

丛枝菌根对芘污染土壤修复及植物吸收的影响

程兆霞¹, 凌婉婷^{1, 2}, 高彦征^{1*}, 王经洁¹

(¹ 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095;

² 污染环境修复与生态健康教育部重点实验室, 浙江大学环境与资源学院, 杭州 310029)

摘要: 采用温室盆栽试验方法, 研究了两种丛枝菌根真菌 *Glomus mosseae* 和 *Glomus etunicatum* 对三叶草 (*Trifolium subterraneum* L.) 和辣椒 (*Capsicum annuum* L.) 修复芘污染土壤的影响。供试土样中芘初始浓度为 0~75.18 mg/kg。结果表明, 接种 AMF 可促进供试植物对土壤中芘的吸收, 并且显著提高三叶草根的芘含量、根系富集系数、根和茎叶的芘积累量, 但对辣椒根和茎叶芘含量、根系富集系数的影响不显著, 这主要与植物的菌根侵染率和“菌根依赖度”不同有关。接种 AMF 土壤中芘的削减率高于普通植物修复, 但植物吸收积累对修复的贡献率小于 0.2%; 因此推测, AM 作用下良好的根际环境有利于土壤微生物数量和活性的提高, 进而对土壤中芘降解的促进可能是菌根修复的主要机理。

关键词: 丛枝菌根; 多环芳烃; 植物吸收; 土壤; 菌根修复

中国分类号: S154.3

文献标识码: A

文章编号: 1008-505X(2008)06-1178-08

Impacts of arbuscular mycorrhizae on plant uptake and phytoremediation of pyrene in soils

CHENG Zhao-xia¹, LING Wan-ting^{1, 2}, GAO Yan-zheng^{1*}, WANG Jing-jie¹

(¹ College of Resource and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China;

² Ministry of Education Key Laboratory of Environmental Remediation and Ecological Health/College of Natural Resources and Environmental Science, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China).

Abstract: Uptake of pyrene from soils by clover (*Trifolium subterraneum* L.) and capsicum (*Capsicum annuum* L.) in the presence of arbuscular mycorrhizae (AM) fungi was investigated using a greenhouse study. The impacts of AM on phytoremediation of soil pyrene contaminant were also elucidated. Two arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) including *Glomus mosseae* and *Glomus etunicatum* were experimented. The initial concentrations of pyrene in soils were 0-75.18 mg/kg. In 60 days, inoculation of AMF significantly enhanced the uptake of pyrene by clover from soils basing on the root concentrations, root concentration factors, and accumulated amounts of pyrene in root and shoot. However, no significant influence was observed for the inoculation of AMF on the uptake of pyrene by capsicum. This would be the results from the weaker mycorrhizal infection rate and mycorrhizal dependence (MD) for capsicum. Compared with phytoremediation, arbuscular mycorrhizal remediation (AMR) was more efficiency on soil pyrene contaminant reduction. In 60 days, 67.80% - 92.40% of pyrene was degraded for AMR process. However, the accumulated amounts of pyrene by tested plants contributed less than 0.2% to the total degradation of pyrene in soils. In contrast, the enhanced microbial activities and consequently the increase of microbial degradation of pyrene in soils in the presence of AM should be the predominant mechanisms of AM bioremediation for soil pyrene contamination.

Key words: arbuscular mycorrhizae (AM); polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); plant uptake; soil; mycorrhizal remediation

收稿日期: 2007-10-30 接受日期: 2008-05-14

基金项目: 国家自然科学基金(40701073, 20777036, 20507009) 教育部新世纪优秀人才支持计划项目(NCET-06-0491) 江苏省青年科技创新人才基金(BK2006518, BK2007580) 教育部重点实验室开放课题(EREH0703) 资助。

作者简介: 程兆霞(1979—), 女, 河北张家口人, 硕士研究生, 研究方向为污染土壤修复。Tel: 025-84396208, E-mail: yizi20062006@163.com

* 通讯作者 Tel: 025-84395238, E-mail: gaoyanzheng@njau.edu.cn

当前,土壤有机污染问题比较普遍。其中的多环芳烃(PAHs)等有机污染物大多具有“三致”效应,易在土壤中滞留,严重威胁着农产品的安全和人类健康。据知,在我国污灌土壤中以苯并[a]砒为代表的PAHs含量可高达2444~7000 ng/kg^[1]。如何修复PAHs等有机污染土壤已成为国内外环境科学领域研究的一个热点^[1-4]。

