

DOI: 10.5846/stxb202004240980

罗碧珍, 魏书精, 罗斯生, 胡海清, 王振师. 林火干扰对广东木荷林生态系统碳库的影响. 生态学报, 2023, 43(8): 3359-3369.

Luo B Z, Wei S J, Luo S S, Hu H Q, Wang Z S. Effects of forest fire disturbance on carbon pools of *Schima superba* forest ecosystem in Guangdong Province. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(8): 3359-3369.

林火干扰对广东木荷林生态系统碳库的影响

罗碧珍¹, 魏书精², 罗斯生^{1,2,*}, 胡海清¹, 王振师²

¹ 东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040

² 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, 广州 510520

摘要: 森林碳库在调节 CO₂ 浓度及减缓温室效应中发挥重要作用。选择广东木荷林为研究对象, 通过相邻样地法, 进行植被生物量、凋落物生物量和土壤样品的采样与分析, 研究不同林火干扰强度对生态系统各碳库(植被、凋落物和土壤有机碳)及生态系统碳库产生的变化规律和空间分布格局及其影响因素。结果表明: (1) 植被碳密度随着林火干扰强度增强而减少, 但不同组分的植被碳密度表现不同, 乔木碳密度在不同林火干扰强度下变化与植被碳密度变化一致, 而草本碳密度则呈现相反的变化趋势。相同林火干扰强度下, 植被各组分碳密度均以乔木层降低幅度最大。林火干扰均显著降低了凋落物碳密度 ($P < 0.05$), 并随林火干扰强度的增加其降低幅度增大, 但不同林火干扰强度对凋落物碳密度的影响有所差异。林火干扰降低了土壤有机碳密度, 且降低幅度随土层深度增加而逐渐变小。(2) 林火干扰有效改变了生态系统碳库的空间分布格局。对照样地木荷林土壤有机碳库占比为 61.59%, 重度林火干扰后, 土壤有机碳库占比为 70.96% 呈上升趋势, 占生态系统碳库的优势地位, 而植被和凋落物碳库占比呈下降趋势, 处于生态系统碳库的次要地位。(3) 双因素方差分析表明, 林火干扰强度和土层深度及其交互作用均对土壤有机碳密度有显著影响。林火干扰强度解释了土壤有机碳密度变异的 8.78%, 土层深度解释了土壤有机碳密度变异的 70.29%, 林火干扰强度和土层深度之间的交互作用解释了土壤有机碳密度变异的 8.16%。研究发现, 林火干扰降低了生态系统碳库, 且随林火干扰强度增加, 生态系统碳库减少幅度增大。轻度林火干扰对森林生态系统碳库的影响差异不显著, 而中度和重度林火干扰对森林生态系统碳库的影响差异显著。研究结果对深化亚热带森林固碳效应的影响机制提供理论支撑。

关键词: 林火干扰; 生态系统; 碳库; 木荷林; 广东省

Effects of forest fire disturbance on carbon pools of *Schima superba* forest ecosystem in Guangdong Province

LUO Bizhen¹, WEI Shujing², LUO Sisheng^{1,2,*}, HU Haiqing¹, WANG Zhenshi²

¹ College of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

² Guangdong Provincial Key Laboratory of Silviculture, Protection and Utilization, Guangdong Academy of Forestry, Guangzhou 510520, China

Abstract: Forest carbon pools play an important role in regulating CO₂ concentration and mitigating the greenhouse effect. In this study, the *Schima superba* forest in Guangdong was selected as the research object. Through the adjacent plot method, the sampling and analysis of vegetation biomass, litter biomass and soil samples were conducted to study the impact of different forest fire disturbance intensities on the various carbon pools (vegetation, vegetation, litter and soil organic carbon) and the change law and spatial distribution pattern of ecosystem carbon pool and its influencing factors. The results showed that the vegetation carbon density decreased with the increase of forest fire disturbance intensity, but the vegetation carbon densities of different components were different. The change of tree carbon density under different forest fire

基金项目: 国家重点研发计划重点专项 (2018YFE0207800); 广东省自然科学基金项目 (2021A151010946); 广东省林业科技创新项目 (2020KJCX003); 广西自然科学基金项目 (2014GXNSFBA118108)

收稿日期: 2020-04-24; **网络出版日期:** 2022-12-22

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: luobizhen8@163.com

disturbance intensities was consistent with the change of vegetation carbon density. The carbon density showed the opposite trend. Under the same fire disturbance intensity, the arbor layer had the largest decrease in the carbon density of each component of vegetation. The forest fire disturbance significantly reduced the litter carbon density ($P < 0.05$), and the decrease range increased with the increase of the forest fire disturbance intensity, but the effects of different forest fire disturbance intensities on the litter carbon density were different. The forest fire disturbance reduced soil organic carbon density, and the reduction range gradually became smaller with the increase of soil depth. Forest fire disturbance has effectively changed the spatial distribution pattern of the ecosystem carbon pool. The proportion of soil organic carbon reservoir in the control plot was 61.59%. After severe forest fire disturbance, the proportion of soil organic carbon pool was 70.96%, showing an upward trend, accounting for the dominant position of ecosystem carbon pool, while the proportion of vegetation and litter carbon pool showed a downward trend, which was in the secondary position of ecosystem carbon pool. ANOVA showed that the intensity of forest fire disturbance and the depth of soil layer and its interaction had a significant impact on soil organic carbon density. The intensity of forest fire interference explained 8.78% of the soil organic carbon density variation, the soil layer depth explained 70.29% of the soil organic carbon density variation, and the interaction between the forest fire interference intensity and the soil layer depth explained 8.16% of the soil organic carbon density variation. The study found that forest fire disturbance reduced the ecosystem carbon pool, and as the intensity of forest fire disturbance increased, the reduction in ecosystem carbon pool increased. The impact of low forest fire disturbance on forest ecosystem carbon pool was not significant, while the impact of moderate and high forest fire disturbance on forest ecosystem carbon pool was significant. The research results provide theoretical support for the impact mechanism of deepening the carbon sequestration effect of subtropical forests.

