DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.201705060

进水氨氮浓度对两种污泥系统 CANON 工艺的冲击影响

韩晓宇[1],孙延芳[2],张树军[3,4],李 星[2],曹相生[2],彭永臻[1]

(1.哈尔滨工业大学 环境学院, 哈尔滨 150090; 2.北京工业大学 建筑工程学院,北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室,北京 100124;3.北京城市排水集团有限责任公司科技研发中心,北京 100022;
4.北京市污水资源化工程技术研究中心, 北京 100124)

摘 要: 为考察氨氮质量浓度对不同污泥系统的 CANON 工艺的冲击影响,在温度(30±1) ℃、pH 7~8 的条件下,研究了两个稳定运行的高氨氮废水颗粒污泥系统和颗粒絮体混合系统的 CANON 工艺,在进水氨氮质量浓度突然降低后的脱氮性能.颗粒污泥系统在 FA 质量浓度为 34、20 和 10 mg/L 条件下,CANON 工艺短程硝化反应运行稳定,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值小于 0.11;颗粒和絮体混合的污泥系统在 FA 质量浓度为 33 mg/L 条件下短程硝化运行稳定,FA 质量浓度降低至 16 mg/L时硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值接近 0.11,系统内 NOB 活性得到恢复,在 FA 质量浓度为 7 mg/L 条件下系统内 NOB 活性得到完全恢复,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值升高至 0.37.研究结果表明,颗粒污泥系统相比颗粒和絮体混合的污泥系统具有更好的抗冲击能力,较短的沉淀时间是维持颗粒污泥 CANON 工艺稳定运行的关键;短程硝化被破坏后,再次增加进水氨氮的质量浓度可恢复对 NOB 活性的抑制.污泥粒径的分布可较为直观地反映系统的稳定性,可参考系统内污泥粒径的分布规律判断 CANON 工艺的脱氮性能.定量 PCR 表明,随着进水氨氮质量浓度的突然降低,ANAMMOX 丰度有明显的减少,NOB 丰度有明显的增长,颗粒出现了解体的现象.

关键词: 全程自养脱氮;厌氧氨氧化;颗粒污泥;游离氨抑制

中图分类号: X703.5 **文献标志码**: A **文章编号**: 0367-6234(2018)02-0040-06

Effect of influent ammonia concentration on CANON process for two sludge systems

HAN Xiaoyu[1], SUN Yanfang[2], ZHANG Shujun[3,4], LI Xing[2], CAO Xiangsheng[2], PENG Yongzhen[1]

(1.School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2.Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China;3.Research and Development Center of Beijing Drainage Group Technology, Beijing 100022, China;4. Beijing Engineering Research Center for Wastewater Reuse, Beijing 100124, China)

Abstract: To study the impact of ammonia nitrogen concentration on the CANON process in different sludge systems, the nitrogen removal performance was researched by the sudden decrease of the influent ammonia concentration in the stable operation of the granule and combined floc-granule CANON process at the temperature of (30±1) ℃ and the pH of 7-8. Under the conditions of FA concentrations at 34, 20 and 10 mg/L, the short cut nitrification of the granule system was stable, and the ratio of nitrate increase/ammonia consumption was less than 0.11. When the FA concentration was 33 mg/L, the short cut nitrification operated stably in the combined floc-granule CANON system. When the concentration of FA was decreased to 16 mg/L, the ratio of nitrate increase/ammonia consumption was close to 0.11 and the NOB activity was recovered slightly. When the concentration of FA was decreased to 7 mg/L , the ratio of nitrate increase/ammonia consumption reached to 0.37 and the NOB activity was fully recovered. The results show that the granular sludge system has better resistance to shock loads compared to the combined floc-granule system, and the shorter settling time is the key to ensure the stable operation of granular sludge system. After the partial nitrification was destroyed, the activity of NOB was effectively inhibited by increasing ammonia concentration. The distribution rule of sludge size can be used to determine the stability of the reaction system, and the nitrogen removal performance of CANON process in this study. The quantitative PCR results show that, the abundance of ANAMMOX has obvious decreasing when the ammonia concentration decreased, and the abundance of NOB has obvious growth with the granules disaggregation.

