



长期不同施肥水田和旱地铁氧化物对红壤团聚体有机碳固持特性的影响

薛亦康, 柳开楼, 邬磊, 王斌, 张文菊, 徐明岗, 李玉娥, 蔡岸冬

Effects of iron oxides on carbon sequestration characteristics of red soil aggregates in paddy fields and upland under varying long-term fertilization practices

XUE Yikang, LIU Kailou, WU Lei, WANG Bin, ZHANG Wenju, XU Minggang, LI Yu'e, and CAI Andong

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.12357/cjea.20230241>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

长期施肥下褐土易氧化有机碳及有机碳库的变化特征

Characteristics of readily oxidizable organic carbon and soil organic carbon pool under long-term fertilization in cinnamon soils
中国生态农业学报(中英文). 2017, 25(4): 542–552

不同作物秸秆在旱地和水田中的腐解特性及养分释放规律

Nutrient release patterns and decomposition characteristics of different crop straws in drylands and paddy fields
中国生态农业学报(中英文). 2017, 25(2): 188–199

生物炭及秸秆长期施用对紫色土坡耕地土壤团聚体有机碳的影响

Effect of long-term application of biochar and straw on soil organic carbon in purple soil aggregates of sloping uplands
中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(1): 96–103

施肥对紫色土农田土壤有机碳损失过程的影响

Effect of fertilizer application on soil carbon loss in purple soil
中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(9): 1571–1581

土壤有机碳稳定性影响因素的研究进展

A review of the factors influencing soil organic carbon stability
中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(2): 222–230

长期不同施肥红壤磷素特征和流失风险研究

Effect of long-term fertilization on soil phosphorus characteristics and loss risk of red soil
中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(12): 1876–1886



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

DOI: 10.12357/cjea.20230241

薛亦康, 柳开楼, 邬磊, 王斌, 张文菊, 徐明岗, 李玉娥, 蔡岸冬. 长期不同施肥水田和旱地铁氧化物对红壤团聚体有机碳固持特性的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2023, 31(9): 1428–1438

XUE Y K, LIU K L, WU L, WANG B, ZHANG W J, XU M G, LI Y E, CAI A D. Effects of iron oxides on carbon sequestration characteristics of red soil aggregates in paddy fields and upland under varying long-term fertilization practices[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2023, 31(9): 1428–1438

长期不同施肥水田和旱地铁氧化物对红壤团聚体有机碳固持特性的影响*

薛亦康¹, 柳开楼², 邬磊³, 王斌¹, 张文菊³, 徐明岗⁴, 李玉娥^{1**}, 蔡岸冬^{1**}

(1. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所/农业农村部农业环境重点实验室 北京 100081; 2. 江西省红壤及种质资源研究所/农业农村部酸化土壤改良与利用重点实验室 南昌 331717; 3. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/耕地培育技术国家工程实验室 北京 100081; 4. 山西农业大学生态环境产业技术研究院/土壤环境与养分资源山西省重点实验室 太原 030031)

摘要: 红壤中铁氧化物是影响有机碳固持的主要因素之一。探究红壤旱地和水田土壤有机碳与不同形态铁氧化物的关系, 有助于理解土壤有机碳的稳定机制, 为农田合理管理提供科学依据。本文依托我国南方红壤旱地和水田长期施肥定位试验(均超35年), 分别采集长期不施肥(CK)、单施氮肥(N)、氮磷钾配施(NPK)和NPK与有机肥配施(NPKM)等4种施肥处理的土壤样品, 采用沙维诺夫干筛法获得土壤大团聚体(>2 mm)、小团聚体(0.25~2 mm)和微团聚体(<0.25 mm), 测定土壤团聚体有机碳含量及络合态、游离态和无定形等形态铁氧化物的含量。水田土壤大、小和微团聚体的平均有机碳含量分别为8.21 g·kg⁻¹、7.65 g·kg⁻¹和2.08 g·kg⁻¹, 而旱地分别为2.93 g·kg⁻¹、6.68 g·kg⁻¹和1.33 g·kg⁻¹; 水田土壤大、小和微团聚体中的平均可溶性有机碳含量分别为70.72 mg·kg⁻¹、79.83 mg·kg⁻¹和30.29 mg·kg⁻¹, 而旱地分别为7.27 mg·kg⁻¹、21.49 mg·kg⁻¹和5.88 mg·kg⁻¹。无论是旱地还是水田, 土壤小团聚体和微团聚体无定形铁氧化物含量与土壤有机碳含量均呈显著正相关关系, 土壤各粒级团聚体无定形铁氧化物含量与可溶性有机碳含量均呈显著正相关关系。水田土壤各粒级游离态铁氧化物含量与土壤有机碳含量均呈显著正相关关系, 尤以微团聚体贡献率较高。水田条件下, 土壤微团聚体中的游离态铁氧化物含量与可溶性有机碳含量呈显著正相关关系。随着土壤团聚体粒级的增加, 铁氧化物含量表现为先增加后降低的趋势。无定形铁氧化物对旱地和水田土壤有机碳均具有固持作用, 游离态铁氧化物仅对水田土壤有机碳具有固持作用。

关键词: 红壤; 旱地; 水田; 施肥; 土壤有机碳; 铁氧化物

中图分类号: S153

开放科学码(资源服务)标识码(OSID):



Effects of iron oxides on carbon sequestration characteristics of red soil aggregates in paddy fields and upland under varying long-term fertilization practices*

XUE Yikang¹, LIU Kailou², WU Lei³, WANG Bin¹, ZHANG Wenju³, XU Minggang⁴, LI Yu'e^{1**}, CAI Andong^{1**}

* 国家自然科学基金项目(42007073)和江西省“双千计划”项目(jxsq2020102116)资助

** 通信作者: 李玉娥, 主要从事农田温室气体排放核算与减排技术研究, E-mail: liyue@caas.cn; 蔡岸冬, 主要从事土壤碳循环研究, E-mail: caiandong@caas.cn

薛亦康, 主要从事土壤碳循环研究。E-mail: xyk@caas.cn

收稿日期: 2023-05-05 接受日期: 2023-06-01

* This study was supported by the National Natural Science Foundation of China (42007073) and the “Double Thousand Plan” Project of Jiangxi Province (jxsq2020102116).

** Corresponding authors: LI Yu'e, E-mail: liyue@caas.cn; CAI Andong, E-mail: caiandong@caas.cn
Received May 5, 2023; accepted Jun. 1, 2023

(1. Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences / Key Laboratory of Agricultural Environment, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100081, China; 2. Jiangxi Institute of Red Soil and Germplasm Resources / Key Laboratory of Acidified Soil Amelioration and Utilization, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanchang 331717, China; 3. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences / National Engineering Laboratory for Improving Quality of Arable Land, Beijing 100081, China; 4. Academy of Eco-environment and Industrial Technology, Shanxi Agricultural University / Shanxi Province Key Laboratory of Soil Environment and Nutrient Resources, Taiyuan 030031, China)

