

# 模拟氮沉降对瓦屋山常绿阔叶次生林土壤呼吸的影响\*

彭勇 陈刚 陈冠陶 梁政 涂利华\*\*

四川农业大学林学院 雅安 6250141

**摘要** 为理解氮沉降持续增加对次生林生态系统碳循环相关过程的影响, 2013年5月开始对瓦屋山常绿阔叶次生林进行模拟氮沉降试验, 氮沉降水平分别为对照( $CK, 0 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )、低氮( $LN, 50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )和高氮( $HN, 150 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )。于2013年9月至2014年8月, 每月下旬采用LI-8100开路式土壤碳通量测量系统测定土壤呼吸速率。结果显示: 瓦屋山常绿阔叶次生林土壤呼吸速率季节变化明显, 7月最高( $2.77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), 1月最低( $0.46 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )。该次生林累积土壤碳排放量为 $591 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。土壤呼吸与土壤温度呈极显著( $P < 0.01$ )正指数相关, 与土壤湿度无显著关系( $P > 0.05$ )。模拟氮沉降显著( $P = 0.027$ )抑制了土壤呼吸, 高氮处理年均土壤呼吸速率较对照极显著( $P < 0.01$ )下降31.4%。基于土壤温度的土壤呼吸 $Q_{10}$ 值为2.63, 低氮和高氮处理 $Q_{10}$ 值分别较对照增加16%和33%。综上所述, 在该生态系统土壤氮含量较高的背景下, 模拟氮沉降可能加剧了土壤碳限制, 通过减缓植物根系生长和降低土壤微生物生物量抑制了土壤 $\text{CO}_2$ 排放。图6表2参48

**关键词** 氮沉降; 土壤呼吸;  $Q_{10}$ ; 根长密度; 微生物生物量; 常绿阔叶次生林

CLC S714

## Effects of simulated nitrogen deposition on soil respiration in a secondary evergreen broad-leaved forest on Wawushan Mountain\*

PENG Yong, CHEN Gang, CHEN Guantao, LIANG Zheng & TU Lihua \*\*

College of Forestry, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China

**Abstract** In order to understand the effect of nitrogen deposition on forest ecosystem carbon cycle, this study aimed to reveal the soil respiration response mode to nitrogen deposition and its mechanism in a secondary evergreen broad-leaved forest in Wawushan Mountain. From May 2013, a field experiment including three treatments was conducted in this secondary forest, i.e., no N addition (control), N addition at  $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$  (low-N), and at  $150 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$  (high-N). From September 2013 to August 2014, we investigated the soil respiration rate with LI-8100 at the end of each month. The results showed an obvious seasonal change in soil respiration rate of the secondary forest, with the maximum ( $2.77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) in July and the minimum ( $0.46 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) in January. In the secondary forest, cumulative soil carbon emissions was  $591 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Soil respiration rate had significant positive exponential relationships with soil temperature, but no significant relationships with soil moisture. Soil respiration was significantly suppressed by simulated nitrogen deposition, and the annual soil respiration rate of high-N was 31.4% significantly lower compared with the control. The soil respiration  $Q_{10}$  value calculated from soil temperature was 2.63, and that of low-N and high-N were 16% and 33% respectively higher than the control. Due to the high nitrogen content in soil, simulated nitrogen deposition may accentuate soil carbon limitation, slow down the growth of plant roots and reduce soil microbial biomass, eventually inhibit soil  $\text{CO}_2$  emission.

**Keywords** nitrogen deposition; soil respiration;  $Q_{10}$ ; root length density; microbial biomass; evergreen broad-leaved secondary forest

陆地-大气碳交换是全球碳循环的重要组成部分, 这一过程在很大程度上取决于陆地生态系统碳排放和碳吸收的

差值, 即净碳吸存<sup>[1]</sup>。土壤呼吸作为陆地-大气碳交换的主要途径, 其碳通量仅次于植物光合作用<sup>[2]</sup>。据估测, 全球土壤碳排放量约为 $98 \times 10^{12} \text{ kg a}^{-1}$ , 且由于温度的升高而以 $0.1 \times 10^{12} \text{ kg a}^{-1}$ 的速度在增加<sup>[3]</sup>。土壤呼吸本身是由许多生物、化学、物理过程组成的, 因此, 在不同的生态系统中土壤呼吸受到众多因素的综合影响, 如温度<sup>[4]</sup>、土壤湿度<sup>[5]</sup>、凋落物质量<sup>[6]</sup>、细根生物量<sup>[7]</sup>、土壤氮有效性或大气氮沉降<sup>[8-10]</sup>、土壤有机碳含量<sup>[1]</sup>和微生物活性<sup>[11]</sup>等。

近几十年来, 由于矿物燃料燃烧、含氮化肥的生产和使用、人口增长和畜牧业发展等原因, 人类活动排放到大气中

收稿日期 Received: 2015-01-12 接受日期 Accepted: 2015-02-15

\*国家自然科学基金项目(31300522)、教育部高等学校博士学科点专项科研基金项目(20125103120018)和四川省教育厅重点项目(12ZA118, 13ZA0246)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (31300522), the Specialized Research Foundation for the Doctoral Program of Higher Education (20125103120018), and the Key Project of Sichuan Provincial Department of Education (12ZA118, 13ZA0246)

\*\*通讯作者 Corresponding author (E-mail: iamtlh@163.com)

的活性氮迅速增加<sup>[12]</sup>, 并超过了所有陆地生态系统自然产生的活性氮排放<sup>[13]</sup>, 导致了全球大气氮沉降急剧增加, 且氮沉降速率还会逐年上升<sup>[14]</sup>。目前, 全球氮沉降量已从20世纪90年代的 $6.35 \times 10^{10} \text{ kg a}^{-1}$ 增加到了 $10.6 \times 10^{10} \text{ kg a}^{-1}$ , 预计到2050年将达到 $19.5 \times 10^{10} \text{ kg a}^{-1}$ <sup>[14-15]</sup>。大气氮沉降的急剧增加影响了各生态系统的特征和过程, 并引发了如森林生态系统生产力降低<sup>[16]</sup>、森林衰退<sup>[17]</sup>和土壤酸化<sup>[18]</sup>等一系列生态问题。土壤呼吸作为陆地生态系统地下碳循环的关键过程, 也受到大气氮沉降增加的影响, 表现为土壤呼吸速率加快<sup>[9-10]</sup>、减缓<sup>[8, 19]</sup>和无变化<sup>[20-21]</sup>3种响应方式。土壤呼吸对大气氮沉降增加的响应方式将直接影响生态系统碳动态, 并在很大程度上决定其在碳循环中的角色。

