

· 研究报告 ·

植物对土壤中铀的吸收与富集

万芹方¹, 陈雅宏², 胡彬³, 任亚敏², 王亮², 林宏辉⁴, 邓大超⁵, 柏云⁵, 夏传琴^{1, 2*}

¹四川大学原子核科学技术研究所, 辐射物理及技术教育部重点实验室, 成都 610064; ²四川大学化学学院, 成都 610064

³中石油西南油气田公司川中油气矿, 遂宁 629000; ⁴四川大学生命科学学院, 成都 610064

⁵中国工程物理研究院, 绵阳 621900

摘要 核工业发展导致重金属铀排放和扩散, 并造成了地表土壤的污染, 对人类的生存环境产生了极其不利的影响。如何修复铀污染土壤成为亟待解决的问题。近年来发展起来的植物修复技术以其成本低廉、安全和环保的特点成为修复铀污染土壤的新选择。寻找理想的铀富集植物是这一技术的基础和关键。该文通过实验模拟铀污染的土壤(土壤中铀的浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 进行一次和二次铀污染土壤的植物修复后, 从4个方面对植物修复铀污染土壤效果进行评估, 即富集铀的浓度、生物提取量、生物富集系数(BFS)和转运系数(TFS)。实验结果表明: 第1次修复时, 四季香油麦菜(*Lactuca dolichophylla*)地上部富集铀的浓度为 $1.67\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 生物富集系数和转移系数均大于3; 第2次修复时, 麦冬(*Ophiopogon japonicus*)富集铀的浓度与第1次修复相比变化不大, 而吊兰(*Chlorophytum comosum*)、四季豆(*Phaseolus vulgaris*)和艾蒿(*Artemisia lavandulaefolia*)富集铀的浓度与第1次修复相比均减少4–8倍; 施加土壤改良剂鸡粪肥、海藻肥和柠檬酸后发现海藻肥和柠檬酸能够增强植物对铀污染土壤的修复; 对两次修复土壤中铀的形态进行对比分析, 发现二次修复时土壤中生物有效态铀的含量降低, 造成第2次修复的难度增加。

关键词 富集, 添加剂, 植物修复, 土壤, 铀

万芹方, 陈雅宏, 胡彬, 任亚敏, 王亮, 林宏辉, 邓大超, 柏云, 夏传琴 (2011). 植物对土壤中铀的吸收与富集. 植物学报 46, 425–436.

随着20世纪核工业的迅速发展, 核能被大规模开发应用, 导致铀矿的大量开采和冶炼。铀矿的开采和冶炼是造成铀污染环境最主要的原因, 因为在此过程中会产生大量的尾矿和废料, 它们会污染水体和地表(Taylor, 1964; Baca and Florkowski, 2000)。其它一些污染来源包括煤的燃烧、水泥的生产、磷肥的生产和使用及核燃料循环等(Pöschl and Nollet, 2007)。有文献报道, 在一些被铀污染的场地和铀矿床附近铀的浓度可高达几十至几百毫克每千克(Ahearne, 1997; Plant et al., 1999)。铀是毒性很强的重金属元素之一, 其毒性表现在化学毒性和衰变放射性毒性两方面(Abdelouas et al., 1999; Vandenhove et al., 2006; Gavrilesco et al., 2009)。铀主要发射能量较低的 α 射线(铀-235为 4.679 MeV , 铀-238为 4.270 MeV)(Gavrilesco et al., 2009)。铀进入人体的主要方式有: 吸入含铀的气溶胶、摄入被铀污染的水或者通

过食物链进入(Mason et al., 1997; Rufyikiri et al., 2004)。由于铀及其子体会衰变产生 α 和 β 射线, 因而会增加患骨癌和肺癌的风险(Carvalho et al., 2005)。可见, 常年暴露在铀污染的环境中会增加人体患癌的几率(Carvalho et al., 2005; Gavrilesco et al., 2009)。铀在地表的平均浓度为 $2.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Taylor, 1964), 因此对于被铀污染的土壤必须进行修复(Gatzweiller and Hagen, 1995; Ahearne, 1997; Duquene et al., 2006)。

传统的修复铀污染土壤的方法有物理和化学方法(Abdelouas et al., 1999; Suzuki and Banfield, 1999; Gavrilesco et al., 2009)。这些方法最大的弊病是价格昂贵和污染物去除不彻底, 易导致二次污染。例如Mason等(1997)采用淋洗法用 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NaHCO}_3$ 处理被铀污染的土壤, 有效率为75%–90%。Salt等(1998)曾用硫酸和柠檬酸等作淋洗剂处理被

收稿日期: 2010-10-20; 接受日期: 2011-03-21

基金项目: 国家自然科学基金(No.10776021)

* 通讯作者。E-mail: xiachqin@163.com

铀污染的土壤。上述修复方法均使用了无机或有机试剂,对环境有一定的影响。其它方法如客土法、原位覆盖、土壤气体抽取(soil vapor extraction)、吸附固定法(solidification/stabilization)、氧化、电动分离、生物还原法和络合物浸提法等(Kauffman et al., 1986; Lageman, 1993; Brewster and Passmore, 1994; Suzuki and Banfield, 1999; Knox et al., 2003; AbdEl-Sabour, 2007; Gavrilescu et al., 2009)也都存在价格昂贵、需要专门设备和技术人员、修复不彻底及易造成二次污染等弊端。植物修复技术不仅安全环保、价格低廉、简单方便,而且易于被公众接受,因此有望成为修复铀污染土壤的一种有效方法(Shahandeh et al., 2001)。植物修复技术(phytoremediation)(Salt et al., 1998; 罗春玲和沈振国, 2003)是一项新兴的环境治理技术,它通过绿色植物来固定、吸收、转移、转化和降解污染物,使之变为对环境无害的物质或将污染物加以回收利用。植物修复技术的基础和关键是找到理想的超富集植物。迄今为止,仅发现了一些对铀富集较好的植物,如向日葵(*Helianthus annuus*)和印度芥菜(*Brassica juncea*)等,铀超富集植物尚未见报道(Huang et al., 1998; Vandenhove et al., 2001; Shahandeh and Hossner, 2002; Chang et al., 2005; Chao et al., 2006; Vera et al., 2009)。本实验模拟铀污染的土壤,选取多年生和一年生植物对其进行一次和二次修复。本研究解决以下几个问题: (1) 初步筛选对铀有较好富集作用的植物; (2) 研究添加剂如何影响植物修复铀污染的土壤; (3) 研究土壤中铀的形态对修复铀污染土壤的影响,以期植物修复铀污染土壤的实施提供理论基础和技术支持。

1 材料与方 法

1.1 实验材料

1.1.1 供试植物

第1次修复采用的植物包括诸葛菜(*Orychopragmus violaceus* (L.) O.E. Schulz)、吊兰(*Chlorophytum comosum* (Thunb.) Baker)、四川沿阶草(*Ophiopogon szechuanensis* Wang et Tang)、麦冬(*Ophiopogon japonicus* (L.f.) Ker-Gawl.)、美人蕉(*Canna indica* L.)、扁竹兰(*Iris confusa* Sealy)和艾蒿(*Artem-*

isia lavandulaefolia DC.)(其植株均从四川大学花圃移栽)等,除上述植物外的其它植物的种子购于成都市种子市场,植物种名见表1。

第2次修复采用的植物包括:吊兰、麦冬、艾蒿和四季豆(*Phaseolus vulgaris* var. *humilis* Alef.)。吊兰隶属百合科吊兰属,为常绿宿根草本。其适应性强、较耐旱并耐弱光。吊兰具有生命力强和环境竞争力强的特点,对重金属具有较好的耐受性和积累特性,已有将吊兰用于富集土壤中镉的报道(王友保等, 2010)。

