

# 常温低基质下两种厌氧氨氧化反应器启动特性比较

吕 玮<sup>1</sup>, 张立秋<sup>1</sup>, 黄奕亮<sup>1</sup>, 李淑更<sup>2</sup>, 胡雪柳<sup>2</sup>

(1. 广州大学 土木工程学院, 广东 广州 510006; 2. 广州大学 环境科学与工程学院, 广东 广州 510006)

**摘 要:** 采用 ASBR 与生物滤池两种反应器, 接种城市污水厂二沉池污泥, 以人工配制的低氨氮废水 ( $\text{NH}_4^+ - \text{N} \leq 30 \text{ mg/L}$ ,  $\text{NO}_2^- - \text{N} \leq 40 \text{ mg/L}$ ) 为进水, 维持进水 pH 值在 7.5 ~ 7.8 之间, 考察了在常温 (20 ~ 26 °C)、低基质浓度条件下两种反应器的启动特性。结果表明, ASBR 反应器在第 135 天启动成功, 生物滤池在第 114 天启动成功; 经过约 200 d 的运行, ASBR 和生物滤池的总氮容积去除负荷分别达到 0.147 和 0.570  $\text{kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。由此可见, ASBR 与生物滤池均可在常温、低基质的条件下成功启动, 而生物滤池历时更短, 且可通过缩短 HRT 的方式快速提高总氮容积去除负荷, 实现厌氧氨氧化菌的富集, 因此生物滤池较 ASBR 更适合厌氧氨氧化的启动。

**关键词:** 厌氧氨氧化; ASBR; 生物滤池; 启动

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)03-0031-07

## Comparison of Start-up Characteristics of Anaerobic Ammonium Oxidation between ASBR and Biofilter at Room Temperature and Low Substrate Concentration

LÜ Wei<sup>1</sup>, ZHANG Li-qiu<sup>1</sup>, HUANG Yi-liang<sup>1</sup>, LI Shu-geng<sup>2</sup>, HU Xue-liu<sup>2</sup>

(1. School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

**Abstract:** ASBR and biofilter were used to investigate the start-up characteristics of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) at room temperature of 20 ~ 26 °C and low substrate concentration. The two reactors were inoculated with the sludge from the secondary sedimentation tank of municipal sewage treatment plant. When the influent ammonia nitrogen, nitrite nitrogen and pH value was control  $\leq 30 \text{ mg/L}$ ,  $\leq 40 \text{ mg/L}$  and 7.5 ~ 7.8 respectively, ASBR and the biofilter were successfully started in 135 days and 114 days, respectively. After more than 200 days' operation, the total nitrogen removal volume load of ASBR and the biofilter reached to 0.147  $\text{kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  and 0.570  $\text{kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  respectively, which meant that both reactors could start successfully at room temperature and low substrate concentration. It was found that the biofilter started faster than the ASBR and could increase the total nitrogen removal volume load rapidly by shortening the HRT. Therefore, the biofilter is more suitable for the start-up of the Anammox than the ASBR.

**Key words:** anaerobic ammonium oxidation (Anammox); ASBR; biofilter; start-up

随着工农业发展和人民生活水平的提高,排放至水体的氮素污染物数量持续增加,给人类健康与生态安全造成了严重危害。目前厌氧氨氧化(Anammox)已被公认为是一种高效低能耗的生物脱氮工艺,其无需曝气,亦无需投加有机碳源,还具有污泥产量低的优势。目前厌氧氨氧化在处理垃圾渗滤液<sup>[1-2]</sup>、养猪废水<sup>[3]</sup>、制药废水<sup>[4]</sup>、化工废水<sup>[5]</sup>、污泥消化液等高氨氮废水中得到成功应用,但由于厌氧氨氧化菌具有繁殖速度慢的特点,导致其无法广泛应用,因此如何得到大量厌氧氨氧化菌成为目前研究的热点。目前已有利用UASB<sup>[6-7]</sup>、MBR<sup>[8]</sup>、SBR<sup>[9]</sup>、生物滤池<sup>[10]</sup>等反应器启动成功的实例,且研究表明,接种好氧污泥、厌氧污泥、硝化污泥、反硝化污泥均可成功启动厌氧氨氧化反应器<sup>[11]</sup>。宋成康<sup>[12]</sup>、李祥<sup>[13]</sup>等发现,温度在20~37℃之间变化时,厌氧氨氧化反应器可维持高效稳定运行。但采用不同反应器在常温、低基质条件下启动厌氧氨氧化的对比研究未见报导。

