

# 黎母山引进外来树种对森林群落物种多样性的影响

方发之,黎肇家,桂慧颖

(海南省林业科学研究院/海南省红树林研究院,海南 海口 571100)

**摘要:**采用样地调查法对黎母山片区内 28 a 和 15 a 加勒比松群落、20 a 和 26 a 马占相思群落、16 a 和 21 a 橡胶群落、10 a 和 3 a 榆树群落、20 a 次生林群落进行调查,通过树种重要值和物种多样性指数反映林地森林植被群落特征。结果表明:1)乔木层树种类最多的是次生林群落 40 个种,20 a 马占相思群落乔木层树种共 29 个,21 a 橡胶和 3 a 榆树群落未调查到乔木;灌木种类最多为 20 a 马占相思群落,共 5 个种,草本种类最多为 3 a 榆树群落,共 7 个种。2)次生林优势种为贡甲和青梅,重要值分别为 17.87% 和 14.76%;28 a 加勒比松群落乔木树种重要值最大为鸭脚木 38.94%,15 a 加勒比松群落乔木树种重要值最大为中平树 37.99%,20 a 马占相思群落乔木树种重要值最大为细齿叶柃 18.80%,26 a 马占相思群落乔木树种重要值最大为八角枫 30.86%,16 a 橡胶群落乔木树种重要值最大为白楸 31.63%,10 a 榆树群落乔木树种重要值最大为细基丸 45.74%;森林群落内灌木树种与草本种类比较少。3)黎母山不同外来树种与次生林群落 Simpson 指数、Shannon-Wiener 指数均表现为乔木层 > 灌木层 > 草本层,乔木层 Pielou 指数低于灌草层。4)森林群落更新层未调查到外来树种自主更新幼树,但加勒比松和马占相思群落均生长海南乡土树种。黎母山引进不同外来树种对森林群落优势树种类具有差异,不同程度上减少了森林群落物种多样性,改变了森林群落乔灌草层次物种组成结构,降低了群落结构复杂性。

**关键词:**黎母山;外来树种;森林群落;重要值;物种多样性

中图分类号:S718.54

文献标志码:A

文章编号:1001-7461(2022)05-0036-10

Effects of Introducing Exotic Tree Species on Species Diversity of Forest Communities  
in the Limu Mountain

FANG Fa-zhi, LI Zhao-jia, GUI Hui-ying

(Hainan Academy of Forestry/Hainan Academy of Mangrove, Haikou 571100, Hainan, China)

**Abstract:** In order to explore the effects of the introduction and construction of different exotic tree species on the forest community characteristics in the Limu Mountain, the sample plot survey method was used to investigate the communities of 28- and 15-year-old *Pinus caribaea*, 20- and 26-year-old *Acacia mangium*, 16- and 21-year-old *Hevea brasiliensis*, 10- and 3-year-old *Eucalyptus* spp., and 20-year-old secondary forest occurring in the Limu Mountain area. The characteristics of the forest community were reflected by the tree species importance value and species diversity index. The survey results showed that 1) the most abundant plant species with a number of 40 were found in the tree layer of secondary forest community. There were a total of 29 tree species in 20-year-old *A. mangium* community. No tree species were found in 21-year-old *H. brasiliensis* and 3-year-old *Eucalyptus* spp. communities. Shrub species were the most (5 species) in 20-year-old *A. mangium* community. Herbaceous species were the most (7 species) in 3-year-old *Eucalyptus* spp. community. 2) Dominant species of secondary forests were *Maclurodendron oligo-*

*phlebium* and *Vatica mangachapoi*, with the importance values of 17.87% and 14.76%, respectively. The largest important value (38.94%) of the tree species in the 28-year-old *P. caribaea* community was *Schefflera heptaphylla*. The largest important value (37.99%) of the tree species in 15-year-old *P. caribaea* community was *Macaranga denticulata*. The largest importance value of the tree species in the 20-year-old *A. mangium* community was 18.80% of *Eurya nitida*. The largest importance value (30.86) of the tree species in 26-year-old *A. mangium* community was *Alangium chinense*. The largest importance value (31.63%) of tree species in 16-year-old *Hevea brasiliensis* community was *Mallotus paniculatus*. The largest importance value (45.74%) of tree species in 10-year-old *Eucalyptus* spp. community was of *Polyalthia cerasoides*. Less shrub species and herb species were found in forest communities. 3) Simpson index and Shannon-Wiener index of different exotic tree species and secondary forest communities in Limu Mountain showed tree layer>shrub layer>herb layer, and Pielou index showed tree layer was lower than shrub layer. 4) There was no self-renewal saplings of exotic tree species in the regeneration layer of forest community, but *P. caribean* and *A. mangium* communities grew native species in Hainan. The introduction of different exotic tree species in the Limu Mountain had differences between the dominant tree species of forest community, which reduced the species diversity of forest community to varying degrees, and changed the species composition structure of tree layer, shrub layer and herb layer in forest community, and thus reduced the complexity of community structure.

