

## 亚热带次生常绿阔叶林目标树经营效果分析

曹华<sup>1</sup>, 张川英<sup>1</sup>, 龚笑飞<sup>1</sup>, 龚征宇<sup>3</sup>, 李大标<sup>4</sup>, 焦洁洁<sup>2</sup>

(1. 遂昌县林业生态发展中心, 浙江 遂昌 323300, 2. 浙江省林业科学研究院, 浙江 杭州 310000, 3. 浙江省遂昌县安口林业站, 浙江 遂昌 323300; 4. 遂昌县自然资源和规划局, 浙江 遂昌 323000)

**摘要:** 为了探讨亚热带萌生性次生常绿阔叶林目标树经营后的初期效果, 选取分布在浙江省遂昌县 3 个不同发育阶段的次生常绿阔叶林样地(样地 1, 林分年龄 20~30 年; 样地 2, 林分年龄 >30~40 年; 样地 3, 林分年龄 50~60 年)为研究对象, 分别实施封禁(对照)、传统经营和目标树经营, 通过 2017 年(试验前)和 2020 年(试验 3 年)的调查, 比较分析了目标树经营后早期的植物群落结构、物种多样性和土壤理化性质的动态变化。结果表明, 目标树经营提高了林木的混交程度, 降低了林木聚集度; 目标树经营林分乔木层林木胸径断面积和的年均生长率最高, 传统经营的次之, 对照的最低, 并且目标树经营林分中林木的年均生长率显著高于样地 1 和样地 2 的 ( $P<0.05$ ); 传统经营林分的下木层幼树密度、下木层和草本层的多样性指数均显著低于目标树经营和对照林分的 ( $P<0.05$ ); 3 个样地的各样方中的土壤容重、总孔隙度、pH 值、有机碳含量、全 N 含量、全 P 含量、全 K 含量、速效 K 含量均没有明显差异, 只有速效 P 含量在目标树经营 3 年后有明显下降 ( $P<0.05$ )。以上结果说明, 目标树经营有效地改善了林分的空间结构, 提高了目标树的生长量, 有助于加快林木的分化和分层, 同时减少了对林下植被的干扰, 土壤理化性质未有明显改变, 缓解了作业初期对水土流失的影响, 在林分发育初期(20~40 年), 目标树经营是针对亚热带次生常绿阔叶林较为有效的森林经营措施。

**关键词:** 次生常绿阔叶林; 目标树经营; 群落结构; 林下植被; 土壤理化性质

**中图分类号:** S750      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1001-3776(2021)04-0015-009

## Effect of Target Tree Management in Subtropical Secondary Evergreen Broad-leaved Forest

CAO Hua<sup>1</sup>, ZHANG Chuan-ying<sup>1</sup>, GONG Xiao-fei<sup>1</sup>, GONG Zheng-yu<sup>3</sup>, LI Da-biao<sup>4</sup>, JIAO Jie-jie<sup>2</sup>

(1. Suichang Forestry Ecological Development Center of Zhejiang, Suichang 323300, China; 2. Zhejiang Forestry Academy, Hangzhou 310023, China; 3. Suichang Ankou Forestry Station of Zhejiang, Shuichang 323000, China; 4. Suichang Natural Resources and Planning Bureau of Zhejiang, Suichang 323000, China)

**Abstract:** In October 2017, subtropical secondary evergreen broad-leaved forest in Suichang county, Zhejiang province was sampled with age group of 20-30-year, 30-40-year and 50-60-year. 3 quadrats with area of 50 m × 50 m were established for traditional and target tree management treatment in each sample area, with no management as control. In October 2020, investigations were carried out on species composition, stand structure, growth, undergrowth vegetation and soil physio-chemical properties, and comparison was made on the result in 2020 and that in 2017. The results showed that target tree management could improve mingling and reduce contagion of the forest. The basal area of DBH and annual growth rate in quadrat with target management was the highest, that with traditional management the second, that in the control stand the lowest. The density of young trees,

**收稿日期:** 2021-02-16; **修回日期:** 2021-06-25

**基金项目:** 遂昌县科技计划项目—遂昌县次生阔叶林珍贵化改造

**作者简介:** 曹华, 工程师, 从事调查规划和林业技术推广工作; E-mail:656264508@qq.com。通信作者: 焦洁洁, 助理研究员, 从事森林生态和森林经营工作; E-mail:705241632@qq.com。

the diversity index of understory and herb layer in quadrats with traditional management was significantly lower than in those with target management and control. There were no significant differences in soil bulk density, total porosity, pH, organic carbon content, total N, total P, total K and available K content among different sample areas, except available P, which reduced in quadrat with target tree management.

**Key words:** secondary evergreen broad-leaved forest; target tree management; community structure; undergrowth vegetation; soil property

常绿阔叶林作为亚热带地区的地带性植被,在涵养水源、维持生物多样性、固碳释氧等方面具有较大的优势<sup>[1-4]</sup>。但是,由于森林资源的过度开发利用以及人为干扰<sup>[5-6]</sup>等原因,国内现存的原生常绿阔叶林已经非常稀少,取而代之的是上世纪八十年代开始封育而形成的次生常绿阔叶林<sup>[4]</sup>,其中以青冈 *Cyclobalanopsis glauca* 林、苦槠 *Castanopsis sclerophylla* 林等次生林比较具有代表性。在实际调查中发现,该类林分乔木层林木众多,多为萌生树种,因其具有高度密集的分株和种群,寿命较长,容易形成长时间固定的空间格局,从而减缓演替进程与群落物种多样性的发展<sup>[7-8]</sup>。如何加快林木生长,改善林分结构并促使其向生长能力、林分结构和生态服务功能更高的森林生态系统转变,是经营次生常绿阔叶林的重要课题。

