

蒋才芳,王健,娄岩岩.低有机物负荷条件下水厂活性炭池与中试单元去除效能比较[J].净水技术,2022,41(12):71-76,120.

JIANG C F, WANG J, LOU Y Y. Contrast of removal efficiency of activated carbon filter and pilot test unit under low organic load[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(12): 71-76, 120.



扫我试试?

低有机物负荷条件下水厂活性炭池与中试单元去除效能比较

蒋才芳¹,王 健^{2,*},娄岩岩³

(1.广西绿城水务股份有限公司,广西南宁 530031;2.上海市政工程设计研究总院<集团>有限公司,上海 200092;3.同济大学环境科学与工程学院,上海 200092)

摘 要 为了准确评估在低有机负荷条件下,水厂生物活性炭池与模型试验生物活性炭滤柱对有机污染物的去除效能差别,提高模型研究成果对工程设计参数的实际参考价值,文中通过一组中试模型水厂全面模拟长江下游水源大型水厂的运行实际情况,以 COD_{Mn}、DOC、UV₂₅₄、三维荧光为评价指标,分析水厂与模型单元在不同季节水温条件下上述有机污染物指标的出水去除率特点,总结模型试验与水厂实际之间的结果差别。对于特定污染物指标有特定去除率要求的,在实际工程中的设计参数选择需要考虑不同季节条件下的偏差影响,并留有一定富裕量。

关键词 生物活性炭 中试单元 长江水源水 低有机物负荷 去除效能

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2022)12-0071-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.12.009

Contrast of Removal Efficiency of Activated Carbon Filter and Pilot Test Unit under Low Organic Load

JIANG Caifang¹, WANG Jian^{2,*}, LOU Yanyan³

(1. Guangxi Nanning Water Co., Ltd., Nanning 530031, China;

2. Shanghai Municipal Engineering Design General Institute <Group> Co., Ltd., Shanghai 200092, China;

3. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract Under the condition of low organic load, removal efficiency difference of organic pollutants between biological activated carbon (BAC) filter in the water treatment plant (WTP) and the model test biological activated carbon filter column is useful for the practical reference value of the model research results to the engineering design parameters. This paper comprehensively simulated the operation of large WTPs in the lower reaches of the Yangtze River through a group of model WTPs, taking COD_{Mn}, DOC, UV₂₅₄ and three-dimensional fluorescence as evaluation indices, and summarized the difference between the treated water and removal rate characteristics of the above organic pollutant indices of the model unit test and the actual BAC filter results of the WTP. If there were specific requirements for specific pollutant removal rate, the design parameter selection in the actual project needed to take the influence of deviation under different seasonal conditions into accounts, and a certain margin should be considered.

Keywords biological activated carbon (BAC) pilot test unit raw water from Yangtze River low organic load removal efficiency

[收稿日期] 2022-08-18

[基金项目] 上海市科委“科技创新行动计划”(22dz1209103)

[作者简介] 蒋才芳(1974—),男,高级工程师,主要从事城市给水、排水工程技术研究与建设应用,E-mail:279030802@qq.com。

[通信作者] 王健,男,硕士,主要从事市政给水工程设计和技术研发,E-mail:wangjian5@smedi.com。

臭氧-生物活性炭深度处理工艺与常规处理工艺相结合,具有去除多种污染物的能力,可提供高质量的饮用水。相关研究^[1]表明,臭氧-生物活性炭工艺对有机物的去除效果非常理想。在臭氧投加量高于 1 mg/L 的情况下,该工艺出水水质提升明显,这主要归因于活性炭池中活性炭滤料的吸附和生物降

解能力^[2]。因此,臭氧-生物活性炭工艺仍然是保障饮用水安全的一个重要工艺单元。

近年来,我国饮用水水源污染情况得到了一定程度的改善,部分水源地的污染物水平呈现下降的趋势。生物活性炭池在低有机物($\text{COD}_{\text{Mn}} < 1.5 \text{ mg/L}$)负荷条件下,有机物去除效率容易受到生产规模、流态、温度、生物量等多种因素影响,改变实际运行效果^[3-4]。为了取得科学的依据,工程设计前往往在建设前通过中试模型来模拟水厂工程处理单元的运行效果,并用此来作为工程设计的前置设计参数并投产运行。由于中试试验和水厂实际单元生产在规模、水力流态、抗冲击负荷等方面仍有较大区别。为了能够在投产后继续全面、科学揭示实际水厂工程单元和中试单元在低有机物负荷条件下生产单元和中试单元特性区别和偏差,本文以长江流域某大型水厂为试验基地,通过平行开展工程和中试单元的对比研究,观察进水出水水质变化、温度变化等多项

