

矿山生态修复技术研究进展

胡亮, 贺治国*

中南大学 资源加工与生物工程学院, 长沙 湖南 410083

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 1001-0076(2020)04-0040-06
DOI: 10.13779/j.cnki.issn1001-0076.2020.04.006

摘要 矿产资源是我国经济发展的重要基础,但是随着矿产资源不断地开发,过度的或无保护的矿山开采对矿山生态环境造成了严重破坏。因此,在提高矿产资源利用率时,需要关注矿山开采过程带来的环境问题,对已破坏的矿区环境进行生态修复是生态文明建设的大势所趋。本文基于矿山生态修复研究的背景,总结了目前矿山生态修复技术:物理修复技术、化学修复技术、生物修复技术、联合修复技术,并对其国内外研究现状进行了综述。

关键词 废弃矿山; 矿山生态环境; 修复技术; 环境污染

1 矿山生态修复研究背景

我国是全球矿业大国,矿产资源的开发推动了我国社会经济的发展。但是各类矿山的开采也带来了严峻的环境问题(表1),主要包括环境污染、生态环境问题和地质环境问题^[1]。相关报道表明^[2-5],在大多数矿区,由于开采之后缺乏科学管理,致使我国矿山地质灾害事件频频发生,生态环境破坏的问题也十分严峻。这不仅威胁着人们的生命财产安全,对国家经济也造成了严重的损失。因此,对开采后矿山进行生态修复迫在眉睫。

表1 采矿造成的环境问题

Table 1 Environmental problems caused by mining

Environmental problems	Pollution types
Environmental pollution	Air, water, solid, radiation and soil pollution
Ecological destruction	Felling of trees, soil erosion, reduction of biodiversity
Geological damage	Dam collapse, slope instability, water level drop, collapse and deformation

生态修复是指停止对生态系统的干扰和破坏,因地制宜、因矿施治,利用生态系统的自我修复功能,借助人工干预措施,使被毁坏的生态系统恢复到预期状态或使生态系统向良性循环方向发展,从而取得生态、经济、社会三者的综合效益^[6]。预期状态指的是:(1)

使受损生态结构尽可能地恢复到被破坏之前的状态;(2)人为地推动生态系统发展,最终使其服务于人类某种需要的状态;(3)修复成能与其所处环境相互融合共生的其他状态。因此,对矿山进行生态修复是保障矿区居民根本利益的有效途径^[7]。

2 矿山生态修复技术

生态修复技术统筹了综合治理环境污染和修复生态系统两大策略。它以生态学原理为基础,融合了物理、化学工程和生物技术,旨在以低成本获取最佳效果。目前,国内外学者对于开采后矿山进行生态修复主要集中在物理修复、化学修复、生物修复、联合修复四个方面。

2.1 物理修复技术

物理修复技术是通过隔离、电动力学、换土、覆盖等物理手段治理矿山开采带来的环境污染。

隔离法是指利用防渗材料如水泥、石板等将受污染土壤或水土分开,阻止污染物扩散到周围环境中。电动力学方法是将电极插入受污染土壤中,通过输入电流,利用电渗析、电泳等原理使污染物迁移的过程,通常用于同时去除土壤中存在多种重金属的情况。周鸣等人^[8]通过向阴极槽中添加乙二胺四乙酸(EDTA),显著提高了物理修复过程中的电流,强化了电动力学

收稿日期:2020-03-25

作者简介:胡亮(1989-),男,汉族,湖北黄冈人,讲师,博士,主要从事资源加工与生物工程等教学科研工作,Email:huliang2018@csu.edu.cn。

