

# 连续流中氮负荷对好氧颗粒污泥稳定性的影响

李正昊, 罗 怡, 龙 焙, 胡玉娜, 聂嘉乐, 程媛媛\*

(江西理工大学 土木与测绘工程学院, 江西 赣 341000)

**摘要:** 考察了连续流反应器中好氧颗粒污泥 (AGS) 处理无机高氨氮废水的脱氮性能及稳定性。接种成熟 AGS 启动连续流反应器, 运行第 1~55 d 内进水氮负荷由初始时的  $1.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  逐步升至  $4.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , 第 56~125 d 内氮负荷逐步降至  $1.4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , 第 126~145 d 氮负荷再次升至  $2.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。前 75 d 内观察到明显的 AGS 破碎及流失现象, 且颗粒平均粒径不断减小; 虽然多次补充接种 AGS 可维持系统的稳定性, 但前 80 d 内颗粒的污泥容积指数 (SVI)、胞外聚合物 (EPS) 及比耗氧速率 (SOUR) 剧烈波动。其中, 第 91~109 d 反应器原位闲置。系统重新运行后, AGS 的理化指标逐渐趋于稳定。前 45 d 内 AGS 对氨氮去除率逐渐升至 98% 以上; 46~75 d 内 AGS 对氨氮去除率迅速降至 50% 后又回升至 99% 以上; 总无机氮去除率基本维持为 35%~45%。考察了连续流反应器对污泥选择性筛分的效果, 利用高通量测序分析污泥菌群组成变化。结果表明, 当沉淀池中挡板深度为 27 cm 时, 反应器对污泥截留率在 98% 以上, 出水污泥粒径多为 0~0.30 mm。与刚接种 AGS 相比, 运行 145 d 时 AGS 中的硝化细菌属 (*Nitrosomonas*) 相对丰度明显增大, 而反硝化细菌属 (*unclassified\_Bacteria*、*Thauera*、*Truepera* 等) 的相对丰度略有降低。

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 连续流; 无机废水; 氮负荷; 稳定性; 水处理技术

**中图分类号:** X703.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1003-5214 (2024) 01-0174-11

## Effect of nitrogen loading rate on stability of aerobic granular sludge in continuous flow

LI Zhenghao, LUO Yi, LONG Bei, HU Yuna, NIE Jiale, CHENG Yuanyuan\*

(School of Civil and Surveying & Mapping Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, Jiangxi, China)

**Abstract:** The denitrification performance and stability of aerobic granular sludge (AGS) treatment on inorganic wastewater with high ammonia nitrogen in a continuous flow reactor were investigated. The reactor was started by seeding with mature AGS. It was observed that the influent nitrogen loading rate was gradually increased from  $1.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  to  $4.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  in the first 55 d, gradually decreased to  $1.4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  from 56~125 d, and then increased to  $2.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  again in 126~145 d. Obvious particle breakage and sludge loss were observed, and the average particle size decreased continuously in the first 75 d. Although the seed sludge was supplemented several times to maintain the stability of the system, the sludge volume index (SVI), extracellular polymeric substance (EPS) and specific oxygen uptake rate (SOUR) of the granules fluctuated sharply in the first 80 d. The reactor was then idled in place from 91~109 d, and the physical and chemical indexes of AGS gradually became stable when the system was re-started. The removal efficiency of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  gradually increased to more than 98% in the first 45 d, rapidly decreased to approximately 50% in 46~75 d, and then rose to >99% again. The total inorganic nitrogen removal efficiency was basically maintained between 35% and 45%. The effect of the continuous flow reactor on the selective screening of sludge was investigated, and the changes in the composition of sludge microflora

收稿日期: 2023-04-30; 定用日期: 2023-06-13; DOI: 10.13550/j.jxhg.20230305

基金项目: 国家自然科学基金项目 (52060007); 江西理工大学清江青年英才支持计划项目 (JXUSTQJYX2020008); 江西理工大学研究生创新专项资金项目 (XY2022-S128); 江西省大学生创新创业训练计划项目 (S202210407024)

作者简介: 李正昊 (1999—), 男, 硕士生, E-mail: 1697159206@qq.com。联系人: 程媛媛 (1985—), 女, 实验师, E-mail: yuancheng37@163.com。

were analyzed by high-throughput sequencing. The results showed that when the depth of the baffle in the sedimentation tank was 27 cm, the sludge retention rate of the reactor was above 98%, and the particle size of effluent sludge was mostly 0~0.30 mm. Compared with those of the seed AGS, the relative abundance of nitrifying bacterial genus (*Nitrosomonas*) in AGS on 145 d increased significantly, while the relative abundance of denitrifying bacterial genera (such as *unclassified\_Bacteria*, *Thauera* and *Thauera*) decreased slightly.

**Key words:** aerobic granular sludge; continuous flow; inorganic wastewater; nitrogen loading; stability; water treatment technology

好氧颗粒污泥 (AGS) 是微生物在特殊选择压下凝聚而成的颗粒状生物聚集体, 具有生物密度高、沉降性能良好、高耐毒性等优势<sup>[1]</sup>, 因其独特的分层结构可实现 AGS 单级脱氮<sup>[2]</sup>, 被认为是一种极具发展前景的新型污水脱氮技术。1997 年, AGS 首次在序批式反应器 (SBR) 成功培养出来<sup>[3]</sup>, 经历近 25 年的发展后已成功实现工程化应用。目前, AGS 处理含氮废水的研究几乎都是采用间歇式反应器, 并表现出较传统生化技术更强的脱氮性能<sup>[4]</sup>。研究表明, SBR 的静态沉淀、周期性的贫富营养期等为 AGS 的形成及稳定性维持提供了必要条件<sup>[5]</sup>。然而, SBR 工艺多适用于中、小型污水处理厂, 且不易与其他连续流设施串联。

连续流反应器作为污水处理中的主流工艺, 具有处理水量大、容积利用率高等优点。因此, AGS 反应器的连续化吸引了许多学者的关注<sup>[6]</sup>。由于 AGS 形成条件苛刻, 传统连续流反应器因无法提供足够的选择压而难以形成 AGS。在 SBR 中 AGS 研究基础上, 学者提出了多种构型的连续流 AGS 反应器<sup>[5,7]</sup>, 根据污泥筛分机制可分为沉淀区分离型<sup>[8-14]</sup>、三相分离型<sup>[15-17]</sup>、滤网筛分型<sup>[18-19]</sup>及膜过滤型<sup>[20-22]</sup>。然而, 由于反应器结构差异较大, 且运行条件各异, 这些反应器的可行性仍需检验。

不同于 SBR 中批次进水, 连续进水可一定程度减少氨氮等有毒有害物质对 AGS 中功能菌的冲击, 可能更有利于脱氮。姚力等<sup>[23]</sup>采用合建式连续流反应装置, 以实际低基质生活污水培养 AGS, 实现总氮 (TN) 平均去除率达 65.56%。XU 等<sup>[24]</sup>通过具有沉淀区的氧化沟, AGS 在低浓度生活污水中实现氨氮去除率达 83%~100%。LONG 等<sup>[25]</sup>利用自研的连续流 AGS 反应器处理高氨氮、高有机负荷的模拟废水, 实现总无机氮 (TIN) 去除率达 92%, 但后期随着 AGS 的解体 TIN 去除率降至 70% 以下。然而, 目前连续流反应器中 AGS 的处理对象几乎都是有机污水, 处理无机废水的研究鲜有报道。

离子型稀土矿山在服务期及废弃后会产生大量含氮浸取液, 它们经矿区径流、潜流等稀释混合后形成离子型稀土矿山尾水。该尾水具有无机高氨氮

废水特征, 其治理已成为区域小流域治理中的难点。在 SBR 中 AGS 处理该废水研究基础上<sup>[26]</sup>, 本文在自行研发的连续流反应器中接种 AGS 处理无机高氨氮废水, 并测定其脱氮性能及稳定性能, 旨在为离子型稀土矿山尾水高效经济治理提供技术支持。

## 1 实验部分

### 1.1 试剂、材料与仪器

氯化铵 ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ )、碳酸氢钠 ( $\text{NaHCO}_3$ ), 工业级, 湖北三环科技股份有限公司; 磷酸二氢钾 ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )、氯化锌 ( $\text{ZnCl}_2$ ), 分析纯, 广东光华科技股份有限公司; 五水合硫酸铜 ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ )、亚硝酸钠 ( $\text{NaNO}_2$ )、硝酸钾 ( $\text{KNO}_3$ ), 分析纯, 西陇科学股份有限公司; 硫酸铁 [ $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ]、硫酸锰 ( $\text{MnSO}_4$ ), 分析纯, 国药集团化学试剂有限公司; 七水合硫酸镁 ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )、氯化钙 ( $\text{CaCl}_2$ )、六水合氯化钴 ( $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )、氯化镍 ( $\text{NiCl}_2$ )、氯化铝 ( $\text{AlCl}_3$ ), 分析纯, 天津市大茂化学试剂厂; M5635-02 E.Z.N.A™ Mag-Bind Soil DNA 试剂盒, 美国 Omega 公司; 10105ES03 2×Hieff® Robust PCR Master Mix 试剂瓶, 中国翌圣生物科技 (上海) 股份有限公司。

