杨浩生,李惠平,王星博,等.基于脱水污泥预造粒的好氧颗粒污泥系统除磷效能提升与机制 [J]. 中国环境科学, 2026,46(3):1331-1343.
Yang H S, Li H P, Wang X B, et al. Enhanced phosphorus removal in aerobic granular sludge system seeded with dewatered sludge pre-granules: Performance and mechanism [J]. China Environmental Science, 2026,46(3):1331-1343.

# 基于脱水污泥预造粒的好氧颗粒污泥系统除磷效能提升与机制

杨浩生[1],李惠平[1],王星博[1],陈 广[2],王丽花[2],吕 燕[2],庞维海[1*],谢 丽[1],杨殿海[1] (1.同济大学环境科学与工程学院,长江水环境教育部重点实验室,上海 200092；2.上海城投污水处理有限公司,上海 201203)

**摘要**：采用脱水污泥预造粒作为种子污泥,成功培养出高效除磷的好氧颗粒污泥(AGS),并持续运行了 120d.结果表明,接种预造粒能够跳过初始成粒步骤,并在第 42d 实现生物除磷功能构建,稳定期平均总磷(TP)去除率达到(94.4±3.7)%,优于对照组的(85.9±5.1)%.同时,稳定期的预造粒 AGS 粒径达到 1100~1300μm,污泥体积指数($SVI_{30}$)为 50~80mL/g,化学需氧量(COD)和总氮(TN)的平均去除率分别达到(94.5±2.9)%和(79.3±6.4)%.扫描电镜结合能谱分析(SEM-EDS)表明,预造粒 AGS 富含铁元素(3.87% vs. 0.24%),且均匀分布在颗粒内部.进一步结合高通量测序,发现预造粒 AGS 中富集了 *Candidatus_Competibacter*(10.9% vs. 5.0%)等具有胞外聚合物(EPS)分泌潜能的微生物.机制分析揭示,区别于对照组典型的生物驱动模式,预造粒 AGS 构建了化学-生物协同的高效除磷模式.运行初期,EPS 与脱水污泥预造粒残留 $Fe^{3+}$络合,强化化学吸附除磷,并作为结构骨架增强颗粒稳定性.运行后期,该结构有助于微生物保留(混合液挥发性悬浮固体浓度 MLVSS: 4.3g/L vs.3.1g/L),使系统中聚磷菌(PAOs)在相对丰度与对照组相近(0.48% vs. 0.47%)的情况下,具有更高的生物量;同时稳定的结构亦可能有助于 PAOs 保持代谢活性,表现为多聚磷酸盐激酶(*ppk1*, 0.42‰ vs. 0.34‰)等功能基因更高的相对丰度.

**关键词**：好氧颗粒污泥；脱水污泥；预造粒；聚磷菌；生物除磷
**中图分类号**：X703 **文献标识码**：A **文章编码**：1000-6923(2026)03-1331-13

**Enhanced phosphorus removal in aerobic granular sludge system seeded with dewatered sludge pre-granules: Performance and mechanism.**

YANG Hao-sheng[1], LI Hui-ping[1], WANG Xing-bo[1], CHEN Guang[2], WANG Li-hua[2], LV Yan[2], PANG Wei-hai[1*], XIE Li[1], YANG Dian-hai[1] (1.Key Laboratory of Yangtze River Water Environment, Ministry of Education, School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China；2.Shanghai Chengtou Wastewater Treatment Co., Ltd., Shanghai 201203, China). *China Environmental Science*, 2026,46(3)：1331~1343

**Abstract**：In this study, dewatered sludge pre-granules were used as seed sludge to cultivate aerobic granular sludge (AGS) with high phosphorus removal capabilities over a 120-day operation. Inoculation with pre-granules allowed the system to bypass the initial granulation phase, establishing stable biological phosphorus removal by day 42. During the stable period, the experimental group achieved an average total phosphorus removal efficiency of (94.4±3.7)%, outperforming the control group (85.9±5.1)%. The pre-granulated AGS exhibited a particle size of 1100~1300μm, a sludge volume index of 50~80mL/g, and average removal efficiencies for chemical oxygen demand and total nitrogen of (94.5±2.9)% and (79.3±6.4)%, respectively. Scanning electron microscopy with energy-dispersive X-ray spectroscopy (SEM-EDS) revealed a notably higher iron content in the pre-granulated AGS (3.87% vs. 0.24% in the control), with iron uniformly distributed inside the granules. High-throughput sequencing further indicated enrichment of extracellular polymeric substance (EPS) secretion microorganisms, such as *Candidatus_Competibacter* (10.9% vs. 5.0% in the control). The results demonstrated that, unlike the primarily biological phosphorus removal mode in the control, the pre-granulated AGS developed a synergistic chemical-biological removal mechanism. Initially, EPS complexed with residual ferric iron from the dewatered sludge pre-granules, enhancing chemical phosphorus adsorption and providing a structural skeleton that improved granule stability. Subsequently, this stable structure facilitated microbial retention, yielding a higher mixed liquor volatile suspended solids concentration (4.3g/L vs.3.1g/L). Although the relative abundance of polyphosphate-accumulating organisms (PAOs) was similar between groups (0.48% vs. 0.47%), the absolute abundance of PAOs was elevated in the pre-granulated system. Moreover, the stable granular structure likely supported higher metabolic activity PAOs, as reflected by an increase in the relative abundance of key functional genes, such as polyphosphate kinase (*ppk1*, 0.42‰ vs. 0.34‰).

**Key words**：aerobic granular sludge；dewatered sludge；pre-granulation；polyphosphate-accumulating organism；biological phosphorus removal

**收稿日期**：2025-07-25
**基金项目**：上海市科学技术委员会基金项目(24230712500,22230710500)

* 责任作者, 讲师, pangweihai@tongji.edu.cn

好氧颗粒污泥(AGS)相较于传统活性污泥法,在污染物去除效率、抗冲击负荷能力及占地面积等方面展现出显著优势[1-2].然而,AGS 技术在实际运行中仍面临成粒时间长、长期运行稳定性不足等关键技术瓶颈,特别是生物除磷效果波动较大,难以满足日趋严格的磷排放标准,这严重制约了其规模化工程应用[1-4].

为解决 AGS 系统启动缓慢的问题,研究者们提出了多种强化成粒策略,包括投加金属阳离子和添加絮凝剂等[5].其中,接种成熟 AGS 作为载体的预造粒策略被认为是实现快速颗粒化的最有效途径[6].然而,由于成熟 AGS 的稀缺性,开发成本低廉、制备便利的替代材料成为推广预造粒接种强化成粒技术的关键[6-7].市政脱水污泥因其密实的物理结构和丰富的胞外聚合物(EPS)含量,具备作为预造粒内核的天然优势,且其资源化利用兼具显著的经济和环境效益.已有研究表明,投加不同粒径(0.15~2mm)的脱水污泥均可将成粒时间缩短至 25d 以内,并实现系统长期稳定运行[6,8-11].该策略不仅同时适用于序批式反应器(SBR)[6,10-11]和连续流反应器[8-9],在处理低浓度生活污水[8]和工业废水[11]时也表现出良好的适用性.尽管脱水污泥预造粒策略具备操作简便、成粒迅速等工程化优势,展现出良好的应用前景,但其对系统长期除磷性能与稳定性的影响尚缺乏系统性考察,这成为制约该技术进一步推广的瓶颈.

基于此,本研究以城市污水处理厂脱水污泥预造粒为载体强化 AGS 系统快速启动.在 120d 的连续运行中,探究实验组和对照组启动时间,污泥理化特性(污泥浓度、粒径分布和沉降性能)以及对典型污染物(COD、TN 和 TP)去除效果;使用扫描电子显微镜-能谱仪联用系统(SEM-EDS)对成熟 AGS 的微观形貌和元素分布进行表征;进一步结合 X 射线衍射(XRD)、X 射线荧光(XRF)、16S rRNA 高通量测序及宏基因组技术识别 AGS 的组分结构、生物种群及功能基因丰度特征;基于长期运行效能评估、微观表征以及微生物种群分析结果提出预造粒 AGS 的除磷机制,旨在为基于脱水污泥的预造粒 AGS 技术的高效除磷提供参考.

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

实验所用活性污泥来自上海市某采用厌氧-缺氧-好氧(AAO)工艺的生活污水处理厂浓缩池,脱水污泥(含水率 68.5%~81.2%)取自该厂污泥脱水车间.参照 Li 等[11]的预造粒步骤制备 700~830μm 颗粒,其制备成本约为 194.7 元/t.

### 1.2 实验装置与操作条件

使用 2 组圆柱形 SBR 反应器培育 AGS,分别为对照组 R1(接种絮状活性污泥),实验组 R2(接种脱水污泥预造粒),初始混合液悬浮固体浓度(MLSS)均在 7~8g/L 间.反应器工作容积 2.9L,内径 8.0cm,高度 54.0cm,高径比 6.8,体积交换比 50%.运行周期 6h,包括进水 30min,曝气 300min,沉淀 10~3min(在第 10d 缩短为 5min,第 20d 缩短为 3min),闲置 0~7min(随沉淀时间变化),排水 20min.使用转子流量计控制曝气量为 0.2~0.25L/min,以提供溶解氧(DO)和水力剪切力.反应器温度由带状加热器与温度控制器维持在(24±1)℃.

