

汤 凯,宋灿辉,曹茜斐,等.低耗往复膜生物反应器系统的中试应用研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(2):727-735.

Tang K, Song C H, Cao Q F, et al. Pilot application study of the LEP-N-MBR system [J]. China Environmental Science, 2025,45(2):727-735.

低耗往复膜生物反应器系统的中试应用研究

汤 凯¹,宋灿辉²,曹茜斐¹,安天一¹,刘 洋¹,周 钊³,杜桂泉¹,孙法迁⁴,陈重军^{1,5*} (1.苏州科技大学环境科学与工程学院,江苏 苏州 215009; 2.苏州苏科环保科技有限公司,江苏 苏州 215001; 3.江苏创盛环境监测技术有限公司,江苏 苏州 215011; 4.浙江师范大学地理与环境科学学院,浙江 金华 321004; 5.苏州科技大学,江苏省水处理技术与材料协同创新中心,江苏 苏州 215009)

摘要: 以往往复振动膜生物反应器(VMBR)技术为核心,构建了低耗往复膜生物反应器(LEP-N-MBR)中试系统,以处理污水处理厂 A²/O 出水,污水处理量为 350m³/d. 结果发现,整个运行阶段振动膜能耗仅为 0.020 (kW·h)/m³,MBR 能耗得到极大降低.当系统污泥浓度(MLSS)为 3000mg/L 时 TN 和 COD 去除率分别为 53.78%和 61.76%,出水 NH₄⁺-N 仅为 0.51mg/L;而 MLSS 为 6000mg/L 时,出水 NH₄⁺-N 浓度升高至 2.07mg/L,同时相较于 MLSS 为 3000mg/L 时,膜运行周期缩短 33.3%.批次测试显示,系统污泥的最高氨氧化速率和反硝化速率分别为 3.65,5.55mg/(g·h).高通量测序表明,低营养环境下,往复振动膜促进了膜表面有机物的释放,被 *Hyphomicrobium* 以及 *norank_f_Microtrichaceae* 等利用代谢强化了脱氮效果.低耗高效的中试 LEP-N-MBR 系统可为城镇污水处理厂提供技术新视角与理论指导,助力实现“双碳”目标.

关键词: 往复膜生物反应器; 脱氮除碳; 微生物群落结构; 能耗

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)02-0727-09

Pilot application study of the LEP-N-MBR system. TANG Kai¹, SONG Can-hui², CAO Qian-fei¹, AN Tian-yi¹, LIU Yang¹, ZHOU Fan³, DU Gui-quan¹, SUN Fa-qian⁴, CHEN Chong-jun^{1,5*} (1.School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2.Suzhou Suke Environmental Technology Co., Ltd., Suzhou 215001, China; 3.Jiangsu Chuangsheng Environmental Monitoring Technology Co., Ltd., Suzou 215011, China; 4.College of Geography and Environmental Science, Zhejiang Normal University, Jinhua 321004, China; 5.Jiangsu Collaborative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China), *China Environmental Science*, 2025,45(2): 727-735

Abstract: This study focuses on the reciprocating vibration membrane bioreactor (VMBR) technology and has established a pilot-scale low energy consumption reciprocating membrane bioreactor (LEP-N-MBR) system to treat the A²/O effluent from wastewater treatment plants, with a treatment capacity of 350m³/d. The findings revealed that during the entire operation, the energy consumption of the vibration membrane was only 0.020 (kW·h)/m³, which significantly reduced the energy consumption of the MBR. At a sludge concentration (MLSS) of 3000mg/L, the removal rates for TN and COD were 53.78% and 61.76%, respectively, with an effluent NH₄⁺-N concentration of only 0.51mg/L. However, when the MLSS increased to 6000mg/L, the effluent NH₄⁺-N concentration increased to 2.07mg/L, and compared to when the MLSS was 3000mg/L, the membrane operation cycle was shortened by 33.3%. Batch testing indicated that the maximum ammonia oxidation rate and denitrification rate of the system's sludge were 3.65 and 5.55mg/(g·h), respectively. High-throughput sequencing indicated that under low-nutrient conditions, the reciprocating vibration membrane facilitated the release of organic matter on the membrane surface, which was then utilized by microorganisms such as *Hyphomicrobium* and *norank_f_Microtrichaceae* to enhance nitrogen removal efficiency through metabolic processes. The low-consumption and high-efficiency pilot LEP-N-MBR system can provide new technical perspectives and theoretical guidance for urban wastewater treatment plants, and assist in achieving the goals of “dual carbon”.

Key words: VMBR; denitrogenation and decarbonization; microbial community structure; energy consumption

随着我国“碳中和”与“碳达峰”目标的提出,城镇污水处理厂的减碳与降耗已成为污水处理行业的重要需求^[1].膜分离技术与生物处理工艺相结合的膜生物反应器(MBR)工艺,具有运行负荷高、泥水分离效果好、出水质量高、占地面积小、污泥产

量低等优点^[2-3].然而,根据调查,传统活性污泥工艺

收稿日期: 2024-07-25

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51508366);苏州市科技成果转化项目(SGC202357)

* 责任作者, 教授, chongjunchen@163.com

改造为 MBR 工艺后,能耗由 $0.40 \text{ (kW}\cdot\text{h)/m}^3$ 显著增加到 $0.57 \text{ (kW}\cdot\text{h)/m}^3$,实际工程应用中能耗甚至高达 $0.67 \text{ (kW}\cdot\text{h)/m}^3$.因此,在“双碳”背景下,高能耗成为了 MBR 工艺大规模应用的重要限制因素^[4].

振动膜生物反应器(VMBR)技术作为缓解膜污染的新策略,通过使用轴承,连接杆将膜组件与外部电机连接以实现动态降低污染物沉积速率,延长膜运行周期^[5-6].然而已有的污水处理运用 VMBR 研究在脱氮除碳方向大部分停留在实验室小试阶段.既往研究发现 VMBR 提升了 $0.2 \text{ kg COD}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 的有机物与 $4\text{--}31 \text{ mg N}/(\text{g}\cdot\text{VSS}\cdot\text{d})$ 的氮去除能力,实现更高质量出水,而能耗比传统 MBR 降低 $10.6\%\text{--}64.6\%$ ^[7-8].实验室规模下的振动膜组件通常由电机与振动膜框架内嵌入单个膜组件形成动态系统,导致不同小试之间能耗差距明显.实验室研究与现场中试研究存在较大差异,无论是参数调控还是膜污染控制的实验室小试研究最终的研究过程以及结论都应导向实际工程应用,为城镇污水脱氮除碳的实际化应用提供理论基础.因此亟需开展现场中试规模的 VMBR 技术与验证.

