

油页岩废渣场的生态恢复

夏汉平, 黄娟, 孔国辉

(中国科学院华南植物园, 广州 510650)

摘要:油页岩开采带来一系列的生态与环境问题,但对油页岩废渣场进行生态恢复的历史还较短,也缺少系统专门的研究报道。国外对油页岩废渣的利用始于 20 世纪 40 年代,对废渣场生态恢复的研究始于 20 世纪 60 年代,均早于我国。由于废渣场的基质成分恶劣,缺乏一般的土壤结构,复垦难度大。一般有 3 种常规的复垦方法:不经处理直接栽种植物;常规的物理或化学处理后栽种植物;表土覆盖后再进行植被恢复。前 2 种方法均难产生显著效果,第 3 种见效较快,但工作量大。近年来,一些新技术,如生物降解、生物富集和生物强化技术等被发明并用来恢复油页岩废弃地,取得了较好的生态恢复与修复效果。我国从 1985 年开始,在广东茂名进行油页岩废渣场的生态恢复工作,先后对面积达 1.4 km² 和 6.7 km² 的 2 个大型废渣场(南排土场和北排土场)进行了治理,主要是采用生物修复技术中的植物修复来进行试验。南排土场经过 19a 的复垦演替成了郁郁葱葱的森林;北排经过 5a 的实践也取得了很好的恢复效果,一些幼林初步形成。然而,当前北排土场恢复实践中出现了一些很值得关注的现象,如乔木树种矮化、分枝增多等,但这些问题还有待进一步研究解决。此外,还探讨了油页岩废渣场开展生态恢复的步骤与原则。

关键词:油页岩;废渣堆放场;生态恢复;植物修复;矿渣利用

Ecological restoration of oil shale waste dumps

XIA Han-Ping, HUANG Juan, KONG Guo-Hui (South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(12): 2887~2893.

Abstract: Mining activities of oil shale always result in a lot of ecological and environmental issues, and there is a shortage of specific or systematic reports on successful revegetation of oil shale waste dumps so far due to its short research history. Utilization of oil shale wastes began in the 1940s and ecological restoration of waste dumps started in the 1960s, both of them being implemented earlier outside China. It is difficult to revegetate waste dumps, because the substrate conditions are very harsh, and what's worse is that they are devoid of natural soil components and suitable structure. Generally, there are three methods to adopt for restoring waste dumps: (1) plant the vegetation such as trees or shrubs directly on the untreated waste dump; (2) first treat the waste dump with common physical or chemical methods, and then plant trees or shrubs on it; and (3) cover the waste dump with topsoil at first, and then conduct revegetation work. The former two methods are difficult to gain satisfactory restoration effects while the third is labor-intensive and concerns a very high cost though it can produce a good restoration benefit. Some new techniques to accelerate the restoration process, such as biodegradation, bioaccumulation, and bioaugmentation, have been invented or introduced to the restoration of oil shale waste dumps in recent years. Furthermore, some better and more efficient utilization and rehabilitation methods have been obtained from countries such as Estonia, USA and Australia.

China's earliest restoration research on oil shale waste dump started in 1985, which was carried out in Maoming, Guangdong province. Two large-scale waste dumps, whose areas are 1.4 km² and 6.7 km², respectively, have been rehabilitated since then. The principal measure for rehabilitation is phytoreclamation. The smaller waste dump has been

基金项目:广东省环保局科技研究开发资助项目(2001-07);中国石化集团茂名石油化工公司(1999);国家自然科学基金资助项目(39870155)

收稿日期:2004-04-21; **修订日期:**2004-11-22

作者简介:夏汉平(1966~),男,湖南汉寿县人,博士,研究员,主要从事恢复生态学与环境生态工程研究。

Foundation item: the Scientific Research and Development Item of Guangdong Provincial Environmental Protection Bureau (No. 2001-07), Maoming Petro-Chemical Company of China Petro-Chemical Corporation, and Natural Science Foundation of China (No. 39870155)

Received date: 2004-04-21; **Accepted date:** 2004-11-22

Biography: XIA Han-Ping, Ph. D., Professor, mainly engaged in restoration ecology and environmental eco-engineering.

reclaimed into a forest park, winning a huge success through 19 years of its endeavor. The larger one has also obtained a good restoration outcome during the 5 years of practice which some young forests have come into being, though the area is still under restoration. However, some new phenomena, such as dwarfism of some tree species and a conspicuous increase of their lower ramification, occurred during the restoration process of the larger waste dump in recent years. The species producing the abovementioned changes are mainly *Gmelina arborea*, *Cinnamomum camphora*, *Ilex rotunda*, and *Jacaranda acutifolia*. Therefore, it is necessary and beneficial to sum up experiences and achievements and to probe into new solutions to those problems. The steps and principles for restoration of oil shale waste dumps are summarized in the paper.

