

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第12期

Vol.38 No.12

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次(卷终)

京津冀区域 PM _{2.5} 污染相互输送特征	王燕丽, 薛文博, 雷宇, 王金南, 武卫玲 (4897)
顾及尺度效应的多源遥感数据“源”“汇”景观的大气霾效应	许凯, 余添添, 孙姣姣, 袁兆祥, 秦昆 (4905)
基于多源数据的 PM _{2.5} 浓度时空分布预测与制图	肖璐, 郎艺超, 夏浪, 楼昭涵, 孙楠, 黄李童, George Christakos (4913)
华东区域 PM _{2.5} 变化背景下浙江省人口经济暴露水平评估	郁珍艳, 高大伟, 李正泉, 杨续超, 王阔, 马浩, 徐宏辉 (4924)
南京北郊不同大气污染程度下气溶胶化学组分特征	张程, 于兴娜, 安俊琳, 朱彬, 林梦凡 (4932)
菏泽市 PM _{2.5} 碳组分季节变化特征	刘泽珺, 吴建会, 张裕芬, 梁丹妮, 马威, 刘保双, 冯银厂, 张勤勤 (4943)
辽宁典型城市道路扬尘 PM ₁₀ 中水溶性无机离子组分特征及来源解析	张伟, 姬亚芹, 张军, 张蕾, 王伟, 王士宝 (4951)
天津冬季一次重污染过程颗粒物中水溶性离子粒径分布特征	姚青, 刘子锐, 韩素芹, 蔡子颖, 刘敬乐, 黄小娟, 刘景云, 王跃思 (4958)
高原城市昆明公路隧道大气中 PM _{2.5} 理化特征分析	王成辉, 闫琨, 韩新宇, 施择, 毕丽玫, 向峰, 宁平, 史建武 (4968)
2015 年中国近地面臭氧浓度特征分析	段晓瞳, 曹念文, 王潇, 张玉欣, 梁静舒, 杨思鹏, 宋秀瑜 (4976)
不同 CDPF 贵金属负载量对柴油公交车 VOCs 组分排放影响	楼狄明, 张子骏, 刘继凯, 谭丕强, 胡志远 (4983)
ENSO 事件对上海降水中氢氧同位素变化的影响	董小芳, 杨华玮, 张杰, 朱志鹏, 杨言, 郑祥民, 周立旻 (4991)
我国南方两个典型森林生态系统的硫、氮和汞沉降量	程正霖, 罗遥, 张婷, 段雷 (5004)
新安江水库二氧化碳排放的时空变化特征	杨乐, 李贺鹏, 孙滨峰, 岳春雷 (5012)
三峡库区表层沉积物营养盐时空变化及评价	卓海华, 邱光胜, 翟婉盈, 刘云兵, 兰静 (5020)
三门峡水库水体中不同形态汞的分布特征	程柳, 麻冰涓, 周伟立, 王力, 耿音, 刘清伟, 毛宇翔 (5032)
太子河流域中游地区河流硝酸盐来源及迁移转化过程	李艳利, 孙伟, 杨梓睿 (5039)
典型入湖河流水体氮素变化特征及其对降雨的响应: 以太湖乌溪港为例	连慧妹, 刘宏斌, 李旭东, 宋挺, 刘申, 雷秋良, 任天志, 武淑霞, 李影 (5047)
缙云山常绿阔叶林湿沉降过程中不同空间层次水质变化特征	马明, 孙涛, 李定凯, 王定勇 (5056)
基于 MIKE11 模型提高污染河流水质改善效果的方法	熊鸿斌, 陈雪, 张斯思 (5063)
北京市地下水典型抗生素分布特征与潜在风险	陈卫平, 彭程伟, 杨阳, 吴玉梅 (5074)
深圳茅洲河下游柱状沉积物中碳氮同位素特征	凌郡鸿, 张依章, 王民浩, 周北海, 陶明, 陈惠明, 闫振广 (5081)
供水管网铁释放的影响因素相对重要性分析	刘莹, 于影, 石宝友, 刘书明, 吴雪 (5090)
低温高铁锰氨氮地下水生物同池净化	李冬, 曹瑞华, 杨航, 王刘煜, 张杰, 曾辉平 (5097)
臭氧预氧化强化混凝对二级出水中 DON 作用机制探讨	刘冰, 郑煜铭, 王大祥, 李清飞, 赵承美, 余国忠, 古励 (5106)
碱活化过一硫酸盐降解水中环丙沙星	葛勇建, 蔡显威, 林翰, 徐梦苑, 沈一挺, 周丹, 钱梦洁, 邓靖 (5116)
MIL-88A@MIP 催化活化过硫酸盐靶向降解邻苯二甲酸二丁酯	王九妹, 关泽宇, 万金泉, 王艳, 马邕文, 闫志成, 张桂华 (5124)
常温下加装脱硫装置的 MCBMBR 处理高硫酸盐有机废水试验	徐婷, 金艳青, 李勇 (5132)
载镁天然沸石复合材料对污水中氮磷的同步回收	成雪君, 王学江, 王浩, 张志昊, 赵建夫 (5139)
不同运行模式下改良型 CAST 工艺处理生活污水的除磷性能	马娟, 王谨, 俞小军, 周猛, 孙洪伟, 王磊 (5146)
ABR-MBR 工艺处理生活污水实现短程硝化	吕亮, 赵诗惠, 韦佳敏, 张敏, 尤雯, 吴鹏, 沈耀良 (5154)
海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水的基质抑制及其动力学特性	周同, 于德爽, 李津, 吴国栋, 王晓静 (5162)
游离氨 (FA) 对氨氧化过程氨逃逸影响试验	孙洪伟, 于雪, 尤永军, 彭永臻, 王淑莹 (5169)
西安市典型景观水体水质及反硝化细菌种群结构	康鹏亮, 黄廷林, 张海涵, 陈胜男, 商潘路, 冯稷, 贾宽宇 (5174)
厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征	汪瑶琪, 张敏, 姜滢, 徐乐中, 陈重军, 沈耀良 (5184)
SBAF 单级自养脱氮快速启动、稳定运行及微生物群落演化	岳秀, 刘竹寒, 于广平, 吉世明, 唐嘉丽 (5192)
活性污泥中硝化螺菌 (Nitrospira) 的富集及其动力学参数	姚倩, 彭党聪, 赵俏迪, 王博 (5201)
pH 值对零价铁自养反硝化过程的影响	张宁博, 李祥, 黄勇 (5208)
接种单一/混合污泥对厌氧氨氧化反应器快速启动的影响	张泽文, 李冬, 张杰, 郭跃洲, 李帅 (5215)
活性污泥法和生物膜法 SBR 工艺亚硝化启动和稳定运行性能对比	孙艺齐, 卞伟, 王盟, 赵青, 王文啸, 梁东博, 李军 (5222)
长期暴露下纳米 TiO ₂ 对厌氧颗粒污泥体系稳定性的影响	李慧婷, 崔福义 (5229)
长三角典型城郊不同土地利用土壤抗生素组成及分布特征	赵方凯, 陈利顶, 杨磊, 方力, 孙龙, 李守娟 (5237)
不同有机肥中磷在土壤剖面中累积迁移特征与有效性差异	张田, 许浩, 茹淑华, 苏德纯 (5247)
有机磷酸酯在三峡库区土壤中污染特征	何明靖, 杨婷, 杨志豪, 魏世强 (5256)
上海某生活垃圾焚烧厂周边土壤重金属污染特征、来源分析及潜在生态风险评价	郭彦海, 孙许超, 张士兵, 余广杰, 唐正, 刘振涛, 薛昱, 高品 (5262)
大庆市不同环境介质中多环芳烃污染特征对比及来源解析	宋宁宁, 冯嘉申, 于洋, 李迎霞 (5272)
工业区户外儿童游乐场地表灰尘重金属污染的磁学响应	杨孟, 李慧明, 李凤英, 王金花, 刁一伟, 钱新, 杨兆平, 王成 (5282)
上海市郊工业区附近蔬菜中重金属分布及其健康风险	周雅, 毕春娟, 周泉潇, 张焕焕, 陈振楼, 包新一 (5292)
基施硅肥对土壤微生物有效性及水稻镉累积效应的影响	高子翔, 周航, 杨文弢, 辜娇峰, 陈立伟, 杜文琪, 徐珺, 廖柏寒 (5299)
水稻对气态单质汞的吸收与挥发	尚帅, 田珮, 蒋煜, 武婧轩, 姜珊, 邓泓 (5308)
麦田 O ₃ 浓度的长期变化及其对冬小麦干物质和产量损失的估算	赵辉, 郑有飞, 李硕, 徐静馨, 曹嘉晨, 魏莉, 关清 (5315)
缓控释肥侧深施对稻田氨挥发排放的控制效果	侯朋福, 薛利祥, 俞映惊, 薛利红, 范立慧, 杨林章 (5326)
生物炭和有机肥对华北农田盐碱土 N ₂ O 排放的影响	石玉龙, 刘杏认, 高佩玲, 张晴雯, 张爱平, 杨正礼 (5333)
成都平原不同类型沟渠 CO ₂ 、CH ₄ 和 N ₂ O 排放通量特征及其影响因素	冯香荣, 邓欧平, 邓良基, 吴铭, 姚昆, 杨泽鹏 (5344)
河流 CO ₂ 与 CH ₄ 排放研究进展	王晓峰, 袁兴中, 陈槐, 何奕忻, 罗珍, 刘恋, 何宗茂 (5352)
《环境科学》第 38 卷 (2017 年) 总目录	(5367)
《环境科学》征稿简则 (4950) 《环境科学》征订启事 (5031) 信息 (4923, 5105, 5161)	

