

铅锌矿区分离丛枝菌根真菌对万寿菊生长与吸镉的影响*

刘灵芝^{1,2} 张玉龙^{1†} 李培军² 巩宗强²

(1 沈阳农业大学土地与环境学院, 沈阳 110866)

(2 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016)

摘要 盆栽试验研究了土壤不同施 Cd 水平(0、20、50 mg kg⁻¹)下, 接种矿区污染土壤中丛枝菌根真菌对万寿菊根系侵染率、植株生物量及 Cd 吸收与分配的影响。结果表明: 接种丛枝菌根真菌显著提高了 Cd 胁迫下万寿菊的根系侵染率和植株生物量; 随着施 Cd 水平提高, 各处理植株 Cd 浓度和 Cd 吸收量显著增加。各施 Cd 水平下万寿菊地上部 Cd 吸收量远远高于根系 Cd 吸收量, 尤其在 20 mg kg⁻¹ 施 Cd 水平下, 接种处理地上部 Cd 吸收量是根系的 3.90 倍, 对照处理地上部 Cd 吸收量是根系的 2.33 倍; 同一施 Cd 水平下接种处理地上部 Cd 吸收量要显著高于对照。总体上, 试验条件下污染土壤中分离的丛枝菌根真菌促进了万寿菊对土壤中 Cd 的吸收, 并增加了 Cd 向地上部分的运转, 表现出植物提取的应用潜力。

关键词 丛枝菌根真菌(AMF); Cd 胁迫; 万寿菊; 生物修复

中图分类号 X172 **文献标识码** A

近年来, 由于污灌及施用农药造成的农业土壤 Cd 污染日趋严重^[1-2]。丛枝菌根(Arbuscular mycorrhiza, AM)真菌是直接联系土壤与植物根系的一类微生物, 在重金属污染土壤中, 接种 AM 真菌对于提高宿主植物抵御重金属毒害的能力、加快土壤中重金属元素的植物提取或植物稳定具有积极作用^[3-4]。自 Bradly 等^[5]在重金属矿区植物调查中发现矿区菌根植物的生长情况明显好于非菌根植物以后, 菌根修复技术逐渐引入重金属污染土壤的治理中。

由于 AM 真菌与重金属的相互作用受诸多因素的影响, AM 真菌菌株与宿主品种的选择成为菌根修复的前提基础^[6]。已有研究报导, 污染土壤中广泛存在着抗重金属的 AM 真菌, 其中大多数可以缓解重金属对植物的毒害作用, 应用于植物修复^[7-8]。在诸多的菌根植物中, 万寿菊(*Tagetes erecta* L.) 属菊科万寿菊属, 一年生草本植物, 是亚洲常见花种。因其对土壤要求不严、耐低温、易移栽、花期长、园栽效果佳等特点, 在中国已经是一种很普遍的园艺植物。万寿菊不但具有重要的观赏价值, 也是一种

发展较快的经济作物^[9]。Lal 等^[10]研究表明, 万寿菊可以用于土壤重金属的修复, 可大大降低 Cd 进入食物链的风险。如果万寿菊能在重金属污染土壤中建立良好的植被, 无论通过植物提取还是减轻重金属向植株体内的运输, 都不会影响万寿菊观赏性或实用性价值的体现, 同时兼备植物修复的功能。

由于目前污染土壤的菌根修复多为灭菌土壤中菌根效应的研究, 且多为单一 AM 真菌菌株进行接种^[11], 其结果虽可直接反映出 AM 真菌在污染修复中的作用, 但在 AM 真菌的实际应用中常因土壤理化性质的变化、土壤微生物种群竞争等因素而改变其在人工控制土壤中的积极作用。因此, 尽可能维持原有的土壤理化特性和植物根域范围的微生物生态平衡, 将有利于盆栽研究结果在实际中的应用。

基于以上原因, 本文采用室内模拟的方法, 研究在自然土壤中施加不同浓度的 Cd 后, 接种源自辽宁省青城子铅锌矿区污染土壤中分离获得的混合 AM 真菌对万寿菊生长及重金属 Cd 的吸收影响。目的在于研究土壤发生重金属污染时, 外源 AM 真菌与宿主植物的共生状况, 探讨在土著微生物存在