Keywords: completely autotrophic nitrogen removal; ANAMMOX; granular sludge; free ammonia inhibition

收稿日期: 2017-05-20
基金项目: 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室开放基金(QAK201502);北京市教委资助项目
作者简介: 韩晓宇(1984—),男,博士研究生;
彭永臻(1949—),男,博士生导师,中国工程院院士
通信作者: 彭永臻,pyz@ bjut.edu.cn

厌氧氨氧化菌在缺氧条件下,以 NO_2^- 为电子受体,NH_4^+ 为电子供体生成 N_2,达到最终脱氮目的[1].全程自养脱氮(completely antotrophic nitrogen removal over nitrite process, CANON)工艺是以厌氧

氨氧化反应为基础发展起来的,该工艺是指在单一反应器内实现短程硝化和厌氧氨氧化,从而达到脱氮的目的[2],是目前最经济高效的脱氮工艺[3-5].截止 2014 年全球已经有超过 100 座基于厌氧氨氧化工艺的实际工程,且数量仍在持续增加[6].近年来,关于 CANON 工艺的研究大多是通过人工配水方式完成[7-8],而在实际工程中,进水氨氮质量浓度并不稳定,随季节等因素波动较大[9].因此,为确保出水水质,有必要考察氨氮质量浓度对 CANON 工艺的冲击影响.目前已有的相关报道主要集中在同一污泥系统下通过改变进水氨氮质量浓度进行的研究[10-11],而关于氨氮质量浓度对不同污泥系统 CANON 工艺冲击影响的研究还较少.同时,CANON 工艺在低氨氮废水中的应用还不成熟.因此,本文通过人工配水的方式调节进水氨氮质量浓度,探讨氨氮质量浓度对两种污泥系统 CANON 工艺脱氮性能的影响,以期为实际工程中污泥形式的选择和工艺在低氨氮废水中的推广应用提供参考.

1　实　验

1.1　实验装置与污泥形式

实验装置为两个相同规格的 SBR 反应器,如图 1 所示,分别标记为 1 号反应器和 2 号反应器. 1 号反应器内污泥形式是颗粒污泥[12], 2 号反应器内是颗粒和絮体混合的污泥形式[13].反应器由有机玻璃制成,内径 300 mm,高 1 400 mm,总容积为 100 L,有效容积为 90 L.曝气器采用穿孔管,激光开孔孔径为 0.1 mm,孔间隔为 10 mm,曝气量通过转子流量计控制.实验温度通过恒温加热棒控制.反应器内设有水质监测探头,用以监测工艺运行工程中的 pH、DO 和 T.

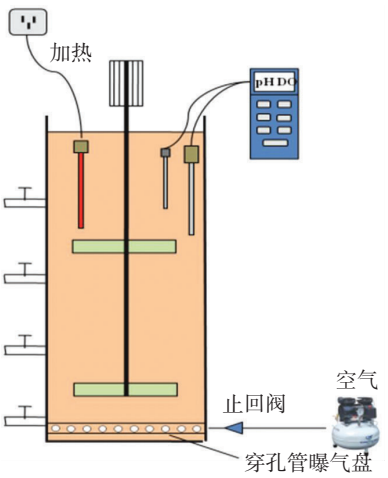


图 1　SBR 反应器实验装置

Fig.1　Experimental apparatus of SBR reactor

1.2　实验用水与实验方案

实验采用人工配水的方式,即通过向北京市高碑店污水处理厂初沉池出水中投加 NH_4HCO_3 调节进水氨氮质量浓度.每个周期排水时 1 号反应器出水用孔径为 0.3 mm 的筛网过滤,截留的颗粒再返回至 1 号反应器;2 号反应器的出水用孔径为 0.2 mm 的筛网过滤,截留的颗粒再返回至 2 号反应器,以减少颗粒的流失.实验温度通过恒温加热棒控制在(30±1)℃,pH 为 7~8.实验过程中,两个反应器曝气量维持不变.按不同进水氨氮质量浓度实验共分为 4 个阶段,两个反应器在各阶段进水氨氮情况如表 1 所示.

