

污水短程硝化反硝化和同步硝化反硝化生物脱氮中 N_2O 释放量及控制策略

张静蓉, 王淑莹*, 尚会来, 彭永臻

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

摘要 采用 SBR 反应器考察了短程硝化反硝化和同步硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 的释放. 通过实时控制策略实现了短程硝化反硝化生物脱氮, 亚硝化率可维持在 90% 以上. 在溶解氧水平为 0.5、1.0、1.5 和 2.0 mg/L 条件下, 考察 N_2O 的释放和亚硝化率的变化情况. 结果表明, 溶解氧 1.5 mg/L 时最有利于维持稳定的亚硝化率, 同时 N_2O 逸出量最小, 每去除 1 g 氨氮释放 N_2O 0.06 g. 在碳纤维填料 SBR 反应器中, 通过维持较低溶解氧水平和分段投加碳源的运行方式成功实现了同步硝化反硝化, 同步硝化反硝化率在 79% 以上. 在溶解氧水平为 0.2、0.4、1.0 和 1.5 mg/L 时, 考察 N_2O 的逸出情况. 结果表明, 溶解氧在 1.0 mg/L 时最有利于控制 N_2O 的释放, 每去除 1 g 氨氮释放 N_2O 0.021 g, 其 N_2O 释放量仅为短程硝化反硝化的 1/3.

关键词 实际生活污水, 短程硝化反硝化, 同步硝化反硝化(SND); 一氧化二氮(N_2O)

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)12-3624-06

N_2O Emission and Control in Shortcut Nitrification and Denitrification and Simultaneous Nitrification and Denitrification Biological Nitrogen Removal Systems

ZHANG Jing-rong, WANG Shu-ying, SHANG Hui-lai, PENG Yong-zhen

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

Abstract SBR reactors were used to investigate the N_2O emission in shortcut nitrification and simultaneous nitrification and denitrification (SND). Shortcut nitrification with nitrosation rate above 90% was realized by real-time control strategy. The N_2O emission and variation of nitrosation rate were investigated under 4 DO levels (0.5, 1.0, 1.5, 2.0 mg/L). The results turned out that the optimal DO to maintain high nitrosation rate and minimum N_2O emission was 1.5 mg/L and the N_2O emission was 0.06 g per ammonium removed. The SBR filled with carbon fiber performed under low DO and pulse feeding. The SND rate was over 79% during the experiment. The N_2O emission was studied under DO 0.2, 0.4, 1.0 and 1.5 mg/L. It turned out that the optimal DO was 1.0 mg/L and the N_2O emission was 0.021g per ammonium removed. Compared to the shortcut nitrification, the N_2O emission of SND was 1/3 of the short-cut nitrification under optimal DO.

Key words real domestic wastewater; shortcut nitrification and denitrification; simultaneous nitrification and denitrification (SND); nitrous oxide (N_2O)

近年来, 随着工业化和城市化进程的不不断提高, 大量氮、磷等营养物质进入水体, 导致水体富营养化日益严重, 而现有污水处理厂普遍采用一级、二级处理工艺, 相对比较落后, 为适应日趋严格的污水排放标准, 许多污水处理厂需要对原有的脱氮除磷工艺进行改造^[1]. 在目前众多的污水脱氮新技术中, 最经济高效、应用广泛和发展较快的有: 短程硝化反硝化、同步硝化反硝化、厌氧氨氧化等, 它们具有节省曝气量、节约碳源等优点^[2-5], 因此得到国内外学者的普遍关注. 国家“十一五”规划中提出了“节能减排”的方针政策, 这些新型生物脱氮技术具备节能的优势, 但是针对污水脱氮新技术脱氮过程中温室气体 N_2O 释放量的研究则鲜见报道.

