

DOI: 10.20103/j.stxb.202310172260

窦艳星, 王宝荣, 廖娇娇, 薛志婧, 侯琳, 安韶山, 张硕新. 黄土高原不同人工林型微生物残体碳对土壤有机碳组分的积累贡献及影响因素. 生态学报, 2024, 44(13): 5494-5507.

Dou Y X, Wang B R, Liao J J, Xue Z J, Hou L, An S S, Zhang S X. Contributions of microbial necromass carbon to soil organic carbon fractions accumulation and influencing factors under different artificial forest types on the Loess Plateau. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(13): 5494-5507.

黄土高原不同人工林型微生物残体碳对土壤有机碳组分的积累贡献及影响因素

窦艳星^{1,6}, 王宝荣³, 廖娇娇⁴, 薛志婧⁵, 侯琳^{1,6}, 安韶山^{2,*}, 张硕新^{1,6}

1 西北农林科技大学林学院, 杨凌 712100

2 西北农林科技大学水土保持科学与工程学院(水土保持研究所), 杨凌 712100

3 西北农林科技大学草业与草原学院, 杨凌 712100

4 西北农林科技大学资源与环境学院, 杨凌 712100

5 陕西师范大学地理科学与旅游学院, 西安 710119

6 陕西秦岭森林生态系统国家野外科学观测研究站, 杨凌 712100

摘要:为探究不同人工林型微生物残体碳(Microbial necromass carbon, MNC)对土壤有机碳组分的积累贡献及影响因素,在黄土高原选取刺槐林、山杏林、油松林为研究对象,分析了三种人工林 0—60 cm 土层真菌残体碳(Fungal necromass carbon, FNC)、细菌残体碳(Bacterial necromass carbon, BNC)、MNC 对颗粒态有机碳(Particulate organic carbon, POC)和矿物结合态有机碳(Mineral-associated organic carbon, MAOC)的积累贡献及其影响因素。结果表明:(1)三种人工林 POC、MAOC 中 FNC、BNC、MNC 含量均随土层深度的增加而降低;(2)刺槐林和山杏林 MNC 对 MAOC 的积累贡献(60.9%, 52.0%)高于 POC(33.5%, 49.5%),其中 FNC 对 MAOC 的积累贡献分别是 BNC 的 4.4 和 2.5 倍,油松林在 0—10 cm 土层 MNC 对 POC 的积累贡献(73.8%)高于 MAOC(48.2%),其中 FNC 对 POC 的积累贡献是 BNC 的 3.5 倍,而在 10—60 cm 土层 MNC 对 MAOC 的积累贡献(30.9%)高于 POC(24.4%),其中 FNC 对 MAOC 的积累贡献是 BNC 的 3.4 倍;(3)总有机碳和全氮含量与 MNC/POC、MNC/MAOC 呈显著正相关关系($P<0.05$),黏粒含量与 MNC/MAOC 呈显著正相关关系($P<0.05$),pH 值、砂粒含量与 MNC/MAOC 呈显著负相关关系($P<0.05$)。说明黄土高原三种人工林 0—60 cm 土层 MNC 主要贡献 MAOC 的积累,油松林 0—10cm 土层除外,且与细菌残体碳相比,真菌残体碳在土壤有机碳组分积累中的贡献更大,土壤总有机碳、全氮、黏粒、砂粒含量、pH 值是影响该区不同人工林型微生物残体碳贡献土壤有机碳组分积累的主要因素。

关键词:微生物残体碳; 颗粒态有机碳; 矿物结合态有机碳; 人工林; 黄土高原

Contributions of microbial necromass carbon to soil organic carbon fractions accumulation and influencing factors under different artificial forest types on the Loess Plateau

DOU Yanxing^{1,6}, WANG Baorong³, LIAO Jiaojiao⁴, XUE Zhijing⁵, HOU Lin^{1,6}, AN Shaoshan^{2,*}, ZHANG Shuoxin^{1,6}

1 College of Forestry, Northwest A&F University, Yangling 712100, China

2 College of Soil and Water Conservation Science and Engineering, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling 712100, China

3 College of Grassland Agriculture, Northwest A&F University, Yangling 712100, China

4 College of Natural Resource and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China

基金项目:陕西省自然科学基金基础研究计划青年项目(2023-JC-QN-0228);陕西省博士后基金“特别资助”项目(2023BSHTBZZ27);中央高校基本科研业务费专项资金项目(2452021018)

收稿日期:2023-10-17; **网络出版日期:**2024-04-25

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: shan@ms.iswc.ac.cn

5 School of Geography and Tourism, Shaanxi Normal University, Xi'an 710119, China

6 Qinling National Forest Ecosystem Research Station, Yangling 712100, China

Abstract: To explore contributions of microbial necromass carbon (MNC) to soil organic carbon (SOC) fractions under different artificial forest types, *Robinia pseudoacacia*, *Armeniaca sibirica*, and *Pinus tabulaeformis* plantations on the Loess Plateau were selected as the study objectives. Then contributions of fungal necromass carbon (FNC), bacterial necromass carbon (BNC), and MNC to particulate organic carbon (POC) and mineral-associated organic carbon (MAOC) at 0–60 cm soil layers as well as its influencing factors under three artificial forest types were analyzed. Results showed that (1) contents of BNC, FNC, and MNC in POC and MAOC degraded with increasing of the soil layer depth under three types of artificial forest. (2) Contributions of MNC to MAOC accumulation under *Robinia pseudoacacia* and *Armeniaca sibirica* plantations were 60.9% and 52.0%, which were higher than that of POC (33.5% and 49.5%). The contributions of FNC to MAOC accumulation were 4.4 and 2.5 times that of BNC. For the *Pinus tabulaeformis* plantation, contribution of MNC to POC accumulation at 0–10 cm soil layer was 73.8%, which was higher than that of MAOC (48.2%). And contribution of FNC to POC accumulation was 3.5 times that of BNC. However, at 10–60 cm soil layer, contribution of MNC to MAOC accumulation was 30.9%, which was higher than that of POC (24.4%). And contribution of FNC to MAOC accumulation was 3.4 times that of BNC. (3) There existed significantly positive correlations between SOC, total nitrogen contents and MNC/POC, MNC/MAOC ($P < 0.05$). Clay content was positively correlated with MNC/MAOC significantly ($P < 0.05$). However, pH value and sand content were negatively correlated with MNC/MAOC significantly ($P < 0.05$). These results suggested that on the Loess Plateau, MNC at 0–60 cm soil layers mainly contributed to MAOC accumulation under three types of plantations, except for that in *Pinus tabulaeformis* plantation at 0–10 cm soil layer. Compared to BNC, contribution of FNC to SOC fractions accumulation was higher. Contents of SOC, total nitrogen, clay, and sand as well as pH value were the major factors to affect contributions of MNC to SOC fractions accumulation.

Key Words: microbial necromass carbon; particulate organic carbon; mineral-associated organic carbon; artificial forests; Loess Plateau

土壤有机碳(Soil organic carbon, SOC)的来源、形成、转化和稳定机制是深入了解陆地生态系统碳汇功能和应对气候变化的关键^[1–2],微生物在土壤有机质形成与积累过程中发挥着重要作用^[3–4]。目前,越来越多的证据表明微生物残体碳(Microbial necromass carbon, MNC)是土壤稳定性有机碳库的重要组成部分^[5–6]。颗粒态有机碳(Particulate organic carbon, POC)和矿物结合态有机碳(Mineral-associated organic carbon, MAOC)作为土壤有机碳的重要组成部分,其形成途径和积累过程能够反应土壤有机碳的不同来源及其对土壤有机碳的贡献^[7–8]。微生物死亡、裂解、破碎后与黏土矿物颗粒结合主要形成 MAOC^[9–10],而未分解、难分解的植物源碳主要形成 POC^[11–12],然而由于植物化学性质及其分解程度的难易不同,经微生物作用后产生的植物残体碳和微生物残体碳比例也不同^[13],导致微生物源碳对 POC 和 MAOC 形成的贡献可能存在差异。已有的研究表明草地中 MAOC 对土壤有机碳的贡献>50%^[14],而森林土壤中 POC 在土壤有机碳的积累过程中占主导地位^[13],可见,微生物源碳对 POC 和 MAOC 形成的贡献比例及机制因植被类型而异。森林土壤以凋落物为主要碳源,影响微生物“碳泵”调控的有机物分解过程,导致 POC 和 MAOC 对总有机碳的贡献比例存在差异^[12, 15–16],而不同森林类型向土壤中输入的有机物不同,这是否会影响 MNC 对 POC 和 MAOC 的贡献比例还未可知。

黄土高原自退耕还林还草工程实施以来,人工林地大面积分布且持续贡献土壤有机碳的增加,目前针对该区土壤有机碳的研究多集中在土壤有机碳储量、土壤有机碳动态、土壤有机碳稳定性变化特征等方面,并取得了一系列重要成果^[17–19],但该区典型人工林 MNC 对土壤有机碳组分积累的贡献机制仍不清楚,而这有助于阐明黄土高原植被恢复中土壤有机碳积累的微生物学机制,因此有必要针对黄土高原不同人工林型微生物残体碳对土壤 POC 和 MAOC 的积累贡献及其影响因素开展研究。鉴于此,本研究以黄土高原不同人工林型为研究对象,探究不同人工林型 0–60 cm 土层土壤有机碳组分(POC 和 MAOC)、MNC 含量变化特征及其对土壤 POC 和 MAOC 的积累贡献,结合土壤理化性质,辨析影响 MNC 贡献 POC 和 MAOC 积累的主要因素,揭

