

常温城市污水同步亚硝化-厌氧氨氧化研究

王俊安, 李冬, 田智勇, 张杰, 朱兆亮, 付昆明

(北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124)

摘要:在常温 14.7~24.7℃条件下,以城市生活污水为研究对象,采用 SBR 反应器,通过调整曝气量控制 DO 浓度为 0.05~0.30 mg/L,进行了同步亚硝化-厌氧氨氧化试验.结果表明,SBR 活性污泥反应器可以在常温条件下实现城市污水氨氮的同步亚硝化-厌氧氨氧化反应;DO 可以作为其反应终点的指示参数,本试验确定为 1 mg/L;在 SBR 探索试验中, NH_4^+ -N 消耗速率为 0.164~0.218 kg/(m³·d), NO_3^- -N 产生速率为 0.026~0.036 kg/(m³·d),TN 脱除速率为 0.124~0.194 kg/(m³·d),去除效率为 65%~75%;在 SBR 改进试验中,分别通过提高温度、增设非曝气运行时段和增加厌氧氨氧化菌生物量 3 个途径,避免了亚硝酸盐的积累,TN 去除效率提高至 77%~88%.考虑到脱氮速率和实际的工程应用条件,认为增加厌氧氨氧化菌的生物量是提高 SBR 反应器脱氮效能的优选途径.

关键词:亚硝化;厌氧氨氧化;常温;城市污水

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2009)07-2001-06

Research on CANON Process for Municipal Sewage in Room Temperature

WANG Jun-an, LI Dong, TIAN Zhi-yong, ZHANG Jie, ZHU Zhao-liang, FU Kun-ming

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: In the room temperature 14.7-24.7℃, simultaneous nitrification-ANAMMOX (CANON) process for municipal sewage was tested by SBR while the DO was controlled between 0.05 and 0.30 mg/L. As a result, the research shows that CANON process can be applied to the nitrogen treatment of municipal wastewater in room temperature by SBR. DO can be regarded as the indication parameter of reaction terminal, and 1 mg/L has been confirmed in the experiment. In the exploring SBR experiments, the consumption velocity of NH_4^+ -N was 0.164-0.218 kg/(m³·d), the production velocity of NO_3^- -N was 0.026-0.036 kg/(m³·d), the removal velocity and efficiency of TN were 0.124-0.194 kg/(m³·d) and 65%-75% respectively. Additionally, in the improving SBR experiments, there were three methods for avoiding nitrite accumulation and increasing the nitrogen removal efficiency. They were improving temperature, adding non-aeration period of time and increasing the quantity of ANAMMOX bacteria. Therefore, the removal efficiency of TN was increased to 77%-88% through the three ways above. However, in view of the nitrogen removal velocity and the fact of engineering application condition, the third approach was the best to advance the general ability of ANAMMOX.

Key words: nitrification; ANAMMOX; room temperature; municipal sewage

厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX),是新发现的最为简捷的废水脱氮途径.它是指在厌氧条件下,ANAMMOX 菌以氨氮为电子供体,以亚硝酸盐氮为电子受体,将氨氮和亚硝酸盐氮同时转化成氮气^[1],以实现废水中氮素的脱除. ANAMMOX 途径是在短程硝化(nitrosification,亚硝化)基础上进行的生物自养脱氮,它与传统的硝化/反硝化脱氮工艺相比,具有耗氧量少、无需外加碳源、污泥产量低和无二次污染等众多优点,因此被视为最具可持续发展意义的生物脱氮工艺.

