

DOI: 10.11766/trxb202311170478

唐开钊, 张君耀, 吴聪, 王帅, 廖文娟, 尹力初, 周卫军, 崔浩杰. 不同坡位柑橘园土壤团聚体矿物结合态有机碳矿化特征[J]. 土壤学报, 2024

TANG Kaizhao, ZHANG Junyao, WU Cong, WANG Shuai, LIAO Wenjuan, YIN Lichu, ZHOU Weijun, CUI Haojie. Mineralization Characteristics of Mineral-Associated Organic Carbon in Citrus Orchards Soil Aggregates at Different Slope Positions[J]. Acta Pedologica Sinica, 2024

不同坡位柑橘园土壤团聚体矿物结合态有机碳矿化特征*

唐开钊, 张君耀, 吴聪, 王帅, 廖文娟, 尹力初, 周卫军, 崔浩杰[†]

(湖南农业大学资源学院, 长沙 410128)

摘要: 矿物结合态有机碳(MAOC)是土壤有机碳(SOC)的主要组成部分, 其矿化特性对土壤固碳和全球气候变化具有重要影响。坡位作为重要的地形因子, 显著影响有机碳与土壤矿物的相互作用及稳定性。然而, 目前关于不同坡位土壤 MAOC 矿化特征尚不清楚。本研究以南方丘陵区典型柑橘园土壤为研究对象, 通过室内培养探究了不同坡位(坡上、坡中和坡下)柑橘园土壤团聚体 MAOC 的矿化特征, 分析了土壤理化因子和疏水性对 MAOC 矿化的影响。结果表明: 坡下柑橘园土壤 MAOC 的累积矿化量(C_t)、矿化速率和潜在可矿化量(C_o)均明显高于坡上和坡中, 但坡下土壤 C_o /MAOC 的比值明显低于坡上和坡中。随着团聚体粒径的减小, 各坡位柑橘园土壤 MAOC 的 C_t 、矿化速率和 C_o 均呈上升的变化趋势, 而 MAOC 的矿化强度逐渐减弱。冗余分析(RDA)表明, MAOC 潜在可矿化量(C_o)与 pH、SOC、MAOC、TN 和 C/N 呈显著正相关($P < 0.05$), 与铁铝氧化物(Fed/Ald、Feo/Alo 和 Fep/Alp)和疏水性呈显著负相关($P < 0.05$)。 C_o /MAOC 与铁铝氧化物和 MAOC 疏水性呈显著正相关, 而与 C_o 、 C_t 、pH、SOC、MAOC、TN 和 C/N 呈显著负相关。层次分割分析表明, Alo、Alp 和 Fep 是影响 MAOC 矿化的重要因子。变差分解分析表明, Alo、Alp、Fep、C/N、MAOC 和 Feo 的共同作用显著影响不同坡位团聚体中 MAOC 的矿化。研究结果对深入认识南方丘陵区不同坡位柑橘园土壤团聚体中矿物结合态有机碳形成机制、稳定特性以及提高土壤固碳具有重要意义。

关键词: 矿物结合态有机碳; 土壤团聚体; 矿化; 疏水性; 柑橘园土壤

中图分类号: 文献标志码: A

Mineralization Characteristics of Mineral-Associated Organic Carbon in Citrus Orchards Soil Aggregates at Different Slope Positions

TANG Kaizhao, ZHANG Junyao, WU Cong, WANG Shuai, LIAO Wenjuan, YIN Lichu, ZHOU Weijun, CUI Haojie[†]

(College of Resources, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China)

Abstract: 【Objective】 Mineral-associated organic carbon (MAOC) is the most important of soil organic carbon (SOC), and its mineralization characteristics have an important impact on soil carbon sequestration and global climate change. As an important topographic factor, slope position significantly affects the interaction and stability of organic carbon and soil minerals. However, the influence of slope positions on mineralization characteristics of

* 国家现代农业产业技术体系建设专项 (CARS-26) Supported by the National Modern Agricultural Industry Technology System Construction Project (CARS-26)

[†] 通讯作者 Corresponding author, E-mail: hjcui@hunau.edu.cn

作者简介: 唐开钊 (1998-), 女, 贵州麻江人, 硕士研究生, 主要从事土壤碳氮循环研究。E-mail: 1429281277@qq.com

收稿日期: 2023-11-17; 收到修改稿日期: 2024-03-17; 网络首发日期 (www.cnki.net):

MAOC in soils is not fully understood. **【Method】** In this study, typical citrus orchard soils at different slope positions were sampled, and the aggregates with sizes of >2, 2~0.25, 0.25~0.053, and <0.053 mm were obtained by physical fractionation. Moreover, the MAOC in aggregates were separated to investigate the mineralization characteristics of MAOC at varying slope positions (upper slope, middle slope, and lower slope) through indoor cultivation. The influence of soil physicochemical factors and hydrophobicity on MAOC mineralization was analyzed by Infrared spectroscopy (FTIR), Redundancy analysis (RDA), and Hierarchical partitioning analysis. **【Result】** The results showed that the cumulative mineralization (C_t), mineralization rate and potential mineralization (C_o) of MAOC in citrus orchard soil at lower slopes were significantly higher than those at upper and middle slopes, but the ratio of C_o /MAOC at lower slope was significantly lower compared with upper and middle slopes. With the decrease in aggregate size, the C_t , mineralization rate, and C_o of MAOC in citrus orchard soil at each slope position showed an upward trend, while the mineralization intensity of MAOC gradually weakened. RDA results showed that the C_o was significantly positively correlated with pH, SOC, MAOC, TN, and C/N ($P<0.05$), and significantly negatively correlated with iron and aluminum oxides (Fed/Ald, Feo/Alo, and Fep/Alp) and hydrophobicity ($P<0.05$). C_o /MAOC was significantly positively correlated with iron and aluminum oxides and hydrophobicity, but significantly negatively correlated with C_o , C_t , pH, SOC, MAOC, TN, and C/N. Hierarchical partitioning analysis revealed that Alo, Alp, and Fep emerged as significant factors influencing the mineralization of MAOC. Variation decomposition analysis showed that the combined effects of Alo, Alp, Fep, C/N, MAOC, and Feo significantly affected MAOC mineralization in aggregates with different particle sizes at different slope positions. **【Conclusion】** The slope positions have obvious effects on the mineralization characteristics of MAOC in aggregates in citrus orchard soils. The findings of this study are of great significance for understanding the formation mechanisms and stability of mineral-bound organic carbon in soil aggregates and in enhancing soil organic carbon sequestration in citrus orchards at different slope positions in hilly regions of southern China.

Key words: Mineral-associated organic carbon (MAOC); Soil aggregates; Mineralization; Hydrophobicity; Citrus orchard soil

矿物结合态有机碳(MAOC)是土壤有机碳(SOC)的主要组成部分, 约占全球陆地矿质土壤碳储量的 65%^[1], 其碳库的微弱变化均可能对区域乃至全球气候和碳循环产生深远影响。MAOC 的 C/N 比值和周转速率相对较低, 可以在土壤中留存几十至几百年, 被认为是土壤中的持久组分^[2-3]。但最新研究表明, 在热带森林、苔原和一些温带森林的表层土壤中 MAOC 和颗粒有机碳(POC)有大致相当的周转时间^[4-5]。Villarino 等^[6]和 Jilling 等^[7]研究结果表明 MAOC 不是一种均匀、慢循环组分, 而是一种动态的且含有不稳定化合物的非均相组分, 其可以作为土壤中 C 和 N 的潜在来源。未来几十年, MAOC 是大气 CO₂ 的源或者汇, 将显著影响全球气候变化的速度和程度。

土壤有机碳矿化是一个与土壤养分释放和供给有关的生化过程, 该过程主要受温度、土壤理化性质、土壤微生物群落和耕作管理等多种因素的影响^[8]。单会茹等^[9]研究发现撂荒和化肥配施有机肥显著提高了 MAOC 的矿化速率。Jilling 等^[7]研究发现根系分泌物(草酸和葡萄糖)的添加显著增强了 MAOC 的矿化。此外, 研究发现 MAOC 的储存和周转与团聚体的物理隔离机制密切相关^[10]。土壤团聚体的空间异质性, 直接影响团聚体内部的微生物活性、丰度及群落结构, 导致有机碳的循环路径发生改变^[10]。目前研究多关注团聚体大小对有机碳矿化的影响^[11-12], 而关于不同粒径团聚体中 MAOC 矿化特性及其影响因素的研究较少。

柑橘是一种经济价值极高的园艺作物。我国作为全球柑橘的主要产地之一, 栽培面积位居世界第一^[13]。我国柑橘主要栽培于南方丘陵缓坡地带, 果园立地条件较差、土层较薄、土壤冲刷和营养流失严重, 加之管理粗放等, 导致土壤有机碳和土壤肥力存在极大的空间差

