

应用研究

基于表面改性曝气膜的膜曝气生物膜反应器硝化性能研究

陈亚松¹, 刘佳音², 柳蒙蒙¹, 孙 宛¹, 程 刚², 完颜德卿²,
张聪聪², 邱 勇², 黄 霞^{2*}

(1. 中国长江三峡集团有限公司 长江经济带生态环境国家工程研究中心, 武汉 430014;
2. 清华大学 环境学院, 北京 100084)

摘要: 构建了一种基于表面物理改性曝气膜的膜曝气生物膜反应器(MABR)系统,重点考察了不同运行参数对硝化性能的影响。通过对曝气膜表面进行条纹加工处理和纱网缠绕改性,显著提升了MABR生物膜的附着能力与稳定性。实验结果表明,系统仅需12 d即可完成挂膜启动。稳定运行后,系统表现出稳定的硝化性能与负荷适应能力。在进水氨氮质量浓度21~107 mg/L范围内,氨氮去除负荷与进水浓度呈正相关;当供气量为5 L/(m²·h)时,系统氨氮去除负荷可达2 g/(m²·d),继续增加气量对氨氮去除效果无显著提升;在低压(0~12 kPa)范围内,适当增加膜压可使氨氮去除负荷提升19%;当压力升至中压(24 kPa)后,去除效果则趋于稳定;此时的最小理论氧传递速率达11.43 gO₂/(m²·d),显著高于清水条件下的4.05 gO₂/(m²·d)。后期稳定运行中,系统氨氮去除负荷可稳定维持在2 g/(m²·d)。高通量测序结果显示,MABR生物膜中硝化菌属 *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira* 的平均丰度较接种污泥分别提高了约6.1个百分点和5.3个百分点。表面物理改性后的曝气膜有利于生物膜的稳定形成,强化了MABR系统的硝化性能与运行稳定性。

关键词: 膜曝气生物膜反应器(MABR); 曝气膜; 表面改性; 硝化性能; 微生物群落

中图分类号: TQ028.3; X703 **文献标志码:** A

文章编号: 1007-8924(2026)03-0129-10

doi: 10.16159/j.cnki.issn1007-8924.2026.03.013

随着市政污水排放标准的不断提升和高质量发展的需求,污水处理厂对提质增效提出了更高要求。活性污泥法作为目前应用最广泛的污水生物二级处

理技术,在市政污水处理厂中得到了广泛应用^[1]。然而,传统曝气系统氧传递效率较低是影响活性污泥工艺能耗的重要因素;曝气产生的能耗通常占污

收稿日期: 2025-09-29; 修改稿收到日期: 2026-03-13

基金项目: 中国长江三峡集团公司科研项目资助(NBWL202300013)

第一作者简介: 陈亚松(1982-),男,湖北黄石人,博士,正高级工程师,研究方向为水环境系统治理; 刘佳音(1985-),女,黑龙江齐齐哈尔人,硕士,高级工程师,研究方向为污水资源化。* 通讯作者, E-mail: xhuang@tsinghua.edu.cn

引用本文: 陈亚松, 刘佳音, 柳蒙蒙, 等. 基于表面改性曝气膜的膜曝气生物膜反应器硝化性能研究[J]. 膜科学与技术, 2026, 46(3): 129-137, 148.

Citation: Chen Y S, Liu J Y, Liu M M, *et al.* Study on the nitrification performance of a membrane aerated biofilm reactor based on a surface-modified aeration membrane[J]. Membrane Science and Technology(Chinese), 2026, 46(3): 129-137, 148.

水处理系统总能耗的一半以上^[2]。此外,随着城市化进程加快,越来越多的污水处理厂面临扩容及提标改造的需求^[3],亟需开发高效、低能耗、具备原位改造潜力的强化处理技术。

膜曝气生物膜反应器(MABR)作为一种无泡曝气与生物膜处理技术结合的工艺,近年来受到广泛关注。MABR 采用透气性疏水致密膜作为供氧通道和微生物附着载体,通过无泡曝气和异向传质,显著提升了氧气的传递效率^[4]。此外,MABR 的生物膜在氧气从膜内扩散、污染物从液相侧扩散的异向传质条件下,通常呈现由内至外的好氧-缺氧-厌氧分层结构,有利于在单一反应器内实现同步硝化-反硝化和短程硝化-厌氧氨氧化等多路径协同脱氮反应^[5]。因此,在市政污水处理应用中,常采用将 MABR 膜组件布设于缺氧区的运行方式,以期协同实现硝化和反硝化过程,提升脱氮效率^[6-8]。

尽管 MABR 具备多重优势,但其脱氮性能在很大程度上仍受限于膜组件本身的硝化能力。硝化速率不仅是 MABR 工艺强化的重要条件,也是其工程化应用的关键评价指标^[9]。生物膜稳定的生长附着能力直接影响膜组件的硝化性能。目前广泛应用的中空纤维膜材料(如聚偏氟乙烯 PVDF、聚丙烯 PP、聚二甲甲基硅氧烷 PDMS)普遍存在表面疏水、光滑的特性,导致微生物附着困难、启动周期长、生物膜量不足等问题^[10-11],从而限制了系统的整体硝化性能。当前研究多集中于通过表面化学改性来改善生物亲和性能,例如通过引入氨基聚乙二醇、L-3-4 二羟基苯丙氨酸涂层或矿物复合层等^[10,12-13],以增强膜表面的亲水性及生物膜附着能力。但复合膜的制作过程相对复杂且对工艺要求较高,相比之下,通过物理结构调控膜表面以促进生物膜附着生长的研究则较为有限。