目前,有关 ANAMMOX 工艺的研究,主要是针对污泥消化回流液^[2]和垃圾渗滤液^[3,4]等高温高氨氮废水方面^[5],而对于常温低氨氮城市污水方面的研究尚鲜见报道.对于日益增长的大量城市污水而言,如果能通过 ANAMMOX 途径来进行脱氮处理,将大

大降低污水处理的能耗和成本.影响 ANAMMOX 反应的主要因素包括废水水质、pH 值、温度、DO 和生物量等.然而,从节能降耗的原则出发,结合城市污水自身的特点,通过控制 DO 来实现城市污水的亚硝化,并进行厌氧氨氧化生物脱氮,是最为理想的选择.本课题组采用 SBR 活性污泥法工艺,在常温限氧(DO=0.3 mg/L)条件下进行了城市污水稳定亚硝化的研究^[6].在此基础上,向反应器中接入 ANAMMOX 菌,通过控制反应器的曝气条件和 ANAMMOX 菌的生物量,对 SBR 活性污泥反应器常

收稿日期:2008-08-10;修订日期:2008-10-27

基金项目:城市水资源与水环境国家重点实验室开放课题项目(08UWQA08);河南省重大公益性科研项目;国家自然科学基金项目(50878003);北京市自然科学基金项目(8092006)

作者简介:王俊安(1981~),男,博士研究生,主要研究方向为社会用水健康循环原理与工程技术, E-mail: wangjunan @ emails. bjut. edu. cn

温同步亚硝化-厌氧氨氧化反应过程的参数变化规律和工艺改进途径进行深入研究,以期厌氧氨氧化工艺在城市污水处理与资源化中的应用提供技术支撑.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验采用 SBR 反应器,材质为有机玻璃,总体积 6.6 L,有效容积 5 L. 反应器内壁一旁设有曝气筒,其内径为 42 mm,上部设有三角堰,堰上水深 10 mm,底部与 SBR 反应器连通,容积占总有效容积的 5%. 曝气筒内置黏砂块曝气头,由转子流量计控制曝气量,曝气上升动力在曝气筒液流与主反应器局部液流之间形成内循环,并通过传质交换为反应器内处理水提供溶解氧. 反应器中安装搅拌器(搅拌叶片面积 $A = 1\,264\text{ mm}^2$, 转速 200 r/min)来进行混合,以加强传质效果. 通过调节曝气量、堰上水深和搅拌器转速,对反应器内 DO 浓度进行控制. SBR 试验装置如图 1 所示.

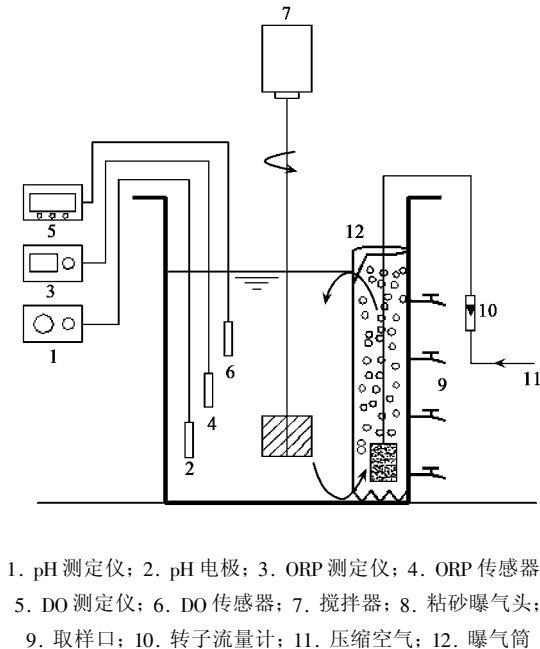


图 1 试验装置示意
Fig.1 Experimental apparatus

1.2 试验用水

试验用水为经过厌氧/好氧(A/O)生物除磷的二级处理出水,原水取自北京工业大学教工家属西区生活污水. 试验用水水质为: COD 50 ~ 60 mg/L; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 50 ~ 90 mg/L; $\text{NO}_2^- - \text{N} < 1\text{ mg/L}$; $\text{NO}_3^- - \text{N} < 1\text{ mg/L}$; $\text{TP} \leq 0.5\text{ mg/L}$; pH 为 7.50 ~ 8.00.

1.3 接种污泥

向以含亚硝酸细菌(AOB)为优势菌群的 SBR 活性污泥反应器中,接入常温城市污水培养条件下的 ANAMMOX 菌颗粒污泥 50 g(湿重). ANAMMOX 菌颗粒污泥为红褐色,平均粒径 2 ~ 5 mm,其实物照片如图 2 所示.

