

腐殖酸和半胱氨酸对 *Shewanella oneidensis* MR-1 生物转化硫化汞的影响

陈 艳, 黄 潇, 司友斌* (安徽农业大学资源与环境学院, 安徽 合肥 230036)

摘要: 研究了不同浓度腐殖酸和半胱氨酸条件下, 铁还原菌 *Shewanella oneidensis* MR-1 对固态硫化汞的生物溶解和甲基化作用. 结果表明, 固态硫化汞的生物溶解量随加入腐殖酸浓度的增大而增加, 当腐殖酸浓度为 10mg/L 时, 固态硫化汞的溶解量约为 3.35mg/L; 在腐殖酸浓度为 1~5mg/L 范围内, *S. oneidensis* MR-1 对硫化汞的生物甲基化率呈上升趋势, 在 5~10mg/L 范围时呈下降趋势, 其中生物甲基化率最大值为 10.55%; 加入不同浓度半胱氨酸对菌株生物溶解固态硫化汞的影响不明显, 但能增加 *S. oneidensis* MR-1 对硫化汞的生物甲基基生成量, 加速甲基化反应进程, 使硫化汞的生物甲基化率提高至 19.23%. 该研究为自然水体生态系统中铁还原菌参与固态硫化汞生物溶解及生物甲基化提供了直接证据.

关键词: 铁还原菌; 硫化汞; 生物转化; 腐殖酸; 半胱氨酸

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2014)02-0526-06

Effects of humic acid and cysteine on the biotransformation of HgS by *Shewanella oneidensis* MR-1. CHEN Yan, HUANG Xiao, SI You-bin* (School of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China). *China Environmental Science*, 2014,34(2): 526~531

Abstract: Effects of humic acid and cysteine on the biological dissolution and methylation of solid HgS by *Shewanella oneidensis* MR-1 were studied. The results showed that the biological solubility of solid HgS was increased with the increasing humic acid concentration, and the concentration of dissolved HgS was 3.35mg/L at the humic acid concentration of 10mg/L. The biological methylation rate of HgS was rising at the humic acid concentration from 1 to 5mg/L, declining while the humic acid concentration from 5 to 10mg/L, and the highest methylation rate was about 10.55%. Cysteine added with different concentration had little influence on the biological solubility of solid HgS, but it could accelerate the methylation reaction process and increase the biological methylation rate of HgS by *S. oneidensis* MR-1 up to 19.23%. The present study provided direct evidence for the biological dissolution and methylation of solid HgS by iron-reducing bacteria in the natural aquatic ecosystem.

Key words: iron reducing bacteria; HgS; biotransformation; humic acid; cysteine

汞是一种有毒的重金属物质, 其有机化合物甲基汞能在生物体内, 尤其是鱼体内^[1]进行生物累积和生物放大, 具有致神经毒性. 甲基汞的产生主要发生在厌氧的沉积物和土壤中, 经过微生物如某些硫酸盐还原菌^[2]和铁还原菌^[3]作用, 将无机汞转化为甲基汞. Fleming 等^[4]报道分离出的铁还原菌菌株 *Geobacter* sp. CLFeRB 在纯培养时的汞甲基化率与硫酸盐还原菌相当. 由此, 铁还原菌(FeRB)对汞甲基化的研究成为近年来研究的热点. 奥奈达希瓦氏菌(*Shewanella oneidensis* MR-1)为革兰氏染色阴性兼性厌氧细菌, 是最先被阐明通过 Fe(III)还原使有机物氧化获得生长

能量的细菌, 根据细菌 16S rRNA 基因的系统分析法, *S. oneidensis* MR-1 已被认定为 γ -变形菌门的亚群^[5], 属于铁还原细菌.

在自然界的沉积物和水环境中, 有机质的浓度远高于汞污染物的浓度^[6], 二价汞离子能够与有机质形成结合能力很强的络合物, 因为二价汞离子和有机质中的巯基、巯基官能团相结合^[7], 形成的络合物限制了微生物对汞离子的生物转

收稿日期: 2013-06-21

基金项目: 国家自然科学基金(40971182, 41171254); 财政部、环境保护部重金属污染防治专项资金(财建[2010]375 号)

