

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2023.01.024

席颖青, 李晓, 刘小飞. 模拟氮添加对亚热带杉木人工林土壤有机碳矿化的影响. 土壤, 2023, 55(1): 196–204.

模拟氮添加对亚热带杉木人工林土壤有机碳矿化的影响^①

席颖青^{1,2}, 李晓^{1,2}, 刘小飞^{1,2*}

(1 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007; 2 福建三明森林生态系统国家野外科学观测研究站, 福建三明 365000)

摘要: 为探讨氮添加对亚热带杉木人工林土壤有机碳矿化的影响, 选择福建三明森林生态系统与全球变化国家野外科学观测研究站 38 年生杉木人工林土壤为研究对象, 设置 N0(0 mg/kg)、N10(100 mg/kg)、N25(250 mg/kg) 3 个氮添加水平, 并进行 117 d 的培养。结果表明: ①氮添加后, 土壤有机碳矿化速率在培养开始(0 d)即达到最大值, 在培养前期(0 ~ 57 d)这一段时间内 N0、N10 和 N25 处理的有机碳矿化速率平均值显著下降了 44%、45%、47%, 而在整个培养期间 3 个处理有机碳平均矿化速率分别为 9.97、9.27、8.89 mg/(kg·d); ②有机碳矿化累积量随培养时间延长显著增加, 随氮添加增加显著降低, 与 N0 处理相比, 培养 117 d 后 N10、N25 处理有机碳矿化累积量平均值分别降低了 3.4%、7.4%; ③微生物生物量对氮添加响应并不显著, 但真菌/细菌比随氮添加增加而增大。总体上, 氮添加主要是通过改变土壤有机碳和氮抑制了土壤有机碳矿化。因此, 氮添加后土壤中碳、氮养分含量的变化是有机碳矿化变化的主要原因, 而微生物群落结构变化则不是主要因素。

关键词: 氮添加; 有机碳矿化; 亚热带; 杉木人工林

中图分类号: S714.2 **文献标志码:** A

Effects of Simulated Nitrogen Addition on Soil Organic Carbon Mineralization in Subtropical *Cunninghamia lanceolata* Plantation

XI Yingqing^{1,2}, LI Xiao^{1,2}, LIU Xiaofei^{1,2*}

(1 School of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 2 Sanming Forest Ecosystem National Observation and Research Station, Sanming, Fujian 365000, China)

Abstract: A sample plot of a *Cunninghamia lanceolata* plantation (38 a) in Fujian Sanming Forest Ecosystem National Observation and Research Station in subtropical China was selected to investigate the effects of nitrogen (N) addition on soil organic carbon(SOC) mineralization. Three N addition levels, N0 (0 mg/kg), N10 (100 mg/kg) and N25 (250 mg/kg) were set in a culture experiment which was carried out for 117 days. The results show that: 1) SOC mineralization rate reaches the maximum on the first day. At the early stage of culture (0–57 days), the mean organic carbon mineralization rate of N0, N10 and N25 treatments decreased significantly by 44%, 45% and 47%. During the culture period, the average SOC mineralization rate is 9.97 mg/(kg·d) under N0, 9.27 mg/(kg·d) under N10 and 8.89 mg/(kg·d) under N25. 2) The cumulative amount of SOC mineralization is increased significantly with the extension of culture time, and decreased significantly with the increased of N addition. Compared with N0, the average value of SOC mineralization accumulation is decreased by 3.4% under N10 and 7.4% under N25, respectively, after incubation for 117 days. 3) The response of microbial biomass to N addition is not significant, but the ratio of fungi to bacteria is increased with N addition. In general, N addition inhibits SOC mineralization mainly by changing soil C and N contents. Therefore, the change of soil C and N nutrient contents after N addition is the main reason for the change of SOC mineralization rather than the change of microbial community structure.

Key words: Nitrogen addition; Soil organic carbon mineralization; Subtropical; *Cunninghamia lanceolata*

自工业革命以来, 由于世界范围内化石燃料燃烧以及人造氮肥的生产和使用, 全球的氮循环大规模加速, 导致大气氮输入量显著增加^[1]。过量的氮输入会深刻影响并改变森林生态系统的功能结构和元素循

①基金项目: 国家自然科学基金项目(31870601)资助。

* 通讯作者(409591292@qq.com)

作者简介: 席颖青(1997—), 女, 江西高安人, 硕士研究生, 主要研究方向为森林生态系统对全球变化的响应。E-mail: xiyq123@163.com

环^[2]。而土壤碳库作为生态系统中最大并且最活跃的碳库^[3]，其微小变化即会引起全球气候变化。同时由于碳氮循环被视为是牢固耦合的，氮输入增加会改变森林生态系统碳循环及其对气候变化的反馈^[4-5]。因此，研究氮输入增加背景下森林生态系统碳循环是十分重要的。

土壤有机碳矿化指土壤微生物利用土壤有机质作为能量和营养来源，并向外界释放 CO₂、CH₄ 等温室气体的过程^[6]。它能够反映土壤碳循环动态，是构成陆地碳循环的重要组成部分^[7]，极易受营养物质输入、土壤理化性质和微生物等因素的影响，其中氮输入是重要因素之一^[8]。国内外有关氮输入对森林生态系统影响的研究始于 20 世纪 80 年代^[9]。在过去的几十年中，氮输入对森林土壤有机碳矿化的影响已开展大量的研究，其主要表现为促进^[10]、抑制^[11]或无影响^[12]。例如，Nottingham 等^[13]在巴拿马对森林土壤进行 100 mg/kg NH₄NO₃ 的添加试验后，发现氮添加后土壤激发效应显著增强，促进了土壤有机碳的矿化；Wang 等^[14]在沈阳农田进行 154 mg/kg NH₄NO₃ 的添加试验后，发现由于 NH₄⁺浓度迅速增加，导致土壤微生物“氨中毒”，从而抑制了有机碳矿化；而 Micks 等^[15]对美国马萨诸塞州哈佛森林人工红松林和阔叶混交林进行的 120 mg/kg NH₄NO₃ 施氮试验，发现由于土壤微生物活动受碳限制，氮添加后土壤微生物生物量和微生物活性没有发生变化，导致氮添加对土壤碳矿化无影响。这些研究结果的差异可能是由于生态系统类型、氮添加形态和不同添加量等因素所引起的^[10-11]。此外，目前大部分氮添加对有机碳矿化影响的研究主要集中于欧洲与北美的北方森林与温带森林^[10]。与温带地区土壤受氮限制不同，本团队前期研究表明亚热带地区土壤主要受土壤磷限制^[16]。因此，亚热带地区土壤矿化对于氮沉降的响应可能与温带地区不同，探讨亚热带地区森林生态系统土壤有机碳矿化对氮添加的响应有助于了解未来氮沉降背景下有机碳矿化的潜在影响机制。