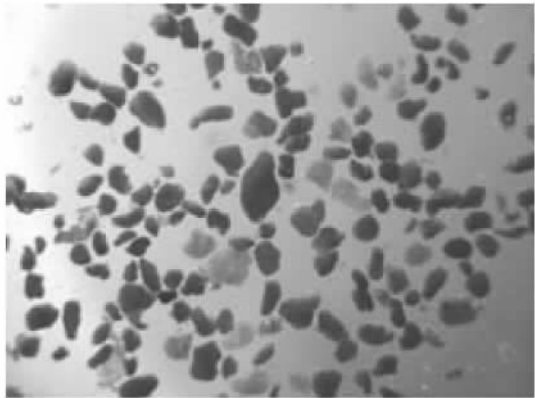


图 2 ANAMMOX 菌颗粒污泥数码照片
Fig.2 Digital photo of ANAMMOX bacteria granules

1.4 测定项目与方法

定时检测 SBR 反应器处理液中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 等的浓度,在线监测 DO、ORP、pH 和水温等参数. 其中, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用麝香草酚分光光度法; DO 和温度采用 WTW inoLab StirOx G 多功能溶解氧在线测定仪; pH 采用 OAKLON Waterproof pHTestr 10BNC 型 pH 测定仪; ORP 采用 OAKLON Waterproof ORPTestr 10 型 ORP 测定仪;其它指标均按国家环保局和美国环境总署发布的标准方法测定.

定期从反应器中取水样约 30 mL,静沉 5 min 后,取上清液约 15 mL,用中速滤纸过滤,待测. 静沉残液与污泥倒回反应器,并通过重物淹没排水法保持反应器内液位和曝气筒堰上水深不变. 图 3 为运行设备静置时的数码照片.

2 结果与分析

2.1 SBR 亚硝化-厌氧氨氧化探索试验

反应器中接入 ANAMMOX 颗粒污泥后,曝气量控制在 $0.008\text{ m}^3/\text{h}$ (DO 为 0.08 ~ 0.15 mg/L),平均温度为 17.0 ~ 19.4℃,反应器稳定运行 30 d,并进行了多组试验. 图 4 为一典型周期内 TN 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化情况.

