

DOI: 10.11766/trxb202405210205

CSTR: 32215.14.trxb202405210205

杨馨, 徐灵颖, 夏龙龙, 赵旭. 南方酸性红壤区长期秸秆炭化还田的土壤固碳效应差异[J]. 土壤学报, 2025, 62 (5): 1435–1448.

YANG Xin, XU Lingying, XIA Longlong, ZHAO Xu. Differences in Soil Carbon Sequestration Effects of Long-term Carbonization Straw Return on Soil in Acidic Red Soil Areas in Southern China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62 (5): 1435–1448.

南方酸性红壤区长期秸秆炭化还田的土壤固碳效应差异*

杨 馨^{1, 2}, 徐灵颖^{1, 3}, 夏龙龙^{1, 3}, 赵 旭^{1, 3†}

(1. 江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站(中国科学院南京土壤研究所), 南京 211135; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 中国科学院大学南京学院, 南京 211135)

摘 要: 将农田秸秆转化为生物质炭还田作为南方酸性红壤区土壤改良与固碳减排的潜在途径得到国内外广泛关注。依托 2011 年 6 月建立的水稻–小麦水旱轮作与谷子–小麦旱旱轮作土柱试验, 利用 ^{13}C 固态核磁共振技术分析长期秸秆生物质炭施加 (BC0, 每季 $0\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$; BC11.3, 每季 $11.3\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$) 下第四纪红黏土与第三纪红砂壤母质发育的两种水稻土 (QP、TP) 与旱地土 (QU、TU) 的有机碳数量和化学组成的变化, 以期明确酸性红壤区上秸秆炭化还田在不同土壤中的固碳效应差异。结果表明: (1) 土壤质地、水旱利用方式及二者的交互作用显著影响秸秆生物质炭处理下的土壤有机碳密度。与 BC0 相比, BC11.3 处理 11 年后相同利用方式下偏黏质土 $0\sim 20\text{ cm}$ 土壤有机碳密度增幅 (QP, $25.22\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$; QU, $8.07\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$) 高于砂质土 (TP, $8.67\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$; TU, $7.58\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$), 水稻土高于旱地土。(2) 相同利用方式下, 不同质地的土壤有机碳各官能团组分含量均无明显差异; 水旱利用方式的变化显著影响土壤有机碳稳定性, 水稻土的烷基碳和烷氧碳比例高于旱地土, 而芳香碳的比例低于旱地土。旱地土存留有机碳稳定性更高。(3) 秸秆炭化还田后土壤 pH、容重、田间持水量、总孔隙度和粉粒含量是影响土壤有机碳含量、土壤疏水性指数和芳香度的主要因素。综上, 南方酸性红壤区长期秸秆炭化还田后偏黏质土壤有机碳固存量高于砂质土壤, 但长期稳定性无差异; 水稻土有机碳固存量大于旱地, 但土壤有机碳稳定性低于旱地土。

关键词: 生物质炭; 土壤质地; 耕作管理; 土壤固碳; 有机碳分子结构

中图分类号: S156 **文献标志码:** A

Differences in Soil Carbon Sequestration Effects of Long-term Carbonization Straw Return on Soil in Acidic Red Soil Areas in Southern China

YANG Xin^{1, 2}, XU Lingying^{1, 3}, XIA Longlong^{1, 3}, ZHAO Xu^{1, 3†}

(1. Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Nanjing 211135, China)

Abstract: 【Objective】 Converting agricultural straw into biochar and then returning it to the field has received widespread

* 国家自然科学基金面上项目 (42277331)、国家重点研发计划项目 (2023YFD1901304) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 42277331) and the National Key R&D Program of China (No. 2023YFD1901304)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: zhaoxu@issas.ac.cn

作者简介: 杨 馨 (2002—), 女, 湖南永州人, 硕士研究生, 主要从事农田土壤固碳效应研究。E-mail: yangxin@issas.ac.cn

收稿日期: 2024-05-21; 收到修改稿日期: 2024-10-14; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2024-11-29

attention at home and abroad as a potential pathway for soil improvement and carbon sequestration and emission reduction in the southern acidic red soil area. 【Method】 Relying on soil column experiments of rice-wheat paddy-upland rotation and millet-wheat upland-upland rotation established in June 2011, the changes in the quantity and chemical composition of organic carbon in paddy soils (QP and TP) and upland soils (QU and TU) developed from Quaternary red clay and Tertiary red sandstone soils under long-term straw biochar application (BC0, 0 t·hm⁻² per season; BC11.3, 11.3 t·hm⁻² per season) were analyzed. We used ¹³C solid-state NMR to clarify the differences in carbon sequestration effect of biochar application on different acidic red soils. 【Result】 The results showed that: (1) soil texture, land use type, and their interaction significantly affected soil organic carbon density under biochar treatment. Compared with BC0, under the same land use pattern, the increase in soil organic carbon density from 0-20cm was higher in partial clayey soils (QP, 25.22 kg·m⁻²; QU, 8.07 kg·m⁻²) than sandy soils (TP, 8.67 kg·m⁻²; TU, 7.58 kg·m⁻²), and higher in paddy soils than upland soils after 11 years of BC11.3 treatment. (2) Under the same land use pattern, there was no significant difference in the contents of each functional group of soil organic carbon with different textures. The change in the utilization pattern of paddy and upland significantly affected soil organic carbon stability. The proportions of alkyl carbon and O-alkyl carbon in paddy soil were higher than those in upland soil, and the proportion of aromatic carbon was lower than that in upland soil. Also, the stability of retained organic carbon in upland soil was higher. 【Conclusion】 We observed that the organic carbon sequestration potential of partial clay soil is higher than that of sandy soil after long-term straw carbonization and returning to the field in the acidic red soil area of South China, but there was no difference in long-term stability. Organic carbon sequestration in paddy soils was greater than in upland, but the stability of soil organic carbon was lower than in upland soils.

Key words: Biochar; Soil texture; Tillage management; Soil carbon sequestration; Organic carbon molecular structure

土壤有机碳库是全球陆地生态系统最大的碳库^[1], 其中农田系统的土壤有机碳储量占比达到了8%~10%^[2]。然而, 我国农田高度集约化的管理导致土壤有机碳显著下降, 耕层土壤碳密度仅为全球平均值的70%, 其中旱地土壤碳密度仅为平均值的1/3^[3], 可见, 我国农田土壤仍有较大的固碳潜力。外源有机物质添加是土壤增碳的重要手段, 尤其是高碳量、分子结构稳定的生物质炭在土壤碳库储量提升等方面有着重要作用^[4-5]。

秸秆炭化还田是秸秆资源化利用的有效途径; 然而, 目前关于秸秆炭化还田土壤固碳功能的作用效果研究报道结果却不尽相同。这主要是由于: (1) 制备原材料及条件(时间、温度等)不同导致的生物质炭性质差异^[6-8]。一般认为, 活性碳组分较少、微生物可利用性较低的生物质炭的土壤固碳效果更好^[7]。(2) 土壤性质和水分、耕种等气候环境不同影响了生物质炭的作用效果^[9-10]。以土壤质地为例, 其作为土壤物理性质的重要指标, 密切影响着土壤通气透水性能, 通过改变土壤碳周转调控土壤有机碳库数量^[11]。此外, Meta 分析结果表明, 相较于旱地等其他生态系统, 施用生物质炭后0~60 cm 稻田土壤的有机碳含量增幅最为显著(75%~

128%)^[7]。然而, 上述研究主要围绕区域乃至全球尺度综合分析, 个案间的水热条件、作物品种及农田管理差异较大, 导致土壤性质的真实作用被气候、耕种等因素掩盖。此外, 现有秸秆炭化还田试验研究大多基于单一土壤, 一次添加的短期试验, 缺乏生物质炭连续还田的长效研究。秸秆等生物质资源每年均有大量产出, 从其农业资源化可持续利用的角度, 研究生物质炭连续还田显然是非常必要的。Wang 等^[9]发现实验时间少于半年的生物质炭分解速率为0.023 %·d⁻¹, 较持续时间超过1年的生物质炭分解速率(0.005 %·d⁻¹)快4倍多。说明在长期秸秆炭化还田后土壤性质、耕作管理等因素是影响秸秆炭化还田土壤固碳效应的关键因素。基于此, 本研究将在相同气候环境和水肥耕种管理下, 揭示不同土壤质地、水旱利用方式对生物质炭施用后土壤固碳效应的影响差异。

