

# 皆伐炼山对华西雨屏区杉木人工林碳库的影响

马松莉<sup>1</sup> 邹成坤<sup>2</sup> 兰立达<sup>3</sup> 李德文<sup>3</sup>

(1. 松潘县林业局, 四川 松潘 623300; 2. 旺苍县林业和园林局, 四川 旺苍 628200;  
3. 四川省林业调查规划院, 四川 成都 610081)

**摘要:**人工林生态系统的C储量是陆地生态系统碳库之一,皆伐炼山所造成的环境负效应值得深思。本文以华西雨屏区28 a生杉木人工林为研究对象,旨在阐明皆伐和炼山对杉木人工林生态系统C库的影响。结果如下:(1)皆伐所造成的干材C转移量为 $85.9(\pm 7.6) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、(2)炼山所造成的采伐剩余物、林下层植物和凋落物C量损失分别为 $8.8(\pm 0.3) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $0.19(\pm 0.02) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $2.80(\pm 0.08) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、(3)炼山能显著降低0~60 cm层的土壤有机碳含量,其C损失量为 $39.5(\pm 1.0) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。炼山造成的采伐剩余物、林下层植物、凋落物和土壤有机质燃烧所释放CO<sub>2</sub>量为 $188.1 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。在全球气候变化情景下,人工林皆伐炼山所造成的环境负效应不容忽视。

**关键词:**碳库;采伐剩余物;炼山;杉木人工林;华西雨屏区

**中图分类号:** S7-90      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1003-5508(2013)06-0048-04

## Effects of Clear-cutting and Slash Burning on Carbon Stock of Chinese Fir Plantation in the Rainy Area of Southwest China

MA Song-li<sup>1</sup> ZOU Cheng-kun<sup>2</sup> LAN Li-da<sup>3</sup> LI De-wen<sup>3</sup>

(1. Songpan Forestry Administration Bureau, Songpan 623300, China;  
2. Wangchang Forestry and Garden Administration Bureau, Wangchang 628200, China;  
3. Sichuan Forestry Inventory and Plan Institute, Chengdu 610081, China)

**Abstract:** Carbon reserve of artificial forest ecosystem is one of the major carbon stocks of terrestrial ecological system. Negative environmental effects caused by clear-cutting and slash burning deserve careful thought. In this paper 28-years-old Chinese fir plantation in the rainy area of Southwest China was taken as the research objective and the main aim was to clarify the effects of clear-cutting and slash burning on carbon stock of Chinese fir plantation. The results showed that (1) C transfer amount of wood caused by logging was  $85.9(\pm 7.6) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , (2) C loss of logging residues, understorey and litter caused by slash burning were  $8.8(\pm 0.3) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,  $0.19(\pm 0.02) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  and  $2.80(\pm 0.08) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , respectively. (3) Slash burning could significantly decrease the content of soil organic carbon in 0~60 cm layer, the C loss was  $39.5(\pm 1) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ . The total release of CO<sub>2</sub> caused by burning of the understorey plants, litter and soil organic matter was  $188.1 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ . In the global climate change, negative environmental effects caused by clear-cutting and slash burning of plantation must not be ignored.

**Key words:** Carbon stock, Logging residue, Slash burning, Chinese fir plantation, Rainy Area of Southwest China

中国是世界上人工林面积最大的国家,目前人工林面积已达到 $0.62 \times 10^4 \text{ hm}^2$ ,占森林总面积的三

分之一<sup>[1]</sup>。杉木(*Cunninghamia lanceolata*)是我国亚热带地区特有的用材树种,栽培历史悠久<sup>[2]</sup>,目

收稿日期:2013-07-01

作者简介:马松莉(1974-),女,本科,工程师,主要从事造林绿化、退耕还林等工作。

前的栽培面积达  $835 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。在我国南方人工林林区,成熟人工林“皆伐-炼山-再造林”这一过程被广泛应用,炼山引起的有关生态学问题已引起了林业专家的极大关注<sup>[3]</sup>。