基于此,本研究提出了一种基于表面物理结构改性的曝气膜,并构建了 MABR 系统。系统评估了改性膜组件的清水氧气传递性能、挂膜启动效果,并考察了进水氨氮浓度和供气条件对 MABR 系统硝化性能的影响规律。同时,利用高通量测序技术解析了生物膜的微生物群落结构及多样性特征,以期 MABR 在市政污水处理领域的推广应用提供参考。

1 实验部分

1.1 表面改性曝气膜及膜组件制备

原曝气膜为硅胶致密膜,材质为聚二甲甲基硅氧

烷;膜丝尺寸为外径 4 mm,内径为 3 mm;膜丝较大的内径和致密膜本身相对较低的孔隙率,可有效降低膜污染和膜堵塞的风险。为提升曝气膜的挂膜性能,即生物膜附着能力,对曝气膜表面形貌进行物理改性。如图 1 所示,改性步骤主要为在原膜丝[图 1(a)]表面增加条纹加工处理[图 1(b)],并在其表面编织缠绕一层网状纱线[图 1(c)]。该表面处理不仅可为生物膜的附着生长提供骨架,同时可提升膜丝的比表面积和粗糙性。为保证织网的耐腐蚀性并降低其对膜传氧性能的影响,织网材料选用双股纯化纤材质的纱线,编织密度控制在每平方米曝气膜表面编织负载约 1 000~1 500 m 纱线。

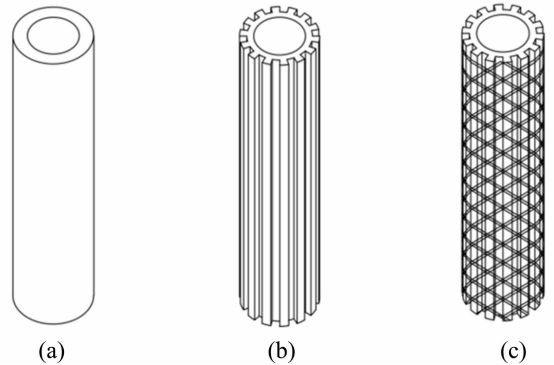


图 1 曝气膜表面改性过程示意图:原膜(a);
原膜表面条纹加工处理后的条纹膜(b);
条纹膜表面编织纱网后最终改性膜(c)

Fig. 1 Schematic diagram of the surface modification process for the aeration membrane: original membrane (a); striped membrane after surface patterning (b); final modified membrane after weaving a layer of mesh yarn on the surface of the striped membrane (c)

由图 2 中改性前后两种膜丝挂膜效果对比可以看出,原膜丝由于生物膜附着能力较差,导致膜表面的生物膜在附着一段时间后便开始陆续成片脱落,挂膜稳定性较低[图 2(a)、2(b)],无法正常实现其污水处理功能;而改性后的膜丝在挂膜后,不仅生物膜附着均匀且具有良好的挂膜稳定性[图 2(c)、2(d)]。因此,在本研究试验中,采用表面改性后的中空纤维帘式曝气膜组件[图 2(e)],构建 MABR 系统并考察其在污水处理中的硝化性能。

1.2 试验装置构建

MABR 膜组件试验装置示意图如图 3 所示。本试验以表面改性后的膜组件作为研究对象。膜组件由单片膜片构成,尺寸为 1 500 mm×550 mm×

56 mm,膜面积为 4.9 m²,垂直浸没于有效体积为 96 L 的有机玻璃反应器中。反应器(膜池)由底部进水,上部出水,采用循环泵对反应器内液体进行水力循环混合搅拌。膜组件由气泵提供空气,采用压力表、流量计和阀门控制气压及气量。膜压通过控

制尾气出气管在水池中的高度进行调控,具体措施为将膜组件尾气出气管插入至水池一定深度以获取相应压力;当尾气出气管直通大气时,膜压为 0 kPa;本实验设置膜压范围在 0~25 kPa。同时采用电磁阀控制反应器底部的曝气管间歇冲刷曝气。

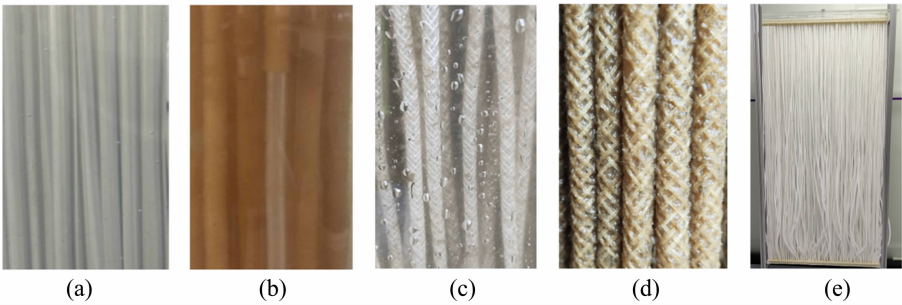
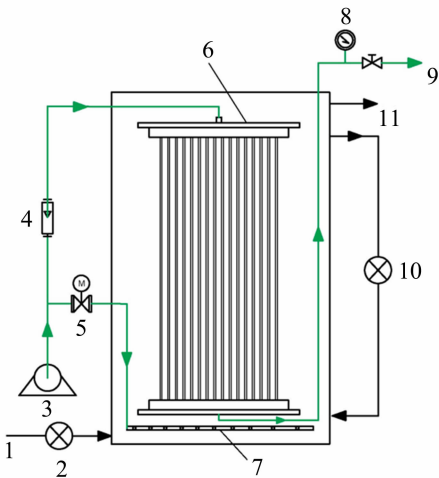