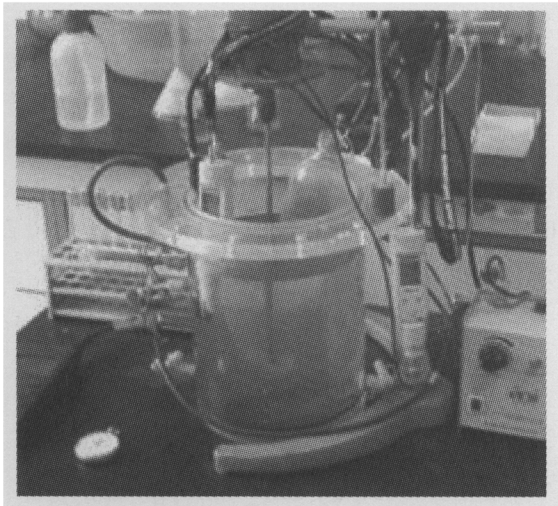


图 3 设备静置时数码照片

Fig.3 Digital photo of experiment apparatus in the unworking status

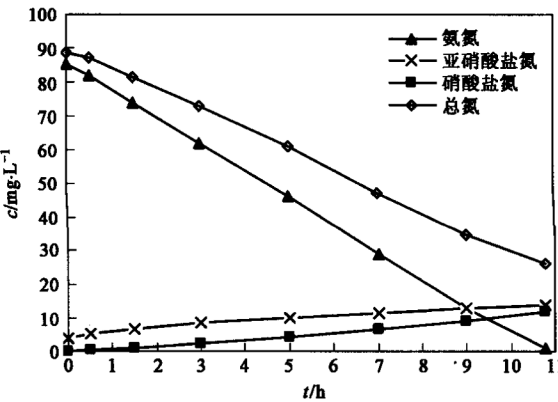


图 4 SBR 反应器典型运行周期内氮素浓度变化

Fig.4 Profiles of nitrogen in the SBR reactor of representative operation circle

在 SBR 试验周期中,氨氮被快速消耗,氨氮消耗速率为 $0.164 \sim 0.218 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,并相应产生一定量的硝酸盐,硝酸盐产生速率(以 N 计)为 $0.026 \sim 0.036 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,二者均随反应时间呈明显的线性关系. TN 浓度在不断减少,经计算其脱氮速率为 $0.124 \sim 0.194 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,去除效率为 $65\% \sim 75\%$,低于相关 CANON 工艺^[7](completely autotrophic nitrogen removal over nitrite, 单段自养氨氧化工艺)的理论值 88% . 由于在较低温度条件下运行, ANAMMOX 菌的活性受到一定程度的抑制,这就使得其与 AOB 的活性没有达到平衡,从而产生了明显的亚硝酸盐积累现象,该典型运行周期中亚硝酸盐氮浓度在反应始末之间增加了 10.01 mg/L ,这可能是上述脱氮效率低于相关理论值的主要原因.

上述典型运行周期中的 DO、ORP 以及 pH 值等

参数变化规律分别如图 5 所示.

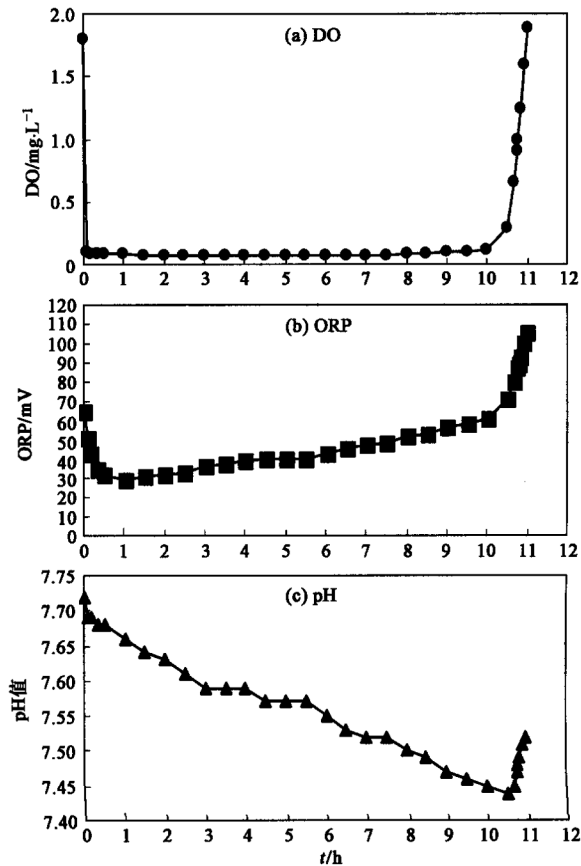


图 5 SBR 反应器典型运行周期内的 DO、ORP 和 pH 值变化

Fig.5 Profiles of DO, ORP and pH in the SBR reactor of the representative operation circle

(1)氨氮在 AOB 作用下向亚硝酸盐转化的过程需要消耗 O_2 基质,由于反应过程不受抑制,系统中耗氧速率与充氧速率均较稳定,且迅速达到平衡,从而使得反应器内的 DO 也能够长期稳定在 $0.07 \sim 0.10 \text{ mg/L}$ 的范围.随着氨氮基质的不断消耗,从第 10 h 开始,由于氨氮基质受限, O_2 供需平衡被打破,造成系统内 DO 曲线的突跃上升.通过对图 5(a)进行分析,本试验将 $\text{DO} = 1 \text{ mg/L}$ 确定为 SBR 同步亚硝化-厌氧氨氧化的反应终点.

(2)ORP 由于受到系统对化合态氧的固定以及 DO 的双重影响,出现先下降后上升的变化趋势,在缓慢增长阶段由于 SBR 系统产生 NO_2^- 和 NO_3^- 固定化合态氧的速率较低,因此曲线增长速率也较缓慢.从第 10 h 开始,由于 DO 的迅速增加,使 ORP 曲线在此呈现出快速增长趋势.

