中亚热带杉木人工林和米槠次生林凋落物添加与去除对土壤呼吸的影响

李晓杰^{1,2,3} 刘小飞^{1,2,3*} 熊德成^{1,2,3} 林伟盛^{1,2,3} 林廷武^{2,3} 施友文⁴
谢锦升^{1,2,3} 杨玉盛^{1,2,3}

¹福建师范大学地理科学学院, 福州 350007; ²湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福州 350007; ³福建三明森林生态系统与全球变化研究站, 福建三明 365000; ⁴三明市三元区林业局, 福建三明 365000

摘要 在未来大气CO₂浓度升高的背景下, 植被净初级生产力的增加将促使森林土壤碳输入增多。凋落物是土壤碳库的重要来源, 对土壤呼吸会产生重要影响。为了模拟植物净初级生产力提高、凋落物产量增加情景下调落物对土壤呼吸和土壤碳库的影响, 2013年1月到2014年12月, 在福建省三明市陈大镇国有林场, 在杉木(*Cunninghamia lanceolata*)人工林和米槠(*Castanopsis carlesii*)次生林, 通过设置去除凋落物、添加凋落物 and 对照(保留凋落物, 不做任何处理)处理, 研究了土壤呼吸和土壤碳库的动态变化。研究发现: 土壤含水量在10%–25%范围内, 土壤呼吸温度敏感性指数(Q_{10})随着土壤含水量的增加呈递增趋势, 当含水量<10%时, 由于干旱胁迫打破了土壤呼吸与温度之间的耦合, 改变了 Q_{10} 值, 使得 Q_{10} 值小于1。土壤呼吸与凋落物输入量呈显著的线性正相关关系, 杉木人工林对照和添加凋落物处理及米槠次生林对照处理, 土壤呼吸与2个月前的凋落物输入量相关性最好。而米槠次生林添加凋落物处理, 土壤呼吸与当月的凋落物输入量相关性最好, 不同林分凋落物呼吸对土壤呼吸的贡献率不同, 米槠次生林凋落物层呼吸年通量明显大于杉木人工林, 分别占各林分土壤总呼吸的34.4%和15.1%, 添加凋落物后, 杉木人工林和米槠次生林的土壤呼吸速率增加, 但添加凋落物处理的土壤呼吸年通量与对照的差值小于年凋落物输入量。因此, 在未来全球CO₂升高背景下, 植被碳储量的增加、凋落物增加并没有引起土壤呼吸成倍增加, 更有利于中亚热带地区土壤碳吸存。

关键词 杉木人工林; 米槠次生林; 土壤呼吸; 凋落物; 土壤呼吸温度敏感性指数(Q_{10})

引用格式: 李晓杰, 刘小飞, 熊德成, 林伟盛, 林廷武, 施友文, 谢锦升, 杨玉盛 (2016). 中亚热带杉木人工林和米槠次生林凋落物添加与去除对土壤呼吸的影响. 植物生态学报, 40, 447–457. doi: 10.17521/cjpe.2015.0404

Impact of litterfall addition and exclusion on soil respiration in *Cunninghamia lanceolata* plantation and secondary *Castanopsis carlesii* forest in mid-subtropical China

LI Xiao-Jie^{1,2,3}, LIU Xiao-Fei^{1,2,3*}, XIONG De-Cheng^{1,2,3}, LIN Wei-Sheng^{1,2,3}, LIN Ting-Wu^{2,3}, SHI You-Wen⁴, XIE Jin-Sheng^{1,2,3}, and YANG Yu-Sheng^{1,2,3}

¹School of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; ²Cultivation Base of State Key Laboratory of Humid Subtropical Mountain Ecology, Fuzhou 350007, China; ³Sanming Research Station of Forest Ecosystem and Global Change, Sanming, Fujian 365000, China; and ⁴Sanyuan District Forestry Bureau of Sanming, Sanming, Fujian 365000, China

Abstract

Aims Under elevated atmospheric CO₂ concentration, an increase in the net primary production is likely to enhance the amount of litter inputs to forest soil. This study aims to determine the dynamics of soil respiration and soil carbon pool as affected by increased litterfall production.

Methods A litterfall manipulation experiment was conducted in *Cunninghamia lanceolata* plantations and secondary *Castanopsis carlesii* forest stands in Chenda township of Sanming in Fujian Province, China, from January 2013 to December 2014, with treatments of litterfall exclusion, litter addition, and control (normal litterfall condition).

Important findings (1) The value of temperature sensitivity index (Q_{10}) shows a positive relationship with soil water content in the range 10%–25%, and drops below 1 at water content < 10%. Drought stress altered Q_{10} value and interrupted the coupling between temperature and soil respiration, as it reduced the diffusion of soluble carbon

收稿日期Received: 2015-11-11 接受日期Accepted: 2016-03-26

* 通信作者Author for correspondence (E-mail: xfliu@fjnu.edu.cn)

substrate and the extracellular enzymes, consequently, limited the microbial activity. (2) Linear regression analysis shows that soil respiration is significantly correlated with monthly litter mass ($p < 0.05$). In the treatments of the control and litter addition in the *Cunninghamia lanceolata* stands and that of the control in the *Castanopsis carlesii* stands, soil respiration was best correlated with litter mass two months ago; in the treatment of the litter addition in the *Castanopsis carlesii* stands, soil respiration was best correlated with litter mass of the current month. (3) On average, the annual CO_2 efflux was significantly reduced by litterfall exclusion, by about $(362.0 \pm 64.9) \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in the *Castanopsis carlesii* stands and $(96.2 \pm 37.3) \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in the *Cunninghamia lanceolata* stands compared with the control. Litter respiration contributed to 34.4% of soil respiration in the *Castanopsis carlesii* stands and 15.1% in the *Cunninghamia lanceolata* stands. Litter addition increased the soil respiration rate in both *Castanopsis carlesii* and *Cunninghamia lanceolata* stands, but the magnitude of the increase did not match up with the doubling of litter inputs, implying that under elevated atmospheric CO_2 concentration, an increased litterfall inputs due to increases in the net primary production would be advantageous to the forest soil carbon sequestration.

