

DOI:10.3880/j.issn.1044-6933.2022.03.022

垃圾渗滤液膜浓缩液超声强化直接接触膜蒸馏处理工艺

朱亮^{1,2}, 吴彬¹, 经欢欢³, 张伟¹, 姜龙杰¹, 章豪¹

(1. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098; 2. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏南京 210098; 3. 南京溧水水务集团有限公司, 江苏南京 211200)

摘要:为提高膜蒸馏在处理垃圾渗滤液膜浓缩液时渗透通量的稳定性,设计了一种新型的超声强化直接接触膜蒸馏(US-DCMD)装置,试验研究了超声对膜渗透通量的影响,并采用电子显微镜、X射线能量色散光谱等手段分析超声对膜面污染层的影响。试验结果表明:在60W的超声辐照条件下,渗透通量最高提升19.4%,并在膜溶液浓缩系数达到4时,相对渗透通量最高维持在77.1%,而未施加超声的相对渗透通量在膜溶液浓缩系数为2时降至20.7%;膜面的主要污染物为CaCO₃及腐殖酸,其中CaCO₃是限制膜渗透通量的主要因素;超声使污染层钙的质量分数从25.6%降至15.0%,并且不会引起有机物的降解或改性;超声辐照使膜面污染层不均匀且存在裂隙,减少了污染层厚度,维持了渗透通量的稳定。

关键词:膜蒸馏;超声;膜污染;垃圾渗滤液;膜浓缩液;渗透通量

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2022)03-0161-07

Ultrasonic enhanced direct contact membrane distillation for treatment of landfill leachate membrane concentrate
//ZHU Liang^{1,2}, WU Bin¹, JING Huanhuan³, ZHANG Wei¹, JIANG Longjie¹, ZHANG Hao¹ (1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China; 3. Lishui Water Group Co., Ltd., Nanjing 211200, China)

Abstract: In order to improve the flux stability of membrane distillation in the treatment of landfill leachate membrane concentrate, a new ultrasound-assisted direct contact membrane distillation (US-DCMD) device was designed. Experiment was carried out to study the effect of ultrasound on membrane flux and analyze the effect of ultrasound on the membrane fouling layer by means of electron microscopy and energy dispersive X-ray spectroscopy. The experimental results showed that under the condition of 60W ultrasonic irradiation, the permeation flux increased by 19.4%, and when the concentration coefficient of membrane solution reached 4, the relative permeation flux was maintained at 77.1%, while the relative permeation flux without ultrasonic irradiation decreased to 20.7% when the concentration coefficient of membrane solution was 2. The main pollutants on the membrane surface were CaCO₃ and humic acid, and CaCO₃ was the main factor limiting the membrane flux. Ultrasound reduced the calcium mass fraction of the contaminated layer from 25.6% to 15.0% and did not cause degradation or modification of organic matter. Ultrasonic irradiation made the fouling layer on the membrane surface uneven and fissured, which reduced the thickness of the fouling layer and maintained the flux stability.

Key words: membrane distillation; ultrasound; membrane fouling; landfill leachate; membrane concentrate; permeation flux

在城市固体废物处理处置过程中会产生大量的渗滤液膜浓缩液,通常占原始渗滤液体积的15%~30%^[1]。膜浓缩液中含有难降解的有机物、较高的

盐分^[2],使其处理难度远远超过原始渗滤液,若不经妥善处理,将会产生严重的环境问题^[3-4]。目前,膜浓缩液的常见处理方法是回灌、机械蒸气再压

缩 (mechanical vapor recompression, MVR) 和焚烧, 但这些方法存在许多局限性。例如, 膜浓缩液再循环到垃圾填埋场, 使盐分、氨氮不断积累, 可能存在抑制产甲烷菌活性的风险^[3]; 在 MVR 运行期间, 膜浓缩液中的高盐分和腐殖质黏液层, 会导致设备结垢、腐蚀; 在焚烧过程中, 膜浓缩液中的高盐分及含水量容易引起焚烧炉膛腐蚀, 使炉内燃烧热值下降。综上, 需要更加有效的方法来处理膜浓缩液^[5]。

近年来, 膜蒸馏 (membrane distillation, MD) 作为一种热驱动膜分离技术, 在有机、高盐废水的处理和再利用方面得到了越来越多的关注^[6-12]。与其他技术相比, MD 具有许多优势, 但在处理渗滤液膜浓缩液的过程中仍然存在一些障碍^[13]。膜浓缩液通常包含高浓度的二价金属阳离子 (如 Ca^{2+} 和 Mg^{2+}) 和有机化合物 (如腐殖质)^[10], Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 不仅可能以碳酸钙 (CaCO_3) 和氢氧化镁 ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) 的形式沉积在膜表面^[14], 还能与腐殖质作用, 加速腐殖质在膜孔表面和内部聚集, 堵塞膜孔^[15]。因此, 有必要寻找一种合适的方法来延缓膜面的污染, 提高膜蒸馏系统运行的稳定性。超声在液体中传播时产生的机械效应和热效应能够强化膜分离工艺中的传质过程, 可以缓解膜面污染, 已成为近些年的研究热点^[16]。因此, 本文设计了一种新型超声强化直接接触膜蒸馏 (ultrasonic assisted direct contact membrane distillation, US-DCMD) 装置处理垃圾渗滤液膜浓缩液, 探究超声对膜通量及膜面污染的影响, 并探讨其作用机制, 以期膜蒸馏处理垃圾渗滤液膜浓缩液的应用提供有益的参考。