华西雨屏区东西宽50-70 km, 南北长400-450 km, 总面积2.5万km<sup>2</sup>, 位于四川盆地向川西高原过渡的四川盆地西部边缘地区, 是我国降雨量最为丰富的区域之一。该区内氮沉降形式主要为湿沉降, 其中心地带近几年的平均氮湿沉降量约为 $95 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ <sup>[22]</sup>, 已远远高于中国其他地区和欧美地区的年均氮沉降量<sup>[23-24]</sup>, 并超出了该区氮沉降的临界负荷值( $40 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[25]</sup>。位于华西雨屏区中心地带的瓦屋山国家森林公园, 是我国西部的中亚热带湿性常绿阔叶林的典型代表<sup>[26]</sup>, 具有现存的较为完好的扁刺栲(*Castanopsis platyacantha*)—华木荷(*Schima sinensis*)群系<sup>[27]</sup>。由于近年来我国中亚热带地区社会经济不断发展、人类需求不断扩大, 再加上土地利用变化等人为活动的干扰, 其典型的地带性植被受到严重破坏, 取而代之的是大面积的次生林<sup>[28]</sup>。不断增加的次生林已然成为中国森林资源的主体<sup>[29]</sup>。因此, 理解氮沉降持续增加对次生林生态系统碳循环相关过程的影响及其机制十分重要。为此, 本研究以瓦屋山常绿阔叶次生林为研究对象, 通过人工施氮模拟氮沉降增加情景, 探讨氮沉降增加对常绿阔叶次生林生态系统土壤呼吸的影响, 并通过对建群种根系和土壤微生物生物量的研究, 以期揭示土壤呼吸对氮沉降的响应机制, 研究结果可为预测氮沉降增加情况下该地区常绿阔叶次生林碳动态提供理论依据和基础数据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验地概况

试验样地设在位于瓦屋山中山区的木姜岗林班(29°32'35"N, 103°15'41"E), 海拔约1 600 m。该地段温和湿润, 日照时间短, 雨水多, 云雾多, 湿度大, 属于中亚热带季风性湿润气候。年均温10 ℃左右, 月均最高和最低温分别为22.5 ℃和-0.9 ℃, 年降雨量和蒸发量分别为2 323 mm和467 mm, 年均相对空气湿度达85%-90%。该区成土母质是晚古生界二迭纪至元古界的砂岩、玄武岩、花岗岩等古老岩层风

化的残积物, 土壤类型为山地黄壤, 基本理化性质见表1。该地段在破坏前均为顶极地带性常绿阔叶林扁刺栲+华木荷群落, 1956年遭到砍伐破坏, 遗留下一些幼树幼苗, 后基本上无进一步的干扰破坏而得以自然恢复。目前已形成次生常绿阔叶成林, 乔木层优势种为扁刺栲和华木荷; 灌木层优势种为冬青(*Ilex purpurea*)和柃木(*Eurya japonica*)等; 草本层十分稀疏, 主要以莎草(*Cyperus rotundus*)为主。

### 1.2 试验设计

1.2.1 样方布设及氮沉降处理 2012年10月, 根据典型性和代表性原则在木姜杠林班设置10块20 m×20 m的样方。各样方均位于山中段, 北向, 坡度0-5°。用NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>进行氮沉降处理, 共设3个水平: 对照(CK, 0 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), 低氮(LN, 50 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), 高氮(HN, 150 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), 其中CK处理4个重复, LN和HN处理各3个重复(LN和HN原本也为4个样方, 因林区修建公路占地LN和HN各有1样方遭到破坏)。将年施氮平均分成12等份, 即LN和HN处理每样方每月施用NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>的量分别为476.19 g和1 428.57 g。从2013年5月开始, 每月下旬对各样方定量施氮, 具体方法是将各处理所需的NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>溶解于10 L水中, 用喷雾器在该水平样方中来回均匀喷洒, CK只喷洒等量清水。

1.2.2 土壤呼吸测定 在各样方内随机布置5个呼吸环, 呼吸环上部高出地面约2 cm。所有呼吸环均由内径为20 cm、高为8 cm左右的PVC管制成。从2013年9月开始, 每月下旬选择无雨的一天, 在12:00-15:00的3 h内用LI-8100开路式土壤碳通量测量系统(LI-COR Inc., Lincoln, Nebraska, USA)测定土壤呼吸, 同时用LI-8100自带的土壤温度和湿度测定模块测定0-15 cm深度土壤温度和0-5 cm深度土壤湿度。

1.2.3 土壤基本理化性质、根长密度和土壤微生物量碳、氮测定 2012年11月底, 在每样方内随机挖取3个土壤剖面, 由于该林地土壤腐殖质厚度约为10 cm, 故按0-10 cm, 10-40 cm, 40-70 cm, 70-100 cm分4层采集土壤样品, 分别采用氯化钾溶液浸提法(LY/T 1239-1999)、重铬酸钾外加热法(LY/T 1237-1999)、半微量凯氏法(LY/T 1228-1999)、碱熔—钼锑抗比色法(LY/T 1232-1999)和碱熔—火焰光度法(LY/T 1234-1999)测定土壤pH、有机碳、全氮、全磷和全钾含量; 同时每个剖面每土层取3个100 cm<sup>3</sup>环刀测定土壤容重。

2013年12月, 参考Tingey等的方法<sup>[30]</sup>, 在各样方内选择3株胸径大致相同(25 cm左右)、生长较好、相对独立的扁刺栲, 在树干周围1/2冠幅的位置(到树干基部的距离约1 m), 下端朝向树干倾斜45°, 对称地安装两根由有机玻璃制成的微根管(微根管内径为64 mm)。2014年5月开始, 每月下旬用CI-600扫描软件(CID, Inc., USA)收集扁刺栲0-15 cm土层的根系图像, 然后利用WinRHIZOTron MF 2012b根系分析系统

表1 瓦屋山常绿阔叶次生林土壤理化性质(平均值±标准误)

Table 1 Soil physicochemical properties in a secondary evergreen broad-leaved forest on Wawushan Mountain (Mean ± SE)

| 土层深度<br>Soil depth<br>(δ/cm) | pH<br>(水 Water) | 土壤容重<br>Soil bulk density<br>(ρ/g cm <sup>-3</sup> ) | 有机碳<br>Organic carbon<br>(w/g kg <sup>-1</sup> ) | 全氮<br>Total nitrogen<br>(w/g kg <sup>-1</sup> ) | 全磷<br>Total phosphorus<br>(w/g kg <sup>-1</sup> ) | 全钾<br>Total Potassium<br>(w/g kg <sup>-1</sup> ) |
|------------------------------|-----------------|------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-------------------------------------------------|---------------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| 0-10                         | 3.19 ± 0.03     | 0.41 ± 0.03                                          | 121.9 ± 11.7                                     | 5.80 ± 0.30                                     | 0.50 ± 0.01                                       | 13.89 ± 0.92                                     |
| 10-40                        | 3.76 ± 0.03     | 0.66 ± 0.02                                          | 26.6 ± 2.5                                       | 1.51 ± 0.08                                     | 0.26 ± 0.03                                       | 17.07 ± 0.82                                     |
| 40-70                        | 3.97 ± 0.02     | 0.89 ± 0.03                                          | 12.6 ± 1.2                                       | 0.82 ± 0.05                                     | 0.18 ± 0.01                                       | 19.02 ± 1.17                                     |
| 70-100                       | 4.03 ± 0.02     | 0.99 ± 0.03                                          | 7.8 ± 0.8                                        | 0.57 ± 0.04                                     | 0.21 ± 0.01                                       | 19.31 ± 1.26                                     |

