

# 不同重金属离子对异化铁(III)还原过程的影响\*

刘贝贝, 曲 东

(西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

[摘 要] 以水稻土土壤浸提液作微生物接种液, 人工合成的 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 为唯一电子受体, 测定了厌氧培养过程中 $\text{Fe}(\text{II})$ 浓度的变化, 探讨了添加 $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ 和 $\text{As}^{5+}$ 对铁还原过程的影响及添加不同浓度 $\text{Cu}^{2+}$ 和 $\text{Hg}^{2+}$ 对 $\text{Fe}(\text{II})$ 浓度的影响, 并以土壤中添加不同浓度的 $\text{Cu}^{2+}$ 试验作为对比。结果表明, 不同重金属对异化铁还原影响不同, 在同一浓度的几种重金属中,  $\text{Cu}^{2+}$ 和 $\text{Hg}^{2+}$ 对异化铁还原抑制最强; 不同浓度 $\text{Cu}^{2+}$ 和 $\text{Hg}^{2+}$ 对异化铁还原有不同程度的抑制, 主要表现在增加异化铁还原发生前的时间, 减慢异化铁还原的速率, 当 $\text{Cu}^{2+}$ 和 $\text{Hg}^{2+}$ 浓度增加到一定程度时异化铁还原几乎不发生; 水稻土中含有大量铜时, 铁还原也会被抑制; 添加外源氧化铁可以减轻铜对水稻土铁还原的影响。

[关键词] 水稻土; 异化铁还原; 重金属

[中图分类号] S153.3

[文献标识码] A

[文章编号] 1671-9387(2006)09-0115-06

铁氧化物是土壤及沉积物中重要的矿物组成。土壤中生物化学转化与碳、硫、氮和氧的循环有密切关系, 是能量和电子流动传递的重要途径之一<sup>[1]</sup>。异化铁(III)还原是厌氧环境中铁氧化物生物转化的主要形式, 是一种以 $\text{Fe}(\text{III})$ 作为终端电子受体的微生物代谢过程, 异化铁(III)还原的产物为 $\text{Fe}(\text{II})$ 。这种微生物呼吸形式是水中沉积物、渍水土壤和水生植物中最具地球化学意义的过程之一<sup>[2-3]</sup>。在水稻土中, 异化铁还原过程可以明显抑制水稻田甲烷的产生<sup>[4-5]</sup>, 同时由于铁的溶解及再沉淀, 也将导致土壤中磷及某些重金属元素有效性的改变<sup>[6]</sup>。铁氧化物是沉积物中重金属的重要接收器<sup>[7]</sup>, 可以通过其表面羟基的配合和络合作用吸附大量的金属阳离子, 从而达到固定重金属的作用<sup>[8]</sup>。目前, 有关铁氧化物对重金属的吸附和氧化还原作用已有很多研究, 这些研究均证实了沉积物中铁氧化物的还原溶解与重金属的释放有密切关系<sup>[9-11]</sup>。近年来, 人们逐渐认识到促使氧化铁还原的主要动力是微生物的作用<sup>[12-14]</sup>, 而重金属离子的毒性同样可能成为制约氧化铁还原的重要因素<sup>[15-16]</sup>。Capone等<sup>[17]</sup>在沉积物培养试验中证实, 重金属能够改变厌氧条件下有机碳的生物转化过程, 并且Lovley<sup>[18]</sup>也指出, 有机碳的转化过程与发酵细菌对葡萄糖的代

谢, 以及铁还原菌氧化发酵产生的脂肪酸至 $\text{CO}_2$ 的过程有关。以此推测, 重金属也可能对铁还原过程产生不同的影响。本研究拟通过厌氧恒温培养试验, 探讨不同重金属离子对异化铁还原过程的影响, 为进一步认识厌氧条件下重金属的生物化学循环过程及土壤重金属污染的生物修复提供必要的科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土壤

供试土壤分别采集于四川省邛崃市回龙镇(用SC表示)和江西省安福县竹江乡(用JX表示)。土壤有机质含量分别为48.9和23.9 g/kg, pH值分别为7.34和4.84, 全铁含量分别为34.2和19.5 g/kg, 无定型铁含量分别为3.08和1.94 g/kg, 游离铁含量分别为11.7和6.48 g/kg。土样经过风干, 磨细, 过孔径为1 mm的土壤筛, 用以制备微生物接种液和进行培养试验。

