科学通报 2019 年 第 64 卷 第 27 期: 2907 ~ 2914
专辑: 第二次青藏高原综合科学考察研究 论 文
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS

藏东南亚高山暗针叶林干扰迹地森林更新调查

芦晓明[1], 付婷[1], 杜琪琪[1], 张林[1,2], 王亚锋[3], 梁尔源[1,2*]

1. 中国科学院青藏高原研究所, 中国科学院高寒生态重点实验室, 北京 100101;
2. 中国科学院青藏高原地球科学卓越创新中心, 北京 100101;
3. 南京林业大学生物与环境学院, 南京 210037

* 联系人, E-mail: liangey@itpcas.ac.cn

2019-05-15 收稿, 2019-08-11 修回, 2019-08-12 接受, 2019-09-16 网络版发表
第二次青藏高原综合科学考察研究(2019QZKK0301)和国家自然科学基金(41661144040)资助

摘要 藏东南为我国主要天然林区, 是全球生物多样性最丰富的地区之一, 同时也是我国重要的生态安全屏障. 在实施国家天然林保护工程之前, 该地区天然林曾受到干扰(采伐、林火)的影响. 为了探究亚高山暗针叶林采伐和火烧迹地上森林更新的过程, 本研究选取藏东南色季拉山急尖长苞冷杉(*Abies georgei* var. *smithii*)采伐迹地和火烧迹地, 设置了8块森林样地(30 m×30 m), 采集树轮样本并进行样地调查. 通过对干扰迹地边缘区树轮序列的生长释放分析, 推测采伐活动发生在1991年左右, 火烧迹地形成于1942年左右. 样地调查揭示, 干扰迹地内树种更新密度为222~589株/hm^2. 过去30~70年来, 西北坡向采伐迹地上的更新以急尖长苞冷杉为主, 而西南坡火烧迹地的原生林则主要被川滇高山栎(*Quercus aquifolides*)、高山柏(*Sabina squamata*)和林芝云杉(*Picea likiangensis* var. *linzhiensis*)次生林所取代. 因此, 今后的研究亟待监测干扰迹地内的微环境状况, 以期为变暖背景下藏东南森林保护和管理提供科学依据.

关键词 藏东南, 亚高山暗针叶林, 采伐迹地, 火烧迹地, 生长释放, 树种更新

森林被誉为"地球之肺", 其面积大约40亿hm^2, 占全球陆地总面积的30%, 是人类生存环境的重要组成部分[1]. 随着人类需求的增长, 森林被大量采伐, 尤其是在巴西和印尼等国家[2]. 此外, 森林火灾同样会严重破坏森林的结构和环境, 导致森林生态系统失去平衡[3]. 天然林受重度采伐和火烧等干扰后, 森林环境发生明显变化, 植被类型也有被取代的风险[4]. 为了确保生态环境安全, 国际上多个国家(中国、芬兰、日本等)把天然林的保护与次生林的恢复作为基本国策.

森林生态系统的恢复面临着诸多挑战性问题, 例如, 群落结构与物种丰富度的恢复需要较长时间, 物种的重组可能降低群落的稳定性等[5]. 热带雨林地区的研究发现, 采伐和林火会引起外来木本植物的入侵, 进而导致原有木本植物和群落结构恢复障碍[4,6]. 此外, 与原生森林相比, 采伐后次生森林中木本植物的丰富度降低[7,8]. 研究表明, 一些热带雨林中木本植物结构的恢复周期至少在50年以上[9,10], 而真菌、草本、木本植物及甲虫类的物种多样性和丰富度的恢复周期会更长[11~13]. 目前, 天然林恢复研究主要集中在热带雨林和高纬度泰加林[5,14~16], 亚高山地区的森林恢复过程与机制研究则相对较少[17,18].

西藏自治区拥有天然森林面积632万hm^2, 蓄积量高达14.36亿m^3, 是我国重要的生态安全屏障[19~23]. 其中, 亚高山暗针叶林主要分布海拔范围约为3000~

引用格式: 芦晓明, 付婷, 杜琪琪, 等. 藏东南亚高山暗针叶林干扰迹地森林更新调查. 科学通报, 2019, 64: 2907–2914
Lu X M, Fu T, Du Q Q, et al. Tree regeneration after fire and logging in sub-alpine forest on the southeastern Tibetan Plateau (in Chinese). Chin Sci Bull, 2019, 64: 2907–2914, doi: 10.1360/TB-2019-0052

© 2019《中国科学》杂志社

4400 m[19]. 从20世纪50年代开始, 为了满足社会经济发展的需要, 藏东南亚高山森林受到不同程度的采伐. 在20世纪80~90年代, 森林采伐强度加剧[24]. 1998年以后, 国家实施天然林保护工程, 天然林才逐渐得到保护[25,26]. 此外, 藏东南海拔2800~3600 m的阳坡天然林火灾频发. 据统计, 1992~2005年期间受火灾影响的森林面积超过8000 hm^2[3,27]. 以往的研究主要是通过对比采伐和火烧迹地与天然林内乔木的径级差异来推测森林的恢复期[13,28]. 然而, 我们对这些采伐和火烧迹地上森林恢复格局与过程是如何变化的并不清楚. 树轮分析可以很好地揭示这些迹地内更新乔木的年龄结构, 从而为准确判定其恢复状况提供定量参考依据. 因此, 本研究围绕藏东南色季拉山不同坡向上急尖长苞冷杉(*Abies georgei* var. *smithii*)的采伐与火烧迹地开展样地调查, 旨在了解这些干扰迹地上乔木更新的格局, 为西藏森林保护和管理提供科学建议.

