李振邦,刘营营, 唐顺德, 等. 饮用水生物过滤工艺中的滤料优选试验[J]. 净水技术, 2026, 45(10): 60-70.
Li Z B, Liu Y Y, Tang S D, et al. Experiment of filter media optimization in biofiltration process for drinking water [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(10): 60-70.

饮用水生物过滤工艺中的滤料优选试验

李振邦[1,*],刘营营[2],唐顺德[3],付成胜[1],王世英[2],崔付倩[2]
(1. 山东华城工程技术有限公司,山东济南 250101;2. 中国城市建设研究院有限公司,北京 100120;3. 潍坊水发供水集团有限公司,山东潍坊 261100)

摘 要 **【目的】** 本文旨在优化滤池过滤效果、进行滤料优选试验,在保证浑浊度、颗粒数等常规指标达标的情况下,提高氨氮去除率,延长过滤周期,为生物滤池在饮用水处理中的应用和推广提供参考。**【方法】** 本文以混凝沉淀出水作为滤池进水,考察石英砂、无烟煤-石英砂(煤砂)、煤质活性炭-石英砂(煤质炭砂)、椰壳活性炭-石英砂(椰壳炭砂)滤池对浑浊度、颗粒数、254 nm 处的紫外吸光度(UV_{254})、氨氮这些水质指标的影响及其过滤周期,并探究滤速、水温、溶解氧和生物膜对煤质炭砂滤池性能的影响,利用扫描电镜和脂膦法分析煤质炭砂滤池性能优异原因。**【结果】** 4 种滤池对水中浑浊度、颗粒数、UV_{254} 的去除效果相近,但煤质炭砂滤池对水中氨氮的去除率(87.5%)明显优于石英砂滤池(11.8%)、煤砂滤池(63.9%)、椰壳炭砂滤池(64.7%),且其过滤周期最长(88 h),出水菌落总数仅为 36 CFU/mL。煤质炭砂滤池对氨氮的去除率随滤速的升高而降低,最佳滤速为 8 m/h,随水温和溶解氧浓度的升高而升高,低温环境下可通过提高溶解氧含量提高氨氮去除率。生物膜的存在不会影响煤质炭砂滤池对浑浊度、颗粒数、UV_{254} 等常规水质指标的去除,但会影响滤池的过滤周期和水头损失。**【结论】** 采用煤质活性炭作为滤池上层滤料,可显著提高滤池氨氮去除率,并延长过滤周期,同时保证出水菌落总数满足《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)的要求。

关键词 生物活性滤料; 煤质活性炭; 饮用水处理; 氨氮; 过滤周期
中图分类号: TU991 **文献标志码**: A **文章编号**: 1009-0177(2026)10-0060-11
DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.10.007

Experiment of Filter Media Optimization in Biofiltration Process for Drinking Water

Li Zhenbang[1,*], Liu Yingying[2], Tang Shunde[3], Fu Chengsheng[1], Wang Shiying[2], Cui Fuqian[2]
(1. *Shandong Huacheng Engineering Technology Co., Ltd., Jinan* 250101, *China*;
2. *China Urban Construction Design & Research Institute Co., Ltd., Beijing* 100120, *China*;
3. *Weifang Shuifa Water Supply Group Co., Ltd., Weifang* 261100, *China*)

Abstract [**Objective**] This paper aims to optimize filtering performance and conduct comparative experiments on the selection of filter media. While ensuring that the conventional indices such as turbidity and particle count meet the standards, it seeks to improve the ammonia nitrogen removal rate and extend the filtration cycle, thereby providing a reference for the application and promotion of biological filters in drinking water treatment. [**Methods**] The outflow from coagulation and sedimentation was used as the inflow of the filter. The effects of quartz sand filter, anthracite-quartz sand (coal-sand) filter, coal-based activated carbon-quartz sand (coal-based carbon-sand) filter, and coconut shell activated carbon-quartz sand (coconut shell carbon-sand) filter on turbidity, particle count, ultraviolet absorbance at 254 nm (UV_{254}), ammonia nitrogen, and their filtration cycles were investigated. The influences of filtration rate, water temperature, dissolved oxygen, and biofilm on the performance of the coal-based carbon-sand filter were explored. The reasons for the excellent performance of the coal-based carbon-sand filter were analyzed by scanning electron microscopy and the lipid-phosphorus method. [**Results**] The removal effects of the four types of filters on turbidity, particle count, and UV_{254} in water were similar. However, the ammonia nitrogen removal rate of the coal-based carbon-sand filter (87.5%) was significantly better than that of

[**收稿日期**] 2025-01-15
[**基金项目**] 山东省科技型中小企业创新能力提升工程项目(2022TSGC2119)
[**通信作者**] 李振邦(1990—),男,高级工程师,主要从事给排水工程等工作,E-mail: lizb1218@163.com。

the quartz sand filter (11.8%), the coal-sand filter (63.9%), and the coconut shell carbon-sand filter (64.7%). Moreover, its filtration cycle was the longest (88 h), and the total number of colonies in outflow was only 36 CFU/mL. The ammonia nitrogen removal rate of the coal-based carbon-sand filter decreased with the increase of the filtration rate, and the optimal filtration rate was 8 m/h. It increased with the increase of water temperature and dissolved oxygen concentration. In a low-temperature environment, the ammonia nitrogen removal rate could be increased by increasing the dissolved oxygen content. The presence of the biofilm did not affect the removal of conventional water quality indices such as turbidity, particle count, and UV_{254} by the coal-based carbon-sand filter, but it affected the filtration cycle and head loss of the filter. [**Conclusion**] When coal-based activated carbon is used as the upper-layer filter medium of the filter, the ammonia nitrogen removal rate of the filter can be significantly increased, the filtration cycle can be extended, and meanwhile, the total number of colonies in outflow can be ensured to meet the requirements of the *Standard for Drinking Water Quality* (GB 5749—2022).

Keywords bioactive filter media; coal-based activated carbon; drinking water treatment; ammonia nitrogen; filtration cycle

随着工业化和城市化进程的加速,饮用水源污染问题日益严峻。氨氮作为一种常见的污染物,其在饮用水源中的存在给供水安全带来了诸多挑战。氨氮主要来源于生活污水排放、农业面源污染(如化肥使用)以及工业废水等,过量的氨氮会导致水体富营养化,引发藻类大量繁殖,破坏水生态平衡,并且在饮用水处理过程中,氨氮还可能与氯消毒剂反应生成氯胺而降低消毒效果,甚至生成有害的消毒副产物,如亚硝基二甲胺(NDMA)等,这些物质对人体健康具有潜在危害,例如可能增加癌症风险、影响肝脏和肾脏功能等[1-2]。在供水管网中,氨氮为硝化细菌提供基质,使管网中产生硝化作用,导致微生物超标[3]。因此,高效去除原水中的氨氮对提高饮用水水质具有重要意义。生物滤池作为一种生物膜法处理工艺,综合了机械过滤、填料吸附、生物降解、静电吸附、沉淀等复杂的物理、化学、生物过程,在滤料、微生物共同作用下能有效去除水体中的浑浊度、颗粒物、氨氮和有机物[4-5]。其中,滤料通过截留原水中的杂质,为微生物的生长提供了良好的条件,形成了一个复杂的生态系统,这层生物膜含有细菌、真菌、原生动物等,在滤池中起非常重要的作用[6]。生物滤池主要靠生物群体作用净化水体[7],因此滤料上生物膜的分布和活性直接影响了该技术的处理效果。