条件,主要以紫外光吸光度(UV_{254})、 COD_{Mn} 、溶解性有机碳(DOC)、三维荧光光谱为指标,连续半年对中试和水厂的单元出水进行对比分析检测,评估生物活性炭单元对有机物的去除效果,评价二者在投产后的有机负荷条件下实际净水效能与运行偏差数据,为工程设计参数的选取提供有力的数据支持。

1 研究条件

1.1 原水水质

该水厂位于长江流域中下游区域,水源为长江水源,2021年原水的水质情况如表1所示。由表1可知,总体水质情况良好,长江下游水浑浊度呈现夏季高、冬季低的季节性变化^[5],浑浊度年均值不高,冬季期间氨氮含量偏高,有机物含量较少, COD_{Mn} 质量浓度均小于 4.0 mg/L ,受污染水平属于较低情况。

表1 长江原水水质汇总 (2021年试验月份)

Tab. 1 Summary of Raw Water Quality of the Yangtze River (Test Months in 2021)

试验月份	浑浊度/NTU	氨氮/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	COD_{Mn} /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	DOC/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{UV}_{254}/\text{cm}^{-1}$
5月—9月	27.5~97.6	0.02~0.11	1.9~3.9	1.917~3.015	0.033~0.045
10月—12月	22.1~69.5	0.08~0.16	2.1~3.8	1.944~3.028	0.031~0.046

1.2 水厂概况

设计规模为 $70 \text{ 万 m}^3/\text{d}$ 。长江原水的主要特点是有机物负荷较低,冬夏季节温度差异大,处理工艺的效率容易受到有机负荷和季节性温度变化的影响。水厂工艺流程为:原水-预臭氧-混凝-沉淀-过滤-臭氧-生物活性炭池-消毒-出水。预臭氧接触时间为 3 min ,絮凝沉淀时间为 18 min ,沉淀时间为 90 min ,后臭氧接触时间为 12 min ,活性炭池碳层厚度为 2.0 m ,空床接触时间为 13 min ,冲洗周期为 $5\sim 7 \text{ d}$ 。

1.3 试验目的与内容

(1)试验目的:在低有机物负荷条件下,对比中试单元与水厂深度处理效能情况,评价运行效能差异,为后续中试研究结论推导实际结论提供数据支持。

(2)试验内容:建立与实际水厂主要设计参数一致的“预臭氧-混凝-沉淀-过滤-臭氧-生物活性炭滤柱-出水”的中试水厂单元,设计流量为 1000

L/h ,采取平行试验的方式,模拟水厂实际工况,总结生物活性炭滤柱单元的处理效能,并与实际水厂的活性炭池效能进行对比和分析。

(3)试验周期:6个月,包括夏季与冬季,体现水温的周期性变化。

(4)试验项目:分别研究生物活性炭中试单元和水厂生物活性炭池进出水对 COD_{Mn} 、DOC、 UV_{254} 值和三维荧光光谱、凝胶色谱分析分子量分布的进出水处理效果。

1.4 中试装置

中试装置由常规处理工艺和深度处理工艺两部分组成。其中,包括原水箱、预臭氧接触柱、三级絮凝池、上向流斜管沉淀池、砂滤池、中间水箱、后臭氧接触柱、生物活性炭池及产水箱,具体情况如图1所示。本中试装置的设计主要参数与水厂工程设计参数均保持一致。

