

无机絮凝剂对 SBR 系统中活性污泥的影响研究

钱玉兰¹,李燕^{1*},乔椋²,李莹雪³ (1.中国矿业大学环境与测绘学院,江苏 徐州 221116; 2.盐城工学院环境科学与工程学院,江苏 盐城 224003; 3.徐州重型机械有限公司,江苏 徐州 221001)

摘要:采用序批式活性污泥法(SBR)反应器进行模拟实验,系统地探究了聚合氯化铝(PAC)和聚合氯化铁(PFC)对活性污泥产生的影响。结果表明,PAC、PFC 会使得污泥絮体变得紧实且边缘化,絮体中值粒径较未添加时分别增加了 34.78%、12.90%。污泥的沉降性能和污泥活性随着 PAC、PFC 的积累而变差。微生物分泌的 EPS 含量降低,是因为添加 PAC、PFC 后微生物活性降低并导致微生物多样性降低。

关键词:絮凝剂; 聚合氯化铝; 聚合氯化铁; SBR; 活性污泥

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2020)06-2445-09

Effect of the addition of inorganic flocculants on the activated sludge in a SBR system. QIAN Yu-lan¹, LI Yan^{1*}, QIAO Liang², LI Ying-xue³ (1.School of Environment Science and Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, China; 2.School of Environment Science and Engineering, Yancheng Institute of Technology, Yancheng 224003, China; 3.Safety and Environmental Protection Department, Xuzhou Heavy Machinery Corporation, Limited., Xuzhou 221001, China). *China Environmental Science*, 2020,40(6): 2445~2453

Abstract: This study explored the addition of two inorganic flocculants, polyaluminum chloride (PAC) and polyferric chloride (PFC), to the activated sludge in a SBR system. The influences on the sludge shape, floc size, sedimentation performance, biomass, EPS component, microbial activity and diversity were systematically investigated. The results showed that sludge floc were both more compact and marginalized after addition of these two inorganic flocculants. The floc median particle size respectively increased by 34.78% and 12.90% after addition of PAC and PFC. However, the sludge sedimentation performance and sludge activity deteriorated due to the accumulation of PAC and PFC. It was also found that the addition of inorganic flocculants had reduced the microbial activity and diversity, hence decreased the EPS secreted by microorganisms.

Key words: flocculant; polyaluminum chloride; polyferric chloride; SBR; activated sludge

近年来,随着城市化进程的加快导致城市人口数量的激增,城市工业用水量和居民生活用水量也急剧增加^[1].若污水处理厂排放的水体中含有过高的氮、磷等元素时,会引起河湖水发生富营养化,从而导致严重的生态水环境问题^[2].

为实现对营养物例如氮、磷的去除,人们开发了一系列污水处理工艺.活性污泥法因其处理效果好、成本效益高及二次污染小^[3]等优势,成为污水处理厂中最普遍应用的生物处理方法^[4].序批式活性污泥法(SBR)工艺是其中发展成熟的工艺之一^[5].由于单一的活性污泥处理工艺很难达到现有更加严格的要求^[6],而絮凝沉淀法具有经济、简便、处理效果好^[7]等优点,因此通常结合两种方法共同进行污水处理,以达到排放要求.絮凝沉淀法的核心是絮凝剂,根据化学成分可以分为无机絮凝剂、有机絮凝剂和微生物絮凝剂^[8-9].无机絮凝剂因成本低被广泛应用,其中,聚合氯化铝(PAC)和聚合氯化铁(PFC)具

有处理效果好、成本低、丰度高等优点^[10-12],被广泛应用于我国大部分污水处理厂中.

絮凝剂的投加的确可以使出水达到更严格的排放要求,但向活性污泥中投加絮凝剂必然会影响活性污泥的性能.近年来,关于絮凝剂的相关研究主要围绕絮凝剂对各类污水中污染物的去除效果^[13-15]、探索新型絮凝剂及其处理效果^[16-18]、不同絮凝剂对活性污泥的一些性能(如絮凝能力、EPS、微生物等)的影响^[19-21]、絮凝剂对污泥脱水性能的影响^[22-24],然而很少有人研究 PAC 和 PFC 对活性污泥性状、污泥成分和微生物的全面影响分析.因此,本研究通过模拟向 SBR 系统中投加 PAC、PFC,探讨絮凝剂的投加对污泥形状、絮体粒径、污泥沉降性

收稿日期: 2019-11-28

基金项目: 国家自然科学基金青年基金资助项目(51602344);江苏省自然科学基金资助项目(BK20170249)

* 责任作者, 副教授, 1321620305@qq.com

能、生物量、EPS 组分、微生物活性及微生物多样性产生的影响。旨在通过对活性污泥的各方面性能了解污泥的处理污水能力及絮凝剂的长期投加对污泥脱水产生的影响,为提高污水处理效果和解决污泥系统中出现的问题提供理论参考,此外还可对剩余污泥脱水问题的解决提供帮助。

1 材料与方法

1.1 材料

实验接种污泥取自徐州国祯水务运营有限公司污水处理厂中的曝气池,试验用水为人工配制,其中无水乙酸钠(AR 级)作碳源,氯化铵(AR 级)作氮源,磷酸二氢钠(AR 级)作磷源。絮凝剂采用聚合氯化铝(PAC,工业级试剂)和聚合氯化铁(PFC,AR 级),通过烧杯实验确定 PAC、PFC 的实验投加量分别为 100mg/L、180mg/L。

1.2 实验装置启动及运行

本实验采用间歇进水的 SBR 反应器,其主反应器是由一个容积为 10L 的聚乙烯半透明塑料桶改装组成,实验装置如图 1 所示:

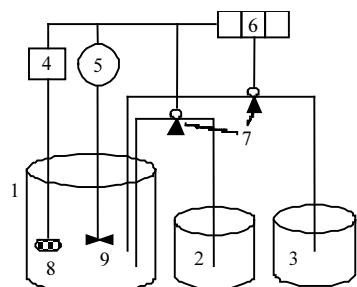


图 1 实验反应装置示意

Fig.1 Schematic view of the experimental reaction device
1.SBR 反应器;2.进水桶;3.加药桶;4.曝气机;5.搅拌器;6.继电器;7.蠕动泵;
8.曝气头;9.搅拌头

