

不同凋落叶和磷添加对亚热带马尾松土壤有机碳氮组分的影响

吴晓霞^{1,2}, 元晓春^{1,2,3*}, 梅孔灿^{1,2}, 刘苑苑^{1,2}, 陈文伟⁴, 陈岳民^{1,2}

(1. 福建师范大学地理科学学院, 福建福州 350007; 2. 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福建福州 350007; 3. 武夷学院旅游学院, 福建武夷山 354300; 4. 福建戴云山国家级自然保护区管理局, 福建泉州 362500)

摘要 [目的]探究凋落叶、P添加及其交互作用对有机碳(SOC)和有机氮(SON)组分的影响。[方法]以马尾松土壤为研究对象,通过为期125 d的室内培养试验,探究了3种凋落叶添加(马尾松、火力楠和枫香)和P添加(KH_2PO_4)对土壤SOC和SON组分的影响。[结果]凋落叶添加和P添加均显著降低了惰性碳(RP-C)组分的含量,两者共同添加时表现出较强的交互作用。凋落叶对SOC和SON的影响受土壤P有效性的影响,P添加加速了凋落叶添加下土壤微生物对原有RP-C的分解。冗余分析显示,氨态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和有效磷(AP)是SOC组分重要的影响因子,而SON组分重要的预测因子是可溶性有机氮(DON)和微生物生物量磷(MBP)。[结论]P添加会促进凋落叶在土壤的分解和转化,且凋落叶的输入增加了对RP-C的分解,这将进一步加速SOC的周转。

关键词 凋落叶; P添加; 两步酸水解; 土壤有机碳、氮组分; 酶活性

中图分类号 S714 文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2023)24-0104-07

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2023.24.023

开放科学(资源服务)标识码(OSID):

**Effects of Different Litter Leaves and Phosphorus Addition on Soil Organic Carbon and Nitrogen Components of *Pinus massoniana* Soil in Subtropics**WU Xiao-xia^{1,2}, YUAN Xiao-chun^{1,2,3}, MEI Kong-can^{1,2} et al (1. College of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou, Fujian 350007; 2. Cultivation Base of State Key Laboratory of Humid Subtropical Mountain Ecology, Fuzhou, Fujian 35000; 3. College of Tourism, Wuyi University, Wuyishan, Fujian 354300)

Abstract [Objective] To investigate the effects of leaf litter, P addition, and their interactions on changes in SOC and SON components. [Method] The effects of three kinds of withered leaf additions (*Michelia macclurei*, *Pinus masson* and *Liquidam fortiana*) and P addition (KH_2PO_4) on SOC and SON components were investigated through a 125-day indoor culture experiment with the soil of *Pinus massoniana* as the research object. [Result] The results showed that both leaf litter addition and P addition significantly reduced the content of recalcitrant C (RP-C) component, and they showed a strong interaction. The effects of leaf litter on SOC and SON were influenced by soil P availability, and P addition accelerated the decomposition of original recalcitrant C by soil microorganisms under leaf litter addition. Redundancy analysis showed that ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) and available phosphorus (AP) were the most important influencing factors of SOC fraction, while dissolved organic carbon (DON) and microbial biomass phosphorus (MBP) were the most important predictors of SON fraction. [Conclusion] P addition can promote the decomposition and transformation of leaf litter in soil, and the input of leaf litter increases the decomposition of recalcitrant C, which will further accelerate the turnover of SOC. This study will provide a scientific basis for the study of carbon and nitrogen cycling in subtropical soil with increased litter input and P limitation and forest soil management in Daiyunshan Nature Reserve.

Key words Leaf litter; Phosphorus addition; Two-step acid hydrolysis; Carbon and nitrogen components; Enzyme activity

土壤有机碳(SOC)和土壤有机氮(SON)对维持生态系统功能具有重要作用,尤其在提高土壤和生态系统的可持续性和生产力方面至关重要^[1]。土壤碳库是陆地生态系统中最大的碳库,其碳储量约为1 550 Gt(深可达1 m),是大气或植被碳库的2.5~3.0倍^[2]。作为生态系统碳循环的关键因子,SOC微小的动态变化会对外界 CO_2 的排放产生重大影响,最终导致气候的正反馈^[3];而SON是矿质氮的源和库,占全氮90%以上,是土壤供氮潜力的主要贡献者。因此,识别和控制SOC和SON的动态变化对于评估陆地生态系统碳、氮通量及全球碳氮模型的预测至关重要。

SOC和SON成分复杂多样,目前对其不同成分动态的单独研究仍存在技术挑战。通常,活性组分是植物和微生物所需养分的直接供应库;而顽固性组分更多地表现为土壤碳、氮的长期储存状态^[4]。根据难易降解程度及分解速率,两步酸水解法可以将SOC和SON划分为活性组分和顽固性

组分(包括慢性、惰性组分)^[5]。这将为探究SOC和SON不同组分动态变化,厘清SOC和SON组分对环境变化的响应及其关键影响因素提供可能。

全球气候变暖情境下,植物光合作用的加强将促进植物生物量增长,引起植物生命周期过程中凋落物增加。通常而言,由于不同森林类型的凋落叶数量和质量不同,其SOC和SON的含量会存在差异。现有研究表明,凋落物增加会显著降低SOC和SON中的活性组分,增加惰性组分,从而增强土壤碳、氮稳定性^[6]。其可能原因在于凋落叶输入会改变土壤-凋落叶层的理化性质和生物特性,如有效氮的含量、微生物群落和酶活性^[7-8],但对其具体影响过程还缺乏系统认识。此外,近20年亚洲和欧洲大气磷(P)沉降呈显著上升趋势^[9],也增加了森林土壤P元素的供应。P元素是植物生长不可或缺的重要养分,P供应增加可以提供有效的P源,减少微生物为获取P而对SOC的利用,从而减少SOC的分解^[8]。有研究表明,P添加对SOC的贡献可能是由于通过增加残体分解酶的活性来改变土壤微生物生物量^[10-11]。Fang等^[12]研究发现,P添加会通过改变微生物群落和纤维生物苷酶活性增加SOC积累。刘仁^[13]研究表明, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、N:P、全P等理化性质是调控土壤微生物群落的主导因子。但目前

基金项目 福建省自然科学基金项目(2020J01397, 2020J01142)。**作者简介** 吴晓霞(1995—),女,福建三明人,硕士研究生,研究方向:森林土壤生态学。*通信作者,助教,博士,从事森林生态学研究。**收稿日期** 2023-01-20; **修回日期** 2023-02-06

