

许子函, 刘杏认, 郭祺祺. 物料碳氮比介导潮褐土碳组分转化的时序分异及固碳机制[J]. 土壤学报, 2027,
XU Zihan, LIU Xingren, GUO Qiqi. Material C/N Ratio Mediates Temporal Differentiation of Carbon Fraction Transformation
and Carbon Sequestration Mechanisms in Fluvo-aquic Cinnamon Soil [J]. Acta Pedologica Sinica, 2027,

物料碳氮比介导潮褐土碳组分转化的时序分异及固碳机制*

许子函, 刘杏认[†], 郭祺祺

(中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 农业农村部农业农村生态环境重点实验室, 北京 100081)

摘要: 土壤有机碳(SOC)是土壤肥力的核心,对改善耕地质量尤为重要。秸秆还田作为华北平原农田固碳的关键举措,其碳氮化学计量比(C/N)是调控土壤碳组分转化与固碳效能的核心驱动力。本研究旨在探究不同C/N有机物料还田对华北平原潮褐土碳组分转化时序分异及固碳效能的影响与机制。以华北平原潮褐土为研究对象,基于等碳量原则开展了6种不同C/N梯度(玉米秸秆(CS, C/N 45)、小麦秸秆(WS, C/N 82)、油菜秸秆(RS, C/N 30)、大豆秸秆(SS, C/N 21)、豆粕(SM, C/N 7)、牛粪(CM, C/N 12))的物料还田室外盆栽试验。结果表明:外源有机物料添加显著影响了土壤碳组分的分异,表现出明显的时序滞后性,以及微生物生长与固碳功能在C/N梯度上的错位。颗粒有机碳(POC)在试验初期(3~9 d)呈现脉冲式增长,而矿物结合态有机碳(MAOC)则在试验中后期(69 d)缓慢累积,较POC而言表现出明显的滞后性。与此同时,与土壤碳组分转化密切相关的微生物生物量、呼吸代谢及养分供需状况也随之改变,在不同C/N处理中表现出明显的分化。具体而言,低C/N(SM)有机物料虽在试验前期解除了氮限制,促进了早期POC和MAOC的形成,但其早期较高的无机氮净积累以及中后期较低的微生物生物量碳和较高的代谢商,使得试验末期MAOC净变化量处于较低水平。相比之下,中高C/N(CS)处理前期表现为氮固持,中后期维持了较高的微生物量水平并有效规避了微生物代谢商的激增,至试验末期,CS处理MAOC净变化量达到各处理最高,实现了最高的固碳效能(SCSE,即培养期内MAOC净变化量占外源有机物料碳输入量的百分比,为23.96%)。综上,基于6种不同C/N有机物料还田固碳效果,本研究初步揭示了物料C/N通过无机氮供需动态与微生物代谢状态调控固碳效能的作用路径,并认为还田有机物料C/N维持在45左右时,华北平原潮褐土的固碳能力最佳,能最大程度地将外源有机物料转化为稳定的MAOC并固存于土壤中,增强土壤碳汇储量并改善耕地质量,为农业有机废弃物资源化利用及农业绿色发展提供理论依据和科学指导。

关键词: 碳氮化学计量比; 碳利用效率; 矿物结合态有机碳; 固碳效能; 微生物功能参数

中图分类号: S153.6 **文献标志码:** A

Material C/N Ratio Mediates Temporal Differentiation of Carbon Fraction Transformation and Carbon Sequestration Mechanisms in Fluvo-aquic Cinnamon Soil

*国家重点研发计划项目(2023YFD1900305)和中央级公益性科研院所基本科研业务费(BSRF202619)共同资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2023YFD1900305), and the Central Public-interest Scientific Institution Basal Research Fund of China (No. BSRF202619)

[†]通信作者 Corresponding author, E-mail: liuxingren@caas.cn

作者简介: 许子函(2001—),女,河北保定人,硕士研究生,主要从事农田生态系统碳氮循环研究。E-mail: xzhandhhy@126.com

收稿日期: 2026-06-02; 收到修改稿日期: 2026-09-18; 网络首发日期(www.cnki.net): 2026-09-18

XU Zihan, LIU Xingren[†], GUO Qiqi

(Key Laboratory of Agricultural and Rural Eco-Environment, Ministry of Agriculture and Rural Affairs / Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: 【Objective】Soil organic carbon (SOC) is the core of soil fertility and is particularly crucial for improving arable land quality. Straw returning is a key measure for cropland carbon sequestration in the North China Plain, yet the specific mechanisms by which the stoichiometric C/N ratio of returned organic materials regulates the transformation of soil carbon fractions and carbon sequestration efficiency in Fluvo-aquic Cinnamon soil remain inadequately understood. Therefore, this study aimed to evaluate the effects of returning organic materials with distinct C/N ratios on soil carbon fraction transformation and carbon sequestration in Fluvo-aquic Cinnamon soil.

【Method】Based on the principle of equivalent carbon input, an outdoor pot experiment was conducted using Fluvo-aquic Cinnamon soil from the North China Plain. Six organic materials with different C/N ratios were incorporated into the soil: corn straw (CS, C/N 45), wheat straw (WS, C/N 82), rapeseed straw (RS, C/N 30), soybean straw (SS, C/N 21), soybean meal (SM, C/N 7), and cattle manure (CM, C/N 12). 【Result】The results showed that the addition of exogenous organic materials significantly affected the differentiation of soil carbon fractions, exhibiting a distinct temporal lag as well as a mismatch between microbial growth and carbon sequestration function across the C/N gradient. Particulate organic carbon (POC) showed pulse-like growth in the early stage (3–9 d), whereas mineral-associated organic carbon (MAOC) accumulated slowly in the mid-to-late stage (69 d), displaying an evident lag relative to POC. Meanwhile, microbial biomass, respiratory metabolism, and nutrient supply–demand status closely associated with carbon fraction transformation also shifted accordingly, with pronounced differentiation among C/N treatments. Specifically, although the low C/N material (SM) alleviated nitrogen limitation and promoted early POC and MAOC formation, its high net inorganic nitrogen accumulation in the early stage, together with low microbial biomass (MBC) and a high metabolic quotient ($q\text{CO}_2$) during the mid-to-late stages, resulted in a low net MAOC accumulation by the end of the experiment. In contrast, the medium-to-high C/N treatment (CS) exhibited nitrogen immobilization in the early stage, maintained relatively high MBC levels in the mid-to-late stages, and effectively averted a surge in $q\text{CO}_2$. By the end of the experiment, the CS treatment achieved the highest net MAOC accumulation among all treatments, with the highest soil carbon sequestration efficiency (SCSE, defined as the percentage of net MAOC accumulation relative to the total exogenous organic carbon input over the incubation period, 23.96%). 【Conclusion】Based on the carbon sequestration performance of the six organic materials with different C/N ratios, this study preliminarily revealed the pathway by which the material C/N ratio regulates carbon sequestration efficiency through inorganic nitrogen supply–demand dynamics and microbial metabolic status. This suggests that maintaining the C/N ratio of returned organic materials at approximately 45 optimizes the carbon sequestration capacity of Fluvo-aquic Cinnamon soil in the North China Plain, maximally converting exogenous organic materials into stable MAOC for long-term preservation in soil, thereby enhancing soil carbon sink reserves and improving arable land quality. These findings provide a theoretical basis and scientific guidance for the resource utilization of agricultural organic wastes and the development of green agriculture.

Key words: C/N ratio; Carbon use efficiency; Mineral-associated organic carbon; Soil carbon sequestration efficiency; Microbial functional parameters

农田土壤碳库是受人类活动干扰最剧烈、周转速率最快的活性碳库，对全球碳循环发挥着重要作用。通过合理的农田管理措施（如秸秆还田等）可有效增加碳储量^[1-2]，这对协同推进农田土壤固碳增汇及应对全球气候变化意义深远。有机物料还田作为农田固碳的关键之举，其固碳潜力与其自身的元素化学计量特征紧密相关^[3]。

生态化学计量比是评判生物内稳态的核心标尺,一般微生物化学计量内稳态维持在 8~12 的区间内。当外源有机物料的碳氮比 (C/N) 高于或低于该阈值时,均会引起微生物的 C/N 失衡,从而影响微生物的代谢活动及微生物残体碳 (MNC) 的形成^[4]。低 C/N (绿肥、动物粪便等) 有机物料氮源丰富,因而易发生矿化作用,引发土壤本底碳的正激发效应;而在高碳环境下,微生物生长繁殖面临氮限制^[5],因而高 C/N (如木屑、秸秆等) 有机物料的分解效率受到显著抑制,致使其胞外碳源及能量底物难以有效降解释放,从而限制了微生物对资源的获取。因此,外源有机物料 C/N 是影响农田碳氮耦合过程的核心驱动力^[6]。

