

DOI:10.11918/202202057

# 泥水混合水解酸化预处理下同步硝化反硝化除磷颗粒污泥运行

张杰<sup>1,2</sup>, 王琪<sup>1</sup>, 李冬<sup>1</sup>, 李鹏垚<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:**为实现生活污水下同步硝化内源反硝化除磷(SNEDPR)系统的稳定运行,选用SBR接种人工配水培养的SNEDPR颗粒污泥,以实际生活污水和污泥经混合水解酸化预处理为进水基质,通过优化预处理单元水力停留时间(HRT)联合SBR排泥方式实现该系统稳定运行。结果表明,预处理单元HRT从12 h降至4 h时,水解酸化液提供的乙酸、丙酸质量浓度和挥发性脂肪酸(VFA)占比提高,好氧颗粒污泥(AGS)内厌氧聚羟基烷酸(PHA)储存量增加,同步硝化反硝化(SND)效率提升至58.1%,出水TN降至7.8 mg/L左右。同时,底部排泥的SBR内小颗粒占比上升、LB-EPS增加,系统沉降性能变差;顶部排泥下成熟老化的大颗粒占比上升,颗粒含水率和强度下降;而选择性排泥的SBR内颗粒粒径集中在0.5~0.9 mm,颗粒结构密集、强度高,颗粒内细菌分层分布增强SND效果,批次实验表明,NOB和GAOs活性降低,系统内以NO<sub>2</sub><sup>-</sup>为电子受体的DPAOs占比提升至40.5%,同步硝化内源反硝化除磷效率得到提升。预处理单元较短的HRT联合选择性排泥处理生活污水颗粒性能稳定,系统出水TN和TP均达到GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》中所规定的一级A标准,可实现氨磷的高效稳定去除。

**关键词:**序批式反应器;好氧颗粒污泥;同步硝化反硝化除磷;水解酸化;水力停留时间;排泥方式

**中图分类号:** X703.1      **文献标志码:** A      **文章编号:** 0367-6234(2023)06-0001-09

## Operation of granular sludge for simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR) under mixed hydrolysis acidification pretreatment of sewage and sludge

ZHANG Jie<sup>1,2</sup>, WANG Qi<sup>1</sup>, LI Dong<sup>1</sup>, LI Pengyao<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Beijing 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:** For the stable operation of simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR) system under domestic sewage, sequencing batch reactor (SBR) was selected to inoculate SNEDPR granular sludge under artificial water distribution. The actual domestic sewage and sludge were pretreated by mixed hydrolysis acidification and taken as the influent matrix, and the stable operation of the system was realized by optimizing the pretreatment unit hydraulic retention time (HRT) combined with SBR sludge discharge modes. Results showed that when the HRT of the pretreatment unit decreased from 12 h to 4 h, the content of acetic acid, propionic acid, and the proportion of volatile fatty acids (VFA) provided by the hydrolytic acidification solution increased, the anaerobic poly-hydroxyalkanoate (PHA) storage in aerobic granular sludge (AGS) increased, the simultaneous nitrification and denitrification (SND) efficiency increased to 58.1%, and the effluent TN decreased to about 7.8 mg/L. At the same time, under bottom sludge discharge, the proportion of small particles in SBR increased, LB-EPS increased, and the settlement performance of the system became worse. The proportion of mature and aged large particles under top sludge discharge increased, and the moisture content and strength of particles decreased. Under selective sludge discharge, the particle size in SBR was concentrated in 0.5–0.9 mm, with dense particle structure and high strength. The layered distribution of bacteria in the particles enhanced the SND effect. Batch experiments showed that the activities of nitrite-oxidizing bacteria (NOB) and glycogen accumulating organisms (GAOs) were reduced, the proportion of denitrifying polyphosphate accumulating

收稿日期: 2022-02-23; 录用日期: 2022-04-07; 网络首发日期: 2022-09-02

网络首发地址: <https://kns.cnki.net/kcms/detail/23.1235.T.20220901.1535.004.html>

基金项目: 北京高校卓越青年科学家计划(BJJWZYJH01201910005019)

作者简介: 张杰(1936—),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

organisms (DPAOs) with  $\text{NO}_2^-$  as electron receptor in the system was increased to 40.5%, and the efficiency of simultaneous nitrification and endogenous denitrification phosphorus removal was improved. The short HRT combined with selective sludge discharge of the pretreatment unit had stable performance in the treatment of domestic sewage particles. The effluent TN and TP met the first-level A standard specified in GB 18918—2002 Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant. The system can achieve efficient and stable removal of nitrogen and phosphorus.

**Keywords:** sequencing batch reactor (SBR); aerobic granular sludge; simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal; hydrolytic acidification; hydraulic retention time(HRT); sludge discharge mode

好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)因其良好的沉降性能、高生物量保持率等优势被认为是具有前景的污水处理技术之一<sup>[1]</sup>,目前,有关好氧颗粒污泥的研究多在较高底物浓度的合成废水中进行,而中国生活污水普遍存在碳氮比较低的问题,进水碳源不足阻碍了其在低强度城市污水处理中的应用<sup>[2]</sup>。同步硝化内源反硝化除磷(simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal, SNEDPR)工艺已被证明可节约能源、降低损耗<sup>[3]</sup>,但将该工艺运用于处理实际生活污水时由于污水中难降解有机物占比高,导致有机物储存利用为聚羟基烷酸(poly-hydroxyalkanoate, PHA)过程受阻,造成长期运行过程中颗粒稳定性和脱氮除磷性能不佳<sup>[4-5]</sup>。

为了实现对有机物的水解,文献[6]提出单独设置水解酸化单元利用水解产酸菌将污水中大分子难降解有机物水解为小分子易降解有机物,但仍无法解决生活污水中 COD 低的问题。文献[7]表明,初沉污泥中含有丰富的碳水化合物、蛋白质等均属于慢速可生物降解碳源,由于细菌细胞壁难以破坏,污泥中的这类碳源无法利用,若同时对生活污水和初沉污泥进行混合水解酸化,可提高进水有机物含量,为 AGS 提供充足挥发性脂肪酸(volatile fatty acids, VFA)促进 PHA 合成。文献[8]表明,延长水解酸化工艺水力停留时间(hydraulic retention time, HRT)可以促进有机物与底物充分接触,也有研究<sup>[9]</sup>表明,HRT 过长会造成水解酸化继续向产甲烷阶段运行,VFA 被继续消耗,故合理调控水解酸化单元 HRT 有利于加强 AGS 厌氧 PHA 合成;此外,序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)排泥方式的不同会影响微生物菌群的相对活性和颗粒污泥稳定性,Winkler 等<sup>[10]</sup>发现聚糖菌(glycogen accumulating organisms, GAOs)和亚硝酸盐氧化菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)在颗粒粒径较小的污泥中占比较多,通过顶部排泥可以提升反硝化除磷性能,但文献[11]表明,底部污泥龄过高,颗粒结构被破坏会影响系统运行长期稳定性,因此,关于预处理单元 HRT 和 SBR 排泥方式还有待进一步研究。