### 1.2 微生物接种液的制备

将风干后过1 mm筛的供试水稻土以 $m$ (水稻土) $v$ (去离子水)=1:9的比例在30℃下淹水1周。将培养后的土样置离心机中, 于700 r/min离心10 min, 取上清液用作微生物接种液。

\* [收稿日期] 2005-10-19

[基金项目] 国家自然科学基金项目(40271067); 教育部博士学科点专项科研基金项目(20020712009); 西北农林科技大学创新团队项目

[作者简介] 刘贝贝(1981-), 女, 陕西米脂人, 在读硕士, 主要从事环境化学研究。

[通讯作者] 曲 东(1960-), 男, 河南陕县人, 教授, 博士, 博士生导师, 主要从事土壤环境化学研究。E-mail: dongqu@nw.uaaf.edu.cn

### 1.3 试验设计与采样测定方法

1.3.1 不同重金属离子( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$  及  $\text{As}^{5+}$ )对异化铁还原过程的影响 采用厌氧培养的方法,以人工合成 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ <sup>[19]</sup>作为唯一电子受体,设置分别添加 $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$  及  $\text{As}^{5+}$  的处理。采用来源于江西水稻土和四川水稻土的2种微生物接种液,在10 mL 血清瓶中加入1 mL 人工合成的 $\text{Fe}(\text{OH})_3$  悬液(含铁量为2.883 g/L),加盖后于121 °C 条件下灭菌30 min,冷却后开盖,分别加入过0.22 μm 滤膜(除菌)后的5 g/L 氯化铵和5 mmol/L 金属离子(金属离子分别为 $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{As}^{5+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  及  $\text{Cd}^{2+}$ )混合溶液、葡萄糖溶液(50 g/L 葡萄糖)、磷酸缓冲液(25 mmol/L 磷酸)和微生物接种液各1 mL,盖上橡胶塞后通入氮气5 min,然后用铝盖密封,置于培养箱中,在30 °C 下暗光培养63 d。以不添加重金属离子为对照,分别于培养0, 1, 2, 3, 6, 10, 14, 18, 22, 28, 63 d时采样测定 $\text{Fe}(\text{II})$  浓度。

每次采样时各处理取出1瓶,充分摇匀,剔除铝盖,揭开橡胶塞,用自动加样器吸取1 mL 悬液,每瓶取3次做重复。将取得的样品置于含4 mL 0.5 mol/L 盐酸溶液的带盖聚乙烯管中,放入培养箱中,在30 °C 下浸提24 h。测定时将浸提液过0.22 μm 滤膜,用邻菲罗啉分光光度法<sup>[20]</sup>测定滤液中的 $\text{Fe}(\text{II})$  浓度。

1.3.2 不同浓度 $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Hg}^{2+}$  对异化铁还原过程的影响 采用厌氧培养的方法,以人工合成的 $\text{Fe}(\text{OH})_3$  作为电子受体,采用来源于四川水稻土的微生物接种液,分别添加不同浓度的 $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Hg}^{2+}$ 。培养及采样测定方法同1.3.1。培养液中 $\text{Cu}^{2+}$  最终浓度分别为0.02, 0.04, 0.10, 0.20, 0.50 和 1.00 mmol/L;  $\text{Hg}^{2+}$  最终浓度为0.01, 0.02, 0.04, 0.10 及 0.20 mmol/L; 以不添加重金属离子作为对照。采样时间分别为0, 1, 3, 6, 9, 12, 15, 18, 26, 34 和 50 d。

1.3.3 添加不同浓度 $\text{Cu}^{2+}$  对水稻土中铁还原过程的影响 称取风干的四川水稻土样品3 000.0 g 若干份,分别置于容积为10 mL 的血清瓶内,每瓶中分别添加不同浓度的铜溶液1 mL,使土壤中含铜量分别为50, 100, 200, 400, 800, 1 600, 3 200, 4 800 和 6 400 mg/kg,分别按液土质量比为1:1补加去离子水,充氮气除去瓶内氧气,加盖密封。于30 °C 下恒温培养,以不添加铜溶液的处理作为对照,分别于培养0, 2, 4, 7, 10, 13, 18, 25, 40, 56 d 时采样测定 $\text{Fe}(\text{II})$