通信作者:贺治国(1978-),男,汉族,江西莲花人,教授,博士,主要从事矿产资源清洁高效利用与矿业环境研究工作,Email:zghe@csu.edu.cn。

修复效果;其中添加 0.1 mol/L EDTA 后,污染土壤中的 Cu 和 Cd 去除率分别可达 90.2% 和 95.1%。另一项研究表明,提高电压和 EDTA 的加入量,可以使铜尾矿中铜的去除率增加^[9]。在我国,表土回填技术也是污染土壤物理改良的常用方法。该技术通过将表层土(0~60 cm)分离并存放,等采矿后回填时再取回覆盖;或者是直接将异地未受污染土壤运来使用^[10]。表土回填技术主要目的是为了维持矿区表层土结构、养分、水分以及微生物、动物群落,使之成为可生长植被的高质量土壤^[11]。我国鞍山市和承德市几处矿区,用新土覆盖在受污染土壤表面的物理修复方法获得了良好的成效。我国铁尾矿中常含有较高的 N、P、K 等元素,因此针对铁尾矿往往采用半新土覆盖的修复方法,这种方法需要按一定比例将新土与尾矿砂混合,然后覆盖于铁尾矿的表面^[12]。不仅能达到优化土壤物化性质的作用,而且能降低使用大量新土的成本。当覆盖新土与铁尾矿的质量比为 1:1 时,可达到可观的生物多样性和均匀性指数,但新土层的稳定性与降水特性、坡度、边坡特性和覆土厚度密切相关^[13]。

物理修复法因其操作简单、不易引起其他消极影响的优点被广泛用于我国矿山修复,但也存在一定的局限性。其中隔离法使用范围有限,通常仅于已经受到严重污染,且土壤中污染物容易迁移和分解的情况。而换土法、覆盖法成本较高,占用大量土地,虽然尾矿在经覆土修复后可以达到农用土质标准,但是也需要花费人力和大量新土,且新的集土区也可能对原生态造成破坏和干扰,此类方法适用于污染面积较小的修复工程。电动力学法适用于传导性好的土壤,但是此法能耗损失大,容易受到电极和土壤复杂成分的影响,无法充分发挥自身技术优势。

2.2 化学修复技术

化学修复一般有两种主要形式:(1)通过水或者化学试剂浸出土壤中重金属,促进重金属的解析,使其从固相转移到液相;(2)或者通过添加固化剂等化学的方法抑制或降低污染物的水溶性、迁移性和生物有效性。

常用的浸出液包括酸溶液、盐溶液(CaCl₂、NaCl 等)、表面活性剂(鼠李糖脂等)^[14]。土壤中化学性质活泼的金属氧化物如铁氧化物,采用简单的水淋洗就能使其溶解,使用酸溶液反而会对土壤造成严重影响^[15]。酸类淋洗液一般用于土壤中铝、硅等氧化物的溶解,其中铝氧化物的溶解效果远高于硅氧化物^[16]。研究表明使用乙二胺四乙酸(EDTA)淋洗液去除土壤重金属时,土壤有机物的含量也会减少,说明酸淋洗时可以释放与有机物或无机氧化物结合的重金属^[17]。

Liu 等人^[18]使用 2 M 的 HCl 浸出土壤中 Cr、Pb、Zn、Cu、Cd,发现 HCl 可以改变各重金属的形态,从而起到较好的去除效果,对各重金属的去除率分别为 80.75%、88.69%、98.00%、79.33% 和 95.52%。

