

# 垃圾渗滤液短程硝化快速启动研究

徐雪<sup>1</sup>, 孟庆杰<sup>1</sup>, 张小寒<sup>1</sup>, 杨东敏<sup>2</sup>, 邹威<sup>1</sup>, 刘晓<sup>1</sup>, 徐圣君<sup>2</sup>, 杨凡<sup>1</sup>, 张伟<sup>1\*</sup>  
(1. 深圳市深水水务咨询有限公司, 广东 深圳 518004; 2. 中国科学院生态环境研究中心环境生物技术重点实验室, 北京 100085)

**[摘要]**文章针对目前短程硝化工艺启动慢、难以稳定生成亚硝氮的难题, 接种市政污泥与渗滤液生化池污泥, 采用垃圾渗滤液分别完成了短程硝化的启动。结果表明, 在氨氮质量浓度为 100~300 mg/L, 溶解氧浓度为 1 mg/L 的条件下, 经过约 50 d 的连续运行, 可实现市政污泥向短程硝化污泥完全转化的过程, 完成短程硝化的快速启动; 渗滤液生化池污泥则可通过控制溶解氧(1 mg/L)以及水力停留时间(24 h)的条件下, 于一周内完成短程硝化的快速启动。此外针对半程短程硝化稳定运行的控制条件进行了研究, 得到结论为在考虑经济成本的情况下, 同时控制溶解氧和 SRT 可有效对半程短程硝化进行稳定化运行。

**[关键词]**短程硝化; 垃圾渗滤液; 快速启动; 影响因素; 污水处理

**[中图分类号]**TQ

**[文献标识码]**A

**[文章编号]**1007-1865(2022)18-0116-04

## Study on the Rapid Start-up of Partial Nitrification Using Actual Landfill Leachate

Xu Xue<sup>1</sup>, Meng Qingjie<sup>1</sup>, Zhang Xiaohan<sup>1</sup>, Yang Dongmin<sup>2</sup>, Zou Wei<sup>1</sup>, Liu Xiao<sup>1</sup>, Xu Shengjun<sup>2</sup>, Yang Fan<sup>1</sup>, Zhang Wei<sup>1\*</sup>

(1. Shenzhen Shenshui Water Resources Consulting Co., Ltd., Shenzhen 518004; 2. Key Laboratory of Environmental Biotechnology, Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

**Abstract:** In view of the problem that currently the rapid start-up of partial nitrification(PN) process and stable formation of nitrite are proved to be hard to reach, this study accomplished rapid start-up of PN process using actual landfill leachate, while municipal sludge and leachate plant sludge is applied. The results show that under the condition that ammonia nitrogen being 100~300 mg/L and DO being 1 mg/L, after about 50 days of continuous operation, the process of complete conversion of municipal sludge to partial nitrification sludge can be achieved; When applying leachate plant sludge the PN process can be started within one week with controlling DO(1 mg/L) and HRT(24 h). In addition, the control conditions of partial nitrification are studied, and it is concluded that simultaneously controlling DO and SRT could effectively stabilize the partial nitrification process while considering economic cost.

**Keywords:** partial nitrification; landfill leachate; rapid start-up; influencing factors; waste water processing

垃圾渗滤液是指垃圾在填埋场内在外界压力和微生物作用下, 使污染物与降水、地表水以及地下水混合而成的液体。由于填埋场内垃圾组成复杂且形制多样, 垃圾渗滤液的组分与性质也十分复杂。垃圾渗滤液中溶解性固体浓度较高, 且通常随填埋时间延长而变化, 一般在填埋 6 个月至 25 年达到峰值, 同时含有高浓度的无机盐。<sup>[1-2]</sup>由于生活垃圾组份中含有含氮有机物, 随着填埋时间增加, 有机氮被厌氧发酵成为氨氮, 再加上渗滤液 BOD/COD 比值随填埋时间增长而降低, 为生化处理造成了很大的困难。传统的硝化-反硝化脱氮工艺<sup>[3]</sup>应用广泛, 但垃圾渗滤液过低的碳氮比导致脱氮时需要额外投加大量碳源, 使运行成本大幅上升。此外, 高浓度的氨氮对微生物的生长代谢产生抑制作用, 致使反硝化与 COD 的去除效果不好<sup>[4]</sup>。

