

丛枝菌根对土壤中多环芳烃降解的影响

李秋玲¹, 凌婉婷^{1,2}, 高彦征¹, 卢晓丹¹, 曾跃春¹

(1.南京农业大学资源与环境科学学院, 江苏 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, 浙江 杭州 310029)

摘要:以菲和芘为多环芳烃(PAHs)代表物,紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.)为宿主植物,研究了丛枝菌根(AM)对土壤中 PAHs 降解的影响。供试 5 种丛枝菌根真菌 (AMF) 为 *Glomus mosseae*、*Glomus etunicatum*、*Glomus versiforme*、*Glomus constrictum* 和 *Glomus intraradices*。土样中菲和芘的起始浓度分别为 0~170.6 mg·kg⁻¹ 和 66.06 mg·kg⁻¹。结果表明,PAHs 污染土壤中,AMF 对紫花苜蓿的侵染状况良好。20~60 d,供试 5 种 AMF 对土壤中菲的修复效率均在 91%以上。与有植物无 AMF 对照相比,接种 AMF 后土壤中菲和芘的残留浓度明显降低,其中 *Glomus mosseae*、*Glomus versiforme*、*Glomus constrictum* 对菲和芘降解的促进效果最好。AM 作用下,紫花苜蓿吸收积累对菲、芘降解的贡献率小于 1.4%;而接种 AMF 明显提高了土壤微生物的数量和活性,这应是 AM 促进土壤中菲、芘降解的一个重要机理。

关键词:多环芳烃;丛枝菌根;菌根修复;土壤

中图分类号:X172;X592 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)05-1705-06

Effects of Arbuscular Mycorrhizae on Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils

LI Qiu-ling¹, LING Wan-ting^{1,2}, GAO Yan-zheng¹, LU Xiao-dan¹, ZENG Yue-chun¹

(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: Effect of Arbuscular mycorrhizae (AM) on degradation of phenanthrene and pyrene as representatives of PAHs in soils was investigated taking alfalfa (*Medicago sativa* L.) as the host plant. Five arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) including *Glomus mosseae*, *Glomus etunicatum*, *Glomus versiforme*, *Glomus constrictum*, and *Glomus intraradices* were experimented. The initial concentrations of phenanthrene and pyrene in soils were 0~170.6 mg·kg⁻¹ and 66.06 mg·kg⁻¹, respectively. In 20~60 days, more than 91% of phenanthrene was removed from soils using AM system. The residual concentrations of tested PAHs were significantly lower in soils with AMF-inoculation than those without AMF. And *Glomus mosseae*, *Glomus versiforme*, and *Glomus constrictum* were of the best AMF for the promotion of PAH degradation in soils. One notes that plant accumulation of tested PAHs contributed less than 1.4% to the degradation of these chemicals in soils. However, the presence of AMF significantly promoted the microbial activities in soils, and consequently enhanced the degradation of PAHs in soils, which would be a predominant mechanism of the promoted degradation of PAHs in soils by AM.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); arbuscular mycorrhizae (AM); mycorrhizal bioremediation; soil

多环芳烃(PAHs)是目前土壤环境中常见的一类高风险污染物,多具有“三致”效应,难分解、持留期

长,可通过食物链危害农产品安全和人体健康。PAHs 污染土壤的修复问题已成为国内外土壤环境领域的一个研究热点^[1-4]。

有机污染土壤的修复方法主要有物理修复、化学修复和生物修复^[5,6]。相比于物理化学修复,生物修复技术操作简单、成本低、修复效果更好,已成为治理有机污染土壤的最有前景的途径之一。近年来国内外关于植物根际修复有机污染土壤的研究颇受重视^[7-10]。诸多研究表明^[4,11],植物之所以能提高土壤中 PAHs 降解率,主要是其良好的根际条件促进了土壤微生物活

收稿日期:2007-12-05

基金项目:国家自然科学基金(20507009,20777036,40701073);江苏省青年科技创新人才基金(BK2006518,BK2007580);教育部新世纪优秀人才支持计划项目(NCET-06-0491);国际原子能机构协议项目(13862);教育部重点实验室开放课题(EREH0703)

作者简介:李秋玲(1983—),女,山东济宁人,硕士研究生,研究方向为污染土壤生物修复。E-mail:liqiuling2001@163.com

通讯作者:高彦征 E-mail:gaoyanzheng@njau.edu.cn.

