

间歇曝气实现厌氧氨氧化快速启动的研究

李 军¹, 杜 佳¹, 郑照明¹, 杨京月¹, 马 静²

(1. 北京工业大学 建筑工程学院, 北京 100124; 2. 北京市市政专业设计院股份公司, 北京 100037)

摘 要: 以普通活性污泥为接种污泥,以鲍尔环为生物膜载体,控制温度为 30 ℃,在连续流模式下运行,经过 40 d 的运行后培养出高效的硝化生物膜。再通过 46 d 的间歇曝气成功实现了 SNAD(simultaneous partial nitrification, Anammox and denitrification)反应器的启动,总氮去除率稳定在 90% 以上。第 85 天,反应器通过厌氧氨氧化对 TN 的容积去除负荷达到了 0.537 kgN/(m³ · d)。批式试验结果表明,通过间歇曝气运行,生物膜的厌氧氨氧化活性得到极大的提升,由 0.012 kgN/(kgVSS · d)增加至 0.221 kgN/(kgVSS · d)。第 87 天开始以连续流模式启动厌氧氨氧化反应器。启动初期反应器的容积去除负荷远低于第 85 天的效果。经过约 30 d 的适应期,去除负荷开始稳步提升,在第 123 天再次达到了 0.5 kgN/(m³ · d),成功实现了 Anammox 反应器的快速启动。并且在第 175 天,反应器的总氮去除负荷达到了 1.53 kgN/(m³ · d)。

关键词: 厌氧氨氧化; 快速启动; 间歇曝气; 活性污泥; SNAD; 生物膜

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)11-0020-07

Study on Rapid Start-up of Anammox by Intermittent Aeration

LI Jun¹, DU Jia¹, ZHENG Zhao-ming¹, YANG Jing-yue¹, MA Jing²

(1. College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Beijing Municipal Engineering Professional Design Institute Co. Ltd., Beijing 100037, China)

Abstract: To realize the rapid start-up of anaerobic ammonium oxidation (Anammox), the ordinary activated sludge was used as the seed sludge, the Kaldnes ring was used as the biofilm carrier, and the temperature was controlled at 30 ℃. First, efficient nitrifying biofilm was cultivated in continuous flow mode and 40 days of biofilm formation. Then, the start-up of SNAD (simultaneous partial nitrification, Anammox and denitrification) reactor of municipal wastewater was successfully realized through the intermittent aeration, and TN removal rate was above 90% after 46 days of operation. On the 85th day, the volume removal rate of TN by Anammox reached 0.537 kgN/(m³ · d). Batch test showed that the Anammox activity of the biofilm was increased from 0.012 kgN/(kgVSS · d) to 0.221 kgN/(kgVSS · d) by intermittent aeration. On the 87th day, the Anammox reactor was operated in a continuous flow mode. At the beginning of the start-up, the volume removal rate of the reactor was much lower than that on the 85th day. However, the removal load began to increase steadily after about 30 days of adaptation. The volume removal rate reached 0.5 kgN/(m³ · d) again on the 123rd day, which meant that the Anammox reactor was successfully started. And on the 175th day, the TN removal rate reached 1.53 kgN/(m³ · d).

Key words: Anammox; rapid start-up; intermittent aeration; activated sludge; SNAD; biofilm

随着经济发展,水体污染现象日益严重。由于氮元素是水体富营养化的主要诱因之一,因此污水脱氮一直受到广泛关注。相比于传统的生物脱氮工艺,厌氧氨氧化(Anammox)被认为是更经济的脱氮工艺,具有高效、节能、污泥产率低等优势,因而自被发现以来就受到学者的青睐。

据报道,厌氧氨氧化菌(AAOB)分布广泛,在河湖底泥、活性污泥系统中都有存在^[1,2]。但自然界和污水处理系统中的 AAOB 含量很低,几乎检测不到厌氧氨氧化活性。同时,由于 AAOB 细胞产率低、倍增时间长,因此难以实现反应器的快速启动,这是制约其工程应用的主要因素之一。

