

# 氮添加及林下植被去除对沙地樟子松人工林土壤呼吸组分的影响

李炎真<sup>1,2</sup> 谢尧<sup>1,2</sup> 张晶玲<sup>1,2</sup> 赵琼<sup>1</sup> 曾德慧<sup>1\*</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院沈阳应用生态研究所森林生态与管理重点实验室/大青沟沙地实验站, 沈阳 110016; <sup>2</sup>中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要** 土壤呼吸是森林生态系统碳循环的关键环节, 主要由土壤微生物呼吸和根系呼吸组成, 二者对于氮添加及林下植被去除的响应可能不同。本研究以科尔沁沙地樟子松 (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) 人工林为对象, 探讨了氮添加 ( $N_+$ ) 和林下植被去除 ( $U_-$ ) 对一个生长季土壤呼吸及其组分的影响。结果表明: 在沙地樟子松人工林中, 土壤微生物呼吸是土壤呼吸的主要贡献者, 其贡献率达 85.53%; 根系呼吸的贡献率相对较小, 仅有 14.47%; 生长季内, 土壤呼吸速率平均值为 1.59 (CK)、1.73 ( $N_+$ )、1.66 ( $U_-$ )、1.89 ( $N_+U_-$ )  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ , 氮添加促进了生长季初期、末期的土壤呼吸, 林下植被去除提高了生长季旺盛期土壤呼吸, 而氮添加+林下植被去除同时作用下, 整个生长季内土壤呼吸速率显著增强, 且高于氮添加与林下植被去除的单独作用, 说明氮添加+林下植被去除对于促进土壤呼吸存在叠加效应; 土壤微生物呼吸速率为 1.36 (CK)、1.45 ( $N_+$ )、1.44 ( $U_-$ )、1.52 ( $N_+U_-$ )  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ , 各种处理对土壤微生物呼吸均无显著影响; 氮添加与林下植被去除均降低了土壤微生物呼吸的温度敏感性; 各处理下根系呼吸  $R_{10}$  变化幅度大于微生物呼吸, 说明根系呼吸对各处理的响应要比土壤微生物呼吸更加敏感; 受土壤含水量的影响, 土壤呼吸与土壤温度表现不一样的变化规律, 表明土壤含水量为该地区樟子松人工林土壤呼吸的重要调控因素。本研究为理解沙地樟子松人工林碳循环过程及其模型构建提供基础数据和科学依据。

**关键词** 碳循环; 科尔沁沙地; 樟子松; 温度敏感性;  $R_{10}$

**Effects of nitrogen addition and understory removal on soil respiratory components in a sandy *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation.** LI Yan-zhen<sup>1,2</sup>, XIE Yao<sup>1,2</sup>, ZHANG Jing-ling<sup>1,2</sup>, ZHAO Qiong<sup>1</sup>, ZENG De-hui<sup>1\*</sup> (<sup>1</sup>CAS Key Laboratory of Forest Ecology and Management, Daqinggou Ecological Station, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; <sup>2</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China).

**Abstract:** Soil respiration is a key component in the carbon cycle of forest ecosystems, which can be divided into soil microbial respiration and root respiration. Effects of nitrogen addition and understory removal on soil microbial respiration and root respiration would be different. In this study, we investigated the effects of nitrogen addition ( $N_+$ ) and understory removal ( $U_-$ ) on soil respiration and its components in a *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation in Horqin Sandy Land during the growing season of 2018. The results showed that soil microbial respiration was the main contributor to soil respiration in this ecosystem, with a contribution rate of 85.53%. The contribution rate of root respiration was smaller, being 14.47%. During the growing season, the average values of soil respiration were 1.59 (CK), 1.73 ( $N_+$ ), 1.66 ( $U_-$ ), and 1.89 ( $N_+U_-$ )  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ . Nitrogen addition had a positive effect on soil respiration during the early and late stages of the growing season, while understory removal showed a positive effect during vigorous growth season. Under the effects of nitrogen addition+vegetation removal, soil respiration rate

increased significantly, indicating that nitrogen addition + vegetation removal had synergistic effects on soil respiration. Soil microbial respiration rates were 1.36 (CK), 1.45 ( $N_+$ ), 1.44 ( $U_-$ ) and 1.52 ( $N_+U_-$ )  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ , without variation among different treatments. Both nitrogen addition and understory removal reduced the temperature sensitivity of soil microbial respiration. The  $R_{10}$  of root respiration changed more greatly than that of the microbial respiration under each treatment, indicating that root respiration responded more sensitive to each treatment than soil microbial respiration. Under the influence of soil water content, soil respiration and soil temperature showed different changes, indicating that soil water content is the limiting factor for soil respiration in *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation in Horqin Sandy Land. Our results help understand carbon cycling and its modeling of sandy *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation.

**Key words:** carbon cycle; Horqin Sandy Land; *Pinus sylvestris* var. *mongolica*; temperature sensitivity;  $R_{10}$ .

在全球范围内,土壤是陆地生态系统中最大的碳库,它比植物和大气储存着更多的有机碳(IPCC, 2007)。根系和土壤微生物代谢产生的土壤 $\text{CO}_2$ 外排通常称为土壤呼吸,它被认为是全球第二大碳通量(Schlesinger *et al.*, 1977; Raich *et al.*, 1995),也是陆地生态系统向大气排放土壤 $\text{CO}_2$ 的主要途径(Bond-Lamberty *et al.*, 2010)。同时,土壤呼吸在调节土壤碳库和陆地生态系统碳循环中发挥着重要作用(Lal, 2004),即使土壤呼吸发生微小的变化,也会对碳循环产生显著影响(Davidson *et al.*, 2006)。土壤呼吸是一个复杂的生物学、化学和物理学过程,极易受到施肥、气候变暖、土地利用状况等多种因素的影响(Cox *et al.*, 2000; Craine *et al.*, 2010)。因此,在氮沉降及人为干扰加剧的背景下,探讨土壤呼吸变化规律,揭示土壤呼吸组分间的关系,对于理解陆地生态系统碳循环有重要意义。

自工业革命以来,人类活动(如化石燃料燃烧、森林砍伐和化肥消耗)使生态系统中活性氮输入增加了一倍(Galloway *et al.*, 2008)。而且,广泛的氮沉降正在持续改变全球和区域环境,并影响森林生态系统中的土壤呼吸(Tian *et al.*, 2017)。然而,土壤呼吸对氮沉降增加的响应并不一致:增加(向元彬等, 2014)、减少(刘益君等, 2016)或没有变化(He *et al.*, 2018)。根系呼吸和微生物呼吸作为土壤呼吸的主要组分,对氮素增加的响应亦有所差异。例如, Liang 等(2019)研究发现,氮添加对根系呼吸和微生物呼吸都有一定的促进作用; Chen 等(2018)研究表明,氮添加促进了土壤微生物呼吸,而非根系呼吸。一方面,氮添加影响凋落物输入量和质量(Wang *et al.*, 2017),改变微生物可获得的呼吸底物,进而影响土壤微生物呼吸(Nykänen *et al.*, 2002;

