

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2026.04.018

陈淞, 王凯军, 付香云, 等. 统一构型连续流好氧颗粒污泥系统的颗粒化机制与运行表现 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2026, 48(4): 255-269.

统一构型连续流好氧颗粒污泥系统的 颗粒化机制与运行表现

陈淞^{1,2}, 王凯军¹, 付香云¹, 余诚¹

- 清华大学 环境学院/环境模拟与污染控制国家重点实验室, 北京 100084;
- 北京博汇特环保科技股份有限公司, 北京 100000

摘要: 针对连续流好氧颗粒污泥 (Aerobic Granular Sludge, AGS) 启动慢、稳定性差的瓶颈问题, 本研究构建了两套配备三相分离器的升流式连续流反应器, 通过设置仅具水力剪切力的对照组 (R1) 和耦合“丰盛-饥饿”条件的试验组 (R2), 系统探讨了连续流条件下 AGS 的颗粒化机理及运行性能。结果表明: R2 虽然在颗粒化初期进程较 R1 缓慢, 但最终形成了结构更成熟、性质更稳定的 AGS, 平均粒径达 0.68 mm, 颗粒化比例为 83.4%。在稳定性方面, R1 因缺乏有效的代谢选择压力, 在运行后期诱发严重的丝状菌膨胀 (SVI₃₀ 最高达 302.6 mL/g); 而 R2 通过前置厌氧反应区形成的“丰盛-饥饿”策略, 有效抑制了丝状菌的过度生长, SVI₃₀ 始终稳定在 50.5 mL/g 左右。胞外聚合物分析发现, R2 中多糖的持续积累及类腐殖酸物质的富集是维持颗粒结构稳态的关键。污染物去除方面, R2 表现出显著优于 R1 的脱氮除磷能力, TN 和 PO₄³⁻-P 平均去除率分别达到 86.0% 和 75.0%。微生物测序证实, R2 显著富集了聚磷菌及慢速生长菌群。本研究证实, 在连续流体系中通过功能分区构建“丰盛-饥饿”环境是实现 AGS 长期稳定运行的核心驱动力。

关键词: 好氧颗粒污泥; 连续流反应器; “丰盛-饥饿”;
丝状菌抑制

中图分类号: X703

文献标识码: A

开放科学(资源服务)标识码(OSID):

文章编号: 1673-9868(2026)04-0255-15



Granulation Mechanisms and Operational Performance of a Unified-Configuration Continuous-Flow Aerobic Granular Sludge System

CHEN Song^{1,2}, WANG Kaijun¹, FU Xiangyun¹, YU Cheng¹

- School of Environment, Tsinghua University/State Key Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, Beijing 100084, China;
- Beijing BHT Environmental Protection Technology Co., Ltd., Beijing 100000, China

收稿日期: 2026-02-07

基金项目: 京津冀环境综合治理国家科技重大专项(2025ZD1206600)。

作者简介: 陈淞, 硕士, 主要从事连续流好氧颗粒污泥的研究与应用研究。

通信作者: 余诚, 博士, 助理研究员。

Abstract: To address the bottlenecks of slow start-up and poor stability of aerobic granular sludge (AGS) under continuous-flow operation, two upflow continuous-flow reactors equipped with three-phase separators were constructed in this study. A control reactor (R1) providing only hydrodynamic shear and a test reactor (R2) operated under coupled feast-famine conditions were used to systematically investigate the granulation mechanism and operational performance of AGS under continuous-flow conditions. The results showed that although AGS granulation in R2 proceeded more slowly than in R1 at the initial stage, R2 eventually developed more mature and stable granules with an average particle size of 0.68 mm and a granule fraction of 83.4%. In terms of stability, the lack of effective metabolic selection pressure in R1 led to severe filamentous bulking in the later phase of operation, with the 30-min sludge volume index (SVI_{30}) reaching 302.6 mL/g. In contrast, the feast-famine regime established by a pre-anaerobic compartment in R2 effectively suppressed the overgrowth of filamentous bacteria, maintaining SVI_{30} at approximately 50.5 mL/g. Analysis of extracellular polymeric substances revealed that the sustained accumulation of polysaccharides and the enrichment of humic-like substances in R2 were key to maintaining the structural homeostasis of the granules. With respect to pollutant removal, R2 exhibited markedly better nitrogen and phosphorus removal performance than R1, with average removal efficiencies of 86.0% for TN and 75.0% for PO_4^{3-} -P. Microbial community sequencing confirmed that R2 was significantly enriched in polyphosphate-accumulating organisms and slow-growing microbial populations. This study demonstrates that creating a feast-famine environment through functional compartmentalization in continuous-flow systems is a key driving force for achieving long-term stable operation of AGS.

Key words: aerobic granular sludge; continuous-flow reactor; feast-famine; filamentous bacteria suppression

连续流好氧颗粒污泥(Aerobic Granular Sludge, AGS)是由微生物自聚集形成的致密颗粒状活性污泥^[1],具有沉降性能优异、生物量高以及在颗粒内部形成多级氧梯度、从而实现同步脱氮除磷等特点^[2]。相较传统活性污泥工艺,AGS工艺可显著降低占地、运行能耗及碳排放,被誉为下一代污水处理技术^[3]。尽管AGS技术在过去20余年中已在百余个序批式反应器(Sequencing Batch Reactor, SBR)污水处理厂实现工程应用,但现有城镇污水处理厂以连续流模式为主,连续流体系中AGS的快速启动与长期维持仍相对不足,成为制约该技术进一步推广的关键瓶颈^[4-7]。因此,亟需阐明连续流条件下污泥颗粒化的主导驱动因素,并据此开发结构简洁、运行友好且具工程适配性的反应器构型,为AGS在连续流污水处理系统中的应用奠定基础。

在SBR体系中,污泥颗粒化机理已得到较为系统的研究。其中,代尔夫特理工大学研究团队提出的“丰盛-饥饿”理论被广泛接受^[8],并为AGS-SBR(如Nereda工艺)的工程化提供了重要理论支撑^[9]。在典型AGS-SBR周期中,在厌氧阶段通过底部的布水装置实现向上流动的精密布水,实现间歇进水的同时顶水排水,待进水阶段结束后依次进入曝气和沉淀阶段,从而创造颗粒化的3个关键因素:①在时间尺度上形成清晰的基质供给与消耗过程,进水阶段可降解基质相对充足,随后曝气阶段基质匮乏,从而形成“丰盛-饥饿”的交替环境;②曝气引入的水力剪切力促进污泥颗粒化及形貌稳定;③较短的沉淀时间选择性淘汰沉降性能差的絮状污泥。上述“丰盛-饥饿+水力剪切+沉降选择”三要素的耦合,被认为是AGS在SBR中形成与维持的核心机制^[10-12]。

针对连续流条件下缺乏典型的“短沉降-排泥”水力选择与“脉冲进水”所形成的周期性“丰盛-饥饿”,已有研究提出通过推流化/多级连续搅拌釜式反应器(Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR)串联形成沿

程底物梯度、设置外置或内置选择器(基于沉降速度或颗粒粒径)以及与膜分离等单元耦合来强化选择压力,从而实现连续流颗粒化^[3, 13-14]。例如, Sun 等^[13]在近似推流反应器中发现,沿程形成的“丰盛-饥饿”底物剖面可驱动污泥形态与沉降性在空间尺度上快速演化,其中充分的饥饿区对颗粒结构“固化”与稳定性提升至关重要。此外,模型研究也表明,沉降/塞流进水引起的反应器高度与流向浓度梯度,会显著影响聚磷菌(Phosphorus Accumulating Organisms, PAOs)/聚糖菌(Glycogen-Accumulating Organisms, GAOs)等储存菌的选择及最终出水品质^[15],提示连续流系统中应更加关注底物“分配”与“梯度”而不仅是总体负荷。在前期全尺度研究中,已在连续流曝气池内通过内部隔板构建“微好氧-好氧”分区并强化底物与溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)梯度,实现活性污泥向连续流 AGS 的升级改造,并讨论了选择压力对颗粒形成与丝状菌控制的作用^[16]。但受全尺度系统受进水波动、复杂回流与多过程耦合影响,难以进一步分离“代谢选择压力”与“水力剪切/分离构件”对颗粒稳定性的相对贡献。

值得注意的是,厌氧颗粒污泥系统同样表现出与 AGS 相似的规律。以升流式厌氧污泥床(Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)为代表,其通常采用连续或间歇进出水,依靠产气搅动与上升流速提供剪切环境,并通过顶部三相分离器实现“气-液-固”分离与污泥截留,从而有利于颗粒污泥的富集与稳定^[17-18]。若将 SBR 的柱式反应器构型与 UASB 的三相分离器设计进行耦合,有望构建一种构型更为紧凑、固液分离能力更强、适配连续流运行的新型颗粒污泥反应器。两类体系的关键差异之一在于 AGS-SBR 依托间歇进水与周期曝气在时间尺度上形成显著的“丰盛-饥饿”交替,而典型 UASB 在连续供给条件下通常缺乏明确的“丰盛-饥饿”分段;因此,在连续流反应器中如何构建“丰盛-饥饿”环境是实现好氧颗粒化的重要科学与工程问题。