因此,笔者以城市污水厂二沉池污泥为种泥,采用ASBR与生物滤池两种不同反应器,探究了在常温条件下两种反应器的启动特性,以期得到更具优势的驯化厌氧氨氧化菌的反应器,为厌氧氨氧化的大规模应用提供技术支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置

试验装置均由有机玻璃制成,其中ASBR如图1所示。反应器直径为14 cm,高为45 cm,有效容积为4 L。沿反应器垂直方向设置取样口,底部设有排泥口,反应器没有设专用通气口,利用位于侧面上端的取样口进行排气。

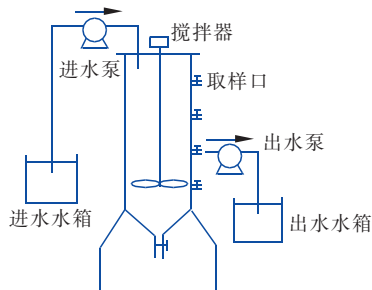


图1 ASBR装置示意

Fig.1 Schematic diagram of ASBR device

生物滤池装置如图2所示。生物滤池内径为7 cm,高度为1.4 m,有效装填容积为4 L。滤池底部

铺设5 cm的玻璃珠充当承托层,上部填充粒径为0.5~2.0 mm的火山岩滤料,装填高度为1 m。沿反应器垂直方向不同高度设置取样口,滤池采用上流式,因此滤池底部设有进水口及排泥口,排泥口同时充当反冲洗进水口,滤池顶部设有排气口。两个反应器均用黑色塑料袋包裹,以防止光照对厌氧氨氧化菌的活性产生影响。

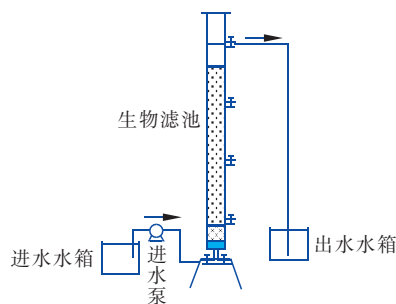


图2 生物滤池装置示意

Fig.2 Schematic diagram of biofilter device

### 1.2 接种污泥与试验用水

接种污泥取自广州市某污水厂二沉池,MLSS为6 800 mg/L。试验采用模拟配水, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 分别由 $\text{NH}_4\text{Cl}$ 和 $\text{NaNO}_2$ 提供,按质量比为1:(1.2~1.32)配制,具体添加量根据污泥活性不断进行调整。其他主要成分还包括 $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 、 $\text{NaHCO}_3$ 以及微量元素,其中,微量元素I: $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为45 g/L,EDTA为25 g/L;微量元素II: $\text{KCl}$ 为3.5 g/L, $\text{NaCl}$ 为2.5 g/L, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 为3.5 g/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为2.5 g/L;微量元素III:EDTA为75 g/L, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为2.15 g/L, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为1.2 g/L, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 为4.95 g/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为1.25 g/L, $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 为1.1 g/L, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为0.95 g/L, $\text{Na}_2\text{SeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 为1.05 g/L, $\text{H}_3\text{PO}_4$ 为0.07 g/L。利用1 mol/L的 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 和 $\text{NaOH}$ 溶液调节pH值。

### 1.3 试验方法

ASBR采用瞬时进水、瞬时出水的方式运行,每个周期为24 h,包括3 min进水、22 h间歇搅拌(每搅拌6 h之后停止搅拌2 h)、3 min出水和2 h闲置。生物滤池采用上向流方式连续运行,人工配水由蠕动泵泵入滤池底部,初始HRT=24 h。两个反应器均维持进水pH值在7.5~7.8。

