

# 微氧条件下培养 AOB-Anammox 颗粒污泥

高大文<sup>1,2</sup>, 窦元<sup>1,2</sup>, 王小龙<sup>1,2</sup>

(1. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 2. 城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

**摘要:** 采用絮状硝化污泥和厌氧氨氧化颗粒污泥为接种污泥, 利用膨胀颗粒污泥床反应器, 在微氧曝气条件下, 培养自养脱氮(氨氧化 AOB-厌氧氨氧化 Anammox)颗粒污泥。在无机高氨氮进水条件下, 维持反应器运行 58 d, 成功培养出 AOB-Anammox 颗粒污泥。在模拟生活污水条件下, 颗粒污泥脱氮效果稳定, 氨氮和总氮去除率最高可达 92.3%、71.2%, 平均总氮去除负荷达 1.237 kg·N/(m<sup>3</sup>·d)。SEM 及 FISH 结果表明: AOB-Anammox 颗粒污泥微生物组成以 2 种菌群为主, AOB 细菌密集排布于颗粒污泥表面, Anammox 细菌均匀分布在颗粒污泥内部。

**关键词:** 自养脱氮; 厌氧氨氧化; 微氧条件; 膨胀颗粒污泥床

中图分类号: U 461; TP 308

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2015)10-1462-07

doi: 10.11936/bjtxb2015040027

## Cultivation Process of AOB-Anammox Granular Sludge Under Micro-aerobic Condition

GAO Da-wen<sup>1,2</sup>, DOU Yuan<sup>1,2</sup>, WANG Xiao-long<sup>1,2</sup>

(1. College of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China;  
2. State Key Laboratory of Urban Water Resources and Environment, Harbin 150090, China)

**Abstract:** An expanded granular sludge bed (EGSB) reactor seeded with the mixture of flocculent nitrification sludge and anaerobic ammonium oxidation (Anammox) granular was started up to cultivate the ammonium oxidizing bacteria (AOB)-Anammox granular sludge under micro-aerobic condition. The mature AOB-Anammox granular sludge was successfully formed after performing of the EGSB reactor for 58 days in terms of the high ammonia-nitrogen concentration and inorganic influent. Under the circumstance of synthetic domestic sewage, the performance of the sludge was testified and proven to be stable. The maximum removal rate of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and total nitrogen (TN) reached 92.3% and 71.2%, respectively, along with the average nitrogen loading removal (NLR) reaching 1.237 kg·N/(m<sup>3</sup>·d). Results of SEM and FISH analysis show that the AOB-Anammox granular sludge is mainly structured by two types of microflora. More specifically, AOB are configured on the surface of the sludge intensively while Anammox bacteria are homogeneously distributed inside the granular.

**Key words:** autotrophic nitrogen removal; anaerobic ammonium oxidation (Anammox); micro-aerobic condition; expanded granular sludge bed (EGSB)

自 1995 年厌氧氨氧化过程被首次证实以来<sup>[1]</sup>, 基于厌氧氨氧化反应的废水处理技术广泛兴起, 其

在反应机理、微生物群落以及工艺应用形式等方面的研究取得较大进展<sup>[2-4]</sup>。以厌氧氨氧化为主体的

收稿日期: 2015-04-09

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(21177033); 国家科技重大专项资助项目(2013ZX07201007)

作者简介: 高大文(1967—), 男, 教授, 主要从事污水生物处理、厌氧氨氧化方面的研究, E-mail: gaodw@hit.edu.cn

工艺如二段式厌氧氨氧化 (SHARON-Anammox) 工艺和一体化的全程自养脱氮 (CANON) 工艺, 已经从实验室规模逐步走向中试及实际工程应用<sup>[5]</sup>. 相比于 SHARON-Anammox 工艺, CANON 工艺在布局上更加紧凑, 节省了运行空间及投资费用, 方便实际工程控制, 在处理高氨氮、低 COD 废水方面具有良好的应用前景<sup>[6]</sup>.

目前, CANON 工艺在实际工程中的应用还不成熟, 运行性能不稳定, 其主要症结在于当废水中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度波动时, DO 质量浓度难以实现动态匹配. 如何通过 DO 的有效控制<sup>[7-8]</sup>、反应器构型的优化设计以及脱氮模型的合理选择, 进一步增强工艺运行稳定性, 是 CANON 工艺亟待解决的问题<sup>[9]</sup>. CANON 工艺已在众多特定结构的反应器内得以实现<sup>[10-11]</sup>, 其中, EGSB 反应器具有较强的污泥持留能力, 培养的微生物具有良好的理化结构及沉降性能, 且易达到高密度及高活性<sup>[4,12]</sup>. 为实现多个微生物种群之间互利共生, CANON 工艺富集的多为絮状污泥或附着生长的生物膜<sup>[13-15]</sup>, 培养 AOB-Anammox 颗粒污泥的报道并不多见<sup>[16]</sup>. AOB-Anammox 颗粒污泥的形式有良好的沉降条件, 保障了反应器内较高的生物量, 不需反冲洗动力消耗, 又兼有生物膜的功能, 它将是今后 CANON 工艺发展的主要形式<sup>[17-19]</sup>.