由于垃圾渗滤液具有氨氮浓度高、毒性大、可生化性差等特点, 近年来, 研究者们开发出了几种新型生物脱氮工艺, 例如同步硝化反硝化技术<sup>[5]</sup>、厌氧氨氧化技术<sup>[6-7]</sup>以及短程硝化反硝化<sup>[8-9]</sup>等技术。其中由于厌氧氨氧化工艺处理低碳氮比废水时具有能耗低、有机碳源消耗少、污泥产量少等优势, 所以该工艺已经成为高氨氮废水处理的研究重点。厌氧氨氧化菌是自养菌, 理论上在污水处理过程中无需外加有机碳源, 同时在反应过程中产生的二氧化碳的量时传统反硝化产生的 1/10, 可以大幅减少温室气体的排放<sup>[10]</sup>。然而厌氧氨氧化工艺对反应条件要求相对苛刻, 进水中需要满足氨氮与亚硝氮比值在 1:1.31 左右, 其所需的亚硝氮底物一般由短程硝化工艺提供。短程硝化是指利用氨氧化细菌(AOB)菌在溶解氧较低条件下将氨氮转为亚硝氮的过程, 其主要机理在于将氨氮的硝化过程控制在仅发生亚硝化阶段, 实现系统内亚硝酸盐产物的大量积累<sup>[11]</sup>。短程硝化作为厌氧氨氧化的重要底物来源, 如何快速达到稳定的短程硝化效果是限制该技术推广的主要问题之一。研究表明, 溶解氧、pH、温度、游离氨和游离亚硝酸等因素可以抑制 NOB 活性, 从而稳定短程硝化过程<sup>[12]</sup>。

为了达到短程硝化的快速启动, 实现稳定的亚硝酸盐积累, 确保产生足够底物用于厌氧氨氧化, 本文采用老龄垃圾渗滤液对 SBR 及连续流反应器分别进行短程硝化的启动实验,

通过控制进水量、回流比、DO 等条件, 实现了短程硝化的快速启动与稳定运行。

### 1 材料与方法

#### 1.1 实验装置及运行方法

实验分别在两个反应器中进行, 分别为 SBR 和连续流反应器, 两个反应器各自独立运行。SBR 反应器(图 1)由圆柱形有机玻璃制成, 有效容积 10 L, 换水比为 50%。反应器以底部曝气盘作为微孔曝气器, 采用鼓风曝气的方式, 并以转子流量计调节进气量; 反应器内设有 4 个取样口, 内部配有搅拌、曝气和温控装置。反应器运行模式为每日一个周期。连续流反应器(图 2)由有机玻璃制成, 其有效容积为 20 L, 使用可拆卸挡板分为 5 个相同的隔室(每个隔室容积 4 L), 所有隔室均配有搅拌和曝气装置, 反应器启动阶段所有隔室均为好氧区。两个反应器的所有阶段温度控制在 25±1 °C, 好氧区溶解氧控制在 1.0±0.2 mg/L, 监测但不控制反应器内 pH 值。由于自养细菌生长缓慢, 且进出水过程中有部分污泥流失, 所以反应器启动期间不进行主动排泥。

