

# 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<sup>①</sup>

王 莹<sup>1,2</sup>, 尧水红<sup>2\*</sup>, 李辉信<sup>1\*</sup>, 张 斌<sup>2</sup>

(1 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

**摘要:**通过对长期施化肥及化肥与紫云英、稻草、猪粪配施处理下红壤稻田各粒级团聚体内氧化铁分布特征的研究, 探讨不同施肥方式下各粒级团聚体内氧化铁形态与有机碳含量的关系。结果表明, 长期施化肥及化肥与紫云英、稻草、猪粪配施增加了土壤中无定形铁  $\text{Fe}_o$  含量(增幅达 10.5% ~ 58.5%), 降低了土壤中游离铁  $\text{Fe}_{\text{d}}$  的含量(降幅为 0.4% ~ 13.8%), 土壤中氧化铁的活度  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_{\text{d}}$  提高了 19% ~ 76%。各粒级团聚体内  $\text{Fe}_o$  含量表现为: 250 ~ 53  $\mu\text{m}$  > (<53  $\mu\text{m}$ ) > 2 000 ~ 250  $\mu\text{m}$ ,  $\text{Fe}_{\text{d}}$  含量表现为: 250 ~ 53  $\mu\text{m}$  > 2 000 ~ 250  $\mu\text{m}$  > (<53  $\mu\text{m}$ ),  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_{\text{d}}$  表现为: (<53  $\mu\text{m}$ ) > 250 ~ 53  $\mu\text{m}$  > 2 000 ~ 250  $\mu\text{m}$ 。全土和各粒级团聚体内  $\text{Fe}_o$  含量及其  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_{\text{d}}$  与其相应的有机碳含量均呈显著正相关 ( $P < 0.05$ , 相关系数分别为:  $r = 0.953 \sim 0.779$  和  $r = 0.991 \sim 0.823$ ), 而  $\text{Fe}_{\text{d}}$  含量与其相应的有机碳含量呈显著负相关 ( $P < 0.05$ ,  $r = -0.964 \sim -0.651$ )。有机物料的投入能活化氧化铁, 有机质投入量最大的化肥配施猪粪处理  $\text{Fe}_o$  含量及  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_{\text{d}}$  显著提高。

**关键词:**长期施肥; 水稻土; 无定形氧化铁; 游离氧化铁; 团聚体

中图分类号: S153

氧化铁是中性土壤和酸性土壤中最常见的氧化物, 具有较高的活性, 易随环境条件的变化而转变。氧化铁在土壤中的转化包括两个过程: 老化过程: 土壤溶液中的铁离子水解形成氢氧化铁单体, 经聚合和缩合成为水和氧化铁, 进而再形成晶态氧化铁;

活化过程: 即老化过程的逆过程。土壤的 Eh、pH 和有机物都能影响氧化铁的转化<sup>[1]</sup>。水稻土是我国有特色的人为的水耕熟化土壤; 长期施用不同的有机肥不仅能给稻田提供养分, 还能改变其土壤的有机碳组成<sup>[2-5]</sup>, 影响土壤团聚体的分布<sup>[6-8]</sup>, 因此能在不同程度上影响土壤中氧化铁的转化, 使其氧化铁的含量和形态在不同粒级的团聚体中存在较大的分异。但由于氧化铁存在的复杂性, 至今有关不同有机肥施用下稻田土壤各粒级团聚体内氧化铁含量和分配的影响因素研究仍罕有报道。本文利用江西省红壤研究所有机肥长期定位试验地为研究对象, 比较不同有机肥施用下红壤稻田土壤各粒级团聚体内氧化铁形态和含量的差异, 并初步分析其与有机碳含量的相关关系, 旨在了解长期施用不同有机肥后稻田土壤氧化铁的转化规律及其在不同团聚体内的分异特征, 探究水

稻土中的氧化铁在有机碳固定上所起的作用, 为稻田土壤的可持续利用提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验区概况及样品采集

有机肥长期定位试验区地理位置为江西省进贤县张公镇江西省红壤研究所( $28^{\circ}21'N$ ,  $116^{\circ}10'E$ ), 该地属于亚热带季风气候, 年均温  $18.1^{\circ}\text{C}$ , 年均降雨量 1 727 mm。该长期定位试验始于 1981 年早稻, 土壤母质为第四纪红色黏土, 剖面特征为 A-P-W1-W2-G 型, 属于潴育性水稻土。试验开始前 0 ~ 20 cm 耕层土壤基本农化性状为: pH : 5.7, 有机碳 : 16.2 g/kg, 全氮 : 1.58 g/kg, 全磷 : 0.51 g/kg, 碱解氮 : 144 mg/kg, 有效磷 : 10.3 mg/kg, 速效钾 : 38.2 mg/kg, CEC : 5.45 cmol/kg。

长期定位试验有机肥处理包括不施肥对照(CK)、常规化肥处理(NPK)、减量 NPK+早稻紫云英(A)、减量 NPK+早稻紫云英+早稻稻草(AS)、减量 NPK+早稻紫云英+早稻猪粪(AP)、减量 NPK+早稻紫云英

