

DOI:10.13275/j.cnki.lykxyj.2021.02.005

# 氮沉降对米槠天然林土壤有机碳及微生物群落结构的影响

刘春华<sup>1</sup>, 吴东梅<sup>2</sup>, 刘雨晖<sup>1</sup>, 陈辉<sup>1</sup>, 沈宝贵<sup>1</sup>, 蒋宗培<sup>1</sup>, 刘小飞<sup>2\*</sup>

(1. 福建农林大学莘口教学林场, 福建 三明 365002; 2. 福建师范大学地理科学学院, 福建 福州 350007)

**摘要:** [目的] 研究氮(N)沉降对亚热带常绿阔叶天然林土壤有机碳和微生物群落结构的影响, 为亚热带森林生态系统碳循环过程的研究提供依据。[方法] 选取中亚热带典型米槠天然林为研究对象, 采用随机区组试验设计, 设3个N沉降水平: 对照(CK,  $0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、低N(LN,  $40 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )和高N(HN,  $80 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )。[结果] 在0~10 cm土层, 与对照相比, 高N和低N处理总微生物生物量显著增加, 低N处理土壤有机碳含量增加27.4%, 而高N对土壤有机碳无显著影响; 在10~20 cm土层, N沉降(低N和高N处理)对土层有机碳含量和总微生物及各类群生物量均无显著影响。相关分析和随机森林模型结果分析表明, N沉降导致土壤可溶性有机碳(DOC)、全氮(TN)、C/N和微生物生物量增加是驱动表层土壤有机碳累积的关键因子; 主成分分析表明, N沉降显著改变0~10 cm土层土壤微生物群落结构, 而对10~20 cm土层土壤微生物群落结构无显著影响。[结论] 在亚热带常绿阔叶天然林中, 短期低N沉降增加能够提高土壤碳储量, 但长期N沉降对土壤碳吸存的影响仍不清楚。

**关键词:** 亚热带; 常绿阔叶天然林; 氮沉降; 土壤有机碳; 微生物群落结构

**中图分类号:** S154.3

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1001-1498(2021)02-0042-08

随着农业生产化肥使用的增加和化石燃料燃烧等人类活动的加剧, 使通过大气进入陆地生态系统的氮(N)不断增加<sup>[1-2]</sup>, 已严重影响陆地生态系统碳(C)循环等关键生态学过程<sup>[1-4]</sup>。森林土壤C库是陆地生态系统土壤C库的主体(占70%), 在缓解全球气候变化中发挥重要作用<sup>[5-6]</sup>。因此, 森林土壤有机碳(SOC)库如何响应N沉降这一问题引起研究人员的极大关注<sup>[6-9]</sup>。研究表明, SOC对N沉降的响应主要表现为增加、降低和无影响<sup>[8-11]</sup>。大量研究结果表明, N沉降能增加土壤N的有效性, 提高植物的生产力和通过凋落物、细根向土壤输入的碳, 进而增加SOC积累<sup>[6, 10]</sup>; 也有研究表明, N沉降通过抑制SOC的分解来增加土壤碳, 如N沉降能降低木质素真菌的丰度和木质素

降解细胞外酶活性, 进而降低SOC分解速率<sup>[8, 10-11]</sup>。另有研究表明, 土壤pH值在影响微生物生物量和土壤碳周转方面起着主要作用, 较低pH值能抑制微生物活性, 进而降低SOC分解<sup>[12-13]</sup>。然而, 可溶性有机碳(DOC)作为碳循环中的重要组成部分<sup>[14]</sup>, 在SOC形成中起着重要作用, 但在N沉降背景下, DOC在SOC吸存中的作用尚不清楚。

土壤微生物参与了土壤大部分的生物地球化学循环过程, 在森林生态系统碳氮循环过程中起关键作用<sup>[5, 14]</sup>。研究表明, N沉降能改变土壤微生物群落结构<sup>[15-16]</sup>。由于细菌比真菌更喜欢利用碳氮比(C/N)较低的C源, N沉降降低土壤C/N, 有利于土壤细菌生长<sup>[17]</sup>。Meta分析结果也表明, N增加显著降低微生物生物量、细菌、真菌生物量和微

收稿日期: 2020-08-26 修回日期: 2020-12-18

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(31870601、31500407)

\* 通讯作者: 刘小飞. E-mail: xfliu@fjnu.edu.cn

生物呼吸<sup>[18]</sup>。Wu等<sup>[19]</sup>研究发现,经过8 a N沉降试验后,土壤严重酸化,植被物种丰富度降低,进而导致丛枝真菌微生物量含量下降,细菌生存胁迫指数增加。然而,这些研究结果主要来自温带地区,与温带地区不同,亚热带森林土壤N相对饱和<sup>[20]</sup>。因此,N沉降的增加对微生物及其群落结构的影响及其机制可能与温带不同。