1 装置设计与试验方法

1.1 试验装置

本文设计了一种新型的 US-DCMD 装置, 其中最核心的为超声膜组件, 结构如图 1 所示。超声膜组件主要由冷热侧膜板、超声换能器和超声振板组成, 其中换能器的频率为 20 kHz, 功率为 20 ~ 60 W。超声振板的材质为不锈钢, 与膜板流动室的尺寸一致, 嵌入热侧膜板流动室内, 通过胶装与换能器的辐照面紧密相连。通过不锈钢振板, 使超声辐照均匀分布在膜面上。冷热侧膜板组成的流动室的尺寸为 80 mm × 60 mm × 4 mm。建立的 US-DCMD 装置包括料液罐、渗透液罐、天平、水浴锅、低温槽、蠕动泵、超声膜组件、超声发生器。渗透侧和进料侧的工作温度分别为 60℃ 和 15℃。将有效面积为 48.0 cm² 的聚四氟乙烯 (polytetrafluoroethylene, PTFE) 平板疏水膜 (中国桃园药化厂) 组装到超声膜组件上, 其孔径为 0.22 μm, 厚度为 180.0 μm, 孔隙率 75% ~ 80%。两侧液体由蠕动泵 (Longer BT100-2, 中国) 以 10.5 mm/s 的错流速率循环, 通过与计算机相连的天平在线监测渗透通量。

1.2 试验方法

在膜蒸馏工艺中, 将 1L 膜浓缩液加入料液罐中, 运行过程中使用液位计控制进料泵进液, 使料液罐中的液位维持恒定, 其间逐渐浓缩料液罐中的膜溶液。膜溶液浓缩系数、膜渗透通量和相对渗透通量的计算公式如下:

$$K = \frac{Q_0}{Q_0 - Q_p} \quad (1)$$

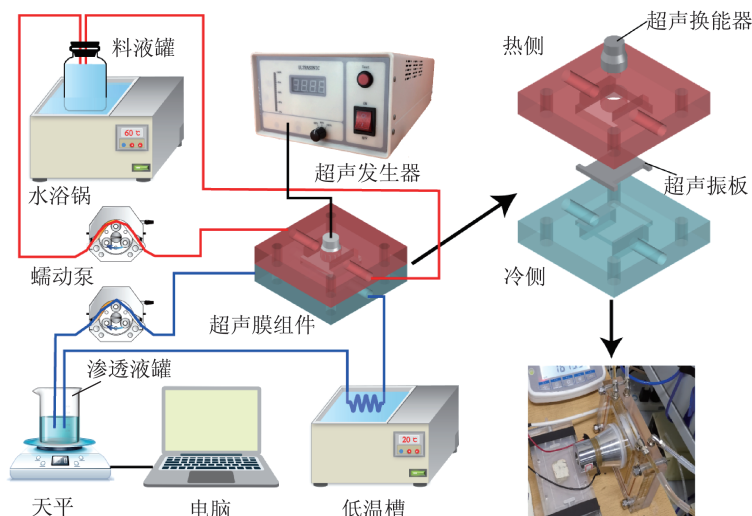


图 1 US-DCMD 装置示意图

Fig.1 Device diagram of US-DCMD

$$J = \frac{\Delta W}{A \Delta T} \quad (2)$$

$$J_R = \frac{J}{J_0} \quad (3)$$

式中: K 为膜溶液浓缩系数; Q_0 为料液的初始总质量, kg; Q_p 为累积产水量, kg; J 为渗透通量, $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; ΔW 为产水量的增量, kg; A 为平板膜的有效面积, m^2 ; ΔT 为采样时间, h; J_R 为相对渗透通量, 用来描述膜渗透通量随膜溶液浓缩系数增加的变化, %; J_0 为初始渗透通量, $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。当 $K = 4$ 时, 停止运行, 将膜从膜组件中取出进行分析。

