

# 花岗岩侵蚀区不同水土流失治理模式下的 植物多样性特征

彭浪<sup>1,2</sup>, 段剑<sup>2</sup>, 刘士余<sup>1</sup>, 汤崇军<sup>2</sup>, 郑海金<sup>2</sup>

(1.江西农业大学 国土资源与环境学院, 江西 南昌 330045;

2.江西省水利科学院 江西省土壤侵蚀与防治重点实验室, 江西 南昌 330029)

**摘要:** [目的] 对比不同治理模式治理模式下植物群落结构及其多样性差异, 为水土流失治理与植被恢复提供科学依据。[方法] 以江西省兴国县塘背小流域为研究区域, 选取果园开发(模式 A)、生态恢复(模式 B)为水土流失主要治理模式, 以次生林、未人为治理样地(对照, CK)作为对照样地, 采用群落学样方调查法, 调查分析各林地植物群落的物种组成、群落结构及植物多样性。[结果] ①模式 A、模式 B、次生林、CK 的乔灌层优势种分别为脐橙、马尾松、青冈和马尾松。草本层优势种在模式 A 中为马唐、其余 3 组均为芒萁。相较 CK, 模式 A 群落结构发生改变, 模式 B 的群落结构并没有改变, 仍以马尾松、芒萁等阳性先锋植物为主; ②次生林的物种丰富度、辛普森多样性指数、香农-威纳指数和均匀度指数均最高, 相较于 CK, 模式 A、模式 B 对于物种丰富度及植物多样性均有提升, 两者多样性水平相近; ③各样地植物群落组成整体表现为极不相似, 共有植物种仅有一种。相较于模式 A, 模式 B、次生林和 CK 之间的群落组成较为相似。[结论] 进行水土流失治理有利于植被的恢复。果园开发模式在满足水土流失治理和植被恢复的同时, 具备一定的经济效益, 是值得推广的水土流失治理模式。

**关键词:** 植物多样性; 水土流失; 治理模式; 花岗岩侵蚀区

**文献标识码:** B

**文章编号:** 1000-288X(2022)01-0191-07

**中图分类号:** S157.2

**文献参数:** 彭浪, 段剑, 刘士余, 等. 花岗岩侵蚀区不同水土流失治理模式下的植物多样性特征[J]. 水土保持通报, 2022, 42(1): 191-197. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.20211014.001; Peng Lang, Duan Jian, Liu Shiyu, et al. Characteristics of plant diversity under different soil and water loss control models in granite erosion area [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(1): 191-197.

## Characteristics of Plant Diversity Under Different Soil and Water Loss Control Models in Granite Erosion Area

Peng Lang<sup>1,2</sup>, Duan Jian<sup>2</sup>, Liu Shiyu<sup>1</sup>, Tang Chongjun<sup>2</sup>, Zheng Haijin<sup>2</sup>

(1.College of Land Resources and Environment, Jiangxi Agricultural University, Nanchang,

Jiangxi 330045, China; 2.Jiangxi Province Key Laboratory of Soil Erosion and Prevention and

Control, Jiangxi Provincial Academy of Water Resources Sciences, Nanchang, Jiangxi 330029, China)

**Abstract:** [Objective] Differences in plant community structure and diversity under different control models were compared in order to provide a scientific basis for soil erosion control and vegetation restoration measures. [Methods] The Tangbei small watershed in Xingguo County, Jiangxi Province was selected as the research area, and orchard development (model A) and ecological restoration (model B) were selected as the main soil and water loss control models. Selected secondary forests and no artificial governance forest land (control, CK) were used as control plots, and the community sampling method was used to investigate and analyze species composition, community structure, and plant diversity of the plant communities at each woodland location. [Results] ① The dominant species in model A, model B, secondary forest, and CK

收稿日期: 2021-08-06

修回日期: 2021-08-16

资助项目: 国家重点研发计划项目课题“红壤低山丘陵区水土流失综合治理模式和对策”(2017YFC0505406); 江西省自然科学基金(20192BAB214008); 江西省水利科技项目(201921YBKT25; 201821ZDKT17); 江西省博士后科研项目择优资助项目(2019KY49)