异^[14]。坡位作为重要的地形因子,对有机碳的迁移、转化和积累具有重要影响^[15]。不同坡位 SOC 含量的差异可能是由于土壤侵蚀和水土流失造成的,上坡位的表土和凋落物易随土壤侵蚀和水土流失向下运输和移动,从而导致下坡位土壤有机碳含量较高^[16]。同时,土壤侵蚀和水土流失也会对土壤有机碳的化学结构造成影响,特别是对脂肪族碳的影响较为显著。脂肪碳来源于新鲜的植物碳水化合物,代表易被土壤微生物分解的不稳定碳水化合物部分^[17]。相比之下,芳香碳主要代表植物生物聚合物或微生物的代谢产物(包括木质素和单宁),更难被微生物利用^[18]。脂肪碳/芳香碳比率(疏水性)已被用作表征有机碳腐殖化或分解程度的有效指标,比值越低,有机碳分解程度越低^[19-20]。目前相关研究主要关注不同坡位土壤有机碳分配格局,而对不同坡位土壤 MAOC 矿化过程及相关因素影响作用尚不明确。

因此,本研究以典型柑橘园土壤为研究对象,通过室内培养试验比较分析不同坡位(坡上、坡中和坡下)柑橘园土壤团聚体 MAOC 的矿化特征,并初步分析了土壤理化因子和 MAOC 疏水性对柑橘园土壤 MAOC 矿化的影响,以进一步阐明柑橘园土壤 MAOC 的矿化规律,为进一步认识果园土壤固碳、团聚体的形成机制以及提高土壤质量和改善生态环境提供理论依据。

1 材料与amp;方法

1.1 研究区概况

研究区位于湖南省郴州市宜章县笆篱乡,地处亚热带季风气候区,年平均气温 18.3℃,年平均降水量约 1 600 mm,气候温和,日照充足,无霜期长。土壤类型为耕型板岩红壤,耕地多为坡耕地,所种植的柑橘品种均为纽荷尔,园区柑橘树种植执行统一施肥、人工授粉、除病虫害管理。研究果园以种植 8 年以上柑橘树为主,面积约 67 000 m²。土壤基本理化性质如下:土壤 pH 4.67~5.30 (m 土:V 水=1:2.5)、有机质 15.19~23.29 g·kg⁻¹、全氮 1.39~2.24 g·kg⁻¹、全磷 0.67~1.04 g·kg⁻¹。

1.2 样品采集

2022 年 12 月在柑橘园选取典型坡面进行土样采集。根据实际地形和 Brubaker 等^[21]划分坡面的方法,将研究的坡位分为 3 个部分(坡上、坡中、坡下)进行土样采集。不同坡位采用五点法采集土壤样品,每个坡位采样点位于同一海拔高度和同一垄,由左往右选取 5 棵长势相当柑橘树。每个采样点沿柑橘树冠投影边向主干推 10~20 cm,采集 0~40 cm 土层样品,按四分法分取 2kg 左右的新鲜样品。样品带回实验室后将土块沿着自然缝隙仔细掰开,使其全部过 8 mm 筛,拣去植物残根和砾石,在室温下继续风干,完全风干后通过不同孔径土筛用于相应理化性质分析(表 1)。

表 1 不同坡位土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of soils at different slope positions

| 坡位 position | Slope | 团聚体直径 ^① /(mm) | pH | SOC /(g·kg ⁻¹) | TN /(g·kg ⁻¹) | TP /(g·kg ⁻¹) | Feo /(g·kg ⁻¹) |
|----------------|------------|-----------------------------|-----------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| 坡上 | >2 | | 5.51±0.21 | 16.17±0.04 | 1.44±0.03 | 0.63±0.03 | 2.16±0.05 |
| Upper slope | 2~0.25 | | 5.53±0.08 | 17.97±0.20 | 1.54±0.02 | 0.66±0.03 | 1.74±0.03 |
| | 0.25~0.053 | | 5.67±0.07 | 19.5±0.25 | 1.52±0.01 | 0.71±0.02 | 1.44±0.09 |
| | <0.053 | | 6.51±0.05 | 21.83±0.48 | 1.70±0.02 | 0.67±0.00 | 0.91±0.09 |
| | | 原土 Soil | 5.30±0.06 | 21.17±0.16 | 1.57±0.04 | 0.67±0.01 | 1.15±0.07 |
| 坡中 | >2 | | 4.79±0.05 | 9.27±0.10 | 1.23±0.01 | 0.82±0.09 | 1.76±0.05 |
| Middle slope | 2~0.25 | | 4.87±0.03 | 11.24±0.23 | 1.26±0.01 | 0.78±0.10 | 1.6±0.023 |

| | 0.25~0.053 | 4.77±0.06 | 10.57±0.24 | 1.21±0.04 | 0.72±0.01 | 1.52±0.05 | |
|----------------|-----------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | <0.053 | 4.88±0.02 | 12.28±0.20 | 1.25±0.02 | 0.63±0.01 | 1.17±0.01 | |
| | 原土 Soil | 4.67±0.01 | 15.19±0.32 | 1.39±0.03 | 0.80±0.01 | 1.02±0.02 | |
| 坡下 | >2 | 6.02±0.17 | 22.01±0.02 | 1.86±0.04 | 0.92±0.02 | 2.16±0.06 | |
| Lower slope | 2~0.25 | 5.96±0.02 | 22.3±0.18 | 1.89±0.02 | 0.95±0.01 | 1.91±0.06 | |
| | 0.25~0.053 | 6.22±0.06 | 17.64±0.51 | 1.64±0.05 | 0.91±0.01 | 1.70±0.07 | |
| | <0.053 | 6.61±0.10 | 18.31±0.07 | 1.79±0.02 | 1.00±0.02 | 1.61±0.04 | |
| | 原土 Soil | 5.69±0.01 | 23.29±0.17 | 2.24±0.00 | 1.04±0.03 | 1.30±0.06 | |
| 坡位 position | Slope / (mm) | 团聚体直径 ^① / (mm) | Fep / (g·kg ⁻¹) | Fed / (g·kg ⁻¹) | Alo / (g·kg ⁻¹) | Alp / (g·kg ⁻¹) | Ald / (g·kg ⁻¹) |
| 坡上 | >2 | | 1.07±0.02 | 89.85±0.98 | 2.78±0.08 | 2.25±0.06 | 13.38±0.65 |
| Upper slope | 2~0.25 | | 0.91±0.00 | 88.76±0.02 | 2.52±0.04 | 1.98±0.05 | 13.08±0.54 |
| | 0.25~0.053 | | 0.62±0.03 | 89.10±0.15 | 2.21±0.07 | 1.50±0.00 | 12.88±0.44 |
| | <0.053 | | 0.64±0.10 | 87.35±0.86 | 1.48±0.06 | 1.07±0.04 | 12.14±0.51 |
| | 原土 Soil | | 3.56±0.93 | 85.06±0.98 | 1.64±0.05 | 1.55±0.26 | 11.93±0.27 |
| 坡中 | >2 | | 0.73±0.03 | 92.86±0.01 | 2.81±0.04 | 2.08±0.05 | 15.18±0.20 |
| Middle slope | 2~0.25 | | 0.68±0.08 | 90.42±1.63 | 2.66±0.05 | 1.97±0.13 | 14.93±0.02 |
| | 0.25~0.053 | | 0.54±0.02 | 91.92±2.51 | 2.39±0.05 | 1.73±0.10 | 14.88±0.17 |
| | <0.053 | | 0.27±0.01 | 92.54±0.37 | 1.61±0.04 | 0.87±0.01 | 13.39±0.16 |
| | 原土 Soil | | 1.50±0.65 | 88.89±1.71 | 1.55±0.04 | 1.07±0.12 | 13.13±0.29 |
| 坡下 | >2 | | 0.92±0.02 | 91.72±0.08 | 2.61±0.10 | 1.83±0.04 | 13.95±0.49 |
| Lower slope | 2~0.25 | | 0.81±0.08 | 90.76±1.81 | 2.48±0.08 | 1.69±0.09 | 13.50±0.41 |
| | 0.25~0.053 | | 0.71±0.02 | 90.94±0.8 | 2.10±0.08 | 1.59±0.06 | 13.11±0.26 |
| | <0.053 | | 0.48±0.04 | 91.51±0.62 | 1.79±0.08 | 0.73±0.02 | 12.63±0.12 |
| | 原土 Soil | | 2.72±1.19 | 86.58±1.58 | 1.70±0.06 | 1.35±0.23 | 12.14±0.37 |

Note: ①Soil aggregate diameter

1.3 测定项目与方法

(1) 团聚体分离。土壤水稳定性团聚体粒径组分分离采用湿筛法进行。具体方法为：称取风干土块 100 g，按照土块自然裂隙掰成 1 cm 左右大小的土块，将其放置由 0.053、0.25 和 2 mm 组成的套筛顶处(2 mm 处)，使土块全部浸入到液面以下，静置 10 min 后用团聚体分析仪(TPF-100)以 30 r·min⁻¹ 的速度进行筛分 30 min。筛分结束后，将每粒径筛上的团聚体冲洗至烧杯中，获得>2 mm、2~0.25 mm、0.25~0.053 mm、<0.053 mm 的水稳性团聚体。然后对烧杯中的团聚体在 60°C 下进行烘干、称重，由此可获得各种粒径团聚体的成分含量，将各组分团聚体保留用于团聚体有机碳组分分离。

