

矿山废弃地生态恢复研究进展^{*}

李若愚, 侯明明, 卿华, 魏艳

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明, 650093)

摘要 主要从矿山废弃地的基质改良、植物修复、土壤质量演变以及植被演替这四个研究方向介绍了国内外矿山废弃地生态恢复的最新进展, 提出今后研究的重心: 一方面是加强对适应面较广的耐受性植物的筛选、培育工作, 另一方面是最大限度地保持中国西南矿区的原生态环境、保护生物多样性资源。

关键词 矿山废弃地 生态恢复 基质改良 植物修复 土壤质量演变 植被演替

中图分类号 TD8 X171 **文献标识码** A **文章编号** 1001-0076(2007)01-0050-05

Advances in the Research on Ecological Restoration of Mining Wasteland

LI Ruo-yu, HOU Ming-ming, QING Hua, et al.

(Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China)

Abstract: This paper mainly introduces the research progress on ecological restoration of mining wasteland at home and abroad, including four aspects, that is, amelioration of soil media, phytoremediation, fertility of soil and succession of vegetation. In the future, we should not only attach importance to selecting and cultivating the all-purpose tolerant plants, but also reserve the original environment and protect the biodiversity resource of mining area in southwest China.

Key words: mining wasteland; ecological restoration; amelioration of soil media; phytoremediation; evolution of soil quality; vegetation succession

恢复生态学的研究对象是那些在自然灾变和人类活动压力条件下受到破坏的自然生态系统的恢复和重建问题, 因而具有十分强烈的应用背景。矿山废弃地的生态恢复就是恢复生态学实际应用的一个重要领域。

1 矿山废弃地基质改良的研究

矿山废弃地生态环境恢复与重建过程的基质改良要实现三个目标: 一是改善基质的结构等物理条件; 二是改善基质的营养状况; 三是去除基质中的有毒物质^[1]。

1.1 改良物质的选择

1.1.1 化学改良物质

鉴于有些废弃地基质结构不良, 速效的化学肥料极易被淋溶, 这样只有少量、多次施用速效化肥或选用一些分解缓慢的长效肥料。但是如果存在有毒因素, 缺乏主要养分不过是次要因素。废弃地存在 pH 值太低的问题时, 向土壤中添加碳酸氢盐和石灰。若 pH 值过高, 则可以投加 FeSO_4 、硫磺、石膏和硫酸等。例如, 在废弃地上铺盖厚约 20 cm 垃圾及 20 kg/m^2 石灰, 能够提高尾矿 pH 值并降低其电导率, 且有效地防止了下层尾矿的酸化, 植物生长也较好^[2]。EDTA 能和重金属离子形成稳定的络合物, 减少植物对重金属离子的吸收, 使之对植物的毒害

* 收稿日期 2006-11-28 修回日期 2007-01-04

基金项目: 云南省自然科学基金支持项目 (2004C0005R)

作者简介: 李若愚 (1982-), 男, 河南洛阳人, 在读硕士研究生, 研究方向为污染生态学。

有所减轻。金属阳离子的毒性可由 Ca^{2+} 的作用而趋于缓和,钙离子的存在也会减轻铬酸盐的毒性。磷酸盐能有效地控制含硫矿物酸的形成,故磷矿废物亦可用于改良含酸废弃地。铝矿床底板土是广西平果铝矿复垦的主要覆土材料,但是其理化性状差,马彦卿等通过试验研究,确定了粉煤灰与底板土的最佳配比是 80% 底板土 + 20% 粉煤灰,并考察了土壤改良的实际效果^[3]。

1.1.2 有机改良物质

污水污泥、泥炭、垃圾及动物粪便等富含氮、磷有机质,被广泛地应用于矿山废弃地基质改良。首先可以改善基质的营养状况;其次是它们含有大量的有机质,可以整合部分重金属离子,缓解其毒性;再次是这些改良物质与基质本身便是一类固体废弃物,这种以废治废的做法具有很好的综合效益。

