

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

王光军^{1,2,3}, 田大伦^{1,2,3,*}, 闫文德^{1,2,3}, 朱 凡^{1,2,3}, 李树战¹

(1. 中南林业科技大学, 长沙 410004; 2. 南方林业生态应用技术国家工程实验室, 长沙 410004;
3. 国家野外科学观测研究站, 会同 418307)

摘要: 2007 年 1 月至 12 月, 在长沙天际岭国家森林公园, 使用 LI-COR-6400-09 连接到 LI-6400 便携式 CO₂/H₂O 分析系统, 测定亚热带枫香 (*Liquidambar formosana*) 和樟树 (*Cinnamomum camphora*) 林去除和添加凋落物 (931.5 g·m⁻²·a⁻¹ 和 1003.4 g·m⁻²·a⁻¹) 的土壤呼吸速率以及 5 cm 土壤温、湿度, 研究凋落物对 2 种森林生态系统中土壤呼吸速率的影响。结果表明: 枫香和樟树林去除和添加凋落物的土壤呼吸速率季节变化显著, 在季节动态上的趋势与 5 cm 土壤温度相似, 均呈单峰曲线格局, 全年去除凋落物土壤呼吸速率平均值分别为 1.132 μmol CO₂·m⁻²·s⁻¹ 和 1.933 μmol CO₂·m⁻²·s⁻¹, 分别比对照处理 1.397 μmol CO₂·m⁻²·s⁻¹ 和 2.581 μmol CO₂·m⁻²·s⁻¹ 低 18.62% 和 26.49%; 添加凋落物土壤呼吸速率平均值分别为 2.363 μmol CO₂·m⁻²·s⁻¹ 和 3.267 μmol CO₂·m⁻²·s⁻¹, 分别比对照处理高 71.31% 和 39.18%。两种群落去除和添加凋落物土壤呼吸的季节变化均与 5 cm 土壤温度呈显著指数相关 ($P < 0.001$), 与 5 cm 土壤湿度相关性不显著 ($P > 0.05$); 土壤温度和湿度可以共同解释去除和添加凋落物后土壤呼吸变化的 95.2%、93.7% 和 90.0%、92.8%。枫香和樟树群落去除和添加凋落物土壤呼吸温度敏感性 Q_{10} 值分别为 3.01、3.29 和 3.02、4.37, 均比对照处理 Q_{10} 值 2.98 和 2.94 高。这证明凋落物是影响森林 CO₂ 通量的一个重要因子。

关键词: 枫香; 樟树; 凋落物; 土壤呼吸; Q_{10} 值

文章编号: 1000-0933(2009)02-0643-10 中图分类号: Q143, Q945, Q948 文献标识码: A

Impact of litter addition and exclusion on soil respiration in a *Liquidambar formosana* forest and a nearby *Cinnamomum camphora* forest of central southern China

WANG Guang-Jun^{1,2,3}, TIAN Da-Lun^{1,2,3,*}, YAN Wen-De^{1,2,3}, ZHU Fan^{1,2,3}, LI Shu-Zhan¹

1 Central-South University of Forestry & Technology, Changsha 410004, China

2 National Engineering Lab for Applied Technology of Forestry & Ecology in South China, Changsha, 410004, China

3 National field Station for Scientific Observation & Experiment, Huitong 418307, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(2): 0643 ~ 0652.

Abstract: We evaluated the impact of litter-fall on soil respiration under a *Liquidambar formosana* forest and a nearby *Cinnamomum camphora* forest in Tianjiling National Forestry Park of Changsha, Hunan, using a field study with litter removal and exclusion and litter addition in a full factorial design. Soil respiration was measured using an infrared gas exchange analyzer (LI-COR -6400-09) from January to December 2007. Soil temperature and moisture at 5 cm depth in the experimental plots were also recorded at the same time. On average, soil respiration was significantly decreased by litter exclusion, about 18.6% and 26.5% lower relative to controls in *Liquidambar formosana* and *Cinnamomum camphora* forests, respectively. On the other hand, litter addition significantly increased soil respiration by 71.3% and 39.2% in

基金项目: 湖南省杰出青年基金资助项目 (07JJ1004); 国家林业局“948”资助项目 (2007-4-19, 2008-4-36); 国家自然科学基金资助项目 (30571487); 湖南省科技厅重点资助项目 (06FJ3083, 05NK3026); 中南林业科技大学青年科学研究基金资助项目 (2008003A)

收稿日期: 2008-09-16; 修订日期: 2008-11-12

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: csuftdl@126.com

these two forests compared with the controls. Significant relationships were found between soil respiration and soil temperatures at 5 cm soil depth in litter addition and exclusion plots, which could be best described by exponential equations. However, not significant relationships were found between soil respiration and soil moistures at 5 cm depth in all study plots. Soil temperature and moisture together could explain changes in soil respiration of 75.2% and 93.7%, and 90.0% and 92.8% in litter exclusion and addition plots in the *Liquidambar formosana* and *Cinnamomum camphora* forests, respectively. The Q_{10} values were increased in litter exclusion and litter addition plots (3.01, 3.29 and 3.02, 4.37) relative to controls (2.98 and 2.94) in the *Liquidambar formosana* and *Cinnamomum camphora* forests, respectively. The results indicated that above-ground litter-fall is an important factor in affecting soil CO_2 efflux in forests.

