

# 重金属污染土壤的园林植物修复技术及其应用研究进展\*

洗丽铎 梁登裕 冯嘉仪 吴道铭 陈红跃

(华南农业大学 林学与风景园林学院, 广东广州 510642)

**摘要** 工业、农业和交通等来源引起的土壤重金属污染问题日益突出, 土壤环境质量形势严峻, 污染土壤的生态修复与治理已然成为亟待解决的科学问题。植物修复技术是修复重金属污染土壤的一种有效途径。基于园林植物对重金属元素的富集和吸收作用, 植物修复技术具有经济、生态、环保、对环境破坏力度小、美化环境等优势, 已成为众多学者关注的研究热点。文章通过查阅文献资料, 对近年园林植物修复重金属污染土壤领域的研究成果进行了梳理与阐述, 从园林植物修复土壤重金属的技术、重金属富集园林植物的筛选、植物修复技术的联合应用等方面进行了总结归纳和分析, 同时对植物修复土壤重金属污染的发展前景进行了展望。

**关键词** 园林植物; 重金属污染土壤; 超富集植物; 植物修复联合技术

**中图分类号:** X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 2096-2053 (2021) 03-0124-09

## Remediation Technology and Its Application of Landscape Plants for Heavy Metal Contaminated Soil

XIAN Lihua LIANG Dengyu FENG Jiayi  
WU Daoming CHEN Hongyue

(College of Forestry and Landscape Architecture, South China Agricultural University, Guangzhou, Guangdong 510642, China)

**Abstract** The environmental problem of soil heavy metal pollution caused by industry, agriculture, transportation, etc. is becoming increasingly prominent. The situation of soil environmental quality is severe, and ecological remediation and treatment of polluted soil have become an urgent scientific problem to be solved. Phytoremediation technology is considered as an effective approach to remediation of soils contaminated by heavy metals. Based on the enrichment and absorption of heavy metal elements by landscape plants, phytoremediation technology has become a research focus of scholars for its advantages in economy, ecology, environmental protection, small damage to the environment and beautification of the environment. In this paper, the landscape phytoremediation of heavy metal contaminated soil in recent years and the research achievements in the field were studied by summarizing and analyzing the consult literature in the following aspects: 1) landscape plant repairing technology of soil heavy metal, 2) heavy metal enrichment of landscape plant selection, 3) joint application of phytoremediation technology. The development prospect of phytoremediation of soil heavy metal pollution was prospected.

**Key words** landscape plants; heavy metal contaminated soil; superenriched plants; joint phytoremediation techniques

\* 基金项目: 国家自然科学基金项目 (41807112), 广州市生态环境局项目 (h20210335), 华南农业大学大学生创新创业训练计划项目 (2019002)。

第一作者: 洗丽铎 (1987—), 女, 实验师, 从事园林植物应用与城市绿化研究, E-mail: xianlihua@scau.edu.cn。

通信作者: 陈红跃 (1964—), 男, 教授, 主要从事森林培育教学与研究, E-mail: chenryue@scau.edu.cn。

随着人口的快速增长及城市化、工业化、农村集约化进程的加速，矿山开采与冶炼、农业生产中化肥农药的大量施用，城市建设发展用地、城市生活污水和工业污水大量排放<sup>[1]</sup>等情况加剧，重金属元素大量进入土壤系统，致使土壤的重金属污染日渐严重。2014年，国土资源部与环境保护部发布了《全国土壤污染状况调查公报》<sup>[2]</sup>，其中指出我国土壤重金属超标率达16%以上，土壤环境形势严峻。重金属元素是一类难以降解的积累性元素，常见重金属元素包括锰(Mn)、锌(Zn)、铜(Cu)、镍(Ni)、镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)、汞(Hg)、砷(As)、银(Ag)、锡(Sn)等。在环境污染方面，Cd、Hg、Pb、Cr、As等重金属的生物毒性较强，Cu、Zn、Ni、Sn、钴(Co)、钒(V)等重金属也具有毒性。土壤中的重金属经过植物富集后沿食物链在营养级之间传递，从而进入人体，危害人类生命健康。如人体暴露于高水平的Pb会导致严重的健康隐患，可导致缺乏协调性或神经系统瘫痪，尤其对幼儿智力发育有着严重的不良影响<sup>[3]</sup>，在华南沿海地区具有代表性的森林土壤，Pb含量较高，均超过土壤污染风险管控标准规定的风险筛选值 $70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[4]</sup>。Cd在人体内含量超标会导致泌尿系统功能紊乱，甚至影响骨骼发育；As是成人和儿童急性重金属中毒的最常见原因，会导致呼吸系统疾病，如肺功能降低甚至肺癌<sup>[5-6]</sup>；Hg是一种神经毒素，会损害人的中枢神经系统，包括语言中枢和听觉中枢，还会导致肌无力<sup>[7]</sup>。同时，重金属污染还对生态系统构成了隐性威胁，也对城市的生存发展提出了严峻的挑战。目前世界各国环境工作者都在共同关注土壤重金属污染问题，治理修复土壤重金属污染已成为一项研究热点。

将园林植物用于修复遭受重金属污染的土壤，不但能够减轻土壤的污染程度，而且还能净化空气、美化环境，避免重金属从食物链进入人体，带来环境与社会效益<sup>[8]</sup>。我国辽阔的国土和复杂多样的地形地势造就了丰富的植物资源，有可能蕴藏大量的超富集植物。丰富的植物资源为开展园林植物修复技术方面的研究提供了良好的条件，本文旨在对近年植物修复重金属污染土壤的研究作一综合论述，以期对园林植物在土壤重金属修复上的应用提供参考。