麦冬为百合科药用植物。麦冬喜温暖湿润,较耐寒,在 -10°C 下仍可存活。已有利用麦冬吸附水中铬的报道(夏红霞和朱启红, 2010)。

艾蒿隶属菊科艾属,为多年生草本植物,其生物量较大,在我国广泛分布。徐华伟等(2009)的研究发现,在复合污染条件下,艾蒿对Pb的吸收超过 $1.00\times 10^3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。由于其生物量较大且生长速度快,因此具备超富集植物的特征和潜能。

四季豆为豆科一年生缠绕草本植物,根系较发达,生长迅速。四季豆对日照要求不严,只需满足温

表1 供试植物种名

Table 1 Plant species used in the study

Family	No.	Plant species	
Brassicaceae	01	<i>Raphanus sativus</i>	
	02	<i>Brassica pekinensis</i>	
	03	<i>Orychopragmus violaceus</i>	
	04	<i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i>	
	05	<i>Raphanus sativus</i> var. <i>sativus</i>	
	Compositae	06	<i>Lactuca dolichophylla</i>
		07	<i>Ixeris polycephala</i>
		08	<i>Chrysanthemum cornarium</i>
		09	<i>Lactuca sativa</i> var. <i>angustata</i>
		10	<i>Gynura cusimbua</i>
		11	<i>Artemisia lavandulaefolia</i>
Leguminosae	12	<i>Phaseolus vulgaris</i> var. <i>humilis</i>	
	13	<i>Medicago sativa</i>	
Liliaceae	14	<i>Chlorophytum comosum</i>	
	15	<i>Ophiopogon szechuanensis</i>	
	16	<i>Ophiopogon japonicus</i>	
Convolvulaceae	17	<i>Ipomoea aquatica</i>	
Cannaceae	18	<i>Canna indica</i>	
Gramineae	19	<i>Lolium perenne</i>	
Iridaceae	20	<i>Iris confusa</i>	

度和水分条件, 一年可种多季。

1.1.2 供试土壤

1.1.2.1 第1次植物修复的土壤

采集四川大学花圃的表层土(0–20 cm), 自然风干, 研磨后过2 mm的筛。土壤基本理化性质的测定参照文献(鲁如坤, 2000)所述方法, 结果见表2。

1.1.2.2 第2次植物修复土壤的理化性质及土壤处理

第2次植物修复土壤使用的是第1次修复后的含铀土壤, 自然风干并和匀, 研磨后过2 mm的筛。土壤的基本理化性质见表3。第2次植物修复的土壤分为空白组、鸡粪组和海藻肥组, 空白组不添加任何土壤改良剂, 鸡粪组土壤中加入2.5 g·kg⁻¹的鸡粪肥(1 000 g土壤加入2.5 g鸡粪肥), 海藻肥组土壤中加入2.5 g·kg⁻¹的海藻肥, 并搅拌均匀。

1.2 植物培养、给土壤施加铀和植物采集

1.2.1 第1次植物修复时植物培养、给土壤施加铀和植物采集

将植物种植在室外自然条件下, 每盆(规格 ϕ 25 cm × 20 cm)装供试土壤2.00 kg, 将基肥(0.33 g·kg⁻¹尿素、0.16 g·kg⁻¹KCl和0.29 g·kg⁻¹KH₂PO₄)施加到土壤中, 搅拌均匀, 浇水平衡2天后播种, 保持土壤湿润。待幼苗生长3周后间苗, 每盆保留长势均匀的3棵植株, 确定所留植物成活后, 将UO₂(NO₃)₂·6H₂O溶液(用KOH调pH至5.0–5.5)均匀喷洒入土壤中(Shahandeh and Hossner, 2002)。使土壤中铀的浓度为100 mg·kg⁻¹。每组实验重复3次, 植物在含铀土壤中生长45天后收割。

待植物生长到设计时间后, 将地上部(地表1 cm以上)和地下部分开收割。收割样品用去离子水洗涤3次, 滤纸擦干, 称其鲜重, 然后在烘箱中110°C杀青2小时, 70°C烘至恒重(48小时), 称重, 研磨粉碎, 放入干燥器中备用。

1.2.2 第2次植物修复时的植物培养

将植物种植在室外自然条件下, 每盆(规格 ϕ 25 cm × 20 cm)装含100 mg·kg⁻¹铀的土壤2.0 kg, 将基肥(0.33 g·kg⁻¹尿素、0.16 g·kg⁻¹KCl和0.29 g·kg⁻¹KH₂PO₄)施加到土壤中, 搅拌均匀, 浇水平衡2天。将一年生植物四季豆种子直接播种在花盆的含铀土壤中, 保持土壤湿润, 待幼苗生长3周后间苗, 每盆保留长势均匀的3棵植株。每组实验重复3次, 选取长势相近的植株作为对照组。多年生植物吊兰、麦冬和艾蒿直接从学校花圃中移栽大小相近的幼苗。植物在含铀土壤中生长45天后收割。其余步骤与第1次植物修复相同。

1.3 植物样品的消解处理与分析

植物样品的消解处理参照顾培等(2007)和陈素兰等(2006)所述方法。准确称量植物样品500 mg置于坩埚中, 于马弗炉中300°C碳化2小时, 然后600°C灰化6小时, 冷却后用硝酸/双氧水(2:1, v/v)混合液22.5 mL浸泡植物样品3小时, 然后在电热板上100°C蒸发近干(白烟赶尽), 冷却后用2%的硝酸浸泡2小时并过滤, 用去离子水定容至25 mL。过CL-TBP树脂去掉其它杂质离子, 然后再用ICP-AES测定铀的含量。通过一系列实验表明, 在 $\lambda_0=385.958$ nm处, 射频频率为

表2 第1次植物修复土壤的理化性质(平均值±标准差, n=3)

Table 2 Main characteristics of the soils used for first phytoremediation (means ± SD, n=3)

pH	Organic matter (mg·g ⁻¹)	Humic acid (mg·g ⁻¹)	Na ⁺ (mg·kg ⁻¹)	Al ³⁺ (mg·kg ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg·kg ⁻¹)	Fe ³⁺ (mg·kg ⁻¹)	K ⁺ (mg·kg ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg·kg ⁻¹)
6.90±0.10	10.93±0.31	1.40±0.05	437±9	8 177±132	6 665±95	235±6	3 972±84	4 782±106

表3 第2次植物修复土壤的理化性质(平均值±标准差, n=3)

Table 3 Main characteristics of the soils used for second phytoremediation (means ± SD, n=3)

pH	Organic matter (mg·g ⁻¹)	Humic acid (mg·g ⁻¹)	Na ⁺ (mg·kg ⁻¹)	Al ³⁺ (mg·kg ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg·kg ⁻¹)	Fe ³⁺ (mg·kg ⁻¹)	K ⁺ (mg·kg ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg·kg ⁻¹)
6.40±0.10	11.24±0.23	1.29±0.07	453±6	7 822±98	6 165±89	245±8	3 621±69	4 546±120

