

DOI: 10.11766/trxb202111110611

谢坤, 耿明建, 聂军, 鲁艳红, 廖育林, 黄丽. 长期紫云英还田与化肥配施下水稻土团聚体中铁氧化物的演变规律[J]. 土壤学报, 2023, 60(6): 1637–1649.

XIE Kun, GENG Mingjian, NIE Jun, LU Yanhong, LIAO Yulin, HUANG Li. Evolution of Iron Oxides in Aggregates of Paddy Soil Under Long-term Returning of Chinese Milk Vetch and Combined Application of Chemical Fertilizers[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60(6): 1637–1649.

长期紫云英还田与化肥配施下水稻土团聚体中铁氧化物的演变规律*

谢坤¹, 耿明建¹, 聂军², 鲁艳红², 廖育林², 黄丽^{1†}

(1. 华中农业大学, 农业农村部长江中下游耕地保育重点实验室, 武汉 430070; 2. 湖南省土壤肥料研究所, 农业农村部湖南耕地保育科学观测实验站, 长沙 410125)

摘要: 铁氧化物是土壤团聚体重要的胶结物质, 其主要存在于土壤黏粒中。为探索紫云英还田并配施化肥下水稻土团聚体中铁氧化物的变化规律及其在不同粒级黏粒组分中的富集特点, 以湖南省南县长期紫云英还田的水稻土为研究对象, 选择单施紫云英 (MV)、单施化肥 (F100)、紫云英配施全量化肥 (MV+F100) 和紫云英配施 80% 化肥 (MV+F80) 4 个处理, 通过湿筛和离心分离土壤团聚体 (>250、53~250 和 2~53 μm) 和黏粒 (<2 μm), 测定不同处理土壤团聚体及其黏粒中铁氧化物的含量, 并分析它们与团聚体稳定性的关系。结果表明: (1) 与 MV 和 F100 相比, 紫云英与全量化肥配施增加了 >250 μm 粒级团聚体的含量, 降低了 53~250 μm 粒级团聚体含量, 团聚体平均重量直径 (MWD) 和几何平均直径 (GMD) 分别提高了 8.2%~20.5% 和 4.1%~8.5%。(2) 与 MV 相比, 紫云英与化肥配施显著提高了各粒级团聚体、2~53 μm 团聚体黏粒和自由态黏粒非晶质铁的含量 (12.7%~55.6%, 52.4%~54.9% 和 45.9%~48.6%), 降低了 >250 和 53~250 μm 团聚体非晶质铁的富集率 (32.8%~36.8% 和 17.2%~28.4%)。而与 F100 相比, 2~53 μm 团聚体和团聚体黏粒非晶质铁的含量以及富集率均显著降低 (3.5%~21.3%、29.2%~30.4% 和 10.9%~26.9%)。(3) >250 μm 团聚体含量与团聚体黏粒的非晶质铁含量、铁的活化度呈极显著正相关, 与团聚体黏粒的游离铁含量、非晶质铁的富集率呈显著正相关。团聚体的 MWD 和 GMD 与 >250 μm 团聚体含量呈极显著正相关, 而与 <2 μm 团聚体含量呈极显著负相关。>250、2~53 μm 团聚体黏粒和自由态黏粒的游离铁是团聚体 MWD 和 GMD 最重要的影响因子。紫云英与化肥配施, 能够提高团聚体黏粒铁氧化物的含量, 促进 >250 μm 团聚体的形成, 从而增强团聚体的稳定性。

关键词: 紫云英还田; 团聚体; 黏粒; 铁氧化物; 水稻土

中图分类号: S158 **文献标志码:** A

* 国家自然科学基金项目 (41977020) 和农业农村部 财政部国家现代农业产业技术体系项目 (CARS-22) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41977020) and China Agriculture Research System of MOF and MARA (No. CARS-22)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: daisyh@mail.hzau.edu.cn

作者简介: 谢坤 (1998—), 男, 江西吉安人, 硕士研究生, 土壤肥力化学。E-mail: 934355518@qq.com

收稿日期: 2021-11-11; 收到修改稿日期: 2022-07-11; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2022-08-25

Evolution of Iron Oxides in Aggregates of Paddy Soil under Long-term Returning of Chinese Milk Vetch and Combined Application of Chemical Fertilizers

XIE Kun¹, GENG Mingjian¹, NIE Jun², LU Yanhong², LIAO Yulin², HUANG Li^{1†}

(1. Key Laboratory of Arable Land Conservation (Middle and Lower Reaches of Yangtze River), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Scientific Observing and Experimental Station of Arable Land Conservation (Hunan), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Soil and Fertilizer Institute of Hunan Province, Changsha 410125, China)

Abstract: 【Objective】 Iron oxides are important cementitious substances in soil aggregates, which mainly exist in soil clay particles. This study aimed to reveal the transformation of iron oxides in soil aggregates and their enrichment characteristics in clay fractions of different particle sizes under the conditions of returning Chinese milk vetch to the field and applying chemical fertilizers. 【Method】 Four treatments including a single application of Chinese milk vetch (MV), a single application of chemical fertilizer (F100), Chinese milk vetch applied with chemical fertilizer (MV+F100) and Chinese milk vetch combined with 80% of chemical fertilizer (MV+F80) were selected. Soil aggregates (>250, 53–250 and 2–53 μm) and clay particles (<2 μm) were separated by wet sieving and centrifugation, and the content of iron oxides in soil aggregates and their clay particles with different treatments was determined. Also, the relationship between iron oxides and the stability of aggregates was analyzed. 【Result】 (1) Compared with MV and F100, the content of >250 μm aggregate was increased and the content of 53–250 μm aggregate was decreased, and the mean weight diameter (MWD) and geometric mean diameter (GMD) were increased by 8.2% to 20.5% and 4.1% to 8.5%, respectively. (2) Compared with MV, the combined application of Chinese milk vetch and chemical fertilizer significantly increased the contents of amorphous iron (12.7%–55.6%, 52.4%–54.9% and 45.9%–48.6%) in aggregates of various sizes, clay particles of 2–53 μm and free clay particles. The enrichment rates of amorphous iron in >250 and 53–250 μm aggregates were decreased (32.8%–36.8% and 17.2%–28.4%). Compared with F100, the content and enrichment rate of amorphous iron in 2–53 μm aggregates and clay of aggregates were significantly reduced (3.5%–21.3%, 29.2%–30.4% and 10.9%–26.9%). (3) The content of >250 μm aggregates was positively correlated with the content of non-crystalline iron and activation degree of iron in the clay of aggregates, and positively correlated with the enrichment rate of amorphous iron and the content of free iron in aggregates. The MWD and GMD were significantly positively correlated with the content of >250 μm aggregates, and significantly negatively correlated with the content of <2 μm aggregate. The free iron in the clay of >250 and 2–53 μm aggregates and free clays was the most important factor influencing the MWD and GMD. 【Conclusion】 Combined application of Chinese milk vetch with chemical fertilizer could increase the content of iron oxide in the clay of different aggregates and promote the formation of >250 μm aggregates, thus, enhancing the stability of aggregates.