人工林生态系统的 C 储量是陆地生态系统主要的碳库之一,在全球碳循环中发挥着重要的作用。皆伐炼山这一人为经营活动,使采伐剩余物、凋落物及林下植被等大量有机质被烧毁,产生的大量烟会对空气质量和温室效应产生负面影响,炼山过程中的高温,也使土壤有机质挥发或细粒尘埃损失<sup>[4]</sup>。人工林经营过程中的皆伐炼山措施会导致土壤有机碳含量急剧下降<sup>[5]</sup>,对人工林系统土壤碳库具有重要的影响<sup>[6-10]</sup>。Yang 等研究发现,皆伐火烧后两天表层(0~10 cm)土壤有机碳(SOC)储量下降 17%<sup>[9]</sup>。方晰等研究表明,炼山后林地的碳储量比未炼山林地的碳储量低  $15.20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,相当于每  $\text{hm}^2$  损失 20.7% 的有机碳量,特别是土壤表层更加明显<sup>[11]</sup>。总体而言,炼山过后的土壤有机 C 含量减少,尤其是表层土(0~10 cm)的有机碳含量<sup>[12-14]</sup>。

华西雨屏区为四川盆地西部边缘独特的自然地理区域。东西宽 50 km~70 km,南北长 400 km~450 km,总面积约 2.5 万  $\text{km}^2$ ,是中国年平均降雨量最大,日照时间最短的地区,是分布于我国比较罕见的气候地理单元,生物多样性异常丰富,拥有大量珍稀独特的动植物。同时,该区域的人口密度也相当高,认为活动频繁,天然植被大面积采伐后营造人工杉木、柳杉、水杉和各种桉树林。因此,人工林成熟后“皆伐-炼山-再造林”是非常普遍的营林模式之一。但该区域的杉木人工林成熟后的皆伐炼山对人工林系统 C 库的影响研究鲜有报道。本文以位于华西雨屏区的洪雅林场 28 a 生杉木人工林为研究对象,研究“皆伐炼山”1 d 后的杉木人工系统 C 库动态,以期回答皆伐和炼山对杉木人工林系统 C 库的影响,为华西雨屏区的林业经营活动提供科学参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

洪雅林场隶属于四川省眉山市洪雅县,地处四川盆地西南边缘,邛崃山支脉,峨眉山系大相岭东坡的青衣江南岸,其地理坐标为  $102^\circ 49' \sim 103^\circ 32' \text{ E}$ ,  $29^\circ 24' \sim 30^\circ 00' \text{ N}$ ,海拔范围为 900 m~3 522 m,区域年平均气温为  $8.0^\circ \text{ C}$ ,年降雨量可达到 2 400 mm。洪雅林场总面积 65 921.1  $\text{hm}^2$ ,其中天然林面积

52 673.9  $\text{hm}^2$ ,占有林地的 80.9%,人工林面积 12 385.0  $\text{hm}^2$ ,占有林地的 19.1%。区域内土层深厚肥沃,结构疏松,林区森林植被垂直带状分布明显,低山区以人工针叶纯林为主,主要树种为柳杉(*Cryptomeria japonica*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)等;中山区大多数为针阔天然混交林,主要树种为峨眉冷杉(*Abies fabri*)、栲(*Castanopsis platycantha*)、石栎(*Lithocarpus hancei*)等;高山区以灌丛为主,主要有杜鹃(*Rhododendron simsii*)、冷竹(*Bashania faberi*)、箭竹(*Fargesia spathacea*)等。

### 1.2 样地调查与采样

本研究以四川省洪雅林场目禅寺工区的 28 a 生杉木人工林为对象。2011 年 9 月对洪雅县林场目禅寺工区一块约 10.0  $\text{hm}^2$  的杉木林( $103^\circ 15.272' \text{ E}$ ,  $29^\circ 41.434' \text{ N}$ ,海拔 930 m~960 m,东北坡向,坡度  $15^\circ$ )进行实地踏查后,随机设置了 3 个 0.1  $\text{hm}^2$  的样地进行每木检尺,其样地编号为 1、2 和 3。同时,在每个样地的 4 个角和对角线中心点各设置 1 个  $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$  的样方,采用全收获法测定林下层植被的生物量和凋落物量,并取样烘干至恒重后称重。2012 年 3 月初,在采伐迹地上随机设置了 9 个  $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$  的样方,采用全收集法仅对采伐剩余物进行现场收集,并取样烘干至恒重后称重(取样后的采伐剩余物返回取样样方内)。

