

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.21.020

脱水污泥预造粒强化好氧颗粒污泥处理工业园区废水

李亚仙¹, 徐锡梅¹, 章文华¹, 景二丹¹, 朱智慧¹, 霍冉冉¹,
徐小燕¹, 李惠平², 周婷¹

(1. 苏州工业园区清源华衍水务有限公司, 江苏 苏州 215021; 2. 同济大学 环境科学与
工程学院, 上海 200092)

摘要: 预造粒接种作为加速好氧颗粒污泥(AGS)系统启动的有效策略,其大规模应用仍面临造粒效率提升与开发成本控制的双重挑战。以市政污水厂脱水污泥为原料制备颗粒污泥,系统探究了接种预造粒颗粒污泥对工业园区废水中复杂污染物的去除性能及强化成粒效能与机制。结果表明,接种预造粒污泥可跳过AGS的成粒步骤。经过30 d的适应期后,稳定期的污泥容积指数(SVI₃₀)达到(28.36±6.6) mL/g,对COD、NH₄⁺-N、TN和TP的平均去除率分别达到(94.86±2.53)%、(97.58±3.99)%、(51.16±10.88)%和(71.24±16.85)%。成熟AGS中铁元素质量分数达自然成粒体系的12倍,证实了Fe及其络合物通过晶体架桥作用构建颗粒骨架结构。宏基因组分析表明,预造粒系统富集了Myxococcota、Actinobacteriota和Nitrospirota等具有氮代谢功能的菌群。因此,所构建的脱水污泥制备接种污泥的技术路径,为实现AGS工艺的快速启动与稳定运行提供了依据。

关键词: 好氧颗粒污泥; 脱水污泥; 预造粒; 工业园区废水

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)21-0135-09

Aerobic Granular Sludge Enhanced by Pre-granulated Dewatered Sludge for Treatment of Industrial Park Wastewater

LI Ya-xian¹, XU Xi-mei¹, ZHANG Wen-hua¹, JING Er-dan¹, ZHU Zhi-hui¹,
HUO Ran-ran¹, XU Xiao-yan¹, LI Hui-ping², ZHOU Ting¹

(1. Suzhou Industrial Park Qingyuan Hong Kong & China Water Co. Ltd., Suzhou 215021,
China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai
200092, China)

Abstract: As an effective strategy to accelerate the activation of aerobic granular sludge (AGS) system, the large-scale application of pre-granulation inoculation still faces the dual challenges of granulation efficiency improvement and development cost control. In this study, we used dewatered sludge from a municipal wastewater plant as raw material to prepare granular sludge, and systematically investigated the removal performance of inoculated pre-granulated sludge on complex pollutants in wastewater from industrial parks, as well as the mechanism of enhanced granulation efficiency. The results showed that the inoculation of pre-granulated sludge could skip the granulation step of AGS. After a 30-day acclimatization period, the sludge volume index (SVI) in the stabilization period reached (28.36±6.6) mL/g, and the average removal rates of COD, NH₄⁺-N, TN and TP reached (94.86±2.53)%, (97.58±

通信作者: 周婷 E-mail: zhout@heisino.com

3.99)%, (51.16±10.88)% and (71.24±16.85)%, respectively. The mass ratio of Fe in the mature AGS was up to 12 times of the natural granulation system, confirming that Fe and its complexes build the particle skeleton structure through crystal bridging. Macrogenomic analysis showed that the pre-granulation system was enriched with *Myxococcota*, *Actinobacteriota* and *Nitrospirota*, which have nitrogen metabolism functions. This study constructs a technical pathway for the preparation of inoculated sludge by dewatered sludge, which provides theoretical basis and technical support for the realization of rapid startup and stable operation of the AGS process.

Key words: aerobic granular sludge; dewatered sludge; pre-granulation; wastewater from industrial park

好氧颗粒污泥(AGS)通过由外向内的溶解氧梯度构建典型分层结构,可在单一反应器内实现碳、氮、磷同步去除,这使得AGS工艺的占地面积相较于传统活性污泥法缩减60%~70%,同时降低20%~50%的曝气能耗^[1-2]。然而,AGS成粒要求高、速度慢以及突然解体等不足限制了其应用^[3-4]。因此,开发AGS强化成粒技术,提高颗粒稳定性对于推动AGS的工程应用至关重要。

接种预先培养的颗粒污泥可突破传统造粒过程的限速步骤,显著缩短系统启动周期,接种污泥表面生物活性位点与胞外聚合物(EPS)的协同作用可加速污泥自凝聚过程。在Huang等人的研究中,通过接种厌氧颗粒污泥实现了好氧颗粒污泥的定向转化^[5]。龙培等人^[6]证实了这一结论,当成熟颗粒污泥接种比例分别为10%、20%和30%时,AGS成粒时间分别为27、24和16 d。显然,上述研究证实了颗粒污泥接种比例越高,AGS系统启动速度就越快。但面对大规模的实际工程应用,如何预先培养或制备大量颗粒污泥是值得考虑的。

降低开发成本、提高造粒效率是颗粒污泥接种强化成粒技术所面临的关键技术问题^[7]。相关研究表明,脱水污泥富含胞外聚合物(EPS)、金属离子(如 Fe^{3+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+})及惰性有机质,其中EPS中蛋白质与多糖的比值可能影响颗粒疏水性,而金属离子可通过架桥作用促进细胞间黏附^[8]。以往研究证实了通过接种100%由脱水污泥作为原材料制备的颗粒污泥的强化成粒效能,通过简单的物理破碎(如球磨、超声波处理)方式可将压滤脱水后的块状污泥制备为微小颗粒载体,为微生物提供附着位点^[9-10]。这种以脱水污泥为单一原料的预造粒工艺,不仅可将市政污泥处理成本降低约30%~40%,