1 研究区概况、样地采样及分析

1.1 研究区概况

色季拉山位于西藏雅鲁藏布江西北部, 属于念青唐古拉山脉余脉, 地理坐标为93°12′~95°35′E, 29°10′~30°15′N, 是尼洋河与帕隆藏布江的分水岭. 山体呈西北至东南走向, 形成了较大范围的东西坡面. 东坡大体朝向东北方向, 沿鲁朗河下切, 为陡坡和峡谷, 最低海拔高度约2000 m; 西坡大体朝向西南方向, 最低海拔高度约2800 m. 色季拉山区域面积约为2300 km^2, 平均海拔高度约为3096 m, 最高海拔约为5300 m. 当地森林资源丰富, 覆盖率约46.00%, 蕴藏着丰富的动植物资源, 其中以植物多样性最为丰富, 种类多达上千种.

研究区域属于半湿润山地气候. 夏季暖湿气流沿着雅鲁藏布江大峡谷北上进入青藏高原腹地, 给该区域带来了丰沛的降水. 林芝气象站(29°34′N, 94°28′E, 3000 m)的观测记录显示, 1960~2009年的年平均降水量为672.7 mm, 降水主要集中在6~9月份, 总计占全年总降水量的71.8%. 年平均温度为8.9°C, 1和7月分别是一年中最冷和最温暖的月份, 平均气温分别为0.5和15.8°C. 林芝气象站的温度数据还显示, 近几十年来该地区平均温度有明显的上升趋势[29,30].

采样点位于青藏高原东南部色季拉山鲁朗镇(图1). 鲁朗林场建于1973年, 在国家实施天然林保护工程之前, 该林场在其周边进行了大规模的采伐作业. 本研究选择了离林场较近的1块采伐迹地和2块火烧迹地(据走访当地村民得知)开展调查研究, 海拔分布范围约为3460~3865 m(表1), 该海拔范围内, 急尖长苞冷杉是优势种, 高山柏(*Sabina squamata*)、林芝云杉(*Picea likiangensis* var. *linzhiensis*)仅有零星分布. 采伐迹地(西北坡向: NW)形成于20世纪80~90年代初, 面积大约18.00 hm^2, 目前处于自然恢复状态. 火烧迹地(西南坡向: SW)的面积分别约为10.00和5.38 hm^2, 形成时间未知. 通过对当地村民的调研, 我们获悉林火发生在西藏和平解放之前, 即1951年之前. 在采伐和火烧迹地内, 灌木种主要有峨眉蔷薇(*Rosa omeiensis*)、西南花楸(*Sorbus rehderiana*)、硬毛杜鹃(*Rhododendron hirtipes*)、忍冬属(*Lonicera*)和小檗属(*Berberis*)植物等. 草本主要有嵩草(*Kobresia pygmaea*)、奥氏马先蒿(*Pedicularis oliveriana*)、西南鸢尾(*Iris bulleyana*)、尼泊尔香青(*Anaphalis nepalensis*)、白亮独活(*Heracleum candicans*)和甘青老鹳草(*Geranium pylzowianum*)等.

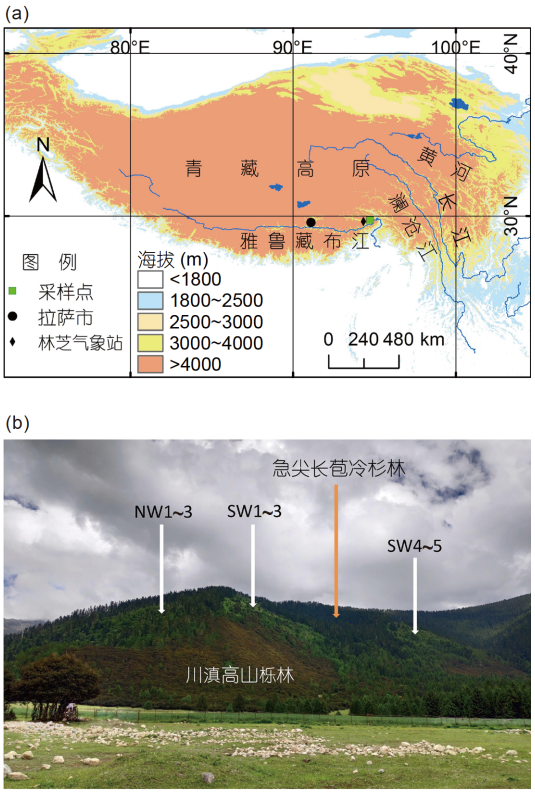


图 1 采样区与林芝气象站在青藏高原的地理位置(a)及采样区域内样地分布情况(b)

Figure 1 Locations of sampling region and Nyingchi meteorological station on the Tibetan Plateau (a), and 8 plots in the sampling site (b)