Key Words: *Liquidambar formosana*; *Cinnamomum camphora*; litter-fall; Soil respiration; Q_{10} value

森林生态系统作为陆地生物圈的主体,其碳贮量约为 1 146 PgC (1 Pg = 10^9 t), 占全球陆地总碳贮量的 46%^[1], 而森林土壤及其有机层贮存了森林生态系统 39% 的碳^[2], 总量巨大的土壤碳库在短期内很难检测到比较明显的变化。土壤呼吸作为全球碳循环的主要通量过程^[3], 包括根际呼吸(根和根际微生物呼吸)和异养呼吸(包括土壤微生物呼吸和土壤动物呼吸)^[4]。其中凋落物分解产生的 CO_2 占了相当大一部分^[5]。Raich 和 Schlesinger^[3] 估算全球土壤呼吸释放 CO_2 通量约为 68 Pg C·a⁻¹, 其中 50 Pg C·a⁻¹ 来自于凋落物和土壤有机质分解。凋落物分解在很大程度上影响着土壤有机质的形成和对植物的养分供应, 以及土壤 CO_2 通量^[6]。DIRT (detritus input and removal treatments) 就是控制土壤碳输入来源和速率的长期野外实验, 目的是研究凋落物如何影响土壤有机质和养分的积累和动态^[7,8]。Maier 和 Kress^[9] 在火炬松 (*Pinus taeda*) 林中对土壤表面的地上凋落物进行处理后, 发现增加凋落物数量导致土壤呼吸随之呈线性增加, 在其它生态系统中也发现凋落物的数量与土壤呼吸之间有相似的关系^[10-12]。添加和去除凋落物能显著增加和降低凋落物分解^[13], 移走凋落物通常导致降低土壤呼吸, 而添加凋落物会增加土壤呼吸^[10,14]。而且加倍凋落物所引起土壤呼吸的增加程度远远大于去除凋落物所引起土壤呼吸降低的程度^[12,15]。说明额外的凋落物输入可能刺激了现存有机质的分解^[7]。在国内, 关于凋落物添加和去除试验的报道仅见于华南热带桉树 (*Eucalyptus* spp) 林去除凋落物对植物物种多样性的影响^[16] 以及对树木生长和碳氮动态的模拟^[17]。

枫香 (*Liquidambar formosana*) 和樟树 (*Cinnamomum camphora*) 是我国亚热带造林绿化常用树种, 在我国森林资源中占有十分重要的地位, 通过研究添加和去除枫香和樟树凋落物对土壤呼吸季节动态变化的影响, 有助于探究两种森林生态系统的土壤碳释放模式和强度的环境因子, 为准确评估其碳收支提供科学依据和参数。

1 实验地概况

试验地位于湖南省长沙市南郊的天际岭国家森林公园 (113°01' ~ 113°02' E, 28°06' ~ 28°07' N), 核心区面积约 4 356 hm², 海拔 46 ~ 114 m, 坡度为 5 ~ 25°。年平均气温 17.2℃, 1 月份最冷, 平均 4.7℃, 极端最低温度 -11.3℃; 7 月份最热, 平均气温 29.4℃, 极端最高气温 40.6℃; 无霜期为 270 ~ 300 d, 日照时数年均 1 677.1 h; 雨量充沛, 年平均降雨量 1 422 mm。属典型的亚热带湿润季风气候。其地层主要是第四纪更新世的冲积性网纹红土和砂砾, 属典型红壤丘陵区, 园内小生境众多, 植物种类达 2 200 余种, 植被以人工林为主。

本实验从 2006 年 12 月开始选择树龄相同或相近的枫香和樟树两种人工林作为研究对象 (表 1), 分别调查它们的主要组成成分: 枫香林以枫香为优势种, 林下生长有木荷 (*Schima superba*)、苦槠 (*Castanopsis sclerophylla*)、山矾 (*Symplocos caudata*)、樟树和大青 (*Clerodendron cyrtophyllum*), 草本植物有五节芒 (*Miscanthus floridulus*)、淡竹叶 (*Lophantherum gracile*) 和商陆 (*Phytolacca. acinosa*) 等; 樟树林以樟树为优势种, 林下生长有白栎 (*Quercus fabri*)、毛泡桐 (*Paulownia tomentosa*)、苦槠、山矾、糙叶树 (*Aphananthe aspera*), 草本植物有淡竹叶、酢浆草 (*Oxalis comiculata*)、鸡矢藤 (*Paederia scandens*) 和商陆等。

枫香群落凋落物年归还量(931.53 ± 104.80) $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,地表凋落物层厚度为 0.8 ~ 2.0 cm,凋落物中主要以叶、小枝为主,占总凋落物量的 69.37%;樟树群落凋落物年归还量($1\ 003.4 \pm 120.90$) $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,地表凋落物层厚度为 1.5 ~ 2.5 cm,凋落物中主要以叶为主,占总凋落物量的 60.59%。

表 1 枫香和樟树林的土壤理化特性和凋落物量

Table 1 Soil physical chemical properties and litter production in *Liquidambar formosana* and *Cinnamomum camphora* forests

森林类型 Forest type	林龄 Age (a)	全 C Total C ($\text{mg C} \cdot \text{g}^{-1}$)	全 N Total N ($\text{mg N} \cdot \text{g}^{-1}$)	C/N	pH
枫香 <i>Liquidambar formosana</i>	21	13.02 ± 2.15	1.14 ± 0.31	12.82	3.67(0.09)
樟树 <i>Cinnamomum camphora</i>	35	9.45 ± 1.01	0.81 ± 0.18	12.57	3.85(0.18)

森林类型 Forest type	土壤密度 Soil density ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	凋落物量 Litterfall production ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	凋落物的碳/氮比 C to N ratio of Litterfall	郁闭度 Crown density
枫香 <i>Liquidambar formosana</i>	1.59(0.8)	931.53 ± 104.80	51.93	0.9
樟树 <i>Cinnamomum camphora</i>	1.50(0.11)	1003.44 ± 120.90	67.44	0.7