土壤有机碳储量实质上是土壤活性、惰性碳库数量的综合反映。通常认为惰性碳较难分解, 其含量变化更适合作为土壤固碳的反映指标^[12-13]。由于土壤活性、惰性碳库可以通过物理、化学等多种手段分离, 已有不少学者探讨了生物质炭还田对土壤碳组分的影响^[5, 12, 14]。近年来, ¹³C 固态核磁共振

技术 (^{13}C solid-state nuclear magnetic resonance technology, ^{13}C solid-state NMR) 以其无损化、定量化的优势已经被广泛应用于农业土壤固碳研究领域^[15]。该技术主要基于化学位移理论从官能团角度定量分析土壤有机碳化学结构, 可明显区分活性、惰性碳组分, 进而分析土壤有机碳含量及稳定性的变化。虽然目前已有一些研究关注秸秆炭化还田对土壤官能团结构的影响, 但在近似一致的气候以及水肥耕种管理措施等环境条件下长期秸秆炭化还田土壤有机碳累积数量和结构对土壤性质、耕作管理等的响应差异并未明确。

酸性红壤是我国重要的热带亚热带土壤资源^[16], 红壤区施用生物质炭的土壤改良与固碳减排作用已被学界所熟知, 然而, 对不同土壤类型下秸秆生物质炭的固碳效应大小及差异的原因仍缺乏研究。本文依托研究团队 2011 年 6 月在中国科学院常熟农业生态实验站宜兴基地建立、秸秆生物质炭每季连续施加的土柱定位试验, 以该试验中取自南方酸性红壤区的第四纪红黏土、第三纪红砂岩母质发育的两种水稻土和两种旱地土为对象, 利用 ^{13}C solid-state NMR 技术结合常规理化分析方法重点考察了秸秆

生物质炭连续施用 (11 年) 后各土壤有机碳数量、官能团结构特征, 比较分析土壤有机碳数量、结构、稳定性指标与土壤性质之间的关系, 以期明确长期施加秸秆生物质炭对不同土壤类型固碳效应的影响差异, 为南方酸性红壤区秸秆资源的农田合理利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤与生物质炭

供试土壤取自江西省鹰潭市, 分别为第四纪红色黏土和第三纪红砂岩发育的旱地红壤 (QU、TU) 及这 2 种红壤发育的水稻土 (QP、TP)。供试土壤 0~20 cm 理化性质见表 1。供试生物质炭来源于宜兴水稻田的稻秆, 是在 500 ℃ 条件下由沼气为热解能源的秸秆炭化炉热解 8 h 制备而成, 该方法可将约 1/3 的稻秆转化为生物质炭^[17]。其基本理化性质为: 灰分 27.00%、比表面积 118.00 $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 、pH 10.40、阳离子交换量 (Cation exchange capacity, CEC) 19.40 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全碳 (Total carbon, TC) 725.00 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全氮 (Total nitrogen, TN) 9.46 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

表 1 供试土壤理化性状

Table 1 Physico-chemical properties of the soils

| 供试土壤 Tested soil | pH | 阳离子交换量 CEC/ ($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 土壤有机碳 SOC / ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 全氮 TN/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 黏粒 Clay/% | 粉粒 Silt/% | 砂粒 Sand/% |
|---------------------|------|---|--|---|--------------|--------------|--------------|
| QP | 5.24 | 11.3 | 21.8 | 1.79 | 32.1 | 37.0 | 30.9 |
| TP | 5.15 | 8.0 | 16.4 | 2.08 | 10.0 | 19.0 | 71.0 |
| QU | 5.04 | 10.6 | 7.3 | 0.65 | 39.9 | 27.7 | 33.1 |
| TU | 5.39 | 6.05 | 4.24 | 0.42 | 16.2 | 16.8 | 67.7 |

注: QP: 第四纪红黏土发育的水稻土, TP: 第三纪红砂壤发育的旱地土, QU: 第四纪红黏土发育的旱地土, TU: 第三纪红砂壤发育的旱地土。下同。Note: QP: Quaternary red clay paddy soil, TP: Tertiary red sandstone paddy soil, QU: Quaternary red clay upland soil, TU: Tertiary red sandstone upland soil. The same below.

1.2 秸秆炭化还田试验

秸秆生物质炭定位土柱试验开始于 2011 年 6 月, 试验地点在中国科学院常熟农业生态实验站宜兴基地 ($31^{\circ}16'\text{N}$, $119^{\circ}54'\text{E}$)。采用回填土柱 (内径 38 cm、高 50 cm) 方式, 土壤略风干之后, 除去植物根系, 碎石和其他杂物, 过 1 mm 不锈钢筛, 按照表土 (0~20 cm)、心土 (20~40 cm) 和底土 (>40 cm) 分层依次装入土柱, 土柱装有模拟地下水

补给的特殊装置。在实际生产中, 该地区每季秸秆生产量约为 $7.5\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 秸秆生物质炭炭化炉的产率为 30%。据此测算每季施用 $2.25\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 相当于全量秸秆炭化还田。本研究重点关于长期生物质炭添加后的土壤固碳效应, 为了更有效地反映生物质炭长期施用对土壤固碳能力的影响, 通过高倍生物质炭还田 (BC11.3) 替代长时间尺度强化秸秆生物质施用后的土壤固碳效果。试验设置 BC0、BC2.25、

BC11.3 三个处理,即每季秸秆生物质炭施加量分别为 0、2.25 t·hm⁻² (全量秸秆炭化还田)、11.3 t·hm⁻² (5 倍秸秆炭化还田),每个处理 3 个重复,共 36 个土柱。土柱中所涉水稻土 (QP、TP) 采用水稻 (夏) -小麦 (冬) 轮作;旱地土 (QU、TU) 采用谷子 (夏) -小麦 (冬) 轮作。

该试验至 2022 年 10 月夏作季收获时已进行 23 季。试验期间,所有处理每季氮磷钾肥施用量一致。每季氮肥 (尿素) 的施用量为 N 240 kg·hm⁻²,用量按照基追比 3 : 4 : 3 比例分别在直播/移栽期、分蘖期和拔节期施用。磷肥 (过磷酸钙) 和钾肥 (氯化钾) 的用量分别为 P₂O₅ 40 kg·hm⁻² 和 K₂O 60 kg·hm⁻²,均做基肥施用。在下一季作物开始前,将 0~20 cm 土壤挖出,将土、生物质炭和氮磷钾基肥混匀后装柱。水稻为南粳 505 号,谷子为冀谷 19 号,小麦为宁麦 13 号。

1.3 样品采集与指标测定方法

考虑到土柱试验中土量有限,于 2022 年 10 月水稻/谷子季作物收割后用 2 cm 直径土钻分别在每个土柱采集 3 钻 0~20 cm 土层土壤,混匀后装入密封袋中全部带回实验室以用于后续分析。生物质炭和土壤基本理化性质测定参照文献[18]。土壤有机

碳 (Soil organic carbon , SOC) 含量采用 K₂Cr₂O₇-H₂SO₄ 外加热法测定;生物质炭全碳、土壤全氮用碳氮分析仪 (GmbH, Hanau, 德国) 测定;土壤酸碱度 (pH) 用 pH /离子浓度 /电导率多参数测试仪 (Mettler Toledo , Greifensee , Switzerland) 按水土比 2.5 : 1 (w/v) 测定;阳离子交换量用氯化铵-乙酸铵置换法测定;土壤容重 (Bulk density, BD)、田间持水量 (Field capacity, FC)、土壤总孔隙度 (Total porosity, TP) 用环刀法进行测定;土壤粒径用激光粒度分析仪 (LS13320, Beckman Coulter, CoUSA) 测定,土壤质地采用美国制粒径分级标准,砂粒 0.05~2.00 mm、粉粒 0.002~0.05 mm、黏粒<0.002 mm^[19]。

土壤有机碳官能团采用 ¹³C 固态核磁共振技术进行分析。分析前土壤样品进行氢氟酸预处理,具体参照 Skjemstad 等^[20]的方法。处理后的样品用在 Bruker Avance 400 MHz 核磁共振仪上测定 (测试参数: 光谱频率 100 MHz, 旋转频率 5 000 Hz, 接触时间 2 ms, 循环延迟时间 3 s)。不同功能基团面积积分用 MestReNova14.0.0 软件进行。根据以往研究,将 ¹³C solid-state NMR 波谱测定出的有机碳功能基团分为 4 类主要官能团区 (表 2)^[15, 21]。