Abstract: Iron oxide in red soil is a critical factor regulating soil organic carbon sequestration. Our objective was to explore the relationship between soil organic carbon and iron oxide in uplands and paddies, which is beneficial for understanding the stabilization mechanism of soil organic carbon and provides scientific guidance for rational land use. Based on upland and paddy long-term fertilization experiments (over 35 years) in the red soil of southern China, the designed treatments included no fertilizer control (CK), chemical nitrogen (N), chemical nitrogen, phosphorus, and potassium fertilizers (NPK), and NPK combined with manure (NPKM). According to the method of Shavinov, the dry screening of soil aggregates was used to obtain large soil macroaggregates (>2 mm), small aggregates (0.25–2 mm), and microaggregates (<0.25 mm). All soil aggregates were used to determine soil organic carbon, soil dissolved organic carbon, complex iron oxide, free iron oxide, amorphous iron oxide, and iron activity. Compared with CK, NPK and NPKM treatments in uplands decreased soil macroaggregates but significantly increased soil small aggregates and microaggregates. N, NPK, and NPKM treatments in paddy reduced soil macroaggregates but increased small aggregates. The average organic carbon contents of soil aggregates were 8.21, 7.65, and 2.08 g·kg⁻¹ in paddy fields, and 2.93, 6.68, and 1.33 g·kg⁻¹ soil in uplands, respectively. The average contents of dissolved organic carbon in macroaggregates, small aggregates and microaggregates in paddy soils were 70.72, 79.83, and 30.29 mg·kg⁻¹, respectively, whereas those in upland soils were 7.27, 21.49, and 5.88 mg·kg⁻¹, respectively, under treatments of N, NPK and NPKM. For upland, the amorphous iron oxides in macroaggregates, small aggregates, and microaggregates under NPKM treatment were 2.45, 7.62, and 1.82 g·kg⁻¹, respectively, which was significantly higher than that in CK, N, and NPK. For paddy, the amorphous iron oxides in soil macroaggregates, small aggregates, and microaggregates under NPKM treatment were 5.27, 6.45, and 2.83 g·kg⁻¹, respectively. Compared with CK, NPKM treatment significantly increased the free iron oxides in each soil aggregate, and N treatment significantly increased only the free iron oxides in soil microaggregates. There was no significant difference in the free iron oxides in macroaggregates and small aggregates under N, NPK, and NPKM treatments. The iron oxides contents first increased and then decreased with soil aggregate size. For uplands, the amorphous iron oxide in small aggregates and microaggregates was positively correlated with soil organic carbon, with slopes of 0.64 and 0.45, respectively. The amorphous iron oxide in macroaggregates, small aggregates, and microaggregates was positively correlated with soil dissolved organic carbon, with slopes of 10.33, 7.36, and 7.34, respectively. For paddy, the free iron oxide in macroaggregates, small aggregates, and microaggregates showed a significant positive correlation with soil organic carbon, with slopes of 0.45, 0.29, and 0.84, respectively. The free iron oxide in soil microaggregates was positively correlated with soil dissolved organic carbon, with a slope of 23.12. There was a significant positive correlation between the content of amorphous iron oxide in small aggregates and microaggregates and soil organic carbon. The amorphous iron oxide in macroaggregates, small aggregates, and microaggregates was positively correlated with soil dissolved organic carbon, with slopes of 15.30, 17.91, and 13.78, respectively. In conclusion, the amorphous iron oxides has positive effect on soil carbon sequestration both in upland and paddy soils, while free iron oxides play an important role in soil carbon sequestration only in paddy fields.

Keywords: Red soil; Upland; Paddy field; Fertilize application; Soil organic carbon; Iron oxide

农田土壤有机碳是土壤的重要组成部分, 不仅对土壤的水肥条件起着至关重要的作用, 而且是全球陆地碳循环不可或缺的组成部分, 土壤有机碳的动态变化与全球气候变化密切相关^[1]。提升农田土壤有机碳已成为农业应对气候变化和助力国家“碳中和”的主要手段之一。土壤团聚体的稳定性是土壤有机碳的关键指标, 对土壤质量和生态系统的健康稳定具有重要的影响^[2]。稳定的土壤团聚体有利于形成良好的土壤结构, 为作物生长提供适宜的生长环境^[3], 保持并积累有机质和养分, 提高农田土壤有机碳和土壤肥力^[4], 减少土壤的侵蚀和流失, 维护

土壤生态系统的稳定性, 保护土壤中的微生物群落和生物多样性^[5]。土壤团聚体的组成影响土壤通气透水性。土壤团聚体中的有机物和矿物质能够提高土壤的持水能力, 同时增强土壤的通气性^[6], 并且提高土壤中的氧气含量, 促进土壤中微生物的生长和活动。研究土壤团聚体的组成和稳定性对于提高农田土壤有机碳具有重要意义。明确农田土壤有机碳稳定性及其调控机制是快速高效提升土壤有机碳的前提^[7]。土壤有机碳稳定性主要取决于其物理化学保护作用, 而铁氧化物通过与土壤有机碳络合形成稳定的有机无机复合体, 被认为是土壤有机碳的“锈

汇”^[8]。铁氧化物主要通过以下几个方面调控土壤有机碳稳定性: 1) 铁氧化物通过其巨大的比表面积和较强的化学活性与土壤有机碳结合, 形成矿物有机复合物, 改变有机碳在土壤中的溶解、迁移、转化及其生物有效性^[9]; 2) 铁氧化物通过改善团聚体结构促进有机碳的复合包裹, 阻碍了有机碳与土壤微生物和土壤酶的接触, 从而减缓了土壤有机碳矿化过程^[10]; 3) 有机肥、根系分泌物等活性有机碳组分通过活化铁氧化物形态影响土壤有机碳的稳定性^[11]; 4) 铁氧化物通过氧化还原过程调控土壤有机碳的降解, 进而影响其稳定性^[12]。

铁氧化物的存在形态、土地利用、施肥措施和活性有机碳组分是决定铁氧化物对土壤有机碳稳定性影响强弱的主要因素^[13]。铁氧化物的形态包括无定形铁氧化物、游离态铁氧化物和络合态铁氧化物, 其中, 无定形铁氧化物具有活性较高和比表面积较大的特征, 游离态铁氧化物是土壤中排除在层状硅酸盐组成部分之外的铁, 络合态铁氧化物则能与土壤腐殖质形成络合物^[14]。氧化铁不同形态的转化会影响其与土壤有机碳结合, 从而促进或抑制土壤有机碳的固持, 进而影响土壤碳循环^[12,15-16]。相对于旱地, 水稻 (*Oryza sativa*) 种植期间的淹水厌氧环境使稻田土壤的氧化还原电位降低, 氧化还原过程促进铁的活化和重结晶, 导致了土壤络合态铁氧化物含量下降, 同时无定形铁氧化物大幅度增加, 促进了土壤中铁氧化物的活化, 活化后的铁氧化物因其巨大的比表面积和较强的表面化学活性, 能够形成稳定的土壤团聚体和吸附大量的有机物质^[17]; 在稻田排水期二价还原态铁转化为无定型氧化铁, 促进其与土壤溶液中可溶性有机碳络合, 增强了土壤有机碳稳定性^[18]。施肥可以通过向土壤中输入不同的养分和外源碳, 引起土壤属性和土壤微生物群落组成的变化, 从而导致土壤中铁氧化物形态发生改变, 例如: 长期施用有机肥会增加土壤中无定形和游离态铁氧化物, 而化肥能通过降低土壤 pH 增加土壤中络合态铁氧化物^[19]。由于土壤有机碳是由不同理化性质和结构的碳组分组成, 土地利用和施肥措施等通过影响土壤团聚体形成和分配, 改变对不同形态有机碳的保护和分解转化过程, 但不同形态铁氧化物在其中的作用仍不清楚。

近年来, 越来越多的水田被改为旱地, 这种土地利用方式转变主要发生在我国南方红壤区, 该区域土壤中含有大量不同形态的铁氧化物, 对土壤有机碳的转化和稳定起到重要作用。本文以我国南方相

同母质发育的红壤性旱地和水田长期施肥定位试验站为依托, 从土壤团聚体角度出发, 研究长期不同施肥措施下水田和旱地不同形态铁氧化物与土壤团聚体有机碳之间的内在联系, 不仅有利于了解土壤有机碳的稳定机制和提升土壤有机碳含量, 也可为农田水旱转变提供科学指导。

1 材料与方 法

1.1 试验地概况

本研究选用江西省进贤县境内的旱地和稻田两个长期不同施肥定位试验, 其土壤均为第四纪红黏土发育的红壤, 两试验点均位于江西省红壤研究所内 (116°17'23"E, 28°35'15"N)。该地区属于亚热带气候区, 年平均气温为 18.1 °C, ≥ 10 °C 的积温为 6480 °C, 年平均降水量为 1537 mm, 年平均蒸发量为 1150 mm, 无霜期为 289 d, 年日照时数为 1950 h。旱地长期不同施肥定位试验始于 1986 年, 土壤初始基本理化性状为: pH 6.0, 有机碳 9.39 g·kg⁻¹、全氮 0.89 g·kg⁻¹、全磷 0.62 g·kg⁻¹、全钾 11.36 g·kg⁻¹、碱解氮 60.3 mg·kg⁻¹、速效磷 12.9 mg·kg⁻¹ 和速效钾 102 mg·kg⁻¹。种植制度为春玉米 (*Zea mays*)-秋玉米-冬闲。水田长期不同施肥定位试验始于 1981 年, 土壤初始基本理化性状为: pH 6.9, 有机碳 16.3 g·kg⁻¹、全氮 1.49 g·kg⁻¹、全磷 0.49 g·kg⁻¹、全钾 12.5 g·kg⁻¹、碱解氮 144 mg·kg⁻¹、有效磷 9.50 mg·kg⁻¹ 和速效钾 81.2 mg·kg⁻¹。种植制度为早稻-晚稻-冬闲。

