



## 闽江河口湿地围垦稻田对土壤铁碳结合特征的影响

刘旭阳, 王 纯, 郭萍萍, 方云英, 沈李东, 胡世文, 黑 杰, 王亚非, 胥佳忆, 王维奇

### Effects of reclamation of paddy fields on soil iron-bound organic carbon in Minjiang River estuarine wetland

LIU Xuyang, WANG Chun, GUO Pingping, FANG Yunying, SHEN Lidong, HU Shiwen, HEI Jie, WANG Yafei, XU Jiayi, and WANG Weiqi

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.16562/j.cnki.0256-1492.2023031701>

## 您可能感兴趣的其他文章

### Articles you may be interested in

#### 闽江河口表层沉积物重矿物特征与物源示踪

Heavy mineral composition in surface sediments of the Minjiang River estuary and its implications for provenance

海洋地质与第四纪地质. 2018, 38(1): 87-95

#### 大洋溶解铁的物质来源及其同位素示踪

The sources of dissolved iron in the global ocean and isotopic tracing

海洋地质与第四纪地质. 2019, 39(5): 46-57

#### 全球变化下九龙江河流-河口系统营养盐循环过程、通量与效应

Nutrient cycling processes, fluxes and effects in the Jiulong river-estuary system under global change

海洋地质与第四纪地质. 2018, 38(1): 23-31

#### 南海东部管事海山铁锰结壳的矿物组成和地球化学特征

Mineralogy and geochemistry of ferromanganese crusts from Guanshi Seamount in the eastern South China Sea

海洋地质与第四纪地质. 2019, 39(3): 94-103

#### 南渡江河口水体氢氧同位素特征及对台风“海鸥”的响应

Water H-O isotopic characteristics of Nandu River estuary and their response to typhoon "Kalmaegi"

海洋地质与第四纪地质. 2018, 38(1): 170-177

#### 南极罗斯海柱样沉积物中有机碳和氮元素地球化学特征及其来源

Geochemical characteristics and source of organic carbon and nitrogen in the column sediments from the Ross Sea, Antarctica

海洋地质与第四纪地质. 2019, 39(1): 83-90



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘旭阳, 王纯, 郭萍萍, 等. 闽江河口湿地围垦稻田对土壤铁碳结合特征的影响 [J]. 海洋地质与第四纪地质, 2024, 44(1): 44-54.  
LIU Xuyang, WANG Chun, GUO Pingping, et al. Effects of reclamation of paddy fields on soil iron-bound organic carbon in Minjiang River estuarine wetland[J]. Marine Geology & Quaternary Geology, 2024, 44(1): 44-54.

## 闽江河口湿地围垦稻田对土壤铁碳结合特征的影响

刘旭阳<sup>1,2</sup>, 王纯<sup>1,2</sup>, 郭萍萍<sup>2,3</sup>, 方云英<sup>4</sup>, 沈李东<sup>5</sup>, 胡世文<sup>6</sup>, 黑杰<sup>1,2</sup>, 王亚非<sup>1,2</sup>, 胥佳忆<sup>1,2</sup>, 王维奇<sup>1,2</sup>

1. 福建师范大学湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室, 福州 350117
2. 福建闽江河口湿地生态系统国家定位观测研究站(国家林业和草原局), 福州 350215
3. 福建闽江河口湿地国家级自然保护区管理处, 福州 350200
4. 格里菲斯大学澳大利亚河流研究所和环境与科学学院, 南森校区, 昆士兰 4111
5. 南京信息工程大学应用气象学院, 南京 210044
6. 广东省科学院生态环境与土壤研究所, 广州 510650

**摘要:** 土壤铁氧化物结合态有机碳是有机碳长期维持的主要途径,但其机理研究仍较为薄弱。为探究河口湿地围垦稻田对土壤铁碳结合特征的影响,本研究选择福建省闽江河口天然芦苇湿地与围垦稻田为研究对象,对两种类型土壤中的铁结合态有机碳(Fe-OC)及其相关指标进行测定与分析。结果显示:① 芦苇湿地围垦稻田改变了土壤氧化还原过程,显著影响土壤中铁相的转化。围垦后土壤二价铁[Fe(II)]、三价铁[Fe(III)]、活性总铁含量(HCl-Fe<sub>t</sub>)及Fe(III)/Fe(II)分别显著下降了24.68%、52.56%、51.45%、35.68%( $P < 0.05$ )。游离态氧化铁(Fe<sub>d</sub>)与无定形态铁(Fe<sub>o</sub>)含量分别显著下降了21.64%和29.24%( $P < 0.05$ ),络合态铁(Fe<sub>p</sub>)含量则有所增加。② 芦苇湿地围垦稻田显著影响土壤碳固存,Fe-OC与土壤有机碳含量(SOC)在围垦稻田后分别显著下降了39.03%和18.42%( $P < 0.05$ );芦苇湿地与稻田土壤Fe-OC均主要以吸附途径结合,稻田土壤Fe-OC对土壤有机碳的贡献率( $f_{Fe-OC}$ )显著高于芦苇湿地( $P < 0.05$ )。③ 土壤全氮、含水量、电导率、铁以及土壤有机碳、溶解性有机碳与Fe-OC呈显著正相关( $P < 0.01$ )。本研究可为退耕还湿、土壤碳增汇提供科学参考。

**关键词:** 铁; 铁结合态有机碳; 芦苇湿地; 稻田; 闽江河口

中图分类号: P736.4

文献标识码: A

DOI: 10.16562/j.cnki.0256-1492.2023031701

### Effects of reclamation of paddy fields on soil iron-bound organic carbon in Minjiang River estuarine wetland

LIU Xuyang<sup>1,2</sup>, WANG Chun<sup>1,2</sup>, GUO Pingping<sup>2,3</sup>, FANG Yunying<sup>4</sup>, SHEN Lidong<sup>5</sup>, HU Shiwen<sup>6</sup>, HEI Jie<sup>1,2</sup>, WANG Yafei<sup>1,2</sup>, XU Jiayi<sup>1,2</sup>, WANG Weiqi<sup>1,2</sup>

1. Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographical Process of Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China
2. Wetland Ecosystem Research Station of Fujian Minjiang Estuary (National Forestry and Grassland Administration), Fuzhou 350215, China
3. Fujian Minjiang River Estuary Wetland National Nature Reserve Administrative Office, Fuzhou 350200, China
4. Australian Rivers Institute and School of Environment and Science, Griffith University, Nathan Campus, Queensland 4111, Australia
5. School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China
6. National-Regional Joint Engineering Research Center for Soil Pollution Control and Remediation in South China, Guangzhou 510650, China

**Abstract:** Iron oxide bound organic carbon is the main pathway for long-term stability of organic carbon. However, study of its mechanism remains weak. To understand the impact of estuarine wetland reclamation of paddy field on soil iron-carbon binding characteristics, we measured the soil iron-bound organic carbon (Fe-OC) and its related indicators in the natural reed (*Phragmites australis*) wetland and paddy field reclamation in Minjiang River estuary, Fujian Province. Results show that the wetland reclamation significantly affected the soil oxidation and reduction condition, and the redox process significantly affected the transformation of iron (Fe) phase in soil. After the wetland reclamation, the content of bivalent iron [Fe(II)], trivalent iron [Fe(III)], active total iron (HCl-Fe<sub>t</sub>), and Fe(III)/Fe(II) in the soil significantly decreased by 24.68%, 52.56%, 51.45%, and 35.68%, respectively ( $P < 0.05$ ). The content of free Fe oxide (Fe<sub>d</sub>) and amorphous iron (Fe<sub>o</sub>) in the soil

资助项目: 国家自然科学基金“河口湿地围垦稻田后土壤铁结合态有机碳的演变趋势和稳定机制”(42077086)

作者简介: 刘旭阳(1994—), 男, 博士研究生, 主要研究方向为湿地生态学, E-mail: lesliexyang@163.com

通讯作者: 王维奇(1982—), 男, 研究员, 主要从事生态与环境研究, E-mail: wangweiqi15@163.com

收稿日期: 2023-03-17; 改回日期: 2023-04-11. 张现荣编辑

significantly decreased by 21.64% and 29.24%, respectively ( $P < 0.05$ ), but the content of complex iron ( $Fe_p$ ) increased. In addition, the wetland reclamation significantly affected the soil carbon retention, and the content of Fe-OC and soil organic carbon (SOC) in the soil significantly decreased by 39.03% and 18.42% after the reclamation ( $P < 0.05$ ). In both reed wetland and paddy field, soil Fe-OC was combined dominantly through adsorption. The contribution rate of paddy field soil Fe-OC to SOC ( $f_{Fe-OC}$ ) was significantly higher than that of reed wetland ( $P < 0.05$ ). Finally, there were significant positive correlations ( $P < 0.01$ ) between soil TN, water content, conductivity, Fe, SOC, dissolved organic carbon, and Fe-OC. This study provided scientific guidance for wetland restoration and increasing soil carbon sequestration.