(Regent Instruments Inc., Canada) 进行分析。计算根长密度 ( $\text{mm cm}^{-3}$ )。

2014年5月和8月, 用土钻 ( $\phi = 5 \text{ cm}$ ) 采集表层 (0~10 cm) 土壤样品, 用于测定微生物生物量碳、氮。每个样方随机取5个点, 合并为1个样品。微生物生物量碳、氮采用氯仿熏蒸-硫酸钾提取法结合总有机碳氮测定仪 (Shimadzu model TOC-VcPH + TNM-1, Kyoto, Japan) 测定<sup>[9]</sup>。

### 1.3 数据处理

利用SPSS16.0 (SPSS Inc., USA) 软件进行统计分析, 对土壤温度、土壤湿度、土壤呼吸速率、根长密度、土壤微生物生物量碳和土壤微生物生物量氮进行重复测量方差分析 (Repeated measures ANOVA), 采用LSD法进行多重比较。对年均土壤呼吸速率和年累计土壤呼吸速率进行单因素方差分析 (One-way ANOVA) 和LSD多重比较。利用多种线性和非线性模型对土壤呼吸速率与土壤温度、湿度进行拟合。

土壤呼吸对温度的敏感性系数 ( $Q_{10}$ ) 计算方法为:

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

式中:  $\beta$ 为土壤呼吸与温度单因素指数曲线模型  $R_s = ae^{\beta t}$  中的温度反应常数 ( $R_s$ 为土壤呼吸速率,  $a$ 为温度0 °C时土壤呼吸速率,  $\beta$ 为温度反应常数)。将土壤呼吸速率及相对应的土壤温度进行指数曲线回归, 将所得  $\beta$  值代入上述公式计算出各水平的  $Q_{10}$  值。

根长密度计算方法:

$$\text{RLD} = \frac{L}{A \times \text{DOF}}$$

式中: RLD为根长密度 ( $\text{mm cm}^{-3}$ ),  $L$ 为在微根管图片中观察到活根的总根长 (mm),  $A$ 为所观察微根管图片面积 ( $\text{cm}^2$ ), DOF为田间深度 (0.078 cm)<sup>[31]</sup>。

微生物生物量碳氮计算方法为:

$$\text{MBC} = \frac{(\text{TC}_1 - \text{IC}_1) - (\text{TC}_0 - \text{IC}_0)}{K_c}$$

$$\text{MBN} = \frac{\text{TN}_1 - \text{TN}_0}{K_n}$$

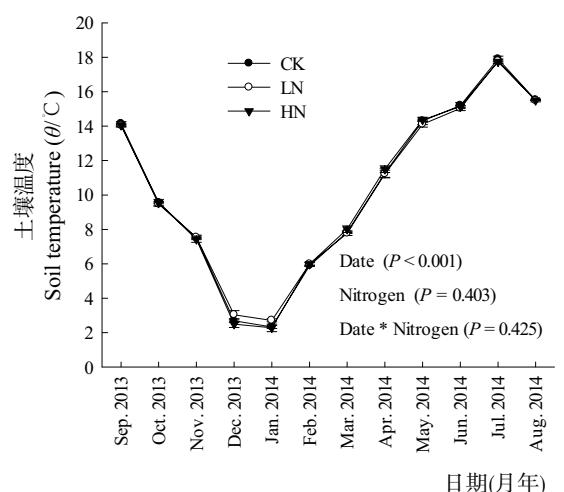


图1 瓦屋山常绿阔叶次生林土壤温度和湿度的季节变化。土壤温度和湿度测定深度分别为15 cm和5 cm。CK: 对照; LN: 低氮; HN: 高氮。Date: 时间效应; Nitrogen: 氮处理效应; Date \* Nitrogen: 时间与氮处理交互效应。

**Fig. 1 Seasonal variations of soil temperature and moisture in a secondary evergreen broad-leaved forest on Wawushan Mountain.** Soil temperature and moisture measurement depth are 15 cm and 5 cm, respectively. CK: Control; LN: Low nitrogen; HN: High nitrogen. Date: Effect of time; Nitrogen: Effect of nitrogen; Date \* Nitrogen: Interactive effect of time and nitrogen.

式中: MBC为微生物生物量碳 (Microbial biomass carbon),  $\text{TC}_1$ 为熏蒸样品总碳,  $\text{IC}_1$ 为熏蒸样品无机碳,  $\text{TC}_0$ 为未熏蒸样品总碳,  $\text{IC}_0$ 为未熏蒸样品无机碳, MBN为微生物生物量氮 (Microbial biomass nitrogen),  $\text{TN}_1$ 为熏蒸样品总氮,  $\text{TN}_0$ 为未熏蒸样品总氮,  $K_c$ 、 $K_n$ 分别为微生物生物量碳和微生物生物量氮转换系数<sup>[9]</sup>。

采用SigmaPlot 10.0 (Systat Software Inc., USA) 软件绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤温度和湿度

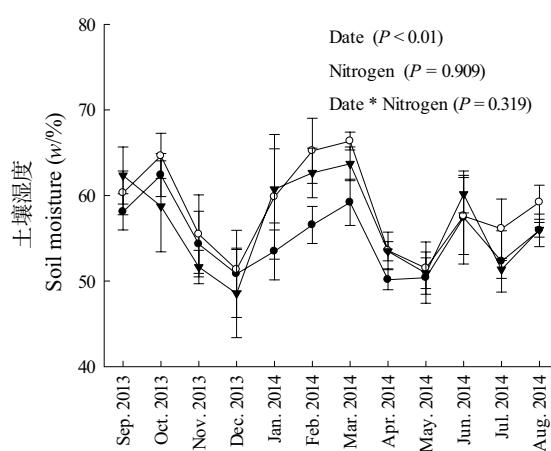
瓦屋山常绿阔叶次生林土壤温度7月最高 ( $17.91^\circ\text{C} \pm 0.16^\circ\text{C}$ ), 1月最低 ( $2.33^\circ\text{C} \pm 0.09^\circ\text{C}$ ), 年均温度为  $10.12^\circ\text{C} \pm 0.05^\circ\text{C}$ ; 由于该地段降雨量多, 蒸发量少, 林下土壤一直处于湿润状态, 年均土壤含水量达55.1% (图1)。土壤温度和湿度具有明显的季节变化, 各处理间无显著差异。

### 2.2 模拟氮沉降对土壤呼吸速率的影响

瓦屋山常绿阔叶次生林年均土壤呼吸速率为  $1.56 \pm 0.10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , 即每年排放的碳为  $591 \pm 39 \text{ g m}^{-2}$ 。施氮处理后, 低氮和高氮处理的年均土壤呼吸速率分别为  $1.36 \pm 0.10$  和  $1.07 \pm 0.08 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , 即碳排放量为  $518 \pm 38$  和  $408 \pm 31 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  (图2, 图3)。土壤呼吸速率季节动态明显, 与土壤温度趋势一致, 7月最高, 1月最低。重复测量方差分析表明, 高氮沉降显著 ( $P = 0.027$ ) 抑制了瓦屋山常绿阔叶次生林的土壤呼吸, 高氮处理年均土壤呼吸速率比对照低31.4%。累积土壤呼吸的方差分析也表明, 氮沉降增加极显著 ( $P < 0.01$ ) 减少了该次生林土壤碳排放, 高氮处理一年内土壤碳排放量较对照减少  $1829.6 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$  (图3B)。