近年来,植物修复有机污染土壤很受重视,已取得一些共识性研究结果^[4-5]。与无植物对照相比,植物修复效率高,主要是植物促进了土壤微生物等对污染物的降解作用;根际土体的比例以及根际微生物的数量和活性将决定植物修复的效率^[6-11]。近些年来,研究者为解决植物修复中存在的一些问题,将菌根应用到修复之中。菌根修复技术能针对性地克服植物修复土壤有机污染的不足,它综合利用土壤中的微生物、植物和菌根真菌及其相互作用的根际和菌(丝)际环境,来有效降解土壤中的有机污染物^[5]。一方面,菌根通过外延菌丝大大提高了与土体的接触。据报道,外延菌丝与土体的接触面积可超过300 m²^[7],松树幼苗接种菌根真菌后,菌丝的长度甚至超过根长的8000倍。另一方面,菌根和菌丝周围特殊的土体条件为微生物生长和繁殖提供了良好环境。据知,树木每克外生菌根(鲜重)能分别支持106和102的好氧细菌和酵母,菌根根际微生物的数量要比周围土体高1000倍^[5]。菌根条件下,扩大的与土体的接触面积和数量众多的微生物,为菌根修复土壤有机污染提供了良好基础。作为土壤修复中一个新的生长点,菌根修复有望成为面源有机污染土壤治理的一种最有前途的修复途径。近几年来,该研究领域开始受到关注,但从国内外已有的资料来看,菌根修复的研究多集中于外生菌根及重金属类污染物^[12]。

相对于外生菌根,利用丛枝菌根(AM)来修复土壤有机污染的研究还很少。丛枝菌根真菌(AMF)能与绝大多数植物共生,在自然界中分布广泛^[13];它的根外菌丝能向土壤中广泛伸缩,形成根外菌丝网,有利于吸收土壤中的矿质养分,并在根际生态系统中起着多种作用。许多研究表明,AM在促进植物吸收水分、磷和其他营养元素,改善土壤质地,提高土壤结构性等方面作用显著^[13-15]。应用AM修复重金属污染土壤的研究已有报道^[12,16];但能否利用AM来修复土壤PAHs等有机物污染,仍需要大量试验证实。

本文以砒为PAHs代表物,采用温室盆栽试验

方法,研究丛枝菌根对植物吸收及修复PAHs污染土壤的影响,试图为经济高效的AM修复技术的确立、保障农产品安全等提供基础依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

砒购自北京化学试剂公司,纯度>98%;二氯甲烷、正己烷、丙酮、无水硫酸钠、层析用硅胶(200~300目)均为分析纯;甲醇为色谱纯。主要仪器:KQ-300DE医用数控超声波清洗器、旋转浓缩蒸发器、台式高速冷冻离心机、超低温冰箱、高效液相色谱仪等。

供试植物:三叶草(*Trifolium subterraneum* L.)、辣椒(*Capsicum annuum* L.)。

供试丛枝菌根真菌:摩西球囊霉菌 *Glomus mosseae*(AMF1)、幼套球囊霉菌 *Glomus etunicatum*(AMF2),购自北京市农林科学院植物营养与资源研究所“中国丛枝菌根真菌种质资源库(BGC)”。

供试土样:采自南京市江宁,为旱作水稻土表层,其pH值为6.02,有机质含量24.1 g/kg,砂粒、粉粒和粘粒含量分别为13.4%、61.9%和24.7%。土样采集后风干,过2 mm筛,备用。

试验用沙为河砂,水洗后过2 mm筛,晾干后备用。

1.2 试验方法

配制不同浓度砒的丙酮溶液,均匀加入一系列上述土样中。待丙酮完全挥发后,用未污染土壤稀释,多次搅拌,充分混匀,制得砒含量不同的污染土样。将该土样与河砂按3:1充分混匀,待装盆备用。测得最后各土样中砒的含量分别为6.02、20.91、39.31、52.64、75.18 mg/kg,分别标号为S₁、S₂、S₃、S₄、S₅,未加砒的土样设为对照,标号为S₀。

称取最后制备的土样250 g于盆钵中,然后称取菌剂20 g均匀覆于上面,最后再覆100 g制备好的土样,加水至50%最大持水量,静置过夜。供试植物催芽后播于盆钵中,出苗一周左右进行间苗,留苗6株/盆,同时做不加菌对照,各处理3个重复。定期浇水,土壤水分维持在最大持水量的50%。60天后采样,植物根和茎叶采集后,用蒸馏水充分淋洗,再用滤纸吸干植物表面的水分后,放入-20℃低温冰箱中保存;植物采集后,将土样充分混匀,过0.85mm筛后装入密封袋,放入-20℃低温冰箱保存,待分析。

