

# 煤矿区铅污染土壤的植物修复

郑永红, 姚多喜, 张治国 (安徽理工大学地球与环境学院, 安徽淮南 232001)

**摘要** 以国家亿吨煤建设基地、已有百年开采历史的淮南矿区为例, 介绍了煤矿区铅污染土壤的现状与危害, 并介绍了解决煤矿区土壤铅污染问题的最新技术——植物修复的机理、技术特点以及在煤矿区土壤生态修复中的应用。最后, 探讨了植物修复技术今后发展的方向。

**关键词** 煤矿区; 土壤; 植物修复; 植物提取; 超积累植物; 螯合剂

**中图分类号** X53 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2008)20-08798-03

## Phytoremediation of Lead Contaminated Soil in the Coal-mining Area

ZHENG Yong-hong et al (School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan, Anhui 232001)

**Abstract** Huainan, with a 100-year coal-mining history, is a coal-production base with 100 million tons in China. The current state of lead contaminated soil in the coal-mining area and its endangerment were reviewed. The principle and the technological characters of phytoremediation were introduced as well as its application in soil ecological restoration. Finally, the development trend of phytoremediation was discussed.

**Key words** Coal-mining area; Soil; Phytoremediation; Phytoextraction; Hyperaccumulator; Chelator

土壤是人类赖以生存的自然资源和农业生产的重要资源, 也是人类生态环境的重要组成部分, 世界面临的粮食、资源和环境问题与土壤密切相关。许多发展中与发达国家都面临着土壤污染严重阻碍农业生产的问题<sup>[1]</sup>。随着人口增加和经济的不断发展, 我国的土壤生态环境安全问题更加突出。

### 1 淮南矿区铅污染现状

淮南是一个已有百年开采历史的煤炭城市, 是国家亿吨煤建设基地。由于煤矿的大量开采, 煤矸石在地表的大量堆积, 对矿区周围环境造成了不同程度的重金属污染。据统计, 淮南矿区煤矸石堆 34 处, 堆体占地面积 1.604 km<sup>2</sup>, 体积 9 319 383 m<sup>3</sup>, 占淮南市固体废弃物总面积的 46.7%。淮南矿区煤矸石长期堆积风化、淋溶经导致煤矸石堆附近土壤中重金属富集和污染。淮南市大通矿区和九龙岗矿区(以下简称报废矿井区), 是建国前就开采报废 30 年的老矿区, 长期堆存的煤矸石已风化碎裂, 煤矸石堆与土壤的交界处已无明显界限, 大多煤矸石已填充塌陷区, 用于土地复垦或被其他方式利用, 其地貌、水系等生态环境遭到严重破坏, 形成大面积的荒地、废弃地。西部为淮南主要矿井区(现有 9 对矿井), 开采历史 50 年左右, 大小煤矸石堆 24 处, 这是淮南矿区煤矸石集中区域, 老煤矸石堆底部已具有一定程度的风化<sup>[2]</sup>。杨晓勇等对淮南市土壤元素污染进行了调查研究, 土壤环境质量评价结果显示, 在煤矿集中区段(蔡家岗小区和大通-九龙岗小区)为重金属重污染区, 其中铅、锌、锡、汞等重金属元素含量都大于区域背景值<sup>[3]</sup>。文献[4]的研究发现淮南大通矿井区土壤已经受到铜、铅、锌污染, 镍轻微污染; 九龙岗矿区土壤受到铜污染, 镍轻微污染; 谢二矿区土壤少量样品中铜超标。淮南矿区土壤已受到铜、钴、铅、锌和镍等重金属元素污染, 并且在部分矿区已经超过国家土壤一级污染标准, 但没有超过二级污染标准。报废矿井区土壤中比老矿井区土壤中重金属积累明显, 其中, 大通、九龙岗与谢二矿

区的铅含量平均值分别为(40.29 ± 3.94)、(27.89 ± 3.33)与(24.79 ± 6.36) mg/kg。而土壤环境质量标准 GB15618-1995 中铅含量一级为 35.00 mg/kg、二级(pH 值 6.5~7.5)为 200.00 mg/kg。