李茂等, 2016);另一方面,施氮后,土壤中有有效养分含量改变,增加或减少植物体地下碳分配,同时影响细根周转,进而使根系呼吸速率发生变化(Högberg *et al.*, 2009; 林力涛等, 2015)。

林下植被去除是常见的营林措施之一。清除林下灌木和草本,能减少其与林木的竞争,促进树木个体生长,同时也优化了群落结构(Stokes *et al.*, 2014)。Wagner 等(2006)总结以往关于林下植被去除的研究发现,在去除林下植被后,75%的样地地上蓄积量增加。剔除林下植被,不仅会影响树木的生长代谢,还会改变林地环境和地下生态过程。林下植被去除后,土壤有机质含量、氮矿化速率、微生物量碳氮和土壤 pH 等均会受到影响(林贵刚等, 2012; Wang *et al.*, 2014)。近年来,土壤呼吸对林下植被去除的响应也受到了学者们关注。例如,夏秀雪等(2017)发现,林下植被去除促进了水曲柳人工林土壤呼吸;王文杰等(2007)研究表明,去除落叶松人工林林下灌木并清除地表未分解的凋落物后,土壤呼吸降低了约50%。去除林下植被使林地群落结构、树木生理代谢、土壤水热条件等因素发生改变,进而引起了土壤呼吸升高或者降低(王文杰等, 2007; 夏秀雪等, 2017)。

樟子松(*Pinus sylvestris* var. *mongolica*)是中国北方干旱半干旱地区的主要造林树种之一。近年来,科尔沁及周边地区大范围的化肥施用对该地区氮沉降的贡献不容忽视;而且该地区樟子松人工林长期受放牧活动干扰,林下植被受到严重破坏。这两种因素都可能会对该地区沙地樟子松人工林生态系统产生重要影响。土壤呼吸作为陆地生态系统碳循环的重要环节对维持生态系统碳平衡意义重大。目前,关于樟子松土壤呼吸的报道仅限于土壤呼吸

对土壤水分变化的响应(李玉强等,2011),而氮沉降和人为干扰交互作用对樟子松人工林土壤呼吸的影响并不清楚。为此,本研究在中国科学院沈阳应用生态研究所大青沟沙地生态实验站选取2003年栽植(4年生苗)的樟子松人工纯林为研究对象,探讨氮添加和林下植被去除对沙地樟子松人工林土壤呼吸的影响,并揭示土壤呼吸中根呼吸和微生物呼吸的关系,为理解氮沉降加剧以及人为干扰的情况下沙地樟子松人工林碳循环过程及其模型构建提供基础数据和科学依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

研究地点位于科尔沁沙地东南缘的中国科学院沈阳应用生态研究所大青沟沙地生态实验站(42°58'N,122°21'E)。该区海拔260 m,属大陆性温带半湿润半干旱气候过渡带,年平均降水量450 mm左右,其中6—8月降水量约占全年总量的70%;年均气温6℃,最冷月平均气温-16.2℃,最热月平均气温23.8℃。土壤类型主要为风沙土,土质疏松,有机质含量低。树高、胸径(DBH, diameter at breast height)等林分特征及土壤理化性质见表1。

### 1.2 样地设置

本研究以2003年栽植(4年生苗)的樟子松人工纯林为研究对象,株行距为2 m×5 m,地面坡度<2°。林下植被组成主要为狗尾草(*Setaria viridis*)、黄蒿(*Artemisia scoparia*)、兴安胡枝子(*Lespedeza daurica*)和芦苇(*Phragmites australis*)等。

本试验采用两因素两水平完全区组试验设计,共设置4种处理:氮添加(N<sub>+</sub>)、林下植被去除(U<sub>-</sub>)、氮添加+林下植被去除(N<sub>+</sub>U<sub>-</sub>)及对照(CK,

不做任何处理),每种处理4个重复,共16块20 m×30 m的样地,样地间设置有4 m宽的缓冲带。4种处理随机分布在每个区组内。

自2011年开始,每年5—9月,每月在氮添加处理的样地内施加尿素,每次2 g N·m<sup>-2</sup>,共施加10 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>。2011年5月布设林下植被去除的样地。首次进行除草时使用除草剂,此后每年的5—9月,月初进行人工除草。

用壕沟法进行土壤呼吸(R<sub>s</sub>)与土壤微生物呼吸(R<sub>m</sub>)区分。2014年10月选取行间1 m×1 m的小样方,除去样方内的活体植物,沿着边缘挖沟后,用270目纱网围起来,埋深为1 m(植物根系分布层以下),以此隔绝根系生长。以壕内断根区呼吸测定值作为土壤微生物呼吸(R<sub>m</sub>),由于研究区土壤动物较少,土壤动物呼吸忽略不计。土壤呼吸(R<sub>s</sub>)与土壤微生物呼吸(R<sub>m</sub>)的差值作为根系呼吸(R<sub>r</sub>)。

每个样地内设置5个土壤呼吸测定环(直径21 cm,高10 cm,插入土壤深度为7 cm),其中4个设置在壕外,1个设置在壕内,所有样地共计80个。

### 1.3 研究方法

本研究选用Li-8100(Li-Cor, Lincoln, NE, USA)土壤碳通量自动测量系统进行土壤呼吸速率(R<sub>s</sub>)与土壤微生物呼吸速率(R<sub>m</sub>)的测定。2018年4月下旬至2018年10月上旬,每隔半个月进行一次土壤呼吸测定,测定时间为9:00—12:00。地下10 cm处土壤温度和水分由仪器自带的传感器同步监测。

为了减少土壤扰动对呼吸测定的影响,土壤呼吸测定环设置后不再移动,并且在每次测定前一天移除环内的凋落物(测定结束后放回原位),环内的地表植被紧贴地面剪除。

试验数据经SPSS 20统计分析,采用重复测量

表1 樟子松人工林林分及土壤特征

Table 1 Stand and soil characteristics in a *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation

处理	树高 (m)	胸径 (cm)	土层 (cm)	pH (1:2.5H <sub>2</sub> O)	有机碳 (g·kg <sup>-1</sup> )	铵态氮 (mg·kg <sup>-1</sup> )	硝态氮 (mg·kg <sup>-1</sup> )	全氮 (g·kg <sup>-1</sup> )	全磷 (mg·kg <sup>-1</sup> )	C:N
CK	8.16±0.58 a	14.49±1.53 a	0~10	5.58±0.08 a	3.56±0.22 bc	1.81±0.36 b	2.15±1.37 b	0.38±0.12 ab	73.94±5.03 a	9.37
			10~20	6.21±0.28 A	3.31±0.36 AB	1.11±0.25 B	2.20±1.51 B	0.37±0.08 AB	80.87±21.50 A	8.95
N <sub>+</sub>	7.98±0.91 a	15.30±1.83 a	0~10	5.06±0.18 b	4.47±0.29 a	12.14±3.29 a	19.40±6.21 a	0.58±0.22 a	64.77±18.90 a	7.71
			10~20	5.90±0.19 A	3.81±0.38 A	1.67±0.54 A	18.13±2.56 A	0.47±0.15 A	77.73±23.31 A	8.11
U <sub>-</sub>	7.78±0.67 a	15.17±1.28 a	0~10	5.54±0.10 a	3.13±0.25 b	1.25±0.13 b	2.25±1.28 b	0.33±0.11 b	76.94±15.03 a	9.48
			10~20	6.30±0.40 A	2.59±0.32 B	1.06±0.16 B	1.90±1.88 B	0.29±0.10 B	64.78±18.90 A	8.93
N <sub>+</sub> U <sub>-</sub>	7.63±1.12 a	14.60±1.34 a	0~10	5.05±0.20 b	4.02±0.39 ac	13.70±5.13 a	15.44±1.94 a	0.47±0.12 ab	85.84±23.25 a	8.55
			10~20	5.84±0.48 A	3.09±0.49 AB	1.54±0.34 AB	19.98±3.84 A	0.39±0.12 AB	77.73±23.31 A	7.92

表中数据为平均值±标准误差。同列不同小写字母代表不同处理间林分或表层(0~10 cm)土壤特征存在差异(P<0.05),同列不同大写字母代表不同处理间亚表层(10~20 cm)土壤特征存在差异(P<0.05)。

方差分析比较不同处理对土壤呼吸组分影响差异的显著性;分别采用指数回归与线性回归分析检验呼吸速率与土壤 10 cm 处温度、含水量之间的相关关系。利用 Origin 8.5 绘图。

根系呼吸计算公式:

$$R_r = R_s - R_h \quad (1)$$

呼吸速率与温度的关系采用指数模型拟合:

$$R = ae^{bT} \quad (2)$$

$$R_{10} = ae^{10b} \quad (3)$$

$$Q_{10} = e^{10b} \quad (4)$$

式中, $R$  为呼吸类型,可表示  $R_s$  或  $R_h$ ;  $R_s$  为土壤呼吸速率( $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ );  $R_h$  为土壤微生物呼吸速率( $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ );  $R_r$  为根系呼吸速率( $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ );  $R_{10}$  为 10 °C 时呼吸速率( $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ );  $Q_{10}$  为呼吸温度敏感性系数; $a$  和  $b$  为参数; $T$  为温度。

呼吸速率与土壤含水量的关系采用线性模型拟合:

$$R = aW + b \quad (5)$$

其中, $W$  为土壤含水量(%); $a$  和  $b$  为参数。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同处理下土壤呼吸组分的变化

各组处理下,土壤呼吸呈现明显的季节性变化,且变化特征相似(图 1)。生长季内,土壤呼吸整体呈现先升高后降低的趋势,夏季的土壤呼吸速率均高于其他季节,最高值出现在 7—8 月:2.69(CK)、2.58( $N_+$ )、3.0( $U_-$ )、2.96( $N_+U_-$ )  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。方差分析显示,在整个观测期间,氮添加( $N_+$ )及林下植被去除( $U_-$ )对土壤呼吸无显著影响( $P=0.280$ 和  $P=0.195$ ),但在生长季不同阶段表现出显著差异(表 2)。生长季内,各组土壤呼吸平均值分别为 1.59(CK)、1.73( $N_+$ )、1.66( $U_-$ )、1.89( $N_+U_-$ )  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ,相比于对照组,氮添加+林下植被去除( $N_+U_-$ )显著( $P=0.023$ )促进了土壤呼吸,土壤呼吸速率平均值提升 18.87%。

土壤微生物呼吸的变化特征与土壤呼吸相近,生长季内整体趋势表现为先上升后下降,最高值也出现在 7—8 月,分别为 2.12(CK)、2.33( $N_+$ )、2.57( $U_-$ )、2.50( $N_+U_-$ )  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。在整个生长

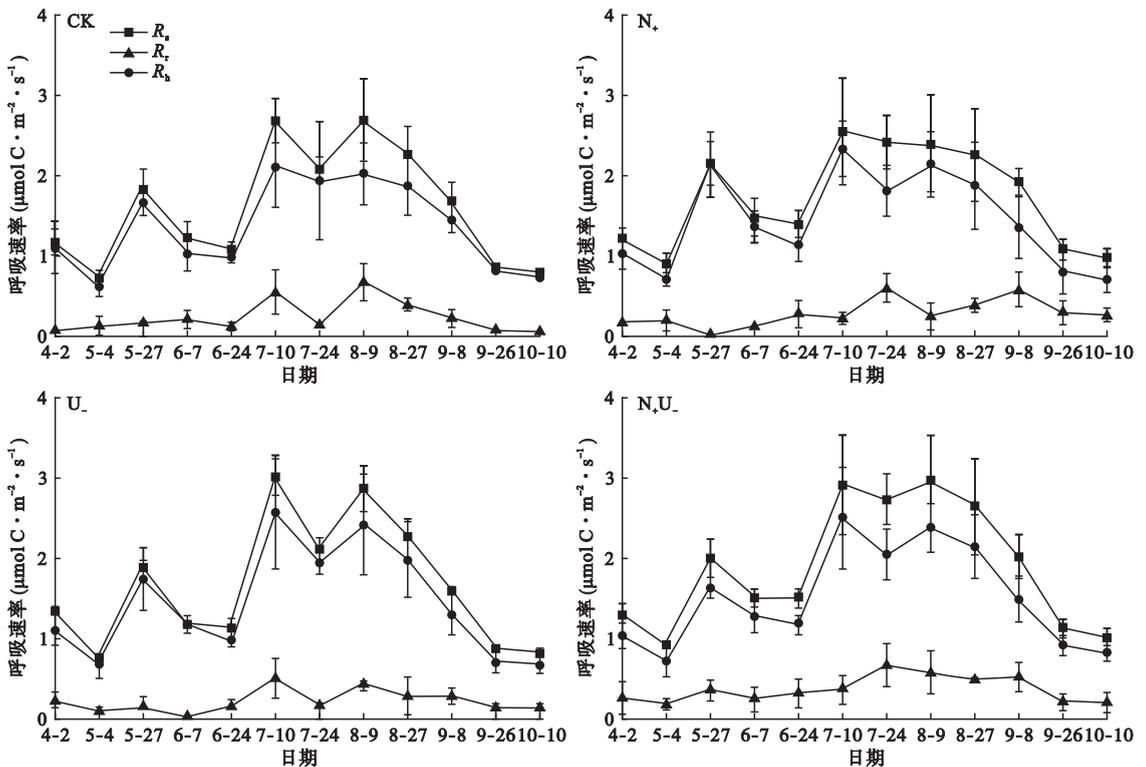


图 1 樟子松人工林土壤呼吸变化

Fig.1 Variation of soil respiration in a *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation

CK: 对照;  $N_+$ : 氮添加;  $U_-$ : 林下植被去除;  $N_+U_-$ : 氮添加+林下植被去除;  $R_s$ : 土壤呼吸速率;  $R_h$ : 土壤微生物呼吸速率;  $R_r$ : 根系呼吸速率。下同。

表 2 生长季不同阶段处理间土壤呼吸方差分析表

Table 2 Variance analysis of soil respiration in different stages of growing season

P	生长季初期(4月末—6月)			生长旺盛期(7—8月)			生长季末期(9—10月初)		
	CK—N <sub>+</sub>	CK—U <sub>-</sub>	CK—N <sub>+</sub> U <sub>-</sub>	CK—N <sub>+</sub>	CK—U <sub>-</sub>	CK—N <sub>+</sub> U <sub>-</sub>	CK—N <sub>+</sub>	CK—U <sub>-</sub>	CK—N <sub>+</sub> U <sub>-</sub>
	0.030	0.435	0.002	0.503	0.007	0.002	0.044	0.867	0.011

季期间,对对照地(CK)土壤微生物呼吸平均值为  $1.36 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ,相比于对照组,其他各处理对土壤微生物呼吸无显著影响( $P = 0.668, 0.779, 0.529$ ):  $1.45(N_+)$ 、 $1.44(U_-)$ 、 $1.52(N_+U_-)$   $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。

根系呼吸的季节性变化特征不如土壤呼吸和微生物呼吸明显,但也表现为夏季高于其他季节,最高值分别为  $0.677(CK)$ 、 $0.602(N_+)$ 、 $0.515(U_-)$ 、 $0.671(N_+U_-)$   $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。测量期间,对照组根系呼吸平均值为  $0.23 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ,相比之下,氮添加+林下植被去除( $N_+U_-$ ,  $0.37 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )大幅度提高了根系呼吸( $P = 0.081$ ),而氮添加( $N_+$ ,  $0.28 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )及林下植被去除( $U_-$ ,  $0.22 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )对根系呼吸无显著影响( $P = 0.258, 0.880$ )。在整个生长季内,根系呼吸的贡献率较小,平均为  $14.47\%(CK)$ 、 $16.18\%(N_+)$ 、

$13.25\%(U_-)$ 和  $19.58\%(N_+U_-)$ ;而土壤微生物呼吸对土壤呼吸的贡献远高于根系呼吸,平均贡献率为  $85.53\%(CK)$ 、 $83.82\%(N_+)$ 、 $86.75\%(U_-)$ 和  $80.42\%(N_+U_-)$ 。

## 2.2 土壤呼吸组分与土壤温度的关系

在不同处理下,土壤呼吸速率和土壤微生物呼吸速率均随土壤温度的升高而增加,且呼吸速率与土壤温度存在极显著的指数相关关系( $P < 0.001$ ),通过比较  $R^2$ 可知,土壤微生物呼吸与温度的拟合效果要更好(图2)。与对照组相比,氮添加+林下植被去除( $N_+U_-$ )处理提高了土壤呼吸的温度敏感性,  $Q_{10}$ 由  $1.62$  升高到了  $1.69$ ,林下植被去除( $U_-$ )组( $Q_{10} = 1.59$ )略有下降,而氮添加( $N_+$ ,  $Q_{10} = 1.62$ )对土壤呼吸的温度敏感性影响不明显(表3)。与土壤呼吸不同,相比于对照组土壤微生物呼吸的  $Q_{10}$ 值 ( $1.80$ ),氮添加组( $N_+$ ,  $Q_{10} = 1.67$ )、林下植被去除组

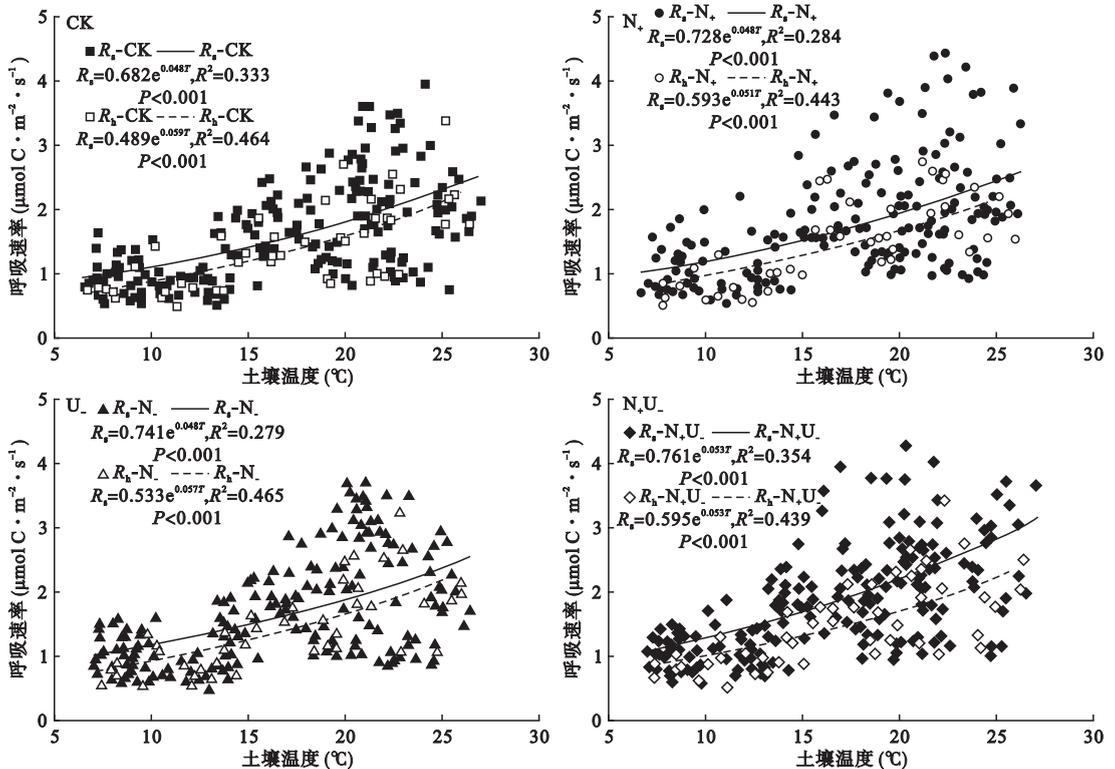


图 2 土壤呼吸速率、土壤微生物呼吸速率与土壤温度的关系

Fig.2 Relationships between soil respiration ( $R_s$ ), soil microbial respiration ( $R_h$ ) and soil temperature