Key words: oil shale; waste dump; ecological restoration; phytoremediation; utilization of mining waste

文章编号:1000-0933(2004)12-2887-07 中图分类号:X171.4 文献标识码:A

1 油页岩开采所带来的环境问题

油页岩在世界上分布较广,油页岩的开采也有一定历史,可追溯到 18 世纪中叶的澳大利亚^[1]。我国的油页岩开采开始于 20 世纪 20 年代,后来,随着大庆油田等一批油田的发现和全球采油量的逐渐增加,原油价格的下跌,以及由于油页岩开采与提炼所带来的成本与环境问题,这一较为落后的炼油方式便日益受到冷落。然而,当前油页岩的开采又进入了新高潮,各矿区相继采用新的、更为先进的蒸馏方法来加工生产页岩油^[2]。结果,过去由于开采与提炼所带来的环境问题尚未得到解决的同时,新的开采所带来的环境问题又涌现出来。

油页岩的开采可分为地下和露天开采 2 种方式,但不管哪种方式,都会给环境带来危害。露天开采导致矿区表土层和植被的破坏,土壤的恶化和生态景观的破碎;地下开采则会出现地下水位下降,甚至地面塌陷等问题。Pastarus^[3]研究认为,油页岩的开采和加工过程都会对环境带来严重影响,地下开采凿成的空穴如不稳定还会使地下水资源受到严重影响。

油页岩被开采与提炼后,还会留下大量废渣,而废渣的堆放又导致新的环境问题。在油页岩开发的早期阶段,由于缺乏环境意识与可持续发展观念,对废渣的处理方式都是将它堆置在附近。废渣堆放不但占用大量的土地,而且废渣中含有大量毒性或潜在毒性物质,淋溶或扩散后严重污染周围的水源、土地及生物,破坏农业生产,危害居民健康。例如,在世界上油页岩资源最多的爱沙尼亚,废渣堆积物已经超过 8×10^9 t,结果森林被大片破坏,地下水位下降,空气、河流、湖泊都受到严重污染,该国整个东北部的景观都遭到恶劣破坏^[4]。在中国,广东茂名也形成了 2 块巨大的废渣堆放场,其废渣总量高达 2.4×10^8 t,废渣堆高约为 30~60 m^[5]。它们已经给当地造成了严重的环境污染,成为茂名石化公司乃至整个茂名市最严重的生态环境问题之一^[6]。此外,废渣场裸露的暗色固体堆积物易吸热、易自燃,并通过扬尘使周围大气受到影响;废渣场的渗出水呈强酸性,pH2.5~2.9,致使周围的农田、鱼塘以及地下水都受到严重影响^[7]。

近年来,随着油页岩开采的加剧,伴随着由废渣堆置引发的环境问题也越来越严重。油页岩废渣的合理利用和废渣场的生态恢复等相关问题正越来越受到人们的关注。

2 国际上对油页岩废渣场进行生态恢复的研究进展

2.1 对油页岩废渣利用的研究

国际上对油页岩废渣的再利用早在 20 世纪 40 年代就已开始,对油页岩工业生产加工过程中所带来的环境问题的关注则始于 20 世纪 60 年代;到 80 年代,有关这方面的研究工作更深入、更系统,而且每 2a 举行一次关于油页岩问题的国际会议。几乎每次会议都有关于利用油页岩废弃物的报道,其中以培肥树草与蔬菜的报道较多^[1]。

在爱沙尼亚,早在 1944 年就开始用页岩灰作为肥料。当时,页岩灰渣磨细后作钾肥使用,结果发现能显著提高农作物的产量,还能增加土壤中的 Ca、B、Cu、Zn、Mo 等元素的含量,从而提高土壤肥力。到 80 年代末,爱沙尼亚把使用页岩肥列入农业发展纲要,并计划对油页岩露天采矿区进行生态恢复,全面评价矿区在恢复过程生物产品的经济、环境与社会效益^[8~10]。

2.2 对油页岩废渣场进行生态恢复的研究

2.2.1 对油页岩废渣场生态恢复的限制因子研究 限制油页岩废渣场生态恢复的因子有很多,包括废渣的结构、质地、组成、吸热能力、粘固作用、酸碱度、含盐量、营养元素含量等^[11]。Arro 等^[12]研究了波罗的海火电厂的废渣对环境所造成的危害,他们在废渣上覆盖一层浓稠的泥浆试图提高其保水能力,但并没有得到预期的结果。由此,他们分析认为有以下原因:①泥浆的流动性很差;②废渣无结构,保水能力差;③废渣的碱度过高。Redente 等^[11]研究发现,在废渣堆积的坡面上开展复垦与重建工作非常艰难,因为废渣场是由油页岩渣构成的特殊基质,没有土壤结构,易被侵蚀,且保水保肥能力差,基质的改良也很难开展,结果植物生长困难。Robal 等^[13]研究分析了美国 Hope Creek 地区油页岩废渣的淋溶情况,发现废渣的 pH 值在 2~4 范围内,废渣中含有多种金属元素,如 Pb、Cu、Cd、Mn、As、Ni 等,有些元素是植物生长的必需元素,如 Cu、Zn、Mn 等;而有些是植物生长中所不需要的,甚至是有毒的,如 Pb、Cd、Ni 等(表 1)。因此,对废渣场进行复垦,要充分考虑这些限制因子,并由此采取相应的措施,

寻找最佳恢复途径。

2.2.2 对油页岩废渣场进行生态恢复的主要方法 总的来看,对废渣场进行复垦的常规方法主要有 3 种^[11]:一是直接在未处理过的废渣上栽种植物。通常是栽种那些强耐性种类,但也很难成功,因为废渣的低 pH 值与高溶解度、高含量的盐分、低的肥力以及黑色的废渣吸热多而导致废渣场较高的表面温度等,都不利于植物的生长^[14];二是先对废渣场进行适当处理,再栽种植物。办法之一是灌水,经过淋溶可除去 62% 的可溶性盐,然后施用 NPK 肥,植物种植后再适当浇水^[15]。通过这种办法进行恢复,植被覆盖也只能达到 5%~15%,不能算是成功的复垦^[16];三是采用表土覆盖法。它是指在废渣场上面覆盖一层土壤,大约 10~30 cm 左右。表土覆盖往往能获得较好的复垦效果,但其工作量巨大,因此对大面积的废渣场而言几乎难以实现^[17];另外,回填的表土与矿渣之间可能会存在一障碍层,它对根冠的发育会有一定的阻碍^[18];而且,掩埋在表土下的盐分与重金属等有害物质还可通过土壤毛细管作用上升到表土层,继续产生危害^[19]。总的来看,这些常规的恢复方法都难以对废渣场产生理想的恢复效果。