我国大部分水厂过滤工艺仍以砂滤为主,但是石英砂表面相对光滑,微生物很难在其表面附着生长,导致砂滤只能用于去除水体中的部分胶体与颗粒物,却对氨氮的去除效果微乎其微[8-9]。随着《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)对供水水质要求愈发严格,现有净水工艺优化升级成为水厂低碳发展的必然选择。近年来,生物活性滤料(如无烟煤和活性炭)逐渐被应用到给水处理,但有关无烟煤和活性炭滤池的除氨氮性能优劣及原因,以及活性炭选型的研究甚少[10-11]。因此,本文分别以无烟煤、煤质活性炭、椰壳活性炭作为滤池上层生物活性滤料,对比探讨了三者对浑浊度、颗粒数、氨氮和254 nm处紫外吸光度(UV_{254})的去除效果,优选出煤质活性炭作为上层生物活性滤料,同时探究了滤速、水温、溶解氧、生物膜对煤质炭砂滤池性能的影响,以及煤质炭砂滤池性能提升机制,对生物过滤技术在饮用水处理中的应用和推广具有指导意义。

1 试验材料与方法

1.1 试验水质

本试验通过配制一定浓度的氯化铵(NH_4Cl)、富里酸(FA)、高岭土作为原水,原水经混凝沉淀后作为滤池进水,其浑浊度为(1.0±0.3)NTU,颗粒数为(2 000±300)CNT/mL,氨氮质量浓度为(1.3±0.3)mg/L,UV_{254}为0.07±0.01。

1.2 滤料

无烟煤和煤质活性炭取自山东省青岛市某活性炭有限公司,椰壳活性炭取自河北省承德市某活性炭有限公司。无烟煤、煤质活性炭和椰壳活性炭滤料的粒径为1.6~2.0 mm,外观均为颗粒状;石英砂滤料的粒径为0.7~1.0 mm,外观近似为不规则球形。

1.3 试验装置

试验装置如图1所示,装置由4个滤柱组成,滤柱高为2 000 mm,内径为50 mm。4个滤柱滤料底部均设有鹅卵石承托层,厚度为200 mm。1号滤柱装填石英砂滤料,滤料厚度为1 000 mm,构成石英砂滤池;2号滤柱上层装填无烟煤滤料;3号滤柱上层装填煤质活性炭滤料;4号滤柱上层装填椰壳活

性炭滤料,这 3 个滤柱下层均为石英砂滤料,构成无烟煤-石英砂滤池(以下简称煤砂滤池)、煤质活性炭-石英砂滤池(以下简称煤质炭砂滤池)、椰壳活性炭-石英砂滤池(以下简称椰壳炭砂滤池),各层滤料厚度均为 500 mm,总厚度为 1 000 mm。

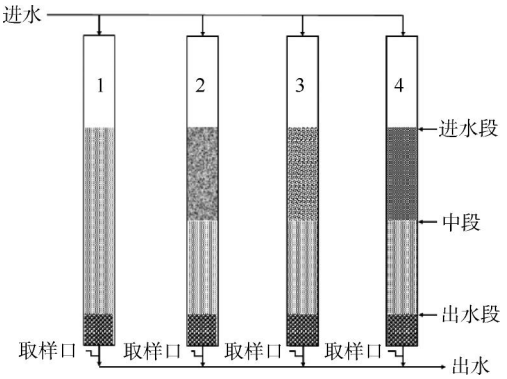


图 1 试验装置

Fig. 1 Experiment Device

根据式(1)计算煤砂滤池、煤质炭砂滤池和椰壳炭砂滤池的滤料厚度与有效粒径比(L/d)约为 1 026.8,满足滤池对该参数的基本要求,有助于保证滤池在有效过滤悬浮物的同时,维持相对合理的水头损失[12-13]。

$$L/d = \sum \frac{L_i}{d_i} \tag{1}$$

其中:L_i——滤料厚度,mm;

d_i——滤料有效粒径,mm。

1.4 分析项目及方法

滤池进出水中的氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定;有机物含量以 UV_{254} 表示,UV_{254} 采用紫外可见分光光度计(UV-1780,岛津仪器苏州有限公司)测定;浑浊度和颗粒数分别采用台式浊度计(TL2300,HACH)和在线激光颗粒数分析仪(GR-1501,杭州绿洁水务科技股份有限公司)测定;出水菌落总数采用平板计数法测定;滤料形貌采用扫描电子显微镜(JSM-6700F,日本 JEOL 公司)测定;生物量采用脂膦法测定,首先采用氯仿和甲醇萃取填料中的脂类物质,随后利用钼酸铵分光光度法测定总磷浓度,以每克填料中的纳摩尔数(nmol/g)表征生物量;微生物群落采用 16S rRNA 高通量测序分析,首先采用 OMEGASoil DNAKit (M5635-02)(Omega Bio-Tek, Norcross, GA, USA)试剂盒提取 DNA,再使用正向引物 338F(5′-ACTCCTACGGGAGGCAGCA-3′)和反向引物 806R(5′-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3′)对细菌 16S rRNA 基因 V3—V4 区域进行聚合酶链式反应(PCR)扩增,最后利用 Illumina MisEq 平台进行高通量测序。

2 结果与分析

在水温为 17~20 ℃条件下,试验经过 20~30 d 的启动运行,生物活性滤料成功挂膜,并进入稳定运行阶段。

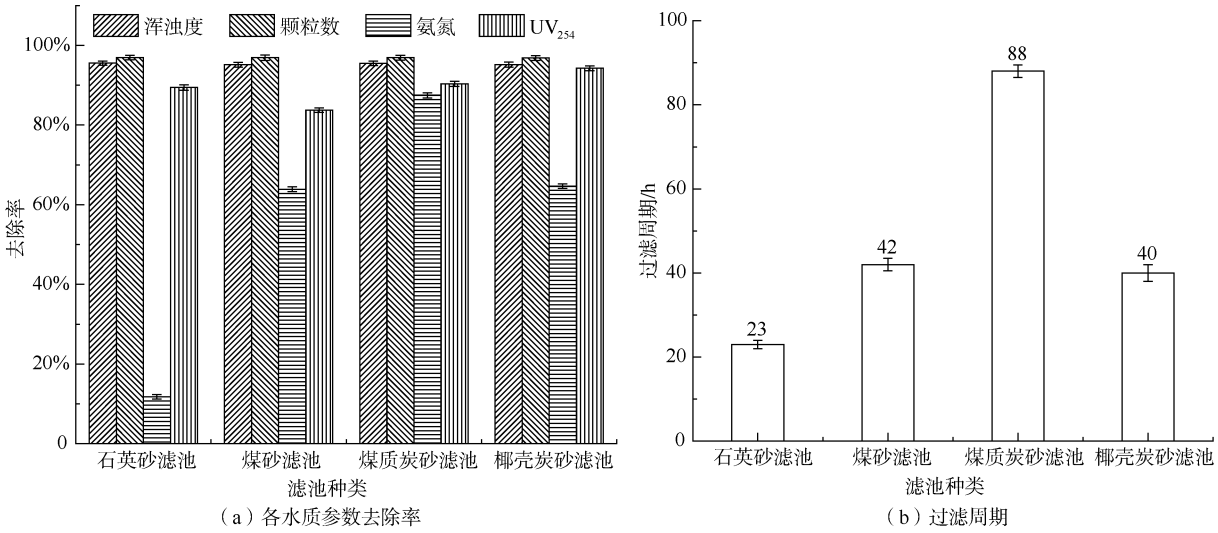
2.1 生物活性滤料的优选

当水温为 12~15 ℃时,调控滤速为 8 m/h,对比石英砂滤池、煤砂滤池、煤质炭砂滤池和椰壳炭砂滤池对浑浊度、颗粒数、氨氮和 UV_{254} 的去除率,结果如图 2(a)所示。石英砂滤池、煤砂滤池、煤质炭砂滤池和椰壳炭砂滤池对浑浊度和颗粒数的去除效果相当,出水浑浊度和颗粒数分别可降至 0.05 NTU 和 50 CNT/mL 以下,浑浊度和颗粒数去除率均可达 95% 以上。煤质炭砂滤池对 UV_{254} 的去除率(90.4%)也与石英砂滤池(89.5%)和椰壳炭砂滤池(94.3%)相当,略高于煤砂滤池(83.7%)。煤质炭砂滤池对氨氮的去除率高达 87.5%,明显高于石英砂滤池(11.8%)、煤砂滤池(63.9%)和椰壳炭砂滤池(64.7%)。

