张 欣,黄凯文,赵 倩,等.微纳米曝气促进好氧颗粒污泥形成的微观机制解析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4275-4285.
Zhang X, Huang K W, Zhao Q, et al. Analysis of the microscopic mechanism of micro-nano aeration to promote the formation of aerobic granular sludge [J]. China Environment Science, 2025,45(8):4275-4285.

微纳米曝气促进好氧颗粒污泥形成的微观机制解析

张 欣[1],黄凯文[1],赵 倩[1],肖丽雯[1],王 硕[1,2,*],李 激[1,2] (1.江南大学环境与生态学院, 江苏省厌氧生物技术重点实验室,江苏 无锡 214122；2.江苏省高校水处理技术与材料协同创新中心,江苏 苏州 215009)

摘要：通过研究常规曝气与微纳米曝气模式下好氧颗粒污泥(AGS)的颗粒化进程与污染物的去除效果,同时结合胞外聚合物(EPS)与微生物群落演替,分析不同曝气模式下 AGS 的微观响应特征.结果表明,相较于常规曝气模式,微纳米曝气体系具有更高的氧气传质效率与羟基自由基(•OH)产生量,可以显著提升 AGS 对污染物的去除效果,氨氮、化学需氧量(COD)的去除率始终稳定在 95%以上,总氮去除率则能维持在 78.81%的较高处理水平.微纳米曝气还可促进 AGS 的快速颗粒化,平均粒径在 20d 后超过 300μm.且 XDLVO 理论计算结果表明两种曝气模式下 AGS 均具有良好的聚集性能.由于微纳米气泡具有促进生物膜生长的作用,微纳米曝气体系中的 AGS 具有含量更丰富的 EPS,主要依靠 Hydrophobic TB-PN 形成蛋白质结构的疏水网络促进 AGS 形成,而常规曝气体系更多是依靠 Ionic TB-PS 的离子架桥作用增强 AGS 的稳定性.两种曝气体系中的微生物群落存在较大差异,常规曝气体系中多是常见的反硝化优势菌属,而微纳米曝气体系由于存在较高的曝气强度,导致丝状菌属出现了激增现象,优势菌群以 *Neomegalonema*、*Thiothrix* 和 norank_f_*Saprospiraceae* 为主,在为 AGS 分泌 EPS 形成骨架的同时,也能保证系统脱氮性能的稳定.

关键词：好氧颗粒污泥；微纳米曝气；XDLVO 理论；胞外聚合物；微生物群落
中图分类号：X703 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)08-4275-11

Analysis of the microscopic mechanism of micro-nano aeration to promote the formation of aerobic granular sludge. ZHANG Xin[1], HUANG Kai-wen[1], ZHAO Qian[1], XIAO Li-wen[1], WANG Shuo[1,2*], LI Ji[1,2] (1.Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, School of Environment and Ecology, Jiangnan University, Wuxi 214122, China；2.Jiangsu College Water Treatment Technology and Material Collaborative Innovation Center, Suzhou215009, China). *China Environment Science*, 2025,45(8)：4275~4285

Abstract：The granulation process and pollutant removal performance of aerobic granular sludge (AGS) under conventional and micro-nano aeration modes were investigated, with focus on the roles of extracellular polymeric substances (EPS) and microbial community succession in mediating microstructural responses. Compared to conventional aeration, the micro-nano aeration exhibited superior oxygen mass transfer efficiency and higher hydroxyl radical (•OH) generation, leading to significantly enhanced pollutant removal. Ammonia and chemical oxygen demand (COD) removal efficiencies consistently exceeded95%, while total nitrogen removal remained at a high level of78.81%. Micro-nano aeration also accelerated AGS granulation, with mean particle sizes surpassing300 μm within20days. XDLVO-based interaction energy calculations indicated favorable aggregation behavior under both aeration regimes. Due to the biofilm-promoting effects of micro-nano aeration system, AGS developed contained higher EPS content under this mode, with Hydrophobic TB-PN playing a key role in forming protein-based hydrophobic networks that promoted AGS granulation. In contrast, AGS stability in the conventional system was primarily maintained via ionic bridging by Ionic TB-PS. Distinct microbial community structures were observed between the two aeration modes. Conventional aeration favored typical denitrifying bacteria, whereas the intensified of micro-nano aeration system led to a proliferation of filamentous taxa, notably *Neomegalonema*, *Thiothrix*, and norank_f_*Saprospiraceae.* These filamentous bacteria contributed to EPS secretion and AGS structural integrity while maintaining stable nitrogen removal performance.

Key words：aerobic granular sludge；micro-nano aeration；XDLVO theory；extracellular polymer；microbial community

近年来,好氧颗粒污泥(AGS)作为一种活性污泥法的替代技术被广泛研究并开展了一定规模的工程应用,与絮状污泥相比,AGS 因其致密的生物体结构,具有更快的沉降速度,且由于无需设置二沉池,从而有效减少了污水处理工艺的占地面积.现阶段 AGS 工艺常依托序批式反应器(SBR)运行,使其能够在高生物质浓度下运行,提高了其对高 COD 和有毒有害物质冲击的适应能力[1].此外,AGS 技术能够同时进行硝化反硝化,可减少传统脱氮处理工艺中再

收稿日期：2025-01-22
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52470036)
* 责任作者, 副教授, shuowang@jiangnan.edu.cn

循环泵系统的使用,进而降低运行成本[2].然而,AGS 技术在实际工程应用中也面临着启动周期长,对运行条件敏感性强,以及工程放大过程中混合传质效率下降等技术瓶颈,这些关键问题亟待通过工艺优化和调控策略创新来突破.

在絮状污泥的颗粒化进程中,曝气以及氧气传质速率是调节 AGS 工艺系统性能的两个关键因素.然而,由于氧气在水相中的溶解度低以及目前采用的传统曝气模式造成氧气转移效率较差,使 AGS 工艺维持高溶解氧水平需要大量曝气,导致污水处理厂的曝气能耗极高(约占总能耗的 50%~70%)[3].微纳米曝气(MNBs)技术由于产生的微纳米气泡自身具有高内部压力和稳定性,使得水相中溶解气体的浓度能够高于相应的气体饱和浓度,可显著提高气体溶解和气液传质效率[4].与当前产生中大气泡的传统曝气系统相比,微纳米曝气下氧气传质的改善可能会降低活性污泥对曝气速率和能耗的需求[5].此外,有研究表明微纳米气泡的高氧转移能力可以刺激好氧细菌及其代谢活性[6],从而促进有机物和营养物质的去除,提高 AGS 工艺的性能.基于上述性质,微纳米气泡近年来在环境应用中受到了极大关注.

为了更好地探究微纳米曝气模式下絮状污泥的颗粒化特征,本研究建立两组平行反应器,分别设置了常用市售曝气器与孔径为 0.22μm 的微纳米曝气器.通过测定体系中氧气传质效率、·OH 产生量等指标明确微纳米气泡去除污染物的机理.同时,借助 XDLVO 理论计算、EPS 特性变化分析两种曝气模式下污泥的颗粒化进程,再结合两种曝气条件下微生物菌群的演替规律,进一步分析 AGS 的微观响应特征,旨在为 AGS 工艺节能降耗运行和低碳工程应用提供借鉴.

