

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.11.002

# 汲取液 EDTA-2Na 对正渗透 MBR 运行性能的影响

杨应明<sup>1,2,3</sup>, 王旭东<sup>1,2,3</sup>, 刘玄宁<sup>1,2,3</sup>, 王磊<sup>1,2,3</sup>

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院 陕西省环境工程重点实验室, 陕西 西安 710055;  
2. 陕西省膜分离重点实验室, 陕西 西安 710055; 3. 西北水资源与环境生态教育部重点实验室,  
陕西 西安 710055)

**摘要:** 采用乙二胺四乙酸二钠(EDTA-2Na)作为汲取液运行正渗透(FO)膜生物反应器(MBR),并与NaCl汲取液进行比较,考察系统的运行效果、污泥性质以及膜污染状况。结果表明,与NaCl相比,采用EDTA-2Na作为汲取液能有效减轻生物反应器的盐分积累,并得到更高的水通量;采用两种汲取液时正渗透MBR对污染物的去除效果相当,与汲取液种类无关,正渗透MBR对TOC、TN、氨氮和TP的去除率分别可达到94.6%、71.7%、96.8%和99.2%以上;水通量的减小会导致MLSS和MLVSS的降低;采用EDTA-2Na作为汲取液时,生物反应器中升高的EDTA浓度导致胞外聚合物(EPS)浓度升高,加重了FO膜污染。FTIR、SEM和EDS分析结果表明,采用两种汲取液时,FO膜活性层表面都会覆盖一层滤饼层;以EDTA-2Na作为汲取液时,污染膜表面有机污染物较多、无机沉积物较少。

**关键词:** 正渗透; 膜生物反应器; EDTA-2Na; 膜污染

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)11-0009-08

## Effect of EDTA-2Na Draw Solute on Operating Performance of Forward Osmosis MBR

YANG Ying-ming<sup>1,2,3</sup>, WANG Xu-dong<sup>1,2,3</sup>, LIU Xuan-ning<sup>1,2,3</sup>, WANG Lei<sup>1,2,3</sup>

(1. Shaanxi Key Laboratory of Environmental Engineering, School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Shaanxi Key Laboratory of Membrane Separation Technology, Xi'an 710055, China; 3. Northwest China Key Laboratory of Water Resources and Environment Ecology, Xi'an 710055, China)

**Abstract:** A forward osmosis (FO) membrane bioreactor (MBR) was operated by using ethylenediamine-tetra acetic acid disodium salt (EDTA-2Na) as the draw solute, and its operating performance and membrane fouling were investigated and compared with another MBR with NaCl as the draw solute. Compared with NaCl, EDTA-2Na serving as the draw solute could effectively reduce the salt accumulation in the bioreactor and obtain a higher water flux. When the MBR was operated with two kinds of draw solute (EDTA-2Na and NaCl), the removal efficiency of pollutants was similar, which was independent of the type of draw solute. The removal rates of TOC, TN, ammonia nitrogen and TP by the forward osmosis MBR were 94.6%, 71.7%, 96.8% and 99.2%, respectively. The decrease of water flux

基金项目: 陕西省重点产业链(群)项目(2017ZDCXL-GY-07-02); 陕西省技术创新引导专项(2018HJCG-18);  
陕西省重点科技创新团队计划项目(2017KCT-19-01)

通信作者: 王旭东 E-mail: xudongw7904@126.com

would lead to the decrease of MLSS and MLVSS. When EDTA-2Na was used as the draw solute in the forward osmosis MBR, the increase of EDTA concentration in the bioreactor led to the increase of extracellular polymer (EPS) concentration, which aggravated the fouling of FO membrane. The results of FTIR, SEM and EDS showed that the active layer of the FO membranes was covered by a cake layer when the forward osmosis MBR was operated with two kinds of draw solute (EDTA-2Na and NaCl). There were more organic foulants and less inorganic precipitation on the polluted membrane surfaces of the forward osmosis MBR with EDTA-2Na as the draw solute.

**Key words:** forward osmosis; membrane bioreactor; EDTA-2Na; membrane fouling

近年来,将正渗透(FO)与活性污泥法相结合的正渗透膜生物反应器(MBR)在污水处理与再生领域引起了越来越多的关注<sup>[1-4]</sup>。在正渗透 MBR 中,污水在渗透压驱动力的作用下,通过 FO 膜从活性污泥流向汲取液。与传统 MBR 相比,正渗透 MBR 具有出水水质好及膜污染趋势小等优点<sup>[1-4]</sup>。

