

雷晓玲,梁寒,杨程,等. 曝气生物滤池-超滤组合工艺处理高氨氮高有机物原水的效果[J]. 净水技术,2021,40(4):31-35,89.

LEI X L, LIANG H, YANG C, et al. Effect of combined processes of biological aerated filter and ultrafiltration for raw water treatment with high ammonia nitrogen and high organics[J]. Water Purification Technology, 2021,40(4):31-35,89.



扫我试试?

曝气生物滤池-超滤组合工艺处理高氨氮高有机物原水的效果

雷晓玲^{1,2}, 梁寒¹, 杨程², 魏泽军^{2,*}, 颜海³

(1. 重庆交通大学,重庆 400074;2. 重庆科学技术研究院,重庆 401123;3. 中机中联工程有限公司,重庆 400000)

摘要 以重庆某水库水为对象,考察了曝气生物滤池-超滤组合工艺对高氨氮、高有机物原水中污染物的去除效果。结果表明:试验装置运行期间,进水 COD_{Mn} 平均值为 7 mg/L,出水 COD_{Mn} 平均值为 3.5 mg/L, COD_{Mn} 平均去除率为 50.0%;进水氨氮平均值为 0.65 mg/L,出水氨氮平均值为 0.12 mg/L,氨氮平均去除率为 81.5%。组合工艺对 COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率较曝气生物滤池分别提高了 26.9%和 11.4%,较常规絮凝-沉淀工艺分别提高了 20.0%和 58.5%,原水经曝气生物滤池-超滤组合工艺处理后,其氨氮、COD_{Mn} 均满足《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)中的相关要求。

关键词 原水 高氨氮 高有机物 超滤 曝气生物滤池

中图分类号: TU991.2 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2021)04-0031-06

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2021.04.006

Effect of Combined Processes of Biological Aerated Filter and Ultrafiltration for Raw Water Treatment with High Ammonia Nitrogen and High Organics

LEI Xiaoling^{1,2}, LIANG Han¹, YANG Cheng², WEI Zejun^{2,*}, YAN Hai³

(1. Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China;

2. Chongqing Academy of Science and Technology, Chongqing 401123, China;

3. China Machine Engineering Corporation Limited, Chongqing 400000, China)

Abstract Taking a reservoir water in Chongqing as an object, removal effect of pollutants in raw water with high ammonia nitrogen and high organic matter by combined processes of BAF and UF was investigated. The results showed that average influent COD_{Mn} was 7 mg/L, effluent COD_{Mn} was 3.5 mg/L, average removal rate of COD_{Mn} was 50.0%, average influent ammonia nitrogen was 0.65 mg/L, effluent ammonia nitrogen was 0.12 mg/L, and average removal rate of ammonia nitrogen was 81.5% during the operation of the test device. Average removal rate of COD_{Mn} and ammonia nitrogen of combined processes of BAF and UF was 26.9% and 11.4% higher than that of BAF, and 20.0% and 58.5% higher than that of conventional flocculation-sedimentation process, respectively. After raw water was treated by combined processes of BAF and UF, ammonia nitrogen and COD_{Mn} of raw water met relevant requirements of *National Standard for Drinking Water Quality* (GB 5749—2006).

Keywords raw water high ammonia nitrogen high organics ultrafiltration (UF) biological aerated filter (BAF)

山地重庆村镇饮用水源大多以水库水为主,近年来因为周边环境和人类活动的影响,水库受污染

严重。部分自来水厂的常规絮凝-沉淀工艺在处理水库污染水时存在着出水 COD_{Mn} 长期超标和氨氮

[收稿日期] 2020-08-21

[基金项目] 重庆市技术创新与应用示范专项产业类重点研发项目(cstc2018jszx-cyzdX0037);重庆市社会民生科技创新专项(cstc2016shmszx30024)