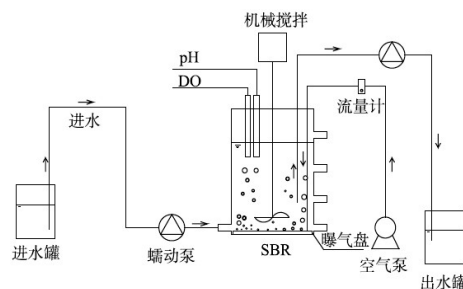


图 1 SBR 反应器示意图

Fig.1 Experimental apparatus of SBR reactor

**[收稿日期]** 2022-03-23

**[作者简介]** 徐雪(1993-), 女, 陕西西安人, 硕士, 主要研究方向为市政及高氨氮废水脱氮处理。\*为通讯作者。

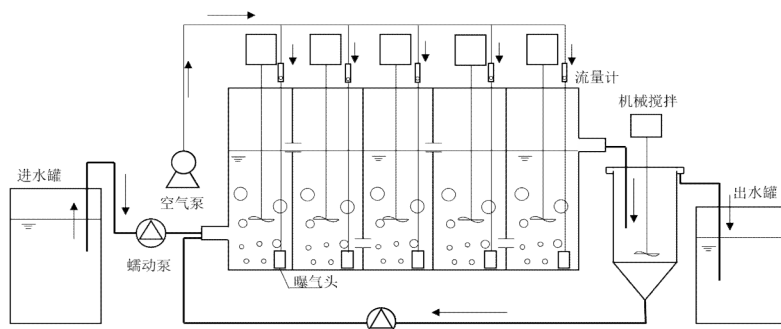


图2 连续流反应器示意图

Fig.2 Experimental apparatus of continuous reactor

## 1.2 实验进水

表1 实验用渗滤液水质指标  
Tab.1 Quality of landfill leachate

指标	数值	单位
pH	8.6	
色度	400	倍
COD	1478	mg/L
BOD <sub>5</sub>	126	mg/L
NH <sub>4</sub> -N	508	mg/L
TN	523	mg/L
TP	6.15	mg/L
铬	0.64	mg/L
铅	<0.1	mg/L
砷	0.162	mg/L
汞	2.2×10 <sup>-4</sup>	mg/L

实验用水为老龄垃圾渗滤液，取自深圳市某垃圾填埋场渗滤液处理中心，具体水质指标如表1所示，实验用水为一次性从该厂取得。从表中可以看出，该渗滤液呈碱性、具有高浓度的氨氮和总氮，COD浓度高但可生化性较差。

## 1.3 接种污泥

SBR反应器接种污泥取自深圳某污水处理厂的回流污泥，污泥呈絮体状态，接种量共5L。接种初期污泥呈棕黑色，反应器混合液MLSS为5000mg/L，MLSS/MLVSS为30%。

连续流反应器接种污泥取自垃圾填埋场渗滤液处理中心的好氧池污泥与市政污水处理厂的回流污泥以4:1的比例混合后接种。由于渗滤液厂好氧池常年过度曝气，污泥膨胀严重，导致活性污泥沉降性差，所以考虑混合少部分沉降性能好的市政污泥协助沉降。反应器内混合液MLSS为3000mg/L。为了去除活性污泥中自带的营养物质，反应器运行前将污泥与自来水加至有效水深，开始闷曝24小时，溶解氧浓度维持在2mg/L以上。闷曝结束后静置排水，后开始正式运行。

## 1.4 反应器运行策略

SBR反应器培养启动过程分为3个阶段，如表2所示，其中各阶段反应器进水水质如表3所示。

表2 SBR反应器启动阶段划分  
Tab.2 Stage division of SBR reactor

阶段名称	阶段时长	进水氨氮浓度	进水成分
I 适应期	周期 1~30	100~300 mg/L	稀释后垃圾渗滤液+1 g/L NaHCO <sub>3</sub>
II 增长期	周期 31~50	300~500 mg/L	稀释后垃圾渗滤液+1 g/L NaHCO <sub>3</sub>
III 稳定期	周期 51~100	500 mg/L	垃圾渗滤液原液

表3 SBR进水水质  
Tab.3 Influent quality of SBR reactor

周期数	配水方式	配水氨氮浓度
1~10	5 L 渗滤液+20 L 自来水+1 g/L NaHCO <sub>3</sub>	100 mg/L
11~15	10 L 渗滤液+15 L 自来水+1 g/L NaHCO <sub>3</sub>	200 mg/L
16~20	7.5 L 渗滤液+17.5 L 自来水+1 g/L NaHCO <sub>3</sub>	150 mg/L
21~25	10 L 渗滤液+15 L 自来水+1 g/L NaHCO <sub>3</sub>	200 mg/L
26~40	15 L 渗滤液+10 L 自来水+1 g/L NaHCO <sub>3</sub>	300 mg/L
41~50	20 L 渗滤液+5 L 自来水+1 g/L NaHCO <sub>3</sub>	400 mg/L
51~100	垃圾渗滤液原液	400~500* mg/L