近年来,一些新的用于废渣场的生态恢复方法相继问世,并且都产生了较好的效果,如植物修复(phytoremediation)、生物降解(biodegradation)与生物强化(bioaugmentation)技术等。例如,Truu 等人的工作表明,植物修复技术十分有效,不但可以迅速去除废弃物中的有毒和难以降解的化学物质,减少它们的淋溶,并有效阻止它们通过空气扩散到附近地区,而且一定植物的覆盖还能减少土壤表面的侵蚀;他们的生物富集和生物强化技术是利用假单胞杆菌(*Pseudomonas*)来降解油页岩废渣中的酚类和其它化学物质^[20]。菌种的最佳选择与菌种的多样性能加速植物修复与生物降解,从而有效、快速地修复废渣场,结果,在一年半的时间内,酚类化合物的含量降低了 35%,油类物质的含量也比对照减少了 2/3^[20]。

2.2.3 对恢复地的系统发育研究 诚然,对废渣场的恢复取决于其生态系统的恢复;如果没做到这一点,就不能算是完全恢复^[21]。生态系统恢复不仅仅是恢复几种植物或将裸地覆盖,它至少还应包括以下 3 个方面^[17]:①土壤养分积累与生物地球化学循环,包括对养分的滞留与损失,土壤的化学过程,有机物质的合成与降解等;②生物多样性的恢复,包括生物种类与功能是否达到开矿前或邻近自然景观的水平;③植被演替方向与生态系统的自我维持能力。在 2001~2003 年间,爱沙尼亚的 120 km² 的开矿裸地,就有 95 km² 被复垦为森林,1.5 km² 被恢复为农业用地^[9]。Reintam 等^[22]对油页岩废渣场植树复垦后的土壤有机质的发育情况作了观测,被观测的试验地在 1965~1970 年间种植了 2 年生的苏格兰松(*Pinus sylvestris*)树苗。在最初的 10a 中,地面的凋落物层并没有形成,直到 1988 年才出现薄薄的一层,到 20 世纪 90 年代末,林下典型凋落物层则明显形成,并在表土层积累了有机碳和氮元素;同时废渣场的植被也多样化,出现了多年生的草本植物;他们还发现草本植物的出现有利于土壤的形成,并加剧腐殖质的积累。Mandre^[23]对油页岩污染地的植物生理生态特征进行了观测,他在爱沙尼亚东北部以黑杉(*Picea mariana*)为研究对象,结果发现在油页岩的污染环境中,植物体内的矿质元素组成失衡,碳水化合物含量减少,导致植物生长受阻,生物量减少。

Redente 等^[24]从 1977 年开始研究不同厚度的表土覆盖对废渣地恢复的效果。最初,在 90 cm 的表土覆盖样地、60 cm 处理的样地以及对照样地的植被均表现出最高的生产力,与其他处理呈显著性差异;但到 1985 年,不同表土覆盖处理的生物量没有很大的差别(图 1)。然而,各样地的生物多样性却相差很大,用 30 或 60 cm 表土覆盖的样地中,生物多样性居最高,原因是非禾本科植物和灌木的大量出现,使得更多的根系伸入到更深的地下。有研究表明,植物根系的伸长将促使岩渣生态系统生物多样性的增加^[25]。而且,生物多样性的增加,包括微生物种类的增加,可以降低那些生长速度快的植物的竞争优势,为那些对岩渣的恶劣环境具有一定耐性、而优势度却较弱的物种提供定居条件,从而有利于废渣场生态系统的稳定,进一步加速恢复的成功^[26~28]。

毫无疑问,对废渣场这样的恶劣环境进行生态恢复的关键在于植被恢复。植被恢复的首要任务是选择适应性强的先锋植物,初步改善原来恶劣的生境条件;即通过植被恢复来去除有害物质,加速土壤的形成,为后继物种的自然入侵创造条件,最后

表 1 美国 Hope Creek 地区油页岩废渣、油页岩以及二者的混合物在 4 年中的平均化学淋溶值(g/ml)

Table 1 Mean leachate chemistry values spent, mixed and unprocessed shale over a 4-year period in Hope Creek, USA

观测项目 Item	油页岩渣废渣 Spent shale		混合类型的油页岩 Mixed shale		未经加工的油页岩 Unprocessed shale	
	1984	1988	1984	1988	1984	1988
pH	2.9	3.2	2.9	3.2	2.7	2.9
N	48	99	65	84	153	115
SO ₄	5700	3470	10400	5000	29900	3580
Fe	530	170	800	200	56700	750
Mg	430	180	1100	400	1840	170
Zn	145	46	460	115	910	4
Ni	39	40	100	27	155	5
Mn	44	15	102	34	140	13
K	110	69	70	48	1	10
Na	210	76	315	150	16	24
B	5	2	5	4	2	1
Cd	0.88	0.37	3.54	0.58	10.2	0.11
Cu	0.07	0.20	0.05	0.11	11.7	0.04