1.3 样品提取及分析方法

1) 侵染率测定采用曲利苯蓝染色法^[15]。

2) 土壤样品中孢子的提取: 取 2 g 土壤于 25 mL 玻璃离心管中, 加入 2 g 无水硫酸钠, 充分混匀; 加入 10 mL 二氯甲烷溶液, 盖紧后, 超声萃取 1 h; 2000 r/min 下离心 10 min, 取 3 mL 上清液过 2 g 硅胶柱, 用 11 mL 1:1 的二氯甲烷和正己烷溶液洗脱; 洗脱液收集后 40℃ 下浓缩至干, 用甲醇定容至 2 mL, 过 0.22 μm 孔径滤膜后进行 HPLC 分析。

3) 植物样品中孢子的提取: 植物样品粉碎后、混匀。取一定量上述制备的植物样品于 25 mL 玻璃离心管中, 用 30 mL 1:1 的二氯甲烷和正己烷溶液分 3 次, 每次 10 mL 超声萃取 30 min; 将萃取液收集于 50 mL 圆底烧瓶中; 40℃ 下浓缩至干, 用正己烷定容至 2 mL; 取 1 mL 过 2 g 硅胶柱, 用 11 mL 1:1 的二氯甲烷和正己烷溶液洗脱, 洗脱液收集后 40℃ 下浓缩至干, 用甲醇定容至 2 mL, 过 0.22 μm 孔径滤膜后进行 HPLC 分析。

4) 根系富集系数 (Root concentration factors, RCFs): 是植物根中污染物含量 ($C_{\text{植物}}$) 与土壤中污染物浓度 ($C_{\text{土壤}}$) 的比值, 计算公式为:

$$RCF = C_{\text{植物}} / C_{\text{土壤}}$$

数据处理: 采用 Excel、SPSS 统计软件对试验结果进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 AMF 侵染率

在孢污染土壤中, AMF 对三叶草的侵染状况良好。除个别处理外, 随土壤施孢量的增加, 接种处理的菌根侵染率并未显著降低 (图 1)。60 d 后, 在无孢污染的对照土样 (S0) 中, AMF1 和 AMF2 对三叶草根的侵染率分别为 (62.82 ± 0.14)% 和 (57.70 ± 0.12)%。污染土样 (S1 ~ S5) 中, 两种 AMF 对三叶草的侵染率分别为 45.21% ~ 61.89% 和 52.20% ~ 56.41%。

与三叶草相比, AMF1 和 AMF2 对辣椒的侵染率略低 (图 1)。在 S4 和 S5 土样中, AMF1 对辣椒的侵染率分别为 48.12% 和 24.80%, AMF2 的侵染率则分别为 42.82% 和 34.70%。这可能是由于三叶草的根系比辣椒发达, 且两种 AMF 均与三叶草的亲合能力强。丛枝菌根真菌和宿主植物之间存在双向选择关系, 在相同的条件下不同宿主植物对同一 AMF 的依赖性存在差异。

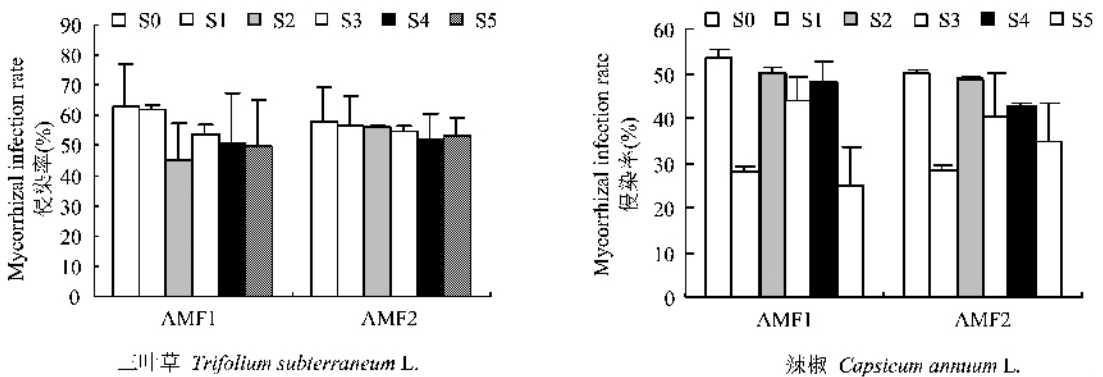


图 1 60 d 后两种植物在不同处理下的菌根侵染率

Fig.1 Mycorrhizal infection rate of *Trifolium subterraneum* L. and *Capsicum annuum* L. after 60 days

2.2 植物生物量

当土壤中孢浓度较低时 (如 S1、S2), 供试植物根和茎叶的生物量与对照植物 (生长于 S0) 相比没有显著差异; 但当污染强度较高时 (如 S3 ~ S5), 根和茎叶的生物量则显著低于对照 ($P < 0.05$), 且随

