



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202304068

中图分类号 X703

文献标识码 A

董丽华, 陈志颖, 韩英杰, 等. 新疆煤基压块活性炭在 BAC 工艺中的应用[J]. 环境工程学报, 2023, 17(8): 2587-2595. [DONG Lihua, CHEN Zhiying, HAN Yingjie, et al. Application of Xinjiang coal-based briquetted activated carbon in BAC process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(8): 2587-2595.]

新疆煤基压块活性炭在 BAC 工艺中的应用

董丽华^{1,✉}, 陈志颖¹, 韩英杰¹, 杨晓红¹, 潘淑杰¹, 张光辉¹, 侯立安²

1. 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300072; 2. 中国人民解放军 96911 部队, 北京 100011

摘要 鉴于新疆丰富的煤炭资源, 本研究对由 2 种不同指标新疆煤基压块活性炭 (LBC 和 HBC) 组成的上向流活性炭柱构成的小试生物活性炭 (biological activated carbon, BAC) 工艺进行了为期约 300 d 的实验研究。考察了 2 种不同指标的压块活性炭柱 (LBC-O₃ 与 HBC-O₃) 的运行情况。结果表明, LBC-O₃ 对于 COD_{Mn} 的去除效果优于 HBC-O₃ (进水平均值为 1.56 mg·L⁻¹, 出水平均值为 0.55 mg·L⁻¹); 而 HBC-O₃ 对于 UV₂₅₄ 所代表有机物去除效果优于 LBC-O₃ (进水平均值为 0.053 cm⁻¹, 出水平均值为 0.005 cm⁻¹)。LBC-O₃ 对 COD_{Mn} 的更佳去除性能, 促成了活性炭表面微生物量的生长, 进而构成了吸附和生物降解的良性循环; 而兼具发达次微孔和中孔结构的 HBC-O₃ 对 UV₂₅₄ 代表的有机物表现出了靶向吸附性; 微生物检测结果和炭柱出水中溶解性有机物的光谱特性分析验证了该结论。因此, 结合目标水体中污染物的特性靶向选择相应指标 (孔隙结构) 的压块活性炭可取得更佳 BAC 工艺处理效果: 提高污染物去除率、节约资源, 符合双碳目标。

关键词 新疆煤; 压块活性炭; BAC 工艺; 选炭; 高锰酸盐指数

饮用水安全关系着人们的身体健康, 生命安全。随着社会发展和科技进步, 以地表水为代表的各类水源中发现了多种的新型污染物, 如内分泌干扰物、药品、甜味剂、个人护理产品等^[1-2]。这些新型污染物的存在不仅会对人体产生危害并且降低消费者对饮用水的信心。由于常规给水处理工艺 (混凝、沉淀、过滤和消毒) 的主要功能是去除细菌和降低浊度等, 对有机物尤其是溶解性有机物 (dissolved organic carbon, DOC) 的去除能力很低, 而深度处理, 例如活性炭吸附、高级氧化等可以实现更好的去除效果^[3-4]。综合国内外研究, 在新型污染物暴露的情况下, 具备深度处理工艺的水厂比常规工艺的水厂的抗风险能力更强, 受新型污染物威胁的风险更小^[5]。因此, 饮用水深度处理工艺已经成为给水工艺中不可或缺的一环, 尤其是集吸附与生物降解于一体的生物活性炭 (biological activated carbon, BAC) 工艺, 无论是对传统水处理指标还是对新型污染物去除均有较好的效果^[6-7]; 由于 BAC 工艺具有应用范围广、水源水质针对性强、水质保障能力强、出水稳定性高、技术成熟等优点, 已经成为我国给水深度处理的主推广技术^[8]。截至 2020 年底, 全国已有近 130 余座水厂采用 BAC 工艺进行深度处理, 处理能力已达 3 580 万 m³·d⁻¹, 占日供水能力的 35% 以上^[9], 如苏州市的供水水厂已经全面实现了 BAC 深度工艺, 出厂水水质达到了高品质饮用水的标准^[10], 这表明 BAC 工艺在我国给水工艺中的优势地位与普适性。

然而由于资源的有限性、可持续发展的紧迫性, 作为 BAC 工艺中关键净水材料的活性炭, 其

收稿日期: 2023-04-17; 录用日期: 2023-07-11

基金项目: 2019 年研究生创新人才培养项目 (YCX19056); 天津大学自主创新基金 (2018XZC-0080)

第一作者: 董丽华 (1980—), 女, 博士, 副教授, lihua.dong@tju.edu.cn; ✉通信作者

应用效率有待进一步研究^[11-15]。基于此,本研究以新疆煤基压块活性炭为例,探究2种不同指标活性炭的小试BAC工艺应用效果,以期为BAC工艺中活性炭的靶向选择提供借鉴和指导。

1 材料与方法

1.1 实验用活性炭的技术指标和孔隙结构表征

实验所用2种不同指标新疆煤基压块活性炭,LBC(碘吸附值为 $968\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,亚甲基蓝吸附值为 $199\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$)和HBC(碘吸附值为 $1\,162\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,亚甲基蓝吸附值为 $220\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$)均由国家能源集团新疆能源公司提供,其孔隙结构表征数据如表1所示。

表1 LBC与HBC的孔隙结构表征
Table 1 Characterization of pore structure of LBC and HBC

编号	比表面积/ ($\text{cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$)	总孔容/ ($\text{cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$)	微孔容积/ ($\text{cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$)	LBC/HBC 微孔含量比	中孔容积/ ($\text{cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$)	LBC/HBC 中孔含量比	平均孔径/ nm
LBC	1 069	0.656 4	0.366 0	1.0	0.237 9	1.0	2.457
HBC	1 331	0.825 5	0.438 9	1.2	0.305 8	1.29	2.481