杉木(*Cunninghamia lanceolata*)人工林是我国最重要的商品木材来源，其种植面积和蓄积量分别占全国人工林的 1/4 和 1/3，是我国人工种植面积最大的速生林之一^[17]。以往氮沉降增加对杉木人工林生态系统影响的研究主要集中在对杉木生长^[9]、土壤养分^[18]和凋落物^[19]等方面，有关氮沉降对亚热带杉木人工林土壤有机碳矿化影响的研究报道较少^[20]。本研究通过模拟氮沉降，以杉木人工林土壤为研究对象，探讨氮输入增加下土壤有机碳矿化的动态变化，

旨在为研究未来氮沉降对土壤碳矿化影响提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于福建三明森林生态系统与全球变化国家野外科学观测研究站(26°11'N, 117°28'E)内，试验地海拔为 315 m，2014 年年均气温 19.4 ℃，年均降雨量 1 700 mm，属于亚热带季风气候，土壤为黑云母花岗岩发育的红壤，表层疏松，土层深厚，且多呈酸性。该地分布着中国面积最大的常绿阔叶林，研究区内的杉木人工林原是格氏栲(*Castanopsis kawakamii*)天然林。1975 年原有的格氏栲天然林皆伐后，对林地进行炼山整地，挖穴处理，1976 年 1 月用 1 年生杉木裸根苗定植，造林初始密度为 1 494 株/hm²。2014 年林分平均树高为 9.33 m，平均胸径为 9.9 cm^[21]，现林下植被主要有杜茎山(*Maesa japonica*)、粗叶榕(*Ficus hirta*)、芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)等。

1.2 土壤样品采集

2014 年 1 月在杉木人工林内设置 3 个 20 m × 20 m 的样地，采用多点混合采样法，采集 0 ~ 10 cm 土壤样品。样品采集后带回室内，挑出石块、植物根系及杂质后，过 2 mm 筛，后将样品分为两部分，一部分用于室内培养及理化指标测定；一部分风干后，过 0.149 mm 筛用于 pH 和土壤碳氮测定。土壤理化性质见表 1。

表 1 土壤理化性质 Table 1 Soil physicochemical properties	
指标	数值
SOC(g/kg)	27.57 ± 0.65
TN(g/kg)	2.06 ± 0.10
TP(g/kg)	0.19 ± 0.01
DOC(mg/kg)	29.7 ± 0.44
DON(mg/kg)	5.54 ± 2.02
MBC(mg/kg)	153.47 ± 18.33
MBN(mg/kg)	13.02 ± 1.04
NH ₄ ⁺ -N(mg/kg)	54.81 ± 0.85
NO ₃ ⁻ -N(mg/kg)	84.75 ± 4.81
Min-N(mg/kg)	139.56 ± 5.65
pH	3.73 ± 0.04
C/N	13.39 ± 0.93

注：SOC 表示土壤有机碳；TN 表示土壤全氮；TP 表示土壤全磷；DOC 表示土壤可溶性有机碳；DON 表示土壤可溶性有机氮；MBC 表示土壤微生物生物量碳；MBN 表示土壤微生物生物量氮；NH₄⁺-N 表示土壤铵态氮；NO₃⁻-N 表示土壤硝态氮；Min-N 表示土壤矿质氮；pH 表示土壤酸碱度；C/N 表示土壤的碳氮比。

1.3 试验设计

2014 年试验地的年平均温接近 20 ℃,氮沉降背景为 39.8 kg/(hm²·a)^[22],因此本试验培养温度设为 20 ℃,设 3 个氮添加水平处理 N0(0 mg/kg)、N10(100 mg/kg)、N25(250 mg/kg),每个处理 5 个重复。试验开始时,称取相当于 50 g 风干土样的鲜土置于 500 mL 的培养瓶中(PE 材料),将土壤含水量调节为田间持水量(WHC)的 60%^[23];用保鲜膜将瓶口封上,并留些气孔以利于通气,将土壤样品置于 20 ℃培养箱黑暗条件下预培养 14 d,使其达到稳定状态。预培养结束后,根据试验设计添加相应的 NH₄NO₃ 溶液到培养瓶中,N0 处理用去离子水代替,使含水量达到田间持水量的 60%,将培养瓶置于 20 ℃的培养箱中培养 117 d。于培养开始时(0)、3、7、12、17、22、27、37、47、57、72、87、102、117 d 采集气体样品;采集气体样品前用高纯空气洗气后立即收集气体作为空白,密闭培养 2 h 后再次采集气体,用 GC2014 气相色谱(GC-2014, Shimadzu, 日本)测定 CO₂ 浓度。培养期间每 5 d 对培养瓶补水,使其含水量保持在田间持水量的 60%。在培养 0、57、117 d 取样测定 SOC、DOC、MBC 及微生物群落结构等指标。