表 1 藏东南森林采样点信息表

Table 1 The general information of the 8 sampling plots

样地编号	坡向	方位角(°)	经度(E)	纬度(N)	海拔(m)	坡度(°)
SW1	西南	260	94°45′35″	29°45′19″	3865	19
SW2	西南	245	94°45′34″	29°45′19″	3831	32
SW3	西南	253	94°45′28″	29°45′20″	3779	44
SW4	西南	254	94°45′30″	29°45′00″	3786	15
SW5	西南	243	94°45′25″	29°44′58″	3711	32
NW1	西北	328	94°45′28″	29°45′27″	3775	19
NW2	西北	326	94°45′24″	29°45′36″	3620	32
NW3	西北	326	94°45′14″	29°45′39″	3460	30

1.2 样地采样及分析

(ⅰ) 样地采样. 针对采伐和火烧迹地的调查, 沿两个坡向(西南和西北)设置了8块方形样地(30 m×30 m), 它们的地理位置信息见表1. 其中, 在第1块火烧迹地沿海拔设置了3块样地(SW1~SW3), 在第2块火烧迹地中沿海拔设置了2块样地(SW4和SW5), 在采伐迹地上设置了3块样地(NW1~NW3). 样地的上下边线与坡向垂直, 左右边线平行于坡向, 左下角定义为笛卡尔坐标系的零点. 样地内调查中, 我们记录每个乔木个体的 X 和 Y 坐标与树种, 并通过两种方法来判断树木年龄: (1) 通过主干上侧枝的层数来获取幼树的年龄; (2) 对于年龄较大的针叶树和阔叶树, 通过生长锥钻取其基部的树芯来获取树龄. 基于样地调查数据及树木年龄, 获得了样地内不同树种的位置分布图及年代际(10年)更新序列. 鉴于火烧和采伐迹地内树桩已朽烂, 迹地形成的年代需要进一步通过迹地边缘成年树木生长释放的年代来确定[31~33]. 我们也在2块火烧迹地和1块砍伐迹地周边对成年的急尖长苞冷杉采集树芯样本, 每棵冷杉采集1条树芯.

(ⅱ) 样本分析. 树芯样本采集完毕后, 带回实验室按照标准的树木年代学方法进行处理. 样本在经过自然干燥、固定、打磨剖光和交叉定年后[34,35], 我们对每个样本的年轮宽度进行量测并获得其年轮宽度序列. 年轮量测工作是在Lintab 6(Rinntech, Heidelberg, 德国)工作台上进行的, 量测精度为0.001 mm. 获得年轮宽度序列后, 通过COFECHA软件对交叉定年及年轮宽度序列进行检验[36].

通常状况下, 森林在发生重度砍伐和火灾以后, 会形成大面积的林窗, 林窗内的光照及养分条件相对充足, 树木之间的竞争会暂时减弱, 出现生长加速现象. 学者们使用原始年轮宽度的变化比率(*PGR*)来推算干扰发生的年代, 其计算公式如下[32]:

$$PGR = \frac{MG_t - MG_{t-1}}{MG_{t-1}} \times 100\%, \quad (1)$$

式中, 以10年为一个研究时段, *PGR*为树木年轮前10年与接下来10年内平均年轮宽度变化比率, MG_t为某10年时段内的平均年轮宽度, MG_{t-1}为某一时段前10年内的平均年轮宽度值. 有研究认为, 当*PGR*大于50%时, 即认为森林受到了干扰(采伐)[31,33]. 本研究取*PGR*的最大值所处的年份作为受到干扰的年份. 这里需要说明的是, 森林在受到干扰以后, 可能不会立即出现生长释放现象. 因此, 森林受到干扰的年份可能会比本研究估算的年份早1~2年[31].

2 研究结果

研究发现, 火烧迹地边缘的树木在1942年*PGR*达到最大值71%, 砍伐迹地边缘的树木主要在1991年*PGR*达到最大值121%. 因此, 我们认为西南坡向的火烧迹地形成于1942年左右, 西北坡向上大面积的砍伐发生在1991年左右(图2(a), (b)). 研究区域内相同海拔范围的急尖长苞冷杉天然林生长状况相对稳定(图2(c))[37].

在西南坡向的火烧迹地中, 乔木更新不再以急尖长苞冷杉为主(图3). 在第1块火烧迹地的3个样地中(SW1~SW3), 乔木更新以林芝云杉为主, 仅在SW1中有1棵急尖长苞冷杉; 随着海拔的下降, 样地中逐渐出现了高山栎、川滇高山栎(*Quercus aquifolides*)及西藏红杉(*Larix griffithiana*)(SW2和SW3). 在第2块火烧迹地的2个样地中(SW4和SW5), SW4中的更新主要为高山栎; 在较低海拔的SW5中, 更新主要为高山栎、川滇

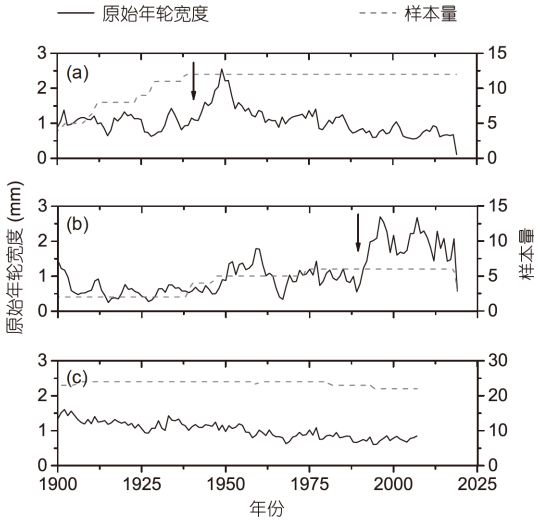


图 2 相同海拔范围内火烧迹地边缘(a)、砍伐迹地边缘(b)及天然林内(c)急尖长苞冷杉原始年轮宽度序列; 黑色箭头指示树木生长释放年代

Figure 2 Abrupt and synchronous growth release in Smith fir trees located at the margin of burnt (a) and logging (b) forest sites. Raw ring-width series of Smith fir trees in natural forest (c). The vertical black arrows indicate the start years of increasing growth