\* 基金项目: 国家 973 计划项目(2011CB100504)和公益性行业(农业)科研专项(201003016)资助。

\* 通讯作者(huixinli@njau.edu.cn; yaoshuihong@caas.cn)

作者简介: 王莹(1985—), 女, 广西桂林人, 硕士研究生, 主要从事稻田土壤养分循环研究。E-mail: wycwht@126.com

+晚稻猪粪+早稻稻草(APS)等6个处理。其中化肥以尿素、钙镁磷肥(7.0% P)和氯化钾的形式分别在早稻和晚稻后施入。减量NPK处理中N、P、K所减的量分别为常规化肥处理N、P、K的56%，60%，72%。紫云英在早稻后施入，含N 27.6 g/kg，P 2.00 g/kg，K 8.50 g/kg。稻草在APS处理的早稻后施入，在AS处理的晚稻后施入，含N 7.27 g/kg，P 1.00 g/kg，K 19.6 g/kg。猪粪在AP处理的早稻后施入，

在APS处理的晚稻后施入，含N 28.3 g/kg，P 10.3 g/kg，K 9.80 g/kg。各处理化肥和有机肥的具体施用量见表1。试验是完全随机设计，每处理3个重复。本试验采集的土壤为2006年晚稻后各处理的耕层原状土样。水稻土土样用硬纸盒带回实验室，经挑根风干过2 mm筛后分成2份，一份用于团聚体的分级和氧化铁的测定，另一份用于土壤的有机碳测定。

表1 各施肥处理的肥料施用量和土壤团聚体组成  
Table 1 Amounts of fertilizers and fractions of soil aggregates under different fertilizer managements

处理	化肥(kg/hm <sup>2</sup> )			有机肥(10 <sup>3</sup> kg/hm <sup>2</sup> )			碳投入总量 (10 <sup>3</sup> kg/(hm <sup>2</sup> ·a))	团聚体组成(g/kg)		
	N	P	K	紫云英	稻草	猪粪		2 000~250 μm	250~53 μm	<53 μm
CK	0	0	0	0	0	0	1.28	539±15	260±11	260±5
NPK	160.0	16.4	100.0	0	0	0	1.72	505±8	286±14	286±8
A	70.0	6.5	28.0	2.25	0	0	2.48	510±7	255±11	255±6
AS	70.0	6.5	28.0	2.25	4.05	0	4.10	529±5	246±9	246±3
AP	70.0	6.5	28.0	2.25	0	7.90	5.17	505±12	245±8	245±4
APS	70.0	6.5	28.0	2.25	4.05	7.90	6.77	511±19	240±10	240±7

注：表中有机肥投入量均折合为烘干重。将投入的有机肥换算成碳投入总量，包括地上部（植株）与地下部（根茬），以土壤体积质量1.2 g/m<sup>3</sup>计，耕层取15 cm计算。紫云英有机碳含量为：423.7 g/kg，猪粪有机碳含量为：161.6 g/kg，稻草秸秆有机碳含量为：398.1 g/kg。

## 1.2 不同粒级样品的制备

用湿筛法<sup>[9]</sup>将风干过2 mm筛土壤分成2 000~250 μm、250~53 μm、<53 μm 3个级别的团聚体。具体方法为称取20 g过2 mm筛的土壤放入盆中的套筛内，加入去离子水使土壤慢慢浸润，直至浸没所有土壤，浸泡10 min后，上下移动反复50次，振幅<3 cm。250 μm筛子上的部分为2 000~250 μm粒级团聚体，53 μm筛子上的部分为250~53 μm粒级团聚体，53 μm筛子下沉淀为<53 μm粒级团聚体，将各级团聚体转移至铝盒中60℃烘干，留待测定。

## 1.3 主要测定指标及方法

游离氧化铁和无定形铁分别用DCB法和草酸-草酸铵法提取，提取液中铁含量用邻啡罗林显色，分光光度计测定。有机碳含量用外加热重铬酸钾氧化法测定<sup>[10]</sup>。

## 1.4 统计分析

不同施肥处理之间的有机碳含量、铁氧化物含量用SPSS16.0软件进行方差分析(ANOVA)，差异显著性水平( $P < 0.05$ )通过邓肯法进行检验。

## 2 结果与分析

### 2.1 团聚体颗粒组内无定形铁的分布

表1数据表明：供试土壤中<53 μm的颗粒占24.0%~28.6%，250~53 μm的颗粒占20.1%~

25.0%，近50%的土壤组分是2 000~250 μm的颗粒；由于有机物的胶结作用，供试土壤已具有较高的团聚度。表1的结果还表明，施肥对土壤各级团聚体组成的影响因肥料种类不同而异，单施化肥的处理<53 μm的颗粒所占比例最大，与CK相比施用有机肥<53 μm的粒级所占比例减少，而粗颗粒所占比例增加，不同有机肥种类之间的这种差异可能与其物质组成及其有机碳的投入增加有关(表1)。