采用 $CH_3COONa$ 作为碳源,$NH_4Cl$ 作为氮源,$KH_2PO_4$ 作为磷源的合成废水作为反应器进水,以模拟上海市污水水质[12].进水水质指标为: COD 300mg/L,$NH_4^+$-N 40mg/L,TP 5mg/L,C:N:P=60:8:1.此外,投加 120mg/L $NaHCO_3$ 以控制 pH 值在 7.5~8.5 的合适范围内,10mg/L $CaCl_2$ 作为成核剂,10mg/L $MgSO_4·7H_2O$ 以提供 $Mg^{2+}$,以及其它污泥生长必需微量元素[13].

### 1.3 分析项目与测试方法

本研究采用标准方法测定 COD、$NH_4^+$-N、$NO_2^-$-N、$NO_3^-$-N、TN、TP、污泥容积指数($SVI_{30}$)、MLSS、混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)[14].pH 值采用 pH 计(PHS-2F, Leici, China)测量.以 20d 为周期,使用激光粒度分析仪(Mastersizer 3000, Malvern Instruments Ltd., UK)测定污泥粒径分布及平均粒径.此外,在第 100d 采用 SEM-EDS(TESCAN MIRA4, TESCAN, Czech Republic)对成熟 AGS 样品的形貌及其截面元素分布进行表征.

### 1.4 X 射线衍射分析

为探究 AGS 矿物组成和元素组成,在第 100d 取颗粒样品进行 XRD 和 XRF 分析.为避免加热可能引起的结构和成分变化[15],样品使用冷冻干燥机(LC-10N-50A, LICHEN, China)进行冷冻干燥后用于 XRD 检测.XRD 分析步骤如下:采用配备铜靶 Kα

辐射源的X射线衍射仪(SmartLab SE, Rigaku, Japan)进行表征,扫描范围10°~80°(2$\theta$),扫描速度2°/min,步长0.01°.使用软件MDI Jade 6.5分析XRD衍射峰,并与标准PDF卡片(powder diffraction file 2004, PDF2004)中的矿物衍射数据进行比对.XRF分析使用X射线荧光光谱仪(XRF−1800, Shimadzu, Japan)完成.

### 1.5　微生物群落分析

在第100d取得成熟AGS样本,清洗离心后于−80 ℃冷冻保存,随后交由上海美吉生物医药有限公司进行微生物群落结构分析:使用FastDNA® Spin Kit for Soil(MP Biomedicals, USA)提取样本DNA,以338F/806R为引物,对细菌16S rRNA基因的V3−V4区域通过聚合酶链式反应(PCR)扩增,然后基于Illumina MiSeq平台进行高通量测序.测序原始数据经质控拼接后,采用DADA2算法进行降噪处理,生成扩增子序列变异体(ASV),并以silva为参考数据库,使用QIIME2分析平台完成分类学注释.此外,进行宏基因组测序,通过KEGG(Kyoto encyclopedia of genes and genomes)数据库对功能基因进行鉴定和注释.测序结果通过美吉生物云平台进行代谢机制解析.最后,使用RStudio软件和ChiPlot工具(https://www.chiplot.online/)完成数据分析和可视化绘图.

## 2　结果与讨论

### 2.1　好氧颗粒污泥理化特性

污泥浓度是AGS系统生物量的重要指示参数,如图1(a)(R1)和图1(b)(R2)所示,两反应器MLSS浓度初始值均在7~8g/L间,因选择性排泥而在第20d降至最低值,但仍保持在2.0,4.2g/L的较高水平.这一结果表明,通过渐进式缩短沉降时间施加选择压的策略,可在筛选具有快速沉降特性的微生物聚集体的同时,有效避免初期污泥严重流失[16].相比于R1絮状活性污泥,R2接种的预造粒污泥具有优异的沉降性能,因此污泥保留效果更好.第96d后,R1和R2的MLSS浓度均稳定在5.7g/L左右,验证了AGS工艺的高生物量特性.由于MLVSS浓度主要反映有机组分而MLSS浓度包含全部悬浮固体,MLVSS和MLSS的比值可间接反映污泥中的矿物质含量[17].第96和第120d时R1的MLVSS/MLSS比值降至约0.54,同期显著低于R2(0.75),表明R1颗粒的无机质占比更高.

污泥粒径分布变化情况如图1(c)(R1)和图1(d)(R2)所示.参照相关文献[18],以200μm作为颗粒污泥的判定阈值.根据图1(e),R1污泥体积平均粒径增长过程可分为3个阶段:初始阶段(第0~20d)由76μm增至186μm,增速缓慢;第20~40d进入快速增长阶段,平均粒径达到961μm,同时粒径分布曲线基本呈单峰模式,标志着AGS的形成;第40~100d为成熟阶段,平均粒径在第60d时小幅增长至1144μm,并最终稳定在此附近.这表明10~5min的沉淀时间下好氧造粒进程受限,而第20d将沉淀时间缩短至3min进一步增大了系统的选择压,更有利于淘洗松散絮体,促进生物聚集,使颗粒迅速增长.R2因接种预造粒而跳过了初始成粒步骤,污泥平均粒径始终保持在200μm以上.但在运行第20d时,其粒径分布曲线出现低于200μm的次级峰,这是因为预造粒表面结合松散部分在曝气产生的水力剪切力的作用下脱落,其中高密度碎片在水力选择下得以保留.对应的次级峰在第40d时基本达到200μm,并在第60d时消失,表明这些破碎颗粒作为微生物附着生长的核心形成了新的AGS,R2颗粒也随之进入增长成熟期.两反应器AGS平均粒径最终均保持在1100~1300μm范围内,表明接种预造粒对颗粒粒径无显著强化效果.但值得注意的是,粒径分布曲线显示,在第60~100d间,R1于200μm处出现一个逐渐增强的次级峰,说明其颗粒表面松散结合部分发生脱落,而R2在此处无明显变化,这一差异表明预造粒AGS具有更高的结构稳定性.

为动态监测污泥颗粒化进程,以每日测定30min与5min污泥体积指数比值($SVI_{30}/SVI_5$)表征污泥沉降性能(图1(f)),该值超过0.9是污泥颗粒化的重要判断依据[19].第0d时R1和R2的$SVI_{30}/SVI_5$分别为0.79和1,接种物的不同是导致初始沉降性能差异的主要因素.在系统运行初期(第0~10d)采用较长沉降时间(10min)的条件下,R1的$SVI_{30}/SVI_5$值小幅提升至0.57,而R2则因絮体脱落而显著下降至0.65.第10d将沉降时间缩短至5min后,两反应器的$SVI_{30}/SVI_5$值均呈先升高后降低的趋势,表明此时水力选择压强度仍不足以有效限制沉降性能较差的微生物的增殖,和前文分析结果一致.在第20d沉降时间进一步缩短为3min后,R1和R2的颗粒化进程

加快, $SVI_{30}/SVI_5$ 值均保持上升趋势,并分别在第38d 和第 42d 后稳定在 0.9~1 的范围内,这也对应了前文根据粒径所判断的 AGS 形成时间.R1 和 R2 成熟 AGS 表现出优秀的沉降性能,$SVI_{30}$ 保持在 50~80mg/L 的范围内,与文献报道的典型值(27~73mL/g)相吻合[1].

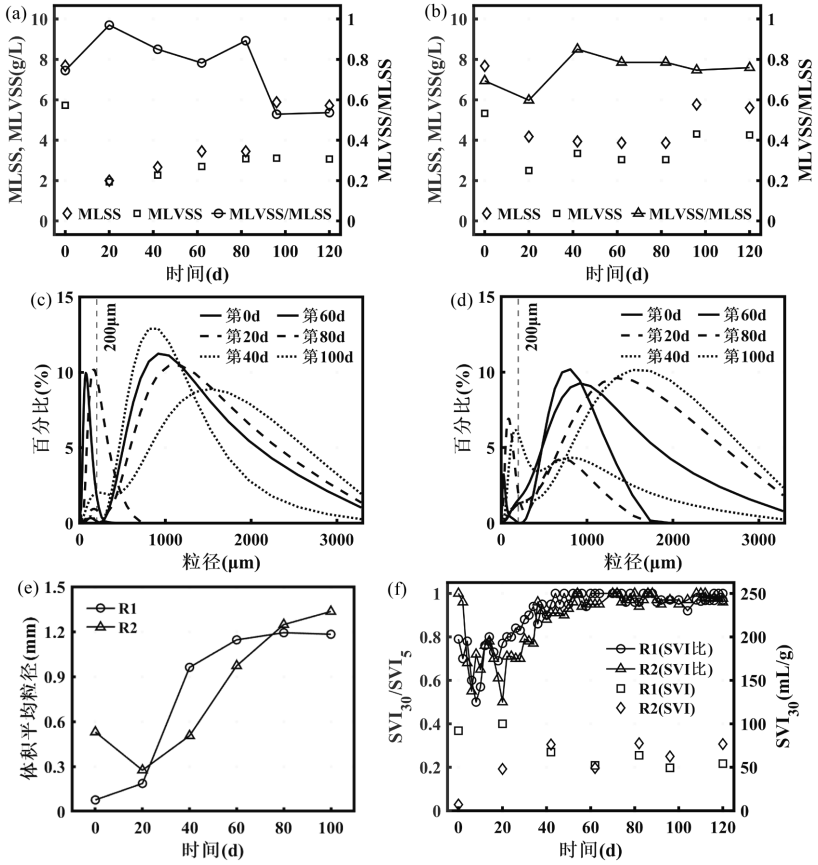



图 1 污泥浓度、粒径分布及沉降性能的变化

Fig.1 Variations in sludge concentration, particle size distribution, and settleability