为 CO_2 的 320 倍. 传统污水生物脱氮过程中产生 N_2O 的问题已引起了很多学者的关注. N_2O 作为硝化反应和反硝化反应的中间产物或副产物的观点已得到普遍认可. 刘秀红等^[6]研究了硝化类型对污水脱氮过程中 N_2O 产生量的影响, 得出在不限制 DO 的条件下, 短程硝化反硝化比全程硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 产生量低的结论. Lemaire 等^[7]考察了 SNDPR 系统中 N_2O 大量产生的机制, 认为微生物种群的多样性和进水水质的复杂性对 N_2O 的产生量

收稿日期: 2009-01-19; 修订日期: 2009-05-04
基金项目: “十一五”国家科技支撑计划重点项目(2006BAC19B03); 北京市高校高层次人才项目(PHR20090502)
作者简介: 张静蓉(1983~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为污水处理过程中温室气体的产生和控制, E-mail: jingrongzhang07@yahoo.com.cn
* 通讯联系人, E-mail: wsy@bjut.edu.cn

氧化亚氮(N_2O)是一种温室气体, 其温室效应

有很大影响.因此,关注生物脱氮新技术 N_2O 释放情况对于防止污水处理过程中的二次污染问题具有前瞻性的研究意义.

本试验在实现和稳定新型生物脱氮技术同步硝化反硝化(SND)和短程硝化反硝化的基础上,研究了不同 DO 浓度条件下它们脱氮过程中 N_2O 的释放情况.

1 材料与方法

1.1 试验用水水质及种泥

试验用废水取自北京工业大学家属区生活污水,原水水质情况见表 1 所示,试验用种泥为北京市高碑店污水处理厂的回流污泥,通过不同的控制策略实现与稳定短程硝化反硝化和同步硝化反硝化.

表 1 试验用生活污水水质

Table 1 Characteristics of domestic wastewater

项目	范围	平均值
TOC/ $mg \cdot L^{-1}$	19.07 ~ 72.47	41.46
COD/ $mg \cdot L^{-1}$	84 ~ 266	176.4
$NH_4^+ - N$ / $mg \cdot L^{-1}$	32.33 ~ 69.22	50.78
$NO_3^- - N$ / $mg \cdot L^{-1}$	0 ~ 1.39	0.46
$NO_2^- - N$ / $mg \cdot L^{-1}$	0 ~ 0.82	0.14
TN/ $mg \cdot L^{-1}$	55.60 ~ 100.62	69.32
C/N	2.80 ~ 3.60	3.20
pH	7.23 ~ 8.00	7.44

1.2 试验装置与运行

试验采用 2 个 SBR 反应器 A、B,反应器有效容积 6 L,每周排水 3 L,见图 1 所示,其中 A 采用实时控制策略,准确找到氨氮降解过程中的“氨谷”,经过 2 个多月的运行,实现并稳定短程硝化反硝化;B 反应器中投加碳纤维填料,使反应器中形成缺氧微环境,同时每隔 2h 投加乙醇作为碳源,强化好氧条件下的反硝化现象,经过 3 个月的运行实现并稳定了同步硝化反硝化.A 运行模式为瞬时进水,通过 pH 值的变化决定曝气时间和反硝化时间,沉淀 2 h,排水 5 min,闲置 10 h,1 d 运行 1 个周期.曝气结束后通过投加乙醇为外加碳源;B 运行模式为瞬时进水,曝气 12 h,沉淀 2 h,排水 5 min,闲置 10 h,在曝气过程中分 5 次投加,每 2 h 投加 1 次.系统通过 PLC 程序控制进水排水泵、曝气阀开关,自动化程度高,运行管理方便,保证反应器在恒定溶解氧下运行.

1.3 分析方法

1.3.1 水质指标和控制参数的测定

DO、pH 和 ORP 测定分别使用 WTW340i DO、pH

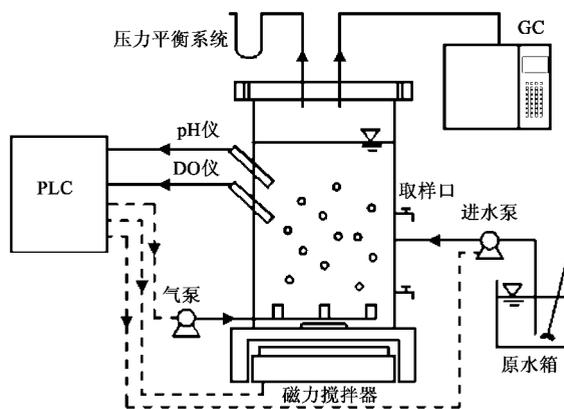


图 1 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of experimental system

和 ORP 测定仪测定.试验中 COD、 $NH_4^+ - N$ 、 $NO_3^- - N$ 和 $NO_2^- - N$ 的分析方法均按照国家环境保护局发布的标准方法.TOC 及 TN 使用 multi N/C3100 TOC、TN 分析仪测定.