更通过“以废治废”理念实现了固废资源化利用^[11-12]。然而现有研究存在两大局限:①试验体系多采用配水,与实际市政污水组分存在显著差异;②缺乏对预造粒载体长期运行时的结构稳定性、微生物演替规律的深入解析,这制约了该技术从实验室向工程化应用的转化进程。

本研究开发了以市政脱水污泥为单一基质的颗粒污泥制备与强化成粒技术,通过破碎、筛分和活化等步骤,将板框脱水污泥转化为具有规则形貌的预造粒载体(粒径介于700~830 μm),并以100%的比例接种至序批式活性污泥反应器(SBR)后处理实际工业园区废水。经过为期80 d的长周期试验,探究接种颗粒污泥后不同阶段的沉降性能、水处理效能和颗粒粒径演变过程,并应用光学显微镜、扫描电镜和激光共聚焦显微镜等表征技术对颗粒污泥的形貌特征进行深入解析。此外,通过16S rRNA基因高通量测序与宏基因组测序联用策略,探究了不同阶段微生物群落结构、功能基因表达和代谢通路激活的丰度变化。

1 材料和方法

1.1 反应器和运行参数

研究采用2组SBR,分别作为自然成粒组(R1)和预造粒接种组(R2)。反应器内径为8 cm,高为54 cm($H/D=6.8$),容积约为2.9 L,排水比例为50%。反应器运行周期为480 min(进水10 min-曝气450 min-沉淀10 min-闲置10 min),其中沉淀时间分别在第10天和第20天缩减至5和3 min;曝气流量设置为0.30~0.35 L/min,水温为(25.0±1.0) °C。

1.2 接种污泥来源及预造粒步骤

试验所需活性污泥取自苏州某污水厂污泥浓缩池,将其接种至R1中作为空白组自然培养好氧颗

粒污泥。预造粒所需的脱水污泥取自同一污水厂的污泥脱水车间,脱水后污泥含水率在78%~82%之间,有机物含量为58%~68%。该污水厂采用AAO工艺,处理量为 $20 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,二沉池污泥在储泥池初步浓缩后被泵入污泥浓缩车间,污泥浓缩过程的铁盐和生石灰投加量分别为12.5%~15.8%和20.8%~25.6%(依据占干污泥质量计算),浓缩之后采用板框压滤的方式进行脱水,取脱水后的污泥进行预造粒。

预造粒颗粒污泥制备过程如下:①利用机械破碎机将脱水污泥初步破碎为粒径介于 $500 \sim 3\,000 \mu\text{m}$ 的大颗粒污泥;②将破碎后的污泥依次通过20目($830 \mu\text{m}$)和24目($700 \mu\text{m}$)标准筛进行筛分,以获得粒径为 $700 \sim 830 \mu\text{m}$ 的颗粒污泥,粒径范围的选择依据基于以往研究^[11];③将制备的颗粒污泥加入1 L量筒中,不断加入清水进行淘洗,将絮体污泥和沉降性能差的污泥淘洗出去。完成制备后将成品颗粒污泥接种至R2中。试验期间,R1和R2反应器中初始MLSS浓度均保持为 $6.2 \sim 6.5 \text{ g/L}$,其中R1中接种污泥的 d_{10} 、 d_{50} 和 d_{90} (分别代表占总颗粒体积10%、50%和90%的颗粒直径)分别达到31.58、85.42和 $183.55 \mu\text{m}$,R2中接种颗粒污泥的分别为 17.33 、 480.51 和 $938.39 \mu\text{m}$ 。

1.3 原水水质特征

试验原水取自园区某污水厂,根据2024年日报数据,其COD、 BOD_5 、TP、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和TN浓度分别为 (380.0 ± 12.7) 、 (160.0 ± 4.95) 、 (5.04 ± 0.445) 、 (1.34 ± 0.042) 、 (27.7 ± 0.495) 和 $(38.2 \pm 0.566) \text{ mg/L}$,pH为 7.16 ± 0.06 。原水的 BOD_5/COD 和 COD/TN 均值分别为0.42和9.97,说明其可生化性较好且符合城镇污水厂脱氮要求。同时原水的 NH_4^+ -N/TN为 $(72.83 \pm 0.21)\%$,表明有机氮占比较高。

1.4 分析项目及方法

COD:重铬酸钾法, NH_4^+ -N:纳氏试剂光度法, NO_2^- -N:N-(1-萘基)-乙二胺光度法, NO_3^- -N:紫外分光光度法,TP:钼锑抗分光光度法,TN:消解法,MLSS、 SV_5 、 SV_{30} :国家标准方法,污泥粒径:马尔文Mastersizer 3000激光粒度仪。

1.5 污泥形貌表征方法

使用iPhone XS采集AGS在0、30、60和80 d时的数码图像。在第60天,使用配备能量色散X射线

光谱仪(EDS)的TESCAN MIRA4扫描电子显微镜(SEM)对切片后的颗粒污泥微观结构和微生物形态进行表征。

1.6 微生物多样性分析方法

在第0、30和60天时采集污泥样品,分析接种预造粒颗粒污泥后微生物群落的变化。样品经过清洗和离心处理后,迅速置于 $-80 \text{ }^\circ\text{C}$ 超低温冰箱中冷冻保存,以确保样品的完整性。随后,将样品委托上海美吉生物医药科技有限公司进行16S rRNA基因高通量测序分析。测序采用特异性引物338F和806R,并在Illumina MiSeq平台上进行文库构建和测序。获得的原始测序数据经过严格的质量控制、序列拼接和DADA2降噪处理后,得到高质量的ASV(扩增子序列变体)。进一步利用QIIME2分析平台,基于silva 138数据库(置信度阈值设定为0.7)对ASV进行系统发育分类学注释。