基于此,本研究以 VMBR 技术为核心,搭建了现场中试规模的低耗往复膜生物反应器(LEP-N-MBR)系统,装置规模为 43.2 m^3 ,额定污水处理量为 $350 \text{ m}^3/\text{d}$.依托城镇污水处理厂内原有 A^2/O 工艺为前置工艺,实现振动膜技术处理城镇污水处理厂尾水,装置共运行 180d.探究该中试 LEP-N-MBR 系统对城镇污水 A^2/O 出水 COD , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 TN 等的去除效能,并以运行跨膜压差(TMP)监测评估膜污染缓解效能,解析中试系统中微生物群落动态演变及协同效应,最后评估了该中试 LEP-N-MBR 装置的能耗及优势.

1 材料与方法

1.1 实际废水与污泥来源

表 1 城镇污水处理厂好氧池出水水质

Table 1 Aerobic tank effluent quality of urban wastewater treatment plant

成分	单位	范围
pH 值	/	6.7~7.4
COD	mg/L	31.7~53.0
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	mg/L	4.2~9.0
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	mg/L	2.9~6.8
TN	mg/L	8.6~13.5

本研究进水为苏州某城市污水处理厂前置 A^2/O 中好氧池出水,其水质指标如表 1 所示.系统中接种污泥取自该污水处理厂中好氧池中污泥混合液,接种污泥初始 MLSS 为 3000 mg/L .

1.2 装置构建及运行

LEP-N-MBR 中试系统如图 1 所示,系统由 5 部分组成:主体尺寸为 $6 \text{ m} \times 2.4 \text{ m} \times 3 \text{ m}$ (长 \times 宽 \times 高),主要由不锈钢材质制作而成;振动膜系统由可调节的减速电机、曲轴和连接杆等连接膜运动架实现往复振动;泵与管道系统;中控电气设备柜;PLC 自动控制系统.进水泵抽提好氧池出水额定水量通过池体侧部进水口进入该装置系统中(约 $350 \text{ m}^3/\text{d}$)经过处理由膜抽滤后出水排放,往复运动系统由带调速的电机连接可伸长连接杆以 5 cm 的振幅,通过控制器调节往复运动以 5 Hz 频率驱动膜组件形成整个膜框架运动,废水经过膜框架往复运动后均匀混合;抽滤泵连接膜进行间歇抽滤,将污泥悬浮物保留在反应器内,侧部污泥回流系统定期回流污泥,经过处理的废水由出水管道排入后续处理装置;由可编辑逻辑控制系统监测 TMP 在压力到达 30 kPa 时启动反洗泵对膜进行反冲洗,同时监测记录往复运动组件参数;实时监测反应器内污泥浓度与设置值比对,并自动进行污泥浓度调节.

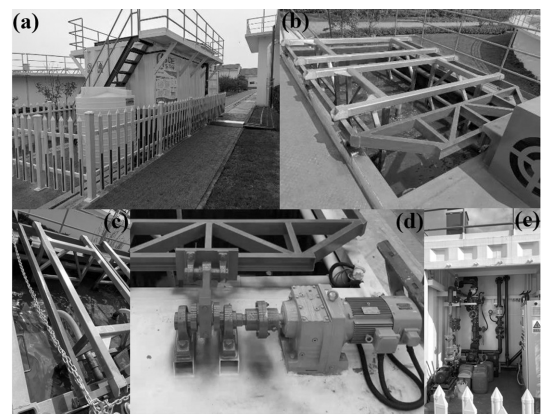


图 1 中试 LEP-N-MBR 系统装置

Fig.1 Pilot LEP-N-MBR system device

(a)装置主体 (b)膜运动架 (c)膜框架及膜箱 (d)往复运动电机(e)泵与管道、电控系统

将 16 个膜箱膜帘(SPMW-13B25)装填进 $2.5 \text{ m} \times 0.95 \text{ m} \times 2.9 \text{ m}$ 的膜箱(SKR-13B25-16)形成单个膜组件.膜材质为聚四氟乙烯(PTFE),孔径为 $0.1 \mu\text{m}$,总体膜组件面积为 400 m^2 ,膜组件以恒定通量 20 L/

($\text{m}^2 \cdot \text{h}$)(LMH), $16\text{m}^3/\text{h}$ 的产水流量运行, 停歇比为 8:2. 当 TMP 达至 30kPa 对膜进行反冲洗, 继续运行后 TMP 仍然保持 10kPa 以上再次对膜进行反洗, 药剂采取浓度为 250mg/L 的 NaOH 混合 500mg/L 的 NaClO 反洗 2h 恢复正常膜通量.

接种污泥期间试运行阶段, 往复振动膜组件的振幅调整为 2cm, 频率为 5Hz, 并以阶梯式的增加直至 5cm 和 5Hz, 以减轻高强度剪切应力对污泥的破碎引起细胞污染物释放以及性能恶化. 整个运行分为 3 个阶段, 不同阶段主要运行参数如表 2 所示.

表 2 中试 LEP-N-MBR 系统不同阶段运行参数

Table 2 Operating parameters of different stages of the pilot LEP-N-MBR system

阶段	天数(d)	污泥浓度(mg/L)	振幅(cm)	频率(Hz)
Phase I	1~60	3000	5	5
Phase II	61~120	4500	5	5
Phase III	121~180	6000	5	5

1.3 常规指标分析方法

定期收集污水厂好氧池出水、MBR 出水, 经 $0.45\mu\text{m}$ 水系滤膜过滤, 置入 4°C 冰箱待测. COD 采用哈希快速消解法, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 使用标准方法测定^[9]. 使用 HQ30d 便携式仪表(Hach, 美国)定期监测 DO 浓度与 pH 值. 往复式振动情况下默认 MBR 池内污泥混合液均匀混合, 使用标准重量法定期测量 MLSS.

