

# 丛枝菌根在治理铀污染环境中的潜在作用

陈保冬<sup>1</sup>, 陈梅梅<sup>2</sup>, 白刃<sup>1</sup>

(1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; 2. 中国石油集团安全环保技术研究院, 北京 100083)

**摘要:**随着人们对新能源需求的增加及核能的不断开发利用,放射性核素污染问题日趋严重。由于各种原因导致的放射性核素铀(U)制品及相关废弃物的排放,对土壤和水体造成严重污染,并最终威胁到环境安全和人类健康。另一方面,作为一种环境友好的生物技术,近年来菌根修复技术在污染环境治理方面的可能应用得到越来越多的关注。本文在概述放射性核素 U 及其环境危害的基础上,着重介绍了丛枝菌根对于植物吸收累积 U 的影响及其机制,探讨菌根技术修复 U 污染土壤的可能应用途径及范围,并提出将来的研究方向。

**关键词:**丛枝菌根真菌;放射性核素;环境污染;生物修复;铀

中图分类号:X172 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)03-0809-08

## Potential Role of Arbuscular Mycorrhiza in Bioremediation of Uranium Contaminated Environments

CHEN Bao-dong<sup>1</sup>, CHEN Mei-mei<sup>2</sup>, BAI Ren<sup>1</sup>

(1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. Research Institute of Safety and Environmental Technology, China National Petroleum Corporation, Beijing 100083, China)

**Abstract:** With the increasing demand for new energy, nuclear industry has been developing very fast, and uranium (U) pollution becomes a serious environmental problem especially in the mining area. The discharge of U products and wastes can contaminate soil and water, and finally threaten human health. On the other side, as an environment-friendly biotechnology, the importance of mycorrhizal technology in remediation of polluted environments has received much attention in recent years. Following a brief introduction of the environmental impacts of U contamination, this review summarized the effects of arbuscular mycorrhiza (AM) on U uptake and accumulation by plants based on recent research progresses, suggested possible application of AM fungi in remediation of U contaminated environment, and finally discussed about the perspectives in relevant research area.

**Key words:** arbuscular mycorrhizal fungi; radionuclides; environmental pollution; bioremediation; uranium

现代文明对于能源的高度依赖性远远超过过去任何时代。然而,在世界经济和社会不断发展,对能源的需求不断增长的同时,不可再生的化石燃料却不断耗竭,这使得人类正面临着越来越严重的能源危机。在这样的大背景下,对新能源,包括核能的开发利用,成为一种必然选择。在法国科学家贝克勒尔于 1896 年发现放射性核素铀(U)之后,随着对核裂变控制研究的进展,核能已日益成为世界上许多国家(尤其是发达国家)的主要能源之一。根据国际原子能机构 2004 年统计数据,法国运行核反应堆 59 座,核电供应量达 426.8 TW·h,占国家供电总量 78.1%,许多欧洲国家及亚洲的日本和韩国核电供应量均达到全国总发电量 30% 以上,而美国运行核反应堆 104 座,核电供应量达到 788.6 TW·h,占国家供电总量 20%。相对照地,我国核电供应量只有 47.8 TW·h,仅占全国总电量的 2.2% 左右。显然,随着我国经济的全面发展,工业能源需求迅速增长,

国家能源战略必然要求扩大对核能的开发利用。作为一种能源工业,U 矿藏的开采具有巨大的发展空间。然而,和人类开发所有其它能源一样,U 矿开采不可避免地产生放射性核素环境污染问题。

国际社会对于铀矿区的环境问题一直保持着高度关注。和西方国家相比,中国的 U 矿设施遗留问题更多,要求治理的迫切性更强。目前我国共探明大小 U 矿床(田)200 多个,主要分布在江西、广东、湖南,以及新疆、辽宁等省区。这些 U 矿矿体通常较小,矿石品位偏低(通常伴生磷、砷及有色金属),采矿废物量大。而且,与西方国家 U 矿水冶厂地位置不同的是,中国的 U 矿冶企业很多在人口稠密

收稿日期:2010-03-27;修订日期:2010-09-14

基金项目:城市与区域生态国家重点实验室自主方向性项目 (SKLURE2008-1-03)

作者简介:陈保冬(1975~),男,研究员,主要研究方向为土壤生态学,E-mail:bdchen@rcees.ac.cn

区,并且 U 矿冶企业常常没有明显的隔离区.由于土地资源紧张,在有些矿区被放射物质污染的土壤上依然进行着农业生产,居民健康受到严重危害.这些特点导致我国 U 矿区环境问题的复杂性和治理任务的艰巨性.

考虑到 U 及其衰变子体对环境构成的长期潜在危害性,如何修复大面积、低比活度 U 污染环境已成为各国科技工作者的研究热点.随着人们对环境保护的日益重视,探索在不破坏生态环境的情况下原位治理放射性 U 污染成为必然要求,生物修复正顺应了这种要求.菌根是土壤中菌根真菌与植物根系形成的共生体,与传统的生物修复技术相比,菌根修复技术能有效结合微生物修复和植物修复技术的长处,综合利用植物及菌根际和菌(丝)际效应,有效地修复铀污染环境.近些年来,对于菌根修复技术的研究也得到越来越广泛的关注.

## 1 放射性核素 U 及其环境污染危害

自然条件下 U 存在 3 种同位素: $^{234}\text{U}$ 、 $^{235}\text{U}$  和  $^{238}\text{U}$ ,相对丰度分别为 0.005 5%、0.72% 和 99.27%<sup>[1]</sup>.U 是目前最主要的核原料,广泛分布于地球的硅铝层中,其丰度为 2.5~4  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .U 在各类岩石中的含量存在明显差别,如地壳中 U 含量为 1  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,沉积岩石中的 U 含量为 4  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,P 沉积物<sup>[2,3]</sup>或者 U 矿沉积物<sup>[4]</sup>中的 U 含量为几十甚至数百  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .在很多情况下,由于地质过程和人为活动的干扰,U 的自然丰度会发生改变.