* 国家自然科学基金面上项目(21077113)、重点项目(40930739)和中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCXZ-YW-466)资助

† 通讯作者, E-mail: ylzsau@163.com

作者简介: 刘灵芝(1974—), 女, 讲师, 博士, 主要从事微生物资源与生态研究。E-mail: liulingzhi2006@163.com

收稿日期: 2010-08-03; 收到修改稿日期: 2010-11-08

的情况下,接种外源 AM 真菌对重金属污染土壤植物修复的可能性。

1 材料与方 法

1.1 丛枝菌根真菌

丛枝菌根真菌为分离自辽宁省青城子铅锌矿区甘野菊根际土壤的等比例混合菌株(3株为 *Glomus*, 2株为 *Scutellospora*, 1株为 *Gigaspora*), 孢子采用湿筛法获得^[12]。在本研究室前期工作时发现龙葵根系可形成良好的菌根侵染, 因而以龙葵为扩繁宿主, 扩繁基质为洗净的灭菌河沙, 每周补充 1 次 50 ml Hoagland 营养液来满足植物生长对营养的需求。植株生长 16 周后收获检测, 龙葵根系侵染率为 82.6%, 孢子密度为 2 040 个 100 g⁻¹ 河沙, 试验菌剂为龙葵的根段、孢子及根际河沙。

1.2 宿主植物

以万寿菊为宿主植物。种子以 10% H₂O₂ 表面消毒 15 min, 无菌蒸馏水冲洗 5~6 次, 于 25℃ 恒温培养 2~3 d, 催芽, 备用。

1.3 培养基质

培养基质由供试土壤与洗净河沙、珍珠岩按 2:1:1 比例混合而成, 以增加其通气性, 保障植株正常生长。供试土壤采自中国科学院沈阳应用生态研究所生态实验站, 其基本理化性状为 pH6.97(水土比 2.5:1 浸提), 有机质含量 26.1 g kg⁻¹, 全氮 1.22 g kg⁻¹, 速效磷 120 mg kg⁻¹。土壤过 2 mm 筛, 风干备用。

供试土壤中 Cd 含量为 0.009 mg kg⁻¹, 土壤中添加的重金属 Cd 为化学试剂 CdCl₂(分析纯)溶液。Cd 溶液与培养基质进行混匀, 平衡 2 周后接种菌剂。

1.4 试验设计

试验按裂区设计, 主试验因素为接种丛枝菌根真菌处理(AM)和不接种丛枝菌根真菌处理(NM); 副区为施加 Cd 浓度, 共设 0、20 和 50 mg kg⁻¹ 3 个施 Cd 水平(以 Cd0、Cd20、Cd50 表示)。试验重复 4 次, 总计 6 个处理, 24 盆。

1.5 试验方法

采用容积 1.5 L 塑料盆作为培养容器, 每盆装基质 1.2 kg。装基质时, 先装约 1.0 kg, 接种 50 g 菌剂于基质表面, 将剩余的约 0.2 kg 基质覆盖其上。对于不接菌种的处理, 同样接种等量的灭菌菌剂。装盆全部完成后浇水, 使盆内基质含水量达到 17% 左右(干重), 待水分渗透且分布均匀, 每盆播万寿菊种子 6 粒。出苗 1 周后, 间苗, 留长势整齐的 3

株。在整个试验过程, 每天浇水 1 次, 用称重法维持土壤含水量在 17% 左右; 所浇水为自来水。

盆栽试验于沈阳应用生态研究所网室进行。塑料盆定期更换位置, 以减少放置位置对试验结果产生不良影响。自出苗起, 植株生长 16 周后收获。

1.6 样品测定与数据分析

植株地上部分和根系分别收获; 根系用蒸馏水洗净并吸干, 剪成长约 1 cm 小段后, 随机取 0.5 g 左右新鲜的根样, 采用棉蓝染色、交叉方格法测定根系的侵染率^[13]。其余植株样品经 70℃ 烘干 48 h, 称重、粉碎、经 HNO₃/HClO₄ 混酸(3:1, v/v) 消解后, 用火焰原子吸收分光光度计测定植株样品中 Cd 的含量。

