何非凡,王宇鹏,姜伟兵,等.氧环境对自生动态膜污染行为及处理效果影响机制研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6595-6601.
He F F, Wang Y P, Jiang W B, et al. Study on the influence mechanism of oxygen environment on the fouling behavior and treatment efficiency of self-forming dynamic membranes [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6595-6601.

氧环境对自生动态膜污染行为及处理效果影响机制研究

何非凡[1],王宇鹏[1],姜伟兵[1],丁乐晗[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：本研究构建了两组 A^2/O-自生动态膜反应器(膜组件内曝气与无曝气对照组),系统考察了动态膜结构、膜污染及处理性能的差异.结果表明:运行初期两组动态膜的渗透通量及处理效果相近;随着运行时间延长,对照组逐渐形成以缺氧/厌氧污泥为主的动态层,而曝气组动态层则为好氧-缺氧-好氧相间状.相较于对照组,曝气组中以丝状菌属为优势的好氧污泥在基材表面形成了网状多孔动态层,从而显著提升了渗透通量,并将系统运行周期延长了约 40%.同时,对照组动态膜内大范围缺/厌氧环境导致好氧微生物死亡并释放有机氮、磷,致使出水氨氮和总磷浓度持续上升;而曝气组凭借好氧-缺氧-好氧交替的活性污泥层维持了较高微生物活性,实现了同步硝化反硝化,出水氨氮和总磷浓度显著降低.

关键词：自生动态膜；氧环境；抗污染；处理效果
中图分类号：X703 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6595-07

The influence mechanism of oxygen environment on the fouling behavior and treatment efficiency of self-forming dynamic membranes.

HE Fei-fan[1], WANG Yu-peng[1], JIANG Wei-bing[1], DING Le-han[1], MIAO Rui[1,2*] WANG Lei[1,2] (1.Key Laboratory of Northwest Water Resource, Environment and Ecology, Key Laboratory of Membrane Separation of Shaanxi Province, School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China；2.Research Institute of Membrane Seperation Technology of Shaanxi Province, Xi'an 710055, China). *China Environmental Science*, 2025, 45(12)：6595~6601

Abstract：This study designed and operated two sets of A^2/O-self-forming dynamic membrane reactors: one with aeration inside the membrane module and the other without aeration (control group). The dynamic membrane structure, membrane fouling, and treatment efficiency of both systems were systematically investigated. The results showed that the permeate flux and treatment efficiency were comparable between the two systems during the initial operational stage. However, as operation duration increased, the control group gradually developed a dynamic layer dominated by anoxic/anaerobic sludge, whereas the aerated group formed a dynamic layer with an alternating aerobic-anoxic-anaerobic structure. Compared to the control group, the aerated system developed a porous, network-like dynamic layer composed primarily of filamentous aerobic sludge, which significantly improved permeate flux and extended operational duration by nearly 40%. Furthermore, the extensive anoxic/anaerobic zones in the control group's dynamic membrane led to the death of aerobic microorganisms and the subsequent release of organic nitrogen and phosphorus. Consequently, the effluent concentrations of ammonia nitrogen and total phosphorus exhibited a gradual increase over time. In contrast, the aerated group maintained higher microbial activity in its dynamic layer, and the alternating aerobic-anoxic-anaerobic activated sludge configuration facilitated simultaneous nitrification-denitrification, significantly reducing effluent concentrations of both ammonia nitrogen and total phosphorus.

Key words：self-forming dynamic membrane；oxygen environment；anti-fouling；treatment ability

早在 1966 年, Macinkowsky 团队就发现膜面污染层具有次级过滤功能,可显著提升污水处理系统的出水水质[1].进入 21 世纪,日本学者 Kiso 等利用活性污泥在多孔基材表面构建生物泥饼层,提出了自生动态膜技术(DMBR),在极低运行能耗和投资成本下实现了高效的泥水分离[2].与传统膜生物反应器相比,DMBR 具有成本低、通量高、能耗低和易清洗等显著优势[3],在污水处理与资源化利用领域展现了广阔应用前景.然而,膜污染和出水水质不稳定等问题仍是制约该技术推广应用的主要瓶颈[4-5].

