

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第10期

Vol.37 No.10

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目 次

北京地区空气重污染下雾凇和偏东风对 $PM_{2.5}$ 清除作用	孙兆彬, 廖晓农, 王占山, 李梓铭, 赵秀娟, 花丛 (3679)
降雨对不同粒径气溶胶粒子碰撞清除能力	董群, 赵普生, 陈一娜 (3686)
北京冬季雾霾频发期 VOCs 源解析及健康风险评价	刘丹, 解强, 张鑫, 王海林, 闫志勇, 杨宏伟, 郝郑平 (3693)
浙江省制鞋行业挥发性有机物污染特征及其排放系数	徐志荣, 姚轶, 蔡卫丹, 李嫣, 许明珠, 王浙明 (3702)
2014 年 APEC 期间北京市 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 氧化性损伤能力研究	郭茜, 邵龙义, 王文华, 侯聪, 赵承美, 幸娇萍, 马施民 (3708)
武汉市洪山区夏季 $PM_{2.5}$ 浓度、水溶性离子与 PAHs 成分特征及来源分析	孙焰, 祁士华, 张莉, 邢新丽, 杨丹, 胡天鹏, 瞿程凯 (3714)
基于快速聚类方法分析常州市区 $PM_{2.5}$ 的统计特性	王振, 余益军, 徐圆青, 李艳萍, 夏京, 殷磊 (3723)
$PM_{2.5}$ 在线水溶性离子与滤膜采集-实验室检测的比对分析	杨懂艳, 刘保献, 石爱军, 张大伟, 丁萌萌, 周健楠, 富佳明, 景宽 (3730)
树木模拟燃烧排放烟尘中水溶性离子的组成	刘刚, 黄柯, 李久海, 徐慧 (3737)
轻型汽油车排放颗粒物数浓度和粒径分布特征	樊筱筱, 蒋靖坤, 张强, 李振华, 何立强, 吴烨, 胡京南, 郝吉明 (3743)
基于台架测试的我国船用柴油机废气排放因子	邢辉, 段树林, 黄连忠, 韩志涛, 刘勤安 (3750)
西安城区地表灰尘中邻苯二甲酸酯分布、来源及人群暴露	张文娟, 王利军, 王丽, 史兴民, 卢新卫 (3758)
生活垃圾焚烧厂垃圾的汞含量与汞排放特征研究	段振亚, 苏海涛, 王凤阳, 李智坚, 李韶璞, 王书肖 (3766)
三峡库区消落带土壤中硫酸盐还原菌对汞甲基化作用的影响	陈瑞, 陈华, 王定勇, 向玉萍, 申鸿 (3774)
城市化进程对地下河中溶解态正构烷烃来源的影响	廖昱, 孙玉川, 沈立成, 梁作兵, 王尊波 (3781)
基于 PMF 模型的长江流域水体中多环芳烃来源解析及生态风险评价	王成龙, 邹欣庆, 赵一飞, 李宝杰 (3789)
贡嘎山地区地表水化学特征及水环境质量评价	何晓丽, 吴艳宏, 周俊, 邝海健 (3798)
多元数理统计法研究太子河本溪城市段水体 DOM 紫外光谱特征	钱锋, 吴婕, 于会彬, 宋永会, 张美, 孔令昊, 何孟常 (3806)
地下水中溶解性有机物的垂直分布特征及成因	何小松, 张慧, 黄彩红, 李敏, 高如泰, 李丹, 席北斗 (3813)
昆明市不同功能区排水管道沉积物性质	常海东, 金鹏康, 付博文, 李雪兵, 贾锐珂 (3821)
滇池水生植物分布对沉积物间隙水磷浓度的影响	丁帅, 王圣瑞, 张蕊, 肖焱波, 焦立新, 李乐, 王忠诚, 尹诗诗 (3828)
紫色母岩覆盖层控制底泥磷释放的效果及机制	黄雪娇, 石纹豪, 倪九派, 李振轮 (3835)
排水循环灌溉下稻田磷素时空分布特征	焦平金, 许迪, 朱建强, 于颖多 (3842)
快速高效去除微囊藻的 GO/QPEI 复合纳米材料	李洁, 肖琳 (3850)
一体式生物净化-沉淀池对微污染水体污染物的强化去除性能	王文东, 刘荟, 马翠, 韩雨, 常妮妮 (3858)
生物粉末活性炭-超滤组合工艺对微污染水源水中臭味物质的去除效能及其微生物特性	宣雍祺, 周丽, 邓慧萍, 蔡宙, 李大鹏, 刘刚 (3864)
聚硅酸对不同形态铝沉积行为的影响	赵园园, 张玥, 李素英, 石宝友, 李贵伟, 孙改清 (3870)
典型南方水源氨基酸浓度变化与去除	刘伟, 蔡广强, 卢小艳, 刘丽君, 张金松, 刘嘉祺, 曲莹 (3877)
O_3 /UV 降解含氮杂环化合物喹啉	陈傲蕾, 常凤民, 汪翠萍, 徐恒, 吴静, 左剑恶, 王凯军 (3884)
蒽醌-2-磺酸钠促进 <i>Klebsiella oxytoca</i> GS-4-08 脱色产氢机制与产能分析	胡金梅, 虞磊, 黄天寅 (3891)
2-丁烯醛生产废水中溶解性有机物的分级解析	孙秀梅, 宋广清, 席宏波, 周岳溪, 牛远方 (3899)
不同缺氧段硝酸盐氮浓度条件下连续流单污泥污水处理系统 PHA、TP 代谢	王晓玲, 员东丹, 白莉, 李紫棋, 余勇, 秦旭东, 张晓旭, 赵可 (3906)
长江口邻近海域沉积物中厌氧氨氧化细菌分布特征研究	付璐璐, 甄毓, 贺惠, 张玉, 米铁柱 (3914)
焦化废水活性污泥细菌菌群结构分析	蒙小俊, 李海波, 曹宏斌, 盛宇星 (3923)
黄土高原不同植被类型下土壤细菌群落特征研究	刘洋, 黄懿梅, 曾全超 (3931)
苯酚对活性污泥活性及微型动物群落结构的影响	胡小兵, 饶强, 唐素兰, 姜晶, 谢瑞桃, 郝文静, 钟梅英 (3939)
城市生活污水和生活垃圾渗滤液抗生素抗性基因污染的比较研究	黄福义, 李虎, 安新丽, 欧阳纬莹, 苏建强 (3949)
菌株 <i>Desulfovibrio</i> sp. CMX 的 DNRA 性能和影响因素	谢柄柯, 张玉, 王晓伟, 孙超越, 周集体 (3955)
生活污水灌溉对麦秸还田稻田氨挥发排放的影响	徐珊珊, 侯朋福, 范立慧, 薛利红, 杨林章, 王绍华, 李刚华 (3963)
模拟氮沉降对重庆缙云山马尾松林土壤呼吸和酶活性的季节性影响	曾清苹, 何丙辉, 李源, 夏力文, 杨龙龙, 邓雪梅, 李川 (3971)
生物炭添加和灌溉对温室番茄地土壤反硝化损失的影响	张文娟, 余冬立, Gamareldawla H. D. Agbna, 夏永秋 (3979)
土壤质地对自养固碳微生物及其同化碳的影响	王群艳, 吴小红, 祝贞科, 袁红朝, 隋方功, 葛体达, 吴金水 (3987)
土壤-作物系统中重金属元素吸收、迁移和积累过程模拟	施亚星, 吴绍华, 周生路, 王春辉, 陈浩 (3996)
组配改良剂对稻田系统 Pb、Cd 和 As 生物有效性的协同调控	王英杰, 邹佳玲, 杨文强, 周航, 廖柏寒 (4004)
几种有机物料对设施菜田土壤 Cd、Pb 生物有效性的影响	周贵宇, 姜慧敏, 杨俊诚, 张建峰, 张水勤, 梁雷 (4011)
蒙脱石对有机物料施入土壤磷形态和有效性的影响	宋贤威, 赵秀兰, 张进忠, 胡梦坤, 徐艳昭, 王明禹 (4020)
不同镉浓度及 pH 条件下纳米沸石对土壤镉形态及大白菜镉吸收的影响	秦余丽, 熊仕娟, 徐卫红, 赵婉伊, 王卫中, 陈永勤, 迟荪琳, 陈序根, 张进忠, 熊治庭, 王正银, 谢德体 (4030)
黑麦草和牵牛花对铬耐受能力和积累效果的指标表征研究	董冰冰, 陈友媛, 惠红霞, 陆维佳, 杨秀卿, 刘逸凡 (4044)
挥发性甲基硅氧烷的体外代谢行为	黎敏丹, 郑国贸, 万伟, 胡建英 (4054)
中药渣与城市污泥好氧共堆肥的效能	宿程远, 郑鹏, 阮祁华, 覃菁菁, 卢宇翔, 李俊兵 (4062)
《环境科学》征订启事 (3827)	《环境科学》征稿简则 (4053)
信息 (3736, 3930, 4043)	

菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 的 DNRA 性能和影响因素

谢柄柯, 张玉*, 王晓伟, 孙超越, 周集体

(大连理工大学环境学院, 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 大连 116024)

摘要: 微生物的硝酸盐异化还原为铵 (DNRA) 过程对自然界中铵根离子的存在和转化具有重要影响, 然而关于 SRB 菌株 DNRA 过程影响和机制尚未探明. 本文考察了实验室筛选的 SRB 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 的 DNRA 能力、影响因素及其影响机制. 结果表明, 无外加氮源的情况下, 分别以 $10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ NO_3^- 和 NO_2^- 作为唯一电子受体, 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 最终 NH_4^+ 生成率分别达到 85.8% 和 97.3%, 且无 N_2 和 N_2O 等副产物产生. 实验探究了不同外加氮源、不同初始浓度的 SO_4^{2-} 、 S^{2-} 对菌株 DNRA 过程的影响. 酵母浸粉作为外加氮源可促进菌株的生长和代谢从而促进菌株 DNRA 过程; SO_4^{2-} 对于 NO_3^- 还原为 NO_2^- 阶段起促进作用, 而对 NO_2^- 还原为 NH_4^+ 阶段起抑制作用, 综合两方面影响, 最终表现出对菌株 DNRA 过程的抑制作用; S^{2-} 对菌株生长及 DNRA 过程都表现出抑制作用, 且 S^{2-} 浓度越高抑制作用越强, 当 S^{2-} 浓度达到 $6 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 后, S^{2-} 对于 NO_3^- 还原为 NO_2^- 阶段的抑制作用强于 NO_2^- 还原为 NH_4^+ 阶段的抑制作用, NO_3^- 还原为 NO_2^- 速率低于 NO_2^- 还原为 NH_4^+ 速率, 此时体系中不再有 NO_2^- 的积累.

关键词: 硝酸盐异化还原为铵; 硫酸盐还原菌; 外加氮源; SO_4^{2-} ; S^{2-}

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)10-3955-08 DOI: 10.13227/j.hjks.2016.10.038

Performance and Influencing Factors of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium Process by the Strain *Desulfovibrio* sp. CMX

XIE Bing-ke, ZHANG Yu*, WANG Xiao-wei, SUN Chao-yue, ZHOU Ji-ti

(Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering (MOE), School of Environmental Science and Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: The process of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) plays an important role in the presence and conversion of ammonium ions in nature. However, the influencing factors and mechanisms of DNRA process in sulfate-reducing bacteria (SRB) have not yet been identified. The ability, influencing factors and mechanisms of DNRA was investigated in *Desulfovibrio* sp. CMX isolated previously in our laboratory. The results showed that the production rate of ammonium reached 85.8% and 97.3% respectively with NO_3^- and NO_2^- ($10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) as the sole electron donor and nitrogen source. Meanwhile, there was no by-products such as N_2 and N_2O . Then the effects of different extra nitrogen sources and initial concentrations of sulfate and sulfide on DNRA process were also investigated. As a result, extra nitrogen, yeast extract, could promote DNRA process by improving both growth and metabolism of the strain. In another study, sulfate promoted the nitrate reduction stage while inhibited the nitrite reduction. Overall, the DNRA process by *Desulfovibrio* sp. CMX was inhibited by sulfate. In addition, both the growth and two stages of the DNRA process were inhibited in the presence of sulfide. Dose effect of sulfide was observed. Inhibition was enhanced with the increase of sulfide concentration. It's noticeable that the inhibition on nitrate reduction was stronger than the inhibition on nitrite reduction with $6 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ of sulfide, leading to the lower reduction rate of nitrate than that of nitrite. In this condition, no accumulation of nitrite was observed in the system.

Key words: dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA); sulfate-reducing bacteria; extra nitrogen sources; sulfate; sulfide

铵根是自然界中广泛存在的无机盐离子, 对动植物的生存具有重要的影响. 一方面铵根在土壤中对植被生长具有促进作用, 而另一方面铵根在水体中会导致富营养化, 从而危害水生生态系统. 硝酸盐异化还原为铵 (dissimilatory nitrate reduction to ammonium, DNRA) 主要分为两个步骤: ①硝酸盐还原为亚硝酸盐; ②亚硝酸盐再进一步被还原为铵. DNRA 作为生成铵根的微生物过程, 对自然界中铵根离子的存在及转化具有不可忽略的影响. 因此对于微生物 DNRA 过程及其影响因素的研究具

有重要的理论和实践意义^[1~3].

目前关于 DNRA 过程的研究主要可以分为两类: 一类是实验条件下的纯培养研究; 另一类是实验条件下和自然环境中混合菌群中 DNRA 过程的研究. 关于纯培养条件下的 DNRA 现象早在 1938 年就已经观察到. 国内学者刘佳等^[4]、陈丽敏等^[5]

收稿日期: 2016-03-21; 修订日期: 2016-05-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(51578106)

作者简介: 谢柄柯(1990~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为环境微生物, E-mail: xbk1024@163.com

* 通讯联系人, E-mail: zhangyu@dlut.edu.cn

分离纯化单一菌株并对其进行了 DNRA 过程研究. 而近些年菌株 DNRA 转化机制成为了研究的热点^[6,7]. 随着检测技术的发展, 国外学者运用同位素标记法验证了 1 株 *Clostridium* 菌在接种土壤中的硝酸盐异化还原为铵的过程, 此后 DNRA 过程对于环境中的 NO_3^- 还原的重要性逐渐被大家所关注. 而在环境中 NO_3^- 异化还原分为反硝化和 DNRA 两类, 所以两者在自然条件下对于 NO_3^- 的竞争关系和影响因素也成为了混合菌群中 DNRA 过程研究的热点^[8~12].

随着对菌株 DNRA 过程的研究发现, 很多硫酸盐还原菌 (sulfate-reducing bacteria, SRB) 也具有 DNRA 功能, 即许多 SRB 菌株不仅具有还原 SO_4^{2-} 的能力, 也具有还原 NO_3^- 为铵的能力^[13~17]. 目前关于 SRB 纯培养情况下的 DNRA 过程研究一方面考察菌株转化 NO_3^- 、 NO_2^- 为 NH_4^+ 的能力, 如反应速率、转化率、转化产物等. 另一方面是对菌株 DNRA 过程影响因素的考察, 如 C 源种类、C/N、 SO_4^{2-} 和 S^{2-} 等. 氮源作为微生物生长所需的重要元素之一, 对微生物的生长和代谢有很大的影响^[18,19], 研究者一般选定某一种氮源进行实验, 但是添加不同外加氮源对 SRB 的 DNRA 过程及产物产率的影响, 以及外加氮源是否能够促进 SRB 的 DNRA 过程尚未探明; 此外 SRB 菌株同时具有还原 NO_3^- 和 SO_4^{2-} 的能力, 两者在体系中都是作为电子受体, 当体系中两者共同存在时, SO_4^{2-} 对于 NO_3^- 的 DNRA 过程影响也是值得探究的问题; 当体系中 SO_4^{2-} 被 SRB 还原后, 产物为硫化物^[20], 而 S^{2-} 存在于体系中对于菌株 DNRA 过程也会产生影响. 目前已有的关于 SO_4^{2-} 和 S^{2-} 对 SRB 菌株 DNRA 过程影响的研究中, 虽然都发现了 SO_4^{2-} 和 S^{2-} 对菌株 DNRA 整个过程的抑制作用^[13~17], 但是 DNRA 分为 NO_3^- 还原为 NO_2^- , NO_2^- 再进一步还原为 NH_4^+ 两个阶段, 不同浓度 SO_4^{2-} 和 S^{2-} 对 DNRA 过程哪个阶段的影响更为关键需要进一步研究. 所以, 针对目前关于 SRB 菌株 DNRA 过程影响因素和机制考察的不足, 本实验利用筛选出的具有 DNRA 功能的 SRB 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX, 首先考察了其在无外加氮源条件下还原 NO_3^- 和 NO_2^- 为铵的能力. 在证明了菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 具有 DNRA 能力的基础上, 进一步考察了不同外加氮源、不同浓度 SO_4^{2-} 和不同浓度 S^{2-} 对菌株 DNRA 过程的影响, 并通过实验数据分析和对比, 推断了上述各因素对 DNRA

过程不同的影响机制.