1.2 施肥处理

分别从长期施肥定位水田 (始于 1981 年) 和旱地 (始于 1986 年) 试验处理中选取不施肥 (CK)、单施氮肥 (N)、施用氮磷钾化肥 (NPK)、氮磷钾化肥+有机肥 (NPKM) 等 4 个处理进行研究。旱地和水田长期试验的小区面积分别为 22.2 m² 和 46.7 m², 每个处理均为 3 次重复, 田间随机排列。所施用的化学肥料中氮肥、磷肥和钾肥分别为尿素 (含 N 46%)、钙镁磷肥 (含 P₂O₅ 12%)、氯化钾 (含 K₂O 60%)。其中磷肥和钾肥均作基肥一次性施入; 旱地氮肥 2/3 作基肥, 1/3 在苗期追肥; 水田氮肥 1/2 作基肥, 1/2 在返青期追肥。旱地试验中所用有机肥均为新鲜猪粪 (含水率为 70%)。水田试验中所用有机肥为紫云英 (*Astragalus sinicus*) (早稻) 和新鲜猪粪 (晚稻)。紫云英 (烘干基) 氮、磷和钾含量分别为 340 g·kg⁻¹、4.0 g·kg⁻¹ 和 6.0 g·kg⁻¹, 猪粪 (烘干基) 氮、磷和钾含量分别为 4.5 g·kg⁻¹、3.5 g·kg⁻¹ 和 5.0 g·kg⁻¹。有机肥全部作为基肥施入。所有处理的秸秆全部移除。旱地和水田试验各处理的具体施肥量见表 1。

表1 各处理化肥和有机肥年均施用量

Table 1 Annual application amounts of chemical fertilizers and organic fertilizer in each treatment $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$

土地利用 Land use	处理 Treatment	化肥 Chemical fertilizer			有机肥 Organic fertilizer
		N	P	K	
旱地 Upland	CK	0	0	0	0
	N	120	0	0	0
	NPK	120	60	120	0
水田 Paddy	NPKM	120	60	120	30 000
	CK	0	0	0	0
	N	180	0	0	0
	NPK	180	90	150	0
	NPKM	180	90	150	45 000

1.3 样品采集及测定

土壤样品于2020年11月中旬采集。旱地土壤样品在秋玉米收获后采集,稻田土壤样品在晚稻收获后采集。用直径5 cm土钻钻取表层土壤(0~20 cm)样品,每个小区按照“S”形随机采集5个小样,混匀作为该小区混合土壤样品^[20]。

为减少团聚体分级时对土壤团聚体的破坏并保留各团聚体中水溶性物质,土壤团聚体分级采用沙维诺夫干筛法^[21],具体步骤如下:将土壤样品中大土块按其结构轻轻剥开,所有土壤样品均过8 mm的筛子,挑去石块、石砾及明显的有机物质,放在纸上风干。每次称取上述待分级的土壤样品50 g,放入由上到下孔径依次为2 mm和0.25 mm的土筛上,底层安放底盒,以收取粒径小于0.25 mm的土壤样品,套筛顶部有筛盖。放好土壤样品的筛套用振荡式筛分仪在最大功率下振荡3 min,然后从上部依次取筛,将各级网筛的土样分别收集称重并记录,得到土壤大团聚体(>2 mm)、土壤小团聚体(0.25~2 mm)和土壤微团聚体(<0.25 mm)。各粒级土壤团聚体碾磨过0.25 mm筛后,用元素分析仪(利曼公司,EA3000)测定大团聚体、小团聚体和微团聚体中的有机碳含量。

土壤团聚体中可溶性有机碳测定:称取土壤团聚体样品4 g,按照水土比5:1加入超纯水20 mL,25 °C下250 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 旋转振荡1 h,在离心机上以4000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心20 min,过0.45 μm 滤膜,取上清液。采用总有机碳氮分析仪(MultiN/C3100,德国耶拿)测定土壤可溶性有机碳含量。

游离态铁氧化物采用连二亚硫酸钠—柠檬酸钠—重碳酸钠法提取:称取过0.25 mm筛的土样0.5 g于50 mL带盖离心管中,先加入30 mL提取剂(0.27 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 柠檬酸三钠和0.11 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 碳酸氢钠混合溶液,pH=7.3,稀盐酸调节),80 °C水浴预热15 min,加

入0.5 g连二亚硫酸钠粉末,保温15 min(期间不断振荡),然后4000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心10 min,将上清液倒于250 mL容量瓶中,向固体残渣中加入10 mL超纯水,摇匀,离心,上清液倒入对应的容量瓶,清洗步骤重复5次,将容量瓶定容待测。无定形铁氧化物采用草酸铵缓冲溶液提取:称取过0.25 mm筛的风干土样1.0 g置于100 mL锥形瓶中,在20~25 °C时按土液比1:50加入50 mL草酸铵缓冲液(0.2 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 草酸铵缓冲液,pH=3~3.2,稀草酸和氨水调节),密封后放入黑红布袋中,在振荡机上避光振荡(180 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$)2 h(或4 h),然后将溶液转移至离心管中4000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心10 min,过滤到小白瓶中待测。络合态铁氧化物采用焦磷酸钠溶液提取:称取过0.25 mm的风干土样2.0 g于100 mL白瓶中,在20~25 °C时按土液比1:20加入40 mL焦磷酸钠提取剂(0.1 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 焦磷酸钠,pH=10,NaOH或磷酸调节),摇床(180 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$)16 h后在离心机上4000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心5 min,取上清液过滤后作为待测液。所有待测液稀释5倍后,用ICP-OES(5110,安捷伦公司,美国)测定。

铁氧化物含量按照下式计算:

$$\omega(\text{Fe}) = \frac{\rho \times V \times 5}{m} \quad (1)$$

式中: $\omega(\text{Fe})$ 为土壤中氧化铁含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), ρ 为从铁标准曲线查得的铁浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), V 为显色时的定容体积(mL),5为分取倍数, m 为土样质量(g)。

将单位重量的不同粒级团聚体中的土壤有机碳含量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、土壤可溶性有机碳含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和土壤铁氧化物含量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)乘以干筛法获得的团聚体质量比例(%),换算为单位重量土壤中不同粒级团聚体的有机碳含量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、可溶性有机碳含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和土壤铁氧化物含量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$),分析长期不同施肥的水田和旱地单位重量土壤中不同粒级团聚体的有机碳含量、可溶性有机碳含量及土壤铁氧化物的关系。

土壤铁活度按照下式计算:

$$\text{土壤铁活度}(\%) = 100 \times \text{无定形氧化铁含量} / \text{游离态氧化铁含量} \quad (2)$$

1.4 统计分析

数据分析和作图利用Excel 2016、SPSS 25.0和Origin 2016完成。采用单因素方差分析和Duncan法比较旱地和水田不同施肥处理下土壤各团聚体中有机碳含量、可溶性有机碳含量、无定形铁氧化物含量、游离态铁氧化物含量、络合态铁氧化物含量和铁活度的差异性($P<0.05$)。图表中数值均为平均值。

2 结果与分析

2.1 长期不同施肥处理下土壤团聚体质量分配比例

长期不同施肥处理显著影响旱地和水田条件下土壤团聚体质量分配比例(图 1)。旱地条件下,与 CK 相比, NPK 和 NPKM 处理均显著降低了土壤大团聚体(>2 mm)的质量比例,均显著增加了土壤小团聚体(0.25~2 mm)和土壤微团聚体(<0.25 mm)的质量比例($P<0.05$)。水田条件下,与 CK 相比, N、NPK 和 NPKM 处理土壤大团聚体的质量比例分别降低了 4.18%、3.12% 和 9.60% ($P<0.05$), 土壤小团聚体的质量比例分别增加了 2.30%、3.30% 和 5.36% ($P<0.05$); NPKM 处理下土壤微团聚体的质量比例为 14.54%, 显著高于其他处理($P<0.05$)。