引自文献[13], 略有删改 Cited from reference [13], slightly deleted and modified

达到生态系统的恢复。植被恢复的过程应综合考虑待恢复地段的土壤理化状况、养分和水分状况等,而后再选择适当的物种进行栽植,因此应首选那些耐贫瘠、耐干旱的先锋种类。植被的恢复与重建是废弃地生态系统恢复与重建中极为关键的环节,随着植被的恢复,系统内的动物和微生物也将越来越丰富,最终可形成自维持的生态系统,使系统内各成分之间达到协调、稳定和共同发展^[11, 17, 29]。

3 我国对油页岩废渣场进行生态恢复的研究进展

从经济与环境协调、区域可持续发展的要求出发,都必须解决好大量废渣的合理处置与综合利用问题,特别是大面积废渣场的生态恢复问题。所以废渣场的植被恢复与油页岩矿区的生态重建在国内外都得到高度重视。然而,由于废渣的理化特征并不完全一样,再加上气候条件等因素的差异,因此,国外探索与总结出的生态恢复方法在我国并不一定行之有效。鉴于此,根据我国的实际情况来开展废渣场生态恢复的研究势在必行。但迄今为止,除广东茂名在开展这方面工作外,尚未见到来自其他地区的研究报告。现将茂名从 20 世纪 80 年代以来所开展的工作总结如下,以期能为下一步的恢复工作以及对其他地区日后开展类似的研究工作提供参考。

3.1 茂名南排土场的生态恢复研究与实践

茂名南排土场(以下简称“南排”)从 1957 年开始堆放采矿剥离土和油页岩干馏后的废渣,到 1975 年才停用,形成堆积面积达 1.4 km² 的排土场。该排土场基质极不均匀,N、K 含量高,而 P 含量很低;渗滤液中 Cd 含量可达 0.015 mg/L,超过地面水最高允许标准,硫化物、石油类和芳香烃类物质均有检出,且 PAH (多环芳烃)已渗入到附近浅层地下水^[30,31]。另外,排土场的废渣易吸热,夏季裸露地面的温度明显偏高。

为了改善废渣场恶劣的生态状况,治理其对周围环境的污染影响,从 1985 年起,中国石化集团茂名石化公司开始对南排进行治理,主要措施是在废渣场上植树造林,种植有相思(*Acacia* spp.)、桉树(*Eucalyptus* spp.)、松树(*Pinus* spp.)、香椿(*Toona sinensis*)和银合欢(*Leucaena leucocephala*)等为主的树种,共 57 万多株。到 1990 年废渣场全部绿化,并被改造成了森林公园,成为茂名市的“绿肺”^[7]。

从 1985 开始造林恢复到 1994 年进行采样分析,在这最长也仅仅 9a 的时间里,南排的土壤环境得到了很大改善,灰渣被固定,灰渣中腐殖质含量为 0.15%~0.62%,新成土中腐殖质含量达 3.99% (4~24 cm 土层)和 2.43% (24~84 cm 土层),有机质总量达 9.39% (24~84 cm 土层);植林后全氮和碱解氮都显著增高,分别增加了 67.4%和 123.5%;有效磷也有一定增高,有效钾则因植物吸收而略有下降;土壤质地、结构等物理性状也得到明显改善^[30]。南排的植被也出现了良好的演替过程,并郁闭成林,郁闭度达 70%~90%,形成了乔、灌、草层明显的生态景观,昔日浓烟滚滚、光秃荒凉的废渣场,如今变成了郁郁葱葱的森林^[7]。林内还栖息了动物与鸟类,像蛇、猫和斑鸠等。不仅如此,南排主要微生物种类,细菌、真菌和放线菌的数量随着人工恢复时间的延长而大幅度增加,植林 16a 的试验区与裸地相比,土壤微生物数量增加了 20 倍左右,一些直接影响土壤新陈代谢的酶(如脲酶、磷酸酶、蔗糖酶等)活性显著增强^[32]。

此外,在南排废渣场还进行了果树与农作物栽培试验。花生和大豆等农作物能忍耐废渣场的重金属和油类化合物等不利因素影响,生长发育状况良好,植物体内的重金属及苯并芘的含量均在国家规定的标准范围内^[33]。因此,油页岩废渣同样有着较好的农林业利用前景,只要加强水肥管理,控制污染,就基本可保证果树及农作物的质量与产量。

然而,在废渣场上种植果蔬作物总是存在一定风险,因为基质中含有多种重金属元素及其他一些有毒有害物质,作物很有可能吸收这些有毒有害物质,并通过生物富集,导致在废渣场含量并不是很高的这些元素,能在植物体内达到较高的浓度,如被食用,可能通过生物链传给动物与人类,从而危害人类的健康。因此,为了安全起见,随后在茂名北排开展的工作就把恢复的重点放在了废渣场土壤基质的改良、植被演替和生态系统恢复等方面。