中试设计流量为 1000 L/h ,在装置运行中,贮存在原水箱中的原水由增压泵A提升到预臭氧接触柱,预臭氧接触柱的水力停留时间为 3 min 。之后

进入快速混合池,搅拌桨的转速为 350 r/min,在快速混合池中原水与经加药泵投加的混凝剂快速混合。三级絮凝池搅拌桨的转速从快到慢依次设置为 200、100、40 r/min,每级的水力停留时间均为 6 min。沉淀池的水力停留时间为 90 min,沉淀池的排泥周期和砂滤池的反冲洗周期均为 24 h。生物活性炭池选用颗粒炭,活性炭池高为 3.1 m,内径为 380 mm,炭层厚度为 2.0 m,反冲洗周期为 6~8 d,炭柱的空床停留时间约为 13 min。在工艺末尾设置后置砂滤池用来防止活性炭泄漏。工艺流程如图 1 所示。

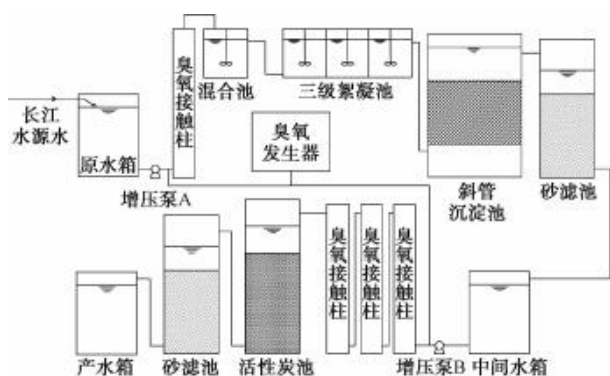


图 1 中试装置图

Fig. 1 Diagram of Pilot Plant

2 效能对比试验

2.1 生物活性炭池对 COD_{Mn} 的去除

试验测试了低污染负荷情况下从夏季 7 月—冬季 12 月的月平均水质。图 2 表示了中试单元和水厂生物活性炭池进出水的 COD_{Mn} 在不同水文条件下的变化情况。中试单元生物活性炭池进水的 COD_{Mn} 质量浓度在 1.03~1.20 mg/L,出水的 COD_{Mn} 质量浓度维持在 0.86~1.05 mg/L。水厂生物活性炭池进水的 COD_{Mn} 质量浓度在 1.10~1.15 mg/L,出水的 COD_{Mn} 质量浓度维持在 0.93~1.03 mg/L。

总体来看,生物活性炭池出水的 COD_{Mn} 平均质量浓度维持在 1.0 mg/L 的水平,出水水质总体差异较小,去除效能并未受到原水季节性温度变化的影响。从生物活性炭池对 COD_{Mn} 的去除率曲线来看,中试单元的生物活性炭池对 COD_{Mn} 的去除率在 10.91%~16.50%,水厂生物活性炭池对 COD_{Mn} 的去除率集中在 8.04%~16.96%。中试单元和工程单元去除率平均值单元偏差较小,二者去除率最大

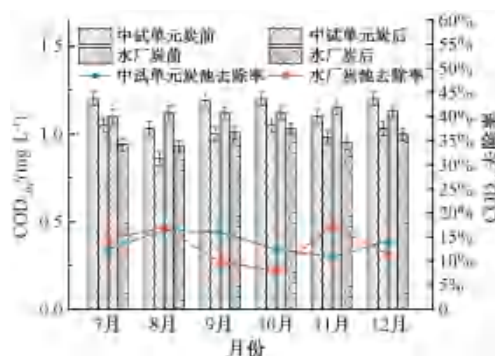


图 2 生物活性炭池对 COD_{Mn} 的去除

Fig. 2 Removal of COD_{Mn} by BAC Filter

的偏差达到约 35.5%,最小偏差为 3.4%。中试单元的 COD_{Mn} 去除率比水厂单元稳定,因此,在实际工程中会存在去除率偏低的情况出现。

2.2 生物活性炭池对 DOC 的去除

在上述低污染负荷条件下,不同季节水温时,中试单元和水厂生物活性炭池进出水的 DOC 变化情况如图 3 所示。从试验结果可知,中试单元生物活性炭池进水的 DOC 质量浓度在 1.345~2.017 mg/L,出水的 DOC 质量浓度维持在 1.269~1.742 mg/L。水厂生物活性炭池进水的 DOC 质量浓度在 1.724~2.017 mg/L,出水的 DOC 质量浓度在 1.522~1.805 mg/L。