第一作者: 彭浪(1995—), 男(汉族), 贵州省大方县人, 硕士研究生, 研究方向为植被恢复与生态工程。Email: 1853050227@qq.com。

通讯作者: 段剑(1988—), 男(汉族), 江西省永新县人, 博士, 工程师, 主要从事植被恢复与生态工程研究。Email: djlynn20@126.com。

arbor-irrigation were *Citrus sinensis*, *Pinus massoniana*, *Cyclobalanopsis glauca*, and *P. massoniana*, respectively. The dominant species in the herbaceous layer were *Digitaria sanguinalis* in model A, and in the other three groups the dominant species were *Dicranopteris pedata*. Compared with the CK, the community structure of model A had changed, and the community structure of model B had not changed, still being dominated by positive pioneer plants such as *P. massoniana* and *D. pedata*. ② Species richness, Simpson diversity index, Shannon-Wiener index, and Evenness index of the secondary forest were the highest. Compared with the CK, models A and B had improved species richness and plant diversity, but both of these factors were lower than those of the secondary forest. The level of diversity was similar. ③ The overall performance of the plant communities in the four woodlands was very different, and there was only one plant species in common. Compared with model A, the community composition of model B, secondary forest, and CK were more similar. [Conclusion] Controlling soil erosion is beneficial to the restoration of vegetation. The orchard development model not only meets the requirements of soil erosion control and vegetation recovery, but also has certain economic benefits. It is a model worthy popularizing for soil and water loss control.

**Keywords:** plant diversity; soil and water loss; control model; granite erosion area

中国南方红壤区属于山地丘陵地貌,降水量丰富且充足<sup>[1]</sup>,但由于侵蚀性降雨集中、土壤抗蚀性差、林下植被匮乏以及强烈的人为活动<sup>[2-3]</sup>,使得南方红壤区已成为仅次于黄土高原的第二大水土流失区<sup>[4]</sup>。其中由花岗岩发育而来的红壤侵蚀尤为突出<sup>[5]</sup>,由于花岗岩侵蚀区水土流失的日益严重,导致土壤颗粒粗大,风化壳结构松散,抗侵蚀差,在风力和水力侵蚀下,花岗岩红壤侵蚀已成为中国南方主要的土壤水土流失类型<sup>[6]</sup>。

水土流失的产生与区域的生态环境有着密切的联系<sup>[7]</sup>。当前,对于水土流失的治理主要围绕生态的恢复与重建<sup>[8]</sup>。而合理的水土流失治理模式可促进生态恢复,提高植物多样性<sup>[9]</sup>,植物多样性是植物群落组成、结构、功能和动态变化等方面的多样化程度,多样性越高,生态服务功能越高<sup>[10-11]</sup>,生态系统越稳定<sup>[12]</sup>,是群落多样性最基础、最重要的研究内容,同时也是生态恢复过程中群落变化的重要指标<sup>[13]</sup>。但目前的研究多侧重于不同水土流失治理模式对水土流失区减流减沙效果的评价<sup>[14-16]</sup>,如何提高水土流失的阻控效应以及不同恢复年限下的植物多样性等方面的研究<sup>[17-19]</sup>,而对于不同水土流失治理模式下植物多样性的研究较少,因此对于不同植被恢复类型中植物多样性的研究较为有意义。

江西省兴国县塘背小流域属于水蚀地带的花岗岩剧烈侵蚀区,是中国 1980 年首批开展小流域综合治理试点的小流域之一,其土壤岩性、流失类型和治理模式在江西省乃至整个南方花岗岩侵蚀区都具有典型的代表性<sup>[20]</sup>。塘背小流域花岗岩侵蚀区采用的水土流失治理模式主要是目前较为典型的以“水平竹节沟+乔灌草补种”的生态恢复模式和以“前埂后沟

+梯壁植草式反坡台地”的果园开发模式。经过几十年的水土保持综合治理,兴国县塘背小流域花岗岩侵蚀区水土流失的阻控取得了非常显著的效果,并在 2012 年被评为“国家水土保持生态文明县”。但是,当前对于两种治理模式植物群落现状的研究尚且不足。基于此,本文以江西省塘背小流域花岗岩侵蚀区恢复年限相同的果园开发、生态恢复两种治理模式为研究对象,以未人为治理样地和次生林作为对照,采用样方调查法,对比分析不同治理模式治理模式下植物群落结构及其多样性差异,以期在水土流失治理与植被恢复提供科学依据。

