马焯文,樊 莉,张文娟,等.微纤维对天然有机物超滤膜污染行为影响机制 [J]. 中国环境科学, 2025,45(11):6146-6152.
Ma Z W, Fan L, Zhang W J, et al. Influence mechanism of microfibers on the fouling behavior of natural organic matter for ultrafiltration membranes [J]. China Environment science, 2025,45(11):6146-6152.

微纤维对天然有机物超滤膜污染行为影响机制

马焯文[1],樊 莉[1],张文娟[1],万家麟[1],苗 瑞[1,2*],王 磊[1,2] (1.西安建筑科技大学环境与市政工程学院,西北水资源与环境生态教育部重点实验室,陕西省膜分离重点实验室,陕西 西安 710055；2.陕西省膜分离技术研究院,陕西 西安 710055)

摘要：选用水体中普遍存在的聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)和天然有机物(HA),通过污染物在膜面作用力、污染层结构及 HA 在膜和微纤维表面的吸附行为分析,解析微纤维对有机物膜污染行为的影响机制.结果发现,PET 微纤维与超滤膜面的作用力强度是 HA 的 10 倍以上,但其微米级尺寸引发的空间位阻效应导致微纤维无序分散于膜面,对超滤膜通量的影响有限.在 PET-HA 混合体系中,二者之间较强作用力导致微纤维优先吸附 HA,通过降低游离 HA 浓度而有效减缓运行初期的膜污染速率.但是,溶解态的 HA 能穿透微纤维间隙,随着运行时间在膜面形成"膜-HA-PET"梯度污染层,使混合体系与单一 HA 体系在稳定运行阶段的膜污染行为相当.

关键词：超滤膜；有机物污染；微纤维；界面作用力；动态吸附
中图分类号：X131.2 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)11-6146-07

Influence mechanism of microfibers on the fouling behavior of natural organic matter for ultrafiltration membranes. MA Zhuo-wen[1], FAN Li[1], ZHANG Wen-juan[1], WAN Jia-lin[1], MIAO Rui[1,2*], WANG Lei[1,2] (1.Shaanxi Key Laboratory of Membrane Separation, Key Laboratory of Northwest Water Resources and Environmental Ecology, Ministry of Education, School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China；2.Shaanxi Institute of Membrane Separation Technology, Xi'an, Shaanxi 710055). *China Environment science*, 2025,45(11)：6146~6152

Abstract：Polyethylene terephthalate (PET) and humic acid (HA), commonly present in water, were selected to represent microfibers and organic foulants, respectively. The interaction forces of each type of foulant with the membrane surface were measured, which combined with the results of the fouling layer structure and the dynamic adsorption behavior of HA on the PET and membrane surface, to unravel the influence mechanism of microfibers on the organic fouling behavior of membranes. The results revealed that the interaction force between PET microfibers and the ultrafiltration membrane surface was more than ten times stronger than that of HA. However, the micrometer-scale size of PET induced a steric hindrance effect, leading to a disordered distribution of microfibers on the membrane surface, which had only a limited impact on the flux of the ultrafiltration membrane. In the PET-HA co-existing systems, strong interactions of PET-HA enabled microfibers to preferentially adsorb HA, effectively decreasing initial-stage membrane fouling rate by reducing the concentration of free HA. However, the dissolved HA could penetrate microfiber interstices under hydrodynamic forces and form a "membrane-HA-PET" gradient fouling layer, making the membrane fouling behavior of the mixed system comparable to that of the single HA system during the stable operation stage.

Key words：ultrafiltration membrane；organic fouling；microfiber；interfacial force；dynamic adsorption

作为全球性环境污染物,微塑料已在饮用水源水、地下水、海水、甚至极地冰川等水环境中被广泛检出,严重影响全球水环境安全并给人类健康带来巨大威胁[1].受污染水体中微塑料主要是纺织品及衣物清洗过程脱落的微纤维,通过管网系统进入城市污水处理厂,传统污水处理工艺不能将其完全去除,随出水排入自然水体后形成“污水厂-河流-海洋”的连续污染路径[2-3].因此,削减污水厂出水中微纤维含量是阻断水环境微塑料污染的重要方向.