1.4 微生物群落分析

本研究于 A^2/O 的好氧池和 MBR 池接种污泥并取样保存, 并于 Phase I 阶段的初期与末期, Phase II 阶段末期, Phase III 阶段初期, Phase III 阶段末期各取 10mL 均匀混合的污泥样品, 分别记为 A1、A2、A3、A4、A5 和 M1、M2、M3、M4、M5 并储存至 -70°C 冰箱直至 DNA 提取. 16S rRNA 基因 Illumina Miseq 由上海美吉生物科技有限公司测定, 数据分析基于美吉基因云平台, 具体高通量测序信息参考文献[10-11].

1.5 硝化、反硝化批次测试

为探究不同运行阶段废水中污泥活性, 于中试 Phase I 结束停止 LEP-N-MBR 进水, 通入自来水维持振动膜持续运行 6h 以洗去膜池中残留污染物, 并人工配比以 15mg/L 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 投加进中试 MBR 系

统, 前 2h 每隔 0.5h 取样, 后每 1h 取样测定. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 批次结束后再次测定水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 并投加 NaNO_3 配比至 15mg/L. 同样前 2h 中每隔 0.5h 取样, 后每 1h 取样, 共计 10 次. 以测算反应器中污泥氨氧化与反硝化速率.

运行中发现 Phase III 阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除性能变差. 在 Phase III 结束阶段, 通入自来水维持膜振动运行 6h 以洗去膜池中残留污染物. 本研究对 MLSS 为 6000mg/L 中污泥 N 的释放速率进行测定, 以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 计, 每 0.5h 取样并测定, 测算 MBR 中 N 释放速率.

根据公式(1)~(3)计算氨氧化速率($T_{\text{氨氧化}}$), 反硝化速率($T_{\text{反硝化}}$)以及氮释放速率($T_{\text{氮释放}}$).

$$T_{\text{氨氧化}} = \Delta\text{NH}_4^+\text{-N}/\Delta T \quad (1)$$

$$T_{\text{反硝化}} = \Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta T \quad (2)$$

$$T_{\text{氮释放}} = \Delta\text{NH}_4^+\text{-N}/\Delta T \quad (3)$$

式中: $\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$: 反应前后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化; $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}$: 反应前后 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化; ΔT : 反应前后单位时间, 以 h 计.

2 结果与讨论

2.1 LEP-N-MBR 中试系统脱氮除碳性能变化情况

中试 LEP-N-MBR 系统启动阶段的污染物去除性能情况如图 2 所示, 启动阶段 Phase I 进水(好氧池出水)DO 浓度在 0.9~1.6mg/L, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN 和 COD 进水平均浓度分别为 5.64, 9.83, 43.17mg/L, 以 COD 计 $\text{C/N} \approx 4.4$. 较低的 C/N 下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 几乎被硝化殆尽, 平均出水浓度为 0.51mg/L, TN 出水为 3.33mg/L, 而 COD 仅为 19.80mg/L. 此阶段中 TN 和 COD 去除率分别为 53.78% 和 61.76%. 同时由于缺乏持续曝气, 池中 DO 相比进水降低至 0.5~0.9mg/L. 较低的 DO 浓度下, 生活污水生化段出水的 TN、COD 去除率相对较高, 表明中试装置的 MLSS 为 3000mg/L 时运行状况良好. 随后 Phase II 阶段, MLSS 保持 4500mg/L, 进水 DO、COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 进水平均浓度为 0.6~0.9, 40.21, 6.47, 10.96mg/L. 系统依旧保持出色的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除性能, 出水浓度保持在 $<1\text{mg/L}$, TN 和 COD 出水平均浓度为 4.75, 20.20mg/L, 去除率分别为 56.63%, 47.77%. 相比上阶段, TN 的去除率有微弱上升, 而 COD 去除率相对下降. 可能由于 MBR 池内 MLSS 的上升形成低营养水中碳源竞争,

系统内发生自适性内源反硝化,实现 TN 去除率升高,而长期的低碳废水限制水中微生物异养细菌活性导致 COD 的去除率下降^[12].这也可能是由于低碳低 DO 驱动的不同步硝化反硝化,协同增强导致碳源的去除量下降^[13].Phase III 阶段 MLSS 调整至 6000mg/L 后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$,TN 和 COD 平均进水浓度为 6.96,11.36, 39.11mg/L 时,系统平均出水浓度分别为 2.07,4.80, 17.54mg/L,去除率分别为 69.34%,57.59%和 55.18%.出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度相较 Phase II 上升约 1.5mg/L,去

除率下降至 69.34%,而 TN 去除率依旧维持在 57.59%.推测由于 MBR 膜的振动作用,污泥絮凝体溶解破碎在水面形成泡沫状漂浮物,因而微生物死亡以及污泥的破碎释放了部分氮素、有机物进入污水导致该阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高,而有机物增强了反硝化脱氮导致 TN 去除率未发生明显降低^[14].综上所述,本阶段中 Phase I 阶段(MLSS 为 3000mg/L)的 LEP-N-MBR 系统展现出良好的污染物去除效果.