菌根贡献率(%) = [(接种菌剂处理 - 未接种处理) / 未接种处理] × 100。

应用 SPSS11.5 统计软件处理试验数据, 用 Duncan's 检验法检验各处理平均值之间的差异显著性。以 Sigmaplot 10.0 作图。

2 结果与分析

2.1 Cd 胁迫下植物-AM 真菌共生体的确认

菌根侵染率在一定程度上可作为 AM 真菌对重金属耐受性的参考指标。试验中, 来源于矿区与供试土壤中的 AM 真菌与 Cd 污染土壤中万寿菊根系均表现出良好的共生能力, 说明 AM 真菌与万寿菊联合修复 Cd 污染土壤是可能的。图 1 为土壤施 Cd 浓度为 50 mg kg⁻¹ 时, 应用 Olympus 显微镜放大 40 倍时, 万寿菊根部皮层细胞间和细胞内被染色的菌丝体和大量与菌丝相连的泡囊形态。

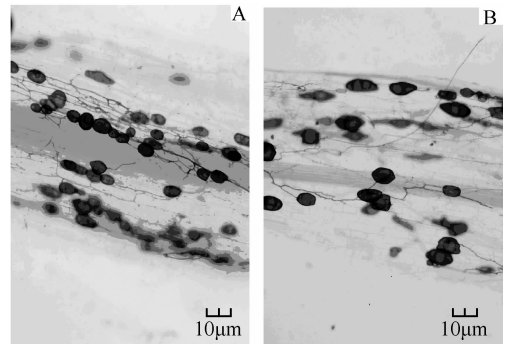


图 1 土壤施 Cd 浓度为 50 mg kg⁻¹ 时万寿菊根部 AM 真菌的菌丝和泡囊形态 (A: 接种菌剂处理; B: 对照处理)

Fig. 1 Hypha and vesicle of arbuscular mycorrhizae in the root of *Tagetes erecta* L. in soil with cadmium concentration of 50 mg kg⁻¹ (A: Inoculation; B: Control)

2.2 万寿菊根系侵染率

试验中所有处理均发现有菌根真菌侵染(图2),这是由于土壤未灭菌,土壤中存在土著 AM 真菌对万寿菊根系侵染所致。由图可知,尽管土著 AM 真菌对万寿菊根系具有较高的根系侵染率,同一施 Cd 水平下,接种处理根系侵染率均高于对照处理,且两者之间的差异随土壤施 Cd 量的增加而显著增加。在土壤施 Cd 浓度达到 50 mg kg^{-1} 时,接种处理万寿菊菌根侵染率可达到 80% 以上,较未接种处理增加了 50.4%。

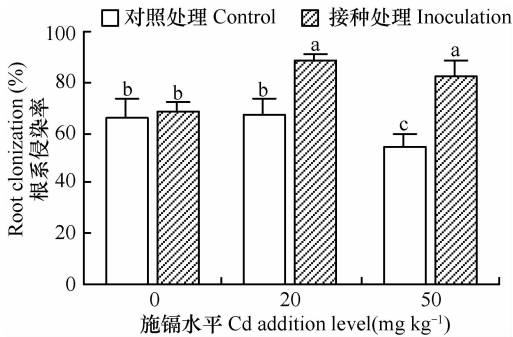


图2 不同施 Cd 水平下万寿菊根系侵染率 (平均值 \pm 标准误)

Fig. 2 Root colonization of *Tagetes erecta* L. varying Cd addition levels (mean value \pm standard error)

注:不同字母表示在 $p < 0.05$ 水平差异显著 Note: Different letters above the columns indicate significant difference at $p < 0.05$

2.3 万寿菊生物量

植株生物量是评价菌根植物耐 Cd 性最直观和可靠的指标,因此,该指标对于评价植物-菌根真菌联合修复 Cd 污染土壤可行性十分重要。表 1 表明,在施 Cd 浓度达到 50 mg kg^{-1} 时,未接种处理万寿菊植株的总体生长表现出 Cd 毒害。该施 Cd 水平下,未接种处理万寿菊地上部生物量平均为 0.56 g 盆^{-1} ,为不施 Cd (Cd0) 处理的 70.0%; 而其根系干重为 0.28 g 盆^{-1} ,是不施 Cd (Cd0) 处理的 1.4 倍。说明当土壤 Cd 污染较严重时,对万寿菊地上部的生长会造成严重的毒害,植株自身则通过促进根系的生长来维持万寿菊在 Cd 胁迫下的生存能力。