(3)氨氮被 AOB 逐渐转化为亚硝酸盐的过程中,需要消耗碱度,从而造成 pH 值的降低;而所生成的亚硝酸盐和反应器中所剩余的氨氮在

ANAMMOX 菌的作用下转化为 N_2 的过程会消耗水中的 H^+ , 使系统 pH 升高. 然而, 这 2 个耦合在一起的微生物协同代谢过程总体上仍然是个耗碱度过程, 随着系统反应过程的不断进行, 系统的 pH 值会不断降低. 在周期末, 从第 10 h 开始, 由于溶解氧的提高, 曝气吹脱作用对水中碳酸解离平衡产生影响, SBR 反应器系统中的 CO_2 气体会被吹脱逸出, 从而造成 pH 的突然上升, 形成如图 5(c) 所示的“pH 凹谷”.

2.2 SBR 亚硝化-厌氧氨氧化工艺改进试验

避免 SBR 系统中亚硝酸盐的积累, 是提高反应器总体脱氮效率的关键. SBR 系统产生亚硝酸盐积累主要是由于系统中 ANAMMOX 菌的活性偏低, 不能及时将系统中生成的亚硝酸盐基质消耗掉. 因此拟通过提高运行温度(最高温度不超过 $24.7^\circ C$, 仍处于常温范围内)、增加不曝气运行时段以及提高 ANAMMOX 细菌数量等途径来消除反应系统中的亚硝酸盐积累现象, 从而提高总体脱氮效率. 在工艺改进试验中, 均将曝气量控制在 $0.008 m^3/h$, 并采用上述试验结果所确定的 $DO = 1 mg/L$ 作为 SBR 反应器同步亚硝化-厌氧氨氧化的反应终点.

(1) 通过人工水浴加热, 适当提高 SBR 的运行温度, 反应器内 DO 稳定在 $0.13 \sim 0.30 mg/L$ 的范围之间. 图 6 为 $22.4 \sim 24.7^\circ C$ 反应条件下的氮素变化情况.

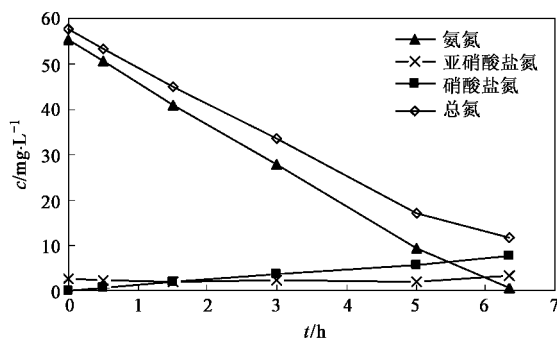


图 6 提高温度后 SBR 反应器运行周期内氮素浓度变化

Fig. 6 Profiles of nitrogen in the SBR reactor after improving temperature

适当提高反应器运行温度后, TN 去除速率(以 N 计)达到 $0.193 kg/(m^3 \cdot d)$, 去除效率为 82%, 出水 TN = $11.61 mg/L$, 优于升温前的试验结果. 由于温度上升降低了液流的粘滞系数, 提高了反应器液流的紊动程度, 从而强化了 O_2 的传质效果, 且升温有利于 ANAMMOX 菌活性的提高, 使其与 AOB 达到良好的协同代谢作用, 避免了亚硝酸盐的积累, 从而提高

了反应系统的脱氮效能.

(2) 在较低温度 $14.7 \sim 18.0^\circ C$ 条件下, 当曝气进行 5.0 h 后, 停止曝气, SBR 系统进入非曝气运行阶段. 由于搅拌器的溶氧作用, SBR 系统存在大气缓慢复氧现象, 该段 DO 并不为 0, 而是保持在 $0.05 \sim 0.06 mg/L$ 范围之间. 图 7 为低温增加非曝气段后氮素变化情况.