1.3 试验材料

垃圾渗滤液膜浓缩液取自南京天井洼有机废弃物处理场, 并用冰箱 4°C 恒温保存。该厂的垃圾渗滤液首先经过调节池调节, 然后进入外置式膜生化反应器(两级 A/O + 外置式超滤)生化处理, 最后通过反渗透(RO)进行深度处理。其出水的 COD_{Cr} 、 BOD_5 、TN、重金属、悬浮物、色度等指标均已经达到排放标准。采集的膜浓缩液样品的 pH 值为 $6 \sim 8$, 电导率为 $(15.0 \pm 0.3) \text{ mS}/\text{cm}$, COD_{Cr} 、 SO_4^{2-} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、 Cl^- 的质量浓度分别为 $(3810.0 \pm 20.5) \text{ mg}/\text{L}$ 、 $(168.1 \pm 7.9) \text{ mg}/\text{L}$ 、 $(202.0 \pm 8.7) \text{ mg}/\text{L}$ 、 $(175.0 \pm 5.5) \text{ mg}/\text{L}$ 、 $(2825.0 \pm 18.5) \text{ mg}/\text{L}$ 、 $(4012.0 \pm 20.3) \text{ mg}/\text{L}$ 。

1.4 分析方法

COD_{Cr} 的质量浓度采用快速消解分光光度法测定(哈希 DRB 200 消解仪)。使用 pH 计(美国 DENVER INSTRUMENT)检测 pH 值。 Cl^- 和 SO_4^{2-} 的质量浓度由离子色谱仪(ICS-1100, ThermoFisher, 美国)测量, Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 的质量浓度由原子吸收分光光度计(TAS-990, PERSEE, 中国)测量。在线电导率仪(MIK-EC8.0, Asmik, 中国)在线监测整个运行过程中渗透液的电导率。

通过扫描电子显微镜(scanning electron microscopy, SEM)研究膜表面(FEI quanta 400FEG, 美国)和膜截面(ZEISS EVO18, 德国)的形态。通过 X 射线能量色散光谱(energy dispersive spectroscopy, EDS)(Bruker Xflash6130, 德国)表征膜面污染物的成分。荧光分光光度计(F97XP, 冷光科技, 中国)用于分析膜浓缩液和膜表面的有机物, 所有样品都通过 Acrodisc PES 过滤器过滤, 并用 MATLAB R2018a 对数据进行荧光区域积分分析^[17]。

2 结果与分析

2.1 超声对膜渗透通量的影响

使用 US-DCMD 工艺处理膜浓缩液, 图 2 为相对渗透通量 J_R 、电导率 γ 与膜溶液浓缩系数 K 的关系,

可见, 电导率维持在 $10 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以下, 即所有工况下的污染物截留率均在 99% 以上, 表明 US-DCMD 对膜浓缩液具有很好的处理效果。图 3 为超声功率 P 对渗透通量的影响, 可见, 当 $K = 1$ 时, 膜的初始渗透通量为 $15.5 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 当 P 增加到 60 W 时, 膜的渗透通量增加到 $18.5 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 增长率为 19.4%。这是因为超声产生的强大冲击波和高速微流可以促进湍流, 减少边界层厚度, 从而削弱温差极化效应, 增大膜面两侧温差及蒸气压差, 增强传质^[18-19]。由图 2 和图 3 还可以看出, 各工况在结束时膜渗透通量相差很大。当 $P = 0 \text{ W}$ 时, J_R 在 $K = 2$ 时降至 20%, 在 $K = 4$ 时几乎降为 0; 这是因为膜浓缩液中含有的大量二价金属离子(Ca^{2+} 、 Mg^{2+})和腐殖酸(humic acid, HA), 会迅速堵塞膜孔^[14]。当 $P = 20 \text{ W}$ 、 $K = 4$ 时 J_R 维持在 50%; 当 $P = 60 \text{ W}$ 、 $K = 4$ 时 J_R 仅比初始状态下下降 22.9%; 这表明超声产生的机械效应, 可以延缓膜面污染^[20], 有利于维持渗透通量的稳定。

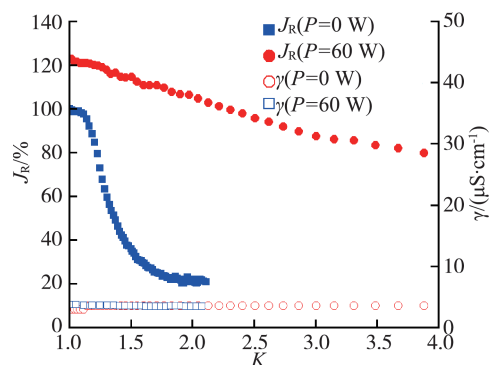


图 2 相对渗透通量、电导率与浓缩系数的关系

Fig. 2 Relationship between relative permeation flux, conductivity and concentration coefficient

