

滨海防护林土壤 CO₂排放和土壤因子对计划火烧的响应

沈 健^{1,2}, 何宗明^{1,2}, 董 强¹, 林 宇³, 郜士垒^{1,2}

(1.福建农林大学林学院,福州 350002;2.国家林业和草原局杉木工程技术研究中心,
福州 350002;3.福建省闽侯白沙国有林场,福建 闽侯 350102)

摘要:为研究林火对滨海沙地森林生态系统碳循环的干扰作用,以尾巨桉防护林(*Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus grandis*)和木麻黄防护林(*Casuarina equisetifolia*)为研究对象,利用 LI-8100 土壤 CO₂通量全自动测量系统测定不同防护林火烧迹地和对照样地的土壤 CO₂通量,同时测定样地内土壤温湿度和土壤 pH、全量碳氮和矿质氮含量,并分析不同林地土壤 CO₂通量与水热因子关系以及土壤理化特性的变化。结果表明:2 种防护林火烧迹地土壤 CO₂通量均显著低于对照样地,尾巨桉林火烧迹地和对照样地土壤 CO₂通量月平均值分别为 2.47、3.32 μmol/(m² · s),木麻黄林分别为 2.48、3.28 μmol/(m² · s)。林火干扰后 2 种防护林土壤温度和湿度均高于对照样地,在指数函数模型中尾巨桉林和木麻黄林 10 cm 处土壤温度解释土壤总呼吸的 10.4%~21.4%,在二项式函数模型中尾巨桉林和木麻黄林 10 cm 处土壤湿度解释土壤总呼吸的 15.8%~29.4%,在双变量回归模型中土壤温湿度以及其交互作用共同解释土壤总呼吸的 33.1%~66.8%。轻度火干扰对尾巨桉和木麻黄林地土壤 pH、全量碳氮和矿质氮含量的影响较小,2 种防护林火烧迹地土壤 pH 均有所升高,NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量均有所下降。综上所述,林火干扰导致研究区内 2 种防护林土壤碳排放显著降低,不同样地土壤温度、湿度的双变量模型拟合效果均优于单因素模型,土壤碳排放受到两者的共同影响,为气候变暖背景下林火干扰对滨海沙地防护林土壤碳平衡影响的研究提供参考数据和理论支持。

关键词:滨海沙地;林火干扰;土壤 CO₂通量;土壤温湿度;土壤性质

中图分类号:S714 **文献标识码:**A **文章编号:**1009-2242(2023)01-0254-08

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.01.033

Responses of Soil CO₂ Emission and Soil Factors to Prescribed Fire in Coastal Shelterbelt

SHEN Jian^{1,2}, HE Zongming^{1,2}, DONG Qiang¹, LIN Yu³, GAO Shilei^{1,2}

(1.College of Forestry, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002;

2.Engineering Research Center of Chinese Fir, National Forestry and Grassland Administration,

Fuzhou 350002; 3.Minhou Baisha State-Owned Forest Farm of Fujian Province, Minhou, Fujian 350102)

Abstract: To study the disturbance effect of forest fire on the carbon cycle of coastal sandy forest ecosystem, taking *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus grandis* plantation and *Casuarina equisetifolia* plantation as research objects, the LI-8100 soil CO₂ flux automatic measurement system was used to measure the soil CO₂ flux of burned and control plots in different plantations. At the same time, soil temperature and moisture, soil pH, total carbon, total nitrogen and mineral nitrogen contents in the sample plots were measured. The relationship between soil CO₂ flux and water and heat factors as well as the changes of soil physical and chemical properties were analyzed. The results showed that the soil CO₂ fluxes in the burnt plots were significantly lower than those in control plots, the monthly average of soil CO₂ fluxes in the *E. urophylla* × *E. grandis* forest burned plots and the control plots was 2.47 and 3.32 μmol/(m² · s), respectively, and that in *C. equisetifolia* forest was 2.48 and 3.28 μmol/(m² · s), respectively. After the forest fire disturbance, the soil temperature and moisture of the two shelterbelt forests were higher than those of the control plots, in the exponential function model, soil temperature at 10 cm of *E. urophylla* × *E. grandis* and *C. equisetifolia*

收稿日期:2022-00-00
资助项目:国家自然科学基金项目(31800532)
第一作者:沈健(1996—),女,硕士研究生,主要从事森林培育研究。E-mail:1070920980@qq.com
通信作者:何宗明(1965—),男,博士,研究员,主要从事杉木人工林长期生产力、森林碳氮循环、森林植物多样性和水土保持与荒漠化研究。
E-mail:hezxm2@126.com

forest explained 10.4%~21.4% of the total soil respiration. In the binomial function model, soil moisture at 10 cm in *E. urophylla* × *E. grandis* forest and *C. equisetifolia* forest explained 15.8%~29.4% of the total soil respiration. In the bivariate regression model, soil temperature and humidity and their interaction together explained 33.1%~66.8% of the total soil respiration. Mild fire disturbance had little effect on soil pH, total carbon, total nitrogen and mineral nitrogen content in *E. urophylla* × *E. grandis* and *C. equisetifolia* forest, the soil pH of the burned area in the two types of forest both increased, and the contents of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ decreased. In summary, forest fire disturbance would significantly reduce soil carbon emission of two shelterbelt forests in the study area. The fitting effects of the bivariate model of soil temperature and humidity in different plots were all better than those of the single factor-model, indicating that soil carbon emission was affected by both, which could provide reference data and theoretical support for the research on the impact of forest fire disturbance on the soil carbon balance of coastal sandy shelter forests under the background of climate warming.