1.3.2 N_2O 测定

气态 N_2O 采用 Agilent 6890N 气相色谱仪测定,所采用的色谱柱为 HP-Plot/分子筛(30 m × 0.53 mm × 25 μ m),所用的色谱条件为:进样口 110 $^{\circ}$ C;炉温 180 $^{\circ}$ C;ECD 检测器 300 $^{\circ}$ C.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,将污泥混合液经泥水分离后,加入 0.5 mL 浓度为 1 000 $mg \cdot L^{-1}$ 的 $HgCl_2$ 溶液以抑制残余的微量微生物的活性;于水样上部加入 N_2 ,振荡 0.5 h 后,测定上部气体中 N_2O 的浓度.根据所测 N_2O 的浓度及亨利定律计算溶解于活性污泥中 N_2O 的含量.本方法对 Kimochi 提出的上部空间法进行了适当改进^[8].

2 结果与分析

2.1 短程硝化反硝化生物脱氮新技术的实现与稳定

祝贵兵等^[9]研究指出应用实施控制策略可以实现并维持稳定的短程硝化反硝化系统.实时控制策略就是利用 pH、DO 等控制参数,准确控制硝化反硝化反应的结束时间.好氧阶段初期 $NH_4^+ - N$ 略有降低,有微量的 $NO_2^- - N$ 和 $NO_3^- - N$ 生成,此阶段主要由异养菌氧化有机物生成 CO_2 ,同时合成新细胞, $NH_4^+ - N$ 作为合成细胞组织的氮源.有机物的氧化速率较快,需氧量较高,DO 浓度维持较低的水平;同时由于曝气吹脱 CO_2 而使 pH 值升高.此后硝化作用开始, $NH_4^+ - N$ 浓度逐渐下降, $NO_2^- - N$ 和 $NO_3^- - N$ 浓度逐渐升高,至第 271 min,几乎检测不到 $NH_4^+ - N$,并且 $NO_2^- - N$

达到最大.相应地,在 DO 及 pH 曲线上分别出现“DO 拐点”和“氨谷点”.继续曝气使系统中所积累的 NO_2^- -N 被进一步氧化为 NO_3^- -N.若在 DO 和 pH 出现特征点及时停止曝气, NO_2^- -N 在系统中将不断累积.因此, A 反应器采用 pH 值和 DO 作为实时过程控制参数,根据“DO 拐点”和“氨谷点”准确地控制曝气时间,以防止因过度曝气而导致亚硝化率、亚硝化

率(硝化结束) = $\frac{\text{NO}_2^- \text{-N}}{\text{NO}_x^- \text{-N}} \times 100\%$ 的降低,如图 2 所示.硝化结束后投加足量的外碳源,可保证反硝化作用的彻底完成.反硝化结束时,在 pH 曲线上出现“硝酸盐膝”特征点,应用这个特征点控制缺氧反应

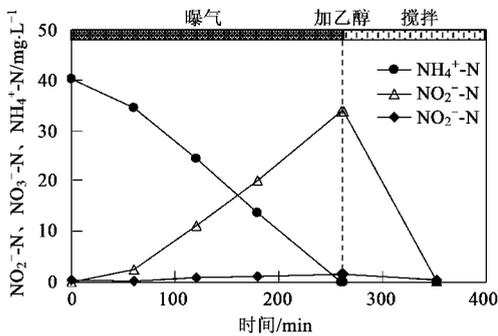


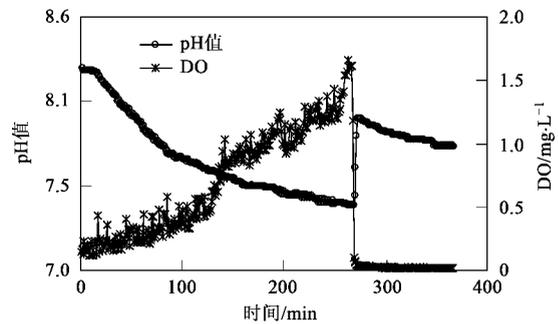
图 2 短程硝化反硝化脱氮新技术一个周期内的 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 pH、DO 变化规律