1.4 土壤理化性质测定

SOC、TN 采用碳氮元素分析仪(Elementar Vario EL III, Elementar, 德国)测定;pH 采用水土质量比为 4 : 1,通过玻璃电极 pH 计(STARTER 300, OHAUS, 美国)测定;NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 采用 2 mol/L KCl 进行浸提,连续流动分析仪(Skalar san++, Skalar, 荷兰)测定^[24],Min-N 为 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 之和。DOC、DON 采用去离子水浸提 10 g 鲜土,水土质量比为 4 : 1,25 ℃、260 r/min 振荡 30 min,25 ℃、4 000 r/min 离心 10 min,经 0.45 μm 滤膜抽滤,分别用总有机碳分析仪(TOC-VCPh/CPN, Shimadzu, 日

本)和连续流动分析仪测定。MBC、MBN 采用氯仿熏蒸-硫酸钾浸提法^[25],称取 5 g 鲜土用 20 mL 0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液浸提,25 ℃、260 r/min 振荡 30 min,25 ℃、4 000 r/min 离心 10 min,经 0.45 μm 滤膜抽滤,分别用总有机碳分析仪和连续流动分析仪测定。MBC、MBN 含量计算公式:

$$B = \Delta E / k$$

(1)

式中: B 为 MBC 或 MBN 含量; ΔE 为熏蒸与未熏蒸土壤 SOC 或 TN 含量的差值; k 为转换系数,其中 MBC 为 0.45, MBN 为 0.54^[24]。

1.5 土壤微生物群落结构测定

土壤微生物群落结构采用磷脂脂肪酸(PLFA)法表示。磷脂脂肪酸测定:采用 White 等^[26]方法进行提取,称量 5 g 冷冻干燥土壤,加入 23 mL 提取液(由 5 mL 磷酸缓冲液、6 mL CH₃Cl、12 mL CH₃OH 组成),振荡 2 h,在 4 000 r/min 下离心 10 min,将上清液倒入分液漏斗,重复此过程后,静置过夜;取上清液氮气吹干后,用 CH₃Cl 清洗过硅胶小柱,用 CH₃OH 收集,氮气吹干;再使用 1 mL 0.2 mol/L KOH 溶液进行皂化,最后用色谱纯正己烷进行萃取,最后氮气吹干待测。上机前,用正十九烷酸甲酯作为内部溶液,用气相色谱(Agilent GC7890N, 美国)和 MIDI(MINDI Inc, Newark, 德国)系统进行磷脂脂肪酸的鉴定。本研究采用 Frostegård 等^[27]的方法对磷脂脂肪酸标志物进行分类,见表 2。

1.6 数据处理与分析

SOC 矿化速率计算:

$$F = k \times V / m \times \Delta c / \Delta t \times 273 / (273 + T)$$

(2)

式中: F 为 CO₂ 排放速率(mg/(kg·d)); k 为常数,取 1.964; $\Delta c / \Delta t$ 表示单位时间 CO₂ 浓度变化率(mg/d); V 是培养瓶的体积(m³); m 是土壤干重(kg); T 是培养温度(℃)。

表 2 微生物群落中的磷脂脂肪酸标志物
Table 2 Phospholipid fatty acid markers in microbial communities

微生物群落	磷脂脂肪酸标志物
细菌(B)	i14:0、i15:0、a15:0、i16:0、i17:0、a17:0、16:1w9c、16:1w7c、16:1w6c、cy17:0w7c、18:1w7c、cy19:0w7c
革兰氏阴性菌(GN)	16:1w9c、16:1w7c、16:1w6c、cy17:0w7c、18:1w7c、cy19:0w7c
革兰氏阳性菌(GP)	i14:0、i15:0、a15:0、i16:0、i17:0、a17:0
真菌(F)	18:2w6c、18:1w9c
放线菌(Act)	10Me16:0、10Me17:0、10Me18:0
微生物总量(Total PLFAs)	i14:0、i15:0、a15:0、i16:0、i17:0、a17:0、16:1w9c、16:1w7c、16:1w6c、cy17:0w7c、18:1w7c、cy19:0w7c、18:2w6c、18:1w9c、10Me16:0、10Me17:0、10Me18:0

注:表中 i、a、cy 和 Me 分别表示异、反异、环丙基和甲基分支脂肪酸;w、c 分别表示脂肪端、顺式空间构造。

数据处理采用 Excel 2016 和 SPSS 24.0 软件。采用单因素方差分析(one-way ANOVA)对氮添加后土壤理化性质及微生物群落组成的变化进行分析;利用重复测量方差分析(MANOVA of repeated measuring)检验氮添加水平和培养时间对土壤有机碳矿化速率和有机碳矿化累积量的影响。应用 Canoco5 对微生物群落结构进行主成分分析(PCA)并绘图。利用 R 中的 corplot 包对有机碳矿化速率进行相关性分析并绘制相关性热图。最后通过 Smart-PLS 3 软件根据相关性分析结果,将 GP、B、F/B、Total PLFAs 归为微生物群落结构指标, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、Min-N 和 DON 归为土壤氮指标, SOC 归为土壤碳指标, MBC、MBN 归为土壤微生物生物量指标进行 PLS 路径分析,通过信度和效度的评估,有效评估 PLS-SEM 模型的可信度。内部一致性的信度采用 Cronbach's Alpha (CA) 进行评价,一般认为该信度大于 0.7,不小于 0.6;使用平均方差提取(AVE)来验证收敛效度,要求收敛效度大于 0.5;方差膨胀因子(VIF)被用来检测 5 个潜在变量的多重共线性,本文所有的变量负荷均满足结构效度的要求^[28]。

2 结果与分析

2.1 氮添加对土壤有机碳矿化速率及累积矿化量的影响

由图 1A 可以看出,各处理的土壤有机碳矿化速率在培养前期(0 ~ 57 d)最大值出现在培养开始时(0 d),随后便呈快速下降趋势,而培养后期(57 ~ 117 d)基本趋于稳定。培养期间,最大值为培养开始时