海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水的基质抑制及其动力学特性

周同, 于德爽, 李津*, 吴国栋, 王骁静

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 采用ASBR反应器通过改变单一基质浓度分别研究了 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响及其动力学特性。结果表明, 保持进水 NO_2^- -N为 $105.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 当进水 NH_4^+ -N浓度提高至 $1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 海洋厌氧氨氧化反应器仍保持较好的脱氮能力, 未受到明显的抑制作用, NO_2^- -N的去除率稳定在80.70%左右; 当进水 NO_2^- -N浓度提高至 $265.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应器开始受到明显的抑制作用, NH_4^+ -N的去除率下降至63.01%左右, 随着进水 NO_2^- -N浓度继续提高至 $305.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NH_4^+ -N的去除率进一步下降至43.93%左右。利用Haldane模型和Aiba模型拟合 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N抑制作用的动力学特性, 得到了 $\text{NRR}_{\max}$ 、 K_s 、 K_i 这3个动力学参数及出水基质浓度与总氮容积负荷(TNRR)之间的关系, 根据进一步分析可知, Haldane模型更适合描述 NH_4^+ -N抑制作用下的动力学特性, Aiba模型更适合描述 NO_2^- -N抑制作用下的动力学特性, 并得到 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的出水抑制浓度分别为 $3893.625 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $287.208 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 为海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水提供了理论依据。

关键词: 海洋厌氧氨氧化菌; 生物脱氮; 含海水污水; 基质抑制; 动力学

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)12-5162-07 DOI: 10.13227/j.hjxx.201705233

Substrate Inhibition and Kinetic Characteristics of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria Treating Saline Wastewater

ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin*, WU Guo-dong, WANG Xiao-jing

(School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

Abstract: An anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) was used to study substrate inhibition and kinetic characteristics of marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria (MAAOB) treating saline wastewater. The results indicated that when ammonia increased to $1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the MAAOB still maintained good nitrogen removal capability, though there was a slight inhibitory effect. At the same time, nitrite nitrogen removal efficiency was stable at about 80.70%. When nitrite increased to $265.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the MAAOB were inhibited obviously, and ammonia nitrogen removal efficiency decreased to about 63.01%. When influent nitrite concentration increased to $305.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the removal rate of ammonia nitrogen further decreased to 43.93%. The kinetic characteristics resulting from inhibition of the MAAOB were simulated by the Haldane model and Aiba model. Three parameters, $\text{NRR}_{\max}$, K_s , and K_i , and the relationship between effluent substrate concentration and total nitrogen loading (TNRR) were evaluated. Based on further analysis, the Haldane model was more suitable for describing dynamic characteristics resulting from NH_4^+ -N inhibition, while the Aiba model was more suitable for describing the dynamic characteristics resulting from NO_2^- -N inhibition. The predicted effluent inhibitory concentrations of NH_4^+ -N and NO_2^- -N were $3893.625 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $287.208 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. The results could provide a theoretical basis for saline wastewater treatment by MAAOB.

Key words: marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria (MAAOB); biological nitrogen removal; saline wastewater; substrate inhibition; kinetics

厌氧氨氧化是指在厌氧条件下以 NH_4^+ -N作为电子供体, NO_2^- -N作为电子受体, 将 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N转化为 N_2 的生物氧化过程^[1]。自从Thamdrup等^[2]第一次在海洋沉积物中发现厌氧氨氧化反应后, 海洋厌氧氨氧化菌开始引起学者们的关注, 由于其不仅可以在高盐条件下有着高氨去除的潜力, 而且能够直接说明海洋环境内的氮循环, 因此研究者们相继在黑海、太平洋等海洋环境下发现厌氧氨氧化反应^[3~5]。然而, 海洋厌氧氨氧化菌

的种属较少以及生长速率较慢成为研究海洋厌氧氨氧化工艺的主要障碍^[6]。目前为止, 有关海洋厌氧氨氧化工艺处理含盐废水的情况鲜见报道。

为了能够维持较高的脱氮效能, 基质 NH_4^+ -N和

收稿日期: 2017-05-23; 修订日期: 2017-06-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(51278258, 51478229); 山东省自然科学基金项目(BS2015HZ007); 山东省高等学校科技计划项目(J15LC61)

作者简介: 周同(1991~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: 17854296779@163.com

* 通信作者, E-mail: ljjin0532@126.com

NO_2^- -N 的浓度应在适当的范围内, 基质浓度还应符合合理的化学计量比, 一旦 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的浓度较高, 两者将作为抑制剂影响厌氧氨氧化菌的生长和脱氮能力。针对淡水厌氧氨氧化菌的研究中, 很多学者得到了不同的实验结果。其中 NH_4^+ -N 的抑制作用主要是游离氨 (FA) 浓度, Fernández 等^[7] 的研究表明, 淡水厌氧氨氧化菌长期暴露于 FA 浓度在 $35 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的条件下时, 反应性能极度不稳定, 去除效率接近零; Waki 等认为^[8], 当 FA 浓度在 $13 \sim 90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 便成为影响厌氧氨氧化反应器的抑制因素; Tang 等^[9] 的研究结果则显示, FA 浓度在 $57 \sim 187 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时影响厌氧氨氧化菌的脱氮效能。而 NO_2^- -N 的毒性作用要强于 NH_4^+ -N^[10,11], Fux 等^[12] 发现长期暴露在 NO_2^- -N 浓度为 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的条件下, 会导致厌氧氨氧化菌不可逆的失活^[13]; Isaka 等^[10] 则认为 NO_2^- -N 浓度超过 $280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时开始抑制厌氧氨氧化反应器; Dapena-Mora 等^[11] 的研究结果表明比厌氧氨氧化活性 (SAA) 在 NO_2^- -N 浓度为 $350 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时降低 50%。