ACO-012A 电磁式空气泵, 饶平县兴城机电水族用品有限公司; BT100F-1 蠕动泵, 保定雷弗流体科技有限公司; ARH-1000J 智能 PIC 变频电加热棒, 森森集团股份有限公司; Zeiss Gemini 300 扫描电子显微镜 (SEM), 德国蔡司公司; illumina MiSeq2×300 bp 微生物测序平台, 上海生工生物工程股份有限公司。

### 1.2 实验装置

连续流反应器由主反应器〔内径为 20 cm, 有效水深为 1.8 m, 高度 ( $H$ )/宽度 ( $D$ ) 为 9〕、斜管 (内径为 4 cm, 有效长度为 30 cm, 水平夹角为 60°)、挡板沉淀池 (内径为 20 cm, 有效水深为 50 cm) 等组成, 其示意图如图 1 所示, 有效容积约为 70.5 L (其中挡板沉淀池有效容积约为 11.5 L)。通过电磁式空气泵将压缩空气从反应器底部的曝气头通入反应柱, 曝气量为 90 L/min。反应器采用连续流进水,

通过蠕动泵（进水流速为 140 mL/min）将模拟污水从进水池（使用容积约 200 L，每 24 h 配制一次模拟废水）抽入主反应器内，压缩空气带动混合液在主反应器内上下运动，其中一部分混合液经斜管分流至挡板沉淀池内，上清液从出水口排出，AGS 在重力作用下沉淀，又通过回流污泥管回流至主反应器（管径为 3 cm，回流口距底部为 20 cm）。挡板沉淀池内部设置有可调节挡板，运行过程中深入液面以下 27 cm。通过变频电加热棒为反应器提供保温，运行期间反应器维持在水温 27~30 ℃。

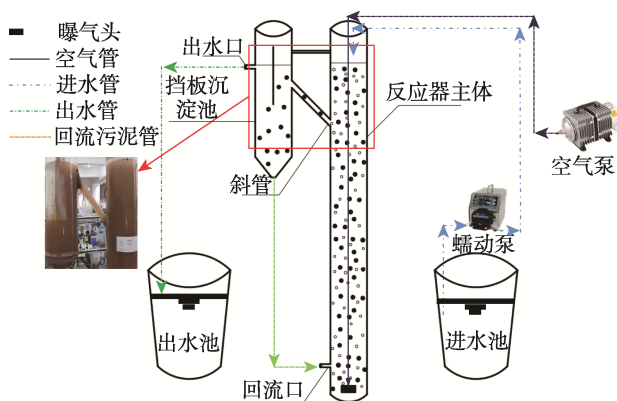


图 1 连续流反应器示意图

Fig. 1 Schematic diagram of continuous flow reactor

### 1.3 实验污泥

实验用污泥取自实验室 SBR 中的 AGS，接种前 AGS 呈淡黄色，污泥沉降比（ $SV_{30}/SV_5$ ，其中  $SV_{30}$  为静置沉淀 30 min 时污泥沉降体积； $SV_5$  为静置沉淀 5 min 时污泥沉降体积）为 0.86，污泥容积指数（SVI）为  $(28.71 \pm 1.2)$  mL/g，平均粒径为  $(1.20 \pm 0.07)$  mm，颗粒化率 > 94%，混合液挥发性悬浮固体（MLVSS）质量浓度与混合液悬浮固体（MLSS）质量浓度之比（MLVSS/MLSS）为  $0.97 \pm 0.05$ ，胞外聚合物含量（EPS）为  $(21.32 \pm 2.1)$  mg/g MLVSS，蛋白质含量（PN）/多糖含量（PS）为  $0.34 \pm 0.12$ ，比耗氧速率（SOUR）为  $(30.43 \pm 2.7)$  mg  $O_2$ /(g MLVSS·h)。通过高通量测序发现接种时 AGS 中主要硝化细菌属（括号内百分数为相对丰度，仅列出相对丰度大于 1% 的菌属）为 *Nitrosomonas* (2.74%)，主要反硝化细菌属为 *unclassified\_Bacteria* (12.18%)、*Truepera* (5.69%)、*unclassified\_Burkholderiales* (5.58%)、*Thauera* (4.15%)、*Ignavibacterium* (3.05%) 等。初始 AGS 投加量约 50 L，由于 AGS 破碎及污泥流失，颗粒污泥性能下降，分别于第 30、66 及 83 d 向反应器中补充了约 11.5、17.0 及 8.5 L 相同接种污泥反应器内 AGS（MLSS 约 6100 mg/L），以维持反应器稳定。

### 1.4 污水水质

进水为模拟无机高氨氮废水，其中进水氨氮由

$NH_4Cl$  提供，由  $NaHCO_3$  提供实验所需碱度，调节进水 pH 在 7.5~8.5 之间，同时根据龙焙等<sup>[27]</sup>推荐配方浓度添加钙、铁、镁、磷及其他微量元素。上述药品按实验设计在每个配水周期前投入进水池，摇匀后由蠕动泵完成进水，反应器各阶段具体进水水质见表 1。由表 1 可见，运行第 1~55 d 内进水氮负荷由初始时的  $1.0$  kg/( $m^3 \cdot d$ ) 逐步升至  $4.0$  kg/( $m^3 \cdot d$ )，第 56~125 d 内氮负荷逐步降至  $1.4$  kg/( $m^3 \cdot d$ )，第 126~145 d 氮负荷再次升至  $2.0$  kg/( $m^3 \cdot d$ )。

表 1 进水水质参数

Table 1 Water quality parameters of influent

| 进水时间/d  | 氨氮质量浓度/(mg/L) | 氮负荷/[kg/( $m^3 \cdot d$ )] | 碱度/(mmol/L) | 总磷/(mg/L) | 水力停留时间/h |
|---------|---------------|----------------------------|-------------|-----------|----------|
| 1~15    | 250           | 1.0                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 16~25   | 350           | 1.4                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 26~35   | 500           | 2.0                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 36~45   | 700           | 2.8                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 46~55   | 1000          | 4.0                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 56~65   | 850           | 3.4                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 66~75   | 600           | 2.4                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 76~85   | 450           | 1.8                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 86~90   | 350           | 1.4                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 91~109  | —             | —                          | —           | —         | —        |
| 110~125 | 350           | 1.4                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |
| 126~145 | 500           | 2.0                        | 9.5         | 2.0       | 8.4      |

注：根据 COVID-19 疫情防控管理规定，反应器于第 91~109 d 内暂停运行；“—”代表无数据，下同。

### 1.5 分析及测试方法

按照标准中《水和废水监测分析方法》测定<sup>[28]</sup> SV（曝气后混合液在量筒内静置 30 min 后所形成的沉淀污泥容积占原混合液容积的比例）、SVI、MLSS、MLVSS；按照国标 HJ 535—2009 测定氨氮（ $NH_4^+-N$ ）浓度，按照国标 GB 7493—1987 测定亚硝态氮（ $NO_2^- - N$ ）浓度、按照国标 HJ/T 346—2007 测定硝态氮（ $NO_3^- - N$ ）浓度等，TIN 为  $NH_4^+-N$ 、 $NO_2^- - N$  及  $NO_3^- - N$  三者浓度之和。用数码相机拍摄记录污泥的形态。参考文献[29]方法测定 AGS 的平均粒径和颗粒化率。采用超声热提取法<sup>[30]</sup>测定 AGS 的 EPS，其中 PN 采用考马斯亮蓝试剂法测定，PS 采用硫酸-苯酚法测定。采用 OCHOA 等<sup>[31]</sup>方法并稍作改进测定 SOUR，具体调整为：测定  $SOUR_{AOB}$ （氨氧化菌 AOB 的比耗氧速率）时进水底物氨氮改设为 40 mg/L，碱度为 8 mmol/L（由  $NaHCO_3$  提供）；测定  $SOUR_{NOB}$ （亚硝酸盐氧化菌 NOB 的比耗氧速率）时进水底物亚硝态氮设为 40 mg/L，碱度为 8 mmol/L；测定  $SOUR_H$ （异养菌的比耗氧速率）时进水底物

COD 为 40 mg/L, 水浴保温 27~30 °C。每天早 9:00 在出水箱中采集水样 100 mL, 经滤纸过滤后用于水质分析; 在污泥采样口采集 200 mL 泥样用于污泥指标测试, MLSS、SV、SVI 及颗粒化率测试时间间隔为 3 d, 其他污泥指标测试时间间隔为 7 d。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  去除率、TIN 去除率、亚硝酸盐积累率 (NAR)、同步硝化反硝化率 (SND) 分别按照式 (1)、(2)、(3)、(4) 计算:

$\text{NH}_4^+\text{-N}$  去除率/% =

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

$$\text{TIN 去除率}/\% = \frac{\rho_{\text{in}}(\text{TIN}) - \rho(\text{TIN})}{\rho_{\text{in}}(\text{TIN})} \times 100 \quad (2)$$

$$\text{NAR}/\% = \frac{\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})}{\rho(\text{NO}_2^-\text{-N}) + \rho(\text{NO}_3^-\text{-N})} \times 100 \quad (3)$$