高山栎和西藏红杉. 在采伐迹地上, 3块样地(NW1~NW3)的更新主要以急尖长苞冷杉为主, 伴有零星的西藏红杉、林芝云杉和糙皮桦(*Betula utilis*).

基于8块样地中6种乔木的年龄结构及砍伐和火烧迹地的形成年代, 本研究重建了每个树种1941年以来的年代际更新序列(图4). 结果表明, 采伐后急尖长苞冷杉林的恢复过程非常缓慢. 自采伐迹地形成后, 西北坡向上采伐迹地中(NW1~NW3)急尖长苞冷杉的更新频次差异较大. 高海拔的NW1样地中, 急尖长苞冷杉的更新在砍伐后有明显的上升趋势(图4(f)). 在较低海拔的NW2和NW3样地中(图4(g), (h)), 急尖长苞冷杉更新数量相对较少, 在2011~2019年期间, 几乎没有幼苗更新. 在西南坡向的火烧迹地中, 川滇高山栎的更新主要在较低海拔(SW3和SW5), 而林芝云杉的更新主要在SW1~SW3中. 其中, 这两种树种的更新频次在1991~2010年期间达到高值. 在西南坡向的5个树种中, 西藏红杉的更新能力最弱. 过去70多年中, 仅有13株红杉. 高山柏的更新没有明显的变化趋势.

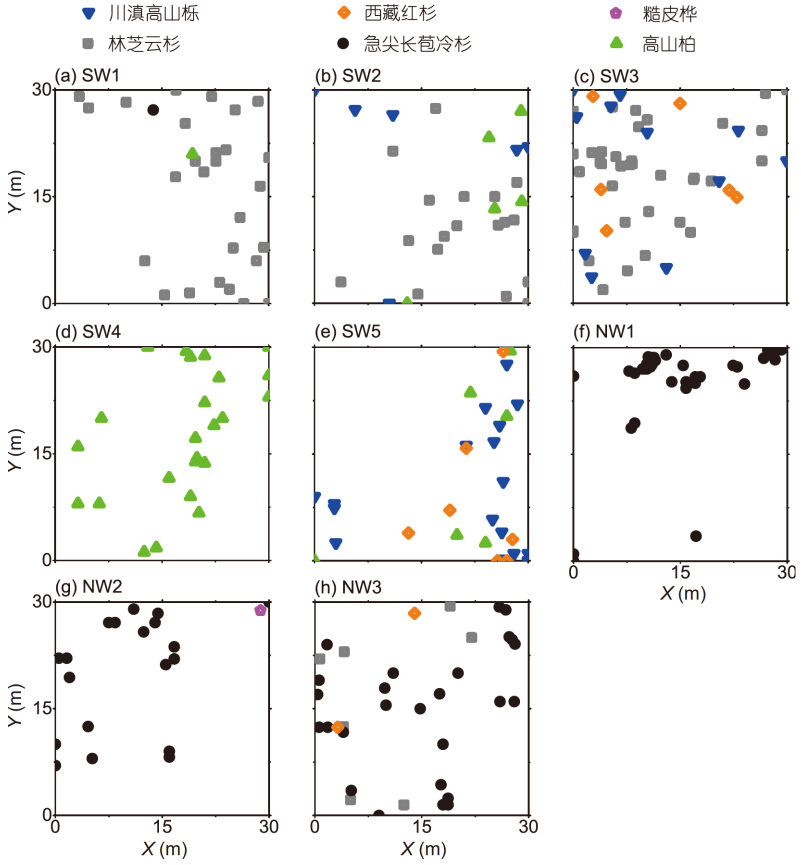


图 3 不同树种在8块样地中的空间分布状况

Figure 3 The spatial locations of different tree species in 8 rectangular plots

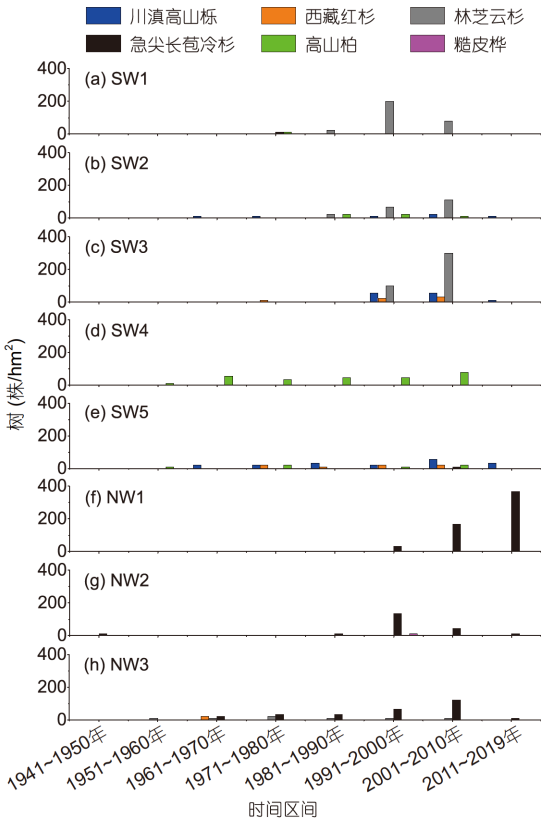


图 4 1941~2019年期间6种乔木树种的年代际更新序列
Figure 4 Decadal regeneration series of 6 tree species in 1941–2019

