

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第10期

Vol.39 No.10

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

我国典型城市环境大气挥发性有机物特征比值 王鸣, 陈文泰, 陆思华, 邵敏 (4393)

2015年北京大气VOCs时空分布及反应活性特征 张博韬, 安欣欣, 王琴, 闫贺, 刘保献, 张大伟 (4400)

北京市建筑类涂料VOCs排放清单编制技术方法及应用 邓子钰, 高美平, 王庆玮, 聂磊 (4408)

基于实测的建筑类涂料挥发性有机物(VOCs)含量水平及组分特征 高美平, 邓子钰, 聂磊, 邵霞, 安小栓 (4414)

2014~2016年京津冀沿山城市空气质量首要污染物特征分析 王晓彦, 王帅, 朱莉莉, 许荣, 李健军 (4422)

北京市大气环境PM_{2.5}和PM₁₀及其碳质组分季节变化特征及来源分析 樊啸辰, 郎建奎, 程水源, 王晓琦, 吕喆 (4430)

南京春季北郊地区大气PM_{2.5}中主要化学组分及碳同位素特征 周一鸣, 韩珣, 王瑾瑾, 陈善莉, 沈潇雨, 章炎麟, 朱彬, 郭照冰 (4439)

热脱附法快速分析大气细颗粒物中非极性有机物 马英歌, 吴霞, 彭梦梦, 冯加良, 郁建珍, 乔利平, 周敏, 朱书慧, 李莉 (4446)

杭州市空气细颗粒物浓度与哮喘就诊人次的关系 王安旭, 陈曦, 宋从波, 应颂敏, 李倩, 吴琳, 毛洪钧 (4457)

基于远程通讯技术的混动公交车SCR系统运行及NO_x排放特征 杨强, 胡馨遥, 黄成, 陈昀, 刘佳栋, 李莉, 熊忠亮, 唐伟 (4463)

基于环境风险排序的流域优先污染物筛选 李奇锋, 吕永龙, 王佩, 张悦清 (4472)

重庆远郊丰都雪玉洞流域大气无机氮湿沉降变化特征与来源分析 段世辉, 蒋勇军, 张远瞩, 胡刘婵, 曾泽, 吕现福 (4479)

黑龙江凉水国家级自然保护区大气氮沉降特征 宋蕾, 田鹏, 张金波, 金光泽 (4490)

脱甲河水系N₂O关键产生过程及氮素来源探讨 赵强, 吕成文, 秦晓波, 吴红宝, 万运帆, 廖育林, 鲁艳红, 李健陵 (4497)

生物炭添加对曝气人工湿地脱氮及氧化亚氮释放的影响 王宁, 黄磊, 罗星, 梁岩, 王燕, 陈玉成 (4505)

黑麦草对水体中镉-壬基酚复合污染的生理响应及修复 史广宇, 李中义, 张路, 程媛媛, 陈宏伟, 施维林 (4512)

城市黑臭水体的吸收特性分析 丁潇蕾, 李云梅, 吕恒, 朱利, 温爽, 雷少华 (4519)

岷江上游水体中DOM光谱特征的季节变化 范诗雨, 秦纪洪, 刘堰杨, 孙辉 (4530)

防渗型生物滞留中试系统降雨径流水质与三维荧光特征 林修咏, 王书敏, 李强, 谢云成 (4539)

基于δ¹⁵N和δ¹⁸O的农业区地下水河硝酸盐污染源 盛婷, 杨平恒, 谢国文, 洪爱花, 曹聪, 谢世友, 时伟宇 (4547)

垃圾填埋场地下水溶解性有机物光谱特征 彭莉, 虞敏达, 何小松, 刘思佳, 张鹏 (4556)

铅负载颗粒沸石改良底泥对水中磷酸盐的吸附行为 梁舒静, 林建伟, 詹艳慧, 汪振华, 李雅灵, 何思琪, 陈海洋, 唐凤霞, 李志强 (4565)

基于紫外光谱分析的腐殖质混凝控制 张北辰, 张晓蕾, 秦兰兰, 黄海鸥 (4576)

AAO工艺联合臭氧削减污水中微量有机污染物及遗传毒性 李默, 汪震哲, 陈志强, 温沁雪 (4584)

抗生素抗性基因在两级废水处理系统中的分布和去除 李奥林, 陈吕军, 张衍, 代天娇, 田金平, 刘锐, 温东辉 (4593)

磁性壳聚糖凝胶球固定厌氧氨氧化菌对废水氨氮去除的影响 刘志文, 陈琛, 彭晓春, 谢武明, 黄镇扬, 韩庆吉 (4601)

海藻糖强化厌氧氨氧化耦合反硝化工艺处理高盐废水的脱氮除碳效能 杨振琳, 于德爽, 李津, 王晓霞, 冯莉 (4612)

低温下A²/O-BAF反硝化除磷脱氮特性 黄剑明, 赵智超, 郑隆举, 邵兆伟, 安芳娇, 陈永志 (4621)

O₃-BAC深度处理石化废水厂尾水的特性及菌群结构分析 张超, 单明皓, 许丹宁, 古明哲, 代蓓蓓, 纪轩, 孙井梅 (4628)

基于MBR不同种泥短程硝化启动的微生物群落结构分析 吴鹏, 陈亚, 张婷, 沈耀良, 徐乐中 (4636)

3种不同工艺切换下活性污泥菌群结构及代谢产物对污泥沉降性能的影响 温丹丹, 袁林江, 陈希, 王洋, 申童童, 刘小博 (4644)

硫酸盐还原菌活性污泥胞外聚合物对环丙沙星的吸附机制 张会群, 贾妍艳, 方荷婷, 阴琳婉, 吕慧 (4653)

包埋活性污泥反硝化性能的快速提高及群落分析 杨宏, 徐富, 孟琛, 苏姗, 袁星 (4661)

中国粮食主产区耕地土壤重金属时空变化与污染源分析 尚二萍, 许尔琪, 张红旗, 黄彩红 (4670)

典型区土壤重金属空间插值方法与污染评价 马宏宏, 余涛, 杨忠芳, 侯青叶, 曾庆良, 王锐 (4684)

秸秆与化肥减量配施对菜地土壤温室气体排放的影响 黄容, 高明, 黎嘉成, 徐国鑫, 吕盛, 罗梅 (4694)

不同肥料施用对设施蔬菜地NH₃挥发和N₂O排放的影响 山楠, 韩圣慧, 刘继培, 陈清, 袁玉玲, 王立刚, 李虎 (4705)

施肥类型和水热变化对农田土壤氮素矿化及可溶性有机氮动态变化的影响 田飞飞, 纪鸿飞, 王乐云, 郑西来, 辛佳, 能惠 (4717)

长期不同施肥量对全程氨氧化细菌丰度的影响 王梅, 王智慧, 石孝均, 蒋先军 (4727)

典型绿洲不同土壤类型有机碳含量及其稳定碳同位素分布特征 陈新, 贡璐, 李杨梅, 安申群, 赵晶晶 (4735)

凹凸棒石及其改性材料对土壤镉生物有效性的影响与机制 陈展祥, 陈传胜, 陈卫平, 焦文涛 (4744)

天然有机物活化过硫酸盐降解土壤有机污染物效果 刘琼枝, 廖晓勇, 李尤, 龚雪刚, 曹红英, 罗俊鹏 (4752)

水分管理和外源硒对水稻吸收累积铅的影响 万亚男, 刘哲, Aboubacar Younoussa Camara, 余垚, 王琪, 李花粉 (4759)

窖水中微生物降解污染物的关键细菌 杨浩, 杨晓妮, 张国珍, 王宝山, 张翔, 李健 (4766)

砷氧化菌对胡敏酸络合As(III)的氧化作用 李泽姣, 崔岩山, 尹乃毅, 蔡晓琳, 都慧丽, 王鹏飞 (4778)

海域高温油田1株耐高温耐盐硫酸盐还原菌的筛选与生理特性及活性抑制 杨春璐, 苑美玉, 史荣久, 闫鹏举, 赵峰, 韩斯琴, 张颖 (4783)

1株耐盐异养硝化-好氧反硝化菌Zobellella sp. B307的分离及脱氮特性 白洁, 陈琳, 黄潇, 胡春辉, 赵阳国, 李岩然 (4793)

1株镰刀菌属KY123915的分离及其对17β-雌二醇的降解特性 吴蔓莉, 祝长成, 祁燕云, 时艺馨, 徐会宁, 杨瑾如 (4802)

氟喹诺酮对垂直流人工湿地性能及微生物群落的影响 李新慧, 郑权, 李静, 王晓慧, 海热提 (4809)