Keywords: coastal sandy land; forest fire disturbance; soil CO₂ flux; soil temperature and moisture; soil properties

大气中碳含量急剧增加引起的全球气候变暖问题已经成为学术界的关注焦点,二氧化碳(CO₂)作为最主要的温室气体之一,对全球气候变暖的贡献率高达 60%。土壤作为陆地生态系统中最大的碳库,其碳含量高达 1 300~2 000 Pg C,约占整个陆地生态系统碳储量的 67%^[1]。土壤 CO₂ 通量,又称土壤呼吸,是土壤动物、微生物活动以及植物根系活性的标志^[2],也是森林碳循环的重要组成部分,其细微变动可对全球气候变化产生深远的影响。据估计全球每年从土壤释放到大气中的碳含量约有 68~100 Pg C,土壤碳排放是土壤碳库的主要输出途径和大气 CO₂ 的重要来源,土壤 CO₂ 通量变化在维持全球碳平衡和调节气候方面具有重要作用。因此,有必要对滨海地区防护林土壤呼吸速率进行研究,以了解火烧迹地对森林土壤呼吸速率及其土壤水热因子和理化特性的影响机制。

林火改变森林生态系统的群落组成和功能以及养分循环和能量传递,还对林地植物细根生物量、林下植被、土壤微生物活性,以及温湿度等诸多生物和非生物因素造成影响,进而改变森林碳库的分配格局,影响森林演替进程和土壤固碳能力^[3]。有研究^[4]发现,林火降低林地土壤呼吸速率;也有研究^[5]发现,林火干扰导致土壤 CO₂ 通量大幅度上升。林火干扰对不同地区、不同林型土壤呼吸的影响具有差异性,然而,目前对于沿海地区沙质土壤防护林碳排放的研究报道较少,且多集中在森林类型、凋落物、根系以及土壤微生物等方面的研究上,林火干扰对该地区森林土壤碳排放影响的研究空白。

林火作为全球生物地球化学循环的关键驱动因子,也是森林生态系统的重要影响因子,其异质性^[6-7]和火烧后森林内环境因子(土壤温度、湿度及其理化

特性)的变化给林地土壤 CO₂ 通量带来诸多的不确定性。本试验选取滨海地区常见的、具有代表性意义的尾巨桉和木麻黄人工防护林作为研究对象,通过对火烧迹地和未过火的对照样地的土壤 CO₂ 通量、土壤温度、湿度以及土壤理化性质进行测定分析,以期解决林火干扰对滨海沙地防护林土壤 CO₂ 通量的影响,林火干扰对林地土壤温湿度的影响及其与 CO₂ 通量的关系,林火干扰对林地土壤 CO₂ 通量温度敏感系数的影响,林火干扰对林地土壤 pH、全量碳氮和矿质氮的影响,以期为更科学地评价林火干扰对滨海沙地防护林土壤碳吸存动态的影响,为进一步了解全球气候变化背景下滨海沙地防护林土壤碳动态对林火干扰的响应机制,为滨海地区森林生态系统碳循环和生态环境保护提供基础数据和科学支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于福建省长乐大鹤国有防护林场(119°40'43"E, 25°57'59"N),该场始建于 1964 年,东临东海,属沿海台地地貌,海拔 5~13 m。试验样地隶属沿海防护林基干林带区域,土壤多为风积沙土,砂层 6~10 m,保水保肥能力较差。气候属亚热带海洋性季风气候,年降水量达 1 196~1 771 mm,年平均气温 19.2 °C,最高气温 37.4 °C,平均湿度 72.3%,年实际日照时间 1 837.6 h,霜冻害少发生,无霜期 320 天以上,晚霜多出现在 2 月,早霜在 12 月,全年温和多雨,无积雪现象。林下植被稀少,常见植物有马缨丹(*Lantana camara*)、茅莓(*Rubus parvifolius*)、硕苞蔷薇(*Rosa bracteata*)、白茅(*Imperata cylindrica*)、大蓟(*Cirsium spicatum*)等。研究样地为 2003 年春末在湿地松采伐迹地上营建的尾巨桉和木麻黄

防护林,木麻黄防护林计划火烧时间为 2017 年 7 月,尾巨桉防护林计划火烧时间为 2017 年 9 月,林火干

扰后林下部分灌木被烧毁,树干熏黑高度低于 2 m,为轻度火干扰。林地基本概况见表 1。

表 1 林地基本概况

林分类型	林龄/a	平均树高/m	平均胸径/cm	土壤 pH	全碳/(g·kg ⁻¹)	全氮/(g·kg ⁻¹)	碳氮比	郁闭度
尾巨桉(<i>E. urophylla</i> × <i>E. grandis</i>)	17	19.3±0.20	19.63±0.28	5.49±0.14	0.36±0.07	0.04±0.01	10.41±2.06	0.74
木麻黄(<i>C. equisetifolia</i>)	17	10.40±0.43	12.87±0.25	5.06±0.04	0.41±0.08	0.05±0	9.51±0.91	0.91

1.2 林地土壤 CO₂ 通量与土壤温湿度测定

在尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地内随机布设 3 个采样点,将直径 20 cm,高 10 cm 的 PVC 呼吸环安置在每个采样点内,垂直埋入 5 cm 深的土壤中,地上部分保留 2 cm 用于测定林地土壤 CO₂ 通量,将 PVC 呼吸环外围土轻轻砸实,以确保密闭性,在尽量不扰动地表凋落物层的情况下清理干净环内的活体植物,并保证在整个测定期间呼吸环的位置不变。以毗邻未过火的尾巨桉和木麻黄防护林作为对照样地,随机安置 4 个 PVC 呼吸环,安置方法同前。2020 年 5 月用 Li-8100 碳通量测定系统连续 3~5 天观测不同样地的土壤 CO₂ 通量,土壤温度采用数字式瞬时温度计(AM—11T)测定,土壤湿度采用时域反射仪(TDR,Model TDR300)测定,测量深度为 0—10 cm。此后选择每月月初晴朗天气时测定,若遇降雨等特殊天气则推迟几天,测定时段集中在 9:00—11:00,于 2020 年 12 月结束,共测定 8 次。