本研究采用絮状硝化污泥和厌氧氨氧化颗粒污泥为接种污泥, 利用膨胀颗粒污泥床 (expanded granular sludge bed, EGSB) 反应器, 在微氧曝气条件下, 进行 AOB-Anammox 颗粒污泥的培养. 通过对反应器运行效果的考察, 随时调整反应区 HRT、FA 及 pH 等运行参数, 不断优化培养条件, 深入探讨 AOB-Anammox 颗粒污泥形成过程中的关键控制因素. 此外, 结合分子生物学方法, 获得培养过程中污泥表面形态及内部空间微生物分布变化情况, 进一步鉴定 AOB-Anammox 颗粒污泥的培养状态及结果.

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验装置

试验所用 EGSB 反应器由有机玻璃制成, 总容积为 1.3 L, 其中反应区为 0.5 L. 反应器外径为 6 cm, 内径为 4 cm, 高度为 40 cm. 配水由蠕动泵从反应器底部引入, 顶部三相分离并出水. 顶端设置回流, 分别以侧面射流、底部上升流的形式循环. 底部设置微孔曝气头, 空气泵供气, 玻璃转子流量计控制曝气量. 反应器外设恒温水浴加热层, 以维持反应

器内温度在  $(32 \pm 1)^\circ\text{C}$ . 整个反应装置用黑色遮光材料包裹, 避光运行, 见图 1.

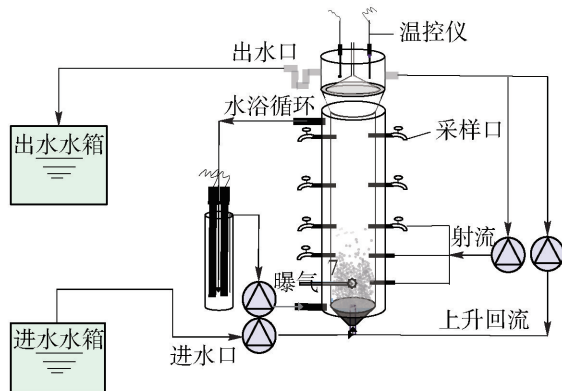


图 1 实验装置

Fig. 1 Reactor system

### 1.2 接种污泥

接种污泥为絮状硝化污泥和前期富集培养的厌氧氨氧化颗粒污泥.

### 1.3 试验用水

试验用水采用人工模拟配水, 组分如下: 无水  $\text{CaCl}_2$  7.5 g;  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  1.36 g;  $\text{MgSO}_4$  10 g;  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  49.5 g;  $\text{KHCO}_3$  120 g; 微量元素 20 mL (成分为:  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  430 mg/L,  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  250 mg/L,  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  990 mg/L,  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  190 mg/L,  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  240 mg/L,  $\text{H}_3\text{BO}_4$  14 mg/L,  $\text{NaSeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  210 mg/L,  $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  220 mg/L, EDTA 15 g).

### 1.4 试验方法

反应采用间歇式曝气, 曝气量为 6 mL/min, DO 质量浓度为 0.02 mg/L. 反应器温度控制在  $(32 \pm 1)^\circ\text{C}$ , pH 维持在  $7.9 \pm 0.1$ . 启动初期, 水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 为 3.3 h. 反应器内上升流速稳定在 20 m/h. 进水氨氮质量浓度维持在 210 mg/L. 反应器不单独进行排泥, 剩余污泥随排水排出 (因 AOB、Anammox 均为自养菌, 生长率极低, 为保证对有效细菌的富集截留, 故反应器不排泥).

### 1.5 分析项目与检测方法

试验中测定的指标主要有  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、DO 及 pH 等.  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  采用纳氏试剂分光光度法测定;  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  采用麝香草酚分光光度法;  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定; pH 和  $\rho(\text{DO})$  采用德国 WTW (pH/Oxi 340i) 手提式多参数测试仪测定<sup>[15]</sup>.

扫描电子显微镜 (scanning electron microscopy,

SEM)技术:取适量颗粒污泥样品经戊二醛固定、乙醇梯度脱水、冷冻干燥、离子溅射喷金处理后使用日本 Hitachi S-4700 型扫描电镜仪对样品进行观察并拍照。

荧光原位杂交 (fluorescence in situ hybridization, FISH) 技术:研究分别采用编号为 AMX820 (AAAACCCCTCTACTTAGTGCCC)、NIT3 (CCTGTGCTCCATGCTCCG)、Nso190 (CGATCCCC TGCTTTTCTCC)的探针进行 FISH 试验.生物样品(约 1.5 mL)经戊二醛固定、冷冻切片以及乙醇梯度脱水后,分别与 CY5、ROX 以及 FAM 荧光基团标记的探针杂交,最后用 DAPI 进行全菌染色.处理完成的载玻片分别在 633、543、488、405 nm 激发波长下使用 LSM510 激光共聚焦显微镜进行观察.其中,紫色荧光为 Anammox 菌,绿色荧光为氨氧化细菌,红色荧光为亚硝酸盐氧化细菌,蓝色为全菌<sup>[20]</sup>.

