

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2026.05.002

海绵铁活性炭强化SBR工艺除磷及铁形态转化规律

王 建¹, 陈海荣¹, 杨淑微¹, 李艳慧¹, 韩 芮¹, 徐玉亮¹,
马新茗², 张兰河²

(1. 廊坊市清泉供水有限责任公司, 河北 廊坊 065000; 2. 东北电力大学 化学工程学院,
吉林 吉林 132012)

摘 要: 为提高SBR工艺的除磷效率,利用海绵铁的还原性与活性炭的吸附性,系统考察了海绵铁与活性炭的质量比(Fe/C)对除磷效果的影响。当Fe/C由1:1降至1:5时,Zeta电位由-25.05 mV提高到-20.37 mV,酸性磷酸酶活性由0.33 mg/(L·h)提高到0.48 mg/(L·h),污泥絮凝性和生物活性得到改善,总磷去除率由84.4%提高至94.9%,通过活性炭物理吸附、海绵铁引发的化学沉淀及增强的聚磷菌活性共同完成系统除磷。然而,当Fe/C进一步降至1:7时,总磷去除率降至82.3%,Zeta电位降低,SV₃₀上升,过量的活性炭抑制了聚磷菌活性,并减弱污泥絮体稳定性。在SBR反应器运行过程中,SMP、LB、TB层的关键组分保持稳定,始终以氨基酸和类蛋白质为主;铁在体系中的主要形态为有机质及硫化物结合态,其转化路径不受Fe/C影响。

关键词: SBR; 活性炭; 海绵铁; 生物除磷; Fe形态; 胞外聚合物

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2026)05-0010-08

Enhancement of Phosphorus Removal and Iron Form Conversion in SBR Process Using Sponge Iron/Activated Carbon

WANG Jian¹, CHEN Hairong¹, YANG Shuwei¹, LI Yanhui¹, HAN Rui¹,
XU Yuliang¹, MA Xinming², ZHANG Lanhe²

(1. Langfang Qingquan Water Supply Co. Ltd., Langfang 065000, China; 2. School of Chemical Engineering, Northeast Electric Power University, Jilin 132012, China)

Abstract: To improve phosphorus removal efficiency in SBR process, the influence of sponge iron/activated carbon mass ratios (Fe/C) on phosphorus removal were systematically investigated by utilizing the reducibility of sponge iron and the adsorption capacity of activated carbon. When Fe/C decreased from 1:1 to 1:5, the Zeta potential rose from -25.05 mV to -20.37 mV, acid phosphatase activity enhanced from 0.33 mg/(L·h) to 0.48 mg/(L·h), and the sludge flocculation and biological activity were improved. Removal efficiency of the total phosphorus (TP) increased from 84.4% to 94.9%, and phosphorus removal in the system was achieved through the physical adsorption of activated carbon, chemical precipitation induced by sponge iron, and the enhancement of polyphosphate accumulating bacteria activity. However, when the Fe/C was further decreased to 1:7, TP removal efficiency dropped to 82.3%, Zeta potential decreased and the SV₃₀ climbed, respectively. Excessive activated carbon inhibited

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52570068); 河北省清泉供水智慧化运营科技创新技术服务项目(JZH-2024-10-H)

通信作者: 陈海荣 E-mail: 15032226827@163.com; 张兰河 E-mail: zhanglanhe@163.com

the activity of polyphosphate accumulating bacteria and weakened the stability of sludge flocs. During the operation of the SBR reactor, the key components of the SMP, LB and TB layers remained stable and were always dominated by amino acids and protein-like organic substances. The main form of Fe in the system was organic matter and sulfide bound state, and its transformation pathways was not affected by the Fe/C.

Keywords: SBR; activated carbon; sponge iron; biological phosphorus removal; iron morphology; extracellular polymeric substances (EPS)

磷是导致水体富营养化的主要因素,含磷污水和农业废水的过量排放会引发严重的水环境污染。传统生物除磷技术因成本低、环境友好而备受关注,但在实际应用中仍存在明显局限性:聚磷菌对运行条件敏感,厌氧/好氧交替过程的控制难度大,抗冲击负荷能力较弱;除磷效率有限,出水磷浓度难以达到日益严格的排放标准;碳源竞争、泥龄冲突等制约了脱氮除磷效能的同步提高。为了解决上述问题,研究者开始关注复合强化除磷技术。

活性炭具有发达的孔隙结构和巨大的比表面积,通过物理吸附(范德华力)和化学吸附(官能团作用)的协同作用实现污染物去除。李兰延等人^[1]采用热处理、硫酸和氨水对活性炭进行改性,发现引入碱性官能团后对废水中苯酚的去除率可达50.7%以上。Nancharaiah等人^[2]研究发现,在SBR工艺中添加活性炭有利于颗粒污泥的形成,并显著增加聚磷菌的丰度,从而提高氮、磷去除效率。然而,单一活性炭存在吸附容量有限、易饱和失效、再生困难等固有缺陷。与之相比,海绵铁作为一种多孔、廉价的零价铁材料,不仅可以提供微生物生长所必需的微量元素,促进酶活性和代谢过程^[3],还能通过微电解作用强化污染物的降解与转化。Zhang等人^[4]将零价铁和 Fe^{3+} 投加到活性污泥系统中,污泥絮凝性能得到改善,对TP的去除率达到98.66%。Li等人^[5]研究发现,*Thauera*、*Saccharimonadales*以及*Rhodobacter*等功能微生物在海绵铁的刺激下显著富集,TP去除率提高了3.32%。然而,单一的 Fe^0 体系在实际应用中存在一些问题,如 Fe^0 在水体中易发生钝化,表面形成的氧化物显著降低其反应活性与电子利用效率,溶出过量的Fe对微生物产生毒性抑制,并导致污泥增重、板结,影响传质效率和系统稳定运行^[6]。将活性炭与海绵铁构建为铁碳复合体系,可利用铁、碳之间的电极电位差(约1.2 V)形成微电场,协同发挥吸附、微电解、化学沉淀与生物强