## 1 园林植物修复重金属污染土壤技术

园林植物指应用于园林绿化的植物，可分为庭荫植物、行道树、花灌木、绿篱植物、垂直绿化植物、地被植物、室内装饰植物等<sup>[9]</sup>。园林植物不仅可用作组景、观赏、装饰、分隔空间、防护、庇荫等，更是城市复合生态系统的重要组成部分，在空气净化、土壤修复、气候调节、生态环境的改善等方面起着不可或缺的作用。植物修复技术指利用天然生长植物，或通过基因工程手段培育的新植物，对土壤重金属污染进行修复的一类技术的总称，这一技术可利用植物系统本身或其根际微生物群落来挥发、固定或移除土壤中的重金属，去除或减缓由重金属污染物及其它有机或无机毒物造成的土壤污染<sup>[10]</sup>。植物修复土壤重金属污染的技术主要包括植物提取作用、植物挥发作用和植物固定作用。植物修复技术可实现治理过程的原位性，成本低廉且效果永久，更具有后期处理简易和环境美学兼容等优点<sup>[11-12]</sup>，是治理重金属污染土壤的优良选择。

### 1.1 植物提取

植物提取基于植物的过度积累机制<sup>[13]</sup>，指利用超富集植物根系大量吸收土壤中的重金属并转运到地上的可收割部分，通过定期收获植物或植株死亡来去除土壤中的重金属，以达成修复重金属污染土壤的目标<sup>[14]</sup>，适用于重金属污染较严重且已知污染重金属元素的土壤。超富集植物分为两类：包括超积累植物和诱导积累植物。超积累植物能够较强地吸收富集重金属，诱导积累植物虽无超积累特性，但经过改造同样能够被诱导出超积累能力。植物提取目前是最广为使用的，其发展前景也十分广阔。

### 1.2 植物挥发

植物挥发是利用一些植物根系分泌的特殊物质，或由于植物代谢潜能与根际微生物的共同作用，使土壤中的重金属转化为可挥发形式释放到环境中的方法<sup>[15]</sup>，对于消除土壤中的重金属效果显著，但目前可应用范围仅限于极少数的挥发性重金属如Hg和硒(Se)<sup>[14]</sup>。植物挥发虽然能够使土壤中重金属的含量暂时降低，但同时又会污染周围的环境，因而采用植物挥发技术必须满足转化产物毒性小于未转化前的条件，以避免对环境造成危害。

### 1.3 植物固定

植物固定是利用植物根部积累、沉淀、转化重金属,降低污染基质中重金属的流动性,减少其被生物利用;或通过根表皮细胞吸附重金属元素,使其固定于植物体内或体表,进而减轻土壤重金属污染的植物修复技术<sup>[14]</sup>。该技术适用于轻度重金属污染土壤。用于植物固定的植物应具有较发达的根系,根系分泌物能够沉淀、吸附或还原重金属,并且金属从根到芽的迁移率较低<sup>[16-17]</sup>。然而,植物固定只能短暂地固定重金属,无法将其从土壤中去,一旦周围环境改变,就可能使重金属重新活化继而恢复毒性,因此目前植物固定修复技术仍需改进。

## 2 重金属富集园林植物的筛选

应用植物修复重金属污染土壤的重点在于选择适宜的超富集植物。大部分重金属在植物的生长周期内属于非必需元素,其在植物体内积累达到一定含量时会影响植物细胞的生理活性,导致植物的生理指标降低、生理活动受到抑制<sup>[18-19]</sup>。实验证明,植物细胞分裂受到重金属含量升高的负面影响<sup>[20-21]</sup>。重金属毒性会抑制植物细胞中的细胞质酶活性,并由于氧化应激而导致细胞结构受损<sup>[22-23]</sup>。随着重金属在土壤中含量的升高以及时间的延长,重金属对植物造成的毒害作用也会相应增大<sup>[24-26]</sup>。所以,植物对重金属的吸收富集能力、对重金属毒害的耐受力这两项能力的强弱是决定其是否可应用于植物修复的重要条件。

重金属富集植物筛选的理论原则主要包括以下几点:(1)理想的重金属富集植物应满足易于获得、生长速度快、根系统发达、生物量较大、具有较强的抗病虫害能力等条件<sup>[27]</sup>;(2)由于污染重金属种类较多,在选择园林绿化植物时需考虑不同重金属对土壤毒害的协同作用,选择对重金属耐受性较高的植物<sup>[28]</sup>,特别是具有较强的排毒和隔离能力的植物<sup>[29-30]</sup>;(3)在选择修复植物时应集中在乡土植物范围,保护当地的生物多样性<sup>[31-32]</sup>,轻易引进外来植物可能会导致物种入侵,破坏生态系统结构平衡<sup>[33]</sup>;(4)木本植物比草本植物具有更高的生物量和生长率,在中低浓度的重金属污染土壤中能够正常生长,因此在富集重金属的潜力方面,木本植物比草本植物更有效<sup>[34-35]</sup>。学者 Ent 等<sup>[35]</sup>根据干燥叶片中的金属浓度,给出如下超富集植