U 主要通过反应堆作业、武器研究试验、核燃料产品、U 矿山“三废”排放等途径对水和地表土壤造成放射性污染<sup>[16]</sup>.U 矿开采以及核能的利用过程是 U 在环境中富集并产生污染的重要途径.采掘和粉碎 U 矿石会产生大量的低品位矿石废料,称作 U 尾矿.U 尾矿和废石中含有 U 及其全部子体,其放射性元素含量比本底高 2~3 个数量级.目前世界上有 10 多个国家从事 U 矿冶生产,这些国家每年产生的 U 尾矿超过 2 000 万 t<sup>[5]</sup>.据统计,一个年产 10 万 t 的铀矿山,每年可产出 10~60 万 t 废石<sup>[6]</sup>,不适当的堆积或处置这些废料就会导致 U 通过流失散布到土壤表面,经风蚀进入空气,或者通过淋洗过程进入地下水<sup>[7]</sup>.U 矿开采过程也会直接产生大量废水,地下每开采 1 t 矿石,大约外排废水 2 t<sup>[8]</sup>,这些废水的外排也直接污染了水体和土壤.另外,土壤 U 污染也可能是来源于施用富含 U 的磷肥<sup>[9,10]</sup>.在发展中国家,磷酸岩具有成本低、对植物生长效果好等特

点,主要用作生产商业化肥.一些磷酸岩中的 U 含量高达 310  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[11]</sup>.长期使用含有 U 的磷肥会使大面积的耕地受到污染<sup>[11]</sup>,从而对植物产量、动物和人类健康构成威胁.有研究表明<sup>[12]</sup>,在美国一些州施用 P 肥 80 a 的土壤中, $^{238}\text{U}$  的浓度提高了 1 倍.

U 同位素的半衰期很长(如  $^{238}\text{U}$  半衰期为  $4.47\times 10^9$  a),一旦进入环境或被生物体摄入,其潜在危害性会持久存在,引起物种变异,从而对生态系统演替产生影响.环境中的 U 也会通过食物链传递最终危及食品安全和人体健康.U 是一种天然  $\alpha$  射线源,U 及其衰变子核均具有放射性,对生物体的主要毒性是电离辐射,能够在生物体内产生自由基或其它活性分子<sup>[13]</sup>,其影响包括生长发育和生殖的异常、遗传变异、生命周期缩短、癌变等,当辐射剂量过多时可导致生物体死亡<sup>[14]</sup>.在辐射效应之外,U 的化学性质和生理毒性与其它重金属(尤其是铅)类似,难溶的 U 化合物能够致癌<sup>[15]</sup>.土壤中放射性 U 会引起土壤生物种群区系成分的改变、生物群落结构的变化,继而影响到土壤肥效和土壤对有毒物质的分解净化能力.张新华等<sup>[6]</sup>曾测得某 U 矿区 1973~1981 年土壤中 U 含量从 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  增至 110  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .在俄罗斯东南西伯利亚的一处开采 30 a 的 U 矿区,其附近草原土壤表层 U 浓度达到 1 000  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  以上;污染区土壤节肢动物丰度和多样性比对照区低 3~37 倍,甲虫体内 U 含量比对照区分别高出 2~41 倍<sup>[17]</sup>.我国安徽省金寨县响洪甸乡曾有一个集采冶 U 为一体的小型工厂,80 年代退役时就地掩埋了约 4 万 t U 尾矿渣和部分废弃设备,随着时间的推移,这一“处置场”可能会成为一个产生重大污染事故的隐患<sup>[18]</sup>.黄建兵<sup>[19]</sup>调查发现,安徽省某 U 矿原水冶厂遗址处种植的青菜、黄豆中的  $^{238}\text{U}$  质量分数比对照高出 1 个数量级.几个 U 矿山和水冶厂废石堆及尾矿库周围的鸡、鸭、牛、羊等的监测结果表明,其 U 在鸡、鸭、牛、羊各组织中的浓度比本底高 1~2 个数量级<sup>[20]</sup>.显然,U 污染对于当地的矿区生态环境和人类健康构成了严重威胁.

## 2 U 污染环境修复技术

为了减免土壤 U 污染所带来的实际危害和潜在风险,人们提出各种治理技术措施.这些措施包括物理、化学和生物的技术<sup>[21~23]</sup>.由于各种措施都有特定的应用条件和范围,在污染土壤治理实践中往往需要应用复合的技术体系以达到最佳效果.

对污染土壤最根本的治理是将 U 彻底去除或转化为无害形态,从而恢复土壤生态功能和生产力。这在原理上似乎是一件非常简单的事情。然而,在实践上这样做会严重破坏环境,并且运输费用极其昂贵。以净化 U 污染土壤为例,可以将被污染的土壤移走进行淋洗络合处理,而后返还原处。同时,运输过程增加了 U 放射性核素以微颗粒形式进入空气的风险性<sup>[24]</sup>。随着人们对环境保护的日益重视,探索在不破坏土壤生态环境的情况下治理土壤污染成为必然要求。陆地和水环境中的多种植物能吸收 U<sup>[25]</sup>。有研究表明,植物、细菌、真菌能通过生物活性改变 pH、胞外结合点、复合物和沉淀的转运影响 U 的形态和生物有效性<sup>[23, 26-28]</sup>,因此,这些生物能降低或者增加 U 向食物链的传递,因而可能被用作修复 U 污染土壤的修复。相对于传统的物理和化学技术,生物修复技术具有成本低,对环境扰动少,有利于生态环境改善和野生生物繁衍<sup>[29]</sup>等优点。

生物修复在概念上即指利用特殊植物或微生物体系清除土壤和水体中的污染物或降低污染物的毒性,使受到污染的环境在外观和功能上得到恢复<sup>[30]</sup>。在重金属和放射性核素污染土壤的修复途径中,生物修复无论作为一个研究领域还是一项环境管理技术措施,都备受重视<sup>[23, 31]</sup>,全球范围内相关研究和实践正在不断地推动着这种修复理论和技术应用的快速发展。目前植物修复已衍生出多个分支研究领域,如植物提取、植物固定和根系过滤等<sup>[32]</sup>,分别适应于不同污染情况和修复目标,这些技术措施有着特定的应用潜力和优势。

