

曹振桦, 笪跃武, 刘成, 等. 碘值在水厂生物活性炭应用中的指示作用[J]. 净水技术, 2022, 41(12):19-25.

CAO Z H, DA Y W, LIU C, et al. Indicative effect of iodine value on application of BAC in WTPs[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(12): 19-25.



扫我试试?

碘值在水厂生物活性炭应用中的指示作用

曹振桦¹, 笪跃武², 刘成^{3,*}, 胡淑圆², 焦洁², 兰童³, 刘建广¹

(1. 山东建筑大学市政与环境工程学院, 山东济南 250101; 2. 无锡水务集团有限公司, 江苏无锡 214031; 3. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098)

摘要 论文在分析水厂生物活性炭工艺应用过程中碘值变化规律及其与净化效能、自身性状相关关系基础上, 探讨碘值在炭型选择及其在表征净化效能、自身性状的作用和意义。结果表明, 碘值在目前阶段可以作为生物活性炭炭型选择的重要依据之一; 应用过程中特定碘值数值与净化效能之间存在一定的相关性, 且分阶段拟合相关曲线可用于预判净化效能的变化趋势。此外碘值可与灰分、机械强度、生物多样性等指标建立数值上的相关关系。因此, 在没有更合理的指标出现之前, 碘值可以作为活性炭应用过程中的典型指示参数, 并结合各水厂实际运行情况建立相应的相关关系, 用于指导水厂实际生产。

关键词 饮用水 生物活性炭 碘值 净化效能 微孔 指示作用 水厂

中图分类号: TU991 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2022)12-0019-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.12.003

Indicative Effect of Iodine Value on Application of BAC in WTPs

CAO Zhenhua¹, DA Yuewu², LIU Cheng^{3,*}, HU Shuyuan², JIAO Jie², LAN Tong³, LIU Jianguang¹

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101, China;

2. Wuxi Water Group Co., Ltd., Wuxi 214031, China;

3. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract Based on the analysis of the change of iodine value in the application of biological activated carbon (BAC) process in water treatment plants (WTPs) and its correlation with purification efficiency and its own traits, this paper discussed the role and significance of iodine value in carbon type selection and its characterization of purification efficiency and its own traits. The results showed that iodine value could be used as one of the important bases for the selection of BAC carbon type at this stage. There was a certain correlation between the specific iodine value and the purification efficiency during the application process, and the phased fitting correlation curve could be used to predict the change trend of purification efficiency. In addition, iodine values could establish numerical correlations with indices such as ash content, mechanical strength, and biodiversity. Therefore, before the emergence of more reasonable indices, the iodine value could be used as a typical indicator parameter in the application process of BAC, and the corresponding correlation was established in combination with the actual operation of each WTP to guide the actual operation of the WTP.

Keywords drinking water biological activated carbon (BAC) iodine value purification efficiency micropore indication water treatment plant(WTP)

[收稿日期] 2022-10-09

[基金项目] 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07403-001)

[作者简介] 曹振桦(1998—), 男, 硕士, 研究方向为饮用水深度处理, E-mail: 1135900712@qq.com。

[通信作者] 刘成(1977—), 男, 博士, 教授, 研究方向为水处理理论与技术, E-mail: liucheng8791@hhu.edu.cn。

碘吸附值(碘值)是衡量活性炭吸附性能的最常用指标之一, 在活性炭的生产、研发、应用中被广泛应用, 而市场上活性炭的售价也与其碘值直接相关。碘值是指活性炭在 0.02 N 12/(1 000 L) 的溶液中吸附碘的质量[N 为当量浓度, 0.02 N 是 1 L 溶

液中含有 0.02 个当量 (0.02 mol) 的离子], 通常被认为可以用来表征活性炭的微孔数量及其活化程度, 尤其与直径大于 10 Å 孔隙的表面积直接关联。我国城镇建设行业现行标准《生活饮用水净水厂用煤质活性炭》(CJ/T 345—2010) 中明确要求颗粒活性炭和粉末活性炭的碘值需分别大于 950 mg/g 和 900 mg/g; 而上海、江苏等地的地方标准中也针对水厂用活性炭的碘值进行了相应的规定^[1-3]。

