DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.2017.02.01

不同厌氧方式对连续流亚硝化恢复的影响

张 杰[1,2],张艳辉[1],李 冬[1],梁瑜海[1],关宏伟[1],赵世勋[1]

(1.水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室(北京工业大学),北京 100124;
2.城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学),哈尔滨 150090)

摘 要:为探究不同厌氧运行方式对亚硝化恢复的影响,在常温(20±2) ℃下,采用两组两级连续搅拌反应器(CSTR)1#和2#,实验分为S1、S2和S3三个阶段.在S1阶段1#采用厌氧/厌氧运行(两级DO均为0~0.1 mg/L),2#采用厌氧/好氧运行(两级DO分别为0~0.1和0.6~0.8 mg/L);在S2阶段1#转变为好氧/好氧运行(两级DO分别为0.2~0.4和0.6~0.8 mg/L),2#保持厌氧/好氧不变(两级DO分别为0~0.1和0.6~0.8 mg/L);在S3阶段,研究恢复后亚硝化的稳定性,此时1#、2#两级DO均为1.0~1.2 mg/L.分别对此过程中亚硝化的恢复时间以及恢复后稳定性进行比较.结果表明,1#的恢复时间比2#缩短了12 d,但当溶解氧增加到1.0~1.2 mg/L时,2#恢复后的亚硝化更稳定.先厌氧/厌氧(两级DO均为0~0.1 mg/L)后好氧/好氧运行(两级DO分别为0.2~0.4和0.6~0.8 mg/L),有利于亚硝化的快速恢复,恢复后转变为厌氧/好氧运行(两级DO分别为0~0.1和0.6~0.8 mg/L)有助于亚硝化的长期稳定运行.

关键词:生活污水;亚硝化;连续搅拌反应器;厌氧/厌氧;好氧/好氧;厌氧/好氧

中图分类号:X703.1 **文献标志码**:A **文章编号**:0367-6234(2017)02-0001-05

Effects of different anaerobic modes on recovery of partial nitrification in continuous flow process

ZHANG Jie[1,2], ZHANG Yanhui[1], LI Dong[1], LIANG Yuhai[1], GUAN Hongwei[1], ZHAO Shixun[1]

(1.Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering(Beijing University of Technology), Beijing 100124, China; 2.State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: To investigate different effects of anaerobic modes on recovery of partial nitrification (PN), two-stage continuous stirred-tank reactors (CSTR)1# and 2# were used at room temperature (20±2) ℃. The experiment had three stages(S1,S2 and S3).During S1,1# was maintained anaerobic/ anaerobic(DO:0-0.1,0-0.1 mg/L),2# was maintained anaerobic/oxic(DO:0-0.1,0.6-0.8 mg/L). During S2,1# was maintained oxic/oxic (DO:0.2-0.4, 0.6-0.8 mg/L),2# was continually maintained anaerobic/oxic(DO:0-0.1, 0.6-0.8 mg/L). To investigate stability of PN after recovery,S3 was carried out. During S3, 1# and 2# was maintained oxic/oxic(DO:1.0-1.2,1.0-1.2 mg/L)The following paremeters (time of recovery of PN and stability of PN) were investigated. It demonstrated that the recovery time of 1# was shorter than that of 2# by 12 d. However, PN in 2# was more stable when DO increased to 1.0-1.2 mg/L. Efficient PN could be recovered by the mode of first anaerobic/ anaerobic (DO:0-0.1,0-0.1 mg/L) then oxic/oxic (DO:0.2-0.4,0.6-0.8 mg/L). Afterwards, stable PN could be maintained by anaerobic/oxic(DO:0-0.1,0.6-0.8 mg/L).

Keywords: domestic wastewater; partial nitrification; continuous stirred-tank reactor (CSTR); anaerobic/anaerobic; oxic/oxic; anaerobic/oxic

亚硝化-厌氧氨氧化工艺因节省曝气、无需外加碳源、污泥产量低等优点成为目前已知最为节能、经济的脱氮途径[1-3],而该工艺未能在生活污水中推广和应用的主要瓶颈在于,生活污水低NH_4^+-N且水质、水量波动较大的特点使亚硝化很难稳定运行.Ma等[4]指出亚硝化一旦失稳后很难恢复,因此,对于失稳后的亚硝化"如何使其高效地恢复"是亚硝化工程应用上必须解决的难题.然而,目前文献中提到的对亚硝化进行恢复的研究很少.如果采用与启动相似的高温[5]、高游离氨(FA)[6]、高游离亚硝酸(FNA)[7]的方式进行恢复,常温低NH_4^+-N的实际生活污水在不投加药剂、不加热下很难达到.张功良等[8]在SBR中通过前置厌氧和降低溶解氧(DO)的方式实现了亚硝化的高效恢复,这说明设置厌氧段能抑制NOB. 但该研究存在以下两个问题,一是采用模拟生活污水而非实际生活污水,这对于实际工程的指导意义有限;二是在SBR中运行,而实际水