微生物效率-矿物稳定 (MEMS) 模型将微生物同化过程以及矿物基质的物理化学保护过程紧密联系,主张高品质 (低 C/N) 有机物料更易于 MNC 的累积及矿物结合态有机碳 (MAOC) 的形成^[7-8]。然而,最新研究结果表明,有机物料对土壤碳库的调控作用并非瞬时完成,而是付出微生物分解代谢、同化周转等时间成本并克服生化动力学阻力才能将外源碳固定至土壤中^[9],因而,微生物在氮盈余或氮限制环境中,其代谢方式及分解转化效率受有机物料自身 C/N 的影响,进而显著影响土壤碳组分的分配规律。当前,虽然有机物料还田的固碳效应已被国内外广泛研究,但针对华北平原潮褐土区,不同 C/N 有机物料还田后土壤碳组分的动态响应及时序分异依旧缺乏系统性研究。此外,物料输入后其化学计量特征、土壤养分供需以及微生物量和呼吸代谢如何共同影响土壤碳组分的分配过程,仍有待进一步阐明。

基于此,本研究借助为期 93 d 的室外盆栽试验,通过添加不同 C/N 梯度的有机物料,深度解析华北平原潮褐土碳组分演变、无机氮动态响应及微生物功能参数 (微生物生物量碳 MBC 与微生物代谢商 $q\text{CO}_2$) 的协同变化特征,以此进一步揭示不同 C/N 有机物料添加对潮褐土颗粒有机碳 (POC) 与 MAOC 时序分异的动态调控效应,阐明土壤固碳效应与养分供需之间的权衡关系,并探寻该区域内农田固碳与养分供应双赢的最优外源 C/N 调控阈值,从而为农业可持续发展提供理论指导和科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

1.1.1 供试土壤 供试土壤采自中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所北京顺义试验基地 (40° 15' N, 116° 55' E),该基地处于潮白河冲积平原及温榆河冲积平原的交叠区,位于华北平原北部,属于温带大陆性半湿润季风气候,年均气温为 11.5 °C,年日照时数 2 746 h,相对湿度 58%,无霜期 195 d,年平均降水量为 610 mm。土壤类型为潮褐土,选取常规施肥农田 0~20 cm 耕层土壤,剔除石块、植物根系等杂物后风干过 5 mm 筛作为盆栽试验土。土壤有机质 24.01 g·kg⁻¹,全氮 0.9 g·kg⁻¹,全磷 0.58 g·kg⁻¹,有效磷 7.81 mg·kg⁻¹。

1.1.2 供试有机物料 本研究选取了 6 种不同碳氮比的有机物料作为供试材料,分别为玉米秸秆 (CS, C/N 为 45)、小麦秸秆 (WS, C/N 为 82)、油菜秸秆 (RS, C/N 为 30)、大豆秸秆 (SS, C/N 为 21)、豆粕 (SM, C/N 为 7) 和牛粪 (CM, C/N 为 12)。按物料 C/N 水平,将供试物料划分为低 C/N 处理 (SM、CM 和 SS, C/N 为 7~21) 和中高 C/N 处理 (RS、CS 和 WS, C/N 为 30~82)。其中,各类秸秆均从苏锐农产品生产商处购买,并粉碎至 3 mm;豆粕和牛粪分别从麦德旺农副产品经销商以及盛丰园艺经销商处购买。

1.2 试验设计

利用盆栽试验,设置对照 (CK) 和以上 6 种碳氮比 (C/N) 有机物料处理,共 7 个处理,每个处理 3 次重复。以玉米秸秆全量还田为基准,按照等碳量原则,各处理的有机物料添加量分别为:CS, 300.0 g·pot⁻¹; WS, 384.4 g·pot⁻¹; RS, 360.0 g·pot⁻¹; SS, 383.2 g·pot⁻¹; SM,

319.1 g·pot⁻¹; CM, 694.1 g·pot⁻¹。盆栽容器由聚氯乙烯 (PVC) 材料制成, 呈圆柱状, 柱体高 45 cm, 内圆直径为 24 cm, 盆体顶部设有深度为 4 cm、宽度 3 cm 的凹槽。每盆装土 22 kg, 将复合肥 (N:P:K=18:18:18)、有机物料以及供试土壤充分混合均匀。施肥量参照当地田间施肥量, 每公顷施加复合肥 600 kg。盆栽装填完成后采用恒速定量重力加水方式, 逐盆调节含水量至田间持水量的 60%。

1.3 样品采集及测定方法

1.3.1 气体样品采集与测定 采用静态暗箱-气相色谱法进行气体样品的采集与分析。在盆栽容器上方安装与之配套的采气箱, 箱体顶部设计有两个与外界连通的小孔, 分别用于箱内气体样品的采集和内部温度的实时监测。气体样品的采集时间为试验开始后的第 1、3、6、9、15、21、27、34、42、49、55、62、69、76、86 及 93 天, 每次均在上午 09:00 进行。采样前, 先向盆栽顶部四周的凹槽内注入适量蒸馏水, 再将采气箱嵌入凹槽中形成水封, 以确保箱体内外气体有效隔绝。每次采气持续 30 min, 期间每隔 10 min 收集 150 mL 气体, 并同步记录采气箱内部各时段对应的温度值。采集完成后, 将所获气体通过 30 mL 医用注射器转移至真空瓶中暂存, 利用气相色谱仪 (Agilent Technologies GC7890A, 美国) 测定气体样品 CO₂ 浓度, 计算公式如下:

$$F = \rho \times h \times \frac{dc}{dt} \times \frac{273}{273+T} \times \frac{12}{44} \quad (1)$$

式中, F 表示 CO₂ 排放通量, mg·m⁻²·h⁻¹ (以 C 计, 下同); ρ 为标准状态下 CO₂ 气体密度 (1.977 g·L⁻¹); h 为箱高, m; dc/dt 为采样箱内 CO₂ 浓度变化率, $\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; T 为采样箱内的平均温度, °C。

CO₂ 累积排放量计算公式为:

$$M = \sum \frac{F_{i+1} + F_i}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \quad (2)$$

式中, M 为土壤 CO₂ 累积排放量, mg·m⁻²; i 为采样次数; $t_{i+1} - t_i$ 为采样间隔天数。

1.3.2 土壤样品采集与测定 在采集气体样品的同时, 同步采集土壤样品 300 g。土壤样品用冰盒保存, 迅速带回实验室并封装为 2 份, 一份储存在 4 °C 冰箱用于测定活性生化指标 (含水率、MBC、铵态氮 NH₄⁺-N、硝态氮 NO₃⁻-N); 一份经自然风干后用于土壤有机碳 (SOC)、POC、MAOC、pH 的测定。

土壤含水率采用烘干法测定。土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量采用连续流动分析仪 (AutoAnalyzer 3, SEAL Analytical 公司, 德国) 测定。土壤总无机氮 (Total inorganic nitrogen, TIN) 为 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量之和, 其净变化量以 ΔTIN 表示。土壤 MBC 含量的测定采用氯仿熏蒸法^[10]。土壤 SOC 的测定采用 multi N/C 2100/2100S TOC 分析仪 (Jena, 德国)。POC 和 MAOC 采用六偏磷酸钠分散-湿筛法进行物理分级测定^[11]。以 53 μm 为粒径界限, >53 μm 粒径组分中的有机碳定义为 POC, <53 μm 粒径组分中的有机碳定义为 MAOC。各组分经烘干、研磨后, 其有机碳含量采用与 SOC 相同的方法测定。

1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2016 初步对试验数据进行整理与分析; 利用 SPSS 26.0 进行初步统计分析; 借助 R 4.5.0 对不同处理及培养时间进行双因素方差分析; 采用 Origin 2024 进行可视化作图; 各处理 CO₂ 排放通量分布的峰位由原始数据按高斯核密度估计确定 (Scott 准则带宽, $b = n^{-1/5}\sigma$, 式中, b 为高斯核密度估计的带宽, mg·m⁻²·h⁻¹; n 为参与估计的样本容量 (各处理合并的采样时点数); σ 为各处理 CO₂ 排放通量的标准差, mg·m⁻²·h⁻¹。各处理 b 为 59~261 mg·m⁻²·h⁻¹, 以密度曲线局部极大值界定峰。)

微生物代谢商计算公式:

$$q\text{CO}_2 = \frac{\text{BR}}{\text{MBC}} \quad (3)$$

式中, $q\text{CO}_2$ 为微生物代谢商, $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$; 土壤基础呼吸速率 (BR) 为单位时间内土壤微生物释放的 CO_2 碳量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$; 微生物生物量碳 (MBC) 为土壤中活体微生物细胞所含的碳总量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