表 2 ¹³C-固态核磁共振技术测定有机碳官能团及相应的大分子化合物

Table 2 Organic carbon functional groups and corresponding macro-molecular compounds identified by ¹³C solid-state NMR

| 化学位移 | 官能团 | 大分子化合物 |
|--------------------|--------------------------------|---|
| Chemical shift/ppm | Functional group | Macro-molecular compounds |
| 0~45 | 烷基碳 Alkyl C | 长链脂肪族、蜡质、角质、软木质 Long chain aliphatic, waxes, cutin, suberin |
| 45~60 | 烷氧碳 O-alkyl C | 氨基酸、木质素 Amino acids, lignin |
| 60~90 | 碳水化合物类碳 Carbohydrate C | 纤维素和半纤维素等碳水化合物 Carbohydrates such as cellulose and hemicellulose |
| 90~110 | 双氧烷基碳 Di-O-alkyl C | 半纤维素 Hemicelluloses |
| 110~140 | 芳香碳 Aromatic C | 单宁、木质素 Tannin, lignin |
| 140~160 | 氧取代芳基碳 O substituted aryl C | 单宁、木质素、软木质 Tannin, lignin, suberin |
| 160~220 | 羰基炭 Carbonyl C | 酰胺、脂、酮、醛 Amide, ester, ketone, aldehyde |

1.4 数据分析

土壤有机碳密度 (Soil organic carbon density, SOCD, kg·m⁻²):

$$SOCD=10^{-2}\times SOC\times BD\times H \tag{1}$$

式中, SOC 为土壤有机碳含量 (g·kg⁻¹); BD 为土壤容重 (g·cm⁻³); H 为土壤深度 (cm)。

烷基碳/烷氧碳比 (Alkyl C / O-alkyl C, A/O-A) [15]:

$$A/O-A=C_{0\sim 45ppm}/C_{45\sim 110ppm} \tag{2}$$

土壤疏水性指数 (Hydrophobicity index, HI) [22]:

$$HI=(C_{0\sim 45ppm}+C_{110\sim 160ppm})/(C_{45\sim 110ppm}+C_{160\sim 220ppm}) \tag{3}$$

芳香度 (Aromaticity) [23]:

$$Aromaticity=C_{110\sim 160ppm}/(C_{0\sim 45ppm}+C_{45\sim 110ppm}+C_{110\sim 160ppm}) \tag{4}$$

采用 Microsoft Excel 2016、SPSS19.0 进行数据处理和绘制图表。不同处理土壤理化性质、土壤有机碳密度、有机碳官能团比例等数据进行单因素方差分析 (One-way ANOVA) 和双因素方差分析

(Two-way ANOVA) 进行检验 (P<0.05)。应用主成分分析对长期秸秆炭化还田后土壤有机碳官能团比例进行分析, 可视化通过 Origin 2022 完成。通过 Pearson 相关性分析土壤环境因子与土壤有机碳含量和有机碳官能团结构指标的相关关系, 可视化通过 Origin 2022 完成。采用冗余分析判断土壤有机碳含量和有机碳官能团结构指标的关键环境因素与解释度, 可视化通过 Canoco 5 完成。

2 结 果

2.1 长期秸秆炭化还田后土壤理化性质和作物生长状况

生物质炭连续施用对土壤理化性质和作物生长状况具有显著影响 (表 3)。与 BC0 相比, BC11.3 显著提高了 SOC (205%~711%) 和 FC (14%~79%), 降低了 BD (4%~27%)。施用生物质炭并未显著提高水稻土 (QP、TP) 的 pH、TP, 对旱地土 (QU、TU) 而言, pH 分别提高 0.67、0.66 个单位, 总孔隙度分别提高 18%、32%。BC11.3 处理的 TP、QU、TU 的作物生长状况均优于 BC0 处理, 籽粒产量分别增加了 0.12~1.30 t·hm⁻², 秸秆生物量分别增加了 1.37~1.80 t·hm⁻²。然而, 连续秸秆炭化还田后 QP 的籽粒产量、秸秆生物量分别减少了 2.46 t·hm⁻²、1.69 t·hm⁻²。

表 3 长期施用生物质炭后不同处理的土壤理化性质、作物产量和秸秆生物量

Table 3 Soil physicochemical properties, crop yield and straw biomass of different treatments after long-term application of biochar

| 土壤 Soil | 处理 Treatment | 有机碳 SOC/ (g·kg ⁻¹) | pH | 容重 BD/ (g·cm ⁻³) | 田间持水量 FC/% | 总孔隙度 TP/% | 籽粒产量 | 秸秆生物量 |
|------------|-----------------|------------------------------------|------------|----------------------------------|---------------|--------------|----------------------------------|---|
| | | | | | | | Yield/ (t·hm ⁻²) | Straw biomass/ (t·hm ⁻²) |
| QP | BC0 | 49.87±1.96a | 6.32±0.10a | 1.00±0.23b | 46.88±9.63a | 53.60±3.49a | 7.89±1.24a | 8.61±0.79a |
| | BC11.3 | 186.95±24.95a | 6.47±0.04a | 0.95±0.16a | 53.55±18.8a | 55.87±11.07a | 5.43±0.21a | 6.92±0.88a |
| TP | BC0 | 34.46±5.17b | 6.12±0.11a | 1.09±0.08ab | 41.51±3.67ab | 52.54±1.90a | 5.01±1.43b | 6.47±2.47a |
| | BC11.3 | 105.02±29.26b | 6.13±0.10a | 0.80±0.17a | 66.10±16.71a | 55.24±7.02a | 5.12±1.25a | 7.85±0.54a |
| QU | BC0 | 9.78±0.77c | 4.77±0.32b | 1.20±0.08ab | 34.55±2.71bc | 46.54±2.00b | 1.85±0.57c | 2.26±0.11b |
| | BC11.3 | 54.84±6.18c | 5.44±0.12b | 0.95±0.09a | 46.33±2.75a | 54.90±2.72a | 3.15±0.10b | 4.06±0.31b |
| TU | BC0 | 5.76±0.56c | 4.84±0.26b | 1.28±0.09a | 27.21±4.42c | 41.54±3.32b | 2.01±0.41c | 2.96±0.58b |
| | BC11.3 | 46.74±2.79c | 5.50±0.34b | 0.98±0.15a | 48.83±7.13a | 54.84±5.11a | 2.77±0.63b | 4.32±1.56b |

注: 平均值±标准差。同列不同字母表示同一处理下不同土壤间差异显著 (P<0.05), 下同。Note: The data in the table are means ± SD (n=3), different letters in the same column indicate significant differences between soils under the same treatment (P<0.05). The same below.

2.2 长期秸秆炭化还田后土壤有机碳密度

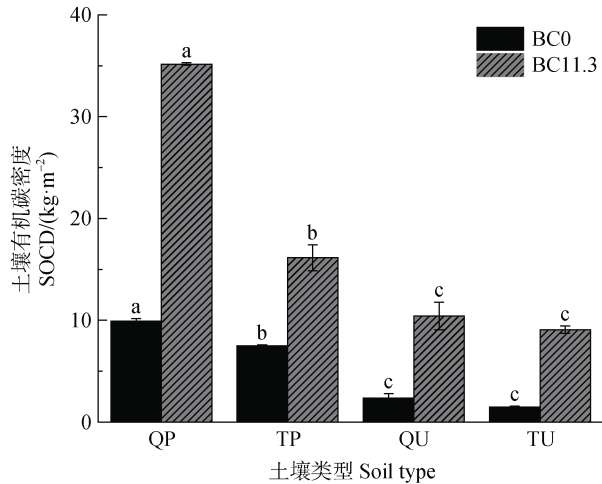
土壤质地、水旱利用方式及二者的交互作用对秸秆炭化还田后土壤有机碳变化均有显著影响 ($P<0.001$) (表 4)。相较于 BC0 处理, QP、TP、QU、TU 土壤 BC11.3 处理 0~20 cm 土层土壤有

