

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.17.016

# AGS强化A<sup>2</sup>O工艺处理生活污水的效能

孙秉毅<sup>1</sup>, 秦庆东<sup>1</sup>, 孔宇<sup>2,3</sup>, 李建<sup>4</sup>

(1. 东南大学 土木工程学院, 江苏 南京 210096; 2. 东南大学 能源与环境学院, 江苏 南京 210096; 3. 江苏省环境工程技术有限公司, 江苏 南京 210000; 4. 苏州达道环保科技有限公司, 江苏 苏州 215228)

**摘要:** 为提高A<sup>2</sup>O工艺处理效率,将好氧颗粒污泥(AGS)技术引入A<sup>2</sup>O工艺,对A<sup>2</sup>O工艺处理生活污水的效能进行研究。试验结果表明,经过90 d培养后粒径大于200 μm的颗粒污泥占58.2%。培养末期COD去除率>78%、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率>95%、TN去除率>75%、TP去除率>80%。试验装置的脱氮除磷效果均优于对照污水厂,并且HRT降低近50%。脱氮过程分析和细菌16S rRNA高通量测序的结果表明,AGS通过强化好氧池的反硝化脱氮能力来提高A<sup>2</sup>O工艺的脱氮效果。除磷过程分析表明,同步化学除磷不仅能够实现对磷的高效去除,也能够促进污泥颗粒化。

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 连续流; A<sup>2</sup>O工艺; 生活污水; 脱氮除磷

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)17-0113-07

## Efficiency of AGS Enhanced A<sup>2</sup>O Process in Treating of Domestic Sewage

SUN Bing-yi<sup>1</sup>, QIN Qing-dong<sup>1</sup>, KONG Yu<sup>2,3</sup>, LI Jian<sup>4</sup>

(1. School of Civil Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China; 3. Jiangsu Environmental Engineering Technology Co. Ltd., Nanjing 210000, China; 4. Suzhou Dadao Environmental Protection Technology Co. Ltd., Suzhou 215228, China)

**Abstract:** Aerobic granular sludge (AGS) technology was integrated into an A<sup>2</sup>O process to improve its treatment efficiency, and the performance of the modified A<sup>2</sup>O process in domestic sewage treatment was systematically investigated. After 90 days of cultivation, granular sludge with a particle size exceeding 200 μm constituted 58.2%. At the end of the cultivation period, the removal efficiencies of COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, TN and TP were greater than 78%, 95%, 75%, and 80%, respectively. The process demonstrated superior nitrogen and phosphorus removal efficiency compared to the control sewage treatment plant, with a nearly 50% reduction in hydraulic retention time (HRT). The analysis of the nitrogen removal process, along with high-throughput sequencing results of bacterial 16S rRNA, demonstrated that AGS enhanced the nitrogen removal efficiency of the A<sup>2</sup>O process by improving the denitrification capacity within the aerobic tank. Furthermore, analysis of the phosphorus removal process revealed that simultaneous chemical phosphorus removal not only enabled efficient phosphorus removal but also facilitated the formation of granular sludge.

**Key words:** aerobic granular sludge; continuous flow; A<sup>2</sup>O process; domestic sewage;

基金项目: 2023年度(上半年)江苏省土木建筑学会科研课题

通信作者: 李建 E-mail: 12066356@qq.com

## nitrogen and phosphorus removal

好氧颗粒污泥(AGS)是指在一定水力剪切力的作用下,微生物自身固定化形成的聚集体,是一种无需载体的特殊生物膜。AGS沿传质方向分为好氧层、缺氧层和厌氧层,这种多层结构使得不同功能微生物都有合适的生长环境,可以在同一反应器内进行脱氮除磷。AGS技术相较于传统的絮状活性污泥技术具有更强的生化处理效率和更好的污泥沉降速度,可以大幅度降低生化反应时间并提高二沉池的表面负荷,从而大大降低生化系统用地需求和建设成本<sup>[1-2]</sup>。

目前,市政污水厂常用的处理技术可分为序批式反应器和连续流反应器。但是序批式反应器处理能力较弱,难以满足大型污水厂的处理需求。因此,国内市政污水厂仍以连续流反应器为主,而对于AGS的研究主要集中于序批式反应器<sup>[1]</sup>。针对连续流反应器,有学者采用双区沉淀池工艺,利用颗粒污泥的优势沉降性能对其进行筛分,成功培养出AGS<sup>[3]</sup>;另有学者根据粒径大小,使用筛网对污泥进行筛分,将AGS与普通活性污泥分离,在反应器内也成功实现了污泥颗粒化<sup>[4]</sup>。Yu等<sup>[5]</sup>在实际市政污水处理厂中进行中试和工程化应用,通过在好氧池内部增设分离器的方式增强选择压,成功实现了进水量为25 000 m<sup>3</sup>/d的生产性应用。上述研究表明,连续流AGS技术已经从实验室探索阶段走向实际工程应用阶段,主要依靠创造选择压条件来实现污泥颗粒化。

