

doi: 10.11835/j.issn.2096-6717.2020.021

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



# 微污染源水的混凝处理及絮体粒径研究

夏玮, 张蕊, 吴根宇, 马江雅

(安徽工业大学 建筑工程学院; 生物膜法水质净化与利用技术教育部工程研究中心, 安徽 马鞍山 243032)

**摘要:**微污染源水的处理已经成为一个重要课题并在全世界范围内引起广泛关注, 其中的浊度、腐殖质等影响到了饮用水水质。混凝是一种安全、实用、高效的水处理技术, 而混凝剂是混凝技术的核心, 选择一种合适的混凝剂至关重要。以硫酸铝(AS)、聚合氯化铝(PAC)、氯化铁、聚合氯化铁(PFC)等4种混凝剂处理微污染源水, 再分别与助凝剂PAM、活化硅酸(ASI)复配使用, PAM与ASI具有较好的吸附架桥能力, 大大提高了絮凝效率。通过检测浊度、 $UV_{254}$ 、絮体粒径3个指标, 得出这4种混凝剂单独使用时的最佳投加量分别为22、18、16、8 mg/L; 与PAM复配使用时PAM的最佳投加量分别为0.1、0.1、0.05、0.2 mg/L; 与ASI复配使用时ASI的最佳投加量分别为0.5、1.5、1.0、1.0 mg/L。另外, 自然水体中有机物的降解会产生腐殖酸, 从而污染水质。分别使用聚丙烯酰胺(PAM)、PAC以及两者复配, 通过检测混凝后的 $UV_{254}$ 以及絮体粒径指标, 得出PAM、PAC单独使用时的最佳投加量分别为8、100 mg/L, PAM与PAC复配时PAM的最佳投加量为0.8 mg/L, 证明复配可在低投加量下有效增强混凝效果。

**关键词:** 混凝; 微污染源水; 腐殖酸废水; 絮体粒径

中图分类号: X703.5; TU991.22

文献标志码: A

文章编号: 2096-6717(2020)04-0185-09

## Coagulation treatment of micro-polluted water and study of floc size

Xia Wei, Zhang Rui, Wu Genyu, Ma Jiangya

(College of Civil Engineering and Architecture; Engineering Research Center of Water Purification and Utilization Technology, Ministry of Education, Anhui University of Technology, Ma'anshan 243032, Anhui, P. R. China)

**Abstract:** Treatment of micro-polluted water is considered to be a vital issue and has attracted more and more attentions around the world. The turbidity and humus affect the quality of drinking water. As a widely used type of water treatment technology, coagulation is known for safety, practical and high-efficiency, and has been considered as a prospective technology for micro-polluted water. Coagulants are the core of coagulation technology and choosing a suitable coagulant to achieve high coagulation efficiency in the treatment process is crucial. Different kinds of coagulants, coagulants containing aluminum such as aluminum sulfate (AS) and polyaluminum chloride (PAC), coagulants containing ferric such as ferric chloride and polyferric chloride (PFC) were applied, and then followed by compound of coagulant aid

收稿日期: 2019-11-01

基金项目: 国家自然科学基金(51878001, 51408004); 安徽省高校自然科学基金项目(KJ2018A0044)

作者简介: 夏玮(1995-), 女, 主要从事混凝水处理研究, E-mail: xwvampire@163.com.

马江雅(通信作者), 男, 副教授, E-mail: majiang\_ya@126.com.

Received: 2019-11-01

**Foundation items:** National Natural Science Foundation of China (No. 51878001, 51408004); Natural Science Research Project of Anhui Province (No. KJ2018A0044)

**Author brief:** Xia Wei (1995-), main research interest: coagulation water treatment, E-mail: xwvampire@163.com.

Ma Jiangya (corresponding author), associate professor, E-mail: majiang\_ya@126.com.

polyacrylamide (PAM) and activated silicic acid (ASI) respectively. These coagulant aid possess good adsorption bridging ability and can improve the flocculation efficiency greatly to a certain extent. And in this work, turbidity,  $UV_{254}$  and floc size were investigated to indicate the coagulation efficiency. The optimum coagulation conditions are determined as follows: AS dosage of 22 mg/L, PAC dosage of 18 mg/L,  $FeCl_3$  dosage of 16 mg/L, and PFC dosage of 8 mg/L when used alone. PAM dosage of 0.1, 0.1, 0.05, 0.2 mg/L respectively when compounded with PAM. ASI dosage of 0.5, 1.5, 1.0, 1.0 mg/L respectively when compounded with ASI. In general, large amounts of humic acid are produced by the degradation of organic matter for aquatic organisms, and as a result, the water quality are seriously endangered. Thus, the removal of humic acid from wastewater has become imperative. In the passage, two common coagulants, PAC and PAM were applied in the treatment of humic acid wastewater, and PAC compounded with PAM was explored too. Same as before, the coagulation effect was determined by the measure of turbidity and floc size. The result shows that the optimal coagulation efficiency is achieved with PAM dosage of 8 mg/L, PAC dosage of 100 mg/L respectively when used alone. PAM dosage of 0.8 mg/L when compounded with PAC. The result shows that the compound can effectively enhance the coagulation effect at low dosage.