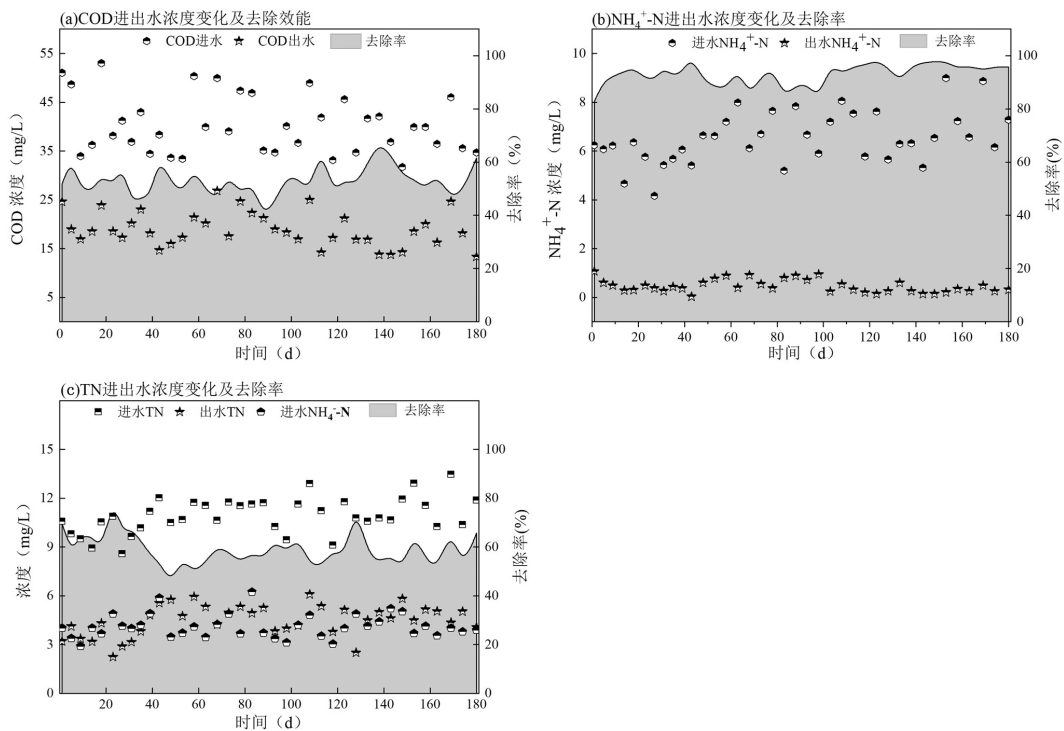


图2 中试 LEP-N-MBR 系统各阶段污染物去除性能

Fig.2 Pilot LEP-N-MBR system pollutant removal performance at various stages

2.2 LEP-N-MBR 现场中试系统硝化与反硝化活性批次实验

在 Phase I 阶段结束后,针对 LEP-N-MBR 中污泥的氮转化活性,对活性污泥硝化反硝化性能做了短期批次测试,如图 3 所示,初始进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为 15.6,15.3mg/L.批次测试中系统 DO 为 0.5mg/L,初始的 0.5h 内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除 5.47mg/L,为该批次单位时间内最大去除量.最大的瞬时氨氧化速率在初期 0.5h 内高达 3.65mg/(g·h),随后呈现阶梯式下降,由于水中 N 浓度的下降及匮乏,在 2h 后速率为 1.09mg/(g·h),显著低于前 1h 的速率 1.88mg/(g·h),此时剩余 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度仅为 3.92mg/L.由于初

期 0.5h 的高瞬时速率,造成污泥的整体平均氨氧化率较高.反硝化活性测试中在 0.5h 内相比氨氧化速率,反硝化速率更加快速,达至 5.55mg/(g·h).瞬时反硝化速率曲线在前期的下降趋势更加快速,由于 0.5h 内剩余 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度仅为 6.97mg/L.2h 后瞬时反硝化速率明显平缓趋于 0,剩余的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度几乎不再支持微生物捕捉进行反硝化脱氮.系统中异养反硝化微生物由于碳源的长期匮乏受到抑制,驱使内源反硝化的微生物利用潜在碳源脱氮,导致反硝化速率在初期并未达到预期值 8~10mg/(g·h),低于报道的 13.73mg/(g·h)^[15-17].

而在 MLSS 为 6000mg/L 的 Phase III 阶段,如图

3A 所示,研究发现此阶段由于过高的 MLSS 浓度以及低浓度进水,整个 MBR 池内污泥絮凝体推测处于内源呼吸阶段,长期的运行以及往复运动膜的振动,导致污泥絮凝体破碎解体,释放了部分氮,一定程度上造成了

出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度上升.总的来说 Phase I 阶段进水较低的污染物浓度并没有在硝化反硝化方面过于抑制微生物的活性,Phase I 阶段 3000mg/L 的污泥活性表现明显较优于 MLSS 为 6000mg/L 的 Phase III 阶段.

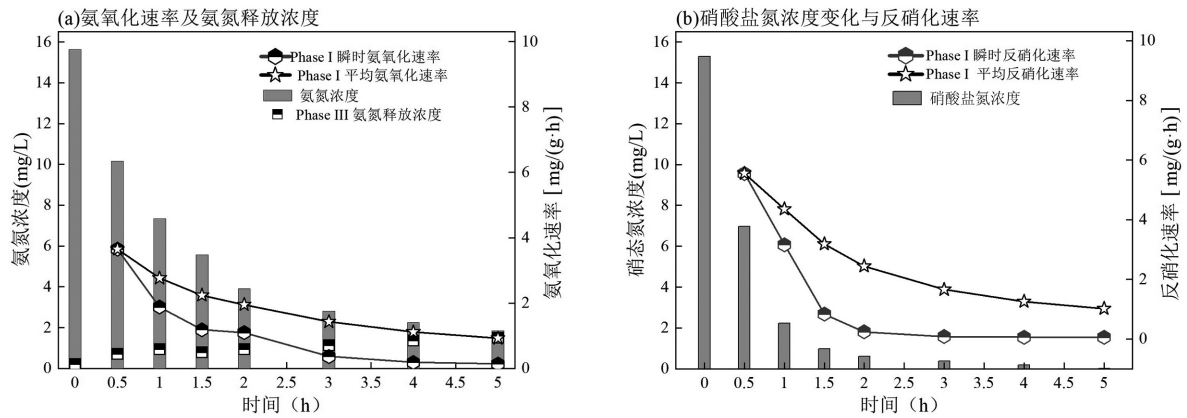


图3 Phase I 阶段批次硝化反硝化速率及 Phase III 阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放浓度

Fig.3 Phase II nitrification denitrification rate batch test and Phase III $\text{NH}_4^+\text{-N}$ release concentrations

2.3 LEP-N-MBR 中试系统微生物群落动态演变

2.3.1 微生物群落门水平上差异分析

高通量测序结果如图 4 所示.在门水平上,A1~A5 内优势菌门分别为 Proteobacteria(26.09%~30.44%), Actinobacteriota(15.12%~17.46%),Chloroflexi(10.77%~18.24%),Firmicutes(6.10%~12.56%),Bacteroidota(6.26%~12.55%),Patescibacteria(5.02%~7.44%),Acidobacteriota(4.33%~7.57%)以及 Nitrospirota (1.42%~3.94%).对于 M1~M5 的 5 个样品中,微生物门水平未发生明显改变,Proteobacteria(28.61%~30.44%), Actinobacteriota(13.35%~16.82%),Chloroflexi(11.81%~17.40%),Firmicutes(6.09%~12.64%),Bacteroidota(7.33%~11.31%),Patescibacteria(6.33%~8.11%),Acidobacteriota(4.47%~8.12%)以及 Nitrospirota(1.49%~2.30%),依旧延续了好氧池内优势菌门的富集,保持了稳定高效的污染物去除效率.值得注意的是,其中作为最大优势菌门 Proteobacteria 是主要参与氮循环的微生物,在 MBR 池中并未由于低 DO 而发生明显丰度降低.据报道 Chloroflexi 和 Firmicutes 相对丰度均与温度呈现正相关,A1~A5 和 M1~M5 样品采样始于夏季,结束于冬季,各阶段中 Chloroflexi 的相对丰度随着季节的变化而逐渐降低^[18-19].由于冬季污水的 C/N 显著高于夏季,主要降解有机物的 Firmicutes 的相对丰度并未受到温度影响,反而逐渐

富集^[20-21].

