

分段进水 SBR 短程生物脱氮过程中 N_2O 产生及控制

巩有奎^{1,2} 彭永臻² 杨庆²

(1. 石家庄铁路职业技术学院, 石家庄 050041; 2. 北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100022)

摘要 利用 SBR, 控制曝气量为 60 L/h, 利用在线 pH 曲线控制曝气时间, 成功实现了短程生物脱氮过程, 并考察了不同进水方式下 SBR 运行性能及 N_2O 产量。结果表明, 分段进水能够有效降低短程生物脱氮过程中外加碳源投加量。在原水进水碳氮比较低时, 采用递增进水量的进水方式, 能够有效降低生物脱氮过程中 NO_2^- 积累量, 从而降低系统 N_2O 产量。1 次进水、2 次等量进水和 2 次递增进水方式下, 生物脱氮过程中 N_2O 产量分别为 11.1、8.86 和 5.04 mg/L。硝化过程中 NO_2^- -N 的积累是导致系统 N_2O 产生的主要原因。部分氨氧化菌(AOB)在限氧条件下以 NH_4^+ -N 作为电子供体, NO_2^- -N 作为电子受体进行反硝化, 最终产物是 N_2O 。

关键词 生活污水 短程生物脱氮 分段进水 N_2O 好氧反硝化

中图分类号 X703 **文献标识码** A **文章编号** 1673-9108(2014)03-0845-06

Formation and controlling of N_2O during short-cut biological nitrogen removal process using pulsed-feeding SBR

Gong Youkui^{1,2} Peng Yongzhen² Yang Qing²

(1. Shijiazhuang Institute of Railway Technology, Shijiazhuang 050041, China; 2. College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract Using a lab-scale batch sequencing reactor(SBR), advanced nitrogen removal from municipal wastewater and stabilizing short-cut nitrification and denitrification, as well as N_2O emission, were investigated by on-line pH controlling. The aeration rate was controlled at 60 L/h. It revealed that by step-feeding pattern, less N_2O was emitted and less external carbon for denitrification was required. The increasing feeding mode was efficient for reducing the NO_2^- accumulation and N_2O emission when organic carbon in the influent was insufficient. The N_2O -N emission were 11.1, 8.86 and 5.04 mg/L for one-time feeding, two equal feeding and two increasing feeding mode respectively. The accumulation of NO_2^- -N during nitrogen removal process contributed to the production of N_2O . The denitrification process of AOB under low DO level might be the cause of N_2O production in which NO_2^- was used as electron acceptor and NH_4^+ as electron donor.

Key words domestic sewage; short-cut nitrogen removal; step-wise feeding; nitrous oxide; nitrifier denitrification

N_2O 作为产生 NO 的前体物质, 消耗臭氧、破坏臭氧层, 对全球环境及气候变化具有重要影响, 污水处理过程是 N_2O 的一个重要产生源。初步估计该过程每年排放的 N_2O 量约 $0.3 \times 10^{12} \sim 3 \times 10^{12}$ kg, 占全球 N_2O 总排放量的 2.5% ~ 25%^[1]。鉴于此, 2006 年 IPCC 将污水处理厂出水中 N_2O 的含量标准由 1% 减至 0.5%^[2]。大量研究表明, 亚硝态氮积累是导致生物硝化反硝化过程中氧化亚氮产量增加的主要原因^[3-4]。

脉冲式 SBR 是在传统 SBR 基础上对其运行方

式改进后的一种新型污水脱氮处理工艺, 该工艺通过时间上分多段进水的运行方式, 充分利用原水中的有机物作为反硝化碳源, 节省了外加碳源的投量,

基金项目: 河北省高等学校科学技术研究青年基金项目(QN2013172); 河北省科技厅科技支撑计划项目(12273611); 国家自然科学基金资助项目(51008005)

收稿日期: 2013-02-21; 修订日期: 2013-09-18

作者简介: 巩有奎(1977~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向: 生活污水脱氮过程中温室气体产生及减量。

E-mail: gykren@163.com

实现了污水的深度脱氮。Yang 等^[8]利用在线 pH 值等作为控制参数,成功实现了中试基础上的短程生物脱氮过程,提高了系统的稳定性,使得该工艺有了更大的发展空间。