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验装置采用 H/D 为 10:1 的圆柱型序批式反应器,反应器底部设置曝气装置,有效容积为 1L,在整个实验周期中,通过转子流量计控制充氧曝气量,将气体流量恒定维持在 2L/min.接种污泥取自某污水处理厂 A^2/O 工艺好氧池活性污泥,接种污泥浓度约为 4.0g/L.采用时控开关控制反应器各阶段状态,SBR 一个运行周期为 4h,其中进水 5min,曝气时间由最初的 205min 逐渐增加至 215min,沉降时间由最初的 15min 逐渐降低至 5min,排水 5min,排水比为 60%.

1.2 进水水质

实验进水采用人工模拟废水,具体成分如下:400mg/L CH_3COONa、1000mg/L CH_3CH_2COONa、248mg/L NH_4Cl、29.25mg/L KH_2PO_4、37.41mg/L K_2HPO_4、97mg/L $MgSO_4$、75mg/L $CaCl_2$、10mg/L EDTA.微量元素溶液具体成分如下:1.5mg/L $FeCl_3·6H_2O$、0.15mg/L H_3BO_3、0.03mg/L $CuSO_4·5H_2O$、0.03mg/L KI、0.12mg/L $MnCl_2·4H_2O$、0.058mg/L $ZnCl_2$、0.15mg/L $CoCl_2·6H_2O$、0.06mg/L $Na_2MoO_4·2H_2O$.

1.3 测试方法

1.3.1 氧气传质效率 溶液中的氧气转移过程参照以下公式计算[7]:

$$\ln(C_S-C)=-K_{La}t+\text{constant} \quad (1)$$

$$K_{Las}=K_{La}\theta^{(20-T)} \quad (2)$$

$$OTR=K_{Las}C_{S(20)} \quad (3)$$

式中:K_{La} 为氧气转移系数,min^{-1};C_S 为饱和溶解氧浓度,mg/L;C 为溶解氧浓度,mg/L;K_{Las} 为 20℃下的标准总传递系数,min^{-1};T 为温度,℃;θ为纠正温度的参数,1.024;OTR 为氧转移率,kg/(m^3·h);$C_{S(20)}$为 20℃下的饱和溶解氧浓度,mg/L.

1.3.2 ·OH 暴露量检测 选取对氯苯甲酸(p−CBA)作为指针化合物,采用高效液相色谱法测定•OH 暴露量[8].色谱条件:使用 C18 色谱柱,进样量 20 μL,流动相为甲醇:1%冰乙酸水溶液=70%:30%,流速为 1.0mL/min,柱温为 25℃,检测波长为 234nm.·OH 暴露量参照公式(4)进行计算:

$$\int_0^t[\cdot OH]dt=\left(\ln\frac{(p-CBA)_0}{(p-CBA)}\right)/k_{\cdot OH} \quad (4)$$

式中:$\int_0^t[\cdot OH]dt$ 为·OH 暴露量,mol·s/L;$(p-CBA)_0$ 为 p−CBA 在 0 时刻的浓度;$(p-CBA)_t$ 为 p−CBA 在 t 时刻的浓度;$k_{\cdot OH}$ 为 p−CBA 与·OH 的反应动力学常数,5×10^9L(mol·s).

1.3.3 常规指标测定 COD、总氮、氨氮的测定均参照《水与废水监测分析方法》(第四版).培养过程中好氧颗粒污泥粒径的变化采用 BT−2003 型激光粒度仪测定.

1.3.4 Zeta 电位测定 取 10mL 污泥混合液,10000r/min 离心 10min,采用 zeta 电位仪进行测定,以此来表征污泥的表面电荷.

1.3.5　接触角测定　取污泥样品研磨后将其抽滤到 0.45μm 的醋酸纤维滤膜上,用超纯水洗涤 2 次,放置于 1%的琼脂板上保持水分,测定前,取出自然干燥10min,采用静滴法在接触角测定仪上进行测定,测量液体为超纯水,二碘甲烷和甘油,每个样品至少测定 5 次取平均值.

1.3.6　XDLVO 理论计算　采用 XDLVO 理论对颗粒化过程中污泥的聚集能力进行定量计算,污泥细胞间的总相互作用能(W_{TOT})为范德华相互作用能(W_{LW})、双电层引起的静电斥力作用能(W_{EL})及 Lewis 酸碱水合作用能(W_{AB})之和:$W_{TOT}=W_{LW}+W_{EL}+W_{AB}$.式中 W_{LW}、W_{EL}、W_{AB} 的计算基于表面热力学计算方法得出[9].

1.3.7　EPS 提取测定与三维荧光分析　取 10mL 泥水混合物提取 EPS,EPS 四层分别为:S-EPS、LB-EPS、Ionic TB-EPS、Hydrophobic TB-EPS[10],采用 lowry 试剂盒法测定其中蛋白质(PN)含量,硫酸-蒽酮法测定多糖(PS)含量.采用日立 F7000 荧光分光光度计对 EPS 三维荧光组分进行分析,参数设置如下:激发波长为 200~500nm,发射波长为 200~550nm,增量为 10nm,使用荧光区域积分法分析数据[11].

1.3.8　微生物菌群测试　使用 DNA 抽提试剂盒对每个污泥样本中的 DNA 进行提取,DNA 产物作为模板,采用细菌 16S rDNA 扩增的通用引物进行目标片段 PCR 扩增及 PCR 产物纯化.采用荧光试剂对 PCR 扩增回收产物进行荧光定量,后续上机进行 Illumina Miseq 测序,测序文库由上海美吉生物医药科技有限公司建立完成.所有获得的原始序列数据集已上传到 NCBI(SRA),登录号为:SRP572467.

2　结果与讨论

2.1　常规气泡与微纳米气泡的基本性能比较

不同的研究对微纳米气泡尺寸定义存在差异,一般平均粒径小于 1mm 的气泡均可称作微纳米气泡.如图 1 所示,采用高速摄像机拍摄由常规曝气器与微纳米曝气器产生的上升气泡,截取相同的一段气泡图,采用 Image-pro plus6.0 软件计算气泡粒径[12],结果表明常规曝气器产生的气泡粒径主要集中在 2~5mm,微纳米曝气器产生的气泡粒径则主要在 100~300μm 范围内.

