

好氧条件下 CANON 工艺的启动研究

付昆明¹, 张杰^{1,2}, 曹相生¹, 李冬¹, 孟雪征¹, 朱兆亮¹

(1. 北京工业大学建工学院, 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100022; 2. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院 哈尔滨 150090)

摘要:为揭示厌氧氨氧化细菌对于 DO 的适应性及缩短 CANON (completely autotrophic nitrogen removal over nitrite) 工艺的启动时间, 以海绵为填料, 采用小试研究了 CANON 工艺直接在好氧条件下的启动. 启动过程中, 控制温度在 $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, pH 7.39 ~ 8.01 之间, 部分亚硝化在 60 d 得以建立, 亚硝酸盐积累率 ($\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NO}_x^- - \text{N}$) 达到 98%, 并保持长期稳定. 连续运行至 160 d 时, 厌氧氨氧化作用开始逐步显现, 到 210 d 时, TN 去除负荷达到 $1.22 \text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, TN 去除率维持在约 70%, 成功地在好氧条件下启动了 CANON 工艺. 启动过程中发现, 以不含有机碳源的氨氮废水启动 CANON 反应器时, CANON 反应器启动成功的标志为: ① 填料内部开始产气; ② 总氮损失与硝酸盐增加的比值趋于稳定, 理论值为 8. 在本试验中, 二者的比值平均为 8.61.

关键词: 部分亚硝化; ANAMMOX; CANON; 海绵

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)06- -

Study of CANON Process Start-up Under Aerobic Conditions

FU Kun-ming¹, ZHANG Jie^{1,2}, CAO Xiang-sheng¹, LI Dong¹, MENG Xue-zheng¹, ZHU Zhao-liang¹

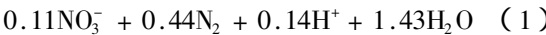
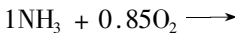
(1. Beijing Key Laboratory of Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China; 2. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The start-up of CANON process was studied to reveal adaptability and how to condense time of start-up with a lab-scale experiment. During start-up stage, temperature was controlled at $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, pH was 7.39-8.01 and free ammonium was $2.89\text{--}12.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Partial nitrification was first built up in 60th day and kept steady, nitrite accumulation rate ($\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NO}_x^- - \text{N}$) was up to 98%. In the 160th day, the reactor started to show effects of anaerobic ammonium oxidation, and in the 210th day, CANON process was started-up under aerobic conditions successfully, and total nitrogen removal load was $1.22 \text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ and 70% removal rate on average was attained. When using ammonium wastewater without organic carbon sources as influent, there are two signs to indicate the CANON start-up: first, nitrogen gas was produced in carriers; the other one was the ratio of total nitrogen loss and increased nitrate keep steady, and in this study average ratio was 8.61 compared to theoretical value 8.

Key words: partial nitrification; ANAMMOX; CANON; sponge

自从 20 世纪 90 年代 Mulder 等^[1]发现厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)以来, 其与传统生物脱氮工艺相比具有的需氧量低、不需要外加碳源、污泥产量少等优点^[2], 对于氨氮废水尤其是有机碳源低的高氨氮废水具有重大应用价值. 参与 ANAMMOX 反应的基质是氨与亚硝酸盐^[3,4], 因此, 应用 ANAMMOX 的前提是实现短程硝化. 在此基础上, 研究人员开发了数种以应用 ANAMMOX 为主要手段的脱氮工艺. 这些工艺可分为两类, 一类是亚硝化与 ANAMMOX 分开在 2 个反应器中进行的工艺, 代表工艺是 SHARON + ANAMMOX 工艺, 目前该工艺已经率先应用于鹿特丹污水厂^[5]; 另外一种工艺是亚硝化与 ANAMMOX 在一个反应器中进行的工艺, 代表工艺即为 CANON (completely autotrophic nitrogen removal over nitrite) 工艺. Slikers 等^[6]通过接种 ANAMMOX 污泥, 采用 SBR 工艺流程首先实现了

CANON 工艺. CANON 工艺集亚硝化与 ANAMMOX 于一体, 利用生物膜或 ANAMMOX 颗粒污泥为载体, 在污泥外部处于好氧区, 进行亚硝化作用, 污泥内部的厌氧区进行 ANAMMOX 反应. 它是迄今为止最简捷的一条脱氮途径, 其反应过程可用(1)式^[7]描述.



