

不同生态型摩西球囊霉菌株对蜈蚣草砷吸收的影响^{*}

吴福勇^{1,2,*} 刘雪平¹ 毕银丽³ 郭一飞¹ 毛艳丽¹ 黄铭洪²

(¹河南城建学院环境与市政工程系, 河南平顶山 467036; ²香港浸会大学裘槎环科所, 香港; ³中国矿业大学(北京)地球科学与测绘工程学院, 北京 100083)

摘 要 砷超富集植物——蜈蚣草无论是在野外或是在室内均能被丛枝菌根真菌(AM 真菌)侵染,但其对蜈蚣草砷吸收及转运的机理尚不清晰。本研究将分离于湖南省郴州市金川塘某铅锌尾矿蜈蚣草根际土壤(*Glomus mosseae* BGC GD01, 简称污染菌株)和云南省未污染土壤(*G. mosseae* BGC YN05, 简称非污染菌株)的 2 种摩西球囊霉菌株分别接种于非污染生态型和污染生态型蜈蚣草根际,8 周后利用菌根化蜈蚣草幼苗在浓度为 $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 砷($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)营养液中进行为期 24 h 的水培试验。结果表明,2 种生态型摩西球囊霉菌株分别与蜈蚣草形成中等程度侵染,侵染率为 25.2% ~ 31.3%。无论是接种污染菌株或是非污染菌株,均明显促进了蜈蚣草根对磷的吸收。在 24 h 水培试验期间,接种非污染菌株显著促进了蜈蚣草根对砷的吸收,但接种污染菌株对蜈蚣草根对砷吸收的促进作用有限,说明 AM 真菌对蜈蚣草砷吸收存在种内差异。

关键词 AM 真菌; 蜈蚣草; 砷吸收; 种内差异

中图分类号 X173 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2013)6-1539-06

Effects of different ecotype *Glomus mosseae* isolates on arsenic uptake by *Pteris vittata*. WU Fu-yong^{1,2,*}, LIU Xue-ping¹, BI Yin-li³, GUO Yi-fei¹, MAO Yan-li¹, WONG Ming-hong² (¹Department of Environmental and Municipal Engineering, Henan University of Urban Construction, Pingdingshan 467036, Henan, China; ²Croucher Institute for Environmental Sciences, Hong Kong Baptist University, Hong Kong, China; ³College of Geoscience and Surveying Engineering, China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(6): 1539–1544.

Abstract: *Pteris vittata*, as an arsenic (As) hyperaccumulator, can be colonized by arbuscular mycorrhizal (AM) fungi either in controlled conditions or at field sites. However, the physiological mechanisms of AM fungi affecting the As accumulation and translocation in *P. vittata* are not fully elucidated. In this study, two isolates of *Glomus mosseae* were obtained from the rhizosphere of *P. vittata* growing on an As-contaminated site in Jinchuantang of Hunan Province (*G. mosseae* BGC GD01A, metal-contaminated isolate) and from the clean soil in Yunnan Province (*G. mosseae* BGC YN05, uncontaminated isolate). The isolates were inoculated to the rhizosphere of As-contaminated and uncontaminated *P. vittata*, respectively. After 8 weeks of inoculation, a 24-h water culture experiment was conducted with the *P. vittata* seedlings colonized by AM fungi and exposed to $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ of As ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Both the two isolates could colonize on *P. vittata* roots at moderate level (25.2%–31.3%). The inoculation either with metal-contaminated isolate or with uncontaminated isolate promoted the P uptake by *P. vittata* roots obviously. During the 24 h culture, the inoculation with uncontaminated isolate promoted the As uptake by *P. vittata* roots significantly, while the inoculation with metal-contaminated isolate only had a slight effect in promoting the As uptake, showing that there was an intraspecific difference of AM fungi in their effects on the As uptake by *P. vittata*.

Key words: AM fungi; *Pteris vittata*; arsenic uptake; intraspecific difference.