示黄土高原不同人工林型 MNC 对 POC 和 MAOC 积累的贡献及主要影响因素,这对深入了解黄土高原土壤有机碳形成与积累的微生物学机制具有重要意义,同时可为该区“双碳”目标的实现提供理论依据和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于甘肃省庆阳市西峰区杨家沟流域(35°41′28″—35°42′15″ N,107°33′5″—107°33′30″ E),该流域位于董志塬腹地,流域面积约 0.66 km²,以人工林恢复为主,为典型的黄土高原沟壑区地貌特征,土壤类型为黄绵土,土层厚度约 250 m,平均海拔 1278.04 m,气候类型属于温带大陆性半干旱气候,年日照总时 2400—2600 h,年降水量 400—600 mm,年平均气温 10℃,年无霜期 160—180 d,光照充足,四季分明,优势树种包括刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)、山杏(*Armeniaca sibirica*)等^[20]。

1.2 试验设计

2021 年 7 月在杨家沟流域内选取刺槐(*Robinia pseudoacacia*)林、山杏(*Armeniaca sibirica*)林、油松(*Pinus tabulaeformis*)林为研究对象,开展实验,每种林型分别设置 3 个样地,样地面积为 20 m×20 m,所选人工林种植年限约为 67 a,样地概况见表 1。

表 1 样地基本概况

Table 1 Basic information of plots

林型 Forest type	样地编号 Numbers of plots	海拔 Altitude/ m	经度 Longitude/ (°)	纬度 Latitude/ (°)	坡向 Aspect	枯落物厚度 Depth of litter/cm	主要植物种类 Main plant species
CH	样地 1	1110	107.55	35.70	阴坡	0.5	刺槐(<i>Robinia pseudoacacia</i>)、长芒草(<i>Stipa bungeana</i>)、苔草(<i>Carex</i>)、胡枝子(<i>Lespedeza bicolor</i>)、悬钩子(<i>Rubus corchorifolius</i>)
	样地 2	1152	107.55	35.70	阴坡	0.7	刺槐(<i>Robinia pseudoacacia</i>)、长芒草(<i>Stipa bungeana</i>)、苔草(<i>Carex</i>)、黄蒿(<i>Artemisia scoparia</i>)
	样地 3	1124	107.55	35.70	阴坡	0.8	刺槐(<i>Robinia pseudoacacia</i>)、长芒草(<i>Stipa bungeana</i>)、苔草(<i>Carex</i>)
SX	样地 1	1128	107.57	35.69	阴坡	2.5	山杏(<i>Armeniaca sibirica</i>)、胡枝子(<i>Lespedeza bicolor</i>)、苦豆子(<i>Sophora alopecuroides</i>)、早熟禾(<i>Poa annua</i>)、中华隐子草(<i>Cleistogenes chinensis</i>)
	样地 2	1273	107.55	35.70	阴坡	1.5	山杏(<i>Armeniaca sibirica</i>)、胡枝子(<i>Lespedeza bicolor</i>)、苦豆子(<i>Sophora alopecuroides</i>)、早熟禾(<i>Poa annua</i>)、铁杆蒿(<i>Artemisia gmelinii</i>)
	样地 3	1303	107.55	35.70	阴坡	1.9	山杏(<i>Armeniaca sibirica</i>)、胡枝子(<i>Lespedeza bicolor</i>)、苦豆子(<i>Sophora alopecuroides</i>)、早熟禾(<i>Poa annua</i>)
YS	样地 1	1303	107.55	35.71	阳坡	2.0	油松(<i>Pinus tabulaeformis</i>)、苔草(<i>Carex</i>)、小薊(<i>Cirsium setosum</i>)、苦豆子(<i>Sophora alopecuroides</i>)、早熟禾(<i>Poa annua</i>)
	样地 2	1283	107.56	35.70	阳坡	1.4	油松(<i>Pinus tabulaeformis</i>)、苔草(<i>Carex</i>)、小薊(<i>Cirsium setosum</i>)、苦豆子(<i>Sophora alopecuroides</i>)
	样地 3	1309	107.56	35.70	阳坡	2.1	油松(<i>Pinus tabulaeformis</i>)、苔草(<i>Carex</i>)、黄蒿(<i>Artemisia scoparia</i>)、早熟禾(<i>Poa annua</i>)

CH: 刺槐林 *Robinia pseudoacacia*; SX: 山杏林 *Armeniaca sibirica*; YS: 油松林 *Pinus tabulaeformis*

每个样地设置 5 个灌木样方,样方面积为 2 m×2 m,然后在每个灌木样方内分别设置 1 个 1 m×1 m 的草本样方,共计 5 个草本样方(图 1),先进行植被调查,再采集土壤样品。

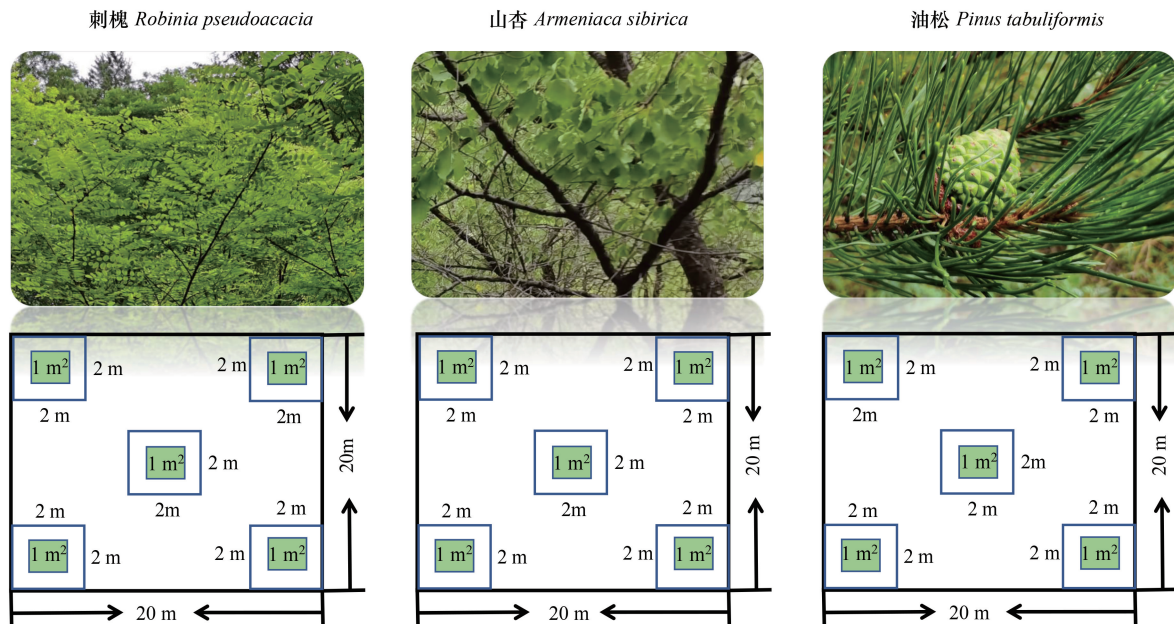


图 1 试验设计

Fig.1 Experimental design

1.3 样品采集与测定

1.3.1 样品采集与处理

按照“S”型采样法分别采集 0—10 cm、10—20 cm、20—40 cm、40—60 cm 土壤样品各 1 kg,带回实验室去除植物根系及小石块后过 2 mm 筛,自然风干后过 0.15 mm 筛,用于测定土壤基本理化性质及 POC、MAOC 等指标,同时在测定 POC 和 MAOC 的过程中预留出 $> 0.053 \mu\text{m}$ 和 $< 0.053 \mu\text{m}$ 的土样约 2—3 g,用于测定其中氨基糖的含量。

1.3.2 各指标测定方法

土壤基本理化性质的测定:土壤容重采用环刀法测定;土壤含水率采用烘干法测定;土壤总有机碳采用重铬酸钾氧化法测定;土壤全氮采用半微量凯氏定氮法测定;土壤全磷采用 NaOH—钼锑抗比色法测定^[21]。

土壤颗粒态和矿物结合态有机碳的测定:通过粒度分馏方法利用 $(1.70 \pm 0.02) \text{ g/cm}^3$ 的六偏磷酸钠溶液分离,再用 0.5 mol/L 的 HCl 除无机碳后利用碳氮联合分析仪测定^[22]。

土壤质地的测定:按照 USDA 分类系统对粒径的分类要求对黏粒、砂粒及粉粒进行划分,利用 0.5 mol/L 的六偏磷酸钠溶液作为分散剂,通过沉降、比重计法对样品进行测定,计算黏粒、粉粒及砂粒所占比例^[23]。

氨基糖的测定:利用盐酸水解,经纯化和衍生后利用气相色谱法测定。具体过程:将土壤样品研磨过 60 目筛,加入 6 mol/L HCl 水解、过滤。加入 100 μg 肌醇后,调节 pH 值至 6.6—6.8,离心去除沉淀。上清液用冷冻干燥仪冻干,残留的固体物质用无水甲醇溶解、离心,将上清液转移到 5 mL 衍生瓶中,用 N_2 吹干溶液,加入 1 mL 水,同时加入 100 μg N—甲基氨基葡萄糖(内标 2,用来计算纯化过程的回收率),摇匀后再次进行冷冻干燥。将氨基糖衍生后,利用气相色谱进行氨基糖衍生物的分离测定。氨基糖提取液在气相色谱仪(Agilent 7890B GC, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, 美国)上进行测定分析。配置 HP-5 色谱柱(30 m×0.25 mm×0.25 μm)以及火焰离子化检测仪(Flame ionization detector, FID)。1 μL 氨基糖提取液进样至色谱柱进行测定, N_2 作为载气,流速为 0.6 mL/min。气相色谱进样口温度设定为 250°C,分流比为 30:1。参照标准样品中三