3 讨论

森林是陆地生态系统的主体，具有复杂的群落结构、较高的生物多样性和生态系统稳定性[38]. 在20世纪90年代之前，藏东南亚高山天然林遭受了火烧和大规模的采伐，导致该地区天然林面积的减少和结构功能退化[17,38]. 为了加强天然林的保护，了解火烧迹地和采伐区域内乔木的自然更新与恢复状况尤为重要[10]. 本研究主要通过采伐和火烧迹地边缘成年树的生长释放情况确定采伐和火烧发生的年代，然后通过采伐和火烧迹地上乔木林的年龄结构情况来准确了解森林的恢复状况. 为进一步评估藏东南其他受干扰林区的恢复状况提供借鉴.

通过调查分析发现，藏东南亚高山森林一旦遭到重度采伐和火灾，群落结构短时期内难以恢复到原生林状态. 在采伐和火烧迹地周边的原生林中，西南和西北坡向上的乔木种以急尖长苞冷杉为主. 在西北坡向的采伐迹地中，近几十年来更新的乔木种主要是急尖长苞冷杉；而西南坡向火烧迹地中更新的乔木主要为林芝云杉、高山柏及川滇高山栎. 这说明西南坡向火烧迹地中森林群落演替方向发生改变. 火烧迹地上以上树种的更新能力和适应性要强于急尖长苞冷杉，可能是由于干扰方式和坡向不同造成的[15]. 通常状况下，火灾对森林生态系统的影响较强，可以短时间内彻底改变火烧迹地内的物种组成，而采伐迹地内的物种组成在短时期内与天然林中没有本质上的区别[15]. 急尖长苞冷杉为喜阴物种，在其幼苗发育阶段，需要一定的荫蔽条件. 西南坡向光照相对充足，在经历了火烧之后，上层的林木消失，会导致土壤含水量的下降，不利于急尖长苞冷杉的更新[39,40]. 此外，西南坡向上低海拔的SW3和SW5两个样地中有川滇高山栎幼苗和幼树更新.

偏西南方向的两块火烧迹地上的优势种有一定的差异性. 其中第1块火烧迹地上的优势种主要为林芝云杉，而第2块火烧迹地上的优势种为高山柏(图2). 我们猜测这可能和火烧迹地的面积大小有关. 有研究显示，林窗面积会对林窗内的微环境(温度、湿度和风速等)产生较大影响，进而对物种的更新及组成产生显著影响，并改变森林群落的演替过程[41~43].

在藏东南采伐和火烧迹地上，亚高山森林群落结构和物种多样性的恢复可能会经历一个较长的时间过程，但是目前研究还不能判断干扰迹地上亚高山林的恢复周期. 非洲东部、马来西亚及亚马逊地区的热带雨林在经历了重度采伐后，其森林结构的恢复期在100年以上[10,11,13]. 南美巴西里约热内卢及圣保罗地区热带雨林物种多样性的恢复长达300年[12]. 此研究中，偏西南坡的火烧迹地上，乔木的更新主要以高山柏、林芝云杉和川滇高山栎为主. 川滇高山栎属于先锋物种，林分结构并不稳定，未来有可能会被原生树种冷杉所取代[44]. 因此，本研究区域火烧迹地内的急尖长苞冷杉的恢复可能会需要更长的时间. 已有研究指出，在藏东南海拔3500~3700 m的原生林林隙处，高度小于1.8 m的急尖长苞冷杉多达4638株/hm^2[45]；而本研究调查的NW1样地中急尖长苞冷杉只有566株/hm^2，说明采伐迹地中乔木的更新状况较差. 这可能与采伐后的微环境状况有关. 在采伐迹地上，充足的光照条件会促进草本的更新和生长. 从而加大草本与乔木幼苗间的竞争，不利于树苗更新[45].

生态保护能够有效提高受干扰林区的生态系统服务功能并保持物种多样性[46,47]，对藏东南采伐和火烧林区森林恢复具有重要意义. 本研究的样地调查结果表明，西藏森林保护工程的实施对树木更新发挥了重

要的作用. 然而, 鉴于采伐和火烧迹地上森林的自然恢复缓慢, 如果能进一步实施适当的人工修复措施, 可能会加速森林的恢复[46,48]. 在气候变化背景下, 由于幼苗、幼树的更新速率、生长和物候期均受到不同环境因素的影响[5]. 因此, 天然林内、采伐和火烧迹地微环境监测可为制定森林恢复措施提供重要的参考, 亟待开展受干扰森林微环境的监测研究[49~51].

