

DOI: 10.11766/trxb202512220607

CSTR: 32215.14.trxb202512220607

赵思琦, 鞠艳丽, 袁雷, 高晓丹, 徐英德, 汪景宽. 长期施氮肥对土壤碳库剖面分异的微生物与矿物调控作用[J]. 土壤学报, 2026, ZHAO Siqi, JU Yanli, YUAN Lei, GAO Xiaodan, XU Yingde, WANG Jingkua. Microbial and Mineral Regulation of Soil Carbon Pool Profile Differentiation Under Long-term Nitrogen Fertilization[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

长期施氮肥对土壤碳库剖面分异的微生物与矿物调控作用 *

赵思琦, 鞠艳丽, 袁雷, 高晓丹, 徐英德[†], 汪景宽

(沈阳农业大学土地与环境学院, 农业农村部东北耕地保育重点实验室, 土肥资源高效利用国家工程研究中心, 沈阳 110866)

摘要: 为探究长期施氮肥对土壤剖面矿物组成、微生物残体碳的影响及其对土壤有机碳固存的作用机制, 基于连续 38 年棕壤长期定位试验, 以不施肥 (CK) 和长期单施氮肥 (N) 处理为研究对象, 综合运用土壤物理分组、生物标识物和 X 射线衍射 (XRD) 等技术, 系统分析了土壤剖面 (0~100 cm) 中矿物组成、微生物残体碳及不同碳库的变化特征, 揭示了氮肥施用对土壤有机碳库累积特征的影响及驱动机制。结果表明: 在两种处理中, 土壤有机碳、颗粒有机碳和矿物结合态有机碳含量均随土层加深而显著下降, 而可溶性有机碳则呈先上升后降低的趋势, 在 20~40 cm 土层中达峰值。长期施用氮肥未改变土壤矿物类型, 但对矿物的剖面分布特征具有显著影响; 长期施用氮肥促进了微生物残体碳在土壤剖面的积累及其对土壤有机碳的贡献, 但真菌/细菌残体碳比值在 0~60 cm 土层降低而在 60~100 cm 土层升高。长期施氮肥处理显著提高了 20~60 cm 土层中颗粒有机碳对土壤有机碳的贡献率, 而显著降低了 20~40 cm 土层中矿物结合态有机碳的贡献率。综上, 长期施氮虽可增强“微生物碳泵”功能, 但深层土壤中蒙脱石减少、高岭石增加及真菌残体比例升高, 共同导致土壤微生物残体碳未能同步转化为矿物结合态有机碳进行累积, 表明深层土壤微生物残体与矿物保护之间存在“异步性”特征。

关键词: 氮肥; 土壤剖面; 土壤碳组分; 微生物残体碳; 矿物

中图分类号: S158.5

文献标志码: A

Microbial and Mineral Regulation of Soil Carbon Pool Profile Differentiation Under Long-term Nitrogen Fertilization

ZHAO Siqi, JU Yanli, YUAN Lei, GAO Xiaodan, XU Yingde[†], WANG Jingkuan

(Key Laboratory of Arable Land Conservation (Northeast China) of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs; National Engineering Laboratory of Efficient Utilization of Soil and Fertilizer Resources, College of Land and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China)

Abstract: 【Objective】 This study aimed to explore the effects of long-term nitrogen fertilizer application on the mineral composition and microbial necromass carbon in the soil profile and its mechanism of action on soil organic carbon sequestration.

* 国家自然科学基金项目 (U24A20360、42207383) 和辽宁省教育厅基本科研项目 (LJ212510157011) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. U24A20360, 42207383) and the Basic Research Project of Liaoning Provincial Department of Education (No. LJ212510157011)

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

作者简介: 赵思琦 (2001—), 女, 辽宁沈阳人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤肥力与耕地保育。E-mail: 1444621661@qq.com

收稿日期: 2025-12-22; 收到修改稿日期: 2026-05-08; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2026- - -

【Method】 This study was based on a 38-year long-term fixed-site fertilization experiment on brown earth. The treatments of no fertilization (CK) and long-term nitrogen fertilizer application (N) were selected as the research objects. Techniques such as soil physical fractionation, biomarker analysis, and X-ray diffraction (XRD) were comprehensively employed to systematically analyze the variation characteristics of mineral composition. The analysis also extended to evaluating microbial necromass carbon, different carbon pools in the soil profile (0-100 cm), and revealing the accumulation characteristics and driving mechanisms of the soil organic carbon pool under long-term nitrogen fertilizer application. **【Result】** The contents of soil organic carbon, particulate organic carbon, and mineral-associated organic carbon significantly decreased with increasing soil depth, while dissolved organic carbon first increased and then decreased, peaking in the 20-40 cm layer in both CK and N treatments. Nitrogen fertilizer application did not change the mineral types in the soil profile, but had a significant impact on the profile distribution characteristics of minerals. Long-term nitrogen fertilization promoted the accumulation of microbial necromass carbon in the soil profile and its contribution to soil organic carbon, but decreased the fungal-to-bacterial necromass carbon ratio in the 0-60 cm layer while increasing it in the 60-100 cm layer. Also, long-term nitrogen fertilization significantly increased the contribution of particulate organic carbon to soil organic carbon in the 20-60 cm soil layer, while significantly reducing the contribution of mineral-associated organic carbon to soil organic carbon in the 20-40 cm soil layer. **【Conclusion】** Although long-term nitrogen fertilizer application can enhance the function of the “microbial carbon pump”, the reduction of montmorillonite, the increase of kaolinite, and the increased proportion of fungal residues in the deep soil collectively resulted in the failure of microbial necromass carbon to synchronously transform into mineral-associated organic carbon accumulation. This indicates an “asynchrony” between mineral-associated organic carbon and mineral protection in the deep soil.

Key words: Nitrogen fertilizer; Soil profile; Soil carbon component; Microbial necromass carbon; Mineral

土壤有机碳 (Soil organic carbon, SOC) 是陆地生态系统中最大的碳库, 其储量超过植被和大气中的有机碳总和, 对维持气候变化背景下土壤健康和粮食安全具有重要意义^[1]。近年来, 微生物合成代谢在 SOC 长期累积中的关键作用日益受到重视。微生物通过持续同化作用形成大量残体, 以微生物源碳的形式参与稳定有机碳库的构建^[2]。相较于活体微生物量碳, 微生物残体碳在土壤中具有更长的周转时间, 对稳定碳库形成的贡献更为显著^[3]。研究表明, 在农田生态系统中, 微生物残体碳对 SOC 的贡献通常超过 50%, 已成为稳定性 SOC 的重要来源^[4]。因此, 深入探究不同管理措施 (如施肥方式) 下微生物残体碳的积累动态及其影响因素, 对深入理解农田生态系统碳循环过程及驱动机制具有重要意义。

以往关于 SOC 含量及其保护机制的研究多集中于在表层土壤, 然而近期研究发现, 陆地生态系统近一半的 SOC 储存在 30 cm 以下土层^[5]。与表土相比, 深层 SOC 空间异质性的研究尚不充分, 难以全面反映全剖面 SOC 动态变化。研究表明, 深层土壤中微生物残体碳占 SOC 的比例高于表层, 且易与矿物结合形成矿物结合态有机碳 (Mineral-associated organic carbon, MAOC) ^[6]。例如, Fu 等^[7]和俸文玲等^[8]的研究分别指出, 真菌残体中的黑色素易与铁铝氧化物结合, 而细菌可通过范德华力等多种机制与矿物表面结合。此外, 土壤深度会显著影响微生物群落结构, 进而调控其残体的积累机制及其与矿物的结合方式^[9-10]。剖面中可溶性有机碳 (Dissolved organic carbon, DOC) 的淋溶输入不仅会影响其空间分布, 还可能进一步介导颗粒有机碳 (Particulate organic carbon, POC) 和 MAOC 的形成^[11]。这些发现突显了土壤剖面中有机碳分布格局及其调控机制在陆地生态系统碳循环研究中的重要性。