因生物过滤属于生物膜反应,生物膜表面负荷是最重要的设计参数,根据滤层滤料总表面积,计算煤质炭砂滤池生物降解氨氮的表面负荷为 56.06 mg/(m^2·d),明显高于石英砂滤池[5.36 mg/(m^2·d)]、煤砂滤池[40.94 mg/(m^2·d)]和椰壳炭砂滤池[41.45 mg/(m^2·d)]。而且,反冲洗对石英砂滤池除氨氮的影响最高,煤砂滤池次之,煤质炭砂滤池和椰壳炭砂滤池影响最低。

以滤池出水浑浊度≥0.08 NTU 作为过滤终止条件,测得石英砂滤池、煤砂滤池、煤质炭砂滤池和椰壳炭砂滤池的过滤周期如图 2(b)所示。煤质炭砂滤池的过滤周期长达 88 h,远长于石英砂滤池(23 h)、煤砂滤池(42 h)和椰壳炭砂滤池(40 h)。

因此,煤质炭砂滤池在浑浊度、颗粒数、氨氮和 UV_{254} 去除方面均具有较好的去除效果,尤其是在氨氮去除和过滤周期方面具有显著优势。此外,煤质炭砂滤池出水菌落总数为 36 CFU/mL,并可通过后续消毒工艺进一步降低细菌水平,能够避免生物泄漏风险。综上,煤质活性炭滤料作为生物滤池上层



（a）各水质参数去除率　　（b）过滤周期

图 2　不同滤池的净水性能

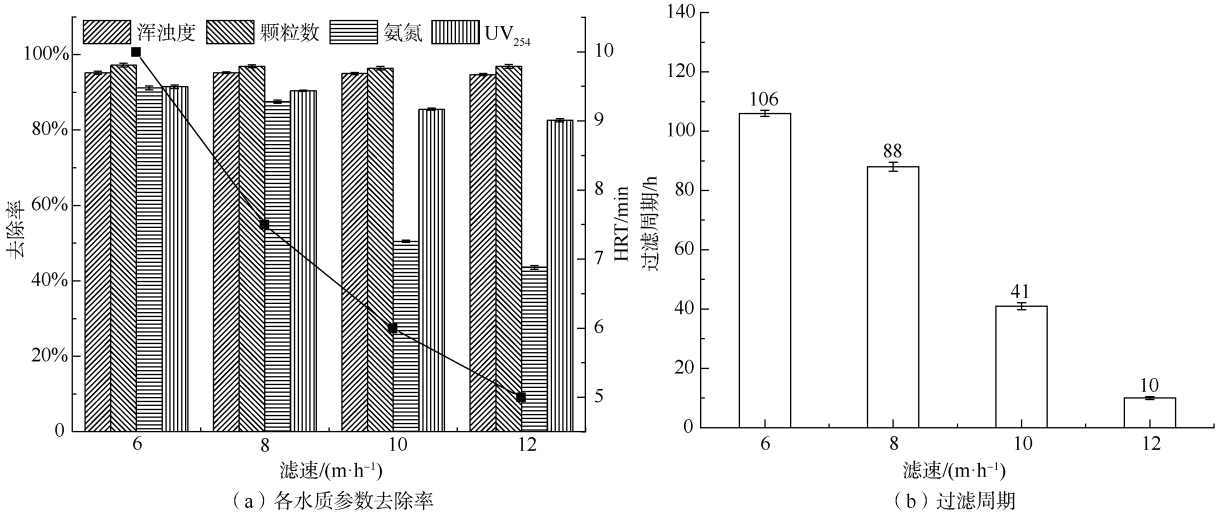
Fig. 2　Water Purification Performance of Different Filters

生物活性滤料是最优选择。

2.2　运行参数控制

2.2.1　滤速对煤质炭砂滤池净水性能的影响

当水温为 12~15 ℃时，通过调整滤速分别为 6、8、10、12 m/h，即水力停留时间（HRT）分别为 10.0、7.5、6.0、5.0 min，探究滤速对煤质炭砂滤池净水性能的影响如图 3 所示。由图 3（a）可知，在常用滤速 6~12 m/h 内，提高滤速对煤质炭砂滤池的除浊和除颗粒数性能影响较小，而氨氮和 UV_{254} 去除率却随着滤速的提高而逐渐降低，尤其当滤速从 8 m/h 升至 10 m/h 时，氨氮去除率由 87.5%降至 50.5%，而当滤速从 6 m/h 升至 8 m/h 时，氨氮去除率仅由 91.2%降至 87.5%，当滤速从 10 m/h 升至 12 m/h 时，氨氮去除率仅由 50.5%降至 43.6%。分析原因可能是在一定水温下，滤速的升高一方面导致微生物与氨氮接触时间缩短，硝化反应不充分；另一方面导致水流对微生物膜的冲刷作用增强，微生物膜可能会部分脱落，但剩余的微生物仍能在高滤速下相对稳定地发挥作用，从而使得当滤速升至 10 m/h 后，氨氮去除率下降趋势变缓。由图 3（b）可知，煤质炭砂滤池的过滤周期随着滤速的升高而缩短，尤其是当滤速从 8 m/h 升至 10 m/h 时，过滤周期缩短



（a）各水质参数去除率　　（b）过滤周期

图 3　滤速对煤质炭砂滤池净水性能的影响

Fig. 3　Effect of Filtration Rates on Water Purification Performance of Coal-Based Carbon Sand Filter

53.4%。因此,在考虑运行成本的情况下,选择滤速为 8 m/h 作为最佳滤速运行参数。

2.2.2 水温对煤质炭砂滤池净水性能的影响

通过调整进水水温分别为 5~8、12~15、17~20 ℃,滤速为 8 m/h,探究水温对煤质炭砂滤池净水性能的影响如图 4 所示。煤质炭砂滤池对浑浊度、颗粒数、UV_{254} 的去除率几乎不受进水水温的影响,而对氨氮的去除率随着进水水温的升高而逐渐上升。当进水水温为 5~8 ℃时,煤质炭砂滤池对氨氮的去除率仅为 33.6%;当进水水温为 12~15 ℃时,氨氮去除率达 80%以上;当进水水温为 17~20 ℃时,氨氮去除率接近 100%。这是因为低温条件会使煤质炭砂滤池中的生物原生质膜处于凝固状态,从而影响生物细胞膜的流动性,降低硝化菌的比增长速率及活性[14-15]。同时也证明了硝化细菌降解特性对环境温度的敏感性。