## 1 研究区概况

研究区塘背小流域位于江西省赣州市兴国县南部,距县城 12 km,流域面积 16.38 km<sup>2</sup>,属赣江上游贡水二级支流平江的一条支流<sup>[21]</sup>,具体坐标位置为北纬 26°12′—26°17′,东经 115°13′—115°19′<sup>[19]</sup>,该区域属于亚热带湿润季风气候区,年均温度为 18.8 ℃,年均降水量为 1 371.2 mm,无霜期 280 d。研究区的土壤类型主要以花岗岩发育而成的红壤为主<sup>[20]</sup>,成土母质主要是花岗岩类风化物。塘背小流域地区的地带性植被为亚热带常绿阔叶林,植物区系成分主要由壳斗科(Fagaceae)、樟科(Lauraceae)、山茶科(Theaceae)、厚皮香科(Ternstroemiaceae)、金缕梅科(Hamamelidaceae)、冬青科(Aquifoliaceae)和杜英科(Elaeocarpaceae)等常绿阔叶树组成。由于长期严重的水土流失和人为破坏,使得塘背小流域成为南方红壤区重度侵蚀区<sup>[22]</sup>,原生常绿阔叶林地地带性植被已不存在,多退化成疏林地、亚热带灌丛或无林地。治理后,研究区的植被主要以马尾松

(*Pinus massoniana*)、木荷(*Schima superba*)、青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)为主的针阔混交林,其中马尾松分布最广,草被植物主要为芒萁(*Dicranopteris pedata*)等蕨类植物。

## 2 材料与方法

### 2.1 调查样地选择

在兴国县塘背小流域,选取具有代表性 4 块林地,分别为立地条件及生态环境较为一致的两块水土流失治理模式林地(果园开发、生态恢复)以及两块对照林地(次生林、未人为治理林地),其中未人为治理林地位于塘背小流域上游,果园开发、生态恢复、次生林林地均位于塘背小流域中游。其中,未人为治理林地(对照,CK)为塘背小流域上游来溪没有进行治理措施的林地,样地内土壤表土被完全侵蚀,裸露地表上有粗砂,富含铁锰矿物;果园开发林地(模式 A)为塘背脐橙果园,水土流失治理方式是采取前埂后沟+梯壁植草式反坡台地措施,台面宽度 4 m。样地内种植脐橙,株行距为 2 m×2 m;生态恢复林地(模式 B)

为采取水平竹沟+乔灌木补种的措施的林地,水平沟规格:沟底宽 40 cm,沟深 50 cm,沟面宽度 60 cm,补植植物为枫香、木荷、胡枝子和百喜草、雀稗等;次生林为当地原始林通过采伐或其他自然因素破坏后,自然恢复形成的,其恢复过程无人为干扰。各治理模式均于 1985 年开发建设,林地内的平均坡度为 12°,在生态建设之前,植被结构非常简单,主要是马尾松老头松,各林地具备相似的母岩和地形条件。其中从开始治理到采样(2019 年 8 月)期间,对果园开发林地进行人工治理,对园生草进行过刈割但并未进行翻耕及除草;生态恢复林地、次生林和未人为治理林地均进行封禁处理,无人为干扰。样地基本情况见表 1 和表 2。

表 1 不同治理模式试验地概况

处理	样地基本情况	主要治理措施	主要治理模式
模式 A	塘背脐橙果园	果园开发	种植脐橙
模式 B	塘背马尾松枫香林	生态恢复	竹节沟+乔灌木
次生林	来溪次生林	次生林	无措施
CK	来溪样地	未治理	无措施

表 2 样地植被及土壤特征

处理	经纬度	植被覆盖度			乔木主要特征			表层土壤(0—20 cm)理化性质			
		乔木	灌木	草本	树高/m	胸径/cm	pH 值	全氮/(g·kg <sup>-1</sup> )	碱解氮/(mg·kg <sup>-1</sup> )	全磷/(g·kg <sup>-1</sup> )	有效磷/(mg·kg <sup>-1</sup> )
CK	115.27333 E, 26.25305 N	28.36%±16.07%	0	22.00%±2.65%	1.15±0.14	2.15±0.22	4.81±0.11 <sup>a</sup>	0.20±0.03 <sup>c</sup>	5.79±1.91 <sup>c</sup>	0.08±0.01 <sup>d</sup>	1.11±0.91 <sup>b</sup>
模式 A	115.29114 E, 26.23530 N	57%±16.52%	0	49.61±18.76	2.00±0.18	0	4.75±0.09 <sup>ab</sup>	0.79±0.22 <sup>b</sup>	46.36±11.21 <sup>b</sup>	1.00±0.09 <sup>b</sup>	55.54±15.95 <sup>a</sup>
模式 B	115.26872 E, 26.32231 N	43.33%±6.11%	2.04%±1.58%	90.78%±3.74%	5.99±.04	7.14±0.56	4.71±0.05 <sup>ab</sup>	0.26±0.04 <sup>c</sup>	6.22±1.60 <sup>c</sup>	0.26±0.04 <sup>c</sup>	1.85±0.21 <sup>b</sup>
次生林	115.24967 E, 26.22693 N	92.67%±4.62%	10.08%±3.63%	7.94%±4.90%	10.96±2.65	11.43±3.14	4.61±0.09 <sup>b</sup>	1.68±0.16 <sup>a</sup>	76.96±12.62 <sup>a</sup>	0.39±0.07 <sup>a</sup>	4.98±3.70 <sup>b</sup>