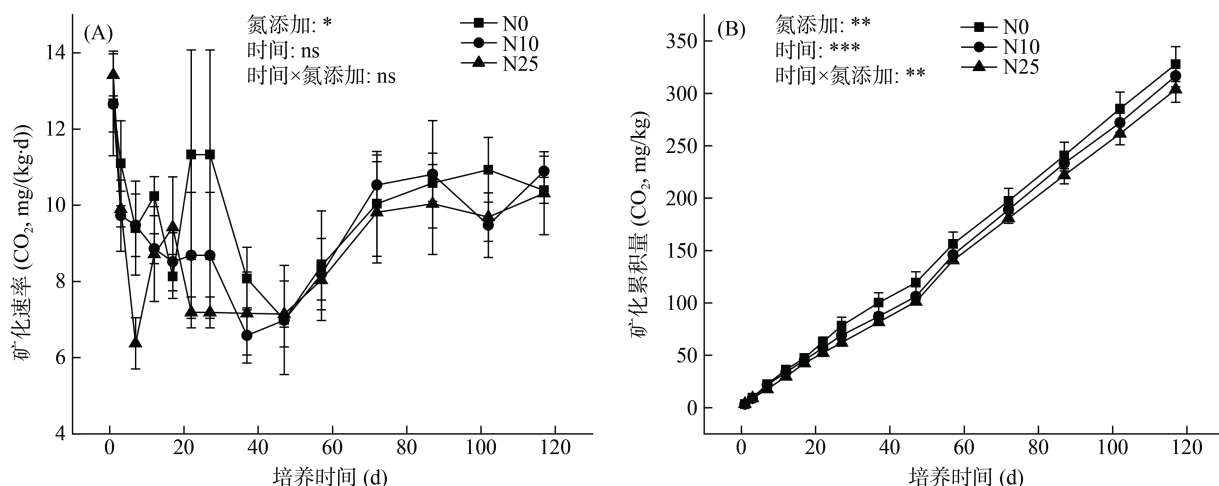
(0 d)N25 处理的 13.42 mg/(kg·d),随后各处理的矿化速率在 0 ~ 57 d 间快速降低, N0、N10 和 N25 处理分别下降了 44%、45%、47%。同时整个培养期间,这 3 个处理的土壤有机碳矿化平均速率分别为 9.97、9.27、8.89 mg/(kg·d),表明氮添加显著降低土壤有机碳矿化速率,且随氮添加量的增加而增加,而培养时间、培养时间和氮添加的交互作用对土壤有机碳矿化速率均无显著影响。

由图 1B 可以看出,各处理土壤有机碳矿化累积量随培养时间显著增加,同时与 N0 处理相比, N10 和 N25 处理土壤有机碳矿化累积量平均值分别降低了 3.4% 和 7.4%,即氮添加显著降低土壤有机碳矿化累积量,且随氮添加量的增加矿化累积量降低的幅度增加,培养时间和氮添加的交互作用对土壤矿化累积量也有显著影响。

2.2 氮添加对于土壤理化性质的影响

由表 3 可以看出,培养 57 d 时, N10、N25 处理 MBC、Min-N 含量显著降低,分别降低了 20% 和 7%;而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著增加,增加了 13%。同时 N10 处理显著增加了 DOC 含量、MBC/MBN 比,显著降低了 MBN 含量; N25 处理则显著增加了土壤 MBN 含量,显著降低了 DOC 含量、MBC/MBN 比。

培养 117 d 时, N10、N25 处理显著增加了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、Min-N 和 MBN 含量,显著降低了 MBC、SOC 含量。其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 Min-N 含量分别增加了 61%、22% 和 34%, SOC、MBC 含量分别降低了 3% 和 22%。N10 处理使 C/N 比显著降低, N25 处理则使其显著增加。



(N0、N10、N25 分别为氮添加 0、100、250 mg/kg 处理; *、**、*** 分别表示重复测量方差分析在 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 、 $P<0.001$ 水平影响显著; ns 表示 $P>0.05$, 影响不显著; 下同)

图 1 氮添加对杉木人工林土壤有机碳矿化速率(A)和累积矿化量(B)的影响

Fig. 1 Effects of N addition on soil organic carbon mineralization rate (A) and accumulation (B) of Chinese fir plantation

表 3 氮添加对土壤理化性质的影响
Table 3 Effects of N addition on soil physicochemical properties

指标	培养 57 d			培养 117 d			方差分析		
	N0	N10	N25	N0	N10	N25	T	N	T×N
DOC	35.17 ± 1.77 Bab	36.04 ± 2.03 Ba	33.61 ± 1.34 Bb	40.89 ± 0.73 Aa	40.66 ± 1.08 Aa	40.74 ± 1.68 Aa	**	ns	ns
MBC	203.29 ± 8.84 Aa	162.00 ± 10.96 Bc	181.12 ± 23.82 Ab	189.63 ± 17.57 Ba	184.73 ± 10.59 Aab	147.99 ± 14.11 Bb	*	*	*
NH ₄ ⁺ -N	47.99 ± 1.11 Aa	48.70 ± 1.25 Bb	54.02 ± 1.18 Bc	47.26 ± 0.91 Ab	73.65 ± 10.07 Aa	75.92 ± 2.42 Aa	*	*	ns
NO ₃ ⁻ -N	84.49 ± 6.37 Ab	81.20 ± 1.81 Bc	86.26 ± 4.44 Ba	81.55 ± 5.02 Ab	99.14 ± 4.86 Aa	96.83 ± 5.70 Aa	*	*	ns
MBN	43.50 ± 10.07 Ab	12.26 ± 0.91 Bc	58.08 ± 10.43 Aa	25.39 ± 6.61 Bb	28.14 ± 1.94 Aab	32.67 ± 5.34 Ba	*	*	ns
Min-N	131.87 ± 7.67 Aa	129.90 ± 2.84 Ba	122.28 ± 3.94 Bb	128.82 ± 4.70 Ab	172.79 ± 14.91 Aa	172.74 ± 7.85 Aa	**	*	ns
MBC/MBN	5.26 ± 1.28 Bb	13.24 ± 0.76 Aa	3.49 ± 0.56 Bc	7.55 ± 0.22 Ab	8.24 ± 0.69 Ba	5.00 ± 0.52 Ac	*	*	ns
pH	3.63 ± 0.02 Aa	3.63 ± 0.02 Aa	3.63 ± 0.02 Aa	3.67 ± 0.01 Aa	3.66 ± 0.02 Aa	3.67 ± 0.03 Aa	ns	ns	ns
SOC				26.84 ± 0.17 a	26.43 ± 0.39 a	26.01 ± 0.41 a	ns		
C/N				13.23 ± 0.16 b	13.09 ± 0.68 c	13.31 ± 0.16 a	*		