## 2 结果与讨论

### 2.1 EGSB 反应器的运行效能

#### 2.1.1 反应器运行效果

AOB-Anammox 颗粒污泥的培养过程耗时 58 d.反应器运行过程中,进、出水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的质量浓度变化如图 2 所示.氨氮及总氮去除率随时间的变化如图 3 所示.

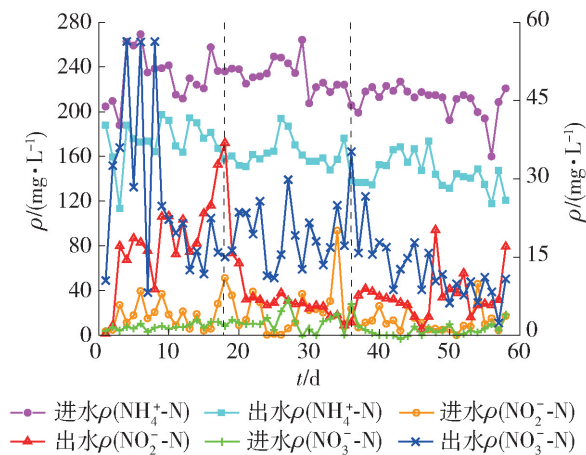


图 2 反应器运行效果

Fig. 2 Treatment effect of the EGSB reactor

培养初期,进水  $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$  为 210 mg/L,反应器 HRT 维持在 3.3 h,出水  $\text{NO}_3^-$  显著积累, $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$  最高达 56 mg/L,氨氮及总氮去除率逐渐下降,第 9 天时总氮去除率仅达 1.53%.运行第 10 天时,缩短反应器 HRT 至 2.6 h.由于 AOB 的增长速率高于

NOB,从而实现了 NOB 的自然“洗出”<sup>[21]</sup>.8 d 以后,出水  $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$  下降至 14 mg/L 左右,氨氮转化率升高,总氮去除率提高至 15.7%.

第 11 天—18 天,反应器运行过程中出水  $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$  由 0.3 mg/L 上升至 32.8 mg/L,显然,系统中亚硝化产生的  $\text{NO}_2^-$  在没有 NOB 竞争的前提下仍未得到 Anammox 的有效利用.与 AOB、NOB 不同,Anammox 菌是一种严格的厌氧菌,在 0.5% ~ 2.0% 的空气饱和度下,厌氧氨氧化菌的活性将完全被抑制<sup>[22]</sup>.故需降低溶解氧利用效率,优化颗粒污泥内部 Anammox 厌氧环境.运行至第 18 天时,撤除反应装置内的微孔曝气头,更换为孔径适宜的穿孔管.相同 DO 水平下,穿孔曝气气泡较大,氧传质阻力及污泥表层各类好氧微生物对氧气的代谢作用使得沿颗粒污泥纵向深度 DO 相对降低,从而为 Anammox 提供了一个良好的生存环境.3 d 后,出水  $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$  即明显下降.运行至第 36 天时,出水  $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$  降至 1.9 mg/L,氨氮去除率由 15.3% 提高至 39.0%,总氮去除率由 11.8% 提高至 33.2%.

第 24 天—35 天,出水  $\text{NO}_3^-$  有一定积累,说明体系对 NOB 的抑制作用在逐步解除.FA 是硝化菌群活性的真正抑制剂<sup>[23-24]</sup>,在维持反应温度、进水氨氮质量浓度不变的前提下,pH 值的微小变化会导致体系 FA 质量浓度产生波动<sup>[25]</sup>.基于 FA 对 2 类硝化细菌活性抑制差异,结合 pH 值的调控,可实现系统中 NOB 的有效抑制<sup>[26]</sup>.故反应器运行至第 36 天时,调整配水中  $\text{KHCO}_3$  用量,维持反应器内 pH 在 7.9 ~ 8.0.此后,体系运行 22 d,反应出水  $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$  持续下降,氨氮转化率、总氮去除效率稳固上升.至第 58 天时,体系出水  $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$  降至 7.6 mg/L,氨氮及总氮去除率分别达 45.3%、35.0%.

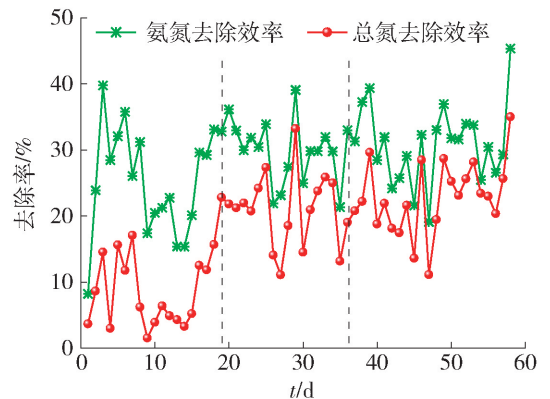
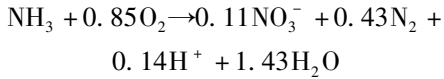


图 3 氨氮及总氮去除率

Fig. 3 Removal rate of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TN

## 2.1.2 反应器自养脱氮效能

AOB-Anammox 自养脱氮反应过程如下:



在无机高氨氮废水条件下,忽略内源反硝化而导致的 TN 损失,则进出水中 TN 的变化与 Anammox 作用而产生的  $\text{N}_2$  的量相等<sup>[27]</sup>. 可见,整个自养脱氮过程中,去除总氮与消耗氨氮的比值为 0.86,生成硝酸盐氮和去除氨氮的比值为 0.11. 通过计算  $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$ 、 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$  的数值,可以初步判定反应是否满足自养脱氮比例关系.

