

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2026.08.001

铁还原菌作用下施氏矿物的还原溶解和相转化

张田琴¹, 岳正波¹, 尹家顺¹, 贺笑², 王绍平², 王进¹

(1. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009; 2. 安徽马钢矿业资源集团南山矿业有限公司, 安徽 马鞍山 243000)

摘 要:施氏矿物的产生及转化对于酸性矿山排水(acid mine drainage, AMD)中元素迁移转化具有重要影响, 文章以安徽省马鞍山市某酸性矿山坑湖沉积物中分离得到的铁还原菌 *Clostridium* sp. Z5480 菌株为代表, 开展生物还原实验, 研究其对施氏矿物的还原溶解及其相转化行为。结果表明:在厌氧条件下, *Clostridium* sp. Z5480 能够促进施氏矿物向磁铁矿和针铁矿的转化;随着施氏矿物表面吸附态 Fe(II) 的形成, 促进了次生铁矿物的生成; pH 值的变化、氧化还原电位(oxidation-reduction potential, ORP)降低及 Fe(II) 质量浓度的增加均证实了该过程的发生。该研究结果为铁还原菌在施氏矿物上的还原过程提供了理论依据, 有助于认识 AMD 污染环境中铁硫元素的地球化学循环及相关污染物的迁移转化行为。

关键词:铁还原菌; 施氏矿物; 还原溶解; 相转化; 次生矿物

中图分类号:X131; X172

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2026)08-1009-06

Reductive dissolution and phase transformation of schwertmannite by iron-reducing bacteria

ZHANG Tianqin¹, YUE Zhengbo¹, YIN Jiashun¹, HE Xiao², WANG Shaoping², WANG Jin¹

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 2. Nanshan Mining Co., Ltd., Anhui Masteel Mining Resources Group, Ma'anshan 243000, China)

Abstract: The generation and transformation of schwertmannite have a significant impact on the migration and transformation of elements in acid mine drainage (AMD). This study took *Clostridium* sp. Z5480, an iron-reducing bacterium isolated from the sediment of a pit lake in an acid mine in Ma'anshan City, Anhui Province, as a representative to conduct a biological reduction experiment, aiming to investigate its reductive dissolution and phase transformation behavior of schwertmannite. The experimental results indicated that under anaerobic conditions, *Clostridium* sp. Z5480 could promote the transformation of schwertmannite into magnetite and goethite. Additionally, the formation of surface adsorbed Fe(II) on schwertmannite facilitated the generation of secondary iron minerals. The changes in pH value, the decrease in oxidation-reduction potential (ORP), and the increase in Fe(II) concentration all confirmed the occurrence of this process. This study provides a theoretical basis for understanding the reduction process of iron-reducing bacteria on schwertmannite and is helpful for recognizing the geochemical cycle of iron and sulfur elements and the migration and transformation behavior of related pollutants in AMD-contaminated environments.

Key words: iron-reducing bacteria; schwertmannite; reductive dissolution; phase transformation; secondary minerals

酸性矿山排水(acid mine drainage, AMD)是矿产资源开发过程中产生的主要环境问题之一, 其特

征在于 pH 值低、硫酸盐(SO_4^{2-})质量浓度高及含多种重金属离子^[1], 使其对生态环境和人类健康

收稿日期: 2025-03-07; 修回日期: 2025-04-11

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52070062); 国家自然科学基金联合基金资助项目(U20A20325)

作者简介: 张田琴(2001—), 女, 安徽铜陵人, 合肥工业大学硕士生;

岳正波(1980—), 男, 河南济源人, 博士, 合肥工业大学教授, 博士生导师;

王进(1978—), 女, 安徽淮南人, 博士, 合肥工业大学教授, 博士生导师, 通信作者, E-mail: sophiawj@hfut.edu.cn.

