

控制光照条件下添加 SO_4^{2-} 对水稻土中 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原的影响

易维洁¹, 孙丽蓉², 曲 东^{1*}

(1.西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2.河南科技大学农学院, 河南 洛阳 471003)

摘 要:为探讨光照和硫酸盐对微生物 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原的影响,在光照和光暗转换条件下,采用厌氧泥浆恒温培育方法分别在四川和天津 2 种石灰性水稻土中添加不同浓度硫酸盐溶液(20、50、800 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$),培养过程中定期测定土壤泥浆的 $\text{Fe}(\text{II})$ 、叶绿素 a 含量和 pH 值。结果表明:光照条件下,添加 20 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 50 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 硫酸盐能减缓光照培养中因为蓝细菌光合作用放氧引起的 $\text{Fe}(\text{II})$ 氧化反应, $\text{Fe}(\text{II})$ 氧化反应启动时间与对照处理相比延迟 3~7 d;蓝细菌在光照培养 5 d 后开始迅速繁殖生长,叶绿素 a 增长速率表现为随硫酸盐浓度增大而增加,其最终含量在四川和天津水稻土中分别为 20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 16 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;800 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 硫酸盐则完全抑制了 $\text{Fe}(\text{II})$ 的重新氧化,且在整个培养周期中没有发现光合细菌存在。pH 值变化呈现先微弱下降后升高的趋势,但始终维持在弱碱性范围内。当由光照转入避光培养后, $\text{Fe}(\text{II})$ 累积量又重新回升,增长速率表现为对照>20 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ S 处理>50 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ S 处理。表明光照并非直接影响铁还原微生物,而是通过光合微生物繁殖间接影响铁还原过程。

关键词:水稻土;微生物 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原;光照;硫酸盐;蓝细菌

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2011)08-1580-06

Effect of Sulfate on Microbial Iron(III) Reduction in Paddy Soil Under the Conditions of Controlled Illumination

YI Wei-jie¹, SUN Li-rong², QU Dong^{1*}

(1.College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2.College of Agriculture, Henan University of Science and Technology, Luoyang 471003, China)

Abstract: The objective of this study is to investigate influences of sulfate and illumination on microbial iron(III) reduction. The calcareous paddy soil samples were separately collected in fields from Tianjin municipality(TJ) and Sichuan province(SC) of China. The sulfate solutions with three concentrations levels (20, 50, 800 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) were added into air-dried soils in laboratory to simulate natural flooding process. The method of slurry anaerobic incubation at 30 °C was adopted under two illumination conditions, one was simulated natural illumination, and the other one was that simulated natural illumination was kept in the early 35 days and then changed to dark. The contents of $\text{Fe}(\text{II})$, chlorophyll a(Chl a) and pH were determined termly. Results showed that, the sulfate solutions amended at 20 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ and 50 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ could mitigate $\text{Fe}(\text{II})$ oxidation resulted by O_2 from *cyanobacteria* under illumination, and the starting time of $\text{Fe}(\text{II})$ oxidation was delayed for 3~7 d compared with the control. *cyanobacteria* had a rapid growth after incubation of 5 days, and content of Chl a increased with sulfate concentration increased, and the final content were 20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and 16 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ in SC and TJ paddy soils, respectively. The sulfate solution at 800 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ completely inhibited $\text{Fe}(\text{II})$ re-oxidation and photosynthetic bacteria did not occur. The pH of slurry maintained in the range of weak alkaline. In the case of the dark incubation stage, the $\text{Fe}(\text{II})$ accumulation increased with the order control>20 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ >50 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$. In conclusion, light did not affect iron-reducing bacteria; iron reduction was indirectly affected by photosynthetic bacteria.

Keywords: paddy soil; microbial $\text{Fe}(\text{III})$ reduction; illumination; sulfate; *cyanobacteria*

水稻土是典型的厌氧环境模式体系。淹水条件

下,铁的微生物氧化-还原不仅对铁元素的循环起到重要的作用^[1],而且能改变重金属元素如 $\text{Mn}(\text{IV})$ 、 $\text{Cr}(\text{VI})$ 、 $\text{U}(\text{VI})$ 、 $\text{Te}(\text{VII})$ 等在环境中的移动性、毒性及放射性,在重金属污染整治方面发挥着重要作用^[2-4]。铁还原微生物与参与 N、S 和 C 循环的微生物如硝酸盐还原菌、硫酸盐还原菌、产甲烷菌以及光合细菌有