机碳密度平均增幅分别为 25.22、8.67、8.07、7.58 kg·m⁻²。偏黏质土壤的有机碳密度均高于砂质土壤, 水稻土的有机碳密度均高于旱地土, 且以第四纪红黏土发育的水稻土 (QP) 有机碳密度增幅最显著 (图 1)。

表 4 土壤有机碳密度增值的土壤质地与土地利用方式的双因素方差分析

Table 4 Two-way ANOVA of soil texture and land-use pattern for value-added SOCD

| 效应 Source of effects | 平方和 Sum of squares (SS) | 自由度 d.f. | 均方 Mean square (MS) | F | P |
|------------------------------|-------------------------|----------|---------------------|--------|--------|
| 土壤质地 Soil texture (I) | 54.438 | 1 | 54.438 | 54.274 | <0.001 |
| 土地利用方式 Land-use pattern (II) | 62.380 | 1 | 62.380 | 62.193 | <0.001 |
| 土壤质地×土地利用方式 (I×II) | 48.395 | 1 | 48.395 | 48.249 | <0.001 |



注: 不同字母表示同一生物质炭用量处理下不同土壤间差异显著 ($P<0.05$)。Note: Different letters indicate significant differences between soils under the same treatment ($P<0.05$)。

图 1 长期施用生物质炭后不同土壤有机碳密度差异
Fig. 1 Differences in SOCD of different soils after long-term application of biochar

2.3 长期秸秆炭化还田后不同土壤有机碳结构差异

施用生物质炭后, 土壤有机碳官能团发生明显变化, 四种土壤主要吸收峰区域由 $\delta=60\sim90$ ppm 转移至 $\delta=110\sim160$ ppm, 说明长期施用生物质炭后土壤有机碳组成由以碳水化合物碳为主转为以芳香碳为主 (图 2)。相同耕作条件下, 不同质地土壤烷基碳、烷氧碳、芳香碳、羰基碳比例, A/O-A、HI 和芳香度等有机碳稳定性指标均无明显差异 (表 5)。水稻土 (QP、TP) 的烷基碳、烷氧碳比例分别较早地土 (QU、TU) 高 0.73%~5.28%、2.63%~6.04%,

芳香碳比例降低了 2.52%~10.01%, 但处理间不显著。长期施用生物质炭后, 不同土壤的 HI、芳香度显著提高; QP、TP、QU、TU 的 HI 增幅分别为 133%、105%、163%、203%, 芳香度增幅分别为 36.65%、32.58%、37.36%、40.64%。土地利用方式的改变显著影响土壤有机碳结构的稳定性 (表 6), 且与水稻土相比, 长期施用生物质炭旱地土的有机碳结构的稳定性变化更显著。这说明长期秸秆炭化还田后旱地土的有机碳稳定性高于水稻土, 且以第三纪红砂壤发育的旱地土有机碳稳定性最高。

应用主成分分析法分析长期施用生物质炭后不同质地和不同土地利用方式的土壤有机碳官能团结构差异。第 1 和第 2 主成分可解释 BC0 处理下土壤有机碳结构变异性的 79.8%, 主要是烷基碳、碳水化合物碳、碳/氧取代芳基碳比例的变化 (图 3a)。前 2 个主成分可解释 BC11.3 处理下土壤有机碳官能团结构变异性的 83.7%, PC1 主要变化官能团为烷基碳、碳/氧取代芳基碳 (图 3b)。基于第一主成分, 不同耕作管理之间的土壤有机碳官能团结构差异明显; 而不同质地间有机碳官能团差异不显著 (图 3c, 图 3d)。

2.4 长期秸秆炭化还田后土壤固碳效应的关键驱动因子

皮尔逊相关性分析结果表明 (图 4a), SOC 与 pH、FC、TP、Silt 呈显著正相关 ($P<0.05$), 与 BD 显著负相关 ($P<0.01$)。Carbonyl C、Alkyl C、O-alkyl C、Aromatic C 与 BD 显著正相关 ($P<0.05$), Carbonyl C 与 pH、FC、TP 显著负相关 ($P<0.01$)。HI、芳香

度与 BD 显著负相关 ($P<0.01$), 与 FC、TP 显著正相关 ($P<0.05$)。冗余分析显示 (图 4b), pH、BD、FC、TP 是影响土壤固碳效应的重要土壤因子, 对土壤有机碳及其有机碳官能团稳定性指标变异的解释率为 57.31%。综上, 秸秆炭化还田后土壤 pH、容重、田间持水量、总孔隙度和粉粒含量是影响土壤有机碳含量、土壤疏水性指数和芳香度的主要因素。

3 讨 论

3.1 长期秸秆炭化还田后土壤理化性质和作物产量差异

生物质炭因其具有丰富的孔隙结构、大的比表面积、高含碳量以及亲水性强等优良特性, 施入土壤后能改变土壤理化性质。然而, 生物质炭对土壤理化性质因质地和土地利用方式而异。本研究表明, 长期施用生物质炭降低了土壤容重, 且在砂质土中的效果略强于偏黏质土。颜永豪等^[24]研究发现, 生物质炭对田间持水量的提高程度与土壤黏粒含量存

在负相关关系, 本研究也表明, 在砂质土中施用生物质炭后田间持水量的增幅大于偏黏质土。此外, 旱地土的有机质含量匮乏, 生物质炭的施用显著提高了有机质含量, 改变了土壤胶体状况, 从而相对增大了土壤总孔隙度和保水性能。相比于旱地土, 生物质炭施用对水稻土 pH 的影响较小, 这可能与水稻土有机质含量较高的缓冲能力有关^[25]。

生物质炭可通过改善土壤理化性质从而影响作物产量^[26]。生物质炭添加至旱地土壤中显著增加了作物产量, 这与 Jin 等^[27]报道的 5 a 田间试验下不同用量的生物质炭均能提高旱地红壤的作物产量相一致。然而, 长期生物质炭施用后, 水稻产量无显著差异, 这可能是因为土壤容重下降导致水稻根部与土壤接触减少, 限制了水与养分的运输^[28]。此外, 相比于旱地土, 水稻土可能会因为较慢的碳损失和大量氮损失 (硝态氮淋溶和反硝化作用) 导致 C/N 高, 作物与微生物竞争氮素, 降低氮对作物的有效性, 从而影响作物产量^[29]。综上所述, 从土壤理化性质和作物产量对长期施用生物质炭的响应而言, 生物质炭对砂质土和旱地土的改良效果较好。

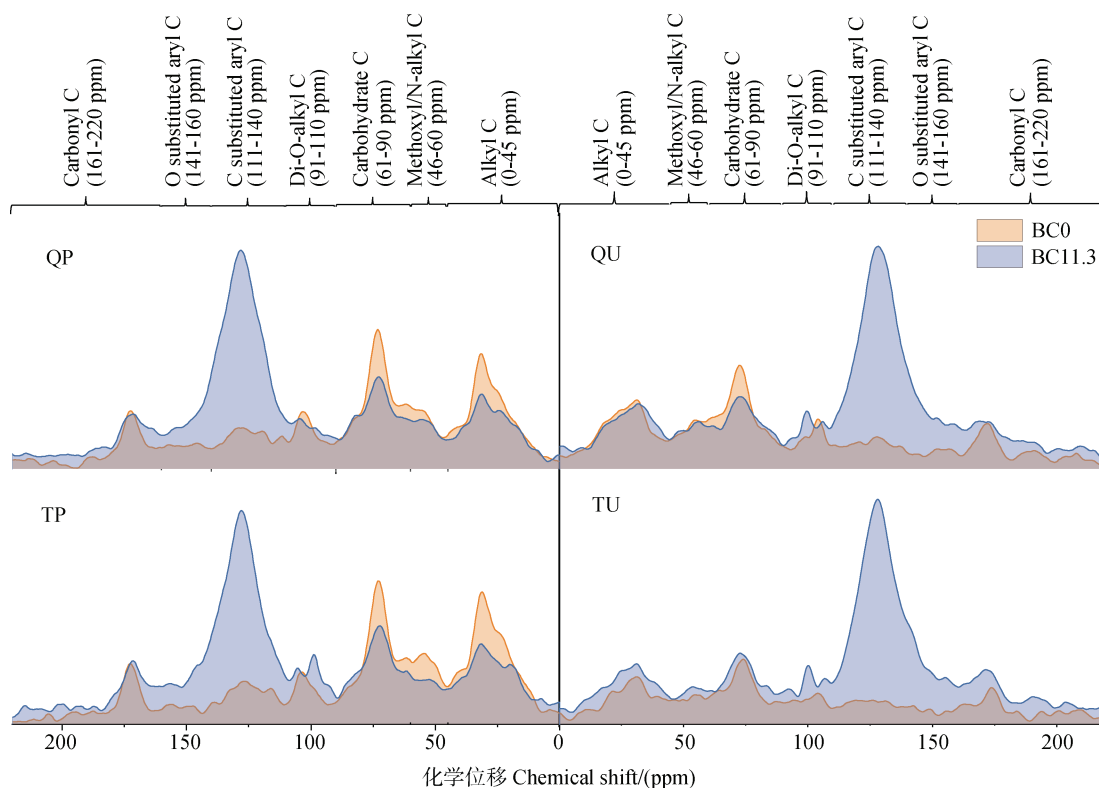


图 2 长期施用生物质炭后不同土壤有机碳的 ^{13}C 固态核磁共振谱图

Fig. 2 ^{13}C solid-state NMR spectra of SOC in different soils after long-term application of biochar