[作者简介] 雷晓玲(1967—),女,教授,主要从事水处理、市政工程、海绵城市等研究,E-mail:ellenlei2008@126.com。

[通信作者] 魏泽军(1985—),男,高级工程师,主要从事安全饮水、水污染控制等研究及工程应用工作,E-mail:124453157@qq.com。

时有超标的问题,如何对水厂工艺进行升级改造已是水处理行业的重要问题。

超滤作为“第三代城市饮用水净化工艺”,具有占地面积小、安装时间短、自动化程度高等优点,能够有效去除水中的悬浮物、胶体以及致病微生物,但对溶解性物质如中小分子有机物、氨氮等的去除效果较差^[1-3]。因此,在处理此类污水时需与其他工艺联用。曝气生物滤池是目前较为成熟的生物膜法污水处理工艺。相关研究表明,其具有脱氮、除磷、除碳功能,且出水水质好,运行稳定,基建投资低^[4-6],对中小分子有机物、氨氮的去除效果良好。因此,考虑将超滤与曝气生物滤池相结合,通过微生物的生物降解转化来进一步处理水体中氨氮、有机物等污染物,提高对污染物的去除效果。目前,国内对曝气生物滤池和超滤的研究大多为其自身工艺的

提升改造,对于两者联用处理污染水的研究鲜有报道。因此,在重庆某水厂建立中试处理装置,采用新的曝气生物滤池-超滤组合工艺处理水库污染水,验证出水达到水质要求的可行性,为相关工程设计及运行提供技术支持。

1 试验方法

1.1 原水水质

本次中试试验装置的进水取自重庆某水库,试验期间的 COD_{Mn} 为 5.7~8.7 mg/L,氨氮为 0.08~1.09 mg/L,色度为 30.9~45.4 度,浑浊度为 3.36~8.35 NTU, DO 为 2.9~12 mg/L, pH 值为 7.36~8.72,水温为 27.1~30.2 °C,呈现出高氨氮、高有机物的水质特征。

1.2 试验装置

曝气生物滤池-超滤的工艺流程如图 1 所示。

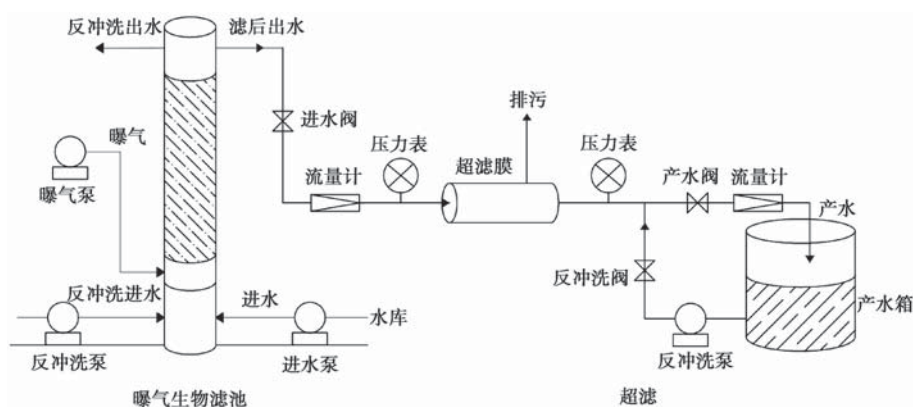


图 1 工艺流程图

Fig. 1 Flow Chart of the Process

曝气生物滤池试验装置采用 $\varphi 0.4 \text{ m} \times 4 \text{ m}$ 的滤柱,流向为升流式,试验装置进水量为 $1 \text{ m}^3/\text{h}$,曝气方式为鼓风曝气,曝气装置采用底部微孔扩散曝气,试验装置运行气水比采用 1:1,滤池所用填料为轻质球形陶粒,圆形,棕褐色,粒径为 3~5 mm,孔隙率 >30%。承托层设在陶粒填料下部,采用卵石承托层,卵石粒径为 4~6 mm,厚度为 250 mm,承托层下部设有用于反冲洗的滤板和滤头。

