

张琳,刘胜洪,刘文,等. 稀土矿场修复过程中植物多样性变化与土壤改良的相关性[J]. 江苏农业科学,2018,46(1):239-243.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.01.062

# 稀土矿场修复过程中植物多样性变化与土壤改良的相关性

张琳<sup>1</sup>, 刘胜洪<sup>1</sup>, 刘文<sup>1,2</sup>, 梁红<sup>1</sup>

(1. 仲恺农业工程学院生命科学学院, 广东广州 510225; 2. 华南农业大学农学院, 广东广州 510642)

**摘要:**以和平县 815 稀土矿场为例,研究植被修复过程中不同年份间植物群落多样性和土壤养分因子之间的相关性,为实现稀土矿场经济快速修复提供依据。选择对照(未经过植物修复)及人工修复后自然演替 1、3、5、7 年的 5 个样地,每个样地设置 8 个 2 m × 2 m 的样方(共 40 个),调查各样方植物种类、株数、密度、盖度等,计算多样性指数,按对角线取 0~3 cm 表土土样,测定土壤有机质、碱解氮、速效磷、速效钾含量等指标,分析土壤养分状况。研究结果,未经过植被修复的稀土矿场,群落盖度几乎为 0,经人工修复后,伴随植物修复的进程,群落植被盖度呈梯度递增,修复后 7 年相对盖度高达 98.31%。普查稀土矿场主要分布的植物种有 24 种,分属于 20 科,24 个属。植物多样性在修复前 5 年明显升高且于修复后 7 年有所降低,其植物优势种为蕨(*Pteridium aquilinum*),重要值高达 1.00。修复后 5 年和 7 年,土壤有机质含量、碱解氮含量、速效磷含量、速效钾含量明显比修复前提高,特别是修复后 7 年的速效磷含量、速效钾含量是未修复样地的 627.27 倍、7.00 倍。稀土矿场修复过程中不同年份间土壤养分和植物多样性相关性明显,其中,土壤速效磷含量、碱解氮含量对植物物种多样性影响较高。

**关键词:**稀土矿场;植物修复;植物多样性;土壤养分;相关性

**中图分类号:** X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)01-0239-05

恢复生态学是一门建立在多学科基础上的交叉学科,退化土地生态系统的恢复研究具有理论与现实双重意义<sup>[1-2]</sup>。由于土地资源的稀缺性和山区植被在区域生态系统中的重要作用,矿山退化及其恢复问题备受关注<sup>[3]</sup>。植物多样性是植被恢复内在机理的外在表现,可用于度量群落的组织结构和功能<sup>[4]</sup>,也可表征系统稳定性和抵御干扰能力,对防治边坡水土流失具有重要作用<sup>[5]</sup>。土壤是植物生长发育的物质基础<sup>[6]</sup>,土壤养分的可利用性是决定植物群落的组成和群落多样性的重要环境因子,其理化性质影响着植被演替<sup>[7]</sup>,与此同时也受到植被的反作用,二者相辅相成<sup>[8-9]</sup>。

稀土广泛应用于电子信息、航空航天、新能源、原子能、机械、石油化工、医药等多个领域<sup>[10]</sup>。中国是稀土资源最丰富的国家<sup>[11]</sup>,广东省东北部山区富含稀土资源,是风化壳离子型稀土矿的主分布区和主产区之一<sup>[12]</sup>。随着稀土需求量的日益增大,稀土开采引发了日益严重的生态环境问题<sup>[13]</sup>。多数矿区植被遭到大面积破坏,基岩裸露,水土流失日趋严重,产生大量的风化砂土,同时还存在着不同程度的偏酸或偏碱,高盐或有害重金属毒害等现象,使植物难以生长<sup>[14]</sup>。稀土矿场生态恢复与重建的关键在于土壤基质的重构,只有恢复土

