

膜生物反应器与预处理联用净化微污染引黄水库水

常海庆¹, 梁恒^{1,2}, 高伟¹, 李圭白^{1,2}

(1. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 150090 哈尔滨;

2. 城市水资源开发利用(北方)国家工程研究中心, 150090 哈尔滨)

摘要: 为考察膜粉末活性炭生物反应器(PAC-MBR)处理微污染原水的效能,向其中加入混凝剂(聚合氯化铝和三氯化铁)以及与混凝-沉淀、混凝-气浮联用,研究4种组合工艺对引黄水库水的除污染效能和膜污染状况,并与水厂常规工艺及超滤工艺进行比较.结果表明:各种组合工艺均可将出水浊度和颗粒数控制在0.02 NTU和50 mL⁻¹以下,去除率分别达98%和95%以上;4种组合工艺出水UV₂₅₄平均为0.043~0.045 cm⁻¹,去除率分别为(18.28±9.35)%、(16.76±6.14)%、(3.23±1.26)%和(6.38±2.26)%;出水COD_{Mn}平均值在1.85~1.94 mg/L,去除率分别为(34.22±7.49)%、(33.20±6.99)%、(22.20±8.91)%和(41.72±14.25)%.各工艺对颗粒物质和有机物的去除效能均优于常规工艺,而同常规工艺+超滤膜出水基本相同.各工艺对氨氮的去除率在95%以上,且不存在亚硝酸盐氮积累的现象.在膜污染控制方面,混凝-沉淀以及混凝-气浮的效果较优,随后是三氯化铁,而投加聚合氯化铝的效果最差.

关键词: 膜粉末活性炭生物反应器;微污染水;混凝;沉淀;气浮;膜污染

中图分类号: TU991.2

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2012)12-0025-07

Purification of micro-polluted reservoir water from the Yellow River by membrane bioreactors combined with pretreatments

CHANG Hai-qing¹, LIANG Heng^{1,2}, GAO Wei¹, LI Gui-bai^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090

Harbin, China; 2. National Engineering Research Center of Urban Water Resources, 150090 Harbin, China)

Abstract: To investigate the efficiency of treating micro-polluted reservoir water from the Yellow River using PAC-MBR, four processes combined with coagulation (polyaluminium chloride and ferric chloride), coagulation-sedimentation and coagulation-air flotation were discussed, from the view of pollutants removal and membrane fouling, comparison with conventional treatment process/ +UF were also made. The results showed that all these processes guaranteed the turbidity and particle counts of effluent at 0.02 NTU and lower than 50 mL⁻¹, with the removal efficiency above 98% and 95%, respectively. The average effluent UV₂₅₄ ranged between 0.043 and 0.045 cm⁻¹, and the removal rate were (18.28±9.35)%, (16.76±6.14)%, (3.23±1.26)% and (6.38±2.26)%, respectively. The average effluent COD_{Mn} ranged from 1.85 to 1.94 mg/L, with removal efficiency of (34.22±7.49)%, (33.20±6.99)%, (22.20±8.91)% and (41.72±14.25)%, respectively. As for particulate and organic matter, the removal efficiencies of hybrid processes were superior to conventional treatment process and almost equal to UF membrane combined processes in Nanjiao Water Treatment Plant. The NH₃-N removal was above 95%, and the accumulation of NO₂⁻-N was not found. Considering the effect of eliminating membrane fouling, coagulation-sedimentation and coagulation-air flotation effect were the best, followed by ferric chloride, but that of polyaluminium chloride was the worst.

Key words: PAC-MBR; micro-polluted water; coagulation; sedimentation; air flotation; membrane fouling

收稿日期: 2012-04-16.

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(51138008);城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学)自主课题(2010DX01).

作者简介: 常海庆(1987—),男,博士研究生;

李圭白(1931—),男,博士生导师,中国工程院院士.

通信作者: 梁恒, hitliangheng@163.com.

浸没式膜生物反应器(MBR)技术将生物作用与膜滤作用置于同一个反应器内完成,具有占地面积小、出水水质优良的优点^[1-2].已有研究报道,MBR可去除微污染水源水中的有机物、氨氮