无定形铁(Fe<sub>o</sub>)是土壤中带可变电荷的胶体，在土壤团聚体的形成过程中起胶结剂的作用。长期施用不同肥料后土壤中无定形氧化铁(Fe<sub>o</sub>)含量如表2所示，全土的Fe<sub>o</sub>含量在4.39~6.96 g/kg之间，平均5.57 g/kg。就全土而言，不同的施肥处理与CK相比，Fe<sub>o</sub>含量提高了10.5%~58.5%。不同粒级团聚体中的Fe<sub>o</sub>含量呈现出与全土类似的趋势，即施肥处理尤其是有机无机肥的配合使用显著地提高了各级团聚体中的Fe<sub>o</sub>含量。各级团聚体颗粒组内Fe<sub>o</sub>含量均以APS处理的最高，其次为AP处理，常规化肥(NPK)处理居中，AS处理较低和A处理最低。就不同级别团聚体颗粒组之间的Fe<sub>o</sub>含量而言，表现为：250~53 μm><53 μm>2 000~250 μm。其中，250~53 μm粒级Fe<sub>o</sub>含量在各处理间比<53 μm粒级Fe<sub>o</sub>含量大4.7%~19.9%，比2 000~250 μm粒级Fe<sub>o</sub>含量大27.7%~34.3%(表2)。

## 2.2 团聚体颗粒组内游离态铁的分布

长期施用不同肥料后稻田土壤全土和各粒级团聚体颗粒组内游离态铁( $Fe_d$ )含量见表 2。全土的  $Fe_d$  含量在 18.8~21.8 g/kg 之间, 平均 20.2 g/kg。施肥降低了土壤中  $Fe_d$  含量, 与 CK 处理相比, 在全土、2 000~250  $\mu\text{m}$ 、250~53  $\mu\text{m}$  和 <53  $\mu\text{m}$  团聚体上分别降低了 0.4%~13.8%、0.8%~13.2%、2.0%~13.6% 和 1.1%~23.6% (表 2), 但不同施肥处理间无显著差异。就不同级别团聚体而言,  $Fe_d$  含量表现为: 250~53  $\mu\text{m}$ >2 000~250  $\mu\text{m}$ >

(<53  $\mu\text{m}$ )粒级团聚体。250~53  $\mu\text{m}$  颗粒组的  $Fe_d$  含量在各处理间比 2 000~250  $\mu\text{m}$  颗粒组的  $Fe_d$  含量大 4.1%~20.7%, 比 <53  $\mu\text{m}$  粒级  $Fe_d$  含量大 27.0%~62.3%。

## 2.3 团聚体颗粒组内氧化铁活度的差异

铁在土壤中的活化程度可以用铁的活度(即无定形铁与游离铁的比值,  $Fe_o/Fe_d$ )来表示。不同有机肥处理下土壤  $Fe_o/Fe_d$  如图 1 所示。施肥处理提高了土壤中的  $Fe_o/Fe_d$ , 与 CK 处理相比, 在全土、2 000~250  $\mu\text{m}$ 、250~53  $\mu\text{m}$  和 <53  $\mu\text{m}$  团聚体上分别提高了 19%~

表 2 不同有机肥施用方式下稻田土壤及各级团聚体内氧化铁的含量(g/kg)  
Table 2 Effects of different organic fertilization managements on contents of  $Fe_o$  and  $Fe_d$  in bulks and different particle-size fractions of aggregates

处理	全土		2 000~250 $\mu\text{m}$		250~53 $\mu\text{m}$		<53 $\mu\text{m}$	
	无定形铁 $Fe_o$	游离态铁 $Fe_d$	无定形铁 $Fe_o$	游离态铁 $Fe_d$	无定形铁 $Fe_o$	游离态铁 $Fe_d$	无定形铁 $Fe_o$	游离态铁 $Fe_d$
CK	4.39 ± 0.18 c	21.8 ± 0.6 a	3.81 ± 0.29 Cc	21.6 ± 0.9 ABa	4.92 ± 0.39 Ac	24.1 ± 1.2 Aa	4.70 ± 0.27 Bc	18.4 ± 1.9 Ba
NPK	5.36 ± 0.11 b	21.7 ± 1.4 a	5.00 ± 0.08 Cb	20.8 ± 0.5 Ba	6.54 ± 0.09 Ab	23.6 ± 0.4 Aa	5.67 ± 0.31 Babc	18.2 ± 0.9 Ba
A	4.85 ± 0.12 bc	20.1 ± 0.9 a	4.29 ± 0.10 Bbc	19.8 ± 1.5 Aa	5.63 ± 0.23 Abc	20.8 ± 2.0 Aa	4.91 ± 0.19 Bbc	16.4 ± 0.8 Aa
AS	5.07 ± 0.13 bc	19.6 ± 2.9 a	4.66 ± 0.29 Bbc	21.4 ± 1.4 ABa	5.95 ± 0.23 Abc	22.3 ± 1.3 Aa	5.43 ± 0.38 ABabc	17.1 ± 1.9 Ba
AP	6.77 ± 0.15 a	18.8 ± 2.8 a	6.04 ± 0.43 Aa	18.7 ± 1.4 Aa	8.01 ± 0.52 Aa	22.6 ± 2.8 Aa	6.68 ± 0.81 Aabc	17.3 ± 3.3 Aa
APS	6.96 ± 0.37 a	19.5 ± 2.2 a	6.39 ± 0.35 Aa	19.8 ± 1.5 ABa	8.58 ± 0.68 Aa	22.8 ± 2.1 Aa	7.25 ± 0.63 Aa	14.0 ± 2.7 Ba