\*: 由于渗滤液放置时间过长，氨氮挥发导致后期进水浓度降低。

连续流反应器采用垃圾渗滤液原液进行启动。

## 1.5 分析项目与测试方法

实验过程中的溶解氧、pH和温度使用Multiline 3630 IDS(德国WTW公司)测量。在分析之前，所有污水样品使用离心机(湖南湘立XL5A)在11000 r/min转速离心5分钟后取上清液检测。根据文献<sup>[13]</sup>所列主要水质指标的测试方法：COD采用快速消解重铬酸钾滴定法；NH<sub>4</sub><sup>+</sup>采用纳氏试剂分光光度法测定；NO<sub>2</sub><sup>-</sup>采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定；NO<sub>3</sub><sup>-</sup>采用双波长紫外分光光度法测定；MLSS采用滤纸称重法。反应器均设有水浴层，水浴层内放置加热棒控制水温。

氨氧化速率(AOR)、氨氮去除率(ARE)和亚硝酸盐积累率(NAR)计算方法如下：

$$AOR = \frac{\rho(NH_4^+ - N)_{inf} - \rho(NH_4^+ - N)_{eff}}{t}$$

$$ARE = \frac{\rho(NH_4^+ - N)_{inf} - \rho(NH_4^+ - N)_{eff}}{\rho(NH_4^+ - N)_{inf}} \times 100\%$$

$$NAR = \frac{\rho(NO_2^- - N)_{eff}}{\rho(NO_2^- - N)_{eff} + \rho(NO_3^- - N)_{eff}} \times 100\%$$

其中：

$\rho(NH_4^+ - N)_{inf}$  = 系统进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度；  
 $\rho(NH_4^+ - N)_{eff}$  = 系统出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度；  
 $\rho(NO_2^- - N)_{eff}$  = 系统出水 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度；  
 $\rho(NO_3^- - N)_{eff}$  = 系统出水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度；

$t$ —反应时间。

## 2 结果与讨论

### 2.1 SBR 反应器短程硝化的成功启动

为了使接种的市政污泥适应垃圾渗滤液的毒性,采用稀释过后的垃圾渗滤液作为初期进水,逐步增加垃圾渗滤液的比例,最后采用渗滤液原液作为进水。研究表明,低 DO 可有效抑制 NOB 的生长,故实验采用低 DO 的方式启动 SBR 反应器。反应器启动阶段中  $\text{NH}_4^+$ -N 质量浓度在 50~250 mg/L, DO 浓度为 0.8~1 mg/L, pH 为 8.0~8.6, 经过 50 d, 完成短程硝化的启动。反应器启动期间污泥性状发生明显变化,由棕黑色的市政污泥转化成棕黄色絮状形态,是典型的亚硝化絮状污泥的颜色。由于在等量曝气的情况下,水中氨氮消耗完毕, AOB 菌活性降低, NOB 菌活性升高,反应器内溶解氧会快速上升, pH 也会升高,其中 pH 最低的点被称为“氨谷点”。在 SBR 反应器运行期间,根据 pH 和溶解氧变化判断反应终点,故每个反应周期的反应时间均不相同,系统经 50 d 的运行亚硝氮积累量持续增长,反应器运行稳定。

在阶段 I, 实验设计为每五个运行周期为一个小节, 整个阶段共分为 6 个小节。小节一(周期 1~5)的进水为稀释 5 倍后的垃圾渗滤液, 由于污泥活性不强, 曝气量极易过高, 无法观测氨谷点, 所以人工设置反应时间为 5 小时。从结果看(图 1), 每个周期的氨氮去除率在 15 mg/L 左右, 出水亚硝氮浓度低于 0.2 mg/L。分析原因为市政污泥对垃圾渗滤液的毒性尚未适应, 并且由于市政污水中氨氮浓度过低(一般低于 50 mg/L), 导致市政污泥中氨氧化菌含量本身就很少。第二小节(周期 6~10)的进水稀释倍数与小节一相同, 在进水中额外投加了浓度为 1 g/L 的碳酸氢钠作为无机碳源和碱度的补充。第二小节的氨氮去除率基本与第一小节持平, 亚硝氮产生初步积累, 平均亚硝氮积累率达到 10%, 出水亚硝氮浓度最高达到 9 mg/L。第三小节(周期 11~15)进水为稀释 2.5 倍的垃圾渗滤液, 进水氨氮浓度为 200 mg/L, 反应时间由原先 5 小时左右提升至约 12 小时, 在维持氨氮去除率在 85% 以上的同时亚硝氮积累率达到 15%, 出水亚硝氮最高达到 26 mg/L。但由于单周期反应时间过长, 在第四小节(周期 16~20)中调整进水为稀释 3.3 倍的垃圾渗滤液, 降低进水浓度。期间出水亚硝氮浓度和亚硝氮积累率由于进水氨氮浓度的降低也有一定下降。第五小节(周期 21~25)稀释倍数恢复为 2.5 倍, 第五小节的平均单周期反应时间仅为 6 小时左右, 相较第三周期反应时间缩短了一半, 但由于反应速率加快, 导致出现了数次错过氨谷点, 出现过度曝气的情况, 所以第五小节的亚硝氮积累率有明显下降。第六小节(周期 26~30)进水稀释倍数变为 1.3 倍, 反应时间没有明显增加, 过程中依然出现过数次过度曝气的情况。最终亚硝氮积累率稳定在 10% 左右。

