

# 养猪废水厌氧消化液 SBR 短程硝化系统影响因素

李建政<sup>1,2</sup>, 孟佳<sup>1</sup>, 赵博玮<sup>1</sup>, 艾斌凌<sup>1</sup>

(1. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 150090 哈尔滨;  
2. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 150090 哈尔滨)

**摘要:** 针对养猪废水厌氧消化液较高残留的氨氮, 为开发短程硝化-反硝化脱氮工艺, 以序批式活性污泥反应器(SBR)的运行为基础, 探讨温度、氨氮负荷( $R_{nl}$ )和曝气时间对活性污泥系统短程硝化特征的影响。结果表明: 在28和15℃条件下, 将溶解氧控制为1.0~2.0 mg·L<sup>-1</sup>时, SBR系统均能实现良好的短程硝化功能; 但在15℃条件下, 氨氮去除率和亚硝酸盐积累率( $R_{na}$ )较28℃均有显著下降, 分别从71.1%和96.7%降到52.8%和85.4%; 在28℃条件下, 氨氮负荷由0.56 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>大幅提高到2.18 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>后, SBR系统的氨氮去除率显著降为48.6%, 但 $R_{na}$ 仍然高达96.8%, 保持了良好的短程硝化性能。 $R_{nl}$ 较高时, 可适当延长曝气时间以强化SBR系统的氨氮氧化能力。但曝气时间过长会导致大量NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N的氧化,  $R_{na}$ 显著下降。

**关键词:** 养猪废水; 厌氧消化液; 序批式活性污泥反应器; 短程硝化

**中图分类号:** X703.1      **文献标志码:** A      **文章编号:** 0367-6234(2014)08-0027-07

## Main influence factors for shortcut nitrification in a SBR treating anaerobic digested piggery wastewater

LI Jianzheng<sup>1,2</sup>, MENG Jia<sup>1</sup>, ZHAO Bowei<sup>1</sup>, AI Binling<sup>1</sup>

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China;  
2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China)

**Abstract:** To develop a shortcut nitrification process for treating anaerobic digested piggery wastewater with a high ammonia concentration, a sequencing batch reactor (SBR) was introduced, and the temperature, ammonia nitrogen loading rate ( $R_{nl}$ ) and aeration time were investigated as the significant influence factors of the shortcut nitrification. The shortcut nitrification process could be established in the SBR at 28 °C or 15 °C with the identical dissolved oxygen (DO), ranged from 1 to 2 mg · L<sup>-1</sup>. But the ammonia removal and nitrite accumulation rate  $R_{na}$  were decreased from 71.1% and 96.7% to 52.8% and 85.4%, respectively, when the temperature was dropped from 28 °C to 15 °C. Though the ammonia removal rate was decreased to 48.6% since the  $R_{nl}$  had been increased from 0.56 to 2.18 kg · m<sup>-3</sup> · d<sup>-1</sup> at 28 °C, a  $R_{na}$  as high as 96.8% was obtained, indicating that an excellent shortcut nitrification occurred in the SBR. To obtain a superior ammonia oxidation with a higher  $R_{nl}$ , extension of aeration time would be supportive. But an excessive aeration could result in an increase in nitrate and a decrease in  $R_{na}$ , which was unfeasible for the shortcut nitrification process in the SBR.

**Keywords:** piggery wastewater; anaerobic digestion liquor; sequencing batch reactor (SBR); shortcut nitrification process

养猪废水具有有机物质质量浓度高、氨氮高、悬

浮物高、碳氮比低等特点, 处理难度大<sup>[1-2]</sup>。目前, 用于养猪废水处理的技术主要包括还田、自然处理和工业化处理3种模式<sup>[3]</sup>。其中, 还田及自然处理是传统的养猪废水处理方法, 经济有效, 但其应用受到可用土地资源及土地承载力的严重限

收稿日期: 2013-04-20.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51178136).

作者简介: 李建政(1965—), 男, 教授, 博士生导师.

通信作者: 李建政, ljz6677@163.com.