### 2.3 土壤呼吸速率与土壤温度的关系

利用非线性模型对瓦屋山常绿阔叶次生林土壤呼吸速率与土壤温度进行拟合, 结果表明, 土壤呼吸与土壤温度呈极显著正指数组关系 ( $P < 0.01$ ,  $R^2 > 0.745$ , 图4, 表2)。该次



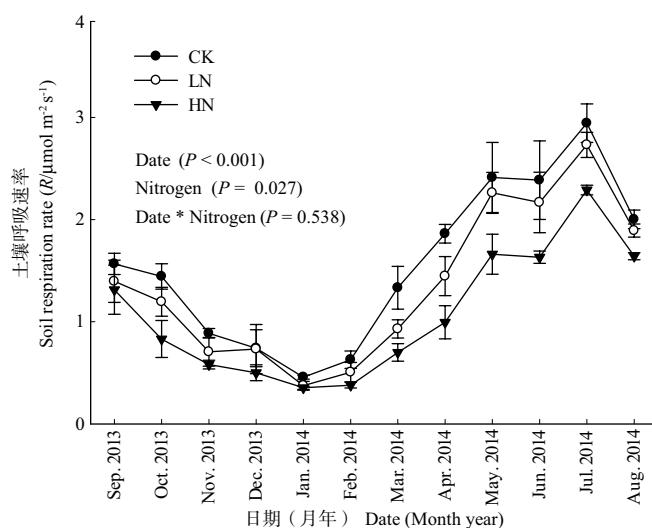


图2 模拟氮沉降对瓦屋山常绿阔叶次生林土壤呼吸月动态的影响. CK: 对照; LN: 低氮; HN: 高氮. Date: 时间效应; Nitrogen: 氮处理效应; Date\* Nitrogen: 时间与氮处理交互效应.

**Fig. 2 Effects of simulated nitrogen deposition on monthly dynamics of soil respiration in a secondary evergreen broad-leaved forest on Wawushan Mountain.** CK: Control; LN: Low nitrogen; HN: High nitrogen. Date: Effect of time; Nitrogen: Effect of nitrogen; Date \* Nitrogen: Interactive effect of time and nitrogen.

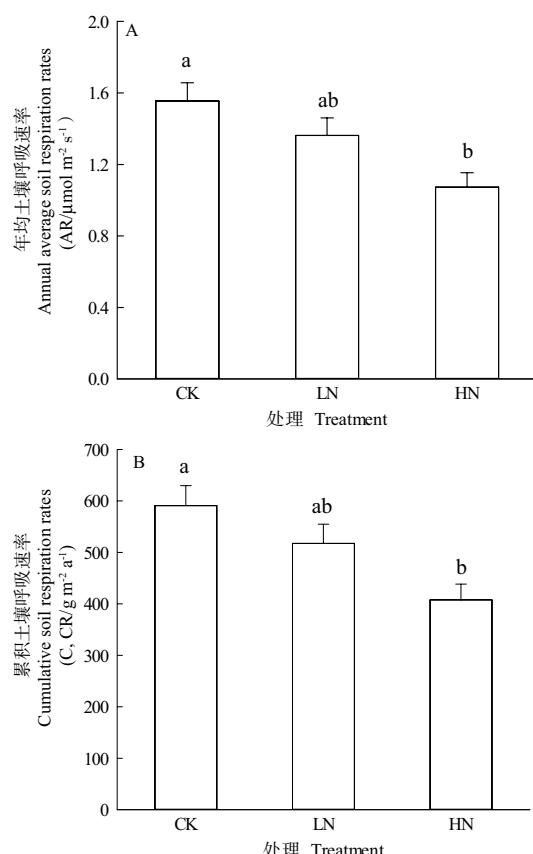


图3 瓦屋山常绿阔叶次生林各处理年均土壤呼吸和累积土壤呼吸速率. CK: 对照; LN: 低氮; HN: 高氮. 不同字母表示处理间差异性显著 ( $P < 0.05$ ).

**Fig.3 Annual average soil respiration rates and cumulative soil respiration rates among N treatments in a secondary evergreen broad-leaved forest on Wawushan Mountain.** CK: Control; LN: Low nitrogen; HN: High nitrogen. Lowercase letters indicate significant difference at 0.05 level between treatments.

生林基于土壤温度的土壤呼吸温度敏感系数 ( $Q_{10}$ ) 为  $2.63 \pm 0.26$ , 施氮处理后  $Q_{10}$  较对照有所增加, 低氮和高氮处理分别较对照增加 16.35% 和 33.46% (表2). 土壤呼吸速率与土壤湿度间无显著关系 ( $P > 0.05$ ).

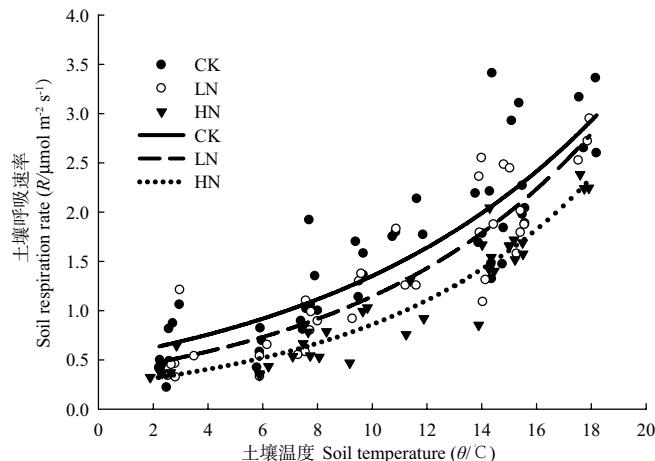


图4 瓦屋山常绿阔叶次生林各处理土壤呼吸与土壤温度的关系. CK: 对照; LN: 低氮; HN: 高氮.

**Fig. 4 Relationship between soil respiration rate and soil temperatures among N treatments in a secondary evergreen broad-leaved forest on Wawushan Mountain.** CK: Control; LN: Low nitrogen; HN: High nitrogen.