LBC与HBC的氮气吸脱附等温线和孔径分布曲线如图1所示。如图1(a)所示,在相对压力 <0.4 时,吸附等温线展现出狭窄的通道,属于I型等温线,LBC和HBC含有微孔结构。随着相对压力的增大,LBC与HBC出现吸附滞后环,LBC和HBC含有中孔结构^[16]。由图1(b)可知,LBC与HBC孔径主要分布在 $0.3\sim 10.0\text{ nm}$ 。

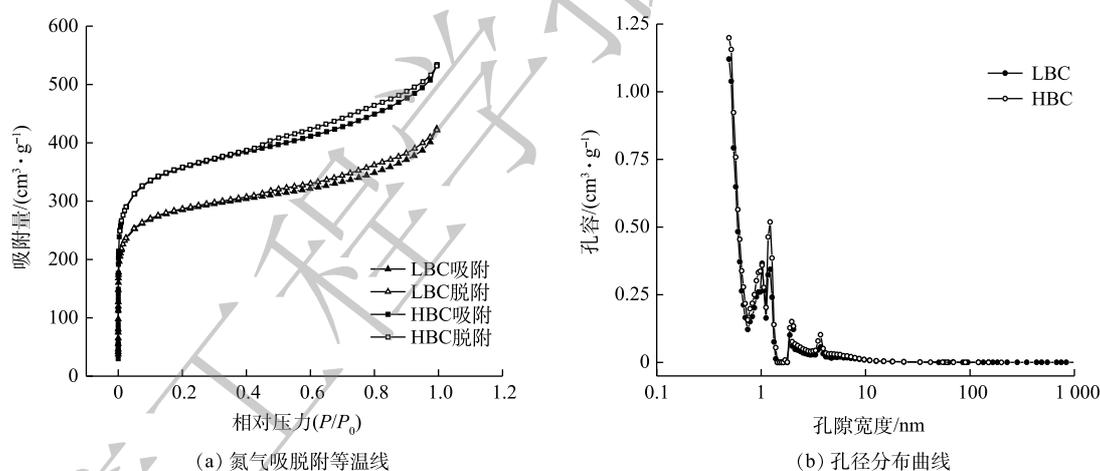


图1 LBC与HBC的氮气吸脱附等温线和孔径分布曲线

Fig. 1 Nitrogen adsorption-desorption isotherm and pore size distribution curves of LBC and HBC

1.2 小试BAC实验设计

1) 小试BAC工艺装置。如图2所示,上向流小试装置由1根120 L的臭氧接触柱和2根内径为6 cm的活性炭柱(LBC- O_3 和HBC- O_3)组成。炭柱内分别装填LBC和HBC,炭层高为1 m,出水口设在顶部,取炭口设在距底部10 cm处^[17-18]。运行参数如下:炭柱进水为上向流,滤速为 $2\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$,空床接触时间(EBCT)为30 min,流量为 $0.09\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,臭氧投加量为 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,每天运行8 h,单根炭柱处理水量为 $43.2\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

该小试BAC工艺从2019年9月开始运行,直至2020年12月结束。运行期间,由于2020年2月开始的疫情导致实验暂停运行约4个月,疫情结束后,对炭柱进行反冲洗后重新运行,共运行约300 d。为考察不同指标压块活性炭在BAC工艺中的作用,以每周1次的取样频次,对小试

BAC 工艺进出水的常规水质指标，如溶解氧 (dissolved oxygen, DO)、浊度、pH、 UV_{254} 、高锰酸钾指数 (COD_{Mn}) 等进行了检测；以每月 1 次的取样频次，对活性炭上负载的微生物-细菌总数进行了检测。通过比较臭氧接触前后的水质状况，分析臭氧对原水产生的影响；通过对 LBC- O_3 和 HBC- O_3 出水水质及炭上细菌总数进行分析，评估不同指标压块活性炭对小试 BAC 工艺运行情况的影响，以期水厂处理不同水质时的用炭选择提供指导。

2) 水质指标分析测试方法。分别使用便捷式溶解氧仪 (Hach HQ30D)、便捷式浊度计 (Hach2011)、便捷式酸度计 (HACH PHC101) 测定水的 DO、浊度和 pH。水样经 0.45 微米滤膜过滤后，以纯水 (Elix Advantage 10, Millipore) 作参比，采用紫外可见分光光度计 (TU-1810, 北京普析通用) 测试水样于 254 nm 处的吸光度 (UV_{254})。根据高锰酸盐指数法 (GB 11892-89)^[19] 测定 COD_{Mn} 。将活性炭放于振荡器内振荡以分离炭上吸附的细菌^[17]，按照生活饮用水标准检验方法微生物指标 (GB/T 5750.12-2006)^[20] 规定的方法测定活性炭上细菌总数。

2 结果与讨论

2.1 LBC- O_3 与 HBC- O_3 净水效果分析

1) 臭氧接触前后的水质比较。为观察臭氧氧化前后的水质变化情况，对臭氧接触前后水质进行检测，其中臭氧接触前后水中 DO 变化情况如图 3 所示，浊度、pH、 UV_{254} 、 COD_{Mn} 变化情况如图 4 所示。由图 3 可知，臭氧接触后出水中 DO 在 $8.5\sim 10.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，与臭氧接触前相比，其提升了大约 10%~20%。在水温较高的阶段 (20~26 °C)，臭氧接触前后的 DO 增加值基本维持在 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右，这表明臭氧氧化可使 DO 值升高。在水温较低的阶段 (14~20 °C)，即运行至 50~125 d，此时所体现的臭氧接触导致 DO 升高的作用并不明显甚至相反。这是由于室外温度过低，输水压强作用导致臭氧接触前的原水已经达到 DO 过饱和状态，相同的现象在水厂中也会出现。