虽然正渗透 MBR 比传统 MBR 有许多优点,但仍存在着盐分积累和膜污染等缺点。由于 FO 膜两侧汲取液与原料液的浓度不同,在浓度差的作用下,汲取液溶质会从 FO 膜扩散到原料液中,导致生物反应器中盐分的积累。盐分积累以及 FO 膜的高效截留导致正渗透 MBR 的盐度升高,这不仅使有效驱动力降低,而且会抑制生物反应器中的微生物活性,从而对正渗透 MBR 的性能产生不利影响,改变微生物群落结构和污泥性质,加重膜污染<sup>[5-7]</sup>。为了缓解正渗透 MBR 中的盐分积累,研究者们采取缩短污泥停留时间(SRT)、加大排泥量的方法<sup>[1,3,8]</sup>。然而,Wang 等<sup>[9]</sup>研究发现,低 SRT 对盐分积累的抑制效果有限,即使正渗透 MBR 在 10 d 的 SRT 下运行,稳定盐度仍然很高,对正渗透 MBR 的性能产生不利影响。此外,将微滤(MF)或超滤(UF)工艺与正渗透 MBR 结合,从生物反应器中排出溶解的无机盐也被认为是一种缓解盐分积累的可行方法<sup>[10-12]</sup>,但 MF 或 UF 的出水水质无法满足排放标准,需要进一步处理。基于上述分析,选择合适的汲取液不失为一种控制正渗透 MBR 盐度积累的有效方法。为此,笔者选用 EDTA-2Na 作为汲取液运行正渗透 MBR,并与 NaCl 汲取液进行比较,考察系统的运行效果、污泥性质以及膜污染情况,以期为正渗透 MBR 的实际应用提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 汲取液

实验用汲取液为 NaCl 溶液和 EDTA-2Na 溶

液。NaCl 溶液代表 FO 应用中使用较广的无机汲取液。EDTA-2Na 溶液作为有机汲取液,具有分子质量大、反向渗透低以及可以被微生物降解利用等特性,已被提议作为 NaCl 溶液的替代汲取液<sup>[13-15]</sup>。选取的汲取液浓度和海水渗透压相同(约 2.3 MPa),NaCl 溶液浓度为 0.5 mol/L,EDTA-2Na 溶液浓度为 0.3 mol/L<sup>[16]</sup>。为了完全溶解溶质,使用 NaOH 溶液将 EDTA-2Na 汲取液的 pH 值调为 8。不对 NaCl 溶液进行 pH 值调节。

### 1.2 实验装置

实验采用分置式正渗透 MBR,如图 1 所示。生物反应器的有效体积为 1.5 L,汲取液池的有效体积为 1 L。

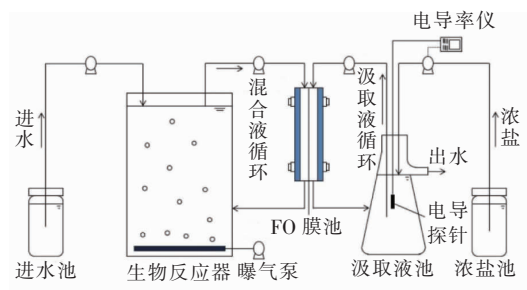


图1 正渗透 MBR 示意

Fig. 1 Diagram of forward osmosis MBR

采用 HTI 公司生产的薄膜复合聚酰胺(TFC) FO 膜,FO 膜的有效面积为 52.25 cm<sup>2</sup>。FO 膜的活性层朝向污泥混合液,污泥混合液和汲取液的错流速度均为 0.2 L/min。借助电导率控制仪来维持汲取液浓度的稳定,当汲取液浓度低于设定值时,浓盐泵启动,将浓盐(5 mol/L 的 NaCl 或 1 mol/L 的 EDTA-2Na)打入汲取液池,直到汲取液恢复到设定浓度。实验在(28±2)℃的室温下运行,SRT 为 30 d,初始水力停留时间(HRT)由 FO 膜初始水通量确定,其范围为 44~51 h。

### 1.3 接种污泥和实验用水

接种污泥取自西安市某污水处理厂(A<sup>2</sup>O 工艺)二沉池的回流污泥。接种污泥在生物反应器内采用模拟城市生活污水驯化一个月左右,当污泥浓度达到 3.5 g/L 时,反应器开始正式运行。

实验用水为人工配水,由乙酸钠提供碳源、氯化铵提供氮源、磷酸二氢钾提供磷源,采用碳酸钠调节碱度,并添加硫酸镁和氯化钙等微生物所需的营养元素,TOC、氨氮、TN 和 TP 浓度分别为(130.08 ± 5.82)、(29.52 ± 1.35)、(30.51 ± 1.18)和(5.18 ± 0.30) mg/L。

### 1.4 分析方法

#### 1.4.1 水质指标的检测方法

氨氮、TN、TP、MLSS 和 MLVSS 浓度均采用国家标准方法进行测定,TOC 浓度采用耶拿 multi N/C 型 TOC 分析仪测定,电导率采用哈希 HQ14d 型电导率仪测定。

#### 1.4.2 EPS 提取及分析

EPS 采用热提取法提取<sup>[17]</sup>:取 40 mL 污泥混合液于 50 mL 离心管中,在 5 000 r/min 条件下离心 10 min,所得上清液经 0.45 μm 滤膜过滤后即得溶解性微生物代谢产物(SMP)。将上述沉淀污泥重新悬浮于 0.5% 的 NaCl 溶液中,然后在 60 ℃ 下水浴 30 min,在 5 000 r/min 条件下离心 10 min,所得上清液经 0.45 μm 滤膜过滤后即得内层固着型胞外聚合物(BEPS)。SMP 和 BEPS 的含量均采用多糖和蛋白质加和的形式表征,其中蛋白质采用考马斯亮蓝 G250 染色法测定,多糖采用蒽酮试剂法测定。