实验采用 SBR 运行 SNEDPR 工艺,主要探究混合水解酸化预处理单元 HRT 和 SBR 排泥方式对 AGS 内碳源储存、反硝化聚磷菌(denitrifying polyphosphate accumulating organisms, DPAOs)等功能菌群活性和系统脱氮除磷特性的影响,以期为实际生活污水下同步硝化内源反硝化除磷工艺优选设计提供实验基础。

## 1 实验

### 1.1 实验装置与运行方法

采用 SBR 反应器进行好氧颗粒污泥的培养,反应器由有机玻璃制成,高 50 cm,内径 14 cm,有效容积为 6 L,换水比为 60%。反应器壁垂直方向设置取样口,采用蠕动泵从底部进水,搅拌机进行混合,SBR 底部设有曝气盘,采用鼓风曝气,反应器进料、搅拌、曝气和排水均采用时控开关自动控制。SBR 前设置预处理单元,以生活污水和初沉污泥为底物(每 4 d 投加一次初沉污泥作为底物进料,污水与污泥体积比为 10:1)进行混合水解酸化,并将水解酸化液储存在调节池中作为 SBR 进水,控制 SBR 污泥龄为 30 d,实验装置见图 1。SBR 每天运行 4 个周期,以 A/O/A 模式运行,每周期运行 6 h,包括进水 5 min,沉淀 3 min,排水 3 min,其余时间闲置,其中好氧段曝气强度为 0.8 L/min,具体运行情况如图 2。调整预处理单元 HRT 的实验分为 3 个阶段,具体参数见表 1。

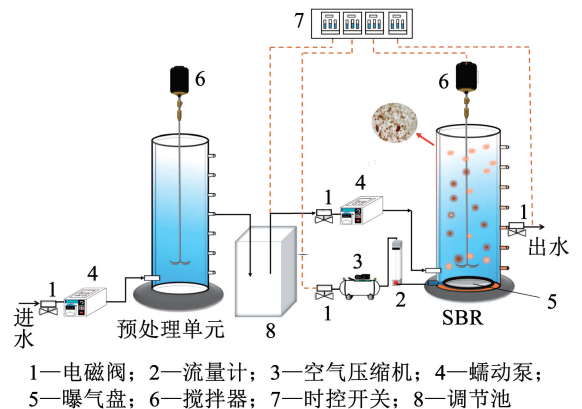


图 1 反应器装置示意

Fig. 1 Schematic of reactor device

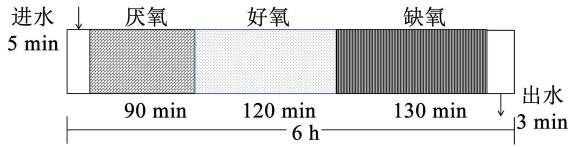


图2 SBR运行情况

Fig. 2 SBR operating parameters

表1 实验运行阶段及条件

Tab. 1 Experimental operation stage and conditions

阶段	预处理单元 HRT/h	运行时段
S1 - I	12	第1~20天
S1 - II	8	第21~40天
S1 - III	4	第41~60天

在上述实验基础上继续优化排泥方式,运行方式同上,预处理单元 HRT 设置为 4 h,实验分为 3 个阶段,采取在 SBR 周期末沉降阶段结束后手动排泥。沉降过程中因沉降速度差异,颗粒在污泥床垂直方向不同位置发生分离,根据排除不同污泥床位

表3 生活污水水质

Tab. 3 Water quality of domestic sewage

COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	$\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{PO}_4^{3-} - \text{P})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	pH
180~350	35~60	<1	0~2	2.5~8	7.8~8.3

### 1.3 分析项目与检测方法

采用国家规定的标准方法<sup>[12]</sup>对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、MLSS、SVI 和含水率等指标进行测定,DO 和 pH 使用 WTW 多参数测定仪测定,颗粒粒径采用激光粒度仪 (Mastersize 2000) 测定。聚羟基烷酸 (PHA)、糖原 (Gly) 分别采用有机溶剂萃取紫外分光光度法和蒽酮比色法测定<sup>[13]</sup>。VFA 采用气相色谱法测定,EPS 中蛋白质 (PN) 采用 Lowry 法测定,多糖 (PS) 采用蒽酮硫酸法测定<sup>[14]</sup>。

### 1.4 批次实验和计算公式

在批次实验中,比氨氧化速率 (specific ammonia nitrogen oxidation rate,  $R_{\text{SAO}}$ )、比亚硝酸盐氧化速率 (specific nitrite oxidation rate,  $R_{\text{SNO}}$ ) 的测定方法参照文献<sup>[15]</sup>,不同聚磷菌所占比例参照 Hu 等<sup>[16]</sup>研究方法测定,聚磷菌所占比例近似按以下公式计算:

$$\begin{cases} \frac{P_{\text{ONn}}}{P} = \frac{M_{\text{ONn}}}{M_0} \times 100\% \\ \frac{P_{\text{ON}}}{P} = \frac{M_{\text{ON}} - M_{\text{ONn}}}{M_0} \times 100\% \\ \frac{P_0}{P} = \frac{M_0 - M_{\text{ON}}}{M_0} \times 100\% \end{cases} \quad (1)$$

式中: $P_{\text{ONn}}$ 为能利用  $\text{O}_2$ 、 $\text{NO}_3^-$  和  $\text{NO}_2^-$  作为电子受体的除磷菌数, $P_{\text{ON}}$ 为能利用  $\text{O}_2$  和  $\text{NO}_3^-$  (不能利用