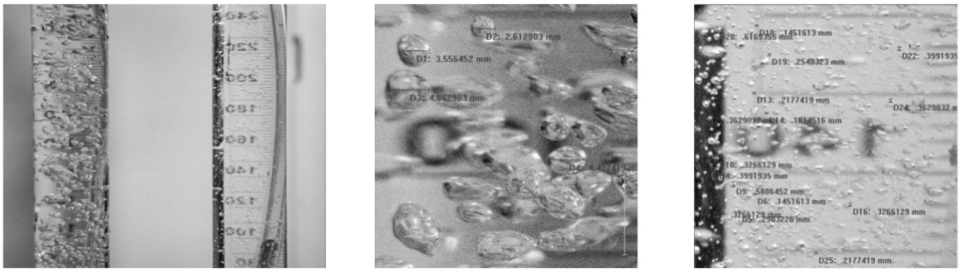


图 1　高速摄影机捕捉到的曝气图及产生的气泡大小

Fig.1　Aeration pattern captured by a high-speed camera and the resulting bubble size

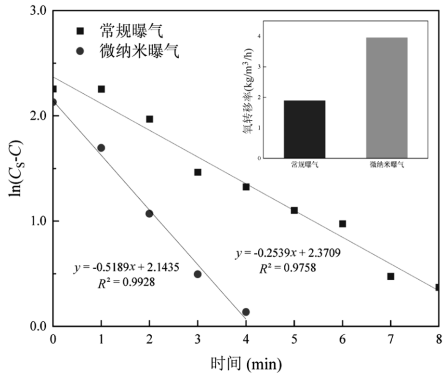


图 2　拟合 ln(C_S-C)和时间的线性回归曲线

Fig.2　Linear regression curves fitted for ln (C_S-C) and time

插图为氧转移率的比较

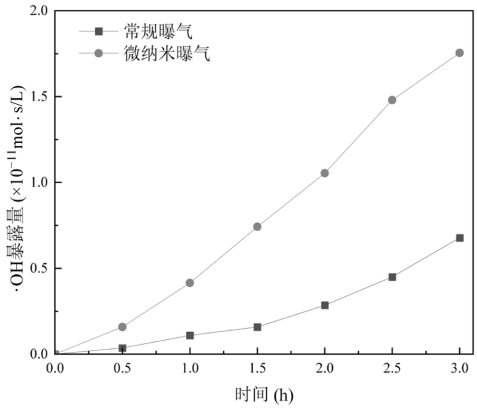


图 3　两种曝气模式下·OH 暴露量

Fig.3　·OH exposure under two aeration modes

控制两种曝气模式 DO 浓度稳定在 8~9mg/L,采用线性回归拟合以计算氧转移率(OTR),结果如图 2 所示.微纳米曝气组的氧气转移系数(K_{La})为 0.5189min^{-1},常规曝气组的 K_{La} 只有 0.2539min^{-1};微纳米曝气组的 OTR 为 0.2373kg/(m^3·h),是常规曝气组(0.1135kg/(m^3·h))的2.1倍.上述结果表明微纳米气泡能够极大地提高氧气传质效率,有望为降低曝气能耗提供技术支撑.

微纳米气泡收缩和破裂时,气−液界面消失引起的剧烈变化会释放界面上高浓度的正负离子所积累的能量,从而产生·OH, ·OH 的强氧化性能够将难降解有机物或新兴污染物转化为更易降解的生物中间体[13],从而提高有机污染物的可生化性,并进一步加快污染物的降解效率.如图 3 所示,在两个反应体系中模拟·OH 的产生暴露量,发现曝气 3h 后,常规曝气体系中·OH 暴露量为 0.68×10^{-11}mol·s/L,而微纳米曝气体系中·OH 暴露量能达到 1.75×10^{-11}mol·s/L,表明微纳米曝气体系可以生成更多的·OH,这将更有利于反应系统内污染物和新兴污染物的去除.

2.2 好氧颗粒污泥的形态与结构

如图 4 所示,以絮状污泥为接种污泥,在反应器中逐步培养 AGS,发现污泥颜色由初始的黑色逐渐变为棕黄色,而微纳米曝气培养的 AGS 颜色更浅.通过电子显微镜观察发现相较于接种污泥,采用微纳米曝气模式培养50d的AGS形状更加饱满,颗粒结构更加紧实.在反应中后期,丝状菌开始出现,这一现象在微纳米曝气组中表现得尤为明显,推测是微纳米曝气体系中存在较高的氧传质效率所致.相关文献表明,较高的曝气强度会促进小颗粒间的聚集,但同时也会引起丝状菌过度生长[14],然而丝状菌的大量增殖可以为 AGS 的形成提供骨架.由于丝状菌的出现,后期两个反应系统中的污泥沉降性呈现出变差的趋势,但依旧符合成熟颗粒污泥的要求:常规曝气体系中 SVI_5 为 41.5mL/g,微纳米曝气体系中 SVI_5 为 46.2mL/g.

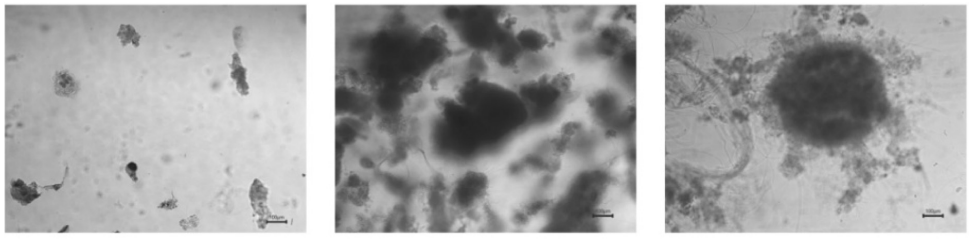


图 4 显微镜中观察到的污泥形态

Fig.4 Sludge morphology observed under microscope

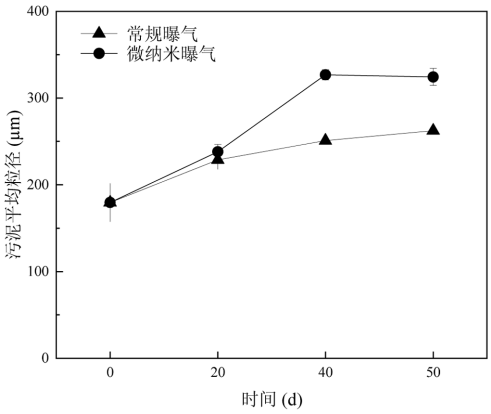


图 5 污泥的平均粒径变化

Fig.5 Changes of average particle size of sludge

如图 5 所示,在经过 50d 的培养驯化后,两种反应系统均成功实现颗粒化进程.粒径分布测定表明,常规曝气反应器内大于 220μm 的 AGS 占比约为 50.24%,而微纳米曝气反应器则达到了 63.26%,呈现出显著差异,这证实微纳米气泡传质强化效应对颗粒结构发育具有显著促进作用.但整体污泥平均粒径相对较小,有文献研究表明,污泥的硝化速率会随着平均粒径的减小而增加[15],说明此时污泥体系中具有较强的硝化能力.

2.3 污染物去除特性

如图 6 所示,两种曝气体系对污染物的去除效果没有产生较大差异,氨氮、COD的去除效率始终都能稳定在 95%以上.但是微纳米曝气模式下 AGS 对总氮的去除效果始终高于常规曝气模式,到实验末期,常规曝气系统总氮去除率仅能达到 60.27%,而微纳米曝气系统总氮去除率则能维持在 78.81%.其主

要原因可能在于微纳米曝气反应器中大粒径 AGS 占比较高,内部缺氧微环境扩大,且大粒径 AGS 中反硝化菌的数量较多[16],从而更有利于反硝化细菌发挥脱氮作用.此外,微纳米气泡发生收缩和破裂的过程中,产生的·OH 也有助于进一步加快污染物的降解效率.