从生物活性炭池对 DOC 的去除率曲线可知,中试单元的生物活性炭池对 DOC 的去除率在 5.65%~14.89%,水厂的生物活性炭池对 DOC 的去除率在 6.50%~18.19%。中试单元和工程单元去除率平均值单元偏差较小,二者去除率最大的偏差达到约 24.7%,最小偏差为 2.6%。夏季期间,水厂单元的 DOC 去除率较高,但是随着水温降低,水厂单元的 DOC 去除率比中试单元低,因此,低温条件与低有机负荷条件下水厂实际去除效率更低。

2.3 生物活性炭池对 UV₂₅₄ 的去除

图 4 为上述水质条件下中试单元和水厂生物活性炭池进出水的 UV₂₅₄ 变化情况。中试单元生物活性炭池进水的 UV₂₅₄ 在 0.013~0.019 cm⁻¹,出水的 UV₂₅₄ 在 0.011~0.015 cm⁻¹。水厂生物活性炭池进水的 UV₂₅₄ 在 0.015~0.019 cm⁻¹,出水的 UV₂₅₄ 在 0.011~0.015 cm⁻¹。从生物活性炭池对 UV₂₅₄ 的去除率曲线可知,中试单元的生物活性炭池对 UV₂₅₄

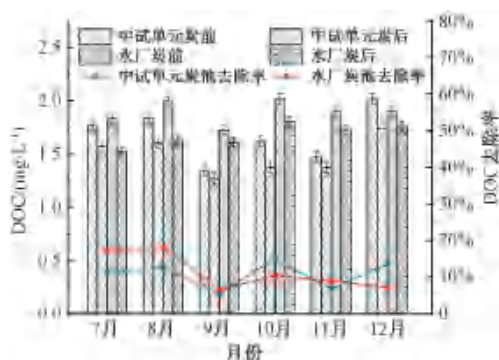
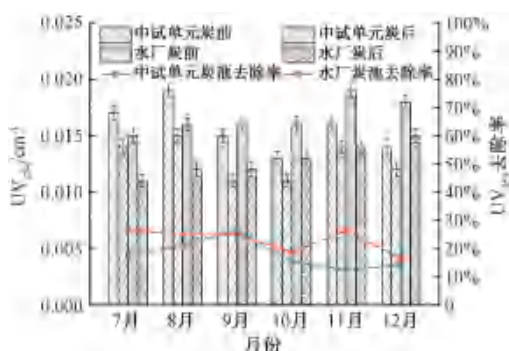


图3 生物活性炭池对 DOC 的去除

Fig. 3 Removal of DOC by BAC Filter

图4 生物活性炭池对 UV₂₅₄ 的去除Fig. 4 Removal of UV₂₅₄ by BAC Filter

的去除率集中在 12.50%~26.67%, 水厂的生物活性炭池对 UV₂₅₄ 的去除率集中在 16.67%~26.67%。

总体上, 水厂单元和中试单元的去除率区间较为吻合, 低污染负荷条件下 UV₂₅₄ 的去除仍有较为理想的效果。二者去除率最大的偏差达到约 48.3%(11月), 最小偏差为 3.5%(9月)。全年水厂的 UV₂₅₄ 去除率较高, 平均值高于中试单元的平均去除率。但是随着水温降低, 中试单元的 UV₂₅₄ 去除率有所下降, 而在实际工程中去除率较为稳定。

2.4 生物活性炭池对三维荧光光谱的影响

中试单元和水厂生物活性炭池进出水的三维荧光光谱图如图 5 所示。从中观察可知进出水三维荧光光谱图中主要响应峰出现在 III 区域、V 区域, II 区域也有一定的响应, 这表明污染物的成分较为复杂, 主要存在的有机污染物为富里酸类(III)、腐植酸类(V)和蛋白质类(II), 但整体荧光响应强度不高, 这表明长江原水受有机物污染水平较低, 属于低污

染负荷水平^[6]。

由图 5 深度处理处理工艺进出水的三维荧光光谱图可知, 区域 III、区域 V 的荧光响应强度有明显降低, 这表明不论中试单元还是水厂深度处理工艺可以有效去除富里酸类(III)和腐植酸类(V)。

