

# 土壤重金属污染下植物效应研究进展\*

蔡囊<sup>1</sup> 李吉跃<sup>2</sup> 李永杰<sup>1</sup>

(1. 北京林业大学省部共建森林培育与保护教育部重点实验室 北京 100083; 2. 华南农业大学)

**摘要** 文章综述了土壤重金属污染下植物的生理生态变化,并且对植物的重金属抗性机理研究进展进行了总结,探讨了以超富集植物为重点的植物修复技术的研究进展。

**关键词** 土壤重金属污染 生理生态效应 抗性机理 植物修复 超富集植物

**中图分类号**: S718.43 **文献标识码**: A **文章编号**: 1006-4427(2009)02-0071-07

## Advances on the Effect of Heavy Metal Contaminated Soils on Plant

Cai Nang<sup>1</sup> Li Jiyue<sup>2</sup> Li Yongjie<sup>2</sup>

(1. The Key Laboratory for Silviculture and Conservation of Ministry of Education, Beijing Forestry University, Beijing, 100083; 2. South China Agricultural University)

**Abstract** This article reviewed that the physiological and ecological characteristics of plant in the heavy metal contaminated soil. The all researches involved in resistance mechanism and plant hyperaccumulators of heavy metal were summarized.

**Key words** heavy metal contaminated soil, physiological and ecological effect, resistance mechanism, phytoremediation, hyperaccumulators

随着工农业生产的发展,“三废”的排放、矿产的开发和利用、污水灌溉以及农药、除草剂和化肥的使用等,严重地污染了土壤、水质和大气,导致环境恶化,给社会、经济和人类造成不可估量的危害。重金属对土壤、环境的污染已经成为世界性关注的问题。土壤中的重金属可以通过富集,经食物链生物浓缩,浓度提高千万倍,最终进入人体造成危害。

土壤中含有过量的重金属污染物会对植物的生长形成一种胁迫,这种胁迫超过植物的忍耐范围就会对植物产生伤害,轻则植物体内的代谢过程发生紊乱,生长发育受到抑制,重则会导致植物死亡。由于土壤重金属污染具有隐蔽性、长效性和难降解性等特点,可以借助植物生理生态变化特征来监测土壤中的重金属污染状况,从而为土壤重金属污染监测提供一种高效且低成本的方法。同时,还可以选出对重金属具有特殊忍耐或超富集作用的植物,构建以植物为主体的林业生态工程,使其逐步净化,有效保障人民的身体健康。本文综述了土壤重金属污染下植物的生理生态变化,并且对植物的重金属抗性机理研究进展进行了总结,探讨了以超富集植物为重点的植物修复技术的研究进展。

### 1 重金属污染下植物的生理生态效应

土壤中的重金属元素及其类似物有 Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn、Mn、Co、Fe、Se、As 等。一些重金属是植物

\* 基金/项目:十一五科技支撑项目“耐城市土壤污染植物材料的筛选与评价技术研究”(2006BAD03A0104)。

通讯作者:李吉跃(1959-),男,教授,博士生导师,主要研究方向:森林培育及栽培生理生态。E-mail:ljyymy@vip.sina.com,邮编:510642,地址:华南农业大学林学院。

生长发育所必需的微量元素,如 Cu、Fe、Zn、Mn 等是许多酶反应的辅因子,在蛋白质结构和信号传递中扮演了重要角色。而另一些重金属则是植物生长发育的有害元素,如 Cd、Hg、Pb、As 等。有害重金属元素通过取代功能蛋白中的金属离子(如 Ca、Zn、Mg 等),从而导致酶活性丧失、生物膜破坏和细胞的氧化胁迫,最终引起植物生长发育受抑,甚至死亡。而植物必需重金属元素其离子水平达到或超过植物所能忍受的生理极限时便会刺激生成自由基和活性氧成分,造成氧化胁迫,也会成为毒性元素。

### 1.1 重金属污染对植物生长发育的影响

重金属能抑制植物种子的萌发。土壤中的重金属含量越大,作用时间越长,对种子萌发的抑制强度就越大<sup>[1]</sup>。李子芳等<sup>[2]</sup>研究表明,Cd 对小麦(*Triticum aestivum*)发芽率的影响与 Cd 离子浓度有关,随 Cd 浓度升高小麦种子发芽率逐渐降低。无 Cd 处理的小麦发芽率为 91.5%,而在 Cd 0.5 mmol/L 浓度梯度下发芽率仅为 55.5%,大于 0.5 mmol/L 浓度会严重抑制小麦的萌发。植物种子萌发受到抑制的原因可能与种子酶活性受到抑制有关,如淀粉酶、蛋白酶活性受到抑制,导致种子内淀粉酶和蛋白质分解,使种子的生命活动缺少物质和能量,萌发受到抑制<sup>[3]</sup>。