性,从而加速了 PAHs 的降解。显然,根系与土体的接触面积、根际微生物的数量和活性是制约根际修复效率的关键。

丛枝菌根(AM)是丛枝菌根真菌(AMF)与植物根系相结合的共生体,菌根的外延菌丝以及良好的菌根际和菌丝际环境能有效解决植物根际修复的上述问题^[12]。与外生菌根真菌相比,AMF 能与大多数速生草本植物形成共生体系,在改善植物营养状况、增强植物抗逆性等方面作用显著^[13,14]。目前,利用 AM 来增效植物修复重金属污染土壤,已有研究报道^[15,16]。而有关 AM 修复土壤 PAHs 污染的研究,国内外仍很少见。

芘是一个有代表性的 PAHs,环境中芘的浓度和其他 PAHs 有很好的相关性^[17],菲则是燃油和汽车尾气排放 PAHs 的标志物;在污染土壤中菲和芘的浓度一般较高^[4,8]。本文以菲和芘为 PAHs 代表物,采用温室盆栽试验方法,研究 AM 对 PAHs 污染土壤的修复作用,试图为防治土壤污染、拟订经济高效的有机污染土壤修复的实用技术等提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

菲和芘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。

供试菌剂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)”。5种丛枝菌根真菌分别为:摩西球囊霉 *Glomus mosseae* (AMF1)、幼套球囊霉 *Glomus etunicatum* (AMF2)、地表球囊霉 *Glomus versiforme* (AMF3)、缩球囊霉 *Glomus constrictum* (AMF4) 和根内球囊霉 *Glomus intraradices* (AMF5)。

供试植物为紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.)。

供试土壤采自南京市江宁,为旱作水稻土表层(0~20 cm),土壤类型为黄棕壤。其 pH 值为 6.02,有机质含量为 24.1 g·kg⁻¹,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。实验用沙为河沙,水洗后晾干,过 2 mm 筛。将土样与沙按 3:1 充分混匀后,制得供试土样。

污染土样的制备:配制不同浓度菲或芘的丙酮溶液,均匀加入到供试土样中,待丙酮挥发完全后混匀,并用未污染土样充分混合,以使 PAHs 分布均匀,分别制得菲含量不同的污染土样和芘污染土样;测得污染土样的菲含量为 0~170.6 mg·kg⁻¹,芘为 66.06 mg·kg⁻¹。

1.2 试验方法

称取一系列上述制备的污染土样 200 g 于盆钵中,然后称取菌剂 20 g 均匀覆于上面,再覆盖 150 g 制备好的污染土,加水至 50%田间持水量,静置过夜。紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.)种子用 10% H₂O₂ 浸种 10 min,经催芽后分别播于上述盆钵中,2~3 d 出苗,一周左右进行间苗,每盆留苗 6 株。试验中,设无植物不接种 AMF、有植物不接种 AMF、有植物接种 AMF 等多种处理;无 AMF 对照为接种等量的灭过菌的菌剂。每个处理 3 个重复。每 5 d 随机交换盆钵的位置。分别于 20、30、45 和 60 d 采样。植物采集后用蒸馏水冲洗干净,用滤纸蘸干植物表面水分,置于低温冰箱中保存,待分析。土壤样品采集后充分混匀,置于低温冰箱中待分析。

1.3 分析方法

(1)侵染率测定:采用曲利本兰染色法^[18],并用概率法计算。

(2)植物样品的 PAHs 分析^[13]:植物样品磨碎后,取一定量于 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、过硅胶柱后,转移到旋转蒸发瓶中;40℃下将萃取液浓缩至干,用正己烷定容到 2 mL,取 1 mL 过硅胶柱净化,并用 12 mL 二氯甲烷和正己烷(1:1)溶液洗脱。洗脱液收集至旋转蒸发瓶后,40℃下浓缩至干,用甲醇定容到 2 mL,过 0.22 μm 孔径滤膜后,HPLC 分析。

(3)土壤样品的 PAHs 分析^[13]:取 2 g 土样于 25 mL 玻璃离心管中,加入 2 g 无水硫酸钠,充分混匀。然后加入 10 mL 二氯甲烷,盖紧后超声萃取 1 h,离心;取 3 mL 上清液过硅胶柱净化,并用体积比为 1:1 的二氯甲烷和正己烷溶液洗脱;洗脱液收集至旋转蒸发瓶后,40℃下浓缩至干,用甲醇定容到 2 mL,过 0.22 μm 孔径滤膜后,HPLC 分析。