目标树经营是一种充分利用森林生态系统自身内部的自然生长发育规律,以目标树标记和择伐及天然更新为主要技术特征、以永久性林分覆盖、多功能经营和多品质产品生产为目标的森林经营体系<sup>[9]</sup>。其应用于森林经营已有 100 余年的历史<sup>[10-12]</sup>,有效提高了目标树的生长并改善林分的生态功能<sup>[10-17]</sup>。在我国,通过调整群落树种组成和结构,强调保护林下植物与天然更新的目标树经营理论,主要应用在人工纯林改造上<sup>[18]</sup>。如何友均等<sup>[19]</sup>和 Meng 等<sup>[20]</sup>通过比较人工纯林目标树经营后早期的群落特征,指出对人工针叶林进行目标树经营,可以增加物种多样性,改善林分结构。关于亚热带次生阔叶林,张慧等<sup>[21]</sup>对亚热带天然次生灌丛进行目标树抚育后,显著改变了群落的树种组成,提高了目标树的重要值。然而,对于已经成林的萌生性次生常绿阔叶林,目标树经营对其早期群落特征改变、个体生长和土壤性质改变的研究却鲜见报道。因此,本文主要针对亚热带地区的次生常绿阔叶林群落,比较分析了目标树经营、传统经营和未改造林早期的植物群落结构、物种多样性和土壤理化性质的动态变化,以期为形成次生常绿阔叶林目标树经营技术提供科学依据和决策参考。

## 1 研究地概况

研究地位于浙江省西南部的遂昌县垵口村,地理坐标为 28°21'47" N, 119°9'26" E,海拔在 730 ~ 814 m,属于亚热带季风气候,冬冷夏热,四季分明,雨量充沛,空气湿润,山地垂直明显,气候差异显著。年平均气温为 16.8℃,春秋季节均温为 10 ~ 22℃,夏季月均温为 22℃以上,冬季月均温为 10℃,年降水量为 1 510 mm,年蒸发量为 850 mm,无霜期为 172 d。土壤为山地黄壤,土层厚度在 40 ~ 120 cm,土壤 pH 值为 5.0 ~ 5.5。地貌属典型的低山丘陵,平均坡度在 38 ~ 45°。森林植被为典型的次生常绿阔叶林,从 1979 年开始封山育林,植被得到良好的恢复。

## 2 研究方法

### 2.1 样地设置与样地调查

本研究以早期森林经营调查记录为依据确定林龄。2017 年 10 月,在立地条件基本相同的地块,选取 3 个不同年龄阶段的林分设置样地:样地 1 的林分年龄为 20 ~ 30 a,样地 2 的林分年龄为 > 30 ~ 40 a,样地 3 的林分年龄为 50 ~ 60 a。在每个样地内分别设置面积为 50 m × 50 m 的对照(样方 1)、传统经营(样方 2)、目标树经营(样方 3) 3 种不同抚育措施的样方各 1 个,并将每个样方划分成 25 个 10 m × 10 m 的小样方。调查记录每个样地的经纬度、海拔以及植被群落的基本信息,在每个小样方内进行每木调查,记录胸径 ≥ 5 cm 的乔木的胸径、树高、冠幅、枝下高及胸径 < 5 cm 的幼树高度、多度等。同时,在每个大样方内采用五点取样法取 0 ~ 20 cm 土层的土壤样品,混合均匀后带回实验室测定分析。

传统经营:弱度间伐即伐除萌生丛条后进行割灌除草。目标树经营:采用多功能经营森林作业法,依据层次、起源、损伤、干形质量、林木类型等因子对所有林木进行分类,划分为目标树、干扰树、辅助树(生态目标树)和其他树(一般林木),每公顷选择 120 株生长旺盛、干形通直、无损伤和病虫害、且位于主林层的林木(优先选择实生苗)作为目标树永久性标记<sup>[9]</sup>。间伐影响目标树生长的干扰树,同时将萌生性丛生林木间伐至 1~2 株,间伐时避免刮擦目标树。在间伐过程中尽量避免损伤下木层和草本层植物,如有损伤林木一并伐倒,并将伐倒树木移出林分加以利用。对照地块:参照间伐地块,每公顷同样选择 120 株目标树,永久性标记,不采伐。

在每个样地的 25 个乔木层样方内均挖取 1 个土壤剖面,采用环刀法测定土壤容重与总孔隙度,并按 0~20 cm 土层取样,除去样土中的根系、枯枝、石砾等杂质,混合后装入贴编号的封口袋中。土壤 pH 值采用 pH 计法;土壤有机碳含量采用重铬酸钾容量法;全氮含量采用开式消煮法;全磷含量采用 NaOH 熔融法;全钾含量采用钼锑抗比色法;速效磷含量用碳酸氢钠浸提钼锑抗比色法;速效钾含量采用火焰光度法。

2017 年 10 月,对样地实施目标树经营和传统经营抚育措施;2020 年 10 月,对所有样地进行植被复查和土壤重新取样调查和测定。

## 2.2 统计分析方法

采用物种多样性指数来衡量物种多样性,多样性指数以相对重要值作为测度依据。本文中物种多样性指数采用 Shannon-wiener 指数( $H'$ ),其计算公式为:

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

式中, $P_i$ 为物种  $i$  的相对重要值, $S$  为物种数。

乔木层的重要值=(相对密度+相对显著度+相对频度)/3

下木层和草本层的重要值=(相对密度+相对盖度+相对频度)/3

测算处理样方和对照样方内目标树和非目标树的年均生长率:

年均生长率=(2020 年胸径-2017 年胸径)÷2017 年胸径÷3×100%

根据计算结果进行二元方差分析,确认二个因素之间无交互作用后,再进行 Duncan 多重比较。对处理样方和对照样方的林下植被和土壤性质进行单因素方差分析,并对均值进行多重比较。数据处理采用 Excel 2016 及 SPSS 22.0 软件。