1 150 W, 辅助气流量为 $0.5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, 雾化压力为 186.16 kPa , 蠕动泵转速为 $110 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ (即溶液提升量为 $2.035 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$)时, 谱线强度最大。选用2%的硝酸作为溶液介质配制一系列铀标准溶液, 并浸取消解后植物中的铀(郭雷等, 1984; 刘先国等, 1997; 任向英等, 2007; 吴涛等, 2007)。检测上限为 $0.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 检出下限为 $0.18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 相对标准偏差(relative standard deviation, RSD)为0.81%。

1.4 螯合剂的施加

当植物在含铀土壤中生长到设计时间45天的前7天时(Huang et al., 1998; Vandenhove and Van Hees, 2004), 施加螯合剂柠檬酸($20 \text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)。施加方法参照Vandenhove和van Hees(2004)所述方法。螯合剂按照处理浓度配成溶液, 均匀施入花盆土壤中。施加螯合剂后, 每天用水浇灌植物, 保持土壤湿润, 并定时在植物叶面上喷施氮肥(NH_4NO_3)、钾肥(KCl)和磷肥(KH_2PO_4)(Shahandeh and Hossner, 2002)。

1.5 数据分析

使用SPSS 18.0软件进行数据分析, 各组数据用平均值 \pm 标准差表示, 用 t 检验进行统计, 应用OriginPro 8.5软件作图。

2 结果与讨论

2.1 第1次修复时不同种植物地上部和根部铀的富集浓度

第1次修复时植物地上部和根部富集铀的浓度见图1。四季香油麦菜(*Lactuca dolichophylla*)的地上部富集铀浓度最高, 为 $1.67\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其次为四川沿阶草($743 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、四季豆($515 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、扁竹兰($490 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和吊兰($377 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 艾蒿地上部富集铀的浓度为 $268 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 高于Shahandeh等(2001)报道的在铀污染浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的条件下生长7–8周的22种植物中, 地上部铀富集浓度最高的向日葵($24.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和印度芥菜($21.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 且高于在铀污染浓度为 $600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 条件下向日葵地上部富集铀的最大浓度($102 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 但低于Huang等(1998)报道的印度芥菜在铀污染浓度为 $750 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 条件下,

收割前7天施加柠檬酸后地上部铀的富集浓度($5.00\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。

根部富集铀浓度最高的是红萝卜(*Raphanus sativus* var. *sativus*)($2.74\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 其次是吊兰($2.15\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、四季豆($1.99\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、空心菜(*Ipomoea aquatica*)($1.67\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、四川沿阶草($1.60\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、扁竹兰($1.32\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和美人蕉($1.30\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。均高于Shahandeh等(2001)报道的在铀污染浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的条件下生长的22种植物中, 根部富集铀浓度最高的向日葵($810 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 但低于在铀污染浓度为 $600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 条件下向日葵根部富集铀的浓度($6.20\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 也低于Chang等(2005)报道的用螯合剂柠檬酸强化植物修复效果最好的加拿大油菜(*Brassica napus* var. *napus*)($3.50\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。

铀的超富集植物不仅要求其对铀有较好的富集效果, 而且还应该对铀具有较强的耐受性, 在较高的铀浓度条件下不会出现明显的毒害现象。此外, 对土壤中共存的其它重金属也应有较强的耐受能力, 且生物量要大。鉴于上述要求, 我们选择了四季豆、麦冬、吊兰和艾蒿为第2次修复植物, 这4种植物对铀的富集效果较好, 且易于生长。其中, 后3种是多年生植物, 一年四季都可用于修复土壤, 可以缩短修复时间, 更利于实际应用。四季香油麦菜植株的生物量较小, 较难在铀污染土壤中成活, 因而有待进一步改进。

2.2 第2次修复

2.2.1 不同种植物地上部和根部富集铀的浓度

在第1次修复后的土壤上面再种植植物进行第2次修复。第2次修复时, 植物地上部和根部富集铀的浓度见图2。四季香油麦菜在该土壤中生长一段时间后随即死亡, 其它4种植物地上部富集铀浓度最高的是吊兰($89.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 其次是麦冬($84.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 四季豆和艾蒿地上部富集铀的浓度分别为 $78.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $63.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 高于聂小琴等(2010)报道的在某铀尾矿库附近生长的14种植物中对铀富集效果最好的碎米莎草(*Cyperus iria*)($36.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。

第2次修复时, 4种植物根部富集铀浓度最高的是吊兰($618 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 其次是四季豆和麦冬, 分别为 $363 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $342 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 艾蒿最小, 仅为 $82.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