图 2 膜丝改性前后挂膜情况对比及改性后的曝气膜组件:(a)、(b)和(c)、(d)分别为未改性膜丝和改性膜丝挂膜前后的性状对比,(e)为改性曝气膜组件

Fig. 2 Comparison of biofilm formation on membrane fibers before and after surface modification, and the modified aeration membrane module: [(a),(b)] and [(c),(d)] show the morphological comparison of unmodified and modified membrane fibers before and after biofilm attachment, respectively; (e) shows the modified aeration membrane module



1. 进水;2. 进水泵;3. 供气泵;4. 气体流量计;5. 电磁阀;
6. 膜组;7. 穿孔曝气管;8. 压力表;9. 尾气出气;
10. 循环泵;11. 出水

图 3 MABR 膜组件试验装置示意图

Fig. 3 Schematic diagram of the MABR membrane module experimental device

1.3 试验运行方式

本研究试验运行分三个阶段,包括改性膜组件的清水氧气传递速率测试、挂膜启动和硝化性能的影响因素分析。

1.3.1 清水氧气传递速率测试

利用图 3 装置开展清水中改性膜组件的氧气传递速率测试试验。在已放置改性膜组件的反应器中

充满自来水,并通过循环泵进行水力循环搅拌,循环流量设定为 720 L/h。膜组件的供气量为 10 L/(m² · h),膜池温度为 30~35 ℃,考察膜压在 10 和 25 kPa 条件下的清水氧气传递性能。

1.3.2 挂膜启动

清水试验结束后,对改性膜组件启动挂膜。接种污泥取自于苏州高新区某市政污水处理厂 CASS 系统反应池活性污泥,并控制其在反应器内的悬浮污泥(MLSS)的质量浓度在 4 000 mg/L 左右。挂膜过程采用批次试验。为有利于挂膜和硝化菌培养,试验用水采用由二沉池出水、NH₄HCO₃ 和 NaHCO₃ 配制的高浓度氨氮污水;其中,二沉池出水取自前述污水厂内的污水处理中试装置,工艺为缺氧-好氧(AO)工艺。试验过程中,开启循环泵进行水力搅拌,循环流量设定为 720 L/h,以促进泥水混合均匀,确保生物膜在载体表面充分附着。膜组件采用连续曝气方式,供气量为 10 L/(m² · h),运行过程中膜压维持在 0 kPa,膜池温度为 30~35 ℃,换水周期设定为每 2 d 一次。通过生物膜生长状态及氨氮的去除情况对系统挂膜效果进行评估。

1.3.3 影响因素分析

挂膜启动完成并稳定后,采用连续流进水继续开展影响因素分析试验。膜池进水采用前述 AO 中

试系统中的好氧池混合液(COD 质量浓度约为 50 mg/L,NH₄⁺-N 质量浓度约为 1 mg/L,MLSS 质量浓度约为 4 000 mg/L)配置一定氨氮浓度的污水;膜池出水再循环回流至 AO 中试系统好氧池。混合方式为水力循环和间歇曝气冲刷搅拌。循环泵循环水流自下而上流过膜组件,循环流量为 720 L/h,间歇曝气冲刷时间为每 5 min 曝气 3 s,并通过该方式同时控制生物膜厚度。在水力停留时间(HRT)为 2.8 h,试验温度为 28~30 ℃的条件下,考察改性膜组件在不同进水氨氮浓度、不同供气条件下的氨氮去除效果。根据上述结果,基于节能降耗且与实际工程应用水平相当的条件连续运行,考察 MABR 系统硝化效果的稳定性。具体试验条件见表 1。同时,考虑到温度及生物膜中微生物菌群随时间推移的生长代谢变化等对单一影响因素分析的影响,本研究采取在连续流运行的稳定时间段开展影响因素分析试验。

表 1 硝化性能影响因素分析试验条件

Table 1 Experimental conditions for nitrification performance analysis

影响因素	进水氨氮质量 浓度/(mg·L ⁻¹)	膜压/kPa	气量/ (L·m ⁻² ·h ⁻¹)
进水 氨氮 浓度	R1:21~23	0	10
	R2:26~28		
	R3:37~45		
	R4:55~64		
	R5:100~107		
供气量	21~25	0	5
			10
			20
			0
膜压	30~32	12	5
		24	

1.4 测试与分析方法

- 1) 水质检测
- 水质指标按照国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》(第四版)中的相应方法进行水质分析,氨氮浓度采用纳氏试剂分光光度法进行测定,溶解氧浓度采用溶解氧仪(美国 HACH 公司 HD30d 型)进行测试。
- 2) 清水氧气传递速率测试
- 向注入自来水的膜池中加入一定量的无水亚硫酸钠和氯化钴,使膜池中溶解氧质量浓度降到 0 mg/L。根据设定的气量和膜压为膜组件供气,记

录溶解氧随时间的变化。根据溶解氧-时间的变化曲线,通过线性拟合得到各点的斜率(溶解氧浓度变化速率),再除以膜面积后即得到曝气膜的氧传递速率[OTR,g/(m²·d)]。

- 3) MABR 的硝化速率评估与计算
- 在 MABR 系统中,硝化特性可基于系统中氨氮去除的硝化速率来评估。本研究主要通过氨氮去除负荷来评估 MABR 系统的硝化速率,计算方法见式(1):

$$NR=\frac{Q(C_{inf}-C_{eff})}{S}$$

(1)

式中:NR 为 MABR 系统的氨氮去除负荷,即单位时间单位膜面积的氨氮去除量,g/(m²·d);Q 为 MABR 系统进水流量,m³/d;C_{inf}和 C_{eff}分别为 MABR 系统的氨氮进出水质量浓度,mg/L;S 为 MABR 的膜面积,m²。