Fig.2 Variation of NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N and pH, DO during a typical cycle of shortcut nitrification

2.2 短程硝化反硝化生物脱氮新技术脱氮过程 N_2O 释放情况

图 3 所示为利用 PLC 程序控制 A 反应器中溶解氧值分别恒定在 0.5、1.0、1.5 和 2.0 mg/L,考察不同溶解氧条件下短程硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 的释放情况.从中可知,当系统中的 $\text{DO} = 0.5 \text{ mg/L}$ 时系统氨氮去除率可以达到 90%,亚硝化率可以达到 92%.随着反应的进行,硝化阶段 N_2O 的释放量曲线上升,在硝化结束的第 420 min 达到最高值,之后投加外碳源进行反硝化,随着反硝化的进行, N_2O 释放量大幅减少,整个过程 N_2O 的释放主要发生在硝化阶段.脱氮过程中 N_2O 的累积释放量为 3.25 mg/L,即每去除 1 g NH_4^+ -N 将有 0.09 g N_2O 释放出来.当将系统的溶解氧升高至 1.0 mg/L 后,由于溶解氧的升高,系统比氨氧化速率有所提高,反应时间有所缩短,氨氮去除率可以达到 100%,亚硝化率仍维持在 93%,此过程中 N_2O 的释放情况与溶解氧水平为 0.5 mg/L 时的变化规律一致, N_2O 主要释放于硝化阶段,并随着硝化的进行不断升高,硝化结束时达

时间.为提高 NO_2^- -N 累积速率,防止因过度曝气而导致亚硝化率的降低,短程硝化污泥培养初期缩短了曝气时间,即在变化点出现前停止曝气,每日运行 4 个周期,经过一段时间的培养,应用实时控制策略,准确地捕捉“DO 拐点”及“氨谷点”控制曝气时间,系统亚硝化率可以高于 90%.应用实时控制的同时每周固定排泥,维持系统污泥龄在 8~9 d,通过长期应用实时过程控制,淘洗掉了系统中的亚硝酸菌 (NOB),筛选系统中硝酸菌 (AOB) 为优势菌种,系统亚硝化率始终维持在 90% 以上,硝化结束时 NO_2^- -N 在 30 mg/L 左右,而 NO_3^- -N 低于 2 mg/L,实现了短程硝化反硝化生物脱氮.



到最高点,随着反硝化的进行逐渐降低,整个过程中 N_2O 的累积释放量为 4.36 mg/L,去除 1 g NH_4^+ -N 释放的 N_2O 的量为 0.11 g.继续增加系统中溶解氧到 1.5 mg/L,可以发现由于溶解氧的提高,系统氨氮在第 285 min 时就已经降解结束,大大提高了硝化速率,同时系统氨氮去除率仍然维持为 100%,亚硝化率为 91%,虽然提高了溶解氧水平,但系统主要以亚硝酸盐积累为主,提高的溶解氧水平没有对短程硝化反硝化系统产生破坏作用,此过程 N_2O 的释放规律与前面一致,此条件下 N_2O 的释放量减少为 2.33 mg/L,即去除 1 g NH_4^+ -N 释放 0.06 g N_2O .最后当溶解氧提高到 2 mg/L 后,系统比氨氧化速率又进一步提高,硝化阶段大约在第 240 min 左右结束,随着溶解氧的提高系统氨氮去除率为 100%,但亚硝化率却降低为 86%,可见较高的溶解氧水平不利于短程硝化反硝化的稳定,该过程 N_2O 释放量为 1.83 mg/L,相当于每去除 1 g NH_4^+ -N 释放 N_2O 0.04 g.

综上所述,在短程硝化反硝化系统中,当系统溶解氧水平处在一个比较低的水平时 ($\text{DO} = 0.5 \text{ mg/L}$)