注:①不同字母代表不同样地间的差异达到  $p < 0.05$  的显著性水平。②CK, A, B 为试验不同处理,详见表 1。下同。

### 2.2 调查和取样方法

在 4 个林地内设立固定标准样地,采用打桩拉线定位的方法将标准样地大小设为 10 m×10 m(因治理区群落结构简单,故标准样地大小设为 10 m×10 m),各林地中的标准样地设置 3 个重复,共计 12 块标准样地。调查采用群落学样方调查法,调查乔木及林下植被(包括灌木和草本植物)<sup>[23]</sup>。在每个标准样地调查乔木及灌木的物种名称、高度、胸径、株数、冠幅等,同时每个标准样地中各设置 3 个 1 m×1 m 具有代表性的草本样方,用以调查草本的物种名称、高度、株数、总盖度。野外调查时,采集植物标本,作为鉴定的凭证,被子植物按 APG IV 系统排列。

### 2.3 数据处理

采用 Microsoft Excel 2010 对试验数据进行整理

和统计,利用 SPSS 进行单因素方差分析(ANOVA),比较基于 ANOVA 得出的最小显著差异值的结果, $p < 0.05$  被认为具有统计学意义。利用韦恩图比较植物种类的差异性。采用物种丰富度指数、辛普森多样性指数、香农—威纳指数、Pielou 群落均匀度指数、重要值(Iv)表征植物物种多样性<sup>[21-23]</sup>,采用 Jaccard 相似性系数<sup>[24-25]</sup>进行群落相似性分析。公式分别为:

(1) 物种丰富度。物种丰富度指数(S),即为物种的数目,直接用各样地的群落物种数表示。

(2) 辛普森指数。

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (1)$$

式中:D 表示辛普森指数; $P_i$  为第  $N_i$  个物种的数量与所有物种总数之和(N)的比值, $P_i = N_i/N$ 。

(3) Shannon-Wiener 多样性指数。

$$H = -\sum (P_i) (\ln P_i) \quad (2)$$

式中:  $H$  表示香农—威纳指数;  $P_i$  含义与上式相同。

(4) Pielou 均匀度指数。

$$J = H' / \ln S \quad (3)$$

式中:  $J$  表示均匀度指数;  $H'$  为香农—威纳指数;  $S$  为物种丰富度。

(5) 重要值 ( $I_v$ )。

$$I_v = (F_r + D_r + P_r) / 3 \quad (4)$$

式中:  $F_r$  为相对频度;  $D_r$  为相对密度;  $P_r$  为相对盖度。

(6) 群落相似性。

$$q = w / (a + b - w) \quad (5)$$

式中:  $q$  表示群落相似系数;  $w$  为两个群落相似物种数;  $a, b$  分别为  $A, B$  群落物种总数。

### 3 结果与分析

#### 3.1 不同治理模式的物种组成特征

如表 3—4 所示, CK 中乔灌层和草本层中重要值最高的分别为马尾松和芒萁, 分别为 96.21% 和 61.30%。模式 A 中乔木树种单一, 仅有脐橙

(*Citrus sinensis*) 一种, 但草本植物多样性最丰富, 其中重要值为 100% 的脐橙和重要值为 34.55% 的马唐分别为乔灌层和草本层的中重要值最高的植物。物种较多的模式 B 和次生林, 草本植物较少, 乔灌物种丰富, 但两者物种组成差异显著。模式 B 中乔灌层重要值最高的是马尾松 (重要值为 41.95%), 同时可见重要值第二高的枫香树 (重要值为 19.35%), 草本层则是芒萁重要值最高, 为 64.03%。而次生林中乔灌层以青冈重要值最高 (重要值为 23.38%), 同时可见有重要值较高的蒲桃、杉木、欆木和米楮, 其重要值之和达 52.48%。草本层的也是芒萁最高, 重要值为 67.30%。

