

矿区土地修复与生态恢复

黄铭洪¹ 骆永明²

(1 香港浸会大学自然资源与环境管理研究所, 香港)

(2 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心, 南京 210008)

摘 要 本文在回顾中国矿区土地修复与恢复重建研究工作的历史基础上, 着重从土壤科学与生态学的角度综述 (1) 矿区土地修复与生态恢复的限制因素; (2) 矿区退化土壤的物理和化学修复; (3) 矿区金属污染土壤的植物稳定和提取修复; (4) 矿区污染土壤的植物-微生物及动物协同修复; (5) 矿区土地修复的技术要求与管理; (6) 矿区土地修复与生态恢复的未来研究与发展。旨在推动中国矿区土地资源修复与生态环境恢复的理论研究和技术发展。

关键词 矿区, 土地复垦, 生态恢复, 生物修复, 重金属

中图分类号 X753

自从 20 世纪 50 年代以来, 中国的金属、工业矿物、建筑材料和能源材料等矿产资源被大量开采, 给陆地自然环境带来了相当大的损害。据估计, 1994 年中国就有 500 万手工矿业工人工作在 28 万个矿区^[1]。大量的小规模手工采矿业, 虽然发挥了重要的经济作用, 也提供了许多就业机会, 但是加剧了对周边地表植被和水文条件的破坏和对大气、水体、土壤的污染。据报道, 中国受采矿业影响的土地大约有 300 万 hm^2 , 其中受乡镇企业影响的占 1/3, 在上世纪末中国每年因采矿造成的废弃地面积达 3.3 万 hm^2 ^[2]。

中国矿区受损土地的恢复相当缓慢, 但其比例在逐年提高。在上世纪 80 年代初得到恢复的矿区废弃地只有 0.7% ~ 1%, 到了 80 年代末提高到了 2%, 90 年代初增至 6.7%, 94 年已达到 13.3%。1994 年得到修复利用的矿区土地面积是 1992 年和 1993 年的总和^[3], 占全国在 1987 至 1995 年期间共修复土地的 3.7% (根据 Yang^[4] 数据换算)。目前, 有关矿区土地的修复与生态恢复工作仍存在一些具有挑战性的问题^[5]。如果由各种原因所造成的土地破坏总量的一半能被恢复并用于农业生产, 那么中国每年的粮食产量会提高 400 亿 kg ^[6]。可见, 修复与恢复矿区土地的生产力和生态系统健康对中国农业生产、环境保护、生态建设以及区域社会经济可持续发展均具有重要的现实意义。

为了进一步推动中国矿区土地修复与恢复重建的理论研究和技术发展, 本文回顾了相关研究工作的阶段, 并结合自身的一些前期研究工作, 着重从土壤科学与生态学的角度综述 (1) 矿区土地修复与生态恢复的限制因素; (2) 矿区退化土壤的物理和化学修复; (3) 矿区金属污染土壤的绿色植物稳定和提取修复; (4) 矿区污染土壤的植物-微生物及动物协同修复; (5) 矿区土地修复的技术要求与管理; 和 (6) 矿区土壤修复与生态恢复的未来研究与发展。

1 中国矿区土地修复与恢复重建研究工作的回顾

回顾过去 50 年内中国矿区土地修复与恢复重建研究工作, 总体上, 可划分为四个发展阶段:

(1) 上世纪 50、60 年代, 矿区土地修复沿用传统思路: 通过填埋、刮土、复土等措施将退化土地改造成可耕种土地。这是一种以实现矿区土地可进行农业耕种为目标的土壤修复工作。(2) 进入 70、80 年代, 人们开始关注矿区土地资源的稳定利用以及相关的基本环境工程的配套问题, 使得土地修复更加系统化。例如, 中国煤矿学界取得了一系列研究成果, 其中包括煤矿开采引起塌陷的预报预警系统、抗建

筑变形理论、修复煤矿塌方土地的综合技术等^[7]。这是以矿区土地资源稳定与持续利用为目标的环境工程修复工作。(3)到了90年代,在矿区土地修复问题上更多地强调了生态学方面的观点,包括:(i)选用适宜的表土、植物和肥料;(ii)研究先锋植物根的生长模式及根系分布结构;(iii)研究重金属的迁移模式;(iv)优化回填肥料的性质,例如利用煤炭垃圾或粉煤灰回填或促进植物生长;(v)在生态恢复中综合考虑景观美化、可持续性发展、人与自然的和谐等问题^[8,9]。目前,生态学的观点在中国矿区土地修复研究与应用中被广泛接受,但客观地说,这种朴素的实用生态学观点与上升到西方科学家所推崇的“完全生态恢复”,即恢复到最初的生态系统,在理论上还是有差别的^[10]。这个时期的土地修复是一种以植被复原与生物多样性保护为目标的生态修复。(4)跨入21世纪以来,一种以矿区生态系统健康与环境安全为恢复重建目标的污染土地生物修复在中国逐渐受到重视,其中包含了金属矿区土壤的植物修复、微生物修复、动物修复及其联合协同修复等多项环境与生物新技术。随着该领域研究的逐步深入,可以预见,这些新理念和新技术将会在全国范围内得到广泛地应用,并在实践中进一步发展完善。