有关亚热带森林生态系统对N沉降的响应已有许多研究,但这些研究主要集中在亚热带人工林中<sup>[21-22]</sup>,而针对亚热带顶级群落的常绿阔叶天然林的相关研究仍较少<sup>[8]</sup>。我国亚热带地区生物多样性高、生产力高,是我国重要的森林碳汇基地,而米楮(*Castanopsis carlesii* (Hemsl.) Hayata)是本区域地带性顶级群落主要树种之一。本研究通过野外模拟不同N沉降水平,探讨土壤有机碳含量和可溶性有机碳以及微生物群落结构的变化,以便能够更准确地理解N沉降对亚热带常绿阔叶林生态系统碳汇功能的影响,为预测未来森林生态系统对全球变化的响应与适应提供实地观测数据和理论基础。

## 1 试验地概况

试验地位于福建省三明市格氏栲自然保护区(26°11' N, 117°28' E)的米楮天然常绿阔叶林(约200年无人干扰),海拔315 m。该区域属于亚热带季风气候,夏季高温多雨,冬季低温少雨,年均气温19.4℃,年均降水量1700 mm(多集中于3—8月)。植物群落种类丰富且层次分明,其中,乔木主要有米楮、木荷(*Schima superba* Gardner et Champ.)、马尾松(*Pinus massoniana* Lamb.)、虎皮楠(*Daphniphyllum oldhamii* (Hemsl.) K. Rosenthal)等,且米楮为优势种。土壤类型为砂岩发育的山地红壤,土壤容重为1.12 g·cm<sup>-3</sup>,土壤全碳、全氮、全磷和全钾含量分别为24.5、1.86、0.21、2.9 g·kg<sup>-1</sup>。2011年调查林分时,林分密度为1955株·hm<sup>-2</sup>,郁闭为0.89度,树高为11.9 m。

## 2 研究方法

### 2.1 试验设计

2011年6月,在米楮天然林内设置12个20 m×20 m样地,相邻2个样地间隔10 m作为缓冲区。试验采用随机区组设计,设置对照(CK, 0 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、低氮(LN, 40 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、高

氮(HN, 80 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)3种处理(2011年N沉降背景值36 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>),每处理4个重复,N沉降量分每月等量(全年分12次)喷洒至相应样地。每月月初将硝酸铵(NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)溶于20 L蒸馏水,利用喷雾器均匀喷洒至相应样方内,对照处理喷洒等量蒸馏水,减少因外加水造成的森林生物地球化学循环的影响。N沉降于2012年10月开始实施。

### 2.2 土壤采集与处理

2016年7月,利用直径2 cm土钻在各处理样地中采集0~10、10~20 cm土样。在每个样地内选择10个点采集土壤样品混合成一个样品,放在冰袋中立即带回实验室。然后,去除动植物残体、小石子等杂质并过2 mm筛。样品分为2部分,一部分-20℃冷藏用于分析土壤微生物生物量,另一部分风干用于土壤理化性质的分析。

### 2.3 土壤理化性质及微生物测定

土壤总有机碳(SOC)、总氮(TN)使用元素分析仪直接测定(Elementar Analyzer Vario EL IV,德国)。用去离子水按照水土比4:1提取土壤可溶性有机碳(DOC),混合液放入震荡仪震荡30 min(7 g),然后放入高速离心机内离心15 min(1370 g),最后提取上层清液并过0.45 μm滤膜,滤液利用总有机碳分析仪(TOC-VCPH/CPN, Shimadzu,日本)测定DOC含量。土壤硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)、铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)使用氯化钾(KCl)按水土比4:1提取,采用连续流动分析仪(Skalar san++,荷兰)测定。土壤pH值使用去离子水按水土比2.5:1提取,搅拌后静置等溶液澄清后,采用玻璃电极测定(STARTER 300, OHAUS,美国)。

土壤微生物群落结构采用磷脂脂肪酸(PLFAs)法测定<sup>[16]</sup>,称4 g鲜土,经过脂类抽提、脂类分离、甲脂化后,所得溶液采用气相色谱仪(Agilent 6890 N,美国)测定,同时结合MIDI微生物识别系统(MIDI, Inc., New-ark, DE),根据各脂肪酸组分峰值保留时间确定微生物种类,微生物PLFA表征<sup>[23]</sup>见表1。

### 2.4 数据统计与分析

对所有的数据进行正态性检验(Shapiro-Wilk检验),必要时对数据进行对数转换。对不同处理之间土壤基本理化性质和各类微生物物

表1 表征微生物的 PLFAs

Table 1 PLFAs characterizing microbes

微生物类型 Microbial group	磷脂脂肪酸标记 Phospholipids fatty acid signatures
革兰氏阳性细菌 Gram-positive bacteria, GP	i14:0, i15:0, i16:0, i17:0, a15:0, a17:0
革兰氏阴性细菌 Gram-negative bacteria, GN	16:1 $\omega$ 9c, 16:1 $\omega$ 7c, 18:1 $\omega$ 7c, 18:1 $\omega$ 5c, cy17:0, cy19:0 $\omega$ 8c
真菌 Fungi	18:1 $\omega$ 9c, 18:2 $\omega$ 6c
丛枝菌根真菌 Arbuscular mycorrhizae fungi, AMF	16:1 $\omega$ 5c
放线菌 Actinomycetes, ACT	10Me 16:0, 10Me 17:0, 10Me 18:0