林可霉素菌渣堆肥微生物群落多样性分析 任省涛, 郭夏丽, 芦阿度, 张倩倩, 郭笑盈, 王岩, 王连忠, 张宝宝 (4817)

DEP对蚯蚓抗氧化酶系的影响及DNA损伤 平令文, 李现旭, 张翠, 宋佩佩, 王金花, 朱鲁生, 王军 (4825)

生活垃圾焚烧飞灰矿物学特性及重金属分布 李建陶, 曾鸣 (4834)

《环境科学》征订启事(4429) 《环境科学》征稿简则(4471) 信息(4529, 4777, 4816)

海藻糖强化厌氧氨氧化耦合反硝化工艺处理高盐废水的脱氮除碳效能

杨振琳, 于德爽, 李津*, 王晓霞, 冯莉

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 采用 SBR 反应器研究海藻糖强化厌氧氨氧化耦合反硝化工艺(SAD)处理高盐水的脱氮除碳效能及其动力学特性. 当海藻糖为 $0.25 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时反应器具有最佳的脱氮效能, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 COD 均可以被完全去除, 与没有添加海藻糖相比, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和总氮去除率分别提高了 50%、43% 和 46%, 氨氮去除速率(ARR)和亚硝氮去除速率(NRR)分别提高了 81.25% 和 75%. 当海藻糖浓度进一步提升至 $0.5 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率(ARE)仅为 58.82%, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度下降为 $33.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 相比于 Haldane 模型和 Aiba 模型, Luong 模型更适合拟合海藻糖添加条件下 SAD 的脱氮性能. 由其得到的 NRR_{\max} 、 K_s 、 S_m 和 n 分别为 $0.954 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 、 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $184.785 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 0.718. 与修正的 Logistic 模型和修正的 Boltzman 模型相比, 修正的 Gompertz 模型得到的预测值与实验值最为贴近, 修正的 Gompertz 模型更适合描述海藻糖添加条件下单周期内基质的降解过程.

关键词: 厌氧氨氧化耦合反硝化; 脱氮效能; 高盐废水; 海藻糖; 动力学

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)10-4612-09 DOI: 10.13227/j.hjks.201803218

Enhanced Nitrogen and Carbon Removal Performance of Simultaneous ANAMMOX and Denitrification (SAD) with Trehalose Addition Treating Saline Wastewater

YANG Zhen-lin, YU De-shuang, LI Jin*, WANG Xiao-xia, FENG Li

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

Abstract: Enhanced nitrogen and carbon removal performance of simultaneous ANAMMOX and denitrification (SAD) process with trehalose addition treating saline wastewater was investigated in a sequencing batch reactor (SBR). The optimal nitrogen removal was achieved at $0.25 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ trehalose, during which $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, and COD could be completely removed. Compared to no addition of trehalose, ammonium removal efficiency (ARE), nitrite removal efficiency (NRE) and total nitrogen removal efficiency (TNRE) increased by 50%, 43% and 46%. Ammonium removal rate (ARR) and nitrite removal rate (NRR) increased by 81.25% and 75%, respectively. With increasing concentration of trehalose to $0.5 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, ARE was only 58.82% and the effluent concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ was $33.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Compared to the Haldane model and the Aiba model, the Luong model was the most suitable to simulate the nitrogen removal performance of SAD with trehalose addition treating saline wastewater. The NRR_{\max} , K_s , S_m , and n fitted from Luong model were $0.954 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $184.785 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and 0.718, respectively. Compared to the modified Logistic model and the modified Boltzman model, the modified Gompertz model was the most suitable to describe the degradation of a substrate in a single cycle.

Key words: simultaneous ANAMMOX and denitrification(SAD); nitrogen removal efficiency; saline wastewater; trehalose; kinetics

厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)工艺因其成本低、效率高引起人们的广泛关注. 与传统硝化反硝化工艺相比, ANAMMOX 工艺无需氧气和外加碳源, 并且污泥产量低^[1, 2]. 然而许多废水如水产加工废水、畜禽养殖废水等都含有高浓度的氮和化学需氧量(COD), 这意味着单一 ANAMMOX 过程很难有效地处理废水. 目前, 人们对厌氧氨氧化耦合反硝化工艺(SAD)的研究兴趣越来越浓厚^[3]. 在有机碳存在的环境中, 厌氧氨氧化与反硝化反应能同步发生且相互促进. ANAMMOX 菌(AnAOB)与反硝化菌

(HDB)的协同作用可以同时去除有机物和氨氮. 另外, SAD 工艺还可以解决传统生物脱氮工艺外碳源不足的问题^[4].

当前由于淡水资源短缺且水质下降, 海水的应用越来越受到人们的广泛关注, 尤其是在沿海地区^[5]. 制革厂、食品、纺织工业以及渔业也都排放高盐度的废水^[6, 7], 这不可避免地产生了大量的含

收稿日期: 2018-03-30; 修订日期: 2018-04-11

基金项目: 国家自然科学基金项目(51278258, 51478229)

作者简介: 杨振琳(1992~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: 506889106@qq.com

* 通信作者, E-mail: ljin0532@126.com

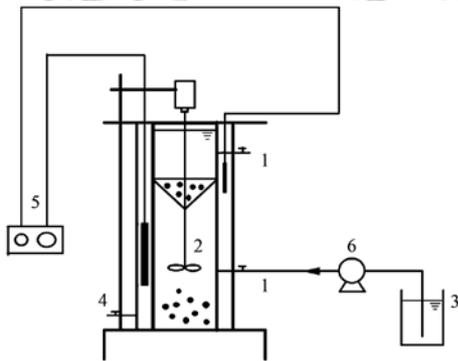
盐废水. 盐度对微生物代谢、污染物去除以及污泥沉降等方面均会产生负面影响^[8,9]. 微生物在高盐度条件下可以通过“相容性溶质”策略来调节渗透压以适应高盐环境^[10]. 同时, 细胞内处于高离子强度时, 相容性溶质还可以作为蛋白质的稳定剂^[11,12].

海藻糖作为一种相容性溶质可以调节微生物渗透压, 添加海藻糖强化 SAD 工艺处理高盐废水鲜见报道. 本研究通过按浓度梯度逐步提高海藻糖浓度, 探讨了海藻糖对 SAD 工艺处理高盐废水脱氮除碳效能的影响, 并利用动力学分析了反应稳定运行的相关策略, 以期为强化 SAD 工艺处理高盐废水提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 实验装置

本实验所采用的 SBR 反应器如图 1 所示. 反应器是双层结构, 由有机玻璃制成, 有效容积为 7 L, 其温度通过外室水循环控制在 $(35 \pm 0.5)^\circ\text{C}$. 反应器用黑布包裹, 以防止光营养微生物的生长. 该反应器运行一个周期包括进水 0.5 h, 厌氧搅拌反应 6 h, 污泥沉淀 0.5 h 和出水排水 0.5 h. 进水 pH 通过添加 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NaOH 或 HCl 控制在 7.4 ± 0.2 . 海藻糖按浓度梯度 $0 \sim 0.6 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐步添加, 实验采用人工配制的模拟废水, 经高纯 N_2 吹脱 10 min 以保持厌氧状态.



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 厌氧氨氧化耦合反硝化装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the SBR configuration

1.2 接种污泥和实验废水

在本研究之前, 反应器已经运行了两年多, 具有长期稳定的脱氮性能. 混合液悬浮固体 (MLSS) 的浓度和污泥沉降比 (SV) 分别为 $11.48 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、11%. 本实验采用的合成废水是由实际海水制备而

来的. 废水的盐度为 $32 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 COD 分别由 NH_4Cl 、 NaNO_2 以及葡萄糖按进水 80、160 和 $214 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提供. 实验所采用的合成废水成分为 ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$): KH_2PO_4 0.029、 $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.136、 KHCO_3 1.4、 $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.06, 微量元素 I ($1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$): EDTA $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 微量元素 II ($1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$): EDTA $15 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, H_3BO_3 $0.014 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $0.99 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ $0.25 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $0.43 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0.19 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0.22 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0.24 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NaSeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ $0.21 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$.

1.3 分析项目和方法

根据标准方法分析了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 COD 的浓度^[13]. 污泥体积指数 (SVI) 和污泥沉降比 (SV) 也是基于标准方法进行测量的. 对每个水样测 3 次取平均值. pH 值: WTW pH/Oxi 340i; 温度: 水银温度计; 总氮去除速率 (TNRR) 和总氮去除率根据三氮进出水浓度和水力停留时间 (HRT) 得出, 如式 (1) 和 (2) 所示.