4 结论

本研究以藏东南亚高山急尖长苞冷杉火烧和采伐迹地为调查研究对象, 评估了过去30~70年来的亚高山森林中乔木种的恢复格局与过程. 总体来看, 火烧和采伐迹地上6种乔木种群密度低, 森林恢复需要更长时间. 采伐迹地中的急尖长苞冷杉林正在自然恢复过程中, 但西南坡急尖长苞冷杉火烧迹地上形成了川滇高山栎、高山柏和林芝云杉的次生林. 这在一定程度上表明, 不同的干扰方式及坡向会对该地区亚高山森林的演替造成显著影响. 在今后的林业生产实践中, 应采取合理的林业管理措施, 加强采伐和火烧迹地上森林抚育和微环境监测, 促进亚高山森林的恢复.

致谢 感谢中国科学院藏东南高山环境综合观测研究站协助野外考察, 亚利桑那大学Steven W. Leavitt教授对英文摘要的修改.

参考文献

1 Kindermann G E, McCallum I, Fritz S, et al. A global forest growing stock, biomass and carbon map based on FAO statistics. Silva Fenn, 2008, 42: 387–396
2 Kirilenko A P, Sedjo R A. Climate change impacts on forestry. Proc Natl Acad Sci USA, 2007, 104: 19697–19702
3 Hu H Q. Fire Ecology and Management (in Chinese). Beijing: China Forestry Publishing House, 2005 [胡海清. 林火生态与管理. 北京: 中国林业出版社, 2005]
4 Veldman J W, Mostacedo B, Peña-Claros M, et al. Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. For Ecol Manag, 2009, 258: 1643–1649
5 Anderson-Teixeira K J, Miller A D, Mohan J E, et al. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. Glob Change Biol, 2013, 19: 2001–2021
6 Brown K A, Gurevitch J. Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. Proc Natl Acad Sci USA, 2004, 101: 6045–6049
7 Ferry Slik J W, Verburg R W, Keßler P J A. Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in east Kalimantan, Indonesia. Biodivers Conserv, 2002, 11: 85–98
8 Oliveira F A T, Carvalho D A, Vilela E A, et al. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic forest domain 15 and 40 years after logging. Braz J Bot, 2004, 27: 685–701
9 Plumptre A J. Changes following 60 years of selective timber harvesting in the Budongo forest reserve, Uganda. For Ecol Manag, 1996, 89: 101–113
10 Bonnell T R, Reyna-Hurtado R, Chapman C A. Post-logging recovery time is longer than expected in an east African tropical forest. For Ecol Manag, 2011, 261: 855–864
11 Huth A, Ditzer T. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest — A simulation study. For Ecol Manag, 2001, 142: 33–51
12 Liebsch D, Marques M C M, Goldenberg R. How long does the Atlantic rain forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. Biol Conserv, 2008, 141: 1717–1725
13 Macpherson A J, Schulze M D, Carter D R, et al. A model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an eastern Amazonian forest. For Ecol Manag, 2010, 260: 2002–2011
14 Franklin C M A, Macdonald S E, Nielsen S E. Combining aggregated and dispersed tree retention harvesting for conservation of vascular plant communities. Ecol Appl, 2018, 28: 1830–1840
15 Niemelä J. Management in relation to disturbance in the boreal forest. For Ecol Manag, 1999, 115: 127–134
16 Ding Y, Zang R G, Liu S R, et al. Recovery of woody plant diversity in tropical rain forests in southern China after logging and shifting cultivation. Biol Conserv, 2012, 145: 225–233
17 Bao W K, Zhang Y L, Wang Q, et al. Plant diversity along a time sequence (1−30 years) of artificial forest rehabilitation on subalpine cut land in the eastern Qinghai-Tibetan Plateau (in Chinese). Chin J Plant Ecol, 2002, 26: 330−338 [包维楷, 张镱锂, 王乾, 等. 青藏高原东部采伐迹地早期人工重建序列梯度上植物多样性的变化. 植物生态学报, 2002, 26: 330−338]
18 Li B, Cheng X H, Lü L X. Responses of radial growth to fire disturbance in alpine pine (*Pinus densata*) of different age classes in Nang County, Xizang, China (in Chinese). Chin J Plant Ecol, 2016, 40: 436–446 [李宝, 程雪寒, 吕利新, 等. 西藏朗县地区不同龄级高山松林木径向生长对火干扰的响应. 植物生态学报, 2016, 40: 436−446]
19 Xu F X. Preliminary analyses of the peculiarities and laws of growth of the forest in Xizhang by the causes of ecological formation (in Chinese). J Nanjing Tech Coll, 1982, 6: 84−96 [徐凤翔. 西藏森林的特点、规律及其生态成因初析. 南京林产工业学院学报, 1982, 6: 84−96]
20 Zhang R H, Su F G, Jiang Z H, et al. An overview of projected climate and environmental changes across the Tibetan Plateau in the 21st century (in