表 1　实验各阶段反应器内进水氨氮质量浓度

Tab.1　Influent ammonium concentration of the reactor in each phase

反应器	进水氨氮/(mg·L^{-1})			
	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ
1	1 131	660	342	—
2	1 103	521	242	608

1.3　分析方法

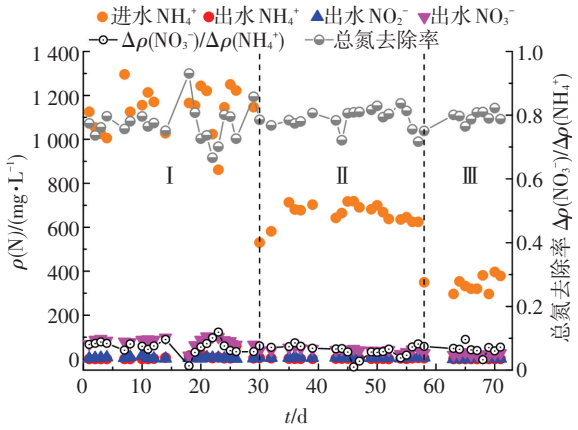
水质指标检测方法按照文献[14]的方法测量,总氮采用过硫酸钾氧化,紫外分光光度法,氨氮采用纳氏试剂光度法,硝态氮、亚硝态氮和总磷采用离子色谱法,化学需氧量采用重铬酸钾法;污泥质量浓度采用称重法;粒径分析采用湿式筛分法;DO、pH 和 T 采用 WTW 测定;定量 PCR 方法参考文献[15-16].

2　结果与讨论

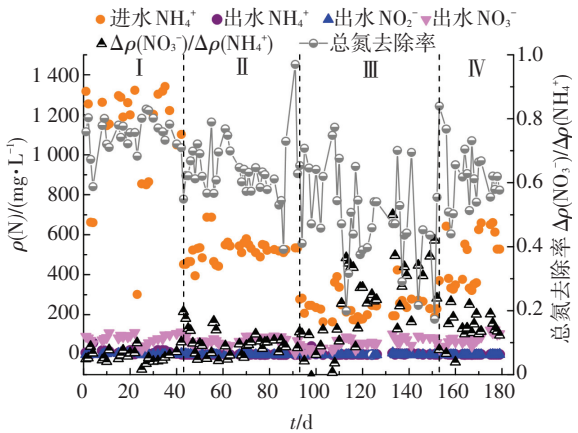
2.1　氨氮质量浓度对污染物去除效果的影响

1 号反应器和 2 号反应器污染物去除情况如图 2(a)、(b)所示.

阶段Ⅰ,1 号反应器共运行了 29 d,每个周期的反应时间约为 12 h.进水氨氮平均质量浓度为 1 131 mg/L, FA 质量浓度为 34 mg/L,出水氨氮、亚硝态氮和硝态氮质量浓度较为稳定,平均质量浓度分别为 7.4、5.4 和 81.9 mg/L,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值平均为 0.07,总氮去除率平均为 77%,单位 MLSS 总氮去除负荷平均为0.21 kg/(kg·d).2 号反应器共运行了 42 d,每个周期的反应时间约为 24 h.进水氨氮平均质量浓度为 1 103 mg/L, FA 质量浓度为 33 mg/L,出水氨氮、亚硝态氮和硝态氮稳定,平均质量浓度分别为 12.6、4.1 和 81.2 mg/L,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值平均为 0.06,总氮去除率平均为 75%,总氮去除负荷平均为0.10 kg/(kg·d).阶段Ⅰ运行期间,两个反应器的出水水质稳定,说明 FA 质量浓度大于33 mg/L时,两个反应器内具有较好的短程硝化-厌氧氨氧化自养脱氮性能,CANON 工艺运行稳定.