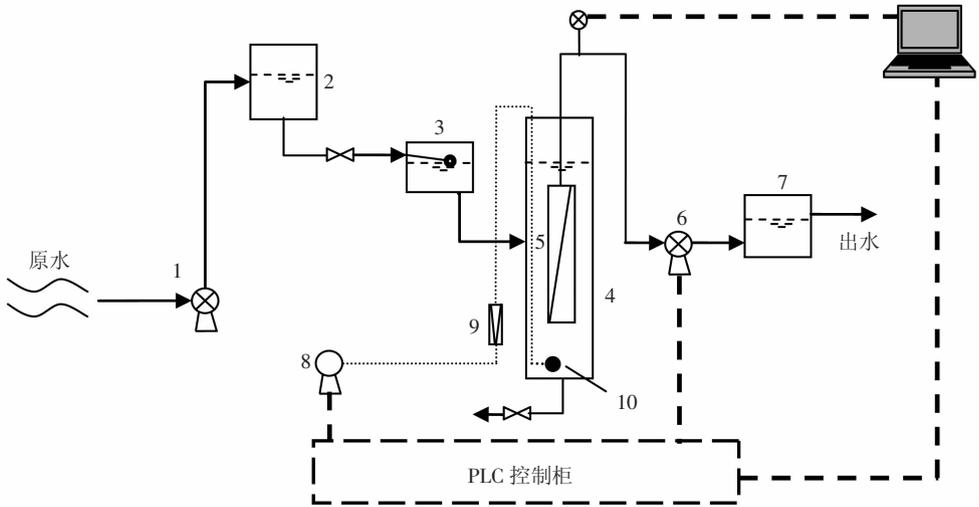
等^[3-5],向 MBR 中投加粉末活性炭(PAC),形成膜-粉末活性炭-生物反应器(PAC-MBR),可以强化有机物的去除效果,同时改善过滤液特性,减缓膜污染^[4-6].已有预处理与超滤联合用于净水和膜污染控制的研究和工程应用^[7-8],但鲜有膜生物反应器与常规处理工艺相结合处理微污染水源水的研究.

本实验将 PAC-MBR 与不同预处理技术(混凝、混凝-沉淀、混凝-气浮)联用净化微污染的引黄水库水,并与水厂常规工艺及超滤工艺出水进行对比,考察各种组合工艺的净水效能和膜污染特性,以期超滤膜技术在黄河流域及水质相似地区的推广提供技术参考.

1 实验

1.1 实验装置

实验在东营市南郊净水厂进行,实验装置流程如图1所示.膜组件为中空纤维超滤膜,材质为改性PVC(苏州立升,中国),外径为1.45 mm,膜孔径0.01 μm ,有效膜面积0.02 m^2 .膜组件直接浸入反应器中.原水通过恒位水箱进入到反应器中,出水通过蠕动泵(BT100-2J,保定兰格,中国)直接从膜组件抽出.在膜组件和抽吸泵之间设置压力传感器(P1P708,佛山赛普特,中国)及真空表,监测跨膜压差(p_{TM}).空气泵(ACO,浙江森森,中国)连续向反应器内曝气以提供溶解氧进行搅拌混合并清洗膜丝表面.



1—原水泵; 2—高位水箱; 3—恒位水箱; 4—超滤膜反应池; 5—超滤膜组件; 6—抽吸(反洗)泵;
7—产(反洗)水箱; 8—空气泵; 9—气体流量计; 10—空气扩散器.

图1 实验装置示意图

1.2 实验方法

实验运行4套完全相同的膜粉末活性炭生物反应器(PAC-MBR),即在运行初期一次性投入PAC(200目)0.5 g/L(以池容计),实验开始前均已稳定运行6个月,自运行开始未投入任何水处理药剂,未进行排泥.

工艺一:与混凝联用的组合工艺,进水为水库原水,向MBR中直接投加混凝剂,一套投加聚合氯化铝(0.04 mmol/L,以 Al_2O_3 计),另一套投加三氯化铁(0.04 mmol/L,以 Fe^{3+} 计),两套装置实验用水水质完全一致.

工艺二:与混凝-沉淀联用的组合工艺,进水采用水厂沉淀池出水,其中水厂混凝剂为聚合氯化铝(投加量0.04 mmol/L,以 Al_2O_3 计).

工艺三:与混凝-气浮联用的组合工艺,进水

为气浮池出水,其中混凝剂为聚合氯化铝(投加量0.04 mmol/L,以 Al_2O_3 计),采用溶气气浮装置,溶气罐压力0.3 MPa,溶气时间10 min,取气浮20 min后的水.

实验通量采用 $10 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,MBR的运行方式通过可编程控制器控制,抽吸8 min、停抽2 min,在停止2 min内的最后10 s进行反冲洗,反冲洗通量 $20 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,反应器有效容积360 mL,相应水力停留时间(HRT)为2 h.反应器底部通过曝气头向反应器内的曝气速率为 $18 \text{ L}/\text{h}$,相应曝气强度为 $18 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ (以膜池底面积计).