诸多传统水处理技术中,膜分离技术凭借其优异的物理截留能力和模块化设计特征,成为去除二级出水中微塑料的高效手段[4].如采用过滤精度较低的微滤膜即可将二级处理水中 99%的微塑料去除[5];但部分小横截面的微纤维仍可透过微滤膜孔

收稿日期：2025-04-07
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52370049);陕西高校青年创新团队资助项目(2023-2026)
* 责任作者, 教授, Miao.R@xauat.edu.cn

进入出水[6].相比之下,超滤膜孔径通常只有几十纳米,可将微米级尺寸的微塑料完全去除,是控制微塑料污染最有效的方法之一[7].但是,实际运行过程中的膜污染问题一直是限制超滤技术高效低耗运行的主要瓶颈,特别是有机物与微塑料共存体系下的膜污染机制并不清楚[8].

已有一些研究考察了微塑料与有机物共存条件下的膜污染行为,但尚未形成统一的结论.例如,研究发现微塑料可加剧有机物膜污染速率,推测微塑料的存在增大膜孔堵塞机率并形成更致密污染层[9];相反,也有研究认为微塑料可破坏膜面有机污染层,有利于减缓膜污染[10];也有研究报道,微塑料对有机物膜污染行为无显著影响[11].这些差异可能源于膜材料、微塑料及实验条件等不同.特别是,现有研究普遍采用球形微塑料作为模型污染物,微纤维显著区别于球体微塑料,具有高长径比、横截面小及柔性形变能力强等特有属性,其如何影响有机物膜污染行为并不清楚.

因此,本研究针对受污染水体中大量存在的聚对苯二甲酸乙二醇酯纤维(PET)和天然有机物(HA),采用冷冻包埋切割法制备了 3 种尺寸范围的 PET,系统考察了单种污染物及 PET−HA 共存体系对聚偏氟乙烯超滤膜的污染行为;定量测定了各污染物在膜面作用力强度,结合对应污染层结构特征及 HA 在膜和 PET 界面的动态吸附行为,解析微纤维对天然有机物超滤膜污染行为的影响机制.

1　材料与方法

1.1　污染物及超滤膜

污染物: 腐殖酸购自 Sigma−Aldrich (HA, 美国),配制 1g/L 的 HA 储备液待用.PET 纤维购自金华市瑞康实验器材公司,在 20%的 H_2O_2 中浸渍 24h 后漂洗,去除纤维丝表面杂质;干燥后用冷冻包埋切割法制备 PET 纤维丝;所得纤维丝清洗后用金属网分级过滤,获得>1000μm(PET(Ⅰ))、500~1000μm(PET(Ⅱ))和 100~500μm (PET(Ⅲ))的微纤维.

模拟废水:稀释 HA 储备液,并将其与对应尺寸 PET 混合,配置溶解性有机碳(DOC)浓度 10mg/L、PET 浓度 1mg/L 的 PET−HA 工作液,同时配置 HA 和 PET 单种污染物溶液.

超滤膜:聚偏氟乙烯(PVDF)平板超滤膜[12],纯水通量为(300±30)L/(m^2·h),表面接触角为 75.4°,膜面 Zeta 电位和粗糙度分别为−46mV 和 9.6nm.

1.2　超滤膜过滤实验

采用死端过滤系统进行超滤膜污染实验[13]:超滤膜安装于过滤系统后首先在 0.15MPa 下预压直至膜通量稳定;其后在 0.10MPa 下测定纯水通量(J_0);接着在 0.1MPa 下过滤模拟废水 120min,监测该阶段膜通量(J), 用比通量(J/J_0)表征膜污染速率.将污染膜取出、污染面向上放置于盛有 200mL 去离子水的烧杯中,将烧杯放置在恒温摇床中连续振荡 3min,取出用去离子水冲洗表面,再次测定纯水通量(J_r),用通量恢复率(J_r/J)表征物理不可逆污染;每组实验重复 3 次.

1.3　界面作用力测定

采用原子力显微镜(Multi 8.0,Bruker,美国)结合自制 PET 及 HA 胶体探针[14],测定混合体系中污染物在膜面作用力.其中,PET 探针测定 PET−膜、PET−HA 及 PET−PET 间作用力,HA 探针测定 HA−HA 和 HA−膜间作用力.测试步骤如下:将样品及胶体探针安装于测试系统,注入 1mmol/L 的 $NaHCO_2$ 测试溶液,接触模式下测定探针与样品间的粘附力(F),为了避免探针尺寸差异对试验结果的影响,用粘附力与探针的比值(F/R)表征探针与样品之间的作用力强度.针对每组作用力,至少在 6 个不同区域点测量,每个区域获得 10 条以上力曲线.