**Key words:** iron; iron-bound organic carbon; reed wetland; paddy field; Minjiang River estuary

湿地是主要的自然碳汇,也是对外界响应较为敏感的生态系统类型,在调节全球碳平衡方面发挥着重要作用<sup>[1]</sup>。虽然湿地仅占陆地表面的 6%,但却储存着世界上三分之一的土壤有机碳<sup>[2-3]</sup>。然而,《Nature》的最新研究表明,将其开垦为耕地已造成 62% 的湿地损失,其中将湿地转化为稻田是重要的因素<sup>[4]</sup>。土地利用变化是驱动湿地碳损失的主要驱动力<sup>[5-6]</sup>,土地的耕作以及湿地围垦措施,会导致土壤物理和化学性质的变化<sup>[7]</sup>,从而深刻影响土壤有机碳循环。中国滨海湿地 1 m 土壤的总碳库为  $57 \times 10^6$  Mg C,在世界滨海湿地“蓝碳”储存中占有重要地位<sup>[8]</sup>。Tan 等<sup>[9]</sup>通过对全球的综合分析研究表明,滨海湿地、河岸湿地和泥炭地转化为其他土地利用类型降低了土壤碳储量,减少了  $(17.8 \pm 10.3)\%$ , Krause 等<sup>[2]</sup>研究发现围垦会造成有机碳的损失, Sasmito 等<sup>[1]</sup>亦发现红树林湿地经过人为开垦后有机碳减少,张鑫磊等<sup>[10]</sup>研究发现崇明东滩湿地围垦植稻造成产甲烷菌相对丰度明显增加,这促使甲烷产生速率也大幅度增加,但 Wang 等<sup>[11]</sup>通过对杭州湾湿地研究发现,随着开垦时间的增加, pH 和电导率显著降低,同时,随着开垦时间的延长,土壤固存有机碳的能力也随之增加,这表明土壤有机碳对湿地围垦的响应存在差异性,而且对于湿地围垦稻田后土壤综合碳固持的研究尚鲜见报道。因此,探究围垦对湿地土壤碳固持的影响可为湿地有机碳固存能力增强提供重要理论支撑。

铁(Fe)作为氧化还原特性最为敏感的元素,在有机碳固持中具有重要作用<sup>[12]</sup>。土壤中的二价铁  $[Fe(II)]$  一般在土壤中很快会被氧化成三价铁  $[Fe(III)]$ ,然后发生水解反应形成铁氧化物,根据铁氧化物在土壤中的存在形式,通常包括游离态氧化铁( $Fe_d$ )、无定形态铁( $Fe_o$ )和络合态铁( $Fe_p$ )<sup>[12]</sup>。游离态氧化铁主要指存在于土壤黏粒中且能够被连二亚硫酸钠提取的铁;活性铁包括无定形铁和晶质铁,无定形铁具有比表面积大、吸附能力强以及高反应活性等特点,能够被草酸提取;络合态铁是指与土壤腐殖质结合的铁,可用焦磷酸钠提取<sup>[12-13]</sup>。

铁氧化物已经被众多研究证明是一种十分有效的“锈汇”,它可以通过有机-矿物络合物形成铁结合态有机碳(Fe-OC),这是促进有机碳稳定的重要机制<sup>[14-15]</sup>。当前对于铁结合态有机碳的研究主要集中在农田、森林、草地,探究其结合机制以及对有机碳固持的贡献已经成为热点问题<sup>[16-17]</sup>,而关于河口湿地围垦稻田后有关铁结合态有机碳的研究尚鲜见报道。

福建省位于中国东南沿海,是中国海岸线长度第二、曲折率第一的省份,形成了广泛分布的河口和海岸湿地。闽江是福建省最大的入海河流,其河口区形成了诸多湿地,在过去,当地居民为了满足生产和生活需要,很多天然湿地被围垦成稻田。在河口湿地围垦成稻田后,河流径流带来的铁与有机碳输入会部分减少,植被的改变也会导致植物来源碳输入的降低,这些变化是否会改变铁结合态有机碳形成途径?进而降低土壤铁结合态有机碳含量及其对总有机碳的贡献?围垦成稻田后环境因子改变又将如何调节铁结合态有机碳?为此,本研究拟基于亚热带河口湿地铁氧化物含量丰富的特点,针对铁碳结合特征开展相关研究,预期可为河口湿地有机碳的可持续管理提供理论参考。

## 1 研究区概况

闽江河口区属亚热带海洋性季风气候,年平均气温  $19.6^\circ\text{C}$ ,年平均降水量  $1346\text{ mm}$ <sup>[18]</sup>。本研究以该区天然芦苇湿地及其围垦稻田(围垦年限  $> 30\text{ a}$ )作为研究对象。其中,天然芦苇湿地主要受到正规半日潮影响,稻田为水旱轮作,水稻种植时期为 5 月中旬至 8 月中旬,水稻收获后种植蔬菜。水稻返青期和分蘖旺盛期实行水淹管理,分蘖后期排干约一周后实行淹水-烤田-湿润灌溉相结合水分管管理,直至收获前两周排干,蔬菜种植期间根据水分需求进行水分管管理。水稻和蔬菜种植期间施肥主要以复合肥(N :  $P_2O_5$  :  $K_2O$  为 15 : 15 : 15)为主,氮(N)、磷( $P_2O_5$ )、钾( $K_2O$ )肥施加量分别为 155、

80、105 kg·hm<sup>-2</sup> 和 160、45、105 kg·hm<sup>-2</sup>。

## 2 材料与方 法

### 2.1 样品采集与处理

分别于 2021 年春季(5 月)和冬季(12 月),采集 0~10、10~20 和 20~30 cm 的土壤样品,本试验采用完全随机设计,每个深度对芦苇湿地和稻田各随机采 4 个样品。为了减少每次取样时的人为干扰,搭设栈桥进入样地。考虑到天然湿地的潮汐过程,野外采样时间选在小潮日。采集样品放入便携式冷藏箱中,带回实验室,样品分成两份,一份置于 4 ℃ 冰箱保存;另一份自然风干后,用镊子挑出土壤中的根和杂质,过 100 mm 筛,而后将土样分成若干份进行不同指标的测定。

### 2.2 样品测定与分析

#### 2.2.1 土壤理化性质、养分与碳组分指标的测定

土壤容重(BD)采用环刀法测定,土壤含水量(WC)采用烘干法测定<sup>[19]</sup>,土壤 pH 和温度(ST)采用 PHS-3C pH 计(SI400, USA)测定,土壤电导率(EC)采用 2265FS 电导仪(Spectrum Technologies Inc, USA)测定,土壤有机碳(SOC)和全氮(TN)采用 CN 元素分析仪(Elementar Vario MAX CN, Germany)测定,全磷(TP)采用硫酸-高氯酸消解,并用连续流动分析仪(Skalar Analytical SAN++, Netherlands)测定<sup>[20]</sup>;土壤微生物生物量碳(MBC)经过氯仿熏蒸-K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提,土壤溶解性有机碳(DOC)使用去离子水浸提<sup>[21]</sup>,并用连续流动分析仪(Skalar Analytical SAN++, Netherlands)测定,土壤活性有机碳(LOC)使用 333 mmol·L<sup>-1</sup> 高锰酸钾氧化法<sup>[22]</sup> 提取之后,用总有机碳分析仪(Shimadzu TOC-VCPH, Japan)测定。

