

## ◆岩溶森林生态保护修复◆

岩溶石漠化不同修复林分林下植被和植物多样性的变化<sup>\*</sup>

周晓果<sup>1</sup>,温远光<sup>1,2\*\*</sup>,王磊<sup>2</sup>,孙冬婧<sup>1</sup>,明安刚<sup>3</sup>,贾宏炎<sup>3</sup>,朱宏光<sup>2</sup>,赵岩岩<sup>1</sup>,李锦良<sup>4</sup>,黄勇杰<sup>1</sup>,梁佳<sup>1</sup>

(1. 广西科学院生态环境研究所,广西南宁 530007;2. 广西大学林学院,广西森林生态与保育重点实验室,广西南宁 530004;3. 中国林业科学研究院热带林业实验中心,广西凭祥 532600;4. 南宁市武鸣区域厢镇农林水利综合服务中心,广西南宁 530199)

**摘要:**为阐明岩溶石漠化不同修复林分林下植被和植物多样性特征及其变化规律,选择2011年营造的顶果木(*Acrocarpus fraxinifolius*)纯林、降香黄檀(*Dalbergia odorifera*)纯林和顶果木×降香黄檀混交林以及灌丛为研究对象,设置固定监测样地,基于2013年、2015年、2019年、2021年的4次植被调查,研究了灌丛和3种修复林分林下植被和多样性的动态变化。结果表明,3种修复林分灌木层植物科、属、种数目呈递增趋势,草本层的变化很小;灌丛中灌木层植物的科、属、种数目呈递减趋势,草本层植物却呈增加趋势;不同类型、不同年份灌木层和草本层植物总个体数存在显著差异。3种修复林分灌木层的优势种为黄荆(*Vitex negundo*)、苕麻(*Boehmeria nivea*)、金花茶(*Camellia petelotii*),重要值分别变化于11.59-23.91、5.89-28.48和9.04-11.61,灌丛的优势种为黄荆、苕麻和地桃花(*Urena lobata*),重要值分别变化于37.04-41.99、2.28-11.90和0-11.70(个别年份除外)。3种修复林分草本层的优势种为蔓生莠竹(*Microstegium fasciculatum*)、肾蕨(*Nephrolepis cordifolia*),重要值分别变化于3.20-39.64、3.20-31.48,灌丛的优势种为臭根子草(*Bothriochloa bladhii*)、肾蕨、兰香草(*Caryopteris incana*),重要值分别变化于3.21-22.65、0-38.38、2.29-12.51。3种修复林分灌木层的Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Pielou均匀度指数呈先减少后增加再减少的趋势,而灌丛却呈先陡然减少后急速增加的趋势;3种修复林分与灌丛之间灌木层和草本层的Sørensen指数和Cody指数均随林龄增加而增加。群落中物种数量的波动通常为偶见种或稀有种的增加和减少引起,优势种个体数量的增加和减少也会引起波动。人工林修复类型与灌丛共有物种数持续减少,群落演替速率持续升高。修复林分对环境的改善效应促进了林下植物多样性的增加。

**关键词:**石漠化 植被修复 物种组成 物种多样性 群落动态

中图分类号:S718.54 文献标识码:A 文章编号:1005-9164(2022)01-0071-17

DOI:10.13656/j.cnki.gxkx.20220311.006

收稿日期:2021-12-13

\* 广西重点研发计划项目(2018AB40007)和国家自然科学基金项目(31860171,32160358)资助。

## 【作者简介】

周晓果(1980-),女,博士,副教授,主要从事森林生态学研究,E-mail:xgzhou2014@126.com。

## 【\*\*通信作者】

温远光(1957-),男,博士,教授,主要从事森林生态学、恢复生态学研究,E-mail:wenyg@263.net。

## 【引用本文】

周晓果,温远光,王磊,等.岩溶石漠化不同修复林分林下植被和植物多样性的变化[J].广西科学,2022,29(1):71-87.

ZHOU X G,WEN Y G,WANG L,et al.Changes in Understory Vegetation and Plant Diversity of Different Restoration Stands in Karst Rocky Desertification [J].Guangxi Sciences,2022,29(1):71-87.

林下植被是人工林生态系统的重要组成部分,它既受环境条件的深刻影响,同时也对环境产生持续性的改造作用<sup>[1]</sup>。林下植被的发育不仅能有效提高土壤有机质、促进养分循环,还能增加生物多样性、加速生态修复、维持生态系统功能稳定性<sup>[2,3]</sup>。物种组成和多样性是植被最基本的特征和群落结构的基础,是判断生物群落结构变化或生态系统稳定性的指标,成为群落生态学研究的核心问题<sup>[4]</sup>。对长期固定样地的监测研究已成为生物多样性研究领域的重点方向之一<sup>[5-8]</sup>。通过对林下植被的长期固定样地进行生物多样性动态变化监测,了解石漠化修复过程中人工林下植被和多样性的变化规律,可为森林保护修复、经营管理和研究提供理论依据<sup>[9,10]</sup>。

西南岩溶地区石漠化综合治理是国家长期生态治理目标需求<sup>[11]</sup>,涌现多种多样的治理模式,形成了封山育林、人工造林等修复模式和石山火龙果(*Hyllocereus undatus*)、食用菌、赤苍藤(*Erythropalum scandens*)、金银花(*Lonicera japonica*)等特色产业<sup>[12,13]</sup>,为脱贫攻坚发挥了积极作用<sup>[14]</sup>。近年来,学者对岩溶地区不同恢复阶段植物群落结构和多样性变化进行了大量研究<sup>[5,15-17]</sup>,Zeng等<sup>[18]</sup>研究了不同干扰因素对喀斯特自然植被恢复的影响;宋同清等<sup>[16]</sup>研究了喀斯特峰丛洼地不同类型森林群落的组成与生物多样性特征;温远光等<sup>[19]</sup>研究了广西马山岩溶植被年龄序列的群落特征;盛茂银等<sup>[17]</sup>研究了贵州喀斯特石漠化地区植物多样性与土壤理化性质的关系;陆志成等<sup>[20]</sup>研究了封育年限对植被组成和土壤肥力修复的影响。但是,这些研究绝大多数为一次性的短期调查,忽视了对植物群落演替规律的长期监测<sup>[5]</sup>,也很少开展人工修复林分植物多样性的长期演替规律研究。最近,张芳等<sup>[5]</sup>基于2007年、2012年、2017年的3次植被调查,探讨了岩溶天然灌木林、次生林、原生林群落结构及多样性随时间的动态变化特征,一定程度上揭示了自然植被的动态变化规律。目前尚缺乏对岩溶石漠化不同修复林分植物多样性长期动态变化研究,对于岩溶石漠化地区人工修复林分是否能持续增加多样性、加速生物多样性修复以及动态变化规律尚不清楚。由于缺乏对石漠化植被修复群落的长期监测和评估,导致一些尚未经科学评估的技术、模式大规模应用,造成治理效果不佳甚至失败<sup>[14,15]</sup>。因此,开展石漠化修复林分的长期监测研究,并与治理前的灌丛群落植物多样性进行比较,将更好地揭示和了解石漠化地区人工修复林分植

物多样性的演变机制。本研究基于2011年建立的顶果木(*Acrocarpus fraxinifolius*)纯林、降香黄檀(*Dalbergia odorifera*)纯林和顶果木×降香黄檀混交林固定监测样地于2013年、2015年、2019年、2021年的4次植被调查,并以当地原有的石山灌丛为对照,探讨了岩溶石漠化不同修复林分林下植物物种组成及多样性随时间的变化特征,为进一步探索3种人工修复林分林下植物物种组成和物种多样性特征、森林更新及其长期动态变化提供基础数据和资料,为石漠化综合治理提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域的自然环境概况

研究区域位于广西南宁市马山县(23°24′-24°2′N,107°41′-108°29′E),境内岩溶地貌发育,是广西石漠化最严重的地区之一。地处亚热带季风气候区,年均气温21.3℃,最高气温38.9℃,最低气温-0.7℃;年均降水量1667.1mm,最高2063mm,最低1245.8mm;雨量充沛,但降雨分布不均,夏季多暴雨,春秋两季少雨,易造成干旱;相对湿度76%;年平均无霜期343d。土壤主要以碳酸盐岩发育的石灰土为主,石粒含量高,质地黏重,土层浅薄,岩基裸露度大,通常为40%-50%,高的达80%以上,土壤pH呈弱碱性。属亚热带季雨林化常绿阔叶林地带、桂中石山青冈仪花青檀林区<sup>[21]</sup>,原生顶极植被为以青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*)、海红豆(*Adenanthera microsperma*)、青檀(*Pteroceltis tatarinowii*)、小果化香(*Platycarya glandulosa*)、仪花(*Lysidice rhodostegia*)等为优势的常绿落叶阔叶混交林<sup>[16]</sup>。这类原生森林几乎荡然无存,已退化为各种次生植被或人工植被<sup>[19]</sup>。