目前, CANON 工艺仍然处于试验研究阶段^[6~8]. CANON 工艺构建时, 大多以人工配置亚硝酸盐与氨氮启动 ANAMMOX 反应, 其后再接种 ANAMMOX 污泥逐渐启动 CANON 反应器^[7], 这样可以避免启动初期氧气对于 ANAMMOX 的抑制作用^[9],

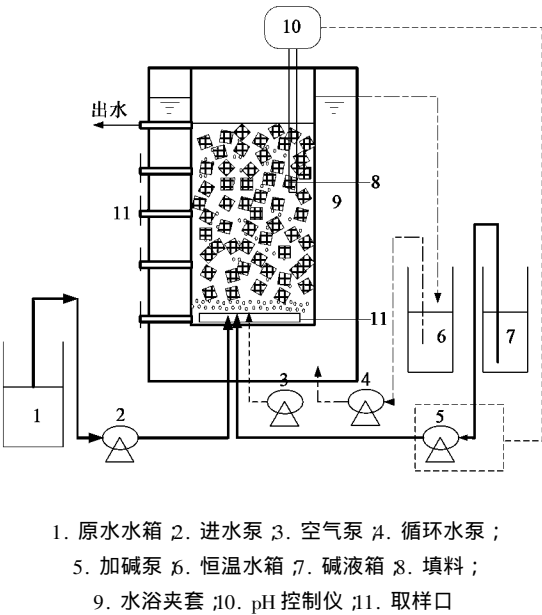
收稿日期: 2008-07-10; 修订日期: 2008-09-29
基金项目: 北京市优秀人才培养项目(20061D0501500207); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA601010)
作者简介: 付昆明(1981~)男, 博士研究生, 主要研究方向为再生水处理技术, E-mail: fukunming@yahoo.com.cn

降低 CANON 反应器启动的难度,但需人为添加亚硝酸盐,浪费大量亚硝酸盐.本试验试图直接为好氧状态下启动 CANON 反应器,研究 ANAMMOX 细菌对溶解氧的适应性,以期为缩短 CANON 反应器的启动时间等提供依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置

采用如图 1 所示的试验装置和工艺流程,其中反应器由有机玻璃制成,总体积为 3.85 L,废水由反应器底部进入后,由上部出水口排出,反应器内添加规格为 2 cm×2 cm×2 cm 海绵填料,载体平均湿密度为 1 g·cm⁻³.曝气量通过转子流量计调节并计量.反应器内的温度通过水浴夹套中的热水循环进行调节,热水通过 XMT-102 型温度控制仪进行控制,使反应器内的温度控制在 35℃±1℃.反应器内 pH 通过 HI 931700 型 pH 控制仪控制在 7.39~8.01 之间.



1. 原水水箱 2. 进水泵 3. 空气泵 4. 循环水泵;
5. 加碱泵 6. 恒温水箱 7. 碱液箱 8. 填料;
9. 水浴夹套 10. pH 控制仪 11. 取样口

图 1 试验装置及工艺流程

Fig.1 Experimental apparatus and process scheme chart

1.2 接种污泥与试验用水

接种污泥采用本实验室内 SBR 反应器的普通活性污泥.首先将填料置于活性污泥中浸泡 24 h,使活性污泥吸附于海绵中,然后将海绵填料置于反应器中,填充度为 75%.

试验用水采用人工配水,进水量 18 L·d⁻¹.配水由自来水中添加适量的 NH₄Cl、NaHCO₃、NaCl 与 K₂HPO₄ 配置而成.考虑到自来水中含有大量微量元素,不再进行微量元素的投加,由于自来水中存在近

乎饱和的溶解氧,在试验过程中也没有进行溶解氧的吹脱,且大气中氧气会不断溶解到原水中,造成原水中存在一定浓度的 NO₂⁻-N,在自来水中含有的 NO₃⁻-N 是进水中 NO₃⁻-N 的主要来源.原水主要指标如表 1 所示.

表 1 进水水质/mg·L⁻¹

Table 1 Water quality of influent/mg·L ⁻¹					
NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	PO ₄ ³⁻ -P	NaCl	pH
120~300	0~10	3~5	10	400	7.5~8.5

1.3 分析项目及测试方法

NH₄⁺-N 纳氏试剂比色法^[10],NO₂⁻-N:N-(1-萘基)-乙二胺光度法^[10],NO₃⁻-N:麝香草酚分光光度法^[11],pH 值:pHTestr 30 型 pH 计,溶解氧:HI2400 型溶解氧仪,MLSS 711 型污泥浓度仪.