固碳效能计算公式:

$$\text{SCSE} = \frac{\Delta\text{MAOC}}{C_{\text{input}}} \quad (4)$$

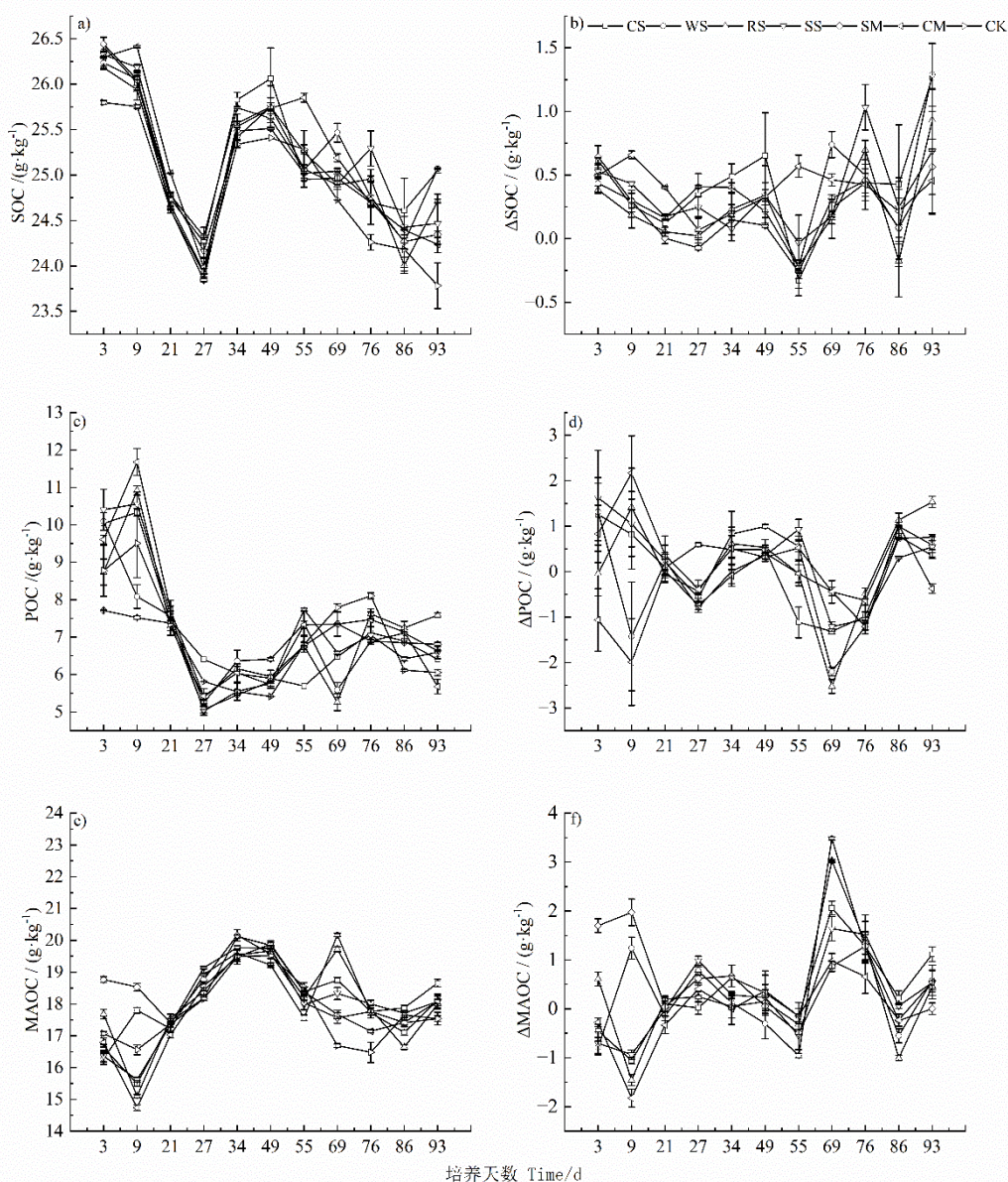
式中, SCSE 为固碳效能 (Soil carbon sequestration efficiency); ΔMAOC 为培养期间矿物结合态有机碳的变化量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_{input} 为施加的外源有机物料总碳量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2 结果

2.1 不同 C/N 有机物料添加对土壤碳组分转化及固碳效能的影响

添加有机物料的处理较 CK 而言显著提高了 SOC 含量 ($P<0.05$), 但各处理的 SOC 在中后期整体呈现出下降的变化趋势 (图 1a)。在该过程中, WS 和 CS 处理变化波动较小, 降幅维持在 $1.16\sim 1.36\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围内, 末期 SOC 含量分别为 25.07 和 $25.05\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 与 SOC 变化趋势大体一致, POC 在前 9 天内短暂上升后快速回落, 至培养末期, 以 RS 处理的 POC 含量最高, 为 $7.59\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 由图 1e 可知, 不同处理的 MAOC 达峰时间存在明显差异, CS、SS、SM、CM 及 CK 处理均在第 34 天达峰, 而 WS 和 RS 处理则在培养的第 69 天达峰, 其中, WS 处理的峰值为全周期内各处理中最高 ($20.17\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), RS 处理次之 ($19.72\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。达峰后, 各处理的 MAOC 均有所回落, 至试验末期, CS 处理的 MAOC 在同时期各处理中最高 ($18.66\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。

鉴于土壤本底有机碳组分背景含量较高, 而各组分的绝对含量在短周期内波动相对较小, 难以有效分辨各物料添加后土壤碳组分的真实响应, 因而, 本研究进一步采用各土壤碳组分的净变化量, 以此排除本底值的干扰, 从而更好地反映各 C/N 物料添加下土壤碳组分的净效应变化情况。研究发现, 随着培养时间的推进, 各处理 SOC 净变化量 (ΔSOC) 均表现出阶梯式上升态势 (图 1b)。在培养的 0~49 d 内, 各处理 ΔSOC 缓慢波动, 直至培养的第 55 天, CM 处理的 ΔSOC 显著提升至 $0.57\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 明显高于同时期其他处理。55 d 后, 各处理 ΔSOC 呈现出上升趋势, CS 和 WS 处理 ΔSOC 在培养结束时达到峰值, 分别较 CK 处理提升了 5.32% 和 5.34%。双因素方差分析结果显示, POC 净变化量 (ΔPOC) 在整个时期及处理间均具有显著差异 ($P<0.05$)。在培养初期 (0~9 d), SS 和 CM 处理的 ΔPOC 率先呈现脉冲式增长, 并相继升至拐点值, 较 CK 处理分别显著提升了 11.04% 和 22.81%。在培养的第 9 天, SM 和 WS 处理的 ΔPOC 显著低于同时期的 CK 处理 ($9.51\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) (图 1d), 而二者的 MAOC 净变化量 ΔMAOC (分别为 $1.97\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.24\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 却显著高于 CS、RS、SS、CM 和 CK 处理 (图 1f)。自第 9 天起, ΔPOC 和 ΔMAOC 均处于较为稳定的高频微幅动态相持期, 直至培养的第 69 天, 各处理的 ΔPOC 均显著下降, 其中 WS 和 RS 处理降幅剧烈, 较培养第 55 天时分别下降了 24.07% 和 22.21%; 同期, 各处理 ΔMAOC 均显著增加, 且除 SM 处理外均在该时期达到峰值。WS 处理增幅最大, 其 ΔMAOC 较培养第 3 天增加了 $4.27\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在培养的第 86~93 天, RS 处理的 ΔPOC 变化最为显著, 并在培养的第 93 天, 其 ΔPOC 达到峰值 ($1.53\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 分别为 CS、WS、SS 和 SM 处理同期值的 4.37 倍、2.63 倍、2.82 倍和 2.03 倍, 较 CM 处理导致的 POC 亏损 ($-0.37\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 的绝对值显著提高了 5 倍以上; 同期 ΔMAOC 达到峰值后迅速下降, 末期又快速回升。在该过程中, CS 处理的 ΔMAOC 整体变化幅度最小, 但末期 ΔMAOC 最高; 相比之下, SM 处理的 ΔMAOC 未达统计显著水平, 净变化量极其微小, 仅为 $0.002\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。



注：a)、b)、c)、d)、e)、f) 分别为土壤有机碳 (SOC)、土壤有机碳变化量 (Δ SOC)、颗粒有机碳 (POC)、颗粒有机碳变化量 (Δ POC)、矿物结合态有机碳 (MAOC)、矿物结合态有机碳变化量 (Δ MAOC)；CS、WS、RS、SS、SM、CM 和 CK 分别代表玉米秸秆、小麦秸秆、油菜秸秆、大豆秸秆、豆粕、牛粪和对照处理。下同。Note: a), b), c), d), e), and f) represent soil organic carbon (SOC), change in soil organic carbon (Δ SOC), particulate organic carbon (POC), change in particulate organic carbon (Δ POC), mineral-associated organic carbon (MAOC), and change in mineral-associated organic carbon (Δ MAOC), respectively; CS, WS, RS, SS, SM, CM, and CK represent corn straw, wheat straw, rapeseed straw, soybean straw, soybean meal, cattle manure, and the control, respectively. The same below.

