

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.05.009

复合金属改性生物砂滤池的启动及生物量分析

唐锋兵^{1,2,3}, 李凯铭¹, 许 铮^{1,2,3}, 郭沛然^{1,2,3}, 李乐民^{1,2,3}, 李思敏^{1,2,3}

(1. 河北工程大学 河北省水污染控制与水生态修复技术创新中心, 河北 邯郸 056038;

2. 河北工程大学 污水处理及资源化利用河北省工程研究中心, 河北 邯郸 056038;

3. 河北工程大学 邯郸市城市水利用技术重点实验室, 河北 邯郸 056038)

摘 要: 为了提高生物砂滤池的除污能力,采用复合金属对石英砂(QS)表面进行改性,以模拟污水厂尾水为处理对象,考察改性石英砂滤池挂膜启动过程中的除污效果以及运行稳定后的生物量。结果表明,氧化铁改性砂(FS)、铁锰改性砂(FMS)和铁锌改性砂(FZS)表面均形成了不同形态金属氧化物层的次生结构,更有利于微生物的附着增殖;各滤池启动后,对浊度的去除效果历时5 d基本达到稳定,对COD的去除效果历时19~24 d达到稳定,对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果达到稳定较COD滞后2~4 d;挂膜成功后,3种改性石英砂滤池对COD和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率均较普通石英砂滤池有所提高,其中FZS滤池的处理效果最好,对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和浊度的平均去除率分别为54.2%、89.9%和88.2%;QS、FS、FMS和FZS滤池的平均生物量分别为6.47、7.43、8.31和8.92 mg/g,其中FZS滤池生物膜的EPS含量最高,微生物在其表面的成膜速率及生物膜的稳定性最好。

关键词: 生物砂滤池; 石英砂; 金属改性; 污水厂尾水; 生物量

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)05-0065-07

Start-up and Biomass Characteristics of Composite Metal Modified Biological Sand Filter

TANG Feng-bing^{1,2,3}, LI Kai-ming¹, XU Zheng^{1,2,3}, GUO Pei-ran^{1,2,3}, LI Le-min^{1,2,3},
LI Si-min^{1,2,3}

(1. Hebei Technology Innovation Center of Water Pollution Control and Water Ecological Remediation, Hebei University of Engineering, Handan 056038, China; 2. Hebei Engineering Research Center for Sewage Treatment and Resource Utilization, Hebei University of Engineering, Handan 056038, China; 3. Handan Key Laboratory of Urban Water Utilization Technology, Hebei University of Engineering, Handan 056038, China)

Abstract: The surface of quartz sand (QS) was modified with composite metals to enhance the pollutants removal capability of biological sand filters. The pollutants removal efficiency of modified quartz sand filters during the start-up phase, as well as the biomass after stable operation were examined, using simulated wastewater treatment plant effluent as the treatment medium. The surfaces of iron oxide modified sand (FS), iron-manganese modified sand (FMS), and iron-zinc modified sand (FZS) all developed secondary structures comprising distinct metal oxide layers, which significantly enhanced the

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52070065); 国家重点研发计划项目(2021YFC1910601)

通信作者: 李思敏 E-mail: chyeli@126.com

adhesion and proliferation of microorganisms. Following the start-up of each filter, the turbidity removal efficiency stabilized within approximately 5 days. The COD removal efficiency reached a steady state after 19–24 days. The steady-state removal efficiency of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ exhibited a lag of 2–4 days relative to that of COD. After the successful biofilm formation, the removal efficiencies of COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in the three modified quartz sand filters were significantly enhanced compared to those in conventional quartz sand filter. Notably, the FZS filter demonstrated the most effective treatment performance, achieving average removal efficiencies of 54.2% for COD, 89.9% for $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and 88.2% for turbidity. The average biomass of the QS, FS, FMS, and FZS filters was 6.47 mg/g, 7.43 mg/g, 8.31 mg/g, and 8.92 mg/g, respectively. Notably, the biofilm from the FZS filter exhibited the highest extracellular polymeric substances (EPS) content, which contributed to superior biofilm formation rate and enhanced biofilm stability on its surface.