(a) 1 号反应器



(b) 2 号反应器

图 2　实验各阶段污染物质量浓度变化

Fig.2　Pollutant concentration in each phase

阶段Ⅱ,1 号反应器共运行了 28 d,每个周期的反应时间约为 7.5 h.进水氨氮平均质量浓度为 660 mg/L,FA 质量浓度为 20 mg/L,出水氨氮、亚硝态氮和硝态氮稳定,平均质量浓度分别为2.2、5.9 和 42.9 mg/L,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值平均为 0.06,总氮去除率平均为 79%,总氮去除负荷平均维持在 0.18 kg/(kg·d).2 号反应器共运行了 50 d,每个周期的反应时间约为12.5 h.进水氨氮平均质量浓度为 521 mg/L,FA 质量浓度为16 mg/L,出水氨氮、亚硝态氮和硝态氮稳定,平均质量浓度分别为0.21、0.9和68.9 mg/L,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值平均为 0.09,总氮去除率平均为 64%,总氮去除负荷平均维持在0.07 kg/(kg·d).阶段Ⅱ相比阶段Ⅰ,1 号反应器在进水氨氮质量浓度降低了 42%、FA 质量浓度由 34 mg/L 突然降至20 mg/L 的条件下,出水水质仍能保持稳定,且总氮去除负荷并无明显变化,说明进水氨氮质量浓度的降低并未对自养脱氮性能造成影响.2 号反应器在进水氨氮质量浓度降低 53%, FA 质量浓度由33 mg/L突然降至16 mg/L的条件下,DO 质量浓度由 0.38 mg/L 降低至 0.34 mg/L,出水氨氮和亚硝态氮基本为零,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值接近 0.11,说明 2 号反应器内 NOB 的活性开始得到恢复,但短程硝化并没遭到实质性的破坏.

阶段Ⅲ,1 号反应器共运行了 14 d,每个周期的反应时间约为 4.5 h.进水氨氮平均质量浓度为 342 mg/L,FA 质量浓度为 10 mg/L,出水氨氮、亚硝态氮和硝态氮稳定,平均质量浓度分别为0.77、3.5 和 23.8 mg/L,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值平均为 0.07,总氮去除率平均为 79%,总氮去除负荷平均为 0.21 kg/(kg·d).2 号反应器共运行了 59 d,每个周期的反应时间约为14 h.进水氨氮平均质量浓度为 242 mg/L,FA 质量浓度为7 mg/L,出水氨氮和亚硝态氮稳定,平均质量浓度分别为 4.1 和 0.7 mg/L,出水硝态氮质量浓度呈升高趋势,由 49.7 mg/L逐渐增长至 85.0 mg/L,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值随之增加至0.37,总氮去除率逐渐降低至 44%.虽然 1 号反应器在阶段Ⅲ仅运行了 14 d,但是每个周期的反应时间比阶段Ⅱ缩短了 40%,运行周期数长达 74 个,因此,实验数据的可信度较好.1 号反应器进水氨氮质量浓度再次降低了 48%、FA 质量浓度由 20 mg/L 降至 10 mg/L 时,出水水质依然稳定,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值小于 0.11,总氮去除负荷略有降低,但变化不大,说明在曝气量不变的条件下,FA 质量浓度突然降低至 10 mg/L 时,CANON 工艺依然能稳定运行.2 号反应器在进水氨氮质量浓度再次降低了 54%、FA 质量浓度由16 mg/L降至7 mg/L条件下,出水硝态氮呈上升趋势,总氮去除率降低了 20%,总氮去除负荷降至0.05 kg/(kg·d).说明 2 号反应器在 FA 质量浓度低至 7 mg/L 时,FA 对 NOB 的抑制作用解除,NOB 的活性得到完全恢复,对亚硝态氮的竞争力增强,短程硝化变为全程硝化, ANAMMOX 菌因为缺少基质活性减弱,总氮去除率和总氮去除负荷出现严重下降的现象.

阶段Ⅳ是通过增加进水氨氮质量浓度的方式强化对 NOB 的抑制作用,进入 2 号反应器的恢复阶段,共运行了 27 d.进水氨氮质量浓度逐渐增加至 608 mg/L,硝态氮生成量与氨氮消耗量的比值随着进水氨氮质量浓度的增加降低至 0.13,总氮去除率增加至 62%,总氮去除负荷提高至0.11 kg/(kg·d).说明 FA 对 NOB 的抑制具有可逆性,质量浓度升高至18 mg/L后,NOB 活性会再次受到抑制,短程硝化逐渐得到恢复,工艺脱氮性能得到改善,后期脱氮效能还需再观察.