Key words: Chinese milk vetch returning to the field; Aggregate; Clay; Iron oxide; Paddy soil

近年来,随着农业集约化程度不断提高,长期不合理的耕作施肥方式导致土壤退化问题日益严重,其显著特征表现在土壤团聚体粒级组成的变化及其稳定性的下降^[1]。土壤团聚体是土壤的重要组成部分、土壤结构的基本单元,是土壤肥力的基础,土壤团聚体的稳定性很大程度上决定了土壤结构的好坏^[2-3]。土壤中的胶结物质是土壤中最活跃的部分,也是土壤团聚体形成的基础和核心^[4]。在我国南方高温多雨的气候环境,土壤铁氧化物含量十分

丰富^[5],大多数黏粒级(<2 μm)颗粒能被赤铁矿和针铁矿混合团聚成5~300 μm 粒级^[6],从而提高团聚体的稳定性。相比之下,非晶质铁具有更大的比表面积和化学活性,对团聚体形成和稳定的贡献较晶质铁(针铁矿、赤铁矿)更大^[6]。作为团聚体的重要胶结物质之一,铁氧化物在土壤中的类型、含量以及分布等直接影响着土壤团聚体的形成与稳定^[7]。因此,研究土壤团聚体及其黏粒中铁氧化物的特点对探索土壤结构稳定性机制具有重要意义。

紫云英是我国南方主要种植和利用的绿肥作物，种植翻压紫云英能增加土壤有机质含量、改善土壤结构及提高土壤肥力^[8-9]。有研究发现，紫云英还田可显著增加 $>250\ \mu\text{m}$ 水稳性团聚体含量，并显著增加团聚体的平均重量直径（Mean weight diameter, MWD）、几何平均直径（Geometric mean diameter, GMD）^[10]。紫云英在影响团聚体分布的同时，还会影响土壤团聚体中铁氧化物的形态和分布。研究发现，在不同施肥处理中，紫云英与化肥配施处理显著提高了各粒级团聚体的非晶质铁含量，增幅为 15.5%~22.3%，而降低了游离铁的含量，降幅为 1.0%~7.5%^[11]。湖南省长期紫云英-双季稻轮作的水稻土，与单施紫云英相比，紫云英配施 80% 化肥后各粒级团聚体的游离铁含量均有所降低，降幅为 1.4%~8.0%，而非晶质铁含量显著增加，增幅为 18.5%~49.4%^[12]。

铁氧化物在水稻土中的迁移和转化主要受水耕成土因素的影响^[13]，在土壤团聚体中，各形态铁氧化物均表现出明显向黏粒富集的现象^[14]。而黏粒对团聚体的影响主要取决于其黏土矿物的组成，黏粒中带正电荷的铁氧化物能够与带负电荷的黏土矿物结合形成稳定的团聚体^[15]。有研究发现，高寒草地区土壤黏粒中游离态铁氧化物对团聚体的胶结能力更强，有助于团聚体的稳定性^[16]。对红壤团聚体的研究也表明，MWD 与黏粒中游离态铁氧化物存在极显著正相关关系，而非晶质铁氧化物的相关性较弱^[17]。

紫云英还田能给土壤带来大量的有机物料，促进土壤团聚体的形成，并且水稻土频繁的干湿交替环境也会影响铁氧化物的形态^[18]。目前，关于紫云英还田对土壤中氧化物的研究已多有报道，但关于紫云英还田与化肥配施下，铁氧化物在土壤团聚体及其黏粒中的转化规律，以及团聚体中黏粒的铁氧化物与团聚体稳定性的关系尚不清楚。因此，本文以湖南省南县长期紫云英还田与不同量化肥配施的水稻土为研究对象，比较不同粒级团聚体及其黏粒中铁氧化物的形态和含量差异，并对其与团聚体稳定性的关系进行分析，旨在探讨长期紫云英还田与不同量化肥配施下，土壤团聚体及其黏粒中铁氧化物的分布特征，为紫云英的合理利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 定位试验概况

土壤样品采自湖南省南县三仙湖乡万元桥村（29°13'N, 112°28'E）的长期定位试验田。该地区属于洞庭湖双季稻区，亚热带湿润气候，海拔高度 30 m，年平均温度为 16.6 °C，全年日照时间为 1 775 h，年平均降水量 1 238 mm，年平均蒸发量 1 236 mm，供试土壤为河湖沉积物发育的紫潮土。

长期定位试验始于 2008 年，设置 MV（翻压紫云英，不施化肥），F100（不翻压紫云英，施全量化肥），MV+F100（翻压紫云英，施全量化肥），MV+F80（翻压紫云英，施 80% 化肥），共 4 个处理，各处理 3 次重复，随机区组排列。紫云英翻压量为：22.5 t·hm⁻²；全量化肥（100% 化肥）施用量为 N：150 kg·hm⁻²；P₂O₅：75 kg·hm⁻²；K₂O：120 kg·hm⁻²。施 80% 化肥处理中氮肥同比例减施，磷肥和钾肥用量不变。氮磷钾化肥品种分别为尿素、过磷酸钙和氯化钾，紫云英品种为“湘紫 1 号”，供试水稻品种早稻为“湘早粳 25”，晚稻为“黄华占”。

1.2 样品采集

于 2018 年 4 月紫云英盛花期，按照随机取样法取表层（0~20 cm）土壤样品，带回室内风干并剔除其中根系、石块，然后分别过 10 目、20 目、60 目和 100 目筛待测。

1.3 团聚体组分分离和其中黏粒的提取

分离各处理团聚体的组分，提取其中的黏粒（ $<2\ \mu\text{m}$ ）。具体方法：称取过 2 mm 筛土壤样品于 1 L 高脚烧杯中，加 100 mL 去离子水浸泡 10 min，然后在摇床上以 150 r·min⁻¹ 水平摇动 5 min，分散后的悬液依次通过 250 和 53 μm 筛。保留在筛子上的组分用去离子水洗涤至水完全清澈。将 $<53\ \mu\text{m}$ 悬浮液用高速冷冻离心机（J-26XP, Beckman, 美国）离心分离，其离心分离所需的时间根据修订的 Stokes 方程^[18]求得：悬浮液用 250 mL 离心瓶定容至 200 mL，1 200 r·min⁻¹，4 °C 离心 2 min，离心得到的沉淀为 2~53 μm 的粉粒，上悬液为 $<2\ \mu\text{m}$ 自由态黏粒组分。将分离的各粒级团聚体组分在 40 °C 烘箱中干燥并称重。团聚体稳定性采用平均重量直径（MWD）和几何平均直径（GMD）评价^[19]，计算公式如下：

$$\begin{aligned} \text{MWD} &= \sum_{i=1}^n (\bar{X}_i W_i) \\ \text{GDM} &= \exp \left(\sum_{i=1}^n W_i \ln \bar{X}_i \right) \end{aligned} \quad (1)$$

式中, \bar{X}_i 为某级的团聚体平均直径, W_i 为该级团聚体质量的百分含量。

随后进行各粒级团聚体中黏粒组分的分离。称取一部分大团聚体和微团聚体样品分别放入 1 L 高脚烧杯中, 加入 100 mL 去离子水, 搅拌后用超声波破碎仪 (VCX800, Sonics, 美国) 超声 2 min, 分散后的悬浊液通过 53 μm 筛, 得到 <53 μm 悬浮液 (反复超声、过筛)。然后, 将得到的悬浮液采用离心法 (同上) 得到团聚体中黏粒组分。粉粒级团聚体超声破碎后, 也采用离心法分离得到黏粒。最后, 将分离得到的各粒级团聚体中黏粒烘干、碾磨备用^[20]。

1.4 测定项目与方法

pH 采用电位法测定 (水土比 1:2.5, 奥力龙 868 型 pH 计); 碱解氮含量采用碱解扩散法测定; 速效磷采用 0.5 mol·L⁻¹ NaHCO₃ 浸提—比色法测定 (UV-1600 紫外可见分光光度计); 速效钾采用醋酸铵浸提—火焰光度法测定 (HG-3 火焰光度计); 土壤质地采用吸管法测定 (国际制)^[21]。土壤基本理化性质见表 1。

采用连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-重碳酸钠 (DCB) 提取土壤、团聚体及团聚体黏粒中游离态铁: 称取 0.5 g 土壤样品, 置于 50 mL 离心管中加 1 mol·L⁻¹ 的碳酸氢钠 2.5 mL、0.3 mol·L⁻¹ 的柠檬酸钠 20 mL, 在水浴锅中加热至 80 $^{\circ}\text{C}$, 再加入约 0.1 g 连二亚硫

酸钠, 搅拌 15 min, 经冷却后离心分离 (2 000 r·min⁻¹~3 000 r·min⁻¹)。将上清液倒入 250 mL 容量瓶中, 再重复上述操作两次后, 用 1 mol·L⁻¹ NaCl 溶液洗涤离心, 将清液一起倒入容量瓶中, 定容。