铅在土壤中的溶解度小, 滞留时间长, 是一种不可降解的环境污染物, 在表土积累后, 不仅影响农作物的产量和质量, 并且通过食物链影响人类健康。铅对机体的损伤呈多系统性、多器官性, 铅作为中枢神经系统毒物, 对儿童的身体和智能的危害更为严重<sup>[5]</sup>。由于铅是目前最常见的对人体和植物危害最大的重金属元素之一, 因而铅污染土壤的修复引起了国内外的关注。

### 2 矿区铅污染土壤植物修复技术

近年来出现的植物修复技术, 由于与传统的化学修复、物理和工程修复等技术手段相比, 它具有投资和运营成本低、操作简便、不造成二次污染、具有潜在或显在经济效益等优点, 并且更适应环境保护的要求, 因此越来越受到世界各国政府、科技界和企业界的高度重视和青睐。自 20 世纪 80 年代问世以来, 植物修复已经成为了国际学术界研究热点问题, 并且开始进入产业化初期阶段<sup>[6]</sup>。

广义的植物修复技术是指利用植物来吸收、转化、清除大气、水、土壤中的各种有机物、重金属等污染物质; 狭义的植物修复技术主要是利用超积累植物, 将土壤中各种过量重金属元素大量转移到植株体内特别是地上部分, 再对植株进行人工收集, 从而达到修复污染土壤的目的。由于重金属难以被自然降解或生物降解, 可以在土壤中中长期存留和积累, 因此是土壤污染防治中最难解决的问题之一<sup>[7]</sup>。

植物修复技术按其修复的机理和过程可分为植物提取(Phytoextraction)、植物挥发(Phytovolatilization)、根际过滤(Rhizofiltration)和植物固定(Phytostabilization)4 种类型。一般将前三者统称为去除(Removal Process), 而将后者称为稳定过程(Stabilization Process)。现在研究最多的是植物提取技术。目前, 煤矿区铅污染土壤的植物修复技术主要是利用植物的提取作用来进行修复。

#### 2.1 植物提取作用 植物提取作用是指利用重金属超积累

**基金项目** 淮南市科技计划项目“淮南市土壤有效微量元素含量专家咨询系统”。

**作者简介** 郑永红(1979-), 女, 新疆乌鲁木齐人, 在读硕士, 讲师, 从事环境化学与环境质量评价方面的研究。

**收稿日期** 2008-00-

植物从土壤中吸取一种或几种重金属,并将其转移、储存到地上部,随后收割地上部并集中处理,连续种植这种植物,使土壤中重金属含量降低到可接受水平<sup>[8]</sup>。植物提取技术分为连续植物提取和诱导植物提取 2 种方法,前者依赖超积累植物在其整个生命周期能够吸收、转运和忍耐高含量重金属的特点;后者是利用螯合剂来促进植物对重金属的吸收和运输,该方法主要用来处理土壤、底泥和污泥,它最适合于浅层受污染程度较低(2.5~100.0 mg/kg)的土壤修复<sup>[9]</sup>。因此,真正较适合于土壤重金属污染的植物修复技术主要是植物提取技术。

**2.2 用于铅污染土壤修复的植物** 植物提取技术是目前研究最多、最具有发展前途的技术。该技术的关键在于寻找合适的重金属超积累植物(Lead-hyperaccumulator)。所谓的重金属超积累植物,是指能够超量吸收和累积重金属的植物这一概念,是由 Brook<sup>[10]</sup>等于 1977 年最早提出的。超积累植物对重金属的富集比普通植物高出几十倍到几百倍,利用这种能力,可对重金属污染土壤进行有效修复。目前,一般认为只有铅积累量达到 1 000 mg/kg(干重)才能称为铅的超积累植物。国外报道的几种典型铅超积累植物有 *Brassica nigra*、*America maritima*、*Var balleri*、*Minuaritia verna*<sup>[11]</sup>、*Brassica juncea*<sup>[12]</sup>、*T. rotundifolium*<sup>[13]</sup>等。