在实现厌氧氨氧化反应器快速启动方面,全世界的专家学者做了广泛的研究,也取得了一些成效。黄鹏飞等^[3]通过接种硝化污泥和厌氧氨氧化污泥,在第 47 天成功启动了反应器。胡宝兰等通过富集硝化细菌,成功启动了厌氧氨氧化反应器,总氮容积负荷达到了 $1.96 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。汪瑶琪等^[4]通过接种体积比为 1:2 的厌氧氨氧化污泥和城市污水厂的好氧污泥,经过 17 d 的运行,在 UASB 反应器中实现了 Anammox 的启动。而仅通过活性污泥实现厌氧氨氧化反应器快速启动的方式并不多。Zhang 等人^[5]通过接种反硝化污泥,经过 100 d 的运行,在上流式生物膜反应器中培养出了具有厌氧氨氧化性能的生物膜,但其总氮容积负荷仅为 $0.14 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。闫刚等^[6]通过接种厌氧颗粒污泥和絮状反硝化污泥分别在第 40 天和第 60 天实现了反应器的启动,然而其进水负荷仅有 $0.05 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,且 Anammox 性能十分微弱。

SNAD(simultaneous partial nitrification, Anammox and denitrification)反应器中厌氧氨氧化活性较高^[7,8],存在大量厌氧氨氧化菌。因此通过间歇曝气的方式启动 SNAD 反应器,以期在好氧条件下实现厌氧氨氧化菌的富集,从而实现厌氧氨氧化反应器的快速启动。厌氧氨氧化菌生长缓慢,生物膜有助于提高反应器对污泥的持留能力,提高反应器的处理负荷和稳定性能,故笔者采用生物膜启动厌氧氨氧化反应器。试验中以活性污泥为接种污泥,以鲍尔环作为生物膜载体,在间歇曝气的条件下启动

SNAD 反应器,从而实现厌氧氨氧化菌的快速富集,再进行厌氧氨氧化反应器的启动。期望通过此方法能够缩短厌氧氨氧化反应器的启动时间,从而为采用活性污泥启动厌氧氨氧化提供借鉴和指导。

1 材料与方法

1.1 反应器和运行条件

反应器由有机玻璃制成(如图 1 所示),总容积为 13 L,有效容积为 12 L。内部填充鲍尔环作为生物膜载体,外部以黑色材料包裹以避免光。运行阶段以 PLC 进行控制。

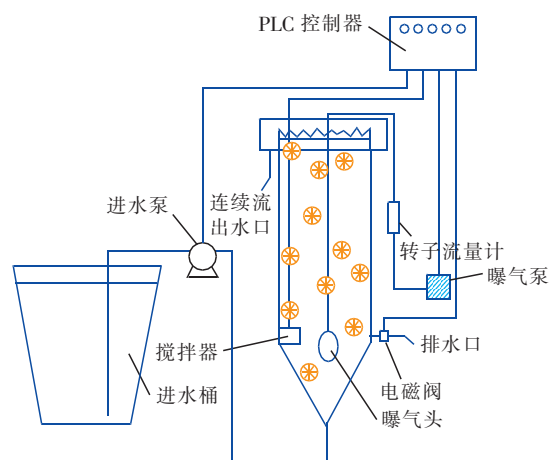


图 1 反应器结构示意图

Fig. 1 Schematic diagram of reactor

试验共分为 3 个阶段,温度均控制在 30°C 。阶段 1(挂膜,1~40 d)以完全混合式反应器运行,投加鲍尔环的堆积体积为 8 L,曝气量为 400 L/h ,初始 HRT 设定为 13.3 h。阶段 2(启动 SNAD 反应器,41~86 d)以 SBR 模式运行,通过间歇曝气实现 SNAD 反应器的启动,曝气量为 400 L/h ,排水比为 71%,每天运行约 6 个周期。初始设定工况为进水 5 min、间歇曝气 200 min(20 min 曝气、20 min 搅拌)、沉淀 10 min、排水 5 min。阶段 3(启动 Anammox 反应器,87~175 d)在上部填充约 4.5 L 新的鲍尔环,改为上流式固定床反应器,以连续流模式运行。通过逐渐缩短 HRT 来提高负荷,实现反应器厌氧氨氧化性能的提升。参照硝化、反硝化的常见负荷,可将总氮容积去除负荷达到 $0.5 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 作为启动成功的标志。