鉴于此,笔者在A<sup>2</sup>O工艺基础上进行综合研究,以创造选择压条件作为污泥颗粒化实现方式,开发出一种有别于已有方式的连续流AGS污水处理工艺,考察了该系统AGS的形成过程和除污效能,并对菌群结构进行解析,探讨反应器的脱氮原理,旨在为该技术应用用于新建污水处理厂或现有污水处理厂的升级改造提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验用水

苏州市某市政污水处理厂(以下称对照污水厂)设计处理能力为10 000 m<sup>3</sup>/d,出水水质需要符合《太湖地区城镇污水处理厂及重点工业行业主要水污染物排放限值》(DB 32/1072—2018)。该污水处

理厂生化系统采用改良型A<sup>2</sup>O工艺,预缺氧池、厌氧池、缺氧池、好氧池的HRT分别为1.0、1.8、3.3、9.0 h,生化池合计HRT为15.1 h。生化进水同步投加50~60 mg/L的乙酸钠溶液作为外加碳源。3月初对曝气沉砂池出水(未投乙酸钠之前)进行了15 d每天1次的取样分析,其COD浓度为90~150 mg/L、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度为25~35 mg/L、TN浓度为25~42 mg/L、TP浓度为1.0~1.8 mg/L。

参照该污水厂曝气沉砂池出水污染物浓度配制模拟污水,1 m<sup>3</sup>模拟污水营养物配方如下:40 g全脂奶粉和牛肉膏,提供C、N、P及微量元素;乙酸钠、面粉、蔗糖各40 g,提供碳源;100 g碳酸氢铵和20 g氯化铵,提供氮源和碱度;5 g磷酸二氢钾,提供磷源;1 L微量元素液,模拟实际生活污水中微量元素<sup>[6]</sup>。模拟污水的COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、TP浓度分别为(130±25)、(30±5)、(35±5)、(1.8±0.3) mg/L。

### 1.2 试验装置

试验装置如图1所示。

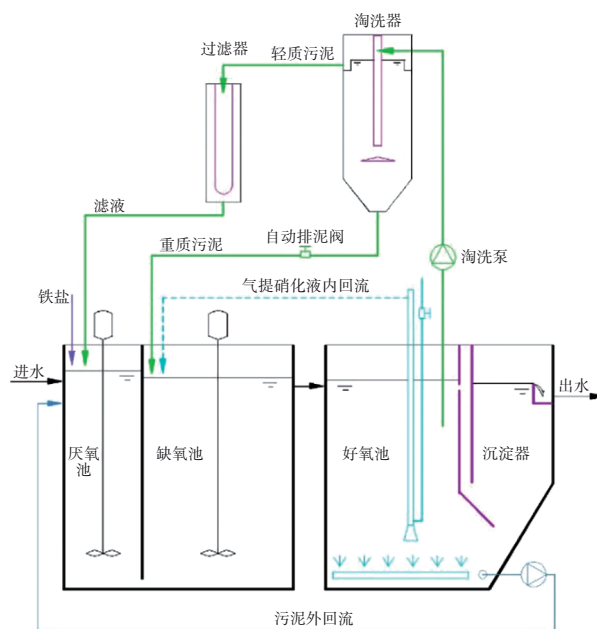


图1 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of experimental reactor

该装置由三个主要系统构成:主体生化系统,包括厌氧池、缺氧池、好氧池和沉淀器等,除反应器外还有配套的硝化液回流系统、污泥外回流系统、鼓风机曝气机、搅拌器等;颗粒化系统,主要包括淘洗