**Keywords:** coagulation; micro-polluted water; humic acid wastewater; floc size

地球上水占 70% 的面积,其中海水占 97.3%,可用淡水只占 2.7%,淡水中 77.2% 存在于雪山冰川中,22.4% 存在于土壤中和地下水(降水与地表水渗入),只有 0.4% 为地表水<sup>[1]</sup>。随着社会与工业的快速发展,用水量和排水量大大增加,大量的工业废水和生活污水未达标便排入水体中,严重污染了水生环境<sup>[2]</sup>。因此,水污染渐渐成为人类面临的一个严峻问题。目前,地球上大约有 12 亿人的饮用水安全受到了威胁<sup>[3]</sup>。而氮、磷和其他营养物质的增加,加速了水体富营养化。湖泊的富营养化导致的水华污染了水源。例如,太湖、巢湖和滇池因藻类疯狂繁殖而严重污染水质,成为国家重点治理对象,水中的藻类不仅会堵塞水源水处理工艺中的过滤床,堵塞或腐蚀管道,还会释放出藻毒素危害人类健康<sup>[4]</sup>。同时,城市化和工业化的快速发展使地表水被大量的泥沙污染,逐渐形成高浊度水,给传统饮用水处理工艺带来难度<sup>[5]</sup>。考虑到水资源短缺以及水源水的污染,去除水中的胶体物质和有毒物质势在必行<sup>[6]</sup>。另外,地表水中的无机和有机污染物导致了水质的恶化。一般来说,有机物质可以被自然水体中的水生生物降解,产生大量的腐殖酸物质,其在自然有机物质(NOM)中约占 50%~90%。但在地表水处理工艺中,腐殖酸的氯化反应总是会产生有毒的消毒产物,从而危害饮用水安全。并且腐殖酸和其与无机污染物的复合物会使水体呈淡黄色,产生难闻的气味。因此,发展一种有效的处理微污染源水的方法对人体健康至关重要<sup>[7]</sup>。

在目前的水质污染控制和水质净化处理中,混凝占有十分重要的地位<sup>[8-9]</sup>。作为一项历史悠久且简便实用的水处理单元技术,广泛应用于饮用水和废水处理过程<sup>[10]</sup>。混凝过程既可以用于降低水的浊度和色度,也可以用于去除多种高分子有机物、无机物以及某些金属污染物<sup>[11]</sup>。在不改变现有水厂设施的情况下,提高混凝沉淀过程中污染物的去除效率,有助于有效控制水质,而混凝剂是混凝技术的核心,混凝处理技术的好坏很大程度上取决于所用混凝剂的性质。想要在处理工艺中达到高混凝效率,选择合适的混凝剂至关重要<sup>[12]</sup>。混凝剂的开发经历了从传统无机混凝剂、无机高分子混凝剂到有机高分子混凝剂、复合型混凝剂的发展过程<sup>[13]</sup>。而目前,传统的无机金属基混凝剂和合成的聚合混凝剂是使用最广泛的两种类型<sup>[14]</sup>。

笔者以微污染源水为研究对象,考察硫酸铝、PAC、氯化铁、PFC 等 4 种混凝剂对浊度、 $UV_{254}$  以及絮体粒径的作用效果,优选出适用于该混凝剂种类的最佳投加量;然后考察 ASI 以及 PAM 这两种助凝剂分别与该 4 种混凝剂复配时的助凝效果,并优选出最佳的助凝剂种类及复配投加量。再研究 PAM、PAC 单独使用以及复配使用时对腐殖酸废水的混凝效果,得出不同混凝剂的最佳投加量。

## 1 实验

### 1.1 材料与试剂

长江水(马鞍山滨江公园确定一取水点),腐殖

酸(HA、CP,上海实验药剂有限公司),硫酸铝( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ),聚合氯化铝(PAC、AR,盐基度45%~96%,天津市鼎盛鑫化工有限公司),氯化铁( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ,97%ACS级,北京百灵威科技有限公司),聚合硫酸铁(PFC、AR,天津鼎盛鑫化工有限公司),聚丙烯酰胺(PAM,阿拉丁化学试剂有限公司),活化硅酸(ASI),去离子水。

## 1.2 实验设备与分析仪器

78-1 磁力加热搅拌仪(常州博远实验仪器分析仪器厂)、ZR4-6 混凝实验搅拌器(深圳中润水业发展技术有限公司)、HACH 浊度仪(上海鑫松实业有限公司)、Winner2000 粒径分析仪(济南微纳颗粒仪器股份有限公司)、725N 紫外分光光度计(上海鑫松实业有限公司)、FA2004N 电子天平(杭州利华科技有限公司)。

## 1.3 实验方法

用1 L的量筒分别量取0.5 L的长江水,依次倒入6个搅拌烧杯中,置于混凝搅拌器上,加入混凝剂进行混凝,先以350 r/min的速度快速搅拌10 min,再以50 r/min的速度慢速搅拌20 min,静置30 min后进行浊度、 $\text{UV}_{254}$ 以及粒径的检测。以腐殖酸废水为研究对象时,先用电子天平准确称取25 mg腐殖酸,分别放入6个搅拌烧杯中,再加自来水至1 L,置于混凝搅拌器上,加入混凝剂进行混凝,先以350 r/min的速度快速搅拌5 min,再以50 r/min的速度慢速搅拌15 min,最后静置40 min,再进行 $\text{UV}_{254}$ 以及粒径的检测。最后,通过对不同混凝剂混凝实验中的数据进行分析,得出不同情况下的混凝剂的最佳投加量。