Key words: biological sand filter; quartz sand; metal modification; effluent from wastewater treatment plant; biomass

城市污水处理厂尾水的水质及水量相对稳定,若能够将其进行再生利用,则对于城市水生态环境改善和社会经济可持续发展具有重要意义^[1-3],但与此同时对其水质也提出了更高的要求。

在传统的“混凝-沉淀-过滤”污水深度处理工艺中,石英砂滤池发挥了重要作用,通过在石英砂滤料表面培养附着生物膜构建生物砂滤池,充分利用滤料表面微生物吸附及生物降解作用能够有效去除水中的溶解性污染物,从而强化传统滤池的过滤效能,可有效提升再生水的水质。关于生物砂滤池,课题组前期已开展了大量研究工作,将其用于微污染原水处理及污水厂尾水深度处理时均取得了良好的效果^[4-5]。然而,由于普通石英砂表面较为光滑,微生物在其表面附着成膜较为缓慢,且生物膜形成后因受到水流剪切力作用而易脱落,这在一定程度上限制了生物砂滤池的实际应用。为了改善石英砂表面特性,提高生物砂滤池表面的生物量,笔者所在课题组采用不同的改性技术制备了改性石英砂滤料^[6]。为了进一步简化石英砂表面改性的操作过程,笔者对普通石英砂(QS)进行表面预处理后,通过复合金属沉积涂覆改性制备氧化铁改性石英砂(FS)、铁锰改性石英砂(FMS)和铁锌改性石英砂(FZS),考察4种石英砂滤池挂膜启动过程中对污染物的去除效果,以及生物膜形成后滤料表面的生物量,以期复合金属改性生物砂滤料的制备及生物砂滤池工艺在污水深度处理中的实际应用提供参考。

1 试验材料与方法

1.1 石英砂及其改性方法

试验用石英砂取自某污水厂深度处理单元的V型滤池,筛分后选取粒径为0.8~1.5 mm的砂粒进行改性。采用“有机溶剂-酸洗”方法对石英砂进行预处理:取适量石英砂冲洗干净,在室温下置于99%的丙酮溶液中浸渍24 h,再置于2 mol/L盐酸溶液中浸渍24 h,以去除石英砂表面的杂质及有机质,然后用去离子水清洗直至pH呈中性,于110 °C下干燥备用。

本试验采用反复沉积法^[7]对石英砂进行改性,以50 g的石英砂为例说明其改性过程:将石英砂置于烧杯中缓慢加入3 mol/L的 FeCl_3 溶液20 mL并搅拌均匀,再滴加5 mol/L的NaOH溶液2 mL并搅拌均匀,于110 °C下干燥,其间进行搅拌防止砂粒粘团结块;干燥后再次按照上述步骤加入10 mL的 FeCl_3 溶液、1 mL的NaOH溶液并搅拌均匀,于110 °C下干燥后冷却,用去离子水反复冲洗后于105 °C下烘干,制得氧化铁改性石英砂(FS)备用;再分别用2.67 mol/L的 FeCl_3 和0.33 mol/L的 MnCl_2 配制铁锰离子混合溶液,用2.67 mol/L的 FeCl_3 和0.33 mol/L的 ZnSO_4 配制铁锌离子混合溶液,按照FS的制备过程分别制得铁锰改性石英砂(FMS)和铁锌改性石英砂(FZS)备用。

1.2 试验装置及运行条件

试验装置如图1所示。生物砂滤池由有机玻璃柱制成,内径为70 mm、高度为1 600 mm,其中底部承托层高度为150 mm、滤料填装高度为750 mm,沿

滤料层高度从上至下每间隔 150 mm 设置 1 个取样口(依次记作 1#~4#)。滤池采用下向流,使进水量略大于出水量,以保证滤料层以上水头稳定。采用逐步增加水力负荷的方式接种挂膜^[4],控制进水溶解氧不低于 2 mg/L。滤池反冲洗采用气水联合反冲洗,溢流口可用于反冲洗排水。