### 1.2 样方设置与群落调查

于2013年在马山县民族村2011年营造的顶果木纯林(Pure *A. fraxinifolius* Plantation, PAFP)、降香黄檀纯林(Pure *D. odorifera* Plantation, PDOP)和顶果木×降香黄檀混交林(Mixed *A. fraxinifolius* and *D. odorifera* Plantation, MADP),分别选择坡度、坡向、土壤母质、土壤类型(棕色石灰土)等立地条件基本一致的坡面,建立长期固定监测样地,样地面积20m×20m,每种林分设3个重复,在每个400m<sup>2</sup>样地随机设置3个5m×5m小样方,记录物种名称、个体数、高度、盖度和生长状况等。同时,在原有的灌丛(Shrub Land, SL)中设置

灌丛群落样地, 每个样地面积为 5 m × 5 m, 共 15 个。分别于 2015 年、2019 年和 2021 年进行样地复查。

### 1.3 重要值计算

采用每种林下植物物种的重要值 (Importance Value, IV) 来表征其在相应群落中的地位和优势大小, 计算方法如下<sup>[22]</sup>:

$$IV = 100 \times (R_a + R_f + R_c) / 3, \quad (1)$$

式(1)中,  $R_a$  为相对多度, 为样方中某个种的个体数占全部种的个体总数的百分比;  $R_f$  为相对频度, 为样方中某个种出现的频度占全部种的频度的百分比;  $R_c$  为相对盖度, 为样方中某个种的盖度占全部种的盖度的百分比。

### 1.4 物种多样性的计算

#### 1.4.1 $\alpha$ 多样性计算

根据 4 次调查数据, 对表征林下植被物种  $\alpha$  多样性基本特征的各多样性指数按下列公式计算<sup>[23]</sup>。

$$\text{物种丰富度指数}(S): S = \text{样地内出现的物种数}, \quad (2)$$

$$\text{Shannon-Wiener 指数}(H'): H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i, \quad (3)$$

$$\text{Simpson 指数}(D): D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2, \quad (4)$$

$$\text{Pielou 均匀度指数}(J): J = \frac{H'}{\ln S}, \quad (5)$$

式(2) - (5)中,  $S$  是样地出现的物种数,  $P_i = \frac{n_i}{N}$ ,  $n_i$  为样地内某种的个体数,  $N$  为样地内总个体数,  $P_i$  为相对个体数。

#### 1.4.2 $\beta$ 多样性计算

$\beta$  多样性指数反映群落间物种组成差异及其物

种多样性对环境梯度变化的响应。本研究采用 Cody 指数和 Sørensen 指数来度量。计算公式如下<sup>[24, 25]</sup>:

$$\text{Cody 指数}(\beta_c): \beta_c = (b + c) / 2, \quad (6)$$

Sørensen 指数( $C_s$ ):  $C_s = 2a / (2a + b + c)$ , (7) 式(6)、(7)中,  $a$  是两个样地内共同拥有的物种数目,  $b$  是样地 A 独有的物种数目,  $c$  是样地 B 独有的物种数目。

### 1.5 数据统计分析

在 SPSS 24.0 for Windows 中, 采用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 检验不同林分林下植被群落物种多样性的差异显著性, 采用最小显著性差异法 (Least Significant Difference, LSD) 进行多重比较, 显著性水平设置为  $P < 0.05$ 。采用 Bray-Curtis 距离的非限制性主坐标轴分析 (Principal Co-ordinates Analysis, PCoA) 揭示不同修复模式物种组成的差异及变化趋势。

## 2 结果与分析

### 2.1 灌丛和 3 种不同修复林分林下植被科、属、种及个体数的变化

3 种不同修复林分林下灌木层植物科、属、种数目呈递增趋势, 其中以 PDOP 的数值较大, 由 2013 年的 18 科 25 属 27 种增至 2021 年的 24 科 30 属 31 种; 其次是 MADP, 由 2013 年的 14 科 25 属 26 种增至 2021 年的 15 科 27 属 29 种; PAFP 数值最小, 由 2013 年 12 科 15 属 17 种增至 2021 年的 15 科 20 属 23 种。相反, SL 群落灌木层植物的科、属、种数目呈递减趋势, 由 2013 年的 13 科 21 属 21 种减至 10 科 11 属 11 种(表 1)。

表 1 灌丛和 3 种不同修复林分林下植被灌木层和草本层植物科、属、种及总个体数的变化

Table 1 Changes in families, genera, species and total individuals of plants in shrub layer and herb layer of understory vegetation in three different restoration stands and shrub land

类型 Type	年份 Year	灌木层 Shrub layer				草本层 Herb layer			
		科数 No. of family	属数 No. of genus	种数 No. of species	总个体数 Total individuals	科数 No. of family	属数 No. of genus	种数 No. of species	总个体数 Total individuals
PAFP	2013	12	15	17	40.33 ± 11.59 <sup>aA</sup>	6	16	17	180.00 ± 107.39 <sup>aA</sup>
	2015	14	19	23	128.33 ± 57.74 <sup>bA</sup>	14	18	20	236.67 ± 16.65 <sup>aA</sup>
	2019	14	15	17	79.33 ± 18.88 <sup>abA</sup>	11	17	18	956.67 ± 53.78 <sup>cB</sup>
	2021	15	20	23	54.00 ± 17.52 <sup>abA</sup>	9	17	17	741.67 ± 102.81 <sup>bB</sup>
MADP	2013	14	25	26	46.33 ± 7.64 <sup>aA</sup>	12	25	27	265.00 ± 49.00 <sup>aAB</sup>
	2015	13	18	21	142.33 ± 34.95 <sup>bA</sup>	12	20	21	297.00 ± 55.76 <sup>aA</sup>
	2019	14	17	18	128.33 ± 73.35 <sup>bA</sup>	12	18	19	1 100.33 ± 193.71 <sup>bB</sup>

续表

Continued table

类型 Type	年份 Year	灌木层 Shrub layer				草本层 Herb layer			
		科数 No. of family	属数 No. of genus	种数 No. of species	总个体数 Total individuals	科数 No. of family	属数 No. of genus	种数 No. of species	总个体数 Total individuals
PDOP	2021	15	27	29	155.33 ± 18.01 <sup>bB</sup>	13	24	27	282.67 ± 87.49 <sup>aA</sup>
	2013	18	25	27	54.67 ± 10.02 <sup>aA</sup>	9	23	24	392.00 ± 33.78 <sup>bB</sup>
	2015	14	19	20	168.00 ± 40.26 <sup>bA</sup>	12	16	18	275.33 ± 87.16 <sup>aA</sup>
	2019	12	17	18	128.67 ± 62.93 <sup>abA</sup>	16	22	24	948.33 ± 82.78 <sup>bB</sup>
SL	2021	24	30	31	133.67 ± 9.61 <sup>abB</sup>	16	24	24	313.33 ± 66.23 <sup>aA</sup>
	2013	13	21	21	142.67 ± 41.06 <sup>abB</sup>	5	13	14	245.33 ± 41.00 <sup>aAB</sup>
	2015	9	14	16	557.67 ± 285.00 <sup>bbB</sup>	7	13	13	333.33 ± 56.75 <sup>aA</sup>
	2019	13	19	21	140.33 ± 22.01 <sup>aA</sup>	11	18	18	543.00 ± 146.26 <sup>bA</sup>
	2021	10	11	11	226.00 ± 33.15 <sup>aC</sup>	8	18	18	666.33 ± 82.34 <sup>bbB</sup>

注:小写字母不同表示同一类型不同年份差异显著( $P < 0.05$ ),大写字母不同表示同一年份不同类型差异显著( $P < 0.05$ )

Note: Different lowercase letters indicate significant differences in different years of the same type ( $P < 0.05$ ), and different uppercase letters indicate significant differences in different types of the same year ( $P < 0.05$ )

