

# A/O 模式好氧颗粒污泥运行时间 及脱氮除磷研究

李亚峰<sup>1</sup>, 杨嗣靖<sup>1</sup>, 苏雷<sup>2</sup>

(1. 沈阳建筑大学市政与环境工程学院, 辽宁 沈阳 110168; 2. 沈阳园帅环保工程设计有限公司, 辽宁 沈阳 110044)

**摘要** 目的 确定好氧颗粒污泥在 A/O 运行模式中厌氧、好氧的最佳运行时间, 并研究其对脱氮除磷的性能优化程度. 方法 在 SBR 反应器中接种成熟的好氧颗粒污泥, 并在好氧颗粒污泥开始好氧运行阶段之前增设一段厌氧运行阶段, 保持厌氧状态持续运行 180 min、好氧状态持续运行 300 min, 并测其污染物质量浓度, 从而选取各自的运行时间. 控制系统处于最佳运行时间并与传统好氧模式进行对比试验, 通过检测进出水中污染物的质量浓度来分析优化效果. 结果 厌氧历时和好氧历时分别为 60 min、240 min 时处理效果最佳. 整个运行周期中氨氮、TN、TP 的平均去除率达到 98.11%、92.97%、96.01%, 比好氧运行模式分别提升了 0.9%、3.34%、6.31%. 结论 改变系统的运行方式可进一步降低出水氨氮、TN、TP 的质量浓度, 满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002) 中一级 A 排放标准.

**关键词** SBR 反应器; 脱氮除磷; A/O; 好氧颗粒污泥

中图分类号 X703 文献标志码 A

## Study on Running Time and Nitrogen and Phosphorus Removal of Aerobic Granular Sludge in A/O Operation Mode

LI Yafeng<sup>1</sup>, YANG Sijing<sup>1</sup>, SU Lei<sup>2</sup>

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang, China, 110168; 2. Shenyang Yuanshuai Environmental Engineering Design Co. Ltd., Shenyang, China, 110044)

**Abstract:** The purpose of this paper was to study the best anaerobic and aerobic running time of aerobic granular sludge in anaerobic/aerobic mode and nitrogen and phosphorus removal performance. In the SBR reactor with mature aerobic granular sludge inoculated, an anaerobic operation stage was added before the aerobic operation stage of the aerobic granular sludge to maintain the anaerobic state of 180 min and the aerobic state of 300 min. And the two state concentration of contaminants were measured to select their respective run time. The system was controlled at the

收稿日期: 2018-09-26

基金项目: 国家自然科学基金项目(51108277)

作者简介: 李亚峰(1960—), 男, 教授, 博士, 主要从事水污染控制理论与技术方面研究.

optimal running time and was compared with that of the traditional aerobic mode by detecting the concentration of the inlet and outlet of contaminants. The results showed that the best treatment effect is anaerobic for 60 min and aerobic for 240 min and the average removal rates of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , TN and TP were 98.11%, 92.97% and 96.01%. The removal rates of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , TN and TP in the whole operation cycle were 0.9%, 3.34% and 6.31% higher than the aerobic operation mode. By changing the operation mode of the system, the mass concentration of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , TN and TP in the effluent was further reduced, and all meet the first-class A emission standard.

**Key words:** SBR reactor; nitrogen and phosphorus removal; A/O; aerobic granular sludge

高效地进行脱氮除磷是解决水体富营养化的关键.我国污水厂现今主要采用传统的生物脱氮除磷工艺,传统工艺采用的是絮状污泥,在运行过程中常因水体中的可利用生物量过低而导致丝状菌大量繁殖产生污泥膨胀,使系统崩溃<sup>[1]</sup>.随着国家污水排放标准提升,传统工艺难以达到排放的标准.好氧颗粒污泥(AGS)是由絮状污泥在特定条件下增殖、凝聚而成的生物颗粒<sup>[2-3]</sup>,其培养过程中需要一定的水力剪切力<sup>[4]</sup>.同时相较于普通的传统活性污泥,具有自身结构紧密<sup>[5]</sup>、沉降速度快、能够承受较高的冲击负荷等优点<sup>[6]</sup>.在好氧条件下,因溶解氧与传质阻力的影响,使其在结构上产生分层现象,即由外至内依次为好氧区、缺氧区、厌氧区<sup>[7]</sup>,实现了在同一反应器中进行同步硝化反硝化脱氮除磷.根据好氧颗粒污泥结构特性,运用荧光原位杂交技术对其内部进行菌类分析,发现氨氧化菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)与异养菌共存于污泥颗粒中<sup>[8]</sup>.好氧颗粒污泥中,异养菌捕食一定量的有机物进行自身的新陈代谢<sup>[9]</sup>、反硝化菌以有机物作为电子供体进行反硝化作用,完成脱氮过程、聚磷菌在厌氧段吸收水中的挥发性脂肪酸(VFA)等其他有机污染物,并以PHB(聚-β-羟基丁酸)的形式存于体内,在好氧段PHB被分解产生的ATP为细胞生长以及进行超量吸磷提供能量<sup>[10]</sup>.宋志伟等<sup>[11]</sup>运用好氧颗粒污泥处理模拟废水, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 降解率为93.29%、TP降解率为87.29%.程媛媛等<sup>[12]</sup>采用选择压法培育好氧颗粒污泥,用以处理模拟废水,TN及TP的去除率常在82%及80%