#### 1.4.3 膜污染分析

将运行结束后的 FO 膜裁剪为 5.0 mm × 5.0 mm 的膜片,分别采用扫描电镜(SEM)、能谱仪(EDS)和傅里叶变换红外光谱仪(FTIR)进行分析。SEM 和 EDS 主要分析 FO 污染膜表面形貌和元素种类,FTIR 主要分析 FO 污染膜表面的有机官能团。进行分析之前,FO 污染膜在超低温冰箱冷冻 12 h,然后用真空冷冻干燥机干燥 6 h。

## 2 结果与讨论

### 2.1 盐度的变化

EDTA-2Na 和 NaCl 作为汲取液时,污泥混合液电导率随时间的变化如图 2 所示。运行 30 d 后,采用 NaCl 作为汲取液时,电导率从最初的 1.08 mS/cm 增加到 14.56 mS/cm,增长速率为 0.45 mS/

(cm · d);采用 EDTA-2Na 作为汲取液时,电导率从最初的 1.11 mS/cm 增加到 4.81 mS/cm,增长速率仅为 0.12 mS/(cm · d)。与 NaCl 汲取液相比,EDTA-2Na 作为汲取液时反应器内的盐度积累显著减少,这主要是由于当 pH 值为 8 时,EDTA-2Na 的负电荷离子 H[EDTA]<sup>3-</sup> 与带负电荷的膜之间产生静电排斥作用<sup>[14-15]</sup>,导致汲取液反向盐通量降低,从而使反应器内的盐度积累较少。

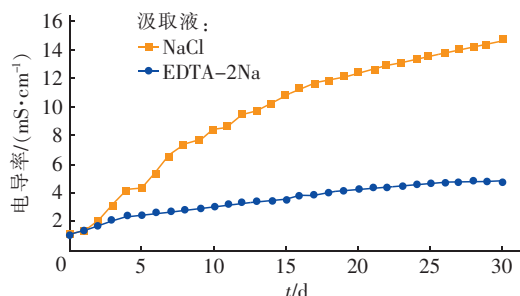


图 2 采用不同汲取液时污泥混合液电导率的变化

Fig. 2 Variation of conductivity of mixed liquor with different draw solutes

### 2.2 水通量的变化

EDTA-2Na 和 NaCl 作为汲取液时 FO 膜通量随时间的变化如图 3 所示。在相同的渗透压(约 2.3 MPa)下,NaCl 作为汲取液时的初始水通量略高于 EDTA-2Na 作为汲取液时的。两种汲取液运行的初始阶段都观察到较大的水通量下降,运行约一周后水通量逐渐稳定。采用 NaCl 作为汲取液时 FO 膜的稳定水通量仅为 1.03 L/(m<sup>2</sup> · h),远远低于采用 EDTA-2Na 作为汲取液时的 2.54 L/(m<sup>2</sup> · h)。这主要是由于 EDTA-2Na 作为汲取液时反向盐扩散较 NaCl 作为汲取液时更慢,可以使反应器维持在低盐环境,低盐度积累缓解了 FO 膜的水通量衰减。

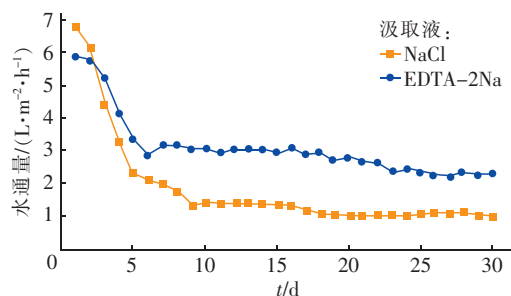


图 3 采用不同汲取液时水通量的变化

Fig. 3 Variation of water flux with different draw solutes

### 2.3 TOC、氨氮、TN 和 TP 的变化

活性污泥的生物处理和 FO 膜的高效截留之间

的协同作用确保了正渗透 MBR 的高效处理能力,而与汲取液种类无关,如图 4 和图 5 所示。然而,汲取液的反向渗透会对正渗透 MBR 的生物处理作用产生不利影响。如图 4(a) 所示,采用 NaCl 为汲取液时,生物反应器中的 TOC 浓度略有升高,这归因于生物反应器盐度升高引起的微生物活性抑制<sup>[3,6]</sup>。随着微生物逐渐适应盐水环境,生物反应器中的 TOC 浓度逐渐降低并稳定在 15.18 mg/L 左右。FO 膜出水的 TOC 浓度约为 7.03 mg/L,平均去除率达到了 94.6%。尽管 EDTA-2Na 作为汲取液时可以减轻生物反应器中的盐分积累,但它的反向渗透却增加了生物反应器中的 TOC 浓度,如图 4(b) 所示,这是由于 EDTA-2Na 具有高有机物含量以及其对活性污泥的生物处理具有抵抗力所致<sup>[18]</sup>。