草本层植物科、属、种的变化与灌木层的明显不同(表1)。与灌木层相反,3种不同修复林分林下草本层植物科、属、种数目的变化并不一致,除PAFP和PDOP草本层植物科数有所增加外,所有林分林下草本层植物属、种数目的变化极少。而SL草本层植物科、属、种数目均呈现明显的增加,由2013年的5科13属14种增至2021年的8科18属18种(表1)。

不同修复类型灌木层和草本层总个体数的年变化表现为PAFP和PDOP灌木层2015年的总个体数显著高于2013年,其他年份间差异不显著;MADP灌木层2013年总个体数显著低于其他年份,其他年份间差异不显著;而SL灌木层2015年的总个体数显著高于其他年份,其他年份间差异不显著。不同修复类型草本层总个体数的变化与灌木层不同,PAFP和SL为2019年和2021年草本层的总个体数显著高于其他年份,其他年份间差异不显著(在PAFP中,2019年还显著高于2021年);而MADP和PDOP相似,2019年草本层总个体数显著高于其他年份,其他年份间差异不显著(表1)。

同一年份不同修复类型灌木层和草本层总个体数的变化表现为2013年和2015年SL灌木层的总个体数显著高于3种修复林分,3种人工修复林分间差异不显著;2019年各类型间没有显著差异;2021年SL灌木层显著高于3种人工修复林分,MADP和

PDOP显著高于PAFP,前两者差异不显著。2013年PDOP草本层总个体数显著高于PAFP,其他两两间差异不显著;2015年各类型间差异不显著;2019年3种人工修复林分草本层总个体数显著高于SL草本层,3种人工修复林分间差异不显著;2021年则表现为PAFP和SL草本层总个体数显著高于MADP和PDOP,其余差异不显著(表1)。

## 2.2 灌丛和3种不同修复林分林下植被组成物种重要值的变化

### (1) 灌木层。

PAFP 2013年灌木层植物的重要值排前5的物种是苧麻(*Boehmeria nivea*)、黄荆(*Vitex negundo*)、构树(*Broussonetia papyrifera*)、地桃花(*Urena lobata*)和菜豆树(*Radermachera sinica*),前4种的重要值均大于10。2021年灌木层植物的重要值排前5的物种是黄荆、金花茶(*Camellia petelotii*)、鸡矢藤(*Paederia foetida*)、菜豆树和粗叶悬钩子(*Rubus alceifolius*),除了黄荆重要值超过20外,其他物种的重要值均小于10。2013年和2021年重要值 $\geq 1$ 的木本植物分别有16种和22种,分别占总重要值的99.00%和99.02%。2013-2021年,有9个物种退出群落(或重要值 $< 1$ ),新出现15个物种,由于2019年在林下种植金花茶,因此金花茶增加最多,苧麻减少最多(表2)。



续表

Continued table

物种 Species	PAFP 重要值 IV of PAFP		重要值变化 IV change	MADP 重要值 IV of MADP		重要值变化 IV change	PDOP 重要值 IV of PDOP		重要值变化 IV change	SL 重要值 IV of SL		重要值变化 IV change
	2013	2021	2013 - 2021	2013	2021	2013 - 2021	2013	2021	2013 - 2021	2013	2021	2013 - 2021
番石榴 <i>Psidium guajava</i>		3.66	+ 3.66									
小叶女贞 <i>Ligustrum quihoui</i>		1.32	+ 1.32									
马缨丹 <i>Lantana camara</i>		1.38	+ 1.38									
单叶拿身草 <i>Desmodium zonatum</i>		5.06	+ 5.06									
乌泡子 <i>Rubus parkeri</i>		2.13	+ 2.13									
大叶紫珠 <i>Callicarpa macrophylla</i>										13.50		+ 13.50
水丝麻 <i>Maoutia puya</i>					1.67	+ 1.67						
序叶苧麻 <i>Boehmeria clidemioides</i> var. <i>diffusa</i>								7.61	+ 7.61			
降香黄檀 <i>Dalbergia odorifera</i>		1.33	+ 1.33		2.38	+ 2.38						
络石 <i>Trachelospermum jasminoides</i>								7.09	+ 7.09			
鸡矢藤 <i>Paederia foetida</i>		8.13	+ 8.13					1.13	+ 1.13			
金花茶 <i>Camellia petelotii</i>		9.66	+ 9.66		9.04	+ 9.04		11.61	+ 11.61			
排钱树 <i>Phyllodium pulchellum</i>		3.01	+ 3.01									
野线麻 <i>Boehmeria japonica</i>					2.98	+ 2.98						
鹿藿 <i>Rhynchosia volubilis</i>		3.08	+ 3.08									
野桐 <i>Mallotus tenuifolius</i>								3.37	+ 3.37			
苏木 <i>Caesalpinia sappan</i>		1.90	+ 1.90									
蔓草虫豆 <i>Cajanus scarabaeoides</i>										2.04		- 2.04
海南大风子 <i>Hydnocarpus hainanensis</i>										3.50		- 3.50
雀梅藤 <i>Sageretia thea</i>		1.43	+ 1.43							4.02		- 4.02
粪箕笃 <i>Stephania longa</i>										1.02		- 1.02
朴树 <i>Celtis sinensis</i>										2.35		- 2.35
广东金钱草 <i>Desmodium styracifolium</i>										1.68		- 1.68
光荚含羞草 <i>Mimosa bimucronata</i>										3.62		- 3.62

续表

Continued table

物种 Species	PAFP 重要值 IV of PAFP		重要值变化 IV change	MADP 重要值 IV of MADP		重要值变化 IV change	PDOP 重要值 IV of PDOP		重要值变化 IV change	SL 重要值 IV of SL		重要值变化 IV change
	2013	2021	2013-2021	2013	2021	2013-2021	2013	2021	2013-2021	2013	2021	2013-2021
假马鞭 <i>Stachytarpheta jamaicensis</i>										4.67		-4.67
乌敛莓 <i>Cayratia japonica</i>					1.62	+1.62		11.93	+11.93			
醉鱼草 <i>Buddleja lindleyana</i>							1.16		-1.16			
薯蓣 <i>Dioscorea polystachya</i>							1.18		-1.18			
粗叶悬钩子 <i>Rubus alceifolius</i>		5.99	+5.99		3.08	+3.08					6.37	+6.37
海金沙 <i>Lygodium japonicum</i>							1.18		-1.18			
梵天花 <i>Urena procumbens</i>							1.32		-1.32			
假木豆 <i>Dendrolobium triangulare</i>		4.23	+4.23				1.62		-1.62			
黑面神 <i>Breynia fruticosa</i>				2.24	1.17	-1.07						
长叶冻绿 <i>Rhammus crenata</i>				1.01		-1.01						
赛葵 <i>Malvastrum coromandelianum</i>				1.67		-1.67						
空心泡 <i>Rubus rosifolius</i>				1.70		-1.70						
白背桐 <i>Mallotus apelta</i>				2.23	1.15	-1.08						
潺槁木姜子 <i>Litsea glutinosa</i>				4.62	1.72	-2.90	1.67		-1.67			
斜叶榕 <i>Ficus tinctoria</i> subsp. <i>gibbosa</i>				1.67	1.01	-0.66						
龙须藤 <i>Bauhinia championii</i>							1.71		-1.71			
黄花稔 <i>Sida acuta</i>							1.29		-1.29			
香椿 <i>Toona sinensis</i>				1.71		-1.71						
红背山麻杆 <i>Alchornea trewioides</i>				2.49		-2.49	8.19		-8.19	27.09		-27.09
合计 Total	99.00	99.02	+0.02	95.41	94.93	-0.48	94.17	90.35	-3.82	94.59	98.37	+3.78

MADP 2013 年灌木层植物的重要值排前 5 的物种是苧麻、黄荆、菜豆树、赧桐 (*Clerodendrum japonicum*) 和楝 (*Melia azedarach*), 前 2 种的重要值均大于 10。2021 年灌木层植物的重要值排前 5 的物种是黄荆、苧麻、金花茶、八角枫 (*Alangium*

*chinense*) 和菜豆树, 除了苧麻和黄荆重要值超过 20 外, 其他物种的重要值均小于 10。2013 年和 2021 年重要值  $\geq 1$  的木本植物分别有 20 种和 21 种, 分别占总重要值的 95.41% 和 94.93%。2013-2021 年, 有 8 个物种退出群落 (或重要值  $< 1$ ), 新出现 9 个物种,