壤生态系统的应有功能,才能为废弃稀土矿区生态恢复提供根本保障<sup>[15]</sup>。用于矿山土壤修复的技术方法大致可分为物理化学修复方法和生物修复方法<sup>[16]</sup>,以生物修复手段将微生物与植物结合,利用植物自然演替、人工种植或二者兼顾,使受到人为破坏污染或自然毁损而产生的生态脆弱区重新建立植物群落,恢复生态功能,对矿区植物修复具有重要经济意义<sup>[17]</sup>。董世超通过对废弃稀土矿场土壤植物修复进行盆栽试验,发现腐熟的鸡粪对稀土矿场土壤改良有很好效果<sup>[18]</sup>。郭永盛等对新疆石河子荒漠草原进行氮肥添加试验,认为氮肥添加降低了荒漠草地物种丰富度和物种多样性<sup>[19]</sup>。郑华平等研究认为,土壤养分增加会引起植物多样性的增加,施氮后物种丰富度比对照提高 42.90%<sup>[20]</sup>。Gong 等探索了坡向对植物的影响<sup>[21-22]</sup>。上述研究大多还局限于对土壤理化性状及植物筛选的相关研究,主要集中于实验室和小规模的模拟试验,在实地应用上还需进一步验证。关于沙化稀土矿场植被多样性变化与土壤理化性质之间的关系以及对环境因素响应的定量变化研究很少。

本研究采用施用有机质肥和人工播种的方式对广东省和平县下车镇 815 稀土矿场进行人工植物修复,随后调查了修复后 1、3、5、7 年的植物群落特征并测定了土壤理化特性,分析了植物群落和土壤改良之间的关系,以期揭示稀土矿场植被修复过程中影响植物多样性的主要土壤养分因子,为实现稀土矿场的低成本快速修复提供技术参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

广东省和平县下车镇地处 114°41′~115°16′E, 24°05′~

收稿日期:2016-08-26

基金项目:国家科技支撑计划(编号:2015BAD07B02);广东省林业科技创新项目(编号:2014KJCX018);广东大学生科技创新培育专项基金(编号:pdjh2016b0244)。

作者简介:张琳(1991—),女,河南焦作人,硕士研究生,主要从事植被恢复与地力保护研究。E-mail:zhanglin7049@163.com。

通信作者:梁红,博士,教授,主要从事资源植物学与植物生物技术研究。E-mail:lhofice@163.com。

24°42'N,毗邻江西省定南县,东临龙川县。该区多属于中低丘陵地,亚热带季风气候,年均温度 17.9~20.2℃,年均降水量 1 536~1 845 mm,年日照 1 704 h 以上,无霜期 267~301 d。试验区位于下车镇 815 矿区,该矿区从 20 世纪 80 年代,经露采—池浸—沉淀法进行稀土开采,2005 年开采结束后废弃,经过多年风雨侵蚀和淋溶,地表沙化严重,植物难以生长,至今仍为裸露荒地(图 1)。2009 年开始进行一系列的人工修复措施(表 1)。



图1 修复前稀土矿场

表 1 稀土矿场人工植物修复措施

作业年度	恢复措施
2009 年	1—3 月整土改土作业,撒施鸡粪 0.5 kg/m <sup>2</sup> , 4 月中旬植被修复
2010 年	3 月中旬第 2 次施干鸡粪 0.5 kg/m <sup>2</sup> ,3 月 20 日种植仲糯 2 号糯玉米,7 月种植仲甜 1 号甜玉米,甜玉米株距 0.6 m,行距 1.2 m
2010 年 9 月至今	不种任何植物,不灌溉,不施肥,也不清除杂草和枯枝落叶,让恢复区自然演替

注:植被修复主要种植西卡柱花草(*Stylosanthes scabra*)、山毛豆(*Tephrosia candida*)、木豆(*Cajanus cajan*)、紫花苜蓿(*Medicago sativa*)、香根草(*Vetiveria zizaniodes*)幼苗。

1.2 植被调查与土壤样品采集

2016 年 5 月 15—22 日,在 815 稀土矿场,分别选择人工修复后自然演替状态海拔、坡向、坡度均相近不同修复年限的 5 个样地:对照(未经过植物修复)以及植物修复后 1、3、5、7 年的样地。在每 1 样地内选择立地条件基本一致地段,每块样地设置 2 条平行样线,沿着样线连片设置 8 个 2 m×2 m 的样方,共 40 个样方。分别记录各样方植物种类、株数、密度、盖度。

生物多样性采用以下方法测度<sup>[2]</sup>:

(1)重要值(*IV*)=(相对盖度+相对频度+相对优势度)/300。

(2) $\alpha$ 多样性指数:Pielou 指数  $D_1 = 1 - \sum_{i=1}^S \frac{N_i(N_i - 1)}{N(N - 1)}$  ( $i = 1, 2, \dots, S$ );

Shannon - Wiener 指数  $H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$ ;

Margalef 指数  $R_s = (S - 1) / \ln N$ ;

Simpson 指数  $D_2 = \sum_{i=1}^S \frac{N_i(N_i - 1)}{N(N - 1)}$ ;

Gleason 指数  $D = S / \ln A$ 。

式中:*S* 为物种数目;*N* 为全部种类的个体数;*N<sub>i</sub>* 为样方内某种类个体数;*P<sub>i</sub>* 为种类 *i* 的重要值;*A* 为单位面积。

(3)Sørensen $\beta$  多样性指数:  $C_s = 2c / (a + b)$ 。式中:*c* 为

群落 *A* 和群落 *B* 中共有种的总数;*a* 为群落 *A* 的物种总数;*b* 为群落 *B* 的物种总数;*C<sub>s</sub>* 为群落相似性系数。

1.3 土样的选取与测定

每个样点采用 5 点取样法,按对角线取 0~3 cm 表土土样,混合均匀,装入已灭菌密封袋中,于实验室自然风干后研细,一部分 1 mm 孔径过筛,用于土壤电导率和 pH 值测定,另一部分 2 mm 孔径过筛,测量土壤养分。用重铬酸钾容量法测定土壤有机质含量,碱解氮含量采用碱解扩散法测定,速效磷含量采用盐酸氟化铵浸提—钼锑抗比色法测定,采用醋酸铵交换—火焰光度法测定速效钾含量<sup>[13]</sup>。

1.4 统计分析

用 Origin 8.0 软件制图,统计分析利用 Excel 和 SPASS 完成,显著水平设定为  $\alpha = 0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 修复后不同年份的植物群落特征

对和平县 815 稀土矿场修复后的地表植被进行普查,共发现植物种 24 种,分属于 20 科,24 个属(表 2)。地表覆盖密集的草本植物中主要以 1、2 年生草本植物[如菊科(*Asteraceae*)、禾本科(*Gramineae*)]为主,之前人工播种的植物(如柱花草、苜蓿和香根草等)逐渐被本土植物所取代。随着修复进程的继续,盖度呈明显的递增趋势,修复后最初的 3~5 年植被恢复速度明显加快,盖度增加至 75% 以上,种类也不断增多,与对照相比修复后 5 年物种丰富度增加了 89.47%。修复后 7 年植被的盖度高达 98.31%,但物种数却明显下降。

调查修复后 5 个不同年份的样地还发现,修复后 7 年植物群落仍旧在不断演替,其组成结构发生了很大变化。从表 3 可以看出,芒草(*Miscanthus sinensis*)、蔓生莠竹(*Microstegium vagans* A. Camus)、美洲商陆(*Phytolacca americana* L.)和龙葵(*Solanum nigrum* L.)等为各群落建群种,在修复后的 3~5 年已形成阶段性稳定结构。随着恢复年限的延长,前 5 年物种数呈递增趋势,修复后 7 年,这些优势种和建群种逐渐被蕨类所取代,物种数明显下降,蕨类成为修复区的关键种(表 3)。

表 2 稀土矿场修复区植物群落物种分布及盖度

样地	科数 (个)	属数 (个)	物种数 (个)	总个体数 (个)	总盖度 (%)
对照	1	1	1	3	0.50
修复后 1 年	4	4	4	437	2.40
修复后 3 年	11	11	11	655	78.55
修复后 5 年	13	17	18	2 508	92.38
修复后 7 年	2	2	2	3 253	98.31

2.2 群落多样性及相似性比较

从表 4 可以看出,修复后 1~3 年的植物种类较少,但相似性最高达 0.40。修复后 3、5 年相似性高达 0.48,值得注意的是,修复后 7 年群落相似性与修复初期的 3~5 年相似性几乎为 0,与修复后 1 年样地相似性指数也仅为 0.33。表明在修复初期一些建群种和优势种先定居使植物群落达到了一个暂时性的稳定状态,随着修复年限的延长,植物群落仍旧不断演替,物种间相互竞争,使得一些适应性和生长能力强的植物

