d	0.38 ± 0.03d	32.85 ± 1.31e	1.55 ± 0.02d
	RI + BC	4.94 ± 0.16c	0.247 ± 0.01b	0.44 ± 0.02bc	38.75 ± 1.05d	1.60 ± 0.04cd

汞浓度下,亚麻根围土壤微生物量碳、氮的含量均表现为下降趋势。在 0、20 mg/kg 汞浓度下,RI 和 BC 处理均增加亚麻根围土壤微生物量碳、氮含量。

20 mg/kg 汞浓度下,与 CK 相比,RI 处理亚麻根围土壤微生物量碳、氮含量分别增加 40.8% 和 69.2%; BC 处理土壤微生物量碳含量较 CK 提高了

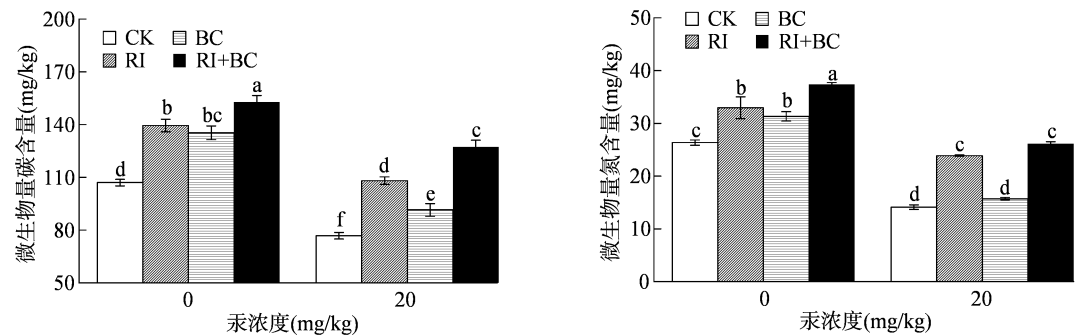


图4 汞胁迫下 AM 真菌和生物质炭对亚麻根围土壤微生物量碳、氮含量的影响

19.2%,土壤微生物量氮含量与 CK 相比无显著差异;RI + BC 处理土壤微生物量碳、氮含量分别显著增加 65.6% 和 85.0%。以上可说明汞胁迫下亚麻根围土壤微生物量碳、氮含量降低,RI + BC 处理提高亚麻根围土壤微生物量碳、氮含量的效果最好。

2.7 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻根围土壤理化性质的影响

由表 4 可知,与 0 mg/kg 汞浓度相比,20 mg/kg 汞浓度下,亚麻根围土壤 pH 值降低,土壤速效氮、速效钾、速效磷、有机质的含量也不断下降。在 0、20 mg/kg 汞浓度下,RI 和 BC 处理均可以改善亚麻

根围土壤理化性质。20 mg/kg 汞浓度下,与 CK 相比,RI 处理亚麻根围土壤 pH 值、速效氮、速效磷和有机质含量分别显著增加 5.5%、112.5%、52.4% 和 38.6%,速效钾含量与 CK 相比无显著差异;BC 处理亚麻根围土壤 pH 值、速效氮、速效磷和有机质含量分别增加 2.4%、56.3%、58.7% 和 24.9%,速效钾含量与 CK 相比也无显著差异;RI + BC 处理土壤 pH 值、速效氮、速效钾、速效磷和有机质含量分别显著增加 7.1%、183.3%、30.6%、92.1% 和 54.5%。汞胁迫下亚麻根围土壤理化性质变差,RI + BC 处理改善亚麻根围土壤理化性质的效果最好。