大量研究表明,较高质量浓度的 FA 对 AOB 和 NOB 均有抑制作用,NOB 相比 AOB 对 FA 更加

敏感[17-19].关于 FA 对 AOB 和 NOB 的抑制质量浓度存在较大的差异,Anthonisen 等[20]认为,FA 对 AOB 和 NOB 的抑制质量浓度分别是 10~150 和 0.1~1.0 mg/L.Vadivelu 等[21]认为,当 FA 质量浓度大于 0.6 mg/L 时,NOB 活性完全受到抑制.研究发现,FA 对 NOB 抑制的同时会有一定的适应性[22].很多学者应用 FA 对 NOB 和 AOB 的选择性抑制,通过控制 FA 质量浓度实现了短程硝化[23-24].但也有学者认为,单独依靠 FA 的抑制不能长期维持短程硝化的运行[25-26].2 号反应器相比 1 号反应器,NOB 对 FA 更加敏感的原因可能是,1 号反应器是颗粒污泥系统,为维持系统内颗粒污泥的主导地位,沉淀时间较短仅为 2 min,有利于 NOB 的淘洗,维持短程硝化的稳定[27-28].因此,在颗粒污泥系统中,当 FA 质量浓度突然降低至 10 mg/L时,淘洗絮体的方式是维持短程硝化稳定的因素;当进水氨氮质量浓度再次降低时,系统内硝态氮的生长情况还需进一步考察,必要时需联合调整曝气量的方式抑制 NOB 的活性.在颗粒和絮体混合的系统中,当进水氨氮质量浓度突然降低时,随时调整曝气量保持低氧环境和定期淘洗絮体是避免 NOB 丰度和活性增长的有效策略.

2.2　氨氮质量浓度对污泥性能的影响

在生物处理中,运行条件与污泥的组分和性能有着密切的联系.进水氨氮变化过程中,两个反应器内污泥质量浓度的变化如图 3(a)、(b)所示.

1 号反应器在阶段Ⅰ、Ⅱ和Ⅲ运行末期,污泥质量浓度分别为 4 227、3 290 和 3 058 mg/L,絮体比重分别占 6%、6%和 8%,0.2~0.5 mm 的颗粒比重分别占 18%、20%和 11%,0.5~1 mm 的颗粒比重分别占 59%、30%和 44%,大于 1 mm 的颗粒比重分别占 17%、44%和 37%.以上数据可以看出,随着进水氨氮质量浓度的不断降低,为获得充足的基质,0.5~1 mm的颗粒和大于 1 mm 的颗粒先后出现了解体的现象.颗粒的解体导致絮体污泥质量浓度增加,在较短沉淀时间的选择压力下,小粒径的颗粒和絮体被淘洗出反应器,从而出现系统内污泥质量浓度逐渐减少,絮体比例基本维持稳定的现象.有研究表明,基质浓度对颗粒污泥的形成至关重要[28].较高的基质浓度,可促进颗粒的形成[29].较低的基质浓度,会延长形成颗粒污泥的时间[30].若进水浓度进一步降低,颗粒污泥的解体现象可能会更加明显,系统内污泥质量浓度会进一步降低,从而导致颗粒污泥 CANON 工艺的崩溃.