由图 4(a) 可知，原水浊度保持在 0.25~1.50 NTU，除局部几个测试点出现升高外，臭氧接触出水的浊度出现了微弱的降低。其原因可能是臭氧接触作用于一部分浊度，使其分解或转化；而局部几点升高的现象可能是当天原水中存在氧化后能增加浊度的物质所致。

如图 4(b) 所示，臭氧接触后的 pH 升高。这是接触过程中水温的变化以及复杂的臭氧反应过程导致的，基于臭氧的 NFG 模型分解机理可知^[21]，其分解过程中有 OH 产生，导致 pH 升高。如图 4(c) 所示，与臭氧接触前相比，臭氧接触后出水的 UV_{254} 总体上存在一定程度的降低，其原因是 UV_{254} 代表的较大分子质量有机物被臭氧氧化分解成更小分子质量的有机物。由图 4(d) 可知，在小试 BAC 工艺

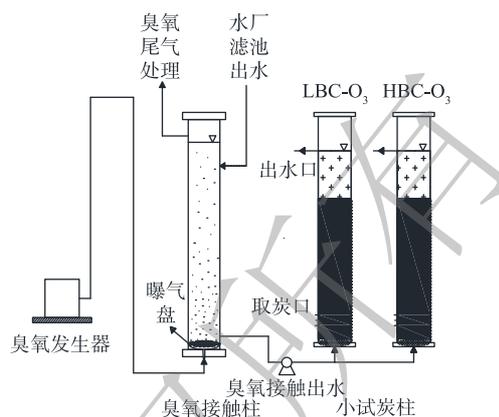


图 2 小试 BAC 工艺示意图

Fig. 2 Schematic diagram of lab-scale BAC process

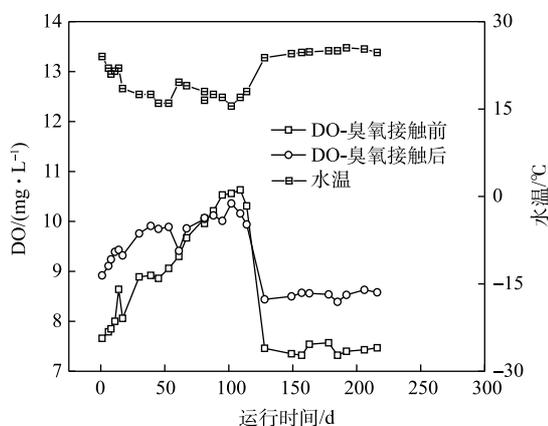


图 3 小试 BAC 工艺臭氧接触前后水中 DO 变化

Fig. 3 DO changes in water before and after ozone exposure in lab-scale BAC process

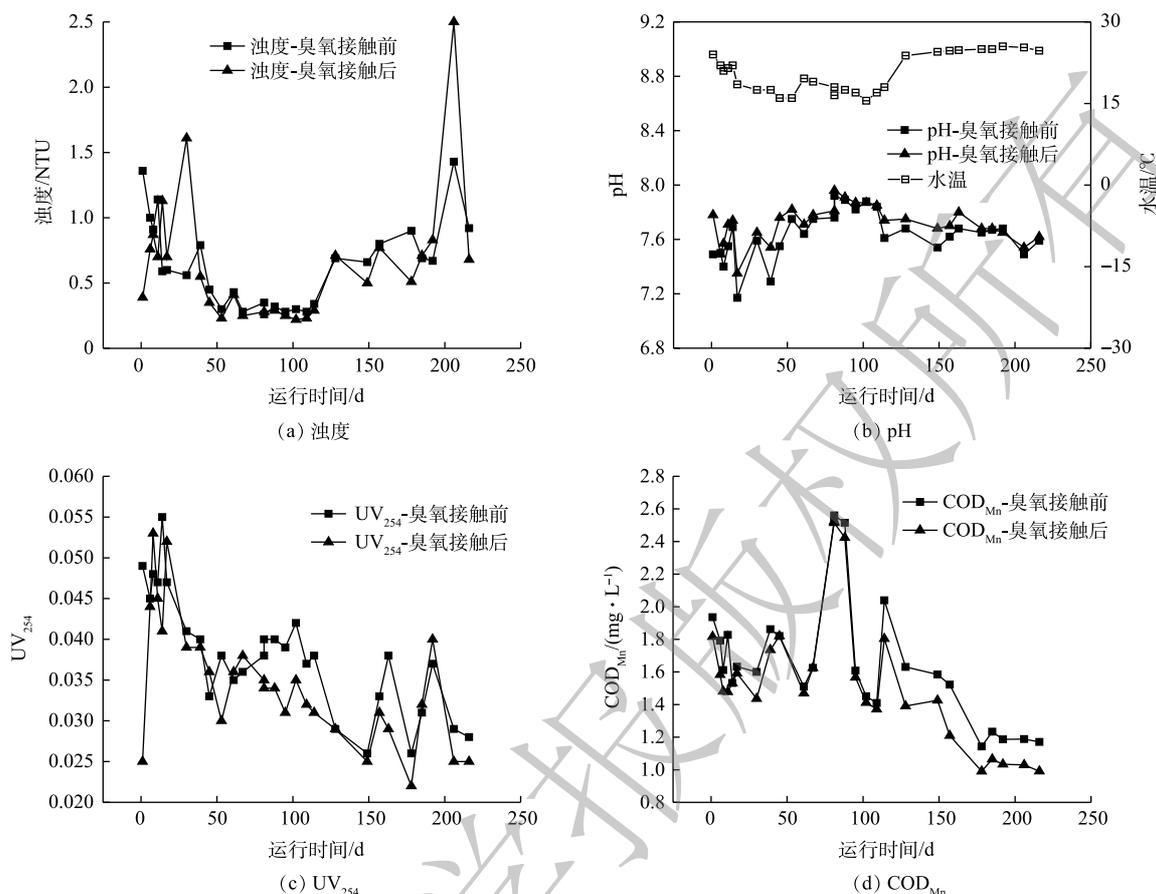


图4 臭氧接触前后水质变化情况

Fig. 4 Changes in water quality before and after ozone exposure

运行期间原水的 COD_{Mn} 稳定在 1.1~2.6 mg·L⁻¹, 经过臭氧接触后, COD_{Mn} 降低。这是因为臭氧氧化了原水中部分可以被高锰酸钾氧化的物质。

