

中南林业科技大学学报

Journal of Central South University of Forestry & Technology

ISSN 1673-923X，CN 43-1470/S

《中南林业科技大学学报》2026年第5期

Doi:10.14067/j.cnki.1673-923X.2026.05.011

论文标题： 南亚热带植被恢复树种选择及植物多样性变化

作　　者： 王明怀，张 谦，连辉明，等

收稿日期： 2025-08-21

引文格式： 王明怀,张谦,连辉明,等.南亚热带植被恢复树种选择及植物多样性变化[J].中南林业科技大学学报,2026,46(5):101-113.

WANG M H, ZHANG Q, LIAN H M, et al. Study on tree species selection and plant diversity changes in vegetation restoration in the subtropical region of south China[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology,2026,46(5):101-113.

相关论文推荐

Recommended articles

南岭山地天然林受损现状及生态恢复研究进展

Research progress on the damage status and ecological restoration of natural forests in the Nanling mountains

植被恢复对土壤 N、P 积累转化及其耦合关系影响的研究进展

Research progress on effects of vegetation restoration on soil N and P accumulation, transformation and their coupling

粤北石漠化地区不同植被恢复模式下植物多样性与土壤互馈

Feedback between plant diversity and soil under different vegetation restoration modes in desertification areas of northern Guangdong

桂西北喀斯特地区不同植被恢复模式植物群落结构与多样性特征

Plant community structure and diversity characteristics of different vegetation restoration modes in the karst region of northwest Guangxi, China

广西喀斯特地区不同植被恢复模式土壤质量综合评价

Edaphic characteristics of different regeneration patterns in karst mountainous areas of Guangxi

基于熵权灰色关联分析的喀斯特石漠化地区植被恢复效应评价

Effect evaluation of vegetation restoration in karst rocky desertification area based on entropy-weighted grey relational analysis

Doi:10.14067/j.cnki.1673-923x.2026.05.011
http: //qks.csuft.edu.cn

南亚热带植被恢复树种选择及植物多样性变化

王明怀[1]，张　谦[1]，连辉明[1]，何波祥[1]，钟泳林[1]，钟雨庭[2]，尧　俊[1]，
李　兵[1]，陈杰连[1]，蔡燕灵[1]

[1. 广东省林业科学研究院 广东省森林培育与保护利用重点实验室，广东 广州 510520；
2. 紫金县林业技术推广站（紫金县林业科学研究所），广东 紫金 517499]

摘　要：【目的】系统分析我国南亚热带植被恢复过程中，不同树种配置模式下各类树种的适应性、生长状况，以及植物多样性，为深入理解南亚热带植被重建与恢复进程中的群落演替机制、科学开展树种选择与优化配置提供理论依据和实践支撑。【方法】引入多类适宜树种，配置了树种选择模式（树种配置Ⅰ）、多树种混交兼珍贵树种模式（树种配置Ⅱ）、针阔叶树混交模式（树种配置Ⅲ），以及种植枫香 *Liquidambar formosana*、木荷 *Schima superba* 2 个树种的对照模式（CK）共 4 种，设立固定样地，于 2012 年（造林前）、2016 年（造林 4 a 后）、2024 年（造林 12 a 后）开展持续性植物群落调查，全面记录植被生长状况、物种组成及群落结构变化。【结果】1）经过人工造林近 12 a 的植被恢复，初期种植的 63 个树种中最终保留 35 个，其中保存率高、适应较好的树种有楠木 *Phoebe zhennan*、土沉香 *Aquilaria sinensis*、火力楠 *Michelia macclurei* 等 17 个；所有保留树种中，生长速度最快的为马尾松 *Pinus massoniana*，平均树高、胸径分别为 8.7 m、17.1 cm；以马尾松为主的树种配置Ⅲ（针阔混交林）表现突出，其种植树种的胸高断面积是对照模式（CK）的 5.2 倍，种植树种的平均树高（7.4 m）、平均胸径（12.6 cm）均显著高于其他几种配置模式。2）植被恢复试验后 12 a，物种组成丰富，其中木本植物 77 种，草灌木 30 种。马尾松的重要值最大，为 48.89，在群落中占据绝对优势，是该群落的优势种和建群种，其次为木荷、红锥 *Castanopsis hystrix* 等树种。野生树种中，重要值最大的为桃金娘 *Rhodomyrtus tomentosa*（21.60），其次为湿地松 *Pinus elliottii*、黄牛木 *Cratoxylum cochinchinense* 等树种；草灌层植物组成中，芒萁 *Dicranopteris dichotoma* 占全部灌草重要值的 78.0%。3）乔木树种的 Simpson 多样性指数（*D*）、Shannon-Wiener 多样性指数（*H'*）、均匀度指数（*J*）分别为 0.942 9、4.841 1、1.121 3，草灌为 0.154 5、0.706 8、0.207 8，整体呈现出较高的植物多样性水平。【结论】在南亚热带植被恢复的树种选用过程中，需慎重选用园林树种和外引树种，若经济树种用于植被恢复且与其他树种随机混交而不经营，难以实现预期的经济收益目标。针对退化较严重的生态系统，植被恢复过程中选用先锋树种马尾松，同时混交乡土阔叶树种，可以快速推进植被重建与恢复进程。植被恢复 12 a 后，初步形成了物种丰富、结构稳定的乔灌草森林群落。

关键词：南亚热带；植被恢复；树种选择；植物多样性；树种配置
中图分类号：S725.2　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**1673-923X(2026)05-0101-13

Tree species selection and plant diversity changes in vegetation restoration in the subtropical region of south China

WANG Minghuai[1], ZHANG Qian[1], LIAN Huiming[1], HE Boxiang[1], ZHONG Yonglin[1], ZHONG Yuting[2], YAO Jun[1],
LI Bing[1], CHEN Jielian[1], CAI Yanling[1]

[1. Guangdong Provincial Key Laboratory of Silviculture, Protection and Utilization/ Guangdong Academy of Forestry, Guangzhou 510520, Guangdong, China; 2. Zijin County Forestry Technology Extension Station (Zijin County Forestry Science Research Institute), Zijin 517499, Guangdong, China]

Abstract:【Objective】This study systematically analyzed the adaptability, growth performance, and plant diversity of different tree species allocation modes during vegetation restoration in China's south subtropical region. The findings aim to provide a theoretical

收稿日期（Received）：2025-08-21　　**修订日期**（Revised）：2025-10-09
基金项目：广东省林业科技创新项目（2022KJCX022，2024KJCX017，2023KJCX019）。
第一作者：王明怀（1073526066@qq.com），研究员。　　**通信作者：**蔡燕灵（caiyl@sinogaf.cn），研究员，硕士。
引文格式：王明怀 , 张谦 , 连辉明 , 等 . 南亚热带植被恢复树种选择及植物多样性变化 [J]. 中南林业科技大学学报 ,2026,46(5):101-113.
WANG M H, ZHANG Q, LIAN H M, et al. Tree species selection and plant diversity changes in vegetation restoration in the subtropical region of south China[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology,2026,46(5):101-113.

basis and practical support for understanding community succession mechanisms in vegetation reconstruction and restoration, and for scientifically guiding tree species selection and optimal allocation.【Method】Multiple suitable tree species were introduced to establish four allocation modes: species selection mode (Tree allocation I), multi-species mixed forest with precious tree species (Tree allocation II), conifer-broadleaf mixed forest (Tree allocation III), and a control mode (CK) planted with *Liquidambar formosana* and *Schima superba*. Permanent plots were established, and continuous vegetation surveys were conducted in 2012 (pre-afforestation), 2016 (4 years after afforestation), and 2024 (12 years after afforestation), comprehensively recording vegetation growth, species composition, and community structure changes.【Result】1) After nearly 12 years of vegetation restoration, 35 of the 63 initially planted tree species survived. Among them, 17 species, including *Phoebe zhennan*, *Aquilaria sinensis*, and *Michelia macclurei*, exhibited high survival rates and good adaptability. Among all surviving species, *Pinus massoniana* showed the fastest growth, with an average height of 8.7 m and average DBH of 17.1 cm. Tree Allocation III (conifer-broadleaf mixed forest), dominated by *P. massoniana*, performed outstandingly, with the basal area of planted trees being 5.2 times that of the control mode (CK), and the average tree height (7.4 m) and average DBH (12.6 cm) significantly higher than those of other allocation modes. 2) After 12 years of restoration, species composition was rich, including 77 woody plant species and 30 herb and shrub species. *P. massoniana* had the highest importance value (48.89), indicating its absolute dominance in the community as the dominant and constructive species, followed by *S. superba*, *Castanopsis hystrix*, and others. Among wild tree species, *Rhodomyrtus tomentosa* had the highest importance value (21.60), followed by *Pinus elliottii*, *Cratoxylum cochinchinense*, and others. In the herb-shrub layer, *Dicranopteris dichotoma* accounted for 78.0% of the total importance value of shrubs and herbs. 3) The Simpson diversity index (D), Shannon-Wiener diversity index (H′), and evenness index (J) for tree species were 0.942 9, 4.841 1, and 1.121 3, respectively, while for herbaceous species they were 0.154 5, 0.706 8, and 0.207 8, indicating a relatively high level of plant diversity.【Conclusion】In the selection of tree species for vegetation restoration in south subtropical regions, garden species and introduced species should be used with caution. If economic tree species are randomly mixed with other species for restoration without proper management, expected economic returns are unlikely to be achieved. For severely degraded ecosystems, selecting the pioneer species *P. massoniana* and mixing it with native broadleaf species can effectively accelerate vegetation reconstruction and restoration. After 12 years of restoration, a species-rich and structurally stable forest community of trees, shrubs, and herbs has initially formed.