## 2.2 好氧颗粒污泥污染物去除性能

根据图 2(a),第 0d 时 R1 和 R2 出水 COD 分别为 98 和 116mg/L,对应 COD 去除率仅为 66.2%和 60.0%.由于合成废水采用小分子易降解碳源(乙酸钠),较低的 COD 去除率表明在反应器启动初期,微生物的碳代谢活性尚未被充分激活.此现象与污泥微生物在新环境条件下需经历驯化期的已有研究结论一致[8,20].第 10d 将沉淀时间缩短至 5min 后,两反应器的 COD 去除率显著提升至 96.8%和 94.2%.此后运行期间,其平均 COD 去除率分别达到(92.9±6.0)%和(94.5±2.9)%,出水 COD 浓度均满足城镇污水一级 A 排放标准[21].其原因是低活性轻质污泥在更强的水力选择压下被洗出,使异养菌获得更多 DO 和生存空间,有利于其增殖并表现出高碳代谢活性.

在脱氮性能方面,R1 和 R2 在第 0d 时即表现出良好的处理效果,出水 TN 浓度分别降至 13.7 和 11.8mg/L(图 2(c)).120d 运行期间,两反应器平均出水 TN 浓度分别为(11.2±3.4)和(8.2±2.8) mg/L,对应的平均 TN 去除率分别达到(71.7±7.6)%和(79.3±6.4)%.二者出水氮素均主要以硝酸盐氮($NO_3^-$-N)形态存在(图 2(f)),而氨氮($NH_4^+$-N)浓度始终保持在 3mg/L 以下(图 2(d)),且未检测到亚硝酸盐氮($NO_2^-$-N)积累(图 2(e)),符合相关标准.这一结果表明,两种接种污泥(活性污泥和脱水污泥预造粒)中的硝化和反硝化功能菌均保持了较高的代谢活性,能够快速建立良好的脱氮功能.此外,通过选择性排泥淘汰沉降性能较差的絮状污泥,也有利于生长速率较慢的氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NOB)的保留和富集[22].尽管反应器运行未设置厌氧阶段(进水完成后全程曝气),但由于曝气速率维持在较低水平(0.2~0.25L/min),R1 在造粒完成前已表现出较高的反硝化效率.相比之下,R2 展现出更优异的脱氮性能,

这可能是因为其接种的预造粒污泥本身已具有颗粒结构.过往研究表明,颗粒污泥特殊的结构可限制氧气传质而形成 DO 梯度,有效建立好氧/缺氧/厌氧微环境,从而促进同步硝化反硝化(SND)的进行[2].

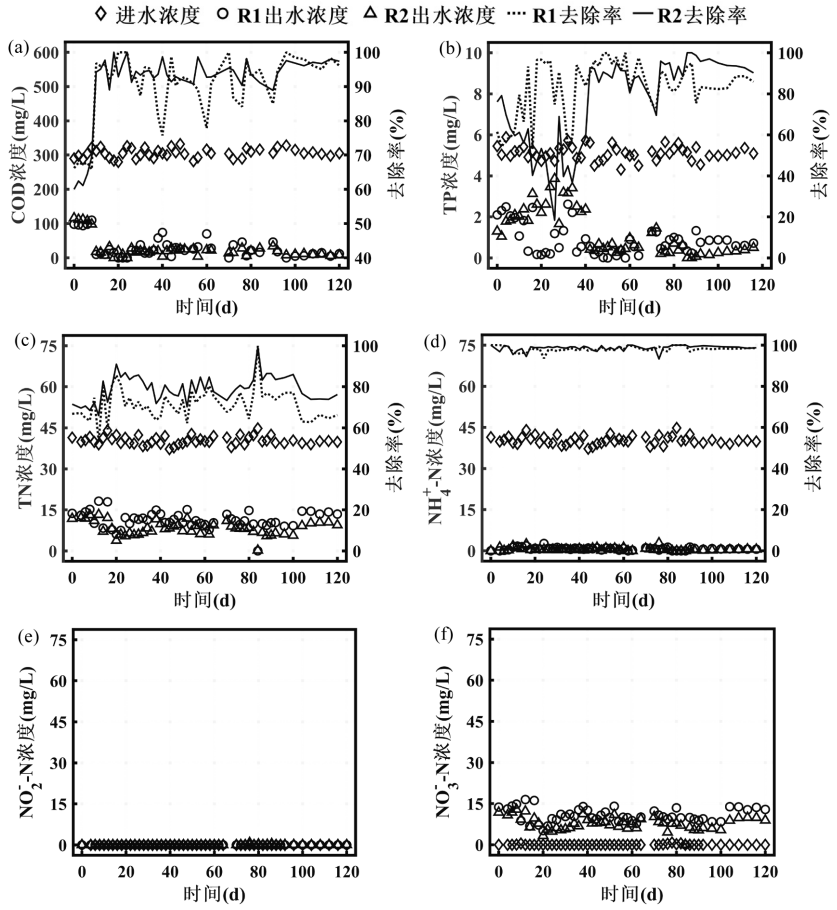



图 2　运行期间进出水 COD, TP, TN, $NH_4^+$–N, $NO_2^-$–N 及 $NO_3^-$–N 污染物浓度变化

Fig.2　Variations in COD, TP, TN, $NH_4^+$–N, $NO_2^-$–N, and $NO_3^-$–N in the influent and effluent during operation

由图2(b),实验初期(第1~10d),R1除磷性能不佳,出水 TP 浓度基本保持在 1.9mg/L 以上.第 10~20d,部分沉降性能较差的絮状污泥被选择性排出,为聚磷菌(PAO)增殖和富集创造了有利条件,系统除磷效果显著提升,出水 TP 浓度最低达到 0.2mg/L (第 18d).然而,第 20d 沉淀时间的进一步缩短可能导致 PAO 大量流失,系统除磷性能恶化,出水 TP 浓度在第 32d 时达到2.6mg/L 的阶段性峰值.此后系统除磷能力逐步回升,并于第 44~64d 进入稳定高效期,期间平均 TP 去除率达到(94.7±5.6)%,出水 TP 浓度持续低于 0.5mg/L,满足排放标准.但在该稳定期后,系统除磷性能变差,平均 TP 去除率降为(84.6±6.1)%,出水 TP 浓度长期超标.结合前文粒径分布分析,这可能归因于 AGS 的部分解体导致的 PAO 流失.由于 PAO 的增殖速率较低,且面临与聚糖菌(GAO)的竞争,因此在流失后难以迅速恢复[23].相比之下,R2 在第 0d 时出水 TP 浓度(1.3mg/L)低于 R1(2.1mg/L),但其性能随时间推移持续下降,出水 TP 浓度于第 26d 升至最高值 3.9mg/L,对应 TP 去除率仅 18.4%.这表明 R2 初期展示出的磷去除效果可能主要源于接种的脱水污泥中残留混凝剂 $Fe^{3+}$与 $PO_4^{3-}$的化学结合作用,该效果随 $Fe^{3+}$存量的消耗而减弱.预造粒因经过脱水处理,其中 PAO 丰度和活性可能在低磷浓度环境下受到影响,在与 GAO 的竞争中处于劣势[24],导致系统前期几乎不具备生物除磷能力.第 20d 的大量选择性排泥后,颗粒粒径逐渐增长,这可能为 PAO 的保留和重新富集创造了有利条件.第 26d 后,R2 出水 TP 浓度呈持续下降趋势,于第 42d 达到 0.4mg/L,且此后基本维持在达标水平.值得注意的是,R2 成熟 AGS 系统(第 74~120d)平均 TP 去除率((94.4±3.7)%)

高于 R1((85.9±5.1)%),且长期稳定性更强,这可能与其较强的物理结构稳定性有关.然而,R2 除磷潜力的实现存在明显的时间滞后,在工程实践中可能面临启动期过长、前期出水不达标等问题.因此未来关于预造粒技术的研究需关注通过菌群调控、运行参数优化等方式,优化系统除磷功能的构建效率.