2.2 长期不同施肥处理下土壤团聚体有机碳含量

表 2 表明水田各粒级土壤团聚体有机碳含量均

高于旱地,并且有机肥施用可以提升水田各粒级土壤团聚体有机碳含量。水田土壤中大团聚体、小团聚体和微团聚体的平均有机碳含量分别为 $8.21 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $7.65 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2.08 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 是旱地的 2.81 倍、1.15 倍和 1.56 倍(表 2)。旱地各粒级土壤团聚体有机碳含量表现为: 小团聚体>大团聚体>微团聚体; NPKM 处理下土壤小团聚体的有机碳含量为 $8.79 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 显著高于 CK、N 和 NPK ($P<0.05$), 后三者之间无显著差异; 与 CK 相比, N、NPK 和 NPKM 处理均显著增加了土壤微团聚体的有机碳含量($P<0.05$), 分别提高 20.6%、50.5% 和 77.3%。水田土壤中大和小团聚体的有机碳含量高于微团聚体; 与 CK 相比, NPK 和 NPKM 处理均能增加土壤各团聚体中的有机碳含量。其中, NPK 处理下土壤大团聚体有机碳含量的增加幅度(19.9%) 高于 NPKM(13.5%), 而

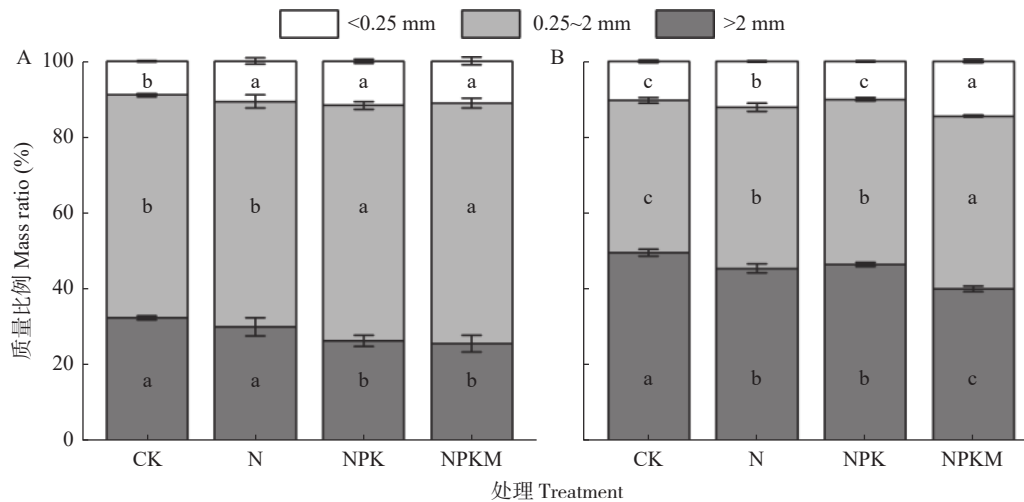


图 1 不同施肥处理旱地(A)和水田(B)土壤各粒级团聚体的质量比例

Fig. 1 Mass ratios of soil aggregates with different sizes in the upland (A) and paddy (B) soils under long-term different fertilization treatments

不同处理具体情况见表 1, 同颜色柱子不同小写字母表示不同施肥处理在 $P<0.05$ 水平差异显著。Details of the treatments can be seen in Table 1. Different lowercase letters indicate significant differences at $P<0.05$ level among different fertilization treatments.

表 2 长期不同施肥下旱地和水田土壤各粒级团聚体中有机碳含量

Table 2 Organic carbon contents of soil aggregates with different sizes in upland and paddy soils under long-term different fertilization treatments $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

处理 Treatment	旱地 Upland			水田 Paddy		
	大团聚体 Macroaggregate (>2 mm)	小团聚体 Small aggregate (0.25~2 mm)	微团聚体 Microaggregate (<0.25 mm)	大团聚体 Macroaggregate (>2 mm)	小团聚体 Small aggregate (0.25~2 mm)	微团聚体 Microaggregate (<0.25 mm)
CK	3.01±0.08a	5.64±0.07b	0.97±0.01d	7.41±0.43b	5.80±0.41c	1.43±0.14d
N	2.77±0.03a	5.88±0.19b	1.17±0.02c	8.13±0.20ab	7.47±0.31b	2.10±0.01b
NPK	2.84±0.02a	6.40±0.11b	1.46±0.02b	8.89±0.20a	7.85±0.21b	1.80±0.03c
NPKM	3.08±0.21a	8.79±0.68a	1.72±0.07a	8.41±0.24a	9.48±0.24a	2.98±0.01a

不同处理具体情况见表 1, 同列不同小写字母表示不同施肥处理在 $P<0.05$ 水平差异显著。Details of the treatments can be seen in Table 1. Different lowercase letters indicate significant differences at $P<0.05$ level among different fertilization treatments.

NPKM 处理下土壤中的小团聚体和微团聚体的有机碳含量的增加幅度分别为 63.4% 和 108.4%, 明显高于 NPK 处理的增幅 (35.3% 和 25.8%)。

2.3 长期不同施肥处理下土壤团聚体可溶性有机碳含量及其与土壤有机碳的关系

表 3 表明水田土壤各团聚体可溶性有机碳含量均高于旱地, 且有机肥施用可以显著提升水田和旱地各粒级土壤团聚体可溶性有机碳含量。水田土壤的大团聚体、小团聚体和微团聚体中的平均可溶性有机碳含量分别为 70.72 mg·kg⁻¹、79.83 mg·kg⁻¹和 30.29 mg·kg⁻¹, 是旱地的 9.7 倍、3.7 倍和 5.2 倍(表 3)。对于旱地而言, NPKM 处理下土壤大团聚体、小团聚体和微团聚体中的可溶性有机碳含量分别为 16.08 mg·kg⁻¹、46.11 mg·kg⁻¹和 12.82 mg·kg⁻¹, 显著高于 CK、N 和 NPK ($P<0.05$); 与 CK 相比, N 处理显著降低土壤大团聚体中的可溶性有机碳含量, NPKM 显著增加了土壤大团聚体、小团聚体和微团聚体中的可溶性有机碳含量 ($P<0.05$)。对于水田而言, NPKM

处理下土壤中的大团聚体、小团聚体和微团聚体中的可溶性有机碳含量分别为 98.20 mg·kg⁻¹、130.30 mg·kg⁻¹和 50.39 mg·kg⁻¹, 显著高于 CK、N 和 NPK ($P<0.05$); 与 CK 相比, N 处理并没有显著改变土壤各粒级团聚体可溶性有机碳含量, NPK 处理显著降低了土壤微团聚体中的可溶性有机碳含量 ($P<0.05$)。

旱地土壤中的大团聚体、小团聚体和微团聚体总有机碳与可溶性有机碳含量呈显著的正相关关系 ($P<0.01$, 图 2), 其斜率分别为 21.59、9.90 和 12.20。水田土壤中的小团聚体和微团聚体总有机碳与可溶性有机碳含量呈显著的正相关关系 ($P<0.01$, 图 2), 其斜率分别为 15.00 和 17.93。不同处理间有机碳与可溶性有机碳线性相关的斜率差异表明不同粒级团聚体土壤可溶性有机碳对土壤有机碳的敏感性不同。

2.4 长期不同施肥处理下土壤铁氧化物含量

旱地土壤小团聚体不同铁氧化物含量和铁活度高于大团聚体和微团聚体(表 4)。与 CK 相比, N 和 NPK 处理显著增加了土壤各粒级团聚体中的络合态

表 3 长期不同施肥处理下旱地和水田土壤各团聚体中可溶性有机碳含量

Table 3 Dissolved organic carbon contents in soil aggregates with different sizes in upland and paddy under long-term different fertilization treatments

处理 Treatment	旱地 Upland			水田 Paddy		
	大团聚体 Macroaggregate	小团聚体 Small aggregate	微团聚体 Microaggregate	大团聚体 Macroaggregate	小团聚体 Small aggregate	微团聚体 Microaggregate
	(>2 mm)	(0.25~2 mm)	(<0.25 mm)	(>2 mm)	(0.25~2 mm)	(<0.25 mm)
CK	4.85±0.12b	15.63±2.02b	2.86±0.14c	62.03±11b	61.77±7.38b	24.69±1.35b
N	3.55±0.24c	10.86±0.68b	3.15±0.08bc	55.62±0.85b	62.77±1.75b	26.05±0.81b
NPK	4.61±0.34b	13.37±1.57b	4.69±0.31b	67.03±0.81b	64.46±8.89b	20.02±0.37c
NPKM	16.08±0.05a	46.11±2.31a	12.82±0.90a	98.20±7.94a	130.30±11.29a	50.39±1.46a

不同处理具体情况见表 1, 同列不同小写字母表示不同施肥处理在 $P<0.05$ 水平差异显著。Details of the treatments can be seen in Table 1. Different lowercase letters indicate significant differences at $P<0.05$ level among different fertilization treatments.