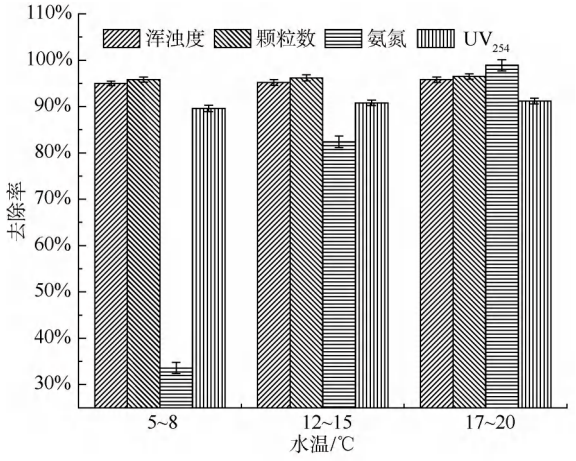


图 4 水温对煤质炭砂滤池净水性能的影响

Fig. 4 Effect of Water Temperature on Water Purification Performance of Coal-Based Carbon Sand Filter

2.2.3 溶解氧对煤质炭砂滤池净水性能的影响

通过调整进水溶解氧质量浓度分别为 3、5、7、9、11、13、15 mg/L,滤速为 8 m/h,探究冬季低温环境(5~8 ℃)下,进水溶解氧含量对煤质炭砂滤池净水性能的影响,结果如图 5 所示。由图 5(a)、图 5(b)、图 5(d)可知,煤质炭砂滤池对浑浊度、颗粒数、UV_{254} 的去除率几乎不受进水溶解氧含量的影响。由图 5(c)可知,煤质炭砂滤池对氨氮的去除率随着进水溶解氧含量的升高呈阶梯式上升,当进水溶解氧质量浓度为 3 mg/L 时,氨氮去除率仅为 6.67%;当进水溶解氧质量浓度为 5~9 mg/L 时,氨氮去除率约为 32%;当进水溶解氧质量浓度为 11~15 mg/L 时,氨氮去除率达 50%。这说明在冬季低温条件下提高进水溶解氧含量能提高煤质炭砂滤池的氨氮去除率,这是因为提高进水溶解氧含量可以提高溶解氧对冬季低温环境下处于凝固状态的生物絮体的穿透力,从而提高硝化速率[16]。实际工程中通过曝气增氧提高溶解氧浓度会显著增加运行成本与能耗。特别是在冬季低温条件下,水体溶解氧饱和浓度较高,维持 11~15 mg/L 的溶解氧水平需要更强的曝气强度和更长的曝气时间,这将直接导致曝气设备能耗上升及运维成本增加。因此,在工程应用时需对溶解氧提升幅度进行技术经济性分析,结合处理效果与运行成本,确定最优控制参数。

2.2.4 生物膜对煤质炭砂滤池净水性能的影响

当水温为 12~15 ℃时,通过向煤质炭砂滤池中投加次氯酸钠(1 mg/L)抑制生物膜形成,进行了煤质炭砂滤池有无生物膜的对比试验,结果如图 6 所示。当滤速分别为 6、8、10、12 m/h 时,无生物膜炭砂滤池对氨氮的去除率仅为 3%~5%[图 6(a)],有生物膜炭砂滤池和无生物膜炭砂滤池对浑浊度、颗粒数和 UV_{254} 的去除率相当,均可达 95%以上[图 6(b)~图 6(d)],说明生物膜的存在不会影响滤池出水浑浊度、颗粒数等常规水质指标。由图 6(e)可知,当滤速为 6 m/h 或 8 m/h 时,有生物膜炭砂滤池的过滤周期比无生物膜炭砂滤池长;当滤速为 10 m/h 时,有生物膜炭砂滤池的过滤周期与无生物膜炭砂滤池相当;当滤速为 12 m/h 时,有生物膜炭砂滤池的过滤周期比无生物膜炭砂滤池短。这是因为在低滤速条件下,水在滤池中的停留时间较长,生物膜的存在会吸附和分解水中的大部分有机成分,降低出水浑浊度,而在高滤速下,水流对生物膜的剪切力增大,部分生物膜在水流的冲击下会从滤料表面脱落,导致滤池出水浑浊度增加,使滤池出水浑浊度更快达到 0.08 NTU 以上。由图 6(f)可知,当滤速较低(6~10 m/h)时,有生物膜炭砂滤池的水头损失高于无生物膜炭砂滤池;当滤速较高(12 m/h)时,有生物膜炭砂滤池的水头损失略低于无生物膜炭砂滤池。这说明低滤速条件下生物膜的稳定存在会占据滤料孔隙,致使滤池内水头损失升高,而高滤速下,部分生物膜在水流的高速冲击下随水流流出,恢复了滤料孔隙,再加上生物膜的吸附降解作用,使滤池内水头损失略低于无生物膜炭砂滤池。因此,设

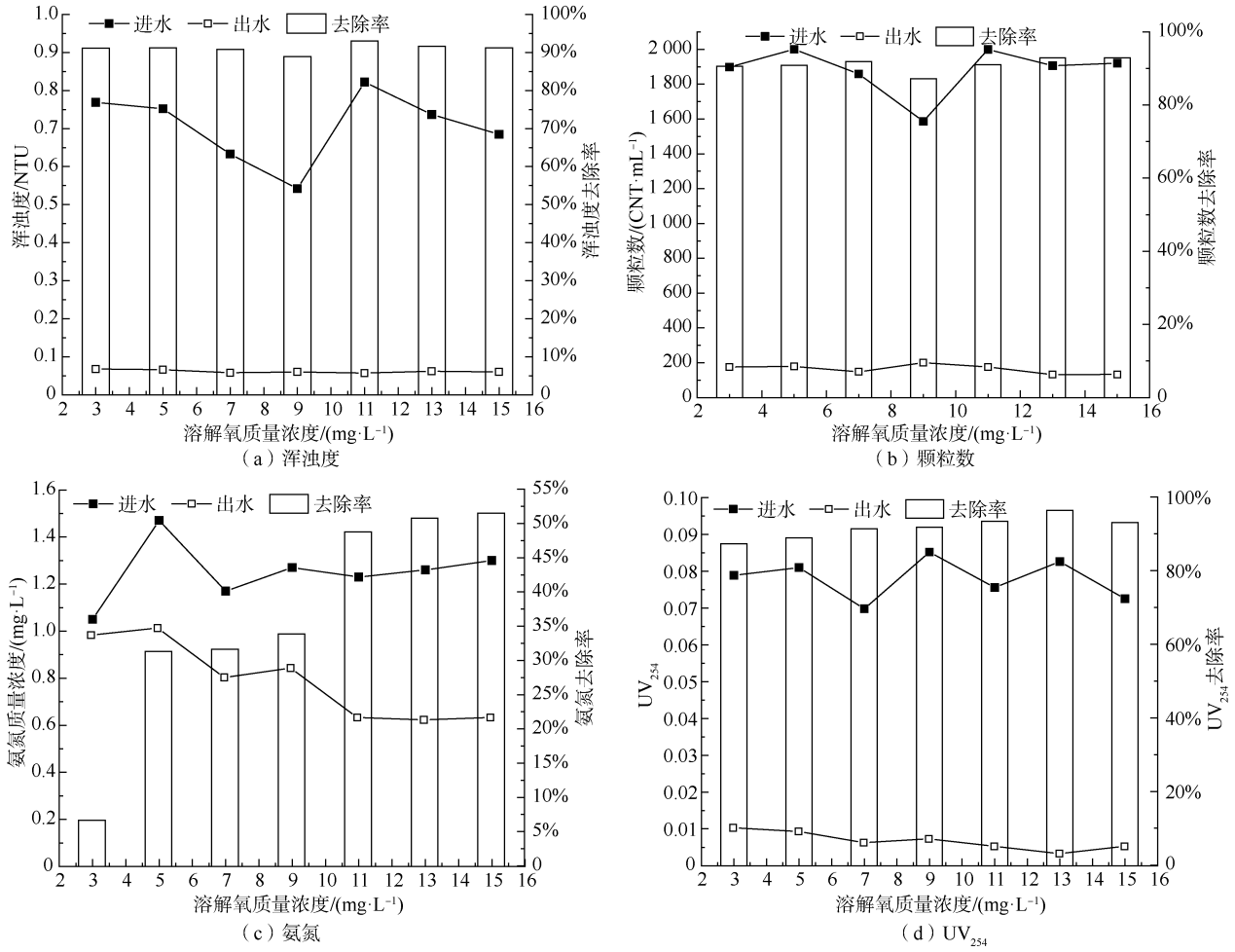


图 5　溶解氧对煤质炭砂滤池净水性能的影响

Fig. 5　Effect of DO on Water Purification Performance of Coal-Based Carbon Sand Filter