1.2 接种污泥和配水水质

接种污泥取自北京某城市污水处理厂 A²/O 工艺的二沉池回流污泥,其 VSS 约为 14 000 mg/L,反应器内初期 VSS 约为 5 000 mg/L。

试验采用人工配水,主要水质指标如表 1 所示。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、COD 分别由 NH_4Cl 、 NaNO_2 和 CH_3COONa 提供,碱度采用 NaHCO_3 调节。

表 1 人工配水水质

Tab. 1 Characteristics of domestic wastewater

项 目	时间/ d	$\text{NH}_4^+ - \text{N}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_2^- - \text{N}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	COD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
阶段 1	1 ~ 40	70	0	200
阶段 2	41 ~ 86	70	0	200
阶段 3	87 ~ 175	60	75	0

1.3 批式试验

参照文献[9]中的方法,分别在 4 个有效体积为 1 L 的烧杯中进行。将取自反应器的鲍尔环以 30 ℃ 自来水冲洗以去除附着的基质。每个烧杯中分别放入 50 个鲍尔环和 1 L 对应的人工配水,配水水质见表 2。通过磁力搅拌器(200 r/min)搅拌以使鲍尔环悬浮并促进传质。控制温度在 30 ℃。每隔特定的时间从烧杯中取样分析 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度。

表 2 批式试验配水水质

Tab. 2 Composition of synthetic wastewater in batch tests

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

编号	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_2^- - \text{N}$	COD	碱度
1	70	70	0	0
2	70	0	0	500
3	0	70	0	0
4	0	70	400	0

注: 试验 1 ~ 4 分别用于测定生物膜的 Anammox、AOB、NOB 和反硝化活性;碱度以 CaCO_3 计。

为测定厌氧氨氧化及反硝化活性,试验前通 99.99% 的氮气吹脱 10 min 以去除氧气,并用塑料袋覆盖烧杯口以避免氧气的影响。为测定好氧氨氧化和亚硝态氮氧化活性,曝气量设定为 250 mL/min,以保证 DO 在 5 mg/L 以上。取样过程中,当 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 或 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度低于 10 mg/L 时作为终点。

1.4 检测方法

水样测定前通过孔径为 0.45 μm 的滤纸过滤。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法检测; $\text{NO}_2^- - \text{N}$

采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法检测; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用麝香草酚分光光度法检测;DO 和 pH 值采用 WTW 便携式多参数分析仪测定;MLSS 和 MLVSS 采用重量法测定;COD 采用 COD 快速测定仪测定。

生物膜载体上的 MLSS 和 MLVSS 测定方法如下:从反应器中取出 50 个鲍尔环,通过超声波破碎机将生物膜剥离到水中,混合液通过 0.45 μm 滤纸过滤后采用重量法测定 MLSS 和 MLVSS。

2 结果与讨论

2.1 挂膜阶段

反应器接种活性污泥后,在连续流模式下运行,初期 HRT 设定为 13.3 h,随着氨氧化速率不断提高,逐渐缩短 HRT,以培养高效成熟的硝化生物膜。经过 40 d 的运行,反应器基本挂膜成功。批式试验测定结果表明,鲍尔环上的生物膜具有很好的硝化性能,AOB 和 NOB 活性分别为 0.403、0.607 $\text{kgN}/(\text{kgVSS} \cdot \text{d})$,而反硝化性能比较微弱,只有 0.130 $\text{kgN}/(\text{kgVSS} \cdot \text{d})$;厌氧氨氧化性能基本不存在,约为 0.012 $\text{kgN}/(\text{kgVSS} \cdot \text{d})$ 。