图 1 不同 C/N 物料处理下土壤 SOC、POC、MAOC 绝对含量及净变化量的时间变化趋势

Fig. 1 Temporal dynamics of absolute contents and net changes of soil SOC, POC, and MAOC under different C/N organic material treatments

在此基础上，本研究对各处理的末期固碳效能 (SCSE) 进行了比较分析，结果如表 1 所示。在等碳量不同 C/N 有机物料添加条件下，CS 处理末期固碳效能最高，为 23.96%。而低 C/N (SM) 处理的固碳效能最低，仅为 0.04%。由此可见，低 C/N (SM) 处理能够

激发早期 POC、MAOC 的形成, 但碳转化能力不足; 中高 C/N (RS、CS) 处理促进 POC 的后期积累及 MAOC 的稳定固存; WS 处理下 MAOC 库的存留时间相对较短, 较 CS 处理表现出较弱的周转稳定性。

表 1 不同 C/N 物料末期固碳效能 (SCSE)

Table 1 Soil carbon sequestration efficiency (SCSE) of substrates with different C/N ratios at the final stage

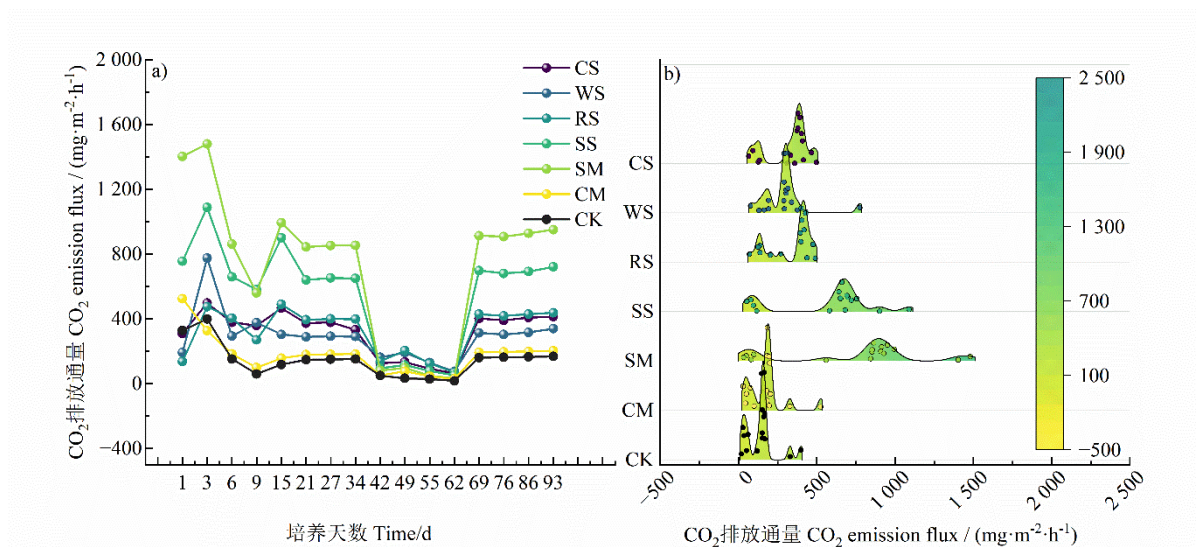
处理 Treatment	$\Delta\text{MAOC}/(\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$	SCSE/%
CS	1.117 $\pm$ 0.147 0	23.96 $\pm$ 3.15a
WS	0.581 7 $\pm$ 0.198 8	12.48 $\pm$ 4.26ab
RS	0.456 6 $\pm$ 0.115 8	9.80 $\pm$ 2.48ab
SS	0.534 2 $\pm$ 0.259 7	11.46 $\pm$ 5.57ab
SM	0.002 1 $\pm$ 0.117 8	0.04 $\pm$ 2.53b
CM	0.549 2 $\pm$ 0.345 2	11.78 $\pm$ 7.41ab

注: C_{input} , 外源有机物料总碳量 ($4.66 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。同列不同小写字母表示不同处理间存在显著差异 ($P<0.05$)。下同。Note: C_{input} , total carbon input from exogenous organic materials ($4.66 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among different treatments ($P < 0.05$). The same below.

2.2 不同 C/N 有机物料对 CO_2 排放的影响

不同 C/N 有机物料输入后各处理温室气体的排放通量存在显著差异 ($P<0.05$) (图 2a)。纵观整个培养期, 各处理 CO_2 排放通量随时间呈现出“上升—阶梯式下降—再阶梯式上升”的阶段性变化特征。由图 2a 可以看出, 在培养的第 3 天, 除 CM 处理外, 其余处理 CO_2 排放通量显著高于 CK 处理, 其中, SM 处理较其他处理预先达到峰值, CO_2 排放通量为 $1480 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 显著高于其他处理 ($P<0.05$)。至培养的第 9 天, 各处理 CO_2 排放通量均表现出不同程度的下降, 其中, SM 处理下降幅度最大, 较其峰值下降了 62.15%。在培养的第 15~34 天内, 各处理 CO_2 排放通量处于较为稳定的水平, 随后在培养的第 42 天迅速下降, SM 处理下降幅度最大, 较第 34 天显著下降了 90.45%, SS 处理次之, 下降幅度为 85.46%, 与 SM 和 SS 处理的变化波动相比, 其余处理下降幅度较小。进入培养中后期, 各处理 CO_2 排放通量表现为二次回升, 至培养的第 69 天, SM 和 SS 处理分别较培养的第 62 天提升了 26 倍和 12 倍。至培养的第 69~93 天, 各处理变化幅度不大, 处于较为稳定的状态。通过对整个时期各处理 CO_2 排放通量进行比较发现, 低 C/N 处理 (SS 和 SM) 的排放通量显著高于中高 C/N (CS、WS 和 RS) 处理, 而动物源的 CM 处理与 CK 处理 CO_2 排放通量相当, 变化趋势与波动范围基本维持一致。

图 2b 中, 各处理 CO_2 排放通量的核密度分布普遍呈双峰结构, 且随物料 C/N 梯度的下降, 其 CO_2 排放通量峰值区间的位置以及离散程度总体呈上升趋势。其中, 主峰一般分布在右侧, 主要对应着培养前 27 天及第 69~93 天的碳排放水平; 次峰则分布在左侧, 与培养第 27~69 天内的碳排放水平相对应, 表现出较低的碳排放通量。此外, 图 2b 显示, 各处理 (CS、WS、RS、SS、SM) 的主峰位置分别为 388、288、422、688、896 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, CM 处理的主峰位置与 CK 相近, 仅为 170 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$; 与之相对应, 低谷期次峰普遍落于 41~150 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 的区间内。