研究表明<sup>[14]</sup>,可以通过逐渐提高进水基质浓度的方法来提高厌氧氨氧化菌的活性,促进其富集增

长。因此,在 ASBR 启动期间,采用此方法来提高氮负荷。生物滤池采用快速挂膜法进行挂膜,启动前期也采用提高进水基质浓度的方法来提高氮负荷。张永辉等发现<sup>[15]</sup>,通过缩短水力停留时间(HRT)的方法可以实现反应器的快速启动,并且生物滤池可以灵活控制水力停留时间,故后期保持进水基质浓度不变,采用缩短水力停留时间的方法来提高进水氮负荷,实现厌氧氨氧化菌的富集。

#### 1.4 测试项目及分析方法

水质分析均采用《水和废水监测分析方法》(第 4 版)中的标准方法。其中, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  采用纳氏试剂比色法测定, $\text{NO}_2^- - \text{N}$  采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  采用麝香草酚分光光度法测定。pH、DO 值采用 WTW pH/Oxi 340i 仪测定。

## 2 结果与分析

### 2.1 厌氧氨氧化 ASBR 反应器

ASBR 反应器的启动从接种污泥开始到稳定运行共历时 241 d,其中 1~135 d 为厌氧氨氧化菌活性从无到逐渐稳定阶段,在菌种活性稳定的前提下于第 136~241 天逐渐提高进水总氮负荷,使厌氧氨氧化菌逐渐富集。

#### 2.1.1 厌氧氨氧化 ASBR 反应器启动

ASBR 反应器启动过程中三氮浓度的变化如图 3 所示。根据脱氮性能可以将启动分为 3 个阶段:1~23 d 为菌体自溶阶段,24~59 d 为活性迟滞阶段,60~135 d 为活性提高阶段。

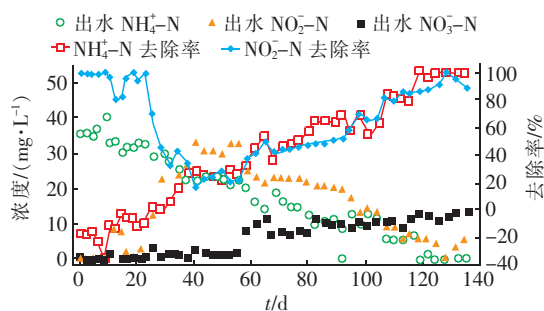


图 3 ASBR 反应器启动过程中脱氮性能变化

Fig. 3 Change of denitrification performance during start-up of ASBR

在菌体自溶阶段出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度高于进水浓度,而出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度均低于 1.55 mg/L,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  去除率可达 99.89%。这是由于接种污泥中含有大量的好氧菌和异养菌,而本试验在厌氧且无外加碳源的条件下运行,好氧菌和异养菌发生了

自溶死亡,分解产生  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,导致出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度高于进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度。除此之外自溶菌体可以作为反硝化菌代谢所需的碳源,将硝态氮转化为  $\text{N}_2$ 。23 d 后,出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度与进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度基本持平,表明菌体自溶阶段结束。

在活性迟滞阶段反硝化菌逐渐减少,表现为出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  有明显积累。第 24~40 天,出水亚硝态氮浓度由 12.24 mg/L 逐渐上升到 33.46 mg/L,这是由于反应器内菌体自溶结束,反硝化菌因缺少有机物而导致反硝化作用逐渐减弱。第 41~59 天,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  开始同步被去除,去除率最低仅为 22.17% 和 16.36%。

在活性提高阶段厌氧氨氧化菌在反应器内逐渐富集并成为优势菌种,因此对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  的去除率逐渐升高,由 45.17%、40.91% 分别提高到 96.14%、94.45%,出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  由 1.50 mg/L 上升到 12.89 mg/L;且  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  平均去除量与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的平均生成量之比为 1:1.23:0.35,接近 1:1.32:0.26 的理论值。据文献报道<sup>[16]</sup>,厌氧氨氧化菌在反应器中只有达到一定浓度后才会表现出厌氧氨氧化活性,反应器经过 135 d 的运行,厌氧氨氧化菌得到一定程度的富集,并逐渐成为优势菌种,可认为反应器启动成功。