对 P 添加如何调控 SOC 和 SON 组分变化还不够深入。由此可见,凋落叶添加和 P 添加对 SOC 和 SON 组分均存在重要影响,但其作用机制仍有待进一步探索,特别是对两者共同添加如何影响 SOC 和 SON 组分还知之甚少。

马尾松 (*Pinus massoniana*, PM) 是我国重要的乡土树种之一,具有分布面积广,经济价值高,用途广,适应性强等特点,广泛分布于我国亚热带地区,并延至北热带^[14]。前期试验发现,针叶树种马尾松、阔叶树种火力楠 (*Michelia macclurei*, MM) 和阔叶树种枫香 (*Liquidambar formosana*, LF) 的凋落叶因 C:N 不同而质量差异较大^[14]。因此,笔者采用双因素试验设计,在亚热带马尾松林土壤中单独或共同添加不同质量凋落物和 P,通过 125 d 的室内培养试验,探究马尾松、火力楠和枫香 3 种凋落叶和 P 添加对 SOC 和 SON 的影响过程及机制,并阐明影响有机碳氮组分的关键因子,以期预测环境变化对亚热带土壤 SOC、SON 循环过程的影响,为亚热带森林土壤碳氮循环过程及机制研究提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区域与样地概况 试验土壤样品采集于福建戴云山国家级自然保护区 (25°38'07"~25°43'40"N, 118°05'22"~118°20'15"E), 该区属于典型的亚热带海洋性季风气候,海拔为 700~1 500 m。年均温为 19.5 °C,年降水量为 1 700~2 000 mm (主要集中在 3—9 月),年雾日达 220 d^[15],土壤以花岗岩风化发育而成的红壤为主。2019 年 5 月在马尾松林下去除表面凋落叶后随机选点取样,多点混合成 1 个土壤样品,研磨过 2 mm 土壤筛,混匀后 4 °C 保存备用。

1.2 试验设计与培养 采用双因素试验设计,选择马尾松、火力楠和枫香 3 个树种进行凋落叶添加,同时分别做施 P 和不施 P 处理。试验共 8 个处理,包括对照 (CT), P 单独添加 (P), 马尾松凋落叶单独添加 (PM), 火力楠凋落叶单独添加 (MM), 枫香凋落叶单独添加 (LF), 马尾松凋落叶+P 共同添加 (PM+P), 火力楠凋落叶+P 共同添加 (MM+P), 枫香凋落叶+P 共同添加 (LF+P), 每处理 3 次重复。具体操作如下: 每个处理称取经含水率换算后含 100 g 干土重的鲜土于 500 mL 培养瓶中,将不同树种叶片风干磨碎后按照原有 SOC 2% 的比例进行凋落叶 C 的添加 (20 mg/g SOC), 能刺激微生物活性^[16]。P 添加形式为 KH_2PO_4 , 依据田间管理方式施 P 量为 30 mg/kg^[17]。每处理 3 次重复,将培养瓶置于 25 °C 培养箱中培养,调节土壤含水率到田间最大持水量的 60%。培养 125 d 后测定各项指标数据。

1.3 测定项目与方法 土壤基本理化性质的测定:pH 采用电位法,以土:水为 1:2.5 进行混合,振荡静置后用 pH 计 (PHS-3B) 测定;可溶性有机碳 (DOC) 用去离子水以土:水为 1:4 浸提,振荡离心,上清液用 0.45 μm 滤膜过滤后,用总有机碳分析仪 (TOC-VCPH/CPN, Japan) 测定;氨态氮 (NH_4^+) 和硝态氮 (NO_3^-) 用 KCl 溶液浸提后,经振荡、离心、过滤,于 24 h 内使用连续流动分析仪 (SKALAR San++, Netherlands) 测定^[18];总磷 (TP) 采用凯氏消煮法提取后用连续流动分析仪 (SKALAR San++, Netherlands) 测定;土壤有机碳 (SOC) 和

总氮 (TN) 等采用碳氮元素分析仪 (Elementar Vario MAX, Germany) 测定^[19];有效磷 (AP) 用 0.5 mol/L NaHCO_3 提取^[20],采用连续流动分析仪 (SKALAR San++, Netherlands) 测定。

土壤 SOC、SON 的测定:采用 2 步酸水解法酸解 SOC、SON 组分^[21],即在 1 g 通过 0.149 mm 筛的风干土样中加入 20 mL 5 mol/L H_2SO_4 ,在密封的消煮管中用 105 °C 水解 30 min,离心、过滤回收水解产物。用 20 mL 去离子水洗涤残渣,并将洗涤剂加入水解液中。将水解产物作为不稳定库 I (LPI),分析不稳定库 I 的 C (活性碳, LPI-C) 和 N (活性氮, LPI-N)。剩下的残渣用 2 mL 26 mol/L H_2SO_4 在室温下连续摇动水解过夜。然后用去离子水稀释酸的浓度到 2 mol/L,在 105 °C 下水解 3 h,多次振荡。水解产物的回收方式与 LPI 相同。将第 2 个水解产物作为不稳定库 II (LPII),分析其 C (慢性碳, LPII-C) 和 N (慢性氮, LPII-N)。不稳定库 I 主要含有植物来源的多糖 (如半纤维素和淀粉) 和微生物来源的多糖 (主要是微生物细胞壁),而不稳定库 II 主要由纤维素组成^[22-23]。顽固性 C (RP-C) 和 N (RP-N) 库计算为总 SOC、SON 库 (即 SOC 或 TN) 与不稳定库 (LPI 和 LPII 之和) 的差值。

土壤微生物生物量的测定:微生物生物量碳 (MBC) 用氯仿熏蒸-浸提法^[24]提取,用总有机碳分析仪 (TOC-VCPH/CPN, Japan) 测定。微生物生物量氮 (MBN) 提取方法同 MBC,采用连续流动分析仪 (SKALAR San++, Netherlands) 测定。微生物生物量磷 (MBP) 采用氯仿熏蒸- NaHCO_3 浸提法^[25]提取,测定仪器同 MBN。土壤 MBC、MBN 及 MBP 的计算见梅孔灿等^[14]的文献。

土壤微生物酶活性的测定:测定 4 种水解酶 [纤维素水解酶 (CBH)、 β -葡萄糖苷酶 (βG)、 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶 (NAG) 和酸性 P 酸酶 (ACP)] 活性和 2 种氧化酶 [酚氧化酶 (PHO) 和过氧化物酶 (PEO)] 活性。测定方法参考 Saiya-Cork^[26-27] 的文献。