基于此,本研究提出“统一构型”连续流反应器,带顶部三相分离器的柱式升流反应器为标准化模块,在保持主体几何与固液分离构件一致的前提下,通过功能分区(如前置厌氧选择区)构建空间尺度的代谢选择环境,设置“有/无丰盛-饥饿”条件两种运行模式,对比分析污泥颗粒化过程中的形貌演变、沉降性能、胞外聚合物(Extracellular Polymeric Substances, EPS)特征、污染物去除性能及微生物群落结构变化,旨在揭示连续流条件下污泥颗粒化的关键驱动机制,为连续流 AGS 反应器的优化设计与工程应用提供试验依据。

1 材料与方 法

1.1 试验装置与运行条件

试验在两套圆柱形有机玻璃反应器中开展(图 1),分别为对照组 R1 和试验组 R2。

R1 为顶部设置三相分离器的升流式好氧反应器,高度 1 000 mm,内径 80 mm,有效体积 5.4 L。反应器采用连续进出水与连续曝气方式运行,进水由底部进入,出水经顶部三相分离器排出。曝气量控制为 0.3 L/min,溶解氧维持在 3 mg/L 以上。连续曝气条件下,反应器内混合充分,缺乏显著的基质浓度梯度,无法形成“丰盛-饥饿”条件。因此,污泥颗粒化主要受进水与曝气引起的水力剪切力驱动。

R2 在与 R1 相同的升流式好氧反应区前端设置厌氧反应区,形成“厌氧-好氧”串联系统。厌氧反应区高度 700 mm,内径 70 mm,有效容积 2.7 L;进水由底部进入,并通过低速机械搅拌(100 rpm)维持均匀混合,DO 维持在 0.2 mg/L 以下。好氧反应区的结构与运行条件与 R1 一致。厌氧反应区中部与顶部分别通过管道与好氧反应区的底部与中部连通,以实现两区间泥水交换。为降低机械泵对颗粒结构的潜在破坏风险,好氧区中部至厌氧区顶部的连通管道采用气提方式驱动,厌氧区中部至好氧区底部的连通通道则依靠压差实现流动。尽管两反应区均处于相对均匀的混合状态,但进水自厌氧区底部进入并经厌氧吸收后再进入好氧区,使得进入厌氧区的基质浓度相对高于好氧区主体,从而在系统内形成体积比为 1:2 的“丰盛-饥饿”运行条件。由此,R2 中污泥颗粒化过程受“丰盛-饥饿”条件与好氧区水力剪切力的协同作用。

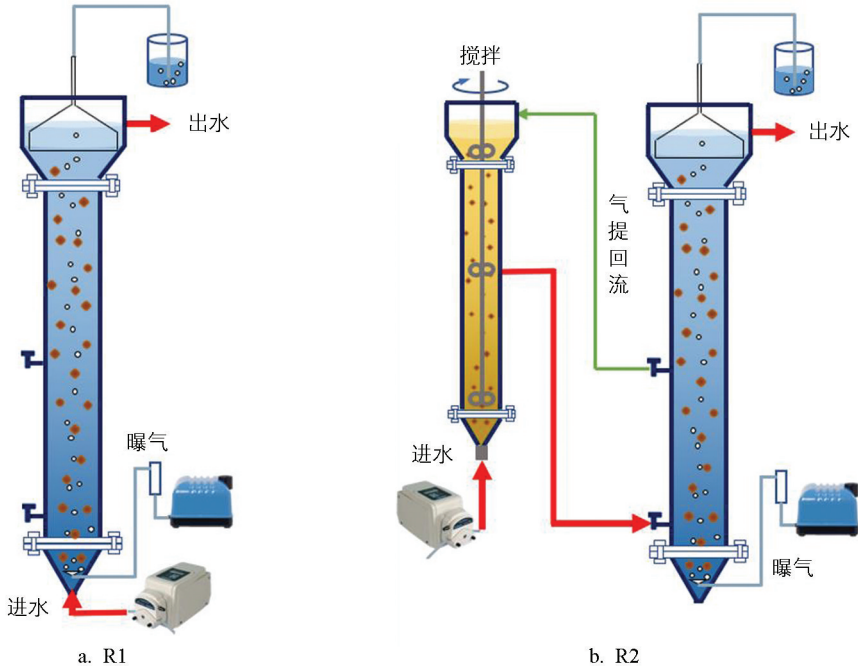


图 1 试验装置示意图

1.2 试验进水与接种污泥

进水采用人工配制。以乙酸钠为碳源,进水 COD 为 500~700 mg/L。R1 和 R2 的水力停留时间 (Hydraulic Retention Time, HRT) 保持一致,并由初始的 12 h 逐渐缩短为 6 h,对应有机容积负荷 (Organic Loading Rate, OLR) 为 1.0~2.8 kg/(m³·d)。以氯化铵为氮源,进水 NH₄⁺-N 浓度为 40 mg/L;以磷酸二氢钾与磷酸氢二钾为磷源,进水 PO₄³⁻-P 为 8 mg/L。以硫酸镁补充 Mg²⁺ (6 mg/L),以无水氯化钙补充 Ca²⁺ (20 mg/L)。其余微量元素参照相关文献^[19] 配制母液并按比例投加。

接种污泥取自北京市某市政污水处理厂曝气池。接种后初始污泥浓度为 4.7 g/L,污泥沉降性较好,SVI₃₀ 为 68.6 mL/g,平均粒径为 0.07 mm。试验期间不进行人为排泥。

1.3 分析指标与测定方法

1.3.1 水质指标

COD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 与 PO₄³⁻-P 等按《水和废水监测分析方法》(第四版)进行测定。总氮 (TN) 按 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 与 NO₃⁻-N 浓度之和计算。

1.3.2 AGS 形态与理化特征

采用数码相机与光学显微镜 (DM6B, Leica) 对污泥宏观形态及丝状菌生长情况进行日常观察。混合液悬浮固体浓度 (Mixed Liquid Suspended Solids, MLSS) 与挥发性悬浮固体浓度 (Mixed Liquor Volatile Suspended Solid, MLVSS) 依据标准方法分别使用烘箱干燥和马弗炉灼烧测定。SVI₃₀ 采用 1 L 量筒静置沉降法测定。污泥粒径分布采用激光粒度仪 (LS13320, Beckman) 测定。

1.3.3 EPS 特性分析

采用水解法提取污泥样品中 EPS,其主要成分为蛋白质 (Protein, PN) 和多糖 (Polysaccharide, PS)。PN 采用改良 Folin-Lowry 法测定^[20],以牛血清蛋白为标准;PS 采用蒽酮-硫酸法测定^[21],以葡萄糖作为标准。进一步采用荧光光谱仪 (L-2700, Hitachi) 对提取的 EPS 进行三维荧光 (3D-EEM) 扫描;激发波长 250~550 nm,发射波长 200~500 nm,步长 5 nm,扫描速度 30 000 nm/min,狭缝宽度 10 nm,响应时间自动匹配。水质以及粒径等指标均进行至少 3 次平行测定并取平均值。运行过程结果为连续取样的时间序列数据,用以表征系统在不同运行阶段的波动与趋势。

1.3.4 微生物群落分析

采集接种污泥及运行第 100 d 时 R1 与 R2 的污泥样品各 10 mL, 委托上海美吉生物医药科技有限公司完成 DNA 提取、PCR 扩增及高通量测序。测序数据通过美吉云平台进行处理与在线分析。