2 矿区土地修复与生态恢复的自然限制因素

采矿过程产生大量的固体废弃物,包括被剥离的废土、废石和尾矿等。尾矿废弃物通常含有混合的土壤、不同粒径的砂砾、尾矿废物及其风化物等,与正常的土壤有很大的区别^[11]。不同矿区尾矿中有害重金属的浓度不同,其有机质、氮、磷的含量均很低,大概只有正常植被覆盖土壤平均背景值的20%~30%^[12,13]。这些废弃物简单堆放在陆地表面,给周边地区带来严重的环境污染,如江西德兴铜矿区^[9,14]和广东韶关和乐昌的铅锌矿区等^[15-17]。它们往往非常不稳定,除了直接造成土壤重金属污染以外,还将引起其它的环境问题。直接影响包括耕地、森林或牧地的损失、对土壤有机质分解和氮矿化过程的抑制、对植物生长的毒害、以及土地生产力的下降。间接影响包括空气污染、水污染和河流淤塞等。这些都将最终导致生物多样性、景观资源和经济财富的损失^[18]。因采矿、冶炼及其废弃物的影响,矿区土壤表土常常缺失、压实、周期性侵蚀、温度波动大,并且受重金属污染、养分贫乏、生物多样性减少及其功能衰退。这些构成了矿区土地环境修复与生态恢复中的物理性、化学性和生物性的限制因素。

3 矿区退化土壤的物理和化学修复

3.1 物理性修复

矿区土地的表土常常会流失或遭到破坏。粉碎、压实、剥离、分级、排放等技术被用于改进矿区退化土壤的物理特性,实际操作还包括梯田种植、排水水道和稳定塘设施、覆盖物或有机肥施用等。植物残余物(如稻草或大麦草)可作为覆盖物将土壤表层与极端温度变化隔开,增加土壤的持水量和减少地表径流对土壤造成的侵蚀。施用有机肥可显著改善土壤结构性^[19]。土壤物理性修复与恢复的关键是覆盖、培育与维持表土,改善土壤结构,建立植被覆盖,有效控制土壤侵蚀。

3.2 化学性修复

多数矿区退化土壤缺乏有机质及其营养元素,如氮素。如果将修复后的土地用于农业生产,其首要前提是恢复土壤的肥力及提高土壤生产力。有机废弃物如污水污泥、垃圾或熟堆肥可作为土壤添加剂,并在某种程度上充当一种缓慢释放的营养源,同时可通过螯合有效态的有毒金属而降低其毒性^[17]。Bradshaw和Chadwick^[20]曾对可用于降低重金属有效性、改良尾矿理化性质并提供植物生长营养的一些常见有机物进行过系统的论述。除有机添加剂以外,无机添加剂也可改善土壤特性,包括采石废弃物、粉碎的垃圾、煤灰、石灰、石膏肥料、氯化钙和硫酸等。在有毒的尾矿废弃物上覆盖一层如煤渣、钢渣等惰性材料,可防止有毒金属向表土层迁移^[21],起到化学稳定修复作用。

4 矿区污染土壤的绿色植物稳定和提取修复

矿区土壤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(表1)。通常利用对重金属有较高的耐受性、富集性或超富集性的植物来修复矿区重金属污染土壤。植物对重金属的耐受性可通过回避或忍耐来达到。回避是指植物具有的防止过量金属吸收到体内的一种保护机制,而忍耐是指植物应付体内过量积累的重金属的能力^[22]。超积累植物能在体内富集相当高或很高浓度的重金属,经过几季收割后,土壤中重金属浓度可显著降低^[23]。Lan等^[15]和Ye等^[16,17]应用耐受型植物(如*Cynodon dactylon*)和有机添加剂(如粪堆

肥和垃圾堆肥)对中国南方的铅锌矿进行了复垦研究,并取得了成功。选择适当的植物种类对于确保可持续的植被覆盖非常重要。矿区重金属污染土壤的植物修复通常基于植物稳定和植物提取作用来实现。