种氨基糖的出峰时间来分离即可测得土壤氨基糖含量^[24—26]。

微生物残体碳(g/kg)含量根据下式进行计算:

$$FNC = (GluN/179.12 - 2 \times MurA/251.23) \times 179.17 \times 9 \tag{1}$$

$$BNC = MurA \times 45 \tag{2}$$

$$MNC = FNC + BNC \tag{3}$$

式中 FNC 是真菌残体碳(Fungal necromass carbon, FNC), BNC 是细菌残体碳(Bacterial necromass carbon, BNC), GluN 是氨基葡萄糖含量, MurA 是胞壁酸含量, 179.2 是氨基葡萄糖的分子质量, 9 是真菌氨基葡萄糖转换为真菌残体碳的转换系数, 45 是细菌胞壁酸转换为细菌残体碳的转换系数。

不同人工林型土壤基本理化性质如表 2 所示。

表 2 不同人工林型土壤基本理化性质
Table 2 Soil basic physical and chemical properties of different artificial forest types

林型 Forest type	土层深度 Depth of soil layer/ cm	含水率 Water relative content/%	容重 Bulk density/ (g/cm ³)	土壤质地 Soil texture			pH	有机碳 Soil organic carbon/ (g/kg)	全氮 Total nitrogen/ (g/kg)
				黏粒占比 Clay/%	粉粒占比 Silt/%	砂粒占比 Sand/%			
CH	0—10	11.89±1.38	1.09±0.14	23.29±3.56	37.95±5.54	38.76±8.82	8.29±0.03	13.30±0.57	1.36±0.09
	10—20	10.83±2.44	1.16±0.10	20.81±4.59	32.39±3.85	46.80±8.29	8.35±0.03	10.10±1.39	1.06±0.16
	20—40	9.66±1.18	1.14±0.18	21.06±2.16	35.45±1.64	43.49±1.49	8.53±0.02	6.88±0.87	0.71±0.09
	40—60	7.00±3.07	1.19±0.15	20.00±3.47	33.53±0.99	46.48±4.36	8.55±0.02	4.62±0.58	0.51±0.06
SX	0—10	4.65±1.72	0.97±0.04	22.24±2.44	34.12±0.95	43.64±1.60	8.31±0.09	17.39±4.98	1.65±0.32
	10—20	5.05±0.72	1.03±0.07	19.19±3.74	31.40±1.38	49.41±4.89	8.39±0.04	14.06±5.26	1.01±0.12
	20—40	5.00±0.86	1.12±0.05	15.92±1.97	29.71±3.10	54.38±5.06	8.52±0.02	8.38±1.22	0.72±0.03
	40—60	8.00±3.49	1.16±0.13	18.55±3.78	33.29±3.56	48.16±7.26	8.56±0.01	5.60±1.95	0.56±0.06
YS	0—10	17.84±0.03	1.03±0.03	16.99±1.48	34.44±1.48	48.58±2.96	8.88±0.16	14.37±1.08	1.32±0.12
	10—20	11.51±0.04	1.11±0.06	17.75±2.89	32.74±3.84	49.51±6.59	9.00±0.05	8.03±0.69	0.83±0.06
	20—40	6.83±0.00	1.06±0.06	18.42±2.03	34.39±1.75	47.19±3.14	9.00±0.06	5.28±1.48	0.64±0.14
	40—60	6.23±0.01	1.16±0.05	18.18±0.63	30.13±9.85	51.69±10.35	9.08±0.04	3.89±0.82	0.50±0.10

表中数据为平均值±标准差(n=3)

1.4 数据处理

采用 Excel 2010 对原始数据进行统计、计算,运用 Origin2023b 对不同人工林型 POC 和 MAOC 含量、POC 和 MAOC 中 FNC、BNC、MNC 含量及其所占比例作图分析,通过 SPSS19.0 软件,采用单因素方差分析方法(One-way ANOVA)对不同人工林型同一土层和同一人工林型不同土层 POC 和 MAOC 含量、POC 和 MAOC 中 FNC、BNC、MNC 含量及其所占比例之间的差异显著性进行分析($P<0.05$),运用 Origin2023b 作图软件,采用 Person 相关分析法对 POC、MAOC、FNC/POC、FNC/MAOC、BNC/POC、BNC/MAOC、MNC/POC、MNC/MAOC 与土壤理化性质之间的相关关系进行作图分析($P<0.05$)。

2 结果与分析

2.1 不同人工林型 POC、MAOC 含量变化特征

0—60 cm 土层,三种人工林土壤 POC 含量均随土层深度的增加而降低,其中 CH 林不同土层之间差异均显著($P<0.05$),SX 林仅 0—10 cm 土层与 10—60 cm 土层之间差异显著($P<0.05$),而 YS 林除 20—40 cm 土层与 40—60 cm 土层外,其余土层之间差异均显著($P<0.05$);0—10 cm 土层,SX 林 POC 含量最高(10.3 g/kg),YS 林(9.5 g/kg)次之,CH 林最低(6.8 g/kg),而 10—60 cm 土层 SX 林和 CH 林均高于 YS 林。三种人工林土壤 MAOC 含量均随土层深度的增加而降低,其中 CH 林和 YS 林 0—20 cm 土层与 20—60 cm 土层之间差异显著,SX 林 0—10 cm 土层与 20—60 cm 土层之间差异显著($P<0.05$);0—60 cm 土层 SX 林、CH 林 MAOC

的含量高于 YS 林,尤其是 0—10 cm 土层,CH 林和 SX 林 MAOC 的含量(6.7 g/kg 和 6.5 g/kg)是 YS 林(4.9 g/kg)的 1.4 倍和 1.3 倍,差异显著($P<0.05$)(图 2)。

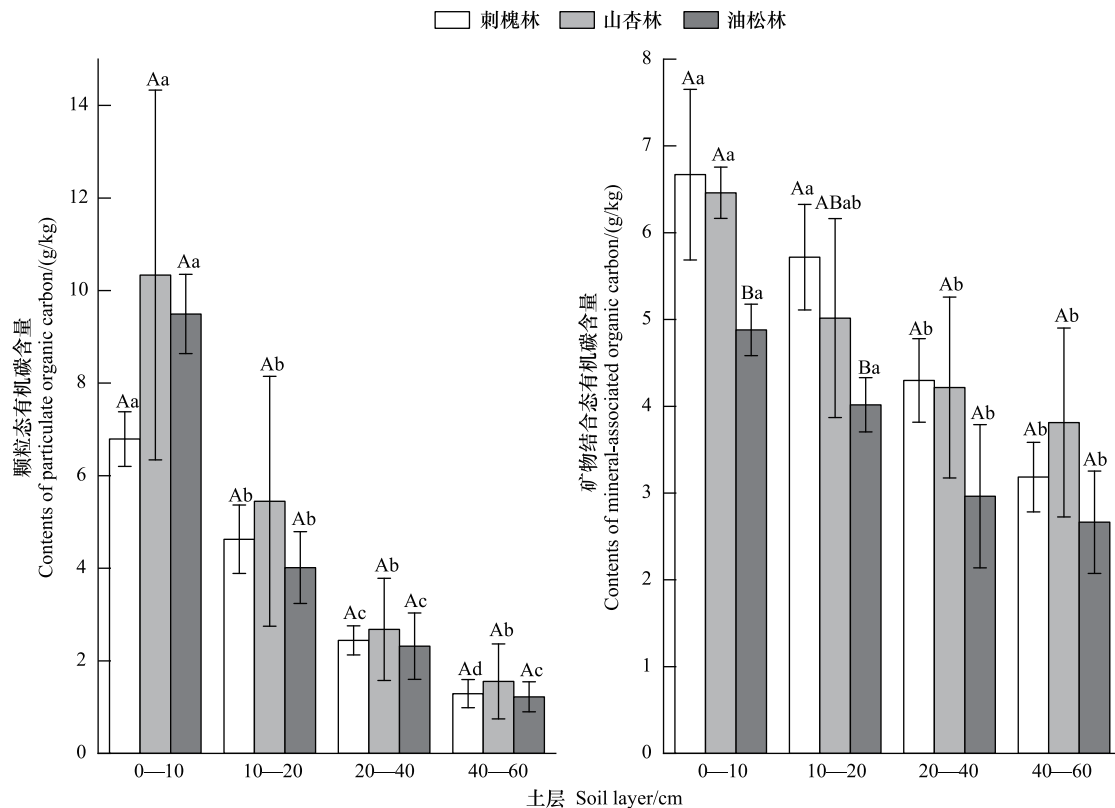


图 2 不同人工林型 0—60 cm 土层 POC 和 MAOC 含量变化特征

Fig.2 Contents of POC and MAOC in 0—60 cm soil layers under different artificial forest types

不同大写字母表示同一土层不同人工林型 POC 和 MAOC 含量的差异显著性,不同小写字母表示同一林型不同土层 POC 和 MAOC 含量的差异显著性($P<0.05$)。图中数据为平均值 $\pm$ 标准差($n=3$)

2.2 不同人工林型 POC 和 MAOC 中 MNC 的含量及所占比例变化特征

2.2.1 不同人工林型 POC 和 MAOC 中 FNC 的含量及所占比例变化特征

三种人工林在 0—60 cm 土层 POC 中的 FNC 含量均随土层深度的增加而降低,其中 SX 林不同土层之间差异均显著($P<0.05$),CH 林除 20—40 cm 土层与 40—60 cm 土层外,其余土层之间差异均显著($P<0.05$),YS 林除 20—40 cm 土层外,其余土层之间差异均显著($P<0.05$);0—10 cm 土层,SX 林 POC 中 FNC 含量(10.3 g/kg)为 CH 林(8.3 g/kg)和 YS 林(7.0 g/kg)的 1.2 倍和 1.5 倍,差异显著($P<0.05$),10—60 cm 土层,CH 林和 SX 林显著高于 YS 林($P<0.05$)。0—60 cm 土层,三种人工林 MAOC 中的 FNC 含量均随土层深度的增加而降低,其中 CH 林 0—20 cm 土层与 20—60 cm 土层之间差异显著,SX 林 0—10 cm 土层与 20—60 cm 土层之间差异显著,YS 林除 20—40 cm 与 40—60 cm 土层外,其余土层之间差异均显著($P<0.05$);CH 林和 SX 林 MAOC 中的 FNC 含量均高于 YS 林,尤其是 CH 林(2.0 g/kg—4.7 g/kg),与 YS 林之间(0.7 g/kg—2.4 g/kg)的差异达到显著水平($P<0.05$)(图 3)。