注：表中数据为平均值 ± 标准差(n=5)；DOC、MBC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、MBN、Min-N 的单位为 mg/kg，SOC 的单位为 g/kg；不同大写字母表示相同处理不同培养时间之间差异显著(P<0.05)，不同小写字母表示相同培养时间不同处理之间差异显著(P<0.05)；方差分析中的 T 为培养时间，N 为氮添加。

随培养时间的延长(表 3)，DOC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 Min-N 含量显著增加。其中，培养 117 d 时的 DOC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 Min-N 含量比 57 d 时分别增加了 9%、31%、10% 和 23%。除 N10 处理外，随培养时间的延长，MBC、MBN 含量比 57 d 时分别降低了 12%、43%，MBC/MBN 比则比 57 d 时增加了 43%。培养时间和氮添加水平对 MBC 含量存在显著的交互作用，而其余理化性质没有显著的交互作用。

2.3 氮添加对土壤微生物群落组成的影响

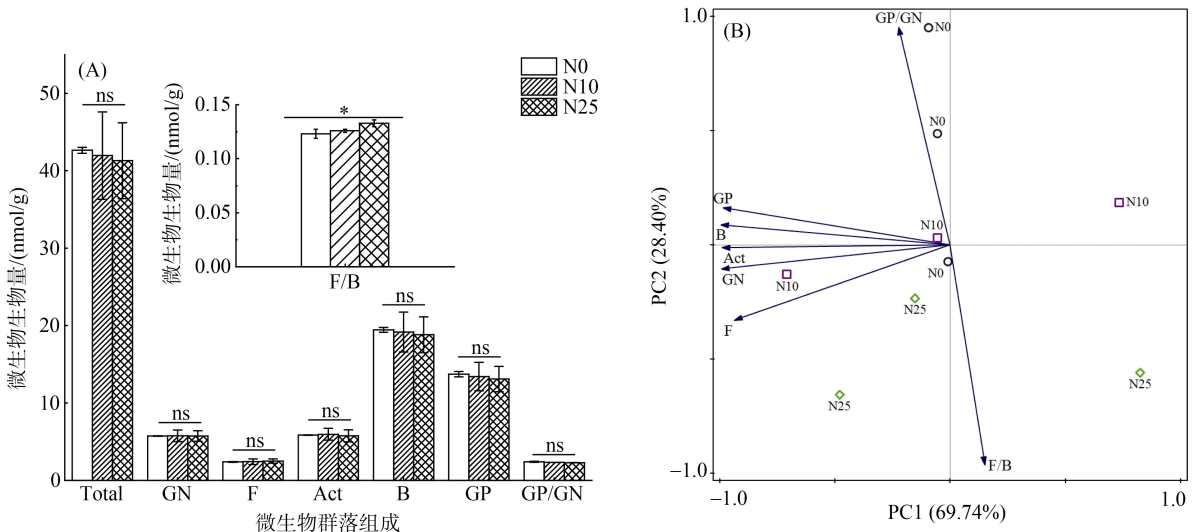
由图 2A 可以看出，氮添加短期内(57 d 和 117 d)对微生物总量(Total PLFAs)、革兰氏阳性菌(GP)、革兰氏阴性菌(GN)、细菌(B)、真菌(F)、放线菌(Act)

生物量及 GP/GN 比均无显著影响，但 F/B 比随氮添加水平的增加而增加。由主成分分析(图 2B)可以看出，第一主成分解释了微生物群落结构变化的 69.74%，第二主成分解释了微生物群落结构变化的 28.4%，氮添加对微生物群落组成没有显著影响。

2.4 土壤有机碳矿化影响因子及路径分析

由表 4 可以看出，土壤有机碳矿化累积量与 SOC、MBC、GP、B、pH、Total PLFAs 存在显著的正相关关系，而与 MBN、DON、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、Min-N、F/B、C/N 呈显著负相关关系。

由图 3 可以看出，微生物群落结构(R²=0.325)、微生物生物量(R²=0.877)、土壤碳(R²=0.616)和土壤氮



(*表示处理间差异显著(P<0.05)；ns 表示处理间无显著差异(P>0.05))

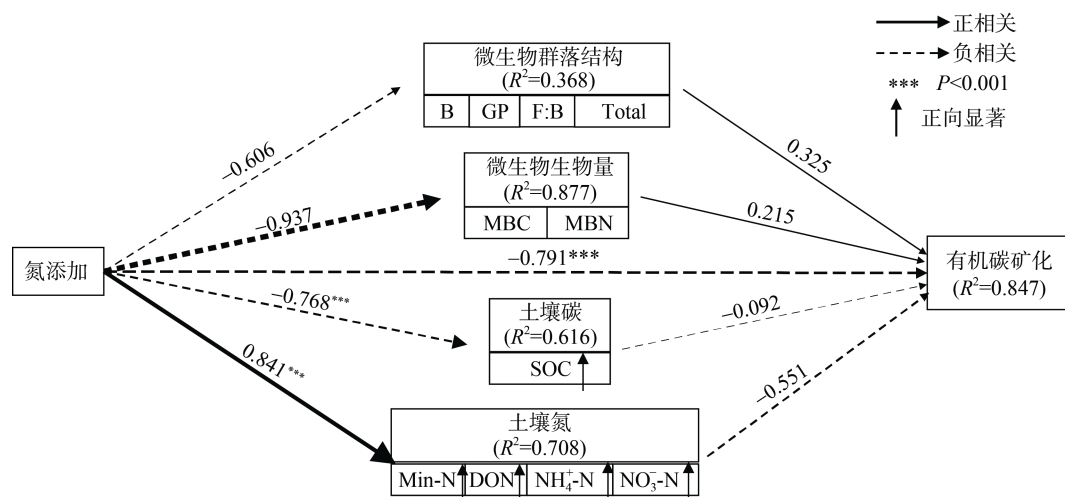
图 2 微生物群落组成在氮添加下的变化(A)和微生物 PLFAs 的主成分分析(B)

