

孙婕妤,刘艳秋,李佰林,等.植物对镉的耐性机制以及对镉污染土壤修复的研究进展[J].江苏农业科学,2018,46(7):12-19.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.07.003

植物对镉的耐性机制以及对镉污染土壤修复的研究进展

孙婕妤¹,刘艳秋²,李佰林²,周蕴薇¹

(1.东北林业大学园林学院,黑龙江哈尔滨 150040; 2.江西环境工程职业学院,江西赣州 341000)

摘要:镉作为土壤中毒性较高的重金属之一,对我国土壤的污染作用日益严重,并有逐渐恶化的趋势,不仅威胁着植物的正常生长,也会通过食物链的传递对人体健康产生严重危害。为了减少镉污染对生态环境的影响,必须对已经污染的土壤进行治理。研究植物如何从土壤中吸收和转运镉离子,以及对其积累和解毒的机制,对开发植物修复技术及生态环境的恢复具有重要意义。本文综述了近几年来植物对重金属镉的吸收、转运、积累、分布的研究进展,并且按胞外至胞内的空间顺序,分别从植物根系分泌物的解毒、细胞壁的稳定、质膜的选择透过性、液泡的区隔以及植物分子调控中的螯合作用和转运蛋白的调控作用等机制,关于植物对镉的耐性和解毒机制进行了论述。此外,还从植物修复的重要性和对修复植物筛选的角度出发,对修复植物的判定标准和基本特征等进行了概括。提出将筛选出的修复植物进行合理化应用,通过实际推广来切实降低土壤中的镉浓度,可能成为下一个新的研究热点。

关键词:镉;耐性机制;植物修复;植物应用;土壤污染

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)07-0012-07

近年来,由工业冶炼、农药使用和采矿活动引起的重金属污染日益严重并引起了人们的广泛关注。作为土壤中主要的重金属污染物,镉(Cd)因移动性大、毒性高而受到世界各国的广泛重视。全球每年Cd排放量达到29 000 t,其中约有7 570 t进入大气,21 620 t进入土壤^[1]。据统计,我国镉污染土壤面积已达20万 km²,并有逐渐恶化的趋势^[2]。土壤中的Cd很容易被植物吸收,不仅通过破坏植物体内的生理生化反应影响植物的正常生长和发育,造成农作物产量和品质下降,还能通过食物链进入人体,严重威胁人类健康。在20世纪50年代前后的日本出现的水俣病和骨痛病,就是由Cd和汞(Hg)污染引起的。美国管理委员会(简称ATSDR)将Cd列为第6位危害人体健康的有毒物质,世界卫生组织规定人体中镉的允许摄入量最高仅为1 μg/(kg·d)^[3]。因此,对重金属镉污染的土壤进行治理修复,降低其对生态环境的破坏程度,具有重大意义。

植物修复技术是一项新发展起来的用于改善土壤重金属污染的生态技术,通过植物对土壤中重金属的吸收、积累或转化,能够使土壤重金属污染程度降低,从而起到修复重金属污染土壤的作用,又因为植物修复技术有成本低、过程简单、环保等优点,受到了科学家们的广泛关注^[4]。目前植物修复方面的研究主要集中在筛选出更多可用于植物修复的超富集植物以及对其耐性机制的研究,以期提高植物抗镉能力的提高提

供方法,并提供更多可供选择的修复植物。但是这些研究主要是面向植物进行的,对于土壤性质差异的关注度显然不够,由于镉污染土壤存在性质的差异,与其相适宜的修复植物的类型也会有所不同。目前的研究还主要处于试验阶段,主要在实验室和温室进行,对于修复植物的选择大多停留在理论层次,缺少现实条件下的实践应用,获得的少数应用成功实例也仅仅在专利中才得以体现。将筛选出的修复植物进行合理化应用,针对不同的镉污染土壤的性质,种植不同的植物,从真正意义上降低土壤镉污染的浓度,可能成为新的研究方向。本文对近些年来国内外有关植物对镉的吸收、转运、累积、储存、耐性、解毒机制进行了概述,并对筛选出的大量镉超富集和富集植物进行部分整理,同时对一些植物修复应用成功的实例进行总结,以期为植物应用能够具体落实到大面积修复实践中提供较为全面的理论依据和应用指导。

1 植物根系对镉的吸收和转运

植物根系周围的土壤中存在的Cd²⁺被植物体吸收主要通过根尖部位,其中根毛区对Cd²⁺的吸收最活跃,占镉吸收量的绝大部分^[5]。镉被植物吸收后在植物体内的运行路径包括经共质体和质外体途径的短距离运输以及经木质部与韧皮部装载的长距离运输。

土壤溶液中被植物吸收的Cd²⁺首先要进入根系的表皮层,往往通过3种形式:(1)与植物根部表皮细胞呼吸作用解离而来的H⁺交换吸附在表皮细胞的表面,然后通过质外体途径进入皮层^[6]。(2)竞争取代Zn²⁺、Ca²⁺等阳离子的结合点,与锌、钙转运蛋白结合并通过共质体途径的锌、钙转运通道进入细胞^[7]。(3)与植物根部分泌的小分子化合物如麦根酸等螯合,通过YSL(yellow-stripe 1-like)蛋白进入根细胞^[8]。镉在进入根毛区表皮细胞后,首先是横向运输到维管

收稿日期:2017-05-31

基金项目:公益性行业(林业)科研专项(编号:201404202)。

作者简介:孙婕妤(1992—),女,黑龙江鸡西人,硕士研究生,研究方向为园林植物种质资源。E-mail: jieyu120@foxmail.com。

通信作者:周蕴薇,博士,教授,研究方向为园林植物种质资源。E-mail: dlzhyw@126.com。

柱,在维管柱内再由中柱鞘细胞运输到木质部,这样就完成了镉离子的横向运输。镉被运输到木质部主要通过2个途径:(1)经由皮层、内皮层及周鞘进入根内导管细胞的共质体途径,这主要通过细胞内原质体的流动和细胞之间的胞间连丝通道进行;(2)经由细胞壁、细胞间隙、胞间层以及导管的空腔组成的质外体空间进入木质部和韧皮部的质外体途径,但是内皮层细胞壁上栓质化的凯氏带会对 Cd^{2+} 在质外体通路上的进入和返回起到阻碍作用, Cd^{2+} 要么被运输到液泡,要么通过共质体途径向维管束运输^[9]。

植物根系吸收的 Cd^{2+} 再转移到地上部,往往需要从木质部薄壁细胞通过跨膜运输转载到导管,然后在导管中进行纵向运输,导管中的纵向运输主要会受根压和蒸腾流的影响。 Cd^{2+} 经过木质部向地上部分运输的过程,是影响地上部分镉积累量的关键,经过木质部的装载、运输,在茎节点分散维管束处向韧皮部的转运,然后随着植物的生长发育,就可在茎叶花等器官中进行再分配。研究发现,植物对镉的积累量会受到其导管中 Cd^{2+} 的运输速率的影响,而运输速率主要与蒸腾作用有关。张永志等在对2个品种的番茄进行富集规律研究时发现,高蒸腾作用比低蒸腾作用下植株的Cd含量增加了1.71~3.18倍^[10]。在水培营养液中添加ABA会使蒸腾作用减弱,植物体木质部汁液 Cd^{2+} 浓度也随之降低^[11]。