Keywords: subtropical region of south China; vegetation restoration; tree species selection; plant diversity; tree species configuration

我国南亚热带地区退化生态系统的植被恢复，是提高区域生产力、改善区域生态环境、保障自然资源可持续利用、推动区域经济可持续发展的关键举措。森林植被恢复与发育过程中，林地土壤、森林水文、林地小气候等要素会产生显著的生态效应。植被恢复所产生的生态效应，不仅作用于林地本身，还会辐射影响周边区域环境，进而为区域乃至全球的生态平衡作出重要贡献 [1]。植被恢复是重建任何生物群落的第一步，其核心是以人工干预手段促进植被在短时期内迅速恢复。退化生态系统的恢复，生物多样性（尤其是植物多样性）的恢复与提升是关键 [2]。其中，常绿阔叶林退化生态系统恢复的关键是物种多样性的恢复与提升。在南亚热带低山丘陵区，常绿阔叶林退化生态系统恢复过程中物种多样性的发展速度相当缓慢，恢复期为 20 ～ 30 a 的群落，在 400 m^2 样地上仅出现 22 个物种，其中乔木层只有 3 个物种；此外，由于人为干扰持续存在，这一地区的马尾松 *Pinus massoniana* 林难以自然恢复到地带性常绿阔叶林 [3]。值得强调的是，森林植物物种多样性承载着森林生物多样性的主要价值与生态功能 [4]。相关研究证实，植被恢复措施能够显著降低土壤崩解特性，有效增强土壤抗侵蚀能力，提升土壤结构稳定性 [5]；同时，不同林型的群落组成与植被演替进程存在明显的阶段性差异，其中原始林植物覆盖度最高，郁闭度最大，物种组成最为复杂稳定，处于植被演替的最高阶段，而人工林受人为种植布局和管理方式的影响，群落组成相对单一，演替进程也存在明显差异 [6]。种植纯人工林和混交人工林是造林或再造林的两种主要模式，越来越多的研究表明，纯林比混交林更容易受到生物和非生物因素的不利影响 [7-10]，而混交林通常具有更高的生产力水平 [11-12]，并提供更全面的生态系统功能 [13-15]。在典型及定位观测研究中，中国科学院鹤山生态定位观测站（鹤山站）、小良生态定位观测站是核心研究平台。其中，鹤山站所在区域受人为活动干扰影响，大面积土地退化为亚热带草坡，自 1984 年起，该站先后营造多种类型人工林，主要造林树种涵盖乡土树种（木荷 *Schima superba*、西南木荷 *Schima wallichii*、红锥 *Castanopsis hystrix*、阴香 *Cinnamomum burmanni*）、相思类 *Acacia* spp.、桉树 *Eucalyptus* spp. 及松类 *Pinus* spp.，经过长期恢复，区域生物多样性得到显著提高 [16-17]。在生态修复实践中，需要评估不同植被间的生态互补性及其对土壤团聚体稳定性和养分保留的影响，优先通过提高物种多样性、优化群落结构等方式加速生物量累积并提高土壤有机质含量，以最大限度改善土壤结构，减少土壤侵蚀 [18]。当前，现有关于南亚热带植被恢复的相关研究，主要聚焦于低效杉木 *Cunninghamia lanceolata* 林、

马尾松林的改造与恢复，在树种引入设计上，多为生长高大的乔木树种，且核心目标偏向用材需求，存在引入树种种类较少的局限；同时，此类研究多将引入树种后的生长状况、土壤理化性质等生态影响作为重要研究内容。在广西凭祥市中国林业科学研究院热带林业实验中心广西友谊关森林生态系统定位研究站的伏波实验场开展的相关研究也表明，与马尾松纯林相比，马尾松 - 格木 *Erythrophleum fordii* 混交林可有效降低土壤 pH 值，而马尾松 - 格木 - 红锥 *C. hystrix*- 降香黄檀 *Dalbergia odorifera*- 米老排 *Mytilaria laosensis*- 火力楠 *Michelia macclurei* 混交林不仅显著增加了土壤含水率，其土壤全磷含量、微生物生物量氮和微生物生物量磷也均有显著提升，同时有效磷含量随着树种丰富度的增加而提高 [19]。在广东佛山地区，对生态功能较差的马尾松和杉木纯林改造成以优良乡土树种为主的阔叶林和混交林，在供试的 134 个树种中，根据树高年生长量筛选出适宜树种 28 个，并初步构建含 2 ～ 7 个树种的 8 个配置方案 [20]。方怡然等 [21] 在广东佛山地区对加勒比松 *Pinus caribaea* 林开展改造试验，经过 11 a 的恢复，乔木、灌木、草本植物多样性均得到显著提高。黄钰辉等 [22] 亦在广东佛山就低效杉木林改造开展研究，通过引入阔叶树种，结合土壤理化性质、碳储量和乔木层生物多样性开展综合分析，筛选出 3 个适宜的树种配置模式。在广东韶关地区，对马尾松林分实施人工间伐，随后补植套种 7 个阔叶树种，结果显示，马尾松林分保留木的生长质量得到显著提升，且套种的 7 个阔叶树种前期生长状况良好 [23]。本研究在长期受人为干扰及森林火灾致退化立地上，构建多目标树种配置模式、开展引入多树种植被恢复试验，并进行树种选择和植物多样性持续观测研究，为南亚热带植被重建与恢复提供树种及配置指导，对深刻理解人为促进植被恢复过程中群落演替机制具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

研究地位于广东省紫金县柏埔镇（114°50′16.88″ ～ 114°50′42.69″E，23°41′18.03″ ～ 23°41′39.90″N），海拔 100 ～ 150 m，属于南亚热带季风气候，年平均气温 22.3 ℃，年降水量 1 770 ～ 2 300 mm，4—9 月为雨季，降水量占全年的 85%，土壤类型为花岗岩发育的赤红壤。2007 年前该林地是以马尾松为主的林地，2007 年发生火灾，由于位于村庄旁，本次试验造林前几乎为荒地，植被多为草本群落或稀疏灌丛，整体肥力中等。少数山脚地段较为肥沃，含水量高，自然植被郁闭度高。山顶土壤瘠薄，石砾较多，含水量低，自然植被稀疏，草本未连片，灌木分布也较零散。

1.2 植被恢复树种配置设计

试验选用属于 30 个科的 63 个树种，其中乡土树种 20 科 33 种、珍贵树种 6 科 12 种、外引树种 10 科 13 种、非木质林产品树种 4 科 5 种，于 2012 年 4 月造林，具体树种见表 1。树种配置设计了 3 种模式和对照：树种选择模式（配置Ⅰ），非木质林产品树种和乡土树种 53 种；多树种混交兼珍贵树种模式（配置Ⅱ），珍贵树种和乡土阔叶树种 46 种；针阔叶树混交模式（配置Ⅲ），针叶树为经选育的高产脂用马尾松良种，树种共 43 种；对照模式（CK），仅种植广东等南亚热地区大规模应用的造林树种，即枫香 *Liquidambar formosana*、木荷 *Schima superba*。配置Ⅰ：根据非木质林产品树种比例不同分 3 个小区，1、2、3 小区非木质林产品树种比例分别为 10%、15%、20%，其余乡土树种等比例配置。配置Ⅱ：根据珍贵树种配置比例不同分 4 个小区，1、2、3、4 小区珍贵树种比例分别为 20%、30%、40%、50%，非木质林产品树种为 20%，其余乡土树种等比例配置。配置Ⅲ：根据马尾松配置比例不同分 3 个小区，1、2、3 小区马尾松分别为 30%、40%、50%，非木质林产品树种为 20%，其余乡土树种等比例配置。CK 模式：枫香、木荷各 50% 等比例配置。每个配置小区都采用完全随机混交种植，各造林树种苗木高度约 0.8 m，种植密度为 1 500 ～ 1 800 株 /hm^2，常规抚育管理。

1.3 调查方法

建立固定样地进行植物调查，其中配置Ⅰ、配置Ⅱ、配置Ⅲ各小区分别设立 3 个 10 m×30 m 样方，对照区设立 3 个样方，共 33 个样方。2012 年 3 月于造林前进行本底调查，造林后于 2012 年 6 月、2016 年、2024 年分别进行样方植物调查。对样地内树高大于 1.5 m 的乔、灌木进行每木调查，指标包括树高、胸径 / 地径、冠幅等。在乔木样方四角各设一个 1 m×1 m 草灌小样方，调查高度＜ 1.5 m 的所有野生植物（即乔灌幼苗和草本植物），包括种类、数量、高度及盖度等指标。