### 2.3 好氧颗粒污泥典型周期污染物降解情况

为进一步探究两反应器污染物去除性能(尤其是磷去除性能)的实现过程,于第 88d 监测了 AGS 系统单个曝气周期(300min)内污染物浓度的变化情况,结果如图 3 所示.其中总无机氮(TIN)为 3 种形态氮($NH_4^+$-N、$NO_2^-$-N 和 $NO_3^-$-N)浓度之和[25].曝气开始后,R1 和 R2 中硝化进程迅速启动,$NH_4^+$-N 浓度均明显下降,分别从第 0min 时的 23.7 和 22.6mg/L,降至第 240min 时 0.9 和 0.3mg/L 的较低水平.值得注意的是,在曝气初期(0~30min),R1 和 R2 中 COD 浓度均快速下降,分别从 142 和 150mg/L 降至 56 和 81mg/L,表明作为电子供体的碳源被迅速消耗;而另一方面,尽管处于宏观好氧环境,同一时间段内(0~30min)R1 和 R2 中 TIN 浓度分别从 27.3 和 28.1mg/L 大幅降至 18.8 和 18.9mg/L,TP 浓度分别从 6.1 和 4.5mg/L 显著提升至 21.1 和 16.8mg/L.TIN 的降低和 TP 的升高指示了缺氧反硝化和厌氧释磷这两个消耗碳源过程的发生.结合相关文献,此现象可能归因于 AGS 特有的物理结构所形成的 DO 浓度梯度:在曝气初期(0~30min),由于 DO 优先被颗粒表层微生物消耗以完成硝化反应等生命活动,加之颗粒结构本身形成的传质阻力,导致颗粒内部形成缺氧/厌氧微环境[26],这为反硝化菌进行脱氮及 PAO 完成厌氧释磷创造了条件.第 30min 后,R1 和 R2 的 TP 浓度均呈明显下降趋势,于第 300min 时分别降至 0.3 和 0mg/L.其原因可能是随着 DO 向颗粒内部的渗透,PAO 代谢模式转变为使用厌氧阶段储存的胞内碳源完成对磷的过量摄取[26].由于碳源受限,第 30min 后 R1 和 R2 中 TIN 浓度的下降幅度均大幅减缓,至第 300min 时分别降至 10.6 和 8.4mg/L.该周期内观测到的污染物去除效果,与系统长期处理性能监测结果高度吻合,表明此次单周期分析具有良好的代表性.此外,R1 和 R2 中 TP 浓度的变化符合 PAO 典型的厌氧释磷—好氧过量吸磷的除磷模式,表明生物除磷在两反应器所展现的高效磷去除效果中的主导作用.

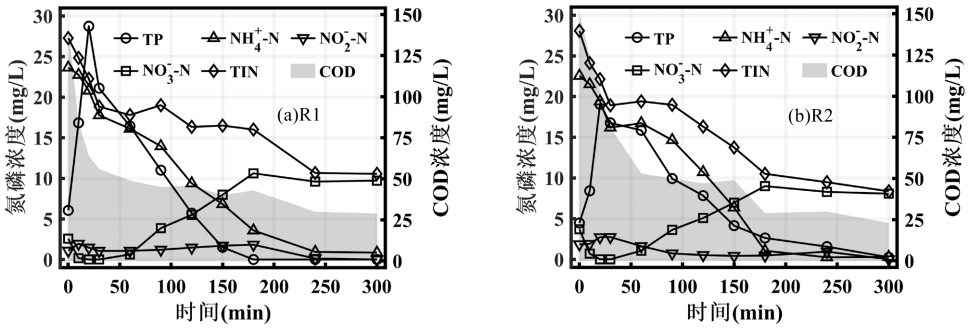



图 3 第 88d 典型运行周期内污染物浓度变化

Fig.3 Variations in pollutant concentrations during a typical operation cycle on day 88

### 2.4 好氧颗粒污泥微观形貌与元素分布

为探究 AGS 微观结构特征,在第 60d 采样进行 SEM 观察.结果表明,两组 AGS 中细胞簇均被大量 EPS 凝胶所包裹,整体结构较密实.同时其表面存在丰富的孔隙结构,可为 DO、大分子营养物质传输以及微生物迁移提供通道[10].微生物组成方面,R1 和 R2 均以球菌和短杆菌为主.除此之外,R1 颗粒外层还观察到少量丝状菌(图 4(b)),其可能通过与球菌和杆菌相互交织,参与构成 AGS 的三维骨架结构[27].

EDS 能谱分析结果显示,R1 颗粒中 P(1.69%)和 Mg(0.28%)含量较高,且分布区域高度重合(图 4(g,h)).结合 SEM 观察到的大量白色微颗粒(图 4(c)),推测 R1 颗粒中可能形成含 Mg 的磷酸盐沉淀.AGS 相比于传统活性污泥有更长的污泥龄(SRT)和更高的 pH 值,有利于矿物质形成和积累[17,28].R2 颗粒 Fe 含量高达 3.87%,而 P 含量则相对较低(0.63%).较高的铁含量主要源于其内核(脱水污泥预造粒)在脱水阶段投加的混凝剂 $FeCl_3$.值得注意的是,R2 样品铁

和磷的原子摩尔比约为 3.4,远超蓝铁矿(1.5)和磷铁矿(1)等常见磷酸铁盐沉淀.同时,EDS 面扫结果显示,Fe(图 4(o))和 P(图 4(p))在颗粒中均呈弥散性分布,且 SEM 图像中未观察到明显矿物颗粒,由此推测 Fe 主要以与 EPS 中富含的羧基、羟基等官能团络合的形式存在[29-30].这种 Fe−EPS 络合网络可能为颗粒提供了骨架支撑[31-32],同时形成吸附活性位点促进 R2 运行初期的磷去除[33-35].此外,$Ca^{2+}$与能够桥接带负电的多糖,同样在 AGS 的形成和结构稳定性中起重要作用[29,36].R2 颗粒的 Ca 含量(0.63%)高于 R1(0.13%),且其内部微生物标志元素(C, O)[37]缺失区域更小,进一步表明 R2 颗粒结构完整性和稳定性更高.

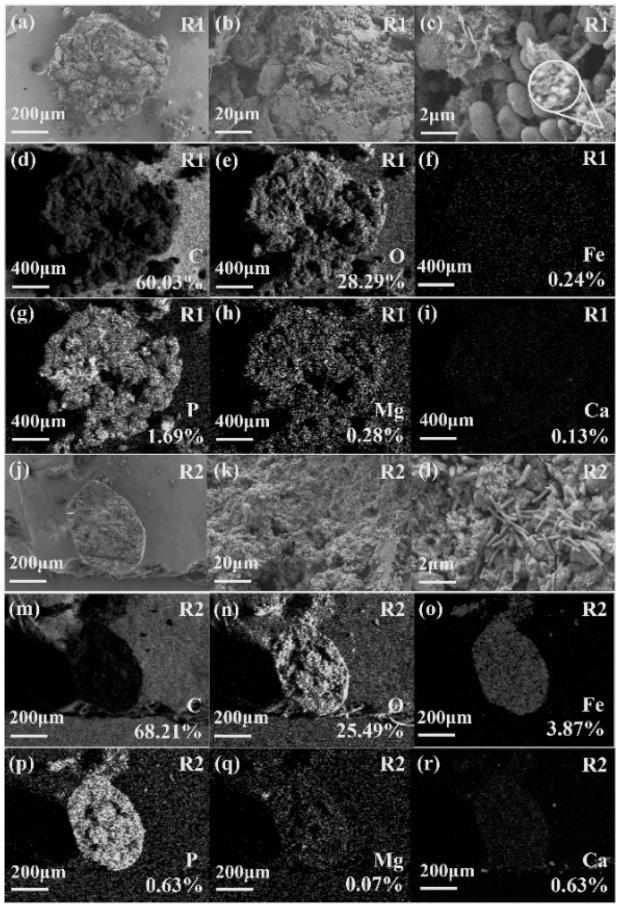



图 4　扫描电镜−能谱分析结果

Fig.4　Results of SEM−EDS analysis

(a~c) R1 样品的 SEM 图像; (d~i) R1 样品截面主要元素(C, O, Fe, P, Mg, Ca)EDS 面分布; (j~l) R2 样品的 SEM 图像; (m~r) R2 样品截面主要元素(C, O, Fe, P, Mg, Ca)EDS 面分布

## 2.5　好氧颗粒污泥晶相结构

为明确颗粒晶相组成,使用 XRD 对反应器运行第 100d 的成熟 AGS 样品进行物相分析,并结合 XRF 进行元素定量分析.XRD 图谱显示,R1(图 5(a))和 R2(图 5(b))样品的衍射峰分别与鸟粪石(Struvite, $MgNH_4PO_4·6H_2O$, PDF#71−2089) 和石英(Quartz, $SiO_2$, PDF#70−3755)有较好的匹配度.