2 镉在植物体内的分布和积累

通常情况下,植物对镉的吸收是一个单向过程,首先在根中积累,一部分跨膜转运到茎中,其余少部分会转运到叶中。为了减少镉对植物正常生理代谢的影响,通常会将镉存储在距离敏感点较远的位置。

从组织水平上看,植物吸收的 Cd^{2+} 主要滞留于根系中,仅有少部分可以借助共质体途径向地上部输送和积累,通过减少植物地上部的器官中镉的积累量,来避免受到镉的毒害。陈亚慧等在对镉富集能力较强的蓖麻进行研究时发现,蓖麻根-茎转移系数仅为0.02~0.11^[12]。植物根系对镉的吸收能力也存在着区域性的划分,由于根尖主要是新生细胞,其周围较低的pH值提高了土壤溶液中 Cd^{2+} 的有效性,所以呈现出 Cd^{2+} 浓度从根尖到成熟区逐渐降低的趋势。其次,在 Cd^{2+} 的积累量横向分布上也呈现出从外皮层薄壁组织到外皮层,再到中柱鞘而逐渐降低的趋势^[13]。

从细胞水平上看,通常植物会将 Cd^{2+} 存储在表皮细胞、亚表皮细胞和毛状体中。Isaure等通过扫描电镜-X射线能谱仪(SEM-EDX)对拟南芥中Cd的分布进行研究,其体内吸收的 Cd^{2+} 更偏向在表皮、毛状体中分布^[14]。分布在这些部位,可以减少镉对植物细胞光合等生理代谢作用的影响,进而可以维持植物正常的生长发育^[15]。

从亚细胞水平上看,利用透射电镜观察植物在Cd胁迫下不同组织器官亚细胞超微结构的变化,发现大多数植物吸收的 Cd^{2+} 在细胞器组分中含量较少,而在液泡及细胞可溶性组分与细胞壁、残渣组分中含量相对较多。董萌等采用超声波细胞破碎处理和超速离心的方法对藜蒿体内 Cd^{2+} 分布状况进行研究,随着Cd处理浓度的增加,细胞壁、胞液中的 Cd^{2+} 含量大幅上升,而在细胞器中仍维持较低水平,最后其细胞壁、胞液、细胞器中Cd含量比例达到16:5:1^[16]。海

雀稗根系细胞壁中镉含量分配比例大于50%,其次为可溶部分,在经过高镉处理后,其分配比例分别还会提高6.14%、0.32%,细胞膜和原生质体部分镉的分配比例则会下降^[17]。使 Cd^{2+} 在细胞内的积累远离各种细胞器等敏感点,也许可作为镉超富集植物耐受重金属镉的相应机制之一。

3 植物对镉的耐受与解毒

一般在受到重金属胁迫后,植物的生理生化功能会受到不同程度的影响,为了维持 Cd^{2+} 在植物生理耐受极限浓度范围内,植物会存在参与重金属解毒的一系列稳态系统和潜在机制,通过控制植物对 Cd^{2+} 的吸收、运输、累积过程,将 Cd^{2+} 对植物的伤害降到最低。

3.1 根系分泌物的作用

植物在受到重金属胁迫反馈时,可能会分泌一些有机酸,如柠檬酸、乳酸、乙酸、草酸、苹果酸等,它们既可以间接通过改变根际pH值、氧化还原电位对镉的迁移产生影响,也可以直接与 Cd^{2+} 形成络合物,从而抑制其跨膜运输,减少植物对镉的吸收,避免受害。通过扫描离子选择性电极技术(scanning ion-selective electrode technique,简称SIET)分析发现, Cd^{2+} 在东南景天中的吸收部位主要是草酸分布较高、从根尖开始的0~10mm处,且超富集型具有比普通型高约2倍的草酸分泌量,表明其对 Cd^{2+} 的富集特性与根尖分泌的草酸有关^[18]。根际pH值环境的变化也可对 Cd^{2+} 的迁移产生影响,pH值升高有利于 Cd^{2+} 的固定,迁移减少,毒性降低,pH值降低则相反。研究表明,当 Cd^{2+} 处于还原状态时,易与 S^{2-} 形成难溶性的硫化物,使其毒性降低。高粱、玉米在受到镉胁迫时,根系分泌的苹果酸、柠檬酸通过与 Cd^{2+} 结合,都可以起到固定根系周围 Cd^{2+} 的作用,且苹果酸的固定能力比柠檬酸强^[19]。以上研究结果都可作为植物对重金属镉解毒的重要机制。

3.2 细胞壁的固定作用

细胞壁的主要成分是半纤维素、纤维素、糖蛋白、果胶。其中多糖、蛋白质含有的化学基团如 $-\text{COOH}$ 、 $-\text{OH}$ 和 $-\text{SH}$ 等都能有效地结合 Cd^{2+} 形成沉淀,阻止其进入细胞以减少伤害;因此很多植物都会采用将镉固定在细胞壁上的形式来提高其对镉的抗性。Zhang等对超富集植物东南景天进行研究,发现其细胞壁上钝化了大量的镉,占根部细胞壁上镉含量的61%~65%^[20]。此外,苜蓿根部细胞壁上镉含量占根部镉固定总量的比例也达到了80%^[21]。研究发现,细胞壁可以通过改变细胞壁蛋白丰度和果胶含量等来抵抗镉胁迫。在Cd胁迫下,亚麻幼苗可以通过调节同型半乳糖醛酸聚糖的甲基酯化模式,使果胶结构发生明显变化,影响细胞壁对Cd的固定能力^[22]。Xiong等研究发现,在外源施用氮氧化物后,根细胞壁中半纤维素、果胶含量增加,从而提高了水稻对镉的耐受性^[23]。

3.3 质膜的选择透过性作用

除了细胞壁能抵抗 Cd^{2+} 进入细胞,另外作为细胞间主要障碍的质膜也可以通过趋避或外排的方式,降低细胞质中的 Cd^{2+} 浓度。质膜对 Cd^{2+} 阻碍作用的强弱,主要与其自身透性及相关基因表达产生的转运蛋白的调控作用有关。研究表明,在 Ca^{2+} 作用下,细胞膜表面的紧密性和完整性将会更好

地得到保持,还可以在细胞膜表面形成一种胶状膜来减少其对 Cd^{2+} 的吸收^[24]。Zn/Cd 超富集植物天蓝遏蓝菜中的 *NcNramp1* 转运蛋白参与了细胞质膜对 Cd^{2+} 的调控,提高了植物体中的 Cd^{2+} 从根向芽的转运水平,*NcNramp1* 基因的高表达可能是天蓝遏蓝菜超富集镉的重要原因^[25]。在水稻韧皮部发现的 Cd^{2+} 转运蛋白 *oslet1*,可作为一种质膜上的镉外排转运蛋白^[26]。