2.3.2 微生物群落在属水平上差异分析

如图 4(b) 所示,从属水平上看,MBR 系统中优势功能菌属并未与接种污泥以及好氧池的优势菌属发生差异与剥离改变,各菌属相对丰度较为均匀.其中主要的优势菌属为 *norank_f_norank_o_Saccharimonadales* (4.67%~6.47%),*Hyphomicrobium*(2.87%~6.00%),*norank_f_Microtrichaceae*(2.33%~4.46%),*Romboutsia*(2.34%~3.70%),*norank_f_Saprospiraceae*(1.29%~5.35%),*Trichococcus*(4.27%~5.07%).Patescibacteria 门的 *norank_f_norank_o_Saccharimonadales*,*Hyphomicrobium* 属是 MBR 中参与反硝化的优势菌属,同时也是实现同步硝化反硝化的重要菌属,这与上述污泥反硝化活性测试结果对应一致,较强的反硝化速率由这 2 种功能菌属提供支持^[22-23].*Hyphomicrobium* 还可以参与降低污泥混合液中的蛋白质含量,主要由上清液的 SMP 提供,这也为 MBR 膜污染缓解释放的 SMP 与 EPS 提供了代谢途径^[24].*norank_f_Microtrichaceae* 作为参与有机物降解的厌氧细菌,可能主要参与水中蛋白质水解,并为其他菌属提供碳源支持,推测主要属于发酵型聚磷菌(PAOs),该菌的具体功能和代谢途径需要进一步研究^[25].*Romboutsia* 与 *norank_f_Saprospiraceae* 都属于水解细菌,其在 MLSS=6000mg/L 阶段的相对丰度都有

所增加至最大,长期的低营养废水运行导致细胞裂解死亡释放的有机物决定了水解菌属的相对富集^[26].而作为亚硝酸盐氧化细菌中最具有多样性的

Nitrospira(1.49%~2.30%), 氨氧化细菌中的 *Nitrosomonas*(1.15%~1.91%)与上述分析的反硝化菌群共同在 MBR 系统中参与了氮的循环.