表 5 长期施用生物质炭后土壤有机碳官能团比例 (%) 及稳定性指标

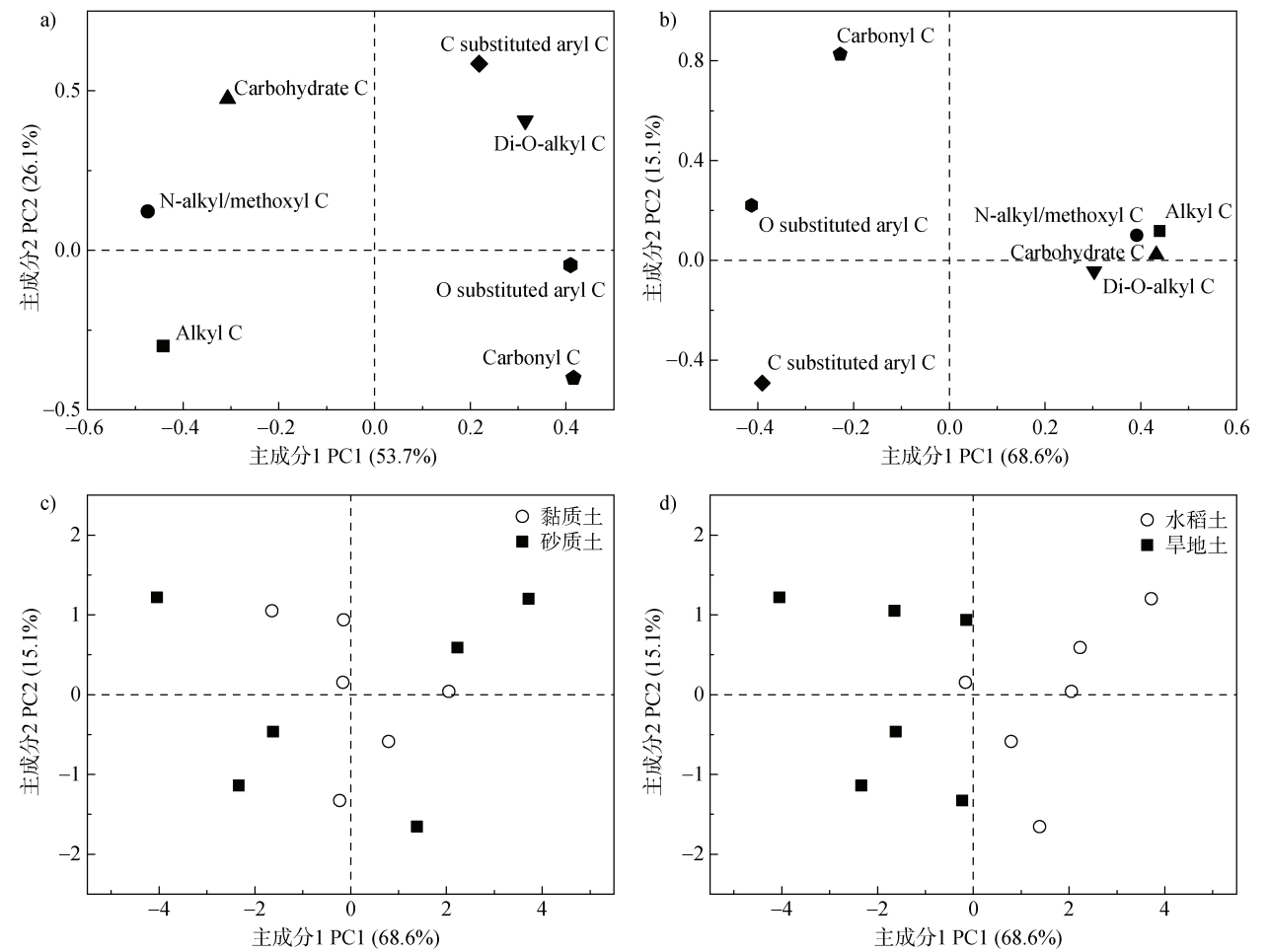
| Table 5 Proportion (%) and stability index of SOC functional groups after long-term application of biochar | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|-----------|---------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-----|-----|---------|--------|---|-----|-----|
| 土壤 | 处理 | 甲氧基/含氮烷 碳水化合物 | | | | 双氧烷基碳 | | | 烷氧碳 (总) | | 碳取代芳基碳 | | 芳香碳 (总) | | 羰基碳 | | 烷基碳/ | | 疏水性 | 芳香度 |
| | | Alkyl C | N-alkyl/methoxy | Carbohydrate | Di-O-alkyl C | O-alkyl C | C substituted | O substituted aryl | Aromatic C | Carbonyl C | A/O-A | HI | Aromaticity | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | 1 C | C | (Total) | aryl C | C | | |
| Soil | Treatment | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| QP | BC0 | 26.43±2.87a | 8.72±0.55ab | 26.62±2.01a | 8.09±0.86a | 43.42±1.58a | 11.6±0.67a | 4.66±1.11a | 16.26±1.75a | 13.89±0.15b | 0.61±0.09a | 0.75±0.04a | 0.19±0.02a | | | | | | | |
| | BC11.3 | 14.02±1.07b | 5.20±0.38a | 14.22±0.93a | 6.31±0.70a | 25.73±1.38ab | 40.53±1.52ab | 9.09±0.7ab | 49.62±2.18bc | 10.63±0.71a | 0.54±0.02b | 1.75±0.1b | 0.56±0.03bc | | | | | | | |
| TP | BC0 | 28.68±4.32a | 9.76±0.85a | 24.41±1.34a | 7.76±1.10a | 41.93±2.10a | 11.47±1.71a | 4.89±0.91a | 16.35±2.13a | 13.03±1.88b | 0.69±0.13a | 0.82±0.07a | 0.19±0.03a | | | | | | | |
| | BC11.3 | 16.58±1.57a | 5.13±0.58a | 14.77±0.88a | 6.9±0.85a | 26.8±1.69a | 38.36±4.16b | 7.61±0.67b | 45.96±4.27c | 10.66±1.35a | 0.62±0.04a | 1.68±0.23b | 0.51±0.04c | | | | | | | |
| QU | BC0 | 23.67±1.58a | 9.03±0.82ab | 25.56±3.31a | 8.49±0.64a | 43.08±4.18a | 12.21±1.89a | 6.03±1.96a | 18.24±3.58a | 15.01±2.46ab | 0.55±0.03a | 0.72±0.06a | 0.22±0.05a | | | | | | | |
| | BC11.3 | 13.29±0.77c | 4.78±0.20a | 11.96±0.55a | 6.36±0.48a | 23.1±1.20bc | 42.06±1.83ab | 10.08±0.53a | 52.14±1.84ab | 11.47±1.65a | 0.58±0.04ab | 1.89±0.09ab | 0.59±0.02ab | | | | | | | |
| TU | BC0 | 22.26±0.93a | 7.56±0.77ab | 21.95±2.38a | 9.34±1.05a | 38.85±4.17a | 12.37±2.41a | 5.89±0.50a | 18.26±1.99a | 20.62±5.53a | 0.58±0.08a | 0.68±0.04a | 0.23±0.01a | | | | | | | |
| | BC11.3 | 11.30±1.31c | 3.60±0.07b | 11.34±0.36a | 5.81±0.93a | 20.76±1.30c | 45.51±1.68a | 10.46±1.09a | 55.97±1.39a | 11.98±1.55a | 0.54±0.03b | 2.06±0.06a | 0.64±0.02a | | | | | | | |