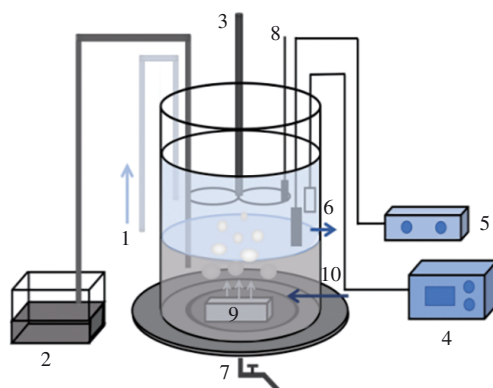
化等多重作用,有效突破单一材料的技术局限。然而,现有研究多集中于单一零价铁或单一活性炭的投加效果,对铁碳系统调控机制研究较少,尤其缺乏其对SBR工艺除磷效率、微生物代谢行为以及铁形态转化路径的综合影响研究。

笔者考察了海绵铁与活性炭的质量比(Fe/C)对SBR工艺污染物去除率和污泥絮凝沉降性的影响,建立Fe/C、除磷效能、微生物活性和污泥絮凝性之间的联系,分析Fe/C对胞外聚合物(EPS)组分含量的影响,阐明铁碳与微生物代谢产物之间的作用机制,深入探索铁离子在污泥系统中的分布规律及存在形态,构建含磷污水生物强化处理技术体系,期望为污水深度处理提供新思路和新方法。

1 实验材料和方法

1.1 实验装置

SBR反应器由有机玻璃制成,有效容积为8 L(如图1所示)。SBR内置微孔曝气管和机械搅拌机,以确保污泥保持悬浮状态。



1.进水管 2.污泥槽 3.机械搅拌器 4.pH计 5.溶氧仪 6.出水管
7.排泥管 8.温度计 9.空气扩散器 10.压缩空气

图1 SBR反应器示意

Fig.1 Schematic diagram of SBR reactor

SBR反应器采用瞬时进水、曝气(6 h)、沉淀(2 h)、瞬时出水、静置(16 h)的操作模式,进出水均为4 L。在静置阶段,采用机械搅拌(转速控制在60~

80 r/min),以确保泥水充分混合;在好氧曝气阶段停止机械搅拌,进行鼓风曝气(速率控制在0.8~1.2 L/min),溶解氧(DO)浓度维持在2.0~4.0 mg/L。接种污泥取自吉化污水处理厂二沉池,静置沉淀后排出上清液,加入人工模拟污水进行污泥驯化和生物除磷实验。

人工配水的主要成分:CH₃COONa、NH₄Cl、KH₂PO₄、MgSO₄、CaCl₂分别为0.15、0.02、0.005、0.005、0.4 g/L,控制COD和TN分别在300和30 mg/L,利用0.05 mol/L的HCl和NaOH调节进水pH为7.5~8.0,污泥浓度为3 000 mg/L。8 L污泥经过30 d的驯化后,外观变成黄褐色,其活性和沉降性良好。

1.2 实验材料

活性炭购自江苏恩凯活性炭有限公司,柱状长度为4 mm;海绵铁购自巩义市豫润海源净水材料有限公司,粒径为3~5 mm。共设置7组平行实验,每组设置3个平行样本,添加不同质量的海绵铁和活性炭,其中海绵铁质量为40 g,Fe/C分别为0:1(无铁)、1:0(无炭)、1:1、1:2、1:3、1:5和1:7,实验周期为65 d。

1.3 分析项目和检测方法

COD:重铬酸钾法,TP:钼酸铵分光光度法,总铁(TFe):磺基水杨酸分光光度法,Fe²⁺:邻菲罗啉分光光度法,污泥的亲疏水性:XG-CAM接触角测定仪,污泥的Zeta电位:JS94H2微电泳仪。

磷酸酶是一种非特异性磷酸单脂酶,直接参与磷的循环代谢,参照文献[7]中的方法和步骤分别对碱性磷酸酶活性和酸性磷酸酶活性进行测定。

在活性污泥系统中,铁的赋存形态主要分为可交换态(S1)、碳酸盐结合态(S2)、铁-锰氧化物结合态(S3)、有机质及硫化物结合态(S4)、残渣态(S5),采用逐级提取法分形态提取铁,利用AA-1800E原子吸收仪对各形态铁的浓度进行测定。