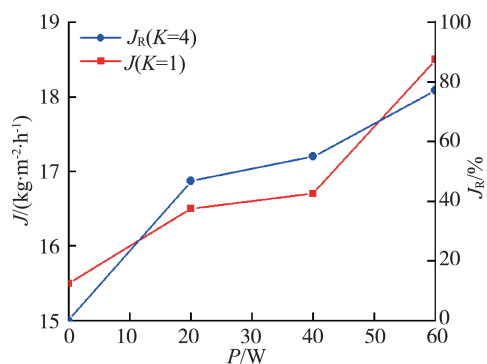
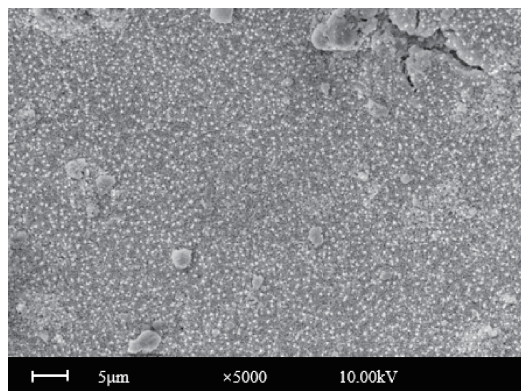


图 3 超声功率对通量的影响

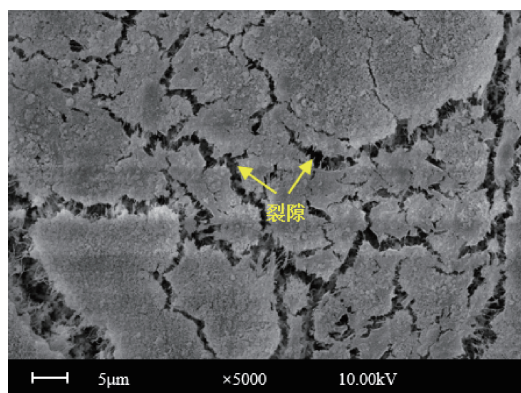
Fig. 3 Effect of ultrasonic power on permeation flux

2.2 超声对膜污染的影响

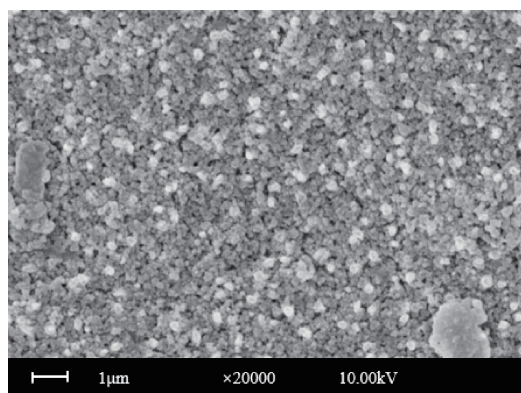
为了探究膜渗透通量迅速下降的原因, 通过 SEM-EDS 对没有超声辐照的膜面污染物的形态和元素进行分析, 图 4 为不同超声功率及显微镜倍数下的膜面污染形貌。如图 4(a) 所示, 超声功率为 0 W 、 5000 倍显微镜下, 膜表面存在均匀致密的污染



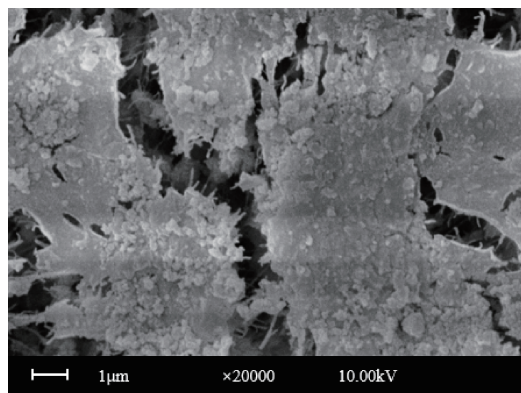
(a) $P=0$ W, 5000 倍



(b) $P=60$ W, 5000 倍



(c) $P=0$ W, 20000 倍



(d) $P=60$ W, 20000 倍

图4 不同超声功率及显微镜倍数下的膜面污染形貌
Fig.4 Membrane surface fouling morphology under different ultrasonic power and microscope multiples

层。根据水质分析,污染层可能是 HA 和 CaCO_3 的聚集体。通常,膜浓缩液中包含着大量的 HCO_3^- 碱度^[21],其在膜蒸馏高温运行下发生分解,形成 CO_3^{2-} ,并在浓差极化及温差极化的作用下,在膜表面异相成核,生成大量致密的 CaCO_3 沉淀^[22]。为分析超声带来的污染层组分的变化,进行了不同超声功率下相关元素的 EDS 分析,结果见图 5,可见其中质量分数最高的是 O、C、Ca,这也证实了膜面污染物主要是 CaCO_3 和有机物。同时,膜面的三维荧光光谱在 λ_{Ex} 为 330 ~ 360 nm, λ_{Em} 为 410 ~ 450 nm 处出现显著的荧光峰,判断其为 HA 类物质,证实了膜面污染物的主要成分是 CaCO_3 和 HA。由于 HA 含有带负电荷的羧基,一方面 Ca^{2+} 可以作为两个羧基的结合剂,形成复合物,导致 HA 聚集;另一方面, Ca^{2+} 也降低了 HA 分子之间以及 HA 与 PTFE 膜表面之间的静电斥力。此外,HA 与膜面的疏水作用使其易吸附在膜面上^[23],充当 CaCO_3 结晶的核,与原膜相比,被 HA 污染的膜具有更高的表面结晶倾向^[24]。综上, Ca^{2+} 和 HA 的协同作用使膜面迅速污染,导致膜表面形成均匀而致密的污染层^[25],从而使渗透通量迅速下降。