Key words *Cunninghamia lanceolata* plantation; secondary *Castanopsis carlesii* forest; soil respiration; litterfall; temperature sensitivity index (Q_{10})

Citation: Li XJ, Liu XF, Xiong DC, Lin WS, Lin TW, Shi YW, Xie JS, Yang YS (2016). Impact of litterfall addition and exclusion on soil respiration in *Cunninghamia lanceolata* plantation and secondary *Castanopsis carlesii* forest in mid-subtropical China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 447–457. doi: 10.17521/cjpe.2015.0404

自工业革命以来, 人类活动导致全球大气中 CO_2 等温室气体浓度持续增加, 全球正经历着以温度上升和气温、降水时空变异加剧为主要特征的气候变化(丁仲礼等, 2009)。2013年联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)第五次气候变化评估报告指出, 过去130年(1880–2012), 大气 CO_2 浓度增加了0.0114%左右, 全球平均气温上升 0.85°C (IPCC, 2013), 而近些年来开放式空气 CO_2 浓度增高(FACE)试验研究表明, 大气 CO_2 含量增加导致植物净初级生产力增加, 进而可促进凋落物生产量增加(Sombroek *et al.*, 1993; Finzi & Schlesinger, 2001; Schlesinger & Lichter, 2001; Norby *et al.*, 2002; Ellsworth *et al.*, 2012)。

森林生态系统作为陆地生物圈的主体, 存储了全球植被碳库的86%以上的碳, 其中森林土壤碳库约占全球土壤碳库的73% (Woodwell *et al.*, 1978; Post *et al.*, 1982)。土壤呼吸是土壤碳库的主要输出途径和大气 CO_2 的主要来源, 是陆地生态系统碳循环的一个关键过程。土壤呼吸每年向大气排放约75 Pg C (Luo & Zhou, 2006), 其中约50 Pg C来自凋落物和土壤有机质分解(Raich & Schlesinger, 1992)。凋落物的去除和添加可以改变土壤有机质的供应, 并影响地表微环境条件(温度、湿度等因子), 进而降低或增加土壤呼吸速率(Kuzyakov, 2011; Xu *et al.*, 2013)。同时, 凋落物的去除与添加可影响土壤微生物群落。凋落物层的呼吸也是土壤呼吸的重要组成

部分。陈光水等(2008)研究发现, 我国凋落物层呼吸的平均值为 $(3.20 \pm 2.31) \text{ t C} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。Raich和Nadelhoffer (1989)证明了土壤呼吸随着凋落物的增加而增加, 去除凋落物会减弱土壤呼吸总量, 森林土壤呼吸速率与凋落物量显著正相关。Leff等(2012)研究发现, 去除凋落物后, 土壤呼吸速率降低的幅度远大于添加凋落物后土壤呼吸速率增加的幅度。王光军等(2009a)发现, 添加凋落物后土壤呼吸速率增加的幅度远大于去除凋落物后土壤呼吸速率降低的幅度。尽管添加和去除凋落物对土壤呼吸的影响已有不少研究, 但凋落物处理对土壤呼吸的影响会因植被类型(Dai *et al.*, 2001; 陈光水等, 2008; Sheng *et al.*, 2010)、实验周期(汪金松等, 2012; 魏书精等, 2013)和干湿季变化(邓琦等, 2007; 王光军等, 2009a; Wang *et al.*, 2014)的差异而不同。

亚热带常绿阔叶林是世界上同一纬度中的“绿洲”, 为我国所特有。米槠(*Castanopsis carlesii*)是中亚热带常绿阔叶林中的优势种, 而杉木(*Cunninghamia lanceolata*)是中亚热带地区一种重要的速生造林树种, 在我国杉木人工林占人工林面积的13.84%, 占人工林总蓄积量的31.64% (Piao *et al.*, 2009)。本研究通过对不同营林方式的植被类型设置去除和添加凋落物处理的控制实验, 研究不同植被类型对土壤呼吸的影响, 未来植物净初级生产力提高, 凋落物产量增加是否会促进土壤碳吸存, 增加土壤碳库, 为我国造林树种的优化选择及评估中亚热

带主要植被类型土壤碳库和碳循环过程提供依据。

1 材料和方法

1.1 试验样地概况

试验地位于福建省三明市陈大镇国有林场(117.60° E, 26.32° N), 地处武夷山东南, 戴云山西北, 地貌以低山丘陵为主。属中亚热带海洋季风气候, 年平均气温19.1 °C, 年降水量1 749 mm, 降水多集中于3–8月(图1), 年蒸发量1 585 mm, 相对湿度81%, 全年无霜期达300天。土壤是由母岩为花岗岩发育而成的红壤, 土壤厚度超过1 m。植被类型以常绿阔叶林为主, 森林覆盖率达67.8%。米楮是中国南方中亚热带山地地区典型的常绿阔叶林, 长期以来, 随着商品林基地建设和山地综合开发, 大面积的常绿阔叶林经皆伐、炼山后, 改为人工经济林, 或是通过不同程度的人为干扰形成次生林。

图1 月降水量和气温分布图。

Fig. 1 Distributions of monthly rainfall and air temperature.

杉木人工林为1976年米楮天然林皆伐、炼山后挖穴营造人工林形成, 样地海拔300 m, 西北坡向, 坡度30°, 土壤理化性质见表1。林分密度为2858株·hm⁻², 平均胸径15.6 cm, 平均树高18.2 m。林冠单层, 林下植物以狗骨柴(*Diplospora dubia*)、毛冬青(*Ilex pubescens*)、芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)为主。

米楮次生林为1976年米楮天然更新次生林强度采伐后封山育林演替形成, 样地平均海拔330 m, 平均坡度30°–40°, 土壤理化性质见表1。林分密度为3788株·hm⁻², 平均胸径15.5 cm, 平均树高18.5 m。林冠单层, 主要乔木有米楮、木姜子(*Litsea pungens*)、

杜英(*Elaeocarpus decipiens*)等, 林下植被主要有狗骨柴、毛冬青、沿海紫金牛(*Ardisia punctata*)等。

1.2 样地布设与土壤呼吸测定

2012年6月, 在米楮次生林和杉木人工林分别设置3个20 m × 20 m的标准样地, 在每个标准样地内随机设置3个处理, 每个处理设置大小为1 m × 1 m的小区, 即: (1)保留凋落物, 不做任何处理作为对照; (2)去除凋落物, 去除小区内地表全部凋落物, 并在小区上方0.5 m高处放置一个1.5 m × 1.5 m的尼龙网, 以截留并阻止凋落物掉入小区内; (3)添加凋落物, 将去除凋落物处理的尼龙网上的凋落物放置到添加凋落物处理的小区内。每种处理3个重复, 每个林分各设置9个小区。