超滤装置采用内压式中空纤维超滤膜,材料为 PVC 合金,面积为 2 m^2 ,孔径为 $0.01 \mu\text{m}$,截留分子量为 10 000 Dalton,外形尺寸为 $\varphi 117 \text{ mm} \times 535 \text{ mm}$,工作压力为 0.1~0.3 MPa,工作温度为 5~45 °C。超滤装置由原水箱、进水阀、流量计、压力表、超滤膜等组成,运行周期包括正冲、反冲和过滤 3 个阶段。

1.3 试验方法

曝气生物滤池启动与挂膜试验:对曝气生物滤池进行启动挂膜,装置运行初期的水力停留时间为 8 h,4 d 后将水力停留时间缩短到 3 h,9 d 后进一步缩短到 1 h,17 d 后缩短到 30 min;试验过程中,水中溶解氧含量始终保持在 5 mg/L 左右,每天检测进出水污染物指标;当曝气生物滤池对 COD_{Mn} 及氨氮的去除率分别稳定在 20% 和 70% 以上时,即认为试验装置挂膜成功。

曝气生物滤池运行参数优化试验:分别考察在气水比为 0.5:1、1:1、1.5:1 和水力停留时间为 10~50 min 时曝气生物滤池对 COD_{Mn} 、氨氮的去除效果,试验期间每 2 d 对原水及曝气生物滤池出水进行 1 次取样检测,以得到试验装置最佳运行参数。在装

置最佳运行参数下,每 2 d 对原水及曝气生物滤池出水进行 1 次取样检测,最终得到曝气生物滤池对 COD_{Mn} 和氨氮的去除效果。

曝气生物滤池-超滤试验:将曝气生物滤池与超滤装置串联,待装置稳定运行后,每 2 d 分别对原水、曝气生物滤池出水、超滤出水进行 1 次取样检测,从而得到曝气生物滤池-超滤组合工艺对 COD_{Mn} 和氨氮的去除效果。

1.4 分析指标

COD_{Mn}:酸性高锰酸钾法;氨氮:纳氏试剂分光光度法。

2 结果与讨论

2.1 曝气生物滤池的启动与挂膜

曝气生物滤池挂膜期间,对原水中 COD_{Mn} 和氨氮的去除效果如图 2 所示。

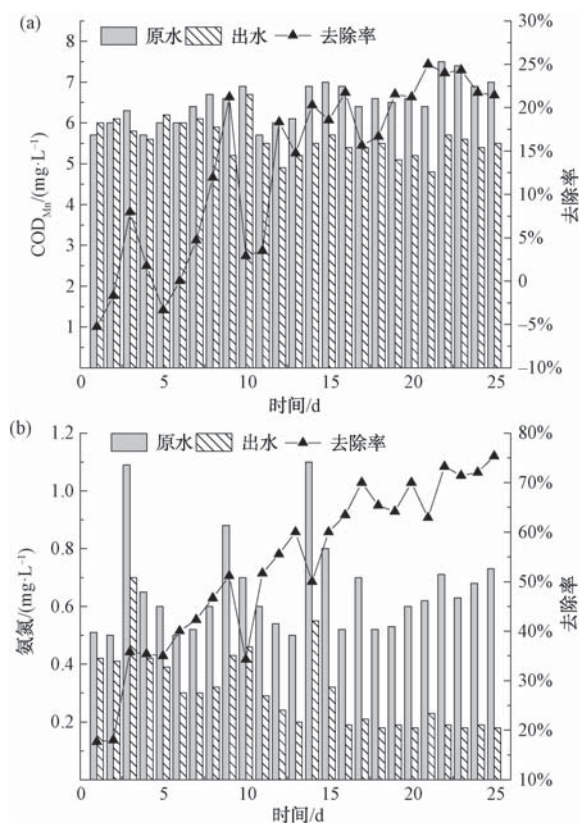


图 2 曝气生物滤池挂膜期间对原水中 COD_{Mn} (a) 和氨氮(b)的去除效果

Fig. 2 Removal Effect of COD_{Mn} (a) and Ammonia Nitrogen (b) in Raw Water during Film Mounting of BAF

