

吴发明,刘峙嵘. 向日葵对铀污染土壤修复的研究进展[J]. 江苏农业科学,2022,50(9):6-16.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2022.09.002

向日葵对铀污染土壤修复的研究进展

吴发明^{1,2}, 刘峙嵘³

(1. 东华理工大学地球科学学院,江西南昌 330013; 2. 江西农业大学,江西南昌 330045;

3. 东华理工大学化学生物与材料科学学院,江西南昌 330013)

摘要:铀矿开采为我国核工业发展作出巨大贡献的同时,其尾矿堆积导致的土壤铀污染问题也日益严重,对生态环境和人类健康产生了极大威胁,对我国严守 18 亿亩(折合 1.2 亿 hm^2)耕地红线的目标带来了严峻挑战。植物修复技术因其操作简单、成本低廉、安全环保、环境扰动小等优势,受到环保者和学术界的青睐。自发现向日葵对铀有较强的富集能力以来,学术界对其开展了广泛研究,并认为向日葵是一种良好的铀污染土壤修复植物。向日葵生物量大,光合作用强,广泛种植可助力我国“碳达峰、碳中和”目标的实现。本文总结了向日葵的特征和修复铀污染土壤的优势;铀对向日葵种子发芽、植株生长发育的影响,向日葵的铀胁迫响应与不同部位的铀富集特征,影响向日葵修复铀污染土壤效果的因素;向日葵抗氧化酶系统、区室化和植物螯合肽的解毒机制;添加化学促进剂、施用肥料、生物炭、微生物及施加电场等外源物质对向日葵修复铀污染土壤的调控作用等研究进展,分析了向日葵修复铀污染土壤研究的不足,为将来向日葵修复铀污染土壤研究提供了新思路。

关键词:向日葵;铀污染土壤;修复;铀胁迫;解毒机制

中图分类号:X53;X171.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2022)09-0006-11

铀(U)矿开采对我国核工业发展作出了巨大贡献,但不能不重视铀尾矿导致的土壤铀污染问题。据统计,我国表层土壤(0~20 cm)铀平均含量 3.03 mg/kg^[1],铀尾矿平均铀含量比土壤本底值高出 4~10 倍^[2]。我国铀尾矿等固体废弃物堆约 200 处,分布在 14 个省的 30 多个地区^[3],对我国严守

18 亿亩(折合 1.2 亿 hm^2)耕地红线的战略目标造成了严峻挑战。土壤层是人类赖以生存的最基本圈层,也是铀等放射性元素和铜、铅、镉、砷等有毒重金属的主要归宿地。铀尾矿在雨水冲刷、淋洗等作用下形成的含铀渗滤液渗入土壤层,并随地表水循环迁移至生物圈扩大铀污染土壤范围。铀本身具有放射性、化学毒性、半衰期长、不易降解等特性,被铀污染的土壤会产生累积性、隐蔽性、滞后性、长危害性和不可逆性等特征,一方面,铀污染土壤具有放射性,通过放射性衰变产生射线穿透动植物机体组织,损害细胞;另一方面,可通过呼吸系统或食物链等途径进入人体,造成损害更大的内照射损伤,严重威胁生态环境和人类健康^[4-6]。鉴于此,铀污

收稿日期:2021-08-13

基金项目:国家自然科学基金(编号:21866006、11875105);江西省重点研发计划一般项目(编号:20203BBFL63070、20192BBG70062)。

作者简介:吴发明(1993—),男,江西余干人,博士研究生,主要从事铀污染土壤修复研究。E-mail:ecutwfm@163.com。

通信作者:刘峙嵘,博士,教授,主要从事核化学与放射化学研究。E-mail:zhrlu@ecit.cn。

[36]严维辉,唐建清,许志强,等. 克氏原螯虾大棚育苗试验总结[J]. 水产养殖,2019,40(12):8-9.

[37]文玲梅,赵伟,金芳华,等. 克氏原螯虾温室大棚苗种繁育技术[J]. 湖北农业科学,2018,57(S2):168-169.

[38]张家宏,王守红,寇祥明,等. 克氏原螯虾繁育与养殖标准化的研究、实践与示范推广[J]. 江苏农业科学,2011,39(6):393-394.

[39]许洪杰,陈浩,王晓鹏,等. 克氏原螯虾工厂化离体育苗技术研究[J]. 科学养鱼,2020(9):11-13.

[40]刘凯文,赵恒彦,朱建强,等. 新型冠状病毒肺炎疫情影响下小龙虾

产业发展对策——以湖北省荆州市为例[J]. 中国农业科技导报,2020,22(10):10-17.

[41]陈莉莉. 2020年,小龙虾面临的危机和出路在哪里,这里告诉你答案[J]. 当代水产,2020,45(3):56-58.

[42]王晓鹏,施冠玉,毛国庆,等. 2020年上半年淮安市小龙虾养殖渔情分析报告[J]. 科学养鱼,2020(8):7-9.

[43]郝晨光,王冬梅. 小龙虾产业在互联网+背景下创新发展的思考[J]. 河北渔业,2019(4):57-59.

[44]马明明. 互联网背景下农业产业化发展路径研究——以潜江小龙虾产业为例[J]. 现代经济信息,2017(15):476-477.

染土壤修复工作已成为学术界的研究热点^[7-9]。目前铀污染土壤修复方法主要分为物理、化学和生物技术 3 种,其中物理方法主要涉及异位修复、电动修复和热解吸;化学方法主要包括试剂淋洗技术、固定/稳定化技术和玻璃化技术;生物方法则是微生物(细菌和真菌)和植物修复技术^[10-14]。较之传统的物理、化学等修复技术,生物方法中的植物修复技术具备操作简单、成本低廉、安全环保、环境扰动小等优势,受到环保者和学术界的青睐^[15-17]。植物提取是植物修复的主要手段之一^[18],而超富集植物的筛选则是植物提取的核心与基础^[19]。

国内外广泛地开展了对铀富集植物的筛选和修复应用研究^[20-22],然而铀超富集植物方面的研究鲜见报道^[2]。研究发现,向日葵是一种生物量大^[23],生长迅速^[24],具有抗旱、耐瘠、耐盐碱、适应性强、经济价值很高的一年生草本油料作物^[25-27],在 24 h 内能够去除放射性废水溶液中 95% 的铀^[28],是目前发现为数不多能超量富集铀且被认为是一种良好的铀污染土壤修复植物^[28-29],也被证实对铜^[30]、铅^[31]、镉^[32]、砷^[33]等重金属有较强耐受性和富集能力,其生物质可生产可再生能源,不产生二次污染,兼顾了环境、能源和生态效益,在铀和相关重金属污染土壤修复及矿区生态恢复中具有较高的应用价值和开发前景。自向日葵被认为是一种良好的铀污染土壤修复植物以来,尚未见向日葵修复铀污染土壤研究进展的全面报道。鉴于此,本文对国内外利用向日葵修复铀污染土壤的研究进行了综述,以期后续向日葵修复铀污染土壤研究提供新思路。