### 1.3 土样采集与制备

在炼山前,在采伐迹地内随机设置了 9 个土样固定采集点,每个土样采集点按 0~20 cm(简称土壤表层,下同)、20 cm~40 cm(简称土壤中层,下同)、40 cm~60 cm(简称土壤底层,下同)分层取样,然后把 9 个点的同一层土壤混合均匀作为一个土样。待采伐剩余物和土样取样完成后,对采伐迹地实施了当地传统的炼山模式进行炼山。炼山 1 d 后,在固定土壤采集点采用上述的同样方法进行土壤采样。土壤样品采集后带回实验室风干备用。另外,在炼山前后对每个土样固定采集点的不同层次用环刀法测定土壤容重。风干后的土样过 20 目筛、100 目筛,备用。

### 1.4 分析方法

#### (1) 木材生物量估算

利用杉木干材 B(生物量,kg) =  $0.0293 (D^2 H)^{0.9593}$  估算干材生物量<sup>[15]</sup>;其中 D 为胸径(cm)、H 为树高(m)。

#### (2) 有机物 C 含量测定

将烘干后的植物样品进行研磨、过筛;称取 0.2g 左右放入 TOC 测定仪测定。

#### (3) 土壤有机碳含量

重铬酸钾法测定:将一定浓度的重铬酸钾加入土样并加入5 ml浓硫酸,在恒温的油浴锅中加热5 min左右,取出冷却,用硫酸亚铁溶液滴定。

### 1.5 统计分析方法

用SPSS11.0软件进行方差分析(One-way ANOVA)。

## 2 结果与分析

### 2.1 干材生物量与C总量

经过传统的抚育、卫生伐、间伐等营林措施后,28 a生杉木人工林的活立木密度为1 070(±70)株·hm<sup>-2</sup>、平均胸径为19.9(±0.2) cm、平均树高为

14.7(±1.5) m、干材生物量为172.0(±15.2) t·hm<sup>-2</sup>,其干材C总量为85.9(±7.6) t·hm<sup>-2</sup>(表1)。因此,在杉木林皆伐过程中,每hm<sup>2</sup>将有172 t干材生物量和85.9吨C移出杉木林生态系统,这部分C将以木材形式而转移、保存或其它方式存在。

### 2.2 采伐剩余物生物量与C总量

28 a生杉木人工林的采伐剩余物(枝桠、树梢、叶片以及劈裂物等)为17.1(±0.5) t·hm<sup>-2</sup>、其C总量为8.8(±0.3) t·hm<sup>-2</sup>(表2)。在杉木林皆伐后的炼山过程中,这些采伐剩余物将全部被“焚烧”,植物有机碳以CO<sub>2</sub>形式释放到大气中,其释放的CO<sub>2</sub>量为32.27 t·hm<sup>-2</sup>。

表1 杉木林平均密度、胸径与树高以及干材生物量和C总量估算结果

样地编号	密度 (株·hm <sup>-2</sup> )	胸径 (cm)	树高 (m)	干材生物量 (t·hm <sup>-2</sup> )	C含量 (g·g <sup>-1</sup> )	C总量 (t·hm <sup>-2</sup> )
1	1040	20.1	16.4	189.6		94.6
2	1020	20.1	14.3	163.6	0.4992	81.7
3	1150	19.5	13.5	162.8		81.3
平均值±标准差	1070(±70)	19.9(±0.4)	14.7(±1.5)	172.0(±15.2)	-	85.9(±7.6)

表2 杉木林采伐剩余物生物量及其C总量估算结果

样地编号	采伐剩余物生物量 (t·hm <sup>-2</sup> )	C含量 (g·g <sup>-1</sup> )	C总量 (t·hm <sup>-2</sup> )
1	17.7		9.0
2	17.0	0.5112	8.7
3	16.7		8.5
平均值±标准差	17.1(±0.5)	-	8.8(±0.3)