接种 AM 真菌对万寿菊的生长影响为:土壤不施 Cd (Cd0) 时,接种处理万寿菊生物量与未接种处理无显著差异;在施 Cd (Cd20、Cd50) 处理中,接种处理地上部、根系生物量均显著高于未接种处理;同一施 Cd 水平下,接种处理地上部、根系生物量均显著高于未接种处理。尤其在土壤施 Cd 浓度达到 50 mg kg^{-1} 时,未接种处理生物量受到明显抑制时,接种处理地上部、根系生物量较未接种处理分别增加了 89.3% 和 32.1%,甚至高于不施 Cd 的未接种处理。说明在 Cd 污染土壤中,接种矿区污染土壤分离的 AM 真菌可明显改善万寿菊的生长状况,显著降低土壤中过量 Cd 造成的对宿主植物生长的毒害程度。

表 1 不同施 Cd 水平下各处理万寿菊根系、地上部分生物量及根冠比值

Table 1 Biomasses of root and shoot and root to shoot ratio of *Tagetes erecta* L. as affected by Cd addition level

Cd 水平 Cd level (mg kg^{-1})	接种处理 Inoculation treatment	生物量 Biomass (g pot^{-1} , DW)		菌根贡献率 Contribution of AM (%)		根冠比值 Root to shoot ratio
		地上部 Shoots	根系 Roots	地上部 Shoots	根系 Roots	
0	AM	$0.89 \pm 0.09\text{c}$	$0.23 \pm 0.03\text{d}$	11.3	15.0	$0.26 \pm 0.05\text{c}$
	NM	$0.80 \pm 0.05\text{c}$	$0.20 \pm 0.03\text{d}$			$0.26 \pm 0.05\text{c}$
20	AM	$2.10 \pm 0.07\text{a}$	$0.77 \pm 0.08\text{a}$	92.7	103.0	$0.37 \pm 0.04\text{b}$
	NM	$1.09 \pm 0.08\text{b}$	$0.38 \pm 0.03\text{b}$			$0.35 \pm 0.04\text{b}$
50	AM	$1.06 \pm 0.05\text{b}$	$0.37 \pm 0.11\text{b}$	89.3	32.1	$0.35 \pm 0.11\text{b}$
	NM	$0.56 \pm 0.08\text{d}$	$0.28 \pm 0.03\text{c}$			$0.50 \pm 0.02\text{a}$

注:AM 代表接种菌剂处理;NM 代表未接种对照;数据为平均值 \pm 标准误差,每列数据标有不同字母者为差异显著 ($p < 0.05$);下同 Note: AM—Inoculated AM fungi; NM—Control uninoculated AM fungi; Data presented in the form are mean \pm standard error, the superscripts of different letters indicate significant difference ($p < 0.05$); The same below

进一步分析各处理万寿菊根冠比值可以看出:与不施 Cd 相比,土壤施 Cd 显著增加了所有处理万寿菊的根冠比值。同一施 Cd 水平 (Cd0、Cd20) 下,接种与未接种处理根冠比值无明显差异,当土壤施 Cd 浓度达到 50 mg kg^{-1} 时,接种处理根冠比值显著低于未接种处理。说明万寿菊地上部较根系对土壤中高浓度 Cd 更为敏感。接种污染来源的 AM 真

菌通过增加万寿菊地上部对 Cd 的耐受性,促进地上部生长。

2.4 万寿菊 Cd 浓度、Cd 吸收量及 Cd 在植株体内的分配

未接种处理万寿菊植株 Cd 浓度随土壤施 Cd 量的增加呈显著增加。从土壤不施 Cd (Cd0) 至土壤施 Cd 浓度达到 50 mg kg^{-1} 时,万寿菊地上部 Cd

浓度提高了 15.01 倍,而根系 Cd 浓度则提高了 29.96 倍。植株 Cd 吸收量在土壤施 Cd 水平达到 50 mg kg^{-1} 时达到最高,其地上部、根系 Cd 吸收量与 Cd 浓度呈同步增长,平均分别为 0.145 和 0.138 mg 盆^{-1} 。土壤施 Cd 情况下(Cd20 和 Cd50),尽管根系