2.2 启动 SNAD 反应器

在该阶段的初期,反应器有一定的总氮去除(约 20%),而后出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度逐渐降低, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度明显升高,反应器的总氮去除率也有所降低(见图 2)。分析原因可能是在阶段 1 生物膜经过长时间的连续曝气,NOB 具有很高的活性。在间歇曝气初期,NOB 利用 AOB 所生成的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 进行反应而生成了大量的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。并且由于此时生物膜较薄,生物量较少,缺氧段时间较短,难以发挥反硝化菌和厌氧氨氧化菌的作用,从而出现了总氮去除率降低的现象。

随着时间的推移,厌氧氨氧化菌和反硝化菌活性逐渐提高,反应器出水中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度有所降低,总氮去除率则逐渐提高。为进一步提高总氮去除率以及反硝化菌和厌氧氨氧化菌的活性,自第 58 天起,保持周期时长不变而提高缺氧段的比例,即将工况调整为:进水 5 min、间歇曝气 200 min(20 min 曝气、30 min 搅拌)、沉淀 10 min、排水 5 min。随着反应器的运行,脱氮效率不断提高,自第 75 天开始,总氮去除率基本稳定在 90% 以上,成功实现了 SNAD 反应器的启动。

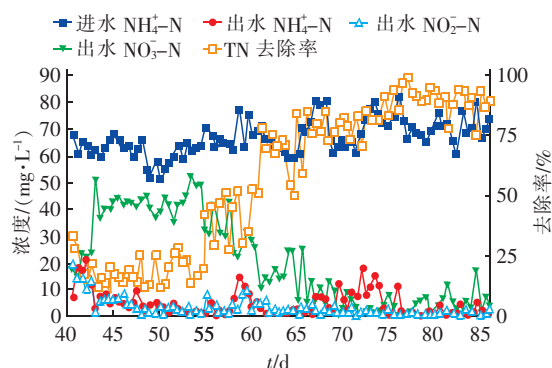
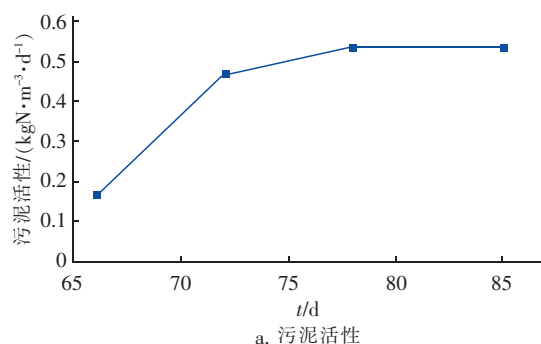


图2 间歇曝气阶段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 变化及总氮去除情况

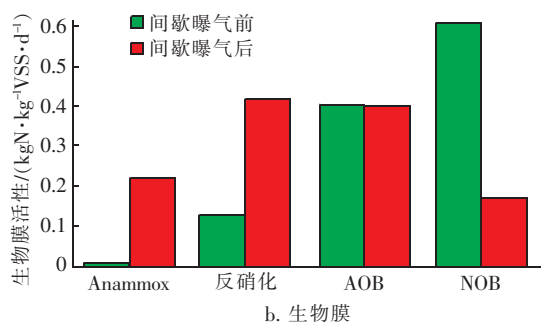
Fig. 2 Change of nitrogen compounds in intermittent aeration stage