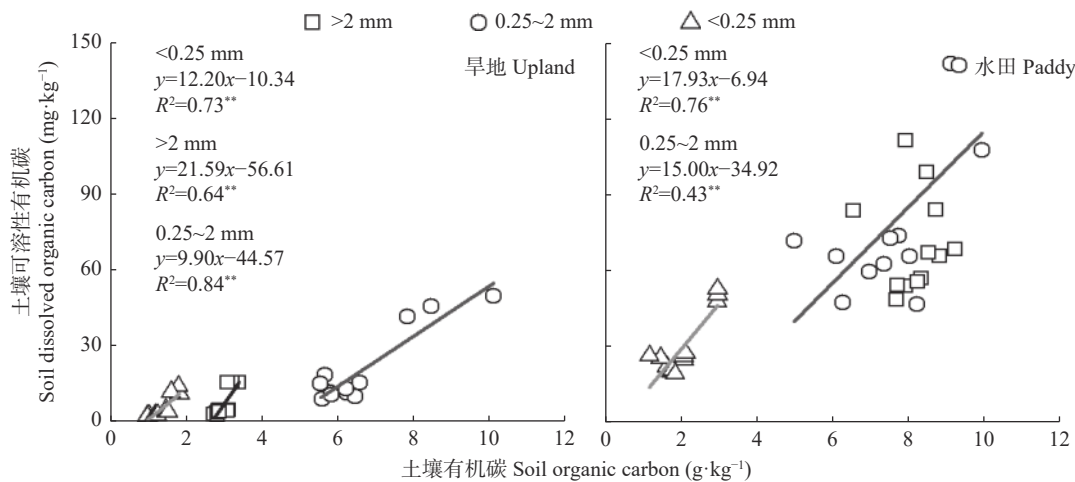


图 2 长期不同施肥处理下旱地和水田各粒级团聚体中土壤有机碳与土壤可溶性有机碳的关系

Fig. 2 Relationship between organic carbon and dissolved organic carbon in soil aggregates with different sizes in upland and paddy under long-term different fertilization treatments

**表示在 $P<0.01$ 水平存在显著相关关系。 ** indicates significant correlations at $P<0.01$ level.

铁氧化物含量 ($P<0.05$)。NPKM 处理下土壤大团聚体、小团聚体和微团聚体中的无定形铁氧化物含量显著高于 CK、N 和 NPK 处理。NPK 处理下土壤大团聚体中的游离态铁含量显著低于 CK、N 和 NPKM。与 CK 相比, NPKM 处理土壤大团聚体、小团聚体和微团聚体中的铁活度分别提高 52.6%、116.6% 和 301.3% ($P<0.05$); NPK 处理土壤大团聚体和小团聚体中的铁活度分别提高 46.5% 和 76.8% ($P<0.05$)。整体而言, 随着土壤团聚体粒径的增加, 铁氧化物含量表现为先增加后降低的趋势。

对于水田而言, 土壤微团聚体中的铁氧化物含量和铁活度明显低于大团聚体和小团聚体 (表 4)。NPKM 处理下土壤微团聚体中的络合态铁氧化物含量显著高于 CK、N 和 NPK ($P<0.05$)。NPKM 处理下土壤中的大团聚体、小团聚体和微团聚体中的无定形铁氧化物含量显著高于 CK、N 和 NPK ($P<0.05$); 与 CK 相比, NPK 处理均能显著增加土壤各粒级团聚体中的无定形铁氧化物含量 ($P<0.05$)。N、NPK 和 NPKM 处理下土壤大团聚体和小团聚体中的游离态铁氧化物含量无显著差异; 与 CK 相比, NPKM 处理显著增加了土壤各团聚体中的游离态铁氧化物含量, N 处理显著增加了土壤微团聚体中的游离态铁氧化物含量 ($P<0.05$)。与 CK 相比, NPKM 处理土壤小团聚体和微团聚体中的铁活度分别提高 125.9%

和 252.7% ($P<0.05$), N 和 NPK 处理显著降低土壤大团聚体中的铁活度, 显著增加土壤微团聚体中的铁活度 ($P<0.05$)。

2.5 长期不同施肥处理下土壤铁氧化物与土壤有机碳的关系

对于旱地而言, 仅土壤无定形铁氧化物含量与土壤有机碳含量之间存在显著相关关系 (表 5)。土壤小团聚体和微团聚体无定形铁氧化物含量与土壤有机碳含量呈显著的正相关关系, 其斜率分别为 0.64 和 0.45; 土壤大团聚体、小团聚体和微团聚体的无定形铁氧化物含量与土壤可溶性有机碳含量均呈显著正相关关系, 其斜率分别为 10.33、7.36 和 7.34。对于水田而言, 土壤大团聚体、小团聚体和微团聚体的游离态铁氧化物含量与土壤有机碳含量均呈显著正相关关系, 其斜率分别为 0.29、0.84 和 1.19; 土壤微团聚体中的游离态铁氧化物含量与土壤可溶性有机碳含量呈显著正相关关系, 其斜率为 23.12。土壤小团聚体和微团聚体的无定形铁氧化物含量与土壤有机碳含量均呈显著正相关关系; 土壤大团聚体、小团聚体和微团聚体无定形铁氧化物含量与土壤可溶性有机碳含量均呈显著正相关关系, 其斜率分别为 15.30、17.91 和 13.78。整体而言, 无定形铁氧化物对旱地土壤碳起到一定固持作用, 游离态铁氧化物在水田土壤固碳中扮演重要作用 (图 3)。

表 4 长期不同施肥处理下旱地和水田土壤各团聚体中的各种铁氧化物含量和铁活度

Table 4 Iron oxide contents and iron activities of soil aggregates with different sizes in upland and paddy under long-term different fertilization treatments

铁氧化物类型 Iron oxide form	处理 Treatment	旱地 Upland			水田 Paddy		
		大团聚体 Macroaggregates (>2 mm)	小团聚体 Small aggregates (0.25~2 mm)	微团聚体 Microaggregates (<0.25 mm)	大团聚体 Macroaggregates (>2 mm)	小团聚体 Small aggregates (0.25~2 mm)	微团聚体 Micro aggregates (<0.25 mm)
游离态铁氧化物 Free iron oxide (g·kg ⁻¹)	CK	8.86±0.53a	15.63±1.67ab	2.36±0.08a	7.70±0.98b	9.24±0.89b	2.57±0.05c
	N	7.78±0.71a	15.14±2.05ab	2.16±0.15a	9.57±0.83ab	10.77±0.26ab	3.05±0.15b
	NPK	4.98±0.40b	10.70±0.41b	2.84±0.33a	11.82±0.20a	11.94±0.10a	2.65±0.05c
	NPKM	7.19±0.36a	18.26±1.14a	2.74±0.26a	10.64±0.35a	12.08±0.09a	3.69±0.01a
络合态铁氧化物 Complex iron oxide (g·kg ⁻¹)	CK	0.29±0.05c	0.59±0.08c	0.11±0.02c	1.59±0.08a	1.62±0.13ab	0.45±0.06b
	N	0.55±0.11b	1.74±0.30ab	0.45±0.02a	1.47±0.23a	1.10±0.14b	0.49±0.06b
	NPK	0.82±0.02a	2.43±0.48a	0.44±0.03a	1.22±0.13a	1.09±0.10b	0.48±0.03b
	NPKM	0.31±0.06c	0.97±0.17bc	0.31±0.02b	1.65±0.20a	2.06±0.23a	0.68±0.04a
无定形铁氧化物 Amorphous iron oxide (g·kg ⁻¹)	CK	1.57±0.06b	3.20±0.15b	0.49±0.06c	2.79±0.11c	2.42±0.06c	0.79±0.03c
	N	1.79±0.10b	3.78±0.11b	0.58±0.06b	2.66±0.05c	2.77±0.09bc	0.97±0.02b
	NPK	1.58±0.03b	3.74±0.22b	0.71±0.02b	3.37±0.12b	3.51±0.14b	0.98±0.03b
	NPKM	2.45±0.25a	7.62±0.55a	1.83±0.01a	5.27±0.30a	6.45±0.52a	2.83±0.02a
铁活度 Iron activity (%)	CK	5.78±0.51b	12.32±1.34c	1.86±0.28b	18.54±2.54a	10.79±1.27b	3.16±0.11c
	N	6.77±0.27ab	15.54±2.10bc	2.93±0.44b	12.82±1.32b	10.98±0.38b	3.89±0.13b
	NPK	8.47±0.58a	21.78±2.02ab	2.95±0.30b	13.18±0.49b	12.80±0.44b	3.74±0.18b
	NPKM	8.82±1.35a	26.68±2.26a	7.45±0.68a	19.77±1.35a	24.39±2.15a	11.13±0.09a