重金属对植物的生长有强烈的抑制效应,并表现为一定的剂量效应。超过一定浓度的重金属抑制植物的营养生长,通常表现为植株矮小,生长缓慢,生物量减小,同时生殖生长也会受到影响,生育期推迟。严重时生殖生长完全停止,甚至不开花,不结果<sup>[3]</sup>。张利红等<sup>[4]</sup>研究表明,在 Cd 胁迫条件下,小麦的生长受到一定程度的抑制,并随溶液中 Cd 浓度的增加,抑制程度逐渐加重。马文丽等<sup>[5]</sup>对不同浓度 Pb 胁迫下乌麦(*Avena fatua*)幼苗生长状况研究结果表明,幼苗生长在 Pb 胁迫初期低浓度下有激活效应,随着胁迫时间的延长,对幼苗根长具有显著的抑制效应。

### 1.2 重金属污染对植物细胞解剖结构的影响

植物体内的重金属积累超过一定阈值后,会对植物细胞解剖结构造成严重损伤。倪才英等<sup>[6]</sup>发现紫云英(*Astragalus sinicus* L.)茎、叶细胞经 Cu、Zn、Pb 混合污染毒害后,叶绿体膨胀变形、基粒片层解体、外膜结构消失、类囊体模糊不清、腔内空泡化。根、叶中的线粒体透明度增加、基突膨胀或消失、解体;细胞核在 Cu 胁迫下核膜破裂,核仁膨胀消失,并与染色质凝聚在一起。魏海英等<sup>[7]</sup>研究发现,Cd、Pb 胁迫 7 天后大羽藓(*Thuidium cymbifolium*)叶绿体的外膜破裂不连续,甚至完全消失;类囊体片层膨胀,或高浓度培养中叶绿体完全解体;线粒体外膜断裂或消失;细胞核被膜破坏,染色质凝聚,核质解体;在 Cd 浓度 100 mg/L 时可观察到内质网断裂呈片段状及在 Pb 的培养液中发现大量的黑色颗粒。

### 1.3 重金属污染对植物生理生化代谢的影响

1.3.1 对光合作用的影响 众多研究表明,重金属对植物光合作用的影响作用是通过干扰呼吸和光合过程中的电子传递、生物酶活性和破坏叶绿体的完整性来实现,这种抑制作用具有时间和浓度效应<sup>[8]</sup>。重金属污染后,植物叶绿体受到严重影响。彭鸣等<sup>[9]</sup>发现在 Cd、Pb 低浓度处理下,叶绿体的基粒片层稀疏,层次减少,分布不均。随着浓度升高,基粒片层消失,类囊体出现空泡,基粒堆叠混乱。在高浓度条件下,膜系统开始崩溃,叶绿体球形收缩,出现大而多的脂类小球,说明叶绿体功能遭到破坏。

叶绿素含量的变化,既可反映植物叶片光合功能的强弱,也可用以表征逆境胁迫下植物组织、器官的衰老状况。研究表明,低浓度的重金属胁迫能促进叶绿素含量的增加;高浓度胁迫则降低其含量<sup>[10]</sup>。重金属破坏叶绿体结构,使植物叶片叶绿素含量降低,a/b 值下降,降低光合强度,这是重金属对植物毒害的普遍现象<sup>[11]</sup>。

叶绿素荧光变化反映了植物光合机构的运转状况。Ralph P J 等<sup>[12]</sup>对一种海草的研究表明,Cu 和 Zn 对光合过程的影响比 Pb 和 Cd 大,叶绿素荧光在监测胁迫开始及发展方面有积极作用。慈敦伟等<sup>[13]</sup>研究结果发现,在 Cd 毒害下,气体交换参数和叶绿素荧光参数与生物量之间呈显著相关,并可作为小麦幼苗 Cd 毒害鉴定的有效指标。

1.3.2 对呼吸作用的影响 重金属胁迫下,植物呼吸作用紊乱,供给正常生命活动的的能力减少,而且还会因一部分能量转移到对重金属胁迫的适应过程中去,如:损伤的修复、重金属络合物的形成,从而导致植物生长、发育受抑制<sup>[14]</sup>。重金属通过改变植物呼吸酶的活性,从而影响植物的呼吸作用。低浓度 Cd<sup>2+</sup>可刺激呼吸酶活性,从而刺激三羧酸循环产生能量,但当 Cd<sup>2+</sup>浓度增加到一定程度时,呼吸酶活性受抑制,呼吸作用下降。杨红玉、王焕校<sup>[15]</sup>测定了 Cd<sup>2+</sup>对绿藻污染 4 d 后的苹果酸脱氢酶活性,Cd<sup>2+</sup>浓度为 0.01 mg/L 时,苹果酸脱氢酶活性为对照的 108%;Cd<sup>2+</sup>浓度为 1 mg/L 时,活性为对照的 38.2%。Cd<sup>2+</sup>对高等水生植物根系脱氢酶活性有明显影响,随 Cd 浓度升高根系脱氢酶活性明显下降,即表现出对呼吸作用的抑制。但对不同