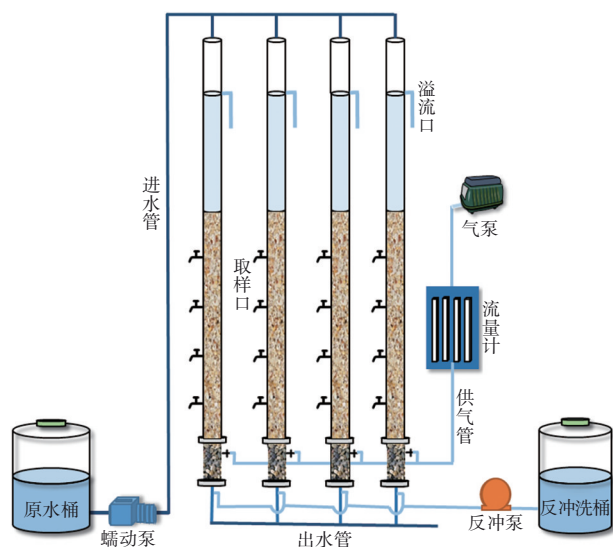


图1 试验装置

Fig.1 Schematic diagram of experimental setup

1.3 原水水质

试验原水采用人工配制的模拟污水厂尾水,底物由乙酸钠、氯化铵、硝酸钾和亚硝酸钠等提供,同时添加适量微量元素以满足微生物的生长需求^[8]。原水水质如下:水温为 20.8~29.7 °C、pH 为 7.1~7.6、浊度为 3.16~6.94 NTU、COD 为 41.24~49.72 mg/L、 NH_4^+-N 为 2.54~3.81 mg/L、TN 为 9.41~14.32 mg/L。

1.4 分析项目及方法

采用场发射扫描电子显微镜-X射线能谱仪、比表面积和孔结构分析仪对改性前后石英砂的表面形态、覆盖元素种类与含量、比表面积进行表征。动态试验期间,滤池进出水的浊度和 pH、溶解氧、温度等采用浊度仪和多参数水质检测仪测定,COD、 NH_4^+-N 、TN 等常规指标采用国家标准方法测定。采用质量法测定石英砂表面的生物量(以 MLSS 计),采用热提取法提取石英砂表面生物膜的胞外聚合物(EPS),采用苯酚-硫酸法和考马斯亮蓝法测定 EPS 中多糖(PS)和蛋白质(PN)含量,采用三维荧光光谱(3D-EEM)仪对 EPS 提取液进行分析。

2 结果与讨论

2.1 石英砂表面特性表征

2.1.1 扫描电镜及比表面积分析

通过扫描电子显微镜观察改性前后石英砂表面形态的变化,结果如图 2 所示。普通石英砂相对于 3 种改性石英砂表面粗糙度较小,其表面可供微生物附着的点位较少,不利于微生物附着增殖。通过复合金属改性,砂粒表面构造得到了不同程度的改变。FS 表面形成了铁氧化物涂层的次生结构,表面粗糙度增大;相比单一的金属铁改性,两种金属复合改性形成的金属复合氧化物覆盖层结构更为松散,FMS 和 FZS 表面呈现出了多孔状、棱棒状的双金属氧化物层次生结构,大大增加了表面粗糙度。根据 BET 测试结果,QS 的比表面积为 0.248 m^2/g ,而 FS、FMS 和 FZS 的比表面积分别增至 0.334、0.919 和 1.050 m^2/g ,分别提高了 35%、271% 和 323%。通过对比可知,FZS 表面的棱棒状结构堆积形成了高度开放的多孔构造,更加有利于微生物在其表面增殖成膜。