收稿日期:2011-01-15

基金项目:国家自然科学基金面上项目(40971158)

作者简介:易维洁(1981—),女,重庆市人,博士研究生,主要从事土壤环境化学研究。E-mail:yiweijie@nwsuaf.edu.cn

* 通讯作者:曲 东 E-mail:dongqu@nwsuaf.edu.cn

着密切的竞争关系^[5-8]。在一些水稻田中,常常观察到大量蓝藻生长。孙丽蓉等^[9]通过室内模拟光照培养试验发现,在石灰性水稻土中绿色的蓝细菌(*Cyanobacteria*)生长迅速,这些光合微生物能在厌氧条件下进行光合反应产生 O_2 ,并将土壤中的 $Fe(II)$ 氧化。另一方面,王海明等^[10]认为高浓度 Fe^{3+} 能刺激蓝细菌生长,是造成水域富营养化的原因。土壤中氧化铁含量丰富,氧化铁胶体对土壤中有机和无机物的吸附与沉积作用有着深刻的影响^[11]。因此,研究水稻土壤中 $Fe(III)$ 还原过程和光合反应之间的协作、竞争关系,对揭示土壤中铁的氧化还原变化特征及其与环境的关系具有重要的理论和现实意义。

当土壤中存在硫酸盐时,在硫酸盐还原菌的作用下可发生厌氧还原。首先,硫酸盐作为电子受体的竞争,有可能对 $Fe(III)$ 还原产生影响^[12];其次,硫酸盐还原产生的 H_2S 是否影响土壤中光合细菌的代谢途径,从而抑制土壤中 $Fe(II)$ 的氧化过程?针对这些问题的研究,不仅有助于从电子受体竞争角度对硫酸盐与 $Fe(III)$ 之间关系的深入认识,而且对明确土壤中光合微生物的代谢机理具有重要的作用。本研究选择2种水稻土样品,采用土壤泥浆厌氧恒温培育方法,在控制光照条件下研究水稻土中添加硫酸盐后对 $Fe(III)$ 还原过程及光合细菌生长的影响,以期明确水稻土中潜在的微生物铁循环转化方式,阐明水稻土中不同微生物菌群之间的生态功能和调节机制。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试水稻土样品分别采集于四川省邛崃市回龙镇柏杨村(用 SC 表示,土壤类型为铁聚水耕人为土, *Fe-accumuli-Stagnic Anthosols*) 及天津市塘沽区四道桥农场(用 TJ 表示,土壤类型为潜育水耕人为土, *Gleyi-Stagnic Anthosols*)。两种土壤有机质含量分别为 $48.9 g \cdot kg^{-1}$ 和 $20.4 g \cdot kg^{-1}$, pH 值为 7.34 和 7.85,无定型铁含量为 $3.08 g \cdot kg^{-1}$ 和 $2.03 g \cdot kg^{-1}$,游离铁含量为 $11.69 g \cdot kg^{-1}$ 和 $10.68 g \cdot kg^{-1}$ ^[9]。土样经过风干,磨细,过孔径 1 mm 的土壤筛,储存备用。

1.2 试验设置和培养方法

试验采用土壤泥浆厌氧培养方法。称取风干土壤样品 3.000 g 若干份,置于 10 mL 血清瓶中,加 3 mL 不同浓度(20、50、800 $mmol \cdot kg^{-1}$) Na_2SO_4 溶液,以蒸馏水作为对照(CK),充 N_2 除 O_2 ,加橡胶塞及铝盖密封,30 $^{\circ}C$ 恒温培养。定期采样,测定土壤泥浆中 $Fe(II)$ 含

量、叶绿素 a 含量和 pH 值。

泥浆培养过程中设置完全光照处理(L)及光暗转换(L/D)处理,即土壤泥浆先在光照条件下厌氧培养,然后转入避光培养。光照培养模拟自然昼夜条件设置光暗周期各为 12 h,最大光照度为 30 000 lx。

1.3 土壤泥浆中 $Fe(II)$ 浓度的测定

每次采样时各处理取出 3 瓶作为平行,充分摇匀。用自动加样器吸取 0.4 mL 土壤泥浆,溶于 4.6 mL 浓度为 $0.5 mol \cdot L^{-1}$ 的 HCl 中,于 30 $^{\circ}C$ 培养箱中浸提 24 h^[13]。浸提液过 0.22 μm 滤膜,用邻菲罗啉分光光度法测定滤液中 $Fe(II)$ 浓度^[14]。

