

文章编号:1672-058X(2013)04-0055-04

植物提取修复矿区重金属污染土壤研究现状*

高陈玺, 李川**, 彭娟, 苏迪

(重庆工商大学 废油资源化技术与装备教育部工程研究中心, 重庆 400067)

摘要:矿区土壤重金属污染日益严重,使用传统的物理和化学修复方法成本高,对环境扰动大,而利用植物修复的效果较为明显,易于操作。对植物修复技术进行了简要的介绍,从超富集植物、受污染土壤中重金属的状态及添加螯合剂提高植物修复效率等方面重点阐述了植物提取作用,最后简述了植物提取在矿区的应用及目前存在的问题。

关键词:土壤污染;重金属;超富集植物;植物提取

中图分类号:X505

文献标志码:A

土壤是人类及众多生物赖以生存繁衍发展的物质基础,但随着人类对矿产资源的开发利用,土壤重金属污染日益严重,形式愈发严峻。据统计,目前,我国共有大中型矿山 9 000 多座,26 万小型矿山,在采矿过程中形成的废水、矿渣、矿尘、尾矿等严重污染了周围的土壤,使土壤中的重金属大大超过了正常水平。全国直接被尾矿侵占和污染的土壤达 6.67 余万 ha,被间接污染的土壤更多,达 66.7 余万 ha^[1],受重金属污染的土壤面积已占总耕地面积的 1/6^[2]。重金属不但污染矿区周围土壤,还会通过生物积累效应等途径危及人类。土壤中的重金属离子首先作为中心离子与土壤中的水、羟基、氨以及一些有机质中的某些分子形成螯合物,之后在土壤中迁移转化,最后被植物或微生物吸收利用,继而通过食物链进入人体。虽然微量重金属是生物体所必需的,但生物体内积累过多的重金属会引起各种生理功能改变,导致各种急慢性疾病,严重影响身体健康。而重金属长期滞留于环境中^[3]更加剧了其危险性,甚至还会引起严重的环境安全事件。由此可见,开展土壤重金属污染的生态修复迫在眉睫。

国内外对土壤重金属污染的治理,常用的有淋滤法、客土法、吸附固定法等物理方法以及生物还原法、络合浸提法等化学方法,但这些方法往往投资昂贵,需用复杂设备条件或打乱土层结构,不适用于治理大面积的污染。虽然很长一段时期内,人们认为作为食物链的底端生物,金属累积型植物直接或间接的对人类和动物的有毒重金属吸收负有很大的责任^[4],植物累积金属的能力会对人体造成不利影响。但随着认识的加深,人们发现利用植物及其根际圈微生物体系的吸收、挥发和转化、降解等作用机理,吸收重金属,能够达到清除污染环境中的污染物质的目的。当下,植物修复技术因其操作方便,良好的环境适应性和经济性,不产生二次污染等优势备受各国科技工作者的青睐。

植物修复的作用方式主要分为 4 种类型:一是植物净化,主要是通过叶片吸收及根系的滤除作用来清洁污染空气和水体,主要用来处理石油天然气生产中产生的废水及含重金属的各种废水;二是植物挥发,是利用植物根系分泌的一些特殊物质或微生物使土壤中的某些重金属转化为挥发形态,或者植物将污染物吸收

收稿日期:2012-10-15;修回日期:2012-11-25.

* 基金项目:重庆市自然科学基金(CSTC,2010BB4261),重庆市教委科学技术研究项目(KJ120720).

作者简介:高陈玺(1988-),女,湖南永州人,硕士研究生,从事土壤环境研究.

** 通讯作者:李川(1975-),男,重庆人,研究员,硕士生导师,从事环保关键技术与设备研究.

到体内后将其转化为气态物质释放到大气中,达到治理土壤重金属污染的目的,植物挥发只适用于挥发性污染物且将污染物转移到大气中对人类和生物有一定的风险;三是植物固定,是利用植物根际的一些特殊物质使土壤中污染物转化为相对无害物质的一种方法,固定技术主要应用于废弃的重金属污染和放射性核元素污染物的原地固定;四是植物提取,指利用超富集植物的提取作用去除污染土壤中的重金属,亦即通过重复种植和收获超富集植物将污染土壤中重金属浓度降低到可接受水平。植物提取作用适用于大面积修复重金属污染的土壤,可以运用于矿区重金属污染土壤的修复,是目前国内外研究的热点。现针对重金属污染,结合重金属的迁移转化特性,重点介绍植物提取作用在处理重金属污染这一领域最新的研究进展。