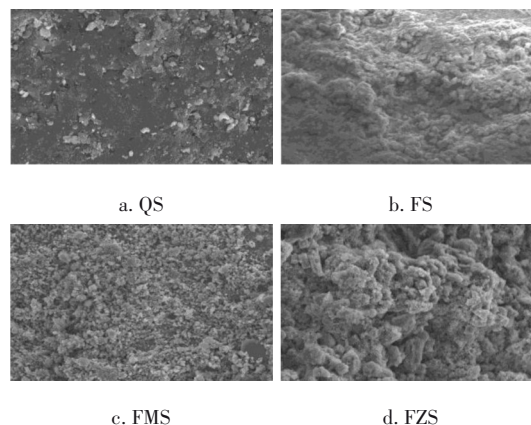


图2 石英砂的 SEM 图像

Fig.2 SEM images of quartz sands

2.1.2 X射线光电子能谱分析

对 QS 及 FS、FMS、FZS 样品进行 X 射线光电子能谱分析,其表面元素种类及含量如图 3 所示。QS 表面的元素主要为 Si 和 O,证实了石英砂的主要成分为 SiO_2 ;与 QS 相比,FS 表面除相同位置处 Fe 峰的强度增加外,又新增了两个 Fe 峰,同时 Si 峰的强度降低,石英砂表面 Fe 元素含量升高而 Si 元素含量降低,表明石英砂表面负载了 Fe 元素;在 FMS 和 FZS 的谱图中分别出现了 Mn 和 Zn 元素的吸收峰,可见 Fe、Mn 及 Zn 元素已负载在石英砂表面,同时二者表

面均有Si和O元素,也说明复合金属氧化层并未完全覆盖石英砂表面。结合图2可知,FMS和FZS表面形成的次生结构更为松散,金属离子的点位增加,将更有助于微生物在其表面附着增殖。

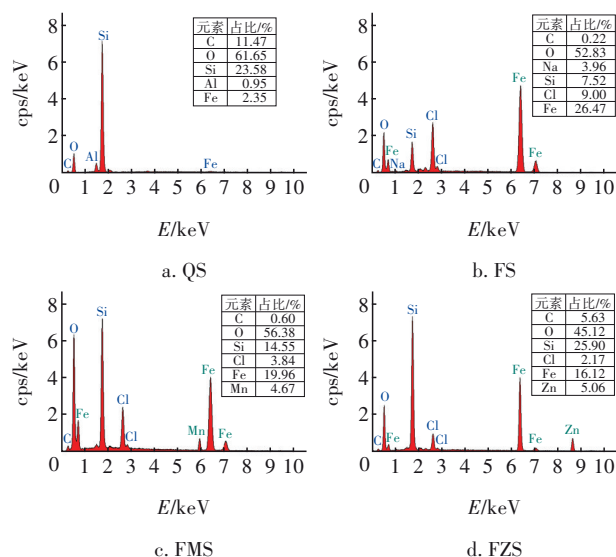


图3 石英砂的EDS谱图

Fig.3 EDS spectra of quartz sands

2.2 生物砂滤池的接种启动

采用接种挂膜法启动滤池,接种污泥取自某污水厂生物反应池,MLSS为3 800 mg/L。将适量活性污泥混合液静置30 min后弃去上部2/3的上清液,加入剩余混合液2倍体积的营养液(所含营养元素为配制的原水的2~3倍),曝气6 h后分别接入4个滤池中,闷曝24 h后排空滤池,接入人工配制的模拟污水完成接种。接种后滤池在水力负荷为1 m³/(m²·h)条件下运行7 d,然后将水力负荷增至2 m³/(m²·h)再运行7 d,之后再次增加水力负荷至3 m³/(m²·h)连续运行,分析启动过程中COD、NH₄⁺-N和浊度去除效果的变化,以及生物膜成熟后对TN等指标的去除效果。

2.2.1 挂膜过程中COD去除效果的变化

挂膜过程中4个滤池对COD去除效果的变化如图4所示。在挂膜初期,4个滤池对COD的去除率上升趋势较为明显,闷曝后滤料的吸附能力未达到饱和,表现出了一定的吸附性能,FS、FMS和FZS的比表面积比QS大,因此初期的吸附效果更明显,但3种改性砂的吸附能力并非与滤料比表面积大小呈正比关系。当石英砂表面附着的生物量不断增加且趋于稳定、生物膜较好覆盖石英砂表面后,生物

膜中微生物的生长增殖与老化速率基本达到动态平衡,此时对污染物的去除率也相对达到稳定状态。QS、FS、FMS和FZS滤池对COD的去除率达到稳定所需时间分别约为24、22、20和19 d,此时当原水COD平均浓度为44.6 mg/L时,4个滤池出水COD平均浓度分别为27.6、25.3、21.8和20.4 mg/L,平均去除率分别为38.1%、43.3%、51.1%和54.2%。生物砂滤池对COD的去除效果达到稳定状态是表征生物膜成熟的关键指标之一^[4],而石英砂滤料表面越粗糙则越有利于生物膜的附着增殖,对有机物达到稳定去除的时间也就越短,这与石英砂表面特性表征结果相一致。FS、FMS和FZS滤池相比QS滤池都缩短了挂膜时间,其中FMS和FZS滤池对COD去除效果的提升更加明显,可见,复合金属改性石英砂更能显著提高生物膜的增殖速率以及成膜后的污染物去除效果。