制<sup>[3]</sup>.开发占地面积小、运行管理方便且经济有效的规模化养猪场废水处理技术,成为保障养猪行业健康发展亟需解决的问题<sup>[4]</sup>.工业化处理模式包括物理法、化学法、生物法及由它们构成的组合工艺,具有占地面积小、适应性强、受环境因素影响小等优点<sup>[5]</sup>.其中,厌氧生物处理技术可以在有效处理废水的同时回收可再生能源——沼气,得到广泛应用<sup>[6]</sup>.然而,养猪废水是一种高质量浓度有机废水,经厌氧消化后,其出水仍会残留较高的化学需氧量(COD)和氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ),不能向环境中排放,需要作进一步的处理<sup>[7-8]</sup>.对于COD的进一步去除,可采用常规的好氧活性污泥法,但消化液的脱氮问题至今仍未得到很好的解决<sup>[9-11]</sup>.厌氧消化液的生物脱氮需要硝化细菌和反硝化细菌的联合作用才能完成.在好氧条件下, $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 在亚硝酸细菌(AOB)和硝酸细菌(NO<sub>B</sub>)的先后作用下次第转化为亚硝态氮( $\text{NO}_2^--\text{N}$ )和硝态氮( $\text{NO}_3^--\text{N}$ ),然后在厌氧条件下由反硝化细菌将 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 转化为气态氮( $\text{N}_2$ 或 $\text{N}_2\text{O}$ )而从水中脱除<sup>[12]</sup>.将硝化反应控制在亚硝化阶段(即短程硝化),并与反硝化反应联合即构成了短程硝化-反硝化脱氮工艺.与硝化-反硝化工艺相比,短程硝化-反硝化脱氮工艺具有耗氧少、水力停留时间短、反硝化所需碳源少、剩余污泥生成量少等特点,更加经济高效<sup>[13-14]</sup>.短程硝化-反硝化系统成功运行的关键之一是将 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的氧化控制在 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 阶段<sup>[15]</sup>.其影响因素主要包括氨氮负荷<sup>[16]</sup>、温度<sup>[17-20]</sup>、溶解氧(DO)<sup>[21-23]</sup>、pH<sup>[17,22]</sup>、游离氨(FA)质量浓度<sup>[20,24]</sup>、污泥龄<sup>[21,25]</sup>等.研究证明,通过温度和氨氮负荷的适当调控,可将序批式活性污泥反应系统的硝化过程控制在亚硝化阶段.

序批式活性污泥工艺具有良好的硝化功能和

一定的反硝化能力,操作灵活,运行管理方便,在有机废水脱氮领域得到了广泛应用<sup>[26-27]</sup>.本文采用序批式活性污泥反应器(SBR)对厌氧消化后的养猪废水进行处理,考察温度、氨氮负荷及曝气时间对短程硝化的影响,以期为进一步构建短程硝化-反硝化工艺奠定基础.

## 1 实验

### 1.1 实验装置及运行控制

研究用SBR为有机玻璃制成,直径为12 cm,高为35 cm,反应区总容积为3.5 L,底部为圆锥形并设有进水口和排泥口.反应器外壁缠有电热丝,通过温控仪控制温度;微孔曝气器(粘砂块)置于反应器的底部,用空气流量计调节曝气量.在反应器9 cm高处设有排水口,以控制周期运行中的换水量.

SBR系统基本运行周期为6 h,包括进水5 min、曝气5 h、沉淀30 min、排水25 min.曝气时通过气水比(10~12)的调控将泥水混合液中的溶解氧控制为 $1.0\sim 2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .每天运行4个周期,每周换水量约为2.5 L.SBR的运行依照温度、氨氮负荷和曝气时间划分为4个阶段,各阶段的运行控制参数如表1所示.其中,阶段1包括11 d的启动期,之后通过定期排泥的方式将SBR的泥龄控制为13 d;在最后一个运行阶段中,为提高 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 氧化率,在其他控制参数不变的情况下,将基本运行周期中的曝气时间延长为23 h.

### 1.2 实验用水

实验用水为经升流式厌氧污泥床(UASB)反应器处理的养猪废水.随着UASB控制运行状态的不同,SBR在不同运行阶段所处理的水质不同,详情如表2所示.

表1 SBR的阶段运行及控制参数

阶段	$t/^\circ\text{C}$	曝气时间/h	氨氮负荷/ ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ )	有机负荷/ ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ )	运行时间/d
1 <sup>a</sup>	28±1	5	0.56±0.12	1.88±0.42	24
2	15±1	5	0.54±0.07	1.87±0.27	13
3	28±1	5	2.18±0.19	2.53±0.47	19
4	28±1	23	0.56±0.05	0.65±0.08	13

a:包括11 d的启动期.

表2 不同运行阶段实验用水水质

阶段	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_2^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	COD/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	pH
1,2	104.26~162.19	0.63~4.62	0.96~13.90	352~596	7.4~8.1
3,4	502.16~618.11	1.23~3.63	1.00~1.96	507~745	8.3~8.6

### 1.3 接种物与活性污泥培养

SBR 启动所需活性污泥是直接以养猪废水为接种物,在室温条件下经适当培养获得.活性污泥的培养在一个容积为 12.5 L 的圆形容器中进行,培养过程分为两个阶段:第一阶段,在培养容器中置入 10 L 养猪废水,加入 20 g 葡萄糖,曝气培养 3 d 至大量污泥絮体形成;第二阶段,在第一阶段停止曝气后,沉淀并排放 8 L 上清液,以清水补足 10 L,加入 8 g 葡萄糖、2 g 尿素、1 g 磷酸钠继续培养 2 d,然后沉淀排上清液 8 L;重复操作 1 次.经过上述两阶段的培养,容器中产生了大量的活性污泥,混合液悬浮固体 (MLSS) 质量浓度为 2.5 g/L,其污泥沉降比 ( $SV_{30}$ ) 为 25%,污泥体积指数 (SVI) 为 100,沉降性能较好.以上述培养污泥为接种物启动 SBR,接种量 MLSS 为 2.48 g/L.