物标准: Cd  $100 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ; 钴、Cu、Cr  $300 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ; Pb、Ni  $1\ 000 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ; Zn  $3\ 000 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

目前,研究已发现大约 500 种超富集植物,其中菊科、十字花科、石竹科、莎草科、葫芦科、豆科、鸢尾科、唇形科、禾本科、堇菜科、大戟科、紫罗兰科占多数<sup>[36-37]</sup>。常见 Cd 超富集园林植物有柳树 *Salix babylonica*、东南景天 *Sedum alfredii*、南天竹 *Nandina domestica*、杜鹃 *Rhododendron simsii*、雪松 *Cedrus deodara*、桑树 *Morus alba*、银杏 *Ginkgo biloba*、法国冬青 *Viburnum odoratissimum* var. *awabuki*、芦苇 *Phragmites communis* 等;常见 Pb 超富集园林植物有桂花 *Osmanthus* sp.、红花檵木 *Sedum alfredii*、侧柏 *Nandina domestica*、杜鹃、法国冬青、南天竹、杨梅 *Myrica rubra*、芦苇等;常见 Hg 超富集园林植物有杨梅、黄杨 *Buxus sinica*、冬青 *Ilex chinensis*、牵牛 *Ipomoea nil*、榆树 *Ulmus pumila* 等;常见 Cr 超富集园林植物有美人蕉 *Canna indica*、芦苇、牵牛、绿萝 *Epipremnum aureum*、白花三叶草 *Trifolium repens* 等;常见 As 超富集园林植物有杏树 *Armeniaca vulgaris*、柳树、杨树、芦苇等<sup>[8,38]</sup>。其中柳树、南天竹、杜鹃、冬青、杨梅、芦苇对多种重金属有较强的富集吸收能力,且在重金属污染土壤中有较强耐受力,生态功能与环境效益良好,因此在重金属污染土壤修复中可优先选择。

近年来,园林植物对土壤中重金属元素吸收和富集特征的相关研究报道屡见不鲜,针对不同重金属元素的植物筛选也取得了一定的进展(表 1)。张长锋<sup>[39]</sup>研究发现矮型四季菊 *Dendranthema morifolium* 对 Cd 的耐受能力和富集能力较强,可作为理想的土壤 Cd 污染修复植物。崔爽等<sup>[40]</sup>研究发现,美女樱 *Verbena hybrida* 对 Pb 的耐受性较强,可用于固定修复土壤 Pb 污染。侯静等<sup>[41]</sup>进行水培试验发现,牵牛能够较强地耐受和富集重金属 Hg,加上具有美化环境的优点,可以作为 Hg 污染土壤的修复植物在城市进行大范围推广运用。Cui 等<sup>[42]</sup>研究鸡冠花 *Celosia cristata* 等 3 种植物对 Pb 的耐受和积累特征,结果表明鸡冠花是耐受 Pb 的优良树种。董冰冰等<sup>[43]</sup>研究圆叶牵牛 *Ipomoea purpurea* 和黑麦草 *Lolium perenne* 对 Cr 的积累量和耐受程度,结果表明,二者均能够用作修复 Cr 污染土壤的植物资源。



表 1 我国常见园林植物对土壤中重金属元素吸收和富集特征

Table 1 Characteristics of absorption and enrichment of heavy metals in soil by common landscape plants in China

应用的园林植物 The applied landscape plants	重金属元素 Heavy metal element	重金属含量 Heavy metal content	实验方法 Experimental method	地上部富集系数平均值 Average aboveground enrichment coefficient	地下部富集系数平均值 Average underground enrichment coefficient	转运系数平均值 Average transport coefficient	引用文献 References
山矾	Cd	10~100 mg · kg <sup>-1</sup>	培养法	2.83	3.99	0.7	[38]
矮型四季菊	Cd	0~80 mg · kg <sup>-1</sup>	盆栽试验	6.76	5.04	1.39	[39]
美女樱	Pb	1000 mg · kg <sup>-1</sup>	盆栽试验	0.26	—	0.23	[40]
牵牛	Hg	20 mg · kg <sup>-1</sup>	盆栽试验	1.47	—	1.13	[41]
硫华菊 <i>Cosmos sulphureus</i>	Cd	0~150 mg · kg <sup>-1</sup>	盆栽试验	2.69	—	0.53	[44]
杨梅	Pb	0~10 mmol · L <sup>-1</sup>	水培条件	—	—	0.13	[45]
白花三叶草	Cr	0~400 mg · kg <sup>-1</sup>	盆栽试验	1.22	1.54	0.78	[46]
高羊茅 <i>Festuca arundinacea</i>	Cr	0~400 mg · kg <sup>-1</sup>	盆栽试验	1.16	1.44	0.78	[47]
狗牙根 <i>Cynodon dactylon</i>	Cr	2 375.42 mg · kg <sup>-1</sup>	采样调查	0.33	0.98	0.34	[47]
云南泡花树 <i>Meliosma yunnanensis</i>	Cr	28.40 mg · kg <sup>-1</sup>	采样调查	0.92	—	—	[48]

### 3 修复重金属污染土壤的园林植物应用效果

应用园林植物修复重金属污染土壤是促进城市生态恢复与美化环境的一种有效途径，我国已利用植物修复技术在矿工业区生态修复、固体废弃物资源利用等方面进行了尝试，目前仍集中在试验阶段。我国广东、广西、贵州、江苏等地学者利用乡土植物开展了相关研究（表 2），其中所用园林植物多集中于禾本科、大戟科、菊科等。