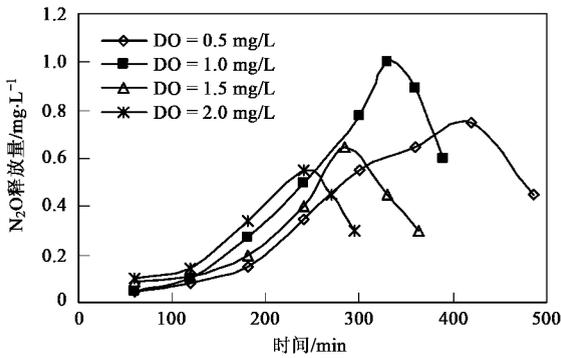


图3 不同溶解氧条件下短程硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 的释放量

Fig.3 N_2O emission under different DO levels of shortcut nitrification

其脱氮过程中 N_2O 释放量较高,随着溶解氧的提高,释放量逐渐降低,但随着溶解氧水平的提高,系统的亚硝化率也逐渐下降.因此从稳定短程硝化反硝化生物脱氮和最大化控制 N_2O 释放的角度考虑,短程硝化反硝化系统应将溶解氧水平控制在 1.5 mg/L 左右.

2.3 同步硝化反硝化生物脱氮新技术的实现与稳定

不少学者对 SND 的实现、维持和影响因素进行了研究,包括反应器型式、溶解氧、温度^[10]、污泥龄^[11]、pH 和 COD/N^[12,13]等对 SND 的影响.一般认为较低 DO 浓度、C/N 和 pH 值较高的条件最适宜 SND 的发生.试验初期恒定 DO = 0.4 mg/L,每周连续曝气 12 h,不控制温度和 pH.试验期间一个周期内典型的 pH、DO 和 ORP 变化规律如图 4 所示.从中可以看到随着曝气的进行,系统中 pH 总体呈缓慢下降趋势,说明系统在消耗碱度,氨氮被逐步降解;系统中 DO 由于 PLC 程序对曝气电磁阀开关的控制恒定维持在 0.4 mg/L 左右;系统中 ORP 的整体变化规律为不断上升,也预示着系统中氧化态物质的增加,随着每隔 2 h 外加碳源的投入呈现明显的下降规律.之后随着碳源不断被利用 ORP 又呈现上升趋势.在这个系统中,生物膜内外由于溶解氧梯度导致了填料内外微生物菌群不同,生物膜外以好氧硝化菌为主,生物膜内部随着氧传递的受阻与消耗,在其内部形成了缺(厌)氧环境,反硝化菌占优势,另外由于长时间的低氧运行,加之外碳源的分段投入,强化了反硝化作用的进行,进而也有可能是系统中培养出起反硝化作用的自养菌或者起反硝化作用的异养菌^[14].综合因素的共同作用实现了系统较好的 SND 现象.图 5 为稳定的同步硝化反硝化脱氮过程中一

个周期内的 NH_4^+-N 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 和 COD 变化规律.从中可以看出随着曝气的进行,氨氮逐渐降低,在第 720 min 时基本降解结束,系统氨氮去除率可以达到 96%,而整个过程中系统中的 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 始终不超过 2 mg/L,同步硝化反硝化率($\eta_{TN} = [1 - \frac{\rho(NO_2^- -N_{出水}) - \rho(NO_2^- -N_{进水})}{\rho(NH_4^+ -N_{进水}) - \rho(NH_4^+ -N_{出水})}] \times 100\%$)也达到了 79%以上,系统中 COD 由于分段投加呈现波浪状,每次投加后系统的 COD 值均可以达到 80 ~ 90 mg/L,而 2 h 后系统的 COD 又可以降低到 43 ~ 50 mg/L 左右.从图 5 中的趋势线可以看到投加碳源后系统的氨氧化速率并没有明显下降,系统氨氮降解速率基本一致,分段投加的 COD 主要作为系统反硝化碳源,而系统曝气时间较长主要原因为 0.4 mg/L 的 DO 值较低,系统中存在缺氧环境,又存在足够的碳源和 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$,为反硝化的进行创造了充分的条件,所以系统维持了较好的同步硝化反硝化现象.