Fig. 2 Microbial community composition changes under N addition (A) and principal component analysis of microbial PLFAs (B)

表 4 土壤有机碳矿化速率与各个影响因子的相关性
Table 4 Correlation between soil organic carbon mineralization rate and various influencing factors

	施 N 量	DOC	MBC	MBN	DON	SOC	pH	TN	C/N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	Min-N	GP	GN	F	Act	B	GP/GN	F/B	Total PLFAs
施 N 量	1																			
DOC	-0.06	1																		
MBC	-0.77*	0.50*	1																	
MBN	0.23	0.49	0.35	1																
DON	0.84*	-0.09	-0.59*	0.43	1															
SOC	-0.77*	0.67*	0.90*	0.23	-0.63*	1														
pH	-0.65*	0.10	0.25	-0.66*	-0.69*	0.50	1													
TN	-0.62*	0.50*	0.82*	0.55*	-0.32	0.85	0.19	1												
C/N	0.10	0.71*	0.20	0.53*	0.22	0.45	0.12	0.57*	1											
NH ₄ ⁺ -N	0.84*	0.17	-0.40	0.71*	0.85*	-0.46	-0.86*	-0.15	0.32	1										
NO ₃ ⁻ -N	0.70*	0.38	-0.11	0.80*	0.70*	-0.24	-0.86*	-0.04	0.30	0.93*	1									
Min-N	0.80*	0.24	-0.30	0.75*	0.81*	-0.39	-0.88*	-0.11	0.31	0.99*	0.97*	1								
GP	-0.22	-0.02	0.10	-0.44	-0.45	0.05	0.14	-0.34	-0.61*	-0.39	-0.23	-0.33	1							
GN	0.00	0.00	0.00	-0.35	-0.26	-0.10	-0.02	-0.46	-0.58*	-0.20	-0.03	-0.14	0.96*	1						
F	0.20	-0.07	-0.20	-0.39	-0.10	-0.30	-0.08	-0.64*	-0.57*	-0.09	0.04	-0.04	0.88*	0.97*	1					
Act	-0.06	0.01	0.07	-0.26	-0.28	-0.04	-0.07	-0.36	-0.57*	-0.19	-0.01	-0.12	0.97*	0.99*	0.93*	1				
B	-0.16	-0.01	0.07	-0.42	-0.40	0.00	0.09	-0.38	-0.61*	-0.34	-0.17	-0.28	1.00*	0.98*	0.91*	0.98*	1			
GP/GN	-0.76*	-0.05	0.37	-0.41	-0.74*	0.52	0.58*	0.33	-0.23	-0.72*	-0.71*	-0.72*	0.37	0.10	-0.10	0.16	0.29	1		
F/B	0.82*	-0.20	-0.67*	0.01	0.68*	-0.75*	-0.38	-0.65	0.03	0.55	0.45	0.52	-0.28	-0.03	0.21	-0.14	-0.21	-0.90*	1	
Total PLFAs	-0.15	-0.04	0.06	-0.44	-0.40	-0.01	0.10	-0.39	-0.62	-0.35	-0.18	-0.29	0.99*	0.98*	0.92*	0.98*	1.00*	0.26	-0.18	1
矿化累积量	-0.84*	-0.16	0.51*	-0.52*	-0.83*	0.51*	0.61*	0.22	-0.54*	-0.87*	-0.77*	-0.84*	0.52*	0.23	0.06	0.26	0.50*	0.38	-0.77*	0.88*

注：*表示两指标间有显著的相关性(P<0.05)。



(单向箭头表示有联系的方向, 实线和虚线箭头分别表示正、负关系, 线条的宽度与关系的强度成正比, 黑色加粗数字为路径系数, 斜体数字为潜变量的 R^2)

图 3 土壤有机碳矿化 PLS 路径分析

Fig. 3 PLS path analysis diagram of soil organic carbon mineralization

($R^2=0.708$)能解释土壤有机碳累积矿化量变化的84.7%, 而氮添加对微生物群落结构、微生物生物量、土壤碳和土壤氮变化的解释度较好($R^2>0.5$)分别为0.368、0.877、0.616和0.708, 其中Min-N、DON、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 对氮添加有正向显著反应, 同时氮添加与土壤碳和有机碳矿化有显著负相关关系, 与土壤氮则有显著正相关关系。

3 讨论

3.1 氮添加对土壤有机碳矿化的影响

本研究结果表明, 氮添加后土壤有机碳矿化速率在培养开始时(0 d)即达到最大值而后快速下降, 而培养后期(57~117 d)基本趋于稳定, 这与廖畅^[29]和刘静等^[30]的研究结果基本一致。其主要原因可能是培养初期土壤中可被微生物利用的易分解碳含量较高, 有利于微生物的生长和繁殖, 进而提高了土壤有机碳矿化速率^[31]; 在培养中期, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著增加, 过量的氮可能抑制土壤微生物的活性, 降低MBC含量^[32], 进而降低了土壤有机碳矿化速率; 培养后期, 随底物有效性的逐渐降低, 微生物可利用的易分解碳减少, 难分解有机碳占据主导地位导致微生物活动相对减缓^[33], 使得矿化速率趋于稳定。

从总体上看, 氮添加抑制了土壤有机碳的矿化速率, 导致矿化累积量显著降低, 这与Chen等^[34]、方熊等^[35]的研究结果一致。一方面可能是由于供试土壤的C/N比(13.98)较低, 而当土壤C/N比低于20时微生物主要受到碳限制^[36], 氮添加后土壤C/N比进一步下降使土壤的碳限制加剧, 进而影响微生物的数