浓度。采样及测定方法见参考文献[21]。

1.3.4 添加外源氧化铁后不同浓度 $\text{Cu}^{2+}$  对水稻土中铁还原过程的影响 称取风干的四川水稻土样品3 000.0 g 若干份,分别置于容积为10 mL 的血清瓶中,每3 g 土中加入1 mL  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  悬液(含铁量为17.89 g/L),然后每瓶中分别添加不同浓度的铜溶液1 mL,使土壤中含铜量分别为50, 100, 200, 400, 800, 1 600, 3 200, 4 800 和 6 400 mg/kg,其余步骤同1.3.3。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同重金属离子对异化铁还原过程的影响

添加不同重金属离子对异化铁还原过程的影响如图1和2所示。由图1可知,在四川水稻土接种液混合培养中,添加重金属离子的处理铁还原与对照相比,不同重金属离子的表现各不相同。在添加 $\text{As}^{5+}$  和  $\text{Pb}^{2+}$  的处理中, $\text{Fe}(\text{II})$  的产生趋势几乎与对照相同,培养5 d 内其体系中 $\text{Fe}(\text{II})$  浓度迅速增加,培养10 d 时其 $\text{Fe}(\text{II})$  浓度最高,分别为556.07 和 531.28 mg/L,此后没有明显增加,达到一个稳定水平。在添加 $\text{Cd}^{2+}$  和  $\text{Zn}^{2+}$  的处理中,铁还原显著滞后,在培养3 d 时其体系中 $\text{Fe}(\text{II})$  浓度才开始增加,且增加速率较缓慢;28 d 时其体系中的 $\text{Fe}(\text{II})$  浓度增至最高,分别为562.12 和 558.39 mg/L,达到与对照相当的稳定水平;添加 $\text{Zn}^{2+}$  处理的 $\text{Fe}(\text{II})$  累积速率较添加 $\text{Cd}^{2+}$  的处理慢。在添加 $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Hg}^{2+}$  的处理中,在63 d 的培养时间内,几乎没有 $\text{Fe}(\text{II})$  产生,异化铁还原被完全抑制。

由图2可知,与四川水稻土接种液混合培养试验中的对照相比,江西水稻土接种液混合培养中的对照 $\text{Fe}(\text{II})$  浓度增加比较平缓, $\text{Fe}(\text{II})$  浓度在培养15 d 后达到稳定水平,其稳定值与初始体系中 $\text{Fe}(\text{III})$  浓度(576.6 mg/L)接近。与对照相比,添加不同重金属离子的各处理中,铁还原均有不同程度的滞后,主要表现在 $\text{Fe}(\text{II})$  开始累积前的时间增加, $\text{Fe}(\text{II})$  的累积速率减慢, $\text{Fe}(\text{II})$  浓度最终达到稳定所用的时间延长。各处理 $\text{Fe}(\text{II})$  开始累积的先后顺序为 $\text{As}^{5+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ 。 $\text{Fe}(\text{II})$  的累积速率从快到慢依次为: $\text{As}^{5+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ 。与四川水稻土接种液混合培养试验相同,添加 $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Hg}^{2+}$  的处理在63 d 培养时间内几乎没有 $\text{Fe}(\text{II})$  产生。

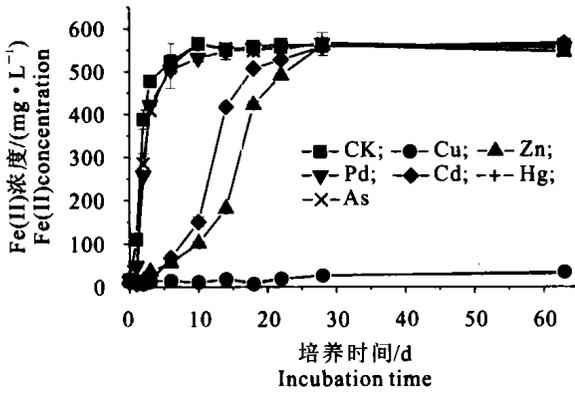


图1 不同重金属离子对四川水稻土接种液混合培养中Fe(II)生成量的影响

Fig 1 Effect of heavy metals on Fe(II) concentration in incubation of Sichuan paddy water-extraction