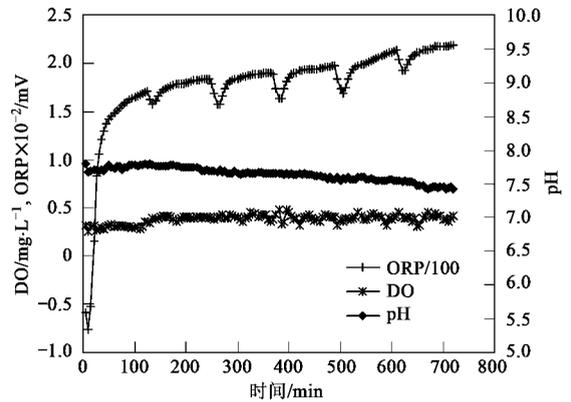


图4 同步硝化反硝化系统 pH、DO 和 ORP 一周期内变化规律

Fig.4 Variation of pH, DO and ORP during a typical cycle of SND

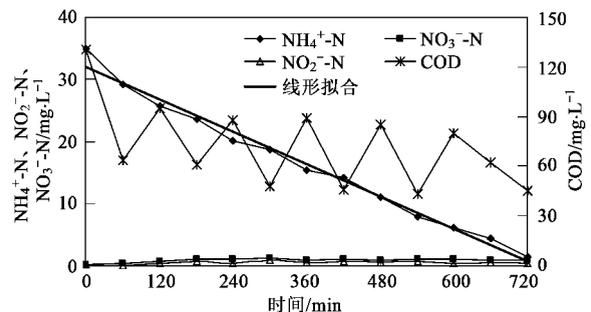


图5 同步硝化反硝化系统一周期内 $NH_4^+ -N$ 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 和 COD 变化规律

Fig.5 Variation of $NH_4^+ -N$ 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ and COD during a typical cycle of SND

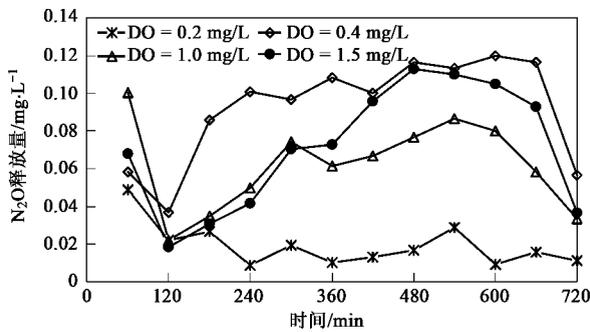


图6 不同溶解氧条件下同步硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 的释放量

Fig.6 N_2O emission under different DO levels of SND

2.4 同步硝化反硝化生物脱氮新技术脱氮过程中 N_2O 释放情况

试验利用 PLC 程序控制 B 反应器中溶解氧值分别恒在 0.2、0.4、1.0 和 1.5 mg/L, 以上每种溶解氧浓度条件下均运行 10 个周期以上, 待系统稳定后考察不同溶解氧条件下同步硝化反硝化生物脱氮过程中 N_2O 的释放情况. 当系统中的 DO = 0.4 mg/L 时, 系统氨氮去除率可以达到 96%, 同步硝化反硝化率可以达 87%. 如图 6 所示, 随着反应的进行, N_2O 的释放量曲线上升, 并且可以发现从第 240 min 以后, 每次投加碳源后 N_2O 的释放量都会有小幅下降, 说明系统中发生的反硝化作用有利于减少 N_2O 的释放, 在第 720 min 后氨氮基本被降解结束, 此刻 N_2O 的释放量出现大幅下降, 整个过程中 N_2O 的累积释放量为 1.11 mg/L, 即每去除 1g 氨氮将有 0.025 g N_2O 释放出来, 当将系统的溶解氧降低至 0.2 mg/L 后, 由于溶解氧过低系统的氨氮去除率仅为 59.6%, 但同步硝化反硝化率却升高到了 94%, 此过程中 N_2O 的释放情况随着反应的进行始终处在比较低的水平波动, 整个过程中 N_2O 的累积释放量为 0.23 mg/L, 去除 1 g 氨氮释放的 N_2O 的量为 0.005 g, 当增加系统中溶解氧到 1.0 mg/L, 可以发现由于溶解氧的提高, 系统氨氮在第 540 min 时就已经降解结束, 氨氮去除率为 100%, 同步硝化反硝化率为 79%, 较溶解氧为 0.4 mg/L 时有所降低, 并且在 720 min 后系统中存在硝酸盐的积累, 浓度为 6 mg/L, 此过程中 N_2O 的释放情况呈现先上升后下降的规律, 并且下降的点正好为氨氮降解结束的点, 这与笔者研究短程硝化反硝化脱氮过程中得到的结论一致, N_2O 主要产生于硝化过程中, 并且随着氨氮的降解结束其释放量也将大幅下降甚至停止, 溶解氧为

0.4 和 1.5 mg/L 时 N_2O 释放量的变化规律也验证了此结论, 该条件下 N_2O 的释放量为 0.74 mg/L, 去除 1 g 氨氮释放 0.021 g N_2O , 最后当溶解氧提高到 1.5 mg/L 后, 系统氨氮降解仍然可以提前结束, 大约在 480 min 左右 N_2O 释放量开始出现逐渐下降, 整个过程其释放量为 0.86 mg/L, 相当于每去除 1 g 氨氮释放 N_2O 0.025 g.