工程实践中发现活性炭的碘值与其比表面积、微孔数量具有较好的正相关性, 可以有效表征其吸附效能, 并可作为水厂吸附用活性炭选择的主要依据之一^[4-5]。针对水厂生物活性炭, 由于其作用机理为吸附与生物降解的共同作用, 其碘值与净化效能之间的相关性发生了一定的变化, 通常认为不适合将碘值直接作为生物活性炭工艺用炭型选择、净化效能表征与失效判定的指标, 部分研究^[6-7]结果也表明适合微生物附着生长的大孔比例较高的活性

炭, 更适宜用于水厂生物活性炭工艺。

作为活性炭最常用的性能指标之一, 碘值具有测定方法简单、结果可靠等优点, 且与其他性能指标及生物活性炭净化效能变化之间具有一定的关联性。因此, 本文将在明确水厂生物活性炭碘值在应用过程中变化规律的基础上, 分析其与生物活性炭相关指标及整体净化效能的关联性, 探讨其在水厂生物活性炭应用过程中的活性炭选型、净化效能变化预测以及失效判别中的可能作用及意义, 为水厂生物活性炭应用过程的监控和优化提供一定参考。

1 碘值对水厂生物活性炭选择的意义

目前我国水厂中应用的活性炭主要为煤质活性炭, 碘值是生物活性炭选择中最常用的评价指标之一, 饮用水处理行业和各地地方标准中针对水厂净水用煤质活性炭的关键指标的限值要求如表 1 所示。

表 1 国内行业和地方标准中针对水厂选用煤质活性炭的碘值要求

Tab. 1 Iodine Value Requirements of Coaly Activated Carbon Selected for WTPs in Industry and Local Standards at Home

标准名称	碘值限值要求		孔容积	比表面积	机械强度
	颗粒活性炭	粉末活性炭			
《生活饮用水净水厂用煤质活性炭》(CJ/T 345—2010)	≥950 mg/g	900 mg/g	≥0.65 mL/g	≥950 m ² /g	≥90%
《江苏省城镇供水厂臭氧-生物活性炭工艺运行管理指南》(苏建城[2014]611号)	≥950 mg/g	-	-	≥950	≥90%
《净水厂用煤质颗粒活性炭选择、使用及更换技术规范》(DB 31/T 451—2021)上海市地方标准	≥950 mg/g	≥900 mg/g	≥0.65 mL/g	≥950 m ² /g	≥90%
《臭氧-生物活性炭深度净水工艺设计与运行管理技术规程》(DB 4401/T 71—2020)广州地方标准	按照 CJ/T 345—2010 和 GB/T 7701.2—2008 选用	-	按照 CJ/T 345—2010 和 GB/T 7701.2—2008 选用	按照 CJ/T 345—2010 和 GB/T 7701.2—2008 选用	按照 CJ/T 345—2010 和 GB/T 7701.2—2008 选用
《室外给水设计标准》(GB 50013—2018)	按照 CJ/T 345—2010	-	按照 CJ/T 345—2010	按照 CJ/T 345—2010	按照 CJ/T 345—2010
《净化水用煤质颗粒活性炭》(GB/T 7701.2—2008)	≥800	-	-	-	≥85%

表 1 的结果表明, 我国饮用水处理行业及地方标准中均对水厂用活性炭的碘值进行了限制, 且限值均在 950 mg/g 以上, 但没有针对生物活性炭单元工艺中应用的活性炭进行特殊限定。一方面是因为活性炭碘值反映了活性炭的活化程度, 是活性炭整体性能的重要标志; 另一方面, 生物活性炭的净化过程是吸附和生物降解的共同作用, 且在一定程度上

存在协同效应^[8]。针对表征吸附性能的碘值进行限定可以在确保实现其吸附效能的同时, 一定程度上促进生物降解作用的实现。

通常在活性炭选用过程中, 也需考虑比表面积、孔容积等表征吸附性能的指标。图 1 列出了课题组在研究及水厂实践中所涉及的多种活性炭碘值与比表面积的相关关系。可以看出, 碘值与比表面积紧