#### 2.1.2 ASBR 厌氧氨氧化菌富集培养

厌氧氨氧化菌富集培养主要是在前期成功启动厌氧氨氧化反应器的基础上,将筛选出的具有厌氧氨氧化活性的细菌进一步富集。有报道指出<sup>[17]</sup>,在特定的培养条件下,系统脱氮效能的提高可以反映厌氧氨氧化菌群数量的增加。由于试验条件受限,本试验不可能频繁地对反应器中的活性污泥进行常规检测,故利用系统的脱氮效能来反映厌氧氨氧化菌群的数量。

ASBR 反应器启动成功后,在第 136~241 天按浓度梯度进行总氮负荷的提升。其中,136~149、150~165、166~185、186~211、212~227、228~241 d(记作阶段 I~VI)的进水氨氮分别为 30、50、70、100、120、150 mg/L,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  依次为 40、66、92.4、132、158.4、198 mg/L。在该阶段出水三氮浓度变化及各氮素之间的化学计量比分别如图 4、5 所示。

由图 4 可知,启动成功后 ASBR 具有稳定的脱氮能力,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  去除率均可以达到 83.85% 以上。每次改变进水氮负荷之后的 10 d

内,出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  均有不同程度的积累,随后浓度降低,去除率高达 99.98%。与此同时,存在出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  积累偏高的情况, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  生成量/ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  消耗量几乎都大于理论值(0.26), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  平均去除量与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  平均生成量之比为 1 : 1.36 : 0.33,推测是进水未做脱氧处理,含有一定的溶解氧,这些溶解氧被 AOB 和 NOB 利用后,将部分  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  转化为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,致使出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度偏高。

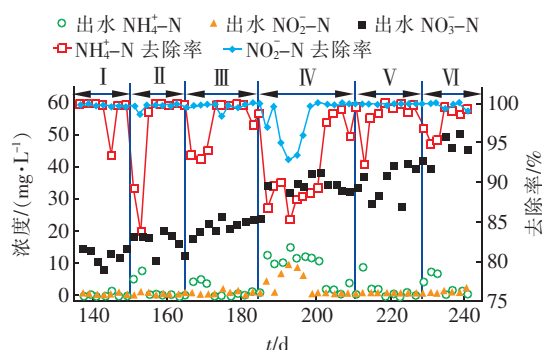


图4 ASBR 反应器提高负荷过程中脱氮性能变化

Fig. 4 Change of denitrification performance during lifting load of ASBR

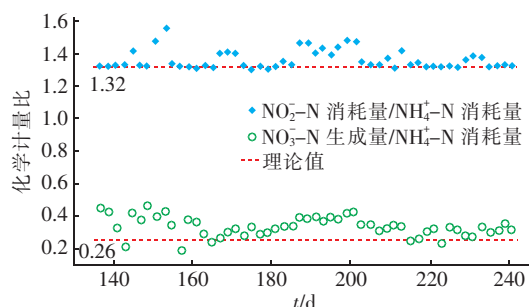


图5 ASBR 系统稳定运行时各指标之间的化学计量比变化

Fig. 5 Change of stoichiometric ratio during stable operation of ASBR

经过 241 d 的培养,ASBR 的总氮容积去除负荷达到  $0.147 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,较启动初期高,表明通过提高进水基质浓度可实现厌氧氨氧化菌的富集。长期运行的厌氧氨氧化 ASBR 中污泥呈絮状,颜色逐渐变为暗红褐色。

## 2.2 厌氧氨氧化生物滤池

厌氧氨氧化生物滤池启动历时 215 d,其中 1 ~ 114 d 为厌氧氨氧化菌活性从无到逐渐稳定阶段,之后通过提高进水总氮负荷与缩短 HRT 来达到富集厌氧氨氧化菌的目的。

### 2.2.1 厌氧氨氧化生物滤池的启动

根据脱氮性能可以将生物滤池的厌氧氨氧化启动分为 3 个阶段:1 ~ 12 d 为菌体自溶阶段,13 ~ 53 d 为活性迟滞阶段,54 ~ 114 d 为活性提高阶段(见图 6)。