构成了严重威胁。施氏矿物(Schwertmannite, Sch) $\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_{8-2x}(\text{SO}_4)_x$ ($1 \leq x \leq 1.75$) 作为常见的铁羟基硫酸盐矿物,在受 AMD 污染的环境中广泛存在,其对于重金属具有强大的吸附能力和与重金属共沉淀的能力^[2],但其在特定条件下发生的生物还原和相变行为将导致重金属再次释放。文献[3]研究表明,施氏矿物在 Fe(II) 催化下转化为针铁矿和其他铁氧化物,该过程对于控制 AMD 中重金属的释放具有重要意义;文献[4]指出,环境 pH 值升高或还原作用增强,可能使矿物发生相转变,从而导致重金属重新释放到环境中。

微生物在铁硫矿物转化过程中起着重要作用^[4]。文献[5]研究发现,铁还原菌(iron-reducing bacteria, FeRB) (如 *Geobacter sulfurreducens*) 能够通过胞外电子传递途径将 Fe(III) 还原为 Fe(II) ,并从中获取能量以支持自身生长和代谢。在此过程中,表面形成的吸附态 Fe(II) 易与其他离子发生反应,从而促成次生铁矿物的生成;文献[6]研究了 FeRB 对施氏矿物的还原溶解作用,不仅改变了矿物体相,还促进了重金属 Cr 的固定,结果表明,微生物介导的还原作用不仅是矿物相转变的关键驱动力,而且对 AMD 污染治理有着重要影响。

学者们在微生物-矿物相互作用领域取得了显著进展。文献[7]研究 Fe(II) 催化下施氏矿物向赤铁矿的转化,发现该过程能够有效固定 As(III) ,减少其在环境中的移动性和毒性;文献[8]分析施氏矿物在不同 pH 值条件下的溶解动力学,揭示了 pH 值对矿物稳定性和重金属释放的影响;文献[9]探讨 FeRB 矿化产物及其对铁建造沉积的指导意义,强调了微生物在铁硫矿物形成中的重要作用。虽然已有大量研究关注 FeRB 对铁矿物的影响,但对于具体铁还原菌株如何影响施氏矿物的转化过程的研究并不多。

本文在实验室条件下系统探究了从安徽省马鞍山市某酸性矿山坑湖沉积物中筛选到的菌株 *Clostridium* sp. Z5480 对施氏矿物的还原溶解及其相转化的影响,通过评估该菌株在不同条件下 pH 值、氧化还原电位(oxidation-reduction potential, ORP) 及 Fe(II) 质量浓度等还原活性指标的变化情况,并利用 X 射线衍射仪(X-ray diffractometer, XRD)、傅里叶变换红外光谱仪(Fourier transform infrared spectrometer, FT-IR)、扫描电子显微镜(scanning electron microscope, SEM)等手段表征矿物结构来揭示 FeRB 在施氏矿物上的具体作用机制,为阐明 AMD 环

境中铁硫元素的地球化学循环提供理论依据。

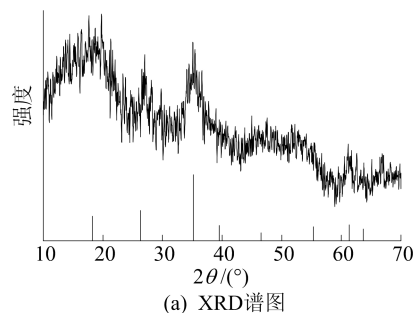
1 材料与方法

1.1 菌株和培养基

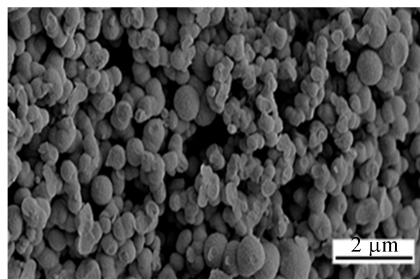
本实验使用的菌株是从安徽省马鞍山市某酸性矿山坑湖的沉积物中分离筛选得到的 *Clostridium* sp. Z5480。本实验所用培养基为柠檬酸铁培养基^[10],其配方为 3.4 g/L 的柠檬酸铁、1 g/L 的 NH_4Cl 、0.07 g/L 的 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、0.6 g/L 的 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、0.722 g/L 的 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 、0.25 g/L 的 KH_2PO_4 ,碳源为 1% 葡萄糖,培养基 pH 值控制在 7.0。在配制的液体培养基中加入 1.5% 的琼脂即为固体培养基,配制的培养基在 121 °C 下高压蒸汽灭菌 20 min。

1.2 矿物合成

按文献[11]方法合成施氏矿物,并利用 SEM 和 XRD 进行表征,如图 1 所示,可以看出合成矿物的 SEM 图像、XRD 谱图与文献[12]研究的矿物一致。