(4)HPLC 分析条件:色谱柱为 4.6 mm×150 mm 烷基 C18 反相柱;流动相为色谱纯甲醇,流速 1 mL·min⁻¹;柱温为 30℃;进样量 20 μL;检测波长菲为 245 nm,芘为 234 nm。

利用 Excel 和 SPSS 软件进行实验数据的统计分析。

2 结果与分析

2.1 AMF 侵染率

同一处理条件下(无菌、有菌),不同浓度处理,植

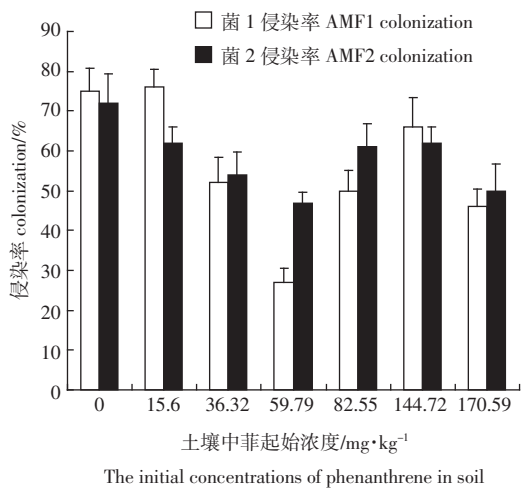


图 1 不同污染强度对 AMF1 与 AMF2 侵染率的影响
Figure 1 Effects of different contamination levels on AM (AMF1 and AMF2) colonization

物生物量随浓度增高略有降低,但没有表现出明显的毒害症状;不同处理,加菌处理与不加菌处理相比,植物生物量有很大提高,且长势要好于无菌对照。加入 PAHs 后,AMF 对紫花苜蓿的侵染状况良好;但与无污染对照相比,侵染率有所降低,主要是菲或芘的存在抑制了 AMF 对植物根系的附着侵染。土壤中菲含量分别为 0~170.6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,60 d 后,AMF1 的侵染率除 59.79 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 浓度时稍低外,其余浓度均大于 46%(图 1);AMF2 的侵染率则为 54%~73%。5 种 AMF 的侵染情况差别较大;土壤中菲起始浓度均为 59.79 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,60 d 后,供试 5 种 AMF 的侵染率为 27%~88%,以 AMF5 侵染最好。另外,对于芘污染土壤(芘起始浓度为 66.06 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),AMF1 或 AMF2 侵染良好,侵染率分别为 63%和 50%,但也低于其相应的无污染对照(分别为 75%和 72%)。

2.2 AM 对土壤中 PAHs 降解的影响

试验比较了不同处理土样中菲的降解动态。图 2 中,供试土样的菲起始浓度均为 59.79 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。显然,随培养时间延长,各处理土样中菲不断降解,残留浓度下降。但不同处理间差异较大。接种 AMF1 对土壤中菲的降解有显著促进作用。由图 2 可见,20、30、45、60 d 时,接种 AMF1 的土壤中菲的残留浓度分别为 4.74、4.15、2.36 和 1.93 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别比有植物无 AMF 对照低 10%~40%, 比无植物无 AMF 对照则低 38%~73%。

图 3 为 60 d 时不同污染强度下 AM 对土壤中菲降解的影响;土壤中菲起始浓度为 15.60~170.6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。由图可见,接种 AMF1 或 AMF2 的处理中菲残留

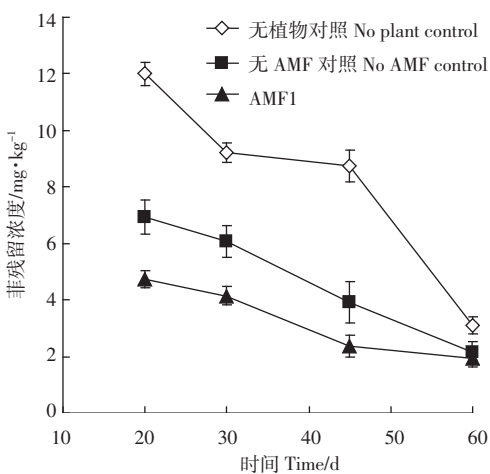


图 2 不同处理下土壤中菲的残留浓度-时间关系曲线
Figure 2 Residual concentrations of phenanthrene at different time for various treated soils