密相关,其数值大小取决于活性炭微孔发达程度的高低。孔容积是指每克活性炭颗粒内容孔隙的总体积,包含了大孔、中孔和微孔等所有的孔隙,是污染物和活性炭附着生物膜的主要场所。现有相关标准中对各类孔隙的比例没有进行界定,水厂用活性炭通常采用水蒸气活化法,其所制备活性炭的3类孔隙的比例一般为2:2:6。各类孔隙在水厂净化处理中的作用存在一定的差别,一般认为微孔、中孔与吸附效能直接相关,大孔则主要提供污染物进入中孔、微孔的通道以及为微生物提供附着位置^[9]。近年来的部分研究^[10]表明,适当增加活性炭大孔比例可以提升附着微生物的数量、强化其生物净化效能,但尚需在特定孔隙结构活性炭的大规模生产、应用推广以及标准规范限定等方面开展相关工作。考虑到评价指标在简便性及准确度要求,针对新型活性炭性能的评价也可以结合其具体的孔隙结构组成特性,选择性地用特定孔隙结构对应的碘值、亚甲基蓝值等常用指标来予以表征。

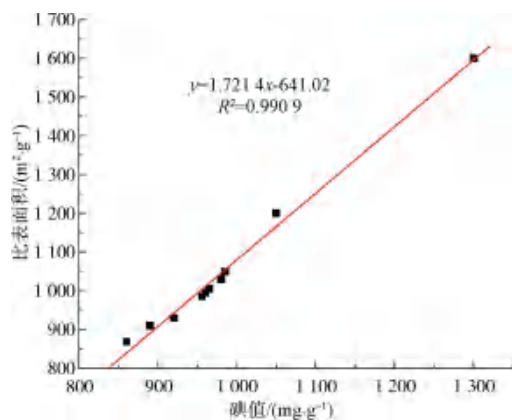


图1 水厂活性炭碘值与比表面积相关关系

Fig. 1 Correlation between Iodine Value and Specific Surface Area of Activated Carbon for WTP

综上,在水厂活性炭选炭过程中,碘值对于活性

炭的孔隙结构、吸附性能及整体净化效能具有较明显的指示作用,可以作为活性炭选择的重要依据。

2 碘值在水厂生物活性炭应用过程中的变化规律及其指示作用

碘值和生物活性炭的净化效能均呈现随使用时间降低的趋势,因此,分析了生物活性炭净化效能变化规律及其与碘值的相关关系,结果如下。

2.1 碘值在生物活性炭应用过程中的变化规律

目前,我国大部分水厂中生物活性炭的使用年限一般可达到8~10年以上,碘值在10年的使用时间内呈现出一定的变化规律,并受到原水水质尤其是活性炭进水水质的影响。文章调研了以西太湖为水源水的XL水厂内下向流活性炭的碘值变化情况,结果如图2所示。XL水厂所用活性炭典型性能指标如下:活性炭类型为柱状破碎炭,碘值为973 mg/g, pH值为8.38,灰分为4.66%,比表面积为1 087 m²/g,孔容积为0.653 mL/g,亚甲基蓝值为186 mg/g,粒度为8~30目,强度为98.8%,装填密度为0.47 g/cm³。水厂进水水质情况如表2所示。

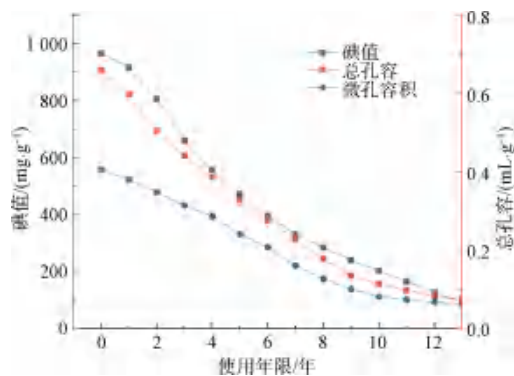


图2 活性炭碘值、孔容积随使用时间的变化

Fig. 2 Changes of Iodine Value and Pore Volume of Activated Carbon with Service Time

表2 研究期间XL水厂生物活性炭单元典型进水水质指标

Tab. 2 Typical Inflow Quality Indices of BAC Unit of WTP XL during Study Period

项目	pH 值	水温/°C	浑浊度/NTU	高锰酸盐指数 (以 O ₂ 计)/(mg·L ⁻¹)	氨(以 N 计)/ (mg·L ⁻¹)	藻含量/ (10 ⁴ 个·L ⁻¹)
原水	7.60~8.40	4~33	15~60	4.2~6.5	0.08~1.20	1 000~20 000
活性炭进水	7.50~8.20	4~33	0.1~0.3	2.1~3.9	0~0.80	0~100