每个小区内布设1个用于测量土壤呼吸的PVC环(内径20 cm, 高10 cm), PVC环埋入土壤5 cm, 测量期间PVC环位置保持不变。从2013年1月至2014年12月, 采用LI-8100开路式土壤碳通量测量系统(LI-COR, Nebraska, USA)测定土壤呼吸速率。于每月月中(15日左右)和月末(30日左右)选择一天在9:00–12:00 (Sheng *et al.*, 2010)测定土壤呼吸速率, 每个测定点测定时间为2 min。同时, 采用时域反射仪(TDR) (Model TDR300, Spectrum Company, Aurora, USA)测量附近0–12 cm范围内的土壤体积含水量, 每个测定点周围测量3次, 取平均值, 采用长杆电子温度探针(SK-250WP, Sato Keir-Yoki, Kanda, Japan)测定附近土壤5 cm深处的土壤温度。

1.3 凋落物的测定

在每个样地内放置5个0.7 m × 0.7 m的凋落物收集网, 每月月底收集一次凋落物, 称其质量, 室内取部分凋落物样品于烘干箱65 °C下烘干至恒质量, 计算凋落物质量。

1.4 数据处理

土壤呼吸年通量 R (g C·m⁻²·a⁻¹)计算公式为:

$$R = \sum_{q} a e^{bt} 3600 \times 24 \times (12 / 1000000) \quad (\text{Lavigne et al., 2003; Laganière et al., 2012}) \quad (1)$$

式中, a 、 b 为待定参数, t 为土壤5 cm处温度。

凋落物层呼吸(litter respiration) = 对照处理土壤呼吸 – 去除凋落物处理土壤呼吸 (2)

凋落物对土壤呼吸的贡献率 = 凋落物层呼吸 / 对照处理土壤呼吸 × 100% (3)

运用以下模型分析土壤呼吸速率与土壤温度、土壤含水量的关系:

$$R_S = aW + b \quad (4)$$

$$R_S = ae^{bt} \quad (5)$$

$$R_S = ae^{bt}W^c \quad (6)$$

式中, R_S 表示土壤呼吸速率, t 表示土壤5 cm深处温度, W 表示0–12 cm土壤含水量, a 、 b 、 c 为待定参数。

土壤呼吸的温度敏感性(Q_{10})的计算公式为:

$$Q_{10} = e^{10b} \quad (7)$$

式中, b 为(5)式中计算的常量。

所有数据运用SPSS 20.0软件进行分析, 采用重复测量方差(repeated-measures ANOVA)检验米楮次生林、杉木人工林两个林分中不同处理之间土壤呼吸速率、温度、含水量的差异性, 采用单因素方差分析(one-way ANOVA)分析两个林分不同处理平均碳排放通量的差异, 用一元线性回归分析每个处理土壤呼吸速率与凋落物量的关系。

2 结果和分析

2.1 土壤温度和含水量的变化

杉木人工林对照与去除凋落物、添加凋落物之间5 cm土壤温度差异显著($p < 0.05$), 去除凋落物和添加凋落物分别比对照增加0.2 °C和0.3 °C。米楮次生林添加凋落物比对照增加了0.3 °C, 两者间差异达到显著水平($p < 0.05$)(图2)。

杉木人工林中对照、去除凋落物、添加凋落物3个处理之间的土壤含水量均无显著差异(图2), 而米楮次生林中对照与去除凋落物、去除凋落物与添加凋落物间土壤含水量呈现显著差异($p < 0.05$), 去除凋落物较对照土壤含水量减少了1%, 添加凋落物较去除凋落物土壤含水量增加了1.5%。雨季, 对照、去除凋落物与添加凋落物间均显著差异($p < 0.05$), 与对照相比, 去除凋落物土壤含水量降低1.2%, 而添加凋落物增加0.9% (表2)。

2.2 凋落物添加、去除对土壤呼吸和通量的影响

杉木人工林和米楮次生林, 不同处理的土壤呼

吸均呈现单峰型曲线变化。冬季土壤呼吸值最低, 最高值均出现在夏季。杉木人工林对照和添加凋落物的年平均土壤呼吸速率分别为(2.07 ± 0.06) $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 和(2.33 ± 0.10) $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, 去除凋落物处理较对照处理的土壤呼吸速率降低(0.31 ± 0.16) $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$; 米楮次生林添加凋落物处理((3.85 ± 0.14) $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)与对照((3.41 ± 0.15) $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)无显著差异, 而去除凋落物处理后, 土壤呼吸速率降低(1.17 ± 0.21) $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (图3)。

杉木人工林和米楮次生林凋落物层的年平均呼吸速率分别为(0.31 ± 0.16) $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 和(1.17 ± 0.10) $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, 两个林分凋落物对土壤呼吸的贡献率分别为15.1%和34.4%, 两者间差异显著($p < 0.05$)(图4)。

杉木人工林对照、去除凋落物和添加凋落物处理不同年份之间土壤呼吸年通量均无显著差异, 米楮次生林对照和添加凋落物处理不同年份间土壤呼吸年通量差异不显著, 但去除凋落物处理不同年份间显著增加($p < 0.05$)。

杉木人工林、米楮次生林的对照、去除凋落物和添加凋落物处理间的土壤呼吸年通量呈现极显著差异($p < 0.05$), 杉木人工林3个处理年通量分别为: (7.67 ± 0.21) $\text{t C}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 、(6.52 ± 0.42) $\text{t C}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和(8.64 ± 0.36) $\text{t C}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 米楮次生林3个处理年通量分别为(12.64 ± 0.54) $\text{t C}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 、(8.30 ± 0.25) $\text{t C}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和(14.24 ± 0.52) $\text{t C}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; 杉木人工林和米楮次生林凋落物层呼吸年通量分别为(1.15 ± 0.45) $\text{t C}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和(4.37 ± 0.78) $\text{t C}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。添加凋落物提高了土壤呼吸年通量杉木人工林(12.5%)和米楮次生林(12.7%)。

2.3 土壤呼吸速率与土壤温度和含水量的关系

两种林分不同处理的土壤呼吸速率与土壤温度均有较好的指数关系, 与土壤含水量正相关, 且均达到显著水平($p < 0.05$)(表2)。

表1 试验地土壤理化性质

Table 1 Soil physical and chemical properties of the study sites

试验地 Study site	土壤深度 Soil depth (cm)	土壤碳含量 Soil carbon content (g·kg ⁻¹)	全氮 Total N (g·kg ⁻¹)	全磷 Total P (g·kg ⁻¹)	容重 Bulk density (g·cm ⁻³)	pH值 pH value
杉木人工林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> plantations	0–10	22.91	1.51	0.48	1.12	4.40
	10–20	14.47	1.01	0.52	1.24	4.10
米楮次生林 Secondary <i>Castanopsis carlesii</i> forest stands	0–10	26.94	1.74	0.15	1.08	4.40
	10–20	13.98	1.24	0.14	1.21	4.40

图2 杉木人工林(A、C)和米槠次生林(B、D)不同凋落物处理土壤温度、水分动态变化(平均值±标准误差)。A、B表示0-5 cm 土壤温度。C、D表示0-12 cm土壤含水量。
Fig. 2 Dynamics of soil temperature and water under different litterfall treatments in *Cunninghamia lanceolata* plantations (A, C) and secondary *Castanopsis carlesii* forest stands (B, D) (mean ± SE). Panels A and B show soil temperature at 5 cm depth. Panels C and D show volumetric soil water content at 0-12 cm depth.