量及活性。另一方面可能是氮添加后土壤中的氮释放增加, 即 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、Min-N含量显著增加, 从而增强了土壤氮矿化, 为土壤硝化作用提供了更加充足的氮源, 而硝化作用增强会“毒害”土壤微生物使其数量和活性降低^[37], 降低土壤有机碳的矿化速率, 进而抑制有机碳矿化累积量。结合路径分析(图3)发现, 氮添加后主要会影响微生物群落结构、土壤碳、土壤氮及微生物生物量, 其中氮添加显著影响土壤碳、土壤氮, 而土壤氮、微生物群落结构和微生物生物量对土壤有机碳矿化累积量有更进一步的影响。

3.2 微生物群落对土壤有机碳矿化的影响

土壤微生物是土壤有机碳矿化的主要驱动者, 也是土壤有机碳矿化的三大影响因子之一^[38]。氮添加能够直接或间接地影响土壤微生物活性及群落结构组成, 进而影响土壤有机碳矿化过程^[8]。本研究表明, 氮添加增加后Total PLFAs、GP、GN、B、F、Act生物量和GP/GN比没有显著的变化, 但基本呈降低的趋势, 这与Li等^[39]的研究结果一致。一方面可能是由于本次试验时间较短且土壤本底氮含量相对较高, 导致短期内氮添加对土壤微生物影响较小^[40]; 另一方面可能是由于MBC/MBN比降低即土壤微生物在氮添加后主要受碳限制影响^[41], 而本试验中SOC含量变化不大, 因此微生物群落结构在氮添加后没有显著的改变。

本研究中, F/B比在氮添加后有增加的趋势, 这与Wang等^[42]的研究结果不一致, 其研究表明氮添加增加了土壤有效氮的含量, 可能导致分配到细根进行真菌定殖的植物碳减少使得真菌生物量下降, 从而降

低 F/B 比。前人研究表明, 土壤 MBC/MBN 比越大真菌所占的相对比例越高, 适宜真菌生长的 MBC/MBN 比通常位于 5~15, 细菌则位于 3~6^[43], 本研究中的土壤 MBC/MBN 比较高, 主要位于 5~13, 从而导致真菌所占比例增大, 最终使 F/B 比增加。而 MBC/MBN 比降低表明, 土壤微生物在氮添加后主要受到碳限制; SOC 含量随氮添加的增加而减少则表明土壤碳减少微生物的活性也会随之降低^[44], 从而限制土壤有机碳矿化。

4 结论

氮添加对杉木人工林土壤有机碳矿化有显著的抑制作用, 并随氮添加水平增加而增加。在氮添加后, 土壤微生物群落结构无显著变化, 但其生物量基本呈降低趋势, 只有 F/B 比随氮添加增加而增加。相关性分析及路径分析表明, 杉木人工林中氮添加主要是通过改变土壤中碳、氮的含量抑制土壤有机碳矿化, 以 SOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 Min-N 含量显著变化为主, 即氮添加后土壤中碳、氮养分含量的变化是影响有机碳矿化的主要原因, 而微生物群落结构变化则不是主要原因。可见, 在未来氮沉降加剧情景下, 亚热带杉木人工林土壤中的 SOC 含量下降及土壤氮含量增加会显著抑制土壤有机碳的矿化作用。

参考文献:

- [1] Zhao Y H, Zhang L, Chen Y F, et al. Atmospheric nitrogen deposition to China: A model analysis on nitrogen budget and critical load exceedance[J]. *Atmospheric Environment*, 2017, 153: 32–40.
- [2] Liu X J, Zhang Y, Han W X, et al. Enhanced nitrogen deposition over China[J]. *Nature*, 2013, 494(7438): 459–462.
- [3] Sanaullah M, Chabbi A, Girardin C, et al. Effects of drought and elevated temperature on biochemical composition of forage plants and their impact on carbon storage in grassland soil[J]. *Plant and Soil*, 2014, 374(1): 767–778.
- [4] Gu B J, Ju X T, Wu Y Y, et al. Cleaning up nitrogen pollution may reduce future carbon sinks[J]. *Global Environmental Change*, 2018, 48: 56–66.
- [5] Greaver T L, Clark C M, Compton J E, et al. Key ecological responses to nitrogen are altered by climate change[J]. *Nature Climate Change*, 2016, 6(9): 836–843.
- [6] Walker T W N, Kaiser C, Strasser F, et al. Microbial temperature sensitivity and biomass change explain soil carbon loss with warming[J]. *Nature Climate Change*, 2018, 8(10): 885–889.
- [7] 陈仕奇, 吕盛, 高明, 等. 缙云山不同林分下土壤有机碳及矿化特征[J]. *环境科学*, 2019, 40(2): 953–960.
- [8] Li L J, Zhu-Barker X, Ye R Z, et al. Soil microbial biomass size and soil carbon influence the priming effect from carbon inputs depending on nitrogen availability[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 119: 41–49.
- [9] Yu L, Dong T F, Lu Y B, et al. Ecophysiological responses of *Cunninghamia lanceolata* to nongrowing-season warming, nitrogen deposition, and their combination[J]. *Photosynthetica*, 2016, 54(4): 598–610.
- [10] Wang Q K, Wang S L, He T X, et al. Response of organic carbon mineralization and microbial community to leaf litter and nutrient additions in subtropical forest soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 71: 13–20.
- [11] Qiao N, Xu X L, Hu Y H, et al. Carbon and nitrogen additions induce distinct priming effects along an organic-matter decay continuum[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 19865.
- [12] 朱依凡, 孙兆林, 王清奎. 生物炭和氮添加对亚热带常绿阔叶林土壤有机碳分解与平衡的影响[J]. *生态学杂志*, 2020, 39(9): 2851–2859.
- [13] Nottingham A T, Turner B L, Stott A W, et al. Nitrogen and phosphorus constrain labile and stable carbon turnover in lowland tropical forest soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 80: 26–33.
- [14] Wang H, Hu G Q, Xu W H, et al. Effects of nitrogen addition on soil organic carbon mineralization after maize stalk addition[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2018, 89: 33–38.
- [15] Micks P, Aber J D, Boone R D, et al. Short-term soil respiration and nitrogen immobilization response to nitrogen applications in control and nitrogen-enriched temperate forests[J]. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196(1): 57–70.
- [16] Turner B L, Yavitt J B, Harms K E, et al. Seasonal changes and treatment effects on soil inorganic nutrients following a decade of fertilizer addition in a lowland tropical forest[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2013, 77(4): 1357–1369.
- [17] 国家林业和草原局. 2017 年度中国林业和草原发展报告 [M]. 北京: 中国林业出版社, 2018.
- [18] 邱岭军, 胡欢甜, 林宝平, 等. 不同林龄杉木养分重吸收率及其 C : N : P 化学计量特征[J]. *西北林学院学报*, 2017, 32(4): 22–27.
- [19] 费裕翀, 叶义全, 郑宏, 等. 外源氮素调控 C/N 比对杉木林凋落叶细菌群落结构的影响[J]. *生态学报*, 2021, 41(5): 2011–2023.
- [20] Huang Z Q, Wan X H, He Z M, et al. Soil microbial biomass, community composition and soil nitrogen cycling in relation to tree species in subtropical China[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 62: 68–75.
- [21] Huang J X, Lin T C, Xiong D C, et al. Organic carbon mineralization in soils of a natural forest and a forest plantation of southeastern China[J]. *Geoderma*, 2019, 344: 119–126.
- [22] 史顺增, 熊德成, 邓飞, 等. 土壤增温、氮添加及其交互作用对杉木幼苗细根生产的影响[J]. *植物生态学报*,