3.2 茂名北排土场的生态恢复研究与实践

茂名北排土场(以下简称“北排”)位于茂名市北郊,从 1971 年开始被茂名石化公司用来堆放炼油废渣和剥落土,直至 1992

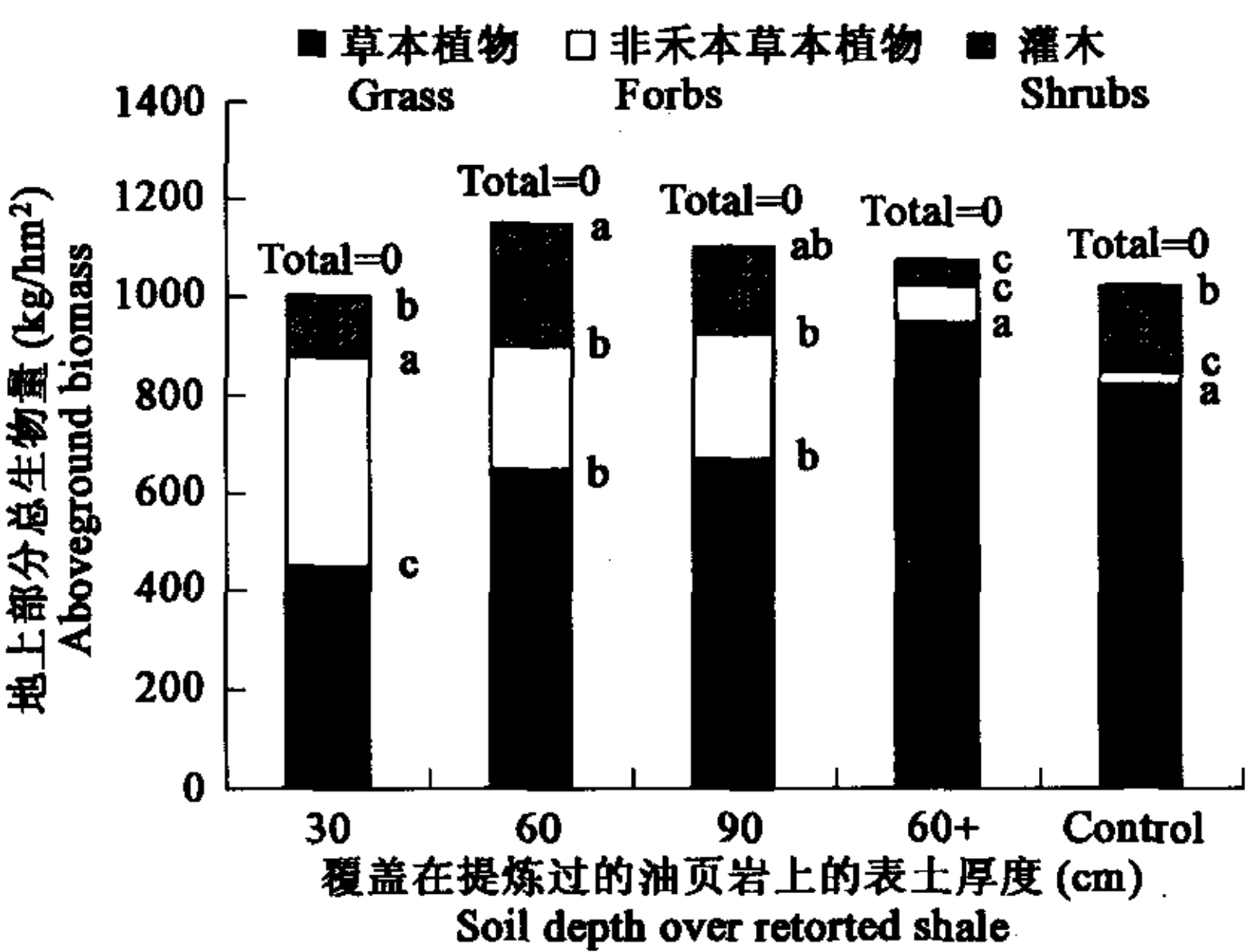


图 1 油页岩废渣地不同厚度的表土层覆盖对植物地上部分生物量的影响(引自文献^[24],略有删改)

Fig. 1 Effects of different soil depths covered over retorted shale on the biomass of aboveground biomass (Cited from reference^[24], slightly deleted and modified)

60+ 表示在岩层和表土层之间有 30 cm 的障碍层,表土层厚度为 60 cm. 相同的字母代表各处理的总生物量与同一生活型的平均生物量在 5% 水平上无显著性差异 60+ represents the treatment with 60 cm of topsoil over a 30cm rock capillary barrier. Means with same letters for total biomass and within life forms are not significantly different at 5% level

年才停用。20 余年总共堆土 $1.56 \times 10^8 \text{ m}^3$, 形成了一个面积达 6.7 km^2 的巨大排土场。排土场的土质低劣, 酸度高, 保水性能极差, 并在局部存在一定程度的重金属毒害, 因此, 生境较恶劣, 生态恢复的难度大。从 1987 年开始, 有关植树造林和植被恢复的工作在北排四周陆续开展起来, 并取得一定成效。但造林成本高, 见效不快, 到 1999 年还有 4 km^2 多的面积仍处在荒芜之中, 仅仅部分地表自然生长了一些耐旱耐瘠的草本植物, 如画眉草 (*Eragrostis* spp.)、竹节草 (*Chrysopogon aciculatus*)、雀稗 (*Paspalum* spp.) 等, 不见乔木, 也极少有灌木。因此, 与南排相比, 北排的环境更恶劣, 恢复起来也显得更困难。