采用草酸铵缓冲液提取土壤、团聚体及团聚体黏粒中非晶质铁: 称取 1.0 g 土壤样品, 放入三角瓶中, 然后将三角瓶装入里红外黑的双层布袋中, 按土液比为 1:50, 加入草酸铵缓冲液, 加塞, 包扎好袋口, 以便遮光, 防止光化学效应。振荡 2 h 后, 立即倒入离心管分离, 将澄清液倒入另一个三角瓶, 加塞备用。

上述各形态铁氧化物的提取液采用电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-MS, 安捷伦, 美国) 测定; 铁的活化度 (%) = 100 × 非晶质/游离态^[21]。

黏土矿物组成: 称取适量分离得到的各粒级团聚体黏粒 (<2 μm) 进行压片, 制成粉末片, 通过 X 射线衍射仪 (Bruker D8 Advance) 分析各团聚体黏粒中氧化物矿物的组成, 扫描角度范围 (2θ) 3 $^{\circ}$ ~40 $^{\circ}$, 扫描速度 (2θ) 1 $^{\circ}$ ·min⁻¹。

1.5 数据分析

采用 SPSS 21.0, R 语言等软件进行数据统计分析, 采用单因素方差分析进行显著性检验, Origin 8.0 软件进行绘图。

2 结果

2.1 紫云英还田下土壤团聚体及其稳定性

不同处理下土壤水稳性团聚体表现出相似分布规律 (图 1)。团聚体含量主要集中在 >250 和 53~250 μm 粒级, 占比为 73.5%~77.5%。与 MV 相比,

表 1 土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of bulk soil

处理 Treatment	pH	有机碳 SOC /(g·kg ⁻¹)	碱解氮 Alkali N /(mg·kg ⁻¹)	有效磷 Avail P /(mg·kg ⁻¹)	速效钾 Avail K /(mg·kg ⁻¹)	砂粒 Sand	粉粒 Silt	黏粒 Clay
						——/%——		
MV	7.68	24.4	211.2	8.14	64.57	24.7	49.5	25.8
F100	7.72	25.3	228.7	24.22	83.02	38.5	41.0	20.5
MV+F100	7.71	26.4	232.6	20.84	85.53	25.6	49.7	24.7
MV+F80	7.63	25.2	226.4	18.73	79.25	28.5	45.6	25.9

MV+F100 和 MV+F80 处理显著提高了 $>250 \mu\text{m}$ 团聚体含量,增幅分别为 28.2%和 14.8%;而降低了 $53 \sim 250 \mu\text{m}$ 团聚体含量,降幅分别为 17.2%和 16.1%。与 F100 相比, MV+F100 处理显著提高了 $>250 \mu\text{m}$ 团聚体含量,增幅为 10.1%,而 MV+F80 处理的变化不显著。

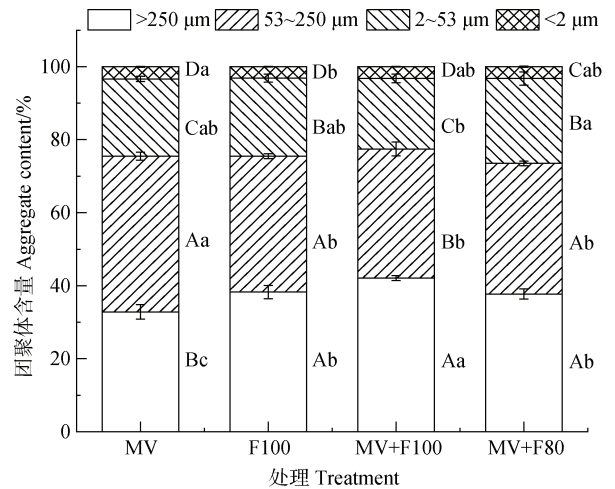
土壤平均重量直径 (MWD)、几何平均直径 (GMD) 反映了土壤团聚体的大小分布状况,其值越大表示团聚体的平均团聚度越高,其稳定性也越好^[10]。由图 2 可知,不同处理 MWD 和 GMD 均表现为: MV+F100 > F100 > MV+F80 > MV 处理。与 MV 相比, MV+F100 和 MV+F80 处理均提高了土壤团聚体的平均重量直径和几何平均直径,分别增加了 20.5%和 8.5%以及 9.1%和 2.1%。与 F100 相比, MV+F100 处理团聚体的平均重量直径和几何平均直径分别增加了 8.2%和 4.1%。

2.2 紫云英还田下铁氧化物的组成

供试土壤中游离铁含量为 $32.6 \sim 36.9 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 3),其中 MV+F100 处理的游离铁含量最高,与 MV 和 F100 相比,分别提高了 13.4%和 11.5%。非晶质铁的含量为 $7.0 \sim 8.6 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,与 MV 相比,紫云英与不同量化肥配施均显著提高了非晶质铁含量,增幅为 15.6%~22.5%。而与 F100 相比,化肥减施 20%后,土壤中非晶质铁含量有所降低,降幅为 4.4%。

各处理团聚体 (>250 、 $53 \sim 250$ 和 $2 \sim 53 \mu\text{m}$) 游离铁的含量均低于土壤中的,其主要集中在 $53 \sim$

$250 \mu\text{m}$ 团聚体,变化趋势为 $53 \sim 250 \mu\text{m} > >250 \mu\text{m} > 2 \sim 53 \mu\text{m}$ 团聚体 (图 3a)。这与 Peng 等^[22]对三种不同施肥处理土壤团聚体中游离铁的研究结果相似。与 MV 相比, MV+F100 和 MV+F80 提高了 $>250 \mu\text{m}$ 团聚体的游离铁含量,分别提高了 3.3%和 2.7%,但不同处理间无显著差异。此外, MV+F100 处理的各粒级团聚体中,游离铁含量均高于 MV+F80 处理的,但差异不显著。



注:不同小写字母表示不同处理之间差异显著 ($P < 0.05$);不同大写字母表示不同组分之间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。Note: Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$); Different capital letters indicate significant differences among components ($P < 0.05$). The same as below.

图 1 不同处理土壤团聚体的分布

Fig. 1 Distribution of soil aggregates under different treatments

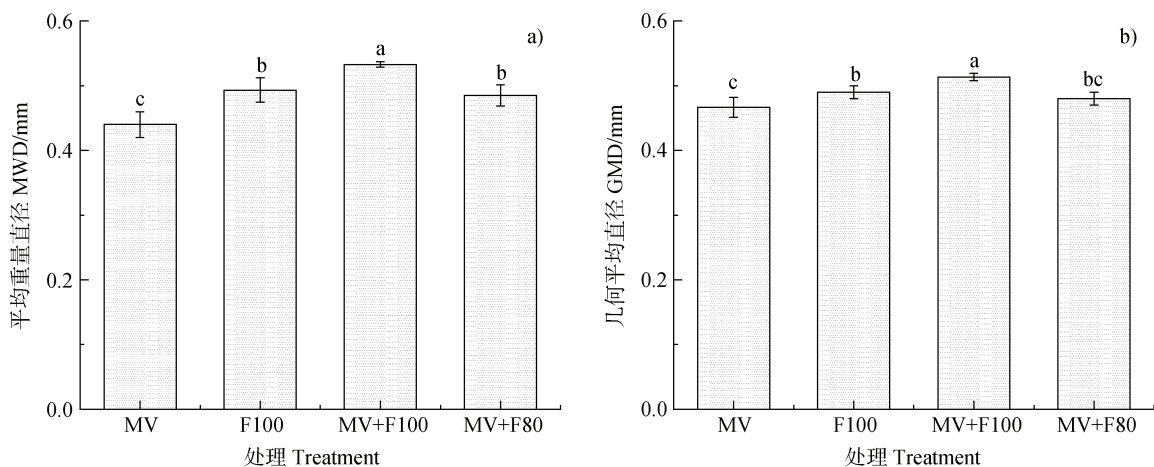


图 2 不同处理土壤团聚体平均重量直径 (MWD) 和几何平均直径 (GMD)

Fig. 2 Mean weight diameter and geometric mean diameter of soil aggregates under different treatments