表 3 稀土矿场修复区植物群落数量特征

样地	物种	株数 (株)	相对盖度 (%)	相对密度 (%)	相对频度 (%)	重要值
对照	芒草 ( <i>Miscanthus sinensis</i> )	3	100.00	100.00	12.50	0.72
修复后 1 年	芒草 ( <i>Miscanthus sinensis</i> )	433	99.82	99.08	100.00	1.00
	蕨菜 ( <i>Pteridium aquilinum</i> )	1	0.01	0.23	12.50	0.04
	蔓生莠竹 ( <i>Microstegium vagans</i> A. Camus)	1	0.06	0.23	12.50	0.04
	美洲商陆 ( <i>Phytolacca americana</i> L. )	2	0.12	0.46	12.50	0.04
修复后 3 年	芒草 ( <i>Miscanthus sinensis</i> )	110	13.12	16.79	75.00	0.35
	蔓生莠竹 ( <i>Microstegium vagans</i> A. Camus)	55	1.05	8.40	62.50	0.24
	龙葵 ( <i>Solanum nigrum</i> L. )	32	5.50	4.89	25.00	0.12
	芒萁 ( <i>Dicranopteris dichotoma</i> Bernh. )	237	34.37	36.18	75.00	0.49
	画眉草 ( <i>Eragrosti pilosa</i> )	160	27.48	24.43	75.00	0.42
	马尾松 ( <i>Pinusmas soniana</i> )	1	0.31	0.15	25.00	0.08
	乌毛蕨 ( <i>Blechnum orientale</i> )	34	16.22	5.19	25.00	0.15
	黑莎草 ( <i>Gahnia tristis</i> )	21	0.90	3.21	25.00	0.10
	杨桐 ( <i>Adinandra millettii</i> . )	3	0.52	0.46	25.00	0.09
	美洲商陆 ( <i>Phytolacca americana</i> L. )	1	0.48	0.15	12.50	0.04
修复后 5 年	地稔 ( <i>Melastoma dodecandrum</i> Lour. )	1	0.08	0.15	12.50	0.04
	芒草 ( <i>Miscanthus sinensis</i> )	55	1.72	2.19	37.50	0.14
	蔓生莠竹 ( <i>Microstegium vagans</i> A. Camus)	1820	24.04	72.57	87.50	0.61
	革命菜 ( <i>Gynura crepidioides</i> Benth)	115	1.35	4.59	25.00	0.10
	三叶鬼针草 ( <i>Bidens pilosa</i> )	9	0.17	0.36	37.50	0.13
	美洲商陆 ( <i>Phytolacca americana</i> L. )	8	3.67	0.32	37.50	0.13
	油茶 ( <i>Camellia oleifera</i> Abel)	24	0.11	0.96	75.00	0.25
	龙葵 ( <i>Solanum nigrum</i> L. )	404	66.71	16.11	87.50	0.57
	黄花酢浆草 ( <i>Oxalis pes – caprae</i> L. )	1	0.04	0.04	12.50	0.04
	臭草 ( <i>Melica scabrosa</i> Trin. )	3	0.06	0.12	12.50	0.04
	香丝 ( <i>Conyza bonariensis</i> )	16	0.66	0.64	62.50	0.21
	雀稗 ( <i>Paspalum thunbergii</i> Kunth ex Steud. )	19	0.35	0.76	12.50	0.05
	梅叶冬青 ( <i>Ilex asprella</i> )	3	0.12	0.12	12.50	0.04
	柔毛润楠[ <i>Machilus villosa</i> ( Roxb. ) ]	1	0.17	0.04	12.50	0.04
	乌毛蕨 ( <i>Blechnum orientale</i> Linn. )	1	0.07	0.04	12.50	0.04
	黑莎草 ( <i>Gahnia tristis</i> )	18	0.33	0.72	25.00	0.09
	桃金娘 ( <i>Rhodomyrtus tomentosa</i> )	3	0.13	0.12	12.50	0.04
	画眉草 ( <i>Eragrostispilosa</i> )	7	0.13	0.28	12.50	0.04
修复后 7 年	山麻黄 ( <i>Ephedraequisetina</i> )	1	0.18	0.04	12.50	0.04
	蕨菜 ( <i>Pteridium aquilinum</i> )	3 250	23.00	99.97	99.91	1.00
	杉木 ( <i>Cunninghamia Lanceolata</i> Hook. )	3	0.01	0.03	0.09	0.08