综上所述, 臭氧接触后原水 DO 出现 10%~20% 的升高 (冬季低温水除外), 浊度轻微降低, pH 升高, UV₂₅₄ 和 COD_{Mn} 降低, 即臭氧能够氧化分解部分有机物, 并在一定程度上使出水的 DO 升高。

2) LBC-O₃ 与 HBC-O₃ 体系的出水水质比较。小试 BAC 工艺 LBC-O₃ 和 HBC-O₃ 进、出水的 DO 如图 5 所示, 出水浊度、pH 变化如图 6(a) 和图 6(b) 所示, 出水 UV₂₅₄、COD_{Mn} 及其所代表有机物的去除率分别如图 6(c) 和图 6(d) 所示。

由图 5 可知, 运行前期 (约 0~14 d), 炭柱出水 DO 在 3.0~5.0 mg·L⁻¹, 随后维持在 6.0 mg·L⁻¹ 以上, 与进水 DO 的差值维持在 2.0~4.0 mg·L⁻¹, 即运行初期 DO 的消耗量最大。在疫情后的运行前期 (约 128~150 d) 也出现了相同的现象, 这是运行前期活性炭对 DO 的强吸附作用所致^[22], 在吸附达到饱和后 DO 消耗量稳定, 这表明活性炭表面的氧气充足, 利于好氧微生物的生长繁殖。

如图 6(a) 所示, HBC-O₃ 和 LBC-O₃ 对于

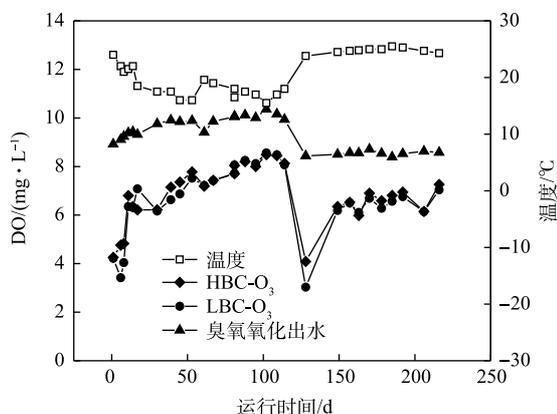


图5 在 LBC-O₃ 与 HBC-O₃ 中的出水 DO 变化
Fig. 5 Changes of DO in the effluent of LBC-O₃ and HBC-O₃ columns