置污泥设置排泥方式,其中,阶段 III 选择性排泥采取排除 75% 顶部和 25% 底部污泥方式运行,具体参数如表 2 所示。

表2 反应器运行工况

Tab. 2 Operational conditions of reactor

阶段	运行时段	排泥方式
S2 - I	第1~25天	底部排泥
S2 - II	第26~50天	顶部排泥
S2 - III	第51~100天	选择性排泥

### 1.2 接种污泥及原水水质

预处理单元接种污泥取自实验室中试规模具有水解产酸性能的厌氧污泥,SBR 反应器接种污泥是配水驯化的具有同步硝化反硝化除磷性能的颗粒污泥,污泥质量浓度为 3 500 mg/L,实验用水为北京市某大学家属区化粪池实际生活污水,用  $\text{NaHCO}_3$  和  $\text{NaOH}$  调节 pH 稳定,具体水质指标见表 3。

$\text{NO}_2^-$ ) 作为电子受体的除磷菌数, $P_0$  为只能利用  $\text{O}_2$  作为电子受体的除磷菌数, $M_0$  为单位 VSS 利用  $\text{O}_2$  为电子受体在好氧段的吸磷量 (mg/g), $M_{\text{ON}}$  为单位 VSS 利用  $\text{NO}_3^-$  为电子受体在缺氧段的吸磷量 (mg/g), $M_{\text{ONn}}$  为单位 VSS 利用  $\text{NO}_2^-$  为电子受体的吸磷量 (mg/g)。

污泥强度采用完整性系数 (integrity coefficient,  $C_1$ ) 表征,测定方法参照文献<sup>[17]</sup>,计算公式为

$$C_1 = \frac{m_1}{m_0} \quad (2)$$

式中: $C_1$  为颗粒的完整性系数,用于表示污泥强度; $m_0$  和  $m_1$  分别为总颗粒和经振荡后剩余完整颗粒的质量。

厌氧段被 PAOs 和 GAOs 储存为内碳源的 COD 量占总 COD 消耗量的比例  $\text{COD}_{\text{in}}$ 、PAOs 在内碳源储存贡献比 ( $P_{\text{PAO}}$ ) 及 SND 效率<sup>[18]</sup> ( $E_{\text{SND}}$ ) 计算方法如下:

$$\begin{cases} \text{COD}_{\text{intra}} = \Delta \text{COD}_{\text{an}} - 1.71 \Delta \rho(\text{NO}_{2\text{an}}^-) - 2.86 \Delta \rho(\text{NO}_{3\text{an}}^-) \\ \text{COD}_{\text{in}} = \frac{\text{COD}_{\text{intra}}}{\Delta \text{COD}_{\text{an}}} \times 100\% \end{cases} \quad (3)$$

$$0.5 P_{\text{PAO}} = \rho_{\text{PRA}} / \text{COD}_{\text{intra}} \quad (4)$$

$$E_{\text{SND}} = \left[ 1 - \frac{\Delta \rho(\text{NO}_2^-) + \Delta \rho(\text{NO}_3^-)}{\Delta \rho(\text{NH}_4^+)} \right] \times 100\% \quad (5)$$

式中: $\text{COD}_{\text{intra}}$  为内碳源储存量; $\Delta \text{COD}_{\text{an}}$ 、 $\Delta \rho(\text{NO}_{2\text{an}}^-)$

和  $\Delta\rho(\text{NO}_{3\text{an}}^-)$  为厌氧段 COD、 $\text{NO}_2^-$  和  $\text{NO}_3^-$  质量浓度变化, mg/L; 1.71 和 2.86 分别为异养菌反硝化单位  $\text{NO}_2^-$  和  $\text{NO}_3^-$  所消耗的 COD 量(以 N 与 COD 质量比计), mg/mg;  $\rho_{\text{PRA}}$  为厌氧段释磷量, mg/L; 0.5 为 PAOs 厌氧条件下吸收单位有机碳源释放的磷量, mol/mol;  $\Delta\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\Delta\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 $\Delta\rho(\text{NH}_4^+)$  分别为好氧段  $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NO}_3^-$  和  $\text{NH}_4^+$  质量浓度变化, mg/L。

## 2 结果和讨论

### 2.1 预处理单元 HRT 优化

#### 2.1.1 系统处理性能

图 3 为不同阶段系统 COD、TN、TP 去除情况, 刚接种生活污水时由于微生物需要适应新的进水环境, SBR 出水 COD 和 TN、TP 均有所增加, 并在一周内恢复至正常。图 3(a) 为运行过程中 COD 变化, 整个运行过程中系统出水 COD 保持在 50 mg/L 以下, COD 平均去除率为 87.7%, 出水符合国家污水排放一级 A 标准, 说明预处理单元 HRT 的改变对系统 COD 的去除影响不大。

在阶段 I, 由于生活污水成分复杂, 难降解有机物多, 以较高 HRT 运行, 保证了微生物与底物接触时间。由图 3(a) 可以看出, 水解酸化液中 VFA 约占 60%, SBR 内大部分 COD 在厌氧段被消耗, 以 PHA 的形式储存到细胞内, 平均内碳源储存率 ( $\text{COD}_{\text{in}}$ ) 达 90.09%, 证明水解酸化预处理可以有效提升生活污水的碳源利用率。但阶段 I 的 SBR 进水 COD 低于生活污水水质, COD 出现了较大损耗, 主要是采用 12 h 的 HRT, 污水在反应器中的停留时间过长。Wang 等<sup>[8]</sup> 通过正交测试发现, HRT 过长会造成底物继续向产甲烷阶段转化, VFA 消耗速率大于产生速率是造成有机物损耗的主要原因, 后续 SBR 厌氧 PHA 存储不足。阶段 I 的 VFA 主要由乙酸、丙酸和异戊酸组成, 以乙酸为主, 对于较大分子质量 VFA 异戊酸, 研究表明, 细菌产生异戊酸的代谢途径复杂, 所需的反应时间较长<sup>[19]</sup>, 阶段 I 较长反应时间可能是异戊酸产生的原因。阶段 II 将 HRT 调至 8 h 后, 预处理单元 COD 损耗减小, VFA 占比增加, VFA 组分中异戊酸减少, 同时出现正丁酸组分, 说明调整 HRT 会引起水解酸化液组分的改变。阶段 III, VFA 占比继续增加至 77% 左右, 乙酸、丙酸和丁酸质量浓度增加, 异戊酸占比降低, SBR 厌氧  $\text{COD}_{\text{in}}$  增加至 96.5% 左右。文献[10]指出, 反硝化优先利用乙酸, 其次为丁酸和丙酸, 最后是戊酸; Chen 等<sup>[20]</sup> 指出适宜作为除磷碳源的两种有机酸为