- 4) 微生物群落分析测试
- 生物膜和接种污泥中的微生物群落结构采用 16S rDNA 高通量测序方法分析。首先,利用基因组 DNA 提取试剂盒(TianGen)提取样品中的 DNA,并利用 1%琼脂糖凝胶电泳检测 DNA 的纯度和浓度;然后,以基因组 DNA 为模板,使用前端引物 515F 和后端引物 806R 对细菌 16S rRNA 的 V4 片段进行 PCR 扩增;经 2%的琼脂糖凝胶电泳检测后的 PCR 产物采用通用型 DNA 纯化回收试剂盒(TianGen)回收;最后,在 Novaseq 6000 测序平台上机测序,完成目标片段聚类;随后,对得到的有效数据进行物种注释以及丰度分析,得到各分类水平下样品中微生物的种类和相对丰度。

2 结果与讨论

- 2.1 改性膜组件性能评价及启动
- 2.1.1 清水氧气传递速率测试

图 4 为改性膜组件清水氧气传递性能测试中膜池溶解氧浓度随时间的变化趋势和不同膜压下改性膜组件 OTR 与溶解氧浓度的关系。从图 4(a)可以看出,随着膜内氧传递的进行,膜池清水中的溶解氧浓度逐渐升高,约 20 min 后增长速率开始逐渐变慢;对比不同膜压条件可知,25 kPa 膜压下的液相溶解氧浓度较 10 kPa 时上升更快。由图 4(b)可以看出,随着膜池内液相溶解氧浓度的升高,改性膜组件的 OTR 逐渐下降;由溶解氧浓度-OTR 线性拟合后的关系可以看出,当反应器中溶解氧质量浓度为 0 mg/L 时,改性膜组件的 OTR 最大;在 10 kPa

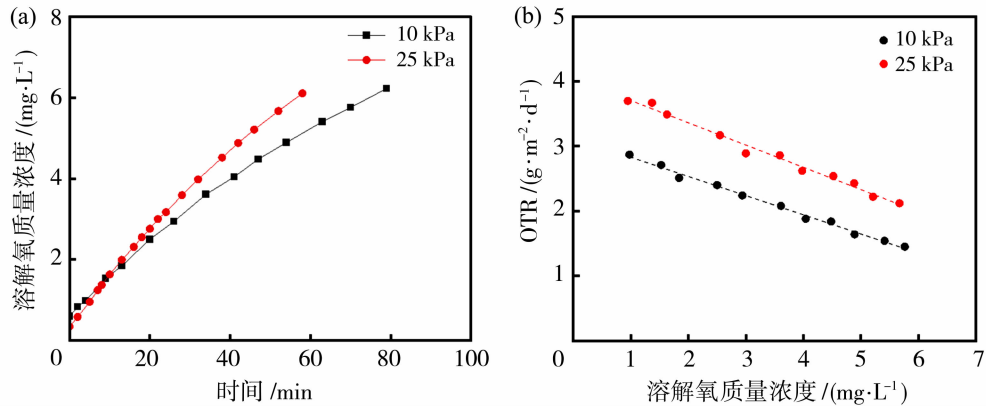


图 4 改性膜组件清水氧气传递性能测试中膜池溶解氧浓度随时间变化情况(a) 及不同膜压下 OTR 与溶解氧浓度的关系(b)

Fig. 4 Oxygen transfer performance of the modified membrane module in clean water: variation of dissolved oxygen concentration in the membrane tank with time (a); relationship between OTR and dissolved oxygen concentration under different pressures (b)

和 25 kPa 的条件下,改性曝气膜组件在清水中的最大 OTR 分别为 3.13 和 4.05 gO₂/(m²·d)。

2.1.2 挂膜启动性能

清水氧气传递速率试验后,膜池接种污泥启动改性膜组件挂膜。图 5 为改性膜组件在挂膜启动过程中的氨氮去除变化情况。由图 5 可以看出,从挂膜初始到第 12 天为挂膜启动期,在此期间,氨氮去除负荷不断升高,说明随着生物膜不断附着,硝化菌不断生长,硝化活性不断增强;从第 13 天到第 28 天为挂膜稳定期,该期间内,氨氮去除负荷在波动中逐渐稳定在 4 g/(m²·d),主要由于膜池的水力循环搅拌对膜组件生物膜表面的水力冲刷作用,使生物膜厚度在波动中达到平衡。由此可见,经表面改性的曝气膜更易挂膜且比较稳定。在实际工程应用

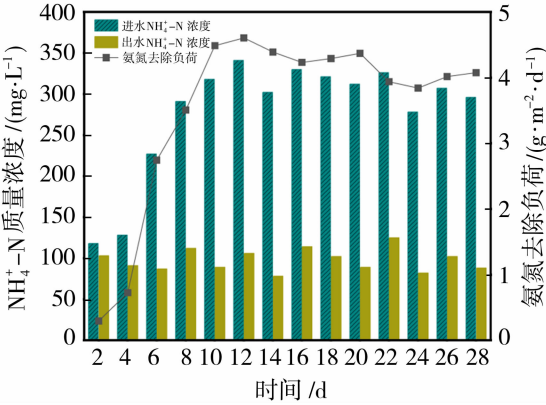


图 5 改性膜组件在挂膜启动过程中氨氮去除变化
Fig. 5 NH₄⁺-N removal during the start-up period of biofilm formation on the modified membrane module