阶段 I 作为适应阶段, 目的是让市政污泥逐渐适应垃圾渗滤液的高氨氮和高毒性环境。从第一第二小节可看出, 即使保持反应器内氨氮浓度与市政污水相似, 垃圾渗滤液依然对活性污泥产生了抑制作用。第三小节增加渗滤液浓度后反应时间增加了约一倍, 亚硝氮积累率增加至 18%, 说明高氨氮环境可以有效抑制 NOB 的活性。但在之后的运行过程中出现的多次过度曝气情况将亚硝氮积累率又降低到 10% 左右。氨氧化速率加快以及后续过度曝气导致亚硝氮快速消耗两点均说明在前期培养中活性污泥已经逐渐适应了垃圾渗滤液的环境, 逐渐恢复了活性, 只是在本阶段中并未明显筛选出适合 AOB 菌生长的环境。

阶段 II(周期 31~50)根据进水浓度分为两个小节, 第一小节(周期 31~40)稀释倍数为 1.3 倍, 进水氨氮浓度约为 300 mg/L, 为了完全避免过度曝气的发生, 人为缩短了反应时间, 导致氨氮去除率有所降低, 但亚硝氮积累率明显上升, 在周期 40, 亚硝氮积累率达到了 50%, 出水亚硝氮浓度首次超过硝氮浓度。第二小节(周期 41~50)稀释倍数为 1.25 倍, 进水氨氮浓度约为 500 mg/L, 亚硝氮积累率仍在上升, 在周期 50, 亚硝氮积累率首次达到 90%, 出水亚硝氮浓度为 254 mg/L, 出水硝氮浓度仅为 32 mg/L。依此判断短程硝化启动成功。

阶段 II 作为快速增长阶段, 在对单周期反应时间进行控制以后亚硝氮积累率迅速上升, 说明活性污泥已经完全适应了垃圾渗滤液的成分, 并且高浓度的氨氮有效地抑制了 NOB 菌的活性。随着短程硝化逐步建立, 反应器内污泥性状也有所改变, 在未主动排泥的情况下, 肉眼可见污泥沉降性能随反应器运行时间增长在逐渐优化, 颜色也逐渐变为棕黄色。周期

50 时测得反应器内 MLSS 约 3000, MLVSS/MLSS 约 40%, 相较污泥接种初期 MLSS 有所降低, 但生物量有明显上升, 证明微生物正在快速繁殖。

阶段 III(周期 51~100)的进水为垃圾渗滤液原液, 如图 3 可见, 氨氮去除率在阶段后期也稳定在了 90% 以上, 期间出现过若干次过度曝气的情况, 但亚硝氮积累率一直稳定在 90% 以上, 说明经过近 3 个月的驯化, 反应器内活性污泥已经基本淘汰了 NOB 菌, 系统也具备了一定的抗冲击的能力。阶段后期由于原水长时间放置, 氨氮浓度有所下降, 造成反应时间缩短, 氨氮去除速率出现较大波动, 但仍能看出上升的趋势。说明 AOB 菌仍在繁衍富集, 通过调控溶解氧和进水氨氮浓度可以有效地实现短程硝化的建立。根据观察, 反应结束时 pH 基本稳定在 7.3~7.4 之间, 说明垃圾渗滤液具有较强的缓冲能力, 可以维持在相对偏碱性的环境中, 这也有利于短程硝化的进行。达华方等<sup>[14]</sup>采用间歇曝气方式控制溶解氧, 以及增加氨氮浓度的方式启动短程硝化, 运行 45 d 时, 亚硝氮积累率连续 10 d 稳定在 90% 以上, 短程硝化启动成功, 通过高氨氮和低溶解氧的共同作用可成功抑制 NOB 的活性, 提高  $\text{NO}_2$ -N 的积累量, 为短程硝化的实现提供有利条件。该结论与本实验结果一致。