量的差异显著性进行多重比较 (LSD 检验)。运用混合线性模型评估 N 沉降和土层对土壤基本理化性质和各类微生物生物量的影响, N 处理和土层作为固定因子, 区组作为随机因子, 显著性水平设定为  $p < 0.05$ , 混合线性模型采用 R 包 nlme。用

表2 不同施氮处理下不同土层土壤基本理化性质的变化

Table 2 Changes of soil properties under different nitrogen level addition treatments in different layer

土层 Soil layer/cm	处理 Treatment	土壤有机碳 SOC/(g·kg <sup>-1</sup> )	总氮 TN/(g·kg <sup>-1</sup> )	碳氮比 C/N ratio	可溶性有机碳 DOC/(mg·kg <sup>-1</sup> )	pH值 pH	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/ (mg·kg <sup>-1</sup> )
0~10	HN	27.7 ± 1.9 A	1.90 ± 0.05 A	14.5 ± 0.56 A	140 ± 5 A	4.15 ± 0.12 B	33.1 ± 4.9 A	6.1 ± 1.7 A
	LN	36.7 ± 1.4 B	2.20 ± 0.04 B	16.8 ± 0.39 B	192 ± 1 B	4.01 ± 0.03 A	28.2 ± 3.1 A	6.7 ± 0.6 A
	CK	28.8 ± 0.82 A	1.87 ± 0.02 A	15.4 ± 0.23 A	127 ± 16 A	4.05 ± 0.02 A	29.3 ± 2.3 A	3.1 ± 0.6 B
10~20	HN	13.7 ± 1.1 A	1.10 ± 0.02 A	12.4 ± 0.75 A	20.4 ± 1.6 A	4.25 ± 0.02 B	23.4 ± 1.5 A	5.3 ± 1.0 A
	LN	13.8 ± 0.39 A	1.06 ± 0.03 A	13.0 ± 0.41 A	24.8 ± 2.1 B	4.23 ± 0.03 B	20.1 ± 1.0 AB	5.8 ± 1.2 A
	CK	12.6 ± 0.77 A	1.07 ± 0.04 A	11.8 ± 0.33 A	25.3 ± 0.25 B	4.34 ± 0.05 A	15.7 ± 1.3 B	6.9 ± 0.8 A
p value	N	0.04	0.99	0.17	0.04	0.007	0.95	0.02
	D	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.03
	N × D	0.55	0.85	0.18	0.46	0.007	0.43	0.03

注: 不同大写字母表示同一土层不同处理间差异显著 ( $p < 0.05$ ) N: 氮沉降; D: 土层;

Notes: Different capital letters indicate statistical significance in the same soil layer at  $p = 0.05$ . N, Nitrogen deposition; D, Soil depth.

10~20 cm 土层中, 与 CK 相比, LN 处理土壤 pH 值显著降低, 而其他理化性质均无显著变化; HN 处理后土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量显著增加, 而 pH 值和 DOC 含量显著降低, 其他理化性质无显著变化 (表 2)。

混合线性模型分析结果 (表 2) 表明: N 沉降对 SOC、DOC、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 pH 均有显著影响, 而土层对各个土壤理化性质参数均有显著影响; 此外, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 pH 受 N 沉降和土层交互作用的影

Pearson 相关系数分析在 N 沉降水平下不同土层土壤理化性质和各类微生物生物量及总微生物生物量的相关性; 采用主成分分析 (PCA) 法分析微生物群落结构差异性; 采用随机森林模型计算土壤理化性质和微生物对土壤有机碳影响的相对重要性, 使用 R 包 RandomForest 进行随机森林计算, 利用 R 包 rfPermute 检测各影响因素重要性的  $p$  值。所有统计分析均在 R (R.3.6.1) 软件中完成。