**Key words:** Limu Mountain; exotic tree species; forest community; importance value; species diversity

外来树种是一定区域内历史上没有自然分布,通过人为活动直接或间接引入的树种<sup>[1]</sup>。多年以来,为促进农林业发展,我国大量引入外来树种丰富特定区域生物多样性和提高农林业经济效益<sup>[2-3]</sup>。尽管外来树种发展为有害植物的可能性比较大,但在此之前并不一定对当地生态系统造成威胁<sup>[1]</sup>。外来树种在新的环境内往往具有较高生长率和较强环境适应能力<sup>[4]</sup>,生长速度快,在山体损坏区域种植,能快速形成林分减少水土流失,对山体生态修复具有积极作用。对破损山体生态修复优先发展乡土树种是有利于形成较为稳定的生态系统,但乡土树种生长速度慢,在生态脆弱地区修复不适合早期种植,应由速生树种生长为优势树种之后再引入乡土树种,既能在短时间内保护生态,又能让乡土树种回归大自然,促进生态安全<sup>[2,5]</sup>。

加勒比松(*Pinus caribaea*)分布于加勒比海地区,1964年我国引种,1974年海南引种,为速生用材树种<sup>[6-7]</sup>,在海南多地有种植,属于海南热带雨林国家公园外来树种。马占相思(*Acacia mangium*)为豆科金合欢属(*Acacia*)乔木树种,原产于澳大利亚,1979年引入我国,同年引入海南,具有速生丰产<sup>[8]</sup>、固氮改良土壤作用<sup>[9]</sup>,能提供高效的经济和生态效益,属于海南热带雨林国家公园外来树种之一。橡胶树(*Hevea brasiliensis*)原产于亚马逊流域,对水分和热量要求比较高<sup>[10]</sup>,1904年我国引种,在海南多地有种植,是海南重要化工原料植物<sup>[11]</sup>,属于海南热带雨林国家公园外来树种。桉树(*Eucalyptus*

*spp.*)是桃金娘科桉属树种总称<sup>[12]</sup>,海南1917年前后引种,20世纪80年代,桉树得到大量发展机会,是重要经济用材树种<sup>[13]</sup>,属于海南热带雨林国家公园外来树种之一。

本研究以海南热带雨林国家公园黎母山片区内4个外来树种和1个次生林森林群落植被为对象,通过调查4个外来树种森林群落植被物种多样性,探究外来树种森林群落植被物种多样性趋势,为外来树种人工林群落修复技术提供数据参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区为海南热带雨林国家公园,地处海南省,总面积约4 403 km<sup>2</sup>,地理坐标108°44'32"-110°04'43"E,18°33'16"-19°14'16"N。海南热带雨林国家公园属于典型热带季风气候,年平均气温22.5℃,年均降水量2 343.1 mm,全年高温多雨<sup>[14]</sup>。由黎母山、尖峰岭、霸王岭、吊罗山等片区组成,其中黎母山片区位于海南岛中部,琼中、白沙两县境内(109°39'05"-109°48'31"E,19°07'22"-19°14'03"N),总面积约554.87 km<sup>2</sup>,占海南热带雨林国家公园总面积的12.61%。黎母山片区人工林面积约186.67 km<sup>2</sup>,占黎母山片区总面积的33.64%,其中桉树人工林面积约50.01 km<sup>2</sup>,占人工林面积的26.79%;加勒比松人工林面积约52.52 km<sup>2</sup>,占人工林面积的28.13%;相思类人工林面积约27.14 km<sup>2</sup>,占人工林面积的14.54%;橡胶人工林面积约37.77

$\text{km}^2$ , 占人工林面积的 20.23%。黎母山主峰海拔 1 412 m, 林区大部分土壤为花岗岩和砂岩风化而成的砂壤土和少部分轻壤土。土壤类型以黄壤、赤红壤和砖红壤为主, 为偏酸性土壤<sup>[14-15]</sup>。海南热带雨林国家公园有丰富的天然热带雨林和大面积的人工纯林资源, 林区内生长着多种国家重点保护植物, 植被资源丰富, 阳光充足。

## 1.2 研究方法

以具有代表性的 4 个外来树种不同树龄森林群落和 1 个次生林森林群落为调查区域。外来树种森林群落建群树种为人工营造外来种, 本研究对象为人工引种后由林地内生长起来的其他乔灌草植被群落(不含建群树种, 所描述乔木或乔木层均不含建群树种); 次生林森林群落优势树种有贡甲(*Maclurodendron oligophlebium*)、青梅 (*Vatica mangachapoi*)等, 本研究对象为人工采伐后自然更新形

成的乔灌草植被群落(含优势树种)。调查森林群落分别为 1993 年种植加勒比松人工林群落(J-28)、2006 种植年加勒比松人工林群落(J-15)、2001 年种植马占相思人工林群落(M-20)、1995 年种植马占相思人工林群落(M-26)、2005 年种植橡胶人工林群落(X-16)、2000 年种植橡胶人工林群落(X-21)和次生林森林群落(CK), 其中次生林森林群落为对照(CK)。调查于 2021 年 3 月进行, 样地信息见表 1。

采用样方法调查, 在林分内布设 3 个 20 m×20 m 调查样方, 对样方内乔木层所有树种进行每木检尺, 记录种名、胸径、树高、冠幅等, 胸径小于 2 cm 的幼树记录树种名称; 每个乔木层样方 4 个角布设 2 m×2 m 调查样方为灌木层调查区域, 草本层每个样方布设 4 个 1 m×1 m 调查样方, 对灌木层和草本层植物进行调查, 记录种名、高度、盖度、株数或丛数。

表 1 样地基本情况

Table 1 Basic situation of sample plots

森林群落	地貌	海拔/m	坡向	土壤类型	树龄/a	郁闭度	密度/(株·hm <sup>-2</sup> )
次生林	低山	562	西南	砖红壤	20	0.75	2 500
加勒比松	低山	607	正南	黄壤	28	0.65	800
加勒比松	低山	666	西北	黄壤	15	0.5	800
马占相思	低山	497	西南	砖红壤	20	0.75	830
马占相思	低山	558	西南	砖红壤	26	0.55	830
橡胶	丘陵	261	西	砖红壤	16	0.65	525
橡胶	丘陵	255	东北	砖红壤	21	0.6	510
桉树	丘陵	264	东南	砖红壤	10	0.65	1 500
桉树	丘陵	358	东南	砖红壤	3	0.3	2 190