泵、淘洗器、自动排泥阀和过滤器;铁盐投加系统。主体生化系统与传统的A<sup>2</sup>O污水处理工艺一致,另外增加了颗粒化系统和铁盐投加系统。

在颗粒化系统中,将一定比例的混合液经淘洗泵提升后进入淘洗器,在淘洗器内进行重质污泥(粒径较大且沉降性能较好的污泥)和轻质污泥(粒径较小且沉降性能较差的污泥)分离;在污泥颗粒化培养过程中通过控制淘洗泵的流量来控制选择压强度,如加大淘洗泵的流量来增大选择压,从而促进污泥颗粒化的逐步形成;排泥阀根据时间设定将重质污泥回流到主体生化系统;轻质污泥随着淘洗器的出水流入过滤器,在滤袋的过滤下污泥被截留,通过更换滤袋被淘汰出系统,污水流回主体生化系统。

在铁盐投加系统中,以分析纯FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O和自来水为原料,按照1:9(质量比)配制FeSO<sub>4</sub>溶液,与污水同步加入厌氧池,投加量为20 mg/L(以Fe计)。

试验装置总高度为700 mm,沉淀器出水堰高度为570 mm,各部分水深为570~600 mm。厌氧池有效容积为45 L、缺氧池有效容积为108 L、好氧池有效容积为180 L(其中沉淀器约占60 L),试验装置总有效容积为333 L。

### 1.3 接种污泥

取该污水厂好氧池末端污泥进行分析,污泥混合液悬浮固体浓度(MLSS)为3 242 mg/L,污泥混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)为1 786 mg/L,30 min污泥沉降比(SV<sub>30</sub>)为34%,30 min污泥体积指数(SVI<sub>30</sub>)为105 mL/g,可见该污泥形态良好。

从污水厂的好氧池末端取回浓缩污泥,立即投入到试验装置内,添加模拟污水至设计液位,并启动装置,24 h后测量各级反应器的污泥浓度,其中厌氧池为1 638 mg/L,缺氧池为3 126 mg/L,好氧池为3 574 mg/L。

### 1.4 分析项目及检测方法

COD、TP、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、MLSS、5 min污泥体积指数(SVI<sub>5</sub>)和SVI<sub>30</sub>均按国家标准方法测定。每2 d取样测量(启动阶段和过渡阶段每天对出水分析1次)。采用光学显微镜对试验装置内污泥进行镜检。采用美国麦奇克公司S-3500激光粒度仪对污泥粒径进行测定。收集培养初期(第3天)和末期(第90天)的污泥样本,经冷冻保存后交由上海派诺森微生物检测公司进行16S rRNA基因高通量测序。

### 1.5 试验阶段划分

在投入污泥启动试验装置后,首先进行一段时间的污泥驯化,待试验出水各主要水质指标均达到《太湖地区城镇污水处理厂及重点工业行业主要水污染物排放限值》(DB 32/1072—2018)并稳定运行2 d后认为装置启动完成。根据进水量将启动之后的试验分为三个阶段,见表1。

表1 试验阶段划分情况

Tab.1 Division of test phases

| 项目   | 起止时间/d | 进水量/(L·h <sup>-1</sup> ) | HRT/h |
|------|--------|--------------------------|-------|
| 启动阶段 | 1~3    | 20                       | 16.7  |
| 阶段一  | 3~31   | 20                       | 16.7  |
| 阶段二  | 31~61  | 27                       | 12.3  |
| 阶段三  | 61~92  | 40                       | 8.3   |

## 2 结果与讨论

### 2.1 颗粒化进程

图2为好氧池内不同阶段的污泥形态。由图2(a)可以看出,在启动阶段(第2天),污泥呈絮状,有少量颗粒,粒径基本小于50 μm。图2(b)是阶段一末期(第31天)的污泥形态,仍旧以絮状污泥为主,但是出现一定量的颗粒,颗粒轮廓不规则。图2(c)是阶段二末期(第61天)的污泥形态,污泥量明显增多,颗粒数量进一步增加,开始出现较为致密的规则颗粒,同时有少量粒径在200 μm以上的颗粒出现。图2(d)是阶段三末期(第92天)的污泥形态,污泥颗粒化程度较高,显微镜下粒径在200 μm以上的大颗粒数量明显增多。