注: 表中大写字母不同表示同行不同粒级团聚体间差异显著( $P<0.05$ ), 小写字母不同表示同列不同施肥处理间差异显著( $P<0.05$ ), 下同。

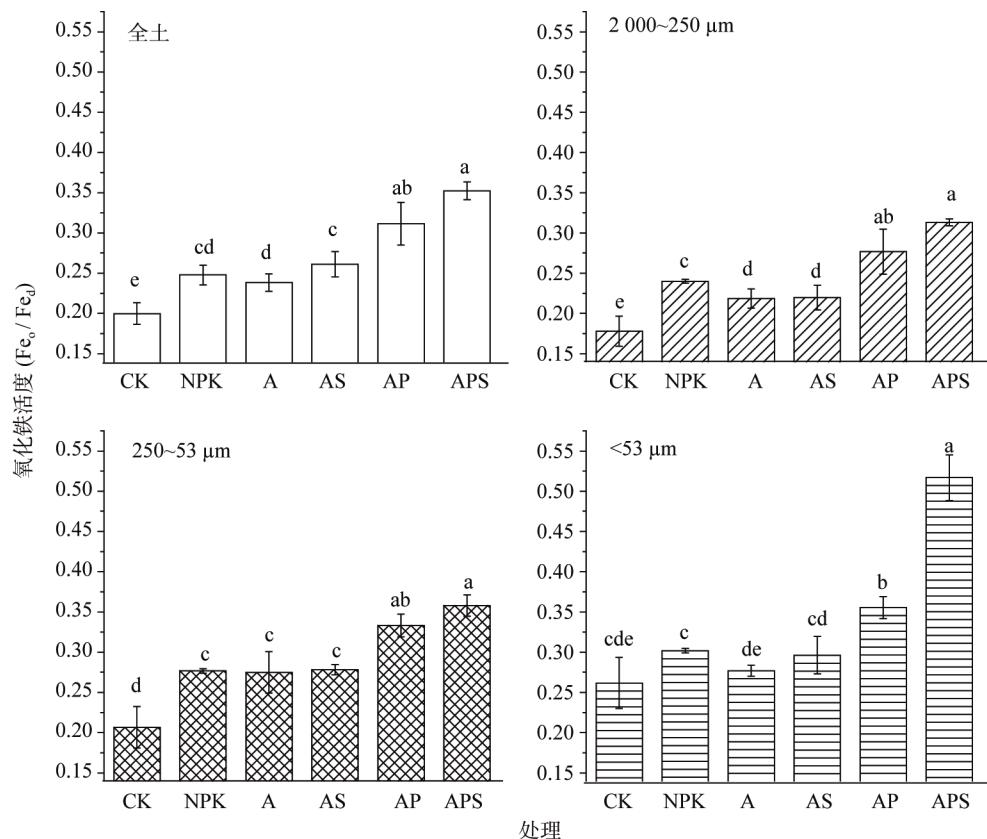


图 1 不同施肥方式下稻田土壤及各级团聚体内铁活度的变化

Fig. 1  $Fe_o/Fe_d$  ratios in bulk soil and different particle-size fractions of aggregates in different treatments

76%、22.5%~75.8%、33.8%~72.9%、5.7%~97.3%。就不同的施肥处理而言，施猪粪处理的  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$  在全土及各级团聚体中均为最高，特别是投入碳量最多的APS处理， $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$  在全土及各级团聚体中均显著高于其他非猪粪处理；施紫云英的A处理在全土及各级团聚体中均为最低。就不同级别团聚体而言， $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$  为( $<53\text{ }\mu\text{m}$ ) $>250\text{ }\mu\text{m}>2000\text{ }~\sim~ 250\text{ }\mu\text{m}$ 。其中， $<53\text{ }\mu\text{m}$  粒级铁的活度在各处理间比 $250\text{ }~\sim~ 53\text{ }\mu\text{m}$  粒级大 0.8%~44.4%，比 $2000\text{ }~\sim~ 250\text{ }\mu\text{m}$  粒级铁的活度大 23.9%~65.14%。