表 4 稀土矿修复区不同年份植物群落相似性

样地	对照	修复后 1 年	修复后 3 年	修复后 5 年	修复后 7 年
对照	1.00				
修复后 1 年	0.40	1.00			
修复后 3 年	0.17	0.40	1.00		
修复后 5 年	0.11	0.27	0.48	1.00	
修复后 7 年	0.00	0.33	0.00	0.00	1.00

后来居上。

从图 2 可以看出,不经植被修复,仅自然修复状态下经过 3 年以上天然恢复的稀土矿场,其修复程度仍然很低,盖度几乎为 0。与之相反,经人为干预后的稀土矿场,在不同恢复时期植被特征和物种多样性发生了巨大的变化。修复初期的 1~5 年 Shannon – Wiener 指数、Gleason 指数、Margalef 多样性指数都明显增加,前二者均在修复后 5 年达到高峰,修复后 7

年又明显降低,Margalef 多样性指数于修复后 7 年达到高峰。与之相反的是,Simpson 指数、Pielou 均匀度指数随着修复年限的增加明显降低,随后又升高。Pielou 多样性指数于修复后 3 年达到高峰 0.77。Gleason 指数、Shannon – Wiener 指数呈现同样的趋势,修复后 1 年和 7 年优势种明显,Simpson 指数明显高于修复后 3~5 年,修复后 7 年蕨菜几乎占据了整个样地,这可能与稀土矿场的环境和土壤状况有很大关系。

2.3 不同恢复期土壤性状分析

对不同修复时期土壤养分含量进行分析,从表 5 可以看出,土壤呈弱酸性,pH 值 5.76~6.09,调查植物样方时,也发现不同修复年限样地中多次出现酸性指示植物美洲商陆。总体来看,与未修复样地相比,随着修复年限的延长,土壤养分呈梯度递增。修复后 1~5 年稀土矿场土壤的有机质含量、碱解氮含量、速效磷含量、速效钾含量迅速增加,土壤电导率明显降低,但修复后 5 年又逐步上升;修复后 7 年速效磷含量、