#### 2.2.2 土壤铁含量及铁氧化物含量的测定

土壤不同价态活性铁:土壤活性二价铁-Fe(II)和总铁-HCl-Fe<sub>t</sub>的测定采用盐酸浸提<sup>[23]</sup>,使用 UV-2450 紫外分光光度计(Shimadzu Scientific Instruments, Japan)测定,并通过总铁和二价铁含量的差值,计算三价铁含量<sup>[23]</sup>:

$$\text{Fe(III)} = \text{HCl} - \text{Fe}_t - \text{Fe(II)} \quad (1)$$

土壤铁氧化物:土壤中游离态氧化铁(Fe<sub>d</sub>)、无定型氧化铁(Fe<sub>o</sub>)和络合态铁(Fe<sub>p</sub>)分别采用 DCB、草酸铵和焦磷酸钠方法提取<sup>[12]</sup>。上述各形态氧化

铁的提取液均采用邻菲罗啉比色法,用 UV-2450 紫外分光光度计(Shimadzu Scientific Instruments, Japan)测定,并根据以下公式计算氧化铁的特征参数<sup>[12]</sup>:

$$\text{活化度} = \text{Fe}_o / \text{Fe}_d \times 100\% \quad (2)$$

$$\text{络合度} = \text{Fe}_p / \text{Fe}_d \times 100\% \quad (3)$$

$$\text{晶质氧化铁}(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}) = \text{Fe}_d - \text{Fe}_o \quad (4)$$

$$\text{晶胶率} = (\text{Fe}_d - \text{Fe}_o) / \text{Fe}_o \quad (5)$$

式中,Fe<sub>d</sub>为游离态氧化铁含量,Fe<sub>o</sub>为无定型氧化铁含量,Fe<sub>p</sub>为络合态氧化铁含量,活化度和络合度单位为%。

#### 2.2.3 铁结合态有机碳含量、形成途径及其对土壤总有机碳贡献的测定与分析

土壤铁结合态有机碳含量:采用 DCB 还原溶解提取法测定<sup>[14]</sup>。将上述经 DCB 处理和 NaCl 处理后的残渣中的有机碳采用 CN 元素分析仪(Elementar Vario MAX CN, Germany)测定,铁结合态有机碳含量为对照的有机碳含量减去 DCB 处理的有机碳含量的差值<sup>[15]</sup>:

$$\text{Fe-OC}(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}) = \text{OC}_{\text{NaCl}} - \text{OC}_{\text{DCB}} \quad (6)$$

铁结合态有机碳形成途径:通过前面测定的铁结合态有机碳含量和总的铁氧化物含量转换计算铁结合态有机碳中的 OC/Fe<sup>[15]</sup>,并以此判断铁结合态有机碳形成的共沉淀和吸附途径。

$$\text{OC/Fe(摩尔比)} = (\text{Fe} - \text{OC}/\text{M}_{\text{C}}) / (\text{m}_{\text{Fe}_d} / \text{M}_{\text{Fe}}) \quad (7)$$

土壤铁结合态有机碳对总有机碳的贡献分析:土壤总有机碳采用 CN 元素分析仪(Elementar Vario MAX CN, Germany)测定,并通过结合已测定的铁结合态有机碳含量和总的有机碳含量计算土壤铁结合态有机碳占总有机碳的比例<sup>[15]</sup>。

$$f_{\text{Fe-OC}}(\%) = \text{Fe-OC} / \text{SOC} \times 100\% \quad (8)$$

式中,Fe-OC 表示铁结合态有机碳,OC<sub>NaCl</sub> 和 OC<sub>DCB</sub> 分别表示经过 NaCl 处理和 DCB 处理后固体残渣中的有机碳含量,f<sub>Fe-OC</sub> 表示铁结合态有机碳占总有机碳的比值,OC/Fe(摩尔比)表示铁结合态有机碳的碳铁摩尔比,m<sub>Fe<sub>d</sub></sub> 表示游离态氧化铁含量,M<sub>C</sub> 和 M<sub>Fe</sub> 分别表示碳和铁的摩尔质量。

### 2.3 数据处理

运用 Excel 2016、SPSS 20.0、Origin 2019b、Adobe Illustrator 2020、R 语言和 Canoco 5 等软件对测定数据进行整理、分析和绘图。原始数据的平均值及标

准偏差的计算采用 Excel 2016 分析; 采用 Origin 2019b 软件绘制土壤不同价态铁、氧化铁、铁碳结合特征等指标含量图; 采用 Excel 2016 制作土壤氧化铁参数特征表格; 基于 SPSS 20.0 的单因素方差分析比较湿地围垦前后土壤不同价态铁、氧化铁、铁碳结合特征等指标之间的差异性; 土壤铁结合态有机碳的影响因子的 Pearson 相关性分析通过 R 语言中的 corrplot 包进行; 土壤铁碳结合特征的 RDA 分析通过 Canoco 5 软件进行; 论文概念图通过 Adobe Illustrator 2020 绘制。

### 3 结果与分析

#### 3.1 土壤铁相变化特征

从均值来看, 在春季和冬季, 芦苇湿地土壤 Fe(II) 含量、Fe(III) 含量、HCl-Fe<sub>t</sub> 含量以及 Fe(III)/

Fe(II) 明显高于稻田土壤 ( $P < 0.05$ , 图 1), 分别比稻田土壤增加了 47.06% 和 21.54%、95.94% 和 125.93%、92.57% 和 119.27%、26.68% 和 86.51%。在 0~30 cm 土壤深度上, 芦苇湿地土壤 Fe(II) 含量随深度增加而升高, 稻田土壤 Fe(II) 含量随深度增加而降低 ( $P < 0.05$ ); 芦苇湿地土壤 Fe(III) 含量随深度增加而降低 ( $P < 0.05$ ), 稻田土壤 Fe(III) 含量以及 HCl-Fe<sub>t</sub> 含量随着深度变化差异不显著; 芦苇湿地土壤 Fe(III)/Fe(II) 随深度增加而降低 ( $P < 0.05$ ), 稻田土壤 Fe(III)/Fe(II) 随深度增加而增加 ( $P < 0.05$ )。

从均值来看, 在春季和冬季, 芦苇湿地土壤 Fe<sub>d</sub> 与 Fe<sub>o</sub> 含量明显高于稻田土壤 ( $P < 0.05$ , 图 2a, c), 分别增加了 17.73% 和 30.25%、35.69% 和 49.80%; 而芦苇湿地土壤 Fe<sub>p</sub> 含量低于稻田土壤 (图 2b), 分别降低了 5.13% 和 6.25%。在 0~30 cm 土壤深度上, 芦苇湿地与稻田土壤 Fe<sub>d</sub> 含量变化不显著, 芦苇