1.4　有机物在膜及微纤维界面的吸附行为

耗散型石英晶体微天平(QCM−D,佰欧林,瑞典)测试 HA 在 PVDF 超滤膜及 PET 微纤维界面的动态吸附行为.首先将 PVDF 和 PET 分别溶解于 N−N’二甲基乙酰胺和六氟异丙醇中,形成均质聚合物溶液,并采用高速旋转涂覆法制备了 PVDF 和 PET 石英晶体芯片,将其安装于测试系统后注入超纯水获得基线,其后引入 HA 溶液运行 25min,在线监测芯片的频率衰减量(ΔF),ΔF 衰减量与 HA 在芯片表面的吸附量成正相关关系[15].

1.5　其他分析方法

采用扫描式电子显微镜(SEM,Gemini SEM300,德国)测定污染膜表面的表观形貌;总有机碳分析仪(TOC−L,岛津,日本)测定各污染物溶液中有机物的浓度.

2 结果与讨论

2.1 PET 微纤维对 HA 超滤膜污染行为的影响

如图 1 所示,相较于单一污染物体系,PET−HA 混合体系的膜污染行为发生显著变化.

如图 1(a)所示,不同尺寸范围 PET 的膜污染特征相似,对应通量衰减曲线几乎完全重合,运行末段的通量衰减率保持在 15%左右,且通量恢复率皆达到 100%.显然,单独的 PET 组分引发的膜污染速率明显低于典型有机污染物,且不会造成显著的不可逆污染.这与 Cyril Hachemi 等[11]的研究结果相似,其考察了短纳米纤维的超滤膜污染行为,结果发现微纤维混乱覆盖于膜面,并引起膜孔堵塞和显著膜污染.主要因为微米级微纤维的物理尺寸远超 PVDF 超滤膜孔径,微纤维会被截留于膜面但不能进入膜孔,累积于膜面的纤维丝之间存在大量空隙,不会造成超滤膜透水能力的显著衰退[16].

相比之下,HA 及 PET−HA 混合体系皆引起大幅度膜污染,但二者的膜污染行为并不相同.前 10min 运行时段内,HA、PET(Ⅰ)−HA、PET(Ⅱ)−HA 及 PET(Ⅲ)−HA 对应的通量衰减率分别是 75%、59%、50%和 44%,表明 PET 微纤维有效减缓了 HA 膜污染速率,且减缓能力随着 PET 尺寸的减小在逐渐增大.运行时间延长到30min时,上述4种污染膜对应的通量衰减率分别是 82%,74%、67%和 64%,显然,PET−HA 混合体系引起的膜污染仍然小于 HA,但二者对应的膜通量衰减率之间差距在变小.当运行时间继续延长到 60min 时,3 种尺寸范围 PET−HA 污染膜通量衰减曲线趋于重合,且很快与 HA 污染膜的通量衰减曲线也趋近.显然,PET 微纤维对有机物膜污染行为的影响随运行时间在发生变化,可有效减缓运行初期的膜污染速率,但稳定运行阶段的膜污染行为与 HA 相当.

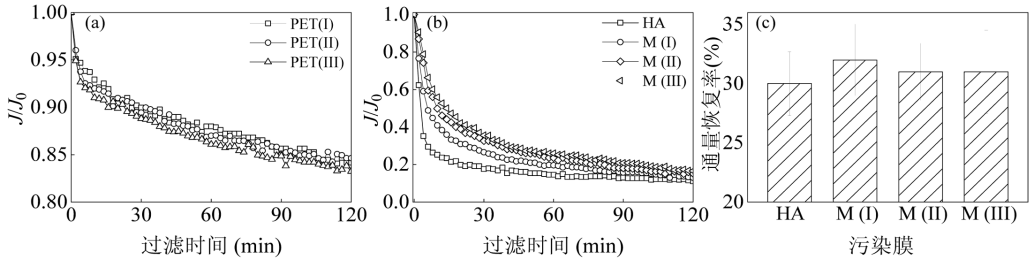


图 1 PET (a)、HA 及 PET−HA (b)混合体系污染膜对应的膜通量衰减曲线及通量恢复率(c)

Fig.1 The normalized permeate flux and flux recovery rates (c) for the PET (a), HA and PET−HA mixed systems (b) fouled membranes

(M(Ⅰ)、M(Ⅱ)及 M(Ⅲ)分别代表 PET(Ⅰ)−HA、PET(Ⅱ)−HA 及 PET(Ⅲ)−HA 混合物)