2 结果与分析

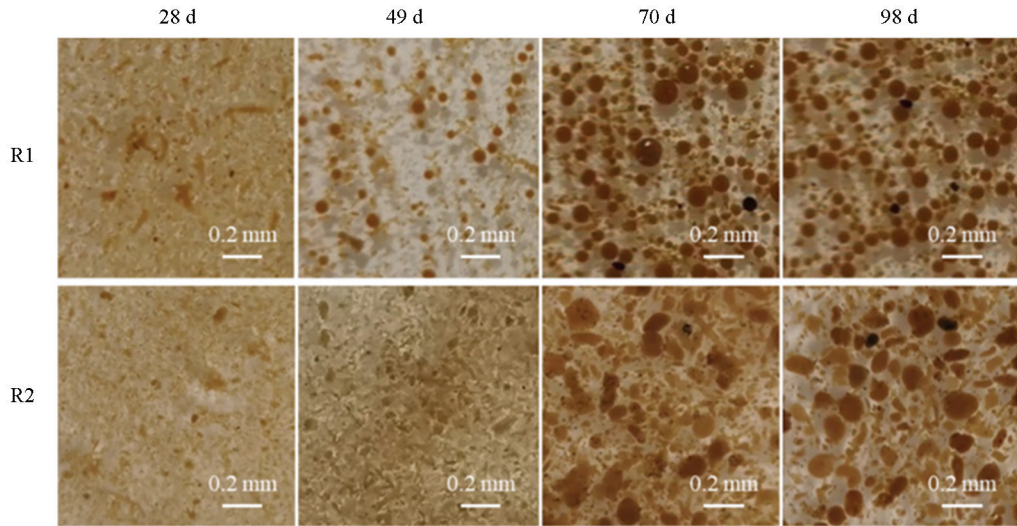
2.1 污泥形态与理化特征

污泥形态演变过程如图 2a 所示。接种污泥为黄褐色絮状污泥, 运行至第 28 d, R1 与 R2 均出现颗粒化迹象, 但两者演化过程存在差异。受水力剪切力作用的 R1 形成大量结构较为致密的条梭状污泥聚集体, 而叠加“丰盛-饥饿”条件的 R2 则主要表现为结构相对松散的微小污泥团聚体。运行至第 49 d, R1 中颗粒污泥进一步成熟, 出现形态较为规整的 AGS; 相比之下, R2 的颗粒化进程仍相对缓慢。运行至第 70 d, R1 基本完成颗粒化, 粒径较大的 AGS 占据主导; R2 亦开始出现粒径较大的 AGS, 但体系中仍保留较高比例的絮状污泥。运行至第 98 d, R2 的颗粒化过程基本完成, 絮状污泥占比显著降低。这一结果表明, 在水力剪切力基础上引进“丰盛-饥饿”条件呈现明显的阶段性特征, 整体颗粒化进程放缓。

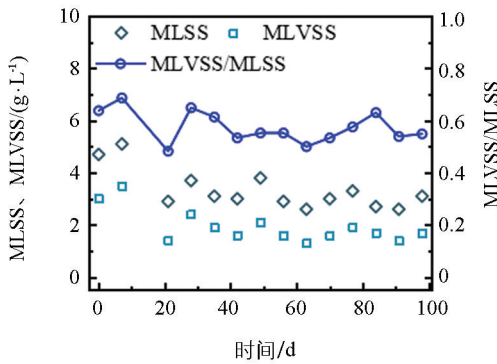
污泥浓度是表征 AGS 系统运行状态的重要指示参数之一, 其动态变化如图 2b 和图 2c 所示。两反应器初始 MLSS 均为 4.7 g/L。启动后第 7 d, R1 与 R2 的 MLSS 分别升至 5.1 g/L 和 4.8 g/L, 表明在连续进出水与持续曝气条件下, 三相分离器仍具有较好的污泥截留能力, 可在一定程度上抵消接种后因反应器构型及运行条件改变所引起的适应期污泥流失。运行至第 21 d, R1 与 R2 的 MLSS 分别降至 2.9 和 3.1 g/L, 说明尽管三相分离器具有一定持泥效果, 但仍不足以完全抵消沉降性能恶化导致的污泥流失。在随后运行阶段, R1 颗粒化进程较快, 但仍伴随一定程度的污泥流失, MLSS 维持在 (3.1 ± 0.4) g/L。相比之下, R2 颗粒化进程相对缓慢, 但其 MLSS 整体高于 R1, 试验全过程的平均 MLSS 为 (4.1 ± 0.9) g/L。这表明在“丰盛-饥饿”的协同作用下, 尽管颗粒化进程放缓, 早期形成结构较松散的团聚体, 但总体生物量仍具有更强的维持能力。随着颗粒化完成, 系统污泥浓度最终升至 6.1 g/L, 进一步体现了 AGS 工艺可维持高生物量的特征。

MLSS 表征体系内全部悬浮固体, 而 MLVSS 反映其中有机组分含量, 因此 MLVSS/MLSS 比值可用于指示污泥中无机组分的相对占比^[22]。R1 中 MLVSS/MLSS 由初始的 0.6 升至第 7 d 的 0.7 后, 整体稳定在 0.5~0.6; R2 则逐渐升高并稳定在 0.8。该结果表明 R1 中无机组分相对富集, 可能与沉降性能恶化导致的选择性流失有关。密度较小的有机絮体更易随出水被带出, 而密度较高的无机质, 如 CaCO_3 等, 更易在系统内累积, 从而降低 MLVSS/MLSS。相较之下, R2 在“丰盛-饥饿”的协同作用下更有利于有机生物量的持留, 使得体系有机组分占比更高。

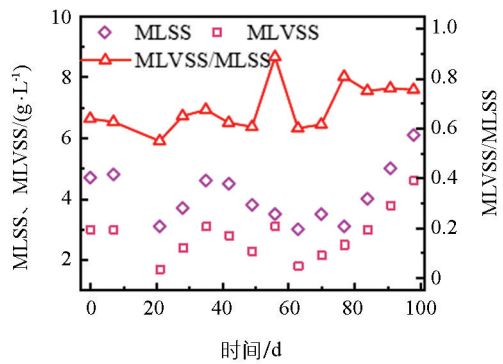
定期监测污泥体积指数(Sludge Volume Index, SVI_{30})以表征污泥沉降性能, 其变化如图 2d。系统运行初期, 在连续进出水及三相分离器的选择作用下, 沉降性能较差的絮状污泥优先流失, 两反应器污泥沉降性能差异不显著, R1 和 R2 的 SVI_{30} 由初始的 68.6 mL/g 分别降低至 42.3 mL/g 和 34.2 mL/g。然而, 随着反应器的运行, 两反应器污泥沉降性出现明显分化。R1 在运行期间多次发生污泥膨胀, 肉眼观察可见污泥呈疏松絮状、结构蓬松, 显微镜下可见丝状菌大量增殖, SVI_{30} 始终大于 100 mL/g, 最高升至 302.6 mL/g。这表明单纯依赖水力选择压力难以有效抑制沉降性能较差群体(如丝状菌)的富集。相比之下, R2 的 SVI_{30} 整体保持稳定, 平均值为 50.5 mL/g, 处于文献报道的颗粒污泥典型范围内。鉴于 R1 与 R2 在进水水质、曝气量等关键运行条件上保持一致, 上述差异主要归因于反应器构型与由此形成的选择压力不同。R2 在“丰盛-饥饿”运行策略下, 前置厌氧反应区可能发挥生物选择器作用, 抑制丝状菌的过度生长, 从而降低污泥膨胀风险; 而 R1 缺乏相应选择压力, 体系稳定性较弱, 运行过程中更易诱发丝状菌膨胀。



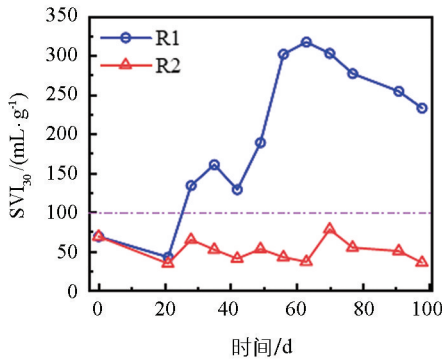
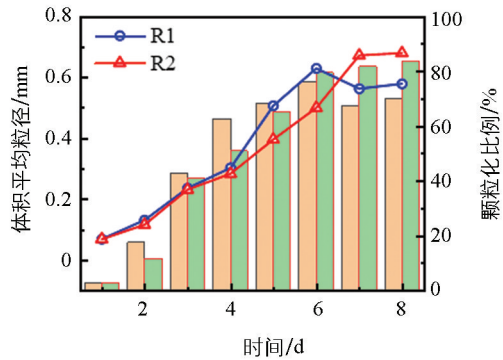
a. 污泥形貌变化



b. R1的MLSS、MLVSS及MLVSS/MLSS比值



c. R2的MLSS、MLVSS及MLVSS/MLSS比值

d. SVI_{30} 的变化

e. 平均粒径和颗粒化比例的变化

图 2 污泥形态演变过程

污泥粒径分布的演化见图 2e 所示。参照相关文献,以 0.2 mm 作为颗粒污泥的判定阈值^[23-24]。污泥体积平均粒径的变化过程可概括为启动期、增长期、稳定期 3 个阶段。对 R1 而言,0~35 d 内体积平均粒径由 0.068 mm 增至 0.24 mm,平均增速约 $4.8 \mu\text{m}/\text{d}$,颗粒化比例由初始 2.8% 增加至 42.7%,表明体系由絮体逐步向团聚体/初级颗粒形态转变;35~77 d 内粒径由 0.24 mm 进一步增至 0.63 mm,平均增速提高至 $9.4 \mu\text{m}/\text{d}$,颗粒化比例进一步增大至 75.9%,可视为颗粒快速成形并伴随结构致密化的关键阶段;进入 77~98 d,粒径在 0.58~0.63 mm 范围内波动,颗粒化比例亦趋于稳定(约 70.0%)。对 R2 而言,0~35 d 内粒径由 0.068 mm 增至 0.23 mm,平均增速约 $4.6 \mu\text{m}/\text{d}$,颗粒化比例由 2.8% 增加至 40.8%;随后在