1.4 数据分析 数据处理和统计分析采用 Excel 2019 和 SPSS 25.0 软件,冗余分析 (RDA) 采用 Canoco 5 软件,作图采用 Origin 9.0 软件。不同处理间各指标的差异显著性采用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 和邓肯方差分析法 (Duncan) 计算。凋落叶、P 添加以及两者交互作用对土壤理化性质、SOC、SON 组分、土壤微生物生物量和土壤酶活性等指标的影响采用双因素方差分析 (Two-way ANOVA) 进行分析处理。RDA 以不同凋落叶和 P 添加处理的 SOC 组分和 SON 组分为响应变量,以基本理化性质、土壤微生物生物量和酶活性为解释变量进行分析。

2 结果与分析

2.1 土壤基本理化性质 培养结束时,凋落叶添加对 N 有效性的影响显著,凋落叶添加显著降低了 DON ($P=0.002$)、 NH_4^+-N ($P<0.001$) 和 NO_3^--N ($P=0.007$) 的含量,凋落叶和 P 共同添加时,进一步降低了土壤中 DON 和 NH_4^+-N 的含量。P 添加处理对 TN 和 C:N 无影响,但当凋落叶添加 TN 和 C:

N 极显著降低 ($P<0.01$), 且凋落叶和 P 添加交互作用显著 ($P<0.05$)。凋落叶添加对 TP 和 C:P 的影响与 TN 和 C:N 一致 ($P<0.05$), 但 P 添加整体上提高了土壤 TP 的含量和

AP 含量 ($P<0.001$), 降低了 C:P 的含量 ($P<0.001$), 且极显著降低了 DOC 的含量 ($P<0.01$) (表 1、2)。

表 1 凋落叶和 P 添加培养 125 d 后土壤的基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of soil after 125 days of leaf litter culture and phosphorus addition

处理 Treatment	SOC g/kg	TN g/kg	C:N	TP mg/kg	C:P	pH	DOC mg/kg	DON mg/kg	NH ₄ ⁺ -N mg/kg	NO ₃ ⁻ -N mg/kg	AP mg/kg
CT	68.79 a	5.10 a	13.49 cd	392.00 a	175.51 bc	3.58 a	269.30 a	19.69 ab	137.61 a	111.01 a	2.80 d
P	67.33 b	5.23 a	12.87 d	410.67 a	164.09 c	3.56 ab	245.03 b	24.45 a	135.19 ab	111.53 a	7.00 a
PM	70.16 a	5.04 a	13.93 bc	361.33 b	194.23 a	3.56 ab	268.46 a	16.53 bc	132.02 b	107.62 ab	4.07 c
PM+P	69.13 a	4.67 bc	14.82 ab	402.67 a	171.98 c	3.55 b	254.99 ab	13.02 c	122.24 c	106.44 ab	6.67 ab
MM	69.45 a	4.97 ac	13.90 abc	362.67 b	191.62 a	3.55 b	265.11 a	19.92 ab	125.52 c	102.21 b	3.60 cd
MM+P	69.05 a	4.67 b	14.87 a	402.67 a	171.50 c	3.56 ab	256.51 ab	13.47 c	122.13 c	101.78 b	6.27 ab
LF	68.46 a	4.68 bc	14.63 ab	368.00 b	186.32 ab	3.57 ab	260.65 ab	17.20 bc	125.89 c	106.21 ab	3.13 cd
LF+P	69.90 a	4.94 ab	14.16 abc	393.33 a	177.72 bc	3.56 ab	252.48 ab	13.81 c	122.40 c	104.88 ab	6.00 b

注: 同列不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。

Note: The different lowercase letters in the same column indicate significant differences between treatments ($P<0.05$).

表 2 各处理 P 值

Table 2 P value of each treatment

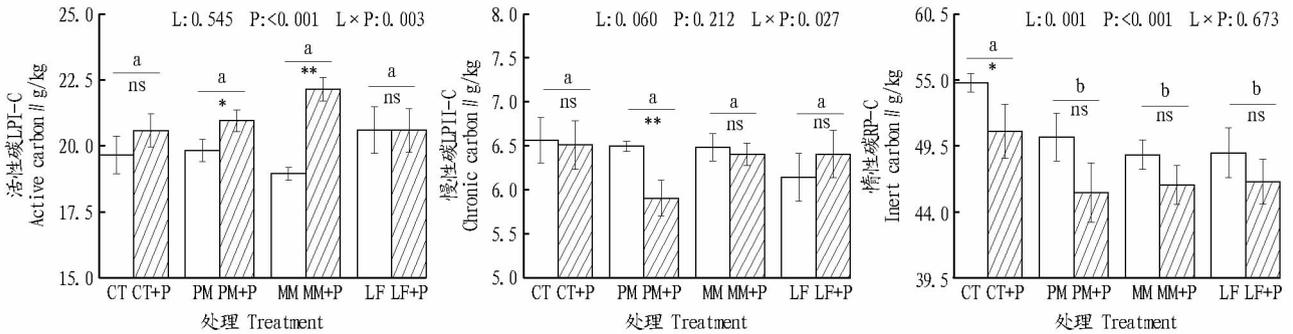
处理 Treatment	SOC g/kg	TN g/kg	C:N	TP mg/kg	C:P	pH	DOC mg/kg	DON mg/kg	NH ₄ ⁺ -N mg/kg	NO ₃ ⁻ -N mg/kg	AP mg/kg
L	0.334	0.009	0.002	0.016	0.018	0.094	0.760	0.002	<0.001	0.007	0.117
P	0.564	0.324	0.434	<0.001	<0.001	<0.001	0.004	0.083	0.001	0.711	<0.001
L×P	0.389	0.017	0.037	0.253	0.320	0.145	0.499	0.021	0.135	0.975	0.060

注: L, P 和 L×P 分别表示双因素分析中凋落叶添加、P 添加以及凋落叶和 P 共同添加的主效应。

Note: L, P and L×P respectively represent the main effects of litters addition, P addition and litters and P addition in the two-factor analysis.