如前所述,既往已有一些研究发现微塑料可减缓有机物膜污染速率,但膜污染减缓原因尚未形成统一认识.例如,Maliwan 等[17]认为颗粒态微塑料对膜面污染物有冲洗作用,进而可减缓膜污染;但 Pompa−Pernía 等[18]推测微塑料破坏了膜面污染层,伴随着膜污染的减缓.也有研究认为,大尺寸微塑料可能减缓膜污染,但小尺寸微塑料容易引起膜孔堵塞、增大过滤阻力,不利于膜污染控制[19].然而,如图 1(b)所示,PET 微纤维不仅减缓运行初期的膜污染速率,且减缓幅度随着 PET 尺寸的减小而增大.显然,关于 PET 微纤维对有机物超滤膜污染的影响机制仍需进一步分析探明.

2.2 污染物在膜面作用力及污染物层结构特征

由图2可见,PET微纤维在超滤膜面的作用力强度与有机物的完全不同.

PET 与 PVDF 超滤膜及 PET−PET 间的平均粘附力分别为(25.8±2.6)mN/m 和(18.2±3.4)mN/m,而 HA 与 PVDF 超滤膜及 HA 分子间的平均粘附力是(2.3±0.32)mN/m 和(0.45±0.12)mN/m.显然,PET 在膜界面的作用力强度是 HA 的 10 倍以上,主要因为微纤维和聚合物超滤膜皆是疏水性材料,二者之间存在极强的远程疏水力[20-21].但是,与有机物 HA 不同,微纤维 PET 在膜面作用力强度与污染层结构及膜污染行为之间似乎无直接关联性.

如图 3(a)~(f)所示,HA 和 PET 在膜面的存在形态完全不同.HA 将 PVDF 超滤膜完全覆盖,形成密实的污染层,这必然会增大膜过滤阻力而导致严重的膜污染.相反,三种尺寸范围的 PET 微纤维皆是无序

分散于 PVDF 膜面,微纤维之间存在几百甚至毫米级的距离,完全不能覆盖超滤膜面.

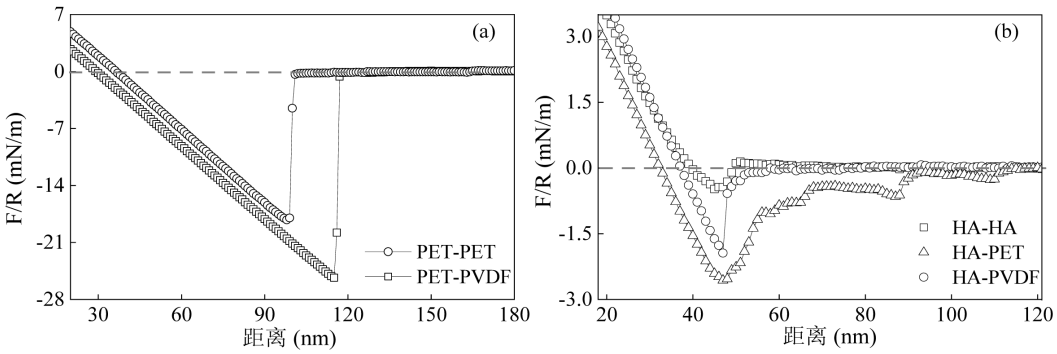


图 2　PET−HA 混合体系中各污染物与膜(a)及污染物−污染物(b)之间的典型粘附力曲线

Fig.2　Typical adhesion force curves of foulant−membrane (a) and foulant−foulant (b) in the PET−HA mixed system