1.4 数据分析

1.4.1 物种多样性指数

群落种类组成的数量特征用重要值测度，重要值计算方法 [24] 为：

$$V_I=D_R+F_R+C_R。 \quad (1)$$

式中：V_I 为重要值；D_R 为相对密度；F_R 为相对频度；C_R 为相对显著度。

表 1 2024 年树种生长性状、株数及重要值 †

Table 1 Growth characteristics, plant counts, and V_I of tree species in 2024

类型 Type	树种 Tree species	平均胸径 Mean DBH /cm	平均树高 Mean height /m	株数 Tree number	不同年份的重要值 V_I	
					2016	2024
1	黧蒴锥 *Castanopsis fissa*	11.6	7.9	20	8.46	9.28
	西南木荷 *Schima wallichii*	15.4	7.8	6	2.72	2.92
	小叶杜英 *Elaeocarpus apiculatus*	12.4	7.5	1	0.75	2.59
	枫香 *Liquidambar formosana*	7.6	6.4	86	18.15	15.08
	火力楠 *Michelia macclurei*	7.4	6.2	66	6.92	10.69
	木荷 *Schima superba*	9.0	6.0	135	18.22	26.22
	水蒲桃 *Syzygium samarangense*	6.8	5.1	12	3.34	2.35
	灰木莲 *Manglietia glauca*	5.3	4.9	27	6.16	5.26
	银桦 *Grevillea robusta*	4.9	4.1	24	5.73	4.05
	中华杜英 *Elaeocarpus chinensis*	5.2	4.1	10	5.68	0.66
	竹柏 *Nageia nagi*	3.6	3.9	2	0	0.81
	秋枫 *Bischofia javanica*	1.9	3.8	1	0.6	0.26
	阴香 *Cinnamomum burmanni*	3.6	3.6	28	3.43	3.99
	女贞 *Ligustrum lucidum*	2.8	3.5	8	5.16	1.52
	潺槁木姜子 *Litsea glutinosa*	2.5	3.3	11	4.22	1.89
	山杜英 *Elaeocarpus sylvestris*	3.0	3.1	4	0.89	0.93
	铁冬青 *Ilex rotunda*	2.0	2.9	3	3.42	0.79
	五味子 *Schisandra chinensis*	2.5	2.8	1	0.29	0.57
	菜豆树 *Radermachera sinica*	2.7	1.9	2	4.04	0.53
	大叶山楝 *Aphanamixis polystachya*（4）、宫粉紫荆 *Bauhinia variegata*（3）、桂花 *Osmanthus fragrans*（1）、海红豆 *Adenanthera microsperma*（2）、红花荷 *Rhodoleia championii*（9）、红花羊蹄甲 *Bauhinia×blakeana* Dunn（4）、九里香 *Murraya exotica*（3）、腊肠树 *Cassia fistula*（2）、毛丹 *Phoebe hungmoensis*（1）、木棉 *Bombax ceiba*（4）、苹婆 *Sterculia monosperma*（11）、人面子 *Dracontomelon duperreanum*（1）、石栗 *Aleurites moluccana*（15）、仪花 *Lysidice rhodostegia*（5）					
2	红锥 *Castanopsis hystrix*	13.9	8.3	38	11.10	17.58
	米锥 *Castanopsis chinensis*	7.5	7.8	3	1.81	0.53
	格木 *Erythrophleum fordii*	12.7	7.0	7	1.75	2.55
	栲 *Castanopsis fargesii*	10.2	6.8	10	2.06	6.10
	青皮 *Vatica mangachapoi*	4.6	5.4	6	1.32	1.68
	樟 *Cinnamomum officinarum*	5.5	4.5	44	8.19	7.16
	楠木 *Phoebe zhennan*	3.7	4.2	4	0.60	0.74
	土沉香 *Aquilaria sinensis*	3.0	4.0	1	0.24	0.27
	降香黄檀 *Dalbergia odorifera*	2.4	3.1	14	5.03	2.48
	大叶竹柏 *Nageia wallichiana*	1.9	2.1	1	0.72	0.26
	闽楠 *Phoebe bournei*（1）、坡垒 *Hopea hainanensis*（3）					
3	高檐蒲桃 *Syzygiu oblatum*	5.1	4.8	2	0.59	0.64
	黄花风铃木 *Handroanthus chrysanthus*	5.0	4.8	11	2.45	2.10
	蓝花楹 *Jacaranda mimosifolia*	4.2	4.6	5	3.44	1.39
	尖叶杜英 *Elaeocarpus rugosus*	3.2	4.1	8	1.99	1.54
	澳洲坚果 *Macadamia ternifolia*（5）、吊瓜树 *Kigelia africana*（3）、福木 *Garcinia subelliptica*（3）、红花玉蕊 *Barringtonia acutangula*（5）、火焰木 *Spathodea campanulata*（1）、菩提榕 *Ficus religiosa*（2）、人心果 *Manilkara zapota*（9）、小叶榄仁 *Terminalia neotaliala*（15）、银叶树 *Heritiera littoralis*（19）					
4	马尾松 *Pinus massoniana*	17.1	8.7	108	40.19	48.89
	山楂 *Crataegus pinnatifida*	4.2	4.6	7	3.08	1.33
	山苍子 *Litsea cubeba*（16）、桃 *Prunus persica*（15）、油茶 *Camellia oleifera*（46）					

续表 1
Continuation of table 1

类型 Type	树种 Tree species	平均胸径 Mean DBH /cm	平均树高 Mean height /m	株数 Tree number	不同年份的重要值 V_i	
					2016	2024
	桃金娘 *Rhodomyrtus tomentosa*	1.5	2.7	280	8.54	21.60
	湿地松 *Pinus elliottii*	15.4	9.8	33	15.01	10.79
	黄牛木 *Cratoxylum cochinchinense*	3.0	4.0	121	6.27	10.38
	木蜡 *Toxicodendron sylvestre*	1.9	3.3	62	0	8.31
	盐麸木 *Rhus chinensis*	2.9	3.3	63	16.51	7.62
	岗松 *Baeckea frutescens*	1.9	3.0	99	4.48	7.61
	山乌桕 *Triadica cochinchinensis*	5.8	5.4	32	5.02	6.54
5	油茶 *Camellia oleifera*	2.0	2.7	30	5.20	6.10
	野漆树 *Toxicodendron succedaneum*	2.2	3.7	39	5.86	4.99
	水团花 *Adina pilulifera*	2.5	3.6	47	2.04	4.69
	变叶榕 *Ficus variolosa*	2.0	2.9	22	1.92	3.74
	山苍子 *Litsea cubeb*a	3.2	4.7	12	0	2.43
	石斑木 *Rhaphiolepis indica*	1.5	2.7	16	0.23	2.14
	亮叶猴耳环 *Archidendron lucidum*	4.9	4.1	10	0.53	2.04
	鹅掌柴 *Heptapleurum heptaphyllum*	1.9	2.4	6	0	1.57

† 类型中 1、2、3、4 分别表示种植的乡土树种、珍贵树种、外引树种、非木质林产品树种，5 表示非种植野生树种。数字带括号的树种表示 2024 年调查时未发现，括号里数字表示 2012 年种植后样方中调查到的树种株数。
Type: 1 = native species (planted), 2 = precious species (planted), 3 = introduced species (planted), 4 = non-timber forest product species (planted), 5 = wild species (not planted). Tree species with numbers in parentheses indicate that they were not found during the 2024 year survey, and the numbers within the parentheses represent the number of individuals of those tree species recorded in the plots after planting in 2012 year.