## 2.4 团聚体氧化铁分布及其与土壤有机碳的关系

施肥能增加土壤的碳投入量，提高土壤中的有机碳含量<sup>[4]</sup>。施常规化肥(NPK)处理的碳投入量比CK大34.4%，施有机肥处理的碳投入量比CK大93.8%~428.9%(表1)。就不同有机肥处理而言，APS处理的碳投入量比A、AS和AP处理的碳投入量分别大173.0%、65.1%和30.1%。相关分析表明，全土总有机碳含量(SOC)增幅与碳投入量密切相关( $R^2=0.828$ ,  $P=0.007$ ，表1，图2)。

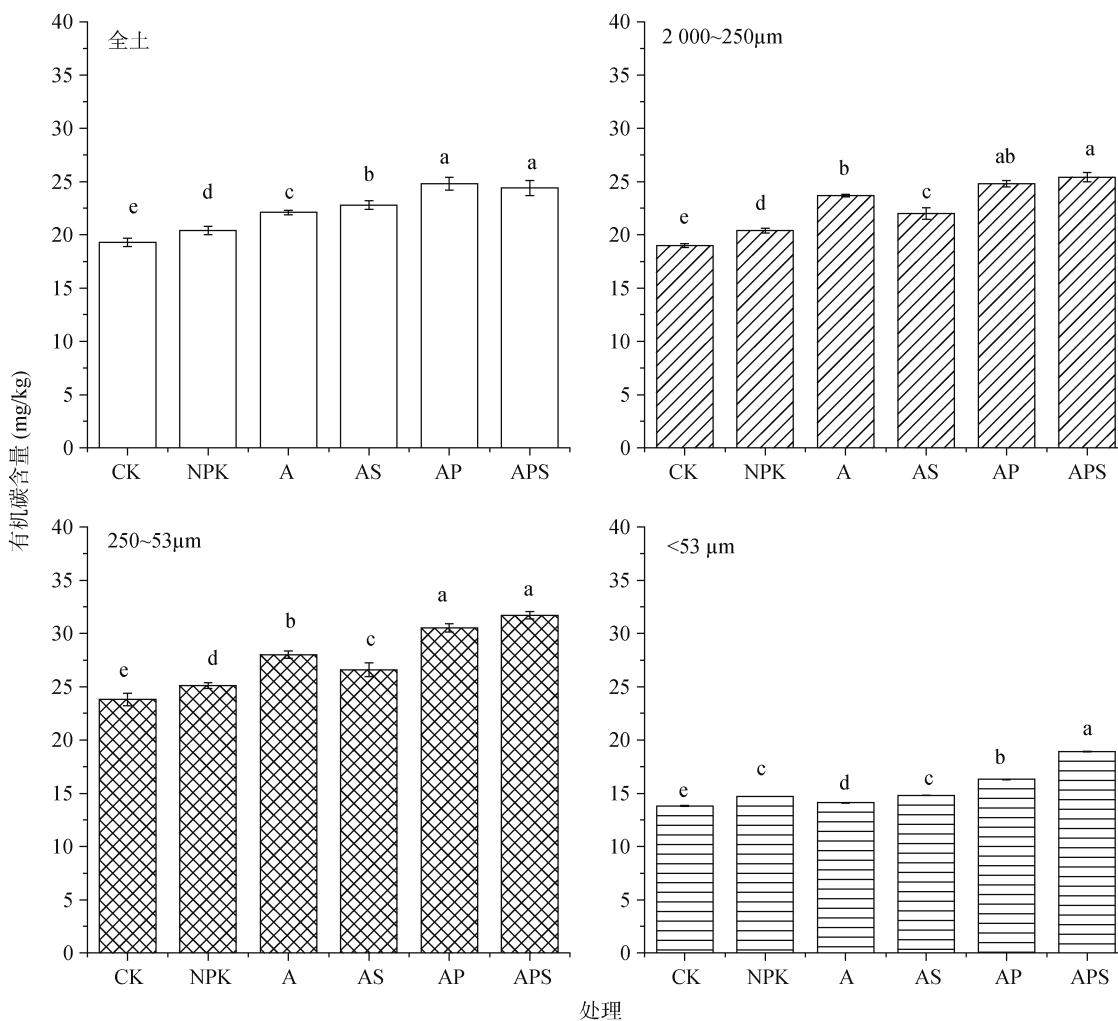


图2 施肥对土壤及各级团聚体内有机碳含量的影响

Fig. 2 Effects of fertilization management on contents of soil organic carbon in bulk soil and different particle-size fractions of aggregates

对全土有机碳来说，化肥配施有机肥处理与不施肥处理CK相比，显著增加了土壤有机碳含量，增幅为13.7%~31.8%；而常规化肥处理(NPK)与CK相比，有机碳含量略有增加，但未达到显著水平；化肥配施有机肥的处理与NPK处理相比，有机碳含量增幅为7.3%~24.3%(图2)。游离氧化铁( $\text{Fe}_d$ )是土壤中重要的矿质胶结物质<sup>[11]</sup>，由于 $\text{Fe}_d$ 与有机质对土壤结构的有机无机复合作用的不同，全土 $\text{Fe}_d$ 与有机碳含