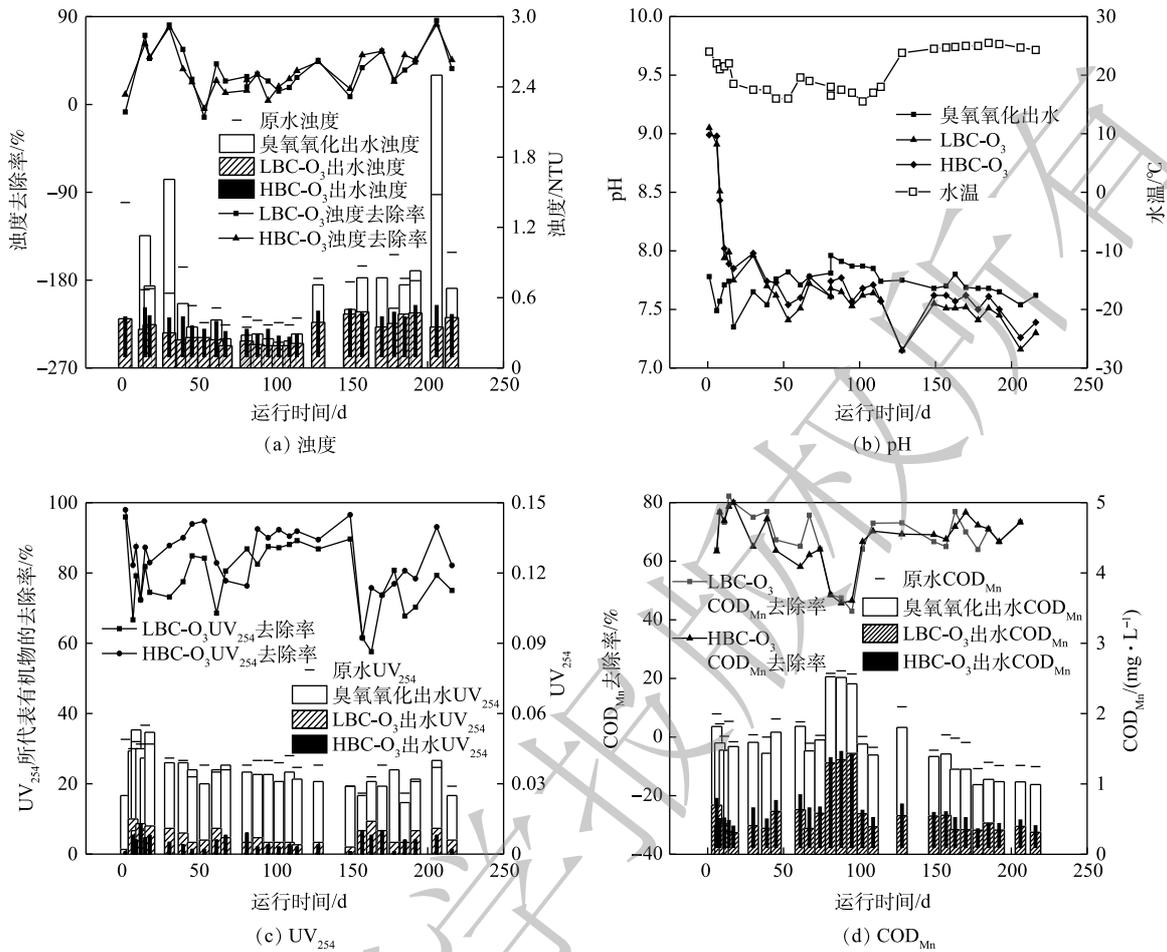


图 6 LBC-O₃ 与 HBC-O₃ 出水的水质

Fig. 6 Water quality in the effluent of in LBC-O₃ and HBC-O₃ columns

浊度的去除无明显差异。如图 6(b) 所示，LBC-O₃ 和 HBC-O₃ 出水 pH 随时间的变化表现出相同的变化趋势：在 0~60 d 内，出水 pH 由最初的 9.0 左右 (高于进水) 快速下降并稳定在 7.5 左右且低于进水。与 LBC-O₃ 相比，在 0~17 d，HBC-O₃ 出水 pH 低，这与新活性炭 LBC 的 pH 大于 HBC 有关 (LBC、HBC 的 pH 分别为 9.0 和 8.0)；约 17 d 后，HBC-O₃ 出水 pH 高，差值维持在 0~0.2 左右，以上趋势应该是由压块活性炭本身的表面特性及 BAC 工艺的综合作用 (臭氧氧化、吸附、生物降解等) 所导致^[23]。由图 6(c) 可知，对于 UV₂₅₄ 所代表的有机物，HBC-O₃ 和 LBC-O₃ 的去除率主要集中在 70%~90%，其平均去除率分别为 84.2% 和 77.3%，即 HBC-O₃ 的去除效果更好。有研究表明，UV₂₅₄ 代表水中腐殖质类和各种芳香族等大分子有机化合物^[24]，HBC-O₃ 效果较好的原因是其孔隙结构特点更适宜去除水中 UV₂₅₄ 所代表的有机物^[25]。由图 1 和表 1 可知，LBC 和 HBC 的孔径均主要分布在 0.3~10.0 nm，以微孔和中孔为主；与 LBC 相比，HBC 具有更大的比表面积、更高的孔隙容积，且其中微孔容积较 LBC 高出 19.9%，中孔容积高出 28.5%；即 HBC 更丰富的次微孔及中孔结构为吸附大分子有机物创造了有利条件^[23]。基于课题组前期的研究结果可知，就宏观技术指标而言，去除 UV₂₅₄ 所代表的大分子有机物应选择亚甲基蓝吸附值更高的活性炭^[26]。由图 6(d) 可知，对于 COD_{Mn}，LBC-O₃ 和 HBC-O₃ 的去除率均在 30%~90%，主要集中在 60%~75%，其平均去除率分别为 65.7% 和 64.3%，即 LBC-O₃ 的去除效果略好于 HBC-O₃。在运行 0~60 d，LBC-O₃ 和 HBC-O₃ 的去除效果较好，去除率可达 55%~80%，这是因为炭在投加初期具有较强的吸附能力；在 60~

100 d, 由于进水中 COD_{Mn} 值增加导致去除率降低; 100 d 后去除率稳定在 60%~70%, 这是由于该阶段中微生物(详见 2.2 节)对有机物的生物降解作用, 使活性炭吸附位点在被释放与被占据中平衡^[22], 从而使出水的 COD_{Mn} 值稳定在一定范围; 与 HBC- O_3 相比, LBC- O_3 对 COD_{Mn} 的去除率略高, 表明该活性炭的孔隙结构适宜吸附水体中该类有机污染物; 即由于 LBC- O_3 与 HBC- O_3 对 COD_{Mn} 表现出较佳的吸附性能, 而被吸附的有机污染物又为微生物的生长繁殖提供了饵料, 从而促成了活性炭表面微生物的生长, 进而构成了吸附、生物降解的良性循环^[26]。

综上所述, 虽然经 LBC- O_3 和 HBC- O_3 处理后, 出水水质均达到了要求, 但其分别对以 COD_{Mn} 、 UV_{254} 为代表的两类目标污染物的不同净化效果与 BAC 工艺的核心材料——活性炭的孔隙结构密切相关。对于 UV_{254} 代表的有机污染物而言, HBC- O_3 的平均去除率比 LBC- O_3 高 6.9%; 对于 COD_{Mn} 而言, LBC- O_3 的平均去除率比 HBC- O_3 高 1.4%。这是由活性炭的孔隙结构及原水中污染物的特性共同决定的, 即针对原水水质进行分析, 靶向选择活性炭将有助于提高污染物去除率、节约资源, 符合双碳目标。

2.2 LBC- O_3 与 HBC- O_3 微生物指标分析

1) 细菌总数的变化。小试 BAC 工艺 LBC- O_3 和 HBC- O_3 内活性炭上附着的细菌总数随运行时间的变化如图 7 所示, 小试 BAC 工艺中 LBC- O_3 和 HBC- O_3 活性炭上附着的细菌总数在 2 500~12 500 $\text{CFU}\cdot\text{g}^{-1}$, 其中 LBC- O_3 细菌总数稍高, 这与其对 COD_{Mn} 的去除效果(2.1 节)较好相互印证。在小试装置运行 80 d 时, 活性炭上细菌总数已接近稳定状态, 微生物的稳定状态与 COD_{Mn} 的去除阶段基本一致; 小试装置运行第 128 d, 反冲洗再次运行后, 活性炭上的细菌开始增长, 并于 190 d 后再次稳定。

2) 微生物扫描电镜表征。小试 BAC 工艺运行 280 d 的活性炭样的表面微生物电镜照片如图 8 所示, 细菌主要生长在活性炭表面和孔隙处, 主要为杆状菌、丝状菌和球状菌。这进一步验证了细菌总数的测定结果。