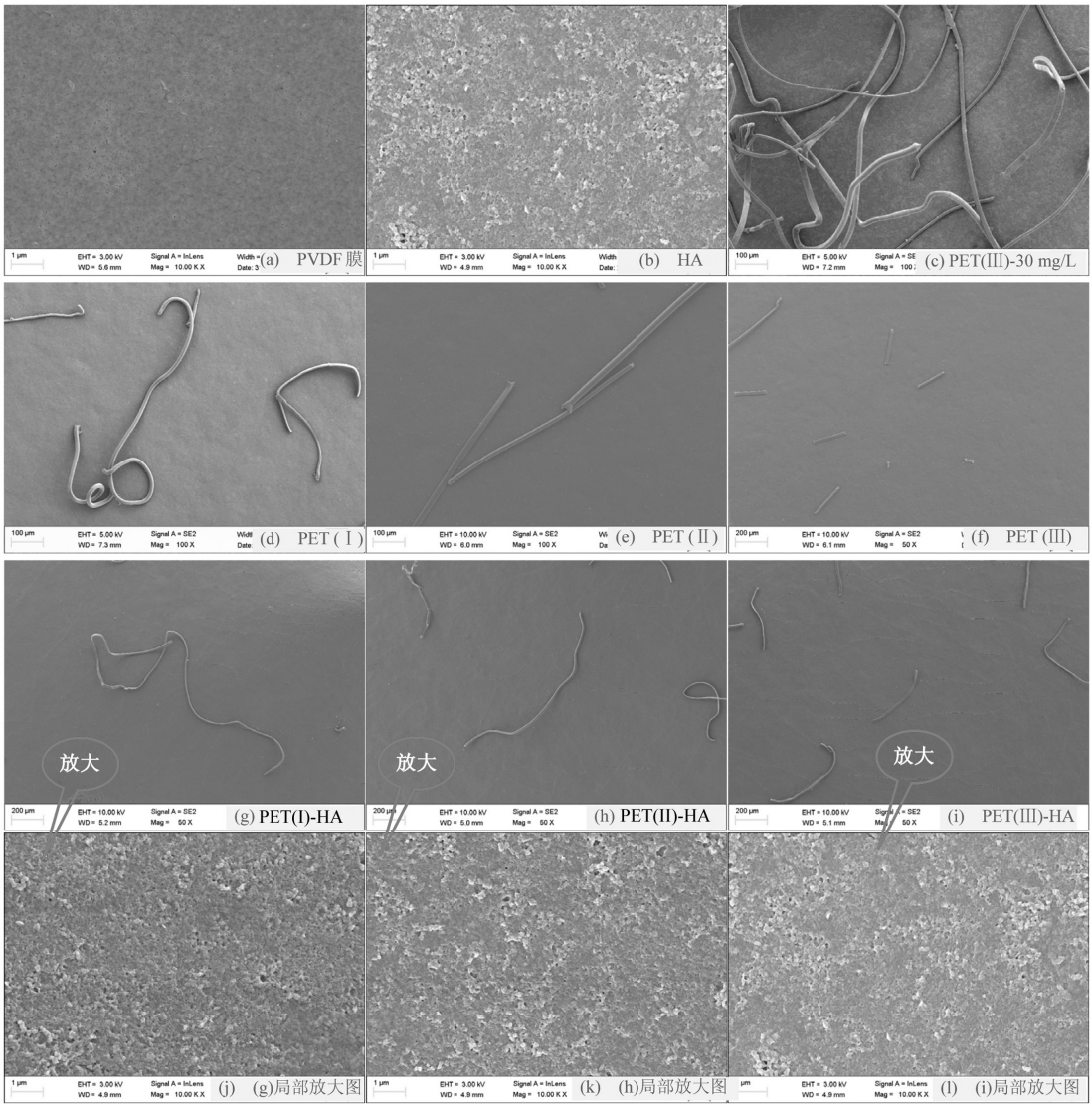


图 3　干净 PVDF 超滤膜及 HA、PET 和 PET−HA 混合体系污染膜的表观形貌

Fig.3　Apparent topography of clean PVDF ultrafiltration membrane and HA, PET and PET−HA mixed system fouled membranes

因此,相同的运行时间内,PET 的膜污染幅度远低于 HA 引起的膜污染幅度.即使采用超滤膜过滤

浓度为 30mg/L 的 PET(Ⅲ)溶液,如图 3(c),污染膜表面累积的纤维丝数量虽然大幅度增大,但这些纤维丝相互交错无序堆叠于膜面,纤维丝之间仍然存在大量的空隙且不能完全覆盖膜面,相同运行时间内膜通量衰减率与低浓度的 PET(Ⅲ)溶液相当.显然,微纤维在膜面作用力强度并不是影响污染层结构的关键因素,而尺寸效应导致微纤维之间不易紧密团聚[22-23],累积于膜面后形成网状多孔的污染层,不会对超滤膜渗透通量造成显著影响.因此,以有机污染物为主的传统超滤膜污染机理并不适用于微塑料膜污染行为解析.