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

$$\text{TNRE} = \frac{c_{\text{inf}} - c_{\text{eff}}}{c_{\text{eff}}} \times 100\% \quad (2)$$

式中, HRT 为水力停留时间 (HRT = 6 h, 采样间隔 $t = 0.5 \text{ h}$), c_{inf} 为进水总氮浓度 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); c_{eff} 为出水总氮浓度 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

厌氧氨氧化脱氮贡献率和反硝化脱氮贡献率如式 (3) 和 (4) 所示:

$$P_{\text{ana}} = 1.32\text{NH}_4^+_{\text{rem}} \div (\text{NO}_2^-_{\text{inf}} + \text{NO}_3^-_{\text{inf}} + 0.26\text{NH}_4^+_{\text{rem}} - \text{NO}_2^-_{\text{eff}} - \text{NO}_3^-_{\text{eff}}) \times 100\% \quad (3)$$

$$P_{\text{den}} = 100(\%) - P_{\text{ana}}(\%) \quad (4)$$

式中, 下标中 ana、den、rem、inf、eff 分别代表厌氧氨氧化、反硝化、去除率、进水和出水. NH_4^+ 、 NO_2^- 和 NO_3^- 的浓度以 N ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 表示^[14].

1.4 动力学模型

Haldane 模型被用来描述硝化过程中基质抑制^[15]. Ewards 模型^[16]用来描述高浓度基质浓度抑制微生物的生长. Aiba 模型^[17]用来描述乙醇发酵过程中产物的抑制作用. Luong 模型^[18]用来描述丁醇抑制酵母的生长过程. Haldane 模型和 Aiba 模型目前被广泛应用于拟合 ANAMMOX 反应器的基质抑制动力学特性^[19,20]. 在本研究中, 这 4 个模型用于描述海藻糖添加对 SAD 处理高盐废水脱氮过程

影响的动力学特性.

(1) Haldane 模型

$$NRR = \frac{NRR_{\max} S}{K_S + S + S^2/K_{IH}} \quad (5)$$

式中, NRR_{\max} 为最大基质转化速率, $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; S 为出水基质浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; K_S 为半饱和常数, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; K_{IH} 为 Haldane 动力学常数, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

(2) Ewards 模型

$$NRR = NRR_{\max} \left[\exp\left(-\frac{S}{K_{IE}}\right) - \exp\left(-\frac{S}{K_S}\right) \right] \quad (6)$$

式中, K_{IE} 为动力学 Ewards 常数, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

(3) Aiba 模型

$$NRR = \frac{NRR_{\max} S}{K_S + S} \exp\left(-\frac{S}{K_{IA}}\right) \quad (7)$$

式中, K_{IA} 为 Luong 动力学常数, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

(4) Luong 模型

$$NRR = \frac{NRR_{\max} S}{K_s + S} \left(1 - \frac{S}{S_m}\right)^n \quad (8)$$

式中, S_m 为微生物净生长停止时的最大基质浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; n 为 Luong 动力学常数, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

对于单周期内基质降解过程动力学模型, 不同的数学动力学模型运用于不同的生物反应器. 修正的 Logistic 模型、修正的 Boltzman 模型和修正的 Gompertz 模型适合描述 SBR 反应器中 ANAMMOX 单周期内基质的降解过程.

(5) 修正的 Logistic 模型

$$NRE = \frac{NRE_{\max}}{1 + \exp[4R_{\max}(\lambda - t)/NRE_{\max} + 2]} \quad (9)$$

把式(9)与式(2)合并:

$$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - \frac{0.01 \times NRE_{\max}}{1 + \exp[4R_{\max}(\lambda - t)]NRE_{\max} + 2} \right] \quad (10)$$

式中, NRE 为总氮去除率 (%); NRE_{\max} 为最大总氮去除率 (%); R_{\max} 为最大总氮去除速率 ($\% \cdot \text{h}^{-1}$); λ 为延迟时间 (h); t 为反应时间 (h).

(6) 修正的 Boltzman 模型

$$NRE = NRE_{\max} + \frac{NRE_{\min} - NRE_{\max}}{1 + \exp[(t - t_c)/t_d]} \quad (11)$$

把式(11)与式(2)合并:

$$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - 0.01 \times \frac{NRE_{\min} - NRE_{\max}}{NRE_{\max} + \frac{NRE_{\min} - NRE_{\max}}{1 + \exp\left[\frac{t - t_c}{t_d}\right]}} \right] \quad (12)$$

式中, NRE_{\min} 为最小总氮去除率 (%); t_c 为 1/2

NRE_{\max} 时所对应的时间 (h); t_d 为时间常数 (h).

(7) 修正的 Gompertz 模型

$$NRE = NRE_{\max} \exp\left[-\exp\left\{\frac{R_{\max} e}{NRE_{\max}}(\lambda - t) + 1\right\}\right] \quad (13)$$

把式(13)与式(2)合并:

$$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - 0.01 NRE_{\min} \cdot \exp\left\{\frac{R_{\max} e}{NRE_{\max}}(\lambda - t) + 1\right\} \right] \quad (14)$$