1.3 林地土壤 pH、全量碳氮和矿质氮测定

2020 年 5 月在各样地内随机选取 6 个点,使用内径为 2.5 cm 土钻均匀钻取 0—10 cm 处的土壤样品,将采集的土样充分混匀后,挑出植物根系、石砾和其他杂物带回实验室。一半在常温下自然干燥,磨碎后过 0.149 mm 的筛子用于测定土壤 pH 和全量碳氮;另一半保存在 4 ℃ 冰箱中,用于测定土壤铵态氮和硝态氮含量(NH₄⁺—N、NO₃⁻—N)。将风干土样以 1:2.5 的土水比例搅拌均匀后静止 0.5 h,用 pH 计测定土壤 pH^[8];采用碳氮元素分析仪(Elemental ELMAXCN Sanalyzer,德国)测定土壤全碳和全氮含量(%)以及土壤 C/N^[9];用 2 mol/L 的氯化钾溶液(土:氯化钾=1:4)浸提后,采用流动分析仪(seal analytical,德国)测定土壤 NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 含量^[10]。

1.4 数据处理

采用指数函数模型、二项式函数模型拟合木麻黄和尾巨桉防护林火烧迹地与对照样地的土壤 CO₂ 通量(R_s)和土壤温度、湿度的关系^[11]:

$$R_s = \alpha e^{\beta T}$$
$$R_s = aW^2 + bW + c$$

采用线性和非线性双因素模型分析林地土壤 CO₂ 通量与土壤温度、湿度的关系^[12]:

$$R_s = a + bT + cW$$
$$R_s = a e^{\beta T} W^c$$

式中: R_s 为土壤总 CO₂ 通量[μmol/(m²·s)]; α 为 0 ℃ 时的土壤 CO₂ 通量[μmol/(m²·s)]; β 为温度反应系数; T 和 W 分别为 10 cm 深处的土壤温度(℃)和土壤湿度(%); a 、 b 、 c 为拟合参数。

林地土壤 CO₂ 通量的温度敏感性系数(Q_{10})计算公式^[12]为:

$$Q_{10} = e^{10\beta}$$

式中: β 为林地土壤 CO₂ 通量与温度指数模型中的拟合参数。

在 2 种防护林火烧迹地取 3 个观测点平均值作为该样方林地土壤 CO₂ 通量的实测数据,同时取对照样地的 4 个观测点平均值作为该样方林地土壤 CO₂ 通量的实测数据,采用 Excel 2019 软件对样地土壤 CO₂ 通量、土壤温度和湿度进行计算和初步处理,SPSS 26.0 软件检验 2 种林分类型不同样地土壤 CO₂ 通量和土壤温湿度的差异显著性,对林地土壤 CO₂ 通量与土壤温湿度的关系进行 Pearson 相关性分析,利用 Origin 2021 和 Excel 2019 软件进行林地土壤 CO₂ 通量、土壤温度、湿度的月动态变化曲线和回归方程曲线的绘制。

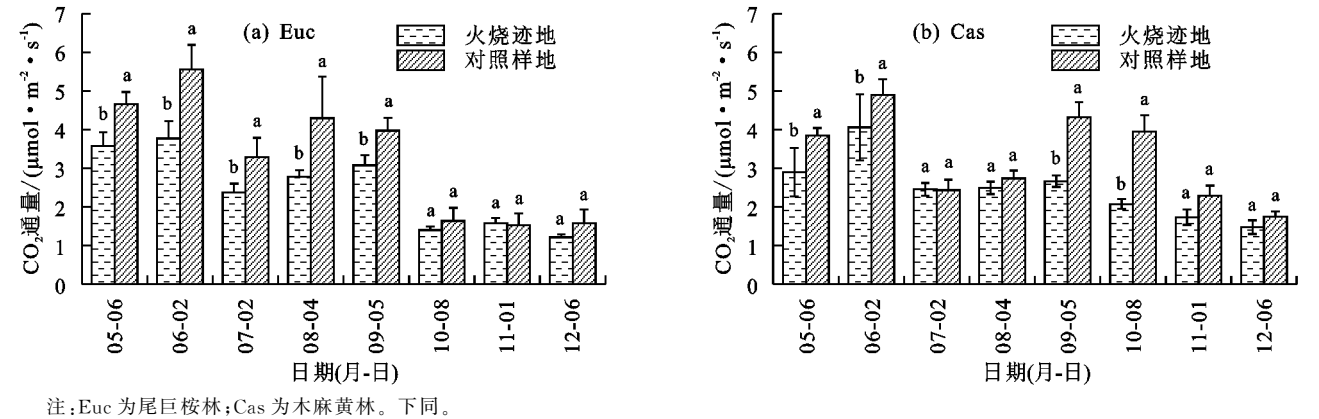
2 结果与分析

2.1 林火干扰后林地土壤 CO₂ 通量的动态变化

尾巨桉林与木麻黄林火烧迹地和对照样地均表现出明显的季节动态变化,生长季(5—10 月)林地土壤 CO₂ 通量较高,非生长季(11—12 月)林地土壤 CO₂ 通量较低(图 1)。尾巨桉火烧迹地和对照样地土壤 CO₂ 通量月平均值分别为 2.47,3.32 μmol/(m²·s),最大值均出现在 6 月,分别为 3.77,5.56 μmol/(m²·s),最小值出现在 12,11 月,分别为 1.21,1.53 μmol/(m²·s)。在生长季火烧迹地土壤 CO₂ 通量显著低于对照样地($p < 0.05$),非生长季 2 块样地无显著差异($p > 0.05$),其中 6 月差异最明显,11 月火烧迹地土壤 CO₂ 通量略高于对照样地。木麻黄火烧迹地和对照样地土壤 CO₂ 通量月平均值分别为 2.48,3.28 μmol/(m²·s),最大值均出现在 6 月,分别为 4.06,4.90 μmol/(m²·s),最小值均出现在 12 月,分别为 1.47,1.75 μmol/(m²·s)。在 5,6,9,