可以看出,活性炭的碘值随使用时间呈现明显的下降趋势,但降低速度并非完全均一,基本变化情

况可分为3个阶段。

阶段一为快速下降期(0~3个月);此阶段主要

通过吸附能力来去除水中的各类污染物,并被吸附在活性炭的孔隙结构内(吸附位点),表现为碘值和活性炭微孔、中孔容积的同步快速下降。此阶段后期随着微生物膜在活性炭表面及大孔结构内的附着生长,大孔容积也开始下降,同时碘值降低速率也随着吸附位点(孔容)的减少和微生物降解的辅助作用而下降。

阶段二为平稳下降期(4个月至3~5年):此阶段通过吸附和生物降解共同去除各类污染物,且活性炭颗粒上附着生物膜的数量和净化能力持续增加,并于特定时间段达到最大值。此阶段碘值持续下降但下降速率明显降低,活性炭的大孔、中孔及微孔均呈现下降趋势,活性炭表面生物膜的生物降解作用一方面降低了活性炭吸附负荷,另一方面也可以通过生物分泌的胞外酶对吸附在活性炭孔隙内的物质进行降解转化,实现部分的生物再生。

阶段三为缓慢下降期(3~5年以后):此阶段生物降解作用占据绝对优势,但是吸附作用仍然存在但所占比例进一步降低,表现为碘值和微孔容积继续缓慢降低,并且微生物降解性能和应对水质突变的能力也开始逐步下降。吸附能力和生物性能的降低最终导致生物活性炭整体净化能力和应对水质突变能力持续下降,至特定时间点无法满足水厂处理需求,即出现“失效”现象。

需要注意的是各水厂对生物活性炭的功能定位和处理需求与其原水水质直接相关,部分对活性炭净化功能需求较高的水厂的失效点可能会提前至阶段二甚至阶段一,需要结合实际处理需求来确定。

2.2 碘值对生物活性炭净化效能的指示作用

如2.1小节所述,活性炭的吸附作用贯穿于其整个使用周期范围内,导致了活性炭净化效能与其碘值必然存在一定的相关关系,然而由于生物活性炭在不同阶段的主要作用机理存在一定差异,其相关性需要结合其所处阶段来分别讨论。针对XL水厂各时间点活性炭碘值与其对高锰酸盐指数(以 O_2 计)去除效率的相关性分析结果如图3所示。可以看出,如果将所有使用年限的活性炭碘值与其去除高锰酸盐指数(以 O_2 计)效率直接进行相关性分析,其相关系数较低,但按照不同阶段或者特定时间段进行相关性分析则相关系数会明显增大,且各阶

段拟合曲线的斜率存在较明显的差别。活性炭投入使用的初始阶段主要依靠活性炭的吸附作用实现对进水中污染物的去除,此时碘值与其净化效能具有显著相关性且其拟合曲线斜率较大;之后吸附作用逐渐下降、生物降解作用逐步强化,整体净化效能降低,此时碘值与净化效能的相关性呈现下降趋势且拟合曲线斜率明显变小;活性炭使用3年后、净化效能相对稳定时,生物降解途径的贡献明显增大,碘值与整体净化效能的相关性进一步降低。然而此时生物降解性能也呈现弱化的趋势,导致碘值变化与净化效能数值上仍具有一定的相关性。

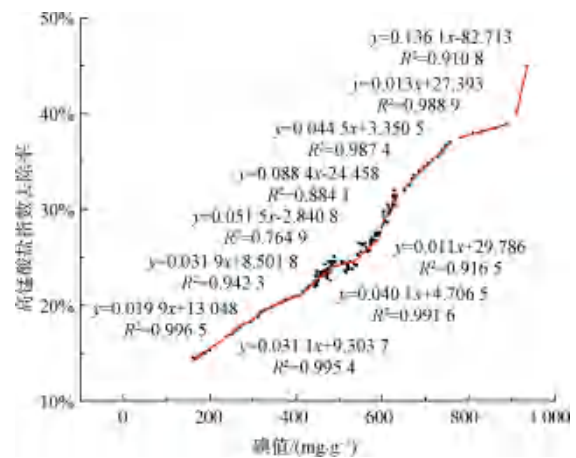


图3 活性炭碘值与其去除高锰酸盐指数效率的相关性分析
Fig. 3 Correlation Analysis between Iodine Value and Permanganate Index Removal Efficiency of Activated Carbon