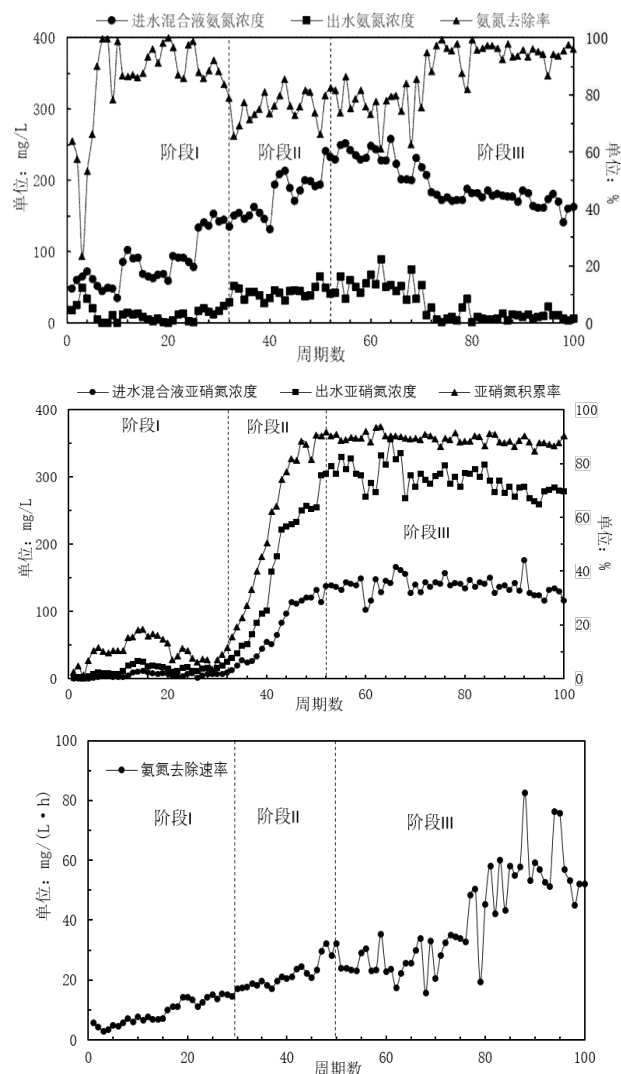


图3 SBR 反应器启动期间氨氮、亚硝氮的浓度变化、氨氮去除率与去除速率、亚硝氮积累率

Fig.3 Concentration changes, removal rate, and removal speed of ammonia nitrogen and accumulation rate of nitrite nitrogen during start up process of SBR reactor

### 2.2 连续流反应器短程硝化的启动

连续流反应器由于接种污泥取自渗滤液厂, 对渗滤液的性质

适应能力较强,采用渗滤液原液进行启动。启动第一天以反应器有效容积 20 L,水力停留时间 24 h 计算,进水速度为 13 mL/min,为增大污泥的有效曝气时间,污泥回流速度设为 20 mL/min,各隔室溶解氧均调至 0.8 mg/L。反应器启动 24 小时后测得各隔室 DO 均大于 3,遂停止曝气,维持搅拌。启动 36 小时后反应器内溶解氧未有明显降低,证明污泥活性极差,遂停止进水,增加污泥回流量至 30 mL/min 后继续运行。反应器启动 55 小时后测得各隔室溶解氧均降至 0.5 mL/g 以下,重启曝气,调整溶解氧至 1 mg/L。自反应器启动每日测得反应器内进水格与出水格氨氮浓度,启动前两周的氨氮去除率与亚硝氮积累率如图 4 所示,在第一周内,出水氨氮浓度逐渐减小,亚硝氮在 D4 开始出现(0.12 mg/L),后迅速上升。D8 时出水亚硝氮已经达到 80 mg/L。D12 氨氮去除率仅为 30%,但亚硝氮积累率已经达到 85%,判断短程硝化已经启动。后续由于调整进水流速以及曝气方式导致氨氮进出水浓度波动较大,但亚硝氮积累率基本稳定在 90%以上。证明渗滤液厂生化池中已经具有大量氨氧化菌,接种后只需两周左右的适应活化,通过控制溶解氧即可快速达到短程硝化的启动效果。司马冰<sup>[14]</sup>的研究显示,反应器启动快慢很大程度上决定与污泥的性质。用处理同样性质废水的污泥作种泥的效果是最好的。该结论与本实验结果一致。