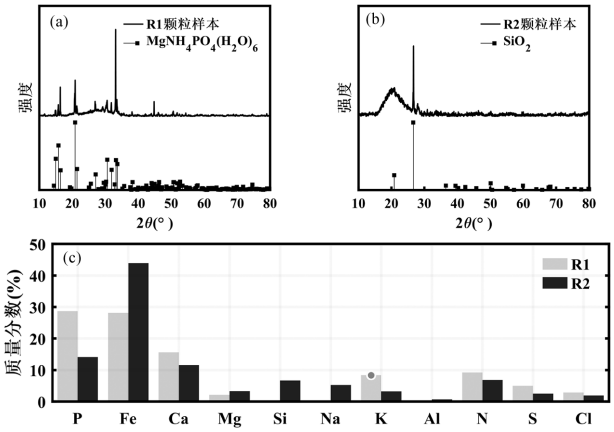



图 5　AGS 样品 XRD 与 XRF 分析结果

Fig.5　Results of XRD and XRF analysis for AGS samples

(a) R1 样品 XRD 谱图; (b) R2 样品 XRD 谱图; (c) R1 和 R2 样品 XRF 元素组成

AGS 中形成鸟粪石沉淀的现象已有诸多文献报道[28,38-39],其化学方程式如式(1)所示.本实验中反应器进水提供了形成鸟粪石所必需的前体物质,包括 $Mg^{2+}$、$NH_4^+$和 $H_2PO_4^-$.PAO 可在颗粒内部厌氧区过量释磷,在传质阻力的作用下形成显著高于液相主体的局部磷酸盐浓度,为鸟粪石的成核与生长提供了足够的过饱和度和热力学驱动力.此外,实验采用 $NaHCO_3$ 作为缓冲剂,结合长时间曝气导致的 $CO_2$ 吹脱,液相 pH 值维持在 8 左右,该 pH 值下鸟粪石溶解度较低,且成核所需时间缩短,有利于沉淀形成[40].值得注意的是,鸟粪石中 Mg 和 P 的质量比的理论值应为 0.79,但 R1 样品无论是 EDS 面扫描(0.17)还是 XRF 分析(0.07)所得比值均远低于 0.79,表明大部分磷仍存在于微生物和 EPS 之中[29,41].

$$Mg^{2+}+NH_4^++PO_4^{3-}+6H_2O\rightarrow MgNH_4PO_4·6H_2O \quad (1)$$

R2 样品中检测到的 $SiO_2$ 沉淀与其在 XRF 分析中较高的 Si 含量(6.68%)相一致,这些 $SiO_2$ 应为预造粒核心原有的砂粒,因位于颗粒较深层而未在 SEM 观测中被发现.此外,XRD 分析未检测到明显铁磷酸盐衍射峰,表明无此类沉淀生成,该结果与前文推测一致.已有研究指出,AGS 内部矿物沉

淀过程发生于颗粒结构稳定之后[42].R2 以致密预造粒核心为基础培养 AGS,这种特殊的“核-壳”结构可能在物理上限制了鸟粪石等沉淀所需的成核与生长空间.

### 2.6 好氧颗粒污泥微生物群落结构与功能

在第 100d 采集 AGS 样品进行微生物群落结构分析,结果(图 6(a))显示,R1 和 R2 在门水平上均以变形菌门(Pseudomonadota, R1: 35.7%; R2: 45.4%)和拟杆菌门(Bacteroidota, R1: 32.3%; R2: 23.4%)为优势菌门.Pseudomonadota 和 Bacteroidota 是污水处理系统中最常见的微生物门类,在有机物降解和 AGS 形成中发挥关键作用[8].此外,R1 和 R2 中还富集了绿弯菌门(Chloroflexota, R1: 9.1%; R2: 7.5%)、硝化螺旋菌门(Nitrospirota, R1: 7.3%; R2: 3.7%)等.这些菌门已被多项研究报道为 AGS 微生物群落的核心成员,与颗粒结构的稳定性和系统功能密切相关[20,43-44].

根据前文,R2 相较于 R1 表现出更好的 TN 和 TP 去除性能,因此进一步分析两反应器中氮磷去除相关功能微生物的丰度.硝化功能菌方面,R1 和 R2 中典型 AOB 菌属 *Nitrosomonas* 和 *Nitrosospira* 的总占比分别为 0.2%和 0.4%.尽管相对丰度较低,但两系统持续稳定的硝化表现说明它们在氮素转化过程中发挥重要作用[45].NOB 则以 *Nitrospira* 为主,相对丰度分别为 7.3%和 3.7%. AOB 和 NOB 分别驱动氨氧化和亚硝酸盐氧化过程,协同保障了 $NH_4^+$-N 的高效去除.其次,在反硝化功能菌方面,R2 中主要反硝化菌属的总占比(17.8%)高于 R1(15.6%),与其更优异的脱氮性能相一致.值得注意的是,*Azospira*、*Thauera* 等常规反硝化菌在 R2 中的总占比(6.9%)低于 R1(10.6%).R2 的优势可归因于反硝化聚糖菌(DGAO)*Candidatus_Competibacter* 更高的相对丰度(R1: 5.0%; R2: 10.9%). 研究表明,*Candidatus_Competibacter* 在乙酸为唯一碳源的环境中可显著富集,具备在缺氧条件下利用聚羟基脂肪酸酯(PHA)进行内源反硝化的能力[46].此外,该菌还能够分泌凝胶状胞外多糖,增强颗粒稳定性[47].R2 中 *Candidatus_Competibacter*、*Flavobacterium* 和 *Zoogloea* 等具有 EPS 分泌潜能的菌属的总占比(14.7%)高于 R1(8.8%),这可能是其颗粒结构保持稳定的重要原因[48].

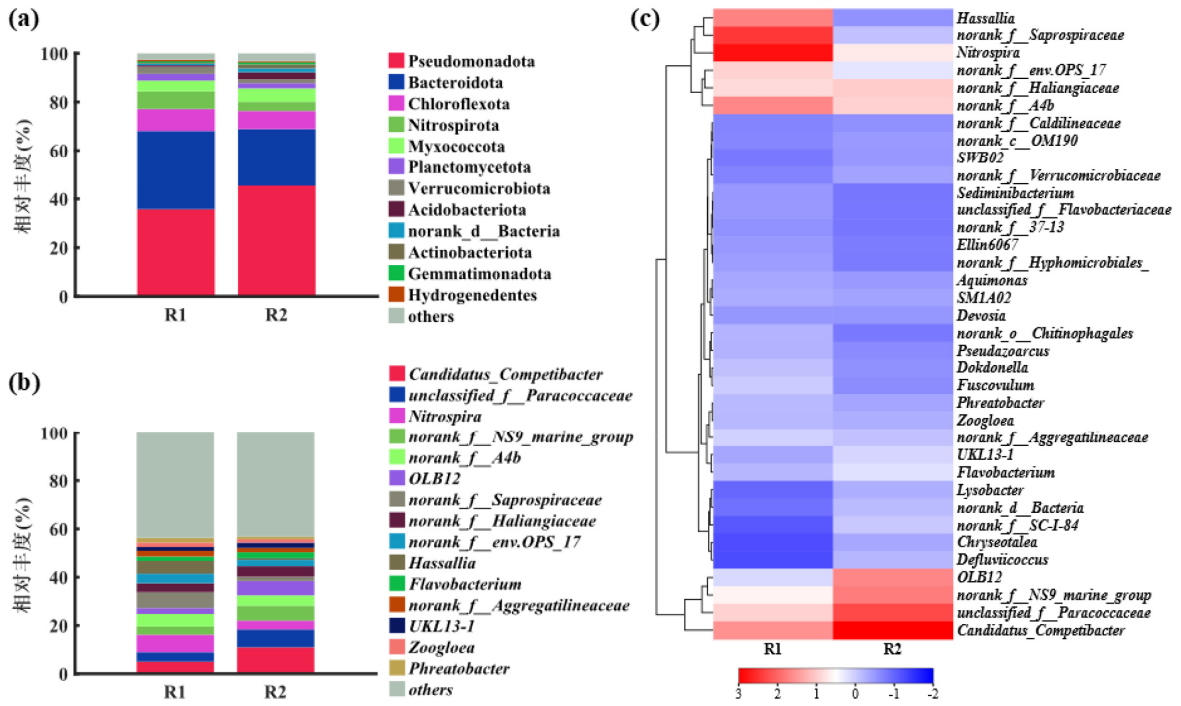



图 6 微生物群落结构组成分析

Fig.6 Analysis of microbial community structure composition

(a) 门水平相对丰度; (b) 属水平相对丰度; (c) 属水平热图

此外,在除磷功能微生物方面,典型 PAO 菌属 *Candidatus_Accumulibacter* 和 *Tetrasphaera* 在 R1 和

R2 中的总占比分别为 0.47%和 0.48%,均处于较低水平.然而根据前文,两反应器均表现出良好的生物除磷效能(稳定期平均 TP 去除率分别为(85.9±5.1)%和(94.4±3.7)%),这一现象可能归因于以下两个方面:首先,系统维持了较高的生物量浓度(MLVSS 浓度分别为 3.1 和 4.3g/L),因此尽管上述 PAO 的相对丰度较低,仍足以支撑有效的除磷过程.同时,因相对丰度相近,R2 更高的生物量浓度也意味着更高的 PAO 绝对丰度,这为其更好的除磷效果提供了支撑;其次,系统中可能存在其他尚未被识别的具有除磷功能的微生物类群,对除磷效果起到了补充作用.值得注意的是,尽管 DGAO *Candidatus_Competibacter* 在 R1 和 R2 中均显著富集,但并未对系统除磷效果产生明显负面影响.该现象在其他研究中也有报道,可能与 PAO 倾向于采用糖酵解途径(EMP)而非三羧酸循环(TCA)进行糖原代谢有关[49-50].EMP 途径具有更高的 PHA 生成与乙酸摄取比率(PHA/HAc),能够更高效地利用碳源[51],从而使 PAO 在竞争性微生物存在的情况下仍可维持系统除磷性能.