颗粒污泥培养过程中  $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$ 、 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$  的比例关系变化如图 4 所示.

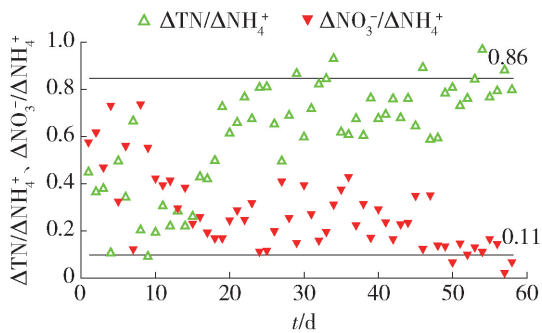


图4 培养过程  $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$ 、 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$  变化

Fig. 4 Variation of stoichiometric ratio of  $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$ ,  $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$  in the cultivation process

培养初期,NOB 为体系中的优势菌群, $\text{NO}_3^-$  生成量增加,使得  $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+ \gg 0.11$ ,而  $\text{N}_2$  生成量会因 NOB 与 Anammox 竞争  $\text{NO}_2^-$  而减少,故  $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+ \ll 0.86$ . 运行 9 d 以后,随着体系 HRT 的调整,NOB 得到有效抑制, $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$  逐步下降、 $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$  稳定上升. 18 ~ 36 d,随着曝气形式的

调整,Anammox 所处的厌氧环境得以改善,作用效果明显加强, $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$ 、 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$  平均值分别为 0.71、0.25. 36 d 以后,调整体系 pH,NOB 数量进一步得到抑制,且 AOB、Anammox 菌的生长环境更加适宜, $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$ 、 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$  平均值分别为 0.82、0.13,与已报道的理论值(0.86 和 0.11)相近,说明 AOB-Anammox 已是反应器中的主导反应,自养脱氮体系成功构建.

## 2.2 AOB-Anammox 颗粒污泥的微生物相

### 2.2.1 颗粒污泥表面形态

全程自养脱氮(AOB-Anammox)颗粒污泥扫描电镜照片(第1、29、58天)如图5所示. 经扫描电镜放大后,可观察到,颗粒污泥由大量的球状菌、杆状和丝状菌聚合而成,厌氧氨氧化细菌多以球状形式存在,而氨氧化菌和硝化细菌多以杆状或螺旋状存在,部分异养菌以丝状菌形式存在<sup>[28]</sup>. 第1天(图5(a))新投加的颗粒污泥中以球状菌为主,且分布较多丝状细菌. 第29天[图5(b)]颗粒污泥出现短杆菌,球状菌分布增多,丝状菌明显减少. 培养过程持续 58 d 后, AOB-Anammox 颗粒污泥大小在 0.9 ~ 1.0 mm,形状规则、表面平坦、轮廓清晰. 颗粒内部微生物排列十分致密,主要以球状及杆状菌聚合而成,菌群与菌群之间略有空隙,这为基质的传递提供了通道(图5(c)).

### 2.2.2 颗粒污泥内部微生物组成及空间分布

全程自养脱氮(AOB-Anammox)颗粒污泥荧光原位杂交(FISH)照片(第1、29、58天)如图6所示. 第1天(图6(A0))新投加的颗粒污泥内部菌群分布以 Anammox 菌为主,颗粒表面均匀分布 NOB 细菌及少量 AOB. 第29天(图6(B0))颗粒污泥表面 AOB 细菌明显增加,Anammox 菌于颗粒内部分布均匀,但此时颗粒表面的 NOB 细菌较初始阶段明显增