以上研究结果是在淡水厌氧氨氧化反应器的条件下得到的, 而海洋厌氧氨氧化菌在高盐条件下, 这两种反应基质对其抑制影响未有报道。鉴于此, 本研究通过固定一种反应基质, 逐渐增加另一种反应基质浓度的方式, 分别探讨了 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 对海洋厌氧氨氧化菌的影响, 并利用基质抑制动力学分析了反应器稳定运行的策略, 以期为海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水的脱氮性能提供理论依据。

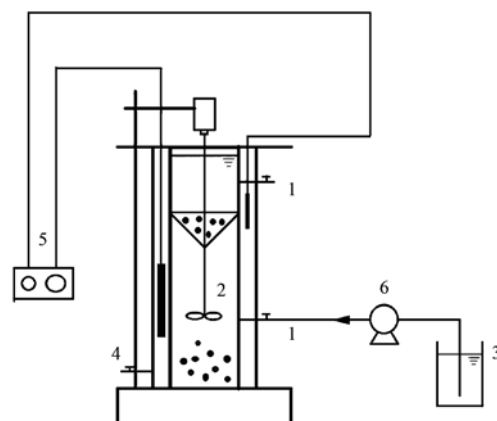
1 材料与方法

1.1 实验装置

本研究采用 ASBR 反应器 (如图 1), 其有效容积为 7 L, 系有机玻璃制成。反应器内的温度通过温控箱控制在 25°C 左右, 整个反应器用锡纸包裹, 防止光对海洋厌氧氨氧化菌活性的影响。反应区内悬挂无纺滤布作为海洋厌氧氨氧化菌的生物膜载体, 且置有电动搅拌器, 反应器内污泥主要以红色颗粒为主。实验采用人工配制的模拟废水, 经高纯氮气吹脱 15 min, 消除溶解氧的影响, 再从反应器下部进水口通过流动泵进水。运行一个周期包括进水 4 min, 反应 6 h, 静置 25 min, 出水 4 min。

1.2 实验用水

实验所用海水取自胶州湾 (黄海北部), 平均盐度为 32‰, 经人工配制模拟废水, 其主要成分为: $29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{KH}_2\text{PO}_4$, $136 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{CaCl}_2$,



1. 取样口及进/出水口; 2. 搅拌; 3. 储水箱;

4. 水浴进/出水口; 5. 水浴恒温控制器; 6. 进水蠕动泵

图 1 海洋厌氧氨氧化反应器示意

Fig. 1 Schematic diagram of the marine ANAMMOX reactor

$1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{KHCO}_3$, $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 。同时投加微生物所需的微量元素, 微量元素 I: EDTA $5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 微量元素 II: EDTA $15000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, H_3BO_3 $11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $990 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $430 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $190 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $220 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $240 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NaSeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ $210 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 分别用 NH_4Cl 和 NaNO_2 提供。

1.3 分析方法

NH_4^+ -N: 纳氏试剂比色法^[14]; NO_2^- -N: N-(1-萘基)-乙二胺光度法^[14]; NO_3^- -N: 麝香草酚分光光度法^[14]; pH 值: WTW pH/Oxi 340i; 温度: 水银温度计; 紫外/可见光分光光度计: UV-5200。总氮容积负荷 (TNLR) 根据进水总氮浓度与 HRT 关系得到, 总氮去除负荷 (TNRR) 根据进、出水总氮浓度与 HRT 关系得到, 总氮去除率 (TNRE) 根据进、出水总氮浓度的关系得到, 游离氨 (FA) 和游离亚硝酸 (FNA) 根据 He 等^[15] 的研究, 即 pH 值与进、出水氨氮、亚硝态氮浓度的关系得到。

$$\text{TNRR} = \frac{(c_{\text{inf}} - c_{\text{eff}}) \times 24}{1000 \times \text{HRT}} \quad (1)$$

$$\text{TNLR} = \frac{c_{\text{inf}} \times 24}{1000 \times \text{HRT}} \quad (2)$$

$$\text{TNRE} = \frac{c_{\text{inf}} - c_{\text{eff}}}{c_{\text{inf}}} \times 100\% \quad (3)$$

$$\text{FA} = \frac{17}{14} \times \frac{\text{TAN} \times 10^{\text{pH}}}{\exp[6334/(273 + T)] + 10^{\text{pH}}} \quad (4)$$

$$\text{FNA} = \frac{47}{14} \times \frac{\text{TNN}}{[\exp(-2300/(273 + T)) + 10^{\text{pH}}] + 1} \quad (5)$$

式中, c_{inf} 为进水总氮浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), c_{eff} 为出水总氮浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), HRT 为水力停留时间 (HRT = 6 h, 采样间隔 $t = 0.5$ h), FA 为游离氨浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), TAN 为总氨浓度 ($\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NH}_3$),

FNA 为游离亚硝酸 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), TNN 为总亚硝酸盐氮 ($\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{HNO}_2^- - \text{N}$).

1.4 动力学模型

Haldane 模型和 Aiba 模型都是用来描述基质抑制动力学的. 目前被广泛应用于描述厌氧氨氧化反应器的基质抑制动力学特性^[16,17].

Haldane 模型:

$$\text{TNRR} = \frac{\text{TNRR}_{\text{max}} S}{K_s + S + S^2/K_{\text{IA}}} \quad (6)$$

Aiba 模型:

$$\text{TNRR} = \frac{\text{TNRR}_{\text{max}} S}{K_s + S} \exp\left(-\frac{S}{K_{\text{IB}}}\right) \quad (7)$$

式中, TNRR 为总氮基质去除负荷 [$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$], TNRR_{max} 为最大基质去除负荷 [$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$], K_s 为半饱和常数 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), S 为基质浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), K_{IA} 为 Haldane 抑制动力学常数 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), K_{IB} 为 Aiba 抑制动力学常数 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

2 结果与讨论

2.1 基质 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 对海洋厌氧氨氧化菌脱氮性能的影响

该阶段 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度固定为 $105.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 逐渐提高进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, 实验结果如图 2 所示. 由图 2(a) ~ 2(c) 可知, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在 $780 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的平均去除率基本稳定在 97% 以上, 虽然图 2(c) 中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率在该浓度范围内逐渐下降, 是由于剩余的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度导致. 同时由图 2(d) 所示, $\Delta \text{NO}_2^- - \text{N} : \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} = 1.25 \pm 0.25$, $\Delta \text{NO}_3^- - \text{N} : \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} = 0.19 \pm 0.07$, 说明此时反应器内海洋厌氧氨氧化菌的脱氮能力几乎没有受到影响.