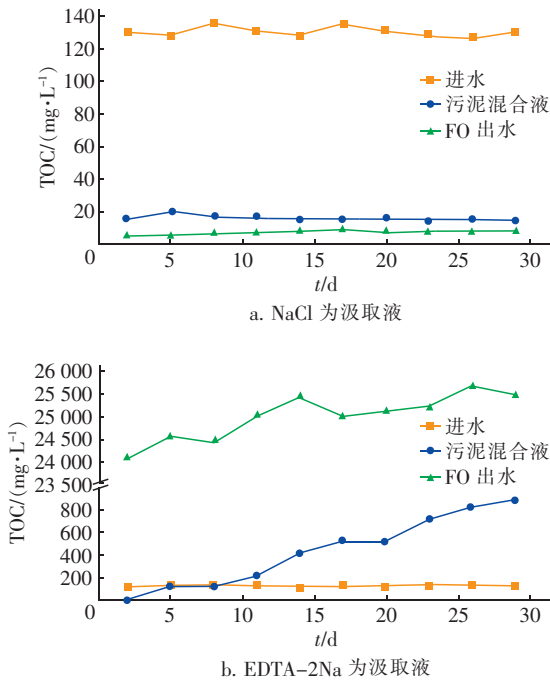


图 4 采用不同汲取液时 TOC 浓度的变化

Fig. 4 Variation of TOC concentration with different draw solutes

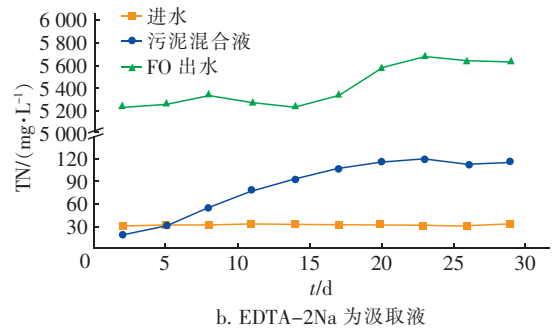
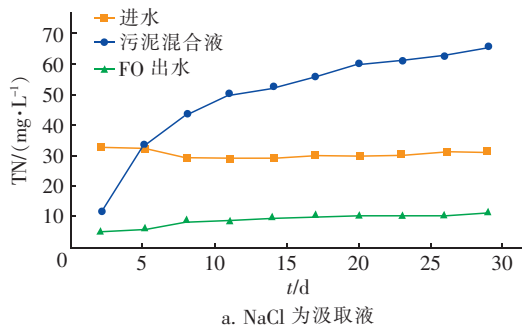


图 5 采用不同汲取液时 TN 浓度的变化

Fig. 5 Variation of TN concentration with different draw solutes

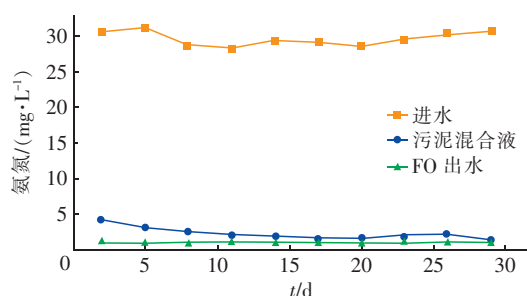
在好氧生物反应器中,氨氮通过硝化作用被转化为亚硝酸盐氮和硝酸盐氮,这些含氮物质均能被 FO 膜截留<sup>[19-20]</sup>。因此,在分别采用两种汲取液的正渗透 MBR 中,都观察到了生物反应器中 TN 的大量积累(如图 5 所示)。NaCl 作为汲取液时 FO 膜出水 TN 浓度约为 8.56 mg/L,平均去除率可达到 71.7%。与 NaCl 汲取液相比,EDTA-2Na 作为汲取液时生物反应器中的 TN 积累量要多得多,这一结果归因于 EDTA-2Na 是一种螯合剂,具有难生物降解的特点<sup>[18]</sup>。

以 EDTA-2Na 作为汲取液时,FO 膜出水中检测出的 TOC 和 TN 浓度并不是真的 FO 膜产水指标浓度,而是汲取液与 FO 膜产水的混合液指标浓度,需要采用纳滤(NF)或者反渗透(RO)对汲取液和 FO 膜产水进行分离。Luo 等人<sup>[16]</sup>采用 RO 工艺回收 EDTA-2Na 汲取液,可以得到超过 99.9% 的汲取液回收率。

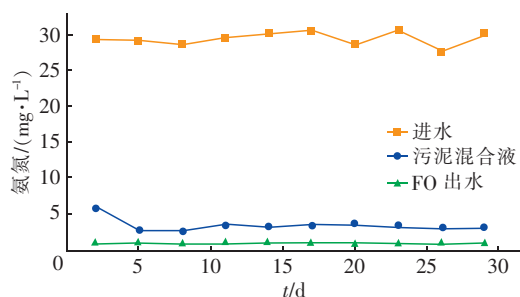
氨氮浓度的变化如图 6 所示。采用 NaCl 和 EDTA-2Na 两种汲取液生物反应器中氨氮浓度在运行初期均较高,随后降低并趋于稳定,平均浓度分别为 1.91、3.11 mg/L,FO 膜出水氨氮平均浓度分别为 0.93、0.82 mg/L,氨氮去除率分别达到了 96.8% 和 97.2%。