南郊净水厂工艺为二氧化氯预氧化+投加粉末活性炭+混凝沉淀过滤+超滤膜,为便于比较,对超滤膜之前的砂滤池出水,即原常规工艺出水

水质也进行检测。

1.3 分析项目及方法

试验期间,对原水、沉淀池出水、气浮出水、膜生物反应器出水以及水厂超滤膜池出水,除水温和 pH 每天检测 1 次外,其余检测项目,包括浊度、颗粒数、 COD_{Mn} 、 UV_{254} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$,每 2 d 检测 1 次。跨膜压差采用压力传感器实时监测,每天固定时间对 1 个周期内的跨膜压差进行连续记录。

水温采用普通水银温度计直读法;pH 采用上海梅特勒-托利多仪器有限公司生产的实验室 pH 计测定;浊度采用德国 Turb550 浊度仪测定;颗粒数由美国 Chemtrac 公司的 PC2400D 颗粒

计数仪检测; COD_{Mn} 采用酸性高锰酸钾法测定; $\text{NH}_3\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度计法测定; $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二酸分光光度计法测定; UV_{254} 采用北京普析通用仪器公司产的 T6 新世纪紫外分光光度计测定(过 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜)。

1.4 进水水质

实验采用引黄水库原水、混凝-沉淀出水、混凝-气浮出水,在春末夏初进行。通过氯化铵(NH_4Cl)的投加控制水源氨氮质量浓度维持在 3.6 mg/L 左右。原水水质呈现低温、低浊且微污染的特性,3 种进水的水质参数如表 1 所示。

表 1 3 种进水的水质特性

类别	水温/ $^{\circ}\text{C}$	pH	浊度度/NTU	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{COD}_{\text{Mn}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{UV}_{254}/\text{cm}^{-1}$
水库原水	15.8 ~ 19.0	8.31 ~ 8.48	14.1 ~ 34.8	2.71 ~ 4.09	2.40 ~ 4.20	0.049 ~ 0.061
混凝-沉淀出水	18.2 ~ 23.3	8.26 ~ 8.65	1.36 ~ 4.01	1.83 ~ 4.68	2.08 ~ 3.10	0.042 ~ 0.049
混凝-气浮出水	22.1 ~ 27.7	8.06 ~ 8.54	1.08 ~ 2.98	1.81 ~ 7.94	2.65 ~ 4.59	0.045 ~ 0.054

2 结果与讨论

2.1 对颗粒物的去除效果比较

2.1.1 对浊度的去除

浊度不仅是水的感官指标,而且与微生物安全性密切相关。为去除“两虫”(隐孢子虫和贾第虫),2006 年美国要求滤后水浊度 $\leq 0.15 \text{ NTU}$ ^[9]。

图 2 给出了不同组合工艺的除浊效能。可以看出,原水浊度为 $(22.1 \pm 6.8) \text{ NTU}$,经过混凝-沉淀及混凝-气浮处理后,浊度分别为 (2.29 ± 0.48) 和 $(1.65 \pm 0.42) \text{ NTU}$ 。PAC-MBR 与各种预处理联用时出水浊度都维持在 0.02 NTU (浊度仪的最低检出限为 0.02 NTU),去除率均在 98% 以上,出水的微生物学安全性大大提高。

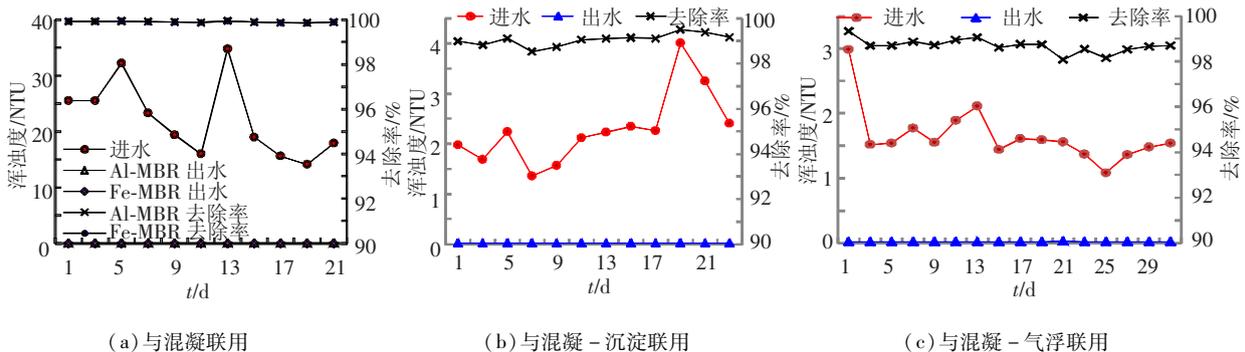


图 2 不同组合工艺的除浊效能

而水厂常规工艺受原水状况、混凝沉淀效果等因素影响较大,出水浊度仅能达 $0.35 \sim 0.83 \text{ NTU}$,虽在国家标准范围之内,但存在“两虫”的风险;常规工艺+超滤膜一般可将出水浊度进一步降低至 0.10 NTU 以下,平均为 0.02 NTU 。