中,选用具有高效且稳定挂膜的膜组件有利于微生物的附着生长,进而提升生物膜的硝化能力。

2.2 不同进水氨氮浓度对改性曝气膜组件硝化性能的影响

图 6 为改性膜组件在不同进水氨氮浓度下的氨氮去除情况。由图 6 可以看出,随着进水氨氮浓度的不断升高,膜组件的氨氮去除负荷均逐渐升高。当进水氨氮质量浓度从 21 mg/L 提高至 107 mg/L 时,氨氮去除负荷从 1.53 g/(m²·d) 提升至 4.01 g/(m²·d)。由于浓度梯度效应,浓度越大,氨氮在生物膜内的传质扩散驱动力越大,相应的传质速率越高,氨氮的去除效率也随之增大。同时,也可以明显看出,在该浓度范围内,氨氮去除负荷与进水氨氮

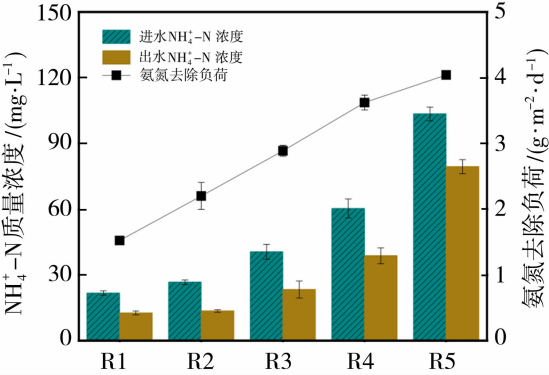


图 6 改性膜组件在不同进水氨氮浓度下的氨氮去除情况 (R1~R5 为五组不同进水氨氮浓度梯度试验)

Fig. 6 NH₄⁺-N removal on the modified membrane module at different influent NH₄⁺-N concentrations (R1~R5; five concentration gradients)

浓度呈正相关关系,该结果与王杰等^[14]、Elad 等^[15]的研究结果相一致。因同时受到生物膜的厚度、硝化活性、氧传递速率等因素的影响,氨氮去除负荷与进水氨氮浓度并不呈直接线性关系。可见,进水氨氮浓度对单位膜面积的氨氮去除效果有显著影响。在评估实际应用中 MABR 膜组件的硝化性能时,需考虑到进水氨氮浓度的影响。在实际设计与运行过程中,可通过优化 MABR 膜池的进水氨氮浓度来提升氨氮去除效果。

2.3 供气条件对改性曝气膜组件硝化性能的影响

为模拟市政污水处理工艺的缺氧池环境,调整进水氨氮在低浓度下运行。为与现有 MABR 工程应用的膜组件供气量相当^[6,8,16],试验气量控制在 5~20 L/(m²·h)。图 7 为改性膜组件在不同气量和膜压下对氨氮的去除效果。由图 7(a)可知,随着供气量由 5 L/(m²·h)提高至 20 L/(m²·h),氨氮去除负荷基本维持在 2 g/(m²·d),无显著变化。可见,当气量为 5 L/(m²·h)时,已满足传氧需求,增大气量对改性膜组件的氨氮去除无显著提升作用。可能由于氧气浓度梯度已达上限,过量的供气量并不会提升氧气扩散传递速率,进而无法进一步对膜组件的硝化能力产生促进作用。此外,由图 7(a)也可以看出,进水氨氮浓度较低时,改性膜组件的氨氮去除负荷也相应降低,与 2.2 试验得出的结论一致。

由图 7(b)可以看出,当膜压由 0 kPa 提升至 12 kPa 时,平均氨氮去除负荷从 2.1 g/(m²·d)增加至 2.5 g/(m²·d),提升了 19%;膜压提升至 24 kPa 后,氨氮去除负荷无明显变化。因此,在低压阶段(0~12 kPa),一定程度的压力提升可提高氧分压,增强氧传质的扩散驱动力,进而增大氧气传递速率,促进好氧硝化过程。中压阶段(12~24 kPa),氨氮去除负荷不再显著变化,可能由于膜内氧分压达到一定程度后,基质浓度、生物膜的菌群结构成为影响硝化效果的限制因素;过高的膜压并不会提升 MABR 的硝化效果。雷晓玲等^[17]在 MABR 处理高氮废水的研究中也得到了类似的结果。

此外,与 2.2.1 中清水氧气传递速率试验不同的是,当膜组件附着生物膜后,膜压提升至 24 kPa 时,氨氮去除负荷为 2.5 g/(m²·d),相应的该部分氨氮完全氧化去除所需的最小理论需氧量为 11.43 gO₂/(m²·d),远大于同等膜压水平下的膜组件在清水中的最大氧气传递速率[4.05 gO₂/(m²·d)]。可见,当改性膜组件表面附着生物膜开始正常运行后,生物膜中微生物生长代谢会消耗溶解氧,氧利用率增高^[18],进而促进膜的传氧,使得 MABR 的氧传质能力比清水试验中更强。

在实际工程应用中,过量的供气量和过高的压力会产生更多的能耗,在设计和运行中需考虑合适的气量和压力范围,避免能耗浪费。

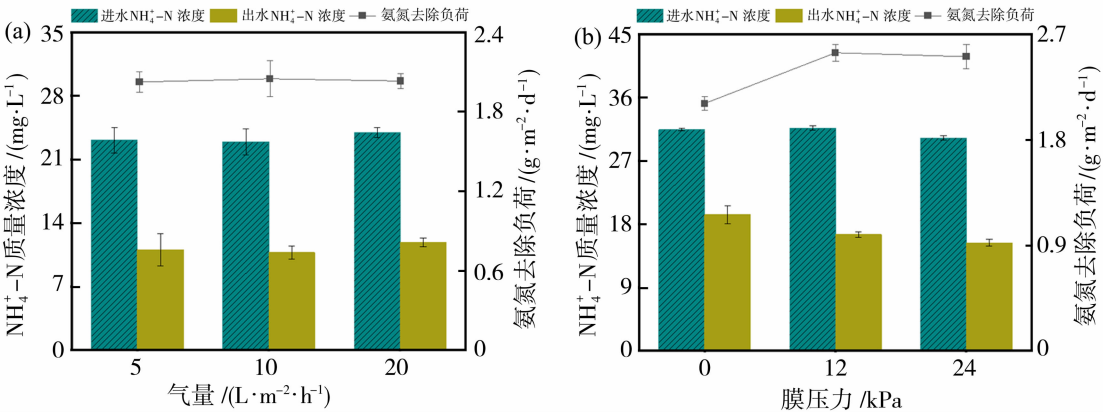


图 7 改性膜组件在不同气量(a)和膜压(b)下的氨氮去除情况

Fig. 7 NH₄⁺-N removal on the modified membrane module under different aeration rates (a) and membrane pressures (b)