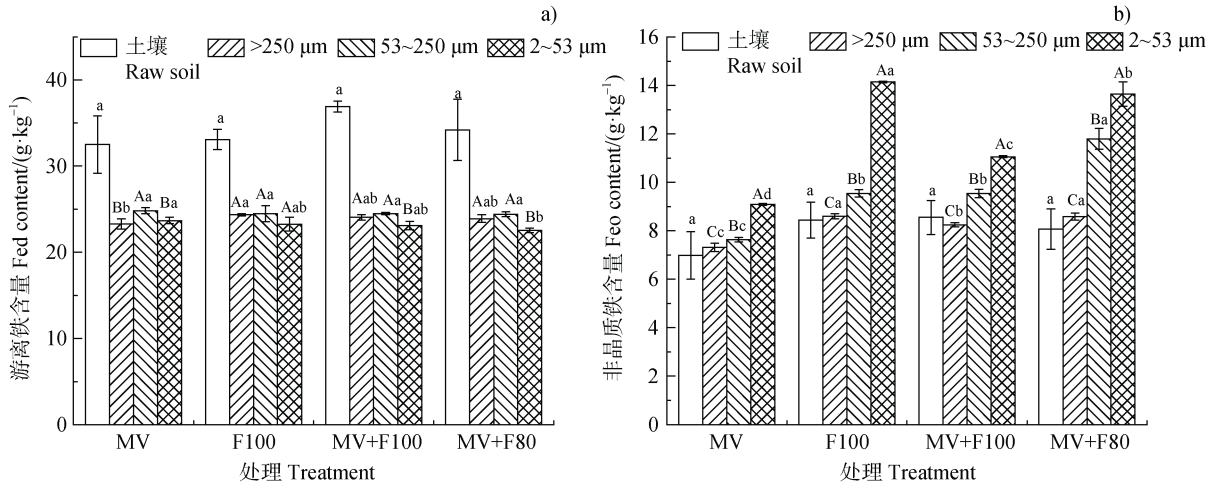


图3 不同处理土壤和团聚体中各形态氧化铁的含量

Fig. 3 Contents of various forms of ferric oxide in soils and aggregates under different treatments

团聚体的非晶质铁含量也均高于土壤中的，且主要集中在 2~53 μm 团聚体，其变化趋势为 2~53 μm>53~250 μm>(>250 μm) 团聚体 (图 3b)。MV+F100 和 MV+F80 处理各粒级团聚体的非晶质铁含量均显著高于 MV 处理的，其中 2~53 μm 团聚体增加最明显 (为 21.6%~55.6%)，其次 53~250 μm 团聚体增加了 25.0%~54.5%，>250 μm 团聚体增加了 12.7%~17.7%。而相比于 F100，MV+F100 和 MV+F80 降低了 2~53 μm 团聚体的非晶质铁含量，降幅为 3.5%~21.3%。此外，MV+F80 处理各团聚体的非晶质铁含量均显著高于 MV+F100 处理。

各处理团聚体中黏粒的游离铁含量为 33.8~42.7 g·kg⁻¹，且均高于团聚体中的游离铁含量，其主要集中在>2 μm 团聚体的黏粒中，自由态黏粒

(<2 μm) 的含量较低。变化趋势为 2~53 μm>53~250 μm>(>250 μm) 团聚体 (图 4a)。与 MV 和 F100 相比，紫云英与不同量化肥配施显著增加了>250 μm 团聚体中黏粒的游离铁含量，增幅分别为 1.5%~5.2%和 10.8%~14.9%。此外，与 MV+F80 相比，MV+F100 处理显著增加了各粒级团聚体中黏粒的游离铁含量，增幅为 3.6%~10.0%。

各处理团聚体中黏粒的非晶质铁含量为 6.6~16.8 g·kg⁻¹ (图 4b)，主要集中在>2 μm 团聚体的黏粒中，自由态黏粒 (<2 μm) 的含量较低，这与黏粒中游离铁的变化相一致。与 MV 相比，MV+F100 和 MV+F80 处理>250 μm 团聚体中黏粒的非晶质铁含量显著降低，降幅为 23.6%~26.0%，而 2~53 和 <2 μm 团聚体中黏粒的非晶质铁含量增加，增幅分别

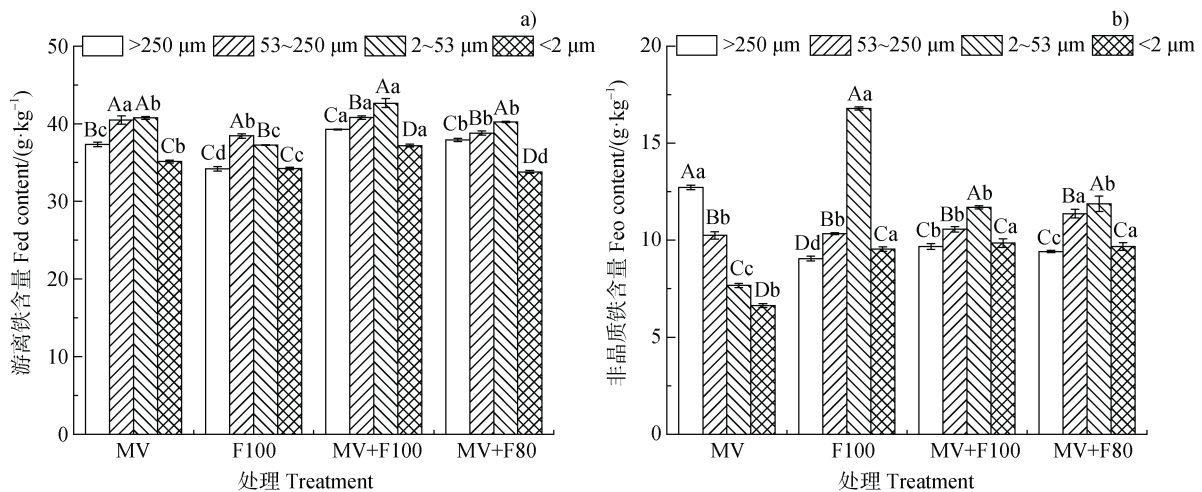


图4 不同处理团聚体黏粒中各形态氧化铁的含量

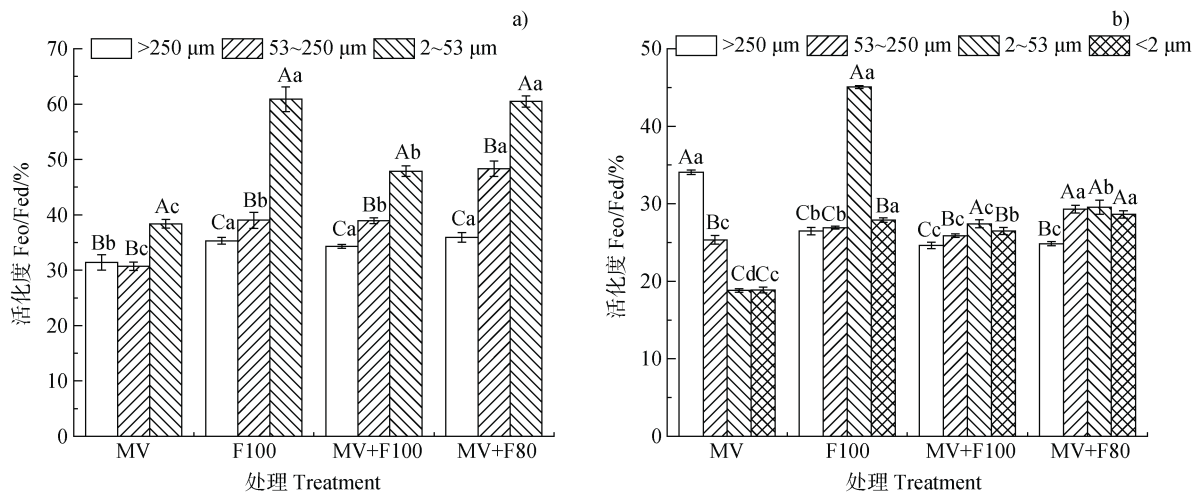
Fig. 4 Contents of various forms of ferric oxide in the clay of aggregates under different treatments