经观察可知, 在 7 月—10 月, 中试单元的生物活性炭池进水的三维荧光响应值高于水厂, 而 11 月—12 月水厂的生物活性炭池进水的三维荧光响应值较高。生物活性炭池进水的三维荧光响应峰主要出现在区域 III(富里酸类)和 II(蛋白质类), 经过活性炭柱的吸附降解后, 各区域的荧光强度都有所降低, 这表明生物活性炭池可以有效地去除水体中的溶解性有机物^[7]。二者的不同体现出了中试单元在描述实际水厂生产时仍有季节性偏差, 原因可能是中试单元的常规处理工艺效果不及水厂单元常规处理的效果, 7 月—10 月水厂的深度处理进出水效果均较为理想。但二者相比光谱峰值差异不明显, 仍能证明对有机物去除的效果是良好的。

2.5 凝胶色谱法分析分子量分布特点

利用凝胶过滤色谱仪测试水样来表征水体中有有机物质、合成高分子物质的相对分子量及分布情况。试验检测通道扫描波长为 254 nm, 样品进样 4 μL, 流速为 1 mL/min, (试验检测器为 ACQUITY-UPLC-348UV/Visible Detector)。中试单元和水厂活性炭池进水出水的分子量分布图如图 6 所示。由图 6 可知, 有机物主要分布在 3 个区间。通过对比标准物质出峰时间和分子量的转化关系(图 7), 推算出分别对应的分子量为 6 800~32 000、4 300~6 800、210~4 300 Da 的物质, 其中第三区峰值最大, 推测为腐殖质或其他含有羧酸基、碳碳双键基团结构的小分子物质。原水经过混凝沉淀和砂滤后, 大分子物质能得到有效去除, 但常规处理工艺对小分子物质的去除作用不明显^[8]。

根据凝胶色谱出峰特点, 分子量大的有机物出峰时间早于分子量较小的有机物。从进水可以看出, 大分子物质的响应值较低, 中分子和小分子物质的响应值有略微升高。这表明经过臭氧氧化, 有机物的结构与性质发生了改变, 在后臭氧出水中小分子有机物所占比例明显增加, 溶解性有机物的可吸附性和可生物降解性得到提高。进入生物活性炭池内, 小分子溶解性有机物也会被有效地去除^[9]。

