

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2022111101

肖小兰, 干永鹏, 冯永锐, 等. 膜生物反应器 (MBR) 处理不同浓度高硫酸盐有机废水污泥性质和膜污染研究[J]. 环境化学, 2023, 42(8): 2754-2766.

XIAO Xiaolan, GAN Yongpeng, FENG Yongrui, et al. Sludge properties and membrane fouling of aerobic membrane bioreactor (MBRs) in treating organic wastewater with different concentrations of sulfate[J]. Environmental Chemistry, 2023, 42 (8): 2754-2766.

膜生物反应器 (MBR) 处理不同浓度高硫酸盐有机 废水污泥性质和膜污染研究*

肖小兰¹ 干永鹏¹ 冯永锐¹ 王 潇¹ 阮文权^{1,2}**

(1. 江南大学环境与土木工程学院, 无锡, 214122; 2. 无锡马盛环境能源科技有限公司, 无锡, 214122)

摘要 针对食品加工过程中产生的高 SO_4^{2-} 的高浓度有机物废水, 采用膜生物反应器 (MBR) 工艺对其进行研究, 分别考察了 1.6% 和 2.6% SO_4^{2-} 浓度下反应器运行性能、污泥性质和膜污染变化情况. 经过 110 d 的运行时间对比发现, 1.6% SO_4^{2-} 浓度下 MBR 获得的最大有机负荷为 $1.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ COD, 其化学需氧量 (COD)、氨氮和总氮的去除率分别为 97.2%、92.5% 和 89.5%. 2.6% SO_4^{2-} 浓度下微生物受到的抑制更强, 其获得的最大有机负荷仅为 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ COD, 其 COD、氨氮和总氮的去除率分别为 96.3%、82.6% 和 80.7%. 此外, SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的反应器在更高的膜运行通量下, 膜污染速率反而比 2.6% 系统更慢. 进一步分析其污泥性质发现 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 系统内的混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 和挥发性悬浮固体浓度 (MLVSS) 稳定在 $7.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $5.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, MLVSS/MLSS 值较初始污泥有所提高, 从 80.2% 升高到 83%. SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 体系内 MLSS 和 MLVSS 稳定在 $6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $4.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, MLVSS/MLSS 较初始污泥有所降低, 最终稳定在 75% 左右. 较低的 MLSS 和 MLVSS/MLSS 加速了膜表面滤饼层的形成, 导致 2.6% SO_4^{2-} 系统膜污染更快. 经过长期的高盐环境驯化后, 1.6% SO_4^{2-} 和 2.6% SO_4^{2-} 系统成熟污泥的溶解性微生物产物 (SMP) 和结合性的胞外聚合物 (BEPS) 均有所上升, SMP 从 $13.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ VSS 上升到 $20.4 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ VSS 和 $65.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ VSS, BEPS 从 $36.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ VSS 上升到 $181.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ VSS 和 $227.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ VSS. 2.6% SO_4^{2-} 系统的 SMP 和 BEPS 的值均大于 1.6% SO_4^{2-} 系统, 从而使得 2.6% SO_4^{2-} 系统的 TMP 上升加快, 膜污染加剧. 1.6% 系统 MBR 中污泥粒径从接种时的 $82.3 \mu\text{m}$ 增加至 $125.84 \mu\text{m}$, 而 2.6% SO_4^{2-} 系统中污泥粒径降至 $78.23 \mu\text{m}$. 相较于 1.6% SO_4^{2-} 系统, 2.6% SO_4^{2-} 系统的污泥粒径更小, 更容易堆积于膜表面, 使得滤饼层更加紧致, 加速了膜污染的形成. 两套装置的膜阻力都主要来源于外部阻力, 但 2.6% SO_4^{2-} 系统的内部阻力占比较 1.6% SO_4^{2-} 系统更高. 综上, 不同盐度对 MBR 体系的运行效能、污泥性质及膜污染情况具有显著的影响. 因此本研究可为 MBR 应用于高盐高浓度有机物废水的处理提供理论基础和实践指导.

关键词 高有机物, 高硫酸盐废水, 好氧膜生物反应器, 水处理, 膜污染.

2022 年 11 月 11 日收稿 (Received: November 11, 2022).

* 国家重点研发计划绿色生物制造专项 (2021YFC2102200), 江苏省社会发展面上项目 (BE2020755), 无锡市科技成果产业化资金“太湖之光”科技攻关 (产业化关键技术攻关) (C20212004) 和中央高校基本科研业务费专项资金 (JUSRP122027) 资助.

Supported by the National Key R&D Program, Green Bio-Manufacturing (2021YFC2102200), Jiangsu Social Development-General Project (BE2020755), Wuxi Science and Technology Achievement Industrialization Fund-"Light of Taihu Lake" Science and Technology Research (Key Technology Research of Industrialization) (C20212004) and Special Funds for Basic Scientific Research Business Expenses of Central Universities (JUSRP122027).

** 通信联系人 **Corresponding author**, E-mail: wqruan@jiangnan.edu.cn

Sludge properties and membrane fouling of aerobic membrane bioreactor (MBRs) in treating organic wastewater with different concentrations of sulfate

XIAO Xiaolan¹ GAN Yongpeng¹ FENG Yongrui¹ WANG Xiao¹ RUAN Wenquan^{1,2 **}

(1. School of Environmental and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi, 214122, China;

2. Wuxi Masun Environmental Energy Technology Co., Ltd, Wuxi, 214122, China)

Abstract The organic wastewater with high SO_4^{2-} concentration produced in the food processing plant was treated by aerobic membrane bioreactor (MBR) process, and the performance, sludge properties and membrane fouling of the MBR were investigated at different SO_4^{2-} concentrations of 1.6% and 2.6% respectively. For the operation period of 110 days, it was found that the maximum organic loading rate (OLR) of the MBR at the concentration of 1.6% SO_4^{2-} was $1.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1} \text{ COD}$, and the removal efficiencies of chemical oxygen demand (COD), ammonia nitrogen and total nitrogen were 97.2%, 92.5% and 89.5% respectively. However, at the concentration of 2.6% SO_4^{2-} , the maximum OLR was only $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1} \text{ COD}$, and removal efficiencies of COD, ammonia nitrogen and total nitrogen were 96.3%, 82.6% and 80.7% respectively. In addition, the membrane fouling rate of the reactor with 1.6% SO_4^{2-} concentration was slower than that of the 2.6% system, although the reactor with 1.6% SO_4^{2-} concentration operated at higher membrane flux than the 2.6% system. Further analysis of the sludge properties showed that the MLSS and MLVSS in the system with 1.6% SO_4^{2-} concentration were stable at about $7.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ and $5.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, and the MLVS/MLSS was 83% with higher than that of the initial sludge. The MLSS and MLVSS in the system with 2.6% SO_4^{2-} concentration were stable at $6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ and $4.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, and the MLSS/MLVSS was only 75% with lower than that of the initial sludge. Lower MLSS and MLVSS/MLSS accelerated the formation of cake layer on the membrane surface, resulting in a serious membrane fouling of 2.6% SO_4^{2-} system. After long-term acclimation in high-salt environment, SMP and BEPS of mature sludge for 1.6% SO_4^{2-} and 2.6% SO_4^{2-} systems increased. SMP increased from $13.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS}$ to $20.4 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS}$ and $65.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS}$, and BEPS increased from $36.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS}$ to $181.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS}$ and $227.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS}$ respectively for 1.6% SO_4^{2-} and 2.6% SO_4^{2-} systems. The SMP and BEPS in 2.6% SO_4^{2-} system were both higher than that of 1.6% SO_4^{2-} system, thus the TMP of 2.6% SO_4^{2-} system increases rapidly and the fouling aggravated. Compared with inoculated sludge, the particle size of MBR in 1.6% system increased from $82.3 \mu\text{m}$ to $125.84 \mu\text{m}$ respectively, while that of 2.6% SO_4^{2-} system decreased from $82.3 \mu\text{m}$ to $78.23 \mu\text{m}$. Compared with 1.6% SO_4^{2-} system, the smaller particle size in 2.6% SO_4^{2-} system was easier to accumulate on the membrane surface, which made the cake layer more compact and accelerated the membrane fouling. The membrane resistances of both the two MBRs mainly composed of the external resistance. However, the internal resistance of 2.6% SO_4^{2-} system was higher than that of 1.6% SO_4^{2-} system. In short, different salinity had significant influence on the operation efficiency, sludge properties and membrane fouling of MBR system. Therefore this study can provide theoretical basis and practical guidance for the application of MBR in the treatment of high-salt and high-concentration organic wastewater.