Cd 浓度显著高于相应地上部 Cd 浓度,但根系 Cd 吸收量却显著低于地上部(表 2)。导致该现象发生的原因是由于万寿菊根冠比值均不超过 0.50,地上部生物量明显高于根系生物量,从而增加了地上部的 Cd 吸收量。

表 2 不同施 Cd 水平下各处理万寿菊 Cd 浓度及 Cd 吸收量

Table 2 Cd concentration in and uptake by *Tagetes erecta* L. in various treatments of Cd addition

Cd 水平 Cd level (mg kg^{-1})	接种处理 Inoculation treatment	Cd 浓度 Cd concentration (mg kg^{-1})			根冠 Cd 浓度比 Root to shoot Cd conc.	Cd 吸收量 Cd uptake (mg pot^{-1})			
		地上部 Shoots	根系 Roots	菌根贡献率 Contribution of AM (%)		根冠吸 Cd 比 Root to shoot Cd uptake		地上部 Shoots	根系 Roots
						地上部 Shoots	根系 Roots		
0	AM	21.2 ± 0.6e	14.6 ± 1.1d	0.69 ± 0.04c	0.019 ± 0.002d	0.003d	35.7	0	0.18 ± 0.03c
	NM	17.2 ± 1.8e	16.4 ± 0.7d	0.96 ± 0.06c	0.014 ± 0.002d	0.003d			0.25 ± 0.05c
20	AM	172.1 ± 13.2c	119.5 ± 12.6c	0.70 ± 0.12c	0.359 ± 0.017a	0.092 ± 0.009b	156.4	53.3	0.25 ± 0.03c
	NM	128.2 ± 13.5d	158.3 ± 14.4c	1.25 ± 0.23b	0.140 ± 0.016c	0.060 ± 0.006c			0.43 ± 0.07b
50	AM	216.4 ± 17.4b	351.8 ± 33.4b	1.64 ± 0.25a	0.229 ± 0.015b	0.130 ± 0.037a	57.9	-5.8	0.56 ± 0.13b
	NM	258.1 ± 14.1a	491.3 ± 56.9a	1.91 ± 0.31a	0.145 ± 0.029c	0.138 ± 0.014a			0.97 ± 0.19a

接种处理万寿菊植株 Cd 浓度亦随土壤施 Cd 量的增加而显著提高,但其根系 Cd 浓度均低于相应的未接种处理。分析在相同施 Cd 水平下接种处理间的菌根贡献率(表 2)可发现,接种处理根系 Cd 浓度较未接种处理分别下降了 11.0% (Cd0)、24.5% (Cd20) 和 13.7% (Cd50)。说明接种外源 AM 真菌,能有效地降低植株根系内的 Cd 浓度,缓解植株根系 Cd 毒害。

表 2 还看出,当接种 AM 真菌后,在土壤不施 Cd(Cd0)及施 Cd 浓度较低(Cd20)时,接种处理万寿菊地上部 Cd 浓度较相应的未接种处理提高了 23.3% 和 34.2%;当土壤施 Cd 浓度达到 50 mg kg^{-1} 时,接种处理地上部 Cd 浓度较未接种处理降低了 16.2%。该结果表明,土壤 Cd 浓度较低时,接种 AM 真菌有助于提高万寿菊地上部对 Cd 的吸收与累积;在土壤 Cd 浓度较高时,接种 AM 真菌则通过降低万寿菊地上部 Cd 浓度,减轻 Cd 毒害。

进一步分析接种与未接种处理万寿菊体内 Cd 浓度和吸收量的变化可以发现:同一施 Cd 水平下,接种 AM 真菌显著提高了 Cd 胁迫下(Cd20、Cd50)万寿菊的 Cd 吸收量(表 2),与未接种处理相比,接种处理在 Cd20 和 Cd50 水平时植株总吸收 Cd 量分别提高了 125.5% 和 26.86%。随着土壤施 Cd 量的增加,各处理万寿菊增加了根系对 Cd 的固持作用,表现为:对照根冠 Cd 浓度比值由 0.96 上升至 1.91,接种处理由 0.69 上升至 1.64。在 Cd 的分配上,随土壤施 Cd 量增加,各处理增加了 Cd 向根系的分配,表现为:对照根冠吸 Cd 比值由 0.25 上升至 0.97,接种处理由 0.18 上升至 0.56。然而,同一施 Cd 水平(Cd20、Cd50)下,接种处理根冠吸 Cd 比值显著低于未接种处理,说明接种 AM 真菌增加了植株体内 Cd 向地上部的运输。