物种多样性是植物群落研究中的关键指标，它描述了群落的组成和结构，主要包括群落物种丰富度和均匀度两个特征。本研究采用 4 个指数度量群落物种多样性 [25-26]。

物种丰富度（S）：计算每个森林群落样方内树高≥ 1.5 m 的木本植物物种总数，这是评估物种多样性最常用的指数，其值就是出现在样地内的物种数。

Shannon-Wiener 多样性指数（H'）：利用信息论原理度量群落中物种多样性的丰富程度。该指数综合了物种丰富度和均匀度，强调稀有物种对物种多样性的贡献 [27]。

$$H' = -\sum P_i \ln P_i \text{。} \quad (2)$$

式中：$P_i=N_i/N_0$，N_i 为群落内第 i 个物种的个体数，N_0 为群落内所有树高≥ 1.5 m 木本植物个体总数。

Simpson 多样性指数（D）：基于物种在群落中的相对多度，可通过评估随机抽取两个个体属于不同物种的概率来反映群落的物种多样性。该概率越大，表明群落的物种多样性越高；反之，则表明群落的物种集中性越高。该指数同样综合了物种丰富度和均匀度，但更侧重优势种对物种多样性的影响 [28]。

$$D = 1 - \sum P_i^2 \text{。} \quad (3)$$

Pielou 均匀度指数（J）：群落实测多样性与最大可能多样性（即在给定物种数的情况下，物种个体数量在物种间完全均匀分布时的群落多样性）的比值，反映了物种个体数在群落中分配的均匀程度。

$$J = H' / \ln S \text{。} \quad (4)$$

1.4.2　数据分析方法

采用 WPS 软件对数据进行整理及作图，用 SAS9.4 软件进行方差分析、均值计算和多重比较。

2　结果与分析

2.1　树种生长状况及适应性

2024 年调查分析结果表明，植被恢复试验引入树种中，生长最快的前 11 种有乡土阔叶树种黧蒴锥 *Castanopsis fissa*、西南木荷、小叶杜英 *Elaeocarpus apiculatus*、枫香 *Liquidambar formosana*、火力楠、木荷，珍贵树种红锥、米锥、格木、栲 *Castanopsis fargesii*，非木质林产品树种马尾松，平均胸径为 7.4 ～ 17.1 cm，平均树高为 6.2 ～ 8.7 m，其中生长最快的为马尾松，平均胸径为 17.1 cm，平均树高为 8.7 m，详见表 1 和图 1。生长较慢的 7 种有乡土阔叶树种菜豆树 *Radermachera sinica*、五味子 *Schisandra*

chinensis、铁冬青 *Ilex rotunda*、潺槁木姜子 *Litsea glutinosa*、秋枫 *Bischofia javanica*，珍贵树种大叶竹柏 *Nageia wallichiana*、降香黄檀，平均胸径为 1.9 ～ 2.7 cm，平均树高为 1.9 ～ 3.8 m（表 1）。

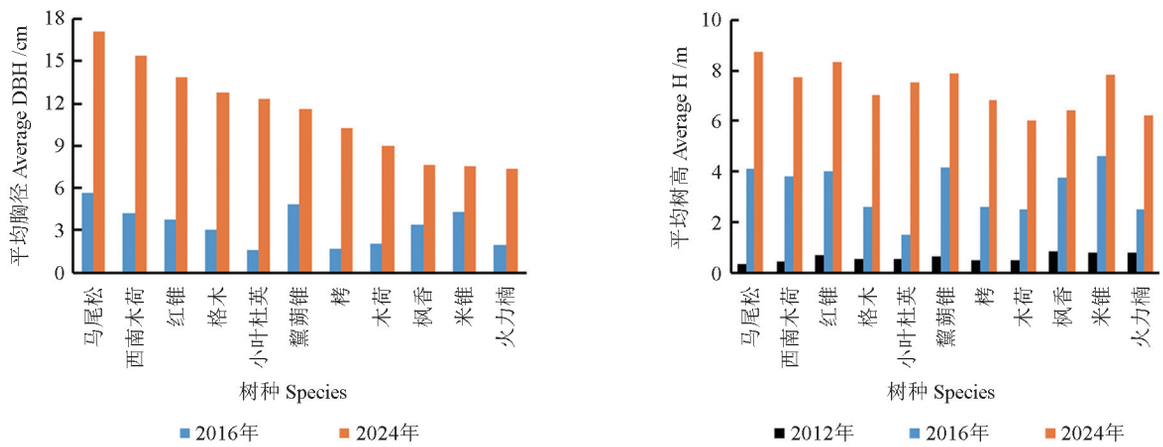


图 1　生长最快的前 11 个树种的平均胸径和平均树高

Fig. 1　Mean DBH and height of the 11 fastest-growing species

2012 年种植乡土阔叶树种、珍贵树种、外引树种、非木质林产品树种分别有 33、12、13、5 种，2024 年样地调查仍保存树种有 19、10、4、2 种，树种保存率分别为 57.6%、83.3%、30.8%、40.0%，珍贵树种、乡土阔叶树种有较高的保存率，最差为外引树种。所有样地种植树木株数平均保存率为 58.0%，超过平均保存率的树种中，株数保存率在 90% 以上的树种有楠木 *Phoebe zhennan*、土沉香 *Aquilaria sinensis*、火力楠、枫香共 4 种，80% ≤保存率＜ 90% 的有格木 1 种，70% ≤保存率＜ 80% 的有栲、银桦 *Grevillea robusta*、木荷、樟 *Cinnamomum officinarum* 共 4 种，60% ≤保存率＜ 70% 的有阴香、红锥、西南木荷、山杜英 *Elaeocarpus sylvestris*、高檐蒲桃 *Syzygium oblatum*、黄花风铃木 *Handroanthus chrysanthus*、马尾松、尖叶杜英 *Elaeocarpus rugosus* 共 8 种。

在保存率高于 60% 的 17 个适应性强的树种中，树高生长由快到慢的树种分别为马尾松、红锥、黧蒴锥、西南木荷、栲、枫香、火力楠、木荷、高檐蒲桃、黄花风铃木、樟、楠木、银桦、尖叶杜英、土沉香、阴香、山杜英（表 1、图 2）。

各树种配置模式间种植树种的胸径、树高差异极显著，结果见表 2。平均胸径由大到小为配置Ⅲ、Ⅱ、Ⅰ、CK，其值分别为 12.6、8.5、7.4、6.0 cm；平均树高由大到小为配置Ⅲ、Ⅱ、Ⅰ、CK，其值分别为 7.4、6.1、5.6、5.0 m。树种配置Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、CK 种植的树木株数保存率分别为 58.4%、50.4%、63.6%、77.1%。可见树种配置Ⅲ的平均树高、平均胸径均显著高于其他模式，这是由于本模式为针阔混交模式，是马尾松速生的结果。

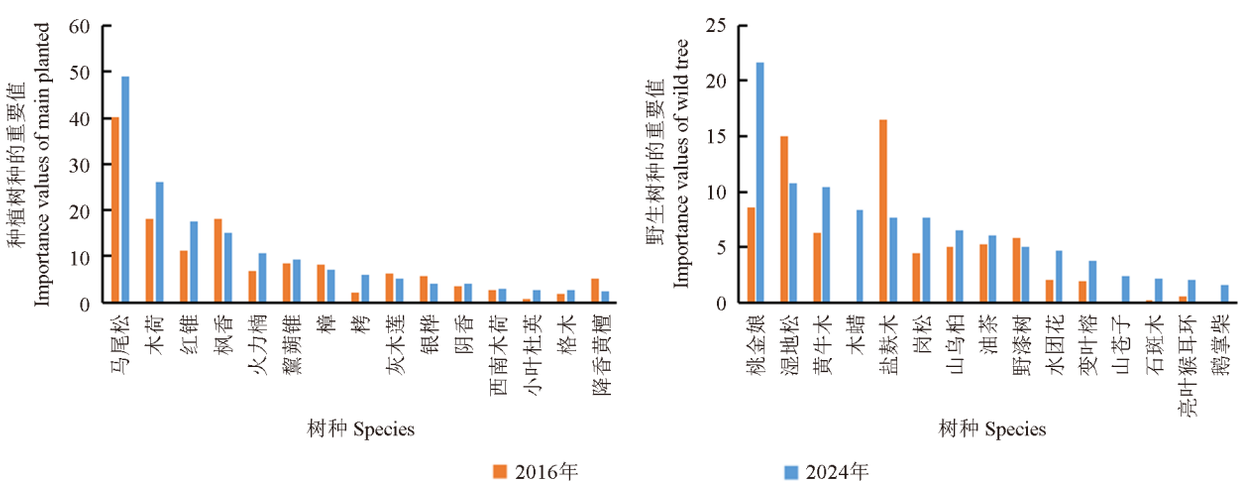


图 2　主要种植树种和野生树种的重要值

Fig. 2　Importance values of main planted and wild species

表 2　各树种配置模式树种的生长性状 †
Table 2　Growth traits of tree species by model

年份 Year	模式 Model	样地数量 Number of plot	株数 Tree number	平均胸径 Mean DBH /cm	平均树高 Mean height /m	样地平均胸高断面积和 Average basal area sum of the plot /cm^2
2024	Ⅰ	9	243	7.4 B	5.6 C	1 690.4
	Ⅱ	12	274	8.5 B	6.1 B	1 692.2
	Ⅲ	9	238	12.6 A	7.4 A	4 281.5
	CK	3	74	6.0 C	5.0 D	830.2
2016	Ⅰ	9	315	2.3 B	2.8 B	236.0
	Ⅱ	12	413	2.2 B	2.6 B	201.7
	Ⅲ	9	277	3.7 A	3.3 A	477.4
	CK	3	83	2.1 B	2.8 B	131.8

† 同列不同大写字母表示差异极显著（$P < 0.01$）。
Different uppercase letters in the same column indicate significant differences at $P < 0.01$.