收稿日期:2016-04-12
基金项目:北京市长城学者项目;北京市市委组织部青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)
作者简介:张 杰(1938—),男,教授,中国工程院院士;
李 冬(1976—),女,教授,博士生导师
通信作者:李 冬,lidong2006@bjut.edu.cn

厂均是连续运行.能否在连续流实际生活污水中进一步增加厌氧段的长度,即先厌氧/厌氧后好氧/好氧运行,或者一直采用厌氧/好氧运行来实现亚硝化的高效快速恢复,还有待进一步研究.

为此,采用两组两级 CSTR (1#和 2#),1#采用厌氧/厌氧后好氧/好氧的运行方式, 2#一直采用厌氧/好氧运行,对亚硝化恢复时间和恢复后稳定性进行比较,以期为亚硝化的工程应用提供技术支持.

1　实　验

1.1　实验装置和方法

实验在北京某污水厂进行,采用两组相同的两级 CSTR (1#、2#),如图 1 所示.两级 CSTR 各级有效容积为 7 L,图中通气管的目的是使两级 CSTR 水流通畅,每一级底部设置曝气沙盘,通过可调式气泵为反应过程提供溶解氧,由转子流量计控制气量.如表 1所示,实验分为 3 个阶段,在 S1 阶段 1#采用厌氧/厌氧的运行方式,厌氧段只搅拌不曝气,不控制 DO,经检测 DO 在 0~0.1 mg/L. 1#S1 阶段的时间长度采用氨化率法,即当氨氧化率连续 5 d 低于 10% 则进入 S2 阶段,在 S2 阶段改变 1#运行方式为好氧/好氧运行,1#两级搅拌并曝气,根据 AOB 氧饱和常数为 0.2~0.4 mg/L, NOB 氧饱和常数为 1.2~1.5 mg/L[9],控制两级 DO 分别为 0.2~0.4 和 0.6~0.8 mg/L,两级 DO 梯度是为了 NO_2^--N 更好地积累[10].2#在 S1 和 S2 阶段一直采用厌氧/好氧运行,第一级只搅拌不曝气,经检测 DO 在 0~0.1 mg/L,第二级搅拌并曝气,控制 DO 在 0.6~0.8 mg/L.

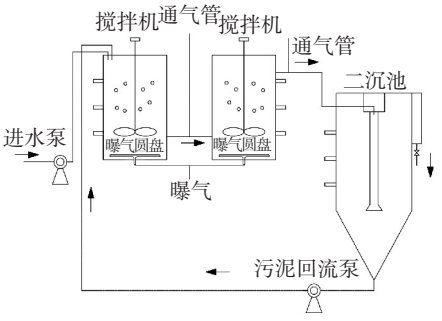

图 1　反应器装置示意

Fig.1　Schematic diagram of the experimental equipment

表 1　各阶段反应器参数变化

Tab.1　Parameter variations of reactors in each stage

阶段	$\rho_{进水}(NH_4^+-N)$/(mg·L^{-1})	HRT/h	回流比	1#/(mg·L^{-1})		2#/(mg·L^{-1})	
				一级 DO	二级 DO	一级 DO	二级 DO
S1(第 1~25 天)	35~43	4	0.5	0~0.1	0~0.1	0~0.1	0.6~0.8
S2(第 26~80 天)	35~43	4	0.5	0.2~0.4	0.6~0.8	0~0.1	0.6~0.8
S3(第 81~90 天)	35~43	4	0.5	1.0~1.2	1.0~1.2	1.0~1.2	1.0~1.2

为比较恢复后亚硝化的稳定性,进行 S3 阶段的研究.现有污水处理厂一般采用固定曝气的方式,由于生活污水水质、水量波动较大的特点,当进水 NH_4^+-N 质量浓度下降时必然会引起过度曝气,在 S3 阶段分别提高 1#和 2#曝气量,使二者两级 DO 均在 1.0~1.2 mg/L,这样比较恢复后亚硝化的稳定性更具有实际意义.