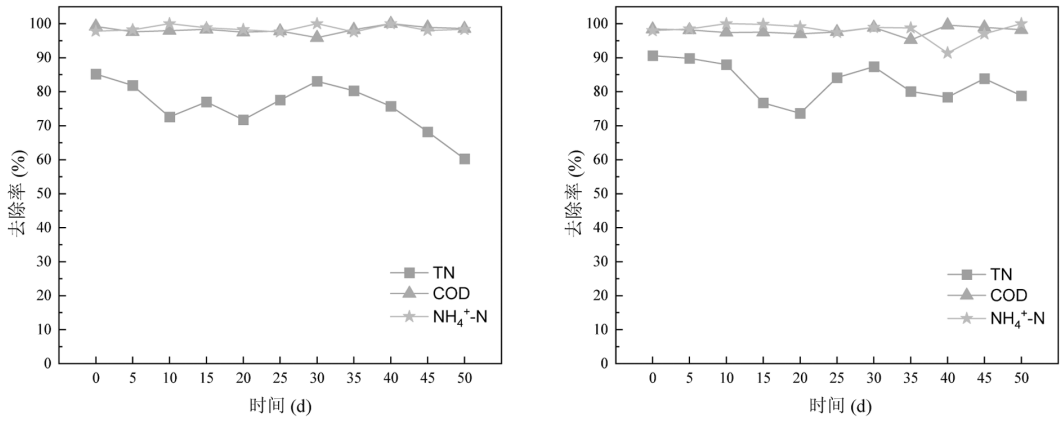
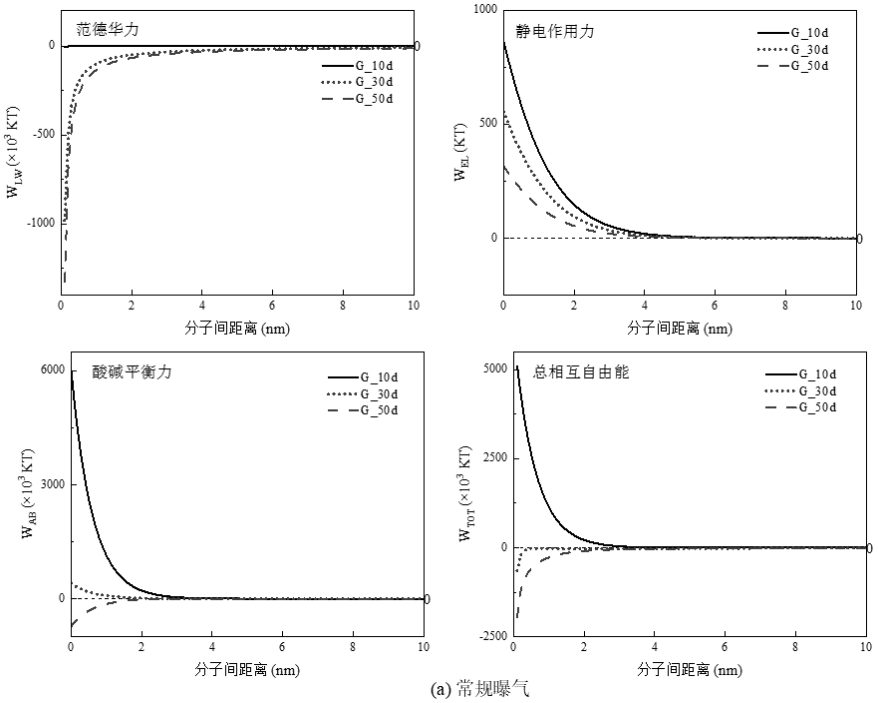


图 6　污染物的去除效果

Fig.6　Removal effect of pollutants

2.4　基于 XDLVO 理论的污泥颗粒化过程

采用 XDLVO 理论对颗粒化过程中污泥的聚集能力进行定量计算,结果如图 7 所示,基于污泥粒径、接触角及 zeta 电位计算即可拟合 XDLVO 曲线.通常 W_{LW} 为负值,表现为引力;W_{EL} 为正值,表现为斥力; W_{AB} 由于其作用距离较长且数值较大,为 W_{TOT} 的主要组成部分,因此 W_{AB} 对整个颗粒化过程起到决定性作用[17].当 W_{AB}<0 时,细胞间的相互吸引主要是由细胞表面的疏水性所引起的;当 W_{AB}>0 时,细胞表面的亲水性则会造成细胞间相互排斥[18].如图 7 所示,反应器运行 50d 后,两个体系中 W_{AB} 均下降至负值,表示污泥细胞呈疏水性,此时污泥细胞间相互吸附从而产生絮凝聚集,使 AGS 粒径不断增大.



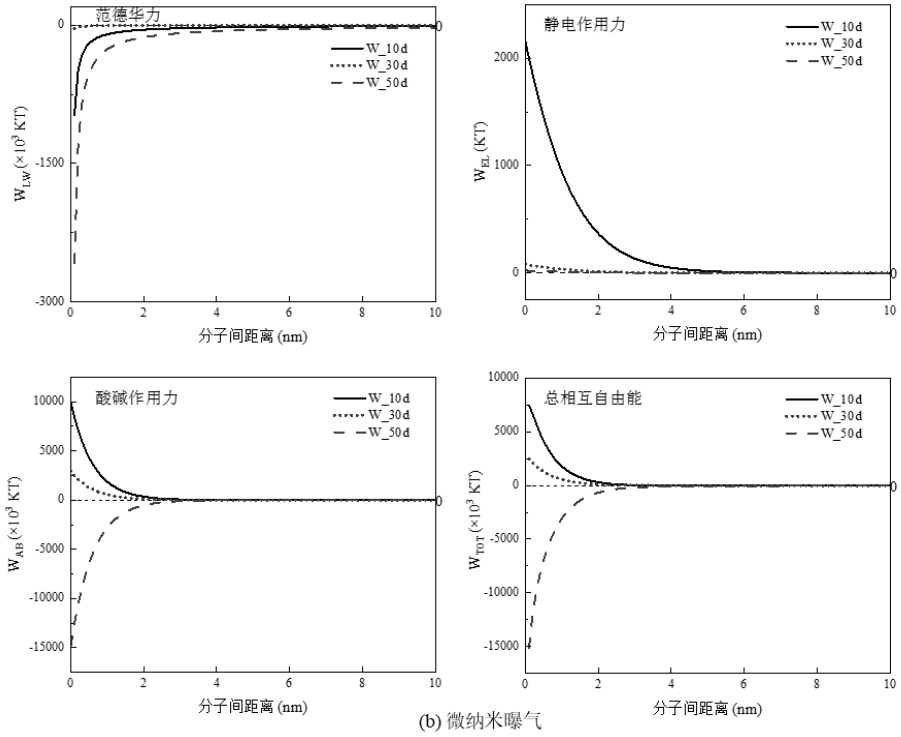


图 7 常规曝气与微纳米曝气体系中各阶段污泥 XDLVO 曲线

Fig.7 XDLVO curves of sludge in different stages of conventional aeration and micro–nano aeration systems

XDLVO 中污泥细胞间总相互作用能曲线的最高点称为能量势垒,只有当细胞间具有足够的动能突破能量势垒时,系统中才能发生絮凝及沉降[9].XDLVO 曲线中势垒越大,表示体系越稳定,难以发生絮凝和沉降[19].在两个反应体系中,能量势垒均呈下降趋势,表明在污泥颗粒化进程中,污泥细胞间的聚集和沉降性能均不断上升.微纳米曝气体系由于中途出现短时间的丝状菌膨胀现象,颗粒化进程稍显滞缓,而常规曝气体系中的污泥在30d 时便已呈现较好的聚集状态.