* 责任作者, 教授, youbinsi@ahau.edu.cn

化^[8],但也有研究指出,二价汞离子与小分子量硫醇相结合时,如半胱氨酸,能够促进微生物对汞的甲基化^[9]。另外,硫化物与 Hg(II)也有很强的结合能力,决定着汞化合物在厌氧环境下的各种形态。已有很多学者探索了 Hg(II)、硫化物、有机质之间的相互作用,特别是 Hg(II)在水环境中的迁移转化^[10]。

单质汞(Hg)存在于自然界中比较少,主要是以固态硫化汞(HgS)的形态存在,这种化合物亦称为汞砂,广泛存在于土壤和自然沉积物中,通常认为很难被微生物转化。但有相关研究指出,纳米颗粒 HgS 能够存在于水体表层及污染的沉积物中^[11],且能够被甲基化微生物高效转化^[12]。已有很多研究探讨了 Hg²⁺和有机物质之间的相互作用,但铁还原菌 *S. oneidensis* MR-1 对固态硫化汞转化的研究却相对较少。本研究通过对铁还原菌 *S. oneidensis* MR-1 进行纯培养,在实验室模拟条件下,探讨 *S. oneidensis* MR-1 在不同浓度腐殖酸、半胱氨酸存在时,对固态硫化汞的生物溶解及生物甲基化作用的影响,以期对沉积物中汞污染防治提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

硫化汞(HgS)、甲基汞(MeHg),纯度 95%以上,均购于 Merck 公司。MeHg 为溶于甲醇的 1000mg/L 贮备液,置于 4℃冰箱中用棕色瓶保存,所需稀溶液用超纯水依次逐级稀释。原子荧光的载流硝酸(HNO₃)和还原剂硼氢化钾(KBH₄)以及氢氧化钾(KOH)为优级纯,水为 Mili-Q 超纯水,其他试剂均为分析纯。

菌种来源:*S. oneidensis* MR-1 由西北农林科技大学土壤微生物实验室提供。

S. oneidensis MR-1 培养基(g/L):KH₂PO₄·7H₂O 3.0, Na₂HPO₄·7H₂O 12.8, NH₄Cl 1.0, NaAc 2.0, 酵母抽提物 2.0。

LB 富集培养基(g/L):牛肉膏 5.0,蛋白胨 10.0, NaCl 5.0, pH=7.0;固体培养基再按 1.5%~2%的比例加入琼脂粉,121℃灭菌 30min。

1.2 实验方法

菌株的厌氧培养:在超净厌氧工作台上,高纯 N₂ 通过一个装有细菌过滤器的塑胶管充入装有培养液的棕色瓶中,充气 15min 后,快速拧紧瓶盖密封后置于 30℃恒温培养箱中静置培养。

将 1mL *S. oneidensis* MR-1 菌悬液无菌操作接种至含有 1mg HgS 的液体培养基的棕色瓶中,使总体积约为 20mL,形成 HgS 悬浮液,设计观察不同浓度腐殖酸和半胱氨酸对硫化汞生物溶解和生物甲基化的影响,厌氧处理后,恒温避光静置培养。培养时间为 14d,分别于 0,0.5,1,2,3,4,5,6,7,9,11,13,14d 取样,测定溶解态汞浓度及甲基汞含量。实验同时以不加 *S. oneidensis* MR-1 菌悬液作为对照,每处理 3 次重复。

1.3 样品处理与汞的测定

样品经过 4000r/min 离心分离后,测定上清液中无机汞、甲基汞和总汞的含量。

1.3.1 无机汞和甲基汞的测定 上清液样品经 25% KOH/甲醇溶液提取后,用 0.22 μm 滤膜过滤,再加入 0.05mol/L TBABr(四丁基溴化铵)溶液混合衍生成络合物,然后进样测定^[13]。测定采用 Agilent 1100 高效液相色谱仪,配可变波长紫外检测器和 HP 化学工作站。色谱操作条件^[14]: C18Hypersil ODS 色谱柱(4.6mm×150mm, 5μm),流动相为含 0.01mol/L TBABr 和 0.025mol/L NaCl 的水溶液:甲醇=45:55(体积比),柱温 35℃,流速 1.0mL/min,检测波长为 225nm,进样量为 20μL。

1.3.2 溶液中总汞的测定 采用 AFS-230E 型双道氢化物发生原子荧光(北京科创海光仪器有限公司)测定总汞。样品经 4000r/min 离心 15min,用 0.22 μm 滤膜过滤后,进行消解^[15]:加入 1.5mL 硫酸, 1.5mL (1+1)硝酸, 4mL 5%高锰酸钾, 4mL 5%过硫酸钾,补充适量去离子水约至 50mL,置沸水浴中 1h。临近测定时,边摇边滴加 20%盐酸羟胺溶液直到刚好使过剩高锰酸钾褪色及二氧化锰全部溶解为止,最后测定。