Keywords high organic matter, high sulfate wastewater, aerobic membrane bioreactor, water treatment, membrane fouling.

近年来由于食品加工行业的发展,随之产生了大量有机物浓度较高且含盐量较高的废水.由于高浓度盐分的存在,采用生化处理会造成微生物活性受到严重抑制,最终导致对废水中的有机物降解效率低下^[1].好氧膜生物反应器(aerobic membrane bioreactor, MBR)技术相较于传统好氧工艺,能很好将

污泥截留在系统中,从而提高处理效率.此外,MBR 能将污泥停留时间(sludge retention time, SRT)与水力停留时间(hydraulic retention time, HRT)分开控制,易于管理控制,因此近几年在高盐废水处理中受到普遍关注^[2-3].然而在采用 MBR 工艺处理高盐废水过程中面临的主要问题是膜污染问题^[4].膜污染是指混合液中的污泥絮体、胶体粒子或有机盐和无机盐类,与膜存在物理化学作用而在膜表面沉淀与积累,或由于膜孔的吸附而使膜孔堵塞,过滤性下降,从而导致膜通量与分离特性的不可逆的变化的现象^[5].膜污染的表现现象是随着 MBR 的运行,系统拦截的污泥和过滤的水量增多,膜表面会堆积形成滤饼层以及凝胶层,从而造成跨膜压差(trans-membrane pressure, TMP)的增加,导致膜通量越来越低.当 TMP 增加到一定值时,膜无法正常使用,需要进行物理和化学清洗,高频次的化学清洗会影响膜的寿命.因此膜污染是膜生物反应器在运行过程中需要重点控制的对象,它不仅影响膜组件的产水率,还影响膜组件的使用寿命及设备的能耗^[6].

目前关于 MBR 处理高盐废水的膜污染已有较多报道,李津^[7]研究发现,MBR 工艺处理高盐废水过程中微生物所分泌的大量溶解性微生物产物(soluble microbial products, SMP)和胞外聚合物(bound extracellular polymeric substances, BEPS)是造成膜污染的主要原因,用清水结合次氯酸钠溶液能有效清洗膜.李彬等^[8]针对 MBR 处理高盐废水时膜面污染物的特性进行了研究,发现随着 MBR 系统盐度的升高,污泥的性质发生了较大变化,污泥的悬浮性固体(SS)及挥发性悬浮固体(VSS)与 SS 的比值均发生了下降,SMP 的含量略有上升,膜面的有机污染物主要成分为糖类、蛋白和腐殖酸等.陈启伟^[9]研究表明,较小的污泥粒径对膜通量是不利的,较小的粒径会加速浓差极化的形成,从而加速膜污染.还有报道指出盐度的存在会增加膜表面的结垢倾向,加速膜污染的形成^[10].

尽管关于高盐废水处理过程的膜污染问题及影响因素已有相关报道,然而膜污染问题及成因仍然是一个比较复杂的问题,且不同的水质和运行条件对膜污染和污泥性质产生的影响均不同.因此,本研究针对连云港某营养食品加工企业生产的两种 SO_4^{2-} 浓度分别为 1.6% 和 2.6% 的废水,采用两套中试规模好氧膜生物反应器(MBR)进行处理,通过对两系统的 TMP 和污泥性质以及膜阻分布情况进行监测,初步研究对比探讨不同硫酸盐浓度对活性污泥性质和膜污染的影响.通过对 MBR 处理高盐废水中膜污染规律和污泥性质的研究,有利于 MBR 系统在处理高盐废水中的改造和膜清洗方案的选择,且对膜生物反应器的开发及工程化应用有一定的指导意义.

1 实验部分(Experimental section)

1.1 实验装置

本研究采用 MBR 工艺,装置如图 1 所示.

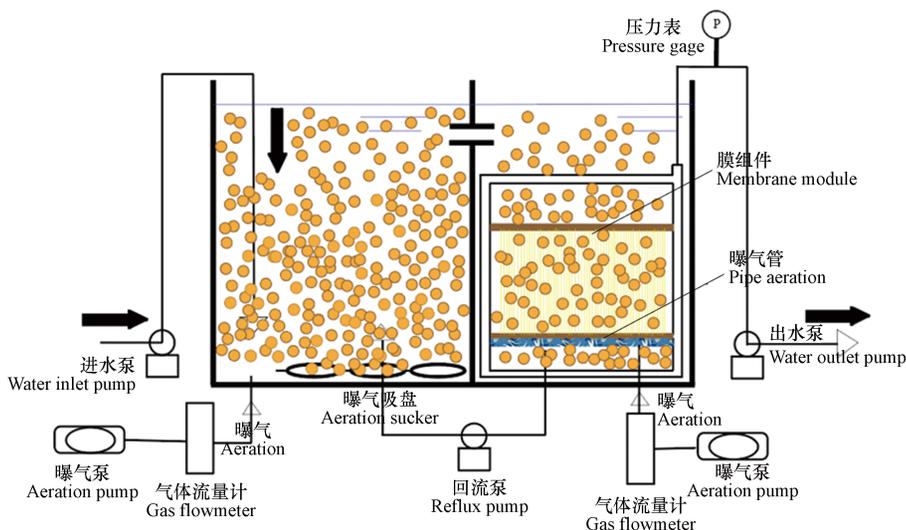


图 1 反应器装置图
Fig.1 reactor device diagram

装置主要由硝化池(O池)和MBR池组成,两池的有效容积都为44 L,整套反应器的总有效容积为88 L。在O池和MBR池的底部装有纳米吸盘曝气装置,曝气装置分别用空气流量计控制,用以保持池内的溶解氧在 $2\text{--}4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,同时可以使池内的污泥混合液充分混合,防止污泥沉底堆积。MBR池的硝化液通过蠕动泵控制回流至O池,以控制两池污泥浓度相同,防止MBR池污泥经浓缩后浓度过高,影响两池的硝化性能。污泥停留时间(sludge retention time, SRT)为44 d。

实验所用的膜组件为聚偏氟乙烯(PVDF,江苏诺莱智慧水务装备有限公司)的中空纤维膜,有效膜面积为 0.43 m^2 ,过滤方式采用负压抽吸。膜组件底部设有射流曝气装置,在提供溶解氧的同时可以冲刷膜表面,缓解膜污染。反应器的进出水均采用蠕动泵控制,出水的抽停比为 $9\text{ min}:1\text{ min}$,跨膜压差(trans-membrane pressuredrop, TMP)采用压力表测定,当TMP超过 30 kPa 时,对膜组件进行清洗。

1.2 接种污泥与实验用水

本实验接种的污泥取自无锡市某餐厨废水处理厂的好氧生化污泥,所用废水为连云港某营养食品加工企业产生的废水,因生产工艺的不同,会产生不同 SO_4^{2-} 浓度的废水,故本实验采用两种 SO_4^{2-} 浓度的废水进行实验研究。其详细水质如表1和表2所示。