黄荆增加最多, 桉桐减少最多(表 2)。

PDOP 2013 年灌木层植物的重要值排前 5 的物种是黄荆、苕麻、红背山麻杆 (*Alchornea trewioides*)、毛桐 (*Mallotus barbatus*) 和菜豆树, 除了前 2 种的重要值大于 15, 其余均小于 10。2021 年灌木层植物的重要值排前 5 的物种是苕麻、乌荻莓 (*Cayratia japonica*)、金花茶、序叶苕麻 (*Boehmeria clidemioides* var. *diffusa*) 和络石 (*Trachelospermum jasminoides*), 苕麻重要值超过 20, 乌荻莓和金花茶重要值超过 10, 其他物种的重要值均小于 10。2013 年和 2021 年重要值  $\geq 1$  的木本植物分别有 20 种和 16 种, 分别占总重要值的 94.17% 和 90.35%。2013-2021 年, 有 14 个物种退出群落(或重要值  $< 1$ ), 新出现 10 个物种, 乌荻莓增加最多, 黄荆减少最多(表 2)。

SL 2013 年灌木层植物的重要值排前 5 的物种是黄荆、红背山麻杆、假马鞭 (*Stachytarpheta jamaicensis*)、雀梅藤 (*Sageretia thea*) 和光荚含羞草 (*Mimosa bimucronata*), 黄荆和红背山麻杆重要值占绝对优势, 分别为 37.04 和 27.09, 其余均小于 5。2021 年灌丛群落灌木层植物的重要值排前 5 的物种是黄荆、大叶紫珠 (*Callicarpa macrophylla*)、苕麻、地桃花和粗叶悬钩子, 除了粗叶悬钩子的重要值小于

10 外, 其他均超过 10, 黄荆占绝对优势, 重要值达 41.99。2013 年和 2021 年重要值  $\geq 1$  的木本植物分别有 14 种和 9 种, 分别占总重要值的 94.59% 和 98.37%。2013-2021 年, 有 11 个物种退出群落(或重要值  $< 1$ ), 新出现 6 个物种, 大叶紫珠增加最多, 红背山麻杆减少最多(表 2)。

#### (2) 草本层。

PAFP 2013 年草本植物的重要值排前 5 的物种是藿香蓟 (*Ageratum conyzoides*)、白茅 (*Imperata cylindrica*)、水蔗草 (*Apluda mutica*)、蔓生莠竹 (*Microstegium fasciculatum*) 和渐尖毛蕨 (*Cyclosorus acuminatus*), 前 4 种的重要值均大于 10。2021 年草本层植物的重要值排前 5 的物种是五节芒 (*Miscanthus floridulus*)、肾蕨 (*Nephrolepis cordifolia*)、鬼针草 (*Bidens pilosa*)、白茅和华南毛蕨 (*Cyclosorus parasiticus*), 前 4 种的重要值超过 10, 以五节芒的重要值最高, 达 28.24。2013 年和 2021 年重要值  $\geq 1$  的草本植物分别有 17 种和 11 种, 分别占总重要值的 100.01% 和 95.36%。2013-2021 年, 有 12 个物种退出群落(或重要值  $< 1$ ), 新出现 6 个物种, 五节芒增加最多, 藿香蓟减少最多, 基本退出群落(表 3)。

表 3 灌丛和 3 种不同修复林分林下草本植物重要值的变化(重要值  $\geq 1$ )

Table 3 Changes in important values (IV) of understory herbaceous plants in three different restoration stands and shrub land (IV  $\geq 1$ )

物种 Species	PAFP 重要值 IV of PAFP			MADP 重要值 IV of MADP			PDOP 重要值 IV of PDOP			SL 重要值 IV of SL		
	2013	2021	重要值变化 IV change 2013-2021	2013	2021	重要值变化 IV change 2013-2021	2013	2021	重要值变化 IV change 2013-2021	2013	2021	重要值变化 IV change 2013-2021
鬼针草 <i>Bidens pilosa</i>	2.27	17.41	+15.14	1.48	15.96	+14.48		4.85	+4.85	1.75	27.50	+25.75
菝葜 <i>Arthraxon hispidus</i>				1.76	9.67	+7.91		1.12	+1.12		7.19	+7.19
藿香蓟 <i>Ageratum conyzoides</i>	15.90		-15.90	12.05		-12.05	20.73		-20.73			
白茅 <i>Imperata cylindrica</i>	14.78	13.53	-1.25	11.07	2.17	-8.90	6.84		-6.84		2.05	+2.05
水蔗草 <i>Apluda mutica</i>	11.34		-11.34				8.58		-8.58			
蔓生莠竹 <i>Microstegium fasciculatum</i>	11.17	3.20	-7.97	39.64	10.43	-29.21	22.70	10.37	-12.33	10.22	1.81	-8.41
渐尖毛蕨 <i>Cyclosorus acuminatus</i>	9.60		-9.60	1.94		-1.94	5.17		-5.17			
弓果黍 <i>Cyrtococcum patens</i>	8.46		-8.46		5.57	+5.57	9.75	2.72	-7.03	15.37		-15.37
飞机草 <i>Chromolaena odorata</i>	7.47	2.71	-4.76	3.71	2.47	-1.24	2.37	2.71	+0.34	6.41		-6.41



续表

Continued table

物种 Species	PAFP 重要值 IV of PAFP		重要值变化 IV change	MADP 重要值 IV of MADP		重要值变化 IV change	PDOP 重要值 IV of PDOP		重要值变化 IV change	SL 重要值 IV of SL		重要值变化 IV change
	2013	2021	2013 - 2021	2013	2021	2013 - 2021	2013	2021	2013 - 2021	2013	2021	2013 - 2021
苦苣菜 <i>Ixeris polycephala</i>	4.68		-4.68	3.27	2.00	-1.27	2.46		-2.46	1.56		-1.56
番薯 <i>Ipomoea batatas</i>	2.70		-2.70									
牡蒿 <i>Artemisia japonica</i>	2.63		-2.63	1.70		-1.70	2.25		-2.25	1.51		-1.51
五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	2.49	28.24	+25.75	3.67	6.27	+2.60	3.63	1.61	-2.02		1.83	+1.83
鼠尾草 <i>Salvia japonica</i>	1.94		-1.94									
孔颖草 <i>Bothriochloa pertusa</i>	1.48		-1.48									
鸭舌草 <i>Monochoria vaginalis</i>	1.05		-1.05				1.77		-1.77			
艾草 <i>Artemisia argyi</i>	1.04		-1.04									
小飞蓬 <i>Erigeron canadensis</i>	1.01		-1.01				1.78		-1.78	2.66		-2.66
金丝草 <i>Pogonatherum crinitum</i>					3.63	+3.63					1.56	+1.56
肾蕨 <i>Nephrolepis cordifolia</i>		17.73	+17.73	3.20	16.41	+13.21	3.04	31.48	+28.44		38.38	+38.38
落地生根 <i>Bryophyllum pinnatum</i>		3.45	+3.45		3.56	+3.56						
井栏边草 <i>Pteris multifida</i>					1.11	+1.11						
龙芽草 <i>Agrimonia pilosa</i>					1.32	+1.32						
扇叶铁线蕨 <i>Adiantum flabellatum</i>								1.75	+1.75			
野芋 <i>Colocasia antiquorum</i>								2.79	+2.79			
牛膝 <i>Achyranthes bidentata</i>					4.06	+4.06						
火炭母 <i>Polygonum chinense</i>		1.50	+1.50		2.51	+2.51		1.94	+1.94			
升马唐 <i>Digitaria ciliaris</i>				2.24		-2.24						
圆果雀稗 <i>Paspalum scrobiculatum</i> var. <i>orbiculare</i>				3.05	1.83	-1.22	1.87		-1.87			
野菊 <i>Chrysanthemum indicum</i>										3.00		+3.00
斑茅 <i>Saccharum arundinaceum</i>		2.09	+2.09	1.42		-1.42						