对处理样方和对照样方内 2017 年和 2020 年的乔木层所有个体分别进行空间分布格局分析。林分的空间结构参照杨雨洁等的研究方法<sup>[22-23]</sup>,采用混交度、大小比率和角尺度等参数。混交度是描述树种混交程度的重要空间结构指数,其值越低,说明林分中同树种单种聚集分布数量越多。混交度分为 0.00(零度混交)、0.25(弱度混交)、0.50(中度混交)、0.75(强度混交)、1.00(极强度混交)五个等级。大小比数反映结构单元中参照树与相邻木的个体优势关系,其值越低,说明参照树越大,参照树个体越占优势。大小比率分为 0.00(优势)、0.25(亚优势)、0.50(中)、0.75(劣势)、1.00(绝对劣势)五个等级。角尺度是通过描述相邻木围绕参照树的均匀性来判定林木的分布格局。角尺度分为 0.00(绝对均匀)、0.25(均匀)、0.50(随机)、0.75(不均匀)、1.00(集聚)五个等级。根据这 3 个参数,使用 Winkelmass 林分空间结构分析软件进行计算分析。

## 3 结果与分析

### 3.1 群落结构特征

3.1.1 物种组成与林分结构 2017 年,通过对 9 个 50 m×50 m 样方的乔木层林木密度、胸高断面积和物种组成调查得出(表 1),在样地 1 的 3 个样方中,样方 1 有 24 个树种,重要值居前四位的树种分别为甜槠(21.48%)、木荷(19.44%)、青冈(12.04%)和马银花(13.08%);样方 2 有 26 个树种,重要值居前四位的树种分别为甜槠(22.31%)、木荷(11.37%)、青冈(10.39%)和柴桂(7.88%);样方 3 有 28 个树种,重要值居前四位的树种分别为甜槠(27.46%)、青冈(23.77%)、木荷(7.85%)和马尾松(12.04%)。

在样地 2 的 3 个样方中,样方 1 有 26 个树种,重要值居前四位的树种分别为甜槠( 33.69% )、木荷(16.00% )、青冈 (11.18 % )和马尾松 (7.87% );样方 2 有 21 个树种,重要值居前四位的树种分别为甜槠 ( 33.16% )、木荷 ( 26.03% )、马尾松 ( 14.98% )和青冈 ( 8.65% );样方 3 有 24 个树种,重要值居前四位的树种分别为甜槠 ( 34.14% )、木荷 ( 16.84% )、青冈 ( 9.52% )和马尾松 ( 9.35% )。

表 1 各样方乔木层的物种重要值  
Table 2 Importance value of species at tree layers in different quadrats

树种	重要值/%								
	样地 1			样地 2			样地 3		
	样方 1	样方 2	样方 3	样方 1	样方 2	样方 3	样方 1	样方 2	样方 3
甜槠 <i>Castanopsis eyrei</i>	21.81	22.31	27.46	33.69	33.16	34.14	37.58	36.96	35.77
木荷 <i>Schima superba</i>	19.44	11.37	7.85	16.00	26.03	16.84	22.05	17.33	11.58
青冈 <i>Cyclobalanopsis glauca</i>	12.04	10.39	23.77	11.18	8.65	9.52	12.11	7.62	5.45
马尾松 <i>Pinus massoniana</i>	1.26		6.43	7.87	14.98	9.35	6.29	6.85	14.38
马银花 <i>Rhododendron ovatum</i>	13.08	7.87	1.39	2.40	2.80	3.93	4.41	2.09	1.93
柯 <i>Lithocarpus glaber</i>	6.13	7.31			0.38	1.05	0.41	1.27	0.29
苦槠 <i>Castanopsis sclerophylla</i>		0.17	1.10	0.33	0.74			3.67	4.31
柴桂 <i>Cinnamomum tamala</i>		7.88	0.25						
深山含笑 <i>Michelia maudiae</i>	7.36								
含笑花 <i>M. figo</i>	1.94	5.44		4.87	1.20	0.72	1.50	0.82	3.31
鹅掌柴 <i>Schefflera heptaphylla</i>	2.92	3.83	1.78	2.81	0.71	1.46	2.04	6.43	1.99
厚朴 <i>Houpoa officinalis</i>	2.14	1.63	0.94	1.17	1.25	2.12	0.24	1.42	0.32
漆 <i>Toxicodendron vernicifluum</i>	2.85	1.18	2.65	4.88	0.44	2.38	2.40	4.32	5.83
赤楠 <i>Syzygium buxifolium</i>	0.71	5.35	3.13			1.60	0.64		
山槐 <i>Albizia kalkora</i>			1.24	1.37	0.94			1.22	3.13
盐肤木 <i>Rhus chinensis</i>		2.73							
厚皮香 <i>Ternstroemia gymnanthera</i>	1.35	0.09	0.14	0.19	0.76	0.26	0.16	0.42	1.08
峨眉鼠刺 <i>Itea omeiensis</i>	1.26	2.32	1.70	2.73	0.93	1.52		0.47	0.73
冬青 <i>Ilex chinensis</i>	1.05	3.47		0.29	1.14	0.83	0.70	0.38	0.07
白栎 <i>Quercus fabri</i>			1.52	2.25	0.60		1.74	0.12	1.69
垂丝卫矛 <i>Euonymus oxyphyllus</i>	0.86		1.78						
蓝果树 <i>Nyssa sinensis</i>	0.39	0.21		0.34				0.43	
山矾 <i>Symplocos sumuntia</i>	0.70	0.06	3.69	0.46	4.03	1.54	1.10	2.83	2.38
赤杨叶 <i>Alniphyllum fortunei</i>		1.26	1.97	0.34	0.30	3.14	0.19	1.07	1.11
迎春樱桃 <i>Cerasus discoidea</i>		1.13	0.94	0.94		0.45		0.17	
乌冈栎 <i>Q. phillyraeoides</i>	0.63			3.04	0.47	2.00	5.04		1.05
杜英 <i>Elaeocarpus decipiens</i>	0.42	0.26	1.38						0.35
枫香树 <i>Liquidambar formosana</i>			1.53						0.76
锥栗 <i>Castanea henryi</i>		1.16				0.07		0.73	
油桐 <i>Vernicia fordii</i>			2.74						
杨桐 <i>Adinandra millettii</i>		0.15	0.06	0.13			0.08	0.13	
红楠 <i>Machilus thunbergii</i>	0.79	1.83	3.58	0.43	0.18	2.27	0.09	0.70	1.98
榆树 <i>Ulmus pumila</i>	0.37	0.36	0.10	0.42		0.12		0.16	0.11
格药铃 <i>Eurya muricata</i>	0.26								
老鼠矢 <i>Symplocos stellaris</i>	0.26	0.22	0.06	0.81	0.32	3.94	0.91	0.88	0.32
野梧桐 <i>Mallotus japonicus</i>			0.71			0.67	0.32		0.09
黄檀 <i>Dalbergia hupeana</i>			0.08	0.43				0.37	
化香树 <i>Platycarya strobilacea</i>				0.65				1.16	
山胡椒 <i>Lindera glauca</i>						0.06			
合计	100	100	100	100	100	100	100	100	100