植物根系的影响有所不同。

1.3.3 对细胞膜透性的影响 植物细胞膜系统是植物细胞和外界环境进行物质交换和信息传递的界面和屏障,其稳定性是细胞执行正常生理功能的基础。植物生长在重金属污染的环境中,由于质膜是有机体与外界环境的界面,所以植物细胞质膜首先接触到重金属,相应地重金属首先并直接地影响到细胞质膜。重金属浓度越高,胁迫时间越长,对植物细胞质膜的选择透性、组成、结构和生理生化等的伤害就越大。孔祥生等<sup>[16]</sup>利用不同浓度的 Cd 处理玉米(*Zea mays* L.)幼苗,发现其叶片电导度和丙二醛(MDA)含量随 Cd 浓度的增大而增大,证明在重金属胁迫下,植物叶片细胞质膜的组成和完整性遭到破坏。周长芳等<sup>[17]</sup>在水花生(*Alternanthera philoxeroides*)实验中发现,Cu<sup>2+</sup>浓度在 500 mg/kg 以上时,可使水花生非电解质外渗率在 2 d 内明显上升;700 mg/kg 处理时则在 8 d 内始终保持上升。细胞膜受到伤害后,细胞内的离子和有机物大量外渗,外界有毒物质进入细胞,结果导致植物体内一系列生理生化过程失调<sup>[16]</sup>。目前,细胞膜透性被广泛地用作评定植物对重金属反应的方法之一。

1.3.4 对膜脂过氧化的影响 在正常的生长条件下,植物体内活性氧产生和清除处于平衡中,当处于各种逆境胁迫或衰老时,植物体内活性氧产生和清除的平衡受到破坏,而有利于体内活性氧的产生,积累的活性氧引发了膜脂过氧化,使植物生长异常<sup>[18]</sup>。膜脂过氧化是膜上不饱和脂肪酸中所发生的一系列活性氧反应,其产物 MDA 含量是反映膜脂过氧化作用强弱的一个重要指标。陈宏等<sup>[19]</sup>报道,植物受 Cd 污染后,MDA 高度积累。黄玉山等<sup>[20]</sup>的研究表明,植物幼苗中 MDA 积累与培养液的 Cd 浓度呈正相关,与幼苗生长呈负相关,因此推测,在 Cd 毒害植物的过程中,过多的自由基引起的膜脂过氧化充当了重要角色。

为了保护细胞免受过氧化伤害,植物相应地启动一系列复杂的抗氧化酶系统和非酶系统。其中抗氧化酶系统的研究较多,主要有过氧化物酶(POD)、超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化氢酶(CAT)等生物活性物质,它们在生物体内组成清除活性氧自由基的多酶复合体系,具有抗自由基的联合和协同作用,它们活性的维持和增强,也被认为是植物耐受重金属胁迫的物质基础之一。但是抗氧化酶对膜系统的保护作用是有其一定限度的。唐咏等<sup>[21]</sup>研究结果表明,重金属 Pd<sup>2+</sup>能改变植物体内防御酶的活性,当 Pd<sup>2+</sup>浓度较低时,辣椒幼苗的防御酶活性有所升高,但 Pd<sup>2+</sup>浓度超过 40 mg/L 时,酶活性降低,且处理时间越长作用越明显。这可能是自由基引起的伤害积累超过了防御酶系统的清除能力,抑制了活性。Van Assche F V 等<sup>[22]</sup>研究发现,一些植物对重金属响应的共同特征是植物组织中 POD 明显升高;因此,建议将植物组织中 POD 活性水平的变化作为反映污染胁迫的灵敏指标。

1.3.5 对渗透调节物质的影响 植物在逆境条件下,可合成大量的渗透调节物质,如脯氨酸、氨基酸、可溶性糖和可溶性蛋白等。这些渗透调节物质具有维持正常膨压、保障原有正常生理过程的功能,是植物适应逆境的一种机制。但这些生理生化代谢产物能否作为植物对重金属的耐性指标仍有待进一步的研究。