Key Words: forest fire disturbance; forest ecosystem; carbon pool; *Schima superba* forest; Guangdong Province

由于地球大气 CO_2 浓度升高造成温室效应,生态系统碳循环与碳平衡研究成为学者们关注的热点问题,森林对碳循环的作用也受到越来越多的关注。森林生态系统碳库在调节 CO_2 浓度及减缓温室效应中发挥重要作用^[1],其碳汇功能已得到科学界的高度关注,在维持和调节大气碳氧平衡以及减缓温室效应和遏制气候变暖方面发挥着重要作用。林火干扰通过影响植被碳库、凋落物碳库和土壤有机碳库及生态环境等,从而对生态系统碳循环过程产生影响。林火干扰作为生物地球化学循环的驱动因子和重要的自然干扰因子,显著改变自然生态系统的结构和功能,影响森林演替进程及碳分配过程。

工业革命以来,随着人类生活方式与自然资源利用方式的深刻革命,造成温室气体浓度(CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的浓度分别增加了 40%、150% 和 20%) 在大气中持续上升^[2-3],从而导致全球气候变暖(温室气体 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的贡献依次为 60%、20% 和 6%)^[4-5],引发各种生态环境问题^[1,6-10]。2017 年 9 月,美国国家海洋和大气管理局(NOAA)的最新数据显示,大气中 CO_2 浓度达 724.6 mg/m^3 ,与工业革命前(1800 年前平均为 503.0 mg/m^3) 相比增速较大,平均气温相比 1981—2010 年均值高出 0.5°C ,是历史上均温第二高的月份。我国 1951—2009 年平均温度上升了 1.38°C ,受毁林和林火干扰等森林生态事件的影响,干扰后的森林向大气排放大量的 CO_2 ,影响生态系统碳平衡^[1,11-12]。据统计,全球每年约 1% 的森林受到林火干扰^[13-14],面积高达 3.3—4.3 亿 hm^2 ^[7-9,15],其碳损失量超过 $2-4 \text{ Pg}$ ^[12,16]。林火干扰的频率与强度对生态系统碳库产生重要的影响,烧毁森林可燃物(植被和凋落物碳库),向大气中直接排放含碳气体^[17],且间接影响生态系统的结构和功能^[18],从而影响生态系统碳循环过程以及影响生态系统碳平衡与碳分配的变化,进而对大气碳平衡及气候变化产生影响^[1,19-21]。作为重要的碳储库,森林生态系统在减缓气候变暖中起着重要地位。然而,在计量森林生态系统各碳库时,经常忽视林火干扰对碳库的影响,导致森林碳库估算的不确定性,因而,加强林火干扰对森林生态系统碳库影响的定量化研究具有重要的理论与实践意义。

Science 杂志把温室效应将会导致地球气温高达多少作为 125 个目前最有挑战性的科学问题^[1,222]。以气

候变暖和二氧化碳浓度升高为特征的全球气候变化是当今科学家关注的热点问题,但目前有关林火干扰对生态系统碳库影响的量化研究及其影响机制尚不清楚。因而,在气候变化背景下,进一步了解森林生态系统碳库动态变化的影响,量化林火干扰对生态系统碳库的影响及影响机理研究成为气候变化研究的热点问题与前沿领域^[1,23-24]。通过林火干扰对生态系统碳库产生的变化规律和空间分布格局的影响的研究,有利于量化林火干扰对木荷林生态系统碳库的影响,解析林火干扰强度、林型及土层深度对生态系统碳库变异的影响因素,从而构建林火干扰对森林碳库影响的评价体系、深化亚热带森林对林火干扰响应机制提供理论支撑。

近年来,随着气候变暖的加剧,林火干扰的频率和强度增加^[25],林火干扰的潜在危险性增强,尤其受极端天气的影响,火险天气频现,林火行为变得更为复杂多变,增加扑救和灭火的难度和处置救助的困难^[1,26-28]。森林碳库是陆地生态系统储存碳元素最多的碳库,在调节 CO₂ 浓度及减缓温室效应中起着重要作用^[29-30],林火干扰对生态系统的碳循环与碳分配过程具有重要影响。探讨森林各碳库对林火干扰的响应有助于明确这一过程,以期减少全球碳平衡估算中的不确定性,为制定科学合理的林火管理策略提供依据。研究结果对阐明亚热带森林固碳效应的影响机制,构建林火干扰对森林碳库影响的评价体系、深化亚热带森林对林火干扰响应机制提供理论支撑。为森林防火部门、林业管理部门以及应急管理部门科学有效地选择林火管理策略、准确估算林业碳汇和恢复修复森林火烧迹地提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

广东省佛冈县位于珠三角边缘(23°39'—24°07'N,113°17'—113°47'E)。气候属亚热带季风区,降水充沛,年平均降水量为 2200 mm。年平均气温 20.9℃。以赤红壤、砖红壤、红壤、黄壤等地带性土壤为主^[31]。木荷(*Schima superba*)是我国南方最主要的防火树种,阔叶树优质用材和混交造林树种,亦是马尾松、杉木较理想的混交造林树种。广东省按《全国生物防火林带工程建设规划》积极推进生物防火林带建设,主要通过营造防火林带结构、位置和配置,改善森林生态群落的稳定性和抗逆性,利于阻挡树冠火蔓延。

1.2 样地设置

根据广东省佛冈县 2017 年 4 月 4 日森林火灾发生后的植被分布状况,在木荷林火烧迹地及相邻未烧林分设置固定的标准样地。固定标准样地的设置时间选择在林火干扰后一周内进行,样地设置时按照 3 种不同林火干扰强度进行划分(木荷林生态系统样地基本情况见表 1)。固定标准样地的标准是 20 m×20 m 的,设置 3 个重复,合计设置固定标准样地共 12 块=(3 种林火干扰强度+1 对照样地)×3 个重复。

1.3 林火干扰强度划分

林火干扰强度的划分主要参考文献^[1,32-36],根据森林火烧迹地中烧死木(枯死木)和未烧木(火后活立木)的实地调查,并结合未烧木(火后活立木)的烧焦(熏黑)高度的标准,可将林火干扰强度等级划分为 3 个等级(轻度、中度和重度)。

(1)轻度林火干扰(轻度干扰度,L):轻度林火干扰强度划分标准为烧死木(枯死木)烧死木均<30%,未烧木(火后活立木)的烧焦(熏黑)高度均<2 m,灌木层、草本层和凋落物层的森林可燃物的火灾消耗状况为<50%,土壤表层的有机质或腐殖质层留下烧焦状。

(2)中度林火干扰(中度干扰度,M):中度林火干扰强度划分标准为烧死木(枯死木)烧死木占比 30%—70%,未烧木(火后活立木)的烧焦(熏黑)高度在 2—5 m,灌木层、草本层和凋落物层的森林可燃物大部分因火灾而消耗(50%—90%),土壤表层的有机质或腐殖质层留下灰色灰烬。

(3)重度林火干扰(重度干扰度,H):重度林火干扰强度划分标准为烧死木(枯死木)>70%,未烧木(火后活立木)的烧焦(熏黑)高度>5m,灌木层、草本层和凋落物层的森林可燃物几乎燃烧消耗殆尽(>90%),土壤表层的有机质或腐殖质层留下白色灰烬。

1.4 生物量调查

乔木生物量调查以 5 cm 为起测胸径,按照标准木法选取 3 株标准木,并对标准木的器官(干、枝、叶和皮)