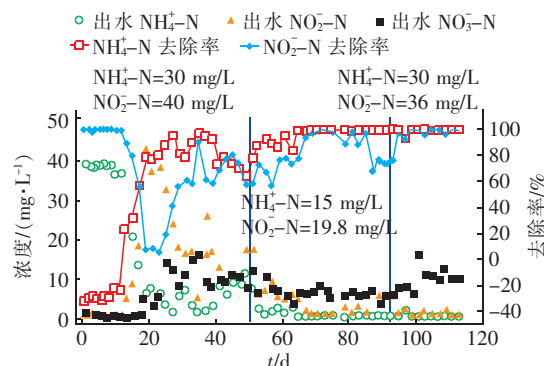


图6 生物滤池启动过程中脱氮性能变化

Fig. 6 Change of denitrification performance during start-up of biofilter

与 ASBR 反应器一致,生物滤池的启动过程也会经历菌体自溶阶段,该阶段历时 12 d,较 ASBR 短,推测可能因为生物滤池中包含大量填料,填料的存在大大强化了反应器内部的厌氧条件,故加速了菌体自溶的过程。该阶段的出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度高于进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度,而出水硝态氮浓度均低于  $0.50 \text{ mg/L}$ , $\text{NO}_2^- - \text{N}$  去除率可达 99.77%。12 d 后,进、出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度基本持平,表明菌体自溶阶段结束<sup>[18]</sup>。

在活性迟滞阶段反硝化作用逐渐减弱,出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度由  $0.094 \text{ mg/L}$  逐渐上升到  $38.22 \text{ mg/L}$ 。之后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  开始同步被去除, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率在 23.83% ~ 89.33% 之间波动, $\text{NO}_2^- - \text{N}$  去除率在 4.44% ~ 76.5% 波动,该阶段开始有  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  积累, $\text{NO}_2^- - \text{N}$  消耗量/ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  消耗量和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  生成量/ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  消耗量逐渐靠近理论值,表明反应器内逐渐表现出厌氧氨氧化活性。

在活性提高阶段的第 54 ~ 93 天,由于出水硝态氮浓度偏高, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  生成量/ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  消耗量远高于理论值,推测其原因是进水没有去除溶解氧,AOB、NOB 等利用这部分溶解氧进行全程硝化作用,故采取进水曝氮气并且降低进水总氮浓度的方式,以达到降低出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度的目的。与此同时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$  去除率较  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率低,导致

$\text{NO}_2^- - \text{N}$  消耗量/ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  消耗量低于 1.32,出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累较多,可能会导致亚硝酸型抑制,故将进水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  配比改为 1.2,以期减少出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累。94 d 后,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  恢复正常水平,脱氮效果也较稳定,故逐渐提高进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度至 30 mg/L、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度至 36 mg/L,对两者的去除率均可以达到 95% 以上,系统运行稳定,至此生物滤池的厌氧氨氧化启动成功。

## 2.2.2 厌氧氨氧化菌富集培养

生物滤池采用提高进水基质浓度及缩短水力停留时间的方式富集培养厌氧氨氧化菌,其中,阶段 I 的进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  为 50 mg/L、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  为 60 mg/L,阶段 II 的进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  为 70 mg/L、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  为 84 mg/L,之后维持进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  分别为 100、132 mg/L,而将 HRT 由 24 h 依次降为 20、16、12 h (记作 III ~ VI)。图 7 和图 8 反映了该阶段三氮浓度变化以及各氮素间的化学计量比。