# 2 结果与讨论

## 2.1 微污染源水浊度与 $\text{UV}_{254}$ 混凝去除

2.1.1 硫酸铝 硫酸铝是最常用的无机低分子混凝剂之一,因其混凝效果好、价格低廉而被广泛应用<sup>[15]</sup>。图1(a)为硫酸铝单独使用时对浊度及 $\text{UV}_{254}$ 的去除效果,从图中可以看出,在硫酸铝投加量大于20 mg/L时,浊度在1 NTU以下,取得较好的混凝效果。在硫酸铝用量为22 mg/L时,浊度达到最低值0.69 NTU,浊度值在用量为24 mg/L后趋于稳定;而 $\text{UV}_{254}$ 随着投加量的增加起伏较大,在硫酸铝用量为18、22、24、28 mg/L出现了相同最低 $\text{UV}_{254}$ 值0.031。图1(b)为硫酸铝与有机高分子混凝剂PAM复配使用时的混凝效果。硫酸铝用量为20 mg/L,当PAM用量从0.05 mg/L增加到0.4

mg/L时,对应的浊度值从1 NTU下降到了最低值0.83 NTU,说明PAM的最佳混凝范围在投加量为0.05~0.4 mg/L之间,硫酸铝和PAM复配时的去除率明显高于仅投加硫酸铝时。而 $\text{UV}_{254}$ 值在刚开始出现最低值,随后呈现上升趋势,可能是由于水体中残留有未发生作用的PAM。图1(c)为硫酸铝与助凝剂ASI复配使用时的混凝作用效果。硅酸聚合时倾向于生成环状和双环笼状甚至网状结构,而不是直链聚合物,因此,其具有非常强的粘结聚集和吸附架桥能力<sup>[16]</sup>。从图1中可明显看出,随着ASI剂量的增加,浊度值及 $\text{UV}_{254}$ 值的改变呈现相同的曲线趋势,且在ASI用量为2 mg/L时分别达到了最低值0.96 NTU、0.029,对于 $\text{UV}_{254}$ ,基本上在0.03上下波动,并没有太大的变化,相较于PAM,与ASI复配时 $\text{UV}_{254}$ 去除效果更好。

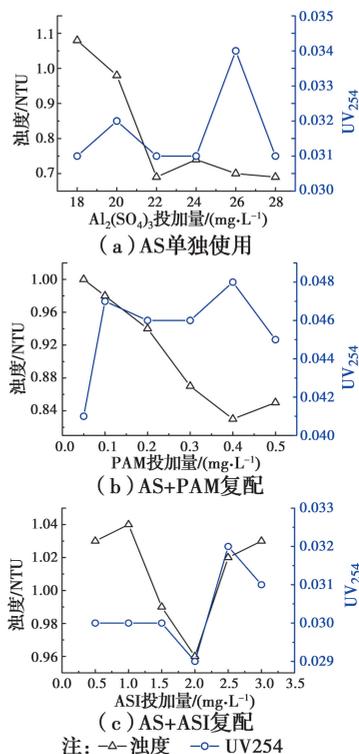


图1 硫酸铝混凝除浊、 $\text{UV}_{254}$ 效果

Fig. 1 Effect of AS dosage on turbidity and  $\text{UV}_{254}$  removal efficiency

图2(a)、(b)、(c)分别为只加硫酸铝、硫酸铝与PAM复配使用、硫酸铝与ASI复配使用时絮体粒径的变化情况。对于粒径而言,测量的对象来自于烧杯底部的沉淀物,上清液中的絮体颗粒太过松散,测量难度偏大。从图2(a)中可看出,硫酸铝单独使用时絮体粒径变化较大,最大值为54.848  $\mu\text{m}$ ,最小值为12.957  $\mu\text{m}$ 。图2(b)中絮体粒径相较于图2(a)

稳定,基本在  $25\ \mu\text{m}$  左右波动。图 2(c)中活化硅酸作为助凝剂,可通过吸附架桥作用将絮体连接起来,从而增大絮体的尺寸和密度,提高沉淀效果,但粒径起伏较大。有两种可能,一方面是人为带来的误差,另一方面可能是有残留的活化硅酸。

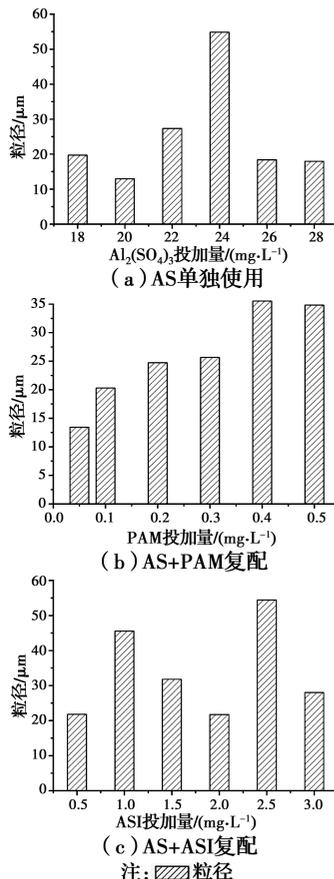


图2 硫酸铝混凝絮体粒径变化

Fig. 2 Effect of AS dosage on floc size

由此可见,通过检测浊度、 $\text{UV}_{254}$ 以及粒径3个指标,可以得出硫酸铝的最佳投加量为  $22\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,与PAM复配时PAM的最佳投加量为  $0.1\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,与ASI复配时ASI的最佳投加量为  $0.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

2.1.2 聚合氯化铝 铝系无机高分子混凝剂是水处理行业使用最广泛的一种主流混凝剂,具有投药量低、电中和能力强、形成絮体密度大、絮体生长快、产污泥量少等特点<sup>[17]</sup>。图3(a)为PAC单独使用时对浊度和 $\text{UV}_{254}$ 的去除效果,对于浊度,整体呈下降的趋势,波动非常明显,对于浊度在  $1\ \text{NTU}$  以上的微污染源水,PAC有明显的混凝效果; $\text{UV}_{254}$ 在PAC用量为  $26\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达到最低值  $0.024$ ,在用量为  $20\sim 24\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{UV}_{254}$ 值无变化。图3(b)为PAC与PAM复配使用时的情况,随着PAM用量的增加,浊度与 $\text{UV}_{254}$ 呈现出相同的变化趋势,其中,在