### 1.4 分析项目及检测方法

水质指标 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  分别采用重铬酸钾法、纳氏试剂光度法、N-(1-萘)-乙二胺光度法和麝香草酚法进行检测<sup>[28]</sup>. pH 采用 pH 计 (PHS-3c, 上海雷磁) 测定, DO 采用溶解氧测定仪 (HI2400, 意大利 HANNA) 测定. 亚硝酸盐积累率 ( $R_{\text{na}}$ ) 和 FA 质量浓度 ( $\rho_{\text{FA}}$ ) 分别用式(1)、(2)计算<sup>[29]</sup>,即

$$R_{\text{na}} = \rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / (\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) + \rho(\text{NO}_3^- - \text{N})) \times 100\% \quad (1)$$

$$\rho_{\text{FA}} = \frac{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}) \times 10^{\text{pH}}}{\exp[6334 / (273 + t)] + 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

式中:  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  和  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  分别为出水中  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的质量浓度;  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  为进水中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度;  $\rho_{\text{FA}}$  为 FA 质量浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $t$  为温度,  $^{\circ}\text{C}$ .

## 2 结果与讨论

### 2.1 温度对 SBR 硝化功能的影响

如图 1 所示,在 SBR 启动运行的初期 ( $28^{\circ}\text{C}$ ),系统的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、COD 去除率以及  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  质量浓度和  $R_{\text{na}}$  均有较大波动,其中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率和出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  质量浓度增加迅速.随着运行时间的延续,以上指标的变化逐渐趋缓,并于第 11 至第 24 天表现出相对稳定状态.在为期 13 d 的稳定运行期, SBR 对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除率高达 71.1% (图 1(a)), 而 TN 去除率仅为 1.3% (图 1(b)), 说明  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除主要依靠氨氧化实现.如图 1(c) 所示,在第 11 至第 24 天的运行期内,系统中的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  质量浓度平均高达

$97.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 而  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  平均质量浓度仅为  $3.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $R_{\text{na}}$  高达 96.7%, 说明系统经过 11 d 的污泥驯化,很好地实现了短程硝化功能.在稳定运行期 (图 1(d)), 尽管 SBR 系统的进水 pH 为 7.9 左右,出水 pH 均下降到 7.0 上下,这一结果暗示着中性偏碱的环境可能更有利于短程硝化反应的进行<sup>[17,22]</sup>.经过污泥驯化, SBR 系统亦表现出了良好的 COD 去除能力,去除率平均达 51.5% (图 1(e)).