城市污水处理厂在污水处理过程中产生的污泥,除含有丰富的氮、磷、钾和有机质外,还有较强的粘性、持水性和保水性,从而能够改良废弃地的理化性质、增加土壤肥力,并提高矿区废弃地微生物的活性。将城市污泥与白滤泥等碱性废弃物按一定比例混合,进行堆沤处理后再施用,效果会更好。将污泥与树枝等进行混合堆沤,可以调节 C/N 比,暂时固定污泥中的氮,防止硝态氮的淋失^[4]。此外,秸秆还田也能改善基质的物理结构,有利微生物生长,固定和保存氮素养分,促进基质中养分的转化。

1.2 改良方法的研究

1.2.1 表土转换技术

先把表层(30 cm)及亚层(30 ~ 60 cm)土壤取走,加以保存,以便工程结束后再把它放回原处,然后在堆放地铺上 50 cm 厚的粘土并压实,以防渗透。在煤矸石或矿渣堆放完并展平压实之后,也需再铺上一层 50 cm 厚的粘土并压实,造成一个人工的粘土封闭层,再垫上 1 m 厚的生土,最后把表土搬回铺上。这种方法可以基本上保持原表土层的肥力,达到立即复耕的效果^[5]。卞正富和张国良以开滦矿区为试验点,研究认为通过条带式覆土或全面覆土,矸石酸性得到较好控制,而穴植覆土不能有效控制^[6]。

1.2.2 填土造田

对于采空区和塌陷,可以将粉煤灰作为充填材

料,这样既利用了固体废弃物,又防止其占用土地和污染地下水,上部覆盖 30 cm 的黄土,用于造林和种植,会收到良好的综合效益^[7]。刺槐、柳树、泡桐、苦楝和火炬树等树种都可获得正常生长,尤以刺槐和柳树生长较快。

1.2.3 生物改良技术

豆科植物能够与根瘤菌形成固氮根瘤,从而将土壤中的氮气转化为氨固定下来,因此,寄主植物和根瘤菌的生长状况、固氮效率及最终形成根瘤菌——寄主共生协同关系的能力都非常重要。如果某一方面受到重金属毒性的严重抑制,豆科植物就不可能促进土壤中氮元素的积累,豆科植物只有在具备适宜的根瘤菌存活的情况下才有价值。所以,应用豆科植物修复重金属污染土壤,首先要考验寄主植物、根瘤菌和它们的共生体系对废弃地土壤中重金属毒性的耐受能力。豆科植物在重金属污染地区的生长和重建取决于两方面的因素:寄主植物对重金属的耐性和根瘤菌对重金属的耐性。Obbard 和 Jones 研究发现,从污染地区的土著豆科草种的根瘤中或根际土壤中分离出的根瘤菌,与寄主植物能形成有效的共生关系并具有固氮能力^[8]。利物浦大学的研究人员发现,应该选择耐重金属且耐贫瘠的豆科植物,并注重乔灌草合理配置,不但有利于控制水土流失,更有利于植物对土壤的改良^[9]。Smith 将土壤中重金属铜和锌的浓度分别提高到 300 mg/kg 和 2 000 mg/kg,能有效固氮的根瘤菌依然存在于所有寄主植物生长的土壤里,相反,一些没有土著寄主植物生长的土样在感染试验中,不能使白苜蓿形成瘤^[10]。张志权等人在研究锌对大叶相思(*Acacia auriculaeformis*)及其根际微生物的影响时发现,根瘤菌对锌的耐受力明显高于寄主植物^[11]。在此基础上,聂湘平等深入研究了寄生于大叶相思和美丽胡枝子(*Lespedeza formosa*)的两种根瘤菌,在 Zn^{2+} 和 Cu^{2+} 这两种重金属环境中的耐受性,以及植物—根瘤菌共生固氮体系在这两种环境中的结瘤、固氮和生长变化,发现大叶相思根瘤菌对这两种重金属的耐受性都较美丽胡枝子上的根瘤菌强。对于 Zn^{2+} ,可以忍受 $< 10.0 \text{ mmol/L}$ 的离子浓度^[12]。对于 Cu^{2+} ,可以忍受 $< 0.80 \text{ mmol/L}$ 的离子浓度^[13]。