2.3 阶段2 反应器Anammox 活性的变化

在间歇曝气运行阶段,每隔一定时间(约一周),通过向反应器中加入符合厌氧氨氧化反应比例的进水(水质同阶段3),在搅拌的条件下测试反应器的厌氧氨氧化性能,结果见图3。



a. 污泥活性



b. 生物膜

图3 间歇曝气阶段反应器内污泥活性变化情况

Fig. 3 Change of sludge activity in stage of intermittent aeration

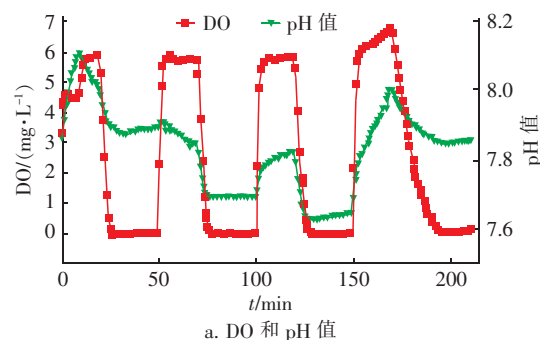
由图3可知,反应器的Anammox活性能够快速提升直至趋于稳定。这表明通过间歇曝气的方式有利于实现AAOB的快速富集。但由于SNAD反应器中异养菌及其他菌类的存在会在一定程度上限制

AAOB的生存空间,因此厌氧氨氧化活性的提升也会受到阻碍。第85天,反应器通过Anammox对总氮的容积去除负荷达到了 $0.537 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,事实上第77天就已经超过了设定的启动成功标准。

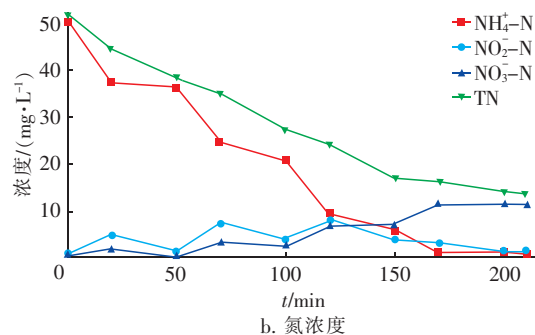
如图3(b)所示,批式试验结果表明,经过46 d的间歇曝气运行,反应器的污泥活性发生了很大的变化:相对于间歇曝气运行之前,生物膜中AOB活性基本无变化,厌氧氨氧化和反硝化活性有着非常明显的提升,分别达到了 0.221 和 $0.416 \text{ kgN}/(\text{kgVSS} \cdot \text{d})$ 。说明通过间歇曝气运行实现了厌氧氨化菌的快速富集。

2.4 SNAD 稳定阶段沿程分析

第86天SNAD反应器实现了稳定运行,对典型周期内污染物浓度变化的分析结果表明,在好氧阶段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 快速降解, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 仅略有升高,总氮浓度也明显降低(见图4),说明在发生硝化反应的同时也存在反硝化或厌氧氨氧化作用;在缺氧阶段, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度均降低,从侧面证明了反硝化和厌氧氨氧化作用的存在。



a. DO 和 pH 值



b. 氮浓度

图4 SNAD 稳定阶段典型周期内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化

Fig. 4 Evolution of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ during one cycle of stable phase of SNAD

在整个试验过程中,总氮浓度基本稳定降低,

$\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 始终维持在较低的水平 (10 mg/L 以下)。在一个反应周期内, 由于 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度较低, 反应器中游离亚硝酸 (FNA) 浓度也维持在较低水平, 介于 0.000 2 ~ 0.000 9 mg/L 之间。而游离氨 (FA) 浓度则随着反应器内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的降低而不断降低, 由最初的约 2 mg/L 逐渐降至约 0.3 mg/L。

2.5 SNAD 启动成功的关键因素

要实现高的 TN 去除率, 成功启动 SNAD 反应器, 关键在于限制 NOB 的活性, 提升 AAOB 和反硝化菌的活性, 构建良好的共生体系, 使得亚硝化、厌氧氨氧化和反硝化同步进行。

2.5.1 温度和传质的影响

本试验采用生物膜启动 SNAD 反应器。快速生长的微生物在生物膜上会优先富集, 有研究表明, 当温度 > 25 °C 时 AOB 的生长速率高于 NOB。试验中控制温度为 30 °C, 因此 AOB 将在生物膜表面优先生长。并且由于生物膜对氧传质有强烈的阻碍作用^[10], 而 AOB 对氧的亲和能力又要强于 NOB^[11], 因此在生物膜内部 NOB 对氧的竞争处于劣势, 使得 NOB 处于被抑制状态, 从而逐渐被淘汰。同时生物膜内部的低 DO 也为反硝化菌和 AAOB 的生长创造了条件。