2 结果与讨论

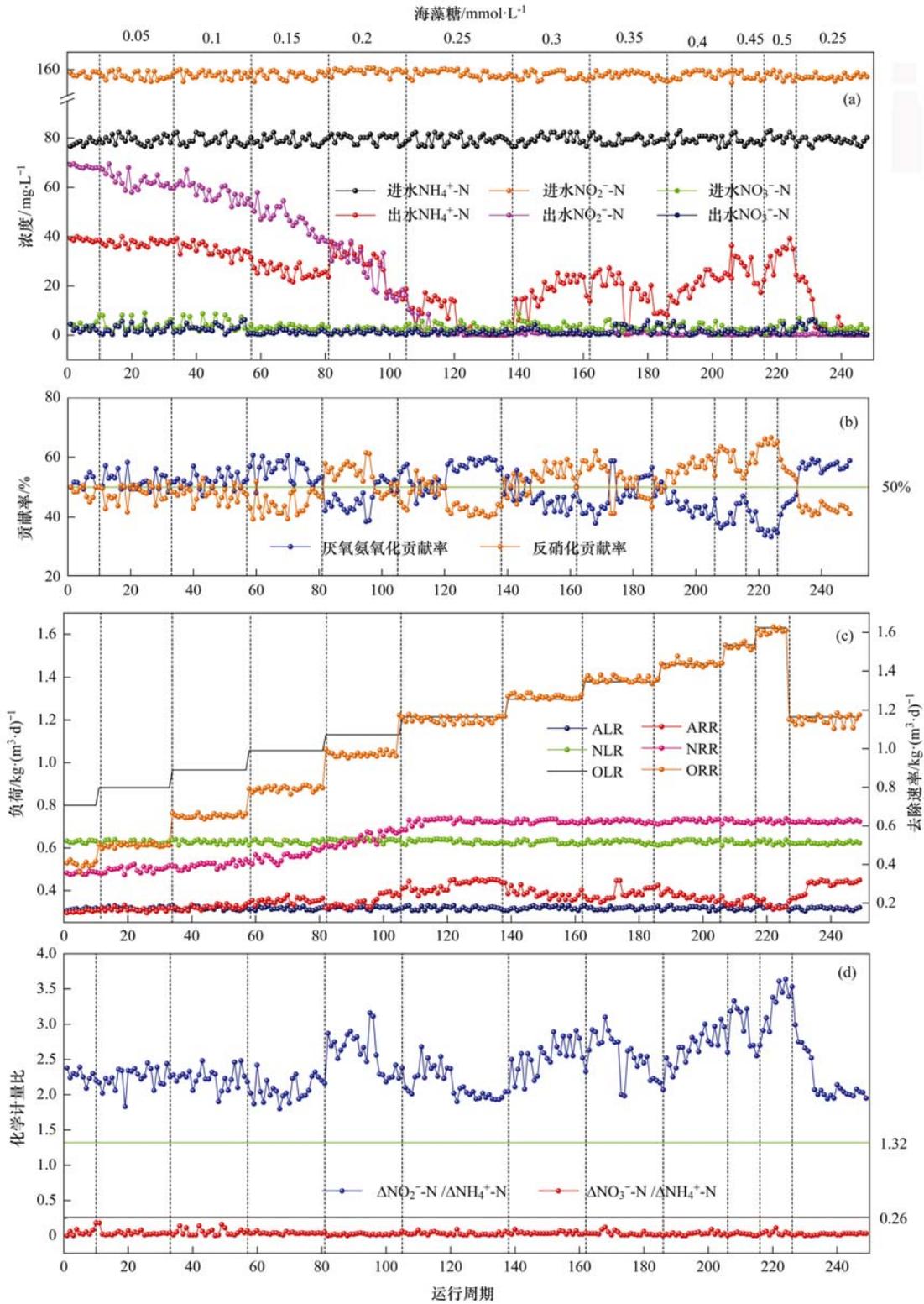
2.1 长期添加海藻糖对 SAD 脱氮除碳效能的影响

海藻糖强化作用下的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 进出水浓度如图 2(a) 所示. 当海藻糖浓度 $\leq 0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 逐渐下降到 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除率逐渐上升并最终达到 100%. 与没有添加海藻糖时相比, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和总氮去除率分别提高了 50%、43% 和 46%. 在海藻糖浓度分别为 0.05、0.1、0.15、0.2 和 0.25 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 平均 COD 去除率分别为 56.87%、68.03%、75.57%、87.00% 和 95.95%. 以上结果表明 0.25 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 海藻糖对于 SAD 工艺处理高盐废水效能的提高是最有效的, 反应器的脱氮效能最佳. Vyrides 等^[21] 报道添加 K^+ 对缓解盐度抑制有积极的作用, 然而其效用相对于添加甜菜碱处于劣势. 然而海藻糖浓度为 0.5 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 平均出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 33.25 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率为 58.82%, 高于没有添加海藻糖时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率 (50.38%), 去除率高出 8.44%. 这一结果表明 0.5 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 海藻糖还未对 ANAMMOX 产生抑制作用. 马春^[22] 研究了在 NaCl 为 10 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下添加 1 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 甜菜碱出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 减少. 这一结果与本研究一致, 通过投加适量的海藻糖对于强化促进 ANAMMOX 和反硝化的协同作用是有效的.

ANAMMOX 和反硝化脱氮贡献率的变化规律如图 2(b) 所示. 当海藻糖在 0~0.15 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, ANAMMOX 脱氮贡献率在 50% 左右波动, 平均脱氮贡献率为 53.01%, 与此同时, 反硝化脱氮贡献率跟 ANAMMOX 的变化趋势一致, 其平均脱氮贡献率为 46.99%. 此阶段平均 COD 去除率为 64%. 此阶段 ANAMMOX 与反硝化表现出良好的脱氮除碳

的协同作用. 当海藻糖浓度大于 $0.3 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 反硝化脱氮贡献率大于 ANAMMOX 脱氮贡献率.

当海藻糖浓度为 $0.5 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 反硝化脱氮贡献率在 $57.94\% \sim 66.58\%$ 之间, ANAMMOX 脱氮贡献



(a) NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 进出水浓度; (b) 厌氧氨氧化与反硝化对氮去除的贡献率;

(c) NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和COD 负荷以及去除速率 (d) 化学计量比

图 2 不同海藻糖浓度下 SAD 的性能

Fig. 2 Performance of the simultaneous anammox and denitrification (SAD) over a long-term test of 248 cycles

率在 33.42% ~ 42.46% 之间, 此时反硝化成为耦合反应中的主导反应. 有报道指出^[23]海藻糖能够被生物降解, 当海藻糖添加浓度超过 ANAMMOX 作为渗透调节剂的吸收浓度范围时, 多余的海藻糖反而会充当 HDB 的有机碳源. 随着海藻糖的添加, 有机负荷 (OLR) 增加, AnAOB 的活性降低而 HDB 的活性得到提升^[24~26], 因而反硝化成为耦合反应中的主导反应.

$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除速率 (ARR)、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 去除速率 (NRR)、COD 去除速率 (ORR) 的变化趋势如图 2 (c) 所示. ARR 逐渐增加直到海藻糖浓度为 $0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 此时平均 ARR 为 $0.29 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 在海藻糖浓度大于 $0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 开始下降, 在浓度为 $0.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 ARR 为 $0.19 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 仍然高于没有添加海藻糖时 ARR 的值 [$0.16 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$] 在最适浓度 ($0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) 海藻糖添加下, ARR 提高了 81.25%, $0.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 海藻糖对 ANAMMOX 没有产生抑制作用. NRR 随着海藻糖的添加而升高, 在 $0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时达到最大值 [$0.63 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$], 随后保持稳定. ORR 随着海藻糖的添加而增加. 与没有添加海藻糖相比,

NRR 提高了 75%. Liu 等^[28]报道添加 $1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 甜菜碱 ANAMMOX 反应中 NRR 和总氮去除率高于没有添加相容性溶质的值, 此外甜菜碱添加可以显著减少 ANAMMOX 在高盐条件下的驯化时间^[28]. 这与 Cyplik 等^[27]的研究结果相似, 该结果发现添加 $1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的四氢嘧啶能够加快反硝化反应进程. 以上结果表明海藻糖能够促进 ANAMMOX 反应速率和反硝化反应速率.

$\Delta \text{NO}_2^- \text{-N} / \Delta \text{NH}_4^+ \text{-N}$ (R_a) 和 $\Delta \text{NO}_3^- \text{-N} / \Delta \text{NH}_4^+ \text{-N}$ (R_b) 的变化趋势如图 2 (d) 所示. 随着海藻糖的添加, R_b 在整个反应过程基本稳定, 而 R_a 在整个反应过程中波动变化. 文献[1]报道 ANAMMOX 反应 $\Delta \text{NO}_2^- \text{-N} / \Delta \text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\Delta \text{NO}_3^- \text{-N} / \Delta \text{NH}_4^+ \text{-N}$ 理论值分别为 1.32 和 0.26. R_a 和 R_b 分别高于和低于理论值. 其原因可能是由于抑制条件下, 细胞的裂解会导致有机物和过量的氨释放, 随后反硝化会利用这一过程中产生的有机物质作为电子供体, 使得硝酸盐和亚硝酸盐减少^[29].

2.2 海藻糖对 SAD 典型周期内脱氮除碳效能的影响

典型单周期内氮和 COD 去除如图 3 所示. 当海藻糖浓度为 $0.05 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$

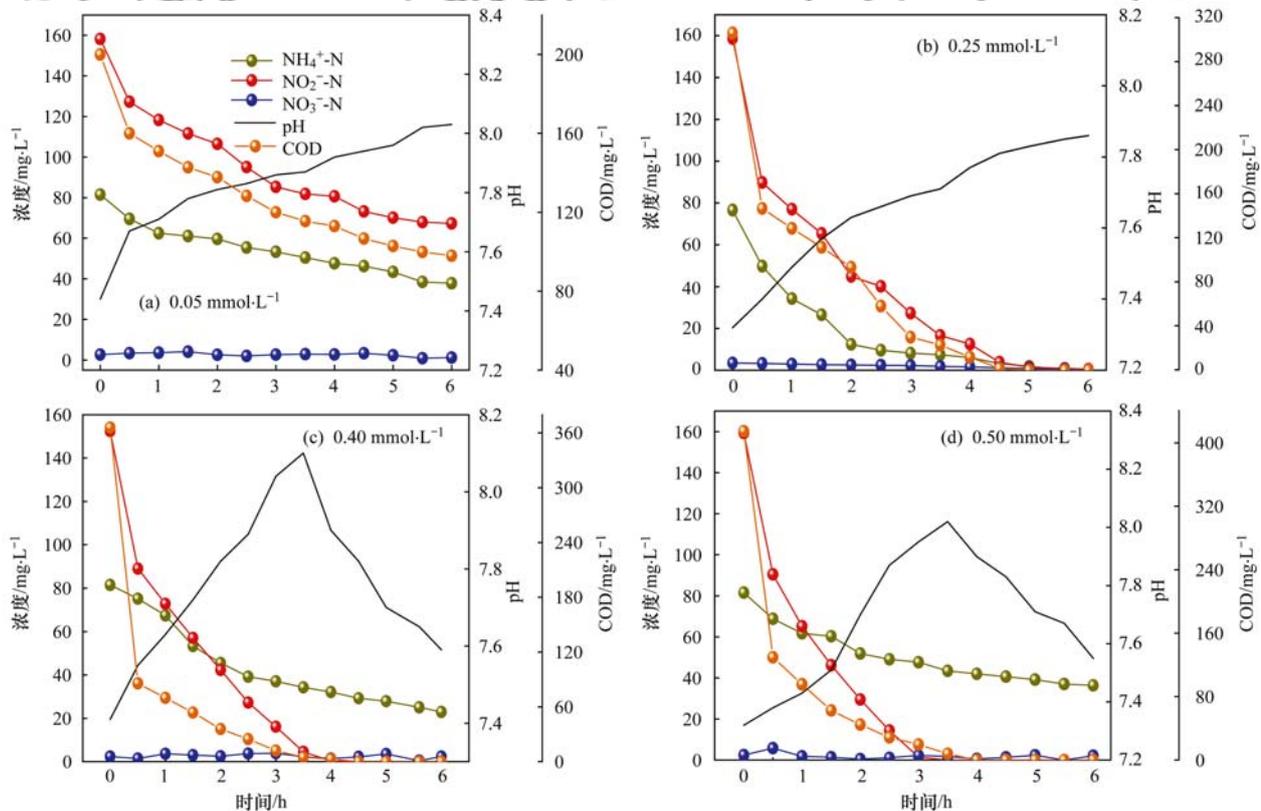


图 3 不同海藻糖浓度下典型周期内氮去除过程

Fig. 3 Nitrogen removal in a typical SBR cycle with various influent trehalose concentrations