DMBR 的性能主要取决于基材表面形成的动态层结构,该动态层本质上是由活性污泥微生物群

收稿日期：2025-05-20
基金项目：国家自然科学基金面上项目(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

落及其分泌的胞外聚合物共同构成的生物膜体系[6].其中,活性污泥中微生物特性是决定动态膜结构与性能的关键因素.而溶解氧(DO)作为活性污泥系统的核心环境参数,不仅调控微生物的生理特性,还显著影响污泥的结构特征[7],理论上是影响动态膜性能的主导因素.但是,动态层中 DO 浓度较为复杂,具有明显的时空动态变化特征.

DMBR 通常在 30min 内即可通过多孔基材的物理拦截作用形成具有过滤功能的动态膜[8, 9].动态膜形成初期,活性污泥处于好氧环境;但随着动态层增厚,氧传质阻力增大,导致膜内 DO 呈梯度分布:外层因接触混合液维持好氧或低氧状态,而靠近基材的内层因传质受限逐渐过渡为缺氧或厌氧状态.例如,相关研究[10]通过微电极测定发现,距基材 1.5~2.0mm 的动态膜区域 DO 浓度趋近于零;另有研究也表明,距基材 1.5~2.5mm 区域内 DO 显著降低至厌氧水平[11].然而,动态膜内氧环境对其处理效能及膜污染的影响机制尚不明确,需进一步研究.

因此,本研究构建了两组 A^2/O−DMBR 污水处理系统,一组是传统 DMBR 反应器,另一组在动态膜组件内设置曝气,即在动态膜出水端提供充足溶解氧,强化与基材直接接触的动态层中 DO 浓度.通过分别考察两组动态膜结构及污染情况,结合对应 DMBR 出水中氨氮、总氮、总磷及有机物浓度变化特征,解析氧环境对动态膜污染行为及处理效果的影响机制.

1 材料与方法

1.1 动态膜生物反应器

构建了两组结构完全相同的 A^2/O−DMBR 污水处理系统 (图 1),反应器有效容积 30L,其中,厌氧、缺氧及好氧池体积比为 1:1.5:3.5;系统通过蠕动泵进水,厌氧池和缺氧池使用机械搅拌混合,好氧池选用微孔曝气,DO 浓度为 2.5~4.5mg/L.进水通过液位继电器控制,出水采用时间继电器调控,以开启 8min、关停 2min 间歇运行.各反应池逐级向前回流,缺氧池回流至厌氧池,好氧池回流至缺氧池,同时在好氧池内加入内回流促进池内混合液混合均匀,回流比分别为 70%、180%、300%.

动态膜组件置于好氧池末段,长宽高分别为 110、75 和 110mm;底部和四周为 400 目不锈钢编织网,顶部使用不锈钢方锥体封闭,并在椎体顶部预留通气孔,内底部设微孔曝气头.锥体与基材连接处设出水口,通过蠕动泵控制恒流量出水,当出水量开始降低时,即表明出现液位差,系统停止运将行,并对动态膜组件进行物理清洗:取出动态膜组件,动态层刮除返回膜池,膜组件在自来水下冲洗;最后超声清洗 20min 去除基材孔隙中污泥.曝气组膜组件内保持 (220±25)mL/min 曝气量,出水 DO 浓度为 (6.1±0.21)mg/L;对照组无曝气,出水 DO 浓度为 (0.16±0.11)mg/L.

