

doi: 10.11918/j.issn.0367-6234.2016.08.002

# 缺氧/好氧和协同控制 DO/HRT 工艺对亚硝化的影响比较

张 杰<sup>1,2</sup>, 张艳辉<sup>1</sup>, 李 冬<sup>1</sup>, 梁瑜海<sup>1</sup>, 关宏伟<sup>1</sup>, 赵世勋<sup>1</sup>

(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:**为比较协同控制 DO/HRT 和缺氧/好氧两种运行方式对亚硝化的影响,在常温(18~22 ℃)下,采用两组 2 级连续搅拌反应器(CSTR),1#采取协同控制 DO/HRT 的启动和运行方式,2#采取缺氧/好氧的方式,分别比较两种方式在亚硝化的启动时间、稳定运行效果、曝气能耗、对进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降的适应性以及污泥沉降性能上的差异.结果表明:1#、2#分别用了 26 和 41 d 实现了亚硝化;在以原水经 AO 除磷出水为进水时( $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度 35~43 mg/L),两种运行方式亚硝化效果均较好,但缺氧/好氧的运行方式节省了约 20% 的曝气能耗.当进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度由 43 mg/L 下降到 27 mg/L 时,1#亚硝化失稳,最终亚硝化率下降到 67.39%,而 2#亚硝化较稳定,亚硝化率保持在 88% 以上;1#和 2#在整个过程中污泥沉降性能良好.利用协同控制 DO/HRT 的方式启动亚硝化,随后转变为缺氧/好氧运行,有助于亚硝化的快速启动和稳定运行,并能节省曝气能耗.

**关键词:**生活污水;亚硝化;连续搅拌反应器;缺氧/好氧;水力停留时间;溶解氧

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2016)08-0011-06

## Comparison of effects on partial nitrification between anoxic-oxic and controlling DO /HRT process

ZHANG Jie<sup>1,2</sup>, ZHANG Yanhui<sup>1</sup>, LI Dong<sup>1</sup>, LIANG Yuhai<sup>1</sup>, GUAN Hongwei<sup>1</sup>, ZHAO Shixun<sup>1</sup>

(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 compare the effect of two different operational modes on partial nitrification (PN), two-stage continuous stirred-tank reactors (CSTR) 1# (anoxic-oxic) and 2# (controlling DO and HRT) were constructed and operated at room temperature (18–22 ℃). Start-up time, stability, aeration consumption, sludge settling ability, as well as the adaptability to the decreasing of ammonia nitrogen concentration were investigated. PN in 1# and 2# were accomplished in 26 d and 41 d, respectively. When the effluent of an anaerobic/oxic (A/O) process for phosphorous removing (containing ammonia nitrogen 35–43 mg/L) was used as influent, PN was stable both under 1# and 2# condition, however, aeration consumption could be reduced by about 20% in 2#. When the ammonia nitrogen decreasing from 43 to 27 mg/L, PN in 1# would be unstable and the rates of PN decreased to 67.39%. For comparison, PN in 2# could be maintained stable with an ammonia removal rate of >88%. Settleability of sludge was good both in 1# and 2#. Rapid start-up could be achieved through controlling DO and HRT, and a stable and efficient PN could be maintained through anoxic-oxic.

**Keywords:** domestic wastewater; partial nitrification; continuous stirred-tank reactor (CSTR); anoxic-oxic; hydraulic retention time (HRT); dissolved oxygen (DO)

厌氧氨氧化工艺因无需外加碳源、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<sup>[1-3]</sup>,而作为厌氧氨氧化前段工艺的亚硝化的稳定运行一直是研究的热点和难点<sup>[4-5]</sup>.目前,亚硝化

反应器类型的研究正在由 SBR 向连续流反应器转变,而 CSTR(恒流搅拌反应器)作为典型的连续流反应器备受重视.目前,文献中提到的亚硝化的控制因素主要有 pH、温度<sup>[6]</sup>、基质浓度<sup>[7]</sup>、超声波处理<sup>[8]</sup>、投加抑制剂<sup>[9]</sup>、溶解氧(DO)、水力停留时间(HRT)<sup>[10]</sup>、缺氧/好氧<sup>[11]</sup>等.然而,在污水处理厂的实际运行中,pH、温度、基质浓度属于原水自然属性,难以人为改变;投加抑制剂在工程上的可行性和经济性仍有质疑;超声波处理对亚硝化的影响还存