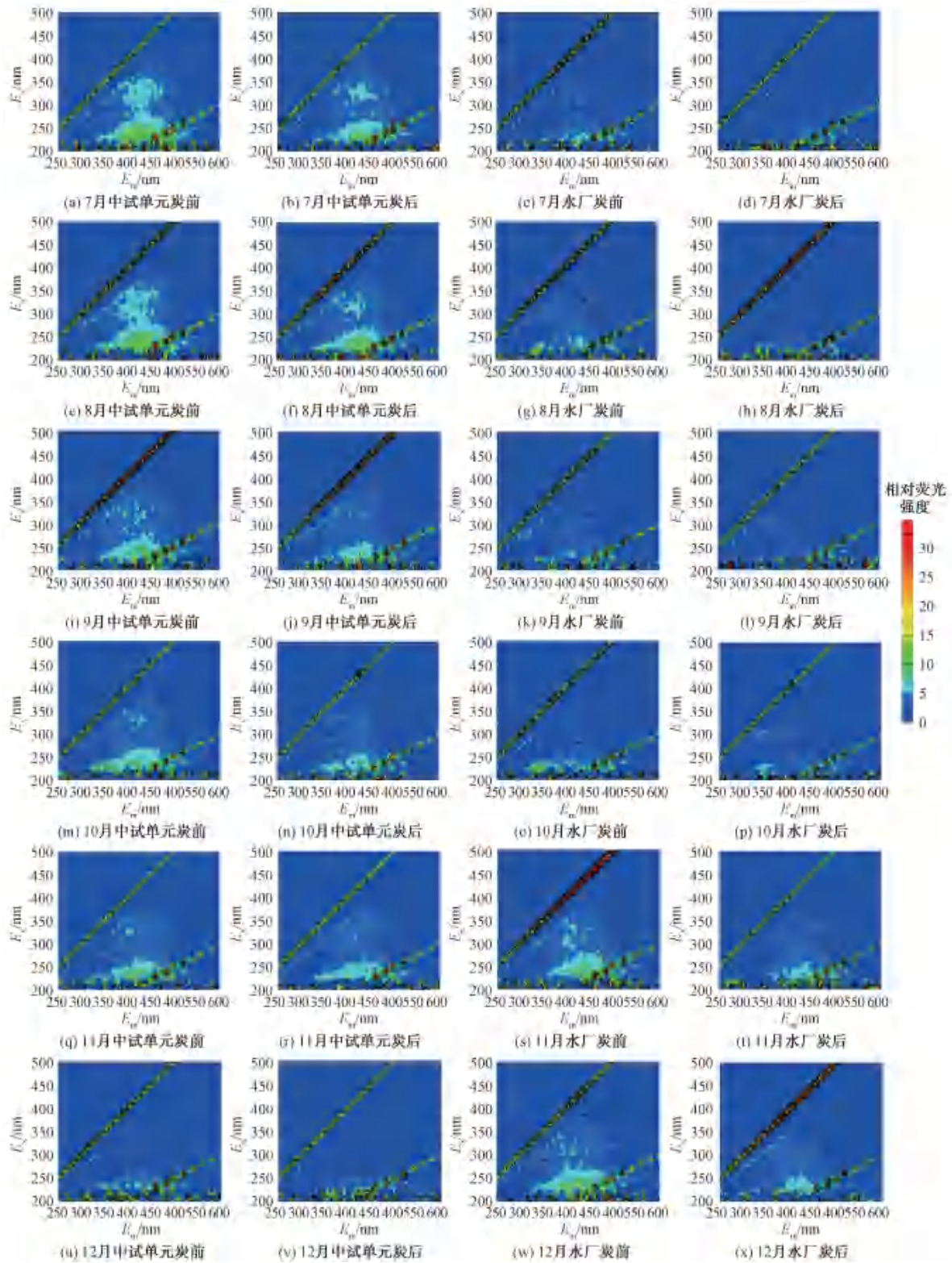


图5 生物活性炭池进出水的三维荧光光谱图

Fig. 5 3D Fluorescence Spectrum of Inflow and Treated Water by BAC Filter

表2为凝胶色谱仪分子分布曲线的峰值时间和相应强度峰值的记录情况。由表2可知,水厂和中试单

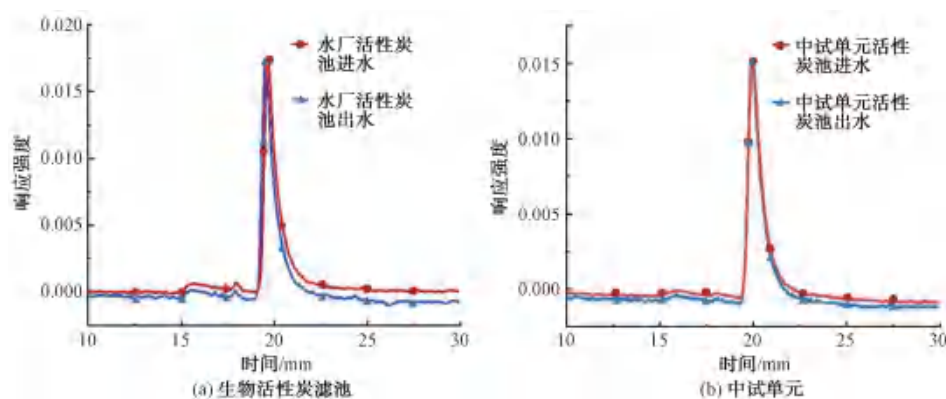


图6 分子量分布图

Fig. 6 Distribution Map of Molecular Weight

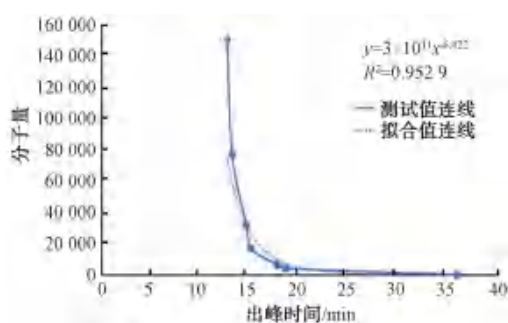


图7 标准分子量样品与出峰时间

Fig. 7 Samples and Peak Time of Standard Molecular Weight

元的相对分子量处峰时间有 1.5% 的差异,相应强度峰值差异为 12.5%,二者在运行中分子量的分布近乎一致,分子浓度差异存在但不明显,属于中试试验与生产运行的合理范围。