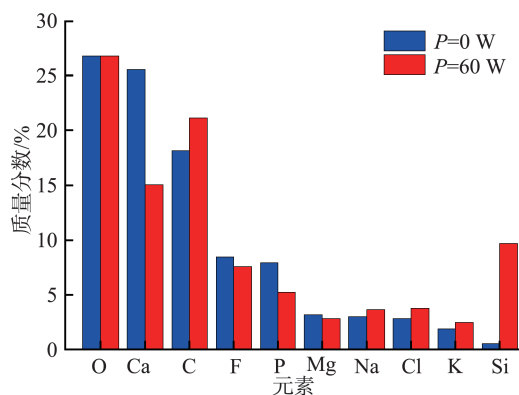
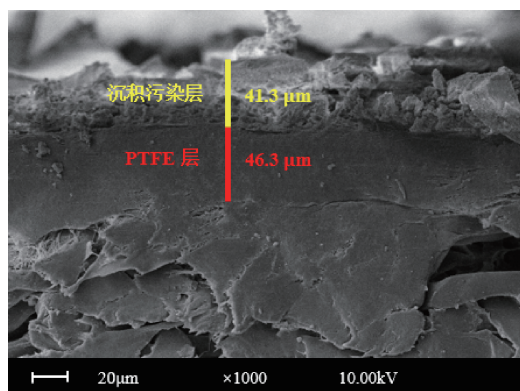


图5 污染层 EDS 分析结果

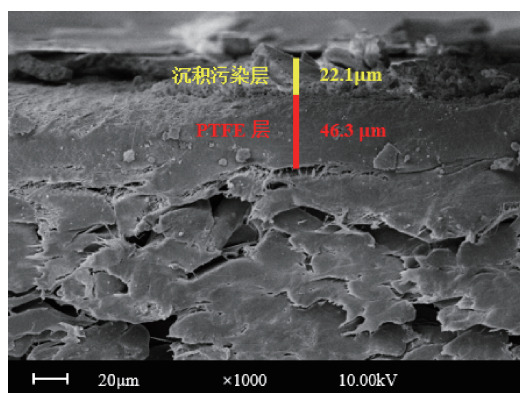
Fig.5 EDS analysis of fouling layer

进一步分析 $P=60$ W 时的膜样品,如图 4(b) 所示,膜面污染层从光滑致密变得粗糙疏松,并伴有许多裂隙。在更高放大倍数下,如图 4(c) 所示,未使用超声辐照的膜污染层均匀致密且有密集的白色结晶颗粒;而超声辐照后的膜面结晶颗粒明显变少,膜面污染层不均匀并存在大量裂隙(图 4(d))。另外,在超声作用下,当 $K=4$ 时,进料液浓度比无超声作用下($K=2$ 时终止试验后)的浓度高得多,其膜面污染物理应更多。

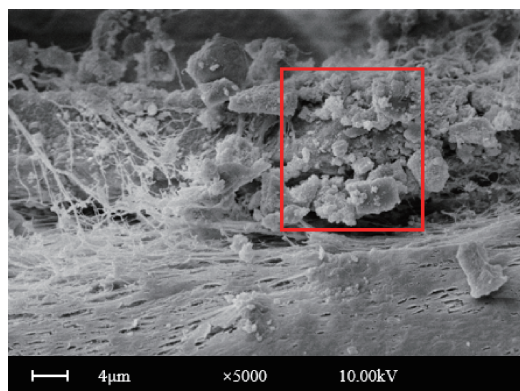
图 6 为不同超声功率及显微镜倍数下膜截面的污染形貌。由图 6(a)(b) 可见,未使用超声辐照的膜截面的沉积污染层厚度为 41.3 μm ,而超声辐照下的沉积污染层厚度为 22.1 μm ,且其污染物分布不均。



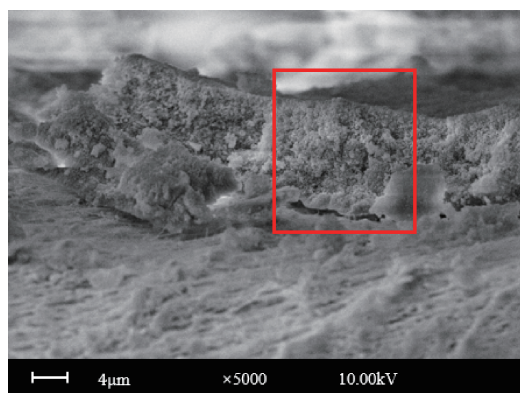
(a) $P = 0$ W, 1000 倍



(b) $P = 60$ W, 1000 倍



(c) $P = 0$ W, 5000 倍



(d) $P = 60$ W, 5000 倍

图6 不同超声功率及显微镜倍数下膜截面的污染形貌
Fig.6 Fouling morphology of membrane cross section under different ultrasonic power and microscope multiples