我国在这方面的研究起步较晚,但近期也已经开展了大量的铅超积累植物的遴选工作。国内近期报道紫花苜蓿根部吸收的铅含量达到 12 134.21  $\mu\text{g/g}$ <sup>[14]</sup>。圆叶芥蓝菜(*Thlaspi rotundifolium*)吸收 Pb 含量可达 8 500  $\mu\text{g/g}$ (以茎的干重计)。十字花科天蓝遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)植株组织内可积累 40 g/kg 的 Zn 而未表现明显伤害<sup>[15]</sup>。向日葵、杂交杨树及油菜可吸收并积累污染土壤中的铅。蒋先军等研究发现在铅含量为 500 mg/kg 的污染土壤上,印度芥菜(*Brassica juncea*)能够正常生长,这种植物适合铅中等污染土壤的修复<sup>[16]</sup>。

**2.3 螯合剂在铅污染植物修复中的应用** 由于已发现的铅的超积累植物种类少,植物生长慢,生物量小,人们迫切需要寻找增强植物提取功效的方法。对于在土壤中极难移动的铅元素,施用螯合剂(如 EDTA)可促进植物对其的吸收,这就是诱导植物提取技术。Huang 等研究结果表明,铅活化能力的强弱顺序为 EDTA(乙二胺四乙酸)>HEDTA(乙基乙二胺三乙酸)>DTPA(二乙三胺五乙酸)>EGTA(乙二醇双四乙酸)>EDDHA(乙二胺二乙酸)<sup>[17]</sup>。骆永明的研究证明施用上述螯合剂后,可以明显提高土壤中铅的溶解度,从而明显增加植物茎叶中铅的含量<sup>[18]</sup>。Salt 等认为金属与螯合剂结合后阻止了金属的沉淀和吸附,从而提高了金属的可提取性<sup>[19]</sup>。杨晓英等通过温室盆栽研究发现,添加螯合剂 DTPA 和 EDTA 处理铅污染土壤后,玉米幼苗地上部富集的铅总量明显增加,而且能促进玉米对铅的吸收和在植株地上部积累,EDTA 处理促进玉米地上部积累铅的作用大于 DTPA 的作用<sup>[20]</sup>。杨智宽等通过盆栽试验研究发现新型含硫壳聚糖衍生物(SCTA-I)加入含铅土壤中可以明显提高土壤溶液中总铅的浓度,最高可增大 280 倍以上,表明 SCTA-I 能有效促进土壤中 Pb 的解吸,SCTA-I 加入含铅土壤中,对

玉米吸收铅有较大的影响<sup>[21]</sup>。随着 SCTA-I 加入量增加,玉米茎叶中及根部干样中 Pb 的含量都有很大幅度的增加。SCTA-I 能明显增加玉米地上部分铅的含量。

### 3 植物修复技术在煤矿区铅污染土壤生态修复中的应用

目前,我国针对煤矿区重金属污染土壤特点开展的相应植物筛选和试验研究工作总体上还处于初期阶段。另外,螯合物残留、土壤重金属元素流失与水质污染等潜在环境风险的存在,使螯合诱导技术修复矿区受污染土壤仅仅停留在试验阶段,离实际应用还有一定的距离。淮南矿区土壤虽已受到铅元素污染,但都没有超过国家土壤二级污染标准。因此,淮南市煤矿区污染土壤主要采取连续植物提取技术来修复受污染土壤。

大通区九大煤矿塌陷土地生态修复示范区就是植物修复的一个项目。该项目是在 2、4 和 8 号报废矿井区基础上建设的,长期堆存的煤矸石已风化碎裂,在煤矸石堆与土壤的交界处,已无明显界限。该区已无较大的煤矸石堆,大多数已填充塌陷区。该复垦项目新增土地 147.6  $\text{hm}^2$ ,林地 26.35  $\text{hm}^2$ ,其中大部分土地通过大面积种植油菜、玉米和杂交杨树、柳树、榆树、油松、刺槐等来修复污染土壤中的重金属污染。近几年来,通过对该示范区修复前后土壤的实验室分析和野外实地监测,数据显示经植物修复后矿区土壤的基本理化性质明显好转,酸碱缓冲能力也相应提高,土壤中 Pb、Cu、Cd、Zn、Co、Ni 的含量有效降低,充分证明了植物修复技术能够有效地改善和恢复煤矿区严重受损的生态环境,有很好的应用前景。