表2 土壤呼吸速率与土壤温度的拟合参数 (平均值±标准误)

Table 2 Fitting parameters for the relationship between soil respiration rate and soil temperature (mean ± SE)

| Treatment | $\alpha$          | $\beta$           | $Q_{10}$        | P      | $R^2$ |
|-----------|-------------------|-------------------|-----------------|--------|-------|
| CK        | $0.514 \pm 0.074$ | $0.097 \pm 0.010$ | $2.63 \pm 0.26$ | < 0.01 | 0.745 |
| LN        | $0.375 \pm 0.062$ | $0.112 \pm 0.011$ | $3.06 \pm 0.34$ | < 0.01 | 0.808 |
| HN        | $0.245 \pm 0.032$ | $0.126 \pm 0.009$ | $3.51 \pm 0.31$ | < 0.01 | 0.903 |

## 2.4 模拟氮沉降对根长密度和土壤微生物生物量碳氮的影响

2014年5-8月0-15 cm土层的扁刺栲平均根长密度为  $2.08 \text{ mm cm}^{-3}$ , 模拟氮沉降处理后根长密度呈下降趋势, 低氮和高氮处理分别较对照下降 32% 和 37%, 但与对照之间差异未达到统计显著水平 ( $P > 0.05$ , 图5). 2014年5月和8月表层土壤微生物生物量碳和微生物生物量氮变化较小, 施氮处理使得土壤微生物生物量碳、氮有所降低, 高氮处理土壤微生物生物量碳、氮分别较对照降低 19 和 9%, 但未达到显著差异 ( $P > 0.05$ , 图6).

## 3 讨论

### 3.1 瓦屋山常绿阔叶次生林土壤呼吸对模拟氮沉降的响应

本研究发现氮沉降显著降低了土壤呼吸速率, 高氮处理年均土壤呼吸速率较对照下降 31.4%, 与诸多研究结果<sup>[4, 8, 19, 32]</sup>一致. 土壤呼吸主要包括根系呼吸和土壤微生物呼吸<sup>[33]</sup>, 因此可从这两方面来探讨模拟氮沉降对土壤呼吸的影响机制. 许多研究均表明植物根系呼吸在土壤总呼吸中所占比例较大, 如兴安落叶松 (*Larix gmelinii*) 林和苦竹 (*Pleioblastus*

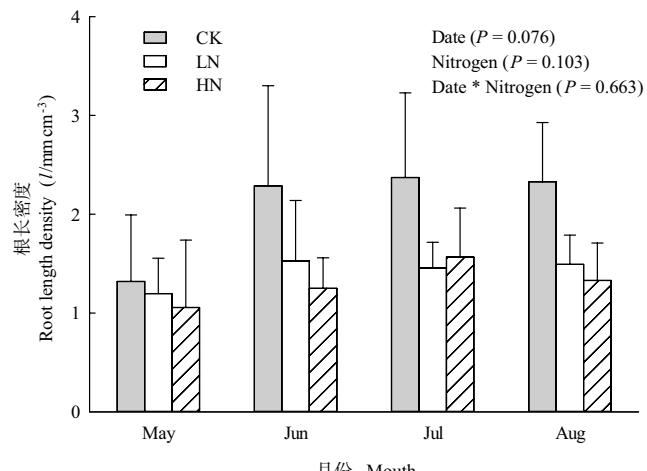


图5 瓦屋山常绿阔叶次生林扁刺栲根长密度. CK: 对照; LN: 低氮; HN: 高氮. Date: 时间效应; Nitrogen: 氮处理效应; Date \* Nitrogen: 时间与氮处理交互效应.

**Fig. 5 Root length density of *Castanopsis platyacantha* in a secondary evergreen broad-leaved forest on Wawushan Mountain. CK: Control; LN: Low nitrogen; HN: High nitrogen. Date: Effect of time; Nitrogen: Effect of nitrogen; Date \* Nitrogen: Interactive effect of time and nitrogen.**

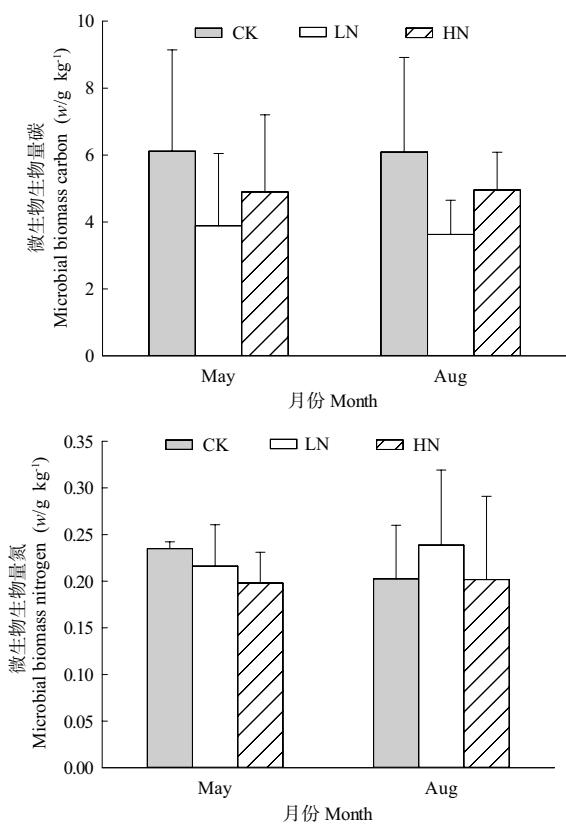


图6 瓦屋山常绿阔叶次生林土壤微生物量碳、氮. CK: 对照; LN: 低氮; HN: 高氮. 时间效应、氮处理效应及时间与氮处理交互效应均未达到显著水平 ( $P > 0.05$ ).

**Fig. 6 Soil microbial biomass C and N content in a secondary evergreen broad-leaved forest on Wawushan Mountain. CK: Control; LN: Low nitrogen; HN: High nitrogen. The effect of time, nitrogen or their interaction was not significant ( $P > 0.05$ ).**

amarus) 林根系呼吸对土壤总呼吸的贡献率分别为37%和49%<sup>[10, 34]</sup>. 本研究中, 模拟氮沉降使得根长密度呈下降趋势, 低氮和高氮处理分别较对照下降32%和37%. 一般来说, 微

根管中观察到的为目前最活跃的根系, 因此本研究中根长密度对模拟氮沉降的响应趋势在一定程度上反映了根系呼吸的响应趋势, 即模拟氮沉降对根系呼吸有所抑制. Mei等对水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)人工林的研究表明, 施氮使得其≤1 mm的细根根长密度降低了15%, 生物量下降21%<sup>[35]</sup>. Bowden等<sup>[8]</sup>和Wang等<sup>[36]</sup>也发现施氮使的植物根系生物量下降. 基于成本效益分析的预测, 即当土壤资源有效性较高时, 更多的碳被分配到地上部分<sup>[35]</sup>, 在该生态系统土壤氮含量较高的背景下(表1), 模拟氮沉降增加其土壤氮有效性, 导致分配到植物根系的碳相对减少, 使得植物根系生长减缓, 表现为根长密度下降. 但也有研究表明, 施氮显著增加了美洲山杨(*Populus tremuloides*)的细根生物量<sup>[37]</sup>, 对兴安落叶松细根生物量和根长密度则无显著影响<sup>[35]</sup>. 可见, 植物根系对氮沉降的响应具有明显的种间特异性. 此外, 还与土壤类型和养分状态及林龄和生产力等有关.