收稿日期: 2015-12-28

基金项目:北京市长城学者项目;北京市委组织部青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)

作者简介:张 杰(1938—),男,博士生导师,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

在较大争议.相比之下,协同控制 HRT 和 DO 以及缺氧/好氧的运行方式在实际工程中的可行性和经济性更强.然而,在对实际生活污水的处理上,针对以上两种方式的研究还很少,对二者进行比较的研究更是鲜有报道.

为此,采用两组 2 级 CSTR,1#采用协同控制 DO 和 HRT 的方式运行,2#采用缺氧/好氧的策略运行,对两种运行效果进行比较,以期提出亚硝化较快的启动策略及较稳定的运行策略,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 2 级 CSTR (1#、2#),如图 1 所示.2 级 CSTR 中各级的有效容积为 7 L,通气管的目的是使 2 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.

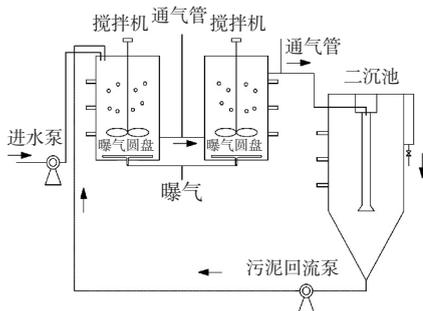


图 1 反应器装置示意

Fig.1 Schematic diagram of the experimental equipment

启动前 5 d 为固定 1#2 级 DO 确定 HRT 阶段,采用试算法,即设置 1#2 级 DO 分别为 0.6~0.8 和 0.2~0.4 mg/L,根据经验数据初定 1#的 HRT 为 6 h,试运行 5 d,期间测定出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的变化情况,若氨氧化率在 90% 以上,则将

HRT 每次缩短 0.5 h 直到氨氧化率在  $(70 \pm 5)\%$  为止.为使 1#和 2#的亚硝化效果更具可比性,最终确定 5.5 h 作为 1#和 2#共同的 HRT.

### 1.2 实验用水和接种污泥

如表 1 所示,1#和 2#共同经历了 3 个阶段,即启动阶段 S1(第 6~55 天)、以原水经 AO 除磷出水为进水阶段 S2(第 56~75 天)和以原水经 AO 除磷出水为进水但  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度下降的适应阶段 S3(第 76~95 天),各阶段进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度和运行参数见表 1.

在启动阶段 S1 采用人工模拟生活污水.向自来水中投加  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  至  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度为 95~100 mg/L,投加  $\text{NaHCO}_3$  提供碱度,碱度与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量比为 10 : 1, pH 为 7.5~8.0,每 1 L 模拟废水中含有 0.136 g  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,同时含有微生物生长必需的微量元素.在 S2 阶段采用城市污水厂原污水经 AO 除磷后的出水为进水,即  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  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),  $\rho(\text{NO}_x^- - \text{N}) < 2$  mg/L.在 S3 阶段继续采用原污水经 AO 除磷后的出水,但由于降雨的稀释作用和亚硝化前段 AO 除磷反应器中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的损失,使得亚硝化进水中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度下降到 27~33 mg/L, COD < 50 mg/L,  $\rho(\text{NO}_x^- - \text{N}) < 5$  mg/L,磷的质量浓度为 1~2.3 mg/L.此时  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度的下降和孙艳等<sup>[12]</sup>的调研结果(北京地区的污水处理厂在 7~9 月份进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度下降)相吻合.因此,研究两种运行方式对于进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度下降的适应性,可为实际工程中“如何应对原水中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的波动”这一不可避免的问题提供宝贵经验.1#和 2#的接种污泥来自 A<sup>2</sup>O 曝气池, MLSS 为 3 750 mg/L, MLVSS 为 2 850 mg/L,污泥沉降性能良好, SVI 为 95 mL/g.