2 结果与讨论

2.1 部分亚硝化启动阶段

由于本试验进行亚硝化的目的是为了启动 ANAMMOX,而 ANAMMOX 细菌对 NO₂⁻-N 与 NH₄⁺-N 之比为 1.32:1^[12],因此,在启动亚硝化的过程中并不需要实现 NH₄⁺-N 的完全亚硝化,而仅需要将部分 NH₄⁺-N 转化为 NO₂⁻-N,即部分亚硝化.在本试验中,通过控制 50%~60% 的 NH₄⁺-N 亚硝化,以基本满足 ANAMMOX 对于 NO₂⁻-N 与 NH₄⁺-N 的进水比例.

启动初期,由于内部仍然含有少量气泡,填料的平均密度<1 g·cm⁻³,使填料在反应器中处于上浮状态.随着启动时间的延长,填料内部的气泡逐渐溢出,污泥开始在填料内部生长,使得填料的平均密度>1 g·cm⁻³,填料全部下沉至反应器底部.亚硝化启动过程中,NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 变化分别如图 2~4 所示.

前 26 d 内,曝气量维持在 12.5~15.6 m³(m³·h).在启动初期,反应器就表现出一定的硝化效果.这说明在接种的 SBR 活性污泥中存在一定数量的硝化菌.0~9 d 内进水 NH₄⁺-N 浓度维持在 120~140 mg·L⁻¹ 之间,出水 NH₄⁺-N 随着时间的延长而降低,至第 9 d 时,NH₄⁺-N 去除率上升至 65%;增大进水 NH₄⁺-N 浓度至约 180 mg·L⁻¹ 后,NH₄⁺-N 去除率迅速降低至 30%,后又开始上升,至 27 d 后时,NH₄⁺-N 去除率再次达到 50%~60% 之间.继续提高进水 NH₄⁺-N 浓度 280 mg·L⁻¹,辅以适当调节曝气量,氨氮去除率维持稳定,如图 2 所示.在启动过程中,

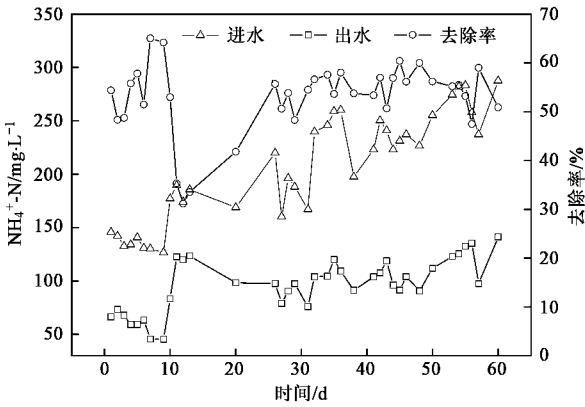


图 2 部分亚硝化启动时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的变化

Fig.2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in partial nitrification start-up stage

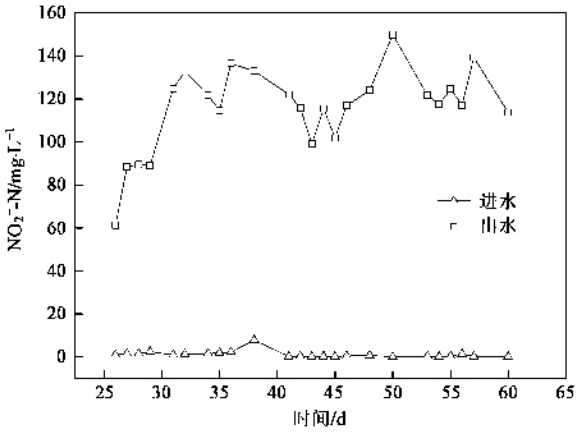


图 3 部分亚硝化启动时 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的变化

Fig.3 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ in partial nitrification start-up stage