括号内的数值为标准误 The values in the brackets are SE

2 研究方法

2.1 试验样地的设置

2006 年 12 月,分别在天际岭国家森林公园内的枫香和樟树林内,各设立 4 块半径 15 m 的圆形固定样地,共 8 块样地,每块样地之间相隔 100 m 以上。在每个固定样地内均匀设置 3 个正常允许凋落物进入 PVC 土壤环,为对照处理,同时在旁边设置 3 个去除凋落物和 3 个加倍凋落物的 PVC 土壤环,共 72 个 PVC 土壤环测点。去除凋落物首次先将地上枯落物清走 1.5 m^2 ,放置 PVC 土壤环后,在土壤环上方放置 1.5 m \times 1 m 凋落物收集网,网离地面高 0.5 m,收集凋落物并防止凋落物进入该处理的范围内;加倍凋落物处理是在放置 PVC 土壤环后,第 1 次处理是根据地表平均凋落物厚度,收集 1.5 m^2 的枯落物均匀撒在土壤环周围 1.5 m^2 的范围内,以后是每个月将旁边凋落物收集网收集的凋落物等面积均匀撒在添加凋落物处理范围内。PVC 土壤环的内径 10.5 cm,高 4.5 cm,平放压入土中 2 cm 左右。测量在安放土壤环 24h 之后开始,并保持土壤环在整个测定期间位置不变^[18]。

2.2 土壤呼吸及温度、湿度的测定

采用 LI-6400-09(土壤呼吸室)连接到 LI-6400 便携式 $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ 分析系统(LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA)测定土壤呼吸速率。在 9:00 ~ 11:00 测定 1 次每 15 天^[12],如果遇到降水,延至天晴 3d 后测量,如遇连阴天,在没有降雨的天测量。全年共测定 24 次。同时,用 LI-6400-09 的土壤温度探针测定土壤中 5 cm 的温度,用 ECH_2O Check (Decagon, USA)连接 EC-5 测定各样点土壤 5 cm 湿度(体积含水量,%)。

2.3 凋落物的测定

在样地内放置 3 个 1.0 m \times 1.5 m 凋落物收集网。凋落物每月收集 1 次,在 80 $^{\circ}\text{C}$ 下烘干至恒重后称重,确定凋落物量。

2.4 土壤有机碳用重铬酸钾氧化-外加热法测定;全氮用半微量凯氏法测定;pH 值采用电位法测定;土壤密度用环刀法测定^[19]。

2.5 数据统计分析

所有的统计分析在 SPSS 13.0 软件中进行,用 Repeated measured ANOVA 进行方差分析和多重比较检验土壤呼吸季节变化、不同森林间土壤呼吸、温度和湿度的显著性,用 SigmaPlot 9.0 软件作图。土壤呼吸与温度之间关系采用如下指数模型^[20,21]: $y = ae^{bt}$ 式中, y 为土壤呼吸速率; t 为土壤温度; a 是温度为 0 $^{\circ}\text{C}$ 时的土壤呼吸, b 为温度反应系数^[20]。 Q_{10} 值通过下式确定^[22]: $Q_{10} = e^{10b}$ 式中。

3 结果与分析

3.1 去除和添加凋落物对土壤温度、湿度的影响

枫香林去除、添加凋落物与对照之间土壤 5 cm 深度的温度差异性均不显著($P > 0.05$, 图 1), 5 cm 深度

土壤温度全年变化范围分别为 5.24 ~ 27.76°C、5.60 ~ 27.56°C 和 5.41 ~ 27.96°C; 最小值均出现在 1 月份, 最大值均出现在 7 月下旬, 全年平均温度分别为 17.29、17.48°C 和 17.36°C。樟树林去除、添加凋落物与对照之间土壤 5 cm 深度的温度差异性不显著 ($P > 0.05$, 图 1), 5 cm 深度土壤温度全年变化范围分别为 5.24 ~ 28.14°C、5.61 ~ 27.83°C 和 5.41 ~ 27.93°C; 最小值均出现在 1 月份, 最大值均出现在 7 月下旬, 全年平均温度分别为 18.26、18.22°C 和 18.12°C。枫香和樟树林之间的土壤温度差异性也不显著 ($P > 0.05$)。2 种森林类型年均土壤温度表现为: 添加凋落物 > 对照 > 去除凋落物。