(a) XRD 谱图



(b) SEM 图

图 1 施氏矿物的 XRD 谱图和 SEM 图

1.3 菌株与矿物共培养实验

批实验在 100 mL 厌氧瓶中进行,设置 2 组实验体系:培养基中含有溶解性 Fe^{3+} 体系(Sch + Fe^{3+} 与 Sch + FeRB + Fe^{3+});培养基中不含溶解性 Fe^{3+} 体系(Sch 与 Sch + FeRB)。

取 0.2 g 经 180 °C 干热灭菌 2 h 后的施氏矿物加至厌氧瓶中。Sch + Fe^{3+} 组加入 100 mL 柠檬酸铁培养基, Sch + FeRB + Fe^{3+} 组加入 99 mL

柠檬酸铁培养基和 1 mL 细菌悬浮液(OD_{600} 值约为 2.0)。Sch 与 Sch+FeRB 组同上,所用培养基为不添加柠檬酸铁的柠檬酸铁培养基。所用培养基均加入 4.76 g/L 4-羟乙基哌嗪乙磺酸用于维持稳定的 pH 值。每个处理设置 3 个重复,定期取样检测培养体系中 pH 值、ORP、 $\rho(\text{Fe}(\text{II}))$ 、 $\rho(\text{总Fe})$ 、 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 等溶质参数的变化。另取悬浊液离心、弃上清液、冷冻干燥后得固体样品。

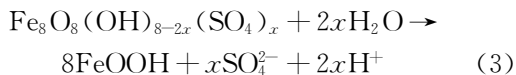
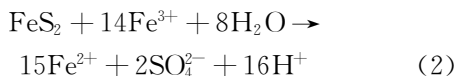
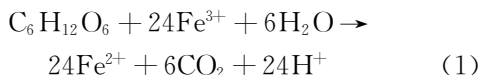
1.4 分析方法与仪器

本研究采用 1,10-邻菲罗啉显色法^[13]测定溶液中 $\text{Fe}(\text{II})$ 、总 Fe 的质量浓度;采用离子色谱仪测定溶液中 SO_4^{2-} 的质量浓度。利用 FTIR、SEM、XRD 表征固相样品结构。

2 结果与讨论

2.1 不同体系中 pH 值和 ORP 变化

在 15 d 的培养周期内,Sch+FeRB 和 Sch+FeRB+ Fe^{3+} 这 2 组实验体系的 pH 值均发生了显著变化。该过程相关化学反应式如下:



不同体系中 pH 值和 ORP 的变化情况如图 2 所示。从图 2a 可以看出,无菌对照组的 pH 值迅速下降至约 4.5,而有菌的实验体系中 pH 值下降趋势更为明显。在反应 5 d 后,Sch+FeRB 组和 Sch+FeRB+ Fe^{3+} 组的 pH 值分别稳定在 2.6 和 3.7 左右,这种差异主要原因是 FeRB 利用葡萄糖还原 $\text{Fe}(\text{III})$,生成 $\text{Fe}(\text{II})$ 和 CO_2 ,从而降低了体系的 pH 值^[14](见反应式(1)),此外,矿物转化产物如黄铁矿(FeS_2)^[15]和针铁矿($\text{FeO}(\text{OH})$)^[16]的形成也会进一步降低体系的 pH 值(见反应式(2)和反应式(3))。然而,在含有溶解性 Fe^{3+} 的体系中,柠檬酸根与 Fe^{2+} 络合形成的柠檬酸亚铁络合物减少了 Fe^{2+} 水解产生的 H^+ ,减缓了 pH 值的下降速度。由图 2b 可知,无菌对照组的 ORP 在小幅下降后稳定在 105~115 mV,而在有菌实验体系中,ORP 在最初的 3 d 内迅速下降至约 30 mV,随后维持稳定。这一快速下降表明菌株 Z5480 的代谢活性不断增强,导致溶液中还原性物质(如 Fe^{2+})增加,间接影响了 ORP。研究表明,还原性物质的产生是 ORP 变化的主要因素