1 向日葵修复铀污染土壤的优势

1.1 向日葵简介

根据《中国植物志》,向日葵是一年生高大草本植物,原产北美,通过人工培育,在不同生境上形成许多品种,是有重要经济价值的油料作物。向日葵根系发达,入土深,主根 100 ~ 200 cm,长有侧根及须根,60% 左右的根系分布在 0 ~ 40 cm 土层中;茎直立,高 1 ~ 3 m;叶互生,有长柄;头状花序极大,径 10 ~ 30 cm;果实稍扁压,长 10 ~ 15 mm;花期 7—9 月,果期 8—9 月。向日葵原产热带,但对温度适应性强,喜温又耐寒,生长发育过程中温度不低于 10 ℃ 即可正常生长;植株高大,叶多而密,耗水较多,因生长发育与当地雨热同步,水分供求矛盾不突出;幼叶、叶片和花盘有很强的向光性,但为短日照作物;对土壤要求低,具有耐盐、耐旱以及耐涝性,在肥沃地、旱地、贫瘠地以及盐碱地均可种植。在我国,向日葵主产区分布在东北、西北、华北地区,但其生产潜力很大,可向西南、中南以及华东地区扩种。

1.2 向日葵修复铀污染土壤的优势

2020 年 3 月,全球超富集植物数据库报告了 759 种金属超富集植物^[34]。然而,铀超富集植物与其他重金属超富集植物的筛选、鉴定相比,进度严重滞后。经过研究者的努力,除发现向日葵是目前为数不多能超量富集铀且被认为是一种良好的铀污染土壤修复植物以外,还发现了芥菜、柳树、荷花等植物对铀有较强的富集能力(表 1)。

表 1 对铀具有较强富集能力的植物

植物名称	植物中铀含量(mg/kg)		土壤中 U 含量及试验方式	参考文献
	根部	地上部		
竹柳	327.18	173.12	U(VI)含量 25 mg/kg(盆栽试验)	[7]
柳树	16.00	69.00	U 含量 480 mg/kg(盆栽试验)	[12]
荷花	1 538.00	3 446.00	U(VI)含量 55 mg/L(水培试验)	[35]
印度芥菜	277.00	19.10	U(VI)含量 82 mg/kg(盆栽试验)	[36]
黄秋葵	207.89	30.18	U 含量 500 mg/kg(盆栽试验)	[37]
双稗草	408.00	15.00	U(VI)含量 200 mg/kg(盆栽试验)	[38]
鬼针草	721.46	661.36	U(VI)含量 480 μmol/L(水培试验)	[39]
特选榨菜	831.00	1 115.00	U 含量 100 mg/kg(盆栽试验,干质量)	[40]
菠菜	433.00	232.00	U 含量 100 mg/kg(盆栽试验,干质量)	[41]
野棉花	130.00	123.00	U 含量 120 mg/kg(无样地取样法)	[42]
商陆	110.00	110.00	U 含量 122 mg/kg(无样地取样法)	[42]

向日葵可种植地域广,大面积种植不仅可较好地修复当地铀污染土壤,并可将经济效益、社会效益和生态效益有机结合。参考相关文献[43-47]以及对比表1中所列植物,向日葵修复铀污染土壤的优势表现如下:(1)克服了表1所列植物生物量低(菠菜、特选榨菜)、多年生(柳树)以及需水量大(荷花)等问题,广泛种植有助于“碳达峰、碳中和”目标的实现;(2)在对铀污染修复的同时,还可修复铜、铅、镉及砷等重金属土壤污染;(3)系原位处理,修复便捷,且处理成本大大低于传统的物理、化学修复方法;(4)能够避免水土流失,改善生态环境,避免铀污染面积进一步扩大;(5)可降低铀污染物浓度,同时向日葵的蒸腾作用可促进污染物的降解,避免污染物向下迁移;(6)不产生二次污染或污染物的转移,环境扰动小,兼有绿化、美化环境的功能;(7)向日葵是重要的油料作物,其生物质可制备生物柴油,有经济价值;(8)向日葵是修复铀污染水体的首选植物,能改善水质,促进水体营养平衡;(9)向日葵对土壤条件要求低,种植范围广,可修复铀污染土壤地域广。

2 向日葵在铀胁迫下的发育、富集及响应特征

自向日葵被认为是一种良好的铀污染土壤修复植物以来,愈发受到研究者的关注,且常被作为铀富集能力的参照、对比植物^[21,31]。研究者们以铀胁迫下向日葵种子发芽、植株生长、响应、富集特征及影响因素等方面为切入点展开了广泛研究。

2.1 铀对向日葵种子发芽的影响

核素既能被植物吸收,也可影响植物生长和后代种子的发芽^[48]。利用向日葵修复铀污染土壤时,要考虑用直接播种法还是育苗移栽法。铀对向日葵种子的发芽率表现出“低促高抑”的现象。试验发现,向日葵种子的发芽率会随着铀浓度的高低而变化,铀浓度小于0.5 mmol/L能促进向日葵种子发芽,修复0.5 mmol/L以下铀浓度污染土壤时宜用直接播种法;铀浓度在0.5 mmol/L及以上,将明显降低向日葵种子的发芽率,修复0.5 mmol/L及以上铀浓度污染土壤时宜用育苗播种法^[49]。

2.2 铀对向日葵生长发育的影响

随着生长发育时间的延长,铀对向日葵的毒性呈现“由有至无”的现象。向日葵在U(VI)处理下,前7周显示出了明显的植物毒性,与UO₂和UO₃制备的铀污染土壤种植的向日葵相比生长迟缓,植株

高度下降了30%~50%(用UO₂和UO₃制备的铀污染土壤对向日葵的生长未显示出植物毒性),其植株高度仅为对照的50%~70%^[36];当铀浓度大于200 mg/kg,向日葵会出现生长发育迟缓、绿色变淡、茎叶变小、开花延迟等现象^[22];在500 mg/kg铀污染土壤中,向日葵的出苗率为87.5%,存活率为84.62%,苗高降低了21.92%,生物产量减少了47.54%,但其叶绿素含量和主茎绿叶数分别增加6.76%、11.76%^[50];向日葵生长至成熟期,U(VI)对向日葵的植物毒性消失^[36]。

2.3 向日葵在铀胁迫下的响应

植物的光合生理是植物体内对干旱、高温、重金属等逆境胁迫非常敏感的重要生理过程之一^[51-52]。利用植物修复铀污染土壤,首先要判别植物在铀污染土壤中能否正常生长。在铀污染环境下5种植物的光合生理变化试验中,向日葵的净光合速率(P_n)和最大光化学效率(F_v/F_m)最大,表明向日葵光合系统I和光合系统II抗铀胁迫能力较强^[53];对铀浓度为485 mg/kg污染土壤进行二次修复时,向日葵的净光合速率增加了3.85%,气孔导度(G_s)增加了38.17%,细胞间隙CO₂浓度(C_i)增加了36.85%,最大光化学效率增加了4.42%,向日葵在铀胁迫条件下的光合作用增强,表明向日葵的抗铀胁迫能力较强^[54]。

2.4 向日葵不同部位铀富集特征

研究铀在向日葵不同部位的富集特征对评价向日葵的铀富集能力及如何处理收获后富铀向日葵生物质具有指示作用。铀大部分富集在向日葵根部,少部分富集在地上部,且向日葵地上部的富集量显著低于根部,果实中含量很低(表2),表明铀在向日葵植株内从根转运至地上部的能力不强。因此,用于修复铀污染土壤的向日葵被收割后,其主要处理部位为根部。向日葵地上部的富集特征为茎>叶(表2,序号1),也有叶>茎>果实的情况发生(表2,序号5),原因可能为(1)向日葵品种间的生物学差异;(2)试验用U种类不同;(3)土壤来源不同导致土壤中的矿物质等其他元素比例、pH值不同。总的来讲,铀主要富集在向日葵的根部,并限制铀向地上部的迁移,从而达到减缓对地上部的毒害,这与牛之欣等报道的重金属在向日葵中的富集特征^[55-56]一致。