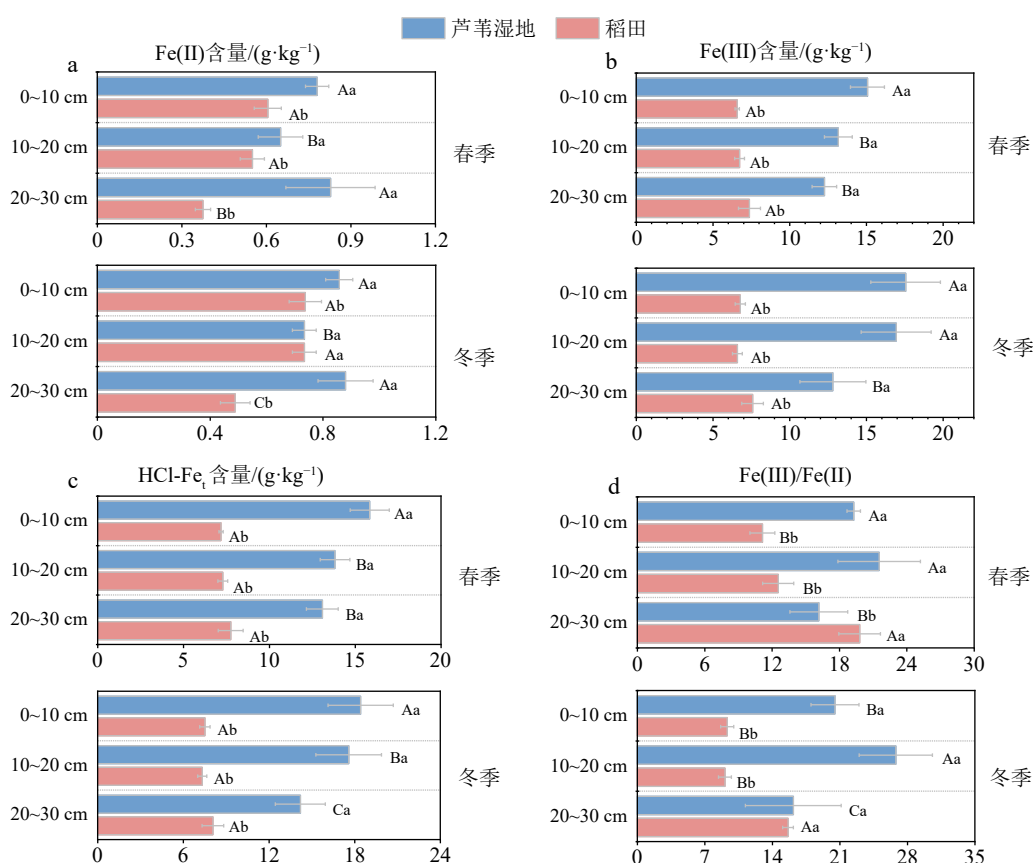


图 1 芦苇湿地与稻田土壤铁含量特征

图中不同小写字母表示不同采样点土壤同一深度间存在显著性差异 ( $P < 0.05$ ), 不同大写字母表示同一采样点土壤不同深度存在显著差异性 ( $P < 0.05$ )。

Fig.1 Characteristics of Fe contents in soil of *P. australis* wetland and paddy field

Different lowercase letters in the figure indicate that there is a significant difference between the same depth of soil at different sampling points ( $P < 0.05$ ), and different uppercase letters indicate that there is a significant difference between different depths of soil at the same sampling point ( $P < 0.05$ ).

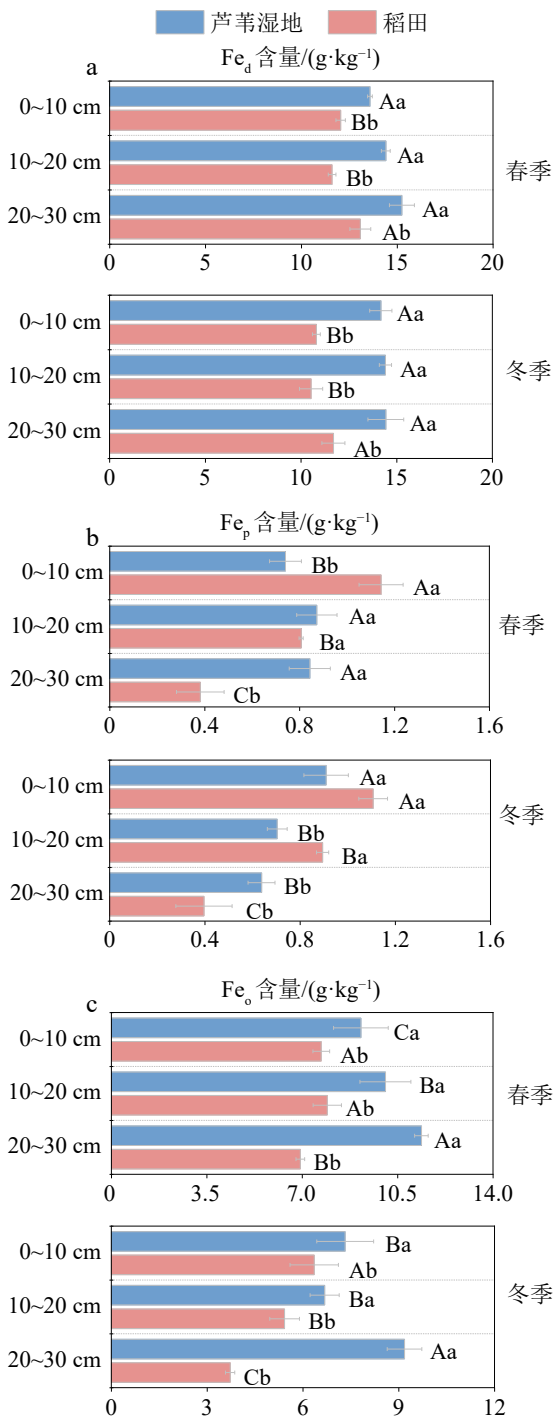


图2 芦苇湿地与稻田土壤氧化铁含量特征

图中不同小写字母表示不同采样点土壤同一深度间存在显著性差异 ( $P < 0.05$ ), 不同大写字母表示同一采样点土壤不同深度存在显著差异性 ( $P < 0.05$ )。

Fig.2 Characteristics of Fe oxide content in soil of *P. australis* wetland and paddy field

Different lowercase letters in the figure indicate that there is a significant difference between the same depth of soil at different sampling points ( $P < 0.05$ ), and different uppercase letters indicate that there is a significant difference between different depths of soil at the same sampling point ( $P < 0.05$ ).

湿地土壤  $Fe_o$  含量随深度增加而增加 ( $P < 0.05$ ), 稻田土壤  $Fe_o$  含量随深度增加而降低 ( $P < 0.05$ ),  $Fe_p$  含量随深度增加而降低 ( $P < 0.05$ )。

从均值来看, 在春季和冬季, 芦苇湿地土壤活化度明显高于稻田土壤 ( $P < 0.05$ , 表1), 分别增加了14.36%和17.15%; 在0~20 cm, 芦苇湿地土壤络合度和晶胶率明显低于稻田土壤 ( $P < 0.05$ , 表1), 分别降低了17.21%和13.96%、30.77%和28.36%; 芦苇湿地土壤晶质氧化铁含量与稻田土壤相比, 在

表1 芦苇湿地与稻田土壤氧化铁参数特征

Table 1 Characteristics of parameters of Fe oxide in soil in *P. australis* wetland and paddy field

指标	采样时间	土层深度/cm	样地类型	
			芦苇湿地	稻田
活化度/%	春	0~10	67.28 ± 6.84Ba	63.84 ± 1.75Aa
		10~20	69.79 ± 6.47Ba	68.42 ± 5.15Aa
		20~30	75.04 ± 3.71Aa	53.21 ± 2.07Bb
	冬	0~10	51.52 ± 5.66Aa	59.11 ± 7.75Aa
		10~20	46.43 ± 3.29Bb	51.57 ± 3.71Aa
		20~30	64.31 ± 4.90Aa	27.82 ± 3.73Bb
络合度/%	春	0~10	7.17 ± 0.72Ab	13.02 ± 1.22Aa
		10~20	7.80 ± 0.73Ab	9.63 ± 0.22Ba
		20~30	7.11 ± 0.88Aa	4.03 ± 1.17Cb
	冬	0~10	10.32 ± 1.76Aa	12.82 ± 0.85Aa
		10~20	7.85 ± 2.36Bb	10.82 ± 0.77Aa
		20~30	5.70 ± 0.50Ca	4.08 ± 1.11Ba
晶质氧化铁/(g·kg <sup>-1</sup> )	春	0~10	4.42 ± 0.91Aa	4.35 ± 0.20Ba
		10~20	4.35 ± 0.93Aa	3.68 ± 0.64Ba
		20~30	3.87 ± 0.76Ab	7.06 ± 1.40Aa
	冬	0~10	6.85 ± 0.77Aa	4.45 ± 0.72Bb
		10~20	7.73 ± 0.56Aa	5.10 ± 0.51Bb
		20~30	5.25 ± 0.95Ba	7.97 ± 0.51Ab
晶胶率	春	0~10	0.53 ± 0.15Aa	0.57 ± 0.04Ba
		10~20	0.48 ± 0.17Aa	0.49 ± 0.13Ba
		20~30	0.34 ± 0.07Bb	0.89 ± 0.07Aa
	冬	0~10	1.01 ± 0.20Aa	0.79 ± 0.26Bb
		10~20	1.19 ± 0.15Aa	0.97 ± 0.13Ba
		20~30	0.58 ± 0.13Bb	2.14 ± 0.11Aa

注: 图中不同小写字母表示不同采样点土壤同一深度间存在显著性差异 ( $P < 0.05$ ), 不同大写字母表示同一采样点土壤不同深度存在显著差异性 ( $P < 0.05$ )。