## 1.3 树种重要值及物种多样性计算

根据外业调查数据结果, 内业计算相关植物种类重要值(important value, IV)。乔木层重要值=(相对密度+相对高度+相对显著度)/3; 灌木层和草本层重要值=(相对密度+相对高度+相对盖度)/3。并在此基础上计算各个群落物种多样性指数, 采用 Shannon-Wiener 指数  $H'$ , Simpson 指数  $H$ 、Pielou 均匀度指数  $J_{\text{sw}}$  综合评价各个调查群落物种多样性。

相对显著度  $C$ :

$$C = \frac{\sum d}{\sum D} \times 100\% \quad (1)$$

Simpson 优势度指数  $H$ :

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

Shannon-Wiener 多样性指数  $H'$ :

$$H' = - \sum_{i=1}^S (P_i \ln P_i) \quad (3)$$

Pielou 均匀度指数  $J_{\text{sw}}$ :

$$J_{\text{sw}} = - \sum_{i=1}^S (P_i \ln P_i) / \ln S \quad (4)$$

式中:  $d$  为某个树种胸径断面积和,  $D$  为所有树种胸径断面积和,  $P_i$  为第  $i$  种的个体数  $n_i$  占所有种个体总数  $n$  的比例,  $n_i$  为第  $i$  种的个体数,  $n$  为所有种个体总数, 即  $P_i = n_i/n$ ;  $i=1, 2, 3, \dots, S$ ,  $S$  为物种数。

## 2 结果与分析

### 2.1 群落各层次物种数量

由表 2 可知, CK 乔木层、灌木层和草本层的物种数分别为 40、3 和 0 种。J-28 和 J-15 乔木层、灌木层和草本层的物种数分别为 21、4、2 种和 12、3、2 种, J-15 乔木层物种数比 J-28 少 42.86%。M-20 和 M-26 乔木层、灌木层、草本层的物种数分别为 29、5、2 种和 9、1、3 种。X-16 和 X-21 乔木层、灌木层、草本层的物种数分别为 8、4、3 种和 0、0、2 种。A-10 和 A-3 乔木层、灌木层和草本层的物种数分别为 8、4、2 种和 0、2、7 种, 10 a 树龄桉树已经有利于乔木树种生长。

## 2.2 重要值分析

2.2.1 森林群落乔木层树种重要值 由表3可知,CK 乔木层主要优势树种有贡甲和青梅,其中贡甲重要值 17.87% 为该群落乔木层树种重要值最大,其次为青梅 14.76%,密花树(*Rapanea neriifolia*)重要值最低为 0.49%。J-28 乔木层主要优势树种为鸭脚木,重要值为 38.94%,其次为水锦树(*Wendlandia uvariifolia*)10.22%,最小为禾串树(*Bridelia balansae*)0.94%,优势树种十分明显。J-15 乔木层主要优势树种有中平树(*Macaranga denticulata*)和水同木(*Ficus fistulosa*),重要值分别为 37.99% 和 24.25%,其余树种重要值分布比较均匀。M-20 乔木层树种重要值最大为细齿叶柃(*Eurya nitida*)18.80%,其次为黄牛木(*Cratoxylum cochinchinense*)重要值 18.37%,其余树种重要值相

对偏低。M-26 乔木层以八角枫(*Alangium chinense*)重要值最大,为 30.68%,鸭脚木重要值 18.78%,青藤公(*Ficus langkokensis*)重要值 14.94%,其余树种重要值均小于 10%,与 M-20 相比较,该群落乔木层树种比较少。X-16 乔木层白楸(*Mallotus paniculatus*)重要值最大,芳槁润楠(*Machilus gamblei*)最小,分别为 31.64% 和 1.61%,其余树种重要值相差明显,优势树种白楸相对突出,原因是前 10 a 该群落人为管护程度相对高,到后 6 a 人为管护程度小,导致白楸等速生杂生树种快速繁殖,X-21 乔木层树种生长受人为干扰程度高,乔木难以获得正常生长机会。A-10 乔木层细基丸(*Polyalthia cerasoides*)重要值最大,为 45.74%,倒吊笔(*Wrightia pubescens*)重要值最小,仅 2.57%,同时 A-3 没有乔木。

表 2 调查样地森林群落各层次物种数

Table 2 The number of species at all levels of forests in the sample plots

层次	群落物种数								
	CK	J-28	J-15	M-20	M-26	X-16	X-21	A-10	A-3
乔木层	40	21	12	29	9	8	0	8	0
灌木层	3	4	3	5	1	4	0	4	2
草本层	0	2	2	2	3	3	2	2	7

加勒比松、马占相思和橡胶树乔木相同树种比较多,桉树群落乔木树种与另 3 个外来树种群落乔木相同树种比较少,可能是由于桉树地理偏离,同时也更有利于桉树林群落灌木和草本植物的生长。

2.2.2 群落灌木层植物重要值 由表 4 可知,香楠为 CK 灌木层优势灌木树种,重要值 50.60%。毛菍为 J-28 灌木层优势树种,重要值为 46.72%。山柑算盘子为 J-15 灌木层优势树种,重要值为 36.67%,毛菍重要值为 32.70%,豆腐柴重要值为 30.63%。M-20 和 M-26 灌木树种相差较大,M-26 只有莢蒾(*Viburnum dilatatum*)一种灌木,更新能力比较差;M-20 优势树为黑面神,其重要值为 23.25%。X-21 灌木树种数量为 0,受人为管护程度比较大,灌木树种被清除,同时 X-16 受管护程度变化使灌木层部分树种得到生长机会,其中山椒子和多花野牡丹的重要值分别为 37.26% 和 31.37%,2 个树种具有显著优势。A-10 和 A-3 灌木层优势树种分别为大青,重要值 48.84%,海南狗牙花重要值 59.83%。