1 材料与方法

1.1 菌种

实验所采用菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 是本实验室由大连市春柳河污水处理厂的厌氧污泥筛选而得到^[20]. 在 GenBank 上登录, 其序列号为 GU584224, 在广东省微生物菌种保藏中心的保藏号为 GIM1.765.

1.2 培养基

基础培养基: KH_2PO_4 , 2.65 g·L⁻¹; $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$, 10.92 g·L⁻¹; K_2HPO_4 , 0.50 g·L⁻¹; MgCl_2 , 0.10 g·L⁻¹; NaCl , 0.50 g·L⁻¹; CaCl_2 , 0.10 g·L⁻¹; 乳酸钠 (质量分数为 70%~80%), 5 mL·L⁻¹; pH 调至 7.00 ± 0.20. 在 0.1 MPa, 121℃ 下灭菌 20 min. 在培养基使用前, 用 0.22 μm 有机滤膜过滤灭菌加入 0.10 g·L⁻¹ 的维生素 C.

1.3 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 的 DNRA 性能考察

在 100 mL 基础培养基中添加初始浓度为 10 mmol·L⁻¹ 的 NaNO_3 和 NaNO_2 , 并将 *Desulfovibrio* sp. CMX (细胞蛋白质浓度为 20 mg·L⁻¹) 分别厌氧接种于各培养基中, 在 30℃ 的条件下厌氧培养, 并定期取样测定其细胞蛋白质浓度、 NH_4^+ 、 NO_3^- 和 NO_2^- 浓度. 同时设置培养基、培养条件完全相同的同批次实验, 用于在实验结束时测定最终气相产物.

1.4 不同外加氮源对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 的 DNRA 过程的影响研究

在 100 mL 分别添加有 10 mmol·L⁻¹ 的 NaNO_3 和 NaNO_2 的基础培养基中分别加入酵母浸粉和氯化铵, 使其浓度为 0.5 g·L⁻¹. 并将 *Desulfovibrio* sp. CMX (细胞蛋白质浓度为 20 mg·L⁻¹) 分别厌氧接种于各培养基中, 在 30℃ 的条件下厌氧培养, 并定期取样测定其细胞蛋白质浓度、 NH_4^+ 、 NO_3^- 和 NO_2^- 浓度. 同时设置培养基、培养条件完全相同的同批次实验, 用于在实验结束时测定最终气相产物.

1.5 不同初始浓度 SO_4^{2-} 对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响探究

在 100 mL 分别添加有 10 mmol·L⁻¹ 的 NaNO_3 和 0.5 g·L⁻¹ 酵母浸粉的基础培养基中, 分别加入初始浓度为 0、4、8、12、16 和 20 mmol·L⁻¹ 的 SO_4^{2-} , 在 30℃ 的条件下厌氧培养, 并定期取样测定其细胞蛋白质浓度、 NH_4^+ 、 NO_3^- 、 NO_2^- 和 SO_4^{2-} 浓度.

1.6 不同初始浓度 S^{2-} 对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响探究

在 100 mL 分别添加有 $10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NaNO_3 和 $0.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 酵母浸粉的基础培养基中, 分别加入初始浓度为 0、2、4、6、8 和 $10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 S^{2-} , 在 30°C 的条件下厌氧培养, 并定期取样测定其细胞蛋白质浓度、 NH_4^+ 、 NO_3^- 和 NO_2^- 浓度。

1.7 分析方法

pH 值采用 pH 计测定 (Mettler toledo, FE20)。 NH_4^+ 采用水杨酸-次氯酸钠法测定^[21]。 NO_3^- 、 NO_2^- 和 SO_4^{2-} 采用离子色谱法测定 (Dionex, ICS-1100)。 气相产物的测定是采用气相色谱仪 (上海天美, GC7900)。 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 细胞蛋白质浓度采用考马斯蓝法测定^[20]。

2 结果与分析

2.1 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 性能考察

分别利用 $10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ NO_3^- 和 NO_2^- 作为唯一的电子受体, 考察菌株 DNRA 能力。 如图 1(a) 所示, 前 40 h 菌株在 NO_3^- 为底物时迅速生长, 同时 NO_3^- 迅速转化。 随着 NO_3^- 的转化, NO_2^- 逐渐积累随后进一步被菌株还原为 NH_4^+ 。 最后在 90 h 时, NO_2^- 被完全转化, 最终 NH_4^+ 浓度为 $8.6 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 生成率达到 85.8%。 而在 1(b) 中, 以 NO_2^- 为底物时, 菌株生长受到抑制作用, 但是随着 NO_2^- 浓度的降低, 菌株蛋白质浓度也在逐渐上升。 虽然菌株生长受到了很强的抑制作用, 但是菌株依然能转化 NO_2^- , 且降解速率随着 NO_2^- 浓度的降低而增大, 126 h 时 NO_2^- 降解完全, 最终 NH_4^+ 的浓度为 $9.69 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 生成率达到 97.3%。 同时对同批次实验的气相产物分析, 气相中并未检测到 NO 、 N_2O 、 N_2 等含氮气体的生成, 由于本实验没有外加其它氮源, 部分 NO_3^- 和 NO_2^- 可能

发生同化作用而转化到菌株体内。

2.2 外加氮源对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响

本实验分别考察了外加酵母浸粉和氯化铵对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响。 如图 2(a)、2(c) 所示, 转化 NO_3^- 时, 加入酵母浸粉和氯化铵对菌株生长起到了一定的促进作用, 反应期间菌株稳定蛋白质浓度由未加外加氮源的 $45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 1(a)] 分别增加到了 $55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- 降解速率加快, NO_2^- 降解完全的时间由未加氮源的 90 h 加快到了 78 h; 降解 NO_2^- 时 [图 1(b)、2(b) 和 2(d)], 反应期间菌株稳定蛋白质浓度分别为 25、48 和 $34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (依次为未加外加氮源、外加酵母浸粉、外加氯化铵)。 而 3 种条件下 NO_2^- 降解完全所消耗的时间分别为 126、90 和 138 h。 同时测量气相产物, 气相中并未检测到 NO 、 N_2O 、 N_2 等含氮气体的生成。 本实验中 NH_4^+ 依然是 DNRA 过程唯一的还原产物。

2.3 不同初始浓度 SO_4^{2-} 对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响

如图 3(a) 所示, 在考察不同初始浓度 SO_4^{2-} 对菌株降解 NO_3^- 的 DNRA 过程影响发现, 加入 SO_4^{2-} 后, NH_4^+ 生成速率降低, 随着 SO_4^{2-} 浓度的增大, 其对 DNRA 过程的抑制作用增强, 当 SO_4^{2-} 浓度达到 $12 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 后, 继续增大 SO_4^{2-} 浓度抑制作用增强不明显。 而在图 3(b) 中可以发现, 有 SO_4^{2-} 存在的情况下, NO_3^- 转化更快, 且不同浓度的 SO_4^{2-} 时 NO_3^- 降解速率相差不大。 但是当 NO_3^- 降解完全、 NO_2^- 积累达到最大值后, 此后 NO_2^- 的降解随着 SO_4^{2-} 浓度的增大, NO_2^- 的降解变慢, 无 SO_4^{2-} 时 NO_2^- 降解最快。 图 3(c) 中 SO_4^{2-} 的降解情况可知,

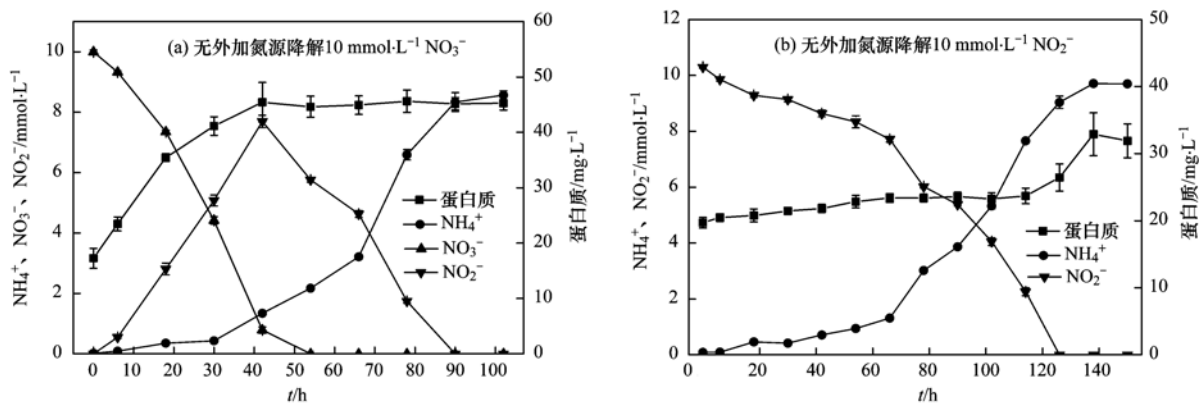


图 1 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 还原 NO_3^- 、 NO_2^- DNRA 过程