SND/% =

$$\frac{\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+\text{-N}) - \rho(\text{NH}_4^+\text{-N}) - \rho(\text{NO}_2^-\text{-N}) - \rho(\text{NO}_3^-\text{-N})}{\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+\text{-N}) - \rho(\text{NH}_4^+\text{-N})} \times 100 \quad (4)$$

式中:  $\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+\text{-N})$  为反应器进水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的质量浓度, mg/L;  $\rho_{\text{in}}(\text{TIN})$  为反应器进水中 TIN 的质量浓度, mg/L;  $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$  为反应器出水中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的质量浓度, mg/L;  $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$  为反应器出水中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的质量浓度, mg/L;  $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$  为反应器出水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的质量浓度, mg/L;  $\rho(\text{TIN})$  为反应器出水中 TIN 的质量浓度, mg/L。

利用 SEM 进行 AGS 的微观形貌观察, 采用冷冻干燥法制样<sup>[32]</sup>。微生物采用高通量测序, 将主体

反应器内完全混合的 AGS 混合物 (2 mL) 收集到 2 mL 离心管中, 并在室温下以 10000 r/min 离心 3 min, 弃掉上清液, 并用蒸馏水清洗 3 次后得到 AGS 样品。脱氧核糖核酸 (DNA) 由 E.Z.N.A<sup>TM</sup> Mag-Bind Soil DNA 试剂盒提取。然后, 使用 2×Hieff<sup>®</sup> Robust PCR Master Mix 进行 16S rRNA 扩增。细菌扩增区域为 V3~V4, 细菌的 16S rRNA 扩增产用探针为 341F (CCTACGGGNGGCWGCAG) 和 805R (GACTAC HVGGGTATCTAATCC)。按 CHEN 等<sup>[33]</sup>的方法进行第一和第二扩增过程。最后, 将提取的 DNA 通过 illumina MiSeq2×300 bp 测序平台对 16S rRNA 基因的 V3~V4 区域进行测序分析。

污泥截留实验: 分别收集 1 个水力停留时间 (8.4 h) 内有无挡板条件下的出水, 充分搅拌后利用 0.30 及 0.15 mm 的标准筛对出水中污泥进行筛分, 测量筛上及筛下各粒径范围内污泥的 MLSS, 计算其占总 MLSS 的百分比得到出水颗粒粒径分布, 污泥截留率 ( $\rho$ ) 按照式 (5) 计算。

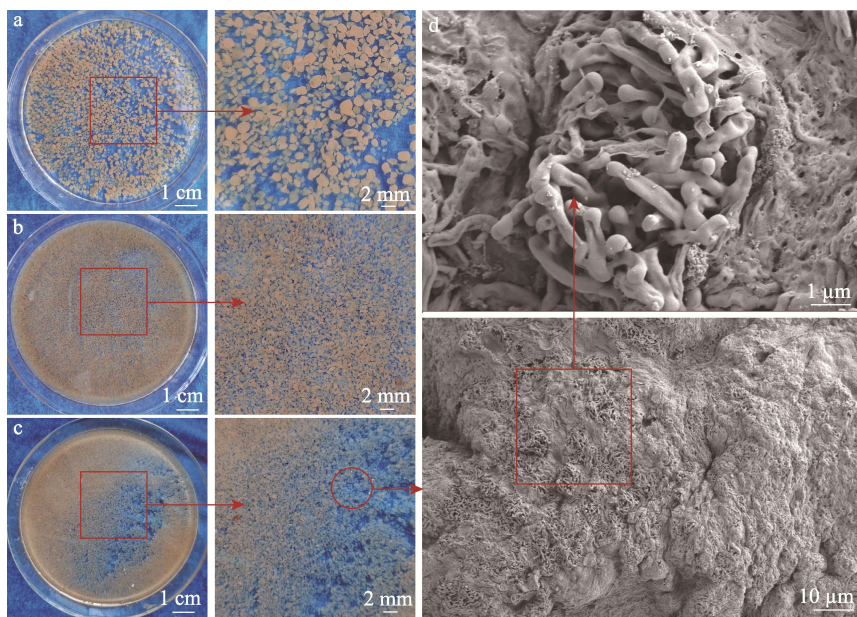
$$\rho/\% = \left( 1 - \frac{\text{MLSS}_{\text{出水}}}{\text{MLSS}} \right) \times 100 \quad (5)$$

式中:  $\text{MLSS}_{\text{出水}}$  为反应器出水中颗粒污泥质量浓度, mg/L; MLSS 为反应器内水样中颗粒污泥质量浓度, mg/L。

## 2 结果与讨论

### 2.1 AGS 形态变化

在反应器中运行不同时间的 AGS 形态变化见图 2。



a—1 d AGS; b—75 d AGS; c、d—145 d AGS

图 2 接种 AGS 污泥的形态变化 (a~c) 和 SEM 图 (d)

Fig. 2 Morphological changes (a~c) and SEM images (d) of AGS inoculated sludge

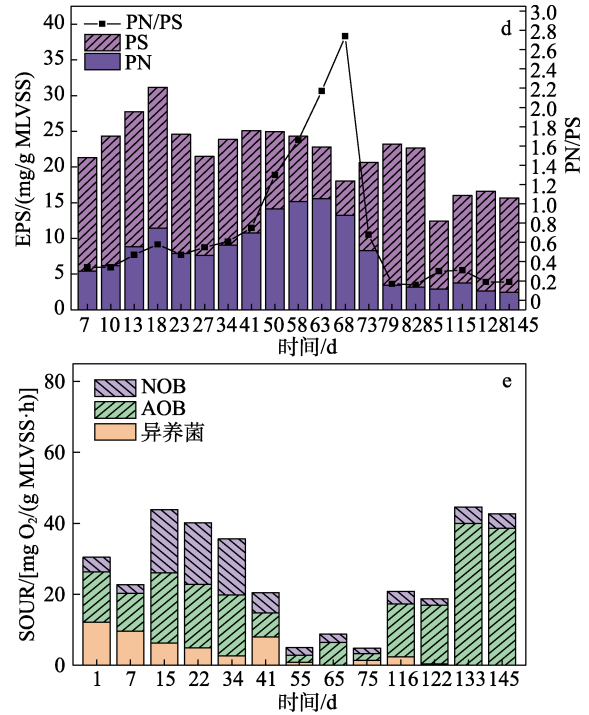
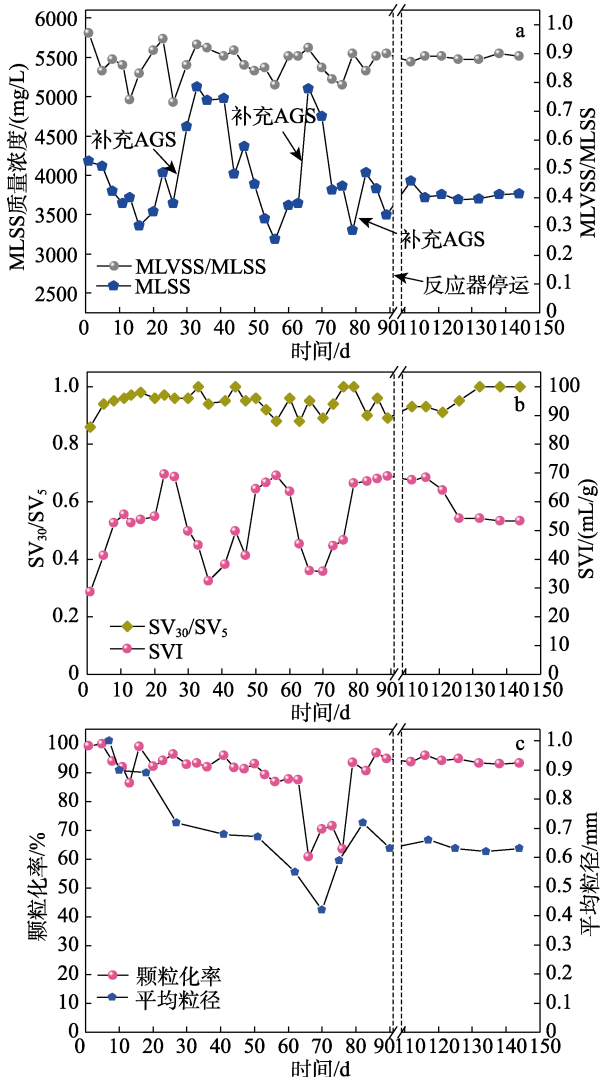
可以看出,接种第 1 d 时 AGS 呈浅黄色,颗粒饱满,表面光滑。在运行的 75 d 内观察到 AGS 不断破碎,细小颗粒明显增加,絮状污泥增多,并观察到挡板沉淀池内大量絮状污泥随出水排出反应器。运行第 75 d 时反应器内几乎全是破碎后形成的小颗粒,此后污泥形态变化不大。第 145 d 时 AGS 的粒径较接种第 1 d AGS 明显减小,颗粒形状不规则。通过 SEM 观察到运行第 145 d 的 AGS 表面栖息着大量短杆菌及部分球菌。