长期施肥作为影响 SOC 固存的关键农田措施, 显著改变着 SOC 库的组成与稳定性。已有研究表明, 氮肥输入可激发“续埋效应”, 促进植物残体向微生物残体的转化, 从而增加微生物残体碳积累^[12]。同时, 氮肥施用也可能改变土壤矿物组成^[13], 增强微生物残体与矿物的结合, 进而提高 MAOC 的积累与 SOC 稳定性^[3]。然而, 亦有研究发现, 长期施氮肥可降低亚表层 (20~40 cm) 土壤中微生物残体碳含量^[14], 目前尚不清楚其对更深层土壤中微生物残体碳积累及 MAOC 形成的具体影响与

机制。因此,系统阐明长期施氮肥下全剖面尺度上矿物组成与微生物残体碳的耦合作用机制,对于深入理解氮肥管理对 SOC 固存的影响具有重要意义。

基于此,本研究以长期玉米连作体系下的不同施肥棕壤为研究对象,选取不施肥与长期单施氮肥处理,通过 SOC 物理分组、生物标识物和矿物组成分析等技术,研究长期施肥下土壤剖面(0~100 cm)中矿物组成、微生物残体碳的累积特征,明确土壤碳库的组成特征及其对施氮肥的响应,进而阐明矿物与微生物残体碳在调控剖面 SOC 累积中的作用机制,为提高农田生态系统有机碳固存提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验在沈阳农业大学棕壤长期定位施肥试验站(41°49'N, 123°34'E)进行。该试验站属北温带大陆性季风气候,年均气温 7.6 °C,年均降水量 705 mm,土壤为发育在黄土状母质上的壤质棕壤^[15]。试验于 1987 年开始,每个小区长 9.6 m、宽 7.2 m,完全随机区组设计,每个处理重复 3 次,具体试验布置与施肥处理参见文献[16]。试验站长期种植作物为玉米(*Zea mays* L.),每年 5 月上旬播种,按常规田间管理进行,10 月上旬收获。

1.2 供试土壤样品采集

选取试验站中长期不施肥(CK)及长期单施氮肥(N)2 个典型处理为研究对象。其中,氮肥为尿素,施肥量为 $N\ 270\ kg\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$,于每年春播前在相应小区一次性施入。2024 年玉米收获后采集 0~20、20~40、40~60、60~100 cm 土壤样品,在试验小区随机选取 3 个点用土钻采样,混匀装入 PVC 保鲜盒,低温环境下迅速带回实验室。剔除砾石和根系后,部分鲜土装于密封袋中 4 °C 保存,用于 DOC、铵态氮和硝态氮等土壤性质的测定;剩余部分风干研磨,用于 SOC 分组、矿物组成、氨基糖和其他理化性质的测定。供试土壤基础理化性质见表 1。

表 1 供试土壤基础理化性质

Table 1 The basic physical and chemical properties of the tested soils

处理 Treatment	土层深度 Soil depth/cm	pH	土壤有机碳 SOC/(g·kg ⁻¹)	全氮 TN/(g·kg ⁻¹)	全磷 TP/(g·kg ⁻¹)	全钾 TK/ (g·kg ⁻¹)	有效磷 AP/(mg·kg ⁻¹)
CK	0~20	5.67±0.08Aa	9.54±0.56Aa	1.05±0.02Ab	0.46±0.01Ab	34.28±0.34ABa	20.64±0.99ABb
	20~40	5.38±0.03Ba	6.81±0.75Bb	0.86±0.02Ba	0.28±0.01Bb	34.80±0.28ABa	18.61±0.76ABb
	40~60	5.61±0.02Aa	4.90±0.31Ca	0.66±0.02Ca	0.16±0.01Ca	33.42±0.23Ba	14.55±1.35Bb
	60~100	5.66±0.22Aa	4.78±0.11Ca	0.53±0.05Db	0.26±0.03Ca	35.65±0.44Aa	23.30±0.97Ab
N	0~20	5.02±0.03Bb	9.77±0.82Aa	1.18±0.02Aa	0.86±0.04Aa	34.98±0.48ABa	62.22±2.82Aa
	20~40	4.94±0.06Bb	7.65±0.42Aa	0.94±0.2Ba	0.49±0.01Ba	31.63±0.19Ba	30.57±1.91Ba
	40~60	5.31±0.02Ab	4.86±0.28Ba	0.68±0.03Ca	0.20±0.03Ca	34.26±0.82ABa	28.50±0.08Ba
	60~100	5.43±0.07Ab	3.52±0.89Cb	0.55±0.03Da	0.27±0.03Ca	35.82±0.73Aa	33.79±0.25Ba
处理 Treatment	土层深度 Soil depth/cm	速效钾 AK/(mg·kg ⁻¹)	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N/ (mg·kg ⁻¹)	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N/ (mg·kg ⁻¹)	砂粒 Sand/%	粉粒 Silt/%	黏粒 Clay/%
CK	0~20	66.24±0.71Ca	3.85±0.03Cb	3.82±0.02Cb	8.00±0.06Da	70.68±1.05Ca	21.32±0.99Ab
	20~40	75.38±1.11Bb	2.67±0.00Cb	3.83±0.02Cb	10.53±0.01Ba	77.39±0.28Ba	12.08±0.27Ba
	40~60	105.48±0.95Aa	5.39±0.15Ab	7.31±0.18Ab	11.41±0.06Aa	78.47±0.21Ba	10.12±0.18BCb
	60~100	82.33±1.93Ba	4.06±0.23Bb	5.44±0.17Bb	8.89±0.09Ca	82.53±0.27Aa	8.58±0.19Ca
N	0~20	71.20±1.36Ca	3.85±0.27Ca	5.10±0.14Ca	7.46±0.21Cb	67.75±0.22Ca	24.79±0.33Aa
	20~40	87.76±0.75Ba	3.45±0.05Ca	4.75±0.14Ca	10.56±0.39Aa	73.03±0.59Bb	16.41±0.34Ba
	40~60	100.54±0.37Aa	6.84±0.02Aa	12.70±0.16Aa	9.08±0.18Bb	78.63±0.53Aa	12.29±0.35Ca
	60~100	88.07±0.67Ba	4.57±0.08Ba	6.93±0.11Ba	8.86±0.04BCa	80.70±0.27Aa	10.44±0.30Ca

注：1) CK 和 N 分别代表对照和长期施氮肥处理，下同。2) 表中数值为平均值±标准误；不同大写字母表示同处理不同土层之间显著性差异，不同小写字母表示同土层不同处理之间的显著性差异 ($P<0.05$)，下同。Note: 1) CK and N represent control and long-term nitrogen fertilizer treatment, respectively. The same below. 2) Values are presented as mean ± standard error of the mean. Different capital letters indicate significant differences among soil layers for the same treatment, while different lowercase letters indicate significant differences between different treatments within the same soil layer ($P<0.05$). The same below.