春季降低了 16.10%, 但在冬季增加了 13.18% ( $P < 0.05$ , 表 1)。在 0~30 cm 土壤深度上, 芦苇湿地土壤活化度随深度增加而升高, 稻田土壤活化度随深度增加而降低 ( $P < 0.05$ ); 芦苇湿地土壤络合度、晶质氧化铁含量、晶胶率随深度增加而降低 ( $P < 0.05$ ); 稻田土壤络合度随深度增加而降低 ( $P < 0.05$ ), 土壤晶质氧化铁含量和晶胶率随深度增加而增加 ( $P < 0.05$ )。

### 3.2 土壤铁结合态有机碳含量、OC/Fe 以及 $f_{\text{Fe-OC}}$ 特征

从均值来看, 在春季和冬季, 芦苇湿地土壤 Fe-OC 含量和 SOC 含量明显高于稻田土壤 ( $P < 0.05$ , 图 3a、b), 分别为 45.40% 和 4.78%、75.03% 和 75.03%; 芦苇湿地土壤  $f_{\text{Fe-OC}}$  明显低于稻田土壤 ( $P < 0.05$ , 图 3c), 分别降低了 20.84% 和 32.10%; 芦苇湿地与稻田土壤 OC/Fe 在春季无明显差异, 在冬季, 芦苇

湿地 OC/Fe 显著低于稻田土壤 12.36% ( $P < 0.05$ )。在 0~30 cm 土壤深度上, 芦苇湿地土壤 Fe-OC、SOC 含量以及  $f_{\text{Fe-OC}}$  随深度变化不明显, 稻田土壤 Fe-OC、SOC 含量以及 OC/Fe 随深度加深而降低 ( $P < 0.05$ ),  $f_{\text{Fe-OC}}$  随深度加深而升高 ( $P < 0.05$ )。

### 3.3 土壤铁结合态有机碳的环境影响因素分析

如图 4 所示, Fe-OC 与铁相均呈正相关, 其中与 Fe(II) 呈极显著正相关 ( $P < 0.01$ ), 与  $\text{Fe}_p$  呈显著正相关 ( $P < 0.05$ ), 且与 SOC、DOC、LOC、EC、WC 和 TN 均呈极显著正相关 ( $P < 0.01$ )。从土壤理化性质与铁结合态有机碳、不同价态铁以及铁氧化物的关系来看, RDA 1 轴和 2 轴累积解释了铁结合态有机碳, 不同价态铁以及铁氧化物 72.9%, 其中 WC 和 EC 是主要解释因子, 贡献率分别达到了 86.70% 和 7.00% (图 5), 表明 WC 和 EC 是影响 Fe-OC 的重要环境因子。

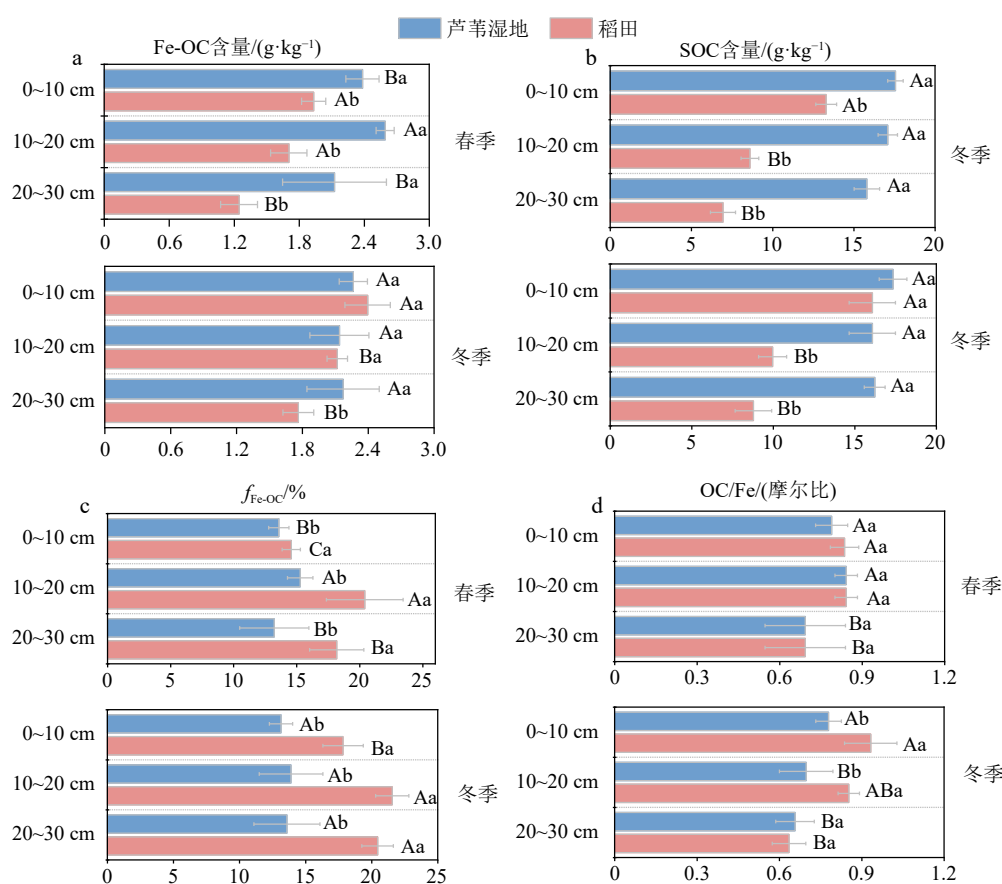


图 3 芦苇湿地与稻田土壤铁结合态有机碳及碳铁比特征

图中不同小写字母表示不同采样点土壤同一深度间存在显著性差异 ( $P < 0.05$ ), 不同大写字母表示同一采样点土壤不同深度存在显著差异性 ( $P < 0.05$ )。

Fig.3 Characteristics of Fe-organic-carbon in soil and organic-carbon/Fe ratio in *P. australis* wetland and paddy field

Different lowercase letters in the figure indicate that there is a significant difference between the same depth of soil at different sampling points ( $P < 0.05$ ), and different uppercase letters indicate that there is a significant difference between different depths of soil at the same sampling point ( $P < 0.05$ ).

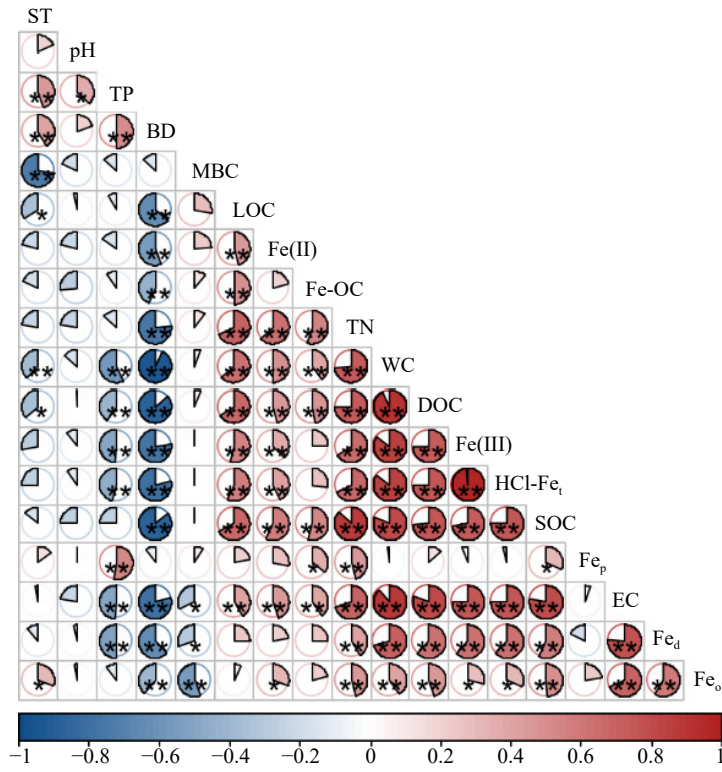


图4 芦苇湿地与稻田土壤铁结合态有机碳与其影响因子相关性  
\*代表在0.05水平上差异性显著,\*\*代表在0.01水平上差异性显著。

Fig.4 Correlation between iron–organic-carbon binding in soil and its influencing factors in *P. australis* wetland and paddy field  
\*: significant difference at 0.05 level; \*\*: significant difference at 0.01 level.