以上.好氧颗粒污泥试验较好地去除了部分污染物,但对TP的去除效率仍不能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)中一级A的排放标准.而如今对好氧颗粒污泥的研究大多集聚在促进好氧颗粒污泥颗粒化阶段<sup>[13-15]</sup>,对后续运行效果的提升改进鲜有报道.有学者指出在聚磷菌类和硝化菌类的环境因素相交点处的反硝化聚磷菌具有这两类菌种的优点,能够克服好氧颗粒污泥同步硝化反硝化受到的阻碍,同时认为A/O运行方式更有利于聚磷菌种的富集.笔者通过在对好氧颗粒污泥SBR系统好氧运行阶段之前先进行一定时间的厌氧处理,确定好氧颗粒污泥在A/O运行模式中厌氧、好氧的最佳运行时间,并研究其对脱氮除磷的性能优化程度.

## 1 试验

### 1.1 试验装置

试验装置如图1所示.

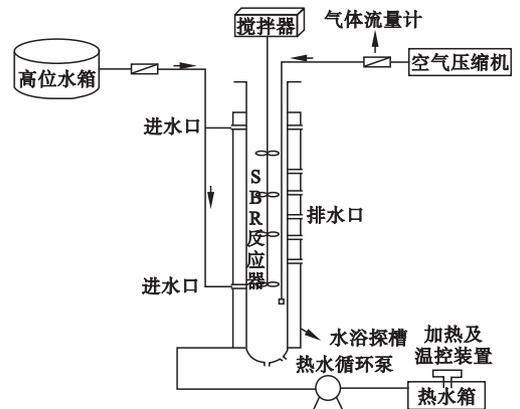


图1 SBR反应器

Fig. 1 SBR reactor

SBR柱状间歇式反应装置由有机玻璃

圆筒制作,反应器总有效容积7L;高130 cm,有效高度110 cm;内径9cm;底部设有排泥口和放空口;侧面设有6个出水口,第一个出水口距地33 cm,其余依次增高11 cm.内部配置机械搅拌器和曝气砂头.曝气方式采用空气压缩机供气,利用时控开关对SBR装置进行自动控制进水、曝气、沉淀、出水的时间,外部设有循环热水浴作保温.人工配制的试验用水放置于高位水箱中,通过反应器上的进水口进入SBR柱式反应器中.

## 1.2 试验用水和接种污泥

SBR反应器进水选用人工模拟的生活

表1 试验用水水质

$\rho(\text{CH}_3\text{COONa})$	$\rho(\text{NH}_4\text{Cl})$	$\rho(\text{KH}_2\text{PO}_4)$	$\rho(\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O})$	$\rho(\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O})$
200 ~ 1 000	20 ~ 100	5 ~ 25	20	28

污泥泥种取自抚顺某污水处理厂的二沉池回流污泥,其颜色为深褐色,结构松散蓬松,形状呈现为棉絮状,丝状菌含量较高,活性一般.接种前先进行一定的预处理:静沉24 h,倒出上清液和底层死积物,再进行空曝24 h,加入人工模拟废水闷曝48 h,静沉24 h一系列操作以改善污泥活性,此时泥种污泥MLSS质量浓度为3 000 mg/L,污泥体积指数(SVI)值为105 mL/g.污泥颗粒化采用进水交替负荷的培养方法,将预处理好的种泥加至SBR反应器中并添加5L人工模拟废水.进水COD负荷以200 mg/L的质量浓度梯度,从200 mg/L逐渐上升至1 000 mg/L,当达到最高值后在逐步下降,最终进行周期性往复交替,以达到调控反应器容积负荷的目的.同时每个质量浓度值运行3 d后进入下一质量浓度值,如此循环运行.氮和磷按照 $m(\text{CH}_3\text{COONa}):m(\text{NH}_4\text{Cl}):m(\text{KH}_2\text{PO}_4) = 100:5:1$ 进行调配.控制温度为 $(20 \pm 2)^\circ\text{C}$ ,pH值为7.0~8.0,曝气量为3.5~4 L/min.在每个周期内保持进水4 min,曝气420 min,排水4 min,沉淀时间为10~5 min,根据试验