脯氨酸(Por)作为重要的渗透调节物质,它的积累对逆境适应有着重要意义<sup>[23]</sup>。洪仁远等<sup>[24]</sup>报道,低浓度的 Cd 使小麦幼苗的 Por 含量增加较小,高浓度的 Cd 则使 Por 含量急剧增加,认为脯氨酸含量的提高可能也是耐 Cd 植物适应 Cd 胁迫的机制之一。周希琴等<sup>[25]</sup>研究了 Cr 胁迫对木麻黄幼苗 Por 的影响。结果表明,10~300 mg/L 浓度 Cr 胁迫处理的木麻黄(*Casuarina equisetifolia* L.)幼苗植株 Por 含量明显高于对照,但 500 mg 浓度 Cr 胁迫处理的木麻黄幼苗 Por 含量反而低于对照,这可能与高浓度 Cr 胁迫损伤了细胞内多种功能膜及酶系统,造成 Por 合成代谢紊乱有关,表明木麻黄幼苗 Por 含量变化与植物受逆境胁迫的强弱有一定相关性,它既是细胞结构和功能损伤的结果,也是抗逆性的一种适应。

Cd 可引起可溶性蛋白质含量增加,而可溶蛋白质含量的提高,很可能是植物抵抗 Cd 危害的一种解毒机制<sup>[24]</sup>。吴桂容等<sup>[26]</sup>研究表明,在 Cd 胁迫下,植物叶及根中的可溶蛋白质含量表现出先升后降的趋势,但均高于对照,说明植物细胞中蛋白质的合成代谢加强,Cd 诱导合成更多蛋白质参与渗透调节,提高植物的抗逆性。

1.3.6 对矿质营养元素吸收的影响 在重金属胁迫环境下,植物体内营养元素的吸收与分配将受到不同程度的影响,其对重金属胁迫的反应又因植物品种和器官、重金属种类及胁迫程度的不同而表现各异。Vadim<sup>[27]</sup>指出,金属离子能干扰根系对矿质养分的吸收和运输,造成植物的营养缺乏。袁祖雨等<sup>[28]</sup>研究 Cd 胁迫对烟草营养器官发育及矿物质元素的影响,结果表明 Cd 胁迫强烈抑制烟草营养器官的生长发育,明显减少烟草植株体内的 K、P、Ca 等大量元素的含量,且含量随 Cd 处理浓度的增高而减少,同时 Cd 胁迫增加 Zn、Fe、Cu、Al 微量元素的含量。此外,重金属还可通过影响根系微生态环境及产生营养胁迫而对植物造成伤害。重金属与植物正常生长所需的矿质元素之间发生拮抗和协同作用,造成营养胁迫,使植物体营养失调。

## 2 植物的重金属抗性机理

土壤中的重金属含量过高会限制植物的正常生长、发育,但不少种类的植物仍能在高浓度的重金属环境中生长、繁殖,并完成生活史,表明在长期的进化过程中植物也相应地产生了对重金属的抗性,有的是排斥机制,有的则是富集机制。Baker A J M<sup>[29]</sup>认为,排斥和富集是高等植物耐受环境中高浓度重金属的两种基本策略。

### 2.1 植物对重金属的排放、阻止或限制作用

植物将重金属吸入体内后,再通过某些机理排出体外以达到解毒的目的,如以排泄的形式将毒物排出体外,或通过分泌一些脱落酸促进老叶或受害叶片脱落等作用把重金属排出体外。Costa G 等<sup>[30]</sup>发现白羽扇豆(*Lupinus albus* L.)从根细胞中排出 Cd,这可能是植物的一种解毒机制。

一些植物通过根部的某种机制将大量重金属离子阻止在根部,限制重金属向根内及地上运输,从而使植物免受伤害或减轻伤害。Rascio N<sup>[31]</sup>研究发现,玫瑰属植物能产生新的重金属积累器官富集重金属,初生根皮层通过形成内周皮而起隔离作用,使重金属在植株根部细胞壁沉淀而束缚其跨膜吸收,或形成重金属高积累根毛,局部积累重金属,减少重金属向地上部各器官的转移,从而增强抗性。

植物也可通过根分泌物的有机酸等物质来改变根际圈 pH 值及氧化还原电位梯度,并通过分泌物中的螯合剂抑制重金属的跨膜运输,从而提高对重金属的忍耐度。万敏等<sup>[32]</sup>证实植物可以通过分泌有机酸来复合或螯合溶解土壤中的 Cd。

### 2.2 重金属结合蛋白及络合作用

重金属胁迫诱导合成的多种重金属结合蛋白是植物提高耐性的重要机制之一<sup>[33]</sup>,如 HSP、Dnal-like 蛋白属于分子伴侣,能在逆境胁迫下防止蛋白质变性;PRP 和 GRP 参与受损细胞壁的修复和加固,这些胁迫蛋白基因不仅能响应多种重金属( $\text{Hg}^{2+}$ 、 $\text{Cd}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$ )胁迫,而且可在多种其他形式的胁迫下表达,表明植物对不同形式的环境胁迫有共同的防卫机理。重金属胁迫下这些胁迫蛋白质协同作用可能在清除重金属变性蛋白质、维持细胞的正常代谢和提高细胞的重金属抗性等方面有重要作用<sup>[34]</sup>。