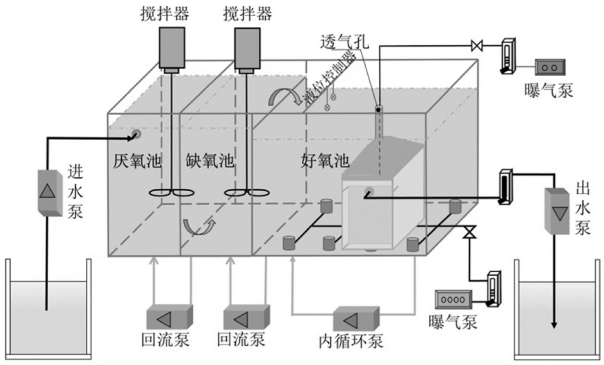


图 1 A^2/O−DMBR 污水处理系统示意

Fig.1 Schematic diagram of the A^2/O−DMBR wastewater treatment system

1.2 接种污泥及进水水质

接种污泥取自西安市某污水处理厂混合液活性污泥,驯化至出水水质稳定后正式运行.反应器中污泥浓度为 (7500±500)mg/L,pH 值为 7~8,排泥量为 (400±20)mL.进水为模拟生活污水,水质特征见表 1.每 3d 测定一次反应器水质,氨氮(NH_4^+−N)和总氮 (TN)分别使用纳氏试剂和碱性过硫酸钾消解分光光度法测定;总磷 (TP)使用钼锑抗分光光度法测定;总有机碳 (TOC)使用总有机碳分析仪(耶拿 multi N\C,德国)测定;使用 WGZ−200 散射光浊度仪测定浊度;采用便携式溶解氧仪测定 DO 浓度.

表 1 模拟生活污水水质特征

Table 1 The water quality of simulated domestic wastewater

指标	TOC (mg/L)	NH_4^+−N (mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)	pH 值
平均值	155 ± 5.0	38 ± 1.5	40 ± 1.0	4.5 ± 0.3	7.2 ± 0.2

1.3 动态膜渗透性能

反应器运行过程每天定时测定动态膜渗透通量 (J, L/(m^2·h)),即单位面积(A, m^2)动态膜在单位时间内(t, h)的透水能力;测定过程好氧池液位保持固定高度,记录在重力流下收集 500mL 出水所需时间,并通过下式计算[12]:

$$J=\frac{V}{A\times t} \tag{1}$$

每组数据测定 3 次,取平均值评价动态膜渗透通量.

1.4　动态膜结构

运行结束后将膜组件取出并连带基材裁剪为 3cm×3cm 的样品进行预处理:首先浸泡于 2.5wt%戊二醛溶液并放置于 4 ℃环境中 5~7h;然后用 0.1mol/L、pH 值 7.2 的磷酸盐缓冲液洗涤 3 次;再用体积比为 30%~100%乙醇梯度脱水,接着用叔丁醇洗涤 3 次;部分样品在−20℃真空环境中冷冻干燥,该过程动态层与基材分离,获得有完整上下表面的动态膜及基材;另一部分样品使用液氮脆断,将动态膜断面暴露.样品喷金后用扫描电子显微镜(ZEISS Sigma 300,德国)观察其形貌.

2　结果与讨论

2.1　动态膜构建及渗透性能变化特征

为探明膜组件内曝气条件对动态膜形成及渗透性能的影响,考察了运行初期两组反应器的出水浊度及不同运行阶段动态膜渗透通量,结果见图 2.

不锈钢基材平均孔径为 38μm,远小于活性污泥尺寸(100~250μm),通过物理筛分即可将多数活性污泥截留.因此,如图 2(a)所示,两组反应器运行最初出水浊度皆维持在较低水平,为(7.0±0.2)NTU.经 5min 运行,对照组和曝气组出水浊度分别下降到 3.1NTU 和 5.2NTU,说明在基材表面已形成明显动态膜,且对照组动态膜的形成速率优于曝气组,这源于曝气产生的水流扰动削弱了活性污泥在基材表面累积[13],进而降低了动态膜的形成速率.随着运行时间延长至 10min,曝气组反应器出水浊度也降至 3.0NTU;运行时间达到 20min 时,两组反应器出水浊度皆低于 1.0NTU,表明两组反应器动态膜已稳定存在,实现了混合液中活性污泥的高效分离[14].