试验结果表明,当土壤发生 Cd 污染特别是 Cd 污染较严重(Cd50)时,接种外源 AM 真菌在明显提

高植株对 Cd 吸收的同时,显著地降低了植株体内 Cd 的浓度,缓解了宿主植物发生 Cd 毒害的程度,对宿主植物在重金属 Cd 污染土壤中的生长起到了生态保护作用。试验结果还表明,接种外源 AM 真菌增加了万寿菊的 Cd 吸收量,同时提高了 Cd 向地上部的运输,达到使 Cd 从土壤中高效移出的目的,从而有可能实现对 Cd 污染土壤的植物提取。

3 讨 论

一些研究认为,分离自重金属污染土壤中的 AM 真菌对重金属具有较好的耐受能力^[14],但也有报道认为 AM 真菌分离来源与其重金属耐性没有明显的相关性^[15]。本试验结果显示,土壤施 Cd 量较高(Cd50)显著降低了土著 AM 真菌对万寿菊根系的侵染,表明较严重的 Cd 污染对土著菌根的形成具有抑制作用。接种污染土壤分离的 AM 真菌可显著增加 Cd 污染土壤中万寿菊根系的侵染率,尤其在土壤施 Cd 水平较高(Cd50)时,其根系侵染率可达到 80% 以上,明显高于未接种处理。然而接种外源 AM 真菌是如何增加万寿菊根系侵染率的? 是不同 AM 真菌菌株具有不同的根系侵染位点? 还是外源 AM 真菌较好的(抗)耐 Cd 能力,使得其在 Cd 污染条件下较土著 AM 真菌具备较强的竞争优势? 由于试验中接种与未接种处理万寿菊根系侵染率的差异随土壤施 Cd 量的增加而显著增加,矿区污染土壤中分离获得的外源 AM 真菌较强的(抗)耐 Cd 能力可能是其侵染率增加的主要原因。

通常认为,AM 真菌对植物生长具有促进作用^[16-17]。本试验中,接种 AM 真菌明显提高了 Cd 胁迫下万寿菊的生物量,增幅为 70.2%~95.2%。尤其在施 Cd 量较高(Cd50)时,未接种处理万寿菊地上部生长受到显著抑制,接种外源 AM 真菌能显著促进万寿菊地上部的生长,充分说明即使在土著 AM 真菌存在情况下,接种外源 AM 真菌仍可以显著地缓解 Cd 污染对宿主植物造成的危害,提高宿主植物对土壤 Cd 污染的抗(耐)性。

在重金属胁迫条件下,AM 真菌对植物重金属吸收和转运的影响报道很不一致,接种 AM 真菌可以增加,或降低,或不影响植物体内的重金属含量^[18-20]。试验中,接种 AM 真菌对万寿菊体内 Cd 浓度影响比较复杂:随土壤施 Cd 量增加,接种处理根系 Cd 浓度始终低于相应的对照处理,而其地上部 Cd 浓度仅在 Cd50 水平时显著低于相应的未接

种处理。这意味着接种 AM 真菌对万寿菊可能存在主动保护机制,从多种途径调控 Cd 的吸收和转运:在土壤施 Cd 量较低(Cd20)时,显著提高植株对 Cd 的吸收能力,增加 Cd 向地上部的运转,避免 Cd 对根系的毒害,但植株的吸收和转运能力是有限的,并没有随着根系 Cd 浓度的增加而增加,避免对地上部产生毒害;在土壤施 Cd 量较高(Cd50)时,地上部分与根系 Cd 浓度显著低于未接种处理,此时主要以根系排斥吸收为主。通过 AM 真菌根外菌丝对 Cd 的吸收、累积及螯合等作用,阻止 Cd 由土壤向根系运输,同时改善植株生长状况,通过生长稀释作用,降低植株 Cd 浓度,间接提高万寿菊对 Cd 污染的抗逆性,这可能是接种外源 AM 真菌提高万寿菊耐 Cd 能力的主要机制。