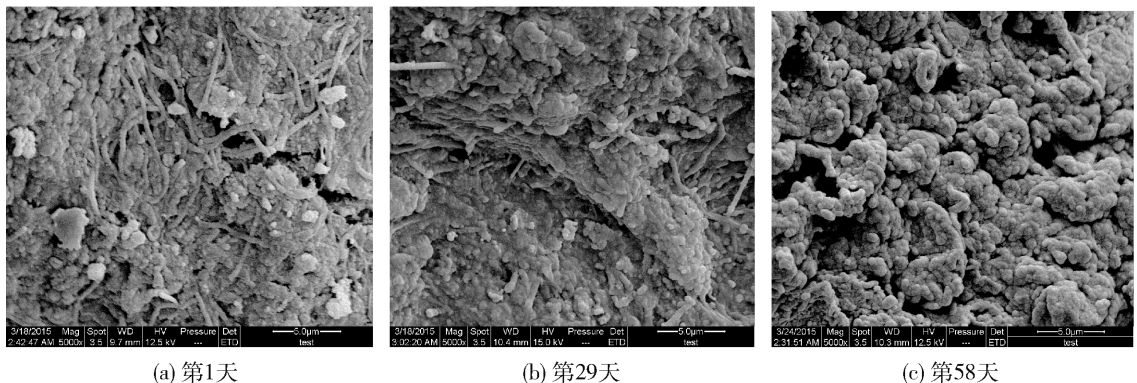
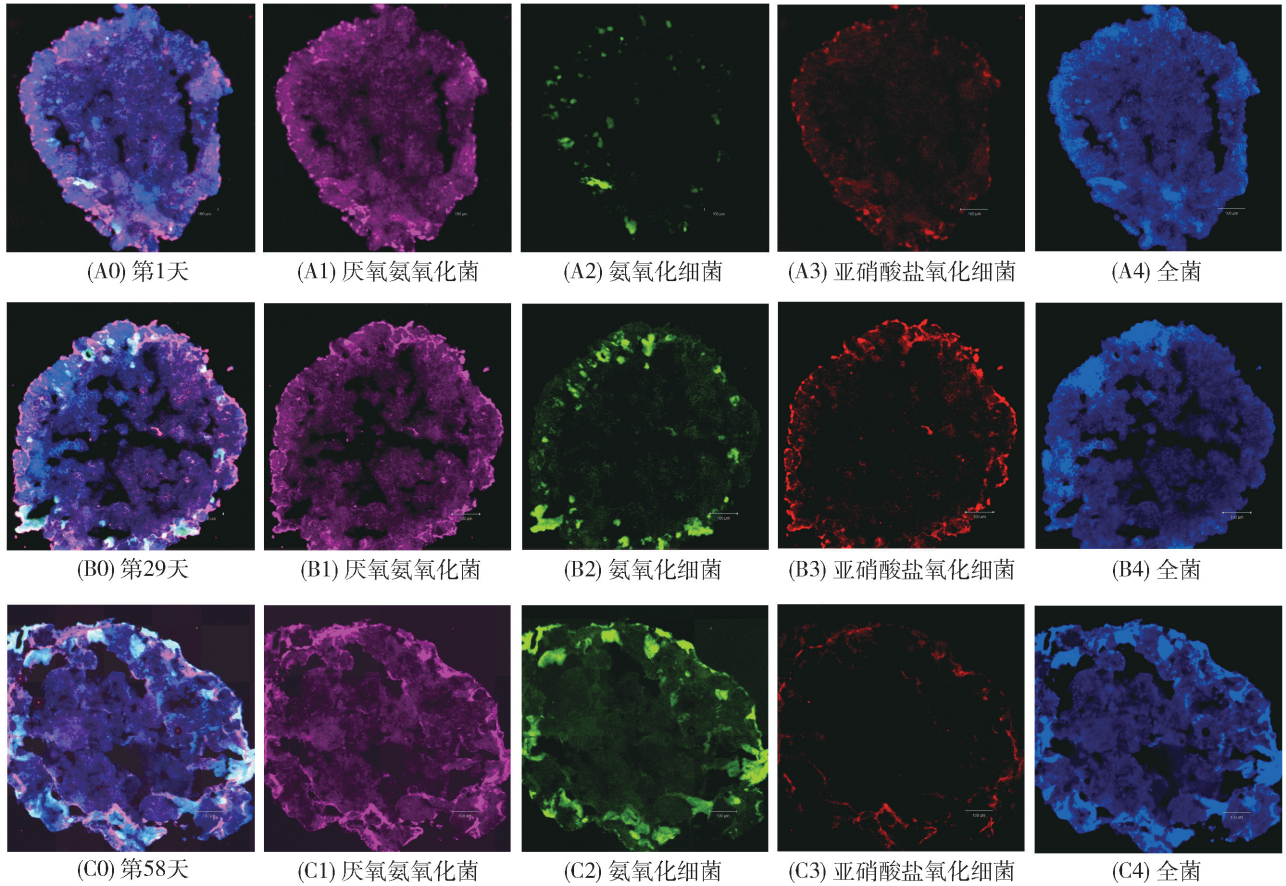


图5 颗粒污泥不同时期的 SEM 照片

Fig. 5 SEM images of AOB-Anammox granular sludge in different periods



(0) 为合成图, (1)(2)(3)(4) 为分解图

图 6 颗粒污泥不同时期的 FISH 照片

Fig. 6 FISH images of AOB-Anammox granular sludge in different periods

加. 培养至第 58 天时(图 6(C0)), 颗粒污泥内部微生物以 2 种菌群为主, 表面密集排布 AOB 细菌, 内部均匀分布 Anammox 细菌, NOB 数量极少<sup>[29-30]</sup>. 由微生物组成及空间分布可见, 反应器稳定运行 58 d 时成功培养出了 AOB-Anammox 颗粒污泥.

## 2.3 成熟 AOB-Anammox 颗粒污泥脱氮效能

### 2.3.1 颗粒污泥的脱氮效果

AOB-Anammox 颗粒污泥形成之后, 在维持原有的 DO 浓度及运行参数不变的基础上, 降低进水氨氮浓度至 54 mg/L, 继续运行反应器. 污泥脱氮效果稳定, 31 d 内颗粒污泥自养脱氮过程中  $\text{NH}_4^+$ -N、TN 及相应去除率的变化如图 7 所示.