### 2.2 污泥的理化性质

参照 1.2 节启动连续流反应器,并测定了污泥的理化性质,结果见图 3。

#### 2.2.1 污泥浓度

由图 3a 可见,前 120 d 反应器内 MLSS 波动较大(5100~3300 mg/L),此后 MLSS 逐渐趋于平缓,在 3689~3761 mg/L 之间波动。前 85 d 内,MLVSS/MLSS 值波动较大(0.73~0.95),但在第 1~90 d 及 110~145 d 内大部分时间 MLVSS/MLSS 在 0.8 以上。由于无机废水中硝化细菌增殖缓慢,并且分析测试中部分排泥使得污泥增殖无法弥补污泥流失,均会导致 MLSS 的减少。



a—MLSS 和 MLVSS/MLSS; b—SV<sub>30</sub>/SV<sub>5</sub> 和 SVI; c—颗粒化率和平均粒径; d—EPS 和 PN/PS; e—SOUR

图 3 污泥理化性质

Fig. 3 Physical and chemical properties of sludge

#### 2.2.2 污泥沉降性能

由图 3b 可见,前 80 d 内 SVI 波动较大,81~115 d 内 SVI 稳定在 70 mL/g 左右。此后,SVI 迅速减小并逐渐稳定在 50~60 mL/g 之间。前 80 d 内,AGS 解体产生的絮体导致 SVI 增大,而补充成熟 AGS 可以快速改善污泥沉降性能,二者相互作用导致 SVI 波动较大。81 d 后颗粒解体趋势逐渐受到控制,因而 SVI 逐渐减小。运行过程中,SV<sub>30</sub>/SV<sub>5</sub> 变化不大,基本保持在 0.86~1.00 之间。结合 SVI 数据表明,81 d 后 AGS 趋于成熟,并保持着良好的沉降性能。

#### 2.2.3 颗粒化率及平均粒径

由图 3c 可见,前 75 d 内污泥平均粒径不断减小(1.00~0.42 mm),此后先增大并最终稳定在 0.60~0.65 mm 左右,这与观察到的前 80 d 内大量 AGS 解体及 80 d 后 AGS 形貌逐渐趋于稳定相符。大部分时间颗粒化率维持在 90% 以上,仅在 66~76 d 内颗粒化率减小至 61% 左右。

#### 2.2.4 EPS 及 PN/PS

由图 3d 可见,前 80 d 内 EPS (EPS 含量为 PN 和 PS 含量之和)在 21.32~31.15 mg/g MLVSS 之间波动,80 d 后 EPS 含量呈现出缓慢减少趋势(22.64~12.44 mg/g MLVSS)。PN/PS 前期呈现逐渐增长的趋势,尤其在 50~68 d 内 PN/PS 快速增大(1.30~2.74),主要是 PS 减少导致 PN/PS 增大。随后,PN/PS 值逐步减小后并保持在 0.19 左右。虽然学术界有关 PS 及

PN 对 AGS 稳定性的影响尚存争议, 但本研究中在第 1~45 d 与第 73~145 d 内 PN/PS 都小于 1, 表明 AGS 面对高氮负荷冲击时 PS 对于维持结构稳定性发挥了更重要的作用。

### 2.2.5 SOUR

由图 3e 可见, 异养菌 SOUR 整体呈减小趋势, 最终趋近零。前 75 d 内 AOB 与 NOB 的 SOUR 波动较大, 75~145 d 后 SOUR 明显增大 [20.83~44.62 mg O<sub>2</sub>/(g MLVSS·h)], 而实验后期 AOB 明显大于 NOB。主要由于氮负荷的提高导致游离氨等逐渐升高; 此外, 伴随着 AGS 解体及补充 AGS 两方面作用导致

SOUR 波动, AGS 解体会导致微生物活性下降, 而通过 AGS 补充提高了颗粒的 SOUR。120 d 后反应器内部环境逐渐稳定, 微生物活性明显增加, 尤其是 AOB 活性远远高于 NOB 活性, 并且反应器内部几乎没有检测到异养菌活性。

### 2.3 AGS 对污染物的去除效果

图 4 为 AGS 脱氮效果。由图 4 可见, 前 40 d 内出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度逐渐减小并稳定于 40 mg/L; 40~90 和 110~120 d 内出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度先突然增大至 622.69 mg/L (51 d), 随后呈现减小趋势; 此后, 出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度基本稳定在 1.00 mg/L 以下。

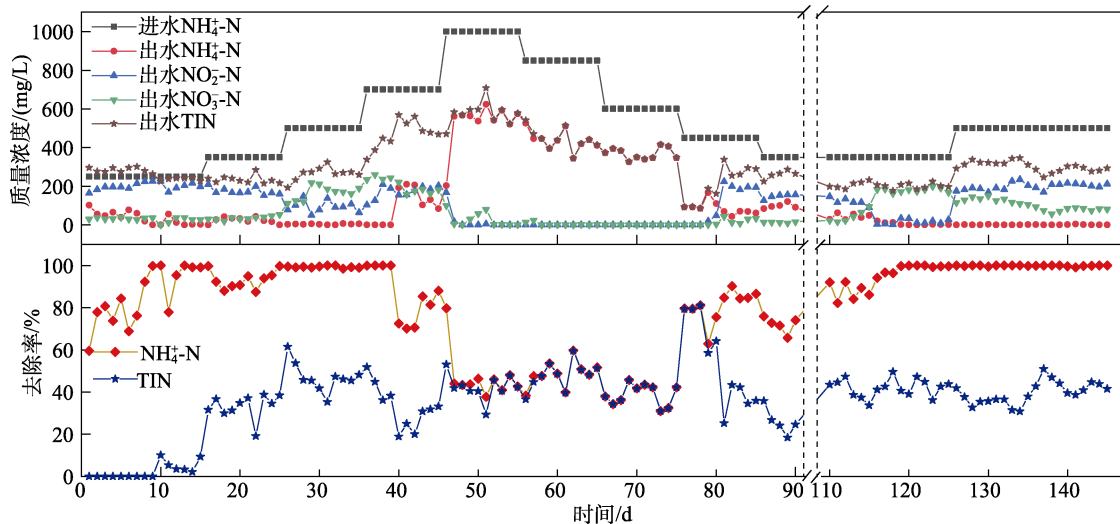


图 4 AGS 脱氮效果

Fig. 4 Denitrification effect of AGS

前 45 d 内出水 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 明显积累(质量浓度为 49.68~226.14 mg/L); 45~78 d 内质量浓度迅速减小; 在 79~90 d 和 110~125 d 内质量浓度呈先迅速增大 (18.77~224.33 mg/L) 后减小(8.22 mg/L) 趋势; 此后, 出水 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度迅速增大并稳定于 200 mg/L。

前 30 d 内出水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度呈增大趋势 (0~218.30 mg/L); 31~45 d 内出水中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 明显积累 (158.98~260.54 mg/L); 46~79 d 内出水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度趋近于 0, 80~90 d 和 110~125 d 内呈增大趋势 (1.15~199.87 mg/L); 此后, 出水中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 明显积累并稳定于 100 mg/L 左右。

前 36 d 出水 TIN 处在 192.81~323.66 mg/L 之间; 37~78 d 内呈先增大后减小趋势; 79~90 d 和 110~145 d 内出水 TIN 在 161.97~336.84 mg/L 之间。

前 20 d 内 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率呈现明显升高趋势 (59.51%~100%); 前 45 d 内逐步升至 98% 以上; 在 46~75 d 内大幅降至 50%, 随后又回升并稳定在 99% 以上。前 25 d 内 TIN 去除率呈现明显升高趋势 (0~61.44%); 此后, 大部分时间 TIN 去除率在 35%~45% 之间波动。

综上, 氮负荷在 2.4~4.0 kg/(m<sup>3</sup>·d) 时 AGS 的脱氮性能会迅速恶化, 氮负荷降至 2.0 kg/(m<sup>3</sup>·d) 后 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率维持在 99%, TIN 去除率约为 40%, 出现明显内源 SND 作用, 并实现了短程硝化反硝化。

### 2.4 污泥截留效果

按照 1.5 节进行实验, 结果见图 5。

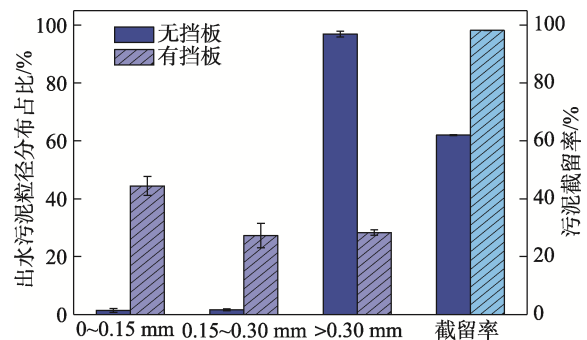


图 5 出水污泥粒径分布及污泥截留率

Fig. 5 Particle size distribution and sludge retention rate of effluent sludge

由图 5 可以看出, 当沉淀池中无挡板时污泥截留率为 62%; 出水中污泥大部分为粒径 0.30 mm 以

上的颗粒 (占比 97%)。设置挡板后污泥截留率达 98% 以上, 出水中污泥多为粒径 0~0.30 mm 的颗粒 (占比 71%)。由此可见, 挡板对污泥的截留有明显提升作用, 主要是由于插入挡板改变了沉淀池内颗粒污泥的运动轨迹, 使大部分 AGS 被截留在反应器中, 证实了该连续流反应器能实现污泥的选择性分离。

