

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.03.005

原水砷超标风险下水厂应急处理工艺优化及除砷机制

杨方旭¹, 方志科², 朱西婷², 周栋宇², 敖键¹, 伍洋涛¹,
卜令君¹, 周石庆¹

(1. 湖南大学土木工程学院 水安全保障技术及应用湖南省工程研究中心, 湖南 长沙 410082; 2. 长沙供水有限公司, 湖南 长沙 410035)

摘要: 水厂作为城市供水系统的核心,需采取有效应急措施应对砷污染风险。采用铝盐沉淀法(PAC)、铁盐沉淀法(PFS)和新生态铁工艺进行除砷试验,探讨对不同浓度As(V)和As(III)的去除效果,并优化混凝剂投量。通过小试和生产性试验,验证铁盐沉淀工艺对砷的高效去除能力,并通过SEM、XPS表征手段探究了PFS、新生态铁的除砷机理。结果表明,铁盐混凝剂对As(V)的去除效果优异,新生态铁工艺的除砷效果与PFS相当,预氧化+PFS工艺与新生态铁工艺对As(III)具有良好的去除效果。在C市5座水厂进行的生产性试验中,预氧化+PFS工艺成功应对了26.8 μg/L的原水砷污染,出厂水砷浓度稳定在4 μg/L以内,为水厂砷污染应急处置提供了宝贵经验。

关键词: 除砷; 混凝; 预氧化; 新生态铁; 生产性试验

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)03-0028-07

Mechanism of Arsenic Removal and Optimization of Emergency Treatments for Drinking Water under Potential Risk of Arsenic

YANG Fang-xu¹, FANG Zhi-ke², ZHU Xi-ting², ZHOU Dong-yu², AO Jian¹,
WU Yang-tao¹, BU Ling-jun¹, ZHOU Shi-qing¹

(1. Hunan Engineering Research Center of Water Security Technology and Application, College of Civil Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China; 2. Changsha Water Supply Company, Changsha 410035, China)

Abstract: As the core of urban water supply system, water plants need to take effective emergency measures to deal with the risk of arsenic pollution. In this study, coprecipitation of arsenic with polyaluminum chloride (PAC), polyferric sulfate (PFS) and in-situ formed Fe coagulant were studied. The removal effects of different concentrations of As(V) and As(III) were measured, and the dosage of coagulant was optimized. The high-efficiency removal ability of arsenic by iron coprecipitation was verified by jar test and full-scale test, and the arsenic removal mechanism of PFS and in-situ formed Fe was analyzed and verified by SEM and XPS methods. The results showed that the iron coagulant had excellent removal efficiency on As(V), in-situ formed Fe process had the same effect as PFS, and the pre-oxidation+PFS process and in-situ formed Fe process had great removal effect on As(III). In the full-scale test of five water plants in C city, the pre-oxidation + PFS process successfully coped with the arsenic pollution of up

基金项目: 国家重点研发计划项目(2023YFC3207904)

通信作者: 卜令君 E-mail: lingjunbu@hnu.edu.cn

to 26.8 $\mu\text{g/L}$, and the arsenic concentration in the treated water was stable within 4 $\mu\text{g/L}$, which provides valuable experience for the emergency treatment of arsenic pollution in water plants.

Key words: arsenic removal; coagulation; pre-oxidation; in-situ formed Fe; full-scale test

2022年,住房和城乡建设部办公厅、国家发展改革委办公厅、国家疾病预防控制中心综合司联合印发了《关于加强城市供水安全保障工作的通知》,明确到2025年,建立完善的城市供水全流程保障体系和基本健全的城市供水应急体系,增强供水系统韧性。湖南省作为中国有色金属的重要产地,其丰富的矿藏为经济发展提供了坚实基础,但也带来了严重的砷污染问题。尽管国家已出台多项政策法规以防治砷污染,但长期以来,有色金属冶炼、化工生产以及历史遗留的土法炼砷等活动导致大量含砷尾矿的堆积,而且部分化工企业还存在违法偷排含砷废水的行为,存在饮用水源砷污染风险,原水突发砷污染将影响供水水质,对当地居民的生产生活和健康构成了严重威胁。

水厂作为城市供水系统的核心环节,在应对水源砷污染风险中扮演着至关重要的角色。砷污染的去除方法包括吸附、离子交换、膜分离、混凝沉淀、生物法等^[1-2],其中铁盐沉淀法作为水厂的常规处理工艺,应用简单,效果良好,也是《城市供水系统应急净水技术指导手册》的推荐方法,并在许多砷污染应急处理案例中得到验证。铁盐混凝剂对As(V)的去除效果良好,但对As(III)的去除效果有限,因此去除As(III)通常要经过预氧化,将其转化为As(V)再去除。

新生态铁是指Fe(II)在水中与氧化剂反应,被原位氧化而生成的具有混凝作用的Fe(III)^[3]。该Fe(III)的性质不同于陈化的Fe(III),故称其为新生态铁。研究表明,新生态铁具有比普通铁盐混凝剂更强的除砷能力,并且由于氧化剂的加入,可以氧化水中的As(III),在混凝沉淀过程中实现对As(III)的有效去除^[4]。然而关于新生态铁除砷的研究大多停留在实验室阶段,缺乏工程应用研究。