2.5 好氧颗粒污泥 EPS 特性变化

2.5.1 EPS 含量变化 微生物细胞所分泌的 EPS 与生物吸附和微生物聚集密切相关,EPS 作为微生物细胞和小颗粒物质之间的桥梁可以促进微生物间的聚集.如图 8 所示,微纳米曝气模式下培养的 AGS 具有含量更高的 EPS,EPS 总量最高时能接近 300mg/g VSS;EPS 中 Hydrophobic TB-PN 含量最高时可达 82.37mg/g VSS,疏水型蛋白质可以形成蛋白质结构的疏水网络,从而有利于污泥的聚集[20].这也可以验证微纳米气泡更具有促进生物膜生长、微生物增殖的作用.而在常规曝气体系中,Ionic TB-PS 含量相对较高,最高含量可达 34.96mg/g VSS,说明该体系中的 AGS 可以通过 PS 的离子架桥作用改善微生物之间的黏附性,进而增强 AGS 结构稳定.

2.5.2 EPS 光谱特征 通过测定 EPS 的三维荧光光谱可以进一步分析 EPS 中的有机物成分,各层 EPS 中均含有以下物质:Ⅰ:酪氨酸类蛋白质;Ⅱ:色氨酸类蛋白质;Ⅲ:富里酸类有机物;Ⅳ:腐植酸类有机物;Ⅴ:可溶性微生物代谢物[21].如图 9 所示,在四层 EPS 中占比较大的荧光组分为酪氨酸类蛋白质和色氨酸类蛋白质,色氨酸为疏水性氨基酸,被认为是细胞进行黏附的主要驱动力[22];酪氨酸是细胞用来合成蛋白质的 22 种氨基酸之一,也是生物膜形成的重要物质[23],两者含量与比例的相对稳定对维持 AGS 形态完整至关重要.微纳米曝气体系中培养的污泥 S-EPS 层富里酸类有机物的相对占比较高,富里酸类有机物中含有的羧基官能团、芳香族碳和脂肪酸产物使其具有疏水性[23],说明 AGS 还可通过增强 S-EPS 疏水性的方式维持污泥颗粒的稳定,同时通过强化吸附的方式实现高效去除污染物的目标.此外,微纳米曝气模式下污泥 EPS 中可溶性微生物代谢物的占比始终较高,表明微纳米曝气能够提升污泥微生物活性,增强微生物代谢活动.

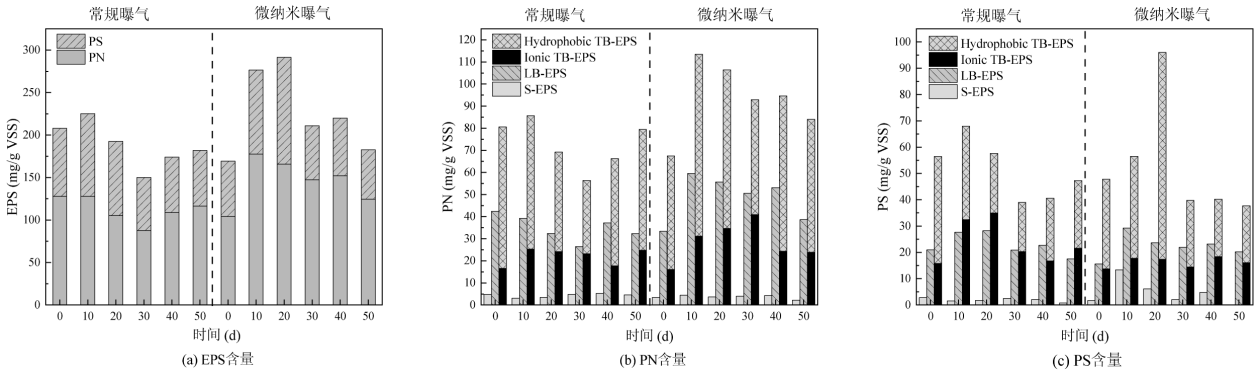


图 8　好氧颗粒污泥培养过程中 EPS、PN 与 PS 的含量变化

Fig.8　Content changes of EPS, PN and PS during aerobic granular sludge culture

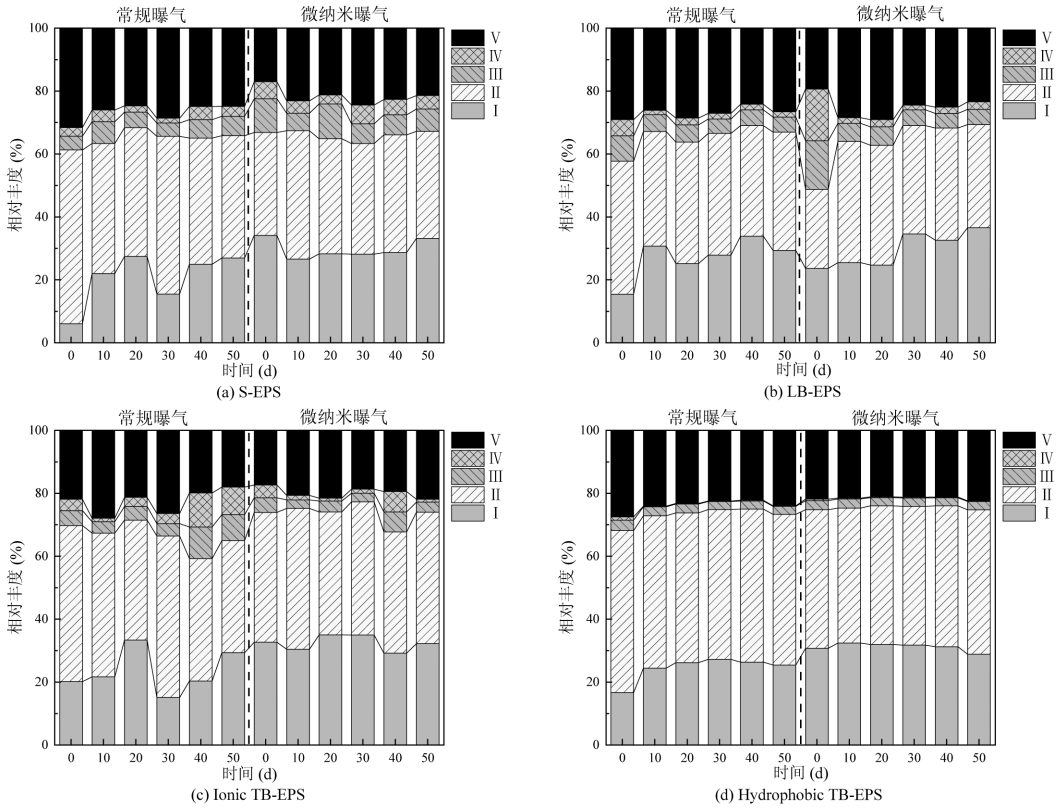


图 9　好氧颗粒污泥培养过程中分层 EPS 荧光区域积分

Fig.9　Stratified EPS fluorescence region integral during aerobic granular sludge culture