废水,进水中以乙酸钠为碳源, $\text{NH}_4\text{Cl}$ 为氮源, $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 为磷源,同时根据反应需要投加 $\text{CaCl}_2$ 、 $\text{MgSO}_4$ 其各自模拟废水中的质量浓度如表1所示.同时为维持微生物的正常繁殖生长,需要向每升模拟生活废水中投加1 mL的微量元素,微量元素中 $\rho(\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}) = 1.5 \text{ g/L}$ 、 $\rho(\text{H}_3\text{BO}_3) = 0.15 \text{ g/L}$ 、 $\rho(\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}) = 0.03 \text{ g/L}$ 、 $\rho(\text{MnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}) = 0.12 \text{ g/L}$ 、 $\rho(\text{KI}) = 0.18 \text{ g/L}$ 、 $\rho(\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}) = 0.006 \text{ g/L}$ 、 $\rho(\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}) = 0.12 \text{ g/L}$ 、 $\rho(\text{EDTA}) = 10 \text{ g/L}$ .

要求调整,其余时间闲置,每天运行两个周期,换水比为60%,定期测定MLSS的质量浓度、SVI值.经历105 d成功培养出的好氧颗粒污泥,呈金黄色,大部分粒径约为1.25 mm,SVI为20.68 mL/g.

## 1.3 分析项目及测试方法

根据《水和废水监测分析方法》操作方式进行各项指标的检测.试验仪器采用UV9100型分光光度计分析方法如表2所示.

表2 试验分析方法

检测项目	分析方法
COD	快速密闭催化消解法
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	纳氏试剂分光光度法
$\text{NO}_2^- - \text{N}$	N-(1-萘基)-乙二胺光度法
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	紫外分光光度法
TP	过硫酸钾消解法

## 2 结果与分析

### 2.1 A/O运行时间的确定

#### 2.1.1 厌氧模式运行时间的确定

设定厌氧时间为180 min,进水的各项指

标分别为:COD 质量浓度 400 mg/L 左右,  $m(C):m(N) = 10$ , 磷质量浓度 10 mg/L 左右, 温度  $(20 \pm 2)^\circ\text{C}$ , pH 值在 7.0 ~ 8.5. 每隔

30 min 进行检测, 厌氧各历时中各类污染物质的降解情况如图 2 所示.

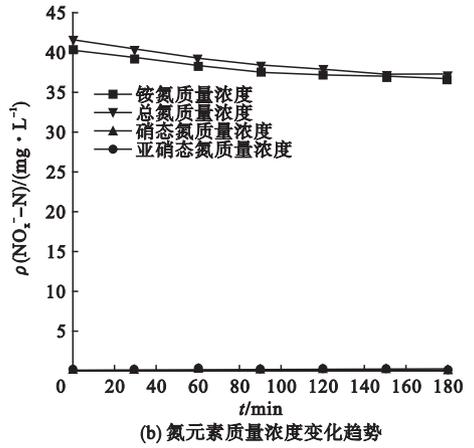
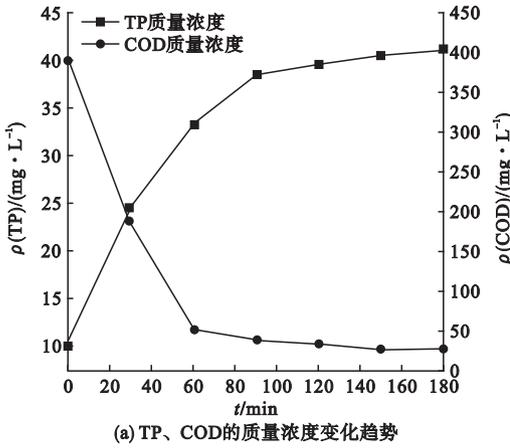