澳大利亚通过对草场草类改善研究,利用草场豆科植物固定矿区废弃物,可控制风蚀和水蚀,改善

土壤物理、化学和微生物性质。俄罗斯在生态恢复实践中,已经应用了微生物肥料、菌根接种、磷钾菌肥及复合肥技术,此外,在造林中还运用了菌根接种技术。美国学者研究了 VA 菌根真菌与植物演替、多样性的关系,发现用 VA 菌根真菌接种后,恢复的植被生长量增加。

2 矿山废弃地植物修复的研究

矿区土地的植物修复是指用绿色植物及其相关的微生物、土壤添加剂和农艺技术来去除、截留土壤中的污染物或使污染物无害化的过程及技术。

矿区废弃地土壤中含有大量的有害物质,严重阻碍植物的生长。如在重金属污染严重的地区,所能生长的植物仅仅是那些耐重金属污染的物种,如蜈蚣草(*Pteris vittata*)、绊根草(*Cynodon dactylon*)、水烛香蒲(*Typha latifolia*)、黄花稔(*Sida rhombifolia*)、雀稗(*Paspalum thunbergii*)和银合欢(*Leucaena glauca*)等。目前全世界共发现 400 余种超积累重金属的植物,其中镍超过 320 种,硒有 20 种,钴有 30 种,铅有 14 种,铜有 34 种。韦朝阳和陈同斌对湖南一些炼砷区的植被和土壤污染状况进行了研究,首次发现砷的超富集植物蜈蚣草叶片含砷量高达 5 000 mg/kg(羽片)^[14],此后,又发现了与蜈蚣草同属的另一种凤尾蕨类植物大叶井口边草(*Pteris nervosa*)对砷具有明显的富集功能^[15]。束文胜等人在湖北铜绿山古冶炼渣堆进行了植被和土壤调查,发现鸭跖草(*Commelina communis*)是铜的超富集植物, Cu^{2+} 在地上部分和根部的质量分数分别为 1 034 mg/kg 和 1 224 mg/kg,可用于铜污染土壤的植物修复与重建^[16]。杨肖娥等人在浙江铅锌矿区发现一种新的具有耐铅特性和铅富集能力的植物——东南景天(*Sedum alfredii* Hance),称为铅富集生态型植物,富集生态型植物地上部分铅含量、根系铅含量以及单株铅积累速率最高可达到 514 mg/kg、13 922 mg/kg 和 8.62 $\mu\text{g}/\text{plant}/\text{d}$,分别是非富集生态型的 2.27、2.62 和 7.16 倍^[17]。薛生国等人对湘潭锰矿污染区的植物和土壤进行了野外调查,发现商陆科植物商陆(*Phytolacca acinosa*)对锰具有明显的超富集特性,叶片内锰含量高达 19 299 mg/kg^[18]。刘威等发现并证实宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)是一种镉超富集植物,自然条件下,宝山堇菜地上部镉平均含量为 1 684 mg/kg^[19]。杨胜香等人通过对广西

平乐锰矿区受污染土壤及该区 7 种优势植物的调查和重金属含量的分析,发现其中山茶科木荷(*Schima superba*)叶子中锰含量高达 30 075.94 mg/kg,表现出对锰的超富集能力^[20]。

耐受性植物包括两大类,除重金属富集型植物外,还有一种截然相反的重金属排斥型植物。在重金属含量很高的土壤和水中,该类植物对重金属的转运受限,其地上部分能保持较低并相对恒定的重金属浓度。根据很多学者的研究,有将近 200 种植物能够在不同类型的尾矿库上自然定居生长。

香根草(*V. zizanioides*)根系发达,可以有效控制和防止土壤侵蚀和滑坡,对土壤盐度、钠、酸性、铝、锰和重金属(砷、镉、铬、镍、铅、锌、汞、硒和铜)具有极强的耐受能力,适合于受重金属污染土壤的复垦和土地填埋区渗出液的处理。禾本科与茄科植物对铅锌矿渣这种恶劣生境具有较强的忍耐能力,许多一年生和两年生植物如白茅、辣荭、白草、铁线草等可以作为先锋植物选用。宽叶香蒲(*Typha latifolia*)具有较强的吸收和富集重金属的能力,且主要富集在植物的地下部分。节节草、五节芒、狗牙根、土荆芥、营草、假俭草、白茅、类芦等能在砷、镉、锌、铜等复合污染的土层中生长良好,可作为刁江流域矿业废弃地植被恢复的先锋植物^[1]。黄铭洪等人通过对铅锌尾矿上定居的几种植物进行研究发现:雀稗的根部滞留了大部分铅,减小了铅对其地上部茎叶光合作用的影响,从而使其对重金属铅环境更具耐性,双穗雀稗(*P. distichum*)和黄花稔所吸收的铅较多地被转移到便于收获移走的地上部分,因而具有较大的植物修复潜力,银合欢所吸收的铅总量的 80% 积累在根、茎的皮和木质部及枝条部分,只有 15% 左右分布在叶片中^[21]。