2.6　微生物群落分析

2.6.1　群落多样性分析　根据表 1 的统计分析结果可知,本研究所有样本的覆盖度指数(coverage)均高于 0.99,表明测序数据具有充分的深度且生物学重复性良好,实验结果可靠性较高.ace、chao、sobs 指数反映群落丰富度,数值越大表明物种越丰富.两个反应体系中,三者均呈现先升高后降低的动态变化规律,反映出微生物种群通过竞争性筛选机制逐步形成优势菌群,这一过程有效维持了 AGS 的结构稳定性和形态完整性.shannon、simpson 指数均反映微生物群落多样性,shannon 指数与群落多样性呈正相关,simpson 指数与群落多样性呈负相关.基于表 1 发现,随着 AGS 粒径的增大,其内部厌氧和缺氧区域的扩大为微生物提供了多样化的微环境,从而显著提高了群落多样性.如图 10 所示,基于 OTU 水平的 PCoA 分析结果进一步证实,两个反应体系中的菌群结构均发生了显著重构,具体表现为好氧颗粒污泥系统内物种间的生态位分化加剧,最终通过群落演

替筛选出优势菌群,进一步优化了微生物群落结构.

2.6.2 群落组成分析 常规曝气与微纳米曝气体系中 AGS 的门水平群落结构如图 11 所示.两个反应器体系中,变形菌门(Proteobacteria)丰度始终最高,该菌门包含具有分泌 EPS 和反硝化功能的菌属种,有助于 AGS 的形成[24];丰度第二高的拟杆菌门(Bacteroidota)可以降解大分子有机物,常见于成熟的 AGS 中.这两种优势菌门被认为是生物脱氮过程中最广泛的硝化和反硝化菌门[25],在 AGS 系统氮循环中发挥了关键作用.

表 1 常规曝气与微纳米曝气模式下微生物 Alhpa 多样性及丰富度指数表

Table 1 Microbial Alpha diversity and abundance index under conventional aeration and micro–nano aeration modes

samples		ace	chao	coverage	shannon	simpson	sobs
常规曝气	G_0d	503.14	488.86	0.999	1.579	0.582	459
	G_10d	466.27	460.57	0.999	1.686	0.531	420
	G_20d	574.56	571.9	0.998	3.155	0.169	502
	G_30d	494.93	483.08	0.999	3.157	0.109	450
	G_40d	516.88	507.35	0.998	3.320	0.096	455
	G_50d	513.83	515.25	0.998	3.439	0.080	453
微纳米曝气	W_0d	405.44	391.43	0.998	1.605	0.544	351
	W_10d	405.58	401.25	0.998	2.359	0.247	362
	W_20d	479.06	460.01	0.998	3.434	0.064	424
	W_30d	475.61	473.36	0.998	3.781	0.051	421
	W_40d	369.96	369.25	0.998	2.303	0.345	319
	W_50d	433.98	427.72	0.998	3.401	0.123	386

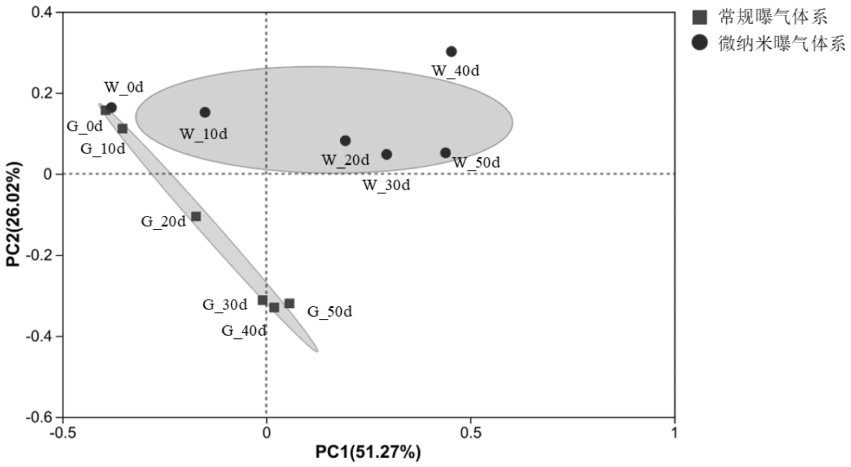


图 10 PCoA 分析的样本二维排序

Fig.10 Two-dimensional ordering of samples analyzed by PcoA

常规曝气与微纳米曝气体系中 AGS 的属水平群落结构如图 12 所示.副球菌属(*Paracoccus*)被认为是 EPS 合成者并具有反硝化作用[26],两个体系中该菌属丰度都呈下降趋势,且微纳米曝气体系中 *Paracoccus* 丰度更低,表明其在高溶解氧环境无法继续保持生存优势,微纳米曝气条件下更高的氧气利用效率直接抑制了 *Paracoccus* 的生长.普通曝气体系中后期,AGS 中未分类红杆菌科成员(norank_f__*Rhodobacteraceae*)、陶厄氏菌属(*Thauera*)和固氮弓菌属(*Azoarcus*)丰度占比较接种污泥大幅提高.norank_f__*Rhodobacteraceae* 是一种典型的反硝化菌,有助于增强系统的反硝化脱氮能力[27]; *Thauera* 既可在异养反硝化过程中发挥重要作用,也有助于分泌色氨酸类 EPS 从而增强细菌粘附效果[26];*Azoarcus* 作为一种反硝化兼性厌氧细菌,还可对难降解碳源(如苯类物质)进行分解[28],几种菌属共同维持了该体系的稳定运行.