图 2 厌氧各历时中各类污染物质的降解情况

Fig. 2 Mass concentration of TP and COD in anaerobic phase

由图 2(a)可知,随着厌氧运行时间的逐步增加,溶液中的 TP 质量浓度逐步提升. 其中 0 ~ 90 min, TP 的增长速率较快, 90 min 时聚磷菌的释磷效果较优, TP 质量浓度达到 36.41 mg/L. 随着反应的进行,在 90 min 以后 TP 的增长趋于平缓, 180 min 时, TP 质量浓度为 38.78 mg/L, 相比于 90 min 时仅增加了 2.37 mg/L. 而在厌氧阶段 COD 的去除主要体现 0 ~ 60 min, 从质量浓度初始的 406.88 mg/L 降低至 51.18 mg/L. 而 60 min 之后, COD 的去除率的增长曲线呈下降趋势, 运行至反应结束仅降低了 23.81 mg/L. 发生此现象的原因是在厌氧阶段聚磷菌吸收废水中易降解有机物质, 同时把体内多聚总磷水解并以无机总磷的形式排到体外, 致使水体中的 COD 降低、TP 升高. 其中前 60 min 由于水中易降解有机物含量很高, 聚磷菌能够迅速利用水中的有机物来进行厌氧释磷过程. 60 min 之后水中的易降解的有机物逐渐减少, 水中的有机物难以被聚磷菌迅速利用, 导致 COD 的去除效果变弱, 聚磷菌厌氧释磷呈现减弱的趋势. 90 min 以后, 易降解的有机物被消耗尽, 水中剩余的有机物大都是一些难降解的有机物, 很难为聚磷菌所利用,

致使 90 min 之后 TP 的质量浓度仅有细微的增长, 图 2(a)中 COD 的变化趋势正好与聚磷菌释磷的趋势相吻合. 在厌氧过程中被吸收的有机物一方面被用来维持微生物的生长繁殖, 一方面被转化成 PHB 储存于细胞体内, 为好氧段聚磷菌释放磷提供能量. 王景峰<sup>[16]</sup>指出在厌氧段约有 60% 以上的 VFA 被转化成 PHB.

由图 2(b)可知,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 在厌氧运行阶段的降解率很低, 在整个厌氧阶段  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度仅下降了 3.62 mg/L、TN 质量浓度仅下降了 4.46 mg/L, 基本无去除效果. 另外, 在整个反应过程中也未出现  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的积累.

由此可知厌氧段的主要因素为 COD 与 TP. 过长的厌氧历时对 COD 吸附降解以及磷释放并无显著的影响, 反而会抑制好氧菌的活性, 增加不必要的运行成本, 最终影响处理性能. 因此, 权衡运行效果以及经济合理性, 选取厌氧运行时间为 60 min.

### 2.1.2 好氧模式运行时间的确定

好氧颗粒污泥对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的硝化反应以及对磷的好氧过量吸磷都需要足够的溶解氧量, 因此设定好氧时间为 300 min, 进水的

各项指标分别为:COD 质量浓度400 mg/L左右, $m(C):m(N) = 10$ ,磷的质量浓度为10 mg/L左右,温度 $(20 \pm 2)^\circ\text{C}$ ,pH 值在7.0 ~ 8.5. 每隔30 min 进行检测,观测 TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度的变化情况. 好氧反应各历时对各类污染物质的降解效果如图3所示.

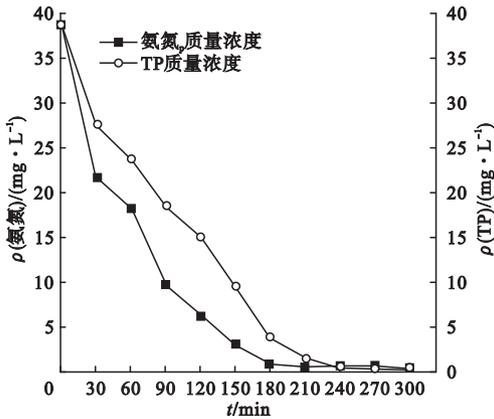


图3 好氧阶段  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 质量浓度的变化趋势

Fig. 3 Mass concentration of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  and TP in aerobic phase

由图3可知,在好氧阶段的0~180 min内  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的质量浓度迅速下降,在曝气180 min后基本被去除,此时  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度为0.93 mg/L,曝气至240 min时  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度为0.74 mg/L. 同时好氧阶段中出水TP的质量浓度呈直线下降的趋势,质量浓度于240 min后趋于稳定,从初始的38.78 mg/L降至0.49 mg/L. 这是由于好氧颗粒污泥中的聚磷菌发生了好氧吸磷现象,同时凭借在好氧阶段前增加适宜的厌氧时间段,释磷较彻底、具有足够的吸磷动力,对聚磷菌的超量吸磷起到了促进作用,使反应器出水中磷的质量浓度大大减少. 权衡考虑污染物去除情况,选取好氧运行时间为240 min.