表1 1.6% SO_4^{2-} 系统进水水质

Table 1 The influent quality of 1.6% SO_4^{2-} system

	第1天—第25天	第26天—第60天	第61天—第110天
pH	3.8—4.2	3.8—4.2	3.8—4.2
硫酸根/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	16000—17800	17200—17900	17200—17900
COD/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5400—5600	5400—5600	7500—8100
TDS/($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	27—30	27—30	27—30
电导率/($\text{ms}\cdot\text{cm}^{-1}$)	25—30	28—30	28—30
TN/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	20—25	180—200	320—350
TP/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5—10	8—10	8—10
氨氮/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	15—20	15—20	15—20
Ca/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	25—35	25—35	25—35
Mg/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5—15	5—15	5—15
Fe/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.1—0.6	0.1—0.6	0.1—0.6

表2 2.6% SO_4^{2-} 系统进水水质

Table 2 The influent quality of 2.6% SO_4^{2-} system

	第1天—第40天	第41天—第50天	第51天—第110天
pH	3.7—3.9	3.5—4.1	3.6—4.2
硫酸根/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	26800—28000	26800—28000	22600—23000
COD/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	8000—8900	7000—7800	7500—8000
TDS/($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	42—45	45—55	50—54
电导率/($\text{ms}\cdot\text{cm}^{-1}$)	38—40	38—40	38—40
TN/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	28—30	320—350	320—350
TP/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	10—15	10—15	15—20
氨氮/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	15—20	15—20	15—20
Ca/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	35—45	35—45	35—45
Mg/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	10—20	10—20	10—20
Fe/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.2—0.8	0.2—0.8	0.2—0.8

两股废水中原水有机物较高,而TN较低,使得C/N过高,在运行了25 d后, SO_4^{2-} 浓度为1.6%的反应器,因有机物降解效率不佳,尝试通过调整进水C/N,控制C/N在25左右。进水 SO_4^{2-} 浓度为2.6%的

反应器低,在运行了 40 d 后,添加尿素补充氮源控制 C/N 同样为 25 左右.且其进水 SO_4^{2-} 在第 50 d 有所降低,在 2.2%—2.3% 范围内波动.

1.3 实验设计

同时运行两组实验 MBR 装置,一组进水 SO_4^{2-} 浓度保持为 1.6%,另一组初始进水 SO_4^{2-} 浓度为 2.6%,运行 50 d 后由于进水水质变化调整为 2.3%.有机负荷根据出水 COD 值来判断是否提升,若出水 COD 稳定于 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下则提升负荷.进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的 MBR 装置运行时期分两个时期,第一个时期为提盐驯化期(有机负荷为 $0.5 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD, 1—20 d),第二个时期为负荷提升期(21—110 d),其中负荷提升期又分为 3 个阶段: $0.6 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD (21—40 d), $0.72 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD (41—80 d), $1.0 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD (81—110 d).因 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 的 MBR 装置出水 COD 一直高于 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,故此套装置运行阶段分两个时期,分别为提盐驯化期(1—36 d)和负荷稳定期(37—110 d),其有机负荷一直稳定在 $0.5 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD).两反应器的运行参数如表 3 所示.运行期间室内温度控制在 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 左右.

表 3 MBR 反应器运行策略
Table 3 Operating strategy of MBR reactor

SO_4^{2-} 浓度 SO_4^{2-} concentration	阶段 Stage	天数/d Days	容积负荷/ $(\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD) VLR	HRT /d	SRT/d
1.6%	提盐驯化阶段	1—20	0.5	10	不排泥
	负荷提升阶段 I	21—40	0.6	8.5	44
	负荷提升阶段 II	41—80	0.72	8.5—10.2	44
	负荷提升阶段 III	81—110	1.0	7	44
2.6%	提盐驯化阶段	1—36	0.5	16	不排泥
	负荷稳定阶段	37—110	0.5	16—22	44

注:进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的反应器在负荷提升阶段 I 内(第 26 天)开始排泥,控制 SRT 为 44 d. 1.6% 系统在负荷提升阶段 II 和 2.6% 系统的负荷稳定阶段进水 COD 有所变化, HRT 作了相应调整.

Note: The reactor with influent of 1.6% SO_4^{2-} discharged sludge at the 26th day in stage I of VLR improvement, with SRT controlled at 44 days; As the influent COD concentration changed from stage II of VLR improvement in 1.6% system and the VLR stabilizing stage in 2.6% system, the HRT was adjusted accordingly.

1.4 分析方法

MLSS、MLVSS 采用国家环保总局规定的检测方法^[11];溶解性微生物产物(SMP)和结合性胞外聚合物(BEPS)的提取参考陈康等^[12]的方法;采用苯酚-硫酸法和 Folin-酚法测定 SMP 和 BEPs 中的多糖和蛋白质含量,两者的总和即为 SMP 和 BEPS 的含量^[13].采用激光粒径分析仪(BT-2003)测定污泥粒径及粒径分布.膜阻力分布根据 Darcy 定律^[14]:

$$R_t = R_m + R_c + R_f = \frac{\Delta p}{\mu J}$$

式中, R_t 为过滤时的总阻力 (m^{-1}), R_m 是固有阻力 (m^{-1}), R_c 是外部阻力 (m^{-1}), R_f 是由不可逆吸附和膜孔堵塞引起的内部阻力 (m^{-1}), J 是膜通量 ($\text{L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$), Δp 是 TMP (Pa), μ 是过滤液的动力黏度 ($\text{Pa}\cdot\text{s}$).新膜使用前,采用纯水过滤得到 R_m ,每个装置第 3 次清洗前,根据最终的膜通量和 TMP 计算 R_t ,采用纯水去除膜面污染物后过滤纯水得到 R_m+R_f ,根据这些数值利用公式计算出 R_t 、 R_m 、 R_c 和 R_f .

2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 运行效能比较

两套实验装置的主要运行数据如表 4 所示,进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的系统在提盐驯化阶段(最大有机负荷 OLR 为 $0.5 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD)后期出水 COD 值稳定在 $205\text{—}210 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD 的平均去除率为 96.2%,氨氮和 TN 的去除率分别为 81.3% 和 36.7%.而 2.6% 系统在提盐驯化阶段(OLR 为 $0.5 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$

COD)末期出水 COD 值在 400—460 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 波动,平均去除率为 94.77%,氨氮和 TN 的去除率分别为 68.2% 和 35.6%。

表 4 反应器运行数据

Table 4 Reactor Operation Data

SO_4^{2-} 浓度 SO_4^{2-} concentration	阶段 Stage	天数/d Days	容积负荷/ ($\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$) COD) VLR	出水 COD 值/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) COD value of effluent	COD 去除率/% COD removal rate	氨氮去除率/% Ammonia nitrogen removal rate	TN 去除率/% TN removal rate	TP 去除率/% TP removal rate
1.6%	提盐驯化阶	1—20	0.5	205—210	96.2	81.3	36.7	35.2
	负荷提升阶段 I	21—40	0.6	135—145	97.4	57.6	88.4	57.5
	负荷提升阶段 II	41—80	0.7	120—145	97.5	90.8	89.7	99.8
	负荷提升阶段 III	81—110	1.0	180—190	97.2	92.5	89.5	100.0
2.6%	提盐驯化阶段	1—36	0.5	400—460	94.7	68.2	35.6	59.6
	负荷稳定阶段	37—110	0.5	280—290	96.3	82.6	80.7	100.0