3.4 液泡区隔作用

植物将 Cd^{2+} 封存到液泡中是解决镉毒性的一个重要的防守策略。 Cd^{2+} 通过与细胞壁结合进入细胞,再经过细胞膜的跨膜运输进入胞液后,会在有机酸、氨基酸及多肽的作用下被区隔在液泡中,防止对其他细胞器产生伤害。在这个存储过程中,液泡膜上的转运蛋白通过将 Cd^{2+} 转运区隔在液泡中,对维持胞内 Cd^{2+} 稳态起到了重要作用。 P_1B 型 ATP 酶体系中的 *NcHMA3* 转运蛋白主要定位在拟南芥叶细胞液泡中,参与了 Cd^{2+} 向液泡的转运,并且发现转 *NcHMA3* 基因的拟南芥对镉的耐性得到了显著提升^[27]。由于液泡的区隔作用可以显著提升植物细胞对镉的耐性,那么发现更多定位于液泡上的转运蛋白,通过转基因的方式来调控转运蛋白的形成,进而增强植物对 Cd^{2+} 的区隔积累能力,具有很大的发展潜力。

3.5 植物内部的分子调控作用

3.5.1 螯合作用 植物螯合肽是以 $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-Gly}$ ($n=2\sim 11$) 为基本骨架,在 Cd^{2+} 的诱导作用下,可以形成具有不同聚合度的多聚物。而谷胱甘肽(GSH)、植物螯合肽(PCs)和金属硫蛋白(MTs)是螯合重金属最常见的有机配体。重金属-配体复合结构是重金属平衡分子机制中的重要组成部分。

GSH 被认为是植物体内重要的非酶促抗氧化物质。半胱氨酸(简称 Cys)作为 GSH 的合成物之一,其特有的巯基可作为 GSH 的活性位点,使 GSH 成为细胞内强有力的还原剂。在对拟南芥进行研究时发现, Cd^{2+} 可诱导 *GSH1*、*GSH2* 基因的表达,进而控制 GSH 的合成^[28]。GSH 在氧化反应过程中可以快速地与其他 GSH 结合成 GSSG,所以通常可以用 GSH/GSSG 值反映植物细胞的氧化水平。超富集植物东南景天的 GSH/GSSG 值比非超富集植物高,因此植物对镉的高耐受能力与高浓度的 GSH 有一定关系^[29]。

植物螯合肽 PCs 是以 GSH 为底物,在 PCs 合成酶的作用下完成的富含 Cys 的长度不一的多肽。可以通过与镉结合并转运至液泡中区隔起来,进而直接影响镉的转运与分配。Citterio 等对大麻进行镉胁迫试验时发现,其根部和地上部的 GSH、 PC_2 含量有了明显提升,并合成了新的植物络合素 PC_3 ,通过将新吸收进来的 Cd^{2+} 钝化而保护对重金属镉敏感的酶,提高了植物对镉的抗性^[30]。

MTs 是一类含有 Cys、分子量较小、可以结合 Cd^{2+} 的蛋白质。目前,人们已经在拟南芥、大豆、小麦及羊茅等植物中发现和克隆了该蛋白的编码基因。在拟南芥中,*MT1*、*MT2*、*MT3* 基因的充分表达可以增强拟南芥对 Cd^{2+} 的忍耐力^[31]。烟草在转入 *MT1*、*MT2* 基因后对镉的耐性也有所增强。此外, Cd^{2+} 还可以通过竞争取代二价金属离子如 Zn^{2+} 在金属硫蛋白中的结合位点,增强植物的耐镉性。

3.5.2 转运蛋白调控作用 P1B-ATPase 是在生物中广泛存在且唯一参与重金属稳态的 P 型 ATP 酶的一个亚型。氨基酸多序列比对分析表明,双子叶植物拟南芥中 8 个 *HMA* 基因中的 *AtHMA1*~*4* 转运蛋白参与了重金属离子的运输,其中 *AtHMA3* 主要定位于液泡膜上,在根尖、维管组织、保卫细胞和水孔中表达量较高,可以将 Cd^{2+} 运送并封闭在液泡中来增强对镉的耐性,使植物对 Cd 的富集量较野生型增加了 2~3 倍,*AtHMA4* 主要定位在根维管系统周围组织的质膜中,介导 Cd 从木质部向茎尖的转运,可以增加植物地上部分的镉含量^[32]。在对水稻进行研究时发现,定位在细胞质膜上的 *OsHMA2* 不仅能有效地将 Cd^{2+} 从胞内排出,而且参与了木质部中 Cd^{2+} 的运输,定位在液泡膜上的 *OsHMA3* 的底物特异性仅与镉有关,可以将进入细胞的 Cd^{2+} 运输并区隔到液泡中来降低其毒害作用^[33]。

ATP 结合盒式转运蛋白(ATP-binding cassette,简称 ABC)是目前已知最大、功能最广泛的蛋白家族,其中来自 ABC 亚族的 *AtMRP3* 与抵抗重金属的作用有关,主要通过跨液泡膜转运 GS-Cd 复合体或螯合物的形式参与 Cd^{2+} 的运输。Bovet 等发现,拟南芥在受到镉胁迫后,其根部的 *AtMRP3*、*AtMRP6*、*AtMRP7*、*AtMRP14* 都会出现明显增加的现象,其中 *AtMRP3* 的增量最为明显^[34]。Song 等对水稻进行研究并发现,敲除 *OsABCC1* 基因的植株与野生型相比,长势较差,并且累积了更多的 Cd^{2+} ^[35]。

自然抗性相关的巨噬细胞蛋白(NRAMP)也可以起到转运 Cd^{2+} 的作用,其中 *AtNramp1*、*AtNramp3* 和 *AtNramp4* 主要定位于拟南芥的液泡膜上,对于向细胞内部吸收 Cd^{2+} 产生了调节作用,并且过量表达 *AtNramp3* 的植物,对镉的敏感性显著得到提高^[36]。

此外,Li 等通过互补试验,在 MATE 家族中筛选获得了 1 个能有效外排 Cd^{2+} 的 *At-DTX1* 蛋白,可作为一个从细胞质中排出内源化合物和 Cd 离子的转运体^[37]。氢离子/阳离子交换体、CAX 家族中的 *AtCAX2* 和 *AtCAX4* 也已经被证明能够转运 Cd^{2+} ^[38]。Cagnac 等在镉胁迫的酵母生长试验中发现,寡肽转运蛋白(oligopeptide transporter,简称 OPT)家族的 *AtOPT6* 能够转运镉与镉-谷胱甘肽结合物^[39]。经绿色荧光蛋白试验发现,阳离子外排家族 CE 中的 *BjCET2* 主要定位于根尖的细胞膜上,*BjCET2* 基因超表达的芥菜叶片中的 Cd^{2+} 含量明显得到了提升^[40]。Lang 等研究发现,转 *BjCET3* 基因的烟草能显著地将镉积累于地上部分^[41]。

4 植物修复

植物修复技术是一种利用绿色植物来转移、容纳或转化污染物,进而降低土壤重金属污染程度的技术,是重金属污染环境治理的重要手段之一,具有绿色、经济、环保等优点,受到了广泛的关注。