进行分别取样。设置 2 m×2 m 规格的小样方 3 个,进行灌木生物量调查。在样地内通过对角线设置 1 m×1 m 的小样方 3 个,调查草本生物量,在另外一条对角线设置 1 m×1 m 的小样方 3 个,目的是收集枯枝和落叶样品。所有采集的样品称鲜质量后,做好标记带回实验室进行测定及分析。广东省木荷林生态系统样地基本情况见表 1。

表 1 木荷林生态系统样地基本情况

Table 1 Basic situation of forest fire disturbance in sample plot of *Schima superba* forests

样地状况 Plot condition	林龄范围/a Age range	平均胸径/cm Average diameter at breast height	平均树高/m Average tree height	密度/(棵/hm ²) Stand density	郁闭度 Canopy closure	坡度/(°) Slope	坡位 Slope position	坡向 Slope direction	海拔/m Altitude	土壤类型 Soil type	森林起源 Forest origin
对照样地 CK	31—35	15.14±3.28	11.25±2.12	1035±245	0.95	15—25	中坡	阳坡	270—305	赤红壤	人工林
轻度林火干扰 L	31—35	15.14±3.28	11.25±2.12	1035±245	0.90	15—25	中坡	阳坡	270—305	赤红壤	人工林
中度林火干扰 M	31—35	15.14±3.28	11.25±2.12	894±127	0.80	15—25	中坡	阳坡	270—305	赤红壤	人工林
重度林火干扰 H	31—35	15.14±3.28	11.25±2.12	568±97	0.50	15—25	中坡	阳坡	270—305	赤红壤	人工林

CK:对照样地 control; L:轻度林火干扰 low forest fire disturbance; M:中度林火干扰 moderate forest fire disturbance; H:重度林火干扰 high forest fire disturbance; 数据为平均值±标准差 The data are: mean±SD

1.5 土壤样品的采集与处理

通过在标准样地内设置 3 个土壤剖面,每个土壤剖面按照 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm、30—40 cm、40—60 cm、60—80 cm 和 80—100 cm 分 7 个土层取样。每层采样一袋 500g 左右,带回实验室自然风干,过 10 目筛备用。同时对每层土壤测定含水率和容重。

1.6 实验方法

1.6.1 生物量的测定

根据 Huxley^[37]提出的“异速生长”方程进行计算,木荷林乔木层生物量回归方程与回归系数见表 2。林火干扰对木荷林植被和凋落物生物量的影响见表 3。木荷林的对照、轻度、中度和重度林火干扰样地的植被生物量依次为 186.16、175.95、129.59 和 81.40 t/hm²,轻度、中度和重度林火干扰样地与对照样地相比分别降低了 5.50%、30.39%和 56.27%,木荷林轻度林火干扰后的凋落物生物量为 4.75 t/hm²,相比对照,下降了 21.23%,中度林火干扰后凋落物生物量为 4.44 t/hm²,相比对照,下降了 26.37%,重度林火干扰后凋落物生物量为 3.88 t/hm²,相比对照,减少了 35.66%。

表 2 木荷林乔木层生物量回归方程与回归系数

Table 2 Regression equation and regression coefficient of *Schima superba* forests

组分 Component	回归方程 Regression equation	<i>a</i>	<i>b</i>	决定系数(<i>R</i> ²) Coefficient of determination	样本数(<i>N</i>)
干 Trunk	$Y = a (D^2 H)^b$	0.2131	0.6458	0.8787	30
枝 Branch	$Y = a (D^2 H)^b$	0.0456	0.6024	0.9125	30
叶 Leaf	$Y = a (D^2 H)^b$	0.0138	0.6643	0.9356	30
皮 Bark	$Y = a (D^2 H)^b$	0.0754	0.5124	0.9158	30

D: 胸径 Diameter at breast height(cm); *H*: 高度 Height (m)

1.6.2 碳含量的测定

通过碳氮分析仪(MultiN/C3100 分析仪)测定木荷林的平均碳含量为 476.98 g/kg、凋落物平均碳含量(462.53 g/kg)和土壤样品的碳含量(见表 4)。

表 3 林火干扰对木荷林植被/凋落物生物量的影响(平均值±标准差, t/hm²)Table 3 Effect of forest fire disturbance on vegetation/litterfall biomass of *Schima superba* forests (mean±SD)

生物量 Biomass	对照 CK	轻度林火干扰 L	中度林火干扰 M	重度林火干扰 H
植被 Vegetation	186.16±14.93	175.95±9.07	129.59±10.56	81.40±10.05
凋落物 Litterfall	6.03±0.69	4.75±0.29	4.44±0.33	3.88±0.27

表 4 林火干扰对木荷林土壤碳含量的影响(平均值±标准差, g/kg)

Table 4 Effect of forest fire disturbance on carbon content of *Schima superba* forests (mean±SD)

土层 Soil layer/cm	对照 CK	轻度林火干扰 L	中度林火干扰 M	重度林火干扰 H
0—10	38.33±2.26	31.68±3.65	23.25±3.69	14.36±3.56
10—20	23.06±1.15	16.37±2.96	14.18±3.18	10.28±2.84
20—30	17.26±1.34	14.35±3.26	11.59±2.59	9.14±1.87
30—40	13.38±1.23	11.68±2.89	10.24±1.89	8.59±1.58
40—60	12.11±1.22	11.01±1.82	10.33±2.17	8.15±2.11
60—80	11.25±0.76	10.11±2.15	9.34±1.35	8.01±1.27
80—100	10.56±1.56	9.45±1.79	9.03±1.56	7.89±1.24

1.6.3 单位面积碳密度的计算方法

(1) 单位面积生物量碳密度

生物量碳密度(t/hm²)用 M 表示;生物量的碳含量(g/kg)用 F_c 表示,1000 为将碳含量的单位换算成含碳率(%)的系数。公式为:

$$C_t = M \times F_c / 1000 \quad (1)$$

(2) 单位面积土壤有机碳密度

单位面积某一土层中的有机碳密度计算公式为:

$$SOC_d = \sum_{i=1}^n T_i \times \theta_i \times C_i \times (1 - \delta_i\%) / 10 \quad (2)$$

式中, SOC_d 表示土壤有机碳密度(t/hm²); i 表示土壤层数, $n=7$; T_i 表示土壤剖面第 i 层的土层厚度(cm), 即 1—4 层每层间隔表示 10 cm, 5—7 层每层间隔表示 20 cm; θ_i 表示土壤剖面第 i 层的土壤容重(g/cm³); C_i 表示土壤剖面第 i 层的有机碳含量(g/kg); $\delta_i\%$ 表示直径大于 2 mm 土壤剖面砾石含量系数。