进入负荷提升/稳定阶段后,对两系统的进水 C/N 作了调整,通过添加尿素,补充有机氮源,控制 C/N 在 25 左右.随后进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的系统 COD 值有所下降,在负荷提升阶段 I (OLR 为 $0.6\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD) 和 II (OLR 为 $0.72\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD) 末期出水 COD 值均稳定在 $145\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, COD 去除率稳定在 97.5% 左右.在负荷提升阶段 III (OLR 为 $1.0\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD) 时, 1.6% 系统的出水 COD 值仍稳定在 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,平均去除率达 97.2%.而在 2.6% 系统负荷稳定 (OLR 为 $0.5\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ COD) 初期调整 C/N 后,出水 COD 仍高于 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其去除率最终稳定在 96.3%.调整 C/N 后, 1.6% 系统的氨氮去除率在负荷提升阶段 I 时,受到影响,下降至 57.6%,而后在负荷提升阶段 III 时该系统对氨氮的去除率最终稳定在 92.5%,而 2.6% 系统的氨氮去除率在负荷稳定阶段末期的氨氮去除率为 82.6%.经过稳定运行,两系统对 TN 均有一定的去除效果,其中 1.6% 系统最终对 TN 的去除效率为 89.5%,而 2.6% 系统对 TN 的去除效率为 80.7%.两种 SO_4^{2-} 浓度的系统对总磷的去除效率都呈现上升的趋势,最终均达到全部去除的效果.在本研究中总磷去除率为 100%,其原因可能是一体式的膜生物反应器由于膜对微生物的完全截留使得反应器内能维持较高的污泥浓度,会造成氧传递效率降低,形成局部的厌氧环境.在这种好氧厌氧共存的环境中,一部分的磷通过“厌氧释磷,好氧过量吸磷”的方式去除.另一方面, BEPS 也能储存磷元素,其除磷量也能达到很高,达 60% 以上.在本研究中发现, 1.6% 系统和 2.6% 系统成熟污泥的 BEPS 较初始污泥增加了 4—5 倍.因此,另一部分磷去除可能是通过 BEPS 的储存后,再以排泥的方式对水中的磷进行有效去除.对比发现,运行效能受盐度的影响呈现出明显的差异,相比于 2.6% SO_4^{2-} 系统, 1.6% SO_4^{2-} 系统能获得更高的有机负荷,其在较高的有机负荷下,其对 COD、氨氮和 TN 的去除效率均高于 2.6% SO_4^{2-} 系统.

综上, 2.6% SO_4^{2-} 系统所能获得的有机负荷和污染物去除效率均不如 1.6% SO_4^{2-} 系统,这是由于参与污染物处理的大多数微生物都是非耐盐/嗜盐性的微生物,盐度的升高会导致这些微生物逐渐失活^[15].此外,微生物的生物活性和细菌群落结构随着盐度水平的变化而变化,在较低盐分的环境下,经过长期的驯化有机物去除效率可以得到提高.然而,当浓度较高时,微生物将面临渗透压力,导致细胞脱水,对生物膜造成不可修复的损害,从而导致系统对污染物的去除效率低下^[16].因此在本实验室中,较低盐度的 1.6% 系统相比于 2.6% 系统能获得较高的有机负荷和污染物去除效率.

2.2 膜运行性能比较

膜污染是衡量膜生物反应器稳定运行最重要的限制因素之一,频繁的膜清洗会减少膜的使用寿命,增加运行成本.因此,进行膜污染的研究对于了解膜的运行性能至关重要. TMP 可以用来表征膜污染的程度,随着反应器的运行,膜组件逐渐受到污染, TMP 会随之增加.图 2 为 MBR 在运行期间的 TMP 变化情况.在 110 d 的运行时间里,进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的反应器随着进水量和有机负荷的提升,膜通量作了相应调整.在 0—20 d、21—40 d、41—80 d 和 80—110 d 的 4 个阶段的膜通量分别控制在 0.9 LMH、1.1 LMH、1.3 LMH 和 12.5 LMH.而进水 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 的反应器由于进水量和有机负

荷未增加,膜通量一直控制在 0.64 LMH 左右.

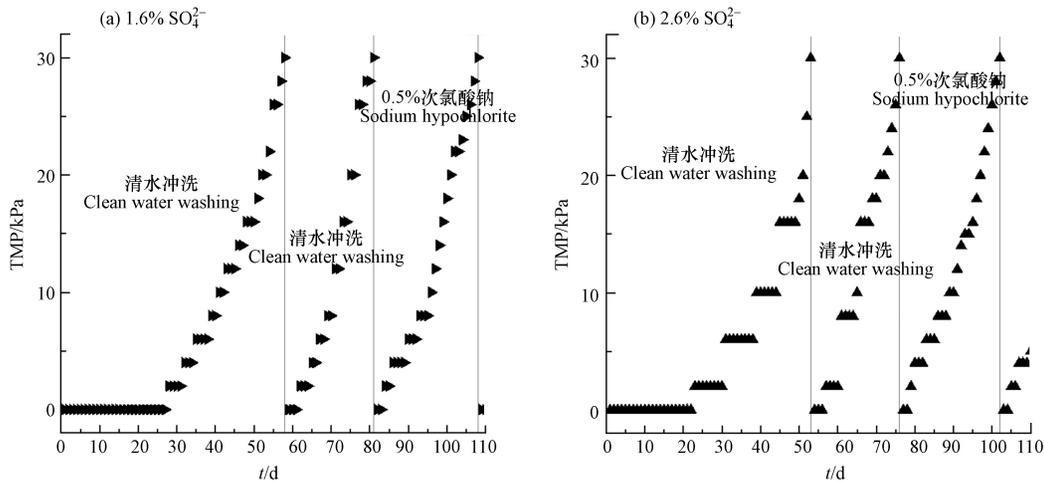


图 2 反应器跨膜压差变化

(a) 1.6% SO_4^{2-} 浓度 TMP 变化, (b) 2.6% SO_4^{2-} 浓度 TMP 变化

Fig.2 Changes of transmembrane pressure difference in the reactor

(a) 1.6% SO_4^{2-} concentration TMP changes, (b) 2.6% SO_4^{2-} concentration TMP changes

在整个运行过程中,进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 和 2.6% 的反应器 TMP 均累计 3 次达到 30 kPa. 其中 1.6% SO_4^{2-} 系统(图 2a)分别在第 58、81 和 108 天达到 30 kPa, 而 2.6% SO_4^{2-} 系统(图 2b)分别是在第 53、76 和 102 天达到 30 kPa, 分别提早了 5、5、6 d. 1.6% 和 2.6% SO_4^{2-} 系统第一次出现 TMP 读数(2.0 kPa)分别是在第 28 天和 23 天, 说明 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 的反应器膜组件比 1.6% 的膜污染更快. 有研究表明在更高的盐度下, 系统内的微生物会产生更多的 SMP 和 BEPS, 加剧膜污染^[17]. 在第 58 天时对进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 膜组件进行物理清洗, 继续运行时初始 TMP 为 0 kPa, 到第 81 天第二次 TMP 达 30 kPa, 历时 23 d. 而进水 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 的膜组件在第 53 天时进行物理清洗, 到第 76 天时 TMP 第二次达 30 kPa, 历时同样为 23 d. 尽管 1.6% 和 2.6% SO_4^{2-} 系统 TMP 到达 30 kPa 的时间相同, 但 2.6% SO_4^{2-} 系统的膜运行通量较低, 说明经过物理清洗后 2.6% 系统膜污染仍然比 1.6% 系统更严重. 第二次物理清洗后, 两反应器的 TMP 增加至 30 kPa 的时间均比第一次少很多, 说明两个反应器的膜污染出现了不可逆污染, 普通的物理清洗已无法完成有效清洗.

随后在第 81 天用 0.5% NaClO 对进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的反应器膜组件进行清洗, 运行到第 108 天, 1.6% 系统 TMP 第 3 次达 30 kPa, 所需时间为 27 d. 同样在第 78 天用 0.5% NaClO 对进水 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 的膜组件进行清洗, 到 102 d, 2.6% 系统 TMP 第 3 次达 30 kPa, 历时 26 d. 说明化学清洗后, 尽管 2.6% 系统的膜运行通量相比 1.6% 系统较低, 但其膜污染速度却更快. 叶芳凝^[1]的研究表明, 高盐环境下污泥混合液的过滤性会降低, 膜污染加剧.