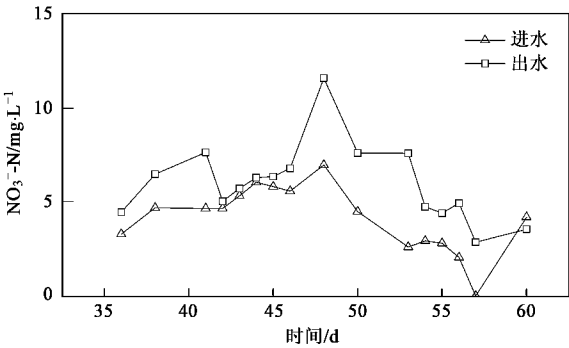


图 4 部分亚硝化启动时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化

Fig.4 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in partial nitrification start-up stage

虽然 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率因为进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度的提高而出现大幅下降,但 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除负荷一直呈现上升趋势,由反应初期的 $0.3\text{ kg}(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 逐渐上升到 $0.68\text{ kg}(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。

$\text{NO}_2^-\text{-N}$ 从第 25 d 开始检测,发现出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 已达到 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,至 35 d 时,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 达到 $140\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在以后的时间中, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 基本稳定在 $100\sim 150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,如图 3 所示; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 从第 35 d 开始检测,进水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度比较稳定,维持在 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度也相对稳定,维持在 $12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 均值仅比进水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 均值高 $1.87\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,如图 4 所示,因此,亚硝酸盐积累率($\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NO}_x^-\text{-N}$)很高,平均值达到 98%。

部分亚硝化的启动经过了约 60 d 的时间,并在厌氧氨氧化启动阶段继续保持稳定,为厌氧氨氧化的顺利进行提供了必要条件。在本试验中,能够建立部分亚硝化且获得很高的亚硝酸盐积累率的原因,经过分析主要有以下 2 点。

其一是温度控制的作用, Ford^[13] 研究认为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积的最佳温度是 $30\sim 36^\circ\text{C}$,在这个温度下,氨氧化细菌(ammonium oxidation bacteria, AOB)的生长速率明显快于亚硝酸盐氧化细菌(nitrite oxidation bacteria, NOB)的生长速率。本反应器控制温度 $35^\circ\text{C}\pm 1^\circ\text{C}$,处于 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积的最佳温度,易于形成 AOB 对 NOB 的生长优势。SHARON 工艺原理正是利用了在此温度范围内,通过污泥龄控制,使 NOB 逐渐被淘汰洗出反应器而获得稳定亚硝酸盐积累^[14]。

其二是游离氨(free ammonium, FA)的作用,根据 Anthonisen 等^[15]的研究结果,FA 的浓度可按(2)式计算。Anthonisen 发现 FA 对 AOB 和 NOB 都有抑制作用,但对 NOB 比 AOB 更敏感。FA 对 NOB 和 AOB 的抑制浓度分别为 $0.1\sim 1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\sim 150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。若控制 FA 浓度在这二者之间,即可起到只抑制 NOB 而不抑制 AOB 的效果。在本试验中,pH 通过 pH 控制仪控制在 $7.39\sim 8.01$,使 FA 的浓度处于 $2.89\sim 12.37\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,即处于只对 NOB 产生抑制而对 AOB 不产生抑制的范围,所以在反应初期,就迅速获得了很高的亚硝酸盐积累率。虽然有大量报道^[15, 16]认为利用 FA 控制亚硝酸盐积累并不稳定,但 FA 的应用初期能够实现亚硝酸盐积累却是毫无疑问的。

$$\text{FA} = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{NH}_4^+\text{-N}] \times 10^{\text{pH}}}{K_b/K_w + 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

式中, K_w 为水的电离常数, K_b 为氨的离解常数。
由于本试验采用海绵填料,启动初期 AOB 与 NOB 共存于生物膜中,FA 对 NOB 的选择性抑制作用与温度共同作用,使得初期使 AOB 在反应器内大

量生长,建立了 AOB 对 NOB 的数量优势,使得本反应器获得了长期稳定的亚硝酸盐积累.值得注意的是,在本反应器中,并没有对溶解氧进行控制,反应器内部 DO 分布不均,在反应器上部上清液中,DO 的浓度甚至达到 $3 \sim 4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,远远大于利用 DO 控制

亚硝酸盐积累的条件(AOB 的溶解氧饱和常数一般为 $0.2 \sim 0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,NOB 为 $1.2 \sim 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [17]).

2.2 ANAMMOX 启动阶段

在 ANAMMOX 启动阶段, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 及 TN 的变化情况如图 5 所示.