量存在极显著的负相关关系( $P<0.01$ ，表3)，全土有机碳含量随 $\text{Fe}_d$ 含量的增加而减少。而供试水稻土全土的有机碳含量和无定形氧化铁( $\text{Fe}_o$ )含量及氧化铁活度( $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$ )的相关分析的数据表明：全土 $\text{Fe}_o$ 含量和氧化铁的活化程度均随有机碳含量的增加而变大， $\text{Fe}_o$ 和 $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$ 与有机碳含量均存在正相关关系( $P<0.05$ ，表3)，因此加大有机碳的投入量即增加有机质有利于土壤 $\text{Fe}_o$ 含量增加，并提高土壤的 $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$ 。

表 3 土壤无定形氧化铁、游离氧化铁和氧化铁活度与有机碳含量的相关关系  
Table 3 Relationships between SOC and the contents of  $\text{Fe}_o$ ,  $\text{Fe}_d$  and  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$

各级土壤颗粒	$\text{Fe}_o$		$\text{Fe}_d$		$\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
全土	0.851*	0.032	-0.964**	0.002	0.894*	0.016
2 000~250 $\mu\text{m}$	0.779*	0.048	-0.842*	0.035	0.823*	0.044
250~53 $\mu\text{m}$	0.872*	0.024	-0.651	0.069	0.938**	0.006
<53 $\mu\text{m}$	0.953**	0.003	-0.823*	0.044	0.991**	0.000

注：\*\* 表示相关性达到  $P<0.01$  显著水平，\* 表示相关性达到  $P<0.05$  显著水平。

不同粒级团聚体之间的有机碳含量如图 2 所示，本试验研究中不同施肥处理下有机碳在各粒级团聚体中的含量均表现为： $250~53 \mu\text{m} > 2 000~250 \mu\text{m} > (<53 \mu\text{m})$ 。其中，各处理  $250~53 \mu\text{m}$  粒级有机碳含量比  $2 000~250 \mu\text{m}$  粒级大  $18.1\% \sim 25.3\%$ ，比  $<53 \mu\text{m}$  粒级大  $67.7\% \sim 98.6\%$ 。不同施肥处理  $>53 \mu\text{m}$  的较粗粒级团聚体内有机碳含量均表现为：APS 处理最高，AP 处理次之，A 处理居中，AS 处理较低，常规化肥(NPK)处理最低。在  $<53 \mu\text{m}$  粒级团聚体中，不同施肥处理有机碳含量表现为：APS 处理最高，AP 处理次之，与 CK 相比有机碳含量显著提高(增幅为  $37.0\%$  和  $18.1\%$ )，而 A 处理、AS 处理和常规化肥(NPK)处理的有机碳含量与 CK 相比略有增加，但差异不显著( $P>0.05$ ，图 2)。供试水稻土各级团聚体颗粒内的有机碳含量与氧化铁含量及其活度的相关分析的数据表明：各级团聚体颗粒内  $\text{Fe}_o$  含量和  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$  与有机碳含量均存在显著正相关关系( $P<0.05$ ，表 3)；但  $2 000~250 \mu\text{m}$  和  $<53 \mu\text{m}$  粒级团聚体颗粒内  $\text{Fe}_d$  与有机碳含量呈显著的负相关关系( $P<0.05$ ，表 3)。

### 3 讨论

水稻土中的氧化还原体系按次序分为：氧体系、有机物体系、氧化铁体系等，随着氧化还原电位从高至低依次进行反应<sup>[12]</sup>。有机物影响氧化铁含量的原因，一方面在渍水条件下，有机质的厌氧分解影响着土壤的 Eh、pH，从而影响铁体系的转化<sup>[1]</sup>；另一方面，铁在土壤、水等环境中的还原过程主要由微生物介导<sup>[13]</sup>，有机质作为微生物碳源和电子的主要来源影响着氧化铁的转化<sup>[14-15]</sup>。研究表明，有机质能妨碍氧化铁的老化，可能因为  $\text{Fe}_o$  强烈吸附有机质而阻碍氧化铁晶核的生长<sup>[16-17]</sup>，又有可能是铁与富里酸形成络合物，影响结晶速率和结晶产物的性质<sup>[18]</sup>。试验中不同施肥处理的  $\text{Fe}_o$  含量及  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$  均表现为 APS 处理最高，对照 CK 处理最低，提示着各种有机物料配施化肥进入土壤后，APS 处理的有机碳组分比 A、AS 及常规化肥(NPK)处理中的有机碳组分更易与无

定形铁吸附或结合，促进了无定形铁的转化。然而 NPK 处理中亚硝酸盐能作为低价铁的电子受体<sup>[14]</sup>，或者是磷与  $\text{Fe}_o$  的吸附解析过程<sup>[19-24]</sup>，促进了  $\text{Fe}_o$  的转化，使得 NPK 处理下有仅次于 APS 处理的  $\text{Fe}_o$  含量。