续表

Continued table

物种 Species	PAFP 重要值 IV of PAFP		重要值变化 IV change	MADP 重要值 IV of MADP		重要值变化 IV change	PDOP 重要值 IV of PDOP		重要值变化 IV change	SL 重要值 IV of SL		重要值变化 IV change	
	2013	2021	2013-2021	2013	2021	2013-2021	2013	2021	2013-2021	2013	2021	2013-2021	
华南毛蕨 <i>Cyclosorus parasiticus</i>		4.19	+4.19		4.66	+4.66		1.18	+1.18				
马兰 <i>Aster indicus</i>								2.30	+2.30				
江南卷柏 <i>Selaginella moellendorffii</i>								2.67	+2.67		4.15	+4.15	
狼尾草 <i>Pennisetum alopecuroides</i>											2.14	+2.14	
青蒿 <i>Artemisia caruifolia</i>											7.15	-7.15	
兰香草 <i>Caryopteris incana</i>											12.51	2.29	-10.22
凤尾蕨 <i>Pteris cretica</i> var. <i>nervosa</i>								8.27	+8.27		1.82	-1.82	
团叶陵齿蕨 <i>Lindsaea orbiculata</i>											3.67	-3.67	
小花露籽草 <i>Otlochloa nodosa</i> var. <i>micrantha</i>											2.13	-2.13	
臭根子草 <i>Bothriochloa bladhi</i>											22.65	3.21	-19.44
类芦 <i>Neyraudia reynaudiana</i>											10.59	-10.59	
土人参 <i>Talinum paniculatum</i>								7.11	+7.11				
黄鹌菜 <i>Youngia japonica</i>								1.56	+1.56				
岭南铁角蕨 <i>Asplenium sampsoni</i>		1.31	+1.31										
土牛膝 <i>Achyranthes aspera</i>								10.51	+10.51				
鼠尾粟 <i>Sporobolus fertilis</i>											1.61	+1.61	
合计 Total	100.01	95.36	-4.65	90.20	93.63	+3.43	92.94	94.94	2.00	100.00	96.72	-3.28	

MADP 2013 年草本层植物的重要值排前 5 的物种是蔓生莠竹、藿香蓟、白茅、飞机草 (*Chromolaena odorata*) 和五节芒, 前 3 种的重要值均大于 10。2021 年草本层植物的重要值排前 5 的物种是肾蕨、鬼针草、蔓生莠竹、菴草 (*Arthraxon hispidus*) 和五节芒, 除了肾蕨、鬼针草、蔓生莠竹的重要值超过 10 外, 其他物种的重要值均小于 10。2013 年和 2021 年重要值  $\geq 1$  的草本植物分别有 14 种和 17 种, 分别占总重要值的 90.20% 和 93.63%。2013-2021 年, 有 5 个物种退出群落 (或重要值  $< 1$ ), 新出现 8 个物种, 鬼针

草增加最多, 蔓生莠竹减少最多 (表 3)。

PDOP 2013 年草本层植物的重要值排前 5 的物种是蔓生莠竹、藿香蓟、弓果黍 (*Cyrtococcum patens*)、水蔗草和白茅, 除了蔓生莠竹和藿香蓟的重要值大于 20, 其余均小于 10。2021 年草本层植物的重要值排前 5 的物种是肾蕨、蔓生莠竹、土牛膝 (*Achyranthes aspera*)、凤尾蕨 (*Pteris cretica* var. *nervosa*) 和土人参 (*Talinum paniculatum*), 肾蕨占明显优势, 重要值超过 30, 蔓生莠竹和土牛膝重要值超过 10, 其他物种的重要值均小于 10。2013 年和

2021年重要值 $\geq 1$ 的草本植物分别有14种和17种,分别占总重要值的92.94%和94.94%。2013-2021年,有9个物种退出群落(或重要值 $< 1$ ),新出现12个物种,肾蕨增加最多,藿香蓟减少最多,基本退出群落(表3)。

SL 2013年草本层植物的重要值排前5的物种是臭根子草(*Bothriochloa bladhii*)、弓果黍、兰香草(*Caryopteris incana*)、类芦(*Neyraudia reynaudiana*)和蔓生莠竹,5个物种的重要值均大于10。2021年草本层植物的重要值排前5的物种是肾蕨、鬼针草、苕草、江南卷柏(*Selaginella moellendorffii*)和臭根子草,除了肾蕨和鬼针草的重要值大于20外,其他均小于10。2013年和2021年重要值 $\geq 1$ 的草本植物分别有14种和13种,分别占总重要值的100.00%和96.72%。2013-2021年,有10个物种

退出群落(或重要值 $< 1$ ),新出现9个物种,肾蕨增加最多,臭根子草减少最多(表3)。

### 2.3 灌丛和3种不同修复林分林下植被物种多样性的变化

#### (1) $\alpha$ 多样性。

双因素方差分析结果显示,不同修复林分对灌木层和草本层物种丰富度、Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Pielou均匀度指数均具有显著影响(草本层植物Pielou均匀度指数除外)( $P < 0.05$ )。年份对灌木层Pielou均匀度指数以及对草本层物种丰富度、Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Pielou均匀度指数均具有显著影响( $P < 0.05$ )。修复类型和年份的交互作用除了对灌木层和草本层的Pielou均匀度指数存在显著影响( $P < 0.05$ )外,对其他 $\alpha$ 多样性指数没有显著影响( $P > 0.05$ )(表4)。

表4 灌丛和3种不同修复林分林下植物群落 $\alpha$ 多样性指数双因素方差分析

Table 4 Two-way ANOVA of  $\alpha$  diversity in the understory vegetation of the three different restoration stands and the shrub land

层次 Layer	因子 Factor	物种丰富度 Richness of species		Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index		Simpson 指数 Simpson index		Pielou 均匀度指数 Pielou's evenness index	
		F	P	F	P	F	P	F	P
灌木层 Shrub layer	年份 Year	0.078	0.971	2.881	0.051	0.078	0.971	6.020	0.002
	模式 Type	25.037	$< 0.001$	27.128	$< 0.001$	25.037	$< 0.001$	21.683	$< 0.001$
	年份 $\times$ 模式 Year $\times$ Type	1.045	0.428	1.191	0.334	1.045	0.428	2.681	0.019
草本层 Herb layer	年份 Year	6.175	0.002	8.859	$< 0.001$	6.175	0.002	5.952	0.002
	模式 Type	12.104	$< 0.001$	6.083	0.002	12.104	$< 0.001$	1.354	0.274
	年份 $\times$ 模式 Year $\times$ Type	1.194	0.332	1.447	0.210	1.194	0.332	2.928	0.012

注:F为方差分析的F检验值;P为统计检验的P值; $P < 0.05$ 表示差异显著

Note:F indicates the F value of ANOVA;P indicates P value; $P < 0.05$  indicates significant differences

由图1可知,随着植被恢复时间的增加,3种人工修复林分林下灌木层的 $\alpha$ 多样性呈现相似的变化规律,Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Pielou均匀度指数的变化相似,呈先减少后增加再减少的趋势;而灌丛群落灌木层的Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Pielou均匀度指数的变化相似,呈先陡然减少后急速增加的趋势[图1:(a)、(b)、(c)]。

随着植被恢复时间的增加,灌丛和3种人工修复

林分林下草本层的 $\alpha$ 多样性的变化有所不同。MADP的Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Pielou均匀度指数的变化相似,呈先增加后减少再增加的“波浪形”变化趋势,PAFP表现为先增后降的“抛物线”变化格局,而PDOP草本层的Shannon-Wiener指数、Simpson指数则呈先增加(2019年达到峰值)后下降的趋势;灌丛草本层3种指数变化相似,呈先增加后急速减少的趋势[图1:(d)、(e)、(f)]。