35~91 d 内粒径持续增长,由 0.23 mm 增至 0.67 mm,平均增速约 $7.9 \mu\text{m}/\text{d}$,颗粒化比例进一步增大至 81.7%,表现为较为连续的颗粒长大与成熟推进;至 91~98 d,粒径稳定在 0.68 mm 附近,颗粒化稳定在 83.4%。由此可见,R1 在中前期表现出更快的粒径增长与颗粒化推进,然而在稳定阶段,R2 的平均粒径与颗粒化比例均更高,表明引入“丰盛-饥饿”选择压力更有利于获得更稳定且成熟度更高的颗粒污泥群体。

2.2 胞外聚合物的含量与组成

EPS 作为 AGS 的“结构骨架”,其含量及组分变化与颗粒形成速度、沉降性和抗冲击稳定性密切相关^[25]。图 3 展示了 R1 与 R2 反应器中 EPS 组分(PN 与 PS)及其比值随运行时间的演变特征。以 PN 与 PS 之和表征总 EPS 含量,试验组 R2 自启动后呈持续增长态势,EPS 由 0 d 的 $17.9 \text{ mg}/\text{g VSS}$ 逐步升至 49 d 的 $44.8 \text{ mg}/\text{g VSS}$,并在后期(70~98 d)稳定在 $47.8\sim 51.0 \text{ mg}/\text{g VSS}$ 。相比之下,对照组 R1 的 EPS 虽在前期有所上升,但于 70 d 达到峰值($44.0 \text{ mg}/\text{g VSS}$)后,至 98 d 回落至 $39.8 \text{ mg}/\text{g VSS}$,显示出后期稳定性的不足。

进一步分析组分贡献发现,两反应器 EPS 的差异主要源于 PS 的累积行为。R2 中 PN 在 49 d 达峰值($30.8 \text{ mg}/\text{g VSS}$)后略有波动,而 PS 则表现出强劲的持续增长($3.3 \text{ mg}/\text{g}\rightarrow 23.5 \text{ mg}/\text{g VSS}$),驱动了总 EPS 的稳步累积。反观 R1,尽管其 PN 随时间总体递增($14.6 \text{ mg}/\text{g}\rightarrow 28.2 \text{ mg}/\text{g VSS}$),但 PS 在 70 d 达峰后显著回落,导致总 EPS 量出现下滑。相应地,R2 的 PN/PS 值由 4.4 递减至 1.2,反映了 EPS 组成向多糖占优的转变;而 R1 的 PN/PS 值在下降至 1.6 后回升至 2.4,表明其 EPS 结构在运行后期发生了向蛋白占比回升的重构。这表明,设置“丰盛-饥饿”条件的 R2 更利于促进 PS 的持续分泌,增强了系统 EPS 含量的稳定性。

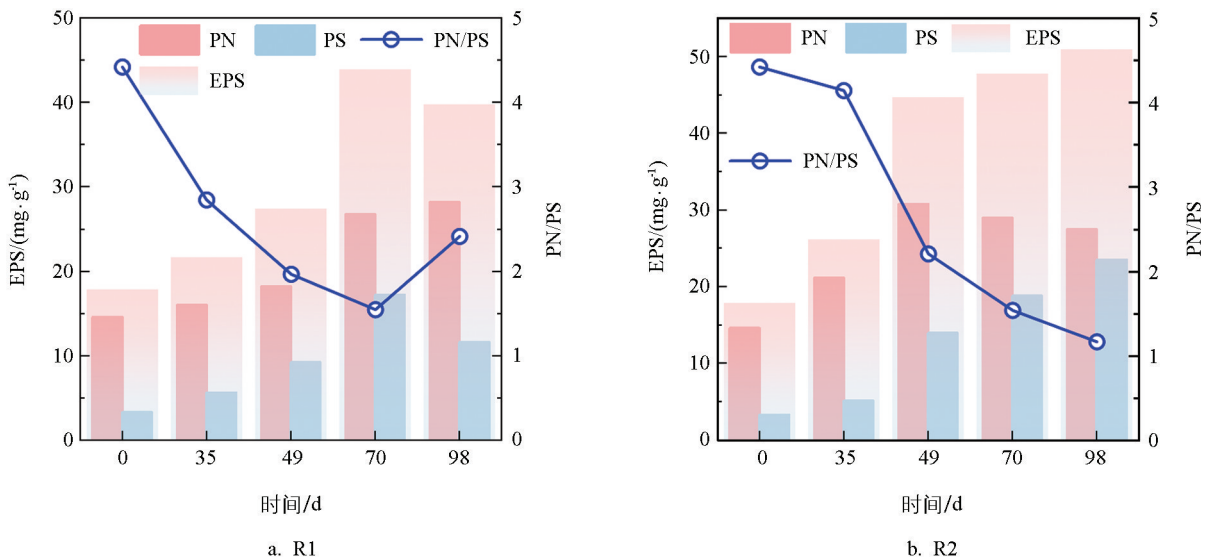


图 3 污泥 EPS 含量及组成变化

由图 4 可知,接种污泥及两组反应器样品均识别出 3 个典型特征峰:峰 A($E_x=220\sim 230 \text{ nm}$, $E_m=330\sim 350 \text{ nm}$,芳香族蛋白质)、峰 B($E_x=270\sim 280 \text{ nm}$, $E_m=320\sim 340 \text{ nm}$,类酪氨酸/色氨酸蛋白质)及峰 C($E_x=350\sim 360 \text{ nm}$, $E_m=440\sim 460 \text{ nm}$,类腐殖酸)^[26]。各组峰位基本一致,表明由絮状向颗粒化转变过程中,EPS 的核心化学成分保持稳定。进一步对比荧光强度(Fluorescence Intensity, FI)发现,在蛋白质区域,R2 的 FI 值明显低于 R1。与此同时,R2 在类腐殖酸区域(峰 C)表现出更强的荧光响应。

2.3 污染物去除性能

图 5 展示了 R1 与 R2 在长期运行期间进出水 COD 浓度及去除率的变化。为促进污泥颗粒化,逐渐提高 OLR。在前 35 d,进水 COD 保持在 $(500\pm 50) \text{ mg}/\text{L}$,35 d 后提升至 $(700\pm 50) \text{ mg}/\text{L}$ 。结果显示,经过