双道氢化物发生原子荧光操作条件^[15]:空心阴极汞电流强度为 24mA,仪器的负高压为 280V,载气流氙气流速为 400mL/min,载流中硝酸浓度为 2%,氢氧化钾的浓度为 10g/L,硼氢化钾浓度为 5g/L。

2 结果与讨论

2.1 *S. oneidensis* MR-1 对 HgS 的生物转化动力学

在 *S. oneidensis* MR-1 作用下,当腐殖酸浓度为 5mg/L,初始 pH 值为 7.0 时,上清液中离子汞、甲基汞和溶解态总汞的浓度随时间的变化趋势如图 1 所示.其中上清液中测得的溶解态总汞浓度约等于离子汞和甲基汞浓度之和.在不加 *S. oneidensis* MR-1,其他条件相同时,上清液中检测到的溶解态汞最大值不超过 20 μ g/L(实验数据未列出),而加菌处理后检测到的上清液溶解态汞是未加菌处理的 90 倍之多.因此, *S. oneidensis* MR-1 的存在明显促进了固态硫化汞在含腐殖酸溶液中的溶解.

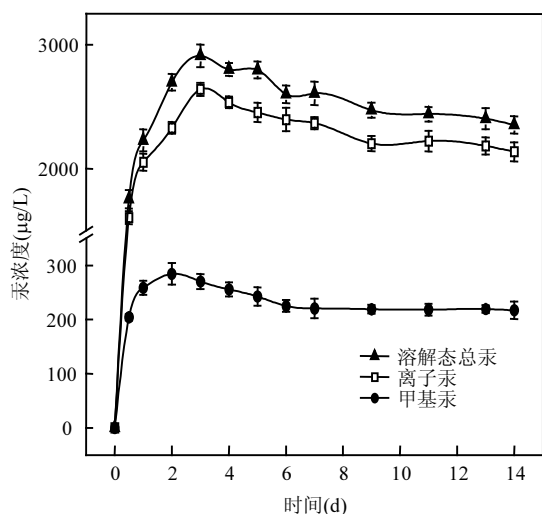


图 1 腐殖酸存在时 *S. oneidensis* MR-1 对 HgS 生物转化动力学

Fig.1 Dynamics of HgS biotransformation by *S. oneidensis* MR-1 in the presence of humic acid

由图 1 可见,溶解态总汞和离子汞浓度在第 3d 达到最大值,甲基汞浓度在第 2d 达到最大值,之后都有略微下降,可能是汞挥发所致,至反应第 9d 达到稳定状态,其中汞甲基化率最大值约为 10.55%.另外,当其他条件相同,溶液中添加 300mg/L 半胱氨酸时,上清液中溶解态总汞浓度变化较小,但能够促进菌株对硫化汞的甲基化,甲

基汞含量约是未添加半胱氨酸处理的 1.85 倍,如图 2 所示.由图 2 可见,半胱氨酸的加入明显缩短了菌株对硫化汞生物转化的反应时间,其中溶解态总汞、无机汞和甲基汞浓度都在第 2d 达到最大值,且第 4d 即达到反应平衡,其中菌株对固态硫化汞的甲基化率提高到 19.16%.

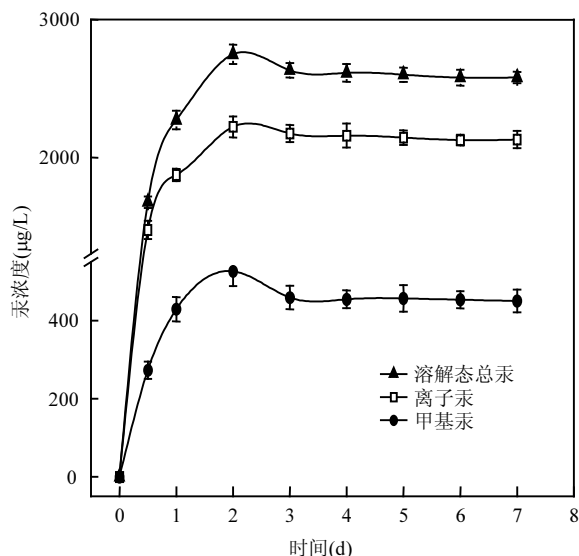


图 2 半胱氨酸存在时 *S. oneidensis* MR-1 对 HgS 生物转化动力学

Fig.2 Dynamics of HgS biotransformation by *S. oneidensis* MR-1 in the presence of cysteine