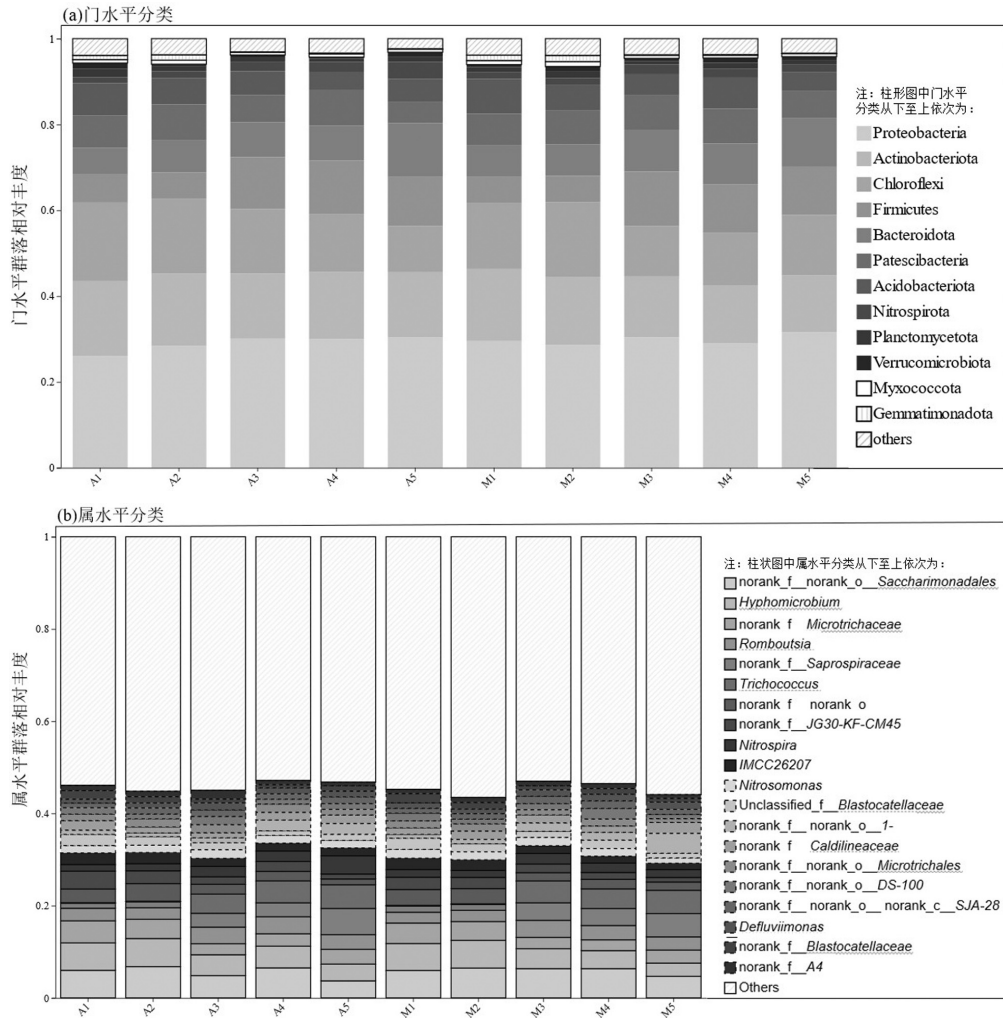


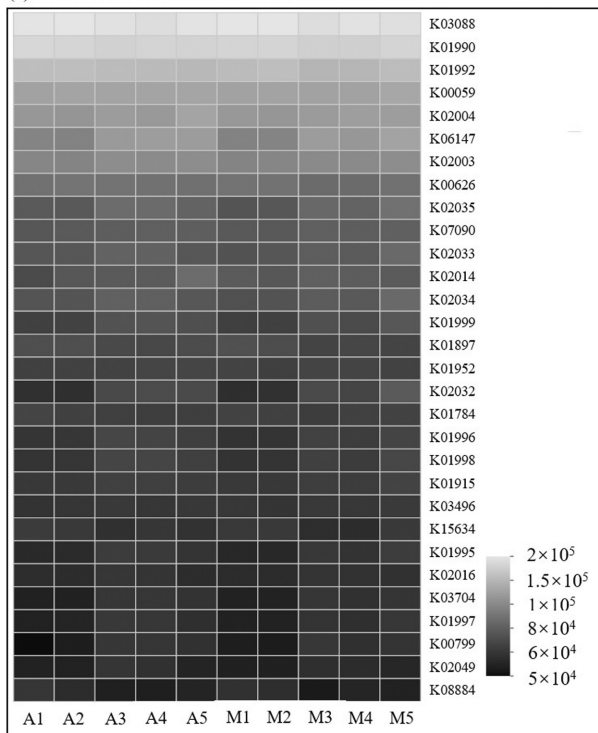
图 4 现场中试 LEP-N-MBR 系统中微生物门,属水平微生物分布

Fig.4 Distribution of microorganisms at the microbial phylum and genus level in the field pilot LEP-N-MBR system

2.3.3 LEP-N-MBR 中试系统微生物的功能预测及碳氮代谢揭示对比 基于 16S rRNA Illumina MiSeq 分析好氧池与 MBR 池中微生物群落的功能信息,通过功能组成进一步揭示环境变化中功能特征.如图 5(a)所示,根据 PICRUSt2 功能预测分析并映射至 KEGG 数据库发现,系统中微生物基因主要分别为代谢途径,次生代谢物的生物合成以及微生物代谢,涉及到的功能基因数量分别为 16,11.相关的碳代谢的 K00626 功能基因丰度也相对较高,包括(K00382, K00615, K01692, K01915, K15634),值得注意的是 K00626 代表的乙酰辅酶 A C-乙酰转移酶参与脂肪酸降解,色氨酸代谢等途

径,可能是 MBR 膜污染缓解释放后 SMP 与 EPS 物质重要代谢途径.低 DO 浓度下 MBR 池对有机碳的降解并未受到影响,保持了较高能力的代谢循环维持微生物的生长活动.如图 5(b)所示,通过 FAPROTAX 数据库筛选对氮代谢的关键功能基因的变化分析发现,涉及到氮代谢功能途径的 8 个途径中,相对比例较高的固氮,硝酸盐还原,硝化,反硝化功能在好氧池内与 MBR 池内并未产生明显差异,主要由于 MBR 进水中较低浓度的氮限制了 MBR 功能基因富集.总得来说,环境因素的限制以及低浓度污染物并未对 MBR 脱氮除碳功能基因产生明显改变.

(a)微生物功能基因PIRCUST2预测



(b)微生物群落FAPROTAX数据库氮代谢功能分析

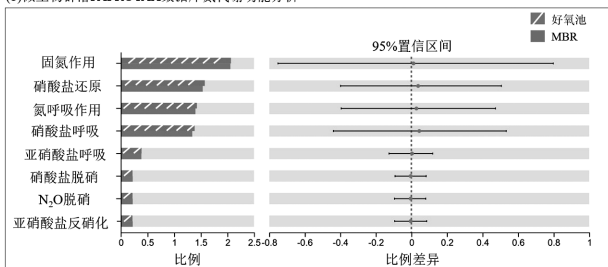


图5 LEP-N-MBR 中试系统中微生物群落功能基因预测分析
Fig.5 Prediction and analysis of microbial community functional genes in the LEP-N-MBR pilot system

2.4 LEP-N-MBR 中试系统膜污染控制分析

如图 6 所示,以恒定通量 20LMH 运行中,TMP 达至 30kPa 发生 10 次,每污染周期第 1 次发生使用清水内部加压反洗,每 2 次对膜进行化学反洗 2h,药剂使用配比为 250mg/L 的 NaOH 混合 500mg/L 的 NaClO,清洗完清水冲洗残留化学药剂并进行膜通量测试,以测定膜通量恢复效果.从图 6 可知,初始膜启动阶段运行总计长达 21d,在 0~10kPa(F1)阶段,总计运行了 14d,而 10~20kPa(F2)阶段共计 4d,20~30kPa(F3)阶段仅有 3d.相比 Zuo 等^[27]曝气冲刷控制膜污染实验中 F1 阶段的 9d,往复式振动技术延长了 F1 阶段 1.5 倍的运行时长.在 F2 与 F3 阶段 TMP 的上升速率迅速增加,归结于污染已经形成并附着在膜表面.初始运行 TMP 为 3~5kPa 之间,这是由于浓

差极化与絮体沉积造成的,而这部分影响因素可以被高剪切应力所影响限制^[28].此外,图中可以看出 F1 对 F2,F3 阶段的膜污染快速形成有一定助推作用,延长膜运行周期关键在于抑制 F1 阶段膜污染的形成.

而在后续的运行中,随着膜运行时间的增加,单个膜污染周期时间逐渐变短,这可能是由于长时间不可逆污染在膜孔内附着并未清洗完全.Phase III 阶段的单个膜污染周期相比初始 Phase I 阶段运行时间减少 7d,膜运行周期下降 33.3%,推测与本阶段高浓度的 MLSS 有关.当 MLSS 为 6000mg/L 时,高浓度污泥及较低浓度的营养物,MBR 池内污泥解体破裂,释放出有机物及代谢产物吸附至膜表面快速形成膜污染,致使 F1 阶段的运行时间下降,导致运行周期明显减短.在 Wang 等^[29]的研究中,VMBR 的 F1,F2,F3 污染率分别比 AMBR 下降 61.6%~74.3%,70.5%~83.8%、69.4%~85.1%,也同样证明了往复式振动膜优异的膜污染控制效率.