1.4 土壤泥浆中叶绿素 a 含量测定

不同处理的土壤泥浆取出 2 瓶,于暗光条件下用无水乙醇定量地将土壤泥浆洗入研钵中,使乙醇的终浓度为 80%,迅速充分研磨并离心,取上清液分别测定 663 nm 和 645 nm 波长下光合色素的吸光度值。叶绿素 a(Chl a)浓度的测定采用 Arnon^[15]方法,并折算出每千克风干土中 Chl a 含量。

$$Chl a \text{ 含量} = 12.724 A_{663} - 2.594 A_{645}$$

2 结果与分析

2.1 光照条件下 SO_4^{2-} 对土壤中 $Fe(III)$ 还原的影响

光照厌氧培养条件下,SC 和 TJ 水稻土中添加不同浓度 SO_4^{2-} 的 $Fe(II)$ 累积量变化如图 1 所示。

SC 水稻土在培养初期 $Fe(II)$ 累积量逐渐升高,低浓度 SO_4^{2-} 处理(20 $mmol \cdot kg^{-1}$ 和 50 $mmol \cdot kg^{-1}$) 的 $Fe(II)$ 生成量和反应速率高于 CK,而高浓度 SO_4^{2-} 处理(800 $mmol \cdot kg^{-1}$) 则低于 CK。随着时间的延长,800 $mmol \cdot kg^{-1}$ SO_4^{2-} 处理的 $Fe(II)$ 的累积量持续增加,培养至 20 d 左右 $Fe(III)$ 还原达到平衡, $Fe(II)$ 最大累积量为 $5.55 mg \cdot g^{-1}$ 。CK 处理的 $Fe(II)$ 含量在培养 10 d 后开始降低,从 $4.87 mg \cdot g^{-1}$ 降低到培养结束时的 $1.59 mg \cdot g^{-1}$ 。添加 20 $mmol \cdot kg^{-1}$ 和 50 $mmol \cdot kg^{-1}$ SO_4^{2-} 的处理, $Fe(II)$ 累积量分别在培养的 13 d 和 22 d 后才开始逐渐降低。最终 $Fe(II)$ 累积量表现为 50 $mmol \cdot kg^{-1}$ 处理 > 20 $mmol \cdot kg^{-1}$ 处理 > CK 处理。

TJ 水稻土中添加不同浓度 SO_4^{2-} 后, $Fe(III)$ 还原过程也有相似的变化趋势。表明光照培养条件下出现 $Fe(II)$ 的重新氧化。添加硫酸盐在增大 $Fe(II)$ 累积量的同时也显著抑制 $Fe(II)$ 氧化反应的启动,使 $Fe(II)$ 累积量降低时间延迟了 3~7 d。当硫酸盐浓度绝对大时,能完全抑制 $Fe(II)$ 的氧化,说明硫酸盐的加入对光照培养下水稻土的微生物转化过程产生了显著

影响。

2.2 光暗转换对添加 SO_4^{2-} 的水稻土中 Fe(III) 还原的影响

在 SC 和 TJ 水稻土中添加低浓度 SO_4^{2-} ($20 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $50 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$), 于厌氧培养过程中进行不同的光照控制。首先在光照条件下进行泥浆培养, 当 Fe(II) 累积量达到平衡时, 在培养第 35 d 由光照转入避光培养。水稻土泥浆培养光照条件转换过程中的 Fe(II) 累积量变化由图 2 所示。图中 L/D 表示由光照转为避光培养, 箭头所指为转换时间。从图 2 看出, SC 和 TJ 水稻土均表现为反应初期 Fe(II) 累积量持续增加, 随着培养时间延长, 各处理 Fe(II) 累积量逐渐降低。由光照转为避光培养后, Fe(II) 累积量迅速增大, 增加速率表现为随着 SO_4^{2-} 添加浓度的增加而降低。

SC 水稻土中各处理在光照反应初期无明显差异, 随着培养时间的延长, CK 和 $20, 50 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1} \text{SO}_4^{2-}$ 的处理 Fe(II) 累积量在培养 10、13 d 和 17 d 后分别达到最