表 1 各阶段反应器参数变化

Tab.1 Parameter variations of each stage

阶段	$\rho_{\text{进水}}(\text{氨氮})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	HRT/h	回流比	DO/(mg · L <sup>-1</sup> )			
				1#一级	1#二级	2#一级	2#二级
S1(第 6~55 天)	95~100	5.5	0.4	0.6~0.8	0.2~0.4	0~0.1	0.6~0.8
S2(第 56~75 天)	35~45	3.0	0.4	0.6~0.8	0.2~0.4	0~0.1	0.6~0.8
S3(第 76~95 天)	27~33	3.0	0.4	0.8~1.0	0.3~0.5	0~0.1	0.8~1.0

### 1.3 分析方法和计算方法

定期检测反应器内混合液的 MLSS、 $\text{SV}_{30}$  及进出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的质量浓度等参数,通过 WTW 便携式测定仪测定 DO、pH 和水温等.水样分析中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  测定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,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$

采用紫外分光光度法, COD 采用快速测定仪<sup>[13]</sup>.

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

$$R_A = \frac{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})}{\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+ - \text{N})} \times 100\%. \quad (1)$$

式中:  $\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  为进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度, mg/L;

$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为进出水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度差,  $\text{mg/L}$ .

$$R_N = \frac{\rho(\text{NO}_2^--\text{N})}{\rho(\text{NO}_2^--\text{N}) + \rho(\text{NO}_3^--\text{N})} \times 100\%. \quad (2)$$

式中:  $\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$  为进出水  $\text{NO}_2^--\text{N}$  的质量浓度差,  $\text{mg/L}$ ;  $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$  为进出水  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的质量浓度差,  $\text{mg/L}$ .

$$\rho(\text{FA}) = \frac{17 \times \rho_{\text{inner}}(\text{NH}_4^+-\text{N}) \times 10^{\text{pH}}}{14 \times (e^{6.344/(273+T)} + 10^{\text{pH}})}. \quad (3)$$

式中:  $\rho_{\text{inner}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为反应器内  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度,  $\text{mg/L}$ ;  $T$  为水温,  $\text{K}$ .

## 2 结果与讨论

### 2.1 启动时间的比较

根据 AOB 的氧饱和常数为  $0.2 \sim 0.4 \text{ mg/L}$ , NOB 氧饱和常数为  $1.2 \sim 1.8 \text{ mg/L}$  [14], 设置 1# 的 2 级 DO 分别为  $0.6 \sim 0.8$  和  $0.2 \sim 0.4 \text{ mg/L}$ , 第一级中 DO 较高的目的是抑制接种污泥中的厌氧杂菌, 同时更好地利用 2 级 DO 梯度实现  $\text{NO}_2^--\text{N}$  的积累 [15]. 2# 中第一级只搅拌不曝气, 不控制 DO, 经过测定其 DO 在  $0 \sim 0.1 \text{ mg/L}$ , 第二级搅拌并曝气, 控制 DO 为  $0.6 \sim 0.8 \text{ mg/L}$ .

如图 2 所示, 1# 经过 26 d (第 5~31 天) 的运行, 氨氧化率达 86.94%, 亚硝化率达 93.10%. 如图 3 所示, 2# 经过 41 d (第 5~46 天) 的启动, 氨氧化率变为 88.31%, 亚硝化率变为 93.02%. 说明两种方式都可以成功启动亚硝化, 但启动快慢有差异. 亚硝化启动的实质是 AOB 的富集以及 NOB 等其他杂菌的被抑制并淘洗的过程. 因为两种运行方式都提供了适宜 AOB 但不适宜甚至抑制 NOB 等其他细菌生存的环境, 即低 DO ( $0.2 \sim 0.8 \text{ mg/L}$ )、充足的基质  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  ( $(95 \pm 5) \text{ mg/L}$ )、较高 FA ( $1.0 \sim 3.74 \text{ mg/L}$ ) 等条件, 最终都会实现亚硝化的启动.