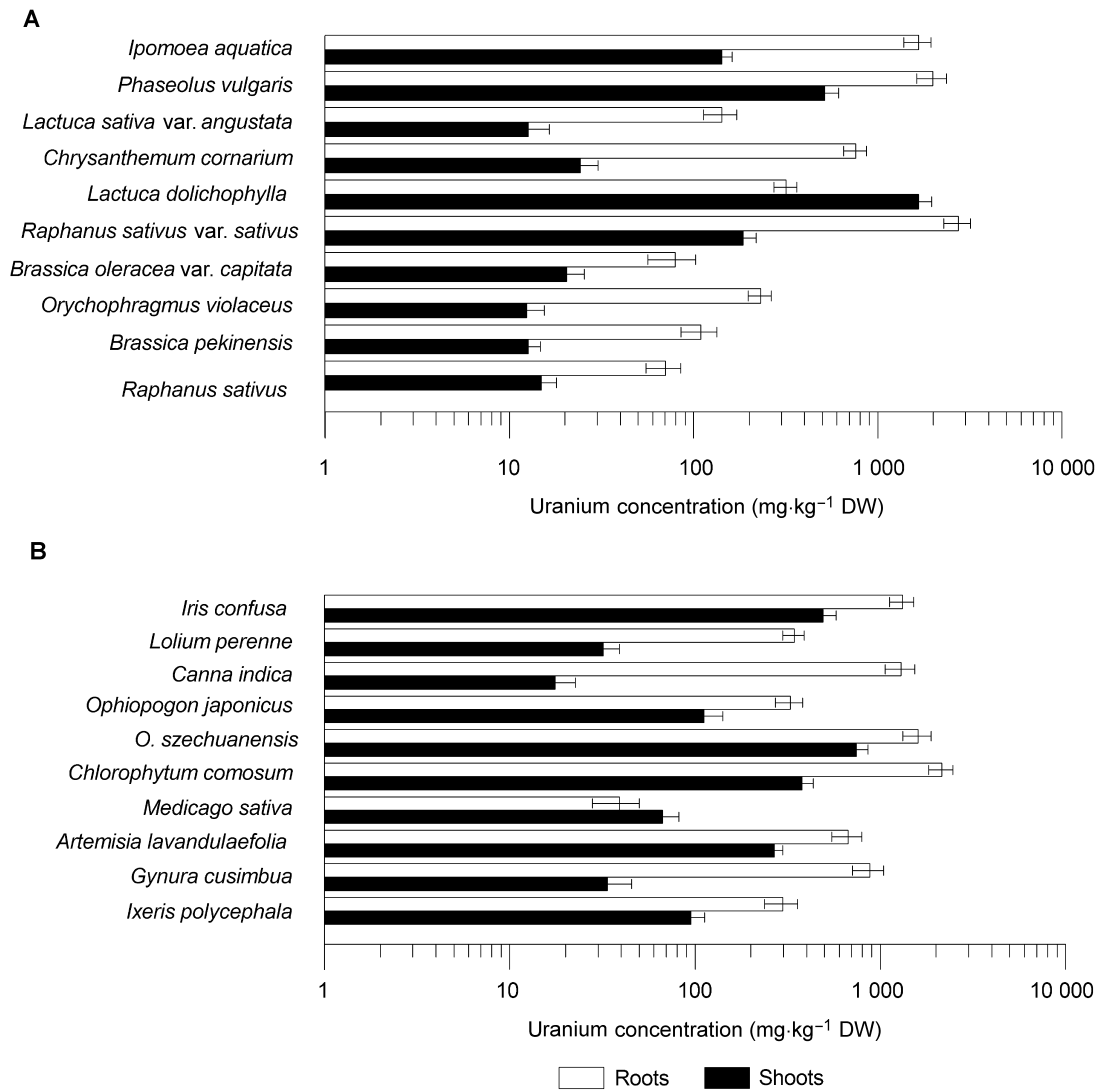


图1 一年生和二年生(A)及多年生(B)植物第1次修复地上部和根部富集铀的浓度(平均值±标准差, n=3)

Figure 1 Uranium concentration in roots and shoots of annual, biennial (A) and perennial (B) plants in the first phytoremediation (means±SD, n=3)

kg⁻¹,但仍高于聂小琴等(2010)报道的根部富集铀浓度最高的金毛狗(*Cibotium barometz*)(21.3 mg·kg⁻¹)。

2.2.2 不同种植物地上部和根部铀的提取量

图3显示的是第2次修复时植物地上部、根部及总的铀提取量。地上部每盆铀提取量最多的是四季豆(466 μg·pot⁻¹),其次是吊兰(176 μg·pot⁻¹)。而根部每盆铀提取量最多的是麦冬(866 μg·pot⁻¹),其次是吊兰(677

μg·pot⁻¹)。每盆总(地上部和根部)提取量最多的是麦冬(1.04×10³ μg·pot⁻¹),其次是吊兰(853 μg·pot⁻¹)。

2.2.3 不同种植物的生物富集系数和转移系数

第2次修复时,4种植物的生物富集系数和转移系数见表4。在不加任何添加剂时,它们的转移系数都小于1,都不是超积累植物,转移系数最大的是艾蒿(0.77),其次是麦冬(0.25);地上部生物富集系数最高的是吊

兰(0.89), 其次是麦冬(0.84), 也都小于1, 说明4种植物在不添加任何螯合剂或者土壤改良剂时其地上部富集铀的效果都不是很好。根部生物富集系数最高的

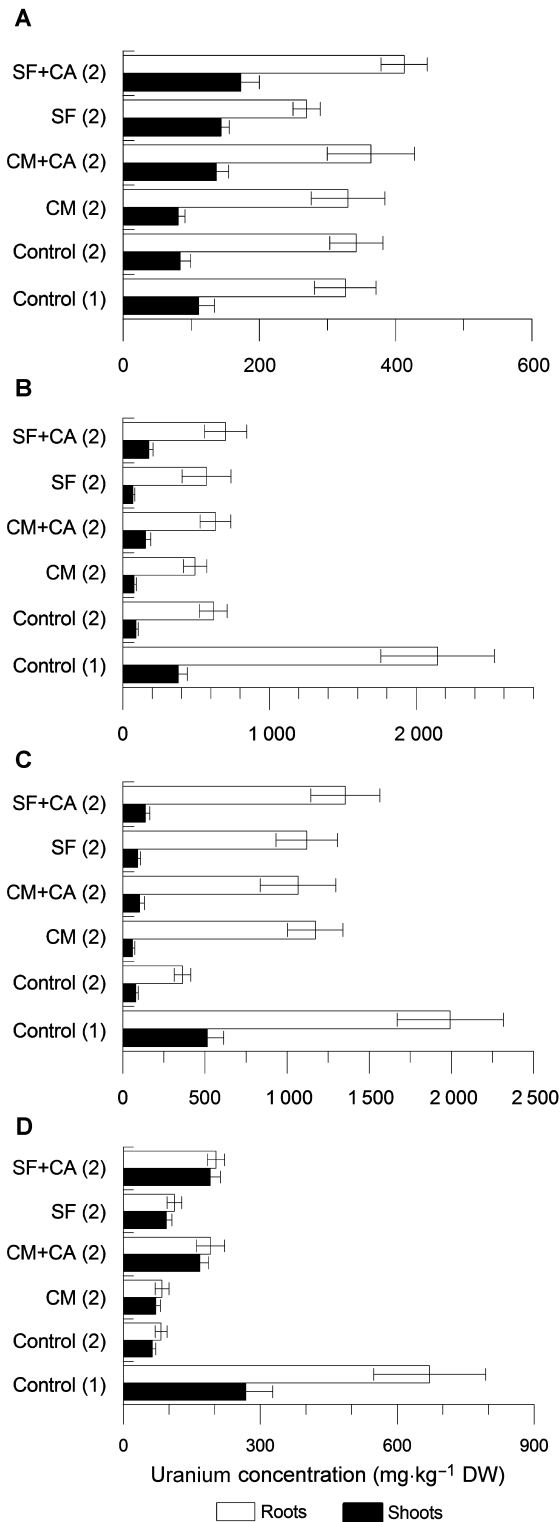
是吊兰(6.18), 其次是四季豆(3.63), 说明根部可富集较多的铀。

2.2.4 土壤改良剂对第2次修复植物地上部和根部铀富集浓度的影响

选择鸡粪肥、海藻肥和柠檬酸作为添加剂研究其对修复土壤中铀的影响, 结果见图2。添加鸡粪肥之后, 3种植物(吊兰、麦冬和四季豆)地上部富集铀的浓度都降低了, 仅艾蒿相对空白组差别不大, 说明鸡粪肥对地上部铀的富集起抑制作用。Wei等(2010)报道, 施加鸡粪肥后, 与空白组相比, 龙葵(*Solanum nigrum*)地上部富集铀的浓度减少了。另外, Jahiruddin等(1985)发现牛粪肥可降低重金属的生物有效性。但在鸡粪肥中添加柠檬酸之后, 4种植物地上部铀的富集浓度均增加1-2倍, 说明柠檬酸可有效促进铀从根部向地上部的转移。

添加海藻肥之后, 四季豆、麦冬和艾蒿的地上部富集铀的浓度均有所提高, 特别是麦冬, 其地上部富集铀的浓度从84.0 mg·kg⁻¹上升为144 mg·kg⁻¹。吊兰地上部富集铀的浓度与空白组相比则差别不大, 说明海藻肥与鸡粪肥不同, 能够适当的促进铀从根部向地上部的转移。在海藻肥中添加柠檬酸之后, 4种植物的地上部富集铀的浓度也都增加1-2倍, 再次说明柠檬酸可有效促进铀从根部向地上部的转移。

