

中试厌氧氨氧化反应器的启动与调控

唐崇俭¹, 郑平¹, 陈建伟¹, 陈小光¹, 周尚兴², 丁革胜²

1 浙江大学环境工程系, 杭州 310029

2 浙江蜜蜂集团, 义乌 322002

摘要: 研究了中试厌氧氨氧化(Anaerobic ammonium oxidation, Anammox)反应器的启动性能。结果表明, 以硝化反硝化污泥、短程硝化污泥、厌氧絮体污泥和厌氧颗粒污泥混合接种, 经过 255 d 的运行, 可在常温下 (5 °C~27 °C) 成功启动中试 Anammox 反应器, 反应器的基质氮去除速率可达 1.30 kg/(m³·d)。厌氧氨氧化是致碱反应, 厌氧氨氧化成为反应器内的主导反应后, 进水 pH 宜控制在厌氧氨氧化适宜范围的偏低水平(6.8 左右)。亚硝酸盐既是 Anammox 菌的基质, 也是抑制剂, 控制进水亚硝酸盐浓度 (13~36 mg/L) 有助于厌氧氨氧化反应。菌种是生物反应器的功能之源, 向中试装置投加少量厌氧氨氧化污泥(投加比 2%), 可大大加速中试 Anammox 反应器的启动进程。

关键词: 中试厌氧氨氧化反应器, 启动, 调控

Start-up and process control of a pilot-scale Anammox bioreactor at ambient temperature

Chongjian Tang¹, Ping Zheng¹, Jianwei Chen¹, Xiaoguang Chen¹, Shangxing Zhou², and Gesheng Ding²

1 Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China

2 Zhejiang Mifeng Group Ltd, Yiwu 322002, China

Abstract: Start-up and process control of a pilot-scale anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) bioreactor were studied at ambient temperature. Inoculated with a mixture of nitrification-denitrification sludge, nitritation sludge, anaerobic floc sludge and anaerobic granular sludge, the pilot-scale Anammox bioreactor was successfully started up within 255 days at 5°C–27°C. The nitrogen removal rate reached 1.30 kg/(m³·d). Three facets were taken into account to facilitate the process initiation. First, in terms of alkalization in Anammox, influent pH was kept at about 6.8. Besides, nitrite concentration was kept as low as 13–36 mg/L. Finally, 2% (volumetric ratio) of Anammox sludge from lab-scale bioreactors was supplemented to the pilot-scale one.

Keywords: pilot-scale anammox bioreactor, start-up, control strategy

在全国“一控双达标”行动后, 废水有机污染得到有效控制, 氮磷污染上升为主要环境问题^[1]。根

据中国环境质量公报, 2006 年我国氨氮排放量高达 141.3 万吨。全国地表水氨氮超标现象普遍存在, 所

Received: September 24, 2008; **Accepted:** December 25, 2008

Supported by: National High-tech Research and Development Program of China (No. 2006AA06Z332), National Natural Science Foundation of China (No. 30770039).

Corresponding author: Ping Zheng. Tel: +86-571-86971709; Fax: +86-571-86971709; E-mail: pzheng@zju.edu.cn

国家“863 计划”(No. 2006AA06Z332), 国家自然科学基金项目(No. 30770039)资助。

致的水体富营养化十分严重, 氮污染控制已成为当前亟待解决的重大环保课题^[1]。

厌氧氨氧化(Anaerobic ammonium oxidation, Anammox)是一种新型生物脱氮技术^[1-5]。据文献报道, 实验室小试的Anammox反应器基质氮去除速率最高达 $26.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ^[6]; 世界上第一个生产性Anammox反应器启动于2002年, 用于处理厌氧消化污泥压滤液, 基质氮去除速率最高达 $9.5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ^[3]。Anammox工艺的效能大大突破了传统硝化-反硝化生物脱氮工艺, 受到了环境工程界的高度关注^[1-8]。但是, 厌氧氨氧化菌的倍增时间很长(11 d), 细胞产率极低($0.11 \text{ gVSS}/\text{gNH}_4^+-\text{N}$)^[1,9], 导致Anammox反应器的启动过程十分缓慢, 上述第一个生产性Anammox反应器的启动过程长达3.5年^[3], 已成为该工艺推广应用的巨大障碍。