先将取来的污泥过 100 目筛去除杂质后进行淘洗,再对泥水混合液闷曝 24h,控制水中溶解氧(DO)在 2~4mg/L,为后面的驯化做准备。为让污泥适应试验水质,注入人工配制废水 5L,曝气 22h 沉淀 2h 后排水,连续培养 2d 后模拟 SBR 反应器进行周期性培养。约两周后,污泥中出现钟虫且镜检观察到大量菌胶团,说明活性污泥培养成熟^[25],污泥浓度(MLSS)在 2500~3000mg/L,系统运行稳定,表明 SBR 反应器启动成功。活性污泥微生物的最适宜生长的 pH 值范围是 6.5~8.5,即实验进水的 pH 值范围^[5]。

1.3 检测项目及测定方法

污泥形态采用显微镜观察;絮体粒径采用激光粒度分析仪测定;SV30、SVI、MLSS、MLVSS 均采用国家标准方法^[26];蛋白质采用热提取和改良型 Lowery 法^[27];多糖采用热提取和蒽酮分光光度法^[28];脱氢酶活性采用 TTC 指示法^[29];微生物多样性采用宏基因组高通量测序技术^[30];EPS 采用热提取法^[31]。

2 结果与分析

本试验采用 3 组平行的 SBR 反应器进行实验模拟,其中不投加絮凝剂即空白对照组记为 R1,投加 PAC 组记为 R2,投加 PFC 组为记为 R3.实验从 12 月中旬连续进行至次年 4 月中旬,实验前期稳定运行 30d,投加絮凝剂运行 60d,停止投加絮凝剂运行 30d 后对污泥性状、污泥成分及微生物性能进行测定分析。

2.1 PAC、PFC 投加量的确定

实验采用烧杯实验确定 PAC、PFC 的实验投加量。具体实验步骤如下:向每个烧杯中加入 300mL 已曝气 3.5h 的污泥混合液,分别投加不同质量浓度的 PAC 和 PFC,投加量均分别为 0mg/L, 20mg/L, 40mg/L, 60mg/L, 80mg/L, 100mg/L, 120mg/L, 160mg/L, 180mg/L, 200mg/L, 再继续曝气 0.5h,慢速搅拌 2h 模拟缺氧环境,待其沉淀过滤后测其出水水质的 COD、TP 以及氨氮的出水浓度,并计算三者的去除率。

从图 2 中可以看出,PAC 和 PFC 的投加对 TP 的去除效果都比较明显。在选择的质量浓度范围内,TP 去除率随两者投加量的增多而增大,当 PAC 和 PFC 质量浓度分别达到 100mg/L 和 180mg/L 时,TP 均达到出水一级 B 标准要求,后期对 TP 去除效果逐渐减缓;PAC 和 PFC 对去除 COD 有一定的促进作用,当 PAC 和 PFC 在质量浓度达到 80mg/L 后,去除效果呈现稳定波动,PAC 对 COD 的去除率维持在 88% 左右,PFC 对 COD 的去除率维持在 90% 左右;对于氨氮,由于进水氨氮浓度不高(30mg/L 左右),两种絮凝剂的投加对氨氮的去除效果与未添加时差不多,因此对氨氮去除率基本保持不变。因此,从去除效果和经济两方面综合考虑,确定 PAC 和 PFC 的实验投加量分别为 100mg/L、180mg/L。

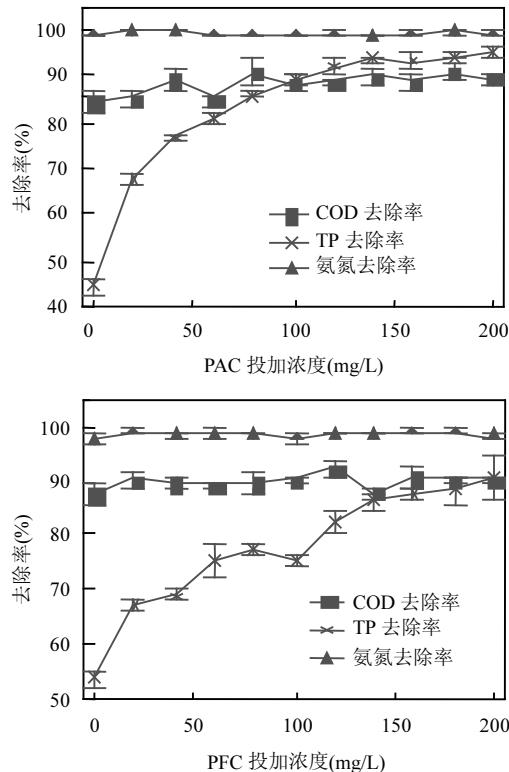


图2 投加PAC、PFC后水中COD、TP及氨氮的去除率

Fig.2 Influence of the added PAC, PFC on the removal of COD, TP and ammonia nitrogen

2.2 PAC、PFC对污泥性状的影响分析

絮凝体的大小和结构是影响絮凝物沉降速度和絮凝效率的关键因素^[32],絮凝物形态与污泥脱水性息息相关^[33],因此了解污泥性状对后期污泥处理方面有重要意义。

2.2.1 对絮体形态的影响 图3显示了R1、R2、R3系统中污泥絮体的形态结构在运行90d后的变化。R1系统中活性污泥结构松散、无明显分界线;而R2、R3系统中的污泥絮体结构紧凑,有明显的分界线。这是由于投加PAC和PFC后产生带正电的铝离子和铁离子会和水体中带负电的胶体颗粒或有机物发生电荷中和反应,通过压缩双电层过程形成了更致密的絮凝物,因此絮体结构更加紧凑。