PAM用量为  $0.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,浊度与 $\text{UV}_{254}$ 达到了最低值,分别为  $0.6\ \text{NTU}$ 、 $0.032$ 。但相较于图3(a), $\text{UV}_{254}$ 值反而上升了一点,可能是因为水体中残留有未发生作用的有机高分子聚合物PAM。图3(c)为PAC与ASI两者之间进行复配的实验,可以看出混凝效果明显更优异。有研究表明,金属类元素与活化硅酸复配所形成的混凝剂具有更为优异的混凝性能,除浊、除色效率高,形成矾花迅速,絮体大且密实,沉降快<sup>[18]</sup>。浊度的波动更大。实验取PAC的用量为  $18\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,ASI的投加量从  $0.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到  $3\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,ASI作为助凝剂对于降低出水浊度等方面具有良好的辅助作用,当ASI的投加量为  $1\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,浊度出现了最低值  $0.73\ \text{NTU}$ ;至于 $\text{UV}_{254}$ ,基本在  $0.018$ 上下波动,并没有太大的变化。

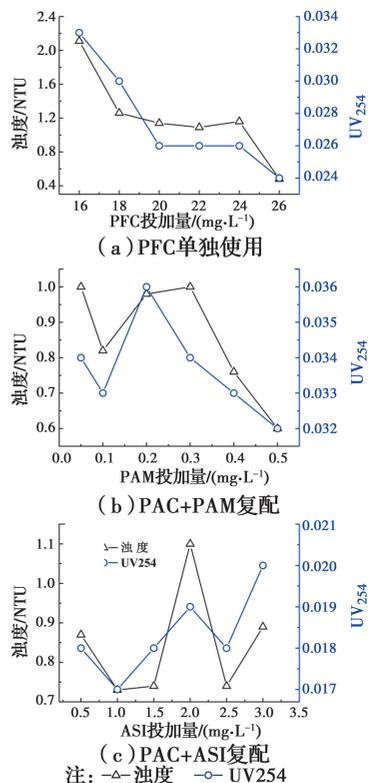


图3 聚合氯化铝混凝除浊、 $\text{UV}_{254}$ 效果

Fig. 3 Effect of PAC dosage on turbidity and  $\text{UV}_{254}$  removal efficiency

图4(a)、(b)、(c)分别为只加PAC、PAC与PAM复配使用、PAC与ASI复配使用时絮体粒径的变化情况。实验中所测得絮体来自于烧杯底部的沉淀物。图4(a)中粒径变化较稳定,基本在  $12\ \mu\text{m}$ 左右波动。图4(b)中加入了助凝剂PAM,PAM对水体中污染物的混凝有明显效果,但随着投加量的增加,絮体粒径出现明显的上升。图4(c)中粒径起伏较大,当ASI的投加量为  $13\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,粒径分别

出现了最大值 62.49  $\mu\text{m}$ ,最小值 22.325  $\mu\text{m}$ 。

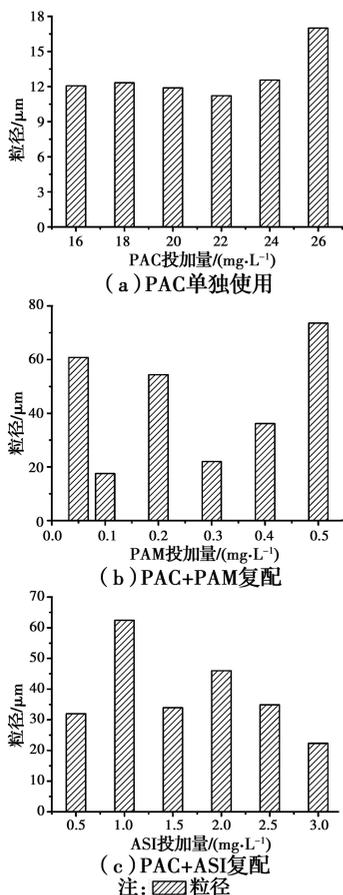


图 4 聚合氯化铝混凝絮体粒径变化  
Fig. 4 Effect of PAC dosage on floc size

由此可见,通过检测浊度、 $\text{UV}_{254}$  以及粒径 3 个指标,可以得出 PAC 的最佳投加量为 18  $\text{mg}/\text{L}$ ,与 PAM 复配时 PAM 的最佳投加量为 0.1  $\text{mg}/\text{L}$ ,与 ASI 复配时 ASI 的最佳投加量为 1.5  $\text{mg}/\text{L}$ 。

2.1.3 氯化铁 图 5(a)为  $\text{FeCl}_3$  单独使用时对浊度及  $\text{UV}_{254}$  的去除情况。从实验数据及折线图中可以看出, $\text{FeCl}_3$  对混凝的效果非常明显。在  $\text{FeCl}_3$  的投加量为 14~16  $\text{mg}/\text{L}$  的时候,浊度不断下降, $\text{UV}_{254}$  也随着下降。在投加量为 18  $\text{mg}/\text{L}$  的时候,浊度和  $\text{UV}_{254}$  反而上升,在投加量超过 18  $\text{mg}/\text{L}$  的时候,浊度和  $\text{UV}_{254}$  再次下降,说明  $\text{FeCl}_3$  在投加量小于 18  $\text{mg}/\text{L}$  时的混凝效果较好。图 5(b)为  $\text{FeCl}_3$  和 PAM 复配使用时的情况,PAM 具有高特性粘度和电荷密度,是一种水溶性丙烯酰胺基聚合物<sup>[18]</sup>。与只加  $\text{FeCl}_3$  相比较,浊度下降的幅度更大一点,但  $\text{UV}_{254}$  反而上升了一点,可能是因为水体中残留有未发生作用的 PAM。实验中取  $\text{FeCl}_3$  的投加量为 16  $\text{mg}/\text{L}$ ,PAM 的投加量在 0.05~0.5  $\text{mg}/\text{L}$  范围内增加,当 PAM 投加量大于 0.3  $\text{mg}/\text{L}$  时,浊度和