2.2 *S. oneidensis* MR-1 对 HgS 的生物溶解作用

2.2.1 腐殖酸(HA)对 *S. oneidensis* MR-1 生物溶解 HgS 的影响 在温度为 30 $^{\circ}$ C, pH 7.0,腐殖酸浓度分别为 1.0,3.0,5.0,10.0mg/L 时,上清液中总汞浓度随时间的变化趋势如图 3 所示. *S. oneidensis* MR-1 对硫化汞的溶解量随着腐殖酸浓度的增大而增加,并在第 3d 达到最大值,之后有略微下降,至第 7d 上清液中汞浓度不再变化达到平衡.其中有略微下降的原因可能是因为溶解态汞挥发所致,当腐殖酸浓度为 10mg/L 时,上清液中检测到的最大溶解态汞浓度为 3.15mg/L,是未添加腐殖酸时的 114 倍之多.这是因为 HgS 能够和 HA 中的硫醇官能团相结合,形成 HgS-HA 络合物,加强了溶液中固态硫化汞的溶

解性. Haitzer 等^[16]认为腐殖质的芳香性和分子量大小影响着 HgS 和腐殖质之间的相互作用.相关研究^[17-18]表明,腐殖质能够减缓 HgS 的聚合和结晶度,因此腐殖质能够通过减缓 HgS 的聚合、结晶速度来加强微生物对 HgS 的生物转化.另外,HgS 与腐殖质络合物结合强度与腐殖质本身颗粒物的大小密切相关,从而影响到 HgS 的溶解性^[10]以及自然环境中甲基汞的生成量^[19].

不能明显地促进固态硫化汞的溶解.半胱氨酸是一种小分子量的氨基酸,含有还原性巯基,HgS 可以和半胱氨酸的巯基结合形成 HgS-Cys 络合物,这一络合物的分子量较小,与 HgS-HA 相比较更有利于铁还原菌 *S. oneidensis* MR-1 对其的生物转化.此外,也有文献指出,半胱氨酸能够加强甲基化微生物对二价汞离子的生物转化,促进无机汞转化为甲基汞^[9,20].