### 2.3 半程短程硝化影响因素分析

由于短程硝化出水需要与厌氧氨氧化工艺进行耦合,实现半程短程硝化,使出水氨氮与亚硝氮比值接近 1:1.3 是最方便的选择。在连续流反应器稳定运行一个月后开始采用不同方法以达到半程短程硝化的目的,如图 4 所示。

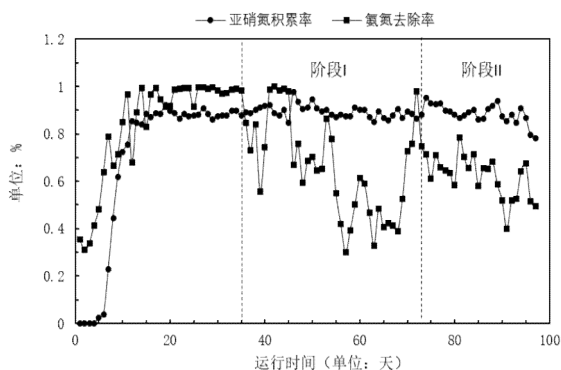


图 4 连续流反应器运行期间亚硝氮积累率与氨氮去除率  
Fig.4 Accumulation rate of nitrite nitrogen and removal rate of ammonia nitrogen during operating of continuous reactor

阶段一的调控方法是降低所有隔室的溶解氧浓度,由初始的 1 mg/L 调整至 0.5 mg/L。可以看到出水氨氮浓度在短暂时升高后在第 4 天又恢复至低位。后将所有隔室的 DO 继续降低至 0.3 mg/L,氨氮去除率大幅降低。出水同样不满足厌氧氨氧化工艺所需比例。同时考虑到在中试以及实际生产过程中实现大规模的溶解氧精准调控成本偏高,难以实现,所以不建议将此方法应用在中试及以上规模的生产性实验中。

阶段二的调控方法是降低反应器内污泥浓度。AOB 菌作为自养细菌,生长缓慢,在反应器稳定运行期间未主动排泥,但是由于排水、取样等因素导致部分污泥流失,致使在 d60 测得污泥浓度仅有 2800 mg/L 左右。调控时自二沉池中取出沉降后污泥 500 mL,测得反应器内污泥浓度降低至 1000 mg/L 左右,运行时恢复所有隔室溶解氧在 1 mg/L 左右,反应器连续稳定运行两周,出水氨氮与亚硝氮基本维持在 1:1 左右,说明排泥可有效控制短程硝化的进行程度。

目前,对于短程硝化单级反应的控制手段主要包括: DO 控制<sup>[15]</sup>、游离氨控制<sup>[16]</sup>、SRT 控制<sup>[17]</sup>、pH、温度以及水力停留时间控制<sup>[18]</sup>等。但是其中部分手段由于成本较高,操作困难,不适用于工程上的推广应用。溶解氧作为短程硝化过程中重要的影响因素可以有效控制短程硝化过程的启动,但是随着 AOB 菌活性增强,丰度增加,反应器内氨氮去除负荷上升,只靠降低溶解氧浓度无法维持稳定的半程短程硝化。温慧凯<sup>[19]</sup>研究发现,在 DO 为 0.1~0.5 mg/L,进水氨氮浓度约 300 的情况下可以实现对市政污泥的驯化,并完成短程硝化的快速启动,这证明 AOB 菌可以适应极低的 DO。若单纯降低 DO 而

不采取其他措施的话,反应器内微生物会逐步适应低 DO 环境,从而破坏半程短程硝化。而定期排泥减少 SRT 则直接减少生物量,可以稳定地维持半程短程硝化的效果,但生物量过少容易导致反应器抗冲击能力变弱。所以实际工程应用中应该结合多种手段进行综合调控。