^{*} 河南省高校科技创新人才支持计划项目(2012HASTTD26)和河南城建学院博士科研启动基金项目(2012JBS005)资助。

^{**} 通讯作者 E-mail: wfy09@163.com

收稿日期: 2012-12-23 接受日期: 2013-03-04

丛枝菌根真菌(AM真菌)是自然界普遍存在的一种土壤微生物,能够与陆地上80%以上的植物形成共生体(Smith & Read,1997)。AM真菌能够增加宿主植物对土壤中水分和矿质元素的吸收,尤其是磷的吸收,提高宿主植物的抗逆性(毕银丽等,2005;Smith & Smith,2011)。AM真菌也广泛存在于重金属污染土壤(Chen *et al.*,2005;Leung *et al.*,2007)。由于砷和磷属于同族元素,AM真菌会对宿主植物砷吸收产生重要影响。然而,有研究表明,AM真菌对宿主植物砷吸收的效应受砷水平、AM真菌来源等多种因素的影响。在低浓度砷处理条件下,人工添加砷污染土壤中接种 *Glomus mosseae* 对苜蓿砷吸收总量的影响不大;但在高浓度砷处理条件下,接种 *G. mosseae* 显著增加了苜蓿砷吸收总量(Xu *et al.*,2008)。Bai等(2008)研究发现,接种AM真菌对玉米砷吸收的效应因砷污染土壤浓度水平及AM真菌来源不同而存在显著差异。因此,AM真菌对宿主植物砷吸收机理需要深入研究。

砷超富集植物——蜈蚣草自2002年发现以来,由于其在植物修复方面的应用潜力,一直受到国内外学者的普遍关注(陈同斌等,2002)。但直到近年AM真菌对蜈蚣草砷吸收与富集的效应才逐渐受到重视。有研究表明,接种AM真菌显著促进了蜈蚣草地上部分砷吸收与富集(Liu *et al.*,2005;Leung *et al.*,2006;Chen *et al.*,2007)。但也有研究表明,接种AM真菌显著抑制了蜈蚣草地上部分砷吸收与富集(Chen *et al.*,2006)。还有部分研究表明,接种AM真菌对蜈蚣草地上部分砷吸收与富集的影响不大(Trotta *et al.*,2006)。因此,AM真菌对蜈蚣草砷吸收与富集的机制相当复杂。此外,尽管分离于重金属污染土壤与未污染土壤的AM真菌之间存在明显的重金属耐性差异(Gonzalez-Chavez *et al.*,2002;Wu *et al.*,2009),但现有AM真菌对蜈蚣草砷吸收方面的研究所利用的接种剂大多分离于未污染土壤。Gonzalez-Chavez等(2002)研究表明,不同来源的 *G. mosseae* 对绒毛草(*Holcus lanatus*)砷吸收存在明显差别。然而,不同来源AM真菌对超富集植物蜈蚣草砷吸收的效应是否也存在种内差别尚不清楚。本研究以生长于非污染地区(香港)和砷污染地区(湖南省)的蜈蚣草为研究对象,分别接种污染和非污染生态型摩西球囊霉菌株,利用菌根化的蜈蚣草幼苗进行短期水培试验,研究AM真菌对蜈蚣草砷吸收的影响。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 供试菌种 供试AM真菌为 *G. mosseae*,包括2个菌株:污染生态型菌株 *G. mosseae* BGC GD01A(简称污染菌株)分离于湖南省郴州市金川塘某铅锌尾矿的蜈蚣草根际土壤(Wu *et al.*,2009),由北京市农业科学院培养;非污染生态型菌株 *G. mosseae* BGC YN05(简称非污染菌株)分离于云南省未污染土壤,由北京市农业科学院王幼珊研究员提供。以高粱为宿主进行盆栽扩繁,以含有宿主植物根段、菌根真菌孢子、菌丝的根际土为接种剂。