Fig. 1 DNRA process of nitrate or nitrite reduction by the strain *Desulfovibrio* sp. CMX

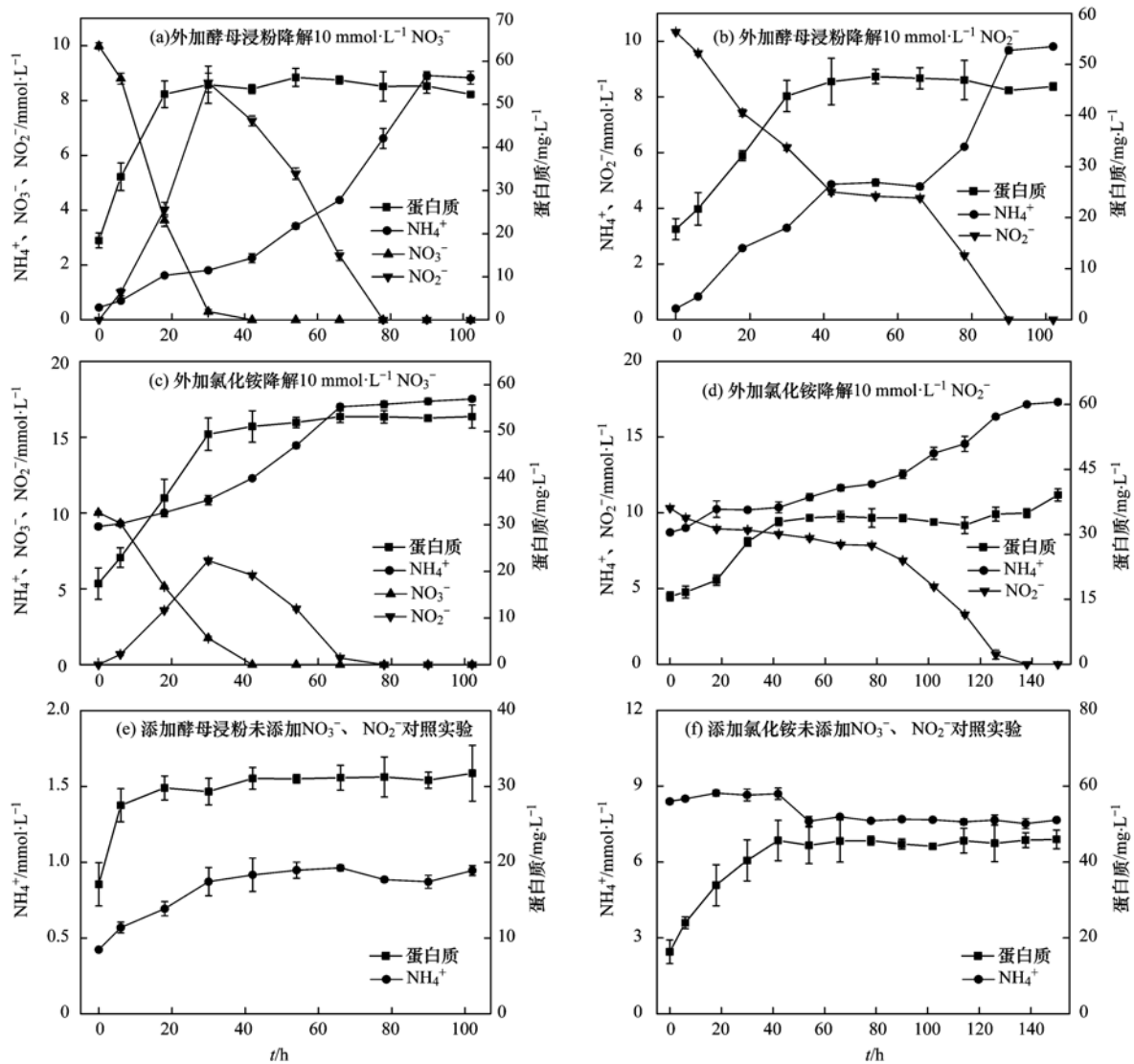


图2 外加酵母浸粉、氯化铵对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 还原 NO_3^- 、 NO_2^- DNRA 过程的影响

Fig. 2 Effects of yeast extract or ammonia chloride as an extra nitrogen source for reducing nitrate or nitrite on DNRA process by the strain *Desulfovibrio* sp. CMX

SO_4^{2-} 长时间内未被降解,随着 SO_4^{2-} 浓度的增大, SO_4^{2-} 开始降解的时间提前. 图 3(d) 中可以看出, 加入 SO_4^{2-} 后能促进菌株生长.

2.4 不同初始浓度 S^{2-} 对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响

本部分实验考察了不同浓度 S^{2-} 对于菌株降解 NO_3^- 的 DNRA 过程的影响. 如图 4(a) 所示,未加入 S^{2-} 的对照组 NH_4^+ 生成速率最快, S^{2-} 加入会使得 NH_4^+ 生成速率降低,且随着初始 S^{2-} 浓度的增大, NH_4^+ 生成速率降低. 由图 4(b) 可知, NO_3^- 降解也是随 S^{2-} 浓度增大速率降低. 在 S^{2-} 浓度在 $0 \sim 4\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间时, NO_2^- 降解速率随着 S^{2-} 浓度的增大而降低,当 S^{2-} 浓度达到 $6\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, NO_3^- 降

解速率很低,且体系中始终未检测到 NO_2^- 的积累. 图 4(c) 中,随着初始 S^{2-} 浓度的增大,菌株生长速率变慢,且稳定时菌株蛋白质浓度降低.

3 讨论

3.1 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 性能

关于 DNRA 过程, NO_3^- 首先在硝酸盐还原酶的作用下转化为 NO_2^- , NO_2^- 再在亚硝酸盐还原酶的作用下进一步被还原为 NH_4^+ [17]. 而目前关于 NO_2^- 还原到 NH_4^+ 的机制还未明确,在已有报道的机制推测和对细胞色素 c 亚硝酸盐还原酶的研究,更多的结论是倾向于 NO_2^- 到 NH_4^+ 的一步反应,即 NO_2^- 在多因素的催化下,没有产生 NO、羟胺等中间产物,

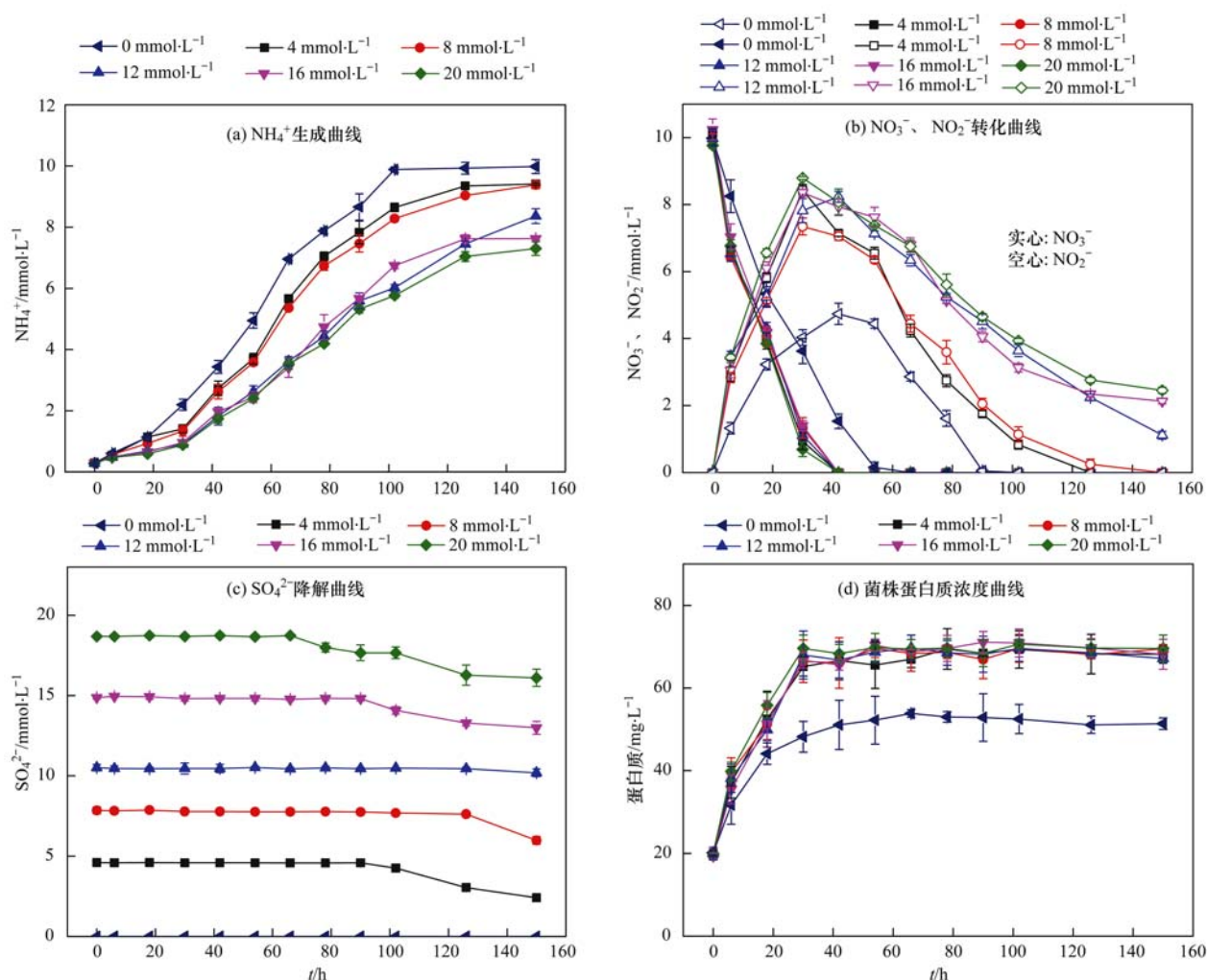
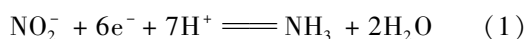