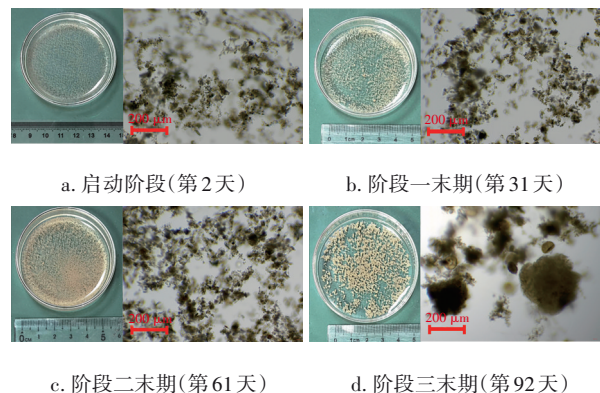


图2 好氧池中污泥形态的变化

Fig.2 Change in sludge morphology in aerobic tank

好氧池中污泥粒径分布如图3所示。可以发现,随着颗粒化系统的持续工作,试验装置内轻质污泥逐渐被淘洗出系统,主系统内逐渐出现颗粒污

泥,并且污泥颗粒化程度逐渐升高。接种时粒径小于 50 μm 的絮状污泥占 64.7%,到阶段三末期时絮状污泥占比下降到 6.5%。培养过程中粒径大于 200 μm 的大颗粒污泥占比增加,由接种时的 2.2% 上升至阶段三培养末期时的 58.2%。污泥粒径分布变化表明,经过 90 d 培养以后,试验装置内污泥颗粒化效果显著。

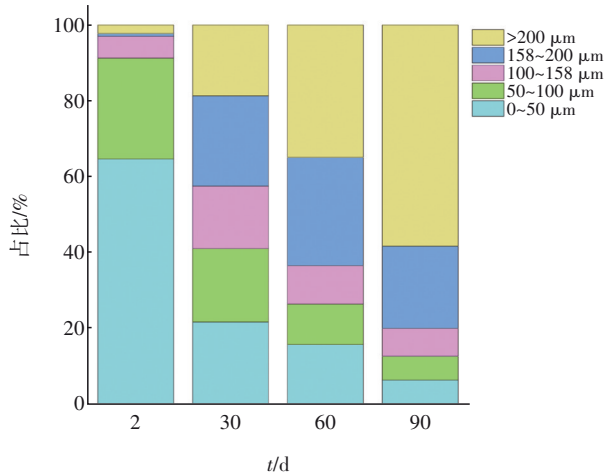


图3 好氧池污泥粒径分布

Fig.3 Distribution of sludge particle size in aerobic tank

启动阶段好氧池污泥浓度为 3 874 mg/L,在阶段一内随着轻质污泥被淘洗出去,污泥浓度逐渐降低,至阶段一末期(第 31 天),好氧池污泥浓度为 2 865 mg/L。在阶段一内除了淘洗和取样分析排出一定污泥外,没有其他剩余污泥排放。阶段二开始后观察到污泥浓度逐渐升高,至阶段二末期(第 61 天),好氧池污泥浓度为 4 246 mg/L。在阶段二的后 10 d,每天从好氧池排出 10 L 混合液,好氧池内污泥浓度维持在(4 000±250) mg/L 以内。阶段三开始后观察到污泥浓度进一步升高,10 d 后每天从好氧池排出 12 L 混合液,好氧池内污泥浓度维持在(4 500±300) mg/L 以内。在阶段三末期(第 92 天)测得污泥浓度为 4 582 mg/L,其中 SVI<sub>5</sub>=74.21 mL/g, SVI<sub>30</sub>=43.65 mL/g, SVI<sub>30</sub>/SVI<sub>5</sub>=0.59,说明试验装置内污泥沉降性能良好。

## 2.2 处理效果分析

### 2.2.1 污染物去除情况

在污泥培养各阶段的稳定期,试验装置出水 COD 浓度均不超过 30 mg/L、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度不超过 0.8 mg/L、TN 浓度不超过 9 mg/L、TP 浓度不超过 0.3 mg/L,均能达到出水标准要求。COD 去除效果:

实验室模拟进水 COD 浓度为(130±25) mg/L,出水最终稳定在 25~30 mg/L,稳定期去除率为 78%~84%;脱氮效果:模拟进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度为(30±5) mg/L,出水最终稳定在 0.2~0.4 mg/L,进水 TN 为(35±5) mg/L,出水稳定在 6~9 mg/L,稳定期氨氮去除率在 95% 以上,总氮去除率为 75%~80%;除磷效果:整体反应过程中进水 TP 保持在(1.8±0.3) mg/L,出水为 0.1~0.3 mg/L,TP 去除率均在 80% 以上。另外,阶段二负荷提高 2 d 后出水 COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TP 满足设计要求,TN 在 3 d 后满足要求;阶段三负荷进一步提高 2 d 后所有指标均能达到设计出水要求。由镜检结果可知,15 d 后大量的细小污泥聚集体逐渐形成并成为污泥的主要存在形态。随着试验的进行污泥颗粒化程度不断提高,形成的 AGS 具有更强的抗冲击负荷能力。