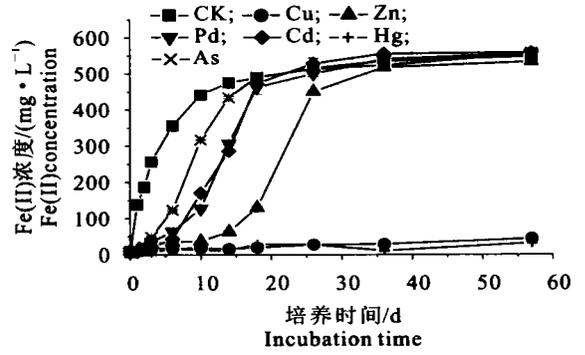


图2 不同重金属离子对江西水稻土接种液混合培养中Fe(II)生成量的影响

Fig 2 Effect of heavy metals on Fe(II) concentration in incubation of Jiangxi paddy water-extraction

2.2 不同浓度Cu<sup>2+</sup>和Hg<sup>2+</sup>对异化铁还原的影响

在四川水稻土微生物接种液混合培养中,不同浓度的Cu<sup>2+</sup>和Hg<sup>2+</sup>对异化铁还原的影响见图3和图4。从图3和图4可以看出,不同浓度的Cu<sup>2+</sup>和Hg<sup>2+</sup>对异化铁还原均有不同程度的抑制作用,可延长异化铁还原开始进行前的时间,并且减慢异化铁还原的反应速率。当Cu<sup>2+</sup>浓度为0.02,0.04和0.10 mmol/L时,异化铁还原开始时间分别为6,18和34 d;当其浓度大于0.10 mmol/L时,培养50 d内均无

Fe(II)产生。当Hg<sup>2+</sup>浓度小于0.02 mmol/L时,其对异化铁还原的抑制作用明显,培养12~18 d后开始反应,但反应速度显著低于对照,50 d后其Fe(II)浓度达到与对照相同的水平;当Hg<sup>2+</sup>浓度大于0.04 mmol/L时,培养50 d内均无Fe(II)产生。由此可见,培养体系中Cu<sup>2+</sup>和Hg<sup>2+</sup>浓度越大,异化铁还原开始前的时间越长,异化铁还原的速率越慢,而且Hg<sup>2+</sup>对异化铁还原的抑制作用较Cu<sup>2+</sup>更强。

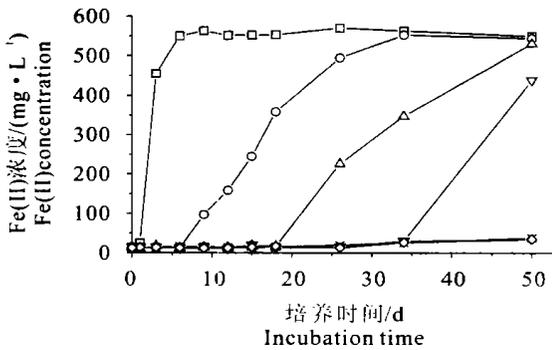


图3 添加不同浓度Cu<sup>2+</sup>对异化铁还原的影响  
— — CK; — — 0.02 mmol/L; — — 0.04 mmol/L;  
— ▽ — 0.10 mmol/L; — — 0.20 mmol/L;  
— + — 0.50 mmol/L; — × — 1.00 mmol/L

Fig 3 Effect of adding copper of different concentrations on dissimilatory iron reduction

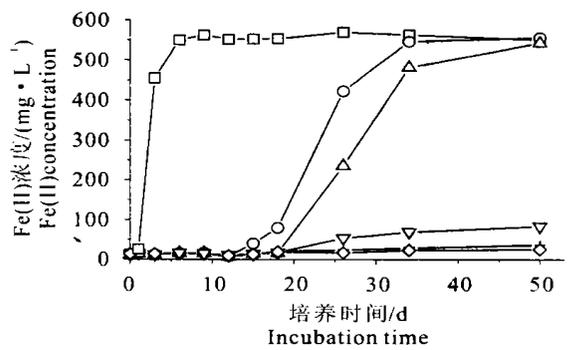


图4 添加不同浓度Hg<sup>2+</sup>对异化铁还原的影响  
— — CK; — — 0.01 mmol/L; — — 0.02 mmol/L;  
— ▽ — 0.04 mmol/L; — — 0.10 mmol/L;  
— + — 0.20 mmol/L