大值 $4.47, 5.41 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $5.74 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。培养至 35 d (L/D 转换点) 时, Fe(II) 累积量分别降低至 $2.06, 2.56 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $3.22 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。避光培养后, Fe(II) 累积量迅速回升, CK 的 Fe(II) 累积量最大, 添加硫酸盐的处理表现出对 Fe(III) 还原产生一定的抑制, 且 SO_4^{2-} 浓度越大抑制作用越明显。

TJ 水稻土各处理与 SC 水稻土具有相似的变化趋势, 光照培养中 SO_4^{2-} 的加入能增加 Fe(II) 最大累积量并抑制 Fe(II) 氧化反应, 而避光条件下 SO_4^{2-} 抑制了 Fe(III) 还原反应的反应速率。结果表明, 这种氧化还原平衡状态与土壤中铁还原微生物及能够氧化 Fe(II) 的微生物相互竞争有关。添加 SO_4^{2-} 对于避光和光照培养条件下 Fe(III) 还原及氧化过程可能具有不同的影响机制。

2.3 光照条件下不同浓度 SO_4^{2-} 对蓝细菌 Chl a 含量变化的影响

在前人的研究工作中发现, 石灰性水稻土在光照

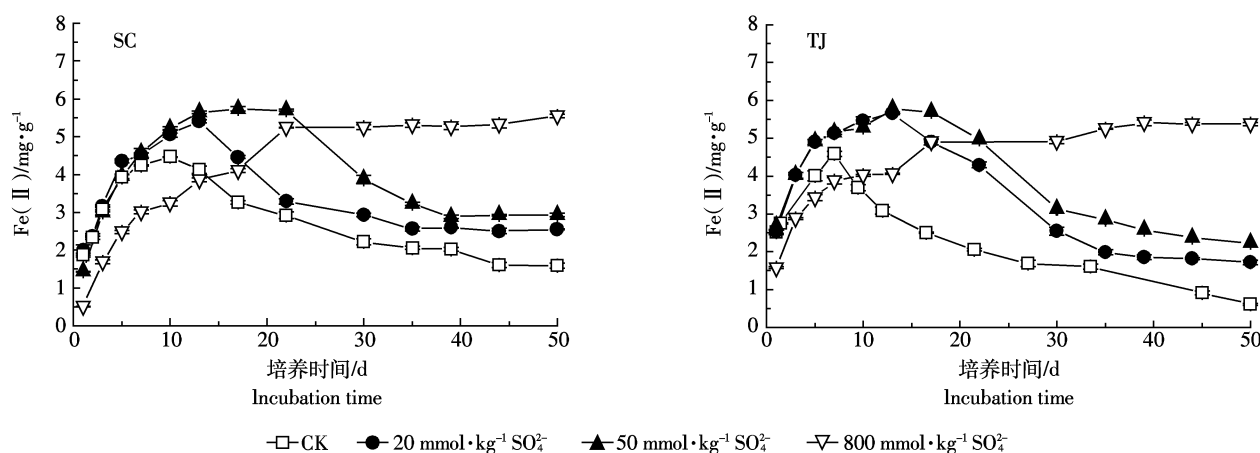


图 1 光照条件下不同浓度 SO_4^{2-} 对厌氧培养水稻土中 Fe(II) 累积量的影响

Figure 1 Effect of different concentration sulfate on Fe(II) accumulation in anaerobic slurries incubation under illumination