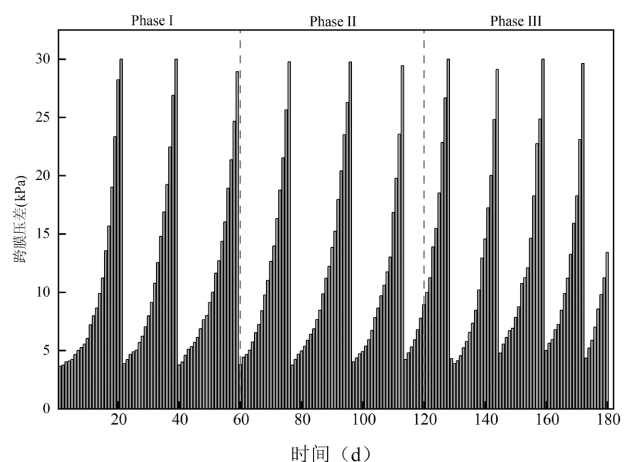


图6 运行周期内 LEP-N-MBR 系统的 TMP 变化
Fig.6 Changes in TMP of the LEP-N-MBR system during the operating cycle

2.5 LEP-N-MBR 中试系统能源消耗分析

整个中试阶段 180d 内,LEP-N-MBR 系统共计处理污水量 49171.26m³,往复式振动电机共计耗电 986.80kW·h, MBR 泵系统共计耗电 20899.35kW·h. Phase I-III 阶段往复电机能耗为 0.019,0.020 和 0.021 (kW·h)/m³,整体 MBR 泵系统能耗为 0.52,0.44,0.42 (kW·h)/m³(图 7),造成这种差异的主要原因由于电机老化,电阻增加导致的振动设备运行能耗增加,而泵

系统能耗由于后期单位时间内产水量增加导致的吨水能耗下降。据报道,传统曝气 MBR 作为高能耗工艺,运行过程中通常需要 $0.6\sim 1.6$ ($\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$),而其中 40%~60%的能耗通常被应用于曝气冲刷抑制膜污染等,长期运行下能耗投入成本阻碍了 MBR 工艺更进一步的应用^[30-32]。相比报道中的传统 MBR 最低曝气冲刷 0.24 ($\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$),本研究采用的往复式振动技术能耗降低约 91.6%,并表现出更加优异的膜污染控制率。

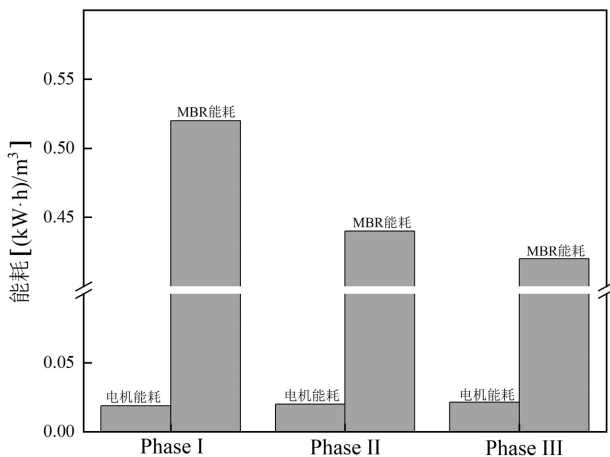


图7 中试 LEP-N-MBR 系统能耗

Fig.7 The energy consumption of pilot LEP-N-MBR system

3 结论

3.1 中试运行结果表明,LEP-N-MBR 系统在 MLSS 为 $3000\text{mg}/\text{L}$ 时,出水 NH_4^+-N 浓度 $<1\text{mg}/\text{L}$,TN 和 COD 去除率分别为 56.63%和 49.98%。然而,当 MLSS 为 $6000\text{mg}/\text{L}$ 时,系统出水 NH_4^+-N 浓度升高至 $2.07\text{mg}/\text{L}$,相较于 MLSS 为 $3000\text{mg}/\text{L}$ 时,膜运行周期缩短 33.3%。

3.2 LEP-N-MBR 与好氧池内微生物群落功能微生物集中, *norank_f_norank_o_Saccharimonadales*, *Hyphomicrobium* 等微生物协同去除 C,N 等污染物并表现出共生关系。振动膜促进了膜表面有机物的释放,并作为有机物被微生物利用代谢强化了脱氮效果。

3.3 中试系统往复式振动电机和泵系统平均能耗仅为 0.02 和 0.42 ($\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$),极大的降低了 MBR 运行的能源需求,可替代曝气冲刷,实现城镇污水处理厂低碳高效运行。

参考文献:

- [1] Zhang Q, Wu Q, Xie Y, et al. A novel carbon emission evaluation model for anaerobic-anoxic-oxic urban sewage treatment [J]. Journal of Environmental Management, 2024,350:119640.
- [2] 程东兴,胡以松,屈艺,等. AnMBR 处理剩余污泥与厨余共消化的效能研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(9):4676-4687.
Cheng D X, Hu Y S, Qu Y, et al. Study on the performance of AnMBR in treating the co-digestion of sewage sludge and food waste [J]. China Environmental Science, 2023,43(9):4676-4687.
- [3] 李社锋,张家琛,冯巍,等. 膜生物反应器研究新进展与应用 [J]. 环境工程, 2024,42(1):37-46.
Li D F, Zhang J C, Feng W, et al. Overview and research progress of membrane bioreactor process [J]. Environmental Engineering, 2024, 42(1):37-46.
- [4] Tang K, Xie J, Pan Y, et al. The optimization and regulation of energy consumption for MBR process: A critical review [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2022,10(5):108406.
- [5] 周海. 振动膜技术在高含盐废水处理中的应用 [J]. 中国给水排水, 2017,33(2):105-7.
Zhou H. Application of vibrating membrane technology to treatment of hypersaline wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2017,33(2): 105-107.
- [6] Kaya R, Ersahin M E, Ozgun H, et al. Vibratory membrane bioreactor systems in wastewater treatment: A short review [J]. Journal of Water Process Engineering, 2023,53:103865.
- [7] Wang C, Ng T C A, Ng H Y. Comparison between novel vibrating ceramic MBR and conventional air-sparging MBR for domestic wastewater treatment: Performance, fouling control and energy consumption [J]. Water Research, 2021,203:117521.
- [8] Nguyen P T, Phuc Hanh Tran D, Le Lt, et al. Characterization of reciprocation membrane bioreactor on treatment performance, energy consumption and membrane fouling [J]. Bioresource Technology, 2023,381:129146.
- [9] Rice E W, Bridgewater L, Association A P H. Standard methods for the examination of water and wastewater [M]. American public health association Washington, DC, 2012.
- [10] Guo M, Jiang Y, Xie J, et al. Bamboo charcoal addition enhanced the nitrogen removal of anammox granular sludge with COD: Performance, physicochemical characteristics and microbial community [J]. Journal of Environmental Sciences, 2022,115:55-64.
- [11] Xie J, Cao Q, An T, et al. Small biochar addition enhanced anammox granular sludge system for practical wastewater treatment: Performance and microbial community [J]. Bioresource Technology, 2022,363:127749.
- [12] Li S, Guo Y, Zhang X, et al. Advanced nitrogen and phosphorus removal by the symbiosis of PAOs, DPAOs and DGAOs in a pilot-scale A2O/A+MBR process with a low C/N ratio of influent [J]. Water Research, 2023,229:119459.
- [13] 刘钢,王丽,温榛煌,等. 梯度曝气 A-2O-2-MBR 工艺强化同步硝化反硝化效能 [J]. 环境工程学报, 2024,18(4):1130-1143.
Liu G, Wang L, Wen Z H, et al. Enhanced simultaneous nitrification and denitrification by gradient aeration A-2O-2-MBR process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2024,18(4):1130-