2.5 影响向日葵修复铀污染土壤效果的因素

张学礼等把影响植物修复效率的因素归纳分

表 2 向日葵根部与地上部铀富集量及富集特征

序号	根部 (mg/kg)	地上部 (mg/kg)	试验用 U 种类, 方式及 土壤中 U 含量说明	向日葵不同部位 铀富集特征	土壤情况	参考文献
1	272.18	(茎 37.15; 叶 22.15)	UO ₂ (CH ₃ CO ₃) ₂ ·6H ₂ O, 盆栽试验, 铀污染土壤 U 含量 800 mg/kg	根 > 地上部 (根 > 茎 > 叶)	—	[22]
2	136	4.08	UO ₂ , UO ₃ , UO ₂ (NO ₃) ₂ , 盆栽试验, 铀 污染土壤 U 含量 82 mg/kg	根 > 地上部	密西西比三角洲稻田表 面土(0~30 cm)	[36]
3	1 159	69	UO ₂ (CH ₃ CO ₃) ₂ ·2H ₂ O, 盆栽试验, 铀污染土壤 U 含量 500 mg/kg	根 > 地上部	农田紫色土壤	[50]
4	0.453	0.164	盆栽试验, 无污染土壤	根 > 地上部	农田紫色土壤	[50]
5	746.63	16.78(茎 20.70; 叶 26.31; 果实 4.57)	UO ₂ (CH ₃ CO ₃) ₂ ·2H ₂ O, 盆栽试验, 铀污染土壤 U 含量 485 mg/kg	根 > 地上部 (根 > 叶 > 茎 > 果实)	2011 年试验后存放 18 个月铀污染土壤	[54]
6	315	5.8	盆栽试验, 铀污染土壤 U 含量 318 mg/kg	根 > 地上部	约旦首都安曼中心以南 55 km ² 汗扎比布定地 区表层铀矿床土壤	[57]
7	635	5.8	盆栽试验, 铀尾矿土中 U 含量为 469 mg/kg	根 > 地上部	铀尾矿土	[58]
8	810	24.6	UO ₂ (NO ₃) ₂ ·6H ₂ O, 盆栽试验, 铀尾 矿土和培育铀污染土壤 pH 值范围 4.7~8.1, U 含量 100 mg/kg	根 > 地上部	铀尾矿土和培育的铀污 染土壤	[59]

备注:表中“—”表示参考文献中未提及。

类为植物物种、铀的化学形态、土壤理化性质、土壤微生物、土壤改良剂和农业施肥措施等几大类^[17]。

铀以 U(VI) 的化学形态活性最高, 在土壤和水体中, 铀能与 CO₃²⁻、OH⁻、SO₄²⁻ 和 PO₄³⁻ 形成配合物, 这些配合物能够提高铀的总溶解度^[17], 从而提高植物对铀的吸收与富集。土壤理化性质, 如质地、pH 值、有机质含量、所含水分等, 对铀的生物有效性有重要影响, 无论土壤的 U(VI) 污染率如何, 向日葵的地上部和根部的铀浓度随土壤类型的不同而变化^[59]; 植物在溶液、沙土、富含有机质土壤中对铀的提取效率依次减少, 表明土壤有机质可以吸附铀, 降低铀的生物有效性, 而植物在溶液培养下的行为不同于土壤, 应区别看待^[60]。土壤微生物、土壤改良剂和农业施肥措施对向日葵富集铀的影响将在第 4 部分具体探讨。

3 向日葵对铀的解毒机制

植物对铀的毒性症状主要从种子发芽、植物生长、光合作用、养分吸收、氧化损伤和基因毒性方面表征; 对铀胁迫已进化出多种解毒方式, 主要可归纳为抗氧化酶系统、区室化和植物螯合肽等^[61-62] (图 1)。这些解毒方式单独发挥作用或者相互作用, 以缓解植物在铀胁迫下受到的毒害^[63-64]。

3.1 抗氧化酶系统

植物为缓解铀胁迫下产生的毒性, 抗氧化酶系统活性增强, 以清除过量的活性氧 (reactive oxygen species, ROS)^[65]。调节活性氧浓度发挥核心作用的是超氧化物歧化酶 (superoxide dismutase, SOD)^[66], 它使得活性氧转化为氧与过氧化氢 (O₂⁻ + O₂⁻ + 2H⁺ → 2H₂O₂ + O₂)。该解毒机制已在荷花^[35]、豌豆^[63]、拟南芥^[67] 等植物中报道证实。例如, 120 μmol/L U(VI) 胁迫下的鬼针草, 其过氧化氢酶 (catalase, CAT) 和过氧化物酶 (peroxidase, POD) 活性均增加, 但 SOD 活性因 U 处理而降低^[39]。所以, CAT 与 POD 或 SOD 之间的平衡是植物维持细胞稳定水平和正常生理过程的关键, 通过快速转化 O₂⁻ 和 H₂O₂ 对缓解铀的毒害有重要作用^[65]。在 U、Cd 胁迫下添加 4 种植物生长调节剂 [细胞分裂素 (6-BA)、生长素 (IAA)、赤霉素 (GA₃)、24-表油菜素内酯 (24-EBL)] 对向日葵提取能力促进作用的试验中表明, 植物生长调节剂通过刺激叶绿素合成, 可以降低活性氧和脂质过氧化水平, 提高抗氧化防御系统活性, 缓解了 U 和 Cd 对向日葵的不利影响, 从而提高了向日葵对土壤中 U 和 Cd 的提取能力, 尤其是在 500 mg/L 的 IAA 处理下, 向日葵去除 U 和 Cd 的效率最高, 分别比对照

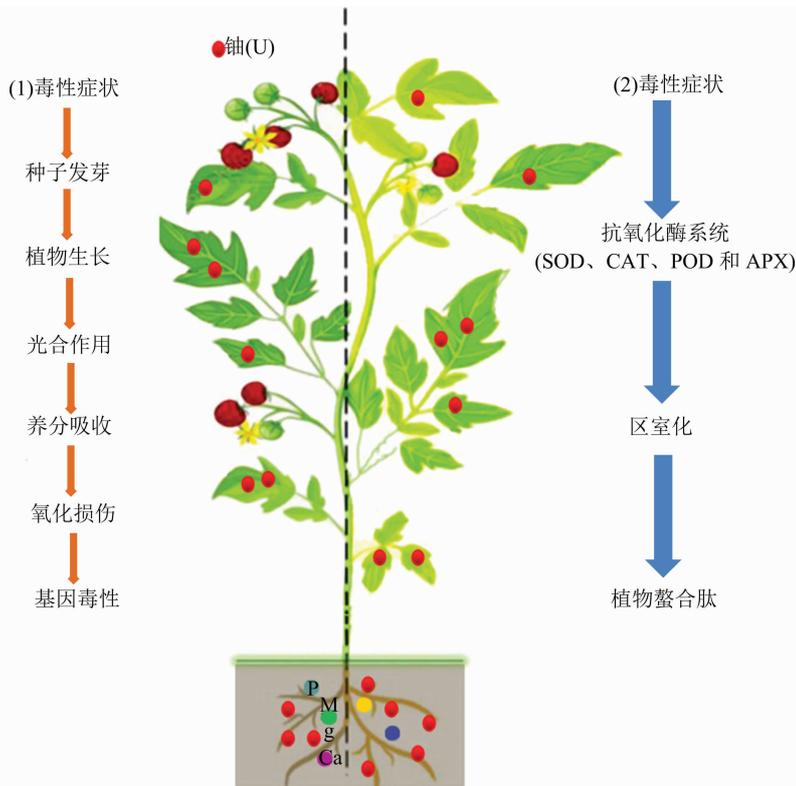


图1 植物对镉的毒性症状及解毒机制^[62]