4.1 重金属镉超富集与富集植物

目前,超富集植物的筛选已经成为科学家的研究热点,其鉴定标准主要是指:(1)重金属 Cd 在植物地上部的富集含量应达到临界值 100 mg/kg。(2)富集系数(简称 BCF)即植物体内与土壤中重金属含量的比值应大于 1。(3)转运系数(简称 TF)即植物地上部与地下部重金属含量的比值应大于

1^[42]。当植物被种植在受重金属污染的土壤中时,生物量不会减少,能够正常地完成其生长进程^[43]。聂发辉在 2005 年提出了一个新的评价系数——生物富集量系数,即植物地上部与地下部重金属含量之比^[44]。这使得地上生物量大的非超富集植物,凭借其较大的地上生物量来补偿相对较低的地上富集能力,也能在修复重金属镉污染的土壤中得到很好的应用。

国内外报道的镉超富集植物有很多,包括龙葵、叶用红苜蓿菜、宝山堇菜、商陆、三叶鬼针草、壶瓶碎米荠、圆锥南芥、天蓝遏蓝菜、滇苦菜、球果苎菜、忍冬等(表 1)。选取修复植物的

最重要的一条标准是不可以用来食用,防止 Cd²⁺ 通过食物链对人体造成伤害。魏树和等研究表明,球果苎菜不仅对 Cd²⁺ 有很强的耐性,也对修复 Cd-As 复合污染土壤具有很高的潜力^[45]。戴子云研究发现,用镉浓度为 1 mg/kg 的营养液水培杨桃时,地上镉浓度最高达 615 mg/kg,是少数木本镉超富集植物之一^[46]。壶瓶碎米荠是一种根茎比例小、生物量大,且富集能力很强的新型超富集植物^[47]。商陆、叶用红苜蓿菜等都是具有一定观赏或经济价值的超富集植物,但后者的生物量相对要小很多。

表 1 Cd 超富集植物的类别与富集特征

植物名	科名	研究条件	富集特征	植物类别	文献来源
龙葵(<i>Solanum nigrum</i>)	茄科	温室土培,Cd 含量为 25 mg/kg	茎含镉 103.8 mg/kg,叶含镉 124.6 mg/kg,BCF = 2.68	一年生草本	[43]
东南景天(<i>Sedum alfredii</i>)	景天科	温室水培,Cd 含量为 400 μmol/L	Cd/Zn 超富集植物,叶片、茎中的镉浓度分别约为 9 000、6 500 mg/kg,TF > 1	多年生草本	[48]
宝山堇菜(<i>Viola baoshanensis</i>)	堇菜科	温室水培,Cd 含量为 50 mg/L	平均含 Cd 4 825 mg/kg,TF 平均为 1.67	多年生草本	[49]
叶用红苜蓿菜(<i>Beta vulgaris</i> var. <i>cicla</i>)	藜科	温室土培,Cd 含量为 20 mg/kg	Cd 含量 > 100 mg/kg,BCF > 1,TF > 1,一年四季可种,生物量小	二年生或多年生草本	[50]
苋菜(<i>Amaranthus mangostanus</i>)	苋科	温室水培,Cd 含量为 3 mg/L	Cd 含量 260 mg/kg,BCF = 8.5	一年生草本	[51]
商陆(<i>Phytolacca acinosa</i>)	商陆科	室外土培,Cd 含量 > 50 mg/kg	茎叶 Cd 含量分别超过了 100 mg/kg,BCF > 1,TF > 1,根系发达,枝叶茂盛	多年生草本	[52]
忍冬(<i>Lonicera japonica</i>)	忍冬科	水培试验,Cd 含量为 25 mg/L	地上部 Cd 含量为 300 mg/kg,BCF > 1	多年生灌木	[53]
杨桃(<i>Averrhoa carambola</i>)	酢浆草科	土培试验,Cd 含量 > 12 mg/kg	地上部镉含量最高达 487 mg/kg,BCF > 1,TF < 1	常绿小乔木	[46]
滇白前(<i>Silene viscidula</i>)	石竹科	野外调查测定	Pb/Zn/Cd 共超富集植物,地上部 Zn、Pb、Cd 平均含量分别为(11 043 ± 3 537) (1 546 ± 1 044) (391 ± 196) mg/kg,BCF > 1	多年生草本	[54]
三叶鬼针草(<i>Bidens pilosa</i>)	菊科	土培试验,Cd 含量为 100 mg/kg	地上部 Cd 含量达到 119.1 mg/kg,BCF > 1,TF > 1,生长状况受阈值影响	一年生草本	[55]
滇苦菜(<i>Picris divaricata</i>)	菊科	水培试验,Cd 含量为 10 μmol/L	地上部 Cd 浓度达到 270 mg/kg,转运系数为 1.41,地上部 Cd 富集浓度最高达 3 919 mg/kg,且 64% ~ 87% Cd 分布在地上部	二年生草本	[56]
壶瓶碎米荠(<i>Cardamine hupingshanensis</i>)	十字花科	野外调查测定	地上部 Cd 含量变化范围为 189 ~ 3 800 mg/kg,BCF 平均值为 209.10,TF = 1.13,根茎比例小,生物量较高,镉积累量比较大	多年生草本	[47]
圆锥南芥(<i>Aabris paniculata</i>)	十字花科	水培试验,Pb、Zn、Cd 含量分别为 160、800、30 mg/L	国内首次发现的 Pb/Zn/Cd 多金属超富集植物,Pb、Zn、Cd 含量最高分别可达 22 882、77 442、3 569 mg/kg,BCF > 1,TF > 1,生长未受抑制	一年生草本	[57]
天蓝遏蓝菜(<i>Thlaspi caerulescens</i>)	十字花科	土培试验	Cd、Zn 超富集植物,叶片中 Cd 含量 > 380,BCF > 1,TF > 1,但生物量较小	一年生草本	[58]
印度芥菜(<i>Brassica juncea</i>)	十字花科	土培试验,Cd 含量为 0 ~ 200 mg/kg	Cd 含量 > 100,BCF 最高可达 1 178,TF > 1,生物量大,可富集多种重金属,特别是 Cd	一年生或二年生草本	[59]
球果苎菜(<i>Rorippa globosa</i>)	十字花科	土培试验,Cd 含量为 25、50 mg/kg	地上部 Cd 含量超过 100 mg/kg,BCF > 1,TF > 1,生长未受抑制,有很强的忍耐 Cd-As 复合污染的能力	一年生或二年生草本	[60]
叶芽阿拉伯芥(<i>Arabidopsis haller</i>)	十字花科	水培试验,Cd 含量为 400 μmol/L	地上部 Cd 含量可达 6 643 mg/kg	二年生草本	[61]

注:BCF 表示生物富集系数(bioconcentration factor,简称 BCF)。

对于一些虽然没有达到镉超富集标准,但是对镉也具有很强富集能力的植物,同样可以用来修复镉污染土壤(表 2)。李凝玉等研究认为,籽粒苋的转运系数虽然并未达到镉超富集植物标准,但是鉴于其生物量大、主根发达、适应性强等优点,也可以用来对镉污染土壤进行修复^[62]。蓖麻的转移系数