2.2.2 对絮体中值粒径的影响 由图4可知,R1系统中污泥絮体的中值粒径(D_{50})呈持续增长的趋势,而R2系统中污泥絮体的中值粒径(D_{50})先小幅度降低后开始增长,停止投加PAC后又出现小幅度降低,而R3系统中污泥絮体的中值粒径(D_{50})则呈先减小后增大的趋势。其中,R2、R3系统中的 D_{50} 在运行90d后分别增加了34.78%、12.90%。

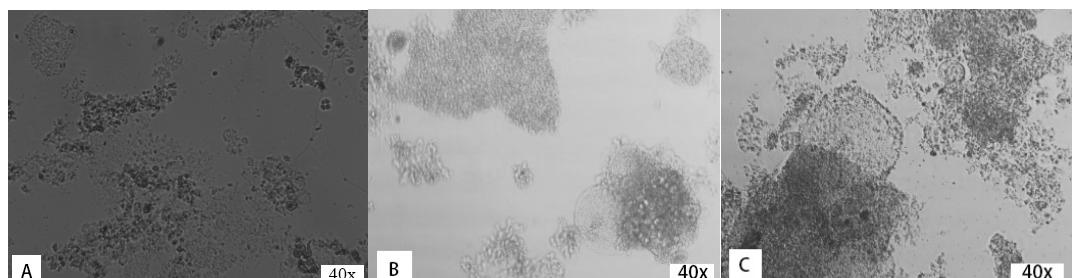


图3 R1(A)、R2(B)、R3(C)系统中活性污泥絮体显微镜图

Fig.3 Light microscope of activated sludge floc in R1 (A), R2 (B) and R3 (C) system

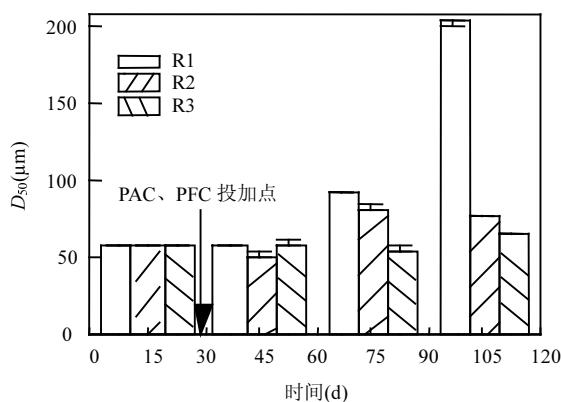
图4 R1、R2、R3系统中絮体 D_{50} 变化

Fig.4 Influence of floc D_{50} in R1, R2, R3 system

R1系统中 D_{50} 持续增长的现象是因为系统保持正常的进水浓度,微生物生长情况良好,而在后期突增,则是因为运行过程中可能产生好氧颗粒污泥。投加PAC运行45d后,R2系统中的 D_{50} 从57.32μm(第15d)增长至82.53μm(第75d)是因为PAC投加后迅速发生水解反应,且水解产物主要以 Al_b 、 Al_c 形态存在^[34],PAC的水解产物携带正电荷能够与污泥颗粒发生电荷中和及吸附架桥作用,使颗粒物发生脱稳形成稳定的絮体并持续增长,停止投加PAC后,不再产生聚合物,因此中值粒径出现小幅度降低。而R3系统投加PFC运行45d后絮体粒径出现轻微下降,这

是因为 PFC 所带正电荷的密度远低于 PAC,结合位点少,且水解产物 Fe^{3+} 与 EPS 的亲和力更强,所以絮体粒径轻微下降^[35],当停止投加 PFC 后,系统内 Fe^{3+} 含量明显降低,因此絮体粒径有所增大.

2.3 PAC、PFC 对污泥成分的影响分析

2.3.1 对 SV、SVI 的影响 污泥沉降性能一般与微生物繁殖和活性污泥的处理能力紧密相关^[36].污泥沉降性能一般用污泥沉降比(SV30)和污泥体积指数(SVI)来表征.

由图 5 可以看出,在 0~30d 内 3 个活性污泥系统中 SV30 值均呈增长趋势,污泥沉降性能较差;在 30~90d 内,R1 系统的 SV30 值持续下降,沉降性能逐渐变好;R2 在投加 PAC 后沉降性能有转好趋势,但在第 45d 后沉降性能又出现变差趋势;R3 的 SV30 值持续很高并保持稳定,沉降性能较差.直到停止投加絮凝剂以后,R2、R3 沉降性能迅速转好.

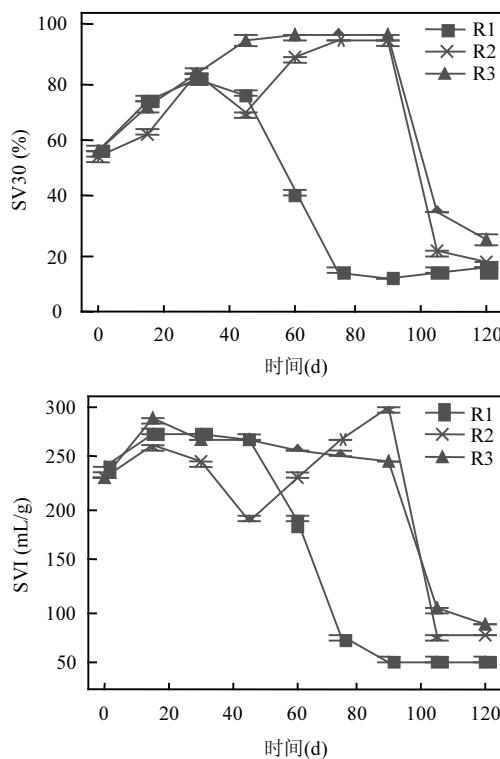


图 5 R1、R2、R3 系统中 SV30、SVI 变化趋势
Fig.5 Trends of SV30,SVI in R1, R2 and R3 system

3 个 SBR 系统的初始 SVI 值很高,分别为 240.22mL/g,230.57mL/g,229.05mL/g.在初始阶段,3 个反应器随着系统运行 SVI 有波动,一直到第 30d 时 SVI 系统污泥膨胀的状态仍处于持续糟糕的状态,SVI 在 244.26~273.15mL/g 之间.第 45d,3 个反应

器均发生了变化,R1 和 R3 的 SVI 值均有小幅度下降,而 R2 大幅度下降,沉降性能变好.但这之后,R1 的 SVI 值持续下降,R3 仍然保持很稳定的小幅度下降趋势,而 R2 的 SVI 值在大幅度下降后又陡然上升,直到停止投药后 SVI 值迅速下降.