随着进一步提高进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度出现轻微变化. 当 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 $980 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 游离氨 (FA) 的平均浓度为 $21.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的平均浓度为 $13.22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此时 TNLR 的平均值为 $4.38 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TNRR 的平均值为

$0.62 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 且由图 2(d) 能够看出 $\Delta \text{NO}_2^- - \text{N} : \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} = 1.30 \pm 0.15$, $\Delta \text{NO}_3^- - \text{N} : \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} = 0.19 \pm 0.03$. 当进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 $1100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TNLR 的平均值上升至 $4.86 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, FA 平均浓度为 $24.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的平均出水浓度为 $17.77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TNRR 的平均值为 $0.61 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, $\Delta \text{NO}_2^- - \text{N} : \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} = 1.08 \pm 0.12$, $\Delta \text{NO}_3^- - \text{N} : \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} = 0.16 \pm 0.02$. 而在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度提高至 $1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TNLR 的平均值提高至 $5.25 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, FA 平均浓度为 $26.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此时 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的出水浓度又出现较小幅度的增加, 其平均值为 $19.75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TNRR 的平均值为 $0.59 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, $\Delta \text{NO}_2^- - \text{N} : \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} = 1.09 \pm 0.20$, $\Delta \text{NO}_3^- - \text{N} : \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} = 0.14 \pm 0.03$. 由此看出, 较高的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度对反应器的影响不太明显, 海洋厌氧氨氧化菌具有较强的耐氨能力.

李祥等^[18] 利用回流装置研究了 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度对其氮素转化特性的影响, 实验结果显示当进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度上升到 $900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 厌氧氨氧化反应器出现了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累的现象, 而厌氧氨氧化细菌的活性未出现明显的抑制现象. 与其不同的是, 本实验中未采用回流部分且进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度达到 $1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 仍然保持较高的脱氮效率, 由此可知, 研究结果的不同与反应器装置设置和种群特性密切相关.

NH_4^+ 和 NH_3 在水中存在一种化学平衡: $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$, 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度逐渐增加, FA 浓度也随之增加, 而 FA 进入微生物细胞内会改变细胞环境的 pH 值, 细胞内外的 pH 值不同, 从而影响跨膜电位, 甚至会导致细胞死亡^[19]. 本实验中, 通过控制 pH 值, 同时逐渐提高进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, 在 FA 浓度为 $17.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应器开始出现轻微的影响, 而后 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度提高至 $1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, FA 浓度提高 $26.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 虽然出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度略有提高, 而海洋厌氧氨氧化反应器仍表现出较好的活性. 该结果与 Fernández 等^[7] 的研究相类似, 其认为在长期实验中, 当 FA 浓度在 $20 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围内时, 反应器开始不稳定, 而厌氧氨氧化污泥长期处于 FA 浓度为 $35 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 其脱氮效率下降为零. 本实验中, 当 FA 浓度上升至 $21.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的浓度出现轻微的提高, 而 FA 最终增加至 $26.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度的变化较小, 因此, 海洋厌氧氨氧化反

反应器不仅具有较强的耐氨能力, 而且也会逐渐适应 FA 浓度, 此外, 不同厌氧氨氧化种群的生理特征也可能会有助于其在反应器内适应 FA 的抑制作用。

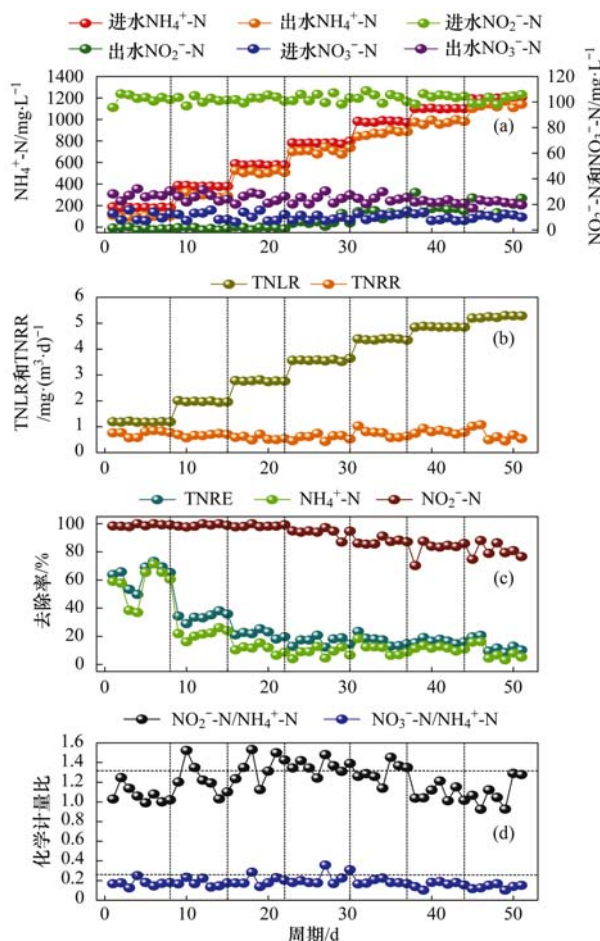


图2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度对反应器内脱氮指标的影响

Fig. 2 Effects of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration on the nitrogen removal index of the reactor

2.2 基质 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 对海洋厌氧氨氧化菌脱氮性能的影响

该阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度固定为 $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 逐渐提高进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度. 实验结果如图 3(a) ~ 3(c) 所示. 当进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度为 $125.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 基本可以完全去除, 反应器几乎没有影响, 此时 TNRR 为 $(0.60 \pm 0.03) \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 随着进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度进一步提高至 $145.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $185.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度出现轻微的变化, 但 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率基本维持在 80% 左右, 平均 TNRR 分别为 $(0.53 \pm 0.06) \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 、 $(0.57 \pm 0.04) \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 同时通过图 3(d) 可知, $\Delta\text{NO}_2^-\text{-N}:\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} = 1.27 \pm 0.11$, $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}:\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} = 0.26$

± 0.02 , 说明此时反应器比较稳定, 进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度对反应器影响较小.

然而, 当进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度提高至 $225.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 游离亚硝酸 (FNA) 的平均浓度为 $0.04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 海洋厌氧氨氧化菌的活性开始受到明显的抑制作用, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度增加, 其平均去除率为 73.61%, TNRR 下降至 $(0.48 \pm 0.11) \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, $\Delta\text{NO}_2^-\text{-N}:\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} = 1.13 \pm 0.22$, $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}:\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} = 0.22 \pm 0.04$. 这可以认为, 该进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度是开始抑制反应器脱氮效能的临界条件. 而后进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度继续增加至 $265.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, FNA 的平均浓度也随之提高至 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均浓度增加至 $31.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其去除率下降为 59.88%, TNRR 为 $(0.42 \pm 0.07) \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 当进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度为 $305.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, FNA 的平均浓度提高至 $0.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 海洋厌氧氨氧化反应器的脱氮效能进一步下降, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度增加到 $44.93 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率仅为 43.93%, TNRR 下降至 $(0.32 \pm 0.16) \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.

针对厌氧氨氧化反应器起到主要抑制作用的是 FNA, 还是亚硝酸盐, 学者们还未统一观点. 一直以来, 大多数的观点认为 FNA 起到主要的抑制作用^[7,20], 而 Puyol 等认为^[21], 当 pH 低于 7.1 时, 起到主要抑制作用的是 FNA, 而 pH 高于 7.1 时, 亚硝酸盐起到主要的抑制作用. 本实验中, 反应器内的进水 pH 值始终维持在 7.5 左右, 因此, 可以认为在本实验中主要抑制反应器脱氮效能的是亚硝酸盐.