2.3 污泥浓度比较

为了解盐度和负荷提升对活性污泥的影响情况, 对两反应器 MBR 池中 MLSS、MLVSS 以及 MLVSS/MLSS 的变化情况进行了监测, 结果如图 3 所示. 进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的反应器在提盐驯化期内(1—15 d), 系统中的 MLSS 及 MLVSS 从 $11.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $9.3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 分别下降至 $9.6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $7.3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, MLSS/MLVSS 从 80.2% 下降至 76%(图 3a). 同样进水 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 的反应器在提盐驯化期内(1—35 d), MLSS 及 MLVSS 分别从 $12.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $9.6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 $9.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $7.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, MLVSS/MLSS 由接种时的 80% 降低到了 75.4%(图 3b).

可以看出两系统的 MLSS、MLVSS 和 MLVSS/MLSS 在提盐时期均呈现下降趋势, 这是由于初始两系统内接种活性污泥盐度较低, 随着体系内盐度的逐渐上升, 部分活性污泥因为难以适应环境的改变而死亡^[18-19], 从而导致 MLSS、MLVSS 以及 MLVSS/MLSS 的整体下降.

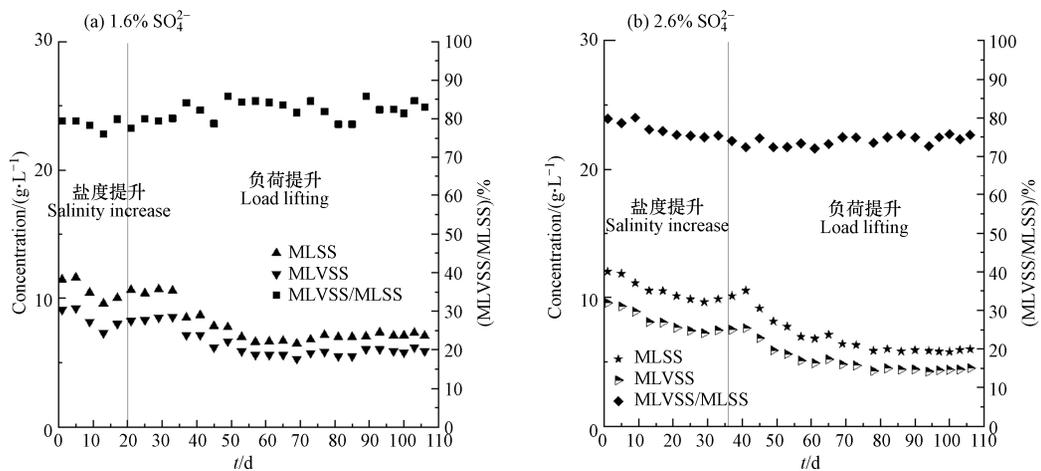


图3 反应器平均 MLSS、MLVSS 及其比值变化

(a) 1.6% SO_4^{2-} 浓度反应器内 (b) 2.6% SO_4^{2-} 浓度反应器内

Fig.3 changes of average MLSS, MLVSS and their ratios in the reactor

(a) 1.6% SO_4^{2-} concentration reactor, (b) 2.6% SO_4^{2-} concentration reactor

随着活性污泥的逐渐驯化,耐盐微生物开始逐渐增殖,进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的反应器内污泥浓度在负荷提升初期(第 26 d)MLSS 和 MLVSS 分别增加至 $10.4 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $8.3 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,MLVSS/MLSS 为 80.0%。随后开始排泥 2 L 以控制 SRT 为 44 d,MLSS 和 MLVSS 逐渐下降最终分别为 $7.1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $5.9 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,但其 MLVSS/MLSS 略有上升,最终为 83% 且高于接种初始值。进水 SO_4^{2-} 为 2.6% 的反应器内污泥浓度在提盐驯化期(1—35 d)结束后缓慢上升,到负荷稳定初期(第 40 天),MLSS 及 MLVSS 分别增长到 $10.5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $7.0 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,而 MLVSS/MLSS 的值下降到了 72.3%。第 40 天开始,2.6% 系统开始排泥 2 L 以控制 SRT 为 44 d,排泥后系统 MLSS 和 MLVSS 不断下降至 $6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $4.5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。MLVSS/MLSS 虽略有上升,但始终低于接种初始值,最后稳定在 75% 左右。很多研究表明在合适的盐度下,活性污泥经过长期的驯化,MLVSS/MLSS 的值会逐渐升高,最终高于接种污泥值。例如武晓^[20]利用好氧污泥处理含盐有机废水时发现,在合适的溶解氧条件下,长期驯化的活性污泥浓度较接种污泥浓度有大幅度提升,接种污泥的 MLVSS/MLSS 为 63%,驯化成熟污泥的值高达 78%。但也有研究表明,在高盐环境下,MLVSS/MLSS 的会受到高盐环境的冲击,最终低于接种污泥值。例如肖小兰等^[21]研究发现,在盐度约为 3.5% 条件下,活性污泥经过长期驯化,负荷提升阶段的 MLSS 和 MLVSS 会逐渐增长,但运行结束时,MLVSS/MLSS 的值仍是低于接种污泥值。本研究中发现进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的体系内微生物含量 (MLVSS/MLSS) 经过驯化后逐渐升高,但在更高盐的环境下(SO_4^{2-} 浓度为 2.6%) 微生物受到的影响更加明显,微生物增长较慢,且较高的无机盐也容易在反应器中累积,从而造成 MLVSS/MLSS 较接种初始值低。

目前关于污泥浓度和膜污染关系的研究中,不同学者之间有很大的差别。研究结果的差异可能来源于不同的反应装置以及不同的污泥性质等,但普遍认为 MLSS 的变化对膜污染的影响与其范围有很大关系。Le 等^[22]研究表明,污泥浓度的增加会导致污泥粘度呈现指数形式的增加,从而加剧膜污染;而陆继来^[23]在研究污泥浓度对膜污染的影响时,考察了 $4\text{—}10 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内污泥浓度变化对 MBR 装置 TMP 变化的影响,发现污泥浓度的升高,有助于保持膜通量,在高污泥浓度下,TMP 的升高趋势更加平缓。陈莉佳等^[24]通过中试规模的反应装置,考察了 MLSS 在 $4\text{—}9 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\text{—}14 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内对膜 TMP 的影响,发现在较低污泥浓度下 TMP 上升速率很快,膜污染也更加严重,当污泥浓度升高时,TMP 上升速率减小。在本研究中,两套装置在前期接种的污泥浓度均较高,经过盐度驯化以及排泥后,污泥浓度有所降低,TMP 增加逐渐加快,而 2.6% SO_4^{2-} 系统的膜污染相比于 1.6% SO_4^{2-} 系统更严重,可能是由于运行稳定后 2.6% SO_4^{2-} 系统中 MLSS 值较 1.6% SO_4^{2-} 系统更低。此外,MLVSS/MLSS 的值对膜污染也有一定影响,在王浩宇^[25]的研究表明,同时运行的两套一体化膜生物反应器中,MLVSS/MLSS 值更低的装置膜污染情况更严重,在本研究中也得到相似的结论。