- 1143.
- [14] Guo X, Zhang C, Liu J. Optimal hydraulic shear strength and mechanism of activated sludge floc re-growth after breakage [J]. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2019,176:202–11.
- [15] Li Y, Wang Y, Dong F, et al. Controlling carbon dioxide-to-hydrogen ratio to improve hydrogen utilization and denitrification rates of hydrogenotrophic autotrophic denitrification through homoacetogenesis-heterotrophic denitrification pathway [J]. *Bioresource Technology*, 2024,393:130116.
- [16] Liu H, Dong W, Zhao Z, et al. Advanced nitrogen removal from low carbon nitrogen ratio domestic sewage via continuous plug-flow anaerobic/oxic/anoxic system: Enhanced by endogenous denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2023,378:128987.
- [17] 安泽铭,丁静,高歆婕,等. AOA 系统厌氧时间和溶解氧对内源反硝化脱氮速率的影响 [J]. *中国环境科学*, 2023,43(2):667–674.
- An Z M, Ding J, Gao X J, et al. Effects of anaerobic duration and dissolved oxygen on endogenous denitrification rate in AOA system [J]. *China Environmental Science*, 2023,43(2):667–674.
- [18] Dan Y, Wang X, Ji M, et al. Influence of temperature change on the immobilization of soil Pb and Zn by hydrochar: Roles of soil microbial modulation [J]. *Environmental Pollution*, 2023,320:121109.
- [19] Li M, Qin Z, Duan M, et al. Effects of micro-nano bubble water addition on maturation degree and microbial community during aerobic composting [J]. *Chemosphere*, 2024,353:141657.
- [20] Zhuo Y, Huang X, Ma S, et al. Thermo-alkaline pretreatment of excess sludge: Effects of temperature on volatile fatty acids accumulation and microbial community [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023,342:118244.
- [21] Li W, Zheng T, Feng K, et al. Bacterial distinctions in practical rural sewage collection systems caused by the location, season, and system type [J]. *Environmental Research*, 2023,237:117024.
- [22] ZHU H, LI W, CHEN X, et al. Effects of sponge iron dosage on nitrogen removal performance and microbial community structure in sequencing batch reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2023,368:128307.
- [23] Wang J, Deng Y, Chen W, et al. Revealing the role of algae in algae enhanced bacteria consortia for municipal wastewater treatment: Performance, characteristics, and microbial pathways [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2023,53:103640.
- [24] Xu B, Cho Q A C, Ng T C A, et al. Enriched autoinducer-2 (AI-2)-based quorum quenching consortium in a ceramic anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for biofouling retardation [J]. *Water Research*, 2022,214:118203.
- [25] 陈 希,袁乙卜,张建民,等. 大分子有机物对除磷颗粒污泥特性及菌群结构的影响 [J]. *环境科学学报*, 2021,41(4):1309–1322.
- Chen X, Yuan Y B, Zhang J M, et al. Effects of macromolecular organic matters on the characteristics and bacterial community structure of the phosphorus removal granular sludge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021,41(4):1309–1322.
- [26] Fan Z, Zeng W, Meng Q, et al. Achieving enhanced biological phosphorus removal utilizing waste activated sludge as sole carbon source and simultaneous sludge reduction in sequencing batch reactor [J]. *Science of The Total Environment*, 2021,799:149291.
- [27] Zuo R, Ren D, Deng Y, et al. Employing low dissolved oxygen strategy to simultaneously improve nutrient removal, mitigate membrane fouling, and reduce energy consumption in an AAO-MBR system: Fine bubble or coarse bubble? [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024,57:104602.
- [28] Fernandes H, Kiuchi S, Kakuda T, et al. Synergistic effects of nanobubbles and chemicals on backwashing for submerged MBRs treating municipal wastewater [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024,63:105541.
- [29] Wang C, Ng T C A, Ding M, et al. Insights on fouling development and characteristics during different fouling stages between a novel vibrating MBR and an air-sparging MBR for domestic wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2022,212:118098.
- [30] Gao T, Xiao K, Zhang J, et al. Techno-economic characteristics of wastewater treatment plants retrofitted from the conventional activated sludge process to the membrane bioreactor process [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2021,16(4):113–125.
- [31] Hao X D, Li J, Van Loosdrecht M C M, et al. A sustainability-based evaluation of membrane bioreactors over conventional activated sludge processes [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2018,6(2):2597–2605.
- [32] Krzeminski P, Leverette L, Malamis S, et al. Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects [J]. *Journal of Membrane Science*, 2017,527:207–227.

作者简介：汤 凯(1996-),江苏淮安人,苏州科技大学硕士研究生,主要研究废水处理与资源化利用与技术.发表论文 2 篇.644209895@qq.com.