10月火烧迹地土壤 CO₂ 通量显著低于对照样地 ($p < 0.05$), 其余月份2块样地无显著差异 ($p > 0.05$), 其

中10月差异最明显, 7月火烧迹地土壤 CO₂ 通量略高于对照样地。



注: Euc 为尾巨桉林; Cas 为木麻黄林。下同。

图 1 尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地与对照样地土壤 CO₂ 通量的月动态变化

2.2 林火干扰后土壤温湿度的动态变化

尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地与对照样地土壤温度均呈现出先上升后下降的季节动态变化, 表现出夏高冬低(图 2)。尾巨桉火烧迹地和对照样地土壤温度最大值均出现在 8 月, 分别为 28.10, 27.68 °C, 最小值均出现在 12 月, 分别为 12.20, 14.95 °C; 木麻黄火烧迹地和对照样地土壤温度最大值出现在 8 月和 7 月, 分别为 27.60, 27.18 °C, 最小值均出现在 12 月, 分别为 12.33, 12.88 °C, 2 种防护林不同样地土壤温度均无明显差异 ($p > 0.05$)。

尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地与对照样地土壤湿度均呈现出先升高后下降再平稳最后又升高的季节动态变化, 干湿季分明, 7—11 月为旱季, 土壤湿度较低(图 2)。因为台风强降雨的缘故最大值均出现在 6 月, 尾巨桉林分别为 8.43%, 7.88%, 木麻黄林分别为 7.26%, 7.40%; 尾巨桉林火烧迹地和对照样地最小值均出现在 9 月, 分别为 2.37%, 2.05%, 木麻黄林火烧迹地和对照样地最小值均出现在 7 月, 分别为 2.41%, 2.35%, 2 种防护林不同样地土壤湿度均无明显差异 ($p > 0.05$)。

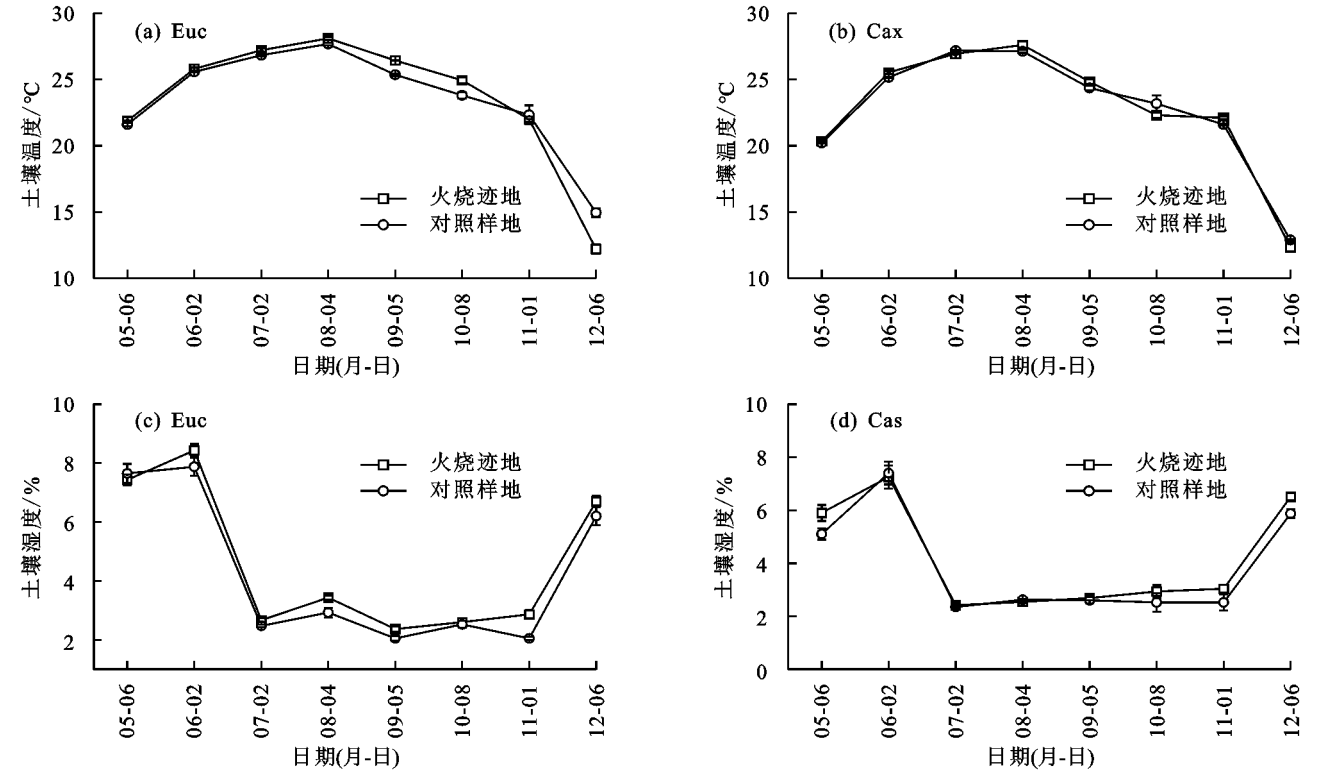


图 2 尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地与对照样地土壤温湿度的月动态变化

2.3 林地土壤 CO₂ 通量与土壤温度和含水量的关系

林地土壤 CO₂ 通量与 10 cm 处土壤温度的相关关系(图 3)表明, 尾巨桉林火烧迹地土壤 CO₂ 通量与

土壤温度之间呈显著指数相关 ($p < 0.05$), 对照样地表现出极显著指数相关 ($p < 0.01$); 木麻黄林火烧迹地和对照样地土壤 CO₂ 通量均与土壤温度之间呈

显著指数相关($p<0.05$)。本研究中,尾巨桉火烧迹地土壤 CO_2 通量的温度敏感系数(Q_{10})值低于对照样地,木麻黄林则相反,尾巨桉林火烧迹地和对照样地土壤 CO_2 通量的温度敏感系数(Q_{10})值均高于

木麻黄林。由表 2 可知,尾巨桉林和木麻黄林土壤 CO_2 通量与土壤湿度之间均呈二次曲线相关,但除尾巨桉对照样地外($p<0.05$),其余样地相关关系均不显著($p>0.05$)。