置滤速为 6~8 m/h，可延长滤池过滤周期，从而节省反冲洗所需电耗和水耗。

2.3　滤料与微生物性能分析

利用扫描电镜观察无烟煤、椰壳炭和煤质炭挂膜前后的形貌特征，如图 7 所示。挂膜前的无烟煤[图 7(a)]表面相对较为平整，孔隙结构并不十分显著。挂膜后[图 7(b)]，其表面明显变得粗糙，有大量的微生物及代谢产物附着。但由于生物膜基本都附着在无烟煤表面，反冲洗容易导致附着在无烟煤上的生物膜脱落，因此除氨氮性能较为一般，也容易被杂质堵塞孔隙，过滤周期较短。观察椰壳炭可以发现，挂膜前[图 7(c)]，椰壳炭具有丰富且相对均匀的微孔结构[17]，这些孔隙为微生物的附着提供了良好的场所。挂膜后[图 7(d)]，椰壳炭孔隙内部和表面被大量微生物及代谢产物占据和填充，椰壳炭本身良好的孔隙结构有助于微生物的富集，而微生物在椰壳炭表面形成的生物膜进一步强化了其对水中氨氮的降解能力，但椰壳炭的微孔结构也易被杂质堵塞，相比煤砂滤池，椰壳炭砂滤池的过滤周期并未得到有效延长。挂膜前的煤质炭[图 7(e)]具有比椰壳炭更加丰富的大孔结构[17-19]，这些大孔隙有利于微生物在其内部生长繁殖。挂膜后[图 7(f)]，观察到生物膜在煤质炭表面的大孔隙处生长，大孔结构在反冲洗时一方面能保护生物膜免受水力剪切，从而避免脱落；另一方面能截留更多的悬浮杂质，延长过滤周期。这种微生物与煤质炭结构特性近乎完美的结合，形成了一个高效的生物-物理-化学协同作用体系，微生物通过代谢活动分解水中污染物，同时煤质炭发挥表面吸附特性对污染物进行表面富集，提高局部基质浓度，促进生物降解反应进

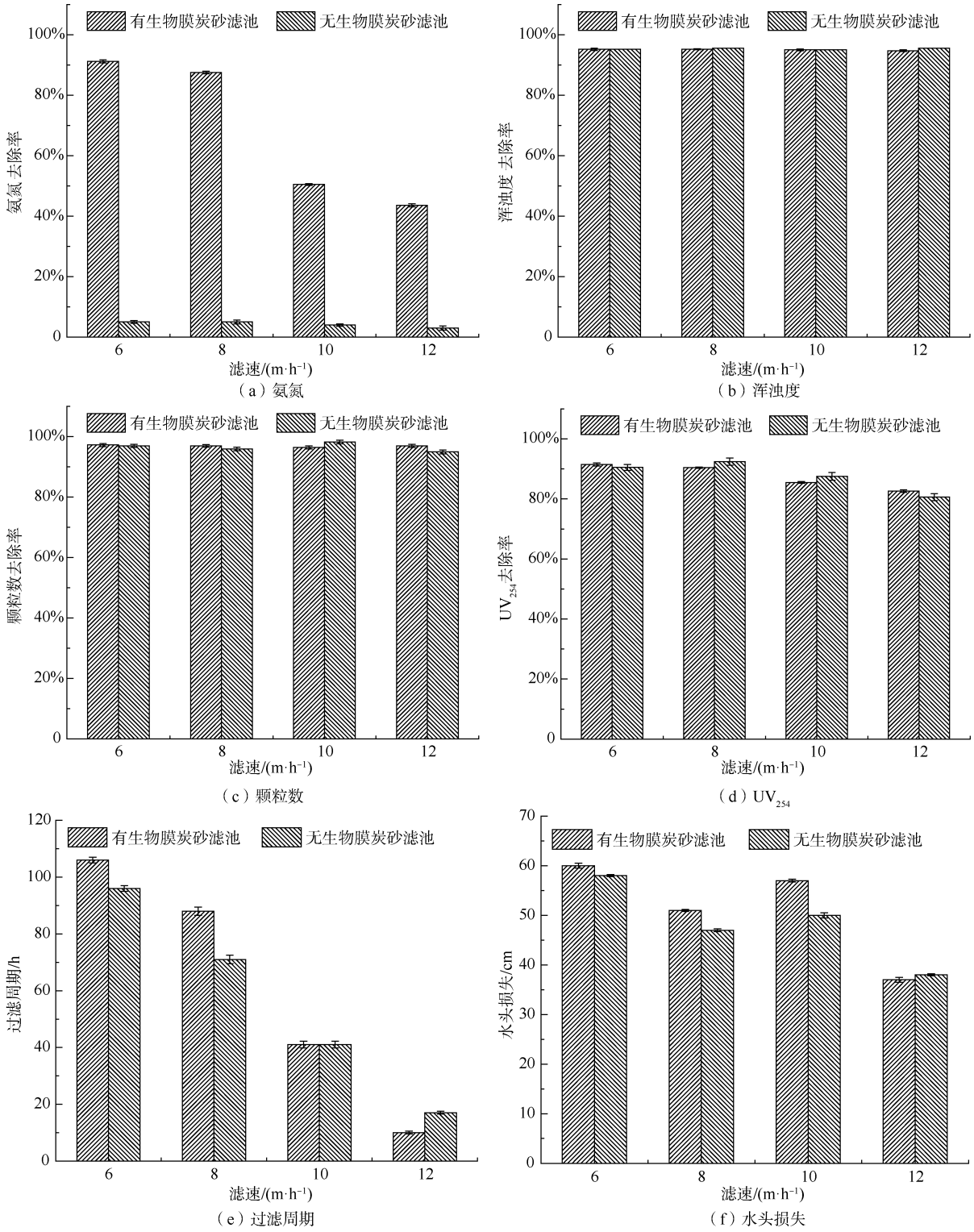
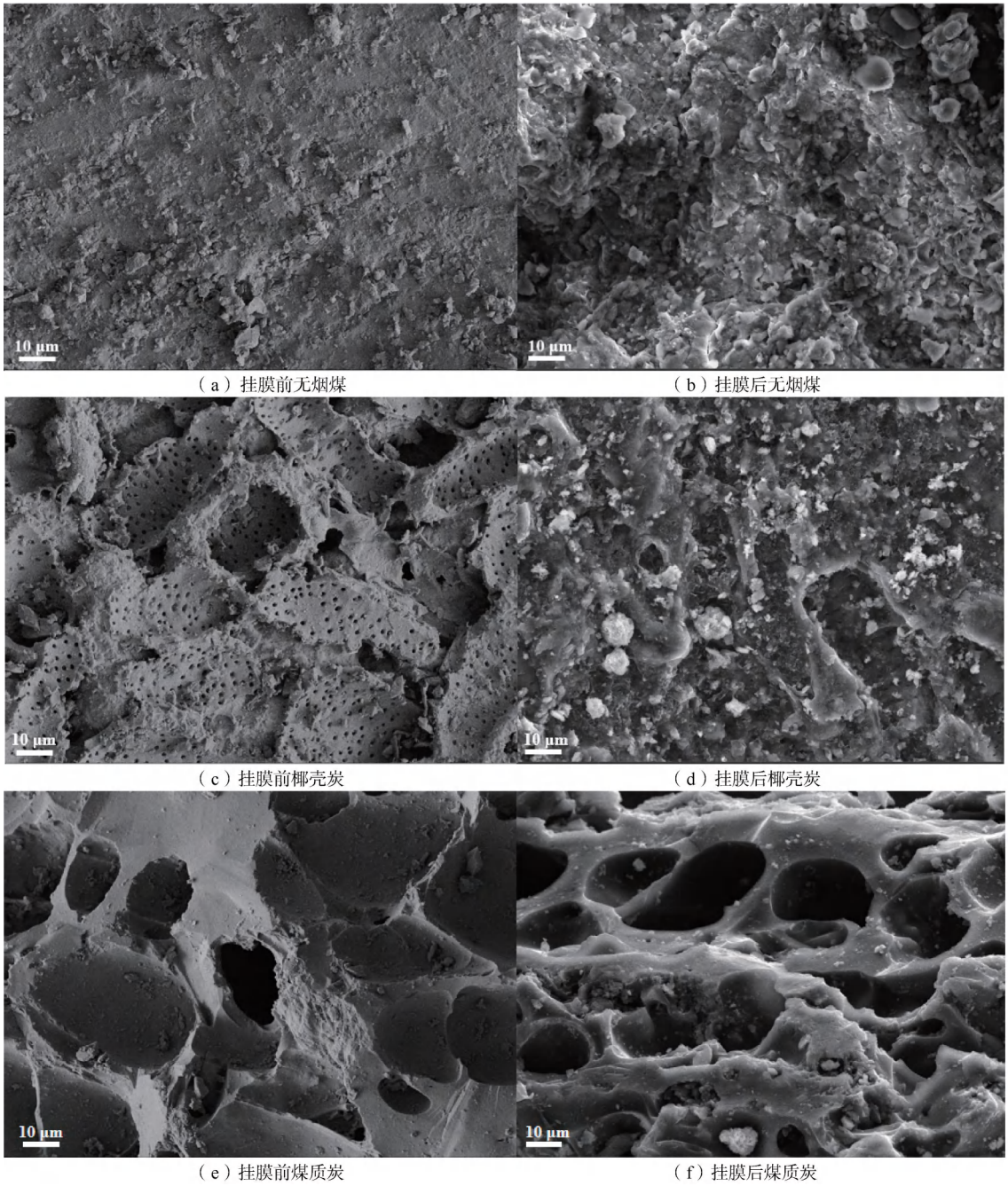