由图 2 可知,在试验前 5 d,试验装置对 COD_{Mn} 和氨氮存在少量的去除效果。研究表明:轻质陶粒

因其内部形成的微孔隙通道及表面电荷,对氨氮具有一定的吸附容量^[7];同时,因其粗糙的表面及存在的大量孔隙,对原水中的悬浮物等有一定的过滤作用,而表现出一定的滤除贡献。正是因为吸附和物理滤除作用,且其作用稳定性不强,存在淋洗效应,使最初的约 12 d 内,出水水质存在较大波动,当试验进行到 16 d 后,出水水质开始逐渐稳定。相关研究表明,对于曝气生物滤池,宜采用相对较稳定的氨氮去除率作为判断生物膜成熟和挂膜成功的基本标志^[8]。对比第 2 d 及 16 d 的去除效果,进水氨氮浓度分别为 0.50 mg/L 和 0.52 mg/L,但氨氮去除率从 18.0% 上升到 63.4%,这表明生物降解逐渐在污染物去除中占主要作用,生物膜趋于成熟。类似研究采用自然挂膜,23 d 后,曝气生物滤池启动完成^[9]。随着微生物的不断繁殖,在试验进行 19 d 及 21 d 后,曝气生物滤池对 COD_{Mn} 及氨氮的去除率分别稳定在 20% 和 70% 以上,表明试验装置已经进入生物降解稳定阶段,出水水质基本稳定,由此即可认为生物膜基本成熟,曝气生物滤池挂膜成功。

2.2 曝气生物滤池运行参数优化试验

2.2.1 气水比对污染物去除效果的影响

气水比对 COD_{Mn} 和氨氮去除效果的影响如图 3 所示。

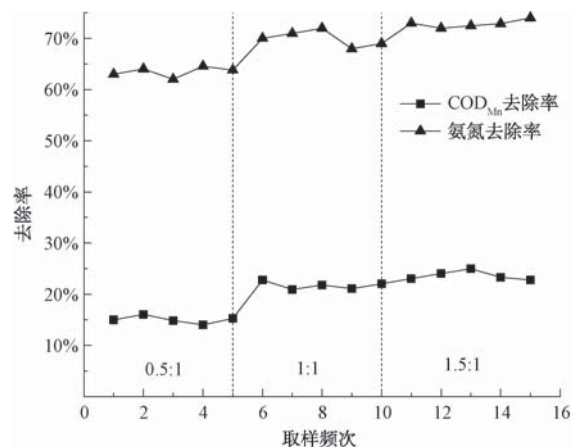


图 3 气水比对 COD_{Mn} 和氨氮去除效果的影响

Fig. 3 Influence of Gas-Water Ratio on Removal Efficiency of COD_{Mn} and Ammonia Nitrogen

在水力负荷为 7.96 m³/(m²·h)、水力停留时间(HRT)为 30 min 的条件下,气水比为 0.5:1 时,COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率分别为 15.0% 和 63.5%;气水比为 1:1 时,COD_{Mn} 和氨氮的平均去除

率分别上升到 21.7% 和 70.0%, 与气水比为 0.5:1 时相比, 有较大的提升; 气水比为 1.5:1 时, COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率分别上升到 23.6% 和 72.9%, 但与气水比为 1:1 时相比, 上升幅度不大, 同时, COD_{Mn} 的去除率呈现小幅提升后下降的趋势。分析认为, 较高的气水比提高了水中的溶解氧, 有利于微生物的生长繁殖, 更促进了微生物、污染物、氧气之间的相互接触, 有利于污染物的传质及生物降解。类似研究也指出, 在填料结构相同条件下, 采用较大气水比有利于增加微生物种类, 可有效提高曝气生物滤池处理效果^[10], 但气水比过高则会对填料上的生物膜造成冲击, 不利于生物膜附着, 使得生物膜脱落, 从而导致出水 COD_{Mn} 浓度升高。也有研究显示, 气水比过高会引起填料层中的气阻效应, 造成水在滤层中的实际停留时间下降, 导致出水氨氮浓度变高, 氨氮去除率下降^[11]。不难看出, 曝气量对滤池类反应器污染物去除效果的影响较复杂。对本装置而言, 气水比为 1:1 时的供氧量已基本达到饱和, 溶解氧已不再是限制因素, 更高的气水比不仅不利于提升处理效果, 还会使工艺的运行成本增加, 经济效益较低。从去除效果和经济效益考虑, 气水比 1:1 为最优曝气运行控制参数。