Fig 4 Effect of adding hydrargyrum of different concentrations on dissimilatory iron reduction

2.3 添加不同浓度Cu<sup>2+</sup>对水稻土铁还原过程的影响

由图5可知,当四川水稻土中Cu<sup>2+</sup>含量为50~400 mg/kg时,各处理对土壤中Fe(II)生成均有一定程

度的抑制作用,且Cu<sup>2+</sup>含量越高,对土壤中Fe(II)生成的抑制作用越明显。当土壤中Cu<sup>2+</sup>含量为50 mg/kg时,Fe(II)的生成量与对照基本相同,但Fe(II)的生成量较对照少。当土壤中Cu<sup>2+</sup>含量从100 mg/kg递

增到400 mg/kg 时, 铁还原速率逐渐减慢, Fe(II) 生成量也逐渐减小。

由图6可知, 当土壤中Cu<sup>2+</sup> 含量为800~ 6 400 mg/kg 时, 铁还原被明显抑制。各处理Fe(II) 浓度在0~ 4 d 内有极少量的增加, 之后4~ 11 d 内基本保持不变; 在Cu<sup>2+</sup> 含量为800 mg/kg 的处理中, Fe(II) 浓度在培养11 d 后才缓慢增加, 在56 d 培养

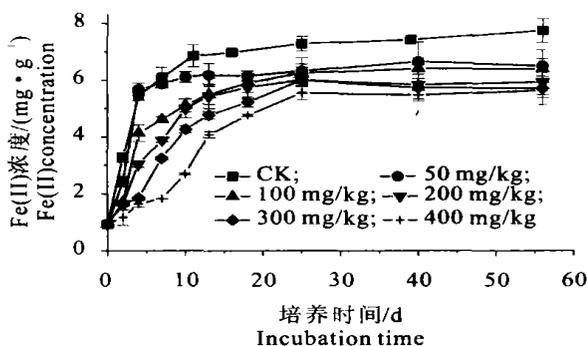


图5 50~ 400 mg/kg Cu<sup>2+</sup> 对水稻土铁还原的影响

Fig 5 Effect of 50- 400 mg/kg Cu<sup>2+</sup> on iron reduction in paddy soil

#### 2.4 添加外源铁后不同浓度Cu<sup>2+</sup> 对水稻土铁还原过程的影响

由图7可知, 当土壤中Cu<sup>2+</sup> 含量为50~ 400 mg/kg 时, 加入外源氧化铁后, Cu<sup>2+</sup> 对土壤中铁还原

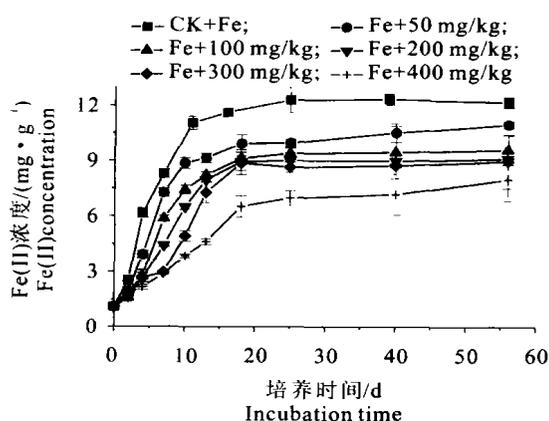


图7 添加外源氧化铁后50~ 400 mg/kg Cu<sup>2+</sup> 对水稻土铁还原的影响

Fig 7 Effect of 50~ 400 mg/kg Cu<sup>2+</sup> on iron reduction in paddy soil after adding ferrioxide

由图8可知, 当土壤中Cu<sup>2+</sup> 含量为800~ 6 400 mg/kg 时, 加入外源氧化铁后, Cu<sup>2+</sup> 对铁还原也有明显的抑制作用, 但其抑制程度较不加外源氧化铁时小。其中Cu<sup>2+</sup> 含量为800和1 600 mg/kg 时, 添加外源氧化铁缩短了铁还原开始的时间, 如当