1.3 测定方法

土壤基础理化性质的测定参考文献[17]。其中, SOC 采用元素分析仪 (ElementarVario ELIII, 德国) 测定; 全磷、全钾含量采用高氯酸-氢氟酸-硝酸消煮, 电感耦合等离子发射光谱仪 (ICP-OES5800, Agilent, 美国) 测定; 有效磷含量采用钼蓝比色法进行测定; 速效钾含量采用火焰光度计法 (FP640, 莱帕德, 上海) 进行测定; 铵态氮和硝态氮含量采用 $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{CaCl}_2$ 浸提 (土液比为 1:10), 连续流动分析仪 (Auto-Analyzer3, SEAL, 德国) 测定; 机械组成采用激光粒度分析仪 (Mastersizer 3000, Malvern, 英国) 测定; pH 采用电位法 (雷磁 PHS-3B, 上海) 测定 (土水比为 1:2.5)。

土壤 POC 和 MAOC 采用六偏磷酸钠分散-筛分法测定^[18]。称取 20 g 风干土样, 加入 60 mL 0.5% 六偏磷酸钠溶液震荡 18 h 后过 $53 \mu\text{m}$ 筛, 筛上部分为 POC, 筛下部分为 MAOC, 分别于 60°C 烘干至恒重后测定有机碳含量。土壤 DOC 采用去离子水浸提法测定^[19]。称取 2 g 新鲜土样 (过 2 mm 筛), 以水土比 5:1 加入去离子水, 振荡 30 min 后以 $4000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 速率离心 10 min, 上清液过 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜后经 TOC 分析仪 (Multi-N/C3100, Analytikjena, 德国) 测定。

土壤氨基糖的测定: 称取含 0.4 mg 全氮的风干土样于水解瓶中, 加入 10 mL $6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{HCl}$ 溶液, 105°C 水解 8 h。冷却后加入 100 μL 内标 1 (肌醇), 过滤至鸡心瓶, 52°C 真空旋蒸。超纯水复溶后调节 pH 至 6.6~6.8, 离心后再次旋蒸; 无水甲醇溶解后离心, 上清液转移至衍生瓶, 加入 100 μL 内标 2 (N-甲基氨基葡萄糖) 和 1 mL 超纯水, 冷冻干燥。依次加入 300 μL 衍生试剂 (80°C 水浴 30 min)、1 mL 乙酸酐 (80°C 水浴 60 min), 冷却后加入 1.5 mL 二氯甲烷, 涡旋后以 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{HCl}$ 溶液和超纯水依次洗涤去除无机相, N_2 吹干。200 μL 乙酸乙酯-正己烷 (1:1) 复溶后转移至气相色谱瓶, 用气相色谱仪 (7890B, Agilent, 美国) 进行测定^[20]。真菌残体碳和细菌残体碳含量 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 按以下公式计算:

$$\text{真菌残体碳含量} = 45 \times \text{MurN} \times 10^{-3} \quad (1)$$

$$\text{细菌残体碳含量} = (\text{GluN}/179.17 - 2 \times \text{MurN}/251.23) \times 179.17 \times 9 \times 10^{-3} \quad (2)$$

$$\text{微生物残体碳含量} = \text{真菌残体碳含量} + \text{细菌残体碳含量} \quad (3)$$

式 (1) 中, 45 为将胞壁酸转化为细菌残体碳的系数, MurN 为胞壁酸含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); 式 (2) 中, GluN 为氨基葡萄糖的含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 179.17 为氨基葡萄糖的分子量, 251.23 为胞壁酸的分子量, 9 为将氨基葡萄糖转化为真菌残体碳的系数^[21]。

土壤矿物组成的测定: 将各处理风干土样用连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-重碳酸钠溶液 (DCB) 脱铁, 分别制成: (1) 镁甘油饱和片 (Mg-gly); (2) K 饱和片 (常温); (3) K 饱和并在 300°C 下加热 2 h (K-300); (4) K 饱和并在 550°C 下加热 2 h (K-550)。使用 X 射线衍射 (X-ray diffraction, XRD) 仪 (D8 advance, Bruker, 德国) 进行测定, 辐射源为 Cu-K α , 电压为 40 kV, 电流为 40 mA, 扫描范围 (2θ) 为 $3^\circ \sim 30^\circ$, 步长为 0.01° , 扫描速度 $10^\circ \cdot \text{min}^{-1}$ 。根据不同处理定向玻片 XRD 图谱的 2θ 值和 d 值及三强峰, 对照矿物标准 PDF 卡片鉴定主要矿物^[22]。利用全谱拟合 (WPF) 与 Rietveld 精修法对矿物相对含量进行定量分析。

1.4 数据处理

试验数据采用 Excel 2019 软件 (Microsoft, 美国) 整理, 用 SPSS 19.0 软件 (IBM, 美国) 进行统计分析。同一施肥处理不同土层间的差异采用 Duncan 法进行多重比较, 2 种施肥处理土壤指标间的差异采用独立样本 t 检验, 显著性水平设置为 $P < 0.05$ 。土壤指标间的相关性分析采用 Origin 24.0 (OriginLab, 美国) 软件的 Correlation Plot 插件完成。变差分解分析 (Variation partitioning analysis, VPA) 基于 R 4.5.1 软件进行, 以量化土壤基础理化性质、矿物组成和微生物残体碳对 POC、MAOC 和 DOC 变化的相对贡献。矿物组成分析通过 Jade 9.0 软件完成。图表绘制使用 Origin 24.0 软件。

2 结果

2.1 长期施肥下土壤剖面中矿物的组成特征

通过解析土壤矿物 XRD 图谱,发现对照和长期施氮处理中均包含石英、长石、蒙脱石、伊利石、高岭石、绿泥石等矿物(图 1);其中,石英与长石为主要矿物,其相对含量明显高于其他层状硅酸盐矿物(表 2)。