1.2　实验用水和接种污泥

在整个实验过程中 1#与 2#进水水质相同,均采用城市污水厂原污水经 AO 除磷后的出水为进水,具体水质:NH_4^+-N 质量浓度为 35~43 mg/L,COD< 50 mg/L(几乎全部是微生物难降解的物质),$\rho(NO_x^-N)$<2 mg/L. 1#和 2#的接种污泥来自失稳的两级 CSTR,亚硝化率为 25.2%,氨氧化率为 90.1%, MLSS 为 2 800 mg/L,MLVSS 为2 100 mg/L,污泥沉降性能良好,SVI 为 95 mL/g.

1.3　分析方法和计算方法

定期检测反应器内混合液的 MLSS、SV_{30}及进出水 NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N 质量浓度等参数,通过 WTW 便携式测定仪测定 DO、pH 和水温等.水样分析中 NH_4^+-N 的测定采用纳氏试剂光度法,NO_2^--N采用 N-(1-萘基)乙二胺光度法,NO_3^--N 采用紫外分光光度法,COD 采用快速测定仪.

氨氧化率(R_A)、亚硝化率(R_N)和游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)按下式计算:

$$R_A=\frac{\rho(NH_4^+-N)}{\rho_{in}(NH_4^+-N)}\times 100\%. \quad (1)$$

式中:$\rho_{in}(NH_4^+-N)$为进水 NH_4^+-N 质量浓度,mg/L;$\rho(NH_4^+-N)$为进出水 NH_4^+-N 质量浓度差, mg/L.

$$R_N=\frac{\rho(NO_2^-N)}{\rho(NO_2^-N)+\rho(NO_3^-N)}\times 100\%. \quad (2)$$

式中:$\rho(NO_2^-N)$为进出水 NO_2^--N 的质量浓度差, mg/L;$\rho(NO_3^-N)$为进出水 NO_3^--N 的质量浓度差, mg/L.

$$\rho(FA)=\frac{17\times\rho_{inner}(NH_4^+-N)\times 10^{pH}[11]}{14\times(e^{6\,344/(273+T)}+10^{pH})}. \quad (3)$$

式中:$\rho_{inner}(NH_4^+-N)$为反应器内 NH_4^+-N 质量浓度, mg/L; T 为水温,K.

$$\rho(FNA)=\frac{47\times\rho_{inner}(NO_2^--N)}{14\times(e^{-2\,300/(273+T)}\times10^{pH}+1)} \quad [11] \quad .(4)$$

式中:$\rho_{inner}(NO_2^--N)$为反应器内 NO_2^--N 质量浓度, mg/L;T 为水温,K.

1.4　比氨氧化速率和比亚硝酸盐氧化速率的测定

在实验过程中定期从 1#和 2#中取出 100 mL 活性污泥进行硝化细菌活性测试实验.首先将污泥利用各自反应器出水进行搅拌并清洗 3 遍,去除上清液;然后将污泥稀释到 400 mL,置于 500 mL 的广口瓶内,同时采用 0.1 mol/L HCl 和 0.1 mol/L NaOH 将体系的 pH 控制在 7.5±0.05 内.实验过程中,首先向体系中加入 20 mg/L NO_2^--N 测定 NOB 的底物降解速率,曝气 1 h 后,再次向体系中加入 30 mg/L NH_4^+,AOB 和 NOB 的活性分别以比氨氧化速率(specific ammonia oxidation rate, R_{SAO})和比亚硝酸盐氧化速率(specific nitrite oxidation rate, R_{SNO})表征[12].

2　结果和讨论

2.1　S1 阶段亚硝化效果比较

在 S1 阶段 1#采用厌氧/厌氧的运行方式.如图 2所示,氨氧化率由接种前的 90.10%下降到第 20 天的 10.29%,且在第 21~25 天一直在 10%以下.2#采用厌氧/好氧的运行方式,氨氧化率由接种前的 90.1%下降到第 25 天的 57.18%.在整个 S1 阶段,1#和 2#氨氧化率的平均值分别为 15.24%和 50.17%,均远低于接种时氨氧化率(90.1%),同时亚硝化率平均值分别为 64.38%和 56.76%,均比接种前的 25.6%高.这说明两种厌氧运行均抑制了 NOB,有利于亚硝化的恢复,同时氨氧化率的下降也说明两种运行方式抑制了 AOB 的活性.