针对微纤维和有机物共存体系,PET-HA 之间的平均粘附力为(2.23 ± 0.11)mN/m,明显大于 HA 分子间的作用力,但 PET 并未破坏膜面 HA 污染层,而是形成独特的“膜-HA-微纤维”复合污染层结构.如图 3(g)~(i)及其局部放大图所示,与单一 PET 污染体系类似,PET 微纤维皆无序分散于对应 PET-HA 污染膜的最上层,而超滤膜与纤维丝之间则存在致密的 HA 污染层,将超滤膜表面完全覆盖.这主要源于混合体系中微纤维数量远低于 HA 分子的数量,导致运行过程 HA 分子在膜面的优先沉积概率显著提高,且 HA 分子在流体拖曳力作用下极易穿过微纤维与膜之间的空隙直接累积于膜面,形成 HA 污染层[24-25].而膜面无序分散的 PET 不会对膜渗透性能造成显著影响,因此 HA 污染层仍然是控制 PET-HA 混合体系稳定运行阶段渗透通量的主导因素,这也是 HA 和 PET-HA 污染膜的通量衰减曲线在稳定运行阶段趋于重合的根本原因.但如图 1 所示,运行初期膜面未被污染物完全覆盖阶段,混合体系中 PET 似乎抑制了 HA 引起的膜污染速率,而关于膜污染减缓的作用机理仍需进一步探究.

2.3 HA 在 PET 微纤维界面吸附行为及其与膜污染的关联性

为了探明 HA 在 PET 微纤维界面的作用行为,采用 QCM-D 结合 PET 芯片,系统考察了 HA 在 PET 界面的动态吸附累积行为,结果见图 4.

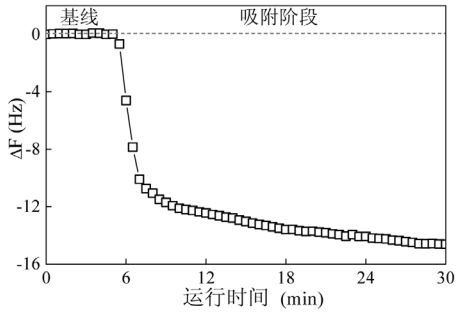


图 4 HA 在 PET 界面吸附过程对应芯片的 ΔF 变化曲线

Fig.4 The ΔF variation curves of the PET-coated crystal sensor for HA solution

在 25min 的吸附过程中,PET 芯片的 ΔF 总衰减量为 14.2Hz,其中前 3min 内即完成 11.1Hz 的快速衰减(占总衰减量的 78.2%).根据 QCM-D 原理中 ΔF 值与表面吸附量的正相关性,这表明 HA 在纤维表面发生快速吸附并趋近饱和状态,与 PET-HA 间强界面作用特征高度吻合.

如图 2 所示,PET-HA 界面作用强度(2.23mN/m)达 HA-HA 分子间作用力(0.45mN/m)的 5 倍,这种显著的作用力优势导致混合体系中 HA 分子一旦接触 PET 微纤维即可被有效吸附.扫描电镜结果进一步验证此结论:相较于原始 PET 纤维的光滑表面(图 5(a)),3 种 PET-HA 混合体系的纤维表面均呈现致密 HA 覆盖层(图 5 (b)-(d)),PET 微纤维对 HA 的这种界面吸附直接降低了溶液中游离 HA 浓度,进而降低 HA 与超滤膜膜面的接触机率.

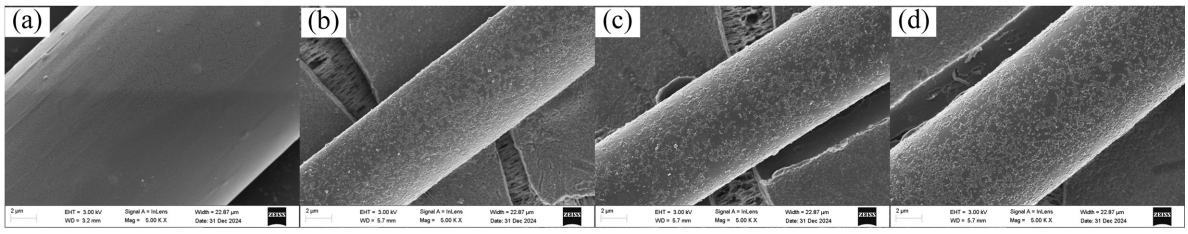


图 5 不同 PET 微纤维的表观形貌(×5000)

Fig.5 Apparent morphology of different PET microfibers(×5000)