## 2.7　好氧颗粒污泥宏基因组分析

为深入揭示预造粒对 AGS 污染物去除性能的强化机制,在运行第 100d 时取两组反应器污泥样品进行宏基因组测序,并通过比对 KEGG 数据库,识别脱氮除磷代谢途径中的关键功能基因.氮代谢途径及其关键基因包括硝化、反硝化、厌氧氨氧化、固氮、同化硝酸盐还原(ANR)和异化硝酸盐还原(DNR)[52].根据图 7,在氨氧化作用方面,R2 中编码氨单加氧酶的 *amo* 基因和编码羟胺氧化还原酶的 *hao* 基因的总相对丰度(0.02‰)是 R1(0.01‰)的两倍.同时,R2 中编码亚硝酸盐氧化还原酶的 *nxr* 基因的总相对丰度(0.36‰)亦高于 R1(0.31‰),表明 R2 具备更强的硝化潜力.鉴于 R2 中反硝化、ANR 和 DNR 相关基因的总相对丰度(1.76‰)与 R1(1.52‰)无明显差异,推测 R2 中增强的硝化潜力可能缓解了氨氧化这一限速步骤[53]的限制,从而有助于提高脱氮效率.值得注意的是,负责通过固氮作用将 $N_2$ 转化为 $NH_3$ 的功能基因 *nif* 在 R2 中的相对丰度(0.11‰)远高于 R1(0.03‰),表明 R2 可能存在复杂的氮源利用策略,即在高效脱氮的同时,部分微生物通过固氮作用补偿生物可利用氮,以维持群落的长期稳定[54].此外,两反应器样品中均未检测到厌氧氨氧化过程的关键功能基因 *hdh*,表明厌氧氨氧化对系统脱氮的贡献可忽略不计.

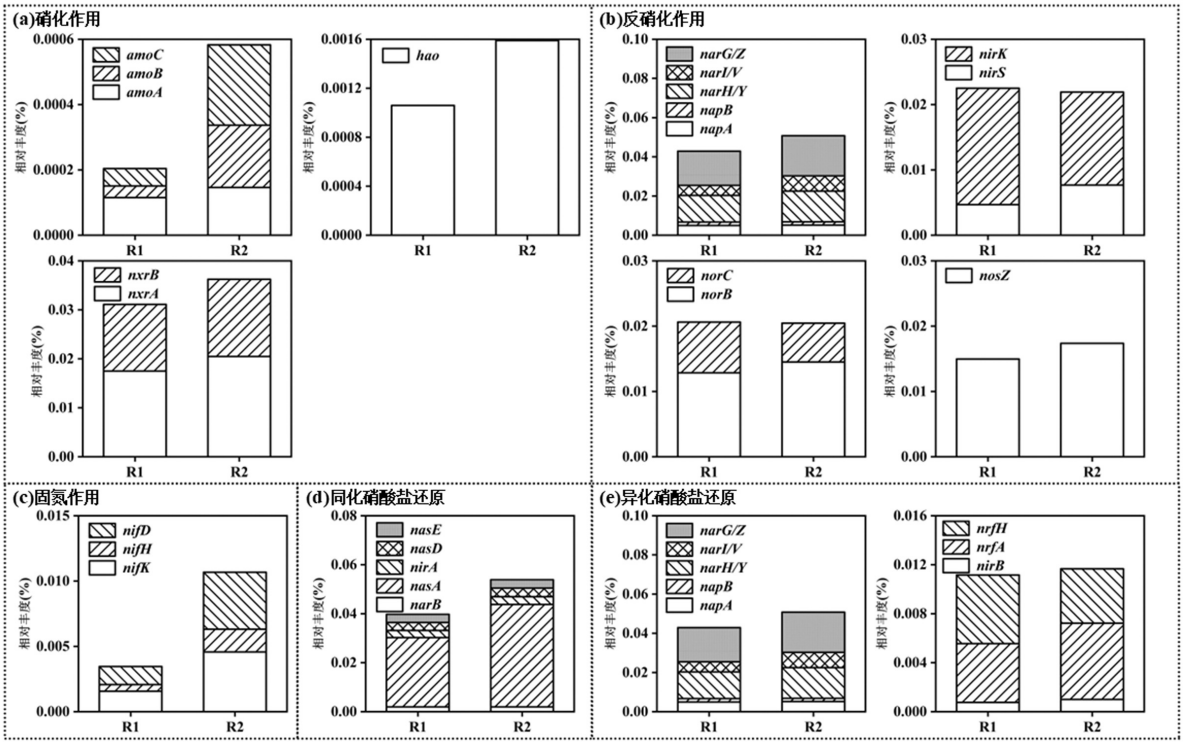



图 7　AGS 氮代谢相关基因相对丰度的比较

Fig.7　Comparation of the relative abundance of genes related to nitrogen metabolism in AGS

碳磷代谢网络是活性污泥中微生物实现生物除磷功能的基础,主要包括 TCA、EMP、戊糖磷酸途径(HMP)、恩特纳-杜多罗夫途径(ED)以及磷代谢过程[32],其相关基因的相对丰度如图 8 所示.在中心碳代谢方面,EMP途径与TCA循环作为碳代谢核心,其相关基因均明显富集.在 R1 和 R2 中,EMP 途径关键基因,如 *pyk*(丙酮酸激酶)的相对丰度均为 0.37‰,*gapA*(甘油醛-3-磷酸脱氢酶)的相对丰度分别为 0.33‰和 0.35‰;TCA 循环关键基因,*icd*(异柠檬酸脱氢酶)的相对丰度分别为 0.35‰和 0.37‰,*gltA*(柠檬酸合酶)基因的相对丰度分别为 0.35‰和 0.36‰.中心碳代谢网络能够通过合成和利用胞内碳源以生成 ATP 和还原当量,为 PAO 等微生物提供支持[55].虽然基因丰度不能直接反映代谢路径活性及偏好,但 EMP 途径基因的高丰度表明其是碳代谢网络的重要组成部分,为前文提出的推测"PAO 可能优先采用 EMP 途径而提高碳源利用效率"提供了潜在的基因组学线索.此外,两反应器中 HMP 途径的基因丰度也较高,其中编码转酮醇酶的 *tktA/tktB* 基因在 R1 和 R2 中的相对丰度分别达到 0.54‰和 0.52‰,表明该途径在提供还原力方面同样发挥重要作用.相比之下,R1 和 R2 中 ED 途径相关基因的丰度普遍低于 0.18‰,表明其在碳代谢中的贡献有限.

PHA 作为重要的微生物胞内储能物质,与其代谢相关的基因在两反应器间存在明显差异.编码 PHA 合成酶(*phaC*)和 PHA 解聚酶(*phaZ*)的基因在 R2 中的相对丰度(0.40‰和 0.14‰)均高于 R1(0.25‰和 0.09‰),这意味着 R2 具有更强的胞内碳源合成与利用潜能,是其实现更高效生物除磷的前提.作为区分 PAO 与 GAO 的关键功能[56],聚磷酸盐代谢相关基因的相对丰度方面,R2 中编码多聚磷酸盐激酶(*ppk1*)和多聚磷酸盐外切酶(*ppx*)基因的相对丰度(0.42‰和 0.40‰)均高于 R1(0.34‰和 0.33‰).这一结果从基因层面进一步阐释了其优越的除磷性能.

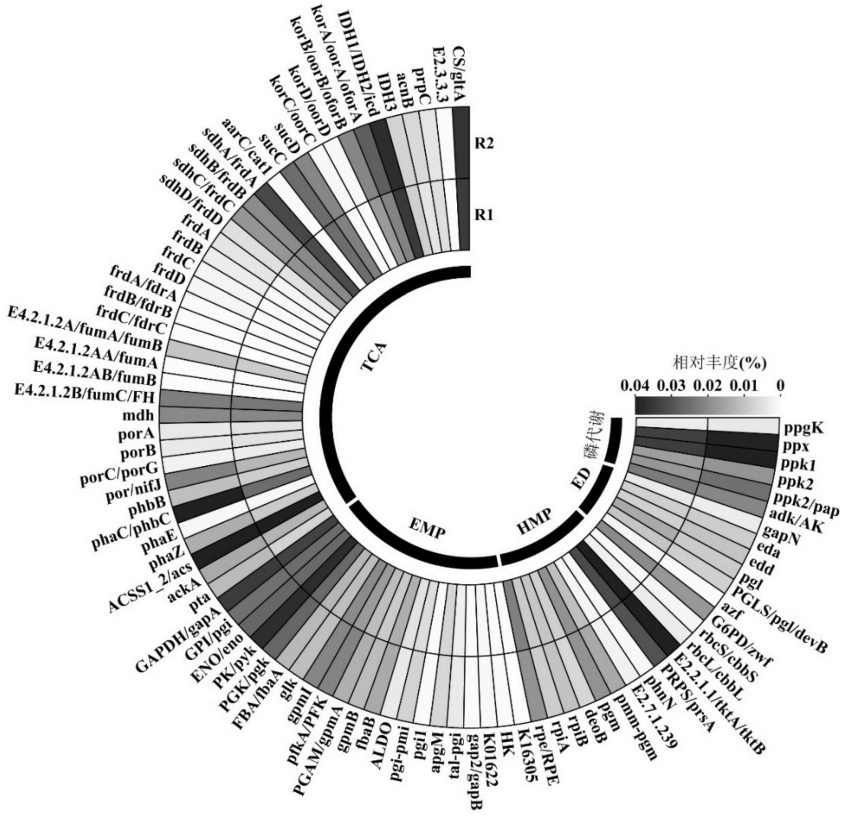



图 8 AGS 碳磷代谢相关基因的相对丰度热图

Fig.8 Heatmap of the relative abundance of genes related to carbon and phosphorus metabolism in AGS

## 2.8 好氧颗粒污泥磷去除机制

基于上述研究结果,本研究揭示了活性污泥自然成粒(R1)和脱水污泥预造粒强化成粒(R2)两种策略构建的 AGS 系统除磷机制的差异(图 9).