(2) POC 和 MAOC 提取。依据 Cambardella 和 Elliott^[22]的方法进行 POC 和 MAOC 分组。将 16.0 g 不同粒径(2、2~0.25 和 0.25~0.053 mm)团聚体放入 100 mL 离心管中，加入 80 mL 5.0 g·L⁻¹ 六偏磷酸钠((NaPO₃)₆)溶液，用手摇匀后放在往复式振荡器上以 190 r·min⁻¹ 转速振荡 18 h 分散。将摇匀的悬浮液倒入 1 L 烧杯中，过 53 μm 筛，用去离子水彻底洗涤，直至筛下水为无色，筛上物质即为 POC 组分；筛下部分(<53 μm)为 MAOC 组分，将分离得到的组分分别在 50°C 烘干，并进行称重、研磨。由于<0.053 mm 粒径团聚体在团聚体分离过程中已经过 53 μm 的筛，故在第二次物理分离过程中不再进行分离，而直接把<0.053 mm 团聚体直接视为<53 μm 的 MAOC。

(3) 土壤理化性质测定。采用复合电极法测定土壤 pH，水土比为 2.5:1。土壤有机碳(SOC)及其组分(POC、MAOC)和总氮(TN)分别通过硫酸—重铬酸钾外加热容量法和半微量开氏法测定。无定形态铁铝氧化物(Feo/Alo)、游离态铁铝氧化物(Fed/Ald)和络合态铁铝氧化物(Fep/Alp)分别采用草酸铵-草酸缓冲液、DCB(连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-重碳酸钠)法和焦磷酸钠溶液提取。提取液稀释后，使用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)测定不同形态铁铝氧化物的含量。

(4) 红外光谱测定。采用 Nicolet 5700 型傅里叶红外光谱仪(Thermo Fisher Scientific)，在 400~4 000 cm^{-1} 波段采集不同坡位团聚体 MAOC 的 FTIR 吸收光谱。将 2 mg MAOC 样品与 200 mg KBr 混合，在玛瑙研钵中细磨，并压成透明薄片。每个样品以 4 cm^{-1} 的分辨率采集，进行 64 次扫描，并以纯 KBr 光谱为背景进行校正。使用 Omnic 9.0 软件自动基线校正后，采集各波段对应的峰面积。每个峰吸收信号强度表示为总峰信号强度的百分比。3 000~2 800 cm^{-1} 吸收波段被定义为具有疏水性的脂肪族 C-H^[23-24]。1 500~1 800 cm^{-1} 吸收波段代表羧酸阴离子的芳香 C=C 振动和 C=O 振动^[25-26]。亲水性基团的强度来自于 C=O 拉伸^[27]。MAOC 疏水性通过疏水性与亲水性基团的比值得到^[27-28]。

(5) 矿化培养试验。将调节至田间持水量为 60% 的不同粒径土壤团聚体 MAOC 样品(每个土样 20 g，3 个平行)在 25°C 下预培养 7 d，以恢复微生物活性。待微生物活性恢复培养结束后，把装有 10 mL 0.1 mol·L⁻¹ NaOH 的烧杯悬挂置 1 L 培养瓶内，同时设置空白对照组(对照组中除了不放置装有土壤样品的烧杯外，其他条件与试验组一致)，加盖密封后进行恒温培养，培养周期为 69 d。在培养的第 3、6、9、12、15、18、21、27、33、39、45、51 和 69 天进行取样滴定。滴定时把装有 NaOH 的烧杯从培养瓶中取出，依次加入 2 mL 1 mol·L⁻¹ BaCl₂ 溶液、2~3 滴 0.5% 酚酞指示剂，用 0.05 mol·L⁻¹ HCl 溶液进行滴定。分别计算培养过程中土壤 MAOC 矿化量(CO₂ mg·kg⁻¹)、MAOC 矿化速率(CO₂ mg·kg⁻¹·d⁻¹)和土壤 MAOC 累积矿化量，并选择一级动力学模型对不同坡位团聚体 MAOC 累积矿化量进行拟合。

土壤田间持水量=($m_2 - m_1$)/ $m_1 \times 100\%$ ，其中 m_2 为湿润土壤质量， m_1 为烘干土壤质量；

土壤 MAOC 矿化量(CO₂ mg·kg⁻¹)=[$C_{\text{HCl}} \times (V_0 - V_1) \times 44$]/2× m ，式中， V_0 为滴定空白时所消耗 HCl 的体积(mL)， V_1 为滴定样品时所消耗 HCl 的体积(mL)； $C_{\text{HCl}}=0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ； m 为土壤质量；2 为转换系数；

土壤 MAOC 矿化速率(CO₂ mg·kg⁻¹·d⁻¹)=培养时间内 MAOC 矿化量(CO₂ mg·kg⁻¹)/培养天数(d)；

土壤 MAOC 累积矿化量=培养时间内 MAOC 矿化量之和；

MAOC 矿化强度=培养 69 d 中累积矿化量/总 MAOC；

一级动力学方程： $C_t = C_0(1 - e^{-kt})$ ，其中 C_t 为 MAOC 的累积矿化量(g·kg⁻¹)， C_0 为潜在可矿化 MAOC(g·kg⁻¹)， k 为分解速率(d⁻¹)， t 为培养时间(d)。

1.4 数据处理与分析

采用 Microsoft Office Excel 2010 进行数据处理，并用 SPSS21.0 进行统计分析，采用单因素方差分析(One way ANOVA)检验，在 $P < 0.05$ 的显著水平上检验不同坡位和不同粒径团聚体测量参数的差异，结果用 Origin 2021 绘图。采用冗余分析(RDA)方法探讨土壤理化性质(pH、SOC、MAOC、TN、C/N、铁铝氧化物(Feo/Alo、Fep/Alp 和 Fed/Ald)和疏水性与 MAOC 矿化特征之间的关系。利用 RStudio 4.3.1 中的“rdacca.hp”包^[29]，定量评价土壤理化因子和疏水性对 MAOC 矿化特性的影响。

2 结果

2.1 不同坡位土壤团聚体 MAOC 分布特征

由表 2 可知, 坡上>2、2~0.25、0.25~0.053 和<0.053 mm 团聚体中 MAOC 的含量分别为 9.30、10.13、12.58 和 20.59 g·kg⁻¹, 坡中各粒径团聚体中 MAOC 的含量分别为 5.22、7.31、9.21 和 12.82 g·kg⁻¹, 坡下各粒径团聚体中 MAOC 的含量分别为 11.23、12.10、13.31 和 19.27 g·kg⁻¹。在>2、2~0.25 和 0.25~0.053 mm 粒径中 MAOC 含量均表现为坡下>坡上>坡中。与坡上相比, 坡下>2、2~0.25 和 0.25~0.053 mm 团聚体中 MAOC 含量分别高于坡上 20.75%、19.44%、5.85% ($P<0.05$); 与坡中相比, 坡上>2、2~0.25 和 0.25~0.053 mm 团聚体中 MAOC 含量分别高于坡中 78.16%、38.57%、36.59% ($P<0.05$), 且坡下分别高于坡中 151.1%、65.52%、44.52 ($P<0.05$)。在<0.053 mm 粒径中, MAOC 含量表现为坡上>坡下>坡中, 坡上高于坡中 60.70%, 高于坡下 6.85%, 而坡下高于坡中 50.31%。同一坡位不同粒径(>2、2~0.25、0.25~0.053、<0.053 mm)中 MAOC 的含量表现为: 随着团聚体粒径的不断减小, MAOC 呈逐渐上升的变化趋势。在各坡位柑橘园土壤中, 除坡上柑橘园土壤中>2 mm 与 2~0.25 mm 团聚体间差异不显著外, 其余各坡位各粒径团聚体间差异均达到显著水平($P<0.05$)。

表 2 不同坡位团聚体 MAOC 含量

Table 2 MAOC contents in aggregates at different slope positions

| 坡位 Slope position | 团聚体直径 Soil aggregate diameter | | | |
|-------------------|-------------------------------|--------------|---------------|--------------|
| | >2 mm | 2~0.25 mm | 0.25~0.053 mm | <0.053 mm |
| 坡上 Upper slope | 9.30±0.69Bc | 10.13±0.48Bc | 12.58±0.18Ab | 20.59±0.42Aa |
| 坡中 Middle slope | 5.22±0.37Cd | 7.31±0.19Cc | 9.21±0.15Bb | 12.82±0.13Ca |
| 坡下 Lower slope | 11.23±0.59Ad | 12.10±0.44Ac | 13.31±0.5Ab | 19.27±0.09Ba |

注: 不同小写字母表示同一坡位不同粒径团聚体间差异显著, 不同大写字母表示同一粒径团聚体不同坡度间差异显著 ($P<0.05$), 下同。Note: Different lowercase letters indicate that there are significant differences between different particle size aggregates at the same slope position, and different uppercase letters indicate that there are significant differences between different slopes of the same particle size aggregates ($P<0.05$). The same as below.