利用分段进水方式,能够有效降低生物脱氮过程氧化亚氮产量^[9]。但是,对 C/N 较低的生活污水,等量进水方式中会导致缺氧段亚硝的积累^[9]。本研究利用在线 pH 作为在线控制手段,以实现短程硝化反硝化,并在此基础上考察不同进水方式及流量分配对低碳氮比生活污水脱氮过程 N_2O 产生过程的影响,确定降低系统 N_2O 产量的策略。

1 材料与方法

1.1 实验用水水质及种泥

实验用水取自北京某大学家属区生活污水,原水 COD 平均值 120 mg/L, NH_4^+-N 平均值 65 mg/L, $NO_x^- -N$ 小于 1 mg/L。实验用接种污泥取自北京某污水厂回流污泥,实验初期以生活污水培养近 10 个月,实验期间系统短程脱氮效果达 96% 以上。

1.2 实验装置及运行

图 1 为 2 次进水脉冲式 SBR 的操作过程示意,由于原水碳氮比较低,因此,本实验过程分别对比 1

次进水,2 次进等量进水和 2 次递增进水等 3 种进水方式。其中在最后一个反硝化阶段一次性投加无水乙醇作为反硝化碳源。表 1 所示为实验过程进水变化操作过程。脉冲 SBR 好氧和缺氧的持续时间由实时控制策略控制^[10]。

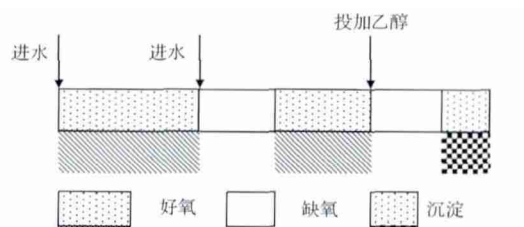


图1 2次进水脉冲式 SBR 操作过程

Fig.1 Operational modes of the two step-feed pulsed SBR

实验过程所用装置如图 2 所示,SBR 总有效容积 11 L。以粘砂块作为微孔曝气器,采用鼓风曝气,以转子流量计调节曝气量为 60 L/h,由温度控制仪控制反应器内温度为 $(25 \pm 1) ^\circ C$ 。

1.3 测试方法

反应器均采用密闭方式运行,好氧曝气阶段产生的气体经干燥器干燥去除水分后,间隔 0.5 h 收集至气体采样袋,利用湿式流量计测定气体体积,以气相色谱仪测定所收集气体中 N_2O 浓度。在密闭条件下,取污泥混合液并测定溶解态 N_2O 浓度。

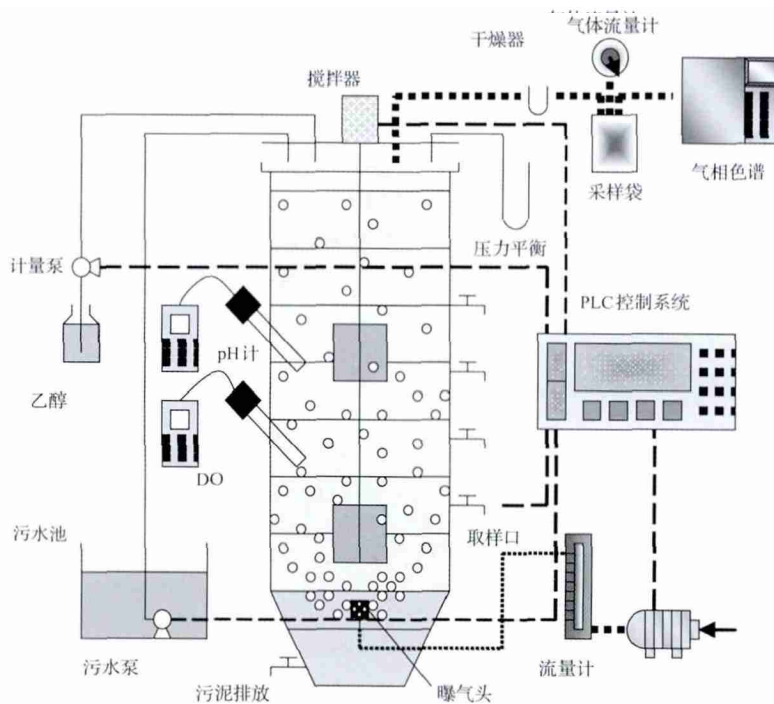


图2 实验装置图

Fig.2 Schematic diagram of experimental system

1.4 分析方法

1.4.1 DO 、 pH 值和 ORP 测定

分别使用 Multi340i 型 (WTW 公司) 便携式多功能 DO 、 pH 值和 ORP 测定仪测定。实验中 COD 、 NH_4^+-N 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 和 $MLSS$ 的分析方法均采用标准方法^[14]。