二者的启动时间相差 15 d, 主要原因是 2# 中缺氧/好氧的运行方式在第一级只搅拌不曝气, DO 在  $0 \sim 0.1 \text{ mg/L}$  不能为 AOB 提供充足的溶解氧, 使得在第 6~31 天, 2# 中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化平均值比 1# 少  $23.79 \text{ mg/L}$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  积累的平均值少  $13.98 \text{ mg/L}$ . 在其他条件相同时, 溶解氧成为 2# 中 AOB 生长的限制因素, 导致其富集较慢, 启动时间也相对较长.

如图 4、5 所示, 在第 6 天时 1# 和 2# 出水  $\text{NO}_3^--\text{N}$  分别为  $67.20$  和  $32.31 \text{ mg/L}$ , 说明开始阶段缺氧/好氧运行方式能更好地抑制 NOB, 基于上述分析能否在 2# 2 级 CSTR 总体积不变且进水负荷一定的条件下, 通过相对增大好氧段体积或者提高好氧段内的 DO, 达到既能够抑制 NOB, 又能为 AOB 提供充足的 DO 使其

快速富集, 进而快速启动亚硝化有待进一步研究.

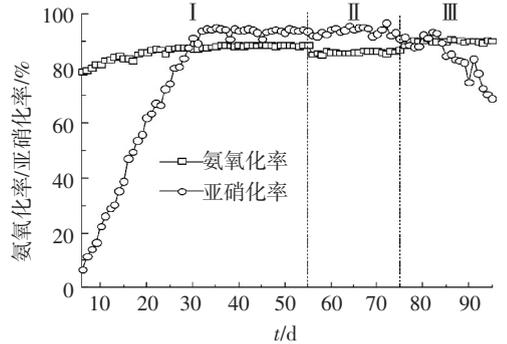


图 2 1# 亚硝化率及氨氧化率变化

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

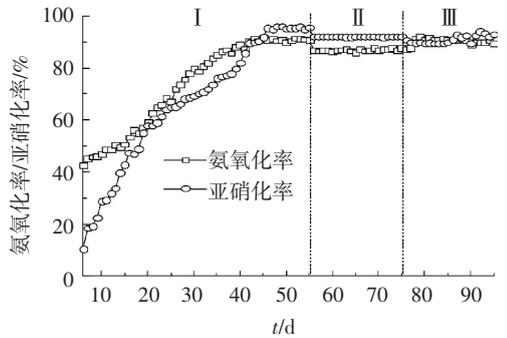


图 3 2# 亚硝化率及氨氧化率变化

Fig. 3 Variation of ammonia oxidation rate and nitrite accumulation rate in 2#

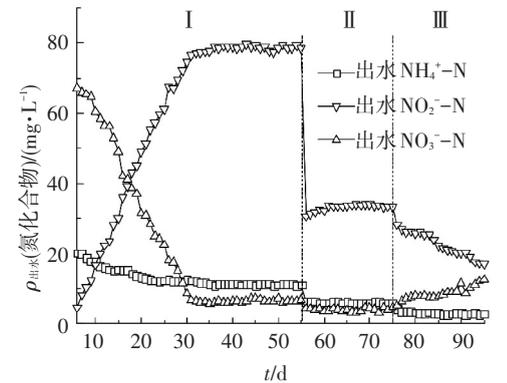


图 4 1# 出水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  变化

Fig. 4 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  concentration in effluent in 1#

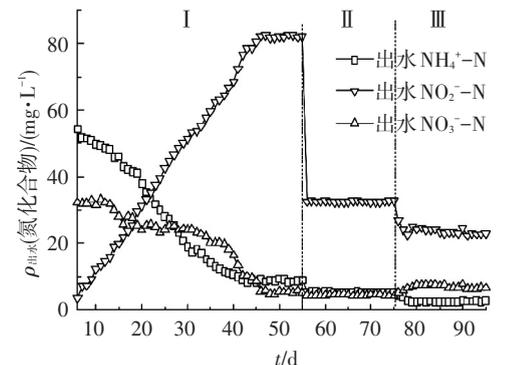


图 5 2# 出水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  变化

Fig. 5 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  concentration in effluent in 2#