为 51.9%~54.5%和 47.0%~50.0%。与 F100 相比, MV+F100 和 MV+F80 处理 2~53 μm 团聚体中黏粒的非晶质铁含量降低了 29.2%~30.4%。此外,与 MV+F100 相比, MV+F80 处理显著增加了 53~250 μm 团聚体中黏粒的非晶质铁含量,增幅为 7.7%。

各处理团聚体铁的活化度表现为 2~53 μm > 53~250 μm > (>250 μm) (图 5a)。MV+F100 和 MV+F80 处理各粒级团聚体铁的活化度均显著高于 MV 处理,分别增加了 9.2%~26.7%和 14.3%~57.6%。而与 F100 相比, MV+F100 处理 2~53 μm 团聚体铁的活化度有所下降,降幅为 21.3%, MV+F80 处理则没有明显变化。此外,与 MV+F100

相比, MV+F80 处理各粒级团聚体铁的活化度均明显提高。

各处理团聚体黏粒中铁的活化度与非晶质铁的变化趋势相同(图 5b)。与 MV 相比, MV+F100 和 MV+F80 处理>250 μm 团聚体中黏粒铁的活化度显著降低,降幅为 27.0%~27.7%,而 2~53 和<2 μm 团聚体中黏粒铁的活化度显著增高,分别增加了 45.7%~56.9%和 40.2%~51.3%。与 F100 相比,紫云英与不同量化肥配施显著降低了 2~53 μm 团聚体中黏粒铁的活化度,降幅达到 39.1%和 34.4%。此外,与 MV+F100 相比, MV+F80 处理各粒级团聚体中黏粒铁的活化度均明显提高。



注:(a) 团聚体中铁的活化度;(b) 团聚体中黏粒铁的活化度。Note: (a) Activation of iron in aggregates; (b) Activation of iron in the clay of aggregates.

图 5 不同处理团聚体及其黏粒中铁的活化度

Fig. 5 Activation of iron in aggregates and their clay under different treatments

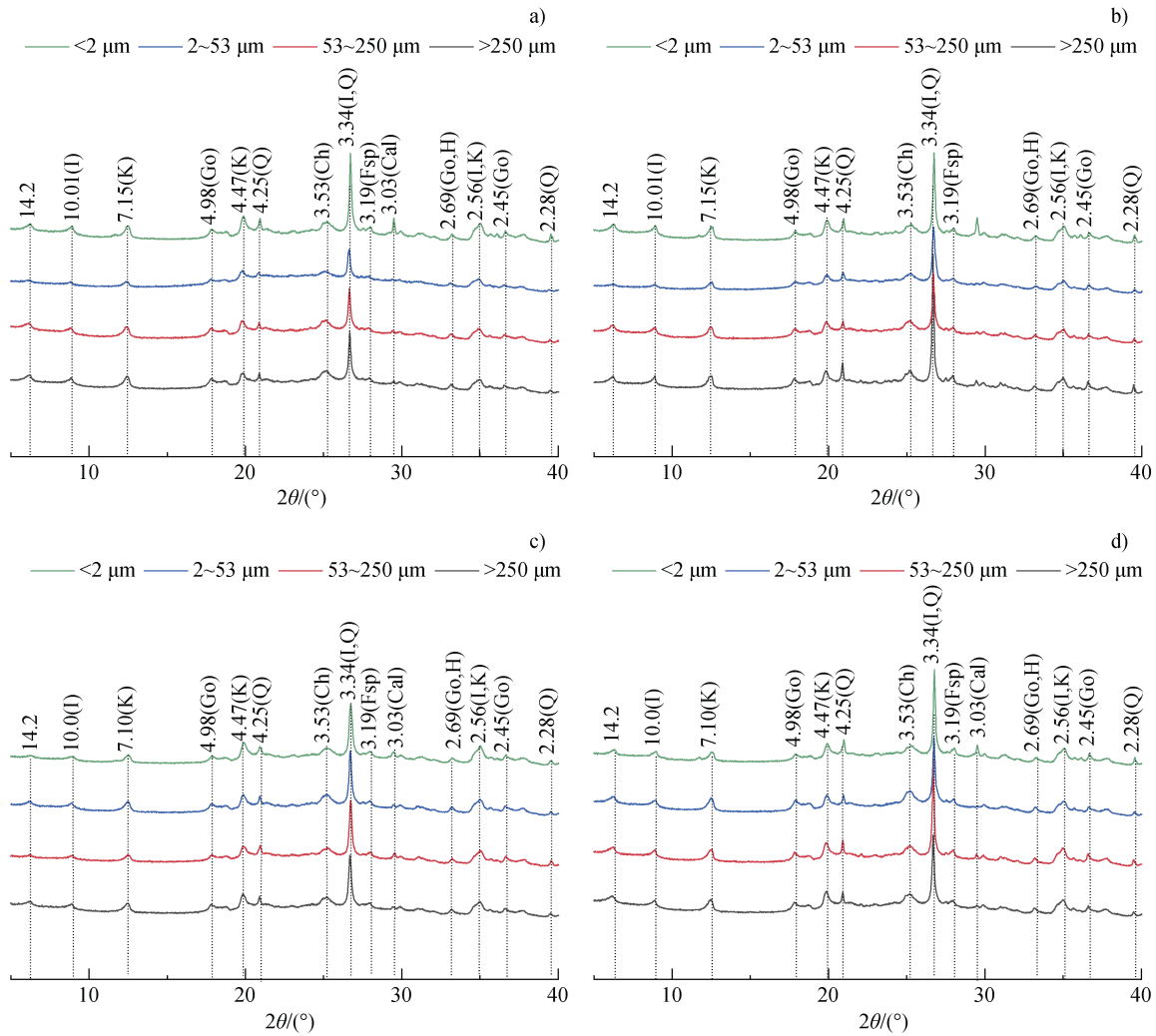
2.3 团聚体的矿物组成

不同处理团聚体中黏粒的 XRD 图谱(图 6)中均含有 14.2、10.0、7.15、4.47、4.25、3.53、3.34、3.19、2.56 和 2.28 \AA 等特征衍射峰,表明各处理土壤团聚体均含有 1.4 nm 矿物、伊利石、高岭石、绿泥石、石英和长石。而 4.98、2.69 和 2.45 \AA 的出现,说明各处理土壤团聚体中还含有针铁矿。不同粒级团聚体黏粒矿物的组成相似,但自由态黏粒(<2 μm)中矿物衍射峰的强度明显大于其他团聚体中的黏粒。此外,与 MV 相比, MV+F100 和 MV+F80 处理团聚体黏粒的 4.98 和 2.45 \AA 衍射峰强度有所增加,且在 2~53 μm 团聚体黏粒中变化尤为明显,表明紫云英与化肥配施有利于团聚体黏粒中针铁矿的形成。

2.4 铁氧化物在黏粒中的富集程度

在土壤形成过程中,铁氧化物会向较细的粒级富集。黏粒中铁氧化物含量与团聚体中铁氧化物含量的比值表示铁的富集率,指示铁在团聚体中的富集程度^[23]。各粒级团聚体中游离铁的富集率为 1.40~1.85(图 7a),表明各团聚体中游离铁均有向黏粒富集的趋势,但不同粒级的团聚体富集程度有所不同,表现为 2~53 μm >53~250 μm >(>250 μm) 团聚体。与 MV 和 F100 相比,紫云英与不同量化肥配施显著提高了 2~53 μm 团聚体中游离铁的富集率,增幅分别为 3.5%~7.6%和 11.3%~15.6%。

非晶质铁在团聚体中的富集率为 0.84~1.74(图 7b),除 F100 以外,其他处理非晶质铁的富集



注: I-伊利石; K-高岭石; Q-石英; Ch-绿泥石; Go-针铁矿; Fsp-长石; H-赤铁矿。Note: I- illite; K-kaolinite; Q- quartz; Ch-chlorite; Go-goethite; Fsp - feldspar; H - hematite. a) MV; b) F100; c) MV+F100; d) MV+F80