1.4.2 N_2O 测定方法^[15]

气态 N_2O 测定。采用 6890N 型 (Agilent 公司) 气相色谱仪。

HP-Plot/分子筛 (30 m $\times$ 0.53 mm $\times$ 25 μm) 毛细管色谱柱测定。 N_2O 色谱条件: 进样口温度: 110 $^{\circ}C$; 炉温: 180 $^{\circ}C$; ECD 检测器: 300 $^{\circ}C$ 。

溶解性 N_2O 测定。溶解于活性污泥混合液中的 N_2O 采用上部空间法测定。在密闭条件下, 将活性污泥混合液经泥水分离后, 加入 0.5 mL 浓度为 1 000 mg/L 的 $HgCl_2$ 溶液抑制残余微生物的活性。于水样上部加入 N_2 , 30 $^{\circ}C$ 下利用恒温摇床振荡 0.5 h 后, 测定上部气体中的 N_2O 浓度, 根据亨利定律计算溶解性 N_2O 浓度。

2 实验结果

2.1 一次进水方式 SBR 脱氮效果

图 3 所示为一次进水方式系统运行过程中系统脱氮效果。整个脱氮过程进水量为 8 L。曝气阶段的前 30 min 为异养菌降解有机物阶段, 异养菌的同化作用使得 NH_4^+-N 少量降低。此后, 系统开始进行硝化作用, NH_4^+ 氧化速率增加, 同时伴随有 $NO_2^- -N$ 的逐渐积累。根据在线 pH 的变化, pH 达到氨谷时, 停止曝气。此时, 系统 $NO_2^- -N$ 浓度为 46 mg/L,

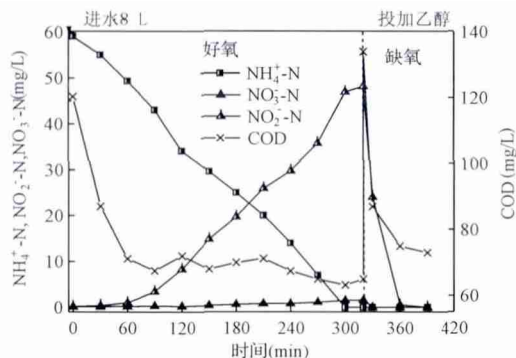


图 3 1 次进水 SBR 典型周期内 NH_4^+-N 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 和 COD 的变化

Fig. 3 Variations of NH_4^+-N , $NO_2^- -N$, $NO_3^- -N$ and COD in a typical cycle of one pulsed-feed SBR

$NO_3^- -N$ 仅为 1.53 mg/L。加入 1.2 mL 无水乙醇作为反硝化碳源, 反硝化过程在接下来的 60 min 内完成。出水 $NO_x^- -N < 1.0$ mg/L。

2.2 2 次等量进水脉冲式 SBR 脱氮过程

为充分利用原水中 COD 作为反硝化碳源, 降低系统曝气量和外碳源投加量, 实验过程中采用分段进水运行方式, 每次进水为 4 L。图 4 所示为 2 次等量进水方式下系统运行过程。由图 4 可见, 曝气 180 min 后, 第 1 阶段进水中氨氮降至 1 mg/L, 去除率达到 98% 以上; $NO_2^- -N$ 达 30 mg/L。第 1 阶段短程硝化结束后, 反硝化细菌利用第 2 阶段加入的生活污水中有机物作为电子供体进行反硝化。由于原水 C/N 较低, 第 1 阶段反硝化结束后仍残留有 8.34 mg/L $NO_2^- -N$ 。此时, 系统 COD 已降至 70 mg/L 左右。此后进行第 2 段曝气硝化过程, 与第 1 阶段相比, 第 2 阶段好氧硝化过程降至 100 min, 主要由于第 2 次进水中的 COD 大部分作为缺氧阶段 1 的反硝化碳源被利用, 减少了有机物对硝化反应的影响; 而好氧阶段 1, 由于自养菌在和异养菌的竞争中处于劣势, 硝化反应在降解 COD 之后才得以进行。第 2 阶段硝化结束后, 加入 0.8 mL 乙醇作为反硝化碳源, 仅用了 60 min 就将 $NO_2^- -N$ 由 30.13 mg/L 降至 1.0 mg/L 以下。