2.4 SMP 和 BEPS 比较

SMP 是溶解性的微生物产物,在 MBR 运行过程中,其会被吸附到膜上或进入到膜孔中造成污染. BEPS 是一种结合的细胞外聚合物,它聚集于微生物细胞表面,对微生物具有保护作用, BEPS 的存在会使污泥的性质发生改变,从而影响过滤性能. SMP 和 BEPS 主要由蛋白质和多糖构成,在 MBR 运行结束后,提取两反应器 MBR 池中成熟污泥的 SMP 和 BEPS,并与接种时污泥的组分进行比较,结果如图 4 所示. 两反应器接种污泥时其 SMP 和 BEPS 浓度分别为 $13.5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$ 和 $36.9 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$ (图 4a), 经过长期的高盐环境驯化后,进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 和 2.6% 反应器中成熟污泥 SMP 浓度分别上升到 $20.4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$ 和 $65.3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$, BEPS 浓度分别为 $181.8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$ 和 $227.3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$ (图 4b). 可以看出 2.6% SO_4^{2-} 系统中 SMP 和 BEPS 增量比 1.6% SO_4^{2-} 要高很多. 常规生活污水 MBR 的处理中,一般 SMP 处于 $10\text{--}20 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$, BEPS 处于 $40\text{--}80 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$ 的范围. 在本研究中, 1.6% 系统的盐度相对低一些,微生物能有效适应,有机物的降解未受到明显抑制,其含量在 $20 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$ 左右, SMP 略高于常规处理体系. 而 2.6% 系统的有机物降解水平,受到明显抑制,其 SMP 的含量在 $65 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}$ 左右,高于常规的污水 MBR 处理体系. 此外,两系统的盐度高于常规生活污水的 MBR 处理体系,微生物需产生更多的 BEPS 应对因盐度而改变的渗透压力,故两系统的 BEPS 均是高于常规体系^[19,26]. Luo 等^[27] 和 Hong 等^[28] 的研究表明,盐度升高时高浓度的 SMP 和 BEPS 可归因于细胞的自溶和细胞分泌的聚合物以及来自有机物质不完全降解的未代谢和/或中间产物的积累.

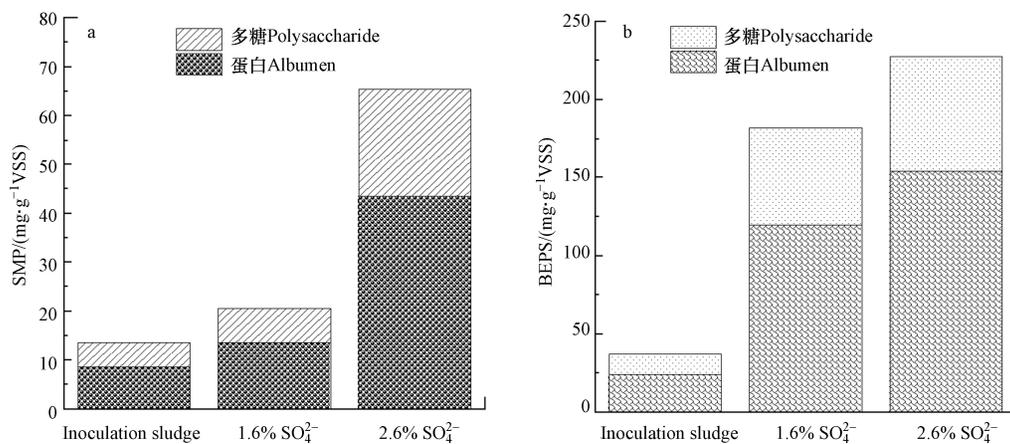


图 4 两种 SO_4^{2-} 浓度反应器内 SMP、BEPS 的变化

Fig.4 Changes of SMP and BEPS in two reactors

很多研究表明膜污染主要来源于 MBR 系统中的 SMP, 其值越高膜污染程度越严重^[26,29-30]. Gao 等^[31] 的报道中指出 SMP 是 MBR 中膜面污染物凝胶层的主要成分来源,同时 SMP 含量的升高会增加混合液的黏度,造成 MBR 通量下降,膜阻力上升^[32]. 而 BEPS 也是引发膜污染的主要因素,大多数研究都已表明 BEPS 浓度与膜污染成正相关关系^[33-34]. 例如 Patsios 等^[35] 发现,生物絮凝体的 BEPS 含量在 MBR 长期运行时会影响 TMP 跳跃期间的不可逆污染的增加率,对膜的过滤性能造成负面的影响. 从 2.2 节可知,尽管 2.6% SO_4^{2-} 系统膜运行通量较小,但其膜污染却比 1.6% SO_4^{2-} 系统较严重,究其原因很可能是由于 2.6% 系统中 SMP 和 BEPS 含量均高于 1.6% 系统,导致其膜污染加快.

2.5 污泥体积平均粒径比较

反应器中污泥体积平均粒径的变化如图 5 所示,两反应器初始接种污泥 MBR 池的体积平均径为 $82.3 \mu\text{m}$, 经过 110 d 的运行后,进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的反应器中 MBR 池的污泥粒径增加至 $125.8 \mu\text{m}$. 而进水 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 的反应器中污泥驯化成熟后,其 MBR 池的污泥粒径略有降低至 $78.2 \mu\text{m}$. 目前大部分研究认为盐度会影响污泥的絮凝性能,导致污泥的平均粒径下降. 例如李津^[7] 研究发现,在盐度为 0.35% 时,活性污泥颗粒很大,形状为不规则形,絮凝体性能良好;当盐度为 1.4% 时,活性污泥的结构发生变化,絮凝体变小且紧密度变高. Corsino 等^[36] 研究发现,在 3.5% 的盐度下,经过 115 d 的驯化,好氧絮状污泥的粒径平均尺寸略有下降,从 $152 \mu\text{m}$ 下降至 $115 \mu\text{m}$. 在本研究种发现,在 SO_4^{2-} 浓度为

2.6% 的系统中, 活性污泥的粒径有所降低, 但在 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的系统中, 活性污泥经过长期驯化, 污泥粒径反而有所增加. 说明适当的盐度可能会刺激微生物产生较多的 BEPS 使得污泥絮体之间更容易相互聚集, 絮体容易变大, 粒径增加. 然而在更高盐度下, 环境中过高的渗透压力会使微生物细胞脱水, 同时丝状菌的生长受到抑制^[19], 使得 2.6% SO_4^{2-} 系统污泥絮状物的粒径变小.

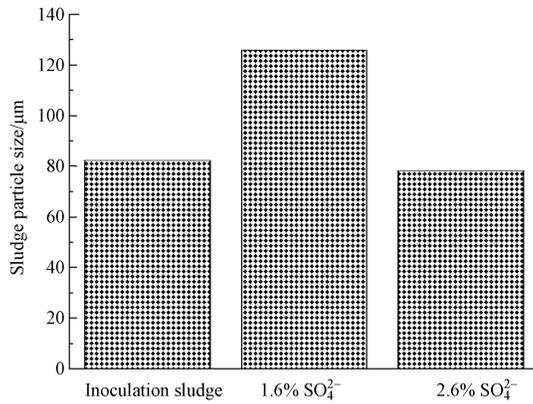


图 5 反应器中污泥体积平均径的变化

Fig.5 Changes of volume average diameter of sludge in the reactor

很多研究表明, 膜污染速度和污泥粒径有很大关系, 污泥粒径越小, 污泥越容易沉积在膜表面, 膜污染速率越快^[14, 37]. Shen 等^[38] 研究发现, 导致膜污染的泥饼层中粒径较小的污泥絮体的比例更高, 也就是说小絮体更容易附着在膜表面, 导致膜污染. Lim 等^[39] 研究发现, 污泥粒径越小, 越容易吸附或沉积在膜表面, 甚至堵塞膜内部孔道, 形成孔隙率低、密实的膜污染层, 造成严重的膜污染. 在本研究中, 2.6% SO_4^{2-} 系统中的污泥平均粒径较 1.6% SO_4^{2-} 更小, 其更容易向膜表面迁移, 致使膜污染速度也更快.