1.1.2 供试植物 将分别采自生长于非污染地区(香港大埔窖自然保护区,简称非污染生态型蜈蚣草)和砷污染地区(湖南省郴州大顺垄某铅锌尾矿污染区,简称污染生态型蜈蚣草)的蜈蚣草孢子于香港浸会大学温室育苗,苗床培养基质(土壤:河沙,3:1)蒸汽灭菌(121℃,2h)。孢子发芽后定期浇灌去离子水,每周浇灌20% Hoagland 营养液1次。试验用土采集于香港新界来东村,室内风干粉碎(<2mm),蒸汽灭菌(121℃,2h),晾干待用。3月龄的蜈蚣草幼苗(3~4个羽叶)移植于塑料盆内(12cm×13cm,直径×高),每盆移栽1棵幼苗,每盆装灭菌土400g。所用土壤基本理化性状如下:pH 6.09,总砷16.02 mg·kg⁻¹,总铅258.3 mg·kg⁻¹,总锌113.2 mg·kg⁻¹,总镉0.13 mg·kg⁻¹,总铜3.73 mg·kg⁻¹。AM真菌以穴播方法进行接种,每盆接种25g,对照分别加入相应的25g灭菌菌剂(121℃,2h)和25mL菌剂滤液,以保持土壤中除AM真菌外其他微生物区系的一致性。每天用称重法保持土壤含水量恒定(75%),每周浇灌20% Hoagland 营养液一次。

1.2 试验设计

试验设3个接种处理:不接种(对照)、接种污染菌株和接种非污染菌株。2种生态型蜈蚣草(非污染生态型和污染生态型)为宿主植物。水培试验设4个时间梯度:0、6、12、24h,每种处理重复4次,共96盆。

1.3 试验方法

蜈蚣草幼苗移植后于温室生长8周,自来水清洗蜈蚣草根部分泥土,利用泡沫板将植株固定后置于方形塑料盆(20cm×5.8cm×13.5cm,长×宽×高)培

养,塑料盆盛 800 mL 营养液 ($0.5\text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}\text{ Ca}(\text{NO}_3)_2$, $10\text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}\text{ 2-(N-morpholino) ethanesulfonic acid (MES)}$, $\text{pH}=5$)。水培试验开始前取部分根样测定 AM 真菌侵染率 (Phillips & Hayman, 1970)。预培养 20 min 后,蜈蚣草转移至添加 $100\text{ }\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 砷 ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 的上述营养液中继续培养,溶液 24 h 不间断充气。分别于培养 0、6、12、24 h 后收集植物样品,植株分为根部与地上部分。为释放根吸附的砷,根部经去离子水清洗后浸没于 $0\text{ }^\circ\text{C}$ 含磷溶液 ($0.5\text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}\text{ Ca}(\text{NO}_3)_2$, $10\text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}\text{ 2-(N-morpholino) ethanesulfonic acid (MES)}$, $1\text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}\text{ Na}_2\text{HPO}_4$, $\text{pH}=5$) 中 15 min。根部与地上部分用去离子水清洗干净后烘干 ($70\text{ }^\circ\text{C}$, 72 h)、粉碎保存待用。

1.4 测定方法

蜈蚣草根部分与地上部分经混合酸 ($\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$, 4 : 1, v/v) 消解后,砷浓度采用等离子体发射光谱法 (ICP-AES) 法测定, P 浓度采用钒钼黄比色法测定。采用美国国家标准与技术研究院标准参比物质 (SRM 1570a) 进行植物分析质量控制,砷回收率为 $90\% \pm 11\%$ 。

1.5 数据分析

所有试验数据用 Microsoft Excel 进行均值和标准误差计算并作图, SAS 8.1 软件对数据进行双因素方差分析,采用最小显著差数法 (LSD) 在 0.05 水平下进行显著性分析。