启动历程表明,与缺氧/好氧的运行方式相比,控制 DO/HRT 能更快地启动亚硝化。

## 2.2 原水稳定运行阶段的比较

### 2.2.1 亚硝化效果的比较

在 1#和 2#亚硝化启动成功后,为强化亚硝化效果,从第 46~55 天继续采用人工模拟废水且水质保持不变,1#和 2#在第 46~55 天亚硝化率均在 90%以上,说明两者亚硝化效果均已得到很好维持。此后,为了比较两种运行方式对生活污水处理上的差异,进行了 S2 阶段(第 56~75 天)的研究,从第 56 天转变进水为原水经 AO 除磷后的出水,随着进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度的下降,如表 1 所示 1#、2#的 HRT 降低到 3 h,而 1#在第 56~75 天氨氧化率和亚硝化率的平均值为 85.74%和 93.39%,与 1#相似,2#分别为 86.80%、91.76%,说明经过驯化后的 AOB 可以适应 AO 除磷出水低  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的环境,同时说明协同控制 DO/HRT 和缺氧/好氧这两种运行方式在以原水经 AO 除磷出水( $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度为 35~43 mg/L)为进水时均能维持稳定的亚硝化效果。

为深入分析 1#和 2#在 S2 阶段稳定运行的原因,对二者 2 级的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  质量浓度进行测定,结果如图 6、7 所示,在 1#的第一级中  $\text{NO}_2^--\text{N}$  积累量达 26.10 mg/L,第二级达 31.91 mg/L,但是  $\text{NO}_2^--\text{N}$  转化为  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的量很少,原因在于通过控制 DO 介于 AOB 和 NOB 氧饱和常数之间使 NOB 被成功抑制,此时,协同控制 HRT 使得  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化为  $\text{NO}_2^--\text{N}$  时出水能维持较稳定的亚硝化效果。与 1#相似,2#的第 1 级和第 2 级中  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的增加都很少,分别为 0.31 和 2.81 mg/L,说明在低  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  条件下缺氧/好氧方式的亚硝化效果也较好,这与 Kornaros 等<sup>[16]</sup>的研究相符,对于缺氧/好氧下亚硝化稳定的机理在 2.3 部分进行说明。

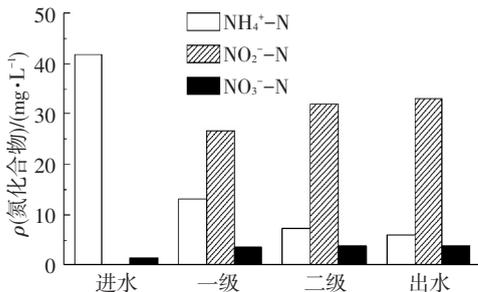


图 6 1# S2 阶段  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  变化

Fig.6 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  concentration in pathway during S2 period in 1#

### 2.2.2 曝气能耗的比较

污水处理厂曝气能耗约占处理成本的 40%~50%<sup>[17]</sup>,因此,对两种运行方式下的曝气能耗进行比较非常必要。在 S2 阶段(第 56~75 天),1#2 级的曝

气量分别为 2.5~2.7 和 0.7~0.8 L/min,2#第一级只搅拌不曝气,第二级的曝气量为 2.5~2.7 L/min.与 1#相比,2#节省的曝气能耗介于  $\frac{0.7}{2.7+0.7}$

$\frac{0.8}{2.5+0.8} = 24.24\%$ <sup>[17]</sup>,而在具体的实验过程中曝气量是有波动的,因此,在二者亚硝化效果基本相同的前提下,2#比 1#节省了约 20%的曝气能耗。

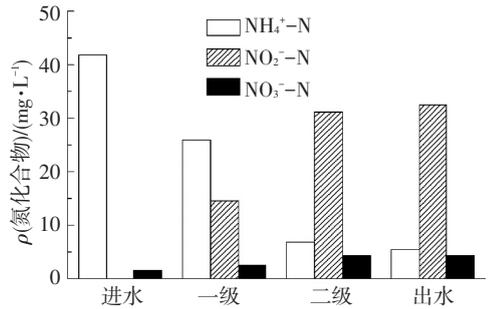


图 7 2# S2 阶段  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  变化

Fig.7 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  concentration in pathway during S2 period in 2#

