

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第6期

Vol.38 No.6

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

PM_{2.5}浓度空间分异模拟模型对比:以京津冀地区为例 吴健生,王茜,李嘉诚,涂媛杰(2191)

北京地区近35年大气污染扩散条件变化 郭淳薇,孙兆彬,李梓铭,张小玲,杨慧玲(2202)

北京市典型区域夏季降水及其对大气污染物的影响 韩力慧,张海亮,向欣,张鹏,程水源,魏巍(2211)

北京山谷风环流特征分析及其对PM_{2.5}浓度的影响 董群,赵普生,王迎春,苗世光,高健(2218)

北京市建筑施工扬尘排放特征 薛亦峰,周震,黄玉虎,王堃,聂滕,聂磊,秦建平(2231)

生物质成型燃料锅炉挥发性有机物排放特征 吴昌达,张春林,白莉,沈丽冉,王伯光,刘军,杨立辉(2238)

广州番禺大气成分站复合污染过程VOCs对O₃与SOA的生成潜势 邹宇,邓雪娇,李菲,殷长泰(2246)

南京北郊大气臭氧周末效应特征分析 王俊秀,安俊琳,邵平,邹嘉南,林旭,张玉欣(2256)

亚热带稻区大气氨/铵态氮污染特征及干湿沉降 王杰飞,朱潇,沈健林,曾冠军,王娟,吴金水,李勇(2264)

宣威肺癌高发区燃煤排放颗粒物中铁的价态及其氧化性 王强翔,谭正莹,赵慧,李继华,田林玮,王青耀,米持真一,吕森林(2273)

垃圾焚烧厂二噁英污染及厂区工人呼吸暴露评估 杜国勇,汪倩,张姝琳,张素坤,邓春萍,张洪铭,朱盟翔,蒋昕,朱成旺,任燕玲(2280)

重庆市新型干法水泥厂汞排放特征 张成,张雅惠,王永敏,王定勇,罗程钟,徐凤,何秀清(2287)

轻型汽油车简易瞬态工况法与定容全流稀释采样法(CVS)的排放相关性 王鸿宇,黄成,胡馨遥,李莉,陈勇航,徐健(2294)

不同排放标准公交车燃用生物柴油颗粒物排放特性 楼狄明,赵成志,徐宁,谭丕强,胡志远(2301)

西江水氧同位素组成的空间变化及环境意义 许琦,李建鸿,孙平安,何师意,于爽(2308)

基于SWAT与DNDC模型对比研究亚热带流域氮淋溶与输出过程 韩宁,陈维梁,高扬,郝卓,于贵瑞(2317)

三峡库区澎溪河与磨刀溪电导率等水质特征与水华的关系比较 姜伟,周川,纪道斌,刘德富,任豫霜,Douglas Haffner,谢德体,张磊(2326)

滇池草海间隙水与上覆水氮磷时空变化特征 王一茹,王圣瑞,焦立新,张云,高秋生,杨枫(2336)

香溪河沉积物、间隙水的磷分布特征及释放通量估算 罗玉红,聂小倩,李晓玲,戴泽龙,胥焘,黄应平(2345)

大冶湖表层水和沉积物中重金属污染特征与风险评价 张家泉,田倩,许大毛,占长林,刘婷,姚瑞珍,刘先利,肖文胜(2355)

海水淡化低温多效蒸馏工艺(LT-MED)沿程溴代消毒副产物的生成 齐菲,孙迎雪,杨哲,胡春芳,常学明,胡洪营(2364)

两种水体铜配合容量测试方法的适用性比较及应用 王晨焱,姜括,谢文龙,汪磊(2373)

高地下水地区透水铺装控制径流污染的现场实验 金建荣,李田,时珍宝(2379)

稳定型纳米零价铁去除地下水中2,4-二氯苯酚 张永祥,常杉,李飞,徐毅,高维春(2385)

超声、紫外增强H₂O₂/KI降解磺胺甲基嘧啶 魏红,孙博成,杨小雨,李克斌(2393)

不同铅负载量改性膨润土对水中磷酸盐吸附作用的对比 姜博汇,林建伟,詹艳慧,邢云青,黄宏,储鸣,王星星(2400)

铁炭内电解垂直流人工湿地对污水厂尾水深度脱氮效果 郑晓英,朱星,周翔,徐亚东,王菊,韦诚,高雅洁,周徽(2412)

组合生物滤池对养殖废水的净化效率及影响因素分析 张世羊,张胜花,张翔凌,王广军(2419)

温度对聚磷菌活性及基质竞争的影响 张玲,彭党聪,常蝶(2429)

海洋厌氧氨氧化菌的富集培养及其脱氮特性 冯莉,于德爽,李津,单晓静,杨振琳(2435)

不同生物过滤系统铵态氮转化速率及生物膜特性分析 周洪玉,韩梅琳,仇天雷,高敏,孙兴滨,王旭明(2444)

磷酸盐对厌氧氨氧化活性污泥脱氮效能的影响 周正,刘凯,王凡,林兴,李祥,黄勇,顾澄伟(2453)

碳源胁迫下脱氮除磷颗粒污泥性能变化及其机制 秦诗友,陈威,马兆瑞,刘小英,陈晓国,余文韬,夏媛媛,黄健(2461)

外源Ca²⁺对SBR启动期活性污泥胞外多聚物的动态影响 任丽飞,杨新萍,张雯雯(2470)

膨胀污泥中丝状菌的分离鉴定与特性分析 张崇森,牛全睿,徐雨梅,王院梅,王岱,武少华(2477)

反硝化悬浮填料适用性及其微生物群落结构解析 谭阳,李激,徐巧,付磊,尤世界,王硕(2486)

硫代硫酸钠对排硫硫杆菌固碳能力的影响及其作用机制 李欢,王磊,王亚楠(2496)

关帝山森林土壤真菌群落结构与遗传多样性特征 乔沙沙,周永娜,柴宝峰,贾彤,李鑫(2502)

基于受体模型与地统计的城市居民区土壤重金属污染源解析 陈秀端,卢新卫(2513)

基于蒙特卡罗模拟的土壤环境健康风险评价:以PAHs为例 佟瑞鹏,杨校毅(2522)

Eh、pH和铁对水稻土砷释放的影响机制 钟松雄,尹光彩,陈志良,林亲铁,黄润林,刘德玲,彭焕龙,黄玲,王欣,蒋晓璐(2530)

典型土壤不同提取态Cd与水稻吸收累积的关系 陈齐,邓潇,陈珊,侯红波,彭佩钦,廖柏寒(2538)

复合改良剂对Cd污染稻田早晚稻产地修复效果 陈立伟,杨文骏,辜娇峰,周航,高子翔,廖柏寒(2546)

两种钝化剂对土壤Pb、Cd、As复合污染的菜地修复效果 田桃,雷鸣,周航,杨文骏,廖柏寒,胡立琼,曾敏(2553)

大豆和小麦根系对非的吸持作用及其生物有效性 王红菊,李倩倩,沈羽,顾若尘,盛好,占新华(2561)

源自腐殖土的溶解性有机质组分对棕壤和黑土吸附苯并三唑的影响 杨宁伟,毕二平(2568)

地形、树种和土壤属性对喀斯特山区土壤胞外酶活性的影响 罗攀,陈浩,肖孔操,杨利琼,文丽,李德军(2577)

长期定位有机物料还田对关中平原冬小麦-玉米轮作土壤N₂O排放的影响 郝耀旭,刘继璇,袁梦轩,周应田,杨学云,顾江新(2586)

基于大气被动式采样的人体头发中类二噁英多氯联苯暴露的途径 袁浩东,白瑶,李秋旭,王英,金军(2594)

广西刁江野生鱼类重金属积累特征及其健康风险评价 王俊能,马鹏程,张丽娟,陈棉彪,黄楚珊,柳晓琳,胡国成,许振成(2600)

活性炭在中高温条件下对玉米秸秆厌氧发酵的影响 甘荣,葛明民,刘勇迪,贾红华,闫志英,雍晓雨,吴夏莞,周俊(2607)

工艺过程源和溶剂使用源挥发性有机物排放成分谱研究进展 王红丽,杨肇勋,景盛翱(2617)

《环境科学》征稿简则(2452) 《环境科学》征订启事(2560) 信息(2201, 2230, 2384)

海洋厌氧氨氧化菌的富集培养及其脱氮特性

冯莉, 于德爽, 李津*, 单晓静, 杨振琳

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 采用 ASBR 厌氧氨氧化反应器, 通过接种胶州湾底泥, 研究了海洋厌氧氨氧化菌的富集培养及其脱氮特性. 实验结果表明: 海洋厌氧氨氧化菌的富集培养可分为 4 个阶段: 菌体自溶期 (1~15 d)、迟滞期 (16~152 d)、活性提高期 (153~183 d) 与稳定运行期 (184~192 d). 与淡水厌氧氨氧化相比, 其迟滞期 (137 d) 较长, 活性提高期 (30 d) 较短, 对基质浓度与 HRT 的变化更敏感, 且由进出水导致的菌活性延迟时间为 5 h, 远长于淡水厌氧氨氧化菌, 因此海洋厌氧氨氧化菌对新环境的适应能力更弱, 更难富集培养. 经过 192 d 运行, 对 NH_4^+ -N 与 NO_2^- -N 的去除率分别达到 96.98% 与 95.66%, 三氮转化比 $n(\text{NH}_4^+$ -N): $n(\text{NO}_2^-$ -N): $n(\text{NO}_3^-$ -N) 为 1:(1.2±0.2):(0.22±0.06), 接近理论比 (1:1.32:0.26), $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 升至 $0.080 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 海洋厌氧氨氧化菌活性显著提高, 这标志着海洋厌氧氨氧化菌富集成功. 反应器运行过程中, 污泥逐渐由黑色泥状变为砖红色颗粒状, 扫描电镜观察, 该砖红色颗粒为表面光滑, 排列紧密、有类似火山口形状的球状菌相互黏聚而成的菌团.