图3 不同初始浓度 SO_4^{2-} 对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响

Fig. 3 Effect of different initial concentrations of sulfate on DNRA process by the strain *Desulfovibrio* sp. CMX

直接转化为 NH_4^+ [22~25], 其多因素作用的一步反应式如公式(1)所示[19]:



而当此过程受到很强的抑制或者毒性作用导致 NO_2^- 不能被顺利地转化为 NH_4^+ 时, NO_2^- 将会被转化为 N_2O , 以此来消除 NO_2^- 对菌株的毒性作用[26,27]. 有研究发现 $1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ NO_3^- 还原后积累的 NO_2^- 就促发了 *Propionibacteria* 的解毒机制, 最终 N_2O 生成率达到了 90% 以上[28]. 在本实验中, 菌株转化 $10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ NO_3^- 和 NO_2^- 时, NH_4^+ 最终转化率分别达到了 85.8% 和 97.3%, 且未检测到 N_2O 等气体的生成, 表明菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 在无其他氮源时有很强的异化还原 NO_3^- 和 NO_2^- 为铵的能力.

3.2 外加酵母浸粉、氯化铵对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响

由上述实验结果可以得出, 在降解 NO_3^- 时和

NO_2^- 时, 虽然 NO_3^- 和 NO_2^- 都能作为氮源供微生物合成细胞内物质, 但是酵母浸粉作为有机氮更有利于菌株吸收和利用, 以此促进菌株的生长和代谢. 特别在没有外加氮源时处理高浓度 NO_2^- 时, 由于高浓度 NO_2^- 对微生物的毒性, 所以前期菌株不能有效地利用 NO_2^- 来作为微生物生长和代谢所需的氮源, 菌株的生长和代谢都受到了很明显的抑制作用[图 1(b)]. 此时可以被菌株有效利用的氮源, 就成为了解决菌株生长和代谢的关键. 分析其原因主要是由于酵母浸粉是通过酵母细胞中蛋白质等物质水解处理后得到的主要含有氨基酸、小分子蛋白质、多肽、糖类、维生素和核苷酸等的化合物, 其富含细胞内有机质, 所以较无机氮源相比更有利于菌株生长和代谢利用. 在很多实验中酵母浸粉和有机氮的加入都较无机氮等有更好的菌株生长效果[29,30]. 而从图 2(b) 可以看出, 加入酵母浸粉明显缓解了

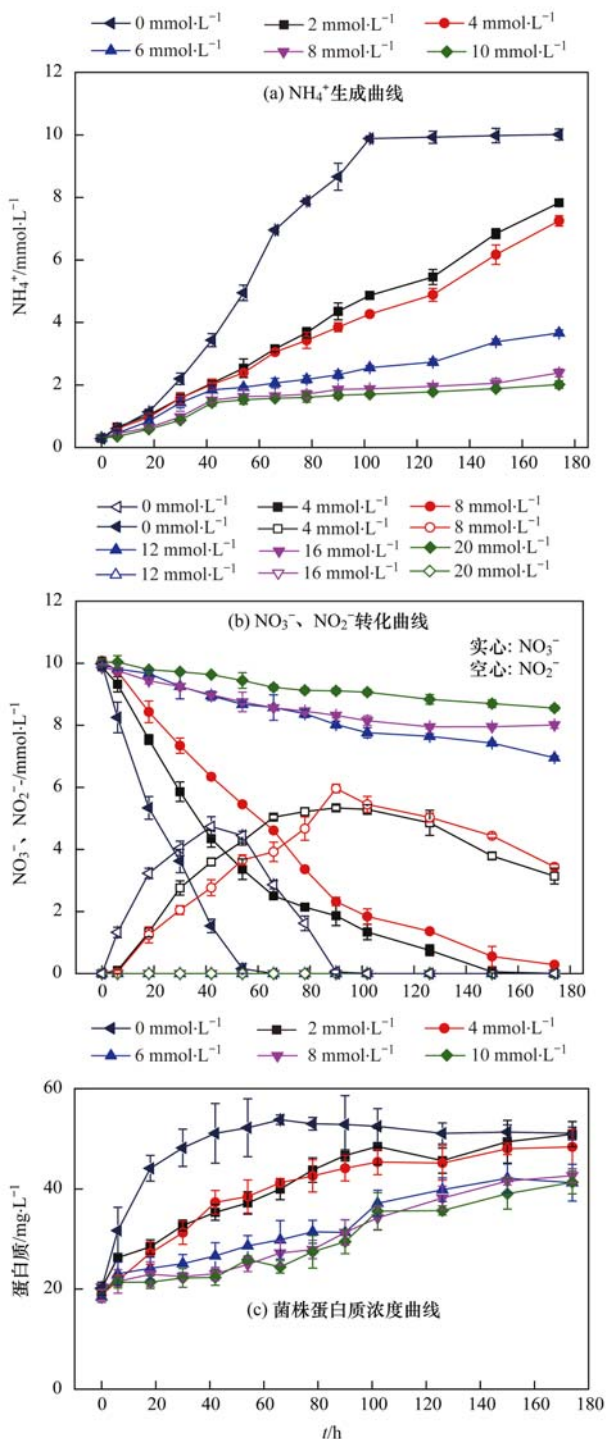


图4 不同初始浓度 S^{2-} 对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响

Fig. 4 Effect of different initial concentrations of sulfide on DNRA process by the strain *Desulfovibrio* sp. CMX

NO_2^- 的抑制作用,而由图 2(d)可以看出,在 NO_2^- 抑制的情况下,氯化铵对菌株的促进作用较小. 而且本课题组关于菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 降解 SO_4^{2-} 和 $Fe(II)$ EDTA-NO 的研究中,酵母浸粉都是最合适的氮源^[20,31]. 综上所述酵母浸粉是促进菌株

Desulfovibrio sp. CMX DNRA 过程的适宜氮源. 本实验中添加酵母浸粉时,促进了菌株的生长因此促进了 DNRA 全过程的进行.