CH 林在 0—60 cm 土层 FNC/POC 随土层深度的增加而增加,而 YS 林则降低,两种林型 0—10 cm 土层与 40—60 cm 土层差异均显著($P<0.05$),SX 林先降低后增加;0—20 cm 土层,SX 林和 YS 林 FNC/POC (34.8%—59.1%和 25.5%—57.4%)高于 CH 林(22.5%—24.0%),而 20—40 cm 土层 SX 林和 CH 林(25.3%—26.7%和 26.1%—28.0%)高于 YS 林(14.5%—21.1%)。SX 林 0—10 cm 土层 FNC/MAOC 和 20—40 cm 土层之间差异显著($P<0.05$),YS 林 0—10 cm 土层与 10—40 cm 土层之间差异显著($P<0.05$);0—60 cm 土层,CH

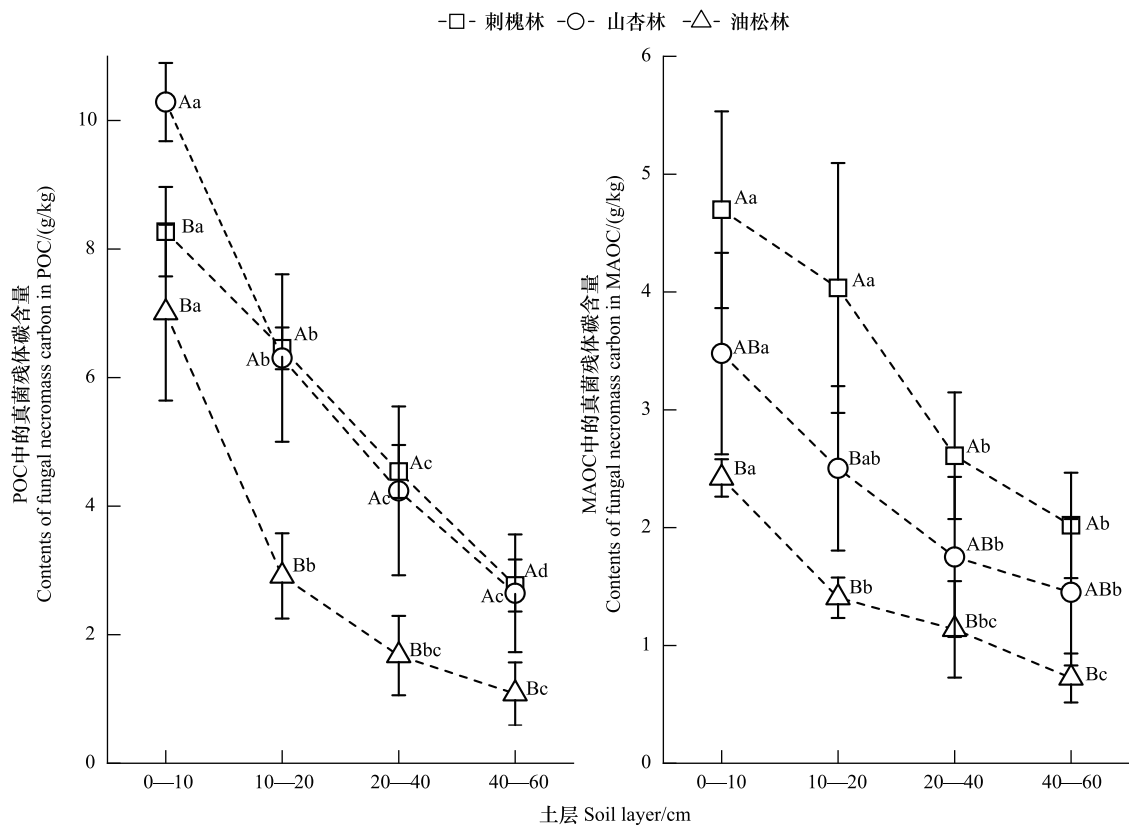


图3 不同人工林型 0—60 cm 土层 POC 和 MAOC 中 FNC 含量的变化特征

Fig.3 Contents of FNC in POC and MAOC at 0—60 cm soil layers under different artificial forest types

不同大写字母表示同一土层不同人工林型土壤 POC 和 MAOC 中 FNC 含量的差异显著性,不同小写字母表示同一林型不同土层 POC 和 MAOC 中 FNC 含量的差异显著性 ($P<0.05$);图中数据为平均值 $\pm$ 标准差 ($n=3$)

林、SX 林土壤 FNC/MAOC (52.1%—60.2% 和 26.3%—56.1%) 均高于 YS 林 (20.0%—32.7%), 尤其是 0—10 cm 土层, 达到显著水平 ($P<0.05$) (图 4)。

2.2.2 不同人工林型 POC 和 MAOC 中 BNC 的含量及所占比例变化特征

在 0—60 cm 土层随土层深度的增加, 三种人工林 POC 中的 BNC 含量均显著降低 ($P<0.05$), 且 CH 林、SX 林 POC 中 BNC 含量 (1.0 g/kg—3.2 g/kg 和 0.8 g/kg—3.8 g/kg) 显著高于 YS 林 (0.2 g/kg—1.9 g/kg) ($P<0.05$)。0—60 cm 土层三种人工林 MAOC 中 BNC 含量均随土层深度的增加而降低, 其中 CH 林 0—20 cm 土层显著高于 20—60 cm 土层, SX 林 0—10 cm 显著高于 10—60 cm 土层, YS 林除 20—40 cm 土层与 40—60 cm 土层外, 其余土层之间差异均显著 ($P<0.05$); 0—10 cm 土层 SX 林 MAOC 中 BNC 含量 (1.5 g/kg) 是 CH 林 (1.1 g/kg) 的 1.4 倍, 达到显著水平 ($P<0.05$); 10—60 cm 土层 CH 林和 SX 林 MAOC 中 BNC 的含量 (0.5 g/kg—0.9 g/kg 和 0.5 g/kg—1.0 g/kg) 高于 YS 林 (0.2 g/kg—0.5 g/kg) (图 5)。

在 0—60 cm 土层随土层深度的增加, CH 林 BNC/POC 增加, SX 林和 YS 林降低, 且两种林型 0—10 cm 土层与 20—60 cm 土层之间差异均显著 ($P<0.05$); 0—10 cm 土层, SX 林和 YS 林 BNC/POC (21.5% 和 16.4%) 均高于 CH 林 (9.3%), 10—60 cm 土层, CH 林和 SX 林土壤 BNC/POC (8.4%—8.9% 和 8.6%—11.1%) 高于 YS 林 (2.1%—6.0%)。SX 林 BNC/MAOC 在 0—10 cm 土层、40—60 cm 土层与 10—40 cm 土层之间差异显著 ($P<0.05$), YS 林除 20—40 cm 土层外, 其余土层之间差异均显著 ($P<0.05$); 0—10 cm 土层 SX 林和 YS 林 BNC/MAOC (23.7% 和 15.5%) 高于 CH 林 (13.0%), 尤其是 SX 林, 显著高于 CH 林 ($P<0.05$), 10—60 cm 土

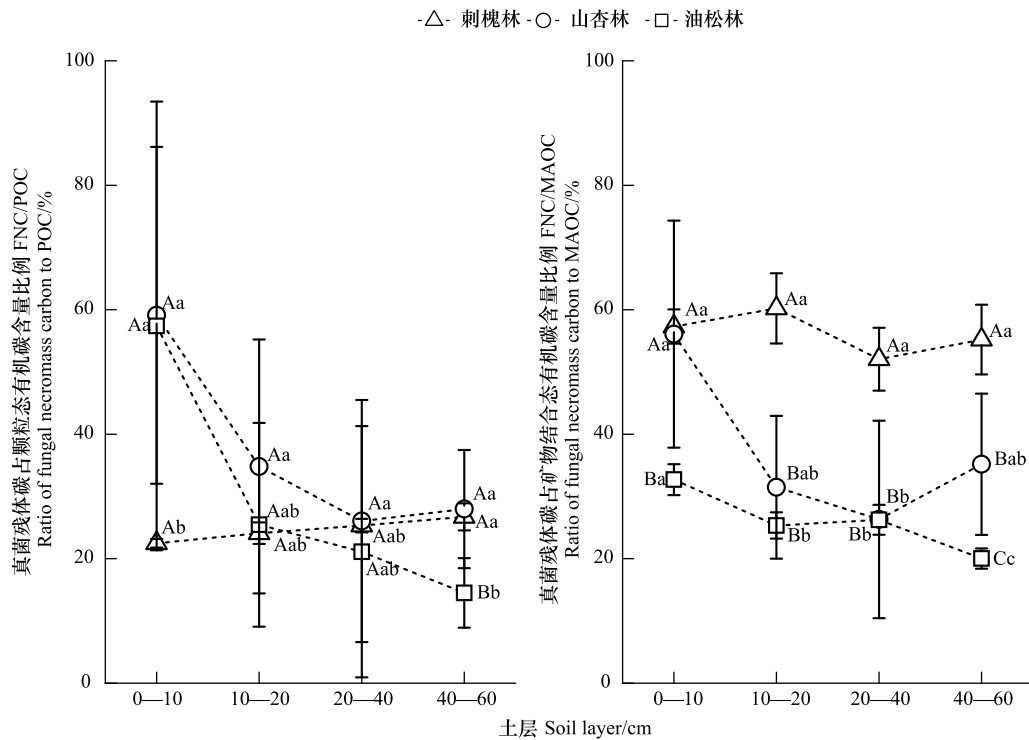


图 4 不同人工林型 0—60 cm 土层 FNC 占 POC 和 MAOC 含量比例的变化特征

Fig.4 Ratios of FNC to POC and MAOC at 0—60 cm soil layers under different artificial forest types