1.4 EPS的提取

利用热处理方法对胞外聚合物(EPS)分3层进行提取,分别得到溶解性EPS(SMP)、疏松层EPS(LB-EPS)和紧密层EPS(TB-EPS)。分别采用考马斯亮蓝法测定蛋白质(PN)含量、蒽酮-硫酸法测定多糖(PS)含量。采用岛津RF-6000三维荧光光谱(3D-EEM)仪分析EPS的有机物组成,激发/发射波长($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$)范围均为220~550 nm,其间距与狭缝大

小分别为3、5 nm,扫描速率设定为6 000 nm/min。

2 结果与讨论

2.1 Fe/C对污染物去除效果的影响

当单独添加海绵铁时,COD去除率为81.0%,这是因为在没有活性炭的条件下,无法形成足够的微电池,影响有机物的氧化还原反应,限制了COD的去除。单独活性炭组对COD的去除率为82.5%,低于Fe/C=1:1组(87.2%)。这表明,活性炭在体系中的作用主要是吸附污染物,其去除效果有限,而它与海绵铁构成的Fe-C微电解反应,才是污染物高效去除的主导作用。当Fe/C高于1:5时,随着活性炭质量的增加,COD去除率逐渐增大:当Fe/C分别为1:2、1:3、1:5时COD去除率分别为88.7%、89.4%、91.6%,即Fe/C为1:5时COD去除率最高。当Fe/C继续降低至1:7时,COD去除率下降至82.2%。

单独活性炭、单独海绵铁、Fe/C=1:5、Fe/C=1:7组的活性污泥SEM-EDS分析表明,过量的活性炭会覆盖在海绵铁表面,形成致密钝化膜,堵塞海绵铁和污泥的微孔结构,表面的C元素含量升高,Fe元素含量降低(见图2)。同时,活性炭的比表面积和总孔容也因铁氧化物的沉积或Fe⁰的固定而显著下降,这些因素共同阻碍了H⁺向铁表面的扩散,增大了传质阻力,限制了污染物与活性位点的接触^[8]。顾莹莹等人^[9]也发现,当海绵铁与活性炭组合使用时,海绵铁表面覆盖了一层厚厚的膜,导致其氧化还原反应能力减弱。此外,张真^[10]在探究铁碳质量比对污水处理效果的影响时发现,当铁被过量的活性炭包裹后,电池作用减弱,处理效果降低。因此,活性炭过多不利于污染物去除。

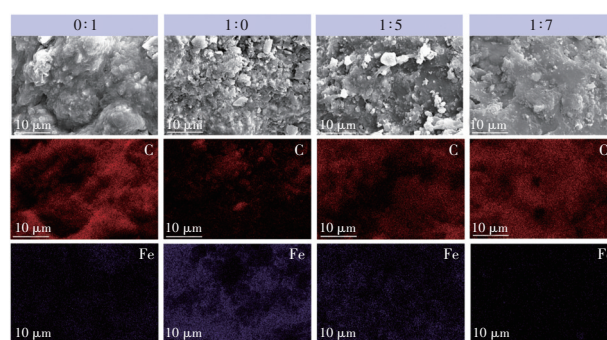


图2 活性污泥表面Fe、C元素的SEM-EDS分析

Fig.2 SEM-EDS analysis of Fe and C elements on surface of activated sludge

TP去除率的变化趋势和COD相同,当Fe/C为0:1、1:0、1:1、1:2、1:3、1:5、1:7时,TP去除率分别为81.2%、83.1%、84.4%、87.4%、89.9%、94.9%、82.3%,即两者共同添加可以有效提高TP去除率。比表面积巨大的活性炭能富集聚磷菌等微生物,提升系统生物量和稳定性,其表面形成的生物膜有助于实现反硝化除磷^[2]。同时,活性炭还可作为阴极材料与海绵铁(阳极)构成原电池,在两者共同作用下,污泥的电荷转移阻抗降低,强化了缺氧微环境,提高了除磷效能^[11]。此外,海绵铁和活性炭都具有吸附能力,可以通过物理吸附作用去除磷酸盐;同时,海绵铁会溶出大量的铁离子,通过化学沉淀将磷进一步去除^[12]。铁离子($\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$)可与磷酸根直接反应生成难溶性沉淀,在厌氧环境下, Fe^{2+} 主导生成无定形的 $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$,而在好氧或微好氧条件下, Fe^{3+} 则更易形成稳定的 FePO_4 (见图3)。与Fe/C为1:3组相比,当Fe/C为1:5时,TP去除率平均提高5%左右;当Fe/C降低至1:7时,过多的活性炭导致TP去除率降低,这是因为活性炭表面带负电荷,与 PO_4^{3-} 和 HPO_4^{2-} 产生静电排斥,阻碍了对磷的物理吸附。但是,仍存在海绵铁对磷的化学吸附,TP去除率仍保持在82.3%。