表 4 汞胁迫下 AM 真菌和生物炭对亚麻根围土壤理化性质的影响

汞浓度 (mg/kg)	处理	pH 值	速效氮含量 (mg/kg)	速效钾含量 (mg/kg)	速效磷含量 (mg/kg)	有机质含量 (g/kg)
0	CK	7.11 ± 0.02a	12.4 ± 1.2bc	83.1 ± 4.7bc	13.4 ± 0.9d	25.2 ± 0.7de
	RI	7.02 ± 0.03bc	13.7 ± 1.0b	95.7 ± 2.7b	18.0 ± 0.5b	30.0 ± 0.9b
	BC	7.09 ± 0.01ab	13.8 ± 0.4b	91.4 ± 6.3b	15.7 ± 0.6c	28.5 ± 1.6bc
	RI + BC	6.99 ± 0.02c	18.7 ± 0.8a	113.1 ± 5.8a	20.2 ± 0.4a	33.9 ± 1.2a
20	CK	6.38 ± 0.01g	4.8 ± 0.7e	56.2 ± 8.2e	6.3 ± 0.8g	18.9 ± 0.8f
	RI	6.73 ± 0.04e	10.2 ± 0.5c	69.3 ± 3.6de	9.6 ± 1.0f	26.2 ± 0.4cd
	BC	6.53 ± 0.05f	7.5 ± 0.8d	66.3 ± 4.5de	10.0 ± 0.6f	23.6 ± 1.1e
	RI + BC	6.83 ± 0.03d	13.6 ± 1.2b	73.4 ± 5.8cd	12.1 ± 0.8e	29.2 ± 0.6b

3 讨论

汞由于具有特殊的物理化学性质,且在土壤环境中具有持久性、高毒性及生物蓄积性等特点,成为全球广泛关注的重金属污染物之一。土壤微生物是土壤中的活性有机胶体,表面大、带电荷,代谢活动较为旺盛,且微生物与重金属具有很强的亲和性,可以将重金属富集。而 AM 真菌是植物根围土壤中的关键微生物之一,研究表明,AM 真菌能有效改善土壤理化性质,促进植物生长发育,修复重金属污染土壤等,具有独特的生态环保性、经济性优势^[23-24]。而生物炭也具有独特的理化性质,能够提高土壤碳、氮矿化速率,并改善土壤微生态环境等。本试验结果表明,重金属汞胁迫下生物炭与 AM 真菌能够相互作用,二者共同处理能够提高土壤相关酶(过氧化氢酶、脱氢酶、蔗糖酶等)活性,增加土壤微生物碳、氮含量,改善亚麻根系构型并促进其生长发育。此外,本试验中添加生物炭能够促进 AM 真菌对亚麻的侵染,增加 AM 真菌的侵染率和孢子数量,显著促进亚麻株高、茎粗和生物量的增加,提高其根系活力。这可能是因为生物炭具有高吸附

能力,可以吸附土壤中的有机质、水分和养分,从而提高土壤的化学性质。本试验也证实了土壤添加生物炭后土壤 pH 值、土壤速效氮含量、速效钾含量、速效磷含量和有机质含量均增加,进而为 AM 真菌的侵染发育提供了碳源,促进 AM 真菌孢子繁殖,而 AM 真菌延伸出广泛的菌丝网络可以改变植物根系形态,增加根系活力、根系总长度、根系总投影面积、根系总体积、根尖数和根分叉数来帮助植物获得根际以外的营养。另外,本试验也发现,AM 真菌和生物炭处理可以增加亚麻对 N、P、K、Ca 的吸收量,从而促进亚麻的生长。

土壤酶在土壤发育、营养元素的释放与储存、土壤结构和物理状况的维持以及植物养分的有效利用等方面都发挥至关重要的作用。土壤酶活性对重金属污染异常敏感,是极具潜力的评价土壤重金属污染情况的生物学指标^[25]。王伟等研究发现,土壤汞污染对葡萄开花期、幼果生长期和成熟期的土壤过氧化氢酶、碱性磷酸酶、蔗糖酶和脲酶活性均有显著的抑制作用^[26]。本试验发现,20 mg/kg 汞污染浓度下土壤过氧化氢酶、蔗糖酶、多酚氧化酶、酸性磷酸酶和脱氢酶活性均表现为下降趋势。