NaCl 为汲取液时生物反应器的氨氮浓度变化可能是生物反应器中的高盐度对硝化细菌的抑制作用引起的,硝化细菌易受盐分胁迫<sup>[21]</sup>。尽管如此,生物反应器中的硝化细菌仍能适应高盐度环境,从而恢复硝化能力<sup>[22]</sup>。EDTA-2Na 为汲取液时生物反应器的氨氮浓度变化则是因为 EDTA 可以抑制硝化作用,此后氨氮浓度降低并达到稳定则归因于微生物对 EDTA 的适应。





a. NaCl 为汲取液

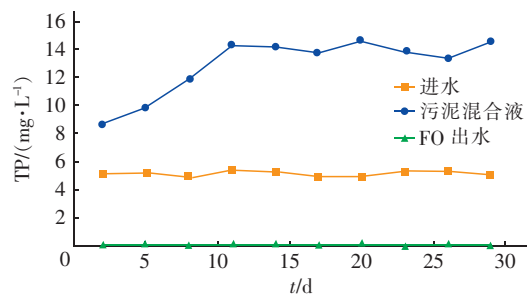


b. EDTA-2Na 为汲取液

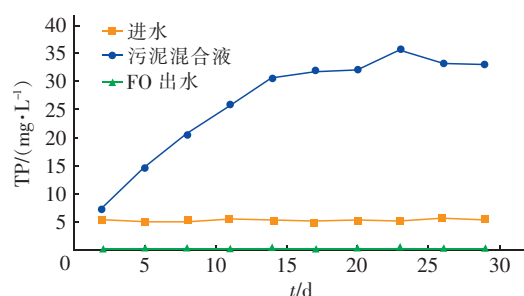
图 6 采用不同汲取液时氨氮浓度的变化

Fig. 6 Variation of ammonia nitrogen concentration with different draw solutes

活性污泥法对磷的去除主要取决于好氧聚磷菌的同化作用,而这些微生物易受盐分的影响,由于盐分的积累,聚磷菌细胞内的渗透压略有增加,可能会严重降低其对磷酸盐的积累能力<sup>[5]</sup>。因此,正渗透 MBR 对磷的去除主要依靠 FO 膜的高效截留作用来实现<sup>[1]</sup>。当分别采用 NaCl 和 EDTA-2Na 两种汲取液时,生物反应器中的 TP 浓度均显著增加(如图 7 所示)。与 NaCl 汲取液相比,以 EDTA-2Na 作为汲取液会导致生物反应器中的 TP 浓度增加更为显著,这主要是因为 EDTA 作为螯合剂反向渗透到生物反应器中,可以溶解磷沉淀物,因此增加了可溶性 TP 的浓度。而采用两种汲取液时 FO 膜出水 TP 浓度均在 0.03 mg/L 以下,对 TP 的去除率均达到了 99.2% 以上。



a. NaCl 为汲取液



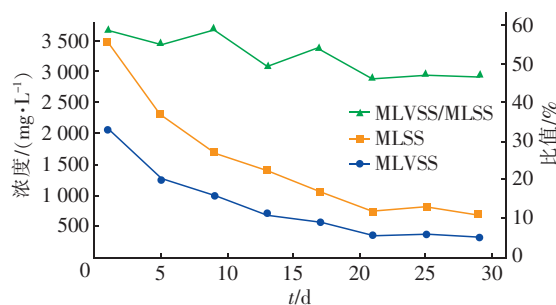
b. EDTA-2Na 为汲取液

图 7 采用不同汲取液时 TP 浓度的变化

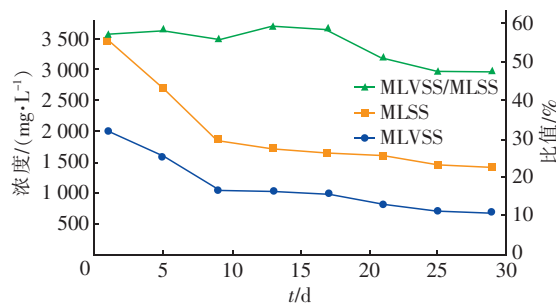
Fig. 7 Variation of TP concentration with different draw solutes