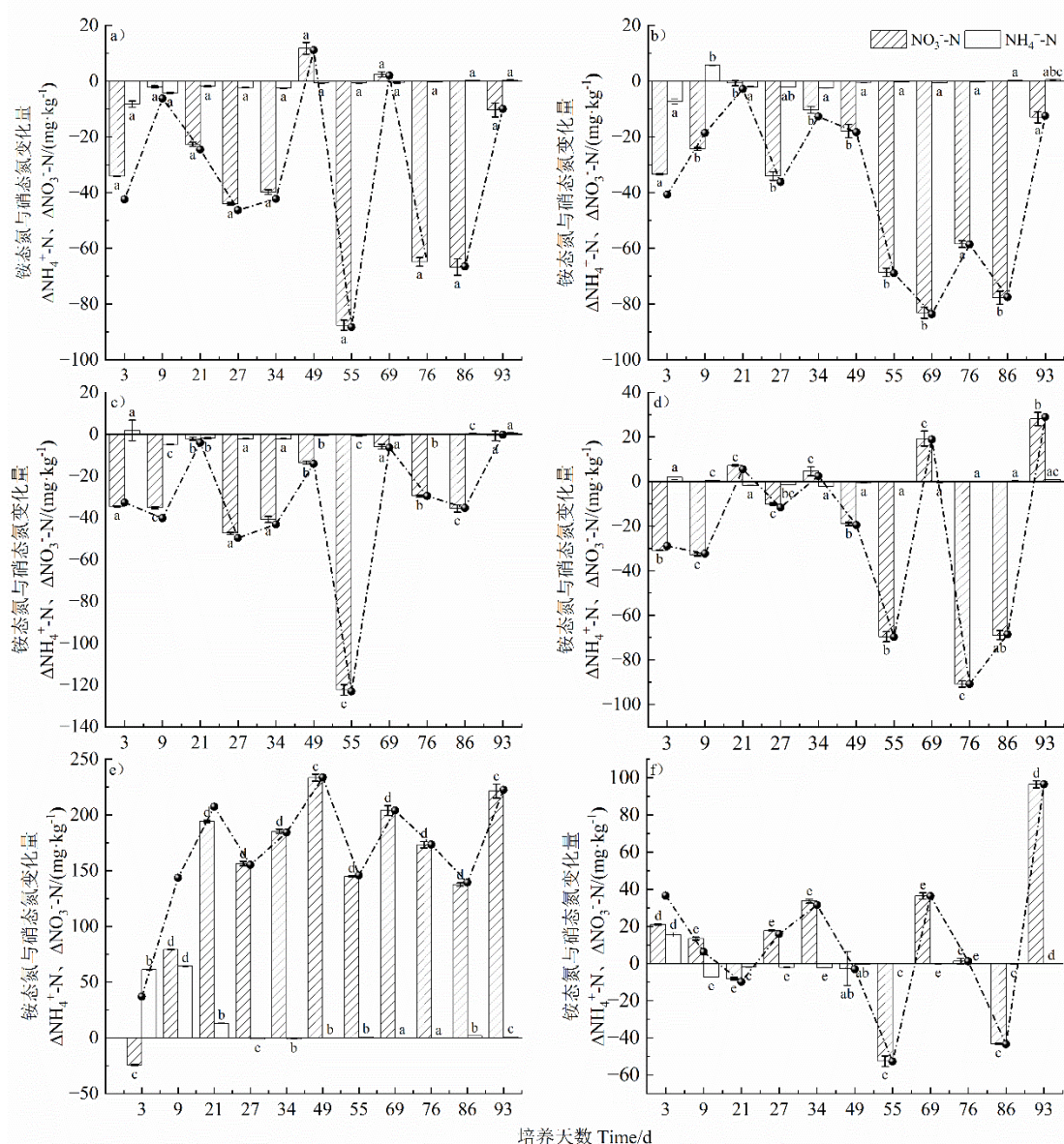
注：图 b 中核密度分布曲线由各处理 16 个采样时点的 CO₂ 排放通量值合并绘制，曲线自上而下依次为 CS、WS、RS、SS、SM、CM 和 CK。Note: The kernel density curves in panel b were plotted from the pooled CO₂ emission flux values at the 16 sampling time points of each treatment, with curves from top to bottom representing CS, WS, RS, SS, SM, CM and CK, respectively.

图 2 各处理 CO₂ 排放通量的时序动态 (a) 与核密度分布 (b)

Fig. 2 Temporal dynamics (a) and kernel density distributions (b) of soil CO₂ emission flux under different C/N organic material treatments

2.3 不同 C/N 有机物料对土壤无机氮的影响

不同 C/N 有机物料输入后，土壤无机氮净变化量 (ΔTiN) 存在显著差异 ($P < 0.05$) (图 3)。结果显示，全培养期内，中高 C/N 处理定向驱动了强烈的氮固定，而部分低 C/N (SM 和 CM) 处理则表现为极强净氮矿化特征。培养第 3 天，中高 C/N (CS 和 WS) 处理的无机氮固定量较 CK 处理分别高出了 42.14%、40.45%。至培养第 55 天，CS 处理的净固氮量达到峰值，为低 C/N (CM) 处理净固氮量的 1.67 倍。相比之下，低 C/N (SM) 处理在整个培养时期内表现为氮矿化，并在培养前 21 d 内土壤中无机氮含量快速上升，净转化速率为 $9.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (以 N 计，下同)。由图 3 可知，不同于 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的剧烈变化，各处理 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 净含量在全周期内始终维持较低水平，表现出较强的缓冲能力，SM 处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 净含量在培养的前 9 d 内得到有效提升，并于试验开展的第 9 天达到峰值 $64.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，随后在培养的第 21~93 天内快速下降，至培养末期降至 $1.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。相反， $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 净含量在各处理及整个培养期变化显著 ($P < 0.05$)，中高 C/N (CS、WS 和 RS) 处理整体表现为氮固定，各处理的净 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量均在培养的第 55~69 天内达到最低值，其净含量分别为 $-87.62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $-89.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $-122.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；低 C/N (SM 和 CM) 处理整体上表现为氮矿化，SM 和 CM 处理在培养末期的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 净累积含量分别为 $221.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $96.44 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。综上，不同 C/N 有机物料输入后对潮褐土无机氮的影响存在显著差异，中高 C/N (CS、WS 和 RS) 有机物料主要表现为氮固定，而低 C/N (SM 和 CM) 有机物料则易发生矿化作用。



注：柱状图表示 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的净变化量；数据点为总无机氮净变化量 (ΔTIN , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 净变化量之和)；其虚线连线斜率可直观反映培养早期的净转化速率；不同小写字母表示相同氮形态不同处理间存在显著差异 ($P < 0.05$)。Note: Bars represent the net changes in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$; data points represent the net change in total inorganic nitrogen (ΔTIN), calculated as the sum of the net changes in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$; the slope of the dashed line connecting the data points directly reflects the net transformation rate during the early incubation period; different lowercase letters indicate significant differences among different treatments for the same nitrogen form ($P < 0.05$).

图3 不同 C/N 有机物料处理 (a. CS, b. WS, c. RS, d. SS, e. SM, f. CM) 下无机氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$) 的净变化量

Fig. 3 Net changes in soil inorganic nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$) under different C/N organic material treatments (a. CS, b. WS, c. RS, d. SS, e. SM, f. CM)

2.4 不同 C/N 有机物料对微生物代谢商及微生物生物量碳的影响

不同有机物料输入显著改变了 $q\text{CO}_2$ 与 MBC 的动态响应特征 (图 4)。在培养的前 9 d 内, 除 CK、CM 和 RS 处理外, 其余处理的 MBC 均得到显著提升, 其中, SS 与 SM 处理上升幅度最大, 较其他处理提前达到峰值, MBC 含量分别为 $421.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $339.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

¹, 显著高于其他处理 ($P<0.05$)。至培养第 49 天, 各处理 MBC 均呈现不同程度的下降, 其中, 低 C/N 处理以 SM 处理下降最为显著, 其 MBC 降至 $15.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 为该处理整个时期的最低值。此外, SS 处理较其峰值下降了 89.70%, 降至 $55.98 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而同期的 CS 和 RS 处理则维持在 $110\sim 120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 范围内。进入中后期, 各处理 MBC 二次回升, CS、RS 和 WS 处理分别在第 55、69、86 天出现阶段性峰值 (258.2 、 223.5 、 $237.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 随后趋于稳定。同期, 低 C/N 处理 (SM 和 CM) 的 MBC 显著低于中高 C/N 处理 ($P<0.05$), 其中, CM 在第 55、69、86 天分别为 164.9 、 53.42 和 $116.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

不同时期与处理间的 $q\text{CO}_2$ 水平也表现出较大差异。培养第 3 天, SM 处理的 $q\text{CO}_2$ 为 $9.30 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 在同期各处理中最高, 显著高于 CS (4.01) 与 CM 处理 (3.78) ($P<0.05$)。在培养第 9 天至第 55 天期间, 除 SS 和 SM 处理波动较大外, 其余处理的 $q\text{CO}_2$ 均较为稳定, 但在第 27 天其 $q\text{CO}_2$ 显著低于 SS (10.37) 与 SM (9.79) 处理。与 MBC 变化趋势不同, 第 55 天各处理 $q\text{CO}_2$ 均降至各自最低点, 其中, CK 处理为全样本最低值 (0.50)。至第 69 天, 各处理 $q\text{CO}_2$ 显著上升, SM 处理增幅最大 ($P<0.05$), 达到整个时期的峰值 ($30.21 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)。此后, 各处理 $q\text{CO}_2$ 快速下降, 随后逐步趋于稳定, 但 SS 和 SM 处理仍处于较高水平, 显著高于同期 WS (3.86) 和 CM (2.50) 处理。对比整个培养期发现: 典型低 C/N 处理 SM 的 MBC 峰值与 $q\text{CO}_2$ 高值出现的时间并不同步, 中后期 (69 d) SM 处理的 $q\text{CO}_2$ 表现为全样本最高, 而同时期的 MBC 却跌入低谷; 反观中高 C/N 处理 (CS 和 WS) 的 MBC 高值多出现在培养中后期, 且伴随较低的 $q\text{CO}_2$ 水平, 该结果说明中高 C/N 有机物料在培养中后期能够维持较高的 MBC 及较低的 $q\text{CO}_2$ 。