2.2.2 水力停留时间对污染物去除效果的影响

水力停留时间对 COD_{Mn} 和氨氮去除效果的影响如图 4 所示。

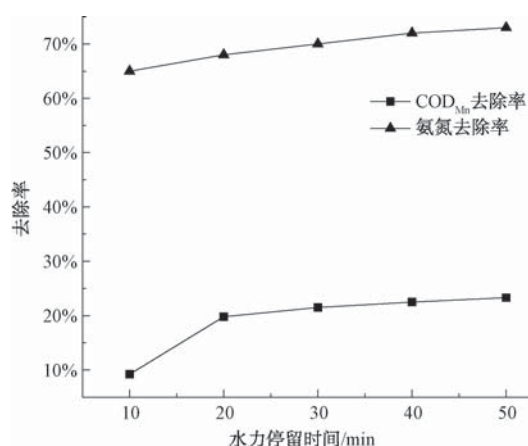


图 4 水力停留时间对 COD_{Mn} 和氨氮去除效果的影响

Fig. 4 Influence of Retention Time on Removal Efficiency of COD_{Mn} and Ammonia Nitrogen

由图 4 可知: 水力停留时间为 10 min 时, COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率最低, 为 9.2% 和 65.0%; 水力停留时间为 50 min 时, COD_{Mn} 和氨氮的平均去除

率最高, 为 23.3% 和 73.0%; 随着水力停留时间的增加, 试验装置对 COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率呈逐渐上升的趋势。水力停留时间过短, 原水与生物膜上的微生物接触时间不足, 污染物尚未完全降解便被水流带走; 同时, 水力停留时间的减少意味着进水负荷的增加, 加大了滤层间的过流速度和水流剪切力, 水力冲刷作用过强, 易导致生物膜脱落^[11], 从而使去除率下降; 较长的水力停留时间能够使微生物与水中污染物得到充分接触, 污染物被充分吸附、降解, 但增大水力停留时间势必会增加投资成本, 实际工程中在保证去除效果的前提下, 优先选择较短的水力停留时间。在水力停留时间为 30 min 时, COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率分别为 21.5% 和 70.0%, 满足处理要求。从去除效果和经济效益考虑, 采用 30 min 为后续试验装置水力停留时间。

2.3 曝气生物滤池对污染物的去除效果

对装置曝气量、水力停留时间 2 个重要运行参数进行优化后, 在试验装置气水比、水力停留时间分别为 1:1 和 30 min 的情况下, 曝气生物滤池对原水中 COD_{Mn} 和氨氮的去除效果如图 5 所示。

由图 5 可知: 在试验的 20 余 d 中, 进水 COD_{Mn} 为 5.14 ~ 7.88 mg/L, 平均值为 6.56 mg/L, 出水 COD_{Mn} 为 4.19 ~ 6.12 mg/L, 平均值为 5.04 mg/L; 进水氨氮为 0.54 ~ 0.76 mg/L, 平均值为 0.63 mg/L, 出水氨氮为 0.16 ~ 0.25 mg/L, 平均值为 0.19 mg/L。 COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率分别为 23.1% 和 70.1%, 氨氮的平均去除率较采用相同原水的常规工艺 (即絮凝-沉淀-过滤-消毒) 提高了 47.1%, COD_{Mn} 的平均去除率降低了 6.94%。由试验结果可知, 曝气生物滤池出水氨氮基本稳定, 满足水质要求, 而出水 COD_{Mn} 波动较大, 不能完全达到水质要求。对氨氮的去除主要依赖于硝化细菌的硝化作用^[12-14]。相关研究发现, 曝气生物滤池沿程优势微生物依次分别为异养菌和硝化菌, 其中, 主要亚硝化细菌为亚硝化单胞菌, 主要硝化细菌为硝化螺菌, 由于曝气生物滤池中硝化菌在成熟生物膜中属于优势细菌^[10, 15], 且在本试验装置内部长期处于好氧状态, 其有利于硝化作用, 对氨氮的去除效果较好。好氧微生物对有机物去除的影响因素较多, 有效的接触时间及足够的溶氧是基本条件, 而原水中可生化有机物含量比例是影响出水 COD_{Mn} 的限制