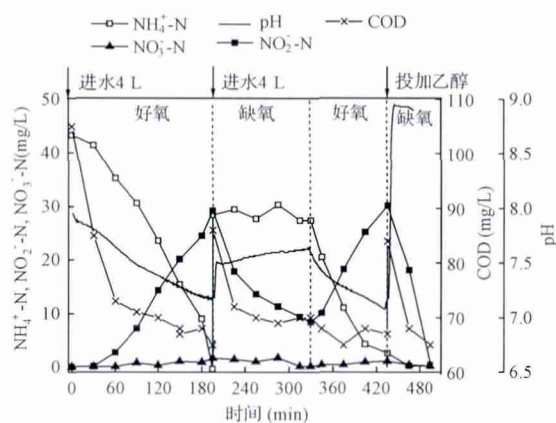


图 4 2 次等量进水 SBR 典型周期内 NH_4^+-N 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 和 COD 的变化

Fig. 4 Variations of NH_4^+-N , $NO_2^- -N$, $NO_3^- -N$ and COD in a typical cycle of two equal pulsed-feed SBR

由此可见, 实验中原水 C/N 较低, 无法满足反硝化过程对碳源的要求, 反硝化 120 min 后, 仍有大量 $NO_2^- -N$ 剩余, 因此, 为保证第 1 阶段反硝化过程完全, 减少第 1 阶段亚硝积累量, 应采取递增方式分

段进水。

2.3 2次递增进水脉冲式SBR脱氮过程

由以上分析可知,为保证第1阶段反硝化完全,实验采用2段递增进水方式,进水量依次为3 L,5 L。图5所示为递增进水方式系统脱氮过程。与等量进水方式类似,递增进水方式中,第1个曝气阶段累积的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 能够利用第2个阶段进水中COD作为有机碳源进行反硝化,反硝化90 min后,系统内 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 降至1.0 mg/L,在接下来的硝化过程中,进行第2阶段进水中氨氮的氧化,硝化结束后, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累至30 mg/L。此后加入0.8 mL乙醇作为反硝化碳源,进行反硝化。反硝化结束后,出水 $\text{NO}_x^- \text{-N} < 1 \text{ mg/L}$ 。

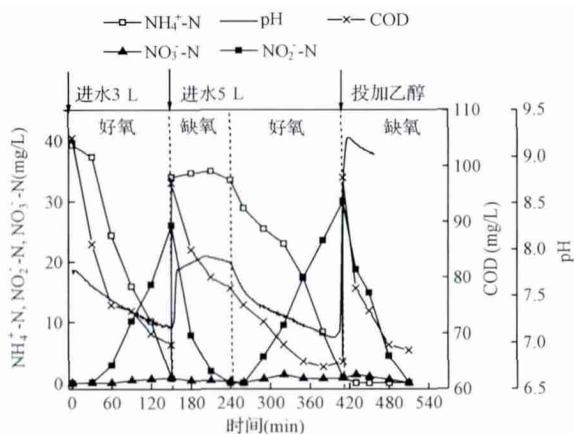


图5 2次递增进水SBR典型周期内 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和COD的变化

Fig. 5 Variations of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ and COD in a typical cycle of two increasing pulsed-feed SBR

2.4 不同进水方式 N_2O 产量

图6所示为不同脉冲进水方式下生物短程脱氮过程中 N_2O 释放量。1次进水、2次等量进水和2次增量进水过程中 N_2O 产量分别为11.1、8.86和5.04 mg N/L。在脱氮过程的最初60 min内,系统主要进行COD的降解,因此,3种进水方式 N_2O 产量相差不大。此后系统进行氨氮的氧化,反应器内部出现 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 累积(图3,图4,图5),同时, N_2O 逸出量均出现不同程度的增加。1次进水方式下,氨氧化结束时(330 min),系统 N_2O 产生量达最大值11.1 mg/L;2次进水方式, N_2O 逸出量在分别在第1阶段硝化结束后达到极值,此后,脱氮过程进入反硝化阶段。 N_2O 释放量不再增加;第1阶段反硝化