## 2.4 生物特性的变化

水通量的减少导致了 MLSS 和 MLVSS 的降低,如图 8 所示。在以 NaCl 为汲取液的生物反应器中,观察到 MLSS 和 MLVSS 分别从 3 500、2 050 mg/L 下降到了 680、318 mg/L,MLVSS/MLSS 从 58.6% 下降到了 46.8%。而当 EDTA-2Na 作为汲取液时,MLSS 和 MLVSS 分别从 3 460、1 990 mg/L 下降到了 1 400、664 mg/L,MLVSS/MLSS 从 57.4% 下降到了 47.4%。这主要是因为 EDTA-2Na 作为汲取液时水通量相对较高,导致其 MLSS 和 MLVSS 降低程度低于 NaCl 作为汲取液时的。



a. NaCl 为汲取液



b. EDTA-2Na 为汲取液

图 8 采用不同汲取液时 MLSS 和 MLVSS 的变化

Fig. 8 Variation of MLSS and MLVSS with different draw solutes

EPS 主要由 SMP 和 BEPS 组成,是衡量活性污泥分泌物对膜污染的主要指标之一。如图 9 所示,采用 NaCl 和 EDTA-2Na 两种汲取液时生物反应器中的 SMP 和 BEPS 变化趋势基本一致,都呈上升趋势。以 NaCl 作为汲取液时,其反向渗透导致渗透压升高,进而产生更多的 SMP 和 BEPS<sup>[23]</sup>。生物反应器中 EDTA 浓度的升高会促进有机细胞物质的分泌和水解,特别是脂多糖和类腐殖酸物质<sup>[24]</sup>,因此,以 EDTA-2Na 作为汲取液时生物反应器中的 SMP 和 BEPS 浓度均显著增加。

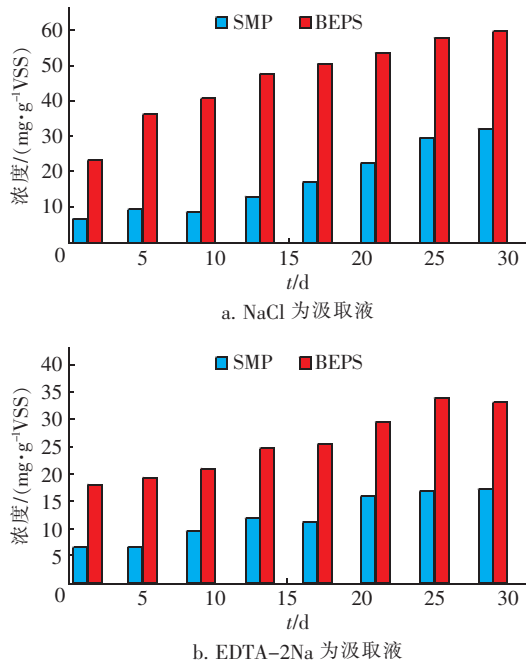


图 9 采用不同汲取液时 SMP 和 BEPS 的变化

Fig. 9 Variation of SMP and BEPS with different draw solutes

## 2.5 膜污染分析

为了进一步了解采用 NaCl 和 EDTA-2Na 两种汲取液时 FO 膜污染情况,对新膜和两种汲取液条件下的污染膜进行了 FTIR、SEM 和 EDS 分析。如图 10 所示,从 FO 膜的 FTIR 光谱图中观察到,FO 新膜和污染膜之间的光谱形状存在显著差异,但两种污染膜的光谱中出现的吸收峰基本一致。FO 新膜在 3 296、2 939、1 720、1 238、1 101 和 688  $\text{cm}^{-1}$  处分别出现了吸收峰,这归因于该 FO 膜的结构。但在两种污染膜的光谱中,并没有观察到 2 939、1 720、1 238 和 688  $\text{cm}^{-1}$  处的吸收峰,这可能是由于污染膜表面覆盖了一层滤饼层,从而影响了 FO 膜功能键的红外吸收。同时,污染膜的光谱中也出现

了一些 FO 新膜中没有的吸收峰。在污染膜的光谱中观察到 1 632(1 636)、1 540(1 541)  $\text{cm}^{-1}$  处出现两个吸收峰,这是蛋白质二级结构所独有的,即酰胺 I 和酰胺 II<sup>[25-26]</sup>,这表明蛋白质是正渗透 MBR 中 FO 膜表面的主要污染物之一。也有文献报道蛋白质是膜生物反应器运行过程中的主要污染物<sup>[27]</sup>。另外,在 1 023  $\text{cm}^{-1}$  处显示出多糖或类多糖物质的特性<sup>[28]</sup>,表明在污染膜表面也存在多糖。FTIR 分析结果表明,多糖和蛋白质是 FO 膜表面的主要污染物,这与已有文献中的研究结果一致<sup>[29]</sup>。