由于试验在冬天开始进行,虽然系统有加热棒加温,但受外界温度和其他因素的综合影响难以保持稳定导致活性污泥体积比其他季节稍大,沉降性能较差.在 45d 后外界温度影响减小,且 R1 系统中的活性污泥逐渐被驯化,丝状菌减少,絮体尺寸在正常范围内增大,沉降性能转好.R2 系统在投加 PAC 的初期,PAC 水解产生的铝离子与胶体颗粒发生反应,使得沉降性能转好,且在低浓度下的铝离子可以促进微生物增长,增强絮凝能力,产生结构密实的絮体颗粒,使 SVI 值下降,沉降性变佳;但当系统中铝离子含量过高时,会抑制微生物的生长,使得污泥沉降性能变差;R3 系统中,在投加絮凝剂阶段虽然 SVI 值缓慢下降,但仍大于 200mL/g,从絮体粒径的减小说明沉降速度慢,沉降性能未得到较快的转变,分析原因是低铁离子浓度虽然有利于微生物的生长,但絮体粒径减小,容易受到水体阻力影响^[37],沉降速度减慢,且 MLSS 过高,从而导致沉降性不能得到很快的改善.在停止投加 PAC、PFC 后,R2、R3 沉降性能均转好,一部分是因为投加量降低,对微生物的抑制作用减轻,另一部分是因为外界温度升高(3~4 月),对系统的影响减小,因此沉降性能转好.

2.3.2 对 MLSS、MLVSS/MLSS 的影响 分析本试验用混合液污泥浓度(MLSS)和混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)与 MLSS 的比率(MLVSS/MLSS)变化宏观表征污泥生物量的变化^[38].

运行期间 3 组 SBR 反应器中 MLSS 和 MLVSS/MLSS 的变化如图 6 所示.R1 中的 MLSS 在 2100~2900mg/L 之间波动,而 MLVSS/MLSS 保持在 0.65 左右;R2 中的 MLSS 从第 15d 的 2710mg/L 增加到第 75d 的 3146mg/L,至 105d 时下降到 2794mg/L,而 MLVSS/MLSS 从 0.74 持续下降到 0.36 后升至 0.37;R3 中的 MLSS 从第 15d 的 2666mg/L 增加到第 75d 的 4024mg/L,第 105d 时下降到 3442mg/L,而 MLVSS/MLSS 从 0.67 持续下降到 0.28 后升至 0.34.

结果表明,PAC、PFC 加入后系统中的 MLSS 先升高后降低,说明低浓度的 Al 物质、Fe 物质能促进

微生物的生长,而且絮凝剂的电中和及吸附卷扫等作用使得 MLSS 升高,所以污泥生物量增大;而 R2、R3 系统中 MLVSS/MLSS 持续降低,说明无机成分所占比例逐渐增大,表明铝离子和铁离子确实在系统中积累,对微生物的生长起到了一定程度的抑制作用,所以活性污泥生物量在 45~75d 内有所降低。停止投药后,R2 系统和 R3 系统中的 MLSS 呈下降趋势,这与排泥量有一定关联,系统正常排泥但无机盐含量不再增加,所以污泥生物量减少;从 MLVSS/MLSS 有小幅度回升的趋势看也表明停止投加 PAC、PFC 后两个系统中无机成分减少,但不排除是否因为不能降解的有机物随着排泥而减少,所以此阶段污泥生物量的结论可作进一步深究。

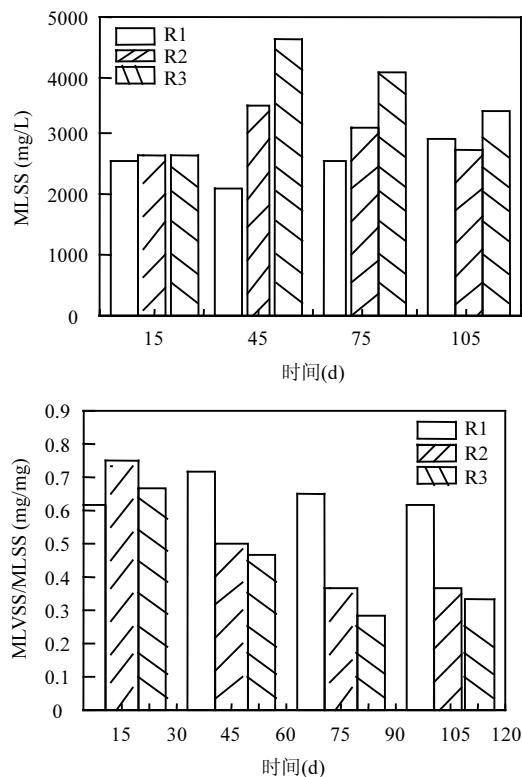


图 6 R1、R2、R3 系统中 MLSS、MLVSS/MLSS 的变化趋势

Fig.6 Trendsof MLSS, MLVSS/MLSS in R1, R2 and R3 system

2.4 PAC、PFC 对污泥生物性能的影响分析

2.4.1 对 EPS 的影响 EPS 对活性污泥的生物絮凝作用、微生物活性、污泥脱水性能等有着重要影响^[39~41],但对活性污泥产生影响的是 EPS 结构中哪种组成成分需要进行深入探究,这也是近年来众多学者密切关注和研究分析的热点^[42~43]。污泥中的絮凝剂含量也与 EPS 含量相关,本文用 $FS\% = (MLSS -$

$MLVSS)/MLSS \times 100$ 的值来量化污泥中絮凝剂的积累状态,可以表征系统中的无机成分含量.EPS 中的蛋白质、多糖具有协同作用,呈正相关性,影响着 EPS 总量的上升或下降,其中蛋白质含量的影响占主导地位.