表2 土壤呼吸速率与土壤温度、水分的回归模型及温度敏感性指数(Q₁₀)值
Table 2 Regression models of soil respiration rate with soil temperature and water and values of temperature sensitivity index (Q₁₀)

林分 Forest stand	处理 Treatment	$R_s = aW + b$			$R_s = ae^{bt}$			温度敏感性指数(Q ₁₀) Temperature sensitivity index			土壤湿度 Soil moisture		
		a	b	R ²	a	b	R ²	年均 Annual average	旱季 Dry season	雨季 Rainy season	年均 Annual average	旱季 Dry season	雨季 Rainy season
杉木人工林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> plantations	对照 Control	0.042	1.319	0.113*	0.599	0.061	0.683**	1.83 ^{Ba}	1.96 ^{ABb}	2.18 ^{Aa}	17.8 ^{Ba}	15.0 ^{Ca}	20.6 ^{Aa}
	去除凋落物 Litterfall exclusion	0.032	1.197	0.084*	0.497	0.061	0.605**	1.85 ^{Ba}	2.01 ^{ABa}	2.21 ^{Aa}	17.9 ^{Ba}	15.0 ^{Ca}	20.7 ^{Aa}
	添加凋落物 Litter addition	0.046	1.507	0.105*	0.726	0.057	0.680**	1.77 ^{Ba}	1.77 ^{Bc}	2.12 ^{Aa}	18.0 ^{Ba}	15.5 ^{Ca}	20.5 ^{Aa}
米槠次生林 Secondary <i>Castanopsis carlesii</i> forest	对照 Control	0.101	2.174	0.168*	1.096	0.056	0.810**	1.75 ^{Aa}	0.88 ^{Bb}	1.74 ^{Aa}	12.1 ^{Ba}	9.5 ^{Ca}	14.7 ^{Ab}
	去除凋落物 Litterfall exclusion	0.062	1.531	0.118*	0.622	0.062	0.754**	1.86 ^{Aa}	0.83 ^{Bc}	1.69 ^{Aa}	11.1 ^{Bb}	8.7 ^{Ca}	13.5 ^{Ac}
	添加凋落物 Litter addition	0.052	3.196	0.037 ^{NS}	1.087	0.062	0.768**	1.87 ^{Aa}	0.97 ^{Ba}	1.57 ^{Aa}	12.6 ^{Ba}	9.4 ^{Ca}	15.6 ^{Aa}

a、b表示不同模型的参数。R_s, 土壤呼吸速率; t, 土壤温度; W, 土壤含水量; NS, p > 0.05; *, p < 0.05; **, p < 0.001。同一行不同大写字母表示不同湿度间差异显著, 同一列两个不同小写字母表示处理间差异显著(p < 0.05)。

a and b are parameters for model fitting. R_s, soil respiration rate; t, soil temperature; W, soil water content; NS, p > 0.05; *, p < 0.05; **, p < 0.001. Different capital letters within the same row denote significant difference between soil moisture, and different lower-case letters within the same column denote significant difference between treatments (p < 0.05).

图3 杉木人工林(A)和米槠次生林(B)不同凋落物处理的土壤呼吸速率的季节动态(平均值±标准误差)。
Fig. 3 Seasonal dynamics of soil respiration under different litterfall treatments in *Cunninghamia lanceolata* plantations (A) and secondary *Castanopsis carlesii* forest stands (B) (mean ± SE).

图4 杉木人工林(A)和米槠次生林(B)不同凋落物处理土壤呼吸年通量(平均值±标准误差)。不同大写字母表示同一处理不同年份之间差异显著, 不同小写字母表示同一年份不同处理之间差异显著($p < 0.05$)。
Fig. 4 Annual CO_2 fluxes under different litterfall treatments in *Cunninghamia lanceolata* plantations (A) and secondary *Castanopsis carlesii* forest stands (B) (mean ± SE). Different capital letters within same treatment denote significantly difference between years, different lower-case letters within same year denote significantly difference between treatment.

两个林分的两年平均(2013和2014年的平均值)和雨季土壤呼吸的温度敏感性指数(Q_{10})值3种处理间无显著差异。旱季杉木人工林与米槠次生林3种处

理间差异显著($p < 0.05$)(表2), 杉木人工林去除凋落物(2.01)显著大于添加凋落物(1.77)和对照(1.96); 而米槠次生林去除凋落物(0.83)显著小于添加凋落

物(0.97)和对照(0.88)。两个林分同一处理的 Q_{10} 值均为雨季大于旱季,且米楮次生林同一处理在旱季和雨季之间的 Q_{10} 值均差异显著(表2)。

采用温度和湿度双因素模型,土壤温度与土壤水分能够共同解释杉木人工林中对照、去除凋落物和添加凋落物土壤呼吸季节变化的68.4%、60.7%和68%,米楮次生林中对照、去除凋落物和添加凋落物土壤呼吸季节变化的81%、76.5%和70%。根据试验地各月降水量分布情况(图1),将3–8月作为雨季,9月至次年2月作为旱季,旱季时,土壤温度与土壤水分能够共同解释杉木人工林中对照、去除凋落物和添加凋落物土壤呼吸动态变化的72.6%、59.4%和70.3%,米楮次生林中对照、去除凋落物和添加凋落物土壤呼吸动态变化的80.5%、79.2%和80.6%。雨季时,土壤温度与土壤水分能够共同解释杉木人工林中对照、去除凋落物和添加凋落物土壤呼吸动态