$\text{UV}_{254}$  随着 PAM 投加量的增加而下降,说明在一定范围内 PAM 的投加量越大,作用的效果越好。图 5(c)为  $\text{FeCl}_3$  与 ASI 复配使用时的实验,取  $\text{FeCl}_3$  的投加量为 16  $\text{mg}/\text{L}$ ,ASI 的投加量在 0.5~3  $\text{mg}/\text{L}$  之间逐渐增加。从图中可看出,与图 5(a)相比,浊度下降的幅度更小,当 ASI 的投加量为 0.5  $\text{mg}/\text{L}$  时,浊度达到最高值 0.81 NTU,当 ASI 的投加量为 3  $\text{mg}/\text{L}$  时,浊度出现最低值 0.65 NTU;对于  $\text{UV}_{254}$ ,基本上是在 0.030 上下波动,并没有太大的变化。

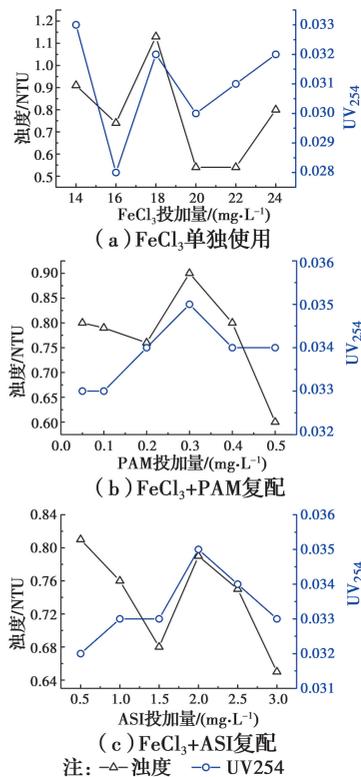


图 5 氯化铁混凝除浊、 $\text{UV}_{254}$  效果  
Fig. 5 Effect of  $\text{FeCl}_3$  dosage on turbidity and  $\text{UV}_{254}$  removal efficiency

图 6(a)、(b)、(c)分别为只加  $\text{FeCl}_3$ 、 $\text{FeCl}_3$  与 PAM 复配使用、 $\text{FeCl}_3$  与 ASI 复配使用时絮体粒径的变化情况。图 6(a)中,只加  $\text{FeCl}_3$  时絮体的粒径变化较稳定,基本在 23  $\mu\text{m}$  上下波动。图 6(b)中,加入了助凝剂 PAM,有机高分子混凝剂 PAM 对水体的混凝有明显的效果,但图中粒径的波动幅度较大,最小值为 20.899  $\mu\text{m}$ ,最大值达到了 81.779  $\mu\text{m}$ 。图 6(c)中,ASI 的加入可提高沉淀效果,粒径的起伏较大,当 ASI 的投加量为 2.5  $\text{mg}/\text{L}$  时,粒径达到最高,为 54.892  $\mu\text{m}$ ,当 ASI 的投加量为 0.5  $\text{mg}/\text{L}$  时,粒径达到了最低,为 16.64  $\mu\text{m}$ 。

由此可见,通过检测浊度、 $\text{UV}_{254}$  以及粒径 3 个

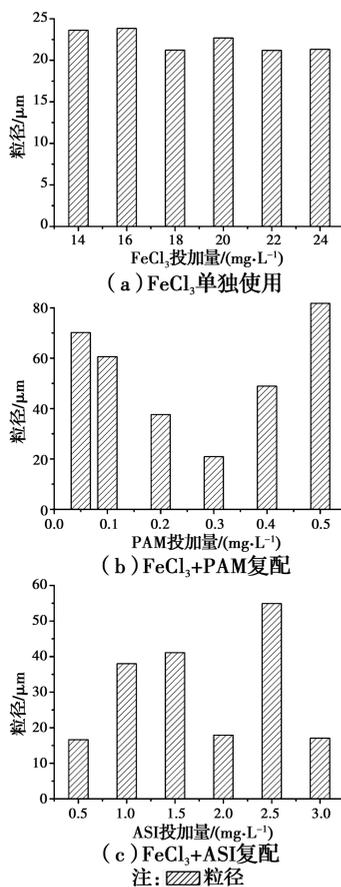


图6 氯化铁混凝絮体粒径变化

Fig. 6 Effect of FeCl<sub>3</sub> dosage on floc size

指标,可以得出 FeCl<sub>3</sub> 的最佳投加量为 16 mg/L,与 PAM 复配时,PAM 的最佳投加量为 0.05 mg/L,与 ASI 复配时,ASI 的最佳投加量为 1 mg/L。

2.1.4 聚合氯化铁 图 7(a)为 PFC 单独使用时对浊度及 UV<sub>254</sub> 的去除情况,PFC 具有形成的絮体密而大、沉降性能好等优点。从图中可看出,随着 PFC 投加量的增加,浊度呈现出明显的下降趋势,当投加量为 14 mg/L 时,浊度达到最低值 0.55 NTU。从图 7(b)中可以明显看出,与只加 PFC 相比,浊度下降的幅度更大一点,UV<sub>254</sub> 的波动不明显,且整体数值大于图 7(a),这可能是由于水体中残留有未发生作用的有机物 PAM。实验中取 PFC 的投加量为 12 mg/L,改变 PAM 的投加量,浊度不断下降,说明在一定范围内,PAM 的投加量越大,作用的效果越好;但最后 PAM 的投加量为 0.5 mg/L 时,浊度却达到了最大值 1.4 NTU,可能是由于水体中较多未发生作用的 PAM 残留。图 7(c)为 PFC 与 ASI 复配使用时的情况,实验中取 PFC 的投加量为 12 mg/L,ASI 的投加量在 0.5~3 mg/L 之间逐渐增加。从图中可以看出,PFC 与 ASI 复配使用时的混凝效果明显优于