### 2.3 林下层、凋落物生物量与C总量

28 a生杉木人工林的林下层植物主要有八月竹、柃木、蕨类和禾草类等,其生物量为0.41(±0.04) t·hm<sup>-2</sup>,其C总量为0.19(±0.02) t·hm<sup>-2</sup>;林下凋落物生物量为5.84(±0.18) t·hm<sup>-2</sup>,其C

总量为2.80(±0.08) t·hm<sup>-2</sup>(表3)。在华西雨屏区的传统皆伐炼山过程中,这些林下层植物和凋落物将被全部焚烧,这些植物有机碳以CO<sub>2</sub>形式释放到大气中,其释放的CO<sub>2</sub>量为10.96 t·hm<sup>-2</sup>。

### 2.4 土壤C总量

与对照相比,炼山能显著减低土壤表层、中层和底层的C储量(表4)。炼山1 d后,土壤表层、中层、底层以及0~60 cm层的C储量分别比对照降低了45.93%、50.13%、16.01%和38.91%。这一结果说明,炼山对土壤0~60 cm的有机碳含量与储量有显著的影响,大大降低了土壤有机碳的含量。

表3 杉木林下层、凋落物生物量及其C总量估算结果

样地编号	林下层植物生物量 (t·hm <sup>-2</sup> )	C含量 (g·g <sup>-1</sup> )	C总量 (t·hm <sup>-2</sup> )	凋落物量 (t·hm <sup>-2</sup> )	C含量 (g·g <sup>-1</sup> )	C总量 (t·hm <sup>-2</sup> )
1	0.41		0.21	5.85		2.81
2	0.45	0.5237	0.24	5.66	0.4799	2.72
3	0.37		0.19	6.01		2.88
平均值±标准差	0.41(±0.04)	-	0.19(±0.02)	5.84(±0.18)	-	2.80(±0.08)

表4 炼山后土壤0~60 cm层的C总量估算 (单位:t·hm<sup>-2</sup>)

	表层土	中层土	底层土	合计
未炼山处理	58.1(±0.9)	50.0(±0.9)	33.1(±1.2)	141.2(±3.0)
炼山处理	39.8(±1.0)	33.3(±0.6)	28.5(±0.5)	101.7(±2.0)
降低量	18.3(±0.1)	16.7(±0.3)	4.6(±0.8)	39.5(±1.0)
F	584.249	814.938	38.071	374.693
p	0.000	0.000	0.004	0.000

## 2.5 系统 C 损失

28 a 生杉木人工林皆伐炼山后, 总的 C 损失为  $137.2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 其中木材转移 C 损失占总 C 损失的 62.6%, 是人工林系统的主要 C 损失部分, 其次是土壤有机碳的损失, 占总 C 损失量的 28.8%; 总 C 损失最小的部分是林下层植物, 仅占总 C 损失的 0.1% (表 5)。另外, 炼山直接造成的 C 损失为  $51.3 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 占总 C 损失量的 37.4%。如果炼山形成的高温而造成的采伐剩余物、林下层植物、凋落物和土壤有机质挥发, 则释放  $\text{CO}_2$  量为  $188.1 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。由此可见, 人工林皆伐炼山所造成的环境负效应不容忽视, 尤其是目前正处于全球气候变暖的时代。

表 5 皆伐炼山后的杉木人工林系统的 C 损失(单位:  $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ )

组成	干材	采伐 剩余物	林下层 植物	凋落物	土壤	合计
C 总量	85.9	8.8	0.2	2.8	39.5	137.2
百分比 (%)	62.6	6.4	0.1	2.0	28.8	100

## 3 小结

通过研究表明, 华西雨屏区 28 a 生杉木人工林皆伐炼山后的 C 损失结果如下:

- (1) 皆伐后的干材转移生物量  $172.0 (\pm 15.2) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 其对应的 C 损失为  $85.9 (\pm 7.6) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;
- (2) 采伐剩余物生物量为  $17.1 (\pm 0.5) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 其对应的 C 损失为  $8.8 (\pm 0.3) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;
- (3) 林下层植物的生物量为  $0.41 (\pm 0.04) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 其对应的 C 损失为  $0.19 (\pm 0.02) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;
- (4) 林下凋落物层的生物量为  $5.84 (\pm 0.19) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 其对应的 C 损失为  $2.80 (\pm 0.08) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;
- (5) 土壤有机碳损失为  $39.5 (\pm 1.0) \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;
- (6) 整个杉木人工林系统, 皆伐炼山后的植物有机质损失量为  $195.35 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 总的 C 量损失  $137.2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 其中干材转移和土壤有机碳损失最大。

总之, 炼山形成的高温而造成的采伐剩余物、林下层植物、凋落物和土壤有机质燃烧和挥发, 释放  $\text{CO}_2$  量为  $188.1 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。在全球气候变化(大气  $\text{CO}_2$  浓度升高、升温、海平面上升等)情景下, 人工林

皆伐炼山所造成的环境负效应不容忽视, 值得深思。

## 参考文献:

- [1] 周震, 盛伟彤. 关于我国人工林可持续问题 [J]. 世界林业研究, 2008, 21(3): 49~53.
- [2] 杨明, 汪思龙, 张伟东, 等. 杉木人工林生物量与养分积累动态 [J]. 应用生态学报, 2010, 21(7): 1674~1680.
- [3] 陈雄. 杉木林采伐迹地不炼山造杉木实验研究 [J]. 林业科技, 2011, 22(8): 32~33.
- [4] 王清奎, 汪思龙, 冯宗炜, 等. 杉木人工林土壤有机质研究 [J]. 应用生态学报, 2004, 15(10): 1947~1952.
- [5] Yang Y S, Guo J F, Chert G S, et al. Effects of Slash burning on Nutrient Removal and Soil Fertility in Chinese Fir and Evergreen Broadleaved Forests of Mid-subtropical China [J]. Pedosphere, 2003, 13(1): 87~96.
- [6] Guo J, Yang Y, Chen G, et al. Soil C and N pools in Chinese Fir and Evergreen Broadleaf Forests and their Changes with Slash Burning in Mid-Subtropical China [J]. Pedosphere, 2006, 16(1): 56~63.
- [7] Eckmeier E, Gerlach R, Skjemstad J O, et al. Minor changes in soil organic carbon and charcoal concentrations detected in a temperate deciduous forest a year after an experimental slash and burn [J]. Biogeosciences, 2007, 4: 377~383.
- [8] Czimeczik C I, Schmidt M W I, Schulze E D. Effects of increasing fire frequency on black carbon and organic matter in Podzols of Siberian Scots pine forests [J]. European Journal of Soil Science, 2005, 56: 417~428.
- [9] Yang Y S, Guo J F, Chen G S, et al. Carbon and nitrogen pools in Chinese fir and evergreen broadleaved forests and changes associated with felling and burning in mid-subtropical China [J]. Forest Ecology and Management, 2005: 216~226.
- [10] Neary D G, Klopatek C C, DeBano L F, et al. Fire Effects on Belowground Sustainability: A Review and Synthesis [J]. Forest Ecology and Management, 1999, 122: 51~71.
- [11] 方晰, 田大伦, 项文化. 不同经营方式对杉木林采伐迹地土壤 C 储量的影响 [J]. 中南林学院学报, 2004, 21(1): 1~5.
- [12] Neff J, Harden J W, Gleixner G. Fire effects on soil organic matter content, composition and nutrients in boreal interior Alaska [J]. Canadian Journal for Forest Research, 2005, 35: 2178~2187.
- [13] Yao J, Murray D B, Adhikari A, et al. Fire in a sub-humid woodland: The balance of carbon sequestration and habitat conservation [J]. Forest Ecology and Management, 2012, 280: 40~51.
- [14] Scheuner E T, Makeschin F, Wells E D, et al. Short-term impacts of harvesting and burning disturbances on physical and chemical characteristics of forest soils in western Newfoundland, Canada [J]. European Journal of Forest Research, 2004, 123: 321~330.
- [15] Chen H J. Biomass and nutrient distribution in a Chinese-fir plantation chronosequence in Southwest Hunan, China [J]. Forest Ecology and Management, 1998, 150: 209~216.