### 2.1.3 A/O运行模式下好氧颗粒污泥状态

好氧颗粒污泥在整个A/O反应过程中,颗粒结构较为稳定,与培养后的好氧颗粒污泥无较大差异. 在整个运行结束之后,取反应器中的好氧颗粒污泥进行显微镜观察(见图

4). 观察发现颗粒污泥表面平滑,颗粒之间分界清晰,呈圆形或者椭圆形. 说明好氧颗粒污泥能够稳定地存在于A/O运行模式中.

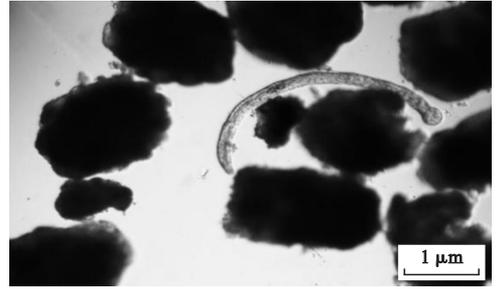


图4 A/O运行模式下好氧颗粒污泥显微镜观察

Fig. 4 AGS in A/O uoperation mode by electron microscope

## 2.2 A/O运行模式与好氧运行模式脱氮除磷对比试验

A/O模式下运行时间分别为:进水4 min、厌氧60 min、曝气240 min、沉淀5 min、排水4 min,换水体积比为60%. 同时控制进水COD质量浓度在400 mg/L, $m(C):m(N) = 10$ ,磷质量浓度为10 mg/L,温度为 $(20 \pm 2)^\circ\text{C}$ ,pH 值在7.0 ~ 8.5. 曝气阶段曝气量为2.5 L/min,厌氧段通过搅拌器的搅拌使颗粒污泥保持悬浮状态,转速为1000 r/min,每天运行3个周期,其余时间闲置. 每天定时取样检测进(出)水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、TP的质量浓度,待稳定运行后,连续测量30 d. 好氧运行模式运行时间为:进水4 min、曝气420 min、沉淀5 min、排水4 min、其余运行参数与A/O运行模式相同,连续运行21 d.

### 2.2.1 硝化反应效果

两种运行模式下,系统对氨氮的去除效果如图5所示. 从图5中可以看出,好氧颗粒污泥在A/O运行方式下具有较好的硝化效果,氨氮去除率在96.56% ~ 99.2%,平均去除率为98.11%. 相较于好氧运行模式,氨氮的去除率上升,定期测定MLSS质量浓度、SVI值增加了0.9%,其氨化效果提升幅度较小. 仅通过好氧阶段处理,氨氮的去除也符合

《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)中一级A排放标准.同时也可以看出,在好氧反应进行之前设置厌氧反应处理,对硝化菌的活性影响不大,并且在

好氧进行阶段,由于硝化菌为好氧型细菌,系统内存在充足的氧气就可以满足其活性,从而维持微生物健康的新陈代谢,进而保证了氨氮的有效降解.

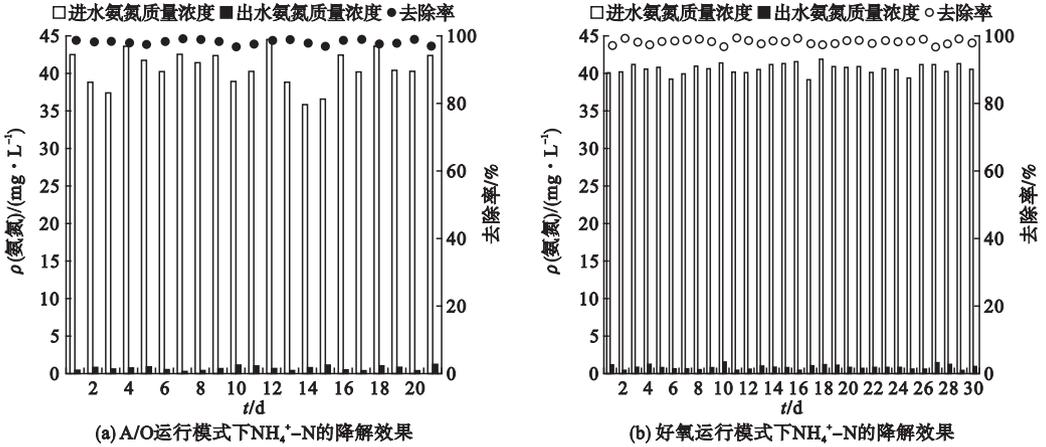


图5 两种运行模式下  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的降解效果

Fig. 5 Removal effect of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  in two operating modes