PFC 单独使用时的混凝效果,当 ASI 的投加量为 3.0 mg/L 时,浊度有最小值为 0.38 NTU,这是因为聚铁硅絮凝剂中含有较多的活性铁和聚硅酸,在混凝过程中具有静电中和、吸附架桥和网捕三大功能,对浊度具有良好的去除效果,在水处理中具有广阔的应用前景<sup>[19]</sup>。

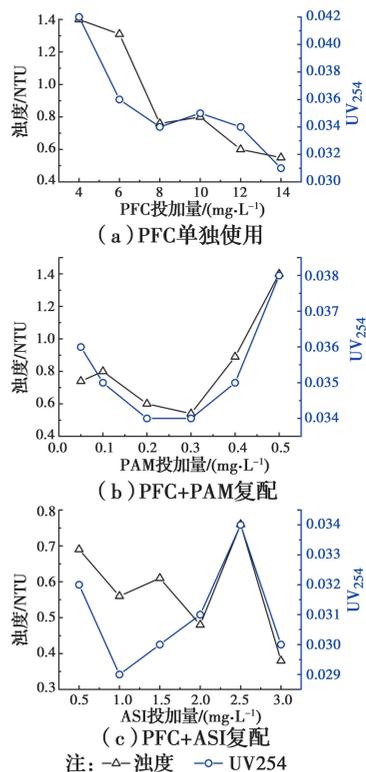
图7 聚合氯化铁混凝除浊、UV<sub>254</sub> 效果Fig. 7 Effect of PFC dosage on turbidity and UV<sub>254</sub> removal efficiency

图 8(a)、(b)、(c)分别为只加 PFC、PFC 与 PAM 复配使用、PFC 与 ASI 复配使用时絮体粒径的变化情况。图 8(a)中,粒径值在 15 μm 上下浮动,且当投加量为 6 mg/L 时,有粒径最小值;投加量为 12 mg/L 时,粒径达到最高点。图 8(b)中,粒径相较于图 8(a)反而上升了一点,PAM 投加量为 0.3 mg/L 时出现粒径最低点,为 11.401 μm,投加量为 0.5 mg/L 时,粒径达到了最高值,为 52.615 μm。图 8(c)中,可明显看出粒径的起伏较大,当 ASI 的投加量为 0.5 mg/L 时,粒径达到了最高值,为 34.269 μm,当 ASI 的投加量为 1 mg/L 时,粒径达到了最低值,为 5.170 μm。

从实验数据以及数据图中可以看出,在这 4 种混凝剂中,PFC 的用量无疑是最少,但处理效果较好。通过检测浊度、UV<sub>254</sub> 以及粒径 3 个指标,可以得出 PFC 的最佳投加量为 8 mg/L,与 PAM 复配时

PAM 的最佳投加量为 0.2 mg/L,与 ASI 复配时 ASI 的最佳投加量为 1 mg/L。

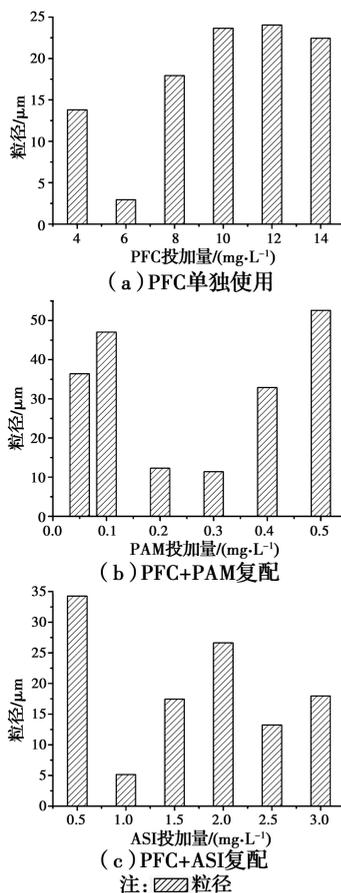


图 8 聚合氯化铁混凝絮体粒径变化

Fig. 8 Effect of PFC dosage on floc size

## 2.2 腐殖酸废水混凝去除

有机高分子混凝剂具有产品稳定、混凝效果好等优点,但其制备工艺复杂,原料价格昂贵,成本高<sup>[17]</sup>。图 9(a)为 PAM 单独使用时混凝处理腐殖酸废水的性能曲线。从数据来看,UV<sub>254</sub> 的变化较弱,PAM 对混凝过程的影响并不明显。当 PAM 的投加量为 8 mg/L 时,UV<sub>254</sub> 达到了最小值,为 0.734,此时混凝效果最好。图 9(b)为 PAC 单独使用时的实验效果。研究表明,混凝剂主要通过压缩双电层、吸附电中和、吸附架桥和网捕卷扫作用使水中的悬浮颗粒物和憎水性胶体脱稳聚集<sup>[20-22]</sup>。从图中可看出,PAC 对 UV<sub>254</sub> 的作用效果明显,当 PAC 投加量为 60 mg/L 时,UV<sub>254</sub> 达到了最大值,为 0.059,之后,随着 PAC 投加量的增加,UV<sub>254</sub> 值不断下降,并在 PAC 投加量为 100 mg/L 时有最低点,为 0.016。图 9(c)实验中固定 PAC 的投加量为 50 mg/L,从图中可看出,复配的作用效果明显,比起单独使用 PAM 效果要好很多。并且 UV<sub>254</sub> 整体