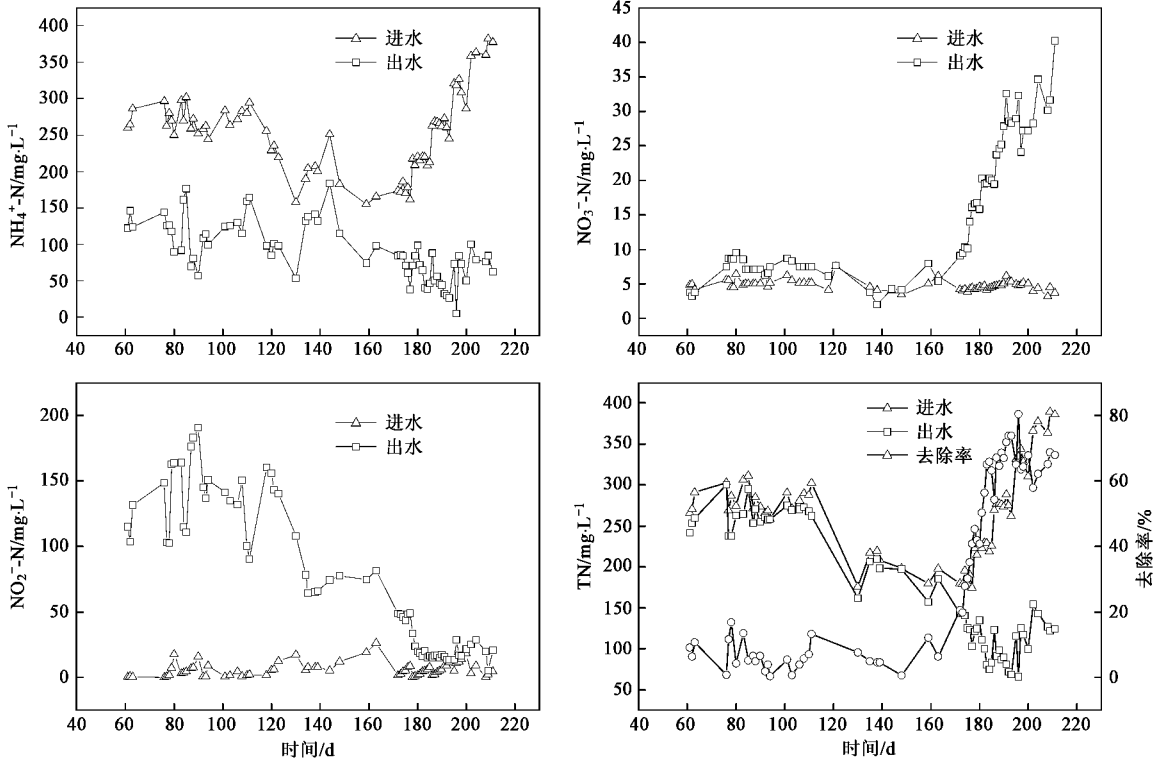


图5 ANAMMOX 的启动阶段 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 与 TN 的变化
Fig.5 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ and TN in ANAMMOX start-up stage

启动初期,继续维持与部分亚硝化相同的条件,后考虑到 DO 与亚硝酸盐浓度对 ANAMMOX 可能产生的抑制作用(Strous 等[9]的研究表明在溶解氧浓度为 $0.5\% \sim 2.0\%$ 的空气饱和度下,ANAMMOX 的活性完全被抑制,认为当亚硝酸盐浓度超过 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,将完全抑制 ANAMMOX 反应[18]),在启动第 120 d 开始逐渐降低曝气量,曝气量由 $18.7 \text{ m}^3 (\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 逐渐降低到 $6.2 \text{ m}^3 (\text{m}^3 \cdot \text{h})$,出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 也由最高达 $163.73 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $70 \sim 80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 在此阶段,发现反应器进水管及反应器内部分出现淡红色污泥,虽然红色是 ANAMMOX 细菌的一个显著特征[19],但此时并没有出现明显的 TN 损失,因此,不能断定淡红色的污泥即为 ANAMMOX 细菌,因为部分 AOB 也会呈现淡红色[20].