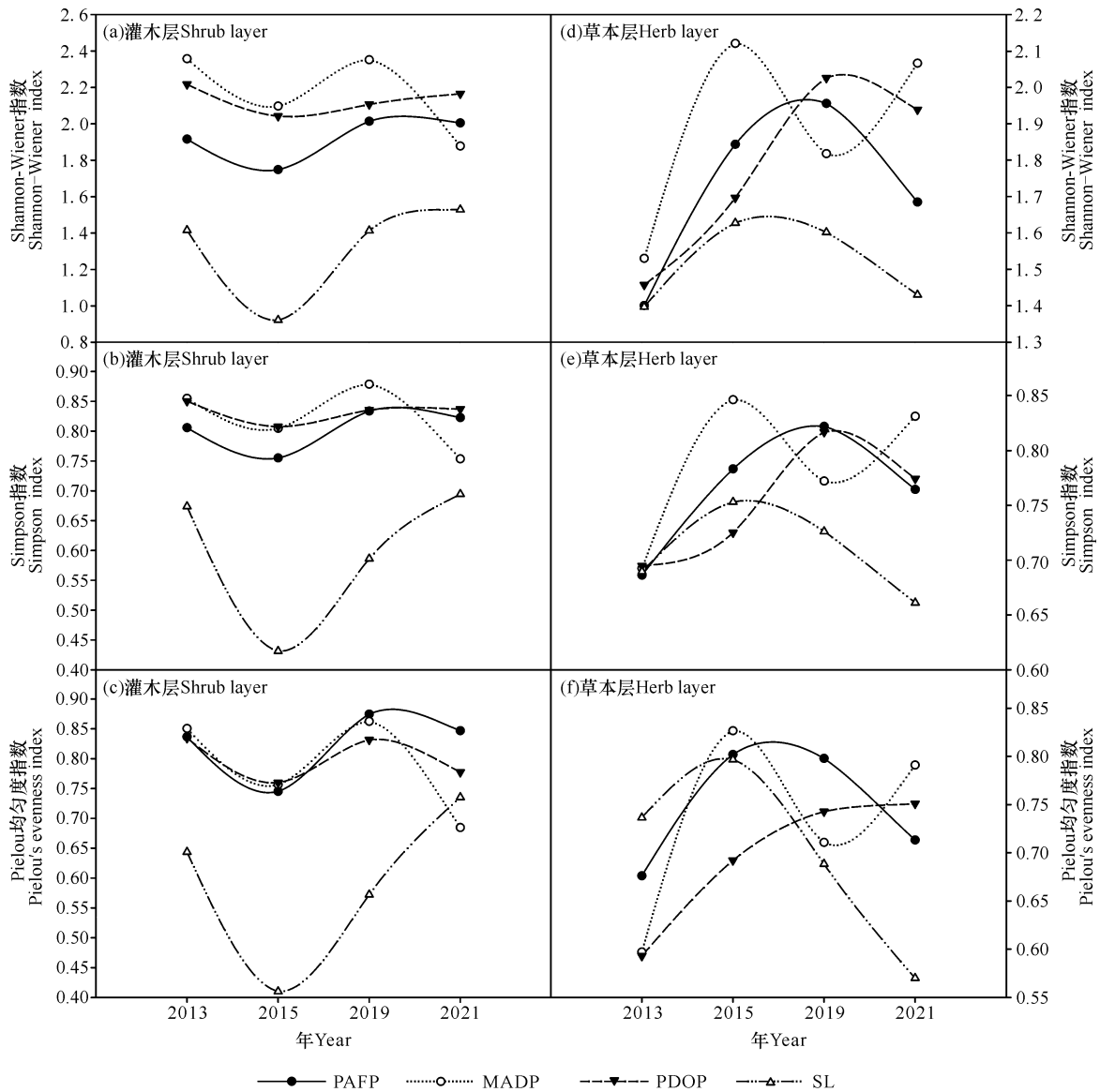


图1 灌丛和3种不同修复林分下植被灌木层和草本层 $\alpha$ 多样性的变化

Fig. 1 Changes in  $\alpha$  diversity in shrub and herb layers of understory vegetation of the three different restoration stands and the shrub land

## (2) $\beta$ 多样性。

不同植被修复类型灌木层、草本层物种组成均存在显著差异,并随调查时间变化(图2)。基于 Bray-Curtis 距离的非限制性主坐标轴分析(PCoA)表明,灌木层物种组成明显分为两大类,一类是灌丛群落,另一类是3种人工林修复类型,两大类在第2轴分开,见图2(a)。对于草本层,在2013年,MADP物种组成与其他3种植被类型差异显著,并在第2轴分

开,见图2(b);在2015年,两种人工纯林(PAFP和PDOP)物种组成差异不大,但在第1轴与混交林(MADP)和灌丛群落分开,混交林与灌丛群落的物种组成则在第2轴分开;在2019年,3种人工林修复类型的物种组成差异不大,并在第1轴与灌丛群落分开;在2021年,3种人工林修复类型的物种组成则趋向一致(图2)。

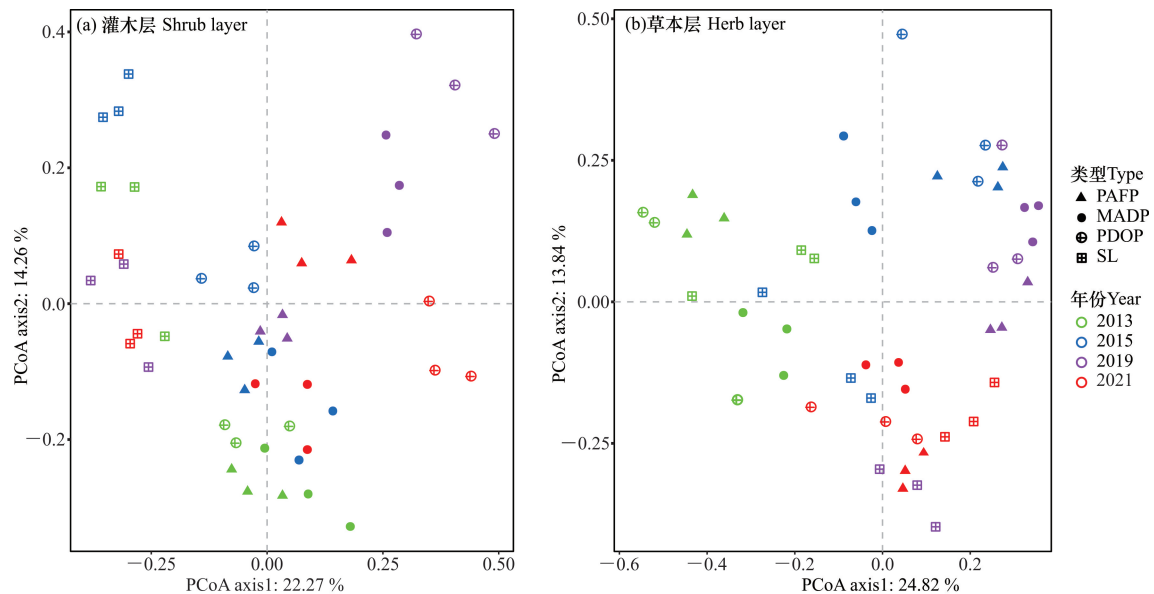


图2 灌丛和3种不同修复林分林下灌木层、草本层物种组成随时间的变化

Fig. 2 Changes of species composition in understory shrub layer and herb layer in the three different restoration forests and the shrub land over time

不同植被修复类型灌木层、草本层物种 $\beta$ 多样性指数随调查时间变化(表5),3种修复林分与灌丛群落之间灌木层和草本层的Sørensen指数和Cody指数均随林龄增加而增加。在2013年和2015年,3种

修复林分之间灌木层和草本层Sørensen指数和Cody指数差异并不大;而2019年和2021年Sørensen指数和Cody指数均增加,3种修复林分之间灌木层和草本层共有物种数持续减少。

表5 灌丛和3种不同修复林分林下灌木层和草本层物种 $\beta$ 多样性Table 5  $\beta$  diversity of species in understory shrub layer and herb in the three different restoration stands and the shrub land

年份 Year	类型 Type	灌木层 Shrub layer				草本层 Herb layer			
		PAFP	MDAP	PDOP	SL	PAFP	MDAP	PDOP	SL
2013	PAFP	—	0.44	0.50	0.47	—	0.55	0.32	0.55
	MDAP	9.50	—	0.43	0.62	12.00	—	0.41	0.71
	PDOP	11.00	11.50	—	0.67	6.50	10.50	—	0.58
	SL	9.00	14.50	16.00	—	8.50	14.50	11.00	—
2015	PAFP	—	0.36	0.44	0.49	—	0.27	0.37	0.45
	MDAP	8.00	—	0.32	0.73	5.50	—	0.44	0.35
	PDOP	9.50	6.50	—	0.61	7.00	8.50	—	0.48
	SL	9.50	13.50	11.00	—	7.50	6.00	7.50	—
2019	PAFP	—	0.49	0.60	0.68	—	0.30	0.57	0.56
	MDAP	8.50	—	0.50	0.74	5.50	—	0.40	0.68
	PDOP	10.50	9.00	—	0.79	12.00	8.50	—	0.76
	SL	13.00	14.50	15.50	—	10.00	12.50	16.00	—
2021	PAFP	—	0.69	0.67	0.76	—	0.55	0.61	0.54
	MDAP	18.00	—	0.70	0.80	12.00	—	0.53	0.51
	PDOP	18.00	21.00	—	0.81	12.50	13.50	—	0.62
	SL	13.00	16.00	17.00	—	9.50	11.50	13.00	—

注:右上角数据为Sørensen指数,左下角数据为Cody指数

Note: The upper right corner is the Sørensen index, and the lower left corner is the Cody index