在样地 3 的 3 个样方中,样方 1 有 21 个树种,重要值居前四位的树种分别为甜槠( 37.58% )、木荷( 22.05% )、青冈 ( 12.11% )和马尾松 ( 6.29 % );样方 2 有 27 个树种,重要值居前四位的树种分别为甜槠 ( 36.96% )、木

荷 (17.33%)、青冈 (7.62%) 和马尾松 (6.85%) ; 样方 3 有 25 个树种, 重要值居前四位的树种分别为甜槠 (35.77%)、马尾松 (14.38%)、木荷 (11.58%) 和青冈 (5.45%)。

3.1.2 林下植被 从表 2 中可以看出, 在 3 个样地中, 2017 年, 样方 1 和样方 3 的下木层幼树密度与 2020 年相比都是略有增减, 无明显变化, 但是样方 2 的下木层幼树密度从 2017 年到 2020 年有显著下降, 即 2020 年样方 2 的下木层幼树密度要明显低于样方 1 和样方 3 的; 下木层和草本层的多样性指数以及草本层的盖度在 3 年间的动态变化也显示了同样的趋势, 即 2020 年样方 2 的下木层和草本层的多样性指数以及草本层的盖度显著低于样方 1 和样方 3 的 ( $P<0.05$ )。

表 2 不同样地不同经营方式下林下幼树的密度及多样性指数						
Table 2 Density and coverage of diversity index of understory saplings and herb layer in different quadrats with different management methods						
样地	经营方式	年份/年	下木层		草本层	
			幼树密度	$H'$	盖度/%	$H'$
样地 1	样方 1	2017	1 568	1.62±0.23a	27±8a	1.81±0.35a
		2020	1 582	1.61±0.21a	26±6a	1.79±0.31a
	样方 2	2017	1 612	1.63±0.19a	26±8a	1.78±0.38a
		2020	226	0.36±0.02b	10±8b	0.69±0.11b
	样方 3	2017	1 616	1.58±0.19a	25±5a	1.77±0.27a
		2020	1 489	1.59±0.21a	27±11a	1.79±0.29a
样地 2	样方 1	2017	1 523	1.64±0.25a	22±5a	1.78±0.25a
		2020	1 498	1.62±0.22a	21±6a	1.81±0.31a
	样方 2	2017	1 478	1.57±0.24a	23±7a	1.76±0.28a
		2020	238	0.35±0.11b	8±6b	0.56±0.14b
	样方 3	2017	1 536	1.63±0.28a	24±5a	1.78±0.22a
		2020	1 587	1.61±0.19a	22±9a	1.79±0.20a
样地 3	样方 1	2017	1 123	1.54±0.16a	18±7a	1.68±0.21a
		2020	1 098	1.53±0.21a	19±6a	1.71±0.29a
	样方 2	2017	1 086	1.53±0.17a	20±5a	1.66±0.20a
		2020	196	0.32±0.11b	8±8b	0.48±0.08b
	样方 3	2017	1 005	1.51±0.08a	21±5a	1.69±0.17a
		2020	966	1.50±0.11a	20±7a	1.68±0.19a

3.1.3 空间结构 鉴于 3 个样地的林木在样方 1、样方 2 和样方 3 的空间分布上较为一致, 将 3 个样地林木的平均混交度在图 1 中表示。从图 1 中可以发现, 样方 1 中 2017 年和 2020 年、样方 3 中 2017 年和样方 2 中 2017 年林木的平均混交度分别为 0.308、0.311、0.328 和 0.311, 说明林分中同种树种的单种聚集分布情况较多。间伐 3 年后, 样方 3 和样方 2 的林木的平均混交度分别达到了 0.513 和 0.472, 说明目标树经营和传统经营均大幅提高了林分的混交程度, 其中, 目标树经营的提升效果更为明显。

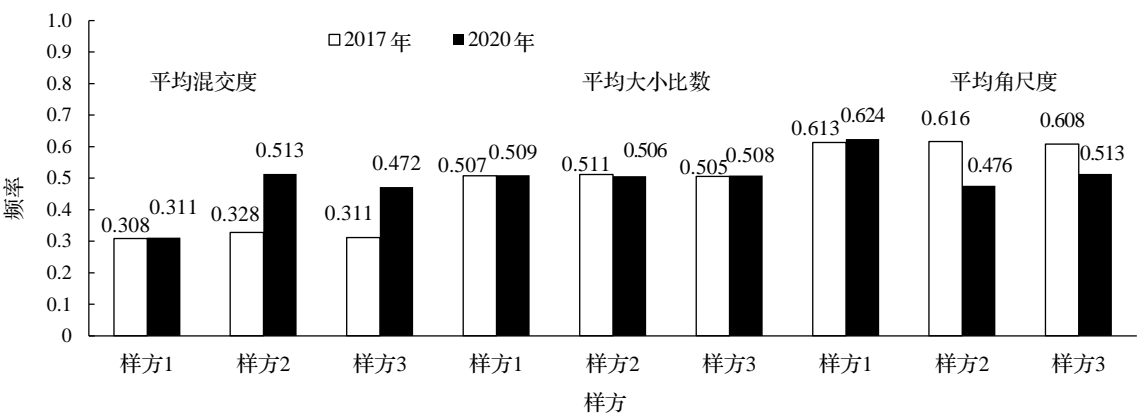


图 1 不同样地不同经营方式下林木的平均混交度、平均大小比数、平均角尺度的频率分布

Figure 2 Average mingling, neighborhood comparison and patter of trees in different quadrats