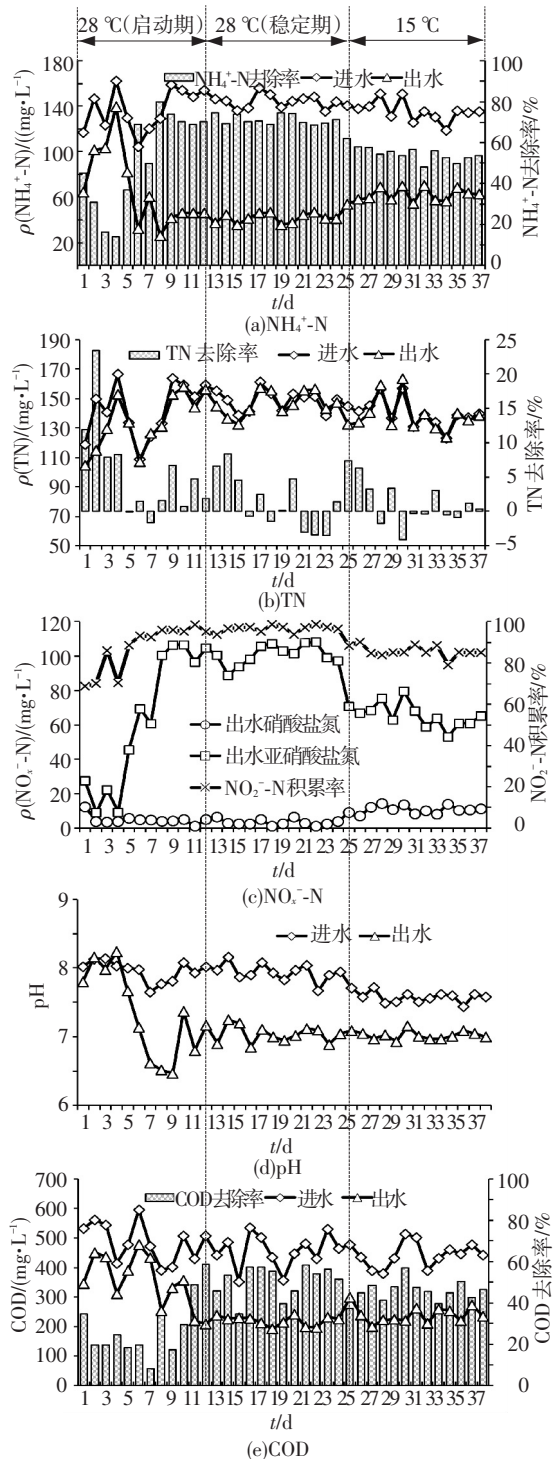


图 1 SBR 的启动及其在 28 和 15  $^{\circ}\text{C}$  条件下的运行特征



温度是影响硝化细菌 AOB 和 NOB 活性的主要因素之一,尤其对 AOB 的影响更加显著<sup>[30-31]</sup>.有研究表明<sup>[32]</sup>,当温度大于 15 ℃ 时,SBR 系统能够保持一定程度的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累率,可以维持短程硝化;当温度低于 15 ℃ 时,AOB 和 NOB 活性很难维系,尤其是 AOB 的活性会受到严重影响,最终导致短程硝化被破坏.从第 25 天开始,SBR 系统转入 15 ℃ 条件下运行.温度的下降显著影响了系统的效能和稳定性.其  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、COD 去除率以及  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  质量浓度和  $R_{\text{na}}$  均在波动中显著下降,直到第 31 天后系统才重新达到稳定运行.在为期 7 d (第 31 ~ 第 37 天) 的稳定运行时期 (15 ℃),系统出水的 pH 仍然维持在 7.0 左右 (图 1(d)),其  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、COD 去除率平均分别为 52.8%、0.3% 和 45.4% (图 1(a)、(b)、(e)),出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  质量浓度分别为 61.6 和 10.3  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (图 1(c)), $R_{\text{na}}$  维持在 85.4% 的水平 (图 1(c)),说明系统的短程硝化功能即便是在 15 ℃ 这一较低温度下也能很好地进行.

## 2.2 氨氮负荷对 SBR 硝化功能的影响

养猪废水具有高氨氮的特点,经 UASB 处理后,废水 COD 质量浓度大幅降低,但  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度依然很高.UASB 出水 COD 为 507~745  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时,其  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度达 500  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以上 (表 2).为达到脱氮目的,采用 SBR 工艺对 UASB 出水进行了短程硝化功能的调控,以期为短程硝化-反硝化脱氮工艺的构建奠定基础.在阶段 1 和阶段 2 运行的基础上 (表 1),将 SBR 系统恢复为 28 ℃ 条件下运行,同时将氨氮负荷  $R_{\text{ni}}$  由阶段 2 的 0.54  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  提高到 2.18  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  左右 (阶段 3),考察系统在较高  $R_{\text{ni}}$  条件下的硝化特征.结果表明 (图 2), $R_{\text{ni}}$  的提高对系统的氨氧化功能造成了显著影响, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率从阶段 2 (15 ℃) 末期的 52.8% 左右下降到阶段 3 (28 ℃) 初期的 12.8%.随着运行时间的延续,系统的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率 (图 2(a))、TN 去除率 (图 2(b))、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  质量浓度与  $R_{\text{na}}$  (图 2(c)) 以及 COD 去除率 (图 2(e)) 持续增加,pH 则不断下降 (图 2(d)),直到第 11 天后,系统各项指标方趋于稳定.经检测和计算,在第 11~第 19 天的稳定运行期,SBR 系统对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、COD 的平均去除率分别为 48.6%、24.0% 和 45.3%,出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  质量浓度维持在 135.6  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以上的水平,而  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  质量浓度仅有 4.6  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , $R_{\text{na}}$  高达 96.8%,说明系统在  $R_{\text{ni}}$  2.18  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  的条件

下,仍然保持了良好的短程硝化能力.