之一^[17]。

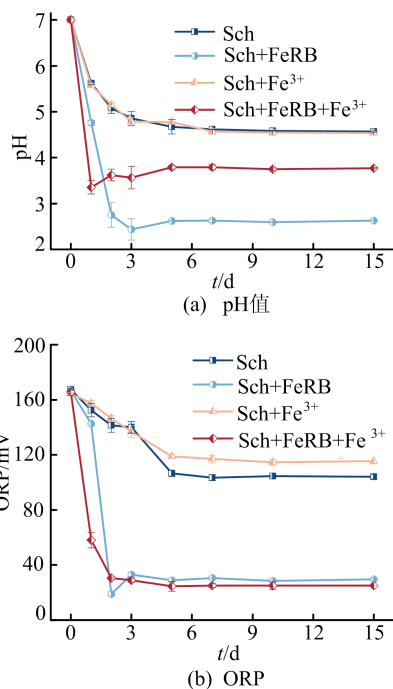


图2 不同体系中 pH 值和 ORP 的变化情况

2.2 体系中溶解性 Fe 和 SO_4^{2-} 质量浓度变化

体系中 Fe^{2+} 、总 Fe 和 SO_4^{2-} 质量浓度变化情况如图 3 所示。由图 3a、图 3b 可知, Fe^{2+} 和总 Fe 质量浓度的变化趋势一致,反映了施氏矿物在 FeRB 作用下的溶解和转化过程。无菌对照组中未检测到 Fe^{2+} 的释放,说明没有生成 Fe^{2+} ;而在 Sch+FeRB+ Fe^{3+} 组中, Fe^{2+} 质量浓度在前 2 d 迅速上升,随后下降稳定在约 850 mg/L,这可能与次生矿物的形成有关,是由于新生成的矿物会重新固定部分 Fe^{2+} ;在 Sch+FeRB 组中,仅有施氏矿物作为电子受体,其生物可利用性较低, Fe^{2+} 质量浓度仅在反应 2 d 后开始缓慢上升并稳定在约 35 mg/L。这表明菌株 Z5480 能够利用施氏矿物中的结构态 $\text{Fe}(\text{III})$ 作为电子受体,但效率相对较低。由图 3c 可知,矿物添加到无菌对照组后,立即观察到少量 SO_4^{2-} 的释放,可能是由于施氏矿物表面吸附的部分 SO_4^{2-} 在初期释放到溶液中^[8],随着实验进行,施氏矿物中的 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原伴随着 SO_4^{2-} 的释放。在 Sch+FeRB+ Fe^{3+} 组中, SO_4^{2-} 质量浓度在前 5 d 内呈现出与 Fe^{2+} 相似的趋势,表明 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原和 SO_4^{2-} 释放同步进行。值得注意的是,在 Sch+FeRB 组中, SO_4^{2-} 质量浓度在 0~2 d 内先下降后上升,这种现象可能是由于菌株 Z5480 在缺氧条件下优先利用溶

解性的 SO_4^{2-} 作为终端电子受体,产生 S^{2-} 进而攻击矿物结构中的 $\text{Fe}(\text{III})$,导致矿物中 $\text{Fe}-\text{O}$ 键断裂并释放大量的 Fe^{3+} [18]。随着 Fe^{3+} 的还原,细菌后续生长利用 Fe^{3+} 作为电子受体, SO_4^{2-} 质量浓度随之增加。

这 2 组实验中, SO_4^{2-} 质量浓度的显著差异可能是由于反应体系中生成的固相产物不同。例如,针铁矿的层状结构中羟基空位对 SO_4^{2-} 的吸附容量较低,使得硫的赋存形式以游离态 SO_4^{2-} 为主 [19]。