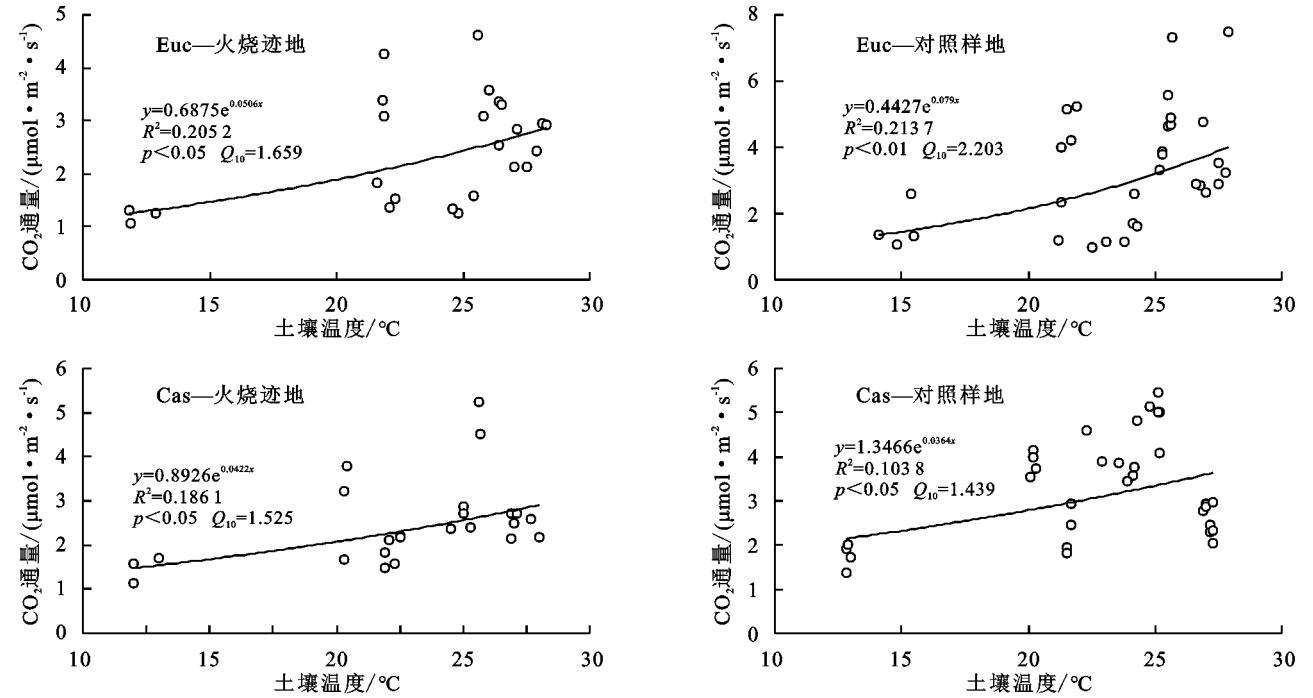


图 3 尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地与对照样地土壤 CO_2 通量与土壤温度(T_{10})的指数关系模型及 Q_{10} 值

表 2 尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地与对照样地土壤 CO_2 通量与土壤湿度(W_{10})的二项式关系模型

林分类型	样地	回归方程	R^2	p
尾巨桉(<i>E. urophylla</i> × <i>E. grandis</i>)	火烧迹地	$R_s = 0.1383W^2 - 1.2844W + 4.6823$	0.2936	>0.05
	对照样地	$R_s = 0.1557W^2 - 1.2371W + 4.8474$	0.2544	<0.05
木麻黄(<i>C. equiseti folia</i>)	火烧迹地	$R_s = -0.0029W^2 + 0.2057W - 0.6416$	0.2003	>0.05
	对照样地	$R_s = 0.1344W^2 - 1.0968W + 5.0423$	0.1576	>0.05

林地土壤 CO_2 通量变化主要受土壤温度和土壤湿度共同调控,本研究采用多元线性和非线性回归方程建立林地土壤 CO_2 通量与土壤温湿度之间的双变量复合模型(表 3),结果表明,土壤温度和湿度是影响林地土壤 CO_2 通量的重要非生物因素,由土壤温度和土壤湿度建立的双变量回归模型能够共同解释尾巨桉林地土壤

CO_2 通量季节变化的 61.5%~66.8%,解释木麻黄林地土壤 CO_2 通量季节变化的 33.1%~54.0%。在回归方程中,参数 b 和 c 分别表示林地土壤 CO_2 通量温度敏感性因子和湿度敏感性因子,2 种林分类型不同样地的温度敏感性因子和湿度敏感性均为正值,说明林地土壤 CO_2 通量与土壤温度、湿度呈正相关关系。

表 3 尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地与对照样地土壤 CO_2 通量与土壤温度(T)和湿度(W)的双变量回归模型

林分类型	样地	线性关系				非线性关系			
		$R_s = a + bT + cW$				$R_s = ae^{bT}W^c$			
		a	b	c	R^2	a	b	c	R^2
尾巨桉(<i>E. urophylla</i> × <i>E. grandis</i>)	火烧迹地	-2.825	0.313	0.164	0.668	0.253	0.065	0.512	0.615
	对照样地	-6.809	0.519	0.338	0.654	0.127	0.103	0.591	0.626
木麻黄(<i>C. equiseti folia</i>)	火烧迹地	-2.593	0.330	0.163	0.528	0.276	0.065	0.511	0.540
	对照样地	-1.229	0.297	0.148	0.333	0.751	0.043	0.375	0.331

2.4 林火干扰后土壤 pH、全量碳氮和矿质氮变化

由表 4 可知,尾巨桉林林火干扰后仅土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 表现出显著差异($p<0.05$),其余组分均无显著影响($p>0.05$),林火干扰对木麻黄林土壤 pH、TC、TN、