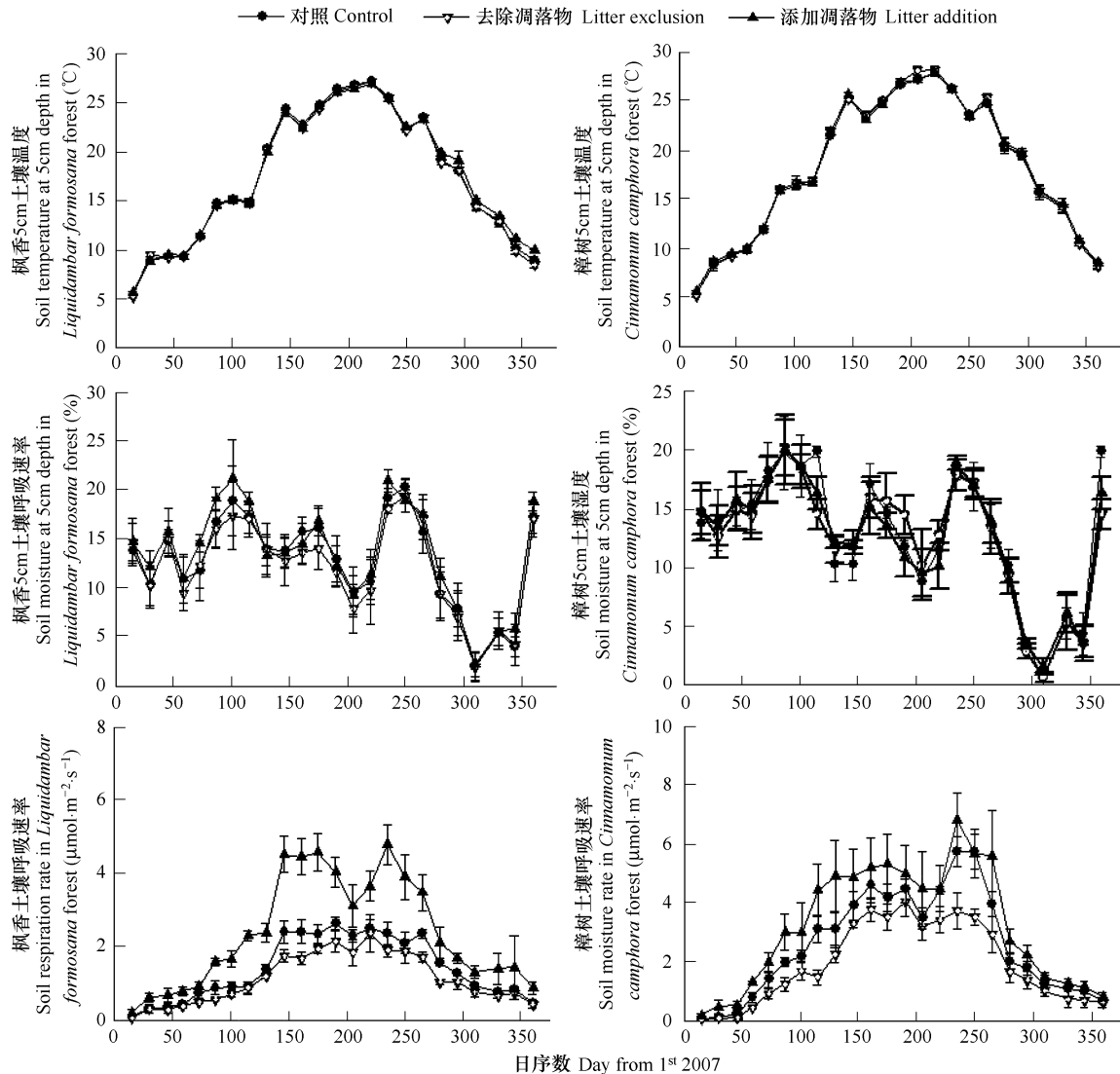


图 1 枫香和樟树林去除、添加凋落物和对照的土壤呼吸速率、温度和湿度的季节动态

Fig. 1 Seasonal dynamics of soil temperatures, moistures at 5 cm depth and soil respiration rates of litter exclusion, litter addition and control in *Liquidambar formosana* and *Cinnamomum camphora* forests

枫香林去除、添加凋落物与对照之间土壤 5 cm 深度的湿度差异性不显著 ($P > 0.05$, 图 1), 5 cm 深度土壤湿度全年变化范围为 1.97% ~ 17.38%、2.26% ~ 21.23% 和 2.02% ~ 20.34%, 最小值出现在 10 月底 (持续 2 个多月的干旱), 最大值均出现在 8 月中旬; 全年土壤湿度平均值分别为 12.31%、13.64% 和 12.83%, 表现为: 添加凋落物 > 对照 > 去除凋落物。樟树林去除和添加凋落物与对照之间土壤 5 cm 深度的湿度差异性不显著 ($P > 0.05$, 图 1), 5 cm 深度土壤湿度全年变化范围为 0.97% ~ 20.20%、1.52% ~ 20.05% 和 0.69% ~ 19.87%, 最小值出现在 10 月底, 最大值出现在 8 月中旬, 全年土壤湿度平均值分别为

12.69%、12.98%和12.71%,表现为:添加凋落物>对照>去除凋落物。枫香和樟树林之间的土壤湿度差异性不显著($P > 0.05$)。这可能主要与2种森林类型的土壤理化性质、凋落物量及分解速度有关。

3.2 去除和添加凋落物对土壤呼吸速率的影响

在季节动态上,枫香和樟树林去除、添加凋落物和对照的土壤呼吸速率均呈现显著的季节性变化($P < 0.001$,图1),3种处理呈现相似的曲线格局。总体上添加凋落物增大了土壤呼吸速率,去除凋落物减少了土壤呼吸速率。2007年枫香林去除和添加凋落物与对照的土壤呼吸速率的变化范围分别为0.088~2.378、0.221~4.790和0.141~2.655 $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,最小值均出现1月份,去除和添加凋落物土壤呼吸速率最大值出现在8月份,而对照点的最大值出现在7月份,年均土壤呼吸速率分别为1.132、2.363和1.397 $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$;樟树林土壤呼吸速率的变化范围分别为0.067~4.075、0.201~6.825和0.097~5.775 $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,最小值均出现1月份,去除凋落物最高值出现在7月份,添加凋落物和对照的最大值出现在8月份,年均土壤呼吸速率分别为1.933、3.267 $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 和2.581 $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。去除凋落物使土壤呼吸速率降低,加倍凋落物使土壤呼吸速率增加。

3.3 凋落物对土壤呼吸速率的贡献

枫香和樟树林去除凋落物处理明显使土壤呼吸速率降低,添加凋落物使土壤呼吸速率增加。图2反映出每个月去除和添加凋落物对土壤呼吸速率影响的变化百分比。去除凋落物的土壤呼吸速率的变化百分比是一个负值,添加凋落物土壤呼吸速率的变化百分比是一个正值。从图2可以看出,2种森林生态系统去除和添加凋落物对每个月土壤呼吸的影响并不是等同或成比例,明显受环境因子的影响。去除和添加凋落物对2种森林的土壤呼吸速率的影响差异性显著($P < 0.001$)。枫香林去除凋落物使土壤呼吸速率年均降低(18.62±2.23)%,最小的月份是12月份,降低了10.06%,最大的月份是3月份,降低了33.10%;添加凋落物使土壤呼吸速率年均增加71.31%,最小的月份是10月,增加了33.73%,最大的月份是4月,增加了119.26%;樟树林去除凋落物使土壤呼吸速率年均降低(26.49±2.53)%,最小的月份是7月,降低了8.64%,最大的月份是2月,降低了45.76%;加倍凋落物使土壤呼吸速率年均增加39.18%,最小的月份是8月,增加了9.90%,最大的月份是1月,增加了114.05%。