### 4 不同植物修复技术的联合应用

近年来，将其它治理重金属污染土壤方法与植物修复技术联合应用已成为兴起的新型修复技术，能够极大地弥补单一修复技术的缺陷，是未来植物修复重金属污染土壤领域一个极具前景的发展方向。在实践运用过程中，植物修复主要通过电压修复、螯合剂诱导、改良剂修复、微生物修复和基因工程等方法联合来对土壤进行修复<sup>[58]</sup>（表 3），从分子生物学、物理化学等方面分析联合修复的效果，达到治理修复的目标。

#### 4.1 螯合剂 - 植物修复

螯合剂与土壤中的重金属相结合，可提高土

壤中重金属的含量，从而使植物吸收重金属的能力更加强化<sup>[59]</sup>。Komárek 等<sup>[60]</sup>研究发现，施加乙二胺四乙酸能够显著提高有效态重金属在土壤中的含量，加强了杂交杨树对重金属的吸收；Liphadzi 等<sup>[61]</sup>研究发现向土壤中加入乙二胺四乙酸后向日葵 *Helianthus annuus* 地上部的 Pb 含量明显增加，提取重金属量比不添加螯合剂高约 4 倍。

#### 4.2 基因工程 - 植物修复

使用基因重组技术向植物体内导入具有积累金属特性的外源基因，再移入田间试验进行确认<sup>[62]</sup>。赵汝等<sup>[63]</sup>研究转基因高羊茅对 Pb 的耐受性与吸收能力发现，DREB1A 基因并未改变高羊茅对 Pb 的转运机制，但增强了高羊茅对 Pb 的耐受性及富集能力；Tang 等<sup>[64]</sup>发现矮松 *Pinus virginiana* 导入 CaPF1 基因后，对金属 Cd、Cu、Zn 的抗性也有所提高。

#### 4.3 微生物 - 植物修复

利用一些微生物对重金属的沉淀、吸收、还原和氧化等作用，把重金属污染物转化为毒性较低的物质，来减少土壤中重金属的毒害作用<sup>[65]</sup>。Wang 等<sup>[66]</sup>将美洲黑杨 *Populus deltoides* 接种根瘤菌后，其吸收富集 As 的浓度提高了 1~3 倍；Polti

表 2 应用于修复重金属污染土壤的园林植物及其修复效果

Table 2 Landscape plants applied to remediation of soil contaminated by heavy metals and their remediation effects

研究地点 Sites	应用的园林植物 The applied landscape plants	污染重金属 Contaminated heavy metal	实验方法 Experimental method	修复效果 Remediation effect	参考文献 References
	天堂草 <i>Cynodon dactylon</i> 、美人蕉	Zn、Cd、Ni	盆栽试验	50% 污泥处理中的美人蕉及 25% 污泥处理中的天堂草对 Zn、Ni 和 Cd 的去除效果良好	[49]
广东	鸭脚木 <i>Schefflera octophylla</i> 、小叶黄杨 <i>Buxus sinica</i> var. <i>parvifolia</i> 、金叶假连翘 <i>Duranta erecta</i> 'Golden Leaves'、金光变叶木 <i>Codiaeum variegatum</i> 'Chrysophyllum' 等植物	Cd、Cr、Zn	采样调查	金叶假连翘、金边岑叶槭可修复 Cd；细叶鸡爪槭、金光变叶木可修复 Cr；鸭脚木、小叶黄杨可修复 Zn	[50]
陕西	广玉兰 <i>Magnolia Grandiflora</i> 、海桐 <i>Pittosporum tobira</i> 、夹竹桃 <i>Nerium oleander</i>	Zn、Pb、Cu、Ni、Cd	采样调查	海桐对 Pb、Ni 的吸收富集能力较高；夹竹桃对 Zn、Ni 的吸收富集能力较高；广玉兰对 Cu、Cd、Pb 的吸收富集能力较高。	[51]
贵州	绿萝、吊兰 <i>Chlorophytum comosum</i> 、吊竹梅 <i>Zebrina pendula</i>	Cu、Zn、Cd	盆栽试验	绿萝对 Cu 和 Zn 的修复效率较高，吊兰对 Cd 的修复效率较高，吊竹梅对 Zn 的修复效率较高	[52]
江苏	吊兰	Zn、Pb	盆栽试验	吊兰对 Zn 的富集效果较好，对 Pb 的转运效果较好	[53]
天津	孔雀草 <i>Tagetes patula</i>	Cd- 多氯联苯	盆栽试验	孔雀草对 Cd 的富集系数与转移系数均可达到超积累植物的标准	[54]
	地瓜榕 <i>Ficus tikoua</i>	Pb	土培法	地瓜榕具有修复高浓度 Pb 污染土壤的潜力	[55]
广西	宛田红花油茶 <i>Camellia polyodonta</i> 、棕竹 <i>Rhapis excelsa</i> 、博白大果油茶 <i>Camellia gigantocarpa</i>	Cd	土培法	3 种植物对 Cd 污染土壤的修复能力相对较弱	[56]
	棕竹、宛田红花油茶	Mn	土培法	棕竹对 Mn 的耐性较强；宛田红花油茶可用于净化污染较轻地区	[57]