## 2.3 对进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 波动的适应性

有研究表明,北京地区的污水处理厂在 7~9 月份普遍发生进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降的现象,主要是由于夏季雨水导致进水流量增大,污染物质量浓度因为稀释作用而降低<sup>[12]</sup>。因此,比较两种运行方式对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降的适应性对于亚硝化应用到实际工程中有借鉴意义。如图 8 所示,在本实验的第 76 天进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  也发生了下降的现象,由 43 mg/L 左右持续下降到 27 mg/L 左右。进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降有 2 个原因,一是原污水厂进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降,二是在 AO 除磷反应器中污泥龄较长导致部分硝化菌未被淘汰,使得少量  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  被氧化为  $\text{NO}_3^--\text{N}$ 。

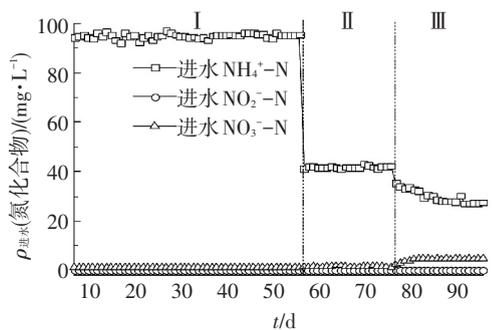


图 8 进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  变化

Fig.8 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  concentration in influent

为了比较两种运行方式在对进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降适应性上的差异,进行 S3 阶段(第 76~95 天)的研究。此阶段保持 1#和 2#的曝气量不变,考察二者对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降的适应性。如表 1 所

示, 在第 76~95 天, 1# 2 级 DO 分别变为 0.8~1.0、0.3~0.5 mg/L, 2# 2 级 DO 变为 0~0.1、0.8~1.0 mg/L. 如图 2 所示, 在第 95 天 1# 的氨氧化率在 90% 左右, 而亚硝化率却由 88.59% 下降到 67.39% 说明亚硝化已经失稳. 与 1# 不同, 2# 在此阶段氨氧化率一直在 90% 以上, 亚硝化率也维持在 88% 以上, 这说明 2# 对于进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  下降的适应性更强.

如图 9 所示, 以第 95 天为例, 在 1# 的第一级  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  已经被氧化了 87.00%,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  增加到 13.8 mg/L, 说明在  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降而 HRT 不变的条件下,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  在更短的时间被氧化, 1# 和 2# 2 级 DO 的上升也证明了这一现象. 此时, NOB 和  $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、DO 接触时间变长, 为其生长提供了有利条件, 在长期的运行过程中 NOB 得到增殖, 亚硝化遭到破坏. 这同时说明通过对 DO/HRT 的控制, 在进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降较大 (由 43 mg/L 下降到 27 mg/L) 时很难维持连续流亚硝化的稳定.

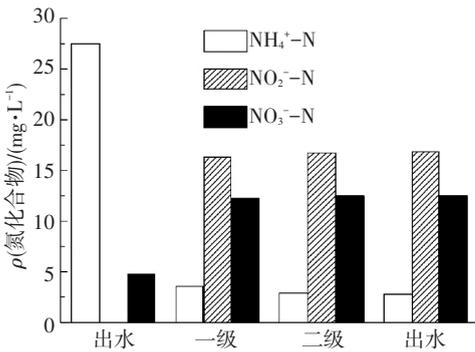


图 9 1# 第 95 天  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  变化

Fig.9 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  concentration in pathway in 1# on 95th day

然而, 值得思考的是, 如图 10 所示, 在进水水质、负荷等其他条件与 1# 都相同的 2# 也经历了进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度的下降, 其  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  被氧化的时间也会缩短, 也有可能引起亚硝化失稳, 但实际上并未发生这一现象. Yu 等<sup>[18]</sup> 的研究表明, 从缺氧到好氧过程中 AOB 能够比 NOB 更快地恢复活性, 原因在于二者对“饥饿”的动力学反应不同, Bournazou<sup>[19]</sup> 和 Kornaros 等<sup>[16]</sup> 进行了类似实验, 结果表明, 从缺氧到好氧的过程中 NOB 的生长速率下降很大. 以上结论均为本实验的结果“缺氧/好氧的运行方式在进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降很大时能够抑制亚硝化向全程硝化转化”提供有力支撑.