整个过程中, 出水  $\text{NH}_4^+$ -N、TN 质量浓度在维持稳定的基础上, 保持下降趋势. 31 d 内, 出水中平均  $\text{NH}_4^+$ -N、TN 质量浓度分别为 10.2、21.6 mg/L, 最低分别降至 3.3、14.3 mg/L. 平均氨氮去除率为 81.1%、总氮去除率为 62.6%, 两者最高分别可达 92.3%、71.2%, 平均总氮去除负荷 NLR 达 1.237  $\text{kg}\cdot\text{N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ .

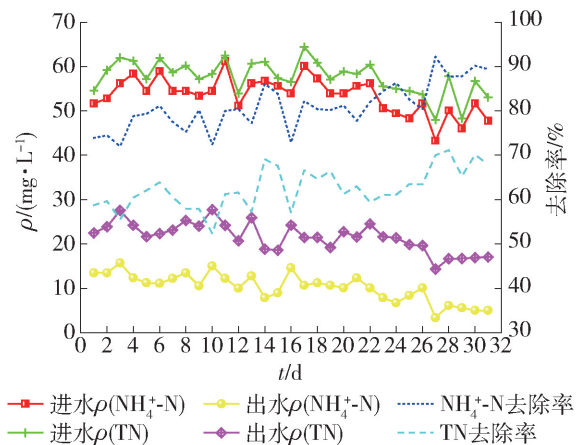


图 7 颗粒污泥脱氮效果

Fig. 7 Nitrogen removal performance of AOB-Anammox granular sludge

### 2.3.2 颗粒污泥自养脱氮的化学计量关系

成熟的 AOB-Anammox 颗粒污泥在自养脱氮过程中氮素去除所产生的化学计量关系如图 8 所示. 整个阶段,  $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$ 、 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$  平均比值分

别为 0.85、0.12, 较培养阶段与已报道的理论值 (0.86 和 0.11) 更加接近, 充分说明 AOB-Anammox 颗粒污泥内部自养脱氮体系稳定构建并日趋成熟。

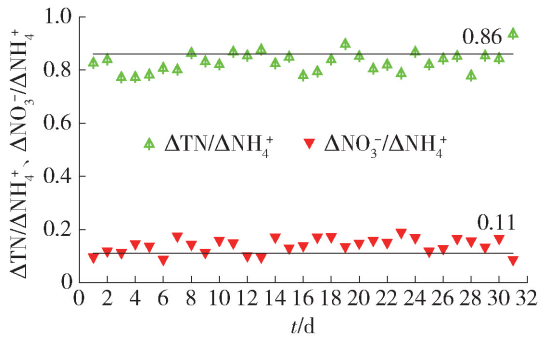


图 8 成熟的 AOB-Anammox 颗粒污泥在自养脱氮过程中的化学计量学关系

Fig. 8 Stoichiometric ratio of AOB-Anammox granular sludge in autotrophic nitrogen removal

### 3 结论

1) 在微氧曝气条件下, 保证适宜的曝气方式及反应区 HRT、pH, 有利于自养脱氮体系中 AOB、Anammox 共生系统的建立。在无机高氨氮进水条件下, 维持反应器运行 58 d, 成功培养出 AOB-Anammox 颗粒污泥。在模拟生活污水条件下, 颗粒污泥脱氮效果稳定, 其氨氮和总氮去除率最高可达 92.3%、71.2%, 平均总氮去除负荷为  $1.237 \text{ kg} \cdot \text{N} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

2) SEM 结果表明, 成熟的 AOB-Anammox 颗粒污泥大小在 0.9 ~ 1.0 mm, 形状规则, 表面平坦, 轮廓清晰。颗粒内部微生物排列十分致密, 主要以球状及杆状菌聚合而成。FISH 结果也证明, 颗粒污泥内部微生物以 2 种菌群为主, 表面密集排布 AOB 细菌, 内部均匀分布 Anammox 细菌, NOB 数量极少。

### 参考文献:

[1] 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): 177-183.

[2] JETTEN M S M, WAGNER M, FUERST J, et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('ANAMMOX') process[J]. Current Opinion in Biotechnology, 2001, 12(3): 283-288.

[3] VÁZQUEZ-PADÍN J, FERNÁNDEZ I, FIGUEROA M, et al. Applications of anammox based processes to treat anaerobic digester supernatant at room temperature [J].

Bioresource Technology, 2009, 100(12): 2988-2994.

[4] 黄晓丽, 高大文, 丛岩, 等. 利用 EGSB 反应器富集高纯度厌氧氨氧化菌[J]. 生物工程学报, 2014, 30(12): 1845-1853.

HUANG Xiao-li, GAO Da-wen, CONG Yan, et al. Enrichment of anaerobic ammonium oxidation bacteria by expanded-granular sludge bed reactor[J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2014, 30(12): 1845-1853. (in Chinese)

[5] 陈重军, 王建芳, 张海芹, 等. 厌氧氨氧化污水处理工艺及其实际应用研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23(3): 521-527.