图 6 不同处理土壤各粒级团聚体黏粒中矿物的 XRD 图谱
Fig. 6 XRD patterns of minerals in the clay of soil aggregates under different treatments

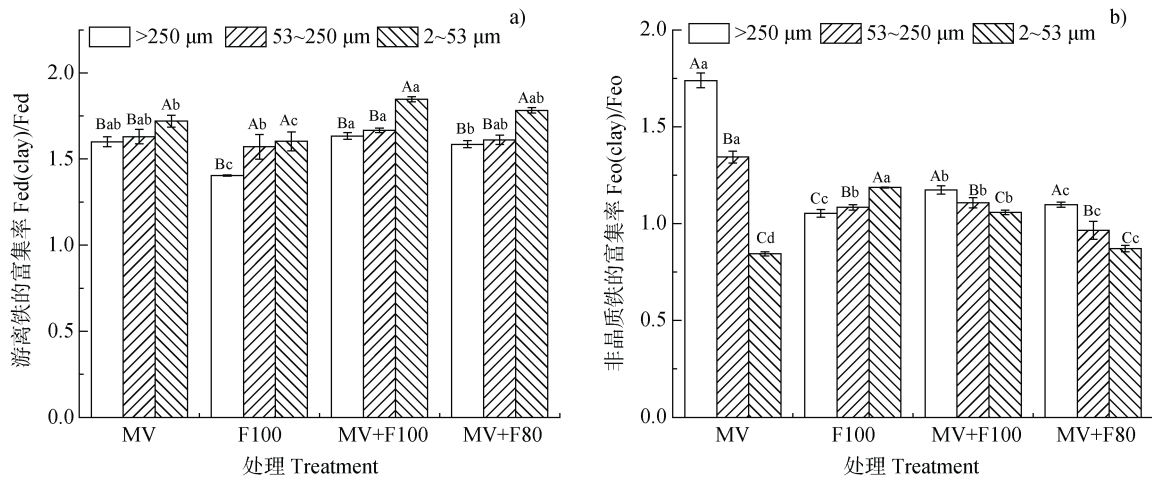


图 7 各形态氧化铁在团聚体中黏粒的富集率
Fig. 7 Enrichment rates of various forms of ferric oxide in the clay of aggregates

率主要在 $>250\ \mu\text{m}$ 团聚体中最高。与 MV 相比,紫云英与不同量化肥配施显著降低了 >250 和 $53\sim 250\ \mu\text{m}$ 团聚体中非晶质铁的富集率,降幅分别为 $32.8\%\sim 36.8\%$ 和 $17.2\%\sim 28.4\%$,而增加了 $2\sim 53\ \mu\text{m}$ 团聚体中非晶质铁的富集率,增幅为 $3.6\%\sim 26.2\%$ 。与 F100 相比,紫云英与不同量化肥配施后 $2\sim 53\ \mu\text{m}$ 团聚体中非晶质铁的富集率降低了 $10.9\%\sim 26.9\%$ 。此外,与 MV+F80 相比,MV+F100 处理增加了各粒级团聚体中非晶质铁的富集率,增幅为 $6.4\%\sim 21.8\%$ 。

2.5 铁氧化物与团聚体稳定性的关系

为明确团聚体及其黏粒中铁氧化物对团聚体分

布及稳定性的影响,分析了不同粒级团聚体含量与团聚体和黏粒中铁氧化物的相关性(表 2)。结果表明, $>250\ \mu\text{m}$ 团聚体含量与团聚体黏粒中非晶质铁含量及铁的活化度呈极显著正相关,与游离铁的含量呈显著正相关; $2\sim 53\ \mu\text{m}$ 团聚体含量与团聚体中非晶质铁及铁的活化度呈显著正相关; $<2\ \mu\text{m}$ 团聚体含量与团聚体和团聚体黏粒中非晶质铁的含量、铁的活化度呈显著和极显著负相关。

此外,非晶质铁的富集率与 >250 和 $53\sim 250\ \mu\text{m}$ 团聚体含量呈显著正相关(图 8),且团聚体的 MWD 与 $>250\ \mu\text{m}$ 团聚体含量呈极显著正相关,

表 2 不同粒级团聚体含量与团聚体及其黏粒中铁氧化物的相关性

Table 2 Correlations between the aggregate content of various sizes and iron oxides in aggregates and their clay

样品类型 Types	指标 Indices	土壤团聚体含量 Soil aggregate content			
		$>250\ \mu\text{m}$	$53\sim 250\ \mu\text{m}$	$2\sim 53\ \mu\text{m}$	$<2\ \mu\text{m}$
团聚体 Aggregates	游离铁 Fed	-0.477	-0.064	-0.358	0.284
	非晶质铁 Feo	0.546	-0.321	0.690*	-0.630*
团聚体黏粒 Clay of aggregates	活化度 Feo/Fed	0.566	-0.286	0.698*	-0.631*
	游离铁 Fed	0.599*	0.156	-0.032	-0.175
	非晶质铁 Feo	0.876**	0.075	0.295	-0.762**
	活化度 Feo/Fed	0.790**	0.074	0.262	-0.740**

注:** 和* 分别表示在 0.01 和 0.05 水平上显著相关。下同。Note:** and * indicated significant correlation at 0.01 and 0.05 levels, respectively. The same as below.

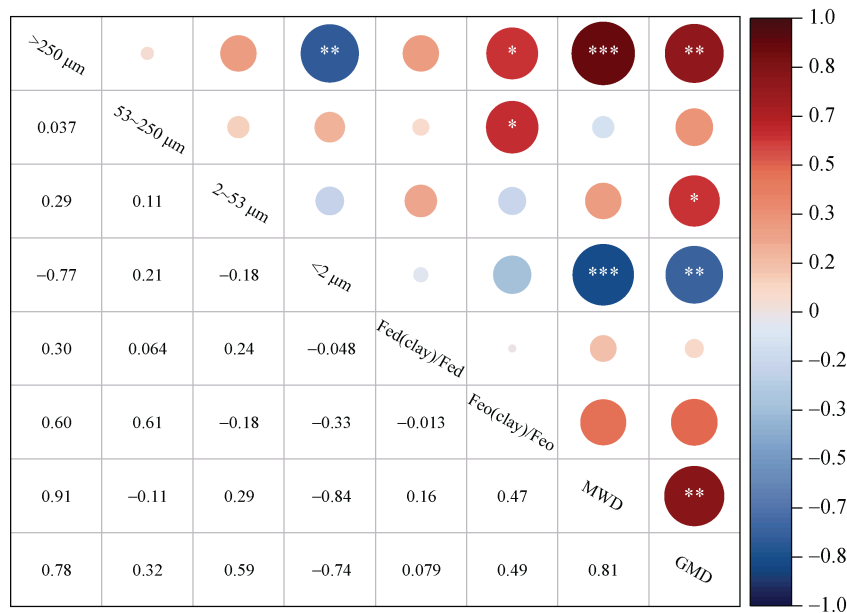


图 8 不同粒级团聚体含量与铁氧化物富集率及团聚体稳定性的相关性

Fig. 8 Correlation among the content of aggregates of different sizes and enrichment rate of Fe oxides or stability of aggregates

GMD 与 >250 和 $2\sim 53\ \mu\text{m}$ 团聚体含量呈极显著和显著正相关, 而团聚体 MWD 和 GMD 均与 $<2\ \mu\text{m}$ 团聚体含量呈极显著负相关。这说明非晶质铁向黏粒富集, 能够促进 $>250\ \mu\text{m}$ 团聚体的形成, 从而提高团聚体稳定性。