表 1 矿区污染土地的植物修复类型及其可处理的化学品

Table 1 Phytoremediation and its target chemicals in mined land

类型 Type	过程和机制 Process and mechanism	处理化学品 Target chemical
植物固定	植物控制土壤和尾矿塘的 pH、气体、氧化还原状况,改变重金属存在状态。一些有机复合物的腐殖化	重金属、酚类和含氯的溶剂
植物提取	重金属、有机化合物和水一起被吸收,或通过阳离子泵、吸附等其它机制	Ni、Zn、Pb、Cr、Cd、Se, 放射性核素、BTEX(苯、甲苯、乙基苯、二甲苯), 五氯苯酚、短链脂类复合物
根际过滤	吸附或吸收在根部(或藻类和细菌)	重金属、放射性核素、有机复合物
植物降解	水生和陆生植物吸收、储存、生化降解有机复合物成为无毒的副产物,产物可被用于生成新的生物量,或被微生物进一步分解成毒性更小的产物。酶的生成和衰老有时也被某些植物用于代谢和解毒复合物。还原氧化酶依序作用于植物的不同部位	军需品(TNT、DNT、RDX、硝基苯、苦味酸、硝基甲苯、硝基甲烷、硝基乙烷), 阿特拉津、含氯溶剂(四氯甲烷)、溴代甲烷、四溴甲烷、四氯乙烷、二氯乙烷、DDT、其它含磷、氯的杀虫剂, 多氯联苯、苯酚
根际降解	植物分泌物、根坏死,及其它过程可提供有机碳和营养物刺激土壤细菌生长。根分泌物诱导酶生成,与菌根真菌等微生物共代谢。植物根减慢化学品的迁移。活的根可为耗氧菌提供氧气,死的根有助于厌氧菌的生长	多环芳烃、BTEX、石油烃碳水化合物、高铝酸盐、阿特拉津、草不绿、多氯联苯、其它有机复合物
植物挥发	挥发性有机物和金属可被吸收、转变形态和挥发。一些有机复合物在大气中更易降解	含氯溶剂(四氯甲烷和三氯甲烷), Hg, Se

4.1 利用重金属耐受型自然植物的植物稳定修复

植物稳定修复是利用耐受性植物来固定矿区土壤中的重金属,主要是通过根部吸收和积累以及根区的沉淀。原位稳定是重金属污染土地修复最有效和最经济的方式,这包括使用适当的有机和无机添加剂及选用适宜的植物物种。

Bradshaw^[24]认为,植物对金属的耐受性是自然选择的结果而非先天的生理性继承。在英国和澳大利亚等国家,一些对重金属有高耐受性的植物的培育已经商业化^[25],包括有对单一金属(*Cynodon dactylon*)和多种金属(*Festuca rubra*, *Typha latifolia* 和 *Phragmites australis*)耐受的植物^[26-30]。耐受性的培育物种可以存活于较粗糙的矿土,并对于干旱条件有一定的抗逆性^[31],其生长状况在非污染的环境下甚至还优于非耐受性的物种^[32]。它们可以耐受低水平的营养条件,例如,长于酸性铅矿的植物可适应钙、磷等营养缺乏环境^[33]。事实上,由于污染土壤本身的特性,抗干旱和抗低营养能力的提高是植物适应重金属污染土壤的一个后续过程^[34]。有研究发现,树木可以存活并生长于含有高浓度的多种重金属污染的土壤上^[35]。经鉴定,桦树和柳树的一些种可以耐受铅和锌^[36]。

在重金属污染土地上种植金属耐受性植物可以降低金属的流动性,并减少进入食物链的金属的生物有效性。有毒金属将会被固定在生态系统中,减轻了通过风蚀和表土的风力传播所引起的迁移。同时,也减少了有毒金属因淋溶而进入地下水所引起的污染。可以通过种植并结合多种土壤添加剂例如沸石、粗面岩、钢钻粒和羟磷灰石等固定土壤中重金属,来达到植物稳定的目标^[37]。利用耐受性植物稳定尾矿,还可以为自然净化提供良好的基础。在过去的几年里,已有关于在铅锌矿建立和定居几种先锋植物的成功示范例子的报道,包括草本(*Vetiver zizanioides*)^[38]、禾本豆科(*Sesbania rostrata*)^[39]和木本豆科

(*Leucaena leucocophala*)^[40]。因此,选择适宜的、可以在重金属污染土壤上生存的植物对于这些矿区土地的复垦至关重要。然而,某些严重污染的土壤如果用植物修复的办法来去除重金属的话,将会非常耗时而不切实际。通常要选择抗旱型的、能在重金属污染和营养缺乏的土壤上快速生长的树木或草本植物。

香根草(*V. zizanioides*)具有很发达的结构精细的根,可以有效控制和防止土壤侵蚀和滑坡。这种植物对土壤盐度、钠、酸性、铝、锰和重金属(砷、镉、铬、镍、铅、锌、汞、硒和铜)也有很高的耐受能力,适合于金属污染土壤的复垦和土地填埋区渗出液的处理^[41]。依据植被覆盖率和生物量计算,香根草是在南中国铅锌矿复垦中最有效的植物^[38]。此外,从香根草根部分提取出来的香油在生物药学的的应用方面也有很高的价值^[42]。有必要对香根草是否吸收高浓度的重金属,以及吸收的重金属对香油产量和质量的影响进行进一步的深入研究。