变化的62%、97.5%和59.4%,米楮次生林中的56.6%、49.3%和46.3%(表3)。

2.4 土壤呼吸与凋落物输入量的关系、凋落物呼吸对土壤呼吸的贡献率

本研究中,杉木人工林和米楮次生林在观测期间凋落物年均输入量分别为 $(520.9 \pm 1.8) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $(582.9 \pm 43.4) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (表4),两者之间无显著差异。通过月均土壤呼吸速率与月凋落物输入量的回归分析,发现杉木人工林和米楮次生林凋落物对土壤呼吸贡献量与凋落物输入量呈显著的线性正相关关系($p < 0.05$)(表5),两个林分凋落物对土壤呼吸贡献量的变化趋势均滞后于凋落物输入量。杉木人工林对照、添加凋落物和凋落物层的土壤呼吸与2个月前的凋落物量相关性最好;米楮次生林对照的土壤呼吸与2个月前的凋落物输入量相关性最好,添加凋落物和凋落物层的土壤呼吸与当月凋落物输入量相关

表3 土壤呼吸与土壤温度、水分的双因素模型

Table 3 Two-factor regression models of soil respiration with soil temperature and water

林分 Forest stand	处理 Treatment	$R_s = ae^{bt}W^c$											
		2013/2014年平均 Annual average				旱季 Dry season				雨季 Rainy season			
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2
杉木人工林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> plantations	对照 Control	-0.408	0.062	-0.045	0.684**	-0.532	0.064	0.010	0.726**	-0.775	0.086	-0.117	0.620**
	去除凋落物 Litterfall exclusion	-0.599	0.062	-0.044	0.607**	-0.724	0.065	0.009	0.594**	-0.487	0.484	0.045	0.975**
	添加凋落物 Litter addition	-0.302	0.057	-0.008	0.680**	-0.351	0.057	0.025	0.703**	-0.634	0.077	-0.059	0.594**
米楮次生林 Secondary <i>Castanopsis carlesii</i> forest	对照 Control	0.088	0.056	0.022	0.810**	0.157	0.055	-0.030	0.805**	0.222	0.050	0.005	0.566**
	去除凋落物 Litterfall exclusion	-0.306	0.066	-0.099	0.765**	-0.115	0.064	-0.194	0.792**	-0.559	0.047	0.171	0.493**
	添加凋落物 Litter addition	0.463	0.057	-0.017	0.700**	0.620	0.061	-0.248	0.806**	0.802	0.047	-0.141	0.463**

a、*b*表示不同模型的参数。 R_s , 土壤呼吸速率; *t*, 土壤温度; *W*, 土壤含水量。

a and *b* are parameters for model fitting. R_s , soil respiration rate; *t*, soil temperature; *W*, soil water content. NS, $p > 0.05$; *, $p < 0.05$; **, $p < 0.001$. **, $p < 0.001$.

表4 凋落物对土壤呼吸的贡献量与凋落物的输入量及年际间变化($\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (平均值±标准误差)

Table 4 Inter-annual variations in the contributions of litter to soil respiration and litterfall mass ($\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (mean ± SE)

林分 Forest stand	年份 Year	土壤呼吸 Soil respiration (对照 Control)	土壤呼吸 Soil respiration (去除凋落物 Litterfall exclusion)	土壤呼吸 Soil respiration (添加凋落物 Litter addition)	凋落物层呼吸 Litter respiration	凋落物量 Litter mass ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)
杉木人工林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> plantations	2013	644.5 ± 306.9 ^{Ba}	539.9 ± 276.8 ^{Ca}	724.0 ± 315.3 ^{Aa}	104.6 ± 67.3 ^a	536.5 ± 19.7 ^a
	2014	633.3 ± 254.9 ^{Ba}	546.5 ± 218.8 ^{Ca}	715.7 ± 284.9 ^{Aa}	87.8 ± 54.4 ^a	505.3 ± 16.4 ^a
	平均 Mean	638.9 ± 17.7 ^{Ba}	543.2 ± 34.7 ^{Ca}	719.9 ± 29.7 ^{Aa}	96.2 ± 37.3 ^a	520.9 ± 1.8 ^a
米楮次生林 Secondary <i>C. carlesii</i> forest	2013	1 073.3 ± 363.3 ^{Ba}	647.0 ± 251.7 ^{Cc}	1 213.8 ± 444.8 ^{Aa}	426.3 ± 161.5 ^a	613.6 ± 27.3 ^a
	2014	1 033.9 ± 337.3 ^{Ba}	736.1 ± 255.7 ^{Ca}	1 159.1 ± 412.6 ^{Aa}	297.8 ± 144.5 ^c	552.2 ± 20.6 ^b
	平均 Mean	1 053.6 ± 44.8 ^{Ba}	691.6 ± 20.6 ^{Cb}	1 186.5 ± 43.5 ^{Aa}	362.0 ± 61.9 ^b	582.9 ± 43.4 ^{ab}

同一行不同大写字母表示各处理差异显著($p < 0.05$); 同一列两个不同小写字母表示年份间差异显著($p < 0.05$)。

Different capital letters within the same row denote significant difference ($p < 0.05$) between treatments, and different lower-case letters within the same column denote significant difference ($p < 0.05$) between years.

表5 月均土壤呼吸速率与月凋落物输入量的相关系数
Table 5 Correlation coefficients of mean monthly soil respiration rate with litterfall mass

林分 Forest stand	处理 Treatment	当月 Current month	1个月前 A month ago	2个月前 Two months ago	3个月前 Three months ago
杉木人工林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> plantations	对照 Control	0.172 [*]	0.259 [*]	0.366 [*]	0.304 [*]
	添加凋落物 Litter addition	0.179 [*]	0.270 [*]	0.355 [*]	0.251 [*]
	凋落物层呼吸 Litter respiration	0.029 ^{NS}	0.126 ^{NS}	0.329 [*]	0.084 ^{NS}
米楮次生林 <i>Secondary Castanopsis</i> <i>carlesii</i> forest	对照 Control	0.410 ^{**}	0.383 ^{**}	0.425 ^{**}	0.161 ^{NS}
	添加凋落物 Litter addition	0.450 ^{**}	0.393 ^{**}	0.364 [*]	0.129 ^{NS}
	凋落物层呼吸 Litter respiration	0.250 [*]	0.124 ^{NS}	0.239 [*]	0.179 [*]