由此可知, 在经过相同的治理年限后, 模式 A, B, 次生林和 CK 在乔灌层的优势种分别为脐橙、马尾松、青冈和马尾松。在模式 B 中还可见次优势树种枫香, 次生林中可见蒲桃、杉木、欆木和米楮等次优势种。草本层优势种在模式 A 中为马唐, 而其余 3 组均为芒萁。说明在进行综合治理后, 模式 B 的植物群落结构和 CK 相同, 优势种均以马尾松 + 芒萁为主, 而模式 A 和次生林的植物群落结构与 CK 不同, 且两者之间的群落组成也不相同。

表 3 研究区乔灌层植物组成与重要值

植物种类	物种重要值/%			
	模式 A	模式 B	次生林	CK
马尾松 ( <i>Pinus massoniana</i> )		41.95	2.82	96.21
枫香树 ( <i>Liquidambar formosana</i> )		19.35		
米楮 ( <i>Castanopsis carlesii</i> )			10.09	
冬青 ( <i>Ilex chinensis</i> )		9.38		
柯 ( <i>Lithocarpus glaber</i> )		4.21		
麻栎 ( <i>Quercus acutissima</i> )		1.47		
梔子 ( <i>Gardenia jasminoides</i> )		1.47		3.79
胡枝子 ( <i>Lespedeza bicolor</i> )		4.72		
油茶 ( <i>Camellia oleifera</i> )		4.13		
雷公藤 ( <i>Tripterygium wilfordii</i> )		1.52		
野漆 ( <i>Toxicodendron succedaneum</i> )		1.4		
黄檀 ( <i>Dalbergia hupeana</i> )		7.37		
木荷 ( <i>Schima superba</i> )		3.03	3.74	
脐橙 ( <i>Citrus sinensis</i> )	100			
杉木 ( <i>Cunninghamia lanceolata</i> )			13.71	
樟 ( <i>Cinnamomum camphora</i> )			6.17	
欆木 ( <i>Loropetalum chinense</i> )			12.72	
朱砂根 ( <i>Ardisia crenata</i> )			5.86	
山乌柏 ( <i>Triadica cochinchinensis</i> )			1.55	
柃木 ( <i>Eurya japonica</i> )			3.99	
蒲桃 ( <i>Syzygium jambos</i> )			15.96	
青冈 ( <i>Cyclobalanopsis glauca</i> )			23.38	



表 4 研究区草本层植物物种及其重要值

植物种类	物种重要值/%			
	模式 A	模式 B	次生林	CK
狗尾草( <i>Setaria viridis</i> )				3.63
芒( <i>Miscanthus sinensis</i> )		31.58		11.79
芒萁( <i>Dicranopteris pedata</i> )	4.21	64.03	67.3	61.30
稗( <i>Echinochloa crusgalli</i> )				10.98
三棱水葱( <i>Schoenoplectus triqueter</i> )				12.30
一点红( <i>Emilia sonchifolia</i> )	3.26			
马唐( <i>Digitaria sanguinalis</i> )	34.55			
阔叶丰花草( <i>Spermacoce alata</i> )	14.14			
红蓼( <i>Polygonum orientale</i> )	3.15			
牛筋草( <i>Eleusine indica</i> )	11.43			
马松子( <i>Melochia corchorifolia</i> )	1.84			
藿香蓟( <i>Ageratum conyzoides</i> )	7.14			
一年蓬( <i>Erigeron annuus</i> )	6.61			
地 荃( <i>Melastoma dodecandrum</i> )	5.94			
石 松( <i>Lycopodium japonicum</i> )	1.53			
小蓬草( <i>Erigeron canadensis</i> )	6.21			
蕨( <i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i> )			11.91	
扇叶铁线蕨( <i>Adiantum flabellulatum</i> )			9.88	
十字薹草( <i>Carex cruciata</i> )		4.39	4.74	
狗 脊( <i>Woodwardia japonica</i> )			6.17	

### 3.2 不同治理模式的植物多样性

从多样性统计结果看,在模式 A, B, 次生林和 CK 样地中,丰富度从大到小依次为次生林(16 种) > 模式 B(15 种) > 模式 A(13 种) > 对照(7 种)(表 5)。其中次生林的辛普森多样性指数、香农—威纳指数、均匀度指数均最高,分别为 0.885, 2.373, 0.856, 说明次生林的多样性水平最高,且分布较为均匀;在两种人工治理样地中,虽然模式 B 的辛普森多样性指数(0.706),香农—威纳指数(1.606),均匀度指数(0.593)均低于模式 A(0.719, 1.710, 0.667),但两者辛普森多样性指数相近,没有显著性差异,表明两种治理模式的多样性水平相当。而 CK 中辛普森多样性指数(0.628)、香农—威纳指数(1.313)低于两种人工治理样地,但均匀度指数(0.675)却高于两者,这表明模式 A 和模式 B 的多样性水平高于 CK,但物种分布的均匀度低于 CK。同时这也说明了对水土流失区进行人工综合治理后,提高了植物的多样性。