2 结果与讨论

2.1 接种颗粒污泥后沉降性能及粒径的变化

当 $\text{SV}_{30}/\text{SV}_5 > 0.9$ 时,证明AGS不存在压缩沉淀。在第0天(D0)R1和R2中污泥的 $\text{SV}_{30}/\text{SV}_5$ 分别为0.69和0.80,对应的 SVI_{30} 分别为84.6和 28.8 mL/g (见图1)。R1的 $\text{SV}_{30}/\text{SV}_5$ 持续上升,在第20天(D20)时达到1.0, SVI_{30} 则降低至 32.2 mL/g ,此时R1中的污泥逐渐变得密实,沉降性能得到强化,并在之后保持在 $20 \sim 30 \text{ mL/g}$ 之间。

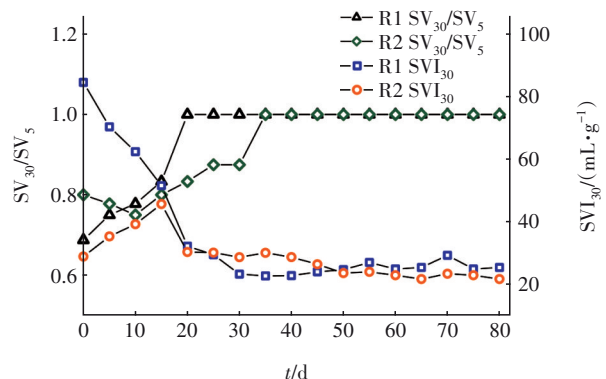


图1 颗粒污泥的沉降性能变化

Fig.1 Settling performance variation of granular sludge

R2中接种颗粒污泥的沉降性能显著高于R1中的絮凝污泥。但值得注意的是,在0~30 d期间R2中污泥的 $\text{SV}_{30}/\text{SV}_5 < 0.9$ 。这主要是由于在接种初始阶段曝气冲刷导致少量松散污泥从颗粒污泥表面脱落,造成絮状污泥和颗粒污泥共存。随着沉降时

间由 D0 的 10 min 逐步缩短至 D20 的 3 min, R2 中 AGS 的 SV_{30}/SV_3 在第 35 天(D35)重新上升至 1.0, 随后保持稳定, 证明接种颗粒污泥的系统在 D35 时刻达到稳定。由此可见, R2 中接种颗粒污泥在 0~30 d 经历了适应期, 在 30~80 d 达到稳定期。

粒径大于 200 μm 的占比超过 80% 被认为是形成 AGS 的条件之一, 因此对不同阶段粒径分布的分析至关重要。R1 中 AGS 的粒径分布仅观察到一个特征峰, 并且特征峰的位置随着运行时间不断向大粒径位置移动。这与大多数的研究结果一致, 即颗粒污泥粒径在不断增大^[13-14]。由于接种预造粒颗粒污泥的反应器受到曝气冲刷, R2 中 AGS 的粒径在运行 2 个周期后变小, d_{10} 、 d_{50} 和 d_{90} 分别由接种前 17.33、480.51 和 938.39 μm 变化为 34.87、81.13 和 329.36 μm (见表 1), 但是其 d_{90} 仍显著高于 R1 的 183.55 μm , 这说明接种颗粒污泥可直接跳过成粒步骤。值得注意的是, 在 D20 时 R2 中颗粒污泥对应的 d_{10} 、 d_{50} 和 d_{90} 分别为 41.15、101.13 和 280.00 μm , d_{10} 和 d_{50} 升高, 而 d_{90} 显著下降。同时, R2 中 AGS 的粒径分布曲线呈现两个特征峰, 分别位于 81.01 和 549.77 μm 处。这是由于水力冲刷导致较大粒径颗粒污泥表面污泥脱落或者较大的颗粒破碎成小颗粒。随着颗粒污泥进入稳定期, d_{10} 、 d_{50} 和 d_{90} 分别上升至 79.21、251.16 和 637.45 μm , 相比于 D20 时分别提升了 92.49%、148.35% 和 127.66%。R2 中的 AGS 变得密实稳定, 且粒径不断增大, 这说明部分微生物将其作为载体在其表面附着生长。

表 1 颗粒污泥粒径随时间的变化

Tab.1 Variation of particle size of granular sludge with time μm

项目	R1			R2		
	d_{10}	d_{50}	d_{90}	d_{10}	d_{50}	d_{90}
D0	31.58	85.24	183.55	34.87	81.13	329.36
D20	62.71	172.38	425.59	41.15	101.13	280.00
D40	60.24	204.59	496.29	79.21	251.16	637.45
D60	81.64	183.58	571.11	127.31	401.57	887.81
D80	76.59	287.43	688.07	148.23	458.69	999.07

2.2 对污染物的去除效果

尽管进水 COD 浓度存在较大波动, 但 R1 和 R2 对 COD 的平均去除率分别为 (94.54±2.99)% 和 (94.02±3.58)%。这证明 R2 接种颗粒污泥中的异养菌被快速唤醒, 实现了高效的 COD 降解能力。在

适应期 R1 和 R2 出水的 TN 平均浓度分别为 (30.07±3.33) 和 (27.34±6.41) mg/L, 稳定期对应的 TN 平均浓度分别为 (20.05±4.24) 和 (17.94±2.40) mg/L, R2 中的 AGS 展现出更高的 TN 去除效果 (见图 2)。由于原水为实际生活污水并汇入部分工业废水, 因此, 即使在稳定期间好氧颗粒污泥也未能将出水 TN 降至一级 A 标准以下。