图 6　生物膜对煤质炭砂滤池净水性能的影响

Fig. 6　Effect of Biofilm on Water Purification Performance of Coal-Based Carbon Sand Filter

行,二者相辅相成,提升了滤池对污染物的去除能力。因此,煤质炭的特殊孔洞结构,与无烟煤和椰壳炭相比,使其具有相对较好的氨氮生物降解性能和较长过滤周期。

利用脂磷法测定煤砂滤池、椰壳炭砂滤池、煤质炭砂滤池进水段、中段、出水段的生物量。由图 8 可



（a）挂膜前无烟煤　（b）挂膜后无烟煤
（c）挂膜前椰壳炭　（d）挂膜后椰壳炭
（e）挂膜前煤质炭　（f）挂膜后煤质炭

图 7　不同滤料的扫描电镜图

Fig. 7　SEM Images of Different Filter Media

知，滤池进水段和中段，煤质炭砂滤池的生物量最高，分别为 236. 52 nmol/g 和 120. 12 nmol/g，椰壳炭砂滤池次之（125. 25 nmol/g，52. 45 nmol/g），煤砂滤池最低（120. 56 nmol/g，42. 23 nmol/g），这进一步表明煤质炭的多孔结构更有利于附着更多生物量。煤质炭砂滤池出水段生物量最低，仅为 1. 10 nmol/L，椰壳炭砂滤池次之（4. 85 nmol/g），煤砂滤池最高（6. 23 nmol/g），分析原因可能是煤质炭砂滤池中的有机物和氨氮已被上层炭所降解，砂层微生物的生长基质浓度低，不利于微生物生长繁殖。利用 16S rRNA 高通量测序对煤质炭砂滤池出水段进行微生物群落分析，如图 9（a）所示，在门水平上，排名前 10 位的菌门为：变形菌门（Proteobacterria）、放线菌门（Actinobacteria）、拟杆菌门（Bacteroidota）、产甲

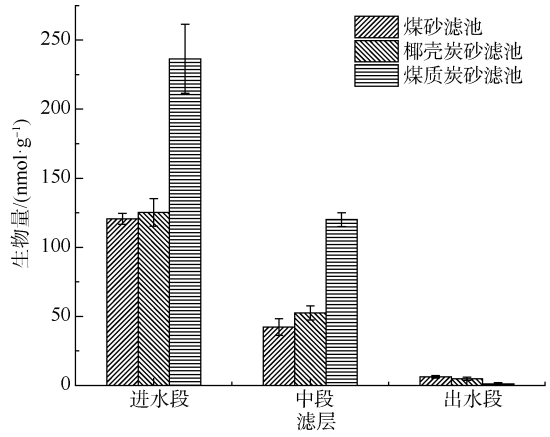
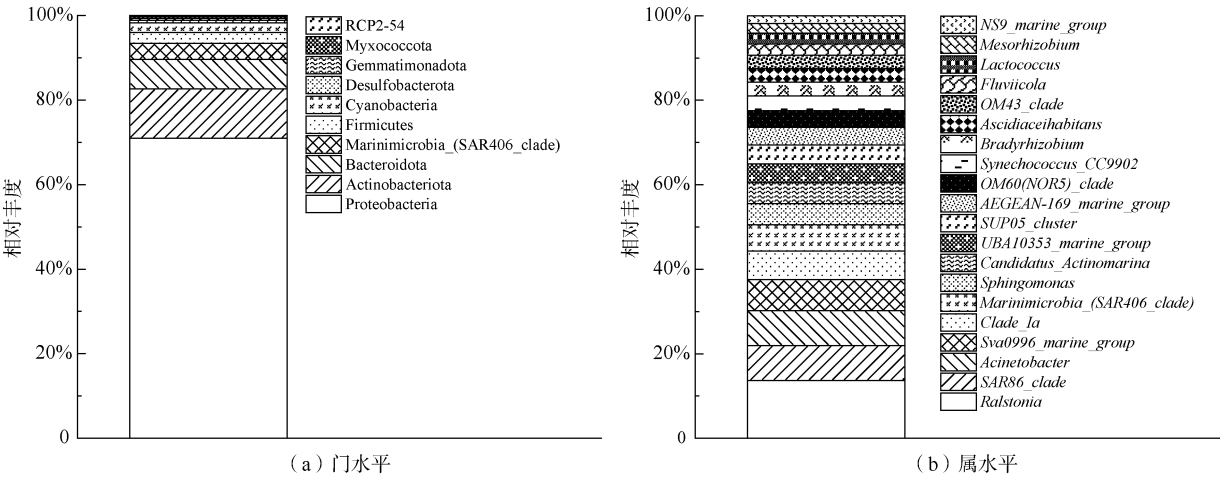