豆科植物能生长于污染土壤并进行有效的固氮作用,使土壤中氮的积累大幅度提高^[43,44]。特别是一些具有茎瘤和根瘤的一年生豆科植物,生长速率快,能耐受有毒金属和低的营养水平,因而是理想的先锋植物,可加速人工生境的生态演替。Bengalgram(*Cicer orientinum*)和 Cowpea(*V. unguiculata*)是对富含铅的土壤耐受性和适应性最强的植物^[45]。Cowpea和 Bragg soybean(*Glycine max*)通常有最大的干物质产量,并能从酸性含锌、锰、铅、铜、镍、铝的矿砂中大量吸收除了铝以外的其它重金属^[46]。*Lotus purshianus*、*Lupinus bicolor*和 *Trifolium pratense*是耐受铜的豆科植物^[47]。因此,豆科植物具有重金属耐受性,并能提供有机质和氮源,可用于改良尾矿的性质。然而,重金属一般会抑制根瘤菌生长、寄主豆科植物瘤形成和固氮活性^[48],甚至会导致豆科-根瘤菌无法建立共生关系,进而对豆科植物生产有机质、有效的氮素循环都产生负面的影响。从迄今的研究可得出两点结论:第一,有一些豆科植物种(生态型)在自然生长中可耐受废弃土地的土壤环境;寻找、筛选和培育这些耐受种(生态型)将会对金属矿区土地的修复产生重要的作用。第二,一些辅助方法对于提高豆科植物的氮积累非常必要,如基质改良(施磷、调节pH)和大量种植豆科植物以提高它们在自然生态系统中的种群优势。

4.2 利用重金属超积累型植物的植物提取修复

植物提取又称植物积累,包括超积累植物根部对重金属的吸收以及重金属向地上部分的转移和分配。超积累植物可以富集大量重金属^[49]。对重金属的超级耐受性是这些植物从土壤中去金属的关键,液泡的再分配是自然超积累植物重金属超耐受性的基础^[50]。矿区通常是超积累植物的栖身地。有证据表明,植物包括某些树(柳树和白杨)能够从土中去除一定量的重金属,至少能净化低污染水平的土壤^[51]。金属污染土壤可以通过播种超富集植物种子来净化,经过几季收割后,重金属会随同植物一起从土壤中分离出来^[49]。收获后的植物可以焚烧、堆肥处理或进行金属冶炼。

然而,超积累植物通常是野生的;它们的生物量往往很小而且散布于偏僻地区,生长很慢且很难与其它植物共同生长,即使是同种植物。事实上,植物提取可能更适合于那些金属浓度刚刚高于环境标准或极限浓度的土壤。人工合成的金属螯合剂,如EDTA和柠檬酸,可用来作为土壤添加剂来提高超富集植物对重金属的吸收^[52]。在实践中,一方面要加快筛选具备忍耐和富集重金属能力的植物,另一方面也要重视可以促进植物地上部分生物量或提高植物根系重金属生物有效性的农艺措施的应用^[53]。此外,将超富集基因转入基因工程植物也是一个发展方向^[54]。Chaney等^[50]建议通过分子生物学技术改造野生超富集植物,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。此外,不同的净化方案可能要求不同的植物种类或多种植物的串联使用。通常,植物修复可与其它净化方案联合使用^[55]。金属矿区土壤的植物提取修复正处于起步试验阶段,具有潜在的应用前景。

5 矿区污染土壤的植物-微生物及动物的协同修复

重金属污染土壤中的氮循环是受损生态系统恢复并保持长期稳定性的根本所在^[20]。豆科植物能够与根瘤菌形成固氮根瘤,并将氮气转化为氨,促进氮的循环和积累。因此,在矿区废弃土地中,寄主植物和根瘤菌的存活、生长、繁殖,形成根瘤菌-寄主共生协同关系的能力以及它们的固氮效率都非常重要。如果某一方面受到重金属毒性的严重抑制,豆科植物则不可能促进土壤中氮的积累。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^[30]。所以,应用豆科植物修复重金属污染土壤的第一个

挑战就是寄主植物、根瘤菌和它们的共生体系对矿区废地特别是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。土壤中金属浓度是影响土壤根瘤菌数量的重要因子^[56]。Smith 和 Giller^[57]观察到, 不管土壤中重金属含量有多高, 有效菌株 *R. trifolii* 均存在于所有有寄主植物生长的土壤中; 根瘤菌菌株对高浓度的金属产生了耐受力, 并没有丧失和白苜蓿结合后的固氮能力。其它研究也验证了根瘤菌菌株 *R. leguminosarum* 和 *R. meliloti* 能在重金属胁迫条件下进行有效固氮^[58]。Obbard 和 Jones^[48]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根瘤菌, 它们与寄主植物能形成有效的共生关系并具有固氮能力。Smith^[59]观察到, 尽管土壤中重金属 Cu 和 Zn 浓度提高到 300 mg kg^{-1} 和 $2\ 000 \text{ mg kg}^{-1}$, 能有效固氮的根瘤菌还是存在于所有可支持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。Zhang 等^[60]在研究 Zn 对金合欢 (*Acacia auriculifloris*) 及其根际微生物(从寄主中分离出来)的影响时发现, 根瘤菌 (EC_{10} 和 EC_{50}) 减少 10% 和 50% 的有效浓度分别为 300 mg L^{-1} 和 600 mg L^{-1} 对锌的耐受力明显高于寄主植物 (EC_{10} 和 EC_{50} 分别低于 1 mg L^{-1} 和 20 mg L^{-1})。

菌根真菌与树根形成共生体, 可以显著影响树木在污染土壤的生长^[61], 并减少树根对重金属的吸收。接种固氮细菌和菌根可促进可持续发展生态系统的重建。然而, 接种菌根来修复重金属污染土壤的应用还刚刚处于起步阶段^[62]。另外, 其它土壤生物, 例如蚯蚓, 在维持土壤肥力方面的作用也不容忽视^[63]。