图 2 (b)所示为两组动态膜运行初期的渗透通量变化曲线.显然,动态膜通量随着运行时间在逐渐衰退,但不同运行阶段的衰退速率不同.前 15min 运行时段内,对照组动态膜通量衰减率略大于曝气组,这归因于曝气动态膜的形成速率较缓,对应的透水阻力增长速度小于对照组.随着基材表面动态层的形成,两组动态膜渗透通量逐渐趋于一致;运行 50min 后,二者的通量衰减曲线几乎完全重合.且如图 2 (c)所示,在动态膜形成后的前 3d 运行期间,两组动态膜的渗透通量始终维持一致,即渗透能力相当,表明膜组件内曝气并不影响所形成动态层的渗透性能.然而,从第 4d 开始,曝气组动态膜的渗透通量开始高于对照组,且差异随运行时间持续扩大.至运行第 11d 时,曝气组动态膜渗透通量达到对照组的 2 倍.显然,膜组件内曝气有效强化了动态膜稳定运行阶段的渗透能力,从而显著延长了曝气组反应器的运行周期.但是,曝气组在稳定阶段渗透性能提升的具体机制仍需深入研究阐明.

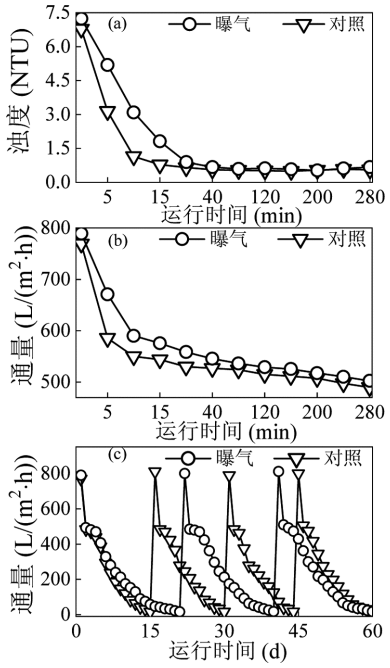


图 2　两组 A^2/O−DMBR 处理系统运行初期的出水浊度及不同运行阶段的渗透通量

Fig.2　Effluent turbidity of the two A^2/O−DMBR treatment systems during the initial period and its permeate flux in different operational stages

图 3 展示了两组动态膜运行结束后的外观形态对比.对照组动态层中活性污泥颜色呈现明显的断面梯度变化:靠近基材表面为深褐色颗粒态厌氧污泥,伴随与基材距离的增大,依次转变为深褐色、深

灰色、浅灰色,直至最上层的黄色污泥(与好氧池污泥颜色一致).而曝气组动态层污泥则呈现均匀的黄色,整体与好氧池污泥相似.这种差异直观反映了氧环境能够显著改变动态层中活性污泥的理化状态[13],也可能是造成稳定运行阶段两组动态膜渗透通量存在区别的主要原因.

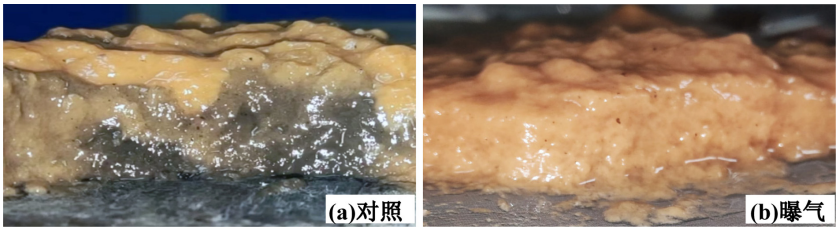


图 3 两组 A^2/O−DMBR 处理系统对应动态膜的外观形态

Fig.3 Appearance of the dynamic membranes in the two A^2/O−DMBR treatment system

2.2 溶解氧对动态膜结构特征的影响行为

为了进一步探明动态膜内活性污泥特性与其渗透性能的关联性机制,系统考察了两组反应器对应动态层的上、下表面和断面结构,动态层上表面即是与好氧池泥水混合物直接接触的面,下表面是与基材直接接触面,结果见图 4.