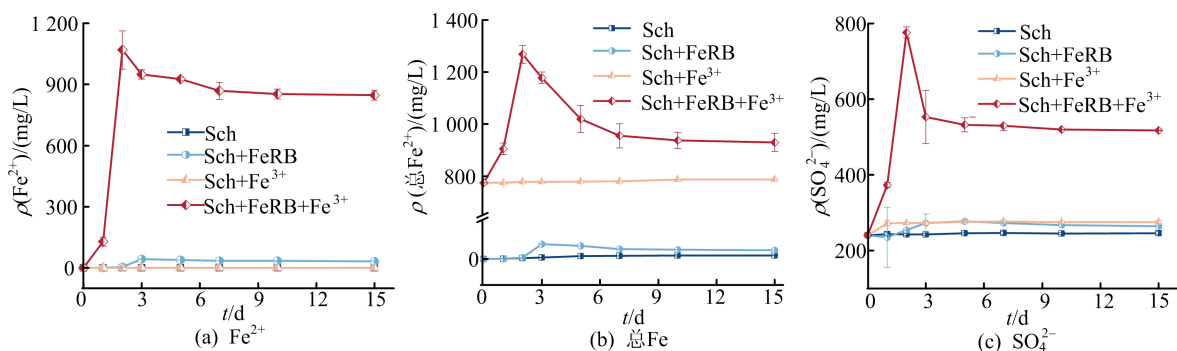


图 3 不同体系中 Fe^{2+} 、总 Fe 和 SO_4^{2-} 质量浓度变化情况

2.3 固体产物分析

通过 XRD 对反应产物种类进行分析,反应 15 d 过程中 2 组体系形成二次矿物的 XRD 谱图结果如图 4 所示。

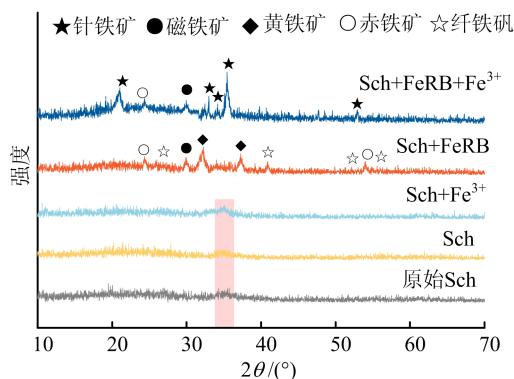


图 4 反应 15 d 过程中 2 组体系形成二次矿物的 XRD 谱图

由图 4 可知,无菌对照组在反应结束后依然保留着原始矿物的特征峰,有菌体系内的矿物晶型结构发生明显改变,在 $\text{Sch} + \text{FeRB} + \text{Fe}^{3+}$ 组中,施氏矿物主要转化为针铁矿、磁铁矿和赤铁矿,其中针铁矿特征峰占主导,磁铁矿和赤铁矿特征峰比较微弱。研究表明, Fe^{2+} 能催化施氏矿物向针铁矿的转化 [20],也能将铁氧化物催化转化为磁铁矿 [21]。此外, FeRB 介导的生物矿化过程能够促使赤铁矿的形成 [22]。在 $\text{Sch} + \text{FeRB}$ 组中,纤铁矾和黄铁矿的峰为主要特征峰,磁铁矿和赤铁矿出现微弱峰。

反应 15 d 过程中 2 组体系形成二次矿物的 SEM 图如图 5 所示。

由图 5 可知:在无菌对照组中,矿物形貌和结

构始终保持圆球状,表面具有较小毛刺,可见施氏矿物在本研究的空白培养基中培养 15 d 未发生明显溶解和相转化;在 $\text{Sch} + \text{FeRB} + \text{Fe}^{3+}$ 组中,矿物形貌发生了明显变化,矿物表面出现松针般的刺状结构,这是由针铁矿 [23] 等次生矿物的出现导致的;在 $\text{Sch} + \text{FeRB}$ 组观察到的矿物大部分仍然保留了施氏矿物原有的松散圆球状结构,但其中有部分矿物表现出向内凹陷的形态,表面均呈现出纤维状,并伴有较多的小颗粒物质附着。

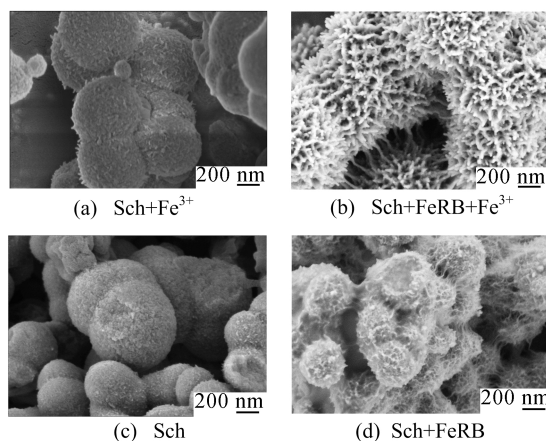


图 5 反应 15 d 过程中 2 组体系形成二次矿物的 SEM 图

通过 FTIR 检测施氏矿物和各实验次生矿物的官能团结构,如图 6 所示。

由图 6 可知,初始施氏矿物在 611 cm^{-1} 处吸收峰对应 SO_4^{2-} 分子弯曲振动, 981 cm^{-1} 处为 SO_4^{2-} 分子内对称收缩振动吸收峰 [12], 1121 cm^{-1} 处为 SO_4^{2-} 分子的三重简并反对称伸缩振动的吸收峰,并有 2 个位于 1055 、