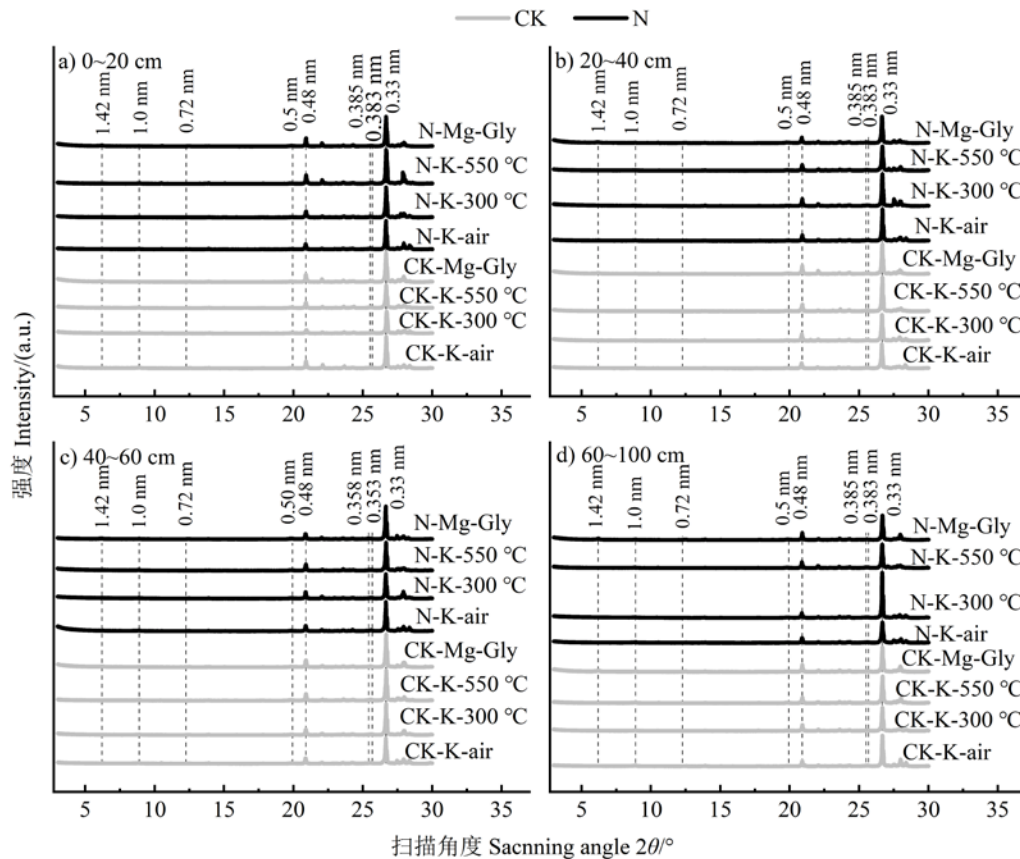


图 1 长期施肥下土壤剖面中矿物 XRD 图谱

Fig. 1 XRD patterns of soil minerals in the soil profile under long-term fertilization

与对照相比,长期施氮改变了土壤剖面中矿物的分布特征(表 2)。对照处理中,伊利石、高岭石和绿泥石的相对含量随土层加深而增加,蒙脱石则呈相反趋势。长期施氮处理中,伊利石相对含量随土层加深呈先增加后降低的趋势,在 40~60 cm 土层达峰值(9.30%)。此外,长期施氮使高岭石相对含量在整个剖面中增加,伊利石在 0~60 cm 土层增加,而蒙脱石在 60~100 cm 土层、石英在 20~100 cm 土层降低。

表 2 长期施肥下土壤剖面中矿物相对含量

Table 2 Relative contents of soil minerals in the soil profile under long-term fertilization

处理 Treatment	土层深度 Soil depth/ cm	石英 Quartz/ %	长石 Feldspar/ %	伊利石 Illite/ %	蒙脱石 Montmori llonite/%	高岭石 Kaolinite/ %	绿泥石 Chlorite/ %	其他矿物 Other minerals/ %
CK	0~20	47.90	31.70	4.50	13.30	0.83	1.37	0.40

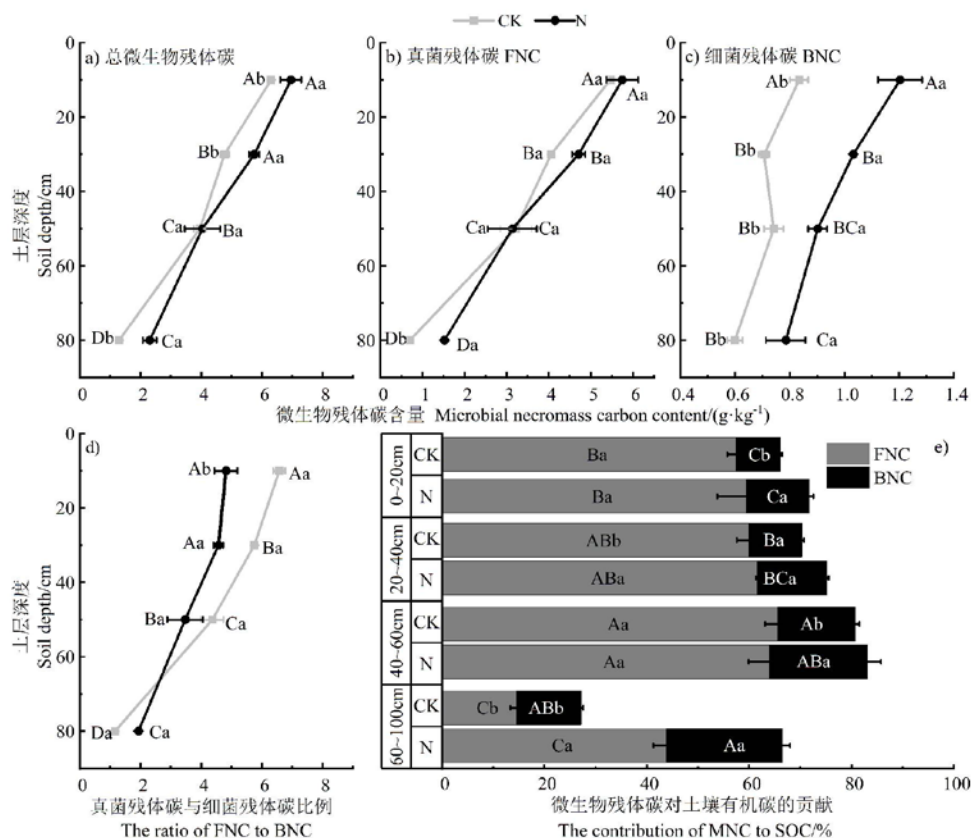
	20~40	52.20	25.00	6.10	13.00	1.70	1.40	0.60
	40~60	56.40	24.70	8.00	7.00	1.75	2.05	0.10
	60~100	48.90	28.60	9.20	7.50	1.81	3.49	0.50
N	0~20	48.00	26.80	5.70	14.00	2.35	2.05	1.10
	20~40	51.90	24.40	7.10	11.30	2.32	2.01	1.00
	40~60	51.90	24.10	9.30	11.80	2.54	1.36	0.00
	60~100	46.80	32.60	8.60	7.10	2.01	2.59	0.00

2.2 长期施肥下土壤剖面中微生物残体碳的累积特征

总体上,微生物残体碳含量随剖面深度增加而降低(图2)。与对照相比,长期施氮显著提高了剖面中总微生物残体碳(除40~60 cm外)和细菌残体碳含量($P<0.05$,图2a和图2c);同时,长期施氮也对60~100 cm土层真菌残体碳具有明显的提升作用($P<0.05$,图2b)。

真菌/细菌残体碳比值在对照和长期施氮处理中的分布范围分别为1.16~6.57和1.94~4.81,均随土层加深而降低,且在对照处理中表现更明显(图2d)。与对照相比,长期施氮增加了0~60 cm土层中真菌/细菌残体碳比值,而使该比值在60~100 cm土层降低。

在2种施肥处理中,真菌残体碳对SOC的贡献平均为细菌残体碳的4.05倍(图2e)。微生物残体碳对SOC的贡献随剖面加深呈先增后减趋势,且在40~60 cm土层中达峰值;其中,总微生物残体碳对SOC的贡献在对照和长期施氮处理中分别为80.77%和83.18%。与对照相比,长期施氮处理提高了总残体碳和细菌残体碳对SOC的贡献;同时,长期施氮显著提高了60~100 cm真菌残体碳对SOC的贡献。



注: MNC、FNC 和 BNC 分别代表微生物残体碳、真菌残体碳和细菌残体碳,下同。Note: MNC, FNC, and BNC represent microbial necromass carbon, fungal necromass carbon and bacterial necromass carbon, respectively. The same below.