(1) 植物提取 对于中度或轻度污染土壤,应用植物提取技术净化土壤可能是一种理想选择,经过净化的土壤可以恢复植被或农业利用。然而,植物提取往往依赖于超积累植物的应用,而目前尚未发现真正的 U 超积累植物。一些研究者探讨了采用化学方法诱导特定植物富集 U 的可能性。Huang 等<sup>[33]</sup>发现施加柠檬酸情况下,在 U 污染土壤 ( $750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 上生长的印度芥菜 (*Brassica juncea*) 和小油菜 (*Brassica chinensis*) 地上部 U 浓度从低于  $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  升高到  $5000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。这是见于报道生长在 U 污染土壤上最高的植物地上部 U 浓度,试验结果也表明植物提取可能提供了一种环境友好的净化 U 污染土壤的技术途径。

(2) 根系过滤 利用植物根系对 U 的强累积能力可以净化 U 污染废水。一些研究者注意到向日葵根系 U 浓度可以达到水体 U 浓度千倍以上而且生

物量很可观,所以将其根系选作过滤净化 U 污染废水的植物材料<sup>[24, 34]</sup>。超积累植物蜈蚣草根系对 U 也具有强富集能力,因而有可能利用这种植物修复 U 和砷复合污染的土壤或水体<sup>[35]</sup>。

从另一角度考虑,在轻度污染的农业用地或者经过植物提取净化的土壤上,通过选择适宜的作物种类或品种(如收获子实的粮食作物或生产纤维的经济作物),同时采取特定技术措施强化植物对铀的根系屏障(过滤)作用,甚至可能维持正常的农业生产,从而缓解矿区农业用地紧张局面,兼顾到生态环境保护和社会经济发展。当然,选择这条途径必须做好相应的风险评估工作。

(3) 植物固定 在某种意义上植物固定与根系过滤具有相似性,但前者特定用于土壤污染控制。通过植物根系对 U 的固定作用降低其在土壤中的活性,可以减少向植物地上部运输,从而降低 U 污染的环境风险。在不适宜实施植物提取和农业利用的情况下,例如严重污染地带或高度危险污染地带不适宜进行复垦,植物固定是一种很好的选择,不仅可以控制污染物的扩散,而且能够恢复污染土壤植被,重建矿区景观和谐和生态平衡。对于多数植物种类而言,U 自根系向地上部的转运非常有限<sup>[36-38]</sup>,这表明筛选适用于 U 污染土壤的植物具有良好的材料基础。

一般来说,植物的根与微生物紧密联系,对元素的移动性、有效性和获取有着直接或者间接的影响。尽管目前还没有被人们充分认识,但植物修复体系中往往有根际微生物的作用,所以植物修复实际上是以植物为主体、以微生物为辅助的环境修复过程。事实上,土壤微生物在植物聚积 U 的过程中有着重要作用。然而,很少有研究考虑到土壤微生物的作用。近些年来,应用植物-微生物共生体强化植物的抗污染耐性,提高污染土壤修复效率已经成为相关研究领域新的研究热点<sup>[39, 40]</sup>。有研究者明确提出矿区污染土壤的植物-微生物及动物的协同修复<sup>[41]</sup>。

### 3 丛枝菌根(AM)真菌在 U 污染环境修复中的作用

#### 3.1 AM 真菌的概述

菌根是高等植物与一类特殊的土壤真菌形成的共生体<sup>[42]</sup>。在所有菌根种类中,近 85% 的植物种类能够形成丛枝菌根(AM),其在自然生态系统和农业生产实践中的重要作用也广为人知。AM 真菌可以通过多种方式或途径影响植物的矿质营养和生长

发育过程,在植物逆境生理<sup>[43]</sup>及群落稳定<sup>[44]</sup>中有着重要作用.在养分吸收利用方面,AM真菌可以通过扩大吸收表面积、活化土壤有机磷及难溶性无机磷,及利用菌根真菌对磷的高效吸收运转系统<sup>[45]</sup>来提高植物对磷的获取能力.在重金属(如锌、镉)污染情况下,AM真菌能够通过菌丝对重金属的强固持作用<sup>[46]</sup>、菌根际 pH 变化<sup>[47]</sup>等机制强化根系对重金属的屏障作用,减少重金属向植物地上部的运转,从而减轻植物重金属毒害<sup>[48,49]</sup>,在抗旱抗盐害方面,AM能够直接或间接调节植物生理代谢过程而提高植物抗旱及抗盐害能力.近年来随着生态环境问题的日益突出,丛枝菌根真菌在退化<sup>[50]</sup>与重金属污染土壤<sup>[39,40,51]</sup>生物修复中的作用也引起了多方的研究兴趣.

### 3.2 AM 真菌对植物吸收累积 U 的影响

尽管人们已普遍认同 AM 真菌在植物矿质营养和重金属污染修复中的重要作用,对于 AM 真菌在植物吸收放射性核素及放射污染环境治理方面的作用却知之甚少.一些研究者发现菌根真菌促进了植物对<sup>137</sup>Cs<sup>[52,53]</sup>、<sup>134</sup>Cs<sup>[54]</sup>和<sup>90</sup>Sr<sup>[52]</sup>的吸收,但对于 U 这一特定元素而言,至今仅有少量研究报道.丛枝菌根真菌在 U 的固定和植物对 U 的累积中起着一定作用<sup>[55]</sup>.在较高 U 浓度的土壤中,菌根可通过减少 U 从植物根向地上部的运输,从而降低 U 在地上部中的浓度. Weiersbye 等<sup>[56]</sup>发现 U 尾矿上生长的狗牙根(*Cynodon dactylon*)中 U 主要分布于菌根真菌泡囊中. Rufyikiri 等<sup>[57]</sup>通过离体培养试验,证实了根外菌丝体能够吸收 U 并将 U 运输至植物根系,但根内菌丝可能对 U 起着主要固持作用<sup>[58]</sup>. Rufyikiri 等<sup>[59]</sup>研究发现土壤中(干土)的 U 浓度在低于 87 mg·kg<sup>-1</sup>时,菌根植物根的侵染率较高,而且可以在根中观察到典型的丛枝菌根结构,在施加高浓度(干土)U(87 mg kg<sup>-1</sup>)的情况下,*Glomus intraradices*能降低 U 由根部向地上部的运转,从而降低了三叶草(*Trifolium subterraneum*)地上部中 U 浓度.