组提高了 484.21%、238.85%^[68]。

3.2 区室化

镉在细胞壁和液泡中的区室化分离作用是植物细胞对镉的适应、耐受和解毒的一种有效机制^[69-70]。向日葵能在重金属污染土壤中正常生长,可能原因是其能把有毒金属离子分布在特定的组织、器官或细胞器中,形成难溶的化合物或特定的有机化合物^[56]。细胞壁是镉最重要的积累部位,通过阻止镉离子进入细胞环境,在增强镉的耐受性方面发挥着重要作用^[71],这也削弱了植物中的镉从根系到枝条的转移能力^[64]。镉主要富集在向日葵的根部,仅有小部分向地上部转移,说明向日葵削弱了镉从根部向地上部的转移能力,是向日葵区室化解毒作用的表现之一。

3.3 植物螯合肽

植物螯合肽(phytochelatins, PCs)富含硫醇,对镉与其他金属螯合具有积极作用,在植物对镉等其他金属的解毒、隔离中起到了重要作用^[72-73]。其机理为在其解毒过程中,PCs 与 U 和其他重金属形成复合物,形成后的 PC-金属复合物便会通过液泡膜运输,在代谢不活跃的部位进行分隔^[74-75],从而减轻镉胁迫对植物的不利影响^[76]。然而,对比铬、镉、

铅、铜等其他金属,植物中 PC-U 复合物的研究还比较少^[74,76],针对向日葵在此方面的研究更是鲜见,如何通过基因调控等技术,提高向日葵对镉等毒性元素的解毒能力是进一步努力的方向。

4 外源物质对向日葵修复镉污染土壤的调控

目前,通过添加化学促进剂、肥料、生物炭、微生物及施加电场等方式增强向日葵对镉污染土壤的修复能力广泛引起了研究者的关注。

4.1 添加化学促进剂

化学促进剂可与金属形成水溶性金属有机配合物^[77],有利于提高重金属的生物有效性,利于植物吸收。陈立等在研究 3 种螯合剂[乙二胺二琥珀酸(EDDS)、柠檬酸(CA)、草酸(OA)]对向日葵修复镉污染土壤的效应中的结果表明,螯合剂的投加能有效活化土壤中的镉,促进植物运转和吸收,CA 的添加比添加 EDDS 和 OA 更显著地增加了土壤镉的活化性,同时显著提高了向日葵的富集系数和转运能力,但不同螯合剂处理均使向日葵的生物量降低,越是高浓度螯合剂处理,降幅越大^[78]。Ebbs 等研究发现,施加螯合剂柠檬酸可显著提高镉在植物地上部的富集量^[79]。Shahandeh 等研究报道,向日

葵中的铀富集量随土壤污染率、螯合剂类型和浓度以及土壤类型的变化而变化,向酸性土壤中添加 20 mmol/kg 柠檬酸改良剂使土壤的 pH 值低于 5.0 时,可使向日葵枝芽中的铀富集量提高 150 倍,达到 1 400 mg/kg;相反,trans-1,2-环己二胺四乙酸(CDTA)、乙二胺四乙酸(EDTA)、二乙基三胺五乙酸(DTPA)与 N-羟乙基乙二胺三乙酸(HEDTA)对铀在向日葵枝芽中的富集几乎没有影响^[58]。龙婵等对外施 4 种植物激素(IAA、GA₃、6-BA、EBL)对向日葵生物量及其吸收、转运、富集铀的影响试验表明,在适宜浓度的植物激素处理下,向日葵的生物量有所增加,最大可达对照组的 129%,其原因可能为 IAA、GA₃、6-BA 和 EBL 缓解了铀对向日葵的毒害,有利于细胞分裂、茎生长和维管组织形成,促进了向日葵地上部的生长,从而增加了向日葵的生物量,4 种激素对向日葵生物量增加的影响能力为 GA₃>6-BA>EBL>IAA;植物激素处理均能促进向日葵植株对铀的吸收,比对照提高了 17%~162%,4 种激素的促进效果为 IAA>6-BA>

GA₃>EBL;植物激素处理下向日葵铀转运系数全部降低,其原因为根部铀含量进一步提高,而地上部铀含量增加有限;植物激素处理促进了铀在向日葵植株内的积累,单株铀富集量比对照提高了 20%~179%^[80]。

4.2 微生物

微生物修复是指在适宜环境条件下,通过微生物的非代谢性生物吸附和代谢性氧化还原作用的一种新型修复技术^[81]。铀胁迫下,微生物为了生存而不断适应环境的变化,在进行新陈代谢的同时,通过生物还原、生物矿化等方式使溶解态的 U(VI) 沉积下来,减少溶液中 U(VI) 的浓度,其修复铀污染的作用机制主要包括生物还原、生物矿化、生物吸附以及生物富集 4 种^[82](图 2)。植物-微生物联合修复铀污染土壤可弥补单一修复方式可能存在的不足,能够明显提高修复效果^[82-83],植物-微生物联合修复机理见图 3。例如,在铀污染水体中,凤眼莲在胶质芽孢杆菌作用下,其整株铀富集比对照提升了 51.8%,并对凤眼莲的生物量和 PS II 系统