为了更深入地分析两种运行方式对亚硝化恢复的作用,分别对 1#和 2#中的 R_{SAO}(比氨氧化速率)和 R_{SNO}(比亚硝酸盐氧化速率)进行测定.如图 3 所示,1# R_{SAO}一直在下降,由开始 7.5 mg/(g·h)下降到 0.1 mg/(g·h), R_{SNO}由第 1 天的 6.1 mg/(g·h)下降到第 25 天的 0.1 mg/(g·h),而 2# R_{SAO}下降较小,仅由 7.5 mg/(g·h)下降到 6.4 mg/(g·h),且在第 22~25 天回升, R_{SNO}也下降较小,由开始的 6.1 mg/(g·h)下降到 4 mg/(g·h).这说明与厌氧/好氧相比,厌氧/厌氧对 AOB 和 NOB 的抑制作用更明显,同时在厌氧/好氧条件下, R_{SAO}在第 22 天出现回升.原因是 AOB 对供氧条件突变有个适应过程,待适应条件后,活性开始恢复.

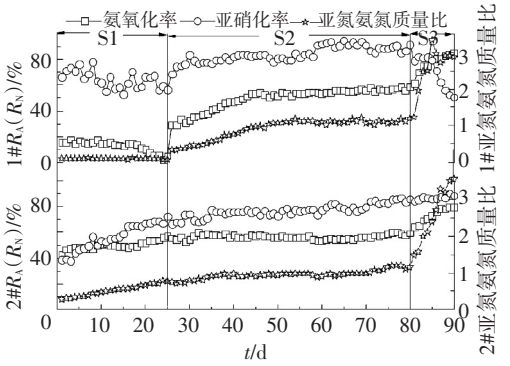

图 2　1#和 2#氨氧化率和亚硝化率变化

Fig. 2　Variation of ammonia oxidation rate and nitrite accumulation rate in 1# and 2#

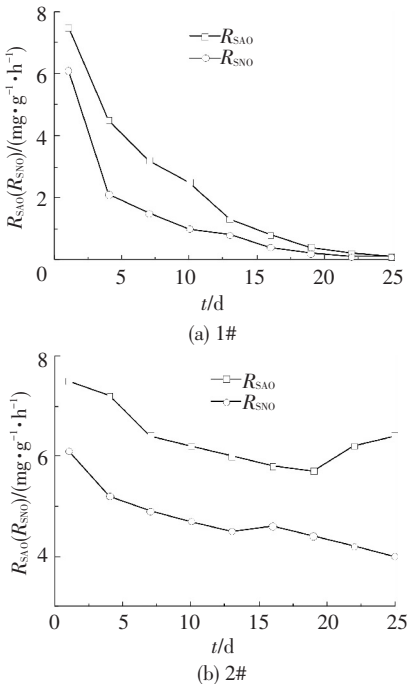

图 3　S1 阶段 1#和 2# R_{SAO}和 R_{SNO}变化

Fig.3　Variation of R_{SAO} and R_{SNO} in 1# and 2# during S1

2.2　S2 阶段亚硝化效果比较

为使亚硝化快速恢复,在 S2 阶段对 1#全程采取好氧运行,控制 1#两级 DO 分别为 0.2~0.4 和 0.6~0.8 mg/L.因为 2#在第 25 天时亚硝化率仅为 72.6%,说明厌氧/好氧下,NOB 活性没有被完全抑制,故 2#继续保持厌氧/好氧运行.

如图 2 所示,从 S1 过渡到 S2 阶段,1#亚硝化率和氨氧化率均发生突跃,氨氧化率由 5.52%增加到 29.33%,亚硝化率由 56.52%增加到 68.93%,到第 59 天时增加到 91.26%,且在第 59~80 天一直保持在 85%以上, NO_2^--N 和 NH_4^+-N 质量比在 1~1.32,平均值为 1.11,满足厌氧氨氧化进水要求,而 2#亚硝化率由第 26 天的 66.67%上升到第 71 天的 84.36%且在第 71~80 天期间保持在 83%以上, NO_2^--N 和 NH_4^+-N 质量比在 1~1.32,平均值为 1.12,也满足厌氧氨氧化进水要求,这说明 1#和 2#

亚硝化均得到恢复并成功过渡到半亚硝化.原因是二者采用的不同厌氧运行方式最终均抑制了 NOB 的活性,使亚硝化得到恢复.然而 2#曝气量比 1#小,而二者氨氧化率相当,其主要原因可能是 2#厌氧/好氧方式筛选出活性更高的 AOB.如图 4 所示,2#亚硝化稳定期间 R_{SAO}平均值为 9.4 mg/(g·h),比 1# 8.6 mg/(g·h)提高了 9.30%, 这与高春娣等[13]指出的缺氧/好氧有利于筛选出 R_{SAO}较高的 AOB 结果相吻合.