2.6 膜阻分布比较

膜阻力主要由三部分组成: 膜固有阻力 (R_m)、外部阻力 (R_c) 和不可逆吸附及膜孔堵塞引起的内部阻力 (R_f)^[12]. 膜固有阻力是指膜未使用之前的自身阻力. 外部阻力主要由泥饼层和凝胶层组成, 通过物理清洗可以去除, 而内部阻力需要通过化学方法才能去除. 为了探究在不同 SO_4^{2-} 浓度下膜阻力的分布差异, 对两系统第 3 次清洗膜时各自的膜阻力分布进行了测定, 结果如图 6 所示.

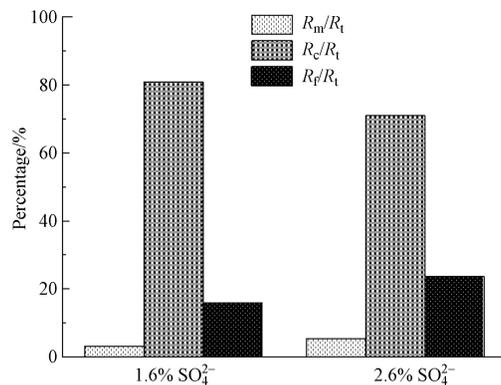


图 6 1.6% SO_4^{2-} 系统和 2.6% SO_4^{2-} 系统第三次清洗时的膜阻力分布情况

Fig.6 Distribution of membrane resistance of 1.6% SO_4^{2-} system and 2.6% SO_4^{2-} system during the third cleaning

第 3 次清洗时, 进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 和 2.6% 反应器的 R_m 占比分别为 3.2% 和 5.4%, 差异不大. 对比外部阻力和内部阻力发现, 1.6% 和 2.6% SO_4^{2-} 系统中膜过滤阻力主要是由外部阻力引起的, 分别为 80.9% 和 71%. 此外, 系统 1.6% SO_4^{2-} 系统的内部阻力 (R_f) 占比为 15.9%, 而 2.6% SO_4^{2-} 系统的内部阻力占比为 23.6%. 有学者的研究表明, SMP 的存在会加剧膜孔堵塞, 增加膜的内部阻力. 例如孟凡刚^[40] 研究发现, MBR 中的 SMP 主要是微生物代谢及细胞破碎等释放的物质, 或者称之为溶解性 EPS, 其分子量分布一般在 1000—100000 左右, 极易堵塞膜孔, 增大膜的内部阻力. Tian 等^[41] 的研究表明, SMP 通常根据细菌阶段分为两类: 与底物吸收和生物量生长相关的生物产物 (UAPs), 以及与生物量衰减相关的

生物产物(BAPs). 这两个阶段的产物均会增加膜孔堵塞的几率, 导致膜内部阻力增加. 此外, 无机盐的存在也会导致内部阻力的增加. Resosudarmo 等^[42]研究发现, 盐浓度的提高会显著增加腐殖酸等有机质在膜表面的结垢倾向, 而结垢层主要是由小尺寸的有机质引起的, 这些有机质会堵塞膜孔, 增加膜的内部阻力.

综上, 进水 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 的系统中 SMP 的含量相比于 1.6% 系统更高, 其中有很多小分子量的 SMP, 增加了膜孔堵塞的几率; 同时较高的无机盐环境, 会使得很多小尺寸有机质在膜表面堆积, 从而堵塞膜孔增加该系统膜的内部阻力.

3 结论(Conclusion)

1) 经过长期的运行, 进水 SO_4^{2-} 浓度为 1.6% 的系统能获得更高的负荷及更好的污染物降解效率.

2) 在 MBR 的运行过程中, 进水 SO_4^{2-} 浓度为 2.6% 系统相比于 1.6% 系统的膜污染更严重.

3) 长期运行下, 相比于进水 1.6% 系统, 2.6% SO_4^{2-} 中微生物增长较慢且无机盐累积较快, 造成 MLVSS/MLSS 较接种污泥均有所下降, 且比 1.6% SO_4^{2-} 系统低.

4) 1.6% 和 2.6% SO_4^{2-} 系统中高盐驯化成熟后的污泥较接种污泥的 SMP 和 BEPS 均有所增加, 其中 2.6% SO_4^{2-} 系统释放的更多. 此外 1.6% SO_4^{2-} 系统较接种污泥的粒径有大幅增加, 而 2.6% 系统较接种污泥的粒径有所降低.

5) 从膜阻力分布来看, 两套装置的膜阻力都主要来源于外部阻力, 且 2.6% SO_4^{2-} 系统的内部阻力相比于 1.6% SO_4^{2-} 更大.

参考文献 (References)

- [1] 叶芳凝, 石先阳. 盐度对 MBR 处理高氨氮废水的运行及微生物群落影响研究 [J]. 膜科学与技术, 2018, 38(5): 77-83.
YE F N, SHI X Y. Effect of salinity on operation and microbial community of MBR for treatment of high ammonia nitrogen wastewater [J]. Membrane Science and Technology, 2018, 38(5): 77-83 (in Chinese).
- [2] 张万友, 张茜新, 张海丰, 等. 膜生物反应器工艺及其在高盐废水处理中的应用 [J]. 硅酸盐通报, 2014, 33(6): 1439-1442.
ZHANG W Y, ZHANG X X, ZHANG H F, et al. MBR process and its application to high salinity wastewater [J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2014, 33(6): 1439-1442 (in Chinese).
- [3] 于得旭. 膜分离技术在水处理工作中的运用分析 [J]. 冶金管理, 2020(11): 83-84.
YU D X. Application of membrane separation technology in water treatment [J]. China Steel Focus, 2020(11): 83-84 (in Chinese).
- [4] 许宝华, 朱桂生, 黄诚. 膜生物反应器处理轻工废水研究进展 [J]. 安徽化工, 2016, 42(6): 12-17.
XU B H, ZHU G S, HUANG C. Application of membrane bioreactor in light industrial wastewater treatment [J]. Anhui Chemical Industry, 2016, 42(6): 12-17 (in Chinese).
- [5] 吴金玲, 黄霞. 膜-生物反应器混合液性质对膜污染影响的研究进展 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2006(2): 16-24.
WU J L, HUANG X. Research progress on effect of mixed liquor characteristics on membrane fouling in membrane reactors [J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2006(2): 16-24 (in Chinese).
- [6] 袁野, 罗玲, 陆柳鲜, 等. MBR 膜污染缓解与处理技术 [J]. 应用化工, 2021, 50(10): 2834-2839, 2846.
YUAN Y, LUO L, LU L X, et al. MBR membrane pollution mitigation and treatment technology [J]. Applied Chemical Industry, 2021, 50(10): 2834-2839, 2846 (in Chinese).
- [7] 李津. 膜生物反应器(MBR)处理高盐废水的试验研究 [D]. 青岛: 青岛大学, 2008.
LI J. Experimental study on treatment of high salinity wastewater by membrane bioreactor (MBR) [D]. Qingdao: Qingdao University, 2008 (in Chinese).
- [8] 李彬, 王志伟, 安莹, 等. 膜-生物反应器处理高盐废水膜面污染物特性研究 [J]. 环境科学, 2014, 35(2): 643-650.
LI B, WANG Z W, AN Y, et al. Membrane surface fouling properties in MBRs for high-salinity wastewater treatment [J]. Environmental Science, 2014, 35(2): 643-650 (in Chinese).
- [9] 陈启伟. 浸没式正渗透膜生物反应器通量提高策略研究 [D]. 合肥: 合肥工业大学, 2019.
CHEN Q W. Study on flux enhancement strategy of submerged osmotic membrane bioreactor [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2019 (in Chinese).
- [10] HE Z W, KASEMSET S, KIRSCHNER A Y, et al. The effects of salt concentration and foulant surface charge on hydrocarbon fouling of a poly(vinylidene fluoride) microfiltration membrane [J]. Water Research, 2017, 117: 230-241.