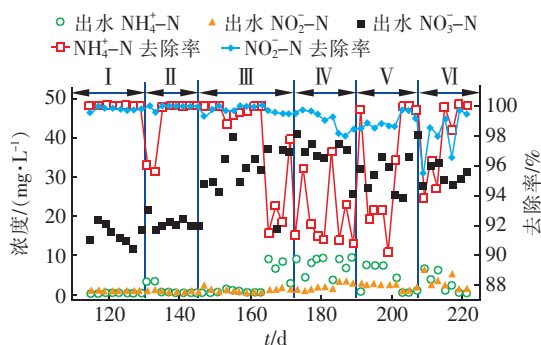


图 7 生物滤池提高负荷过程中脱氮性能变化

Fig. 7 Change of denitrification performance during lifting load of biofilter

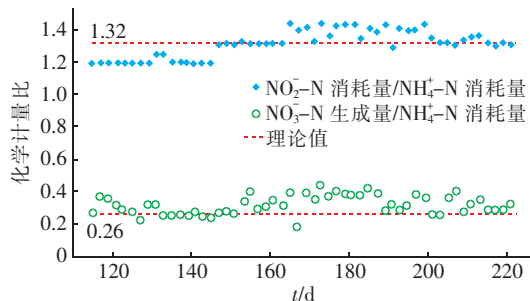


图 8 生物滤池系统稳定运行时各指标之间化学计量比变化

Fig. 8 Change of stoichiometric ratio during stable operation of biofilter

生物滤池启动成功后,115 ~ 145 d 采用提高进水总氮浓度来提升总氮去除率,出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度

与  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度均低于 2.79 mg/L,系统运行稳定。第 146 天将进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度提高至 100 mg/L,并且将进水比例恢复到 1 : 1.32,同时停止氮气吹脱,在该条件下  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  去除率同样可以高达 99.82%。与 ASBR 不同,生物滤池在后期采用缩短水力停留时间的方式来提高总氮负荷,从第 173 天开始,每隔 15 ~ 20 d 即缩短 4 h,由图 7 可知,每次改变水力停留时间的 7 d 内,菌种对环境的改变尚未完全适应,出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度会短暂上升,之后均恢复至接近于零的状态。同时,出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度偏高, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  平均去除量与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  平均生成量之比为 1 : 1.33 : 0.32,与相关报道有少许偏差<sup>[19]</sup>,这是由于后期停止对进水进行脱氧处理,进水中含有较高浓度的溶解氧,将  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  转化为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,导致反应器中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  积累。刘雪娇<sup>[20]</sup>、周安兴<sup>[21]</sup>等也发现了此现象,且反应器接种泥来源不同,也会导致该比值存在差异。

经过 215 d 的培养,生物滤池的总氮容积去除负荷达到 0.570 kgN/(m<sup>3</sup> · d),远高于启动初期,表明通过缩短水力停留时间的方式亦可实现厌氧氨氧化菌的富集。长期运行的厌氧氨氧化生物滤池中污泥呈红色颗粒状,平均粒径约为 2.7 mm。

经过约 200 d 的运行培养,生物滤池底部及各高程填料表面均可以清晰看到红色颗粒状污泥的附着,且经历 114 d 即可启动,并可通过缩短水力停留时间的方式快速提高总氮负荷,且较 ASBR 反应器的启动时间(135 d)更短,总氮容积去除负荷更高。同时,ASBR 的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  平均去除量与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  平均生成量之比为 1 : 1.36 : 0.33,而生物滤池的为 1 : 1.33 : 0.32,较 ASBR 更接近理论值,即生物滤池中的厌氧氨氧化菌较其他菌更具优势。由此可见,生物滤池可以更快地驯化、富集厌氧氨氧化菌,且更易形成颗粒污泥从而使整个系统更稳定地运行。

## 3 结论

① 以城市污水厂二沉池污泥为接种污泥可成功启动厌氧氨氧化反应器,其中 ASBR 经历 135 d 启动成功,而生物滤池经过 114 d 即成功启动。且经过长期运行,生物滤池内可清晰看到红色颗粒污泥,表明生物滤池更有利于颗粒污泥的形成,从而使运行更稳定。

② ASBR 保持周期时间为 24 h 不变并通过增加进水基质浓度来提高反应器的脱氮性能,经过 240 d 的运行,总氮容积去除负荷达到  $0.147 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ;生物滤池在后期通过缩短水力停留时间的方式,经过 215 d 的运行,总氮容积去除负荷达到了  $0.570 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。与 ASBR 相比,生物滤池可以在短时间内提高脱氮性能,使反应更加高效地进行。