2 结果与分析

2.1 不同生态型摩西球囊霉菌菌株对蜈蚣草根系侵染率的影响

接种 AM 真菌 8 周后,蜈蚣草根系与 2 种生态型摩西球囊霉菌菌株分别形成中等程度侵染,侵染率为 $25.2\% \sim 31.3\%$ (图 1),而未接种处理均未被 AM 真菌侵染。这说明在室内条件下,AM 真菌能够与砷超富集植物蜈蚣草形成菌根共生体。无论是污染生态型与非污染生态型蜈蚣草之间,或是污染菌株与非污染菌株之间,蜈蚣草根部分侵染率均不存在显著性差异。

2.2 不同生态型摩西球囊霉菌菌株对蜈蚣草根部分磷吸收的影响

图 2 显示,与未接种处理相比,无论是接种污染菌株或是非污染菌株对蜈蚣草根部分磷吸收有一定促进作用,但未达到显著水平。在 2 种接种处理下,非

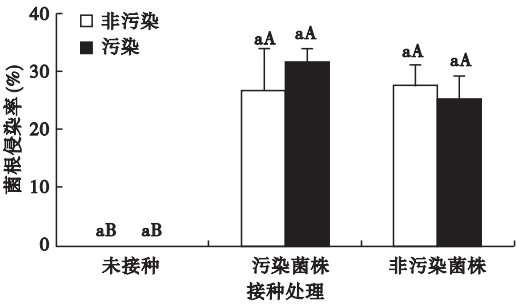


图 1 不同生态型摩西球囊霉菌菌株对蜈蚣草根系侵染率的影响

Fig. 1 Effects of different isolates of *Glomus mosseae* on mycorrhizal colonization rate in roots of different populations of *Pteris vittata*

mean \pm S. E., $n=4$ 。同种接种处理下不同小写字母是指侵染率在不同生态型蜈蚣草之间存在显著性差异;不同大写字母是指同种生态型蜈蚣草根系侵染率在不同接种处理之间存在显著性差异。下同。

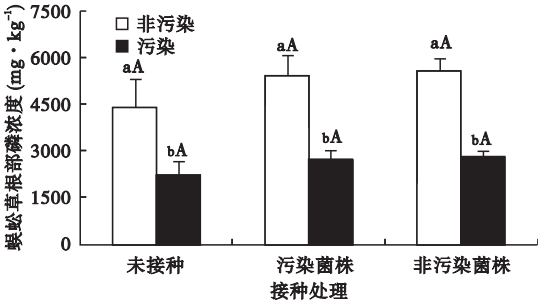


图 2 接种不同生态型摩西球囊霉菌菌株对蜈蚣草根部分磷浓度的影响

Fig. 2 Effects of different isolates of *Glomus mosseae* on P uptake in roots of different populations of *Pteris vittata*

污染生态型蜈蚣草根部分磷浓度均显著高于污染生态型蜈蚣草根部分磷的浓度 ($P<0.01$)。在未接种处理下,非污染生态型蜈蚣草根部分磷浓度明显高于污染生态型蜈蚣草根部分磷的浓度,说明蜈蚣草根部分对磷的吸收存在明显的生态型差异。

2.3 不同生态型摩西球囊霉菌菌株对蜈蚣草砷吸收的影响

如表 1 所示,在 24 h 水培试验期间,随着处理时间的增加,2 种生态型蜈蚣草地上部分及根部砷的浓度均显著增加 ($P<0.01$)。第 6、12、24 小时接种非污染菌株的非污染生态型蜈蚣草地上部分砷浓度分别是第 0 小时相应处理的 6.15、8.61、17.7 倍。在水培试验初期 (0 ~ 12 h),接种 2 种菌株对非污染生态型蜈蚣草地上部分砷吸收的促进作用均有限,但在水培试验第 24 小时,无论是接种污染菌株或是非污染菌株均显著促进了非污染生态蜈蚣草地上部分对砷的吸收 ($P<0.01$)。接种非污染菌株显著促

表 1 接种不同生态型摩西球囊霉菌株对不同生态型蜈蚣草短期吸收砷的影响 (mg · kg⁻¹)
Table 1 Effects of different isolates of *Glomus mosseae* on short-term As uptake in aboveground part and roots of different populations of *Pteris vittata*