从更高放大倍数的截面(图6(c)(d))可以看出,超声辐照下的污染物颗粒比未辐照下的小得多,这将导致污染层松散,使污染层形成不均匀。结果表明,超声辐照状态下的膜截面污染物分布不均匀伴有裂隙结构,且污染层厚度较低,有利于传质过程。

另外,从图5可以看出,超声辐照显著降低了膜面Ca的质量分数,从无超声的25.7%降低至15.0%,这一点也可以在图4(c)(d)中得到验证,超声辐照状态下,代表含Ca晶体的白色颗粒密集程度明显降低。这使得HA形成的污染层较为疏松,有利于维持膜渗透通量。相对应地,C质量分数从18.2%增加到21.2%,这是由于膜面有机物含量增加。然而,Si的质量分数大大增加,从0.5%增加至9.7%,这是因为没有超声辐照的二氧化硅胶体的Zeta电位比有超声辐照的二氧化硅胶体的Zeta电位负值大^[26]。一般情况下,Zeta电位负值越大,胶体粒子因电荷相同而相互排斥的作用越大,使胶体体系更容易保持稳定和分散状态。相反,随着Zeta电位接近中性,颗粒倾向于在料液主体中聚集,形成亚微米级的二氧化硅颗粒,这些颗粒是不定型的,以薄膜的形式沉积在膜表面,较为疏松,并不会侵入膜孔,对渗透通量的影响很小^[26],因此可以忽略Si元素增加对膜渗透通量的影响。

为了确定超声辐照对膜面污染物有机物组分的影响,进行了三维荧光光谱分析,结果见图7,图中区域I、II、III、IV和V分别代表芳香蛋白类I、芳香蛋白类II、富里酸类、微生物副产物类和HA类有机物^[17]。由图7可见,所有样品在同一区域均出现显著的荧光峰,根据荧光峰的位置, λ_{Ex} 为330~360 nm、 λ_{Em} 为410~450 nm,判断其为HA类物质。荧光区域积分分析结果(图8)显示区域IV和区域V占据了80%以上的有机物,这意味膜面的主要污染物为HA类有机物及微生物副产物类有机物。此外,各样品区域的比例未有明显变化,这说明超声辐照不会引起有机物质的降解或改性。综上,超声辐照对膜面污染层的有机物未有影响,但大幅减少了Ca元素的质量分数,增加了Si元素的质量分数,因为不定型二氧化硅对渗透通量的影响不大,所以确定 CaCO_3 是造成膜污染、导致渗透通量下降的主要因素。

2.3 膜污染延缓机制

图9为膜污染的示意图,可见,在无超声辐照的情况下(图9(a)),由于浓差极化及相界面作用的较低成核能垒,使得 Ca^{2+} 倾向于在膜面异相结晶^[27]。同时,HA也会通过疏水基团,吸附在膜面上,并在 Ca^{2+} 作用下,从线性构型变成卷曲和紧凑构型。 Ca^{2+} 充当结合剂,与HA的带负电荷的羧基

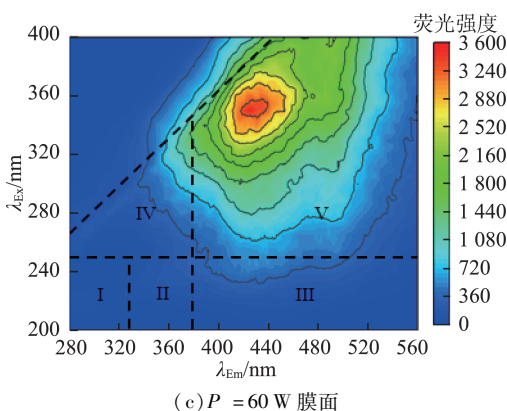
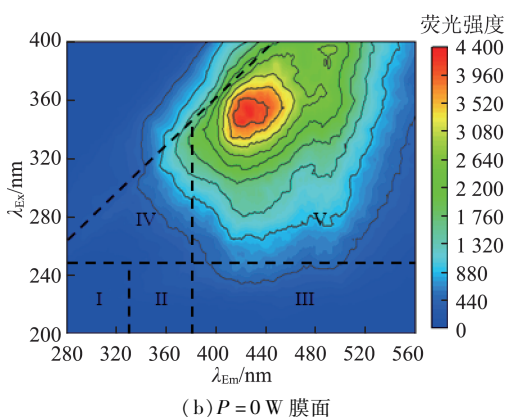
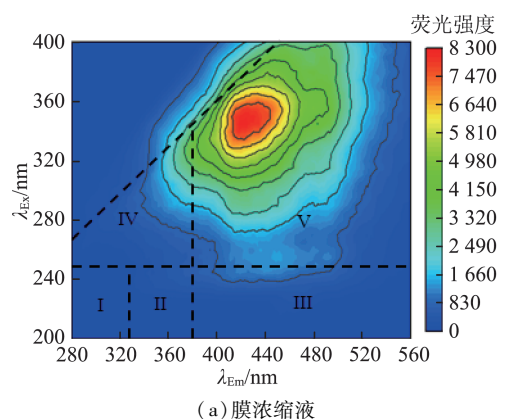