2.2.3 群落草本层植物重要值 由表 2、表 5 可知,CK 草本层植物为 0;J-28、J-15、M-20、M-26、X-16、X-21、A-10、A-3 草本层植物都较少,只有 A-3 草本层植物 7 种和 X-16 草本层植物 3 种,其余森林群落草本层植物种类只有 2 种或 1 种。在多种草本

植物中,乌毛蕨(*Blechnum orientale*)分别生长在多个群落之中,且其重要值最大,其中 J-28 群落草本层乌毛蕨重要值为 76.42%,J-15、M-20、X-16、X-21 群落草本层乌毛蕨重要值分别为 35.17%、59.80%、41.90% 和 47.44%。桉树人工林没有发现乌毛蕨生长,推测是因为桉树林下干燥,不适应乌毛蕨生长。该群落草本层植物相对稀少,且植物分布不均匀,不利于物种丰富度提高。

## 2.3 群落物种多样性分析

由表 6 可知,黎母山 X-21 群落乔木层、灌木层和草本层物种单一,同时 A-3 群落乔木层尚未形成,没法计算群落优势度指数( $H$ )、多样性指数( $H'$ )、均匀度指数( $J_{sw}$ )。黎母山次生林群落与外来树种人工林群落物种  $H$  相差较大,总体各森林群落乔木层物种  $H$  大于灌木层和草本层;除 X-21 和 A-3 外,其余群落物种  $H$  呈现乔木层  $>$  灌木层  $>$  草本层;A-3 群落物种  $H$  呈现草本层  $>$  灌木层。CK 群落乔木层  $H$  最大,为 0.92,其次为 M-20 群落乔木层  $H$  为 0.88,表明 CK 群落乔木层物种复杂程度高于 M-20 群落乔木层。在各个群落灌木层  $H$  中,M-20 群落灌木层  $H$  最大为 0.80;草本层  $H$  显示 A-3 群落草本层  $H$  最大为 0.81,各个群落草本层  $H$  相差不大。

表 3 调查样地群落乔木层树种重要值

Table 3 Importance values of tree species in layer of community in sample plots

%

树种名称	CK	J-28	J-15	M-20	M-26	X-16	X-21	A-10	A-3
八角枫		4.15		1.08	30.68				
白背厚壳桂( <i>Cryptocarya maclarei</i> )	3.50								
白背算盘子( <i>Glochidion wrightii</i> )				1.60					
白背紫珠( <i>Callicarpa poilanei</i> )								10.18	
白楸		0.73	1.93	1.59		31.64			
白颜树( <i>Gironniera subaequalis</i> )	1.00			0.42					
赤楠( <i>Syzygium buxifolium</i> )	3.11								
粗毛野桐	3.37								
大果榕								6.74	
大花五桠果( <i>Dillenia turbinata</i> )	1.48		1.03						
倒吊笔				1.78				2.57	
蝶斗青冈( <i>Cyclobalanopsis disciformis</i> )	1.04								
短药蒲桃( <i>Syzygium globiflorum</i> )					5.94				
对叶榕( <i>Ficus hispida</i> )								11.16	
多花五月茶( <i>Antidesma maclarei</i> )	1.11								
多香木( <i>Polyosma camodianiana</i> )	0.52								
翻白叶树( <i>Pterospermum heterophyllum</i> )				0.37					
芳槁润楠					13.87	7.36	1.61		
橄榄( <i>Canarium album</i> )	1.11			1.70					
公孙锥( <i>Castanopsis tonkinensis</i> )	4.73								
贡甲( <i>Maclurodendron oligophlebium</i> )	17.87								
广东山胡椒( <i>Lindera kwangtungensis</i> )			1.10						
海南木莲( <i>Manglietia fordiana</i> var. <i>hainanensis</i> )		1.32							
海南破布叶( <i>Microcos chungii</i> )	0.50								
海南杨桐( <i>Adinandra hainanensis</i> )	2.40			6.02					
禾串树		0.51							
黑面神( <i>Breynia fruticosa</i> )		1.74							
红花天料木( <i>Homalium ceylanicum</i> )				5.49					
红磷蒲桃( <i>Syzygium hancei</i> )	2.53								
红毛丹( <i>Nephelium lappaceum</i> )	3.91								
厚边木樨( <i>Osmanthus marginatus</i> )	0.95								
厚壳桂( <i>Cryptocarya chinensis</i> )	0.97								
厚叶琼楠( <i>Beilschmiedia percociacea</i> )	1.27								
黄椿木姜子( <i>Litsea variabilis</i> )			0.32						
黄毛榕( <i>Ficus esquiroliana</i> )		2.30							
黄牛木		1.09		18.37					
黄杞( <i>Engelhardia roxburghiana</i> )		2.22							
假柴龙树( <i>Nothapodytes obtusifolia</i> )	0.77								
景烈樟( <i>Cinnamomum tsoi</i> )	7.33			0.68					
刻节润楠( <i>Machilus cicatricosa</i> )	0.60								
簕欓花椒( <i>Zanthoxylum avicennae</i> )		1.57							
棱枝冬青( <i>Ilex angulata</i> )			0.66						
梨润楠( <i>Machilus pomifera</i> )	0.57								
荔枝叶红豆( <i>Ormosia semicastrata</i> f. <i>litchifolia</i> )	0.63								
棣叶吴萸( <i>Evodia glabrifolia</i> )		6.28	5.91	3.28					
岭南山竹子( <i>Garcinia oblongifolia</i> )	2.22	1.16		1.22		10.94			
卵叶桂( <i>Cinnamomum rigidissimum</i> )	3.48								
麦珠子( <i>Alphitonia incana</i> )					14.98				