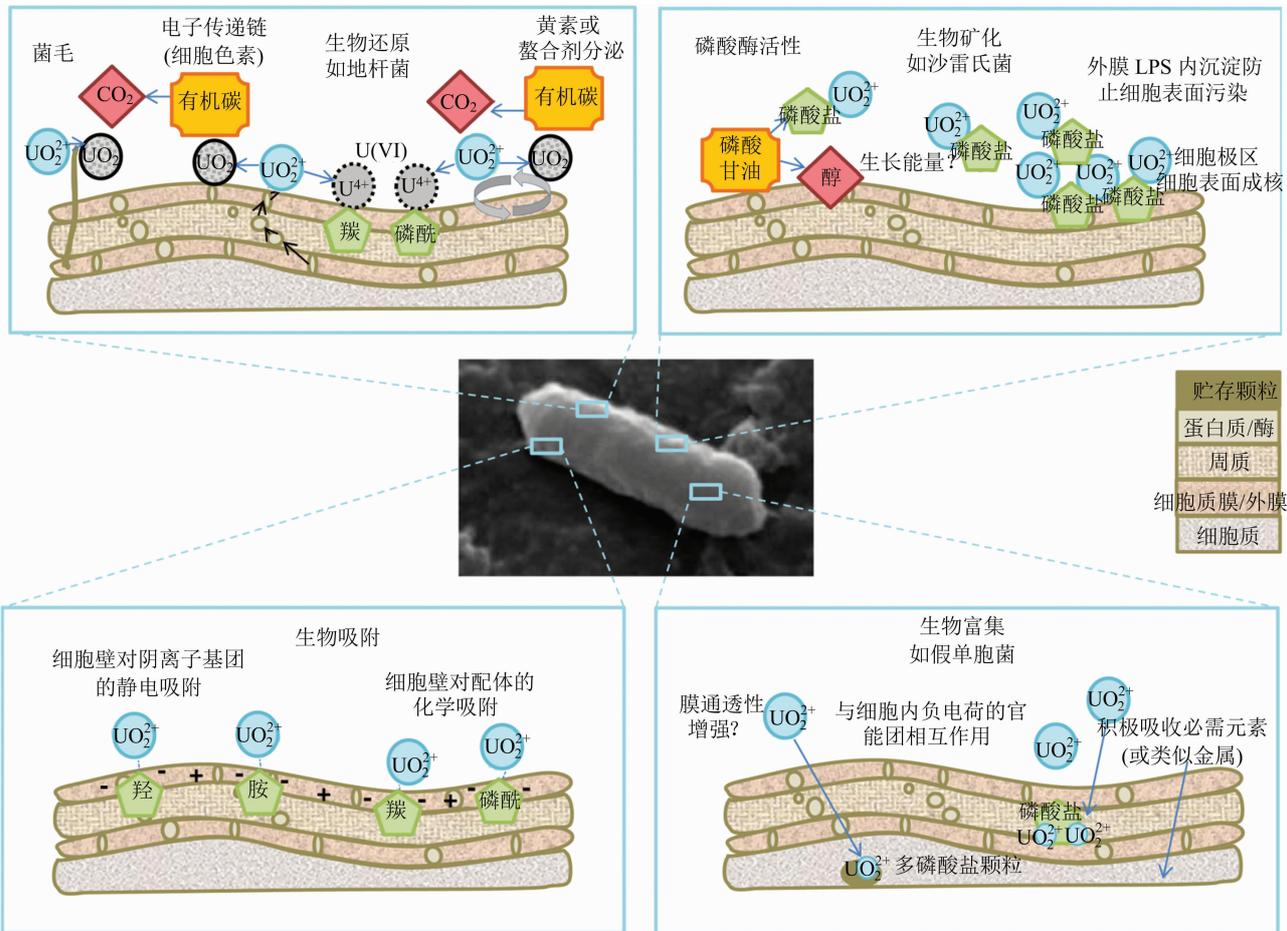


图2 微生物修复铀污染作用机制示意^[89]

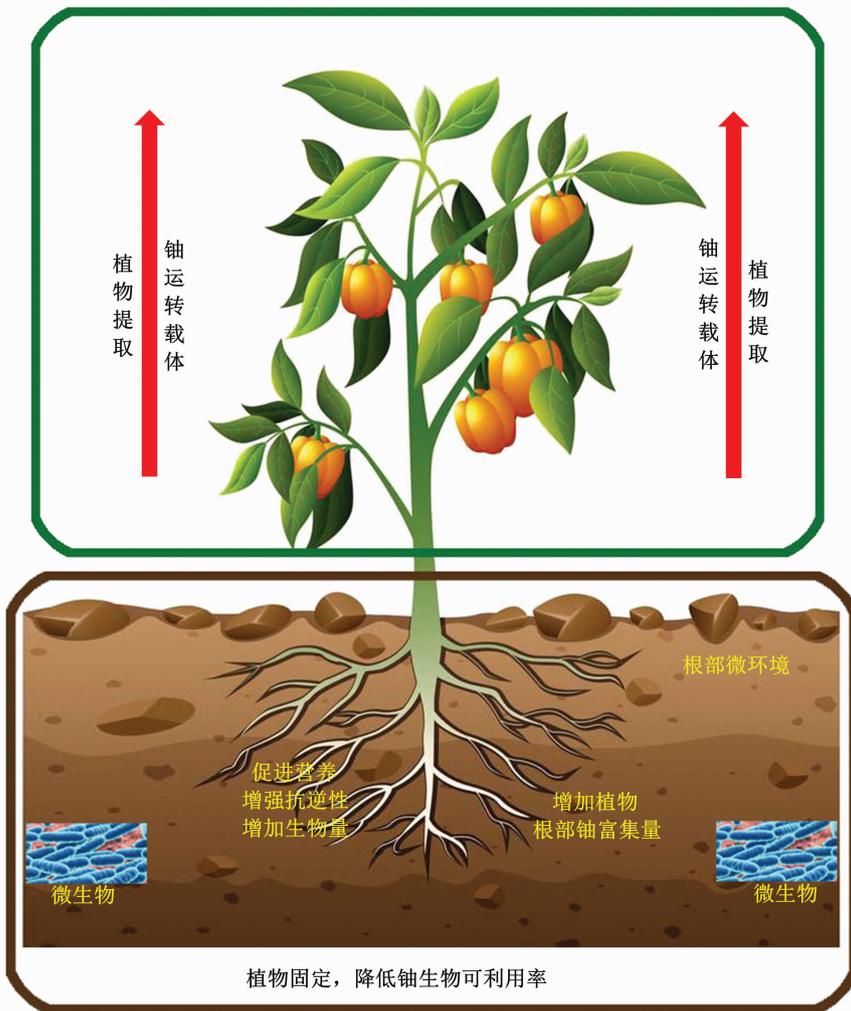


图3 植物与微生物联合修复铀污染土壤原理^[90]

活性均有一定的促进作用^[84]。植物联合菌根真菌、荧光假单胞菌、根内球囊霉等微生物^[85-88]提高植物对铀的富集能力也已见报道,如丛枝根菌既能够提高植物对环境的抗逆性,也能促进植物对铀的富集,并可通过菌丝作用,缓解铀对植物的毒害^[81]。遗憾的是,向日葵联合微生物进行铀污染土壤修复研究还较鲜见,今后可开展相关研究工作。

4.3 施用肥料

含磷肥料会影响植物对铀的吸收、富集^[14]。在不使用螯合剂且污染土壤不含有磷酸盐的情况下,向日葵消除铀的能力比印度芥菜更好;在磷酸盐存在的情况下,使用螯合剂如柠檬酸或 EDTA 可以有效地改善向日葵根系对铀的清除,但它们不能改善向日葵地上部对铀的清除^[91]。任少雄等调配不同肥料配方对向日葵提取铀效率的影响试验表明,N、P、K 比例为 13 : 49 : 38 的肥料配方是向日葵在低浓度铀污染土壤中提取铀的最适宜配方处理;N、P、

K 比例为 43 : 41 : 16 的肥料配方是向日葵在高浓度铀污染土壤中提取铀的最适宜配方处理^[92]。

4.4 生物炭

生物炭是一种具有多孔结构和丰富表面官能团、制备成本低^[93]且对重金属有高吸附效率^[94]的材料,因而成为吸附土壤中铀等放射性元素的热门材料。刘俊等在重金属复合污染土壤中施用生物炭对向日葵植株吸收积累重金属的影响试验表明,随着生物炭用量的增加,向日葵植株生物量显著增加,在生物炭用量为 5% 时,其生物量达到峰值,但过量施用生物炭反而会抑制向日葵的生长;生物炭的施用显著增强了向日葵对重金属的吸收累积能力,与对照组相比,施加生物炭后向日葵植株对 Pb、Cd 和 As 的富集量增长幅度分别为 22.90% ~ 58.92%、15.76% ~ 42.25% 和 67.92% ~ 109.78%;向日葵叶和花托中的 Pb、Cd 和 As 的累积含量显著增加,根、茎和籽粒中的累积含量随生物炭用量的

增加而显著下降^[95]。然而,施用生物炭研究铀在向日葵中的吸收富集能力的报道还不多见。

4.5 施加电场

杨田报道,施加 DC(直流电)未改变向日葵主要为根部富集铀的特征,对铀胁迫下向日葵的耐逆性和铀富集能力主要表现为抑制作用,并表现出“五降一促一抑”的特征:“五降”为向日葵的根部铀富集量降低、丙二醛(MDA)含量降低、相对导电率降低、光合色素含量降低、光合能力降低,“一促”为促进了铀由根向叶的转运,“一抑”为部分抗氧化酶活性受到抑制;在 AC(交流电)处理下同样未改变向日葵主要为根部富集铀的特征,但显著增加了根部对铀的富集量(在 0.25 V/cm 的 AC 电场处理下,对铀的富集效果最为显著),对铀胁迫下向日葵的耐逆性和铀富集能力主要表现为促进作用,表现出“提、降、缓”的特征:“提”为相对导电率提高,“降”为 MDA 含量降低,“缓”为缓解铀对向日葵生长的胁迫^[96]。