2007 年 3 月 26 日,总投资 100 亿元的安徽省淮南市泉大地区生态环境修复工程正式开工建设<sup>[22]</sup>。泉大资源枯竭矿区,是新中国成立前开采并已报废 30 年的老矿区,面积为 22.2  $\text{km}^2$ 。在该区域内,形成了 6.6  $\text{km}^2$  的采煤沉陷区以及 30 多处塌陷塘、取土坑和大面积的城市“荒地”和废弃地,矿区土壤受重金属污染较严重。因此,泉大资源枯竭矿区将为国内煤炭城市资源枯竭矿区生态修复、沉陷治理、资源型城市转型、建设和谐矿区提供借鉴。

### 4 存在问题与展望

植物修复是一种很有前途的新技术,不仅成本低,对土壤扰动小,而且还有良好的综合生态效应。该技术非常适合一些大范围土壤污染区域的治理,特别是对临近居民区的土壤污染,植物修复技术优于其他方法。但该技术的不足之处是重金属超积累植物个体矮小,生长缓慢,修复比较慢,使污染恢复到背景值需要几年、几十年甚至更长时间。

土壤铅污染的植物修复研究已经成为当前国内外的热点问题和前沿领域。植物修复技术为 Pb 污染土壤的治理提供了新的思路,但它还是一项尚不十分成熟的技术,将其应用到实际中还存在许多问题,有待进一步研究。今后应加强以下几个方面的研究。

(1)继续筛选和培育高效吸收和富集铅的超积累植物及超积累机理研究。

(2)研制开发绿色无污染土壤改良剂、向土壤添加营养物质、微生物及优化植物栽培技术等农业措施,促进铅污染土壤的植物修复技术的发展。

(3) 进行基因工程的研究, 将基因技术和现代分子生物学应用于植物修复培养生物量大、生长速率快、体内重金属含量高的超积累植物。已有的研究表明基因技术是植物修复研究中一个重要的方向, 包括基因的筛选等技术。

因此, 从长远看植物修复必将成为治理铅污染土壤最具潜力和应用价值的绿色环保技术。

#### 参考文献

- [1] 顾继光, 周启星. 镉污染土壤的治理及植物修复[J]. 生态科学, 2002, 21(4): 352.
- [2] 崔龙鹏, 白建峰, 史永红, 等. 采矿活动对煤矿区土壤中重金属污染研究[J]. 土壤学报, 2004, 41(6): 897-902.
- [3] 杨晓勇, 孙立广, 张兆峰, 等. 安徽淮南地区土壤污染综合研究[J]. 中国地质灾害与防治学报, 1995, 6(4): 37-43.
- [4] 白建峰, 史永红, 崔龙鹏, 等. 煤矸石堆积对矿区土壤中重金属的影响[J]. 安徽理工大学学报: 自然科学版, 2004, 24(S): 11.
- [5] 王英辉, 武乃东. 铅污染土壤的植物修复技术研究[J]. 中国土壤与肥料, 2007(5): 6.
- [6] 周乃元, 王仁武. 植物修复 - 治理土壤重金属污染的新途径[J]. 中国生物工程杂志, 2002, 22(5): 53.
- [7] 张茂林, 傅大放, 殷承启. 公路路域土壤的铅污染与植物修复[J]. 公路, 2004(9): 182.
- [8] MITCH M L, NICOLE S P, DEBORAH L D, et al. Zinc phytoextraction in the spicaerulescens[J]. International Journal of Phytoremediation, 2001, 3: 129-144.
- [9] MULLIGAN C N, YONG R N, GIBBS B F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: An evaluation[J]. Engineering Geology, 2001, 60(1/4): 193-207.