2.2 不同坡位团聚体 MAOC 的疏水特性

土壤有机碳的化学组分特性显著影响土壤有机碳矿化作用, 一般可通过 FTIR 分析进行评估^[23]。甲基、亚甲基和亚甲基中的脂肪族 C-H 单元可以用来表征土壤有机碳的疏水性基团^[27]。脂肪族 C-H 单元数量控制着水的亲和力, 从而影响土壤有机碳抵抗微生物降解的能力^[24]。同时, MAOC 疏水性的提高有助于降低土壤水亲和性和润湿性, 从而减少土壤团聚体的解离^[30]。芳香碳属于难分解有机碳组分, 脂肪碳属于易分解和不稳定有机碳组分, 因此芳香碳含量高的土壤具有更高碳库稳定性。不同坡位各粒径团聚体的疏水特性如表 3 所示。各坡位>2 mm 团聚体中均含有较大的疏水性基团和疏水性。对于同一粒径而言, 疏水性整体表现为: 坡中>坡上>坡下。对同一坡位不同粒径团聚体而言, <0.053 mm 团聚体通常较大团聚体(>2 和 2~0.25 mm)具有更大的亲水性吸收带和更低的疏水带吸收强度, 因此, <0.053 mm 团聚体的疏水性较低。

表 3 不同坡位团聚体 MAOC 的疏水特性

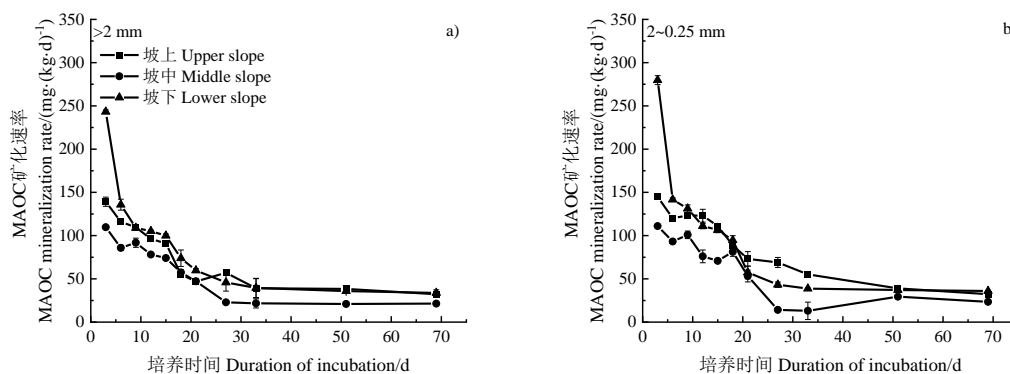
Table 3 Hydrophobic characteristics of MAOC in aggregates at different slope positions

| 坡位 Slope position | 团聚体粒径 Soil aggregate diameter/(mm) | 亲水性基团 | 疏水性基团 | 疏水性 |
|----------------------|--|----------------------|-------------------------|----------------|
| | | Hydrophilic groups/% | Hydrophobic groups/% | Hydrophobicity |
| 坡上 Upper slope | >2 | 30.92±0.19Ab | 1.67±0.20Aa | 5.41±0.69Ba |
| | 2-0.25 | 29.35±0.50Ac | 1.29±0.39Ab | 4.40±0.40Bb |

| | | | | |
|--------------------|------------|---------------|--------------|-------------|
| | 0.25-0.053 | 31.96±0.58Aab | 1.23±0.09Ab | 3.86±0.23Bc |
| | <0.053 | 32.5±0.05Aa | 1.19±0.00Ab | 3.67±0.01Bc |
| | 原土 Soil | 28.62±1.27A | 0.53±0.09A | 1.66±0.35C |
| 坡中 Middle slope | >2 | 17.95±0.48Cb | 1.49±0.13Aa | 8.28±0.07Aa |
| | 2-0.25 | 24.57±1.23Ba | 1.45±0.05Aab | 5.90±0.10Ab |
| | 0.25-0.053 | 24.17±2.08Ba | 1.24±0.08Abc | 5.13±0.13Ac |
| | <0.053 | 24.79±0.01Ba | 1.19±0.02Ac | 4.78±0.09Ad |
| | 原土 Soil | 22.61±0.31C | 0.68±0.08A | 2.01±0.15B |
| 坡下 Lower slope | >2 | 24.33±0.54Bb | 1.27±0.12Aa | 5.23±0.60Ca |
| | 2-0.25 | 23.60±0.18Bb | 1.05±0.06Aab | 4.44±0.28Bb |
| | 0.25-0.053 | 26.54±0.44Ba | 1.00±0.13Ab | 3.85±1.06Bc |
| | <0.053 | 27.19±1.31Ba | 0.99±0.04Bb | 3.65±0.03Bc |
| | 原土 Soil | 27.14±0.58B | 0.58±0.21A | 2.10±0.75A |

2.3 不同坡位团聚体 MAOC 矿化速率

不同坡位各粒径团聚体中 MAOC 的矿化速率如图 1 所示。不同坡位各粒径团聚体 MAOC 矿化速率均呈前期快后期慢的变化特征。各粒径团聚体最大矿化速率均表现为坡下>坡上>坡中。与坡中相比，坡下>2、2~0.25、0.25~0.053 和<0.053 mm 团聚体中 MAOC 最大矿化速率分别提高了 121.7%、151.9%、149.7%和 125.8%，坡上各粒径团聚体分别提高了 26.89%、30.48%、49.25% 和 77.91%。与坡上相比，坡下>2、2~0.25、0.25~0.053 和<0.053 mm 团聚体中 MAOC 的最大矿化速率分别提高了 74.71%、93.07%、67.31%和 26.91%。同一坡位不同粒径团聚体中 MAOC 最大矿化速率均表现为(<0.053 mm)>(0.25~0.053 mm)>(2~0.25 mm)>(>2 mm)。在坡上土壤中，与>2 mm 团聚体相比，<0.053、0.25~0.053 和 2~0.25 mm 团聚体中 MAOC 的最大矿化速率分别提高了 77.39%、29.56% 和 4.1%。在坡中土壤中，与>2 mm 团聚体相比，<0.053、0.25~0.053 和 2~0.25 mm 团聚体中 MAOC 的最大矿化速率分别提高了 26.52%、10.15% 和 1.23%。在坡下土壤中，与>2 mm 团聚体相比，<0.053、0.25~0.053 和 2~0.25 mm 团聚体中 MAOC 的最大矿化速率分别提高了 28.85%、24.07%和 15.04%。



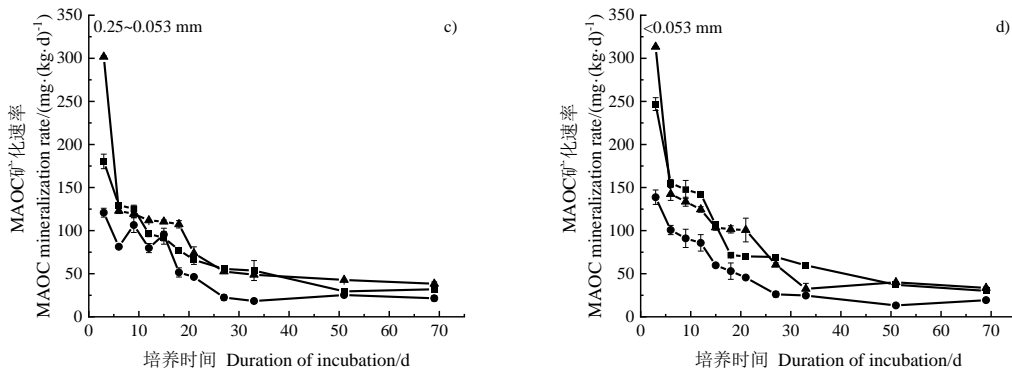


图 1 不同坡位各粒径团聚体中 MAOC 矿化速率

Fig.1 MAOC mineralization rates in aggregates of different particle sizes at different slope positions

2.4 不同坡位团聚体 MAOC 累积矿化量

室内恒温培养结束(第 69 天)时, 各坡位土壤 MAOC 累积矿化量变化范围分别为 3.65~4.72、2.62~2.94 和 4.27~4.74 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 2)。从同一粒径团聚体不同坡位来看, 培养 69 d 土壤 MAOC 累积矿化量呈现出坡下>坡上>坡中的变化趋势; 与坡中相比, 坡下和坡上 MAOC 的累积矿化量分别增加了 53.05%、30.82% (>2 mm)、52.04%、40.82% (2~0.25 mm)、66.32%、41.05% (0.25~0.053 mm)及 79.39%、80.15%(<0.053 mm); 与坡上相比, 坡下>2、2~0.25 和 0.25~0.053mm 和<0.053 mm 团聚体中 MAOC 累积矿化量分别高出 16.99%、7.97% 和 17.91%, 而<0.053mm 团聚体中 MAOC 累积矿化量下降了 0.42%。从同一坡位不同粒径团聚体来看, 随着团聚体粒径的减小, 各坡位 MAOC 的累积矿化量呈上升的变化趋势。其中<0.053 mm 粒径团聚体 MAOC 的累积矿化量为>2 mm 粒径团聚体的 1.10 倍~1.29 倍。