5 展望

迄今为止,铀超富集植物鲜见报道。向日葵是目前已发现的对铀具有较强富集能力的植物之一,也是铀污染水体修复的首选植物^[23]。然而,向日葵修复铀污染土壤的研究仍存在以下不足。

(1)向日葵富集铀的器官主要为根部,其地上部对铀的吸收能力不强。可采用遗传学或基因工程等手段,如传统杂交育种技术提高向日葵根部和地上部对铀的富集能力^[97],或通过添加其他外源调控物质等方式增强向日葵地上部对铀的吸收能力。

(2)对铀胁迫下向日葵的解毒机制研究还不充分。相比其他植物对重金属胁迫的解毒机制(如抗氧化酶系统、区室化、植物螯合肽等)的研究^[98-101],铀胁迫下向日葵的解毒机制相关研究还不多,未来对向日葵解毒机制的研究应集中于分子机制的基础研究。

(3)何时收获修复铀污染土壤的向日葵从而达到修复速度最快、效率最高是一个值得研究的问题。有研究表明,向日葵在生长 4 周后,根部和地上部的铀含量达到最大值^[57];也有研究报道,随着向日葵生长期的延长,其各部位的铀含量逐渐增加,经过 3 个月左右的生长期后,各部位的铀含量基本保持不变^[22]。应进一步用试验来验证何时收获修复铀污染土壤的向日葵,在最短时间内达到最大修

复效果。

(4)如何处理修复后富铀向日葵生物质。富铀向日葵生物质可作为制备生物柴油的原料^[102],磷酸加过氧化氢(phosphoric acid plus hydrogen peroxide, PHP)预处理技术^[103]可有效地去除农作物秸秆中半纤维素和木质素等屏障性组分,构建了一套以生物乙醇生产为核心,同步回收木质素、生产超高比表面积活性碳的多联产新工艺,在环境污染吸附材料方面具有潜在优势。将来用 PHP 预处理技术处理富铀向日葵生物质值得深入研究,对如何处理富铀向日葵生物质、推进生物质能源行业发展和助力“碳达峰、碳中和”目标的实现具有借鉴价值。

(5)铀污染土壤的二次修复植物选择问题。有研究发现,一次修复土壤中铀主要以铀酰离子形态存在,该形态易被植物吸收,而二次修复时土壤中铀形态只有 47.3% 处于植物可利用状态,这会导致二次修复较一次修复的效果有较大降低,因此为确保植物修复的效果则不得不考虑铀污染土壤二次修复的植物选择问题^[104]。植物间作能提高铀污染土壤的修复效果已有报道,研究向日葵与何种植物间作可能是解决该问题的一个方案^[105]。

(6)联合微生物修复铀污染土壤值得进一步研究。植物-微生物联合修复铀污染土壤可弥补向日葵单一的植物修复方式可能存在的不足,对修复效果有明显促进作用。然而,向日葵联合微生物修复铀污染土壤研究的报道还不多,特别是选取何种微生物、用量多少从而与向日葵联合修复铀污染土壤效果最佳的问题。

目前,我国运用向日葵进行铀污染土壤的实际修复工作还在探索、研究阶段,但随着理论和技术的成熟,国家对铀污染土壤修复工作的日益重视,各方面研究投入的不断加大,通过基因调控等方法,进一步提高向日葵及其他植物对铀等毒性元素的解毒能力,添加外源物质、与其他植物间作及联合微生物等方式修复铀污染土壤会显现出良好的前景,从而达到经济效益、社会效益和生态效益的统一协调发展。

参考文献:

- [1] 国家环境保护局, 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 87-90.
- [2] 姚天月, 王丹, 李泽华, 等. 8 种花卉植物对土壤中铀富集特性研究 [J]. 环境科学与技术, 2016, 39(2): 24-30.

- [3]张彪,张晓文,李密,等. 铀尾矿污染特征及综合治理技术研究进展[J]. 中国矿业,2015,24(4):58-62.
- [4]Holmes A L, Joyce K, Xie H, et al. The impact of homologous recombination repair deficiency on depleted uranium clastogenicity in Chinese hamster ovary cells;XRCC3 protects cells from chromosome aberrations, but increases chromosome fragmentation[J]. Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis, 2014,762:1-9.
- [5]Fathi R A, Matti L Y, Al-Salih H S, et al. Environmental pollution by depleted uranium in Iraq with special reference to Mosul and possible effects on cancer and birth defect rates[J]. Medicine, Conflict and Survival, 2013,29(1):7-25.
- [6]Pattison J E. The interaction of natural background gamma radiation with depleted uranium micro-particles in the human body[J]. Journal of Radiological Protection, 2013,33(1):187-198.
- [7]Sha Y H, Hu N, Wang Y D, et al. Enhanced phytoremediation of uranium contaminated soil by artificially constructed plant community plots[J]. Journal of Environment Radioactivity, 2019, 208/209:1060036.
- [8]罗恺,李洋,陈海龙,等. 土壤放射性污染源分析与修复技术[J]. 环境影响评价, 2019,41(1):50-53.
- [9]吕鹏,王光辉,胡德玉. 生物炭在铀污染土壤修复中的应用研究进展[J]. 炭素技术, 2021,40(1):1-8.
- [10]张春艳,朱建林,汪江英,等. 土壤中铀的赋存形态及放射性污染治理研究进展[J]. 能源研究与管理, 2020(4):65-69.
- [11]沈威,高柏,章艳红,等. 化学淋洗法对铀污染土壤的修复效果研究[J]. 有色金属(冶炼部分), 2019(11):81-86.
- [12]Mihalík J, Tlustoš P, Szaková J. Comparison of willow and sunflower for uranium phytoextraction induced by citric acid[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2010,285(2):279-285.
- [13]郝希超. 铀污染土壤牧草-微生物联合修复工艺研究[D]. 绵阳:西南科技大学, 2016:46-48.
- [14]万芹方,邓大超,柏云,等. 植物和动电修复铀污染土壤的研究现状[J]. 核化学与放射化学, 2012,34(3):148-156.
- [15]周启星,宋玉芳,孙铁珩. 生物修复研究与应用进展[J]. 自然科学进展, 2004,14(7):721-728.
- [16]Schindler F, Gube M, Kothe E. Bioremediation and heavy metal uptake; microbial approaches at field scale[M]//Kothe E, Varma A. Bio-geo interactions in metal-contaminated soils. Berlin Heidelberg:Springer, 2012:365-383.
- [17]张学礼,王尔奇. 环境中铀污染的植物修复[J]. 铀矿冶, 2008, 27(1):44-49.
- [18]Mahar A, Wang P, Ali A, et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016,126:111-121.
- [19]Georgiev P, Groudev S, Spasova I, et al. Ecotoxicological characteristic of a soil polluted by radioactive elements and heavy metals before and after its bioremediation[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2014,142:122-129.
- [20]沙银花,胡南,陈思羽,等. 雀稗-博落回间作强化修复铀污染土壤的研究[J]. 南华大学学报(自然科学版), 2019,33(2):22-26,32.
- [21]姜晓燕,闫冬,何映雪,等. 北方某铀矿区野生草本植物的铀富集能力研究[J]. 癌变·畸变·突变, 2016,28(6):464-467.
- [22]Singh S, Malhotra R, Bajwa B S. Uranium uptake studies in some plants[J]. Radiation Measurements, 2005,40(2/3/4/5/6):666-669.
- [23]姚介,马莹,何航. 植物修复技术在铀矿山放射性铀污染治理中的潜在应用[J]. 四川环境, 2010,29(6):48-51.
- [24]郭悦,杨军,郭俊梅,等. 氮磷钾配施促进向日葵铅吸收转运的机制[J]. 植物营养与肥科学报, 2019,25(11):1998-2008.
- [25]于海峰,张旭婷,马艳红,等. 油用向日葵 GDSL 脂酶/脂肪酶基因的序列分析[J]. 中国农业大学学报, 2018,23(10):18-28.
- [26]赵继武. 土壤-植物系统中铀生物有效性和迁移模型的研究[D]. 绵阳:西南科技大学, 2020:24.
- [27]凌云鹤,周瑶,景兵,等. 盐胁迫对向日葵幼苗生长及生理特性的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2019,37(4):139-145.
- [28]Dushenkov S, Vasudev D, Kapulnik Y, et al. Removal of uranium from water using terrestrial plants[J]. Environmental Science & Technology, 1997,31(12):3468-3474.
- [29]江文静,王丹,姚天月. 铀及其伴生重金属镉的根茎类富集植物的筛选[J]. 农业环境科学学报, 2017,36(1):39-47.
- [30]杨翠凤,滕峥,李荣峰,等. 向日葵对重金属胁迫的防御机制及其土壤修复效率提高途径[J]. 河南农业科学, 2018,47(4):1-7.
- [31]王聿双,丁璐,牟美睿,等. 铅胁迫对向日葵 (*Helianthus annuus*) 幼苗蛋白二级结构的影响[J]. 分子植物育种, 2019,17(21):6967-6972.
- [32]焦玉宇,郭俊梅,杨俊兴,等. 不同向日葵品种对镉积累差异性的田间研究[J]. 作物杂志, 2018(6):89-95.
- [33]曾小彪,黄开腾,唐鑫,等. 砷胁迫对向日葵幼苗生长影响的研究[J]. 安徽农学通报, 2020,26(16):28-29,163.
- [34]Manara A, Fasani E, Furini A, et al. Evolution of the metal hyperaccumulation and hypertolerance traits[J]. Plant, Cell & Environment, 2020,43(12):2969-2986.
- [35]Li C, Wang M L, Luo X G, et al. Accumulation and effects of uranium on aquatic macrophyte *Nymphaea tetragona* Georgi: potential application to phytoremediation and environmental monitoring[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2019,198:43-49.
- [36]Meng F D, Jin D C, Guo K, et al. Influences of U sources and forms on its bioaccumulation in Indian mustard and sunflower[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2018,229(11):369.
- [37]贾文甫,罗学刚,陈功亮,等. 黄秋葵对铀胁迫的光合生理响应及吸收特征[J]. 环境科学与技术, 2015,38(10):41-47.
- [38]Ahsan M T, Najam-Ul-Haq M, Idrees M, et al. Bacterial endophytes enhance phytostabilization in soils contaminated with uranium and lead[J]. International Journal of Phytoremediation, 2017,19(10):937-946.
- [39]Imran M, Hu S L, Luo X G, et al. Phytoremediation through *Bidens*