6 土地修复的技术要求与后续管理

1989 年以来, 中国在 20 多个试验点开展了有关煤矿、铁矿、有色金属矿和金矿等的土地修复与复垦工作。1995 年以后, 全国范围内建立了 22 个示范区, 将修复后的土地转变为生态农业基地。所有这些地区的实践都涉及到了土地修复的不同层面包括立法、政策制定、技术、资金收集、标准化管理和修复土地的利用^[6, 8]。山西中条山和安徽铜陵的有色金属矿区的治理是在中国政府和澳大利亚的合作下进行的, 有助于建立一套适用范围更大的土地修复指南^[64]。

修复的土地主要用于农业、林业、渔业、工地和娱乐场所。所以, 针对每一种用途都有不同的技术要求(表 2)。唐山的煤矿塌方地区建立起了不同的土地修复和生态构建模式^[7]。此外, 连续监测和科学的后续管理对于保证修复效果的持久性也很重要。修复土地用于农业生产仍是一个需要特别关注的问题

表 2 修复土地不同后续使用方式的主要技术要求

Table 2 The main technological requirements for different use patterns of remedial mined land

使用方向 Use direction	使用类型 Use pattern	技术要求 Technological requirement
农业	农田耕地	如用于粮食种植, 修复土地应该覆盖表土。表土厚度不应小于 0.5 m, 同时腐殖层 0.2~0.3 m。填充材料必须是完全无害的, 否则应提供一个压实的厚度不小于 0.4 m 的惰性绝缘层。土壤必须具备: 良好的水利条件; 容重 $> 1.5 \text{ g cm}^{-3}$; 粘土: 砂土比例 1:3 或 1:2; 孔隙度 $> 40\% \sim 45\%$; 溶解性硫酸钠和硫酸锰 $< 50 \text{ g kg}^{-1}$; 氯化钠 $< 0.1 \text{ g kg}^{-1}$; pH 6~8
林业	种树或作为果园	土地应当有适当的坡度并覆盖表土。如果种树, 表土的厚度不应小于 0.3 m。种树的坑应当深挖并填入超过 1 m 厚的土层。如果填充材料含有害成分, 在打夯过程中应铺入压实的 0.4 m 厚的绝缘层
渔业	鱼塘或蓄水塘	堤岸的斜度不应太陡, 水域面积不应太大。水质应符合渔业标准
建筑	市政或工业建筑物	回填地基应通过打夯压实, 建筑物要加固
娱乐	露天运动场、公园、游泳池、疗养院、医院	回填地基应夯实, 建筑物要加固

题,因为作物吸收的毒害物质可能会对人类的健康产生威胁。因此,有必要建立起风险评价来揭示可能进入食物链的毒害物质的总量及其通道。

7 矿区土地修复和生态恢复的未来研究与发展

土地修复可以稳定土壤、控制污染、改善景观、减轻污染对人类的健康威胁,并在很多情况下同时进行农业经济生产。为了在有毒金属矿区的土地上建立一个可自我维持的植被,必须选择能够同时耐受特定金属、干旱和低营养水平胁迫的植物。业已证明,有机添加剂可以帮助先锋植物的存活和定植,它们可最终改良人工生境,并为后续植物群落的定居创造适宜的条件。种植不同类型的草本植物,或采取豆科植物和本地草种轮种能够恢复土壤肥力和加速生态演替。所选择豆科植物及根瘤菌应能够生长于重金属污染地区并可以耐受极端土壤环境。此外,植物必须适应当地的气候条件,本地种应该比较好的选择。中国有很丰富的植物资源,包括有属于 172 个属的 1 660 个豆科植物种、亚种和变种。因此,从中国的不同地区寻找、筛选、繁殖耐受型植物物种(生态型)及相关的固氮菌,用于恢复不同类型的覆盖几个气候带的整个中国的金属矿区退化土地是很有必要的。

植物修复是矿区土地复垦的一项新兴的有潜力的绿色植物技术。植物在浅层污染的原位净化中更有用。超积累植物适用于处理轻度到中度污染的重金属土壤。植物根和根际微生物在修复不同化学物质时的协同作用还需要深入地研究。发展新的植物修复技术来处理不同环境污染物的策略需要土壤科学家、植物学家、微生物学家、化学家和工程师等多学科专家的协作。

矿区土地的修复工作需要建立相关的健全的法律法规和管理机制。矿区土地修复的整体步骤要求政府部门、矿业经营者和不同学科科学家的通力合作。修复必须是矿业整体操作中一个很重要的部分,应该在运作开始就制定并及时执行。但是,现在很多的土地使用者或破坏者没有能力对土地进行修复^[65]。目前最迫切的问题是保证修复工作的切实执行,特别是在那些为数众多的小型企业内部的切实执行。应对矿业活动造成的现存废地的修复制定修复期限,明确规定资金来源和使用责任,并为修复土地的质量标准和维护提供明确的指导方针。