综合考虑氨氮去除率、同步硝化反硝化率和反应时间, 实验发现溶解氧为 1.0 mg/L 条件下去除单位质量的氨氮释放温室气体 N_2O 的量最少, 并且可以维持同步硝化反硝化脱氮的稳定运行.

3 讨论

如表 2 所示, 反应器 A、B 均处于最佳溶解氧水平时同步硝化反硝化 (SND) 系统释放的 N_2O 量明显少于短程硝化反硝化系统, 短程系统释放的 N_2O 量约是同步硝化反硝化系统的 3 倍. 分析原因有 3 点: 第一, 可能是短程系统中亚硝酸盐积累导致 N_2O 还原酶 Nor 被抑制, 导致了较高的 N_2O 释放量. 而在同步硝化反硝化系统, 随着硝化的进行, 系统中产生的亚硝态氮很快也被同时反硝化掉, 不在系统中积累, 不对菌群中 Nor 造成抑制, 释放的部分 N_2O 可以被瞬时还原为氮气, Park 等^[15]和 Zeng 等^[16]都发现系统中积累了大量亚硝酸盐后 N_2O 的产量会有大幅提高, 其主要原因就是亚硝酸盐的毒性, 对 N_2O 还原酶存在抑制作用. Park 等^[17]采用生物膜反应器及活性污泥反应器研究了城市污水间歇曝气条件下 N_2O 的产生及控制方法. 研究表明, N_2O 的产生与亚硝酸盐的存在具有良好的相关性. DO 浓度较低 (0.2 ~ 0.5 mg/L) 和亚硝酸盐浓度较高同时促进了 N_2O 的产生, Zeng 等^[16]在研究亚硝型同步硝化反硝化过程中也得到了同样的结果. 第二, 研究短程硝化反硝化系统时发现, N_2O 主要产生于硝化阶段, 反硝

表 2 短程系统与同步系统不同溶解氧水平下去除单位质量氨氮 N_2O 释放量的比较

Table 2 N_2O emission under different DO levels of shortcut nitrification and SND

溶解氧水平 /mg·L ⁻¹	短程系统去除单位质量氨氮 N_2O 释放量/g	溶解氧水平 /mg·L ⁻¹	同步系统去除单位质量氨氮 N_2O 释放量/g
0.5	0.09	0.2	0.005
1.0	0.11	0.4	0.025
1.5	0.06	1.0	0.021
2.0	0.04	1.5	0.026

化过程有利于降低 N_2O 释放量,同步硝化反硝化系统也发现了类似现象.硝化反应与反硝化反应同时进行,这也大大减少了脱氮过程释放的 N_2O 量,阮文权等^[18]研究好氧颗粒污泥同步硝化反硝化时发现当碳源不足时,同步硝化反硝化系统会有较高的 N_2O 释放,但本试验中分阶段投加足量的碳源,可以保证反硝化所需碳源,因此反硝化作用彻底,这也是此系统 N_2O 释放量较少的一个原因.还有报道称^[19]好氧反硝化菌株释放的 N_2O 量要少于传统的反硝化菌反硝化作用,同步硝化反硝化系统中的菌种要比短程硝化反硝化系统复杂得多,其中很有可能存在好氧反硝化菌等非传统菌种,而目前还没有开展这些特殊菌种对 N_2O 释放量贡献的研究.据报道^[20] N_2O 既能产生于硝化(氧化)过程,又能产生于反硝化(还原)过程.如果将硝化段控制在较好的氧化条件下, $NH_4^+ -N$ 在氧化过程中很少以中间产物(如 N_2H_4 、 NH_2OH 、 $[NOH]$ 等)停留,而是很快被氧化为 $NO_2^- -N$ 进而氧化为 $NO_3^- -N$,此时将产生较少量的 N_2O ;如果将反硝化段控制在较好的还原条件下, $NO_2^- -N$ 在还原的过程中很快被还原为 N_2 ,也将产生较少量的 N_2O .因此,只要能控制较为完全的硝化和反硝化,同步硝化反硝化系统是十分有利于减少 N_2O 释放的.