### 2.2.2 污染物去除过程分析

#### ① 脱氮过程

为研究 AGS 的脱氮规律,对各级反应器进行脱氮作用分析。本试验装置氮元素分析模型如图 4 所示(忽略投加铁盐和重质污泥回流所引起的流量变化)。厌氧池进水 TN 为  $Q \cdot N_0 + 1.2Q \cdot N_3$ ,出水 TN 为  $2.2Q \cdot N_1$ ;缺氧池进水 TN 为  $2.2Q \cdot N_1 + 2Q \cdot N_3$ ,出水 TN 为  $4.2Q \cdot N_2$ ;好氧池进水 TN 为  $4.2Q \cdot N_2$ ,总出水 TN 为  $4.2Q \cdot N_3$ 。

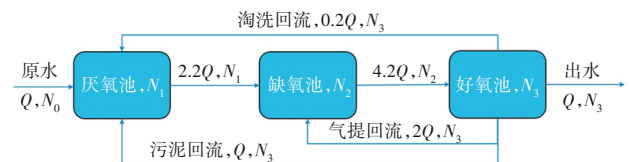


图4 氮元素分析模型

Fig.4 Nitrogen analytical model

在试验第 3、27、59、91 天分别取各级反应器的出水进行 TN 检测,计算每一级反应器 TN 去除量在总去除量中的占比,结果见图 5。可知,在培养初期(第 3 天),脱氮作用主要发生在缺氧池,去除比例占 82%,好氧池脱氮效果占 6%。随着培养过程的进行,脱氮场所发生变化,缺氧池脱氮占比下降,好氧池占比升高。培养到第 91 天,缺氧池占比降至 59%,好氧池占比升至 29%。已有研究表明<sup>[7]</sup>,颗粒污泥具有内外分层结构,在好氧池内能发挥同步硝化反硝化脱氮作用,这一特性在本试验中得以体现。

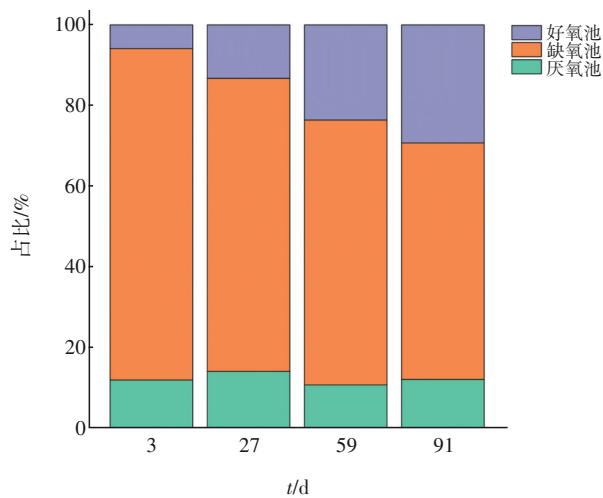


图5 各级反应器总氮去除占比

Fig.5 Percentage of TN removal by each reactor

## ② 除磷过程

在生活污水处理过程中除磷方式主要为生物除磷和化学除磷。本试验采用在生化反应的同时投加除磷药剂( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )来实现同步化学除磷。此外 $\text{Fe}^{2+}$ 可以中和污泥表面的负电荷,增强污泥聚集性,对污泥的颗粒化进程起到促进作用,有利于AGS的成型。与脱氮过程分析类似,在试验第3、27、59、91天分别取各级反应器的出水进行TP检测,计算每一级反应器TP去除量在总去除量中的占比,结果如图6所示。可以看出,厌氧池对TP去除也有一定贡献,这表明由于在厌氧池进水的同时投加了铁盐,生物释磷作用受到抑制。因此,本工艺主要是靠同步化学除磷实现对磷的去除,稳定期的去除率可达到80%以上。