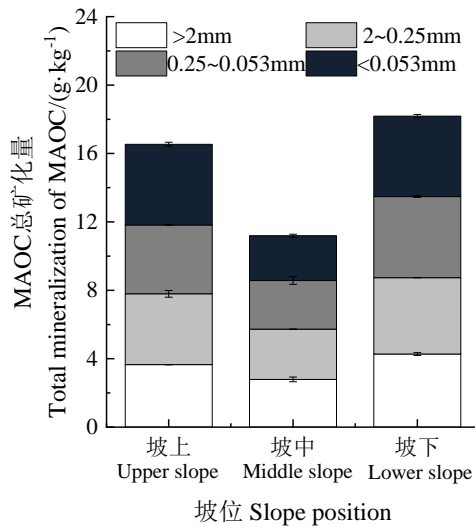


图 2 不同坡位各粒径团聚体中 MAOC 累积矿化量

Fig. 2 The cumulative mineralization of MAOC in aggregates of different particle sizes at different slope positions

2.5 不同坡位团聚体 MAOC 矿化强度

矿化强度为培养 69 d 中累积矿化量与总矿物结合态有机碳的比值。如图 3 所示, 坡上、坡中和坡下各粒径团聚体中 MAOC 的矿化强度分别为 22.92%~44.69%、20.12%~41.33%和 24.40%~37.02%。在>2 和 2~0.25 mm 粒径团聚体中, 坡上 MAOC 的矿化强度较坡中和坡下分别高出 8.13%、20.72%和 5.88%、19.77%, 而坡中显著高于坡下, 分别高出 11.64%和 13.11%。在 0.25~0.053 mm 粒径团聚体中, 各坡位上 MAOC 的矿化强度差异均不显著。而在<0.053 mm 粒径团聚体中, 坡上和坡中与坡下的 MAOC 的矿化强度差异显著, 但坡上和坡下的矿化强度差异不显著。同一坡位, 不同粒径团聚体中 MAOC 的矿化强度整体上随着粒径的减小呈下降的变化趋势。各坡位>2、2~0.25 和 0.25~0.053 mm 粒径团聚体中 MAOC 的矿化强度显著高于<0.053 mm, 而各坡位>2、2~0.25 和 0.25~0.053 mm 粒径团聚体中 MAOC 矿化强度差异不显著。

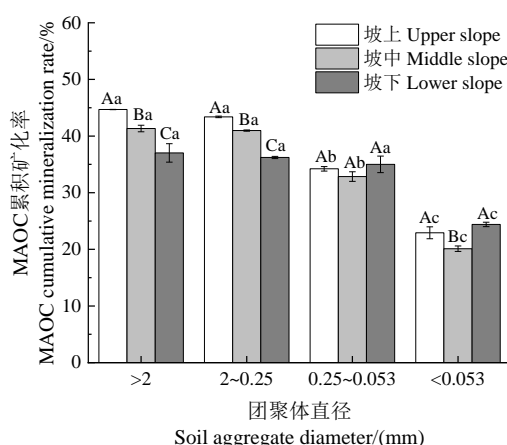


图 3 不同坡位各粒径团聚体中 MAOC 矿化强度

Fig.3 MAOC mineralization intensity in aggregates of different particle sizes at different slope positions

2.6 不同坡位团聚体 MAOC 矿化动力学模型

不同坡位下, 各粒径团聚体中矿化动力学参数(潜在可矿化矿物结合态有机碳量(C_0))和 MAOC 周转速率常数(k)均符合一级动力学模型($R^2 > 0.977$)。与坡中相比, 坡上>2、2~0.25、0.25~0.053 和<0.053 mm 团聚体中 MAOC 的潜在可矿化有机碳含量(C_0)均有所提升, 分别提高了 54.31%、36.45%、47.42%和 85.83%; 坡下>2、2~0.25、0.25~0.053 和<0.053 mm 团聚体中 MAOC 的 C_0 分别提高了 58.43%、40.32%、63.23%和 81.10%(表 4)。与坡上相比, 坡下>2、2~0.25 和 0.25~0.053 mm 团聚体中 MAOC 的 C_0 分别提高了 2.67%、2.84%和 0.72%, <0.053mm 团聚体下降了 2.61%, 但坡上与坡下除 0.25~0.053 mm 差异显著外, 其余各粒径团聚体(>2、2~0.25 和<0.053 mm)中 MAOC 的 C_0 差异不显著。同一坡位, 不同粒径团聚体中 MAOC 的 C_0 除坡上>2、2~0.25 和 0.25~0.053 mm 粒径团聚体间差异不显著外, 其余各粒径团聚体中 C_0 差异显著。不同坡位各粒径团聚体中 MAOC 的周转速率常数(k)变化范围为 0.028~0.053, 同一粒径团聚体中 MAOC 的周转速率常数整体表现为坡下>坡中>坡上。同一坡位各粒径团聚体中 MAOC 的周转速率常数整体上表现为随着团聚体的减小呈上升的变化趋势。研究表明, 土壤潜在可矿化矿物结合态有机碳与矿物结合态有机碳的比值($C_0/MAOC$)在一定程度上可以用于表征土壤的固碳能力, 该比值越低, 表明土壤的固碳能力越强, 反之, 则固碳能力越弱^[31]。在>2 和 2~0.25 mm 粒径团聚体中 $C_0/MAOC$ 均表现为坡中>坡上>坡下, 在 0.25~0.053 mm 粒径团聚体中 $C_0/MAOC$ 呈现出坡上>坡下>坡中的变化趋势, 而在<0.053

mm 粒径团聚体中 $C_o/MAOC$ 呈现出坡下>坡上>坡中的变化趋势。同一坡位上, $C_o/MAOC$ 均随着团聚体粒径的减小呈逐渐下降的变化趋势。

表 4 培养 69 d 后土壤矿物结合有机碳累积矿化量及其动力学方程参数

Table 4 Accumulated mineralization of soil mineral-associated organic carbon and its kinetic equation parameters after incubation for 69 d

| 坡位 Slope position | 团聚体粒径 Soil aggregate diameter/(mm) | $C_t/(g \cdot kg^{-1})$ | $C_o/(g \cdot kg^{-1})$ | $K/(d^{-1})$ | $C_o/MAOC/\%$ | R^2 |
|----------------------|---------------------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------|---------------|---------|
| 坡上 Upper slope | >2 | 3.65Bd | 4.12Ab | 0.029Bc | 42.50Ba | 0.987** |
| | 2~0.25 | 4.39Ab | 4.23Aab | 0.033Bb | 41.55Ab | 0.997** |
| | 0.25~0.053 | 4.02Bc | 4.29Bb | 0.035Cb | 36.45Ac | 0.992** |
| | <0.053 | 4.72Aa | 4.83Aa | 0.041Ba | 23.47Ad | 0.985** |
| 坡中 Middle slope | >2 | 2.62Ca | 2.67Bbc | 0.044Ab | 49.23Aa | 0.994** |
| | 2~0.25 | 2.94Ba | 3.10Ba | 0.037Bc | 42.38Ab | 0.988** |
| | 0.25~0.053 | 2.85Ca | 2.91Cab | 0.042Ab | 31.55Bc | 0.978** |
| | <0.053 | 2.62Ba | 2.54Bc | 0.053Aa | 19.49Bd | 0.983** |
| 坡下 Lower slope | >2 | 4.27Ab | 4.23Ac | 0.045Abc | 36.62Ca | 0.975** |
| | 2~0.25 | 4.47Ab | 4.35Abc | 0.049Aab | 35.22Ba | 0.977** |
| | 0.25~0.053 | 4.74Aa | 4.75Aa | 0.044Ac | 35.10Aa | 0.979** |
| | <0.053 | 4.70Aa | 4.60Aab | 0.052Aa | 23.84Ab | 0.980** |

注: C_t 、 C_o 分别表示土壤矿物结合态有机碳累积矿化量和潜在可矿化矿物结合态有机碳量, k 表示 MAOC 的周转速率常数, $C_o/MAOC$ 则表示潜在可矿化矿物结合态有机碳与土壤矿物结合态有机碳之比。Note: C_t and C_o represent the cumulative mineralization of soil mineral-bound organic carbon and the amount of potentially mineral-bound organic carbon, respectively, k represents the turnover rate constant of MAOC, and $C_o/MAOC$ represents the ratio of potentially mineral-bound organic carbon to soil mineral-bound organic carbon.