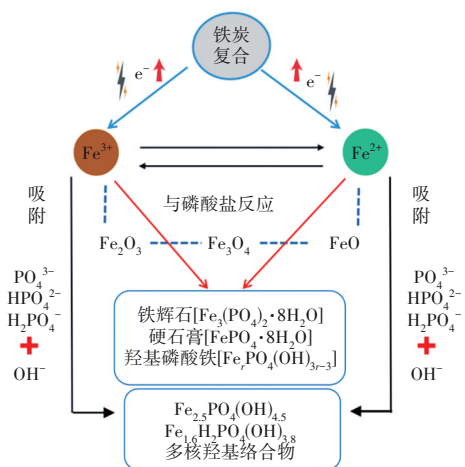


图3 铁和磷的反应路径

Fig.3 Reaction pathway of iron and phosphorus

磷酸酶活性直接影响聚磷菌的生物除磷效果。当无海绵铁时,酸性磷酸酶和碱性磷酸酶浓度分别为0.34和0.21 mg/(L·h);当无活性炭时,酸性磷酸酶和碱性磷酸酶浓度分别为0.33和0.18 mg/(L·h);当Fe/C为1:1、1:2、1:3、1:5和1:7时,酸性磷酸酶浓度分别为0.33、0.35、0.39、0.48、0.62 mg/(L·h),

碱性磷酸酶浓度分别为0.19、0.20、0.24、0.28、0.15 mg/(L·h)。Fe³⁺作为酶的激活剂,增加了酸性磷酸酶活性,使TP去除率逐渐提高。然而,当Fe/C由1:5降低至1:7时,酸性磷酸酶浓度升高,而碱性磷酸酶浓度下降。这可能是因为过量的活性炭导致细胞失活^[8],Fe²⁺、Fe³⁺和 PO_4^{3-} 结合形成的絮状物不能很好地沉淀下来,造成污水呈淡黄色,阻碍聚磷菌释磷。

2.2 Fe/C对污泥絮凝沉降性的影响

Fe³⁺通过压缩双电层作用强化污泥絮凝性,Zeta电位可用于描述污泥絮体间电子层变化引起的范德华力和静电排斥力的大小^[13]。当未添加海绵铁时,污泥Zeta电位的平均值为-30.04 mV;当未添加活性炭时,污泥Zeta电位的平均值为-28.21 mV,污泥表面带负电荷;当Fe/C为1:1、1:2、1:3、1:5时,Zeta电位分别为-25.05、-24.17、-22.08、-20.37 mV,总体呈升高趋势,这是因为活性炭颗粒为微生物聚集提供了骨架,大量的微生物附着在活性炭颗粒表面,形成结构密实的絮体^[14]。同时,活性炭增强了电子传递作用,促进微生物EPS的分泌,加快污泥的聚集与沉降^[15]。当Fe/C进一步降低至1:7时,Zeta电位降至-22.76 mV,原因是过多的活性炭覆盖在污泥表面,阻碍了铁离子与污泥的电中和作用,导致Zeta电位降低。

此外,Fe/C对SV₃₀影响显著,海绵铁的多孔结构可吸附水中的悬浮有机物和胶体物质,降低污泥膨胀风险。在Fe/C为0:1、1:0、1:1、1:2、1:3、1:5、1:7条件下,SV₃₀分别为24.40%、23.82%、22.90%、21.50%、19.50%、17.20%、21.75%,当Fe/C为1:5时SV₃₀达到最低值,污泥沉降性最好,即海绵铁与活性炭的共同作用有效促进了污泥絮体紧密聚合,提高了污泥絮凝沉降性。

活性炭的加入可以改善污泥的亲水性,使其更容易与水分子结合,从而提高污染物去除率。在上述比例条件下,污泥接触角分别为102.4°、100.5°、99.7°、97.6°、96.4°、89.7°、95.8°。当Fe/C由1:1降低到1:5时,污泥接触角降低,污泥细胞间的黏附能力增强,提升了污泥沉降效果。当Fe/C降低至1:7时,污泥接触角升高至95.8°,说明活性炭过多不利于污泥絮凝。综上所述,当Fe/C为1:5时,可有效降低污泥的疏水性,促进污泥絮体的形成。

2.3 Fe/C对EPS的影响

2.3.1 对PN和PS含量的影响

EPS是磷元素的储存场所,其储存的磷量与EPS中的PN、PS含量呈正相关^[16]。Fe/C对EPS组成的影响如图4所示。当Fe/C由1:1降低到1:5时,SMP、LB-EPS、TB-EPS中的PN含量始终高于PS,这是由于微生物产生PN抵御外源铁离子的胁迫,PN是SMP、LB-EPS、TB-EPS的主要成分,可以为Fe离子提供更多的结合位点。当Fe/C为1:5时,SMP、LB-EPS、TB-EPS层的PS含量达到最大值,然而PN的变化并不显著。EPS中储存的磷量增多,TP去除率最高。然而,当Fe/C为1:7时,PS、PN含量下降,这是因为污泥絮体结构被打破,不利于微生物分泌更多的PN和PS^[17]。