唐崇俭等^[10]借鉴荷兰第一个生产性Anammox反应器成功启动的经验, 提出了“小试-中试-生产性装置”的“逐级菌种扩大”模式, 以推动Anammox工艺的工程应用。本课题组在常温下采用常规污泥成功启动了中试规模的Anammox反应器, 为其生产性应用打下了良好基础。以下为中试Anammox反应器的启动过程与调控对策。

1 材料和方法

1.1 试验废水

试验采用模拟废水, 其组成(g/L)为: KH_2PO_4 0.01, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.0056, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.3, KHCO_3 1.25; 微量元素浓缩液 I、II 各 1.25 mL/L。微量元素浓缩液 I 的成分(g/L)为^[11]: EDTA 5, FeSO_4 5; 微量元素浓缩液 II 的成分(g/L)为: EDTA 15, H_3BO_4 0.014, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.99, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.25, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.43, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.19, $\text{NaSeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 0.21, $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.22。 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 NaNO_2 提供, 浓度按需配制, pH 采用工业盐酸调控。所用药品均为工业级。

1.2 试验装置

中试装置采用高效厌氧氨氧化反应器(专利号: ZL200720110251.0, 图 1)^[12], 由不锈钢制成, 总容积 2.5 m^3 , 反应区的内径为 0.8 m , 高 1.8 m 。废水通过磁力泵连续泵至反应器底部, 在上升运动中由Anammox菌转化成氮气, 氮气从反应器顶部的气室引出, 净化水从反应器上部的溢流堰排放。

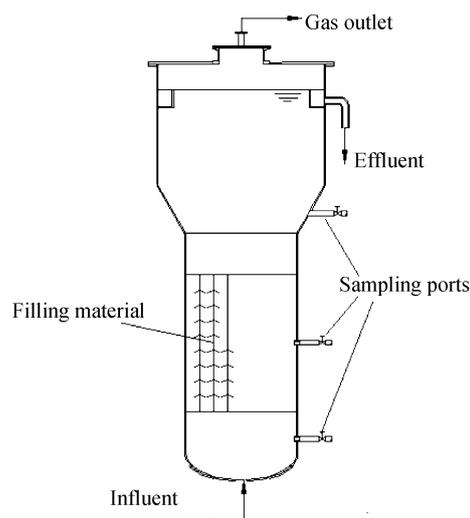


图 1 中试 Anammox 反应器图示

Fig. 1 Schematic diagram of pilot-scale Anammox reactor systems.

1.3 接种污泥

接种污泥分别取自某集团公司的 A/O 池(硝化反硝化污泥^[13])、短程硝化 SBR 池(短程硝化污泥^[14])、新型生物脱氮装置(厌氧絮体污泥)以及某造纸厂 IC 反应器(厌氧颗粒污泥), 其主要的理化指标列于表 1。

表 1 4 种接种污泥的理化性状

Table 1 Some physical and chemical characteristics of the four seeding sludges

Seeding sludge	SS (g/L)	VSS (g/L)	SS/VSS	Diameter (mm)
Nitrification-denitrification sludge	30.2	19.3	0.64	—
Nitritation sludge	19.4	14.0	0.71	—
Anaerobic floc sludge	18.3	14.1	0.77	—
Anaerobic granular sludge	51.2	43.5	0.85	1~3

1.4 测定项目与方法

氨氮: 水杨酸-次氯酸盐光度法^[15]; 亚硝氮: N-(1-萘基)-乙二胺光度法^[15]; 硝氮: 紫外分光光度法^[15]; pH 值: pHS-9V 型酸度计; 温度: 水银温度计; SS、VSS: 重量法^[15]。

2 结果

2.1 接种污泥的筛选

菌种是生物反应器的核心, 接种污泥的选择对Anammox反应器的启动和运行极为重要^[10]。在本课题中, 对接种污泥的选用采取了就近原则。由于中

试验场拥有生物脱氮系统^[13,14], 在启动中试 Anammox 反应器之前, 本课题对该生物脱氮系统的几种污泥进行了实验室小试 Anammox 反应器的接种启动试验。

在接种污泥的筛选试验中, 主要操作条件为 30°C~35°C, 进水 pH 6.8, HRT 10~20 h。用 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的同时消失以及 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达到 50% 作为判据, 评价各接种污泥用作 Anammox 反应器接种物的有效性。几种污泥启动 Anammox 反应器的性能如图 2 所示。