关键词: 海洋厌氧氨氧化菌; 富集培养; 脱氮效能; 高盐废水; 污泥性状

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)06-2435-09 DOI: 10.13227/j.hjkk.201611169

Enrichment and Nitrogen Removal Characteristics of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria

FENG Li, YU De-shuang, LI Jin*, SHAN Xiao-jing, YANG Zhen-lin

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

Abstract: In this work, enrichment and nitrogen removal characteristics of marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria were investigated by seeding sediment sludge from the Jiaozhou bay. Experimental results showed that the whole process could be divided into four phases: bacterial lysis phase (1-15 d), lag phase (16-152 d), exponential growth phase (153-183 d) and stationary phase (184-192 d). Compared to freshwater anaerobic ammonium oxidizing bacteria, the lag phase (137 d) was longer. However, the exponential growth phase (30 d) was shorter. Besides, marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria were more sensitive to variation in substrate concentration and HRT. The activity delay time caused by inflow and effluent was 5 h, which was far longer than fresh anaerobic ammonium oxidizing bacteria. As a result, the adaptive ability of marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria was weaker and it was harder to enrich. After successful enrichment of 192 d, the removal rates of ammonia nitrogen and nitrite nitrogen were 96.98% and 95.66%, respectively. $n(\text{NH}_4^+$ -N): $n(\text{NO}_2^-$ -N): $n(\text{NO}_3^-$ -N) was 1:(1.2±0.2):(0.22±0.06), which was close to the theoretical ratio. $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ was $0.080 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, which indicated that the activity of marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria increased significantly. The enrichment of marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria was achieved. The sludge characteristics changed from black to red. SEM observation confirmed that the red granule was cenobium, which consisted of closely spaced micrococcus with smooth surface and crateriform shape.

Key words: marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria; enrichment; nitrogen removal efficiency; high saline wastewater; sludge characteristics

厌氧氨氧化 (anaerobic ammonia oxidation, ANAMMOX) 技术是目前已知的最简单、最经济的生物脱氮技术^[1], 自 1995 年^[2] 被发现后就备受研究学者的关注. 到目前为止, 人类已经发现了厌氧氨氧化菌的 5 个属, 其中只有 1 个属 (*Candidatus scalindua*) 是海洋性的^[3,4], 且研究已证实 *Candidatus scalindua* 在海洋氮循环过程中发挥着关键性的作用: Ward 等^[5] 研究发现海洋中 30% ~ 50% 的 N_2 产出与厌氧氨氧化菌有关; Dalsgaard 等^[6] 研究发现由海洋厌氧氨氧化活动产生的 N_2 量约占全球 N_2 生成量的 1/3 ~ 2/3; Thamdrup 等^[7] 用

^{15}N 元素示踪法研究表明波罗的海沉积物中高达 67% 的 N_2 生成和海洋厌氧氨氧化作用相关. Schouten 等^[8] 发现海洋厌氧氨氧化菌能影响无机碳的固定, 从而对全球气候变化产生重要影响. 因此对海洋厌氧氨氧化研究的不断深化不仅有利于海洋氮循环系统的完善, 而且能为全球气候的变化提供

收稿日期: 2016-11-21; 修订日期: 2016-12-10

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: 冯莉 (1992 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: llfengli@126.com

* 通信作者, E-mail: lj0532@126.com

理论依据.

许多行业废水,如水产养殖废水、海产品加工废水等,盐度较高,不利于淡水厌氧氨氧化菌的生长,使高盐废水的脱氮处理更困难. Kartal 等^[9]研究发现经海水驯化可培养出耐盐性的淡水厌氧氨氧化菌,但驯化时间长,且盐度一旦超过 $30 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,就会强烈抑制淡水厌氧氨氧化菌的活性,使脱氮效果降低. 与淡水厌氧氨氧化菌相比,海洋厌氧氨氧化菌本身生长的环境就是高盐度的海洋环境 ($30\% \sim 35\%$, $30 \sim 35 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)^[10],不需要经过漫长的盐度驯化就能在 $30 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上的盐度环境中发挥高效的厌氧氨氧化活性,因此可用其直接处理高盐废水,使高盐废水的脱氮处理更加简单易行.

虽然海洋厌氧氨氧化菌广泛存在于海洋环境中,但分布却十分分散,很难直接从海洋环境中得到高浓度的菌种^[11],这就对海洋厌氧氨氧化菌在废水处理方面的实际应用造成困难,因此探究如何有效地富集培养海洋厌氧氨氧化菌就显得格外重要. 目前国内对这方面研究主要还是体现在淡水厌氧氨氧化菌的富集培养上,对海洋厌氧氨氧化菌的富集培养却鲜见报道. 本试验以黄海胶州湾的底泥作为接种污泥,进水为全海水,在 25°C 条件下探究了海洋厌氧氨氧化菌的富集培养及其脱氮特性,以期能为海洋厌氧氨氧化在高盐废水处理方面的实际应用提供理论和技术指导.

1 材料与方法

1.1 接种污泥

本试验使用的污泥是来自胶州湾的底泥,黑色泥状,带有臭味. 污泥在进入反应器之前首先要进行淘洗,去除里面的杂质. 淘洗液的成分为 $0.01 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 KH_2PO_4 、 $0.0056 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 CaCl_2 与 $0.3 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 MgSO_4 . 用淘洗液反复淘洗 3 次,每次 15 min,将其静置 30 min,待污泥沉淀完全后倒掉上层的淘洗液,然后将淘洗后的污泥倒入 ASBR 反应器.

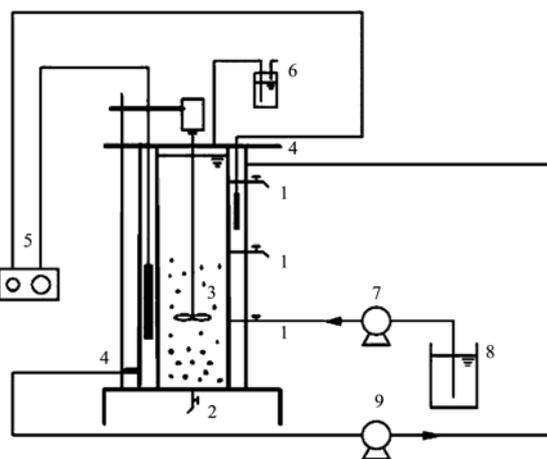
1.2 试验用水

本试验用海水 (5L) 作为 ASBR 反应器的进水,加入 $0.029 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 KH_2PO_4 、 $0.136 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 CaCl_2 、 $1.2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 KHCO_3 和 $0.3 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 微量元素 I 和 II 各 $1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$. 其中微量元素 I 的成分及含量: EDTA 为 $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; 微量元素 II 的成分及含量: EDTA 为 $15 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, H_3BO_4 为 $0.014 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 为 $0.99 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为 $0.250 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4\cdot$

$7\text{H}_2\text{O}$ 为 $0.430 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为 $0.190 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为 $0.24 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NaSeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 为 $0.21 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. 海水取自黄海(青岛麦岛周边), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 分别由 NH_4Cl 与 NaNO_2 按需提供,将进水 NH_4Cl 与 NaNO_2 的初始浓度均设置为 $110 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,用 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐酸将进水 pH 控制在 7.5 ± 0.1 范围,进水用高纯氮气(纯度为 99.99%)曝气 15 min 后导入 ASBR 反应器.

1.3 试验装置

试验用序批式厌氧活性污泥反应器(anaerobic sequencing batch reactor, ASBR)作为海洋厌氧氨氧化菌富集培养过程的反应器,进水(3 min)、反应(10 h/24 h)、沉淀(45 min)、出水(2 min). 反应器的结构如图 1 所示:该反应器是由有机玻璃制成的圆柱体,总体积为 8 L,有效体积为 7 L. 器壁的垂直方向上设有 3 个取样口,取样口与排水口处的橡胶管均用夹子夹住,防止空气中的 O_2 进入反应器^[12]. 曝气气的海水通过进水泵导入反应器,出水通过出水管排出. 反应器内设电动搅拌装置,机械搅拌速率为 $80 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$,外部为水浴控温系统,将温度控制在 25°C 左右. 整个反应器的外围包裹一层黑布,以防止光对海洋厌氧氨氧化菌产生抑制作用^[13].