(a)干净, (b) PET(Ⅰ)-HA, (c) PET(Ⅱ)-HA 及 (d) PET(Ⅲ)-HA

如表 1 所示,0.8μm 滤膜对溶解态 HA 无截留效应,出水 DOC 仍然是 10mg/L 左右.相反,PET(Ⅰ)-

HA、PET(Ⅱ)−HA 和 PET(Ⅲ)−HA 3 种混合体系经 0.8μm 滤膜过滤后,DOC 浓度分别降低到(7.3 ± 0.18),(6.4 ± 0.21) 和(5.9 ± 0.11) mg/L.结合 3 种尺寸范围的 PET 微纤维皆可被该滤膜截留去除可知,混合体系中 PET 的存在有效降低了游离 HA 浓度,且降低幅度随着 PET 尺寸的减小而增大;特别是针对 100~500μm 的 PET 微纤维,DOC 去除率已达 40%以上.这主要是因为 3 种混合体系中 PET 的投加质量相当而尺寸不同,单位质量内 PET 微纤维的比表面积随着尺寸的减小而增大,导致小尺寸 PET−HA 体系对 HA 呈现更强的吸附能力,这与图 1 宏观的膜污染实验的变化规律完全相符.

如前所述,微纤维的尺寸效应导致其累积于膜面后不会造成显著膜污染,混合体系中有机物仍然是控制膜污染的主导因素.混合体系中 PET 微纤维对 HA 等优先吸附导致游离有机污染物的浓度显著减小,进而致使单位时间内向膜面迁移的有机污染物量明显降低.因此,与单独的 HA 相比,运行初期 PET−HA 混合体系引起的膜污染速率随着 PET 尺寸的减小而减小.但是,超滤膜面 HA 的累积量随着运行时间的延长逐渐增多,最终可将膜面完全掩盖并形成 HA 污染层,HA 污染层成为控制超滤膜渗透通量的主体.因此,在稳定运行阶段,HA 污染物膜和 PET−HA 混合体系污染膜的通量衰减曲线趋于重合且通量恢复相当.

表 1　HA 及 PET−HA 混合体系经 0.8μm 滤膜过滤后的 DOC 浓度

Table 1　The DOC concentration of HA and PET−HA mixed systems after being filtered by 0.8μm membranes

指标	HA	PET(Ⅰ)−HA	PET(Ⅱ)−HA	PET(Ⅲ)−HA
DOC(mg/L)	10.0 ± 0.2	7.3 ± 0.18	6.4 ± 0.21	5.9 ± 0.11
去除率 (%)	/	27	36	41

3　结论

3.1　PET 微纤维与超滤膜及 PET−PET 之间的相互作用力均约为 20mN/m,是有机污染物 HA 的 10 倍以上, 但因其微米级尺寸产生空间位阻,在膜面无序分散且间距达毫米级,不会造成显著膜通量衰减与不可逆污染.

3.2　针对 PET−HA 混合体系,PET 优先吸附了大量 HA 致使溶液中游离有机污染物浓度降低,进而减少了单位时间内迁移至膜面的 HA 量.

3.3　在运行初期,PET−HA 混合体系引起的膜污染速率明显小于 HA.然而,溶解态 HA 在流体拖曳力作用下极易穿过微纤维与膜之间的空隙,逐渐在膜面形成“膜−HA−PET”梯度污染层,膜面无序分散的 PET 不会对渗透性能造成显著影响,所以稳定阶段混合体系与单一 HA 体系的膜通量衰减及不可逆污染率趋同.

参考文献：

[1] Rochman C M. Microplastics research—from sink to source [J]. Science, 2018,360(6384):28−29.

[2] 山泽萱,张　妍,张成前,等.渭河微塑料污染现状与风险评价 [J]. 环境科学, 2023,44(1):231−242.
Shan Zexuan, Zhang Yan, Zhang Chengqian, et al. Microplastic Pollution Status and Ecological Risk Evaluation in Weihe River [J]. Environmental Science, 2023,44(1):231−242.

[3] 许　霞,侯青桐,薛银刚,等.污水厂中微塑料的污染及迁移特征研究进展 [J]. 中国环境科学, 2018,38(11):4393−4400.
Xu Xia, Hou Qingtong, Xue Yingang, et al. Research progress on the transference and pollution characteristics of microplastics in wastewater treatment plants [J]. China Environmental Science, 2018, 38(11):4393−4400.

[4] Sun J, Dai X, Wang Q, et al. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal [J]. Water research, 2019, 152:21−37.