1.7 数据处理

采用单因素方差分析比较不同林火干扰强度对木荷林植被碳密度、凋落物碳密度及土壤有机碳密度和生态系统碳分配特征的差异,通过最小显著差异法(LSD)多重比较不同林火干扰强度样地与对照样地之间碳密度的差异。采用双因素方差分析法探究不同林火干扰强度(D)、不同土壤深度(S)以及二者之间的交互作用(D×S)对土壤有机碳密度的影响。以上统计分析均由用 SPSS 25.0 软件处理,本文研究中显著性水平设置 $\alpha=0.05$ 。用 Excel 2019 软件和 Origin2019b 绘制图表。

2 结果与分析

2.1 林火干扰对植被碳库的影响

2.1.1 植被碳含量

木荷林植被不同组分碳含量从大到小的顺序为:乔木>灌木>草本。其中植被乔木的碳含量最大为 523.31 g/kg, 植被草本的碳含量最小为 476.98 g/kg, 而植被灌木的碳含量为 485.49 g/kg。木荷林植被平均碳含量为 476.98 g/kg, 木荷林的植被各组分碳含量有差异,反映了其在光合作用中固定贮存碳的能力大小不一致。一般而言,木质部分(乔木和灌木)的碳含量一般大于 500.00 g/kg, 而非木质部分(草本)的碳含量一般小于 500.00 g/kg, 针叶林的碳含量高于阔叶林的碳含量。

2.1.2 林火干扰对植被碳库的影响

由图 1 可得出,林火干扰强度显著影响木荷林植被碳密度,表现为重度林火干扰<中度林火干扰<轻度林火干扰<对照。木荷林的重度林火干扰、中度林火干扰、轻度林火干扰和对照样地的样地植被碳密度分别为 42.23、67.56、91.87 和 97.23 t/hm²,与对照样地相比,轻度、中度和重度林火干扰样地分别降低了 5.52%、30.52%和 56.56%,仅重度林火干扰和中度林火干扰样地与对照差异显著($P<0.05$)。林火干扰减少了植被碳密度,且随着林火干扰强度增强而减少,乔木碳密度在不同林火干扰强度下的变化与植被碳密度的变化一致,但不同组分的植被碳密度表现不同,植被各组分碳密度均以乔木层减少幅度最大。乔木碳密度林火干扰后与对照样地相比均表现为下降趋势,仅中度和重度林火干扰样地差异显著($P<0.05$);灌木仅重度林火干扰与对照样地差异显著($P<0.05$);而草本碳密度在三种林火干扰后与对照样地相比差异均显著($P<0.05$)。

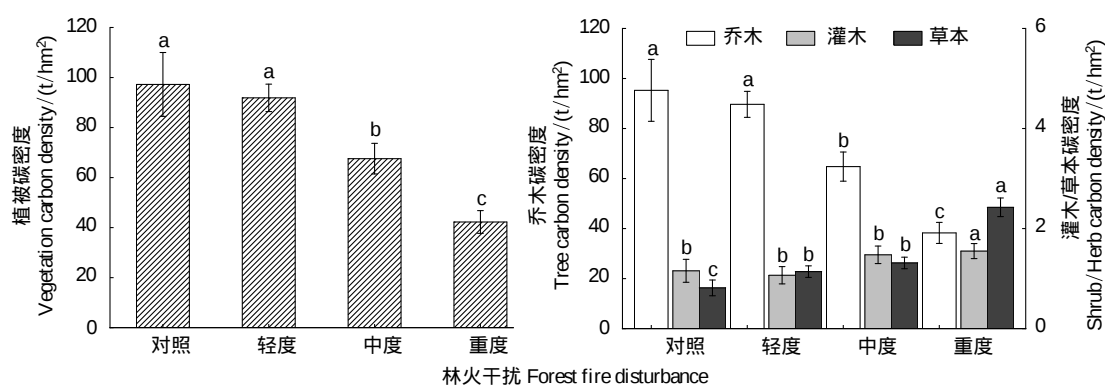


图 1 林火干扰对木荷林植被碳密度的影响

Fig.1 Effect of forest fire disturbance on vegetation carbon density of *Schima superba* forest

不同小写字母表示不同处理差异显著 ($P<0.05$)

2.2 林火干扰对凋落物碳库的影响

木荷林的凋落物碳含量为 462.53 g/kg,小于植被平均碳含量,即木荷林各组分的碳含量为乔木>灌木>草本>凋落物,这证明了凋落物作为木质部分与非木质部分的混合物,其数值应在木质部分的碳含量与非木质部分的碳含量之间。根据图 2 可知,不同林火干扰强度均显著减少了木荷林凋落物碳密度 ($P<0.05$),并随林火干扰强度的增加减少幅度增大。轻度林火干扰后凋落物碳密度为 2.29 t/hm²,与对照相比降低了 21.31%;中度林火干扰后为 2.14 t/hm²,与对照相比降低了 26.46%;重度林火干扰后为 1.87 t/hm²,与对照相比降低了 35.74%。

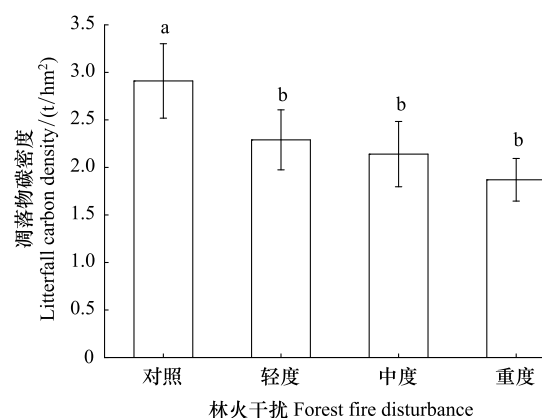


图 2 林火干扰对木荷林凋落物碳密度的影响

Fig.2 Effect of forest fire disturbance on Litterfall carbon density of *Schima superba* forest

2.3 林火干扰对土壤有机碳库的影响

2.3.1 林火干扰对土壤有机碳含量及碳库的影响

林火干扰减少了土壤有机碳含量及碳密度。由图 3 可知,总体上林火干扰降低了木荷林土壤有机碳含量,且随土层深度加深而逐渐变小。林火干扰降低了木荷林土壤有机碳密度,且减少幅度随土层深度加深而逐渐减小。与对照相比,木荷林在轻度林火干扰、中度林火干扰和重度林火干扰后,土壤土层(0—100 cm)土壤有机碳密度分别为 145.69、128.94 和 107.77 t/hm²,相比对照,依次下降了 9.25%、19.69%和 32.87%。研究表明,3 种林火干扰强度(重度林火干扰和中度林火干扰强度)对土壤有机碳密度的影响主要集中在土壤表层