表 5 研究区不同治理模式多样性指数统计

处 理	物种丰富度	辛普森多样性指数	香农—威纳指数	均匀度指数
模式 A	13	0.719	1.710	0.667
模式 B	15	0.706	1.606	0.593
次生林	16	0.885	2.373	0.856
CK	7	0.628	1.313	0.675

### 3.3 群落相似性分析

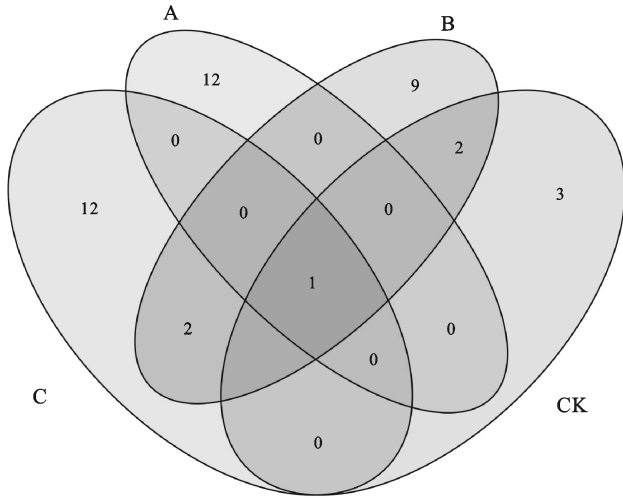
根据 Jaccard 相似性原理,当  $q$  为 0~0.25 时为极不相似,0.25~0.50 时为中等不相似,0.50~0.75 时为中等相似,0.75~1.00 时为极相似。由 Jaccard 相似性分析可知(表 6),模式 B 与 CK 的相似性系数(0.222)最大,说明相较于其他样地,两者的群落组成最相似。模式 A 与 CK 样地的群落相似性系数(0.036)最小,说明两者间的群落组成相较于其他样地最不相似,而模式 A 与模式 B 之间的群落相似性系数仅为 0.037,群落相似性表现为极不相似。模式 A, B, 次生林和 CK 的群落相似性系数范围为 0.036~0.222,这表明各样地群落间的群落组成均表现为极不相似。同时这也说明各样地的植物物种组成差异较大。

表 6 研究区不同治理模式群落相似系数

样地	模式 A	模式 B	次生林	CK
模式 A	1			
模式 B	0.037	1		
次生林	0.036	0.148	1	
CK	0.053	0.222	0.100	1

此外,如图 1 所示,模式 A, B, 次生林和 CK 中共有物种仅有一种。各样地中,模式 B 与次生林、模式 B 与 CK 的共有物种最多,均为 4 种,而模式 A 与模式 B 中的共有物种仅有 1 种,同时模式 A 与次生林、

模式 A 与 CK 中共有物种也仅仅只有 1 种,而次生林与 CK 中共有物种有 2 种,说明就从共有物种上看,模式 A 植物物种组成较为独特。



注:①A 为模式果园开发模式; B 为生态恢复模式; C 为次生林; CK 为未人为治理样地。②图中阿拉伯数字为物种数。

图 1 研究区不同治理模式的植物种数

## 4 讨论与结论

### 4.1 讨论

水土保持植物措施是影响植物群落结构组成和多样性的重要因素之一<sup>[26]</sup>。本研究发现,花岗岩侵蚀区进行果园开发和生态恢复治理后,植物物种丰富度、辛普森多样性指数和香农—威纳指数均得到了显著提高,但仍然低于次生林样地,这与前人的研究结果<sup>[11]</sup>基本一致。但果园开发与生态恢复模式下的植物群落均匀度指数,均要小于未人为治理样地。这可能是由于在高强度的人为干扰下,果园开发模式的乔灌层物种单一,草本层物种丰富;在进行生态恢复模式治理后,先锋的乔灌层植物生长迅速,郁闭度较高,补植的大部分先锋阳性草本植物发生不同程度的退化;均导致乔灌草的物种数量差异较大。而未人为治理样地植物物种数较少,但不同生活型物种的数量较为接近,均匀度相对较高。因此,从物种多样性的角度,在花岗岩侵蚀区植被恢复工作中,不仅要考虑物种多样性的提高,同时也应关注不同生活型植物物种的生态恢复。