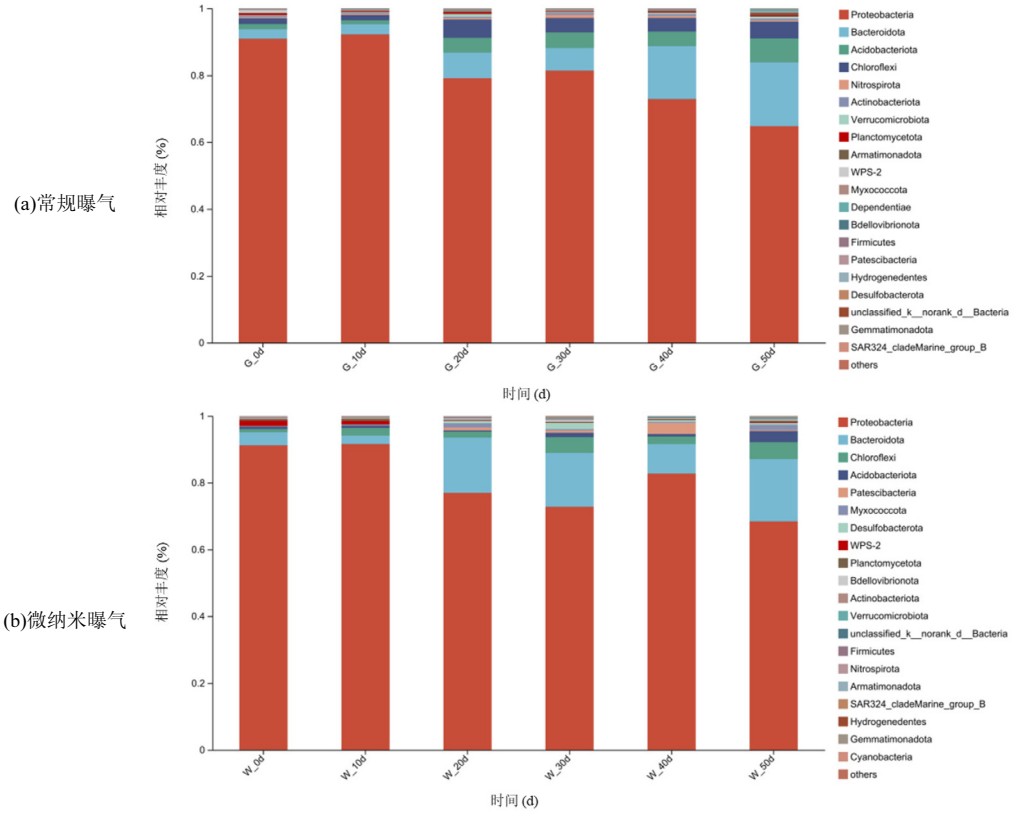


图 11　门水平上微生物群落组成

Fig.11　Microbial community composition at phylum level

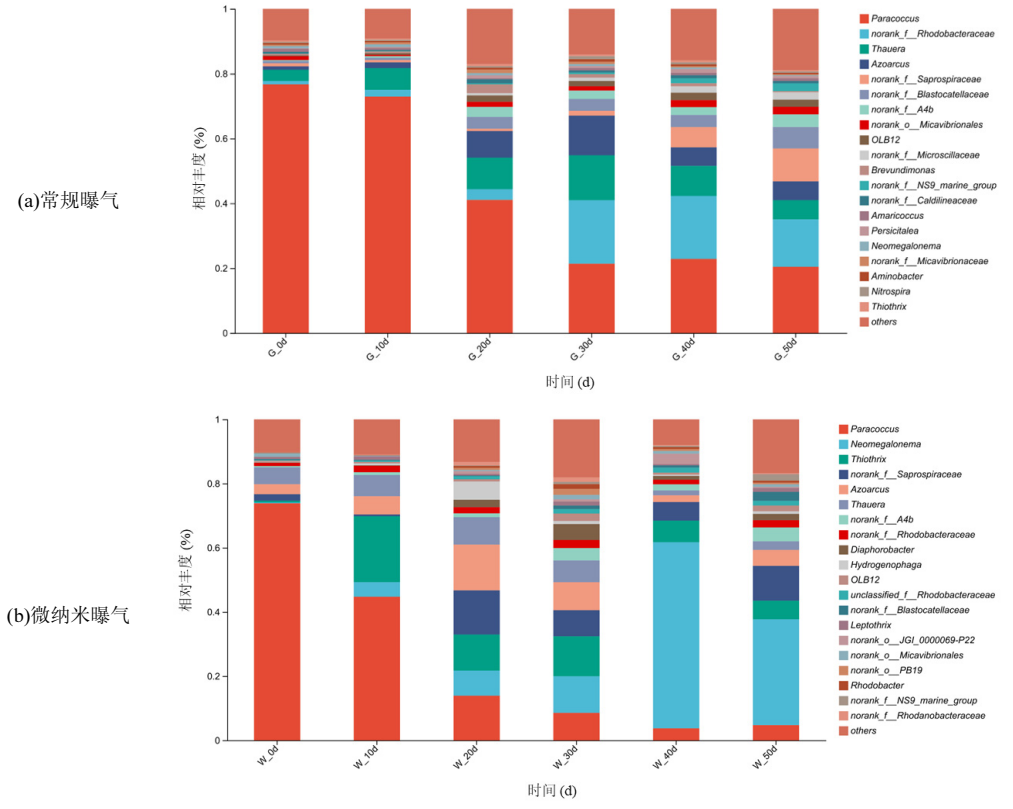


图 12　属水平上微生物群落组成

Fig.12　Microbial community composition at genus level

与接种污泥相比,在微纳米曝气体系中后期,AGS 中新巨丝菌属(*Neomegalonema*)、丝硫菌属(*Thiothrix*)、未分类腐螺旋菌科成员(norank_f__*Saprospiraceae*)丰度较高. *Neomegalonema* 已经被证实是一种具有良好脱氮能力的细菌,同时还具有分泌 EPS 的能力,在形成和稳定生物膜方面发挥重要作用[29].*Thiothrix* 可以分泌大量 EPS 促进 AGS 保持稳定结构[30],然而 *Thiothrix* 的过量生长会占据其它脱氮除磷功能菌的生态位,因此该菌属丰度从 20.6% 降至 5.8%. 根据文献报道,norank_f__*Saprospiraceae* 菌属不仅具备代谢分解有机物的能力,还展现出良好的反硝化潜力[31],其丰度的上升有助于强化系统的反硝化脱氮功能.推测其在实验后期对维持微纳米曝气体系中总氮的高去除率发挥了重要作用.此外,3 种菌属也都属于丝状细菌,可以在高溶解氧和高氧气利用效率的条件下,保证 AGS 形态完整、结构稳定.

3 结论

3.1 相较于常规曝气模式,微纳米曝气体系具有更高的氧气传质效率与·OH 产生量,显著提升了 AGS 对污染物的去除效果,其总氮去除率可达 85%以上.

3.2 微纳米曝气促进了 AGS 的快速颗粒化,其平均粒径变化在 20d 后超过了 300μm,通过 XDLVO 理论计算发现两种曝气模式培养的 AGS 均具有良好的聚集性能.

3.3 由于微纳米气泡具有促进生物膜生长的作用,微纳米曝气体系中的 AGS 具有更高的 EPS 含量,且 AGS 主要是依靠 Hydrophobic TB-PN 形成蛋白质结构的疏水网络以维持其形态完整与结构稳定.而常规曝气体系培养的 AGS 更多是依靠 Ionic TB-PS 的离子架桥作用增强 AGS 稳定性.

3.4 两种曝气体系中的微生物群落存在较大差异,常规曝气体系中含有丰度较高的 norank_f__*Rhodobacteraceae*、*Thauera*、*Azoarcus* 等常见的反硝化优势菌属;而微纳米曝气体系由于存在较高的曝气强度和氧气利用效率,导致丝状菌属 *Neomegalonema*、*Thiothrix*、norank_f__*Saprospiraceae* 丰度的升高,这些丝状菌属在为 AGS 分泌 EPS 形成骨架的同时,也能保证系统脱氮性能的稳定.