1. 取样口及进/出水口; 2. 排泥口; 3. 搅拌; 4. 水浴循环进/出水口; 5. 水浴恒温控制器; 6. 水封; 7. 进水蠕动泵; 8. 水浴循环蠕动泵; 9. 储水箱

图 1 ASBR 反应器装置示意

Fig. 1 ASBR reactor equipment

1.4 分析项目与方法

氨氮: 纳氏试剂分光光度法; 亚硝酸盐氮: *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法; 硝酸盐氮: 麝香草酚分光光度法; pH/ORP: 德国 WTW pH/ORP/Oxi 340 便携式 pH 计; 温度: 水银温度计; 紫外/可见分光光度计:

UV-5200.

SEM检测: 在沉淀中加入2.5%的戊二醛5 mL,置于4℃冰箱中固定4 h;用0.1 mol·L⁻¹,pH为8.0的磷酸缓冲溶液冲洗3次,每次10 min;分别用浓度为30%、50%、70%、90%的乙醇进行脱水,每次15 min,再用100%的乙醇脱水3次,每次15 min;然后加入100%乙醇与乙酸异戊酯的混合液(体积比为1:1)及纯乙酸异戊酯各一次进行置换,每次15 min;对样品真空干燥后,喷金,通过扫描电镜(HITACHIS-4300)观察污泥形态.

2 结果与讨论

2.1 海洋厌氧氨氧化菌富集培养过程

根据反应器中海洋厌氧氨氧化菌的脱氮特性将整个富集培养过程分为4个阶段:菌体自溶阶段(1~15 d)、活性迟滞阶段(16~152 d)、活性提高阶段(153~183 d)与稳定运行阶段(184~192 d).

2.1.1 菌体自溶阶段(1~15 d)

反应器水力停留时间(HRT)设置为24 h, NH₄⁺-N与NO₂⁻-N的起始浓度均为110 mg·L⁻¹,历经15 d,完成菌体自溶期.如图2所示:出水NH₄⁺-N的浓度高于进水,对NH₄⁺-N的去除率为负值,但随着反应器的运行,进出水NH₄⁺-N的浓度差逐渐减小至零;对NO₂⁻-N的去除率明显下降,仅经过8 d,就由第1 d的84.44%降至24.25%;该阶段几乎没有NO₃⁻-N生成.出现该现象的原因是:刚进入反应器的菌体不适应新环境自溶释放出有机氮,进而被分解成NH₄⁺-N^[14],而厌氧条件下,唯一消耗NH₄⁺-N的海洋厌氧氨氧化菌数量极少,活性极弱,使NH₄⁺-N的消耗量小于生成量;在接种污泥中存在着分布广泛的异养反硝化菌,它们以死亡的菌体作为有机碳源,将NO₂⁻-N与NO₃⁻-N转化成N₂^[15],使出水NO₂⁻-N与NO₃⁻-N的浓度下降.在8~15 d,对NO₂⁻-N的去除速率较1~8 d平缓,可能是菌体已适应新环境,自溶作用减弱,释放的有机碳减少,使反硝化菌活性下降,对NO₂⁻-N与NO₃⁻-N的转化速率下降.第15 d,对NO₂⁻-N的去除率已降至10.78%,此时出水NH₄⁺-N的浓度为116.10 mg·L⁻¹,低于进水,对NH₄⁺-N的去除率为0.6%,开始出现正值,这标志着菌体自溶阶段结束.

该阶段 $n(\text{NO}_2^- \text{-N}) : n(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 为负值,且波动很大,只有少数几天出现正值情况; $n(\text{NO}_3^- \text{-N}) : n(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 很小, $n(\text{NH}_4^+ \text{-N}) : n(\text{NO}_2^- \text{-N}) :$

$n(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 未呈现一定的规律,与理论比(1:1.32:0.26)^[16]相差甚远,NRR_{NH₄⁺-N}为负值,表明此阶段海洋厌氧氨氧化菌活性极低,几乎为零,异养反硝化菌占反应器主体.出水pH为8.03~8.34,ΔpH为0.48~0.81,差值较大,这是由于该阶段反硝化作用强烈,产生大量碱度的缘故.进水ORP为-25~-31 mV,出水ORP值为-59~-79 mV,波动大.该阶段污泥仍为黑色泥状,且污泥表现出来的特性与淡水厌氧氨氧化菌富集培养过程表现出来的特性一致.

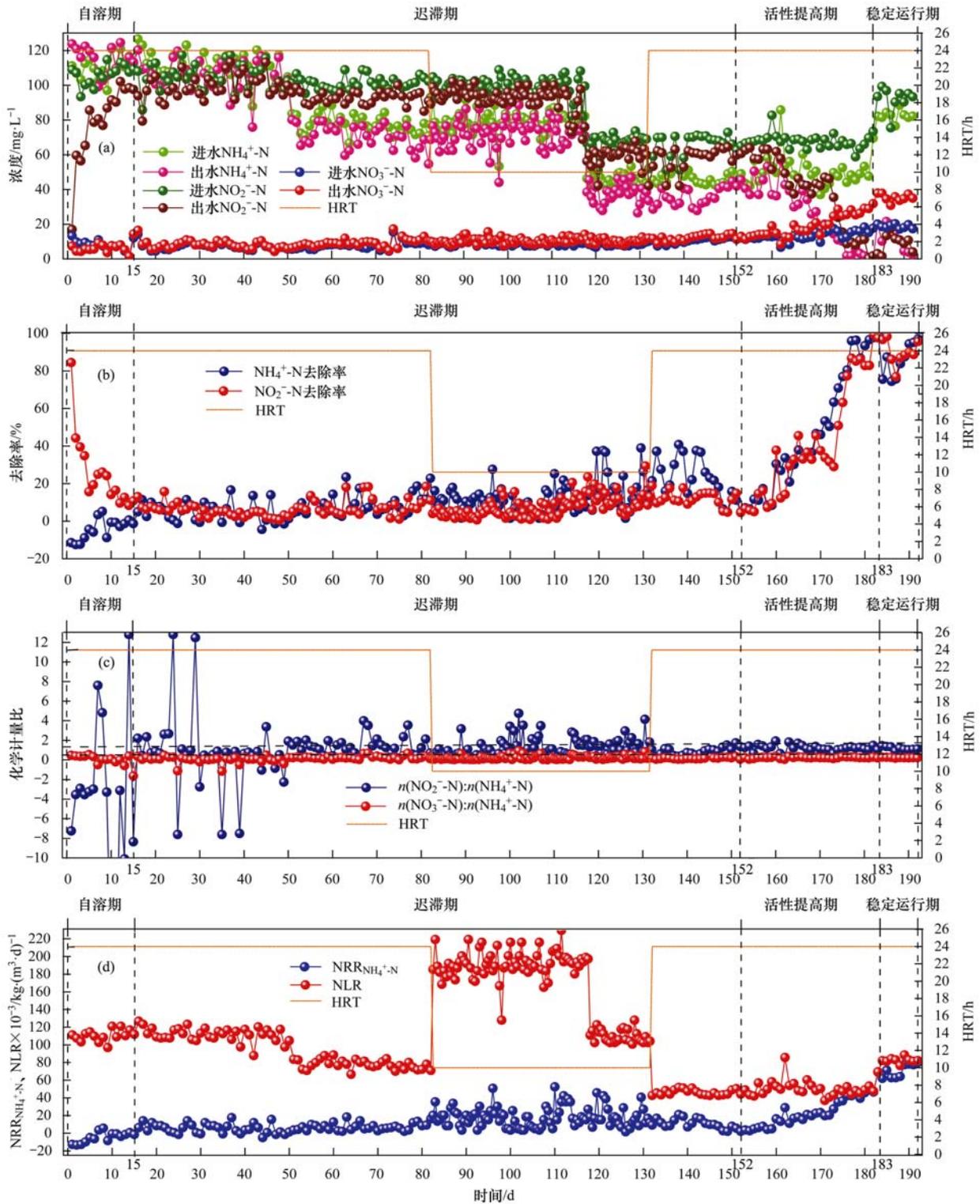
2.1.2 活性迟滞阶段(16~152 d)