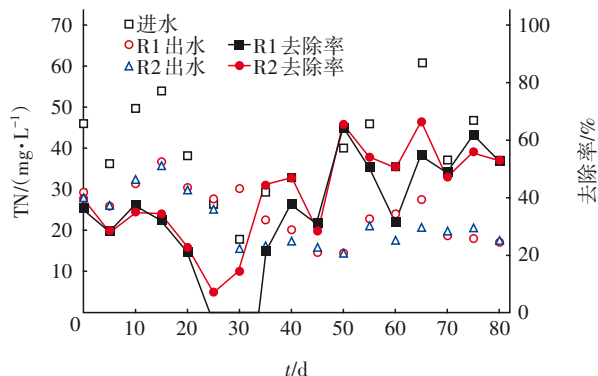


图 2 颗粒污泥对 TN 的去除效果
Fig.2 Removal of TN by AGS

为解析 AGS 对于不同形态氮的降解和转化效果, 进一步分析原水和出水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度。首先, 原水 TN 中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 占比较低, 这是导致 AGS 对于 TN 的去除率较低的主要原因。R1 和 R2 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均浓度分别为 (0.46±0.93) 和 (0.80±1.48) mg/L, 表明接种颗粒污泥后氨氧化菌可以快速被唤醒。R1 和 R2 出水中的氮以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为主 (见图 3), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度几乎为零。R1 和 R2 出水中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度与 TN 浓度呈显著关联, 在适应期出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度不断降低, 在稳定期出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均浓度分别降低至 (19.14±4.23) 和 (16.71±2.67) mg/L。

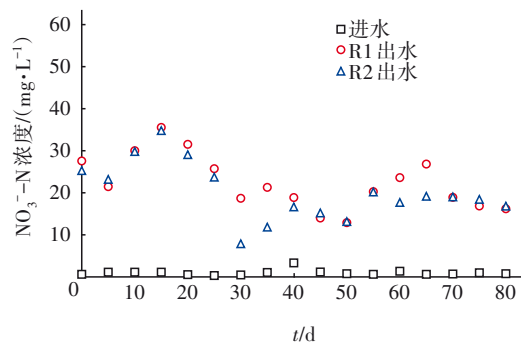


图 3 进出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化
Fig.3 Changes in $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentration of influent and effluent

以往研究表明,接种载体可有效提升磷的去除效能^[15-16]。试验期间原水的TP浓度变化较明显,最低和最高浓度分别为3.13和13.6 mg/L,但两组反应器的出水TP浓度较为稳定,平均浓度分别为(2.31±0.64)和(1.85±0.75) mg/L,其中R2出水TP浓度低于R1(见图4)。利用脱水污泥制备的颗粒污泥,在接种至反应器后能够实现较为显著的除磷性能。这可能是由于活性污泥在脱水之前会经历厌氧条件,将内部储存的磷释放出来,因此接种后便展现出较好的除磷效果。

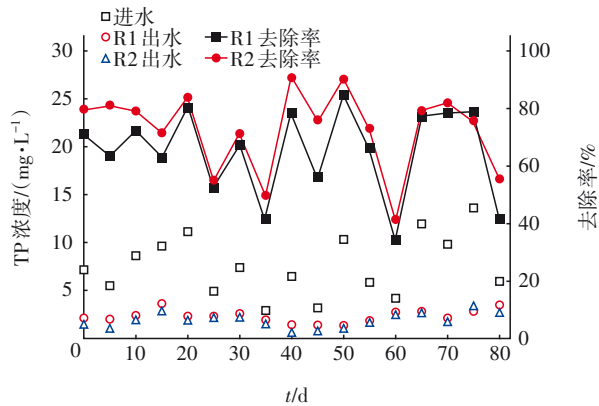


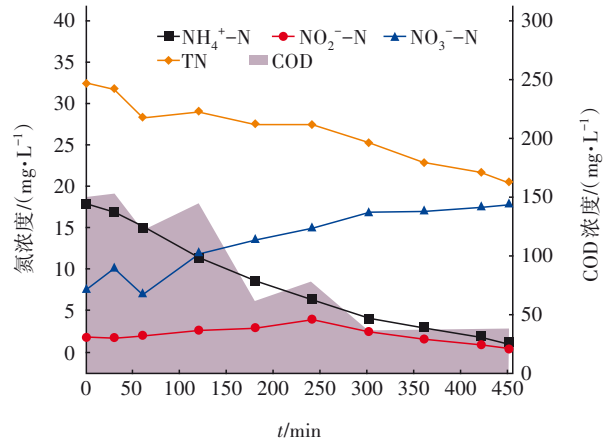
图4 进出水TP浓度的变化

Fig.4 Changes in TP concentration of influent and effluent

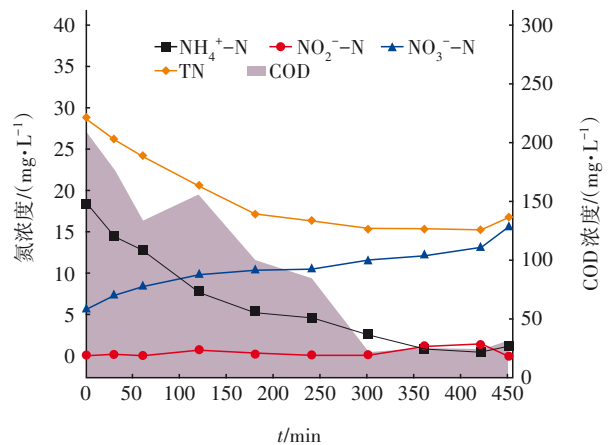
2.3 成熟颗粒污泥对氮的代谢动力学

接种预造粒颗粒污泥的R2跳过成粒过程,其中的异养菌、氨氧化菌和聚磷菌的功能和活性可快速被唤醒,因此在接种后的1~2 d内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和COD即可降到很低的水平。但反硝化细菌在颗粒污泥中的活化和富集需要约30 d,因此适应期间出水中的氮以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为主。为进一步解析污水处理过程不同形态氮的代谢过程,通过批次试验探究R1和R2中氮的降解和转化过程,结果见图5。R1和R2中初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度分别为17.8和18.3 mg/L,其中R1中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在450 min时降低至0.96 mg/L,而R2中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度则在360 min时就降低至0.92 mg/L,预造粒颗粒污泥展现出更强的氨氧化速率。但本研究中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解速度远低于氯化铵配水的,这是由于原水中含有大量的有机氮, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的氧化过程也伴随着有机氮的氨化。此外,R1和R2中的初始 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度分别为7.64和5.74 mg/L,在450 min时分别达到17.9和15.7 mg/L。批次试验进一步验证了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的积累是导致出水TN较高的主要原因。在初始时刻R1和R2中TIN占TN的比