呈下降趋势,在 PAM 投加量为 1.2 mg/L 时出现最低值,为 0.033,此时混凝效果最好。

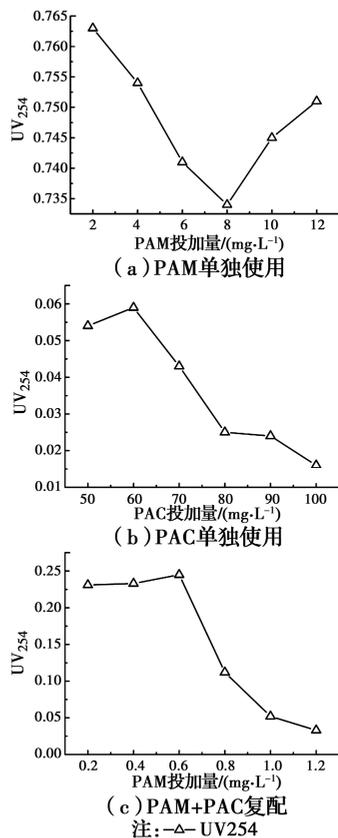


图 9 聚丙烯酰胺、聚合氯化铝混凝除腐殖酸废水 UV<sub>254</sub> 效果

Fig. 9 Effect of PAM, PAC dosage on UV<sub>254</sub> removal efficiency

图 10(a)为只加 PAM 时的粒径变化情况,可以看出,粒径的变化很明显,波动幅度很大,当 PAM 投加量从 2 mg/L 增加到 8 mg/L 时,粒径值从最低点 8.766 μm 上升到最高点 180.184 μm,说明当 PAM 投加量为 8 mg/L 时混凝效果较好。图 10(b)中只加 PAC,相较于只加 PAM 而言,粒径变化幅度较小,从图中可清晰看出,PAC 投加量为 100 mg/L 时絮体粒径最大,为 184.453 μm,但当 PAC 投加量在 80~100 mg/L 时,粒径几乎不变化,说明此时絮体粒径值趋于稳定。从图 10(a)和图 10(b)的对比分析中可以发现,与无机混凝剂 PAC 相比,有机混凝剂 PAM 具有用量少、吸附架桥效果显著等优点,在处理腐殖酸废水时表现出了优异的混凝性能<sup>[23]</sup>。图 10(c)为 PAM 与 PAC 复配使用时的情况,可以看出,相较于图 10(a),絮体的粒径变化幅度较小,趋于一致。实验中,固定 PAC 的投加量为 50 mg/L,考察 PAM 投加量对混凝效果的影响。发现当

PAM的投加量为 0.8 mg/L 时,絮体粒径有最大值,为 87.432  $\mu\text{m}$ ,此时絮体最大,易沉降。

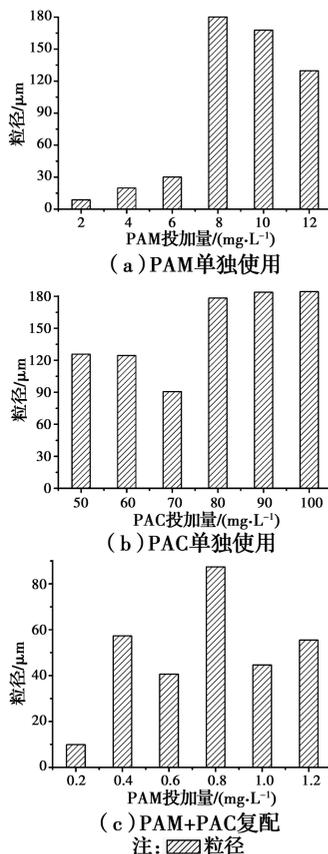


图10 聚丙烯酰胺-聚合氯化铝混凝处理腐殖酸废水絮体粒径变化

Fig. 10 Effect of PAM, PAC dosage on floc size

通过检测  $UV_{254}$  以及粒径这两个指标,可以得出 PAM 单独使用时的最佳投加量为 8 mg/L, PAC 单独使用时的最佳投加量为 100 mg/L, PAM 与 PAC 复配时, PAM 的最佳投加量为 0.8 mg/L。

### 3 结论

以长江微污染源水和腐殖酸废水作为实验对象,加入不同混凝剂进行混凝实验,通过对浊度、 $UV_{254}$  以及絮体粒径 3 个指标进行检测,得到如下结论:

1)以微污染源水为研究对象时,硫酸铝、聚合氯化铝、氯化铁、聚合氯化铁这 4 种混凝剂与 PAM 及 ASI 复配时比单独使用时效果更好,其中, PAC 与 ASI 复配使用时对源水的浊度去除率最高,且去除有机物的效果好,这是因为混凝剂复配将 PAC 的电中和能力和 ASI 的吸附架桥能力相结合,增强了混凝性能。另外,这 4 种混剂与 PAM 复配使用时形

成的絮体平均粒径更大,但与 ASI 复配时形成的网状及链状絮体结构更稳定,说明 ASI 具有更为优异的助凝效果。

2)以腐殖酸为研究对象时, PAC 单独使用时的效果明显更优异,对有机物的去除率相比于 PAM 单独使用时提高了 90% 左右。PAC 单独使用处理腐殖酸废水时形成的絮体粒径更大、更密实,说明 PAC 对腐殖酸废水具有很好的混凝效果。另外, PAM 与 PAC 复配时的最佳投加量远远低于单独使用时,证明了在低投加量下混凝剂的复配使用可以有效增强混凝效果。