对于植物根部, 添加鸡粪肥之后, 四季豆和艾蒿的铀富集浓度增加了, 四季豆的铀富集浓度从363



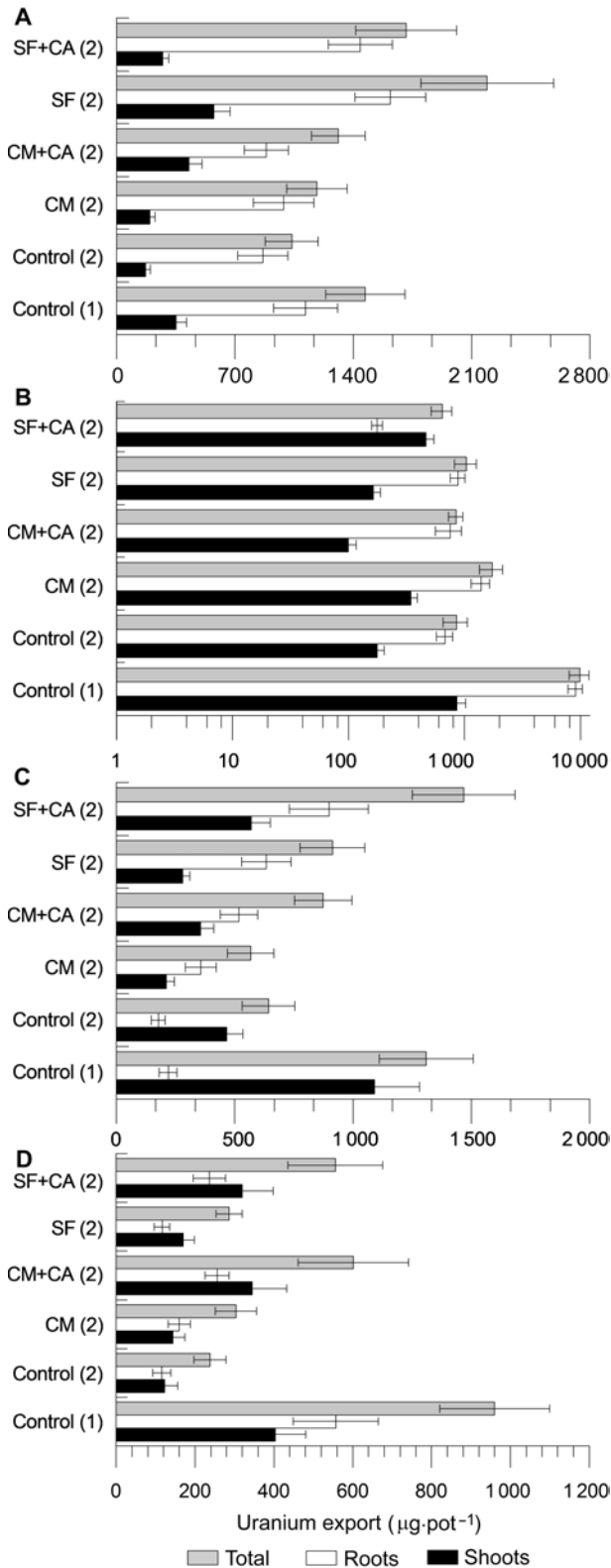
←
图2 4种植物在第1次和第2次修复时地上部和根部富集铀的浓度(平均值±标准差, n=3)

(A) 麦冬; (B) 吊兰; (C) 四季豆; (D) 艾蒿
SF: 海藻肥(2.5 g·kg⁻¹); CA: 柠檬酸(20 mmol·kg⁻¹); CM: 鸡粪肥(2.5 g·kg⁻¹); (1): 第1次修复; (2): 第2次修复

Figure 2 Uranium concentration in roots and shoots of four plants in the first and second phyto remediation (means±SD, n=3)

(A) *Ophiopogon japonicus*; (B) *Chlorophytum comosum*; (C) *Phaseolus vulgaris*; (D) *Artemisia lavandulaefolia*
SF: Seaweed fertilizer (2.5 g·kg⁻¹); CA: Citric acid (20 mmol·kg⁻¹); CM: Chicken manure (2.5 g·kg⁻¹); (1): The first phyto remediation; (2): The second phyto remediation

mg·kg⁻¹增加到1.17×10³ mg·kg⁻¹, 艾蒿的增幅很小。但麦冬和吊兰的根部铀富集浓度下降, 特别是吊兰,



从618 mg·kg⁻¹下降到492 mg·kg⁻¹, 麦冬的下降幅度较小。在鸡粪肥中添加柠檬酸之后, 仅四季豆的鸡粪肥+柠檬酸组根部铀富集浓度稍有减小, 其余植物都有所增加, 特别是艾蒿, 增加了近2倍, 说明柠檬酸也能促进大多数植物根部铀的富集。

施加海藻肥后, 3种植物(四季豆、麦冬和艾蒿)根部富集铀的浓度都有增加, 特别是四季豆, 从363 mg·kg⁻¹增大到1.12×10³ mg·kg⁻¹, 麦冬和艾蒿的增幅不大, 吊兰根部铀的富集浓度没有变化。说明海藻肥能够适当地促进大部分植物根部铀的富集。在海藻肥中添加柠檬酸之后, 仅四季豆的根部铀富集浓度稍有减少, 其余3种植物都有增加, 特别是艾蒿, 增加了近2倍, 进一步证明柠檬酸能够促进植物根部铀的富集。

2.2.5 土壤改良剂对第2次修复植物铀提取量的影响

从图3可以看出, 添加鸡粪肥之后, 与空白组相比, 麦冬、艾蒿和吊兰的地上部每盆铀提取量都增加了, 特别是吊兰, 从176 µg·pot⁻¹升高到345 µg·pot⁻¹, 增加近2倍。添加鸡粪肥后, 4种植物的根部每盆铀提取量也都增加了, 吊兰和四季豆均增加了近2倍, 分别从677 µg·pot⁻¹和177 µg·pot⁻¹上升到1.39×10³ µg·pot⁻¹和357 µg·pot⁻¹。每盆铀提取总量, 与空白组相比, 除四季豆添加鸡粪肥组无显著差异外, 其余各组都有一定程度的增加, 增幅最大的是吊兰, 从853 µg·pot⁻¹上升到1.74×10³ µg·pot⁻¹。前面讨论到鸡粪肥对植物富集铀的促进作用不大, 甚至起阻碍作用, 但却使麦冬、艾蒿和吊兰3种植物地上部每盆铀提取量(相对空白组)增加了, 主要是因为鸡粪肥的添加,

图3 4种植物在第1次和第2次修复时每盆植物地上部和根部以及每盆植物富集铀的总量(平均值±标准差, n=3)

(A) 麦冬; (B) 吊兰; (C) 四季豆; (D) 艾蒿
SF、CA、CM、(1)和(2)同图2。

Figure 3 Uranium export in shoots, roots and total of a pot of plant of four plants in the first and second phytoremediation (means±SD, n=3)

(A) *Ophiopogon japonicus*; (B) *Chlorophytum comosum*; (C) *Phaseolus vulgaris*; (D) *Artemisia lavandulaefolia*
SF, CA, CM, (1) and (2) see Figure 2.