表2 分子分布曲线峰值时间与强度峰值
Tab. 2 Peak Time and Peak Intensity of Molecular Distribution Curve

类别	水样	峰值时间/min	响应强度峰值
水厂	水厂炭池进水	19.6	0.017 5
	水厂炭池出水	19.5	0.017 2
中试单元	中试单元炭池进水	19.9	0.015 3
	中试单元炭池出水	19.9	0.015 1

3 结论

根据生物活性炭在中试单元和水厂单元长期运行对比试验分析,结论认为在低有机污染负荷条件下,生物活性炭单元对水中有机物的去除效果、出水污染物水平基本吻合,但是部分指标在季节性温度变化条件下仍然存在明显差异,主要结论如下。

(1)深度处理工艺中试单元和水厂单元出水在 COD_{Mn} 去除率方面有明显差别明显,最大的偏差达到约 35.5%,最小偏差为 3.4%。而水温变化是主要影响因素:夏季期间,水厂的 DOC 去除率较高,但是随着水温降低,水厂单元的 DOC 去除率比中试单元低。深度处理工艺出水的 UV_{254} 指标中,全年水厂的 UV_{254} 平均去除率高于中试单元的平均去除率。出水的三维荧光、有机物分子量分布等指标的差异不明显。

(2)低有机负荷条件下,水厂生产构筑物和试单元在池形构造差异、反应器效率、水力条件有明显不同,此外还有滤池反冲洗效果等因素的叠加影响,因此,两条平行试验中产生了在不同季节条件下上述主要指标的明显差异,其对效能的影响作用不容忽视。因为温度的影响作用较为明显,初步判断是水力黏滞系数差异和生物种群在低温低污染负荷条件下适应性有较大不同,造成去除率方面存在一定差异^[10]。

综上,还需要进一步针对池形的水力条件、反应效率、生物种群和浓度对比等多项指标进行研究,揭示低污染负荷条件下效能变化的主要影响机理和理论模型。在实际工程试验和设计参数的选择时,应根据工程设计目标对上述不同的水质指标已知去除率差异的特点上,考虑气温变化时有针对性地对该指标去除效能留有相应的安全富余系数。

参考文献

- [1] 陈仲赞,苏宇亮,孙文俊,等. 珠江水源水厂臭氧-生物活性炭工艺对有机微污染物的去除效果[J]. 净水技术, 2021, 40(11): 49-55, 70.

(下转第 120 页)

上均有一定程度的调整,变形菌门、厚壁菌门、放线菌门及红假单胞菌属、*Skermanella* 等门、属的微生物丰度随 BAC 使用年限明显增加,一定程度上影响了出水中 DON 的组分及含量。