虽然未达到超富集植物标准,但其地上、地下部对镉的富集量都达到了很高的标准,尤其是根部,对镉的积累量达到了 1 181 mg/kg,因此蓖麻可作为一种富集能力高且生物量大的修复植物^[63]。王文静等研究认为,三角梅根部对镉的修复能力很强,虽然未达到超富集标准,但是具有很好的观赏效果,

表2 Cd富集植物的类别与富集特征

植物名	科名	研究条件	富集特征	植物类别	文献来源
鱼腥草(<i>Houttuynia cordata</i>)	三白草科	温室土培,Cd含量为200 mg/kg	根部、地上部镉含量分别为对照组的20、50倍,地上部与地下部的比例是对照组的2倍	多年生草本	[65]
籽粒苋(<i>Amaranthus hypochondriacus</i>)	苋科	温室土培,Cd含量为16 mg/kg	叶片内Cd含量达120.63 mg/kg,BCF>1,生物量大,主根发达,高2~3m,易栽培	一年生草本	[62]
蓖麻(<i>Ricinus communis</i>)	大戟科	温室土培,Cd含量为50 mg/kg	地上部位Cd浓度含量为174.99 mg/kg,根部Cd含量为1181.96 mg/kg	一年或多年生草本	[63]
海雀稗(<i>Paspalum vaginatum</i>)	禾本科	温室土培,Cd含量为200 mg/kg	可正常生长,根系对镉具有极强的富集能力,地上、地下部分镉含量分别可达39.15、1097.38 mg/kg	多年生草本	[66]
吊兰(<i>Chlorophytum comosum</i>)	百合科	温室土培,Cd含量为10 mg/kg	根部、地上部镉含量分别可达179.6、149.3 mg/kg,加强了土壤Cd的淋溶作用,显著降低了土壤Cd的含量	宿根草本	[67]
水葱(<i>Scirpus tabernaemontani</i>)	莎草科	温室水培,Cd含量为25 mg/L	地上部、地下部镉含量分别可达264.71、234.39 mg/kg,平均转运系数为1.13	多年生宿根挺水草本	[68]
长柔毛委陵菜(<i>Potentilla griffithii</i> var. <i>velutina</i>)	蔷薇科	野外调查测定	Zn超富集植物,潜在Cd超富集植物。根系Cd平均含量为320 mg/kg,植物叶片平均Cd含量为178 mg/kg,叶柄平均Cd含量为280 mg/kg,BCF平均值为0.84,TF平均值为0.80	多年生草本	[69]
紫茉莉(<i>Mirabilis jalapa</i>)	紫茉莉科	温室土培,Cd含量为100 mg/kg	地上部重金属含量达到了113.54 mg/kg,转移系数2.05	多年生草本	[70]
三角梅(<i>Bougainvillea spectabilis</i>)	紫茉莉科	温室土培,Cd含量为100 mg/kg	植物根部的富集浓度是对照组的35倍,并且长势比对照组好	常绿攀援状灌木	[64]
水田芥(<i>Nasturtium officinale</i>)	十字花科	温室土培,Cd含量为100 mg/kg	地上部镉含量最大值为214.84 mg/kg,BCF>1,TF<1	多年生挺水草本	[71]
羽叶鬼针草(<i>Bidens maximowicziana</i>)	菊科	温室土培,Cd含量为65 mg/kg	Cd含量超过100 mg/kg,并且适合种植在Cd、Pb复合污染土壤中,Pb能促进鬼针草对Cd的吸收	一年生草本	[72]
旱莲草(<i>Eclipta prostrata</i>)	菊科	温室土培,Cd含量>50 mg/kg	地上部分镉含量均大于100 mg/kg,BCF>1,TF<1	一年生草本	[73]
硫华菊(<i>Cosmos sulphureus</i>)	菊科	温室土培,Cd含量>10 mg/kg	地上部分镉含量均超过100 mg/kg,BCF>1,TF<1	一年生草本	[74]
牛膝菊(<i>Galinsoga parviflora</i>)	菊科	温室土培,Cd含量为100 mg/kg	根部、地上部分镉含量均超过100 mg/kg,BCF>1,TF<1	一年生草本	[75]

可以兼顾修复土壤与美化环境之用^[64]。

4.2 镉超富集植物与富集植物的应用

近些年来,国内外学者主要对修复植物资源的筛选以及调控技术等进行了大量研究,但对于将植物修复应用到实际中,目前所获得的报道并不多,大多在一些科研专利报道上才得到了相应体现。

周启星等通过将紫茉莉种子点播在镉污染土壤中,当紫茉莉长到开花时,将其从污染土壤中移除,这样重复多次,达到了去除土壤中镉的目的^[70]。魏树和等将镉富集植物蒲公英种植在镉污染土壤中,待生物量最大时,将其地上部分移除,成功实现了去除土壤中镉的目的^[76]。王文静等将三角梅种植在镉污染的土壤中,其生长并未受到毒害,在吸收土壤中Cd²⁺的同时,生物量还没有减少,既修复了镉污染的土壤,又美化了环境,具有很大的应用价值^[64]。曾清如等根据油菜的自然生长周期,将其种植在重金属复合污染的土壤中,并进行常规管理,不仅吸收了大量Cd,还对Pb、Cu、As等重金属产生了很好的富集效果,解决了大多数镉超富集植物的生长缓慢、生物量低、富集种类单一等问题,具有很高的经济效益^[77]。何池全等通过种植能源作物蓖麻,修复了重金属污染的土壤,既去除了土壤中的Cd、Ni、Cu、Mn、Zn、Pb等多种重金属污染物,又具备一定的经济价值^[78]。在今后的研究过程中,我们在致力于重金属超富集植物的筛选扩展研究的同时,还应该

大力将植物修复应用从实验室阶段发展到田间示范和推广应用阶段,使土壤中的镉含量切实得到减少。

5 问题与展望

目前,有关植物对重金属的修复问题已经成为国内外学者的研究重点,在对镉的吸收、转运、耐性及修复机制的研究上已经取得了很大进展,但是还存在一些尚未引起注意,或者未被报道的领域有着很大的提升空间。

(1) 植物根系吸收的Cd²⁺经由木质部向地上部分的长途运输过程是决定植物地上部分镉积累量的关键,对于向植物茎叶花等器官转运也具有重要作用,但是目前对于木质部在受到镉胁迫时功能和形态的变化还不清楚,大多数研究体现在外力蒸腾作用的影响等方面,通过研究木质部在受到镉胁迫时的应激反应及其功能、形态的变化,可以为增加根部Cd²⁺向地上部转运提供更好的方法。

(2) 由于凯氏带会对通过质外体途径运输的镉离子起到阻碍作用,推测可以通过对凯氏带的形成进行控制来影响镉离子的转运,但是目前对凯氏带的发育、结构组成及抵抗镉胁迫具体机制还不够明确,有待进一步研究。

(3) 对于大多数植物而言,细胞壁的固定作用,细胞膜的选择透过作用,以及液泡的区隔作用是植物对镉的解毒机制的重要部分,但是在镉胁迫下,细胞壁、细胞膜、液泡膜的合成