姜玉萍等研究发现,土壤中施加生物炭可增加土壤阴、阳离子交换量,改变土壤微生物丰度及群落,并对重金属具有降解作用^[27]。王岩等研究发现,AM 真菌对辣椒的促生效果弱于生物炭,而生物炭和 AM 真菌配施的促生效果最佳,这证实了二者之间存在互作效应,且土壤脲酶、蔗糖酶活性随生物炭添加量的增加呈上升趋势,且差异显著,而接种 AM 真菌处理对其影响不显著^[28]。本试验结果与之不一致,本试验下接种 AM 真菌和生物炭均能够显著增加多酚氧化酶、酸性磷酸酶和脱氢酶活性,且二者共同添加的效果最好。另有研究发现,生物炭和 AM 真菌单独或复合处理均能够提高土壤养分有效性,增加土壤有机质含量以及速效养分含量^[29]。本试验也证实了这一点,汞污染下,土壤 pH 值降低,土壤速效氮含量、速效钾含量、速效磷含量和有机质含量也表现为下降趋势。而 AM 真菌和生物炭处理均能增加土壤 pH 值、速效氮含量、速效钾含量、速效磷含量和有机质含量,且以 AM 真菌和生物炭复合处理的效果最好。

重金属在土壤中长期存在并影响土壤质量,重金属污染会导致生物中毒并改变微生物的活性,土壤中微生物生物量虽然占比较小,但其养分有效性高,在土壤养分循环和生理生化过程中发挥巨大作用^[30-31]。张雪晴等研究发现,受铜污染影响的土壤中微生物生物量随铜污染浓度的增加而呈现下降趋势,群落多样性也显著下降^[32]。而罗珍等研究发现,接种摩西球囊霉(*Glomus mosseae*)和幼套球囊霉(*Glomus etunicatum*)2 种 AM 真菌后,土壤微生物量碳、氮含量呈增加趋势^[33]。本试验发现,重金属汞胁迫下,土壤微生物量碳、氮含量显著下降,接种 AM 真菌和生物炭处理的土壤微生物量碳、氮含量表现为增加趋势。这可能与生物炭含有较大的表面积和多孔结构有关,生物炭的存在提高了土壤导水率、孔隙度以及团聚体结构,给微生物生存提供了较好的土壤环境,本研究结果与杜臻杰等的研究结果^[34-35]一致。另外,AM 真菌还可通过分泌激素以及代谢产物引导土壤微生物对植物根际环境进行调节,二者相互协同提高土壤生态系统的稳定性和功能^[36]。有研究发现,亚麻不同部位对 Cd 的吸收积累量变化较大,其中叶、茎对 Cd 的吸收量显著大于其他部位^[37]。而本试验则发现,汞在亚麻地上部的含量较低,而根部含量较高,这可能与亚麻品种以及重金属的种类有关。本试验中接种 AM 真菌

和生物炭可以降低汞从根系到地上部的转运系数,而增加亚麻根系对汞的富集能力,减少汞对植物地上部的伤害,这可能是因为 AM 真菌的细胞壁中含有甲壳质等成分,而有研究证实其能够固定或者钝化土壤重金属,同时真菌还能够分泌有机酸根离子等,对重金属具有沉淀作用,使得重金属移动性减弱,从而造成重金属在根系聚集^[38]。Zhang 等的研究中也证实,铅(Pb)胁迫下接种 AM 真菌的玉米籽苗中的 Pb 大部分被 AM 真菌的细胞壁、细胞膜、菌丝内腔等固定,从而减轻了 Pb 对植物本身的危害^[39]。

4 结论

综上所述,重金属汞污染下,AM 真菌能够与亚麻形成菌根共生体,添加生物炭能够促进 AM 真菌对亚麻根系的侵染,提高菌根侵染率和孢子数量。添加 AM 真菌和生物炭处理均能够增加植物生物量,增强根系活力,改善亚麻根系生长特性,促进植物对 N、P、K、Ca 等元素的吸收利用。同时 AM 真菌和生物炭处理能够诱导土壤中蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和酸性磷酸酶活性的提高,提高土壤中微生物量碳、氮的积累,提升亚麻根系对汞的富集效应,而减少地上部的汞积累,降低毒害作用,且 AM 真菌和生物炭复合处理的效果优于单一处理。