2.2 不同处理对 SOC 和 SON 的影响 结果显示, 单独凋落叶添加和单独 P 添加均极显著降低了 RP-C 组分的含量 ($P<0.01$)。相比于单独凋落叶添加, 凋落叶和 P 共同添加对活性碳 LPI-C 和慢性碳 LPII-C 的影响更加显著。具体而

言, 相比于 PM 单独添加, PM+P 处理下 LPI-C 组分的含量显著增加, 而 LPII-C 组分的含量极显著降低 ($P<0.01$); 相比于 MM 处理, MM+P 处理则极显著增加了 LPI-C 组分含量 ($P<0.01$) (图 1)。



注: 不同小写字母表示不同凋落叶处理间差异显著 ($P<0.05$); * 和 ** 分别表示在相同凋落叶添加下是否加 P 处理间差异显著 ($P<0.05$) 和极显著 ($P<0.01$); ns 表示无显著差异 ($P>0.05$)。

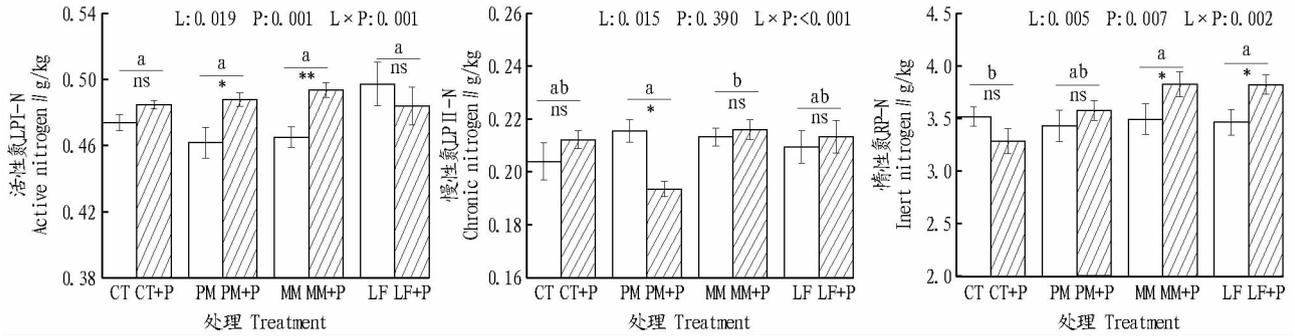
Note: Different lowercase letters indicate significant differences in different litters treatments ($P<0.05$); * and ** respectively indicate significant ($P<0.05$) and extremely significant ($P<0.01$) differences between the addition of P and non-addition of P under the same litters substrate; "ns" indicates no significant differences ($P>0.05$).

图 1 凋落叶和 P 添加培养 125 d 后土壤活性碳、慢性碳、惰性碳的含量

Fig. 1 Contents of soil active C, chronic C and inert C after 125 days of leaf litter and P addition culture

凋落叶添加对各 SON 组分有显著影响 ($P<0.05$), 但各处理之间, 只有 MM 和 LF 2 种凋落叶添加显著增加了土壤中 RP-N 组分的含量 ($P<0.05$)。单独 P 添加对各 SON 组分均无显著影响, 但相比单独凋落叶添加处理, PM+P 处理显著增加了 LPI-N 组分, 而降低了 LPII-N 组分 ($P<0.05$);

MM+P 处理极显著提高了 LPI-N 组分 ($P<0.01$), 显著提高了 RP-N 组分的含量 ($P<0.05$); LF+P 处理也显著提高了 RP-N 组分的含量 ($P<0.05$)。此外, 凋落叶和 P 添加处理对各 SON 组分均有极显著交互作用 ($P<0.01$) (图 2)。



注:不同小写字母表示不同凋落叶处理间差异显著($P<0.05$); * 和 ** 分别表示在相同凋落叶添加下是否加 P 处理间差异显著($P<0.05$)和极显著($P<0.01$);ns 表示无显著差异($P>0.05$)。

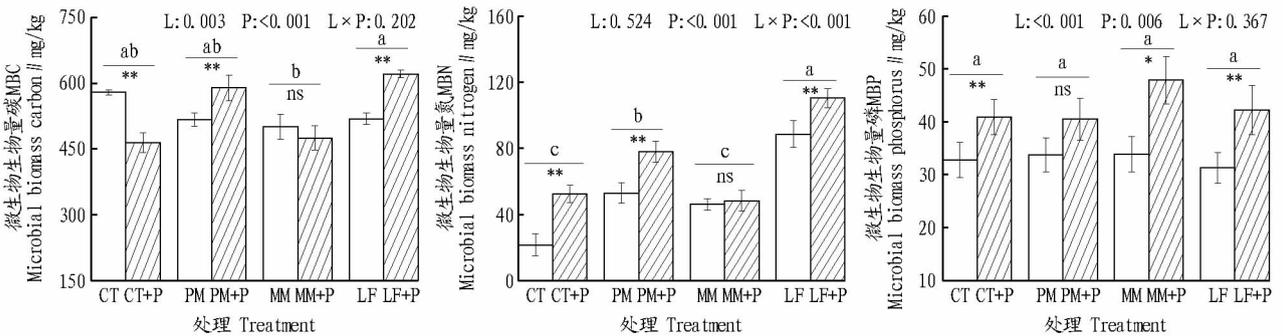
Note: Different lowercase letters indicate significant differences in different litters treatments ($P<0.05$); * and ** respectively indicate significant ($P<0.05$) and extremely significant ($P<0.01$) differences between the addition of P and non-addition of P under the same litters substrate; "ns" indicate no significant differences ($P>0.05$).

图 2 凋落叶和 P 单独或共同添加培养 125 d 后土壤活性氮、慢性氮、惰性氮的含量

Fig.2 Contents of soil active N, chronic N and inert N after 125 days of litters and P addition culture

2.3 土壤微生物生物量和酶活性的变化 P 和凋落叶添加对微生物影响显著,且不同凋落叶添加具有一定差异。具体而言,P 添加处理对 3 种微生物生物量均有极显著影响($P<0.01$),P 添加极显著降低了 MBC,而极显著增加了 MBN 和 MBP ($P<0.01$)。单独凋落叶添加时,对 MBC 和 MBP 影响不

显著($P>0.05$),而 PM 和 LF 2 种凋落叶添加极显著增加了 MBN 的含量($P<0.01$)。比较单独添加与共同添加对微生物量影响发现,其影响效应具有一定差异,对 MBN 表现出较强的交互作用(图 3)。



注:不同小写字母表示不同凋落叶处理间差异显著($P<0.05$); * 和 ** 分别表示在相同凋落叶添加下是否加 P 处理间差异显著($P<0.05$)和极显著($P<0.01$);ns 表示无显著差异($P>0.05$)。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences ($P<0.05$) in different litters treatments; * and ** respectively indicate significant ($P<0.05$) and extremely significant ($P<0.01$) differences between the addition of P and non-addition of P under the same litters substrate; "ns" indicates no significant differences ($P>0.05$).