续表3

树种名称	CK	J-28	J-15	M-20	M-26	X-16	X-21	A-10	A-3
密花山矾( <i>Symplocos congesta</i> )								7.95	
密花树	0.49								
密鳞紫金牛( <i>Ardisia densilepidotula</i> )	0.51								
木棉( <i>Bombax ceiba</i> )							5.58		
木油桐( <i>Vernicia montana</i> )				3.29					
纳槁润楠( <i>Machilusn akao</i> )		1.08							
盆架树( <i>Alstonia rostrata</i> )	1.03								
坡垒( <i>Hopea hainanensis</i> )	5.05								
青梅( <i>Vatica mangachapoi</i> )	14.76								
青藤公	0.66			14.94					
三桠苦( <i>Melicope pteleifolia</i> )	8.39								
山杜英( <i>Elaeocarpus sylvestris</i> )		0.87	0.88		2.24				
山柑算盘子( <i>Glochidion sphaerogynum</i> )			3.06						
山乌柏( <i>Triadica cochinchinensis</i> )	4.62		3.06		15.78				
杉木( <i>Cunninghamia lanceolata</i> )			6.16						
水东哥( <i>Sauraia tristyla</i> )			4.25						
水锦树	10.22	15.24	0.70						
水同木( <i>Ficus fistulosa</i> )	5.36	24.25	1.37						
四角蒲桃( <i>Syzygium tetragonum</i> )			0.66						
甜叶算盘子( <i>Glochidion philippicum</i> )	1.17								
托盘青冈( <i>Cyclobalanopsis patelliformis</i> )	1.08								
吴茱萸( <i>Tetradium ruticarpum</i> )		7.10							
细齿叶柃( <i>Eurya nitida</i> )	0.72	1.12	18.80						
细基丸( <i>Polyalthia cerasoides</i> )						45.74			
狭叶泡花树( <i>Meliosma angustifolia</i> )		0.61							
腺叶山矾( <i>Symplocos adenophylla</i> )	1.09								
香合欢( <i>Albizia odoratissima</i> )			0.78						
香蒲桃( <i>Syzygium odoratum</i> )	0.64								
香樟( <i>Cinnamomum camphora</i> )		4.88							
鸭脚木( <i>Schefflera heptaphylla</i> )	0.62	38.94	1.17	5.31	18.78				
阴生桫椤( <i>Alsophila latebrosa</i> )				6.39					
银柴( <i>Aporosa dioica</i> )			1.49		15.73		10.08		
油丹( <i>Alseodaphne hainanensis</i> )	1.07								
鱼骨木( <i>Canthium dicoccum</i> )	0.74								
长圆叶新木姜子( <i>Neolitsea oblongifolia</i> )	2.25								
中平树( <i>Macaranga denticulata</i> )		37.99	0.77	6.17	7.08				
子棱蒲桃( <i>Syzygium championii</i> )	1.31			0.70					
子楝树( <i>Decaspermum gracilentum</i> )		3.74							
合计	100	100	100	100	100	100	—	100	—

黎母山次生林群落和外来树种人工林群落物种 $H'$ 相差较大,除X-21和A-3之外,各个群落物种 $H'$ 表现为乔木层>灌木层>草本层,A-3 $H'$ 为乔木层>草本层>灌木层。群落乔木层 $H'$ 最大为CK, $H'$ 为3.13。群落灌木层 $H'$ 最大是J-28群落,其次是J-15群落,分别为1.24和1.10。草本层 $H'$ 中,A-3群落最大,为1.78。

草本层和灌木层 $J_{sw}$ 大于乔木层;部分群落的草本层和灌木层 $J_{sw}$ 相差不大,其中J-28、A-3灌木层和草本层 $J_{sw}$ 相等,分别为0.90、0.92,说明灌木层和草本层分布均匀情况接近,表明该群落草本层

植被灌木层分布均匀程度大于草本层。群落乔木层物种 $J_{sw}$ 最大是M-26群落, $J_{sw}$ 为0.92;灌木层物种 $J_{sw}$ 最大是M-20,为0.97;草本层物种 $J_{sw}$ 最大是X-16,为0.99。 $J_{sw}$ 越大说明植物分布越均匀,反之越复杂。乔木层均匀指数小于灌木层和草本层,则反映乔木层复杂程度高于灌木层和草本层。

#### 2.4 调查样地森林群落更新层树种

群落幼树种类调查结果见表7。次生林群落更新层乔木树种幼树种数为9个;J-28和J-15群落更新层乔木树种幼树种数分别为8个和7个;M-20和M-26群落更新层乔木树种幼树种数分别为21个和

9个；X-16和X-21群落更新层乔木树种幼树种数分别5个和12个；A-10和A-3群落更新层乔木树种幼树种数分别为2个和3个。森林群落更新层树种调查结果没有发现对应人工林建群树种幼树，说明4个外来树种林分自然更新能力差，原因是林分

郁闭度大,光照不足或树种自身繁殖方式。调查发现,在加勒比松和马占相思林群落出现海南木莲、白木香、乌檀、坡垒和红花天料木生长,在X-21群落出现乌檀生长,在次生林群里有白木香、青梅等珍贵树种生长。珍贵树种生长在树龄较大林分,表明该林

表 4 调查样地群落灌木层植物重要值

Table 4 Importance values of shrub layer plants in sample plots

表 5 调查样地群落草本层植物重要值

Table 5 Importance values of herbaceous layer plants of community in sample plots