和 COD 浓度随反应时间逐渐递减, NO_3^- -N 呈现微小的变化最后接近于 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. NO_2^- -N 的转化和 COD 的降解变化几乎表现为同步. 这一结果表明 AnAOB 和 HDB 菌具有良好的活性. pH 值从 7.44 升高到 8.03. 海藻糖浓度为 $0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NH_4^+ -N, NO_2^- -N 和 COD 在反应时间为 5 h 时几乎被完全去除. 这一结果表明 $0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 海藻糖为 SAD 处理高盐废水最适添加浓度. pH 值从 7.32 升高到 7.86. 海藻糖浓度为 $0.4 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NO_2^- -N 和 COD 在反应时间为 4 h 完全去除, NH_4^+ -N 浓度随着反应时间逐渐减少, 在反应时间 6 h 末, 出水 NH_4^+ -N 浓度为 $22.95 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. pH 值从 7.38 升高到 8.06 而后又降低到 7.7. 海藻糖浓度为 $0.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NO_2^- -N 和 COD 在反应时间为 3.5 h 时完全去除, 而 NH_4^+ -N 在反应时间为 3.5 h 时减少到 $32.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在反应周期末却又升高到 $37.77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. pH 值从 7.32 升高到 8.02, 随后又降到 7.55.

当海藻糖浓度为 $0.4 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 0.5

$\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 单周期内 pH 值均出现了先升高然后在反应时间 3.5 h 后下降的现象. NO_2^- -N 消耗的点刚好为 pH 下降的点, NO_2^- -N 消耗尽时, ANAMMOX 和反硝化反应停止, pH 下降可能是由于 NH_4^+ 和游离氨(FA)之间的化学平衡导致, OH^- 消耗使得反应器内 pH 值下降. 另外, FA 的形成会在一定程度上抑制 ANAMMOX 过程^[25,30], 从而使得 pH 下降. ANAMMOX 由于没有 NO_2^- -N 可利用, 使得反应器内的剩余 NH_4^+ -N 不能被完全转化. 出现上升的原因可能是因为 SBR 系统中存在其他形式的氮转化反应. 文献[31]报道称 AnAOB 能够表现出异化作用即挥发性脂肪酸(VFA)氧化以硝酸盐作为中间产物将 NO_2^- -N 转化为 NH_4^+ -N (DNRA). 在批次实验中, 富集的 ANAMMOX 和自养菌可以表现出高效率的 DNRA 耦合 ANAMMOX 反应, 从而使得 NH_4^+ -N 浓度上升.

本研究发现单周期内 ΔpH 和 COD 之间存在良好的线性关系 ($\Delta\text{pH} = 0.0018\text{COD} - 0.0486$, $R^2 = 0.9921$). 这一结果与 Li 等^[14]的研究相似. 有报道

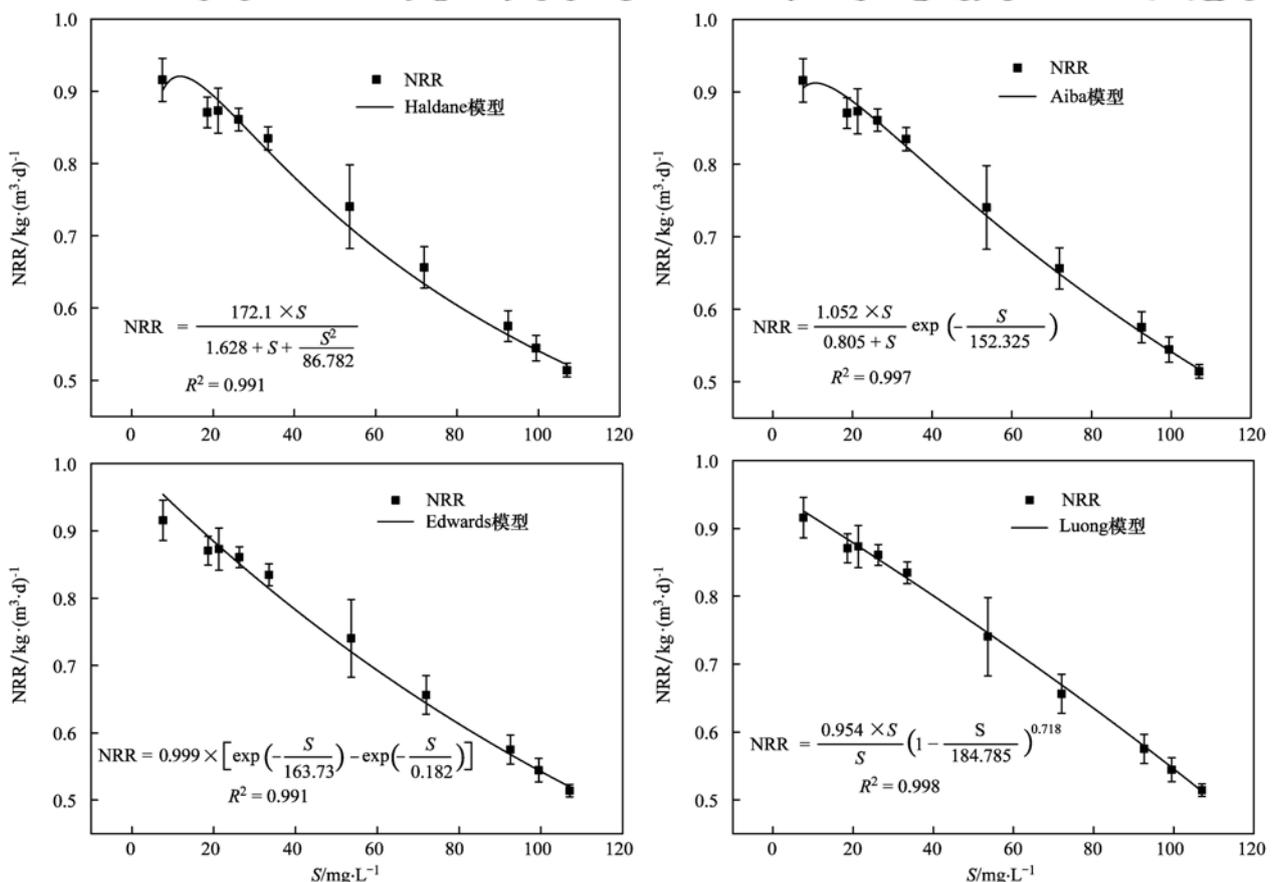


图4 海藻糖添加下 SAD 全过程脱氮过程动力学模型曲线

Fig. 4 Curve of the whole process of SAD kinetic model with trehalose addition

指出, ANAMMOX 更适应中性的 pH 条件^[25]. 高浓度海藻糖抑制了 ANAMMOX 的活性, 一方面是由于海藻糖的降解使得反应器内有机碳源增加, 从而使得 HDB 活性提高, 在基质 NO_2^- -N 的竞争中处于优势地位. 另一方面, 高浓度海藻糖使得反应器内 pH 值升高, 这在一定程度也抑制了 ANAMMOX 的活性.