一般情况下,人们认为生物活性炭在生物膜成熟后生物净化作用的贡献逐步增大,并由此推断碘值与生物活性炭净化效能之间的相关性较差^[6]。在此过程中忽略了活性炭吸附作用对整体净化效能的贡献贯穿于生物活性炭整个使用周期内这个客观事实,实际上生物活性炭生物量基本稳定后其净化效能的逐步降低主要源于其吸附性能的持续降低,生物降解性能的衰减是仅是次要因素^[11]。此外,针对原水中生物难降解污染物的去除,则主要通过吸附途径进行去除,活性炭的碘值与其去除效果直接相关。

考虑到不同水厂水源的水质特征及生物降解特性存在一定差别,生物活性炭工艺的净化效能也存在较明显的差异。因此,在实际应用过程中,应针对各水厂、分阶段分别建立生物活性炭的碘值与其各类典型污染物净化效能的相关关系,并通过将拟合

曲线外延用于预测本水厂生物活性炭的净化效能变化趋势,指导水厂实际生产。

3 碘值与生物活性炭其他关键指标的相关关系

水厂生物活性炭应用中需要同步关注碘值、比表面积、灰分、机械强度以及生物量、生物活性、生物种群结构的变化规律,因此,进一步探讨了生物活性炭碘值与其灰分含量、机械强度以及生物多样性的相关性,结果如下。

3.1 碘值与灰分含量

XL 水厂生物活性炭应用过程中碘值与灰分的相关性分析结果如图 4 所示。可以看出,灰分含量随着使用时间呈现较明显的增加趋势,且增长速率不均匀:在活性炭使用初期增长速率较快,而随使用时间增长速率逐步下降。这与其作用机理存在直接的关系。一般认为灰分主要来源于活性炭使用过程中吸附或附着的无机成分,这些成分主要通过化学吸附或生物吸附、生物转化作用附着于活性炭孔隙结构中并在煅烧过程中保持相对稳定。因此,灰分含量的增加会导致活性炭的孔隙(吸附位点)被占据^[12],碘值的测定结果降低,也就是说活性炭的碘值与其灰分含量呈现一定负相关关系。需要注意的是,活性炭孔隙内的吸附物质包含了无机类和有机类污染物,碘值的变化源于两类物质的吸附总量,因此,碘值与灰分含量间的相关关系与原水中两类物质的含量比例有关,需要基于水厂水质进行针对性考虑。

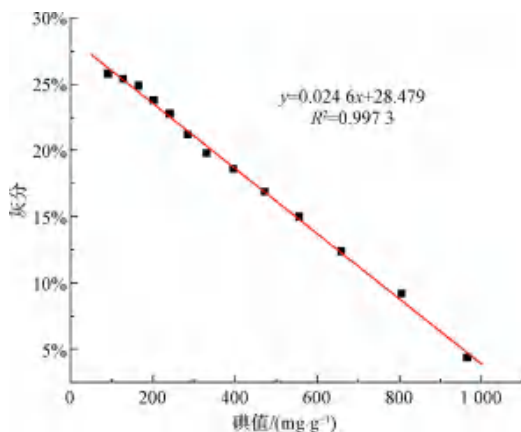


图 4 生物活性炭应用过程中碘值与灰分相关性分析

Fig. 4 Correlation Analysis of Iodine Value and Ash Content in Application of BAC

3.2 碘值与机械强度

XL 水厂生物活性炭应用过程中碘值与机械强度的相关性分析结果如图 5 所示。活性炭颗粒的机械强度在其使用过程中因颗粒间的碰撞、摩擦以及附着微生物的降解作用而呈现一定的衰减趋势^[13],与碘值的变化并没有本质的内在关联,两者之间的线性相关关系较弱,相关系数较低(图 5),更多的是基于使用时间的简单数值之间的关联。实际应用中可通过累积的数据来简单拟合相关关系,并在一定程度上通过碘值变化反映机械强度的变化趋势。