处理时间 (h)	接种处理	蜈蚣草地上部分砷浓度		蜈蚣草根部分砷浓度					
		非污染生态型	污染生态型	非污染生态型	污染生态型				
0	未接种	7. 50±0. 38 aA	6. 63±0. 63 aA	1. 74±0. 29 aA	1. 15±0. 07 aA				
	污染菌株	9. 13±0. 90 aA	6. 55±0. 61 aA	1. 60±0. 23 aA	1. 21±0. 09 aA				
	非污染菌株	8. 84±1. 07 aA	7. 13±0. 43 aA	1. 94±0. 29 aA	1. 28±0. 09 aA				
6	未接种	43. 9±11. 9 aA	21. 2±6. 47 bA	75. 3±2. 52 bA	18. 2±3. 21 bB				
	污染菌株	52. 2±11. 8 aA	30. 7±2. 88 bA	85. 7±30. 3 bA	34. 8±2. 02 bA				
	非污染菌株	54. 4±12. 8 aA	79. 3±3. 21 aA	176±27. 9 aA	78. 3±10. 6 aB				
12	未接种	70. 3±3. 12 aA	33. 9±5. 79 bB	145±14. 1 bA	37. 9±2. 87 cB				
	污染菌株	70. 6±9. 53 aA	49. 8±6. 79 bA	210±21. 3 abA	69. 8±7. 16 bB				
	非污染菌株	76. 1±8. 21 aA	96. 7±5. 86 aA	216±26. 0 aA	132±11. 9 aB				
24	未接种	70. 9±12. 8 bA	54. 8±5. 43 cA	157±18. 2 bA	95. 1±16. 3 bB				
	污染菌株	132±13. 4 aA	75. 4±4. 34 bB	203±24. 1 bA	93. 0±6. 82 bB				
	非污染菌株	156±13. 4 aA	113±2. 24 aB	266±15. 5 aA	160±6. 11 aB				
方差分析		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>		
处理时间		126. 86	<0. 01	147. 40	<0. 01	83. 01	<0. 01	70. 15	<0. 01
接种时间		58. 92	<0. 01	114. 36	<0. 01	15. 51	<0. 01	7. 20	<0. 01
处理时间×接种时间		8. 02	<0. 01	12. 59	<0. 01	2. 79	0. 02	4. 56	<0. 01

数据为 mean±S. E. , *n*=4。同列不同小写字母是指存在显著性差异,同行不同大写字母是指存在显著性差异。

进了污染生态型蜈蚣草地上部分砷的吸收,而接种污染菌株仅在水培试验第 24 小时显著促进了污染生态蜈蚣草地上部分对砷的吸收(*P*<0. 01)。说明非污染菌株在不同生态型蜈蚣草之间表现出接种效应差异。

无论是与未接种或是与接种污染菌株相比,接种非污染菌株均显著促进了非污染生态蜈蚣根部对砷的吸收和污染生态蜈蚣草地上部分和根部对砷的吸收(*P*<0. 01)(表 1)。然而,接种污染菌株对污染生态型蜈蚣草地上部分及根部砷浓度的影响有限,污染菌株仅在第 12 小时对污染生态蜈蚣根部砷的浓度和第 24 小时对污染生态蜈蚣草地上部分砷的浓度有显著影响。此外,表 1 还显示,在 6、12、24 h 处理时,无论是否接种 AM 真菌,非污染生态型蜈蚣根部砷浓度均显著高于污染生态型蜈蚣草,说明蜈蚣根部对砷的吸收存在明显的生态型差异。