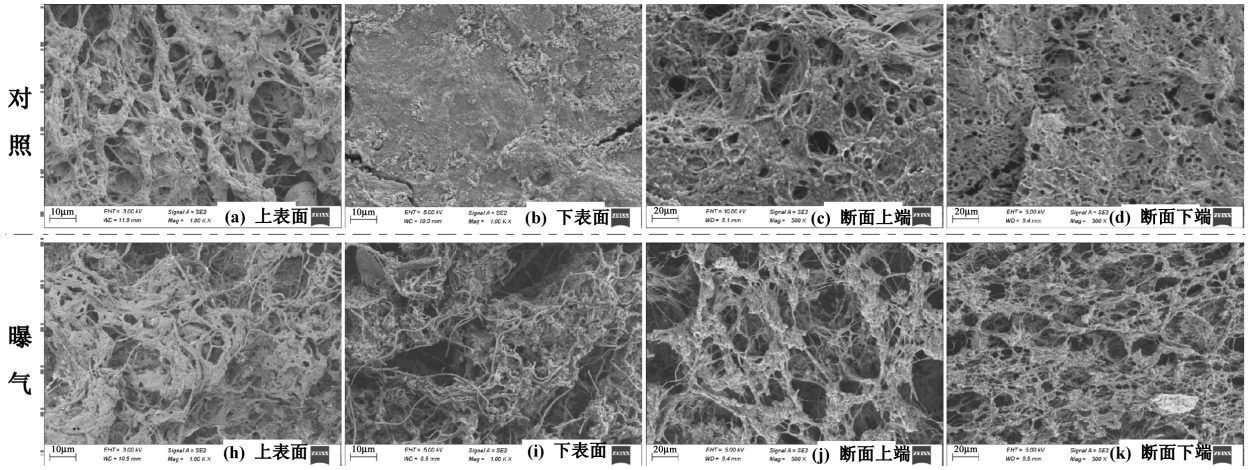


图 4 两组 A^2/O−DMBR 处理系统对应动态膜的表面及断面形貌

Fig.4 The surface and cross−sectional morphology of dynamic membranes in the two sets of A^2/O−DMBR treatment systems

如图 4(a)−(d)所示,对照组动态层下表面活性污泥呈现密实无孔结构,对应断面下端的孔径和孔密度均较小.随着与基材距离的增加,断面孔径逐渐增加,孔密度逐渐减小,上端出现大孔结构,最终在上表面完全转化为三维网状多孔结构.相比之下,曝气组动态层整体均呈现网络孔状结构,其形貌特征与对照组上表面结构相似.这种差异主要源于两组动态膜中微生物特性的不同.如前所述,曝气组出水端溶解氧浓度较高,可穿过基材孔隙使动态层下端污泥维持良好的好氧状态.好氧活性污泥富含丝状菌,可构建空间网络支撑结构,既维持絮体孔隙率,又通过菌丝延伸抑制絮体间团聚,从而形成松散多孔的动态层结构[14].而对照组动态膜虽然上表面保持好氧污泥的大孔特征,但随着断面溶解氧浓度的梯度降低,丝状菌网络结构逐步瓦解,形成更致密的小尺寸絮体[13],最终导致断面形成密实污泥层.显然,氧环境是控制动态层结构特征的主导因素,也是影响多孔基材结构的关键因素.如图 5 所示,对照组基材孔隙被密实污泥填充,而曝气组基材表面及孔隙中则堆积着松散絮体,运行过程中曝气组基材必然具有更优的透水性能.

值得注意的是,如图 4 (k)所示,曝气组动态层断面下端的孔径和孔隙率明显小于上端及上下表面,结合 DO 浓度与动态层结构的关联性,表明曝气组

动态膜的中下层可能处于低 DO 或缺氧状态.这主要源于动态层厚度使得溶解氧传质受限,导致其断面形成好氧-缺氧-好氧的“三明治”式氧分布特征:上下表面因与好氧池及膜组件内的曝气环境接触,能维持好氧状态;随着动态层内部离上下表面距离的增大,即动态层中心区受 DO 扩散限制出现溶解氧亏缺.因此,相较于 DO 充足的区域,曝气组动态膜中下层区域的孔径和孔隙率显著降低.