由于 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的生物毒性作用, 其浓度超过一定阈值会明显影响厌氧氨氧化反应器的脱氮能力, 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的抑制阈值相比, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的抑制阈值要低很多, 因此, 反应器更容易受到 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的抑制作用^[11,22]. Kimura 等^[23] 的研究表明, 当进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度从 $750 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $274 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 厌氧氨氧化菌活性可以充分恢复. 由此可以看出, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 对厌氧氨氧化反应器的抑制作用可逆^[24], 而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的存在对反应器起到一定的保护作用, 使其对 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的抑制作用具有较高的耐受性^[25]. 在很多研究中都高估了 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的抑制作用, 较高的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度未必是影响反应器稳定运行的原因^[26]. 抑制反应器稳定运行的主要因素是游离亚硝酸 (FNA), 随着逐渐提高进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度, FNA 的浓度也随之变化, 其进入细胞质内改变了细胞环境内

的 pH 值^[27]. 因此, 为了反应器的稳定运行, 若单独提高 NO_2^- -N 浓度时应控制在 $265.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下.

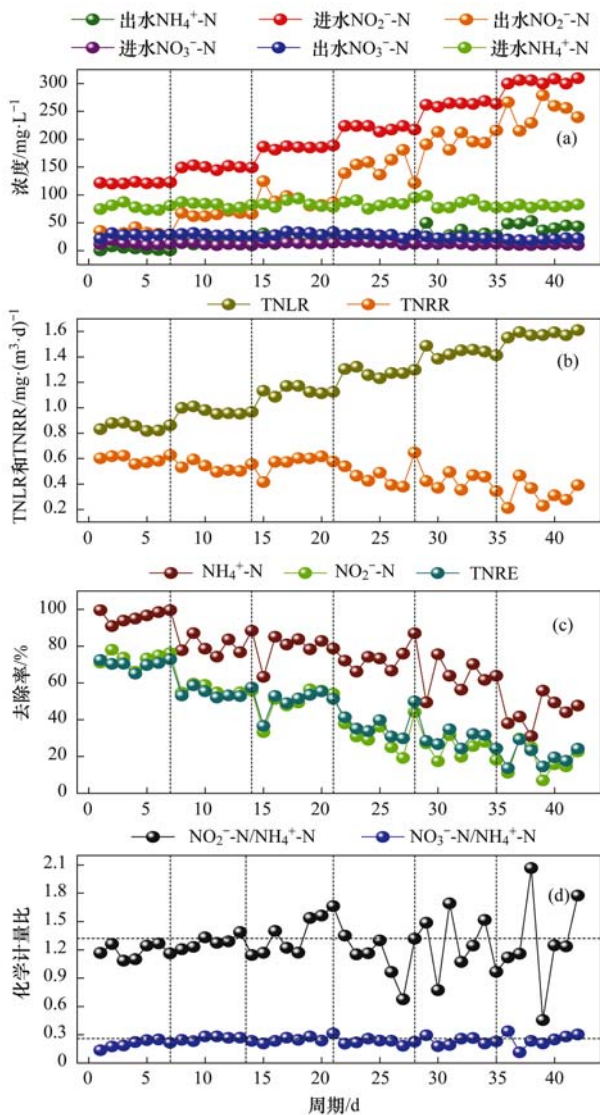


图 3 NO_2^- -N 浓度对反应器内脱氮指标的影响

Fig. 3 Effects of NO_2^- -N concentration on the nitrogen removal index of the reactor

2.3 基质 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的抑制动力学特性

利用 Haldane 模型和 Aiba 模型分析进水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度对海洋厌氧氨氧化反应器的抑制特性. 如图 4 所示. 在图 4(a) ~ 4(b) 中以出水 NH_4^+ -N 浓度为横坐标, TNRR 为纵坐标, 得到 NH_4^+ -N 浓度抑制的动力学曲线. 通过相关系数 R^2 可以看出, 两个模型均可以比较好地拟合进水 NH_4^+ -N 浓度对海洋厌氧氨氧化反应器的抑制动力学特性. 从拟合得到的参数来看, Haldane 模型得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 为 $0.697 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, K_s 为 $1.416 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, K_{iA} 为 $3893.625 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而 Aiba 模型得到

的 $\text{TNRR}_{\max}$ 为 $0.694 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, K_s 为 $1.309 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, K_{iB} 为 $4394.010 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 两者得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 和 K_s 的值相似, 但是却与实际值存在一定的误差, 尤其是 $\text{TNRR}_{\max}$ 的相对误差大约为 3.59%. 两个模型拟合得到的 K_i 比较高, 远高于祖波等^[28]报道的抑制常数 $1123 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 在本实验中, 反应器在高氨氮浓度下仍具保持较好地脱氮能力, 这可能与反应器内菌种特性有关, 海洋厌氧氨氧化菌可能对 NH_4^+ -N 的耐受性较高, 并且对其具有良好的适应性.

在图 4(c) ~ 4(d) 中以出水 NO_2^- -N 浓度为横坐标, 以 TNRR 为纵坐标, 得到 NO_2^- -N 浓度抑制的动力学曲线. 通过相关系数 R^2 可知, 两个模型可以较好地模拟进水 NO_2^- -N 浓度对海洋厌氧氨氧化反应器的抑制动力学特性. 同时通过拟合得到的参数来看, Haldane 模型得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 为 $0.690 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, K_s 为 $0.223 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, K_{iB} 为 $287.208 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而 Aiba 模型得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 为 $0.667 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, K_s 为 $0.115 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, K_{iB} 为 $398.143 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 两者得到的 3 个参数值略有不同, Aiba 模型得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 值更接近于实际值, 相对误差为 3.97%, 而 Haldane 模型给出的 $\text{TNRR}_{\max}$ 值的相对误差为 7.17%, 如果使用 Aiba 模型, 拟合得到的抑制常数 K_{iB} ($398.143 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 高于李伟刚等^[29]得到的抑制常数 ($140.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 却远远低于金仁村^[30]得到的 NO_2^- -N 抑制常数 ($924 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). 这些研究结果的不同一方面与反应器内优势种群有关, 另一方面有报道说明, 在高盐环境下, 厌氧氨氧化菌可以产生更多的胞外聚合物来抵御极端环境^[31,32]. 因此, 对于海洋厌氧氨氧化菌来说可能自身可以阻挡部分 NO_2^- -N 的抑制作用.

选取 Haldane 模型和 Aiba 模型进行对比, 主要是寻找更能够精确描述基质抑制对海洋厌氧氨氧化菌脱氮特性. 因此, 对于 Haldane 模型和 Aiba 模型分别求导, 令两者的一阶导数为 0, 最后将 S 用 K_s 、 K_i 表示分别代入式(6)、式(7), 得到如下公式:

$$\text{TNRR}'_{\max} = \frac{\text{TNRR}_{\max}}{1 + 2 \sqrt{\frac{K_s}{K_i}}} \quad (8)$$

$$\text{TNRR}'_{\max} = \frac{\text{TNRR}_{\max} \frac{\sqrt{4K_s K_i} - K_s}{2}}{K_s + \frac{\sqrt{4K_s K_i} - K_s}{2}} \times \exp\left(\frac{K_s - \sqrt{4K_s K_i}}{2K_i}\right) \quad (9)$$

通过拟合得到的 3 个参数值代入式(8)、(9) 分别得到 Haldane 模型和 Aiba 模型下 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 抑制作用的最大总氮去除负荷 ($\text{TNRR}_{\max}$)。Haldane 模型下对于 NH_4^+ -N 浓度对反应器脱氮能力的影响得到 $\text{TNRR}_{\max}$ 为 $0.671 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 而 Aiba 模型下得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 为 $0.699 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; Haldane 模型下对于 NO_2^- -N 浓度对反应器脱氮能力的影响得到 $\text{TNRR}_{\max}$ 为 $0.654 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 而 Aiba 模型下得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 为 $0.645 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。同时, 实验测得的 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 抑制作用的最大