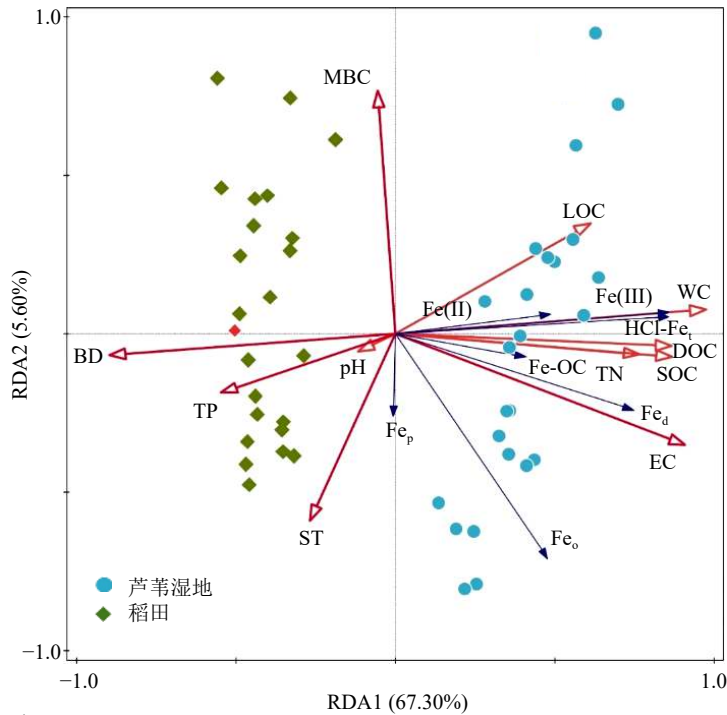


图5 芦苇湿地与稻田土壤铁碳结合特征的RDA分析  
WC的贡献率为86.70%,  $P < 0.01$ ; EC的贡献率为7.00%,  $P < 0.01$ 。

Fig.5 RDA analysis on characteristics of iron-carbon binding in soil of *P. australis* wetland and paddy field  
The contribution rate of WC is 86.70%,  $P < 0.01$ ; The contribution rate of EC is 7.00%,  $P < 0.01$ .



## 4 讨论

### 4.1 湿地围垦稻田对土壤铁的影响

湿地土壤铁对围垦响应较为敏感,  $\text{Fe(III)/Fe(II)}$  的变化可以很好的表征土壤氧化还原条件, 河口湿地围垦稻田后  $\text{Fe(III)/Fe(II)}$  显著下降(图 1), 因为湿地围垦改变了水文条件, 对天然湿地土壤的原生环境有所扰动<sup>[24]</sup>。围垦后  $\text{Fe(II)}$ 、 $\text{Fe(III)}$  及  $\text{HCl-Fe}_d$  显著下降(图 1), 这与围垦后土壤含水量和盐度的变化密切相关。湿地围垦后由于人为灌溉而引起的土壤水分状况变化会诱导土壤铁流失<sup>[25]</sup>, 在排水良好的条件下, 铁主要以溶解性极低的  $\text{Fe(III)}$  形式存在, 而在淹水条件下,  $\text{Fe(III)}$  可作为厌氧还原细菌呼吸的电子受体, 发生还原反应形成高溶解性的  $\text{Fe(II)}$ <sup>[15]</sup>, 围垦稻田在水稻分蘖后期和成熟收获期, 伴随着排水过程, 活性铁亦随之流失。此外, 围垦后土壤 EC 的降低会促进铁的活化、迁移与淋溶损失<sup>[25]</sup>, 本研究中 EC 与铁呈极显著正相关亦印证了这一原因(图 4)。围垦会深刻影响湿地土壤铁异化还原反应过程, 芦苇与水稻等湿地植物具有较为发达的通气组织来适应淹水环境, 促进根系供氧, 有利于植物根系表面处  $\text{Fe(II)}$  氧化为  $\text{Fe(III)}$  形成“铁膜”<sup>[15]</sup>。但相较于河口湿地长期淹水而造成的铁异化还原环境, 围垦后稻田的间歇性淹水管理措施明显改变了土壤厌氧环境, 影响铁还原菌繁衍, 从而改变了铁异化还原过程, 导致土壤活性铁进一步损失。土壤较低的有机质含量也是引起铁降低的主要原因<sup>[26]</sup>, 本研究中土壤活性铁与土壤 SOC 显著相关(图 4), 这表明相较于围垦后有机碳的降低, 河口湿地捕获大量的有机质促进了铁的固存<sup>[27-28]</sup>。

河口湿地围垦稻田后  $\text{Fe}_d$  与  $\text{Fe}_o$  含量显著下降,  $\text{Fe}_p$  含量显著上升(图 2), 这是由于河口湿地具有丰富的铁氧化物来源, 特别是对于亚热带和热带土壤铁富集, 在强降水及河流冲刷作用下, 其铁氧化物随着河流径流迁移, 被河口湿地截获<sup>[27,29]</sup>。而当河口湿地围垦成稻田后, 阻断河流径流氧化铁的来源, 且水稻吸收的铁在收获时被带走, 进一步减少了土壤铁含量<sup>[30-31]</sup>。稻田水旱轮作特征亦影响着土壤中 Fe 的转化和稳定, 导致  $\text{Fe}_d$  和  $\text{Fe}_o$  含量显著下降<sup>[32]</sup>。 $\text{Fe}_p$  含量显著上升(图 2)是由于水稻根系分泌物对铁的络合能力较强<sup>[33]</sup>。作为土壤熟化标志之一的铁活化度<sup>[12]</sup>, 在芦苇湿地围垦稻田后有所降低(表 1), 这主要与稻田长期耕作使得土壤经历着

水耕熟化的过程有关, 但芦苇湿地络合度、晶质氧化铁与晶胶率低于稻田, 这与稻田管理中的干湿交替过程有关<sup>[34]</sup>。

### 4.2 湿地围垦稻田对土壤铁碳结合特征的影响

$\text{Fe-OC}$  在固碳中扮演着重要角色, 其对土壤总有机碳的贡献也已得到广泛认可<sup>[27,32]</sup>。芦苇湿地围垦稻田后  $\text{Fe-OC}$  含量下降, SOC 也下降(图 3), 这表明湿地围垦削弱了其碳汇功能, 在 Wang 等<sup>[35]</sup>的研究中也得出了相似的规律。铁与碳的耦合作用是促进  $\text{Fe-OC}$  形成的重要原因<sup>[27]</sup>。本研究中 SOC 与  $\text{Fe-OC}$  呈极显著正相关(图 4), 说明围垦前的高有机碳含量是促进  $\text{Fe-OC}$  形成的重要原因。相较于围垦稻田而言, 芦苇湿地具有较高的有机碳截获能力, 一方面, 芦苇可以通过光合作用, 将其固定碳输入到土壤中, 同时也可将其产生的植物残体分解释放的有机碳输入到土壤中, 另一方面, 可截获来自河流、潮水等带来的外源碳<sup>[36]</sup>, 促进有机碳在土壤中的累积。围垦稻田后, 土壤碳来源较少, 水稻成熟期的收获、稻田排干期大量的 DOC 的流失以及频繁的人为耕作增加碳排放等环节, 都会导致稻田土壤有机碳低于天然芦苇湿地。与此同时, 本研究中 DOC 与  $\text{Fe-OC}$  呈显著正相关(图 4), Button 等<sup>[37]</sup>研究结果表明, 土壤 DOC 是铁较为容易吸附结合的有机碳, 湿地围垦后 DOC 的损失, 也是导致其土壤中  $\text{Fe-OC}$  含量较低的原因之一。此外, 河口湿地围垦前土壤  $\text{Fe-OC}$  含量较高与有机碳稳定性较高密切相关<sup>[27,38]</sup>。最近的研究结果表明湿地土壤中存在较为丰富且具有稳定结构的惰性有机碳, 并处于较高的盐度环境中, 通过抑制微生物活性和自身较强的稳定性维持着较低的有机碳分解速率, 使得  $\text{Fe-OC}$  也可以在很长时间内保持稳定<sup>[39-40]</sup>, 这也有利于湿地  $\text{Fe-OC}$  固存。综上所述, 河口芦苇湿地较高的铁和碳截获潜力, 是导致  $\text{Fe-OC}$  形成和积聚的重要原因(图 6), 正如本研究中土壤铁和 SOC 均与  $\text{Fe-OC}$  呈显著正相关的结果(图 4), 也支持了这一观点。