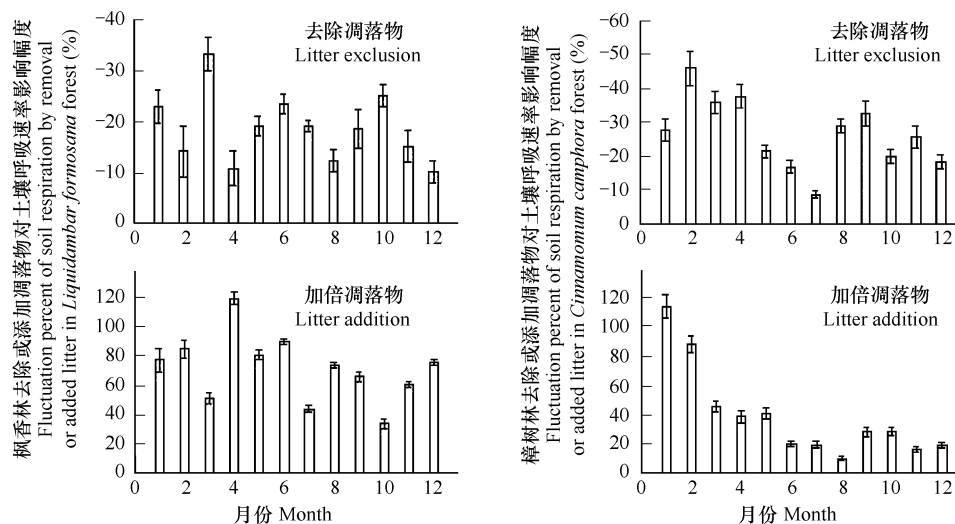


图2 枫香和樟树林去除和添加凋落物对土壤呼吸速率影响的变化幅度

Fig. 2 Month fluctuation percent of soil respiration by litter exclusion or litter addition in *Liquidambar formosana* and *Cinnamomum camphora* forests

3.4 土壤呼吸速率与水热因子的关系

枫香和樟树林去除、添加凋落物和对照的土壤呼吸速率与5 cm土壤温度相关关系(图3)表明:在2种森林生态系统中,去除、添加凋落物和对照的土壤呼吸速率与土壤温度之间均呈显著指数相关($P < 0.001$)。

回归关系方程表达式分别为:

枫香去除凋落物	$y = 0.1306e^{0.1106t} R^2 = 0.860, P < 0.001$
枫香添加凋落物	$y = 0.2695e^{0.1102t} R^2 = 0.865, P < 0.001$
枫香对照	$y = 0.2177e^{0.0962t} R^2 = 0.927, P < 0.001$
樟树去除凋落物	$y = 0.0848e^{0.1474t} R^2 = 0.825, P < 0.001$
樟树添加凋落物	$y = 0.2696e^{0.1198t} R^2 = 0.806, P < 0.001$
樟树对照	$y = 0.2242e^{0.1182t} R^2 = 0.774, P < 0.001$

式中, y 表示土壤呼吸速率, t 表示 5 cm 土壤温度。

枫香和樟树林去除、添加凋落物 and 对照的土壤呼吸速率与 5 cm 土壤湿度的相关关系 (图 3) 表明: 去除、添加凋落物 and 对照点的土壤呼吸速率与土壤湿度之间呈二次曲线关系 ($P > 0.05$), 相关关系不显著。鉴于土壤呼吸速率与土壤温度、湿度之间的关系, 以 5 cm 土壤湿度的自然对数和温度为变量, 采用多元线性回归中的 Enter 方法, 分析土壤呼吸速率的自然对数与温度和湿度的关系, 变量的显著水平设为 0.05, 可以得到这样的模型:

枫香去除凋落物	$\ln y = -0.717 + 0.120 \ln t + 0.003 w$
枫香添加凋落物	$\ln y = -0.562 + 0.092 \ln t + 0.001 w$
枫香对照	$\ln y = -0.749 + 0.122 \ln t + 0.002 w$
樟树去除凋落物	$\ln y = -2.749 + 0.233 \ln t + 0.085 w$
樟树添加凋落物	$\ln y = -1.890 + 0.176 \ln t + 0.047 w$
樟树对照	$\ln y = -2.792 + 0.235 \ln t + 0.086 w$

式中, y 为土壤呼吸速率, t 为 5 cm 土壤温度, w 为 5 cm 土壤湿度。

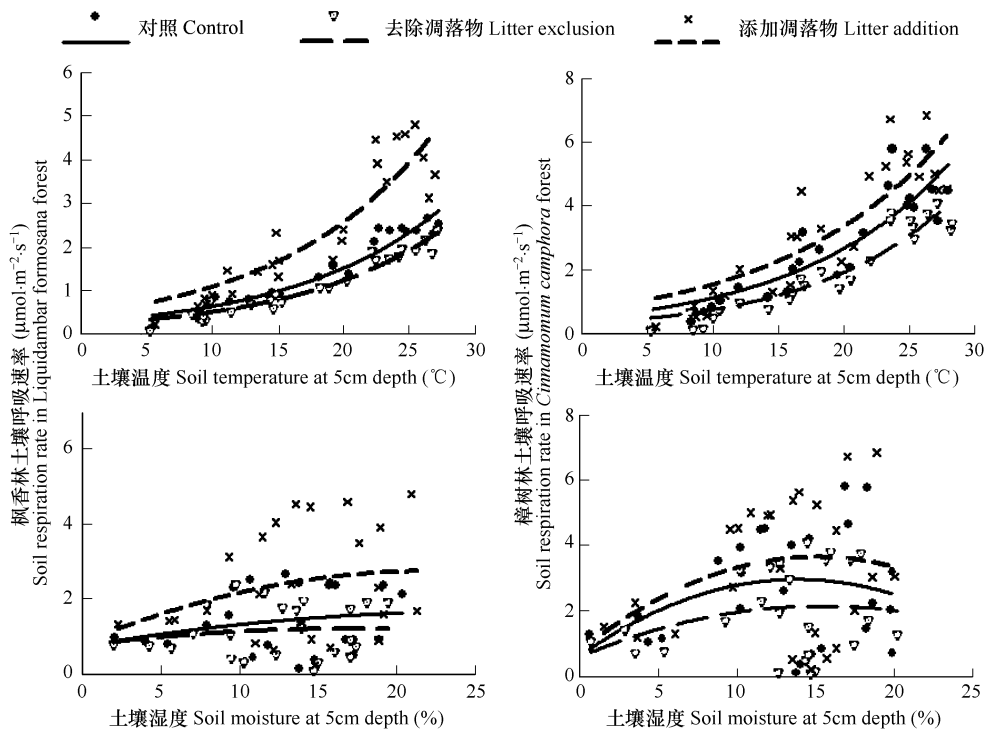


图 3 枫香和樟树林去除、添加凋落物 and 对照的土壤呼吸与 5 cm 土壤温度和湿度相关关系

Fig. 3 The relationships between soil respirations of litter exclusion, litter addition and control and soil temperatures, moistures at 5 cm depth in *Liquidambar formosana* and *Cinnamomum camphora* forests