图2 长期施肥下土壤剖面中微生物残体碳的累积特征

Fig. 2 The accumulation of microbial necromass carbon in the soil profile under long-term fertilization

2.3 长期施肥下土壤剖面中有机碳库的变化特征

POC 和 MAOC 含量在 2 个处理中均随土层加深而显著降低 ($P<0.05$, 图 3a 和图 3b); DOC 则总体呈先升后降趋势, 在 20~40 cm 土层达到峰值, 其中对照和施氮处理分别为 $0.56 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.43 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 3c)。与对照相比, 长期施氮显著降低了 0~20 cm 土层的 POC 含量 ($P<0.05$), 而提升了 20~60 cm 土层的 POC 含量 (图 3a)。长期施氮对土壤剖面 MAOC 的影响与 POC 大致相反, 表现为 0~40 cm 土层 MAOC 含量略有提升, 但 60~100 cm 土层显著降低 (降幅为 26.67%, 图 3b)。对于 DOC, 长期施氮显著降低了整个剖面的 DOC 含量, 平均降幅为 30.56% ($P<0.05$, 图 3c)。

POC 对 SOC 的贡献率在 2 种施肥处理中均随剖面加深而降低 ($P<0.05$, 图 3d); 而 MAOC 和 DOC 的贡献率则随剖面加深而增加 ($P<0.05$, 图 3e 和 3f)。与对照相比, 长期施氮处理显著提高了 20~60 cm 土层 POC 的贡献率, 却显著降低了 20~40 cm 土层 MAOC 的贡献率 ($P<0.05$, 图 3d 和图 3e); 同时, 长期施氮使整个剖面 DOC 的贡献率平均降低了 24.36% (图 3f)。

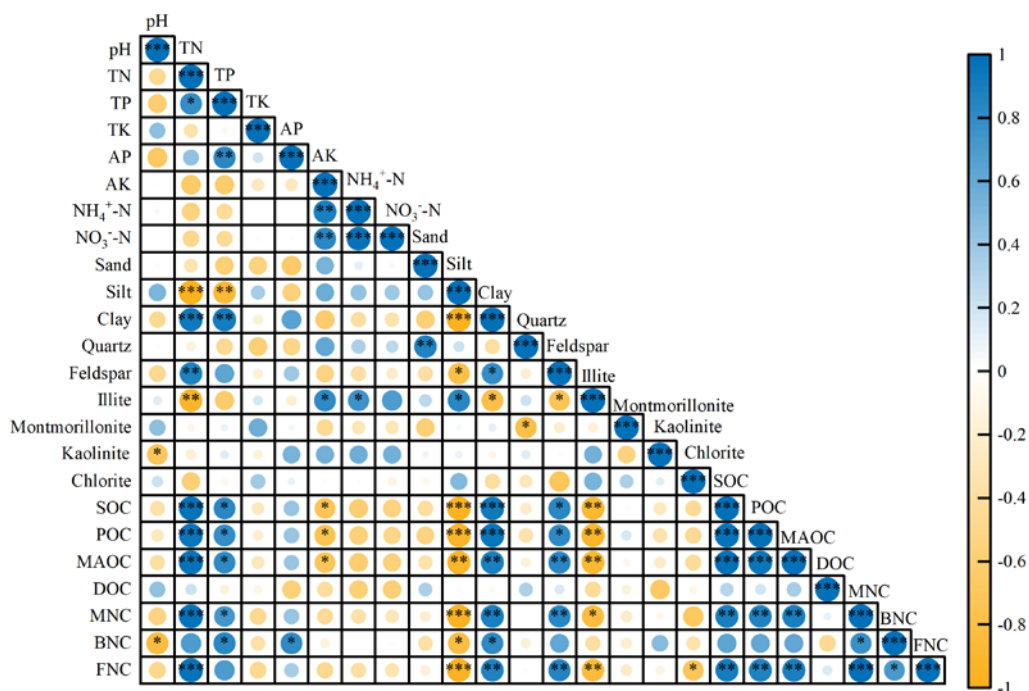
图 3 长期施肥下土壤剖面中不同碳库的变化特征

Fig. 3 The changing characteristics of different carbon pools in the soil profile under long-term fertilization

2.4 土壤剖面中各指标的相关性及其对有机碳组分的影响

图 4 可以看出, SOC、POC、MAOC 及总微生物残体碳含量均与黏粒呈显著正相关 (r 分别为 0.93、0.95、0.90 和 0.89), 与长石相对含量亦呈显著正相关 (r 分别为 0.83、0.80、0.84 和 0.84), 而与伊利石相对含量呈显著负相关 (r 分别为 -0.90、-0.91、-0.88 和 -0.83, $P<0.05$); DOC 与矿物组成等因素无明显相关性 ($P>0.05$)。此外, VPA 结果表明 (图 5), 土壤基础理化性质、矿物组成和微生物残体碳共同解释了 POC 变异的 89.05%、MAOC 变异的 92.89% 以及 DOC 变异的 96.07%。就协

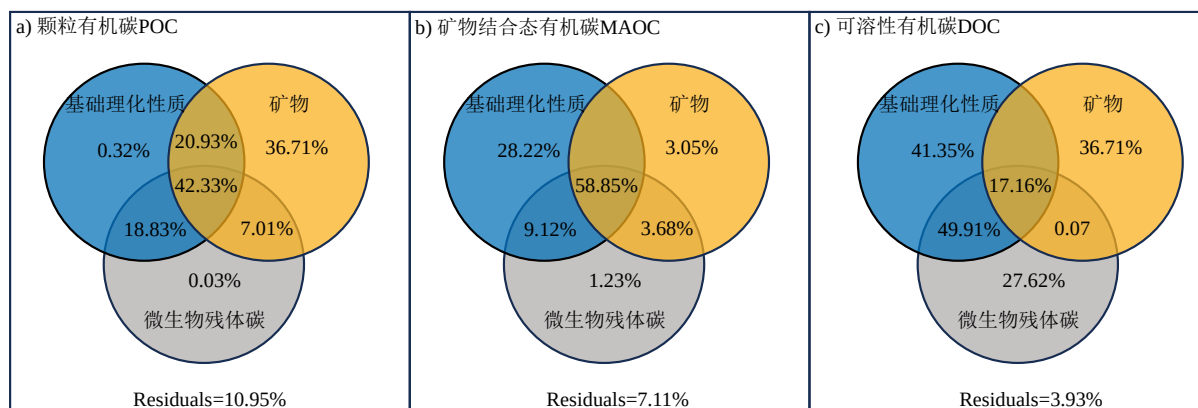
同贡献而言,基础理化性质与矿物组成对 POC 的协同贡献最大 (20.93%),基础理化性质与微生物残体碳组成对 DOC 的协同贡献最大 (49.91%),而三者对 MAOC 协同贡献最大 (58.85%)。



注: TN、TP、TK、AP、AK、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 分别代表全氮、全磷、全钾、有效磷、速效钾、铵态氮和硝态氮; Sand、Silt 和 Clay 分别代表砂粒、粉粒和黏粒; Quartz、Feldspar、Illite、Montmorillonite、Kaolinite 和 Chlorite 分别代表石英、长石、伊利石、蒙脱石、高岭石和绿泥石; SOC、POC、MAOC 和 DOC 分别代表土壤有机碳、颗粒有机碳、矿物结合态有机碳和可溶性有机碳; 图中*、**和***分别表示差异显著 ($P<0.05$)、非常显著 ($P<0.01$) 和极显著 ($P<0.001$)。Note: TN, TP, TK, AP, AK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ represent total nitrogen, total phosphorus, available phosphorus, available potassium, ammonium nitrogen, and nitrate nitrogen respectively; Sand, Silt, and Clay represent sand particles, silt particles, and clay particles respectively; Quartz, Feldspar, Illite, Montmorillonite, Kaolinite, and Chlorite represent quartz, feldspar, illite, montmorillonite, kaolinite, and chlorite respectively; SOC, POC, MAOC, and DOC represent soil organic carbon, particulate organic carbon, mineral associated organic carbon, and dissolved organic carbon, respectively; *, **, and *** represent significant differences ($P<0.05$), very significant differences ($P<0.01$), and extremely significant differences ($P<0.001$), respectively.