等<sup>[67]</sup>将链霉菌接种于玉米 *Zea mays* 幼苗上种植在 200 mg · kg<sup>-1</sup> 的 Cr (VI) 污染土壤中，玉米的生物量增加了 57%，土壤中的生物可利用 Cr 含量下降了 96%。

#### 4.4 电压 - 植物修复

电极周围的土壤溶液通过电压条件可发生电化学反应，导致土壤的理化性质改变，增加土壤中重金属的含量，从而增强植物对重金属的积累和吸收<sup>[68]</sup>。徐海舟<sup>[69]</sup>研究东南景天联合直流电场修复 Cd 污染土壤发现，直流电场作用下可促进东南景天生长，且植株地上部分对 Cd 的吸收富集量有明显提高。

#### 4.5 化学改良剂 - 植物修复

在土壤中加入磷酸盐、石灰、硅酸盐等土壤改良剂可以调节土壤理化性质及营养。陈永华等<sup>[70]</sup>研究改良剂对夹竹桃、栾树 *Koelreuteria paniculata*、泡桐 *Paulownia fortunei* 和苕麻 *Boehmeria nivea* 的影响，结果表明土壤中的重金属含量显著

低于未添加改良剂处理的重金属含量，植物对 Pb 和 Zn 的转运与富集能力也有一定的提高。

## 5 超富集植物安全处置与有效利用

超富集植物收获后，若未进行妥善安全的处置，其体内富含的重金属成分可能重新返回到环境，造成二次污染。近年来，众多学者们<sup>[71]</sup>研究出了一系列技术来处置修复后的植物生物质，不同技术存在各自的优点与不足。焚烧法、高温分解法、灰化法的减量化达 90% 以上，液相萃取法和植物冶金法环境风险低，金属可回收，但其减量化较低（表 4）。

## 6 展望

当前植物修复技术在迅速发展，具有广泛的应用前景。从植物资源方面，我国植物种类丰富，为我国进行筛选超富集植物与应用奠定了坚实的基础。对比传统的工程、化学、物理修复等技术，

表 3 联合应用多种修复技术修复重金属污染土壤

Table 3 Combined application of multiple remediation technologies to remediate heavy metal contaminated soil

应用的园林植物 Applied landscape plants	污染重金属 Contaminated heavy metal	实验方法 Experimental method	联合应用 Combined application of technology	参考文献 References
杂交杨树	Pb	盆栽试验	螯合剂乙二胺四乙酸	[60]
向日葵	Pb	大田实验	螯合剂乙二胺四乙酸	[61]
高羊茅	Pb	水培试验	DREB1A 基因	[63]
矮松	Cd、Cu、Zn	培养皿试验	Ca PF1 基因	[64]
美洲黑杨	As	盆栽试验	微生物菌体	[66]
玉米	Cr	盆栽试验	链霉菌	[67]
东南景天	Cd	盆栽试验	直流电场	[69]
夹竹桃、栾树、泡桐、苕麻	Pb、Zn	盆栽试验	改良剂	[70]

表 4 超富集植物安全处置方法及其优缺点

Table 4 Safe disposal methods of superenriched plants and their advantages and disadvantages

处置方法 Disposal methods	优点 Advantages	缺点 Disadvantages	参考文献 References
焚烧法	减量化在 90% 以上，便于运输和储存，热能发电，炉渣中镉、铜、铅等金属可回收，底灰可农用。	耗能大，排放危险废气，灰分固化过程中需要投加化学药剂，设备及运行维护费用高。	[72]
高温分解法	减量化在 90% 以上，密闭条件进行可减少有害气体排放，裂解气和生物油可作燃料，焦炭渣可熔炼含铅、锌等植物以回收重金属，底灰可农用。	植物含水率不能超过 30%，焦炭渣中含有固化的硫和重金属等，具有潜在风险；设备安装、调试及日常运行维护费用昂贵。	[73]
堆肥法	环境风险低，减量化大于 25%，堆肥可农用。	处理周期长达 2-3 个月，堆肥产物需后续处理，大规模推广应用的费用较高。	[74]
灰化法	减量化大于 90%，飞灰颗粒小、比表面大、且具有多孔性，可应用于对污水处理，金属可回收。	技术不成熟，无工业化应用。	[75]
压缩填埋法	减量化大于 50%，金属可回收。	技术不成熟，没有关于渗滤液中重金属回收及压缩产物处理的报道。	[76]
液相萃取法	环境风险低，金属可回收。	减量化较低，技术不成熟，无工业化应用。	[77]
植物冶金法	环境风险低，金属可回收。	减量化较低，周期较长且受季节和气候等因素影响显著，工艺流程复杂。	[78]

植物修复优势明显：操作简单便捷、投资和运营成本较低、无二次污染且后期易于处理，可恢复土地使用功能，改善城市生态环境。从可持续发展层面，植物修复更符合环境保护的标准，占用资源少，能够促进物质循环，有益于形成良好的生态系统。利用园林植物治理修复土壤重金属污染是一条经济、绿色、可持续的生态修复途径。

虽然利用园林植物修复重金属污染土壤具有诸多优点及显著的环境、经济、社会效益，但在实际应用中仍存在一定的局限性：（1）植株生物量低：许多超富集植物生物量较低，植株体量矮小，生长速度较慢，极大地影响了修复效率，机