浓度均显著小于无 AMF 对照, 分别比对照低 15%~40%和 15%~37%;其中,以 AMF1 的效果更为明显。接种菌 1 处理中, 当菲浓度高于 59.79 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, AMF 的效果较为明显,其中菲浓度为 82.6、144.7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时效果最为明显,加菌 1 处理残留浓度均比无菌对照低 40%;36.3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时效果最差,但也比对照低 15%。说明,在高浓度菲处理下,AMF 对土壤菲降解的促进作用更为明显。所有处理中,接种 AMF 的土壤中菲降解率均在 91%以上,高于无 AMF 对照。

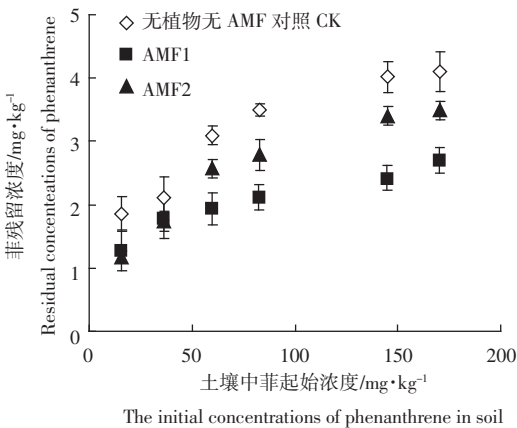


图 3 不同污染强度下接种 AMF 对土壤中菲残留浓度的影响
Figure 3 Effects of inoculation with AM fungi on the residual concentrations of phenanthrene in soils with different contamination levels

比较了相同条件下 5 种 AMF 对土壤中菲降解的影响。图 4 为 60 d 时不同 AMF 处理土样中菲的残留浓度;土样中菲的起始浓度均为 59.79 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。由图

4 可知,接种不同 AMF 后,土壤中菲的降解情况存有差异,但其残留浓度均低于无 AMF 对照(比对照低 19%~52%);其中,以 AMF1、AMF3 和 AMF4 效果最为明显,其菲的降解率均在 97%以上。显然,不同菌种对土壤中有有机污染物的修复作用会有差别;因此,筛选高效 AMF 菌种,是 AM 修复有机污染土壤的关键之一。

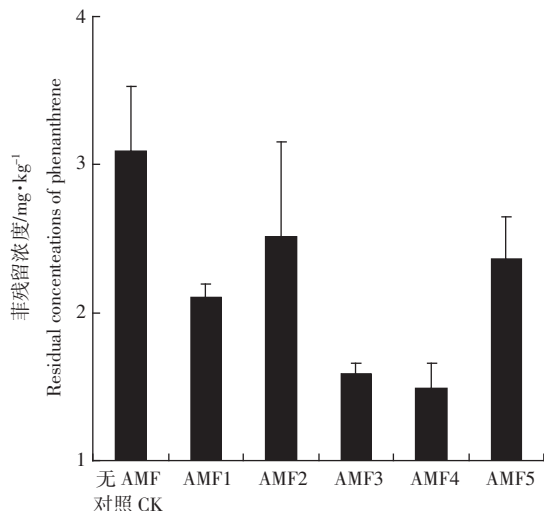


图 4 接种不同 AMF 对土壤中菲降解的影响

Figure 4 Effects of phenanthrene on degradation in soils with different AM fungi

另外,不同 PAHs 性质差异较大,AM 修复效果有所不同。相比于菲,芘在土壤中更难降解。图 5 中,土壤中芘的起始浓度均为 $66.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。60 d 后,接种 AMF1 或 AMF2 的土样中芘的降解率分别达 64%和 54%,残留浓度则为 23.86 和 $30.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,分别比有植物无 AMF 对照低 33%和 15%,比无植物无菌对照则低 44.8%和 30.1%。显然,AM 也可有效地促进土壤中难降解 PAHs(芘)的降解。