Chen 等<sup>[11,35,60]</sup>研究表明 AM 真菌对植物的侵染能增加根中 U 的固定,从而降低 U 由根部向地上部的转运. Chen 等<sup>[60]</sup>还发现,与菌丝吸收 U 相比,当根吸收 U 时,更多的 U 被分配在紫花苜蓿(*Medicago sativa*)的地上部,表明根途径吸收的 U 比菌丝吸收的 U 更容易转运给地上部,进一步说明部分 AM 真菌吸收的 U 被固定在菌根共生结构中. Chen 等<sup>[61]</sup>采用无根毛突变体及野生型大麦为研究材料,证实根外菌丝与根毛在 U 和磷的吸收上具有

相似作用,而菌根真菌在控制植物体内的 U 分配起着关键作用.这些研究表明着 AM 真菌对 U 污染环境的植物固定具有重要的潜在应用价值.

Rufyikiri 等<sup>[58]</sup>针对 AM 真菌是否显著提高 U 的吸收转运和固定展开了研究.他们发现,在盆栽试验中持续施加 U 的条件下,菌根在两周内吸收了全部 U 的 26%,而无菌根植物的根仅吸收了 8%.因此可以认为,在植物根对 U 的吸收过程中,相同条件下菌根真菌菌丝吸收和固定的 U 能力要强于植物根,且丛枝菌根真菌在 U 的吸收中起到主要作用.此外,他们还在分室试验中发现菌根植物根中的 U 浓度要明显高于无菌根植物的根.这可能是菌根真菌对植物根对 U 的吸收的促进作用造成的,因为菌根共生体可以改变一些转运基因的表达<sup>[78]</sup>.

Chen 等<sup>[81]</sup>在 U 尾矿与土壤混合比例为 0:1、1:1 和 9:1 的条件下,对黑麦草(*L. perenne*)和苜蓿(*M. truncatula*)这 2 种宿主植物接种 *G. intraradices* 对 U 的固定效果进行了比较研究.他们发现,在 U 尾矿与土壤的不同比例混合中,*G. intraradices* 对苜蓿有较高的侵染率,而对黑麦草的侵染率较低.其中苜蓿根部形成的菌丝长度较长,并且菌丝长度与土壤中 U 浓度的增长呈负相关关系.介质中 U 尾矿含量的升高可显著降低苜蓿地下和地上部分干重,但黑麦草的干重不受 U 尾矿和土壤比例的影响,*G. intraradices* 对黑麦草的侵染可降低其地上和地下部干重.

在被 2 种植物根部吸收的 U 当中,仅有少于 1% 的 U 被转运到了植物的地上部分.而且在菌根接种处理中,植物的地下/地上 U 浓度比要显著高于无菌根的处理,这表明菌根真菌显著提高了 U 在植物根部的富集.这一现象也再次肯定了菌根真菌在 U 污染环境植物固定中的潜在作用.另一方面,虽然菌根真菌对黑麦草的侵染率较低,但其根部也表现出了对 U 较强的固持作用,这说明菌根真菌的侵染率可能并非是其修复功能的必要指标.

### 3.3 AM 真菌吸收、运转和固定 U 的可能机制

#### (1) 根毛和菌根真菌在植物吸收 U 中的作用

根毛和 AM 真菌菌丝对于根系吸收养分是同等重要的<sup>[69]</sup>.具有细而密集的根系和较长根毛的植物,对菌根真菌的依赖性较差<sup>[70,71]</sup>.因此,AM 真菌不仅对这些植物根系的侵染率低,而且还会降低植物生长和对 P 元素的吸收<sup>[72-74]</sup>. Chen 等<sup>[11]</sup>利用含 U 磷矿粉研究了 *G. intraradices* 和根毛对野生型和无根毛突变体大麦吸收 U 的影响.结果发现,对非

菌根植物来说,野生型大麦中的 U 含量比突变体大麦高,而菌根突变体大麦中的 U 含量比非菌根突变体大麦高,表明根毛或者菌根根外菌丝的较大吸收面积可能在植物吸收 U 中起着决定作用.其试验结果还表明,AM 真菌在支持无根毛或者根毛发育差的植物生长起着必要的作用,而对野生型植物的生长和 P 养分吸收没有促进作用.尽管 AM 真菌的根外菌丝在突变体植物吸收 U 过程中起着一定作用,然而菌根真菌菌丝不能完全替代根毛对 P 或者 U 的吸收.因此,在选择植物修复的植物种类时,除了要考虑菌根的重要性外,还要考虑植物对菌根的依赖性和植物的生物量.

Chen 等<sup>[11]</sup>还观察到植物地上部 U 含量不到 U 吸收总量的 15%,这与其他研究的实验结果相一致,即 U 主要聚积在植物根中<sup>[36,37]</sup>.同时,他们也观察到非菌根突变体植物中的地上部 U 含量与根系 U 含量的比值较菌根突变体植物相应比值高,这进一步证实了 AM 真菌的存在降低了地上部中的 U 含量,这主要是由于 U 在吸收和转运后会固定在菌根的根内菌丝或泡囊中<sup>[56]</sup>,这些根内结构能隔离放射性物质,减少这些元素向植物地上部的迁移,从而减轻其对植物的生理毒害.