3 讨 论

在室内温室条件下,2 种生态型摩西球囊霉菌株分别与蜈蚣草形成中等程度侵染(25. 2% ~ 31. 3%),这与已有研究结果一致(Wu *et al.* , 2009),但明显高于野外生长于未污染土壤中蜈蚣草的侵染率(12. 5%)(Wu *et al.* ,2007)。尽管分离于截然不同的土壤环境,污染菌株与非污染菌株对蜈蚣草根部的侵染率之间并不存在显著性差异。这与 Gonzalez-Chavez 等(2002)研究结果不同:来源于

金属污染矿区的 *G. mosseae* 菌株(3% ~ 9%)对绒毛草的侵染率明显低于非污染矿区的 *G. mosseae* 菌株对其的侵染率(12% ~ 27%)。王幼珊等(1994)也发现,不同生态型的 *G. mosseae* 对苇状羊茅的侵染率存在种内差别。菌根侵染率反映了 AM 真菌与宿主之间的亲和力,它受土壤营养条件、AM 真菌种类、宿主植物种类、生态型及生长条件等多种因素的影响(Smith & Read,1997)。

接种 2 种生态型摩西球囊霉菌株均明显促进了蜈蚣草根部分对磷的吸收。这与 AM 真菌明显促进一般宿主植物如玉米、大豆磷吸收的效应相似(刘灵等,2008)。接种非污染菌株的蜈蚣草根部分磷浓度明显高于相应接种污染菌株处理。在早期的人工添加砷污染土壤的盆栽试验中也发现,分离于非污染土壤及砷污染土壤的 2 种生态型摩西球囊霉菌株对湖南蜈蚣草根部分磷浓度的影响具有明显差异,前者是后者的 1. 16 倍(Wu *et al.* , 2009)。冯固等(2001)也发现,分离于非盐渍土壤的 *G. mosseae* 菌株在改善棉花磷营养方面要优于分离于盐渍土壤的 *G. mosseae* 菌株。这可能是由于 2 种菌株为适应截然不同外界环境,其生理结构已发生适应性改变,因此对蜈蚣草根部分磷吸收的效应存在差异。Weissenhorn 等(1994)研究发现,为适应铅锌污染土壤环境,与非污染土壤中 *G. mosseae* 菌株相比,锌污染土壤中的 *G. mosseae* 菌株往往具有更高的金属耐性。AM 真菌的生态适应性需更深入细致的研究。

截止目前,砷在菌根化植物中的吸收和转移机理尚不清楚。然而,磷在菌根化植物中吸收和转移的研究较为详细。有研究表明,所有植物(包括蜈蚣草)对五价砷的吸收是通过磷酸盐的运输系统进入植物体内(Wang *et al.*, 2002; Poynton *et al.*, 2004)。菌根植物通常通过2种通道吸收磷:1)直接通过根表皮及根毛内的高亲和力磷酸盐转运蛋白进入植物根部;2)外生菌丝吸收后再转运至植物(Sawers *et al.*, 2008)。因此,在研究菌根化植物对砷的吸收时应考虑这2种磷的运输通道。

在24 h水培试验期间,无论是何种生态型蜈蚣草,接种非污染摩西球囊霉菌株均显著促进了根部砷的吸收(表1)。本试验结果为接种AM真菌促进蜈蚣草对砷的吸收提供了直接证据。在20 min短期水培试验中,Wu等(2009)也发现了类似的结果。磷酸盐可以由AM真菌通过外生菌丝直接吸收(Smith & Read, 1997; Smith *et al.*, 2003)。在短期的水培试验中,接种AM真菌促进了西红柿对磷的吸收(Cress *et al.*, 1979)。由于砷和磷共享运输通道,可以推断AM真菌外生菌丝能够直接吸收砷并转运至宿主。因此,与未接种处理相比,中等程度的菌根侵染率和一定数量的外生菌丝能够促进蜈蚣草根对砷的吸收。另一方面,接种AM真菌能够在多种植物(包括土豆、番茄和苜蓿)中诱发磷酸转运酶的生成(Rausch *et al.*, 2001; Javot *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2007)。Catarcha等(2007)研究表明,分离于*Arabidopsis thaliana*中的磷酸转运酶Pht1;1能够促进砷的吸收。因此,非污染菌株促进蜈蚣草根对砷的吸收可能是由于AM真菌侵染诱发的磷酸转运酶促进了蜈蚣草根对砷的吸收。