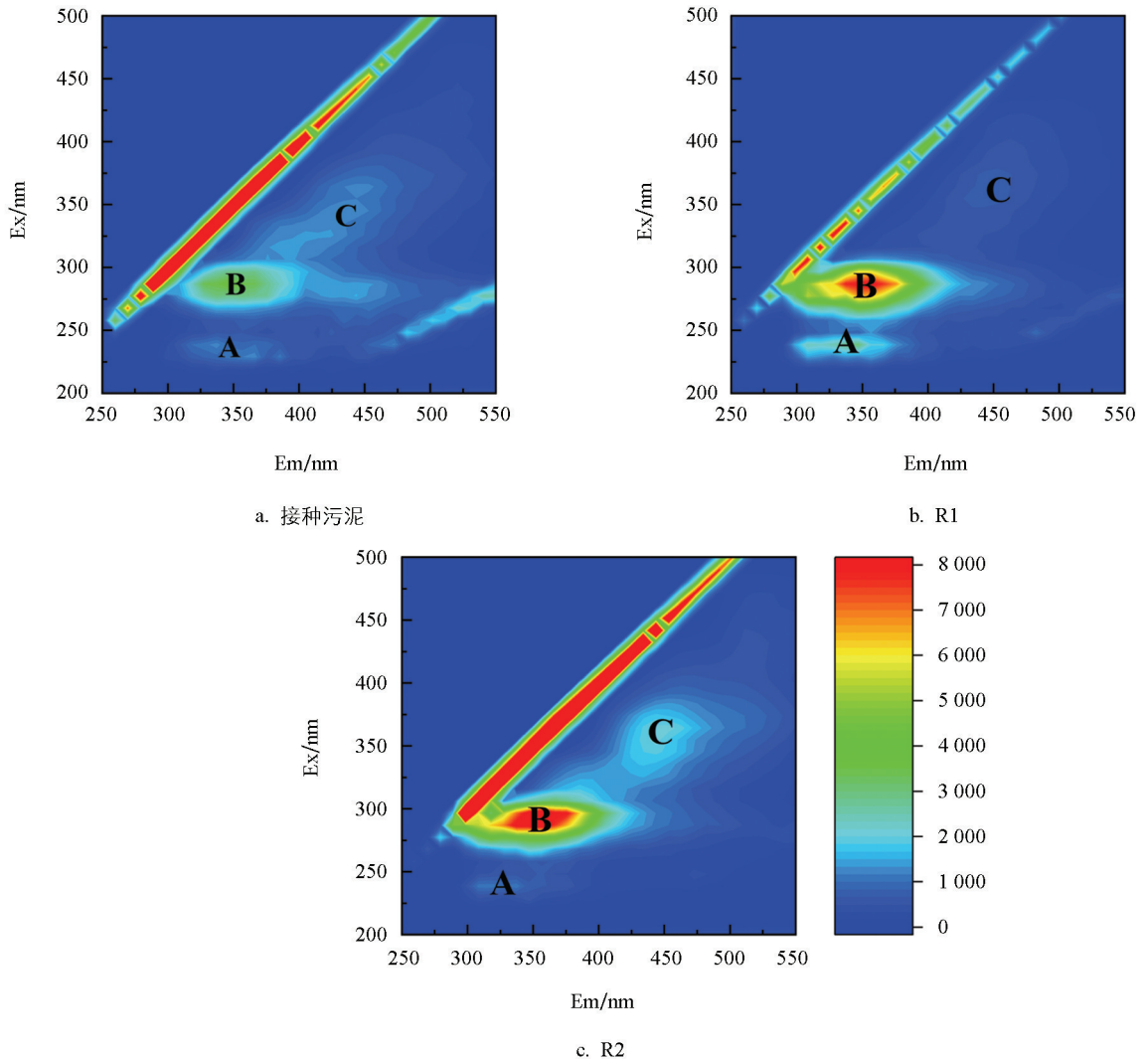
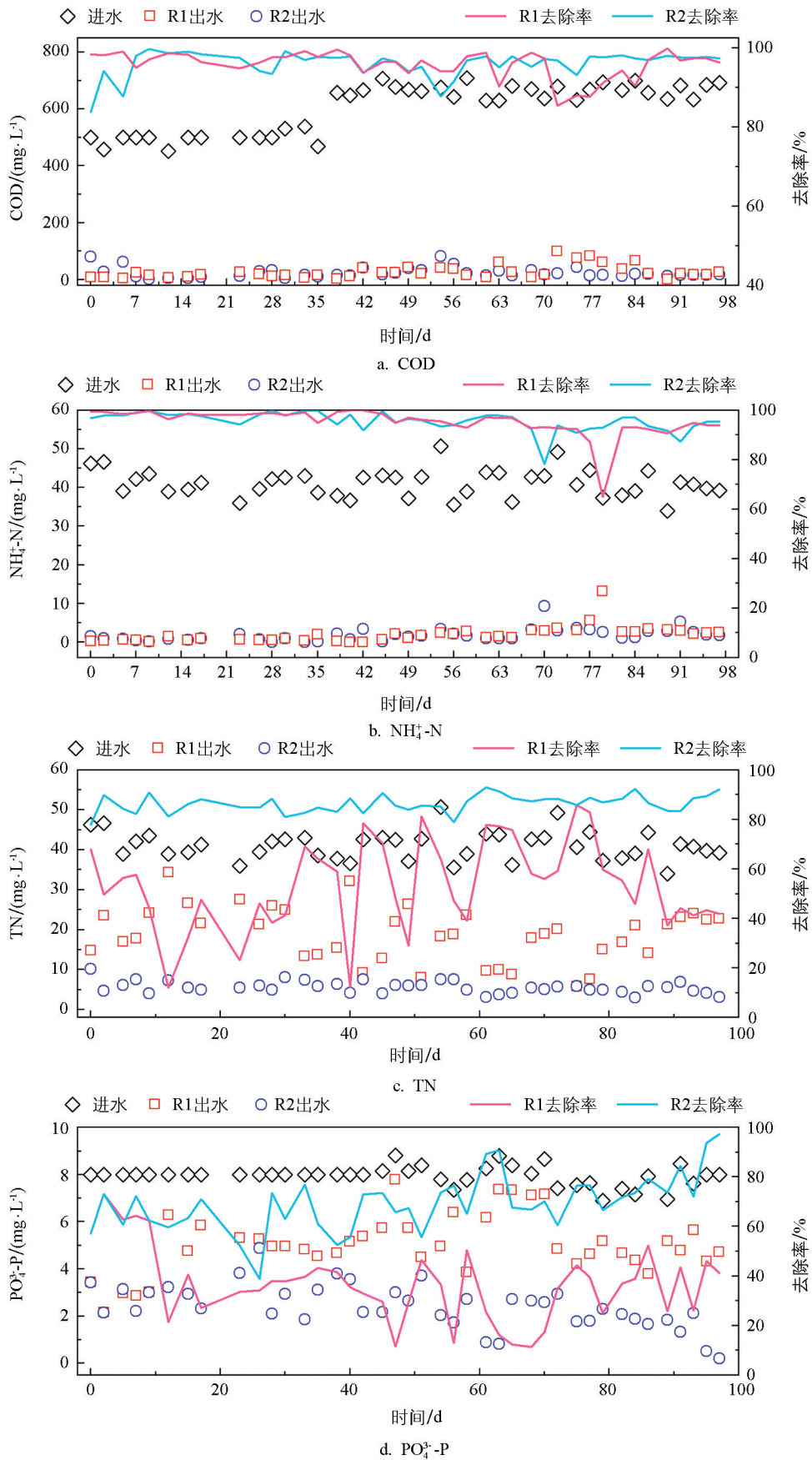


图 4 污泥 EPS 的 3D-EEM 荧光光谱

约 5 d 的短期适应, 两反应器出水 COD 均降至 30.0 mg/L 以下。在 0~49 d 内, R1 与 R2 表现出优异的有机物降解能力, 平均去除率分别为 97.1% 和 95.8%。第 49 d 后, 随着进水 COD 提升及 HRT 缩短, OLR 进一步增大, 系统出现短暂波动。其中, 对照组 R1 的波动更为剧烈, 出水 COD 最高达 99.6 mg/L。这主要归因于 R1 在运行后期发生了严重的丝状菌膨胀, 导致生物量流失, 削弱了系统的抗冲击负荷能力。尽管如此, 得益于系统充足的供氧及乙酸钠的高易降解性, R1 与 R2 的平均 COD 去除率仍维持在 95.0% 以上, 展现了 AGS 工艺在有机物去除方面的稳健性。

系统运行期间表现出优秀的硝化性能。前 49 d, R1 与 R2 的平均出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度分别为 0.67 mg/L 和 0.98 mg/L, 去除率均在 97% 以上。后期随着负荷提升, 氨氧化效能略有下降, 但出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 多维持在 3.00 mg/L 以下, 平均去除率保持在 92% 以上。两组出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度均低于 0.30 mg/L, 表明系统内硝化反应进行彻底, 出水 TN 主要由 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 贡献。值得注意的是, R2 在脱氮效率上显著优于 R1。R2 的平均 TN 去除率为 86.0% (出水平均 5.73 mg/L), 且运行状态稳定; 而 R1 的 TN 去除率仅为 53.3%, 且波动幅度较大。另外, 两反应器在磷去除方面表现出显著分化。运行初期 (0~21 d), R2 即表现出一定的除磷潜力, 平均去除率为 64.9%。在随后的负荷提升阶段 (21~49 d), R2 的磷去除率保持稳定 (62.8%), 而 R1 的去除率则骤降至 34.0% (出水 5.36 mg/L)。运行后期 (49~98 d), R2 的除磷效能稳步提升, 平均去除率达到 75.0%, 即使在负荷攀升期亦未出现明显衰退。

图 5 运行期间进出水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 及 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的变化情况

2.4 微生物群落结构与功能

经降噪处理后,样品 AS、R1 和 R2 分别获得 29 795、30 035 和 30 392 条有效序列。如表 1 所示,在 97% 的相似度水平下,各样品的 Coverage 指数均高于 99%,表明测序深度足以反映微生物群落的真实结构^[27]。从多样性指数来看,接种污泥 AS 的微生物丰富度(Chao1 指数)与多样性(Shannon 指数)均最高。进入颗粒化阶段后,R1 与 R2 的微生物多样性均有所下降,这归因于颗粒化过程中的强选择压作用,使系统内发生了由絮状污泥向特定功能菌群演替的富集过程,导致部分不适应环境的杂菌被剔除。

表 1 微生物群落多样性指数

样品名称	Chao 指数	Simpson 指数	Shannon 指数
AS	757	0.014	5.4
R1	638	0.011	5.4
R2	567	0.12	3.9