表6 森林群落不同层次物种多样性

Table 6 Species diversity at different levels of forest communities

森林群落	Simpson 优势度指数			Shannon-Wiener 多样性指数			Pielou 均匀度指数		
	乔木层	灌木层	草本层	乔木层	灌木层	草本层	乔木层	灌木层	草本层
CK	0.92	0.56	—	3.13	0.95	—	0.85	0.86	—
J-28	0.8	0.67	0.43	2.24	1.24	0.63	0.74	0.9	0.9
J-15	0.78	0.67	0.46	1.84	1.1	0.46	0.74	0.99	0.94
M-20	0.88	0.8	0.5	2.6	1	0.69	0.77	0.99	0.99
M-26	0.85	—	0.65	2.02	—	1.07	0.92	—	0.97
X-16	0.82	0.7	0.66	1.87	1.27	1.09	0.9	0.91	0.99
X-21	—	—	0.45	—	—	0.64	—	—	0.93
A-10	0.8	0.53	0.44	1.81	1.02	0.64	0.87	0.73	0.92
A-3	—	0.44	0.81	—	0.64	1.78	—	0.92	0.92

注:“—”表示该层只有一个树种或没有。

表7 群落乔木幼苗种类

Table 7 Species of tree seedlings in communities

植物名称	森林群落								
	CK	J-28	J-15	M-20	M-26	X-16	X-21	A-10	A-3
白木香	禾串树	山杜英	鸭脚木	假柿木姜子	四角蒲桃	海南红豆	裸花紫珠	银柴	
薄叶红厚壳	尾叶柯	禾串树	景烈樟	水东哥	银柴	黄毛榕	白背紫珠	白背紫珠	
大花五桠果	细齿叶柃	青藤公	细齿叶柃	八角枫	假柿木姜子	细齿叶柃		大青	
黄叶树	三桠苦	黄桐	黄椿木姜子	禾串树	柴龙树	鸭脚木			
岭南山竹子	山竹子	圆果杜英	银柴	阴生桫椤	鸭脚木	银柴			
青梅	八角枫	破布木	鱼骨木	青藤公		青果榕			
梨润楠	海南杨桐	显脉杜英	簕欓花椒	广东山胡椒		乌檀			
竹叶松	纳稿润楠		黄桐	芳槁润楠		山乌柏			
大萼木姜			白背叶	红花天料木		银珠			
			黄牛木			华润楠			
			翻白叶			黄牛木			
			显脉杜英			三角枫			
			坡垒						
			禾串树						
			尖叶杜英						
			乌墨						
			白木香						
			竹叶松						
			芳槁润楠						
			四角蒲桃						
			海南厚壳桂						
合计	9	8	7	21	9	5	12	2	3

分开始新的演替。外来树种人工林建群没有人为干预情况下,如果种群得不到更新,必将被林下乔木演替取代为混交林。海南珍贵树种以大径材为经营目标,生长速度慢,通常为耐阴树种,海南木莲、白木香、乌檀、坡垒和母生在树龄较大的林分中生长,则群落已经满足珍贵树种生长条件,若人为干预,随着珍贵树种生长繁殖,在将来生长为顶级群落优势群,完成珍贵树种自然回归过程。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

1)植被物种数量与组成具有差异。次生林乔木

层物种数为 40 个,是调查到物种数最多群落;21 a 橡胶群落和 3 a 榆树群落没有调查到乔木层树种。

2)森林群落乔木层优势树种具有差异。次生林分优势树种有贡甲和青梅;28 a 加勒比松群落乔木层优势树种为鸭脚木和水锦树;15 a 加勒比松群落乔木层优势树种为中平树、水同木;20 a 马占相思群落乔木层优势树种为细齿叶柃;26 a 马占相思群落乔木层优势树种为八角枫,16 a 橡胶林群落乔木层优势树种是白楸,10 a 榆树林群落乔木层优势树种为细基丸。

3)森林群落植被物种多样性具有差异。次生林物种多样性 Simpson 优势度指数为 0.92,Shannon-

Wiener 多样性指数为 3.13, Pielou 均匀度指数为 0.85, 其群落物种多样性复杂程度高于外来树种人工林群落。20 a 马占相思群落 Simpson 优势度指数为 0.88, Shannon-Wiener 多样性指数为 2.60, Pielou 均匀度指数为 0.77, 外来树种群落树种复杂程度最高, 但不及次生林。由群落多样性指数反映, 次生林乔木层物种多样性复杂, 外来树种群里乔木植物组成复杂程度不及次生林群里, 但灌木层和草本层相差不明显, 表明次生林群落演替程度高于外来树种群落。

4) 4 个外来树种群落没有该树种幼树, 更新层出现海南珍贵树种幼树, 表明该建群树种的自然更新能力弱, 随着群落的演替, 现有的建群种可能被新的植物替代。因此通过人工修复外来树种群落, 保持其群落应有的生态和经济价值是十分有必要的。

### 3.2 讨论

引入外来树种对一定区域内生态系统不一定是有害的<sup>[1]</sup>, 相对乡土树种, 外来树种生长速度快, 能在短时间内郁闭成林, 对林地水分和养分的保持有着积极的作用<sup>[16-17]</sup>, 短时间内促进土壤养分的循环<sup>[9]</sup>。我国引入外来树种主要栽培区在热带和亚热带地区<sup>[18]</sup>, 以桉树、相思等速生树种为重要引入对象, 同时也是海南省重要用材树种。相思类以马占相思最为活跃, 马占相思具有良好的用材, 同时马占相思具有根瘤菌, 能固氮保湿<sup>[19]</sup>, 提高土壤微生物多样性<sup>[20]</sup>, 保持土壤养分<sup>[21]</sup>。黎母山引入马占相思后, 乔木层物种多样性提高, 马占相思林群落内出现海南珍贵树种红花天料木(母生)、坡垒和花梨木, 说明马占相思引入特定区域对该乡土树种的影响是有利的, 该现象与刘敏等<sup>[22]</sup>、廖宇杰等<sup>[23]</sup>结果一致与张宁南等<sup>[24]</sup>的研究结果有差异, 原因推测是地理位置的差异造成。根据调查结果显示, 28 a 加勒比松群落物种丰富度与次生林群落乔木层、灌木层和草本层没有差异, 但 15 a 加勒比松林群落较次生林群落乔木层物种丰富度较差, 该结果总体与张快富等<sup>[25]</sup>的研究相似。