总氮去除负荷分别为 $0.672 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.641 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 由此可以看出: 对于 NH_4^+ -N 的抑制作用, Haldane 模型下得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 与实际测量值更为接近, 其更适合描述氨氮抑制海洋厌氧氨氧化反应器的动力学特性; 而对于 NO_2^- -N 抑制作用, Aiba 模型下得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 与实际测量值更贴近, 其更适合描述亚硝态氮抑制海洋厌氧氨氧化反应器的动力学特性, 两者预测得到的 $\text{TNRR}_{\max}$ 值与实际值的相对误差较小。因此, 该结果为反应器的稳定运行提供了较好的参考价值。

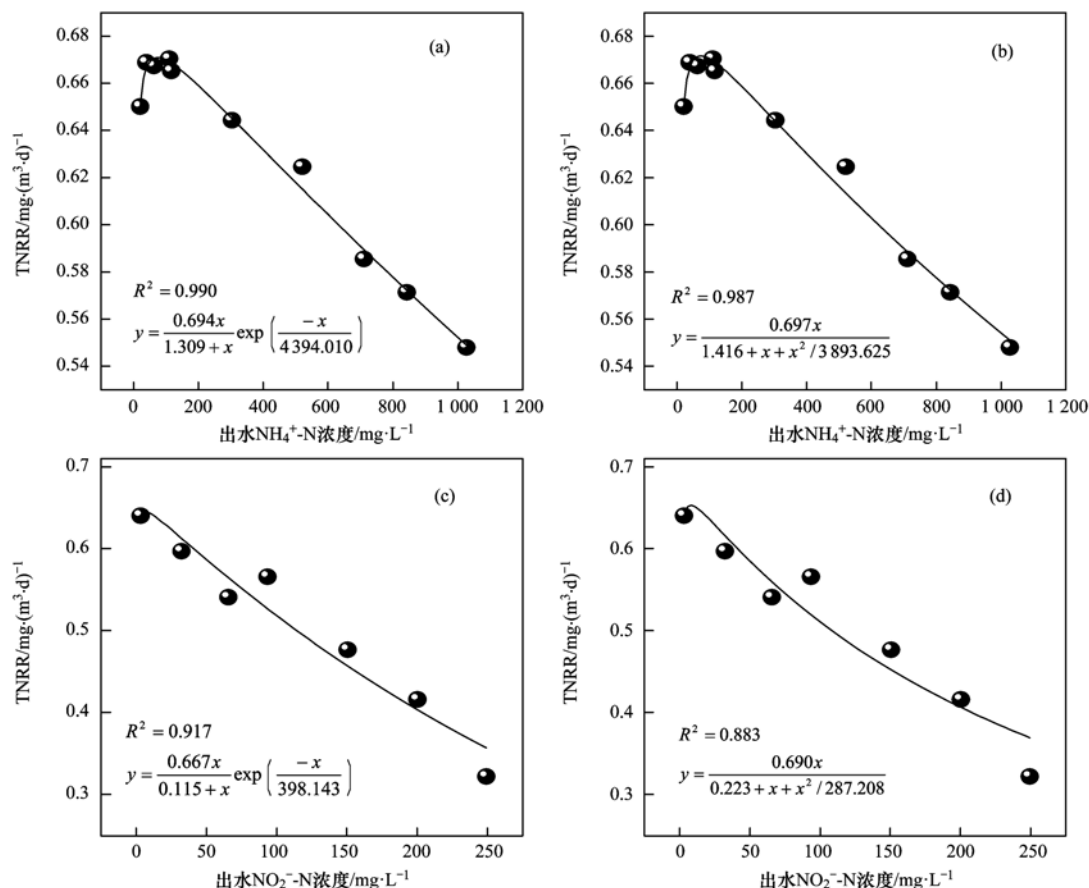


图4 Haldane 模型和 Aiba 模型拟合曲线

Fig. 4 Fitted curves for the Haldane model and Aiba model

3 结论

(1) 当进水 NH_4^+ -N 浓度提高至 $1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 海洋厌氧氨氧化反应器仍然具有较高的脱氮能力, NH_4^+ -N 对其抑制作用并不明显, 说明与淡水属厌氧氨氧化菌相比, 海洋厌氧氨氧化菌具有更强的耐氮能力。

(2) 当进水 NO_2^- -N 浓度提高至 $265.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应器脱氮能力明显被抑制, NH_4^+ -N 的去除率

下降为 59.88%, 相比于 NH_4^+ -N 而言, 海洋厌氧氨氧化菌对 NO_2^- -N 的抑制作用较为敏感。

(3) 通过 Haldane 模型和 Aiba 模型的拟合可知, Haldane 模型更适合描述 NH_4^+ -N 对反应器的抑制动力学特性, 而 Aiba 模型更适合描述 NO_2^- -N 对反应器的抑制动力学特性。

参考文献:

- [1] 曹天昊, 王淑莹, 苗蕾, 等. 不同基质浓度下 SBR 进水方式对厌氧氨氧化的影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35(8): 2334-2341.