由图 7 可以清晰看出,初始阶段三个反应器中无机成分水平基本一致,EPS 总量均增长.R1 系统在没有絮凝剂影响的情况下 EPS 总含量持续波动上升,FS% 数值基本保持稳定.R2、R3 系统在持续投加絮凝剂期间 FS% 数值显著上升,分别上升了 30.17%、35.53%,R3 系统的无机成分含量明显高于 R2 系统,符合理论投加量.在 30~90d 内 R2、R3 系统的 EPS 先减少后增加,此时 R2、R3 系统中的 FS% 均呈增长趋势.直至停止投加絮凝剂后,R2、R3 系统中 EPS 分别增加了 137.86mg/gVSS、77.68mg/gVSS,FS% 数值有所下降.

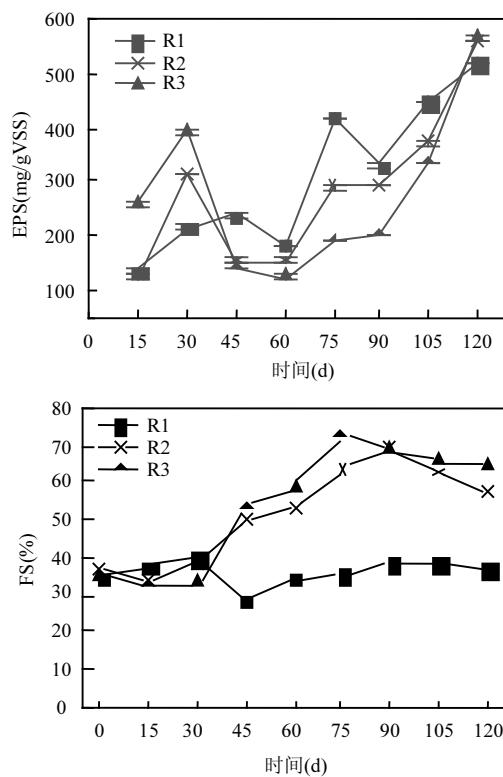


图 7 R1、R2、R3 系统中 FS%、EPS 变化趋势

Fig.7 Trends of FS%, EPS in R1, R2 and R3 system

R1、R2、R3 系统内初始阶段 EPS 总量上升,从 SV30 看出系统处于膨胀状态,微生物出现死亡自溶后使得 EPS 含量增加.在 30~90d 内 R2、R3 系统 EPS 先减少,蛋白质含量减少(图 8)说明初期大量的

PAC、PFC 加入到活性污泥系统中后,水解产物中的铝离子和铁离子与 EPS 中蛋白质上的官能团发生络合反应,使蛋白质含量下降,因此 EPS 总量下降,有研究^[44]表示 pH 值对 EPS 含量也有明显的影响,在 pH<7 的酸性条件下 EPS 产生量较少,当在 7~8 时, EPS 产生量增加,水解产物中的铝离子和铁离子能与羟基结合使 pH 值降低,所以 EPS 总量下降;而后 EPS 有所增加,是因为微生物具有适应性,进行自身调节后增强细胞的酶活性并促进分泌物的生成。停止投加 PAC、PFC 后 EPS 含量继续增加是因为系统经过排泥后絮凝剂含量降低,蛋白质成分增加,生物系统中酶促反应速率提高,微生物代谢能力增强,细菌细胞分泌 EPS 引起 EPS 增高,且 R3 系统恢复能力要比 R2 系统强。

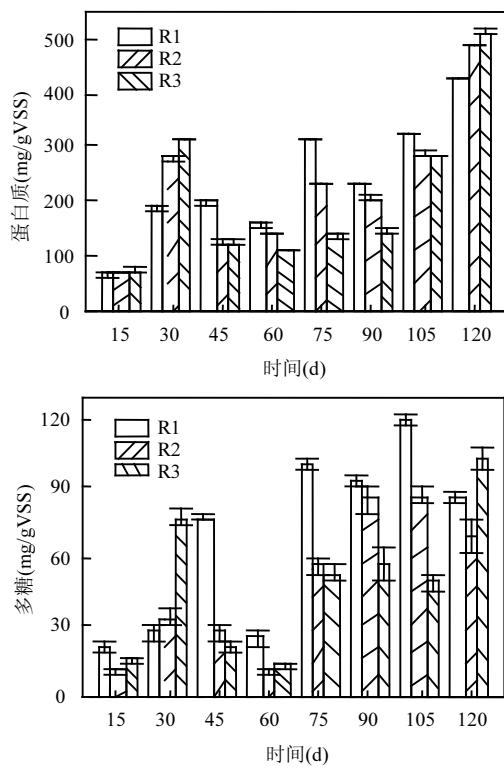


图 8 EPS 中蛋白质与多糖的变化趋势
Fig.8 Trends of proteins and polysaccharides in EPS

2.4.2 对脱氢酶活性的影响 分析本试验通过测定期投加絮凝剂前中后期 3 个阶段活性污泥微生物的脱氢酶活性^[45]。从图 9 可以发现,R1 系统微生物活性随时间逐渐上升,由 27.8856TF μ g/(gMLSS·h)增加到 78.6551TF μ g/(gMLSS·h)。R2 系统的在投加 PAC 期间先促进后抑制,脱氢酶活性从 30.8779TF μ g/(gMLSS·h)上升到 40.9497TF μ g/(gMLSS·h)后降低至

31.8953TF μ g/(gMLSS·h)。R3 系统在低浓度 PFC 下,脱氢酶活性升高,由 45.1770TF μ g/(gMLSS·h)上升到 51.6100TF μ g/(gMLSS·h),而后降低至 24.9058TF μ g/(gMLSS·h)。停止投加 PAC、PFC 后 R2、R3 系统中的脱氢酶活性迅速升高。