络合作用是指重金属离子与植物中对重金属具有高亲和力的大分子结合形成螯合物,可使土壤中自由重金属离子的浓度降低,从而降低重金属毒性。目前在植物中发现主要两种重金属结合肽,即植物络合素(PC)和类金属硫蛋白(MT-like)<sup>[14]</sup>。PCs 与 MT-like 的本质区别在于 PC 在 PC 合成酶的催化下完成,而 MT-like 由基因直接编码。PC 广泛存在于植物界,正常情况下它的含量很低,但在重金属胁迫下,植物能迅速合成。PC 与重金属离子螯合后形成无毒的化合物,降低了细胞内游离的重金属离子浓度,防止金属敏感酶变性失活,从而能够减轻重金属对植物的毒害作用。MT-like 是自然界中普遍存在的一种低分子量、富含半胱氨酸的蛋白质,它通过巯基与金属离子结合,从而降低重金属离子的毒性,对于  $\text{Zn}^{2+}$  和  $\text{Cu}^{2+}$  的解毒效果尤为明显<sup>[35]</sup>。

### 2.3 细胞区隔化作用

有些植物对进入体内的重金属离子进行区隔化,即将其累积在不同细胞壁、细胞间的液泡中,从而减轻该重金属对植物多细胞的直接毒害。Kramer U 等<sup>[36]</sup>报道,遏蓝菜属植物叶中 67%~73% 的 Ni 结合在细胞壁上,而且大部分以离子形式存在或结合到纤维素、木质素等细胞壁的膜质上。Kupper H 等<sup>[37]</sup>利用分散 X 射线法和单细胞液泡法,发现 *Thlaspi caerulescens* 成熟叶片中 Zn 主要累积在表皮细胞内的液泡中,而在叶肉细胞中 Zn 的含量很低。因此,认为表皮细胞中的液泡化可能是优先积累 Zn 的驱动力。陈同斌等<sup>[38]</sup>发现,在不加砷的条件下,蜈蚣草(*Pteris vittata* L.)吸收的少量砷主要被固定在细胞壁上;在加砷条件下,蜈蚣草叶片砷积累量占植株总砷量的 78%,其中羽片积累的砷有 78% 分布在羽片胞液中,整株植物累积的砷有 61% 富集在羽片胞液中,而细胞器始终维持较低的砷浓度水平,细胞液对砷具有非常明显的区隔化作用,这种区隔化作用可能是蜈蚣草能够解除砷毒的重要原因。

### 2.4 植物的抗氧化酶等生理防卫作用

在重金属的诱导下,一些植物能激活体内的超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化氢酶(CAT)、过氧化物酶(POD)、谷胱甘肽还原酶(GR)等,清除由于重金属胁迫而产生的自由基和过氧化物,防止膜脂过氧化,是植物忍耐重金属胁迫的机理之一。Halliwell-asada 途径是植物中一个主要的抗氧化系统,它主要由 SOD、APX 和 GR 等组成;谷胱甘肽(GSH)参与细胞膜结构的保护作用,污染胁迫能提高这些保护酶活性和 GSH 水平,表明它们在清除污染胁迫产生的自由基和提高植物的抗逆能力有重要作用。植物体内可溶性蛋白质、脯氨

酸含量的提高,可增加细胞渗透势和功能蛋白的数量,有助于维持正常代谢,提高植物的抗逆性。

### 3 重金属的植物修复技术

土壤重金属污染的植物修复是一种利用自然生长植物或者遗传工程培育植物修复土壤重金属污染环境的技术总称。它通过植物系统及其根际微生物群落来移去、挥发或固定土壤环境污染物,已成为一种修复重金属污染土壤的经济、有效的方法<sup>[39]</sup>。土壤重金属污染的植物修复可分为植物提取、植物挥发和植物固定三类,其中最具有前景的是植物提取技术。利用超富集植物的提取作用将重金属从土壤中彻底地去除是植物提取修复的核心内容,也是植物修复最具代表性的修复方式。采用植物修复技术对重金属污染土壤进行修复以及作为修复材料的超富集植物已成为国际学术界研究的热点。

超富集植物是能超量吸收重金属并将其运移到地上部的植物。通常,超富集植物的界定可考虑以下两个主要因素:一是植物地上部富集的重金属应达到一定的量;再就是植物地上部的重金属含量应高于根部。由于各种重金属在地壳中的丰富度及在土壤和植物中的背景值存在较大差异,所以对不同重金属其超富集植物富集浓度界限也有所不同。目前采用较多的是1983年Baker和Brooks提出的参考值,即植物叶片或地上部的干重含Cd达到100 mg/kg,含Co、Cu、Ni、Pb、As达到1 000 mg/kg, Mn、Zn达到10 000 mg/kg。