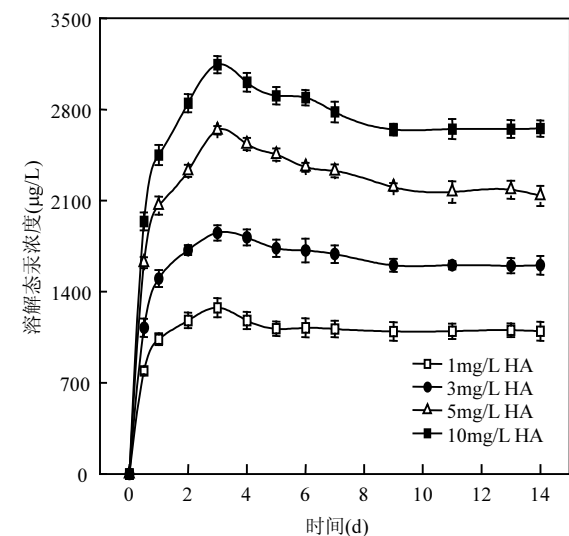


图3 腐殖酸(HA)对 *S. oneidensis* MR-1 生物溶解 HgS 的影响

Fig.3 Effect of humic acid on HgS biological dissolution by *S. oneidensis* MR-1

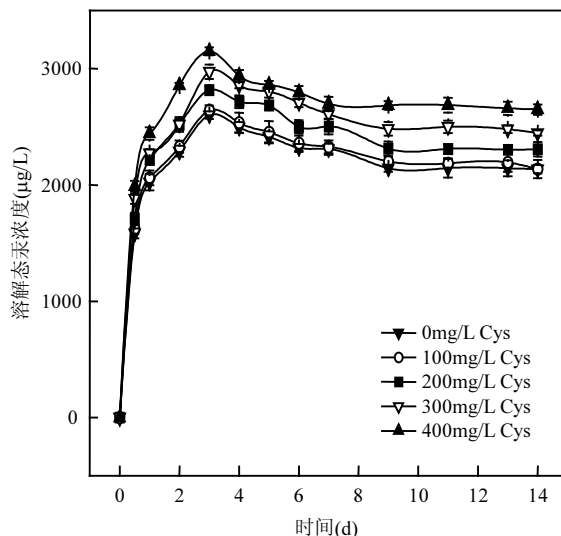


图4 半胱氨酸(Cys)对 *S. oneidensis* MR-1 生物溶解 HgS 的影响

Fig.4 Effect of cysteine on HgS biological dissolution by *S. oneidensis* MR-1

2.2.2 半胱氨酸(Cys)对 *S. oneidensis* MR-1 生物溶解 HgS 的影响 在 *S. oneidensis* MR-1 作用下,当温度为 30℃, pH 7.0,腐殖酸浓度为 5mg/L,半胱氨酸浓度分别为 100,200,300,400mg/L 时,上清液中溶解态汞浓度随时间的变化趋势如图 4 所示.上清液中溶解态汞浓度随半胱氨酸浓度的增加呈上升趋势,但上升幅度略小,而这略微上升的趋势主要是因为半胱氨酸的存在增强了 *S. oneidensis* MR-1 对 HgS 的生物转化,增加了 HgS 的电离程度,并在第 3d 达到最大值,之后有略微下降,可能是溶解态汞络合物挥发所致,至第 9d 时达到平衡.当不添加腐殖酸,仅有不同浓度的半胱氨酸存在时,上清液中检测到的溶解态汞浓度很小,不超过 20μg/L(数据未列出),因此得出半胱氨酸的存在并

2.3 *S. oneidensis* MR-1 对 HgS 的生物甲基化作用

2.3.1 腐殖酸(HA)对 *S. oneidensis* MR-1 生物甲基化 HgS 的影响 当温度为 30℃, pH 7.0,腐殖酸浓度分别为 1.0,2.0,3.0,5.0,10.0mg/L 时,上清液中甲基汞浓度随时间的变化趋势如图 5 所示.在上清液中溶解态汞产生的同时,也检测到甲基汞的存在,并且甲基汞含量在第 2d 即达到最大值,之后含量随时间而逐步下降,至第 9d 达到平衡.

当腐殖酸浓度为 5mg/L 时, *S. oneidensis* MR-1 对硫化汞的甲基化生成量最大,为 284.5μg/L.腐殖酸浓度在 1.0~5.0mg/L 时,上清液甲基汞呈上升的趋势;腐殖酸浓度在 5.0~10.0mg/L 时,上清液中甲基汞增加不多,上清液中甲基汞的含量并

非随着腐殖酸浓度的增加而呈上升趋势。这是因为当腐殖酸浓度在 1.0~5.0mg/L 时,上清液中第 2~3d 溶解态汞浓度为 1.18~2.64mg/L, *S. oneidensis* MR-1 在这个范围内活性较高,甲基化效率较好,达到 10.55%;当腐殖酸浓度为 5.0~10.0mg/L 时,上清液中第 2~3d 溶解态汞浓度为 2.33~3.35mg/L, *S. oneidensis* MR-1 在这个汞浓度范围内其活性受到一定程度的抑制,甲基化效率降低。有很多研究发现,沉积物、水体和生物体中的甲基汞含量会随着可溶性有机质含量的升高而增加^[21],尤其是芳香族有机物有利于汞的释放,能促进汞的甲基化。在湖泊沉积物中, MeHg 含量与有机质变化趋势相近, MeHg 含量的垂直分布均在表层富集,且随深度增加逐渐降低趋于稳定,且两者存在极显著性相关,说明有机质对湖泊沉积物 MeHg 的分布起到重要作用^[22]。