图 1 中同样显示, 3 类样方在 2017 年和 2020 年林木的平均大小比数频率分布非常平均, 各样方的平均大小比

数在 0.505 ~ 0.511 之间,说明 3 类样方在 2017 年和 2020 年林木直径的大小分化程度不明显,林分基本处于中庸状态。样方 1、样方 2、样方 3 在 2017 年和 2020 年林木的平均角尺度分别为 0.613 和 0.624、0.616 和 0.476、0.608 和 0.513。随机分布的角尺度 (W) 的取值范围是  $0.475 \leq W \leq 0.517$ ,均匀分布的角尺度取值范围为  $W < 0.475$ ,聚集分布的角尺度取值范围为  $W > 0.517$ 。以上结果说明,林分经过目标树经营和传统经营后由聚集分布变为随机分布。

3.2 林分生长情况

表 3 不同样地不同经营方式下乔木层林木株数和胸高断面积的动态变化  
Table 3 Dynamic changes of tree numbers and basal area in different quadrats

样地	经营方式	项目	2017 年		2020 年			年均生长率/%
			处理前	处理后	现有	新增	枯死	
样地 1	样方 1	株数/株	3 068		3 011	21	78	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	17.05		17.53	0.79	0.31	0.91±0.21a
	样方 2	株数/株	2 852	2 495	2 488	9	16	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	17.75	16.88	17.96	1.14	0.06	2.12±0.43b
	样方 3	株数/株	2 546	1 710	1 732	31	9	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	16.56	13.85	16.78	2.97	0.04	7.14±1.11c
样地 2	样方 1	株数/株	2 044		2 012	26	58	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	19.16		19.73	0.83	0.26	1.02±0.26a
	样方 2	株数/株	2 092	1 810	1 801	3	12	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	20.91	19.76	20.95	1.24	0.05	2.01±0.38b
	样方 3	株数/株	2 060	1 432	1 455	33	10	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	20.14	16.88	20.41	3.57	0.04	7.01±1.18c
样地 3	样方 1	株数/株	1578		1 563	27	42	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	21.14		21.83	0.9	0.21	1.14±0.29a
	样方 2	株数/株	1 260	1 087	1 082	6	11	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	22.42	21.15	22.65	1.54	0.04	2.44±0.46b
	样方 3	株数/株	1 428	966	968	10	8	
		BA/(m <sup>2</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	24.67	20.64	24.38	3.77	0.03	5.98±1.02c

注: BA 表示胸高断面积和。

由表 3 可知,从林分生长看,在样地 1 的样方 3 中的乔木层林木在 2017 年的胸高断面积和( BA )为 16.56 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,间伐后剩余林木的 BA 为 13.85 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年后林木的 BA 达到 16.78 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年的胸高断面积年均生长率达到 7.14%,远高于样方 1 中林木胸高断面积的年均生长率(0.91%);样方 2 中的乔木层林木在 2017 年的 BA 为 17.75 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,间伐后剩余林木的 BA 为 16.88 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年后林木的 BA 达到 17.96 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年的胸高断面积年均生长率为 2.12%,也高于样方 1 的,但低于样方 3 的。

在样地 2 的样方 3 中的乔木层林木在 2017 年的 BA 为 20.14 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,间伐后剩余林木的 BA 为 16.88 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年后林木的 BA 达到 20.41 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年的胸高断面积年均生长率达到 7.01%,远高于样方 1 中林木胸径的年均生长率(1.02%);样方 2 中的乔木层林木在 2017 年的 BA 为 20.91 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,间伐后剩余林木的 BA 为 19.76 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年后林木的 BA 达到 20.95 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年的胸高断面积年均生长率为 2.01%,也高于样方 1 的,但低于样方 3 的。

在样地 3 的样方 3 中的乔木层林木在 2017 年的 BA 为 24.67 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,间伐后剩余林木的 BA 为 20.64 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年后林木的 BA 达到 24.38 m<sup>2</sup>·hm<sup>-2</sup>,3 年的胸高断面积的年均生长率达到 5.98%,远高于样方 1 的(1.14%);样方 2 中的乔木层林木在 2017

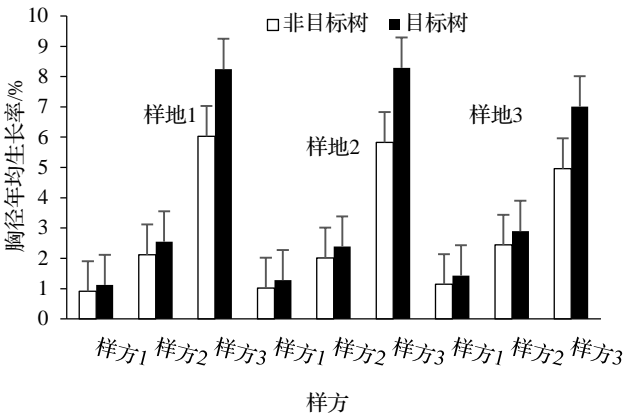


图 2 不同样地不同经营方式下目标树和非目标树的胸径年均生长率

Figure 1 Average annual growth rate of DBH of target trees and non-target trees in different quadrats with different management method