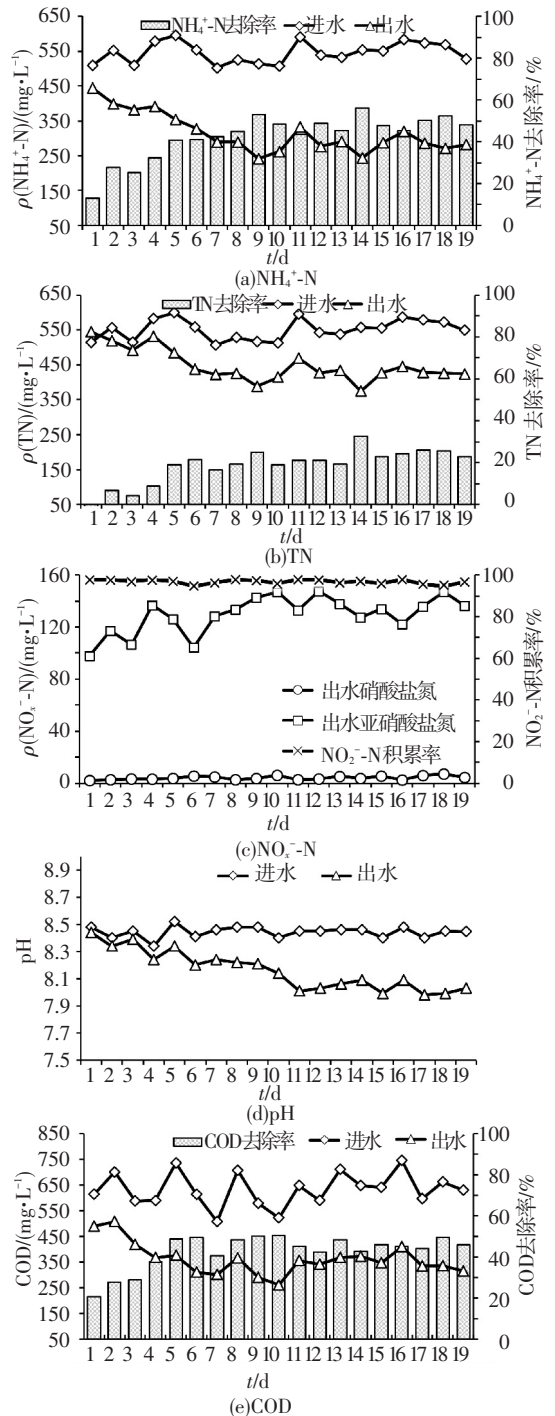


图 2 SBR 在氨氮负荷 2.18  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  和 28 ℃ 下的运行特征

与同一温度但  $R_{\text{ni}}$  较低 (0.56  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) 的阶段 1 相比,SBR 在阶段 3 (2.18  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) 表现出了不同的硝化特征.表 3 为 SBR 在阶段 1 和阶段 3 稳定运行期的特征参数对比.可以看出,SBR 在阶段 1 和阶段 3 均表现出了良好的亚硝化能力, $R_{\text{na}}$  分别平均达 96.7% 和 96.8%,二者相差无几.但  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、TN、COD 和 pH 等参数却存在着较大差别.其中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率由阶段 1

的 71.1% 下降到阶段 3 的 48.6%, COD 去除率也由 51.5% 降低为 45.3%, SBR 在阶段 3 的出水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和 COD 质量浓度分别高达 285 和  $353 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。尽管 SBR 在阶段 1 和阶段 3 具有类似的  $R_{\text{nl}}$  和出水  $\text{NO}_3^--\text{N}$  质量浓度 (分别为 3.5 和  $4.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 但阶段 3 对 TN 的去除率达 24%, 远高于阶段 1 的 1.3%, 说明在阶段 3 的活性污泥发生了明显反硝化脱氮作用, 系统出现了缺氧症状, 而氧气供应的不足也可能是导致  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  去除率降低的重要原因。即便 SBR 在阶段 3 表现出了明显的反硝化作用, 但出水中的  $\text{NO}_2^--\text{N}$  质量浓度却由阶段 1 的  $101 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  增加到了  $134 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。分析认为, SBR 在阶段 3 显现出的  $\text{NO}_2^--\text{N}$  质量浓度升高现象可能有以下两方面主要原因: 首先, 在较高  $R_{\text{nl}}$  条件下, 进水 COD 也会同时增加, 大量化能异养细菌的增殖代谢会消耗更多的溶解氧, 在曝气量一定的情况下, 反应系统的溶解氧显著降低, 进而限制了  $\text{NO}_2^--\text{N}$  的进一步氧化而发生积累<sup>[33]</sup>; 其次, 在阶段 3, SBR 进水及出水 pH 均达 8.0, 在这一碱性环境中, 污水中会有更多的氨氮以 FA 形式存在<sup>[34]</sup>。根据式 (2) 计算结果 (表 3) 可知, SBR 系统在阶段 3 稳定运行期的 FA 达  $93.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 这一质量浓度足可完全抑制 NOB 活性, 而 AOB 则可继续维持一定的活性<sup>[34-35]</sup>。因此, 欲在进水氨氮质量浓度较高的条件下进一步提高 SBR 活性污泥的硝化功能, 提高供氧量或延长曝气时间是一种有效措施。