2.3 动力学分析

出水基质浓度可作为评价反应器脱氮效能的一个重要的因素. 在本研究中 Haldane 模型、Ewards 模型、Aiba 模型和 Luong 模型被用来拟合 SAD 脱氮过程动力学特性. 模型拟合得到的结果如图 4 所示. 4 个模型均具有较高的 R^2 , 这一结果显示 4 个模型均适合描述海藻糖添加条件下 SAD 处理高盐废水脱氮过程. 从 4 个模型拟合的结果中可以得到最大基质转化速率的值, 但其相对误差各不相同. Haldane 模型、Ewards 模型、Aiba 模型所得到的 NRR_{\max} 的相对误差分别为 27.94%、14.97% 和 9.09%, 而 Luong 模型得到的相对误差仅为 4.15%, 这一结果表明 Luong 模型跟其他 3 个模型相比最适合描述海藻糖添加条件下 SAD 处理高盐废水的脱氮过程. Luong 模型拟合所得到的各参数 NRR_{\max} 、 K_s 、 S_m 和 n 分别为 $0.954 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 、 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $184.785 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 0.718. 以上参数的获取为反应器的管理和控制, 以及反应器脱氮性能的分析等提供了较好的参考价值.

采用修正的 Logistic 模型、修正的 Boltzman 模型和修正的 Gompertz 模型对典型周期内的氮去除表现进行拟合, 拟合结果如图 5 和表 1 所示. 3 个模型所得到的预测值与实验值之间的对比如表 2 所示. 对比 3 个模型所得到的参数, 均具有较高的 R^2 . 修正的 Gompertz 模型拟合得到的 R^2 值的平均值比其他 2 个模型都高. 3 个模型拟合得到的 NRE_{\max} 均接近于实验值. 修正的 Gompertz 模型得到的预测值与实验值最为贴近. 以上结果表明修正的 Gompertz 模型更适合描述海藻糖添加条件下单周期内基质的降解过程. Zhu 等^[32] 用再次修正的 Logistic 模型拟合有机物存在时 ANAMMOX 脱氮过程并预测 ANAMMOX 脱氮效能, 结果表明不同有机物浓度下 λ 在 0.69 ~ 1.93 范围内变化, 表明 NH_4^+ -N 去除的延迟. 而在本研究中 3 个模型拟合得到的 λ 都几乎接近于 0, 这一结果表明海藻糖添加条件下 SAD 对氮的去除没有延迟. 当海藻糖浓度为 $0.15 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 修正的 Logistic 模型和修正的 Gompertz

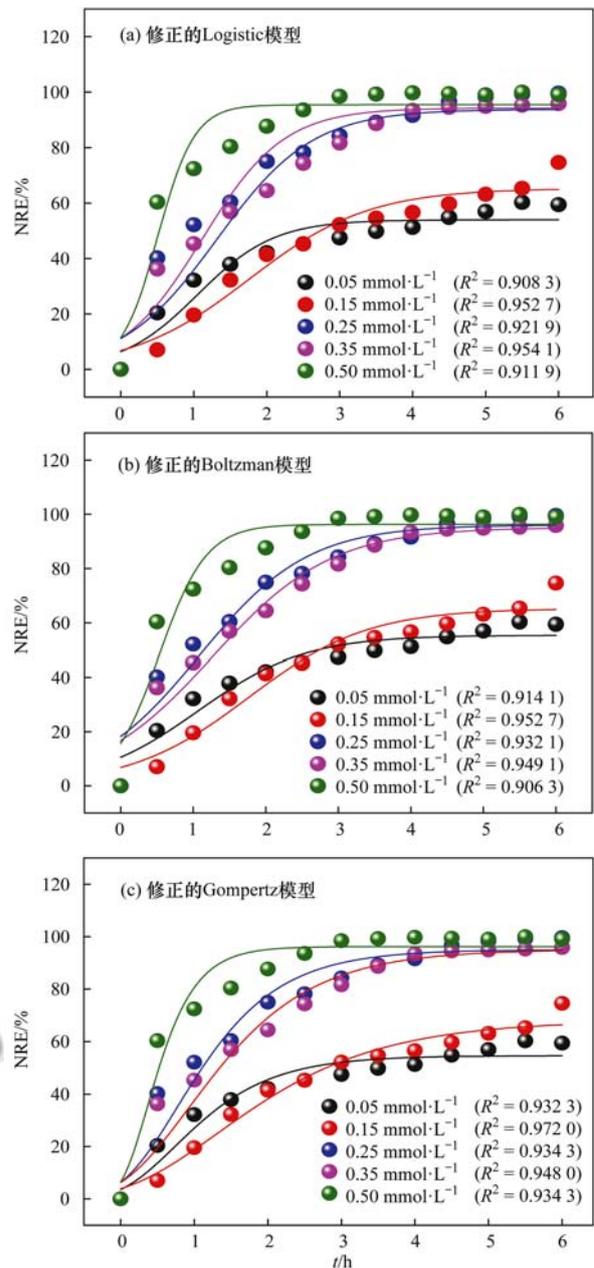


图 5 不同单周期内氮去除过程动力学模型拟合曲线

Fig. 5 Curve of nitrogen removal process kinetic model at different trehalose concentrations

模型拟合所得到的 λ 分别为 0.12 h 和 0.064 h. 当海藻糖浓度不超过 $0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 修正的 Logistic 模型和修正的 Gompertz 模型拟合得到的 R_{\max} 随着海藻糖浓度的增加而增加, 且在海藻糖浓度为 $0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时达到最大值, 由此可以看出, $\leq 0.25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 海藻糖能够促进 SAD 的脱氮效能. 3 个模型拟合所得到的参数包括最大总氮去除率、单周期内最大氮去除速率, 并且能够预测出单周期内 SAD 脱氮延迟时间. 这些参数的获取将为反应器的优化设计和反应器的运行调控提供参考.

表 1 不同海藻糖浓度 SAD 脱氮过程动力学拟合参数

Table 1 Parameters of SAD process kinetics at different trehalose concentrations

项目	海藻糖 /mmol·L ⁻¹	R ²	NRE _{max} /%	R _{max} /%·h ⁻¹	λ/h	NRE _{min} /%	t _c /h	t _d /h
修正的 Logistic 模型	0.05	0.908 3	53.95	25.64	0			
	0.15	0.952 7	65.25	19.92	0.12			
	0.25	0.921 9	94.24	42.18	0			
	0.35	0.941 1	93.76	35.64	0			
	0.50	0.911 9	95.42	94.66	0			
修正的 Boltzmann 模型	0.05	0.914 1	55.40			0	1.07	0.74
	0.15	0.952 7	65.27			0	1.76	0.82
	0.25	0.932 1	96.06			0	1.09	0.75
	0.35	0.949 1	95.16			0	1.27	0.82
	0.50	0.906 3	96.30			0	0.53	0.32
修正的 Gompertz 模型	0.05	0.932 3	54.63	27.09	0			
	0.15	0.972 0	68.01	19.99	0.06			
	0.25	0.934 3	95.03	45.49	0			
	0.35	0.948 6	94.57	38.61	0			
	0.50	0.934 3	96.20	96.55	0			

表 2 单周期内模型拟合得到的预测值和实验数据之间的对比

Table 2 Comparison of predicted and experimental data for nitrogen removal at single circle

浓度/mg·L ⁻¹	出水总氮浓度/mg·L ⁻¹				总氮去除率/%			
	实验值	预测值			实验值	预测值		
		修正的 Logistic 模型	修正的 Gompertz 模型	修正的 Boltzmann 模型		修正的 Logistic 模型	修正的 Gompertz 模型	修正的 Boltzmann 模型
0.05	98.37	111.90	113.68	108.55	59.44	53.49	53.22	55.33
0.15	61.66	84.44	80.87	85.29	74.60	65.25	66.72	64.90
0.25	0.93	13.77	17.35	9.71	99.61	94.24	92.71	95.92
0.35	9.76	14.66	7.83	12.08	95.85	93.76	96.67	94.86
0.50	37.08	11.13	31.54	8.99	84.76	95.42	87.02	96.3

3 结论

(1) 采用海藻糖可以强化 SAD 工艺处理高盐废水的脱氮除碳效能, 最适投加量为 0.25 mmol·L⁻¹. 在该条件下, 与没有添加海藻糖相比, NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 和总氮去除率分别提高了 50%、43% 和 46%, ARR 和 NRR 分别提高了 81.25% 和 75.00%.

(2) 相比于 Haldane 模型和 Aiba 模型, Luong 模型更适合拟合海藻糖添加条件下 SAD 的脱氮性能. 由其拟合得到的 NRR_{max}、K_s、S_m 和 n 分别为 0.954 kg·(m³·d)⁻¹、0 mg·L⁻¹、184.785 mg·L⁻¹ 和 0.718.

(3) 与修正的 Logistic 模型和修正的 Boltzman 模型相比, 修正的 Gompertz 模型得到的预测值与实验值最为贴近, 修正的 Gompertz 模型更适合描述海藻糖添加条件下单周期内基质的降解过程.