3.3 不同浓度硫酸根对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程的影响

目前为止关于具有 DNRA 能力的 SRB 菌株,研究 SO_4^{2-} 对于 DNRA 过程影响的报道中,都只是简单得出 SO_4^{2-} 对于 DNRA 过程抑制的结论,并未有更进一步的报道^[13~17]. 而从本实验中可以发现, SO_4^{2-} 的加入对于菌株 DNRA 过程并不是单纯的抑制作用,而是存在促进和抑制的双重作用. 图 3(b)中可以看出,对于 NO_3^- 的降解, SO_4^{2-} 的加入有一定的促进作用;而对于 NO_2^- 进一步还原为铵的过程, SO_4^{2-} 起抑制作用. 最终,综合两种作用, SO_4^{2-} 对于 DNRA 整个过程有一定的抑制作用. SO_4^{2-} 对于 NO_3^- 降解过程的促进作用,主要是由于 SO_4^{2-} 的加入促进了菌株的新陈代谢和电子传递过程,促进了菌株的生长,使得菌株与未加入 SO_4^{2-} 时对比有更高的稳定浓度^[32]. 另一方面,图 3(c)中前期 SO_4^{2-} 未降解,这是由于 SO_4^{2-} 对于电子的竞争能力要弱于 NO_3^- 对于电子的竞争能力. 因此菌株浓度增大促进 NO_3^- 的降解成了主要的影响因素,所以 SO_4^{2-} 对于 DNRA 过程中 NO_3^- 降解为 NO_2^- 过程是起促进作用的. 而由图 3(b)中可以看出, SO_4^{2-} 对于 NO_2^- 进一步还原为铵的过程有明显的抑制作用,且当 SO_4^{2-} 浓度达到 $16 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 后,抑制作用明显加强. SO_4^{2-} 浓度越高,其对于 NO_2^- 还原的抑制作用越强,可能是由于 SO_4^{2-} 对于电子的竞争作用导致该过程被抑制. 从图 3(c)中可以发现, SO_4^{2-} 浓度越高其开始降解的时间提前,这也是 SO_4^{2-} 竞争电子能力增大的一个证明,相对的 NO_2^- 竞争电子的能力减弱,其还原过程就受到了抑制.

目前关于 SRB 菌株在 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 同时存在的报道中,其对于 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 的还原顺序有不同的报道. Seitz 等^[14]研究结果与本实验相符,即当 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 共同存在时,菌株优先降解 NO_3^- . 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 在同时降解 $Fe(II)$ EDTA-NO 和 SO_4^{2-} 时,同样先降解 $Fe(II)$ EDTA-NO 后降解 SO_4^{2-} ^[33]. 在 Dalsgaard 等^[17]的实验中,当菌株 *Desulfovibrio desulfuricans* 在 SO_4^{2-} 存在的条件下生长后,需要 2~4d 的适应期后,菌株才能开始降解 NO_3^- ;而在 NO_3^- 和 SO_4^{2-} 同时存在时,只有 SO_4^{2-} 被

还原. 当 SO_4^{2-} 浓度低至 $4 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右时, NO_3^- 、 SO_4^{2-} 才能被同时降解. Dalsgaard 等^[17]认为, SO_4^{2-} 对于 NO_3^- 的抑制作用可能是由于 SO_4^{2-} 切断了 NO_3^- 的还原途径, 类似于 O_2 对于 *Paracoccus denitrificans* 反硝化过程的抑制^[34]. McCready 等^[13]实验采用的 4 株 *Desulfovibrio* sp. 菌株在 SO_4^{2-} 不存在或 SO_4^{2-} 浓度达到 $35 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, NO_3^- 还原都不能进行, 即 DNRA 过程被抑制; 而当只有低浓度 SO_4^{2-} 存在时(如 $1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右), 菌株才能发生 DNRA 过程, McCready 等推测高浓度 SO_4^{2-} 对 NO_3^- 还原的抑制途径与 Tam 等^[35]的研究中 SO_4^{2-} 对于反硝化过程的抑制作用相似^[36].

3.4 不同浓度硫离子对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX DNRA 过程影响

S^{2-} 对于 SRB 菌株生长有普遍的抑制作用. 由图 4 实验现象可以看出, S^{2-} 对菌株生长和 DNRA 过程都具有抑制作用, 随着 S^{2-} 浓度增大, 抑制作用增强. 陈效等^[37]的实验中 S^{2-} 浓度达到 $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 不再检测到 SRB 菌株. Okabe 等^[38]研究发现, 在 S^{2-} 浓度达到 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后其菌株生长浓度降低 50%. 硫化物对菌株普遍的抑制作用可能是因为各形态硫化物(如 H_2S 、 HS^- 和 S^{2-})与细胞内细胞色素和铁氧化还原蛋白以及其他含铁化合物结合, 从而导致电子传递系统失去效用^[37]. S^{2-} 对 *Desulfovibrio* sp. DNRA 过程的抑制作用, 首先是由 McCready 等^[13]提出. Dalsgaard 等^[17]实验发现, $127 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 S^{2-} 就能抑制 70% NO_3^- 还原的速率, 当 S^{2-} 浓度达到 $320 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 菌株的生长稳定浓度降低了 50%. 通过图 4(b)中 NO_3^- 、 NO_2^- 转化曲线可以看出, 对于 DNRA 过程的两个阶段, S^{2-} 都是起抑制作用. 但当 S^{2-} 浓度达到 $6 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 可以发现, NO_3^- 部分被降解, 且有 NH_4^+ 的生成, 但体系中不再有 NO_2^- 的积累, 即此时 NO_3^- 还原为 NO_2^- 的速率低于 NO_2^- 进一步被还原为 NH_4^+ 的速率. 而在没有 S^{2-} 的对照实验中可以发现, NO_2^- 还原为 NH_4^+ 的速率是低于 NO_3^- 还原为 NO_2^- 的速率的. 所以可以得出结论, S^{2-} 对于菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 的生长和 DNRA 过程有很强的抑制作用, 且当 S^{2-} 初始浓度达到 $6 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 或更高时, 其对 DNRA 过程中的 NO_3^- 还原过程的抑制作用强于其对 NO_2^- 还原过程的抑制作用, 此时体系中 NO_3^- 降解缓慢, 且体系中不再有 NO_2^- 的积累.

4 结论

(1) 在无其它氮源时, 菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 能分别利用 NO_3^- 和 NO_2^- 作为唯一的电子受体, 将其还原为铵, 转化率分别达到 85.8% 和 97.3%, 且无气态含氮气体产生, 表现出较强的 DNRA 能力.

(2) 外加氮源对于菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 降解 DNRA 过程影响较大, 合适的 N 源能有效促进 DNRA 过程, 且能缓解高浓度 NO_2^- 对菌株的毒性作用. 酵母浸粉更易被菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 有效利用, 对菌株的生长和 DNRA 过程都有明显的促进作用.

(3) SO_4^{2-} 对于菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 的 DNRA 过程的两个阶段存在不同的作用机制, 对 NO_3^- 还原为 NO_2^- 过程有促进作用, 而对于 NO_2^- 还原为 NH_4^+ 的过程有抑制作用, 综合两种作用机制, 对于 DNRA 全过程是抑制作用.

(4) S^{2-} 对菌株 *Desulfovibrio* sp. CMX 生长和 DNRA 过程有明显的抑制作用, 当 S^{2-} 达到一定浓度后($6 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$), 其对 DNRA 过程中的 NO_3^- 还原为 NO_2^- 过程的抑制作用强于其对 NO_2^- 还原为 NH_4^+ 过程的抑制作用, 此时会出现 NO_3^- 还原速率低于 NO_2^- 还原速率.

参考文献:

- [1] 杨德玉, 张颖, 史荣久, 等. 硝酸盐抑制油田采出水中硫酸盐还原菌活性研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(1): 319-326.
- [2] Smith R L, Böhlke J K, Song B, et al. Role of anaerobic ammonium oxidation (anammox) in nitrogen removal from a freshwater aquifer [J]. Environmental Science & Technology, 2015, **49**(20): 12169-12177.
- [3] Staliker D L, Rept D A, Smith R L, et al. Hydrologic controls on nitrogen cycling processes and functional gene abundance in sediments of a groundwater flow-through lake[J]. Environmental Science & Technology, 2016, **50**(7): 3649-3657.
- [4] 刘佳, 李大平, 刘强, 等. 一株好氧 DNRA 细菌的分离鉴定及其诱导的生物矿化[J]. 四川大学学报(自然科学版), 2008, **45**(3): 651-655.
- [5] 陈丽敏. 淹水土壤中反硝化菌和硝酸还原菌数量、生理类群及其还原特点的研究[D]. 扬州: 扬州大学, 2001. 10-13.
- [6] Mania D, Heylen K, Van Spanning R J M, et al. The nitrate-ammonifying and *nosZ*-carrying bacterium *Bacillus vireti* is a potent source and sink for nitric and nitrous oxide under high nitrate conditions [J]. Environmental Microbiology, 2014, **16**(10): 3196-3210.
- [7] Sun Y H, De Vos P, Heylen K. Nitrous oxide emission by the non-denitrifying, nitrate ammonifier *Bacillus licheniformis* [J]. BMC Genomics, 2016, **17**: 68.
- [8] 殷士学, 沈其荣. 缺氧土壤中硝态氮还原菌的生理生化特征