时间内Fe(II) 生成量较少; 在其余更高含量的Cu<sup>2+</sup> 处理中, 在56 d 培养时间内几乎不再有Fe(II) 产生。Fe(II) 浓度在0~ 4 d 内有极少量的增加, 而之后Fe(II) 浓度再没有明显的增加, 因此不能认为是铁还原发生的现象, 而可能是土壤中背景值或试验误差所致。由此可知, 当水稻土中Cu<sup>2+</sup> 含量很高时, 铁还原过程不能正常进行。

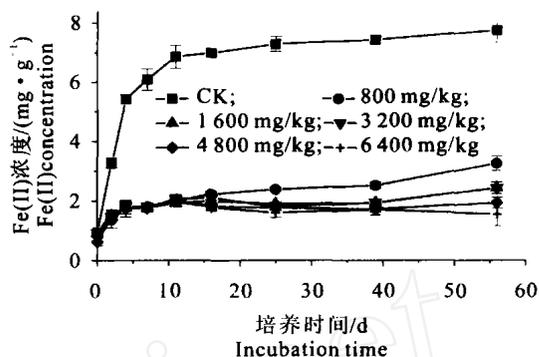


图6 800~ 6 400 mg/kg Cu<sup>2+</sup> 对水稻土铁还原的影响

Fig 6 Effect of 800- 6 400 mg/kg Cu<sup>2+</sup> on iron reduction in paddy soil

也有抑制作用, 其抑制现象与不加外源氧化铁时基本相同。所不同的是在添加外源氧化铁的各处理中, Fe(II) 生成量较不加外源氧化铁时均有增加。

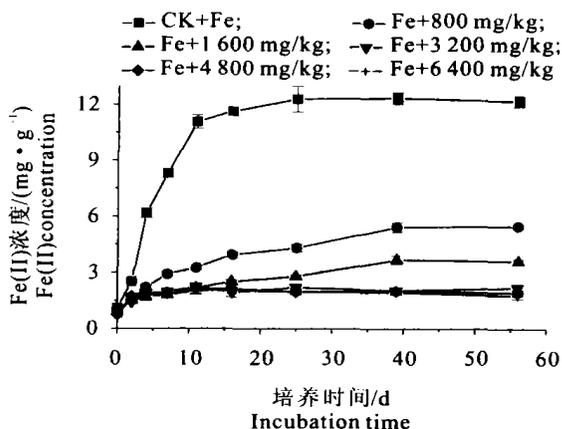


图8 添加外源氧化铁后800~ 6 400 mg/kg Cu<sup>2+</sup> 对水稻土铁还原的影响

Fig 8 Effect of 800~ 6 400 mg/kg Cu<sup>2+</sup> on iron reduction in paddy soil after adding ferrioxide

Cu<sup>2+</sup> 含量为800 mg/kg 时, 加铁处理中的铁还原从0 d 开始, 而不加铁处理的铁还原从11 d 开始; 当Cu<sup>2+</sup> 含量为1 600 mg/kg 时, 加铁处理中的铁还原从18 d 开始, 而不加铁处理的铁还原从40 d 开始; 而且添加外源氧化铁后, 处理中产生Fe(II) 的浓度也有明