2.7 土壤理化性质、疏水性与 MAOC 矿化参数的相关性

土壤理化性质、MAOC 疏水性与 MAOC 矿化参数之间的关系如图 4 所示。土壤理化因子和疏水性的解释率为 94.81%。冗余分析(RDA)表明,潜在可矿化 MAOC 量(C_o)与 pH、SOC、MAOC、TN 和 C/N 呈显著正相关($P < 0.05$), 与铁铝氧化物(Fed/Ald、Feo/Alo 和 Fep/Alp)和疏水性呈显著负相关($P < 0.05$)。疏水性与 pH、SOC、MAOC、TN、C/N、 C_t 和 C_o 呈显著负相关, 与铁铝氧化物呈显著正相关。 $C_o/MAOC$ 与铁铝氧化物和 MAOC 疏水性呈显著正相关, 而与 C_o 、 C_t 、pH、SOC、MAOC、TN 和 C/N 呈显著负相关。

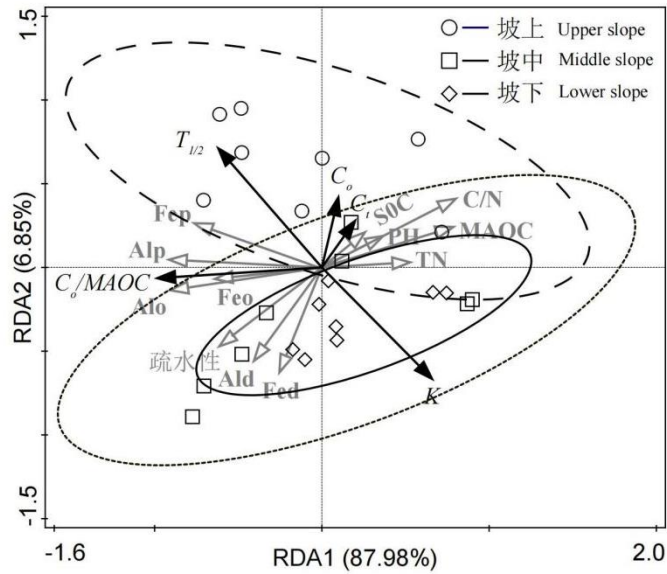
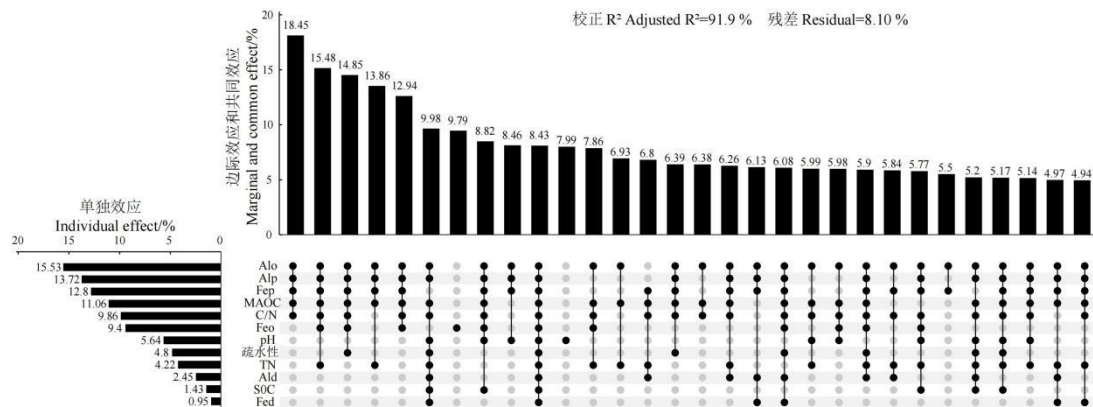


图 4 MAOC 矿化特征与土壤理化性质和疏水性之间的关系

Fig. 4 The relationships between MAOC mineralization characteristics and soil physicochemical properties and hydrophobicity

2.8 土壤理化性质和疏水性对 MAOC 矿化的影响

为探讨土壤理化性质和疏水性对土壤 MAOC 矿化的影响，利用 RStudio 4.3.1 中“rdacca.hp”包去定量评估土壤理化因子(SOC、MAOC、TN、C/N、pH、Feo、Fep、Fed、Alo、Ald、Alp)和 MAOC 疏水性对 MAOC 矿化单独效应和共同效应。层次分割分析(单独效应)表明，Alo、Alp 和 Fep 是影响 MAOC 矿化的重要因子，其相对重要性值分别为 15.53%、13.72%和 12.80%，其次是 MAOC、C/N、Feo、pH、MAOC 疏水性、TN、Ald、SOC 和 Fed，它们的相对重要性分别为 11.06%、9.86%、9.40%、5.64%、4.80%、4.22%、2.45%、1.43%和 0.95%(图 5)。变差分解分析(共同效应)表明 Alo、Alp、Fep、MAOC 和 C/N 对 MAOC 矿化存在较高比例的共同效应(18.45%)；Alo、Alp、Fep、MAOC、C/N、Feo 和 TN 对 MAOC 矿化的共同效应为 15.48%；Alo、Alp、Fep、MAOC、C/N、Feo 和 MAOC 疏水性对 MAOC 矿化的共同效应为 14.85%，而所有理化因子和 MAOC 疏水性对 MAOC 矿化的共同效应为 8.43%。



注：左侧柱形图表示土壤理化因子的单独效应(层次分割分析)。上方柱形图表示土壤理化因子的共同效应(变差分解分析)。

Note: The left histogram represents the individual effects of soil physical and chemical factors (hierarchical segmentation analysis). The above histogram represents the common effect of soil physical and chemical factors (variation decomposition analysis).

图 5 土壤理化因子与 MAOC 矿化特性之间的分层分析

Fig. 5 Stratified analysis between soil physical and chemical factors and MAOC mineralization characteristics

3 讨论

3.1 不同坡位柑橘园土壤 MAOC 矿化特征

本研究显示, MAOC 在初始阶段迅速矿化, 后期逐渐放缓直至趋于平稳的趋势。这主要是因为, 在培养前期, 由于微生物活性的恢复, 有机碳矿化增强, 随后有机碳分解增加。总体而言, 微生物群落的底物有效性通过降低有机碳含量和增加 CO_2 排放而逐渐降低^[32]。本研究中, 对于坡位而言, 坡下较坡上和坡中具有更高的矿化速率(图 1)、累积矿化量(图 2)和潜在可矿化量(表 4)。这可能是因为不同坡位之间 MAOC 含量、土壤理化性质、凋落物量以及微生物的多样性和数量等不同, 进而导致不同坡位间 MAOC 的矿化速率存在差异。一方面, 这可能与不同坡位微生物含量差异有关。蔚杰等^[33]探讨不同坡位地理环境对微生物分布的影响发现坡下各类微生物的含量最高, 因此与坡上和坡中相比, 坡下土壤 MAOC 含量增加, 微生物活性增强, 从而导致 MAOC 分解速率较快, 其潜在可矿化矿物结合态有机碳含量较高。另一方面, 土壤侵蚀会导致坡上和坡中的作物残留物被冲刷至坡下, 从而导致坡下 MAOC 含量较高。研究表明 MAOC 主要由微生物来源的 OC 主导, 但植物来源的 OC(作物残留物)也可以对 MAOC 做出重大贡献^[3], 这可能与坡下具有更高的矿化速率、累积矿化量和潜在可矿化量与土壤侵蚀引起的 SOC 沉积有关。Kan 等^[34]研究表明较低的碳矿化度有效地减少了碳输出, 从而增加了 SOC 封存。然而 MAOC 定义为与粉砂和黏土级矿物相关的有机碳分数, 它主要由微生物衍生的低分子量化合物组成^[2]。矿物质是调节 SOC 命运的重要内在因素^[35-36], 矿物与有机物的结合保护有机物免受降解^[37]。Zhuang 等^[38]发现无定形铁氧化物的加入抑制了酸性土壤中有有机物的分解。本研究发现与坡上和坡中相比, 坡下柑橘园土壤中无定形铁氧化物的含量显著高于坡上和坡中(表 1)。变差分解分析结果表明, Al_o、Al_p、Fe_p、MAOC 和 C/N 对 MAOC 矿化存在较高比例的共同效应(18.45%)(图 5)。因此, 本研究推测尽管坡下柑橘园土壤中 MAOC 的矿化度较高, 但是由于坡下土壤中 MAOC 的含量高, 且其与土壤中铝氧化物的作用较强, 从而增强了坡下 MAOC 的封存。研究表明有机碳的疏水性(脂肪碳/芳香碳比值)已被用作表征有机碳腐殖化或分解程度的有效指标, 比值越低, 有机碳分解程度越低^[18]。Leifeld 和 Kögel-Knabner^[39]研究发现土壤有机碳的稳定性决定着土壤固定和储备有机碳的能力, 其难降解性反映了土壤有机碳稳定性的高低。本研究发现, 与坡上和坡中相比, 坡下柑橘园土壤 MAOC 中具有较低的疏水性(表 3), 表明坡下 MAOC 的稳定性更高, 固碳能力更强。此外, 一级动力学模型模拟结果表明, 与坡上和坡中相比, 坡下的 C_o /MAOC 的值更低, 这可能是由于 C_o 的增幅小于 MAOC 的增幅导致, 也进一步证实了与坡上坡中相比, 坡下固碳能力更强。