在化学修复过程中,最常用的是通过添加改良剂等固化或钝化重金属,降低或抑制重金属带来的污染风险。石灰石、碳酸氢盐、磷肥等是土壤重金属污染修复的常用化学改良剂。石灰和(NH₄)₃PO₄等钝化剂的加入不仅可以改变尾矿的 pH 值,同时强化铅锌尾矿中重金属离子的稳定化效果^[19,20]。黄等人^[21]利用 P&T 抽提处理技术处理矿山重金属污染,当添加混合有机络合剂(柠檬酸:味精废液:EDTA:KCl=10:1:2:3(摩尔比))到深层土壤后,耕作层淋出的重金属能被有效固定,且这种固定作用具有长期效应,能预防重金属对地下水造成的污染风险。谢等人^[22]按一定比例将磷酸二氢钾、氯化钾和生石灰混合,对铅锌矿区污染土壤进行稳定化处理,实验结果表明随着固化剂的加入,重金属离子通过与 Ca、P、PO₄³⁻和 OH⁻等发生反应形成相互交联的稳定络合物,如 Ca-P-Pb 沉淀, PbHPO₄、Pb-PO₄-Cl/OH 及混合沉淀 Fe-PO₄-Ca-Pb-Zn-OH 等被包裹起来,最终减少了重金属离子的含量。除了上述提到的常用化学稳定剂外,α-淀粉酶也是一种比较理想的重金属络合剂,它对多种形态如酸提取态、可还原/氧化态的重金属均存在一定程度的去除率^[23]。另外,含铁物质如铁盐、铁氧化物等能有效固定 As,并能降低植物根系对 As 的摄取^[24]。

另外,通过往矿区土壤中添加肥料,使重金属与其发生反应形成沉淀物,不仅能降低土壤重金属的生物可利用性,还能提高尾矿区的肥力,是尾矿生态修复的另一种重要途径^[25]。研究表明,磷肥的加入能显著地将土壤中非残渣态铅转化为残渣形态,从而能固定矿区污染土壤中 Pb,并降低其生物有效性^[26]。但是某些重金属的可提取态会因为部分肥料的加入而增强,且有些改良剂甚至会引起植物中毒^[27]。向尾矿中添加有机废弃物如污泥、畜禽粪便、秸秆等可有效增加尾矿的肥力,减小重金属离子的生物有效性。

化学修复法见效快,受自然因素影响小。但值得注意的是,浸出法容易影响土壤肥力,且可能对地下水造成二次污染,一般适用于孔隙大、污染较为严重的土壤。虽然固化/螯合的处理效果好,但在修复过程中,某些络合物常年沉淀于土壤中难以排放清除,极有可能成为新的污染源对土壤造成二次污染,不当的处置会造成开采后土壤生物多样性下降及土壤肥力严重退化等问题,因此还需要配合其他的处理方法并对处理场地污染物释放情况进行长期监测。另外,添加肥料适用于低风险污染区,常作为一种辅助方法与其它的

处理方式联合使用。而且当污染面积过大时,修复成本会随之增加。

2.3 生物修复技术

2.3.1 植物修复

植物修复是金属矿山生态修复中应用前景最好的技术之一。植物修复主要依赖在废弃矿山地表种植适宜、稳定的本地物种和外来绿色植物,在一定的程度上防止水土流失,同时去除矿山废弃地中的污染物质,利用植被的植物富集作用,稳固作用和根际过滤作用来逐步改善受损的矿山生态环境,改良土壤的理化性质,增加动物和微生物多样性,最终目的是使矿山生态系统重新进入良性循环。但是由于矿山土壤结构性差,养分流失和重金属毒性影响,对于植物的选择则尤为重要。用于植物修复的植物应具有易于生长,抗旱性强,耐贫瘠能力强,根系充分繁殖和生物量大等特点。草本植物和木本植物被广泛应用于矿山废弃地的生态修复。

目前,用于矿山地区生态修复的植物主要以草本植物为主。矿区经过人为开采之后土壤中养分相对缺乏且重金属污染严重。通过在矿山土壤上种植草本植物不仅能提高由于采矿行为而下降的土壤肥力,还能富集稳固土壤中的重金属从而改良矿山土壤基质。研究人员利用草本植物的黄花草木樨斯列金、紫花苜蓿和白花三叶草等豆科植物进行了现场的矿山土壤基质修复。结果发现三种草本植物能够通过共生固氮显著增强土壤的肥力指数,且随着种植时间的不断延长,废弃地中土壤肥力的综合指标逐渐提高。另外,土壤中的重金属等污染物质从土壤逐渐向植物体内转移。黄花草木樨斯列金主要对Zn、Pb、Ni等元素进行富集而紫花苜蓿的根能够对Cu、Zn两个元素进行富集^[28]。但是,草本植物通常植株矮小,不足的生物量会限制了其对土壤中重金属的总富集量,且以草本植物为主体的生态系统抗逆性较差,难以应对突发的极端气候条件。