维持此曝气水平至 160 d,沉淀池中的污泥中不时有气泡溢出,部分填料开始上浮,一周后填料全部

上浮于反应器中,观察海绵表面,有微量气泡产生,反应器已经开始产气,导致填料平均密度 $< 1 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,使填料上浮.检测数据也开始有明显变化,出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度快速下降,进出水的硝酸盐变化 $\Delta \text{NO}_3^- \text{-N}$ 与总氮损失 ΔTN 也开始快速上升.至 180 d 时,出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度已下降至 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, $\Delta \text{NO}_3^- \text{-N}$ 升高至 $11.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, ΔTN 升高至 $92.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 这与式(1)的反应相吻合,表明很有可能厌氧氨氧化已经启动(其后的 ANAMMOX 活性验证证明了 ANAMMOX 细菌的确存在).随后同时提高进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与曝气量,至 210 d 时,进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 达到 $380 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,曝气量为 $24.9 \text{ m}^3 (\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 时, $\Delta \text{NO}_3^- \text{-N}$ 已经达到 $36.58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, ΔTN 达到 $262 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,TN 去除率最高达到 80% ,平均维持在 70% 左右.TN 去除负荷达到 $1.22 \text{ kg} (\text{m}^3 \cdot \text{d})$,较 Furukawa 等[8]采用无纺布为填料获得的 $0.48 \text{ kg} (\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 为高.在随后的过

程中 ,CANON 反应器稳定运行 ,TN 去除效果稳定 .至此 ,在好氧条件下 ,CANON 反应器在第 160 d 时 ,启动厌氧氨氧化 ,至 CANON 反应器开始维持稳定 ,共经历 210 d .

从 160 d 起 ,反应器有了 2 个明显的现象 ,一个现象是原本下沉的海绵填料上浮 ,其原因是填料内部产气导致的 ;另外一个现象是 $\Delta \text{NO}_3^- \text{-N}$ 与 ΔTN 同时增加 .对 160 d 后数据整理发现 , $\Delta \text{NO}_3^- \text{-N}$ 与 ΔTN 基本呈现等比例增加关系 , $\Delta \text{TN}/\Delta \text{NO}_3^- \text{-N}$ 均值为 8.61 ,而通过式 (1) 计算的理论值 $\Delta \text{TN}/\Delta \text{NO}_3^- \text{-N} = 0.44 \times 2/0.11 = 8$.因此在以不含有机碳源的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 废水启动 CANON 反应器时 ,填料内部开始产气与 ΔTN 与 $\Delta \text{NO}_3^- \text{-N}$ 比值趋于稳定 ,可视为 CANON 反应器成功启动的标志 .

2.3 ANAMMOX 活性验证

为进一步验证反应器中存在 ANAMMOX 细菌 ,排除反应器中的 ΔTN 是厌氧氨氧化作用造成 ,而非其它原因(如同步硝化反硝化、好氧反硝化等)造成的 ,取适量反应器中脱落的污泥 ,置于 2 L 的烧杯中 ,MLSS 为 $1\,250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,采用恒温水浴维持反应器内温度为 $35^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$, $\text{DO} < 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下 ,添加适量的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$,搅拌 6h ,每隔 1 h 取样检测 , $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 与 pH ,如图 6 所示 .

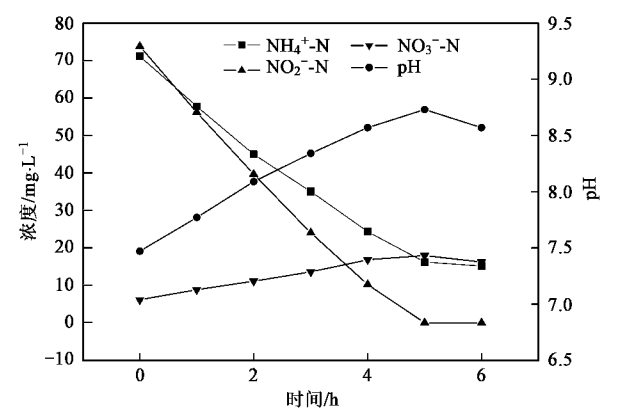


图 6 ANAMMOX 活性验证试验

Fig.6 Proof test of ANAMMOX activity

从图 6 可以看出 ,前 5 h 内 , $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 同比例下降 , $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 升高 ,pH 升高 ,这是典型的厌氧氨氧化反应的特征 ,在厌氧氨氧化过程中 , $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 并不是按 1:1 直接合成 N_2 , NO_2^- 不仅作为电子受体参与能量代谢 ,而且作为电子供体参与合成代谢 ,因此会有 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的生成 , $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的变化比例理论值为 1:1.32:0.26^[12] ,本试验

的实测值为 1:1.36:0.22 ,与理论值非常接近 .在 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 首先消耗完毕后 ,厌氧氨氧化反应基本停止 ,pH 开始下降 .经过以上试验可以确认 ,反应器内的确存在 ANAMMOX 细菌 .