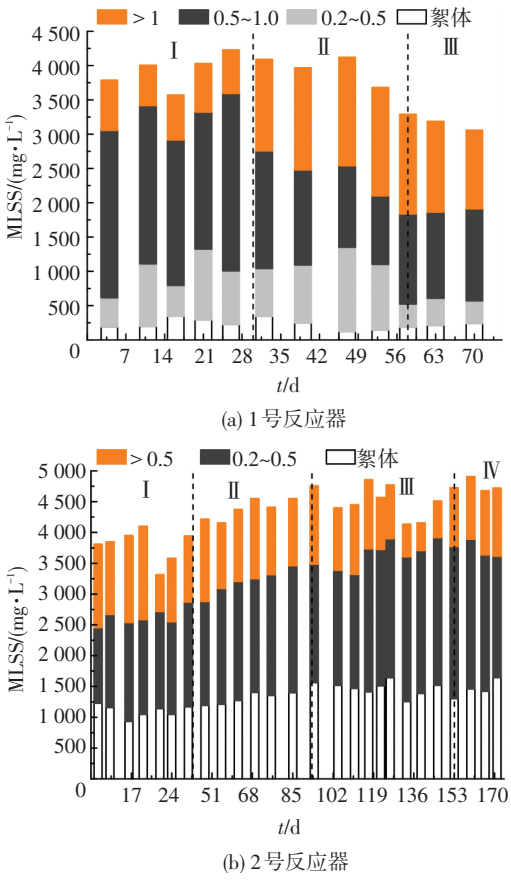


图 3　各阶段污泥质量浓度变化

Fig.3　Sludge concentration in each phase

2 号反应器在阶段Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ和Ⅳ运行末期,污泥质量浓度均呈增长趋势,絮体比重分别占 30%、31%、33%和 29%,0.2~0.5 mm 的颗粒比重分别占 44%、45%、55%和 48%,大于 0.5 mm 的颗粒比重分别占 26%、24%、12%和 23%. CANON 工艺稳定运行期间,总氮去除率和去除负荷较高,污泥质量浓度的增长主要表现为颗粒污泥的增长.进水氨氮质量浓度降低后,大粒径的颗粒出现解体的情况,小粒径的颗粒浓度增多,同时絮体比重也略有增加,此时系统内短程硝化并未被破坏,CANON 工艺运行稳定.进水氨氮质量浓度再次降低后,大粒径颗粒解体速率明显加快,小粒径颗粒和絮体的比重明显升高,短程硝化崩溃,总氮去除率和去除负荷严重下降.进水氨氮质量浓度提升后,大粒径颗粒增长加快,絮体量维持稳定,短程硝化得到恢复,系统脱氮性能得到改善. 以上分析可以看出,污泥粒径的变化规律可以较为直观地反应系统脱氮性能.

2.3　定量 PCR

通过定量 PCR 研究各阶段反应器内 AOB、ANAMMOX 和 NOB 的丰度以及 NOB 占全菌的比例,结果如表 2 所示.

1 号反应器在进水氨氮质量浓度由 1 131 mg/L 降低至 660 mg/L 时,AOB 和 NOB 的丰度变化不明

显,NOB 占全菌比例稳定维持在 0.001%,ANAMMOX 菌丰度减少了 63%,因此,系统内总氮去除负荷略有降低,硝酸盐生成比例稳定.在进水氨氮再次降低至342 mg/L时,NOB 丰度增加了 1 个数量级,但占全菌比例仍然较低,仅占 0.012%,ANAMMOX 菌丰度基本不变,AOB 丰度减少了 72%,因此,出现总氮去除负荷再次降低,硝酸盐生成比例稳定的现象.

表 2 实验各阶段反应器内菌群丰度(平均值)

Tab.2 Abundance of microbial community in each phase (average)

反应器	阶段	丰度/(copie·g^{-1})			R/%
		ANAMMOX	AOB	NOB	
1#	Ⅰ	5.72E+11	5.91E+06	6.34E+06	0.001
	Ⅱ	2.13E+11	7.15E+06	4.48E+06	0.001
	Ⅲ	2.15E+11	2.01E+06	3.97E+07	0.012
2#	Ⅰ	9.64E+10	1.06E+07	1.12E+08	0.022
	Ⅱ	9.95E+10	3.81E+07	8.73E+08	0.171
	Ⅲ	1.68E+10	9.19E+06	4.83E+08	0.168
	Ⅳ	1.37E+10	2.16E+06	5.21E+08	0.150

2 号反应器在进水氨氮质量浓度由 1 103 mg/L 降至 521 mg/L 时,ANAMMOX 菌丰度基本不变,AOB 和 NOB 丰度分别增长了 3 倍和 8 倍,NOB 占全菌比例由 0.022%增加至 0.171%,因此,出现硝酸盐增长比例提高的现象.进水氨氮质量浓度再次降低至 242 mg/L时,NOB 占全菌比例变化较小, ANAMMOX 菌丰度减少了 83%,导致 NOB 对亚硝态氮的竞争性增强,因此,系统内短程硝化遭到破坏.在进水氨氮质量浓度突然降低的过程中,单位 SS 颗粒中 ANAMMOX 菌丰度由 9.41×10^{10} copies/g 减少至 1.29×10^{10} copies/g,减少了 86%;絮体中 ANAMMOX 菌丰度由 2.30×10^{9} copies/g 增加至3.87×10^{9} copies/g,增加了 68%,说明颗粒出现了解体的现象.在进水氨氮质量浓度提高至608 mg/L时,NOB 的丰度并未减少,但是占总菌的比例降低至0.150%,ANAMMOX 菌丰度变化不大,为1.12×10^{10} copies/g,说明颗粒解体现象的得到缓解.

3 结 论

1)在温度为(30±1) ℃、pH 为 7~8、曝气量保持不变、进水氨氮质量浓度突然降低的条件下,颗粒污泥系统相比颗粒和絮体混合的污泥系统具有更好的抗冲击能力,较短的沉淀时间是维持颗粒污泥工艺稳定运行的关键.