1583年意大利植物学家Cesalpino首次发现在意大利托斯卡纳“黑色的岩石”上生长的特殊植物,这是有关超富集植物的最早报道。1814年Desvaux将其命名为庭荠(*Alyssum bertolonii*),1848年Minguzzi和Vergnano首次测定该植物叶片中富含Ni达7 900 mg/kg<sup>[40]</sup>。重金属污染土壤上大量地方性植物物种的发现促进了耐金属植物的研究,同时某些能够富集重金属的植物也相继被发现。1977年,Brooks等提出了超富集植物的概念;1983年Chaney提出了利用超富集植物清除土壤重金属污染的思想。随后有关耐重金属植物与超富集植物的研究逐渐增多,植物修复作为一种治理污染土壤的技术被提出,工程性的试验研究以及实地应用效果显示了植物修复技术商业化的巨大前景。

目前,全世界已经发现超富集植物500余种,绝大部分都是关于镍的超富集植物。我国开展这方面的工作较晚,到目前为止,陆续报道的超富集植物有:As的超富集植物蜈蚣草<sup>[41]</sup>和大叶井口边草(*Pteris cretica* L.)<sup>[42]</sup>;Zn的超富集植物东南景天(*Sedum alfredii* Hance)<sup>[43]</sup>、柔毛委陵菜(*Potentilla griffithii* Hook)<sup>[44]</sup>;Mn的超富集植物商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.)<sup>[45]</sup>;Cd的超富集植物宝山堇菜(*Viola baoshaensis*)<sup>[46]</sup>、龙葵(*Solanum nigrum* L.)<sup>[47]</sup>、马蔺(*Iris lactea* var. *chinensis*)<sup>[48]</sup>、三叶鬼针草(*Bidens pilosa* L.)<sup>[49]</sup>;以及Pb/Zn/Cd多重金属富集植物圆锥南芥(*Arabis paniculata* L.)<sup>[50]</sup>等。筛选出的超富集植物还应注重对人类危害的研究,吴双桃等<sup>[51]</sup>首次报道了土荆芥(*Chenopodium ambrosioides* L.)是一种Pb超富集植物,其体内Pb含量高达3 888 mg/kg;但土荆芥是有毒植物,尤其果实毒性较强,在实际应用中还需谨慎使用。

已发现的超富集植物主要是一些低矮草本,其生物量较低、生长速度慢,广谱性不强,很难进行机械化作业。所以寻找或驯化分布范围广、地上部生物量高、生命周期短以及繁殖速率快的超富集重金属植物是植物修复技术应用与推广中必须加以解决的一个重要问题;同时以调控重金属吸收为目标的植物基因操纵已成为现代研究的前沿课题,应用转基因技术提高植物对重金属的耐性和积累量已取得了一些进展;将重金属积累植物与新型土壤改良剂相结合使植物高产和植物对金属积累速率和水平的提高也是另一种研究趋势<sup>[52-53]</sup>。

### 4 展望

重金属污染下植物的生理生态效应和抗性机理的研究已经很多,但是还没有系统地提出植物监测评价土壤重金属污染状况的指标体系,以及植物耐土壤重金属污染的定量化指标和检测技术,发展定量综合评价方法已成为现代研究的前沿课题,需要进一步发展这一方面的研究。

植物修复技术作为一种新兴的修复技术,相对于传统的化学、物理等修复方法有着不可替代的优势,主要表现为:治理效果的永久性;治理过程的原位性;治理成本的低廉性;环境美学的兼容性;后期处理的简易性;修复过程一般无二次污染;金属元素可回收利用。但植物修复技术本身也存在一些固有的应用条件限制,如修复过程缓慢,很难应用在重金属污染严重的土壤,且大多数植物的根圈范围有限,只能修复土壤浅层等问题,所以目前土壤重金属污染的植物修复技术还处于田间试验与示范阶段,有待于进一步的发展,同时也需要因地制宜地加以使用,利用多学科合作的优势不断地完善和提高此项技术。