参考文献

- [1] 徐梁,吴美柔,彭焕龙,等. 污水厂中 DON 及含氮消毒副产物生成势研究[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(s2): 87-92.
- [2] 汪杰,郑芳,柴文波,等. 含氮有机物在污水处理过程中的生物转化机制与模型研究进展[J]. 微生物学通报, 2021, 48(5): 1717-1726.
- [3] 刘成,朱浩强,曹军,等. 水厂处理工艺对藻源含氮有机物的去除效能分析[J]. 中国给水排水, 2014, 30(3): 35-38.
- [4] LUO Y Y, LIU C, LI C C, et al. Transformation mechanism and fate of dissolved organic nitrogen (DON) in a full-scale drinking water treatment[J]. Journal of Environmental Sciences, 2022, 121(11): 122-135. DOI: 10.1016/j.jes.2021.09.007.
- [5] LIU B, GU L, YU X, et al. Dissolved organic nitrogen (DON) in a full-scale drinking water treatment plant[J]. Journal of Water Supply: Research and Technology, 2012, 61(1): 41. DOI: 10.2166/aqua.2012.098.
- [6] ZHANG H, ZHANG K, JIN H, et al. Variations in dissolved organic nitrogen concentration in biofilters with different media during drinking water treatment [J]. Chemosphere, 2015, 139(11): 652-658. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.10.092.
- [7] SHAN Y W, LIU C, FENG C L, et al. Effects of low frequency ultrasound on ammonium nitrogen removal by biological activated carbon filter[J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 38: 101682. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101682.
- [8] ZHENG D, CHANG Q, LI Z, et al. Performance and microbial community of a sequencing batch biofilm reactor treating synthetic mariculture wastewater under long-term exposure to norfloxacin [J]. Bioresource Technology, 2016, 222: 139-147. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.09.114.
- [9] TANG Y, DAI X, DONG B, et al. Humification in extracellular polymeric substances (EPS) dominates methane release and EPS reconstruction during the sludge stabilization of high-solid anaerobic digestion[J]. Water Research, 2020, 175: 115686. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115686.
- [10] 何培培,余光辉,邵立明,等. 污泥中蛋白质和多糖的分布对脱水性能的影响[J]. 环境科学, 2008, 29(12): 3457-3461.
- [11] LIU B, GU L, YU X, et al. Dissolved organic nitrogen (DON) profile during backwashing cycle of drinking water biofiltration [J]. Science of the Total Environment, 2012, 414: 508-514. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.10.049.
- [12] 胡婧逸,邓慧萍,张玉先,等. PAC/MBR 用于微污染地表水处理的中试研究[J]. 水处理技术, 2010, 36(8): 100-103.
- [13] ZHANG L, YOU Y, GAO C, et al. Dissolved organic nitrogen structural and component changes in overlying water along urban river at molecular and material levels-Beiyun Basin case study [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 287: 125570. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.125570.
- [14] TERADA A, LACKNER S, KRISTENSEN K, et al. Inoculum effects on community composition and nitrification performance of autotrophic nitrifying biofilm reactors with counter-diffusion geometry[J]. Environmental Microbiology, 2010, 12(10): 2858-2872. DOI: 10.1111/j.1462-2920.2010.02267.x.
- [15] LIU C, SUN Z, CHEN W. Variation in the biological characteristics of BAC during ultrasonic regeneration [J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2019, 61: 104689. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2019.104689.
- [16] MA X, WANG Y, ZHOU S, et al. Endogenous metabolism of anaerobic ammonium oxidizing bacteria in response to short-term anaerobic and anoxic starvation stress[J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 313: 1233-1241. DOI: 10.1016/j.cej.2016.11.019.

(上接第 76 页)

- [2] 董秉直,肖健,华建良,等. 高品质饮用水的思考以及苏州实践[J]. 给水排水, 2021, 57(8): 19-27.
- [3] 胡天佑,唐瑾,王皓文,等. O₃-BAC 技术处理饮用水进展[J]. 当代化工研究, 2019(17): 5-8.
- [4] 张双翼. 生物活性炭滤池对污染物去除效果预测模型建立方法的介绍[J]. 净水技术, 2019, 38(s2): 15-18.
- [5] 张睿,倪娇娇,张艳芳,等. 江苏某自来水厂净水关键技术探析及比选[C]. 北京:中国土木工程学会总工程师工作委员会 2021 年度学术年会暨首届总工论坛会议论文集, 2021.
- [6] 张世红,张旭东,刘志滨,等. 长江水源水质特点与混凝剂的选择研究[J]. 供水技术, 2019, 13(3): 15-18.
- [7] 何嘉莉,张晓娜,陈卓华,等. 三维荧光技术分析南方某深度处理净水厂有机物去除效果[J]. 城镇供水, 2018(6): 20-24.
- [8] 李璇,刘武平,吕锡武. 微污染水源饮用水处理工艺中试试验对比分析[J]. 净水技术, 2016, 35(3): 68-74.
- [9] 刘珊珊. 某净水厂不同工艺单元净化效果分析及其细菌群落结构研究[D]. 重庆:重庆大学, 2021.
- [10] 李聪聪. 生物活性炭过滤工艺生物膜特性研究[D]. 济南:山东建筑大学, 2018.