#### (2) 菌根代谢活性对 U 的形态及生物有效性的影响

Rufyikiri 等<sup>[57]</sup>研究表明在一定 pH 条件下 U 形态对 AM 吸收、转运和固定 U 起着主要作用,然而一些研究表明<sup>[75,76]</sup>,根和 AM 真菌对阴阳离子的吸收和其分泌物活性会改变根际与菌丝际的 pH. Rufyikiri 等<sup>[58]</sup>研究了根外菌丝和根的代谢活性对分室基质中 pH 的影响,结果表明,当分室中只有 AM 真菌的根外菌丝存在时,pH 会增加(从 5.5 增加到 6.0~6.5).有证据表明 U 形态会因为基质 pH 的变化而有所不同,而事实上,U 形态的变化还取决于溶液组分<sup>[64]</sup>.Rufyikiri 等<sup>[57,58]</sup>的实验研究表明,AM 真菌和根的分泌物会改变 U 的生物有效性,如 AM 菌丝上结合的球囊霉素能固定介质中的 U<sup>[77]</sup>.

Rufyikiri 等<sup>[58]</sup>提出,菌丝和根对 U 的固定也可能是由于 U 复合物和沉淀物的形成.在用 HCl 提取 Cu-U 后,一些 U 可能以球囊霉素-U 复合物的形式存在.对于植物根来说,U 能与草酸盐、磷酸盐、羟基物质形成复合物或者沉淀<sup>[58]</sup>,这种假设被菌根共生体能改变一些转运基因的表达所支持<sup>[78]</sup>.Joner 等<sup>[46]</sup>发现真菌的负电荷组分能吸附 U,使得 U 的固定不断变化.根外的菌丝产生的糖蛋白能整合 U,可

能是由于这些蛋白质能吸附一些阳离子<sup>[80]</sup>.

### 3.4 AM 真菌吸收、运转和固定 U 的影响因素

#### (1) pH 的影响

pH 能影响真菌菌丝的根外电荷<sup>[62,63]</sup>和 U 形态<sup>[22,64,65]</sup>,在 U 的吸收过程中起着一定作用.当含有根外菌丝的介质中 pH 为 4 时,U 以  $UO_2^{2+}$  和  $UO_2SO_4$  形态存在;pH 为 5.5 时,U 以  $UO_2HPO_4$  形态存在;pH 为 8 时,U 以碳酸铀酰形态存在.Rufyikiri 等<sup>[57]</sup>研究表明,*G. intraradices* 在 pH 为 4、5.5 和 8 时对 U 的吸收率为 2.2%、1.4% 和 0.9%,且随后被吸收的 U 中的 22%、12% 和 25% 被转移到了植物根部.可见在 pH=4 时 U 的吸收率和转运率高于 pH=5.5 时,而 pH=8 时的 U 虽然转运率较高但吸收率很低.可见 pH 能通过改变 U 的形态,影响 *G. intraradices* 吸收、固定和转运 U 的过程,真菌生物量对 U 的固定取决于不同 pH 值下 U 的形态.Rufyikiri 等指出,pH 为 4 时介质中  $H^+$  的高活性可能减少真菌菌丝表面对  $UO_2^{2+}$  的吸附;在 pH 为 5 和 8 时,真菌菌丝表面的吸附位点很活跃,容易吸附  $UO_2^{2+}$ ,且介质中的阳离子能被吸附在真菌菌丝表面和糖蛋白上.

#### (2) P 的影响

酸性土壤中可溶性 P 以带负电荷的  $H_2PO_4^-$  离子形式存在,碱性土壤中 P 一般以  $HPO_4^{2-}$  形式存在,这些阴离子会与 U 发生反应生成难溶的磷酸铀酰或在多数自然条件下很稳定的沉淀物<sup>[66,67]</sup>.因此,P 肥的使用可能会降低 U 的迁移率和生物有效性.有报道了根对 U 的吸收,证实了 P 能以 U-磷酸盐复合物的形式固定土壤中的 U<sup>[16,68]</sup>.与此相对应,U 由根向地上部的运输可能会受菌根植物中的高 P 浓度影响<sup>[11,61]</sup>.

Chen 等<sup>[61]</sup>在研究 P 肥对有/无菌根的野生型和突变体大麦的影响中发现,无菌根植株的地上部的 U 含量较高,但其含量不会随 P 的含量变化而变化,这可能是由于 P 在植物生长过程中对地上部 U 的稀释效应所致.他们还发现,中等 P 浓度 ( $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 会增加根对 U 的积累,但是较高 P 浓度 ( $60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 会降低根对 U 的累积,这表明 U 和 P 的相互作用很可能是依赖于 P 浓度的.这些结果与 Ebbs<sup>[16]</sup>和 Rufyikiri<sup>[68]</sup>等的实验结果不一致,后者认为 U-磷酸盐复合物会固定 U.

由于基质和生物体内 U 与 P 之间联系紧密,AM 真菌对 P 的转运可能在 U 吸收中起着一定作用.Rufyikiri 等<sup>[79]</sup>用  $^{233}\text{U}$  和  $^{33}\text{P}$  标记基质来研究根外

菌丝对 U 和 P 的转运. 结果表明 *G. intraradices* 能吸收和转运 U 和 P 元素, 但是对这 2 种元素的吸收和转运效率不同. 事实上, 与 U 的吸收和转运相比, P 能更高效地被吸收与转运. 由于 P 和 U 可以在介质中或根外菌丝中形成复合物, 因而 P 的转运在丛枝菌根吸收 U 的过程中可能也起到一定作用.

#### 4 展望

总体上, 菌根修复放射性核素 U 污染环境是一项有着潜在应用前景的环境治理技术, 但目前相关基础研究尚显薄弱, 因而也限制了该修复技术的具体实践. 对放射性核素 U 在土壤-植物体系中的活化、吸收、转运和累积过程进行相关基础性和系统性的研究<sup>[82, 83]</sup>, 将有助于明确应用菌根技术辅助植物修复 U 污染环境的潜力.

考虑到菌根技术在 U 污染土壤生物修复中的实际应用, 目前尚有许多理论和技术问题需要解决.