2.3 LBC- O_3 与 HBC- O_3 出水中溶解性有机物的光谱特性分析

利用三维荧光光谱对小试 BAC 工艺进出水中溶解性有机物的光谱特性等进行表征, 结果如图 9 所示。三维荧光光谱图按激发波长 (E_m) 和发射波长 (E_x) 可分为 5 个区域: A 区 ($E_m > 380 \text{ nm}$, $E_x > 250 \text{ nm}$) 代表类腐植酸类有机物; B 区 ($E_m > 380 \text{ nm}$, $E_x < 250 \text{ nm}$) 代表类富里酸类物质; C 区 ($330 \text{ nm} < E_m < 380 \text{ nm}$, $E_x < 250 \text{ nm}$) 和 D 区 ($E_m < 330 \text{ nm}$, $E_x < 250 \text{ nm}$) 代表简单的芳香族蛋白质 (C 区主要代表色氨酸类芳香族蛋白质, D 区主要代表酪氨酸类芳香族蛋白质); E 区 ($E_m < 380 \text{ nm}$, $E_x > 250 \text{ nm}$) 代表溶解性微生物代谢物^[27-28]。

由图 9(a) 可知, 实验原水在 B、C、D 区有明显荧光峰, A、E 区没有明显的荧光峰, 以肩峰形式呈现, 说明原水中溶解性有机物以类富里酸和芳香族蛋白质为主。

对比图 9(a) 和图 9(b) 可知, 臭氧氧化出水中上述区域的强度均明显降低, 说明臭氧对原水中存在的物质均存在分解作用, 此处与 2.1 节臭氧接触后水中 COD_{Mn} 和 UV_{254} 的降低呼应: COD_{Mn} 在一定程度上表示水中有机物的多少, 所以其降低与臭氧导致的溶解性有机物的减少有关, UV_{254} 的降低是臭氧导致的 A、C、D 区所代表的类腐植酸类有机物, 芳香族蛋白质的减少所致。由图