上述一系列试验表明,AM 可提高污染土壤中 PAHs(菲或芘)的降解率。实际上,一些研究也证实,单纯植物也能够促进土壤中 PAHs 的降解。高彦征等^[4]研究了黑麦草对土壤中菲和芘的修复作用,发现 45 d 后种植黑麦草的土壤中 PAHs 降解率均高于无植物对照。刘世亮等^[11]研究得出,种植黑麦草的土壤中苯并[a]芘的降解率比无植物对照高 11%~23%。就本研究而言,无 AMF 但有植物也可促进菲或芘的降解;但与有植物无 AMF 对照相比,接种 AMF 后土壤中菲或芘降解更快,AM 修复效果更佳。Joner 等^[14]研究了三叶草和黑麦草对两种工业污染土壤(含 12 种 PAHs,

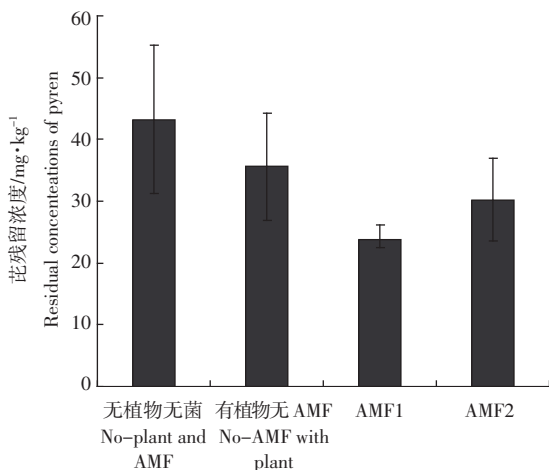


图 5 接种 AMF 对土壤中芘降解的影响

Figure 5 Effects of inoculation with AM fungi on degradation of pyrene in soils

总浓度分别为 400 和 $2\,000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的修复作用,发现接种 AMF 后,PAHs 降解率有较大提高。上述结果均表明,AM 有利于土壤中 PAHs 的降解,并可望提高污染土壤修复的效率。

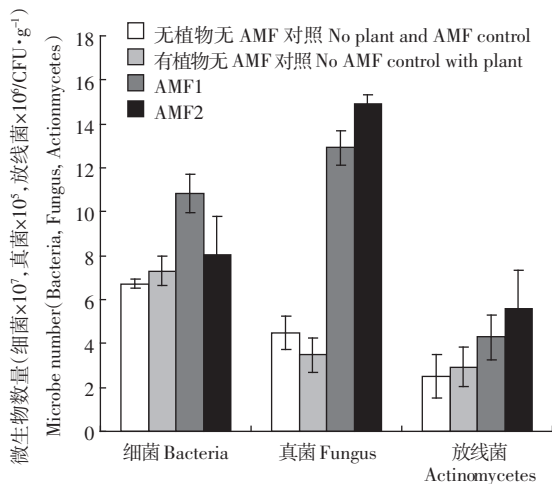


图 6 接种 AMF 对菲污染土壤中微生物数量的影响

Figure 6 Effect of amounts of microorganisms in phenanthrene-contaminated soil with inoculation of AM fungi

2.3 AM 对土壤微生物的影响

观察了接种 AMF 后污染土壤中微生物多样性的变化(图 6)。结果表明,同一污染强度下(菲浓度为 $59.79 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),与不接种 AMF 相比,接种 AMF 后土壤中细菌、真菌和放线菌数量有较大提高。如 60 d 后,接种 AMF 土壤中真菌数量比无 AMF 对照高 72%~329%,放线菌则最大提高了 92%(图 6)。接种 5 种不同 AMF,结果差异很大,其中以 AMF1、AMF2 和

AMF3 对土壤微生物数量的促进作用最明显。接种 AMF1 处理中细菌、真菌和放线菌比不接种对照分别高 48%、271%和 46%;AMF2 处理则比对照高 10%、329% 和 92%;AMF3 处理中真菌、放线菌数量比对照高 230%和 67%。AMF 与植物根系形成共生体系,会对其他微生物产生直接影响或通过改变根系分泌物产生间接影响,AM 的外生菌丝能延伸数厘米以上,并分泌有机物,这些物质能够促进土壤微生物数量和活性。不同菌种对土壤微生物影响不同,可能是由于 AM 的选择性所致^[19]。