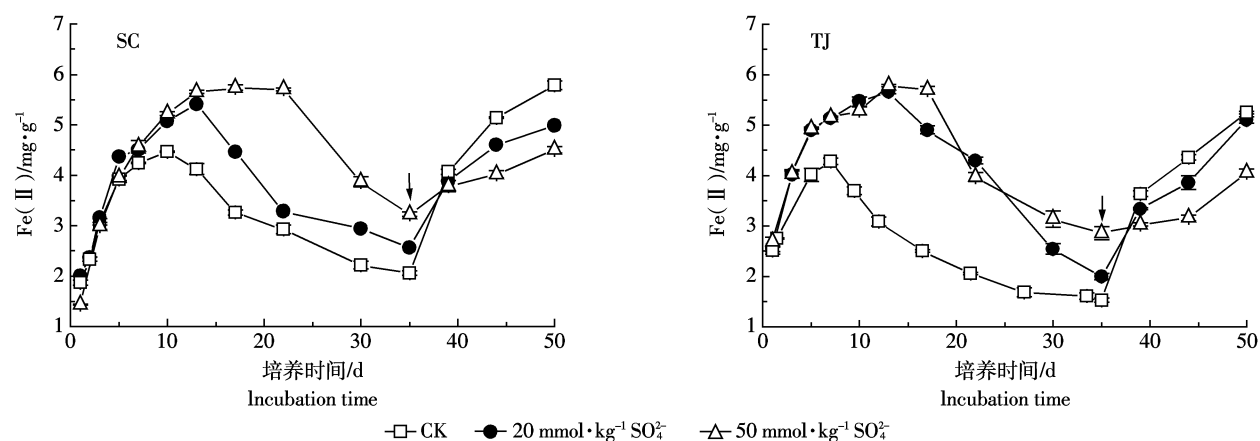


图 2 光照条件转换对添加 SO_4^{2-} 的水稻土中 Fe(II) 累积量的影响

Figure 2 Effect of illumination transition on Fe(II) accumulation in slurries incubation with different concentration sulfate

厌氧培养时出现大量绿色的光合微生物菌体,通过镜检和光谱吸收峰测定判定该菌体为蓝细菌^[9]。正是蓝细菌利用光合系统Ⅱ进行产氧的光合作用,导致了Fe(Ⅱ)的氧化。本研究也发现在添加 $20\text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $50\text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}\text{SO}_4^{2-}$ 的SC和TJ水稻土中有该蓝细菌(绿色)出现,而 $800\text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}\text{SO}_4^{2-}$ 的培养瓶中没有该现象,用乙醇提取后,测定结果与试剂空白没有差异。2种水稻土光照厌氧培养过程中蓝细菌Chl a含量变化如图3所示。Chl a含量在光照培养5 d后开始迅速增加,增长速率表现为 $50\text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处理 $>20\text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处理 $>\text{CK}$ 处理。至培养35 d时,各处理Chl a含量基本达到稳定,趋于一致,SC和TJ水稻土中Chl a的最终含量分别为 $20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $16\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。结果表明,添加一定浓度 SO_4^{2-} 能刺激蓝细菌的生长,相反,高浓度的 SO_4^{2-} 会完全抑制蓝细菌。

2.4 光照条件下添加不同浓度 SO_4^{2-} 对水稻土pH的影响

光照培养中水稻土添加不同浓度 SO_4^{2-} 后体系pH

变化如图4所示。在SC水稻土中,培养初期的pH值呈降低趋势,添加硫酸盐的pH在培养1 d后开始回升,而对照处理的pH延迟至13 d时才增高;在TJ水稻土中,对照处理的pH变化也同样表现为先缓慢降低,至培养13 d才回升,而添加硫酸盐后培养8 d时pH即开始上升。培养结束时体系pH值在SC和TJ水稻土中分别为8.0和8.9。添加 SO_4^{2-} 处理的pH略高于CK,且随着 SO_4^{2-} 添加浓度的增大而增加。表明光照条件下,2种石灰性水稻土淹水后的pH变化受外源 SO_4^{2-} 的影响,通过微生物介导由 SO_4^{2-} 参与的生物化学反应改变了土壤原有的缓冲平衡,使之朝着更利于蓝细菌生存繁殖的生境转化。