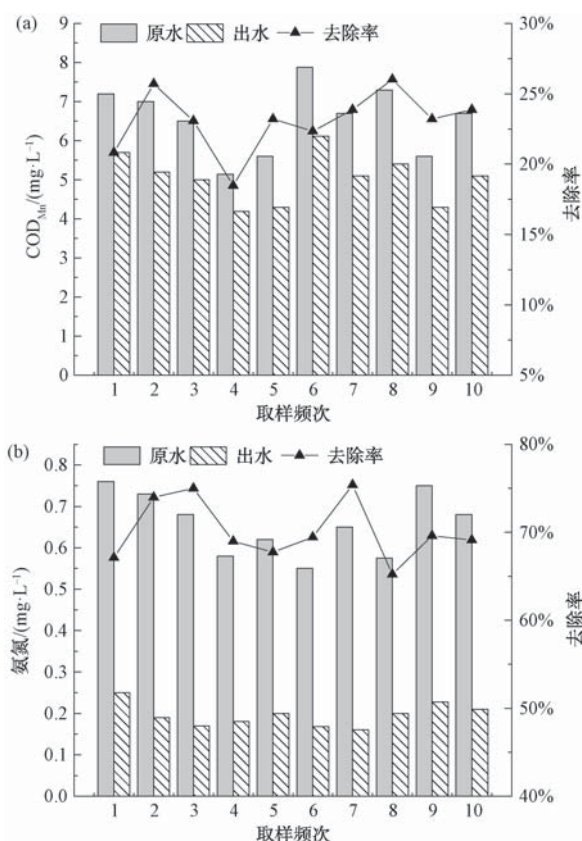


图5 曝气生物滤池对 COD_{Mn}(a) 和氨氮(b) 的去除效果

Fig. 5 Effect of BAF on COD_{Mn}(a) and Ammonia Nitrogen (b) Removal

条件^[8]。对于小分子有机污染物,曝气生物滤池主要是通过生物膜上好氧细菌的生物氧化作用进行去除;对于大分子有机物及悬浮物中附着的有机物,一般是通过生物膜的生物吸附和过滤作用,受限于陶粒填料粒径(3~5 mm),过滤去除作用有限。因此,将超滤工艺与生物滤池联用,以探索对污染物的去除效果,特别是对有机物的去除。

2.4 曝气生物滤池-超滤组合工艺对污染物的去除效果

曝气生物滤池-超滤组合工艺对原水中 COD_{Mn} 和氨氮的去除效果如图6所示。

由图6可知:曝气生物滤池-超滤联用试验运行期间,原水 COD_{Mn} 为 6.62~7.4 mg/L,平均值为 7.1 mg/L,超滤出水 COD_{Mn} 为 3.26~3.84 mg/L,平均值为 3.5 mg/L;原水氨氮为 0.38~1.08 mg/L,平均值为 0.65 mg/L,超滤出水氨氮为 0.1~0.17 mg/L,平均值为 0.13 mg/L;COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率分别为 50.0%和 81.5%,较曝气生物滤池分别