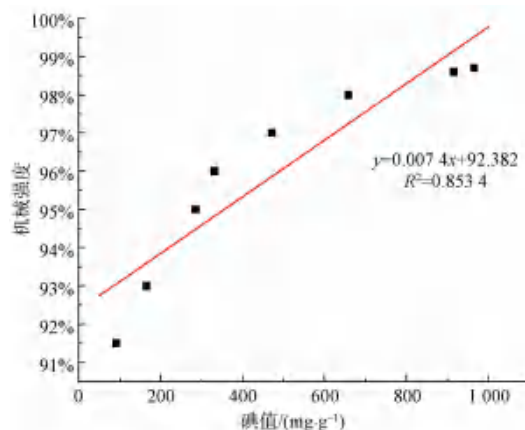


图 5 生物活性炭应用过程中碘值与强度相关性分析

Fig. 5 Correlation Analysis between Iodine Value and Strength in Application of BAC

3.3 碘值与生物多样性

XL 水厂生物活性炭应用过程中生物多样性的变化情况如图 6 所示(以 Chao 系数来表征生物多样性)。

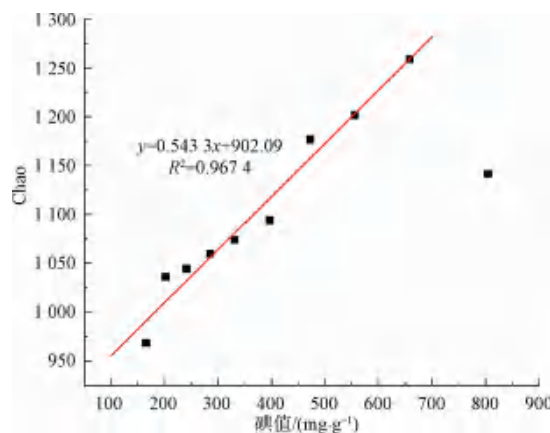


图 6 碘值与活性炭上微生物多样性之间的相关关系

Fig. 6 Correlation between Iodine Value and Microbial Diversity of BAC

图 6 的结果表明, 活性炭附着微生物的多样性 (Chao 系数) 在 2 年左右达到最高值, 之后随使用时间呈现下降趋势, 并且与碘值的变化趋势相近, 两者在数值建立的线性相关关系具有较高的相关性, 而两者并没有绝对意义上的相关性。两者数值上变化的一致性可以在水厂运行中提供一定的指导意义。

4 碘值在水厂生物活性炭应用中的指示作用探讨

综合以上分析可知, 虽然碘值是表征活性炭吸附

能力的典型指标, 但生物活性炭则通过吸附和生物降解两类途径来净化水中污染物, 碘值的数值及其变化可以在一定程度上反映生物活性炭的整体运行状况, 包括净化效能、生物种群多样性、对外界水质突变应对能力以及活性炭自身性状。实际水厂应用中可在即时总结前期运行结果基础上进行变化规律拟合, 用于指导后续实际生产和趋势预测。结合 XL 水厂的运行检测结果及拟合分析, 初步建立了基于碘值数值判定生物活性炭整体状况的对照表(表 3)。

表 3 碘值与生物活性炭整体状况对照
Tab. 3 Comparison of Iodine Value and Overall Situation of BAC