着污染强度的提高, 生物量趋于减小 (图 2)。接种 AMF 的植物长势好于未接种的植物, 但除生物量有所差异外, 生长于污染土壤的植物长势良好, 并未观察到其他表观毒害或胁迫效应。

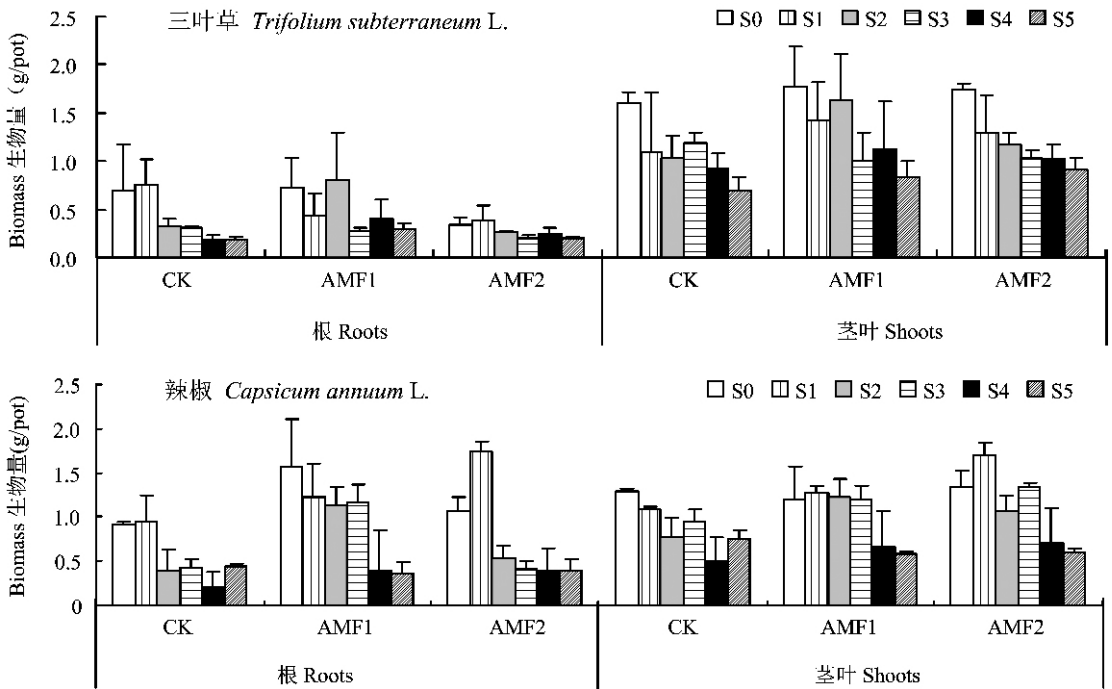


图2 60 d 后不同处理的两种植物的生物量

Fig.2 Roots and shoots biomass of *Trifolium subterraneum* L. and *Capsicum annuum* L. after 60 days

2.3 AM 对植物吸收芘的影响

2.3.1 植物的芘含量 总体来看,随着土壤中芘浓度的提高,植物根系的芘含量均趋于增大。由表 1 可知,接种 AMF 使三叶草根系的芘含量明显提高,高污染土样更为明显。S1~S5 土样中,未接种 AMF 的三叶草根系的芘含量由 0.42 mg/kg 增至 42.36 mg/kg,接种 AMF1 的根系芘含量由 0.62 mg/kg 增至 86.19 mg/kg,接种 AMF2 的根系芘含量由 0.78 mg/kg 增至 90.86 mg/kg。在 S4 和 S5 两种高芘浓度

土壤中,接种 AMF1 后,三叶草根系的芘含量分别比对照提高 115.21% 和 103.47%;接种 AMF2 则分别比对照提高 133.31% 和 114.49%。

接种 AMF 对辣椒的影响不显著(表 2),在 S4 和 S5 两种高芘浓度土样中,接种 AMF1 的辣椒根系的芘含量分别为 1.29 mg/kg 和 4.98 mg/kg,接种 AMF2 的辣椒根系的芘含量则为 2.23 mg/kg 和 6.32 mg/kg。接种 AMF 后,土样 S5 中辣椒根系的芘含量略有提高,但并没有表现出显著的差异。

表 1 三叶草根和茎叶的芘含量(mg/kg)

Table 1 Concentrations of pyrene in root and shoot of *Trifolium subterraneum* L. after 60 days

处理 Treatments	土壤 Soils				
	S1	S2	S3	S4	S5
根 Roots					
CK	0.52 (0.11)	0.42 (0.20)	0.43 (0.24)	12.43 (2.60)	42.36 (7.59)
AMF1	0.91 (0.50)	0.64 (0.45)	0.62 (0.37)	26.75 (4.36)	86.19 (2.02)
AMF2	1.51 (1.26)	0.78 (0.04)	1.24 (0.73)	29.00 (11.08)	90.86 (29.66)
茎叶 Shoots					
CK	0.09 (0.09)	0.06 (0.05)	—	1.16 (0.98)	0.72 (0.39)
AMF1	0.07 (0.06)	0.11 (0.08)	0.08 (0.02)	1.35 (1.15)	1.13 (0.40)
AMF2	—	0.11 (0.10)	0.16 (0.14)	1.09 (0.66)	1.93 (1.47)

注 (Note): 括号内的数字为标准差,下同 Data in bracket are standard deviation. The same below.