1 176 cm^{-1} 的肩峰存在^[24];在 701 cm^{-1} 处吸收峰对应 Fe—O 伸缩振动;1 629 cm^{-1} 处吸收峰由 H—O—H 的伸缩振动产生;3 252 cm^{-1} 处吸收峰对应羟基官能团。无菌对照组谱图特征与原始矿物基本一致,仅峰强存在微小差异。

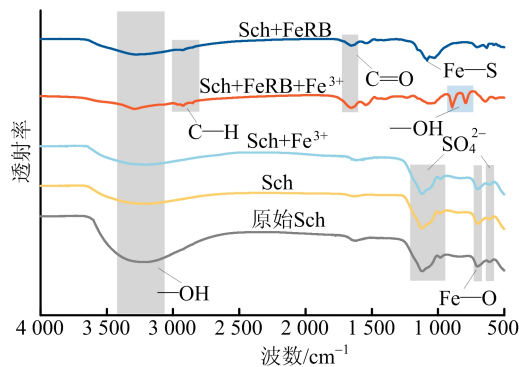


图6 反应 15 d 过程中 2 组体系形成二次矿物 FTIR 谱图

在 Sch+FeRB+Fe³⁺ 组中,在 891、791 cm^{-1} 处出现针铁矿的—OH 特征峰^[11],表明施氏矿物部分已发生相转变生成针铁矿;在 642、564 cm^{-1} 附近出现明显的较强红外吸收振动峰,这主要来源于赤铁矿和磁铁矿的红外特征峰^[25],表明新形成的矿物可能有赤铁矿和磁铁矿。

在 Sch+FeRB 组中,1 081 cm^{-1} 处的吸收峰是 Fe—S 引起的,结合 XRD 结果推测形成的次生矿物有黄铁矿;1 025、1 154 cm^{-1} 处的吸收峰可能是 SO_4^{2-} 弯曲振动发生偏移产生的;此外,2 920~2 850 cm^{-1} (C—H 伸缩振动)、1 650~1 750 cm^{-1} (C=O 伸缩振动)及 621~632 cm^{-1} (C—H 弯曲振动)等有机特征峰表明实验组产物中存在微生物代谢残留物^[26-27]。3 000~3 700 cm^{-1} 宽峰与铁氧化物表面羟基和结合水相关。

2.4 矿物转化机制

通过还原溶解实验和矿物相分析,本文推导出菌株 Z5480 作用下施氏矿物的还原转化机制如图 7 所示。该过程可分为 2 个主要阶段:首先是 FeRB 利用葡萄糖获得电子,然后通过表面吸附作用使施氏矿物紧密附着于菌体,缩短了电子传递距离,通过细胞色素、电子穿梭体或纳米导线等传递电子^[28],施氏矿物中的 Fe³⁺ 作为电子受体将其还原为 Fe²⁺,并伴随 SO_4^{2-} 释放;其次是溶液中存在的离子重新结合生成次生矿物。不同体系中次生矿物的种类存在显著差异,这取决于 Fe³⁺ 和 SO_4^{2-} 的释放速率及与溶液中其他离子的相互作用。溶解性 Fe³⁺ 是影响施氏矿物在菌株

Z5480 作用下还原溶解过程的重要因素。在含有溶解性 Fe³⁺ 的体系中,Fe³⁺ 的存在促进了 FeRB 的生长和代谢活动,对于 FeRB 而言,溶解性 Fe³⁺ 更易于获得电子发生还原反应,从而获取能量用于生长繁殖^[29]。部分 FeRB 不仅能代谢溶解性 Fe³⁺,也能还原 Fe(III)矿物,但对于溶解度差的 Fe(III)矿物的还原程度较低^[9],这表明 FeRB 的代谢活动在很大程度上依赖溶解性 Fe³⁺ 的供给。此外,微生物代谢活动中分泌的一些代谢物能够促进 Fe(III)矿物的细胞外还原^[30]。