### 3 讨论

本研究发现,灌丛和3种不同修复林分林下植被

的总个体数存在明显波动,且草本植物比木本植物波动更大。这与岩溶地区生态环境恶劣,环境胁迫导致群落个体数量出现较大波动的结论相符<sup>[5]</sup>。张芳

等<sup>[5]</sup>研究发现, 2007-2017年, 岩溶地区天然灌木林、次生林、原生林总个体数存在明显波动, 以减少为主, 认为可能是2009年的干旱和2015年的暴雨洪涝等导致植物大量死亡, 有限时间内个体补员数量不足, 导致样地内木本植物个体数减少<sup>[5]</sup>。本研究还发现, 灌丛群落和两种人工纯林修复林分灌木层总个体数的最高值均出现在2015年, 而混交林(MADP)灌木层总体个数在2015年时为次高水平; 3种人工修复林分草本层总个体数的最高值均出现在2019年, 而灌丛群落草本层总个体数在2019年时为次高水平。这与2015年和2019年研究区域(马山县)的降水量较稳定, 分布比较均匀, 没有明显干旱有关。据马山县气象观测数据, 2014年有8个月的干旱期(月降水量 $< 100$  mm), 2015年和2019年只有3个月, 其余年份的干旱期也均在6-7个月, 干旱期的长短或周期性波动对缺水严重的岩溶石漠化地区影响很大, 从而导致群落不同层次植物总个体数的波动<sup>[5, 26]</sup>。

植被的物种组成与多样性变化受到诸多因素的影响, 岩溶石漠化区域气候干旱, 缺土少水, 种群发育受到更强烈的环境胁迫<sup>[5]</sup>。研究表明, 岩溶天然灌木林和次生林群落受到一定程度的人为干扰, 优势种群单一, 而原生林群落环境相对稳定, 优势种群不明显, 形成多优势种群落<sup>[5, 26]</sup>。本研究中, 无论是灌丛还是人工修复林分林下灌木层, 优势种主要是苕麻和黄荆, 群落物种数量出现波浪式的变化, 反映出岩溶石漠化地区生境恶劣的共同特征。然而, 研究发现3种人工修复林分林下草本层物种组成和丰富度变化规律与灌丛明显不同, 3种人工修复林分呈现出较高的物种组成和丰富度, 并且随着林分的生长和环境的改善, 群落物种数量表现为波浪式递增, 而灌丛群落则表现出波浪式递减。其中又以MADP和PDOP的物种数量较高。这可能与MADP和PDOP两种修复类型的林分郁闭度较高, 林内环境比较湿润, 一些喜阴湿环境的物种增多有关, 而PAFP修复林分开始出现衰退迹象, 林分枯死木增多, 郁闭度下降, 林下环境比较干燥, 使得物种多样性的恢复减缓。

与2019年相比, 2021年PAFP、MADP和PDOP的物种数分别比2019年提高35.29%、61.11%和72.22%, 而灌丛的物种数比2019年减少47.62%。这与人工修复林分生态环境的快速、持续改善密切相关, 也与灌丛区域大量放养黑山羊对生态环境和植物群落的持续、破坏性干扰有关。此外,

2019年在林下引入金花茶, 金花茶的保存率在90%以上, 成为林下植被的优势种之一, 表明在岩溶石漠化植被恢复后, 在林下种植高价值的金花茶是可行的。研究表明, 天然灌木林、次生林和原生林群落中新增和减少的物种均为偶见种或稀有种<sup>[27]</sup>, 群落中偶见种或稀有种的增加和减少引起群落物种数量的波动<sup>[28]</sup>。本研究发现, 在人工修复林分中, 不仅是偶见种或稀有种的新增和减少导致群落组成的波动, 林下植被优势种个体数量的增加和减少, 同样引起群落灌木层和草本层组成和结构的波动, 而且对物种重要值分配格局产生重要影响。

前人研究表明, 天然次生林和原生林Shannon-Wiener指数总体呈增加趋势, 而灌木林的 $\alpha$ 多样性指数随恢复时间增加而降低<sup>[5]</sup>。本研究表明, 不同岩溶石漠化修复类型、不同群落层次物种 $\alpha$ 多样性的变化存在差异, PAFP灌木层的Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Pielou均匀度指数随恢复时间的增加, 总体呈微弱增加趋势, MADP和PDOP则相应为总体微弱递减趋势; 而灌丛则表现为2015年急速降低后又快速回升, 总体呈微弱增加趋势。进一步分析发现, MADP和PDOP林下灌木层群落优势种重要值增加, 均匀度下降, 导致 $\alpha$ 多样性指数微弱降低。PAFP草本层的3种指数总体呈2015年急速上升后2019年又快速下降, MADP和PDOP则相应为总体增加趋势; 灌丛草本层3种指数均于2015年上升后又持续下降, 且总体呈减少趋势。3种人工修复林分新增物种数高于死亡物种数, 导致物种丰富度和多样性指数增加, 而灌丛新增物种数小于死亡物种数, 导致物种丰富度显著下降和多样性指数降低。本研究表明, 新增或死亡的物种通常是偶见种或稀有种, 与前人研究结果一致<sup>[5]</sup>。

$\beta$ 多样性又称生境间或群落间的多样性, 是指沿某一环境梯度不同生境群落之间物种组成的相异性或物种沿环境梯度的更替速率<sup>[29, 30]</sup>, 是度量群落演替过程中物种组成和生境变化的重要指标<sup>[5, 31, 32]</sup>。有研究表明, 群落 $\beta$ 多样性随着时间推移逐渐减少<sup>[33]</sup>, 随着人工林生长发育阶段越接近老龄林, 其林下植物 $\beta$ 多样性指数越小, 低地位指数的样地林下植物 $\beta$ 多样性指数值明显低于高地位指数的样地<sup>[32]</sup>。本研究表明, 随着时间的推移, 3种人工修复林分与灌丛之间灌木层和草本层的Sørensen指数和Cody指数均随林龄增加而增加, 表明人工林修复类型与灌丛共有物种数持续减少, 群落演替速率持续升高。这

说明3种人工修复林分与灌丛群落之间的林下植物种类组成和群落生境存在较大差异。主要原因是人工造林和植被保护增加了物种多样性,森林小气候的形成和凋落物的分解改善了群落生态环境<sup>[17,34]</sup>,而灌丛地持续强度放牧和人为干扰,导致植被盖度减少、植物多样性丧失和生态环境退化<sup>[11,17]</sup>。这与环境异质性增加导致群落相似性降低的生态位理论一致<sup>[35]</sup>。本研究中,3种人工修复林分之间灌木层和草本层的 Sørensen 指数和 Cody 指数差异不大,以及2019年和2021年 Sørensen 指数和 Cody 指数增加,说明3种人工修复林分之间灌木层和草本层共有物种数持续减少、群落演替速率升高,加速植被恢复进程。