参考文献:

- [1] Bailon M X, David A S, Park Y, et al. Total mercury, methyl mercury, and heavy metal concentrations in Hyeongsan River and its tributaries in Pohang city, South Korea [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2018, 190(5): 274.
- [2] Streets D G, Horowitz H M, Lu Z F, et al. Global and regional trends in mercury emissions and concentrations, 2010—2015 [J]. Atmospheric Environment, 2019, 201: 417—427.
- [3] 王喜英, 赵 辉, 卢志宏, 等. 汞胁迫对蔬菜土壤细菌和真菌群落结构及丰度的影响[J]. 江苏农业科学, 2023, 51(14): 229—239.
- [4] Lekberg Y, Vasar M, Bullington L S, et al. More Bang for the buck? Can arbuscular mycorrhizal fungal communities be characterized adequately alongside other fungi using general fungal primers? [J]. The New Phytologist, 2018, 220(4): 971—976.
- [5] Ma J, Janoušková M, Li Y S, et al. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) on cucumber growth and phosphorus uptake under cold stress[J]. Functional Plant Biology, 2015, 42(12): 1158—1167.
- [6] 喻彩丽, 李 亮, 张 贝, 等. 丛枝菌根真菌和解磷菌对青梅根系发育、磷吸收及土壤磷有效性的影响[J]. 江苏农业科学, 2023, 51(17): 240—248.
- [7] Bedini S, Turrini A, Rigo C, et al. Molecular characterization and