本研究发现施氮处理后, 土壤微生物生物量有减小趋势(图6), 与土壤呼吸表现一致. 许多研究也得到类似的结果<sup>[4, 8, 19]</sup>. 通过对已发表文章的整合分析, Treseder发现, 施氮使得土壤微生物生物量平均下降15%, 且土壤微生物生物量对施氮的响应与土壤CO<sub>2</sub>释放速率显著正相关<sup>[38]</sup>. 这在本研究中有所印证. 瓦屋山常绿阔叶次生林由于土壤氮积累较多, 模拟氮沉降会进一步增加其土壤氮含量, 导致土壤C/N降低, 从而引起碳对微生物活动的限制<sup>[4, 39]</sup>. 许多研究还表明, 高浓度氮沉降减小土壤pH值<sup>[4, 18]</sup>, 这导致土壤微生物的生活环境发生变化, 也会影响土壤微生物的活性.

凋落物分解过程作为土壤CO<sub>2</sub>通量的主要来源之一<sup>[40]</sup>, 对模拟氮沉降的响应也可能会影响土壤CO<sub>2</sub>释放速率. 许多研究均表明, 施氮减缓了凋落物的分解过程<sup>[41-42]</sup>. 莫江明等研究发现土壤氮素有效性是决定凋落物分解对模拟氮沉降响应方向的关键因素, 并认为土壤氮素有效性较高时, 高浓度氮沉降会打破系统中原有的营养元素平衡, 而抑制凋落物分解<sup>[41]</sup>. 瓦屋山常绿阔叶次生林由于其较高的土壤氮含量, 加之背景氮沉降和模拟氮沉降的巨大氮增加量, 很可能会导致其凋落物分解受抑制, 而减缓土壤CO<sub>2</sub>释放速率. 另外, Moran等认为外源氮与土壤活性碳之间的缩合反应能增加土壤惰性碳含量, 而导致土壤向大气释放的碳减少<sup>[43]</sup>.

通常情况下, 用Q<sub>10</sub>来表示土壤呼吸对温度的敏感性, 即温度每增加10 °C, 土壤呼吸所增加的倍数<sup>[44]</sup>. 本研究发现, 氮沉降虽然抑制了土壤呼吸速率, 但增大了土壤呼吸的Q<sub>10</sub>值, 这与胡正华等的研究结果<sup>[32]</sup>一致. 杨庆朋等综合前人的研究结果发现, Q<sub>10</sub>主要受土壤生物、底物供应及温度和水分等环境因子的综合影响<sup>[33]</sup>. 本研究中, 模拟氮沉降并未对瓦屋山常绿阔叶次生林土壤温度和水分产生显著影响(图1). 因此, 本研究中氮沉降增大了土壤呼吸的Q<sub>10</sub>值的原因主要是模拟氮沉降改变了土壤微生物数量和群落结构, 也影响了土壤基质. 不同的微生物类群对温度敏感性有所差异, 如果那些受氮沉降影响比较小的微生物类群对温度变化比较敏感, 则可能导致土壤呼吸的Q<sub>10</sub>值增大<sup>[32]</sup>. 外源氮不仅能通过与土壤活性碳间的缩合反应来增加土壤难分解有机质的量<sup>[43]</sup>, 还能通过减缓凋落物分解来较少土壤呼吸的底物供应, 而二者均会导致土壤呼吸的Q<sub>10</sub>值增大<sup>[45]</sup>. Q<sub>10</sub>值增大意

味着在全球温度增加的情况下, 氮沉降样方土壤呼吸速率的增加速率较对照快, 也就是说如果温度增加达到一定值时, 氮沉降对土壤呼吸的抑制作用将被削弱。也有一些研究表明氮沉降对 $Q_{10}$ 值影响不大或降低了 $Q_{10}$ 值<sup>[19, 46]</sup>。目前有关土壤呼吸 $Q_{10}$ 值的研究并未形成统一的结论, 还存在诸多的不确定性<sup>[33]</sup>。因此, 氮沉降对土壤呼吸 $Q_{10}$ 值影响的内在机理还需进一步深入研究。

### 3.2 瓦屋山常绿阔叶次生林土壤呼吸特征及与土壤温湿度的关系

本研究结果表明, 瓦屋山常绿阔叶次生林土壤呼吸具有明显的季节动态, 夏季最低, 冬季最高, 与土壤温度呈极显著正指数关系 ( $P < 0.01$ ,  $R^2 = 0.745$ ), 与国内外许多研究结果<sup>[8-10]</sup>一致。该次生林土壤碳排放量为 $591 \pm 78 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 高于该区苦竹人工林 ( $428 \pm 11 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[10]</sup>、撑绿杂交竹人工林 ( $389 \pm 34 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[9]</sup>及温带落叶混交林 ( $482 \pm 41 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[8]</sup>, 而低于北亚热带落叶阔叶林 ( $746 \pm 26 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[32]</sup>和南亚热带季风常绿阔叶林 ( $1080 \pm 71 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[47]</sup>。这说明森林土壤碳排放量与植被类型、纬度地带性温度变化和气候状况等有一定的相关性。土壤呼吸由于受到土壤温度、湿度等因子的综合影响, 其过程十分复杂。本研究中, 土壤呼吸 $Q_{10}$ 值为 $2.6 \pm 0.3$ , 与热带/亚热带植物群落 ( $2.2 \pm 0.9$ ) 及温带森林 ( $2.7 \pm 1.7$ ) 相当, 而低于寒带森林 ( $5.2 \pm 2.4$ )<sup>[48]</sup>。其主要原因可能是不同地带的温度差异, 因为土壤呼吸的温度敏感性随温度的增加而下降<sup>[33]</sup>。因此, 土壤呼吸 $Q_{10}$ 值从热带/亚热带到寒带表现为增加趋势, 也就是说全球温度升高对高纬度地区土壤呼吸的影响较低纬度地区大。由于该试验样地处于华西雨屏区的中心地带, 年降雨量大, 土壤长期处于湿润状态, 土壤湿度变化较小, 因此土壤湿度对该次生林土壤呼吸无显著影响。

综上所述, 瓦屋山常绿阔叶次生林土壤呼吸的变异主要受温度控制。由于该生态系统土壤氮含量较高, 模拟氮沉降和背景氮沉降的巨大氮增量加剧其土壤碳限制, 并引起土壤pH值下降, 导致土壤微生物生物量降低, 植物根系生长和凋落物分解过程受抑制, 进而减缓了土壤CO<sub>2</sub>释放速率。土壤呼吸作为全球碳循环的关键过程, 其过程十分复杂, 且受诸多环境因子的综合影响。因此, 在未来全球变暖、大气CO<sub>2</sub>浓度增大和大气氮沉降持续增加的背景下, 森林土壤碳排放会有怎么样的响应还有待更多的研究。