图 3 凋落叶和 P 单独或共同添加培养 125 d 后土壤的微生物生物量

Fig.3 The content of microbial biomass in soil after 125 days of leaf litter and P addition culture

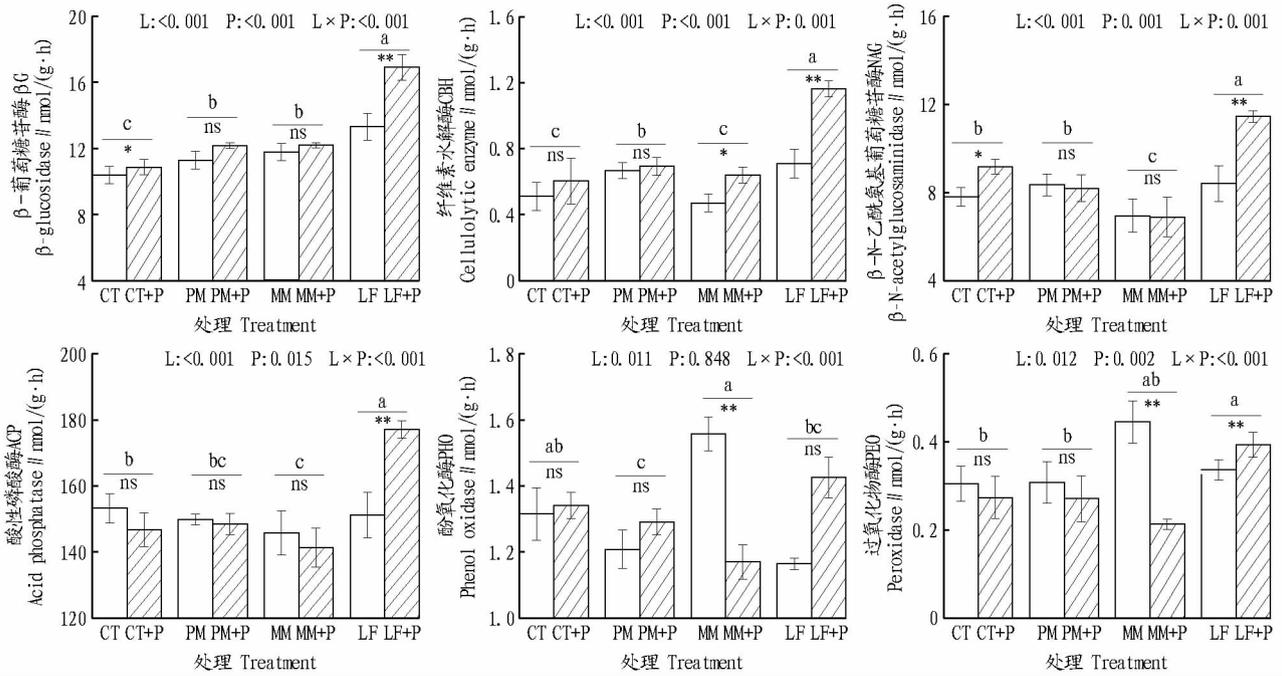
经 125 d 培养后,对土壤中 6 种酶活性进行测定。结果显示,凋落叶添加对 4 种土壤水解酶作用极显著($P<0.001$),对 2 种土壤氧化酶作用显著($P<0.05$);而 P 添加处理除对 PHO 影响不显著外($P=0.848$),对另外 5 种酶均具有显著($P<0.05$)或极显著影响($P<0.01$);同时,P 和凋落叶共同添加对 6 种土壤酶均具有极显著的交互作用($P<0.001$)。具体而言,单独 P 添加显著增加了 β G 和 NAG 2 种水解酶的含量($P<0.05$),对其他土壤酶则影响不显著($P>0.05$)(图 4)。

2.4 SOC 和 SON 与环境因子的相关性 土壤环境因子对 SOC 组分的解释度达 78.99%,其中第 1 轴解释度为 75.37%,第 2 轴解释度为 3.62%。对 SOC 组分存在显著影响的因子包括 NH_4^+-N 、AP、PEO 和 C:P,其中 NH_4^+-N (64.7%)解释度

最高,其次为 AP(9.2%)。在所有 SOC 组分中,RP-C 与环境因子相关程度最高,其次为 LPI-C 组分。从 RDA 结果可以看出,相同处理的平行样在 RDA1 轴上分布较为集中,而在 RDA2 轴上分布较为分散,可见 NH_4^+-N 和 AP 2 个环境因子在不同处理间的影响效果更为显著,而 PEO 和 C:P 的差异更易造成同一处理的平行样品间 SOC 组分的差异(图 5A)。

土壤环境因子对 SON 组分的解释度达 73.30%,其中第 1 轴解释度为 73.17%,第 2 轴解释度为 0.13%。对 SON 组分存在显著影响的因子包括 DON、MBP、TN、MBC 和 β G,其中对 SON 组分解释度最高的是 DON(44.6%),其次是 MBP(10.2%)。在所有 SON 组分中,RP-N 与环境因子相关程度最高,其次为 LPI-N 组分。这与 SOC 组分与环境因子关系

情况类似,RP-N 易受到环境因子的影响,其次是 LPI-N 组 分(图 5B)。



注:不同小写字母表示不同凋落叶处理间差异显著 ($P < 0.05$); * 和 ** 分别表示在相同凋落叶添加下是否加 P 处理间差异显著 ($P < 0.05$) 和极显著 ($P < 0.01$); ns 表示无显著差异 ($P > 0.05$)。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences ($P < 0.05$) in different litters treatments; * and ** respectively indicate significant ($P < 0.05$) and extremely significant ($P < 0.01$) differences between the addition of P and non-addition of P under the same litters substrate; "ns" indicates no significant differences ($P > 0.05$).

图 4 凋落叶和 P 添加培养 125 d 后土壤的水解酶和氧化酶

Fig.4 Hydrolase and oxidase in soil after 125 days of leaf litter and phosphorus addition culture