图 6 展示了微生物群落结构的动态变化。与 AS 相比,R1 和 R2 的优势门类发生了显著演变。接种污泥主要由变形菌门(Proteobacteria, 24.12%)、绿弯菌门(Chloroflexi, 23.99%)和放线菌门(Actinobacteriota, 19.46%)组成。而在反应器运行稳定后,Proteobacteria 在 R1 和 R2 中大幅富集,丰度分别升至 80.60% 和 70.06%,占据绝对优势。Proteobacteria 普遍具有降解有机物及脱氮除磷的功能,且其成员多能分泌大量的 EPS,表面的脂类物质有助于微生物的聚集与黏附^[28-29]。此外,硝化螺菌门(Nitrospirota)由 AS 中的 0.043% 显著增至 1.25% 左右,提升约 28.5 倍,反映了系统在较高 DO 条件下对硝化细菌(如 Nitrospira)的有效富集。相比之下,Chloroflexi 和 Firmicutes 等门类因其兼具厌氧特性或对易降解碳源(乙酸钠)的竞争劣势^[30-31],丰度显著下降。

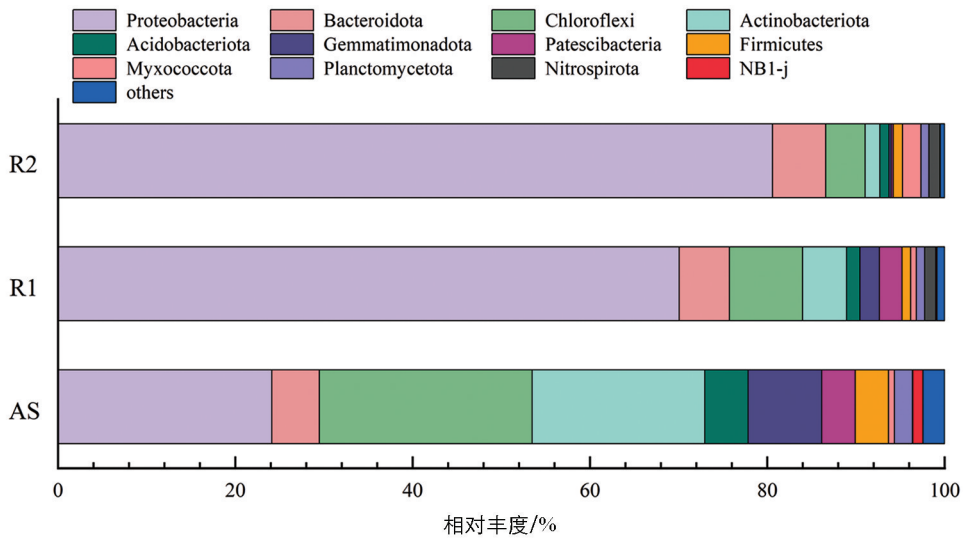
在属水平上,AS 中的优势菌(如 Gemmatimonadaceae 等)在 R1、R2 中均显著退化。值得关注的是,丝状菌 *Thiothrix* 在 R1 和 R2 中均大幅增长^[32],丰度分别达 70.98% 和 54.27%。针对脱氮除磷功能菌,R1 与 R2 中氨氧化细菌(*Nitrosomonas*, AOB)与硝化细菌(*Nitrospira*, NOB)均得到有效富集^[28](图 7)。尽管在较高 DO 环境下,反硝化细菌(*denitrifyingbacteria*, DNB)总丰度较 AS 有所下降,但 R2 中 9DNB 的持留率(10.07%)仍高于 R1(8.14%)。在除磷性能方面,R2 中聚磷菌(PAOs/DPAOs)的总丰度(1.19%)显著高于 R1(0.41%)。同时,R2 中慢速生长微生物(PAOs、DPAOs 及 GAOs 的总和)占比达 2.86%,远超 R1(1.08%)。这一结果从分子生物学层面阐明了“丰盛-饥饿”策略的优势:通过周期性的底物浓度波动,有效筛选并富集了生长速率较慢但具脱氮除磷功能的关键微生物,从而赋予了 R2 更优异的净化性能与长期运行稳定性。

3 讨论与结论

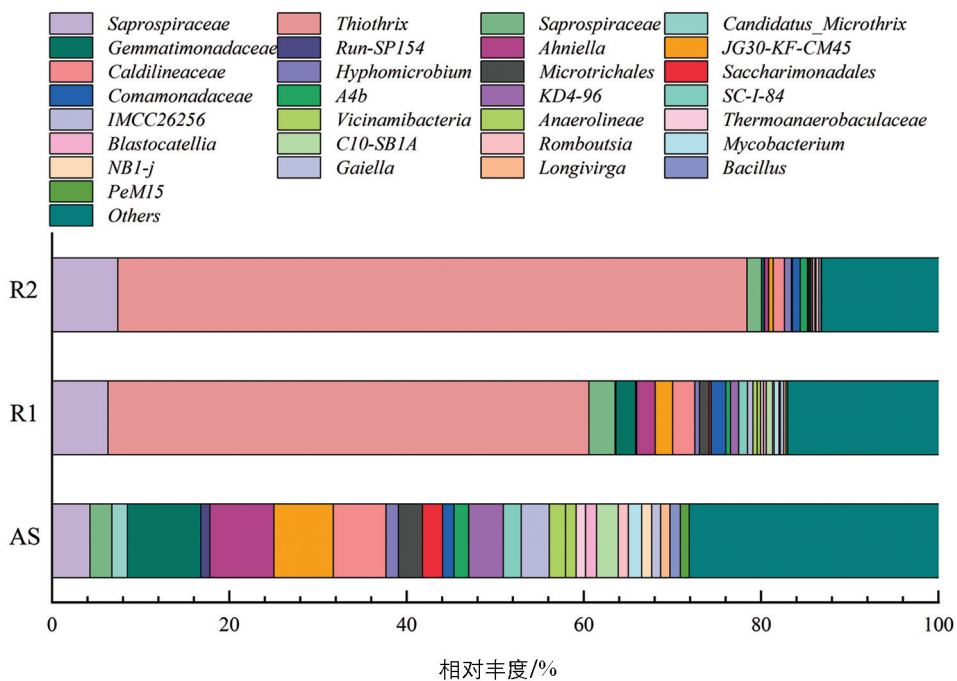
3.1 讨论

3.1.1 空间代谢选择压力对形态稳态与丝状菌的调控机制

在连续流系统中,前置厌氧区(如 R2)的核心作用在于构建空间尺度的“丰盛-饥饿”代谢选择压力。进水中的易降解底物在厌氧阶段被快速摄取并转化为胞内聚合物(PHA 等),这不仅有效限制了进入后续好氧区的底物浓度,还显著缩短了系统的有效丰盛期,使好氧区主体长期处于饥饿状态。研究表明,这种底物分配模式赋予了具备储能代谢途径的慢速生长菌群更高的竞争优势,同时削弱了完全混合状态下大颗粒底物传质受限的劣势^[33]。结合 Derlon 等^[15]关于底物浓度梯度驱动选择的机制推测,连续流中引入并强化厌氧选择器功能,促使微生物以更致密的形态聚集生长。相反,已有空间分布研究直接证实,当系统处于丰盛区时,颗粒表面易出现短时丝状外伸;而经过充分的饥饿区后,外延结构会逐渐消解回缩,整体沉降性能随之提升^[34]。