### 2.5 菌群特性分析

#### 2.5.1 菌群特征参数

通过高通量测序分析了接种第 1 d AGS ( $S_0$ ) 和运行 145 d 时 AGS ( $S_1$ ) 的菌群组成。两个样品覆盖率均为 1 (表 2), 可充分反映微生物群落变化情况。微生物的 OTUs (操作性分类单元) 明显增大。丰度指数 (Chao 与 Ace) 明显增大, 说明  $S_1$  较  $S_0$  时微生物的群落丰富度明显增大。但对于多样性指数来说, Shannon 指数减小, 而 Simpson 指数明显增大, 说明反应结束时  $S_1$  的微生物群落多样性较  $S_0$  时有所减少。

表 2 群落特征指数

Table 2 Characteristics indexes of community

| 项目    | 优质序列数    | OTUs  | 群落丰富度指数 |        | 群落分布多样性指数 |         | 覆盖率  |
|-------|----------|-------|---------|--------|-----------|---------|------|
|       |          |       | Chao    | Ace    | Simpson   | Shannon |      |
| $S_0$ | 23248.0  | 287.0 | 292.62  | 290.22 | 0.02      | 4.60    | 1.00 |
| $S_1$ | 129324.0 | 872.0 | 890.85  | 929.45 | 0.10      | 3.21    | 1.00 |

#### 2.5.2 菌群组成分析

接种 AGS 门水平菌群分析结果见图 6。在门水平上, 刚接种 AGS ( $S_0$ ) 中主要包括 11 种菌门 (相对丰度  $\geq 0.01\%$ ), 其中丰度最高的菌门 (变形菌门) 为 *Proteobacteria* (27.77%), 其他优势菌门有 *unclassified\_Bacteria* (12.18%)、*Bacteroidetes* (11.67%)、*Chloroflexi* (11.54%)、*Deinococcus-Thermus* (5.69%)、*Ignavibacteriae* (3.05%) 等。反应结束时,  $S_1$  共有 14 种菌门 (相对丰度  $\geq 0.01\%$ ), 其中相对丰度最高的菌门仍为变形菌门 *Proteobacteria*

(56.35%), 其他优势菌门有 *Bacteroidetes* (21.69%)、*unclassified\_Bacteria* (5.23%)、*Actinobacteria* (3.23%)、*Deinococcus-Thermus* (1.47%) 等。新增菌门 (相对丰度  $\geq 1\%$ ) 为 *Actinobacteria* (3.23%), 消失菌门 (相对丰度  $\geq 1\%$ ) 为 *Chlorobi*。

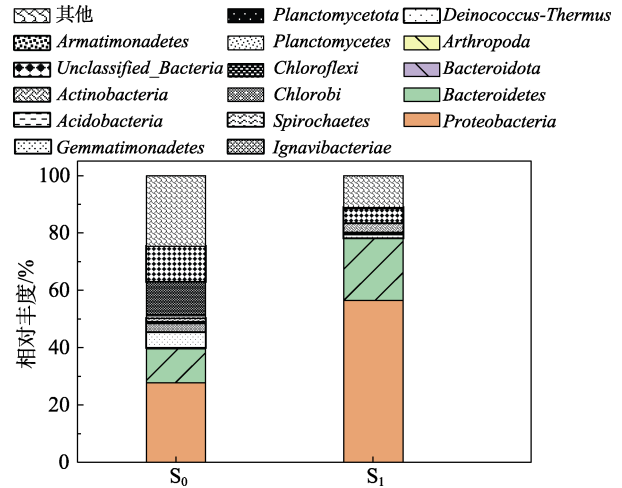


图 6 接种 AGS 门水平菌群分析

Fig. 6 Microbial community at phylum level

在属水平上,  $S_0$  中共有 26 个菌属, 主要为三类功能菌属 (表 3)。硝化细菌属为 *Nitrosomonas* (相对丰度为 2.74%)。反硝化细菌属相对丰度约 42.11%, 包括 *unclassified\_Bacteria* (12.18%)、*Truepera* (5.69%)、*unclassified\_Burkholderiales* (5.58%)、*Thauera* (4.15%)、*Ignavibacterium* (3.05%)、*unclassified\_Comamonadaceae* (2.83%)、*Defluviimonas* (2.73%)、*unclassified\_Xanthomonadaceae* (2.37%)、*unclassified\_Rhodobacteraceae* (1.48%)、*Pseudoxanthomonas* (1.09%) 等。其他异养菌属有 *unclassified\_Anaerolineaceae* (11.54%)、*unclassified\_Bacteroidetes* (9.17%)、*unclassified\_Bacteroidales* (2.46%)、*unclassified\_Sinobacteraceae* (1.35%) 等。

表 3 功能菌群分类

Table 3 Evolution of microbial community

| No. | 门                     | 纲                         | 属                                      | 相对丰度/%               |       | 功能                         |                      |
|-----|-----------------------|---------------------------|--|----------------------|-------|----------------------------|----------------------|
|     |                       |                           |  | $S_0$                | $S_1$ |                            |                      |
| 1   | <i>Proteobacteria</i> | <i>Betaproteobacteria</i> | <i>Thauera</i>                         | 4.15                 | 4.69  | EPS 分泌和反硝化 <sup>[34]</sup> |                      |
|     |                       |                           | <i>Nitrosomonas</i>                    | 2.74                 | 12.72 | 好氧氨氧化 <sup>[35]</sup>      |                      |
|     |                       |                           | <i>unclassified_Burkholderiales</i>    | 5.58                 | 0.30  | 反硝化 <sup>[36]</sup>        |                      |
|     |                       |                           | <i>unclassified_Rhodocyclaceae</i>     | 0.83                 | 0.57  | EPS 分泌和反硝化 <sup>[34]</sup> |                      |
|     |                       |                           | <i>unclassified_Comamonadaceae</i>     | 2.83                 | —     | 反硝化 <sup>[37]</sup>        |                      |
|     |                       |                           | <i>unclassified_Betaproteobacteria</i> | 1.17                 | 0.40  | —                          |                      |
|     |                       |                           | <i>Ottowia</i>                         | —                    | 0.17  | 有机化合物降解 <sup>[38]</sup>    |                      |
|     |                       |                           | <i>Gammaproteobacteria</i>             | <i>Acinetobacter</i> | 0.90  | 0.50                       | 耐受高氨 <sup>[39]</sup> |
|     |                       |                           | <i>Pseudoxanthomonas</i>               | 1.09                 | —     | 反硝化 <sup>[40]</sup>        |                      |