### 参考文献 [References]

- Chen ST, Huang Y, Zou JW, Shen QR, Hu ZH, Qin YM, Chen HS, Pan GX. Modeling interannual variability of global soil respiration from climate and soil properties [J]. *Agric For Meteorol*, 2010, **150** (4): 590-605
- Schlesinger WH, Andrews JA. Soil respiration and the global carbon cycle [J]. *Biogeochemistry*, 2000, **48** (1): 7-20
- Bond-Lamberty B, Thomson AM. Temperature-associated increases in the global soil respiration record [J]. *Nature*, 2010, **464**: 579-582
- Tao BX, Song CC, Guo YD. Short-term effects of nitrogen additions and increased temperature on wetland soil respiration, Sanjiang Plain, China [J]. *Wetlands*, 2013, **33** (4): 727-736
- Castellano MJ, Schmidt JP, Kaye JP, Walker C, Graham CB, Lin H, Dell C. Hydrological controls on heterotrophic soil respiration across an agricultural landscape [J]. *Geoderma*, 2011, **162** (3): 273-280
- Reichstein M, Rey A, Freibauer A, Tenhunen J, Valentini R, Banza J, Casals P, Cheng YF, Grünzweig JM, Irvine J, Joffre R, Law BE, Loustau D, Miglietta F, Oechel W, Ourcival JM, Pereira JS, Peressotti A, Ponti F, Qi Y, Rambal S, Rayment M, Romanya J, Rossi F, Tedeschi V, Tirone G, Xu M, Yakir D. Modeling temporal and large - scale spatial variability of soil respiration from soil water availability, temperature and vegetation productivity indices [J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2003, **17** (4): 1104, doi:10.1029/2003GB002035
- Hibbard KA, Law BE, Reichstein M, Sulzman J. An analysis of soil respiration across northern hemisphere temperate ecosystems [J]. *Biogeochemistry*, 2005, **73** (1): 29-70
- Bowden RD, Davidson E, Savage K, Arabia C, Steudler P. Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest [J]. *For Ecol Manage*, 2004, **196** (1): 43-56
- 涂利华, 戴洪忠, 胡庭兴, 张健, 雒守华. 模拟氮沉降对华西雨屏区撑绿杂交竹林土壤呼吸的影响[J]. 应用生态学报, 2011, **22** (4): 829-836 [Tu LH, Dai HZ, Hu TX, Zhang J, Luo SH. Effects of simulated nitrogen deposition on soil respiration in a *Bambusa pervariabilis* × *Dendrocalamus mopsi* plantation in Rainy Area of West China [J]. *Chin J Appl Ecol*, 2011, **22** (4): 829-836]
- Tu LH, Hu TX, Zhang J, Li RH, Dai HZ, Luo SH. Short-term simulated nitrogen deposition increases carbon sequestration in a *Pleioblastus amarus* plantation[J]. *Plant Soil*, 2011, **340**: 383-396
- Fisk MC, Fahey TJ. Microbial biomass and nitrogen cycling responses to fertilization and litter removal in young northern hardwood forests [J]. *Biogeochemistry*, 2001, **53** (2): 201-223
- Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions [J]. *Science*, 2008, **308** (5787): 889-892
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ. The nitrogen cascade [J]. *Bioscience*, 2003, **53** (4): 341-356
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA, Karl DM, Michaels AF, Porter JH, Townsend AR, Vörösmarty CJ. Nitrogen cycles: past, present, and future [J]. *Biogeochemistry*, 2004, **70** (2): 153-226
- Vet R, Artz RS, Carou S, Shaw M, Ro CU, Aas W, Baker A, Bowersox VC, Dentener F, Galy-Lacaux C, Hou A, Pienaar JJ, Gillett R, Forti MC, Gromov S, Hara H, Khodzher T, Mahowald NM, Nickovic S, Rao PSP, Reid NW. A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus [J]. *Atmos Environ*, 2014, **93**: 3-100
- Matson PA, McDowell WH, Townsend AR, Vitousek PM. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments [J]. *Biogeochemistry*, 1999, **46** (1-3): 67-83
- 李德军, 莫江明, 方运霆, 彭少麟, Gundersen P. 氮沉降对森林植物的影响[J]. 生态学报, 2003, **3** (9): 1891-1900 [Li DJ, Mo JM, Fang YT, Peng SL, Gundersen P. Impact of nitrogen deposition on forest plants [J]. *Acta Ecol Sin*, 2003, **3** (9): 1891-1900]
- 李秋玲, 肖辉林, 曾晓舵, 冯乙晴, 莫江明. 模拟氮沉降对森林土壤化学性质的影响[J]. 生态环境学报, 2013, **22** (12): 1872-1878 [Li QL, Xiao HL, Zeng XD, Feng YQ, Mo JM. Effects of simulated nitrogen deposition on soil chemical properties of forests [J]. *Ecol Environ Sci*, 2013, **22** (12): 1872-1878]
- 李仁洪, 涂利华, 胡庭兴, 张健, 鲁洋, 刘文婷, 雒守华, 向元彬. 模