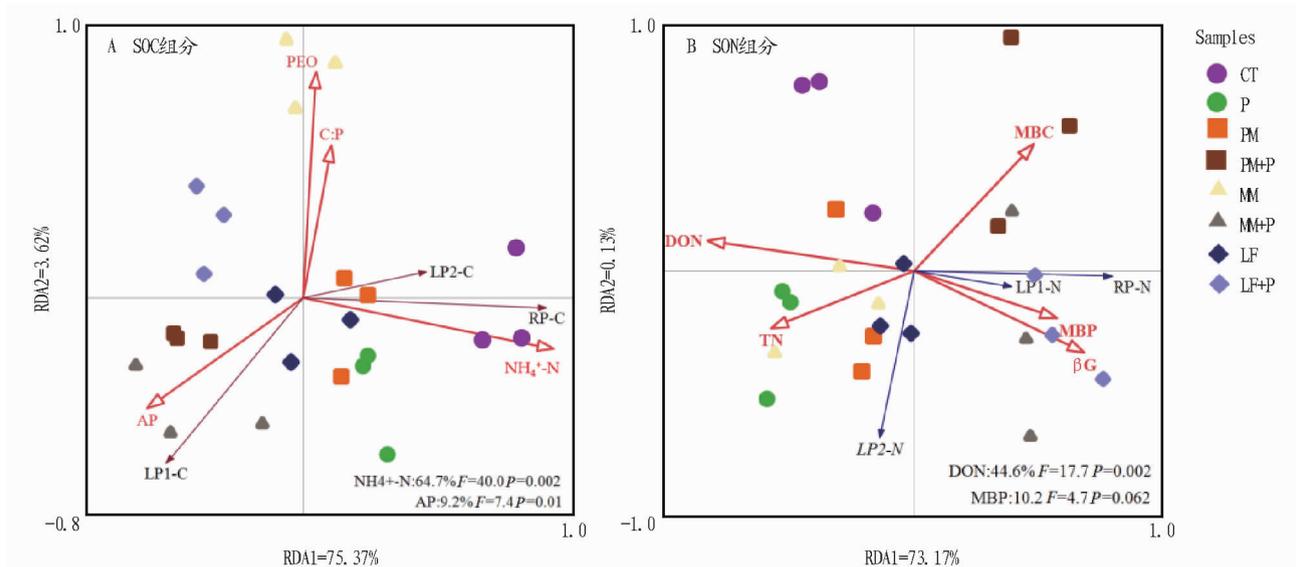


图 5 凋落叶和 P 添加培养 125 d 后土壤 SOC、SON 组分差异的冗余分析

Fig.5 Redundancy analysis diagram of soil carbon and nitrogen components differences after 125 days of leaf litter and P addition culture

3 讨论

3.1 凋落叶添加对 SOC 和 SON 的影响 该研究中凋落叶添加仅显著降低了 RP-C 组分,表明相比于 LPI-C 组分,难降解 C 组分更易受到不稳定碳输入的影响,这与 Chen 等^[28]的研究结果一致。这可能是由于分解难降解 C 组分的土壤微生物,其 C 限制阈值相对较高,微生物休眠比例较大,当新

鲜 C 输入时,这种微生物更高比例被激活从而加速难降解 C 的分解。陈子豪等^[29]研究发现,在有新鲜碳输入的生态系统中,活性碳的含量会增加。但该研究中,土壤中总的 SOC 并无显著变化,这可能是由于新鲜碳的输入激活了更多微生物分泌更多胞外酶,从而增加了对 SOC 的利用。

此外,不同凋落叶添加对 LPI-N 和 LPII-N 2 种 SON 组

分无显著性影响,但 MM 和 LF 2 种凋落叶添加显著提升了土壤 RP-N 组分的含量。可能的原因在于 MM 和 LF 2 种均为阔叶树种凋落叶,相对于 PM 具有更高的 C/N,通常较高的 C/N 更难释放活性有机质,而倾向于产生难降解有机质。因此,低质量凋落叶(高 C/N)的输入可降低对土壤 RP-N 的利用,说明凋落叶质量也是影响土壤 N 组分的重要因素之一。但 MM 和 LF 2 种凋落叶添加后 N 循环相关的水解酶的含量变化差异较大,表明 2 种凋落叶输入对 SON 组分的影响途径不尽相同。

3.2 P 添加对 SOC 和 SON 组分的影响 该研究中,单独 P 添加显著降低了土壤中 RP-C 组分,表明 P 养分有效性对惰性碳组分影响显著,这与 Liu 等^[30]的研究结果一致。这可能是由于土壤难降解 C 组分分解微生物更易受 P 限制的影响。有研究表明,与 N 有效性相比,P 有效性对热带和亚热带森林土壤的 C 循环影响更大^[31]。与此同时,当凋落叶与 P 共同添加时,RP-C 组分相比于对照组均显著降低,这与 Hartman 等^[32]的研究结果一致。这可能是由于 P 与凋落物共同添加进一步缓解了土壤难降解 C 分解微生物的 C、N 以及 P 限制。P 添加显著调节微生物活性和代谢率,对土壤 C 的周转具有不可或缺的反馈作用^[33]。

单独 P 添加对 SON 各组分无显著影响,这与 Feng 等^[34]的研究结果一致。而凋落叶与 P 共同添加时,则更易增加 RP-N 和 LPI-N 组分的含量,说明 P 对土壤 SON 组分存在重要影响,且不同凋落叶对土壤 SON 组分影响具有显著差异。这可能是凋落叶质量差异形成土壤碳氮化学计量不同而引起的微生物群落结构变化造成的。凋落叶和 P 的输入还促进了微生物对无机氮的同化,特别是当凋落叶添加时,无机氮的含量大幅降低,MBN 含量显著提高,这与董冬玉等^[35]的研究结果一致。这可能是由于无机氮被微生物同化为有机氮或固定在微生物体内。

3.3 凋落物和 P 添加下 SOC 和 SON 组分的影响因子 C 和其他营养物质(如 P)的有效性常常限制土壤中异养微生物的生长和活性^[36],因此可以强烈影响 C 的转化和损失,以及 SON 矿化和随后的 N 转化。冗余分析发现,不同处理间的 SOC 组分具有较好的聚类结果,SOC 组分与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量呈显著正相关,这与吴玥等^[37]研究结果一致。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 作为有效 N 的重要组成部分,微生物可对其快速利用而增加自身活性,更快分解土壤有机质,从而改变 SOC 组分含量和结构。N 含量与 SOC 间的重要关系已得到很多验证^[38-39],基于水稻土的研究也显示 LPI-C 和 RP-C 含量与土壤全氮、C/N 间存在显著线性关系。该结果表明,SON 组分与 DON 呈显著负相关,可见无机氮有效性对 SON 组分也具有重要影响。

此外,需要强调的是微生物和胞外酶对 SOC 和 SON 的作用。RDA 分析结果显示,MBP、MBC、 βG 和 PEO 等生物特性对 SOC 和 SON 也具有重要影响。微生物是森林生态系统凋落叶分解的驱动者,凋落叶分解过程基本上是由土壤酶控制的。枫香凋落叶作为高 C/N 有机物添加,造成土壤 N 素