不同大写字母表示同一土层不同人工林型土壤 FNC 占 POC 和 MAOC 含量比例的差异显著性,不同小写字母表示同一林型不同土层 FNC 占 POC 和 MAOC 含量比例的差异显著性 ($P < 0.05$);图中数据为平均值 $\pm$ 标准差 ($n = 3$)

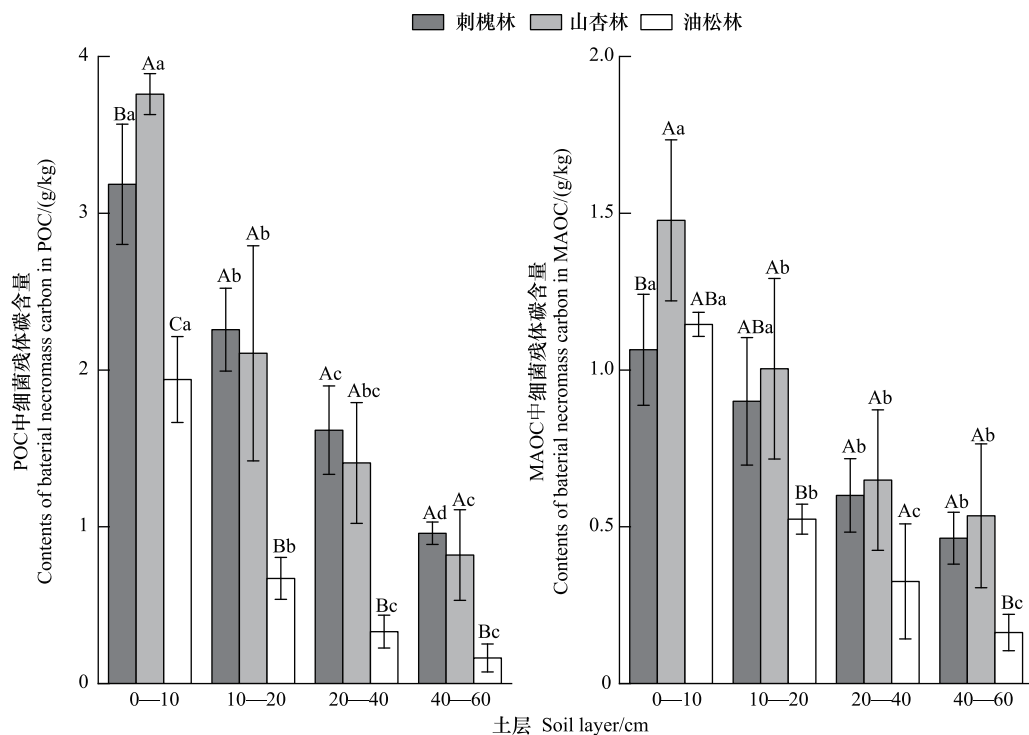


图 5 不同人工林型 0—60 cm 土层 POC 和 MAOC 中 BNC 含量变化特征

Fig.5 Contents of BNC in POC and MAOC at 0—60 cm soil layers under different artificial forest types

不同大写字母表示同一土层不同人工林型土壤 POC 和 MAOC 中 BNC 含量的差异显著性,不同小写字母表示同一林型不同土层 POC 和 MAOC 中 BNC 含量的差异显著性 ($P < 0.05$);图中数据为平均值 $\pm$ 标准差 ($n = 3$)

层,CH 林和 SX 林(12.0%—13.5%和 9.7%—13.1%)均高于 YS 林(4.5%—9.5%),在 40—60 cm 土层达到显著水平($P<0.05$)(图 6)。

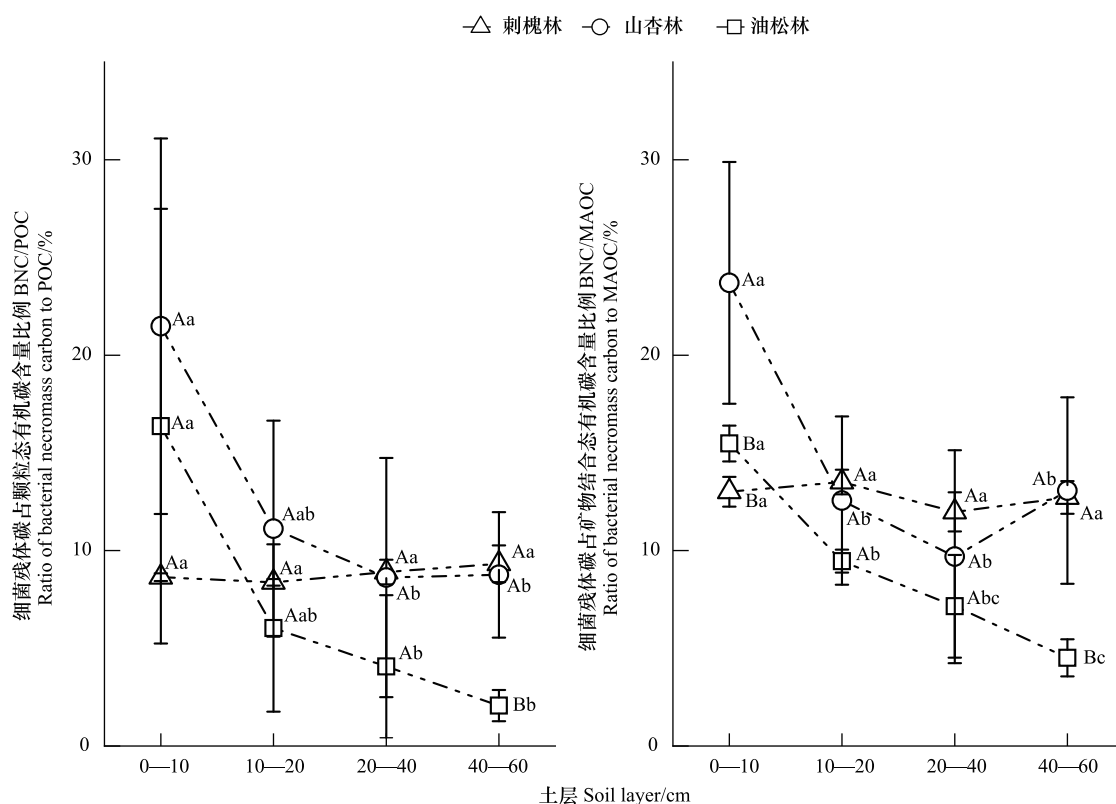


图 6 不同人工林型 0—60 cm 土层 BNC 占 POC 和 MAOC 含量比例的变化特征

Fig. 6 Ratios of BNC to POC and MAOC at 0—60 cm soil layers under different artificial forest types

不同大写字母表示同一土层不同人工林型土壤 BNC 占 POC 和 MAOC 含量比例的差异显著性,不同小写字母表示同一林型不同土层 BNC 占 POC 和 MAOC 含量比例的差异显著性($P<0.05$);图中数据为平均值 $\pm$ 标准差($n=3$)

2.2.3 不同人工林型 POC 和 MAOC 中 MNC 的含量及所占比例变化特征

CH 林 POC 中 MNC 含量在不同土层之间差异均显著($P<0.05$),SX 林和 YS 林除 20—40 cm 土层外,其余土层之间差异均显著($P<0.05$);0—60 cm 土层,CH 林和 SX 林 POC 中 MNC 平均含量(7.5 g/kg 和 7.9 g/kg)是 YS 林(4.0 g/kg)的 1.9 倍和 2.0 倍,达到显著水平($P<0.05$)。CH 林 MAOC 中 MNC 含量在 0—20 cm 土层和 20—40 cm 土层之间差异显著($P<0.05$),SX 林 0—10 cm 土层与 20—60 cm 土层之间差异显著($P<0.05$),YS 林除 20—40 cm 土层,其余土层之间差异均显著($P<0.05$);0—60 cm 土层 CH 林和 SX 林 MAOC 中 MNC 平均含量(4.1 g/kg 和 3.2 g/kg)高于 YS 林(2.0 g/kg),尤其是 CH 林,达到显著水平($P<0.05$)(图 7)。

0—60 cm 土层随土层深度的增加,CH 林土壤 MNC/POC 从 31.1%增加到 36.1%,且 0—10 cm 土层与 40—60 cm 土层之间差异显著($P<0.05$),而 SX 林和 YS 林土壤 MNC/POC 分别从 80.6%和 73.8%降低至 36.8%和 16.8%,且 SX 林和 YS 林 0—10 cm 土层与 40—60 cm 土层之间差异均显著($P<0.05$);在 0—10 cm 土层中,SX 林和 YS 林土壤 MNC/POC 高于 CH 林,而 10—60 cm 土层 SX 林和 CH 林土壤 MNC/POC 高于 YS 林。SX 林 0—10 cm 土层 MNC/MAOC 与 20—40 cm 土层之间差异显著($P<0.05$),YS 林除 10—20 cm 土层与 20—40 cm 土层,其余土层之间差异均显著($P<0.05$);不同土层 CH 林、SX 林土壤 MNC/MAOC (64.0%—73.7%和 36.0%—79.8%)高于 YS 林(24.5%—48.2%)(图 8)。

整体上,0—60 cm 土层 CH 林和 SX 林土壤 BNC/MAOC、FNC/MAOC、MNC/MAOC 的平均值高于 POC,且 FNC/MAOC 的平均比例(56.2%和 37.3%)高于 BNC(12.8%和 14.8%)(表 3)。YS 林在 0—10 cm 土层 FNC/