当前的“修复”更多的是指“改造”和“恢复”,还远不是“复原”。同时,对于新技术的重视程度不够也是中国土地修复所面临的一个问题。为了保证未来中国土地修复与生态恢复研究的良性发展,应该强调以下几个观念:(1)土地修复是一个长期过程,复垦是有效的修复手段,应该维护修复土地的生物多样性和生态系统及人体健康;(2)修复土地上种植植物的生产量应该达到标准允许水平,存活率应超过 80%~90%;(3)修复的土地质量应该高于或至少维持在被开采前的水平;(4)有毒矿山废弃物应该用惰性和有机添加剂修正,并种植适宜的植物物种;(5)如果修复土地被用于农业生产,应给予特别的关注并采用特殊的修复技术,进行风险评价和监测以确保有毒物质没有通过食物链转移和富集;(6)应恢复原始地貌,如果可能,土地破坏前初始的覆盖土应被用于修复工程;(7)应减少修复土地与邻近地区之间物质流的不平衡性;(8)有毒废弃物包括有产酸潜能的物质应被适当处理;(9)修复过程应尽量减少对野生动物群落包括鸟类、哺乳动物和鱼类的干扰。

致谢 在撰写本文过程中得到了马英和吴胜春的协助,在此表示衷心感谢。

参考文献

1. UNEP. Industry and environment. Mining Facts and Figures, 1997, 20: 1~ 91
2. Gao L, Wang Y, Ge F. Environmental management and pollution control in mine. In: Proceedings: Restoration and Management of Mined Lands: Principles and Practice. Guangzhou, PRC. 1996
3. Liu R. Review of reclamation of wasteland in China. In: Proceedings of Reclamation and Greening of Mined Wasteland, 1995. 1~ 6
4. Yang C F. Land degradation and its control strategies in China. In: Wong M H, Wong J W C, Baker A J M eds. Remediation and Management of Degraded Lands. Boca Raton, FL: CRC Press, 1999, 175~ 184
5. Lan C Y, Rong D. The situation of mineral resources of China and the counter measures. J. Nat. Resour., 1992, 7: 304~ 311

6. Pan M. Land reclamation in China: Review, trend and strategy. In: Mine Land Reclamation and Ecological Restoration for the 21st Century, Proceedings of Beijing International Symposium on Land Reclamation. Beijing, 2000. 1~ 6
7. Yan Y, Lu J, Chen D, Zhang G, *et al.* Study on the models of land reclamation and ecological reconstruction of the coal mining subsidence areas in Tangshan. In: Mine Land Reclamation and Ecological Restoration for the 21st Century, Proceedings of Beijing International Symposium on Land Reclamation. Beijing, 2000. 156~ 165
8. Peng D. Review and prospects of land reclamation and ecological restoration in China. In: Mine Land Reclamation and Ecological Restoration for the 21st Century, Proceedings of Beijing International Symposium on Land Reclamation. Beijing, 2000. 33~ 37
9. Tang W, Gao L. Ecological reconstruction for sustainability of mineral regions. In: Mine Land Reclamation and Ecological Restoration for the 21st Century, Proceedings of Beijing International Symposium on Land Reclamation. Beijing, 2000. 112~ 117
10. Bradshaw A D. What do we mean by restoration? In: Urbanska K M, Webb N R, Edwards P J. eds. Restoration Ecology and Sustainable Development. Edwards. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 8~ 16
11. Kent M. Plant growth problems in colliery spoil reclamation: A review. *Appl. Geog.*, 1982, 2: 83~ 107
12. Wong J W C, Chen Q, Zhang F S, Wong M H, *et al.* Phytostabilization of mimicked cadmium contaminated soil with lime amendment. In: Proc. 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements, Vienna, Austria, 1999a
13. Wong M H, Lan C Y, Gao L, *et al.* Current approaches to managing and remediating metal contaminated soils to managing and remediating metal contaminated soils in China. In: Proc. 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements. Vienna, Austria, 1999b
14. Chen H, Zheng C C, Tu C. The current status of nutrition and heavy metals in soil plant systems of copper mine tailings. In: Mined Land Reclamation and Ecological Restoration for the 21st Century, Proceedings of Beijing International Symposium on Land Reclamation. Beijing, 2000. 303~ 306
15. Lan C Y, Shu W S, Wong M H. Reclamation of Pb/ Zn mine tailings at Shaoguan, Guangdong Province, PRC: the role of river sediment and domestic refuse. *Biores. Tech.*, 1998, 65: 117~ 124
16. Ye Z H, Wong J W C, Wong M H, *et al.* Lime and pig manure as ameliorants for revegetating lead/ zinc mine tailings: A greenhouse study. *Biores. Tech.*, 1999, 69: 35~ 43
17. Ye Z H, Wong J W C, Wong M H, *et al.* Revegetation of Pb/ Zn mine tailings, Guangdong Province, China. *Restor. Ecol.*, 2000, 8: 87~ 92
18. Bradshaw A D. Understanding the fundamentals of succession. In: Miles J, Walton D H. eds. Primary Succession on Land. Blackwell, Oxford. 1993. 1~ 4
19. Li S. China's mining affected land reclamation and utilization techniques. In: Mined Land Reclamation and Ecological Restoration for the 21st Century, Proceedings of Beijing International Symposium on Land Reclamation. Beijing, 2000. 139~ 146
20. Bradshaw A D, Chadwick M J. The Restoration of Land. Blackwell, Oxford, 1980
21. Wong M H. Reclamation of wastes contaminated by copper, lead and zinc. *Environ. Manage.*, 1986, 10: 707~ 713
22. Levitt J. Response of Plants to Environmental Stress. NY: Academic Press, 1980
23. McGrath S P, Sidoli C M D, Baker A J M, *et al.* The potential for the use of metal-accumulating plants for the in situ decontamination of metal polluted soils. In: Eijackers H J P, Hamers T. eds. Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Production. Kluwer Academic, Dordrecht, 1993
24. Bradshaw A D. Pollution and evolution. In: Mansfield T A. ed. Effects of Air Pollutants on Plants. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1976. 135~ 139
25. Lothenbach B, Krebs R, Furrer G, *et al.* Immobilization of cadmium and zinc in soil by Al-montmorillonite and gravel sludge. *Eur. J. Soil Sci.*, 1998, 49: 141~ 148
26. Wong M H, Lau W M. Root growth of *Cyndon dactylon* and *Elaeusine indica* collected from motorways at different concentrations of lead. *Environ. Res.*, 1985, 36: 257~ 267
27. Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, *et al.* Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytol.*, 1997a, 136: 469~ 480
28. Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, *et al.* Copper and nickel uptake, accumulation and tolerance in *Typha latifolia* with and