③ ASBR 反应器中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  平均去除量与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的平均生成量之比为  $1:1.36:0.33$ ,生物滤池的为  $1:1.33:0.32$ ,二者均高于理论值,表明反应器中并不是厌氧氨氧化菌单独作用,而是不同细菌协同作用,共同脱氮。

#### 参考文献:

- [1] 吴莉娜,徐莹莹,史泉,等. 短程硝化-厌氧氨氧化组合工艺深度处理垃圾渗滤液[J]. 环境科学研究, 2016,29(4):587-593.  
Wu Lina, Xu Yingying, Shi Xiao, *et al.* Advanced treatment of landfill leachate by combined process of partial nitrification and anaerobic ammonium oxidation [J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29 (4):587-593 (in Chinese).
- [2] 李芸,李军,蔡辉,等. 晚期垃圾渗滤液厌氧氨氧化脱氮及其抑制动力学[J]. 中国环境科学, 2016,36(5): 1409-1416.  
Li Yun, Li jun, Cai Hui, *et al.* Nitrogen removal and inhibition kinetics of ANAMMOX reactor fed with the mature landfill leachate [J]. China Environmental Science, 2016,36(5):1409-1416 (in Chinese).
- [3] 万莉,邹义龙,弓晓峰,等. 电增强零价铁强化厌氧氨氧化处理高氮养猪废水[J]. 环境科学研究, 2015,28 (8):1302-1310.  
Wan Li, Zou Yilong, Gong Xiaofeng, *et al.* Electrical field and zero-valent iron-enhanced anaerobic ammonium oxidation for the treatment of high-nitrogen swine wastewater [J]. Research of Environmental Sciences, 2015,28(8):1302-1310 (in Chinese).
- [4] 陈婷婷,唐崇俭,郑平. 制药废水厌氧氨氧化脱氮性能与毒性机理的研究[J]. 中国环境科学, 2010,30 (4):504-509.  
Chen Tingting, Tang Chongjian, Zheng Ping. Nitrogen removal performance of anammox process and toxic mechanism of pharmaceutical wastewater [J]. China Environmental Science, 2010, 30 (4): 504-509 (in Chinese).
- [5] 薛占强,李玉平,李海波,等. 短程硝化/厌氧氨氧化/全程硝化工艺处理焦化废水[J]. 中国给水排水, 2011,27(1):15-19.  
Xue Zhanqiang, Li Yuping, Li Haibo, *et al.* Shortcut nitrification/anaerobic ammonium oxidation/complete nitrification process for treatment of coking wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(1):15-19 (in Chinese).
- [6] 徐斌,周少奇,秦玉洁,等. 高负荷厌氧氨氧化 UASB 的二次启动和运行效果[J]. 中国给水排水, 2013,29 (21):28-32.  
Xu Bin, Zhou Shaoqi, Qin Yujie, *et al.* Second start-up and operation of high load ANAMMOX UASB reactor [J]. China Water & Wastewater, 2013,29(21):28-32 (in Chinese).
- [7] 方芳,鲍振国,陈猷鹏,等. 盐度条件下 UASB 厌氧氨氧化反应器启动与运行研究[J]. 工业水处理, 2013, 33(12):15-20.  
Fang Fang, Bao Zhengguo, Chen Youpeng, *et al.* Start-up and operation of the Anammox process under salinity conditions in UASB reactor [J]. Industrial Water Treatment, 2013,33(12):15-20 (in Chinese).
- [8] 郑铁强. MBR 厌氧氨氧化工艺处理高氨氮低碳氮比废水研究[D]. 沈阳:沈阳建筑大学, 2014.  
Zheng Tieqiang. Study on MBR Ammonium Oxidation Process Treating High Ammonia Nitrogen Concentration and Low C/N Ratio Wastewater [D]. Shenyang: Shenyang Jianzhu University, 2014 (in Chinese).
- [9] 李宁宁,于德爽,李津,等. 城市污水条件下 ASBR 厌氧氨氧化的启动与脱氮性能[J]. 环境工程学报, 2013,7(5):1689-1694.  
Li Ningning, Yu Deshuang, Li Jin, *et al.* Start up of anaerobic ammonium oxidation process and nitrogen removal performance in anaerobic sequencing batch reactor for municipal sewage [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013,7(5):1689-1694 (in Chinese).
- [10] 鲍林林,赵建国,李晓凯,等. 常温低基质厌氧氨氧化反应器启动及其稳定性[J]. 环境工程学报, 2013,7 (3):981-986.  
Bao Linlin, Zhao Jianguo, Li Xiaokai, *et al.* Start-up and stability of anammox bioreactor at normal temperature and low substrate concentration [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013,7(3):981-986 (in Chinese).