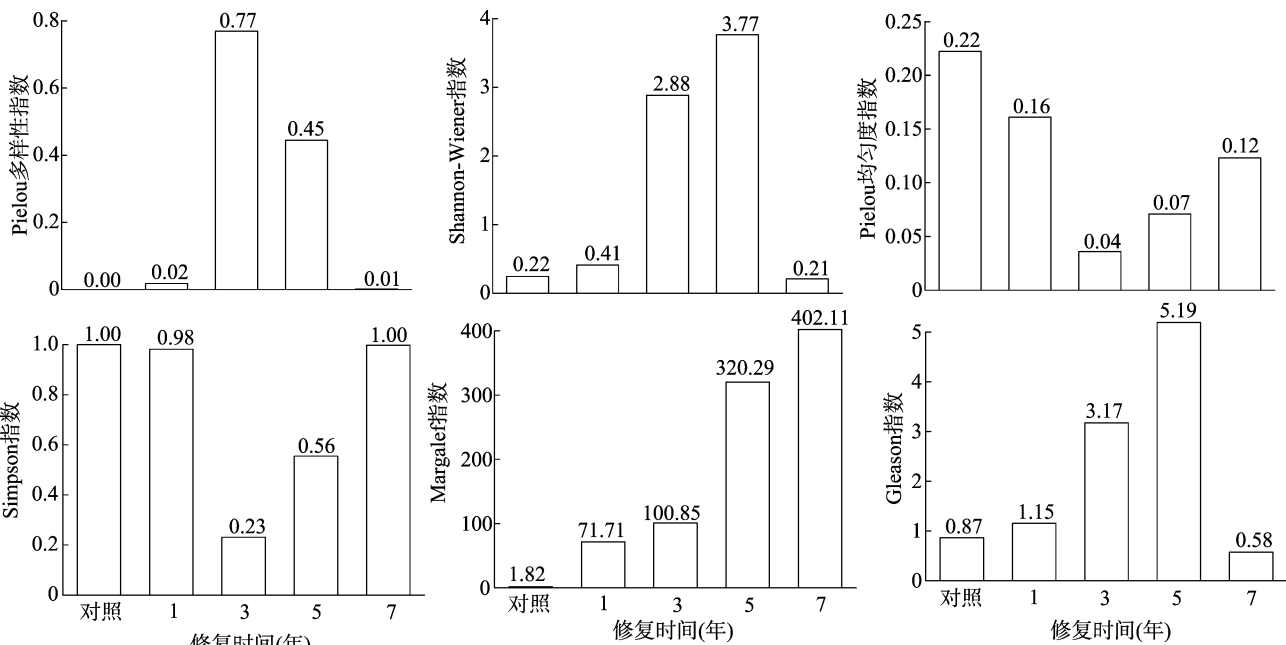


图2 稀土矿修复区植被群落多样性比较

表 5 稀土矿场不同恢复年限土壤养分含量变化

样地	土壤养分含量(mg/g)				pH 值	电导率(S/m)
	有机质	碱解氮	速效磷	速效钾		
对照	2.16	52.80	0.44	72.00	6.09	116.03
修复后 1 年	2.02	16.50	1.02	62.90	5.97	34.13
修复后 3 年	8.38	47.50	2.53	60.20	6.01	29.73
修复后 5 年	26.90	96.50	26.70	337.00	5.76	99.40
修复后 7 年	16.00	194.00	276.00	504.00	6.01	143.33

速效钾含量分别高达未修复样地的 627.27、7.00 倍,电导率也高于未修复样地。

稀土矿场不同恢复年份植物群落多样性因土壤养分状况的变化而表现出不同的响应。从表 6 可以看出,土壤速效钾含量与土壤中碱解氮含量和电导率、植物多样性与丰富度呈显著正相关。其中,植物多样性与土壤电导率相关性也高达 0.70,表明那些能耐受高电导率的植物才能够生长在稀土矿场,并且这些植物可以降低土壤的电导率,从一定程度上达到

表 6 植物特性与表层土壤养分之间的相关性

项目	有机质	碱解氮	速效磷	速效钾	pH 值	电导率	多样性	均匀度	丰富度
有机质	1.00								
碱解氮	0.80	1.00							
速效磷	0.80	0.70	1.00						
速效钾	0.60	0.90 *	0.60	1.00					
pH 值	0.36	0.05	0.41	0.10	1.00				
电导率	0.30	0.80	0.30	0.90 *	0.31	1.00			
多样性	0.30	0.30	0.00	0.40	0.67	0.70	1.00		
均匀度	0.60	0.10	0.60	0.20	0.41	0.50	0.60	1.00	
丰富度	0.50	0.10	0.40	0.20	0.82	0.60	0.90 *	0.80	1.00

注:“\*”表示显著相关( $P < 0.05$ ),“\*\*”表示极显著相关( $P < 0.01$ )。

修复矿区土壤、减少矿区水土流失的功效。

3 讨论与结论

群落盖度的增加和物种多样性的提高意味着植被恢复,物种多样性的提高同时可以表明物种定居的顺利进行<sup>[23]</sup>,物种的顺利定居恰恰是植被恢复的开始<sup>[24]</sup>。本研究结果表明,稀土矿场修复后 1 年已经开始有一些先锋种定居,物种丰富度提高,均匀度降低且植物群落不断发生演替。调查显示,自然修复 3 年后,已有多数以禾本科植物为代表的乡土植物侵入修复区,人工植被有向自然群落过渡的趋势,因此群落还处于更新演替的动态变化阶段,尚未达到稳定水平。张彦东等