参考文献:

- [1] 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**(5): 589-596.
- [2] van der Star W R L, Abma W R, Blommers D, *et al.* Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam [J]. *Water Research*, 2007, **41**(18): 4149-4163.
- [3] Takekawa M, Park G, Soda S, *et al.* Simultaneous anammox and denitrification (SAD) process in sequencing batch reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **174**: 159-166.
- [4] 刘常敬, 李泽兵, 郑照明, 等. 苯酚对厌氧氨氧化工艺耦合反硝化的启动及脱氮性能的影响 [J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(5): 1145-1151.
Liu C J, Li Z B, Zheng Z M, *et al.* Effect of phenol on startup and nitrogen removal performance of ANAMMOX coupling denitrifying [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(5): 1145-1151.
- [5] Vörösmarty C J, McIntyre P B, Gessner M O, *et al.* Global threats to human water security and river biodiversity [J]. *Nature*, 2010, **467**(7315): 555-561.
- [6] Belkin S, Brenner A, Abeliovich A. Biological treatment of a

- high salinity chemical industrial wastewater[J]. *Water Science and Technology*, 1993, **27**(7): 105-112.
- [7] Dalmacija B, Karlovic E, Tamas Z, *et al.* Purification of high-salinity wastewater by activated sludge process [J]. *Water Research*, 1996, **30**(2): 295-298.
- [8] Mannina G, Cosenza A, Trapani D D, *et al.* Membrane bioreactors for treatment of saline wastewater contaminated by hydrocarbons (diesel fuel): An experimental pilot plant case study[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, **291**: 269-278.
- [9] Song W L, Li Z P, Ding Y, *et al.* Performance of a novel hybrid membrane bioreactor for treating saline wastewater from mariculture: Assessment of pollutants removal and membrane filtration performance[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, **331**: 695-703.
- [10] Schubert T, Maskow T, Benndorf D H, *et al.* Continuous synthesis and excretion of the compatible solute ectoine by a transgenic, nonhalophilic bacterium [J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 2007, **73**(10): 3343-3347.
- [11] Oren A. Thermodynamic limits to microbial life at high salt concentrations[J]. *Environmental Microbiology*, 2011, **13**(8): 1908-1923.
- [12] Müller V, Spanheimer R, Santos H. Stress response by solute accumulation in archaea [J]. *Current Opinion in Microbiology*, 2005, **8**(6): 729-736.
- [13] APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater (20th ed.) [M]. Washington DC: APHA/AWWA/WEF, 1998. .
- [14] Li J, Qiang Z M, Yu D S, *et al.* Performance and microbial community of simultaneous anammox and denitrification (SAD) process in a sequencing batch reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **218**: 1064-1072.
- [15] Sheintuch M, Tartakovsky B, Narkis N, *et al.* Substrate inhibition and multiple states in a continuous nitrification process [J]. *Water Research*, 1995, **29**(3): 953-963.
- [16] Edwards V H. The influence of high substrate concentrations on microbial kinetics[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1970, **12**(5): 679-712.
- [17] Aiba S, Shoda M, Nagatani M. Kinetics of product inhibition in alcohol fermentation [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1968, **10**(6): 845-864.
- [18] Luong J H T. Generalization of monod kinetics for analysis of growth data with substrate inhibition [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1987, **29**(2): 242-248.
- [19] 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.
- [20] Chen T, Zheng P, Shen L, *et al.* Kinetic characteristics and microbial community of Anammox-EGSB reactor [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **190**(1-3): 28-35.
- [21] Vyrides I, Santos H, Mingote A, *et al.* Are compatible solutes compatible with biological treatment of saline wastewater? Batch and continuous studies using submerged anaerobic membrane bioreactors (SAMBRs) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, **44**(19): 7437-7442.
- [22] 马春. 厌氧氨氧化工艺处理低温和高盐度废水的可行性研究 [D]. 杭州: 杭州师范大学, 2012.
- Ma C. The feasibility study of anammox process treating low temperature and high salinity wastewater [D]. Hangzhou: Hangzhou Normal University, 2012.
- [23] Vyrides I, Stuckey D C. Compatible solute addition to biological systems treating waste/wastewater to counteract osmotic and other environmental stresses; a review [J]. *Critical Reviews in Biotechnology*, 2017, **37**(7): 865-873.
- [24] Kang J, Wang J L. Influence of chemical oxygen demand concentrations on anaerobic ammonium oxidation by granular sludge from EGSB reactor [J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 2006, **19**(3): 192-196.
- [25] 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.
- [26] Huang X L, Gao D W, Tao Y, *et al.* C2/C3 fatty acid stress on anammox consortia dominated by *Candidatus Jettenia asiatica* [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, **253**(7): 402-407.
- [27] Cyplik P, Piotrowska-Cyplik A, Marecik R, *et al.* Biological denitrification of brine: the effect of compatible solutes on enzyme activities and fatty acid degradation [J]. *Biodegradation*, 2012, **23**(5): 663-672.
- [28] Liu M, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Enhancement of anammox activity by addition of compatible solutes at high salinity conditions [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **167**: 560-563.
- [29] Dosta J, Fernández I, Vázquez-Padín J R, *et al.* Short-and long-term effects of temperature on the Anammox process [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **154**(1-3): 688-693.
- [30] Fernã n 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**(Suppl): S170-S174.
- [31] Castro-Barros C M, Jia M S, van Loosdrecht M C M, *et al.* Evaluating the potential for dissimilatory nitrate reduction by anammox bacteria for municipal wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **233**: 363-372.
- [32] Zhu W Q, Zhang P Y, Dong H Y, Li J. Effect of carbon source on nitrogen removal in anaerobic ammonium oxidation (anammox) process [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2017, **123**(4): 497-504.