表3 基于土壤呼吸、土壤微生物呼吸与温度拟合  $Q_{10}$ 、 $R_{10}$   
Table 3 Fitted  $Q_{10}$  and  $R_{10}$  values based on soil respiration ( $R_s$ ), soil microbial respiration ( $R_n$ ) to soil temperature

分类	处理	$Q_{10}$	$R_{10}$ ( $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )
土壤呼吸	CK	1.621	1.106
	$N_+$	1.622	1.181
	$U_-$	1.592	1.179
	$N_+U_-$	1.691	1.287
微生物呼吸	CK	1.796	0.879
	$N_+$	1.672	0.992
	$U_-$	1.761	0.939
	$N_+U_-$	1.697	1.009

( $U_-$ ,  $Q_{10} = 1.76$ )与氮添加+林下植被去除组( $N_+U_-$ ,  $Q_{10} = 1.70$ )均表现下降,说明氮添加与植被处理均降低了土壤微生物呼吸的温度敏感性。

对照组土壤呼吸速率  $R_{10}$  值为  $1.11 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ , 相比之下, 其他处理都有所提高:  $1.18 (N_+)$ 、 $1.18 (U_-)$ 、 $1.29 (N_+U_-)$   $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ , 说明  $10^\circ\text{C}$  条件下, 氮添加与植被处理在一定程度上促进了土壤呼吸。土壤微生物呼吸对各处理的响应与土壤呼吸一致, 对照组  $R_{10}$  值 ( $0.88 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ) 最低, 其他各组都高于对照:  $0.99 (N_+)$ , 提高 12.5%)、 $0.94 (U_-)$ , 提高 6.8%)、 $1.01 (N_+U_-)$ , 提高 14.8%)  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。通过差值计算出根系呼吸速率  $R_{10}$  值分别为:  $0.22 (CK)$ 、 $0.19 (N_+)$ , 降低 13.6%)、 $0.24 (U_-)$ , 提高 9.1%)、 $0.28 (N_+U_-)$ , 提高 27.3%)  $\mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。通过分析处理组相比于对照组  $R_{10}$  值的变化幅度, 发现根系呼吸对各处理的响应要比土壤微生物呼吸更加敏感。

分析发现, 各处理下的土壤呼吸在 7 月 24 日有

明显下降, 而土壤温度趋势显示该日期温度最高; 而 7 月 10 日土壤呼吸呈峰值, 土壤温度却为谷值 (图 3), 这说明土壤温度并非该地区土壤呼吸的决定性因素。

### 2.3 土壤呼吸组分与土壤含水量的关系

通过对呼吸速率和土壤含水率的线性拟合发现, 土壤呼吸、土壤微生物呼吸与土壤含水率之间均呈现极显著的线性相关关系 ( $P < 0.001$ , 图 4)。林下植被去除后, 土壤呼吸对土壤含水量的敏感系数 ( $U_-$ ,  $a = 0.127$ ) 显著高于对对照样地 ( $CK$ ,  $a = 0.115$ ), 氮添加组 ( $N_+$ ,  $a = 0.088$ ) 显著下降, 而氮添加+林下植被去除组 ( $N_+U_-$ ,  $a = 0.118$ ) 无明显影响。与土壤呼吸不同, 相比于对照 ( $CK$ ,  $a = 0.092$ ), 林下植被去除后, 土壤微生物呼吸对土壤含水量的敏感系数 ( $U_-$ ,  $a = 0.090$ ) 无明显变化, 氮添加+林下植被去除组 ( $N_+U_-$ ,  $a = 0.105$ ) 显著升高; 而氮添加组, 土壤微生物呼吸对土壤含水量的敏感系数 ( $N_+$ ,  $a = 0.080$ ) 显著降低, 这与土壤呼吸的响应一致。比较同一处理下呼吸速率对土壤含水量的敏感系数发现, 土壤微生物呼吸对土壤含水量的敏感性均低于土壤呼吸 (图 4)。

### 3 讨论

土壤呼吸是森林生态系统中碳循环的重要途径, 主要包括植物根系的自养呼吸和土壤微生物的异养呼吸 (Vicca *et al.*, 2014)。作为分解者的土壤微生物是陆地生态系统碳循环的主要推动者 (Tracy *et al.*, 1998), 土壤微生物的异养呼吸在土壤呼吸中所占比重最大 (Zhang *et al.*, 2013), 这与我们的结果