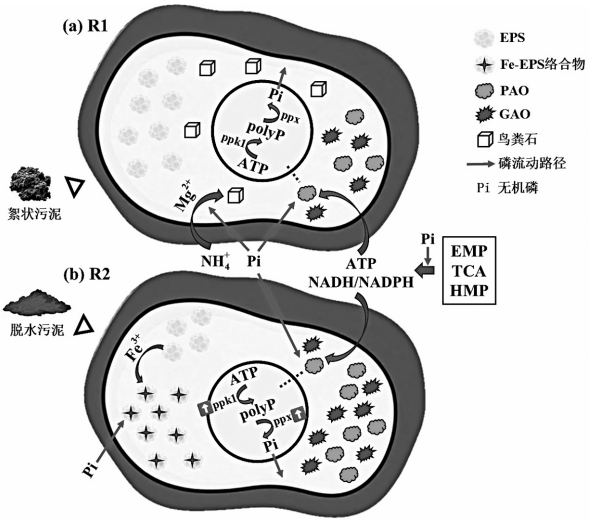



图 9　AGS 除磷机制示意

Fig.9　Schematic diagram illustrating phosphorus removal in AGS

首先,两系统最终均以 PAO 主导的生物除磷为核心磷去除机制.R1 和 R2 的关键 PAO 菌群组成相似,其能量代谢与物质合成均主要依赖于EMP、TCA 和 HMP 途径提供的 ATP 和还原力,且 *ppk1*、*icd*、*acs* 等碳磷代谢关键基因均显著富集.其次,由于颗粒化进程和颗粒理化性质的差异,两系统的具体除磷机制和效果存在区别.R1 通过微生物自絮凝作用自然成粒,形成的 AGS 结构相对松散.运行后期(第 96d 左右),在 PAO 厌氧释磷和乙酸盐代谢形成的局部高浓度 $PO_4^{3-}$环境和偏碱性 pH 值条件下,颗粒内部形成鸟粪石化学沉淀[28,38-39],对磷去除起到有限的补充作用.然而,松散的结构也导致 R1 中 AGS 稳定性不足,运行后期出现部分解体现象(粒径分布出现 200μm 次级峰),造成 PAO 流失,进而引发除磷性能波动.作为对比,R2 在运行初期(前 42d)主要依赖化学吸附除磷,这归因于接种脱水污泥中残留的 $Fe^{3+}$与 EPS 形成的络合物对 $PO_4^{3-}$的高效吸附.Fe−EPS 络合网络不仅提供了初期化学除磷贡献,同时作为结构骨架增强了 AGS 的机械强度.这种稳定的物理结构使R2 中 PAO 保有更高的生物量,同时可能有助于 PAO 保持代谢活性,表现为 *ppk1*、*ppx* 等磷代谢功能基因的相对丰度均明显高于 R1.因此,R2 系统在渡过污泥脱水导致的 PAO 活性恢复滞后期(约 42d)后,表现出高效稳定的除磷性能,出水 TP 浓度长期维持在 0.5mg/L 以下.综上所述,R1 系统除磷遵循典型的生物驱动模式,而 R2 系统展现出化学−生物协同除磷模式.该机制差异表明,通过脱水污泥预造粒构建的高稳定性 AGS,可有效克服传统微生物自絮凝成粒过程中结构脆弱和功能微生物易流失的固有瓶颈[3],为实现 AGS 系统长期高效除磷提供新的思路.

## 3　结论

3.1　接种脱水污泥预造粒策略实现了 AGS 系统的高效启动与成熟期磷去除性能的显著提升.通过预造粒接种可跳过初始成粒阶段,在 10d 内快速实现 COD 和 TN 的高效去除,并在 42d 内实现 PAO 活性恢复与除磷系统构建.成熟期预造粒 AGS 系统运行稳定,COD 和 TN 平均去除率分别达到(94.5±2.9)%和(79.3±6.4)%,与自然成粒系统水平相当;TP 平均去除率达到(94.4±3.7)%,较自然成粒系统的(85.9±5.1)%提升了 8.5 个百分点,且表现出更强的稳定性.

3.2　预造粒 AGS 系统构建了化学−生物协同的除磷模式,残留的铁元素发挥了化学吸附与结构维稳的双重作用.脱水污泥预造粒中 PAO 活性初期受到显著抑制,需约 42d 完成恢复.脱水污泥中残留的铁元素(3.87%)在启动初期通过化学吸附弥补了生物除磷的滞后;同时,铁通过与 *Candidatus_Competibacter* 等菌属分泌的 EPS 形成稳定的络合网络,为颗粒提供骨架支撑,使成熟期颗粒 MLVSS 浓度(4.3g/Lvs3.1g/L)远高于自然成粒系统,颗粒稳定性显著增强.

3.3　成熟期预造粒 AGS 的高效生物除磷性能直接源于 PAO 主导的生物除磷.尽管预造粒 AGS 中 *Candidatus_Accumulibacter* 等生物除磷关键 PAO 总相对丰度(0.48%)与自然成粒 AGS(0.47%)相近且处于较低水平,其高生物量保障了 PAO 的绝对丰度.此外,稳定的颗粒结构可能有助于 PAO 保持代谢活性,表现为聚磷代谢关键基因(如 ppk1,相对丰度 0.42‰ vs0.34‰)更高的相对丰度.

3.4　脱水污泥预造粒技术在提升 AGS 结构稳定性和磷去除效率方面具有显著优势,但存在 PAO 活性恢复滞后的问题.未来研究应聚焦于调控菌群结构和优化运行参数,以进一步缩短功能菌恢复周期,实现更快速高效的除磷系统构建.

**参考文献:**

[1]　de Sousa Rollemberg S L, Barros A R M, Firmino P I M, et al. Aerobic

granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms [J]. Bioresource Technology, 2018,270:678-688.

[2] Nancharaiah Y V, Reddy G K K. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications [J]. Bioresource Technology, 2018,247:1128-1143.

[3] Vydehi P, Ravindran G, Shyamala G, et al. Aerobic granular-based wastewater treatment: Current trends, formation, applications, granulation, efficiency, and bottlenecks [J]. Journal of Water Process Engineering, 2025,70:107075.

[4] Zhou K, Wu B R, Su L H, et al. Enhanced phosphate removal using nanostructure hydrated ferric-zirconium binary oxide confined in a polymeric anion exchanger [J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 345:640-647.

[5] Han X S, Jin Y, Yu J G. Rapid formation of aerobic granular sludge by bioaugmentation technology: A review [J]. Chemical Engineering Journal, 2022,437(Part 1):134971.

[6] 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.

[7] 刘文如,宋家俊,王建芳,等.硝化微颗粒污泥快速培养及其亚硝化功能快速实现 [J]. 环境科学, 2020,41(1):353-359.
Liu W R, Song J J, Wang J F, et al. Rapid achievement of nitrifying micro-granular sludge and its nitritation function [J]. Environmental Science, 2020,41(1):353-359.

[8] Xu D, Liu J, Ma T, et al. Rapid granulation of aerobic sludge in a continuous-flow reactor with a two-zone sedimentation tank by the addition of dewatered sludge [J]. Journal of Water Process Engineering, 2021,41:101941.

[9] Sun Z, Zhang J M, Wang J, et al. Direct start-up of aerobic granular sludge system with dewatered sludge granular particles as inoculants [J]. Journal of Environmental Management, 2023,326(Part A):116540.

[10] 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(3):116523.

[11] Li H P, Li Y X, Zhou T, et al. The rapid start-up of AGS by inoculating seed granular sludge in treatment of industrial park wastewater: performance evaluation and structural characterization [J]. Environmental Science: Water Research & Technology, 2025,11: 2308-2325.

[12] 张翔宇,范业弘,朱晗彬,等.城镇中小规模污水处理厂碳排放分析及碳削减对策 [J]. 环境科学, 2025,46(1):107-117.
Zhang X Y, Fan Y H, Zhu H B, et al. Carbon emission analysis and carbon reduction strategy of small and medium-scale municipal wastewater treatment plants in cities and towns [J]. Environmental Science, 2025,46(1):107-117.

[13] 何秋来.厌氧/好氧/缺氧同步硝化反硝化除磷颗粒污泥系统构建及强化策略研究 [D]. 武汉:武汉大学, 2019.
He Q L. Start-up and enhancement of simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal system based on aerobic granular sludge in the anaerobic/oxic/anoxic mode [D]. Wuhan: Wuhan University, 2019.