NS, $p > 0.05$; *, $p < 0.05$; **, $p < 0.001$ 。

性最好。

3 讨论

3.1 凋落物去除和添加对土壤呼吸的影响

去除凋落物一方面减少了有机碳的输入，同时也去除了生长在凋落物上的微生物，可能改变土壤微生物群落结构，进而降低土壤呼吸速率(Li *et al.*, 2004)，而凋落物的添加增加了有机碳的输入。本研究中，去除凋落物后，杉木人工林土壤呼吸速率降低幅度(15.1%)小于米楮次生林(34.4%)，凋落物对土壤呼吸的贡献与森林的群落结构、凋落物输入量、凋落物分解速率密切相关(Laëtitia *et al.*, 2009)。杉木人工林(520.9 ± 1.8 g·m⁻²)和米楮次生林(582.9 ± 43.4 g·m⁻²)的凋落物年均输入量无差异。阔叶林凋落物初始含氮量较高、C/N比值较低、分解比针叶林快，更有利于提高土壤微生物活性(杨万勤等, 2007)，地表CO₂释放通量较高(邓琦等, 2007)。

大量研究表明添加凋落物增加了土壤碳库的输入，促进了土壤有机质矿化，提高了土壤呼吸速率(Kuzyakov *et al.*, 2000; Kuzyakov, 2010)。而本研究中添加凋落物提高了杉木人工林(12.5%)和米楮次生林(12.7%)的土壤呼吸速率。其可能原因是凋落物添加增加了微生物可利用碳源(Nadelhoffer *et al.*, 2004)，为微生物生长和繁殖提供了重要的能量，促进原有土壤有机质分解(Kuzyakov, 2010)，同时，添加凋落物直接改变了凋落物分解、碳输入的过程，可能影响植物萌芽和生长(王光军等, 2009a)，从而提高了土壤呼吸速率。去除凋落物使土壤呼吸降低的幅度大于添加凋落物土壤呼吸增加的幅度，表明去除和添加凋落物对土壤呼吸速率的影响并不是等同或成比例的，这与Boone等(1998)和汪金松等(2012)对凋落物控制实验的研究结果一致。

本研究中，两个林分凋落物对土壤呼吸贡献量与凋落物输入量呈显著的线性相关关系($p < 0.05$)，凋落物对土壤呼吸贡献量的变化趋势滞后于凋落物输入量的变化趋势。杉木人工林对照、添加凋落物和凋落物层的土壤呼吸与2个月前的凋落物量相关性最好，米楮次生林对照处理与1个月前的凋落物量相关性最好，而添加凋落物和凋落物层处理的土壤呼吸与当月凋落物量相关性最好。两个林分土壤呼吸滞后时间的不同，可能与不同林分凋落物质量、分解速率不同有关，针叶林的C/N、木质素/N、萜类物质和酚类物质含量较高，分解较慢，易形成酸性粗腐殖质，可能是因为抑制土壤微生物活性，不利于土壤微生物群落生长和繁衍所致(杨万勤等, 2007)。章至琴等(2006)发现，杉木叶凋落物在分解第2个月表现出较高的月质量损失率，可能是因为凋落物分解初始阶段易淋溶的养分物质含量较高引起的。而米楮次生林不同处理的土壤呼吸与凋落物输入量的相关性，可能是因为米楮凋落物C:N比值低，质量较高，容易分解淋溶转化为可溶性有机碳，其分解速率快于杉木人工林，阔叶林的凋落物年质量损失率大于针叶林(Mesquita *et al.*, 1998; 代为民等, 2001)。

添加凋落物处理的土壤呼吸年通量与对照的差值小于年凋落物归还量，凋落物加倍并没有引起土壤呼吸的成倍增加，表明添加凋落物只引起较小的激发效应，这与Lü等(2015)的激发效应研究结果相同。因此，凋落物量的增加有利于亚热带地区森林土壤碳库增加。

3.2 土壤呼吸与Q₁₀值的关系

Q₁₀值通常用来表示土壤呼吸对温度变化响应的敏感程度。本研究中，杉木人工林和米楮次生林各处理，年均、旱季和雨季Q₁₀值呈不同程度的差异

性,但总体是按土壤湿度梯度趋势变化。杉木人工林对照、去除和添加凋落物处理的 Q_{10} 值分别为1.83、1.85、1.77,与米楮次生林的1.75、1.86、1.87没有差异。在观测的土壤含水量(10%–25%)范围内, Q_{10} 值随着含水量的增加呈递增趋势,当含水量<10%时, Q_{10} 值小于1。王光军等(2009b)把土壤湿度分成4个梯度,分别计算不同梯度的 Q_{10} 值,发现随着湿度的增加, Q_{10} 值也增大, Q_{10} 值与土壤湿度成二次曲线关系,即在一定湿度范围内, Q_{10} 值与土壤湿度呈正相关关系,超过阈值后, Q_{10} 值与土壤湿度呈负相关关系。

两个林分年均和雨季土壤呼吸 Q_{10} 值3种处理间无差异,表明年均和雨季时,凋落物的去除与添加对土壤呼吸的温度敏感性并无影响,但旱季杉木人工林去除凋落物处理 Q_{10} 值增加,而添加凋落物处理 Q_{10} 值降低。这可能是因为凋落物层作为土壤生态系统中独特的结构层次,它对生态系统的环境、土壤和植被均有一定的塑造作用(时秀焕等, 2010; 魏书精等, 2013),通过在土壤和大气之间形成的缓冲层调控着土壤小气候(高强等, 2015)。凋落叶对土壤的保护作用较弱,表层土温度和湿度变化更为激烈。Davidson等(1998)在对北美硬阔叶林的研究过程中发现,温度低的铁杉(*Tsuga chinensis*)群落具有较高的 Q_{10} 值。旱季米楮次生林 Q_{10} 值均显著低于年均和雨季 Q_{10} 值,这主要可能是因为干旱胁迫减少底物可溶性碳的扩散、胞外酶活性降低,进而限制微生物活性,减少土壤有机质的分解,降低了土壤呼吸的温度敏感性,打破土壤呼吸与温度的耦合,导致 Q_{10} 值的降低(Rey *et al.*, 2002; Sampson *et al.*, 2007; Jassal *et al.*, 2008; Manzoni *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2014)。

杉木人工林3个处理旱季和雨季 Q_{10} 值均显著大于米楮次生林3个处理旱季和雨季 Q_{10} 值,与Glardina和Ryan (2000)、Zheng等(2009)研究发现阔叶林 Q_{10} 值显著低于针叶林的结论一致,阔叶林土壤会积累更多的稳定性有机碳,而稳定性有机碳对温度变化的响应较小,因而导致 Q_{10} 值低于针叶林。

4 结论

本研究中,杉木人工林的土壤呼吸年通量((7.67 ± 0.21) t C·hm⁻²·a⁻¹)小于米楮次生林((12.64 ± 0.54) t C·hm⁻²·a⁻¹),不同植被类型凋落物呼吸对土