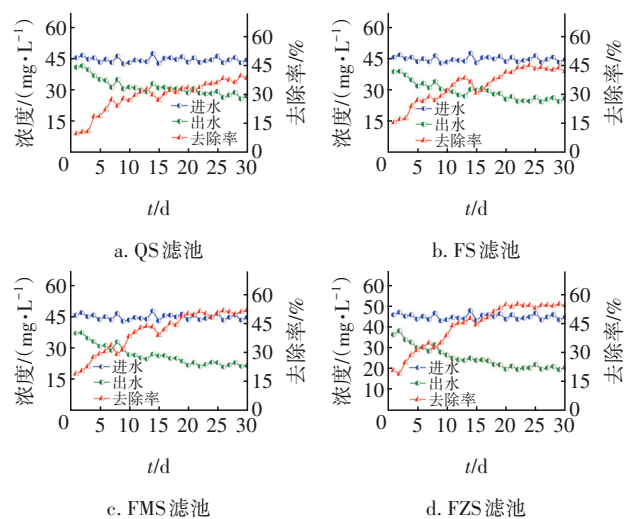


图4 COD去除效果的变化

Fig.4 Change in COD removal efficiency

2.2.2 挂膜过程中NH₄⁺-N去除效果的变化

挂膜过程中4个滤池对NH₄⁺-N去除效果的变化如图5所示。NH₄⁺-N去除率的变化趋势与COD大致相同。在滤池系统中,由于硝化菌的增殖速率较去除COD的异养菌要慢,而挂膜阶段进水中溶解氧较为充足,为系统内硝化菌增殖提供了较好的环境,QS、FS、FMS和FZS滤池对NH₄⁺-N的去除率达到稳定所需要的时间较COD滞后2~4 d。系统运行稳定后,QS、FS、FMS和FZS滤池的出水NH₄⁺-N平均浓度分别为0.82、0.68、0.46和0.32 mg/L,平均去除率分别达到74.2%、78.9%、85.8%和89.9%。

相比QS滤池,FMS和FZS滤池对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均去除率分别提高了11.6%和15.7%,同时挂膜前期微生物的附着增殖速度略快, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率的增长较为迅速,系统运行稳定后对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率也相对较高。

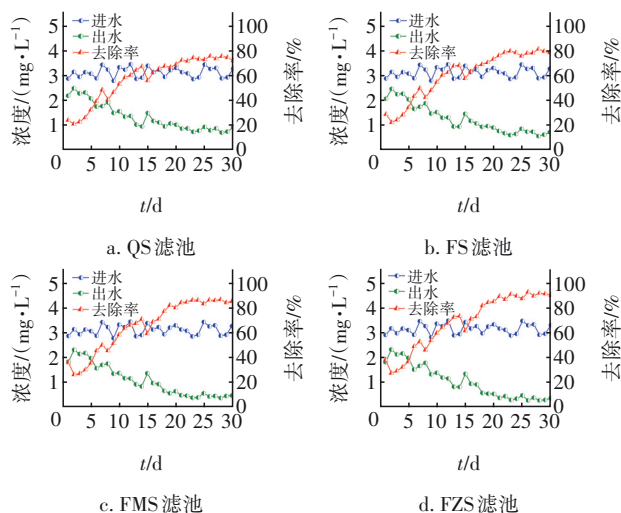


图5 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果的变化

Fig.5 Change in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal efficiency

2.2.3 挂膜过程中浊度去除效果的变化

相比COD和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,4个滤池在挂膜初期对浊度即表现出了较高的去除率,连续进水5 d后QS、FS、FMS和FZS滤池对浊度的去除率分别达到82.4%、83.9%、85.2%和85.5%,运行稳定后对浊度的平均去除率分别增至84.4%、86.7%、87.8%和88.2%。生物砂滤池对浊度的去除主要依靠滤料的物理截留、吸附及滤料表面生物膜的黏附作用,因此滤料表面的微生物强化了对浊度的去除效果。FS、FMS和FZS滤料经过金属氧化物涂覆改性后,表面粗糙度增加、吸附性能增强,微生物附着成膜后对水中致浊物质的生物吸附作用增强,加之改性砂表面金属离子的聚集沉淀作用,从而提高了滤池对浊度的去除效果。