变形后得到土壤呼吸速率同土壤温度、湿度之间的关系模型:

枫香去除凋落物	$y = 0.488e^{0.120t} w^{0.003}$, $R^2 = 0.952$, $P = 0.000$
枫香添加凋落物	$y = 0.151e^{0.176t} w^{0.047}$, $R^2 = 0.937$, $P = 0.000$
枫香对照	$y = 0.4728e^{0.122t} w^{0.002}$, $R^2 = 0.945$, $P = 0.000$
樟树去除凋落物	$y = 0.064e^{0.233t} w^{0.085}$, $R^2 = 0.900$, $P = 0.001$
樟树添加凋落物	$y = 0.151e^{0.176t} w^{0.047}$, $R^2 = 0.928$, $P = 0.000$
樟树对照	$y = 0.061e^{0.235t} w^{0.086}$, $R^2 = 0.885$, $P = 0.001$

式中, y 表示土壤呼吸速率, w 表示 5 cm 土壤湿度。

3.5 凋落物对土壤呼吸 Q_{10} 值的影响

枫香林去除、添加凋落物和对照处理的土壤呼吸温度敏感系数 Q_{10} 值分别为 3.02、3.01 和 2.62, 三者之间的差异性均显著 ($P < 0.01$)。樟树林去除、添加凋落物和对照土壤呼吸的 Q_{10} 值分别为 4.37、3.29 和 3.26, 三者之间的 Q_{10} 值差异性均显著 ($P < 0.01$)。2 种森林生态系统去除、添加凋落物和对照的土壤呼吸 Q_{10} 值之间的差异性均显著 ($P < 0.001$), 表现出: 去除凋落物的 Q_{10} 值 > 添加凋落物的 Q_{10} 值 > 对照的 Q_{10} 值。

4 讨论

4.1 凋落物对土壤呼吸的影响

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^[23]。植物凋落物分解是土壤有机质输入的主要来源, 是土壤呼吸的一个重要组成部分^[11,12]。在森林生态系统, 去除和添加凋落物处理可以通过改变有机碳的供应而影响土壤呼吸。去除和添加凋落物能显著降低和增加凋落物分解^[13] 和土壤呼吸^[10,12,15,24]。Raich 等^[4]对近熟林的研究表明, 土壤呼吸随着凋落物的增加而增加, 除去土壤表层的凋落物或有机质层会使土壤表层的呼吸减弱而影响土壤呼吸总量。而且, 添加凋落物所引起土壤呼吸增加的程度远远大于去除凋落物所引起土壤呼吸降低的程度^[12,15], Boone 等^[10]对哈佛森林进行的控制凋落物实验中, 完全移走地上凋落物使土壤呼吸降低 25%, 而添加凋落物使土壤呼吸增加近 20%。本试验中枫香和樟树林去除、添加凋落物分别与各自对照点的土壤呼吸季节变化格局是一致的, 去除凋落物土壤呼吸速率年均降低 $(18.62 \pm 2.23)\%$ 和 $(26.49 \pm 2.51)\%$, 添加凋落物土壤呼吸速率年均增加 71.30% 和 32.38%。这是由于额外的凋落物输入可能刺激了现存有机质的分解^[15]。基质添加可以引起有机质分解的增加(正激发效应)或减少(负激发效应)。向土壤中添加简单和复杂的有机基质引起土壤中有有机物短期变化, 这种现象称为“激发效应(priming effect)”^[15]。

去除和添加凋落物不仅通过直接改变凋落物分解过程向土壤的碳输入影响土壤碳库的通气量, 而且还通过植物萌发和生长^[25-27]而间接地影响对土壤的碳输入。在刚果的森林, 去除凋落物 2a 后明显影响树木生长, 添加凋落物则刺激树木生长^[25]。这是由于凋落物去除和添加对植物生长的影响主要是改变了通过凋落物分解向土壤中的养分释放, 进而改变了土壤养分的可利用性和对植物的养分供应。

另外, 凋落物输入途径和量的变化还可以改变凋落物层和土壤微生物生物群落来影响土壤碳库和循环。在 DIRT 试验中, 去除和添加凋落物处理分别引起土壤真菌:细菌比例的降低和升高^[15,28], 但是活跃的真菌和细菌生物量不受各种处理的影响^[15]。在热带森林中, 去除和添加凋落物 7a 后土壤微生物生物量显著降低了 67% ~ 69%^[29]。

4.2 土壤温度对土壤呼吸的影响

土壤温度影响土壤呼吸过程中的每一个方面, 尽管不同研究地点所得到的温度与土壤呼吸之间的具体关系可能各不相同, 但温度对土壤呼吸的影响几乎总是可以用一个指数模型来表示^[20,21]。在土壤表面及在土壤中产生的 CO_2 中, 凋落物分解产生的 CO_2 占了相当大一部分^[30]。在本试验的枫香和樟树林中, 去除和添加凋落物与对照点一样, 土壤 5 cm 深温度是影响土壤呼吸的主要环境因子, 去除和添加凋落物的土壤呼吸速率与 5 cm 土壤温度呈显著指数关系, 这与 Boone 等^[10]、Sulzman 等^[12]、Knapp 等^[31]、Fang 等^[32] 和 Liu 等^[33] 在不同研究区域的生态系统中, 温度与土壤呼吸之间存在着显著指数关系的研究结果是一致的。这主要是温度通