### 3 结果与分析

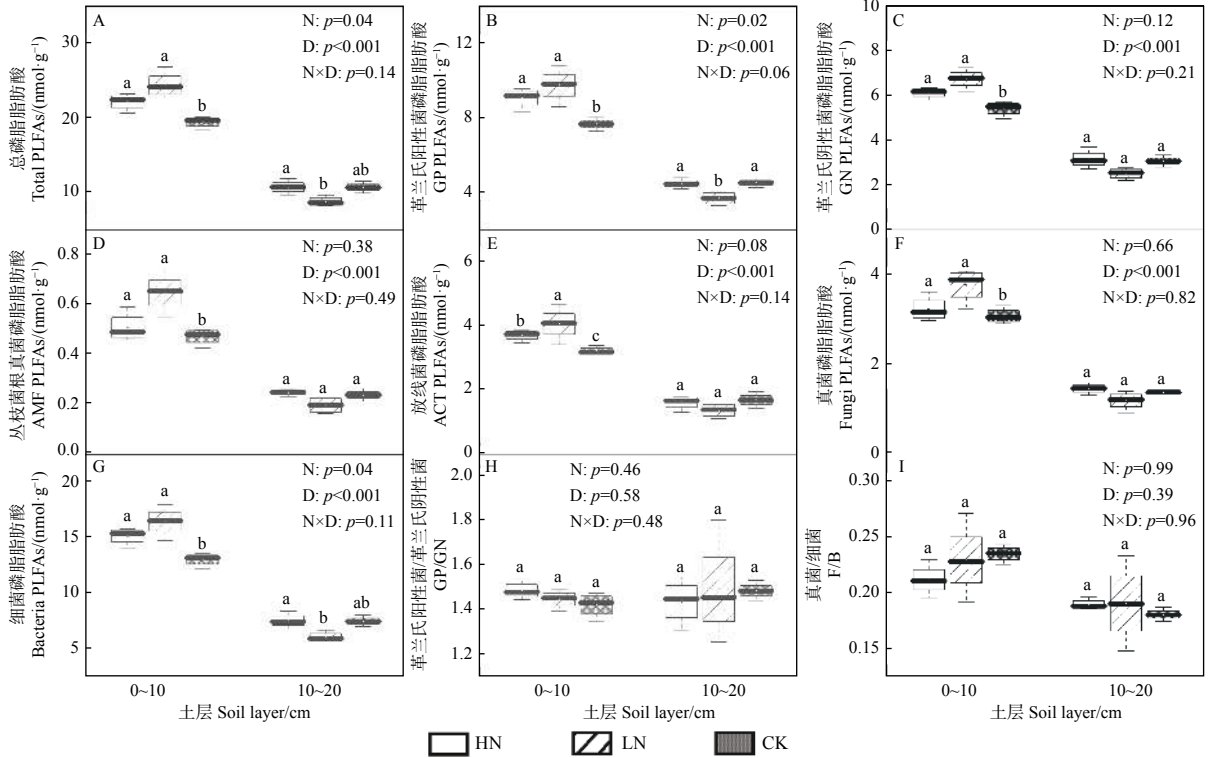
#### 3.1 N 沉降对土壤基本理化性质的影响

0~10 cm 土层中, 与 CK 相比, LN 处理显著提高了 SOC、TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、DOC 含量和 C/N, 而土壤 pH 值和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量无显著变化; HN 处理土壤 pH 值显著增加, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量增加约 1 倍, 而对 SOC、TN、DOC、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量和 C/N 比无显著影响 (表 2)。

响, 而对其它理化性质不存在交互作用。

#### 3.2 N 沉降对土壤微生物总磷脂脂肪酸 (PLFAs) 含量及群落结构的影响

图 1 表明: 0~10、10~20 cm 土层中, 不同 N 沉降水平处理下, 土壤细菌 PLFAs 含量显著大于真菌和放线菌 PLFAs 含量。不同 N 沉降水平对同一土层中不同类群微生物 PLFAs 含量的影响不同; 同时, 土层深度也是影响各类群微生物 PLFAs 含量的一个重要因素。



注: 不同字母表示同一土层不同处理间差异显著 ( $p < 0.05$ )。N: 氮沉降; D: 土层。

Notes: Different letters indicate statistical significance in the same soil layer at  $p = 0.05$ . N, Nitrogen deposition; D, Soil depth.

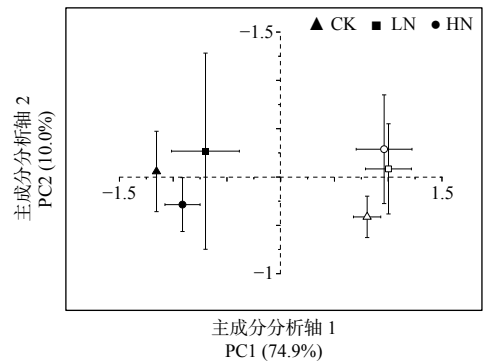
图 1 不同施氮处理下不同土层土壤微生物 PLFAs 含量

Fig. 1 PLFAs concentration of soil microbial groups in different N level addition treatments in different layer

0~10 cm 土层中, 与 CK 相比, LN 处理的总 PLFAs 以及革兰氏阳性菌、革兰氏阴性菌、丛枝菌根真菌、放线菌、真菌和细菌的 PLFAs 含量分别增加 25.4%、27.5%、24.9%、29.1%、26.3%、22.4%、26.2%, 而对 GP/GN 和 F/B 无显著影响, HN 处理与 LN 处理的结果类似 (图 1)。10~20 cm 土层中, 与 CK 相比, LN 处理革兰氏阳性菌的 PLFAs 含量降低 18.3%, 而对其它微生物类群、GP/GN 和 F/B 均无显著影响, HN 处理对各类微生物及总 PLFAs 含量均无显著影响 (图 1)。

### 3.3 微生物群落结构及土壤有机碳变化的影响因素分析

主成分分析结果 (图 2) 表明: 前 2 个主成分解释了微生物群落结构的 84.9%, 其中, 主成分 1 (PC1) 和主成分 2 (PC2) 的解释度分别为 74.9% 和 10.0%。N 沉降显著影响 0~10 cm 土壤微生物群落结构, 而对 10~20 cm 土层土壤微生物群落结构无影响。此外, 0~10、10~20 cm 土层间土壤微生物群落结构差异显著, 并且与是否 N 沉降处理无关。