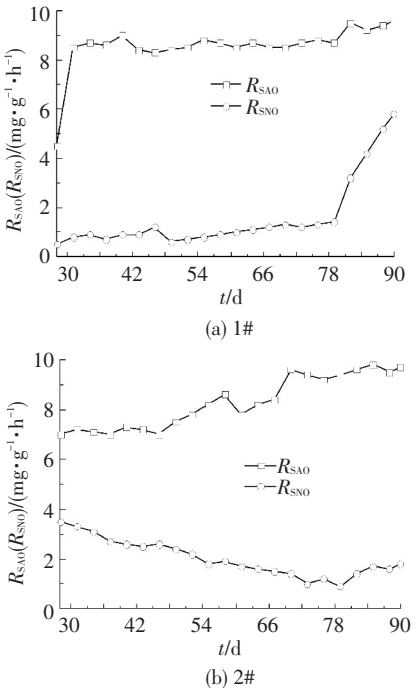

图 4　S2 和 S3 阶段 1#和 2# R_{SAO}和 R_{SNO}变化

Fig.4　Variation of R_{SAO} and R_{SNO} in 1# and 2# during S2 and S3

对 S2 阶段 R_{SAO}和 R_{SNO}进行测定,如图 4 所示,在 S2 阶段 1#R_{SAO}发生了一次突越,由第 25 天的 0.1 mg/(g·h)增加到第 28 天的 4.5 mg/(g·h),且在第 55 天增加到 8.8 mg/(g·h),之后在 8.8 mg/(g·h)左右波动. R_{SNO}只略微增加,在第 26~59天由 0.1 mg/(g·h)增加到 0.9 mg/(g·h).这说明在好氧/好氧恢复过程中 AOB 活性得到快速恢复,而 NOB 在短时间内不能恢复活性,这与 Kornaros 等[14]和 Bournazou 等[15]研究结果相符合.而 2# R_{SAO}在第 76 天达到 9.2 mg/(g·h), R_{SNO}下降缓慢,在第 73 天下降到 1.0 mg/(g·h),这进一步说明两种厌氧运行最终均有效抑制 NOB 活性,同时说明厌氧/厌氧后好氧/好氧能更快地使亚硝化得到恢复.主要原因可能是厌氧/厌氧对 NOB 形成了较彻底的抑制,在后续的好氧恢复过程中 AOB 能迅速地恢复活性,而 NOB 不具备此特性.Gerards 等[16]和 Tappe[17]等指出当进入好氧环境后,与 NOB 相比,AOB 能更快地恢复活性,这是因为二者不同能量需求以及恢复阶段的不同动力学效应所致,以上结论均为本实验中厌氧运行后亚硝化得以恢复提供了有力支撑.

以上对亚硝化恢复方式的比较表明,与厌氧/好氧相比,先厌氧/厌氧后好氧/好氧运行可以使连续流实际生活污水亚硝化的恢复时间缩短 12 d.

2.3　恢复后亚硝化稳定性的比较

目前污水处理厂曝气控制一般采用固定曝气时间的方式,这样在进水水质波动较大时必然会导致过度曝气,因此,在高曝气下比较恢复后亚硝化的稳定性更具有实际意义,故进行 S3 阶段研究.在此阶段,将 1#和 2#两级曝气量均提高至 DO 为 1.0~1.2 mg/L,在 10 d 的运行过程中 1#亚硝化发生失稳,亚硝化率由 91.53%下降到 50.66%,2#氨氧化率上升到 79.49%,而亚硝化率一直保持在 80%以上(包括 80%),这说明 2#恢复后的亚硝化更稳定.同时如图 4 所示,在 S3 阶段 1# R_{SNO}由1.2 mg/(g·h)上升到 5.8 mg/(g·h),而 2#中 R_{SNO}仅由 1.2 mg/(g·h)上升到 1.8 mg/(g·h),这说明在高曝气下,经过厌氧/厌氧后好氧/好氧的 NOB 已经恢复活性,而厌氧/好氧运行下的 NOB 活性依然被抑制.原因是 1#亚硝化恢复后,一直保持好氧/好氧运行,较充足的 DO 和亚氮的积累为 NOB 的增殖提供了有利条件.同时如图 2 所示, 1#在第 75~80 天亚硝化率有下降的趋势,也说明好氧/好氧长期运行可能导致亚硝化的失稳.与 1#不同,2#恢复后的亚硝化一直保持厌氧/好氧运行,这对 NOB 形成了持续抑制,因此,短时间内曝气量的增大并没有使亚硝化失稳.