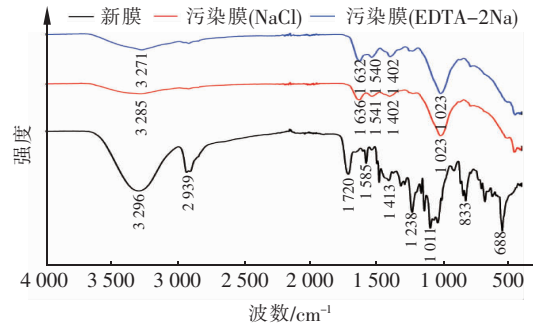


图 10 FO 新膜和污染膜的 FTIR 光谱

Fig. 10 FTIR spectra of virgin and fouled FO membranes

FO 新膜和污染膜的 SEM 照片如图 11 所示。与 FO 新膜相比,两种汲取液条件下的污染膜活性层均覆盖了一层滤饼层。有研究表明,污染主要发生在膜表面,而不是内部孔隙<sup>[29]</sup>。滤饼层的产生导致膜阻力增加,降低了传质系数,加重了外部浓差极化,导致膜通量严重下降<sup>[29-30]</sup>。此外,EDS 分析结果表明,在 FO 新膜表面主要检测到 C、O、S 三种元素,而在污染膜表面检测到了 C、O、Na、Mg、Al、Si、P、Cl、K、Ca 和 Fe 元素。Wang<sup>[26]</sup>、Mi<sup>[31]</sup>等研究发现污泥混合液中含有阴离子基团如  $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$  和  $\text{OH}^-$ ,而  $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Al}^{3+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Fe}^{3+}$  等阳离子很容易被这些阴离子沉淀,在污染膜表面形成无机沉积物。FO 膜污染元素的质量分数分布表明,与 NaCl 相比,以 EDTA-2Na 为汲取液时,C 和 O 含量较高(分别为 20.7% 和 40.8%),污染膜表面具有较多的有机污染物,其他无机元素含量均较低,污染膜表面的无机沉积物较少,这可能归因于 EDTA-2Na 反向渗透到反应器中,与反应器中的金属离子产生络合作用,导致污染膜表面无机污染较少。有机污染物和无机沉积物相结合,会促进滤饼层的形成,从而导致正渗透 MBR 中 FO 膜的严重污染。

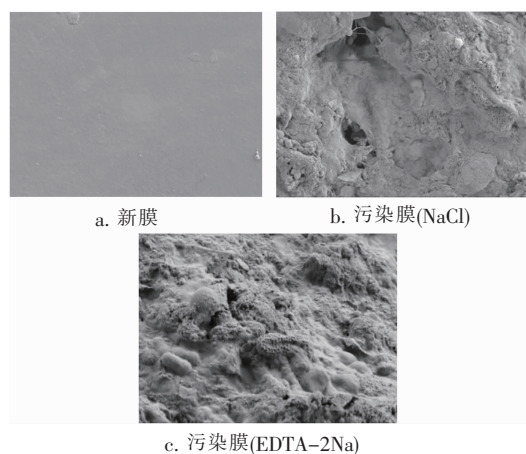


图 11 新膜和污染膜的 SEM 照片

Fig. 11 SEM pictures of virgin and fouled FO membranes

### 3 结论

① 与 NaCl 汲取液相比,采用 EDTA-2Na 作为汲取液能有效减轻生物反应器中盐分的积累,并且 FO 膜具有更高的水通量。

② 正渗透 MBR 对污染物的去除主要依靠活性污泥的生物处理及 FO 膜的高效截留作用,与汲取液种类无关。正渗透 MBR 对 TOC、TN、氨氮及 TP 的去除率分别可达到 94.6%、71.7%、96.8% 和 99.2% 以上。

③ 水通量的减少导致了 MLSS 和 MLVSS 的降低。以 NaCl 作为汲取液时,汲取液的反向渗透导致生物反应器中盐分的积累,从而使 EPS 浓度升高。以 EDTA-2Na 作为汲取液时,反向渗透到生物反应器中的 EDTA 也会导致 EPS 浓度升高。EPS 浓度升高加重了 FO 膜污染。

④ FTIR、SEM 和 EDS 分析结果表明,采用两种汲取液时 FO 膜活性层表面都会覆盖一层滤饼层。以 EDTA-2Na 作为汲取液时,污染膜表面具有较多的有机污染物和较少的无机沉积物。

### 参考文献:

[1] YAP W J, ZHANG J, LAY W C L, *et al.* State of the art of osmotic membrane bioreactors for water reclamation [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 122: 217 – 222.

[2] CORNELISSEN E R, HARMSSEN D, BEERENDONK E F, *et al.* The innovative osmotic membrane bioreactor (OMBR) for reuse of wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 2011, 63(8): 1557 – 1565.

[3] ACHILLI A, CATH T Y, MARCHAND E A, *et al.* The

forward osmosis membrane bioreactor: a low fouling alternative to MBR processes [J]. *Desalination*, 2009, 239(1/3): 10 – 21.