参考文献:

[1] Beun J J, Van loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor [J]. Water Research, 2002,36(3):702-712.

[2] Cecconi F, Garrido-Baserba M, Eschborn R, et al. Oxygen transfer investigations in an aerobic granular sludge reactor [J]. Environmental Science: Water Research & Technology, 2020,6(3):679-690.

[3] Zhou S, Liu M, Chen B, et al. Microbubble- and nanobubble-aeration for upgrading conventional activated sludge process: A review [J]. Bioresource Technology, 2022,362:127826.

[4] Ushikubo F Y, Furukawa T, Nakagawa R, et al. Evidence of the existence and the stability of nano-bubbles in water [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2010,361(1): 31-37.

[5] Sander S, Behnisch J, Wagner M. Energy, cost and design aspects of coarse- and fine-bubble aeration systems in the MBBR IFAS process [J]. Water Science and Technology, 2016,75(4):890-897.

[6] Sun Y, Wang S, Niu J. Microbial community evolution of black and stinking rivers during in situ remediation through micro-nano bubble and submerged resin floating bed technology [J]. Bioresource Technology, 2018,258:187-194.

[7] Sathish A, Sharma A, Gable P, et al. A novel bulk-gas-to-atomized-liquid reactor for enhanced mass transfer efficiency and its application to syngas fermentation [J]. Chemical Engineering Journal, 2019,370: 60-70.

[8] 叶珊珊.微纳米曝气强化电催化臭氧降解医药类污染物的性能及机理研究 [D]. 江苏:江南大学, 2023.
Ye S S. Degradation performance and mechanism of pharmaceutical pollutants in electro-peroxone system enhancing by micro-nano bubbles [D]. Jiang su: Jiangnan University, 2023.

[9] Liu X M, Sheng G P, Luo H W, et al. Contribution of extracellular polymeric substances (EPS) to the sludge aggregation [J]. Environmental Science & Technology, 2010,44(11):4355-4360.

[10] An Q, Chen Y, Tang M, et al. The mechanism of extracellular polymeric substances in the formation of activated sludge flocs [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2023,663:131009.

[11] 冯 萱,陈 宁,张 欣,等.地塞米松胁迫下好氧颗粒污泥微观响应特征 [J]. 中国给水排水, 2023,39(19):1-10.
Feng X, Chen N, Zhang X, et al. Microscopic response characteristics of aerobic granular sludge under dexamethasone stress [J]. China Water & Wastewater, 2023,39(19):1-10.

[12] Liu Y, Wang B, Zhao D, et al. Investigation of surfactant effect on ozone bubble motion and mass transfer characteristics [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023,11(5):110805.

[13] Zeng L, Zhou Z, Zhang J, et al. Selective degradation of organic pollutants in the aquatic environment by microplastic-derived dissolved organic matter through molecular photoresponse sequence transformation [J]. Chemical Engineering Journal, 2024,499:156676.

[14] Adav S S, Lee D J, Show K Y, et al. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. Biotechnology Advances, 2008,26(5):411-423.

[15] Nguyen Quoc B, Wei S, Armenta M, et al. Aerobic granular sludge: Impact of size distribution on nitrification capacity [J]. Water Research,

2021,188:116445.

[16] Liu Y, Liu Y, Zhao T, et al. Smaller aerobic granules significantly reduce N_2O production by ammonia-oxidizing bacteria: Evidences from biochemical and isotopic analyses [J]. Environmental Science & Technology, 2024,58(1):545-556.

[17] 王佳琴.好氧颗粒污泥反应器启动及胞外聚合物(EPS)对污泥聚集的作用研究 [D]. 重庆:重庆大学, 2020.
Wang J Q. Start-up of aerobic granular sludge reactor and the effect of extracellular polymeric substances (EPS) on sludge aggregation [D]. Chongqing: Chongqing University, 2020.

[18] Hou X, Liu S, Zhang Z. Role of extracellular polymeric substance in determining the high aggregation ability of anammox sludge [J]. Water Research, 2015,75:51-62.

[19] Cheng L, Wei M, Hu Q, et al. Aerobic granular sludge formation and stability in enhanced biological phosphorus removal system under antibiotics pressure: Performance, granulation mechanism, and microbial successions [J]. Journal of Hazardous materials, 2023,454: 131472.

[20] Cao F, Bourven I, Van Hullebusch E D, et al. Hydrophobic molecular features of EPS extracted from anaerobic granular sludge treating wastewater from a paper recycling plant [J]. Process Biochemistry, 2017,58:266-275.

[21] He X S, Xi B D, Li X, et al. Fluorescence excitation–emission matrix spectra coupled with parallel factor and regional integration analysis to characterize organic matter humification [J]. Chemosphere, 2013,93(9): 2208-2215.

[22] Wang L L, Wu L J, Li A J, et al. Synergy of N-(3-oxohexanoyl)-l-homoserine lactone and tryptophan-like outer extracellular substances in granular sludge dominated by aerobic ammonia-oxidizing bacteria [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2018,102(24):10779-1089.

[23] Xia S, Zhou L, Zhang Z, et al. Removal mechanism of low-concentration Cr (VI) in a submerged membrane bioreactor activated sludge system [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015, 99(12):5351-5360.

[24] Lu S, Li X, Xi Y, et al. Insight the roles of loosely-bound and tightly-bound extracellular polymeric substances on Cu^{2+}, Zn^{2+} and Pb^{2+} biosorption process with Desulfovibrio vulgaris [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2021,596:408-419.

[25] Yoon D N, Park S J, Kim S J, et al. Isolation, characterization, and abundance of filamentous members of Caldilineae in activated sludge [J]. The Journal of Microbiology, 2010,48(3):275-283.

[26] Li J, Ma Z, Gao M, et al. Enhanced aerobic granulation at low temperature by stepwise increasing of salinity [J]. Science of the Total Environment, 2020,722:137660.

[27] Zhang S, Zhong Q, Jiang Y, et al. Temperature-induced difference in microbial characterizations accounts for the fluctuation of sequencing batch biofilm reactor performance [J]. Biodegradation, 2021,32(5): 595-610.

[28] Devanadera A, Vejarano F, Zhai Y, et al. Complete genome sequence of an anaerobic benzene-degrading bacterium, *Azoarcus* sp. Strain DN11 [J]. Microbiology Resource Announcements, 2019,8(11):10. 1128/mra.01699-01718.

[29] Sun S, Chen Z, Wang X, et al. Effect of different feeding strategies on performance of aerobic granular sludge: From perspective of extracellular polymeric substances and microorganisms [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2024,12(1):111688.

[30] Li S, Li D, Ye X, et al. Effect of different operational modes on the performance of granular sludge in continuous-flow systems and the successions of microbial communities [J]. Bioresource Technology, 2020,299:122573.

[31] Wang D, Tao L, Yang J, et al. Understanding the interaction between triclocarban and denitrifiers [J]. Journal of Hazardous materials, 2021, 401:123343.

作者简介：张　欣(2000-),女,江苏常州人,硕士研究生,主要研究方向为污水处理技术与好氧颗粒污泥研究.发表论文 1 篇.6221402053@stu.jiangnan.edu.cn.