注: 空心图例表示 0~10 cm 土层, 实心图例表示 10~20 cm 土层

Notes: The solid legend represents the 0-10 cm soil layer, while the hollow legend represents the 10-20 cm soil layer

图 2 不同施氮处理下土壤微生物 PLFAs 主成分分析  
Fig. 2 Principal component analysis of PLFAs composition of microbial community under different nitrogen level addition treatments

Person 相关性分析 (表 3) 发现: 在 0~10 cm 土层中, 除革兰氏阳性菌外, 其余各类微生物类型及总 PLFAs 含量与 SOC、TN 呈显著或极显著正相关; 土壤 DOC 与除放线菌外的其他各类微生物类型的 PLFAs 含量均呈显著正相关; 土壤真菌 PLFAs

表 3 土壤微生物 PLFAs 含量与土壤理化指标相关性分析

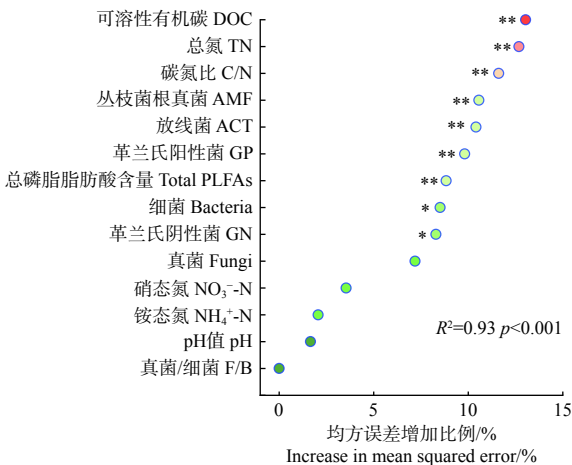
Table 3 Correlations between soil PLFA content and soil physical and chemical indicators

土层 Soil layer/cm	微生物类型 Microbial group	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	土壤有机碳 SOC	总氮 TN	碳氮比 C/N ratio	pH值 pH	可溶性有机碳 DOC
0~10	革兰氏阳性细菌 GP	-0.033	0.479	0.531	<b>0.651*</b>	0.336	-0.212	<b>0.580*</b>
	革兰氏阴性细菌 GN	-0.101	0.561	<b>0.655*</b>	<b>0.762**</b>	0.475	-0.356	<b>0.629*</b>
	细菌 Bacteria	-0.059	0.514	<b>0.582*</b>	<b>0.699*</b>	0.392	-0.269	<b>0.604*</b>
	放线菌 ACT	-0.158	0.55	<b>0.599*</b>	<b>0.688*</b>	0.435	-0.34	0.565
	真菌 Fungi	-0.046	0.4	<b>0.724**</b>	<b>0.773**</b>	<b>0.611*</b>	-0.326	<b>0.589*</b>
	总 PLFAs	-0.079	0.53	<b>0.642*</b>	<b>0.748**</b>	0.458	-0.307	<b>0.627*</b>
10~20	革兰氏阳性细菌 GP	0.113	0.066	-0.095	0.205	-0.287	0.528	-0.422
	革兰氏阴性细菌 GN	0.232	-0.031	-0.128	0.236	-0.344	0.352	-0.261
	细菌 Bacteria	0.176	0.022	-0.116	0.23	-0.329	0.469	-0.366
	放线菌 ACT	0.026	-0.072	0.02	0.346	-0.214	0.477	-0.014
	真菌 Fungi	0.133	-0.143	-0.051	0.32	-0.292	0.139	-0.094
	总 PLFAs	0.149	-0.02	-0.085	0.281	-0.319	0.45	-0.274

注Note: \*\* $p < 0.01$ , \* $p < 0.05$ .

含量与 C/N 呈显著正相关。与 0~10 cm 相比, 10~20 cm 土层中各菌群 PLFAs 含量与氨氮、硝氮、SOC、TN、pH 以及 DOC 含量无明显相关性。

随机森林模型结果 (图 3) 表明: DOC、TN、C/N、总 PLFAs、细菌、丛枝菌根真菌和放线菌是驱动 SOC 变化的主要因素, 随机森林模型能解释 SOC 变化的 93% ( $p < 0.001$ )。



注: 使用随机森林模型 100 次运行的平均平方误差 (%) 的百分比增长来评估预测变量的重要性。\*表示  $p < 0.05$ , \*\*表示  $p < 0.001$ 。

Note: The importance of predictor variables is evaluated using the percentage increase in the mean squared error (%) from 100 runs of random forest model. \*indicates  $p < 0.05$ , \*\*indicates  $p < 0.001$ .