1 植物提取技术理论研究

植物提取最早是 Chaney^[5]提出的,即利用重金属富集能力较高的植物的吸收和转运,将土壤中的一种或几种重金属转移并储存在地上部分,随后收获地上部分并集中处理,使得土壤中的重金属含量减少。能应用于植物提取的植物往往是一些超富集植物。超富集植物这一概念是由 Brooks^[5]提出,当时用以定义地上部 Ni 积累超过 1 000 mg/kg 的植物。目前大家认为超富集植物应同时具备的特征主要有 3 个:一是植物地上部(茎和叶)重金属含量是普通植物在同一生长条件下的 100 倍,其临界含量分别为 Zn 10 000 mg/kg、Cd 100 mg/kg、Au 1 mg/kg、Pb、Cu、Ni、Co 均为 1 000 mg/kg;二是植物地上部重金属含量大于根部该种重金属含量;三是植物的生长未受明显伤害且富集系数较大。

国内外现已发现重金属的超富集植物 700 多种,积累 Cr、Co、Ni、Cu、Pb 的量一般在 0.1% 以上,积累 Mn、Zn 的量可达到 1% 以上。目前发现的 Ni 超富集植物有 300 多种,主要隶属于 Asteraceae、Brassicaceae、Bt; saceae、Euphorbiaceae、Flacourtiaceae 等 38 个科; Zn 超富集植物有 21 种,分布在 Brassicaceae、caryophyllaceae、Lamiaceae 和 violaceae 等 4 个科; Pb 的超富集植物有 16 种,分布在 Brassicaceae、CaryoPhyllaceae、Poaceae 和 Polygonaceae 等 4 科^[6]。而 Cd 超富集植物有旱柳品系、全叶马兰、蒲公英和鬼针草等,其中旱柳品系可富集大量的 Cd,最高富集量可达 47.19 mg/kg^[7]。Mn 超富集植物有商陆、木荷等,其中商陆对 Mn 具有明显的富集特性,叶片 Mn 含量最高可达 19 299 mg/kg^[8]。As 的超富集植物有蜈蚣草、大叶井口边草等,陈同斌和韦朝阳首次报导了蜈蚣草能大量富集 As 的研究结果,同时分析了该植物不同器官对重金属的富集量,发现蜈蚣草不同器官组织中的 As 含量为:羽片 > 叶柄 > 根系,说明 As 在该植物体中容易向上运输和富集,显示出蜈蚣草对 As 有极强的耐性和独特的富集能力,其叶片含 As 高达 5 070 mg/kg^[9]。Cu 的超富集植物包括鸭跖草、海洲香薷等^[10,11],Hg 的超富集植是加拿大白杨和红树等,其中加拿大白杨幼苗对汞的富集浓度达 233.77 mg/kg,植物体内的耐受值 90 ~ 100 mg/kg^[12,13]。

1.1 重金属在土壤中的形态与植物提取的关系

植物提取技术运用于矿区重金属污染土壤的修复,首先要了解重金属在土壤中的基本形态。重金属在进入土壤后都会与土壤中有有机态和无机态等组分持续发生作用,如溶解——沉淀、吸附——解吸、络合——离解、氧化——还原作用等,从而产生空间位置的迁移及存在形态的转化,其中土壤的酸碱性质、氧化还原性质、胶体的含量和组成及气候、水文、生物等条件是土壤中重金属存在形态的重要影响因素^[14]。污染土壤中重金属的形态非常复杂但也具有一定的空间和时间规律,总体上可分为水溶态、有机质结合态、碳酸盐结合态、铁、锰氧化物结合态以及包含于矿物晶格中的残渣态。根据植物根对土壤中重金属吸收的难易程度,可将土壤中重金属大致分为可吸收态、交换态和难吸收态 3 种状态,其中土壤溶液中的重金属如游离离子及螯合离子易为植物根所吸收,残渣态等难为植物所吸收,而介于两者之间的便是交换态,交换态主要包括被粘土和腐殖质吸附的重金属。可吸收态、交换态和难吸收态重金属之间经常处于动态平衡状态,可溶态部分的重金属一旦被植物吸收而减少时,便主要从交换态部分来补充,而当可吸收态部分重金属因外界输入