以上对亚硝化稳定性的比较表明,厌氧/好氧运行下的亚硝化更稳定.因此,失稳后已经恢复的亚硝化应转变运行方式为厌氧/好氧,这有助于亚硝化的长期稳定运行.

2.4　亚硝化恢复因素分析

目前,影响亚硝化恢复的因素主要有温度、pH、基质质量浓度、游离氨(FA)、游离亚硝酸(FNA)等[17],1#和 2#温度均为(20±2)℃,温度的波动是因为 1 d 内温差所致,同时,温度高于 25 ℃ AOB 和 NOB 的生长速度才有较大的差异,才有利于亚硝化的实现[18].而本实验的温度一直在(20±2) ℃,可以排除温度原因使亚硝化恢复的可能.而亚硝化恢复前后 pH 较稳定,且进水 NH_4^+-N 质量浓度一直在 35~43 mg /L,可以排除 pH 和基质质量浓度对亚硝化恢复的作用.在亚硝化恢复前后,1#和 2#FA 一直在 0.42~0.92 mg/L, 该值小于 FA 对 NOB 的抑制质量浓度(1~150 mg/L)[19].另外,在孙洪伟等[20]的研究中,在 FA 为 5.3 mg/L 时 NO_2^--N 的积累仍然很

少,相比之下,本实验中的 FA 值很低,不足以影响亚硝化的恢复,因此,可以排除 FA 的作用使亚硝化得到恢复的可能.同时,1#和 2#FNA 最大值为 0.001 6 mg/L,远小于对 NOB 的抑制质量浓度(0.011~0.077 mg/L)[21],因此,也可以排除 FNA 作用使亚硝化得到恢复的可能.

由此表明,本实验中亚硝化快速恢复的原因是厌氧/厌氧后好氧/好氧和厌氧/好氧作用的结果,而对比 1#和 2#的运行条件,在整个实验过程中二者温度、pH 基本相同,而 FA 和 FNA 均没有达到对 NOB 的抑制质量浓度,因此,可以排除温度、基质质量浓度、FA 和 FNA 等使 1#和 2#亚硝化效果出现差异的可能,故本实验亚硝化恢复效果的差异是不同厌氧运行方式所致.厌氧/厌氧后好氧/好氧运行更有利于亚硝化恢复的原因是开始阶段的厌氧/厌氧运行能更彻底地抑制 NOB.

然而,本实验中厌氧/厌氧运行的厌氧/好氧比相当于 1 ∶ 0,厌氧/好氧运行的厌氧/好氧比为 1∶1,那么是否存在一个厌氧/好氧比为 0 ∶ 1 和 1∶1之间的数值,使得此时有更好的亚硝化恢复效果仍有待进一步研究.

3　结　论

1)与厌氧/好氧(DO 分别为 0~0.1 和 0.6~0.8 mg/L)相比,厌氧/厌氧(DO 均为 0~0.1 mg/L)能够更彻底地抑制 NOB.

2)在连续流实际生活污水中,与厌氧/好氧(DO 分别为 0~0.1 和 0.6~0.8 mg/L)相比,厌氧/厌氧(DO 均为 0~0.1 mg/L)后好氧/好氧(DO 分别为 0.2~0.4 和 0.6~0.8 mg/L)运行的亚硝化恢复时间缩短了 12 d.

3)失稳后已经恢复的亚硝化运行方式转变为厌氧/好氧运行(DO 分别为 0~0.1 和 0.6~0.8 mg/L)有助于亚硝化长期稳定运行.

参考文献

[1] TURK O, MAVINIC D S. Preliminary assessment of a shortcut in nitrogen removal from wastewater[J]. Canadian Journal of Civil Engineering, 1986, 13(6): 600-605.