续表 3

| No. | 门                            | 纲                                 | 属                                       | 相对丰度/%         |                | 功能   |
|-----|------------------------------|-----------------------------------|---|----------------|----------------|--|
|     |                              |                                   |   | S <sub>0</sub> | S <sub>1</sub> |  |
|     |                              |                                   | <i>unclassified_Xanthomonadaceae</i>    | 2.37           | 5.50           | 反硝化 <sup>[41]</sup>                          |
|     |                              |                                   | <i>unclassified_Gammaproteobacteria</i> | 0.49           | 0.06           | 有机物降解、反硝化、聚磷 <sup>[42-43]</sup>              |
|     |                              |                                   | <i>unclassified_Sinobacteraceae</i>     | 1.35           | 1.93           | 降解四环素 <sup>[44]</sup>                        |
|     |                              | <i>Alphaproteobacteria</i>        | <i>Hyphomonas</i>                       | —              | 22.43          | 降解碳氢化合物 <sup>[45]</sup>                      |
|     |                              |                                   | <i>Stappia</i>                          | —              | 2.09           | 维持结构稳定并降解苯酚 <sup>[46]</sup>                  |
|     |                              |                                   | <i>Aquamicrobium</i>                    | —              | 1.86           | 难降解污染物的降解 <sup>[47]</sup>                    |
|     |                              |                                   | <i>unclassified_Bradyrhizobiaceae</i>   | —              | 1.77           | 硝化 <sup>[48]</sup>                           |
|     |                              |                                   | <i>Defluviimonas</i>                    | 2.73           | 0.02           | 反硝化 <sup>[49]</sup>                          |
|     |                              |                                   | <i>unclassified_Rhodobacteraceae</i>    | 1.48           | 0.90           | 反硝化 <sup>[50]</sup>                          |
|     |                              |                                   | <i>unclassified_Alphaproteobacteria</i> | —              | 0.43           | 难降解污染物的降解 <sup>[51]</sup>                    |
|     |                              | <i>Deltaproteobacteria</i>        | <i>unclassified_Polyangiaceae</i>       | 0.06           | —              | —  |
| 2   | <i>Bacteroidetes</i>         | <i>Cytophagia</i>                 | <i>Ohtaekwangia</i>                     | 0.04           | 4.93           | 分泌 EPS <sup>[52]</sup>                       |
|     |                              | <i>unclassified_Bacteroidetes</i> | <i>unclassified_Bacteroidetes</i>       | 9.17           | 1.60           | 醋酸盐氧化 <sup>[53]</sup>                        |
|     |                              | <i>Bacteroidia</i>                | <i>unclassified_Bacteroidales</i>       | 2.46           | 0.01           | 蛋白质降解和丙酸积累 <sup>[54]</sup>                   |
|     |                              |                                   | <i>unclassified_Porphyrmonadaceae</i>   | —              | 0.14           | —  |
|     |                              | <i>Flavobacteriia</i>             | <i>unclassified_Flavobacteriaceae</i>   | —              | 15.01          | 反硝化和除磷 <sup>[55]</sup>                       |
| 3   | <i>Bacteroidota</i>          | <i>Saprospira</i>                 | <i>unclassified_Saprospiraceae</i>      | —              | 0.02           | 反硝化 <sup>[56]</sup> 和聚磷 <sup>[55]</sup>      |
| 4   | <i>Arthropoda</i>            | <i>Insecta</i>                    | <i>Paracoccus</i>                       | 0.47           | 0.01           | 异养硝化 <sup>[57]</sup> 和反硝化磷聚集 <sup>[58]</sup> |
| 5   | <i>Deinococcus-Thermus</i>   | <i>Deinococci</i>                 | <i>Truepera</i>                         | 5.69           | 1.47           | 反硝化 <sup>[59]</sup>                          |
| 6   | <i>Ignavibacteriae</i>       | <i>Ignavibacteria</i>             | <i>Ignavibacterium</i>                  | 3.05           | 0.05           | 反硝化和发酵 <sup>[60]</sup>                       |
| 7   | <i>Gemmatimonadetes</i>      | <i>Gemmatimonadetes</i>           | <i>Gemmatimonas</i>                     | 0.34           | —              | 聚磷   |
| 8   | <i>Spirochaetes</i>          | <i>Spirochaetia</i>               | <i>Treponema</i>                        | 1.24           | 0.03           | 还原硫酸盐 <sup>[61]</sup>                        |
| 9   | <i>Chlorobi</i>              | <i>Chlorobia</i>                  | <i>Chlorobium</i>                       | 1.05           | —              | 还原硫酸盐 <sup>[62]</sup>                        |
| 10  | <i>Chloroflexi</i>           | <i>Anaerolineae</i>               | <i>unclassified_Anaerolineaceae</i>     | 11.54          | 0.15           | 乙酸降解 <sup>[63]</sup>                         |
| 11  | <i>Planctomycetes</i>        | <i>Phycisphaerae</i>              | <i>unclassified_Phycisphaerae</i>       | 0.17           | 0.44           | 自养脱氮 <sup>[64]</sup>                         |
| 12  | <i>Planctomycetota</i>       | <i>Candidatus_Brocadiia</i>       | <i>Candidatus_Kuenenia</i>              | —              | 0.01           | 厌氧氨氧化 <sup>[65]</sup>                        |
| 13  | <i>Acidobacteria</i>         | <i>Acidobacteria_Gp4</i>          | <i>unclassified_Acidobacteria_Gp4</i>   | —              | 0.01           | 反硝化 <sup>[66]</sup>                          |
| 14  | <i>Actinobacteria</i>        | <i>Actinobacteria</i>             | <i>unclassified_Microbacteriaceae</i>   | —              | 3.23           | 反硝化 <sup>[67]</sup>                          |
| 15  | <i>unclassified_Bacteria</i> | <i>unclassified_Bacteria</i>      | <i>unclassified_Bacteria</i>            | 12.18          | 5.23           | 反硝化 <sup>[68]</sup>                          |
| 16  | <i>Armatimonadetes</i>       | <i>Armatimonadetes</i>            | <i>Armatimonadetes_Gp5</i>              | —              | 0.14           | —  |
| 17  | 其他                           | —                                 | —                                       | 24.82          | —              | —  |

注: 菌属信息来源于 MicrobeWiki (<https://microbewiki.kenyon.edu/index.php/MicrobeWiki>); “—”代表未标出。

反应结束时, S<sub>1</sub> 在属水平上发生较大变化, 共有 34 个菌属。新增 13 个菌属, 消失 5 个菌属(表 4)。硝化细菌属相对丰度为 14.49%, 包括 *Nitrosomonas* (12.72%) 及 *unclassified\_Bradyrhizobiaceae* (1.77%)。反硝化细菌属相对丰度略有减少 (36.50%), 主要是 *unclassified\_Bacteria* (5.23%)、*Thauera* (4.69%)、*Truepera* (1.47%) 等丰度减少以及 *unclassified\_Comamonadaceae*、*Pseudoxanthomonas* 等菌属消失所致。其他异养菌属主要为 *Hyphomonas* (22.43%)、*Ohtaekwangia* (4.93%)、*Stappia* (2.09%)、*unclassified\_Sinobacteraceae* (1.93%)、*Aquamicrobium* (1.86%)、*unclassified\_Bacteroidetes* (1.60%) 等。结果表明, 连续流反应器内实现了 AGS 中 AOB 及反硝化细菌的

富集与共生。

## 2.6 连续流中 AGS 稳定性

结合监测到污泥理化特性 (MLSS、SVI、EPS 及 SOUR) 以及前 45 d 内反应器出水水质变化情况, 氮负荷由初始时的 1.0 kg/(m<sup>3</sup>·d) 提升至 2.8 kg/(m<sup>3</sup>·d) 时, 异养 AGS 前期不适应连续流无机废水, 观察到明显的 AGS 破碎及流失现象, 且颗粒平均粒径不断减小 (1.00~0.72 mm)。可见, 无机废水中颗粒污泥增殖慢; 此外, 连续流反应器中传质推动力小。这两方面因素使得连续流中实现 AGS 处理无机废水稳定性维持极具挑战。然而, 连续流反应器内的 AGS 表现出一定的抗冲击及脱氮性能, 前 45 d NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率逐渐提升至 98% 以上, 在进水中无有机碳源情



况下, AGS 仍实现 TIN 去除率约 40%, SND 逐渐提升并维持在 45%左右, 系统内表现出一定同步硝化反硝化能力(图 7), 并结合亚硝酸盐积累情况, 前 25 d 内亚硝酸盐积累率维持在 80%左右, 25~45 d 内有所降低并维持在 45%左右, 可见连续流系统内部出现了明显的短程硝化现象, 但硝化能力并不稳定。随着氮负荷进一步提高至 4.0 kg/(m<sup>3</sup>·d)时, 可能由于超出 AGS 承受冲击极限, AGS 硝化性能急剧恶化, 氨氮去除率在 46~75 d 内迅速减少至 50%左右, MLSS 急剧减少(5122~3182 mg/L), 平均粒径由 1.00 mm 减少至 0.67 mm, 颗粒化率明显下降(93.06%~60.90%), SOUR 大幅度降低[20.45~4.97 mg O<sub>2</sub>/(g MLVSS·h)]。

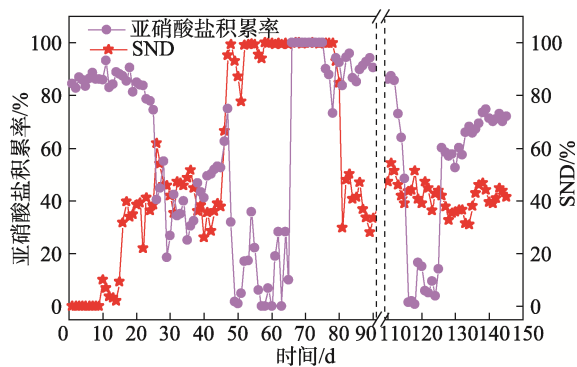


图 7 连续流反应器运行 145 d 的稳定性

Fig. 7 Stability of continuous flow reactor running for 145 d

通过逐步降低进水氨氮和投加 AGS 的方式使得反应器的硝化性能不断恢复, 第 80 d 后 AGS 已经逐渐适应反应器内部环境, 主要理化指标逐渐平稳, 在 91~109 d 反应器停置期中也并未对 AGS 的稳定性造成明显冲击。前期课题组 SBR 内 AGS 脱氮性能研究中, 当氮负荷增大至 0.64 kg/(m<sup>3</sup>·d)时 AGS 的硝化能力几乎被完全抑制<sup>[69]</sup>, 而本研究中自研的连续流反应器可实现在 2.0 kg/(m<sup>3</sup>·d)氮负荷内 99%左右的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率。随着 AGS 逐渐适应连续流无机废水环境, 硝化细菌属 *Nitrosomonas* 这类 AOB 的相对丰度明显上升, 因而 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率逐渐恢复并保持在 99%以上, TIN 去除率维持在 35%~45%之间, 并出现了明显的内源 SND 作用(SND 为 40%左右), 结合 120 d 后亚硝酸盐积累率稳定维持在 65%以上, 可见系统中实现短程硝化。后续研究可进一步构建连续流 AGS 短程硝化-厌氧氨氧化工艺以实现总氮的高效去除。

### 3 结论

(1) 连续流无机废水环境中 AGS 极易失稳, 会出现明显的颗粒破碎及污泥流失, 并伴随着 SVI、

EPS 及 SOUR 剧烈波动。补充 AGS 并降低氮负荷能提高 AGS 稳定性, 污泥理化性质于 115 d 后趋于稳定, 并实现了 AGS 中 AOB 与反硝化细菌的富集与共生。