由图 2 可知, 以 4 种污泥作为接种物, 均可成功启动实验室 Anammox 反应器。对比发现, 采用短程硝化污泥和硝化反硝化污泥启动时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达到 50% 所需的时间分别为 40 d 和 38 d, 短于采用厌氧絮体污泥(63 d)和厌氧颗粒污泥(62 d)作为接种物所需的时间。

综合小试结果并考虑试验现场接种污泥的可获得程度, 确定中试 Anammox 反应器的污泥接种为: 50%短程硝化污泥(取自短程硝化 SBR 池); 20%硝化反硝化污泥(取自 A/O 池); 20%厌氧絮体污泥(取自新型生物脱氮装置); 10%厌氧颗粒污泥(取自某造纸集团 IC 反应器)。

2.2 中试系统的启动

中试系统于 2007 年 10 月 21 日建成, 10 月 22 日投加接种污泥启动(记为中试反应器启动阶段的第 1 天)。控制反应器 HRT 为 13.7 h, 其启动性能如图 3~5 所示。

中试装置采用常温运行, 启动过程中的水温变化如图 6 所示。启动的前 4 个月(2007 年 10 月~2008 年 1 月), 月平均水温由 23.5°C 降低为 9.1°C; 之后逐渐升高, 至 2008 年 5 月, 平均水温升高为 24.0°C。由图 4 可知, 启动初期反应器没有厌氧氨氧化功能, 运行至第 207~214 天(对应于 2008 年 5 月 15 日至 5 月 22 日), 反应器的平均 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 13%。第 215 天(对应于 2008 年 5 月 23 日), 反应器进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别为 73 和 75 mg/L, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度分别为 36、25 和 6 mg/L; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和总基质($\text{NH}_4^+\text{-N}+\text{NO}_2^-\text{-N}$) 去除率分别为 51%、67%和 59%, 之后脱氮效能较为稳定, 反应器内呈现出明显的厌氧氨氧化现象。第 255 天(对应于 2007 年 7 月 2 日, 该月平均水温为