- 拟氮沉降对华西雨屏区慈竹林土壤呼吸的影响[J]. 应用生态学报, 2010, 21 (7): 1649-1655 [Li RH, Tu LH, Hu TX, Zhang J, Lu Y, Liu WT, Luo SH, Xiang YB. Effects of simulated nitrogen deposition on soil respiration in a *Neosinocalamus affinis* plantation in Rainy Area of West China [J]. *Chin J Appl Ecol*, 2010, 21 (7): 1649-1655]
- 20 Allison SD, Czimczik CI, Treseder KK. Microbial activity and soil respiration under nitrogen addition in Alaskan boreal forest [J]. *Global Change Biol*, 2008, 14 (5): 1156-1168
- 21 Samuelson L, Mathew R, Stokes T, Feng YC, Aubrey D, Coleman M. Soil and microbial respiration in a loblolly pine plantation in response to seven years of irrigation and fertilization [J]. *For Ecol Manage*, 2009, 258 (11): 2431-2438
- 22 Xu ZF, Tu LH, Hu TX, Schädler M. Implications of greater than average increases in nitrogen deposition on the western edge of the Szechuan Basin, China [J]. *Environ Pollut*, 2013, 177: 201-202
- 23 Liu XJ, Duan L, Mo JM, Du EZ, Shen JL, Lu XK, Zhang Y, Zhou XB, He C, Zhang FS. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview [J]. *Environ Pollut*, 2011, 159 (10): 2251-2264
- 24 Holland EA, Braswell BH, Sulzman J, Lamarque JF. Nitrogen deposition onto the United States and Western Europe: synthesis of observations and models [J]. *Ecol Appl*, 2005, 15 (1): 38-57
- 25 段雷, 郝吉明, 谢绍东, 周中平. 用稳态法确定中国土壤的硫沉降和氮沉降临界负荷[J]. 环境科学, 2002, 23 (2): 7-12 [Duan L, Hao JM, Xie SD, Zhou ZP. Estimating critical loads of sulfur and nitrogen for Chinese soils by steady state method [J]. *Environ Sci*, 2002, 23 (2): 7-12]
- 26 包维楷, 刘照光. 四川瓦屋山原生和次生常绿阔叶林的群落学特征[J]. 应用与环境生物学报, 2002, 8 (2): 120-126 [Bao WK, Liu ZG. Community features of the primary and naturally secondary evergreen broad-leaved forest in MT. Wawu in Sichuan, China [J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2002, 8 (2): 120-126]
- 27 潘开文, 张远彬. 四川中亚热带扁刺栲-华木荷群系不同演替阶段土壤含水率的研究[J]. 应用生态学报, 2003, 14 (2): 165-169 [Pan KW, Zhang YB. Percentage of soil absolute moisture content at different succession stages of *Castanopsis platyacantha - Schima sinensis* formation in central subtropical zone of Sichuan Province [J]. *Chin J Appl Ecol*, 2003, 14 (2): 165-169]
- 28 Xiang WH, Liu SH, Lei XD, Frank SC, Tian DL, Wang GJ, Deng XW. Secondary forest floristic composition, structure, and spatial pattern in subtropical China [J]. *J For Res*, 2013, 18 (1): 111-120
- 29 朱教君. 次生林经营基础研究进展[J]. 应用生态学报, 2002, 13 (12): 1689-1694 [Zhu JJ. A review on fundamental studies of secondary forest management [J]. *Chin J Appl Ecol*, 2002, 13 (12): 1689 -1694]
- 30 Tingey DT, Phillips DL, Johnson MG. Optimizing minirhizotron sample frequency for an evergreen and deciduous tree species [J]. *New Phytol*, 2003, 157 (1): 155-161
- 31 Taylor BN, Beidler KV, Strand AE, Pritchard SG. Improved scaling of minirhizotron data using an empirically-derived depth of field and correcting for the underestimation of root diameters [J]. *Plant Soil*, 2014, 374 (1-2): 941-948
- 32 胡正华, 李涵茂, 杨燕萍, 陈书涛, 李岑子, 申双和. 模拟氮沉降对北亚热带落叶阔叶林土壤呼吸的影响[J]. 环境科学, 2010, 31 (8): 1726-1732 [Hu ZH, Li HM, Yang YP, Chen ST, Li CZ, Shen SH. Effects of simulated nitrogen deposition on soil respiration in northern subtropical deciduous broad-leaved forest [J]. *Environ Sci*, 2010, 31 (8): 1726-1732]
- 33 杨庆朋, 徐明, 刘洪升, 王劲松, 刘丽香, 迟永刚, 郑云普. 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 [Yang QP, Xu M, Liu HS, Wang JS, Liu LX, Chi YG, Zheng YP. Impact factors and uncertainties of the temperature sensitivity of soil respiration [J]. *Acta Ecol Sin*, 2011, 31 (8): 2301-2311]
- 34 颜学佳, 魏江生, 周梅, 赵鹏武, 乌兰巴特尔. 兴安落叶松林土壤呼吸及组分的变化特征[J]. 生态环境学报, 2013, 22 (6): 948-954 [Yan XJ, Wei JS, Zhou M, Zhao PW, Wu Lanbateer. Variation characteristics of soil respiration and its components in *Larix Gmelinii* forest [J]. *Ecol Environ Sci*, 2013, 22 (6): 948-954]
- 35 Mei L, Gu JC, Zhang ZW, Wang ZQ. Responses of fine root mass, length, production and turnover to soil nitrogen fertilization in *Larix gmelinii* and *Fraxinus mandshurica* forests in Northeastern China [J]. *J For Res*, 2010, 15 (3): 194-201
- 36 Wang CG, Han SJ, Zhou YM, Yan CF, Cheng XB, Zheng XB, Li MH. Responses of fine roots and soil N availability to short-term nitrogen fertilization in a broad-leaved Korean Pine mixed forest in Northeastern China [J]. *PLoS ONE*, 2012, 7 (3): e31042.doi:10.1371/journal.pone.0031042
- 37 Pregitzer KS, Zak DR, Maziasz J, Deforest J, Curtis PS, Lussengop J. Interactive effects of atmospheric CO<sub>2</sub> and soil-N availability on fine roots of *Populus tremuloides* [J]. *Ecol Appl*, 2000, 10 (1): 18-33
- 38 Treseder KK. Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies [J]. *Ecol Lett*, 2008, 11 (10): 1111-1120
- 39 Song MH, Jiang J, Cao GM, Xu XL. Effects of temperature, glucose and inorganic nitrogen inputs on carbon mineralization in a Tibetan alpine meadow soil [J]. *Eur J Soil Biol*, 2010, 46 (6): 375-380
- 40 Kuzyakov Y. Sources of CO<sub>2</sub> efflux from soil and review of partitioning methods [J]. *Soil Biol Biochem*, 2006, 38 (3): 425-448
- 41 莫江明, 薛璟花, 方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对N沉降的响应[J]. 生态学报, 2004, 24 (7): 1413-1419 [Mo JM, Xue JH, Fang YT. Litter decomposition and its response to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forest in subtropical China [J]. *Acta Ecol Sin*, 2004, 24 (7): 1413-1419]
- 42 Song XZ, Zhang HL, Jiang H, Peng CH. Combination of nitrogen deposition and ultraviolet-B radiation decreased litter decomposition in subtropical China [J]. *Plant Soil*, 2014, 380 (1-2): 349-359
- 43 Moran KK, Six J, Horwath W R, van Kessel C. Role of mineral-nitrogen in residue decomposition and stable soil organic matter formation [J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2005, 69 (6): 1730-1736
- 44 Subke JA, Bahn M. On the ‘temperature sensitivity’ of soil respiration: Can we use the immeasurable to predict the unknown? [J]. *Soil Biol Biochem*, 2010, 42 (9): 1653-1656
- 45 Conant RT, Drijber RA, Haddix ML, Parton, WJ, Paul, EA, Plante, AF. Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality [J]. *Global Change Biol*, 2008, 14 (4): 868-877
- 46 贾淑霞, 王政权, 梅莉, 孙玥, 全先奎, 史建伟, 于水强, 孙海龙, 谷加存. 施肥对落叶松和水曲柳人工林土壤呼吸的影响[J]. 植物生态学报, 2007, 31 (3): 372-379 [Jia SX, Wang ZQ, Mei L, Sun Y, Quan XK, Shi JW, Yu SQ, Sun HL, Gu JC. Effect of nitrogen fertilization on soil respiration in *Larix gmelinii* and *Fraxinus mandshurica* plantation in China [J]. *J Plant Ecol*, 2007, 31 (3): 372-379]
- 47 邓琦, 刘世忠, 刘菊秀, 孟泽, 张德强. 南亚热带森林凋落物对土壤呼吸的贡献及其影响因素[J]. 地球科学进展, 2007, 22 (9): 976-986 [Deng Q, Liu SZ, Liu JX, Meng Z, Zhang DQ. Contributions of litter-fall to soil respiration and its affecting factors in Southern subtropical forests of China [J]. *Adv Earth Sci*, 2007, 22 (9): 976-986]
- 48 Chen H, Tian HQ. Does a general temperature-dependent  $Q_{10}$  model of soil respiration exist at biome and global scale? [J]. *J Integr Plant Biol*, 2005, 47 (11): 1288-1302