- pilosa* L., a nonhazardous approach for uranium remediation of contaminated water[J]. International Journal of Phytoremediation, 2019, 21(8): 752–759.
- [40] 唐丽, 柏云, 邓大超, 等. 修复铀污染土壤超积累植物的筛选及积累特征研究[J]. 核技术, 2009, 32(2): 136–141.
- [41] 徐俊, 龚永兵, 张倩慈, 等. 三种植物对铀耐性及土壤中铀吸收积累差异的研究[J]. 化学研究与应用, 2009, 21(3): 322–326.
- [42] 黄德娟, 徐卫东, 罗明标, 等. 某铀矿九种优势草本植物铀的测定[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(3): 29–31.
- [43] 沈振国, 陈怀满. 土壤重金属污染生物修复的研究进展[J]. 农村生态环境, 2000, 16(2): 39–44.
- [44] 赵爱芬, 赵雪, 常学礼. 植物对污染土壤修复作用的研究进展[J]. 土壤通报, 2000, 31(1): 43–46.
- [45] 旷远文, 温达志, 周国逸. 有机物及重金属植物修复研究进展[J]. 生态学杂志, 2004, 23(1): 90–96.
- [46] 夏立群, 张红莲, 简纪常, 等. 植物修复技术在近海污染治理中的研究与应用[J]. 水资源保护, 2005, 21(1): 32–35.
- [47] 武正华, 张宇峰, 王晓蓉, 等. 土壤重金属污染植物修复及基因技术的应用[J]. 农业环境保护, 2002, 21(1): 84–86.
- [48] Witherspoon J P. Effects of internal ¹³⁷Cs radiation on seeds of *Liriodendron tulipifera* [J]. Radiation Botany, 1968, 8(1): 45–48.
- [49] 唐永金, 罗学刚, 江世杰, 等. 铈、铉、铀对 5 种植物种子发芽的影响[J]. 种子, 2013, 32(4): 1–4.
- [50] 唐永金, 罗学刚, 曾峰, 等. 不同植物对高浓度铀胁迫的响应与铀富集植物筛选[J]. 核农学报, 2013, 27(12): 1920–1926.
- [51] Burzyński M, Kłobus G. Changes of photosynthetic parameters in cucumber leaves under Cu, Cd, and Pb stress[J]. Photosynthetica, 2004, 42(4): 505–510.
- [52] Tezara W, Mitchell V J, Driscoll S D, et al. Water stress inhibits plant photosynthesis by decreasing coupling factor and ATP[J]. Nature, 1999, 401(6756): 914–917.
- [53] 赵鲁雪, 罗学刚, 唐永金, 等. 铀污染环境下植物的光合生理变化及对铀的吸收转移[J]. 安全与环境学报, 2014, 14(2): 299–304.
- [54] 曾峰, 唐永金. 铀胁迫对植物光合特性的影响及植物对铀的吸收转移[J]. 环境工程学报, 2014, 8(7): 3075–3082.
- [55] 牛之欣, 孙丽娜, 孙铁珩. 水培条件下四种植物对 Cd、Pb 富集特征[J]. 生态学杂志, 2010, 29(2): 261–268.
- [56] 吴运东, 郭旭丽, 李朋朋, 等. 向日葵对重金属复合污染土壤中 Cd、Zn、Pb、Cr 的吸收和转运特性研究[J]. 湖南农业科学, 2020(9): 47–51.
- [57] Alsabbagh A H, Abuqudaira T M. Phytoremediation of Jordanian uranium-rich soil using sunflower[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2017, 228: 219.
- [58] Shahandeh H, Hossner L R. Enhancement of uranium phytoaccumulation from contaminated soils[J]. Soil Science, 2002, 167(4): 269–280.
- [59] Shahandeh H, Hossner L R. Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2002, 141(1/2/3/4): 165–180.
- [60] Ramaswami A, Carr P, Burkhardt M. Plant – uptake of uranium: hydroponic and soil system studies [J]. International Journal of Phytoremediation, 2001, 3(2): 189–201.
- [61] 朱业安. 铀矿区土壤重金属污染与铀富集植物累积特征研究[D]. 抚州: 东华理工大学, 2013: 6–7.
- [62] Chen L, Liu J R, Zhang W X, et al. Uranium (U) source, speciation, uptake, toxicity and bioremediation strategies in soil – plant system: a review[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 413(580): 125319.
- [63] Gupta D K, Vuković A, Semenishchev V S, et al. Uranium accumulation and its phytotoxicity symptoms in *Pisum sativum* L. [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27(3): 3513–3522.
- [64] Nie X Q, Dong F Q, Liu N, et al. Subcellular distribution of uranium in the roots of *Spirodela punctata* and surface interactions [J]. Applied Surface Science, 2015, 347: 122–130.
- [65] Hu N, Lang T, Ding D X, et al. Enhancement of repeated applications of chelates on phytoremediation of uranium contaminated soil by *Macleaya cordata* [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2019, 199/200: 58–65.
- [66] Gill S S, Tuteja N. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants [J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2010, 48(12): 909–930.
- [67] Vanhoudt N, Vandenhove H, Horemans N, et al. Uranium induced effects on development and mineral nutrition of *Arabidopsis thaliana* [J]. Journal of Plant Nutrition, 2011, 34(13): 1940–1956.
- [68] Chen L, Long C, Wang D, et al. Phytoremediation of cadmium (Cd) and uranium (U) contaminated soils by *Brassica juncea* L. enhanced with exogenous application of plant growth regulators[J]. Chemosphere, 2020, 242: 125112.
- [69] Misson J, Henner P, Morello M, et al. Use of phosphate to avoid uranium toxicity in *Arabidopsis thaliana* leads to alterations of morphological and physiological responses regulated by phosphate availability[J]. Environmental and Experimental Botany, 2009, 67(2): 353–362.
- [70] Moll H, Sachs S, Geipel G. Plant cell (*Brassica napus*) response to europium (III) and uranium (VI) exposure [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2020, 27(25): 32048–32061.
- [71] Lai J L, Liu Z W, Li C, et al. Analysis of accumulation and phytotoxicity mechanism of uranium and cadmium in two sweet potato cultivars[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 409: 124997.
- [72] Ameen N, Amjad M, Murtaza B, et al. Biogeochemical behavior of nickel under different abiotic stresses: toxicity and detoxification mechanisms in plants [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(11): 10496–10514.
- [73] Pal R, Rai J P N. Phytochelatin: peptides involved in heavy metal detoxification[J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2010, 160(3): 945–963.
- [74] Yadav S K. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role