表4 麦冬、吊兰、四季豆和艾蒿的生物富集系数(BFS)及转移系数(TFS)(平均值±标准差, n=3)**Table 4** Bioaccumulation factors (BFS) and translocation factors (TFS) for *Ophiopogon japonicus*, *Chlorophytum comosum*, *Phaseolus vulgaris* and *Artemisia lavandulaefolia* (means±SD, n=3)

Plants	Remediation times	Amendments	TFS	BFS (shoots)	BFS (roots)
<i>Ophiopogon japonicus</i>	The first	Control	0.34±0.06	1.11±0.32	3.27±0.89
		The second	Control	0.25±0.08	0.84±0.21
	The second	CM	0.24±0.05	0.81±0.24	3.30±1.23
		CM+CA	0.38±0.09	1.37±0.38	3.64±1.07
		SF	0.53±0.08	1.44±0.33	2.69±0.97
		SF+CA	0.42±0.10	1.73±0.27	4.13±1.32
<i>Chlorophytum comosum</i>	The first	Control	0.18±0.04	3.77±0.95	21.50±5.44
		The second	Control	0.14±0.03	0.89±0.09
	The second	CM	0.16±0.03	0.76±0.18	4.92±1.48
		CM+CA	0.24±0.05	1.55±0.40	6.32±1.12
		SF	0.12±0.03	0.68±0.15	5.71±1.04
		SF+CA	0.25±0.04	1.76±0.33	7.01±1.37
<i>Phaseolus vulgaris</i>	The first	Control	0.26±0.06	5.15±1.68	19.90±5.48
		The second	Control	0.22±0.04	0.78±0.10
	The second	CM	0.05±0.02	0.59±0.09	11.70±3.90
		CM+CA	0.10±0.03	1.02±0.27	10.70±2.57
		SF	0.08±0.01	0.89±0.11	11.20±3.38
		SF+CA	0.10±0.03	1.37±0.26	13.50±2.97
<i>Artemisia lavandulaefolia</i>	The first	Control	0.40±0.10	2.68±0.48	6.71±2.01
		The second	Control	0.77±0.16	0.63±0.14
	The second	CM	0.84±0.25	0.71±0.23	0.84±0.16
		CM+CA	0.88±0.19	1.68±0.37	1.91±0.41
		SF	0.84±0.23	0.94±0.21	1.12±0.20
		SF+CA	0.94±0.16	1.90±0.28	2.03±0.35

CM、CA和SF同图2。BFS: 生物富集系数($[U]_{\text{plants}}/[U]_{\text{soils}}$); TFS: 转移系数($[U]_{\text{shoots}}/[U]_{\text{roots}}$); $[U]_{\text{soils}}=100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

CM, CA and SF see Figure 2. BFS: Bioaccumulation factors ($[U]_{\text{plants}}/[U]_{\text{soils}}$); TFS: Translocation factors ($[U]_{\text{shoots}}/[U]_{\text{roots}}$); $[U]_{\text{soils}}=100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

使植株的生物量增加,进而增加了铀的提取总量。在鸡粪肥中添加柠檬酸之后,麦冬、艾蒿和四季豆的地上部与根部铀富集量均有增加,说明柠檬酸有助于植物对铀的富集。但吊兰在添加柠檬酸之后,其地上部和根部铀的提取量均减少了,说明柠檬酸不利于吊兰对铀的吸收。

添加海藻肥后,麦冬地上部每盆铀提取量与空白组相比增加了3倍多,从 $171 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 上升到 $574 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$;根部每盆铀提取量增加了1倍,从 $866 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 增加到 $1.62\times 10^3 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$;每盆铀提取总量增加了1倍,从 $1.04\times 10^3 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 上升到 $2.20\times 10^3 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 。吊兰的地上部每盆铀提取量稍有减少,根部每盆铀提取量增加,每盆铀提取总量也有一定程度

的增加,从 $853 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 升高到 $1.04\times 10^3 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 。四季豆地上部每盆铀提取量减少了近一半,但根部每盆铀提取量增加了3倍多,从 $177 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 上升到 $633 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$,每盆铀提取总量从 $643 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 增加到 $913 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 。艾蒿地上部每盆铀提取量有所增加,从 $122 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 增加到 $170 \mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$,根部每盆铀提取量则没有明显变化,每盆铀提取总量有少量增加。实验证明海藻肥能够普遍提高植株对铀的提取总量,对提高修复效果有一定的促进作用。在海藻肥中添加柠檬酸之后,艾蒿、吊兰和四季豆地上部和根部每盆铀提取量都有一定程度的增加;但麦冬在添加柠檬酸之后,其根部和地上部铀提取量都减少了,说明柠檬酸对麦冬的正常生长产生了一定的影响。

表5 第2次修复土壤中铀的形态(平均值±标准差, n=3)

Table 5 Uranium fractionation in the soils of second phytoremediation (means±SD, n=3)

U fractionation	Exch	Carb	Fe/MnOx	Organ	Reside
Percentage (%)	13.4±1.5	33.9±4.2	8.60±1.1	28.0±3.1	16.1±1.4

2.2.6 土壤改良剂对第2次修复的生物富集系数和转移系数的影响

表4结果显示, 添加鸡粪肥、海藻肥和柠檬酸后, 除四季豆的转移系数降低外, 其余3种植物的转移系数都明显增加。说明添加剂有助于铀从大多数植物的根部向地上部迁移。

除添加鸡粪肥组植物的地上部生物富集系数降低外, 其余各组的都增加。说明添加剂——海藻肥和柠檬酸都有助于植物地上部对铀的富集。添加鸡粪肥组中, 除四季豆的根部生物富集系数升高外, 其余3种植物都下降了, 而添加柠檬酸组和海藻肥组植物的根部生物富集系数均增加了, 说明添加剂柠檬酸和海藻肥有利于植物根部对铀的吸收。

2.3 第1次修复与第2次修复的比较

2.3.1 土壤中铀形态的对比分析

第1次修复时, 铀是以 $UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ 的水溶液形式施加到土壤中的, 因此铀在土壤中主要以铀酰根形式的离子态存在。而第2次修复的土壤, 经过2年存放, 土壤中的铀已经与土壤充分接触并混合, 铀在土壤中的形态已经发生了变化。土壤中铀的形态分析参照 Tessier等(1979)所述方法进行。结果见表5, 铀在土壤中的形态大致分为5种, 即可交换态、碳酸盐态、铁锰氧化态、有机结合态及残余态。

一般来说, 植物可利用的是可交换态的铀和碳酸盐结合态的铀。由表5可知, 可交换态的铀和碳酸盐结合态的铀仅占总量的47.3%, 故植物可以吸收利用的铀的含量相对于第1次修复大幅减少, 这会对植物修复产生很大的影响, 同时这也是第2次修复的整体效果差于第1次的原因之一。

2.3.2 植物地上部和根部铀的富集浓度比较

由于第2次修复土壤中铀的形态与第1次修复时存在差异, 造成第2次修复比第1次修复的整体难度增加。与第1次修复相比, 除麦冬第2次修复空白组的地上部和根部铀的富集浓度变化不大外, 其余3种植物都

有很大程度的减少, 说明铀在土壤中的形态变化和植物种类的差异对植物富集铀产生了非常重要的影响。但麦冬第2次修复地上部和根部铀的富集浓度比第1次修复稍有增加, 具体原因有待进一步研究。

2.3.3 修复植物地上部和根部铀提取量的比较

第1次修复和第2次修复植物地上部和根部铀的提取量比较见图3。从图3可以看出, 与第1次修复相比, 麦冬第2次修复的鸡粪肥+柠檬酸组和海藻肥组的地上部铀的提取量更高, 第1次修复麦冬地上部铀的提取量为 $353 \mu g \cdot pot^{-1}$, 第2次修复则分别为 $426 \mu g \cdot pot^{-1}$ (鸡粪肥+柠檬酸组)和 $574 \mu g \cdot pot^{-1}$ (海藻肥组)。其余植物的地上部铀提取量第2次修复均比第1次修复时低。说明麦冬可以作为潜在的修复植物。