3 讨 论

土壤团聚体的分布和稳定性变化是土壤团聚体形成和破坏的重要表现。紫云英是营养较全面的有机肥源, 有研究发现, 紫云英还田可显著增加 $>0.25\ \text{mm}$ 水稳性团聚体含量, 提高团聚体的稳定性^[24]。还有研究表明, 施用无机化肥能够显著提高土壤中多糖的含量, 从而有利于团聚体的形成和稳定^[4]。本研究发现, 相比于单施紫云英和单施化肥, 紫云英与全量化肥配施更能促进 $>250\ \mu\text{m}$ 水稳性团聚体的形成, 团聚体的平均重量直径和几何平均直径显著增加。这可能是因为, 施用化肥主要通过增加作物产量和作物残茬量, 以及促进根系分泌及根的周转来促进胶结物质的形成^[25]; 而紫云英还田一方面可直接向土壤输入有机物质, 另一方面又能提升土壤酶活性和生物多样性, 从而为有机物质的腐殖化以及各形态铁氧化物的转化提供条件^[26]。两者相互配合, 促进了胶结物质的形成, 使土壤颗粒在胶结物质的作用下不断黏结形成大团聚体, 从而提高了团聚体稳定性。

土壤中铁氧化物的组成和含量会受到耕作方式、土地利用和施肥等多种因素的影响, 特别是紫云英还田能够直接或间接增加有机物与铁氧化物吸附或结合, 促进铁氧化物的转化^[8]。研究发现, 长期有机无机配施的水稻土中, 各粒级团聚体中非晶质铁的含量均有明显提高, 而游离铁的变化不明显^[11-12]。本研究中, 与单施紫云英相比, 紫云英与不同量化肥配施均显著提高了各粒级团聚体中非晶质铁的含量, 且在单施化肥处理中非晶质铁的含量最高。这是因为紫云英为豆科作物, 含氮量高, 单独施用紫云英会使土壤中的 C/N 失调, 导致微生物活性降低, 菌根的生长变缓, 铁氧化物的活化度有所降低, 铁离子水解形成晶态氧化铁^[27]。而化肥中的亚硝酸盐能够作为低价铁的电子受体, 并且磷会参与非晶质铁的吸附和解析过程, 促进了非晶质铁的转化, 使得非晶质铁的含量有所增加^[28-29]。

土壤形成过程中, 铁氧化物会向黏粒富集^[14], 本研究结果表明各处理大部分团聚体中黏粒的游离铁和非晶质铁含量明显高于团聚体的, 均有向黏粒富集的趋势。这可能与黏粒的阳离子交换量大和表面负电荷多有关, 且土壤黏粒表面以多层吸附为主, 这更有利于铁氧化物的富集^[16]。研究发现, 各粒级团聚体与团聚体中黏粒形成的微域环境具有不同的氧化还原条件^[30-31], 使铁氧化物在团聚体和黏粒中具有不同程度的转化。本研究中, 与单施化肥相比, 单施紫云英和紫云英与化肥配施后, $>250\ \mu\text{m}$ 团聚体中黏粒的游离铁和非晶质铁含量均显著增加。这可能是因为紫云英等有机物料在腐解过程中能够产生大量的多糖代谢物和腐殖物质^[32]。Li 等^[33]采用 ^{13}C 同位素标记法发现, 在分解过程中形成的有机胶结物质会与黏粒和铁氧化物等无机胶结物质结合, 首先形成大团聚体, 致使绿肥还田后 $>250\ \mu\text{m}$ 团聚体的黏粒中铁氧化物的含量要高于单施化肥处理。

一般认为铁氧化物对团聚体的稳定性机制主要有 3 种: (1) 在土壤溶液中充当絮凝剂; (2) 充当黏粒和有机分子的胶结剂; (3) 作为凝胶在黏粒表面沉淀^[15]。不同形态的铁氧化物对团聚体的形成和稳定影响程度有所差别。本研究中 $>250\ \mu\text{m}$ 团聚体含量与团聚体中黏粒的游离铁和非晶质铁呈显著和极显著正相关, 而 $<2\ \mu\text{m}$ 自由态黏粒的含量与团聚体和团聚体中黏粒的非晶质铁含量及铁的活化度呈显著和极显著负相关。前人研究证实, 经 DCB 和 AAO 溶液处理后, $2\ 000\sim 250\ \mu\text{m}$ 团聚体含量下降了 494% 和 409%, $53\sim 250\ \mu\text{m}$ 微团聚体含量分别下降了 498% 和 417%^[22]。还有研究发现, 黏粒对团聚体的影响主要取决于其黏土矿物的组成^[15], 大多数黏粒能被针铁矿和赤铁矿团聚成 $5\sim 300\ \mu\text{m}$ 粒级^[6], 它们能够作为键桥结合黏粒, 提高胶结强度, 产生稳定而不可分散的团聚体^[34-35]。因此, 紫云英与不同量化肥配施处理后自由态黏粒和部分团聚体中黏粒的铁氧化物含量均明显提高, 促进了 $>250\ \mu\text{m}$ 团聚体的形成, 间接提高了团聚体的稳定性。

团聚体及其黏粒中铁氧化物含量与团聚体的 MWD 和 GMD 的随机森林模型表明, 团聚体及其黏粒中不同形态的铁氧化物共同解释了团聚体稳定性差异的 55.79%, 其中 >250 、 $2\sim 53\ \mu\text{m}$ 团聚体中黏粒和自由态黏粒中游离铁对团聚体 MWD 和 GMD 的影响最为强烈, 分别解释了团聚体稳定性指标的

7.96%、7.74%和 8.64%。胡国成和章明奎^[36]认为，游离态铁氧化物对土壤颗粒具有较强的胶结能力，通过强烈吸附在黏粒表面形成氧化物胶膜，促进团聚体的稳定。Li 等^[37]表示游离态的铁氧化物能够吸附可溶性的有机碳，对有机碳的固存起重要作用。游离铁能够与有机络合物结合，形成黏粒-多价金属-有机质复合体，提高团聚体稳定性。

4 结 论

本研究分析了长期紫云英还田的水稻土中团聚体的稳定性及其铁氧化物的分异，发现紫云英与不同量化肥配施均显著增加了>250 μm 团聚体的含量，提高了土壤团聚体稳定性。各形态铁氧化物主要分布在<250 μm 团聚体中，但不同处理间游离铁的变化不显著。相比于单施紫云英，紫云英与不同量化肥配施显著提高了各粒级团聚体、2~53 μm 团聚体中黏粒和自由态黏粒的非晶质铁含量，以及>250 μm 团聚体及其黏粒的游离铁含量，并促进了团聚体中黏粒针铁矿的形成。团聚体稳定性主要与铁氧化物控制的大团聚体密切相关，>250、2~53 μm 团聚体中黏粒和自由态黏粒中游离铁的含量是团聚体 MWD 和 GMD 最主要的影响因子。铁氧化物是土壤团聚体重要的胶结物质，紫云英与不同量化肥配施，有助于增加铁氧化物的含量，增强团聚体稳定性，且当紫云英与全量化肥配施时，增幅最大。

参考文献 (References)