同列不同小写字母表示不同施肥处理同种铁氧化物含量在 $P<0.05$ 水平差异显著。Different lowercase letters in the same column indicate significant differences at $P<0.05$ level among different fertilization treatments for the same soil iron oxide type.

表 5 旱地和水田土壤不同粒级团聚体铁氧化物与土壤有机碳的关系

Table 5 Relationship between iron oxides and soil organic carbon in soil aggregates with different size in upland and paddy soils

土地利用 Land use	铁氧化物类型 Iron oxide form	团聚体粒级 Soil aggregates size (mm)	土壤有机碳含量 Soil organic carbon content			土壤可溶性有机碳含量 Soil dissolved organic carbon content		
			R^2	斜率 Slope	截距 Interception	R^2	斜率 Slope	截距 Interception
旱地 Upland	游离态铁氧化物 Free iron oxide	>2	0.10	0.04	2.64	0.00	-0.05	7.65
		0.25~2	0.12	0.14	4.60	0.33	2.46	-15.27
		<0.25	0.20	0.30	0.56	0.12	3.35	-2.56
	络合态铁氧化物 Complex iron oxide	>2	0.28	-0.45	3.15	0.21	-9.95	12.19
		0.25~2	0.01	-0.16	6.90	0.14	-6.56	30.88
		<0.25	0.19	0.89	1.04	0.00	0.59	5.69
无定形铁氧化物 Amorphous iron oxide	>2	0.00	-0.01	2.94	0.68**	10.33	-11.78	
	0.25~2	0.74**	0.64	3.76	0.85**	7.36	-12.27	
	<0.25	0.72**	0.45	0.93	0.95**	7.34	-0.74	
水田 Paddy	游离态铁氧化物 Free iron oxide	>2	0.62**	0.29	5.29	0.05	2.42	46.66
		0.25~2	0.65**	0.84	-1.61	0.14	8.80	-17.03
		<0.25	0.89**	1.19	-1.48	0.80**	23.12	-38.82
	络合态铁氧化物 Complex iron oxide	>2	0.13	-0.81	9.41	0.02	10.14	55.69
		0.25~2	0.12	1.04	6.12	0.39	42.57	17.37
		<0.25	0.51*	3.67	0.14	0.62**	82.88	-13.36
无定形铁氧化物 Amorphous iron oxide	>2	0.10	0.19	7.53	0.75**	15.30	16.84	
	0.25~2	0.67**	0.69	5.04	0.87**	17.91	12.01	
	<0.25	0.85**	0.64	1.18	0.93**	13.78	11.15	

*和**分别表示显著($P<0.05$)和极显著($P<0.01$)相关。* and ** indicate significant correlation at $P<0.05$ and $P<0.01$ levels, respectively.

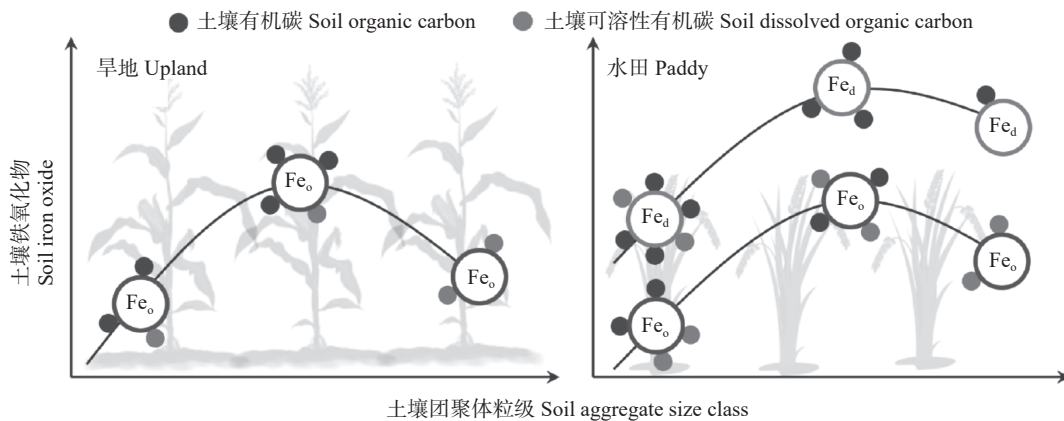


图 3 旱地和水田条件下不同形态铁氧化物对土壤固碳作用的概念图

Fig. 3 Conceptual map of the effects of different forms of iron oxides on soil carbon sequestration of upland and paddy

Fe_o: 无定形铁氧化物; Fe_f: 游离态铁氧化物。Fe_a: amorphous iron oxide; Fe_f: free iron oxide.

3 讨论

土壤有机碳是土壤肥力的核心, 明确土壤有机碳的固持机理是提升农田土壤肥力的核心之一^[22]。本研究表明, 水田大团聚体中有机碳含量显著高于旱地, 其原因可能有两点: 1) 水稻的根系分泌物、根茬等外源有机物料中碳输入量高于旱地作物^[23], 而且水田条件下外源有机物料的腐殖化系数 (35%) 明显高于旱地, 尤其是玉米田 (28%)^[24]; 根据土壤团聚体形成理论, 未被分解的外源有机物料会被土壤大团聚体包裹, 从而有利于水田土壤大团聚体有机碳含量的提高^[4]。2) 外源有机物料中的碳被土壤团聚

体包裹后以颗粒态的形式存在于土壤孔隙中, 相对于小团聚体和微团聚体, 大团聚体孔隙度较高, 微生物活性较高, 但在淹水条件下, 水田大团聚体的孔隙度比旱地显著降低, 微生物活性也较低, 较低的微生物活性将直接阻碍分解进程, 从而有利于水田土壤大团聚体有机碳的累积^[25]。

已有研究表明, 施用化肥或有机肥对土壤各粒级团聚体有机碳含量高于^[26]、低于^[27]以及无异于^[28]不施肥处理, 说明不同粒级土壤团聚体有机碳含量对施肥的敏感程度不同。本研究表明水田的化肥配施有机肥处理各粒级团聚体有机碳含量均显著高于不施肥处理, 其可能的原因有以下 2 点: 1) 与不施肥

相比,化肥施用为提高作物产量的同时也增加了地下生物量,促进了根的周转从而增加了有机碳含量^[29]。2) 有机肥施用不仅直接输入了有机碳,并且能够改善土壤养分状况,提高土壤微生物多样性以及酶活性,进而提升土壤有机碳含量^[30]。