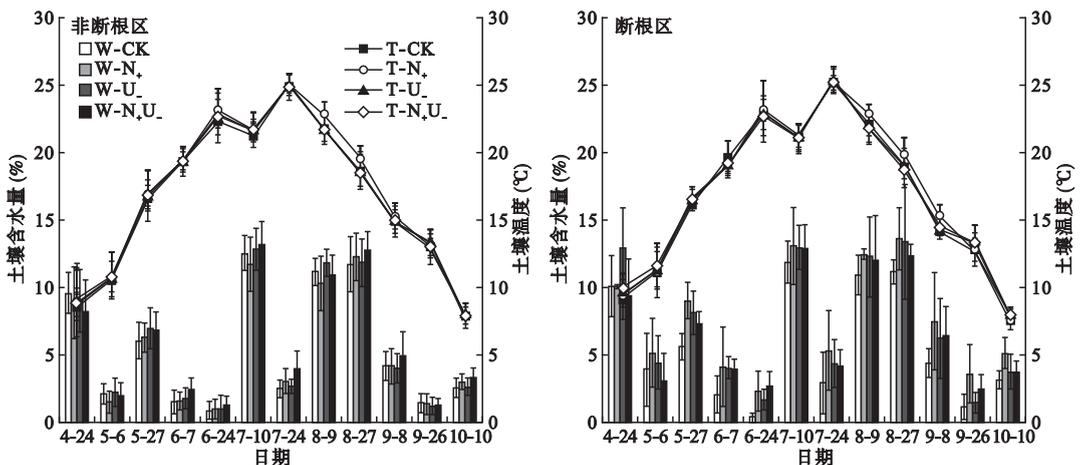


图3 土壤温度与土壤含水量季节动态

Fig.3 Seasonal variation of soil temperature and soil water content

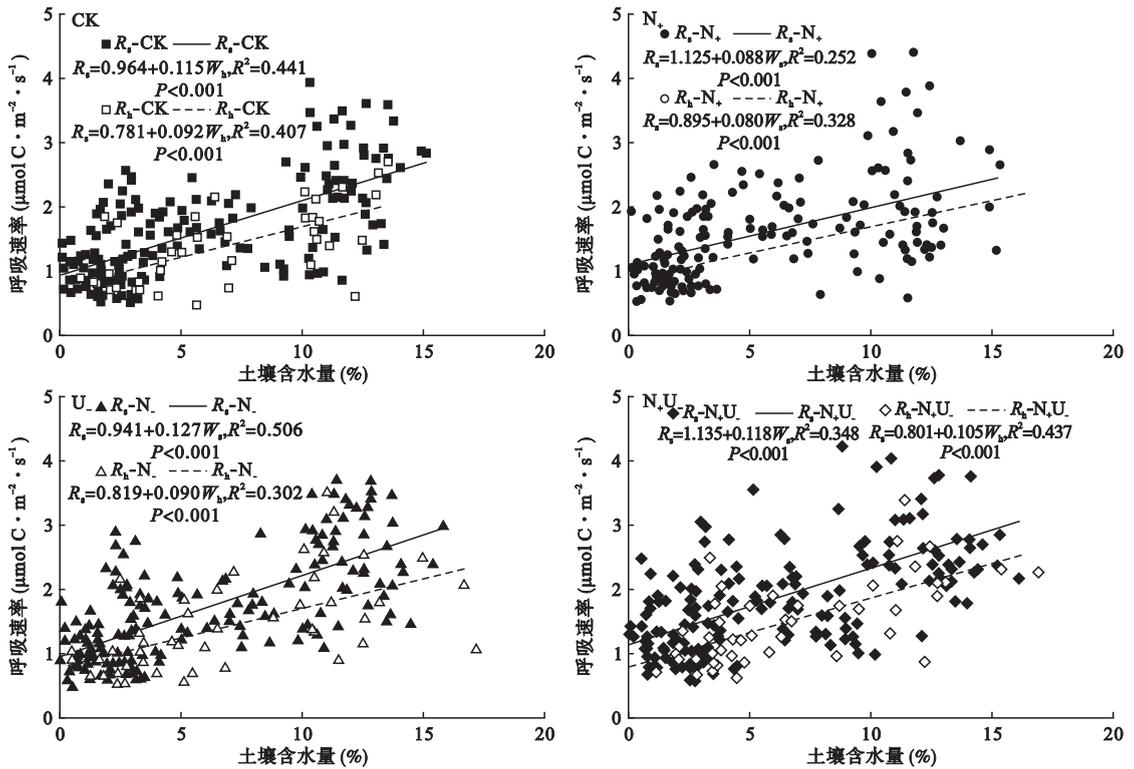


图4 土壤呼吸速率、土壤微生物呼吸速率与土壤含水量的关系

Fig.4 Relationships between soil respiration ( $R_s$ ), soil microbial respiration ( $R_h$ ) and soil water content

一致。根系呼吸速率虽不及土壤微生物呼吸,但其对土壤呼吸的贡献亦不能忽略。

本研究中,氮添加对整个生长季内土壤呼吸平均值无显著影响,但在生长季不同阶段却表现出显著差异(表2)。在生长季初期和末期,氮添加显著促进了土壤呼吸( $P=0.030$ 、 $0.044$ ),这可能有以下两方面原因。一方面,氮添加促进了土壤微生物呼吸,在本研究中,土壤微生物呼吸速率在施氮以后由  $1.36 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  提高到  $1.45 \mu\text{mol C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ,可能是由于氮添加增加了凋落物输入量(李茂等,2016),改善了凋落物质量(Nykänen *et al.*, 2002),使土壤微生物可获得的呼吸底物增多,在分解凋落物时,微生物活性显著增强,主要体现在酶活性提高,刚群(2018)对该地区樟子松细根凋落物分解的研究发现,氮添加增加了过氧化物酶和木质素酶的活性,酶活性提高有利于凋落物的分解,进而表现为土壤呼吸增加。另一方面,氮添加提高了根系呼吸(21.7%),这可能是因为施氮后,土壤中有效养分增加,刺激了根系生长(Gang *et al.*, 2019),进而促进根系呼吸(Högberg *et al.*, 2009)。总体看来,氮添加促进土壤呼吸速率,是由于施氮增加了土壤中植物可利用氮素,促进了植物生长,增加凋落物输入

量,为微生物和根系提供了丰富的呼吸底物,进而影响细根和微生物活性(Carreiro *et al.*, 2013; Ramirez *et al.*, 2010)。在生长旺盛期,氮添加对土壤呼吸无显著影响( $P=0.503$ ),这可能是氮素添加使土壤其他元素限制性增强造成的。赵欣然等(2016)在该地区的研究发现,施氮显著降低了生长旺盛期的有效磷含量,而对生长季初期有效磷含量无显著影响。Jing等(2017)认为有效磷对土壤基础呼吸有正向影响;磷素的增加可以提高酶的活性(Zhou *et al.*, 2017),进而影响土壤有机质的分解和碳的释放,因此,磷素的限制性可能是造成生长旺盛期氮添加对土壤呼吸无显著影响的主要原因。本研究与以往的一些研究一样,氮添加实验仅有两个添加水平( $0$ 、 $10 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ),这不足以全面反映该地区土壤呼吸对氮添加的响应,不同的施氮水平是否对土壤呼吸的影响一致,还需要进一步的研究。

在生长季初期和末期,林下植被去除对土壤呼吸平均值无显著影响( $P=0.435$ 、 $0.867$ ),而在生长季旺盛期,林下植被去除显著促进了土壤呼吸( $P=0.007$ , 表2),这可能是因为该地区土壤贫瘠、水分养分匮乏,在生长季初期林下植被生长缓慢,覆盖度很小,因此林下植被去除后对土壤呼吸无显著影响;而在

生长旺盛期,林下植被生长迅速,覆盖度也较初期有明显提升,去除林下植被后,会对土壤环境和樟子松生长产生一定影响,进而影响土壤呼吸。在生长季旺盛期,林下植被去除后土壤呼吸显著提高,可能与以下因素有关。首先,林下植被去除后,林地的庇荫作用减弱,地表受到的太阳辐射增强,土壤温度会相应提高(夏秀雪等,2017)(本研究中由 $16.61\text{ }^{\circ}\text{C}$ 升高到 $16.77\text{ }^{\circ}\text{C}$ ),这在一定程度上促进与呼吸相关的酶活性,进而提高呼吸速率(白洁冰等,2011)。其次,有研究表明剔除林下植被后会减少林下植被对水分和养分的竞争(Qiao *et al.*, 2014),一方面促进樟子松根系的生长,笔者对细根的研究发现林下植被去除后,樟子松细根存在补偿生长的现象(数据未发表),细根生物量增加会提高自养呼吸;另一方面土壤水分会有所积累(本研究中由 $5.47\%$ 升高到 $5.62\%$ ),使土壤水热条件发生改变,微生物活性提高,土壤表层有机质分解矿化加速,进而增加土壤 $\text{CO}_2$ 排放(李海防等,2009)。最后,值得一提的是,在本研究中,根系呼吸在林下植被去除后并没有显著变化,这可能是由于,去除林下植被后,来自林下植被根系的自养呼吸也从土壤呼吸中剔除,而随之樟子松根系的补偿生长会减弱这种负面影响,同时,在土壤呼吸中占比较大的微生物呼吸在林下植被去除后会提高,这种土壤微生物呼吸的正效应掩盖了植被去除对根系呼吸的消极影响。