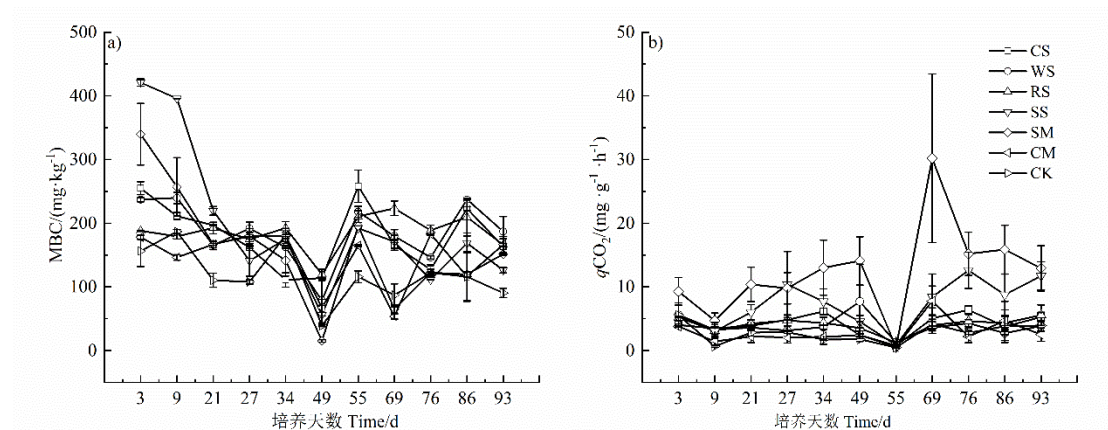


图 4 不同 C/N 有机物料处理下土壤微生物量碳 (MBC, a) 和微生物代谢商 ($q\text{CO}_2$, b) 随时间的变化

Fig. 4 Temporal changes in soil microbial biomass carbon (MBC, a) and microbial metabolic quotient ($q\text{CO}_2$, b) under different C/N organic material treatments

3 讨论

3.1 不同 C/N 有机物料对土壤碳组分时序分异的动态调控

本研究基于 93 d 连续动态监测结果发现, 不同 C/N 有机物料输入的固碳效应并非瞬时完成, 而是呈现出鲜明的时序分异现象 (图 1)。该分异现象与不同碳氮化学计量比条件下微生物代谢活动及由此导致的分解转化路径的差异有关^[12]。

大分子有机物的空间位阻和化学转化时序, 主导着碳组分的演变次序。试验初期 (3~9 d), 大部分的外源有机物料中不稳定的活性组分被微生物快速利用, 资源限制得以有效缓

解,因而在一定程度上可能驱动着微生物转向快速增殖的代谢路径,致使 POC 实现脉冲式增长。然而,RS 处理的 Δ POC 却在培养末期达峰(图 1d),这意味着各处理的土壤碳组分时序分异特征并非完全一致,其分异特征还可能受到物料属性的调控;相较而言,MAOC 的累积效应却表现出明显的滞后性(图 1f),这与 Zhao 等^[13]基于全球 693 组土壤观测数据所得到的结论一致。本研究结果显示,除 SM 处理外,其余处理组均在培养的第 69 天达到峰值,与 POC 达峰时间形成鲜明对比(图 1f),该时序差异符合微生物介导的 MAOC 形成路径^[14-16],即新鲜有机碳需经微生物同化与周转后才能转化为稳定的矿物结合态组分,与 Schaeffer 等^[17]及 Ni 等^[18]提出的“微生物残体是 MAOC 重要前体”的观点一致。Mao 等^[19]研究结果同样表明,MAOC 的形成过程需要经历长期的胞外酶降解以及微生物转化同化过程,才能将有机物料彻底转化为 MNC,因此,MAOC 形成所需要的时间成本可能较 POC 的物理截留和初步分解时间更长。

虽然大多数处理(SM 处理除外)均满足上述时序转化规律,但由于有机物料自身 C/N 差异及微生物无法维持内稳态,致使碳组分转化的速率与路径受 C/N 调控而发生转变。低 C/N 有机物料凭借高分解特性及高起始氮水平,可在短期内快速匹配微生物自身的生态化学计量供给需求,促使其群落快速增殖^[20],加快对外源碳的分解,因而在短期内可获取大量的 POC。尽管如此,氮盈余条件下 SM 处理的 $q\text{CO}_2$ 异常升高(第 69 天达 $30.21 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,图 4b),微生物高强度的呼吸代谢损耗使外源碳以温室气体的形式排出^[21],导致碳源过度消耗,中后期微生物同化基质趋于枯竭,MBC 也随之下降,因而在一定程度上对 MAOC 的持续形成产生影响,使得早期氮释放与后期碳累积存在显著的时序失衡。反观中高 C/N 有机物料,虽试验前期 MBC 含量显著低于低 C/N 有机物料,但中后期中高 C/N 处理的 MBC 含量稳步上升并伴随着较低的 $q\text{CO}_2$ (图 4),这种高微生物生物量碳、低代谢商的偶联模式通常与高碳利用效率(CUE)相关联^[22]。中高 C/N 有机物料因含有较为复杂的纤维素、半纤维素结构,可在一定程度上调控微生物的分解周转速率及代谢进程,从而使小分子碳的积累与无机氮的释放维持在一个相对协调的范围内^[23],有利于前期释放的小分子碳向稳定有机碳转化^[24],从而将外源碳最大程度地保留在土壤中。然而,目前本研究并未直接对 CUE 进行测定,因此,后续研究有待借助 ^{13}C 示踪法进行验证。此外,本研究发现,培养初期(前 9 d) SM 与 WS 处理的 POC 和 MAOC 的净变化量变化趋势高度一致,均呈现出 POC 急剧亏损、MAOC 快速累积的响应特征(图 1),该表象背后的形成路径可能有所区别。SM 处理较高的氮素有效性可能促进了前期微生物的速效同化,有利于微生物残体与矿物的高效结合;而 WS 处理因较高的 C/N,导致微生物活性相对受限,MAOC 的形成可能更多是源于物理碎片在矿物表面的原位吸附。

试验末期,本研究观察到 MAOC 净含量受温度影响再次出现波动(图 1f),表明 MAOC 碳库并非是一个静态累积的过程,而是处于动态变化之中^[25]。培养第 86 天,本研究监测到室外环境温度降低到 15°C ,末期进一步降至 6°C ,该时段的 Δ MAOC 发生明显波动,这极可能与低温胁迫下微生物活性改变以及新近生成且结合较弱的矿物-有机复合体的周转有关。Nannipieri 等^[26]研究表明,当外界环境温度过低时,微生物代谢停滞甚至濒于死亡,细胞膜的流动性丧失,膜两侧渗透压失衡,致使细胞内的溶解性有机氮、多糖等含羧基物质被释放出来与矿物表面的结合点位快速结合,从而导致 MAOC 含量的二次回升。同时,针对图 2a 中末期 CO_2 二次回升现象,该解释框架具有同样的自洽性,即末期 Δ MAOC 与 CO_2 的回升可能是同一碳源释放过程中的两种表现形式,上述释放出来的可溶性有机碳在供能充足时很可能被微生物快速矿化,从而产生大量温室气体,造成末期 CO_2 再次回升。但需要指出的是,该结论仅基于实际温度记录以及各指标时序变化的对应关系,因而,确切机制有待控温培养试验加以验证。

3.2 不同 C/N 物料对农田土壤固碳与供氮权衡特征的影响

农田高效生产的实质在于土壤高效固碳与无机氮有效供应之间的化学计量权衡,而这一权衡状态调控着外源碳在稳定碳库中的留存与以 CO_2 形式损失之间的平衡^[21]。

Sun 等^[27]的研究表明,当中高 C/N 有机物料投入时,微生物面临严重的氮限制,从而产生负的氮激发效应(NPE, Nitrogen priming effect, 即净氮矿化受抑制、氮素被固持),并抑制土壤本底碳的矿化(即负的碳激发效应, CPE, Carbon priming effect);而低 C/N 有机物料缓解了氮限制,但导致了强烈的正激发效应,该研究与本研究结果(图 3e)高度吻合。本研究结果表明,低 C/N (SM) 处理在培养初期易突破生化壁垒,诱导无机氮在短期内大量释放,但该过程中潜在的正激发效应会促使微生物优先分解土壤本底碳,造成土壤碳的流失^[28-29]。就微生物代谢策略的角度而言,SM 处理养分较均衡且含有丰富的氮素,易被获取利用^[30],因而在培养初期(前 9 d),本研究观测到土壤中有大量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 富集,其含量在第 9 天达到峰值($64.32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),但在随后的第 49 天,其 MBC 急剧下降至 $15.04 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,同时,在第 69 天,出现了全周期各试验处理中 $q\text{CO}_2$ 的峰值($30.21 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)(图 4b)。前述从早期氮盈余、中期微生物量下降到末期代谢失衡这一系列现象均与溢出代谢及后续碳源匮乏的预期表现存在一定关联^[17, 26]。这种高强度呼吸损耗使系统内的能量利用效率以及碳固持率急剧下降,削弱了土壤长期固碳潜力。本研究中, $q\text{CO}_2$ 对底物 C/N 的响应并未表现出简单的线性变化趋势,说明微生物代谢活动对底物化学计量特征的响应较为复杂。这可能是因为中高 C/N 有机物料会诱发真菌的快速增殖,它们对中高 C/N 底物碳的利用效率更高,因而可以用更少的呼吸消耗去同化同等质量的碳^[25]。