相比之下,凭借生物量大、抗逆性强、根系发达等优势,木本植物已经逐渐成为矿山生态植物修复的研究趋势。木本的杨梅、沙棘等都具有较强固氮能力能够显著改良矿山地区贫瘠的土壤^[29,30]。通过植物提取或稳固的方式,木本的杨柳科植物可对土壤中的重金属进行有效的吸收富集,其枝部和叶部对镉的吸收量超过20 mg/kg,成长的幼苗可使土壤中的镉含量削减0.6-1.2 mg/kg。而且杨柳科植物对汞和铜的富集作用也十分显著,最高富集量可分别达到233.77 mg/kg和1 649.06 mg/kg^[31]。另外,其他木本植物对矿山废

弃地修复的研究也受到广泛关注。银合欢、桑树和臭椿等已被成功应用于矿山废弃的现场修复并且对Cd、Pb、Cu的富集效果显著^[31]。

植物修复技术属于原位修复技术,其修复效果好,成本低,而且修复过程不易造成二次污染,植被形成后能防风固沙和减少水土流失,是目前矿山修复应用前景最好的技术之一,可大面积地应用于矿山废弃地的生态和景观修复。但是植物修复也存在一定的局限性。虽然耐性植物能够显著超富集重金属,但修复过程主要依赖于生物进程,其生长缓慢导致修复周期漫长,而且只适合于表层修复,对深层污染的治理较为乏力。另外,矿山废弃地土壤一般为多种污染物同时超标,而植物往往只对某种污染物有较好的修复效果。当植物体内的重金属累积到一定程度时需要对其进行收获处理,然而传统的处置技术如焚烧、高温分解等容易造成二次污染,处置过程的工艺流程设计尚未完全成熟,处置效果和最大资源化利用还存在瓶颈仍需克服。

2.3.2 动物修复

动物修复技术是矿山废弃地基质改良的一种新兴技术,主要利用土壤动物与其体内微生物的生命活动和生理代谢来改善贫瘠土壤的理化性质和营养状况。研究人员发现蚯蚓、蜘蛛等土壤动物不仅能够耐受土壤中极高浓度的重金属还能通过吞服作用有效地富集重金属^[32]。此外,蚯蚓在土壤中的运动可以混合土壤从而疏松板结的土壤土质,通过自身的分泌物富集土壤养分并增加土壤肥力,而且在土壤中的生长穿插还能促进土壤团聚体的形成,使土壤保持良好的通气透水性。经过最适条件驯化后的赤子爱胜蚯蚓对污染土壤中重金属具有强提取作用^[33]。另外,土壤动物不仅能够直接富集重金属,而且能够与周边的植物、微生物或其他动物相互作用,起到调节者的作用。例如土壤动物在土壤中的生长迁移等生命活动和生理代谢能够显著加速土壤微生物在地底环境中的迁移速率从而促进微生物对土壤基质的改良。而且土壤中的有机质还能够土壤动物的取食消化下分解转化为有机酸,不仅能够更容易于植物吸收还能使土壤中的重金属钝化并失去毒性^[34]。

动物修复技术在矿山废弃地生态系统修复的发展趋势是将土壤动物投放到废弃地的污染土壤中以提高传统的土壤生物治理技术的修复效果和速率。目前国内外的研究主要集中在土壤动物的生态作用和环境指示作用,然而土壤动物对土壤重金属的富集能力和土质改善能力研究得很少,因此土壤动物修复技术还有待进一步研究发展。