2.5.2 FNA 和 FA 的影响

FA 和 FNA 会抑制细胞活性及其生长。根据文献中的报道, FNA 对 NOB、AOB 和 AAOB 的抑制浓度分别为 0.02、0.4 和 5.3×10^{-3} mg/L^[12,13]。在试验中反应器内 FNA 浓度始终低于抑制浓度, 因此 FNA 抑制不是 SNAD 成功启动的主要原因。研究表明, FA 在 0.1 ~ 1.0 mg/L 时 NOB 活性会受到抑制, 当 FA 达到 6 mg/L 时就会完全抑制 NOB 的生长, 而当 FA 浓度达到 10 ~ 150 mg/L 时 AOB 活性才会受到抑制。FA 对 AAOB 的抑制浓度一般在 20 ~ 25 mg/L 以上^[14,15], 在 Tang 等人^[16]的研究中, FA 对 Anammox 生物膜的抑制浓度甚至达到了 57 ~ 187 mg/L。因此, 从试验结果可以看出, 反应器中 FA 基本处于对 NOB 的抑制浓度, 而不会对 AOB 和 AAOB 产生抑制。

2.5.3 间歇曝气

Katsogiannis 等^[17]在 SBR 反应器中, 通过缺氧和好氧交替运行成功实现了短程硝化。Kornaros 等^[18]通过中试也证明了间歇曝气运行可以实现城

市污水的短程硝化反硝化。有研究^[19]认为, AOB 在由缺氧转入好氧环境时, 可以立即以最大的生长速率增长, 而 NOB 需要一定的恢复时间才可以达到其最大的生长速率。所以缺氧和好氧交替运行有利于抑制 NOB 活性, 从而有利于 SNAD 反应器的成功启动。

2.6 Anammox 反应器启动特性

自第 87 天起, 反应器开始启动 Anammox 反应器。在阶段 3 初期设定 HRT 为 4.45 h, 反应器一开始就表现出厌氧氨氧化反应的特征, 但其去除速率低于第 85 天时的小试测定值 (见图 5)。在第 87 天, 反应器对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率均仅有 50% 左右。推测原因可能是由于小试采用完全混合式, 传质效果较好, 而在连续流反应器中, 由于上部填充了新的鲍尔环, 有处理效果的污泥和鲍尔环堆积在反应器的下部区域, 实际工作的容积仅为总容积的一部分, 在传质受到影响的情况下, 没有充分发挥出其性能, 从而导致去除负荷较低。