CHEN Chong-jun, WANG Jian-fang, ZHANG Hai-qin, et al. Research progress in anammox wastewater treatment system and its actual application [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(3): 521-527. (in Chinese)

[6] 胡石, 甘一萍, 张树军. 一段式全程自养脱氮 (CANON) 工艺及其研究进展[J]. 水处理技术, 2013, 39(7): 1-5.

HU Shi, GAN Yi-ping, ZHANG Shu-jun, et al. The completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) crafts and its progress [J]. Technology of Water Treatment, 2013, 39(7): 1-5. (in Chinese)

[7] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. 好氧条件下 CANON 工艺的启动研究[J]. 环境科学, 2009, 30(6): 1689-1694.

FU Kun-ming, ZHANG Jie, CAO Xiang-sheng, et al. Study of CANON process start-up under aerobic conditions [J]. Environmental Science, 2009, 30(6): 1689-1694. (in Chinese)

[8] 李冬, 崔少明, 梁瑜海, 等. 溶解氧对序批式全程自养脱氮工艺运行的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(5): 1131-1138.

LI Dong, CUI Shao-ming, LIANG Yu-hai, et al. The effect of dissolved oxygen on running CANON process in sequencing batch reactor [J]. China Environmental Science, 2014, 34(5): 1131-1138. (in Chinese)

[9] 张红陶, 郑平. Canon 工艺研究进展[J]. 工业水处理, 2013, 33(8): 1-5.

ZHANG Hong-tao, ZHENG Ping. Research progress in completely autotrophic nitrogen removal over nitrite technology [J]. Industrial Water Treatment, 2013, 33(8): 1-5. (in Chinese)

[10] CHEN T, ZHENG P, TANG C, et al. Performance of ANAMMOX-EGSB reactor[J]. Desalination, 2011, 278(1/2/3): 281-287.

[11] GAO D W, HUANG X L, TAO Y, et al. Sewage treatment by an UAFB-EGSB biosystem with energy

- recovery and autotrophic nitrogen removal under different temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 181: 26-31.
- [12] 唐崇俭, 郑平, 汪彩华, 等. 高负荷厌氧氨氧化 EGSB 反应器的运行及其颗粒污泥的 ECP 特性[J]. *化工学报*, 2010, 61(3): 732-739.  
TANG Chong-jian, ZHENG Ping, WANG Cai-hua, et al. Granulation and characteristics of extracellular polymers of anammox sludge in high-load EGSB reactor[J]. *CIESC Journal*, 2010, 61(3): 732-739. (in Chinese)
- [13] FERNÁNDEZ I, VÁZQUEZ-PADÍN J R, MOSQUERA-CORRAL A, et al. Biofilm and granular systems to improve ANAMMOX biomass retention[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2008, 42(3): 308-313.
- [14] 于英翠, 高大文, 陶彧, 等. 利用序批式生物膜反应器启动厌氧氨氧化研究[J]. *中国环境科学*, 2012, 32(5): 843-849.  
YU Ying-cui, GAO Da-wen, TAO Yu, et al. Start-up of anammox in a sequencing batch biofilm reactor [J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(5): 843-849. (in Chinese)
- [15] 袁青, 黄晓丽, 高大文. 不同填料 UAFB-ANAMMOX 反应器的脱氮效能[J]. *环境科学研究*, 2014, 27(3): 301-308.  
YUAN Qing, HUANG Xiao-li, GAO Da-wen. Comparison of nitrogen removal in UAFB-ANAMMOX reactors with different carriers [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2014, 27(3): 301-308. (in Chinese)
- [16] 蔡庆, 张代钧, 丁佳佳. 全自养脱氮颗粒污泥的培养及脱氮性能的恢复与强化[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(11): 2805-2812.  
CAI Qing, ZHANG Dai-jun, DING Jia-jia. The cultivation of completely autotrophic nitrogen removal over nitrite granular sludge and the recovery and enhancement of nitrogen removal[J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(11): 2805-2812. (in Chinese)
- [17] VAN HULLE S W H, VANDEWEYER H J P, MEESCHAERT B D, et al. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2010, 162(1): 1-20.
- [18] 黄京, 徐亚慧, 张亮, 等. CANON 工艺快速启动和运行过程中 ANAMMOX 群落变化研究[J]. *环境工程*, 2014(12): 36-41.  
HUANG Jing, XU Ya-hui, ZHANG Liang, et al. Research on change in ANAMMOX community during rapid start-up and running of CANON system by CSTR reactor[J]. *Environmental Engineering*, 2014(12): 36-41. (in Chinese)
- [19] 左早荣, 付昆明, 仇付国, 等. CANON 工艺的研究现状及面临困难分析[J]. *水处理技术*, 2013, 39(9): 15-19.  
ZUO Zao-rong, FU Kun-ming, CHOU Fu-guo, et al. Analysis of the research status and difficulties of CANON process[J]. *Technology of Water Treatment*, 2013, 39(9): 15-19. (in Chinese)
- [20] 丛岩, 黄晓丽, 王小龙, 等. 厌氧氨氧化颗粒污泥的快速形成[J]. *化工学报*, 2014, 65(2): 664-671.  
CONG Yan, HUANG Xiao-li, WANG Xiao-long, et al. Faster formation of anammox granular sludge[J]. *CIESC Journal*, 2014, 65(2): 664-671. (in Chinese)
- [21] 刘月敏, 焦秀梅, 崖婷婷, 等. 水力停留时间对反应沉淀一体化反应器中半亚硝化反应的影响[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(1): 116-120.  
LIU Yue-min, JIAO Xiu-mei, YA Ting-ting, et al. Effect of hydraulic retention time on half-nitrosification in integrated reaction-precipitation reactor [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, 8(1): 116-120. (in Chinese)
- [22] 秦宇, 方芳, 郭劲松, 等. 溶解氧对单级自养脱氮系统功能菌数量的影响[J]. *微生物学报*, 2009, 49(6): 773-779.  
QIN Yu, FANG Fang, GUO Jin-song, et al. Quantification of functional bacteria in one-step completely autotrophic nitrogen removal process influenced by dissolved oxygen[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2009, 49(6): 773-779. (in Chinese)
- [23] PRAKASAM T B S, LOEHR R C. Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes [J]. *Water Research*, 1972, 6(7): 859-869.
- [24] TAO W, HE Y, WANG Z, et al. Effects of pH and temperature on coupling nitritation and anammox in biofilters treating dairy wastewater [J]. *Ecological Engineering*, 2012, 47: 76-82.
- [25] 姚晓园, 饶正凯, 陆天友, 等. 游离氨对高浓度含氮废水生物亚硝化的影响[J]. *工业用水与废水*, 2009, 40(4): 44-48.  
YAO Xiao-yuan, RAO Zheng-kai, LU Tian-you, et al. The influence of free ammonia on biological nitrous nitrifying of high nitrogen-containing wastewater [J]. *Industrial Water & Wastewater*, 2009, 40(4): 44-48. (in Chinese)