(2) 连续流反应器的斜管加挡板沉淀池设计能实现污泥选择性筛分, 污泥截留率达 98%以上, 出水中污泥多为粒径 0~0.30 mm 的颗粒(占比 71%)。

(3) 氮负荷在 2.4~4.0 kg/(m<sup>3</sup>·d)时 AGS 的脱氮性能会迅速恶化, 氮负荷降至 2.0 kg/(m<sup>3</sup>·d)后 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率维持在 99%, TIN 去除率约为 40%, 实现了短程硝化反硝化。

### 参考文献:

- [1] WINKLER M K H, MEUNIER C, HENRIET O, *et al.* An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 336: 489-502.
- [2] NANCHARAI AH Y V, KIRAN K R G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 247: 1128-1143.
- [3] MORGENROTH E, SHERDEN T, LOOSDRECHT M C M V, *et al.* Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor[J]. *Water Research*, 1997, 31(12): 3191-3194.
- [4] DONG J J (董晶晶), WU D (吴迪), MA K (马柯), *et al.* Review on enhanced denitrification of aerobic granular sludge technology[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology (应用与环境生物学报)*, 2018, 24(1): 177-186.
- [5] FU X Y (付香云), YU C (余诚), WANG K J (王凯军), *et al.* Research advances on continuous flow aerobic granular sludge cultivation[J]. *China Environmental Science (中国环境科学)*, 2022, 42(4): 1726-1736.
- [6] WEN X L (闻香兰), DAN Z H (但昭利). Advances in continuity of aerobic granular sludge[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress (化工进展)*, 2015, 34(11): 4059-4064.
- [7] XU D, LI J, LIU J, *et al.* Advances in continuous flow aerobic granular sludge: A review[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2022, 163: 27-35.
- [8] XIN X, LU H, YAO L, *et al.* Rapid formation of aerobic granular sludge and its mechanism in a continuous-flow bioreactor[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2017, 181(1): 424-433.
- [9] LU L (鲁磊), XIN X (信欣), LU H (鲁航), *et al.* Process optimization of aerobic granular sludge continuous-flow system for the treatment of low COD/N ratio sewage[J]. *Environmental Science (环境科学)*, 2015, 36(10): 3778-3785.
- [10] QIN J W (秦嘉伟), XIN X (信欣), LU H (鲁航), *et al.* Bacterial community shifts and nitrogen removal characteristics for a SNAD process treating anaerobic digester liquor of swine wastewater (ADLSW) in a continuous-flow biofilm reactor (CFBR)[J]. *Environmental Science (环境科学)*, 2020, 41(5): 2349-2357.
- [11] SHEN Y L (沈耀良), LI Y (李媛), SUN L Z (孙立柱). Aerobic activated sludge granulation and its characteristics in a continuous-flow completely stirred tank reactor (CSTR)[J]. *Environmental Engineering (环境工程)*, 2008, 26(6): 63-66, 5.
- [12] SHEN Y L (沈耀良), LI Y (李媛), SUN L Z (孙立柱). Cultivation of aerobic granule sludge in continuous-flow CSTR reactor: Operational performance[J]. *Environmental Pollution & Control (环境污染与防治)*, 2010, 32(1): 1-4, 8.
- [13] ZHOU D D, LIU M Y, WANG J, *et al.* Granulation of activated sludge in a continuous flow airlift reactor by strong drag force[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2013, 18(2): 289-299.

- [14] LI D, LYU Y F, ZENG H P, *et al.* Startup and long term operation of enhanced biological phosphorus removal in continuous-flow reactor with granules[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 212: 92-99.
- [15] YANG Y, ZHOU D D, XU Z X, *et al.* Enhanced aerobic granulation, stabilization, and nitrification in a continuous-flow bioreactor by inoculating biofilms[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2014, 98(12): 5737-5745.
- [16] ZHOU D D (周丹丹), LIU M Y (刘孟媛), HOU D X (侯典训), *et al.* Preliminary approach on formation mechanism of aerobic granular sludge during the continuous airlift fluidized bed start-up[J]. *Journal of Jilin University: Earth Science Edition (吉林大学学报: 地球科学版)*, 2012, 42(1): 212-219.
- [17] NIU S (牛姝), DUAN B C (段百川), ZHANG Z L (张祚霖), *et al.* Cultivation of aerobic granular sludge with municipal wastewater and studies on its characteristics under the continuous flow[J]. *Environmental Science (环境科学)*, 2013, 34(3): 986-992.
- [18] LIU H B, LI Y J, YANG C Z, *et al.* Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 121(2): 111-118.
- [19] LIU H B, XIAO H, HUANG S, *et al.* Aerobic granules cultivated and operated in continuous-flow bioreactor under particle-size selective pressure[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(11): 2215-2221.
- [20] QIU G L (邱光磊), SONG Y H (宋永会), ZENG P (曾萍), *et al.* Mechanism of formation of aerobic granular sludge in a continuous-flow membrane bioreactor[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae (环境科学学报)*, 2011, 31(3): 476-484.
- [21] LIU A P (刘爱萍), CHEN Z Y (陈中颖), LI K M (李开明), *et al.* Cultivation of aerobic granular sludge with magnetic seed and its effect on membrane fouling in MBR[J]. *China Water & Wastewater (中国给水排水)*, 2010, 26(19): 1-4.
- [22] JUANG Y C, ADAV S S, LEE D J, *et al.* Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(21): 8051-8057.
- [23] YAO L (姚力), XIN X (信欣), LU H (鲁航), *et al.* Cultivation of aerobic granular sludge with real low concentration domestic wastewater and its denitrification performances under the continuous flow[J]. *Environmental Science (环境科学)*, 2015, 36(7): 2626-2632.
- [24] XU D, LI J, LIU J, *et al.* Rapid aerobic sludge granulation in an integrated oxidation ditch with two-zone clarifiers[J]. *Water Research*, 2020, 175: 115704.
- [25] LONG B, YANG C Z, PU W H, *et al.* Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 182: 314-322.
- [26] ZENG M J, ZENG Y, ZHANG B C, *et al.* Coupling of endogenous/exogenous nitrification and denitrification in an aerobic granular sequencing batch reactor[J/OL]. *Environmental Technology*, 2022: 1-15. <https://dx.doi.org/10.1080/09593330.2022.2068380>.
- [27] LONG B (龙焙), CHENG Y Y (程媛媛), ZHAO J (赵珏), *et al.* Treatment of chemical wastewater by aerobic granular sludge[J]. *China Water & Wastewater (中国给水排水)*, 2017, 33(5): 26-32.
- [28] State Environmental Protection Administration (国家环境保护总局). *Methods for monitoring and analysis of water and wastewater[M]*. Beijing: China Environmental Science Press (中国环境科学出版社), 2002.
- [29] LONG B (龙焙), CHENG Y Y (程媛媛), ZHAO J (赵珏), *et al.* Impact of inoculating with part of mature aerobic granule on aerobic granulation during cultivation[J]. *China Water & Wastewater (中国给水排水)*, 2017, 33(15): 13-19.
- [30] ZENG P, ZHUANG W Q, TAY S T L, *et al.* The influence of storage on the morphology and physiology of phthalic acid degrading aerobic granules[J]. *Chemosphere*, 2007, 69(11): 1751-1757.
- [31] OCHOA J C, COLPRIN J, PALACIOS B, *et al.* Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 46: 397-404.
- [32] ZHANG L N (张立楠), ZHANG B C (张斌超), LIU Z W (刘祖文), *et al.* Effect of particle size on storage stability of aerobic granular sludge[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress (化工进展)*, 2019, 38(7): 3450-3457.
- [33] CHEN C Q, BIN L Y, TANG B, *et al.* Cultivating granular sludge directly in a continuous-flow membrane bioreactor with internal circulation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 309: 108-117.
- [34] XIA J T, YE L, REN H Q, *et al.* Microbial community structure and function in aerobic granular sludge[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2018, 102(9): 3967-3979.
- [35] HUANG Q, HU D, CHEN M, *et al.* Sequential removal of aniline and heavy metal ions by jute fiber biosorbents: A practical design of modifying adsorbent with reactive adsorbate[J]. *Journal of Molecular Liquids*, 2019, 285: 288-298.
- [36] HOU S, AI C, ZHOU W, *et al.* Structure and assembly cues for rhizospheric *nir K*- and *nir S*-type denitrifier communities in long-term fertilized soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 119: 32-40.
- [37] WANG C, YU G C, YANG F L, *et al.* Formation of anaerobic granules and microbial community structure analysis in anaerobic hydrolysis denitrification reactor[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 737: 139734.
- [38] ZHANG B C, LONG B, CHENG Y Y, *et al.* Preservation of autotrophic nitrifying granular sludge and its rapid recovery[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2020, 8(5): 104046.
- [39] CHEN X, YUAN C B, ZHU Y N, *et al.* Bioaugmentation with *Acinetobacter* sp. TAC-1 to enhance nitrogen removal in swine wastewater by moving bed biofilm reactor inoculated with bacteria[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 359: 127506.
- [40] XIA J T, YE L, REN H Q, *et al.* Microbial community structure and function in aerobic granular sludge[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2018, 102(9): 3967-3979.
- [41] HUANG S N (黄思浓), LIN S T (林树涛), YI M R (易名儒), *et al.* Advance of denitrification pathway of aerobic granular sludge[J]. *Industrial Water Treatment (工业水处理)*, 2021, 41(9): 37-42.
- [42] JIN J, LI S, PENG X, *et al.* HNO<sub>3</sub> modified biochars for uranium (VI) removal from aqueous solution[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 256: 247-253.
- [43] SALMAN M, ATHAR M, FAROOQ U. Biosorption of heavy metals from aqueous solutions using indigenous and modified lignocellulosic materials[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2015, 14(2): 211-228.
- [44] YANG K L, YUE Q Y, KONG J J, *et al.* Microbial diversity in combined UAF-UBAF system with novel sludge and coal cinder ceramic fillers for tetracycline wastewater treatment[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 285: 319-330.
- [45] ASTUTI D I, PURWASENA I A, PRIHARTO N, *et al.* Bacterial community dynamics during MEOR biostimulation of an oil reservoir in Sumatera Indonesia[J]. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 2022, 208: 109558.
- [46] HE Q L, XIE Z Y, FU Z D, *et al.* Effects of phenol on extracellular polymeric substances and microbial communities from aerobic granular sludge treating low strength and salinity wastewater[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 752: 141785.
- [47] BAMBAUER A, RAINEY F A, STACKEBRANDT E, *et al.* Characterization of *Aquamicrobium defluvii* gen. nov. sp. nov., a thiophene-2-carboxylate-metabolizing bacterium from activated sludge[J]. *Archives of Microbiology*, 1998, 169(4): 293-302.
- [48] CAMPO R, SGUANJI S, CAFFAZ S, *et al.* Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal from low C/N real domestic wastewater with aerobic granular sludge[J]. *Bioresource Technology*,