(0—10 cm 和 10—20 cm),即重度林火干扰和轻度林火干扰明显降低了表层土壤有机碳密度($P<0.05$)。

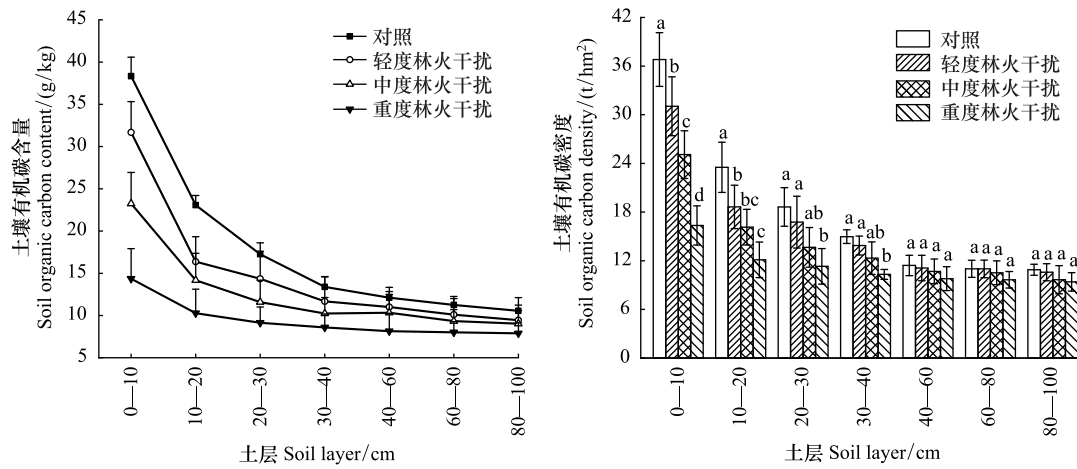


图 3 林火干扰对木荷林土壤有机碳库的影响

Fig.3 Effect of forest fire disturbance on soil organic carbon pool of *Schima superba* forest

为了图示更为直观,土壤深层(40—60、60—80 和 80—100 cm)数据均为除以 2 的结果

2.3.2 土壤有机碳库变异的影响因素

林火干扰强度、土层深度及其相互之间的交互作用是引起土壤有机碳密度变异的影响因素(表 5)。双因素方差分析表明,林火干扰强度、土层深度及其交互作用对土壤有机碳密度均有显著影响。林火干扰强度解释了土壤有机碳密度变异的 8.78%,土层深度解释了土壤有机碳密度变异的 70.29%,林火干扰强度和土层深度之间的交互作用解释了土壤有机碳密度变异的 8.16%(图 4)。

表 5 林火干扰强度、土层深度及其交互作用对土壤有机碳密度影响的双因素方差分析结果

Table 5 Results of two-way ANOVA on the effects of forest fire disturbance intensity, soil depth and their interactions on soil organic carbon density

变异来源 Source of variance	df	均方 Mean square	F	P
林火干扰强度 Forest fire disturbance intensity(D)	3	500.14	70.62	<0.001
土层深度 Soil depth(S)	6	2000.81	282.52	<0.001
二者之间的交互作用(D×S)	18	77.41	10.93	<0.001

2.4 林火干扰对森林生态系统碳库及其空间分布格局的影响

林火干扰后在短期内主要降低了植被碳库和土壤有机碳库,但由于植被碳库和土壤有机碳库的占比较大,因而林火干扰后森林生态系统碳库呈现减少趋势。而 2 种林火干扰(重度林火干扰和轻度林火干扰)既减少了土壤有机碳库,而且也显著降低了植被碳库,结果导致中度和重度林火干扰对生态系统碳库的影响程度强于轻度林火干扰。由图 5 可得出,林火干扰造成了生态系统碳密度的动态变化和空间分布的变化,即 3 种林火干扰强度(重度林火干扰、中度林火干扰强度和轻度林火干扰强度)后木荷林生态系统碳密度分别为 239.

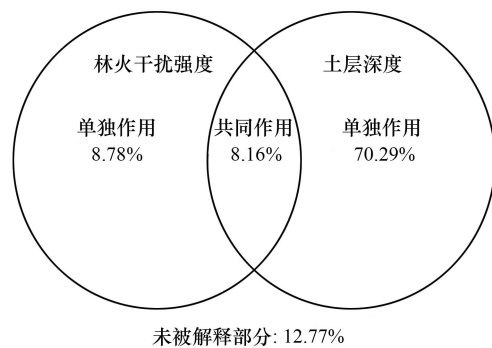


图 4 土壤有机碳密度变化率影响因子的方差分解

Fig.4 Variation partitioning for the change rate of soil organic carbon density

85、198.64 和 151.88 t/hm², 相比对照, 依次下降了 7.99%、23.80% 和 41.74%。随着林火干扰强度增大, 植被碳库和凋落物碳库所占比例呈现不断下降趋势, 而土壤有机碳库所占比例则表现为上升趋势。

木荷林的 3 种林火干扰 (重度林火干扰、中度林火干扰、轻度林火干扰) 和对照样地的植被碳库占木荷林生态系统碳库的比例依次为 27.81%、34.01%、38.30% 和 37.30%, 凋落物碳库占木荷林生态系统碳库的比例分别为 1.12%、0.95%、1.08% 和 1.23%, 土壤有机碳库占森林生态系统碳库的比例依次为 61.59%、60.74%、64.91% 和 70.96%。重度林火干扰植被和凋落物碳库仅占生态系统碳库的 29.04%, 处于生态系统碳库的次要地位, 而土壤有机碳库占比达 70.96%, 占生态系统碳库的优势地位。因而, 林火干扰有效改变了木荷林生态系统碳库的空间分布格局, 表现出生态系统地上 (植被) 碳库和地表 (凋落物) 碳库减少幅度大于地下 (土壤有机碳) 碳库, 即林火干扰后地上和地表部分碳库占比减少, 而地下土壤有机碳库占比增加的趋势。

林火干扰有效改变了木荷林生态系统碳库的空间分布格局, 表现出生态系统地上 (植被) 碳库和地表 (凋落物) 碳库减少幅度大于地下 (土壤有机碳) 碳库, 即林火干扰后地上和地表部分碳库占比减少, 而地下土壤有机碳库占比增加的趋势。对照样地木荷林土壤有机碳库占比为 61.59%, 而重度林火干扰后, 土壤有机碳库占比呈上升趋势, 占比为 70.96%, 占生态系统碳库的优势地位, 而植被和凋落物碳库占比呈下降趋势, 处于生态系统碳库的次要地位。