本实验由于客观上进水只发生了  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降的现象, 而生活污水水量大、水质波动较大的特点使得污水处理厂进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  也有突然上升的情况, 而此时缺氧/好氧运行能否依然维持较好的亚硝化效果还有待进一步研究. 但是, 有一点是肯定

的, 即本实验的条件下, 在进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度下降较大时, 与协同控制 DO/HRT 的运行方式相比, 缺氧/好氧运行确实维持了更好的亚硝化效果, 同时节省了约 20% 的曝气能耗.

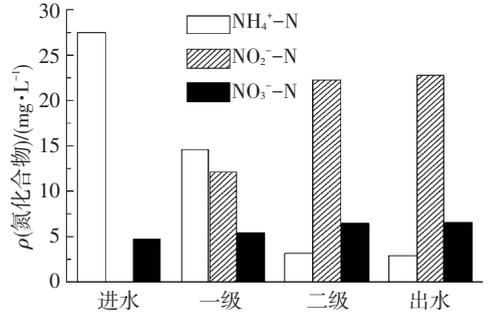


图 10 2# 第 95 天  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  变化

Fig.10 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  concentration in pathway in 2# on 95th day

### 2.4 污泥沉降性能比较

污泥膨胀一直是污水处理的一大难题<sup>[20]</sup>, 研究表明,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  的大量积累容易引起污泥的膨胀<sup>[21-22]</sup>. 因此, 有必要对两种运行方式下 SVI 进行比较. 如图 11 所示, 1# 在第 56~95 天时 SVI 平均值为 99 mL/g, 最大值为 105 mL/g, 2# 在这一过程中 SVI 平均值为 115 mL/g, 最大值为 130 mL/g. 两种运行方式污泥沉降性能良好, 均未引起污泥膨胀, 2# 沉降性能没有 1# 好的原因在于进水 COD 中仍有少量的可供异养菌降解的物质, 为丝状菌提供了一定的碳源, 且 2# 第一级中只搅拌不曝气的条件 DO 很低, 丝状菌氧饱和常数很低, 这样的条件为丝状菌提供了繁殖的可能, 使 SVI 增大, 但是最终并未引起污泥的膨胀.

以上分析说明两种运行方式污泥沉降性能良好, 这在一定程度上也说明了 A/O 除磷+亚硝化+厌氧氨氧化整套工艺在处理生活污水上的优势.

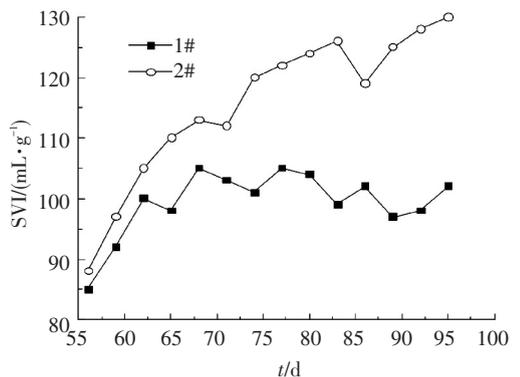


图 11 SVI 变化

Fig.11 Variations of SVI

## 3 结论

1) 在常温 18~22 °C、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度为 95~

100 mg/L 的条件下,采用缺氧/好氧工艺与协同控制 DO/HRT 工艺分别用了 41 和 26 d 成功启动了亚硝化。

2) 采用水质较稳定的 AO 除磷出水为进水时 ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度为 35~43 mg/L),两种运行方式均能维持较稳定的亚硝化,且缺氧/好氧的运行方式节省了约 20% 的曝气能耗。