造成三叶草和辣椒两种植物对根系芘含量差异的原因可能有两个方面:一是三叶草根系为须根系,与丛枝菌根真菌的亲合能力强,侵染率高。二是两种植物的“菌根依赖度”[Mycorrhizal Dependence, MD; MD(%) = 菌根植株干重/非菌根植株干重 × 100]不同。研究表明,不同属、种植物对菌根的依赖性不同^[15]。三叶草的 MD 最大可达 400%;而辣椒的 MD 则较小。MD 大的三叶草对菌根的依赖性强,菌根存在时对其影响也大。因此,在丛枝菌根修复中,选取 MD 大的植物,有望达到更好的修复效果。

不同植物根系的芘含量相差很大,供试三叶草根系的芘含量显著高于辣椒。如 60 d 后,土样 S5 中接种 AMF2 的三叶草和辣椒根系的芘含量。分别为 90.86 mg/kg 和 6.32 mg/kg。高彦征等^[8]研究了植物对 PAHs 的吸收作用,得出根中 PAHs 含量与根脂肪含量显著正相关,而与根含水量关系不显著。本实验中,测定了辣椒和三叶草根的脂肪含量,分别为 0.155% 和 0.807%,与根的芘含量成正比。

两种植物茎叶的芘含量明显低于根系(表 1、表 2)。如 60 d 后,土样 S5 在不接种和接种 AMF1、AMF2 时三叶草茎叶的芘含量分别为 0.72、1.13 和 1.93 mg/kg,远小于其对应根系的芘含量;辣椒茎叶的芘含量为 0.54、0.32 和 0.08 mg/kg,相应根系的芘含量则为 4.55、4.98 和 6.32 mg/kg。随着土壤芘浓度的提高,三叶草茎叶中芘含量的变化趋势不明显,而辣椒茎叶的芘含量则略有降低。接种 AMF 对三叶草茎叶芘含量的影响不显著;但与不接种对照相比,接种 AMF 的辣椒茎叶的芘含量则略有减小。

表 2 辣椒根和茎叶的芘含量 (mg/kg)

Table 2 Concentrations of pyrene in root and shoot of *Capsicum annuum* L. after 60 days

处理 Treatments	土样 Soils	
	S4	S5
根 Roots		
CK	2.64 (0.43)	4.55 (1.55)
AMF1	1.29 (0.37)	4.98 (1.49)
AMF2	2.23 (1.38)	6.32 (4.00)
茎叶 Shoots		
CK	1.30 (1.09)	0.54 (0.01)
AMF1	0.22 (0.15)	0.32 (0.28)
AMF2	0.20 (0.17)	0.08 (0.00)

2.3.2 植物根系富集系数 接种 AMF 使得三叶草对土壤中芘的根系富集系数增大,但对辣椒根系富集系数的影响不显著。从表 3 可以看出,接种 AMF1、AMF2 的处理中,三叶草根系富集系数分别比不接种对照高 52.02% ~ 85.83% 和 58.89% ~ 131.85%。显然,接种 AMF 提高了三叶草对土壤中芘的富集能力。另外,结果还表明,相同试验条件下,接种 AMF 与否,三叶草对土壤中芘的根系富集系数均大于辣椒;其原因可能是由于三叶草根脂肪含量高于辣椒,对土壤芘的富集能力更强。

表 3 芘的根系富集系数

Table 3 Root concentration factors of pyrene

植物 Plants	处理 Treat.	土样 Soils	
		S4	S5
三叶草 <i>Trifolium</i>	CK	3.60 (1.49)	2.48 (1.04)
	AMF1	6.69 (2.17)	3.77 (0.96)
<i>subterraneum</i> L.	AMF2	5.72 (1.14)	5.75 (2.73)
	辣椒	CK	0.43 (0.22)
<i>Capsicum</i>	AMF1	0.19 (0.09)	0.25 (0.05)
	<i>annuum</i> L.	AMF2	0.41 (0.19)