3 讨论与结论

3.1 讨论

林火干扰对广东省亚热带森林生态系统碳库及其空间分布格局产生重要影响。林火干扰减少了植被碳密度、凋落物碳密度和土壤有机碳密度, 进而降低了森林生态系统碳密度, 且随林火干扰强度增加, 碳密度减少幅度增大, 并对生态系统碳密度的空间分布格局产生重要影响。相同林火干扰强度下, 植被各组分碳密度均以乔木层减少幅度最大。不同林火干扰强度样地土壤有机碳密度的减少幅度随土壤剖面深度增加而逐渐变小。林火干扰作为森林非连续的干扰因子, 通过改变林分特征 (郁闭度、林分密度等) 以及森林环境要素 (光照、温度、水分、土壤养分等) 来影响系统内部的物质循环、能量流动以及信息传递, 进而对森林生态系统各碳库产生影响。林火干扰可影响森林生态系统植被与群落的生长过程^[38], 调控着植被间的交互作用关系, 影响森林生物量、凋落物量、细根生物量以及生物地球化学循环, 进而对森林生态系统碳库及其空间分布格局产生重要影响^[39-40]。林火干扰可导致森林在瞬间化为灰烬, 影响生态系统的结构与功能, 造成对生态系统碳库产生重大影响。本研究发现林火干扰在短期内 (1a) 对木荷林生态系统碳库产生重要影响, 其中中度和重度林火干扰显著减少了生态系统碳密度, 而轻度林火干扰对生态系统碳密度的影响差异不显著。这与 Harden 等^[41]、Flannigan 等^[42] 和魏书精^[43] 的研究结果一致, 导致林火干扰后生态系统碳库短期 (1a) 减少的主要原因是林火干扰直接消耗了大量的森林可燃物 (植被和凋落物碳库)^[44-46], 释放大量的含碳气体^[43, 47-20], 而且影响了生态系统的净初级生产力^[4, 17, 24, 51], 从而降低了生态系统的固碳能力^[19, 52], 进而造成生态系统碳库减少^[53-55]。

不同林火干扰强度对生态系统碳库产生不同影响, 本研究发现中度和重度林火干扰强度显著影响了生态

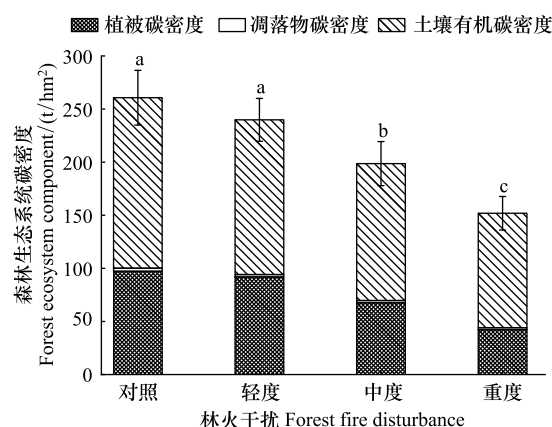


图5 林火干扰对森林生态系统碳密度的影响/(平均值±标准差, t/hm²)

Fig.5 Effect of forest fire disturbance on forest ecosystem carbon density (mean±SD)

系统碳库,这与牟长城等^[56]研究发现的重度林火干扰导致大兴安岭苔草湿地森林碳库损失的研究结果一致。虽然各林型在不同林火干扰强度下,生态系统各碳库变化有所差异,但由于凋落物碳库占比较小,所以生态系统碳库的变化主要受植被和土壤有机碳密度的影响^[57-59],因而,两种林火干扰强度(重度林火干扰和中度林火干扰强度)显著影响木荷林森林生态系统碳库($P<0.05$)。而不同林火干扰对凋落物碳密度虽然产生显著影响,但由于轻度林火干扰对占主体地位的植被和土壤有机碳库的影响不显著,因而,轻度林火干扰对森林生态系统碳库的影响不显著($P>0.05$)。因此,林火干扰后减少了木荷林碳密度,且随林火干扰强度增加其呈递减的规律。林火干扰后在短期内主要降低了植被碳密度和土壤有机碳密度,但由于植被和土壤两者所占的碳密度相对较多,从而导致生态系统碳密度的减少。而两种林火干扰强度(重度林火干扰和中度林火干扰强度)既减少了土壤有机碳密度,而且也显著降低了植被碳密度,结果导致中度和重度林火干扰对生态系统碳密度的影响程度强于轻度林火干扰,其影响达到差异显著。

轻度林火干扰仅显著减少了凋落物碳密度和土壤表层(0—20 cm)土壤有机碳密度,而对植被碳密度的影响差异不显著,但由于植被所占碳密度相对较大,从而造成生态系统碳密度差异不显著。而2种林火干扰强度(重度林火干扰和中度林火干扰强度)不但显著减少了土壤表层(0—20 cm)和土壤浅层(20—40 cm)土壤有机碳密度,又显著减少了植被碳密度与凋落物碳密度,因而中度和重度林火干扰对生态系统碳密度造成差异显著。研究发现由于林火干扰强度的加强,森林生态系统碳密度总体呈减少趋势,且减少幅度加大,因而林火干扰对木荷林森林生态系统碳密度的影响程度为重度林火干扰>中度林火干扰>轻度林火干扰。因此,为有效提高森林碳汇效应,维护生态系统碳平衡,应尽量减少两种林火干扰强度(重度林火干扰和中度林火干扰强度)造成对生态系统碳库所导致的显著影响,建议在森林经营管理和林火管理措施上,推广轻度林火干扰强度的计划烧除作为碳减排增汇效应的森林碳汇管理策略^[60-62]。

3.2 研究展望

本研究以野外调查采样与室内试验分析相结合,较为深入地分析了3种林火干扰强度(重度林火干扰、中度林火干扰强度和轻度林火干扰强度)后森林生态系统尺度碳密度空间布局的动态变化,阐明了林火干扰对生态系统碳密度的影响因素,但在以下几个方面仍需深入研究:(1)林火干扰改变地上植被组成,进而影响土壤生物群落结构,从而影响森林生态系统的碳循环与碳平衡,加强林火干扰-植被-土壤生物群落结构-碳平衡方面的研究。(2)加强林火干扰后碳氮过程的耦合机制研究,通过研究林火干扰后不同森林生态系统的碳氮物质空间转化规律,结合土壤微生物环境功能分区的相互作用,剖析控制环境因子合理调控森林生态系统中碳氮转化过程和优化途径^[1]。(3)开展不同林火干扰强度对广东木荷林生态系统碳密度的长期定位观测研究,掌握林火干扰后生态系统碳库动态及其变化规律。

3.3 结论

林火干扰对广东省亚热带木荷林森林生态系统碳库及其空间分布格局产生重要影响。林火干扰降低了土壤有机碳密度、凋落物碳密度和植被碳密度,进而降低了森林生态系统碳密度,且随林火干扰强度增加,碳密度减少幅度增大,并对生态系统碳密度的空间分布格局产生重要影响。相同林火干扰强度下,乔木层碳密度减少幅度最大。林火干扰造成土壤有机碳密度的降低幅度随土层增加而逐渐减小。轻度林火干扰对森林生态系统碳库的影响差异不显著,而中度和重度强度的林火干扰产生显著差异。林火干扰改变植被及其群落的结构与组成,调控植被的发育和生长,从而调控凋落物量和细根生物量,并对土壤有机碳库产生影响,且影响了生态系统的净初级生产力,从而降低了生态系统的固碳能力,进而造成生态系统碳库减少。