2.2　群落结构

2.2.1　物种结构

2024 年调查各树种的重要值，结果见表 1。由表 1 和图 2 可知，种植树种的重要值由大到小的 15 个树种分别是马尾松、木荷、红锥、枫香、火力楠、黧蒴锥、樟、栲、灰木莲、银桦、阴香、西南木荷、小叶杜英、格木、降香黄檀，重要值为 2.48 ～ 48.89，分别占全部树种重要值的 0.8% ～ 16.3%。2024 年野生树种共 42 种，重要值由大到小的 15 个树种分别是桃金娘 *Rhodomyrtus tomentosa*、湿地松 *Pinus elliottii*、黄牛木 *Cratoxylum cochinchinense*、木蜡 *Toxicodendron sylvestre*、盐麸木 *Rhus chinensis*、岗松 *Baeckea frutescens*、山乌桕 *Triadica cochinchinensis*、油茶 *Camellia oleifera*、野漆树 *Toxicodendron succedaneum*、水团花 *Adina pilulifera*、变叶榕 *Ficus variolosa*、山苍子 *Litsea cubeba*、石斑木 *Rhaphiolepis indica*、亮叶猴耳环 *Archidendron lucidum*、鹅掌柴 *Heptapleurum heptaphyllum*，重要值为 1.57 ～ 21.60，分别占全部树种重要值的 0.5% ～ 7.2%（表 1 和图 2）。所有树种中，2024 年种植树种、野生树种的重要值分别为 185.63、114.37，2016 年分别为 182.74、117.26。可见，在试验群落中，除了种植树种外，自然恢复树种也占了近 40%。

各树种配置中主要种植树种和野生树种的重要值见表 3。由于树种太多，仅列出重要值排前 5 的树种。在各树种配置中，非木质林产品树种针叶树马尾松在各区中都占有一定比例，由于马尾松生长快、株数不多，但重要值占比较大，其中配置Ⅲ中马尾松的重要值为 106.15，占全部树种重要值的 35.4%，该林分为针阔混交林；对照（CK）中，枫香、木荷重要值占全部树种重要值的 36.1%。配置Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ中除马尾松外，主要树种有木荷、红锥、火力楠、黧蒴锥。

2016 年、2024 年 2 次调查结果显示，各种植树种的重要值除少数树种变化稍大外，多数树种变化不大（表 1），随着树种的生长，马尾松、木荷、红锥的重要值增加较多，分别由 2016 年的 40.19、18.22、11.10 增加到 2024 年的 48.89、26.22、17.58，与这几个树种的速生特性密切相关；野生树种的重要值随植被恢复变化较大，2016 年盐麸木的重要值最大，到 2024 年，桃金娘、湿地松、黄牛木、木蜡的重要值均超过了盐麸木。

由表 4 可知，2012 年草本层种类排前 10 的重要值为 1.9 ～ 233.9，2016 年为 3.5 ～ 179.2，2024 年为 2.8 ～ 192.2；2012 年排前 10 的重要值占全部重要值的 0.6% ～ 78.0%，2016 年为 1.2% ～ 59.7%，2024 年为 0.6% ～ 78.0%；2012 年排前 10 的重要值物种共占全部草本层物种重要值的 94.3%，2016 年为 87.9%，2024 年为 94.3%。在所有灌草植物中，在造林前以及植被恢复 12 a 后，芒萁在群落中均占绝对地位，2012、2016、2024 年芒萁重要值分别为 233.9、179.2、192.2，占所有灌草重要值的 78.0%、59.7%、64.1%。

2.2.2　空间结构

2024 年，群落样方平均保存种植树种株数为 25 株，2016 年平均保存有 33 株。2024 年，树种配置Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、CK 所有样地种植树种株数分别为 243、274、238、74 株，则每个样地平均树木分别有 27、23、26、25 株，各配置间种植树种保存株数相差不大（表 2）。

表 3 各配置模式主要树种重要值
Table 3 Importance values of dominant tree species by configuration modes

起源 Origin	配置Ⅰ Model Ⅰ		配置Ⅱ Model Ⅱ		配置Ⅲ Model Ⅲ		对照 CK	
	树种 Species	重要值 V_I	树种 Species	重要值 V_I	树种 Species	重要值 V_I	树种 Species	重要值 V_I
种植 Planted	木荷	28.80	木荷	34.25	马尾松	106.15	枫香	56.43
	红锥	19.50	红锥	27.68	木荷	13.97	木荷	51.96
	枫香	16.54	马尾松	16.70	红锥	11.62	马尾松	14.28
	马尾松	15.73	枫香	13.68	黧蒴锥	8.92		
	火力楠	15.51	火力楠	13.64	枫香	8.09		
野生 Wild	桃金娘	25.60	湿地松	18.92	桃金娘	20.97	岗松	47.16
	盐麸木	10.45	桃金娘	16.88	木蜡	12.72	桃金娘	27.15
	黄牛木	10.41	油茶	13.05	黄牛木	10.32	黄牛木	15.92
	野漆树	8.62	盐麸木	10.11	水团花	9.86	山乌桕	15.62
	山乌桕	8.40	黄牛木	9.47	湿地松	9.76	木蜡	11.88

表 4 主要灌草植物的重要值（前 10）
Table 4 Importance values of major shrub and herb species (Top 10)

2012 年 In 2012		2016 年 In 2016		2024 年 In 2024	
种名 Species	重要值 V_I	种名 Species	重要值 V_I	种名 Species	重要值 V_I
芒萁 *Dicranopteris dichotoma*	233.9	芒萁 *Dicranopteris dichotoma*	179.2	芒萁 *Dicranopteris dichotoma*	192.2
桃金娘 *Rhodomyrtus tomentosa*	12.5	五节芒 *Miscanthus floridulus*	27.5	桃金娘 *Rhodomyrtus tomentosa*	18.8
芒 *Miscanthus sinensis*	11.0	桃金娘 *Rhodomyrtus tomentosa*	15.4	毛秆野古草 *Arundinella hirta*	14.4
团叶鳞始蕨 *Lindsaea orbiculata*	8.1	芒 *Miscanthus sinensis*	12.8	毛草 *Eriophyton wallichii*	14.2
乌毛蕨 *Blechnum orientale*	5.7	盐麸木 *Rhus chinensis*	7.0	鬼灯笼 *Clerodendrum fortunatum*	9.9
岗松 *Baeckea frutescens*	2.8	毛秆野古草 *Arundinella hirta*	5.1	岗松 *Baeckea frutescens*	7.1
扇叶铁线蕨 *Adiantum flabellulatum*	2.4	地稔 *Melastoma dodecandrum*	4.6	地稔 *Melastoma dodecandrum*	6.2
米碎花 *Eurya chinensis*	2.3	细毛鸭嘴草 *Ischaemum indicum*	4.4	铺地蜈蚣 *Palhinhaea cernua*	3.2
米槠 *Castanopsis carlesii*	2.2	酸藤子 *Embelia laeta*	4.3	细毛鸭嘴草 *Ischaemum indicum*	3.0
玉叶金花 *Mussaenda pubescens*	1.9	岗松 *Baeckea frutescens*	3.5	酸藤子 *Embelia laeta*	2.8

2024 年，种植树种样地平均胸高断面积和为 2 319.5 m^2，2016 年为 280.0 m^2，各树种配置间种植树种的单株平均胸高断面积和差异极显著（表 2）。样地平均胸高断面积和由大到小为配置Ⅲ、Ⅱ、Ⅰ、CK，分别为 4 281.5、1 692.2、1 690.4、830.2 cm^2，胸高断面积树种配置Ⅲ、Ⅱ、Ⅰ分别是对照（CK）的 5.2、2.0、2.0 倍。

2024 年，试验种植树种的平均高度为 6.24 m，树种配置Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、CK 种植树种的平均树高为 5.58、6.14、7.43、5.02 m（表 2）。

2.3 物种多样性

2.3.1 物种丰富度

2012 年种植的 63 个树种中，乡土树种 20 科 33 种、珍贵树种 6 科 12 种、外引树种 10 科 13 种、非木质林产品树种 4 科 5 种，2016 年、2024 年调查造林树种的保存率，分别保存有 54、35 种，可见，造林树种的保存率随时间推移呈持续下降趋势。2012 年造林前本底调查共记录野生树种 36 种，2016 年、2024 年调查时野生树种分别有 45、42 种，说明随着时间的推移，种类呈少许波动，多年度调查共出现野生树种 55 种。2012 年、2016 年、2024 年灌草种类分别为 40、53、30 种，种类丰富度呈先上升后下降的趋势。区域内共调查记录灌草植物 82 种，主要优势种类包括菝葜 *Smilax china*、白背叶 *Mallotus apelta* 等（表 5）。

2012 年，树种配置Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ种植树种远比 CK 多，且造林前野生树种亦比 CK 丰富，故树种丰富度也远大于 CK（表 5）。随着时间的推移，树种配置Ⅰ造林树种丰富度持续下降，配置Ⅱ、Ⅲ造林 4 a 后不变，造林 12 a 后，丰富度降低，对照（CK）种植了 2 个树种，丰富度保持不变。随着时间的推移，造林 4 a 后，所有配置的野生树种丰富度增加，造林 12 a 后，配置Ⅰ、Ⅱ野生树种丰富度下降，而配置Ⅲ、CK 依然保持增加，与造林前相比，野生树种丰富度都有大幅提高。