显增加。

### 3 讨论

由本研究可知,重金属离子的存在会不同程度地抑制异化铁还原,主要表现在增加异化铁还原发生前的时间,减慢异化铁还原的速率。在6种重金属离子对异化铁还原的影响试验中,无论各处理中异化铁还原发生早或晚,异化铁还原的速率快或慢,Fe(II)浓度均能达到一个稳定水平,而且Fe(II)浓度的稳定值与初始体系中Fe(III)浓度 $576.6\text{ mg/L}$ 接近,这说明体系中电子供体不足以成为微生物反应的限制因子。在四川和江西水稻土接种液混合培养试验中,异化铁还原以及重金属离子影响异化铁还原的表现均有不同,四川水稻土接种液混合培养中异化铁还原明显比江西水稻土中快;在添加 $\text{Pb}^{2+}$ 和 $\text{As}^{5+}$ 的处理中,其在四川水稻土接种液混合培养中对异化铁还原几乎没有影响,但在江西水稻土接种液混合培养中则有一定程度的抑制。这是由于四川水稻土和江西水稻土提供了2种不同的微生物体系,微生物的数量和种类均有区别。在四川水稻土接种液混合培养中,添加不同浓度的 $\text{Cu}^{2+}$ 和 $\text{Hg}^{2+}$ 时, $\text{Cu}^{2+}$ 和 $\text{Hg}^{2+}$ 浓度越大,其抑制作用越强,当其浓度增加到一定程度时,异化铁还原几乎不发生。由此可见,重金属离子对异化铁还原的抑制主要取决于微生物的活性和重金属离子的浓度。重金属离子抑制异化铁还原可能是由于其对微生物有毒害作用,可能毒害了发酵细菌,抑制了糖代谢,使铁还原细菌得不到足够的电子供体,从而影响了异化铁还原,也可能由于重金属直接抑制了铁还原细菌,具体原因还

有待于进一步研究。

水稻土中添加 $\text{Cu}^{2+}$ 的试验表明,水稻土中存在大量 $\text{Cu}^{2+}$ 也会抑制土壤中铁的还原。这与混合培养中添加 $\text{Cu}^{2+}$ 试验结果相符,且土壤中 $\text{Cu}^{2+}$ 含量越高,抑制越明显。但土壤中铜对铁还原的抑制原因不能简单地归结于 $\text{Cu}^{2+}$ 对微生物的毒害作用,还可能是由于土壤中铁氧化物对 $\text{Cu}^{2+}$ 的吸附减少了铁还原微生物与铁氧化物的接触,从而影响了微生物对铁的还原。由本研究可知, $\text{Cu}^{2+}$ 的存在减少了铁还原产生Fe(II)的量,这可能是由于铁还原产生的 $\text{Fe}^{2+}$ 与 $\text{Cu}^{2+}$ 作用发生了共沉淀,从而在测定过程中没有被浸提出来。在四川水稻土中,当 $\text{Cu}^{2+}$ 含量小于 $400\text{ mg/kg}$ 时,其对铁还原有一定的抑制作用,但铁还原还可以正常进行;当土壤中 $\text{Cu}^{2+}$ 含量大于 $800\text{ mg/kg}$ 时,铁还原几乎被完全抑制,使土壤中铁还原过程不能正常进行。这正好符合铜的土壤环境质量标准,即保障农林业生产和植物正常生长的三级土壤标准中,铜含量不能超过 $400\text{ mg/kg}$ 。因此,可以将水稻土的铁还原情况作为评价水稻土重金属污染的一个指标,同时由于异化铁还原是一个微生物过程,其还可以反映水稻土的微生物活性。

由本研究可知,添加外源氧化铁后,各处理中Fe(II)生成量均有增加,这可能是由于微生物同时利用了土壤中自身可利用的铁和加入的外源氧化铁。本研究中添加外源氧化铁降低了铜对铁还原的抑制,这可能是由于加入的氧化铁对铜有吸附作用,改变了土壤中铜的形态,降低了水溶态的铜,从而使其毒性减小。关于铁还原与铜形态的关系还有待于进一步研究。

### [参考文献]

- [1] Stumm W, Sulzberger B. The cycling of iron in natural environments: considerations based on laboratory studies of heterogeneous redox processes[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1992, 56: 3233-3257.
- [2] Lovley D R. Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction[J]. *Microbiol Rev*, 1991, 55(2): 259-287.
- [3] Nealson K H, Saffarini D. Iron and manganese in anaerobic respiration: environmental significance, physiology, and regulation[J]. *Annu Rev Microbiol*, 1994, 48: 311-343.
- [4] 曲东, 张一平, Schnell S, 等. 添加氧化铁对土壤中 $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$ 和 $\text{CH}_4$ 形成的影响[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(8): 1311-1313.
- [5] 曲东, Schnell S. 外源氧化铁对水稻土甲烷形成的影响[J]. *环境科学学报*, 2002, 22(1): 65-69.
- [6] 曲东, 曹宁, 王保莉. 添加EDTA及黄腐酸对水稻土中有效磷浓度的影响[J]. *西北农林科技大学学报: 自然科学版*, 2003, 31(3): 127-130.
- [7] Tessier A, Fortin D, Belzile N. Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: narrowing the gap between field and laboratory measurements[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1996, 60: 387-404.
- [8] Schindler P W, Stumm W. The surface chemistry of oxides, hydroxides, and oxide minerals[J]. *Aquatic Surface Chemistry*, 1987: 83-110.
- [9] Francis A J, Dodge C J. Anaerobic microbial remobilization of toxic metals coprecipitated with iron oxide[J]. *Environ Sci Technol*, 1990, 24: 373-378.