- [1] Zhao Y P, Meng M J, Zhang J C, et al. Relationship between soil aggregate stability and different forms of Fe and Al oxides in different forest types[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2018, 38(4): 75—81, 86. [赵友朋, 孟苗婧, 张金池, 等. 不同林地类型土壤团聚体稳定性与铁铝氧化物的关系[J]. *水土保持通报*, 2018, 38(4): 75—81, 86.]
- [2] Bai Y J, Liu Y L, Li Y, et al. Effects of different long-term rotation patterns on aggregate composition and organic carbon in yellow soil[J]. *Soils*, 2021, 53(1): 161—167. [白怡婧, 刘彦伶, 李渝, 等. 长期不同轮作模式对黄壤团聚体组成及有机碳的影响[J]. *土壤*, 2021, 53(1): 161—167.]
- [3] Das B, Chakraborty D, Singh V K, et al. Effect of integrated nutrient management practice on soil aggregate properties, its stability and aggregate-associated carbon content in an intensive rice-wheat system[J]. *Soil and Tillage Research*, 2014, 136: 9—18.
- [4] Xue Y F, Xue W, Zhang S L, et al. Effects of long-term fertilization regimes on changes of aggregate cementing agent of Lou Soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2015, 21(6): 1622—1632. [薛彦飞, 薛文, 张树兰, 等. 长期不同施肥对壤土团聚体胶结剂的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2015, 21(6): 1622—1632.]
- [5] 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. [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.]
- [6] Cornell R M S U, Schwertmann U. The iron oxides: Structure, properties, reactions, occurrences, and uses[M]. *Weiheim: Vch Verlagsgesellschaft Mbh*, 2003.
- [7] Zhang Z B, Zhou H, Lin H, et al. Puddling intensity, sesquioxides, and soil organic carbon impacts on crack patterns of two paddy soils[J]. *Geoderma*, 2016, 262: 155—164.
- [8] Li F, Zhou F L, Huang Y N, et al. Effects of Chinese milk vetch and straw returning on soil fertility characters[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2020(3): 75—81. [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.]
- [9] Cheng H D, Lu Y H, Nie J, et al. Effects of the incorporation of various amounts of Chinese milk vetch and reducing chemical fertilizer on yield and nutrient use efficiencies in double cropping rice system[J]. *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2020, 35(3): 143—152. [程会丹, 鲁艳红, 聂军, 等. 化肥减施下紫云英不同翻压量对双季稻产量及养分利用效率的影响[J]. *华北农学报*, 2020, 35(3): 143—152.]
- [10] Liu Z, Han J C, Chen Q, et al. Effects of application of rice straw on distribution and stability of aggregates in different soil types[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2017, 24(6): 167—171, 178. [刘哲, 韩霁昌, 陈茜, 等. 添加水稻秸秆对不同类型土壤团聚体分布和稳定性的影响[J]. *水土保持研究*, 2017, 24(6): 167—171, 178.]
- [11] Wang Y, Yao S H, Li H X, et al. Relationship between distribution patterns of iron oxidates and soil organic matter in aggregates of paddy soil in A long-term fertilization[J]. *Soils*, 2013, 45(4): 666—672. [王莹, 尧水红, 李辉信, 等. 长期施肥稻田土壤团聚体内氧化铁分布特征及其与有机碳的关系[J]. *土壤*, 2013, 45(4): 666—672.]
- [12] Xu Y H, Nie J, Lu Y H, et al. Effects of different returning amount of Chinese milk vetch on soil aggregates and iron and manganese oxides under reduced fertilizer application[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2020(6): 9—18. [徐永昊, 聂军, 鲁艳红, 等.

- 减施肥下紫云英翻压量对土壤团聚体及铁锰氧化物的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2020 (6): 9—18.]
- [13] Han G Z, Zhang G L. Influence of parent material on evolution of physico-chemical properties of hydric anthrosols in hilly regions of South China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (4): 772—780. [韩光中, 张甘霖. 母质对南方丘陵区水耕人为土理化性质演变的影响[J]. 土壤学报, 2014, 51 (4): 772—780.]
- [14] Jia L. Effects of vegetation restoration on micro aggregates and their cementing substances in degraded red soil[D]. Nanchang: Nanchang Institute of Technology, 2018. [贾龙. 植被恢复对退化红壤微团聚体及其胶结物质的影响[D]. 南昌: 南昌工程学院, 2018.]
- [15] Tan W F, Zhou S Z, Liu F, et al. Advancement in the study on interactions between iron-aluminum (hydro-) oxides and clay minerals in soil[J]. *Soils*, 2007, 39 (5): 726—730. [谭文峰, 周素珍, 刘凡, 等. 土壤中铁铝氧化物与黏土矿物交互作用的研究进展[J]. 土壤, 2007, 39 (5): 726—730.]
- [16] Chen H, Ma W M, Zhou Q P, et al. Shrub encroachment effects on the stability of soil aggregates and the differentiation of Fe and Al oxides in Qinghai-Tibet alpine grassland[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2020, 29 (9): 73—84. [陈红, 马文明, 周青平, 等. 高寒草地灌丛化对土壤团聚体稳定性及其铁铝氧化物分异的研究[J]. 草业学报, 2020, 29 (9): 73—84.]
- [17] Zhang Q. The interaction mechanism of aggregates characteristics and physic-chemical properties of red soils and their effect on erosion processes[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2003. [张琪. 红壤团聚体特征与物理化学性质相互作用机理及其对侵蚀过程的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2003.]
- [18] Tsao T, Chen Y M, Sheu H, et al. Separation and identification of soil nanoparticles by conventional and synchrotron X-ray diffraction[J]. *Applied Clay Science*, 2013, 85: 1—7.
- [19] Yang P L, Luo Y P, Shi Y C. Soil fractal characteristics characterized by weight distribution of particle size [J]. *Chinese Science Bulletin*, 1993, 38 (20): 1896—1899. [杨培岭, 罗远培, 石元春. 用粒径的重量分布表征的土壤分形特征[J]. 科学通报, 1993, 38 (20): 1896—1899.]
- [20] Fernández-Ugalde O, Barré P, Hubert F, et al. Clay mineralogy differs qualitatively in aggregate-size classes: Clay-mineral-based evidence for aggregate hierarchy in temperate soils[J]. *European Journal of Soil Science*, 2013, 64 (4): 410—422.
- [21] Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry[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.]
- [22] Peng X, Yan X, Zhou H, et al. Assessing the contributions of sesquioxides and soil organic matter to aggregation in an Ultisol under long-term fertilization[J]. *Soil and Tillage Research*, 2015, 146: 89—98.
- [23] Hesung Y. Soil Colloids [M]. Beijing: Science Press, 1983. [熊毅. 土壤胶体[M]. 北京: 科学出版社, 1983.]
- [24] Zhou F L, Li F, Huang Y N, et al. Chinese milk vetch and straw returning: Effects on soil aggregates and organic carbon distribution[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2020, 36 (20): 65—71. [周方亮, 李峰, 黄雅楠, 等. 紫云英和秸秆还田对土壤团聚体及有机碳分布的影响[J]. 中国农学通报, 2020, 36 (20): 65—71.]
- [25] Xie L H, Liao C L, Lin Q M, et al. Characteristics of soil aggregate organic carbon (SAOC) in paddy soil after increasing or reducing input of organic fertilizer[J]. *Soils*, 2019, 51 (6): 1106—1113. [谢丽华, 廖超林, 林清美, 等. 有机肥增减施后红壤水稻土团聚体有机碳的变化特征[J]. 土壤, 2019, 51 (6): 1106—1113.]
- [26] 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 (8): 10837—10853.
- [27] de Moraes Sá J C, Lal R. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol[J]. *Soil and Tillage Research*, 2009, 103 (1): 46—56.
- [28] Wang P, Wang J D, Zhang H, et al. The role of iron oxides in the preservation of soil organic matter under long-term fertilization[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19 (2): 588—598.
- [29] Weiss J V, Emerson D, Megonigal J P. Geochemical control of microbial Fe (III) reduction potential in wetlands: Comparison of the rhizosphere to non-rhizosphere soil[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2004, 48 (1): 89—100.
- [30] 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.
- [31] Jiang X J, Li H, Xie D T, et al. Application and prospect of fractal theory in study on soil fertility[J]. *Soils*, 2007, 39 (5): 677—683. [蒋先军, 李航, 谢德体, 等. 分形理论在土壤肥力研究中的应用与前景[J]. 土壤, 2007, 39 (5): 677—683.]
- [32] Pascual J A, García C, Hernandez T. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality[J]. *Bioresource Technology*, 1999, 68 (3): 255—264.
- [33] Li S Y, Gu X, Zhuang J, et al. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility[J]. *Soil and Tillage Research*, 2016, 155: 199—206.

- [34] Sung S. Aggregate stability of tropical soils in relation to their organic matter constituents and other soil properties[J]. *Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science*, 2012, 35: 135—148.
- [35] Wu S L, Nguyen T A H, Liu Y J, et al. Deficiencies of secondary Fe (oxy) hydroxides associated with phyllosilicates and organic carbon limit the formation of water-stable aggregates in Fe-ore tailings[J]. *Chemical Geology*, 2019, 523: 73—87.
- [36] 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. [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.]
- [37] 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.

(责任编辑：檀满枝)