### 2.3 延时曝气对运行效果的影响

如表 3 所示,  $R_{\text{nl}}$  由  $0.56 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  提高到  $2.18 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  后, SBR 系统的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  去除率显著降低。研究表明<sup>[36]</sup>, AOB 对溶解氧的亲合力比 NOB 强, 在较低溶解氧的条件下更利于 AOB 菌群的增长。因此, 要在活性污泥系统中富集更多的 AOB 并抑制 NOB 菌群的生长, 达到短程硝化的目的, 需要将系统中的溶解氧控制在较低的水平。鉴于此, 在  $R_{\text{nl}} 2.18 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  ( $28 \text{ }^\circ\text{C}$ ) 条件下达到运行稳定状态并维持一段时间后, 保持曝气量不变 (溶解氧  $1.0 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 将 SBR 运行周期中的曝气时间由原来的 5 h 延长为 23 h, 考察延时曝气对系统硝化特性的影响, 结果如图 3 所示。

图 3 表明, 曝气时间延长后, SBR 系统的氨氮氧化作用显著加强, 其  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的平均去除率由曝气 5 h 条件下的 48.6% (表 3) 提高到了 70.0% 左右 (图 3(a)),  $\text{NO}_2^--\text{N}$  的积累质量浓度也由

$134.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  增加到了  $247.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (图 3(c))。但是, 延时曝气同样强化了  $\text{NO}_2^--\text{N}$  的氧化作用。在曝气时间为 5 h 的条件下, SBR 周期内的  $\text{NO}_3^--\text{N}$  积累质量浓度只有  $4.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (表 3), 当曝气时间延长为 23 h 后, 大幅提高到  $62.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (图 3(c)), 而 TN 去除率却从 24.0% 降至 14.4% (图 3(b)), 说明延时曝气提升了 SBR 活性污泥系统的硝化作用 (包括氨氧化和  $\text{NO}_2^--\text{N}$  氧化反应), 同时抑制了反硝化作用, 致使系统的  $R_{\text{nl}}$  从延时曝气前的 96.8% 大幅下降到 80.1% 左右。显然, 长达 23 h 的曝气时间对于  $\text{NO}_2^--\text{N}$  的积累或短程硝化是不利的。

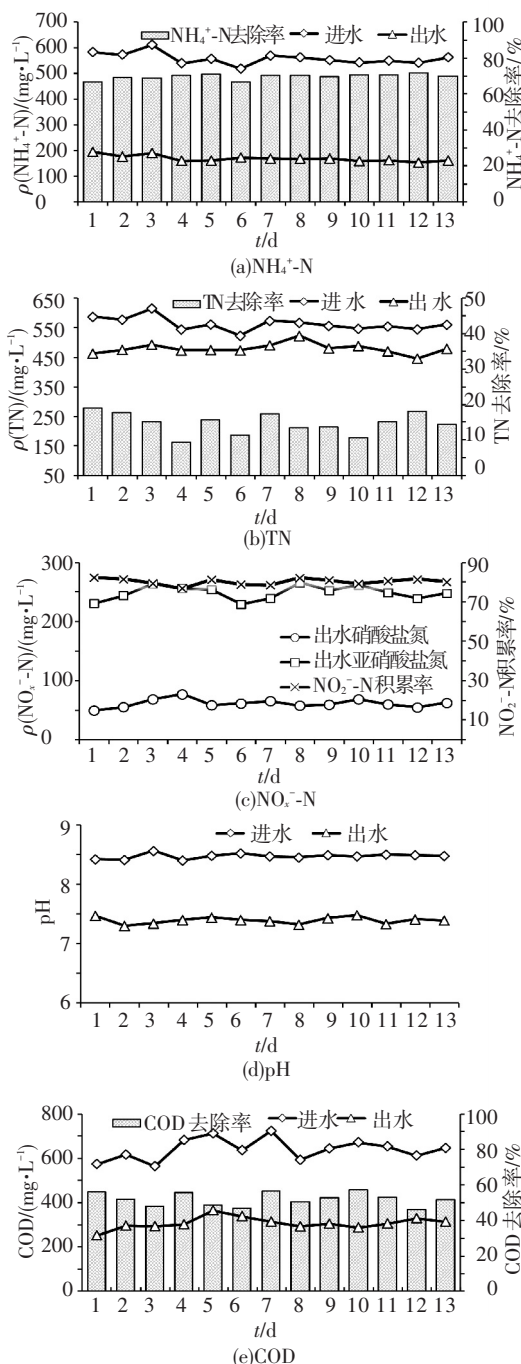


图 3 SBR 在曝气 23 h 条件下的运行特征

表 3 SBR 在不同氨氮负荷条件下的短程硝化性能比较

项目	$\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$			$\rho(\text{FA})/$ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	$\rho(\text{TN})$			$\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$	
	进水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	出水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	去除率/ %		进水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	出水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	去除率/ %	进水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	出水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )
阶段 1 ( $28\text{ }^\circ\text{C}$ , $R_{\text{nl}} = 0.56\text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )	144.9±6.1	41.8±4.0	71.1±2.1	9.0±2.4	149.2±7.2	147.1±7.9	1.3±0.3	1.9±0.1	101.4±5.6
阶段 3 ( $28\text{ }^\circ\text{C}$ , $R_{\text{nl}} = 2.18\text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )	532.5±84.7	285.2±26.5	48.6±3.6	93.8±5.9	563.9±19.1	428.4±23.2	24.0±3.7	1.3±0.1	134.0±8.9