2.3.3 微生物修复

微生物修复技术指利用本土微生物或人工驯化的微生物,在合适的环境条件下通过自身的新陈代谢作用来降低土壤中有毒、有害污染物质的活性并改善土壤土质的修复技术。微生物主要通过氧化还原、吸附、沉淀、甲基化或去甲基等对土壤中的有害物进行解毒^[35]。例如,由于矿山开采而形成的酸性矿坑废水中大量的硫酸盐可通过本土的硫酸盐还原菌进行还原去除,同时还原产物还可以与废水中的重金属形成沉淀达到协同修复的效果。实验室尺度的连续流实验结果表明当进水口的pH值为5.00、水力停留时间为18h时,硫酸盐还原菌对硫酸盐还原率可达到46.10%,同时进水的铜、锌和铁的浓度分别下降了99.46%、99.68%和96.40%^[36]。而且微生物能够利用投放的有机肥料和土壤中动植物尸骸分解成腐殖质,将大气中的N₂等进行生物固定,从而改善土壤的理化性质。研究表明矿山废弃地贫瘠的土壤可通过固氮菌与豆科植物的共生将大气中的无机氮转化为有机氮固定到废弃地土壤中^[37]。此外,菌根技术应用于矿山修复也逐渐受到人们的青睐并取得了一定的效果。例如丛枝菌根真菌能够分泌有机酸代谢产物和配位体溶解并固定土壤中的重金属^[38]。

微生物修复技术可在矿山废弃地进行现场修复,节约了改良费用,由于是自然强化的过程所以对环境负担小,能较大幅度地降低污染物浓度,在废弃地土壤基质的改良上已经有了初步的成效,具有广泛的应用前景。但是矿山生态的微生物修复条件苛刻,改良周期较长,特定微生物一般只能对单一污染物进行解毒,微生物的选择容易受到环境条件限制,不适用于大范围的污染治理。微生物修复技术是一项复杂的修复工程,目前处理模式和能力仍存在较大的限制。

2.4 联合修复技术

实际的矿山生态修复中单一的修复技术往往存在一定的局限性不能满足修复需求,通过研发多种修复技术集成的联合修复技术进行优势互补以达到更好的修复效果。常见的有物理-化学联合修复技术、微生物-化学联合修复技术和植物-化学联合修复技术和植物-微生物联合修复技术等。物理-化学联合修复技术能够充分发挥物理化学修复的快速优势,通过固化/稳定化的方式直接对矿山废弃地中的有毒有害物质的进行消除,常见的有水泥-石灰固化/稳定化修复技术和水泥-火山灰固化/稳定化修复技术。此联合修复技术成功的关键因素在于是否选择了合适的束缚剂能够与废弃地土壤基质中的重金属或其他污染物进

行特定混合作用。化学淋洗-微生物联合修复是可通过在土壤中注入化学淋溶剂促进有毒物的溶解迁移和分离,同时增强微生物对污染物的捕获能力和利用率从而提高生物修复效率。此外,还可通过往土壤中投放表面活性剂增加土壤中疏水物质溶解度,促使污染物从固相分配到表面活性剂的胶束相中,同时还能增强微生物的膜通透性使微生物能够更容易对其进行修复解毒^[39]。通过往土壤基质中添加螯合剂的方式以促进植物修复的化学-植物联合修复技术能够显著增强土壤有害物的解毒。研究发现,矿山废弃地土壤中的重金属可与投放的EDTA、DTPA等螯合剂形成可溶络合物,从而提高植物对重金属的富集和积累^[40]。植物-微生物联合修复技术通过接种特定的微生物可与植物根系协同互补以强化植物修复效果。根瘤菌的生物固氮能有效促进植物对氮素的吸收。菌根真菌的生命活动和生理代谢能够向附近的植物输送水分、酶类等物质,从而影响植物的生长,并影响土壤重金属的转化迁移和地球化学行为,从而提高植物对重金属耐受性和富集能力。研究表明,土壤中接种植物生长促进细菌(PGPB)能够通过代谢活动促进寄主植物侧根的形成,从而提高镉的生物修复效率^[41]。