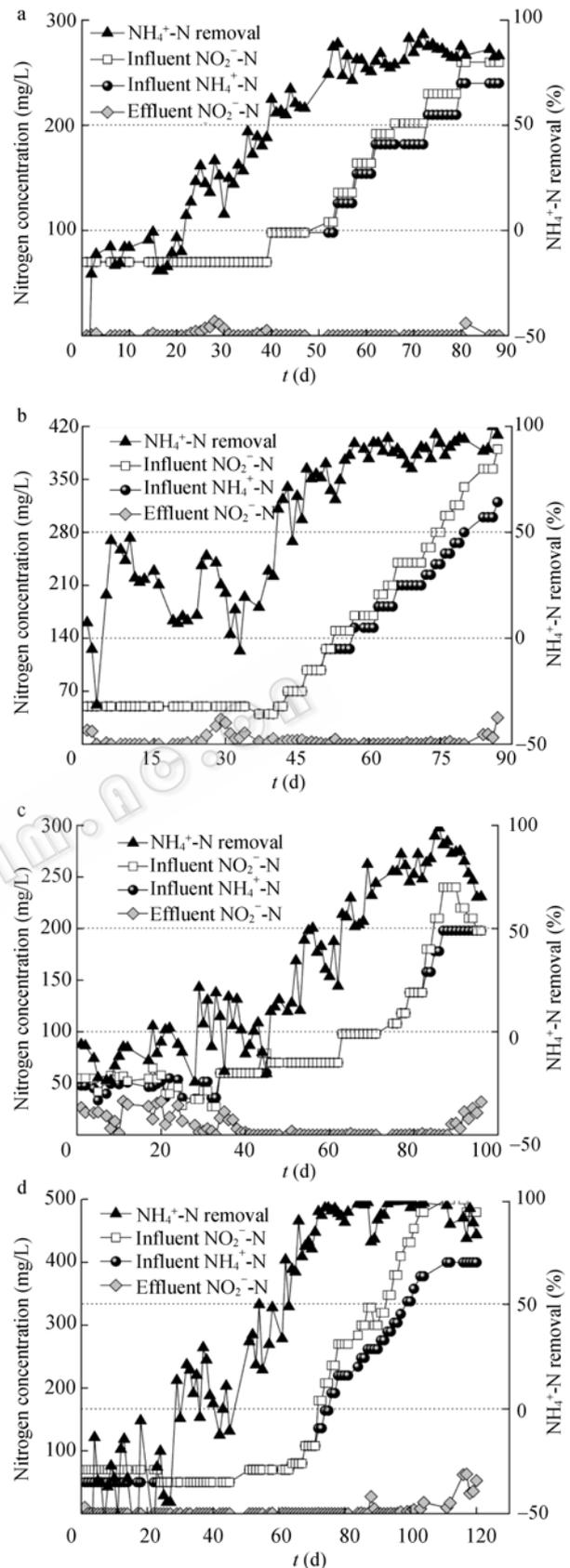


图 2 几种污泥用作接种物的启动性能

Fig. 2 Performance of Anammox reactors started up with different sludges. (a) Nitritation sludge. (b) Nitrification-denitrification sludge. (c) Anaerobic floc sludge. (d) Anaerobic granular sludge.

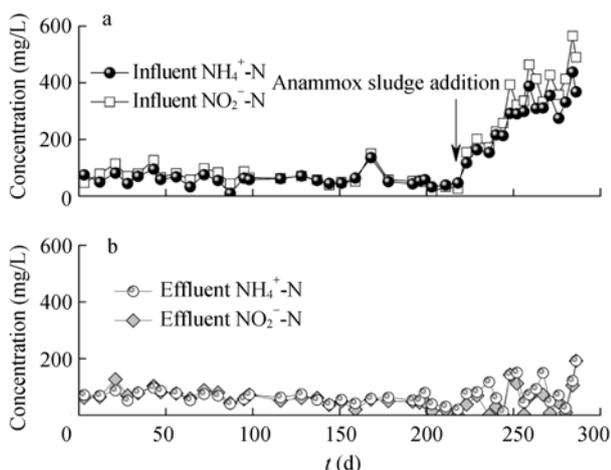


图3 中试 Anammox 反应器启动过程中浓度的变化
Fig. 3 Concentration profile of the pilot-scale Anammox reactor during start-up.

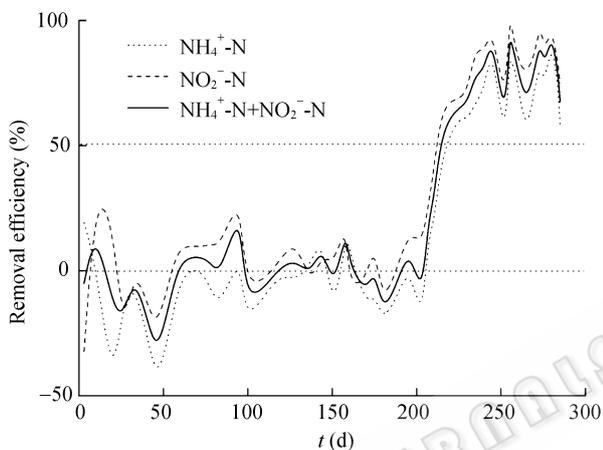


图4 中试 Anammox 反应器启动过程中基质去除率的变化
Fig. 4 Profile of nitrogen removal efficiency of the pilot-scale Anammox reactor during start-up.

26.9°C, 图 6), 反应器进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别提升至 299 和 336 mg/L(图 3), 容积氮负荷为 $1.11 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ (图 5), 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度分别为 49、6 和 41 mg/L(图 3); $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和总基质去除率分别为 84%、98%和 91%(图 4); 基质氮去除速率为 $1.02 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ (图 5), 高于该中试反应器的设计负荷 $0.50\sim 1.00 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。之后, 反应器的脱氮性能较为稳定(图 3~5), 据此判定反应器启动成功。

2.3 启动过程的调控

与小试 Anammox 反应器的启动过程(38~63 d)相比, 中试装置显现厌氧氨氧化所需的时间(215 d)要长得多。由于两者所用的接种污泥与模拟废水相同, 上述差异主要归结于环境条件, 特别是温度的