过影响微生物呼吸^[34]、根生长^[35]和植物的发育阶段^[36]对土壤呼吸产生直接或间接影响。

温度敏感性指数(Q_{10} 值)通常被用来表示土壤呼吸对温度变化响应的敏感程度^[37], Q_{10} 值是温度增加10℃所造成呼吸速率改变的熵。根据多年研究,全球 Q_{10} 值变化范围是1.8~4.1^[38,39]。土壤呼吸中组分不同,表现出对温度敏感性不同,Boone等^[10]在哈佛森林土壤呼吸的温度敏感性(Q_{10})对凋落物处理的响应中,去除和添加凋落物的 Q_{10} 值分别为3.1和3.4,比对照点3.5小。而本试验中,枫香和樟树群落去除凋落物的土壤呼吸 Q_{10} 值为3.02和4.37,添加凋落物的为3.01和3.29,均比对照点 Q_{10} 值2.62和3.26高。2个森林生态系统相比,枫香均比樟树小,这表明樟树林土壤呼吸对土壤温度敏感程度比枫香林的更高。这可能是由于樟树林年凋落物量比枫香林的大,凋落物的C/N比高,森林的郁闭度小,年平均土壤温度高,土壤湿度的变化范围造成的。

4.3 土壤湿度对土壤呼吸的影响

土壤湿度是影响土壤呼吸的另一重要因子。尤其在干旱或半干旱地区当土壤水分成为胁迫因子时,可能取代温度而成为土壤呼吸的主要控制因子^[40]。土壤湿度对土壤呼吸的直接影响是通过影响根和微生物的生理过程,对土壤呼吸的间接影响是通过影响底物和氧气的扩散。土壤水分过低,根系或微生物活动缺少所必需生存环境,产生的CO₂的量将会减少;如果土壤水分过高,土壤孔隙减小,异氧呼吸所需氧气的进入以及呼吸产物CO₂的排放都会受到限制^[41]。在很多野外实验测量的结果表明土壤湿度只有在最高和最低的情况下才会抑制土壤CO₂通量^[42]。本试验中,去除、添加凋落物对枫香和樟树林的土壤湿度产生一定的影响,与对照之间土壤湿度差异性显著($P > 0.05$),表现出:添加凋落物 > 对照 > 去除凋落物。凋落物作为土壤有机质输入的主要来源,是真菌或微生物进行生命活动的物质基础,而凋落物层的微生物控制着土壤中的主要的生物化学过程,并且表层土壤最具生物活性,更容易受到分解物和根系分泌物的影响。因此土壤湿度通过影响去除和添加凋落物的微生物数量、活性变化以及根生长^[35]来影响土壤呼吸。

许多研究表明^[37,43],土壤水热因子是交互作用、共同影响着森林生态系统的土壤呼吸过程,可以共同解释土壤呼吸变化的67.5%~90.6%,并且土壤CO₂通量的季节变化一般与土壤温度相一致^[12]。本试验中,用多元统计方法建立的土壤呼吸与温、湿度关系的模型,5 cm土壤温度和湿度可以共同解释枫香和樟树林去除和添加凋落物土壤呼吸速率变化的95.2%、93.7%和90.0%、92.8%,比单一的环境因子的模型要好。

本文在揭示去除和添加凋落物对枫香和樟树群落土壤呼吸影响的同时,分析了改变凋落物输入后环境因子对两种森林生态系统土壤呼吸的影响。由于本研究只有1a的试验数据,得出的结论具有一定的局限性,因此对于研究结论还需要进一步的试验验证。

References:

- [1] IPCC (Inter governmental Panel on Climate Change). Land use, land-use change, and forestry, a special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, U K., 2000.
- [2] Dixon R K, Brown S, Houghton R A, *et al.* Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 1994, 263: 185 - 190.
- [3] Raich J W, Schlesinger W H. The global carbon dioxide efflux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus*, 1992, 44 (B): 81 - 99.
- [4] Tang J W, Badocchi D D, Xu L K. Tree photosynthesis modulates soil respiration on a diurnal time scale. *Global Chang Ecology*, 2005, 11: 1298 - 1304.
- [5] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 1963, 44: 322 - 331.
- [6] Prescott C E. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management*, 2005, 220: 66 - 74.
- [7] Nadelhoffer K J, Bowden R D, Boone R D, *et al.* Controls on forest soil organic matter development and dynamics: Chronic litter manipulation as a potential internal LTER activity. 2000, In: Lajtha K and Vanderbilt K, eds. Cooperation in Long Term Ecological Research in Central and Eastern Europe: Proceedings of the ILTER Regional Workshop, Budapest, Hungary. Oregon State University, Corvallis, OR, 22-25 June, 1999.
- [8] Holub S M, Lajtha K, Spears J D H, *et al.* Organic matter manipulations have little effect on gross and net nitrogen transformations in two temperate forest mineral soils in the USA and central Europe. *Forest Ecology and Management*, 2005, 214: 320 - 330.