土壤可溶性有机碳主要来源于植物凋落物、土壤腐殖质、微生物和根系及其分泌物,是土壤活性碳库,表征短期土壤肥力。李忠佩等^[31]研究结果表明水田土壤可溶性有机碳高于旱地。本研究表明,水田土壤各团聚体中可溶性有机碳均显著高于旱地(表 3, $P < 0.05$),与前人结论一致。其原因可能有以下 3 点: 1) 与旱地相比,水田常处于干湿交替状态,这一过程促进了土壤有机碳的分解,从而形成了更多的土壤可溶性有机碳^[32]。2) 土壤可溶性有机碳是微生物重要的物质和能量来源,水田中的微生物活性低,有利于土壤可溶性有机碳的累积。3) 水田和旱地长期定位试验起始土壤的有机碳含量本身存在差异。与旱地相比,水田起始土壤具有较高的土壤有机碳,这种起始土壤间的有机碳含量差异可能使得水田可溶性有机碳含量高于旱地。本研究还发现,相对于 CK,单施氮肥显著降低旱地土壤大团聚体中可溶性有机碳含量,原因可能是土壤大团聚体的微生物活性高,单施氮肥会诱导微生物群落的改变,在充足的氮素供应下,土壤微生物会优先利用土壤大团聚体中的可溶性有机碳以满足自身的生长^[33]。

由于土壤团聚体的异质性,不同形态的铁氧化物在不同土壤团聚体中的分布存在显著差异^[34]。本研究结果表明,大团聚体中的铁氧化物含量低于小团聚体,而微团聚体中铁氧化物含量最低,验证了小团聚体中铁氧化物的物理保护。旱地条件下,铁活度表现为小团聚体>大团聚体>微团聚体,则说明不同粒级团聚体形成的微环境具有不同的氧化还原条件^[35],使得铁氧化物在不同粒级团聚体中具有不同程度的转化。游离态氧化铁可有效吸附在黏粒上形成氧化膜或复合物,使土壤颗粒紧密结合,形成稳固的土壤结构从而提高团聚体稳定性。本研究表明无定形和络合态铁氧化物对土壤团聚体稳定性具有一定贡献。有机络合物可以吸附在铁氧化物表面,形成有机无机复合物提高土壤团聚体稳定性。

铁氧化物具有较强的表面活性,是促进土壤团聚体形成的重要胶结物质,其形态和含量受施肥管理和土地利用等多因素的共同影响^[36]。本试验中水田频繁的干湿交替环境加速了铁的氧化还原和活化过程,从而影响了各形态铁氧化物之间的转化^[37]。化

肥配施有机肥提高了土壤活性铁氧化物含量(表 4),可能是由于化肥配施有机肥增加了小分子有机酸等根系分泌物输入,提高了土壤铁活化度。水田和旱地有机无机肥配施处理下不同团聚体无定形铁氧化物含量显著高于其他施肥处理,表明施用有机肥能显著增加土壤各团聚体中无定形铁含量,促进不同团聚体中的有机碳与无定形铁氧化物结合形成稳定的有机无机复合物,使土壤有机碳含量高于其他处理。有机肥输入能活化铁氧化物或缓解铁氧化物老化过程,提升铁氧化物的活化度^[38],促进土壤有机碳积累和稳定^[39]。

无定形铁氧化物与水田和旱地土壤有机碳均有显著正相关关系(表 5),表明无定形铁氧化物对旱地和水田土壤有机碳均具有固持作用,与万丹等^[40]研究结果一致。其原因可能是无定形铁氧化物可以通过吸附作用从空间上减少微生物对土壤有机碳的接触,从而抑制有机碳的矿化作用,直接促进土壤有机碳的固定^[41]。除了吸附作用外,无定形铁氧化物还会通过释放其本身富含的羟基来与其他配位体进行交换,在土壤中充当絮凝剂来促进大团聚体的形成,从而间接影响有机碳的稳定^[42]。相比于游离态铁氧化物和络合态铁氧化物,无定形铁氧化物还具有更大的表面积和更高的表面活性,因此其具有更强的胶结能力^[17]。不论是水田还是旱地,土壤中均含有大量的无定形铁氧化物,较高的铁碳比例使得无定形铁氧化物对土壤有机碳具有相对饱和的固定作用,稀释了水田和旱地之间水分差异的影响^[21]。南方土壤的铁氧化物多以游离态的形式存在,游离态铁氧化物通过促进土壤团聚体形成和提高土壤团聚体稳定性固定土壤有机碳,但是其仅对水田起作用(表 5)。游离态铁氧化物表面常带不同类型和数量的电荷^[43],使其能够吸附在土壤黏粒表面,从而形成致密的氧化物薄膜,提高土壤紧实度,形成稳定的团聚体,促进土壤团聚体的形成^[44],从而影响有机碳的固持。土壤团聚体的稳定性与游离态铁氧化物含量呈显著正相关关系,游离态铁氧化物通过络合作用与有机碳形成化学稳定性有机碳,增强土壤团聚体的强度。已有研究表明游离态铁氧化物易与黏土矿物相结合,这种复合结构的形成可提高土壤团聚体的稳定^[45]。

4 结论

水田和旱地间有机碳含量的差异主要存在于土壤大团聚体,施用有机肥可显著提高水田土壤各粒级有机碳含量;随着土壤团聚体粒级的增加,铁氧化

物含量表现为先增加后降低的趋势; 与不施肥相比, 施用有机肥能显著增加旱地和水田土壤各团聚体中无定形铁氧化物含量, 显著增加水田下土壤各团聚体中游离态铁氧化物含量; 无定形铁氧化物对旱地和水田土壤有机碳均具有固持作用, 游离态铁氧化物对水田土壤有机碳具有固持作用。综上所述, 化肥配施有机肥可显著提高农田铁氧化物含量, 进而提升土壤固碳能力, 对生态低碳农业发展及助力国家“碳中和”目标具有重要意义。