项目	$\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$			COD			pH	
	进水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	出水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	$R_{\text{na}}/ \%$	进水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	出水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	去除率/ %	进水	出水
阶段 1 ( $28\text{ }^\circ\text{C}$ , $R_{\text{nl}} = 0.56\text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )	2.3±0.2	3.5±0.3	96.7±1.5	459.6±55.5	219.5±15.4	51.5±7.4	7.9±0.1	7.0±0.1
阶段 3 ( $28\text{ }^\circ\text{C}$ , $R_{\text{nl}} = 2.18\text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )	2.7±0.3	4.5±0.5	96.8±0.9	640.9±50.8	352.9±26.1	45.3±2.2	8.3±0.3	8.0±0

注:表中数据为稳定期的平均值,FA 为游离氨质量浓度,  $R_{\text{na}}$  为亚硝酸盐积累率。

在曝气时间为 5 h 条件下, SBR 运行周期末的 pH 为 8.0 左右(表 3), 当曝气时间延长至 23 h 后, 运行周期末的 pH 降低到 7.4 上下(图 3(d)). 可见,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的大量氧化以及  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的不断积累, 使 SBR 系统在运行周期末的 pH 显著下降. 式(2)的计算结果表明, 在 pH 7.4 时, SBR 系统中的 FA 仅为  $2.9\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 而在曝气 5 h 时却高达  $93.8\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (表 3). 分析认为, pH 的下降有效降低了系统中 FA 的质量浓度及其对 NOB 的毒性作用, 这无疑也会在一定程度上促使  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  的氧化和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的生成. 延时曝气的控制运行促使活性污泥对废水中残留的污染物进行更加彻底的利用, 加之  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的氧化更加彻底, 导致 SBR 系统呈现出更高的 COD 去除能力, 由延时曝气前的 45.3%(表 3)提高到了 51.7%(图 3(e)).

以上结果表明, 曝气时间的延长可有效提高 SBR 系统的硝化功能. 但曝气时间过长或 DO 偏高, 则会导致大量  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  的氧化和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的生成,  $R_{\text{na}}$  显著下降. 为确定在一定  $R_{\text{nl}}$  条件下的适宜曝气时间和 DO, 在 SBR 系统中更好地实现短程硝化, 需要对曝气时间和 DO 对系统硝化特性的影响进行更加深入的研究.

### 3 结 论

1) 处理养猪废水厌氧消化液的 SBR 系统, 在 28 和 15  $^\circ\text{C}$  条件下均能实现短程硝化, 但低温会显著降低系统的硝化功能. 在曝气 5 h、溶解氧控制为  $1.0 \sim 2.0\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的条件下, SBR 系统在 28  $^\circ\text{C}$  时的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率和  $R_{\text{na}}$  分别为 71.1% 和 96.7%, 但在 15  $^\circ\text{C}$  条件下分别降到了 52.8% 和

85.4%.

2) 在 28  $^\circ\text{C}$  条件下,  $R_{\text{nl}}$  的提高对 SBR 系统的氨氧化功能造成显著影响.  $R_{\text{nl}}$  由  $0.56\text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  提高到  $2.18\text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  后, SBR 系统的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率显著降为 48.6%, 但  $R_{\text{na}}$  仍然高达 96.8%, 保持了良好的短程硝化性能.

3) 在高  $R_{\text{nl}}$  条件下, 适当延长曝气时间可显著强化 SBR 系统的氨氮氧化作用, 但曝气时间过长, 则会导致大量  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  的氧化和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的生成,  $R_{\text{na}}$  显著下降.

### 参 考 文 献

- [1] 段妮娜, 董滨, 何群彪, 等. 规模化养猪废水处理模式现状和发展趋势[J]. 净水技术, 2008, 27(4): 9-15, 39.
- [2] YANG P Y, CHEN H J, KIM S J. Integrating entrapped mixed microbial cell (EMMC) process for biological removal of carbon and nitrogen from dilute swine wastewater [J]. Bioresource Technology, 2003, 86(3): 245-252.
- [3] 邓良伟. 规模化猪场粪污处理模式[J]. 中国沼气, 2001, 19(1): 29-33.
- [4] 方仁声. 大型猪场废水处理技术的研究与应用[J]. 中国沼气, 1998(4): 39-41.
- [5] CHENG J, LIU B. Nitrification/denitrification in intermittent aeration process for swine wastewater treatment [J]. Journal of Environmental Engineering, 2001, 127(8): 705-711.
- [6] 曹秀芹, 陈爱宁, 甘一萍, 等. 污泥厌氧消化技术的研究与进展[J]. 环境工程, 2008(21): 215-219, 223.