乙酸和丙酸。因而缩短 HRT 水解酸化液中组分的优化可能是脱氮除磷效果逐渐变好的原因, 同时, 混合 VFA 不同组分可为反硝化和除磷过程相关的各个细菌提供不同碳源, 因而微生物对碳源利用率高, 实现了 SBR 厌氧内碳源的高储存。

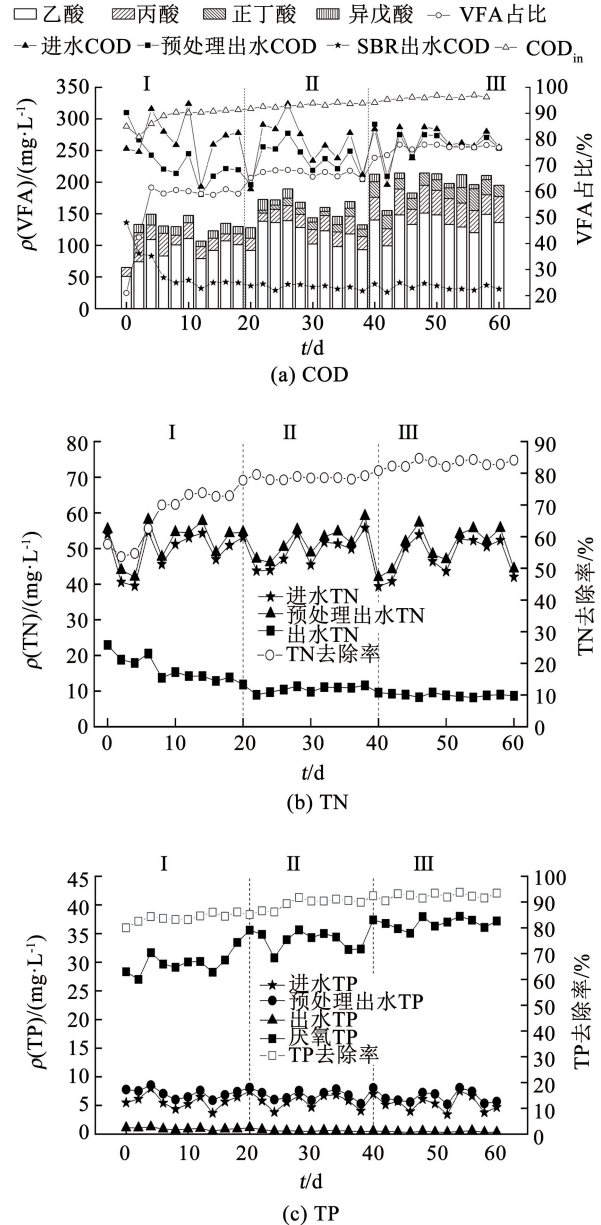


图 3 运行过程中 COD、TN 和 TP 变化

Fig. 3 Variation of COD, TN, and TP during operation

图 3(b) 为运行过程中 TN 变化, 水解酸化单元 TN 略有升高, 主要是混合水解污泥释放氨氮的同时微生物生长需要消耗氨氮, 造成质量浓度略有升高。生活污水氨氮质量浓度波动大, 在阶段 I 好氧颗粒污泥中部分氨氮未反应完全, 造成 TN 去除效率低。随着反应进行, 微生物逐渐适应生活污水水质, 硝化性能得以恢复, 但 HRT 过长导致的 COD 损失, 造成

出水 TN 仍未能达到污水排放一级 A 标准。到阶段 III 缩短 HRT 后, 预处理单元出水 VFA 大幅增加, 且主要由乙、丙酸组成, 好氧颗粒污泥反硝化性能提升, 出水平均 TN 降至 9.0 mg/L, 出水 TN 达到污水一级 A 排放标准 (15 mg/L)。

由图 3 (c) 可以看出, SBR 厌氧磷释放量和 COD<sub>in</sub> 变化一致, 阶段 I 较长 HRT 使 SBR 进水 COD 偏低, 厌氧内碳源存储不足, 释磷量不足, 影响 PAOs 和 DPAOs 的除磷效果, TP 去除率仅为 83% 左右。阶段 II 将 HRT 缩短后, 预处理 VFA 增加, SBR 进水基质中碳磷比增加, TP 去除率逐渐恢复至 90%, 直至阶段 III 去除率增加至 92.5%, 出水仍未稳定在 0.5 mg/L 以下, 其原因可能是 GAOs 在厌氧阶段争夺碳源造成 PAOs 内碳源存储能力不佳。

### 2.1.2 系统污染物去除机制

由系统运行过程中污染物变化情况可以看出, 反应器在 S1 - III 脱氮除磷效果提升。为进一步探究该阶段 SBR 污染物去除机制, 在第 60 天分析了典型周期中 COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、TP 和细胞内碳源变化, 结果如图 4 所示。在厌氧前 30 min, 反应器内 NO<sub>x</sub><sup>-</sup> 变化明显, 表明反硝化菌利用外碳源将残余的 NO<sub>x</sub><sup>-</sup> 反硝化。厌氧末 COD 和 GLy (单位 VSS 的 C 量) 分别为 34.8 mg/L、2.19 mmol/g, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 和 PHA (单位 VSS 的 C 量) 分别为 37.5 mg/L、0.55 mmol/g, 经计算, 反应器厌氧段 Δn(Gly)/Δn(PHA) 为 0.61, 此值高于 PAOs 的理论模型值 0.385<sup>[21]</sup>, 表明过多的 Gly 被利用但没有 PHA 的合成, 这与 GAOs 增殖有关。厌氧段微生物将废水中的 VFA 吸收以 PHA 形式储存, 造成 COD 下降并伴随磷的释放, 根据式 (3) 计算得厌氧阶段 COD<sub>intra</sub> 为 121.34 mg/L, 约有高达 95.4% 的 COD 被 PAOs 和 GAOs 储存为内碳源, 说