2)进水氨氮质量浓度突然减少、FA 质量浓度为 7 mg/L 时,短程硝化被破坏,系统脱氮效能下降,可通过提高进水氨氮质量浓度的方式再次实现短程硝化的稳定.

3)污泥粒径的变化趋势可较为直观地反应系统脱氮性能,可简单通过测量污泥粒径的方式了解反应器的运行状态.

4)定量 PCR 数据显示技术分析得出,进水氨氮质量浓度对 CANON 工艺具有较强的影响.随着进水氨氮质量浓度的突然降低,ANAMMOX 丰度有明显的减少,NOB 丰度有明显的增长,ANAMMOX 丰度在颗粒上的降低和絮体上的增加证实颗粒出现了解体的现象.

参考文献

[1] KARTAL B, ALMEIDA N, MAALCKE W J, et al. How to make a living from anaerobic ammonium oxidation[J]. Fems Microbiology Reviews,2013, 37: 428-461.

[2] THIRD K A, SLIEKERS A O, KUENEN J G, et al. The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: Interaction and competition between three groups of bacteria[J]. Systematic and Applied Microbiology,2001, 24(4): 588-596.

[3] KUENEN J G. Anammox bacteria: From discovery to application [J]. Nature Reviews Microbiology,2008, 6(4): 320-326.

[4] 彭永臻,邵和东,杨延栋,等. 基于厌氧氨氧化的城市污水处理厂能耗分析[J]. 北京工业大学学报,2015, 41(4): 621-627.
PENG Yongzhen, SHAO Hedong, YANG Yandong, et al. Energy consumption of the municipal wastewater treatment plant with Anammox process[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2015,41(4): 621-627.

[5] 胡石,甘一萍,张树军,等. 一体化全程自养脱氮(CANON)工艺的效能及污泥特性[J]. 中国环境科学,2014, 34(1): 111-117.
HU Shi, GAN Yiping, ZHANG Shunjun, et al. Performance and sludge characteristics of the CANON process [J]. China Environmental Science,2014, 34(1): 111-117.

[6] ALI M, OKABE S. Anammox-based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues[J]. Chemosphere,2015, 141: 144-153.

[7] 付昆明,王会芳,左早荣,等. 生物膜 CANON 反应器中沉积物影响及其成因分析[J]. 环境科学,2015, 36(8): 2926-2933.
FU Kunming, WANG Huifang, ZUO Zaorong, et al. Analysis of precipitation formation in biofilm CANON reactor and its effect on nitrogen removal[J]. Envionmental Science,2015, 36(8): 2926-2933.

[8] 陈婉秋,鲍林林. 基于 CANON 工艺的新型 HABR 反应器生物脱氮性能研究[J]. 环境科学,2016, 37(7): 2639-2645.
CHEN Wanqiu, BAO Linlin. Nitrogen removal performance of novel HABR reactor over CANON process[J]. Envionmental Science, 2016, 37(7): 2639-2645.

[9] 卢玮,黄伟明,武云志,等. 污水处理厂的曝气优化[J]. 中国给水排水,2012, 28(22): 27-30.
LU Wei, HUANG Weiming, WU Yunzhi, et al. Aeration optimization in sewage treatment plant[J]. China Water & Waste Water, 2012, 28(22): 27-30.

[10] 刘涛,李冬,曾辉平,等. 氨氮浓度对 CANON 工艺功能微生物丰度和群落结构的影响[J]. 环境科学,2013, 34(2): 773-780.

LIU Tao, LI Dong, ZENG Huiping, et al. Assessment of the effect of influent NH_4^+-N concentration on the abundance and community structure of functional bacteria in CANON process[J]. Envionmental Science, 2013, 34(2): 773-780.

[11]程军,张亮,张树军,等. 氨氮负荷波动对城市污水短程硝化-厌氧氨氧化工艺硝态氮的影响[J]. 中国环境科学, 2017, 37(2): 520-525.
CHENG Jun, ZHANG Liang, ZHANG Shujun, et al. The effects of ammonium loading rate fluctuation on nitrate accumulation in municipal wastewater partial nitritation/anammox (PN/A) process [J]. China Environmental Science, 2017, 37(2): 520-525.