如图2所示:16~50 d, NH₄⁺-N的去除率不稳定,波动很大,甚至出现负值情况,但大多数情况下为正值,且去除率很低;期间NH₄⁺-N去除率最大值出现在第37 d,为16.61%,到第50 d,去除率仅为1.35%;NO₂⁻-N的去除率总体呈下降趋势,第16 d,去除率为13.05%,第47 d,去除率降至1.63%;该阶段有少量NO₃⁻-N生成,平均生成量为0.77 mg·L⁻¹.这是由于NH₄⁺-N的去除仅仅依赖海洋厌氧氨氧化菌的作用,但该菌数量少,活性低,且该阶段依然存在菌体自溶现象,导致NH₄⁺-N的去除率低且不稳定;对NO₂⁻-N的去除依赖海洋厌氧氨氧化菌与异养反硝化菌的共同作用,该阶段异养反硝化菌仍占优势,因此对NO₂⁻-N的去除贡献最大的反应依然是反硝化反应,NO₂⁻-N去除率下降标志着反硝化菌活性下降. $n(\text{NH}_4^+ \text{-N}) : n(\text{NO}_2^- \text{-N}) : n(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 波动大,未呈现一定的规律,且 $n(\text{NO}_2^- \text{-N}) : n(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 与 $n(\text{NO}_3^- \text{-N}) : n(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 均小于理论值,这可能是异养反硝化菌将NO₃⁻-N转化成NO₂⁻-N,减少了NO₂⁻-N的净消耗量与NO₃⁻-N的生成量,造成NO₂⁻-N的累积.NRR_{NH₄⁺-N}平均值为0.0054 kg·(m³·d)⁻¹,很低且波动大,有时甚至出现负值,表明海洋厌氧氨氧化菌活性及其微弱.出水pH为7.7~8.0,较自溶期有所下降.到第50 d, NH₄⁺-N和NO₂⁻-N的去除率分别降至1.35%与2.62%,可能是进水基质浓度(NH₄⁺-N与NO₂⁻-N均为110 mg·L⁻¹)过高对海洋厌氧氨氧化菌的活性产生抑制所致.该过程初步表明海洋厌氧氨氧化菌对高浓度的进水基质较敏感,基质浓度过高不利于海洋厌氧氨氧化菌的富集培养.

考虑到高浓度基质对菌的抑制作用^[17],从第51 d开始,按海洋厌氧氨氧化反应方程式^[16]中NH₄⁺-N与NO₂⁻-N的消耗比(1:1.32)配水,并将进水NH₄⁺-N与NO₂⁻-N的浓度分别降至80 mg·L⁻¹与

105.6 mg·L⁻¹. 如图 2 所示:反应刚开始, NH₄⁺-N 与 NO₂⁻-N 的去除率均略微升高(3% 左右), 但并未出现持续升高现象, 而是有明显波动, 但总体呈小幅度上升趋势, 第 82 d, NH₄⁺-N 与 NO₂⁻-N 的去除率分别为 22.88% 与 11.15%; 且该阶段有明显的 NO₃⁻-N 生成, 平均生成量为 1.51 mg·L⁻¹. $n(\text{NO}_2^- - \text{N}) : n(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 基本高于 1.32^[15], 而 $n(\text{NO}_3^- - \text{N}) :$

$n(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 基本低于 0.26^[16], 且波动均较大, 表明反硝化菌与海洋厌氧氨氧化菌对 NO₂⁻-N 的总消耗量大于反硝化作用 NO₂⁻-N 的生成量. $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+ - \text{N}}$ 波动变小, 且有升高的趋势, 但基本都在 0.01 kg·(m³·d)⁻¹ 以下. 出水 pH 为 7.7~7.9, ORP 值为 -38~-46 mV, 均比高基质浓度的波动范围小, 说明降低进水基质浓度有利于海洋厌氧氨氧化菌的



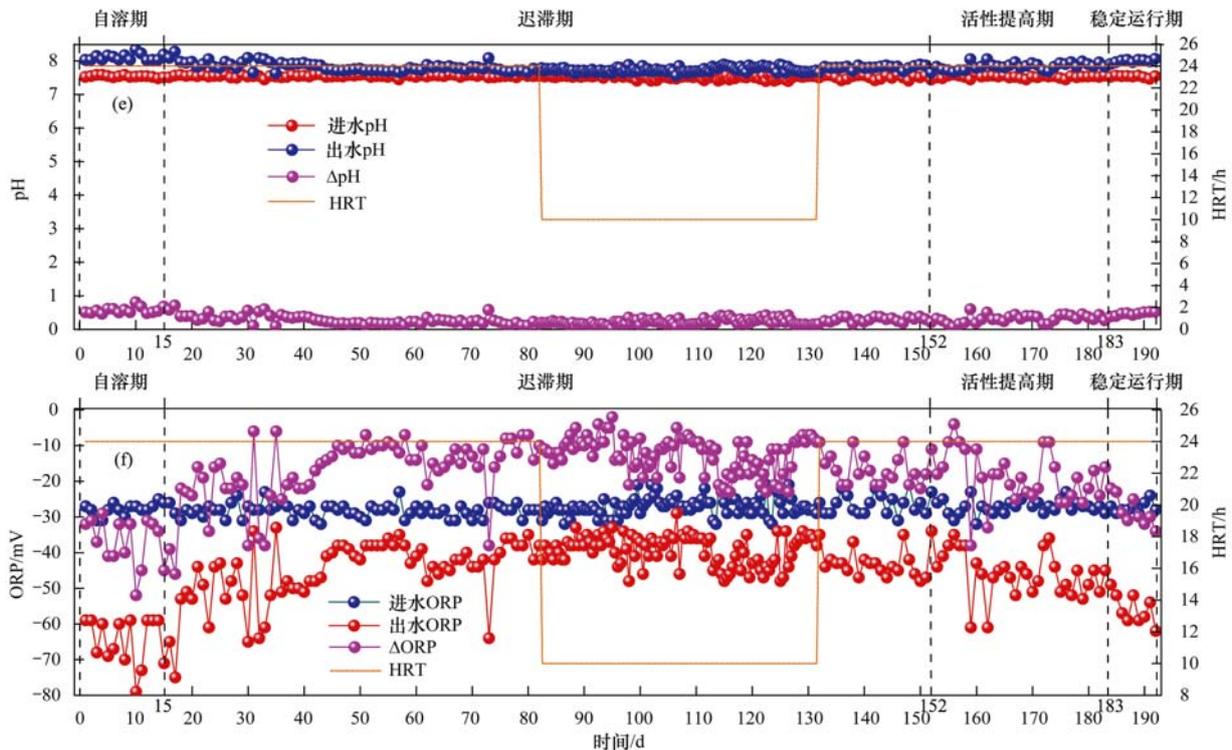


图2 富集培养期间反应器主要指标变化

Fig. 2 Main indexes of reactor during enrichment

富集.

淡水厌氧氨氧化菌活性提高的方法有两个,一是提高反应基质的浓度;二是缩短水力停留时间(HRT)^[18].因为海洋厌氧氨氧化菌在迟滞期初期就初步显示了对较高浓度基质敏感性的特点,所以本试验考虑用第二种方法提高菌的活性.在第82 d,将HRT由24 h缩短到10 h,其余条件不变.如图2所示: NH_4^+ -N去除率只是略微上升,但随后并未出现预期的持续上升现象,而是出现明显波动,且呈下降趋势,到第107 d,去除率降至7.66%,猜想可能是HRT缩短使反应器中氮容积负荷(NLR)过高^[19],对海洋厌氧氨氧化菌产生较大冲击,使脱氮效果变差.随后 NH_4^+ -N去除率略微上升,到117 d,升至13.73%;第82~111 d,对 NO_2^- -N的去除率基本在10%以下, NO_3^- -N生成量在 $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下;随后 NO_2^- -N的去除量与 NO_3^- -N生成量总体呈上升趋势,到117 d, NO_2^- -N去除率升至23.61%, NO_3^- -N生成量为 $4.64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.该阶段 $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 波动大 $[0.0034 \sim 0.051 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}]$,但总体呈先升高后降低,随后又升高的趋势,第117 d, $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 为 $0.027 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.该阶段初步表明海洋厌氧氨氧化菌抗氮容积负荷的冲击能力差,对HRT变化较敏感.

第118 d,保持HRT不变,将进水 NH_4^+ -N与 NO_2^- -N的浓度分别降至 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 与 $66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,通过降低基质浓度来缓解高NLR对海洋厌氧氨氧化菌的冲击影响^[20].如图2所示:反应前期 NH_4^+ -N的去除率逐渐升高,到122 d,升至36.79%,随后去除率逐渐下降,仅经过4 d,就降至1.6%,最后又略微升高,第131 d,去除率为16.52%; NO_2^- -N去除量和 NO_3^- -N的生成量与 NH_4^+ -N的变化一致. $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 仍波动较大 $[0.0017 \sim 0.046 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}]$,说明此时海洋厌氧氨氧化菌活性仍不稳定,依然处于活性迟滞阶段.该现象表明短HRT造成的高NLR会对海洋厌氧氨氧化菌的活性产生抑制,且不能通过降低基质浓度的方法消除.因此,第132 d保持进水基质浓度不变,将HRT重新延长至24 h,如图2所示:第132~143 d, NH_4^+ -N与 NO_2^- -N的去除率总体升高,143 d,分别升至36.79%与14.57%, $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 由 $0.0092 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 升至 $0.016 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,随后 NH_4^+ -N与 NO_2^- -N的去除率均下降,到152 d,分别降至4.8%与4.64%, $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 由 $0.011 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 降至 $0.0028 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,从153 d开始, $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 持续上升,这标志着菌体迟滞期结束.