相对匮乏,进而引起微生物多分泌 NAG 胞外酶来稳定自身 C/N,这可以从 LF+P 添加 NAG 酶含量显著高于其他处理得到验证。此外,土壤胞外酶活性是影响土壤呼吸的主要因素,而土壤呼吸的强弱直接反映了土壤有机质分解速率,因而胞外酶的活性也是影响土壤 C 组分的重要因素。没有胞外酶,土壤微生物难以分解复杂的结构性碳^[40],如与难降解的木质素和腐殖质有关的 PHO 和过氧化物酶 PEO^[41]。此外,C、N 的有效性变化对土壤有机质变化的影响可能是通过酶活性的变化来调节的^[42]。

4 结论

该研究结果表明,凋落叶添加显著降低了惰性碳(RP-C)组分,而改变了土壤碳库的组成结构,但对 SON 组分作用受凋落叶质量及与 P 添加交互作用的影响。P 添加进一步缓解了微生物 P 限制对 SOC、SON 组分利用的抑制,说明 P 有效性是 P 限制亚热带森林土壤碳循环的重要影响因素之一。凋落叶和 P 添加均可直接或间接改变土壤环境因子,而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 DON 等环境因子是影响土壤 C、N 组分的重要影响因素。

参考文献

- [1] FANG Y Y, NAZARIES L, SINGH B K, et al. Microbial mechanisms of carbon priming effects revealed during the interaction of crop residue and nutrient inputs in contrasting soils[J]. *Global change biology*, 2018, 24(7): 2775-2790.
- [2] POST W M, KWON K C. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential[J]. *Global change biology*, 2000, 6(3): 317-327.
- [3] HEIMANN M, REICHSTEIN M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks[J]. *Nature*, 2008, 451(7176): 289-292.
- [4] 王蓓, 孙庚, 罗鹏, 等. 模拟升温 and 放牧对高寒草甸土壤有机碳氮组分和微生物生物量的影响[J]. *生态学报*, 2011, 31(6): 1506-1514.
- [5] MCLAUCHLAN K K, HOBBIE S E. Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques[J]. *Soil science society of America*, 2004, 68(5): 1616-1625.
- [6] 郭晓伟. 凋落物处理和氮添加对森林土壤碳氮组分和微生物过程的影响[D]. 北京: 北京林业大学, 2020.
- [7] 张燕, 强薇, 罗如熠, 等. 氮磷添加对土壤微生物生长、周转及碳利用效率的影响研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2022, 28(2): 526-534.
- [8] ZHAO Q, CLASSEN A T, WANG W W, et al. Asymmetric effects of litter removal and litter addition on the structure and function of soil microbial communities in a managed pine forest[J]. *Plant soil*, 2017, 414(1/2): 81-93.
- [9] PAN Y P, LIU B W, CAO J, et al. Enhanced atmospheric phosphorus deposition in Asia and Europe in the past two decades[J]. *Atmospheric and oceanic science letters*, 2021, 14(5): 1-5.
- [10] CAMENZIND T, HÄTTENSCHWILER S, TRESEDER K K, et al. Nutrient limitation of soil microbial processes in tropical forests[J]. *Ecological monographs*, 2018, 88(1): 4-21.
- [11] YUAN Y, LI Y, MOU Z J, et al. Phosphorus addition decreases microbial residual contribution to soil organic carbon pool in a tropical coastal forest[J]. *Global change biology*, 2021, 27(2): 454-466.
- [12] FANG X M, ZHANG X L, CHEN F S, et al. Phosphorus addition alters the response of soil organic carbon decomposition to nitrogen deposition in a subtropical forest[J]. *Soil biology and biochemistry*, 2019, 133: 119-128.
- [13] 刘仁. 凋落物添加和去除对杉木林土壤剖面有机碳组分及微生物特性的影响[D]. 南昌: 江西农业大学, 2021.
- [14] 梅孔旭, 陈岳民, 范跃新, 等. 凋落叶和磷添加对马尾松林土壤碳激发效应的影响[J]. *土壤学报*, 2022, 59(4): 1089-1099.
- [15] SONG X Z, CHEN X F, ZHOU G M, et al. Observed high and persistent carbon uptake by Moso bamboo forests and its response to environmental drivers[J]. *Agricultural and forest meteorology*, 2017, 247: 467-475.
- [16] BLAGODATSKAYA E, KUZYAKOV Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: Critical review[J]. *Biology and fertility of soils*, 2008, 45