结束后,继续曝气完成第2阶段硝化,此阶段,曝气过程中没有出现 N_2O 释放滞后的现象,曝气开始, N_2O 即呈增加的趋势,其主要原因是第2阶段曝气开始即进行硝化过程,系统内迅速出现了 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的积累,第2阶段硝化结束, N_2O 释放量达到了最大值。此后,分别投加不等量无水乙醇进行反硝化,反硝化过程中无 N_2O 释放。

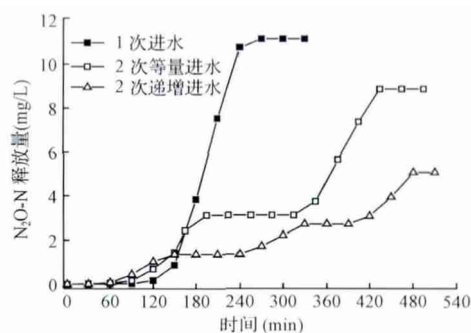


图6 不同进水方式下氧化亚氮释放量变化

Fig. 6 Variation of N_2O emissions in different feeding patterns

图7(a)和图7(b)所示分别为不同进水方式下系统溶解态 N_2O 和系统 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累量变化过程。1次进水方式下,初始60 min内,系统完成COD的降解过程,几乎无溶解态 N_2O 的积累。60 min后,硝化过程开始,溶解态 N_2O 积累量逐渐增加,至硝化结束时,系统溶解态 N_2O 达最大值0.74 mg N/L,此后进入反硝化过程,溶解态 N_2O 迅速降低至0.1 mg N/L以下。2次进水方式下,初始60 min内,溶解态 N_2O 接近几乎为0,随硝化过程的进行, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的积累量逐渐增加,系统内溶解态 N_2O 迅速增加。第1阶段硝化结束后,系统内进入生活污水,第1阶段反硝化过程开始,与1次进水方式相同,系统内溶解态 N_2O 迅速降至0.1 mg N/L以下;在第2阶段硝化过程中,系统内溶解态 N_2O 并没有出现滞后的现象,而是在硝化开始后迅速增加。表明溶解态 N_2O 伴随硝化过程中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累量增加而同步增加。对比图7(b)不同进水方式 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 变化曲线可见,整个脱氮过程中溶解态 N_2O 的积累和系统内部 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的积累具有明显的正相关性。

表1所示为不同进水方式下生物短程脱氮过程中SBR运行性能及 N_2O 释放量。采用分段进水方式,第2阶段所投加的原水中可生物降解的COD将全部作为反硝化碳源利用,从而节省下一个好氧阶段的曝气量和最后的外碳源投加量。与1次进水相

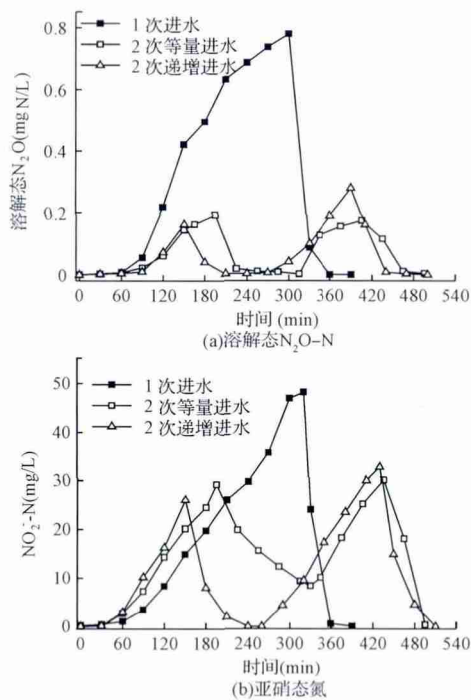


图 7 不同进水方式下溶解态氧化亚氮和亚硝态氮的变化
Fig. 7 Variations of dissolved N₂O and nitrite in different feeding patterns