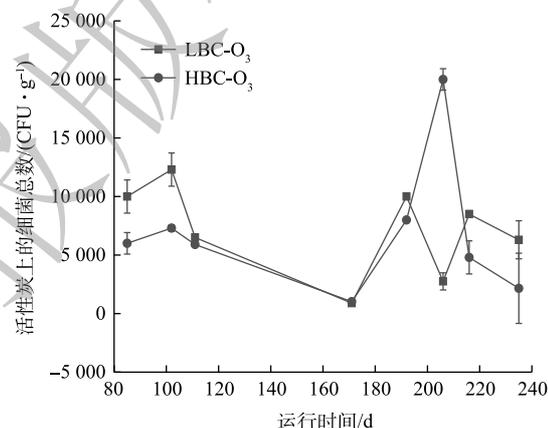


图 7 LBC- O_3 和 HBC- O_3 内活性炭细菌生长情况

Fig. 7 Bacterial growth on activated carbon in LBC- O_3 and HBC- O_3 columns

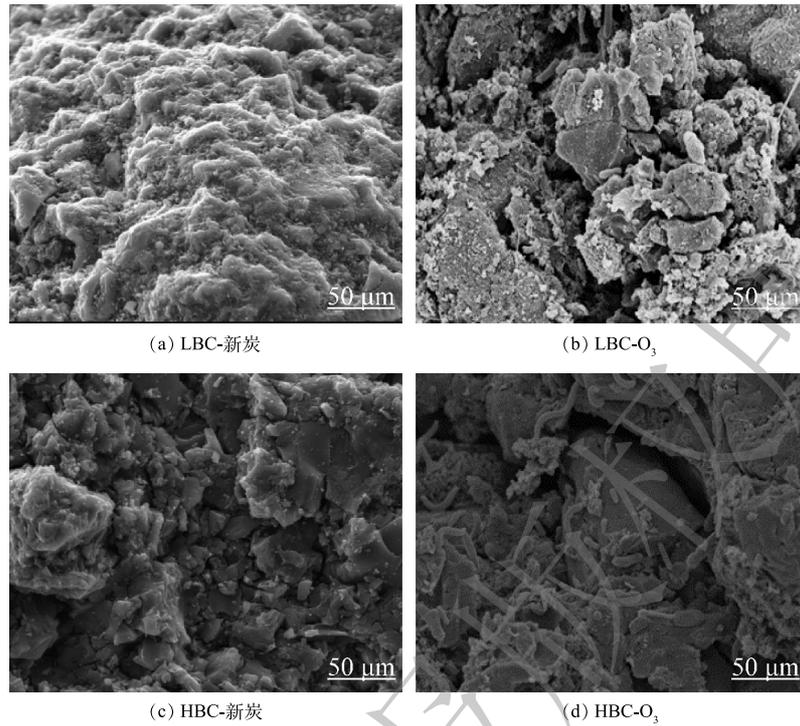


图 8 小试 BAC 工艺运行 280 d 的活性炭电镜照片

Fig. 8 SEM images of activated carbon at 280 d of the lab-scal BAC process

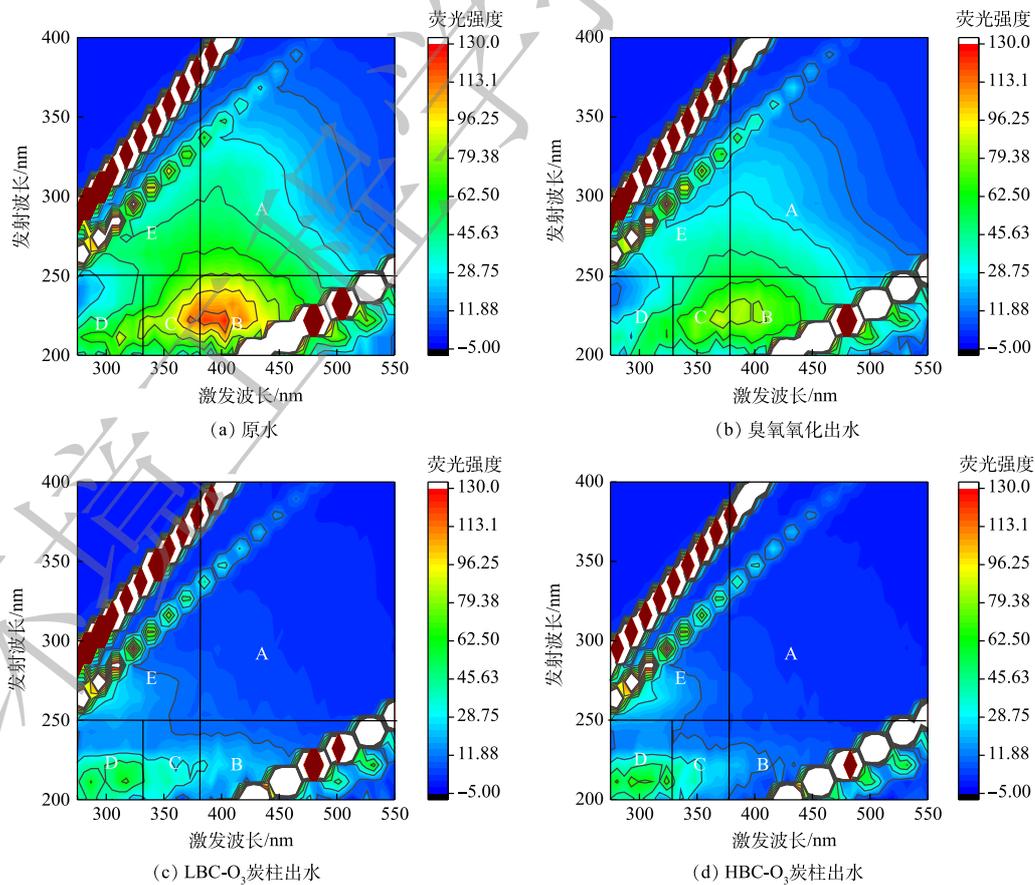


图 9 小试 BAC 工艺运行 280 d 的进出水三维荧光光谱图

Fig. 9 Three dimensional fluorescence spectra of influent and effluent at 280 d of the lab-scale BAC process

9(c)和图9(d)可知, LBC-O₃和HBC-O₃出水中A、B、C、E区的物质强度明显降低, 说明小试BAC工艺中的炭柱对类腐殖酸类、类富里酸类、色氨酸类芳香族蛋白质和溶解性微生物代谢物有很好的去除效果。D区荧光强度的降低程度较弱, 表明小试BAC工艺中的炭柱对D区代表的酪氨酸类芳香族蛋白质去除效果相对较差。

对比图9(c)和图9(d)可知, 两者对A区物质的去除效果相当, HBC-O₃对B、C、D区物质的去除效果略好于LBC-O₃。表明HBC-O₃对水中类富里酸类有机物、芳香族蛋白质的去除效果更好, 该结果与上述HBC-O₃对UV₂₅₄代表的有机污染物的去除效果优于LBC-O₃的结论一致。

如图9(c)和图9(d)所示, 对于E区代表的溶解性微生物代谢物, 二者均有荧光峰, 荧光峰强度不大且两者无明显差异, 可能是炭柱对进水中E区物质具有去除作用, 同时炭上微生物又产生了E区物质, 最终体现在出水的结果。

3 结论

1)HBC-O₃对于UV₂₅₄所代表有机物的平均去除率比LBC-O₃高6.9%; 而LBC-O₃对于COD_{Mn}的平均去除率比HBC-O₃略高1.4%。这是由活性炭的孔隙结构及原水中污染物的特性共同决定的, 即针对原水水质进行分析, 靶向选择活性炭将有助于提高污染物去除率、节约资源, 符合双碳目标。

2)细菌生长在LBC-O₃和HBC-O₃活性炭表面和孔隙中, 主要为杆状菌、丝状菌和球状菌; 细菌总数在2 500~12 500 CFU·g⁻¹, 且LBC-O₃的细菌总数比HBC-O₃略高, 与COD_{Mn}的去除效果一致。即BAC工艺中活性炭良好的吸附性能与微生物的降解效果的良好循环, 不仅能够提高出水水质, 还可延长活性炭的工作周期(减少再生次数), 从而降低水处理费用。

3)炭柱出水中溶解性有机物的三维荧光光谱特性分析结果表明: HBC-O₃对水中B、C、D区物质去除效果更好, 验证了前文HBC-O₃对UV₂₅₄所代表有机物的去除效果优于LBC-O₃的结论。即原水中类富里酸类有机物、芳香族蛋白质含量高时, 应选择亚甲基蓝吸附值更高的活性炭。