不同粒级土壤团聚体中的有机碳含量是土壤有机质平衡与矿化速率的微观表征<sup>[25]</sup>。本研究结果显示  $2 000~250 \mu\text{m}$  团聚体中的有机碳含量低于  $250~53 \mu\text{m}$  团聚体，而  $<53 \mu\text{m}$  团聚体中有机碳含量低于其他两粒级的土壤团聚体，说明在  $<53 \mu\text{m}$  团聚体中拥有最大的矿化量，而在  $250~53 \mu\text{m}$  粒级团聚体中，有机碳的物理保护得到了最大体现。氧化铁及其与有机质的胶体，在红壤水稳定性团聚体形成中起显著的作用。假如大团聚体是由  $<53 \mu\text{m}$  团聚体包被而成，大团聚体的测定结果也应该包含小团聚体的结果，而无定形铁含量表现为  $250~53 \mu\text{m} > (<53 \mu\text{m}) > 2 000~250 \mu\text{m}$  团聚体，表明  $2 000~250 \mu\text{m}$  粒级的团聚体拥有较大孔隙度，导致此粒级中微小团聚体的比例减少，而使得与其他粒级在同等质量下的  $\text{Fe}_o$  含量变少。铁的活度表现为  $(<53 \mu\text{m}) > 250~53 \mu\text{m} > 2 000~250 \mu\text{m}$  团聚体，则说明不同粒级团聚体造成的微域环境具有不同的氧化还原条件<sup>[26-27]</sup>，促使无定形铁在不同粒级团聚体中具有不同程度的转化。

### 4 小结

(1) 与 CK 处理相比，不同施肥处理的  $\text{Fe}_o$  的含量提高了  $10.5\% \sim 58.5\%$ ，而  $\text{Fe}_d$  含量降低了  $0.4\% \sim 13.8\%$ 。不同粒级团聚体之间， $\text{Fe}_o$  的含量表现为： $250~53 \mu\text{m} > (<53 \mu\text{m}) > 2 000~250 \mu\text{m}$  团聚体； $\text{Fe}_d$  的含量表现为： $250~53 \mu\text{m} > 2 000~250 \mu\text{m} > (<53 \mu\text{m})$  团聚体。施肥提高了红壤性水稻土  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$ ，不同施肥处理的  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$  与 CK 处理相比提高了  $19\% \sim 76\%$ 。而不同粒级团聚体之间， $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$  表现为： $(<53 \mu\text{m}) > 250~53 \mu\text{m} > 2 000~250 \mu\text{m}$ 。

(2) 化肥及其与猪粪、紫云英、稻草的配施增加了土壤有机碳含量，与 CK 处理相比，有机碳含量增

加了 13.7%~31.8%。而不同粒级团聚体中有机碳含量表现为： $250\sim53\text{ }\mu\text{m} > 2000\sim250\text{ }\mu\text{m} > (<53\text{ }\mu\text{m})$  团聚体。全土及各级团聚体的  $\text{Fe}_o$  含量与其相对应的有机碳含量呈显著正相关关系， $\text{Fe}_d$  含量与其对应的有机碳含量呈负相关关系，且  $\text{Fe}_o/\text{Fe}_d$  与其对应的有机碳含量呈显著正相关。

(3) 有机碳的投入是氧化铁活化的重要条件，猪粪、紫云英、稻草与化肥长期配合施用显著提高了氧化铁活性，且以猪粪配施化肥处理的提高程度最大。不同粒级团聚体中铁氧化物的含量及转化程度可以从不同粒级团聚体的孔隙度、比表面积和微域氧化还原条件的角度来研究。