3) 当进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度发生明显下降(由 43 mg/L 下降到 27 mg/L)时,缺氧/好氧运行方式亚硝化较稳定,亚硝化率保持在 88% 以上,而协同控制 HRT 和 DO 的方式亚硝化率下降到 67.39%。

4) 协同控制 DO/HRT 与缺氧/好氧运行的方式污泥沉降性能良好,均未引起污泥膨胀。

## 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 nitrification 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] CHUANG H P, OHASHI A, IMACHI H, et al. Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition [J]. *Water Research*, 2007, 41(2): 295-302.
- [5] FUX C, BOEHLER M, HUBER P, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant [J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 99(3): 295-306.
- [6] GABARRO J, GANIGUE R, GICH F, et al. Effect of temperature on AOB activity of a partial nitrification SBR treating landfill leachate with extremely high nitrogen concentration [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 126: 283-289.
- [7] PENG Y, ZHANG S, ZENG W, et al. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate [J]. *Water Research*, 2008, 42(4): 883-892.
- [8] ZHENG M, LIU Y, XU K, et al. Use of low frequency and density ultrasound to stimulate partial nitrification and simultaneous nitrification and denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 146: 537-542.
- [9] SANHA B, ANNACHHATRE A P. Partial nitrification—operational parameters and microorganisms involved [J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2007, 6(4): 285-313.
- [10] ZENG W, WANG X, LI B, et al. Nitrification and denitrifying phosphorus removal via nitrite pathway from domestic wastewater in a continuous MUCT process [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 143: 187-195.
- [11] KORAROS M, MARAZIOTI C, LYBERATOS G. A pilot scale study of a sequencing batch reactor treating municipal wastewater operated via the UP-PND process [J]. *Water Science and Technology*, 2008, 58(2): 435-438.
- [12] 孙艳, 张逢, 胡洪营, 等. 北京市污水处理厂进水水质特征的统计学分析 [J]. *给水排水*, 2014, 1: 177-181.  
SUN Yan, ZHANG Feng, HU Hongying, et al. Statistical analysis of influent quality characteristics of municipal wastewater treatment plants in Beijing, China [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2014, 1: 177-181.
- [13] 张肖静, 李冬, 梁瑜海, 等. MBR-SNAD 工艺处理生活污水效能及微生物特征 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2015, 47(8): 87-91.  
ZHANG Xiaojing, LI Dong, LIANG Yuhai. Performance and microbial characteristic of SNAD process for treating domestic sewage in a membrane bioreactor [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2015, 47(8): 87-91.
- [14] 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 nitrosification [J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2006, 7(1): 37-40.
- [15] 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 Zhao, LI Dong, QIU Wenxin, et al. Achievement and stable operation of partial nitrification for municipal wastewater [J]. *Journal of Central South University (Science and Technology)*, 2013, 44(7): 3066-3071.
- [16] KORAROS M, DOKIANAKIS S N, LYBERATOS G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(19): 7245-7253.
- [17] GUO J H, PENG Y Z, PENG C Y, et al. Energy saving achieved by limited filamentous bulking sludge under low dissolved oxygen [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(4): 1120-1126.
- [18] YU R, CHANDRAN K. Strategies of *Nitrosomonas europaea* 19718 to counter low dissolved oxygen and high nitrite concentrations [J]. *BMC Microbiology*, 2010, 10(5): 1-11.
- [19] BOURNAZOU M N C, 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.
- [20] 郝晓地, 朱景义, 曹秀芹. 污泥膨胀形成机理及控制措施研究现状和进展 [J]. *环境污染治理技术与设备*, 2006, 7(5): 1-9.  
HAO Xiaodi, ZHU Jingyi, CAO Xiuqin. Situation and development of bulking sludge study: general theories and control measures [J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2006, 7(5): 1-9.
- [21] MUSVOTO E V, LAKAY M T, CASEY T G, et al. Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems [J]. *Water Sa*, 1999, 25: 397-407.
- [22] MA Y, PENG Y, WANG S, et al. Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant [J]. *Water Research*, 2009, 43(3): 563-572.