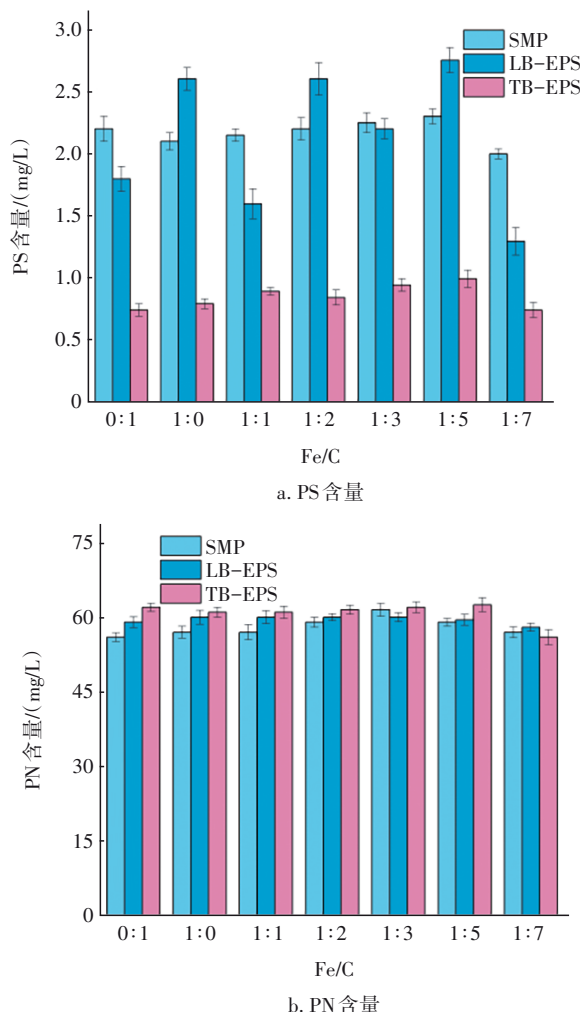


图4 Fe/C对各层PS、PN的影响

Fig.4 Effect of mass ratio of Fe/C on contents of PS and PN in each layer

当Fe/C分别为1:5和1:7时,两者的EIS图半径相差较小,且明显低于其他组,表明电荷转移阻抗低,这证实了海绵铁与活性炭之间的紧密接触形成了更高效的电子传递通道,Fe⁰腐蚀产生的电子能够更有效地被用于阴极反应,强化污染物的去除。

2.3.2 对污泥有机物组成的影响

EPS的主要成分为PN和PS,同时还包括腐殖酸、富里酸以及由微生物代谢产生的各类荧光物质。3D-EEM可识别EPS中具有荧光特性的芳香结构及不饱和脂肪链。不同Fe/C下EPS的3D-EEM光谱见图5。将荧光部分分为A~E 5个区^[18],分别代表酪氨酸/色氨酸类氨基酸($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=220\sim240\text{ nm}/280\sim360\text{ nm}$)、酪氨酸/色氨酸类蛋白($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=220\sim290\text{ nm}/280\sim360\text{ nm}$)、类腐殖酸($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=330\sim370\text{ nm}/420\sim460\text{ nm}$)、多环芳烃类腐殖酸($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=200\sim240\text{ nm}/410\sim450\text{ nm}$)、富里酸($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=200\sim240\text{ nm}/410\sim450\text{ nm}$)。当不投加活性炭、只投加海绵铁时,SMP、LB层主要存在酪氨酸/色氨酸类氨基酸、酪氨酸/色氨酸类蛋白和类腐殖酸,而TB层主要存在酪氨酸/色氨酸类氨基酸、酪氨酸/色氨酸类蛋白。在活性炭量逐渐增加条件下,SMP层有机物种类不变。当Fe/C为1:1和1:5时,LB层的类腐殖酸荧光峰消失,说明活性炭对类腐殖酸的吸附效果较好;而当Fe/C进一步降至1:7时,LB层重新出现了类腐殖酸的荧光峰,这可能是部分已吸附的类腐殖酸重新被释放。对于TB层,随着活性炭的加入,其有机物组成变化较小,仍以酪氨酸/色氨酸类氨基酸、酪氨酸/色氨酸类蛋白为主,但荧光强度有所波动。当Fe/C为1:5时,TB层酪氨酸/色氨酸类氨基酸、酪氨酸/色氨酸类蛋白的荧光强度达到较高水平,这表明微生物代谢活动旺盛,产生的这两类物质较多。当Fe/C降至1:7时,TB层中这两类物质的荧光强度有所下降,可能是过量的活性炭对微生物的生长和代谢产生了抑制作用,影响微生物正常分泌这两类物质。同时,在整个过程中,SMP、LB、TB各层均未检测到多环芳烃类腐殖酸和富里酸的明显荧光峰,说明在海绵铁/活性炭强化SBR工艺中,这两类物质在污泥EPS中的含量较少。总体来看,Fe/C显著影响污泥EPS中荧光类有机物的组成和含量,当Fe/C为1:5时有利于维持微生物良好的代谢状态,促进特定荧光类有机物的生成和稳定存在。