而增多时,则促使交换态向难吸收态部分转化,这3种形态在某一时刻可达到某种平衡状态,但随着环境条件(如植物吸收、螯合作用及温度、水分变化等)的改变而不断地发生变化^[15]。

因此,要想提高植物提取作用的效率,减少土壤中重金属污染的浓度,必须要使重金属从难吸收态往可吸收态转变,目前,利用速生且重金属富集作物与螯合辅助剂如EDTA配合,消除了重金属对植物生长的抑制,促进植物的吸收,是一个热点。

1.2 植物提取作用的强化

污染土壤中难吸收态重金属的活化重金属进入土壤后,大多数与土壤中的有机物或无机物形成不溶性沉淀或吸附在土壤颗粒表面呈难吸收态,而难以被植物吸收。化学方法可以打破这种状态,将处于难吸收态的重金属转化为植物可富集的处于可吸收态的金属离子,如往土壤中添加螯合剂。

Pealosa等(2007)^[16]研究了几种促进羽扇豆修复土壤重金属污染的因素,结果发现,螯合剂NTA(三乙酸腈)能够促进金属离子(Fe、Mn、Cu、Zn、Cd)迁移,促使羽扇豆所含的金属离子浓度升高,尤其是As、Cd和Pb浓度增加更明显。这是因为施加螯合剂可以促进土壤难吸收态中重金属的释放,打破重金属在土壤难吸收态和可吸收态之间的平衡,减少土壤对重金属—螯合剂复合体的吸持强度,使平衡关系向着利于重金属解吸的方向发展,从而在达成新平衡之前,大量的重金属进入土壤溶液,增加了土壤溶液中重金属的浓度,有利地提高了植物提取修复效率。

螯合剂还能使某些不是超富集植物的物种具有超富集植物的特征,让植物提取作用拥有更广泛的基础。如:Brassica juncea生物量大,虽然不是Pb超富集植物,但是在EDTA螯合条件下,地上部分Pb含量高达15 000 mg/kg,而且对Cd、Ni、Cu和Zn都有一定的富集能力。

然而,使用螯合剂也存在着一定的潜在风险,主要表现在土壤溶液中重金属浓度提高后,在未被植物充分吸收条件下,容易产生淋失和引起地下水的二次污染。此外,残存的螯合物可能也会造成新的污染,而且在使用一些化学品来诱导目标重金属时,也可能引起非目标金属的同时溶解。因此,在使用螯合剂时,一定要进行环境风险评价,在考虑诱导效率的同时,也要估测对环境的潜在危害,最好使用那些可生物降解和物理、化学降解的螯合剂,最好不用有毒化学品如用氰化钠来诱导解吸^[17]。

2 植物提取修复技术在矿区的应用

矿区土壤是一种极端的生境,理化性质差,营养物质缺乏,重金属含量高,它严重影响植物的定居,植被恢复的难度较大。因此,矿区重金属污染治理要求所用的植物具有很好的重金属富集能力外,还必须要适应矿区恶劣的生态环境。

在矿区重金属污染土壤恢复与重建的初始阶段,对植物的选择一般分为2种方法,一是以先锋植物为主,迅速固土、蓄水,然后逐年补植其他抗性树种,以造成生境的多样性,稳定生态系统;二是引入外来物种,稳固地表、改善土壤环境以有利于土壤其他生物的进入。考虑到引种可能会带来的生态问题,且乡土植物能适应当地的气候条件,因此最佳方案是立足本地筛选重金属富集植物。

根据矿区的地理特征和气候特征,筛选出的先锋植物除能富集重金属外,还应具有以下特征:①适应在土壤贫瘠的恶劣环境中生长,具有抗性强、抗旱、抗寒、抗瘠薄、抗病虫害等优良特性。②生长、繁殖能力强,最好能具有固氮能力,提高土壤中氮元素含量,要求实现短期内大面积覆盖。③根系发达,萌芽能力强,能够有效地固结土壤,防止水土流失,这在复垦工程的早期阶段尤其重要。④播种、栽植容易,活率高。⑤所选草本植物要求具有越冬能力,以节约成本^[18]。

筛选好适合的植物后,可将植物大面积的种在矿区受污染的土壤上,通过植物的提取作用,使土壤中的重金属浓度逐渐下降,改善生态环境。之后,开始引进其他物种植物,在群落结构配置上,草木结合、高矮搭