明优化预处理单元 HRT 可以促进好氧颗粒污泥内碳源的贮存。

在好氧阶段刚开始时, PHA 被氧化, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 质量浓度迅速降低, COD 几乎未发生改变, 表明脱氮和除磷过程都是通过消耗内碳源完成, 由于 GAOs 在好氧阶段每消耗 1 mol 的 PHA 生成 0.95 mol 糖原, 而 PAOs 每消耗 1 mol 的 PHA 只生成 0.42 mol 糖原<sup>[22]</sup>, Δn(Gly)/Δn(PHA) (0.71) 表明 PAOs 和 GAOs 共同参与了 PHA 的氧化。在整个好氧段约有 27.60 mg/L 的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 被氧化成 NO<sub>x</sub><sup>-</sup> (11.56 mg/L), NO<sub>x</sub><sup>-</sup> 质量浓度增加量小于 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 质量浓度减小量, 说明发生了同步硝化反硝化。经计算 SND 效率为 58.1%, 增强的 SND 主要是由于预处理单元提供了充足 VFA 供微生物贮存为内碳源用于反硝化 NO<sub>x</sub><sup>-</sup>, 同时好氧段还存在 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 的积累现象, 推测可能发生了短程硝化反硝化反应。在缺氧阶段, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 质量浓度由 2.01 mg/L 降至 0.52 mg/L, 同时 NO<sub>x</sub><sup>-</sup> 由 12.50 mg/L 下降至 6.00 mg/L, 表明此阶段发生了内源反硝化除磷作用。而由图 4 可知, 缺氧阶段 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 质量浓度呈先升高后降低趋势, 这是由于 DGAOs 对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 还原率高于 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, 其优先利用 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 作为电子受体进行反硝化脱氮, 造成 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 先上升, 在缺氧段后期 PHA 几乎耗尽后观察到 Gly 有所下降, 文献[23]表明, 缺氧后反硝化可以由糖原驱动以改善氮的去除, 因此, 缺氧段反硝化可能是 PHA 和 Gly 共同驱动。

计算和实验结果表明, 优化预处理单元 HRT 实现了 PAOs 和 GAOs 中细胞内碳源 (PHA) 的充足贮存, 为 SND、后置反硝化和 P 吸收提供充足碳源, 加强内源性微生物反硝化和除磷。

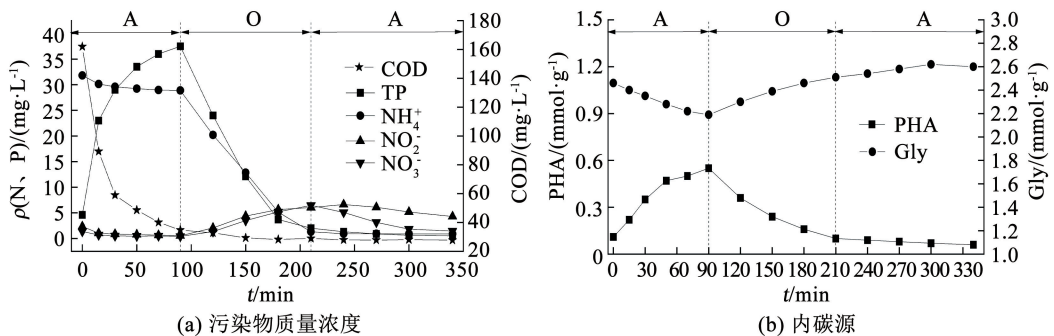


图 4 典型周期内污染物质量浓度和细胞内碳源变化

Fig. 4 Changes in pollutant concentrations and intracellular carbon source in typical cycles

## 2.2 排泥方式优化

### 2.2.1 颗粒物理特性变化

不同排泥方式会对污泥物理特性产生影响,图 5 为不同排泥方式下长期运行过程中反应器内搅拌混合均匀颗粒的粒径、沉降性能、含水率和污泥强度(以完整性系数表征)变化。

由图 5(a) 粒径分布可以看出,阶段 I 反应器内粒径在 1 200  $\mu\text{m}$  以上的颗粒占比明显降低,小于 300  $\mu\text{m}$  的颗粒占比增加。文献[24]表明,粒径的过度增长会造成基质传递受限,影响颗粒污泥的稳定性。阶段 I 通过底部排泥将较大粒径的颗粒排除系统,新形成的小粒径颗粒积累,小颗粒与大颗粒共同竞争营养物质,控制了粒径的过度生长。但由图 5(b) SVI 曲线可以看出,阶段 I 系统 SVI 值上升,说明系统沉降性能变差,原因是底部排泥排出了大量沉降性能好的颗粒污泥,造成大颗粒的 SRT 过短,小颗粒污泥的 SRT 过长,沉降性能变差。

阶段 II 通过将排泥方式转变为顶部排泥,颗粒粒径分布占比发生显著变化,其中,低于 300  $\mu\text{m}$  的小颗粒占比降低,1 200  $\mu\text{m}$  以上的颗粒占比显著增加,污泥的沉降性能恢复。但此阶段颗粒强度降低

到 78.5% 左右,文献[25]认为,  $C_1$  低于 0.80 时表明颗粒污泥强度受到破坏,可见顶部排泥方式导致颗粒强度变差,这是由于反应器内存在大量成熟老化的颗粒污泥,Zhu 等[26]认为颗粒粒径过大造成颗粒内部区域出现空腔,使颗粒结构的强度和内聚力降低,造成颗粒稳定性差。同时,阶段 II 含水率逐渐下降,文献[27]指出,好氧颗粒的孔隙率随着颗粒粒径的增加而减少,阶段 II 大粒径颗粒占比过高造成孔隙率低、含水率下降,导致基质无法传递到颗粒内部,影响反硝化性能。阶段 III 在总 SRT 不变下,通过选择性排出底部老化颗粒污泥和顶部细小颗粒,观察到 SBR 内 0.5 ~ 0.9 mm 的粒径显著增加,约占总体积的 40% 以上,颗粒粒径分布集中。据报道[28],500 ~ 900  $\mu\text{m}$  的颗粒具有更高的 N 去除能力,因为 500 ~ 900  $\mu\text{m}$  的颗粒可以提供厌氧、缺氧和好氧的微观环境,提高系统的硝化反硝化性能,这也是阶段 III 污染物去除性能得到提升的主要原因。同时,阶段 III 系统 SVI 平均值为 33 mL/g,  $C_1$  达 90% 以上,颗粒的沉降速度及强度均有所提升。因此,选择性排泥方式通过控制好氧颗粒粒径,形成结构密实、强度高的颗粒,保证工艺的稳定运行。