## 参考文献

- [1] Zhang Y X. Toxicity of heavy metals to hordeum vulgare[J]. Acta Sci Circumstantiae, 1997, 17(2): 199-201.
- [2] 李子芳, 刘惠芬, 熊肖霞, 等. 镉胁迫对小麦种子萌发幼苗生长及生理生化特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(增刊): 17-20.
- [3] 周启星, 宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [4] 张利红, 李培军, 李雪梅, 等. 镉胁迫对小麦幼苗生长及生理特性的影响[J]. 生态学杂志, 2005, 24(4): 458-460.
- [5] 马文丽, 金小弟, 王转花. 铅胁迫对乌麦种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 山西大学学报: 自然科学版, 2004, 27(2): 202-204.
- [6] 倪才英, 陈英旭, 骆永明, 等. 红壤模拟铜污染下紫云英根表形态及其组织和细胞结构变化[J]. 环境科学, 2003, 24(3): 116-120.
- [7] 魏海英, 尹增芳, 方炎明, 等. Cd、Pb 污染胁迫对大羽藓超微结构的影响[J]. 西北植物学报, 2003, 23(12): 2066-2071.
- [8] Klobus G, Buczek J. Chlorophyll content, cells and chloroplast number and cadmium distribution in Cd-treated cucumber plants [J]. Acta physiologiae plantarum, 1985, 7(3): 139-147.
- [9] 彭鸣, 王焕校, 吴玉树. 镉、铅诱导的玉米幼苗细胞超微结构的变化[J]. 中国环境科学, 1991, 11(6): 426-431.
- [10] 孙健, 铁柏清, 钱淇, 等. 单一重金属胁迫对灯心草生长及生理生化指标的影响[J]. 土壤通报, 2007, 38(1): 121-127.
- [11] Lagriffoul A, Mocquot B, Mench M, et al. Cadmium Toxicity Effects on Growth, Mineral and Chlorophyll Contents, and Activities of Stress Related Enzymes in Young Maize (*Zea mays* L.) [J]. Plant Soil, 1998, 200(2): 241-250.
- [12] Ralph P J, Burchett M D. Photo synthetic response of Halophila ovalis to heavy metal stress [J]. Environmental Pollution, 1998, 103: 91-101.
- [13] 慈敦伟, 姜东, 戴廷波, 等. 镉毒害对小麦幼苗光合及叶绿素荧光特性的影响[J]. 麦类作物学报, 2005, 25(5): 88-91.
- [14] 江行玉, 赵可夫. 植物重金属伤害及其抗性机理[J]. 应用与环境生物学报, 2001, 7(1): 92-99.
- [15] 杨红玉, 王焕校. 某些绿藻对镉的富集作用及其毒性反应[J]. 环境科学学报, 1990, 10(1): 64-72.
- [16] 孔祥生, 张妙霞, 郭秀璞. Cd<sup>2+</sup> 毒害对玉米幼苗细胞膜透性及保护酶活性的影响[J]. 农业环境保护, 1999(3): 133-134.
- [17] 周长芳, 吴国荣, 施国新, 等. 水花生抗氧化系统在抵御 Cu<sup>2+</sup> 胁迫中的作用[J]. 植物学报, 2002, 43(4): 389-394.
- [18] Bowler C, Van Montagu M, Inze Q. Superoxide dismutase and stress tolerance [J]. Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol, 1992, 43: 83-88.
- [19] 陈宏, 徐秋曼, 王葳, 等. 镉对小麦幼苗脂质过氧化和保护酶活性的影响[J]. 西北植物学报, 2000(3): 81-85.
- [20] 黄玉山, 罗广华, 关荣文. 镉诱导植物的自由基过氧化损伤[J]. Acta Botanica Sinica, 1997, 39(6): 522-526.
- [21] 唐咏, 王萍萍, 张宁, 等. 植物重金属毒害作用机理研究现状[J]. 沈阳农业大学学报, 2006, 37(4): 551-555.
- [22] Van Assche F V, Clijsters H. Effects of metals on enzyme activity in plants [J]. Plant Cell Environment, 1990, 13: 195-206.
- [23] Kavi Kishor P B, Hong Z L, Miao G H, et al. Overexpression of L-Pyruvate-5-carboxylase synthetase increases Parline Production and confers osmotolerance in transgenic plants [J]. plant physiol, 1995, 108: 1387-1394.
- [24] 洪仁远, 蒲长辉. 镉对小麦幼苗的生长和生理生化反应的影响[J]. 华北农学报, 1991, 6(3): 70-75.
- [25] 周希琴, 李裕红. 木麻黄种子萌发对镉胁迫的生理生态响应研究[J]. 中国农业生态学报, 2004, 12(1): 53-55.
- [26] 吴桂容, 严重玲. 镉对桐花树幼苗生长及渗透调节的影响[J]. 生态环境, 2006, 15(5): 1003-1008.
- [27] Vadim, Anatoliy, Vladimin. The effect of Cu<sup>2+</sup> on iron transports system of the plant cell plasmalemma [J]. Plant Physiol, 1997, 114: 1313-1325.
- [28] 袁祖丽, 马新明, 韩锦峰, 等. 镉胁迫对烟草营养器官发育及矿物质元素的影响[J]. 河南科学, 2005, 23(5): 679-682.
- [29] Baker A J M. Accumulators and excluders—strategies in the response of plants to heavy metals [J]. Journal of Plant Nutrition, 1981, 3: 643-654.
- [30] Costa G, Morel J L. Cadmium uptake by *Lupinus albus* L.: Cadmium excretion, a Possible mechanism of cadmium tolerance [J]. plant Nutr, 1993, 16(10): 1921-1929.
- [31] Rascio N. Metal accumulation by some plants growing on zinc-mine deposits [J]. Oikos, 1977, 29: 250-253.
- [32] 万敏, 周卫, 林葆. 不同镉积累类型小麦根际土壤低分子量有机酸与镉的生物积累[J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 36(3): 331-336.
- [33] Marnis pinheiro M, Martin C, Didierjean L, et al. Differential expression of bean chitinase genes by virus in effectation, chemical treatment and UV irradiation [J]. Plant Mol Biol, 1993, 22: 659-668.
- [34] 张玉秀, 柴团耀, 李军超, 等. DnaJ-like 基因在不同环境胁迫下的表达研究[J]. 西北植物学报, 2000, 20(2): 171-174.
- [35] Nathalie A L M, Hassinen V H, Hakvoort H W J, et al. Enhanced copper tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) garcke populations from copper mines is associated with increased transcript levels of a 2b-type metallothionein gene [J]. Plant Physiol,