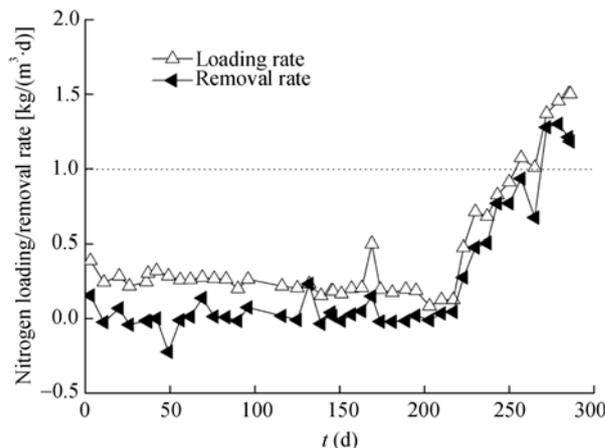


图5 中试 Anammox 反应器的脱氮性能
Fig. 5 Profile of nitrogen loading/removal rate of the pilot-scale Anammox reactor during start-up.

不同。小试 Anammox 反应器置于恒温室中运行, 水温保持为 $30^\circ\text{C}\sim 35^\circ\text{C}$, 处于厌氧氨氧化菌生长的最适温度范围($30^\circ\text{C}\sim 40^\circ\text{C}$)^[1]; 而中试 Anammox 反应器置于常温下运行, 温度不仅偏低而且波动, 不利于厌氧氨氧化菌的生长^[16,17]。除了温度, 本课题以实验室小试装置的操作为模式, 对中试 Anammox 反应器的启动过程进行了调控试验。

2.3.1 pH 控制

pH 是影响 Anammox 反应器启动性能的重要参数^[1]。中试 Anammox 反应器的进出水 pH 变化如图 7 所示。

厌氧氨氧化是一个致碱反应, 反应会造成 pH 升高。在本课题中, 前 207 d 没有调控中试反应器的进水 pH, 进水 pH 大多在 8~8.74 之间, 出水 pH 与进水 pH 相差不大(图 7)。从实验室小试结果看, 进水 pH 宜控制在 6.8 左右, 因此从第 208 天开始, 将中试反应器的进水 pH 调控为 6.4~7.5(图 7)。第 207~214 天, 反应器出现厌氧氨氧化, 至第 215 天, 反应器 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达 51%。反应器显现厌氧氨氧化后, 出水 pH 明显高于进水 pH, 达 8~8.91。

对比图 3 和图 2 可知, 在实验室小试装置中, 即使没有发生厌氧氨氧化, 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度基本上为 0(图 2), 表明反应器内存在反硝化作用^[18], 出水 pH(8~8.3)高于进水 pH(6.8)。而在中试反应器中, 在显现厌氧氨氧化前, 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度基本与进水浓度持平, 表明反应器内的反硝化作用不强, 出水 pH 与进水 pH 相当。在此阶段不必考虑反硝化所致的 pH 升高的影响。

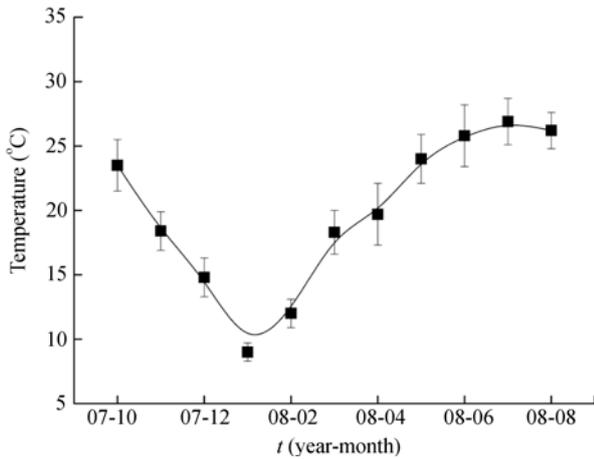


图6 启动阶段的月平均水温变化

Fig. 6 Water temperature variation during the start-up of pilot-scale Anammox reactor.

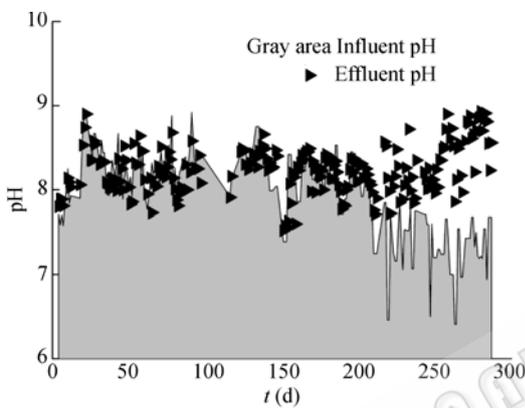


图7 中试 Anammox 反应器进出水 pH 的变化

Fig. 7 Profile of influent and effluent pH value of pilot-scale Anammox reactor during start-up.