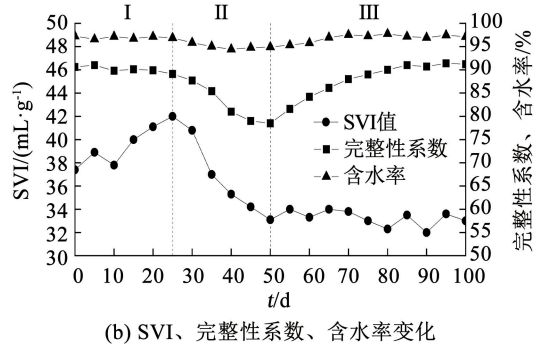
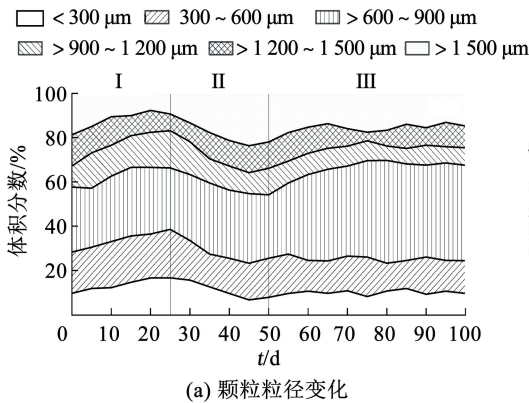


图 5 运行过程中颗粒粒径、SVI、完整性系数和含水率变化

Fig. 5 Changes in particle size, SVI, integrity coefficient, and moisture content during operation

### 2.2.2 功能菌活性变化

为进一步了解不同排泥方式对微生物菌群的影响,对 3 个阶段稳定期的污泥进行批次实验,分析不同排泥方式下污泥中聚磷菌活性、AOB 和 NOB 活性以及不同电子受体聚磷菌所占比例。

由表 4 可知,3 个阶段的  $R_{\text{SAO}}$  变化不大,说明排泥方式的改变对 AOB 活性影响不大。但  $R_{\text{SNO}}$  变化较大,阶段 I 的  $R_{\text{SNO}}$  为 2.34  $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ,而阶段 II 和阶段 III 的  $R_{\text{SNO}}$  降低,说明 NOB 活性下降。Volcke 等[29]认为 NOB 倾向生长在好氧区所占体积比例较高的小粒径颗粒中,而顶部污泥多为沉降性能较差的小粒径颗粒,因此,通过顶部排泥或选择性排出较

大比例的顶部污泥可以选择性去除 NOB,同时,文献[30]表明,水解酸化液中富里酸(HA)对 NOB 和 AOB 的不同限制导致了更多  $\text{NO}_2^-$  积累。因此,在水解酸化预处理下通过优化排泥方式可以进一步促进短程硝化的发生。

在厌氧条件下,VFA 通过消耗多磷酸盐 (poly-P) 和糖原转化为 PHA,PAOs 的活性可由每摩尔厌氧 P 释放量与每摩尔 COD 吸收量之比 ( $\Delta\rho(\text{P})/\Delta\text{COD}$ ) 反映,其中,PAOs 的标准厌氧化学计量参数  $\Delta\rho(\text{P})/\Delta\text{COD}$  根据文献[31]显示为 0.5,而 GAOs 的比率则为 0[32]。由表 4 可知,阶段 I 在底部排泥方式下, $\Delta\rho(\text{P})/\Delta\text{COD}$  为 0.19,表明 PAOs 活性较

差,阶段Ⅱ的  $\Delta\rho(P)/\Delta\text{COD}$  为 0.30, PAOs 活性有所增加。Winkler 等<sup>[10]</sup>认为 PAO 在大而致密的颗粒中占主导地位,而 GAOs 主要分布在污泥顶部,阶段Ⅱ顶部排泥更有利于富集 PAOs,但富集效果低于阶段Ⅲ。Zhang 等<sup>[33]</sup>提出反应器中含有大量老化颗粒会造成颗粒稳定性差,尽管阶段Ⅲ去除部分底部污泥会损失一部分 PAOs,但也促进了 PAOs 的新生长,可避免运行过程中除磷性能恶化,因此,采取选择性排泥的方式可抑制 GAOs 生长,促进 PAOs 富集,提高除磷性能。

表4中 SND 效率为不同阶段的同步硝化反硝化效率,可以看出,阶段Ⅲ的 SND 效率最高。阶段Ⅰ的 SND 效率仅为 52%,主要是由于反应器内小颗粒占比较多,颗粒内部缺氧区的缺乏造成反硝化效果不佳。而阶段Ⅱ颗粒强度稳定性变差、新生颗粒污泥的不足及好氧硝化体积分数较低造成 SND 效率低。阶段Ⅲ颗粒粒径分布均匀,颗粒的氧气和底物传质使细菌分层分布增强 SND 效果,避免了亚硝酸盐积累导致游离亚硝酸抑制养分去除过程,增强了系统同步硝化内源反硝化脱氮和除磷效果,系统 TN 去除率达 86.38%,出水 TN 质量浓度降低至 8.17 mg/L,达到 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》的一级 A 标准。

表4 不同阶段 SBR 比氨氧化速率、比亚硝酸盐氧化速率、SND 效率和  $\Delta\rho(P)/\Delta\text{COD}$

Tab.4  $R_{\text{SAO}}, R_{\text{SNO}}, \text{SND efficiency, and } \Delta\rho(P)/\Delta\text{COD}$  of SBR in different stages

阶段	$R_{\text{SAO}}/(\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1})$	$R_{\text{SNO}}/(\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1})$	SND 效率/%	$\Delta\rho(P)/\Delta\text{COD}$
S2 - I	6.51	2.34	52.04	0.19
S2 - II	6.10	1.57	56.86	0.30
S2 - III	6.42	1.68	65.25	0.34

为进一步探究不同类型聚磷菌占比情况,根据 Hu 等<sup>[16]</sup>的实验方法和计算公式进行了批次实验。如表5所示,3个阶段不同类型聚磷菌占比发生明

显变化,其中,阶段Ⅰ仅能利用  $\text{O}_2$  的聚磷菌数( $P_0$ )占比较多(46.69%),主要是由于阶段Ⅰ反应器内粒径较小的颗粒占比增加,颗粒内部缺乏缺氧区,造成反硝化除磷性能差。阶段Ⅱ和阶段Ⅲ能利用  $\text{O}_2$ 、 $\text{NO}_3^-$  和  $\text{NO}_2^-$  的反硝化聚磷菌数( $P_{\text{ONn}}$ )占比显著增加,主要是由于阶段Ⅱ和Ⅲ通过排出全部或部分顶部污泥将 NOB 淘洗,可以驯化出利用  $\text{NO}_2^-$  为电子受体的 DPAOs(占比达 40.5%),证明亚硝酸盐可以作为氧气或硝酸盐的替代电子受体,而以  $\text{NO}_2^-$  为电子受体的短程反硝化除磷可以进一步节省碳源,提高除磷效率,系统 TP 去除率达 94.71%,出水 TP 质量浓度稳定在 0.5 mg/L 以下,达到 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》的一级 A 标准。