海洋厌氧氨氧化菌富集培养过程中活性迟滞时间为 137 d, 占整个富集培养时间的 2/3 以上. Yu 等^[21]用厌氧污泥富集培养淡水厌氧氨氧化菌时, 活性迟滞时间为 30 d; Tang 等^[22]用 UASB 反应器富集培养淡水厌氧氨氧化菌的迟滞期为 29 d; Wang 等^[23]用好氧硝化污泥富集培养淡水厌氧氨氧化菌时, 迟滞期仅有 20 d. 由此可见, 海洋厌氧氨氧化菌富集培养过程中活性迟滞时间要远长于淡水厌氧氨氧化菌, 这使海洋厌氧氨氧化菌的富集培养更难.

2.1.3 活性提高阶段(153~183 d)

从 153 d 开始, NH_4^+ -N 与 NO_2^- -N 的去除率均持续升高, 第 155 d, 去除率分别为 11.76% 与 5.9%, 第 164 d, 去除率分别为 30.18% 与 32.93%, 第 174 d, 去除率分别为 70.9% 与 50.91%, 第 183 d, 出水 NH_4^+ -N 的浓度仅为 $0.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_2^- -N 的浓度仅为 $0.323 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率分别升至 99.47% 与 99.54%, 几乎达到 100%. NO_3^- -N 的生成量由 $0.6688 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $14.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 由 $0.0035 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 升至 $0.069 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 海洋厌氧氨氧化菌活性明显提高. 该阶段 $n(\text{NH}_4^+-\text{N}):n(\text{NO}_2^--\text{N}):n(\text{NO}_3^--\text{N})$ 为 1:1.15:0.23, 接近理论比 (1:1.32:0.26)^[16], 这标志着海洋厌氧氨氧化菌已完全取代异养反硝化菌, 成为反应器的主体菌^[24]. 出水 pH 为 7.7~7.9, ORP 为 -37~-43 mV.

本试验仅用 30 d, NH_4^+ -N 与 NO_2^- -N 的去除率就从 7.19% 与 6.87% 分别升至 99.47% 与 99.54%, 活性提高期低于整个富集培养时间的 1/6. 赖玮毅等^[25]历经 60 d 才使淡水厌氧氨氧化菌活性显著提高, Xing 等^[26]用污水处理厂的活性污泥富集培养淡水菌时, 活性提高期为 69 d. 因此前者在活性提高阶段比后者历时短.

2.1.4 稳定运行阶段(184~192 d)

第 184 d, 将进水 NH_4^+ -N 与 NO_2^- -N 的浓度分别升至 $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 与 $105.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 如图 2 所示: NH_4^+ -N 去除率稳定上升, 从起初的 75.52% 提升到 96.98%, 而 NO_2^- -N 的去除率均稳定在 85% 以上, 最高去除率能达到 98.4%. $n(\text{NH}_4^+-\text{N}):n(\text{NO}_2^--\text{N}):n(\text{NO}_3^--\text{N})$ 为 1:(1.2 ± 0.2):(0.22 ± 0.06), 接近理论比 (1:1.32:0.26)^[16]. $\text{NRR}_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 由 $0.062 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 升至 $0.080 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 出水 pH 为 7.9~8.06, ORP 为 -49~-62 mV.

本试验用黄海胶州湾的底泥, 经 192d 成功富集培养了海洋厌氧氨氧化菌, 在稳定运行期, NH_4^+ -N

与 NO_2^- -N 的去除率分别为 96.98% 与 95.66%. Gong 等^[27]在富集培养淡水厌氧氨氧化菌时, 经 120 d 对 NH_4^+ -N 与总氮的去除率就分别达到 88.7% 与 83.77%; Chen 等^[28]在 UASB 反应器中仅用 40 d, 就实现了淡水厌氧氨氧化菌活性的显著提高, 此时 NRR 为 $0.55 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$; Wang 等^[29]经 61 d 实现了淡水厌氧氨氧化菌的富集, 对 NH_4^+ -N 与 NO_2^- -N 去除率均能达到 91% 以上. 由此可见, 海洋厌氧氨氧化菌的富集培养时间要远长于淡水厌氧氨氧化菌, 但稳定运行时, 前者的脱氮效果更好. 原因可能是海洋水体成分复杂, 含有众多元素及少量有机质, 其中含有的某种成分对海洋厌氧氨氧化菌的脱氮产生促进作用, 具体原因还有待探究.

2.2 不同阶段周期内反应器脱氮特性

海洋厌氧氨氧化菌的富集培养过程具有不同的阶段特征, 为了比较 4 个阶段沿程 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、pH 与 ORP 的变化情况, 在第 15、152、183 与 192 d, 每隔 1 h 测一次水样, 看反应器内各个指标的沿程变化情况. 如图 3 所示: 在菌体自溶期, 反应器中 NH_4^+ -N 的浓度沿程波动较大, 且未呈现一定的规律; NO_2^- -N 的浓度逐渐降低, 由 $109.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $97.53 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 变化较平缓, 去除量仅为 $11.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; NO_3^- -N 生成量仅为 $0.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此现象与菌体自溶作用有关; 迟滞期 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、pH 与 ORP 沿程变化极平缓, 几乎无变化, 这是由于海洋厌氧氨氧化菌的活性延迟所致; 在活性提高期与稳定运行期, NH_4^+ -N 与 NO_2^- -N 的沿程变化可分为 3 个阶段: ① 前 5 h, 浓度下降较平缓, 可能是废水的进入改变了反应器内的环境, 海洋厌氧氨氧化菌对新环境不适应使其活性发生延迟所致, 本试验得出的菌活性延迟时间为 5 h. 于德爽等^[12]在研究淡水厌氧氨氧化菌富集培养时发现: 由进出水导致的菌活性延迟时间仅为 0.8 h, 王晓霞等^[30]在用 2:1 的好氧短程硝化污泥与厌氧氨氧化污泥富集淡水厌氧氨氧化菌时, 发现该时间为 2 h, 均小于 5 h. 由此可见, 海洋厌氧氨氧化菌抗水力冲击能力更弱, 对新环境的适应能力远小于淡水厌氧氨氧化菌. ② 5~19 h, 浓度下降迅速, 充分显示出海洋厌氧氨氧化活性. ③ 19~24 h, 浓度下降平缓, 可能是反应器中 NH_4^+ -N 与 NO_2^- -N 的浓度较低, 低浓度基质满足不了海洋厌氧氨氧化菌的生长需求, 使其活性降低, 对 NH_4^+ -N 与 NO_2^- -N 的去除速率下降.