不同植物群落结构和物种组成差异,能有效反映植物群落的微环境、土壤立地条件等生境状况<sup>[27]</sup>。从植物群落结构组成上看,果园开发模式下植物群落结构发生了明显变化,而生态恢复模式的群落结构并未发生本质改变。研究发现,果园开发、生态恢复、次

生林和未人为治理样地的物种组成并不相同,其中果园开发的优势种为“脐橙+马唐”,次生林的优势种为“青冈+芒萁”,而其余两者则是以“马尾松+芒萁”为优势种。在两种人工治理样地中,果园开发样地乔灌层植物单一,但草本层植物物种丰富,而生态恢复样地中,乔灌层植被物种丰富,但草本层植物物种较少,两者的 jaccard 相似性系数仅为 0.037,群落之间的相似性表现为极为不相似,共有物种仅有芒萁一种。说明果园开发和生态恢复两种治理模式在植物群落结构组成上差异较大。这与两种治理模式的开发特点、需求及外界干扰因素密切相关<sup>[20]</sup>。

随着农村产业结构的调整,对于区域经济发展与生态恢复的结合受到越来越多人的关注<sup>[28]</sup>。本文研究表明,与生态恢复治理模式相比较,果园开发模式有着丰富的草本植物。张华明等<sup>[29]</sup>的研究表明,在果园中套种草类能够很好的阻控水土流失,果园生草对于水土流失的治理能够有很好的效果。在果园开发模式中,草本层优势种为马唐,其特性为传播快,生长快,繁殖力强,分蘖力强。根据前人的研究结果可知<sup>[30]</sup>,竞争力较强的马唐可以有效改善土壤生态环境,提高水土保持能力。同时还可见繁殖能力较强的阔叶丰花草和保土能力强的牛筋草等优势种。值得注意的是,在果园开发模式样地中还发现了红蓼、地苳等喜肥沃、湿润、疏松土壤的草本,说明果园开发模式样地的生境条件得到了有效改善。目前,以蜜橘、脐橙为主要产品的赣南地区果园经济现已发展为赣南地区的支柱产业,成为助力乡村振兴和脱贫攻坚的重要抓手<sup>[28]</sup>。因此,采取一定水土保持措施的果园开发模式,能够在治理水土流失的基础上,具备生态效益和经济效益,是值得推广的水土流失治理模式。

### 4.2 结论

(1) 花岗岩侵蚀区进行生态恢复和果园开发治理后,植物多样性得到有效提升,但仍然低于次生林样地。其中植物物种丰富度从大到小依次为:次生林(16 种) > 模式 B(15 种) > 模式 A(13 种) > 对照(7 种);辛普森多样性指数和香农—威纳指数均以次生林最高,模式 A 和模式 B 相近,CK 最低;均匀度指数以次生林最高,其次为 CK,模式 A 和模式 B 最低。

(2) 在植物群落结构组成上,与未人为治理样地相比较,模式 A(果园开发)的群落结构发生较大变化;而模式 B(生态恢复)的植物群落结构无明显改变,以马尾松、芒萁、芒等阳性先锋植物为主。模式 A、模式 B、次生林、CK 样地的优势种分别为脐橙+马唐、马尾松+芒萁、青冈+芒萁、马尾松+芒萁。