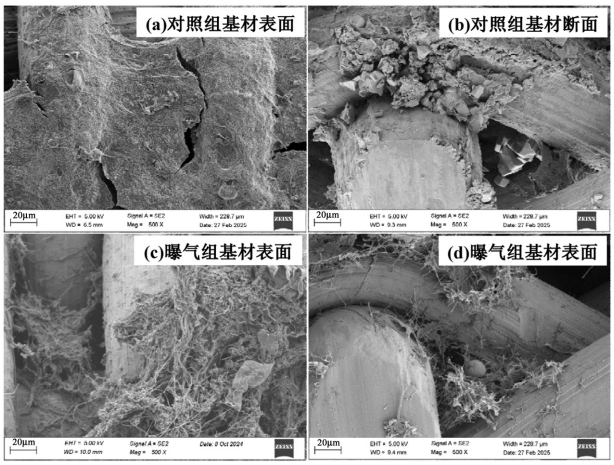


图 5　运行末期对照组和曝气组基材形貌

Fig.5　Morphology of the control group and aeration group at the final operation stage

综上,两组反应器的氧环境差异会导致动态膜结构呈现显著分化.对照组临近基材表面处于缺氧/厌氧状态,对应的活性污泥为密实颗粒态,不仅易堵塞基材本身孔隙,且形成的动态层密实无孔.相反,膜组件内曝气可为临近基材表面及断面的活性污泥层提供充足氧气,使得动态层及基材表面和断面皆是松散多孔的污泥结构.因此,稳定运行阶段,对照组动态膜的渗透通量及运行时间明显低于曝气组,说明控制动态层中活性污泥处于好氧状态有利于提升动态膜渗透通量.但是,作为动态膜反应器的功能核心,动态层结构及活性污泥性能对其处理效果的影响尚未明晰,需进一步研究探明.

2.3　动态膜的处理效果分析

自生动态膜的核心功能是截留悬浮固体和胶体颗粒[6].为了探明动态膜组件内曝气对其截留能力的影响,对比分析了两组反应器出水浊度随时间的变化规律,结果如图 6 所示.

运行前 2~3d,两组动态膜出水浊度皆随运行时间延长明显降低,归因于活性污泥在基材表面累积提高了过滤精度.但运行至 3d 后,基材表面形成较厚的动态层,部分小颗粒污泥在流体拖曳作用下透过基材,出水浊度开始回升.但两组动态膜出水浊度增加幅度存在显著差异:运行末段对照组出水浊度增大到 4.8NTU;而曝气组维持在 1.4~1.5NTU 间,即曝气组具有更优的截留能力.这是因为随着动态层的形成,对照组靠近基材表面的好氧活性污泥逐渐转变为缺氧或厌氧污泥;而相较于好氧污泥,变性后的污泥是不规则密实颗粒状[13,15],极易随流体通过基材进入出水;说明维持动态膜中 DO 浓度可强化动态膜的稳定运行.

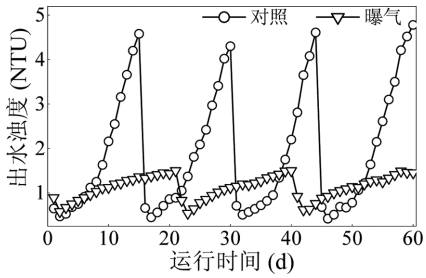


图 6　两组反应器出水浊度随运行时间的变化特征

Fig.6　Effluent turbidity of the two reactors as a function of operation time

进一步考察两组动态膜出水中的 NH_4^+-N、TN、TP 及有机物的浓度,结果见图 7.由图看出,两组动态膜在有机物去除方面差异不大,但其对出水中氮、磷浓度的影响却存在显著差异.

如图 7 (a)所示,运行初始阶段,两组动态膜出水的 NH_4^+-N 浓度与好氧池保持同步.随着运行时间延长,对照组 NH_4^+-N 浓度呈现持续上升趋势,运行末期达 1.6mg/L 以上;而曝气组则呈现相反趋势,最终稳定在 0.8mg/L 左右.显然,对照组动态膜表现出氨氮释放现象,而曝气组则显著强化了氨氮去除效能.这可能因为对照组动态膜内部形成的厌氧/缺氧环境导致好氧微生物活性下降,微生物有机氮通过氨化作用转化为 NH_4^+-N,造成出水浓度升高[16-17].相反,曝气组动态膜内好氧微生物维持较高活性,保持了较强的硝化能力,可实现水中 NH_4^+-N 的有效转化去除.