- without iron plaque on the root surface. *New Phytol.*, 1997b, 136: 481~ 488
29. Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, *et al.* Zinc, lead and cadmium accumulation and tolerance in *Typha latifolia* as affected by iron plaque on root surface. *Aquat. Bot.*, 1998a, 61: 55~ 67
30. Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, *et al.* Comparison of biomass and metal uptake between two populations of *Phragmites australis* grown in flooded and dry conditions. *Ann. Bot.*, 1998b, 80: 363~ 370
31. Smith R A H, Bradshaw A D. Stabilization of toxic mine wastes by the use of tolerant populations. *Trans. Inst. Min. Metall. Sect. A: Min. Indust.*, 1972, 81: 70~ 80
32. Humphrey M, Bradshaw A D. Heavy metal toxicities. In: Wright M J. ed. *Plant Adaptation to Mineral Stress in Problem Soils*. New York: Cornell Univ. Press, 1976. 95~ 106
33. Jowett D. Adaptation of a lead tolerant population of *Agrostis tenuis* to low soil fertility. *Nature*, 1959, 180: 43
34. Schat H, Verkleij J A C. Biological interactions: The role for nonwoody plants in phytoremediation: possibilities to exploit adaptive heavy metal tolerance. In: Vangronsveld J, Cunningham S C. eds. *Metals Contaminated Soils. In Situ Inactivation and Phytoremediation*. Springer, New York, 1998. 197~ 210
35. Dickinson N M, Watmough S A, Turner A P. Ecological impact of 100 years of metal processing at Prescot, North West England. *Environ. Rev.*, 1996, 4: 8~ 24
36. Brown M T, Wilkins D A. Zinc tolerance of mycorrhizal *Batula* spp. *New Phytol.*, 1985, 99: 101~ 106
37. Vangronsveld J, Van Assche F, Clijsters H. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non ferrous metals: *in situ* metal immobilization and revegetation. *Environ. Pollut.*, 1995, 87: 51~ 59
38. Shu W S, Lan C Y, Zhang Z Q, Wong M H. Use of vetiver and other three grasses for revegetation of Pb/Zn mine tailings at Lechang, Guangdong Province: field experiment. In: 2nd Int. Vetiver Conf., Bangkok, Thailand, 2000
39. Yang Z Y, Yuan J G, Xin G R, Chang H T, Wong M H. Germination, growth and nodulation of *Sesbania rostrata* grown in Pb/Zn mine tailings. *Environ. Manage.*, 1997, 21: 617~ 622
40. Zhang Z Q, Shu W S, Lan C Y, Wong M H. Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. *Restor. Ecol.*, 2002, 9(4): 378~ 385
41. Truong P N, Baker D. Vetiver grass system for environmental protection. Technol. Bull. No. 1988/1. Pacific Rim Vetiver Network. Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok, Thailand. 1988
42. Anderson N H. Biogenic implications of the antipodal sesquiterpenes of vetiver soil. *Phytochem.*, 1970, 9: 145~ 151
43. Franco A A, D-Faria S M. The contribution of N₂ fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biol. Biochem.*, 1997, 21: 841~ 848
44. Ashton P M S, Samarasinghe S J, Gunatilleke I A U N, *et al.* Role of legume in release of successional arrested grasslands in the central hills of Sri Lanka. *Restor. Ecol.*, 1997, 5: 36~ 43
45. Sudhakar C, Syamalabai L, Veeranjaneyulu K. Lead tolerance of certain legume species grown on lead ore tailings. *Agri. Ecosy. Environ.*, 1992, 41: 253~ 261
46. Taylor R W, Ibeabudi I O, Sistani K R, *et al.* Accumulation of some metals by legumes and their extractability from acid spoils. *J. Environ. Qual.*, 1992, 21: 176~ 180
47. Knuckeberg A L, Wu L. Copper tolerance and copper accumulation of herbaceous plants colonizing inactive California copper mines. *Ecotox. Environ. Safety*, 1992, 23: 307~ 319
48. Obbard J P, Jones K C. 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. *Environ. Pollut.*, 1993, 79: 105~ 112
49. Baker A J M, McGrath S P, Sidbli C M D, *et al.* The possibility of *in situ* heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal accumulating plants. *Resour. Conserv. Recycl.*, 1994, 11: 41~ 49
50. Chaney R L, Li Y, Brown S L, *et al.* Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. In: Terry N, Banuelos G. eds. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Pub., Boca Raton, 1999. 129~ 158
51. Dickinson N M, Lepp N W. Metals and trees: impacts responses to exposure and exploitation of resistance traits. In: Prost R. ed. *Contaminated Soils*. INRA, Paris. 1997
52. Dushenkov L, Mikheev A, Prokhubevsky A, *et al.* Phytoremediation of radiocesium contaminated soil in the vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environ. Sci. Tech.*, 1999, 33: 469~ 475