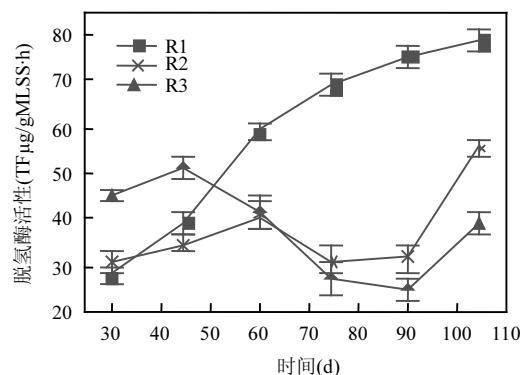


图 9 R1、R2、R3 系统中脱氢酶活性的变化趋势
Fig.9 Trends of dehydrogenase activity in R1, R2 and R3 system

脱氢酶活性越好,说明活性污泥对基质的降解能力越强。R1 系统中脱氢酶活性一直较好,说明活性污泥的活性高,从 R1 系统中沉降性能、生物量方面综合知是由于系统中的活性污泥性能提高,所以脱氢酶活性提高。R2、R3 系统的脱氢酶活性降低是积累的铝离子和铁离子影响了微生物的生长,导致生物体内的生理化学反应紊乱,污泥活性降低导致脱氢酶活性降低。

2.4.3 对微生物多样性的影响 分析本试验在停止投药阶段分别取 3 个反应器中污泥混合液借助高通量测序技术,测定对比研究了 R1、R2、R3 系统中微生物多样性的变化,可以更好地了解 PAC、PFC 对微生物多样性产生的影响。

图 10 是以门进行物种分类的群落结构分布图,横轴为 3 组系统,纵轴为相对丰度比例,颜色对应了以门分类的物种名称,色块长短代表了物种的相对丰度。此图清晰明了地表现了 R1、R2、R3 生物系统中的物种分布及各系统微生物的均匀度、丰度,可以看出 3 组微生物结构组成各不相同。试验细菌域一共鉴定出 25 个门,表 1 列举了 3 个系统部分丰度较高的微生物种类及数量。

在活性污泥中最主要的菌门包括 Proteobacteria (变形菌门)、Bacteroidetes(拟杆菌门)、Actinobacteria

(放线菌门)和 Firmicutes(厚壁菌门)^[46].结合图表,对比 3 个系统中细菌群落中微生物丰度及数量,投加 PAC、PFC 后 R2、R3 系统的优势菌门为 Proteobacteria(变形菌门)、Bacteroidetes(拟杆菌门)、Armatimonadetes(装甲菌门)、Acidobacteria(酸杆菌门).与 R1 相比,R2、R3 系统中菌种集中,其他的菌门数量减少,说明投加 PAC、PFC 后使得菌种类趋向特定,但使得其他的菌门数量降低,说明絮凝剂的长期积累不利于微生物的多样性发展,应做好相关的处理措施.

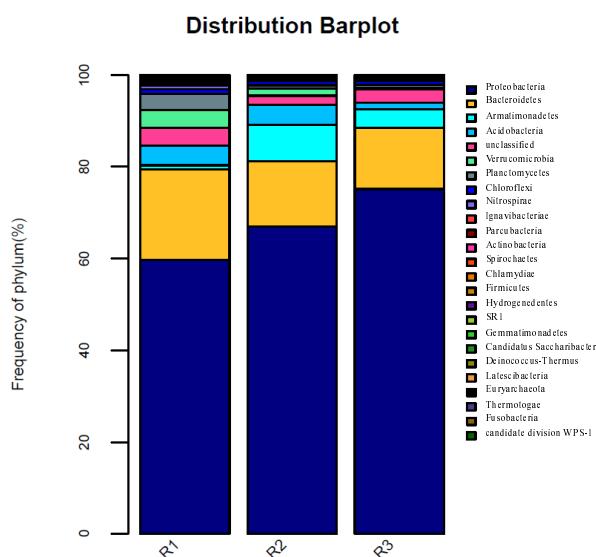


图 10 R1、R2、R3 系统中微生物群落结构分布

Fig.10 Distribution of microbial community structure in R1, R2, R3 system

表 1 R1、R2、R3 系统中丰度较高的微生物种类的数量
Table 1 Number of microbial species with higher abundance in R1, R2 and R3 system

物种类别	R1	R2	R3
Proteobacteria	37149	49099	64566
Bacteroidetes	12298	10406	11422
Armatimonadetes	525	5841	3516
Acidobacteria	2667	3172	1272
Verrucomicrobia	2421	1092	197
Planctomycetes	2312	563	546
Chloroflexi	629	679	786
Nitrospirae	518	179	438
Actinobacteria	275	91	68
unclassified	2398	1610	2640

3 结论

3.1 PAC、PFC 的投加能让污泥絮体结构更加紧实,

有清晰的边界线;中值粒径也有所增大,相比于未投加絮凝剂的系统分别增加了 34.78%、12.90%.

3.2 对活性污泥成分的也有很大影响.R2 系统中 SV30、SVI 值先降低后增加,R3 系统中的 SV30、SVI 值持续很高,沉降性能变差;R2、R3 系统的 MLSS 均增加,MLVSS/MLSS 均降低,虽然活性污泥量增加,但污泥活性急剧降低,整体性能变差.

3.3 对污泥的生物性能表现在 EPS、脱氢酶活性和微生物多样性三个方面.投加 PAC、PFC 后系统内 EPS 含量降低;R2、R3 的脱氢酶活性表明微生物活性先变好后变差,微生物活性降低,且微生物多样性减少,但单一物种丰度有所增加.