近年来,耐重金属污染植物物种的筛选及其蕴藏的基因资源受到科学界的普遍关注,将超富集基因转入基因工程植物也是一个发展方向。Chaney 等人建议通过分子生物学技术改进野生超富集植物,建立商业化的实用植物提取技术,具体包括选择植物种类、收集种子、规范土壤管理、发展植物管理实践和妥善处理生物量。人们开始利用现代生物技术克隆耐重金属污染的基因,试图培育出适于在重金属污染土壤上生长的植物种类。

3 矿山废弃地土壤质量演变的研究

保持矿业废弃地土壤稳定性的关键因素在于土

壤质量^[22],包括土壤生物肥力和土壤环境质量。

阳承胜认为,土壤生物肥力水平是废弃地土地管理的关键因素之一。他们系统地分析了矿业废弃地的土壤生物群落组成及功能,矿业废弃地特殊的生境对土壤生物群落的影响等问题^[22]。于君宝等人对抚顺老虎台煤矿复垦土壤进行取样测试,结果表明,覆土的营养元素含量随着覆土年龄的增长而升高,施(培)肥、植物吸收及表层微生物活动强烈,都成为覆土中营养元素含量上高下低的决定性因素。试验地覆土耕作层不存在酸性污染,虽然各覆土中养分状况存在差异,但均能满足作物生长需求^[23]。龙健等人通过观察浙江哩铺铜矿废弃地复垦土壤发现,微生物区系发生明显改变,重金属的胁迫抑制了矿区土壤中碳、氮营养元素周转速率和能量流动^[24]。张乃明等人系统研究了孝义露天铝矿不同复垦年限的土壤养分变化,结果表明,随着复垦年限的增加,复垦土壤有机质、全氮、有效磷均呈逐年增加趋势,土壤容重逐年下降,土壤全磷、全钾、速效钾、土壤 pH、交换量和微量元素的有效态含量变化不明显,通过种植牧草和大量施用有机肥和化肥,可加速复垦土壤的熟化、土壤理化性状逐年改善,使土壤生产力逐年提高^[25]。陕永杰等发现安太堡露天煤矿采矿前后土壤质量演变过程:第一阶段为突变型土壤质量退化阶段,土壤的物理、化学性状受到毁灭性破坏;第二阶段为渐变型土壤质量恢复阶段,经过人工培肥、土地复垦,提高了土壤质量,但是该过程进行得很缓慢^[26]。姚斌等人对废弃柴河铅锌矿区调查发现,重金属污染对土壤微生物特征有显著影响,使土壤呼吸速率明显增加,但土壤微生物生物量却显著下降,导致土壤微生物对能源碳的利用效率降低,从而削弱了矿山复垦土壤中碳、氮的循环速率和能量流动,不利于有机质的累积^[27]。

4 矿山废弃地植被演替的研究

所有的自然生态系统的恢复和重建,总是以植被的恢复为前提的^[1]。

白中科等人研究了平朔露天矿区生态系统演变的阶段、类型和过程,注重草、灌、乔合理种植,并与工程措施联合施用,共引种了 71 种植物,经过筛选,以 16 种植物作为先锋植物^[28]。孙庆业等人广东仁化县铅锌尾矿库内,发现 10 种植物自然定居,这些植物在尾矿上的生长、分布明显受到表层尾矿某