3.2 不同粒径团聚体 MAOC 矿化特征

有机碳矿化的变化被认为与土壤团聚体大小和团聚体相关碳含量密切相关^[40]。研究表明, MAOC 的累积矿化量的大小顺序为: (<0.053 mm) > (0.25~0.053 mm) > (2~0.25 mm) > (>2 mm)。本研究结果与前人研究结果一致^[41-42]。这可能与不同粒径团聚体中 MAOC 分布的异质性有关。本研究发现随着团聚体粒径的减小, MAOC 呈上升的变化趋势, 且各坡位间差异显著(表 2)。王菁等^[43]研究表明土壤有机碳分布的异质性是导致不同粒级团聚体有机碳矿化速率变化趋势产生差异的主要原因。此外, 大团聚体中较大的 MAOC 疏水性降低了土壤

润湿和吸附过程的速度，从而提高了有机碳对微生物降解的抵抗力^[23]。这与本结果一致，即各坡位柑橘园土壤中 MAOC 的疏水性随着团聚体的减小而减小(表 3)。研究显示随着团聚体粒径的减小各坡位的 C_0 /MAOC 值呈下降的变化趋势，表明 <0.053 mm 粒径团聚体中 MAOC 固持能力和稳定性较强。这是因为团聚体形成的主要胶结物质 SOC、黏土矿物、多价阳离子及其复合物可能不均匀地分布在土壤团聚体的不同大小的组分中，从而导致 MAOC 受到的物理保护程度存在差异^[44]。一般而言，团聚体由于与矿物表面的物理咬合、插层、疏水性和包裹作用，形成了限制分解者接触有机底物的屏障^[45-46]。物理保护作用取决于聚集的水平，微团聚体包裹的土壤有机碳较大团聚体更稳定^[47-48]。此外，高活性矿物表面通过吸附和解吸反应以及矿物-土壤有机碳复合体(例如,有机结合态铁铝氧化物[Fep/Alp]和非晶态铁铝氧化物[Feo/Alo])的沉淀和溶解来调控土壤有机碳，从而限制土壤有机碳的活化和降解^[49-50]。RDA 分析表明 94.81%的土壤团聚体 MAOC 矿化由土壤碳、氮、铁铝氧化物和疏水性解释(图 4)，且 C_0 /MAOC 与铁铝氧化物和疏水性呈显著正相关，而与 C_0 、 C_1 、pH、SOC、MAOC、TN 和 C/N 呈显著负相关。层次分割分析表明 Alo、Alp 和 Fep 是影响 MAOC 矿化的重要因子。一方面，这与氧化铝在土壤中的形态、表面电荷密度等有关^[51-52]。Schulten 和 Leinweber^[52]依照静电学原理计算得出 Al^{3+} 离子电荷/半径的比率大于 Fe^{3+} ，指出氧化铝对胡敏酸和富里酸的吸附能力强于氧化铁。另一方面，这也可能与络合态铁铝氧化物的特性有关，其本身即是铁铝氧化物与有机质的胶结^[53]，铁铝氧化物与多功能团有机络合物的结合可作为土壤颗粒团聚的稳定剂，形成的黏粒-多价金属-有机质复合体提高了有机碳稳定性^[54]。变差分解分析也表明 Alo、Alp、Fep、C/N、MAOC 和 Feo 的共同影响对 MAOC 矿化的解释度最大(18.45%)显著影响 MAOC 矿化，这意味着 MAOC 和铁铝氧化物及其相互作用可能是土壤团聚体稳定性和粒径分布的重要机制。

4 结论

坡位显著影响 MAOC 的矿化特性，与坡上和坡中相比，坡下柑橘园土壤具有更高的累积矿化量、矿化率和潜在可矿化量。随着团聚体粒径的减小，各坡位柑橘园土壤中 MAOC 的累积矿化量、矿化率和潜在可矿化量呈上升的变化趋势，而 MAOC 的矿化强度逐渐减弱。Alo、Alp 和 Fep 是影响 MAOC 矿化的重要因子，且 Alo、Alp、Fep、C/N、MAOC 和 Feo 的共同作用也显著影响不同坡位不同粒径团聚体中 MAOC 矿化。

参考文献 (References)

- [1] Sokol N W, Whalen E D, Jilling A, et al. Global distribution, formation and fate of mineral-associated soil organic matter under a changing climate: A trait-based perspective[J]. *Functional Ecology*, 2022, 36(6): 1411-1429.
- [2] Lavallee 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[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(1): 261-273.
- [3] Yu W J, Huang W J, Weintraub-Leff S R, et al. Where and why do particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) differ among diverse soils?[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 172: 108756.
- [4] Heckman K, Hicks Pries C E, Lawrence C R, et al. Beyond bulk: Density fractions explain heterogeneity in global soil carbon abundance and persistence[J]. *Global Change Biology*, 2022, 28(3): 1178-1196.
- [5] Hicks Pries C E, Castanha C, Porras R C, et al. The whole-soil carbon flux in response to warming[J]. *Science*, 2017, 355(6332): 1420-1423.
- [6] Villarino S H, Talab E, Contisciani L, et al. A large nitrogen supply from the stable mineral-associated soil organic matter fraction[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2023, 59(7): 833-841.

-
- [7] Jilling A, Keiluweit M, Gutknecht J L M, et al. Priming mechanisms providing plants and microbes access to mineral-associated organic matter[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 158: 108265.
- [8] Shi F Y, Zhang F B, Yang M Y. Research hotspots and progress of soil organic carbon mineralization based on bibliometrics method[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(2): 381-392. [史方颖, 张风宝, 杨明义. 基于文献计量分析的土壤有机碳矿化研究进展与热点[J]. *土壤学报*, 2022, 59(2): 381-392.]
- [9] Shan H R, Zhang L, Gao Q, et al. Microbial community composition and species uniformity regulate the mineralization characteristics of organic carbon fractions in red soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2023, 29(1): 109-119. [单会茹, 张璐, 高强, 等. 红壤有机碳组分中微生物群落构成及均匀度决定其矿化特征[J]. *植物营养与肥料学报*, 2023, 29(1): 109-119.]
- [10] Xue Z J, Li X Y, Jiao L, et al. Advance in the formation and stabilization mechanisms of soil mineral-associated organic carbon[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2023, 37(5): 12-23. [薛志婧, 李霄云, 焦磊, 等. 土壤矿质结合态有机碳形成及稳定机制的研究进展[J]. *水土保持学报*, 2023, 37(5): 12-23.]
- [11] Ma H L, Chen C C, Yin Y F, et al. Experimental study on carbon mineralization of different sizes particle in forest soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2024. DOI: 10.11766/ trxb202303140102. [马红亮, 陈灿灿, 尹云锋, 等. 森林土壤不同粒径颗粒的碳矿化研究[J]. *土壤学报*, 2024. DOI: 10.11766/ trxb202303140102.]
- [12] Rong H, Fang H, Zhang Z B, et al. Effects of aggregate size distribution on soil pore structure and soil organic carbon mineralization[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(2): 476-485. [荣慧, 房焕, 张中彬, 等. 团聚体大小分布对孔隙结构和土壤有机碳矿化的影响[J]. *土壤学报*, 2022, 59(2): 476-485.]
- [13] Yang M, Long Q, Li W L, et al. Mapping the environmental cost of a typical *Citrus*-producing county in China: Hotspot and optimization[J]. *Sustainability*, 2020, 12(5): 1827.
- [14] Ma X C, Lu X P, Zhang Z M, et al. Analyses of the soil and tree nutrition and fruit quality of Satsuma mandarin in orchards at different latitudes in Hunan Province[J]. *Journal of Fruit Science*, 2018, 35(4): 423-432. [马小川, 卢晓鹏, 张子木, 等. 湖南省不同纬度温州蜜柑园土壤和叶片营养及果实品质分析[J]. *果树学报*, 2018, 35(4): 423-432.]
- [15] Kharkwal G, Rawat Y S. Structure and composition of vegetation in subtropical forest of Kumaun Himalaya[J]. *African Journal of Plant Science*, 2010, 4(4): 116-121.
- [16] Nan Y F, Guo S L, Zhang Y J, et al. Effects of slope aspect and position on soil organic carbon and nitrogen of terraces in small watershed[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2012, 18(3): 595-601. [南雅芳, 郭胜利, 张彦军, 等. 坡向和坡位对小流域梯田土壤有机碳、氮变化的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2012, 18(3): 595-601.]
- [17] Pedersen J A, Simpson M A, Bockheim J G, et al. Characterization of soil organic carbon in drained thaw-lake basins of Arctic Alaska using NMR and FTIR photoacoustic spectroscopy[J]. *Organic Geochemistry*, 2011, 42(8): 947-954.
- [18] He Y T, He X H, Xu M G, et al. Long-term fertilization increases soil organic carbon and alters its chemical composition in three wheat-maize cropping sites across central and South China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2018, 177: 79-87.
- [19] Demyan M S, Rasche F, Schulz E, et al. Use of specific peaks obtained by diffuse reflectance Fourier transform mid-infrared spectroscopy to study the composition of organic matter in a Haplic Chernozem[J]. *European Journal of Soil Science*, 2012, 63(2): 189-199.
- [20] Lan X J, Lü Z Z, Liu X M, et al. Effects of long-term fertilization on contents and chemical compositions of particle and mineral-combined organic matter in red paddy soils[J]. *Soils*, 2021, 53(1): 140-147. [蓝贤瑾, 吕真真, 刘秀梅, 等. 长期施肥对红壤性水稻土颗粒有机质和矿物结合态有机质含量与化学组成的影响[J]. *土壤*, 2021, 53(1): 140-147.]