- [J]. 土壤学报, 2003, **40**(4): 624-630.
- [9] 卢伟伟, 施卫明. 养猪场处理尾水灌溉对太湖地区水稻土硝酸根异化还原为铵的影响[J]. 土壤学报, 2012, **49**(6): 1120-1127.
- [10] 陶怡乐, 温东辉. 细菌硝酸盐异化还原成铵过程及其在河口生态系统中的潜在地位与影响[J]. 微生物学通报, 2016, **43**(1): 172-181.
- [11] Decleire H, Heylen K, Van Colen C, *et al.* Dissimilatory nitrogen reduction in intertidal sediments of a temperate estuary: small scale heterogeneity and novel nitrate-to-ammonium reducers[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2015, **6**: 1124.
- [12] Yoon S, Cruz-García C, Sanford R, *et al.* Denitrification versus respiratory ammonification: environmental controls of two competing dissimilatory $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ reduction pathways in *Shewanella loihica* strain PV-4[J]. *The ISME Journal*, 2015, **9**(5): 1093-1104.
- [13] McCready R G L, Gould W D, Cook F D. Respiratory nitrate reduction by *Desulfovibrio* sp. [J]. *Archives of Microbiology*, 1983, **135**(3): 182-185.
- [14] Seitz H J, Cypionka H. Chemolithotrophic growth of *Desulfovibrio desulfuricans* with hydrogen coupled to ammonification of nitrate or nitrite[J]. *Archives of Microbiology*, 1986, **146**(1): 63-67.
- [15] Mitchell G J, Jones J G, Cole J A. Distribution and regulation of nitrate and nitrite reduction by *Desulfovibrio* and *Desulfotomaculum* species[J]. *Archives of Microbiology*, 1986, **144**(1): 35-40.
- [16] Widdel F, Pfennig N. Studies on dissimilatory sulfate-reducing bacteria that decompose fatty acids II. Incomplete oxidation of propionate by *Desulfohalobus propionicus* gen. nov., sp. nov. [J]. *Archives of Microbiology*, 1982, **131**(4): 360-365.
- [17] Dalsgaard T, Bak F. Nitrate reduction in a sulfate-reducing bacterium, *Desulfovibrio desulfuricans*, isolated from rice paddy soil: sulfide inhibition, kinetics, and regulation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1994, **60**(1): 291-297.
- [18] Albers E, Larsson C, Lidén G, *et al.* Influence of the nitrogen source on *Saccharomyces cerevisiae* anaerobic growth and product formation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1996, **62**(9): 3187-3195.
- [19] Shen Y, Yuan W, Pei Z, *et al.* Heterotrophic culture of *Chlorella protothecoides* in various nitrogen sources for lipid production[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2010, **160**(6): 1674-1684.
- [20] Chen M X, Zhang Y, Zhou J T, *et al.* Sulfate removal by *Desulfovibrio* sp. CMX in chelate scrubbing solutions for NO removal[J]. *Bioresource Technology*, 2013, **143**: 455-460.
- [21] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 161-164.
- [22] Bykov D, Neese F. Six-electron reduction of nitrite to ammonia by cytochrome *c* nitrite reductase: insights from density functional theory studies[J]. *Inorganic Chemistry*, 2015, **54**(19): 9303-9316.
- [23] Einsle O, Messerschmidt A, Huber R, *et al.* Mechanism of the six-electron reduction of nitrite to ammonia by cytochrome *c* nitrite reductase[J]. *Journal of the American Chemical Society*, 2002, **124**(39): 11737-11745.
- [24] Heylen K, Keltjens J. Redundancy and modularity in membrane-associated dissimilatory nitrate reduction in *Bacillus* [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2012, **3**: 371.
- [25] Simon J. Enzymology and bioenergetics of respiratory nitrite ammonification[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2002, **26**(3): 285-309.
- [26] Rütting T, Boeckx P, Müller C, *et al.* Assessment of the importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium for the terrestrial nitrogen cycle [J]. *Biogeosciences*, 2011, **8**(7): 1779-1791.
- [27] Stevens R J, Laughlin R J. Measurement of nitrous oxide and dinitrogen emissions from agricultural soils[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, **52**(2-3): 131-139.
- [28] Kaspar H F. Nitrite reduction to nitrous oxide by Propionibacteria: Detoxication mechanism [J]. *Archives of Microbiology*, 1982, **133**(2): 126-130.
- [29] 谭之磊, 王洪翠, 魏彧翹, 等. 碳源和氮源对 5-酮基-葡萄糖酸生成的影响[J]. *生物工程学报*, 2014, **30**(1): 76-82.
- [30] 郑世文, 赵玉峰, 毕生雷. 不同型号酵母浸粉及补糖对异养微藻生长的影响[J]. *现代农业科技*, 2014, (8): 178-179, 191.
- [31] 杨军威. 硫酸盐还原体系中 EDTA 的生物降解研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2011. 43-45.
- [32] Widdel F, Pfennig N. Studies on dissimilatory sulfate-reducing bacteria that decompose fatty acids I. Isolation of new sulfate-reducing bacteria enriched with acetate from saline environments. Description of *Desulfobacter postgatei* gen. nov., sp. nov. [J]. *Archives of Microbiology*, 1981, **129**(5): 395-400.
- [33] Chen M X, Zhou J T, Zhang Y, *et al.* Fe(III) EDTA and Fe(II) EDTA-NO reduction by a sulfate reducing bacterium in NO and SO₂ scrubbing liquor[J]. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2015, **31**(3): 527-534.
- [34] Alefounder P R, McCarthy J E G, Ferguson S J. The basis of the control of nitrate reduction by oxygen in *Paracoccus denitrificans* [J]. *FEMS Microbiology Letters*, 1981, **12**(4): 321-326.
- [35] Tam T Y, Knowles R. Effects of sulfide and acetylene on nitrous oxide reduction by soil and by *Pseudomonas aeruginosa* [J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 1979, **25**(10): 1133-1138.
- [36] Gould W D, McCready R G L. Denitrification in several Alberta soils: inhibition by sulfur anions[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1982, **62**(2): 333-342.
- [37] 陈效, 孙立苹, 徐盈, 等. 硫酸盐还原菌的分离和生理特性研究[J]. *环境科学与技术*, 2006, **29**(9): 38-40.
- [38] Okabe S, Nielsen P H, Jones W L, *et al.* Sulfide product inhibition of *Desulfovibrio desulfuricans* in batch and continuous cultures[J]. *Water Research*, 1995, **29**(2): 571-578.