(1) 不同植物种类(基因型)对于 U 的吸收累积存在着天然的差异, 但目前的研究主要集中于实验室模拟条件, 且只是选择了几种植物进行试验, 同时研究所用丛枝菌根真菌菌株并没有 U 污染抗性背景, 因而不能充分考虑菌种之间的可能变异. 在今后的工作中, 要进一步对铀矿区植物类群及菌根资源进行调查, 筛选出真正的 U 超积累植物和抗性植物, 同时获取具有污染抗性的真菌菌株, 在此基础上进一步研究丛枝菌根真菌在 U 污染环境生物修复中的作用, 研究工作将提供更丰富全面的信息, 而且更具有实践指导意义.

(2) 需要更多地关注菌根共生体在放射性核素 U 污染条件下的特殊生理反应及其对菌根际微域环境理化性质的影响, 理解这些根际过程与放射性核素活性和动态, 以及植物吸收和根系固持放射性核素的关系, 必须考虑到环境因子, 如土壤特性、温度水分条件以及施肥措施等, 在多大程度上影响到放射性核素自土体向植物系统迁移的过程.

(3) 针对环境污染的复杂性, 将菌根植物修复技术与其它技术措施相结合形成复合修复体系才具有真正的实践应用价值. 例如, 能否结合施加有机酸促进 U 向植物地上部运转从而使得菌根植物对 U 的提取效率超过非菌根植物? 能否利用菌根真菌在稳定植物群落中的特殊作用, 建立具有广泛适应性的多样性植物组成的修复体系? 在可能的情况下, 应该开展野外试验, 将菌根技术真正推向污染环境修复实践.

#### 参考文献:

- [1] Allard B, Olofsson U, Torstenfelt B. Environmental actinide chemistry [J]. *Inorganica Chimica Acta*, 1984 **94**: 205-221.
- [2] Qureshi A A, Khattak N U, Sardar M, et al. Determination of uranium contents in rock samples from Kakul phosphate deposit, Abbotabad (Pakistan), using fission-track technique [J]. *Radiation Measurement* 2001 **34**: 355-359.
- [3] Langmuir D. *Aqueous Environmental Geochemistry* [M]. New Jersey: Prentice Hall, 1997.
- [4] Plant J A, Reeder S, Salminen R, et al. The distribution of uranium over Europe: geological and environmental significance [J]. *Applied Earth Science* 2003 **112**: 221-238.
- [5] 滕建刚. 国外铀矿冶系统退役后的治理技术 [J]. *铀矿开采*, 1993 **12**(4): 20-24.
- [6] 张新华, 刘永. 铀矿山“三废”的污染及治理 [J]. *矿业安全与环保* 2003 **30**(3): 30-33.
- [7] Liator M I. Uranium isotopes distribution in soils at the Rocky Flats Plant, Colorado [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1995 **24**: 314-323.
- [8] 潘英杰. 铀矿工业环境的非放射性污染及控制 [J]. *工业安全与防尘*, 1991 **17**(9): 3-6.
- [9] Andersson A, Siman G. Levels of Cd and some other trace elements in soils and crops as influenced by lime and fertiliser level [J]. *Acta Agriculture Scandinavica*, 1991 **41**: 3-11.
- [10] Van Kauwenbergh S J. Cadmium and other minor elements in world resources of phosphate rock [C]. *The International Fertiliser Society, Proceeding 400*. York, 1997.
- [11] Chen B D, Jakobsen I, Roos P, et al. Mycorrhiza and root hairs enhance acquisition of phosphorus and uranium from phosphate rock but mycorrhiza decreases root to shoot uranium transfer [J]. *New Phytologist* 2005 **165**: 591-598.
- [12] 崔玉亭. 化肥与生态环境保护 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2000. 77-80.
- [13] Halliwell B, Gutteridge J M C. *Free radicals in biology and medicine* [M]. Oxford: Glarendon Press, 1985.
- [14] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量 [M]. 北京: 科学出版社 2002. 172-193.
- [15] Fellows R J, Ainsworth C C, Driver C J, et al. Dynamics and transformation of radionuclides in soils and ecosystem health [A]. In: *Soil chemistry and ecosystem health* [M]. Soil Science Society of America, Madison WI, USA, 1998. 85-131.
- [16] Ebbs S D, Brady D J, Kochian L V. Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants [J]. *Journal of Experimental Botany*, 1998 **49**: 1183-1190.
- [17] Gongalsky K B. Impact of pollution caused by uranium production on soil macrofauna [J]. *Environmental Monitoring and Assessment* 2003 **89**: 197-219.
- [18] 朱兴胜. 响洪甸铀尾矿处置场放射性污染与治理方案 [J]. *辐射防护通讯* 2001 **21**(2): 35-37.
- [19] 黄建兵. 某退役铀矿环境放射性现状调查 [J]. *辐射防护通讯* 2000 **20**(6): 29-32.
- [20] 王德航. 退役铀矿山整治工程 [M]. 北京: 原子能出版社,