## 参考文献：

- [1] Muhrizal S, Shamshuddin J, Fauziah I, Husni MAH. Changes in iron-poor acid sulfate soil upon submergence[J]. Geoderma, 2006, 131(1/2): 110–122
- [2] 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): 2 642–2 650
- [3] 黄山, 芮雯奕, 彭现宪, 刘武仁, 张卫建. 稻田转变为旱地土壤有机碳含量及其组分的变化特征[J]. 环境科学, 2009, 30(4): 1 146–1 151
- [4] 马力, 杨林章, 肖和艾, 夏立忠, 李运东, 刘晓春. 施肥和秸秆还田对红壤性水稻土有机碳分布变异及其矿化特性的影响[J]. 土壤, 2011, 43(6): 883–890
- [5] 雷敏, 周萍, 黄道友, 刘守龙, 朱捍华, 童成立. 长期施肥对水稻土有机碳分布及化学结合形态的影响[J]. 生态学杂志, 2012, 31(4): 967–974
- [6] 许绣云, 姚贤良, 刘克樱, 黄德凯. 长期施用有机物料对红壤性水稻土的物理性质的影响[J]. 土壤, 1996, 28(2): 57–61
- [7] 聂军, 郑圣先, 杨曾平, 廖育林, 谢坚. 长期施用化肥、猪粪和稻草对红壤性水稻土物理性质的影响[J]. 中国农业科学, 2010, 43(7): 1 404–1 413
- [8] 聂军, 杨曾平, 郑圣先, 廖育林, 谢坚, 向艳文. 长期施肥对双季稻区红壤性水稻土质量的影响及其评价[J]. 应用生态学报, 2010, 21(6): 1 453–1 460
- [9] Elliot ET, Cambardella CA. Physical separation of soil organic matter[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1991, 34(1/4): 407–419
- [10] 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: 60–66, 107–108
- [11] 周萍, 宋国菡, 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉. 三种南方典型水稻土长期试验下有机碳积累机制研究 II. 团聚体内有机碳的化学结合机制[J]. 土壤学报, 2009, 46(2): 263–273
- [12] 于天仁. 水稻土的物理化学[M]. 北京: 科学出版社, 1983: 10–12
- [13] Ponnamperuma FN. The chemistry of submerged soils[J]. Advances in Agronomy, 1972, 24: 29–96
- [14] Weiss JV, Emerson D, Megonigal JP. 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
- [15] Lovley DR, Coates JD, Blunt-Harris EL, Phillips EJP, Woodward JC. Humic substances as electron acceptors for microbial respiration[J]. Nature, 1996, 382: 445–448
- [16] Schwertmann U. Inhibitory effect of soil organic matter on the crystallization of amorphous ferric hydroxide[J]. Nature, 1966, 212: 645–646
- [17] Cornell RM, Schwertmann U. Influence of organic anions on the crystallization of ferrichydrite[J]. Clay and Clay Minerals, 1979, 27(6): 402–410
- [18] Kodama H, Schnitzer M. Effect of fulvic acid on the crystallization of Fe(III) oxides[J]. Feodermo, 1977, 19(4): 291–297
- [19] 沈志良, 朱祖祥, 袁可能. 铁铝氧化物吸附磷的研究[J]. 浙江农业大学学报, 1990, 16(1): 7–13
- [20] Cross AF, Schlesinger WH. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems[J]. Geoderma, 1995, 64(3/4): 197–214
- [21] Chacon N, Silver W, Dubinsky E, Cusack D. Iron reduction and soil phosphorus solubilization in humid tropical forests soil: The roles of labile carbon pools and electron shuttle compound[J]. Biogeochemistry, 2006, 78(1): 67–84
- [22] Thompson A, Chadwick OA, Rancourt DG, Chorover J. Iron oxide crystallinity increases during soil redox oscillations[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2006, 70(7): 1 710–1 727
- [23] Peretyazhko T, Sposito G. Iron(III) reduction and phosphorous solubilization in humid tropical forest soils[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2005, 69(14): 3 643–3 652
- [24] Szilas CP, Borggaard OK, Hansen HCB, Rauer J. Potential iron and phosphate mobilization during flooding of soil material[J]. Water, Air, and Pollution, 1998, 106(1): 97–109
- [25] 徐阳春, 沈其荣. 长期施用不同有机肥对土壤各粒级复合体中 C、N、P 含量与分配的影响[J]. 中国农业科学, 2000, 33(5): 1–7
- [26] Chenu C, Soulard G. Variability of pesticide internalization in individual soil aggregates of millimeter size[J]. Developments in Soil Science, 2002, 28(1): 127–136
- [27] 蒋先军, 李航, 谢德体, 魏朝富, 熊海灵. 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

## Relationship Between Distribution Patterns of Iron Oxides and Soil Organic Matter in Aggregates of Paddy Soil in A Long-term Fertilization

WANG Ying<sup>1,2</sup>, YAO Shui-hong<sup>2\*</sup>, LI Hui-xin<sup>1\*</sup>, ZHANG Bin<sup>2</sup>

(1 College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2 Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

**Abstract:** In order to explore the relationship between the iron oxides and soil organic matter in different size aggregates of paddy soil, based on analyzing the distribution patterns of iron oxides in different treatments composed of N, P and K fertilizer and combined application of chemical fertilizer with green manure (*Astragalus*), rice straw and pig manure from a long-term experimental field. The results showed the phenomena of increasing  $Fe_o$  content (10.5%-58.5%) and  $Fe_o/Fe_d$  value (19%-76%), but decreasing  $Fe_d$  content (0.4%-13.8%) in bulk soil. The content of  $Fe_o$  in different size of fractions of soil decreased as the following order: 250-53  $\mu m$ , < 53  $\mu m$ , 2 000-250  $\mu m$ , and  $Fe_d$  showed as: 250-53  $\mu m$ , 2 000-250  $\mu m$ , < 53  $\mu m$ . However, the value of  $Fe_o/Fe_d$  decreased as the following one: <53  $\mu m$ , 250-53  $\mu m$ , 2 000-250  $\mu m$ . The content of the SOC exhibited positive, negative and positive correlates with  $Fe_o$ ,  $Fe_d$ , and  $Fe_o/Fe_d$  respectively. These results suggested that the activity of iron oxides can be enhanced by SOC, and the pig manure combined with the N, P and K fertilizer treatment showed the maximum contents of  $Fe_o$  and  $Fe_o/Fe_d$ .

**Key words:** Long-term fertilization, Paddy soil,  $Fe_o$ ,  $Fe_d$ , Aggregates