## 3 结论

本文针对垃圾渗滤液处理时短程硝化启动难且难以稳定的问题,采用老龄垃圾渗滤液作为进水,分别与 SBR 反应器与连续流反应器中接种市政污泥和渗滤液处理厂活性污泥,通过控制 DO 及进水渗滤液浓度,实现了短程硝化的快速启动与稳定运行。两个反应器亚硝氮积累率均稳定维持在 90%以上。为了给后续产业化应用提供参考,对连续流反应器实现半程短程硝化的控制措施进行了研究,得到结论为在考虑经济成本的情况下,控制溶解氧和控制 SRT 方法结合可有效对半程短程硝化进行稳定化运行。

## 参考文献

- [1]郭曼. 基于厌氧序批式反应器的垃圾渗滤液预处理研究[D]. 西南交通大学, 2014.
- [2]邵白璐. 两级厌氧系统处理垃圾渗滤液的试验研究[D]. 郑州大学, 2017.
- [3]初永宝, 赵少奇, 刘生, 等. 短程硝化-厌氧氨氧化在实际垃圾渗滤液处理工程中的启动运行研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2021, 57(02): 275-282.
- [4]张树军. 两级 UASB+A/O 系统处理城市垃圾渗滤液及短程脱氮[C]//中国水污染治理技术装备论文集(第十七期). 中国北京, 2011: 20-28.
- [5]Corsino S F, Capodici M, Morici C, et al. Simultaneous nitrification-denitrification for the treatment of high-strength nitrogen in hypersaline wastewater by aerobic granular sludge[J]. Water research, 2016, 88: 329-336.
- [6]左剑, 蒙爱红. 一种新型生物脱氮工艺——SHARON-ANAMMOX 组合工艺[J]. 给水排水, 2001(10): 22-28+1
- [7]汪瑶琪, 张敏, 姜滢, 等. 厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征[J]. 环境科学, 2017, 38(12): 5184-5191.
- [8]张丹, 徐慧, 李相力, 等. 限氧自养硝化-反硝化生物脱氮新技术[J]. 应用生态学报, 2003(12): 2333-2336.
- [9]傅金祥, 张羽, 杨洪旭, 等. 短程硝化反硝化影响因素研究[J]. 工业水处理, 2010, 30(12): 38-41.
- [10]魏彩蓉. 厌氧氨氧化污水处理技术及实际应用[J]. 中国环保产业, 2017(02): 64-66.
- [11]王凡, 陆明羽, 殷记强, 等. 反硝化-短程硝化-厌氧氨氧化工艺处理晚期垃圾渗滤液的脱氮除碳性能[J]. 环境科学, 2018, 39(08): 3782-3788.
- [12]Xiao P, Lu P, Zhang D, et al. Effect of trace hydrazine addition on the functional bacterial community of a sequencing batch reactor performing completely autotrophic nitrogen removal over nitrite[J]. Bioresource technology, 2015, 175: 216-223.
- [13]国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [14]司马冰, 张向和. UASB 技术处理中小城镇生活垃圾渗滤液的试验研究[J]. 重庆环境科学, 2003(11): 61-62+83-205.
- [15]温慧凯. 连续流短程硝化反硝化降解高氨氮含盐废水研究[D]. 江西理工大学, 2020.
- [16]Dawas A, Abu-Salih S, Sabbah I, et al. Controlling nitrification in a continuous split-feed/aeration biofilm nitrifying bioreactor[J]. Bioresource technology, 2019, 288: 121599.
- [17]Zhang M, Li N, Chen W, et al. Steady-state and dynamic analysis of the single-stage anammox granular sludge reactor show that bulk ammonium concentration is a critical control.
- [18]Seuntjens D, Arroyo J M C, Van Tendeloo M, et al. Mainstream partial nitrification/anammox with integrated fixed-film activated sludge: combined aeration and floc retention time control strategies limit nitrate production[J]. Bioresource Technology, 2020, 314: 123711.
- [19]初永宝, 赵少奇, 刘生, 等. 短程硝化-厌氧氨氧化在实际垃圾渗滤液处理工程中的启动运行研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2021, 57(02): 275-282.

(本文文献格式: 徐雪, 孟庆杰, 张小寒, 等. 垃圾渗滤液短程硝化快速启动研究[J]. 广东化工, 2022, 49(18): 116-119)