2.2.2 脱氮反应效果

两种运行模式下,系统 TN 降解的效果如图 6 所示.由图 6 可以看出,经过一个月的稳定运转,A/O 运行模式下 TN 的降解率达到 90% 以上,平均降解率为 92.97%,出水中 TN 质量浓度在 1.87 ~ 4.44  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  内波动,平均值为 2.94  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . 而好氧运行模式下 TN 的平均去除率为 89.6%, TN 质量浓度在 3.65 ~ 5.5  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . 通过对比可以看出 A/O

运行模式在 TN 的去除方面有一定的提升,但是提升幅度不大.这是由于好氧颗粒污泥上菌类丰富及其独特分层结构,其能够独立进行硝化反硝化作用以及微生物代谢反应,且具有一定的脱氮效果,因此反硝化菌的数量改变有限.同时增设厌氧段,其会对颗粒污泥微生物结构产生影响<sup>[16]</sup>,反硝化聚磷菌种的富集能够进行反硝化反应,提高脱氮率.

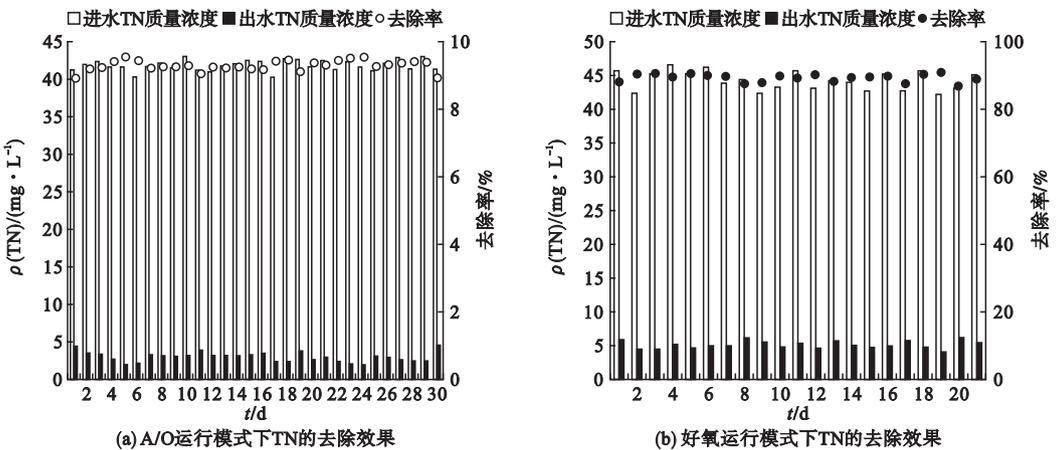
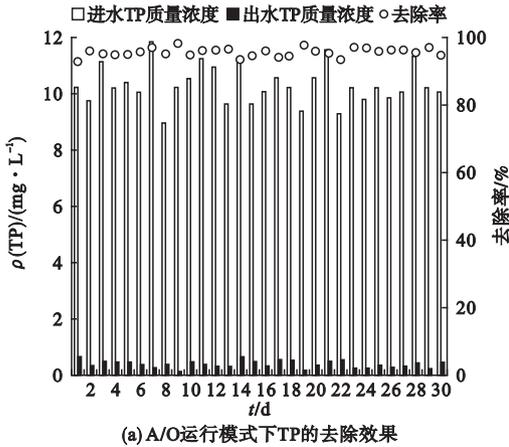


图6 两种运行模式下 TN 的降解效果

Fig. 6 Removal effect of TN in two operating modes

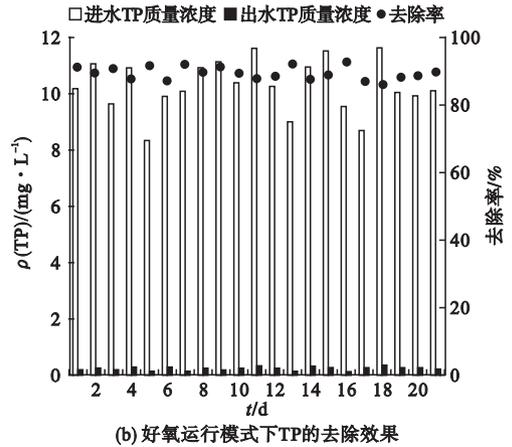
### 2.2.3 总磷反应效果

两种运行模式下,系统 TP 去除的效果



(a) A/O运行模式下TP的去除效果

如图7所示.