例分别为90.1%和83.8%,反应450 min后分别达到93.9%和99.9%,表明接种预造粒颗粒污泥的体系对原水中有机氮的降解能力更强。



a. R1



b. R2

图5 批次试验中不同形态氮的降解过程

Fig.5 Degradation process of different nitrogen species in batch test

2.4 接种预造粒颗粒污泥后的形貌特征变化

借助光学显微镜观察接种后颗粒污泥在不同阶段的形态和特征,结果见图6。在初始R1中的污泥主要由松散的絮状污泥组成,而在R2中则观察到轮廓清晰、致密的颗粒状污泥。第30天时,在R1和R2中都观察到了相对稳定的黄褐色颗粒污泥。在R1中AGS呈杆状结构,而在R2中接种的颗粒污泥转化为AGS。

为了进一步研究AGS的内部结构,对第60天的AGS样品进行冷冻切片,然后利用SEM进行表征分析,结果见图7。在80倍放大率下,AGS内部结构相对致密。进一步观察放大到2 000倍的AGS,可以

发现两个反应器中 AGS 的内部结构存在显著差异: 在 R1 中 AGS 的横截面上观察到大量的杆菌和球菌, 表明微生物在选择性压力下不断聚集, 颗粒的内部结构主要由生物聚集体组成; 相比之下, R2 中 AGS 的内部结构呈现多孔形态, 空隙中可见附着的微生物。脱水污泥中的无机物可作为框架或载体, 为微生物提供附着位点。

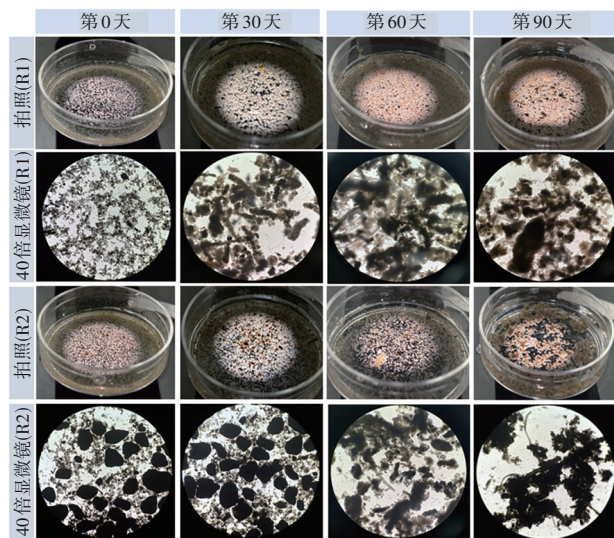


图6 不同阶段 AGS 的照片和光学显微镜图像

Fig.6 Photos and optical microscope pictures of AGS

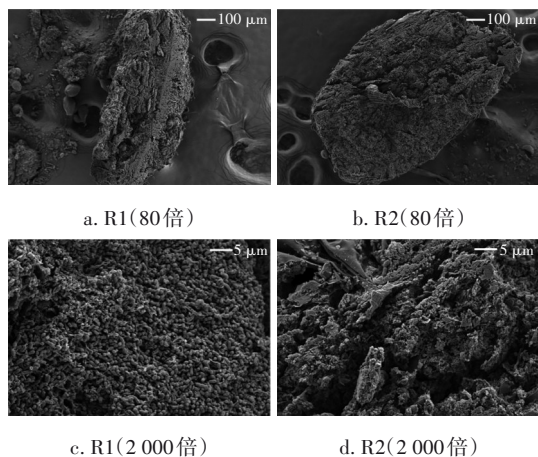


图7 第60天时 AGS 的 SEM 图像

Fig.7 SEM images of AGS at day 60

在第60天时,对两个反应器中 AGS 的元素进行了测定, R1 中 AGS 的 C、N、O、Na、Mg、Al、Si、P、Ca、Fe 质量分数分别为 65.00%、4.73%、26.74%、0.45%、0.45%、0.04%、2.10%、0.16% 和 0.33%, R2 中 AGS 的分别为 58.19%、4.55%、28.32%、0.59%、0.40%、0.30%、0.71%、2.44%、0.54% 和

3.96%。R1 和 R2 中 AGS 的 C、N 和 O 总含量分别为 96.47% 和 91.06%, 而相应的 Al、Ca 和 Fe 总含量分别为 0.49% 和 4.80%。其中, R2 中铁的含量是 R1 的 12 倍, 这表明铁在颗粒污泥的造粒和稳定化过程中起着至关重要的作用。这一现象是由于在污泥脱水过程中使用了 FeCl_3 作为混凝剂, 因此与自然造粒的 AGS 相比, 脱水污泥制备的颗粒污泥中铁的含量明显更高。铁及其与其他物质的复合物为颗粒污泥提供了骨架结构和载体。应用铁基材料增强 AGS 造粒的相关研究表明, 铁元素可形成核心, 从而增强微生物富集, 同时还能刺激微生物分泌 EPS, 强化生物聚集^[17-18]。