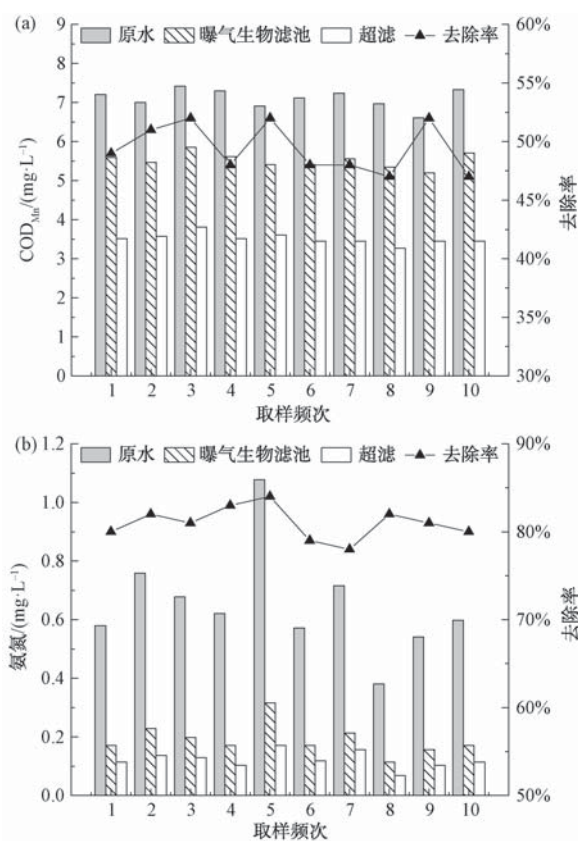


图6 曝气生物滤池-超滤组合工艺对 COD_{Mn}(a)

和氨氮(b) 的去除效果

Fig. 6 Effect of Combined Processes of BAF and UF on COD_{Mn}(a) and Ammonia Nitrogen (b) Removal

提高了 26.9%和 11.4%,较常规工艺分别提高了 20.0%和 58.5%。由试验结果可知,超滤工艺利用孔径极小的高分子薄膜,通过物理过滤能够进一步去除水中的氨氮和 COD_{Mn},对 COD_{Mn} 去除效果的提升显著。组合工艺运行期间,出水氨氮和 COD_{Mn} 基本稳定。同时,由图6可知,在第2次和第5次取样中,进水氨氮浓度较高,为 0.76 mg/L 和 1.08 mg/L,对应的出水氨氮浓度分别为 0.14 mg/L 和 0.17 mg/L,出水水质稳定性高,表现出对高浓度原水的良好适应性,表明组合工艺具有一定的耐冲击负荷能力。曝气生物滤池通过微生物的生物氧化作用和硝化作用,对溶解性有机物及氨氮有着良好的去除效果,而超滤则能进一步去除水中粒径处于胶体范围的大分子量有机物。因此,在超滤工艺前增加曝气生物滤池生物处理工艺,两者联用可以提高对原水中氨氮、有机物的去除效果。试验结果表明,

(下转第 89 页)

参考文献

[1] 江文华. 水厂臭氧投加精确控制的问题与思考[J]. 净水技术, 2017, 36(7): 1-4.
 [2] 陈谷, 方芳, 高乃云, 等. 原水中溴酸盐的产生与控制技术[J]. 净水技术, 2013, 32(1): 10-14.
 [3] 马军, 李学艳, 陈忠林, 等. 臭氧氧化分解饮用水中嗅味物质 2-甲基异茨醇[J]. 环境科学, 2006(12): 2483-2487.
 [4] 叶恒朋, 陆少鸣, 杜冬云, 等. 臭氧-生物活性炭深度处理工艺对微污染原水中营养物的去除研究[J]. 水处理技术, 2010, 36(2): 88-91.
 [5] 朱海涛. 臭氧系统在净水处理中的应用[J]. 给水排水, 2007(7):102-105.
 [6] 邹琳, 陈睿敏, 王志源. 水厂臭氧发生与投加系统运行维护

分析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(16): 116-122.
 [7] 李铁锚, 朱天宇. 无声放电臭氧发生器的特点分析[J]. 淮海大学常州分校学报, 2003(4): 76-80.
 [8] 周迅, 杨学昌. 臭氧发生器中放电形式的研究[J]. 清华大学学报(自然科学版), 1999(9): 26-28, 36.
 [9] 马芳. 浅谈臭氧冷却水系统的选用与安装调试[J]. 城镇供水, 2011(1): 36-38.
 [10] 刘庆君, 朱天宇, 辛力锋. 大型高频臭氧发生器的冷却特性分析[J]. 淮海大学常州分校学报, 2007(4), 69-71.
 [11] 韩晓刚, 黄廷林. 水厂常规工艺去除有机物和总磷[J]. 环境工程学报, 2013, 7(5): 1616-1620.
 [12] 巢猛, 叶淦球, 陈卓华, 等. 南方某水厂臭氧-生物活性炭工艺去除有机物的效果评价[J]. 城镇供水, 2015(5): 71-73.