也认为,植物退化严重的草地肥力增加后,在短期内变成以禾本科植物为主导的状态<sup>[25]</sup>,这与本研究结果一致。研究还发现修复后 5 年植物种类已达到 18 种,盖度高达 92.38%,修复第 7 年整个样地几乎完全被蕨类占据,盖度高达 98.31%。肖培青等研究表明,盖度为 65% 的草皮和灌木坡面可以抵抗径流侵蚀,与裸露边坡相比,具有较好的保持水土作用<sup>[26]</sup>。

本研究还发现植物修复后的时间越长,稀土矿场植物群落差异越大。修复初期,植物多样性及盖度不断增加,使得土壤有效养分得以增加,随着恢复年限的延长,群落生长受到了一定的干扰,在新的生境下,各物种竞争趋势明显。有效养分促进了地上部分优势种群的生长,恢复后期,优势种蕨类充分

发展,覆盖度得到了明显增加,其强烈的竞争优势将许多初期阶段可以短暂共存的物种排斥掉,最终弱势种竞争不过优势种而被淘汰;由此推定,对于判断植被恢复程度来说,物种多样性指标必须同群落盖度和后期优势种的盖度变化结合起来使用才能取得较好效果。本研究结果也恰好反映了时间梯度上土壤因子和群落结构的规律性变化。

可能由于沙化土壤营养贫瘠,地上生长的植被种类较少,而野生蕨类适应性和抗逆性强,孢子生命力强,繁殖系数大,适宜生长在热带及亚热带山地,经过几年修复期稀土矿场湿润腐殖质深厚、阳光充足为蕨类的生长提供了绝佳的条件。但随着生态系统的恢复力提高,后来物种取代先定居物种,地表植被覆盖增加,物种演替还在进行,产生大量养分丰富的枯落物,这些枯落物在土壤中积累和腐解,产生大量的养分,这些有机质又被植被吸收利用,进一步增加了地表植被覆盖,提高了群落特征指数,物种丰富度、多样性得到提高。野生蕨类可以当做是稀土矿场土壤恢复的一种理想修复植物。蕨类常与豆科植物、杂草等混生,因此推测随着演替的进行可能会出现更多的豆科和草本植物,但还有待进一步验证。

土壤性质和群落多样性的响应和反馈可以作为表征区域生态环境变化的重要指标<sup>[27]</sup>。通过测定不同修复年限土壤理化性状发现,经过多年的自然淋溶作用,下车镇 815 稀土矿场逐渐由强酸性<sup>[13]</sup>趋于土壤 pH 呈微酸性(pH 值 5.76 ~ 6.09)。各土壤因子由于修复年限的不同而存在差异,且存在明显的梯度变化。本研究发现修复 7 年速效磷含量、速效钾含量分别高达未修复样地的 627.27 倍、7.00 倍。李兆龙等研究也发现,难以生长植物的稀土矿土壤速效磷含量几乎为 0<sup>[14]</sup>。表明该 2 种元素是制约植物定居和生长的主要因子,其中速效磷含量的影响更大一些。物种多样性随养分增加的变化是由土壤的初始条件决定的,在贫瘠环境下,物种多样性仍有增值的空间,短时间内不会发生淘汰式竞争,从而养分添加会增加物种多样性。而在肥沃环境下,物种多样性增值的空间不大,竞争非常激烈,一些物种被淘汰,养分会降低物种多样性。

本研究表明,经人工修复后的稀土矿场在自然演替过程中,随恢复年限的递增,植物多样性呈先升后降的趋势,土壤养分因子存在明显的梯度变化。植物群落多样性因土壤养分状况的变化也表现出不同的响应,土壤速效磷含量、碱解氮含量对稀土矿场植物物种多样性影响较大,速效磷含量表现最为明显。