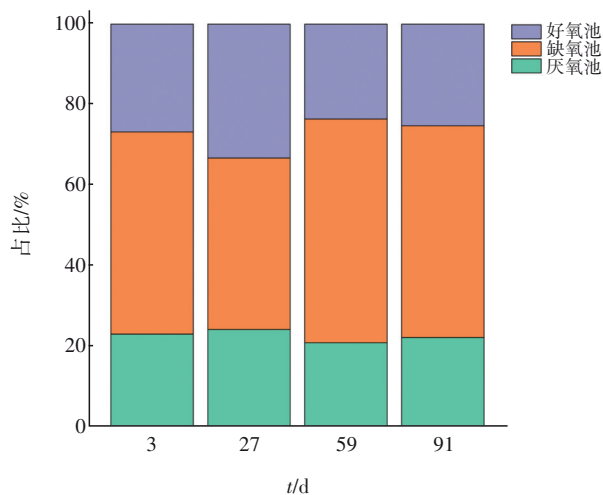


图6 各级反应器总磷去除占比

Fig.6 Percentage of TP removal by each reactor

## 2.2.3 试验装置与对照污水厂处理效果对比

试验装置与对照污水厂A<sup>2</sup>O工艺的运行参数和出水效果见表2。可以看出,与对照污水厂的生化工艺相比,基于A<sup>2</sup>O工艺形式的连续流AGS污水处理工艺的处理效率更高且效果更好。

表2 试验装置与对照污水厂处理效果对比

Tab.2 Comparison of treatment effects between the experimental reactor and the control sewage treatment plant

| 项目    | 生化池 HRT/h | COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | $\text{NH}_4^+-\text{N}/$ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | TN/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | TP/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) |      |
|-------|-----------|--|---|---|---|------|
| 对照污水厂 | 15.1      | 11.35                                    | 0.31  | 9.68                                    | 0.42                                    |      |
| 试验装置  | 阶段一       | 16.7                                     | 14.24   | 0.25                                    | 9.35                                    | 0.23 |
|       | 阶段二       | 12.3                                     | 13.44   | 0.21                                    | 9.05                                    | 0.21 |
|       | 阶段三       | 8.3                                      | 12.16   | 0.18                                    | 8.52                                    | 0.22 |

## 2.3 污泥菌群结构分析

### 2.3.1 门水平

好氧池内细菌群落组成在门水平上的相对丰度如图7所示。可以看出,在培养初期,最主要的菌门(相对丰度 $\geq 1\%$ )为变形菌门(*Proteobacteria*, 61.73%),其余相对丰度较高的菌门为拟杆菌门(*Bacteroidota*, 6.69%)、蛭弧菌门(*Bdellovibrionota*, 6.64%)、芽单胞菌门(*Gemmatimonadota*, 5.84%)、厚壁菌门(*Firmicutes*, 4.76%)、酸杆菌门(*Acidobacteriota*, 2.97%)。

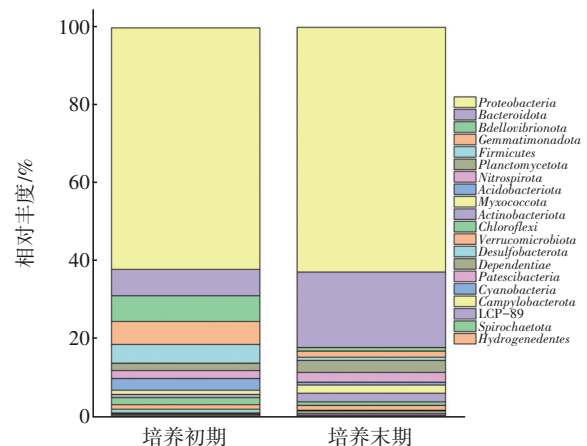


图7 好氧池内细菌群落组成在门水平上的相对丰度

Fig.7 Relative abundance of bacterial community composition at phylum level in aerobic tank

在培养末期最主要的菌门为 *Proteobacteria* (62.50%) 和 *Bacteroidota* (19.23%), 其余相对丰度

大于1%的菌门包括 *Gemmatimonadota* (1.57%)、浮霉菌门 (*Planctomycetota*, 3.02%)、硝化螺旋菌门 (*Nitrospirota*, 2.52%)、放线菌门 (*Actinobacteriota*, 2.23%)、黏菌门 (*Myxococcota*, 2.08%) 和疣微菌门 (*Verrucomicrobiota*, 1.23%)。

综合对比发现,在相对丰度发生变化的菌门中, *Bacteroidota* 和 *Actinobacteriota* 的相对丰度增加较为明显, *Bacteroidota* 由 6.69% 增加至 19.23%, *Actinobacteriota* 为培养后期新出现的优势菌种。两种菌门的主要功能是降解糖类等大分子有机物<sup>[8]</sup>。由于试验装置中有多种污染物需要处理,因此,相应菌门数量增加,如 *Planctomycetota* 从 1.90% 增加至 3.02%,其主要功能是进行厌氧氨氧化<sup>[9]</sup>。菌门相对丰度的变化表明,试验装置内污泥微生物群落结构针对不同的环境发生了适应性变化。