试验过程中膜池的溶解氧质量浓度基本低于 0.3 mg/L,因此未把溶解氧作为影响硝化性能的因素进行考察。根据上述试验结果并考虑到实际工程应用的节能降耗,在保证上述供气量为 5 L/(m²·

h)、膜压为 12 kPa 及其他运行条件不变的情况下继续运行试验,改性膜组件的氨氮去除效果如图 8 所示。由图 8 可以看出,在进水氨氮质量浓度为 33~58 mg/L 的条件下,改性膜组件的氨氮去除负荷平

均保持在 $2\text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 较之前有所降低。由于在整个运行过程中未对水力循环和间歇冲刷曝气参数进行调整, 膜组件上的生物膜经长期水力循环表层可能变得致密, 进而影响了氨氮传质速率, 导致氨氮去除负荷下降; 同时, 由于间歇冲刷曝气, 气泡产生的剪切力可对生物膜产生冲刷扰动, 控制生物膜厚度; 二者相互作用, 尽管氨氮去除负荷较之前有一定程度的下降, 但可稳定在 $2\text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。目前, 已有商品化的曝气膜应用于污水处理工程提标改造中。美国伊利诺斯州 YBSD 污水处理厂将 MABR 膜箱安装于原有 A^2O 工艺系统中的缺氧池, 经长期运行, 膜组件的平均氨氮去除负荷可达 $2.1\text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ^[16]; 加拿大安大略省滑铁卢地区某污水处理厂在 AO 工艺中的缺氧池内置 MABR 膜组件运行, 膜组件的氨氮去除负荷为 $0.7\sim 2.2\text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ^[19]。可见, 本研究中经表面改性后的膜组件在 MABR 系统中具有稳定良好的硝化效果。

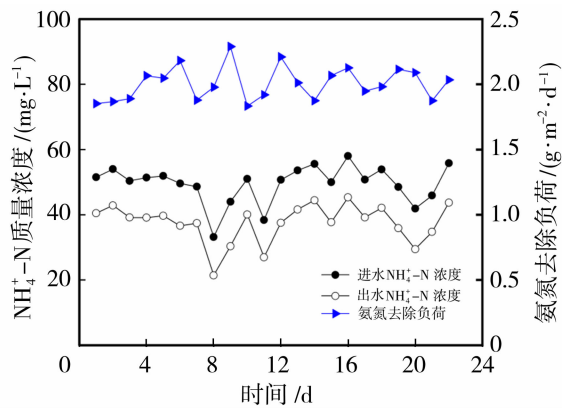


图 8 改性膜组件在膜压 12 kPa 、气量 $5\text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 的供气条件下运行的氨氮去除情况

Fig. 8 NH_4^+-N removal on modified membrane module at a transmembrane pressure of 12 kPa and an aeration rate of $5\text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

2.4 微生物群落特征分析

图 9 为改性曝气膜组件上附着的生物膜和反应器接种污泥的微生物群落结构。其中, 图 9(a) 为膜组件不同位置(上部 U、中部 M、下部 D)的生物膜取样点; 图 9(b)、9(c) 分别为以上各取样点的生物膜和反应器接种污泥(W)在门水平和属水平上的微生物群落结构分布对比。

由图 9(b) 可以看出, MABR 生物膜上的优势菌落门类比接种污泥更加丰富。从群落结构来看, 生物膜和接种污泥样品中的优势菌门为 *Proteobacteria* (变形菌门), 在所有的污泥样品菌落中的丰度最

高(40%以上)。在污水处理中, 变形菌门是较常见且丰富度较高的一类菌门^[20], 含有较多的氨氧化菌以及异养反硝化菌。同时也可以看出, 生物膜中 *Bacteroidota* (拟杆菌门)、*Myxococcota* (黏细菌门) 和 *Gemmatimonadota* (芽单胞菌门) 等主要为异养型细菌的菌门和自养型起硝化作用的 *Nitrospirota* (硝化螺旋菌门) 的丰度远高于接种污泥。这是由于 MABR 的异向传质特性使生物膜从内到外形成了好氧-缺氧-厌氧的梯度结构, 为多种不同代谢类型的微生物(好氧菌、兼性厌氧菌、厌氧菌)提供了稳定的生长环境^[21]。相较于传统活性污泥系统中的絮体经不断混合搅拌易被扰动和淘汰, MABR 系统的曝气膜可为一些生长速率较慢(如 *Nitrospirota*) 或对环境变化敏感的微生物提供栖息位点, 形成的生物膜结构稳定且生态位多样^[22]。而表面改性后的曝气膜易挂膜且附着稳定, 为膜组件的硝化效果提供了保证。值得注意的是, 生物膜起硝化作用的 *Nitrospirota* (硝化螺旋菌门) 丰度从上部到下部依次为 8.1%、5.3%、3.0%, 明显高于接种污泥的丰度(0.2%), 与柯艳春等^[23] 在 MABR 处理市政污水中试研究中的生物膜硝化螺旋菌门丰度相当。