械化作业条件难以实现；（2）引种困难：超富集植物大多来自野外，且具有较强的区域分布性，对水分、气候、盐度、土壤肥力、酸碱度等生长条件有一定的标准，使引种栽培受到限制；（3）专一性强：单种超富集植物通常具有特定吸收富集的一到两种重金属元素，对其它重金属则反映为中毒症状，因此使植物修复技术在治理多种重金属交叉污染土壤方面的应用受到限制；（4）循环污染：由于器官腐败、落叶以及死亡后未及时回收处理等原因，富集在植物体内的重金属可能重新返回到环境中，造成二次污染。

近年来，超富集植物的筛选与应用、多种修



复技术的联合应用、分子生物学手段的应用等成为植物修复的重要发展方向。有学者在全国范围内甚至国外调查统计超富集植物资源,了解超富集植物的分布区域并创建相应的数据库,对发现的超富集植物进行培育筛选<sup>[71]</sup>。超富集植物的筛选可以与分子生物学手段结合,利用转基因技术,把相关超积累调控基因和耐受基因转入至生长速度快、生物量较大的污染地区乡土植物体内,通过强化和筛选,最终得到转基因超富集植物。微生物因其降解重金属的能力也可被用于植物修复<sup>[72]</sup>,可降解重金属微生物的基因重组技术包括使用新载体将基因片段引入植物宿主、开发调节基因表达的新方式、使用靶向诱变和随机诱变来增加生物降解酶的活性<sup>[73-74]</sup>。

超富集园林植物应能够一定程度上耐受所修复的重金属,才能够在被污染的土壤上正常生长。不同植物可耐受的重金属有差异,在单一重金属污染情况下和多种重金属交叉污染情况下,其对于重金属的富集量也有较大差异。目前超富集园林植物对多种重金属耐性机制相关方面的研究较为欠缺,而且局限在单一生态环境范畴内,难以进行宏观判断。若能研究出减少甚至无二次污染且具有一定经济效益的重金属回收利用技术,将成为植物修复技术极具前景的发展方向。土壤淋洗、电化学和植物提取等方法各有其优劣势及适用范围,若能根据实际污染情况选择适合方法,在修复土壤重金属污染实践中进行综合应用,效果可能事半功倍。植物修复技术虽然存在一定的局限性,但其在生态修复上应用前景广阔,需要科研工作者的进一步研究,完善并加强各类园林植物修复重金属污染土壤的实践环节,创立实践基地,进行植物修复重金属污染土壤的示范,对超富集植物的作用和机理进行持续研究。

### 参考文献

- [1] 刘彩红, 胡喻华, 张春霞, 等. 广东沿海红树林生态修复模式研究[J]. 林业与环境科学, 2020, 36(4): 102-106.
- [2] 环境保护部和国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 油气田环境保护, 2014, 24(3): 66.
- [3] FLORA G J S. Arsenic toxicity and possible treatment strategies: Some recent advancement[J]. Current Trends in Biotechnology and Pharmacy, 2012, 6(3): 280-289.
- [4] 谭琳, 肖丽娜, 江瑶, 等. 森林土壤重金属空间分布特征及污染评价: 以华南沿海地区为例[J]. 林业与环境科学, 2021, 37(1): 116-121.
- [5] Dadzie E. Assessment of heavy metal contamination of the Densu River, Weija From Leachate[D]. Kumasi: Kwame Nkrumah University of Science and Technology, 2012.
- [6] TSCHIRHART C, HANDSCHUMACHER P, LAFFLY D, et al. Resource management, networks and spatial contrasts in human mercury contamination along the Rio Beni (Bolivian Amazon)[J]. Human Ecology, 2012, 40(4): 511-523.
- [7] LAKHERWAL D. Adsorption of heavy metals: A review[J]. Environmental Research and Development, 2014, 4(1): 41-48.
- [8] 曹瑞祺, 方松林, 曹盼宫. 重金属污染土壤园林植物修复研究进展[J]. 北方园艺, 2019(16): 145-152.
- [9] 冯志坚, 陈锡沐, 翁殊斐. 园林植物学: 南方版[M]. 重庆: 重庆大学出版社: 2013.
- [10] ANDERSON T A, GUTHIE E A, WALTON B T. Bioremediation in the rhizosphere[J]. Environmental Science and Technology, 1993, 27(13): 2630-2636.
- [11] 白向玉. 剩余污泥中重金属污染的蚯蚓活化: 花卉植物修复机理研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2010.
- [12] 陈凌. 土壤镉污染的植物修复技术[J]. 无机盐工, 2009, 41(2): 4547.
- [13] JUTSZ A M, GNIDA A. Mechanisms of stress avoidance and tolerance by plants used in phytoremediation of heavy metals[J]. Archives of Environmental Protection, 2015, 41(4): 96-103.
- [14] 崔德杰, 张玉龙. 土壤重金属污染现状与修复技术研究进展[J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 366-370.
- [15] TAK H I, AHMAD F, BABALOLA O O. Advances in the application of plant growth-promoting rhizobacteria in phytoremediation of heavy metals[J]. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 2013, 223: 33-52.
- [16] OJUADERIE O B, BABALOLA O O. Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: a review[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14(12): 1504.
- [17] ISLAM M S, UENO Y, SIKDER M T, et al. Phytofiltration of arsenic and cadmium from the water environment using *Micranthemum umbrosum* (J. F. Gmel) S. F. Blake as a hyperaccumulator[J]. International Journal of Phytoremediation, 2013, 15(10): 1010-1021.
- [18] 鲁如坤, 熊礼明, 时正元. 关于土壤-作物生态系统中镉