2.3.3 植物的芘积累量 植物本身可吸收积累土壤中的 PAHs。三叶草根系和茎叶对芘的积累量随土壤污染强度的增大而提高(表 4)。接种 AMF 可促进供试植物对土壤中芘的积累。由表 4 可以看出,接种 AMF 增加了三叶草根系和茎叶的芘积累量。从土样 S1 到 S5,未接种 AMF 时三叶草根系的芘积累量分别为 0.494、0.643、0.181、2.610、18.642 μg/盆;接种 AMF1 时根系的芘积累量比无 AMF 对照提高了 66.48%~309.96%;接种 AMF2 时根积累量则提高了 95.00%~435.02%。另外,AMF2 对三叶草根系和茎叶芘含量的影响强于 AMF1。辣椒根系对土壤中芘的积累量也随土壤中芘浓度的提高而增大(表 5),但茎叶对芘的积累量则略有降低,这与其茎叶芘含量的变化规律一致。接种两种 AMF,辣椒根系的芘积累量也有所增加,但对辣椒茎叶的芘积累量影响不明显。

2.4 植物吸收对 AM 修复的贡献

接种 AMF 可降低污染土壤中芘的残留浓度。由图 3 可见,土壤中芘起始浓度为 6.02 ~ 75.18 mg/kg 时,接种 AMF1、AMF2 的处理中土壤芘残留浓度均显著小于无 AMF 对照,分别比对照低 5.30% ~ 58.55% 和 12.30%~61.04%。

表 4 三叶草根和茎叶对芘的积累量($\mu\text{g}/\text{pot}$)Table 4 Accumulated amounts of pyrene by root and shoot of *Trifolium subterraneum* L.

处理 Treatments	土样 Soils				
	S1	S2	S3	S4	S5
	根 Roots				
CK	0.494(0.270)	0.643(0.084)	0.181(0.125)	2.610(0.700)	18.642(4.310)
AMF1	1.120(0.615)	0.723(0.141)	5.142(0.546)	10.701(1.990)	31.033(14.521)
AMF2	2.645(1.233)	0.651(0.173)	0.516(0.200)	11.617(5.831)	36.345(19.413)
	茎叶 Shoots				
CK	0.065(0.060)	0.023(0.020)	0.047(0.024)	0.005(0.003)	0.327(0.163)
AMF1	0.051(0.020)	0.098(0.050)	0.060(0.015)	0.026(0.018)	0.655(0.193)
AMF2	0.051(0.020)	0.118(0.095)	0.120(0.080)	0.427(0.099)	1.158(0.543)

表 5 辣椒对芘的积累量($\mu\text{g}/\text{pot}$)Table 5 Accumulated amounts of pyrene by *Capsicum annuum* L.

处理 Treatments	土样 Soils	
	S4	S5
	根中积累量 Pyrene accum. in roots	
CK	0.135(0.072)	0.728(0.257)
AMF1	1.284(0.100)	1.494(0.415)
AMF2	0.558(0.326)	1.264(0.787)
	茎叶中积累量 Pyrene accum. in shoots	
CK	1.196(0.981)	0.378(0.173)
AMF1	0.249(0.035)	0.158(0.229)
AMF2	0.105(0.080)	0.073(0.064)

60 d 后,接种 AMF 土样中芘的降解率为 67.80%~92.40%,AM 可提高污染土壤中芘的降解率。以种植三叶草的 S4 和 S5 土样为例,由图 3 和表 6 可见,60 d 后接种 AMF1 的处理中芘的残留浓度为 4.00 mg/kg 和 22.87mg/kg,降解率为 92.40% 和 69.58%;接种 AMF2 的处理中芘的残留浓度为 5.07 mg/kg 和 15.81mg/kg,降解率为 90.36% 和 78.97%;而有植物但不接种 AMF 的对照土壤中芘的残留浓度为 9.65 mg/kg 和 34.11mg/kg。显然,接种供试 AMF 促进了土壤中芘的降解,降解率提高了 8.69%~24.34%。辣椒与三叶草具有相似的规律性。

3 环以上高分子量的 PAHs(如芘)一般在土壤中难于降解、易持留,可长期危害农产品安全和人类健康。如何强化这类 PAHs 在土壤中的降解一直受到研究者的关注。Joner 等^[17]采用三叶草和黑麦草为宿主植物,研究了其对两种工业污染土壤的修复作用,发现接种 AMF 后,PAHs 降解率有较大提高。本文研究结果表明,供试 AMF 可促进土壤中 PAHs