(b) 好氧运行模式下TP的去除效果

图7 两种运行模式下 TP 的降解效果

Fig.7 Removal effect of TP in two operating modes

由图7可以看出,在A/O运行模式下,系统对TP的降解率很高,均在93.24%~98.56%.其平均出水质量浓度为0.41 mg/L,达到了《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)中一级A排放标准.而在好氧运行模式下,系统对TP的降解率在87.64%~92.28%,出水中TP质量浓度为1.06 mg/L.通过对比可以看出,厌氧段对聚磷菌的活性具有重要影响,一方面由于在反应器进水后增加了合适的厌氧时间,提高了聚磷菌释磷量,进而促进聚磷菌在好氧时间段的超量摄磷能力.另一方面由于整个过程是在有充足的有机物为聚磷菌、反硝化聚磷菌提供充足的营养物质条件下进行,A/O运行方式更有利于反硝化聚磷的富集.使得反应器出水中TP的质量浓度大大减少.平均去除率从89.7%上升为96.01%,涨幅了6.31%,出水平均质量浓度从1.06 mg/L降至0.41 mg/L.杨国靖<sup>[17]</sup>在厌氧/好氧模式下的SBR反应器中对进水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 质量浓度为8~15 mg/L的废水进行试验,探究好氧颗粒污泥对磷的去除情况,最终出水中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 质量浓度为0~2.5 mg/L,平均去除率高于96.8%.在厌氧/好氧交替运行方式下,颗粒内存在着大量的反硝化聚磷菌<sup>[18]</sup>.杨麒<sup>[19]</sup>研究发现,在厌氧/好氧环境下,反硝化聚磷菌占全部聚磷菌

的份额比单独的好氧运行方式下提高了14.96%.

## 3 结论

(1)通过对A/O运行模式下的好氧颗粒污泥系统各自运行阶段的研究测试,从对各项污染指标的去除效果以及经济可行性角度出发,试验选取厌氧、好氧运行时间分别为60 min和240 min.

(2)在A/O运行模式下的好氧颗粒污泥能够同时满足自养菌、异养菌、聚磷菌等多类菌种的代谢要求,同时颗粒内富集的反硝化聚磷菌以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为电子受体,进行新陈代谢,进而达到同步脱氮除磷的处理效果.

(3)在厌氧60 min、曝气240 min、换水体积比为60%、进水COD质量浓度在400 mg/L、 $m(\text{C}):m(\text{N})=10$ 、磷质量浓度为10 mg/L、温度为 $(20 \pm 2)^\circ\text{C}$ 、pH值在7.0~8.5、曝气量为2.5 L/min,A/O运行模式稳定后出水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、TN、TP去除率分别为98.11%、92.97%、93%.与好氧运行方式相比,在A/O运行方式下的SBR反应器能够在保证原有好氧体系脱氮性能良好的情况下,使TP的去除效果得以明显提升.

(4)在有机物充足的条件下,A/O运行方式更有利于反硝化聚磷的富集,使系统的脱单除磷能力进一步加强.