过程发生了何种变化,以及对于已合成的这些部位其组分有何动态调整,有待进行进一步明确的阐述。

(4) 到目前为止,已经有很多转运蛋白得到成功鉴定,但是对于各个转运蛋白之间是怎样协同工作的还知之甚少,因此,不仅要检测出更多的转运蛋白,还应该在整体水平上研究不同转运蛋白之间的相互关系及调控途径,尝试建立与解毒作用有关的转运蛋白的完整网络,为植物对镉的耐性机制研究提供更加清晰的脉络。

(5) 重金属镉污染土壤的植物修复技术由于其较低的成本和对环境友好引起了较多关注,筛选出的可运用到植物修复中的镉超积累植物有很多,但是真正得到实际应用的实例却很少,大多数在相关专利中才能得到体现,因此今后应大力发展植物修复技术的实际应用,针对不同镉污染土壤的性质,种植不同的植物,从而达到真正除去土壤中重金属镉的目的。

参考文献:

- [1] Pérez A L, Anderson K A. DGT estimates cadmium accumulation in wheat and potato from phosphate fertilizer applications [J]. *Science of the Total Environment* 2009, 407(18): 5096–5103.
- [2] Hsu S H, Wang S L, Huang J H, et al. Effects of rice straw ash amendment on Cd solubility and distribution in a contaminated paddy soil under submergence [J]. *Paddy and Water Environment* 2015, 13(1): 135–143.
- [3] 宋波, 陈同斌, 郑袁明, 等. 北京市菜地土壤和蔬菜镉含量及其健康风险分析 [J]. *环境科学学报* 2006, 26(8): 1343–1353.
- [4] Tanhan P, Kruatrachue M, Pokethitiyook P, et al. Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by Siam weed [*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson] [J]. *Chemosphere* 2007, 68(2): 323–329.
- [5] Dalcorso G, Farinati S, Maistri S, et al. How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression [J]. *Journal of Integrative Plant Biology* 2008, 50(10): 1268–1280.
- [6] Yilmaz D D. Effects of salinity on growth and Nickel accumulation capacity of *Lemna gibba* (Lemnaceae) [J]. *Journal of Hazardous Materials* 2007, 147(1/2): 74–77.
- [7] Verbruggen N, Hermans C, Schat H, et al. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants [J]. *Current Opinion in Plant Biology* 2009, 12(3): 364–372.
- [8] Curie C, Cassin G, Couch D, et al. Metal movement within the plant: contribution of nicotianamine and yellow stripe 1-like transporters [J]. *Annals of Botany* 2009, 103(1): 1–11.
- [9] Mendoza-Cózatl D G, Jobe T O, Hauser F, et al. Long-distance transport, vacuolar sequestration, tolerance, and transcriptional responses induced by cadmium and arsenic [J]. *Current Opinion in Plant Biology* 2011, 14(5): 554–562.
- [10] 张永志, 赵首萍, 徐明飞, 等. 不同蒸腾作用对番茄幼苗吸收 Pb、Cd 的影响 [J]. *生态环境学报* 2009, 18(2): 515–518.
- [11] Liu X, Peng K, Wang A, et al. Cadmium accumulation and distribution in populations of *Phytolacca americana* L. and the role of transpiration [J]. *Chemosphere* 2010, 78(9): 1136–1141.
- [12] 陈亚慧, 刘晓宇, 王明新, 等. 蓖麻对镉的耐性、积累及与镉亚细胞分布的关系 [J]. *环境科学学报* 2014, 34(9): 2440–2446.
- [13] Wójcik M, Vangronsveld J, D'Haen J, et al. Cadmium tolerance in *Thlaspi caerulescens*: II. Localization of cadmium in *Thlaspi caerulescens* [J]. *Environmental and Experimental Botany* 2005, 53(2): 163–171.
- [14] Isaure M P, Huguet S, Meyer C, et al. Evidence of various mechanisms of Cd sequestration in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*, the non-accumulator *Arabidopsis lyrata*, and their progenies by combined synchrotron-based techniques [J]. *Journal of Experimental Botany* 2015, 66(11): 3201–3214.
- [15] 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: an International Journal of Experimental Plant Biology* 2011, 180(2): 169–181.
- [16] 董萌, 赵运林, 库文珍, 等. 菱蒿对镉的富集特征及亚细胞分布特点 [J]. *植物学报* 2013, 48(4): 381–388.
- [17] 吴朝波, 王蕾, 郭建春, 等. 镉在海雀稗体内的分布及化学形态特征 [J]. *环境化学* 2016, 35(2): 330–336.
- [18] Tao Q, Hou D D, Yang X E, et al. Oxalate secretion from the root apex of *Sedum alfredii* contributes to hyperaccumulation of Cd [J]. *Plant and Soil* 2016, 398(1/2): 139–152.
- [19] Pinto A P, Simoes I, Mota A M. Cadmium impact on root exudates of sorghum and maize plants: a speciation study [J]. *Journal of Plant Nutrition* 2008, 31(10): 1746–1755.
- [20] Zhang Z C, Chen B X, Qiu B S. Phytochelatin synthesis plays a similar role in shoots of the cadmium hyperaccumulator *Sedum alfredii* as in non-resistant plants [J]. *Plant Cell Environment*, 2010, 33(8): 1248–1255.
- [21] Zhu Q H, Huang D Y, Liu S L, et al. Accumulation and subcellular distribution of cadmium in ramie (*Boehmeria nivea* L. Gaud.) planted on elevated soil cadmium contents [J]. *Plant Soil and Environment* 2013, 59(2): 57–61.
- [22] Douchiche O, Driouich A, Morvan C. Spatial regulation of cell-wall structure in response to heavy metal stress: cadmium-induced alteration of the methyl-esterification pattern of homogalacturonans [J]. *Annals of Botany* 2010, 105(3): 481–491.
- [23] Xiong J, An L Y, Lu H, et al. Exogenous nitric oxide enhances cadmium tolerance of rice by increasing pectin and hemicellulose contents in root cell wall [J]. *Planta* 2009, 230(4): 755–765.
- [24] 许桂莲, 王焕校, 吴玉树, 等. Zn、Cd 及其复合对小麦幼苗吸收 Ca、Fe、Mn 的影响 [J]. *应用生态学报* 2001, 12(2): 275–278.
- [25] Milner M J, Mitani-Ueno N, Yamaji N A, et al. Root and shoot transcriptome analysis of two ecotypes of *Nocca caerulescens* uncovers the role of Nramp1 in Cd hyperaccumulation [J]. *Plant Journal* 2014, 78(3): 398–410.
- [26] Uraguchi S, Kamiya T, Sakamoto T, et al. Low-affinity cation transporter (OsLCT1) regulates cadmium transport into rice grains [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2011, 108(52): 20959–20964.
- [27] Ueno D, Milner M J, Yamaji N, et al. Elevated expression of TcHMA3 plays a key role in the extreme Cd tolerance in a Cd-hyperaccumulating ecotype of *Thlaspi caerulescens* [J]. *Plant Journal* 2011, 66(5): 852–862.
- [28] Semane B, Cuypers A, Smeets K, et al. Cadmium responses in *Arabidopsis thaliana*: glutathione metabolism and antioxidative defence system [J]. *Physiologia Plantarum* 2007, 129(3): 519–528.
- [29] Tian S K, Lu L L, Zhang J, et al. Calcium protects roots of *Sedum*