土壤温度和土壤水分对微生物和根系活性有着直接影响,是调节土壤呼吸的重要因素(Oaks *et al.*, 1994; Scottenton *et al.*, 2010)。以往有关土壤呼吸与土壤温度关系的研究大多认为指数模型拟合效果较好(陈全胜等,2003; Ma *et al.*, 2014),这与我们的结果一致,各处理下土壤呼吸速率和土壤微生物呼吸速率都与土壤温度存在极显著的指数相关关系( $P < 0.001$ , 图2)。本研究中,土壤微生物呼吸的 $Q_{10}$ 值(1.80)大于土壤呼吸的 $Q_{10}$ 值(1.62),表明根系呼吸的 $Q_{10}$ 值要低于微生物呼吸。这主要是因为土壤呼吸可细分为微生物呼吸和根系呼吸,且二者对于温度变化的响应模式可能有所差异(Boone *et al.*, 1998),由于根系呼吸受到地上光合作用的影响,其温度敏感性要低于微生物呼吸(孟春等,2013)。同时,本研究还发现,土壤呼吸和土壤微生物呼吸的温度敏感性对各处理的响应不一致,这主要是因为,土壤呼吸与温度的关系取决于树木根系和微生物对土壤温度的响应程度(Chen *et al.*, 2010)。分析表明,

土壤温度并非该地区土壤呼吸的决定性因素。Jia等(2007)认为,土壤水分是干旱半干旱地区土壤呼吸的主要限制性因素。通过分析土壤含水量的变化(图3),我们不难发现,在土壤呼吸最高的7月上旬,土壤含水量也最高,在土壤呼吸有下降趋势的7月下旬,土壤含水量非常低;不仅如此,在含水量较低的5月上旬和6月,土壤呼吸也都有明显下降,这说明土壤含水量可能对该地区樟子松人工林土壤呼吸有极强的限制性影响。有研究表明,土壤含水量会影响植物生长和地下碳分配,改变呼吸底物质量(Saiz *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2007),进而影响土壤呼吸。相关分析表明,土壤含水量与土壤呼吸相关性(0.666)大于土壤温度(0.597),由于研究区内土壤呼吸受土壤含水量的限制,因此土壤呼吸与土壤温度表现出不一样的变化规律。

综上所述,本研究通过讨论氮添加及林下植被去除处理下,土壤呼吸及其组分的动态变化,根系呼吸、微生物呼吸对土壤呼吸的贡献,以及土壤呼吸、微生物呼吸与土壤温度和土壤含水量的关系,为理解氮沉降加剧以及人为干扰的情况下沙地樟子松人工林碳循环过程提供科学依据,并为预估科尔沁沙地生态系统碳收支提供数据支持。

#### 4 结 论

在科尔沁沙地樟子松人工林中,土壤微生物呼吸是土壤呼吸的主要贡献者,其贡献率达 $85.53\%$ ;根系呼吸的贡献率相对较小,仅有 $14.47\%$ 。氮添加促进了生长季初期、末期的土壤呼吸,林下植被去除提高了生长季旺盛期土壤呼吸,而氮添加+林下植被去除同时作用下,整个生长季内土壤呼吸速率显著增强,且高于氮添加与林下植被去除的单独作用,说明氮添加+林下植被去除对于促进土壤呼吸存在叠加效应。处理组微生物呼吸的 $Q_{10}$ 均低于对照组,说明氮添加与林下植被去除均降低了土壤微生物呼吸的温度敏感性;同一处理下,土壤微生物呼吸对土壤含水量的敏感性均低于土壤呼吸;土壤含水量为该地区樟子松人工林土壤呼吸的重要调控因素。氮添加及林下植被去除不利于沙地樟子松人工林土壤碳固持,因此,在经营管理中应避免外源氮的过量投入并保留林下植被,以充分发挥人工林的固碳作用。

本研究仅反映出土壤呼吸及其组分在一个生长季内的动态变化,而土壤呼吸与气候因子有很大关

系,且不同年份间的气候因子可能存在较大差异,如全年降雨量与降雨分布会对土壤呼吸有较大影响。因此,有必要通过未来较长时间的监测,更加全面、客观地分析氮添加及林下植被去除对森林土壤碳收支的影响及其机制。

## 参考文献

白洁冰, 徐兴良, 宋明华, 等. 2011. 温度和氮素输入对青藏高原三种高寒草地土壤碳矿化的影响. *生态环境学报*, **20**(5): 855-859.

陈全胜, 李凌浩, 韩兴国, 等. 2003. 温带草原 11 个植物群落夏秋土壤呼吸对气温变化的响应. *植物生态学报*, **27**(4): 441-447.

刚群. 2018. 氮添加对沙地樟子松人工林细根生产、周转和分解的影响(博士学位论文). 沈阳: 中国科学院沈阳应用生态研究所.

李茂, 徐俊, 田地, 等. 2016. 氮磷添加对苦楸次生林凋落物量及其养分动态的影响. *中国农学通报*, **32**(19): 7-13.

李海防, 夏汉平, 傅声雷, 等. 2009. 剔除林下灌草和添加翅荚决明对尾叶桉林土壤温室气体排放的影响. *植物生态学报*, **33**(6): 1015-1022.

李玉强, 赵学勇, 刘新平, 等. 2011. 樟子松固沙林土壤碳储存及土壤呼吸对干湿变化的响应. *中国沙漠*, **31**(2): 282-287.

林贵刚, 赵琼, 赵蕾, 等. 2012. 林下植被去除与氮添加对樟子松人工林土壤化学和生物学性质的影响. *应用生态学报*, **23**(5): 1188-1194.

林力涛, 孙学凯, 胡亚林, 等. 2015. 氮添加对沙质草地土壤呼吸及其温度敏感性的影响. *生态学杂志*, **34**(6): 1614-1621.

刘益君, 闫文德, 郑威, 等. 2016. 施氮对湿地松林土壤呼吸和相关因子的影响. *生态学报*, **36**(2): 342-349.

孟春, 罗京, 庞凤艳, 等. 2013. 落叶松人工林生长季节土壤呼吸通量各组分的变化. *应用生态学报*, **24**(8): 2135-2140.

王文杰, 刘玮, 孙伟, 等. 2007. 林床清理对落叶松(*Larix gmelinii*)人工林土壤呼吸和物理性质的影响. *生态学报*, **28**(10): 4750-4756.

夏秀雪, 高国强, 王东男, 等. 2017. 林下植被去除对水曲柳人工林土壤呼吸、微生物和根系动态的短期影响. *生态学杂志*, **36**(5): 1198-1207.