参考文献:

- [1] 赵园.城市河湖水生态问题分析及对策研究 [J]. 科技资讯, 2020,18(3):65–66.
Zhao Y. Analysis of the ecological problems of urban rivers and lakes and countermeasures [J]. Science & Technology Information, 2020, 18(3):65–66.
- [2] Du H, Chen Z, Mao G, et al. Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach [J]. Ecological Indicators, 2019,102:686–692.
- [3] He H, Chen Y, Li X, et al. Influence of salinity on microorganisms in activated sludge processes: A review [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017,119:520–527.
- [4] Masłoń A, Tomaszek J A, Zamorska J, et al. The impact of powdered keramsite on activated sludge and wastewater treatment in a sequencing batch reactor [J]. Journal of Environmental Management, 2019,237:305–312.
- [5] 高廷耀.水污染控制工程(下册) [M]. 北京:高等教育出版社, 1989.
Gao T. Water Pollution Control Engineering (Volume 2) [M]. Beijing: Higher Education Press, 1989.
- [6] 田文德,李伟光,张卉,等.两级生物选择同步除磷脱氮新工艺 [J]. 中国环境科学, 2012,32(2):221–225.
Tian W, Li W, Zhang H, Guo X. Bi–bio-selective Simultaneous Phosphorus and Nitrogen Removal (BBSPN) Novel Process [J]. China Environmental Science, 2012,32(2):221–225.
- [7] Zhang X H. The study on flocculation treating wastewater from domestic animals and poultry breeding [J]. IERI Procedia, 2014,9:2–7.
- [8] Lee C, Robinson J, Chong M. A review on application of flocculants in wastewater treatment [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2014,92(6):489–508.
- [9] 朱进.浅谈絮凝剂在污水处理中的应用 [J]. 山西化工, 2019, 39(6):161–163.
Zhu J. Application of flocculant in sewage treatment [J]. Shanxi Chemical Industry, 2019,39(6):161–163.
- [10] 刘华,张延青.聚合氯化铝(PAC)和聚合氯化铁(PFC)对活性污泥的影响 [J]. 工业安全与环保, 2004,(6):15–17.
Liu H, Zhang Y. Influence of poly-aluminium chloride and poly-

- ferric chloride on activated sludge [J]. Industrial Safety and Environment, 2004,(6):15-17.
- [11] 徐国想,阮复昌.铁系和铝系无机絮凝剂的性能分析 [J]. 重庆环境科学, 2001,23(3):52-55+72.
Xu G, Ruan F. Performance Analysis of Iron based and Al based Inorganic Flocculants [J]. Chongqing Environmental Science, 2001, 23(3):52-55+72.
- [12] Zhang S, Zheng H, Tang X, et al. Sterilization by flocculants in drinking water treatment [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 382:122961.
- [13] 王雅宁,吴昌永,周岳溪,等.PAC 和 PAFC 对内循环连续砂滤器处理石化二级出水的影响 [J]. 中国环境科学, 2016,36(12):3625-3630.
Wang Y, Wu C, Zhou Y, et al. Effect of PAC and PAFC on the performance and operation of inner loop continuous sand filter treating petrochemical secondary effluent [J]. China Environmental Science, 2016,36(12):3625-3630.
- [14] Ren J, Li N, Wei H, et al. Efficient removal of phosphorus from turbid water using chemical sedimentation by FeCl₃ in conjunction with a starch-based flocculant [J]. Water Research, 2020,170:115361.
- [15] Zhao C, Shao S, Zhou Y, et al. Optimization of flocculation conditions for soluble cadmium removal using the composite flocculant of green anion polyacrylamide and PAC by response surface methodology [J]. Science of the Total Environment, 2018,645:267-276.
- [16] Tian Z, Zhang L, Sang X, et al. Preparation and flocculation performance study of a novel amphoteric alginate flocculant [J]. Journal of Physics and Chemistry of Solids, 2020,141:109408.
- [17] 王刚,李嘉,何宝菊,等.两性高分子絮凝剂聚乙烯亚胺基黄原酸钠除浊性能 [J]. 中国环境科学, 2018,38(12):4537-4544.
Wang G, Li J, He B, et al. Removal performance for turbidity by amphoteric macromolecule flocculant with polyethyleneimine-sodi [J]. China Environmental Science, 2018,38(12):4537-4544.
- [18] Duan M, He Z, Wang X, et al. A novel interface-active cationic flocculant for the oil-water separation of oily wastewater produced from polymer flooding [J]. Journal of Molecular Liquids, 2019,286: 110868.
- [19] Chen Q, Wang Y. Influence of single- and dual-flocculant conditioning on the geometric morphology and internal structure of activated sludge [J]. Powder Technology, 2015,270:1-9.
- [20] 万俐,赵君凤,付永胜.不同絮凝剂对活性污泥特性及除污效能的影响研究 [J]. 环境工程, 2017,35(2):49-52+58.
Wan L, Zhao J, Fu Y, et al. Effect of flocculants on sludge characteristics and pollutant removal efficiency [J]. Environmental Engineering, 2017,35(2):49-52+58.
- [21] Ruan X, Li L, Liu J. Flocculating characteristic of activated sludge flocs: Interaction between Al~(3+) and extracellular polymeric substances [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013,25(5):916-924.
- [22] Agriodiotis V, Forster C, Carliell-Marquet C. Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics [J]. Bioresource Technology, 2007, 98(15):2926-2934.
- [23] 郭俊元,周心甜.屠宰废水制备微生物絮凝剂及改善污泥脱水性能的研究 [J]. 中国环境科学, 2017,37(7):2615-2622.
- Guo J, Zhou X. Production of a bioflocculant by using slaughter wastewater and its performance in the improvement of sludge dewatering [J]. China Environmental Science, 2017,37(7):2615-2622.
- [24] Liu Y, Zheng H, Sun Y, et al. Synthesis of novel chitosan-based flocculants with amphiphilic structure and its application in sludge dewatering: Role of hydrophobic groups [J]. Journal of Cleaner Production, 2020,249:119350.
- [25] Boráň J, Houdková L, Elsäßer T. Processing of sewage sludge: Dependence of sludge dewatering efficiency on amount of flocculant [J]. Resources, Conservation & Recycling, 2009,54(5):278-282.
- [26] 贾晓燕.废水除磷技术的研究进展 [J]. 重庆环境科学, 2003,25(12): 191-192.
Jia X. Research progress of phosphorus removal technology in wastewater [J]. Chongqing Environmental Science, 2003,25(12):191-192.
- [27] 国家环境保护总局《水与废水监测分析方法》编委会.水与废水监测分析方法 [M]. 4 版.北京:中国环境科学出版社, 2002.
State Environmental Protection Administration of China. Water and waste water monitoring and analysis method (4th ed) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [28] Lowry O, Rosebrough N, Farr A, et al. Protein measurement with the Folin phenol reagent [J]. Journal of Biological Chemistry, 1951,193: 265-275.
- [29] Dreywood R. Qualitative test for carbohydrate material [J]. Industrial & Engineering Chemistry Analytical Edition, 1946,18(8):499-499.
- [30] Yin J, Tan X, Ren N, et al. Evaluation of heavy metal inhibition of activated sludge by TTC and INT-electron transport system activity tests [J]. Water Science and Technology, 2005,52(8):231-239.
- [31] Karczewski K, Riss H, Meyer E. Comparison of DNA-fingerprinting (T-RFLP) and high-throughput sequencing (HTS) to assess the diversity and composition of microbial communities in groundwater ecosystems [J]. Limnologica, 2017,67:45-53.
- [32] Comte S, Guibaud G, Baudu M. Relations between extraction protocols for activated sludge extracellular polymeric substances (EPS) and EPS complexation properties: Part I. Comparison of the efficiency of eight EPS extraction methods [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2006,38(1/2):237-245.
- [33] Chung H, Lee D. Porosity and interior structure of flocculated activated sludge floc [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2003,267(1):136-143.
- [34] Jin B, Wilén B M, Lant P. Impacts of morphological, physical and chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge [J]. Chemical Engineering Journal, 2004,98(1/2):115-126.
- [35] Hu C, Liu H, Qu J, et al. Coagulation behavior of aluminum salts in eutrophic water: significance of Al³⁺ species and pH control [J]. Environmental Science & Technology, 2006,40(1):325-331.
- [36] Niu M, Zhang W, Wang D, et al. Correlation of physicochemical properties and sludge dewaterability under chemical conditioning using inorganic coagulants [J]. Bioresource Technology, 2013,144: 337-343.
- [37] 杨春娣,马欣彤,张婕,等.硫酸亚铁絮凝剂改善污泥沉降比的影响因素研究 [J]. 区域治理, 2019,(8):187.
Yang C, Ma X, Zhang J, et al. Study on the influencing factors of