年的 BA 为  $22.42 \text{ m}^2 \cdot \text{hm}^{-2}$ , 间伐后剩余林木的 BA 为  $21.15 \text{ m}^2 \cdot \text{hm}^{-2}$ , 3 年后林木的 BA 达到  $22.65 \text{ m}^2 \cdot \text{hm}^{-2}$ , 3 年的胸高断面积的年均生长率为 2.44%, 也高于样方 1 的, 但低于样方 3 的。

综上所述, 3 个样地中乔木层林木胸径断面积的年均生长率均是样方 3 的最高, 样方 1 的最低, 并且样方 3 中林木的年均生长率显著高于样方 1 和样方 2 的 ( $P < 0.05$ )。再具体到非目标树和目标树的胸高断面积生长率, 从图 2 中可以发现, 在 3 个样地中, 在样方 1、样方 2 和样方 3 中, 目标树的胸高断面积年均生长率均明显高于非目标树的。在样方 3 中, 目标树和非目标树的胸高断面积年均生长率明显高于样方 1 和样方 2 的; 样方 2 中目标树的胸高断面积年均生长率显著高于样方 1 的 ( $P < 0.05$ ), 非目标树的胸高断面积年均生长率差异在样方 2 和样方 1 之间不显著。

### 3.3 土壤理化性质

表 4 不同经营方式样方在不同年份的土壤理化性质  
Table 6 Soil physical and chemical properties under different quadrats with different management methods in different years

土壤理化性质	样地 1					
	样方 1		样方 2		样方 3	
	2017 年	2020 年	2017 年	2020 年	2017 年	2020 年
容重/( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ )	1.22±0.03a	1.23±0.05a	1.21±0.05a	1.26±0.06a	1.20±0.03a	1.25±0.07a
总孔隙度/%	47.71±2.34 a	46.92±2.39 a	47.92±3.03a	43.28±2.72 a	48.71±2.99 a	44.51±2.84 a
有机碳/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	35.10±2.64a	34.70±3.02a	35.8±2.71a	35.60±3.02a	36.20±2.55a	35.20±3.10a
全氮/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	1.15±0.04a	1.22±0.06a	1.21±0.06a	1.23±0.07a	1.22±0.05a	1.24±0.07a
全磷/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	1.35±0.05a	1.40±0.08a	1.36±0.05a	1.38±0.07a	1.38±0.05a	1.36±0.04a
全钾/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	8.73±1.33a	8.68±1.31a	8.84±2.45a	8.82±2.24a	8.73±1.37a	8.80±2.14a
速效磷/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	38.53±4.30a	39.35±5.21a	38.24±4.75a	29.69±5.77ab	37.53±4.62a	23.54±5.91b
速效钾/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	215.24±32.15a	208.71±35.625a	213.44±30.19a	204.11±31.32a	214.19±32.21a	202.08±32.46a
pH	4.76±0.12a	4.78±0.15a	4.77±0.15a	4.80±0.14a	4.80±0.12a	4.81±0.14a
土壤理化性质	样地 2					
	样方 1		样方 2		样方 3	
	2017 年	2020 年	2017 年	2020 年	2017 年	2020 年
容重/( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ )	1.21±0.04a	1.22±0.06a	1.21±0.04a	1.24±0.03a	1.23±0.03a	1.28±0.03a
总孔隙度/%	47.61±2.22 a	46.92±2.36 a	47.22±3.01a	45.23±2.92 a	45.27±2.96 a	43.54±2.84 a
有机碳/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	35.30±2.54a	35.70±3.05a	35.40±2.61a	35.30±2.02a	36.10±2.65a	36.20±3.12a
全氮/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	1.16±0.02a	1.18±0.03a	1.20±0.03a	1.21±0.05a	1.21±0.06a	1.20±0.05a
全磷/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	1.36±0.04a	1.39±0.07a	1.37±0.05a	1.37±0.08a	1.36±0.04a	1.36±0.07a
全钾/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	8.72±1.34a	8.78±1.51a	8.74±2.41a	8.75±2.34a	8.75±2.33a	8.72±2.11a
速效磷/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	37.33±4.21a	37.38±4.29a	38.14±4.33a	29.62±5.71ab	37.59±4.72a	23.31±5.53b
速效钾/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	212.22±32.12a	209.21±33.61a	211.14±30.29a	208.11±31.12a	214.29±32.41a	206.08±31.26a
pH	4.77±0.13a	4.78±0.11a	4.77±0.14a	4.79±0.16a	4.80±0.11a	4.79±0.18a
土壤理化性质	样地 3					
	样方 1		样方 2		样方 3	
	2017 年	2020 年	2017 年	2020 年	2017 年	2020 年
容重/( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ )	1.20±0.04a	1.21±0.05a	1.23±0.05a	1.25±0.04a	1.21±0.04a	1.25±0.06a
总孔隙度/%	47.98±2.39a	47.55±2.33 a	46.92±2.89a	46.21±2.91 a	47.77±2.95 a	44.53±2.64 a
有机碳/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	36.10±2.94a	35.70±3.12a	35.60±2.51a	35.70±3.01a	36.10±2.58a	36.20±2.99a
全氮/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	1.18±0.05a	1.19±0.04a	1.20±0.07a	1.21±0.06a	1.21±0.06a	1.22±0.05a
全磷/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	1.36±0.07a	1.35±0.08a	1.35±0.07a	1.37±0.06a	1.37±0.06a	1.39±0.09a
全钾/( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	8.78±2.13a	8.71±1.91a	8.74±2.13a	8.72±2.14a	8.73±2.17a	8.76±2.11a
速效磷/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	38.13±4.33a	38.36±5.23a	38.54±4.95a	29.71±5.07ab	38.55±4.31a	23.24±5.11b
速效钾/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	212.14±31.15a	210.71±32.62a	212.14±30.11a	209.11±32.12a	212.11±32.11a	206.18±31.42a
pH	4.79±0.13a	4.77±0.13a	4.78±0.11a	4.81±0.24a	4.80±0.14a	4.81±0.13a