Chinese). Chin Sci Bull, 2015, 60: 3036–3047 [张人禾, 苏凤阁, 江志红, 等. 青藏高原21世纪气候和环境变化预估研究进展. 科学通报, 2015, 60: 3036–3047]
21 Zhang X Z, Yang Y P, Piao S L, et al. Ecological change on the Tibetan Plateau (in Chinese). Chin Sci Bull, 2015, 60: 3048–3056 [张宪洲, 杨永平, 朴世龙, 等. 青藏高原生态变化. 科学通报, 2015, 60: 3048–3056]
22 Leng S Y. Geographical Science for Thirty Years: From Classics to Frontiers (in Chinese). Beijing: The Commercial Press, 2016 [冷疏影. 地理科学三十年: 从经典到前沿. 北京: 商务印书馆, 2016]
23 Piao S L, Zhang X Z, Wang T, et al. Responses and feedback of the Tibetan Plateau's alpine ecosystem to climate change (in Chinese). Chin Sci Bull, 2019, 64: 2842–2855 [朴世龙, 张宪洲, 汪涛, 等. 青藏高原生态系统对气候变化的响应及其反馈. 科学通报, 2019, 64: 2842–2855]
24 Chen D L, Xu B Q, Yao T D, et al. Assessment of past, present and future environmental changes on the Tibetan Plateau (in Chinese). Chin Sci Bull, 2015, 60: 3025–3035 [陈德亮, 徐柏青, 姚檀栋, 等. 青藏高原环境变化科学评估: 过去、现在与未来. 科学通报, 2015, 60: 3025–3035]
25 Zhao G, Shao G F. Logging restrictions in China: A turning point for forest sustainability. J For, 2002, 100: 34–37
26 Fan J, Xu Y, Wang C S, et al. The effects of human activities on the ecological environment of Tibet over the past half century (in Chinese). Chin Sci Bull, 2015, 60: 3057–3066 [樊杰, 徐勇, 王传胜, 等. 西藏近半个世纪以来人类活动的生态环境效应. 科学通报, 2015, 60: 3057–3066]
27 Tian X R, Shu L F, Wang M Y, et al. Study on the spatial and temporal distribution of forest fire in Tibet (in Chinese). Fire Saf Sci, 2007, 16: 10–14 [田晓瑞, 舒立福, 王明玉, 等. 西藏森林火灾时空分布规律研究. 火灾科学, 2007, 16: 10–14]
28 Van Gemerden B S, Shu G N, Olff H. Recovery of conservation values in central African rain forest after logging and shifting cultivation. Biodivers Conserv, 2003, 12: 1553–1570
29 Liang E Y, Wang Y F, Xu Y, et al. Growth variation in *Abies georgei* var. *Smithii* along altitudinal gradients in the Sygera Mountains, southeastern Tibetan Plateau. Trees, 2010, 24: 363–373
30 Liang E Y, Wang Y F, Eckstein D, et al. Little change in the fir tree-line position on the southeastern Tibetan Plateau after 200 years of warming. New Phytol, 2011, 190: 760–769
31 Lorimer C G. Methodological considerations in the analysis of forest disturbance history. Can J For Res, 1985, 15: 200–213
32 Nowacki G J, Abrams M D. Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks. Ecol Monogr, 1997, 67: 225–249
33 Fraver S, White A S. Identifying growth releases in dendrochronological studies of forest disturbance. Can J For Res, 2005, 35: 1648–1656
34 Fritts H C. Tree Rings and Climate. London: Academic Press, 1976
35 Stokes M A, Smiley T L. An Introduction to Tree-ring Dating. Tucson: University of Arizona Press, 1996
36 Holmes R L. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. Tree Ring B, 1983, 43: 69–78
37 Liu B, Wang Y, Zhu H, et al. Topography and age mediate the growth responses of smith fir to climate warming in the southeastern Tibetan Plateau. Int J Biometeorol, 2016, 60: 1577–1587
38 Liu S R, Ma J M, Miao N. Achievements in natural forest protection, ecological restoration, and sustainable management in China (in Chinese). Acta Ecol Sin, 2015, 35: 212–218 [刘世荣, 马姜明, 缪宁. 中国天然林保护、生态恢复与可持续经营的理论与技术. 生态学报, 2015, 35: 212–218]
39 Li X Z, Wang X G, Hu Y M, et al. Influence of forest fire on vegetational succession in Daxinganling (in Chinese). J Fujian Coll For, 2004, 24: 182–187 [李秀珍, 王绪高, 胡远满, 等. 林火因子对大兴安岭森林植被演替的影响. 福建林学院学报, 2004, 24: 182–187]
40 Wang R H, Li J R, Pan G. Natural regeneration factors of *Abies georgei* var. *smithii* on Sejila Mountain (in Chinese). J Zhejiang A F Univ, 2018, 35: 1038–1044 [王瑞红, 李江荣, 潘刚. 色季拉山急尖长苞冷杉天然更新影响因素. 浙江农林大学学报, 2018, 35: 1038–1044]
41 Turner M G, Romme W H, Gardner R H, et al. Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone National Park. Ecol Monogr, 1997, 67: 411–433
42 Babaasa D, Eilu G, Kasangaki A, et al. Gap characteristics and regeneration in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. Afr J Ecol, 2004, 42: 217–224
43 Paul J R, Randle A M, Chapman C A, et al. Arrested succession in logging gaps: Is tree seedling growth and survival limiting? Afr J Ecol, 2004, 42: 245–251
44 Guan Z T. Forest Ecology Research and Application (in Chinese). Chengdu: Sichuan Science and Technology Press, 2005 [管中天. 森林生态研究与应用. 成都: 四川科学技术出版社, 2005]
45 Luo D Q, Guo Q S, Xue H Y, et al. A research of gap regeneration of virgin fir forest in Mount Sejila in Tibet (in Chinese). For Res, 2002, 15: 564–569 [罗大庆, 郭泉水, 薛会英, 等. 西藏色季拉山冷杉原始林林隙更新研究. 林业科学研究, 2002, 15: 564–569]
46 Bullock J M, Aronson J, Newton A C, et al. Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. Trends Ecol Evol, 2011, 26: 541–549
47 Wang Y F, Liang E Y. Research advances in disturbance and ecological processes of the treeline ecotone (in Chinese). Chin Sci Bull, 2019, 64: 1711–1721 [王亚锋, 梁尔源. 干扰对树线生态过程的影响研究进展. 科学通报, 2019, 64: 1711–1721]
48 Harris J A, Hobbs R J, Higgs E, et al. Ecological restoration and global climate change. Restor Ecol, 2006, 14: 170–176
49 Locatelli B, Catterall C P, Imbach P, et al. Tropical reforestation and climate change: Beyond carbon. Restor Ecol, 2015, 23: 337–343
50 Curran M, Hellweg S, Beck J. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? Ecol Appl, 2014, 24: 617–632
51 Zhu J J, Liu Z G. A review on disturbance ecology of forest (in Chinese). Chin J Appl Ecol, 2004, 15: 1703–1710 [朱教君, 刘足根. 森林干扰生态研究. 应用生态学报, 2004, 15: 1703–1710]