图 3 影响土壤有机碳 (SOC) 含量变化因子的相对贡献

Fig. 3 The relative contributions of driving factors on SOC

## 4 讨论

### 4.1 N 沉降对土壤有机碳的影响

本研究结果表明, 与 CK 处理相比, LN 处理表层 (0~10 cm) 土壤有机碳含量增加 27.4%, 而 HN 处理对土壤有机碳含量无显著影响 (表 2), 这与其它野外观测和模型预测结果类似<sup>[9, 11, 24]</sup>。Frey 等<sup>[11]</sup>对哈佛森林长达 20 a N 沉降研究表明, N 沉降使土壤有机质层有机碳含量增加高达 80%, 其主要由于 N 沉降能降低土壤微生物生物量、活性和改变土壤有机质化学结构, 进而降低对土壤有机碳的矿化作用<sup>[6, 8]</sup>, 但此机制并不能解释本研究的结果, 本研究中土壤微生物生物量并没有降低反而增加 (图 2)。本研究中, N 沉降导致 SOC 含量增加的可能原因如下: 第一, 0~10 cm 土层中, LN 处理土壤 DOC 含量比 CK 增加 51% (表 2), DOC 含量的增加为微生物提供了大量的碳源, 促进了微生物的生长和繁殖 (图 1); 随机森林模型结果表明, DOC 含量与土壤中的细菌、真菌、放线菌的 PLFAs 和总 PLFAs 是影响 SOC 最重要的因素 (图 3), 这些因素可以解释 SOC 变化的 93% (图 3)。第二, SOC 与土壤微生物总 PLFAs 及其各组分呈显著的正相关 (表 3); 同时, 本试验地之前的研究表明, LN 沉降增加微生物生物量, 同时提高了土壤微生物的呼吸<sup>[25]</sup>, 土壤微生物的周转加快, 而 HN 处理刚好相反; 微生物周转加

快产生大量的微生物残体碳,而微生物残体碳是土壤有机碳的重要来源之一<sup>[26]</sup>,LN沉降增加了0~10 cm土壤氨基糖含量<sup>[27]</sup>,这也可能是本研究中土壤有机碳含量增加的重要因素之一。第三,细根是土壤有机碳的重要来源之一,前期相关研究结果表明,LN处理显著提高了0~10 cm细根生物量,而HN处理无显著影响<sup>[28]</sup>,而大量的细根输入也可能是导致LN处理土壤有机碳含量增加的主要因素之一。综上所述,本研究中,LN处理增加了土壤DOC含量、细根生物量、土壤微生物生物量并加速了微生物周转,这些因素共同作用进而使LN处理土壤有机碳含量显著增加,但HN处理对这些因子的影响不显著,导致土壤有机碳含量未发生改变。此外,本研究中,LN沉降短期内(4 a)0~10 cm土壤有机碳含量比CK增加了27.4%,其累积速率比温带地区快,这可能与亚热带地区土壤生物化学循环速率较快有关,但其驱动机制是什么?而不同剂量N沉降对土壤有机碳的影响是否具有长期效应?这些问题仍有待于进一步的研究。

#### 4.2 N沉降对土壤微生物生物量及群落结构的影响

本研究结果表明,N沉降显著增加了0~10 cm土层土壤总PLFAs及其各微生物类群的PLFAs,而对10~20 cm土层各类微生物PLFAs无显著影响(图1)。本研究中,0~10 cm土层中,LN处理下土壤SOC、TN和C/N显著大于CK(表2),且真菌PLFAs含量和SOC以及TN相关性极显著(表3)。研究表明,土壤真菌属于异养型微生物,以土壤有机质作为碳源进行生存和繁殖<sup>[29-30]</sup>。因此,N沉降显著增加表层真菌含量(图1)。细菌是土壤微生物中最活跃的组成部分,对有机质分解起重要作用,而且细菌对易利用的碳源(如低分子量、低木质素)响应更加灵敏<sup>[18, 25, 29-30]</sup>。相关性分析表明,细菌PLFAs含量与DOC、SOC呈显著正相关,表明N沉降下土壤DOC、SOC为细菌生物量增加提供了必不可少的营养物质。土壤放线菌能够分解细菌以及真菌难分解的复杂结构化合物<sup>[30]</sup>,本研究发现,LN和HN处理下,0~10 cm土层土壤放线菌含量分别比CK处理增加26%和15%,表明N沉降有利于放线菌生物量的增加。有研究表明,放线菌含量和土壤氮的有效性成正相关<sup>[31]</sup>,通过相关性发现放线菌和土壤TN的含量成显著正相关,说明N沉降提高了土壤的TN含量,进而影

响土壤放线菌含量。

N沉降改变0~10 cm土层土壤养分的有效性(如DOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量),进而对0~10 cm土层微生物生物量和群落结构产生影响。有研究认为,pH是影响微生物群落结构的关键因素<sup>[12-13, 18]</sup>,虽然本研究中N沉降改变了土壤pH值(表2),但相关性表明土壤pH和各个菌群PLFAs含量之间相关不显著(表3)。因此,本研究中,土壤pH值不是导致微生物菌群落结构变化的关键因子。Wan等<sup>[32]</sup>对亚热带杉木人工林和米老排人工林研究表明,土壤C/N是驱动土壤微生物群落结构的关键因子,本研究中,LN处理显著提高土壤C/N比(表2),C/N比增加有利于微生物对土壤养分的吸收<sup>[18, 30, 32]</sup>,进而导致土壤微生物群落结构发生改变。此外,土壤微生物群落结构的变化与氮沉降水平有关,研究表明,土壤细菌群落结构对添加N的响应是非线性的,土壤细菌群落结构的潜在变化发生在氮添加水平为16~32  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[33]</sup>。本研究中,氮沉降水平分别为40、80  $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,已超过其阈值,这也可能是引起土壤微生物群落结构发生变化的主要原因之一。