图 4 长期施肥下土壤剖面中各指标的相关性热图

Fig. 4 Heat map for various indicators in the soil profile under long-term fertilization



注: 基础理化性质包括全磷、全钾、全氮、有机碳、铵态氮、硝态氮、有效磷、速效钾、砂粒、粉粒和黏粒; 矿物包含石英、长石、伊利石、蒙脱石、高岭石和绿泥石; 微生物残体碳包含细菌残体碳、真菌残体碳和总残体碳。Note: The basic physical and chemical properties

include total phosphorus, total potassium, total nitrogen, organic carbon, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, available phosphorus, available potassium, sand, silt, and clay; minerals include quartz, feldspar, illite, montmorillonite, kaolinite, and chlorite; microbial necromass carbon includes bacterial necromass carbon, fungal necromass carbon, and total necromass carbon.

图 5 长期施肥下土壤剖面中各有机碳组分的变差分解分析

Fig. 5 Variation partitioning analysis of various organic carbon components in the soil profile under long-term fertilization

3 讨论

3.1 长期施氮肥对土壤矿物组成与分布的影响

本研究通过 XRD 分析表明, 长期施氮未改变土壤剖面的矿物类型(均以石英、长石等原生矿物为主, 以及伊利石、蒙脱石、高岭石、绿泥石等层状硅酸盐矿物), 但显著影响了主要矿物的相对含量与垂直分布特征(表 2)。这些由施肥诱导的矿物组成变化, 尤其是层状硅酸盐矿物的演变, 可能通过改变土壤的理化性质, 进而影响其对有机碳(尤其是微生物残体碳)的吸附与稳定能力。在对照处理中, 伊利石、高岭石和绿泥石等层状硅酸盐矿物的相对含量随土层加深而增加, 这与表层土壤受农业耕作和生物活动影响强烈, 而深层环境相对均质且扰动较少有关^[23]; 然而, 蒙脱石的剖面变化趋势却与之相反, 可能因其作为膨胀型硅酸盐矿物, 层间结构松散, 在深层较强的淋溶和压实条件下易向高岭石和绿泥石等转化^[24]。

长期施氮处理提高了土壤剖面中高岭石的相对含量, 任凯璐等^[25]的研究结果也支持了本研究的发现。该结果很可能与氮肥输入引发的土壤酸化有关; H^+ 持续输入可促进层间结构松散, 对 pH 变化敏感的 2:1 型矿物(如蒙脱石)向 1:1 型高岭石转化^[26]; 而伊利石、绿泥石等结构相对稳定的 2:1 型矿物变化较小, 甚至伊利石因施氮促进的生物钾循环而出现含量增加(表 2)。因此, 长期施氮通过选择性转化重塑了层状硅酸盐矿物的组成。此外, 长期施氮还降低了 20~100 cm 土层中石英的相对含量(表 2), 这可能源于其他矿物相对增加导致的“稀释效应”, 或与长期耕作引起的细颗粒物迁移有关。

上述矿物组成与分布的变化, 可能通过改变矿物对有机碳的物理保护与化学吸附能力, 对 SOC 稳定性产生潜在调控作用。不同矿物的比表面和电荷性质差异显著, 蒙脱石作为 2:1 型膨胀性矿物, 比表面积和阳离子交换量较高, 对带负电的有机分子及微生物残体吸附能力较强; 而高岭石作为 1:1 型矿物, 比表面积和阳离子交换量较低, 对有机碳的吸附能力相对较弱^[27]。因此, 长期施氮诱导深层蒙脱石的减少与高岭石的增加可能削弱土壤对有机碳, 特别是微生物残体碳的矿物保护能力。

3.2 微生物残体碳在土壤剖面的累积及其对氮肥添加的响应

本研究结果显示, 土壤微生物残体碳(包括真菌与细菌来源)含量随土层加深而显著下降(图 2a - 图 2c), 呈现明显的剖面垂直分异。深层 SOC 来源主要依赖 DOC 的淋溶输入及有限的根系分泌物, 外源碳的锐减抑制了微生物活性, 使深层土壤处于“碳限制”状态^[28], 从而限制了微生物生物量的合成与后续残体的积累。长期施氮处理中, 氮素供应缓解了微生物的氮限制, 同时刺激了玉米地上及地下部生长, 增加了根际沉积碳(如根系分泌物和细根周转)向土壤的输入^[29]。这部分由氮肥间接增加的新鲜有机碳为微生物提供了更多的碳源和能量, 有利于微生物生长代谢^[30]。同时, 氮添加可能通过加速原有不稳定有机碳组分的周转(图 3c), 促进其向微生物生物量及残体碳的转化, 共同驱动了微生物残体碳在土壤剖面(除 40~60 cm 土层真菌残体碳外)的净积累(图 2a - 图 2c)。这表明, 长期氮素施用可通过强化“微生物碳泵”的底物供给而增强其固碳功能。

同时, 微生物残体碳的组成(真菌和细菌残体碳的比值)对土壤深度及氮添加的响应较为敏感。所有处理中, 真菌残体碳含量均显著高于细菌残体碳, 但真菌/细菌残体碳比值随土层加深而下降(图 2d), 表明细菌残体碳的相对贡献增加。深层土壤碳源和养分相对匮乏, 大孔隙减少, 孔隙连通性变

差,氧气供应受限^[31];王梓等^[32]研究表明,可培养微生物数量与群落活性均随土层深度增加而降低,此类环境与生物因子的协同变化可能影响微生物群落结构与代谢策略,进而调控不同来源微生物残体的积累效率。同时,细菌残体碳因含更多肽聚糖且颗粒尺寸较小,通常比含几丁质的真菌残体更易于与土壤矿物表面结合^[28],在深层土壤中获得更强的矿物保护,相关性分析也显示细菌残体碳与 MAOC 的相关性略高(图 4)。长期施氮进一步改变了微生物残体碳组成的剖面分布特征。与对照相比,长期施氮处理在 0~60 cm 土层降低,而在 60~100 cm 土层提高了真菌/细菌残体碳比值(图 2d)。在碳源相对丰富的表层和亚表层土壤,氮素添加驱动群落向更适应富氮环境、生长更快的细菌主导方向演变^[33]。然而,在碳源受限的深层土壤,施氮改善的微环境有利于真菌菌丝延伸与代谢^[34];同时,60~100 cm 土层中施氮处理细菌残体碳绝对含量下降(图 2),可能反映了细菌残体更快的周转速率或施氮诱导的激发效应加速了细菌源碳的矿化,两者共同导致真菌来源碳的相对贡献增加。