- ferrous sulfate flocculant to improve sludge sedimentation ratio [J]. Regional Governance, 2019,(8):187.
- [38] Jin B, Wilén B, Lant P. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge [J]. Chemical Engineering Journal, 2003,95(1-3): 221-234.
- [39] Wang B, Zeng W, Fan Z, et al. Effects of polyaluminium chloride addition on community structures of polyphosphate and glycogen accumulating organisms in biological phosphorus removal (BPR) systems [J]. Bioresource Technology, 2019,297:122431.
- [40] Sheng G, Zhang M, Yu H. Characterization of adsorption properties of extracellular polymeric substances (EPS) extracted from sludge [J]. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 2008,62(1):83-90.
- [41] Martins A, Karahan Ö, van Loosdrecht M. Effect of polymeric substrate on sludge settleability [J]. Water Research, 2011,45(1):263-273.
- [42] Yuan S, Sun M, Sheng G, et al. Identification of key constituents and structure of the extracellular polymeric substances excreted by *Bacillus megaterium* TF10 for their flocculation capacity [J]. Environmental Science & Technology, 2011,45(3):1152-1157.
- [43] Xu J, Sheng G, Ma Y, et al. Roles of extracellular polymeric substances (EPS) in the migration and removal of sulfamethazine in activated sludge system [J]. Water Research, 2013,47(14):5298-5306.
- [44] Wang Y, Qin J, Zhou S, et al. Identification of the function of extracellular polymeric substances (EPS) in denitrifying phosphorus removal sludge in the presence of copper ion [J]. Water Research, 2015,73:252-264.
- [45] 周健,龙腾锐,苗利利.胞外聚合物EPS对活性污泥沉降性能的影响研究 [J].环境科学学报,2004,24(4):613-618.
- Zhou J, Long T, Miao L. Effects of extracellular polymeric substances (EPS) on the sedimentation of activated sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2004,24(4):613-618.
- [46] 张益储,奚旦立.用脱氢酶活力评价生物污泥活性 [J].上海环境科学,1988,(4):12-15.
- Zhang Y, Xi D. Using Dehydrogenase Activity for Assessing Activity of Biological Sludge [J]. Shanghai Environmental Sciences, 1988,(4): 12-15.
- [47] 鞠峰,张彤.活性污泥微生物群落宏组学研究进展 [J].微生物学通报,2019,46(8):2038-2052.
- Ju F, Zhang T. Advances in meta-omics research on activated sludge microbial community [J]. Microbiology China, 2019,46(8):2038-2052.

作者简介:钱玉兰(1994-),女,安徽安庆人,中国矿业大学硕士研究生,主要从事水污染处理研究,发表论文1篇。

《中国环境科学》再次获评“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”,位列学科榜首

《中国环境科学》在武汉大学中国科学评价研究中心发布的第四届中国学术期刊评价中获评“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”。中国学术期刊评价按照各期刊的期刊学术质量和影响力指标综合得分排名,将排序期刊分为A+、A、A-、B+、B、C 6个等级,评价的6201种中文学术期刊中有316种学术期刊获评权威期刊(A+),A+为得分排名前5%的期刊。此次获得“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”称号的环境类期刊有3种,《中国环境科学》在环境科学技术与资源科学技术学科内荣登榜首。