### 2.3.2 属水平

好氧池内细菌群落组成在属水平上的相对丰度如图8所示。可以看出,培养初期动胶菌属 (*Zoogloea*, 12.28%) 相对丰度最高,其主要作用是分泌以多糖为主的大分子物质组成胞外聚合物 (EPS),从而加速菌胶团的成型<sup>[10]</sup>。培养末期, *Zoogloea* 相对丰度减少,根据镜检结果中逐渐减少的絮状污泥推测,AGS在大量成型后结构更稳定,菌胶团形成速率低于絮状污泥阶段。

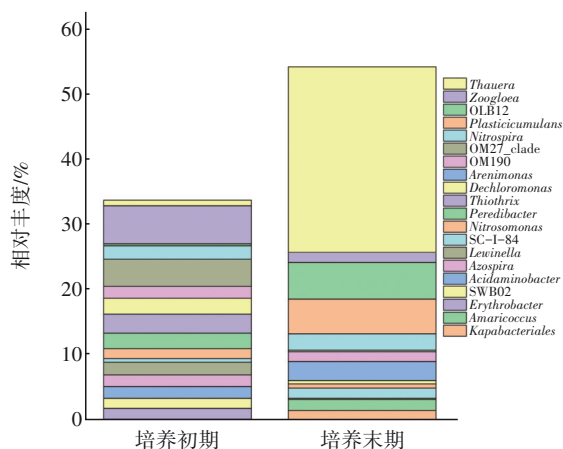


图8 好氧池内细菌群落组成在属水平上的相对丰度

Fig.8 Relative abundance of bacterial community composition at genus level in aerobic tank

在两个阶段最多的20个属中,培养末期的陶氏氏菌 (*Thauera*)、OLB12和硝化螺旋菌属 (*Nitrospira*) 三种与脱氮有关的属总相对丰度为36%,远高于培养初期中相关菌属丰度,其中 *Thauera* 的主要功能

是降解有机芳烃和反硝化作用<sup>[11]</sup>; OLB12菌属主要富集于硝化污泥中,与脱氮过程有关<sup>[12]</sup>; *Nitrospira* 则主要是亚硝酸盐氧化菌<sup>[13]</sup>。三种脱氮菌属在培养末期的丰度均显著高于培养初期,表明好氧池内脱氮微生物数量增加。同时在颗粒化进程中,好氧池内反硝化功能菌 *Thauera* 丰度的大幅增加证明了AGS的形成会促进好氧池中的反硝化脱氮过程。而传统的A<sup>2</sup>O工艺中反硝化脱氮主要集中于缺氧池,这也是试验装置脱氮效果更强的原因。

### 2.4 工艺特点

综合AGS颗粒化进程、污水处理效果和微生物群落分析,本工艺具有以下4个特点:①污泥颗粒化效果良好,颗粒化系统增强了试验装置内对污泥的沉降选择压,可筛分出沉降性能不佳的轻质污泥,促进污泥颗粒化进程;②颗粒化后污泥微生物相丰富,对大分子和颗粒性有机物有较强的水解作用,可以充分利用进水中的碳源;③形成的AGS粒径较大,由内到外有多层结构,核内是厌氧/缺氧层,表面是好氧层,不仅在缺氧池内能起到反硝化脱氮作用,在好氧池内仍能发挥同步硝化反硝化脱氮作用,装置整体脱氮效果较好;④在生化反应过程中同步投加FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O作为除磷药剂,一方面可强化除磷作用,另一方面有利于污泥颗粒的聚集,加快颗粒化进程,并保持颗粒的长期稳定性。

### 3 结论

① 设计了一种连续流AGS污水生化处理工艺,其在A<sup>2</sup>O工艺基础上增加颗粒化系统和铁盐投加系统,创造基于沉降选择压的AGS形成和长期稳定性条件。经过三个多月的模拟生活污水试验验证,污泥颗粒化效果良好,试验末期大于200 μm的颗粒占58.2%,SVI<sub>30</sub>为43.65 mL/g。

② 与对照污水厂相比,试验装置脱氮除磷效果更好,处理负荷提高了近一倍,AGS工艺的高效性得到了充分体现。好氧池发生同步硝化反硝化脱氮作用,好氧池对TN的去除贡献率占29%。投加铁盐会抑制生物释磷作用,装置主要靠同步化学除磷作用实现对磷的良好去除,稳定期TP去除率在80%以上。