#### 参考文献:

- [1] 刘胜洪,王桂莹,颜燕如,等. 3 种草本植物的抗旱性及重金属吸附能力研究[J]. 水土保持研究,2015,22(2):284-289.
- [2] 秦建桥,夏北成,胡 萌,等. 广东大宝山矿区尾矿库植被演替分析[J]. 农业环境科学学报,2009,28(10):2085-2091.
- [3] 王 芸,欧阳志云,郑 华,等. 南方红壤区 3 种典型森林恢复方式对植物群落多样性的影响[J]. 生态学报,2013,33(4):1204-1211.
- [4] 孙 荣,袁兴中,刘 红,等. 三峡水库消落带植物群落组成及物种多样性[J]. 生态学杂志,2011,30(2):208-214.
- [5] 滕 冲,程 峰,王杰光,等. 植物修复在治理矿区重金属污染土壤中的应用[J]. 矿产与地质,2008,22(2):179-182.
- [6] 郑 鹏. 四川盆地北部不同植被恢复模式对土壤肥力的影响[D]. 雅安:四川农业大学,2013.
- [7] 王 琦,全占军,韩 煜,等. 采煤塌陷区不同地貌类型植物群落多样性变化及其与土壤理化性质的关系[J]. 西北植物学报,2014,34(8):1642-1651.
- [8] 杨洪晓,卢 琦,吴 波,等. 高寒沙区植被人工修复与种子植物物种多样性的变化[J]. 林业科学,2004,40(5):45-49.
- [9] 刘曼霞,王 刚. 高寒草甸植物群落多样性及土壤因子对坡向的响应[J]. 生态学杂志,2013,32(2):259-265.
- [10] 刘胜洪,张雅君,杨妙贤,等. 稀土尾矿区土壤重金属污染与优势植物累积特征[J]. 生态环境学报,2014,23(6):1042-1045.
- [11] 张 艳. 废弃稀土矿区尾砂土壤改良及其植物修复试验研究[D]. 赣州:江西理工大学,2014.
- [12] 杨期和,林勤裕,赖万年,等. 平远稀土尾矿区植被恢复研究[J]. 广东农业科学,2013,40(16):150-154,166.
- [13] 李兆龙. 稀土矿场植物修复研究:以和平县下车镇矿区为例[D]. 广州:仲恺农业工程学院,2013.
- [14] 李兆龙,梁 红,刘 文,等. 稀土矿区生态修复过程中的土壤改良及细菌群落变化[J]. 仲恺农业工程学院学报,2013,26(1):9-13.
- [15] Zhou L, Li Z, Liu W, et al. Restoration of rare earth mine areas: organic amendments and phytoremediation [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2015, 22 ( 21 ): 17151-17160.
- [16] 杨 晋. 稀土废弃矿山治理的几点建议[J]. 科技传播,2014,35(19):146-146,157.
- [17] 李韵诗,冯冲凌,吴晓芙,等. 重金属污染土壤植物修复中的微生物功能研究进展[J]. 生态学报,2015,35(20):6881-6890.
- [18] 董世超. 废弃稀土矿场土壤植物修复的盆栽试验研究[D]. 广州:仲恺农业工程学院,2015.
- [19] 郭永盛,李鲁华,危常州,等. 施氮肥对新疆荒漠草原生物量和土壤酶活性的影响[J]. 农业工程学报,2011,27(增刊1):249-256.
- [20] 郑华平,陈子萱,王生荣,等. 施肥对玛曲高寒沙化草地植物多样性和生产力的影响[J]. 草业学报,2007,16(5):34-39.
- [21] Gong X, Brueck H, Giese K M, et al. Slope aspect has effects on productivity and species composition of hilly grassland in the Xilin River Basin, Inner Mongolia, China [J]. Journal of Arid Environments, 2008, 72(4):483-493.
- [22] Bello F D, Lepš J, Sebastià M T. Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients[J]. Ecography, 2006, 29(6):801-810.
- [23] 赵新风,徐海量,张 鹏,等. 养分与水分添加对荒漠草地植物群落结构和物种多样性的影响[J]. 植物生态学报,2014,38(2):167-177.
- [24] Holmes P M, Newton R J. Patterns of seed persistence in South African fynbos[J]. Plant Ecology, 2004, 172(1):143-158.
- [25] 张彦东,沈有信,刘文耀. 金沙江干旱河谷退化草地群落对氮磷施肥的反应[J]. 植物研究,2004,24(1):59-64.
- [26] 肖培青,姚文艺,张海峰. 黄土高原植被固土减蚀作用研究进展[J]. 水土保持研究,2012,19(6):282-286.
- [27] Kirkham M B. Cadmium in plants on polluted soils: effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments[J]. Geoderma, 2006, 137(1):19-32.