壤呼吸的贡献率不同,米楮次生林凋落物层呼吸((362.0 ± 64.9) g C·m⁻²·a⁻¹)对土壤呼吸的贡献量明显大于杉木人工林((96.2 ± 37.3) g C·m⁻²·a⁻¹),分别占林分土壤总呼吸的34.4%和15.1%。添加凋落物增加了杉木人工林(12.5%)和米楮次生林(12.7%)的土壤呼吸速率,但其增加幅度均小于凋落物层呼吸年通量。因此,本研究表明在未来全球CO₂升高背景下,植被碳储量的增加、凋落物增加并没有引起土壤呼吸成倍增加,更有利于增加本区域土壤碳吸存能力。由于本研究持续时间较短(2年),且未对凋落物添加后土壤地下碳输入变化进行探讨,本研究结果是否适用于未来长期全球变暖下森林土壤碳排放对凋落物变化的响应,还有待于进一步研究。

基金项目 国家自然科学基金(31130013和31500-407)和国家重点基础研究发展规划(973计划) (2014-CB954003)。

参考文献

- Boone RD, Nadelhoffer KJ, Canary JD, Kaye JP (1998). Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature International Weekly Journal of Science*, 396, 570–572.
- Chen GS, Yang YS, lu PP, Zhang YP, Qian XL (2008). Regional patterns of soil respiration in China. *Acta Ecologica Sinica*, 28, 1748–1761. (in Chinese with English abstract)
- [陈光水, 杨玉盛, 吕萍萍, 张亿萍, 钱小兰 (2008). 中国森林土壤呼吸模式. *生态学报*, 28, 1748–1761.]
- Dai L, Xu ZB, Zhang YJ, Chen H (2001). Study on decomposition rate and fall of *Pinus koraiensis* needle. *Acta Ecologica Sinica*, 21, 1296–1300. (in Chinese with English abstract)
- [代力民, 徐振邦, 张扬建, 陈华 (2001). 红松针叶的凋落及其分解速率研究. *生态学报*, 21, 1296–1300.]
- Davidson EA, Belk E, Boone RD (1998). Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4, 217–227.
- Deng Q, Liu SZ, Liu JX, Meng Z, Zhang DQ (2007). Contributions of litterfall to soil respiration and its affecting factors in southern subtropical forests of China. *Advances in Earth Science*, 22, 976–986. (in Chinese with English abstract)
- [邓琦, 刘世忠, 刘菊秀, 孟泽, 张德强 (2007). 南亚热带森林凋落物对土壤呼吸的贡献及其影响因素. *地球科学进展*, 22, 976–986.]
- Ding ZL, Duan XN, Ge QS, Zhang ZQ (2009). Control of atmospheric CO₂ concentration by 2050: An allocation on the emission rights of different countries. *Science in China (Series D)*, 8, 1009–1027. (in Chinese) [丁仲礼, 段晓男,

- 葛全胜, 张志强 (2009). 2050年大气CO₂浓度控制: 各国排放权计算. *中国科学(D辑)*, 8, 1009–1027.]
- Ellsworth DS, Richard T, Crous KY, Sari P, Eric W, Chris M (2012). Elevated CO₂ affects photosynthetic responses in canopy pine and subcanopy deciduous trees over 10 years: A synthesis from Duke FACE. *Global Change Biology*, 18, 223–242.
- Finzi AC, Schlesinger WH (2001). Forest litter production, chemistry, and decomposition following two years of free-air CO₂ enrichment. *Ecology*, 82, 470–484.
- Gao Q, Ma MR, Han H, Zhang WY, Wang HB, Zheng ZM, You WH (2015). Short-term effects of aboveground litter exclusion and addition on soil respiration in a *Schima superba* forest in Zhejiang Province, Eastern China. *Chinese Journal of Ecology*, 34, 1189–1197. (in Chinese with English abstract) [高强, 马明睿, 韩华, 张维砚, 王昊彬, 郑泽梅, 由文辉 (2015). 去除和添加凋落物对木荷林土壤呼吸的短期影响. *生态学杂志*, 34, 1189–1197.]
- Glardina CP, Ryan MG (2000). Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature*, 404, 858–861.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2013). Contribution of working group 1 to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. In: Thomas FS, Din D, Gian-Kasper P, Melinda MBT, Simon KA, Judith B, Alexander N, Yu X, Vincent B, Pauline MM eds. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jassal RS, Andrewk T, Novak MD, Gaumont GD, Nesic Z (2008). Effect of soil water stress on soil respiration and its temperature sensitivity in an 18-year-old temperate Douglas-fir stand. *Global Change Biology*, 14, 1305–1318.
- Kuzyakov Y (2010). Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 42, 1363–1371.
- Kuzyakov Y (2011). Ecology: Prime time for microbes. *Nature Climate Change*, 1, 295–297.
- Kuzyakov Y, Friedel JK, Stahr K (2000). Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 1485–1498.
- Laëtitia B, Stéphane P, Jacques R, Vincent F, Marie-Madeleine C, Damien B, Daniel E (2009). Do tree species characteristics influence soil respiration in tropical forests? A test based on 16 tree species planted in monospecific plots. *Plant and Soil*, 319, 235–246.
- Laganière J, Paré D, Bergeron Y, Chen HYH (2012). The effect of boreal forest composition on soil respiration is mediated through variations in soil temperature and C quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 53, 18–27.
- Lavigne MB, Boutin R, Foster RJ, Goodine G, Bernier PY, Robitaille G (2003). Soil respiration responses to temperature are controlled more by roots than by decomposition in balsam fir ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 1744–1753.
- Leff JW, Wieder WR, Taylor PG, Townsend AR, Nemergut DR, Stuart GA, Cleveland CC (2012). Experimental litter-fall manipulation drives large and rapid changes in soil carbon cycling in a wet tropical forest. *Global Change Biology*, 18, 2969–2979.
- Li YQ, Xu M, Sun OJ, Cui WC (2004). Effects of root and litter exclusion on soil CO₂ efflux and microbial biomass in wet tropical forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 2111–2114.
- Lü MK, Xie JS, Wang C, Guo JF, Wang MH, Liu XF, Chen YM, Chen GS, Yang YS (2015). Forest conversion stimulated deep soil C losses and decreased C recalcitrance through priming effect in subtropical China. *Biology & Fertility of Soils*, 51, 857–867.
- Luo YQ, Zhou XH (2006). *Soil Respiration and the Environment*. Academic Press, Oxford, UK.
- Manzoni S, Schimel JP, Porporato A (2012). Responses of soil microbial communities to water stress: Results from a meta-analysis. *Ecology*, 93, 930–938.
- Mesquita RDCG, Workman SW, Neely CL (1998). Slow litter decomposition in a *Cecropia*-dominated secondary forest of central Amazonia. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 167–175.
- Nadelhoffer KJ, Boone RD, Bowden RD (2004). The DIRT experiment: Litter and root influences on forest soil organic matter stocks and function. In: Foster D, Aber J eds. *Forests in Time: The Environmental Consequences of 1000 Years of Change in New England*. Yale University Press, The Hague. 300–315.
- Norby RJ, Hanson PJ, O'Neill EG, Tschaplinski TJ, Weltzin JF, Hansen RA, Cheng WX, Wullschlegel SD, Gumderson CA, Edwards NT, Johnson DW (2002). Net primary productivity of a CO₂-enriched deciduous forest and the implications for carbon storage. *Ecological Applications*, 12, 1261–1266.
- Piao S, Ciais P, Peylin P (2009). The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature*, 458, 1009–1013.
- Post WM, Emanuel WR, Zinke PJ, Stangenberger AG (1982). Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298, 156–159.
- Raich JW, Nadelhoffer KJ (1989). Belowground carbon allocation in forest ecosystems: Global trends. *Ecology*, 70, 1346–1354.
- Raich JW, Schlesinger WH (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus*, 44, 81–99.
- Rey A, Pegoraro E, Tedeschi V, Parri ID, Jarvis PG, Valentini R (2002). Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global*