(3) 模式 A(果园开发)、模式 B(生态恢复)、次生

林、CK 的 Jaccard 相似性系数范围为 0.036~0.222, 整体表现为极不相似。4 块样地的共有物种仅有一种, 各样地植物群落的物种组成差异较大。

### [ 参 考 文 献 ]

- [1] 何圣嘉, 谢锦升, 杨智杰, 等. 南方红壤丘陵区马尾松林下水土流失现状、成因及防治[J]. 中国水土保持科学, 2011, 9(6): 65-70.
- [2] 袁再健, 马东方, 聂小东, 等. 南方红壤丘陵区林下水土流失防治研究进展[J]. 土壤学报, 2020, 57(1): 12-21.
- [3] 谢锦升, 杨玉盛, 解明曙. 亚热带花岗岩侵蚀红壤的生态退化与恢复技术[J]. 水土保持研究, 2004, 11(3): 154-156.
- [4] 刘政, 许文斌, 田地, 等. 南方红壤严重侵蚀地不同恢复年限马尾松人工林生态系统碳储量特征[J]. 水土保持通报, 2019, 39(1): 37-42.
- [5] 尹丽洁, 尹远志. 长江流域花岗岩地区水土流失治理[J]. 中国水利, 2003(10): 30-31.
- [6] 阮伏水. 福建省崩岗侵蚀与治理模式探讨[J]. 山地学报, 2003, 21(6): 675-680.
- [7] 邹亚荣, 张增祥, 周全斌, 等. GIS 支持下的江西省水土流失生态环境风险评价[J]. 水土保持通报, 2002, 22(1): 48-50.
- [8] 肖胜生, 王聪, 郭利平, 等. 南方红壤丘陵区水土保持生态服务功能提升研究进展: 以江西省兴国县塘背河小流域为例[J]. 水土保持通报, 2019, 39(6): 289-294.
- [9] 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.
- [10] Rey Benayas J M, Newton A C, Diaz A, et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis [J]. Science, 2009, 325(5944): 1121-1124.
- [11] Malcolm D C, Mason W L, Clarke G C. The transformation of conifer forests in Britain: Regeneration, gap size and silvicultural systems [J]. Forest Ecology and Management, 2001, 151(1/2/3): 7-23.
- [12] Worm B, Barbier E B, Beaumont N, et al. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services [J]. Science, 2006, 314(5800): 787-790.
- [13] Zhang Jintun, Dong Yiru. Factors affecting species diversity of plant communities and the restoration process in the loess area of China [J]. Ecological Engineering, 2010, 36(3): 345-350.
- [14] 涂安国, 杨洁, 李英, 等. 赣江流域水土保持生态建设减水减沙效益评价[J]. 水土保持通报, 2013, 33(5): 148-151.
- [15] 刘晓燕, 杨胜天, 王富贵, 等. 黄土高原现状梯田和林草植被的减沙作用分析[J]. 水利学报, 2014, 45(11): 1293-1300.
- [16] 邹贵友. 水土保持措施及其减水减沙效益分析[J]. 黑龙江科技信息, 2014(3): 203.
- [17] 陈洋, 张海东, 于东升, 等. 南方红壤区植被结构类型与降雨模式对林下水土流失的影响[J]. 农业工程学报, 2020, 36(5): 150-157.
- [18] 夏卫平. 南方红壤区锥栗园水土流失防治技术实施探讨[J]. 亚热带水土保持, 2020, 32(4): 30-31, 39.
- [19] 徐义保. 南方红壤丘陵区马尾松林下水土流失过程研究[D]. 福建 福州: 福建师范大学, 2012.
- [20] 郭利平, 宋月君, 叶忠铭, 等. 水土保持措施对塘背小流域典型林地植被恢复状况的影响[J]. 西南林业大学学报(自然科学版), 2017, 37(4): 67-74.
- [21] 兴国县农牧渔业局. 塘背小流域治理后农业生产效益调查报告[C]//江西省水土保持小流域技术资料汇编. 南昌: 江西省水土保持委员会办公室, 1986.
- [22] 江西省水土保持委员会办公室. 江西省水土保持小流域技术资料汇编[C]. 南昌: 江西省水土保持委员会办公室, 1995.
- [23] 林倩倩, 王彬, 马元丹, 等. 天目山国家级自然保护区毛竹林扩张对生物多样性的影响[J]. 东北林业大学学报, 2014, 42(9): 43-47, 71.
- [24] 张金屯. 数量生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [25] 梅象信, 徐正会, 张继玲, 等. 昆明西山森林公园东坡蚂蚁物种多样性研究[J]. 林业科学研究, 2006, 19(2): 170-176.
- [26] Wehenkel C, Corral-Rivas J J, Gadow K V. Quantifying differences between ecosystems with particular reference to selection forests in Durango/Mexico [J]. Forest Ecology and Management, 2014, 316(2): 117-124.
- [27] 陈林, 辛佳宁, 苏莹, 等. 异质生境对荒漠草原植物群落组成和种群生态位的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(17): 6187-6205.
- [28] 徐乃千, 张敏, 缪君翔. 赣南地区果园经济条件下水土保持研究进展[J]. 南方农机, 2017, 48(21): 72-74.
- [29] 张华明, 王昭艳, 杨洁, 等. 红壤坡地不同果园套种模式水土保持效果研究[J]. 水土保持研究, 2010, 17(3): 140-143.
- [30] 黄国林, 张孝岳, 叶文明. 柑橘园蓄生马唐草栽培效应研究[J]. 湖南农业科学, 2009(2): 127-128.