植物根部铀提取量中, 艾蒿和吊兰第2次修复的根部铀提取量均比第1次修复时低。麦冬第2次修复的海藻肥组及海藻肥+柠檬酸组的根部铀提取量比第1次修复时高, 其余各组均比第1次修复时低; 四季豆则除了第2次修复的空白组比第1次修复时低外, 其余各组均比第1次修复时高。

每盆的铀提取总量则是艾蒿和吊兰的第1次修复远高于第2次修复; 麦冬在第2次修复时, 其海藻肥组和海藻肥+柠檬酸组比第1次修复时高; 而四季豆只有海藻肥+柠檬酸组比第1次修复时高, 其余各组均比第1次修复时低。说明大多数植物第2次修复的生物提取量均比第1次修复时低, 只有麦冬的生物提取量有所增加。麦冬可以作为潜在的铀富集植物。

2.3.4 生物富集系数和转移系数的比较

表4显示两次修复4种植物的生物富集系数和转移系数。在麦冬的第2次修复中, 柠檬酸+鸡粪肥组、柠檬酸+海藻肥组及海藻肥组的转移系数和地上部富集系数均大于第1次修复, 而麦冬的根部富集系数仅有海藻肥组小于第1次修复, 其余各组均比第1次修复大。

吊兰的第2次修复中, 除柠檬酸+鸡粪肥组及柠檬酸+海藻肥组的转移系数比第1次修复时大外, 其

余各组均小于第1次修复。

四季豆各处理组第2次修复的转移系数和生物富集系数均比第1次修复时小。

艾蒿各处理组第2次修复的转移系数均比第1次修复时大, 而生物富集系数则均小于第1次修复。

第2次修复的空白组中, 除麦冬的根部富集系数和艾蒿的转移系数比第1次修复大外, 其余与第1次修复相比均有一定程度的下降, 特别是艾蒿的根部富集系数下降了近6倍。总体来说, 第2次修复的生物富集系数和转移系数相对于第1次修复均有所减少。而添加柠檬酸可以适当提高第2次修复的转移系数和生物富集系数。

3 结论

通过以上实验我们得出以下结论。(1) 通过实验模拟铀污染土壤(铀浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 选取分属8个科的20种植物进行第1次修复, 发现四季香油麦菜的地上部铀富集浓度高达 $1.67\times 10^3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 一些多年生植物, 如四川沿阶草、扁竹兰、吊兰、麦冬和艾蒿, 地上部富集铀的浓度也都超过 $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。(2) 我们选择了四季豆、艾蒿、吊兰和麦冬进行第2次修复, 结果发现四季豆、艾蒿和吊兰的修复效果比第1次修复有很大程度的降低, 而麦冬的第2次修复与第1次修复相比差别不大。从第2次修复实验的结果看, 麦冬地上部铀的富集浓度以及生物提取量均是这4种植物中最高的, 可以作为潜在的修复植物。(3) 为了提高第2次修复的效果, 我们施加了添加剂, 如鸡粪肥、海藻肥和柠檬酸, 发现鸡粪肥一般会减少植物富集铀的浓度, 但会使生物提取量增多; 海藻肥一般会提高植物富集铀的浓度及总的提取量增加; 柠檬酸则可以提高植物富集铀的浓度。(4) 通过对比两次修复效果, 我们发现第1次修复和第2次修复土壤中铀的形态不同, 第1次修复土壤中的铀主要以铀酰离子的形式存在, 该形态的铀容易被植物吸收; 而第2次修复土壤中的铀形态中只有47.3%处于植物可利用的状态, 这导致了第2次修复的效果相对第1次修复有了较大的下降; 但麦冬第2次修复与第1次修复的差距不大, 具体原因有待进一步研究。因此选择适当的植物种类、合适的土壤改良剂以及其它手段将土壤中的铀尽可能转变成植物可吸收的有效态, 是植物修复铀污染土壤并

应用于工程实践的关键。

参考文献

- 陈素兰, 胡冠九, 陈波, 王霞 (2006). 微波消解ICP-AES法测定土壤及底泥等中常量及微量元素. *干旱环境监测* **20**, 69–72.
- 顾培, 巩万合, 陈荣府, 王火焰, 沈仁芳, 徐小华 (2007). 普通消解与微波消解分析植物样品中Al等元素的方法比较. *土壤通报* **38**, 616–618.
- 郭雷, 方肇伦, 于学敏 (1984). 植物组织灰分中常量、微量及痕量元素的电感耦合等离子体发射光谱分析. *光谱学与光谱分析* **4**, 56–61.
- 刘先国, 杨问华, 方金东, 王得, 舒朝滨 (1997). 电感耦合等离子体发射光谱法直接测定地质试样中铀. *岩矿测试* **16**, 296–298.
- 鲁如坤 (2000). 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社. pp. 9–30.
- 罗春玲, 沈振国 (2003). 植物对重金属的吸收和分布. *植物学通报* **20**, 59–66.
- 聂小琴, 丁德馨, 李广悦, 高斌, 吴彦琼, 胡南, 刘玉龙 (2010). 某铀尾矿库土壤核素污染与优势植物累积特征. *环境科学研究* **23**, 719–725.
- 任向英, 何乔桑, 孙培龙, 张东雷, 徐捷 (2007). ICP-AES法快速测定青菜中14种元素的含量. *化工时刊* **21**, 41–44.
- 王友保, 燕微蕾, 张旭情, 吴亭亭 (2010). 吊兰生长对土壤镉形态分布与含量的影响. *水土保持学报* **24**, 163–167.
- 吴涛, 康厚军, 张东 (2007). 水中铀的电感耦合等离子体发射光谱法测定. *分析测试学报* **26**, 845–846.
- 夏红霞, 朱启红 (2010). 麦冬处理水中Cr(VI)的研究. *安徽农业科学* **38**, 18264–18266.
- 徐华伟, 张仁陟, 谢永 (2009). 铅锌矿区先锋植物野艾蒿对重金属的吸收与富集特征. *农业环境科学学报* **28**, 1136–1141.
- Abdelouas A, Lutze W, Nuttall HE (1999). Uranium contamination in the subsurface: characterization and remediation. In: Burns PC, Finch R, eds. *Uranium: Mineralogy, Geochemistry and the Environment. Reviews in Mineralogy. Vol. 33.* Washington DC: Mineralogy Society of America. pp. 433–473.
- AbdEl-Sabour MF (2007). Remediation and bioremediation of uranium contaminated soils. *Electron J Environ Agric Food Chem* **5**, 2009–2023.
- Ahearne JF (1997). Radioactive waste: the size of the problem. *Phys Today* **6**, 24–29.