## 5 结论

通过连续4 a N沉降处理对SOC和微生物群落结构研究结果表明,LN处理有利于0~10 cm土层土壤有机碳的积累,而HN对SOC无显著影响;N沉降主要通过增加土壤DOC、TN、C/N和各类微生物生物量,加速土壤微生物的周转,进而增加SOC的积累。此外,N沉降提高了0~10 cm土壤养分有效性(如DOC和TN含量),进而改变了微生物的群落结构。研究结果表明,在短期内(<5 a)的低水平N沉降有利于亚热带地区常绿阔叶天然林土壤碳的积累。

### 参考文献:

- [1] Canfield D E, Glazer A N, Falkowski P G. The evolution and future of Earth's nitrogen cycle[J]. *Science*, 2010, 330(6001): 192-196.
- [2] Reay D S, Dentener F, Smith P, *et al.* Global nitrogen deposition and carbon sinks[J]. *Nature geoscience*, 2008, 1(7): 430-437.
- [3] Liu X, Ying Z, Han W, *et al.* Enhanced nitrogen deposition over China[J]. *Nature*, 2013, 494(7438): 459-462.
- [4] Allison S D, Lebauer D S, Ofrecio M R, *et al.* Low levels of nitrogen addition stimulate decomposition by boreal forest fungi[J]. *Soil Bio-*

- logy & Biochemistry, 2009, 41(2): 293-302.
- [ 5 ] Pan Y, Birdsey R A, Fang J, *et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests[J]. Science, 2011, 333(6045): 988-993.
- [ 6 ] Janssens I A, Dieleman W, Luyssaert S, *et al.* Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition[J]. Nature Geoscience, 2010, 3(5): 315-322.
- [ 7 ] Wu J, Liu, W, Zhang W, *et al.* Long-term nitrogen addition changes soil microbial community and litter decomposition rate in a subtropical forest[J]. Applied Soil Ecology, 2019, 142: 43-51.
- [ 8 ] Zak D R, Freedman Z B, Upchurch R A, *et al.* Anthropogenic N deposition increases soil organic matter accumulation without altering its biochemical composition[J]. Global Change Biology, 2016, 23(2): 933-944.
- [ 9 ] Chang R, Zhou W, Fang Y, *et al.* Anthropogenic nitrogen deposition increases soil carbon by enhancing new carbon of the soil aggregate formation[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2019, 124(3): 572-584.
- [10] Liu L, Greaver T. A global perspective on belowground carbon dynamics under nitrogen enrichment[J]. Ecology Letters, 2010, 13(7): 819-828.
- [11] Frey S D, Ollinger S, Nadelhoffer K, *et al.* Chronic nitrogen additions suppress decomposition and sequester soil carbon in temperate forests[J]. Biogeochemistry, 2014, 121(2): 305-316.
- [12] Du Y, Han H, Wang Y, *et al.* Plant functional groups regulate soil respiration responses to nitrogen addition and mowing over a decade[J]. Functional Ecology, 2018, 32(4): 1117-1127.
- [13] Ye C, Chen D, Hall S J, *et al.* Reconciling multiple impacts of nitrogen enrichment on soil carbon: Plant, microbial and geochemical controls[J]. Ecology Letters, 2018, 21(8): 1162-1173.
- [14] Cotrufo M F, Soong J L, Horton A J, *et al.* Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss[J]. Nature geoscience, 2015, 8(10): 776-779.
- [15] Contosta A R, Frey S D, Cooper A B. Soil microbial communities vary as much over time as with chronic warming and nitrogen additions[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 88: 19-24.
- [16] 刘彩霞, 焦如珍, 董玉红, 等. 杉木林土壤微生物区系对短期模拟氮沉降的响应[J]. 林业科学研究, 2015, 28(2): 271-276.
- [17] 周嘉聪, 刘小飞, 郑永, 等. 氮沉降对中亚热带米槠天然林微生物生物量及酶活性的影响[J]. 生态学报, 2017, 37(1): 127-135.
- [18] Zhang T, Chen H Y H, Ruan H. Global negative effects of nitrogen deposition on soil microbes[J]. The ISME Journal, 2018, 12(7): 1817-1825.
- [19] Wu J, Liu W, Fan H, *et al.* Asynchronous responses of soil microbial community and understory plant community to simulated nitrogen deposition in a subtropical forest[J]. Ecology and Evolution, 2013, 3(11): 3895-3905.
- [20] Lu X, Gilliam F S, Yu G, *et al.* Long-term nitrogen addition decreases carbon leaching in nitrogen-rich forest ecosystem[J]. Biogeosciences, 2013, 10(6): 3931-3941.
- [21] 余汉基, 蔡金桓, 薛立, 等. 模拟外源性氮磷对马占相思凋落叶分解及土壤生化特性的影响[J]. 林业科学研究, 2018, 31(2): 107-113.
- [22] Tu L, Hu T, Zhang J, *et al.* Nitrogen addition stimulates different components of soil respiration in a subtropical bamboo ecosystem[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 58: 255-264.
- [23] Frostegård Å, Tunlid A, Bååth E. Use and misuse of PLFA measurements in soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(8): 1621-1625.
- [24] Kazanski C E, Riggs C E, Reich P B, *et al.* Long-term nitrogen addition does not increase soil carbon storage or cycling across eight temperate forest and grassland sites on a sandy outwash plain[J]. Ecosystems, 2019, 22(7): 1592-1605.
- [25] Zhou J, Liu X, Xie J, *et al.* Nitrogen addition affects soil respiration primarily through changes in microbial community structure and biomass in a subtropical natural forest[J]. Forests, 2019, 10(5): 435.
- [26] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage[J]. Nature Microbiology, 2017, 2(8): 1-6.
- [27] Fan Y, Yang L, Zhong X, *et al.* N addition increased microbial residual carbon by altering soil P availability and microbial composition in a subtropical *Castanopsis* forest[J]. Geoderma, 2020, 375: 114470.
- [28] 邓飞. 模拟氮沉降对中亚热带常绿阔叶林细根生物量和生产量的影响研究[D]. 福建: 福建师范大学, 2014.
- [29] 邓娇娇, 朱文旭, 张岩, 等. 辽西北风沙区不同人工林土壤真菌群落结构及功能特征[J]. 林业科学研究, 2020, 33(1): 44-54.
- [30] Paul E A. Soil microbiology, ecology and biochemistry[M]. Elsevier: Academic press, 2014.
- [31] 费裕翀, 吴庆锥, 路锦, 等. 林下植被管理措施对杉木大径材林土壤细菌群落结构的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(2): 407-416.
- [32] Wan X, Huang Z, He Z, *et al.* Soil C: N ratio is the major determinant of soil microbial community structure in subtropical coniferous and broadleaf forest plantations[J]. Plant and Soil, 2015, 387(1-2): 103-116.
- [33] Liu W, Jiang L, Yang S, *et al.* Critical transition of soil bacterial diversity and composition triggered by nitrogen enrichment[J]. Ecology, 2020, 101(8): e03053.