2.3.2 基质浓度控制

亚硝酸盐是厌氧氨氧化菌的基质,同时也是抑制剂;浓度过高时,会抑制厌氧氨氧化菌的生长^[16]。图2表明,除采用厌氧絮体污泥(图2c)启动外,当 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率低于或等于0时,反应器出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度也大多为零。在以硝化反硝化污泥启动的反应器中(图2b),第26~33天出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度上升为10~33 mg/L,相应的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率降低为4.4%±11.6%(最低为-6.6%),表明厌氧氨氧化菌受到了 NO_2^- 的抑制。

由于中试反应器内的反硝化作用较弱,对 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的转化能力几乎为0。第1~200天,反应器进出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度均维持在50~150 mg/L。第201~214天,将进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度降低为13~36 mg/L,

出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度相应降低为5~26 mg/L。第207~214天,反应器的平均 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为13%,第215天, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达51%,反应器呈现明显的厌氧氨氧化。此后,随着进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度的提高,厌氧氨氧化作用逐步增强。

2.3.3 菌种流加

反应器的效能在某种程度上取决于菌种的活性和数量。为了缩短中试反应器的启动时间,本研究于2008年5月22日(第214天)投加了实验室小试装置培育的厌氧氨氧化污泥,共计20 L(VSS为14.15 g/L,比污泥活性为0.07 g N/(gVSS·h))(图3-图5)。第215天,中试反应器立即呈现厌氧氨氧化功能。从污泥投加量看,所添加的厌氧氨氧化菌不足以产生如此大的功效。这个现象表明,经过200多天的运行,反应器内已积累一定数量的厌氧氨氧化菌,只是由于某些因素的限制而不能显现厌氧氨氧化功能。投加高活性厌氧氨氧化污泥,带动了中试反应器内厌氧氨氧化菌的代谢作用,强化了反应器的脱氮功能。

3 讨论

3.1 温度的影响

温度是影响厌氧氨氧化菌生长和代谢的重要环境条件^[1,16,17]。厌氧氨氧化反应的最适温度范围为30°C~40°C^[1]。温度低于厌氧氨氧化菌的最适生长温度时,厌氧氨氧化活性下降^[16,17]。据Isaka等^[16,17]报道,水温为37°C时,基质氮去除速率为11.8 kg/(m³·d),水温下降到20°C~22°C时,基质氮去除速率降低为8.1 kg/(m³·d),水温进一步下降到6°C时,基质氮去除速率降低为0.36 kg/(m³·d)。显然,低温对Anammox反应器的启动具有明显的负效应。

生物反应的温度效应可用Arrhenius方程表征(式1)^[19]。对于厌氧氨氧化,在允许的温度范围内,温度越低,反应速率越低。

$$k = Ae^{-\frac{E_a}{RT}} \quad (1)$$

其中, k 为反应速率常数; A 为频率因子; E_a 为活化能; R 为气体常数; T 为绝对温度。

在废水生物处理中,活化能的取值范围通常为8.37~83.68 kJ/mol^[1]。由表2可知,厌氧氨氧化的活化能(E_a)高达93~94 kJ/mol,反应较难进行,且受温度变化的影响很大。提高温度有利于加速反应^[1]。

表 2 厌氧氨氧化反应的活化能

Table 2 Apparent activation energy of Anammox bacteria

E_a (kJ/mol)	Temperature (°C)	References
70	20-43	[9]
94	6-22	[17]
93	22-28	[17]

鉴于此,在厌氧氨氧化工艺的推广应用,宜遵循先易后难的原则,可首先考虑将厌氧氨氧化工艺应用于有温度资源的场合,再探索低温厌氧氨氧化工艺,逐步拓展该工艺的应用范围。许多含氨废水因生产或前处理过程加热而有温度资源可以利用,如消化污泥压滤液的温度为 $30^{\circ}\text{C}\sim 35^{\circ}\text{C}$ ^[3],世界上第一个生产性厌氧氨氧化反应器已经成功应用于这类废水的处理。某味精企业采用蒸发浓缩工艺从离子交换废水中回收利用硫酸铵,排放的综合废水温度也可维持在 30°C 左右^[14],适宜应用厌氧氨氧化工艺进行生物脱氮。