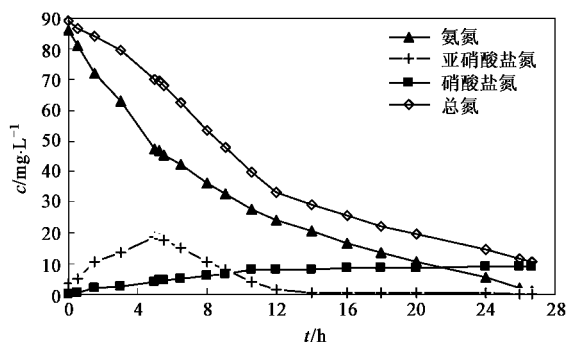


图 7 低温增加厌氧段后 SBR 反应器运行周期内氮素浓度变化

Fig. 7 Profiles of nitrogen in the SBR reactor without air feeding in lower temperature

低温增加非曝气反应段条件下, TN 去除率达到了较高值 88.12%, 且出水 TN 为 $10.59 mg/L$. 然而, 亚硝酸盐在停止曝气前 5 h 积累浓度达到 $18.31 mg/L$, 此时反应器内剩余氨氮浓度为 $47.13 mg/L$, 它们的比值为 0.39, 仅为厌氧氨氧化反应亚硝酸盐氮和氨氮浓度理论比值^[8] 1.32 的 30%. 分析没有达到理论比值的原因, 可能是由于反应器停止曝气过早, 氨氮的剩余浓度还较高, 尚未达到 ANAMMOX 反应理论基质浓度的比例. 第 5 h 之后, 由于搅拌器搅拌和大气复氧作用, 在较低 DO 浓度条件下, 反应器内剩余的氨氮仍有部分被 AOB 转化为亚硝酸盐, 并最终通过 ANAMMOX 作用转化成氮气. 由于大气复氧作用对 SBR 反应器系统供氧速率较慢, 较低 DO 条件下, ANAMMOX 菌的活性得到提高, 实现了与 AOB 协同代谢的平衡状态. 但是, 由于受曝气停止过早和非曝气时段低供氧速率的共同影响, 氨氮向亚硝酸盐的平均转化速率较慢, 致使整个反应系统周期较长, 氮素平均去除速率明显降低.

(3) 再次向 SBR 反应器中接入 20 g(湿重) ANAMMOX 颗粒污泥, 通过增加 ANAMMOX 菌的生物量来提高较低温度条件下同步亚硝化-厌氧氨氧化 SBR 系统对氮素的去除速率. 图 8 为在温度为 $16.1 \sim 16.5^\circ C$ 、DO 为 $0.11 \sim 0.16 mg/L$ 反应条件下,

增加 ANAMMOX 生物量后 SBR 系统氮素的变化趋势.

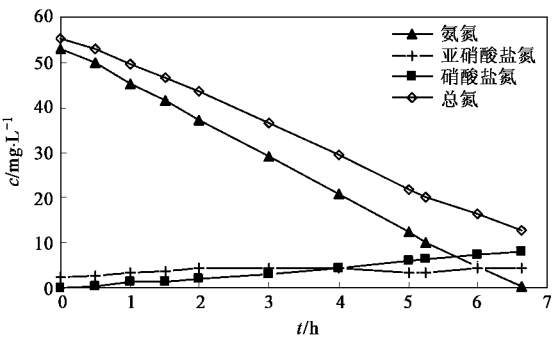


图 8 低温增加 ANAMMOX 生物量后 SBR 反应器运行周期内氮素浓度变化

Fig.8 Profiles of nitrogen in the SBR reactor after adding ANAMMOX bacteria in lower temperature