- 2001,126:1519-1526.
- [36] Kramer U, Picketing I J, Prince R C, et al. Subcellular localization and speciation of nickel in hyperaccumulator and non-accumulator *Thlaspi* species[J]. *Plant Physiol*, 2000, 122:1343-1353.
- [37] Kupper H, Zhao F J and Mc Grath S P. Cellular compartmentation of Zinc in leaves of hyperaccumulators *Thlaspi*[J]. *plant physiol*, 1999, 199:303-311.
- [38] 陈同斌, 阎秀兰, 廖晓勇, 等. 蜈蚣草中砷的亚细胞分布与区隔化作用[J]. *科学通报*, 2005, 50(24):2739-2744.
- [39] 骆永明. 金属污染土壤的植物修复[J]. *土壤*, 1999(5):261-265, 280.
- [40] Brooks R R. *Biological methods of prospecting for minerals*[M]. John Wiley: New York, 1983.
- [41] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. *科学通报*, 2002(47):207-210.
- [42] 韦朝阳, 陈同斌, 黄泽春, 等. 大叶井口边草——一种新发现的富集砷的植物[J]. *生态学报*, 2002, 22(5):777-778.
- [43] 杨肖娥, 龙新宪, 倪吾钟, 等. 东南景天(*Sedum alfredii* H.)——一种新的锌超积累植物[J]. *科学通报*, 2002, 47(13):1003-1006.
- [44] Rongliang Qiu, Xiaohang Fang, Yetao Tang, Suojun Du, et al. Zinc Hyperaccumulation and Uptake by *Potentilla griffithii* Hook [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2006, 8(4):299-310.
- [45] 薛生国, 阵英旭, 林琦, 等. 中国首次发现的锰超积累植物商陆[J]. *生态学报*, 2003, 23(5):935-937.
- [46] 刘威, 束文圣, 兰崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物[J]. *科学通报*, 2003, 48(19):2046-2049.
- [47] 魏树和, 周启星, 王新, 等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵(*Solanum nigrum* L.) [J]. *科学通报*, 2004, 19(24):2568-2573.
- [48] Yu-Lin Han, Hai-Yan Yuan, Su-Zhen Huang, et al. Cadmium tolerance and accumulation by two species of *Iris*[J]. *Ecotoxicology*, 2007, 16(8):557-562.
- [49] 魏树和, 杨传杰, 周启星. 三叶鬼针草等7种常见菊科杂草植物对重金属的超富集特征[J]. *环境科学*, 2008, 29(10):2912-2918.
- [50] 汤叶涛, 仇荣亮, 曾晓雯, 等. 一种新的多金属超富集植物——圆锥南芥(*Arabis paniculata* L.) [J]. *中山大学学报:自然科学版*, 2005, 44(4):135-136.
- [51] 吴双桃, 吴晓芙. 铅锌冶炼厂土壤污染及重金属富集植物的研究[J]. *生态环境*, 2004, 13(2):156-157, 160.
- [52] 周启星, 魏树和, 刁春燕. 污染土壤生态修复基本原理及研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(2):419-424.
- [53] 王学礼, 马祥庆. 重金属污染植物修复技术的研究进展[J]. *亚热带农业研究*, 2008, 4(1):44-49.