碘值/ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	大概使用 年限/年	生物活性炭净化效能	生物活性炭应对水质突变效能	生物活性炭自身性状
≥ 600	≤ 3	高锰酸盐指数去除率 $\geq 30\%$; 氨氮去除率为 $50\% \sim 80\%$; 阿特拉津类污染物去除率为 $70\% \sim 80\%$; 2-MIB 去除率 $\geq 90\%$; 卡马西平类污染物去除率为 $60\% \sim 80\%$	有效应对吸附类污染物; 对生物可降解类污染物应对能力强, 生物适应时间短; 对低温条件下水质突变具有较好的应对能力, 所需适应时间短	灰分含量 $\leq 15\%$; 机械强度降低值为 $5\% \sim 10\%$; 更换下活性炭的热再生恢复效果好
400~600	3~5	高锰酸盐指数去除率为 $20\% \sim 25\%$; 氨氮去除率为 $50\% \sim 80\%$; 阿特拉津类污染物去除率为 $60\% \sim 70\%$; 2-MIB 去除率 $\geq 80\%$; 卡马西平类污染物去除率为 $50\% \sim 60\%$	可应对吸附类突发污染物; 对生物可降解类污染物应对能力强, 生物适应时间较短; 对低温条件下水质突变具有较好的应对能力, 所需适应时间较短	灰分含量为 $20\% \sim 25\%$; 机械强度降低值一般 $< 10\%$; 更换下活性炭的热再生恢复效果较好
200~400	5~8	高锰酸盐指数去除率为 $15\% \sim 25\%$; 氨氮去除率为 $30\% \sim 70\%$; 阿特拉津类污染物去除率为 $60\% \sim 70\%$; 2-MIB 去除率 $\leq 80\%$; 卡马西平类污染物去除率为 $40\% \sim 70\%$	应对吸附类突发污染物能力显著降低; 对生物可降解类污染物具有一定应对能力, 生物适应时间较长; 对低温条件下水质突变应对能力较差, 所需适应时间长	灰分含量为 $20\% \sim 25\%$; 机械强度降低值一般在 10% 左右; 更换下活性炭的热再生恢复效果 $\leq 60\%$
≤ 200	≥ 8	高锰酸盐指数去除率为 $10\% \sim 15\%$; 氨氮去除率为 $20\% \sim 70\%$; 阿特拉津类污染物去除率为 $30\% \sim 70\%$; 2-MIB 去除率 $\leq 60\%$; 卡马西平类污染物去除率为 $30\% \sim 60\%$	应对吸附类突发污染物很差; 对生物可降解类污染物应对能力强, 生物适应时间很长; 对低温条件下水质突变应对能力很差, 需要很长适应时间	灰分含量 $\geq 25\%$; 机械强度降低值一般 $> 10\%$; 更换下活性炭的热再生恢复效果 $\leq 50\%$

表 2 的结果表明, 根据水厂活性炭应用过程中总结的碘值与生物活性炭整体运行状态的对应关系可以在一定程度上指导水厂的应用, 实际操作中需要进一步结合即时的检测结果予以完善。考虑到生物活性炭运行效能预测的预见性要求以及生物活性炭作用的基本机理和作用规律, 建议可以针对水厂生物活性炭运行状况建立运行管理档案, 并结合水厂水源及活性炭进水水质变化规律及风险分析、工艺组成及运行管理水平以及活性炭自身状况逐年进行评估评价, 明确变化规律, 可为水厂活性炭更换节点确定及更换下废旧活性炭资源化利用提供支撑^[14]。