表 6 土壤质地和土地利用方式对长期秸秆炭化还田后土壤疏水性和芳香度指数变化影响的方差分析

Table 6 ANOVA on the effect of soil texture and land-use pattern on the change of HI and Aromaticity indicators after long-term application of biochar

| 因变量 Dependent variable | F | | |
|-------------------------------|--------------------|-------------------------|------------------------|
| | 土壤质地 | 土地利用方式 | 土壤质地×土地利用方式 (I × II) |
| | Soil texture (I) | Land-use pattern (II) | |
| 疏水性指数 Hydrophobicity index | 0.087 | 12.861** | 3.396 |
| 芳香度 Aromaticity | 0.058 | 7.075* | 4.985 |

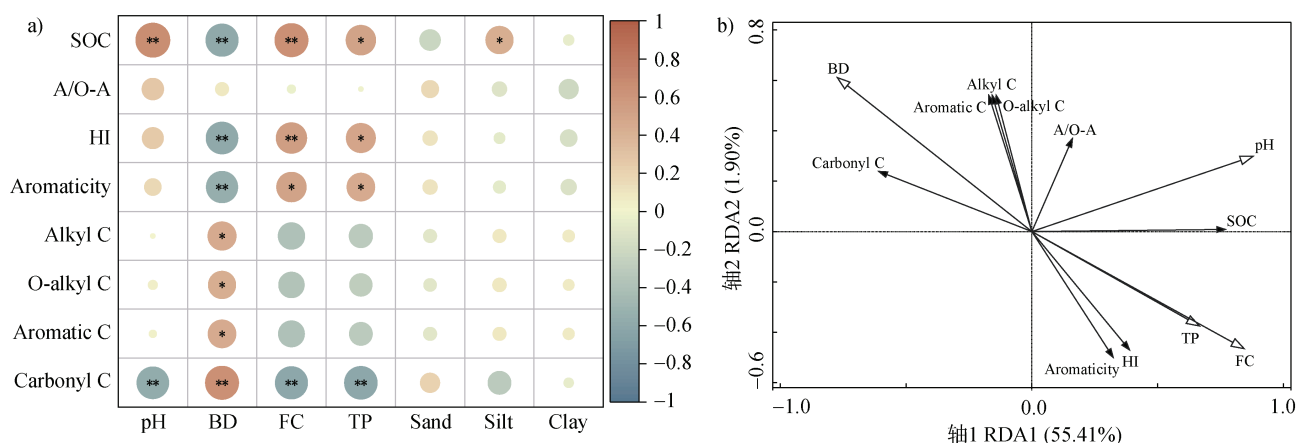
注：*和**分别代表在 0.05 和 0.01 水平上显著相关。Notes：* and ** indicate significant correlations at 0.05 and 0.01 levels, respectively.



注：a)、b) 分别为 BC0、BC11.3 处理的成分载荷图，c)、d) 分别为 BC11.3 处理的成分分析图。Note: a) is a plot of component loadings for the BC0 treatment, and b) is a plot of component loadings for the BC11.3 treatment. c) and d) are the component analysis plots for the BC11.3 treatment.

图 3 长期施用生物质炭后土壤有机碳化学结构主成分分析

Fig. 3 Principal component analysis of the chemical structure of SOC after long-term biochar application



注：a) *和**分别代表在 0.05 和 0.01 水平上显著相关。b) 实心箭头代表土壤有机碳及官能团结构特征，空心箭头代表环境因子。Note: a) * and ** indicate significant correlations at 0.05 and 0.01 levels, respectively, b) Solid arrows represent the structural characteristics of SOC and its functional groups, and hollow arrows represent environmental factors.

图 4 土壤有机碳相关指标与土壤环境因子之间的相关性分析 (a) 和冗余分析 (b)

Fig. 4 Correlation analysis (a) and redundancy analysis (b) between soil organic carbon-related indicators and soil environmental factors

3.2 长期秸秆炭化还田后土壤的固碳效应

长期秸秆炭化还田后，生物质炭中稳定的有机碳通过物理混合的方式直接增加土壤有机碳数量和改变其化学组成，共同参与生物地球化学碳循环过程。本研究发现，在土壤固碳量方面，相同种植利用方式下，偏黏质水稻土有机碳密度大于砂质水稻土，旱作利用时则不受质地的影响；供试两种水稻土有机碳密度均大于旱地。在土壤有机碳稳定性方面，相同耕作管理条件下，不同质地土壤有机碳稳定性无显著差异；旱地土的有机碳稳定性高于水稻土。

土壤有机碳库数量差异实际上是土壤中有有机碳输入与分解两个过程动态平衡的体现^[30]。如上所述，偏黏质土背景下生物质炭持续输入后的土壤有机碳增幅要显著高于砂质土。由于本研究不同处理的生物质炭施用量（即人为外源有机输入）保持一致，所以不同土壤性质差异导致的土壤有机碳分解在本研究中尤为重要。土壤有机碳分解主要受土壤本底有机碳矿化、吸附解吸等过程的影响。就土壤类型而言，Fang 等^[31]基于始成土、新成土、氧化土和变性土等进行为期一年的生物质炭添加培养实验后发现，黏粒含量大于 20% 的氧化土土壤有机碳矿化程度最低。这表明高黏粒含量可能更有利于土壤有机碳固存。这一现象可能有以下原因：一方面，砂质土的活性矿物含量少，矿物-有机复合体对 SOC 的

保护作用较弱，生物质炭施入促进了土壤有机碳分解^[32]；另一方面，黏质土的高粉黏粒比例意味着其对土壤有机碳的吸附能力更强，促进土壤有机碳的积累^[33]。此外，生物质炭的施用会促进土壤团聚体的形成，但相比于偏黏质土，质地较粗且有机质贫乏的土壤的团聚体改良效果较差，不利于有机碳固持^[32]。有研究发现，烷基碳由于原位合成或选择性保护导致分解较慢，是最难降解碳组分^[34]；而黏粒含量较高的土壤可以通过吸附和固定更多的烷基碳组分形成碳骨架，进而提高土壤有机碳固持能力^[35-36]。此外，黏土矿物与可溶性有机碳易形成有机-矿质复合体，矿物结合碳的疏水性得到增强，从而降低微生物对有机碳的分解^[31]。本研究结果也表明，QU 的烷基碳比例（13.29%）高于 TU（11.30%）。TP 的 A/O-A 比值高于 QP，表明 QP 的有机碳分解程度低于 TP（表 5）。这可能是相同耕作管理模式下，第四纪红黏土的有机碳密度显著高于第四纪红砂土的原因。然而，本研究发现，土壤质地差异虽然改变土壤有机碳库数量，却难以影响土壤有机碳结构稳定性。相关性分析和冗余分析也表明，秸秆炭化还田后土壤有机碳含量与粉粒含量显著正相关，而土壤稳定性指标与土壤砂粉黏含量并没有显著相关性。尽管 HI 和芳香度与 BD、FC 和 TP 均表现出相关性，但在同一土地利用方式下偏黏质土与砂质土的上述理化特性并无显著差异。因此，土壤质地的

改变对有机碳结构稳定性无显著影响(表 6),可能是由于在近似一致的气候和耕种管理措施条件下,长期生物质炭还田后土壤背景属性差异的作用逐渐减弱,导致微生物碳源利用方式趋同。综上,偏黏质土可能由于其黏土矿物更丰富、吸附性能强更有利于长期秸秆炭化还田后的土壤有机碳固持,但并不会影响土壤有机碳结构特征。