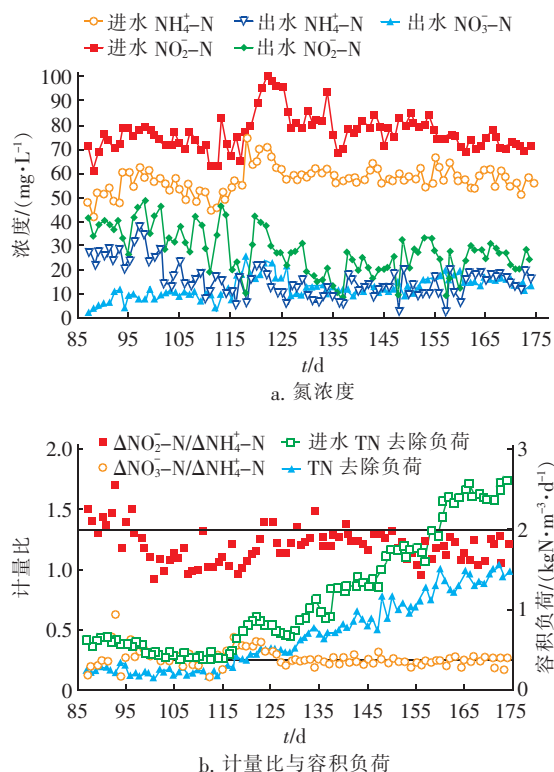


图5 阶段3反应器脱氮性能

Fig. 5 Nitrogen removal performance of reactor in stage 3

在启动初期, 反应器的去除负荷提升很缓慢, 出水效果不理想。于英翠等人^[20]的研究显示, 在启动初期会出现强烈的菌体自溶现象, 释放出的有机

物作为反硝化的碳源,从而导致 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除率非常高,而 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 降解则十分微弱。不同于文献中的启动特点,本试验中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 被同步去除,计量比基本接近于厌氧氨氧化反应的理论值,并未出现高效的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除,即没有强烈的菌体自溶现象。分析原因可能是经过间歇曝气的培养,反应器中缺氧微生物比例提升,而好氧微生物相对减少,因此污泥对缺氧环境的适应能力更强。其次,由于生物膜对环境的变化具有缓冲作用,降低了反应器由于进水水质及运行条件变化所带来的影响,没有出现明显的菌体自溶现象。

为减少水力冲击导致的污泥流失,通过减少进水流量从而降低了进水负荷。经过约 33 d 的适应阶段,反应器的去除速率开始提升。其中第 125 天,由于反应器底部进水管堵塞,在修复过程中部分絮体污泥发生了流失,导致反应器的去除速率受到影响,经过约 5 d 的恢复,去除负荷开始恢复和提升。

若以容积去除负荷达到 $0.5 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 作为判定标准,反应器在第 123 天实现了成功启动。若不计挂膜阶段的时间,即直接以硝化生物膜启动 Anammox 反应器,其实际启动时间仅为 83 d。

3 结论

① 经过 40 d 的挂膜运行和 46 d 的间歇曝气,反应器在第 123 天成功启动。若不计挂膜阶段的时间,实际启动时间仅为 83 d。实际上在第 77 天,即仅经过 37 d 的间歇曝气,反应器中厌氧氨氧化对 TN 的去除负荷就超过了 $0.5 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。间歇曝气有利于厌氧氨氧化菌的快速富集,从而有利于利用活性污泥快速启动 Anammox 反应器。

② 间歇曝气实现厌氧氨氧化快速启动的主要原因在于:反应器中总生物量的提升、FA 对 NOB 的抑制、生物膜对氧传质的阻碍等。

③ 利用 SNAD 生物膜反应器进行 Anammox 启动,由于反应器已经具有较强的 Anammox 活性,反应器中微生物对缺氧环境的适应性也更强,加之生物膜的缓冲作用,不易出现强烈的菌体自溶现象。并且通过驯化培养,反应器的 Anammox 性能能够快速提升。

参考文献:

[1] Tsushima I, Ogasawara Y, Kindaichi T, *et al.* Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (an-

mox) biofilm reactors [J]. *Water Res*, 2007, 41 (8): 1623 - 1634.

[2] Penton C R, Devol A H, Tiedje J M. Molecular evidence for the broad distribution of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in freshwater and marine sediments [J]. *Appl Environ Microbiol*, 2006, 72 (10): 6829 - 6832.

[3] 黄鹏飞, 张锦耀, 秦玉洁, 等. 高流速启动 ANAMMOX - UASB 反应器及其脱氮特性 [J]. *中国给水排水*, 2014, 30 (17): 9 - 13.

Huang Pengfei, Zhang Jinyao, Qin Yujie, *et al.* Start-up of ANAMMOX/UASB reactor with high rate and its nitrogen removal performance [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30 (17): 9 - 13 (in Chinese).

[4] 汪瑶琪, 张敏, 姜滢, 等. 厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征 [J]. *环境科学*, 2017, 38 (12): 5184 - 5191.

Wang Yaoqi, Zhang Min, Jiang Ying, *et al.* Start-up and characteristics of the microbial community structure of ANAMMOX [J]. *Environmental Science*, 2017, 38 (12): 5184 - 5191 (in Chinese).