- alfredii* H. against cadmium - induced oxidative stress [J]. *Chemosphere* 2011 84(1): 63 - 69.
- [30] Citterio S ,Santagostino A ,Fumagalli P ,et al. Heavy metal tolerance and accumulation of Cd ,Cr and Ni by *Cannabis sativa* L. [J]. *Plant and Soil* 2003 256(2): 243 - 252.
- [31] Guo W J ,Meenam M ,Goldsbrough P B. Examining the specific contributions of individual *Arabidopsis* metallothioneins to copper distribution and metal tolerance [J]. *Plant Physiology* ,2008 ,146(4): 1697 - 1706.
- [32] Morel M ,Crouzet J ,Gravot A ,et al. AtHMA3 ,a P1B - ATPase allowing Cd/Zn/Co/Pb vacuolar storage in *Arabidopsis* [J]. *Plant Physiology* 2008 149(2): 894 - 904.
- [33] Takahashi R ,Ishimaru Y ,Shimo H ,et al. The OsHMA2 transporter is involved in root - to - shoot translocation of Zn and Cd in rice [J]. *Plant Cell and Environment* 2012 35(11): 1948 - 1957.
- [34] Bovet L ,Eggmann T ,Meylan Bettex M ,et al. Transcript levels of AtMRPs after cadmium treatment: induction of AtMRP3 [J]. *Plant , Cell & Environment* 2003 26(3): 371 - 381.
- [35] Song W Y ,Yamaki T ,Yamaji N ,et al. A rice ABC transporter , OsABCC1 , reduces arsenic accumulation in the grain [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2014 111(44): 15699 - 15704.
- [36] Thomine S ,Lelièvre F ,Debarbieux E ,et al. AtNRAMP3 , a multispecific vacuolar metal transporter involved in plant responses to iron deficiency [J]. *The Plant Journal* 2003 34(5): 685 - 695.
- [37] Li L G ,He Z Y ,Pandey G K ,et al. Functional cloning and characterization of a plant efflux carrier for multidrug and heavy metal detoxification [J]. *Journal of Biological Chemistry* 2002 277(7): 5360 - 5368.
- [38] Korenkov V ,King B ,Hirschi K ,et al. Root - selective expression of AtCAX4 and AtCAX2 results in reduced lamina cadmium in field - grown *Nicotiana tabacum* L. [J]. *Plant Biotechnology Journal* , 2009 7(3): 219 - 226.
- [39] Cagnac O ,Bourbouloux A ,Chakrabarty D ,et al. AtOPT6 transports glutathione derivatives and is induced by primisulfuron [J]. *Plant Physiology* 2004 135(3): 1378 - 1387.
- [40] Xu J ,Chai T Y ,Zhang Y X ,et al. The cation - efflux transporter BjCET2 mediates zinc and cadmium accumulation in *Brassica juncea* L. leaves [J]. *Plant Cell Reports* 2009 28(8): 1235 - 1242.
- [41] Lang M L ,Hao M Y ,Fan Q W ,et al. Functional characterization of BjCET3 and BjCET4 ,two new cation - efflux transporters from *Brassica juncea* L. [J]. *Journal of Experimental Botany* ,2011 ,62(13): 4467 - 4480.
- [42] Baker A J M ,Brooks R R ,Pease A J ,et al. Studies on copper and cobalt tolerance in three closely related taxa within the genus *Silene* L. (Caryophyllaceae) from Zaïre [J]. *Plant and Soil* ,1983 73(3): 377 - 385.
- [43] 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 49(24): 2568 - 2573.
- [44] 聂发辉. 关于超富集植物的新理解 [J]. *生态环境* ,2005 ,14(1): 136 - 138.
- [45] 魏树和 ,周启星 ,任丽萍. 球果堇菜对重金属的超富集特征 [J]. *自然科学进展* 2008 18(4): 406 - 412.
- [46] 戴子云. 19个品种杨桃 (*Averrhoa carambola*) 对 Cd 的富集能力与修复潜力比较 [D]. 广州: 中山大学 2010.
- [47] 白宏锋 ,李晓明. 超积累植物壶瓶碎米荠的镉富集 [J]. *江苏农业学报* 2012 28(1): 76 - 79.
- [48] Yang X E ,Long X X ,Ye H B ,et al. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn - hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance) [J]. *Plant and Soil* ,2004 ,259(1/2): 181 - 189.
- [49] 刘 威 ,束文圣 ,蓝崇钰. 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.
- [50] 李玉双 ,孙丽娜 ,孙铁珩 ,等. 超富集植物叶用红苋菜 (*Beta vulgaris* var. *cicla* L.) 及其对 Cd 的富集特征 [J]. *农业环境科学学报* 2007 26(4): 1386 - 1389.
- [51] Fan H L ,Zhou W. Screening of amaranth cultivars (*Amaranthus mangostanus* L.) for cadmium hyperaccumulation [J]. *Agricultural Sciences in China* 2009 8(3): 342 - 351.
- [52] 聂发辉. 镉超富集植物商陆及其富集效应 [J]. *生态环境* , 2006 15(2): 303 - 306.
- [53] 刘周莉 ,何兴元 ,陈 玮. 忍冬——一种新发现的镉超富集植物 [J]. *生态环境学报* 2013 22(4): 666 - 670.
- [54] 肖青青 ,王宏镜 ,王海娟 ,等. 滇白前 (*Silene viscidula*) 对铅、锌、镉的共超富集特征 [J]. *生态环境学报* ,2009 ,18(4): 1299 - 1306.
- [55] 孙约兵 ,周启星 ,王 林 ,等. 三叶鬼针草幼苗对镉污染的耐性及其吸收积累特征研究 [J]. *环境科学* ,2009 30(10): 3028 - 3035.
- [56] 汤叶涛 ,关丽捷 ,仇荣亮 ,等. 镉对超富集植物滇苦菜抗氧化系统的影响 [J]. *生态学报* 2010 20(2): 324 - 332.
- [57] 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.
- [58] 韩 璐 ,魏 崑 ,官子楸 ,等. Zn/Cd 超富集植物天蓝遏蓝菜 (*Thlaspi caerulescens*) 中 *TcCaM2* 基因的克隆及在酵母中的重金属耐受性分析 [J]. *中国科学院研究生院学报* ,2007 24(4): 465 - 472.
- [59] 郭艳杰 ,李博文 ,杨 华. 印度芥菜对土壤 Cd、Pb 的吸收富集效应及修复潜力研究 [J]. *水土保持学报* 2009 23(4): 130 - 135.
- [60] Wei S H ,Twardowska I. Main rhizosphere characteristics of the Cd hyperaccumulator *Rorippa globosa* (Turcz.) Thell [J]. *Plant and Soil* 2013 372(1/2): 669 - 681.
- [61] Kashem M A ,Singh B R ,Kondo T ,et al. Comparison of extractability of Cd ,Cu ,Pb and Zn with sequential extraction in contaminated and non - contaminated soils [J]. *International Journal of Environmental Science & Technology* 2007 4(2): 169 - 176.
- [62] 李凝玉 ,卢焕萍 ,李志安 ,等. 籽粒苋对土壤中镉的耐性和积累特征 [J]. *应用与环境生物学报* 2010 16(1): 28 - 32.
- [63] Wu S S ,Shen C ,Yang Z Y ,et al. Tolerance of *Ricinus communis* L. to Cd and screening of high Cd accumulation varieties for remediation of Cd contaminated soils [J]. *International Journal of Phytoremediation* 2016 18(11): 1148 - 1154.
- [64] 王文静 ,刘家女. 一种利用三角梅花卉植物修复重金属镉污染土壤的方法: CN104858226A [P]. 2015 - 08 - 26.
- [65] 侯伶龙 ,黄 荣 ,周丽蓉 ,等. 鱼腥草对土壤中镉的富集及根系微生物的促进作用 [J]. *生态环境学报* 2010 19(4): 817 - 821.
- [66] 吴朝波 ,郭建春 ,符少萍 ,等. 海雀稗对镉胁迫的生理响应及积累特性 [J]. *江苏农业学报* 2015 31(6): 1337 - 1343.