- [10] BROOKS R R, LEE J, REEVES R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium species of indicator plants[J]. Journal of Geochemical Exploration, 1977, 5: 49-57.
- [11] XIONG Z T. Lead uptake and effects on seed germination and plant growth in a Pb hyperaccumulator *Brassica pekinensis* Rupr[J]. Bull Environ-contam-toxicol, 1998, 60(2): 285-291.
- [12] KUMAR P B A N, DUSHEAKOW V, MOTTO H, et al. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soil[J]. Environ Sci Technol, 1995, 29: 1232-1238.
- [13] SALT D E, SMITH R D, RASKIN I. Phytoremediation[J]. Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology, 1998, 49: 643-648.
- [14] 叶春和. 紫花苜蓿对铅污染土壤修复能力及其机理的研究[J]. 土壤与环保, 2002, 11(4): 331-334.
- [15] 沈德中. 污染环境的生物修复[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 367-510.
- [16] 蒋先军, 骆永明, 赵其国, 等. 重金属污染土壤的植物修复研究[J]. 土壤, 2000(2): 74.
- [17] HUANG J W, CHEN J, BERTI W R, et al. Phytoremediation of lead-contaminated soil: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction[J]. Environ Sci Technol, 1997, 31: 800-805.
- [18] 骆永明. 金属污染土壤的土壤修复[J]. 土壤, 1999, 31(5): 261-280.
- [19] SALT D E, BLAYLOCK M, KUMAR N B, et al. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plant[J]. Biotechnology, 1995, 13: 468-474.
- [20] 杨晓英, 杨劲松, 黄铮, 等. 螯合剂对铅污染土壤上玉米幼苗生长及铅积累特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 482-486.
- [21] 杨智宽, 舒俊林, 刘良栋. 壳聚糖螯合剂对 Pb 污染土壤植物修复的促进作用[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(1): 86-89.
- [22] 夏蓉. 淮南投百亿元修复矿区生态[N]. 中国国土资源报, 2007-03-28(4).

(上接第 8765 页)

与上述指标比较, 从有效风能密度看, 防城港市沿海属风能可利用区, 从有效风速时数看, 则属风能较丰富区(企

表 6 中国风能分区及指标

Table 6 Wind energy zoning and their indices in China

区域	有效风能密度 // $W/m^2$	有效风速时数 // h
Region	Effective wind-energy density	Effective wind-speed hours
丰富区	200	5 000
Rich region		
较丰富区	200 ~ 150	5 000 ~ 4 000
Richer region		
可利用区	150 ~ 50	4 000 ~ 2 000
Available region		
匮乏区	50	2 000
Scarcity region		

沙) - 丰富区(港口、白龙)。

当风力机风力直径  $D = 10$  m, 风力利用系数  $\xi = 0.3$  时, 一台风力机每年所产生的能量为:

$$R_e = \pi(5)^2 \times \bar{W}_e \times 0.3 (W/a)$$

$$\text{有效风能 } M = R_e \times t (W \cdot h/a)$$

其中,  $\bar{W}_e$  为有效风能密度,  $M$  为有效风能,  $t$  为有效风速时数。以白龙为例, 取  $\bar{W}_e = 134 W/m^2$ ,  $t = 6 877.8$  h, 则有:

$$R_e = 3.14 \times 25 \times 134.0 \times 0.3 = 3 155.7 W/a$$

$$\text{有效风能 } M = 3 155.7 \times 6 877.8 = 21 704.3 kW \cdot h/a$$

按两机相距为支架高的 10 倍计算, 则每平方千米可安装 100 台风力机, 每平方千米可开发的有效风能约 2 170 430  $kW \cdot h/a$ , 假设风机支架高 20 m, 风机直径为 20 m, 每平方千米可开发的风能约 3 669 336  $kW \cdot h/a$ , 其风能的蕴藏量是有开发利用价值的, 并且随风力机支架增高, 风力机直径的增大, 风力机技术水平的提高, 其产生的有效风能也相应增大, 利用前景更加可观。

#### 4 结语

(1) 防城港沿海 10 m 高度上的有效风速时数均超过 4 000 h, 年均有效风能密度除企沙站点因地形影响相对较小外, 其他均超过 100  $W/m^2$ , 综合有效风能密度和有效风速时数看, 防城港沿海的风能资源是比较丰富的, 有开发利用价值。

(2) 由于受资料年代短和设备等限制, 防城港沿海的企沙、白龙站点 10、20、30 m 及港口站点 20、30 m 高度上的风资料主要通过模型计算得到, 不是实测值, 风能参数计算结果可能有一定误差, 今后还需做进一步的调查分析。

#### 参考文献

- [1] 李艳, 王元, 汤剑平. 中国近地层风能资源的时空变化特征[J]. 南京大学学报: 自然科学版, 2007, 43(3): 280-291.
- [2] 李泽椿, 朱蓉, 何晓凤, 等. 风能资源评估技术方法研究[J]. 气象学报, 2007, 65(5): 708-717.
- [3] 胡毅, 李萍, 杨建功, 等. 应用气象学[M]. 北京: 气象出版社, 1994: 106-118.