对于大多数非超累积植物来说,许多研究发现接种 AM 真菌可以增加植物根系对重金属的积累,同时通过抑制重金属向地上部分转运,达到保护宿主植物免受重金属毒害的作用^[21-22]。而在本试验中,当土壤 Cd 浓度较低(Cd0、Cd20)时,接种处理地上部分 Cd 浓度均不同程度高于相应根系 Cd 浓度,说明接种外源 AM 真菌可以促进 Cd 向地上部的运转,提高万寿菊地上部的吸 Cd 能力。即使在土壤 Cd 浓度较高(Cd50)时,接种 AM 真菌亦可通过促进地上部生长,增加万寿菊地上部的 Cd 吸收量。关于接种 AM 真菌可以提高万寿菊体内 Cd 向地上部运转与分配的研究,国内外少见报道。该研究结果对于万寿菊在植物提取重金属中的应用有重要意义。然而,接种 AM 真菌是如何影响万寿菊对 Cd 的吸收和运输机制的? 以及菌根万寿菊在实际应用中的效果如何? 还有待于深入研究。

4 结 论

在土壤中高浓度 Cd 胁迫下,接种青城子铅锌矿区土壤中分离获得的 AM 真菌提高了万寿菊的生物量和 Cd 吸收量,并相应增加了 Cd 由根系向地上部分的分配,这对万寿菊应用于 Cd 污染土壤的植物提取非常有利,说明 AM 真菌与万寿菊在联合修复 Cd 污染土壤中有着很大的应用潜力。

参 考 文 献

- [1] 蒋先军,骆永明,赵其国. 重金属污染土壤的植物修复研究 III. 金属富集植物 *Brassica juncea* 对镉、铅的吸收和积累. 土壤学报, 2002, 39(5): 664—670. Jiang X J, Luo Y M, Zhao Q G. Study on phytoremediation of heavy metal polluted soils III.