[2] BARTROLI A, PEREZ J, CARRERA J. Applying ratio control in a continuous granular reactor to achieve full nitritation under stable operating conditions[J]. Environmental Science and Technology, 2010, 44(23): 8930-8935.

[3] STAR W, ABMA W R, DENNIS B, et al. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam[J]. Water Research, 2007, 41(18):4149-4163.

[4] MA B, ZHANG S, ZHANG L, et al. The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(17):8331-8334.

[5] 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.

[6] PENG Y, ZHANG S, ZENG W, et al. Organic removal by denitritation and methanogenesis and nitrogen removal by nitritation from landfill leachate[J]. Water Research, 2008, 42(s 4/5):883-892.

[7] 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(6):283-289.

[8] 张功良, 李冬, 张肖静,等. 延时曝气对常温低氨氮 SBR 亚硝化影响及恢复[J]. 中国环境科学, 2014(8):1998-2002.
ZHANG G L, LI D, ZHANG X J, et al. Research on the recovery strategy for nitrosation at room temperature[J]. Zhongguo Huanjing Kexue/China Environmental Science, 2014, 34(8):1998-2002.

[9] 郭海娟, 马放, 沈耀良. DO 和 pH 值在短程硝化中的作用[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7(1): 37-40.
GUO Haijuan, MA Fang, SHEN Yaoliang. Effects of DO and pH on nitrosofication[J]. Techniques & Equipment for Environmental Pollution Control, 2006, 7(1): 37-40.

[10] 张昭, 李冬, 邱文新,等. 城市污水部分亚硝化的实现与稳定运行[J]. 中南大学学报: 自然科学版, 2013, 44(7): 3066-3071.
ZHANG Z, LI D, QIU W, et al. Achievement and stable operation of partial nitritation for municipal wastewater[J]. Zhongnan Daxue Xuebao, 2013, 44(7):3066-3071.

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

[12] 刘文龙, 彭永臻, 苗圆圆,等. 好氧饥饿对膨胀污泥硝化性能及污泥特性的影响[J]. 化工学报, 2015(3):1142-1149.
LIU W L, PENG Y Z, MIAO Y Y, et al. Effects of aerobic starvation on nitrification performance and sludge characteristics of bulking sludge[J]. Huagong Xuebao, 2015(3):1142-1149.

[13] 高春娣, 王惟肖, 李浩,等. SBR 法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2):403-409.
GAO C D, WANG W X, LI H, et al. Optimization of efficiency on partial nitrification under the mode of alternating anoxic/oxic in sequencing batch reactor[J]. Zhongguo Huanjing Kexue/China Environmental Science, 2015, 35(2):403-409.

[14] KORNAROS M, DOKIANAKIS S N, LYBERATOS G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances.[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(19):7245-7253.

[15] BOURNAZOU M, HOOSHIAR K, ARELLANO-GARCIA H, et al. Model based optimization of the intermittent aeration profile for SBRs under partial nitrification[J]. Water Research, 2013, 47(10):3399-3410.

[16] GERARDS S, DUYTS H, LAANBROEK H. Ammonium-induced inhibition of ammonium-starved Nitrosomonas europaea, cells in soil and sand slurries[J]. Fems Microbiology Ecology, 1998, 26(4): 269-280.

[17] TAPPE W, LAVERMAN A, BOHLAND M, et al. Maintenance energy demand and starvation recovery dynamics of Nitrosomonas europaea and Nitrobacter winogradskyi cultivated in a retentostat with complete biomass retention[J]. Applied & Environmental Microbiology, 1999, 65(6):2471-2477.

[18] PAREDES D, KUSCHK P, MBWETTE T S A, et al. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment: A review[J]. Engineering in Life Sciences, 2007, 7(1):13-25.

[19] 张杰. 为我国水环境恢复而努力[J].给水排水, 2003, 29(4):1.
ZHANG J. Efforts to restore water environment in China[J]. Gei Shui Pai Shui/Water Supply and Drainage, 2003, 29(4):1.

[20] 孙洪伟, 尤永军, 赵华南,等. 游离氨对硝化菌活性的抑制及可逆性影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35(1):95-100.
SUN H W, YOSU Y J, ZHAO H N, et al. Inhibitory effect of free ammonia on the activity of nitrifying bacteria and recoverability[J]. Zhongguo Huanjing Kexue/China Environmental Science, 2015, 35(1):95-100.

(编辑　刘　彤)