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量均无显著影响($p>0.05$),说明轻度火烧对该地区 2 种防护林土壤 pH、全量碳氮和矿质氮含量的影响不大,2~3 年后土壤 pH 和全量碳氮已经基本处于耦合稳定状态。

表 4 尾巨桉林和木麻黄林火烧迹地和对照样地土壤 pH、全量碳氮和矿质氮含量

林分类型	样地	土壤 pH	全碳/ (g · kg ⁻¹)	全氮/ (g · kg ⁻¹)	铵态氮/ (mg · kg ⁻¹)	硝态氮/ (mg · kg ⁻¹)
尾巨桉(<i>E. urophylla</i> × <i>E. grandis</i>)	火烧迹地	5.75±0.07a	0.38±0.04a	0.04±0a	1.54±0.10b	0.09±0.02a
	对照样地	5.49±0.14a	0.37±0.04a	0.04±0.01a	3.24±0.86a	0.98±0.48a
木麻黄(<i>C. equisetiifolia</i>)	火烧迹地	5.22±0.14a	0.31±0.02a	0.03±0.01a	1.85±0.44a	0.83±0.21a
	对照样地	5.06±0.04a	0.44±0.04a	0.05±0.00a	2.26±0.52a	1.66±0.08a

注:同列不同小写字母表示同一林分类型不同样地间差异显著($p<0.05$)。

3 讨论

3.1 林火干扰后林地土壤 CO₂通量和土壤温湿度变化

本研究中 2 种林型火烧迹地和对照样地土壤 CO₂ 通量均具有明显的季节变化规律,呈现先升高后降低再升高再下降的变化趋势,表现出双峰型,即在生长旺盛的 5,6 月林地土壤 CO₂ 通量最高,干旱的 7,8 月稍低,而生长较慢的 11,12 月林地土壤 CO₂ 通量最低。其规律变化与陆彬等^[13]和周海霞等^[14]的研究结果相似,究其原因土壤 CO₂ 排放与土壤温度之间具有良好的指数相关关系,即土壤 CO₂ 通量随土壤温度升高而升高,随土壤温度降低而降低,冬季土壤温度较低土壤 CO₂ 通量有所下降。在森林生态系统长期演替的过程中,林火是主要的驱动因子,对森林植被和环境具有重大影响,对土壤 CO₂ 排放的影响也极为复杂。林火干扰对不同林地土壤 CO₂ 通量的影响具有差异性,Conant 等^[15]研究发现,林火干扰对林地土壤 CO₂ 通量影响不显著;Song 等^[16]研究发现,林火干扰使得林地土壤 CO₂ 通量增加;而 Song 等^[17]研究发现,林火干扰使得林地土壤 CO₂ 通量显著降低,以上结果出现差异的原因主要与地理区域、森林类型、火烧频率、火烧强度,以及火烧后恢复年限等有关。

Burton 等^[18]研究发现,在火烧后的 1~2 年内,土壤 CO₂ 通量值下降 53%~67%。本研究结果与其相一致,在本研究中林火干扰导致 2 种防护林土壤 CO₂ 通量总平均值均有所下降,尾巨桉林下降 25.6%,木麻黄林下降 24.4%。林地总呼吸降低的原因可能是由于林火干扰导致的林地植物细根生物量减少和地表大量有机碳损失,影响根系吸收土壤有机碳,使得自养呼吸降低;林火干扰还破坏地表灌丛、凋落物层和腐殖质层,导致土壤异养呼吸降低。尾巨桉和木麻黄防护林土壤 CO₂ 通量的降低程度不同主要是因为两者对环境因子改变的响应不同,且不同的树种组成、林下植被状况、凋落物数量和质量,以及细根生物量和根系分泌物等均对其产生影响,还取决于林地土壤自养呼吸和异养呼吸在总呼吸中的占比,不过这一点还有待进一步研究分析。

2 种林型火烧迹地土壤温度和土壤湿度均高于对照样地,土壤温度的变化规律与胡宗达等^[19]的研究结果一致,主要是因为土壤温度很大程度上受林下植被的影响,林火使森林生态系统原有的植被结构发生改变,林下植被和新鲜的凋落物遭到破坏,使得火烧迹地受到更多的太阳辐射影响导致土壤温度升高。有研究^[20]发现,林火干扰后土壤湿度下降,因为林下植被和地表凋落物可以截留和吸收雨水,减少林地地表径流,使雨水下渗到土壤中,但火烧迹地上的植被和枯枝落叶被烧毁导致雨水大量流失,且裸露的地表蒸发作用增强,最终导致火烧迹地土壤湿度降低,这与本研究结果相悖,究其原因可能与地理区域、气候状况、森林类型及火烧强度等不同有关。

3.2 土壤 CO₂通量与土壤温湿度的关系

由图 3 可知,将 2 种林分类型火烧迹地和对照样地的土壤 CO₂ 通量与土壤温度进行回归分析发现,两者之间的关系均表现为指数函数关系,且相关关系达到显著水平($p<0.05$),尾巨桉对照样地达到极显著水平($p<0.01$),表现为随土壤温度升高 CO₂ 通量增加的趋势,这与大多数的研究^[6,21-23]结果(认为两者之间呈指数、线性等正相关关系)一致,说明土壤温度是影响林地土壤 CO₂ 通量的重要因素。两者的指数关系模型解释尾巨桉林火烧迹地与对照样地土壤 CO₂ 通量变化的 20.5%和 21.4%,木麻黄林的 18.6%和 10.4%,林火干扰后尾巨桉林土壤 CO₂ 通量与土壤温度的相关性一定程度降低,木麻黄林土壤 CO₂ 通量与土壤温度的相关性一定程度增加,林火干扰减弱尾巨桉林土壤温度对土壤 CO₂ 通量的直接影响。将 2 种林分类型火烧迹地和对照样地的土壤 CO₂ 通量与土壤湿度进行回归分析(表 3)发现,两者之间的关系均表现为二次函数关系,且仅与尾巨桉对照样地相关关系达到显著水平($p<0.05$),其余样地相关关系均不显著。可能是因为尾巨桉树种根系发达,在土壤中扎根较深,吸水性强,导致林地土壤水分含量较低,对土壤碳排放的影响较大,这也进一步说明土壤湿度过低限制植物根系呼吸和微生物活性,同时还影响 CO₂ 在土壤中的传输与扩散。林地