2.1.2 对颗粒数的去除

颗粒计数是评价水中颗粒物的一个重要指标,尤其在低浊度时可以弥补浊度仪的灵敏

度问题。当水中粒径大于 $2 \mu\text{m}$ 颗粒物数量超过 100 mL^{-1} 时,水中“两虫”出现的几率很大,为确保水质安全,美国很多水厂对滤池出水中大于 $2 \mu\text{m}$ 的颗粒数都控制在 50 mL^{-1} 以下^[10]。实验期间,粒径大于 $2 \mu\text{m}$ 的颗粒数,原水为 $3430 \sim 5068 \text{ mL}^{-1}$,混凝-沉淀处理出水为 $1035 \sim 3150 \text{ mL}^{-1}$,混凝-气浮处理出水为 $998 \sim 2874 \text{ mL}^{-1}$;经过 PAC-MBR 处理后,各工艺出

水中粒径大于 $2\ \mu\text{m}$ 的颗粒数均在 $50\ \text{mL}^{-1}$ 以下, 介于 $8\sim 37\ \text{mL}^{-1}$, 去除率均在 95% 以上. 其中出水颗粒数主要在 $2\sim 10\ \mu\text{m}$, 粒径大于 $10\ \mu\text{m}$ 的几乎完全被去除. 而同期水厂常规工艺出水颗粒数在 $100\sim 2\ 000\ \text{mL}^{-1}$ 波动, 常规工艺 + 超滤膜出水中大于 $2\ \mu\text{m}$ 的颗粒数一般也在 $50\ \text{mL}^{-1}$ 以下.

2.2 对有机物的去除效果比较

2.2.1 对 UV_{254} 的去除效果

图3为不同组合工艺对 UV_{254} 的去除效能. 如图3(a)所示, 投加聚合氯化铝和三氯化铁后, PAC-MBR 能将 UV_{254} 从进水的 $(0.054 \pm 0.003)\ \text{cm}^{-1}$ 分别降至 (0.044 ± 0.004) 和 $(0.045 \pm 0.005)\ \text{cm}^{-1}$, 去除率为 $(18.28 \pm 9.35)\%$ 和 $(16.76 \pm 6.14)\%$. 即投加铝盐比铁盐对 UV_{254} 的去除效果略好, 平均高出 1.5 个百分点. 而水厂同期的常规工艺对 UV_{254} 的去除率较差, 仅为 $(12.29 \pm 0.76)\%$, 常规工艺 + 超滤膜处理后总去除率达 $(20.10 \pm 1.51)\%$. 由图3(b)、(c)可知, 经过混凝-沉淀、混凝-气浮处理后, UV_{254} 分别为 (0.044 ± 0.001) 、 $(0.049 \pm 0.003)\ \text{cm}^{-1}$, PAC-MBR 出水 UV_{254} 平均值分别为 (0.043 ± 0.001) 和 $(0.045 \pm 0.003)\ \text{cm}^{-1}$, 去除率仅为 $(3.23 \pm 1.26)\%$ 和 $(6.38 \pm 2.26)\%$.

由此可见, 采用预处理与 PAC-MBR 联合处理引黄水库水时, 无论是直接投加混凝剂, 还是与混凝-沉淀、混凝-气浮工艺联用, 各工艺出水

UV_{254} 值均在 $0.043\sim 0.045\ \text{cm}^{-1}$. 相比直接投加混凝剂, PAC-MBR 与混凝-沉淀、混凝-气浮工艺联用时, 组合工艺对有机物的去除率较低.

分析认为, 运行过程中未进行排泥是造成有机物积累导致 UV_{254} 去除率低的主要原因; 同时, PAC 只是在启动时一次投加的, 长时间运行中, 其对小分子有机物的吸附能力早已达到饱和, 仅作为微生物的载体, 并未发挥其对 UV_{254} 代表的有机物的吸附能力. 与膜生物反应器中颗粒物的积累相似, 不同的是, 超滤膜对溶解性有机物的截留率却较低. 中试试验表明, 在一个过滤周期内, 膜滤池混合液中的 UV_{254} 均随着运行时间的延长而线性增加^[11]. 实验期间混合液 UV_{254} 可达 $0.076\sim 0.109\ \text{cm}^{-1}$, 远高于进水中的平均值 $0.054\ \text{cm}^{-1}$.