由图 9(c) 可以看出, 本研究中生物膜的优势菌属为 *Nitrospira* (硝化螺旋菌属) 和 *Nitrosomonas* (亚硝化单胞菌属), 其丰度从上部到下部分别为 8.1%、5.3%、3.0% 和 6.9%、6.6%、4.7%, 而接种污泥中相应菌属丰度仅分别为 0.2% 和 0.01%; 两种菌属的平均丰度较接种污泥分别提高了约 5.3 个百分点和 6.1 个百分点。亚硝化单胞菌属和硝化螺旋菌属作为氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的代表菌种, 在硝化过程中起关键作用^[24]。这与上述试验中改性膜组件较好的硝化能力表现效能相符。可见, 改性膜丝上附着生物膜的硝化菌丰度高, 硝化能力较好, 有利于氨氮的去除。

同时, 从图 9(b)、9(c) 中也可明显看出, 改性膜丝表面生物膜中的硝化菌丰度由上至下呈逐渐降低趋势。该现象可能与 MABR 中氧传递过程的空间非均一性有关。在中空纤维膜曝气系统中, 氧气沿膜丝轴向的传输过程会受到沿程压降和上游生物膜持续耗氧的共同影响, 从而导致下游区域的有效跨膜氧传递通量降低^[25], 进而造成膜表面生物膜硝化菌丰度随高度降低而下降。此外, 由于膜池底部污泥浓度一般相对上中部高, 膜丝表面附着的悬浮相污泥相对较厚, 影响传质和样品测试, 可能也是底部

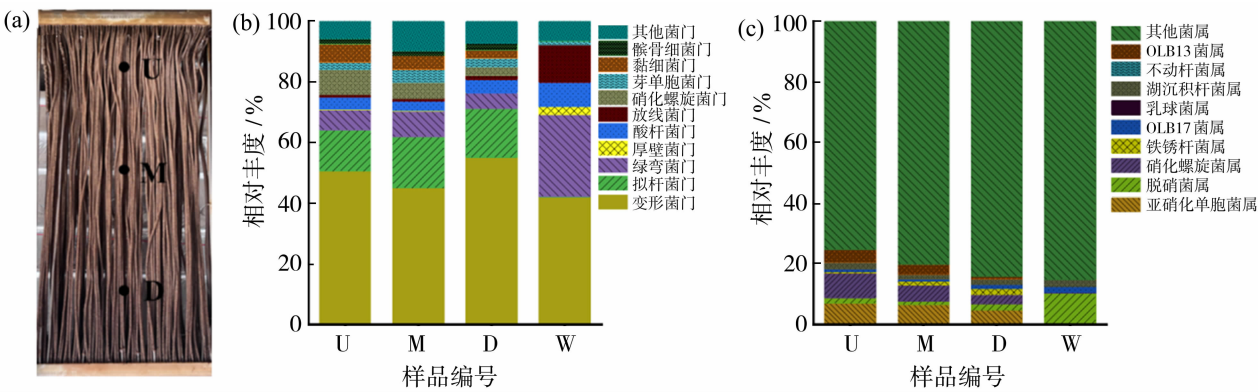


图 9 改性膜组件不同取样位置(a)的生物膜及反应器接种污泥在门水平(b)和属水平(c)上的群落结构分布(U、M、D 分别为膜组件上部、中部、下部的生物膜取样点,W 为反应器接种污泥)

Fig. 9 Microbial community distribution of biofilm at different sampling locations (a) and inoculated sludge in the reactor at phylum (b) and genus (c) levels for the modified membrane module (U, M, and D represent biofilm sampling points at the upper, middle, and lower parts of the membrane module, respectively; W represents the reactor inoculum sludge)

硝化菌丰度相对偏低的原因。

3 结论

1) 本研究提出了一种基于硅基曝气膜的表面物理改性策略,通过条纹结构构建与纱线编织缠绕相结合的方式,在不引入化学改性或复杂制造工艺的前提下,有效提升了 MABR 膜表面生物膜稳定附着能力;改性后的曝气膜具有良好的氧传质能力,基于改性膜构建的 MABR 系统运行 12 d 即可完成挂膜启动。

2) 硝化性能影响因素实验结果表明,在进水氨氮质量浓度为 21~107 mg/L 的范围内,MABR 系统的氨氮去除负荷与进水氨氮浓度呈正相关关系,系统的硝化性能受进水氨氮负荷影响;过量供气或过高的膜压不能持续强化硝化过程,反而可能导致不必要的能量消耗。在与现有工程应用供气水平相当的运行条件下,基于改性膜的 MABR 系统能够维持良好的硝化性能,氨氮去除负荷可稳定在 2 g/(m²·d);微生物群落结构分析也进一步证明了系统的硝化能力。

3) 在实际应用中,工艺简单、挂膜周期短且稳定的膜表面改性方法具有良好的工程适应性和应用潜力。通过合理匹配膜池进水氨氮浓度与供气条件,可在保证硝化性能稳定的同时降低能耗,最大限度发挥 MABR 系统的硝化潜力。

参考文献:

[1] Hreiz R, Latifi M A, Roche N. Optimal design and

operation of activated sludge processes; State-of-the-art [J]. Chem Eng J, 2015, 281: 900-920.

[2] Aybar M, Pizarro G, Boltz J P, et al. Energy-efficient wastewater treatment via the air-based, hybrid membrane biofilm reactor (hybrid MfBR) [J]. Water Sci Technol, 2014, 69(8): 1735-1741.