### 参考文献:

- [1] 孙为民. 中国水资源状况与安全分析[J]. 水利科技与经济, 2013, 19(6): 94-96.
- [2] SUN W M. Analysis of Chinese water resources status and safety [J]. Water Conservancy Science and Technology and Economy, 2013, 19(6): 94-96. (in Chinese)
- [3] LU X, XU Y H, SUN W Q, et al. UV-initiated synthesis of a novel chitosan-based flocculant with high flocculation efficiency for algal removal [J]. Science of the Total Environment, 2017, 609: 410-418.
- [4] DHARANI M, BALASUBRAMANIAN S. Synthesis, characterization and application of acryloyl chitosan anchored copolymer towards algae flocculation [J]. Carbohydrate Polymers, 2016, 152: 459-467.
- [5] SUN Y J, ZHU C Y, SUN W Q, et al. Plasma-initiated polymerization of chitosan-based CS-g-P(AM-DMDAAC) flocculant for the enhanced flocculation of low-algal-turbidity water [J]. Carbohydrate Polymers, 2017, 164: 222-232.
- [6] KNAEPS E, RUDDICK K G, DOXARAN D, et al. A SWIR based algorithm to retrieve total suspended matter in extremely turbid waters [J]. Remote Sensing of Environment, 2015, 168: 66-79.
- [7] LIU B Z, ZHENG H L, WANG Y L, et al. A novel carboxyl-rich chitosan-based polymer and its application for clay flocculation and cationic dye removal [J]. Science of the Total Environment, 2018, 640: 107-115.
- [8] MA J Y, FU K, JIANG L Y, et al. Flocculation performance of cationic polyacrylamide with high cationic degree in humic acid synthetic water treatment and effect of Kaolin particles [J]. Separation and

- Purification Technology, 2017, 181: 201-212.
- [8] LIU Z Z, WEI H, LI A M, et al. Evaluation of structural effects on the flocculation performance of a co-graft starch-based flocculant [J]. Water Research, 2017, 118: 160-166.
- [9] LIU Z Z, HUANG M, LI A M, et al. Flocculation and antimicrobial properties of a cationized starch [J]. Water Research, 2017, 119: 57-66.
- [10] MATILAINEN A, VEPSÄLÄINEN M, SILLANPÄÄ M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review [J]. Advances in Colloid and Interface Science, 2010, 159 (2): 189-197.
- [11] LEIKNES T. The effect of coupling coagulation and flocculation with membrane filtration in water treatment: a review [J]. Journal of Environmental Sciences, 2009, 21(1): 8-12.
- [12] MA J Y, FU K, FU X, et al. Flocculation properties and kinetic investigation of polyacrylamide with different cationic monomer content for high turbid water purification [J]. Separation and Purification Technology, 2017, 182: 134-143.
- [13] 陈燕, 赵华章, 王文东. 共价键型有机硅铝复合絮凝剂及混凝效果研究[J]. 水处理技术, 2014, 40(12): 35-38.
- CHEN Y, ZHAO H Z, WANG W D. Study on the coagulation efficiency of a covalently bounded organic silicate-aluminum hybrid coagulant [J]. Technology of Water Treatment, 2014, 40(12): 35-38. (in Chinese)
- [14] MA J Y, FU K, SHI J, et al. Ultraviolet-assisted synthesis of polyacrylamide-grafted chitosan nanoparticles and flocculation performance [J]. Carbohydrate Polymers, 2016, 151: 565-575.
- [15] WANG H Q, MAO T G, XI B D, et al. KMnO<sub>4</sub> pre-oxidation for *Microcystis aeruginosa* removal by a low dosage of flocculant [J]. Ecological Engineering, 2015, 81: 298-300.
- [16] GORIN K V, SERGEEVA Y E, BUTYLIN V V, et al. Methods coagulation/flocculation and flocculation with ballast agent for effective harvesting of microalgae [J]. Bioresource Technology, 2015, 193: 178-184.
- [17] 蒋绍阶, 冯欣蕊, 李晓恩, 等. 响应面法优化制备 PAC-PDMDAAC 杂化絮凝剂及其表征[J]. 化工学报, 2014, 65(2): 731-736.
- JIANG S J, FENG X R, LI X E, et al. Preparation of PAC-PDMDAAC hybrid flocculant by response surface method and its characterization [J]. CIESC Journal, 2014, 65(2): 731-736. (in Chinese)
- [18] 谢登科. 聚合硫酸铁和活化硅酸复配除浊效果对比[J]. 资源节约与环保, 2019(7): 71-72.
- XIE D K. Comparison of polyferric sulfate and activated silicic acid compound in removing turbidity [J]. Resources Economization & Environmental Protection, 2019(7): 71-72. (in Chinese)
- [19] 杨开吉, 姚春丽. 阳离子高分子聚合物絮凝机理及应用研究进展[J]. 造纸科学与技术, 2019, 38(5): 19-26.
- YANG K J, YAO C L. Research progress in flocculation mechanism and application of cationic polymer [J]. Paper Science & Technology, 2019, 38 (5): 19-26. (in Chinese)
- [20] CRACIUN G, IGHIGEANU D, MANAILA E, et al. Synthesis and characterization of poly(acrylamide-Co-acrylic acid) flocculant obtained by electron beam irradiation [J]. Materials Research, 2015, 18(5): 984-993.
- [21] 裴旋, 朱树华, 赵华章. 共价键型絮凝剂去除水中水杨酸的性能和机理[J]. 环境工程学报, 2015, 9(3): 1166-1170.
- PEI X, ZHU S H, ZHAO H Z. Performance and mechanism of covalently bounded aluminum-silicon hybrid coagulant (CBHyC) in removing salicylic acid from water [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(3): 1166-1170. (in Chinese)
- [22] BRATBY J. Coagulation and flocculant in water and wastewater treatment [M]. Japan: IWA Publishing, Alliance House, 2006.
- [23] MA J Y, XIA W, FU X, et al. Magnetic flocculation of algae-laden raw water and removal of extracellular organic matter by using composite flocculant of Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/cationic polyacrylamide [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 248: 119276.