# Effects of Nitrogen Deposition on Soil Organic Carbon and Soil Microbial Communities in a Natural *Castanopsis carlesii* Forest

LIU Chun-hua<sup>1</sup>, WU Dong-mei<sup>2</sup>, LIU Yu-hui<sup>1</sup>, CHEN Hui<sup>1</sup>, SHEN Bao-gui<sup>1</sup>, JANG Zong-kai<sup>1</sup>, LIU Xiao-fei<sup>2</sup>

(1. Xinkou Experimental Forest Farm of Fujian Agriculture and Forestry University, Sanming 365002, Fujian, China;

2. School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, Fujian, China)

**Abstract:** [Objective] To study the effects of N deposition on soil organic carbon and microbial community structure in subtropical evergreen broadleaved natural forest, in order to better understand the response of forest ecosystem to future N deposition and develop effective mitigation strategies. [Method] An N addition experiment was designed to evaluate the effect of N deposition on soil carbon (C) and soil microbial communities in a natural *Castanopsis carlesii* forest in subtropical China. In this study, randomized block design was adopted with three-levels of N addition, viz. control (CK, 0 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>), low N (LN, 40 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>) and high N (HN, 80 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>). [Result] Compared with the CK, the total microbial biomass examined by phospholipid fatty acid analysis (PLFA) were insignificantly increased in LN and HN treatment. The SOC concentration in LN treatment was 27.4% higher than that in CK treatment in 0-10 cm depth, while no significant effect being observed in HN. There were no significant effects of N addition on SOC concentration at the 10-20 cm soil depth in both LN and HN treatment. LN treatment significantly increased the total biomass and the biomass of each microbial component, while there was no significant effect in HN treatment at the 0-10 cm soil depth. Correlation analysis and random forest model analysis showed that increased dissolved organic carbon (DOC) concentration, total nitrogen (TN) concentration, C/N ratio and the increase of total microbial biomass under N deposition are the key factors driving soil organic C accumulation. Principal component analysis showed that N deposition significantly changed the microbial community at the 0-10 cm soil depth while not in the 10-20 cm depth. [Conclusion] Short term elevated atmospheric N inputs can increase forest soil C storage by increasing DOC concentration and microbial biomass in subtropical natural forest, while the long-term effects of N deposition on soil C sequestration remains unknown.

**Keywords:** subtropics; evergreen broadleaved natural forest; nitrogen deposition; soil organic carbon; microbial community composition

(责任编辑: 徐玉秀)