本研究评估发现,微生物残体碳对 SOC 的平均贡献为 67.61%,其中真菌残体碳占主导(76.93%),进一步证实了微生物残体碳是稳定 SOC 库的关键来源。长期施氮提高了微生物残体碳对 SOC 的贡献率(图 2e),尤其显著提升了 60~100 cm 深层土壤中真菌残体碳的贡献。这表明“微生物碳泵”固碳功能的强度受氮素管理的调控,长期施氮不仅改变微生物群落结构^[34],还促使深层稳定有机碳的来源向微生物残体(尤其是真菌残体)主导的方向转变。深层土壤环境扰动少、微生物活性低,而真菌残体碳较细菌残体碳具有更高的化学稳定性和抗降解能力^[21],这对于深层农田土壤固碳潜力的保持与提升具有重要意义。

3.3 长期施氮肥对土壤碳库的影响及其累积机制

不同 SOC 组分中,POC 与 MAOC 含量均随土层加深而显著降低(图 3a 和图 3b),这与深层土壤中植物残体输入减少及微生物活性减弱相一致。玉米根系生物量呈“T”型垂直分布,约 50%以上集中于 0~20 cm 表层,40 cm 以下急剧减少^[35],使表层土壤获得远高于深层的根系残体与分泌物输入,这是 POC 含量随深度下降的重要原因。DOC 在 20~40 cm 土层出现峰值(图 3c),可能与该层根系分泌物活跃及其与微生物利用之间的动态平衡有关^[36]。就各碳库对 SOC 的相对贡献而言,POC 贡献率随土层加深而递减,MAOC 贡献率则呈上升趋势(图 3d 和图 3e),这种消长关系表明, SOC 的稳定机制从以颗粒态植物残体为主的物理保护,逐渐转向以矿物结合态(尤其是微生物来源碳)为主的化学稳定。

长期氮进一步改变了不同碳库的剖面分布特征。首先,施氮显著降低了整个剖面中 DOC 含量(平均降幅 30.56%,图 3c)。作为微生物代谢的关键活性碳源,DOC 的降低可能与氮添加增强了微生物对其同化利用有关^[37];结合施氮处理下微生物残体碳的显著增加(图 2a),表明氮输入促进了活性碳向相对稳定的微生物残体碳的转化。其次,POC 在 0~20 cm 土层中的含量显著降低,而在 20~60 cm 土层则有所增加(图 3a)。这种表层 POC 的降低,可能与施氮增强的微生物同化作用有关;即微生物将活性碳源同化后以残体形式在 MAOC 中积累^[38],改变了碳在不同组分间的分配格局,使 POC 占比相对下降;同时,长期施氮影响团聚体稳定性也可能加剧了部分包裹态 POC 的暴露与分解。亚表层 POC 的增加,则可能与氮素促进该层根系生长及微生物活动有关^[39]。

此外,长期施氮使 MAOC 在 0~40 cm 土层略有提升,但在 60~100 cm 土层显著降低了 26.67%(图 3b)。值得注意的是,尽管施氮提高了深层土壤的微生物残体碳含量(图 2a),但其并未有效转化为稳定的 MAOC。这一矛盾可能与微生物残体组成变化及矿物保护能力减弱有关。从微生物残体角度,在 60~100 cm 土层,施氮肥处理下真菌残体碳比例增加(图 2d),而真菌残体较复杂的化学结构和较大的物理尺寸可能使其比细菌残体更难与深层土壤中特定的矿物表面有效结合^[28]。从矿物角度,施氮处理下深层土壤蒙脱石的相对含量低于对照,而高岭石的含量则有所增加;蒙脱石等 2:1 型矿物具有高比表面积和永久负电荷,可通过阳离子桥键、配体交换等多种机制成为吸附有机碳的关键载体^[27],其相对含量的降低直接限制了微生物残体碳向 MAOC 的转化效率。此外,氮输入可能激发深层微生物对原有 MAOC 中不稳定组分的加速周转(即正激发效应)^[40],其损失量可能超过新

增微生物残体碳被有效固定的量。综上, 深层 MAOC 的降低是微生物残体组成变化与矿物保护能力下降协同作用的结果。

本研究进一步显示, 不同碳库的累积受多因素共同调控。相关性分析表明(图 4), SOC、POC、MAOC 及微生物残体碳均与黏粒和长石呈显著正相关, 与伊利石呈负相关, 凸显了土壤质地和特定矿物类型在碳固存中的基础作用。VPA 分析进一步量化了各因素的相对贡献(图 5), 土壤基础理化性质、矿物组成与微生物残体碳三者共同解释了绝大部分碳库变异; 其中 MAOC 的变化受三者协同作用的解释比例最高(58.85%), 再次印证了土壤稳定碳库的形成并非简单的外源碳输入过程, 而是“有机碳来源—矿物组成—土壤环境”复杂互作的结果。

4 结 论

长期施氮肥显著促进了土壤剖面中微生物残体碳的积累, 并改变了其组成结构, 在 0~60 cm 土层降低了真菌/细菌残体碳比值, 而在 60~100 cm 土层提高了该比值; 同时, 长期施氮肥提高了微生物残体碳对 SOC 的贡献率, 表明氮素管理可强化“微生物碳泵”功能, 增强土壤固碳潜力。同时, 长期施氮肥还改变了不同有机碳组分的剖面分布特征, 促进了 POC 在 20~60 cm 土层的累积, 而降低了 MAOC 在 60~100 cm 土层的含量; 长期氮输入虽然促进了活性有机碳向微生物残体碳的转化, 但深层土壤中微生物残体碳的增加并未同步提升 MAOC 的储量, 表明其向矿物结合态稳定碳库的转化过程受到限制。总体上, 长期施氮肥下 SOC 库的积累与稳定性受到土壤理化性质、矿物组成及微生物残体碳的共同调控, 尤其对于 MAOC, 其形成更依赖于三者间的协同作用, 说明土壤稳定有机碳库的构建是“有机碳来源—矿物组成—土壤环境”复杂互作的结果。

参考文献 (References)

- [1] Piao S L, Wang X H, Wang K, et al. Interannual variation of terrestrial carbon cycle: Issues and perspectives[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(1): 300-318.
- [2] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage[J]. *Nature Microbiology*, 2017, 2: 17105.
- [3] Wang J K, Xu Y D, Ding F, et al. Process of plant residue transforming into soil organic matter and mechanism of its stabilization: A review[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56(3): 528-540. [汪景宽, 徐英德, 丁凡, 等. 植物残体向土壤有机质转化过程及其稳定机制的研究进展[J]. *土壤学报*, 2019, 56(3): 528-540.]
- [4] Chen Y H, Liu S T, Huang Y P, et al. Stimulatory effects of nutrient addition on microbial necromass C formation depend on soil stoichiometry[J]. *Geoderma*, 2025, 458: 117323.
- [5] Zhang Q F, Qin W K, Feng J G, et al. Whole-soil-profile warming does not change microbial carbon use efficiency in surface and deep soils[J]. *PNAS*, 2023, 120(32): e2302190120.
- [6] Wen S H, Chen J Y, Yang Z M, et al. Climatic seasonality challenges the stability of microbial-driven deep soil carbon accumulation across China[J]. *Global Change Biology*, 2023, 29(15): 4430-4439.
- [7] Fu H R, Chen H, Ma Z B, et al. Fungal necromass carbon dominates global soil organic carbon storage[J]. *Global Change Biology*, 2025, 31(8): e70413.
- [8] Feng W L, Lin Z Y, Li Y Y, et al. Interaction between bacteria and soil minerals and application of bacterial-mineral composites in remediation of heavy metals polluted soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(4): 851-861. [俸文玲, 林芷昀, 李雅莹, 等. 细菌-矿物互作及其复合体在重金属修复中的应用[J]. *土壤学报*, 2021, 58(4): 851-861.]
- [9] He L B, Sun X Y, Li S Y, et al. The vertical distribution and control factor of microbial biomass and bacterial community at macroecological scales[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 869: 161754.