- Baca TE, Florkowski T** (2000). The Environmental Challenges of Nuclear Disarmament. Berlin: Springer-Verlag. pp. 139–148.
- Brewster MD, Passmore RJ** (1994). Use of electrochemical iron generation for removing heavy metals from contaminated groundwater. *Environ Prog* **13**, 143–148.
- Carvalho IG, Cidu R, Fanfani L, Pitsch H, Beaucaire C, Zuddas P** (2005). Environmental impact of uranium mining and ore processing in the Lagoa Real District, Bahia, Brazil. *Environ Sci Technol* **39**, 8646–8652.
- Chang PC, Kim KW, Yoshida S, Kim SY** (2005). Uranium accumulation of crop plants enhanced by citric acid. *Environ Geochem Health* **27**, 529–538.
- Chao JH, Lee HP, Chiu CY** (2006). Measurement of ^{224}Ra uptake in a fern actively accumulating radium. *Chemosphere* **62**, 1656–1664.
- Gatzweiler R, Hagen M** (1995). Cleaning ex-uranium sites in eastern Germany. *Nucl Eur Worldscan* (1995), 7–8.
- Gavrilescu M, Pavel LV, Cretescu I** (2009). Characterization and remediation of soils contaminated with uranium. *J Hazard Mater* **163**, 475–510.
- Huang JW, Blaylock MJ, Kapulnik Y, Ensley BD** (1998). Phytoremediation of uranium contaminated soils: role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants. *Environ Sci Technol* **32**, 2004–2008.
- Jahiruddin M, Livesey NT, Cresser MS** (1985). Observations on the effect of soil pH upon zinc absorption by soils. *Commun Soil Sci Plant* **16**, 909–922.
- Kauffman JW, Laughlin WC, Baldwin RA** (1986). Microbiological treatment of uranium mine waters. *Environ Sci Technol* **20**, 243–248.
- Knox AS, Kaplan DI, Adriano DC, Hinton TG, Wilson MD** (2003). Apatite and phillipsite as sequestering agents for metals and radionuclides. *J Environ Qual* **32**, 515–525.
- Lageman R** (1993). Electroreclamation: applications in the Netherlands. *Environ Sci Technol* **27**, 2648–2650.
- Mason CFV, Turney WRJR, Thomson BM, Lu N, Longmire PA, Chisholm-Brause CJ** (1997). Carbonate leaching of uranium from contaminated soils. *Environ Sci Technol* **31**, 2707–2711.
- Plant JA, Simpson PR, Smith B, Windley BF** (1999). Uranium ore deposits-products of the radioactive earth. In: Burns PC, Finch R, eds. Uranium: Mineralogy, Geochemistry and the Environment. Reviews in Mineralogy. Vol. 33. Washington DC: Mineralogy Society of America. pp. 255–319.
- Pöschl M, Nollet ML** (2007). Radionuclide Concentrations in Food and the Environment. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group. pp. 458–458.
- Rufyikiri G, Huysmans L, Wannijn J, van Hees M, Leyval C, Jakobsen I** (2004). Arbuscular mycorrhizal fungi can decrease the uptake of uranium by subterranean clover grown at high levels of uranium in soil. *Environ Pollut* **130**, 427–436.
- Salt DE, Smith RD, Raskin I** (1998). Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* **49**, 643–668.
- Shahandeh H, Hossner LR** (2002). Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium. *Water Air Soil Pollut* **141**, 165–180.
- Shahandeh H, Lee JH, Hossner LR, Loeppert RH** (2001). Bioavailability of uranium and plutonium to plants in soil-water systems and the potential of phytoremediation. In: Gobran GR, Wenzel WW, Lombi E, eds. Fate of Trace Elements in the Rhizosphere. London: CRC Press LLC. pp. 93–124.
- Suzuki Y, Banfield JF** (1999). Geomicrobiology of uranium. In: Burns PC, Finch R, eds. Uranium: Mineralogy, Geochemistry and the Environment. Reviews in Mineralogy. Vol. 33. Washington DC: Mineralogy Society of America. pp. 393–432.
- Taylor SR** (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochim Cosmochim Acta* **28**, 1273–1285.
- Tessier A, Cambell PGC, Bisson M** (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal Chem* **51**, 844–851.
- Vandenhove H, Cuypers A, van Hees M, Koppen G, Wannijn J** (2006). Oxidative stress reactions induced in beans (*Phaseolus vulgaris*) following exposure to uranium. *Plant Physiol Biochem* **44**, 795–805.
- Vandenhove H, van Hees M** (2004). Phytoextraction for clean-up of low-level uranium contaminated soil evaluated. *J Environ Radioact* **72**, 41–45.
- Vandenhove H, van Hees M, van Winkel S** (2001). Feasibility of phytoextraction to clean up low-level uranium contaminated soil. *Int J Phytoremediation* **3**, 301–320.
- Vera Tomé F, Blanco Rodríguez P, Lozano JC** (2009). The ability of *Helianthus annuus* L. and *Brassica juncea* to uptake and translocate natural uranium and ^{226}Ra under different milieu conditions. *Chemosphere* **74**, 293–300.
- Wei SH, Li YM, Zhou QX, Srivastava M, Chiu SW, Zhan J, Wu ZJ, Sun TH** (2010). Effect of fertilizer amendments on phytoremediation of Cd-contaminated soil by a newly discovered hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *J Hazard Mater* **176**, 269–273.

Uranium Uptake and Accumulation in Plants on Soils

Qinfang Wan¹, Yahong Chen², Bin Hu³, Yamin Ren², Liang Wang², Honghui Lin⁴, Dachao Deng⁵,
Yun Bai⁵, Chuanqin Xia^{1,2*}

¹Key Laboratory for Radiation Physics and Technology, Ministry of Education, Institute of Nuclear Science and Technology, Sichuan University, Chengdu 610064, China; ²College of Chemistry, Sichuan University, Chengdu 610064, China; ³Petrol China Southwest Oil and Gas Field in Sichuan Gas Mine Company, Suining 629000, China; ⁴School of Life Sciences, Sichuan University, Chengdu 610064, China; ⁵China Academy of Engineering Physics, Mianyang 621900, China

Abstract With the development of the nuclear industry, heavy metal uranium (U) emissions and diffusion have led to U contamination of surface soils, which have had a great impact on society and the environment. How to remedy U-contaminated soils is a difficult problem. Phytoremediation is welcomed for cleanup because of its low cost, safety and environmental friendliness. Searching for accumulators for U is the key to this technology. We designed simulation experiments for soil contaminated with 100 mg·kg⁻¹ U for first and second phytoremediation. The effects of phytoremediation were evaluated in terms of U concentration in shoots and roots of plants, U export, bioaccumulation factors (BFS) and translocation factors (TFS). The first phytoremediation indicated that BFS ($[U]_{\text{plants}}/[U]_{\text{soils}}$) and TFS ($[U]_{\text{shoots}}/[U]_{\text{roots}}$) of *Lactuca dolichophylla* are more than 3, and U concentration in shoots reached 1.67×10³ mg·kg⁻¹. The second phytoremediation showed that the U concentration of *Chlorophytum comosum*, *Phaseolus vulgaris*, *Artemisia lavandulaefolia* but not *Ophiopogon japonicus* decreased by 4- to 8-fold. Amendments with seaweed fertilizer and citric acid could help remediate U-contaminated soil. The available U for the second phytoremediation on soil was decreased, which made the second phytoremediation more difficult.

Key words accumulation, amendment, phytoremediation, soil, uranium

Wan QF, Chen YH, Hu B, Ren YM, Wang L, Lin HH, Deng DC, Bai Y, Xia CQ (2011). Uranium uptake and accumulation in plants on soils. *Chin Bull Bot* **46**, 425–436.

* Author for correspondence. E-mail: xiachqin@163.com