图 8 煤砂滤池、椰壳炭砂滤池和煤质炭砂滤池不同滤料层的生物量分布

Fig. 8 Biomass Distribution in Different Filter Media Layers of Coal Sand Filter, Coconut Shell Carbon Sand Filter and Coal Carbon Sand Filter

烷菌门(Marinimicrobia)、厚壁菌门(Firmicutes)、蓝菌门(Cyanobacteria)、脱硫杆菌门(Desulfobacterota)、芽单胞菌门(Gemmatimonadota)、粘菌门(Myxococcota)、RCP2-54,丰度较高的菌门为变形菌门(Proteobacterria)、放线菌门(Actinobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidota),丰度分别为 69.6%、11.5%和 6.82%;图 9(b)展示了煤质炭砂滤池出水段排名前 20 位的菌属,由图 9(b)可知,丰度较高的菌属为罗尔斯通菌属(*Ralstonia*)、SAR86 类群(*SAR86_clade*)、不动杆菌属(*Acinetobacter*)、Sva0996 海洋类群(*Sva0996_marine_group*)、Ia 分支(*Clade_Ia*),丰度分别为 8.22%、4.98%、4.92%、4.42%、4.06%。虽然煤质炭砂滤池出水段罗尔斯通菌属(*Ralstonia*)和不动杆菌属(*Acinetobacter*)的较高丰度(8.22%和 4.92%)提示机会致病菌的潜在生态风



(a)门水平 (b)属水平

图 9 煤质炭砂滤池出水段菌群相对丰度

Fig. 9 Relative Abundance of Microbial Community in Effluent Section of Coal Charcoal Sand Filter

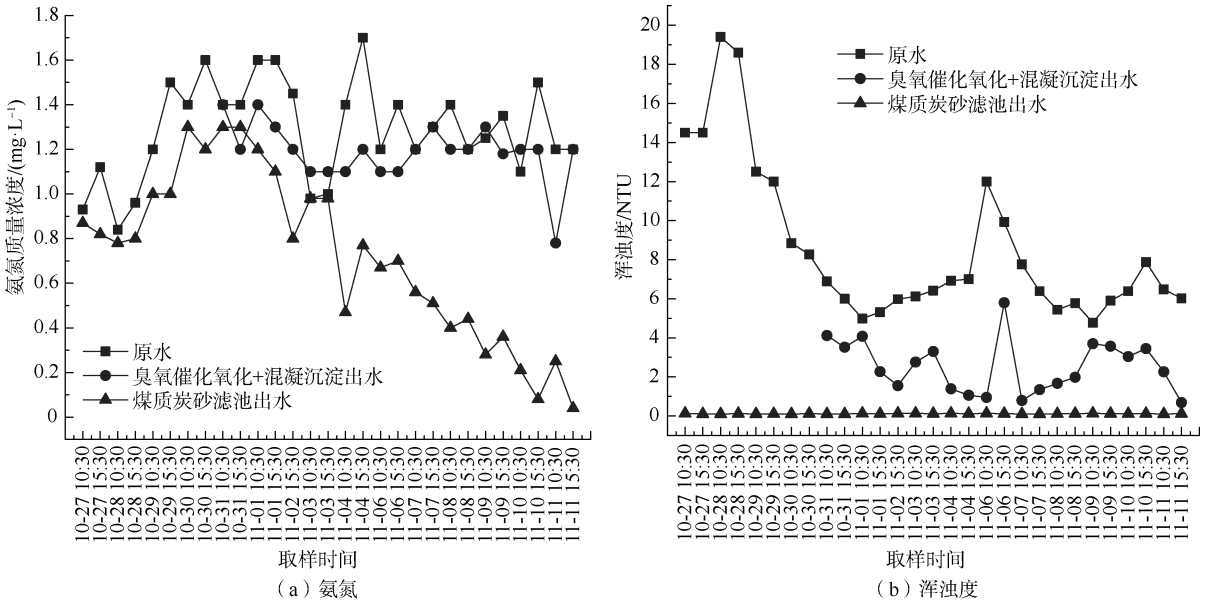
险,但煤质炭砂滤池出水菌落总数(36 CFU/mL)及出水段生物量(1.10 nmol/L)处于较低水平,后续可结合消毒工艺保障供水生物安全。

2.4 应用前景分析

煤质炭砂滤池辅以生物作用后,凭借物理吸附与生物降解双重作用,能够同步高效去除浑浊度、颗粒数、氨氮和有机物。通过试验分析,煤质炭砂滤池能稳定地将混凝沉淀出水浑浊度从 0.7~1.3 NTU 降至 0.05 NTU 以下,浑浊度、颗粒数和 UV_{254} 去除率均高达 95%以上,氨氮去除率高达 87.5%,过滤周期长达 88 h,这种全面且高效的污染物去除能力,避免了因处理不达标而需要进行的二次处理或额外的深度处理工艺,减少了相关工艺环节的能耗与物耗投入。而且,与“混凝沉淀+砂滤+臭氧活性炭滤池”深度处理工艺(后置臭氧活性炭滤池)相比,“混凝沉淀+煤质炭砂滤池”具有相似的氨氮去除效果[20-21],煤质炭砂滤池可用于传统砂滤池的技术改造,在一定原水水质条件下,无需或者缓上臭氧生物炭等深度处理工艺,降低运行成本。此外,后置臭氧活性炭滤池存在生物泄漏风险,并且在后续处理流程中需要增加监测与防控措施以保障水质安全[22]。而煤质炭砂滤池在运行过程中,微生物群落相对稳定,其特殊的滤料结构和运行条件使得微生物被砂滤层有效截留,微生物泄漏风险大幅度降低,减少了因微生物泄漏可能带来的水质污染以及额外的加强消毒等管控成本。

3 中试试验探究

为进一步验证煤质炭砂滤池的处理效能，在湛江市某水厂开展为期 16 d 的中试试验，试验原水取自厂区进水管，并在原水基础上利用氯化铵对氨氮进行加标，加标后氨氮质量浓度为 0.8～1.7 mg/L。中试工艺采用“臭氧催化氧化+混凝沉淀+煤质炭砂滤池”工艺，臭氧投加量为 2 mg/L，双氧水投加量为 0.4 mg/L，混凝剂投加量为 3 mg/L，煤质炭砂滤池滤速为 8 m/h，滤料采用新鲜的煤质炭和石英砂，试验结果如图 10 所示。由图 10(a)可知，原水经“臭氧催化氧化+混凝沉淀”后，氨氮质量浓度降至 0.78～1.40 mg/L，再经煤质炭砂滤池过滤，在运行 12 d 后，氨氮质量浓度降至 0.5 mg/L 以下，随着运行时间的延长，出水氨氮浓度持续降低，在进水氨氮质量浓度为 1.2 mg/L 时，可降至 0.04 mg/L，氨氮去除率达 96.67%。由图 10(b)可知，当“臭氧催化氧化+混凝沉淀”出水浑浊度为 0.69～4.12 NTU 时，煤质炭砂滤池出水浑浊度稳定在 0.10～0.13 NTU，远低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中规定值。因此，在处理实际水体时，煤质炭砂滤池仍兼具物理截留与生物硝化的双重功能，且其运行 16 d 后对氨氮的去除率高于采用人工配水运行 20～30 d 的去除率(87.5%)，说明实际水体中的复杂基质(如天然有机物、微量污染物)有利于生物膜的形成。