2.4 AM 促进土壤中 PAHs 降解的机理初探

有关植物根际修复 PAHs 的一些研究已发现,植物可以吸收积累土壤中 PAHs^[4,7,8];但植物促进土壤中 PAHs 降解的主要原因并不是植物自身的吸收积累作用,而是植物良好的根际环境促进了土壤微生物活性,从而提高了 PAHs 的降解率^[4,11]。

本研究中,AM 作用下植物本身也可吸收积累土壤中菲或芘。计算了 AM 作用下植物积累对土壤中 PAHs 降解的贡献率,发现其贡献率小于 1.4%。显然,植物吸收积累并不是 AM 促进土壤中菲芘降解的主要机理。

须指出,接种 AM 菌明显提高了土壤微生物的数量(图 6)。将土壤微生物数量变化与不同处理土壤中 PAHs 残留浓度相比较,对照图 6 中微生物数量变化与图 4 中不同菌种处理土壤的非残留浓度,可以看出,接种 AMF 后,土壤微生物特别是真菌和放线菌数量明显增加;而图 4 中,该两个处理的非残留浓度也比对照降低明显,分别比对照低 32%和 19%。对于 AMF4 处理,土壤中细菌、放线菌均比对照要低,但其真菌数量则有很大提高,为对照的 2.23 倍,其土壤中菲残留浓度也比对照低 52%。以上数据表明,接种 AMF 后土壤中微生物数量的增加(尤其是真菌)与土壤中 PAHs 的降解呈正相关。可以推测,AM 提高土壤微生物的数量与活性是其促进 PAHs 降解的一个重要原因。

另外,有研究证实,土壤中某些真菌(如白腐真菌)自身可降解 PAHs^[2]。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^[20]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。虽然 AMF 对 PAHs 的直接降解很少,但其固定作用降低了根际中游离 PAHs 的浓度。然而,由于体系复杂、难于操作、且分离技术受限,AMF 直

接降解或固定对 AM 修复土壤有机污染的贡献仍几近空白,有待深入研究。

3 结论

(1)PAHs 污染土壤中,AMF 对紫花苜蓿的侵染状况良好。60 d 时,非污染土壤中 5 种 AMF 侵染率为 27%~88%,芘污染土壤中侵染率为 50%~63%。但与无污染对照相比,AMF 侵染率有所降低。

(2)20~60 d,供试 5 种 AMF 对土壤中菲的修复效率均在 91%以上。与有植物无 AMF 对照相比,接种 AMF 后能够明显促进土壤中菲或芘的降解,其中 *Glomus mosseae*、*Glomus versiforme*、*Glomus constrictum* 对菲或芘降解的促进效果更好。

(3)AM 作用下,紫花苜蓿吸收积累对土壤中菲芘降解的贡献率小于 1.4%。而接种 AMF 后,明显提高了土壤微生物(细菌、真菌和放线菌)的数量,这应是 AM 促进土壤中 PAHs 降解的一个重要原因。

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 Qi-xing. Technological reforger and prospect of contaminated soil remediation[J]. *Tech Equip Environ Pollut Control*, 2002, 3: 36–40.
- [3] Zhu L Z, Gao Y Z. Prediction of phenanthrene uptake by plants with a partition–limited model[J]. *Environ Pollut*, 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 Yan-zheng, LING Wan-ting, ZHU Li-zhong, et al. Ryegrass–accelerated degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils [J]. *J Agro–Environ Sci*, 2005, 24: 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 Chun-nv, LI Pei-jun, HAN Gui-yun, et al. New method of bioremediation–mycorrhizosphere bioremediation[J]. *Tech Equip Enviro Pollut Control*, 2001, 2: 20–24.
- [6] Zhou M, Rhue R D. Screening commercial surfactants suitable for remediating DNAPL source zones by solubilization [J]. *Environ Sci Tech*, 2000, 34: 1985–1990.
- [7] Gao Y Z, Zhu L Z. Plant uptake accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 55: 1169–1178.
- [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: 2320–2325.
LING Wan-ting, ZHU Li-zhong, GAO Yan-zheng, et al. A novel study on root uptake and its prediction model of PAHs from soils[J]. *Acta Ecol Sci*, 2005, 25: 2320–2325.