- Cadmium and zinc uptake and accumulation by Indian mustard (*Brassica juncea*) (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(5):664—670
- [2] 何俊瑜,任艳芳,严玉萍,等. Cd胁迫对水稻幼苗生长和根尖细胞分裂的影响. *土壤学报*, 2010, 47(1):138—144. He J Y, Ren Y F, Yan Y P, et al. Impacts of cadmium stress on the growth of rice seedlings and division of their root tip cells (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(1): 138—144
- [3] 王发园,林先贵,周健民. 丛枝菌根与土壤修复. *土壤*, 2004, 36(3): 251—257. Wang F Y, Lin X G, Zhou J M. Arbuscular mycorrhizal and soil remediation (In Chinese). *Soils*, 2004, 36(3): 251—257
- [4] Chen B, Liu Y, Shen H, et al. Uptake of cadmium from an experimentally contaminated calcareous soil by arbuscular mycorrhizal maize (*Zea mays* L.). *Mycorrhiza*, 2004, 14: 347—354
- [5] Bradley R, Burr A J, Read D J. Mycorrhizal infection and resistance to heavy metal toxicity in *Calluna vulgaris*. *Nature*, 1981, 292: 335—337
- [6] Medina A, Vassilev N, Barea J M. Application of *Aspergillus niger*-treated agrowaste residue and *Glomus mosseae* for improving growth and nutrition of *Trifolium repens* in a Cd-contaminated soil. *J Biotechnol*, 2005, 116(4): 369—378
- [7] González-Chávez M C, Carrillo-González R, Gutiérrez-Castorena M C. Natural attenuation in a slag heap contaminated with cadmium: The role of plants and arbuscular mycorrhizal fungi. *J Hazard Mater*, 2009, 161(2/3): 1 288—1 298
- [8] Leung H M, Ye Z H, Wong M H. Survival strategies of plants associated with arbuscular mycorrhizal fungi on toxic mine tailings. *Chemosphere*, 2007, 66(5): 905—915
- [9] 王立凤,范文艳,姜述君,等. 种植密度对万寿菊生物学及产量性状的影响. *黑龙江八一农垦大学学报*, 2006, 18(6): 25—28. Wang L F, Fan W Y, Jiang S J, et al. Effect of sowing density on biology character and yield of *Tagetes erecta* L. (In Chinese). *Journal of Heilongjiang August First Land Reclamation University*, 2006, 18(6): 25—28
- [10] Lal K, Minhas P S, Chaturvedi S R K. Extraction of cadmium and tolerance of three annual cut flowers on Cd-contaminated soils. *Bioresource Technol*, 2008, 99: 1 006—1 011
- [11] Rashid A, Ayub N, Ahmad T, et al. Phytoaccumulation prospects of cadmium and zinc by mycorrhizal plant species growing in industrially polluted soils. *Environ Geochem Health*, 2009, 31(1): 91—98
- [12] 刘润进,陈应龙. 菌根学. 北京:科学出版社, 2007: 387—388. Liu R J, Chen Y L. *Mycorrhizology* (In Chinese). Beijing: Science Press, 2007: 387—388
- [13] Phillips J M, Haymann D S. Improved procedures for cleaning and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Trans Br Mycol Soc*, 1970, 55: 158—160
- [14] 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. *Mycorrhiza*, 2009, 19(3): 187—195
- [15] Luís M, Carvalho I C, Amélia M L. Arbuscular mycorrhizal enhance root cadmium and copper accumulation in the roots of salt marsh plant *Aster Tripolium* L. *Plant Soil*, 2006, 285: 161—169
- [16] Rashid A, Ayub N, Ahmad T. Phytoaccumulation prospects of cadmium and zinc by mycorrhizal plant species growing in industrially polluted soils. *Environ Geochem Health*, 2009, 31(1): 91—98
- [17] Chen B D, Zhu Y G, Duan J. Effects of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on growth and metal uptake by four plant species in copper mine tailings. *Environ Pollut*, 2007, 147(2): 374—380
- [18] Liang C C, Li T, Xiao Y P. Effects of inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi on maize grown in multi-metal contaminated soils. *Int J Phytoremediation*, 2009, 11(8): 692—703
- [19] Vogel-Mikus K, Pongrac P, Kump P. Colonisation of a Zn, Cd and Pb hyperaccumulator *Thlaspi praecox* Wulfen with indigenous arbuscular mycorrhizal fungal mixture induces changes in heavy metal and nutrient uptake. *Environ Pollut*, 2006, 139(2): 362—371
- [20] Wang F Y, Lin X G, Yin R. Effect of arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on heavy metal accumulation of maize grown in a naturally contaminated soil. *Int J Phytoremediation*, 2007, 9(4): 345—353
- [21] Zhu Y G, Christie P, Laidlaw A S. Uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal white clover from Zn-contaminated soil. *Chemosphere*, 2001, 42(2): 193—199

EFFECT OF ARBUSCULAR MYCORRHIZAL FUNGI ISOLATED FROM MINING AREA ON GROWTH AND Cd UPTAKE OF *TAGETES ERECTA* L.

Liu Lingzhi^{1,2} Zhang Yulong^{1†} Li Peijun² Gong Zongqiang²

(1 College of Land and Environment, Shenyang Agriculture University, Shenyang 110866, China)

(2 Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China)

Abstract In a pot experiment, effects were investigated of inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi isolated from soil of a mining area on root colonization and plant biomass, Cd uptake and distribution of marigold (*Tagetes erecta*

L.) growing in soils applied with Cd at different rates (0, 20, 50 mg kg⁻¹). Results indicate that inoculation of the fungi significantly increased their root colonization and biomass of marigold plants. Plant Cd concentrations and uptake markedly increased with increasing Cd addition levels. For all the treatments, Cd contents were significantly higher in shoots than in roots, while with the same rate of Cd added, Cd content was higher in the shoots of inoculated plants than of uninoculated control. Especially, in Treatment 20 mg kg⁻¹, the ratio of Cd content in shoot to that in root of inoculated plants was 3.90, while in control it was only 2.33. In general, inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi isolated from contaminated soil AMF increases Cd uptake in plants and enhances Cd translocation from roots to shoots, showing a promise in Cd phytoextraction.

Key words Arbuscular mycorrhizal fungi(AMF);Cadmium stress; *Tagetes erecta* L.;Bioremediation