本研究表明,污染摩西球囊霉菌株对2种生态型蜈蚣草根对砷吸收的促进作用有限,仅在第12小时显著促进了污染生态型蜈蚣草根对砷的吸收(表1),说明不同生态型摩西球囊霉菌株对蜈蚣草根对砷的吸收存在明显差别。这与Wu等(2009)和Gonzalez-Chavez等(2002)的研究结果相一致。Gonzalez-Chavez等(2002)研究表明,来源于金属污染矿区和非污染矿区的*G. mosseae*菌株对绒毛草(*H. lanatus*)砷吸收存在明显的种内差别。蜈蚣草根内磷浓度水平将会影响对五价砷的吸收,污染菌株与非污染菌株对蜈蚣草根对磷吸收存在明显差异可能会导致砷吸收的差异(图2)。类似地,冯固等(2001)及王幼珊等(1994)分别发现,不同生态型的

*G. mosseae*对棉花耐盐性及苇状羊茅产草量的影响均存在种内差别。因此,AM真菌对蜈蚣草砷吸收存在种内差异的原因需进一步深入研究。本试验还表明,尽管存在差异,接种2种生态型摩西球囊霉菌株均显著增加了蜈蚣草根对砷向地上部分转移,这意味着接种AM真菌能够增加蜈蚣草修复砷污染土壤的效率,具有一定的利用价值。

参考文献

- 毕银丽, 吴福勇, 武玉坤. 2005. 丛枝菌根在煤矿区生态重建中的应用. *生态学报*, **25**(8): 2068–2073.
- 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 2002. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征. *科学通报*, **47**(3): 902–905.
- 冯固, 白灯莎, 杨茂秋, 等. 2001. 不同生态型摩西球囊霉菌株对棉花耐盐性的影响. *生态学报*, **21**(2): 259–264.
- 刘灵, 廖红, 王秀荣, 等. 2008. 磷有效性对大豆菌根侵染的调控及其与根构型、磷效率的关系. *应用生态学报*, **19**(3): 564–568.
- 王幼珊, 张美庆, 张弛, 等. 1994. VA菌根真菌抗盐碱菌株的筛选. *土壤学报*, **31**(增刊): 79–83.
- Bai JF, Lin XG, Yin R, *et al.* 2008. The influence of arbuscular mycorrhizal fungi on As and P uptake by maize (*Zea mays* L.) from As contaminated soils. *Applied Soil Ecology*, **38**: 137–145.
- Catarcha P, Segura MD, Franco-Zorrilla JM, *et al.* 2007. A mutant of the *Arabidopsis* phosphate transporter PHT1;1 displays enhanced arsenic accumulation. *Plant Cell*, **19**: 1123–1133.
- Chen BD, Tang XY, Zhu YG, *et al.* 2005. Metal concentrations and mycorrhizal status of plants colonizing copper mine tailings: Potential for revegetation. *Science in China Series C: Life Sciences*, **48**: 156–164.
- Chen BD, Zhu YG, Duan J, *et al.* 2007. Effects of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on growth and metal uptake by four plant species in copper mine tailings. *Environmental Pollution*, **147**: 374–380.
- Chen BD, Zhu YG, Smith FA. 2006. Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on uranium and arsenic accumulation by Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.) from a uranium mining-impacted soil. *Chemosphere*, **62**: 1464–1473.
- Cress WA, Throneberry GO, Lindsey DL. 1979. Kinetics of phosphorus absorption by mycorrhizal and non-mycorrhizal tomato roots. *Plant Physiology*, **64**: 484–487.
- Gonzalez-Chavez C, Harris PJ, Dodd J, *et al.* 2002. Arbuscular mycorrhizal fungi confer enhanced arsenate resistance on *Holcus lanatus*. *New Phytologist*, **155**: 163–171.
- Javot H, Penmetza RV, Terzaghi N, *et al.* 2007. A *Medicago truncatula* phosphate transporter indispensable for the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **104**:

- 1720–1725.
- Leung HM, Ye ZH, Wong MH. 2006. Interactions of mycorrhizal fungi with *Pteris vittata* (As hyperaccumulator) in As-contaminated soils. *Environmental Pollution*, **139**: 1–8.
- Leung HM, Ye ZH, Wong MH. 2007. Survival strategies of plants associated with arbuscular mycorrhizal fungi on toxic mine tailings. *Chemosphere*, **66**: 905–915.
- Liu Y, Zhu YG, Chen BD, *et al.* 2005. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L. *Mycorrhiza*, **15**: 187–192.
- Phillips JM, Hayman DS. 1970. Improved procedures for clearing and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society*, **55**: 158–160.
- Poynton CY, Huang JWW, Blaylock MJ, *et al.* 2004. Mechanisms of arsenic hyperaccumulation in *Pteris* species: Root As influx and translocation. *Planta*, **219**: 1080–1088.
- Rausch C, Daram P, Brunner S, *et al.* 2001. A phosphate transporter expressed in arbuscule-containing cells in potato. *Nature*, **414**: 462–466.
- Sawers RJH, Gutjahr C, Paszkowski U. 2008. Cereal mycorrhiza: An ancient symbiosis in modern agriculture. *Trends in Plant Science*, **13**: 93–97.
- Smith SE, Read DJ. 1997. *Mycorrhizal Symbiosis*. London: Academic Press.
- Smith SE, Smith FA, Jakobsen I. 2003. Mycorrhizal fungi can dominate phosphate supply to plants irrespective of growth responses. *Plant Physiology*, **133**: 6–20.
- Smith SE, Smith FA. 2011. Roles of arbuscular mycorrhizas in plant nutrition and growth: New paradigms from cellular to ecosystem scales. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, **62**: 227–250.
- Trotta A, Falaschi P, Cornara L, *et al.* 2006. Arbuscular mycorrhizae increase the arsenic translocation factor in the As hyperaccumulating fern *Pteris vittata* L. *Chemosphere*, **65**: 74–81.
- Wang JR, Zhao FJ, Meharg AA, *et al.* 2002. Mechanisms of arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata* uptake kinetics, interactions with phosphate, and arsenic speciation. *Plant Physiology*, **130**: 1552–1561.
- Weissenhorn I, Glashoff A, Leyval C, *et al.* 1994. Differential tolerance to Cd and Zn of arbuscular mycorrhizal (AM) fungal spores isolated from heavy metal-polluted and unpolluted soils. *Plant and Soil*, **167**: 189–196.
- Wu FY, Ye ZH, Wong MH. 2009. Intraspecific differences of arbuscular mycorrhizal fungi in their impacts on arsenic accumulation by *Pteris vittata* L. *Chemosphere*, **76**: 1258–1264.
- Wu FY, Ye ZH, Wu SC, Wong MH. 2007. Metal accumulation and arbuscular mycorrhizal status in metallicolous and nonmetallicolous populations of *Pteris vittata* L. and *Sedum alfredii* Hance. *Planta*, **226**: 1363–1378.
- Xu GH, Chague V, Melamed-Bessudo C, *et al.* 2007. Functional characterization of LePT4: A phosphate transporter in tomato with mycorrhiza-enhanced expression. *Journal of Experimental Botany*, **58**: 2491–2501.
- Xu PL, Christie P, Liu Y, *et al.* 2008. The arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* can enhance arsenic tolerance in *Medicago truncatula* by increasing plant phosphorus status and restricting arsenate uptake. *Environmental Pollution*, **156**: 215–220.

作者简介 吴福勇,男,1973年生,博士,副教授。从事污染土壤修复与治理。E-mail: wfy09@163.com
责任编辑 魏中青