2012 年、2016 年、2024 年草本植物丰富度分别为 40、53、30，造林后呈先升高后下降的趋势，

与造林前比，草本丰富度均有大幅下降。造林 12 a 后，配置Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ以及 CK 草本植物丰富度分别减少了 12、5、9、4 种。造林 4 a 后，林分未郁闭，生境条件发生改变，林下草本丰富度随之提升，而造林 12 a 后，林分基本郁闭，林下光照、微环境等因子受限，草本植物种类大幅下降。

表 5　植物丰富度及多样性 †
Table 5　Plant richness and diversity

年份 Year	多样性 Diversity	配置Ⅰ Model Ⅰ		配置Ⅱ Model Ⅱ		配置Ⅲ Model Ⅲ		对照 CK		全林 Whole forest stand	
		木本 Woody	草灌 Herbs and shrubs	木本 Woody	草灌 Herbs and shrubs	木本 Woody	草灌 Herbs and shrubs	木本 Woody	草灌 Herbs and shrubs	木本 Woody	草灌 Herbs and shrubs
2012	S_1	53	—	38	—	26	—	2	—	63	—
	S_2	18	—	20	—	12	—	7	—	36	—
	S	71	27	58	25	38	20	9	8	99	40
	D	—	0.397 2	—	0.063 0	—	0.106 9	—	0.056 4	—	0.119 9
	H'	—	1.333 6	—	0.303 1	—	0.500 9	—	0.263 8	—	0.544 6
	J	—	0.404 6	—	0.094 2	—	0.167 2	—	0.126 9	—	0.147 6
2016	S_1	43	—	38	—	26	—	2	—	54	—
	S_2	35	—	29	—	15	—	14	—	45	—
	S	78	41	67	25	41	25	16	19	99	53
	D	0.953 7	0.396 6	0.964 0	0.240 7	0.900 1	0.245 5	0.801 8	0.470 9	0.961 0	0.316 4
	H'	5.227 1	1.385 3	5.267 0	0.917 4	4.383 9	0.866 0	2.935 9	1.488 8	5.356 0	1.171 7
	J	1.199 8	0.373 0	1.252 7	0.285 0	1.180 5	0.269 0	1.015 8	0.505 6	1.170 8	0.295 1
2024	S_1	29	—	30	—	22	—	2	—	35	—
	S_2	29	—	25	—	20	—	16	—	42	—
	S	58	15	55	20	42	11	18	4	77	30
	D	0.931 2	0.189 2	0.949 3	0.205 2	0.888 6	0.061 3	0.835 6	0.147 7	0.942 9	0.154 5
	H'	4.717 7	0.732 9	4.844 3	0.860 0	4.124 2	0.288 8	3.110 0	0.418 7	4.841 1	0.706 8
	J	1.161 9	0.270 6	1.208 9	0.287 1	1.103 4	0.120 5	1.056 2	0.302 0	1.121 3	0.207 8

† S_1、S_2 分别表示种植树种、野生树种的数目。“—”表示相应位置没有指标值。
S_1 and S_2 represent the number of planted and wild tree species, respectively. “–”: Indicates that there is no indicator value for the corresponding position.

2.3.2　物种多样性指数

2016 年乔木树种 Simpson 多样性指数、Shannon-Wiener 多样性指数、均匀度指数分别为 0.961 0、5.356 0、1.170 8，2024 年为 0.942 9、4.841 1、1.121 3，可见造林后，随着时间的推移，物种多样性、均匀度略有下降，树种配置Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ也呈同样规律，但 CK 则相反，多样性指数、均匀度指数均升高。

2012 年草灌 Simpson 多样性指数、Shannon-Wiener 多样性指数、均匀度指数分别为 0.119 9、0.544 6、0.147 6，2016 年为 0.316 4、1.171 7、0.295 1，2024 年为 0.154 5、0.706 8、0.207 8，随着植被恢复进程的推进，Simpson 多样性指数、Shannon-Wiener 多样性指数、均匀度指数均呈现先升高后降低的变化趋势。

3　结论与讨论

3.1　植被恢复树种的适应性

退化森林生态系统的恢复与重建，可依据退化程度，分别从次生裸地、次生灌丛、次生林等不同阶段切入开展修复治理 [29]。在生态修复过程中，生物多样性恢复是退化生态系统修复的核心，其中植物多样性的维系与提升更是决定生态系统能否实现长效稳定恢复的关键要素 [2,30]。对低质低效马尾松次生林的改造，简单的封山育林难以奏效，须借助自然力和森林自身调节功能并施以人为的育林措施 [31]。本研究的试验区域为 2007 年火烧迹地，该区域临近村庄，受人为干扰较为严重，原有植被为次生灌丛，采用人工种植种类丰富的乔木树种进行植被恢复与重建。经过近 12 a 的人工造林植被恢复，该区域共种植 63 个树种，最终保留下来的 35 个树种中，生长速率较快的树种共 11 种，包括乡土阔叶树种黧蒴锥、西南木荷、小叶杜英、枫香、火力楠、木荷，珍贵树种红锥、米锥、格木、栲，非木质林产品树种马尾松，且在所有生长较快的树种中，马尾松的生长速度最快。根据树种株数的保存率，初步筛选出适应性强的 17 个树种，具体包括楠木、土沉香、火力楠、枫香、格木、栲、银桦、木荷、樟、阴香、红锥、西南

木荷、山杜英、高檐蒲桃、黄花风铃木、马尾松、尖叶杜英。2002—2011 年，在广东佛山云勇林场，采用新造林为主的方式，选用 134 个树种，采用多种混交方式对杉木、马尾松低效林分进行改造，并依据树高年均生长量筛选适宜树种 [20]。本研究中 12 年生木荷、阴香、枫香、红锥、樟平均树高为6.0、3.6、6.4、8.3、4.5 m，平均胸径为9.0、3.6、7.6、13.9、5.5 cm，与云勇林场同树种相比，除木荷的树高、胸径略高于该林场外，其余 4 个树种的树高、胸径均低于云勇林场，这与本研究林地为长期人为干扰、水土流失形成的退化灌草地且土壤贫瘠有关。马尾松在本试验中是生长表现最好的树种，以马尾松为主的树种配置Ⅲ，平均树高为 7.4 m，平均胸径为 12.6 cm，显著高于其他几种配置模式。

2024 年样地调查结果显示，乡土阔叶树种、珍贵树种、外引树种、非木质林产品树种的保存率分别为 57.6%、83.3%、30.8%、40.0%。其中，样地未保存的乡土树种有大叶山楝 *Aphanamixis polystachya*、宫粉紫荆 *Bauhinia variegata* 等 14 种，这些树种多为景观树种，在与其他树种随机混交生长过程中不具有竞争力，表明这些园林树种对于山地丘陵适生性差，用于山地造林及植被恢复时需慎重选用。若植被重建恢复侧重景观效果，不宜采用各树种完全随机混交的模式，可采用小片状混交方式，避免树种间过度竞争，提升保存率。在外引树种中，保存比例最低，本次造林共引入 13 种外引树种，仅有尖叶杜英和蓝花楹 2 种得以保存，可见，外引树种在山地自然条件下多树种混交竞争中适应性较差，不宜大规模推广应用。非木质林产品树种共 5 种，除高脂马尾松外，仅有山楂得以保存，可见经济树种用于植被恢复时，若采用与其他树种随机混交而不进行针对性经营管理的模式，难以达到预期经济收益目标。由于不同树种需要的立地条件不同，且种间关系受到树种的种类、径级、植株距离以及时间等因素的影响 [32]，因此，树种配置方式、混交模式的优化以及生态服务功能的发挥等相关问题，都需要针对具体树种、具体环境条件进行长期观测与系统研究，才能提出科学合理的方案。

我国南亚热带地区，与马尾松混交成功的树种主要包括火力楠、红椎、西南木荷、木荷、黎蒴栲等。在马尾松林分中补植套种灰木莲、枫香等 7 个阔叶树种后，不仅马尾松林分保留木的生长质量得到显著提升，套种的阔叶树种前期生长也表现良好 [23]。基于以上分析，针对退化严重的生态系统，在植被恢复过程中选用先锋树种马尾松，同时合理混交乡土阔叶树种，遵循植物群落演替规律，可快速实现植被重建与恢复，进而改善林地立地环境，促进森林群落正向演替。

3.2 群落结构

重要值是综合衡量物种在群落中地位和作用的有效指标，通过分析不同演替阶段树种重要值的变化，可清晰地了解次生演替中群落种群的消长规律与变化特征 [24]。本试验通过人工引入多树种进行造林，经过 12 a 的自然生长与群落演化后，样地内共出现种植树种 35 种、野生树种 42 种。其中，种植树种中重要值最大的为马尾松，为 48.89，占全部树种重要值的 16.3%；重要值大于 10 的种植树种还有木荷、红锥、枫香、火力楠，说明马尾松在群落中占据了绝对的优势，是群落的优势种和建群种。野生树种中，重要值最大的为桃金娘，为 21.60，占全部野生树种重要值的 7.2%；重要值大于 10 的野生树种还有湿地松、黄牛木。可见，该群落物种丰富度较高，马尾松等少数树种占绝对优势，主导着群落的结构与演替方向。