a. 门水平相对丰度

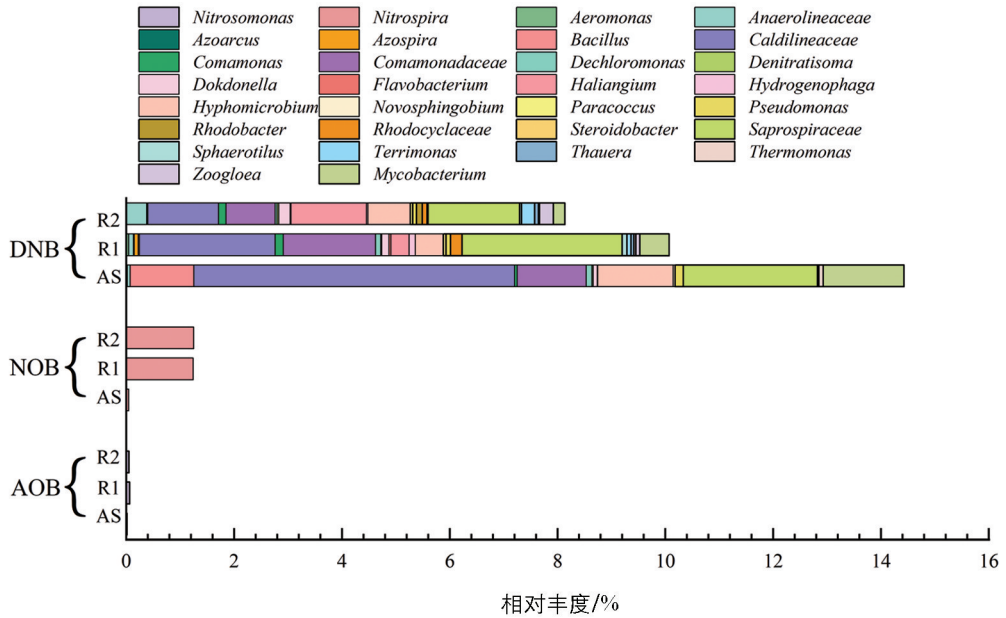


b. 属水平相对丰度

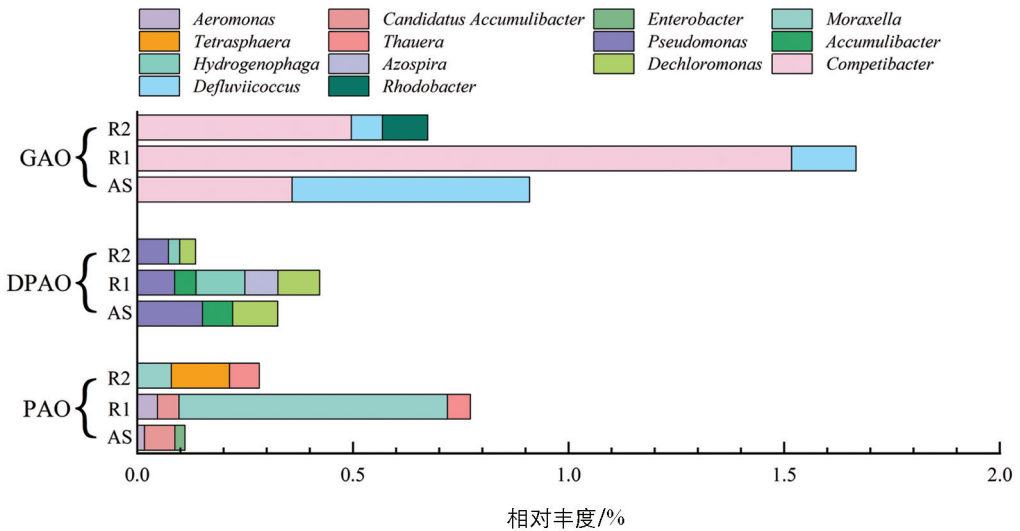
图 6 微生物群落结构分析

尽管两组系统均富集了高比例的丝状菌 *Thiothrix*, 其宏观污泥形态却表现出显著分化: R1 在运行后期发生了典型的网状膨胀与结构解体, 而 R2 则成功维持了颗粒的结构稳态。已有研究表明, *Thiothrix* 属丝状菌常与污泥膨胀相关, 但其在颗粒系统中的表现受底物供给方式与传质条件强烈调控^[35]。在 R1 完全混合式的传质条件下, 长期的好氧高底物浓度(缺乏饥饿期)极易诱发 *Thiothrix* 跨越颗粒表面向外无序延伸生长, 进而导致丝状菌架桥与整体膨胀。相反, R2 中前置厌氧区构建的空间“丰盛-饥饿”环境, 强制好氧区主体处于低底物浓度状态。在此选择压力下, *Thiothrix* 向外生长的动力受限, 转而作为微生态网络中的内部结构骨架, 与其他慢速生长菌群相互交织。

对比 R1 与 R2 的运行特征可以发现, 在保持曝气剪切力及水力条件一致的前提下, 两套体系的颗粒化进程差异主要源于空间代谢选择压力的有无。水力剪切力在反应启动初期主要主导絮体压实与初步团聚; 而厌氧区引入的“丰盛-饥饿”交替环境, 则在此基础上进一步优化了颗粒的内部微结构。这种代谢选择通



a. 脱氮相关功能菌



b. 除磷相关功能菌

图 7 关键功能微生物的群落组成及相对丰度

过底物脉冲筛选功能菌群,虽然在一定程度上放缓了表观成粒速度,但极大换取了后期结构的稳态与抗膨胀能力。综上可见,连续流颗粒化并非单一水力条件的产物,空间尺度上代谢选择与水力剪切的协同耦合,是弥补长期运行稳定性不足的关键机制。

3.1.2 EPS 组分演变对结构稳态的强化

引入“丰盛-饥饿”选择压力有利于获得更稳定且成熟度更高的颗粒污泥群体。这表明设置“丰盛-饥饿”条件的 R2 更利于促进 PS 的持续分泌,增强了系统 EPS 含量的稳定性。在颗粒化进程中,PN 主导了早期微菌落的疏水骨架构建,而 PS 则被广泛认为是黏结细胞的“生物胶水”^[36],Adav 等^[37]通过选择性水解不同 EPS 组分发现,多糖被破坏会显著削弱颗粒结构稳定性并导致解体。这一结果表明,引入“丰盛-饥饿”代谢选择压力不仅能筛选特定功能菌群,还能诱导微生物分泌更多的多糖类物质以抵御空间交替的环境胁迫,进而为颗粒结构的长期稳态提供物理强化机制。

此外,“丰盛-饥饿”模式显著调节了微生物的代谢表达。在 AGS 系统中,类蛋白组分的过度分泌通

常与微生物应对非稳态环境的应激反应相关^[38], R2 中该信号的减弱表明交替选择使微生物代谢更加有序, 避免了非功能性蛋白的无效积聚。类腐殖酸属于结构性 EPS 的重要组分, 含有丰富的芳香环与羧基等大分子官能团。一方面, 类腐殖酸的富集能够显著提升颗粒表面的疏水性, 促进热力学上的自发聚集; 另一方面, 其多官能团特性极易与系统中的多价阳离子发生络合与架桥作用, 形成致密的三维水凝胶网络^[39]。这一结果证实了“丰盛-饥饿”条件有效促进了结构性组分的富集, 从而赋予 R2 颗粒更优异的机械强度与长期稳定性。

3.1.3 污染物协同去除机理分析

R2 卓越的脱氮性能主要源于: ① 功能分区效应。R2 前置的厌氧/缺氧段形成了高效的生物选择器, 为反硝化过程提供了必需的环境条件。② 同步硝化反硝化。随着颗粒污泥粒径增大及结构成熟, 颗粒内部形成了明显的氧梯度(缺氧微环境), 使得 R2 在好氧区亦能通过同步硝化反硝化作用进一步提升总氮去除效果。此外, R2 的“饱食-饥饿”策略促使微生物在前端将易降解碳源大量转化为内源聚合物(如 PHA), 为后续交替阶段的反硝化过程提供了持续的电子供体支撑。磷去除效能同样凸显了分区构型的必要性。R2 的前置厌氧区为 PAOs 创造了独占底物(乙酸钠)并合成胞内储能物质的优势窗口, 印证了 Haaksman 等^[33]关于“厌氧底物分配方式决定连续流除磷性能稳定性”的论断。反观 R1, 伴随运行后期的结构崩解, 除磷效能显著恶化, 表明 PAOs 等慢速功能菌落的富集高度依赖于颗粒物理结构的完整性。综合上述表现可知, 通过前置厌氧分区构建空间尺度的代谢选择压力, 不仅是克服连续流 AGS 中丝状菌无序生长的关键, 更是实现碳、氮、磷稳定协同去除的核心路径, 这为连续流 AGS 在负荷波动工况下的工程调控提供了有益的实践参考。

3.2 结论

本研究通过 100 d 的连续运行试验, 构建出基于功能分区的 AGS 系统, 对比分析了“丰盛-饥饿”条件对颗粒化过程及稳定性的驱动机制。

1) 引入“丰盛-饥饿”策略是确保连续流 AGS 长期稳定运行的关键。虽然仅受水力剪切力作用的对照组 R1 在中前期成粒速度较快, 但因缺乏有效的代谢选择压力, 在运行后期诱发丝状菌(*Thiothrix*)无序增殖, 导致严重污泥膨胀(SVI₃₀ 最高达 302.6 mL/g)。相比之下, 耦合“丰盛-饥饿”条件的试验组 R2 成粒进程虽稍有放缓, 但其颗粒结构更趋致密成熟, 平均粒径达 0.68 mm, 且全过程 SVI₃₀ 稳定在 50.5 mL/g 左右, 表现出极强的结构稳态和抗冲击负荷能力。

2) “丰盛-饥饿”条件显著优化了 EPS 的组分累积与代谢模式。R2 样品中 PS 随运行时间持续增长(从 3.3 mg/g 增至 23.5 mg/g VSS), 且 PN/PS 比值由 4.4 单调递减至 1.2。3D-EEM 分析证实, R2 中结构性组分(类腐殖酸)的富集有效增强了颗粒的物理支撑, 而 PS 作为“生物胶水”强化了细胞黏附, 使 R2(6.1 g/L)相比于 R1(3.1 g/L)具有更高的生物量滞留能力。