从表 4 中可以看出, 在 3 个样地的样方 1、样方 2 和样方 3, 在 2017 年以及 2020 年的土壤容重和总孔隙度均没有显著差异, 但是, 在 2020 年, 样方 2 和样方 3 的土壤容重有所增加, 总孔隙度呈下降的趋势; 3 类样方的土壤 pH 值以及土壤有机碳含量、全 N 含量、全 P 含量、全 K 含量、速效 K 含量之间均没有明显差异, 只有

样方 3 的速效 P 含量在 2020 年的显著低于 2017 年的以及样方 1 的 ( $P < 0.05$ ), 在 2020 年, 样方 2 的土壤速效 P 含量在样方 1 的和样方 3 的中间。

## 4 讨论

### 4.1 目标树经营对群落结构的影响

从物种组成和林分结构看, 目标树经营可改善群落和林冠结构<sup>[24]</sup>。Sakai 等<sup>[25]</sup>认为林分结构调整可以通过对林冠的干扰, 增加可获得资源 (光和营养) 及温差, 从而增加种子的萌发和幼苗的存活。从调查数据可知, 实施传统经营的样方 3 年以后, 下木层幼树从 1 000 株·hm<sup>-2</sup> 以上下降为 200 株·hm<sup>-2</sup>, 而对照样方和目标树经营样方的下木层幼树密度无明显变化。这说明传统经营方式严重影响了林分的更新, 目标树经营方式则较好地保持了林分的更新能力。对于次生常绿阔叶林, 传统经营方式一般为割灌除草或者间伐后割灌除草, 但是在割灌除草的过程中, 往往连林下的更新树种也一并割除。在空间结构层面, 目标树经营样方和传统经营样方间伐 3 年后林分的混交程度大幅提高, 并以目标树经营的提升效果更为明显。在次生林对照样方中, 林木多由萌芽而来, 呈丛生状, 具有高度密集的分株和种群, 同树种单种聚集分布情况较多, 通过目标树经营的方式进行抚育改造, 间伐分株, 改善单种聚集的情况, 提高林分的混交度。

### 4.2 目标树经营对林分生长的影响

有研究发现, 对人工针叶纯林进行目标树经营后可促进目标树的生长<sup>[26-27]</sup>。另外, 伐除干扰树后, 红槲栎 *Quercus rubra* 目标树的胸径生长显著高于非目标树<sup>[28-29]</sup>。目标树经营样方对丛生的非目标树定株至 1~2 株, 同样在一定程度上促进了剩余个体的生长, 从而导致目标树经营样方的乔木层胸高断面面积的年均生长率远高于传统经营和对照样方。另外, 从不同样地看, 在样地 1 和样地 2 实施目标树经营后, 其乔木层胸高断面面积的年均生长率略高于样地 3 的, 说明目标树经营在前期实施更有利于林木的生长。以上结果说明, 目标树经营促进目标树的生长, 有助于林木分化和分层, 快速形成常绿阔叶复层林。

### 4.3 目标树经营对土壤理化性质的影响

在亚热带地区, 常绿阔叶林作为地带性植被, 涵养水源是它的一个重要的生态功能<sup>[1-4]</sup>。在土壤质地相近时, 容重和孔隙度反映了土壤的紧实程度, 其大小对根系、土壤动物和微生物的活动都有很大的影响, 是土壤物理性状的重要指标<sup>[30]</sup>。对照样方林分和传统经营、目标树经营样方林分在 2017 年以及 2020 年的土壤容重和总孔隙度均没有显著差异, 说明改造后林分与未改造林分早期的土壤物理性质差异不大, 这可能与目标树经营尽量避免干扰林下植被有关。

经过林分结构调整后, 土壤中损耗的碳会从枯落物层分解释放出的碳素得到补充。林分调整引起森林土壤温度的升高可提高微生物及其酶活性<sup>[31-33]</sup>, 因而可将凋落物内的有机氮和有机磷更有效、快速地转化为无机氮和无机磷, 引起土壤铵态氮、硝态氮和全磷含量的增加。另外, 林分调整导致林内可供微生物分解的底物增加<sup>[34]</sup>, 也进一步提高了有机氮和有机磷的矿化量, 使土壤无机氮、无机磷的含量上升。本研究结果表明, 目标树经营后, 除了土壤速效 P 含量明显下降以外, 土壤 pH 值以及其他营养成分均没有明显差异。其原因可能是目标树经营后, 剩余林木快速生长吸收的营养成分抵消了林分调整促进枯落物分解的增加量, 而对速效磷的吸收则超过了来自枯落物的分解量。这与其他研究结果一致<sup>[19]</sup>。

## 5 结论

本文针对亚热带次生常绿阔叶林 3 个不同发育阶段的样地实施目标树经营和传统经营, 结果发现, 相对于传统经营对林下植被的严重破坏, 目标树经营有效地改善了林分的空间结构, 提高了剩余林木特别是目标树的生长, 有助于加快林木的分化和分层, 快速形成次生常绿阔叶复层林, 缩短次生林恢复为地带性顶级群落的过程。同时, 目标树经营减少了对林下植被的干扰, 土壤理化性质未有明显改变, 缓解了作业初期对水土流失的影响。另外, 相对于 50 年以上的林分实施目标树经营, 其效果在 20~40 年的林分中更加明显。因此, 在初期, 目标树经营是针对亚热带次生常绿阔叶林较为有效的森林经营措施。