氧化铁可以与有机碳吸附或者共沉淀形成  $\text{Fe-OC}$ , 其形成途径受到土壤类型、气候条件、有机质组成及 pH 和盐度等的影响<sup>[34]</sup>。 $\text{OC/Fe}$  可以判断两者的结合途径, 吸附和共沉淀作用下土壤  $\text{OC/Fe}$  分别为  $< 1$  以及  $6 \sim 10$  之间,  $1 \sim 6$  之间则界定为二者的共同作用<sup>[41-43]</sup>。本研究中围垦前后土壤  $\text{OC/Fe}$  总体  $< 1$ (图 3), 这表明本次采样期内, 吸附可能是  $\text{Fe-OC}$  形成的主要途径。在过去关于天然湿地退塘还

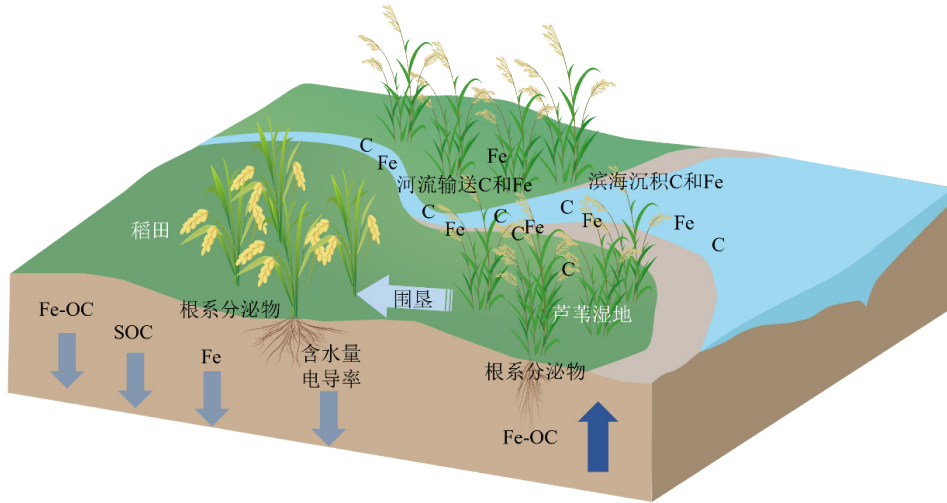


图6 河口湿地围垦稻田铁碳结合特征概念模型图

Fig.6 Conceptual map of iron-carbon binding characteristics in paddy field from estuarine wetland reclamation

表2 不同生境下铁结合态有机碳对总有机碳的贡献

Table 2 Contribution of iron-bound organic carbon to total organic carbon in different habitats

研究对象	铁结合态有机碳对总有机碳贡献/%	参考文献
滨海沉积物	21.7±7.8	[14]
淡水湿地根际土壤	12.50	[15]
农田土壤	15.7±6.4	[16]
轮作农田土壤	41~50	[45]
森林土壤	37.8±20.0	[46]
亚高山湿地土壤	5.4~11.8	[47]
高原永冻土壤	19.5±12.3	[48]
泥炭湿地土壤	3.42±1.32	[49]

湿的研究也得出天然湿地土壤  $OC/Fe < 1$ , 以吸附途径形成 Fe-OC 为主<sup>[44]</sup>。  $f_{Fe-OC}$  指示了 Fe-OC 在 SOC 中的占比, 由于 Fe-OC 含量在不同生态系统中存在一定差异,  $f_{Fe-OC}$  也不相同(表2)。本研究表明, 芦苇湿地与稻田土壤  $f_{Fe-OC}$  分别为 6.44%~21.70% 和 12.29%~26.13%(图3)。虽然围垦后稻田土壤 Fe-OC 以及 SOC 含量较低, 但稻田土壤  $f_{Fe-OC}$  要高于芦苇湿地, 芦苇湿地土壤  $f_{Fe-OC}$  与表2中滨海湿地土壤  $f_{Fe-OC}$  相一致, 稻田土壤  $f_{Fe-OC}$  介于表2中农田土壤与轮作农田土壤  $f_{Fe-OC}$  之间。不同生态系统土壤  $f_{Fe-OC}$  差异主要是由于其气候、植被、土壤类型的不同导致土壤好氧程度、铁形态的转化及有机碳积累速率发生改变, 从而影响土壤铁碳结合特征<sup>[50]</sup>。总体而言, 本研究中, 在河口湿地围垦稻田后, 相对于其他组分的有机碳而言, 土壤 Fe-OC 相对稳定且

损失相对较慢, 是维持围垦稻田有机碳固持的关键机制。

## 5 结论

(1) 河口湿地围垦稻田后随着氧化还原过程的频繁变化, Fe(II)、Fe(III)、HCl-Fe<sub>t</sub> 含量、Fe(III)/Fe(II)、Fe<sub>d</sub> 与 Fe<sub>o</sub> 含量均显著下降 ( $P < 0.05$ )。

(2) 河口湿地围垦稻田显著降低了土壤 Fe-OC 和 SOC 含量 ( $P < 0.05$ ), 芦苇湿地与稻田土壤 Fe-OC 均以吸附途径形成为主, 稻田土壤  $f_{Fe-OC}$  高于芦苇湿地。

(3) 土壤有机碳及铁均与 Fe-OC 呈显著的正相关 ( $P < 0.01$ ), RDA 分析结果表明土壤含水量与 EC 均对 Fe-OC 含量产生显著影响。

**致谢:** 本研究在野外采样与室内分析过程中得到福建师范大学地理科学学院、碳中和未来技术学院金强、林少颖、尹晓雷、阳祥、黄庄、侯宁和谢杨阳等同学的帮助, 在此一并表示感谢!

## 参考文献 (References)

- [1] Sasmito S D, Taillardat P, Clendenning J N, et al. Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: a systematic review [J]. *Global Change Biology*, 2019, 25 (12): 4291-4302.
- [2] Krause L, Klumpp E, Nofz I, et al. Colloidal iron and organic carbon control soil aggregate formation and stability in arable Luvisols [J]. *Geoderma*, 2020, 374: 114421.
- [3] Xia S P, Song Z L, Li Q, et al. Distribution, sources, and decomposi-