3 结论

(1) CANON 反应器在以海绵为填料 ,温度 $35^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$,pH 在 7.39 ~ 8.01 条件下 ,经过 210 d 的运行 ,成功地在好氧条件下启动 CANON 工艺 ,去除负荷达到 $1.22 \text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,运行稳定 .

(2) 部分亚硝化启动成功是 ANAMMOX 启动的先决条件 ,通过温度与 pH 联合控制获得了稳定的亚硝酸盐积累 ,亚硝酸盐积累率达到 98% .

(3) 以海绵填料为载体 ,不含有机碳源的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 废水启动 CANON 反应器时 ,CANON 反应器启动成功的标志为 :①填料内部开始产气 ;②反应前后有明显的总氮损失 ,且总氮损失与硝酸盐增加的比值趋于稳定 ,本试验中平均值为 8.61 .

参考文献 :

[1] Mulder A , van Graaf A A , Robertson L A , et al . Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor [J] . Fems Microbiol Ecol , 1995 , 16(3) : 177-184 .
[2] 郑平 ,胡宝兰 . 生物脱氮技术的研究进展 [J] . 环境污染与防治 , 1997 , 19(4) : 25-28 .
[3] Strous M , Fuerst J A , Kramer E H , et al . Missing lithotroph identified as new planctomycete . [J] . Nature , 1999 , 400(6743) : 446-449 .
[4] van Graaf A A , Mulder A , De Bruijn P , et al . Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process [J] . Appl Environ Microbiol , 1995 , 61(4) : 1246-1251 .
[5] 郝晓地 , van Loosdrecht M . 荷兰鹿特丹 DOKHAVEN 污水处理厂介绍 [J] . 给水排水 , 2003 , 29(10) : 19-25 .
[6] Slikers A O , Third K A , Abma W , et al . CANON and ANAMMOX in a gas-lift reactor [J] . Fems Microbiol Lett , 2003 , 218(2) : 339-344 .
[7] Slikers A O , Derwort N , Gomez J L , et al . Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor [J] . Water Res , 2002 , 36(10) : 2475-2482 .
[8] Furukawa K , Lieu P K , Tokitoh H , et al . Development of single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) and its treatment performances [J] . Water Sci Technol , 2006 , 53 (6) : 83-91 .
[9] Strous M , van Gerven E , Kuenen J G , et al . Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (ANAMMOX) sludge [J] . Appl Environ Microb , 1997 , 63(6) : 2446-2448 .
[10] 国家环境保护总局 . 水和废水监测分析方法 [M] . (第四版) . 北京 : 中国环境科学出版社 , 2002 .

[11] 中华人民共和国卫生部. 生活饮用水标准检验方法——无机非金属指标[S].

[12] 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 Biot , 1998 , **50**(5) : 589-596 .

[13] Balmelle B , Nguyen M , Capdeville B , *et al.* of factors controlling nitrite build-up in biological process for water nitrification[J]. Water Sci Technol , 1992 , **26**(5 , 6) : 1017-1025 .

[14] Heijnen J J , Hellinga C , Mulder J W , *et al.* The SHARON process : an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water[J]. Water Sci Technol , 1998 , **37**(9) : 135-143 .

[15] Anthonisen A C , Loehr R C , Prakasam T B . Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. Journal of Water Pollution Control Fed , 1976 , **48**(5) : 835-852 .

[16] Turk O , Mavinic D S . Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia[J]. Water Res , 1989 , **23**(11) : 1383-1388 .

[17] Laanbroek H J , Gerards S . Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures[J]. Arch Microbiol , 1993 , **159**(5) : 453-459 .

[18] Magri A , Corominas L , Lopez H , *et al.* A model for the simulation of the SHARON process : pH as a key factor.[J]. Environ Technol , 2007 , **28**(3) : 255-265 .

[19] van Graaf A A , De Bruijn P , Robertson L A , *et al.* Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor[J]. Microbiology , 1996 , **146**(8) : 2187-2196 .

[20] 布坎南 R E ,吉布斯 N E . 伯杰细菌鉴定手册[M]. (第八版). 北京 : 科学出版社 , 1984 .