相比而言,中高 C/N (WS 和 CS) 处理虽在培养初期受强氮限制而分解迟缓,引发微生物对土壤无机氮的强烈争夺,形成氮素竞争效应,但就长期固碳策略而言,微生物的前期氮固持效应可能是维持中后期微生物群落稳健的必要条件。进一步分析结果表明,前期固定的氮在一定程度上可能被用于稳定微生物群落的构建及特定胞外酶的分泌,从而有效分解复杂碳骨架,使有机物料中的氮快速回补至土壤中,得以维持土壤内部环境的养分平衡状态^[23]。而分解下来的小分子有机物质为中后期微生物提供了充足的能量物质来源,从而促进了微生物量的稳步提升,有利于有机碳向稳定组分的转化。此外,Chang 等^[32]的研究结果表明,除微生物残体外,植物残体也是形成 MAOC 的重要组成部分,这再次证实了中高 C/N 有机物料具有较高的固碳潜力。综上,本研究认为,中高 C/N 物料的高固碳效能,既非源于氮素限制导致的物料降解受阻,也非物料中木质素等物质受简单物理惰性保护主导所致,而很可能与合理调控微生物碳利用过程有关^[33],这种“前期氮固定,后期碳稳固”的最优耦合机制为 MAOC 库的高效沉积奠定了基础。因此,由物料 C/N 驱动、微生物介导的固碳与供氮权衡,是实现华北平原潮褐土长期稳定固存的关键所在。

3.3 化学计量匹配驱动下农田固碳最优化的动态平衡机制

传统的微生物效率-矿物稳定(MEMS)假说认为高品质(低 C/N)的有机物料更利于 MAOC 的形成。而本研究在潮褐土背景下开展的试验表明:在 7~82 的 C/N 梯度范围内, ΔMAOC 并未随着 C/N 的降低而升高,反而 C/N 为 45 的玉米秸秆还田处理固碳效能最优(表 1)。这表明有机物料的固碳潜力不仅受物料自身品质的影响^[34],更是物料碳氮化学计量比、土壤无机氮供应动态($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)与微生物代谢状态(MBC、 $q\text{CO}_2$)三者相互作用的结果。中高 C/N (CS) 处理之所以固碳能力最佳,原因在于其氮盈余与氮限制恰好处于二者的动态平衡中,在有效降低极端氮盈余所伴随的高呼吸损耗的同时,又可避免因氮限制所导致的分解受阻,使微生物群落维持在较高微生物量、较低呼吸损耗的状态^[21, 35-36]。培养初期,低 C/N 有机物料处理的 MBC 得到快速提升,但后期却快速衰落(图 4a),表明前期快速增长的微生物种群并不稳定,后期底物补给与微生物量增长之间存在数量错配现象,能量资源的剧烈下降导致后期微生物种群难以满足自身生长需求,因而对 MAOC 中的碳再次进行剧烈分解^[37],造成本底碳流失;WS 处理因极端氮限制导致其分解效率在整个培

养时期均受限,因而可能促使微生物将大量碳源分别分配至碳降解酶和氮获取酶的合成,这种极高能耗行为,使得秸秆碳大量呼吸损失,本底碳被矿化^[36],因此,即使到了培养后期仍存在物料分解不充分、底物供给不足的局限性,从而降低了微生物残体的转化合成效率。因而本研究认为,微生物群落定殖生长的最适化学计量区间与实现碳固存长期稳定的生态优化区间,存在明显的错位,即低 C/N 条件下微生物量得到显著提升,但固碳潜力下降,而高 C/N 条件下微生物因氮限制,其生长繁殖与固碳转化功能均受限,当 C/N 为 45 左右时,微生物生长与 MAOC 固存之间方可达到协同^[38]。因此,在本试验条件下,所测试的 6 种有机物料中以 C/N 为 45 的玉米秸秆处理表现出的末期 MAOC 净变化量与固碳效能最佳(表 1),但需要指出的是,本研究仅以 C/N 表征物料属性,并未对供试物料的木质素、纤维素及可溶性组分等进行测定,C/N 与物料类型的交互作用可能影响农田固碳过程,因而将该阈值向田间尺度及其他土壤类型外推时,仍需进一步验证。

3.4 研究局限与展望

在等碳量输入条件下,本研究分别从 C/N 阈值、物料类型(涵盖秸秆、豆粕、牛粪等物料)以及土壤类型三个维度对 MEMS 假说进行了条件性补充。就土壤类型而言,已有研究对 MEMS 假说的验证多集中于草地、森林以及稻田生态系统,而鲜有对潮褐土区的旱地耕作体系进行探讨。其中, Cotrufo 等^[14]基于全球尺度土壤有机组分数数据库进行的综合分析结果表明,矿物结合有机质(mineral-associated organic matter, MAOM)的形成与微生物周转路径以及矿物吸附有关,而 Xiong 等^[31]与 Wu 等^[36]在水稻土中的研究发现进一步证实了微生物残体以及底物 C/N 在提升稻田土壤净碳累积过程中所发挥的关键作用。上述研究在湿润以及淹水环境下均有力地证实了高品质(低 C/N)底物更利于 MAOC 形成的经典框架。相较而言,本研究在旱地潮褐土中的发现却与上述结果有所偏离,结果显示,物料 C/N 约为 45 时固碳效能最优(表 1),而造成该分歧的主要原因可能在于旱地相较于水稻土、草地及森林等土壤类型通气性更强,因而,在好氧条件下微生物活性更高,土壤中氮素的固定以及物料中氮素的矿化也因此更加剧烈,而极端 C/N 进一步放大了微生物的代谢权衡,即低 C/N 下的呼吸耗散与高 C/N 下的氮素拮抗。此外,土壤矿物组成差异也可能对 MAOC 的固持能力产生一定的影响,其吸附能力及饱和上限取决于黏粒矿物与铁铝氧化物的类型和含量^[24-25],而本研究中的供试土壤发育于河流冲积母质,其黏粒矿物组成、铁铝氧化物含量及质地特征可能与其他类型土壤存在差异,因此本研究所得的 C/N 响应结果可能具有一定的土壤类型和水分条件依赖性。由此可见, MEMS 假说中物料品质效应的表达对土壤类型以及水分环境具有一定的依赖性。

然而,上述结论的成立仍受限於本试验特定的物理尺度与观测周期。鉴于本研究为室外盆栽试验,受盆栽边界效应、植物根系、土壤体积以及水分淋溶等方面的影响,与田间自然状态仍存在一定的差距,尤其是植物根系对土壤碳组分的影响。根系分泌物作为土壤碳的重要来源,仅依靠初期添加的外源物料难以弥补土壤本底碳持续矿化造成的损失,这也解释了为何各处理的 SOC 含量在培养中后期呈现下降趋势(图 1a)。此外,对于有机碳周转而言,93 d 连续培养试验仍属于短期观测,其长期固碳效应稳定性仍有待进一步验证。同时,由于缺乏对微生物碳利用效率、残体碳累积、溢出代谢以及胞外酶活性等关键参数的测定,文中相关内容主要基于碳、氮转化特征动态响应结果以及文献类比等间接证据,而直接测定数据的支撑力度略显不足,尤其是在培养末期 MAOC 波动与 CO₂ 二次回升的解释中,虽然二者在培养后期的变化特征在时间尺度上与降温过程高度匹配,但仍缺乏严格的控温试验对其加以验证。因此, C/N 为 45 左右时固碳效能最佳这一结论受限於等碳量输入的潮褐土短期培养体系,向其他土壤类型或田间尺度外推时仍需要更为系统的验证。

4 结 论

基于 93 d 的室外盆栽试验连续动态监测结果, 本研究对 6 种不同 C/N 有机物料添加影响华北平原潮褐土碳组分演变规律及无机氮动态响应特征进行了深入分析, 研究表明, 不同 C/N 有机物料添加显著影响了潮褐土碳库的分配格局, 表现出鲜明的时序分异现象: POC 较 MAOC 率先爆发, MAOC 累积效应明显滞后; 不同 C/N 有机物料添加通过调控微生物群落代谢特征, 进而影响固碳与供氮之间的权衡关系, 同时, 其自身氮素供应水平的差异决定了物料向稳定碳库转化的进程与效率; 土壤固碳受外源有机物料化学计量比调控, C/N 为 45 的玉米秸秆固碳效能最优, 是该区域协调土壤固碳与养分供需的最佳生态化学计量比阈值。此外, 本研究对传统 MEMS 假说进行了一定的条件性补充, 同时, 初步揭示了物料 C/N 通过调控无机氮供需动态, 进而改变微生物代谢状态 (MBC 与 $q\text{CO}_2$), 并最终影响土壤固碳效能的作用路径, 为实际生产中合理调配物料碳氮比梯度提供科学依据。未来研究可结合 ^{13}C 标记、胞外酶活性、有机酸组分测定以及宏基因组测序深入探讨外源粗有机组分碎片与微生物残体对微观尺度下 MAOC 的相对贡献, 为农业可持续发展提供理论支撑和实践参考。