- [11] Chamchoi N, Nitisoravut S. Anammox enrichment from different conventional sludges [J]. *Chemosphere*, 2007, 66(11): 2225 – 2232.
- [12] 宋成康, 王亚宜, 韩海成, 等. 温度降低对厌氧氨氧化脱氮效能及污泥胞外聚合物的影响 [J]. *中国环境科学*, 2016, 36(7): 2006 – 2013.  
Song Chengkang, Wang Yayi, Han Haicheng, *et al.* Effect of decreasing temperature on the performance and extracellular polymer substance of anaerobic ammonia oxidation sludge [J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(7): 2006 – 2013 (in Chinese).
- [13] 李祥, 黄勇, 郑宇慧, 等. 温度对厌氧氨氧化反应器脱氮效能稳定性的影响 [J]. *环境科学*, 2012, 33(4): 1288 – 1292.  
Li Xiang, Huang Yong, Zheng Yuhui, *et al.* Effect of temperature on stability of nitrogen removal in the ANAMMOX reactor [J]. *Environmental Science*, 2012, 33(4): 1288 – 1292 (in Chinese).
- [14] Wang T, Zhang H, Gao D, *et al.* Comparison between MBR and SBR on Anammox start-up process from the conventional activated sludge [J]. *Bioresour Technol*, 2012, 122: 78 – 82.
- [15] 张永辉, 彭永臻, 曾立云, 等. 常温低基质厌氧氨氧化 ASBR 反应器的快速启动 [J]. *工业水处理*, 2017, 37(2): 43 – 47.  
Zhang Yonghui, Peng Yongzhen, Zeng Liyun, *et al.* Quick start-up of low-substrate Anammox ASBR reactor at normal temperature [J]. *Industrial Water Treatment*, 2017, 37(2): 43 – 47 (in Chinese).
- [16] Tsushima I, Ogasawara Y, Kindaichi T, *et al.* Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors [J]. *Water Res*, 2007, 41(8): 1623 – 1634.
- [17] 徐庆云. 厌氧氨氧化细菌的富集培养及其影响因素的试验研究 [D]. 苏州: 苏州科技学院, 2007.  
Xu Qingyun. An Experimental Study on Enrichment and Cultivation of Anammox Microorganisms and Its Influencing Factor [D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2007 (in Chinese).
- [18] 刘守勇, 傅金祥, 张羽, 等. 常温下缺氧氨氧化生物滤池启动试验研究 [J]. *中国给水排水*, 2012, 28(17): 124 – 128.  
Liu Shouyong, Fu Jinxiang, Zhang Yu, *et al.* Start-up of ANAMMOX biofilter at room temperature [J]. *China Water & Wastewater*, 2012, 28(17): 124 – 128 (in Chinese).
- [19] 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]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 1998, 50(5): 589 – 596.
- [20] 刘雪娇, 田智勇, 杨宏, 等. 厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 生物滤池反应器的启动特性 [J]. *环境工程学报*, 2012, 6(12): 4299 – 4304.  
Liu Xuejiao, Tian Zhiyong, Yang Hong, *et al.* Start-up characteristics of anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX) biological filter reactor [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2012, 6(12): 4299 – 4304 (in Chinese).
- [21] 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 Anxing, Fang Fang, Yang Jixiang, *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 (in Chinese).



作者简介: 吕玮 (1994 – ), 女, 内蒙古鄂尔多斯人, 硕士研究生, 研究方向为自养生物脱氮技术。

E-mail: 1219317259@qq.com

收稿日期: 2018 – 06 – 28