CONTENTS

Scavenging Effect of Rime and East Wind on PM _{2.5} Under Air Heavy Pollution in Beijing	SUN Zhao-bin, LIAO Xiao-nong, WANG Zhan-shan, <i>et al.</i> (3679)
Impact of Collision Removal of Rainfall on Aerosol Particles of Different Sizes	DONG Qun, ZHAO Pu-sheng, CHEN Yi-na (3686)
Source Apportionment and Health Risk Assessment of VOCs During the Haze Period in the Winter in Beijing	LIU Dan, XIE Qiang, ZHANG Xin, <i>et al.</i> (3693)
Pollution Characteristics and Emission Coefficient of Volatile Organic Compounds from Shoe-making Industry in Zhejiang Province	XU Zhi-rong, YAO Yi, CAI Wei-dan, <i>et al.</i> (3702)
Oxidative Capacity of the PM ₁₀ and PM _{2.5} in Beijing During 2014 APEC	GUO Qian, SHAO Long-yi, WANG Wen-hua, <i>et al.</i> (3708)
Concentration, Water-Soluble Ionic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Composition and Sources of PM _{2.5} During Summer in Hongshan District, Wuhan	SUN Yan, QI Shi-hua, ZHANG Li, <i>et al.</i> (3714)
Statistical Characteristics of Urban Changzhou PM _{2.5} Based on <i>k</i> -means Analysis	WANG Zhen, YU Yi-jun, XU Pu-qing, <i>et al.</i> (3723)
Comparison Test Between On-line Monitoring of Water-soluble Ions and Filter-based Manual Methods for PM _{2.5}	YANG Dong-yan, LIU Bao-xian, SHI Ai-jun, <i>et al.</i> (3730)
Chemical Composition of Water-soluble Ions in Smoke Emitted from Tree Branch Combustion	LIU Gang, HUANG Ke, LI Jiu-hai, <i>et al.</i> (3737)
Number Concentration and Size Distribution of Particles Emitted by Light-duty Gasoline Vehicles	FAN Xiao-xiao, JIANG Jing-kun, ZHANG Qiang, <i>et al.</i> (3743)
Testbed-Based Exhaust Emission Factors for Marine Diesel Engines in China	XING Hui, DUAN Shu-lin, HUANG Lian-zhong, <i>et al.</i> (3750)
Distribution, Source and Human Exposure of Phthalic Acid Esters (PAEs) in Surface Dust in Urban Area of Xi'an City, China	ZHANG Wen-juan, WANG Li-jun, WANG Li, <i>et al.</i> (3758)
Mercury Emission Characteristics and Mercury Concentrations of Municipal Solid Waste in Waste Incineration Plants	DUAN Zhen-ya, SU Hai-tao, WANG Feng-yang, <i>et al.</i> (3766)
Role of Sulfate-Reducing Bacteria in Mercury Methylation in Soil of the Water-Level-Fluctuating Zone of the Three Gorges Reservoir Area	CHEN Rui, CHEN Hua, WANG Ding-yong, <i>et al.</i> (3774)
Impact of Urbanization on the Sources of Dissolved <i>n</i> -alkane in Underground River	LIAO Yu, SUN Yu-chuan, SHEN Li-cheng, <i>et al.</i> (3781)
Source Apportionment and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Water from Yangtze River, China; Based on PMF Model	WANG Cheng-long, ZOU Xin-qing, ZHAO Yi-fei, <i>et al.</i> (3789)
Hydro-chemical Characteristics and Quality Assessment of Surface Water in Gongga Mountain Region	HE Xiao-li, WU Yan-hong, ZHOU Jun, <i>et al.</i> (3798)
UV-Visible Spectra Properties of DOM from Taizi River in Benxi City Section by Multivariable Analysis	QIAN Feng, WU Jie-yun, YU Hui-bin, <i>et al.</i> (3806)
Vertical Distribution Characteristics of Dissolved Organic Matter in Groundwater and Its Cause	HE Xiao-song, ZHANG Hui, HUANG Cai-hong, <i>et al.</i> (3813)
Sediment Characteristics of Sewer in Different Functional Areas of Kunming	CHANG Hai-dong, JIN Peng-kang, FU Bo-wen, <i>et al.</i> (3821)
Concentration of Phosphorus in Sediments Interstitial Water as Affected by Distribution of Aquatic Plants in Dianchi Lake	DING Shuai, WANG Sheng-rui, ZHANG Rui, <i>et al.</i> (3828)
Efficiency and Mechanism of Capping with Purple Parent Rocks to Control Phosphorus Release from Sediments	HUANG Xue-jiao, SHI Wen-hao, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (3835)
Temporal and Spatial Distribution of Phosphorus in Paddy Fields Under Cyclic Irrigation of Drainage Water	JIAO Ping-jin, XU Di, ZHU Jian-qiang, <i>et al.</i> (3842)
GO/QPEI Nanocomposite for Fast and High-capacity Removal of <i>M. Aeruginosa</i>	LI Jie, XIAO Lin (3850)
Enhanced Pollutant Removal Performance of an Integrated Biological Settling Tank from Micro-polluted Water Bodies	WANG Wen-dong, LIU Hui, MA Cui, <i>et al.</i> (3858)
Odorants Removal and Microbial Characteristics in Treatment of Micro-polluted Source Water with Biological Powdered Activated Carbon-Ultrafiltration Combined Process	XUAN Yong-qi, ZHOU Li, DENG Hui-ping, <i>et al.</i> (3864)
Effect of Polysilicic Acid on the Deposition Behavior of Different Aluminum Species	ZHAO Yuan-yuan, ZHANG Yue, LI Su-ying, <i>et al.</i> (3870)
Concentration Variation and Removal of Amino Acids in Typical Drinking Sources in the South of China	LIU Wei, CAI Guang-qiang, LU Xiao-yan, <i>et al.</i> (3877)
Degradation of the Nitrogenous Heterocyclic Compound Quinoline by O ₃ /UV	CHEN Ao-lei, CHANG Feng-min, WANG Cui-ping, <i>et al.</i> (3884)
Impact of Anthraquinone-2-sulfonic Acid on the MO Decolorization, Hydrogen Production and Energy Creation During Anaerobic Fermentation of <i>Klebsiella oxytoca</i> GS-4-08 with Sucrose	HU Jin-mei, YU Lei, HUANG Tian-yin (3891)
Classification and Analysis of Dissolved Organic Matter in 2-Buternal Manufacture Wastewater	SUN Xiu-mei, SONG Guang-qing, XI Hong-bo, <i>et al.</i> (3899)
Concentration of Nitrate in Main Anoxic Stage and PHA, TP Metabolism for Nitrogen and Phosphorus Removal in Single Sludge System with Continuous Flow	WANG Xiao-ling, YUAN Dong-dan, BAI Li, <i>et al.</i> (3906)
Distribution Characteristics of Anaerobic Ammonia Oxidation Bacteria in Sediments from the Adjacent Seas of Yangtze Estuary	FU Lu-lu, ZHEN Yu, HE Hui, <i>et al.</i> (3914)
Bacterial Community Composition of Activated Sludge from Coking Wastewater	MENG Xiao-jun, LI Hai-bo, CAO Hong-bin, <i>et al.</i> (3923)
Soil Bacterial Communities Under Different Vegetation Types in the Loess Plateau	LIU Yang, HUANG Yi-mei, ZENG Quan-chao (3931)
Effects of Phenol on Activity and Microfauna Community Structure of Activated Sludge	HU Xiao-bing, RAO Qiang, TANG Su-lan, <i>et al.</i> (3939)
Comparative Investigation of Antibiotic Resistance Genes Between Wastewater and Landfill Leachate	HUANG Fu-yi, LI Hu, AN Xin-li, <i>et al.</i> (3949)
Performance and Influencing Factors of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium Process by the Strain <i>Desulfonitrospira</i> sp. CMX	XIE Bing-ke, ZHANG Yu, WANG Xiao-wei, <i>et al.</i> (3955)
Effect of Straw Incorporation and Domestic Sewage Irrigation on Ammonia Volatilization from Paddy Fields	XU Shan-shan, HOU Peng-fu, FAN Li-hui, <i>et al.</i> (3963)
Seasonal Effect of Simulated Nitrogen Deposition on Soil Respiration and Soil Enzyme Activity in Masson Pine Forest in Mt. Jinyun, Chongqing, China	ZENG Qing-ping, HE Bing-hui, LI Yuan, <i>et al.</i> (3971)
Effects of Biochar Amendment and Irrigation on Denitrification Losses in Greenhouse Tomato Fields	ZHANG Wen-juan, SHE Dong-li, Gamareldawla H. D. Agbna, <i>et al.</i> (3979)
Effects of Soil Texture on Autotrophic CO ₂ Fixation Bacterial Communities and Their CO ₂ Assimilation Contents	WANG Qun-yan, WU Xiao-hong, ZHU Zhen-ke, <i>et al.</i> (3987)
Simulation of the Absorption, Migration and Accumulation Process of Heavy Metal Elements in Soil-crop System	SHI Ya-xing, WU Shao-hua, ZHOU Sheng-lu, <i>et al.</i> (3996)
Synergetic Control of Bioavailability of Pb, Cd and As in the Rice Paddy System by Combined Amendments	WANG Ying-jie, ZOU Jia-ling, YANG Wen-tao, <i>et al.</i> (4004)
Effects of Different Organic Materials on Bio-availability of Cd, Pb in a Contaminated Greenhouse Soil	ZHOU Gui-yu, JIANG Hui-min, YANG Jun-cheng, <i>et al.</i> (4011)
Effect of Montmorillonite on Fractions and Availability of Phosphorus in Soils Applied with Organic Fertilizer	SONG Xian-wei, ZHAO Xiu-lan, ZHANG Jin-zhong, <i>et al.</i> (4020)
Effect of Nano Zeolite on Chemical Fractions of Cd in Soil and Uptake by Chinese Cabbage at Different Soil pH and Cadmium Levels	QIN Yu-li, XIONG Shi-juan, XU Wei-hong, <i>et al.</i> (4030)
Characterization of Cr Tolerance and Accumulation in <i>Lolium perenne</i> L. and <i>Pharbitis purpurea</i> (L.) Voigt	DONG Bing-bing, CHEN You-yuan, HUI Hong-xia, <i>et al.</i> (4044)
<i>In vitro</i> Metabolism of Volatile Methyl Siloxanes	LI Min-dan, ZHENG Guo-mao, WAN Yi, <i>et al.</i> (4054)
Efficiency of Aerobic Co-composting of Urban Sludge and Chinese Medicinal Herbal Residues	SU Cheng-yuan, ZHENG Peng, RUAN Qi-hua, <i>et al.</i> (4062)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 赵进才

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 刘 毅 汤鸿霄 孟 伟 周宗灿 林金明
赵进才 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2016年10月15日 第37卷 第10期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 37 No. 10 Oct. 15, 2016

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	赵进才	Editor-in -Chief		ZHAO Jin-cai
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易集团有限公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行