此外,在相同质地背景下,水稻土和旱地土对生物质炭的固碳响应也存在明显差异。长期秸秆炭化还田后水稻土的土壤有机碳密度较旱地土显著增加(图 1);这与 Bi 等^[26]前期五年连续施用秸秆生物质炭后的土壤有机碳变化结果相同。虽然本研究中水稻土和旱地土的作物类型不完全一致,作物根系及其分泌物的额外碳输入差异可能也会影响土壤固碳结果;但本研究采用的土柱试验,作物根系残留物及其分泌物所引入的有机碳量占每年大量秸秆生物质炭输入的有机碳量有限。因此,在生物质炭量施入一致的前提下作物类型对两种土壤的固碳效应影响较为有限。可见,水稻土中土壤有机碳分解量低于旱地可能仍是长期生物质炭还田后水稻土有机碳增幅显著的主要原因。刘志伟等^[37]通过室内培养试验分析一次性等量施用秸秆生物质炭 $20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 后旱地和水田土壤有机碳矿化差异后发现,水田的土壤有机碳累计矿化率显著低于旱地的 9.2%,这说明外源碳输入后,水稻土的有机碳分解速率可能弱于旱地。稻-麦轮作系统土壤中好氧-缺氧循环还会促使铁氧化物与有机物相结合,减缓土壤有机碳的分解^[38]。研究表明烷基碳来源于蜡质、角质和长链脂肪族等大分子化合物,其疏水性与其中某些非极性脂类物质的存在密切相关^[21],与 TU 相比,BC11.3 处理的 TP 显著提高了烷基碳组分含量,烷基碳的留存增大了土壤有机碳的疏水性,进而增强了 TP 土壤的碳封存。生物质炭通过影响土壤理化性质以及生物质炭在土壤中的降解过程,直接或间接改变了与碳循环相关的微生物群落组成^[37],从而影响土壤有机碳含量及组成。与旱地土相比,水稻土由于硝态氮淋溶和反硝化损失导致更大的 N 损失^[29],水稻土 C/N 可能过高,降低了微生物的活性。由于擅长分解难分解有机碳的 k 型微生物多为真菌,而真菌大多在偏酸性(pH 为 5~7)的境中最适宜生长^[39]。本研究中,土壤 pH 与 SOC 有着极显著正相关关系(图 4),长期秸秆炭化还田后 QU 和 TU 的 pH 分别

由 4.77 变为 5.44、4.84 变为 5.50,使真菌的生存环境更为适宜,提高了真菌的多样性及丰度,促进土壤有机质矿化。长期秸秆炭化还田后 QP、TP 土壤的 pH 分别为 6.47、6.13, Malik 等^[40]研究发现高 pH 土壤(>6.2)有更高的微生物生长效率,通过对底物的高效利用增加了微生物生物量,群落储存土壤有机碳的能力增强,可能相对促进了 QP 土壤有机碳积累。此外,相较于 BC0, BC11.3 的 QP 土壤有机碳密度平均增幅为 $25.22 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$,显著高于 TP、QU、TU。这可能是由于 QP 同时受到土壤质地和土地利用方式的双重积极作用影响,厌氧条件下微生物活性低、缺氧-好氧循环导致离子(如铁-碳)耦合吸附作用增加,土壤团聚体有机碳保护能力增强,有机碳矿化损失下降。

本研究表明,长期生物质炭施用显著增强了旱地土有机碳的化学稳定性。微生物更倾向于选择易分解有机碳作为碳源,当活性有机质被耗尽时,其他相对稳定的土壤有机碳才会被分解^[38],然而,生物质炭碳利用有效性很低,有研究表明,生物质炭施加三年仅有 4.5%的碳以 CO_2 的形式被消耗^[41]。BC11.3 的旱地土芳香碳组分含量高于水稻土,水稻土的碳水化合物类碳显著高于旱地土,进一步表明在旱地土中长期施用生物质炭促进了碳代谢,而被微生物难以利用的芳香碳组分富集,这可能是其增强碳库稳定性的一个重要机制。此外,水-旱交替容易造成团聚体的裂解从而释放被物理保护的可溶性有机碳^[32],可能会导致水稻土壤有机碳稳定性变弱。孔培君等^[42]采用高通量测序技术,对旱地红壤施用秸秆生物质炭 9 a 后微生物群落结构分析显示,部分与碳循环相关的真菌多样性及丰度增加,促进了土壤有机碳的分解强度,有效磷、碱解氮、速效钾等是影响土壤微生物群落的重要因素。秸秆炭化还田显著改变土壤的理化性质,促进了碳周转从而间接影响土壤有机碳的含量和稳定性。本研究的相关关系也证明了土壤 pH、BD、FC、TP 等性质对土壤有机碳含量和稳定性影响显著(图 4)。土壤有机碳含量更低的土壤容易富集难分解性碳组分^[43],这可能是导致 TU 土壤有机碳稳定性略强于 QU 的原因。然而,本研究并未对水稻土和旱地土中土壤-作物-环境碳收支进行全面综合评估难以刻画生物质炭土壤固碳的真实效应。长期秸秆炭化还田后水田、旱地土壤有机碳库差异的驱动机制也需深入分析。

综上所述,本研究基于土柱尺度分析了相同秸秆生物质炭投入和耕种管理及气候条件下土壤有机碳数量、结构、稳定性指标与土壤性质之间的关系,明确了不同酸性红壤上秸秆炭化还田后土壤固碳效应差异。然而,土壤有机碳库变化作为碳输入-输出的综合反映,仍需要通过对长期秸秆炭化还田后土壤-作物-大气全链条碳收支的综合评估明确生物质炭的土壤固碳效果。此外,土壤有机碳周转受微生物活动影响显著,不同土壤长期秸秆炭化还田后微生物的碳利用策略变化仍需进一步证实,从而明确外源生物质炭长期连续输入后不同土壤理化性质-微生物活性-土壤碳周转的相互作用机制,为秸秆生物质炭资源合理利用提供科学依据。

4 结 论

长期秸秆炭化还田能够影响土壤理化性质,提高土壤有机碳密度,并改变土壤有机碳官能团结构特征。pH、BD 和 FC 等物理指标是影响土壤有机碳含量的重要因素。土壤质地、土地利用方式及其二者的交互的作用均会显著影响生物质炭的土壤固碳效应。相较砂质土,偏黏质土更有利于土壤有机碳固存,但不同质地土壤的有机碳结构稳定性无明显差异。长期秸秆炭化还田后,与旱地土相比,虽然水稻土的土壤固碳量更高,但土壤有机碳稳定性较低。由此可见,土壤质地和耕作管理对添加生物质炭后的土壤固碳效应具有重要影响,在区域乃至全国尺度生物质炭还田时应予以考虑。

参考文献 (References)

- [1] Wang M M, Guo X W, Zhang S, et al. Global soil profiles indicate depth-dependent soil carbon losses under a warmer climate[J]. *Nature Communications*, 2022, 13: 5514.
- [2] Zhao M Y, Liu Y X, Zhang X Y. A review of research advances on carbon sinks in farmland ecosystems[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42 (23): 9405—9416. [赵明月, 刘源鑫, 张雪艳. 农田生态系统碳汇研究进展[J]. *生态学报*, 2022, 42 (23): 9405—9416.]
- [3] Xu M, Wu J, Zhang X H, et al. Impact of biochar application on carbon sequestration, soil fertility and crop productivity[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38 (2): 393—404. [徐敏, 伍钧, 张小洪, 等. 生物炭施用的固碳减排潜力及农田效应[J]. *生态学报*, 2018, 38 (2): 393—404.]
- [4] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—A review[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, 11 (2): 403—427.
- [5] Xu G X, Wang Z F, Gao M, et al. Effects of straw and biochar return in soil on soil aggregate and carbon sequestration[J]. *Environmental Science*, 2018, 39 (1): 355—362. [徐国鑫, 王子芳, 高明, 等. 秸秆与生物炭还田对土壤团聚体及固碳特征的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39 (1): 355—362.]
- [6] Zhang X X, Yang X Q, Yuan X R, et al. Effect of pyrolysis temperature on composition, carbon fraction and abiotic stability of straw biochars: Correlation and quantitative analysis[J]. *Carbon Research*, 2022, 1: 17.
- [7] Liu S W, Zhang Y J, Zong Y J, et al. Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: A meta-analysis[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2016, 8 (2): 392—406.
- [8] Zhou G Y, Dou S, Liu S J. The structural characteristics of biochar and its effects on soil available nutrients and humus composition[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30 (10): 2075—2080. [周桂玉, 窦森, 刘世杰. 生物质炭结构性质及其对土壤有效养分和腐殖质组成的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30 (10): 2075—2080.]
- [9] Wang J Y, Xiong Z Q, Kuzyakov Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2016, 8 (3): 512—523.
- [10] Sheng Y Q, Zhan Y, Zhu L Z. Reduced carbon sequestration potential of biochar in acidic soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 572: 129—137.
- [11] Wang D, Jiang P K, Zhang H B, et al. Biochar production and applications in agro and forestry systems: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 723: 137775.
- [12] Bao J P, Yuan G S, Dong F Y, et al. Effects of biochar application and straw returning on organic carbon fractionations and microbial activities in a red soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57 (3): 721—729. [包建平, 袁根生, 董方圆, 等. 生物质炭与秸秆施用对红壤有机碳组分和微生物活性的影响[J]. *土壤学报*, 2020, 57 (3): 721—729.]
- [13] Zhang G, Cao Z P, Hu C J. Soil organic carbon fractionation methods and their applications in farmland ecosystem research: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22 (7): 1921—1930. [张国, 曹志平, 胡婵娟. 土壤有机碳分组方法及其在农田生态系统研究中的应用[J]. *应用生态学报*, 2011, 22 (7): 1921—1930.]
- [14] Meng Y, Shen Y W, Meng W W, et al. Effect of biochar on agricultural soil aggregates and organic carbon: A