- [9] Gao Y Z, Zhu L Z. Phytoremediation and its models for organic contaminated soils[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, 26:526-532.
- LIU Shi-liang, LUO Yong-ming, DING Ke-qiang, et al. Rhizosphere remediation and its mechanism of Benzo[a]pyrene-contaminated soil by growing ryegrass[J]. *J Agro-Environ Sci*, 2007, 26:526-532.
- [12] 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, 17:2217-2221.
- LI Qiu-ling, LING Wan-ting, GAO Yan-zheng, et al. Arbuscular mycorrhizal bioremediation and its mechanisms of organic pollutants-contaminated soils[J]. *J Agro-Environ Sci*, 2006, 17(11):2217-2221.
- [13] 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 Yan-zheng, ZHU Li-zhong, LING Wan-ting, 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.
- [14] 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 Tech*, 2003, 37:2371-2375.
- [15] 王曙光, 林先贵, 尹睿. VA菌根对土壤中DEHP降解的影响[J].

环境科学学报, 2002, 22:369-373.

WANG Shu-guang, LIN Xian-gui, YIN Rui. Effect of VA mycorrhizal on degradation of DEHP in soil[J]. *Acta Sci Circ*, 2002, 22:369-373.

- [16] 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, 24:283-291.

CHEN Bao-dong, LI Xiao-lin, ZHU Yong-guan. Characters of metal adsorption by AM Fungi Mycelium[J]. *Mycosystema*, 2005, 24:283-291.

- [17] 高彦征, 朱利中, 胡辰剑, 等. Tween80对植物吸收菲和芘的影响[J]. 环境科学学报, 2004, 24:714-718.

GAO Yan-zheng, ZHU Li-zhong, HU Chen-jian, et al. Effect of Tween80 on plant uptake of phenanthrene and pyrene from water[J]. *Acta Sci Circ*, 2004, 24:714-718.

- [18] 刘润进, 李晓林. 丛枝菌根及其应用[M]. 北京: 科学出版社, 2000. 192-194.

LIU Run-jin, LI Xiao-lin. Arbuscular Mycorrhizal Fungi and the Application[M]. Beijing: Science Press, 2000. 192-194.

- [19] 王曙光, 林先贵, 尹睿, 等. 接种AM真菌对PAHs污染土壤中微生物和酶活性的影响[J]. 生态杂志, 2004, 23(1):48-51.

WANG Shu-guang, LIN Xian-gui, YIN Rui, et al. Effect of inoculation with fungi on microorganism and enzyme activity in PAEs-polluted soil[J]. *Chin J Ecol*, 2004, 23(1):48-51.

- [20] 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.

“农村污水处理及资源化利用学术研讨会”征文通知

各有关单位和专家:

为探讨交流农村污水处理的有效途径,促进农村生态环境改善和水资源循环利用,中国农业生态环境保护协会与农业部环境保护科研监测所拟定于2008年10月17日至19日在天津举办“农村污水处理及资源化利用学术研讨会”,现向专家学者征集相关研究论文。

一、征集范围

- 1.农村污水排放、污染特征;
- 2.农村污水污染监测分析和评价;
- 3.农村污水处理实用技术;
- 4.农村污水处理及资源化利用的典型工程模式;
- 5.农村污水处理技术规范及相关标准;
- 6.农村污水处理及资源化利用的主要问题及对策;
- 7.农业和农村面源污染控制与水域生态修复

二、论文要求

- 1.未公开发表或未在全国性学术会议上交流的论文,文责自负。

2.论文请用Word格式录入,并通过电子邮箱投稿。

投稿邮箱:E-mail:aes@vip.163.com。

3.论文格式参照《农业环境科学学报》写作规范示例,下载地址: <http://www.aes.org.cn/UploadFile/file/lunwenmoban.pdf>。

4.截稿日期:2008年9月30日。

审稿通过的论文将编入《农村污水处理及资源化利用学术研讨会论文集》,《论文集》收录的论文如无特殊申明将入选CNKI《中国重要会议论文全文数据库》。会议相关事宜可见中国农业生态环境保护协会《农业环境科学学报》、《农业环境与发展》等网站。

三、联系方式

通讯地址:300191 天津市南开区复康路31号 中国农业生态环境保护协会 编辑出版部

联系人:潘淑君 叶飞

电话:022-23006209 022-23006206

传真:022-23006209 E-mail:aes@vip.163.com

网址: <http://www.aeep.org>