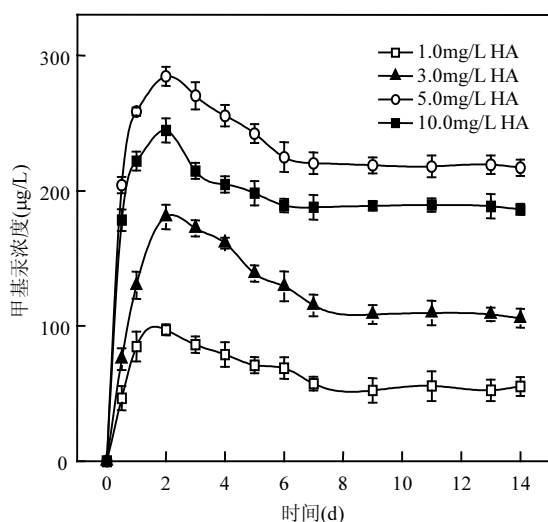


图5 腐殖酸(HA)对 *S. oneidensis* MR-1 生物甲基化 HgS 的影响

Fig.5 Effect of humic acid on HgS biological methylation by *S. oneidensis* MR-1

2.3.2 半胱氨酸(Cys)对 *S. oneidensis* MR-1 生物甲基化 HgS 的效应 当温度 30℃,腐殖酸浓度为 5mg/L,半胱氨酸浓度分别为 100,200,300,400mg/L 时,在 *S. oneidensis* MR-1 作用下,上清液中甲基汞含量随时间的变化趋势如图 6 所示。在不同浓度半胱氨酸存在时,甲基汞含量都在第

2d 达到最高值,第 4d 时达到反应平衡,未加入半胱氨酸处理,甲基汞的转化率约为 10%,当半胱氨酸浓度为 400mg/L 时,第 2d 时上清液中甲基汞含量最高,为 549.2μg/L,转化率达到 19.23%。其中半胱氨酸含量从 100mg/L 增加到 300mg/L 时,甲基汞转化率明显提高,达到 300mg/L 后再增加半胱氨酸含量对汞甲基化率提高的作用不明显。半胱氨酸能够影响微生物细胞内汞的甲基化作用,通过与汞形成一种可以透过细胞膜、容易进出细胞的络合物,从而使能够进入细胞内进行甲基化的汞含量提高,也就是说增加了细胞能利用的汞含量^[9]。Schaefer 等^[20]的研究表明半胱氨酸能够提高甲基汞的生成量以及加快反应的进行,是因为半胱氨酸带有-SH 基团,与汞形成的络合物在细胞膜上的传输不能单纯地只以被动扩散来解释,而是以某种未知的促进传输的方式进行。Kelly 等^[23]和 Golding 等^[24]发现对于汞在细胞膜上的传输而言,促进吸收如被动扩散一样,都是微生物会使用的细胞传输机制。

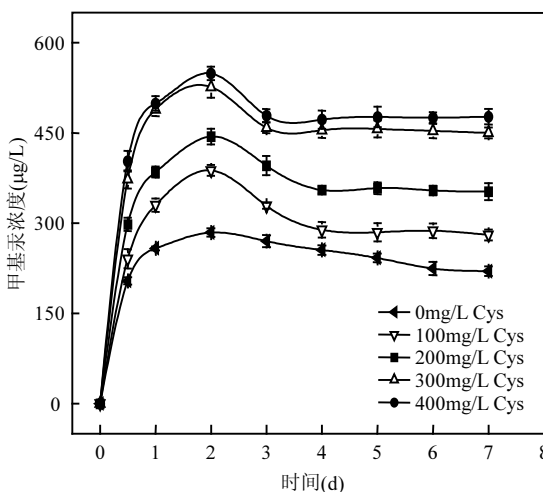


图6 半胱氨酸(Cys)对 *S. oneidensis* MR-1 生物甲基化 HgS 的影响

Fig.6 Effect of cysteine on HgS biological methylation by *S. oneidensis* MR-1

3 结论

3.1 *S. oneidensis* MR-1 对固态硫化汞的生物溶解量随腐殖酸浓度的增大而增大,但生物甲基化率在腐殖酸浓度为 1~5mg/L 范围内呈上升趋势,

腐殖酸浓度为 5~10mg/L 范围内呈抑制作用,其中最大生物甲基化率达到 10.55%。

3.2 加入不同浓度半胱氨酸,对 *S. oneidensis* MR-1 生物溶解固态硫化汞的影响较小,但却能增加菌体的生物甲基汞生成量,提高生物甲基化率,使汞甲基化率达到 19.23%,当半胱氨酸浓度超过 300mg/L 时,促进汞生物甲基化作用不明显。

参考文献:

- [1] Harris R C, Rudd J W M, Amyot M, et al. Whole-ecosystem study shows rapid fish-mercury response to changes in mercury deposition [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2007,104(42):16586-16591.
- [2] Gilmour C C, Henry E A, Mitchell R. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments [J]. *Environmental Science and Technology*, 1992,26(11):2281-2287.
- [3] Kerin E J, Gilmour C C, Roden E, et al. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006,72(12):7919-7921.
- [4] Fleming E J, Mack E E, Green P G, et al. Mercury methylation from unexpected sources: molybdate-inhibited freshwater sediments and an iron-reducing bacterium [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006,72(1):457-464.
- [5] Kato C, Nogi Y. Correlation between phylogenetic structure and function: examples from deep-sea *Shewanella* [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2006,35(3):223-230.
- [6] Barkay T, Gillman M, Turner R R. Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailability of mercury [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997,63(11):4267-4271.
- [7] Skylberg U. Competition among thiols and inorganic sulfides and polysulfides for Hg and MeHg in wetland soils and sediments under suboxic conditions: Illumination of controversies and implications for MeHg net production [J]. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 2008,113(G00C03):1-14.
- [8] Hintelmann H K, Keppel J, Evans R D. Constants of mercury methylation and demethylation rates in sediments and comparison of tracer and ambient mercury availability [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2009,19(9):2204-2211.
- [9] Schaefer J K, Morel F M. High methylation rates of mercury bound to cysteine by *Geobacter sulfurreducens* [J]. *Nature Geoscience*, 2009,2(2):123-126.
- [10] Waples J S, Nagy K L, Aiken G R, et al. Dissolution of cinnabar (HgS) in the presence of natural organic matter [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2005,69(6):1575-1588.
- [11] Deonarine A, Hsu-Kim H. Precipitation of mercuric sulfide nanoparticles in NOM-containing water: Implications for the natural environment [J]. *Environmental Science and Technology*, 2009,43(7):2368-2373.
- [12] Benoit J M, Gilmour C C, Mason R P, et al. Sulfide controls on mercury speciation and bioavailability to methylating bacteria in sediment pore waters [J]. *Environmental Science and Technology*, 1999,33(6):951-957.
- [13] 颜 雪,司友斌,邹 嫣,等.碱消解-HPLC 同时测定土壤中的无机汞和甲基汞 [J]. *环境科学与技术*, 2012,35(9):89-93.
- [14] Ho Y S, Uden P C. Determination of inorganic Hg (II) and organic mercury compounds by ion-pair high-performance liquid chromatography [J]. *Journal of Chromatography A*, 1994,688(1):107-116.
- [15] 黄志勇,黄智陶,张 强,等.原子荧光光谱法测定环境水及土壤样品中的汞形态含量 [J]. *光谱学与光谱分析*, 2008,27(11):2361-2366.
- [16] Haitzer M, Aiken G R, Ryan J N. Binding of mercury (II) to aquatic humic substances: Influence of pH and source of humic substances [J]. *Environmental Science and Technology*, 2003,37(11):2436-2441.
- [17] Slowey A J. Rate of formation and dissolution of mercury sulfide nanoparticles: The dual role of natural organic matter [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2010,74(16):4693-4708.
- [18] Gerbig C A, Kim C S, Stegemeier J P, et al. Formation of nanocolloidal metacinnabar in mercury-DOM-sulfide systems [J]. *Environmental Science and Technology*, 2011,45(21):9180-9187.
- [19] Mitchell C P J, Gilmour C C. Methylmercury production in a Chesapeake Bay salt marsh [J]. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 2008,113(G00C04):1-14.
- [20] Schaefer J K, Rocks S S, Zheng W, et al. Active transport, substrate specificity, and methylation of Hg(II) in anaerobic bacteria [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2011,108(21):8714-8719.
- [21] Fjeld E, Røgnrud S. Use of path analysis to investigate mercury accumulation in brown trout (*Salmo trutta*) in Norway and the influence of environmental factors [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1993,50(6):1158-1167.
- [22] 任家盈,姜 霞,陈春霄,等.太湖营养状态对沉积物中总汞和甲基汞分布特征的影响 [J]. *中国环境科学*, 2013,33(7):1290-1297.
- [23] Kelly C A, Rudd J W, Holoka M H. Effect of pH on mercury uptake by an aquatic bacterium: Implications for Hg cycling [J]. *Environmental Science and Technology*, 2003,37(13):2941-2946.
- [24] Golding G R, Sparling R, Kelly C A. Effect of pH on intracellular accumulation of trace concentrations of Hg(II) in *Escherichia coli* under anaerobic conditions, as measured using a mer-lux bioreporter [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2008,74(3):667-675.

作者简介: 陈 艳(1987-),女,安徽淮南人,安徽农业大学资源与环境学院硕士研究生,研究方向为环境污染化学与控制工程。