- [10] Landa E R, Phillips E J P, Lovley D R. Release of  $^{226}\text{Ra}$  from uranium mill tailings by microbial Fe(III) reduction[J]. *Appl Geochem*, 1991, 6: 647-652
- [11] Cummings D E, Caccavo F, Fendorf F S, et al. Arsenic mobilization by the dissimilatory Fe(III)-reducing bacterium *Shewanella alga* BrY[J]. *Environ Sci Technol*, 1999, 33: 723-729
- [12] Lovley D R. Microbial Fe(III) reduction in subsurface environments[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 1997, 20: 305-313
- [13] Lovley D R. Bioremediation of organic and metal contaminants with dissimilatory metal reduction[J]. *J Ind Microbiol*, 1995, 14(2): 85
- [14] 曲东, Schnell S. 纯培养条件下不同氧化铁的微生物还原能力[J]. *微生物学报*, 2001, 41(6): 744-749
- [15] Said W A, Lewis D L. Quantitative assessment of the effects of metals on the degradation of organic chemicals[J]. *Appl Environ Microbiol*, 1991, 57: 1498-1503
- [16] Kuo C S, Genthner B R. Effect of added heavy metal ions on biotransformation and biodegradation of 2-chlorophenol and 3-chlorobenzoate in anaerobic bacterial consortia[J]. *Appl Environ Microbiol*, 1996, 62: 2317-2323
- [17] Capone D C, Reese D D, Kiene R P. Effects of metals on methanogenesis, sulfate reduction, carbon dioxide evolution and microbial biomass in anoxic salt marsh sediments[J]. *Appl Environ Microbiol*, 1983, 45: 1586-1591
- [18] Lovley D R. Organic matter mineralization with reduction of ferric iron[J]. *Geomicrobiol J*, 1987, 5: 375-399
- [19] Schwertmann U, Cornell R M. Iron oxides in the Laboratory[M]. Weinheim: VCH, 1991: 69-144
- [20] 曲东, 王保莉. 邻氮二萘分光光度法同时测定水稻土中的Fe(II)和Fe(III)[J]. *西北农业大学学报*, 1991, 19(1): 85-88
- [21] 曲东, 毛晖, 曾辰. 添加铬、铁及葡萄糖对土壤中异化铁还原的影响[J]. *西北农林科技大学学报: 自然科学版*, 2004, 32(10): 43-46

## Effects of different heavy metals on dissimilatory iron reduction

L IU Bei-bei, QU Dong

(College of Resources Environment, Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

**Abstract:** In this study, paddy soil water-extraction was incubated anaerobically as inoculum in a mixed culture containing ferrihydrite as sole electron acceptor, the concentrations of Fe(II) were measured during incubation to assess effects of adding  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$  and  $\text{As}^{5+}$  on dissimilatory iron reduction and observe effects of adding different concentrations of  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{Hg}^{2+}$  on the change of Fe(II) concentrations. At the same time, different doses of  $\text{Cu}^{2+}$  were added in paddy soil to compare. The results showed that different heavy metals affected dissimilatory iron reduction differently, at the same concentration,  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{Hg}^{2+}$  restrained dissimilatory iron reduction most. With the increase of the concentrations of  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{Hg}^{2+}$ , the time before iron reduction increased and the rate of iron reduction decreased. When the contents of  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{Hg}^{2+}$  reached certain level, there was little dissimilatory iron reduction. When there was a large content of copper in soil, iron reduction were restrained too. The restriction of Copper to iron reduction was weakened when the ferric oxide was added to the copper contamination soil.

**Key words:** paddy soil; dissimilatory iron reduction; heavy metal