## 参考文献

- [1] 蔡涛. 好氧颗粒污泥生物脱氮除磷对盐度的响应[J]. 工业安全与环保, 2018, 44(6): 50-52. (CAI Tao. Response of aerobic granular sludge biological nitrogen and phosphorus removal to salinity[J]. Industrial safety and environmental protection, 2018, 44(6): 50-52.)
- [2] DE BRUIN L, DE KREUK M, VAN DER ROEST H F, et al. Aerobic granular sludge technology: an alternative to activated sludge[J]. Water science and technology, 2004, 49(11/12): 1-7.
- [3] LEE D J, CHEN Y Y, SHOW K Y, et al. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation[J]. Biotechnology advances, 2010, 28(6): 919-934.
- [4] DE BRUIN L, VAN DER ROEST H F, DE KREUK M, et al. Promising results pilot research aerobic granular sludge technology at WWTP Ede[J]. IWA publishing, 2005, 25(3): 135-142.
- [5] 龙焯, 程媛媛, 赵珏, 等. 好氧颗粒污泥处理化工废水的应用研究[J]. 中国给水排水, 2017, 33(5): 26-32. (LONG Bei, CHENG Yuanyuan, ZHAO Jue, et al. Treatment of chemical wastewater by aerobic granular sludge[J]. China water & wastewater, 2017, 33(5): 26-32.)
- [6] 王硕, 于水利, 徐巧, 等. 好氧颗粒污泥特性、应用及形成机理研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2014, 20(4): 732-742. (WANG Shuo, YU Shuili, XU Qiao, et al. Characteristics, application and formation mechanisms of aerobic granular sludge: recent advances[J]. Chinese journal of applied and environmental biology, 2014, 20(4): 732-742.)
- [7] 苏海佳, 王陆玺, 邓爽, 等. 好氧颗粒污泥技术及研究进展[J]. 化工进展, 2016, 35(6): 1914-1922. (SU Haijia, WANG Luxi, DENG Shuang, et al. A review on the aerobic granular sludge technology[J]. Chemical industry and engineering progress, 2016, 35(6): 1914-1922.)
- [8] JANG A M, YOON Y H, KIM I S, et al. Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor[J]. Journal of biotechnology, 2003, 105(1/2): 71-82.
- [9] 张小玲, 刘珊, 陈旭. 有机负荷对除磷颗粒污泥的培养及特性的影响[J]. 环境科学, 2011, 32(7): 2030-2035. (ZHANG Xiaoling, LIU Shan, CHEN Xu. Effects of organic loading rate on the cultivation and characteristic of granular sludge with phosphorus removal[J]. Environmental science, 2011, 32(7): 2030-2035.)
- [10] 王亚宜. 反硝化除磷脱氮机理及工艺研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2004. (WANG Yayi. The mechanism and processes study on denitrifying phosphorus removal[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2004.)
- [11] 宋志伟, 王秋旭, 宁婷婷, 等. 微生物絮凝剂投加方式对好氧颗粒污泥性能的影响[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2015, 45(1): 247-254. (SONG Zhiwei, WANG Qiuxu, NING Tingting, et al. Influence of microbial flocculant dosing way on performance of aerobic granules[J]. Journal of Jilin university(earth science edition), 2015, 45(1): 247-254.)
- [12] 程媛媛, 赵珏, 程鹏, 等. SBR 中生物膜促进好氧颗粒化研究[J]. 中国给水排水, 2018, 34(1): 14-19. (CHENG Yuanyuan, ZHAO Jue, CHENG Peng, et al. Aerobic granulation accelerated by biofilm in a sequencing batch reactor[J]. China water & wastewater, 2018, 34(1): 14-19.)
- [13] 刘头水, 刘振鸿, 方正妍, 等. 基于  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  晶核的好氧颗粒污泥培养及性能[J]. 水处理技术, 2018, 44(10): 119-123. (LIU Toushui, LIU Zhenhong, WAN Zhengyan, et al. Cultivation and performance of aerobic granular sludge based on  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  crystal nucleus[J]. Technology of water treatment, 2018, 44(10): 119-123.)
- [14] 赵珏, 刘祖文, 龙焯, 等. 培养过程中接种部分厌氧颗粒污泥促进好氧颗粒化[J]. 中国给水排水, 2017, 33(17): 8-13. (ZHAO Jue, LIU Zuwen, LONG Bei, et al. Aerobic granulation accelerated by inoculation with anaerobic granular sludge during cultivation[J]. China water & wastewater, 2017, 33(17): 8-13.)
- [15] 金正宇, 郝皓, 苑泉, 等. 进水模式对强化脱氮好氧颗粒污泥培养的影响[J]. 中国环境科学, 2018, 38(3): 935-942. (JIN Zhengyu, XI Hao, YUAN Quan, et al. Impacts of feeding mode on stable aerobic granular sludge cultivation for enhanced denitrification[J]. China environmental science, 2018, 38(3): 935-942.)
- [16] 王景峰. 好氧颗粒污泥脱氮除磷及颗粒污泥膜生物反应器研究[D]. 天津: 天津大学, 2006. (WANG Jingfeng. Study on nitrogen, phosphate removal of aerobic granular sludge and granular sludge membrane bioreactor[D]. Tianjin: Tianjin University, 2006.)
- [17] 杨国靖. 单级 SBR 系统好氧颗粒污泥实现同步除磷脱氮及其微生物机理的研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2005. (YANG Guojing. Research on simultaneous phosphorus and nitrogen removal by aerobic granular sludge in single SBR system[D]. Changsha: Hunan University, 2005.)
- [18] PIJUAN M, WERNER U, YUAN Z G. Effect of long term anaerobic and intermittent anaerobic/aerobic starvation on aerobic granules[J]. Water research, 2009, 43: 3622-3632.
- [19] 杨麒. 好氧颗粒污泥快速培养及其去除生物营养物特性的研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2008. (YANG Qi. Research on rapid cultivation of aerobic granular sludge and its characteristics in biological nutrient removal[D]. Changsha: Hunan University, 2008.)

(责任编辑: 徐玉梅 英文审校: 唐玉兰)