[3] 闫 萍, 安莹玉. 城镇污水处理厂原位扩容及提标技术应用现状[J]. 给水排水, 2024, 60(9): 43-49.

[4] Veleva I, Van Weert W, Van Belzen N, et al. Petrochemical condensate treatment by membrane aerated biofilm reactors: A pilot study[J]. Chem Eng J, 2022, 428: 131013.

[5] Li J, Wang Z, Wang Y. Integrating membrane aerated biofilm reactors with biological nitrogen removal processes: A new paradigm for achieving sustainable wastewater treatment plants[J]. Chem Eng J, 2023, 475: 146025.

[6] 张 强, 李一, 夏海霞, 等. 兰州雁儿湾污水处理厂原位提标 MABR 工程应用[J]. 中国给水排水, 2025, 41(2): 101-104.

[7] 石 岩, 许丹宇, 唐运平, 等. MABR 技术及其在污水处理提标改造中的应用[J]. 工业水处理, 2021, 41(10): 22-27.

[8] 柳蒙蒙, 彭梦文, 王殿常, 等. 基于 MABR 的短流程工艺处理市政污水性能研究[J]. 膜科学与技术, 2025, 45(6): 116-125.

[9] Silveira I T, Cadee K, Bagg W. Startup and initial operation of an MLE-MABR treating municipal wastewater [J]. Water Sci Technol, 2022, 85(4): 1155-1166.

- [10] Lu J J, Shen Q, Li X Y, *et al.* Surface-manipulated membranes to accelerate biofilm formation and to resist bacterial detachment in MBfR for aerobic methane oxidation coupled to denitrification[J]. *Chem Eng J*, 2022, 430: 132629.
- [11] Lu J J, Yan W J, Shang W T, *et al.* Simultaneous enhancement of nitrate removal flux and methane utilization efficiency in MBfR for aerobic methane oxidation coupled to denitrification by using an innovative scalable double-layer membrane[J]. *Water Res*, 2021, 194: 116936.
- [12] Zai W, Chen Y, Qin Q, *et al.* Surface modification of PVDF and PTFE hollow fiber membranes for enhanced nitrogen removal in a membrane-aerated biofilm reactor [J]. *Water*, 2024, 16(12): 1747.
- [13] Wang M, Tian Y, Tong X, *et al.* PDMS membranes with bioinspired mineral coatings for the enhancement of microbial adhesion and nitrogen removal performance in MABR system[J]. *Appl Surf Sci*, 2025, 685: 161998.
- [14] 王 杰, 穆永杰, 张丽丽, 等. MABR 工艺处理市政污水生产性验证研究[J]. *环境工程学报*, 2025, 19(10): 1-11.
- [15] Elad T, Hally M P, Domingo-Félez C, *et al.* Exploring the effects of intermittent aeration on the performance of nitrifying membrane-aerated biofilm reactors[J]. *Sci Total Environ*, 2023, 891: 164329.
- [16] 龙泽波, 罗 敏, 马文超, 等. 膜传氧生物膜反应器在污水厂升级改造中的应用[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(17): 1-5.
- [17] 雷晓玲, 李炬灿, 黄媛媛, 等. MABR 强化传统 AO 工艺处理高氮污水的研究[J]. *环境科技*, 2025, 38(2): 41-45.
- [18] 王荣昌, 肖 帆, 赵建夫. 生物膜厚度对膜曝气生物膜反应器硝化性能的影响[J]. *高校化学工程学报*, 2015, 29(1): 151-158.
- [19] Lakshminarasimman N, Parker W. Long-term monitoring reveals improvements in nitrogen removal and energy efficiency with MABR upgrade at full scale [J]. *J Water Process Eng*, 2025, 70: 106945.
- [20] Xu S, Yao J, Ainiwaer M, *et al.* Analysis of bacterial community structure of activated sludge from wastewater treatment plants in winter[J]. *BioMed Res Int*, 2018, 2018(1): 8278970.
- [21] Li J, Feng M, Zheng S, *et al.* The membrane aerated biofilm reactor for nitrogen removal of wastewater treatment: Principles, performances, and nitrous oxide emissions[J]. *Chem Eng J*, 2023, 460: 141693.
- [22] Li J, Wang H, Li Z, *et al.* Membrane aeration accelerated nitrifying biofilm formation and optimized spatial niche differentiation in aerobic biofilm-based reactors for enhanced nitrogen removals[J]. *Chem Eng J*, 2025, 506: 160297.
- [23] 柯艳春, 李晓琳, 刘 豹, 等. MABR 耦合活性污泥技术处理市政污水的中试研究[J]. *水处理技术*, 2022, 48(10): 110-114, 120.
- [24] Zhao X, Xie Y, Sun B, *et al.* Unraveling microbial characteristics of simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a membrane-aerated biofilm reactor[J]. *Environ Res*, 2023, 239: 117402.
- [25] Gilmore K R, Little J C, Smets B F, *et al.* Oxygen transfer model for a flow-through hollow-fiber membrane biofilm reactor[J]. *J Enviro Eng*, 2009, 135(9): 806-814.

Study on the nitrification performance of a membrane aerated biofilm reactor based on a surface-modified aeration membrane

CHEN Yasong¹, LIU Jiayin², LIU Mengmeng¹, SUN Wan¹, CHENG Gang², WANYAN Deqing², ZHANG Congcong², QIU Yong², HUANG Xia²

- (1. National Engineering Research Center of Eco-Environment in the Yangtze River Economic Belt, China Three Gorges Corporation, Wuhan 430014, China;
2. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: This study developed a Membrane Aerated Biofilm Reactor (MABR) system utilizing a surface-physically modified aeration membrane to investigate the effects of key operational parameters on

(下转第 148 页)