- Change Biology*, 8, 851–866.
- Sampson DA, Janssens IA, Yuste JC, Ceulemans R (2007). Basal rates of soil respiration are correlated with photosynthesis in a mixed temperate forest. *Global Change Biology*, 13, 2008–2017.
- Schlesinger WH, Lichter J (2001). Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411, 466–469.
- Sheng H, Yang YS, Yang ZJ, Chen GS, Xie JS, Guo JF, Zou SQ (2010). The dynamic response of soil respiration to land-use changes in subtropical China. *Global Change Biology*, 16, 1107–1121.
- Shi XH, Zhang XP, Liang AZ, Shen Y, Fan RQ, Yang XM (2010). Advance in the main controlling soil carbon dioxide flux. *Chinese Journal of Soil Science*, 41, 761–768. (in Chinese with English abstract) [时秀焕, 张晓平, 梁爱珍, 申艳, 范如芹, 杨学明 (2010). 土壤CO₂排放主要影响因素的研究进展. 土壤通报, 41, 761–768.]
- Sombroek WG, Nachtergaele FO, Hebel A (1993). Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *AMBIO*, 22, 417–425.
- Wang GJ, Tian DL, Yan WD, Zhu F, Li SZ (2009a). Impact of litter addition and exclusion on soil respiration in a *Liquidambar formosana* forest and a nearby *Cinnamomum camphora* forest of central southern China. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 643–652. (in Chinese with English abstract) [王光军, 田大伦, 闫文德, 朱凡, 李树战 (2009a). 去除和添加凋落物对枫香(*Liquidambar formosana*)和樟树(*Cinnamomum camphora*)林土壤呼吸的影响. 生态学报, 29, 643–652.]
- Wang GJ, Tian DL, Yan WD, Zhu F, Li SZ (2009b). Soil system respiration and its controlling factors in *Cunninghamia lanceolata* and *Pinus massoniana* communities of subtropical China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 53–62. (in Chinese with English abstract) [王光军, 田大伦, 闫文德, 朱凡, 李树战 (2009b). 亚热带杉木和马尾松群落土壤系统呼吸及其影响因子. 植物生态学报, 33, 53–62.]
- Wang JS, Zhao XH, Zhang CY, Kang FF, Shang BS, Chi QJ (2012). Changes of carbon input influence soil respiration in a *Pinus tabulaeformis* plantation. *Acta Ecologica Sinica*, 32, 2768–2777. (in Chinese with English abstract) [汪金松, 赵秀海, 张春雨, 康峰峰, 尚宝山, 池青俊 (2012). 改变C源输入对油松人工林土壤呼吸的影响. 生态学报, 32, 2768–2777.]
- Wang YF, Hao YB, Cui XY, Zhao HT, Xu CY, Zhou XQ, Xu ZH (2014). Responses of soil respiration and its components to drought stress. *Journal of Soils & Sediments*, 14, 99–109.
- Wei SJ, Luo BZ, Sun L, Wei SW, Liu FF, Hu HQ (2013). Spatial and temporal heterogeneity and effect factors of soil respiration in forest ecosystems: A review. *Ecology & Environmental Sciences*, 22, 689–704. (in Chinese with English abstract) [魏书精, 罗碧珍, 孙龙, 魏书威, 刘芳芳, 胡海清 (2013). 森林生态系统土壤呼吸时空异质性及影响因子研究进展. 生态环境学报, 22, 689–704.]
- Woodwell GM, Whitaker RH, Reiners WA, Likens GE, Delwiche CC, Botkin DB (1978). The biota and world carbon budget. *Science*, 199, 141–146.
- Xu S, Liu L, Sayer EJ (2013). Variability of above-ground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: A meta-analysis of litterfall-manipulation experiments. *Biogeosciences*, 10, 7423–7433.
- Yang WQ, Deng RJ, Zhang J (2007). Forest litter decomposition and its responses to global climate change. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 18, 2889–2895. (in Chinese with English abstract) [杨万勤, 邓仁菊, 张健 (2007). 森林凋落物分解及其对全球气候变化的响应. 应用生态学报, 18, 2889–2895.]
- Zhang ZQ, Lin KM, Zou SQ, Cao GQ (2006). Decomposition of *Cunninghamia lanceolata* litter with different control measures. *Journal of Zhejiang Forest College*, 23, 65–69. (in Chinese with English abstract) [章志琴, 林开敏, 邹双全, 曹光球 (2006). 不同调控措施对杉木枯落物分解的影响. 浙江林学院学报, 23, 65–69.]
- Zheng ZM, Yu GR, Fu YL, Sun XM (2009). Temperature sensitivity of soil respiration is affected by prevailing climatic conditions and soil organic carbon content: A trans-China based case study. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 1531–1540.

责任编辑: 白 娥 责任编辑: 王 薇

植物生态学报官网

微信订阅号
期刊及学科
相关信息发布

微信服务号
稿件状态查询
全文检索浏览