3.2 pH 的影响

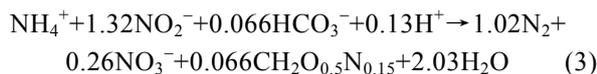
在 Anammox 反应器的运行过程中, pH 是一个重要的控制参数^[1]。pH 对厌氧氨氧化过程的影响主要来自于它对 Anammox 菌和有效基质的影响^[1]。

Anammox 菌的最适生长 pH 范围为 $6.70\sim 8.30$ ^[20], pH 过高或过低均不利于 Anammox 菌的生长。在中试装置的启动过程中,前 207 d 内没有控制进水 pH,反应器出水 pH 基本上与进水持平。从第 207 天开始,将进水 pH 调至 $6.4\sim 7.5$,中试装置逐渐显现厌氧氨氧化并成为主导反应,反应器出水 pH 也逐渐超过进水 pH(图 7),达 $8\sim 8.91$ 。由于厌氧氨氧化反应是一个致碱反应,可导致反应器 pH 升高,因此需加以调控,否则会使 pH 超出厌氧氨氧化菌的最适生长范围,不利于反应器运行。

理论上,氨与亚硝酸盐的化学反应为^[1]:



反应过程没有涉及质子的产生或消耗,不会引起 pH 变化。实测的厌氧氨氧化反应式为^[20]:



对比式(2)、式(3)可知,在进行厌氧氨氧化反应时, Anammox 菌将部分亚硝酸盐氧化成 0.26 mol 硝酸盐的同时,消耗了 0.13 mol 的质子,导致反应液 pH 升高。由于硝酸盐的产生与 Anammox 菌的细胞产率具有一定的相关性^[1],因此,在反应器内厌氧

氨氧化成为主导反应时,出水 pH 升高可用于指示 Anammox 菌的生长。在本中试装置中,反应器没有显现厌氧氨氧化前,其中的生物反应(如反硝化、厌氧氨氧化)速率较低,反应器进出水 pH 基本上不变。反应器显现厌氧氨氧化后,反应器出水 pH 明显高于进水 pH(图 7)。

3.3 菌种流加的影响

Anammox 菌产率很低,倍增时间很长,对环境条件敏感。在本试验中,反应器运行长达 200 多天后,仍然未见厌氧氨氧化现象。向中试装置一次性投加实验室小试培养的厌氧氨氧化污泥,可立即引发反应器的厌氧氨氧化功能。相对于中试装置内的污泥量,投加的厌氧氨氧化污泥为数不多(污泥投加比约为 2%),但菌种投加效应显著。有关该效应的机理,有待深入研究。

4 结论

1) 味精废水 A/O 池污泥(硝化反硝化污泥)、短程硝化 SBR 池污泥(短程硝化污泥)、新型生物脱氮装置污泥(厌氧絮体污泥)以及造纸废水 IC 反应器污泥(厌氧颗粒污泥)皆可作为接种物,成功启动 Anammox 反应器。

2) Anammox 反应器可在常温下成功启动,容积氮负荷为 $1.50\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,基质氮去除速率为 $1.30\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。中试 Anammox 反应器在常温下的启动时间长达 255 d,远远长于同类小试 Anammox 反应器。提高温度可加快启动进程,缩短启动时间。

3) 厌氧氨氧化是一个致碱反应,控制进水 pH 有助于厌氧氨氧化进行;亚硝酸既是厌氧氨氧化的基质,也是抑制剂,控制进水基质浓度有助于厌氧氨氧化菌生长;菌种是生物反应器的核心,菌种流加有助于主导反应的确立。

REFERENCES

- [1] Zheng P, Xu XY, Hu BL. Novel Biological Nitrogen Removal: Theory and Technology. Beijing: Science Press, 2004.
郑平,徐向阳,胡宝兰.新型生物脱氮理论与技术.北京:科学出版社,2004.
- [2] Fux C, Boehler M, Huber P, *et al.* Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in