3 讨论

通过厌氧光照培养试验发现,SC和TJ水稻土中均有光合微生物(蓝细菌)的大量繁殖,并且对Fe(Ⅱ)累积量有显著的影响。根据光合作用过程中是否有

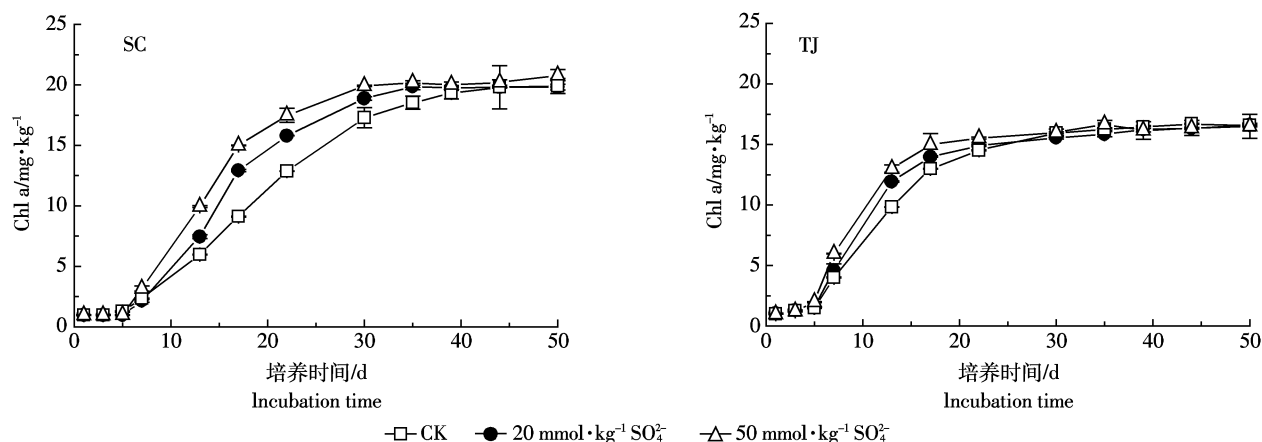


图3 水稻土光照厌氧培养过程中不同浓度 SO_4^{2-} 的Chl a含量变化

Figure 3 Changes of Chl a in anaerobic slurries incubation with different concentration sulfate under illumination

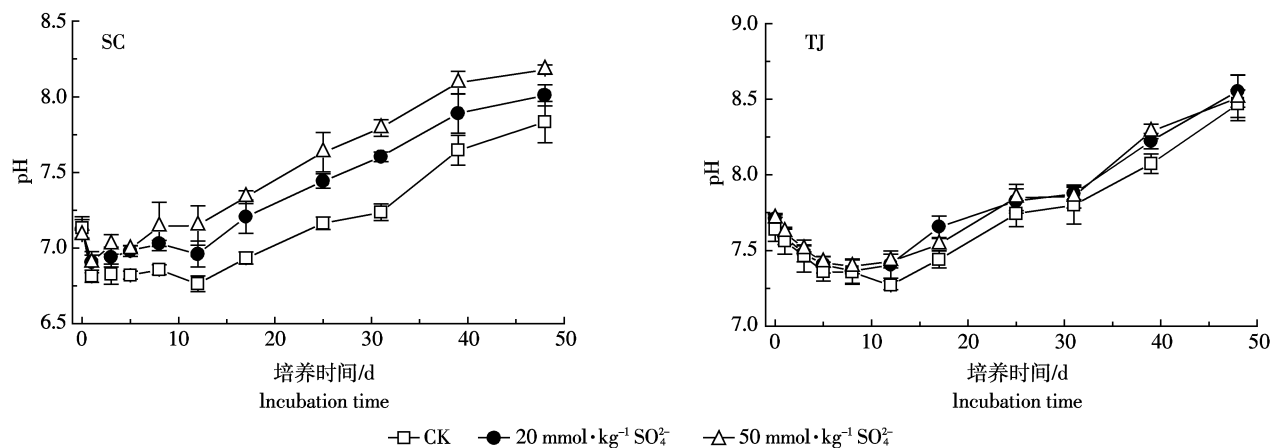


图4 水稻土光照厌氧培养过程中不同浓度 SO_4^{2-} 的pH变化

Figure 4 Changes of pH in anaerobic slurries incubation with different concentration sulfate under illumination

O_2 产生, 光合细菌被分为产氧光合细菌 (oxygenic photosynthetic bacteria) 和不产氧 (anoxygenic photosynthetic bacteria) 两大类群^[16]。蓝细菌 (*Cyanobacteria*) 是典型的产氧光合自养细菌, 它包括两个独立的光反应系统: 光系统 I 和光系统 II。在光系统 II 中, 水作为电子供体被蓝细菌光解产生 O_2 。通常蓝细菌在进行光合作用时, 光系统 I 和光系统 II 都发挥作用, 然而, 当环境中存在其他还原性物质如 H_2S 时, 一些蓝细菌仅通过光系统 I 就能进行环式光和磷酸化, 利用 H_2S 作为不产氧光合作用的电子供体进行不产氧的光合作用, H_2S 在细胞内被氧化成球形 S 颗粒。本研究体系中, 在土壤中添加一定浓度的硫酸盐后, 厌氧条件下硫酸盐被生物还原产生适量 H_2S , 所产生的 H_2S 能强烈抑制蓝细菌从光系统 II 开始的电子传递, 使其利用光合系统 I 进行不产氧的光合作用, 从而延缓 $\text{Fe}(\text{II})$ 的氧化。同时因为 H_2S 的还原性高于水分子, 其更容易被蓝细菌利用作为还原力同化 CO_2 , 使生物量增加, Chl a 含量表现为 $50 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理 $> 20 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理 $> \text{CK}$ 处理。