- glomalin production of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing a heavy metal polluted ash disposal island, downtown Venice [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42(5): 758–765.
- [8] Feng Y Z, Cui X C, He S Y, et al. The role of metal nanoparticles in influencing arbuscular mycorrhizal fungi effects on plant growth[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(16): 9496–9504.
- [9] Hristozkova M, Geneva M, Stancheva I, et al. Symbiotic association between golden berry (*Physalis peruviana*) and arbuscular mycorrhizal fungi in heavy metal – contaminated soil[J]. Journal of Plant Protection Research, 57(2): 173–184.
- [10] 李信茹, 苏海磊, 周 民, 等. 丛枝菌根真菌对汞胁迫下水稻叶片生理和光合特性的影响[J]. 环境科学研究, 2021, 34(8): 1918–1927.
- [11] 郭 晖, 周 慧, 庄静静, 等. 镉胁迫下丛枝菌根真菌对小麦生理特性和根际土壤酶活性的影响[J]. 河南农业科学, 2022, 51(8): 20–27.
- [12] 林贵英, 陈 伟, 刘文质, 等. 热解温度对稻壳生物炭特性的影响[J]. 沈阳农业大学学报, 2017, 48(4): 456–461.
- [13] 朱 玲, 周 蓉, 沈玉叶, 等. 稻壳及稻壳生物炭对土壤团聚体稳定性及有机碳分布的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2023, 29(2): 242–25.
- [14] 朱园芳, 朱华军, 刘玉学, 等. 2 种生物炭对复合污染土壤中重金属形态的影响[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(5): 255–258.
- [15] 李晓晖, 艾仙斌, 李 亮, 等. 新型改性稻壳生物炭材料对镉污染土壤钝化效果的研究[J]. 生态环境学报, 2022, 31(9): 1901–1908.
- [16] 侯艳伟, 池海峰, 毕丽君. 生物炭施用对矿区污染农田土壤上油菜生长和重金属富集的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(6): 1057–1063.
- [17] 郭雄飞. 生物炭和 AM 真菌对重金属污染下土壤养分及望江南生长的影响[J]. 草业学报, 2018, 27(11): 150–161.
- [18] 余 高, 陈 芬, 赵成刚, 等. 高分子聚合物与钝化剂复配对汞污染土壤钝化修复研究[J]. 环境工程, 2021, 39(4): 174–179, 186.
- [19] 王 济, 赵泽雪, 王雪梅. 小叶黄杨和夹竹桃对土壤中重金属元素汞的吸收比较[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2007, 25(2): 17–19.
- [20] 赵信林, 韦秀叶, 郭 媛, 等. 叶面喷施有机酸对亚麻生长发育及镉修复能力的影响[J]. 中国麻业科学, 2020, 42(6): 257–262.
- [21] 刘润进, 陈应龙. 菌根学[M]. 北京: 科学出版社, 2007.
- [22] 王学奎. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 2 版. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [23] Lu X P, Du Q, Yan Y L, et al. Effects of soil rhizosphere microbial community and soil factors on arbuscular mycorrhizal fungi in different salinized soils[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(13): 4071–4078.
- [24] Feddermann N, Finlay R, Boller T, et al. Functional diversity in arbuscular mycorrhiza – the role of gene expression, phosphorous nutrition and symbiotic efficiency[J]. Fungal Ecology, 2010, 3(1): 1–8.
- [25] 谭向平, 何金红, 郭志明, 等. 土壤酶对重金属污染的响应及指示研究进展[J]. 土壤学报, 2023, 60(1): 50–62.
- [26] 王 伟, 贾海滨, 张雪娜, 等. 汞污染对葡萄 – 土壤系统相关指标的影响[J]. 安全与环境学报, 2016, 16(6): 292–297.
- [27] 姜玉萍, 杨晓峰, 张兆辉, 等. 生物炭对土壤环境及作物生长影响的研究进展[J]. 浙江农业学报, 2013, 25(2): 410–415.
- [28] 王 岩, 周 鹏, 白立伟, 等. 生物炭和 AM 真菌配施对连作辣椒生长和土壤养分的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2020, 28(10): 1600–1608.
- [29] 悦飞雪, 李继伟, 王艳芳, 等. 生物炭和 AM 真菌提高矿区土壤养分有效性的机理[J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(8): 1325–1334.
- [30] 沈仁芳, 赵学强. 土壤微生物在植物获得养分中的作用[J]. 生态学报, 2015, 35(20): 6584–6591.
- [31] 马海关, 范莎莎, 王辉程, 等. 矿物对土壤中重金属有效性的影响[J]. 江苏农业学报, 2023, 39(3): 707–715.
- [32] 张雪晴, 张 琴, 程园园, 等. 铜矿重金属污染对土壤微生物群落多样性和酶活性的影响[J]. 生态环境学报, 2016, 25(3): 517–522.
- [33] 罗 珍, 朱 敏, 王晓锋, 等. 分根装置中接种 AM 真菌对玉米秸秆降解及土壤微生物量碳、氮和酶活性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(2): 149–156.
- [34] 杜臻杰, 齐学斌, 陈效民, 等. 生物质炭和猪场沼液对潮土水力特征参数的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(1): 189–192, 197.
- [35] 王欢欢, 任天宝, 元 野, 等. 生物质炭与氮肥配施对植烟土壤微生物量碳、氮和碳氮比的影响[J]. 中国农学通报, 2017, 33(12): 52–57.
- [36] Zhang L, Zhou J C, George T S, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi conducting the hyphosphere bacterial orchestra [J]. Trends in Plant Science, 2022, 27(4): 402–411.
- [37] 柳婷婷, 骆霞虹, 李文略, 等. 不同亚麻品种重金属 Cd 吸收积累的差异[J]. 浙江农业科学, 2022, 63(9): 2030–20.
- [38] Redon P O, Béguiristain T, Leyval C. Differential effects of AM fungal isolates on *Medicago truncatula* growth and metal uptake in a multimetallic (Cd, Zn, Pb) contaminated agricultural soil [J]. Mycorrhiza, 2009, 19(3): 187–195.
- [39] Zhang H H, Tang M, Chen H, et al. Effect of inoculation with AM fungi on lead uptake, translocation and stress alleviation of *Zea mays* L. seedlings planting in soil with increasing lead concentrations [J]. European Journal of Soil Biology, 2010, 46(5): 306–311.