3) “丰盛-饥饿”驱动了功能微生物的定向演替并强化了同步脱氮除磷。R2 前置的厌氧反应区发挥了生物选择器作用, 有效富集了聚磷菌(PAOs/DPAOs)及慢速生长菌群, 使得 R2 的 TN(86.0%)和 PO₄³⁻-P(75.0%)平均去除率远高于缺乏相应压力的 R1(53.3%和 32.4%)。研究证实, 功能分区构建的“丰盛-饥饿”环境不仅优化了污泥形态, 更在生物层面确立了目标功能菌群的竞争优势。

参考文献:

- [1] HAMZA R, RABII A, EZZAHRAOUI F Z, et al. A Review of the State of Development of Aerobic Granular Sludge Technology over the Last 20 Years: Full-Scale Applications and Resource Recovery [J]. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 2022, 5: 100173.
- [2] LONG B, XUAN X P, YANG C Z, et al. Stability of Aerobic Granular Sludge in a Pilot Scale Sequencing Batch Reactor

- Enhanced by Granular Particle Size Control [J]. *Chemosphere*, 2019, 225: 460-469.
- [3] KENT T R, BOTT C B, WANG Z W. State of the Art of Aerobic Granulation in Continuous Flow Bioreactors [J]. *Biotechnology Advances*, 2018, 36(4): 1139-1166.
- [4] 崔迪. 寒区污水生化处理系统微生物群落结构与功能解析 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2014.
- [5] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 中国城乡建设统计年鉴 2020 [EB/OL]. (2021-11-04) [2025-02-01]. <https://www.zgtjnj.org/navibooklist-n3021110401-1.html>.
- [6] 张海耿, 曹鑫圆, 上官端阳, 等. 连续流好氧颗粒污泥强化策略研究进展 [J]. *环境工程学报*, 2024, 18(5): 1219-1232.
- [7] 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.
- [8] DE KREUK M K, VAN LOOSDRECHT M C M. Selection of Slow Growing Organisms as a Means for Improving Aerobic Granular Sludge Stability [J]. *Water Science and Technology*, 2004, 49(11-12): 9-17.
- [9] WINKLER M H, VAN LOOSDRECHT M C M. Intensifying Existing Urban Wastewater [J]. *Science*, 2022, 375(6579): 377-378.
- [10] 安丽娜, 司徒淑婷. 好氧颗粒污泥及其在污水处理领域的研究进展 [J]. *环境科学与管理*, 2016, 41(1): 80-82.
- [11] LEE D J, CHEN Y Y, SHOW K Y, et al. Advances in Aerobic Granule Formation and Granule Stability in the Course of Storage and Reactor Operation [J]. *Biotechnology Advances*, 2010, 28(6): 919-934.
- [12] SHOW K Y, LEE D J, TAY J H. Aerobic Granulation: Advances and Challenges [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2012, 167(6): 1622-1640.
- [13] SUN Y W, ANGELOTTI B, BROOKS M, et al. Feast/Famine Ratio Determined Continuous Flow Aerobic Granulation [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 750: 141467.
- [14] SAMAEI S H, CHEN J F, XUE J K. Current Progress of Continuous-Flow Aerobic Granular Sludge: A Critical Review [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 875: 162633.
- [15] DERLON N, GARCIA VILLODRES M, KOVÁCS R, et al. Modelling of Aerobic Granular Sludge Reactors: The Importance of Hydrodynamic Regimes, Selective Sludge Removal and Gradients [J]. *Water Science and Technology*, 2022, 86(3): 410-431.
- [16] 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.
- [17] LIM S J, KIM T H. Applicability and Trends of Anaerobic Granular Sludge Treatment Processes [J]. *Biomass and Bioenergy*, 2014, 60: 189-202.
- [18] MAINARDIS M, BUTTAZZONI M, GOI D. Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances [J]. *Bioengineering*, 2020, 7(2): 43.
- [19] 卢东旭. 交替运行模式下好氧颗粒污泥处理酿酒废水效果及微生物群落研究 [D]. 合肥: 安徽建筑大学, 2024.
- [20] YUAN Q, DU Y J, CHEN S, et al. Impact of N Loading on Microbial Community Structure and Nitrogen Removal of an Activated Sludge Process with Long SRT for Municipal Wastewater Treatment [J]. *Water Cycle*, 2025, 6: 28-35.
- [21] 姜雨晴, 苑泉, 王纯, 等. 微量脲对厌氧氨氧化生物膜长期运行效果的影响 [J]. *环境工程学报*, 2023, 17(5): 1631-1640.
- [22] JIANG Z, XIA Z H, LIU S, et al. The Effect of Fine Grits and Fine Debris Concentrations on the MLVSS/MLSS Ratio of an Activated Sludge System [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2025, 147: 607-616.
- [23] CZARNOTA J, MASŁOŃA, ZDEB M, et al. The Impact of Different Powdered Mineral Materials on Selected Properties of Aerobic Granular Sludge [J]. *Molecules*, 2020, 25(2): 386.
- [24] MOHAMED A Y A, GILL L, MONLEON A, et al. Genome-Resolved Metatranscriptomics Provide Insights on Immigration Influence in Structuring Microbial Community Assembly of a Full-Scale Aerobic Granular Sludge Plant [J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(12): 6126-6141.
- [25] LIU C, SHEN Y, LI Y G, et al. Aerobic Granular Sludge for Complex Heavy Metal-Containing Wastewater Treatment;

- Characterization, Performance, and Mechanisms Analysis [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2024, 15: 1356386.
- [26] GUO X, WANG X, LIU J X. Composition Analysis of Fractions of Extracellular Polymeric Substances from an Activated Sludge Culture and Identification of Dominant Forces Affecting Microbial Aggregation [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 28391.
- [27] GODZIEBA M, ZUBROWSKA-SUDOL M, WALCZAK J, et al. Development of Microbial Communities in Biofilm and Activated Sludge in a Hybrid Reactor [J]. *Scientific Reports*, 2022, 12: 12558.
- [28] TARI K, SAMARGHANDI M R, SHOKOOHI R, et al. Nutrient Removal Performance and Microbial Composition Analysis in Hybrid Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2025, 48(4): 665-678.
- [29] 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.
- [30] HE Q L, ZHANG W, ZHANG S L, et al. Enhanced Nitrogen Removal in an Aerobic Granular Sequencing Batch Reactor Performing Simultaneous Nitrification, Endogenous Denitrification and Phosphorus Removal with Low Superficial Gas Velocity [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 326: 1223-1231.
- [31] 肖雨. 厌氧消化污泥残渣制备水热炭抑制产甲烷代谢研究 [D]. 上海: 东华大学, 2023.
- [32] 郝晓地, 魏洪禹, 吴道琦, 等. 丝状菌膨胀好氧颗粒污泥修复试验研究 [J]. *环境科学学报*, 2025, 45(6): 1-9.
- [33] HAAKSMAN V A, SCHOUTEREN M, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Impact of the Anaerobic Feeding Mode on Substrate Distribution in Aerobic Granular Sludge [J]. *Water Research*, 2023, 233: 119803.
- [34] SUN Y W, GOMEIZ A T, VAN AKEN B, et al. Dynamic Response of Aerobic Granular Sludge to Feast and Famine Conditions in Plug Flow Reactors Fed with Real Domestic Wastewater [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 758: 144155.
- [35] DE GRAAFF D R, VAN LOOSDRECHT M C M, PRONK M. Stable Granulation of Seawater-Adapted Aerobic Granular Sludge with Filamentous Thiobacteria [J]. *Water Research*, 2020, 175: 115683.
- [36] LIU J, LI S B, HE W Q, et al. Roles of Granular Sludge Size Restricting and Organic Degradation in an Extended Filamentous AGS System Using Agnail Aeration Device [J]. *Water*, 2023, 15(11): 2009.
- [37] ADAV S S, LEE D J, TAY J H. Extracellular Polymeric Substances and Structural Stability of Aerobic Granule [J]. *Water Research*, 2008, 42(6-7): 1644-1650.
- [38] CHEN W P, WANG B Z, WANG Y Q, et al. Understanding the Cometary Degradation of Sulfadiazine by an Enriched Ammonia Oxidizing Bacteria Culture from both Extracellular and Intracellular Perspectives [J]. *Chemosphere*, 2023, 336: 139244.
- [39] ZHOU D D, ZHANG C F, FU L, et al. Responses of the Microalga *Chlorophyta* sp. to Bacterial Quorum Sensing Molecules (N-Acylhomoserine Lactones): Aromatic Protein-Induced Self-Aggregation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(6): 3490-3498.

责任编辑 王新娟