据文献报道, 碱性环境有利于蓝细菌光合作用, 因为碱性系统易于捕获大气中的 CO_2 ^[17]。孙丽蓉等证实了在酸性水稻土中没有光合细菌的存在^[9]。本试验选择石灰性水稻土作为供试样品, 光照厌氧培养初期的 pH 呈下降趋势, 这是因为土壤中有有机质在微生物作用下氧化分解产生小分子有机酸。随后这些中间代谢产物作为铁还原微生物和硫酸盐还原菌的电子供体被消耗, 导致体系 pH 上升。另一方面, 因为 $\text{Fe}(\text{II})$ 在酸性条件下十分稳定, 难以被直接氧化, 所以碱性环境可促进还原态的 $\text{Fe}(\text{II})$ 重新被 O_2 化学氧化。

土壤中的铁比较稳定, 难以被藻类直接利用, 当其被铁还原微生物还原为 $\text{Fe}(\text{II})$ 后移动性增强, 因此在反应 5 d 后蓝细菌才开始繁殖生长, 至反应 35 d, 体系中生成的 $\text{Fe}(\text{II})$ 几乎氧化完全后, 蓝细菌生物量不再增加, 保持相对稳定。刘静等的研究也有类似结果, 低 Fe^{3+} 浓度使铜绿微囊藻 (蓝细菌) 的生长受到显著抑制, 较高的 Fe^{3+} 浓度初期可以促进铜绿微囊藻细胞的生长和光合作用^[18]。

王静等^[12]发现, 添加乳酸钠和硫酸盐后水稻土中的 $\text{Fe}(\text{II})$ 生产量显著高于对照, 暗示水稻土中存在丰富的利用乳酸盐的硫酸盐还原菌。本试验光照厌氧培养体系下, 硫酸盐的添加显著增加了 $\text{Fe}(\text{II})$ 的累积量, 进入避光培养后, 添加硫酸盐处理的 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原速率却低于对照处理。这是因为硫酸盐的加入促进

了土壤中硫酸盐还原菌的生长, 在底物利用上铁还原菌和硫酸盐还原菌存在竞争, 而研究指出部分硫酸盐还原菌也具有还原铁的功能, 所以硫酸盐加入后, 虽使 $\text{Fe}(\text{II})$ 的累积速率降低, 但却最终导致 $\text{Fe}(\text{II})$ 累积量的增加, 增加的部分可能是难以被微生物利用的铁氧化物。高浓度 SO_4^{2-} ($800 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$) 在硫酸盐还原菌作用下产生大量的 H_2S , 推测过量的 H_2S 导致蓝细菌中毒死亡, 因此添加高浓度硫酸盐的培养瓶中没有 O_2 产生, 故 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原反应不受影响。这一结果说明光照并非直接影响铁还原微生物, 而是通过光合微生物繁殖间接影响铁还原过程。

4 结论

光照厌氧培养条件下, 添加低浓度 SO_4^{2-} ($20 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $50 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$) 在反应初期能增加石灰性水稻土中 $\text{Fe}(\text{II})$ 的生成量, 并通过生成的 H_2S 改变蓝细菌 (绿色菌体) 的光反应路径, 使部分蓝细菌由产氧光合反应转变为不产氧光合反应, 延迟 $\text{Fe}(\text{II})$ 重新氧化的启动时间, 且 $\text{Fe}(\text{II})$ 最终累积量随着 SO_4^{2-} 浓度的升高而增加。在高浓度 SO_4^{2-} ($800 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$) 处理中没有发现光合细菌存在, 因此 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原反应不受光照条件的影响。

参考文献:

- [1] 姜 明, 吕宪国, 杨 青, 等. 湿地铁的生物地球化学循环及其环境效应[J]. 土壤学报, 2006, 43(3): 494–500.
JIANG Ming, LV Xian-guo, YANG Qing, et al. Iron biogeochemical cycle and its environmental effect in wetlands[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(3): 494–500.
- [2] Zhang G X, Senko J M, Kelly S D, et al. Microbial reduction of iron(III)-rich nontronite and uranium(VI)[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2009, 73(12): 3523–3538.
- [3] Law G T W, Shimmield T M, Shimmield G B, et al. Manganese, iron and sulphur cycling on the Pakistan margin[J]. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2009, 56(6–7): 305–323.
- [4] Liu C, Gorby Y A, Zachara J M, et al. Reduction kinetics of $\text{Fe}(\text{III})$, $\text{Co}(\text{III})$, $\text{U}(\text{VI})$, $\text{Cr}(\text{VI})$ and $\text{Tc}(\text{VII})$ in cultures of dissimilatory metal-reducing bacteria[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2002, 80(6): 637–649.
- [5] Feinberg L F, Holden J F. Characterization of dissimilatory $\text{Fe}(\text{III})$ versus NO_3^- reduction in the hyperthermophilic archaeon *Pyrobaculum aerophilum*[J]. *Journal of Bacteriology*, 2006, 188(2): 525–531.
- [6] Liu X Z, Zhang L M, Prosser J I, et al. Abundance and community structure of sulfate reducing prokaryotes in a paddy soil of southern China under different fertilization regimes[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41: 687–694.
- [7] Huang B, Yu K W, Gambrell R P. Effects of ferric iron reduction and re-

- generation on nitrous oxide and methane emissions in a rice soil[J]. *Chemosphere*, 2009, 74(4):481-486.
- [8] Roden E E, Sobolev D, Glazer B, et al. Potential for microscale bacterial Fe redox cycling at the aerobic-anaerobic interface[J]. *Geomicrobiology Journal*, 2004, 21:379-391.
- [9] 孙丽蓉, 曲东, 卫亚红. 光照对水稻土中氧化铁还原的影响[J]. 土壤学报, 2008, 45(4):628-634.
- SUN Li-rong, QU Dong, WEI Ya-hong. Effect of illumination on iron oxide reduction in anaerobic paddy soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(4):628-634.
- [10] 王海明, 王宁, 袁信芳, 等. 不同形态 Fe 对铜绿微囊藻生长及其生物可利用性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(3):1029-1032.
- WANG Hai-ming, WANG Ning, YUAN Xin-fang. Effects of different forms of iron on growth of *Microcystis aeruginosa* and bioavailability of iron[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(3):1029-1032.
- [11] 熊毅. 土壤胶体(第二册):土壤胶体研究法[M]. 北京:科学出版社, 1985:241-270.
- XIONG Yi. Soil colloids (the second):Soil colloid research methods[M]. Beijing:Science Press, 1985:241-270.
- [12] 王静, 曲东, 易维洁. 不同浓度硫酸盐对水稻土中异化铁还原过程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(5):908-913.
- WANG Jing, QU Dong, YI Wei-jie. Effect of different concentration of sulfate on dissimilatory Fe(III) reduction in paddy soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(5):908-913.
- [13] Schnell S, Ratering S. Simultaneous determination of iron(III), iron(II) and manganese(II) in environmental samples by ion chromatography[J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, 32:1530-1537.
- [14] 曲东, 谭中欣, 王保莉, 等. 外源物质对水稻土铁还原的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2003, 31(4):6-10.
- QU Dong, TAN Zhong-xin, WANG Bao-li, et al. Effect of EDTA, fulvic acid and acetate addition on microbial iron reduction in paddy soils[J]. *Journal of Northwest A&F University(Natural Science Edition)*, (2003, 31(4):6-10.
- [15] Arnon D I. Copper enzymes in isolated chloroplasts polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*[J]. *Plant Physiology*, 1949, 24(1):1-5.
- [16] Armin E, Friedrich W. Anaerobic oxidation of ferrous iron by purple bacteria, a new type of phototrophic metabolism[J]. *Appl Environ Microbiol*, 1994, 60(12):4517-4526.
- [17] 刘春光, 金相灿, 孙凌, 等. pH 值对淡水藻类生长和种类变化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2):294-298.
- LIU Chun-guang, JIN Xiang-chan, SUN Ling, et al. Effects of pH on growth and species changes of algae in freshwater[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(2):294-298.
- [18] 刘静, 盛海君, 徐轶群, 等. Fe³⁺对铜绿微囊藻生长的影响[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(1):35-39.
- LIU Jing, SHENG Hai-jun, XU Yi-qun, et al. Effect of Fe³⁺ on growth of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 32(1):35-39.