- [10] Zhang B, Chen Q, Ding X L, et al. Research progress on accumulation, turnover and stabilization of microbial residues in soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(6): 1479-1491. [张彬, 陈奇, 丁雪丽, 等. 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[J]. *土壤学报*, 2022, 59(6): 1479-1491.]
- [11] Si Q, Chen K L, Wei B, et al. Dissolved carbon flow to particulate organic carbon enhances soil carbon sequestration[J]. *Soil*, 2024, 10: 441-450.
- [12] Meng X T, Zhang X C, Li Y N, et al. Nitrogen fertilizer builds soil organic carbon under straw return mainly via microbial necromass formation[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2024, 188: 109223.
- [13] Xie J, Wang D, Chen Y X, et al. Neutral purple soil acidification and mineralogical property changes due to long-term urea application in southwest China[J]. *Soil & Tillage Research*, 2024, 244: 106227.
- [14] Fan L J, Xue Y W, Wu D H, et al. Long-term nitrogen and phosphorus addition have stronger negative effects on microbial residual carbon in subsoils than topsoils in subtropical forests[J]. *Global Change Biology*, 2024, 30(2): e17210.
- [15] Xu Y D, Gao X D, Liu Y L, et al. Differential accumulation patterns of microbial necromass induced by maize root vs. shoot residue addition in agricultural Alfisols[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2022, 164: 108474.
- [16] An T T, Wang J K, Li S Y, et al. Effect of fertilization and plastic film mulching on distribution of photosynthetically fixed carbon in maize: Explored with ^{13}C pulse labeling technique[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(5): 948-955. [安婷婷, 汪景宽, 李双异, 等. 用 ^{13}C 脉冲标记方法研究施肥与地膜覆盖对玉米光合碳分配的影响[J]. *土壤学报*, 2013, 50(5): 948-955.]
- [17] Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.]
- [18] 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.
- [19] McDowell W H, Zsolnay A, Aitkenhead-Peterson J A, et al. A comparison of methods to determine the biodegradable dissolved organic carbon from different terrestrial sources[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(7): 1933-1942.
- [20] Zhang X D, Amelung W. Gas chromatographic determination of muramic acid, glucosamine, mannosamine, and galactosamine in soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1996, 28(9): 1201-1206.
- [21] Liang C, Amelung W, Lehmann J, et al. Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(11): 3578-3590.
- [22] Zheng Q F, Zhao L P. Effect of agricultural use on clay minerals and nutrient of black soil in northeast of China[J]. *Journal of Jilin Agricultural Sciences*, 2011, 36(5): 29-32. [郑庆福, 赵兰坡. 农业利用对东北黑土黏粒矿物组成及养分的影响[J]. *吉林农业科学*, 2011, 36(5): 29-32.]
- [23] Xie F Q, Wei Z X, Liao D L, et al. Effect of weathering intensity on physical and chemical properties of typical Benggang profile in granite red soil area of southeast Guangxi[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2024, 38(4): 122-131, 142. [谢福倩, 韦真茜, 廖达兰, 等. 桂东南花岗岩红壤区典型崩岗剖面风化强度对理化特性的影响[J]. *水土保持学报*, 2024, 38(4): 122-131, 142.]
- [24] Sandler A, Meunier A, Velde B. Mineralogical and chemical variability of mountain red/brown Mediterranean soils[J]. *Geoderma*, 2015, 239-240: 156-167.
- [25] Ren K L, Zuo Y, Kou Q, et al. Comparative study on colloidal aggregation kinetics of brown earth under long-term fertilization[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2024, 61(2): 484-494. [任凯璐, 左研, 寇琪, 等. 长期不同施肥的棕壤胶体凝聚动力学比较[J]. *土壤学报*, 2024, 61(2): 484-494.]
- [26] Xu R K. Research progresses in soil acidification and its control[J]. *Soils*, 2015, 47(2): 238-244. [徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展[J]. *土壤*, 2015, 47(2): 238-244.]
- [27] Buss W, Hasemer H, Sokol N W, et al. Applying minerals to soil to draw down atmospheric carbon dioxide through synergistic organic and inorganic pathways[J]. *Communications Earth & Environment*, 2024, 5: 602.
- [28] Huang W G, Kuzyakov Y, Niu S L, et al. Drivers of microbially and plant-derived carbon in topsoil and subsoil[J]. *Global Change Biology*, 2023, 29(22): 6188-6200.

- [29] Wang J B, Xie J H, Li L L, et al. Nitrogen application increases soil microbial carbon fixation and maize productivity on the semiarid Loess Plateau[J]. *Plant and Soil*, 2023, 488: 9-22.
- [30] Tang S, Pan W K, Yang Y H, et al. Soil carbon sequestration enhanced by long-term nitrogen and phosphorus fertilization[J]. *Nature Geoscience*, 2025, 18: 1005-1013.
- [31] Lüdemann H, Arth I, Liesack W. Spatial changes in the bacterial community structure along a vertical oxygen gradient in flooded paddy soil cores[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66(2): 754-762.
- [32] Wang Z, Han X Z, Zhang Z M, et al. Metabolic characteristics of the microbial community on the basis of carbon source in black soil profiles in northeastern China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(23): 7740-7748. [王梓, 韩晓增, 张志明, 等. 中国东北黑土土壤剖面微生物群落碳源代谢特征[J]. *生态学报*, 2016, 36(23): 7740-7748.]
- [33] Hu J X, Huang C D, Zhou S X, et al. Nitrogen addition increases microbial necromass in croplands and bacterial necromass in forests: A global meta-analysis[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2022, 165: 108500.
- [34] Yuan Y S, Yin Y C, Adamczyk B, et al. Nitrogen addition alters the relative importance of roots and mycorrhizal hyphae in regulating soil organic carbon accumulation in a karst forest[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2024, 195: 109471.
- [35] Su Z F, Yang W P, Du T Q, et al. Effect of fertilization depth on maize root and rhizosphere soil fertility vertical distribution in immature loess subsoil[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2016, 24(2): 142-153. [苏志峰, 杨文平, 杜天庆, 等. 施肥深度对生土地玉米根系及根际土壤肥力垂直分布的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2016, 24(2): 142-153.]
- [36] Yu L L, Li M X, Kang X Y, et al. Climate warming plays an important role in dissolved organic carbon loss in deep soil layers across China[J]. *Catena*, 2025, 259: 109404.
- [37] 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.
- [38] Zhang X Y, Gou Y Z, Zhang X J, et al. Nitrogen fertilization destabilizes soil structure but enhances macroaggregate-associated carbon and nitrogen under long-term straw incorporation: Insights from a 20-year field trial[J]. *Soil & Tillage Research*, 2026, 257: 106975.
- [39] Cao Y S, Zhao F L, Zhao R D, et al. Impact of nitrogen addition on soil organic carbon across ecosystems: Microbial roles and environmental regulation[J]. *Geoderma*, 2025, 461: 117501.
- [40] Fu Z H, Zhang Y X, Qiu W W, et al. Fungal and bacterial necromass: Opposite drivers of mineral-associated organic carbon gains and losses[J]. *Soil & Tillage Research*, 2025, 253: 106634.

(责任编辑: 卢 萍)