- (2):115-131.
- [17] ZHU Z K, GE T D, LUO Y, et al. Microbial stoichiometric flexibility regulates rice straw mineralization and its priming effect in paddy soil[J]. Soil biology and biochemistry, 2018, 121: 67-76.
- [18] 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.
- [19] GUO M X. Soil sampling and methods of analysis[J]. Journal of environmental quality, 2009, 38(1): 375.
- [20] OLSEN S R, SOMMERS L E. Phosphorus[M] // PAGE A L. Methods of soil analysis, part 2. 2nd Edition. Madison, WI: American Society of Agronomy, Inc., 1982: 403-431.
- [21] LI Y Q, QING Y X, LYU M K, et al. Effects of artificial warming on different soil organic carbon and nitrogen pools in a subtropical plantation[J]. Soil biology and biochemistry, 2018, 124: 161-167.
- [22] OADES J M, KIRKMAN M A, WAGNER G H. The use of gas-liquid chromatography for the determination of sugars extracted from soils by sulfuric acid[J]. Soil science society of America proceedings, 1970, 34(2): 230-235.
- [23] ROVIRA P, VALLEJO V R. Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils[J]. Soil biology and biochemistry, 2007, 39(1): 202-215.
- [24] 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.
- [25] BROOKES P C, POWLSON D S, JENKINSON D S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil[J]. Soil biology and biochemistry, 1982, 14(4): 319-329.
- [26] SAIYA-CORK K R, SINSABAUGH R L, ZAK D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil[J]. Soil biology and biochemistry, 2002, 34(9): 1309-1315.
- [27] SINSABAUGH R L, TURNER B L, TALBOT J M, et al. Stoichiometry of microbial carbon use efficiency in soils[J]. Ecological monographs, 2016, 86(2): 172-189.
- [28] CHEN L Y, LIU L, QIN S Q, et al. Regulation of priming effect by soil organic matter stability over a broad geographic scale[J]. Nature commun-
- cations, 2019, 10(1): 1-10.
- [29] 陈子豪, 焦泽彬, 刘瑶, 等. 凋落物季节性输入对川西亚高山森林土壤活性有机碳的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2021, 27(3): 594-600.
- [30] LIU L, GUNDERSEN P, ZHANG T, et al. Effects of phosphorus addition on soil microbial biomass and community composition in three forest types in tropical China[J]. Soil biology and biochemistry, 2012, 44(1): 31-38.
- [31] CHEN Y, LIN H, SHEN N, et al. Phosphorus release and recovery from Fe-enhanced primary sedimentation sludge via alkaline fermentation[J]. Bioresource technology, 2019, 278: 266-271.
- [32] HARTMAN W H, RICHARDSON C J. Differential nutrient limitation of soil microbial Biomass and metabolic quotients (qCO_2): Is there a biological stoichiometry of soil microbes? [J]. PLoS One, 2013, 8(3): 1-14.
- [33] MOOSHAMMER M, WANEK W, SCHNECKER J, et al. Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter[J]. Ecology, 2012, 93(4): 770-782.
- [34] FENG J G, ZHU B. Global patterns and associated drivers of priming effect in response to nutrient addition[J]. Soil biology and biochemistry, 2021, 153: 1-11.
- [35] 董冬玉, 王丹婷, 马红亮, 等. 添加葡萄糖对中亚热带阔叶林土壤氮转化的影响[J]. 土壤, 2019, 51(1): 19-24.
- [36] CLEVELAND C, TOWNSEND A R, SCHMIDT S K. Phosphorus limitation of microbial processes in moist tropical forests: Evidence from short-term laboratory incubations and field studies[J]. Ecosystems, 2002, 5(7): 680-691.
- [37] 吴玥, 赵盼盼, 林开森, 等. 戴云山黄山松林土壤碳组分的海拔变化特征及影响因素[J]. 生态学报, 2020, 40(16): 5761-5770.
- [38] 向慧敏, 温达志, 张玲玲, 等. 鼎湖山森林土壤活性碳及惰性碳沿海拔梯度的变化[J]. 生态学报, 2015, 35(18): 6089-6099.
- [39] 梅孔灿. 凋落叶和磷添加对马尾松林土壤激发效应的影响及机制[D]. 福州: 福建师范大学, 2021.
- [40] 廖丹, 于东升, 赵永存, 等. 成都典型区水稻土有机碳组分构成及其影响因素研究[J]. 土壤学报, 2015, 52(3): 517-527.
- [41] SINSABAUGH R L. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil[J]. Soil biology and biochemistry, 2010, 42(3): 391-404.
- [42] MEYER N, WELP G, RODIONOV A, et al. Nitrogen and phosphorus supply controls soil organic carbon mineralization in tropical topsoil and subsoil[J]. Soil biology and biochemistry, 2018, 119: 152-161.

(上接第 103 页)

保护,进一步减少对野生青牛胆资源的过度采挖与人为活动的干扰。同时,加强对青牛胆生物学特性和繁殖技术研究,利用组织培养育苗、扦插育苗、种子育苗等人工培育繁殖技术,扩大青牛胆人工繁育苗的生产,并对繁殖的青牛胆野外回归,从而扩大青牛胆种群,保护青牛胆野生资源,以达到有效保护资源与可持续利用的目的。

参考文献

- [1] 刘玉壶. 中国植物志:第 30 卷第 1 分册 防己科 木兰科[M]. 北京: 科学出版社, 1996: 24.
- [2] 国家药典委员会. 中华人民共和国药典[S]. 北京: 中国医药科技出版社, 2015: 217.
- [3] 王天志, 杜蕾蕾. 柏川金果榄研究进展[J]. 中药材, 2002, 25(4): 292-294.
- [4] 周霞, 林娟, 陈铁柱, 等. 青牛胆的产地生态适宜性分析[J]. 华西药学杂志, 2021, 36(6): 709-713.
- [5] 杨秀全, 吴元华, 杨露, 等. 贵州药用植物金果榄野生资源调查[J]. 贵州农业科学, 2021, 49(5): 104-109.
- [6] 史琪荣, 谭策铭, 周元川, 等. 中药金果榄资源与生态研究初报[J]. 中药材, 2006, 29(2): 108-109.
- [7] 王芳, 吴昌勇, 杨秀全, 等. 贵州黎平县金果榄种质资源调查[J]. 耕作与栽培, 2019(2): 55-56.
- [8] 张潇月, 温朝平, 周宇, 等. 青牛胆茎节组织培养关键技术研究[J]. 湖北农业科学, 2021, 60(15): 144-147.
- [9] 殷崎, 宋勤, 杨永东. 民族药地苦胆胶囊的药理学研究[J]. 中国民族民间医药杂志, 1998, 7(4): 30-34, 46.
- [10] 王刚, 徐自良, 陈黎, 等. 金果榄抗炎作用的实验研究[J]. 时珍国医国药, 2009, 20(5): 1232-1233.
- [11] 谢宝忠, 孙学惠, 张洪礼, 等. 地苦胆的药理研究(二)[J]. 贵阳中医学院学报, 1980, 2(3): 42-48.
- [12] 王世平, 吴艳俊, 李玲, 等. 青牛胆化学成分的研究[J]. 贵阳医学院学报, 2011, 36(1): 9-10, 14.
- [13] 向缙, 王洪苏, 周先建, 等. 金果榄色泽与化学成分含量的相关性研究[J]. 中药材, 2022, 45(11): 2680-2685.
- [14] 宋纯清, 徐任生, 徐亚明. 金果榄化学成分的研究: I. 新呋喃三萜苷——金果榄苷的结构[J]. 化学学报, 1988, 46(10): 1049-1052.
- [15] 孙雅婷, 王傲莉, 李达娟, 等. 青牛胆含氮类成分研究[J]. 中草药, 2015, 46(9): 1287-1291.
- [16] 张青云. 金果榄酒湿敷治疗输液后静脉炎[J]. 河南中医, 2001, 21(4): 13.
- [17] 刘光正. 复方金果榄溶液喷雾治疗慢性咽炎[J]. 黑龙江医药, 1982, 6(11): 32-33.
- [18] 朱富勇, 杨秀岭, 胡丹, 等. 青牛胆种子及扦插繁殖技术研究[J]. 中药材, 2020, 43(7): 1563-1565.
- [19] 刘艳, 刘春雷, 章文伟, 等. 药用植物青牛胆组培快繁研究[J]. 农村经济与科技, 2019, 30(11): 49-51.
- [20] 李小泉, 薛艳霞, 韦绍龙. 金果榄组织培养与快速繁殖技术研究[J]. 种子, 2016, 35(3): 122-125.
- [21] 薛建辉. 森林生态学[M]. 修订版. 北京: 中国林业出版社, 2009: 125-151.
- [22] 周政贤, 姚茂森. 雷公山自然保护区科学考察集[M]. 贵阳: 贵州人民出版社, 1989.