比,本实验采用的 2 段进水方式外碳源投加量由 1.2 mL 降至 0.8 mL。低碳氮比条件下,采用递增进水方式,能够降低第 1 个硝化阶段 NO₂⁻ 积累量,从而有效降低脱氮过程 N₂O 产量。与 2 段等量进水相比,2 段递增进水方式 N₂O 产量由 6.82 mg N/L 降至 5.03 mg N/L。与 1 次进水方式相比,2 次等量进水和 2 次递增进水方式 N₂O 产量分别降低 22.9% 和 43.2%。

表 1 进水量对脉冲式 SBR 特性及 N₂O 产量的影响
Table 1 Effect of influent distribution on operation and N₂O emission of pulsed SBR

项 目	第 1 阶段	第 2 阶段	第 3 阶段
进水量(L)	8.0	4.0 + 4.0	3.0 + 5.0
进水 C/N	2:1	2:1	2:1
乙醇投加量(mL)	1.2	0.8	0.8
N ₂ O 释放(mg N/L)	11.1	8.86	5.04
N ₂ O-N/NH ₄ ⁺ (%)	19.1	14.7	8.7

3 讨 论

研究表明,生物脱氮过程中,尤其是短程脱氮系统中,均发现有 N₂O 的产生^[12,13]。本研究中,无论

是第 1 阶段曝气过程,还是在第 2 阶段好氧曝气过程中,当系统中出现 NO₂⁻-N 积累时,系统 N₂O 产量开始增加。AOB 在低氧条件下,利用 NH₄⁺-N 或者 H₂ 作为电子供体,能够将 NO₂⁻-N 还原至 NO、N₂O 或者 N₂,该过程称为 AOB 好氧反硝化。其最终产物取决于系统中微生物和电子供体的种类。Bock 等^[14] 对 *N. europaea* 和 *N. eutropha* 2 种氨氧化菌的研究发现,2 种细菌均可以利用 NH₃ 作为电子供体进行反硝化,且低氧浓度对此反应有刺激作用。Wrag 等^[15] 也指出,硝化菌的反硝化作用对 N₂O 的产生有较大的贡献,NH₄⁺-N 氧化为 NO₂⁻-N 后即被 AOB 的还原酶系还原成 NO、N₂O 和 N₂,整个过程由自养菌来完成。本研究中,部分 NO₂⁻-N 能取代氧作为 AOB 反硝化过程中的电子受体,其部分反硝化的最终产物为 N₂O。

本研究中,整个反应阶段溶解态 N₂O 的变化和系统 NO₂⁻ 积累具有明显的正相关性。在 N₂O 产生过程中,系统 NO₂⁻-N 积累量愈大,溶解态 N₂O 愈大,此部分积累的 N₂O 能够在紧跟着的曝气过程中被吹脱出来,表明 NO₂⁻ 的积累对于系统 N₂O 释放有重要影响。Zhou 等^[16] 利用双污泥 3 阶段 SBR 不同进水方式中高含氮废水脱氮除磷效率。结果表明:间歇进水过程中,氧化亚氮的积累量要远大于连续进水处理过程中氧化亚氮的累计量。分析原因认为,在间歇进水过程中,高浓度 NO₂⁻ 的积累对氧化亚氮还原酶具有明显的抑制作用,导致 N₂O 还原酶活性下降,从而引起 N₂O 释放量的增加。Marlies 等^[17] 利用 SBR 考察了运行过程中 NO₂⁻ 对 NO 和 N₂O 逸出量的影响后也发现,脉冲加入 NO₂⁻,将会导致系统 NO 和 N₂O 的增加,其中 NO 与加入的 NO₂⁻ 成线性正相关,NO 和 N₂O 均来自于 AOB 的反硝化作用。

本研究中,进水方式对反硝化阶段 N₂O 产量影响不大。停止曝气后,系统内部进入原水或者加入碳源进行反硝化,反硝化过程中,硝化阶段滞留在液态中的 N₂O 能够在反硝化过程中被迅速还原至 N₂。与其他反硝化过程中的还原酶相比,N₂O 还原酶具有较高的还原活性,因此,当反硝化过程中 COD/N、微生物种群、废水水质等适宜反硝化过程时,系统不会有 N₂O 积累^[9]。本研究以实际生活污水作为进水驯化脱氮过程,污水成分复杂,微生物种群具有多样性,碳源和微生物种群都适宜于系统反硝化过程