4 个阶段 pH 值均沿程不断上升, 开始时, pH 值

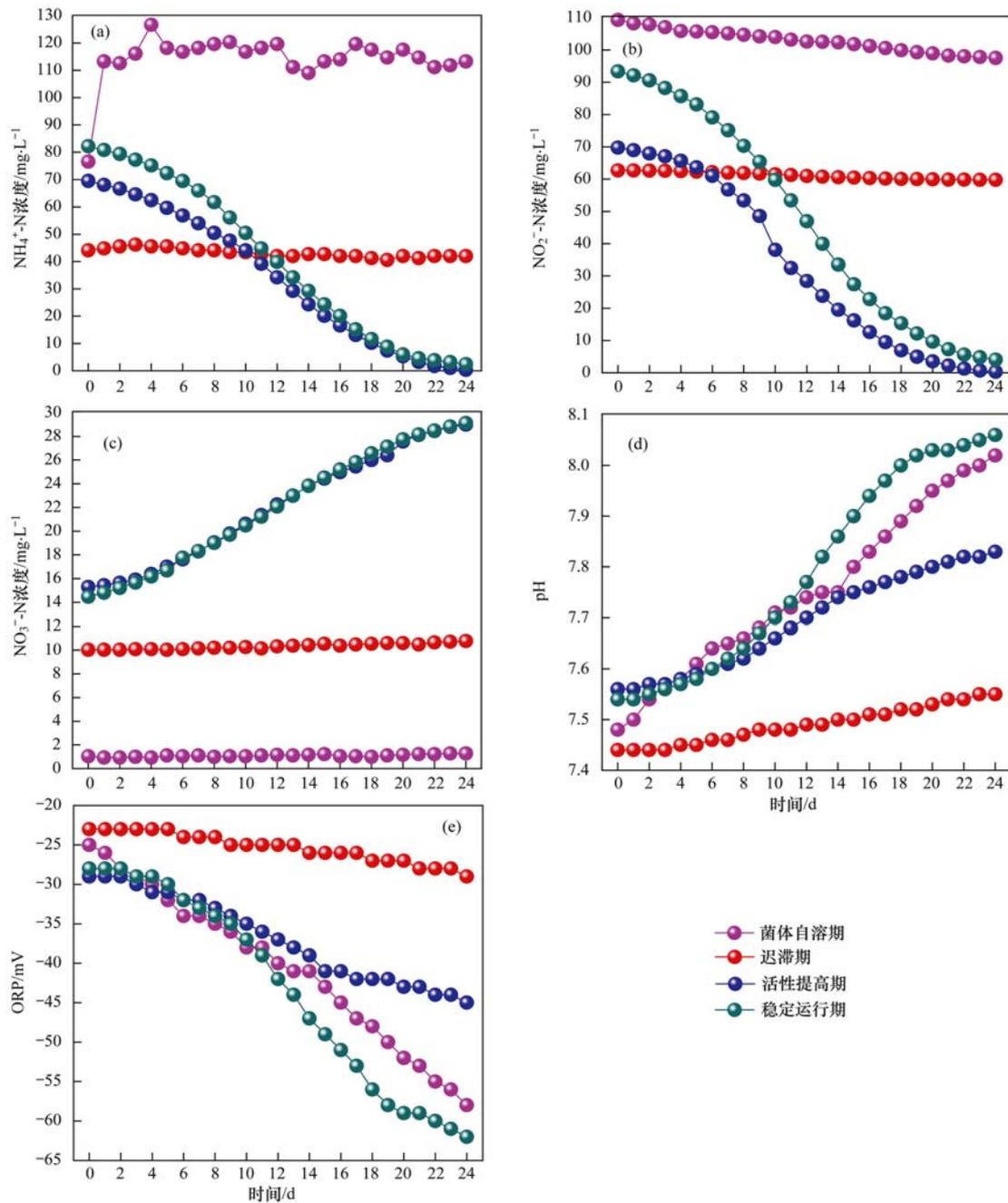


图3 周期内不同阶段各指标的变化情况

Fig. 3 Variation of indexes at different phases during one cycle

分别为 7.48、7.44、7.56、7.54, 周期结束时, pH 值分别为 8.02、7.55、7.83、8.06, ΔpH 分别为 0.54、0.11、0.27、0.52. 由此可见: 菌体自溶期与稳定运行期 pH 上升速率明显快于活性迟滞期与活性提高期, 可能是这两个阶段的主体菌分别是具有高活性的反硝化菌与海洋厌氧氨氧化菌, 它们分别发生强烈的反硝化作用与厌氧氨氧化作用, 产生的碱度最多, pH 上升速率最快; 在迟滞期, 反硝化菌活性低, 且厌氧氨氧化菌活性延迟, 因此迟滞期的 pH 值上升速率最慢. ORP 值的变化情况与 pH 类似, 4 个阶段 ORP 值

均沿程不断下降, 由开始的 -25、-23、-29、-28 mV 分别降至 -58、-29、-45、-62 mV , ΔORP 分别为 -33、-6、-16、-34 mV ; 菌体自溶期与稳定运行期 ORP 下降速率明显快于活性迟滞期与活性提高期, 其原理与 pH 值变化原理相同.

2.3 富集培养过程中污泥性状的变化

污泥进入反应器之前为黑色泥状 [图 4(a)], 带有臭味, 经淘洗后接种到 ASBR 反应器, 运行 51 d, 污泥由黑色变为黑褐色, 仍为泥状, 未形成颗粒, 污泥沉降性能差^[21]; 51 ~ 83 d, 污泥由黑褐色泥状

变为褐色絮状[图 4(b)],但污泥沉降性能依然很差;第 132 d,反应器中开始出现隐隐约约暗红色絮状污泥;132~173 d,暗红色絮状污泥逐渐变成浅红色小颗粒状[图 4(c)],污泥沉降性能好;在稳定运行阶段,污泥转化为砖红色大颗粒状[图 4(d)],将此阶段的污泥用 10 倍显微镜观察,如图 5(a)所示:

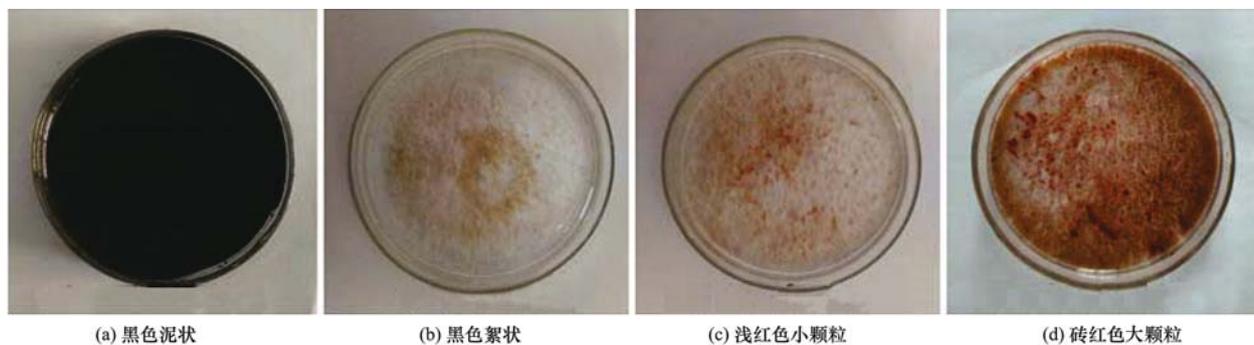
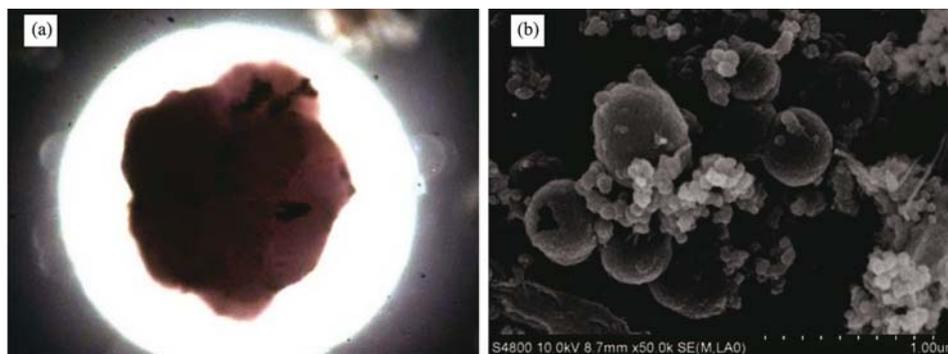


图 4 富集培养过程中污泥性状的变化情况

Fig. 4 Variation of sludge characteristics during enrichment



(a)显微照片; (b)SEM 照片

图 5 颗粒污泥的影像照片

Fig. 5 Photographs of granular sludge

3 结论

(1)用黄海胶州湾的底泥,经 192 d 成功富集培养了海洋厌氧氨氧化菌. 富集过程分为 4 个阶段:菌体自溶期(1~15 d)、活性迟滞期(16~152 d)、活性提高期(153~183 d)与稳定运行期(184~192 d). 富集成功后, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的去除率分别为 96.98%与 95.66%.

(2)与淡水厌氧氨氧化菌富集培养相比,海洋厌氧氨氧化菌的迟滞时间(137 d)较长,占整个富集时间的 2/3 以上,活性提高期(30 d)较短,小于富集时间的 1/6;且海洋厌氧氨氧化菌对基质浓度与 HRT 变化更敏感,由进出水导致的菌活性延迟时间为 5 h,远长于淡水厌氧氨氧化菌,因此海洋厌氧氨氧化菌对新环境的适应能力更弱,更难富集培养.

(3)反应器运行过程中,污泥逐渐由黑色泥状

该污泥为砖红色颗粒状的圆球体,内部有少量黑色物质,结构紧密,边缘较光滑,与文献[29]报道的成熟的厌氧氨氧化菌的形态类似. 经扫描电镜观察,该污泥是由大量的球状菌经胞外多聚物黏聚而成菌团. 因此,同淡水厌氧氨氧化菌富集培养类似,也可以用污泥性状的变化来反映海洋厌氧氨氧化菌的富集情况.

变为褐色絮状,随后变为暗红色小颗粒状,在稳定运行阶段,污泥为砖红色颗粒状,扫描电镜观察该砖红色颗粒为表面光滑,排列紧密、有类似火山口形状的球状菌相互黏聚而成的菌团.

参考文献:

- [1] Jetten M S M, van Niftrik L, Strous M, *et al.* Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria[J]. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*, 2009, **44**(2-3): 65-84.
- [2] Mulder A, van de Graaf A A, Robertson L A, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, **16**(3): 177-184.
- [3] van Niftrik L, Jetten M S M. Anaerobic ammonium-oxidizing bacteria: unique microorganisms with exceptional properties[J]. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 2012, **76**(3): 585-596.
- [4] Khramenkov S V, Kozlov M N, Krevbona M V, *et al.* A novel bacterium carrying out anaerobic ammonium oxidation in a reactor for biological treatment of the filtrate of wastewater fermented sludge[J]. *Microbiology*, 2013, **82**(5): 628-636.