2.2.2 对 COD_{Mn} 的去除效果

图4给出了各组合工艺对水中 COD_{Mn} 的去除效能. 由图4(a)可以看出, 实验期间原水 COD_{Mn} 值为 $(2.85 \pm 0.48)\ \text{mg/L}$, 投加聚合氯化铝和三氯化铁后, 组合工艺出水 COD_{Mn} 值均可控制在 $2.5\ \text{mg/L}$ 以下, 平均值分别为 (1.85 ± 0.17) 和 $(1.88 \pm 0.19)\ \text{mg/L}$, 去除率分别为 $(34.22 \pm 7.49)\%$ 和 $(33.20 \pm 6.99)\%$. 由图4(b)、(c)可知, PAC-MBR 与混凝-沉淀、混凝-气浮联用时, 可分别将进水中 COD_{Mn} 从 (2.48 ± 0.25) 、 $(3.59 \pm 0.67)\ \text{mg/L}$ 降至 (1.91 ± 0.21) 和 $(1.94 \pm 0.19)\ \text{mg/L}$, 去除率分别为 $(22.20 \pm 8.91)\%$ 和 $(41.72 \pm 14.25)\%$.

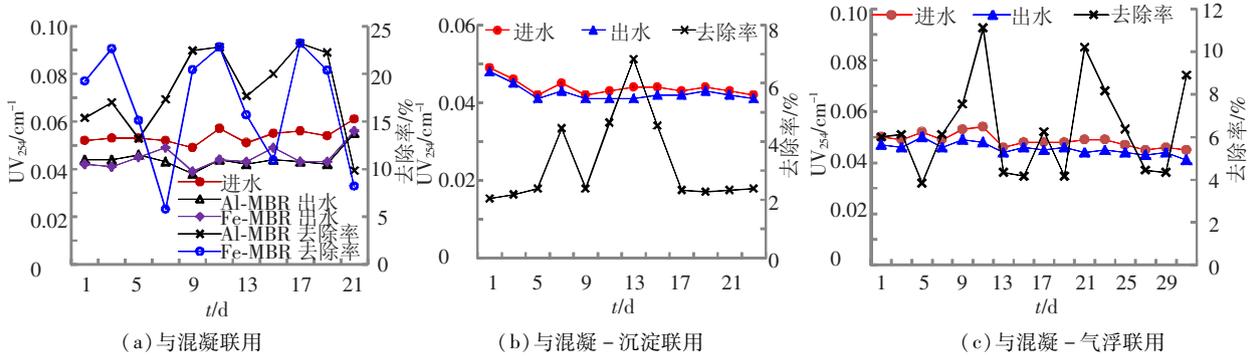


图3 不同组合工艺的除 UV_{254} 效能

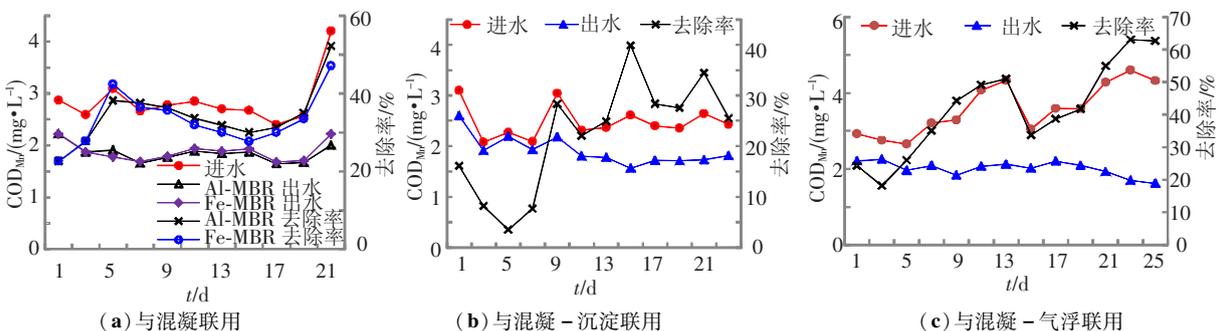


图4 不同组合工艺的除 COD_{Mn} 效能

与此同时, 水厂同期常规工艺出水的 COD_{Mn} 为 (2.14 ± 0.22) mg/L, 常规工艺 + 超滤膜处理出水为 (1.84 ± 0.87) mg/L, 可见, 超滤膜单元去除了约 0.30 mg/L 的 COD_{Mn} , 即约去除常规工艺出水 COD_{Mn} 的 14.0%。

由此可见, 采用预处理与 PAC - MBR 联合处理引黄水库水时, 各工艺出水 COD_{Mn} 基本相同, 均稳定在 1.85 ~ 1.94 mg/L, 优于同期水厂常规工艺处理出水 (2.14 mg/L), 而与常规工艺 + 超滤膜出水 (1.84 mg/L) 基本相同。

分析认为: 单独超滤膜对 COD_{Mn} 的去除能力有限, 水厂超滤膜单元对 COD_{Mn} 的去除主要是超滤膜表面形成的污染层具有强化净水效能^[12]; 而 PAC - MBR 通过其中丰富的生物量可实现对 COD_{Mn} 的有效去除。