- [9] Maier C A, Kress L W. Soil CO₂ evolution and root respiration in 11 year-old loblolly pine (*Pinus taeda*) plantation as affected by moisture and nutrient availability. *Canadian Journal of Forest Research*, 2000, 30: 347 — 359.
- [10] Boone R D, Nadelhoffer K J, Canary J D, *et al.* Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, 1998, 396: 570 — 572.
- [11] Bowden R D, Nadelhoffer K J, Boone R D, *et al.* Contributions of aboveground litter, below ground litter and root respiration to total soil respiration in a temperate hardwood forest. *Can J For Res*, 1993, 23: 1402 — 1407.
- [12] Sulzman E W, Brant J B, Bowden R D, *et al.* Contribution of aboveground litter, belowground litter, and rhizosphere respiration to total soil CO₂ efflux in an old growth coniferous forest. *Biogeochemistry*, 2005, 73: 231 — 256.
- [13] Sayer E J, Tanner E V J, Lacey A L. Effects of litter manipulation on early-stage decomposition and meso-arthropod abundance in a tropical moist forest. *Forest Ecology and Management*, 2006, 229: 285 — 293.
- [14] Jonasson S, Castro J, Michelsen A. Litter, warming and plant affect respiration and allocation of soil microbial and plant C, N and P in arctic mesocosms. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36: 1129 — 1139.
- [15] Nadelhoffer K J, Boone R D, Bowden R D, *et al.* 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, New Haven, 2004. 300 — 315.
- [16] Peng S L, Ren H, Wu J G, *et al.* Effects of litters removal on plant species diversity: a case study in tropical Eucalyptus forest ecosystems in South China. *Journal of Environmental Sciences*, 2003, 15: 367 — 371.
- [17] Zhang G L, Jiang H, Niu G D, *et al.* Simulating the dynamics of carbon and nitrogen in litter-removed pine forest. *Ecological Modeling*, 2006, 195: 363 — 376.
- [18] Wang C K, Bond L B, Gower S T. Soil surface CO₂ flux in a boreal black spruce fire chronosequence. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 2002, 108: 8224.
- [19] Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. *Soil physical and chemical analysis*. Shanghai: Shanghai Scientific & Technical Publishers, 1978.
- [20] Luo Y Q, Wan S Q, Hui D F, *et al.* Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. *Nature*, 2001, 413: 622 — 625.
- [21] Raich J W, Potter C S. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 1995, 9: 23 — 36.
- [22] Xu M, Qi Y. Spatial and seasonal variations of Q₁₀ determined by soil respiration measurements at a Sierra Nevada forest. *Global Biogeochemical Cycles*, 2001, 15: 687 — 696.
- [23] Liu S H, Lv S H, Feng C Y, *et al.* Study on soil and litter respiration characteristics of six communities in Baihua Mountainous Area in West Beijing. *Chinese Journal of Grassland*, 2008, 30: 78 — 86.
- [24] Fisk M C, Fahey T J. Microbial biomass and nitrogen cycling responses to fertilization and litter removal in young northern hardwood forests. *Biogeochemistry*, 2001, 53: 201 — 223.
- [25] Nzila D J, Bouillet J P, Laclau J P, *et al.* The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in *Eucalyptus* plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management*, 2002, 171: 209 — 221.
- [26] Sybille H, Richard K. Aspen plant community response to organic matter removal and soil compaction. *Canadian Journal of Forest Research*, 2005, 35: 2030 — 2044.
- [27] Matsushima M, Chang S X. Vector analysis of understory competition, N fertilization, and litter layer removal effects on white spruce growth and nutrition in a 13-year-old plantation. *Forest Ecology and Management*, 2006, 236: 332 — 341.
- [28] Brant J B, Sulzman E W, Myrold D D. Microbial community utilization of added carbon substrates in response to long-term carbon input manipulation. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38: 2219 — 2232.
- [29] Li Y Q, Xu M, Sun O J, *et al.* Effects of root and litter exclusion on soil CO₂ efflux and microbial in wet tropical forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36: 2111 — 2114.
- [30] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 1963, 44: 322 — 331.
- [31] Knapp A K, Conard S L, Blair J M. Determinants of soil CO₂ flux from a sub-humid grassland effect of fire and fire history. *Ecological Application*, 1998, 8: 760 — 770.
- [32] Fang C, Moncrief J B. The dependence of soil CO₂ efflux on temperature. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33: 155 — 165.
- [33] Liu W Y, Fox J E D, Xu Z F. Litterfall and nutrient dynamics in a montane moist evergreen broad-leaved forest in Ailao Mountains, SW China. *Plant Ecology*, 2002, 164: 157 — 170.
- [34] Mikan C J, Schimel J P, Doyle A P. Temperature controls of microbial respiration in arctic tundra soils above and below freezing. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34: 1785 — 1795.

- [35] Kutsch L W, Staack A, Wötzel J, *et al.* Field measurements of root respiration and total soil respiration in an alder forest. *New Phytologist*, 2001, 150: 157 – 168.
- [36] Fu S, Cheng W X, Susfalk R. Rhizosphere respiration varies with plant species and penology, a greenhouse pot experiment. *Plant and Soil*, 2002, 239: 133 – 140.
- [37] Xu M, Qi Y. Soil surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. *Global Change Biology*, 2001, 7: 667 – 677.
- [38] Ohashi M, Gyokusen K, Saito A. Measurement of carbon dioxide evolution from a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) forest floor using an open-flow chamber method. *Forest Ecology and Management*, 1999, 123: 105 – 114.
- [39] Erland B, Hakan W. Soil and rhizosphere microorganisms have the same Q₁₀ for respiration in a model system. *Global Change Biology*, 2003, 9: 1788 – 1791.
- [40] Wang Y S, Hu Y Q, Ji B M, *et al.* An investigation on the relationship between emission/ uptake of greenhouse gases and environmental factors in semiarid grassland. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2003, 20(1): 119 – 127.
- [41] Zhang D Q, Shi P L, Zhang X Z. Some advance in the main factors controlling soil respiration. *Advances in Earth Science*, 2005, 20: 778 – 785.
- [42] Xu L K, Baldocchi D D, Tang J W. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycle*, 2004, 18, GB4002, doi: 10. 1029/ 2004GB 002281.
- [43] Keith H, Jacobsen K L, Raison R J. Effects of soil phosphorus availability, temperature and moisture on soil respiration in *Eucalyptus pauciflora* forest. *Plant and Soil*, 1997, 190: 127 – 141.

参考文献:

- [19] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
- [23] 刘尚华, 吕世海, 冯朝阳, 等. 京西百花山区六种植物群落凋落物及土壤呼吸特性研究. *中国草地学报*, 2008, 30: 78 ~ 86.
- [41] 张东秋, 石培礼, 张宪洲. 土壤呼吸主要影响因素的研究进展. *地球科学进展*, 2005, 20: 778 ~ 785.