2.5 微生物群落的演变

为了进一步明晰污泥接种后微生物群落的组成和演变, 在第 0、30 和 60 天对 R1 和 R2 进行了高通量测序。样本的覆盖率均超过 99.7%, 表明序列库有效地捕捉到了微生物的多样性。 *Pseudomonas* 为两组反应器中相对丰度最高的群落 (见图 8), 该菌门具有很高的脱氮性能^[19]。在 D0、D30 和 D60, R1 中 *Pseudomonas* 的相对丰度逐渐升高, 分别为 35.5%、38.1% 和 44.6%; R2 中的 *Pseudomonas* 相对丰度则不断降低, 分别为 44.8%、41.6% 和 36.8%。由于本研究提供了充足的曝气时间, 因此 R1 和 R2 中的氨氧化效率并未呈现较大差异。 *Bacteroidota* 是相对丰度仅次于 *Pseudomonas* 的微生物门类, 该菌门具有 EPS 分泌功能, 涉及复杂有机物的降解^[20]。在 D0、D30 和 D60, R1 中 *Bacteroidota* 的相对丰度分别达到 15.7%、10.94% 和 12.84%, 而 R2 分别为 19.07%、12.03% 和 7.28%。在接种阶段 R2 中 *Bacteroidota* 的相对丰度高于 R1, 这说明污泥脱水过程强化了此类微生物的富集。 *Actinomycetota* 具有固氮功能, 且有助于去除难降解的有机化合物。 R2 中 *Actinomycetota* 的相对丰度在接种期和稳定期分别达到 11.24% 和 9.78%, 略高于 R1 的 5.87% 和 8.44%, 这进一步证实了 R2 中氮代谢效率更优异的原因。 *Chloroflexota* 为市政污水厂中主要的特征菌门, 能够为 AGS 的形成提供骨架结构, 并具有脱氮功能。在初始阶段 (D0), R1 中 *Chloroflexota* 的相对丰度达到 9.93%, 显著高于 R2 的 0.89%; 而在稳定阶段 (D60), R1 和 R2 中 *Chloroflexota* 的相对丰度分别为 3.88% 和 4.18%, R1 接种的絮体污泥需要此类微生物提供骨架结构成粒, 因此初始时 R1 中的

Chloroflexota 相对丰度更高,而R2中接种的预造粒颗粒污泥本身可以作为载体跳过成粒。*Myxococcota*、*Actinobacteriota* 和 *Nitrospirota* 与氮代谢效率密切相关。在D0、D30和D60,R1中三种微生物的相对丰度之和分别为8.44%、6.99%和7.02%,R2的为4.89%、12.86%和11.08%。在0~30 d,R1中污泥逐渐自然成粒,R2中接种的颗粒污泥处于适应阶段,R1中的 *Myxococcota*、*Actinobacteriota* 和 *Nitrospirota* 菌门丰度降低,R2中三种菌门丰度升高。而在30 d后,R1和R2中AGS逐步形成且处于适应状态,三种功能菌丰度不再发生明显变化,且R2中检出的 *Myxococcota*、*Actinobacteriota* 和 *Nitrospirota* 菌门丰度高于R1,这与R2展现出更好的脱氮效率相印证。

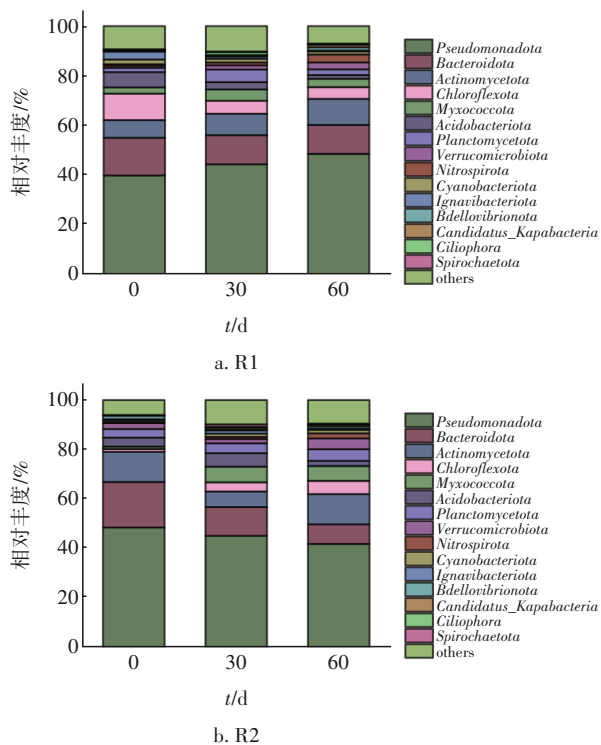


图8 不同阶段AGS中微生物在门水平的丰度分布

Fig.8 Abundance of microbial at phylum level at different stages of AGS

进一步分析相对丰度>2%的属水平微生物群落组成,结果如图9所示。R1中检出的菌属主要有 *Nitrosomonas*、*Chloracidobacterium*、*Caldilinea*、*Flavobacterium*、*Ferruginibacter*、*Nitrospira*、*Candidatus_Competibacter*、*Rubrivivax*、*Candidatus_Promineifilum* 和 *Ignavibacterium* 等10种,而R2中还检出了 *Thermomonas*、*Acidovorax*、*Nannocystis*、*Pseudomonas*、*Ottowia*、*Dokdonella*、*Sorangium* 和 *Polyangium*。

在R1中, *Chloracidobacterium*、*Ferruginibacter*、*Candidatus_Promineifilum* 和 *Ignavibacterium* 的相对丰度显著降低,总和由初始的13.40%降至第60天的2.32%。这表明在AGS严格的选择压(如短沉淀时间、强水力剪切)条件下,这些菌属(可能因其较弱的沉降性能、对高溶解氧/强剪切力的敏感性,或作为非核心功能菌)被逐步淘汰出系统。相对地, *Nitrosomonas*(发挥氨氧化功能)、*Flavobacterium*(能够高效降解有机物)、*Nitrospira*(发挥硝化功能)和 *Rubrivivax*(难降解有机物的降解)的相对丰度显著增加,其相对丰度之和由D0的2.62%跃升至D60的14.51%。此变化清晰表明在AGS的形成过程中富集了核心功能微生物:氨氧化菌(*Nitrosomonas*)和亚硝酸盐氧化/全程氨氧化菌(*Nitrospira*)共同驱动高效硝化;*Flavobacterium* 和 *Rubrivivax* 则强化了对溶解性及潜在难降解有机污染物的去除能力。