- [5] Ward B B. Significance of anaerobic ammonium oxidation in the ocean[J]. Trends in Microbiology, 2003, **11**(9): 408-410.
- [6] Dalsgaard T, Canfield D E, Petersen J, *et al.* N₂ production by the anammox reaction in the anoxic water column of Golfo Dulce, Costa Rica[J]. Nature, 2003, **422**(6932): 606-608.
- [7] Thamdrup B, Dalsgaard T. Production of N₂ through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2002, **68**(3): 1312-1318.
- [8] Schouten S, Strous M, Kuypers M M M, *et al.* Stable carbon isotopic fractionations associated with inorganic carbon fixation by anaerobic ammonium-oxidizing bacteria [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2004, **70**(6): 3785-3788.
- [9] Kartal B, Koleva M, Arsov R, *et al.* Adaptation of a freshwater anammox population to high salinity wastewater[J]. Journal of Biotechnology, 2006, **126**(4): 546-553.
- [10] 高嵩, 范士亮, 韩秀荣, 等. 浒苔绿潮与南黄海近岸海域水质的关系[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(1): 213-218.
Gao S, Fan S L, Han X R, *et al.* Relations of *Enteromorpha prolifera* blooms with temperature, salinity, dissolved oxygen and pH in the Southern Yellow Sea [J]. China Environmental Science, 2014, **34**(1): 213-218.
- [11] 魏海峰, 周集体, 乔森, 等. 海洋厌氧氨氧化研究进展[J]. 环境科学与技术, 2014, **37**(9): 70-75.
Wei H F, Zhou J T, Qiao S, *et al.* Research progress in marine anaerobic ammonium oxidation[J]. Environmental Science and Technology, 2014, **37**(9): 70-75.
- [12] 于德爽, 李伟刚, 李津. ASBR 反应器厌氧氨氧化脱氮 I: 工艺特性与控制策略[J]. 中国环境科学, 2013, **33**(12): 2176-2183.
Yu D S, Li W G, Li J. Nitrogen removal in the Anammox sequencing batch reactor I: performance and control strategies [J]. China Environmental Science, 2013, **33**(12): 2176-2183.
- [13] 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.
- [14] 李祥, 黄勇, 袁怡. 高基质浓度下厌氧氨氧化反应器的启动过程[J]. 环境工程学报, 2010, **4**(8): 1771-1775.
Li X, Huang Y, Yuan Y. Process of start-up of ANAMMOX reactors at high substrate concentrations[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2010, **4**(8): 1771-1775.
- [15] 冯平, 周少奇. 常温下厌氧氨氧化生物膜反应器的启动研究[J]. 环境科学与技术, 2010, **33**(6): 19-22, 34.
Feng P, Zhou S Q. Experimental study on start-up of UASB-Anammox biofilm reactor at ordinary temperature [J]. Environmental Science & Technology, 2010, **33**(6): 19-22, 34.
- [16] Strous M, van Gerven E, Zheng P, *et al.* Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process in different reactor configurations [J]. Water Research, 1997, **31**(8): 1955-1962.
- [17] Jetten M S M, Strous M, van de Pas-Schoonen K T, *et al.* The anaerobic oxidation of ammonium [J]. FEMS Microbiology Reviews, 1998, **22**(5): 421-437.
- [18] 朱明石, 周少奇, 曾武. UASB 反应器厌氧氨氧化菌的脱氮特性研究[J]. 环境工程学报, 2008, **2**(1): 11-15.
Zhu M S, Zhou S Q, Zeng W. Characteristics of anaerobic ammonium oxidation bacteria from UASB reactor [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2008, **2**(1): 11-15.
- [19] Yu Y C, Tao Y, Gao D W. Effects of HRT and nitrite/ammonia ratio on anammox discovered in a sequencing batch biofilm reactor [J]. RSC Advances, 2014, **4**(97): 54798-54804.
- [20] 周安兴, 方芳, 杨吉祥, 等. 低基质厌氧氨氧化 SBBR 反应器启动研究[J]. 工业水处理, 2015, **35**(1): 44-47.
Zhou A X, Fang F, Yang J X, *et al.* Start-up of anammox under low substrate condition by using a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) [J]. Industrial Water Treatment, 2015, **35**(1): 44-47.
- [21] Yu Y C, Gao D W, Tao Y. Anammox start-up in sequencing batch biofilm reactors using different inoculating sludge [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, **97**(13): 6057-6064.
- [22] Tang C J, Zheng P, Chai L Y, *et al.* Characterization and quantification of anammox start-up in UASB reactors seeded with conventional activated sludge[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013, **82**: 141-148.
- [23] Wang T, Zhang H M, Yang F L, *et al.* Start-up and long-term operation of the Anammox process in a fixed bed reactor (FBR) filled with novel non-woven ring carriers [J]. Chemosphere, 2013, **91**(5): 669-675.
- [24] 杨朝晖, 徐峥勇, 曾光明, 等. 不同低温驯化策略下的厌氧氨氧化活性[J]. 中国环境科学, 2007, **27**(3): 300-305.
Yang Z H, Xu Z Y, Zeng G M, *et al.* Anaerobic ammonia oxidation activity under different low temperature domestication strategy[J]. China Environmental Science, 2007, **27**(3): 300-305.
- [25] 赖玮毅, 周伟丽, 何圣兵. 生物活性炭厌氧氨氧化反应器启动过程研究[J]. 环境科学, 2013, **34**(8): 3171-3179.
Lai W Y, Zhou W L, He S B. Study on the start-up of anaerobic ammonium oxidation process in biological activated carbon reactor [J]. Environmental Science, 2013, **34**(8): 3171-3179.
- [26] Xing B S, Ji Y X, Yang G F, *et al.* Start-up and stable operation of partial nitrification prior to ANAMMOX in an internal-loop airlift reactor[J]. Separation and Purification Technology, 2013, **120**: 458-466.
- [27] Gong Z, Liu S T, Yang F L, *et al.* Characterization of functional microbial community in a membrane-aerated biofilm reactor operated for completely autotrophic nitrogen removal [J]. Bioresource Technology, 2008, **99**(8): 2749-2756.
- [28] Chen H, Hu H Y, Chen Q Q, *et al.* Successful start-up of the anammox process: Influence of the seeding strategy on performance and granule properties[J]. Bioresource Technology, 2016, **211**: 594-602.
- [29] Wang T, Shen B X, Zhang S, *et al.* Start-up performance of Anammox process in a fixed bed reactor (FBR) filled with honeycomb-like polypropylene carriers [J]. Water Science and Technology, 2016, **73**(8): 1848-1854.
- [30] 王晓霞, 于德爽, 李津, 等. ASBR 厌氧氨氧化反应器的快速启动及脱氮原理分析[J]. 环境工程学报, 2012, **6**(6): 1834-1840.
Wang X X, Yu D S, Li J, *et al.* Fast start-up and denitrified principle analysis of ANAMMOX in ASBR [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2012, **6**(6): 1834-1840.