图7 三维荧光光谱分析结果

Fig. 7 Three-dimensional fluorescence spectrum analysis results

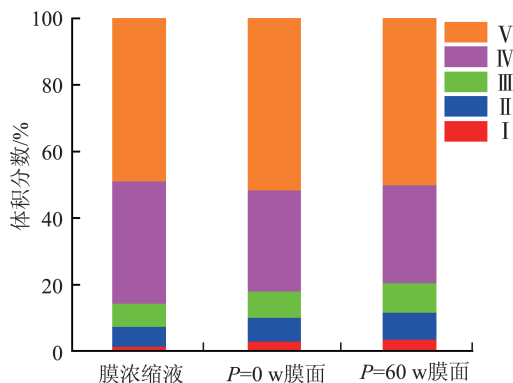


图8 荧光区域积分分析结果

Fig. 8 Fluorescence regional integration analysis results

结合,形成更大的聚集体^[28]。此外,还存在沉积晶体孔隙间二次成核的过程,其类似于多孔材料孔隙中的结晶过程,会在靠近污染层界面的一些区域中结晶从而压实污染层^[29]。以上过程在膜表面形成了均匀致密的污染层,导致膜渗透通量下降。在超声的作用下(图9(b)),产生的大量空化气泡,可以作为溶液主体中的成核位点,与膜面异相成核的位点形成竞争,从而减少膜面异相结晶的趋势^[30-31]。同时,由于空化气泡的坍塌而形成的冲击波阻碍了溶液中形成的核、团簇的聚集,产生更多数量的晶核。这将使碳酸钙结晶的整体粒径减小,从而减少晶体在膜面的沉积^[32],这与图4(d)一致,膜面白色晶体减少。在膜表面附近,由于空化气泡坍塌产生的微流被膜面阻碍,形成平行于膜表面的微流,使膜面的部分晶体被水流冲刷,并削弱了浓差极化和温差极化效应,降低了二次结晶的可能性,最终导致膜面结晶不均匀^[33]。由于含钙晶体的减少,使得HA缺少减少静电斥力和形成钙桥的因素,造成HA分子之间结合不紧密,整体粒径减小^[34],这与图6(d)所示一致。此外在超声的机械作用下,污染层进一步破碎微小化,这一过程伴随着料液主体内的微小晶体部分沉积,使得膜面污染层极不均匀,存在着一定的裂隙结构,同时降低污染层厚度,使渗透通量得以维持稳定。

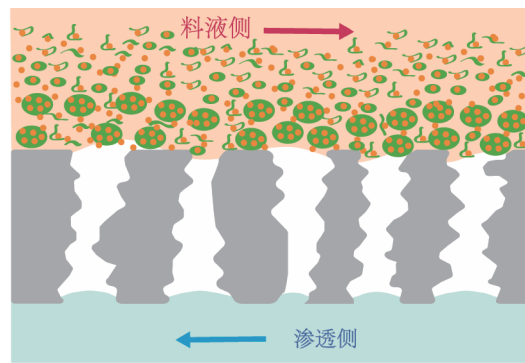
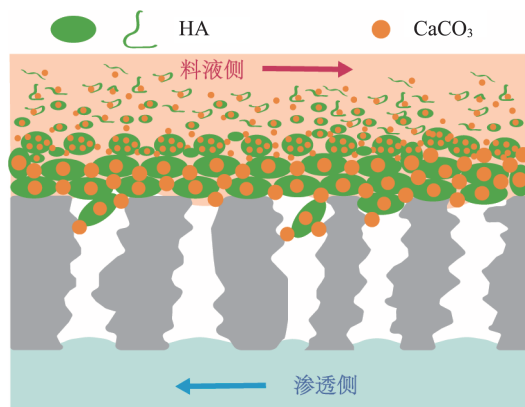


图9 膜污染示意图

Fig. 9 Schematic illustration of membrane fouling

3 结 论

a. 设计了一种新型超声强化直接接触膜蒸馏装置处理垃圾渗滤液膜浓缩液。结果表明,超声可以提升膜渗透通量,并在浓缩系数达到4时显著提升相对渗透通量。

b. 膜面的主要污染物为 CaCO_3 及 HA, 其中 CaCO_3 是限制渗透通量的主要因素。超声可以降低污染层的 Ca 含量,使膜面污染层形貌从均匀致密变得散乱松散,且存在较多裂隙,同时降低污染层厚度,这一效果可以延缓膜面污染。

c. 超声延缓膜面污染的机制是超声空化效应产生的大量气泡作为溶液主体中的成核位点,与膜面异相成核的位点形成竞争,降低膜面异相结晶的趋势;超声产生的微流使晶核增多,晶体变小,并冲刷膜面沉积的晶体,削弱浓差极化和温差极化效应,降低了二次结晶的可能性,使得膜面污染物分布不均匀,并在污染层上产生较多裂隙,从而维持渗透通量稳定。