北排的生态恢复研究始于 1999 年, 首先是选择一些优质草种和速生先锋树种进行小规模引种栽培试验, 对表现好的再进行示范和推广种植。试种的草种有香根草 (*Vetiveria zizanioides*)、百喜草 (*Paspalum notatum*)、铺地木蓝 (*Indigofera spicata*)、杂交狼尾草 (*Pennisetum americanum* $\times$ *P. purpureum*)、森特钝叶草 (*Stenotaphrum secundatum*) 等 10 多种。这些草种均具有较强的抗逆性和广泛的适应性, 较多地被用于矿区退化生态系统的植被恢复。草本植物的实验研究表明, 几乎所有供试草种均可在废渣场成活生长, 其中香根草的成活率最高, 达 99%, 其次为百喜草和森特钝叶草, 分别为 96% 和 91%, 最差为杂交狼尾草, 仅为 62%; 而且肥料的施用明显增加植物的生物量, 加速植被恢复^[6]。木本植物的选择是根据本地的生物气候带, 引种那些在热带亚热带地区生长较好且具有较强抗旱能力的种类, 如海南红豆 (*Ormosia hainanensis*)、红花油茶 (*Camellia semiserrata*)、大头茶 (*Gordonia axillaris*)、红荷木 (*Schima wallichii*)、海南蒲桃 (*Syzygium cumini*)、红胶木 (*Tristania conferta*)、翅荚决明 (*Cassia alata*) 等 100 多种。迄今为止, 北排的生态恢复工作取得了阶段性的成功, 并已建成了: ①木本植物筛选区; ②草本试验示范区; ③示范推广区, 种植了表现较好的、有推广前途的木本植物 10 多种, 如红胶木、海南蒲桃、红荷木、非洲楝 (*Khaya senegalensis*)、海南红豆、铁刀木 (*Cassia siamea*)、仪花 (*Lysidice rhodostegia*) 等, 成活率都在 90% 以上, 绝大部分长势良好。这些植物经过 4 年的生长, 一些已经发育成长势良好的幼林, 如非洲楝、红胶木、海南蒲桃、铁刀木等, 这些种均表现出较强的光合能力和生态适应性^[34]。

然而, 自 2000 年以来北排的恢复地出现了一些新问题: 供试的许多乔木树种普遍呈现灌木状, 具体表现分枝低, 基部即开始分枝, 而且分枝条数多, 以致株型呈萌生状、灌丛状, 形成扁球形到卵球形不等的外型, 即使是主茎高、粗增长明显的红胶木、非洲楝、红荷木等树种也不例外, 表现特别明显的树种有云南石梓 (*Gmelina arborea*)、樟树 (*Cinnamomum camphora*)、铁冬青 (*Ilex rotunda*)、蓝花楹 (*Jacaranda acutifolia*) 等。这些树种在现场种植后第 1 年的生长均表现很好, 但从第 2 年开始发生了上述变化。这一现象在油页岩废渣场以植物为主要手段进行生态恢复的先例中从未见有报道。推测这可能是铝的毒害作用所致, 因为废渣场几种主要重金属 As、Cr、Cd、Pb、Ni、Mn、Zn、Cu 等的含量均未超过国家二级标准值^[5,6], 但交换性铝的含量达 1197 mg/kg ($n=11$, 范围 $812 \sim 1377 \text{ mg/kg}$), 远远高于一般土壤的背景值。一般情况下, 当土壤 pH 值在 2~4 的范围时, 最容易形成交换性铝^[35]。而北排废渣的 pH 在 3.9~4.5 范围, 其渗出液的 pH 更是低至 3.2^[6]; 在这种情况下, 交换性铝很容易形成, 并对生物产生较大危害。过去很多研究都表明, 过高的交换性铝会对植物的根系产生伤害, 并由此导致根系对水分和养分的吸收能力下降, 引起植物体内激素合成失去平衡, 叶面积指数下降、生物量减少等, 最终导致植株矮化, 分枝增多^[36~39]。据此推测, 北排引种乔木出现分枝低矮的现象很可能是由于基质中活性铝浓度过高所致。目前有关这方面的研究正在进行之中。

4 结语与展望

4.1 油页岩废渣场生态恢复的主要过程

不管是针对油页岩废渣场还是针对曾受废岩渣污染过的土地进行恢复, 最终目的是使废弃的土地资源得到重新利用, 并建立一个能自我维持的、由不同群落或亚系统组成的能够满足不同需求的生态系统。根据多年来对各种废渣场进行生态恢复的研究与实践, 初步总结出对废渣场进行生态恢复时应遵循的原则与步骤。

(1) 对废渣场的基质状况进行本底调查, 并进行基质改良。基质的调查可以为恢复工作提供背景材料, 这样就可以有针对性地筛选植物种类, 能更好更快地改善基质状况。对恶劣基质进行改良可加速植物的定居和生长, 提高恢复速度。但是, 如果废渣场面积太大, 基质改良的花费就会太高。在经费难以承受的情况下, 基质改良这一步可考虑略去。

(2) 制定生态恢复规划。根据本底调查的结果, 依据科学性原则、可操作性原则、恢复-利用-持续发展原则并兼顾科普宣传与观赏休闲的需求, 对废渣场生态恢复进行总体规划, 使废渣场的环境效益、社会效益、经济效益及景观效益都能充分体现出来。

(3) 进行植物种类的选择。植物种类的选择十分重要, 一般可参考以下原则: ①最好是选择那些适于在本气候带生长的乡土植物种类, 这样可避免外来种的入侵可能带来的生态问题; ②供试植物必须具有耐酸、耐旱、耐瘠、耐高温等特性; ③具有生长快、生物量大、吸收能力强的特性, 这样能更快地改良土壤基质, 增加土壤的肥力, 为后来植物的侵入和定居创造有利的条件, 并缩短恢复时间。