- of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants[J]. *South African Journal of Botany*,2010,76(2):167-179.
- [75] Sharma S S, Dietz K J, Mimura T. Vacuolar compartmentalization as indispensable component of heavy metal detoxification in plants[J]. *Plant, Cell & Environment*,2016,39(5):1112-1126.
- [76] Yu H Y, Wang K J, Huang H G, et al. The regulatory role of root in cadmium accumulation in a high cadmium-accumulating rice line (*Oryza sativa* L.) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*,2021,28(20):25432-25441.
- [77] Hansen A M, Leckie J O, Mandelli E F, et al. Study of copper(II) association with dissolved organic matter in surface waters of three Mexican coastal lagoons[J]. *Environmental Science & Technology*, 1990,24(5):683-688.
- [78] 陈立, 王丹, 龙婵, 等. 三种螯合剂对向日葵修复铀污染土壤的效应研究[J]. *中国农学通报*,2017,33(11):81-88.
- [79] 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(324):1183-1190.
- [80] 龙婵, 王丹, 陈立, 等. 4种植物激素对向日葵富集 U 和 Cd 的影响[J]. *环境工程学报*,2017,11(5):3251-3257.
- [81] 荣丽杉. 铀污染土壤的植物-微生物修复及其机理研究[D]. 衡阳:南华大学,2015:9-18.
- [82] 钟娟, 刘兴宇, 张明江, 等. 铀污染的微生物修复技术研究进展[J]. *稀有金属*,2021,45(1):93-105.
- [83] 马溪平, 付保荣, 李法云, 等. 植物-微生物联合修复污染土壤的研究[J]. *中国公共卫生*,2005,21(5):572-573.
- [84] 邓闻杨. 铀污染水体的植物-微生物联合修复研究[D]. 绵阳:西南科技大学,2019:48-49.
- [85] 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(9):1464-1473.
- [86] 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(3):427-436.
- [87] 陈可. 两种植物根际促生菌对博落回抗干旱及富集铀性能的增强作用研究[D]. 衡阳:南华大学,2018:27-35.
- [88] 郭晨冉, 陈井影, 姚逸晖, 等. 黑麦草-根内球囊霉联合修复铀污染土壤[J]. *有色金属(冶炼部分)*,2021(3):65-70.
- [89] Newsome L, Morris K, Lloyd J R. The biogeochemistry and bioremediation of uranium and other priority radionuclides [J]. *Chemical Geology*,2014,363(1):164-184.
- [90] 牛荣成, 魏树和, 周启星, 等. 植物-微生物联合修复重金属污染土壤研究进展[J]. *世界科技研究与发展*,2010,32(5):663-666,680.
- [91] Tomé F V, Rodríguez P B, Lozano J C. The ability of *Helianthus annuus* L. and *Brassica juncea* to uptake and translocate natural uranium and ²²⁶Ra under different milieu conditions [J]. *Chemosphere*,2009,74(2):293-300.
- [92] 任少雄, 王丹, 徐长合, 等. 肥料配方对向日葵提取修复 U、Cd 效率的影响[J]. *环境科学与技术*,2016,39(9):19-27,102.
- [93] Alam M S, Gorman-Lewis D, Chen N, et al. Mechanisms of the removal of U(VI) from aqueous solution using biochar: a combined spectroscopic and modeling approach[J]. *Environmental Science & Technology*,2018,52(22):13057-13067.
- [94] Nelissen V, Saha B K, Ruyschaert G, et al. Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions [J]. *Soil Biology and Biochemistry*,2014,70:244-255.
- [95] 刘俊, 朱宇, 李志良, 等. 重金属污染土壤中施加荔枝木生物炭对向日葵植株吸收累积铅镉砷的影响[J]. *生态与农村环境学报*,2019,35(12):1610-1616.
- [96] 杨田. 低压电场作用下植物对铀胁迫的响应与富集[D]. 绵阳:西南科技大学,2019:42-45.
- [97] 赵晓蕊, 单连友, 张金远, 等. 植物对铀污染土壤的修复[J]. *草业科学*,2013,30(11):1881-1888.
- [98] 李君, 葛跃, 王明新, 等. 镉对蓖麻耐性生理及营养元素吸收转运的影响[J]. *环境科学学报*,2016,36(8):3081-3087.
- [99] 李春雷. Cu 胁迫对蓖麻生理反应和积累特性的影响[D]. 武汉:华中农业大学,2016:7-8.
- [100] 张玉芬. 蓖麻对镉的耐性机制及有机酸对镉积累调控作用[D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学,2016:35-43.
- [101] Cosio C, Martinoia E, Keller C. Hyperaccumulation of cadmium and zinc in *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* at the leaf cellular level[J]. *Plant Physiology*,2004,134(2):716-725.
- [102] Antolín G, Tinaut F V, Briceño Y, et al. Optimisation of biodiesel production by sunflower oil transesterification [J]. *Bioresource Technology*,2002,83(2):111-114.
- [103] Liu Z L, Wan X, Wang Q, et al. Performances of a multi-product strategy for bioethanol, lignin, and ultra-high surface area carbon from lignocellulose by PHP (phosphoric acid plus hydrogen peroxide) pretreatment platform[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*,2021,150:111503.
- [104] 万芹方, 陈雅宏, 胡彬, 等. 植物对土壤中铀的吸收与富集[J]. *植物学报*,2011,46(4):425-436.
- [105] 陈威, 胡南, 陈可, 等. 博落回和竹柳间作修复铀污染土壤的研究[J]. *原子能科学技术*,2018,52(10):1748-1755.