- 的研究[J]. 土壤, 1992, 24(3): 129-132.
- [19] 沙尔比亚·阿合尼亚孜. 重金属对植物影响及其解决措施[J]. 现代农业科学, 2009, 16(5): 182-183.
- [20] POURRUT B, SHAHID M, DUMAT C, et al. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants[J]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2011, 213: 113-136.
- [21] JADIA C D, FULEKAR M H. Phytoremediation of heavy metals: recent techniques[J]. *African Journal of Biotechnology*, 2009, 8(6): 921-928.
- [22] CHIBUIKE G U, OBIORA S C. Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods[J]. *Applied and Environmental Soil Science*, 2014, 1: 1-12.
- [23] GAUR N, FLORA G, YADAV M, et al. A review with recent advancements on bioremediation-based abolition of heavy metals[J]. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 2014, 16(2): 180-193.
- [24] 陈怀满. 土壤—植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996: 1-14.
- [25] 赵文静, 郭伟, 赵仁鑫, 等. 稀土元素对土壤-植物系统中重金属行为的影响及其机理研究进展[J]. 土壤通报, 2014, 45(2): 508-512.
- [26] JABEEN R, AHMAD A, IQBAL M. Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms[J]. *The Botanical Review*, 2009, 75(4): 339-364.
- [27] 王梦军, 韩张雄, 董抒浩, 等. 园林植物中重金属元素检测及其对重金属污染土壤修复综述[J]. 山东林业科技, 2018, 48(5): 122-124.
- [28] Muszyńska E, Hanus-Fajerska E. Why are heavy metal hyperaccumulating plants so amazing?[J]. *Biotechnology, Computational Biology and Bionanotechnology*, 2015, 96(4): 265-271.
- [29] Rascio N, Navari-Izzo F. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? and what makes them so interesting?[J]. *Plant Science*, 2011, 180(2): 169-181.
- [30] Leguizamo M A O, Gómez W D F, Sarmiento M C G. Native herbaceous plant species with potential use in phytoremediation of heavy metals, spotlight on wetlands—a review[J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 1230-1247.
- [31] Montes C, Rendón M, Varela L, et al. Manual de restauración de humedales mediterráneos[M]. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, 2007.
- [32] PIMENTEL D, MCNAIR S, JANECKA J, et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2001, 84(1): 1-20.
- [33] CHU S, JACOBS D F, LIAO D, et al. Effects of landscape plant species and concentration of sewage sludge compost on plant growth, nutrient uptake, and heavy metal removal[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(35): 35184-35199.
- [34] SHUKLA O P, JUWARKAR A A, SINGH S K, et al. Growth responses and metal accumulation capabilities of woody plants during the phytoremediation of tannery sludge[J]. *Waste Management*, 2011, 31(1): 115-123.
- [35] ENT A V, BAKER A J M, REEVES R D, et al. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction[J]. *Plant and Soil*, 2013, 362(1-2): 319-334.
- [36] BAKER A J M, BROOKS R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. a review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. *Biorecovery*, 1989, 1: 81-126.
- [37] PRASAD M N V. Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: hype for commercialization [J]. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2003, 50(5): 686-701.
- [38] 顾翠花, 王懿祥, 白尚斌, 等. 四种园林植物对土壤镉污染的耐受性[J]. 生态学报, 2015, 35(8): 2536-2544.
- [39] 张长锋. 4种花卉对镉的生理响应及富集特征研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2016.
- [40] 崔爽, 肖明月, 刘艺芸, 等. 3种花卉对铅的吸收富集能力研究[J]. 草原与草坪, 2014, 34(3): 82-84.
- [41] 侯静, 姜华, 关晓欢, 等. 汞抗性花卉的筛选与牵牛对汞胁迫的响应[J]. 大连交通大学学报, 2012, 33(1): 83-88+93.
- [42] CUI S, ZHANG T, ZHAO S, et al. Evaluation of three ornamental plants for phytoremediation of Pb-contaminated soil [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2013, 15(4): 299-306.
- [43] 董冰冰, 陈友媛, 惠红霞, 等. 黑麦草和牵牛花对铬耐受能力和积累效果的指标表征研究[J]. 环境科学, 2016, 37(10): 4044-4053.
- [44] 林立金, 马倩倩, 石军, 等. 花卉植物硫华菊的镉积累特性研究[J]. 水土保持学报, 2016, 30(3): 141-146.
- [45] 何新华, 陈力耕, 何冰, 等. 铅对杨梅幼苗生长的影响[J]. 果树学报, 2004, 21(1): 29-32.
- [46] 王爱云, 黄姗姗, 钟国锋, 等. 铬胁迫对3种草本植物生长及铬积累的影响[J]. 环境科学, 2012, 33(6): 2028-2037.
- [47] 郑施雯, 魏远, 顾红波, 等. 铬污染地区植物重金属含量特征与耐性植物筛选研究[J]. 林业科学研究, 2011, 24(2): 205-211.
- [48] 毕波, 刘云彩, 陈强, 等. 10个常绿树种对汞铅镉铬的富集能力研究[J]. 西部林业科学, 2012, 41(4): 79-83.
- [49] 陈秋丽, 张朝升, 李淑更, 等. 园林植物修复污泥施肥土壤重金属污染的应用研究[J]. 仲恺农业工程学院学报, 2009, 22(3): 5-10.