向元彬, 黄从德, 胡庭兴, 等. 2014. 华西雨屏区巨桉人工林土壤呼吸对模拟氮沉降的响应. *林业科学*, **50**(1): 21-26.

赵欣然, 赵琼, 王巍巍, 等. 2016. 氮添加及凋落物管理对樟子松人工林土壤理化性质的影响. *生态学杂志*, **35**(10): 2699-2706.

Bond-Lamberty B, Thomson A. 2010. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature*, **464**: 579-582.

Boone RD, Nadelhoffer KJ, Canary JD, et al. 1998. Roots exert

a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, **396**: 570-572.

Carreiro MM, Sinsabaugh RL, Rebert DA, et al. 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology*, **81**: 2359-2365.

Chen D, Zhang Y, Lin Y, et al. 2010. Changes in belowground carbon in *Acacia crassicarpa* and *Eucalyptus urophylla* plantations after tree girdling. *Plant and Soil*, **326**: 123-135.

Chen Z, Xu Y, He Y, et al. 2018. Nitrogen fertilization stimulated soil heterotrophic but not autotrophic respiration in cropland soils: A greater role of organic over inorganic fertilizer. *Soil Biology and Biochemistry*, **116**: 253-264.

Cox PM, Betts RA, Jones CD, et al. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, **408**: 184-187.

Craine JM, Wedin DA, Reich PB. 2010. The response of soil CO<sub>2</sub> flux to changes in atmospheric CO<sub>2</sub>, nitrogen supply and plant diversity. *Global Change Biology*, **7**: 947-953.

Davidson EA, Janssens IA. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, **440**: 165-173.

Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, et al. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, **320**: 889-892.

Gang Q, Chang SX, Lin GG, et al. 2019. Exogenous and endogenous nitrogen differentially affect the decomposition of fine roots of different diameter classes of Mongolian pine in semi-arid northeast China. *Plant and Soil*, **436**: 109-122.

He Y, Qi Y, Dong Y, et al. 2018. Effects of changing C and N availability on soil respiration dynamics in a temperate grassland in northern China. *Geoderma*, **329**: 20-26.

Högberg P, Singh B, Löfvenius MO, et al. 2009. Partitioning of soil respiration into its autotrophic and heterotrophic components by means of tree-girdling in old boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management*, **257**: 1764-1767.

IPCC. 2007. IPCC Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Summary for Policymakers. IPCC WGI Fourth Assessment Report. New York: Cambridge University Press.

Jia B, Zhou G, Yuan W. 2007. Modeling and coupling of soil respiration and soil water content in fenced *Leymus chinensis* steppe, Inner Mongolia. *Ecological Modelling*, **201**: 157-162.

Jing Z, Chen R, Wei S, et al. 2017. Response and feedback of C mineralization to P availability driven by soil microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry*, **105**: 111-120.

Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, **304**: 1623-1627.

Liang G, Cai A, Wu H, et al. 2019. Soil biochemical parameters in the rhizosphere contribute more to changes in soil respiration and its components than those in the bulk soil under nitrogen application in croplands. *Plant and Soil*, **435**: 111-125.

Liu W, Xu W, Han Y, et al. 2007. Responses of microbial bio-

- mass and respiration of soil to topography, burning, and nitrogen fertilization in a temperate steppe. *Biology and Fertility of Soils*, **44**: 259–268.
- Ma YC, Piao SL, Sun ZZ, *et al.* 2014. Stand ages regulate the response of soil respiration to temperature in a *Larix principis-rupprechtii* plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, **184**: 179–187.
- Nykänen H, Vasander H, Huttunen JT, *et al.* 2002. Effect of experimental nitrogen load on methane and nitrous oxide fluxes on ombrotrophic boreal peatland. *Plant and Soil*, **242**: 147–155.
- Oaks A. 1994. Efficiency of nitrogen utilization in C3 and C4 cereals. *Plant Physiology*, **106**: 407–414.
- Qiao YF, Miao SJ, Silval CR, *et al.* 2014. Understorey species regulate litter decomposition and accumulation of C and N in forest soils: A long-term dual-isotope experiment. *Forest Ecology and Management*, **329**: 318–327.
- Raich JW, Potter CS. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles*, **9**: 23–36.
- Ramirez KS, Craine JM, Fierer N. 2010. Nitrogen fertilization inhibits soil microbial respiration regardless of the form of nitrogen applied. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**: 2336–2338.
- Saiz G, Byrne KA, Butterbach-Bahl K, *et al.* 2006. Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland. *Global Change Biology*, **12**: 1007–1020.
- Schlesinger WH. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **8**: 51–81.
- Scottdenton LE, Rosenstiel TN, Monson RK. 2010. Differential controls by climate and substrate over the heterotrophic and rhizospheric components of soil respiration. *Global Change Biology*, **12**: 205–216.
- Stokes VJ, Willoughby IH. 2014. Early weed control can increase long-term growth, yield and carbon sequestration of Sitka spruce stands in Britain. *Forestry*, **87**: 425–436.
- Tian L, Zhao L, Wu X, *et al.* 2017. Vertical patterns and controls of soil nutrients in alpine grassland: Implications for nutrient uptake. *Science of the Total Environment*, **607–608**: 855–864.
- Tracy BF, Frank DA. 1998. Herbivore influence on soil microbial biomass and nitrogen mineralization in a northern grassland ecosystem: Yellowstone National Park. *Oecologia*, **114**: 556–562.
- Vicca S, Bahn M, Estiarte M, *et al.* 2014. Can current moisture responses predict soil CO<sub>2</sub> efflux under altered precipitation regimes? A synthesis of manipulation experiments. *Biogeochemistry*, **11**: 2991–3013.
- Wagner RG, Little KM, Richardson B, *et al.* 2006. The role of vegetation management for enhancing productivity of the world's forests. *Forestry*, **79**: 57–79.
- Wang F, Zou B, Li H, *et al.* 2014. The effect of understorey removal on microclimate and soil properties in two subtropical lumber plantations. *Journal of Forest Research*, **19**: 238–243.
- Wang X, Xu Z, Lü X, *et al.* 2017. Responses of litter decomposition and nutrient release rate to water and nitrogen addition differed among three plant species dominated in a semi-arid grassland. *Plant and Soil*, **418**: 241–253.
- Zhang Q, Lei HM, Yang DW. 2013. Seasonal variations in soil respiration, heterotrophic respiration and autotrophic respiration of a wheat and maize rotation cropland in the North China Plain. *Agricultural and Forest Meteorology*, **180**: 34–43.
- Zhou Z, Wang C, Jin Y. 2017. Stoichiometric responses of soil microflora to nutrient additions for two temperate forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, **53**: 397–406.

---

作者简介 李炎真,男,1993年生,硕士研究生,主要从事森林生态系统碳循环研究。E-mail: 465024370@qq.com  
责任编辑 张敏

---