- Cao T H, Wang S Y, Miao L, *et al.* Influence of feeding modes on anammox under different influent substrate concentration in SBR[J]. *China Environmental Science*, 2015, **35**(8): 2334-2341.
- [2] Thamdrup B, Dalsgaard T. Production of N_2 through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, **68**(3): 1312-1318.
- [3] Kuypers M M M, Slikers A O, Lavik G, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea[J]. *Nature*, 2003, **422**(6932): 608-611.
- [4] Rysgaard S, Glud R N, Risgaard-Petersen N, *et al.* Denitrification and anammox activity in Arctic marine sediments[J]. *Limnology Oceanography*, 2004, **49**(5): 1493-1502.
- [5] Shehzad A, Liu J W, Yu M, *et al.* Diversity, community composition and abundance of anammox bacteria in sediments of the north marginal seas of China[J]. *Microbes and Environments*, 2016, **31**(2): 111-120.
- [6] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, **50**(6): 589-596.
- [7] Fernández I, Dosta J, Fajardo C, *et al.* Short-and long-term effects of ammonium and nitrite on the anammox process[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, **95**(S1): S170-S174.
- [8] Waki M, Tokutomi T, Yokoyama H, *et al.* Nitrogen removal from animal waste treatment water by anammox enrichment[J]. *Bioresource Technology*, 2007, **98**(14): 2775-2780.
- [9] Tang C J, Zheng P, Mahmood Q, *et al.* Effect of substrate concentration on stability of anammox biofilm reactors[J]. *Journal of Central South University Technology*, 2010, **17**(1): 79-84.
- [10] Isaka K, Sumino T, Tsuneda S. High nitrogen removal performance at moderately low temperature utilizing anaerobic ammonium oxidation reactions[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2007, **103**(5): 486-490.
- [11] Dapena-Mora A, Fernández I, Campos J L, *et al.* Evaluation of activity and inhibition effects on anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, **40**(4): 859-865.
- [12] Fux C. Biological nitrogen elimination of ammonium-rich sludge digester liquids[D]. Switzerland: ETH-Zürich, 2003.
- [13] van Hulle S W H, Vandeweyer H J P, Meesschaert B D, *et al.* Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2010, **162**(1): 1-20.
- [14] 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.
- [15] He S L, Niu Q G, Ma H Y, *et al.* The treatment performance and the bacteria preservation of anammox: a review[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2015, **226**: 163.
- [16] Chen T T, Zheng P, Shen L D, *et al.* Kinetic characteristics and microbial community of anammox-EGSB reactor[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **190**(1-3): 28-35.
- [17] Jin R C, Xing B S, Yu J J, *et al.* The importance of the substrate ratio in the operation of the anammox process in upflow biofilter[J]. *Ecological Engineering*, 2013, **53**: 130-137.
- [18] 李祥, 崔剑虹, 袁硯, 等. 高氨氮对具有回流的 PN-ANAMMOX 串联工艺的脱氮影响[J]. *环境科学*, 2015, **36**(10): 3749-3755.
- Li X, Cui J H, Yuan Y, *et al.* Effect of high ammonium on nitrogen removal in an partial nitrification-ANAMMOX process with reflux system[J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(10): 3749-3755.
- [19] Martinelle K, Westlund A, Häggström L. Ammonium ion transport-a cause of cell death[J]. *Cytotechnology*, 1996, **22**(1-3): 251-254.
- [20] Egli K, Fanger U, Alvarez P J J, *et al.* Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate[J]. *Archives of Microbiology*, 2001, **175**(3): 198-207.
- [21] Puyol D, Carvajal-Arroyo J, Sierra-Alvarez R, *et al.* Nitrite (not free nitrous acid) is the main inhibitor of the anammox process at common pH conditions[J]. *Biotechnology Letters*, 2014, **36**(3): 547-551.
- [22] Bettazzi E, Caffaz S, Vannini C, *et al.* Nitrite inhibition and intermediates effects on Anammox bacteria: A batch-scale experimental study[J]. *Process Biochemistry*, 2010, **45**(4): 573-580.
- [23] Kimura Y, Isaka K, Kazama F, *et al.* Effects of nitrite inhibition on anaerobic ammonium oxidation[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2010, **86**(1): 359-365.
- [24] Lotti T, van der Star W R L, Kleerebezem R, *et al.* The effect of nitrite inhibition on the anammox process[J]. *Water Research*, 2012, **46**(8): 2559-2569.
- [25] Carvajal-Arroyo J M, Puyol D, Li G, *et al.* Pre-exposure to nitrite in the absence of ammonium strongly inhibits anammox[J]. *Water Research*, 2014, **48**: 52-60.
- [26] Jaroszynski L W, Cicek N, Sparling R, *et al.* Importance of the operating pH in maintaining the stability of anoxic ammonium oxidation (anammox) activity in moving bed biofilm reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(14): 7051-7056.
- [27] Sprott G D, Patel G B. Ammonia toxicity in pure cultures of methanogenic bacteria[J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 1986, **7**(2-3): 358-363.
- [28] 祖波, 张代钧, 阎青. 颗粒污泥厌氧氨氧化动力学特性及微量 NO_2^- 的影响[J]. *环境科学*, 2008, **29**(3): 683-687.
- Zu B, Zhang D J, Yan Q. Effect of trace NO_2^- and kinetic characteristics for anaerobic ammonium oxidation of granular sludge[J]. *Environmental Science*, 2008, **29**(3): 683-687.
- [29] 李伟刚, 于德爽, 李津. ASBR 反应器厌氧氨氧化脱氮 II: 反应动力学[J]. *中国环境科学*, 2013, **33**(12): 2191-2200.
- Li W G, Yu D S, Li J. Nitrogen removal in the anammox sequencing batch reactor II: kinetics characteristics[J]. *China Environmental Science*, 2013, **33**(12): 2191-2200.
- [30] 金仁村. 自养型生物脱氮反应器性能的研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2007.
- [31] Jin R C, Ma C, Yu J J. Performance of an anammox UASB reactor at high load and low ambient temperature[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, **232**: 17-25.
- [32] Ismail S B, De La Parra C J, Temmink H, *et al.* Extracellular polymeric substances (EPS) in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors operated under high salinity conditions[J]. *Water Research*, 2010, **44**(6): 1909-1917.