- [11] 国家环保局本书编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 水和废水监测分析方法, 1989.
Editorial Board of the State Environmental Protection Agency. Monitoring and Analysis Methods of Water and Wastewater [M]. Monitoring and Analysis Methods of Water and Wastewater, 1989(in Chinese).
- [12] 陈康. 钙离子调配下污泥性质及膜污染行为的识别研究 [D]. 无锡: 江南大学, 2012.
CHEN K. Identification of sludge properties and membrane fouling in membrane bioreactors with the addition of calcium ion [D]. Wuxi: Jiangnan University, 2012 (in Chinese).
- [13] 亓金鹏. AnMBR+AO-MBR组合工艺处理高盐榨菜废水的运行效能及膜污染研究 [D]. 无锡: 江南大学, 2021.
QI J P. Operation performance and membrane fouling of AnMBR+AO-MBR process for treating high-salt mustard wastewater [D]. Wuxi: Jiangnan University, 2021 (in Chinese).
- [14] LEE H S, KIM C G, YOON T I. Comment on Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended microorganisms in submerged membrane bioreactor [J]. *Water Research*, 2002, 36(19): 4938-4939.
- [15] TAN X, ACQUAH I, LIU H Z, et al. A critical review on saline wastewater treatment by membrane bioreactor (MBR) from a microbial perspective [J]. *Chemosphere*, 2019, 220: 1150-1162.
- [16] CAO T N D, BUI X T, LE L T, et al. An overview of deploying membrane bioreactors in saline wastewater treatment from perspectives of microbial and treatment performance [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 363: 127831.
- [17] JANG D, HWANG Y, SHIN H, et al. Effects of salinity on the characteristics of biomass and membrane fouling in membrane bioreactors [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 141: 50-56.
- [18] 简陈生. 高盐氨氮废水MBR处理效能及微生物特性研究 [D]. 赣州: 江西理工大学, 2016.
JIAN C S. Study on MBR treatment efficiency and microbial characteristics of high salinity ammonia nitrogen wastewater [D]. Ganzhou: Jiangxi University of Science and Technology, 2016 (in Chinese).
- [19] HE H J, CHEN Y J, LI X, et al. Influence of salinity on microorganisms in activated sludge processes: A review [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, 119: 520-527.
- [20] 武骁. 好氧颗粒污泥处理含盐有机废水性能及耐盐机理研究 [D]. 上海: 华东理工大学, 2020.
WU X. Study on performance and salt-tolerance mechanism of aerobic granular sludge treating saline organic wastewater [D]. Shanghai: East China University of Science and Technology, 2020 (in Chinese).
- [21] 肖小兰, 亓金鹏, 刘皓, 等. AOA-MBR处理高盐榨菜废水厌氧膜生物反应器出水的效能 [J]. *环境工程学报*, 2021, 15(9): 3057-3066.
XIAO X L, QI J P, LIU H, et al. Operation performance of an AOA-MBR treating the effluent from an anaerobic membrane bioreactor dealing with high-salt mustard tuber wastewater [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(9): 3057-3066 (in Chinese).
- [22] LE-CLECH P, CHEN V, FANE T A G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment [J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 284(1/2): 17-53.
- [23] 陆继来, 刘舒华, 张敏健, 等. 污泥浓度对MBR混合液特性及膜污染的影响 [J]. *中国给水排水*, 2014, 30(9): 92-95.
LU J L, LIU S H, ZHANG M J, et al. Influence of MLSS on mixed liquor characteristics and membrane fouling in membrane bioreactor [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30(9): 92-95 (in Chinese).
- [24] 陈莉佳, 关永年, 庞维海. 平板膜生物反应器用于工业区污水处理厂尾水深度处理中试研究 [J]. *给水排水*, 2014, 50(S1): 274-277.
CHEN L J, GUAN Y N, PANG W H. Pilot study on advanced treatment of tail water of sewage treatment plant in industrial area by flat membrane bioreactor [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2014, 50(Sup 1): 274-277 (in Chinese).
- [25] 王浩宇. 一体式厌氧膜生物反应器在生活污水处理中的应用研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2014.
WANG H Y. The application of submerged anaerobic membrane bioreactor treating domestic wastewater [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2014 (in Chinese).
- [26] YUAN Y, ZHOU Z, JIANG J, et al. Partial nitrification performance and microbial community evolution in the membrane bioreactor for saline stream treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 320: 124419.
- [27] LUO W H, HAI F I, KANG J G, et al. Effects of salinity build-up on biomass characteristics and trace organic chemical removal: Implications on the development of high retention membrane bioreactors [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 177: 274-281.
- [28] HONG J M, LI W B, LIN B, et al. Deciphering the effect of salinity on the performance of submerged membrane bioreactor for aquaculture of bacterial community [J]. *Desalination*, 2013, 316: 23-30.
- [29] Di BELLA G, Di TRAPANI D, TORREGROSSA M, et al. Performance of a MBR pilot plant treating high strength wastewater subject to salinity increase: Analysis of biomass activity and fouling behaviour [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 147: 614-618.
- [30] NG K K, LIN C F, LATEEF S K, et al. The effect of soluble microbial products on membrane fouling in a fixed carrier biological system [J]. *Separation and Purification Technology*, 2010, 72(1): 98-104.
- [31] GAO D W, FU Y, REN N Q. Tracing biofouling to the structure of the microbial community and its metabolic products: A study of the

- three-stage MBR process [J]. *Water Research*, 2013, 47(17): 6680-6690.
- [32] WANG X H, CHANG V W C, TANG C Y. Osmotic membrane bioreactor (OMBR) technology for wastewater treatment and reclamation: Advances, challenges, and prospects for the future [J]. *Journal of Membrane Science*, 2016, 504: 113-132.
- [33] TANG J L, PU Y H, ZENG T, et al. Enhanced methane production coupled with livestock wastewater treatment using anaerobic membrane bioreactor: Performance and membrane filtration properties [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 345: 126470.
- [34] WANG X, ZHANG B, SHEN Z Q, et al. The EPS characteristics of sludge in an aerobic granule membrane bioreactor [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(21): 8046-8050.
- [35] PATSIOS S I, KARABELAS A J. An investigation of the long-term filtration performance of a membrane bioreactor (MBR): The role of specific organic fractions [J]. *Journal of Membrane Science*, 2011, 372(1/2): 102-115.
- [36] CORSINO S F, CAPODICI M, Di PIPPO F, et al. Comparison between kinetics of autochthonous marine bacteria in activated sludge and granular sludge systems at different salinity and SRTs [J]. *Water Research*, 2019, 148: 425-437.
- [37] 逢超. 厌氧反应器构型对膜污染的影响及作用机制研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2019.
PANG C. Comparative study of membrane fouling and formation mechanism on different anaerobic reactor configuration[D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2019 (in Chinese).
- [38] SHEN L G, LEI Q, CHEN J R, et al. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor: Impacts of floc size [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 269: 328-334.
- [39] LIM A L, BAI R B. Membrane fouling and cleaning in microfiltration of activated sludge wastewater [J]. *Journal of Membrane Science*, 2003, 216(1/2): 279-290.
- [40] 孟凡刚. 膜生物反应器膜污染行为的识别与表征[D]. 大连: 大连理工大学, 2007.
MENG F G. Identification and characterization of fouling behavior in submerged membrane bioreactors[D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2007 (in Chinese).
- [41] TIAN Y, CHEN L, ZHANG S, et al. A systematic study of soluble microbial products and their fouling impacts in membrane bioreactors [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 168(3): 1093-1102.
- [42] RESOSUDARMO A, YE Y, LE-CLECH P, et al. Analysis of UF membrane fouling mechanisms caused by organic interactions in seawater [J]. *Water Research*, 2013, 47(2): 911-921.