外来树种营造往往是人工纯林, 而有学者认为引种外来树种形成人工纯林耗水量大、水分消耗快<sup>[4]</sup>, 不利于物种丰富度的提高<sup>[26]</sup>, 也有认为引种桉树对物种多样性的提高不如土著树种物种多样性提高效果优异<sup>[27]</sup>。但在调查结果中发现, 加勒比松林群落和马占相思林群落中出现海南木莲、坡垒、乌檀、土沉香(白木香)和母生(红花天料木)生长, 且马占相思群落植被多样性是高于次生林的, 该现象说明外来树种成长到一段时期后, 植被种类会发生更新, 植被以乡土树种开始新的演替阶段, 若无人为干

预, 珍贵乡土树种成为顶级演替群落优势树。若珍贵树种在自然条件下成林成材, 所需要的时间比较长, 需要人为干预, 完成自然回归过程。

### 参考文献:

- [1] 刘宁. 应用 GIS 进行外来树种生物入侵监测与早期预警[D]. 郑州:河南农业大学, 2006.
- [2] 李叶. 海南省平台地外来树种箭仔树生物入侵风险性评估[D]. 海口:海南大学, 2010.
- [3] 吴友贵, 周荣飞, 夏家天, 等. 外来树种的引种对百山祖自然保护区原生植被植物物种多样性的影响[J]. 西部林业科学, 2011, 40(2):30-35.
- [4] WU Y G, ZHOU R F, XIA J T, et al. Effectsof introduced treeson biodiversityof local vegetationofbaishanzu natural protection are[J]. Ournal of West China Forestry Science, 2011, 40(2):30-35. (in Chinese)
- [5] 倪广艳. 外来树种的耗水特征及其对环境水资源的影响[J]. 生态学报, 2021, 41(3):934-942.
- [6] NI G Y. Water use strategies of alien trees and their impacts on water resource[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(3): 934-942. (in Chinese)
- [7] 李叶, 张川红, 郑奇勇, 等. 外来树种生态经济综合评价指标体系[J]. 生态学杂志, 2010, 29(5):1039-1046.
- [8] LI F, ZHANG C H, ZHENG Y Q, et al. An integrated ecological and economic assessment index system for exotic tree spe-cie[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(5):1039-1046. (in Chinese)
- [9] 李义良, 赵奋成, 林昌明, 等. 湿地松、加勒比松人工林优树选择研究[J]. 广东林业科技, 2015, 31(6):29-34.
- [10] LI Y L, ZHAO F C, LIN C M, et al. Selection of superior trees of *Pinus elliottii* and *P. caribaea* in plantation[J]. Guangdong Forestry Science and Technology, 2015, 31(6):29-34. (in Chinese)
- [11] 胡焕香, 余济云, 刘立武, 等. 海南阿陀岭 4 种加勒比松林分直径分布规律研究[J]. 中国农学通报, 2012, 28(22):16-21.
- [12] HU H X, SHE J Y, LIU L W, et al. Study on the diameter distribution of 4 types of *Pinus caribaea* stand in Atuoling Mountain in Hainan Province[J]. Chinese Agricultural Science Bulle-tin, 2012, 28(22):16-21. (in Chinese)
- [13] 曾伟, 谭一凡, 曹华, 等. 深圳市马占相思过熟林群落组成及物种多样性分析[J]. 生态科学, 2020, 39(6):112-119.
- [14] ZENG W, TAN Y F, CAO H, et al. Community composition and species diversity study of *Acacia mangium* overmaturefor-ests in Shenzhen City[J]. Ecological Science, 2020, 39(6):112-119. (in Chinese)
- [15] 何斌, 秦武明, 余浩光, 等. 不同年龄阶段马占相思(*Acacia mangium*)人工林营养元素的生物循环[J]. 生态学报, 2007, 27(12):5158-5167.
- [16] HE B, QIN W M, YU H G, et al. Biological cycling of nutrients in different ages classes of *Acacia mangium* plantation[J]. Ac-ta Ecologica Sinica, 2007, 27(12):5158-5167. (in Chinese)
- [17] 林希昊, 陈秋波, 华元刚, 等. 不同树龄橡胶林土壤水分和细根生物量[J]. 应用生态学报, 2011, 22(2):331-336.
- [18] LIN X H, CHEN Q B, HUA Y G, et al. Soil moisture content