中 N_2O 的还原。因此,反硝化过程中无 N_2O 的产生。

4 结 论

(1) 低碳氮比生活污水分段进水短程生物脱氮过程中,采用递增进水量的分段进水方式,能够保证第1阶段硝化结束后的 $NO_2^- - N$ 被还原至 N_2 ,防止 NO_2^- 的大量积累。

(2) 不同进水方式短程生物脱氮过程中 N_2O 产生过程表明, N_2O 主要产生于硝化阶段。1次进水、2次等量进水、2次递增进水方式下,其最终外碳源投加量分别为 1.2、0.8 和 0.8 mL,系统 N_2O 释放量分别为 11.1、8.8、6 和 5.03 mg N/L,采用分段进水,降低系统内部 NO_2^- 积累量,能够有效降低系统 N_2O 释放量和外碳源投加量。

(3) 系统 N_2O 产量和 $NO_2^- - N$ 积累量具有明显正相关性。限氧条件下,AOB 以系统硝化过程中积累的 $NO_2^- - N$ 作为电子受体,以 $NH_4^+ - N$ 作为电子供体进行好氧反硝化,是导致系统硝化过程中 N_2O 释放量增加的主要原因。

参 考 文 献

- [1] Khalil M. A. K., Rasmussen R. A. The global sources of nitrous oxide. *Journal of Geo. Physical Res.*, **1992**, 97 (D13): 14651-14660
- [2] Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., et al. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IGES, Japan, **2006**
- [3] Yang Q., Liu X. H., Peng C. Y., et al. N_2O production during nitrogen removal via nitrite from domestic wastewater: Main sources and control method. *Environ. Sci. & Technol.*, **2009**, 43(24): 9400-9406
- [4] Zhou Y., Pijuan M., Yuan Z. G. Development of a 2-sludge, 3-stage system for nitrogen and phosphorous removal from nutrient-rich wastewater using granular sludge and biofilms. *Water Res.*, **2008**, 42(12): 3207-3217
- [5] Tallec G., Garnier J., Billen G., et al. Nitrous oxide emission from denitrification activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. *Bioresour. Technol.*, **2008**, 99(7): 2200-2209
- [6] Kampschreur M. J., Temmink H., Kleerebezem R., et al. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, **2009**, 43(17): 4093-4103
- [7] Ahn J. H., Kim S., Park H., et al. N_2O emissions from activated sludge processes, 2008—2009: Results of a national monitoring survey in the United States. *Environ. Sci. & Technol.*, **2010**, 44(12): 4505-4511
- [8] Yang Q., Liu X. H., Peng Y. Z., et al. Advanced nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater in a pilot-plant sequencing batch reactor. *Water Science & Technology*, **2009**, 59(12): 2371-2377
- [9] Guo J. H., Yang Q., Peng Y. Z., et al. Biological nitrogen removal with real-time control using step-feed SBR technology. *Enzyme and Microbial Technology*, **2007**, 40 (6): 1564-1569
- [10] APHA (American Public Health Association), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Baltimore: Port City Press, **1998**
- [11] Noda N., Kaneko N., Mikami M., et al. Effects of SRT and DO on N_2O reductase activity in an anoxic-oxic activated sludge system. *Wat. Sci Technol.*, **2003**, 48(11-12): 363-370
- [12] Kampschreur M. J., Van der Star W. R., Wielders H. A., et al. Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Wat. Res.*, **2008**, 42(3): 812-826
- [13] Tallec G., Garnier J., Billen G., et al. Nitrous oxide emission from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: Effect of oxygenation level. *Wat. Res.*, **2006**, 40(15): 2972-2980
- [14] Bock E., Schmidt I., Stuvén R., et al. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonia or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch. Microbiol.*, **1995**, 163(4): 16-20
- [15] Wragg N., Velthof G. L., Van Beusichem M. L., et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochem.*, **2001**, 33(12-13): 1723 - 1732
- [16] Zhou Y., Pijuan M., Yuan Z. G. Development of a 2-sludge, 3-stage system for nitrogen and phosphorous removal from nutrient-rich wastewater using granular sludge and biofilms. *Wat. Res.*, **2008**, 42(12): 3207-3217
- [17] Kampschreur M. J., Nico C., Tan G., et al. Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. *Environ. Sci. & Technol.*, **2008**, 42(2): 429-435