在含有溶解性 Fe³⁺ 体系中,施氏矿物的主要转化产物为针铁矿、磁铁矿和赤铁矿,这些矿物的形成与 Fe²⁺ 的催化作用密切相关。文献[3]研究表明非生物体系中 Fe²⁺ 对施氏矿物的催化转化需依赖高 pH 值条件。然而,本实验发现,在相同低 pH 值环境中,FeRB 代谢产生的 Fe²⁺ 仍能显著促进施氏矿物转化,这可能与其在生物体系中参与的复杂代谢过程有关。相比之下,在不含溶解性 Fe³⁺ 的体系中,施氏矿物主要转化为纤铁矾和黄铁矿。纤铁矾在酸性环境中相对稳定^[31],而黄铁矿的形成可能涉及 S²⁻ 与 Fe³⁺ 的反应^[32]。

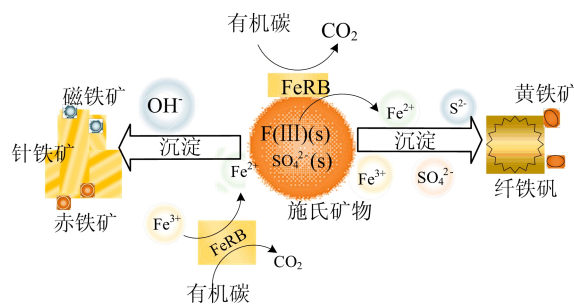


图7 施氏矿物的还原转化示意图

3 结 论

本文研究了酸性矿山坑湖沉积物分离得到的菌株 Z5480 还原施氏矿物过程中的元素释放及物相变化。结果表明,在充足的电子供体、中性和缺氧条件下,菌株 Z5480 能够显著促进施氏矿物的还原溶解,主要生成针铁矿、磁铁矿和赤铁矿;而在不含溶解性 Fe³⁺ 的体系中,主要形成纤铁矾和黄铁矿。这说明菌株 Z5480 在实际 AMD 环境中可利用施氏矿物作为铁源,影响铁硫循环并调控 pH 值变化,为理解微生物介导的铁硫循环及 AMD 污染治理提供了新的视角。

[参 考 文 献]