- 2017, 41(2): 186–195.
- [23] Vanhala P. Seasonal variation in the soil respiration rate in coniferous forest soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(9): 1375–1379.
- [24] Gregorich E G, Wen G, Voroney R P, et al. Calibration of a rapid direct chloroform extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22(7): 1009–1011.
- [25] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(6): 703–707.
- [26] White D C, Davis W M, Nickels J S, et al. Determination of the sedimentary microbial biomass by extractable lipid phosphate[J]. *Oecologia*, 1979, 40(1): 51–62.
- [27] Frostegård Å, Tunlid A, Bååth E. Use and misuse of PLFA measurements in soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(8): 1621–1625.
- [28] Hair J F, Risher J J, Sarstedt M, et al. When to use and how to report the results of PLS-SEM[J]. *European Business Review*, 2019, 31(1): 2–24.
- [29] 廖畅. 外源碳氮输入对不同纬度森林土壤有机碳矿化和固持的影响[D]. 武汉: 中国科学院大学(中国科学院武汉植物园), 2020.
- [30] 刘静, 孙涛, 程云云, 等. 氮沉降和土壤线虫对落叶松人工林土壤有机碳矿化的影响[J]. *生态学杂志*, 2017, 36(8): 2085–2093.
- [31] 聂二旗, 张心昱, 郑国砥, 等. 氮磷添加对杉木林土壤碳氮矿化速率及酶动力学特征的影响[J]. *生态学报*, 2018, 38(2): 615–623.
- [32] 王晶晶, 樊伟, 崔珺, 等. 氮磷添加对亚热带常绿阔叶林土壤微生物群落特征的影响[J]. *生态学报*, 2017, 37(24): 8361–8373.
- [33] Michel K, Matzner E, Dignac M F, et al. Properties of dissolved organic matter related to soil organic matter quality and nitrogen additions in Norway spruce forest floors[J]. *Geoderma*, 2006, 130(3/4): 250–264.
- [34] Chen J G, Xiao W, Zheng C Y, et al. Nitrogen addition has contrasting effects on particulate and mineral-associated soil organic carbon in a subtropical forest[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 142: 107708.
- [35] 方熊, 刘菊秀, 张德强, 等. 降水变化、氮添加对鼎湖山主要森林土壤有机碳矿化和土壤微生物碳的影响[J]. *应用与环境生物学报*, 2012, 18(4): 531–538.
- [36] Dong W Y, Zhang X Y, Liu X Y, et al. Responses of soil microbial communities and enzyme activities to nitrogen and phosphorus additions in Chinese fir plantations of subtropical China[J]. *Biogeosciences*, 2015, 12(18): 5537–5546.
- [37] Lu M Z, Cheng S L, Fang H J, et al. Organic nitrogen addition causes decoupling of microbial nitrogen cycles by stimulating gross nitrogen transformation in a temperate forest soil[J]. *Geoderma*, 2021, 385: 114886.
- [38] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage[J]. *Nature Microbiology*, 2017, 2: 17105.
- [39] Li J, Li Z A, Wang F M, et al. Effects of nitrogen and phosphorus addition on soil microbial community in a secondary tropical forest of China[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(2): 207–215.
- [40] 郝亚群, 谢麟, 陈岳民, 等. 中亚热带地区氮沉降对杉木幼林土壤细菌群落多样性及组成的影响[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(1): 53–58.
- [41] Fan Y X, Lin F, Yang L M, et al. Decreased soil organic P fraction associated with ectomycorrhizal fungal activity to meet increased P demand under N application in a subtropical forest ecosystem[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2018, 54(1): 149–161.
- [42] Wang C, Lu X K, Mori T, et al. Responses of soil microbial community to continuous experimental nitrogen additions for 13 years in a nitrogen-rich tropical forest[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 121: 103–112.
- [43] 梁儒彪, 梁进, 乔明锋, 等. 模拟根系分泌物 C: N 化学计量特征对川西亚高山森林土壤碳动态和微生物群落结构的影响[J]. *植物生态学报*, 2015, 39(5): 466–476.
- [44] 沈芳芳, 徐晋, 陈官鹏. 长期氮沉降对杉木人工林土壤微生物生物量和群落组成的影响[J]. *南昌工程学院学报*, 2019, 38(4): 29–35.