CONTENTS

Ratios of Volatile Organic Compounds in Ambient Air of Various Cities of China	WANG Ming, CHEN Wen-tai, LU Si-hua, <i>et al.</i> (4393)
Temporal Variation, Spatial Distribution, and Reactivity Characteristics of Air VOCs in Beijing 2015	ZHANG Bo-tao, AN Xin-xin, WANG Qin, <i>et al.</i> (4400)
Research and Application of the Technical Method for the Compilation of VOCs Emission Inventories from Architectural Coatings in Beijing	DENG Zi-yu, GAO Mei-ping, WANG Qing-wei, <i>et al.</i> (4408)
Content Levels and Compositions Characteristics of Volatile Organic Compounds(VOCs) Emission from Architectural Coatings Based on Actual Measurement	GAO Mei-ping, DENG Zi-yu, NIE Lei, <i>et al.</i> (4414)
Characteristics of Primary Pollutants of Air Quality in Cities Along the Taihang Mountains in Beijing-Tianjin-Hebei Region During 2014-2016	WANG Xiao-yan, WANG Shuai, ZHU Li-li, <i>et al.</i> (4422)
Seasonal Variation and Source Analysis for PM _{2.5} , PM ₁ and Their Carbonaceous Components in Beijing	FAN Xiao-chen, LANG Jian-lei, CHENG Shui-yuan, <i>et al.</i> (4430)
Chemical Constitution and Carbon Isotopic Compositions of PM _{2.5} in the Northern Suburb of Nanjing in Spring	ZHOU Yi-ming, HAN Xun, WANG Jin-jin, <i>et al.</i> (4439)
Analysis of Non-polar Organic Compounds in PM _{2.5} by Rapid Thermo-desorption Method Coupled with GC/MS	MA Ying-ge, WU Xia, PENG Meng-meng, <i>et al.</i> (4446)
Association Between Fine Particulate Matter and Asthma Hospital Outpatient Visits in Hangzhou	WANG An-xu, CHEN Xi, SONG Cong-bo, <i>et al.</i> (4457)
Hybrid Electric Bus SCR System Operation and NO _x Emission Characteristics Based on Remote Communication Technology	YANG Qiang, HU Qing-yao, HUANG Cheng, <i>et al.</i> (4463)
Selection of Priority Contaminants in a Watershed Using Risk Ranking Methodology	LI Qi-feng, LÜ Yong-long, WANG Pei, <i>et al.</i> (4472)
Characteristics and Sources of Atmospheric Inorganic Nitrogen Wet Deposition in Xueyu Cave Watershed, Outer Suburbs of Chongqing City	DUAN Shi-hui, JIANG Yong-jun, ZHANG Yuan-zhu, <i>et al.</i> (4479)
Characteristics of Nitrogen Deposition in Heilongjiang Liangshui National Nature Reserve	SONG Lei, TIAN Peng, ZHANG Jin-bo, <i>et al.</i> (4490)
Key Production Process of Nitrous Oxide and Nitrogen Sources in Tuojia River	ZHAO Qiang, LÜ Cheng-wen, QIN Xiao-bo, <i>et al.</i> (4497)
Impact of Biochar on Nitrogen Removal and Nitrous Oxide Emission in Aerated Vertical Flow Constructed Wetland	WANG Ning, HUANG Lei, LUO Xing, <i>et al.</i> (4505)
Physiological Responses of Ryegrass in Cadmium-Nonylphenol Co-contaminated Water and the Phytoremediation Effects	SHI Guang-yu, LI Zhong-yi, ZHANG Lu, <i>et al.</i> (4512)
Analysis of Absorption Characteristics of Urban Black-odor Water	DING Xiao-lei, LI Yun-mei, LÜ Heng, <i>et al.</i> (4519)
Seasonal Variations of DOM Spectral Characteristics in the Surface Water of the Upstream Minjiang River	FAN Shi-yu, QIN Ji-hong, LIU Yan-yang, <i>et al.</i> (4530)
Water Quality and Three-Dimensional Fluorescence of Stormwater Runoff from Lined Bioretention Field Cells	LIN Xiu-yong, WANG Shu-min, LI Qiang, <i>et al.</i> (4539)
Nitrate-Nitrogen Pollution Sources of an Underground River in Karst Agricultural Area Using ¹⁵ N and ¹⁸ O Isotope Technique	SHENG Ting, YANG Ping-heng, XIE Guo-wen, <i>et al.</i> (4547)
Spectral Characteristics of Dissolved Organic Matter in Landfill Groundwater	PENG Li, YU Min-da, HE Xiao-song, <i>et al.</i> (4556)
Adsorption Behavior of Phosphate from Water on Zirconium-loaded Granular Zeolite-amended Sediment	LIANG Shu-jing, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (4565)
Control of Coagulant Dosing for Humic Substances Based on Ultraviolet Spectrum Analysis	ZHANG Bei-chen, ZHANG Xiao-lei, QIN Lan-lan, <i>et al.</i> (4576)
Reduction of Wastewater Organic Micro-pollutants and Genotoxicity in a Hybrid Process Involving Anaerobic-anoxic-oxic and Ozonation Treatments	LI Mo, WANG Zhen-zhe, CHEN Zhi-qiang, <i>et al.</i> (4584)
Distribution and Removal of Antibiotic Resistance Genes in Two Sequential Wastewater Treatment Plants	LI Ao-lin, CHEN Li-jun, ZHANG Yan, <i>et al.</i> (4593)
Effect of Magnetic Chitosan Hydrogel Beads with Immobilized Feamox Bacteria on the Removal of Ammonium from Wastewater	LIU Zhi-wen, CHEN Chen, PENG Xiao-chun, <i>et al.</i> (4601)
Enhanced Nitrogen and Carbon Removal Performance of Simultaneous ANAMMOX and Denitrification (SAD) with Trehalose Addition Treating Saline Wastewater	YANG Zhen-lin, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (4612)
Characteristics of Denitrifying Phosphorus Removal by A ² /O-BAF at Low Temperatures	HUANG Jian-ming, ZHAO Zhi-chao, ZHENG Long-ju, <i>et al.</i> (4621)
Characteristics of Advanced Treatment of Treated Petrochemical Water by O ₃ -BAC and Analysis of Consortium Structure	ZHANG Chao, SHAN Ming-hao, XU Dan-ning, <i>et al.</i> (4628)
Microbial Community Characteristics of Shortcut Nitrification Start-up in Different MBR-Inoculated Sludges	WU Peng, CHEN Ya, ZHANG Ting, <i>et al.</i> (4636)
Effect of Microbial Community Structure and Metabolites on Sludge Settling Ability Under Three Different Switching Condition Processes	WEN Dan-dan, YUAN Lin-jiang, CHEN Xi, <i>et al.</i> (4644)
Adsorption Mechanisms of Ciprofloxacin by Extracellular Polymeric Substances of Sulfate-reducing Bacteria Sludge	ZHANG Hui-qun, JIA Yan-yan, FANG He-ting, <i>et al.</i> (4653)
Rapid Improvement of Denitrification Performance of Embedded Activated Sludge and Community Analysis	YANG Hong, XU Fu, MENG Chen, <i>et al.</i> (4661)
Spatial-Temporal Trends and Pollution Source Analysis for Heavy Metal Contamination of Cultivated Soils in Five Major Grain Producing Regions of China	SHANG Er-ping, XU Er-qi, ZHANG Hong-qi, <i>et al.</i> (4670)
Spatial Interpolation Methods and Pollution Assessment of Heavy Metals of Soil in Typical Areas	MA Hong-hong, YU Tao, YANG Zhong-fang, <i>et al.</i> (4684)
Effect of Straw Residues in Combination with Reduced Fertilization Rate on Greenhouse Gas Emissions from a Vegetable Field	HUANG Rong, GAO Ming, LI Jia-cheng, <i>et al.</i> (4694)
Emission of NH ₃ and N ₂ O from Spinach Field Treated with Different Fertilizers	SHAN Nan, HAN Sheng-hui, LIU Ji-pei, <i>et al.</i> (4705)
Effects of Various Combinations of Fertilizer, Soil Moisture, and Temperature on Nitrogen Mineralization and Soluble Organic Nitrogen in Agricultural Soil	TIAN Fei-fei, JI Hong-fei, WANG Le-yun, <i>et al.</i> (4717)
Long-term Fertilization Effects on the Abundance of Complete Ammonia Oxidizing Bacteria(<i>Comammox Nitrospira</i>) in a Neutral Paddy Soil	WANG Mei, WANG Zhi-hui, SHI Xiao-jun, <i>et al.</i> (4727)
Spatial Variation of Soil Organic Carbon and Stable Isotopes in Different Soil Types of a Typical Oasis	CHEN Xin, GONG Lu, LI Yang-mei, <i>et al.</i> (4735)
Effect and Mechanism of Attapulgite and Its Modified Materials on Bioavailability of Cadmium in Soil	CHEN Zhan-xiang, CHEN Chuan-sheng, CHEN Wei-ping, <i>et al.</i> (4744)
Persulfate Oxidation Effect of Soil Organic Pollutants by Natural Organic Matters	LIU Qiong-zhi, LIAO Xiao-yong, LI You, <i>et al.</i> (4752)
Lead Uptake and Accumulation in Rice (<i>Oryza sativa</i> L.) with Water Management and Selenite Fertilization	WAN Ya-nan, LIU Zhe, Aboubacar Younoussa Camara, <i>et al.</i> (4759)
Key Bacteria for the Microbial Degradation of Pollutants in Cellar Water	YANG Hao, YANG Xiao-ni, ZHANG Guo-zhen, <i>et al.</i> (4766)
Oxidation of Humic Acid Complexing As(III) by As(III)-Oxidizing Bacteria	LI Ze-jiao, CUI Yan-shan, YIN Nai-yi, <i>et al.</i> (4778)
A Thermotolerant and Halotolerant Sulfate-reducing Bacterium in Produced Water from an Offshore High-temperature Oilfield in Bohai Bay, China; Isolation, Phenotypic Characterization, and Inhibition	YANG Chun-lu, YUAN Mei-yu, SHI Rong-jiu, <i>et al.</i> (4783)
Isolation and Nitrogen Removal Characteristics of Salt-tolerant Heterotrophic Nitrification and Aerobic Denitrification Bacteria <i>Zobellella</i> sp. B307	BAI Jie, CHEN Lin, HUANG Xiao, <i>et al.</i> (4793)
Isolation, Identification and Degradation Characteristics of a 17β-estradiol Degrading Strain <i>Fusarium</i> sp. KY123915	WU Man-li, ZHU Chang-cheng, QI Yan-yun, <i>et al.</i> (4802)
Effect of Fluoroquinolones on Performance and Microbial Community of a Vertical Flow Constructed Wetland	LI Xin-hui, ZHENG Quan, LI Jing, <i>et al.</i> (4809)
Microbial Community Diversity Analysis During Composting of Lincomycin Mycelia Dreg with Manure	REN Sheng-tao, GUO Xia-li, LU A-qian, <i>et al.</i> (4817)
Oxidative Stress and DNA Damage Induced by DEP Exposure in Earthworms	PING Ling-wen, LI Xian-xu, ZHANG Cui, <i>et al.</i> (4825)
Mineralogy Characteristics and Heavy Metal Distribution of MSWI Fly Ash	LI Jian-tao, ZENG Ming (4834)