- 2020, 305: 122961.
- [49] JIANG Y, YANG K, SHANG Y, *et al.* Response and recovery of aerobic granular sludge to pH shock for simultaneous removal of aniline and nitrogen[J]. *Chemosphere*, 2019, 221: 366-374.
- [50] GUI X W, LI Z L, WANG Z J. Kitchen waste hydrolysate enhances sewage treatment efficiency with different biological process compared with glucose[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 341: 125904.
- [51] SINGLETON D R, ADRIAN A C, AITKEN M D. Surfactant-induced bacterial community changes correlated with increased polycyclic aromatic hydrocarbon degradation in contaminated soil[J]. *Applied Microbiology Biotechnology*, 2016, 100(23): 10165-10177.
- [52] LI D, YANG J W, LI Y, *et al.* Research on rapid cultivation of aerobic granular sludge (AGS) with different feast-famine strategies in continuous flow reactor and achieving high-level denitrification via utilization of soluble microbial product (SMP)[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 786: 147237.
- [53] GOU M, WANG H Z, LI J, *et al.* Different inhibitory mechanisms of chlortetracycline and enrofloxacin on mesophilic anaerobic degradation of propionate[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27: 1406-1416.
- [54] LLAMAS M, GRESES S, TOMAS-PEJO E, *et al.* Carboxylic acids production via anaerobic fermentation: Microbial communities' responses to stepwise and direct hydraulic retention time decrease[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 344: 126282.
- [55] LI D (李冬), YANG J W (杨敬畏), LI Y (李悦), *et al.* Aerobic granular sludge operation and nutrient removal mechanism from domestic sewage in an anaerobic/aerobic alternating continuous flow system[J]. *Environmental Science (环境科学)*, 2021, 42(5): 2385-2395.
- [56] OUYANG E, LIU Y, OUYANG J, *et al.* Effects of different wastewater characteristics and treatment techniques on the bacterial community structure in three pharmaceutical wastewater treatment systems[J]. *Environmental Technology*, 2017: 1-13. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1393010>.
- [57] CYDZIK-KWIATKOWSKA A. Bacterial structure of aerobic granules is determined by aeration mode and nitrogen load in the reactor cycle[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 181: 312-320.
- [58] LIU H, SUN Y F, JIA X S, *et al.* Identification and metabolic mechanism of non-fermentative short-cut denitrifying phosphorus-removing bacteria[J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2013, 21(3): 332-340.
- [59] LIM J H, BAEK S H, LEE S T. *Ferruginibacter alkalilentus* gen. nov., sp. nov. and *Ferruginibacter lapsinans* sp. nov., novel members of the family 'Chitinophagaceae' in the phylum Bacteroidetes, isolated from freshwater sediment[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2009, 59(10): 2394-2399.
- [60] LASHKARIZADEH M, MUNZ G, OLESZKIEWICZ J A. Impacts of variable pH on stability and nutrient removal efficiency of aerobic granular sludge[J]. *Water Science & Technology*, 2016, 73(1): 60-68.
- [61] LIU X, SUN X, LIU R, *et al.* Assessing the enhanced reduction effect with the addition of sulfate based P inactivating material during algal bloom sedimentation[J]. *Chemosphere*, 2022, 300: 134656.
- [62] WANG H L, HE X Q, NAKHLA G, *et al.* Performance and bacterial community structure of a novel inverse fluidized bed bioreactor (IFBBR) treating synthetic municipal wastewater[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 718: 137288.
- [63] CHANG M, WANG Y, ZHONG R, *et al.* Performance of HABR+MSABP system for the treatment of dairy wastewater and analyses of microbial community structure and low excess sludge production[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 311: 123576.
- [64] LIU W R, YANG D H, CHEN W J, *et al.* High-throughput sequencing-based microbial characterization of size fractionated biomass in an anoxic anammox reactor for low-strength wastewater at low temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 231: 45-52.
- [65] ZHOU M Y (周梦雨), PENG D C (彭党聪), HAN Y (韩芸), *et al.* Partial nitrification-anaerobic ammonia oxidation for the treatment of moderately concentrated ammonia-nitrogen wastewater: Effect of intermittent aeration on nitrogen removal performance[J]. *China Environmental Science (中国环境科学)*, 2022, 42(3): 1120-1127.
- [66] ZHENG M Q, XU C Y, ZHONG D, *et al.* Synergistic degradation on aromatic cyclic organics of coal pyrolysis wastewater by lignite activated coke-active sludge process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 364: 410-419.
- [67] VAZ-MOREIRA I, NOBRE M F, FERREIRA A C S, *et al.* *Humibacter albus* gen. nov., sp. nov., isolated from sewage sludge compost[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2008, 58: 1014-1018.
- [68] WEI J M, CUI L J, LI W, *et al.* Denitrifying bacterial communities in surface-flow constructed wetlands during different seasons: Characteristics and relationships with environment factors[J]. *Scientific Reports UK*, 2021, 11(1): 4918.
- [69] ZHANG L N, LONG B, CHENG Y Y, *et al.* Rapid cultivation and stability of autotrophic nitrifying granular sludge[J]. *Water Science and Technology*, 2020, 81: 309-320.

(上接第 120 页)

- [14] CHAWLA P R, BAJAJ I B, SURVASE S A, *et al.* Microbial cellulose: Fermentative production and applications[J]. *Food Technology and Biotechnology*, 2009, 47(2): 107-124.
- [15] LU X, TANG S, HUANG B, *et al.* Preparation and characterization of bacterial cellulose/hydroxypropyl chitosan blend as-spun fibers [J]. *Fibers and Polymers*, 2013, 14(6): 935-940.
- [16] LASZKIEWICZ B. Solubility of bacterial cellulose and its structural properties[J]. *Journal of Applied Polymer Science*, 1998, 67(11): 1871-1876.
- [17] MAKAROV I S, GOLOVA L K, VINOGRADOV M I, *et al.* Cellulose fibers from solutions of bacterial cellulose in N-methylmorpholine-N-oxide[J]. *Fibre Chemistry*, 2019, 51(3): 175-181.
- [18] ZHANG J Y (张君妍), MENG S (孟思), CHEN W P (陈文萍), *et al.* Continuous bacterial cellulose aerogel fibers with high strength[J]. *Acta Polymerica Sinica (高分子学报)*, 2021, 52(1): 69-77.
- [19] SAI H, WANG M, MIAO C, *et al.* Robust silica-bacterial cellulose composite aerogel fibers for thermal insulation textile[J]. *Gels*, 2021, 7(3): 145.
- [20] ZHENG H (郑化), DU Y M (杜予民), ZHOU J P (周金平), *et al.* Structure characterization and blood anticoagulant activity of cellulose/chitin blend films[J]. *Acta Polymerica Sinica (高分子学报)*, 2002, 33(4): 525-529.
- [21] CAI J, KIMURA S, WADA M, *et al.* Cellulose aerogels from aqueous alkali hydroxide-urea solution[J]. *Chemosphere*, 2008, 1(1/2): 149-154.
- [22] BARDESTANI R, PATIENCE G S, KALIAGUINE S. Experimental methods in chemical engineering: Specific surface area and pore size distribution measurements-BET, BJH, and DFT[J]. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 2019, 97(11): 2781-2791.
- [23] SONG Q, MIAO C, SAI H, *et al.* Silica-bacterial cellulose composite aerogel fibers with excellent mechanical properties from sodium silicate precursor[J]. *Gels*, 2021, 8(1): 17.