[5] Foglia A, Pittura L, Vivani V, et al. Microplastics in urban water cycles: Looking for a more scientific approach for sampling and characterization in wastewater and drinking water treatment plants [J]. Science of The Total Environment, 2024,952:175919.

[6] Golgoli M, Khiadani M, Shafieian A, et al. Microplastics fouling and interaction with polymeric membranes: A review [J]. Chemosphere, 2021,283:131185.

[7] Iyare P U, Ouki S K, Bond T. Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review [J]. Environmental Science: Water Research & Technology, 2020,6(10):2664−2675.

[8] Enfrin M, Dumée L F, Lee J. Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes–origin, impact and potential solutions [J]. Water research, 2019,161:621−638.

[9] Xiong X, Bond T, Siddique M S, et al. The stimulation of microbial activity by microplastic contributes to membrane fouling in ultrafiltration [J]. Journal of Membrane Science, 2021,635:119477.

[10] Yi K, Huang J, Li X, et al. Long−term impacts of polyethylene terephthalate (PET) microplastics in membrane bioreactor [J]. Journal of Environmental Management, 2022,323:116234.

[11] Hachemi C, Enfrin M, Rashed A O, et al. The impact of PET microplastic fibres on PVDF ultrafiltration performance–A short−term assessment of MP fouling in simple and complex matrices [J]. Chemosphere, 2023,310:136891.

[12] Miao R, Wang L, Mi N, et al. Enhancement and mitigation mechanisms of protein fouling of ultrafiltration membranes under different ionic strengths [J]. Environmental Science & Technology, 2015,49(11):6574−6580.

[13] Miao R, Wang L, Zhu M, et al. Effect of hydration forces on protein fouling of ultrafiltration membranes: the role of protein charge, hydrated ion species, and membrane hydrophilicity [J]. Environmental Science & Technology, 2017,51(1):167−174.

[14] Wang L, Miao R, Wang X, et al. Fouling behavior of typical organic foulants in polyvinylidene fluoride ultrafiltration membranes: characterization from microforces [J]. Environmental science & technology, 2013,47(8):3708−3714.

[15] Quevedo I R, Tufenkji N. Influence of solution chemistry on the deposition and detachment kinetics of a CdTe quantum dot examined using a quartz crystal microbalance [J]. Environmental science & technology, 2009,43(9):3176−3182.

[16] Chen M, Nan J, Xu Y, et al. Effect of microplastics on the physical structure of cake layer for pre−coagulated gravity−driven membrane filtration [J]. Separation and Purification Technology, 2022,288: 120632.

[17] Maliwan T, Pungrasmi W, Lohwacharin J. Effects of microplastic accumulation on floc characteristics and fouling behavior in a membrane bioreactor [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021,411: 124991.

[18] Pompa−Pernía A, Aleman A, Kerst K, et al. Experimental evaluation of nanoplastics fouling behavior on ultrafiltration membranes using optical coherence tomography (OCT) [J]. Separation and Purification Technology, 2025,354:129520.

[19] Ko J H, Kim H, Cha H, et al. Effect of microplastic size on biofouling in membrane bioreactors [J]. Journal of Water Process Engineering, 2025,69:106664.

[20] Bardhan A, Subbiah S. Polymer−based microfiltration/ultrafiltration membranes [M]//Advancement in Polymer−Based Membranes for Water Remediation. Elsevier, 2022:43−80.

[21] Liu J, Yang Y, Ding J, et al. Microfibers: a preliminary discussion on their definition and sources [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019,26(28):29497−29501.

[22] Enfrin M, Hachemi C, Callahan D L, et al. Membrane fouling by nanofibres and organic contaminants–mechanisms and mitigation via periodic cleaning strategies [J]. Separation and purification technology, 2021,278:119592.

[23] Guo Y, Wassgren C, Ketterhagen W, et al. Discrete element simulation studies of angles of repose and shear flow of wet, flexible fibers [J]. Soft Matter, 2018,14(15):2923−2937.

[24] Zhu R, Diaz A J, Shen Y, et al. Mechanism of humic acid fouling in a photocatalytic membrane system [J]. Journal of Membrane Science, 2018,563:531−540.

[25] Enfrin M, Lee J, Fane A G, et al. Mitigation of membrane particulate fouling by nano/microplastics via physical cleaning strategies [J]. Science of the Total Environment, 2021,788:147689.

作者简介：马焯文(2000−),男,广西南宁人,西安建筑科技大学硕士研究生,主要研究方向为膜应用及膜污染控制.842586986@qq.com.