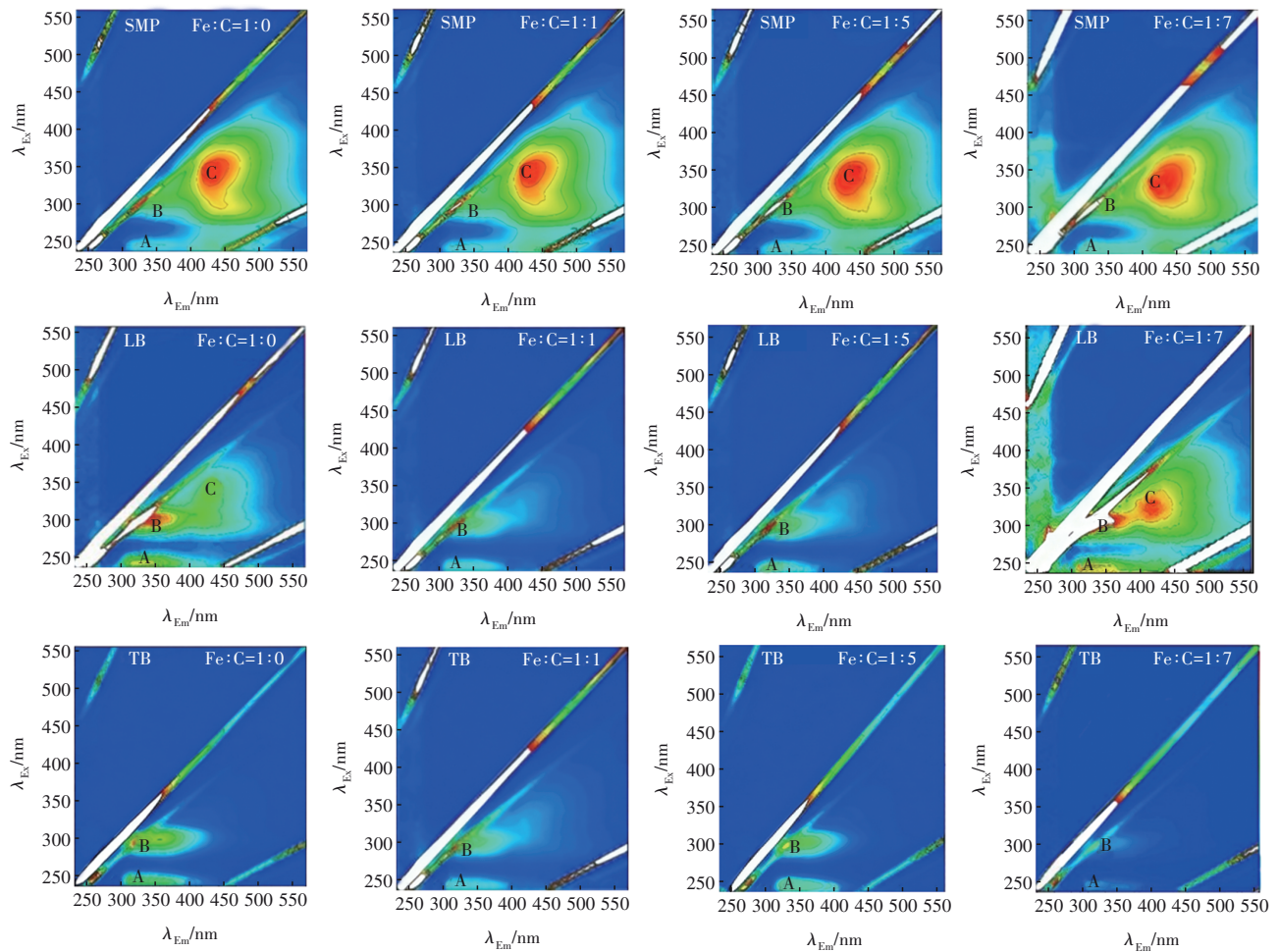


图5 不同Fe/C下的三维荧光光谱

Fig.5 Three-dimensional fluorescence spectra under different mass ratios of Fe/C

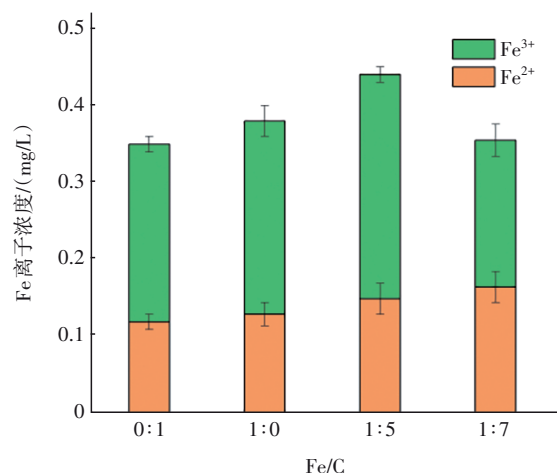
2.4 Fe在污泥系统中的分布规律

Fe在污泥系统中通过电子得失生成不同赋存形态的产物。铁离子在上清液中的分布规律如图6(a)所示。上清液中检测到 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 的存在,随着Fe/C的增加, Fe^{3+} 和 Fe^{2+} 在上清液中的浓度有所差异。当Fe/C为1:5时,上清液中的 Fe^{3+} 浓度最高,总铁浓度达到0.45 mg/L;当Fe/C降低到1:7时,上清液中的 Fe^{3+} 浓度下降。上清液中的总铁浓度远低于投加的Fe量,因此大多数Fe离子存在于污泥中,这可能是由于污泥混合液呈弱碱性(pH为7.5~8.0),添加的 Fe^{3+} 通过网捕作用在污泥中形成胶体,如 Fe_2O_3 或 $\text{Fe}(\text{OH})_3$,导致上清液中总铁浓度非常低。