-
- [21] Brubaker S C, Jones A J, Lewis D T, et al. Soil properties associated with landscape position[J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, 57(1): 235-239.
- [22] Cambardella C A, Elliott E T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence[J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56(3): 777-783.
- [23] Laudicina V A, Novara A, Barbera V, et al. Long-term tillage and cropping system effects on chemical and biochemical characteristics of soil organic matter in a Mediterranean semiarid environment[J]. Land Degradation & Development, 2015, 26(1): 45-53.
- [24] Capriel P. Hydrophobicity of organic matter in arable soils: Influence of management[J]. European Journal of Soil Science, 1997, 48(3): 457-462.
- [25] Fultz L M, Moore-Kucera J, Calderón F, et al. Using fourier-transform mid-infrared spectroscopy to distinguish soil organic matter composition dynamics in aggregate fractions of two agroecosystems[J]. Soil Science Society of America Journal, 2014, 78(6): 1940-1948.
- [26] Margenot A J, Calderón F J, Goyné K W, et al. IR spectroscopy, soil analysis applications[M]//Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry. Amsterdam: Elsevier, 2017: 448-454.
- [27] Šimon T, Javůrek M, Mikanová O, et al. The influence of tillage systems on soil organic matter and soil hydrophobicity[J]. Soil and Tillage Research, 2009, 105(1): 44-48.
- [28] Xing Z, Tian K, Du C W, et al. Agricultural soil characterization by FTIR spectroscopy at micrometer scales: Depth profiling by photoacoustic spectroscopy[J]. Geoderma, 2019, 335: 94-103.
- [29] Liu Y, Yu X, Yu Y, et al. Application of “rdacca.hp” R package in ecological data analysis: Case and progress[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2023, 47(1): 134-144. [刘尧, 于馨, 于洋, 等. R 程序包 “rdacca.hp” 在生态学数据分析中的应用: 案例与进展[J]. 植物生态学报, 2023, 47(1): 134-144.]
- [30] Li S P, Lu J J, Liang G P, et al. Factors governing soil water repellency under tillage management: The role of pore structure and hydrophobic substances[J]. Land Degradation & Development, 2021, 32(2): 1046-1059.
- [31] Tang J, Liu Y Q, Wang S N, et al. Characteristics of organic carbon mineralization in saline-alkali paddy field in western Jilin Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(2): 162-168. [汤洁, 刘禹晴, 王思宁, 等. 吉林西部盐碱地区稻田土壤有机碳矿化特征[J]. 水土保持学报, 2019, 33(2): 162-168.]
- [32] Fatima S, Riaz M, Al-Wabel M I, et al. Higher biochar rate strongly reduced decomposition of soil organic matter to enhance C and N sequestration in nutrient-poor alkaline calcareous soil[J]. Journal of Soils and Sediments, 2021, 21(1): 148-162.
- [33] Wei J, Cheng B, He X L, et al. Characteristics of soil microbial community structure in the rhizosphere of *Hedysarum laeve* Maxim revealed by phospholipid fatty acid (PLFA)[J]. Journal of Hebei Agricultural University, 2019, 42(1): 57-64. [蔚杰, 成斌, 贺学礼, 等. 磷脂脂肪酸(PLFA)法检测内蒙古沙化梁地不同坡位羊柴 (*Hedysarum laeve* Maxim)根围土壤微生物群落结构[J]. 河北农业大学学报, 2019, 42(1): 57-64.]
- [34] Kan Z R, Virk A L, He C, et al. Characteristics of carbon mineralization and accumulation under long-term conservation tillage[J]. Catena, 2020, 193: 104636.
- [35] Chen C M, Hall S J, Coward E, et al. Iron-mediated organic matter decomposition in humid soils can counteract protection[J]. Nature Communications, 2020, 11: 2255.
- [36] Mosier S, Apfelbaum S, Byck P, et al. Adaptive multi-paddock grazing enhances soil carbon and nitrogen stocks and stabilization through mineral association in southeastern US grazing lands[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 288: 112409.
- [37] Adhikari D, Dunham-Cheatham S M, Wordofa D N, et al. Aerobic respiration of mineral-bound organic carbon in a soil[J]. Science of the Total Environment, 2019, 651: 1253-1260.
- [38] Zhuang S Y, Li Q, Wang J. Effect of amorphous Al hydroxide addition on soil organic matter decomposition with bamboo plantation[J]. Journal of Soils and Sediments, 2016, 16(1): 95-104.

-
- [39] Leifeld J, Kögel-Knabner I. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use[J]. *Geoderma*, 2005, 124(1/2): 143-155.
- [40] Mustafa A, Xu M G, Ali Shah S A, et al. Soil aggregation and soil aggregate stability regulate organic carbon and nitrogen storage in a red soil of Southern China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 270: 110894.
- [41] Cai A D, Xu H, Shao X F, et al. Carbon and nitrogen mineralization in relation to soil particle-size fractions after 32 years of chemical and manure application in a continuous maize cropping system[J]. *PLoS One*, 2016, 11(3): e0152521.
- [42] Rabbi S, Wilson B R, Lockwood P V, et al. Aggregate hierarchy and carbon mineralization in two Oxisols of New South Wales, Australia[J]. *Soil and Tillage Research*, 2015, 146: 193-203.
- [43] Wang J, Chen F, Liu Y. Respiration characteristics of different sized soil aggregates and their contribution to carbon emissions[J]. *Plant Science Journal*, 2014, 32(6): 586-593. [王菁, 陈防, 刘毅. 不同粒级土壤团聚体呼吸特征及其对碳排放的贡献[J]. *植物科学学报*, 2014, 32(6): 586-593.]
- [44] Zhao J S, Chen S, Hu R G, et al. Aggregate stability and size distribution of red soils under different land uses integrally regulated by soil organic matter, and iron and aluminum oxides[J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 167: 73-79.
- [45] Hontoria C, Gómez-Paccard C, Mariscal-Sancho I, et al. Aggregate size distribution and associated organic C and N under different tillage systems and Ca-amendment in a degraded Ultisol[J]. *Soil and Tillage Research*, 2016, 160: 42-52.
- [46] Zheng H B, Liu W R, Zheng J Y, et al. Effect of long-term tillage on soil aggregates and aggregate-associated carbon in black soil of Northeast China[J]. *PLoS One*, 2018, 13(6): e0199523.
- [47] Somasundaram J, Chaudhary R S, Awanish Kumar D, et al. Effect of contrasting tillage and cropping systems on soil aggregation, carbon pools and aggregate-associated carbon in rainfed Vertisols[J]. *European Journal of Soil Science*, 2018, 69(5): 879-891.
- [48] Six J, Bossuyt H, Degryze S, et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics[J]. *Soil and Tillage Research*, 2004, 79(1): 7-31.
- [49] Kan Z R, Virk A L, He C, et al. Characteristics of carbon mineralization and accumulation under long-term conservation tillage[J]. *Catena*, 2020, 193: 104636.
- [50] Nguyen M L, Goldfarb J L, Plante A F, et al. Sorption temperature and the stability of iron-bound soil organic matter[J]. *Geoderma*, 2019, 341: 93-99.
- [51] Zhang Q, Fang H L, Shi Z H, et al. Advances in influence factors of aggregate stability under erosion[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2007, 43(S1): 77-82. [张琪, 方海兰, 史志华, 等. 侵蚀条件下土壤性质对团聚体稳定性影响的研究进展[J]. *林业科学*, 2007, 43(S1): 77-82.]
- [52] Schulten H R, Leinweber P. New insights into organic-mineral particles: Composition, properties and models of molecular structure[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30(5): 399-432.
- [53] Zhang Y, Liang A Z, Zhang X P, et al. Progress in soil aggregates physical conservation mechanism for organic carbon[J]. *Soil and Crop*, 2015, 4(2): 85-90. [张延, 梁爱珍, 张晓平, 等. 土壤团聚体对有机碳物理保护机制研究[J]. *土壤与作物*, 2015, 4(2): 85-90.]
- [54] Wang X H, Yang Z J, Liu X F, et al. Effects of different forms of Fe and Al oxides on soil aggregate stability in midsubtropical mountainous area of Southern China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(9): 2588-2596. [王小, 杨智杰, 刘小飞, 等. 中亚热带山区土壤不同形态铁铝氧化物对团聚体稳定性的影响[J]. *生态学报*, 2016, 36(9): 2588-2596.]

(责任编辑: 檀满枝)