一个结构完整、稳定的林分，除乔木层外，还应具备灌木层与草本层，形成乔木、灌木、草本共生的立体群落结构 [33]。2024 年样地调查结果显示，草灌木层共出现 30 个物种，其中芒萁的重要值最高，达 192.2，占全部灌木与草本植物重要值总和的 78.0%，灌草层次优物种依次为桃金娘、毛秆野古草、毛草、鬼灯笼，其重要值分别为 18.8、14.4、14.2、9.9，与芒萁的重要值差距显著，进一步凸显了芒萁在草本层的主导作用。

群落的水平结构是指群落内物种的配置状况及水平格局。本试验检测数据显示，2016 年样方内平均保存种植树种株数为 33 株，至 2024 年平均保存株数降至 25 株，呈现自然稀疏特征。从胸高断面积来看，树种配置Ⅲ、Ⅱ、Ⅰ种植树种的胸高断面积分别为 CK 的 5.2、2.0、2.0 倍。本研究中，树种配置Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ引入的树种种类丰富，而 CK 仅种植 2 个树种，可见多树种混交更有利于增加胸高断面积，提高森林生产力。胡厚臻等 [33] 研究也证实，采用林窗化方式改造低效杉木林时，多树种高度混交模式有利于提高母生 *Homalium hainanense* 的保存率，并促进交趾黄檀 *Dalbergia cochinchinensis* 的高生长。罗毓明等 [34] 指出，乡土树种混交林更适用于生态公益林的构建，亦可用于针叶林及外来树种纯林的林分改造。刘利杰等 [35] 研究表明，广州市增城林场的桉树林、

阔叶混交林、针阔混交林 3 种人工林均能形成乔 - 灌 - 草 - 藤的群落结构。本试验中树种平均高度为 4.75 m，群落内树木整体长势不高，最高的树木未超过 15 m，分层不明显，垂直结构较为简单，仅明显分为乔木层、灌草层，群落的垂直结构同鼎湖山典型的亚热带常绿阔叶林 [36] 相比，还存在较大的差别，表明植被恢复仍处于群落演替的初期阶段。

3.3　物种多样性

植被恢复 12 a 后，样地内人工引种树种共 35 种，野生树种 42 种，灌草层植物 30 种。从木本植物物种丰富度变化来看，随着造林时间的推移，乔木树种的物种丰富度略有下降。本试验的植被恢复与重建工作已初步形成了物种丰富的森林群落。造林树种中，部分树种因适应性不强致丰富度降低，而野生树种方面，随着造林时间的延长，林分随树木生长逐渐趋于郁闭，林内小气候、土壤理化性质等生境条件持续改善，野生树种丰富度增加。

物种多样性的增加会使群落中物种功能特性的多样性增加，从而实现对有限资源在不同时间、空间维度上的差异化利用，最大化提升资源利用率，从而加快生物量积累速率，提高森林生产力 [37]。黄钰辉等 [22] 在南亚热带杉木林分改造研究中发现，不同模式下乔木层丰富度指数为 8 ～ 32，Simpson 指数、Shannon-Wiener 多样性指数及均匀度指数分别为 0.67 ～ 0.90、1.59 ～ 2.82 和 0.59 ～ 0.95；罗毓明等 [34] 通过对广东鹤山生态系统国家野外科学观测研究站 4 种典型人工林林下植物群落的调查，共记录植物 35 科 52 属 60 种 [34]；刘利杰等 [35] 研究表明，广州市增城林场桉树林、阔叶混交林、针阔混交林林下植物共 51 科 92 属 121 种，其中灌木 23 科 37 属 46 种，草本 15 科 27 属 32 种，藤本 20 科 31 属 43 种 [35]。本植被恢复试验进行 12 a 后，样地内木本植物共 77 种，草灌植物 30 种，其中乔木树种 Simpson 多样性指数、Shannon-Wiener 多样性指数、均匀度指数分别为 0.942 9、4.841 1、1.121 3，草灌植物为 0.154 5、0.706 8、0.207 8，整体呈现出较高的物种多样性水平。本试验中乔木层多样性指数均高于罗毓明等 [34] 和黄钰辉等 [22] 的研究结果，这一差异主要与本研究植被恢复试验引入树种丰富、林分目前正处于完全郁闭阶段、野生植物种类较为丰富有关。

3.4　结　论

保存率高、适应性较好的树种主要包括楠木、土沉香、火力楠、枫香、格木、栲、银桦、木荷、樟、阴香、红锥、西南木荷、山杜英、高檐蒲桃、黄花风铃木、马尾松、尖叶杜英等。在南亚热带植被恢复的树种选用过程中，应慎重选用园林树种和外引树种，若将经济树种用于植被恢复且与其他树种随机混交而不经营，难以实现预期经济收益目标。其中，马尾松生长速率最优，以马尾松为主的树种配置Ⅲ形成的针阔混交林，林分平均高、胸径、胸高断面积显著高于其他几种配置模式。针对退化较严重的生态系统，植被恢复过程中优先选用先锋树种马尾松，同时混交乡土阔叶树种，可有效加快植被重建与生态修复进程。群落木本层中，马尾松等少数物种占绝对优势，其重要值占全部树种重要值的 16.3%，木荷、红锥、枫香、火力楠等为次要优势树种。林下灌草物种组成丰富，芒萁为灌草层绝对优势种，重要值占比达 78.0%，群落已初步形成结构完整、物种多样的乔 - 灌 - 草复合森林生态系统。本植被恢复试验开展 12 a 后，调查区域共记录木本植物 77 种、草灌木 30 种，群落整体维持较高的物种多样性水平。

参考文献：

[1] 彭少麟 . 中国南亚热带退化生态系统的恢复及其生态效应 [J]. 应用与环境生物学报 ,1995,1(4):403-414.
PENG S L. Rehabilitation of the degraded ecosystem and its ecological effect in south China’s subtropical region[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology,1995,1(4):403-414.

[2] 彭少麟 . 恢复生态学研究进展及在中国热带亚热带的实践 [J]. 四川师范学院学报 (自然科学版),2000,21(3):221-227.
PENG S L. The advance on restoration ecology and its application in tropical and subtropical China[J]. Journal of Sichuan Teachers College (Natural Science),2000,21(3):221-227.

[3] 温远光 . 常绿阔叶林退化生态系统恢复过程物种多样性的发展趋势与速率 [J]. 广西农业大学学报 ,1998,17(2):93-106.
WEN Y G. Restorative tend and rate of the species diversity of recovering process in degraded ecosystem of evergreen broad-leaved forest[J]. Journal of Guangxi Agricultural University,1998,17(2):93-106.

[4] 郭文月 , 沈文星 . 森林植物物种多样性价值形成机理及评价方法 [J]. 世界林业研究 ,2020,33(4):118-122.
GUO W Y, SHEN W X.Value formation mechanism and evaluation method of forest plant species diversity[J]. World Forestry Research,2020,33(4):118-122.

[5] 习杰 , 吴泽华 , 林强 , 等 . 不同植被恢复措施对红壤区马尾松侵蚀退化地土壤崩解特性的影响 [J]. 水土保持学报 ,

2024,38(6):35-43,53.
XI J, WU Z H, LIN Q, et al. Effects of different vegetation restoration measures on the disintegration characteristics of eroded degraded land of *Pinus massoniana* in red soil region[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2024,38(6):35-43,53.

[6] 樊荣 , 徐含锋 , 李超 , 等 . 亚热带林地恢复过程的植物多样性与水分利用效率变化 [J]. 地理研究 ,2024,43(3):776-790.
FAN R, XU H F, LI C, et al. Changes in plant diversity and water use efficiency during the restoration process of subtropical forests[J]. Geographical Research,2024,43(3):776-790.

[7] JACTEL H, BAUHUS J, BOBERG J, et al. Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances[J]. Current Forestry Reports,2017,3:223-243.

[8] FICHTNER A, SCHNABEL F, BRUELHEIDE H, et al. Neighbourhood diversity mitigates drought impacts on tree growth[J]. Journal of Ecology,2020,108:865-875.

[9] PARDOS M, DEL RÍO M, PRETZSCH H, et al. The greater resilience of mixed forests to drought mainly depends on their composition: analysis along a climate gradient across Europe[J]. Forest Ecology and Management,2021,481:118687.

[10] CAO J, LIU H Y, ZHAO B, et al. Mixed forest suffered less drought stress than pure forest in southern Siberia[J]. Agricultural and Forest Meteorology,2022,325:109137.

[11] LIANG J J, CROWTHER T W, PICARD N, et al. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests[J]. Science, 2016,354:aaf8957.