中度和重度强度的林火干扰对木荷林生态系统碳库的影响显著,而轻度强度的林火干扰对生态系统碳库的影响不显著,鉴于中度和重度强度的林火干扰易造成生态系统碳库损失大和环境污染,因此,为有效提高森林碳汇效应,维护生态系统碳平衡,尽量减少中度和重度强度的林火干扰对生态系统碳库产生的显著影响,推广轻度林火干扰强度的计划烧除作为碳减排增汇效应的森林碳汇管理手段。同时研究表明不同林火干扰强度对木荷林生态系统碳损失最少,因而应提倡种植木荷作为南方防火树种,从而达到防火效应与生态效益的

有机统一,实现林业可持续发展,促进生态建设。

参考文献(References):

- [1] 罗碧珍.林火干扰对广东省亚热带森林生态系统碳库的影响研究. 哈尔滨:东北林业大学,2020.
- [2] IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland: IPCC, 2014.
- [3] IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [4] 梁东哲, 赵雨森, 辛颖. 大兴安岭重度火烧迹地天然次生林土壤温室气体通量及其影响因子. 应用生态学报, 2019, 30(3): 777-784.
- [5] Dalal R C, Allen D E. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. Australian Journal of Botany 2008, 56(5): 369-407.
- [6] Pellegrini A F A, Ahlström A, Hobbie S E, Reich P B, Nieradzik L P, Staver A C, Scharenbroch B C, Jumpponen A, Anderegg W R L, Randerson J T, Jackson R B. Fire frequency drives decadal changes in soil carbon and nitrogen and ecosystem productivity. Nature, 2018, 553(7687): 194-198.
- [7] Andela N, Morton D C, Giglio L, Chen Y, Van Der werf G R, Kasibhatla P S, Defries R S, Collatz G J, Hantson S, Kloster S, Bachelet D, Forrest M, Lasslop G, Li F, Mangeon S, Melton J R, Yue C, Randerson J T. A human-driven decline in global burned area. Science, 2017, 356(6345): 1356-1362.
- [8] Chen D M, Pereira J M C, Masiero A, Pirotti F. Mapping fire regimes in China using MODIS active fire and burned area data. Applied Geography, 2017, 85: 14-26.
- [9] Urbanski S. Wildland fire emissions, carbon, and climate: emission factors. Forest Ecology and Management, 2014, 317: 51-60.
- [10] Raval A, Ramanathan V. Observational determination of the greenhouse effect. Nature, 1989, 342(6251): 758-761.
- [11] Marlier M E, DeFries R S, Voulgarakis A, Kinney P L, Randerson J T, Shindell D T, Chen Y, Faluvegi G. El Niño and health risks from landscape fire emissions in Southeast Asia. Nature Climate Change, 2013, 3(2): 131-136.
- [12] van der Werf G R, Morton D C, DeFries R S, Olivier J G J, Kasibhatla P S, Jackson R B, Collatz G J, Randerson J T. CO₂ emissions from forest loss. Nature Geoscience, 2009, 2(11): 737-738.
- [13] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Global Forest Resources Assessment 2010. Rome: FAO, 2010.
- [14] Fraser R H, Li Z. Estimating fire-related parameters in boreal forest using SPOT VEGETATION. Remote Sensing of Environment, 2002, 82(1): 95-110.
- [15] Giglio L, Randerson J T, van der Werf G R, Kasibhatla P S, Collatz G J, Morton D C, DeFries R S. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. Biogeoscience, 2010, 7(3): 1171-1186.
- [16] Bowman D M J S, Balch J K, Artaxo P, Bond W J, Carlson J M, Cochrane M A, D'Antonio C M, DeFries R S, Doyle J C, Harrison S P, Johnston F H, Keeley J E, Krawchuk M A, Kull C A, Marston J B, Moritz M A, Prentice I C, Roos C I, Scott A C, Swetnam T W, Van Der Werf G R, Pyne S J. Fire in the earth system. Science, 2009, 324(5926): 481-484.
- [17] Li F, Bond-Lamberty B, Levis S. Quantifying the role of fire in the Earth system-Part 2: impact on the net carbon balance of global terrestrial ecosystems for the 20th century. Biogeosciences, 2014, 11(5): 1345-1360.
- [18] Johnstone J F, Hollingsworth T N, Chapin F S, Mack M C. Changes in fire regime break the legacy lock on successional trajectories in Alaskan boreal Forest. Global Change Biology, 2010, 16(4): 1281-1295.
- [19] 刘魏魏, 王效科, 逯非, 欧阳志云. 造林再造林、森林采伐、气候变化、CO₂ 浓度升高、火灾和虫害对森林固碳能力的影响. 生态学报, 2016, 36(8): 2113-2122.
- [20] Chaiyo U, Garivait S, Wanthongchai K. Carbon storage in above-ground biomass of tropical deciduous forest in Ratchaburi Province, Thailand. International Journal of Environmental and Ecological Engineering, 2011, 58(10): 585-590.
- [21] Alcañiz M, Outeiro L, Francos M, Úbeda X. Effects of prescribed fires on soil properties: a review. Science of the Total Environment, 2018, 613-614: 944-957.
- [22] Hoffman G E, Hartley B J, Flaherty E, Ladrán I, Gochman P, Ruderfer D M, Stahl E A, Rapoport J, Sklar P, Brennan K J. Transcriptional signatures of schizophrenia in hiPSC-derived NPCs and neurons are concordant with post-mortem adult brains. Nature Communications, 2017, 8(1): 2225.
- [23] Brennan K E C, Christie F J, York A. Global climate change and litter decomposition: more frequent fire slows decomposition and increases the functional importance of invertebrates. Global Change Biology, 2009, 15(12): 2958-2971.
- [24] 胡海清, 魏书精, 孙龙, 王明玉. 气候变化、火干扰与生态系统碳循环. 干旱区地理, 2013, 36(1): 58-76.
- [25] Hurteau M D, Westerling A L, Wiedinmyer C, Bryant B P. Projected effects of climate and development on California wildfire emissions through 2100. Environmental Science & Technology, 2014, 48(4): 2298-2304.
- [26] Clark J S. Fire and climate change during the last 750 Yr in northwestern Minnesota. Ecological Monographs, 1990, 60(2): 135-159.
- [27] Swetnam T W. Fire history and climate change in giant sequoia groves. Science, 1993, 262(5135): 885-889.
- [28] Keeley J E, Safford H, Fotheringham C J, Franklin J, Moritz M. The 2007 southern California wildfires: lessons in complexity. Journal of Forestry, 2008, 116(1): 1-11.