[5] Zhang S H, Zheng P, Hua Y M. Anammox transited from denitrification in upflow biofilm reactor [J]. *Journal of Environmental Science*, 2004, 16 (6): 1041 - 1045.

[6] 阎刚, 李田, 徐乐中, 等. 基于不同接种污泥复合型厌氧氨氧化反应器的快速启动特征 [J]. *环境科学*, 2017, 38 (10): 4324 - 4331.

Lü Gang, Li Tian, Xu Lezhong, *et al.* Quick start-up performance of combined ANAMMOX reactor based on different inoculated sludge types [J]. *Environmental Science*, 2017, 38 (10): 4324 - 4331 (in Chinese).

[7] 郑照明, 李军, 杨京月, 等. 不同 C/N 比和碳源种类条件下的 SNAD 生物膜脱氮性能 [J]. *中国环境科学*, 2017, 37 (4): 1331 - 1338.

Zheng Zhaoming, Li Jun, Yang Jingyue, *et al.* The nitrogen removal performance of the SNAD biofilm with different C/N ratios and carbon source [J]. *China Environmental Science*, 2017, 37 (4): 1331 - 1338 (in Chinese).

[8] Zheng Z, Li J, Ma J, *et al.* Inhibition factors and kinetic model for ammonium inhibition on the anammox process of the SNAD biofilm [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, 53: 60 - 67.

[9] Zheng Z, Li Y, Li J, *et al.* Effects of carbon sources, COD/ $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ratios and temperature on the nitrogen removal performance of the simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) biofilm [J].

- Water Sci Technol, 2017, 75(7): 1712 – 1721.
- [10] Rathnayake R M L D, Song Y, Tumendelger A, *et al.* Source identification of nitrous oxide on autotrophic partial nitrification in a granular sludge reactor[J]. Water Res, 2013, 47(19): 7078 – 7086.
- [11] Blackburne R, Yuan Z, Keller J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor[J]. Biodegradation, 2008, 19(2): 303 – 312.
- [12] Park S, Bae W. Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid[J]. Process Biochem, 2009, 44(6): 631 – 640.
- [13] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched *Nitrosomonas* culture [J]. Biotechnol Bioeng, 2006, 95(5): 830 – 839.
- [14] Fernandez I, Dosta J, Fajardo C, *et al.* Short- and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process[J]. J Environ Manage, 2012, 95: 170 – 174.
- [15] Waki M, Tokutomi T, Yokoyama H, *et al.* Nitrogen removal from animal waste treatment water by anammox enrichment[J]. Bioresour Technol, 2007, 98(14): 2775 – 2780.
- [16] Tang C, Zheng P, Mahmood Q, *et al.* Effect of substrate concentration on stability of anammox biofilm reactors [J]. Journal of Central South University of Technology, 2010, 17(1): 79 – 84.
- [17] Katsogiannis A N, Kornaros M, Lyberatos G. Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pairs [J]. Water Sci Technol, 2003, 47(11): 53 – 59.
- [18] Kornaros M, Marazioti C, Lyberatos G. A pilot scale study of a sequencing batch reactor treating municipal wastewater operated via the UP-PND process[J]. Water Sci Technol, 2008, 58(2): 435 – 438.
- [19] Kornaros M, Dokianakis S N, Lyberatos G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances[J]. Environ Sci Technol, 2010, 44(19): 7245 – 7253.
- [20] 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 Yingcui, Gao Dawen, Tao Yu, *et al.* Start-up of anammox in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) [J]. China Environmental Science, 2012, 32(5): 843 – 849 (in Chinese).



作者简介: 李军(1964 –), 男, 山东淄博人, 博士, 教授, 主要研究方向包括污水生物处理技术、污泥资源化、河湖污染治理与修复等。

E-mail: jgljun@bjut.edu.cn

收稿日期: 2017 – 11 – 25

科学防御水旱灾害, 有效促进人水和谐