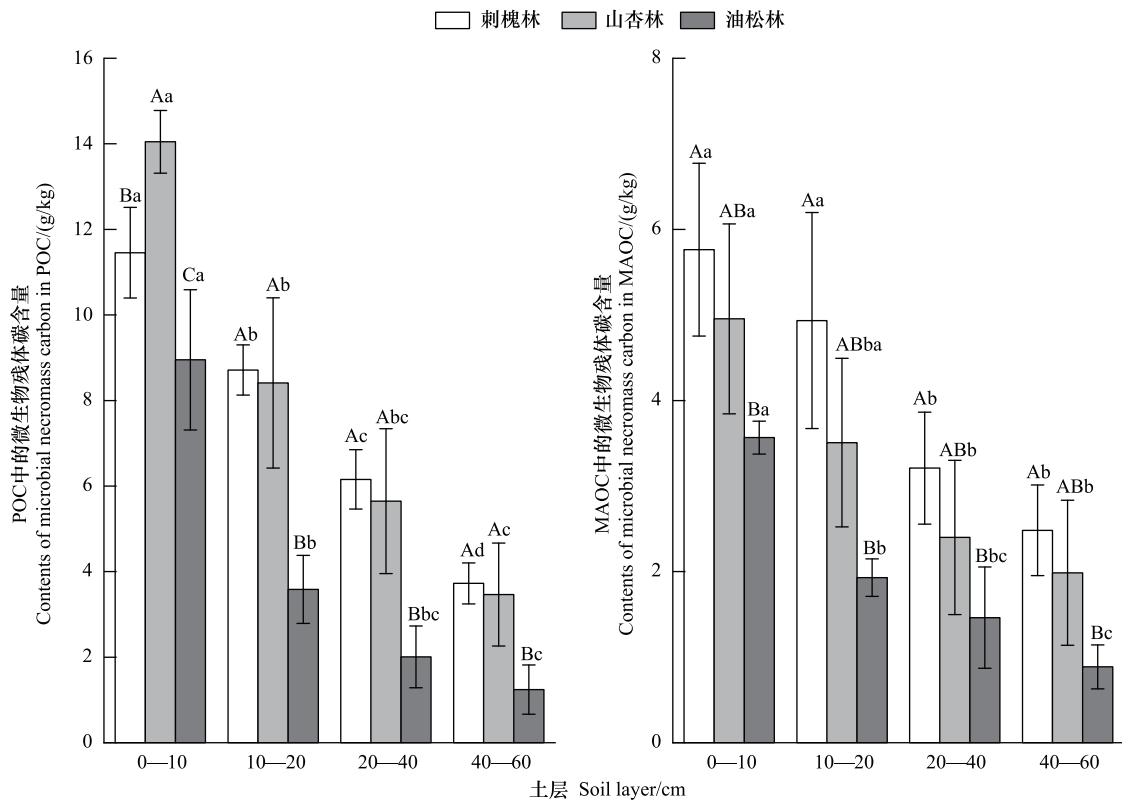


图7 不同人工林型 0—60 cm 土层 POC 和 MAOC 中 MNC 含量变化特征

Fig.7 Contents of MNC in POC and MAOC at 0—60 cm soil layers under different artificial forest types

不同大写字母表示同一土层不同人工林型 POC 和 MAOC 中 MNC 含量的差异显著性,不同小写字母表示同一林型不同土层 POC 和 MAOC 中 MNC 含量的差异显著性 ($P < 0.05$);图中数据为平均值 $\pm$ 标准差 ($n = 3$)

POC、MNC/POC (57.4%和 73.8%) 高于 MAOC (32.7%和 48.2%) (图 4 和 8), 因此 0—60 cm 土层 YS 林 FNC/POC、MNC/POC 的平均值高于 MAOC (表 3), 而在 10—60 cm 土层 BNC/MAOC、FNC/MAOC、MNC/MAOC 的平均值 (7.0%, 23.9%, 30.9%) 高于 POC (4.1%, 20.4%, 24.4%) (图 4, 6 和 8)。

表 3 0—60 cm 土层不同人工林型 FNC、BNC、MNC 占 POC 和 MAOC 比例的平均值

Table 3 Mean ratios of FNC、BNC、MNC to POC and MAOC at 0—60 cm soil layer under different forest types

所占比例 Ratio	CH/%	SX/%	YS/%	所占比例 Ratio	CH/%	SX/%	YS/%
FNC/POC	23.9	36.9	29.6	BNC/MAOC	12.8	14.8	9.2
BNC/POC	8.8	12.5	7.1	MNC/POC	33.5	49.5	36.7
FNC/MAOC	56.2	37.3	26.1	MNC/MAOC	69.0	52.0	35.2

FNC: 真菌残体碳 Fungal necromass carbon; BNC: 细菌残体碳 Bacterial necromass carbon; MNC: 微生物残体碳 Microbial necromass carbon; POC: 颗粒态有机碳 Particulate organic carbon; MAOC: 矿物结合态有机碳 Mineral-associated organic carbon; 表中所占比例的平均值是 4 个土层所占比例的平均值 ($n = 4$)

2.3 影响 MNC 占 POC 和 MAOC 比例的主要因素

相关分析表明,三种人工林土壤 FNC/POC 与总有机碳和全氮之间为显著正相关关系 ($P < 0.05$), FNC/MAOC 与全氮含量呈现显著正相关关系,与 pH 值、砂粒含量呈现显著负相关关系 ($P < 0.05$), BNC/POC 与总有机碳和全氮含量之间为显著正相关关系,与 pH 值之间为显著负相关关系 ($P < 0.05$), BNC/MAOC 与总有机碳和全氮含量之间为显著正相关关系,与 pH 值、容重呈现显著负相关关系 ($P < 0.05$), MNC/POC 与总有机碳和全氮含量之间呈现显著正相关关系 ($P < 0.05$), MNC/MAOC 与黏粒、总有机碳和全氮含量之间为显著正相

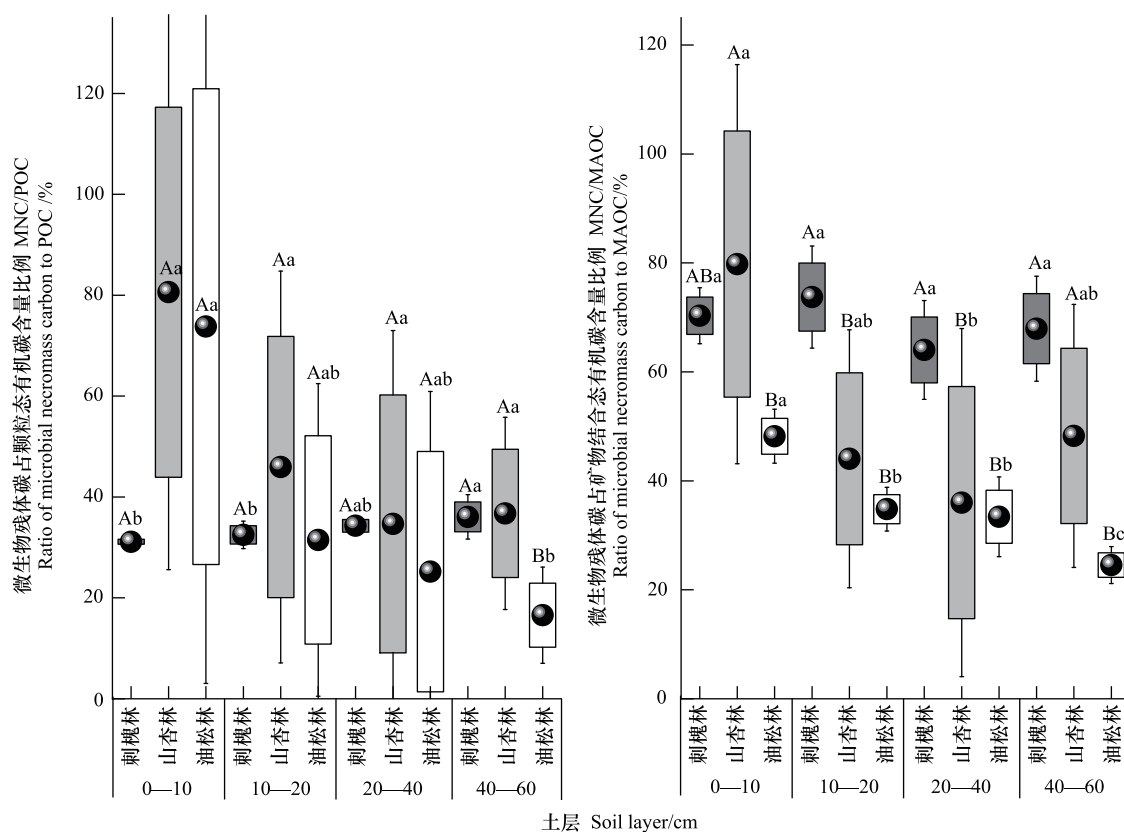


图8 不同人工林型0—60 cm 土层 MNC 占 POC 和 MAOC 比例

Fig.8 Ratios of MNC to POC and MAOC at 0—60 cm soil layers under different artificial forest types

不同大写字母表示同一土层不同人工林型 MNC 占 POC 和 MAOC 含量比例的差异显著性,不同小写字母表示同一林型不同土层 MNC 占 POC 和 MAOC 含量比例的差异显著性 ($P < 0.05$);图中数据为平均值 $\pm$ 标准差 ($n = 3$)