联合修复技术在当今受到了很大的欢迎,并在矿山废弃地的土壤基质改良上取得了一定的成效。通过将两个或者多个修复技术进行同时应用从而引发协同效应,极大地突破了单一修复技术的局限性,提高了资源利用率并增强了生态修复效果。因此,发展协同联合的综合生态修复技术必然成为今后矿山生态修复的主流研究趋势。但是联合修复技术的研究目前大都还处于实验室阶段,各修复技术间的协同组合是一个及其复杂的生化过程,其现场的应用比单一的修复技术更容易受到环境因素的制约,而且这项技术要求操作人员对其中各单一技术都具备一定的操作经验,提高了一定的操作难度。因此对联合修复技术的广泛推广还有待进一步研究。

3 结语

近年来,矿山生态修复技术在我国逐渐引起关注。用客土法是目前我国使用较广、最有效的处理技术,植物修复是目前应用前景最好的技术之一,而使用微生物的技术仍处于实验室研究阶段。然而,采用单一方法无法轻易完全地恢复退化的矿山生态环境,综合利用多种修复技术可能是未来的趋势。在矿山管理上,应加强对尾矿的实时监控,并完善有关规定和标准。矿山的生态修复和污染治理是矿业可持续发展的前提和基础。因此,为了促进中国矿业的可持续发展,未来应改善修复技术和管理体系。

参考文献:

- [1] 谢计平. 矿山废弃地分析及生态环境修复技术研究进展[J]. 环境保护与循环经济, 2017(6): 41-45.
- [2] 王欣若. 土壤污染修复方法研究进展[J]. 科技经济导刊, 2020, 28(16): 94-95.
- [3] 周文亮, 白俞. 矿山生态环境修复方法探究[J]. 世界有色金属, 2019(21): 220-221.
- [4] 解坤梅, 何银忠. 废弃矿区生态环境恢复林业复垦技术的探究[J]. 农村经济与科技, 2018(1): 26-27.
- [5] 苑兴伟, 刘文锋, 张义森, 等. 黄金尾矿生态修复技术研究[J]. 农业科技与装备, 2020, 295(1): 8-9.
- [6] 王成龙, 王颖, 孔令东, 等. 浅议我国矿山生态系统修复[J]. 采矿技术, 2020, 20(3): 90-92.
- [7] 朱琳. 矿山生态修复技术方法研究[J]. 广州化工, 2011, 39(15): 31-33.
- [8] 周鸣, 汤红妍, 朱书法, 等. EDTA 强化电动力学修复重金属复合污染土壤[J]. 环境工程学报, 2014, 8(3): 1197-1202.
- [9] DENG C, ZHOU D, and CANG L. Electrokinetic treatment affected by EDTA and applied voltage drop for Cu mine tailings[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24(1): 55-59.
- [10] 张梁. 我国矿山生态环境恢复治理现状和对策[J]. 中国国土资源经济, 2002, 15(4): 25-27.
- [11] 晏闻博, 柳丹, 彭丹莉, 等. 重金属矿山生态治理与环境修复技术发展[J]. 浙江农林大学学报, 2015, 32(3): 467-477.
- [12] CHEN F, YAO Q, TIAN J. Review of ecological restoration technology for mine tailings in China[J]. Engineering Review, 2016, 36: 115-121.
- [13] FU W, WANG Y, YU Q, et al. Effect of different improvement measures on the reclamation effect of iron tailings[J]. Northern Horticulture, 2012, 8: 158-163.
- [14] 樊霆, 叶文玲, 陈海燕, 等. 农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J]. 生态环境学报, 2013(10): 1727-1736.
- [15] 蔡妙珍, 邢承华. 土壤氧化铁的活化与环境意义[J]. 浙江师范大学学报(自然科学版), 2004, 27(3): 279-282.
- [16] 李九玉, 徐仁扣. 柠檬酸存在下酸性土壤中铅溶解动力学的初步研究[J]. 生态环境学报, 2004, 13(4): 641-642.
- [17] ZUPANC V, KASTELEC D, LESTAN D, et al. Soil physical characteristics after EDTA washing and amendment with inorganic and organic additives[J]. Environmental Pollution, 2014, 186: 56-62.
- [18] 刘磊, 胡少平, 陈英旭, 等. 淋洗法修复化工厂遗留地重金属污染土壤的可行性[J]. 应用生态学报, 2010, 21(6): 1537-1541.
- [19] HU X and YUAN X. In-situ remediation of mine tailings soil contaminated by heavy metals in Tongling city[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2011, 20(11): 1378-1382.
- [20] LI Z, XIONG J, MA Q, YAN M, and ZOU F. Effects of organic manure and lime on growth and heavy metals accumulation in Alfalfa grown in soil polluted by lead/zinc mine tailings[J]. Guangxi Agricultural Sciences, 2009, 40: 1187-1191.
- [21] 黄细花, 卫泽斌, 郭晓方, 等. 套种和化学淋洗联合技术修复重金属污染土壤[J]. 环境科学, 2010, 31(12): 3067-3074.
- [22] 谢伟强, 李小明, 陈旭, 等. 土壤中铅锌的稳定化处理及机制研究[J]. 环境科学, 2015, 36(12): 4609-4614.
- [23] 林维晟, 吴海泉, 胡家朋, 等. 生物酶生态修复重金属污染土壤[J]. 环境工程学报, 2015, 9(12): 6147-6153.
- [24] XENIDIS A, STOURAITI C, PAPASSIOPI N. Stabilization of Pb and As in soils by applying combined treatment with phosphates and ferrous iron[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 177(123): 929-937.
- [25] GUO G, YANG J, CHEN T, et al. Concentrations and variation of organic matter and nutrients in municipal sludge of China[J]. China Water & Wastewater, 2009, 13(25): 120-121.
- [26] WU Z, GU S, and LI H. Research on the remediation with sewage sludge for the heavy metal contamination in Pb-Zn mining areas[J]. Safety and Environmental Engineering, 2012, 4(19): 49-58.
- [27] LI Z, PENG A, and QU L. Effects of microbial remediation inocula on microbial community in gold-tailings soil with secondary tillage[J]. Hunan Agricultural Sciences, 2009, 5: 46-49.
- [28] 李华娟. 吉林省典型煤矿区废弃地土壤重金属污染评价及豆科植物修复效应研究[D]. 长春: 吉林大学, 2014.
- [29] NORMAND P, NOUINOU I, PUJIC P, et al. *Frankia canadensis* sp. nov. isolated from root nodules of *Alnus incana* subspecies *rugosa*[J]. International journal of systematic and evolutionary microbiology, 2018, 68(9): 3001-3011.
- [30] ISSAH G, KIMARO A, KORT J, et al. Quantifying biological nitrogen fixation of agroforestry shrub species using 15N dilution techniques under greenhouse conditions[J]. Agroforestry Systems, 2014, 88(4): 607-617.
- [31] 韩煜, 全占军, 王琦, 等. 金属矿山废弃地生态修复技术研究[J]. 环境保护科学, 2016, 42(2): 108-113, 128.
- [32] WU Y, CHEN C, WANG G, XIONG B, ZHOU W, XUE F, QI W, QIU C, LIU Z. Mechanism underlying earthworm on the remediation of cadmium-contaminated soil[J]. Science of the Total Environment, 2020, 728: 138904.
- [33] 徐池. 重金属 Cu 对蚯蚓的驯化研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2012.
- [34] ANGST G, FROUZ J, et al. Preferential degradation of leaf- vs. root-derived organic carbon in earthworm-affected soil[J]. Geoderma, 2020, 372: 114391.
- [35] 钱春香, 王明明, 许燕波. 土壤重金属污染现状及微生物修复技术研究进展[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2013, 43(3): 669-674.
- [36] 张杰, 龙琦, 李彦成, 等. 酸性矿山废水与选矿废水协同生化处理研究[J]. 水处理技术, 2020, 46(7): 94-98, 102.
- [37] MASSON-BOIVIN C, SACHS J L. Symbiotic nitrogen fixation by rhizobia - the roots of a success story[J]. Current Opinion in Plant Biology, 2018, 44: 7-15.
- [38] 熊张东. 重金属污染土壤的微生物原位修复技术研究进展[J]. 世界有色金属, 2019(9): 269-270.
- [39] XIONG W, YIN C, WANG Y, et al. Characterization of an efficient estrogen-degrading bacterium *Stenotrophomonas maltophilia* SJTH1 in saline-, alkaline-, heavy metal-contained environments or solid soil and identification of four 17 beta-estradiol-oxidizing dehydrogenases[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 385: 121616.
- [40] 丁竹红, 胡忻, 尹大强. 螯合剂在重金属污染土壤修复中应用研究进展[J]. 生态环境学报, 2009, 18(2): 777-782.
- [41] WU Y, MA L, LIU Q, et al. The plant-growth promoting bacteria promote cadmium uptake by inducing a hormonal crosstalk and lateral root formation in a hyperaccumulator plant *Sedum alfredii*[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 395: 122661.