5 结论

(1) 吸附作用贯穿于生物活性炭整个使用周期范围内, 应用过程中碘值与净化效能的变化之间具有一定的相关性。

(2) 结合特定水厂活性炭在特定阶段的作用途径, 分阶段进行碘值与净化效能的相关性分析, 可以建立较好的相关关系, 用于判断活性炭净化效能的变化趋势。

(3) 活性炭应用过程中碘值的变化与灰分、机械强度以及生物多样性均可以建立一定的相关关系。

参 考 文 献

- [1] 江苏省住房和城乡建设厅. 江苏省城镇供水厂臭氧-生物活性炭工艺运行管理指南(试行):苏建城[2014]611号[S].
- [2] 上海市市场监督管理局. 净水厂用煤质颗粒活性炭选择、使用及更换技术规范:DB31/T 451—2021[S].
- [3] 广州市市场监督管理局. 臭氧-生物活性炭深度净水工艺设计与运行管理技术规程:DB 4401/T 71—2020[S].
- [4] 陈有军, 许光, 杨杨, 等. 颗粒活性炭在净水厂中的使用性能分析[J]. 给水排水, 2014, 50(9): 9-12.
- [5] LIU C, SUN Y K, WANG D Y, et al. Performance and mechanism of low-frequency ultrasound to regenerate the biological activated carbon[J]. Ultrasonics-Sonochemistry, 2017, 34: 142-153. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2016.05.036.
- [6] 巢猛, 盛德洋, 刘清华, 等. 臭氧-生物活性炭深度处理工艺炭料选型试验研究[J]. 给水排水, 2017, 53(7): 55-58.
- [7] WANG J Z, SUMMERS R S, MILTNER R, et al. Biofiltration performance: Part 1, relationship to biomass[J]. Journal of American Water Works Association, 1995, 87(12): 55-63. DOI:10.1002/J.1551-8833.1995.TB06465.X.
- [8] LIU C, SUN Z H, CHEN W. Variation in the biological characteristics of BAC during ultrasonic regeneration[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2020, 61: 104689. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2019.104689.
- [9] SUN Z H, LIU C, CAO Z, et al. Study on regeneration effect and mechanism of high-frequency ultrasound on biological activated carbon[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2018, 44: 86-96. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2018.01.024.
- [10] 余祎, 刘文君, 董丽华, 等. 活性炭孔径分布对 BAC 运行和微生物特性影响研究[J]. 给水排水, 2016, 52(3): 36-41.
- [11] 刘成, 杨瑾涛, 李聪聪, 等. 生物活性炭在应用过程中的变化规律及其失效判定探讨[J]. 给水排水, 2019, 55(2): 9-16, 21.
- [12] 刘嘉琪, 胡侃, 庄星宇, 等. 自来水厂失效生物活性炭再生技术研究及应用分析[J]. 中国给水排水, 2022, 38(10): 25-31.
- [13] 冯昌龙, 庄星宇, 王慕, 等. 生物活性炭运行过程中的强度变化规律及机理[J]. 净水技术, 2022, 41(12): 37-45, 85.
- [14] 陈诗琦, 刘成, 沈海军, 等. 水厂失效生物活性炭的更换策略探讨[J]. 中国给水排水, 2020, 36(17): 49-56.
- [58] LIU Z, WEN G, NI Y L, et al. Inhibition of bromate formation in the ozone/peroxymonosulfate process by ammonia, ammonia-chlorine and chlorine-ammonia pretreatment; Comparisons with ozone alone[J]. Separation and Purification Technology, 2022, 278: 119600. DOI: 10.1016/j.seppur.2021.119600.
- [59] LING L, DENG Z, FANG J Y, et al. Bromate control during ozonation by ammonia-chlorine and chlorine-ammonia pretreatment; Roles of bromine-containing haloamines[J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 389: 123447. DOI: 10.1016/j.cej.2019.123447.
- [60] PARRINO F, CAMERA-RODA G, LODDO V, et al. Photocatalytic ozonation; Maximization of the reaction rate and control of undesired by-products[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2015, 178: 37-43. DOI: 10.1016/j.apcatb.2014.10.081.
- [61] BAI X H, MA X L, XU F M, et al. The drinking water treatment process as a potential source of affecting the bacterial antibiotic resistance[J]. Science of the Total Environment, 2015, 533: 24-31. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.082.
- [62] LU S M, CHEN J L, LI F. Investigation on the key factors and the solution for pH value decrease in carbon filter in O₃-BAC process[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2013, 21(8): 914-919. DOI: 10.1016/s1004-9541(13)60555-8.
- [63] QU F S, YAN Z S, WANG H, et al. A pilot study of hybrid biological activated carbon (BAC) filtration-ultrafiltration process for water supply in rural areas; Role of BAC pretreatment in alleviating membrane fouling[J]. Environmental Science-Water Research & Technology, 2018, 4(2): 315-324. DOI: 10.1039/c7ew00381a.
- [64] IM D, NAKADA N, FUKUMA Y, et al. Effects of the inclusion of biological activated carbon on membrane fouling in combined process of ozonation, coagulation and ceramic membrane filtration for water reclamation[J]. Chemosphere, 2019, 220: 20-27. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.071.
- [65] HAMID K I A, SANCIOLO P, GRAY S, et al. Impact of ozonation and biological activated carbon filtration on ceramic membrane fouling[J]. Water Research, 2017, 126: 308-318. DOI: 10.1016/j.watres.2017.09.012.
- [66] YU X F, LIN T, XU H, et al. Ultrafiltration of up-flow biological activated carbon effluent: Extracellular polymer biofouling mechanism and mitigation using pre-ozonation with H₂O₂ backwashing[J]. Water Research, 2020, 186: 116391. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116391.
- [67] ARYAI A, SATHASIVAN A, HEITZ A, et al. Combined BAC and MIEX pre-treatment of secondary wastewater effluent to reduce fouling of nanofiltration membranes[J]. Water Research, 2015, 70: 214-223. DOI: 10.1016/j.watres.2014.12.003.
- [68] CHEN L, LI J B, FU W Y, et al. Ceramic membrane based hybrid process for the upgrade of rural water treatment plants: A pilot study[J]. Water Environment Research, 2021, 93(1): 75-83. DOI: 10.1002/wer.1348.

(上接第 18 页)