关系,与 pH 值、砂粒含量呈显著负相关关系 ($P < 0.05$) (图 9)。

3 讨论

3.1 不同人工林型微生物残体碳对 POC 和 MAOC 的积累贡献

MNC 含量占 POC 和 MAOC 含量的比例可反映 MNC 对 POC 和 MAOC 的积累贡献^[27],所占比例越大,积累贡献越大,反之则积累贡献越小。本研究结果表明,刺槐林和山杏林 0—60 cm 土层 FNC、BNC、MNC 主要贡献 MAOC 的积累,积累贡献分别 56.2%, 12.8%, 69.0% 和 37.3%, 14.8%, 52.0%, 其中 FNC 对 MAOC 的积累贡献是 BNC 的 4.4 倍和 2.5 倍 (表 3), 而油松林 0—10 cm 土层 FNC、MNC 主要贡献 POC 的积累,积累贡献为 57.4% 和 73.8%, 10—60 cm 土层 BNC、FNC、MNC 主要贡献 MAOC 的积累,积累贡献分别为 7.0%, 23.9%, 30.9% (图 4, 6 和 8), 说明与 BNC 相比, 三种人工林 FNC 对 MAOC 的积累起主要作用, 这与现有的研究结果相似^[27—28], 可能是由于在 MAOC 的积累过程中, 微生物形成途径可能是更有效的一种形成途径, 即 MNC 的续埋效应更有利于 MAOC 的积累^[29—30], 而 MNC 的续埋主要来源于 FNC 的积累, 鉴于真菌细胞壁的主要成分是几丁质等, 降解速率较慢, 又容易与黏土矿物颗粒结合, 导致 FNC 稳定性较高, 有利于稳定性有机碳 (MAOC) 的积累, 且以氨基葡萄糖为主的 FNC 易与土壤中的矿物结合, 可形成较为稳定的有机大分子化合物, 进而贡献 MAOC 的积累^[3], 因此, 刺槐林和山杏林 FNC 主要贡献 MAOC 的积累; 但真菌主要以分解复杂有机物为主^[3, 31], 与刺槐林和山杏林相比, 油松林凋落物由于木质素、纤维素含量较高而更难分解^[32], 因此油松林凋落物更易被真菌分解、利用, 使表层土壤中的真菌生物量高于细菌生物量, 当养分受限时, 真菌残体可

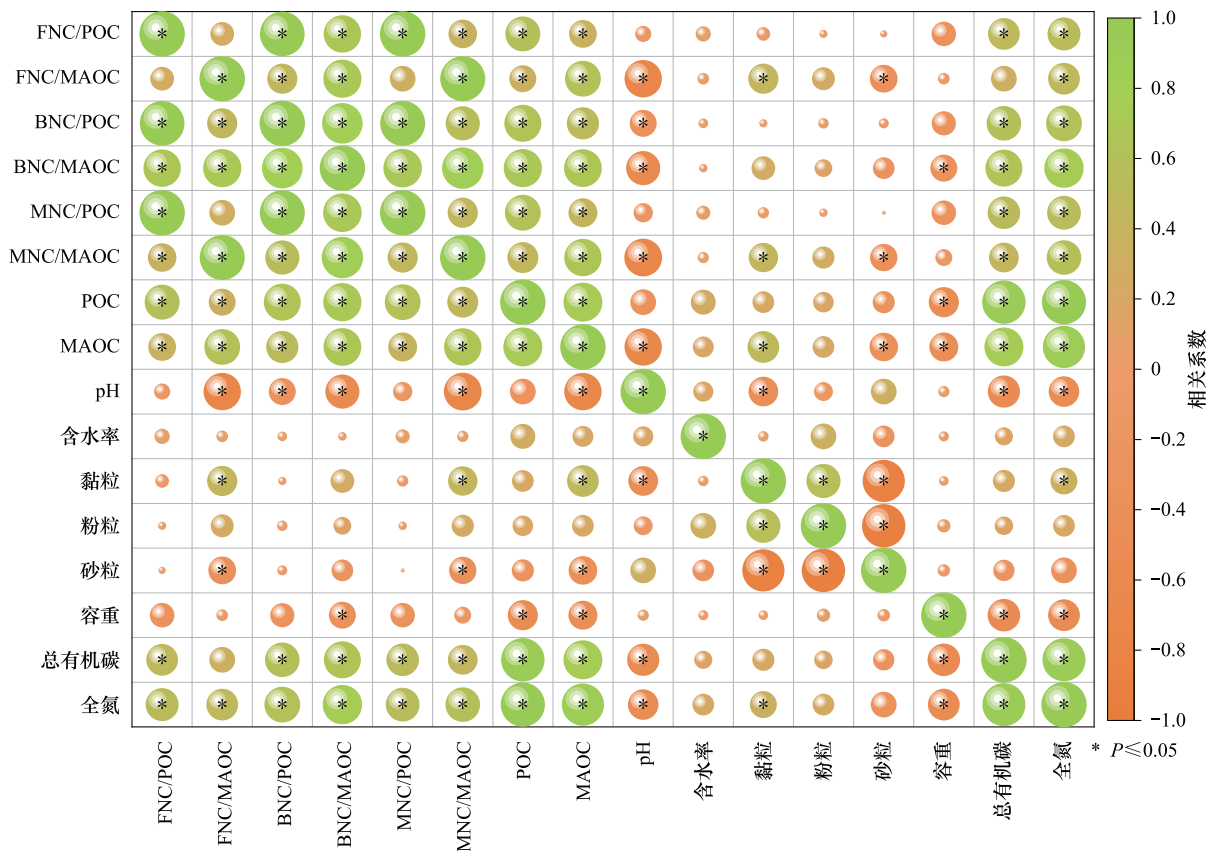


图9 FNC、BNC、MNC 占 POC 和 MAOC 含量比例与土壤理化性质之间的相关关系

Fig.9 Correlations between ratios of FNC, BNC, MNC to POC, MAOC and soil physical and chemical properties ($P < 0.05$)

能被 POC 中的细菌分解而贡献 POC 的积累^[33],因此,油松林 0—10 cm 土层 FNC 主要贡献 POC 的积累;而下层微生物群落以细菌为主,细菌细胞壁主要是胞壁酸,由肽聚糖组成,容易被降解,导致细菌残体可作为真菌的碳源,被真菌利用且以真菌残体的形式积累^[34],且本研究中 BNC/POC、BNC/MAOC 与 FNC/POC、FNC/MAOC 显著正相关($P < 0.05$),因此,10—60 cm 土层 FNC 主要贡献 MAOC 的积累。

3.2 影响微生物残体碳贡献土壤有机碳组分积累的主要因素

土壤理化性质作为环境因子,不仅能通过影响微生物的群落结构、多样性及碳利用效率,进而影响 MNC 的形成与积累,还能作用于 POC 和 MAOC 的形成过程,对 POC、MAOC 含量产生影响,导致 MNC 对 POC 和 MAOC 的积累贡献存在差异,如在表层和深层土壤中,由于土壤理化性质及微生物丰度不同,微生物源碳对 MAOC 的贡献比例也不同^[29]。本研究中总有机碳、全氮含量与 FNC/POC、FNC/MAOC、BNC/POC、BNC/MAOC、MNC/POC、MNC/MAOC 均呈现显著正相关关系($P < 0.05$),这与先前的研究结果相似^[28],表明总有机碳和全氮含量能显著影响 MNC 对土壤有机碳组分的积累贡献,鉴于 MNC 主要通过微生物生物标志物-氨基糖表征,且氨基糖的积累与微生物对碳源和氮源的利用紧密相关,而土壤中的有机碳、氮为微生物提供了必要的碳源和氮源,因此有利于氨基糖在土壤中积累,促进 MNC 在土壤有机碳组分中的积累^[3, 35]。

土壤 pH 值可通过影响微生物的群落结构及多样性,进而影响 MNC 中 FNC 和 BNC 的分配比例,使 MNC 对 POC 和 MAOC 积累的贡献发生变化,较低的 pH 值可促进真菌和细菌残体的积累^[26]。本研究中 pH 值与 FNC/MAOC、BNC/POC、BNC/MAOC、MNC/MAOC 呈显著负相关关系($P < 0.05$),这与现有结果一致^[26—27],表明土壤 pH 值的增加不利于 MNC 在土壤有机碳组分中的积累,尤其是不利于在稳定性碳组分(MAOC)中的积累,这可能是由于在中性或碱性土壤中微生物生物量的周转速率变慢,微生物碳利用效率可能降低,使得微生

物残体的产量降低,导致 MNC 的积累受到影响^[36-38]。

黏粒作为土壤质地中的重要组成部分,对土壤有机碳及其组分的形成具有重要作用^[3],本研究中黏粒含量与 FNC/MAOC、MNC/MAOC、MAOC 含量呈显著正相关关系($P<0.05$),这与现有的研究结果^[39]相似,表明黏粒对 MNC、FNC 在 POC、MAOC 中积累具有促进作用,同时黏粒含量的增加有助于 MAOC 含量的增加,这是由于黏粒中次生矿物质含量较高,是微生物残体积累的主要贮存库,有利于吸附更多的有机物质,如微生物残体碳,提高微生物残体碳的稳定性,进而形成 MAOC^[40]。砂粒含量与 FNC/MAOC、MNC/MAOC、MAOC 含量呈现显著负相关关系($P<0.05$),表明砂粒含量的增加不利于 MNC 在 MAOC 中的积累,与已有的研究结果^[39]相似,这是因为砂粒中原生矿物含量较高,而原生矿物粒径较大,黏着性和吸附性较差,无法与微生物残体较好地结合,因此,不利于 MNC 在 MAOC 中积累^[41]。土壤容重作为土壤物理性质的重要指标之一,可反映土壤结构及其透气性的变化,本研究中土壤容重与 BNC/MAOC、POC 和 MAOC 含量之间为显著负相关关系($P<0.05$),这可能是由于土壤容重越低,土壤的透气、透水性越好,有利于微生物生物量的周转和微生物碳利用效率的提高^[42],促进微生物残体的积累,潜在地影响 MNC 在土壤有机碳组分中的积累,尤其是在 MAOC 中的积累。