- meta-analysis[J]. *Environmental Science*, 2023, 44(12): 6847—6856. [孟艳, 沈亚文, 孟维伟, 等. 生物炭施用对农田土壤团聚体及有机碳影响的整合分析[J]. 环境科学, 2023, 44 (12): 6847—6856.]
- [15] Li N, Sheng M, You M Y, et al. Advancement in research on application of ^{13}C NMR techniques to exploration of chemical structure of soil organic matter[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (4): 796—812. [李娜, 盛明, 尤孟阳, 等. 应用 ^{13}C 核磁共振技术研究土壤有机质化学结构进展[J]. 土壤学报, 2019, 56 (4): 796—812.]
- [16] Yang L, Sun F S, Wang T L, et al. Influence of long-term fertilization on Fenton-like reactions and soil carbon storage in subtropical red soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (5): 1128—1139. [杨柳, 孙富生, 王韬略, 等. 长期施肥下红壤中类芬顿反应及其对碳储存的影响[J]. 土壤学报, 2019, 56 (5): 1128—1139.]
- [17] Wang S Q, Zhao X, Xing G X, et al. Large-scale biochar production from crop residue: A new idea and the biogas-energy pyrolysis system[J]. *BioResources*, 2012, 8 (1): 8—11.
- [18] Lu R K. Analytical methods for soil and agrochemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. [鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.]
- [19] Wu K N, Zhao R. Soil texture classification and its application in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (1): 227—241. [吴克宁, 赵瑞. 土壤质地分类及其在我国应用探讨[J]. 土壤学报, 2019, 56 (1): 227—241.]
- [20] Skjemstad J O, Clarke P, Taylor J A, et al. The removal of magnetic materials from surface soils - a solid state ^{13}C CP/MAS NMR study[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1994, 32 (6): 1215—1229.
- [21] Chen C R, Xu Z H, Mathers N J. Soil carbon pools in adjacent natural and plantation forests of subtropical Australia[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68 (1): 282—291.
- [22] Wang X X, Zhang L, Liang L N, et al. Effects of straw returning on the stability of soil organic carbon in wheat-maize rotation systems[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39 (8): 1774—1782. [王学霞, 张磊, 梁丽娜, 等. 秸秆还田对麦玉系统土壤有机碳稳定性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39 (8): 1774—1782.]
- [23] 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 & Tillage Research*, 2018, 177: 79—87.
- [24] Yan Y H, Zheng J Y, Zhang X C, et al. Impact of biochar addition into typical soils on field capacity in Loess Plateau[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27 (4): 120—124, 190. [颜永毫, 郑纪勇, 张兴昌, 等. 生物炭添加对黄土高原典型土壤田间持水量的影响[J]. 水土保持学报, 2013, 27 (4): 120—124, 190.]
- [25] Rao S, Lu Y, Huang F, et al. A review of researches on effects of biochars on soil microorganisms[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32 (1): 53—59. [饶霜, 卢阳, 黄飞, 等. 生物炭对土壤微生物的影响研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32 (1): 53—59.]
- [26] Bi Y C, Cai S Y, Wang Y, et al. Assessing the viability of soil successive straw biochar amendment based on a five-year column trial with six different soils: Views from crop production, carbon sequestration and net ecosystem economic benefits[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 245: 173—186.
- [27] Jin Z W, Chen C, Chen X M, et al. The crucial factors of soil fertility and rapeseed yield - A five year field trial with biochar addition in upland red soil, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 649: 1467—1480.
- [28] Jin P H, Chen Z, Wang H, et al. 12-year continuous biochar application: Mitigating reactive nitrogen loss in paddy fields but without rice yield enhancement[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2024, 375: 109223.
- [29] Wei L, Ge T D, Zhu Z K, et al. Paddy soils have a much higher microbial biomass content than upland soils: A review of the origin, mechanisms, and drivers[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2022, 326: 107798.
- [30] Zhang W L, H K, Zhang R L. Research progress of SOC functions and transformation mechanisms[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020, 53 (2): 317—331. [张维理, Kolbe H, 张认连. 土壤有机碳作用及转化机制研究进展[J]. 中国农业科学, 2020, 53 (2): 317—331.]
- [31] Fang Y Y, Singh B, Singh B P. Effect of temperature on biochar priming effects and its stability in soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 80: 136—145.
- [32] Han L F, Sun K, Yang Y, et al. Biochar's stability and effect on the content, composition and turnover of soil organic carbon[J]. *Geoderma*, 2020, 364: 114184.
- [33] Fang Y, Singh B, Singh B P, et al. Biochar carbon stability in four contrasting soils[J]. *European Journal of Soil Science*, 2014, 65 (1): 60—71.
- [34] Ono K, Hiradate S, Morita S, et al. Humification processes of needle litters on forest floors in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) and Hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*) plantations in Japan[J]. *Plant and Soil*, 2011, 338 (1): 171—181.
- [35] Christensen B T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover[J]. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52

- (3): 345—353.
- [36] Li C L, Cao Z Y, Chang J J, et al. Elevational gradient affect functional fractions of soil organic carbon and aggregates stability in a Tibetan alpine meadow[J]. *Catena*, 2017, 156: 139—148.
- [37] Liu Z W, Zhu M T, Guo W J, et al. Comparison of soil organic carbon stability and greenhouse gas emissions potential under straw or straw-derived biochar amendment[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2017, 48(6): 1371—1378. [刘志伟, 朱孟涛, 郭文杰, 等. 秸秆直接还田与炭化还田下土壤有机碳稳定性和温室气体排放潜力的对比研究[J]. *土壤通报*, 2017, 48(6): 1371—1378.]
- [38] Xu J H, Sun Y, Gao L, et al. A review of the factors influencing soil organic carbon stability[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, 26(2): 222—230. [徐嘉晖, 孙颖, 高雷, 等. 土壤有机碳稳定性影响因素的研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(2): 222—230.]
- [39] Liu B J, Xie Z B, Liu Q, et al. Correlation between biochar-induced carbon priming effect in soils and soil physiochemical properties[J]. *Soils*, 2021, 53(2): 343—353. [刘本娟, 谢祖彬, 刘琦, 等. 生物质炭引起的土壤碳激发效应与土壤理化特性的相关性[J]. *土壤*, 2021, 53(2): 343—353.]
- [40] Malik A A, Puissant J, Buckeridge K M, et al. Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes[J]. *Nature Communications*, 2018, 9(1): 3591.
- [41] Bationo A, Buerkert A. Soil organic carbon management for sustainable land use in Sudano-Sahelian West Africa[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, 61(1): 131—142.
- [42] Kong P J, Zheng J, Luan L, et al. Effects of different types of straw returning on the bacterial community, organic carbon mineralization and maize yield in upland red soil[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(12): 6047—6057. [孔培君, 郑洁, 栾璐, 等. 不同秸秆还田方式对旱地红壤细菌群落、有机碳矿化及玉米产量的影响[J]. *环境科学*, 2021, 42(12): 6047—6057.]
- [43] Kiem R, Knicker H, Körschens M, et al. Refractory organic carbon in C-depleted arable soils, as studied by ^{13}C NMR spectroscopy and carbohydrate analysis[J]. *Organic Geochemistry*, 2000, 31(7/8): 655—668.

(责任编辑: 卢 萍)