- [1] Rambabu K, Banat F, Pham Q M, et al. Biological remedia-

- tion of acid mine drainage; review of past trends and current outlook [J]. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2020, 2: 100024.
- [2] 党志, 姚谦, 李晓飞, 等. 矿区土壤中重金属形态分布的地球化学机制[J]. *矿物岩石地球化学通报*, 2020, 39(1): 1-11.
- [3] Burton E D, Bush R T, Sullivan L A, et al. Schwertmannite transformation to goethite via the Fe(II) pathway; reaction rates and implications for iron-sulfide formation[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(18): 4551-4564.
- [4] Paikaray S. Environmental stability of schwertmannite; a review [J]. *Mine Water and the Environment*, 2021, 40(3): 570-586.
- [5] Cutting R S, Coker V S, Telling N D, et al. Microbial reduction of arsenic-doped schwertmannite by *Geobacter sulfurreducens* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(22): 12591-12599.
- [6] Wan J, Guo C, Tu Z, et al. Microbial reduction of Cr(VI)-loaded schwertmannite by *Shewanella oneidensis* MR-1[J]. *Geomicrobiology Journal*, 2018, 35(9): 727-734.
- [7] Burton E D, Johnston S G, Watling K, et al. Arsenic effects and behavior in association with the Fe(II)-catalyzed transformation of schwertmannite[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(6): 2016-2021.
- [8] Paikaray S, Peiffer S. Dissolution kinetics of sulfate from schwertmannite under variable pH conditions[J]. *Mine Water and the Environment*, 2010, 29(4): 263-269.
- [9] 韩晓华, 潘永信. 铁还原细菌矿化产物及其对铁建造沉积的指示意义[J]. *岩石学报*, 2024, 44(6): 1299-1310.
- [10] 王伟民. 水稻土中铁还原菌的分离纯化及铁还原能力鉴定 [D]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2007: 14.
- [11] Regenspurg S, Peiffer S. Arsenate and chromate incorporation in schwertmannite[J]. *Applied Geochemistry*, 2005, 20(6): 1226-1239.
- [12] Fan C, Guo C L, Chen M Q, et al. Transformation of cadmium-associated schwertmannite and subsequent element repartitioning behaviors[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2019, 26(1): 617-627.
- [13] Brand N, Mailhot G, Bolte M. Degradation photoinduced by Fe(III): method of alkylphenol ethoxylates removal in water[J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, 32(18): 2715-2720.
- [14] 易维洁. 碳源对水稻土中铁还原特征和铁还原菌多样性的影响[D]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2011: 39-49.
- [15] Naidu G, Ryu S, Thiruvengatathari R, et al. A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 247: 1110-1124.
- [16] Bigham J M, Nordstrom D K. Iron and aluminum hydroxy-sulfates from acid sulfate waters[J]. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 2000, 40(1): 351-403.
- [17] Chen H, Zhang D, Nie Z, et al. Reductive dissolution of jarosite by inorganic sulfur compounds catalyzed by *Acidithiobacillus thiooxidans* [J]. *Hydrometallurgy*, 2022, 212: 105908.
- [18] 付坤, 李多, 贾荣利. 煤化工废水中硫酸盐还原菌的分离及鉴定[J]. *化工环保*, 2018, 38(4): 408-412.
- [19] 周惠琼. 阴离子、有机质对针铁矿和 δ - MnO_2 吸附砷(III)的影响研究[D]. 成都: 成都理工大学, 2012: 16-19.
- [20] Fan C, Guo C, Chen W, et al. Fe(II)-mediated transformation of schwertmannite associated with calcium from acid mine drainage treatment[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2023, 126: 612-620.
- [21] Hansel C M, Benner S G, Neiss J, et al. Secondary mineralization pathways induced by dissimilatory iron reduction of ferrihydrite under advective flow[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2003, 67(16): 2977-2992.
- [22] Zachara J M, Kukkadapu R K, Fredrickson J K, et al. Biomineralization of poorly crystalline Fe(III) oxides by dissimilatory metal reducing bacteria (DMRB)[J]. *Geomicrobiology Journal*, 2002, 19(2): 179-207.
- [23] 崔雅云, 朱琳, 盖楠, 等. 针铁矿硫化过程对 Cr(VI) 还原的影响与机理[J]. *安全与环境工程*, 2024, 31(4): 236-243.
- [24] 李君菲, 谢莹莹, 党志, 等. 酸性矿山废水中铜在含铬施氏矿物上的吸附及其对矿物溶解与相转变的影响[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(3): 3138-3145.
- [25] Li W, Wang Q, Feng X, et al. The distinct effects of isomorphous substitution of various divalence trace metals on hematite structure[J]. *Materials Chemistry and Physics*, 2018, 217: 40-47.
- [26] Larosa C, Salerno M, De-Lima J S, et al. Characterisation of bare and tannase-loaded calcium alginate beads by microscopic, thermogravimetric, FTIR and XRD analyses[J]. *International Journal of Biological Macromolecules*, 2018, 115: 900-906.
- [27] 张颖, 李涵, 张泽权, 等. 盐度对硝酸盐还原型铁氧化菌亚铁氧化与硝酸盐还原的影响研究[J]. *生态环境学报* 2024, 33(10): 1590-1599.
- [28] 柯常栋. 硫还原菌介导施氏矿物的还原机制[D]. 广州: 华南理工大学, 2023: 111.
- [29] Cai Y, Zhao X, Zhao Y, et al. Optimization of Fe^{2+} supplement in anaerobic digestion accounting for the Fe-bioavailability[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 250: 163-170.
- [30] Marsili E, Baron D B, Shikhare I D, et al. *Shewanella* secretes flavins that mediate extracellular electron transfer [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2008, 105(10): 3968-3973.
- [31] Majzlan J. Advances and gaps in the knowledge of thermodynamics and crystallography of acid mine drainage sulfate minerals[J]. *Chimia*, 2010, 64(10): 699-704.
- [32] Berg J S, Duerger A, Cordier L, et al. Rapid pyritization in the presence of a sulfur/sulfate-reducing bacterial consortium[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 8264.

(责任编辑 吴 亮)