③ 连续流AGS污水处理工艺实现简单,可以达到较高的污泥颗粒化程度,污染物去除效果好,可为新建污水处理厂或现有污水处理厂的提标

或扩能改造提供借鉴。

### 参考文献:

- [1] 付香云, 余诚, 王凯军, 等. 连续流培养好氧颗粒污泥研究进展[J]. 中国环境科学, 2022, 42(4): 1726-1736.  
FU Xiangyun, YU Cheng, WANG Kaijun, *et al.* Research advances on continuous flow aerobic granular sludge cultivation [J]. China Environmental Science, 2022, 42(4): 1726-1736 (in Chinese).
- [2] 余诚, 张凯渊, 王凯军, 等. 连续流好氧颗粒污泥技术升级现有污水处理工程[J]. 中国给水排水, 2023, 39(13): 1-8.  
YU Cheng, ZHANG Kaiyuan, WANG Kaijun, *et al.* Continuous flow aerobic granular sludge process upgrading a full-scale urban wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(13): 1-8 (in Chinese).
- [3] ZOU J T, TAO Y Q, LI J, *et al.* Cultivating aerobic granular sludge in a developed continuous-flow reactor with two-zone sedimentation tank treating real and low-strength wastewater[J]. Bioresource Technology, 2018, 247:776-783.
- [4] 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.
- [5] YU C, WANG K J, ZHANG K Y, *et al.* Full-scale upgrade activated sludge to continuous-flow aerobic granular sludge: implementing microaerobic-aerobic configuration with internal separators [J]. Water Research, 2024, 248: 120870.
- [6] 高春娣, 杨箫阳, 欧家丽, 等. 丝状菌膨胀污泥好氧颗粒化稳定性及微生物多样性[J]. 环境科学, 2022, 43(7): 3718-3729.  
GAO Chundi, YANG Xiaoyang, OU Jiali, *et al.* Aerobic granulation stability and microbial diversity of filamentous bulking sludge[J]. Environmental Science, 2022, 43(7): 3718-3729 (in Chinese).
- [7] 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.
- [8] YANG Z C, ZHOU Q, SUN H M, *et al.* Metagenomic analyses of microbial structure and metabolic pathway in solid-phase denitrification systems for advanced nitrogen removal of wastewater treatment plant effluent: a pilot-scale study[J]. Water Research, 2021, 196: 117067.
- [9] 魏亚茹, 王怡静, 马巧丽, 等. 粉粒氨氮和水分影响浮霉菌门群落的空间分化[J]. 微生物学通报, 2020, 47(9): 2732-2745.  
WEI Yaru, WANG Yijing, MA Qiaoli, *et al.* Effects of silt particles, ammonia nitrogen and water content on structural and functional differentiation of *Plantomyces* communities [J]. Microbiology China, 2020, 47(9): 2732-2745 (in Chinese).
- [10] 邱东茹, 高娜, 安卫星, 等. 活性污泥微生物胞外多聚物生物合成途径与菌胶团形成的调控机制[J]. 微生物学通报, 2019, 46(8): 2080-2089.  
QIU Dongru, GAO Na, AN Weixing, *et al.* Biosynthesis pathway of extracellular polymeric substance and regulatory mechanism underlying floc formation of activated sludge bacteria [J]. Microbiology China, 2019, 46(8): 2080-2089 (in Chinese).
- [11] GONZALEZ-MARTINEZ A, MUÑOZ-PALAZON B, MAZA-MÁRQUEZ P, *et al.* Performance and microbial community structure of a polar arctic circle aerobic granular sludge system operating at low temperature[J]. Bioresource Technology, 2018, 256: 22-29.
- [12] 李松亚, 王林裴, 吴俊峰, 等. 城市污水处理厂微生物群落特征与群体感应调控[J]. 环境工程学报, 2022, 16(11): 3705-3715.  
LI Songya, WANG Linpei, WU Junfeng, *et al.* Microbial community characteristics and their quorum sensing regulation in municipal wastewater treatment plants [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(11): 3705-3715(in Chinese).
- [13] VAN KESSEL M A H J, SPETH D R, ALBERTSEN M, *et al.* Complete nitrification by a single microorganism [J]. Nature, 2015, 528(7583): 555-559.

作者简介:孙秉毅(1998- ),男,黑龙江齐齐哈尔人,硕士研究生,主要研究方向为好氧颗粒污泥、生活污水处理。

E-mail:1226022553@qq.com

收稿日期:2024-05-28

修回日期:2024-06-13

(编辑:任莹莹)