- tion of soil organic matter along a salinity gradient in estuarine wetlands characterized by C: N ratio,  $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ , and lignin biomarker [J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(2): 417-434.
- [4] Fluet-Chouinard E, Stocker B D, Zhang Z, et al. Extensive global wetland loss over the past three centuries [J]. *Nature*, 2023, 614(7947): 281-286.
- [5] Galford G L, Melillo J, Mustard J F, et al. The Amazon frontier of land-use change: croplands and consequences for greenhouse gas emissions [J]. *Earth Interactions*, 2010, 14(15): 1-24.
- [6] Girsang S S, Correa T Q, Quilty J R, et al. Soil aeration and relationship to inorganic nitrogen during aerobic cultivation of irrigated rice on a consolidated land parcel [J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 202: 104647.
- [7] 崔保山, 谢焱, 王青, 等. 大规模围填海对滨海湿地的影响与对策[J]. 中国科学院院刊, 2017, 32(4): 418-425. [CUI Baoshan, XIE Tian, WANG Qing, et al. Impact of large-scale reclamation on coastal wetlands and implications for ecological restoration, compensation, and sustainable exploitation framework [J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2017, 32(4): 418-425.]
- [8] Xia S P, Song Z L, Van Zwieten L, et al. Storage, patterns and influencing factors for soil organic carbon in coastal wetlands of China [J]. *Global Change Biology*, 2022, 28(20): 6065-6085.
- [9] Tan L S, Ge Z M, Ji Y H, et al. Land use and land cover changes in coastal and inland wetlands cause soil carbon and nitrogen loss [J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2022, 31(12): 2541-2563.
- [10] 张鑫磊, 宋怡轩, 张洁, 等. 围垦植稻对崇明东滩湿地产甲烷微生物的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(2): 411-417. [ZHANG Xinlei, SONG Yixuan, ZHANG Jie, et al. Effects of reclamation and cultivating rice on  $\text{CH}_4$ -producing microorganisms in Chongming Dongtan Wetland, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(2): 411-417.]
- [11] Wang F, Wang T, Gustave W, et al. Spatial-temporal patterns of organic carbon sequestration capacity after long-term coastal wetland reclamation [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2023, 341: 108209.
- [12] 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 Luying, QIN Lei, LÜ Xianguo, et al. Progress in researches on effect of iron promoting accumulation of soil organic carbon [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55(5): 1041-1050.]
- [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 Xun, LI Zhe, LIU Miao, et al. Progress of the iron-mediated soil organic carbon preservation and mineralization [J]. *Advances in Earth Science*, 2022, 37(2): 202-211.]
- [14] Lalonde K, Mucci A, Ouellet A, et al. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron [J]. *Nature*, 2012, 483(7388): 198-200.
- [15] Duan X, Yu X F, Li Z, et al. Iron-bound organic carbon is conserved in the rhizosphere soil of freshwater wetlands [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 149: 107949.
- [16] Wan D, Ye T H, Lu Y, et al. Iron oxides selectively stabilize plant-derived polysaccharides and aliphatic compounds in agricultural soils [J]. *European Journal of Soil Science*, 2019, 70(6): 1153-1163.
- [17] Zhao Q, Poulson S. R, Obrist D, et al. Iron-bound organic carbon in forest soils: quantification and characterization [J]. *Biogeosciences*, 2016, 13(16): 4777-4788.
- [18] 全川, 黄佳芳, 王维奇, 等. 闽江口半咸水芦苇潮汐沼泽湿地甲烷动态[J]. 地理学报, 2012, 67(9): 1165-1180. [TONG Chuan, HUANG Jianfang, WANG Weiqi, et al. Methane dynamics of a brackish-water tidal *Phragmites australis* marsh in the Minjiang River Estuary [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(9): 1165-1180.]
- [19] 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. [LU Rukun. *Analysis Methods of Soil Science and Agricultural Chemistry*[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.]
- [20] Song L, Tian P, Zhang J B, et al. Effects of three years of simulated nitrogen deposition on soil nitrogen dynamics and greenhouse gas emissions in a Korean pine plantation of Northeast China [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 609: 1303-1311.
- [21] Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A, et al. Soluble organic nitrogen in agricultural soils [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30(5): 374-387.
- [22] Blair G J, Lefroy R D, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems [J]. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1995, 46(7): 1459-1466.
- [23] Kostka J E, Luther III G W. Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1994, 58(7): 1701-1710.
- [24] Chen C M, Dynes J J, Wang J, et al. Properties of Fe-organic matter associations via coprecipitation versus adsorption [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(23): 13751-13759.
- [25] 陈留美, 赵东波, 韩光中, 等. 中国稻田土壤铁流失及其环境意义[J]. 中国科学:地球科学, 2022, 5265(7): 127753-129167. [CHEN Liumei, ZHAO Dongbo, HAN Guangzhong, et al. Iron loss of paddy soil in China and its environmental implications [J]. *Science China:Earth Sciences*, 2022, 5265(7): 127753-129167.]
- [26] Giannetta B, Siebecker M G, Zaccone C, et al. Iron (III) fate after complexation with soil organic matter in fine silt and clay fractions: an EXAFS spectroscopic approach [J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 200: 104617.
- [27] Longman J, Faust J C, Bryce C, et al. Organic carbon burial with reactive iron across global environments [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2022, 36(11): e2022GB007447.
- [28] Li Y, Fu C C, Zeng L, et al. Black carbon contributes substantially to allochthonous carbon storage in deltaic vegetated coastal habitats [J]. *Environmental Science and Technology*, 2021, 55(9): 6495-6504.
- [29] Shields M R, Bianchi T S, Gélinais Y, et al. Enhanced terrestrial carbon preservation promoted by reactive iron in deltaic sediments [J]. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(3): 1149-1157.
- [30] Jones M E, Beckler J S, Taillefer M. The flux of soluble organic-iron (III) complexes from sediments represents a source of stable iron (III) to estuarine waters and to the continental shelf [J]. *Limnology and Oceanography*, 2011, 56(5): 1811-1823.

- [31] Chen N, Fu Q L, Wu T L, et al. Active iron phases regulate the abiotic transformation of organic carbon during redox fluctuation cycles of paddy soil [J]. *Environmental Science and & Technology*, 2021, 55(20): 14281-14293.
- [32] Wei L, Zhu Z K, Razavi B S, et al. Visualization and quantification of carbon “rusty sink” by rice root iron plaque: mechanisms, functions, and global implications [J]. *Global Change Biology*, 2022, 28(22): 6711-6727.
- [33] Yao Y, Wang L L, Peduruheva J G, et al. The coupling between iron and carbon and iron reducing bacteria control carbon sequestration in paddy soils [J]. *Catena*, 2023, 223: 106937.
- [34] Riedel T, Zak D, Biester H, et al. T. Iron traps terrestrially derived dissolved organic matter at redox interfaces [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(25): 10101-10105.
- [35] Wang W, Sardans J, Zeng C, et al. Responses of soil nutrient concentrations and stoichiometry to different human land uses in a subtropical tidal wetland [J]. *Geoderma*, 2014, 232-234: 459-470.
- [36] Howard J, Sutton-Grier A, Herr D, et al. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2017, 15(1): 42-50.
- [37] Button E S, Chadwick D R, Jones D L. Addition of iron to agricultural topsoil and subsoil is not an effective C sequestration strategy [J]. *Geoderma*, 2022, 409: 115646.
- [38] Rowley M C, Grand S, Verrecchia É P. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon [J]. *Biogeochemistry*, 2018, 137(1-2): 27-49.
- [39] Faust J C, Tessin A, Fisher B J, et al. Millennial scale persistence of organic carbon bound to iron in Arctic marine sediments [J]. *Nature Communications*, 2021, 12(1): 275-284.
- [40] Setia R, Smith P, Marschner P, Gottschalk P, et al. Simulation of salinity effects on past, present, and future soil organic carbon stocks [J]. *Environmental Science and & Technology*, 2012, 46(3): 1624-1631.
- [41] Wagai R, Mayer L M. Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2007, 71(1): 25-35.
- [42] Duan X, Li Z, Li Y H, et al. Iron-organic carbon associations stimulate carbon accumulation in paddy soils by decreasing soil organic carbon priming [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2023, 179: 108972.
- [43] Jiang Z H, Liu Y Z, Lin J D, et al. Conversion from double-rice to maize-rice increases iron-bound organic carbon by “iron gate” and “enzyme latch” mechanisms [J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 211: 105014.
- [44] 林于蓝, 陈钰, 尹晓雷, 等. 围垦养殖与退塘还湿对闽江河口湿地土壤铁碳结合特征的影响 [J]. *环境科学学报*, 2022, 42(7): 466-477. [LIN Yulan, CHEN Yu, YIN Xiaolei, et al. Effects of reclamation and pond returning on iron-bound organic carbon characteristics in the soil of Minjiang estuarine wetland [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2022, 42(7): 466-477.]
- [45] Jiang Z H, Liu Y Z, Lin J D, et al. Conversion from double-rice to maize-rice increases iron-bound organic carbon by “iron gate” and “enzyme latch” mechanisms [J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 211: 105014.
- [46] Zhao Y P, Xiang W, Ma M, et al. The role of laccase in stabilization of soil organic matter by iron in various plant-dominated peatlands: degradation or sequestration? [J]. *Plant and Soil*, 2019, 443(1-2): 575-590.
- [47] Wang Y Y, Wang H, He J S, et al. Iron-mediated soil carbon response to water-table decline in an alpine wetland [J]. *Nature Communications*, 2017, 8(1): 15972-9.
- [48] Mu C C, Zhang T J, Zhao Q, et al. Soil organic carbon stabilization by iron in permafrost regions of the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(19): 10-286-10294.
- [49] Huang X Y, Liu X W, Liu J L, et al. Iron-bound organic carbon and their determinants in peatlands of China [J]. *Geoderma*, 2021, 391: 114974.
- [50] 杨颖, 吴福忠, 吴秋霞, 等. 陆地生态系统土壤铁结合态有机碳: 含量, 分布与调控 [J]. *科学通报*, 2023, 68(6): 695-704. [YANG Ying, WU Fuzhong, WU Qiuxia, et al. Soil organic carbon associated with iron oxides in terrestrial ecosystems: content, distribution and control [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2023, 68(6): 695-704.]