参考文献 (References)

- [1] Song Y Y, Cao Y, Duan X Y, et al. Effects of different straw-returning depths on soil aggregate composition and organic carbon distribution[J]. *Soils*, 2022, 54(2): 344-350. [宋依依, 曹阳, 段鑫盈, 等. 秸秆还田深度对土壤团聚体组成及有机碳含量的影响[J]. *土壤*, 2022, 54(2): 344-350.]
- [2] Sun J, Zhou T, Guo X N, et al. Effects of biochar and straw on soil organic carbon and fractions of active carbon in aeolian sandy soil[J]. *Soils*, 2021, 53(4): 802-808. [孙娇, 周涛, 郭鑫年, 等. 添加秸秆及生物质炭对风沙土有机碳及其活性组分的影响[J]. *土壤*, 2021, 53(4): 802-808.]
- [3] Wang D D, Zhu Z K, Shahbaz M, et al. Split N and P addition decreases straw mineralization and the priming effect of a paddy soil: A 100-day incubation experiment[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, 55(7): 701-712.
- [4] Manzoni S, Taylor P, Richter A, et al. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils[J]. *New Phytologist*, 2012, 196(1): 79-91.
- [5] Zhu L Y, Wang X Y, Chen Y, et al. Microbial keystone species affect lignin phenol concentration under condition of amending plant residues—Based on 30 a long-term organic fertilizer cultivation experiment[J]. *Soils*, 2024, 56(1): 56-63. [祝玲月, 王晓玥, 陈晏, 等. 微生物关键种影响植物残体还田条件下木质素酚浓度——基于 30 年长期有机培肥试验[J]. *土壤*, 2024, 56(1): 56-63.]
- [6] Li T. Mechanism of exogenous organic materials C:N on the stability of soil organic carbon pool[D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2025. [李天. 外源有机物料 C:N 对土壤有机碳库稳定性的影响机制[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2025.]
- [7] Cotrufo M F, Wallenstein M D, Boot C M, et al. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter?[J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(4): 988-995.
- [8] Robertson A D, Paustian K, Ogle S, et al. Unifying soil organic matter formation and persistence frameworks: The MEMS model[J]. *Biogeosciences*, 2019, 16(6): 1225-1248.
- [9] Derrien D, Barré P, Basile-Doelsch I, et al. Current controversies on mechanisms controlling soil carbon storage: Implications for interactions with practitioners and policy-makers. A review[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2023, 43(1): 21.
- [10] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B, et al. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction—an

- automated procedure[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22(8): 1167-1169.
- [11] 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.
- [12] 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.
- [13] Zhao Y Q, Xu Y L, Cha X Y, et al. A global meta-analysis of land use change on soil mineral-associated and particulate organic carbon[J]. *Global Change Biology*, 2025, 31(3): e70111.
- [14] Cotrufo M F, Ranalli M G, Haddix M L, et al. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter[J]. *Nature Geoscience*, 2019, 12(12): 989-994.
- [15] Cotrufo M F, Lavallee J M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration[M]//*Advances in Agronomy*. Amsterdam: Elsevier, 2022: 1-66.
- [16] Wu Y H, Wang H F, Zhang R, et al. Incorporation of carbon and nitrogen from rice straw into particulate organic matter in black soil with rice planting[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(5): 1430-1441. [吴怡慧, 王鸿飞, 张瑞, 等. 稻秆碳氮在黑土种稻土壤颗粒有机质中的分配特征[J]. *土壤学报*, 2023, 60(5): 1430-1441.]
- [17] Schaeffer A, Nannipieri P, Kästner M, et al. From humic substances to soil organic matter—microbial contributions. In honour of Konrad Haider and James P. Martin for their outstanding research contribution to soil science[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(9): 1865-1881.
- [18] Ni H W, Jing X Y, Xiao X, et al. Microbial metabolism and necromass mediated fertilization effect on soil organic carbon after long-term community incubation in different climates[J]. *The ISME Journal*, 2021, 15(9): 2561-2573.
- [19] Mao X L, Sun T, Zhu L J, et al. Microbial adaption to stoichiometric imbalances regulated the size of soil mineral-associated organic carbon pool under continuous organic amendments[J]. *Geoderma*, 2024, 445: 116883.
- [20] Liu Z X, Gu H D, Hu X J, et al. Enhancing microbial carbon use efficiency in organic rice farming through improved soil nutrient availability and microbial resource acquisition strategies[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2026, 397: 110097.
- [21] Mooshammer M, Wanek W, Zechmeister-Boltenstern S, et al. Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: Mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2014, 5: 22.
- [22] Tao F, Huang Y Y, Hungate B A, et al. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage[J]. *Nature*, 2023, 618(7967): 981-985.
- [23] Wang W Y, Ding S J, Guo T F, et al. Organic amendment strategies differentially regulate microbial carbon use efficiency: A long-term field study integrating microorganism and enzymatic stoichiometry[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2026, 397: 110051.
- [24] Kopittke P M, Dalal R C, Hoeschen C, et al. Soil organic matter is stabilized by organo-mineral associations through two key processes: The role of the carbon to nitrogen ratio[J]. *Geoderma*, 2020, 357: 113974.
- [25] Kleber M, Bourg I C, Coward E K, et al. Dynamic interactions at the mineral–organic matter interface[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 2(6): 402-421.
- [26] Nannipieri P, Angst G, Mueller C, et al. The role of death and lysis of microbial and plant cells in the formation of soil organic matter[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2025, 204: 109750.
- [27] Sun C R, Tan S H, Qiu Z H, et al. Effects of different exogenous organic substrates on soil carbon and nitrogen mineralization and their priming effects[J]. *Agronomy*, 2023, 13(12): 3017.
- [28] Li X S, Shi J L, Chen J, et al. Crop straws with contrasting C/N ratios affect the organic carbon turnover and its net sequestration efficiency when solely or jointly incorporated to a fertilized soil[J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2024, 24: 2520-2533.
- [29] Huang C X, Yao Z Y, Wang T, et al. Effects of different carbon-nitrogen ratios of substrate addition on the priming effect of

- purple soil and its regulation mechanism[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2025, 62(3): 825-835. [黄川雄, 姚致远, 汪涛, 等. 不同碳氮比物料添加对紫色土激发效应的影响及其调控机制[J]. *土壤学报*, 2025, 62(3): 825-835.]
- [30] Fang Y Y, Singh B P, Farrell M, et al. Balanced nutrient stoichiometry of organic amendments enhances carbon priming in a poorly structured sodic subsoil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2020, 145: 107800.
- [31] Xiong L, Drosos M, Wang P, et al. The divergent accumulation mechanisms of microbial necromass C in paddy soil under different long-term fertilization regimes[J]. *Geoderma*, 2023, 439: 116688.
- [32] Chang Y, Sokol N W, van Groenigen K J, et al. A stoichiometric approach to estimate sources of mineral-associated soil organic matter[J]. *Global Change Biology*, 2024, 30(1): e17092.
- [33] Zhang Y, Lavallee J M, Robertson A D, et al. Simulating measurable ecosystem carbon and nitrogen dynamics with the mechanistically defined MEMS 2.0 model[J]. *Biogeosciences*, 2021, 18(10): 3147-3171.
- [34] Ma C, Xia Y H, Rui Y C, et al. Shifts in organic carbon protection mechanism in agricultural soils across climatic gradients[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2024, 375: 109184.
- [35] Jiao Y P, Meng X T, Qi P, et al. Pathways of soil organic carbon accrual affected by manure combined with different nitrogen application rates: Highlighting microbial life history strategies and biomarker accumulation[J]. *Geoderma*, 2025, 459: 117384.
- [36] Wu R Q, Zhang Z, Li G J, et al. Frequency and C: N: P stoichiometry of organic inputs determines intensity of net C balance in paddy soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2026, 214: 110051.
- [37] Buckeridge K M, Mason K E, Ostle N, et al. Microbial necromass carbon and nitrogen persistence are decoupled in agricultural grassland soils[J]. *Communications Earth & Environment*, 2022, 3: 114.
- [38] Smith B C, Rogan T A, Redding M R, et al. Carbon-to-nitrogen stoichiometry of organic amendments regulates microbial biomass growth and nitrogen mineralization in soil[J]. *Soil Use and Management*, 2024, 40(4): e13116.

(责任编辑: 陈荣府)