2.2.4 挂膜后对TN的去除效果

4个滤池系统稳定运行后,分析了其对TN的去除效果,结果显示,当原水TN平均浓度为12.7 mg/L时,QS、FS、FMS和FZS滤池出水TN平均浓度分别为8.6、7.9、7.3和7.1 mg/L,平均去除率分别为32.3%、37.8%、42.5%和44.1%,可见改性生物砂滤池提高了对TN的去除率。与QS滤池相比,FZS滤池对TN的去除率提高了11.8%,系统的脱氮能力

得到明显提升。

2.3 生物砂滤池的生物量分析

2.3.1 生物量

生物砂滤池稳定运行后,从各滤池1#~4#取样口取出适量覆膜石英砂测定生物量的变化,结果如图6所示。FS、FMS和FZS表面的生物量相比QS均有提高,QS、FS、FMS和FZS滤池的平均生物量分别为6.47、7.43、8.31和8.92 mg/g,其中FZS滤池上层滤床中的生物量高达12.14 mg/g。分析认为,改性石英砂表面由于沉积的带正电金属离子层,易于与微生物间形成电荷引力,从而促进微生物在滤料表面的附着。此外,4个滤池沿水流方向生物量均呈现降低趋势,这是由于下向流滤池原水中的有机物及营养物质均被上层滤料截留,流经下层滤床中的底物浓度及溶解氧均逐渐降低,一定程度上使得滤料表面微生物代谢及增殖受限,因而生物量减少。

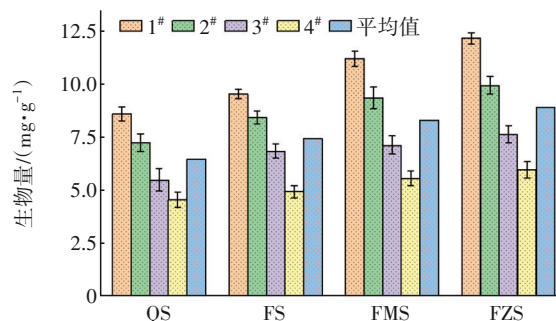


图6 生物砂滤池的生物量

Fig.6 Biomass of biological sand filters

2.3.2 生物膜中EPS含量

4个滤池中石英砂滤料表面生物膜的EPS及PN、PS含量如图7所示。FS、FMS和FZS表面生物膜中EPS含量均比QS要高,且4个滤池滤料表面生物膜中PN含量均高于PS含量,这与Liu等的研究结果一致^[9]。砂滤料表面的生物膜主要由微生物及EPS组成,EPS作为细菌自然分泌物、细胞裂解和水解的产物,在生物膜稳定性、表面黏附过程中发挥着重要作用,也直接影响微生物代谢活性,微生物分泌的EPS越多表明微生物代谢活动越强^[10]。PN作为EPS中的疏水性物质,其含量越高则生物膜的疏水性越强,能够为成膜过程中微生物细胞附着提供的结合点位也就越多,因此增强了微生物细胞之间的亲和力,更加有利于微生物聚集成膜,PN与PS的比值越高则形成的生物膜结构越紧密,稳定性也越强^[8,11]。对比可见,FZS滤料表面生物膜的EPS含