53. Ebbs S D, Lasat M M, Brady D J, *et al.* Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J. Environ. Qual.*, 1997, 26: 1424~ 1430
54. Chaney R L, Angle J S, Baker A J M, *et al.* Method for phytomining of nickel, cobalt and other metals from soil. *US Patent*, 1998. 5, 711, 784
55. Asante Duah, D Kofi. *Managing Contaminated Sites: Problems Diagnosis and Development of Site Restoration*. John Wiley, Chichester. 1996
56. Chaudri A M, McGrath S P, Giller K E. Survival of the indigenous population of *Rhizobium leguminosarum biovar trifolae* in soil spiked with Cd, Zn, Cu and Ni salts. *Soil Biol. Biochem.*, 1992, 24: 625~ 632
57. Smith S R, Giller K E. Effective *Rhizobium leguminosarum biovar trifolii* present in five soils contaminated with heavy metals from long term applications of sewage sludge or metal mine spoils. *Soil Biol. Biochem.*, 1992, 24: 781~ 788
58. EL Aziz R, Angle J S, Chaney R L. Metal tolerance of *Rhizobium mediloti* isolated from heavy metal contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 1991, 23: 795~ 798
59. Smith S R. *Rhizobium* in soils contaminated with copper and zinc following the long term application of sewage sludge and other organic wastes. *Soil Biol. Biochem.*, 1997, 29: 1475~ 1489
60. Zhang Z Q, Wong M H, Nie X P, *et al.* Effects of zinc (zinc sulphate) on Rhizobium earleaf acacia (*Acacia auriculaeformis*) symbiotic association. *Biores. Tech.*, 1998, 64: 97~ 104
61. Kahle H. Response of roots of trees to heavy metals. *Environ. Exper. Bot.* 1993, 33: 109~ 119
62. Wilkinson D M, Dickinson N M. Metal resistance in trees: the role of mycorrhizae. *Oikos*, 1994, 72: 298~ 300
63. Ma Y, Dickinson N M, Wong M H. Toxicity of Pb/Zn mine tailings to the earthworm *Pheretima* and the effects of burrowing on metal availability. *Biol. Fertil. Soils*, 2002, 36: 79~ 86
64. Freak G. Rehabilitation guidelines: a systematic approach to mine waste management in China. In: Fox H R, Moore H M, McIntosh A D. eds, *Land Reclamation: Achieving Sustainable Benefits*. Rotterdam: Balkema, 1998. 425~ 436
65. Luo M, Jiang Y, Li G, *et al.* Research on wasteland reclamation and its implementation mechanism in China. In: *Mine Land Reclamation and Ecological Restoration for the 21st Century*, Proceedings of Beijing International Symposium on Land Reclamation. Beijing 2000. 54~ 59

LAND REMEDIATION AND ECOLOGICAL RESTORATION OF MINED LAND

Wong Ming-hong¹ Luo Yong-ming²

(1 *The Institute of Natural Resources and Environmental Management, Hong Kong Baptist University, Kowloon, Hong Kong, China*)

(2 *Soil and Environment Bioremediation Research Centre, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*)

Summary

This paper reviews research and management of remediation and restoration of mined land in China aiming at promotion of theoretical innovation and technological development in this research field of China. The review is made mainly in view of soil science and ecology in mined land, including the following seven sections: (1) the development background during last 50 years; (2) the limitation factors for remediation and restoration; (3) physical and chemical remediation of degraded soil; (4) phytostabilisation and phytoextraction of metal polluted soil; (5) microbial animal enhanced remediation of polluted and degraded soil; (6) the technological requirements for utilization and management of remediated mined land; and (7) future research and development in field of mined land remediation and ecological restoration in China.

Key words Mined land, Land reclamation, Ecological restoration, Bioremediation, Heavy metal