4 结论

除油松林 0—10 cm 土层微生物残体碳更有利于颗粒态有机碳的积累外,整体上,黄土高原不同人工林在 0—60 cm 土层微生物残体碳更有利于矿物结合态有机碳的积累,即随植被的恢复,黄土高原不同人工林微生物残体碳的积累可促进土壤有机碳稳定性组分的增加,与细菌残体碳相比,真菌残体碳对土壤颗粒态和矿物结合态有机碳积累的贡献更大,土壤总有机碳、全氮、黏粒、砂粒含量、容重及 pH 值是该区影响微生物残体碳贡献土壤有机碳组分积累的主要因素,研究结果有助于深入了解黄土高原植被恢复中土壤有机碳的固持机制。

参考文献(References):

- [1] 梁超,朱雪峰.土壤微生物碳泵储碳机制概论.中国科学:地球科学,2021,51(5):680-695.
- [2] Basile-Doelsch I, Balesdent J, Pellerin S. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. Biogeosciences, 2020, 17(21): 5223-5242.
- [3] 张彬,陈奇,丁雪丽,何红波,张旭东.微生物残体在土壤中的积累转化过程与稳定机理研究进展.土壤学报,2022,59(6):1479-1491.
- [4] Schimel J P, Schaeffer S M. Microbial control over carbon cycling in soil. Frontiers in Microbiology, 2012, 3: 348.
- [5] Schweigert M, Herrmann S, Miltner A, Fester T, Kästner M. Fate of ectomycorrhizal fungal biomass in a soil bioreactor system and its contribution to soil organic matter formation. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 88: 120-127.
- [6] Kindler R, Miltner A, Richnow H H, Kästner M. Fate of gram-negative bacterial biomass in soil-mineralization and contribution to SOM. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(9): 2860-2870.
- [7] Cambardella C A, Elliott E T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56(3): 777-783.
- [8] Christensen B T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. European Journal of Soil Science, 2001, 52(3): 345-353.
- [9] Joergensen R G, Wichern F. Alive and kicking: Why dormant soil microorganisms matter. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 116: 419-430.
- [10] Liang C, Amelung W, Lehmann J, Kästner M. Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter. Global Change Biology, 2019, 25(11): 3578-3590.
- [11] Six J, Guggenberger G, Paustian K, Haumaier L, Elliott E T, Zech W. Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. European Journal of Soil Science, 2001, 52(4): 607-618.
- [12] Lavalley J M, Soong J L, Cotrufo M F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. Global Change Biology, 2020, 26(1): 261-273.
- [13] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. Nature Microbiology, 2017, 2: 17105.
- [14] Cotrufo M F, Ranalli M G, Haddix M L, Six J, Lugato E. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. Nature Geoscience, 2019, 12: 989-994.
- [15] Cotrufo M F, Soong J L, Horton A J, Campbell E E, Haddix M L, Wall D H, Parton W J. Formation of soil organic matter via biochemical and

- physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 2015, 8: 776-779.
- [16] Craig M E, Geyer K M, Beidler K V, Brzostek E R, Frey S D, Stuart Grandy A, Liang C, Phillips R P. Fast-decaying plant litter enhances soil carbon in temperate forests but not through microbial physiological traits. *Nature Communications*, 2022, 13: 1229.
- [17] Xu H W, Qu Q, Lu B B, Zhang Y, Liu G B, Xue S. Variation in soil organic carbon stability and driving factors after vegetation restoration in different vegetation zones on the Loess Plateau, China. *Soil and Tillage Research*, 2020, 204: 104727.
- [18] 杨阳, 窦艳星, 王宝荣, 薛志婧, 朱兆龙, 黄懿梅, 王云强, 安韶山. 黄土高原土壤有机碳固存机制研究进展. *第四纪研究*, 2023, 43(2): 509-522.
- [19] 杨阳, 张萍萍, 吴凡, 周媛媛, 宋怡, 王云强, 安韶山. 黄土高原植被建设及其对碳中和的意义与对策. *生态学报*, 2023, 43(21): 9071-9081.
- [20] Jin Z, Dong Y S, Wang Y Q, Wei X R, Wang Y F, Cui B L, Zhou W J. Natural vegetation restoration is more beneficial to soil surface organic and inorganic carbon sequestration than tree plantation on the Loess Plateau of China. *Science of The Total Environment*, 2014, 485/486: 615-623.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 22-97.
- [22] Six J, Elliott E T, Paustian K, Doran J W. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 1998, 62(5): 1367-1377.
- [23] 杨娥女, 王宝荣, 姚宏佳, 黄懿梅, 安韶山. 黄土高原生物土壤结皮发育过程中颗粒态和矿物结合态有机碳变化特征. *水土保持研究*, 2023, 30(1): 25-33, 40.
- [24] Zhang X D, Amelung W. Gas chromatographic determination of muramic acid, glucosamine, mannosamine, and galactosamine in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(9): 1201-1206.
- [25] Joergensen R G. Amino sugars as specific indices for fungal and bacterial residues in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 2018, 54(5): 559-568.
- [26] Wang B R, An S S, Liang C, Liu Y, Kuzyakov Y. Microbial necromass as the source of soil organic carbon in global ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 162: 108422.
- [27] Hu P L, Zhang W, Chen H S, Xu L, Xiao J, Luo Y Q, Wang K L. Lithologic control of microbial-derived carbon in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 167: 108600.
- [28] 王杉杉, 徐秋芳, 范博, 郑旭理, 王中乾, 梁辰飞, 陈俊辉, 秦华, 王懿祥, 李甄, 王利芝, 邵帅. 毛竹扩张对杉木林土壤微生物残体碳积累的影响. *生态学报*, 2023, 43(5): 1902-1912.
- [29] Sokol N W, Sanderman J, Bradford M A. Pathways of mineral-associated soil organic matter formation: Integrating the role of plant carbon source, chemistry, and point of entry. *Global Change Biology*, 2019, 25(1): 12-24.
- [30] Sokol N W, Slessarev E, Marschmann G L, Nicolas A, Blazewicz S J, Brodie E L, Firestone M K, Foley M M, Hestrin R, Hungate B A, Koch B J, Benjamin J, Stone B W, Sullivan M B, Zablocki O, Pett-Ridge J. Life and death in the soil microbiome: how ecological processes influence biogeochemistry. *Nature reviews microbiology*, 2022, 20(7): 415-430.
- [31] López-Mondéjar R, Brabcová V, Štursová M, Davidová A, Jansa J, Cajthaml T, Baldrian P. Decomposer food web in a deciduous forest shows high share of generalist microorganisms and importance of microbial biomass recycling. *ISME Journal*, 2018, 12: 1768-1778.
- [32] 于颖超, 张心昱, 戴晓琴, 吕斯丹, 杨洋, 史丽娟. 亚热带红壤区森林土壤剖面微生物残体碳分布及影响因素. *生态学报*, 2022, 42(3): 1108-1117.
- [33] Kennedy P G, Maillard F. Knowns and unknowns of the soil fungal necrobiome. *Trends in Microbiology*, 2023, 31(2): 173-180.
- [34] Zheng T T, Miltner A, Liang C, Nowak K M, Kästner M. Turnover of bacterial biomass to soil organic matter via fungal biomass and its metabolic implications. *Soil Biology and Biochemistry*, 2023, 180: 108995.
- [35] Sun T, Mao X L, Han K F, Wang X J, Cheng Q, Liu X, Zhou J J, Ma Q X, Ni Z H, Wu L H. Nitrogen addition increased soil particulate organic carbon via plant carbon input whereas reduced mineral-associated organic carbon through attenuating mineral protection in agroecosystem. *Science of The Total Environment*, 2023, 899: 165705.
- [36] Malik A A, Puissant J, Buckeridge K M, Goodall T, Jehmlich N, Chowdhury S, Gweon H S, Peyton J M, Mason K E, van Agtmaal M, Bland A, Clark I M, Whitaker J, Pywell R F, Ostle N, Gleixner G, Griffiths R I, 2018. Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes. *Nature Communications*, 2018, 9: 3591.
- [37] Tao F, Huang Y Y, Hungate B A, Hungate B A, Manzoni S, Frey S D, Schmidt M W I, Reichstein M, Carvalhais N, Ciais P, Jiang L F, Lehmann J, Wang Y P, Houlton B Z, Ahrens B, Mishra U, Hugelius G, Hocking T D, Lu X J, Shi Z, Viatkin K, Vargas R, Yigini Y, Omuto C, Malik A A, Peralta G, Cuevas-Corona R, Di Paolo L E, Luotto I, Liao C J, Liang Y S, Saynes V S, Huang X M, Luo Y Q. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage. *Nature*, 2023, 618(7967): 981-985.
- [38] Wang C, Qu L R, Yang L M, Liu D W, Morrissey E, Miao R H, Liu Z P, Wang Q K, Fang Y T, Bai E. Large-scale importance of microbial carbon use efficiency and necromass to soil organic carbon. *Global Change Biology*, 2021, 27(10): 2039-2048.
- [39] Wang B R, Huang Y M, Li N, Yao H J, Yang E N, Soromotin A V, Kuzyakov Y, Cheptsov V, Yang Y, An S S. Initial soil formation by biocrusts: Nitrogen demand and clay protection control microbial necromass accrual and recycling. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 167: 108607.
- [40] Aumtong S, de Neergaard A, Magid J. Formation and remobilisation of soil microbial residue. Effect of clay content and repeated additions of cellulose and sucrose. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(8): 863-874.
- [41] Kubiak-Ossowska K, Tokarczyk K, Jachimska B, Mulheran P A. Bovine serum albumin adsorption at a silica surface explored by simulation and experiment. *Journal of Physical Chemistry B*, 2017, 121(16): 3975-3986.
- [42] Spohn M, Klaus K, Wanek W, Richter A. Microbial carbon use efficiency and biomass turnover times depending on soil depth-Implications for carbon cycling. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 96: 74-81.