量最高,且EPS中的PN/PS值更大,其对COD与 NH_4^+-N 的去除效果也最好。

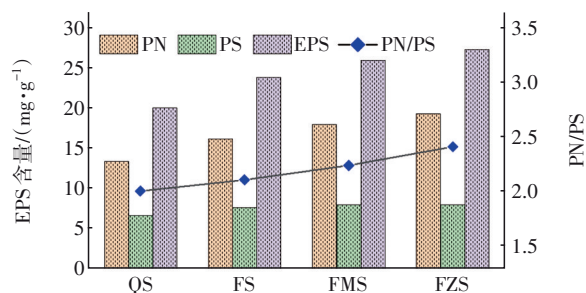


图7 生物砂滤池生物膜中的EPS含量

Fig.7 EPS contents in biofilm of biological sand filters

2.3.3 EPS的3D-EEM分析

采用三维荧光光谱仪对各滤料表面生物膜中的紧密型EPS进行分析,结果如图8所示。

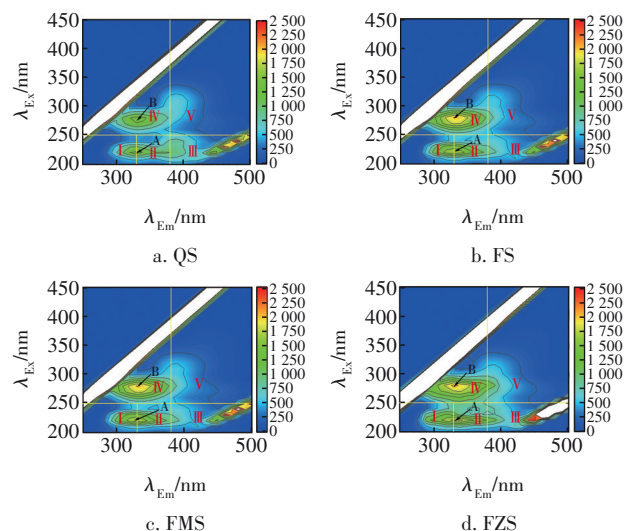


图8 生物膜中EPS的三维荧光光谱

Fig.8 3D-EEM spectra of EPS in biofilm

根据激发波长(λ_{ex})与发射波长(λ_{em})采用荧光体积分法将三维荧光光谱划分为5个区域^[12],在QS、FS、FMS和FZS滤料表面微生物的EPS中均检测到A与B两个荧光峰,其中峰A位于I区和II区,代表组分为芳香族蛋白质(包括类酪氨酸物质),峰B位于IV区,代表组分为类蛋白质物质^[13],其来源于溶解性的微生物分解副产物(包括酪氨酸、色氨酸及蛋白质类组分)等,关系着EPS中芳环氨基酸的结构^[14-15]。由此可见,4种滤料表面微生物的EPS均含有蛋白质和多糖类物质,滤料表面的微生物附着增殖良好。通过对比可知,FS、FMS和FZS的荧光峰强度均高于QS,说明改性砂表面微生物的EPS具有更

高的物质浓度,其中复合金属改性对于微生物在石英砂滤料表面的增殖成膜具有明显促进作用。

3 结论

① 石英砂(QS)经金属改性后,制得的氧化铁改性石英砂(FS)、铁锰改性石英砂(FMS)和铁锌改性石英砂(FZS)表面均呈现出金属氧化物层的次生结构,比表面积比QS分别增大了35%、271%和323%,有利于微生物的附着增殖。

② QS、FS、FMS和FZS滤池历时5 d对浊度的去除效果基本达到稳定,COD和 NH_4^+-N 的去除率变化趋势大致相同, NH_4^+-N 去除效果达到稳定的时间比COD滞后约2~4 d。稳定后FZS滤池对COD、 NH_4^+-N 及浊度的平均去除率最高,分别可达到54.2%、89.9%和88.2%。

③ QS、FS、FMS和FZS滤池的平均生物量分别可达到6.47、7.43、8.31和8.92 mg/g,其中,FZS滤池中生物膜的EPS含量最高。

参考文献:

- [1] 邱于益. 石狮市污水处理厂尾水回用于补充内沟河的实践[J]. 中国给水排水, 2017, 33(8): 104-107.
QIU Yuyi. Reuse of effluent of wastewater treatment plant to replenish the urban river in Shishi City [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(8): 104-107 (in Chinese).
- [2] 范志明, 刘玉安, 陈勇, 等. 污水厂氯消毒尾水用作土壤除臭滤池喷淋水的研究[J]. 中国给水排水, 2018, 34(1): 131-134.
FAN Zhiming, LIU Yu'an, CHEN Yong, et al. Application of chlorination disinfection tail water as soil deodorization biofilter spray water in wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(1): 131-134 (in Chinese).
- [3] 沈正栋, 王振中, 沈俊宏, 等. 开发区污水处理组合工艺系统及尾水再生回用[J]. 中国给水排水, 2023, 39(4): 90-95.
SHEN Zhengdong, WANG Zhenzhong, SHEN Junhong, et al. Combined wastewater treatment process and tail water reclamation in an industrial development zone [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(4): 90-95 (in Chinese).
- [4] 李思敏, 宿程远, 张建昆. 生物砂滤池不同挂膜方法的试验研究[J]. 中国给水排水, 2007, 23(11): 60-63.