## 参考文献:

- [1] 余树全. 浙江省常绿阔叶林的生态学研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2003.
- [2] 刘其霞, 常杰, 江波, 等. 浙江省常绿阔叶生态公益林生物量[J]. 生态学报, 2005 (09): 2139–2144.
- [3] ZHANG J, GE Y, CHANG J, et al. Carbon storage by ecological service forests in Zhejiang Province, subtropical China[J]. For Ecol Manag, 2007, 245: 64–75.
- [4] 袁位高. 浙江省生态公益林主要群落结构的比较研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2009.
- [5] 刘元. 20 世纪 60 年代党对林业政策的调整[D]. 湖南, 湘潭大学, 2015.
- [6] 张海丽. 中国森林资源物权法律制度研究[D]. 四川, 重庆大学, 2005.
- [7] KRUGER L M, MIDGLEY J J. The influence of resprouting forest canopy species on richness in Southern Cape forests, South Africa[J]. Global Ecol Biogeogr, 2011, 10, 567–572.
- [8] PAUSAS J G, PRATT R B, KEELEY J E, et al. Towards understanding resprouting at the global scale[J]. New Phytol, 2016, 209(3): 945–954.
- [9] 孟黎黎, 陆元昌, 赵天忠, 等. 近自然森林经营目标树作业体系辅助设计系统的研究与开发[J]. 世界科技研究与发展, 2007 (03): 66–70.
- [10] BRADSHAW R, GEMMEL P, BJOERKMAN L. Development of nature-based silvicultural models in southern Sweden: the scientific Background[J]. For Landsc Res, 1994, 1 (2): 95–110.
- [11] SCHÜTZ J P. Close-to-nature silviculture: is this concept compatible with species diversity[J]. Forestry, 1999, 72 (4): 359–366.
- [12] SCHÜTZ J P. Development of close to nature forestry and the role of ProSilva Europe[J]. Zbornik Gozdarstva in Lesarstva, 2011, 94: 39–42.
- [13] MEYER P. Network of strict forest reserves as reference system for close to nature forestry in Lower Saxony, Germany[J]. For Snow Landsc Res, 2005, 79 (1–2): 33–44.
- [14] 陆元昌, 栾慎强, 张守攻, 等. 从法正林转向近自然林: 德国多功能森林经营在国家、区域和经营单位层面的实践[J]. 世界林业研究, 2010, 23 (01): 1–11.
- [15] WARD J S. Crop tree release increases growth of mature red oak sawtimber[J]. N J App For, 2002, 19 (4): 149–154.
- [16] WARD J S. Precommercial crop tree release increases upper canopy persistence and diameter growth of oak saplings[J]. N J App For, 2013, 30 (4): 156–163.
- [17] PATRICK J B, ANDREW P R, EWEL J J. Sudden and sustained response of Acacia koa crop trees to crown release in stagnant stands[J]. Can J For Res, 2008, 38 (4): 656–666.
- [18] 陆元昌, 张守攻, 雷相东, 等. 人工林近自然化改造的理论基础和实施技术[J]. 世界林业研究, 2009, 22 (01): 20–27.
- [19] 何友均, 梁星云, 覃林, 等. 南亚热带人工针叶纯林近自然改造早期对群落特征和土壤性质的影响[J]. 生态学报, 2013, 33 (08): 2484–2495.
- [20] MENG J H, LU Y C, ZENG J. Transformation of a degraded Pinus massoniana plantation into a mixed-species irregular forest: impacts on stand structure and growth in Southern China[J]. Forests, 2014, 5: 3199–3221.
- [21] 张慧, 周国模, 白尚斌, 等. 目标树抚育对亚热带天然次生灌丛群落结构和多样性的影响[J]. 应用生态学报, 2017, 28 (5): 1414–1420.
- [22] 杨雨洁. 目标树经营对次生常绿阔叶林群落结构的影响[D]. 浙江农林大学硕士论文, 2018.
- [23] 惠刚盈, KLAUS W G, MATTHIAS A. 一个新的林分空间结构参数——大小比数[J]. 林业科学研究, 1999 (01): 4–9.
- [24] 梁星云, 何友均, 张谱, 等. 不同经营模式对丹清河林场天然次生林植物群落结构及其多样性的影响[J]. 林业科学, 2013, 49 (3): 93–102.
- [25] SAKAI A, SATO S, SAKAI T, et al. A soil seed bank in a mature conifer plantation and establishment of seedlings after clearcutting in southern Japanese[J]. J For Res, 2005, 10: 295–304.
- [26] 李婷婷, 陆元昌, 庞丽峰, 等. 杉木人工林近自然经营的初步效果[J]. 林业科学, 2014 (05): 93–103.
- [27] 王懿祥, 张守攻, 陆元昌, 等. 干扰树间伐对马尾松人工林目标树生长的初期效应[J]. 林业科学, 2014, 50 (10): 67–73.
- [28] LAMSON N I, SMITH H C, PERKEY A W, et al. Crown release increases growth of crop trees[R]. Northeastern Forest Experiment Station, USDA Forest Service Research Paper, 1990, NE635: 1–8.
- [29] GRANY D L. Ten-year growth response of red and white oak crop trees to intensity of crown release[R]. Proceedings of 9th Biennial Southern Silvicultural Research Conference. Southern Research Station, USDA Forest Service Research Paper, 1998, NC20: 163–168.
- [30] 张光灿, 夏江宝, 王贵霞, 等. 鲁中花岗岩山区人工林土壤水分物理性质[J]. 水土保持学报, 2005 (06): 46–50.
- [31] NEILL C, PICCOLO M C, CERRI C C, et al. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape[J]. Oecologia, 1997, 110: 243–252.
- [32] PURL G, ASHMAN MR. Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralization[J]. Soil Biol Biochem, 1998, 30: 251–256.
- [33] HERNESMAA A, BJÖRKLÖF K, KIILLILA O, et al. Structure and function of microbial communities in the rhizosphere of Scots pine after tree-felling[J]. Soil Biol Biochem, 2005, 37: 777–785.
- [34] GUO L B, GIFFORD R M. Soil carbon stocks and land use change: A meta-analysis[J]. Glob Chang Biol, 2002, 8: 345–360.