2003. 42.
- [21] Abdelouas A ,Lutze W ,Nuttall H E. Uranium contamination in the subsurface: characterization and remediation [J]. Reviews in Mineralogy ,1999 **33**: 433-473.
- [22] Suzuki Y ,Banfield J F. Geomicrobiology of uranium [J]. Reviews in Mineralogy ,1999 **33**: 393-432.
- [23] Dushenkov S. Trends in phytoremediation of radionuclides [J]. Plant and Soil 2003 **249**: 167-175.
- [24] Entry J A ,Vance N C ,Hamilton M A ,et al. Phytoremediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclides [J]. Water ,Air and Soil Pollution ,1996 **88**: 167-176.
- [25] Kovalsky V V ,Vorotnitskaya I E ,Lekarev V S. Biogeochemical food chains of uranium in aquatic and terraneous organisms [A]. In: Aberg B ,Hungate F P. (eds.). Proceedings of an International Symposium [C]. Stockholm ,25-29 April 1966 , Radioecological Concentration Processes Pergamon Press ,Oxford , 1967. 329-332.
- [26] Anderson R T ,Vronis H A ,Ortiz-Bernad I ,et al. Stimulating the in situ activity of *Geobacter* species to remove uranium from the groundwater of a uranium-contaminated aquifer [J]. Applied and Environment Microbiology 2003 **69**: 5884-5891.
- [27] Kalin M ,Wheeler W N ,Meinrath G. The removal of uranium from mining wastewater using algal/microbial biomass [J]. Journal of Environment Radioactivity 2004 **78**: 151-177.
- [28] Sar P ,Kazy S K ,D' Souza S F. Radionuclide remediation using a bacterial biosorbent [J]. International Biodeterioration and Biodegradation 2004 **54** (2-3): 193-202.
- [29] 唐世荣,黄昌勇,朱祖祥. 污染土壤的植物修复技术及其研究进展 [J]. 上海环境科学, 1996, **15** (12): 37-39.
- [30] Chaney R L ,Malik M ,Li Y M ,et al. Phytoremediation of soil metals [J]. Current Opinion in Biotechnology 1997 , **8**: 279-284.
- [31] Zhu Y G ,Shaw G. Soil contamination with radionuclides and potential remediation [J]. Chemosphere 2000 **41**: 121-128.
- [32] 骆永明. 强化植物修复的整合诱导技术及其环境风险 [J]. 土壤 2000 **32** (2): 57-61.
- [33] Huang J W ,Blaylock M J ,Kapulnik Y ,et al. Phytoremediation of uranium-contaminated soils: role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants [J]. Environmental Science and Technology ,1998 **32**: 2004-2008.
- [34] Dushenkov V ,Nanda-Kumar P B A ,Motor H , et al. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams [J]. Environmental Science and Technology , 1995 **29**: 1239-1245.
- [35] Chen B D ,Zhu Y G ,Smith F A. Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on uranium and arsenic accumulation by Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.) from a uranium mining-impacted soil [J]. Chemosphere ,2006 **62**: 1464-1473.
- [36] Zafrir H ,Waisel Y ,Agami M ,et al. Uranium in plants of southern Sinai [J]. Journal of Arid Environment ,1992 **22**: 363-368.
- [37] Saric M R ,Stojanovic M ,Babic M. Uranium in plant species grown on natural barren soil [J]. Journal of Plant Nutrition , 1995 **18** (7): 1509-1518.
- [38] Shahandeh H ,Hossner L R. Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium [J]. Water ,Air and Soil Pollution , 2002 **141**: 165-180.
- [39] Khan A G ,Kuek C ,Chaudhry T M ,et al. Role of plants , mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation [J]. Chemosphere 2000 **41**: 197-207.
- [40] Leyval C ,Joner E J ,Del Val C ,et al. Potential of arbuscular mycorrhizal fungi for bioremediation [A]. In: Gianinazzi S , Schüepp H ,Barea J M ,et al. (eds). Mycorrhizal technology in agriculture [M]. Birkhäuser Verlag ,Basel ,Switzerland ,2002. 175-186.
- [41] 黄铭洪,骆永明. 矿区土地修复与生态恢复 [J]. 土壤学报, 2003 **40** (2): 161-169.
- [42] Smith S E ,Read D J. Mycorrhizal symbiosis (2 nd edition) [M]. London ,UK: Academic Press ,1997.
- [43] 王曙光,林先贵,施亚琴. 丛枝菌根与植物抗逆性 [J]. 生态学杂志 2001 **20** (3): 27-30.
- [44] Koide R T ,Dickie I A. Effects of mycorrhizal fungi on plant populations [J]. Plant and Soil 2002 **244**: 307-317.
- [45] Ezawa T ,Smith S E ,Smith F A. P metabolism and transport in AM fungi [J]. Plant and Soil 2002 **244**: 221-230.
- [46] Joner E J ,Briones R ,Leyval C. Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium [J]. Plant and Soil 2000 **226**: 227-234.
- [47] Li X L ,Christie P. Changes in soil solution Zn and pH and uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal red clover in Zn-contaminated soil [J]. Chemosphere 2001 **42**: 201-207.
- [48] Chen B D ,Liu Y ,Shen H ,et al. Uptake of cadmium from a experimentally contaminated calcareous soil by arbuscular mycorrhizal maize (*Zea mays* L.) [J]. Mycorrhiza ,2004 **14**: 347-354.
- [49] Christie P ,Li X L ,Chen B D. Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc [J]. Plant and Soil ,2004 **261**: 209-217.
- [50] 方治国,陈欣. 丛枝菌根在退化土壤恢复中的生态学作用 [J]. 生态学杂志, 2002 **21** (2): 61-63.
- [51] 王曙光,林先贵. 菌根在污染土壤生物修复中的作用 [J]. 农村生态环境 2001 **17** (1): 56-59.
- [52] Entry J A ,Watrud L S ,Reeves M. Accumulation of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi [J]. Environmental Pollution ,1999 **104**: 449-457.
- [53] Berreck M ,Haselwandter K. Effect of the arbuscular mycorrhizal symbiosis upon uptake of cesium and other cations by plants [J]. Mycorrhiza 2001 **10**: 275-280.
- [54] Strandberg M ,Johansson M. <sup>134</sup>Cs in heather seed plants grown with and without mycorrhiza [J]. Journal of Environmental Radioactivity ,1998 **40**: 175-184.
- [55] Declerck S ,Leyval C ,Jakobsen I ,et al. The European project MYRRH: use of mycorrhizal fungi for the phytostabilisation of radio-contaminated environments [J]. Radioprotection 2002 **37**:

- 337-339.
- [56] Weiersbye I M , Straker C J , Przybylowicz W J. Micro-PIXE mapping of elemental distribution in arbuscular mycorrhizal roots of the grass , *Cynodon dactylon* , from gold and uranium mine tailings [ J ]. Nuclear Instrument and Methods in Physics Research Section B , 1999 , **158** : 335-343.
- [57] Rufyikiri G , Thiry Y , Wang L , *et al.* Uranium uptake and translocation by the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* under root organ culture conditions [ J ]. New Phytologist 2002 , **156** : 275-281.
- [58] Rufyikiri G , Thiry Y , Delvaux B *et al.* Contribution of hyphae and roots to uranium uptake , accumulation and translocation by arbuscular mycorrhizal carrot roots under root-organ culture conditions [ J ]. New Phytologist 2003 , **158** : 391-399.
- [59] Rufyikiri G , Huysmans L , Wannijn J , *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi can decrease the uptake of uranium by subterranean clover grown at high levels of uranium in soil [ J ]. Environmental Pollution 2004 , **130** : 427-436.
- [60] Chen B D , Jakobsen I , Roos P , *et al.* Effects of the mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* on uranium uptake and accumulation by *Medicago truncatula* L. from uranium-contaminated soil [ J ]. Plant and Soil 2005 , **275** : 349-359.
- [61] Chen B D , Zhu Y G , Zhang X H , *et al.* The influence of mycorrhiza on uranium and phosphorus uptake by barley plants from a field-contaminated soil [ J ]. Environmental Science and Pollution Research 2005 , **12** : 325-331.
- [62] Gadd G M , White C. Biosorption of radionuclides by yeast and fungal biomass [ J ]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology , 1990 , **49** : 331-343.
- [63] Zhou J L. Zn biosorption by *Rhizopus arrhizus* and other fungi [ J ]. Applied Microbiology and Biotechnology , 1999 , **51** : 686-693.
- [64] Grenthe I , Fuger J , Konings R J M , *et al.* Chemical Thermodynamics of Uranium [ M ]. Amsterdam : Elsevier. 1992.
- [65] De Boulois H D , Joner E J , Leyval C , *et al.* Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on uranium accumulation by plants [ J ]. Journal of Environmental Radioactivity 2008 , **99** : 775-784.
- [66] Jerden J L Jr , Sinha A K. Phosphate based immobilization of uranium in an oxidizing bedrock aquifer [ J ]. Applied Geochemistry. 2003 , **18** : 823-843.
- [67] Sandino A , Bruno J. The solubility of  $(\text{UO}_2)_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  and the formation of U(VI) phosphate complexes: their influence in uranium speciation in natural waters [ J ]. Geochimica et Cosmochimica Acta , 1992 , **56** : 4135-4145.
- [68] Rufyikiri G , Wannijn J , Wang L , *et al.* Effects of phosphorus fertilization on the availability and uptake of uranium and nutrients by plants grown on soil derived from uranium mining debris [ J ]. Environmental Pollution , 2006 , **141** : 420-427.
- [69] Jakobsen I , Chen B D , Munkvold L , *et al.* Contrasting phosphate acquisition of mycorrhizal fungi with that of root hairs using the root hairless barley mutant [ J ]. Plant Cell and Environment , 2005 , **28** : 928-938.
- [70] Baon J B , Smith S E , Alston A M. Growth response and phosphorus uptake of rye with long and short root hairs: interactions with mycorrhizal infection [ J ]. Plant and Soil , 1994 , **167** : 247-254.
- [71] Schweiger P F , Robson A D , Barrow N J. Root hair length determines beneficial effect of a *Glomus* species on shoot growth of some pasture species [ J ]. New Phytologist , 1995 , **131** : 247-254.
- [72] Fay P , Mitchell D T , Osborne B A. Photosynthesis and nutrient-use efficiency of barley in response to low arbuscular mycorrhizal colonization and addition of phosphorus [ J ]. New Phytologist , 1996 , **132** : 425-433.
- [73] Khaliq A , Sanders F E. Effects of vesicular-arbuscular mycorrhizal inoculation on the yield and phosphorus uptake of field-grown barley [ J ]. Soil Biology and Biochemistry , 2000 , **32** : 1691-1696.
- [74] Plenchette C , Morel C. External phosphorus requirements of mycorrhizal and non-mycorrhizal barley and soybean plants [ J ]. Biology and Fertility of Soils , 1996 , **21** : 303-308.
- [75] Bago B , Vierheilig H , Piché Y , *et al.* Nitrate depletion and pH changes induced by the extraradical mycelium of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* grown in monoxenic culture [ J ]. New Phytologist , 1996 , **133** : 273-280.
- [76] Bago B , Azcon-Aguilar C. Changes in rhizosphere pH induced by arbuscular mycorrhiza formation in onion (*Allium cepa* L.) [ J ]. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde , 1997 , **160** : 333-339.
- [77] Driver J D , Holben W E , Rillig M C. Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi [ J ]. Soil Biology and Biochemistry 2005 , **37** : 101-106.
- [78] Burleigh S H , Bechmann I E. Plant nutrient transporter regulation in arbuscular mycorrhizas [ J ]. Plant and Soil , 2002 , **244** : 247-251.
- [79] Rufyikiri G , Declerck S , Thiry Y. Comparison of  $^{233}\text{U}$  and  $^{33}\text{P}$  uptake and translocation by the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* in root organ culture conditions [ J ]. Mycorrhiza 2004b , **14** : 203-207.
- [80] Gonzalez-Chavez M C , Carrillo-Gonzalez R , Wright S F *et al.* The role of glomalin , a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi , in sequestering potentially toxic elements [ J ]. Environmental Pollution 2004 , **130** : 317-323.
- [81] Chen B D , Roos P , Zhu Y G , *et al.* Arbuscular mycorrhizas contribute to phytostabilization of uranium in uranium mining tailings [ J ]. Journal of Environmental Radioactivity , 2008 , **99** : 801-810.
- [82] Fomina M , Charnock J M , Hillier S , *et al.* Role of fungi in the biogeochemical fate of depleted uranium [ J ]. Current Biology , 2008 , **18** : R375-R377.
- [83] Mohapatra B R , Dinardo O , Gould W D , *et al.* Biochemical and genomic facets on the dissimilatory reduction of radionuclides by microorganisms - A review [ J ]. Minerals Engineering 2010 , **23** : 591-599.