表5 不同阶段下反硝化聚磷菌占比变化

Tab.5 Variation of content of denitrifying polyphosphate accumulating organisms in different stages %

阶段	$P_0$ 占比	$P_{\text{ON}}$ 占比	$P_{\text{ONn}}$ 占比
S2 - I	6.51	2.34	52.04
S2 - II	6.10	1.57	56.86
S2 - III	6.42	1.68	65.25

### 2.2.3 EPS 变化

根据结构不同 EPS 可以进一步区分为松散附着 EPS(LB-EPS)和紧密黏附 EPS(TB-EPS),不同组分质量分数直接影响污泥的理化特性和颗粒稳定性的维持。如图6所示,阶段Ⅰ LB-EPS 显著增加,过量的 LB-EPS 会对生物絮凝和泥水分离产生不利影响<sup>[34]</sup>,导致颗粒污泥较高的 SVI 值,与上述测量结果一致。阶段Ⅱ总 EPS 显著增加,这与该阶段反应器内较多大粒径的老化颗粒有关,当颗粒尺寸变大时,过量的 EPS 导致基质传递通道被阻塞,这可能是阶段Ⅱ孔隙率低、含水率不足的原因,同时会造成颗粒内部缺氧区反硝化性能变差。阶段Ⅲ的 LB-EPS 和 TB-EPS 都无显著变化,说明排出一定量的老化颗粒可以避免 EPS 的过量积累。在整个运行

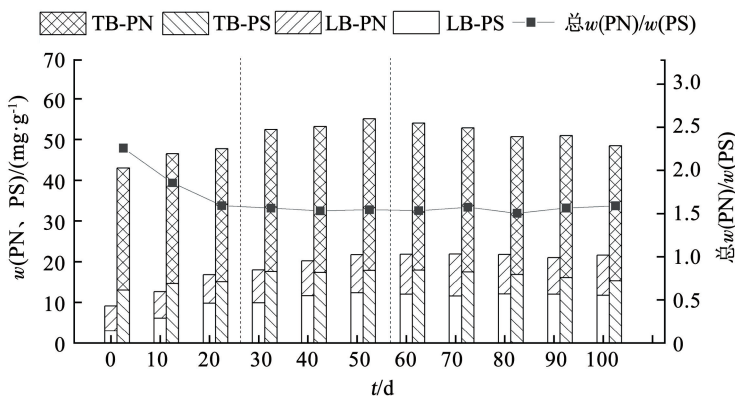


图6 运行过程中 TB-PN、TB-PS、LB-PN、LB-PS 及 PN 与 PS 质量分数比变化

Fig.6 Variation of TB-PN, TB-PS, LB-PN, LB-PS, and PN/PS during operation

期间,PN 质量分数变化很小,主要是 PS 质量分数发生改变,总 PN 与 PS 质量分数比从 2.25 下降到 1.55 左右,并趋于平缓。文献[35]表明,PS 在维持颗粒结构完整性方面具有重要作用,可以增强细胞的内聚力和黏附力,PS 的分泌保证反应器稳定运行。

### 3 结 论

1) 以生活污水(COD 约 250 mg/L、TN 约 50 mg/L、TP 约 5 mg/L)和初沉污泥(每 4 d 投加一次污泥,污水与污泥体积比为 10:1)为底物进行混合水解酸化预处理,随着预处理单元 HRT 从 12 h 逐渐缩短至 4 h,水解酸化液提供的乙、丙酸质量浓度和 VFA 占比提高,实现了 AGS 中 PAOs 和 GAOs 的 PHA 充足贮存,从而提高了 SND 和内源反硝化除磷效率,出水 COD 保持在 50 mg/L 以下,TN 降至 7.8 mg/L 左右。

2) 以选择性排泥方式运行的系统内颗粒粒径集中在 0.5~0.9 mm,颗粒结构密实、强度高,细菌的分层分布增强 SND 效果。批次实验表明,选择性排除顶部小粒径颗粒可以淘洗 NOB 和 GAOs,系统中  $\text{NO}_2^-$  为电子受体的 DPAOs 占比提升,内源反硝化效率进一步提升。

3) 反应器以调整预处理单元 HRT 和选择性排泥促进了 PHA 的贮存和 AOB、DPAOs 等功能菌群的富集,颗粒强度高、沉降性能好,适量 EPS 的分泌维持了颗粒稳定性,出水 TN 和 TP 均达到 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》的一级 A 标准。