朱大运,熊康宁. 气候因子对我国喀斯特石漠化治理影响研究综述[J]. 江苏农业科学 2018 46(7): 19-23.
doi: 10. 15889/j. issn. 1002-1302. 2018. 07. 004

气候因子对我国喀斯特石漠化治理影响研究综述

朱大运,熊康宁

(贵州师范大学喀斯特研究院/国家喀斯特石漠化工程技术研究中心,贵州贵阳 550001)

摘要:中国西南地区是世界上饱受石漠化危害最严重的区域之一,近年来,围绕石漠化问题开展了许多治理工作。笔者在简述喀斯特石漠化地区气候与治理特点的基础上,从生物措施、工程措施、耕作措施、政策制度 4 个主要治理方向着眼,总结了各种治理措施与气候因子影响作用研究进展,结合现有的研究基础和成果,提出了今后喀斯特石漠化治理研究的课题:加强极端气候对石漠化治理的影响和预防;喀斯特石漠化演变与气候因子的微观作用机制探究;石漠化治理与气候变化适应性模型构建;加强学科交叉,将石漠化治理作为一个耦合系统进行研究。

关键词:石漠化治理;气候因子;影响作用;中国西南

中图分类号:S157 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2018)07-0019-05

我国喀斯特地貌分布广、面积大,主要分布在以贵州高原为中心的西南地区,面积约 54 万 km²。区内生物多样性丰富,喀斯特作用强烈,景观类型复杂而典型,生态系统极度脆弱,在全球喀斯特研究中占有重要地位^[1-3]。近几十年来,为了满足人类日益增长的物质需求,资源被过度开发利用,喀斯特生态遭到严重破坏,石漠化现象快速增加^[4]。截至 2011 年年底,我国石漠化面积约 12 万 km²,占喀斯特土地总面积的 26.5%,占区域国土面积的 11.2%,防治形势十分严峻^[5]。石漠化已成为政府和科研部门高度关注的问题,国家“十五”至“十二五”规划纲要中,明确将石漠化治理作为国计民生的大事,强调加快小流域治理,减少水土流失,加速推进黔桂滇

喀斯特地区石漠化综合治理进程^[6]。

当前,全球气候系统变暖是非常明确的^[7],以气候变暖和降雨格局转变为主要特征的全球变化正改变着陆地生态系统的结构和功能^[8]。在喀斯特地区气候因素是造成或加剧石漠化的重要原因之一。气候变化控制着地表水量平衡,通过降雨和温度因子调控土壤的入渗与蒸发过程,使得地表土壤一直经历干湿循环作用,表层土壤中的水分处于一种动态变化之中,最终土壤水力性能下降(持水能力、渗透特性等),侵蚀加剧,土壤水中的养分不能正常迁移,动植物所需水分及养分难以维系,生态系统退化,从而形成不同的石漠化景观^[9]。过去 50 年,我国西南地区气候整体呈现“暖干化”趋势^[10],极端气候事件发生频率和强度显著增加^[7,11-12],地表水热环境的改变给喀斯特石漠化治理带来新的挑战,促使研究者思考将人类-林草/作物-牲畜-生态经济效益作为耦合系统来应对气候变化,并基于这种思想开展了相关治理工作,从最初的生物措施,到工程措施,再到政策方针措施等,治理体系不断完善,对地形、气候等因子影响作用的认知逐步深化,取得了良好进展与示范性成果^[13-14]。笔者围绕喀斯特石漠化这一主题,对近几十年我国石漠化治理及其与气候因子关系的研究进行概要总结,并对未来发展趋势提出展望,旨在

收稿日期:2017-06-29

基金项目:国家重点研发计划(编号:2016YFC0502601);贵州省科学技术基金(编号:黔科合基础[2016]1101);贵州师范大学 2016 年博士科研启动基金。

作者简介:朱大运(1984—),男,河南信阳人,博士,副教授,主要从事石漠化综合治理与气候变化、岩溶区水土保持研究。E-mail: zhudayun163@163.com。

通信作者:熊康宁,硕士,教授,主要从事喀斯特与洞穴、资源与环境及石漠化生态治理研究。E-mail: xiongkn@163.com。

[67]王友保,燕傲蕾,张旭情,等. 吊兰生长对土壤镉形态分布与含量的影响[J]. 水土保持学报,2010,24(6):163-166,172.

[68]李 硕,刘云国,李永丽,等. 水葱修复土壤镉污染潜力的研究[J]. 环境污染与防治,2006,28(2):84-86.

[69]胡鹏杰,周小勇,仇荣亮,等. Zn 超富集植物长柔毛委陵菜对 Cd 的耐性与富集特征[J]. 农业环境科学学报,2007,26(6):2221-2224.

[70]周启星,刘家女. 一种利用紫茉莉花卉植物修复重金属污染土壤的方法:CN101049603[P]. 2007-10-10.

[71]林立金,罗 丽,廖明安,等. 挺水植物水田芥对镉的积累特性研究[J]. 长江流域资源与环境,2015,24(4):684-689.

[72]王素娟,李正文,王彦祥. 羽叶鬼针草对 Cd、Pb 的吸附特性研究[J]. 河南农业科学,2009(6):77-81.

[73]罗 丽,林立金,廖明安,等. 旱莲草对镉的富集特性研究[J].

华北农学报,2014,29(3):216-220.

[74]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.

[75] Lin L, Jin Q, Liu Y, et al. Screening of a new cadmium hyperaccumulator *Galinsoga parviflora* from winter farmland weeds using the artificially high soil cadmium concentration method[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2014, 33(11): 2422-2428.

[76]魏树和,周启星. 一种利用富集植物蒲公英修复重金属污染土壤的方法:CN101406896[P]. 2009-04-15.

[77]曾清如,杨 洋,陈璐涵,等. 一种利用油葵种植修复重金属污染土壤的方法:CN103639183A[P]. 2014-03-19.

[78]何池全,马 灏,吴美英,等. 一种利用能源作物蓖麻修复重金属污染土壤的方法:CN104785514A[P]. 2015-07-22.