- LI Simin, SU Chengyuan, ZHANG Jiankun. Experimental study on different biofilm formation methods in biological sand filter [J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(11): 60-63 (in Chinese).
- [5] 李思敏, 赵娜. O_3 /生物砂滤/GAC深度处理二级出水的研究[J]. 中国给水排水, 2013, 29(11): 84-87.
- LI Simin, ZHAO Na. Advanced treatment of secondary effluent by O_3 /biological sand filter/GAC [J]. China Water & Wastewater, 2013, 29(11): 84-87 (in Chinese).
- [6] 李思敏, 王让, 徐宇峰. 表面重构石英砂滤料的制备及微生物附着行为[J]. 化工学报, 2018, 69(6): 2737-2743.
- LI Simin, WANG Rang, XU Yufeng. Preparation of surface reconstructed quartz sand and attachment behavior of microorganism [J]. CIESC Journal, 2018, 69(6): 2737-2743 (in Chinese).
- [7] 赵玉华, 贾莹, 张旭. 不同改性石英砂去除有机物的效能比较[J]. 中国给水排水, 2007, 23(19): 15-18.
- ZHAO Yuhua, JIA Ying, ZHANG Xu. Comparison of removal efficiency of organic matter by different modified quartz sands [J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(19): 15-18 (in Chinese).
- [8] 王朝朝, 马骏, 殷春雨, 等. 反硝化颗粒污泥培养及工艺快速启动[J]. 中国给水排水, 2021, 37(23): 1-8.
- WANG Zhaozhao, MA Jun, YIN Chunyu, *et al.* Cultivation and fast start-up of denitrifying granular sludge [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(23): 1-8 (in Chinese).
- [9] LIU H, FANG H H P. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling, and dewatering of activated sludge [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2003, 33(3): 237-273.
- [10] REN I, CHENG W, WAN T, *et al.* Characteristics of the extracellular polymeric substance composition in an up-flow biological aerated filter reactor: the impacts of different aeration rates and filter medium heights [J]. Bioresource Technology, 2019, 289: 121-130.
- [11] ZHOU H X, XU G R. Biofilm characteristics, microbial community structure and function of an up-flow anaerobic filter-biological aerated filter (UAF-BAF) driven by COD/N ratio [J]. Science of the Total Environment, 2020, 708: 134422.
- [12] 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.
- [13] 吕晶晶, 于水利, 张列宇, 等. 基于3D-EEMs和PARAFAC的土壤渗滤系统DOM垂直分布特征[J]. 光谱学与光谱分析, 2018, 38(8): 2549-2555.
- LÜ Jingjing, YU Shuli, ZHANG Lieyu, *et al.* Vertical distribution characteristics of DOM in soil infiltration system based on 3D-EEMs and PARAFAC [J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2018, 38(8): 2549-2555 (in Chinese).
- [14] LIU Y C, DUAN J M, LI W, *et al.* Effects of organic matter removal from a wastewater secondary effluent by aluminum sulfate coagulation on haloacetic acids formation [J]. Environmental Engineering Science, 2016, 33(7): 484-493.
- [15] GUO J B, ZHANG C, LIAN J, *et al.* Effect of thiosulfate on rapid start-up of sulfur-based reduction of high concentrated perchlorate: a study of kinetics, extracellular polymeric substances (EPS) and bacterial community structure [J]. Bioresource Technology, 2017, 243: 932-940.
-
- 作者简介:唐锋兵(1985-),男,陕西岐山人,博士,副教授,主要研究方向为水及废水处理理论与技术。
- E-mail: tangfengbing@hebeu.edu.cn
- 收稿日期: 2024-01-16
- 修回日期: 2024-03-07

(编辑:刘贵春)