参考文献:

- [1] PETERS T A. Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration [J]. Desalination, 1998, 119: 289-293.
- [2] 龚为进, 王擎宇, 李宾宾, 等. 垃圾填埋场渗滤液催化超临界水气化制氢试验 [J]. 水资源保护, 2018, 34(4): 67-70. (GONG Weijin, WANG Qingyu, LI Binbin, et al. Experiment of hydrogen production from supercritical water gasifying with catalyst of landfill leachate [J]. Water Resources Protection, 2018, 34(4): 67-70. (in Chinese))
- [3] CALABRO P S, SBAFFONI S, ORSI S, et al. The landfill reinjection of concentrated leachate: findings from a monitoring study at an Italian site [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 181: 962-968.
- [4] 刘占孟, 饶志为, 李贤, 等. 基于响应面法的 $\text{Fe}_0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系氧化垃圾渗滤液去除 UV_{254} 研究 [J]. 水资源保护, 2019, 35(2): 49-53. (LIU Zhanmeng, RAO Zhiwei, LI Xian, et al. Study on $\text{Fe}_0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ oxidation progress for UV_{254} removal from landfill leachate by response surface method [J]. Water Resources Protection, 2019, 35(2): 49-53. (in Chinese))
- [5] SHI J, DANG Y, QU D, et al. Effective treatment of reverse osmosis concentrate from incineration leachate using direct contact membrane distillation coupled with a NaOH/PAM pre-treatment process [J]. Chemosphere, 2019, 220: 195-203.
- [6] KIM S, LEE D W, CHO J. Application of direct contact membrane distillation process to treat anaerobic digestate

- [J]. Journal of Membrane Science, 2016, 511: 20-28.
- [7] EL-ABBASSI A, HAFIDI A, KHAYET M, et al. Integrated direct contact membrane distillation for olive mill wastewater treatment [J]. Desalination, 2013, 323: 31-38.
- [8] LI J, WU J, SUN H, et al. Advanced treatment of biologically treated coking wastewater by membrane distillation coupled with pre-coagulation [J]. Desalination, 2016, 380: 43-51.
- [9] MERICQ J P, LABORIE S, CABASSUD C. Vacuum membrane distillation of seawater reverse osmosis brines [J]. Water Research, 2010, 44: 5260-5273.
- [10] LIU C, ZHU L, CHEN L. Effect of salt and metal accumulation on performance of membrane distillation system and microbial community succession in membrane biofilms [J]. Water Research, 2020, 177: 115805-115824.
- [11] 张皎皎, 朱海霖, 郭玉海, 等. 基于膜蒸馏技术的 PTFE 中空纤维膜处理印染反渗透浓水 [J]. 水处理技术, 2014, 40(3): 75-79. (ZHANG Jiaojiao, ZHU Hailin, GUO Yuhai, et al. Vacuum membrane distillation for treatment of reverse osmosis concentrates generated in dye wastewater by using PTFE hollow fiber membrane [J]. Technology of Water Treatment, 2014, 40(3): 75-79. (in Chinese))
- [12] 李玖明, 朱海霖, 郭玉海, 等. 真空膜蒸馏处理垃圾渗沥液反渗透浓水的研究 [J]. 水处理技术, 2013, 39(7): 89-91. (LI Jiuming, ZHU Hailin, GUO Yuhai, et al. Study on treatment of waste leachate reverse osmosis brine by vacuum membrane distillation [J]. Technology of Water Treatment, 2013, 39(7): 89-91. (in Chinese))
- [13] ALKHUDHIRI A, DARWISH N, HILAL N. Membrane distillation: a comprehensive review [J]. Desalination, 2012, 287: 2-18.
- [14] WARSINGER D M, SWAMINATHAN J, GUILLEN-BURRIEZA E, et al. Scaling and fouling in membrane distillation for desalination applications: a review [J]. Desalination, 2015, 356: 294-313.
- [15] WANG L F, HE D Q, CHEN W, et al. Probing the roles of Ca^{2+} and Mg^{2+} in humic acids-induced ultrafiltration membrane fouling using an integrated approach [J]. Water Research, 2015, 81: 325-332.
- [16] AGHAPOUR A S, TAGHIPOUR A, RAHIMPOUR A, et al. A critical review on ultrasonic-assisted fouling control and cleaning of fouled membranes [J]. Ultrasonics, 2020, 108: 106228-106248.
- [17] CHEN W, WESTERHOFF P, LEENHEER J A, et al. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37: 5701-5710.

(下转第 180 页)