- and fine root biomass of rubber tree (*Hevea brasiliensis*) plantations at different ages[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2011, 22(2): 331-336. (in Chinese)
- [11] 郭栋灵, 杨川, 李子敏, 等. 橡胶树乡土树种混交林土壤有效氮季节动态特征[J]. 森林与环境学报, 2021, 41(1): 10-17.
- QI D L, YANG C, LI Z M, et al. Analysis of the dynamics of available nitrogen under a mixed mode of rubber intercropping with native trees[J]. Journal of Forest and Environment, 2021, 41(1): 10-17. (in Chinese)
- [12] 桂慧颖, 方发之, 吴钟亲, 等. 海南保梅岭桉树林群落及次生林群落物种多样性与土壤养分相关性分析[J]. 热带林业, 2020, 48(3): 38-43.
- GUI H Y, FANG F Z, WU Z Q, et al. Correlation between species diversity and soil nutrients in *Eucalyptus* spp. community and secondary forest community in Baomeiling, Hainan[J]. Tropical Forestry, 2020, 48(3): 35-43. (in Chinese)
- [13] 邓海燕, 莫晓勇, 梅嘉仪, 等. 桉树人工混交林林分生长与土壤养分研究[J]. 西北农林科技大学学报:自然科学版, 2020, 48(1): 95-102.
- DENG H Y, MO X Y, MEI J Y, et al. Growth and soil nutrient of *Eucalyptus* mixed plantation[J]. Journal of Northwest A&F University: Nat. Sci. Ed., 2020, 48(1): 95-102. (in Chinese)
- [14] 熊桃. 基于生态保护的海南黎母山国家森林公园总体规划设计研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2019.
- [15] 符明期, 方燕山, 桂慧颖, 等. 海南黎母山山坡造林群落结构及伴生群落特征研究[J]. 热带林业, 2019, 47(3): 9-13.
- FU M Q, FANG Y S, GUI H Y, et al. Study on the population structure and companion community characteristics of *Hopea hainanensis* in Limu Mountain, Hainan Province[J]. Tropical Forestry, 2019, 47(3): 9-13. (in Chinese)
- [16] 储双双, 张兵, 莫罗坚, 等. 林分改造对马占相思林水土和养分保持效能的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(3): 72-77, 97.
- SHU S S, ZHANG B, MO L J, et al. Effects of forest stand treatments on water soil and nutrient reservation by *Acacia mangium* plantation in south China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2014, 28(3): 72-77, 97. (in Chinese)
- [17] 覃文娟. 不同世代与林龄桉树人工林土壤养分变化规律[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2018.
- [18] 宗亦臣, 郑勇奇, 张川红, 等. 外来树种马占相思自然繁殖更新研究[J]. 林业科学, 2006, 42(7): 16-20.
- ZONG Y C, ZHENG Y Q, ZHANG C H, et al. Study on natural regeneration of exotic *Acacia mangium*[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2006, 42(7): 16-20. (in Chinese)
- [19] 赵文东, 李凯, 王俊, 等. 5种人工相思林凋落物现存量及其持水特性[J]. 四川农业大学学报, 2020, 38(6): 677-684.
- ZHAO W D, LI K, WANG J, et al. Water-holding capacity and accumulation amount of litters of five kinds of *Acacia* Plantations[J]. Journal of Sichuan Agricultural University, 2020, 38(6): 677-684. (in Chinese)
- [20] 郭萍萍, 郑丽丽, 黄幸然, 等. 模拟大气氮沉降对不同树种土壤微生物生物量的影响[J]. 生态环境学报, 2015, 24(5): 772-777.
- GUO P P, ZHENG L L, HUANG X R, et al. Effects of simulated atmospheric nitrogen deposition on soil microbial biomass of different tree species [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(5): 772-777. (in Chinese)
- [21] 何春, 李祖毅, 方慧鑫, 等. 巨尾桉、马占相思纯林及混交林土壤酚酸与酶活性的差异[J]. 西部林业科学, 2017, 46(3): 103-108, 120.
- HE C, LI Z Y, FANG H X, et al. Dynamic of soil phenolic acids and enzyme activities in pure and mixed stands of *Eucalyptus grandis* × *E. urophylla* and *Acacia mangium* plantation[J]. Journal of West China Forestry Science, 2017, 46(3): 103-108, 120. (in Chinese)
- [22] 刘敏, 邱治军, 周光益, 等. 深圳凤凰山马占相思林下植物多样性分析[J]. 广东林业科技, 2007, 23(6): 26-31.
- LIU M, QIU Z J, ZHOU G Y, et al. Undergrowth species diversity of *Acacia mangium* plantation in Phoenix Mountain, Shenzhen, China[J]. Guangdong Forestry Science and Technology, 2007, 23(6): 26-31. (in Chinese)
- [23] 廖宇杰, 洪维, 陈富强, 等. 广州红锥-马占相思林物种组成与多样性研究[J]. 热带亚热带植物学报, 2021, 29(5): 494-502.
- LIAO Y J, HONG W, CHEN F Q, et al. Studies on species composition and diversity of *Castanopsis hystrix*-*Acacia mangium* mixed forest in Guangzhou[J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2021, 29(5): 494-502. (in Chinese)
- [24] 张宁南, 许涵, 徐大平, 等. 广东省尾巨桉和马占相思人工林林下植物多样性动态变化[J]. 林业科学研究, 2009, 22(2): 262-268.
- ZHANG N N, XU H, XU D P, et al. The dynamic changes of species diversity of *Eucalyptus urophylla* × *E. grandis* and *Acacia mangium* plantations in Gaoyao, Guangdong[J]. Forest Research, 2009, 22(2): 262-268. (in Chinese)
- [25] 张快富, 陈绍安, 许林红, 等. 西双版纳加勒比松人工林群落特征研究[J]. 四川林业科技, 2017, 38(1): 87-89.
- ZHANG K F, CHEN S A, XU L H, et al. A study of community characteristics of the *Pinus caribaea* plantation in Xishuangbanna[J]. Journal of Sichuan Forestry Science and Technology, 2017, 38(1): 87-89. (in Chinese)
- [26] 彭舜磊, 王得祥, 柴宗政. 外来树种华北落叶松引种对秦岭森林群落的影响[J]. 生态学杂志, 2012, 31(9): 2170-2176.
- PENG S L, WANG D X, CAI Z Z, et al. Effects of exotic tree species *Larix principis-rupprechtii* introduction on forest community in Qinling Mountains of northwest China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(9): 2170-2176. (in Chinese)
- [27] 平亮, 谢宗强. 引种桉树对本地生物多样性的影响[J]. 应用生态学报, 2009, 20(7): 1765-1774.
- PING L, XIE Z Q. Effects of introducing *Eucalyptus* on indigenous biodiversity[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 31(9): 2170-2176. (in Chinese)