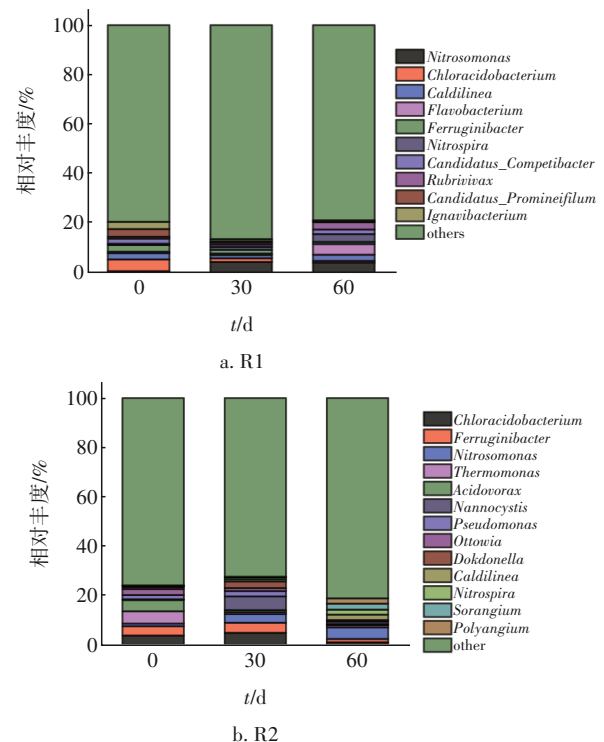


图9 不同阶段AGS中微生物在属水平的丰度分布

Fig.9 Abundance of microbial at genus level at different stages of AGS

在R2中, *Thermomonas*、*Acidovorax*、*Pseudomonas* 和 *Ottowia* 的相对丰度均随运行时间降低。例如, *Thermomonas* 从D0的4.98%降至D60的0.87%。这强烈提示上述存在于接种污泥中的兼性/异养菌属(特别是 *Thermomonas* 和 *Pseudomonas* 可能形成较松

散的絮体结构),在AGS反应器的曝气冲刷和严格沉淀选择下,未能有效附着或形成致密颗粒,成为被洗脱的主要对象。相对地,*Chloracidobacterium*、*Ferruginibacter*、*Nitrosomonas*、*Caldilinea*、*Nitrospira* (Comammox/NOB)、*Sorangium* 和 *Polyangium* (黏细菌,强大的复杂有机物降解能力)的相对丰度则显著上升。具有强大胞外酶分泌能力的脱氮功能菌和复杂底物降解潜力的黏细菌以及 *Ferruginibacter*、*Chloracidobacterium* 均在R2中富集,这意味着R2中的AGS具有更好的稳定性以及能够更高效地去除难降解有机物(如工业废水中可能存在的聚合物、烃类等)。此外,在两种成粒方式下,核心脱氮功能菌属 *Nitrosomonas* (AOB) 和 *Nitrospira* (Comammox/NOB)的相对丰度均显著增加。

3 结论

① 脱水污泥能够用于制备接种颗粒污泥,进而强化AGS系统的启动速度。相比于R1中自然培养形成的AGS,接种颗粒污泥的R2可直接跳过成粒步骤,快速形成沉降性能优异、结构密实的AGS。

② 在R2中颗粒污泥接种后会经历30 d左右的适应期,然后步入稳定期。在稳定期(35~80 d),AGS的平均SVI达到 (28.36 ± 6.6) mL/g,对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN和TP的平均去除率分别达到 $(94.86 \pm 2.53)\%$ 、 $(97.58 \pm 3.99)\%$ 、 $(51.16 \pm 10.88)\%$ 和 $(71.24 \pm 16.85)\%$ 。

③ 预造粒AGS中铁元素的含量是自然成粒AGS中的12倍,并均匀分布在AGS内部。铁离子及其与其他物质所形成的络合物为颗粒污泥提供骨架结构并具有载体功能。

④ 由脱水污泥制备的颗粒污泥有助于富集具有氮代谢功能的微生物(*Myxococcota*、*Actinobacteriota*和*Nitrospirota*),稳定期R1和R2中三种菌的丰度之和分别为7.02%和11.08%。

⑤ 预造粒接种在强化AGS系统快速启动方面展现出巨大应用前景,但在面对有机氮占比过高且有机碳组分复杂的工业园区废水处理时,建议增加缺氧段或基于氮和COD浓度精准投加碳源或调整曝气策略,以强化AGS的脱氮和除磷效果。

参考文献:

[1] 李轩杰,王文明,张芷琪,等. 好氧颗粒污泥快速成粒的影响因素及在连续流反应器研究进展[J]. 应用化

工, 2024, 53(6): 1372-1376,1397.

LI Xuanjie, WANG Wenming, ZHANG Zhiqi, et al. Factors affecting rapid granulation of aerobic granular sludge and research process in continuous flow reactors [J]. Applied Chemical Industry, 2024, 53(6): 1372-1376,1397 (in Chinese).

[2] 刘志生,李德超,张丰麒,等. 连续流好氧颗粒污泥的研究进展[J]. 吉林师范大学学报(自然科学版), 2024, 45(3): 99-104.

LIU Zhisheng, LI Dechao, ZHANG Fengqi, et al. Research progress of continuous flow aerobic granular sludge [J]. Journal of Jilin Normal University (Natural Science Edition), 2024, 45(3): 99-104 (in Chinese).

[3] 汤皓婷,隆静,蒋宽胜,等. 好氧颗粒污泥失稳机理及改善策略之研究进展[J]. 环境工程, 2023, 41(9): 96-106.