[14] Wang C, Qi W K, Zhang S J, et al. Innovation for continuous aerobic granular sludge process in actual municipal sewage treatment: Self-circulating up-flow fluidized bed process [J]. Water Research, 2024, 260:121862.

[15] Ma J W, Chen L, Ji Y N, et al. Aerobic sludge granulation and simultaneous partial nitrification, denitrification, and phosphorus removal in an AOA-SBR with low dissolved oxygen [J]. ACS ES&T Water, 2024,4(11):5065-5076.

[16] Cassidy D P, Belia E. Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge [J]. Water Research, 2005,39(19):4817-4823.

[17] Li Y M, Zou J T, Zhang L L, et al. Aerobic granular sludge for simultaneous accumulation of mineral phosphorus and removal of nitrogen via nitrite in wastewater [J]. Bioresource Technology, 2014, 154:178-184.

[18] Franca R, Pinheiro H M, Van Loosdrecht M C M, et al. Stability of aerobic during long-term bioreactor operation [J]. Biotechnology Advances, 2018,36(1):228-246.

[19] Liu Y Q, Tay J H. Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2007,75:205-210.

[20] Mu Z B, Wang X, Wang H G, et al. Aeration-phase calcium addition for stabilizing aerobic granular sludge in treating municipal wastewater with low-strength municipal wastewater [J]. ACS ES&T Water, 2025,5(8):4701-4714.

[21] GB 18918-2002 城镇污水处理厂污染物排放标准 [S].
GB 18918-2002 Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plants [S].

[22] Liang D B, Guo W, Li D Y, et al. Enhanced aerobic granulation for treating low-strength wastewater in an anaerobic-aerobic-anoxic sequencing batch reactor by selecting slow-growing organisms and adding carriers [J]. Environmental Research, 2022,205:112547.

[23] Mino T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process [J]. Water Research, 1998,32(11):3193-3207.

[24] Liu W T, Nakamura K, Matsuo T, et al. Internal energy-based competition between polyphosphate- and glycogen- accumulating bacteria in biological phosphorus removal reactors—Effect of PC feeding ratio [J]. Water Research, 1997,31(6):1430-1438.

[25] Long B, Yang C Z, Pu W H, et al. Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor [J]. Bioresource Technology, 2014,166:57-63.

[26] Layer M, Garcia Villodres M, Hernandez A, et al. Limited simultaneous nitrification-denitrification (SND) in aerobic granular sludge systems treating municipal wastewater: Mechanisms and practical implications [J]. Water Research X, 2020,7:100048.

[27] Wang L, Liu X, Li Z W, et al. Filamentous aerobic granular sludge: A critical review on its cause, impact, control and reuse [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023,11(3):110039.

[28] Angela M, Béatrice B, Mathieu S. Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process [J]. Water Research, 2011,45:3776-3786.

[29] Li W W, Zhang H L, Sheng G P, et al. Roles of extracellular polymeric substances in enhanced biological phosphorus removal process [J]. Water Research, 2015,86:85-95.

[30] Yin C Q, Meng F G, Meng Y B, et al. Differential ultraviolet-visible absorbance spectra for characterizing metal ions binding onto

extracellular polymeric substances in different mixed microbial cultures [J]. Chemosphere, 2016,159:267−274.

[31] Felz S, Kleikamp H, Zlopasa J, et al. Impact of metal ions on structural EPS hydrogels from aerobic granular sludge [J]. Biofilm, 2020,2: 100011.

[32] Wang B D, Ni M C, Zeng Y, et al. Transforming behavior and removal mechanism of phosphorus from municipal wastewater in a continuous flow aerobic granular sludge−membrane bioreactor: Unveiling the functional genes associated with phosphorus metabolism [J]. Chemical Engineering Journal, 2025,507:160578.

[33] Guardado I, Urrutia O, Garcia−Mina J M. Methodological approach to the study of the formation and physicochemical properties of phosphate−metal−humic complexes in solution [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2005,53(22):8673−8678.

[34] 毕　贞,宋　歌,黄　勇.胞外聚合物在吸磷/释磷过程中的作用机制 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6602−6616.
Bi Z, Song G, Huang Y. The role of extracellular polymeric substances in phosphorus adsorption processes [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6602−6616.

[35] Li D X, Xi H L. Layered extraction and adsorption performance of extracellular polymeric substances from activated sludge in the enhanced biological phosphorus removal process [J]. Molecules, 2019,24(18):3358.

[36] Liu Y, Lin Y M, Tay J H. The elemental compositions of P−accumulating microbial granules developed in sequencing batch reactors [J]. Process Chemistry, 2005,40(10):3258−3262.

[37] Pan K, Qian Z, Chen Y X, et al. Two−way role of iron−carbon in biochemical reactions: Microelectrolysis and enhanced activity of aerobic granular sludge for efficient refractory wastewater treatment [J]. Water Research, 2024,264:122222.

[38] Yilmaz G, Lemaire R, Keller J, et al. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient−rich industrial wastewater using granular sludge [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2008,100:529−541.

[39] Lin Y M, Bassin J P, Van Loosdrecht M C M. The contribution of exopolysaccharide induced struvites accumulation to ammonium adsorption in aerobic granular sludge [J]. Water Research, 2012,46(4): 986−992.

[40] Doyle J D, Parsons S A. Struvite formation, control and recovery [J]. Water Research, 2002,36(16):3925−3940.

[41] Huang W L, Huang W W, Li H F, et al. Species and distribution of inorganic and organic phosphorus in enhanced phosphorus removal aerobic granular sludge [J]. Bioresource Technology, 2015,193:549−552.

[42] Liu Y Q, Lan G H, Zeng P. Size−dependent calcium carbonate precipitation induced microbiologically in aerobic granules [J]. Chemical Engineering Journal, 2016,285:341−348.

[43] Shyamala G, Ravindran G, Karri R R, et al. Microbial ecology in aerobic granular sludge biofilm technology and its impact on treatment efficiency − A critical review [J]. Journal of Water Process Engineering, 2025,76:108112.

[44] Liu P X, Yang Y, Ge M, et al. Morphology and community structure characteristics of aerobic granular sludge: A review [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2025,13(5):118659.

[45] Mei Z H, Wang J L, Luo J H, et al. Unraveling the mechanism of dissolved organic matter in enhancing nitrogen removal from leachate wastewater treatment via aerobic granular sludge process [J]. Water Research, 2025,287(Part A):124407.

[46] Oehmen A, Lemos P C, Carvalho G, et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale [J]. Water Research, 2007,41(11): 2271−2300.

[47] Seviour T W, Lambert L K, Pijuan M, et al. Selectively inducing the synthesis of a key structural exopolysaccharide in aerobic granules by enriching for Candidatus “Competibacter phosphatis” [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2011,92:1297−1305.

[48] 李　军,魏　鑫,邓永春,等.污泥生物炭对低 C/N 废水好氧颗粒污泥长期运行稳定性的影响 [J]. 中国环境科学, 2024,44(4):2032−2043.
Li J, Wei X, Deng Y C, et al. Effects of sludge biochar on the long−term stability of aerobic granular sludge in low C/N wastewater [J]. China Environmental Science, 2024,44(4):2032−2043.

[49] He Q L, Li J F, Wang M, et al. A novel AOA−SNDPRr process for simultaneous wastewater treatment, phosphorus recovery, and in situ sludge reduction with ultralong sludge retention time [J]. ACS ES&T Engineering, 2025,5(4):855–863.

[50] Kang D, Yuan Z H, Li G Y, et al. Toward integrating EBPR and the short−cut nitrogen removal process in a one−stage system for treating high−strength wastewater [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(35):13247−13257.

[51] Wang D Q, Tooker N B, Srinivasan V, et al. Side−stream enhanced biological phosphorus removal (S2EBPR) process improves system performance – A full−scale comparative study [J]. Water Research, 2019,167:115109.

[52] Xiong W, Wang S J, Jin Y, et al. Insights into nitrogen and phosphorus metabolic mechanisms of algal−bacterial aerobic granular sludge via metagenomics: Performance, microbial community and functional genes [J]. Bioresource Technology, 2023,369:128442.

[53] Zhang L X, Guan Y T, Jiang S C. Investigations of soil autotrophic ammonia oxidizers in farmlands through genetics and big data analysis [J]. Science of The Total Environment, 2021,777:146091.

[54] Halm H, Musat N, Lam P, et al. Co−occurrence of denitrification and nitrogen fixation in a meromictic lake, Lake Cadagno (Switzerland) [J]. Environmental Microbiology, 2009,11:1945−1958.

[55] 秦　璐.侧流强化生物除磷工艺机理与性能优化研究 [D]. 西安:西安理工大学, 2023.
Qin L. Study on the mechanism and performance optimization of side−stream enhance biological phosphorus removal process [D]. Xi’an: Xi’an University of Technology, 2023.

[56] 陈丽萍.城市污水厂中聚磷菌的富集及其碳源摄取与物质代谢特征研究 [D]. 广州:华南理工大学, 2023.
Chen L P. Carbon uptake and metabolic characteristics of enriched polyphosphate accumulating organisms from municipal wastewater treatment plants [D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2023.

**作者简介：**杨浩生(2001−),男,河南南阳人,同济大学硕士研究生,主要从事污水生物处理研究.发表论文 1 篇.yhaosheng7@163.com.