参考文献

- [1] HOEK J P, BERTELKAMP C, VERLIEFDE A, et al. Drinking water treatment technologies in Europe: State of the art challenges-research needs[J]. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 2014, 63(2): 124-130.
- [2] HOUTMAN C J. Emerging contaminants in surface waters and their relevance for the production of drinking water in Europe[J]. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 2010, 7(4): 271-295.
- [3] 刘淑彦, 王秀衡. 饮用水深度净化技术的现状与发展方向[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2003, 35(6): 711-714.
- [4] 文湘华, 申博. 新兴污染物水环境保护标准及其实用型去除技术[J]. 环境科学学报, 2018, 38(3): 847-857.
- [5] 王占生, 刘文君. 我国给水深度处理应用状况与发展趋势[J]. 中国给水排水, 2005, 21(9): 29-33.
- [6] 兰亚琼, 刘锐, 马正杰, 等. 臭氧-生物活性炭对微污染原水中典型持久性有机物的去除效果[J]. 环境科学, 2018, 39(12): 5541-5549.
- [7] 王占生, 刘文君, 董丽华. 饮用水深度处理的必要性与发展趋势[J]. 给水排水, 2014, 50(2): 1-5.
- [8] 黄美心, 邹苏红, 张金松. 臭氧-生物活性炭技术在我国饮用水深度处理的研究进展[J]. 城镇供水, 2021(3): 46-50.
- [9] LU Z D, LI C, JING Z B, et al. Implication on selection and replacement of granular activated carbon used in biologically activated carbon filters through meta-omics analysis[J]. *Water Research*, 2021, 198: 117152.
- [10] 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.
- [11] 李景乐, 解伟. 水深度净化用活性炭的指标及选择[J]. 煤炭加工与综合利用, 2021(8): 85-88.
- [12] 陶辉, 韩锦辉, 徐春蕾. 给水厂生物活性炭更换方式评价[J]. 华中科技大学学报(自然科学版), 2020, 48(8): 121-126.
- [13] 顾向明, 徐庶伟. 一种新型评价模型在庙港水厂活性炭选型中的应用[J]. *净水技术*, 2020, 39(S2): 21-27.
- [14] 万超然, 解强, 刘德钱, 等. 饮用水深度处理用煤基活性炭吸附性能表征[J]. 矿业科学学报, 2021, 6(4): 487-496.
- [15] 梁大明. 用于饮用水深度净化的煤基生物活性炭[J]. *洁净煤技术*, 2008, 14(6): 25-28.
- [16] 侯立安, 董丽华. 活性炭与水净化[M]. 天津: 天津大学出版社, 2021.
- [17] 陈默. 上向流微膨胀生物活性炭工艺微生物特性研究[D]. 北京: 清华

- 大学, 2012.
- [18] 韩立能. 微膨胀上流生物活性炭工艺特性及应用研究[D]. 北京: 清华大学, 2013.
- [19] 中华人民共和国环境保护部. 水质 高锰酸盐指数的测定: GB/T 11892-1989[S]. 北京: 中国标准出版社, 1989.
- [20] 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. 生活饮用水标准检验方法 微生物指标: GB/T 5750. 12-2006[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [21] NEMES A, FABIAN I, VAN ELDIK R. Kinetics and mechanism of the carbonate ion inhibited aqueous ozone decomposition[J]. *Journal of Physical Chemistry A*, 2000, 104(34): 7995-8000.
- [22] 刘红, 李安婕, 全向春, 等. 生物活性炭降解2, 4-二氯酚的特性[J]. 环境科学, 2004, 25(6): 80-84.
- [23] 董丽华, 杨晓红, 陈志颖, 等. BAC工艺中活性炭去除重金属机理研究(责任编辑: 曲娜)
- 以Pb(II)为例[J]. 中国环境科学, 2023, 43(5): 2228-2238.
- [24] 蒋绍阶, 刘宗源. UV₂₅₄作为水处理中有机物控制指标的意义[J]. 重庆建筑大学学报, 2002, 24(2): 61-65.
- [25] [日]立本英机, 安部郁夫. 活性炭的应用技术[M]. 高尚愚, 译. 南京: 东南大学出版社, 2002.
- [26] 董丽华, 刘文君, 蒋仁甫, 等. 给水深度处理活性炭的孔隙结构特征探讨[J]. 给水排水, 2014, 50(1): 91-94.
- [27] 赵蓓, 曹新垠, 王敏, 等. 样品前处理对三维荧光检测的影响[J]. 净水技术, 2017, 36(S2): 44-50.
- [28] CHEN W, WESTERHOFF P, LEENHEER J A, et al. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(24): 5701-5710.

Application of Xinjiang coal-based briquetted activated carbon in BAC process

DONG Lihua^{1*}, CHEN Zhiying¹, HAN Yingjie¹, YANG Xiaohong¹, PAN Shujie¹, ZHANG Guanghui¹, HOU Li'an²

1. School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300072, China; 2. Chinese People's Liberation Army Unit 96911, Beijing 100011, China

*Corresponding author, E-mail: lihua.dong@tju.edu.cn

Abstract In view of the rich coal resources in Xinjiang, a lab-scale biological activated carbon (BAC) process consisting of two up-flow columns was conducted for about 300 days and its running status was investigated, in which two kinds of Xinjiang coal-based briquetted activated carbon (LBC and HBC) with different indicators were packed, denoted as LBC-O₃ and HBC-O₃ columns, respectively. The results showed that the COD_{Mn} removal effect by LBC-O₃ was better than that of HBC-O₃ (the average value of influent was 1.56 mg·L⁻¹, and the average value of effluent was 0.55 mg·L⁻¹). The removal effect of organic compounds represented with UV₂₅₄ by HBC-O₃ was better than that of LBC-O₃ (the average value of influent was 0.053 cm⁻¹, and the average value of effluent was 0.005 cm⁻¹). The better adsorption performance of LBC-O₃ on organic compounds represented by COD_{Mn} promoted the growth of microbial biomass on the surface of activated carbon, thus forming a good cycle of adsorption and biodegradation. HBC-O₃ with developed sub-microporous and mesoporous structures showed targeted adsorption to organic compounds represented by UV₂₅₄. The results of microbial detection during BAC process and three dimensional fluorescence spectra of influent and effluent of BAC columns confirmed the conclusion. Therefore, combining with the characteristics of pollutants in the target water, the targeted selection of the briquetted activated carbon was made and could achieve better BAC process treatment effect, which can improve pollutant removal rate and save resources, being in line with the goal of carbon emission peak and carbon neutrality.

Keywords Xinjiang coal; briquetted activated carbon; BAC process; activated carbon selection; permanganate index