CONTENTS

Comparison of Models on Spatial Variation of PM _{2.5} Concentration; A Case of Beijing-Tianjin-Hebei Region	WU Jian-sheng, WANG Xi, LI Jia-cheng, <i>et al.</i>	(2191)
Change of Atmospheric Pollution Diffusion Conditions in Beijing in Recent 35 Years	GUO Chun-wei, SUN Zhao-bin, LI Zi-ming, <i>et al.</i>	(2202)
Precipitation and Its Effects on Atmospheric Pollutants in a Representative Region of Beijing in Summer	HAN Li-hui, ZHANG Hai-liang, XIANG Xin, <i>et al.</i>	(2211)
Impact of Mountain-Valley Wind Circulation on Typical Cases of Air Pollution in Beijing	DONG Qun, ZHAO Pu-sheng, WANG Ying-chun, <i>et al.</i>	(2218)
Fugitive Dust Emission Characteristics from Building Construction Sites of Beijing	XUE Yi-feng, ZHOU Zhen, HUANG Yu-hu, <i>et al.</i>	(2231)
Characteristics of Volatile Organic Compounds Emitted from Biomass-pellets-fired Boilers	WU Chang-da, ZHANG Chun-lin, BAI Li, <i>et al.</i>	(2238)
Effect of VOCs on O ₃ and SOA Formation Potential During the Combined Pollution Process in Guangzhou Panyu Atmospheric Composition Station	ZOU Yu, DENG Xue-jiao, LI Fei, <i>et al.</i>	(2246)
Characteristic Study on the "Weekend Effect" of Atmospheric O ₃ in Northern Suburb of Nanjing	WANG Jun-xiu, AN Jun-lin, SHAO Ping, <i>et al.</i>	(2256)
Atmospheric Ammonia/Ammonium-nitrogen Concentrations and Wet and Dry Deposition Rates in a Double Rice Region in Subtropical China	WANG Jie-fei, ZHU Xiao, SHEN Jian-lin, <i>et al.</i>	(2264)
Species of Iron in Size-resolved Particle Emitted from Xuanwei Coal Combustion and Their Oxidative Potential	WANG Qiang-xiang, TAN Zheng-ying, ZHAO Hui, <i>et al.</i>	(2273)
Dioxin Pollution and Occupational Inhalation Exposure of PCDD/Fs in Municipal Solid Waste Incinerator	DU Guo-yong, WANG Qian, ZHANG Shu-lin, <i>et al.</i>	(2280)
Characteristics of Mercury Emissions from Modern Dry Processing Cement Plants in Chongqing	ZHANG Cheng, ZHANG Ya-hui, WANG Yong-min, <i>et al.</i>	(2287)
Correlations of Light-duty Gasoline Vehicle Emissions Based on VMAS and CVS Measurement Systems	WANG Hong-yu, HUANG Cheng, HU Qing-yao, <i>et al.</i>	(2294)
Emission Characteristics of Particulate Matter from Diesel Buses Meeting Different China Emission Standards Fueled with Biodiesel	LOU Di-ming, ZHAO Cheng-zhi, XU Ning, <i>et al.</i>	(2301)
Spatial Variation and Environmental Significance of δ ¹⁸ O and δD Isotope Composition in Xijiang River	XU Qi, LI Jian-hong, SUN Ping-an, <i>et al.</i>	(2308)
Comparative Study of SWAT and DNDC Applied to N Leach and Export from Subtropical Watershed	HAN Ning, CHEN Wei-liang, GAO Yang, <i>et al.</i>	(2317)
Comparison of Relationship Between Conduction and Algal Bloom in Pengxi River and Modao River in Three Gorges Reservoir	JIANG Wei, ZHOU Chuan, JI Dao-bin, <i>et al.</i>	(2326)
Temporal and Spatial Variation Characteristics of Nitrogen and Phosphorus in Sediment Pore Water and Overlying Water of Dianchi Caohai Lake	WANG Yi-ru, WANG Sheng-ru, JIAO Li-xin, <i>et al.</i>	(2336)
Distribution and Emission Flux Estimation of Phosphorus in the Sediment and Interstitial Water of Xiangxi River	LUO Yu-hong, NIE Xiao-qian, LI Xiao-ling, <i>et al.</i>	(2345)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metals in Water and Sediment from Daye Lake	ZHANG Jia-quan, TIAN Qian, XU Da-mao, <i>et al.</i>	(2355)
Formation of Brominated Disinfection By-products in Low Temperature Multi-effect Distillation (LT-MED) Process for Seawater Desalination	QI Fei, SUN Ying-xue, YANG Zhe, <i>et al.</i>	(2364)
Applicability Comparison and Application Study of Two Methods for Determination of the Copper Complexing Capacity of Waters	WANG Chen-ye, JIANG Kuo, XIE Wen-long, <i>et al.</i>	(2373)
Performance of Applying Scale Permeable Pavements for Control of Runoff Pollution in an Area with High Groundwater Level	JIN Jian-rong, LI Tian, SHI Zhen-bao, <i>et al.</i>	(2379)
Removal of 2,4-dichlorophenol in Underground Water by Stabilized Nano Zero-valent Iron	ZHANG Yong-xiang, CHANG Shan, LI Fei, <i>et al.</i>	(2385)
Enhancement of Sulfamerazine Degradation Under H ₂ O ₂ /KI System by Ultrasound and UVA Irradiation	WEI Hong, SUN Bo-cheng, YANG Xiao-yu, <i>et al.</i>	(2393)
Comparison of Phosphate Adsorption onto Zirconium-Modified Bentonites with Different Zirconium Loading Levels	JINAG Bo-hui, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i>	(2400)
Removal of Nitrogen in Municipal Secondary Effluent by a Vertical Flow Constructed Wetland Associated with Iron-carbon Internal Electrolysis	ZHENG Xiao-ying, ZHU Xing, ZHOU Xiang, <i>et al.</i>	(2412)
Purification Efficiency and Influencing Factors of Combined Bio-filters for Aquaculture Wastewater	ZHANG Shi-yang, ZHANG Sheng-hua, ZHANG Xiang-ling, <i>et al.</i>	(2419)
Effect of Temperature on PAO Activity and Substrate Competition	ZHANG Ling, PENG Dang-cong, CHANG Die, <i>et al.</i>	(2429)
Enrichment and Nitrogen Removal Characteristics of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	FENG Li, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i>	(2435)
Ammonia Removal Rate and Microbial Community Structures in Different Biofilters for Treating Aquaculture Wastewater	ZHOU Hong-yu, HAN Mei-lin, QIU Tian-lei, <i>et al.</i>	(2444)
Influence of Phosphate on Nitrogen Removal Efficiency of ANAMMOX Sludge	ZHOU Zheng, LIU Kai, WANG Fan, <i>et al.</i>	(2453)
Characteristics and Mechanism of Biological Nitrogen and Phosphorus Removal Granular Sludge Under Carbon Source Stress	QIN Shi-you, CHEN Wei, MA Zhao-ni, <i>et al.</i>	(2461)
Evolution of Extracellular Polymeric Substances of the Activated Sludge with Calcium Ion Addition During Set-up Period of Sequencing Batch Reactors	REN Li-fei, YANG Xin-ping, ZHANG Wen-wen, <i>et al.</i>	(2470)
Isolation, Identification and Characterization of the Filamentous Microorganisms from Bulking Sludge	ZHANG Chong-miao, NIU Quan-ni, XU Li-mei, <i>et al.</i>	(2477)
Applicability and Microbial Community Structure of Denitrification Suspended Carriers	TAN Yang, LI Ji, XU Qiao, <i>et al.</i>	(2486)
Effect of Thiosulfate on the Carbon Fixation Capability of <i>Thiobacillus thioparus</i> and Its Mechanism	LI Huan, WANG Lei, WANG Ya-nan, <i>et al.</i>	(2496)
Characteristics of Fungi Community Structure and Genetic Diversity of Forests in Guandi Mountains	QIAO Sha-sha, ZHOU Yong-na, CHAI Bao-feng, <i>et al.</i>	(2502)
Source Apportionment of Soil Heavy Metals in City Residential Areas Based on the Receptor Model and Geostatistics	CHEN Xiu-duan, LU Xin-wei, <i>et al.</i>	(2513)
Environmental Health Risk Assessment of Contaminated Soil Based on Monte Carlo Method; A Case of PAHs	TONG Rui-peng, YANG Xiao-yi, <i>et al.</i>	(2522)
Influencing Mechanism of Eh, pH and Iron on the Release of Arsenic in Paddy Soil	ZHONG Song-xiong, YIN Guang-cai, CHEN Zhi-liang, <i>et al.</i>	(2530)
Correlations Between Different Extractable Cadmium Levels in Typical Soils and Cadmium Accumulation in Rice	CHEN Qi, DENG Xiao, CHEN Shan, <i>et al.</i>	(2538)
Remedying Effects of a Combined Amendment for Paddy Soil Polluted with Cd for Spring and Autumn Rice	CHEN Li-wei, YANG Wen-tao, GU Jiao-feng, <i>et al.</i>	(2546)
Effects of Two Amendments on Remedying Garden Soil Complexly Contaminated with Pb, Cd and As	TIAN Tao, LEI Ming, ZHOU Hang, <i>et al.</i>	(2553)
Sorption of Phenanthrene to Soybean and Wheat Roots and the Bioavailability of Sorbed Phenanthrene	WANG Hong-ju, LI Qian-qian, SHEN Yu, <i>et al.</i>	(2561)
Effects of Dissolved Organic Matter Fractions Extracted from Humus Soil on Sorption of Benzotriazole in Brown Soil and Black Soil	YANG Ning-wei, BI Er-ping, <i>et al.</i>	(2568)
Effects of Topography, Tree Species and Soil Properties on Soil Enzyme Activity in Karst Regions	LUO Pan, CHEN Hao, XIAO Kong-cao, <i>et al.</i>	(2577)
Effects of Long-term Organic Amendments on Soil N ₂ O Emissions from Winter Wheat-maize Cropping Systems in the Guanzhong Plain	HAO Yao-xu, LIU Ji-xuan, YUAN Meng-xuan, <i>et al.</i>	(2586)
Exposure Route of Dioxin-like Polychlorinated Biphenyls in Hair Based on Passive Sampling	YUAN Hao-dong, BAI Yao, LI Qiu-xu, <i>et al.</i>	(2594)
Accumulation Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Wild Fish Species from Diaojiang River, Guangxi	WANG Jun-neng, MA Peng-cheng, ZHANG Li-juan, <i>et al.</i>	(2600)
Effect of Activated Carbon Addition on the Anaerobic Fermentation of Corn Straw in Mesophilic and Thermophilic Conditions	GAN Rong, GE Ming-min, LIU Yong-di, <i>et al.</i>	(2607)
Volatile Organic Compounds (VOCs) Source Profiles of Industrial Processing and Solvent Use Emissions; A Review	WANG Hong-li, YANG Zhao-xun, JING Sheng-ao, <i>et al.</i>	(2617)