(4) 采用生物多样性的恢复手段。精心设计乔、灌、草和藤本植物的空间配置, 增加恢复地植物种类的多样性。从生物多样性的理论和价值来说, 可以充分发挥先锋种的作用, 缩短森林群落建成的时间, 并促进其他物种在生态系统中的发展, 有利于被恢

复地的生态系统结构和功能的发育,从而发挥生物多样性的生态效益。

(5)试验数据的收集,综合分析和效果评价。经过一段时间的恢复后,根据采集的数据与现场的情况,及时评价生态恢复的效果;如果恢复效果不够理想或有新的问题出现,则要及时加以研究解决,或寻求新的恢复措施,以使恢复效果达到最佳。

4.2 油页岩废渣场生态恢复研究展望

茂名北排废渣场生态恢复过程出现的植物矮化现象,提醒人们在以后的研究工作中应重视并深入研究以下几个方面:废渣场基质的理化性状及应采取的改良措施、引种植物的生理生态学特性及其对土壤理化性质和生物环境的影响、生态恢复的长期生态学观测、加速生态恢复与群落演替的措施等,这此可为废渣场的生态恢复提供实践和理论相结合的重要依据,从而为成功治理污染、快速实现生态恢复提供可靠的保证和支持。目前,北排废渣场的生态恢复工作对此给予了高度重视,特别是对供试植物生理生态特性与土壤理化性状改良等方面的指标一直在保持观测。再经过几年的系统观测与研究,同时结合南排恢复的成果,能够提炼出废渣场生态恢复的理论体系与实际操作指南,从而为日后在其他矿区开展类似的恢复工作提供参考。

References:

- [1] Schmidt S J. New directions for shale oil: path to a secure new oil supply well into this century (on the example of Australia). *Oil Shale (special)*, 2003, **20**(3): 333~346.
- [2] Qian J, Wang J, Li S. Oil shale development in China. *Oil Shale (special)*, 2003, **20**(3): 56~359.
- [3] Pastarus J R. Environmental protection and cavern stability in the Maardu granite deposit. *Oil Shale*, 1995, **12**(2): 149~161.
- [4] Toomik A and Liblik V. Oil shale mining and processing impact on landscapes in north-east Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 1998, **41**: 285~292.
- [5] Liu S Z, Xia H P, Kong G H, *et al.* The soil and vegetation of oil shale dump in Maoming city, Guangdong Province. *Ecologic Science*, 2002, **21**(1): 25~28.
- [6] Xia H P. Ecological rehabilitation and phytoremediation with four grasses in oil shale mined land. *Chemosphere*, 2004, **54**: 345~353.
- [7] Deng Z P, Li L H, Liang C. Experimental investigation on the reuse of resource in Maoming, Guangdong, oil shale disposal. *Ecologic Science*, 2000, **19**(4): 57~61.
- [8] Veiderma M. Estonian oil shale-resources and usage. *Oil Shale (special)*, 2003, **20**(3): 295~303.
- [9] Brendow K. Restructuring Estonia's oil shale industry: What lessons from restructuring the coal industries in central and eastern Europe? *Oil Shale (special)*, 2003, **20**(3): 304~310.
- [10] Soone J and Doilov S. Sustainable utilization of oil shale resources and comparison of contemporary technologies uses for oil shale processing. *Oil Shale (special)*, 2003, **20**(3): 311~323.
- [11] Redente E F, Hower J M, Barnhisel R I. Reclamation of oil shale. In: Reclamation of Drastically Disturbed Lands, Agronomy Monograph, 2000, **41**: 775~799.
- [12] Arro H, Prikk A, Pihu T. Reducing the environmental impact of Baltic power plant ash fields. *Oil Shale*, 2003, **20**(3): 375~382.
- [13] Robal T L, Barron L S, Schram W, *et al.* Final summary data from the Hope Creek Field leaching study. In: Proc. 1988 East. *Oil Shale Symp.* 30 November~2 December. Inst. Mining Miner. Res., Univ. Kentucky, Lexington, KY, 1988. 115~121.
- [14] Redente E F, Ruzzo W J, Gryiel C E, *et al.* Effect of plant species, soil material, and cultural practices upon plant establishment and succession. In: Cook C W and Redente E F eds. *Reclamation studies on oil shale lands in north-western Colorado*. U.S. Dep. Energy Progr. Rep. Coo-4018-4. U.S. Gov. Print. Office, Washington DC, 1980. 1~17.
- [15] Schmehl W R and McCaslin B D. Some properties of spent oil-shale significant to plant growth. In: Hutnik R J and Davis G, eds. *Ecology and reclamation of devastated land*. Gordin and Breach, New York, 1973. 27~43.
- [16] Harbert H P, Berg W A, McWhorter D B. Lysimeter study on the disposal of Paraho retorted oil shale. EPA 600/7-79-180. EPA Office Res. Develop., Cincinnati, OH., 1979.
- [17] Xia H P and Cai X A. Ecological restoration technologies for mined lands. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(11): 1141~1147.
- [18] Enright N J and Lamount B B. Survival, growth and water relations of *Banksia* seedlings on a sand mine rehabilitation site and adjacent scrub-heath sites. *Journal of Applied Ecology*, 1992, **29**: 663~671.
- [19] Stark J M, Redente E F. Trace element and salt movement in retorted oil shale disposal sites. *Journal of Environmental Quality*, 1986, **15**: 282~288.
- [20] Truu J, Talpsep E, Vedler E, *et al.*, Enhanced biodegradation of oil shale chemical industry solid wastes by phytoremediation and bioaugmentation. *Oil Shale (special)*, 2003, **20**(3): 421~428.