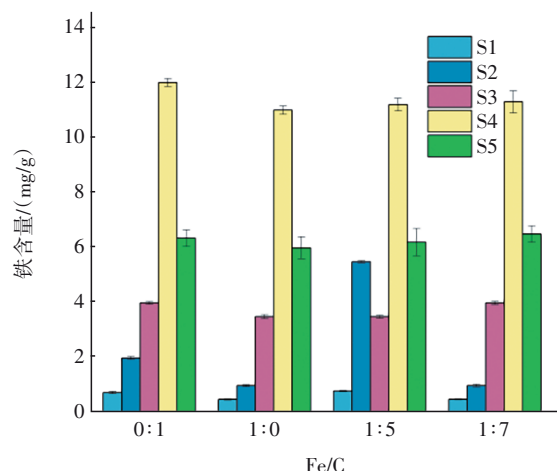
微生物活性与金属离子的浓度和形态紧密相关。在不同Fe/C下,各形态的Fe在污泥中的富集、迁移和转化规律如图6(b)所示。活性炭可以促进系统中铁的转化与累积,可交换态Fe与溶液中的 PO_4^{3-} 反应生成难溶的 FePO_4 沉淀,提高了总磷去除

率;当Fe/C为1:5时,S1含量略高于其他组,约为0.802 mg/g。但是,在5种形态中S1含量最低,这是由于污泥混合液的pH偏高,大部分 Fe^{3+} 沉积在污泥内部,水中的游离铁离子浓度较低,污泥表面吸附的铁极少。当Fe/C为1:5时,S2含量最高(5.903 mg/g),这是因为微生物降解乙酸钠产生的 CO_2 与 $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ 结合形成了络合物,有利于S2的生成。此外,在好氧曝气条件下, FeCO_3 可被氧化为具有强吸附能力的无定形 $\text{Fe}(\text{OH})_3$,同时释放的 CO_2 又会对系统pH起到缓冲作用,这一转化过程极大地增强了对磷的吸附与共沉淀作用,因此,当Fe/C为1:5时,TP去除率最高。S3是由Fe、Mn氧化物(Fe_2O_3 、 FeO 、 MnO_2)与铁形成的结合物。结合态铁产生的沉积物难以释出,S3通过配体交换与 PO_4^{3-} 形成稳定的表面络合物,因此,在不同Fe/C条件下,S3维持稳定。值得注意的是,在铁的5种赋存形态中,S4(有机质及硫化物结合态)含量最高,这是因为在厌氧

阶段,系统较低的氧化还原电位(ORP)为厌氧微生物提供了有利条件,部分含硫有机物被降解生成 S^{2-} 、 SO_4^{2-} 和 HSO_4^- 等,这些物质与铁离子结合生成稳定的铁硫化物,如 FeS 、 $FeSO_4$ 、 $Fe_2(SO_4)_3$ 。虽然铁硫化物本身对磷的直接固定能力较弱,但其主导地位揭示了系统内部存在较活跃的硫-铁循环过程。当活性炭的比例逐渐提高时,S5含量变化不明显(6.249~6.741 mg/g),这是因为污泥吸收的Fe并未以结晶的形式出现在底泥中。残渣态铁中的活性铁释放量低,不利于化学除磷,当Fe/C达到1:7时,S5含量高于Fe/C=1:5、无Fe和无C组。



a. 铁在上清液中的分布



b. 不同形态铁的含量

图6 Fe/C对铁形态及含量的影响

Fig.6 Effect of Fe/C mass ratio on iron form and content

3 结论

① 较低的Fe/C可提高微生物活性。当Fe/C为1:5时,COD和TP去除率最高;与无活性炭组相比,当Fe/C为1:5时,SV₃₀从23.82%下降至

17.20%,Zeta电位从-28.21 mV增加到-20.37 mV。活性炭的导电性能促进污染物降解和Fe³⁺转化,提高污泥絮凝性。当Fe/C降至1:7时,污染物去除率和污泥絮凝性均降低。

② 当Fe/C为1:5时,SMP、LB和TB层的EPS总量最大;PN是SMP、LB-EPS、TB-EPS的主要成分。Fe/C影响SMP、LB、TB层的有机物类型,氨基酸和类蛋白有机物始终是EPS的主要组成部分。

③ 污泥系统上清液中总铁浓度非常低,主要以Fe³⁺的形式存在。活性炭有利于促进系统中铁的转化与累积,污泥中Fe主要以有机质及硫化物结合态存在。

参考文献:

- [1] 李兰廷,张显学,王冠宇,等.改性活性炭吸附水中苯酚的实验研究[J].云南化工,2025,52(1):53-58.
LI L T, ZHANG X X, WANG G Y, et al. Experimental study on adsorption of phenol from water by modified activated carbon [J]. Yunnan Chemical Technology, 2025, 52(1): 53-58 (in Chinese).
- [2] NANCHARAI Y V, SARVAJITH M, KRISHNA M T V. Pilot-scale aerobic granular sludge reactors with granular activated carbon for effective nitrogen and phosphorus removal from domestic wastewater [J]. Science of the Total Environment, 2023, 894 (10): 164822.
- [3] QIAN G, YE L, LI L, et al. Influence of electric field and iron on the denitrification process from nitrogen-rich wastewater in a periodic reversal bio-electrocoagulation system [J]. Bioresource Technology, 2018, 258: 177-186.
- [4] ZHANG M, ZHANG L, TIAN S, et al. The effect of zero-valent iron/Fe³⁺ coupling and reuse on the properties of anoxic sludge [J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 344(10): 131031.
- [5] LI Y, XUE J, ZHAO W, et al. Coagulation coupled with batch biological sponge iron reactor for efficient treatment of leachate from waste transfer stations [J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 67: 106115.
- [6] ZHU X, LI Y, HAN B, et al. Degradation characteristics of carbon tetrachloride by granular sponge zero valent iron [J]. International Journal of

- Environmental Research and Public Health, 2021, 18 (23): 12578.
- [7] 张兰河,徐英,陈子成,等. Fe^{3+} 和 Na^+ 共存对缺氧污泥脱氮除磷效率和胞内外聚合物的影响[J]. 农业工程学报, 2020, 36(8): 197-205.
- ZHANG L H, XU Y, CHEN Z C, et al. Effects of coexisting Fe^{3+} and Na^+ on nitrogen and phosphorus removal, intracellular polymeric substances and extracellular polymeric substances of anoxic sludge[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2020, 36(8): 197-205 (in Chinese).
- [8] DAS S, MISHRA S, SAHU H, et al. A review of activated carbon to counteract the effect of iron toxicity on the environment[J]. Environmental Chemistry and Ecotoxicology, 2023, 5: 86-97.
- [9] 顾莹莹,雷亚妮,高孟春,等. 海绵铁作为渗透反应墙介质去除地下水中 NO_3^- -N的初步研究[J]. 环境污染与防治, 2013, 35(4): 32-42.
- GUO Y Y, LEI Y N, GAO M C, et al. Preliminary study on nitrate removal from groundwater by permeable reactive barrier with sponge iron as the media[J]. Environmental Pollution and Control, 2013, 35(4): 32-42 (in Chinese).
- [10] 张真. 铁碳微电解处理印染废水的效能及机理研究[D]. 吉林:东北电力大学, 2022.
- ZHANG Z. Study on the Efficiency and Mechanism of Iron-Carbon Microelectrolysis Treatment of Dyeing Wastewater[D]. Jilin: Northeast Electric Power University, 2022 (in Chinese).
- [11] 赵澜良,李晓兵. 纳米活性碳纤维SBR法脱氮除磷试验[J]. 兰州理工大学学报, 2016, 42(2): 74-77.
- ZHAO L L, LI X B. Experiment on nitrogen and phosphorus removal with active nano-carbon fiber SBR method[J]. Journal of Lanzhou University of Technology, 2016, 42(2): 74-77(in Chinese).
- [12] SUN X, WANG C, ZHANG J, et al. Simultaneous mixotrophic nitrate removal and phosphorus removal in a sponge-iron denitrifying filter[J]. Water, 2023, 15 (12): 2248.
- [13] GE D, XIAO J, BIAN C, et al. Exploring the efficacy and mechanism of tannic acid/ Fe^{3+} conditioning for enhancing waste activated sludge dewaterability[J]. Separation and Purification Technology, 2020, 240(1): 116643.
- [14] DONG Y, YUAN H, GE D, et al. A novel conditioning approach for amelioration of sludge dewaterability using activated carbon strengthening electrochemical oxidation and realized mechanism[J]. Water Research, 2022, 220: 118704.
- [15] 汪明志,陈健新,陈杰,等. 电絮凝协同活性炭提高污泥脱水性能的可行性探究[J]. 化学工程与技术, 2025, 15(4): 205-213.
- WANG M Z, CHEN J X, CHEN J, et al. Investigation on the feasibility of electrocoagulation synergized with activated carbon to improve sludge dewatering performance[J]. Journal of Chemical Engineering and Technology, 2025, 15(4): 205-213 (in Chinese).
- [16] DUAN Z, TAN X, SHI L, et al. Phosphorus accumulation in extracellular polymeric substances (EPS) of colony-forming cyanobacteria challenges imbalanced nutrient reduction strategies in eutrophic lakes[J]. Environmental Science and Technology, 2023, 57(4): 1600-1612.
- [17] ZHANG M, YUAN Z, YANG H, et al. A novel three-dimensional biofilm-electrode/anoxic-oxic process for nitrogen and phosphorus removal: performance, mechanism and microbial community[J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 65: 105853.
- [18] 曹方禹,张浏,冯景伟,等. MABR对初期雨水中的污染物去除特征及微生物群落分析[J]. 环境工程学报, 2025, 19(3): 586-594.
- CAO F Y, ZHANG L, FENG J W, et al. Pollutant removal characteristics from initial rainwater treated by MABR and its microbial community analysis[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2025, 19(3): 586-594(in Chinese).

作者简介:王建(1965—),男,河北廊坊人,大学本科,工程师,研究方向为水处理理论和技术。

E-mail:298527647@qq.com

收稿日期:2025-10-16

修回日期:2025-11-14

(编辑:李德强)