Summary for “藏东南亚高山暗针叶林干扰迹地森林更新调查”

Tree regeneration after fire and logging in sub-alpine forest on the southeastern Tibetan Plateau

Xiaoming Lu[1], Ting Fu[1], Qiqi Du[1], Lin Zhang[1,2], Yafeng Wang[3] & Eryuan Liang[1,2*]

[1] *Key Laboratory of Alpine Ecology, Institute of Tibetan Plateau Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;*
[2] *Center for Excellence in Tibetan Plateau Earth Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;*
[3] *College of Biology and the Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China*
* Corresponding author, E-mail: liangey@itpcas.ac.cn

Forest ecosystems provide environmental services that benefit human communities. Despite their importance, forests have experienced deforestation and land-use changes that are particularly severe in the tropics and subtropics. Increasing concern about forest sustainability management and conservation supports the need for studies on forest recovery after deforestation. Many studies have estimated that recovery of forest structure, species composition and richness takes more than 50 years to reach a state similar to that of adjacent undisturbed forests. To date, most of these studies were carried out in the tropics and at high latitudes. However, less is known about the recovery process of sub-alpine forest after deforestation. The natural sub-alpine forest on the southeastern Tibetan Plateau is an important ecosystem, which ranges from 3000 to 4400 m above the sea level (a.s.l.), and these forests were disturbed by human before 1998.

In the forests near the town of Lulang, Smith fir (*Abies georgei* var. *smithii*) is the dominant tree species above 3500 m a.s.l. The climate is mainly influenced by the Indian monsoon and westerlies. In summer, the Indian monsoon brings abundant precipitation to our study area. The winter climate is controlled by the westerlies producing cold and dry conditions. According to the instrumental record from the Nyingchi meteorological station, mean annual temperature and total annual precipitation are 8.9°C and 672.7 mm, respectively. This area has experienced a significant warming trend during the past five decades. Our study focused on logged and burnt sites of Smith fir forests (3460–3865 m a.s.l.) near Lulang in Nyingchi.

Three and five rectangular plots (30 m ×30 m) were established in the logged (azimuth angle: 326°–328°) and fire-affected (azimuth angle: 243°–260°) gaps, respectively. Global Positioning System (GPS) was used to record the locations of the 8 plots. For each plot, the upper and lower sides were perpendicular to the direction of slope aspect. The lower-left side of each plot was regarded as the origin for each sampling grid. To assess the regeneration in each plot, we tagged all of the trees and measured their position coordinates (x and y). The tree species were also recorded. The ages of the gaps were estimated by taking increment cores from nearby adult trees surrounding the gap and examining the synchronous and abrupt growth release events. These cores were then air dried, carefully sanded, and crossdated in the lab. The ring-width series were measured under the Lintab 6 system (Rinntech, Heidelberg, Germany). We used several methods to estimate the age of each tree. For the seedlings and saplings, we estimated their age by counting the number of bud scars along the main stem. For the adult trees, we used the increment borer to get a core (close to the pith) at the base of the trunk. The ages of these samples were obtained by counting the number of rings under the stereomicroscope. The date of the burnt gap formation was estimated as 1942 and the logging gap formed in 1991, both based on abrupt growth release of nearby adult trees surrounding the gaps after fire and logging. According to the surveyed data and tree age, we obtained the decadal recruitment series for each tree species. In the burnt gaps (southwestern facing slope), we found that the regenerated tree species mainly consist of spruce (*Picea likiangensis* var. *linzhiensis*), juniper (*Sabina squamata*) and oak (*Quercus aquifolides*). In the logged site (northwestern facing slope), the regenerated tree species is mainly Smith fir. Compared with the natural Smith fir forest, the tree density is lower in the burnt and logged sites. In summary, once the forest on the southeastern Tibetan Plateau is logged or burnt, it will take longer time to recover to undisturbed Smith fir forest.

southeastern Tibetan Plateau, sub-alpine forest, logged site, burnt site, growth release, regeneration

doi: 10.1360/TB-2019-0052