土壤 CO₂ 通量的二次函数关系模型解释尾巨桉林火烧迹地与对照样地土壤 CO₂ 通量变化的 29.4% 和 25.4%，木麻黄林的 20.0% 和 15.8%，林火干扰后 2 种林分类型林地土壤 CO₂ 通量与土壤湿度相关性均在一定程度上有所增加。

已有研究^[23]表明，土壤碳排放的整个生物学过程都受到土壤温度和湿度的影响，土壤温度和湿度是影响林地土壤 CO₂ 通量的 2 个最主要的非生物因子，但是因为土壤水热条件具有协同作用和互逆相关^[24]，在野外试验中难以独立控制并区分其效应，所以本研究对土壤温度、湿度以及二者之间的协同影响同时进行考虑。本研究对其建立双变量回归模型(表 4)，分析两者之间的线性关系和非线性关系，温湿度协同效应的拟合优度明显高于土壤温度或湿度的单因素回归模型，进一步说明林地土壤 CO₂ 通量在某种程度上由土壤温度和湿度共同调控，土壤湿度可能通过影响土壤温度进一步对林地土壤 CO₂ 排放产生影响。双变量线性和非线性回归方程共同解释尾巨桉林火烧迹地土壤 CO₂ 通量季节变化的 61.5%~66.8%，对照样地的 62.6%~65.4%；木麻黄林火烧迹地与土壤 CO₂ 通量季节变化的 52.8%~54.0%，对照样地 33.1%~33.3%，结果表明，林火干扰后 2 种林地土壤 CO₂ 通量对土壤温湿度的敏感性均有所增加，其中对木麻黄林的影响程度大于尾巨桉林。

土壤 CO₂ 通量对土壤温度变化的敏感性在很大程度上决定着全球气候变化与碳循环之间的反馈关系^[25]，其中森林植被是影响土壤温度敏感系数(Q_{10})值变化的重要因素之一^[26]，不同植被类型的 Q_{10} 值具有差异性。本研究中尾巨桉对照样地的 Q_{10} 值为 2.20，林火干扰后林地的 Q_{10} 值有所降低(1.66)，可能是林火干扰后林地土壤温度与 CO₂ 通量的相关性有所降低的原因，与王梓璇等^[27]在内蒙古毕拉河的草类—兴安落叶松林的重度火烧迹地中的研究结果相似；木麻黄对照样地的 Q_{10} 值为 1.44，林火干扰后林地的 Q_{10} 值有所升高(1.53)，这与胡同欣等^[3]在黑龙江省塔河地区的兴安落叶松林中重度火烧迹地中的研究结果相似。以上结果出现差异的原因是土壤温度敏感系数受到呼吸基质有效性、土壤温湿度、群落植被组成及林地肥力状况等诸多因素影响^[28]，不同生物气候带和不同森林类型的土壤 CO₂ 通量对土壤温度的敏感程度不同，且林火干扰后影响 Q_{10} 值变化的因素被改变， Q_{10} 值也相应地发生变化。

3.3 林火干扰后林地土壤 pH、全量碳氮和矿质氮变化

滨海沙地土壤碳氮含量明显低于内陆地区土壤，

植物能从土壤中吸收的碳较少，间接导致土壤 CO₂ 排放的底物基质有效性较低。林火干扰后 2 种防护林土壤 pH 均有所升高，Baets 等^[29]研究发现，林火干扰后土壤 pH 通常升高，其升高幅度和持续时间与火烧强度、降雨量及林地可燃物载量有关。一般土壤 pH 随着火烧强度增加而升高，可能是因为火烧迹地残留的灰分物质中含有大量的可溶性盐基和阳离子(Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺等)，这些物质影响土壤 pH 改变，在缓冲能力较差的砂质土壤中变化更为明显。但本研究中土壤 pH 和全量碳氮变化不明显，可能是因为火干扰处理时间较短、火烧程度较轻对其产生的影响较小，且土壤全量碳氮稳定性较好，恢复耦合较快，需要长时间进行干扰处理才对其有明显影响。火烧后产生的灰分物质是土壤矿质氮增加的主要来源，林火干扰后短时间内土壤中的矿质氮含量增加，因为一定程度的火烧将土壤有机氮转为无机形式。但本研究中林火干扰导致 2 种防护林土壤矿质氮(NH₄⁺-N、NO₃⁻-N)含量均有所下降，这可能与矿质氮极易被雨水淋溶流失有关，研究地土壤为滨海风积沙土，土壤中的矿质氮极易被雨水淋溶流失。同时，林火干扰使植株体受到不同程度的损伤，从而减少根系分泌物，导致土壤的固氮能力减弱，土壤中的 NH₃⁻-N 含量降低。

4 结论

(1) 2 种防护林火烧迹地和对对照样地均表现出明显的季节变化，即生长旺盛的夏季较高，非生长季则较低，林火干扰导致 2 种防护林土壤 CO₂ 通量显著下降。

(2) 通过单变量和双变量回归模型分析发现，双变量回归模型的拟合优度明显高于单因素回归模型，解释性更强，说明不同样地土壤 CO₂ 通量均受到土壤温度和湿度的共同调控。

(3) 本研究结果以期对林火干扰后土壤碳动态变化和火后森林生态系统的恢复、重建提供参考依据，但受研究条件和时间限制，本次试验未对土壤呼吸组分进行处理和计算，林火干扰对土壤自养呼吸和异养呼吸的影响程度还需进一步研究。