TANG Haoting, LONG Jing, JIANG Kuansheng, et al. Research progress on instability mechanisms and improvement strategies of aerobic granular sludge [J]. Environmental Engineering, 2023, 41(9): 96-106 (in Chinese).

[4] 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).

[5] HUANG J, LI J, HAN X, et al. Aerobic granular sludge enhances start-up and granulation in single-stage partial nitrification anammox granular sludge systems: performance, mechanism, and shifts in bacterial communities [J]. Bioresource Technology, 2025, 416: 131760.

[6] 龙焙,程媛媛,赵钰,等. 培养过程中投加部分好氧颗粒对颗粒化的影响[J]. 中国给水排水, 2017, 33(15): 13-19.

LONG Bei, CHENG Yuanyuan, ZHAO Jue, et al. Impact of inoculating with part of mature aerobic granule on aerobic granulation during cultivation [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(15): 13-19 (in Chinese).

[7] 王健,陆辉,尤志磊,等. 基于成球剂的AAO-好氧颗粒污泥工艺生产性试验[J]. 中国给水排水, 2025, 41(13): 100-105.

WANG Jian, LU Hui, YOU Zhilei, et al. Productive

- experiment study on aerobic granular sludge process based on pelletizing agent for AAO transformation [J]. *China Water & Wastewater*, 2025, 41(13): 100-105 (in Chinese).
- [8] 郭彦峰,张弛,孔鑫,等. 碳化强度对市政污泥脱水性能及理化性质的影响[J]. *中国给水排水*, 2024, 40(19): 81-86.
- GUO Yanfeng, ZHANG Chi, KONG Xin, *et al.* Effect of carbonization intensity on dewatering performance and physicochemical properties of municipal sludge [J]. *China Water & Wastewater*, 2024, 40(19): 81-86 (in Chinese).
- [9] WANG L, ZHAN H H, WU G, *et al.* Effect of operational strategies on the rapid start-up of nitrogen removal aerobic granular system with dewatered sludge as inoculant [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 315: 123816.
- [10] WANG L, ZHAN H H, WANG Q Q, *et al.* Enhanced aerobic granulation by inoculating dewatered activated sludge under short settling time in a sequencing batch reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 286: 121386.
- [11] LI H P, XIE L, ZHOU B Q, *et al.* Insightful evaluation and validation of the performance and structural characteristics of pre-granulated aerobic granular sludge [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, 13: 116523.
- [12] LI H P, XIE L, ZHOU B Q, *et al.* Machine learning-assisted prediction and identification of key factors affecting nitrogen metabolism for aerobic granular sludge [J]. *Environmental Research*, 2025, 273: 121158.
- [13] 赵敏娟,李雨季,王佳彤,等. 好氧颗粒污泥处理低C/N生活污水的新策略探究[J]. *水处理技术*, 2021, 47(12): 112-115, 119.
- ZHAO Minjuan, LI Yuji, WANG Jiatong, *et al.* Study on the new strategy of aerobic granular sludge treatment of low C/N domestic sewage [J]. *Technology of Water Treatment*, 2021, 47(12): 112-115, 119 (in Chinese).
- [14] 赵锡锋,李兴强,李军. 好氧颗粒污泥技术中试研究及应用进展[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(8): 30-37.
- ZHAO Xifeng, LI Xingqiang, LI Jun. A review on pilot-scale study and application progress of the aerobic granular sludge technology [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(8): 30-37 (in Chinese).
- [15] 靳宇,张秋华,胡腾辉,等. 不同粒径曲霉-好氧颗粒污泥的微环境对脱氮除磷能力影响[J]. *环境工程学报*, 2024, 18(1): 169-180.
- JIN Yu, ZHANG Qiuhua, HU Tenghui, *et al.* Effects of different size aspergillus-aerobic granular sludge microenvironment on nitrogen and phosphorus removal capacity [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2024, 18(1): 169-180 (in Chinese).
- [16] 尹航,刘畅,高辉,等. 不同好/厌氧区容积负荷对生物膜/颗粒污泥耦合工艺脱氮除磷的影响[J]. *环境科学*, 2014, 35(5): 1866-1870.
- YIN Hang, LIU Chang, GAO Hui, *et al.* Effect of different volume loading of aerobic/anaerobic zone on nitrogen and phosphorus removal by biofilm and granular sludge coupling process [J]. *Environmental Science*, 2014, 35(5): 1866-1870 (in Chinese).
- [17] 张梦,徐梅,杜歌力,等. 铁碳微电解填料对好氧污泥颗粒化的强化作用[J]. *中国给水排水*, 2022, 38(11): 62-67.
- ZHANG Meng, XU Mei, DU Geli, *et al.* Fe/C micro-electrolysis filler for enhancement of aerobic sludge granulation [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38(11): 62-67 (in Chinese).
- [18] 张琪,何希桢,胡锋平. 基于复合铁碳材料的好氧颗粒污泥培养及脱氮研究[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(17): 79-84.
- ZHANG Qi, HE Xizhen, HU Fengping. Cultivation of aerobic granular sludge based on iron-carbon composites and its denitrification efficiency [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(17): 79-84 (in Chinese).
- [19] LU Y Y, LI J J, WANG K Y, *et al.* Revealing the responses of sludge characteristics and microbial metabolic pathways to polyvinyl chloride microplastics in an AnSBR-ASBR system [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, 13: 115517.
- [20] ZHANG B, XU X Y, ZHU L. Structure and function of the microbial consortia of activated sludge in typical municipal wastewater treatment plants in winter [J]. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 17930.

作者简介:李亚仙(1992-),女,甘肃兰州人,硕士,工程师,主要研究方向为污水处理工艺及管网运行、水中污染物的液相色谱质谱检测。

E-mail:preelyx@163.com

收稿日期:2025-07-09

修回日期:2025-08-06

(编辑:李德强)