如图 7 (b)为两组反应器出水 TN 随运行时间的变化特征.由图可知,两组动态膜皆具有一定的 TN 去除能力,且对照组对 TN 的去除效率明显优于曝气

组.这主要因为两组动态膜断面皆存在明显的缺氧微生物,且对照组断面的缺氧微生物占比更高,极易通过反硝化作用将硝酸盐氮转化为氮气[18],进而导致出水中总氮浓度降低.结合图 7(a)所示的动态膜对氨氮去除效果发现,稳定运行阶段,曝气组动态膜实现了氨氮和总氮的同时降低,这可能源于曝气组动态层中“好氧-缺氧-好氧”的微生物分布特征,使得曝气组动态膜兼具硝化和反硝化功能.

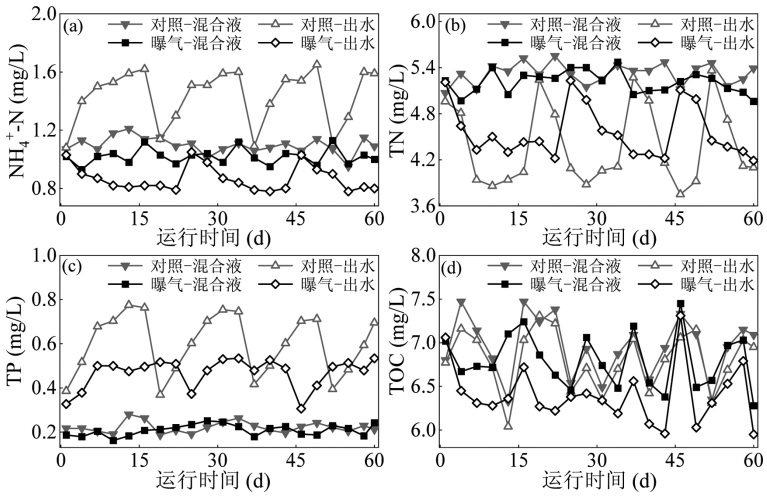


图 7 对照组和曝气组动态膜出水中 NH_4^+-N、TN、TP 及有机物浓度随运行时间的变化特征

Fig.7 Variations of NH_4^+-N, TN, TP, and organic matter concentration in the effluent with operation time for the control and aerated groups

两组反应器出水中总磷浓度变化如图 7(c)所示.好氧池污泥混合液中总磷浓度较低,维持在 0.2mg/L 左右,但两组动态膜出水中总磷浓度皆明显增大,主要源于两组动态膜断面皆会形成局部缺氧或厌氧环境,导致聚磷菌释放出胞内磷酸盐[19],伴随着出水总磷浓度的增大.进一步说明了曝气组虽然提升了动态层中氧浓度,但仍存在较强的局部缺氧环境,导致其出水总磷仍高于膜池混合液.同时,由于对照组反应器动态层更容易形成缺氧和厌氧环境,所以其比曝气组具有更强的释放磷能力,运行末段出水 TP 浓度增大到 0.8mg/L 左右.

3 结论

3.1 两组反应器出水浊度均在 10min 内降至 5.0NTU 以下,形成有效动态膜.运行初期两组反应器的渗透通量基本一致;但从第 4d 起,曝气组动态膜的渗透通量开始大于对照组,致使曝气组反应器运行时间比对照组延长了近 40%;说明动态膜内供氧可减缓动态膜的污染速率.

3.2 对照组临近基材表面处于缺氧/厌氧状态,形成密实无孔的动态层;而曝气组由于较为充足的氧环境,动态层以好氧污泥为主,呈现松散网状多孔结构,使曝气组动态膜具有较好的渗透能力,说明控制动态层中活性污泥处于好氧状态有利于提升动态膜渗透通量.

3.3 运行初期,两组反应器的处理效果无显著差异,但随着动态层的形成及微生物性能的转变,膜层以缺氧/厌氧污泥为主的对照组,出水浊度、NH_4^+-N 及 TP 浓度皆增大,但具有较好的 TN 去除能力;相反,曝气组动态膜出水浊度更为稳定,且可实现同步硝化反硝化,具有更优的处理效果.