[12]孙延芳,韩晓宇,张树军,等. CANON 颗粒污泥工艺的启动与负荷提高策略[J]. 环境科学,2017, 8: 1-10.
SUN Yanfang, HAN Xiaoyu, ZHANG Shunjun, et al. Start-up of granule canon process and the strategy for enhancing total nitrogen removal rate[J]. Envionmental Science, 2017,8:1-10.

[13]孙延芳,韩晓宇,张树军,等. 颗粒+絮体污泥 CANON 工艺的启动与 SRT 影响研究[J]. 环境科学,2017, 38(2): 672-678.
SUN Yanfang, HAN Xiaoyu, ZHANG Shunjun, et al. Start-up of combined floc-granule canon process and the effects of srt on reactor performance[J]. Envionmental Science, 2017, 38(2): 672-678.

[14]王心芳,魏复盛,齐文启. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版.北京:中国环境出版社, 2002.
WANG Xinfang, WEI Fusheng, QI Wenqi. Monitoring and analysis method of water and wastewater [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press,2002.

[15]黄京,徐亚慧,张亮,等. CANON 工艺快速启动和运行过程中 anammox 群落变化研究[J]. 环境工程,2014, 32(12): 36-41.
HUANG Jing, XU Yahui, ZHANG Liang, et al. Research on change in Anammox community during rapid start-up and running of CANON system by CSTR reactor[J]. Environmental Engineering, 2014,32(12): 36-41.

[16]赵志瑞,马斌,张树军,等. 高氨氮废水与城市生活污水短程硝化系统菌群比较[J]. 环境科学,2013, 34(4): 1448-1456.
ZHAO Zhirui, MA Bin, ZHANG Shujun, et al. Comparing microbial community of high ammonia wastewater and municipal sewage in a partial nitrification system[J]. Environmental Science, 2013,34(4): 1448-1456.

[17]VADIVELU V M, KELLER J, YUAN Z. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched Nitrobacter culture[J]. Water Research,2007, 41(4): 826-834.

[18]VADIVELU V M, KELLER J, YUAN Z. Free ammonia and free nitrous acid inhibition on the anabolic and catabolic processes of Nitrosomonas and Nitrobacter[J]. Water Science and Technology, 2007, 56(7): 89-97.

[19]VADIVELU V M, YUAN Z, FUX C, et al. The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched Nitrobacter culture [J]. Environmental Science & Technology,2006, 40(14): 4442-4448.

[20]ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. Journal (Water Pollution Control Federation),1976, 48(5): 835-852.

[21]VADIVRLU V M, KELLER J, YUAN Z. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched Nitrobacter culture[J]. Water Research,2007, 41(4): 826-834.

[22]VILLAVERDE S, FDZ-POLANCO F, GARCA P A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Start-up influence[J]. Water Research,2000, 34(2): 602-610.

[23]ZHANG L, ZHANG S, HAN X, et al. Evaluating the effects of nitrogen loading rate and substrate inhibitions on partial nitrification with FISH analysis[J]. Water Science and Technology, 2012, 65 (3): 513-518.

[24]GABARRO J, GANIGUE R, GICH F, et al. Effect of temperature on AOB activity of a partial nitritation SBR treating landfill leachate with extremely high nitrogen concentration [J]. Bioresource Technology,2012, 126: 283-289.

[25]FUX C, HUANG D, MONTI A, et al. Difficulties in maintaining long-term partial nitritation of ammonium-rich sludge digester liquids in a moving-bed biofilm reactor (MBBR)[J]. Water Science and Technology,2004, 49(11/12): 53-60.

[26]VADIVELU V M, KELLER J, YUAN Z. Free ammonia and free nitrous acid inhibition on the anabolic and catabolic processes of Nitrosomonas and Nitrobacter[J]. Water Science and Technology, 2007, 56(7): 89-97.

[27]MULDER J W, VAN LOOSDRECHT M, HELLINGA C, et al. Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering[J]. Water Science and Technology,2001, 43(11): 127-134.

[28]CHEN T, ZHENG P, SHEN L, et al. Dispersal and control of anammox granular sludge at high substrate concentrations [J]. Biotechnology and Bioprocess Engineering, 2012, 17(5): 1093-1102.

[29]ADAV S S, LEE D, TAY J. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule[J]. Water Research,2008, 42 (6): 1644-1650.

[30]LIU Q S, TAY J H, LIU Y. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor[J]. Environmental Technology,2003, 24(10): 1235-1242.

(编辑　刘　彤)