- [21] Bradshaw A D and Hutt R F. Future minesite restoration involves a broader approach. *Ecological Engineering*, 2001, **17**: 87~90.
- [22] Reintam L, Kaar E, Rooma I. Development of soil organic matter under pine on quarry detritus of open-cast oil-shale mining. *Forest Ecology and Management*, 2002, **171**: 191~198.
- [23] Mandre M. Ecophysiological study of suitability of *Picea Mariama* L. for afforestation in alkalized territories in northeast Estonia. *Oil Shale*, 2003, **20**(2): 143~160.
- [24] Redente E F, Cook C W, Stark J M, et al. Semiarid ecosystem development as a function of resource processing and allocation. U. S. Dep. Energy Progr. Rep. DOE/EV/04018-8. U. S. Gov. Print. Office, Washington, DC, 1985.
- [25] Biondini M E and Redente E F. Interactive effect of stimulus and stress on plant community diversity in reclaimed lands. *Reclamation and Revegetation Research*, 1986, **4**: 211~222.
- [26] Caswell H. Community structure: A neutral model. *Ecological Monography*, 1976, **46**: 327~354.
- [27] Huston M. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, 1979, **113**: 81~101.
- [28] Stark J M and Redente E F. Soil-plant diversity relationships on a disturbed site in Colorado. *Soil Science Society of American Journal*, 1985, **49**: 1028~1034.
- [29] Song S Q and Zhou Y Z. Mining wasteland and its ecological restoration and reconstruction. *Conservation and Utilization of Mineral Resources*, 2001, **5**: 43~49.
- [30] Xu J L, Liu H, Jing H W, et al. Environmental remediation for the shale oil industrial solid wastes dumping area through forestation. *Acta Scientiae Circumstantiae (special)*, 2000, **20**: 133~139.
- [31] Yin X R, Deng Q S, Qin Z H. The actual evaluation of environmental pollution in Maoming city. *Hygiene Research*, 1989, **18**(4): 26~29.
- [32] Deng W Q, Pan C M, Li T H, et al. Ecology of soil microorganisms in shale wastes dumping area during rehabilitation through forestation. *Chinese Journal of Application and Environmental Biology*, 2003, **9**(5): 522~524.
- [33] Wang J Q, Xu J L, Wang H Q, et al. Agricultural utilization of Maoming oil shale ash. *Oil Shale*, 1998, **15**(4): 316~328.
- [34] Liu H, Zhao P, Cai X A, et al. Stomatal gas exchange in leaves of major trees on the oil shale residue in Maoming, Guangdong. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2003, **11**(1): 41~46.
- [35] Du X M, Tian R S. The relation between aluminum poisoning and decline of *Pinus massoniana* forest in Nanshan Mountain, Chongqing. *Research of Environmental Science*, 1996, **9**(6): 20~24.
- [36] Rengel Z. Role of calcium in aluminum toxicity. *New Phytologist*, 1993, **121**: 499~513.
- [37] Sierra J, Noel C, Dufour L, et al. Mineral nutrition and growth of tropical maize as affected by soil acidity. *Plant & Soil*, 2003, **252**(2): 215~226.
- [38] Xu Y F, Cao M J, Wang W J. Advance in studies on aluminum toxicity and plant resistance. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2002, **33**(6): 452~455.
- [39] He L F, Shen Z G, Liu Y L, et al. Studies on the mechanisms of aluminum toxicity in higher plant. *Journal of Guangxi Agricultural and Biological Science*, 2002, **21**(3): 188~194.

参考文献:

- [5] 刘世忠, 夏汉平, 孔国辉, 等. 茂名北排油页岩废渣场的土壤与植被特性研究. *生态科学*, 2002, **21**(1): 25~28.
- [7] 邓钊平, 李丽华, 梁朝. 茂名油页岩废渣场土地资源再利用实验研究. *生态科学*, 2000, **19**(4): 57~61.
- [17] 夏汉平, 蔡锡安. 采矿地的生态恢复技术. *应用生态学报*, 2002, **13**(11): 1141~1147.
- [29] 宋书巧, 周永章. 矿业废弃地及其生态恢复与重建. *矿业保护与重建*, 2001, **5**: 43~49.
- [30] 许嘉琳, 刘虹, 荆红卫, 等. 页岩油工业固体废物堆置场环境的植林修复. *环境科学学报(增刊)*, 2000, **20**: 133~139.
- [31] 尹先仁, 邓青松, 秦祖慧, 等. 茂名市环境污染现状评价. *卫生研究*, 1989, **18**(4): 26~29.
- [32] 邓旺秋, 潘超美, 李泰辉, 等. 油页岩废渣场植林修复过程中的土壤微生物生态. *应用与环境生物学报*, 2003, **9**(5): 522~524.
- [34] 刘惠, 赵平, 蔡锡安, 等. 广东省茂名油页岩废渣堆放场主要树种的叶片气孔气体交换. *热带亚热带植物学报*, 2003, **11**(1): 41~46.
- [35] 杜晓明, 田仁生. 重庆南山马尾松衰亡与铝中毒. *环境科学研究*, 1996, **9**(6): 20~24.
- [38] 许玉凤, 曹敏建, 王文元, 等. 植物耐铝毒害的研究进展. *沈阳农业大学学报*, 2002, **33**(6): 452~455.
- [39] 何龙飞, 沈振国, 刘友良, 等. 植物铝毒害机理的研究. *广西农业生物科学*, 2002, **21**(3): 188~194.