参考文献:

[1] Marcinkowsky A, Kraus K, Phillips H, et al. Hyperfiltration studies. IV. Salt rejection by dynamically formed hydrous oxide membranes1 [J]. Journal of the American Chemical Society, 1966,88(24):5744-5746.

[2] Kiso Y, Jung Y, Ichinari T, et al. Wastewater treatment performance of a filtration bio-reactor equipped with a mesh as a filter material [J]. Water Research, 2000,34(17):4143-4150.

[3] Segredo-Morales E, González E, Díaz O. A brief review of dynamic membrane bioreactors for wastewater treatment: Research status and development trends [J]. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 2025:148230-148246.

[4] Xiong J, Fu D, Singh R. Self-adaptive dynamic membrane module with a high flux and stable operation for the municipal wastewater treatment [J]. Journal of Membrane Science, 2014,471:308-318.

[5] Pollice A, Vergine P. Self-forming dynamic membrane bioreactors

(SFD MBR) for wastewater treatment: Principles and applications [M]. Current Developments in Biotechnology and Bioengineering. Elsevier, 2020:235−258.

[6] Ersahin M E, Ozgun H, Dereli R K, et al. A review on dynamic membrane filtration: materials, applications and future perspectives [J]. Bioresource Technology, 2012,122:196−206.

[7] Campbell K, Wang J, Liu G, et al. Activated sludge morphology significantly impacts oxygen transfer at the air–liquid boundary [J]. Water Environment Research, 2019,91(6):500−509.

[8] Zhu Y, Cao L, Wang Y. Characteristics of a self−forming dynamic membrane coupled with a bioreactor in application of anammox processes [J]. Environmental Science & Technology, 2019,53(22): 13158−13167.

[9] Millanar-Marfa J M J, Borea L, Castrogiovanni F, et al. Self−forming dynamic membranes for wastewater treatment [J]. Separation & Purification Reviews, 2022,51(2):195−211.

[10] Zhou X, Shi H, Cai Q, et al. Function of self−forming dynamic membrane and biokinetic parameters, determination by microelectrode [J]. Water Research, 2008,42(10/11):2369−2376.

[11] Wu Y, Huang X, Wen X, et al. Function of dynamic membrane in self−forming dynamic membrane coupled bioreactor [J]. Water Science and Technology, 2005,51(6/7):107−14.

[12] Isik O, Batyrow M, Abdelrahman A M, et al. Dynamic membrane bioreactor performance for treatment of municipal wastewaters at different sludge concentrations [J]. Environmental Technology & Innovation, 2021,22:101452.

[13] Adonadaga M G. Effect of dissolved oxygen concentration on morphology and settleability of activated sludge flocs [J]. Journal of Applied & Environmental Microbiology, 2015,3(2):31−37.

[14] Chen G, Wen J, Yu Y, et al. Dynamic membranes with sparse nanofibers as the skeletons yield better and more stable effluent quality without sacrificing the flux in bioreactors [J]. Journal of Membrane Science, 2022,650:120414.

[15] Meng F, Zhang H, Yang F, et al. Identification of activated sludge properties affecting membrane fouling in submerged membrane bioreactors [J]. Separation and Purification Technology, 2006,51(1): 95−103.

[16] Bernhard A. The nitrogen cycle: processes [J]. Players, and Human, 2010,3(10):25.

[17] Nannipieri P, Angst G, Mueller C, et al. The role of death and lysis of microbial and plant cells in the formation of soil organic matter [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2025:204109750−109750.

[18] An Z, Zhang Q, Gao X, et al. Optimization of AAO process for reduced N_2O emissions and enhanced nitrogen removal in municipal wastewater treatment: Exploring carbon supplementation and DO control strategies [J]. Water Research, 2025:123247.

[19] Luan Y, Yin Y, Chang G, et al. Effect of anaerobic duration on biological phosphorus removal in reversed AAO process (anoxic−anaerobic−oxic) [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023,30(47):104532−104543.

作者简介：何非凡(1999−),男,山东菏泽人,西安建筑科技大学硕士研究生,研究方向为膜法水处理技术.发表论文 1 篇.19819562969@163.com.