- [4] CORNELISSEN E R, HARMSSEN D, DE KORTE K F, *et al.* Membrane fouling and process performance of forward osmosis membranes on activated sludge [J]. *Journal of Membrane Science*, 2008, 319(1/2): 158 – 168.
- [5] LAY W C L, LIU Y, FANE A G. Impacts of salinity on the performance of high retention membrane bioreactors for water reclamation: a review [J]. *Water Research*, 2010, 44(1): 21 – 40.
- [6] QIU G, TING Y. Osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment and the effect of salt accumulation on system performance and microbial community dynamics [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 150: 287 – 297.
- [7] LUO W H, PHAN H V, LI G X, *et al.* An osmotic membrane bioreactor – membrane distillation system for simultaneous wastewater reuse and seawater desalination: performance and implications [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(24): 14311 – 14320.
- [8] XIAO D, TANG C Y, ZHANG J, *et al.* Modeling salt accumulation in osmotic membrane bioreactors: implications for FO membrane selection and system operation [J]. *Journal of Membrane Science*, 2011, 366(1/2): 314 – 324.
- [9] WANG X, CHEN Y, YUAN B, *et al.* Impacts of sludge retention time on sludge characteristics and membrane fouling in a submerged osmotic membrane bioreactor [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 161: 340 – 347.
- [10] WANG X, YUAN B, CHEN Y, *et al.* Integration of micro-filtration into osmotic membrane bioreactors to prevent salinity build-up [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 167: 116 – 123.
- [11] HOLLOWAY R W, REGNERY J, NGHIENY L D, *et al.* Removal of trace organic chemicals and performance of a novel hybrid ultrafiltration – osmotic membrane bioreactor [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(18): 10859 – 10868.
- [12] LUO W, HAI F I, KANG J, *et al.* The role of forward osmosis and microfiltration in an integrated osmotic – microfiltration membrane bioreactor system [J]. *Chemosphere*, 2015, 136: 125 – 132.
- [13] ANSARI A J, HAI F I, GUO W, *et al.* Selection of

- forward osmosis draw solutes for subsequent integration with anaerobic treatment to facilitate resource recovery from wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 191:30–36.
- [14] NGUYEN N C, CHEN S, NGUYEN H T, *et al.* Applicability of a novel osmotic membrane bioreactor using a specific draw solution in wastewater treatment [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 518/519: 586–594.
- [15] HAU N T, CHEN S, NGUYEN N C, *et al.* Exploration of EDTA sodium salt as novel draw solution in forward osmosis process for dewatering of high nutrient sludge [J]. *Journal of Membrane Science*, 2014, 455: 305–311.
- [16] LUO W, HAI F I, PRICE W E, *et al.* Evaluating ionic organic draw solutes in osmotic membrane bioreactors for water reuse [J]. *Journal of Membrane Science*, 2016, 514: 636–645.
- [17] CHEN K, WANG X, LI X, *et al.* Impacts of sludge retention time on the performance of submerged membrane bioreactor with the addition of calcium ion [J]. *Separation and Purification Technology*, 2011, 82: 148–155.
- [18] VAN GINKEL C G, VANDENBROUCKE K L, STROO C A. Biological removal of EDTA in conventional activated-sludge plants operated under alkaline conditions [J]. *Bioresource Technology*, 1997, 59 (2/3): 151–155.
- [19] IRVINE G J, RAJESH S, GEORGIADIS M. Ion selective permeation through cellulose acetate membranes in forward osmosis [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(23): 13745–13753.
- [20] HOLLOWAY R W, CHILDRESS A E, DENNETT K E, *et al.* Forward osmosis for concentration of anaerobic digester centrate [J]. *Water Research*, 2007, 41 (17): 4005–4014.
- [21] YE L, SHAO M F, ZHANG T, *et al.* Analysis of the bacterial community in a laboratory-scale nitrification reactor and a wastewater treatment plant by 454-pyrosequencing [J]. *Water Research*, 2011, 45 (15): 4390–4398.
- [22] UYGUR A, KARGI F. Salt inhibition on biological nutrient removal from saline wastewater in a sequencing batch reactor [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2004, 34(3/4): 313–318.
- [23] CHEN L, GU Y, CAO C, *et al.* Performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor with forward osmosis membrane for low-strength wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2014, 50: 114–123.
- [24] LIU H, FANG H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges [J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 95(3): 249–256.
- [25] MENG F G, ZHANG H M, YANG F L, *et al.* Characterization of cake layer in submerged membrane bioreactor [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(11): 4065–4070.
- [26] WANG Z, WU Z, YIN X, *et al.* Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (MBR) under sub-critical flux operation: membrane foulant and gel layer characterization [J]. *Journal of Membrane Science*, 2008, 325(1): 238–244.
- [27] LI X, XIMENES E, AMALARADJOU M A R, *et al.* Rapid sample processing for detection of food-borne pathogens via cross-flow microfiltration [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2013, 79 (22): 7048–7054.
- [28] CROUE J P, BENEDETTI M F, VIOLLEAU D, *et al.* Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South Platte River: evidence for the presence of nitrogenous binding site [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37 (2): 328–336.
- [29] ZHANG J, LOONG W L C, CHOU S, *et al.* Membrane biofouling and scaling in forward osmosis membrane bioreactor [J]. *Journal of Membrane Science*, 2012, 403/404: 8–14.
- [30] SHE Q, JIN X, LI Q, *et al.* Relating reverse and forward solute diffusion to membrane fouling in osmotically driven membrane processes [J]. *Water Research*, 2012, 46(7): 2478–2486.
- [31] MI B, ELIMELECH M. Gypsum scaling and cleaning in forward osmosis: measurements and mechanisms [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44 (6): 2022–2028.

作者简介: 杨应明 (1994–), 男, 重庆奉节人, 硕士研究生, 主要的研究方向为膜法水处理理论与技术。

E-mail: 568548478@qq.com

收稿日期: 2020–02–02

修回日期: 2020–03–28

(编辑: 刘贵春)