参考文献 References

- [1] REEVES D W. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems[J]. *Soil and Tillage Research*, 1997, 43(1/2): 131–167
- [2] LEHMANN J, KLEBER M. The contentious nature of soil organic matter[J]. *Nature*, 2015, 528(7580): 60–68
- [3] BRONICK C J, LAL R. Soil structure and management: a review[J]. *Geoderma*, 2005, 124(1/2): 3–22
- [4] OADES J M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management[J]. *Plant and Soil*, 1984, 76(1): 319–337
- [5] WARDLE D A, BARDGETT R D, KLIRONOMOS J N, et al. Ecological linkages between aboveground and belowground biota[J]. *Science*, 2004, 304(5677): 1629–1633
- [6] TISDALL J M, OADES J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils[J]. *Journal of Soil Science*, 1982, 33(2): 141–163
- [7] 刘满强, 胡锋, 陈小云. 土壤有机碳稳定机制研究进展[J]. *生态学报*, 2007, 27(6): 2642–2650
LIU M Q, HU F, CHEN X Y. A review on mechanisms of soil organic carbon stabilization[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(6): 2642–2650
- [8] LALONDE K, MUCCI A, OUELLET A, et al. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron[J]. *Nature*, 2012, 483(7388): 198–200
- [9] KAISER K, GUGGENBERGER G. Mineral surfaces and soil organic matter[J]. *European Journal of Soil Science*, 2003, 54(2): 219–236
- [10] KLEBER M, EUSTERHUES K, KEILUWEIT M, et al. Mineral-organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments[J]. *Advances in Agronomy*, 2015, 130: 1–140
- [11] PONNAMPERUMA F N. The chemistry of submerged soils[J]. *Advances in Agronomy*, 1972, 24: 29–96
- [12] YU G H, KUZYAKOV Y. Fenton chemistry and reactive oxygen species in soil: Abiotic mechanisms of biotic processes, controls and consequences for carbon and nutrient cycling[J]. *Earth-Science Reviews*, 2021, 214: 103525
- [13] 段勋, 李哲, 刘淼, 等. 铁介导的土壤有机碳固持和矿化研究进展[J]. *地球科学进展*, 2022, 37(2): 202–211
DUAN X, LI Z, LIU M, et al. Progress of the iron-mediated soil organic carbon preservation and mineralization[J]. *Advances in Earth Science*, 2022, 37(2): 202–211
- [14] 王璐莹, 秦雷, 吕宪国, 等. 铁促进土壤有机碳累积作用研究进展[J]. *土壤学报*, 2018, 55(5): 1041–1050
WANG L Y, QIN L, LYU X G, et al. Progress in researches on effect of iron promoting accumulation of soil organic carbon[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55(5): 1041–1050
- [15] CHEN C M, HALL S J, COWARD E, et al. Iron-mediated organic matter decomposition in humid soils can counteract protection[J]. *Nature Communications*, 2020, 11(1): 1–13
- [16] HUANG W J, HALL S J. Elevated moisture stimulates carbon loss from mineral soils by releasing protected organic matter[J]. *Nature Communications*, 2017, 8(1): 1–10
- [17] HOU T, XU R K, ZHAO A Z. Interaction between electric double layers of kaolinite and Fe/Al oxides in suspensions[J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2007, 297(1/3): 91–94
- [18] DUBINSKY E A, SILVER W L, FIRESTONE M K. Tropical forest soil microbial communities couple iron and carbon biogeochemistry[J]. *Ecology*, 2010, 91(9): 2604–2612
- [19] 袁程, 王月, 韩晓日, 等. 长期定位施肥对土壤铁、锰形态及剖面分布的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2012, 18(1): 115–122
YUAN C, WANG Y, HAN X R, et al. Effects of long-term fertilization distributions on forms of Fe and Mn and their distributions in soil profiles[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2012, 18(1): 115–122
- [20] WANG Y L, TANG J W, ZHANG H L, et al. Aggregate-associated organic carbon and nitrogen impacted by the long-term application of fertilizers, rice straw, and pig manure[J]. *Soil Science*, 2014, 179(10/11): 522–528
- [21] KEMPER W D, ROSENAU R C. Aggregate stability and size distribution[M]//KLUTE A. *Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods*. Madison, WI: ASA, 1986: 425–442
- [22] 杨瑞吉, 杨祁峰, 牛俊义. 表征土壤肥力主要指标的研究进展[J]. *甘肃农业大学学报*, 2004, 39(1): 86–91
YANG R J, YANG Q F, NIU J Y. Research progress on soil fertility major indexes[J]. *Journal of Gansu Agricultural University*, 2004, 39(1): 86–91
- [23] 王小利, 苏以荣, 黄道友, 等. 土地利用对亚热带红壤低山区土壤有机碳和微生物碳的影响[J]. *中国农业科学*, 2006, 39(4): 750–757
WANG X L, SU Y R, HUANG D Y, et al. Effects of land use on soil organic C and microbial biomass C in hilly red soil region in subtropical China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(4): 750–757
- [24] CAI Z J, WANG B R, XU M G, et al. Intensified soil acidification from chemical N fertilization and prevention by manure in an 18-year field experiment in the red soil of Southern China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(2): 260–270
- [25] KALBITZ K, SOLINGER S, PARK J H, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review[J]. *Soil Science*, 2000, 165(4): 277–304
- [26] 鲁艳红. 长期施肥条件下红壤性水稻土有机质特征及其与土壤质量的关系[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2011
LU Y H. Studies on characteristics of soil organic matter and its

- relate to soil quality in reddish paddy soil under long-term fertilization[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2011
- [27] 曾希柏, 柴彦君, 俄胜哲, 等. 长期施肥对灌漠土团聚体及其稳定性的影响[J]. 土壤通报, 2014, 45(4): 783-788
ZENG X B, CHAI Y J, E S Z, et al. Effects of long-term fertilization on soil aggregate and its stability in irrigated desert soil of China[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2014, 45(4): 783-788
- [28] 张久明, 迟凤琴, 韩锦泽, 等. 长期不同施肥黑土团聚体有机碳分布特征[J]. 土壤与作物, 2017, 6(1): 49-54
ZHANG J M, CHI F Q, HAN J Z, et al. SOC distribution characteristics of mollisols aggregates in different long-term fertilization systems[J]. Soils and Crops, 2017, 6(1): 49-54
- [29] 蔡岸冬, 张文菊, 杨品品, 等. 基于Meta-Analysis研究施肥对中国农田土壤有机碳及其组分的影响[J]. 中国农业科学, 2015, 48(15): 2995-3004
CAI A D, ZHANG W J, YANG P P, et al. Effect degree of fertilization practices on soil organic carbon and fraction of croplands in China based on Meta-Analysis[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2015, 48(15): 2995-3004
- [30] JIANG M B, WANG X H, LIUSUI Y H, et al. Diversity and abundance of soil animals as influenced by long-term fertilization in grey desert soil, China[J]. Sustainability, 2015(7): 10837-10853
- [31] 李忠佩, 张桃林, 陈碧云. 可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系[J]. 土壤学报, 2004(4): 544-552
LI Z P, ZHANG T L, CHEN B Y. Dynamics of soluble organic carbon and its relation to mineralization of soil organic carbon[J]. Acta Pedologica Sinica, 2004(4): 544-552
- [32] WANG F L, BETTANY J R. Influence of freeze-thaw and flooding on the loss of soluble organic carbon and carbon dioxide from soil[J]. Journal of Environmental Quality, 1993, 22(4): 709-714
- [33] 黄龙, 包维楷, 李芳兰, 等. 土壤结构和植被对土壤微生物群落的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2021, 27(6): 1725-1731
HUANG L, BAO W K, LI F L, et al. Effects of soil structure and vegetation on microbial communities[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2021, 27(6): 1725-1731
- [34] 李峰, 周方亮, 黄雅楠, 等. 紫云英和秸秆还田对土壤肥力性状的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2020(3): 75-81
LI F, ZHOU F L, HUANG Y N, et al. Effects of Chinese milk vetch and straw returning on soil fertility characters[J]. Soils and Fertilizers Sciences in China, 2020(3): 75-81
- [35] VIEUBLÉ L, CHENU C, SOULAS G. Variability of pesticide mineralization in individual soil aggregates of millimeter size[J]. Developments in Soil Science, 2002, 28: 127-136
- [36] HUANG C C, LIU S, LI R Z, et al. Spectroscopic evidence of the improvement of reactive iron mineral content in red soil by long-term application of swine manure[J]. PLoS One, 2016, 11(1): e0146364
- [37] HUANG H, JIA Y, SUN G X, et al. Arsenic speciation and volatilization from flooded paddy soils amended with different organic matters[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(4): 2163-2168
- [38] SCHWERTMANN U. Inhibitory effect of soil organic matter on the crystallization of amorphous ferric hydroxide[J]. Nature, 1966, 212(5062): 645-646
- [39] KODAMA H, SCHNITZER M. Effect of fulvic acid on the crystallization of Fe(III) oxides[J]. Geoderma, 1977, 19(4): 279-291
- [40] 万丹, 王伯仁, 张璐, 等. 红壤铁氧化物对有机碳的固定及其对长期施肥的响应[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022, 30(4): 694-701
WAN D, WANG B R, ZHANG L, et al. Effect of long-term fertilization on the stabilization of soil organic carbon by iron oxides in red soil[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2022, 30(4): 694-701
- [41] 童瑶瑶. 不同水分状况下铁氧化物对水稻土有机碳矿化的影响机制[D]. 赣州: 江西理工大学, 2020
TONG Y Y. Effect mechanism of iron oxides on organic carbon mineralization in paddy soil under different water conditions[D]. Ganzhou: Jiangxi University of Science and Technology, 2020
- [42] DENEK K, SIX J. Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregate formation and stabilization[J]. European Journal of Soil Science, 2005, 56(4): 469-479
- [43] 吴金明, 刘永红, 李学垣, 等. 我国几种地带性土壤无机胶体的表面电荷特性[J]. 土壤学报, 2002, 39(2): 177-183
WU J M, LIU Y H, LI X Y, et al. Surface charge characteristics of soil colloids in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(2): 177-183
- [44] 胡国成, 章明奎. 氧化铁对土粒强胶结作用的矿物学证据[J]. 土壤通报, 2002, 33(1): 25-27
HU G C, ZHANG M K. Mineralogical evidence for strong cementation of soil particles by iron oxides[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2002, 33(1): 25-27
- [45] 王小红, 杨智杰, 刘小飞, 等. 中亚热带山区土壤不同形态铁铝氧化物对团聚体稳定性的影响[J]. 生态学报, 2016, 36(9): 2588-2596
WANG X H, YANG Z J, LIU X F, et al. Effects of different forms of Fe and Al oxides on soil aggregate stability in mid-subtropical mountainous area of Southern China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(9): 2588-2596