参考文献：

- [1] 王先鹤,王秀君,韩广轩,等.黄河三角洲湿地非生长季土壤 CO₂ 浓度及地表 CO₂ 通量的动态变化[J].生态学报,2018,37(9):2698-2706.
- [2] 王爱国,赵允格,许明祥,等.黄土高原不同侵蚀区生物结皮土壤 CO₂ 通量日动态特征及其温度敏感性[J].环境科学学报,2013,33(9):2605-2611.
- [3] 胡同欣,胡海清,孙龙.中度火干扰对兴安落叶松林土壤

- 呼吸的影响[J].生态学报,2018,38(8):2915-2924.
- [4] Chen J, Zhang Y F, Luo Y Q, et al. Contrasting responses after fires of the source components of soil respiration and ecosystem respiration[J].European Journal of Soil Science,2019,70(3):616-629.
- [5] 于丽丽,牟长城,顾韩,等.火干扰对小兴安岭落叶松—苔草沼泽温室气体排放的影响[J].生态学报,2011,31(18):5180-5191.
- [6] Ngao J, Epron D, Delpierre N, et al. Spatial variability of soil CO₂ efflux linked to soil parameters and ecosystem characteristics in a temperate beech forest[J].Agricultural and Forest Meteorology,2012,154/155:136-146.
- [7] Hu H Q, Hu T X, Sun L. Spatial heterogeneity of soil respiration in a Larix gmelinii forest and the response to prescribed fire in the Greater Xing'an Mountains, China[J].Journal of Forestry Research,2016,27(5):1153-1162.
- [8] 雷晨雨,冯德枫,王猛,等.滇中地区典型人工林土壤活性碳组分特征[J].应用与环境生物学报,2021,27(6):1563-1569.
- [9] 张磊,贾淑娴,李啸灵,等.亚热带米槠天然林凋落物和根系输入变化对土壤磷组分的影响[J].生态学报,2022,42(2):656-666.
- [10] 何玉姣,陈婵,朱小叶,等.湘中丘陵区不同植被恢复阶段林地土壤可溶性氮组分含量和密度[J].水土保持学报,2021,35(2):258-264.
- [11] 王梓璇,王鼎,赵鹏武,等.寒温带冻土区火烧木管理方式对土壤呼吸及其组分的影响[J].林业科学,2021,57(8):13-23.
- [12] 左强,何怀江,赵秀海.改变碳源输入对蛟河红松阔叶混交林土壤呼吸的影响[J].应用与环境生物学报,2015,21(6):1136-1142.
- [13] 陆彬,王淑华,毛子军,等.小兴安岭 4 种原始红松林群落类型生长季土壤呼吸特征[J].生态学报,2010,30(15):4065-4074.
- [14] 周海霞,张彦东,孙海龙,等.东北温带次生林与落叶松人工林的土壤呼吸[J].应用生态学报,2007,18(12):2668-2674.
- [15] Conant R T, Ryan M G, Agren G I, et al. Temperature and soil organic matter decomposition rates-synthesis of current knowledge and a way forward[J].Global Change Biology,2011,17(11):3392-3404.
- [16] Song X Y, Wang G X, Ran F, et al. Effects of topography and fire on soil CO₂ and CH₄ flux in boreal forest underlain by permafrost in northeast China[J].Ecological Engineering,2017,106:35-43.
- [17] Song J, Liu Z, Zhang Y, et al. Effects of wildfire on soil respiration and its heterotrophic and autotrophic components in a montane coniferous forest[J].Journal of Plant Ecology,2019,12(2):336-345.
- [18] Burton A J, Pregitzer K S, Zogg G P, et al. Drought reduces root respiration in sugar maple forests[J].Ecological Applications,1998,8(3):771-778.
- [19] 胡宗达,刘世荣,胡璟,等.川西亚高山川滇高山栎林火烧迹地土壤呼吸特征及其影响因素[J].林业科学,2018,54(2):18-29.
- [20] Waldrop M P, Harden J W. Interactive effects of wild-fire and permafrost on microbial communities and soil processes in an Alaskan black spruce forest[J].Global Change Biology,2008,14(11):2591-2602.
- [21] 高明磊,满秀玲,段北星.林下植被和凋落物对我国寒温带天然林土壤 CO₂ 通量的短期影响[J].北京林业大学学报,2021,43(3):55-65.
- [22] Song X Y, Wang G X, Hu Z Y, et al. Boreal forest soil CO₂ and CH₄ fluxes following fire and their responses to experimental warming and drying[J].Science of the Total Environment,2018,644:862-872.
- [23] Wang C K, Han Y, Chen J Q, et al. Seasonality of soil CO₂ efflux in a temperate forest: Biophysical effects of snowpack and spring freeze-thaw cycles[J].Agricultural and Forest Meteorology,2013,177:83-92.
- [24] Ngao J, Longdoz B, Granier A, et al. Estimation of autotrophic and heterotrophic components of soil respiration by trenching is sensitive to corrections for root decomposition and changes in soil water content[J].Plant and Soil,2007,301(1/2):99-110.
- [25] Wang R, Sun Q, Wang Y, et al. Contrasting responses of soil respiration and temperature sensitivity to land use types: Cropland vs. apple orchard on the Chinese Loess Plateau[J].Science of the Total Environment,2018,621:425-433.
- [26] 杨庆朋,徐明,刘洪升,等.土壤呼吸温度敏感性的影响因素和不确定性[J].生态学报,2011,31(8):2301-2311.
- [27] 王梓璇,周梅,赵鹏武,等.火干扰恢复初期土壤呼吸及其组分与土壤温湿度关系[J].东北林业大学学报,2021,49(8):78-83,89.
- [28] Wang X H, Piao S L, Ciais P, et al. Are ecological gradients in seasonal Q₁₀ of soil respiration explained by climate or by vegetation seasonality[J].Soil Biology and Biochemistry,2010,42(10):1728-1734.
- [29] Baets S D, Weg M J V D, Lewis R, et al. Investigating the controls on soil organic matter decomposition in tussock tundra soil and permafrost after fire[J].Soil Biology and Biochemistry, 2016,99:108-116.