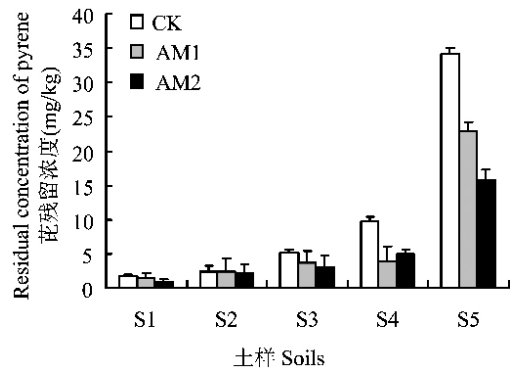


图 3 不同污染强度下接种与不接种 AMF 对土壤中芘残留的影响

Fig.3 Effects of inoculation with AM fungi on the residual concentrations of pyrene in soils with different contamination levels

的降解,与植物修复相比,接种 AM 的修复效率更高;但 AM 的修复机制有待阐释。

接种 AMF1、AMF2 后,三叶草积累芘的量对土壤中芘降解的贡献率分别为 0.063%~0.173% 和 0.074%~0.180%,辣椒积累量对 AM 修复的贡献率则小于 0.01%。已有不少研究证实^[4],植物吸收积累对修复土壤中 PAHs 的贡献率很小。本实验结果表明,尽管 AM 可提高供试植物对土壤中芘的吸收和积累作用,但植物积累量占土壤中芘总降解量的比例均小于 0.2%。显然,植物积累并不是 AM 修复土壤芘污染的主导机制。

AM 作用下良好的根际和菌际环境提高了土壤微生物对污染物的降解作用,这可能是 AM 修复的主要机理。另外,已证实,土壤中某些真菌(如白腐真菌)自身可降解 PAHs^[2]。最近,也有资料表明,AMF 也可将污染物作为自身的碳源进行吸收、代谢、转化或固定,从而减低污染风险。Gaspar 等^[18]

表 6 植物积累对 AM 修复土壤芘的贡献率

Table 6 Contribution of plant accumulation of pyrene to AM-remediation

植物 Plants	土样 Soils	处理 Treatments			
		AMF1		AMF2	
		芘降解率(%) Degradation ratio	T(%)	芘降解率(%) Degradation ratio	T(%)
三叶草 <i>Trifolium subterraneum</i> L.	S4	92.40(0.03)	0.063(0.012)	90.36(0.04)	0.074(0.035)
	S5	69.58(0.04)	0.173(0.112)	78.97(0.13)	0.180(0.095)
辣椒 <i>Capsicum annuum</i> L.	S4	86.84(0.09)	0.010(0.005)	89.57(0.02)	0.004(0.002)
	S5	73.77(0.05)	0.009(0.002)	67.80(0.13)	0.007(0.004)

注(Note): T 为植物积累对土壤中芘降解的贡献率。T is the ratio of plant accumulated amounts of pyrene to the total degraded-pyrene in soils.

发现, AMF 孢子可直接从土壤中吸收 PAHs(菲), 并通过生物固定将其累积在孢子里; 但 AMF 对 PAHs 的直接降解很少。目前, 由于体系复杂、难于操作、且分离技术受限, AMF 直接降解对 AM 修复土壤有机污染的贡献仍难于定量计算。

3 结论

1) 接种 AMF 可促进供试植物对土壤中芘的吸收。60 d 后, 接种 AMF1(*Glomus mosseae*) 和 AMF2(*Glomus etunicatum*) 的三叶草根的芘含量、根系富集系数、根和茎叶的芘积累量均显著提高; 但接种这两种 AMF 对辣椒根和茎叶的芘含量、根系富集系数的影响不显著。这主要与这两种作物的菌根侵染率和“菌根依赖度”不同有关。

2) 与植物修复相比, AM 修复芘污染土壤的效率更高。60 d 后, 接种 AMF 的土样中芘的降解率达 67.80%~92.40%, 比未接种 AMF 土样中芘的降解率提高了 8.69%~24.34%。但供试试验条件下, 辣椒和三叶草吸收积累对 AM 修复土壤芘污染的贡献率小于 0.2%。由此推测, AM 作用下良好的根际和菌际环境, 提高了土壤微生物数量和活性, 从而促进土壤中芘的降解, 这可能是 AM 修复的主要机理。

参考文献:

[1] Ling W T, Gao Y Z. Promoted dissipation of phenanthrene and pyrene in soils by amaranth(*Amaranthus tricolor* L.) [J]. *Environ. Geol.*, 2004, 46: 553-560.

[2] 周启星. 污染土壤的修复技术再造与展望 [J]. *环境污染治理技术与设备*, 2002 (3): 36-40.

Zhou Q X. Technological reforcer and prospect of contaminated soil remediation [J]. *Techn. Equip. Environ. Poll. Cont.*, 2002, (3): 36-40.

[3] Zhu L Z, Gao Y Z. Prediction of phenanthrene uptake by plants with a partition-limited mode [J]. *Environ. Poll.*, 2004, 131: 505-508.