另外, PAC - MBR 与各种预处理工艺联用时, 对水中有机物两个替代指标的去除率影响差异很大, 仅对 COD_{Mn} 的去除较显著, 对 UV_{254} 去除能力较差。可能有以下原因: 第一, 指代的物质不同, UV_{254} 为溶解性有机物指标, 主要代表具有紫外吸收能力的芳香类小分子有机物, COD_{Mn} 则为综合性有机物指标; 第二, 去除方式不同, UV_{254} 主要通过吸附去除, 其本身可生化性较差, 而 COD_{Mn} 的去除则主要是通过微生物的活动及超滤膜对颗粒有机物的去除来完成; 第三, 实验期间, 反应器中初期加入的 PAC 早已吸附饱和, 仅作为微生物的载体, 同时, 较长的污泥龄使反应器中富集了大

量的微生物, 有利于 COD_{Mn} 的去除, 而对 UV_{254} 去除效果较差。

2.3 对氨氮的去除效果

MBR 应用于饮用水处理的一大特点是对氨氮的高效去除。图 5 为各组合工艺对氨氮的去除效果。实验期间由于水库原水氨氮值较低, 人工加入氯化铵控制氨氮为 (3.69 ± 0.40) mg/L, 向 PAC - MBR 中投加聚合氯化铝和三氯化铁后, 两种组合工艺出水氨氮分别为 (0.11 ± 0.03) 和 (0.11 ± 0.05) mg/L, 去除率高达 $(97.03 \pm 0.69)\%$ 和 $(97.06 \pm 1.32)\%$ 。

图 5(b)、(c) 为混凝 - 沉淀、混凝 - 气浮与 PAC - MBR 联用时除氨氮的效能。人工控制混凝 - 沉淀水氨氮值为 (3.47 ± 0.49) mg/L, 与混凝 - 沉淀联用的 PAC - MBR 组合工艺出水氨氮质量浓度平均为 (0.12 ± 0.09) mg/L, 去除率为 $(96.60 \pm 2.54)\%$; 控制混凝 - 气浮水氨氮质量浓度为 (3.79 ± 1.12) mg/L, 与混凝 - 气浮联用的 PAC - MBR 组合工艺, 出水氨氮值除第 1 天由于进水氨氮较高 (7.94 mg/L) 导致出水氨氮较大 (5.22 mg/L) 外, 其余基本在 0.5 mg/L 以下, 平均值为 (0.16 ± 0.20) mg/L, 去除率为 $(95.85 \pm 4.73)\%$ 。

由此可见, PAC - MBR 与混凝、混凝 - 沉淀、混凝 - 气浮工艺联用时, 各种工艺均能有效去除氨氮, 出水氨氮平均值低于 0.2 mg/L, 平均去除率在 95% 以上。

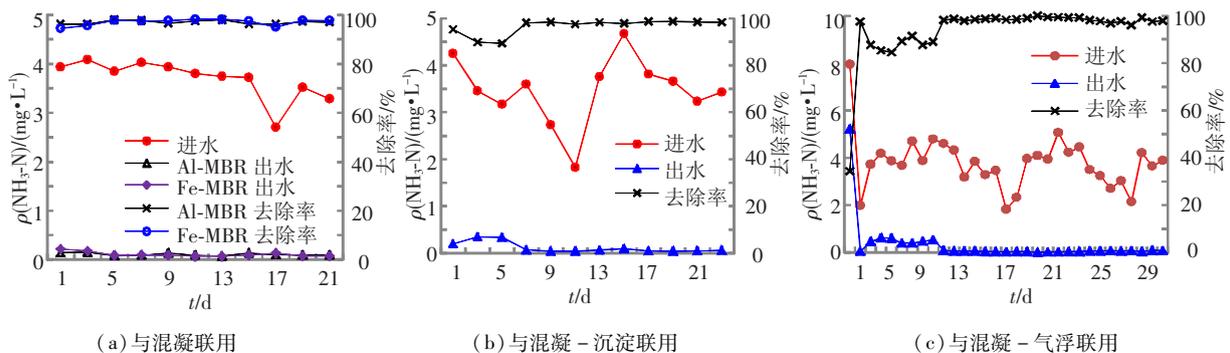


图 5 不同组合工艺的除氨氮效能

与常规工艺氨氮的去除通常以预氧化 (主要加氯) 来实现不同, PAC - MBR 中氨氮的去除主要是通过氨氧化细菌和亚硝酸氧化细菌的生物硝化作用完成。分析认为, 由于运行中未进行排泥, 较长的污泥停留时间有利于硝化菌群的生长, 在反应器内富集了高浓度的微生物; 其次, 实验期间采用连续曝气使得反应器中存在较高的溶解氧 ($\text{DO} > 5$ mg/L), 这也有利于硝化菌群对氨氮的

生物转化; 再次, 相比污水而言, PAC - MBR 中混合液属于贫营养状态, 而硝化菌群本身为自养型微生物, 不受原水中有有机物质量浓度低的影响, 应为 MBR 中的优势菌群。

实验期间, 出水氨氮始终很低, 且未出现亚硝酸盐氮积累的现象, 以与混凝 - 沉淀联用 PAC - MBR 出水亚硝酸盐氮为例 (图 6), 出水亚硝酸盐氮最高为 0.036 mg/L, 平均质量浓度为 $(0.021 \pm$

0.007) mg/L,可见反应器中富集了氨氧化细菌和亚硝酸氧化细菌.