CONTENTS

Regional Transport Matrix Study of PM _{2.5} in Jingjinji Region, 2015	WANG Yan-li, XUE Wen-bo, LEI Yu, <i>et al.</i> (4897)
Effect of Atmospheric Haze Based on Multi-source Remote Sensing Data Considering the Size Effect of Landscape Sources and Sinks	XU Kai, YU Tian-tian, SUN Jiao-jiao, <i>et al.</i> (4905)
Space-Time Estimations and Mapping of PM _{2.5} Fine Particulates Based on Multi-source Data	XIAO Lu, LANG Yi-chao, XIA Lang, <i>et al.</i> (4913)
Exposure Level of Population and Economy in Zhejiang Province Considering the Background of PM _{2.5} in East China	YU Zhen-yan, GAO Da-wei, LI Zheng-quan, <i>et al.</i> (4924)
Aerosol Chemical Characteristics for Different Air Pollution Levels in North Suburban Nanjing	ZHANG Cheng, YU Xing-na, AN Jun-lin, <i>et al.</i> (4932)
Seasonal Variation of Carbon Fractions in PM _{2.5} in Heze	LIU Ze-jun, WU Jian-hui, ZHANG Yu-fen, <i>et al.</i> (4943)
Characteristics and Source Apportionment of Water-soluble Inorganic Ions in Road Dust PM _{2.5} in Selected Cities in Liaoning Province	ZHANG Wei, JI Ya-qin, ZHANG Jun, <i>et al.</i> (4951)
Characteristics of the Size Distribution of Water-soluble Ions During a Heavy Pollution Episode in the Winter in Tianjin	YAO Qing, LIU Zi-rui, HAN Su-qin, <i>et al.</i> (4958)
Physico-chemical Characteristic Analysis of PM _{2.5} in the Highway Tunnel in the Plateau City of Kunming	WANG Cheng-hui, YAN Kun, HAN Xin-yu, <i>et al.</i> (4968)
Characteristics Analysis of the Surface Ozone Concentration of China in 2015	DUAN Xiao-tong, CAO Nian-wen, WANG Xiao, <i>et al.</i> (4976)
Effects of Different Precious Metal Loads of CDPF on Characteristics of VOCs Emissions from a Diesel Bus	LOU Di-ming, ZHANG Zi-jun, LIU Ji-yue, <i>et al.</i> (4983)
Influence of ENSO Events on the Hydrogen ($\delta^2\text{H}$) and Oxygen ($\delta^{18}\text{O}$) Isotopic Values of Precipitation in Shanghai	DONG Xiao-fang, YANG Hua-wei, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (4991)
Deposition of Sulfur, Nitrogen and Mercury in Two Typical Forest Ecosystems in Southern China	CHENG Zheng-lin, LUO Yao, ZHANG Ting, <i>et al.</i> (5004)
Spatial and Temporal Variability of CO ₂ Emissions from the Xin'anjiang Reservoir	YANG Le, LI He-peng, SUN Bin-feng, <i>et al.</i> (5012)
Evaluation of Temporal and Spatial Variation Characteristics of Nutrients in Surface Sediment in the Three Gorges Reservoir Area	ZHUO Hai-hua, QIU Guang-sheng, ZHAI Wan-ying, <i>et al.</i> (5020)
Distribution of Different Mercury Species in the Waterbody at Sanmenxia Reservoir	CHENG Liu, MA Bing-juan, ZHOU Wei-li, <i>et al.</i> (5032)
Identification of Nitrate Sources and Transformation Processes in Midstream Areas; A Case in the Taizi River Basin	LI Yan-li, SUN Wei, YANG Zi-rui (5039)
Characteristics of Nitrogen Variation and Its Response to Rainfall; A Case Study in Wuxi Port at Taihu Lake Basin	LIAN Hui-shu, LIU Hong-bin, LI Xu-dong, <i>et al.</i> (5047)
Dynamics of the Water Quality in a Broad-leaf Evergreen Forest at Different Spatial Levels on Jinyun Mountain	MA Ming, SUN Tao, LI Ding-kai, <i>et al.</i> (5056)
Method of Improving the Water Quality of Polluted Rivers Based on the MIKE11 Model	XIONG Hong-bin, CHEN Xue, ZHANG Si-si (5063)
Distribution Characteristics and Risk Analysis of Antibiotic in the Groundwater in Beijing	CHEN Wei-ping, PENG Cheng-wei, YANG Yang, <i>et al.</i> (5074)
Characteristics of Carbon and Nitrogen in the Downstream Columnar Sediment of Maozhou River, Shenzhen	LING Jun-hong, ZHANG Yi-zhang, WANG Min-hao, <i>et al.</i> (5081)
Relative Importance of Factors Influencing Iron Release in Drinking Water Distribution Systems	LIU Ying, YU Ying, SHI Bao-you, <i>et al.</i> (5090)
Removal of High Concentration of Iron, Manganese and Ammonia Nitrogen from Low Temperature Groundwater Using Single Bio-filter	LI Dong, CAO Rui-hua, YANG Hang, <i>et al.</i> (5097)
Mechanism of Pre-ozonation Enhanced Coagulation on DON in the Secondary Effluent	LIU Bing, ZHENG Yu-ming, WANG Da-xiang, <i>et al.</i> (5106)
Base Activation of Peroxymonosulfate for the Degradation of Ciprofloxacin in Water	GE Yong-jian, CAI Xian-wei, LIN Han, <i>et al.</i> (5116)
MIL-88A@MIP Activated Persulfate for Targeted Degradation of Dibutyl Phthalate	WANG Jiu-mei, GUAN Ze-yu, WAN Jin-quan, <i>et al.</i> (5124)
Methane Cycle Anaerobic Membrane Bioreactor with Desulfurization for Treating High Sulfate Organic Wastewater at Normal Temperature	XU Ting, JIN Yan-qing, LI Yong (5132)
Simultaneous Recovery of Nutrients from Wastewater by Mesoporous MgO-loaded Natural Zeolite	CHENG Xue-jun, WANG Xue-jiang, WANG Hao, <i>et al.</i> (5139)
Phosphorus Removal Capacity of Domestic Wastewater Treated by a Modified CAST Process Under Different Operating Modes	MA Juan, WANG Jin, YU Xiao-jun, <i>et al.</i> (5146)
Realization of Shortcut Nitrification in the ABR-MBR Process Treating Domestic Wastewater	LÜ Liang, ZHAO Shi-hui, WEI Jia-min, <i>et al.</i> (5154)
Substrate Inhibition and Kinetic Characteristics of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria Treating Saline Wastewater	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (5162)
Effect of Free Ammonia on Ammonia Escape During an Ammonia Oxidation Process	SUN Hong-wei, YU Xue, YOU Yong-jun, <i>et al.</i> (5169)
Water Quality and Diversity of Denitrifier Community Structure of Typical Scenic Water Bodies in Xi'an	KANG Peng-liang, HUANG Ting-lin, ZHANG Hai-han, <i>et al.</i> (5174)
Start-up and Characteristics of the Microbial Community Structure of ANAMMOX	WANG Yao-qi, ZHANG Min, JIANG Ying, <i>et al.</i> (5184)
Fast Start-up and Performance of the CANON Process Based on a SBAF System and Evolution Properties of Microorganisms	YUE Xiu, LIU Zhu-han, YU Guang-ping, <i>et al.</i> (5192)
Enrichment of <i>Nitrospira</i> in Activated Sludge and Kinetic Characterization	YAO Qian, PENG Dang-cong, ZHAO Qiao-di, <i>et al.</i> (5201)
Effect of pH Value on Autotrophic Denitrification Process of Zero Valent Iron Substrate	ZHANG Ning-bo, LI Xiang, HUANG Yong (5208)
Effect of Seeding Single/Mixed Sludge on Rapid Start-up of an ANAMMOX Reactor	ZHANG Ze-wen, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (5215)
Comparison of Start-up and Stable Performance of Nitrification in Activated Sludge and Biofilm Processes in a SBR	SUN Yi-qi, BIAN Wei, WANG Meng, <i>et al.</i> (5222)
Long-term Impacts of TiO ₂ Nanoparticles on the Stability of an Anaerobic Granular Sludge Bioreactor	LI Hui-ting, CUI Fu-yi (5229)
Composition and Distribution of Antibiotics in Soils with Different Land Use Types in a Typical Peri-urban Area of the Yangtze River Delta	ZHAO Fang-kai, CHEN Li-ding, YANG Lei, <i>et al.</i> (5237)
Distribution of Phosphorus in Soil Profiles after Continuous Application of Different Fertilizers	ZHANG Tian, XU Hao, RU Shu-hua, <i>et al.</i> (5247)
Occurrence of Organophosphate Esters in Soils of the Three Gorges Reservoir	HE Ming-jing, YANG Ting, YANG Zhi-hao, <i>et al.</i> (5256)
Pollution Characteristics, Source Analysis and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Soils Surrounding a Municipal Solid Waste Incineration Plant in Shanghai	GUO Yan-hai, SUN Xu-chao, ZHANG Shi-bing, <i>et al.</i> (5262)
Comparison of Characteristics and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Different Environmental Media in the Urban Area of Daqing City	SONG Ning-ning, FENG Jia-shen, YU Yang, <i>et al.</i> (5272)
Magnetic Response of Heavy Metal Pollution in Playground Dust of an Industrial Area	YANG Meng, LI Hui-ming, LI Feng-ying, <i>et al.</i> (5282)
Distribution Characteristics and Health Risk for Heavy Metals in Vegetables Near the Industrial Areas in Shanghai	ZHOU Ya, BI Chun-juan, ZHOU Xiao-xiao, <i>et al.</i> (5292)
Impacts of Silicon Fertilizer as Base Manure on Cadmium Bioavailability in Soil and on Cadmium Accumulation in Rice Plants	GAO Zi-xiang, ZHOU Hang, YANG Wen-tao, <i>et al.</i> (5299)
Uptake and Volatilization of Gaseous Elemental Mercury by Paddy Rice	SHANG Shuai, TIAN Pei, JIANG Yu, <i>et al.</i> (5308)
Long Term Variations of Ozone Concentration of in a Winter Wheat Field and Its Loss Estimate Based on Dry Matter and Yield	ZHAO Hui, ZHENG You-fei, LI Shuo, <i>et al.</i> (5315)
Control Effect of Side Deep Fertilization with Slow-release Fertilizer on Ammonia Volatilization from Paddy Fields	HOU Peng-fu, XUE Li-xiang, YU Ying-liang, <i>et al.</i> (5326)
Effects of Biochar and Organic Fertilizer on Saline-alkali Soil N ₂ O Emission in the North China Plain	SHI Yu-long, LIU Xing-ren, GAO Pei-ling, <i>et al.</i> (5333)
Flux Characteristics of CO ₂ , CH ₄ , and N ₂ O and their Influencing Factors in Different Types of Ditches on the Chengdu Plain	FENG Xiang-rong, DENG Ou-ping, DENG Liang-ji, <i>et al.</i> (5344)
Review of CO ₂ and CH ₄ Emissions from Rivers	WANG Xiao-feng, YUAN Xing-zhong, CHEN Huai, <i>et al.</i> (5352)