(a) 氨氮　　(b) 浑浊度

图 10　中试试验结果

Fig. 10　Results of Pilot Test

4 结论

(1)生物过滤是对传统过滤技术的改进，凭借物理吸附和生物降解双重作用，同步降低浑浊度、颗粒数、氨氮和有机物，并有效避免生物泄漏风险，在净水工艺中具有重要的地位，可用于传统砂滤池的技术改造升级和新建项目。

(2)滤料选择是决定生物过滤性能的基本因素，本文通过对石英砂滤池、煤砂滤池、煤质炭砂滤池和椰壳炭砂滤池的净水性能进行对比研究，发现煤质炭砂滤池显示出优于其他 3 种滤池的工艺优势，其滤料表面的微观特性是决定其性能的主要因素。

(3)运行参数控制试验表明，煤质炭砂滤池对浑浊度、颗粒数和 UV_{254} 的去除率几乎不受滤速、水温和溶解氧浓度的影响，但氨氮去除率随着滤速的升高而降低，随水温和溶解氧的升高而增高；生物膜的存在不会影响滤池对浑浊度、颗粒数和 UV_{254} 的去除，但在滤速为 6～8 m/h 时会延长滤池过滤周期，节省反冲洗所需水耗电耗。

(4)由于煤质活性炭受原煤品种和加工工艺影响，各类煤质活性炭表面特性可能有较大差距，在选择时应进行必要的过滤试验和表面分析，以保证炭砂滤池充分发挥综合效益。

参考文献

[1] Huang Z G, Zhang C M, Shen C Y, et al. Adsorption-catalytic

ozonation of ammonia nitrogen in drinking water by alkali-modified NaX zeolites [J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 60: 105243. DOI: 10.1016/j.jwpe.2024.105243.

[2] Astuti M P, Taylor W S, Lewis G D, et al. Surface-modified activated carbon for N-nitrosodimethylamine removal in the continuous flow biological activated carbon columns[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 445: 131518. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.131518.

[3] Mahaqi A, Mehiqi M, Moheghy M A, et al. Nitrate pollution in Kabul water supplies, Afghanistan; sources and chemical reactions: A review[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2022, 19: 6925-6934. DOI: 10.1007/s13762-021-03551-4.

[4] Li J M, Zeng W, Liu H, et al. Achieving deep autotrophic nitrogen removal in aerated biofilter driven by sponge iron: Performance and mechanism [J]. Environmental Research, 2022, 213: 113653. DOI: 10.1016/j.envres.2022.113653.

[5] Meng J L, Shen S T, Zhou C H, et al. Optimization pilot scale study on ammonia nitrogen removal by bio filter [J]. Scientific Reports, 2023, 13: 15657. DOI: 10.1038/s41598-023-42885-6.

[6] Gao Y Y, Zeng D J, Liu C, et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal in water supply sludge biofilter: Focus on the impact of backwashing and microbial community analysis[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2024, 189: 1323-1332. DOI: 10.1016/j.psep.2024.07.024.

[7] 邹磊, 贾旭超, 夏娜, 等. 炭砂滤池去除水中典型污染物和嗅味物质中试试验[J]. 净水技术, 2024, 43(S1): 82-88.
Zou L, Jia X C, Xia N, et al. Pilot test on the removal of typical pollutants and odor substances from water by carbon-sand filter [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(s1): 82-88.

[8] Zou J L, Sun R Q, Zhu Z L, et al. Study on immobilization of nitrogen and phosphorus in sediments using modified fly ash composite material [J]. Water Science and Technology, 2022, 85(7): 2173-2188.

[9] Gui X R, Zhang H N, Ji B X, et al. Study on the control of dichloroacetonitrile generation by two-point influent activated carbon-quartz sand biofilter[J]. Membranes, 2022, 12(2): 137. DOI: 10.3390/membranes12020137.

[10] Ikhlaq A, Qazi U Y, Aktam A, et al. Potable water treatment in a batch reactor benefited by combined filtration and catalytic ozonation[J]. Water, 2022, 14(15): 2357. DOI: 10.3390/w14152357.

[11] 张欢, 刘霄鹏, 王栋, 等. 煤砂双层滤料滤池气水反冲洗参数探究及应用[J]. 净水技术, 2024, 43(3): 68-75, 116.
Zhang H, Liu X P, Wang D, et al. Exploration and application of gas-water backwashing parameters in anthracite-sand double-layer filter[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(3): 68-75, 116.

[12] Zhang W Z, Cai J M, Zhai G L, et al. Experimental study on the filtration characteristics and sediment distribution influencing factors of sand media filters[J]. Water, 2023, 15(24): 4303. DOI: 10.3390/w15244303.

[13] Liu H L, Li X, Li N. Application of bio-slow sand filters for drinking water production: Linking purification performance to bacterial community and metabolic functions[J]. Journal of Water Process Engineering, 2023, 53: 103622. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.103622.

[14] Lin Y T, Wang Y C, Xue Y M, et al. Decoding the influence of low temperature on biofilm development: The hidden roles of *c*-di-GMP[J]. Science of the Total Environment, 2024, 927: 172376. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.172376.

[15] Tang T T, Zhao Z Y. Deciphering the internal mechanism of nitrogen removal from sludge and biofilm under low temperature from the perspective of microbial function metabolism [J]. Environmental Research, 2025, 267: 120688. DOI: 10.1016/j.envres.2024.120688.

[16] Filter J, Kopp M G V, Ruhl A, et al. Influence of low oxygen concentrations on biological transformations of trace organic chemicals in sand filter systems[J]. Chemosphere, 2023, 335: 139069. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.139069.

[17] 沈扬. 臭氧微纳气泡原位再生活性炭的效能与机制研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2023.
Shen Y. Study on the efficiency and mechanism of in-situ regeneration of activated carbon by ozone micro nano bubbles [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2023.

[18] 李振邦, 张欢, 王全勇, 等. 多元负载型催化剂的制备及臭氧催化氧化性能[J]. 工业水处理, 2022, 42(1): 148-153.
Li Z B, Zhang H, Wang Q Y, et al. Preparation and ozonation performance of multicomponent supported catalysts[J]. Industrial Water Treatment, 2022, 42(1): 148-153.

[19] 周佳钰. 基于活性炭对水中新型持久性有机污染 F-53B 的去除效能研究[D]. 南昌: 南昌航空大学, 2023.
Zhou J Y. Study on the removal efficiency of a new persistent organic pollution F-53B from water based on activated carbon [D]. Nanchang: Nanchang Hangkong University, 2023.

[20] 王莹莹, 王刚. 臭氧-活性炭工艺在东营某水厂升级改造中的应用[J]. 净水技术, 2024, 43(6): 179-185.
Wang Y Y, Wang G. Application of ozone-activated carbon process in upgrading and reconstruction of a WTP in Dongying [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(6): 179-185.

[21] Blair M F, Vaidya R, Benites G S, et al. Relating microbial community composition to treatment performance in an ozone-biologically active carbon filtration potable reuse treatment train [J]. Water Research, 2024, 262: 122091. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122091.

[22] 潘博伦, 刘岳峰, 李土雄, 等. 臭氧-活性炭技术应用中的次生风险问题研究综述[J]. 供水技术, 2024, 18(5): 11-15.
Pan B L, Liu Y F, Li T X, et al. Literature review on the secondary risk from ozone and biological activated carbon technology[J]. Water Supply Technology, 2024, 18(5): 11-15.