- a pilot plant. *J Biotechnol*, 2002, **99**(3): 295–306.
- [3] van der Star WRL, Abma WR, Blommers D, *et al.* Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experience from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Res*, 2007, **41**(18): 4149–4163.
- [4] Liang Z, Liu JX. Landfill leachate treatment with a novel process: *Anaerobic ammonium* oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system. *J Hazard Mater*, 2008, **151**(1): 202–212.
- [5] Mulder A, van de Graaf AA, Robertson LA, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol Ecol*, 1995, **16**(3): 177–184.
- [6] Tsushima I, Ogasawara Y, Kindaichi T, *et al.* Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors. *Water Res*, 2007, **41**(8): 1623–1634.
- [7] Liao DX, Wu YM, Li XM, *et al.* Nitritation-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater. *Environ Sci*, 2006, **27**(9): 1776–1780.
廖德祥, 吴永明, 李小明, 等. 亚硝化-厌氧氨氧化联合工艺处理高含氮废水的研究. *环境科学*, 2006, **27**(9): 1776–1780.
- [8] Yang Y, Zuo JE, Quan ZX, *et al.* Analysis of the species group of anaerobic ammonium oxidation sludge in UASB reactors. *Chin Environ Sci*, 2006, **26**(1): 52–56.
杨洋, 左剑恶, 全哲学, 等. UASB 反应器中厌氧氨氧化污泥的种群分析. *中国环境科学*, 2006, **26**(1): 52–56.
- [9] Strous M, Fuerst JA, Kramer EH, *et al.* Missing lithotroph identified as new *planctomycete*. *Nature*, 1999, **400**(6743): 446–449.
- [10] Tang CJ, Zheng P, Zhang L. Seeding sludge and start-up strategy for Anammox bioreactors. *China Water & Wastewater*, 2008, **24**(14): 15–20.
唐崇俭, 郑平, 张蕾. 厌氧氨氧化反应器的接种污泥和启动策略. *中国给水排水*, 2008, **24**(14): 15–20.
- [11] van de Graaf AA, De Bruijn P, Robertson LA, *et al.* Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology (UK)*, 1996, **142**(8): 2187–2196.
- [12] Zheng P, Chen XG, Tang CJ, *et al.* A type of high-rate Anammox bioreactor: China Patent, ZL200720110251.0, 2008-5-14.
郑平, 陈小光, 唐崇俭, 等. 高效厌氧氨氧化反应器: 中国专利 ZL200720110251.0. 2008-5-14.
- [13] Tang CJ, Zheng P, Hong ZF, *et al.* Research and application on treatment of monosodium glutamate-containing wastewater. *Food Ferm Ind*, 2007, **33**(9): 74–78.
唐崇俭, 郑平, 洪正昉, 等. 味精废水处理工艺的研究与应用. *食品与发酵工业*, 2007, **33**(9): 74–78.
- [14] Tang CJ, Zheng P, Yu Y, *et al.* Performance of a full-scale monosodium-glutamate wastewater treatment with SHARON process. *Acta Sci Circumst*, 2008, **28**(11): 2228–2235.
唐崇俭, 郑平, 余燚, 等. 味精废水短程硝化工艺的运行性能. *环境科学学报*, 2008, **28**(11): 2228–2235.
- [15] China Bureau of Environmental Protection. Methods for Monitor and Analysis of Water and Wastewater. 4th Ed. Beijing: China Press of Environmental Science, 2002.
国家环保局. 水和废水监测分析方法. 第 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [16] Isaka K, Sumino T, Tsuneda S. High nitrogen removal performance at moderately low temperature utilizing anaerobic ammonium oxidation reactions. *J Biosci Bioeng*, 2007, **103**(5): 486–490.
- [17] Isaka K, Date Y, Kimura Y, *et al.* Nitrogen removal performance using anaerobic ammonium oxidation at low temperatures. *FEMS Microbiol Lett*, 2008, **282**(1): 32–38.
- [18] Wang JL, Kang J. The characteristics of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) by granular sludge from an EGSB reactor. *Proc Biochem*, 2005, **40**(5): 1973–1978.
- [19] Zheng P, Feng XS. Biotechnology for Wastes Treatment. Beijing: Higher Education Press, 2006.
郑平, 冯孝善. 废物生物处理. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [20] Strous M, Heijnen JJ, Kuenen JG, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Appl Microbiol Biotechnol*, 1998, **50**(5): 589–596.