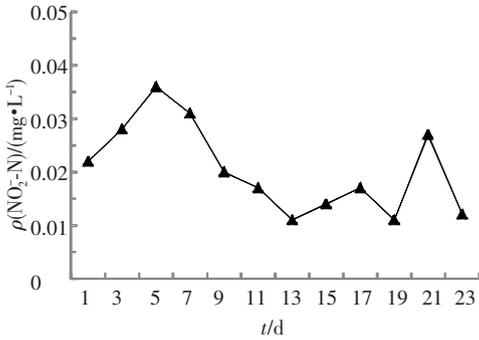


图6 与混凝-沉淀联用组合工艺出水亚硝酸盐氮变化

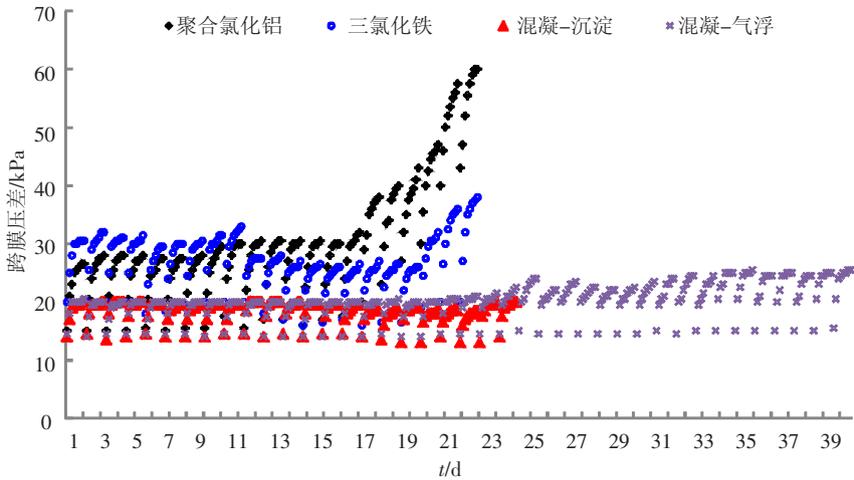


图7 不同组合工艺中超滤膜的跨膜压差变化

混凝-沉淀去除一定量的有机物和悬浮颗粒物,对膜污染起到了一定的缓解作用.由图7可知,在整个实验期间,跨膜压差几乎无任何增长,始终在20 kPa以下.分析认为实验期间所采用的通量($10 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$)应该在零污染通量之下^[13].

与混凝-沉淀相比,混凝-气浮主要去除密度比水小的有机物和悬浮颗粒物,同样对膜污染起到了一定的缓解作用.由图7可知,在整个实验期内,跨膜压差的增长经历了两个阶段,第1阶段(第1~20天)跨膜压差未出现明显增长,均在20 kPa以下;第2阶段(第21~40天),跨膜压差出现了一定程度增长,增长速率小于 $0.2 \text{ kPa}/\text{d}$.通过运行条件的优化(如增大水反冲洗强度、适当排泥等)可使第1阶段得以延长,以实现系统的长期稳定运行.

已有研究表明,膜生物反应器中膜的污染物主要包括溶解性微生物代谢产物(SMP)、胞外聚合物(EPS)等有机物^[14-16].在混凝-(沉淀/气浮)阶段,有机物、颗粒性物质等污染物得到一定

2.4 预处理对膜污染的控制

由图7可以看出,虽然运行的通量均为 $10 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,各组合工艺中超滤膜的污染情况差异很大.当向PAC-MBR中投加聚合氯化铝时,运行的前14 d,跨膜压差从26.5 kPa增长到30 kPa,增长速率为 $0.25 \text{ kPa}/\text{d}$,而从第15天开始,7 d内跨膜压差增幅达30 kPa,系统已不能稳定运行,需通过额外的物理清洗或化学清洗来保证系统的持续运行;相比之下,当向PAC-MBR中投加三氯化铁时,跨膜压差增长则缓慢得多,21 d的运行跨膜压差增长了7.5 kPa,可见三氯化铁比聚合氯化铝能更有效缓解膜污染.