4 结论

(1)分别通过实时控制策略和利用低溶解氧水平下分段投加碳源控制策略,成功实现并稳定维持了短程硝化反硝化和同步硝化反硝化生物脱氮.

(2)短程硝化反硝化系统在保证脱氮效率的基础上实现最小 N_2O 释放量的最佳溶解氧水平为 1.5 mg/L,此水平下每去除 1 g 氨氮 N_2O 释放量为 0.06 g.

(3)对于同步硝化反硝化系统,在保证脱氮效率的基础上实现最小 N_2O 释放量的最佳溶解氧水平为 1.00 mg/L,此水平下每去除 1 g 氨氮 N_2O 释放量为 0.021 g,仅是短程硝化反硝化过程的 1/3.

参考文献:

[1] 谢雄飞,肖锦.水体富营养化问题评述[J].四川环境,2000,19(2):22-25.
[2] 刘晶晶,汪苹.一株异养硝化-好氧反硝化菌的脱氮性能研究

[J]. 环境科学研究,2008,21(3):121-125.
[3] 蒋山泉,郑泽根.序批式生物膜(SBBR)同步硝化反硝化特性研究[J].安全与环境学报,2008,8(4):68-72.
[4] 陈英文,陈佺.膜生物反应器同步硝化反硝化系统的研究[J].环境工程学报,2008,2(7):902-905.
[5] 张楠.低氧条件下膜生物反应器中同步硝化反硝化研究[J].浙江建筑,2007,24(11):60-62.
[6] 刘秀红,彭永臻.硝化类型对污水脱氮过程中 N_2O 产生量的影响[J].中国环境科学,2007,27(5):633-637.
[7] Lemaire R, Meyer R, Taske A, et al. Identifying causes for N_2O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal[J]. Journal of Biotechnology, 2006, 122(1):62-72.
[8] Kimochi Y, Inamori Y, Mizuochi M, et al. Nitrogen removal and N_2O emission in a full-scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration[J]. Journal of Fermentation and Bioengineering, 1998, 86(2):202-206.
[9] 祝贵兵,彭永臻,郭建华.短程硝化反硝化生物脱氮技术[J].哈尔滨工业大学学报,2008,40(10):1552-1557.
[10] 张立秋,韦朝海.常温下 SBBR 反应器中短程同步硝化反硝化的实现[J].工业用水与废水,2008,39(4):1-5.
[11] 方茜,张朝升.污泥龄及 pH 值对同步硝化反硝化过程的影响[J].广州大学学报(自然科学版),2008,7(3):50-54.
[12] 范建华,张朝升.COD/N 对亚硝酸盐型同步硝化反硝化脱氮的影响[J].广州大学学报(自然科学版),2007,6(5):55-59.
[13] Hanaki K, Hong Z, Matsuo T. Production of nitrous-oxide gas during denitrification of waste-water[J]. Water Science and Technology, 1992, 26(5-6):1027-1036.
[14] 高廷耀,周增炎,朱晓君.生物脱氮工艺中的同步硝化反硝化现象[J].给水排水,1998,24(12):6-9.
[15] Park K Y, Lee J W, Inamori Y, et al. Effects of fillmodes on N_2O emission from the SBR treating domestic wastewater [J]. Water Science and Technology, 2001, 43(3):147-150.
[16] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z, et al. simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2003, 84(2):170-178.
[17] Park K Y, Inamori Y, Mizuochi M, et al. Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2000, 90(3):247-252.
[18] 阮文权,陈坚.好氧颗粒污泥同步硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 的产生[J].无锡轻工大学学报,2004,23(4):37-40.
[19] Naoki T, Maria A B, Catalan S, et al. Aerobic Denitrifying Bacteria that Produce Low Levels of Nitrous Oxide[J]. Appl Eviron Micro, 2003, 69(6):3152-3157.
[20] 邹国元,张福锁,陈新平,等.农田土壤硝化-反硝化作用与 N_2O 的排放[J].土壤与环境,2001,10(4):273-276.