(上接第 35 页)

曝气生物滤池-超滤组合工艺对 COD_{Mn} 和氨氮的去除率较高,出水 COD_{Mn} 和氨氮均满足《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)中的相关要求。

3 结论

曝气生物滤池装置采用自然挂膜,滤池水温在 27.1~30.2 ℃时,持续运行约 21 d 后,COD_{Mn} 及氨氮的去除率分别稳定在 20%和 70%以上,即标示着曝气生物滤池挂膜成功。曝气生物滤池运行参数:气水比为 1:1,水力停留时间为 30 min。曝气生物滤池-超滤组合工艺对 COD_{Mn} 和氨氮的平均去除率分别为 50.0%和 81.5%,较曝气生物滤池试验分别提高了 26.9%和 11.4%,较常规工艺分别提高了 20.0%和 58.5%。原水在经过曝气生物滤池-超滤工艺处理后,其出水的氨氮、COD_{Mn} 均满足《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)中的相关要求。

参考文献

[1] 雷晓玲,陈麟,杨程,等.直接超滤在重庆村镇安全供水中的工程实践[J]. 中国给水排水,2019,35(22):76-82.
 [2] 笪跃武,殷之雄,李廷英,等.超滤技术在无锡中桥水厂深度处理工程中的应用[J]. 中国给水排水,2012,28(8):79-83.
 [3] 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(8):13-17.
 [4] 董晓清,张真江,吕小梅.拉西环/陶粒双层填料 BAF 运行

效果及反冲洗研究[J]. 环境工程学报, 2015, 9(8):3785-3789.
 [5] WU S, YUE Q, QI Y, et al. Preparation of ultra-lightweight sludge ceramics (ULSC) and application for pharmaceutical advanced wastewater treatment in a biological aerobic filter (BAF) [J]. Bioresource Technology, 2011(3):2296-2300.
 [6] 徐波,周正兵,甘雁飞,等.不同填料曝气生物滤池处理生活污水效能研究[J]. 水处理技术,2020,46(6):126-129,140.
 [7] 雷晓玲,罗棉心,魏泽军,等.山地城市生物滞留带改良填料除氮效果研究[J]. 环境科技,2020,33(1):13-16,22.
 [8] 陆少鸣,方平,杜敬,等.曝气生物滤池挂膜的中试实验[J]. 水处理技术,2006(8):67-69.
 [9] 端艳,陆少鸣,江荻.悬浮陶粒曝气生物滤池在城镇污水处理中的挂膜启动[J]. 水处理技术,2018,44(2):88-92.
 [10] 李斌,杨继富,赵翠,等.曝气生物滤池处理农村生活污水效率与微生物群落分析[J]. 水利学报,2017,48(12):1419-1428.
 [11] 孔宇,沈巍,王郑,等.凹凸棒曝气生物滤池预处理微污染原水研究[J]. 水处理技术,2011(8):91-94.
 [12] 易彪.曝气生物滤池脱氮除磷性能研究[D]. 武汉:华中科技大学,2008.
 [13] 武福平,齐海英,丁俊宏,等.活性炭-石英砂生物过滤处理微污染客水的挂膜试验研究[J]. 水处理技术,2011(7):78-80,94.
 [14] 丁绍兰,封香香,谢林花.沸石-核桃壳曝气生物滤池去除废水中氨氮的研究[J]. 工业水处理,2017,37(5):45-49.
 [15] 窦娜莎.曝气生物滤池处理城市污水的效能与微生物特性研究[D]. 青岛:中国海洋大学,2013.