- 2009, 107(6): 287-296.
- [29] Wotton B M, Nock C A, Flannigan M D. Forest fire occurrence and climate change in Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 2010, 19(3): 253-271.
- [30] Spracklen D V, Mickley L J, Logan J A, Hudman R C, Yevich R, Flannigan M D, Westerling A L. Impacts of climate change from 2000 to 2050 on wildfire activity and carbonaceous aerosol concentrations in the western United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2009, 114(D20): D20301.
- [31] 广东省林业局, 广东省林学会. 广东省经济林主要树种栽培技术. 广州: 广东科技出版社, 2007: 162-167.
- [32] Alexander M E. Calculating and interpreting forest fire intensities. *Canadian Journal of Botany*, 1982, 60(4): 349-357.
- [33] 骆介禹. 关于林火强度计算的情况. *森林防火*, 1988, (4): 13-15.
- [34] 郑焕能. *森林防火*. 哈尔滨: 东北林业大学出版社, 1994: 47-50.
- [35] 胡海清. *林火生态与管理*. 北京: 中国林业出版社, 2005: 77-78.
- [36] 胡海清, 魏书精, 孙龙. 大兴安岭呼中区 2010 年森林火灾碳排放的计量估算. *林业科学*, 2012, 48(10): 109-119.
- [37] Huxley J S. *Problems of Relative Growth*. New York: The Dial Press, 1932: 1-9.
- [38] 罗菊春. 大兴安岭森林火灾对森林生态系统的影响. *北京林业大学学报*, 2002, 24(5/6): 101-107.
- [39] Feller C, Beare M H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 1997, 79(1/4): 69-116.
- [40] Rumpel C, Alexis M, Chabbi A, Chaplot V, Rasse D P, Valentin C, Mariotti A. Black carbon contribution to soil organic matter composition in tropical sloping land under slash and burn agriculture. *Geoderma*, 2006, 130(1/2): 35-46.
- [41] Harden J W, Trumbore S E, Stocks B J, Hirsch A, Gower S T, O'Neill K P, Kasischke E S. The role of fire in the boreal carbon budget. *Global Change Biology*, 2000, 6(S1): 174-184.
- [42] Flannigan M D, Krawchuk M A, de Groot W J, Wotton B M, Gowman L M, Flannigan M D, Krawchuk M A, Groot W J D, Wotton B M, Gowman L M. Implications of changing climate for global wildland fire. *International Journal of Wildland Fire*, 2009, 18(5): 483-507.
- [43] 魏书精. 黑龙江省森林火灾碳排放定量评价方法研究. 哈尔滨: 东北林业大学, 2013.
- [44] Granged A J P, Jordán A, Zavala L M, Muñoz-Rojas M, Mataix-Solera J. Short-term effects of experimental fire for a soil under eucalyptus forest (SE Australia). *Geoderma*, 2011, 167-168: 125-134.
- [45] 洪娇娇, 陈宏伟, 齐淑艳, 刘娜, 许晶. 火干扰强度对大兴安岭森林地上植被碳储量的影响. *应用生态学报*, 2017, 28(8): 2481-2487.
- [46] 罗碧珍, 罗斯生, 魏书精, 孙龙, 胡海清. 生物质燃烧排放物研究进展. *南京林业大学学报: 自然科学版*, 2018, 42(6): 191-196.
- [47] Kasischke E S, Bruhwiler L P. Emissions of carbon dioxide, carbon monoxide, and methane from boreal forest fires in 1998. *Journal of Geophysical Research*, 2003, 108(D1): 8146.
- [48] Lavoué D, Stocks B J. Emissions of air pollutants by Canadian wildfires from 2000 to 2004. *International Journal of Wildland Fire*, 2011, 20(1): 17-34.
- [49] 魏书精, 罗碧珍, 孙龙, 胡海清. 黑龙江省温带森林火灾碳排放的计量估算. *生态学报*, 2014, 34(11): 3048-3063.
- [50] 田晓瑞, 舒立福, 王明玉. 1991—2000 年中国森林火灾直接释放碳量估算. *火灾科学*, 2003, 12(1): 6-10.
- [51] 林思美, 黄华国. 基于 3PGS-MTCLIM 模型模拟根河林区火后植被净初级生产力恢复及其影响因子. *应用生态学报*, 2018, 29(11): 3712-3722.
- [52] Hart S C, DeLuca T H, Newman G S, Mackenzie M D, Boyle S I. Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 2005, 220(1/3): 166-184.
- [53] Larkin N K, Raffuse S M, Strand T M. Wildland fire emissions, carbon, and climate: U.S. emissions inventories. *Forest Ecology and Management*, 2014, 317: 61-69.
- [54] 吕爱锋, 田汉勤, 刘永强. 火干扰与生态系统的碳循环. *生态学报*, 2005, 25(10): 2734-2743.
- [55] 高仲亮, 周汝良, 王军国, 杨建明, 瞿海斌. 计划烧除对森林碳汇的影响分析. *森林防火*, 2010, (2): 35-38.
- [56] 牟长城, 包旭, 卢慧翠, 王彪, 崔巍. 火干扰对大兴安岭兴安落叶松瘤囊苔草湿地生态系统碳储量的短期影响. *林业科学*, 2013, 49(2): 8-14.
- [57] Rapalee G, Trumbore S E, Davidson E A, Harden J W, Veldhuis H. Soil carbon stocks and their rates of accumulation and loss in a boreal forest landscape. *Global Biogeochemical Cycles*, 1998, 12(4): 687-701.
- [58] Hicke J A, Asner G P, Kasischke E S, French N H F, Randerson J T, James Collatz G, Stocks B J, Tucker C J, Los S O, Field C B. Postfire response of North American boreal forest net primary productivity analyzed with satellite observations. *Global Change Biology*, 2003, 9(8): 1145-1157.
- [59] Carter M C, Foster C D. Prescribed burning and productivity in southern pine forests: A review. *Forest Ecology and Management*, 2004, 191(1/3): 93-109.
- [61] Wiedinmyer C, Hurteau M D. Prescribed fire as a means of reducing forest carbon emissions in the western United States. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(6): 1926-1932.
- [61] 胡海清, 罗斯生, 罗碧珍, 魏书精, 王振师. 林火干扰对广东省桉树林生态系统碳密度的影响. *生态学杂志*, 2020, 39(4): 1067-1074.
- [62] 胡海清, 罗斯生, 罗碧珍, 魏书精, 李小川, 王振师, 吴泽鹏, 周宇飞, 刘菲. 林火干扰对广东省 2 种典型针叶林森林生物碳密度的影响. *林业科学研究*, 2020, 33(1): 19-27.