向 SBR 反应器 2 次接种 ANAMMOX 生物量后, ANAMMOX 总体活性明显增强, 反应过程中亚硝酸盐积累现象大大降低, 反应周期末仅有 2.10 mg/L 的亚硝酸盐氮在反应器中积累, 亚硝酸盐氮的积累速率仅为 0.005 kg/(m³·d). 反应器出水 TN 为 12.83 mg/L, TN 去除率达到 77%, 在同等反应条件下, 较未 2 次接种 ANAMMOX 反应器的 TN 去除率增加了 20%, 且 TN 去除速率也增加了 41%. 在较低温度条件下, 通过增加 SBR 反应器系统内的 ANAMMOX 菌的生物量, 可以提高整个反应器 ANAMMOX 菌的总体活性, 使其与 AOB 进行良好的协同脱氮, 并同时提高了总氮的去除效能. 并且, 2 次接种 ANAMMOX 菌后的反应器在常温条件下连续运行 3 个月后, 未发现 ANAMMOX 菌流失的现象, 仍保持了较好的脱氮效果, 这证实了本工艺的长期有效性.

3 讨论

目前, ANAMMOX 途径脱氮的工艺主要包括 SHARON-ANAMMOX^[9] (single reactor for high ammonium removal over nitrite/anaerobic ammonium oxidation, 短程硝化/厌氧氨氧化) 和上述提到的 CANON 等工艺. CANON 工艺是指在同一反应器内, 在限氧条件下, 利用 AOB 和 ANAMMOX 菌的协同代谢作用, 达到废水中氮素脱除的目的. 在 CANON 反应器内, AOB 将部分氨氮氧化为亚硝酸盐, 同时消耗反应器中的 DO, 在 DO 受限的条件下, ANAMMOX 菌将亚硝酸盐氮和剩余的氨氮一并转化为氮气. CANON 工艺以反应器体积节省、操作简单、经济高

效等优点, 吸引了越来越多研究者的兴趣^[10]. 本实验首次以常温低氨氮城市污水为研究对象, 以深度净化达到再生水水质为目的, 在较低的温度和 DO 条件下, 采用 SBR 反应器进行了大量相关试验. 结果表明, 在上述低氨氮城市污水和较低的温度和 DO 等不利条件下, ANAMMOX 菌仍具有一定的活性, 通过 AOB 和 ANAMMOX 菌的协同代谢作用, 可以实现常温城市生活污水同步亚硝化-厌氧氨氧化的脱氮反应. 而且, 根据典型反应周期 DO、ORP 和 pH 的变化规律, 可以将 DO = 1 mg/L 作为上述试验反应终点的重要指示参数.

如何控制 SBR 系统运行参数来使 AOB 和 ANAMMOX 菌的活性达到平衡, 避免亚硝酸盐的积累并提高总氮去除率和去除速率, 是厌氧氨氧化工工艺能在城市污水处理中得以应用的关键所在. 在工艺改进试验中, 试验(1)中的升温措施, 可以提高 SBR 反应器同步亚硝化-厌氧氨氧化对氮素去除效果, 这与郑平等^[11]的研究结果相一致, 当温度从 15℃ 升到 30℃ 时, ANAMMOX 反应速率随之增大. 但实际城市污水处理工艺中, 无法实现对温度的控制, 且这样做也是不经济的; 试验(2)中增加厌氧时段后, TN 的去除率得到了明显提高, 但在较低温度条件下, 难以提高氮素的去除速率, 这主要是由于 ANAMMOX 菌在较低温度条件下的活性较低造成的. 上述研究结果表明, 在较低温度条件下, ANAMMOX 的反应活性是 SBR 同步亚硝化-厌氧氨氧化反应速率的主要限制因素.

根据 Kuypers 等^[12]指出的, ANAMMOX 菌的氮负荷率与反应器内生物量密切相关, 生物量越高能去除的氮就越多, 试验(3)中再次向 SBR 反应器中接入了部分 ANAMMOX 颗粒污泥, 通过增加 ANAMMOX 菌的生物量来达到提高较低温度条件下同步亚硝化-厌氧氨氧化 SBR 系统对氮素的去除速率的目的. 试验结果表明, 在较低温度条件下, 增加 ANAMMOX 菌生物量, 可以提高 ANAMMOX 菌的总体反应速率, 并同时提高 SBR 同步亚硝化-厌氧氨氧化的脱氮效率和速率, 而且, 试验出水水质达到了我国城镇污水处理厂污染物一级 A 排放标准 (GB 18918-2002) 中 TN ≤ 15 mg/L 的要求, 满足再生水用户对水质中氮素浓度的要求. 因此, 结合城市污水 ANAMMOX 工艺实际应用条件, 当较低运行温度导致了 ANAMMOX 菌活性下降和亚硝酸盐积累现象时, 可以通过增加反应器内 ANAMMOX 菌的生物量, 来保证系统对城市污水中 TN 的去除效果.