#### 参考文献

- [1] 方精云,郭柯,王国宏,等.《中国植被志》的植被分类系统、植被类型划分及编排体系[J].植物生态学报,2020,44(2):96-110.
- [2] WU J P, LIU Z F, WANG X L, et al. Effects of understory removal and tree girdling on soil microbial community composition and litter decomposition in two Eucalyptus plantations in South China [J]. Functional Ecology, 2011, 25(4): 924-931.
- [3] CARR C A, KRUEGER W C. Understory vegetation and ponderosa pine abundance in eastern Oregon [J]. Rangeland Ecology and Management, 2011, 64(5): 533-542.
- [4] 王世雄.黄土高原子午岭植物群落物种多样性的时空格局与过程[D].西安:陕西师范大学,2013.
- [5] 张芳,杜虎,曾馥平,等.西南喀斯特峰丛洼地木本植物群落结构与多样性变化[J].生态学报,2020,40(12):4094-4104.
- [6] RICART R D, PEARSALL D R, CURTIS P C. Multidecadal shifts in forest plant diversity and community composition across glacial landforms in northern lower Michigan, USA [J]. Canadian Journal of Forest Research, 2020, 50(2): 126-135.
- [7] ISBELL F, CALCAGNO V, HECTOR A, et al. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services [J]. Nature, 2011, 477(7363): 199-202.
- [8] LIU Y L, ZHU G Y, HAI X Y, et al. Long-term forest succession improves plant diversity and soil quality but not significantly increase soil microbial diversity: Evidence from the Loess Plateau [J]. Ecological Engineering, 2020, 142: 105631. DOI: 10. 1016/j. ecoleng. 2019. 105631.
- [9] CONDIT R, SUKUMAR R, HUBBELL S P, et al. Predicting population trends from size distributions: A direct test in a tropical tree community [J]. The American Naturalist, 1998, 152(4): 495-509.
- [10] HUBBELL S P, FOSTER R B. Short-term dynamics of a neotropical forest: Why ecological research matters to tropical conservation and management [J]. Oikos, 1992, 63(1): 48-61.
- [11] 王克林,岳跃民,陈洪松,等.喀斯特石漠化综合治理及其区域恢复效应[J].生态学报,2019,39(20):7432-7440.
- [12] 何霄嘉,王磊,柯兵,等.中国喀斯特生态保护与修复研究进展[J].生态学报,2019,39(18):6577-6585.
- [13] 温远光,夏承博,周晓果,等.不同石漠化治理模式下群落的植物组成及多样性[J].广西科学,2017,24(2):168-174,181.
- [14] 王克林,岳跃民,陈洪松,等.科技扶贫与生态系统服务提升融合的机制与实现途径[J].中国科学院院刊,2020,35(10):1264-1272.
- [15] 袁丛军,喻理飞,严令斌,等.喀斯特石漠化区不同经营类型次生林群落特征及林分结构[J].西部林业科学,2017,46(1):70-78.
- [16] 宋同清,彭晚霞,曾馥平,等.喀斯特峰丛洼地不同类型森林群落的组成与生物多样性特征[J].生物多样性,2010,18(4):355-364.
- [17] 盛茂银,熊康宁,崔高仰,等.贵州喀斯特石漠化地区植物多样性与土壤理化性质[J].生态学报,2015,35(2):434-448.
- [18] ZENG F P, PENG W X, SONG T Q, et al. Changes in vegetation after 22 years' natural restoration in the Karst disturbed area in northwestern Guangxi, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(12): 5110-5119.
- [19] 温远光,雷丽群,朱宏光,等.广西马山岩溶植被年龄序列的群落特征[J].生态学报,2013,33(18):5723-5730.
- [20] 陆志成,温远光,周晓果,等.封育年限对岩溶植被组成和土壤肥力修复的影响[J].广西植物,2019,39(8):1016-1028.
- [21] 《广西森林》编辑委员会.广西森林[M].北京:中国林业出版社,2001.
- [22] 李博.生态学[M].北京:高等教育出版社,2000.
- [23] MAGURRAN A E. Ecological diversity and its measurement [M]. Princeton: Princeton University Press, 1988.
- [24] 高贤明,马克平,黄建辉,等.北京东灵山地区植物群落多样性的研究Ⅺ.山地草甸β多样性[J].生态学报,1998,18(1):24-32.
- [25] 熊芳,汪政科,朱忠保,等.八大公山多样性分析与物种

- 分布格局研究[J]. 林业科学, 1997, 33(专刊1): 20-30.
- [26] 申文辉, 何琴飞, 彭玉华, 等. 桂西不同灌丛植物群落物种组成及其多样性[J]. 广西植物, 2016, 36(10): 1165-1171, 1197.
- [27] 游诗雪, 张超, 库伟鹏, 等. 1996-2012天目山常绿落叶阔叶混交林乔木层群落动态[J]. 林业科学, 2016, 52(10): 1-9.
- [28] AYYAPPAN N, PARTHASARATHY N. Short-term changes in tree populations in a tropical evergreen forest at Varagalaiar, Western Ghats, India [J]. Biodiversity and Conservation, 2004, 13(10): 1843-1851.
- [29] LEGENDRE P, BORCARD D, PERES-NETO P R. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data [J]. Ecological Monographs, 2005, 75(4): 435-450.
- [30] 余玉洋, 周江松. 黄河中下游典型河岸带植物群落的 $\beta$ 多样性分析[J]. 河南科技, 2016(7): 152-153
- [31] 陈杰, 郭屹立, 卢训令, 等. 伊洛河流域草本植物群落物种多样性[J]. 生态学报, 2012, 32(10): 3021-3030.
- [32] 张雪妮, 吕光辉, 王庭权, 等. 荒漠区垂直河岸带植物多样性格局及其成因[J]. 生态学报, 2015, 35(18): 5966-5974.
- [33] 林开敏, 黄宝龙. 杉木人工林林下植物物种 $\beta$ 多样性的研究[J]. 生物多样性, 2001, 9(2): 157-161.
- [34] 张彧娜, 周晓果, 温远光, 等. 喀斯特地区三种人工林土壤微生物群落结构特征[J/OL]. 广西植物, 2021: 1-17 [2021-12-01]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20210511.0907.002.html>.
- [35] 林国俊, 黄忠良, 竺琳, 等. 鼎湖山森林群落 $\beta$ 多样性[J]. 生态学报, 2010, 30(18): 4875-4880.

## Changes in Understory Vegetation and Plant Diversity of Different Restoration Stands in Karst Rocky Desertification

ZHOU Xiaoguo<sup>1</sup>, WEN Yuanguang<sup>1,2</sup>, WANG Lei<sup>2</sup>, SUN Dongjing<sup>1</sup>, MING Angang<sup>3</sup>, JIA Hongyan<sup>3</sup>, ZHU Hongguang<sup>2</sup>, ZHAO Yanyan<sup>1</sup>, LI Jinliang<sup>4</sup>, HUANG Yongjie<sup>1</sup>, LIANG Jia<sup>1</sup>

(1. Institute of Eco-Environmental Research, Guangxi Academy of Sciences, Nanning, Guangxi, 530007, China; 2. Key Laboratory of Forest Ecology and Conservation of Guangxi, Forestry College, Guangxi University, Nanning, Guangxi, 530004, China; 3. Experimental Center of Tropical Forestry, Chinese Academy of Forestry, Pingxiang, Guangxi, 532600, China; 4. Agriculture, Forestry and Water Resources Service Center of Chengxiang Town, Wuming District, Nanning, Guangxi, 530199, China)

**Abstract:** In order to clarify the characteristics and the change rules of understory vegetation and plant diversity of different restoration stands in Karst rocky desertification, the pure *Acrocarpus fraxinifolius* plantation (PAFP), pure *Dalbergia odorifera* plantation (PDOP), mixed *A. fraxinifolius* × *D. odorifera* plantation (MADP) and the shrub land (SL) constructed in 2011 were selected as the research objects. Based on four continuous vegetation survey in 2013, 2015, 2019 and 2021, the dynamic changes of understory vegetation and diversity in the shrub land and the three restoration stands were studied by setting a fixed monitoring sample plot. The results showed that the number of families, genera and species in shrub layer of the three restoration stands showed an increasing trend, and the change in herb layer was small. The number of families, genera and species in shrub layer showed a decreasing trend, while that in herb layer showed an increasing trend. There were significant differences in the total individual number of shrub layer and herb layer in different types and different years. The dominant species of shrub layer in the three restoration stands were *Vitex negundo*, *Boehmeria nivea* and *Camellia petelotii*, and their important value ranged from 11.59-23.91, 5.89-28.48 and 9.04-11.61, respectively. The dominant species of shrub layer in the shrub land were *V. negun-*



do, *B. nivea* and *Urena lobata*, and their important value varied between 37.04 – 41.99, 2.28 – 11.90, and 0 – 11.70 (except for individual years). The dominant species of herb layer in the three restoration stands were *Microstegium fasciculatum* and *Nephrolepis cordifolia*, and their important value ranged from 3.20 – 39.64 and 3.20 – 31.48, respectively. The dominant species in the shrub land were *Bothriochloa bladhii*, *N. cordifolia* and *Caryopteris incana*, and their important value varied between 3.21 – 22.65, 0 – 38.38, and 2.29 – 12.51. The Shannon-Wiener index, Simpson index and Pielou evenness index of the shrub layer in the three restoration stands showed a trend of first decreasing, then increasing and then decreasing, while the shrub land showed a trend of first sharply decreasing and then rapidly increasing. The Sørensen index and Cody index of the shrub layer and the herb layer increased with the increase of stand age between the three restoration stands and shrub land. The fluctuation of species number in communities was usually caused by those increased and reduced occasional or rare species, and the increase and decrease of individual number of dominant species could also cause fluctuation. The restoration types of plantations and the number of common species in the shrub land continued to decrease, and the community succession rate continued to increase. The improvement effect of restoration stands on the environment promoted the increase of understory plant diversity.

**Key words:** rocky desertification; vegetation restoration; species composition; species diversity; community dynamics

责任编辑:梁 晓



微信公众号投稿更便捷

联系电话:0771-2503923

邮箱:gxkx@gxas.cn

投稿系统网址:<http://gxkx.ijournal.cn/gxkx/ch>