[4] 高彦征, 凌婉婷, 朱利中, 等. 黑麦草对多环芳烃污染土壤的修

复作用及机制 [J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(3): 498-502.

Gao Y Z, Ling W T, Zhu L Z *et al.* Ryegrass-accelerated degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils [J]. *J. Agro-Environ. Sci.*, 2005, 24(3): 498-502.

- [5] 耿春女, 李培军, 韩桂云, 等. 生物修复的新方法—菌根根际生物修复 [J]. *环境污染治理技术与设备*, 2001 (2): 20-24.
- Geng C N, Li P J, Han G Y. New method of bioremediation-mycorrhizosphere bioremediation [J]. *Techn. Equip. Environ. Poll. Cont.*, 2001, (2): 20-24.
- [6] Zhou M, Rhue R D. Screening commercial surfactants suitable for remediating DNAPL source zones by solubilization [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2000, 4: 1985-1990.
- [7] Bonello P, Bruns T D, Gardes M. Genetic structure of a natural population of the ectomycorrhizal fungus *Suillus pungens* [J]. *New Phytol.*, 1998, 138: 533-542.
- [8] 凌婉婷, 朱利中, 高彦征, 等. 植物根对土壤中 PAHs 的吸收作用及预测研究 [J]. *生态学报*, 2005, 25(9): 2320-2325.
- Ling W T, Zhu L Z, Gao Y Z *et al.* A novel study on root uptake and its prediction model of PAHs from soils [J]. *Acta Ecol. Sin.*, 2005, 25(9): 2320-2325.
- [9] Gao Y Z, Zhu L Z. Phytoremediation and its models for organic contaminated soil [J]. *J. Environ. Sci.*, 2003, 15: 302-310.
- [10] Reilly K A, Banks M K, Schwab A P. Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere [J]. *J. Environ. Qual.*, 1996, 25: 212-219.
- [11] 刘世亮, 骆永明, 丁克强, 等. 黑麦草对苯并[a]芘污染土壤的根际修复及其酶学机理研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(2): 526-532.
- Liu S L, Luo Y M, Ding K Q *et al.* Rhizosphere remediation and its mechanism of benz[a]pyrene-contaminated soil by growing ryegrass [J]. *J. Agro-Environ. Sci.*, 2007, 26(2): 526-532.
- [12] 陈保冬, 李晓林, 朱永官. 丛枝菌根真菌菌丝体吸附重金属的潜力及特征 [J]. *菌物学报*, 2005, 24(2): 283-291.
- Chen B D, Li X L, Zhu Y G. Characters of metal adsorption by AM fungi mycelium [J]. *Mycosystema*, 2005, 24(2): 283-291.
- [13] 李秋玲, 凌婉婷, 高彦征, 等. 丛枝菌根对有机污染土壤的修复作用及机理 [J]. *应用生态学报*, 2006, 17(11): 2217-2221.
- Li Q L, Ling W T, Gao Y Z *et al.* Arbuscular mycorrhizal bioremediation and its mechanisms of organic pollutants-contaminated soils

- [J]. *J. Agro-Environ. Sci.*, 2006, 17(11): 2217-2221.
- [14] 高彦征,朱利中,凌婉婷,等. 土壤和植物样品的多环芳烃分析方法研究[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(5): 1003-1006.
Gao Y Z, Zhu L Z, Ling W T *et al.* A novel analysis method of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for plant and soil samples[J]. *J. Agro-Environ. Sci.*, 2005, 24(5): 1003-1006.
- [15] 刘润进,李晓林. 丛枝菌根及其应用[M]. 北京:科学出版社, 2000.
Liu R J, Li X L. *Arbuscular mycorrhizal fungi and the application* [M]. Beijing: Science Press, 2000.
- [16] 王发园,林先贵,尹睿,等. 不同施铜水平下接种 AM 真菌对海州香薷根际 pH 的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2006, 12(6): 922-925.
Wang F Y, Lin X G, Yin R. Effect of arbuscular mycorrhizal inoculation on rhizosphere pH of *Elsholtzia splendens* under different Cu levels[J]. *Plant Nutr. Fert. Sci.*, 2006, 12(6): 922-925.
- [17] Joner E J, Leyval C. Rhizosphere gradients of polycyclic aromatic hydrocarbon(PAH) dissipation in two industrial soils and the impact of arbuscular mycorrhiza[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2003, 37: 2371-2375.
- [18] Gaspar M L, Cabello M N, Cazau M C *et al.* Effect of phenanthrene and *Rhodotorula glutinis* on arbuscular mycorrhizal fungus colonization of maize roots[J]. *Mycorrhiza*, 2002, 12: 55-59.