Research Progress of Ecological Restoration Technology in Mines

HU Liang, HE Zhiguo

School of Minerals Processing and Bioengineering, Central South University, Changsha 410083, China

Abstract: Mineral resources are an important foundation for our country's economic development. However, with the continuous development of mineral resources, excessive or unprotected mining has caused serious damage to the ecological environment of the mines. Therefore, when improving the utilization rate of mineral resources, it is necessary to pay attention to the environmental problems caused by the mining process. Ecological restoration of the destroyed mining environment is the general trend of ecological civilization construction. Based on the background of mine ecological restoration research, this paper summarizes the current mine ecological restoration technologies: physical restoration technology, chemical restoration technology, bioremediation technology, and joint restoration technology, and summarizes the current research status at home and abroad.

Key words: abandoned mine; mine ecological environment; restoration technology; environmental pollution

引用格式:胡亮,贺治国. 矿山生态修复技术研究进展[J]. 矿产保护与利用,2020,40(4):40-45.

Hu L and He ZG. Research progress of ecological restoration technology in mines[J]. Conservation and utilization of mineral resources, 2020, 40(4): 40-45.

投稿网址:<http://kcbh.cbpt.cnki.net>

E-mail:kcbh@chinajournal.net.cn

2020年度稀土矿钨矿开采总量控制指标下达

近日,自然资源部、工业和信息化部发出通知,确定2020年度全国稀土矿(稀土氧化物REO,下同)开采总量控制指标为140 000 t,钨精矿(三氧化钨含量65%,下同)开采总量控制指标为105 000 t。

通知指出,为保护和合理开发优势矿产资源,按照保护性开采特定矿种管理相关规定,2020年继续对稀土矿、钨矿实行开采总量控制。

通知明确,2020年度全国稀土矿开采总量控制指标为140 000 t,其中岩矿型稀土矿(以轻稀土为主)指标120 850 t,离子型稀土矿(以中重稀土为主)指标19 150 t。全国钨精矿开采总量控制指标为105 000 t,其中主采指标78 150 t,综合利用指标26 850 t。

通知要求,有关省级自然资源、工业和信息化主管部门要严格按照规定,认真做好指标分解和下达工作。在分解下达稀土矿、钨矿开采总量控制指标后,省级自然资源主管部门要组织矿山所在市、县级自然资源主管部门与矿山企业签订责任书,明确权利、义务和违约责任。地方各级自然资源主管部门要组织采矿权人认真执行稀土矿月报和钨矿季报制度,及时、准确、规范开展网上直报。地方各级自然资源主管部门与工业和信息化主管部门要加强沟通协调,密切配合,共享信息,共同做好稀土矿、钨矿开采总量控制指标监督管理。

(来源:中国自然资源报 作者:王中建)