### 参 考 文 献

- [1] ADAV S S, LEE D J, SHOW K Y, et al. Aerobic granular sludge: recent advances[J]. *Biotechnology Advances*, 2008, 26(5): 412. DOI:10.1016/j.biotechadv.2008.05.002
- [2] CAI Fangrui, LEI Lirong, LI Youming, et al. A review of aerobic granular sludge (AGS) treating recalcitrant wastewater: refractory organics removal mechanism, application and prospect[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 782: 146852. DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.146852
- [3] ZENG R J, LEMAIRE R, YUAN Z, et al. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, 84(2): 172. DOI:10.1002/bit.10744
- [4] DERLON N, WAGNER J, DA COSTA R, et al. Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume[J]. *Water Research*, 2016, 105: 341. DOI:10.1016/j.watres.2016.09.007
- [5] WANG Hongyu, SONG Qun, WANG Jing, et al. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor with high dissolved oxygen: effects of carbon to nitrogen ratios[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 1146. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.06.081
- [6] YU Cheng, WANG Kaijun, TIAN Chen, et al. Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 792: 148297. DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.148297
- [7] 李晓玲, 彭永臻, 韩博涛, 等. 不同 pH 值下初沉污泥与二沉污泥厌氧发酵对比[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(3): 16  
LI Xiaoling, PENG Yongzhen, HAN Botao, et al. Comparative study on primary sludge and secondary sludge in anaerobic fermentation at different pH values[J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(3): 16
- [8] WANG Dong, WANG Guowei, XU Xiaochen, et al. Multiple factors influencing anaerobic acidogenic pretreatment in an up-flow non-woven biofilm reactor[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, 221: 38. DOI:10.1016/j.cej.2013.01.104
- [9] ELEFSINIOTIS P, WAREHAM D G, SMITH M O. Use of volatile fatty acids from an acid-phase digester for denitrification[J]. *Journal of Biotechnology*, 2004, 114(3): 290. DOI:10.1016/j.jbiotec.2004.02.016
- [10] WINKLER M K H, BASSIN J P, KLEEREBEZEM R, et al. Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO-GAO competition at high temperatures[J]. *Water Research*, 2011, 45(11): 3293. DOI:10.1016/j.watres.2011.03.024
- [11] 郑珍珍. 排泥方式及泥龄对好氧颗粒污泥脱氮除磷的影响[D]. 武汉: 华中科技大学, 2012  
ZHENG Zhenzhen. Study on nitrogen and phosphorus removal by aerobic granular sludge with different sludge removal modes[D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2012
- [12] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 100  
State Environmental Protection Administration. Monitoring and analysis methods of water and wastewater[M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 100
- [13] 李夕耀, 彭永臻, 王淑莹, 等. 聚磷菌胞内多聚物的分析检测方法[J]. *四川环境*, 2009, 28(2): 107  
LI Xiyao, PENG Yongzhen, WANG Shuying, et al. Analysis and detection method of intracellular polymer of phosphorus accumulating bacteria[J]. *Sichuan Environment*, 2009, 28(2): 107
- [14] FRLUND B, GRIEBE T, NIELSEN P H. Enzymatic activity in the activated-sludge floc matrix[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004, 43(4): 758. DOI:10.1007/BF00164784
- [15] 李冬, 刘博, 王文琪, 等. 污泥龄对除磷亚硝化颗粒系统的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(11): 5050  
LI Dong, LIU Bo, WANG Wenqi, et al. Effect of solid retention time on phosphorus removal and nitrosation granules system[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(11): 5050
- [16] HU J Y, ONG S L, NG W J, et al. A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors[J]. *Water Research*, 2003, 37(14): 3463. DOI:10.1016/S0043-1354(03)00205-7
- [17] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors[J]. *Environmental Technology*, 2002, 23(8): 933. DOI:10.1080/0959332308618363

- [18] WANG Xiaoxia, WANG Shuying, XUE Tonglai, et al. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage[J]. *Water Research*, 2015, 77: 195. DOI: 10.1016/j.watres.2015.03.019
- [19] YAN Yuanyuan, FENG Leiyu, ZHANG Chaojie, et al. Ultrasonic enhancement of waste activated sludge hydrolysis and volatile fatty acids accumulation at pH 10.0[J]. *Water Research*, 2010, 44(11): 3332. DOI: 10.1016/j.watres.2010.03.015
- [20] CHEN Yinguang, RANDALL A A, MCCUE T. The efficiency of enhanced biological phosphorus removal from real wastewater affected by different ratios of acetic to propionic acid[J]. *Water Research*, 2004, 38(1): 30. DOI: 10.1016/j.watres.2003.08.025
- [21] COMA M, VERAWATY M, PIJUAN M, et al. Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 103(1): 102. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.10.014
- [22] ZENG R J, VAN LOOSDRECHT M C M, YUAN Z, et al. Metabolic model for glycogen-accumulating organisms in anaerobic/aerobic activated sludge systems [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, 81(1): 92. DOI: 10.1002/bit.10455
- [23] COATS E R, MOCKOS A, LOGE F J. Post-anoxic denitrification driven by PHA and glycogen within enhanced biological phosphorus removal [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 102(2): 1020. DOI: 10.1002/bit.10455
- [24] ZHANG Cuiya, ZHANG Hanmin, YANG Fenglin. Diameter control and stability maintenance of aerobic granular sludge in an A/O/A SBR[J]. *Separation and Purification Technology*, 2015, 149: 362. DOI: 10.1016/j.seppur.2015.06.010
- [25] GHANGREKAR M M, ASOLEKAR S R, JOSHI S G. Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation [J]. *Water Research*, 2005, 39(6): 1126. DOI: 10.1016/j.watres.2004.12.018
- [26] ZHU Liang, YU Yanwen, DAI Xin, et al. Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, 217: 442. DOI: 10.1016/j.cej.2012.11.132
- [27] LIU Yongqiang, TAY J H. Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate[J]. *Water Research*, 2015, 80: 259. DOI: 10.1016/j.watres.2015.05.015
- [28] WANG Lan, ZHENG Ping, XING Yajuan, et al. Effect of particle size on the performance of autotrophic nitrogen removal in the granular sludge bed reactor and microbiological mechanisms [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 157: 242. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.01.116
- [29] VOLCKE E I P, PICIOREANU C, DE BAETS B, et al. Effect of granule size on autotrophic nitrogen removal in a granular sludge reactor [J]. *Environmental Technology*, 2010, 31(11): 1273. DOI: 10.1080/09593331003702746
- [30] ZHANG Shaoyuan, WANG Jusi, JIANG Zhaochun, et al. Nitrite accumulation in an attapulgas clay biofilm reactor by fulvic acids [J]. *Bioresource Technology*, 2000, 73(1): 92. DOI: 10.1016/S0960-8524(99)00133-9
- [31] LANHAM A B, OEHMEN A, SAUNDERS A M, et al. Metabolic modelling of full-scale enhanced biological phosphorus removal sludge [J]. *Water Research*, 2014, 66: 285. DOI: 10.1016/j.watres.2014.08.036
- [32] BRDJANOVIC D, VAN LOOSDRECHT M C M, HOOIJMANS C M, et al. Temperature effects on physiology of biological phosphorus removal [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1997, 123(2): 146. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:2(144)
- [33] ZHANG Hanmin, DONG Feng, JIANG Tao, et al. Aerobic granulation with low strength wastewater at low aeration rate in A/O/A SBR reactor [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2011, 49(2): 217. DOI: 10.1016/j.enzmictec.2011.05.006
- [34] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge [J]. *Water Research*, 2007, 41(5): 1024. DOI: 10.1016/j.watres.2006.06.037
- [35] 罗曦, 雷中方, 张振亚, 等. 好氧/厌氧污泥胞外聚合物 (EPS) 的提取方法研究 [J]. *环境科学学报*, 2005, 25(12): 1626
- LUO Xi, LEI Zhongfang, ZHANG Zhenya, et al. Study on extraction method of extracellular polymer (EPS) from aerobic/anaerobic sludge [J]. *Journal of Environmental Science*, 2005, 25(12): 1626

(编辑 刘 彤)