[12] BARBEITO I, DASSOT M, BAYER D, et al. Terrestrial laser scanning reveals differences in crown structure of *Fagus sylvatica* in mixed *vs*. pure European forests[J]. Forest Ecology and Management,2017,405:381-390.

[13] GAMFELDT L, SNÄLL T, BAGCHI R, et al. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species[J]. Nature Communications,2013,4:1340.

[14] DAI E F, ZHU J J, WANG X L, et al. Multiple ecosystem services of monoculture and mixed plantations: a case study of the Huitong experimental forest of southern China[J]. Land Use Policy, 2018,79:717-724.

[15] CALAMA R, DE-DIOS-GARCÍA J, DEL RÍO M, et al. Mixture mitigates the effect of climate change on the provision of relevant ecosystem services in managed *Pinus pinea* L. forests[J]. Forest Ecology and Management,2021,481:118782.

[16] 李跃林 , 彭少麟 , 戴智明 , 等 . 鹤山重建植被的几种优势种叶解剖学研究 [J]. 生态科学 ,2002,21(1):41-44.
LI Y L, PENG S L, DAI Z M, et al. Study on leaf anatomical characteristics of dominant species of rehabilitation vegetation in Heshan[J]. Ecologic Science,2002,21(1):41-44.

[17] 彭少麟 . 南亚热带森林群落动态学 [M]. 北京 : 科学出版社 , 1996.
PENG S L. Dynamics of forest community in south subtropical zone[M]. Beijing: Science Press,1996.

[18] 周诗祺 , 吴洁玲 , 吴泽华 , 等 . 不同植被恢复模式下退化红壤团聚体特征及土壤分离速率的差异 [J]. 应用生态学报 ,2025, 36(3):868-876.
ZHOU S Q, WU J L, WU Z H, et al. Differences in soil aggregates characteristics and soil detachment rate in degraded red soil among different vegetation restoration modes[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2025,36(3):868-876.

[19] 李金凤 , 王晖 , 尤业明 , 等 . 南亚热带人工林树种配置对根际土壤生物有效磷的影响 [J]. 应用生态学报 ,2024,35(6):1492-1500.
LI J F, WANG H, YOU Y M, et al. Effects of tree species assembly on bioavailable P components in rhizosphere soil of southern subtropical plantation[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2024,35(6):1492-1500.

[20] 盘李军 , 王明怀 , 冼干标 , 等 . 云勇生态公益林树种选择及配置研究初报 [J]. 广东林业科技 ,2013,29(5):1-6.
PAN L J, WANG M H, XIAN G B, et al. Preliminary study about tree selection and configuration of Yunyong ecological forest[J]. Guangdong Forestry Science and Technology,2013,29(5):1-6.

[21] 方怡然 , 李洁 , 薛立 . 不同林分改造模式对加勒比松林林下植物多样性和土壤物理性质的影响 [J]. 中南林业科技大学学报 , 2018,38(6):109-114.
FANG Y R, LI J, XUE L. Impact of stand transformation on plant diversity and soil physical properties in *Pinus caribaea* stands[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2018,38(6):109-114.

[22] 黄钰辉 , 张卫强 , 甘先华 , 等 . 南亚热带杉木林分改造中不同树种组合模式评价 [J]. 生态环境学报 ,2016,25(6):956-964.
HUANG Y H, ZHANG W Q, GAN X H, et al. Evaluation of different tree species composition patterns in stand conversion of *Cunninghamia lanceolata* in southern subtropical region of China[J]. Ecology and Environmental Sciences,2016,25(6): 956-964.

[23] 黄章平 , 汪迎利 , 邱智雄 , 等 . 马尾松林分间伐套种质量提升研究 [J]. 林业与环境科学 ,2018,34(4):110-114.
HUANG Z P, WANG Y L, QIU Z X, et al. Quality improvement of mixed thinned masson pine forest[J]. Forestry and Environmental Science,2018,34(4):110-114.

[24] 李俊清 , 牛树奎 , 刘艳红 . 森林生态学 [M].3 版 . 北京 : 高等教育出版社 ,2017.
LI J Q, NIU S K, LIU Y H. Forest ecology[M]. 3rd ed. Beijing: Higher Education Press,2017.

[25] 马克平 , 刘玉明 . 生物群落多样性的测度方法Ⅰ：α 多样性的测度方法 (下)[J]. 生物多样性 ,1994,2(4):231-239.
MA K P, LIU Y M. Methods for measuring biodiversity Ⅰ: methods for measuring α-diversity[J]. Chinese Biodiversity,1994,2(4):231-239.

[26] 贾贞妮 , 张意岑 , 杜彦君 , 等 . 干扰对中亚热带森林群落物种多样性演替动态的影响 [J]. 生物多样性 ,2025,33(2):14-26.
JIA Z N, ZHANG Y C, DU Y J, et al. Influences of disturbances on successional dynamics of species diversity in mid-subtropical forests[J]. Biodiversity Science,2025,33(2):14-26.

[27] PEET R K. The measurement of species diversity[J]. Annual Review of Ecology and Systematics,1974,5:285-307.

[28] HURLBERT S H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters[J]. Ecology,1971,52(4):577-586.

[29] 楼崇 , 刘安兴 , 祝国民 . 南方生态公益林经营模式的研究 [J]. 南京林业大学学报 (自然科学版),2007,31(2):97-100.
LOU C, LIU A X, ZHU G M. Research of theories on management patterns of ecological public welfare forest in the south of China[J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2007,31(2):97-100.

[30] 陈婵 , 朱小叶 , 陈金磊 , 等 . 亚热带不同植被恢复阶段生态系统 N、P 储量的垂直分配格局 [J]. 生态学报 ,2022,42(4):1393-1409.
CHEN C, ZHU X Y, CHEN J L, et al. Vertical distribution pattern of N and P storage of ecosystem at different vegetation restoration periods in the subtropical region of China[J]. Acta Ecologica Sinica,2022,42(4):1393-1409.

[31] 刘政 , 索沛蘅 , 轩寒风 , 等 . 南方红壤侵蚀区马尾松林植被恢复对土壤氮有效性和微生物量碳、氮季节动态的影响 [J]. 生态学报 ,2025,45(5):2094-2103.
LIU Z, SUO P H, XUAN H F, et al. Seasonal dynamics of soil nitrogen availability and microbial biomass carbon, nitrogen along restoration ages of *Pinus massoniana* plantations in red soils erosion region at southern China[J]. Acta Ecologica Sinica,2025,45(5):2094-2103.

[32] 赵晴 , 张姣 , 贺利平 , 等 . 田头山市级自然保护区桉树林皆伐改造树种配置模式综合评价 [J]. 林业与环境科学 ,2025,41(1):94-104.
ZHAO Q, ZHANG J, HE L P, et al. Comprehensive evaluation of different tree species configuration modes in clear-cutting and transformation *Eucalyptus urophylla* plantation in Tiantoushan municipal natural reserve[J]. Forestry and Environmental Science,2025,41(1):94-104.

[33] 胡厚臻 , 崔之益 , 李小飞 , 等 . 珍贵树种林窗化改造低效杉木林效果分析 [J]. 中南林业科技大学学报 ,2025,45(2):61-70.
HU H Z, CUI Z Y, LI X F, et al. Effect analysis of gap creation on regenerating low-efficiency *Cunninghamia lanceolata* plantations with precious tree species[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology,2025,45(2):61-70.

[34] 罗毓明 , 谭向平 , 邹晓君 , 等 . 我国南方 4 种常见人工林林下植物多样性特征及影响因素 [J]. 热带亚热带植物学报 , 2022,30(1):1-10.
LUO Y M, TAN X P, ZOU X J, et al. Understory plant diversity characteristics and influencing factors of four common plantations in south China[J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2022,30(1):1-10.

[35] 刘利杰 , 李季衡 , 陈岸军 , 等 . 林分类型和密度对增城林场人工林林下植物多样性的影响 [J]. 中南林业科技大学学报 , 2023,43(9):89-96.
LIU L J, LI J H, CHEN A J, et al. Effects of understory plant diversity on stand type and density in Zengcheng forest farm[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2023,43(9):89-96.

[36] 李日红 . 鼎湖山季风常绿阔叶林的基本结构和特征 [J]. 中山大学学报论丛 ,2001,21(3):31-35.
LI R H. Basic structure and characteristics of the monsoon evergreen broad-leaved forest in Dinghushan[J]. Supplement to the Journal of Sun Yatsen University,2001,21(3):31-35.

[37] 廖智毅 , 王敏 , 朱珏 , 等 . 生物多样性对牧草生产力、营养成分和氮循环的影响 [J]. 华北农学报 ,2010,25(增刊 1):243-249.
LIAO Z Y, WANG M, ZHU J, et al. Effect of forage diversity on productivity, forage chemical composition and soil nitrogen profile[J]. Acta Agriculturae Boreali-Sinica,2010,25(Suppl. 1):243-249.

[本文编校：谢荣秀]