Chinese)

- [16] 冀周英, 陈银广. 碳源对 SBR 系统短程硝化/反硝化除磷影响的比较研究[J]. 水处理技术, 2011, 37(6): 59-63.

JI Zhou-ying, CHEN Yin-guang. Carbon sources on shortcut nitrification/denitrifying phosphorus removal in SBR[J]. Technology of Water Treatment, 2011, 37(6): 59-63. (in Chinese)

- [17] 李楠. 生物除磷影响因素的研究[D]. 深圳: 哈尔滨工业大学深圳研究生院. 2006.

LI Nan. Factors affecting BPR performance [D].

Shenzhen: Harbin Institute of Technology Shenzhen Graduate School, 2006. (in Chinese)

- [18] 尹军, 王建辉, 王雪峰, 等. 污水生物除磷若干影响因素分析[J]. 环境工程学报, 2007, 1(4): 6-11.

YIN Jun, WANG Jian-hui, WANG Xue-feng, et al. Influencing factors of biological phosphorus removal in sewage treatment [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2007, 1(4): 6-11. (in Chinese)

(责任编辑 张蕾)

(上接第 1468 页)

- [26] 秦宇, 方芳, 郭劲松. pH 值对 SBBR 自养脱氮系统效能及功能菌数量的影响[J]. 中国给水排水, 2012, 28(17): 36-39.

QIN Yu, FANG Fang, GUO Jin-song. Effect of pH on SBBR autotrophic nitrogen removal process [J]. China Water & Wastewater, 2012, 28(17): 36-39. (in Chinese)

- [27] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. CANON 反应器运行稳定性及温度冲击的影响[J]. 环境科学, 2012, 33(10): 3507-3512.

FU Kun-ming, ZHANG Jie, CAO Xiang-sheng, et al. Performance Stability of CANON reactor and temperature impact [J]. Environmental Science, 2012, 33(10): 3507-3512. (in Chinese)

- [28] 胡石, 甘一萍, 张树军, 等. 一体化全程自养脱氮(CANON)工艺的效能及污泥特性[J]. 中国环境科学, 2014, 34(1): 111-117.

HU Shi, GAN Yi-ping, ZHANG Shu-jun, et al. Performance and sludge characteristics of the CANON process [J]. China Environmental Science, 2014, 34

(1): 111-117. (in Chinese)

- [29] 苗志加, 彭永臻, 王淦, 等. 强化生物除磷工艺富集聚磷菌及其微生物菌群分析[J]. 北京工业大学学报, 2013, 39(5): 742-748.

MIAO Zhi-jia, PENG Yong-zhen, WANG Gan, et al. Enrichment and analysis of the population of phosphate accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal system [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2013, 39(5): 742-748. (in Chinese)

- [30] 杨庆, 彭永臻, 曾薇, 等. 城市污水 SBR 法短程生物脱氮系统硝化菌群的定量分析[J]. 北京工业大学学报, 2007, 33(8): 843-848.

YANG Qing, PENG Yong-zhen, ZENG Wei, et al. Quantitative analysis of nitrifying communities in short-cut nitrogen removal from municipal wastewater of SBR [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2007, 33(8): 843-848. (in Chinese)

(责任编辑 杨开英)