- [50] 周霞, 林庆昶, 李拥军, 等. 花卉植物对重金属污染土壤修复能力的研究[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(14): 8133-8135.
- [51] 方松林. 不同园林植物对土壤重金属的吸收及修复效应[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(14): 210-214; 222.
- [52] 杨丹, 刘燕, 刘勇. 4种园林植物修复河道疏浚底泥中重金属污染的试验研究[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(4): 224-227.
- [53] 白向玉, 刘汉湖, 韩宝平, 等. 花卉植物修复剩余污泥中重金属的实验研究[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(10): 39-44; 105.
- [54] 苗欣宇, 李潇. 孔雀草修复重金属-多氯联苯复合污染土壤的实验研究[J]. 科学技术与工程, 2019, 19(18): 361-368.
- [55] 赵健, 仇硕, 李秀娟, 等. 三种园林植物对土壤中重金属Pb的吸收及修复研究[J]. 北方园艺, 2010(23): 79-82.
- [56] 张翠萍, 仇硕, 赵健, 等. 3种园林植物对土壤重金属Cd的吸收及修复研究[J]. 广西农业科学, 2010, 41(10): 1101-1103.
- [57] 李秀娟, 仇硕, 赵健, 等. 4种园林植物对土壤重金属Mn的吸收及修复研究[J]. 广西农业科学, 2010, 41(9): 951-954.
- [58] 杨芸. 重金属胁迫下园林植物耐性及其联合稳定修复研究[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2019.
- [59] 王晓娟, 王文斌, 杨龙, 等. 重金属镉(Cd)在植物体内的转运途径及其调控机制[J]. 生态学报, 2015, 35(23): 7921-7929.
- [60] Komárek M, Tlustos P, Száková J, et al. The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils[J]. Chemosphere, 2007, 67(4): 640-651.
- [61] LIPHADZI M S, KIRKHAM M B, MANKIN K R, et al. EDTA-assisted heavy-metal uptake by poplar and sunflower grown at a long-term sewage-sludge farm[J]. Plant and Soil, 2003, 257(1): 171-182.
- [62] NEDELKOSKA T V, DORAN P M. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining[J]. Minerals Engineering, 2000, 13(5): 549-561.
- [63] 赵汝, 韩烈保, 曾会明. 铅胁迫下转DREB1A高羊茅对铅的吸收与耐受性研究[J]. 中国草地学报, 2010, 32(2): 54-60.
- [64] TANG W, CHARLES T M, NEWTON R J. Overexpression of the pepper transcription factor CaPF1 in transgenic *Virginia pine* (*Pinus virginiana* Mill.) confers multiple stress tolerance and enhances organ growth[J]. Plant Molecular Biology, 2005, 59(4): 603-617.
- [65] 马旭红, 吴云海, 杨凤. 土壤重金属污染的探讨[J]. 环境科学与管理, 2006, 31(5): 52-54.
- [66] WANG Q, XIONG D, ZHAO P, et al. Effect of applying an arsenic-resistant and plant growth-promoting rhizobacterium to enhance soil arsenic phytoremediation by *Populus deltoides* LH05[J]. Journal of Applied Microbiology, 2011, 111(5): 1065-1074.
- [67] Polti M A, Atjián M C, Amoroso M J, et al. Soil chromium bioremediation: synergic activity of actinobacteria and plants[J]. International Biodeterioration and Biodegradation, 2011, 65(8): 1175-1181.
- [68] 袁敏, 铁柏清, 唐美珍. 土壤重金属污染的植物修复及其组合技术的应用[J]. 中南林业科技大学学报, 2005, 25(1): 81-85.
- [69] 徐海舟. 直流电场—东南景天联合修复Cd污染土壤效率的研究[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2015.
- [70] 陈永华, 张富运, 吴晓芙, 等. 改良剂对4种木本植物的铅锌耐性、亚细胞分布和化学形态的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(10): 3852-3859.
- [71] 惠琳. 土壤重金属污染及植物修复技术[J]. 黑龙江水专学报, 2006, 33(1): 102-104.
- [72] Wasilkowski D, Świę DZIOŁ Ź, Mroziak A. Przydatność genetycznie modyfikowanych mikroorganizmów do bioremediacji zanieczyszczonych środowisk[J]. Chemik, 2012, 66(8): 817-826.
- [73] WOLEJKO E, WYDRO U, LOBODA T. The ways to increase efficiency of soil bioremediation[J]. Ecological Chemistry Engineering, 2016, 23(1): 155.
- [74] ZAIDI A, WANI P A, KHAN M S. Bioremediation: A natural method for the management of polluted environment[C]//ZAIDI A, WANI P A, KHAN M S. Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation, India, 2012: 101-114.
- [75] 唐莲, 刘振中, 蒋任飞. 重金属污染土壤植物修复法[J]. 环境保护科学, 2003, 29(6): 33-36.
- [76] GHOSH M, SINGH SP. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by-products[J]. Applied Ecology and Environmental Research, 2005, 3: 1-18.
- [77] SAS-NOWOSIELSKA A, KUCHARSKI R, MAŁKOWSKI E, et al. Phytoextraction crop disposal—an unsolved problem[J]. Environmental Pollution, 2003, 128(3): 373-379.
- [78] ANDERSON CWN, BROOKS RR, CHIARUCCI A, et al. Phytomining for nickel, thallium and gold[J]. Journal of Geochemical Exploration, 1999, 67(1): 407-415.