4 结论

(1)常温城市污水条件下,通过向 SBR 亚硝化活性污泥反应器接种 ANAMMOX 菌,控制 $DO \leq 0.30$ mg/L 的反应条件,可以稳定实现 SBR 同步亚硝化-厌氧氨氧化深度处理城市污水.

(2)根据 DO 、 ORP 和 pH 在反应周期中的变化规律,在控制 $DO \leq 0.30$ mg/L 的系统运行条件时,可将 $DO = 1$ mg/L 作为 SBR 同步亚硝化-厌氧氨氧化处理常温城市污水反应终点的标志.

(3)在较低温度条件下,ANAMMOX 菌活性难以提高,考虑到城市污水处理工程的实际情况,相对于升高温度和增加非曝气反应时段 2 种途径来说,适当提高 ANAMMOX 菌生物量,是提高 ANAMMOX 工艺脱氮效果的优选途径.

参考文献:

[1] Dapena-Mora A, Fernández I, Campos J L, *et al.* Evaluation of Activity and Inhibition Effects on ANAMMOX Process by Batch Rests Based on the Nitrogen Gas Production[J]. *Enzyme Microb Technol*, 2007, **40**(4): 859-865.

[2] Gali A, Dosta J, van Loosdrecht M C M, *et al.* Two Ways to Achieve an ANAMMOX Influent from Real Reject Water Treatment at Lab-scale: Partial SBR Nitrification and SHARON Process [J]. *Process Biochemistry*, 2007, **42**(4): 715-720.

[3] 许玫英, 方卫, 张丽娟, 等. 生物脱氮新技术在垃圾渗滤液工程化处理中的应用[J]. *环境科学*, 2007, **28**(3): 607-612.

[4] 遇光禄, 陈胜, 孙德智. 动床生物膜反应器 SHARON 工艺半亚硝化特性[J]. *化工学报*, 2008, **59**(1): 201-208.

[5] 吴伟伟, 王舜和, 王建龙. 短程硝化反应器的快速启动与运行特性[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 2006, **46**(12): 2077-2080.

[6] 田智勇, 李冬, 曹相生, 等. 污水深度处理中稳定亚硝化单元工艺的试验研究[J]. *给水排水*, 2007, **33**(12): 53-57.

[7] Gong Z, Yang F L, Liu S T, *et al.* Feasibility of a Membrane-aerated Biofilm Reactor to Achieve Single-stage Autotrophic Nitrogen Removal Based on ANAMMOX[J]. *Chemosphere*, 2007, **69**(5): 776-784.

[8] Pathak B K, Kazama F, Saiki Y, *et al.* Presence and Activity of ANAMMOX and Denitrification Process in Low Ammonium-fed Bioreactors[J]. *Bioresource Technol*, 2007, **98**(11): 2201-2206.

[9] Sinha B, Annachhatre A P. Assessment of Partial Nitrification Reactor Performance through Microbial Population Shift Using Quinone Profile, FISH and SEM[J]. *Bioresource Technol*, 2007, **98**(18): 3602-3610.

[10] 宫正, 刘思彤, 杨凤林, 等. 启动炭管膜曝气生物膜反应器实现全程自养脱氮[J]. *环境科学*, 2008, **29**(5): 1221-1226.

[11] 郑平, 胡宝兰. 厌氧氨氧化菌混培物生长及代谢动力学研究[J]. *生物工程学报*, 2001, **17**(2): 193-198.

[12] Kuypers M M M, Slikers A O, Lavik G, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation by ANAMMOX bacteria in the Black Sea[J]. *Nature*, 2003, **422**(10): 608-611.