- [7] 王阳. UASB 处理猪粪废水启动实验研究[J]. 气象与环境学报, 2007, 23 (2): 34-37.
- [8] 张杰, 刘亚纳, 胡张保, 等. IC 反应器处理猪粪废水的启动特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23 (4): 777-781.
- [9] 郑丹, 邓良伟, 杨浩, 等. 猪场废水厌氧消化液的厌氧氨氧化脱氮研究进展[J]. 中国沼气, 2011, 29 (4): 3-8.
- [10] 杨剑, 邓超冰, 洗萍, 等. SBR 处理猪场废水厌氧消化液脱氮工艺的优化[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(1): 174-177.
- [11] NICOLAS B, FABRICE B. Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100 (22): 5431-5436.
- [12] 王微微, 高路, 郭子洋. 废水生物脱氮工艺综述[J]. 黑龙江水利科技, 2010, 38 (1): 127-128.
- [13] RUIZ G, JEISON D, CHAMY R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. *Water Research*, 2003, 37 (6): 1371-1377.
- [14] POLLICE A, TANDOI V, LESTINGI C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. *Water Research*, 2002, 36 (10): 2541-2546.
- [15] 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.
- [16] 周健, 杨芷菡, 李志刚, 等. 氨氮对低碳高氮垃圾渗滤液短程硝化效能影响实验研究[J]. 水处理技术, 2010, 36 (5): 28-30.
- [17] 李宜娟, 李彦春. pH 值及温度对皮革废水短程硝化的影响[J]. 中国皮革, 2009, 38 (9): 27-29.
- [18] GUO J H, PENG Y Z, HUANG H J, et al. Short-and long-term effects of temperature on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 179 (1/2/3): 471-479.
- [19] 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.
- [20] KIM J H, GUO X, PARK H S. Comparison study of the effects of temperature and free ammonia concentration on nitrification and nitrite accumulation [J]. *Process Biochemistry*, 2008, 43 (2): 154-160.
- [21] CHUNG J, BAE W, LEE Y W, et al. Shortcut biological nitrogen removal in hybrid biofilm/suspended growth reactors [J]. *Process Biochemistry*, 2007, 42 (3): 320-328.
- [22] 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, 63.
- [23] BERNET N, DANGCONG P, DELGEN S J P, et al. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2001, 127 (3): 266-271.
- [24] ABELING U, SEYFRIED C. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater-nitrogen removal via nitrite [J]. *Water Quality International*, 1992, 26 (1): 1007-1015.
- [25] WU C Y, PENG Y Z, WANG S Y, et al. Effect of sludge retention time on nitrite accumulation in real-time control biological nitrogen removal sequencing batch reactor [J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2011, 19 (3): 512-517.
- [26] 程晓如, 魏娜. SBR 工艺研究进展[J]. 工业水处理, 2005, 25(5): 10-13.
- [27] 秦德韬, 徐劭, 潘寻, 等. 优化控制 SBR 工艺处理养猪废水中试研究[J]. 环境工程学报, 2012, 6(2): 361-365.
- [28] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
- [29] 张树军, 彭永臻, 曾薇, 等. 高氮城市生活垃圾渗滤液短程生物脱氮[J]. 环境科学学报, 2006, 26(5): 751-756.
- [30] 陶芳, 黄燕, 高尚, 等. PCR-DGGE 法分析温度对 A~2/O 系统硝化菌群结构的影响[J]. 华东师范大学学报: 自然科学版, 2009 (5): 53-62.
- [31] 郑雅楠, 滝川哲夫, 郭建华, 等. SBR 法常、低温下生活污水短程硝化的实现及特性[J]. 中国环境科学, 2009, 29 (9): 935-940.
- [32] 傅金祥, 王颖, 孙铁珩, 等. 低温条件下 SBR 系统中短程硝化研究[J]. 水处理技术, 2008, 34(7): 29-32.
- [33] 陈滢, 王洪臣, 彭永臻. 控制低溶解氧质量浓度实现生活污水短程硝化研究[J]. 哈尔滨商业大学学报: 自然科学版, 2004, 20(3): 339-341.
- [34] 陈旭良, 郑平, 金仁村, 等. pH 和碱度对生物硝化影响的探讨[J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2005, 31(6): 755-759.
- [35] 张亮, 张树军, 彭永臻. 污水处理中游离氨对硝化作用抑制影响研究[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2012, 44(2): 75-79.
- [36] ABELIOVICH A, VONSHAK A. Anaerobic metabolism of nitrosomonas europaea [J]. *Archives of Microbiology*, 1992, 158 (4): 267-270.