配、多种植物混种,实行乔、灌、草结合,促进草地植被率先形成,控制水土流失,培肥地力,使矿区受重金属污染的土壤得到恢复。

3 展 望

植物修复技术是一种支持可持续性发展的环境修复技术,并以其高效、经济、清洁、美观等优势解决了环境中的持久性污染物问题,占领了世界重金属污染土壤的修复市场。然而,目前植物提取技术还存在以下问题:① 植物修复的生物量小、影响因素较多。② 植物修复尚处于实验室和大田的试验、示范阶段,缺乏污染土壤的修复实践,与污染土壤修复产业化的形成相距甚远。③ 在如何将植物修复与生物修复、物理修复和化学修复等科学地结合起来等方面,还研究尚少。④ 对植物修复中涉及的如何避免二次污染、有关植物收获后如何处理的研究,还有所欠缺。

植物提取技术虽然也存在一些不足,但通过适当的强化措施可以使其扬长避短,更好地为修复重金属污染土壤服务。今后很长一段时间植物提取修复技术的研究热点仍将集中在超富集植物的筛选及提高植物修复效率上,其中添加螯合剂切实可以提高植物提取技术的修复效率,但关于重金属螯合机理以及影响因素的研究仍需要深入,这是推广植物提取技术应用的一个重要方向。此外,虽然我国对植物修复的研究起步较晚,但我国是一个植物资源丰富的国家,植物类型众多,通过大量的筛选工作肯定能找到适合本土推广种植的超富集植物。加上丰富的农业经验和传统的精耕细作,对重金属污染土壤植物修复的大规模使用将会起到更大的促进作用。

参考文献:

- [1] 董保澎. 我国固体废弃物处理与利用现状及发展趋势[J]. 冶金环境保护,1999(5):2-14
- [2] 赵其国,周炳中,杨浩,等. 中国耕地资源安全问题及相关对策思考[J]. 土壤,2002,34(6):293-302
- [3] 魏树和,周启星. 重金属污染土壤植物修复基本原理及强化措施探讨[J]. 生态学杂志,2004,23(1):65-72
- [4] FRIEDLANG A J. In Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects, Shaw A[M]. CRC Press: Boca Raton, FL, 1990
- [5] BROOKS R, LEE J, REEVES R D, et al. Copper and cobalt uptake by *haumanisatum* species[J]. Plant and Soil, 1977, 48:541-544
- [6] 王学礼. 福建金属矿区植物对重金属富集效果研究[D]. 福州:福建农林大学,2008
- [7] 黄会一. 木本植物对土壤 Cd 的吸收富集和耐性[J]. 中国环境科学,1989,9(5):327-33
- [8] 薛生国,陈英旭. 中国首次发现的 Mn 超积累植物[J]. 生态学报,2003,5(23):935-937
- [9] 陈同斌,韦朝阳. As 超富集植物蜈蚣草及其对 As 的富集特征[J]. 科学通报,2002,16(2):47-51
- [10] 唐世荣. 植物修复技术与农业生物工程[J]. 农业工程学报,1999,23(2):21-26
- [11] 李华,骆永明,宋静. 不同铜水平下海洲香落的生理特性和铜积累研究[J]. 土壤,2002,34(4):225-228
- [12] 林治庆,黄会一. 植物对土壤中汞的吸收积累及耐性[J]. 农业环境科学学报,1989,9(4):315-319
- [13] 林治庆,黄会一. 运用林业生态工程防治环境污染田[J]. 城市环境与城市生态,1988,8(3):3540
- [14] 周启星,黄国宏. 环境生物地球化学及全球环境变化[M]. 北京:科学出版社,2001
- [15] 魏树和,周启星. 重金属污染土壤植物修复基本原理及强化措施探讨[J]. 生态学杂志,2004,23(1):65-72
- [16] 屈冉,孟伟,李俊生,等. 土壤重金属污染的植物修复[J]. 生态学杂志,2008,27(4):626-631
- [17] 罗亚平,李明顺,李金城,等. 广西锰矿废弃地生态恢复的现状与治理对策[J]. 现代农业科技,2008,13:20-25
- [18] 孙铁珩,周启星. 污染生态学的研究前沿与展望[J]. 农村生态环境,2000,16(3):42-45,50

(下转第 71 页)