去除,降低了膜生物反应器的有机物负荷;膜生物反应器内的微生物代谢产物、胞外聚合物少,大大降低了膜丝本身与有机物的反应,从而有效地控制了膜污染.

3 结论

1) PAC-MBR由于UF的物理筛分截留作用,能够将出水浊度和颗粒数控制在 0.02 NTU 和 50 mL^{-1} 以下,去除率分别达98%和95%以上,与水厂常规工艺+超滤膜组合工艺去除颗粒物质的效果相近.

2) PAC-MBR系统与各种预处理联用时,各种组合工艺出水 UV_{254} 为 $0.043 \sim 0.045 \text{ cm}^{-1}$,与水厂常规工艺+超滤膜组合工艺的出水 UV_{254} 基本相同;各工艺出水 COD_{Mn} 平均值在 $1.85 \sim 1.94 \text{ mg}/\text{L}$,优于同期水厂常规处理工艺出水,而与常规工艺+超滤膜出水处于同一水平;出水氨氮平均值低于 $0.2 \text{ mg}/\text{L}$,平均去除率在95%以上,并且不会存在亚硝酸盐氮积累的现象.

3) 预处理对膜污染的控制方面, 混凝 - 沉淀以及混凝 - 气浮效果较优, 随后是三氯化铁, 而聚合氯化铝的效果最差, 其中 PAC - MBR 与混凝 - 沉淀联用时, 超滤膜的跨膜压差几乎无任何增长, 而向 PAC - MBR 中直接投加混凝剂时, 膜污染较严重, 需进一步优化运行条件, 以实现膜生物反应器的长期稳定运行。

参考文献:

- [1] WANG Zhiwei, WU Zhichao, MAI Suihai, *et al.* Research and applications of membrane bioreactors in China: progress and prospect [J]. *Separation and Purification Technology*, 2008, 62(2): 249 - 263.
- [2] SANTOS A, MA W, JUDD S J. Membrane bioreactors: two decades of research and implementation [J]. *Desalination*, 2011, 273(1): 148 - 154.
- [3] TIAN Jiayu, LIANG Heng, LI Xing, *et al.* Membrane coagulation bioreactor (MCBR) for drinking water treatment [J]. *Water Research*, 2008, 42(14): 3910 - 3920.
- [4] 高伟, 梁恒, 韩梅, 等. 膜生物反应器净化微污染引黄水库水效能 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2011, 43(8): 31 - 34.
- [5] 胡婧逸, 邓慧萍, 张玉先, 等. PAC/MBR 处理微污染地表水的中试研究 [J]. *中国给水排水*, 2010, 26(15): 23 - 27.
- [6] SAGBO O, SUN Yaxi, HAO Ailing, *et al.* Effect of PAC addition on MBR process for drinking water treatment [J]. *Separation and Purification Technology*, 2008, 58(3): 320 - 327.
- [7] HUANG Haiou, SCHWAB K, JACANGELO J G. Pre-treatment for low pressure membranes in water treatment: a review [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(9): 3011 - 3099.
- [8] 纪洪杰, 高伟, 常海庆, 等. 南郊水厂超滤膜组合工艺运行情况评价 [J]. *供水技术*, 2011, 5(3): 1 - 5.
- [9] US Environmental Protection Agency. National primary drinking water regulations: long term 2 enhanced surface water treatment rule[R]. Washington D C: Federal Register, US Environmental Protection Agency, 2006.
- [10] LECHEVALLIER M W, NORTON W D. Examining relationships between particle counts and giardia, cryptosporidium, and turbidity [J]. *Journal of the American Water Works Association*, 1992, 84(12): 54 - 60.
- [11] 田家宇. 浸没式膜生物反应器组合工艺净化受污染水源水的研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 2009.
- [12] 许艳红, 赵新华, 孙宝盛, 等. MBR 膜丝表面生物膜对出水水质的稳定作用 [J]. *中国给水排水*, 2006, 22(11): 65 - 68.
- [13] 李圭白, 田家宇, 齐鲁. 第三代城市饮用水净化工艺及超滤的零污染通量 [J]. *给水排水*, 2010, 36(8): 11 - 15.
- [14] JIANG Tao, KENNEDY M D, SCHEPPER V D, *et al.* Characterization of soluble microbial products and their fouling impacts in membrane bioreactors [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(17): 6642 - 6648.
- [15] ANJA D. Membrane fouling in membrane bioreactors: characterisation, contradictions, cause and cures [J]. *Journal of Membrane Science*, 2010, 363(1/2): 1 - 28.
- [16] WANG Zhiwei, WU Zhichao, TANG Shujuan. Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor [J]. *Water Research*, 2009, 43(9): 2504 - 2512.

(编辑 刘 彤)