些物理性质,尾矿中的营养物质含量与植物的生长高度以及群落盖度有一定关系^[29]。陈芳清等人发现,磷矿废弃地演替植物群落的形成是先锋植物种类入侵、定居、群聚和竞争的结果。在植物群落形成与演替的过程中,各种成分的种群数量及综合优势比呈动态变化。废弃地植物群落形成与演替的过程按演替序列可分为 3 个阶段:植物群落形成与演替还与环境因子有关,废弃地高浓度的土壤速效磷是影响植物生长与分布的胁迫因子;伴随着群落的形成与演替,植物群落的物种多样性呈逐渐增加的趋势^[30]。刘世忠等人研究了名北排油页岩废渣堆放场次生裸地的自然恢复的植被演替,发现群落结构及组成种类简单,处于群落次生演替的前期阶段,表明废渣场次生裸地的植被为一些抗逆性强的先锋植物^[31]。胡振琪等发现,矸石山植被经过 9 年的自然演替和生长过程,其种类及数量发生了较大变化。混交林中木本植物(乔、灌木)种群密度增加,植被具有明显减小矸石山渗透速率、提高保水和持水能力的作用。刺槐林分还能防止矸石山酸化和增加矸石山含氮量并促进氮素的有效化^[32]。杨世勇等人研究了铜陵市铜尾矿分布区,发现自然和人工定居于尾矿上的植物共有 9 科 37 属 40 种,其中禾本科、豆科、菊科植物占有植物种的 72.5%,因有完美的生态适应机制,而能成为在尾矿上定居的先锋植物和优势种^[33]。高德武等对黑河地区露天金矿剥离物植被自然恢复和演替规律进行分析研究,发现植被恢复的速度受时间和剥离物组成的共同影响,其中剥离物中土和沙砾比例是影响的主要因素。植被演替中的优势种随时间变化而不同,前期以多肉植物为主,后期菊科植物成为优势种。针对植被演替规律和剥离物特性提出快速恢复植被的相应对策^[34]。

5 存在的问题及展望

(1) 目前,国内外对单个矿山的案例研究较多,筛选出的耐受性植物往往受到气候、地形、海拔的影响,只适合于当地矿山的生态恢复。今后,需要加大调查、搜索的范围和力度,加强筛选和培育工作,力求找到适应面较广的耐受性植物,以期在较大的地域范围进行矿山废弃地的生态恢复。

(2) 西部地区矿产资源的丰富性与生态环境的脆弱性并存,矿山开采活动势必引发各种生态环境问题。而这一地区又是生物多样性特别集中的区

域,在这一特殊地区如何开展生态恢复才能最大限度地保持当地的原生态环境、保护生物多样性资源将成为今后一个研究的重点。

参考文献:

- [1] 宋书巧,周永章. 矿业废弃地及其生态恢复与重建[J]. 矿产保护与利用,2001,(5) 48-49.
- [2] Hu H W, et al. Effects of different improvements on controlling acidification of Pb/Zn tailings [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 1999,(3) 68-71.
- [3] 马彦卿,李小平,冯杰,等. 非煤灰在矿山复垦中用于土壤改良的试验研究[J]. 矿冶,2000,9(3) 15-19.
- [4] 莫测辉,蔡全英,王江海,等. 城市污泥在矿区废弃地复垦的应用探讨[J]. 生态学杂志,2001,20(2) 44-47.
- [5] 王洁,周跃. 矿区废弃地的恢复生态学研究[J]. 安全与环境工程,2005,12(1) 5-8.
- [6] 卞正富,张国良. 矿山土复垦利用试验[J]. 中国环境科学,1999,19(1) 81-84.
- [7] 王志宏,李爱国. 矿山废弃地生态恢复基质改良研究[J]. 中国矿业,2005,14(3) 22-24.
- [8] Obbard J P, et al. The effect of heavy metals on nitrogen fixation by Rhizobium white clover in a range of long-term sewage sludge amended and metal-contaminated soils [J]. Environmental Pollution, 1993,79 105-112.
- [9] Chu L M, et al. The value of pulverized refuse fines as a substitute for topsoil in land reclamation [J]. Journal of Applied Ecology, 1996,33 851-857.
- [10] Smith S R. Rhizobium in soils contaminated with copper and zinc following the long-term application of sewage sludge and other organic wastes [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1997,29 1475-1489.
- [11] Zhang Z Q, et al. Effects of zinc on rhizobia-earleaf acacia (Acacia auriculaeformis) symbiotic association [J]. Bioresource Technology, 1998,64 97-104.
- [12] Nie X P, et al. Effects of zinc on rhizobia-earleaf acacia (Acacia auriculaeformis) symbiotic association [J]. Acta Phytoecologica Sinica, 2002,26(3) 264-268.
- [13] Nie X P, et al. Effects of copper on rhizobia-Acacia symbiotic association [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002,13(2) 137-140.
- [14] 韦朝阳,陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展[J]. 生态学报,2001,21(3) 1196-1203.
- [15] 韦朝阳,等. 大叶井边草——一种新发现的富集砷的植物[J]. 生态学报,2002,22(5) 777-778.
- [16] 束文胜,等. 湖北铜绿山古铜矿冶炼渣植被与优势植物的重金属含量研究[J]. 应用与环境生物学报,2001,7(1) 7-12.
- [17] 杨肖娥,等. 东南景田(Sedum alfredii H.)——一种新的锌超富集植物[J]. 科学通报,2002,(13) 1003-1006.
- [18] 薛生国,等. 中国首次发现的锰超富集植物——商陆[J]. 生态学报,2003,23(5) 935-937.
- [19] 刘威,等. 宝山堇菜(Viola baoshanensis)——一种新的铜超富集植物[J]. 科学通报,2003,(19) 2046-2049.
- [20] 杨胜香,李明顺,李艺,等. 广西平乐锰矿区土壤、植物重金属污染状况与生态恢复研究[J]. 矿业安全与环保,2006,33(1) 21-23.
- [21] Huang M H, et al. Uptake and translocation of heavy metals in dominant plants of soil seed banks introduced to a Lead/Zinc mine railings pond [J]. Acta Phytoecologica Sinica, 2001,25(3) 306-311.
- [22] 阳承胜,蓝崇钰,束文胜. 矿山废弃地生态恢复的土壤生物肥力[J]. 生态科学,2000,19(3) 73-78.
- [23] 于君宝,王金达,刘景双,等. 矿山复垦土壤营养元素时空变化研究[J]. 土壤学报,2002,39(5) 750-753.
- [24] Long J, et al. Characteristics of soil microbes of reclaimed mine soil in red soil area. Southern China [J]. Journal of soil and water conservation, 2002,16(2) 126-129.
- [25] 张乃明,武雪萍,谷晓滨,等. 矿区复垦土壤养分变化趋势研究[J]. 土壤通报,2003,34(1) 58-60.
- [26] 陕永杰,等. 平朔安太堡大型露天矿区土壤质量演变过程分析[J]. 干旱区研究,2005,(4) 565-568.
- [27] 姚斌,等. 废弃柴河铅锌矿区土壤微生物特征调查研究[J]. 林业科学研究,2006,19(3) 400-403.
- [28] 白中科,等. 中国山西平朔安太堡露天煤矿退化土地生态重建研究[J]. 中国土地科学,2000,14(4) 1-4.
- [29] 孙庆业,蓝崇钰,黄铭洪,等. 铅锌尾矿上自然定居植物[J]. 生态学报,2001,21(9) 1457-1463.
- [30] Chen F Q, et al. Formation and succession of plant community on phosphore mining wasteland in Zhangcunping, Southwest, Hubei Province, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2001,21(8) 1347-1354.
- [31] Liu S Z, et al. The soil and vegetation of oil shale dump in Maomingcity, Guangdong Province [J]. Ecologic Science, 2002,21(1) 25-29.
- [32] 胡振琪,等. 煤矸石山的植物种群生长及其对土壤理化特性的影响[J]. 中国矿业大学学报,2003,(4) 491-496.
- [33] 杨世勇,等. 铜陵铜尾矿复垦现状及植物在铜尾矿上的定居[J]. 长江流域资源与环境,2004,(5) 488-492.
- [34] 高德武,蔡体久,王晓辉. 露天金矿剥离物植被演替规律及植被恢复对策——以公别拉河流域为例[J]. 水土保持研究,2005,12(6) 33-35.