虽然铁盐沉淀法的除砷效果已经得到试验和实际案例的验证,但以往的试验偏向于对去除机理的研究,应急处置案例则因供水安全考虑,药剂投量保守偏大,《城市供水系统应急净水技术指导手册》推荐的铁盐投量为10 mg/L(以Fe计),远大于水

厂日常投加量,造成药剂浪费,对水厂生产指导作用有限。

为了更好地指导水厂对突发砷污染的应急处置,全面提高水厂供水韧性,针对现有的铝盐沉淀法(PAC)和铁盐沉淀法(PFS),以及新生态铁新工艺进行试验研究,对不同浓度(20、50、100、250 $\mu\text{g/L}$)的As(V)和As(III),分别设置混凝剂梯度投量,探讨不同情况下投加量对砷去除效果的影响,优选出最佳的混凝剂投量,并通过SEM-EDS、XPS表征手段探究PFS、新生态铁的除砷机理。最后,在C市5座水厂进行应急除砷生产性试验,验证应急处置方案的有效性,为实际工程积累宝贵经验。

1 材料与方法

1.1 材料与试剂

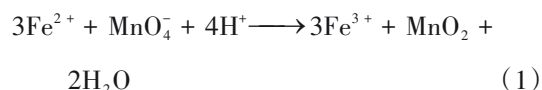
七水砷酸二钠($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)、亚砷酸钠(NaAsO_2)、聚合氯化铝(PAC)、次氯酸钠(NaClO)溶液购于上海阿拉丁生化科技股份有限公司, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 KMnO_4 购于上海国药集团化学试剂有限公司,聚合硫酸铁(PFS)购于上海麦克林生化科技股份有限公司。试验所需溶液均采用超纯水配制。小试采用湘江原水,水质能够达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) II类,额外添加七水砷酸二钠或亚砷酸钠配制为含砷原水(砷浓度为20、50、100、250 $\mu\text{g/L}$)。

1.2 试验仪器

六联混凝试验搅拌机、电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)、扫描电子显微镜(SEM)、X射线能谱仪(EDS)、K-Alpha X射线光电子能谱仪(XPS)。

1.3 试验方法

新生态铁的制备:新生态铁由Fe(II)在水中与氧化剂反应生成。选择 KMnO_4 作为氧化剂,在近中性条件下, FeSO_4 与 KMnO_4 反应如式(1)所示^[5]。



根据式(1), FeSO_4 与 KMnO_4 的投加比例取3:1。在混凝小试中,当快速搅拌程序开始时,同时加入

KMnO_4 和 FeSO_4 溶液,使其原位生成新生态铁。

除砷小试:取1 L含砷原水于混凝搅拌仪的搅拌杯中,混凝程序为先快速搅拌(600 r/min)50 s,再慢速搅拌(140 r/min)30 min,在快速搅拌开始时加入混凝剂(新生态铁工艺同时加入 KMnO_4 和 FeSO_4),混凝程序结束后,静置沉淀30 min。取上清液通过0.22 μm 醋酸纤维滤膜过滤,冷藏保存,用于剩余砷浓度检测。

表征试验:为了探究新生态铁的除砷机理,选择PFS、PFS+As(V)、PFS+As(III)、新生态铁、新生态铁+As(V)、新生态铁+As(III)等6种情况所生成的絮体进行SEM-EDS、XPS表征。PFS、新生态铁投量设置为10 mg/L(以Fe计),As(V)、As(III)投量设置为1 mg/L,混凝条件与小试相同,将沉淀的絮体过滤、真空干燥,进行表征分析。

1.4 分析项目及方法

砷含量采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定;絮体表面形貌使用SEM进行观测,并采用X射线能谱仪(EDS)检测絮体元素含量;采用X射线光电子能谱仪(XPS)对絮体表面元素组成、含量和化学状态进行分析。

2 结果与分析

2.1 小试除砷效果

2.1.1 对As(V)的去除效果

首先考察了PAC、PFS、新生态铁对不同浓度As(V)的去除效果,结果见图1(PFS、新生态铁投量以Fe计,PAC投量以 Al_2O_3 计,下同)。可以看出,铁盐沉淀法(PFS)对As(V)的去除效果优于铝盐沉淀法(PAC)。当原水As(V)浓度为20、50、100 $\mu\text{g/L}$ 时,出水水质达标所需PAC投量分别为2、4、10 mg/L;当原水As(V)浓度为250 $\mu\text{g/L}$ 时,在试验的投加量下则无法实现达标去除。PFS和新生态铁工艺的去除效果相当,当原水As(V)浓度为20、50、100、250 $\mu\text{g/L}$ 时所对应的达标投加量分别为1、2、3、4 mg/L。

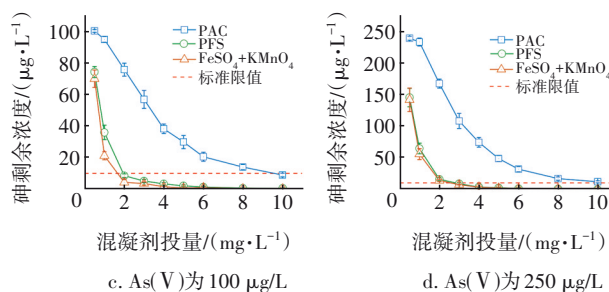
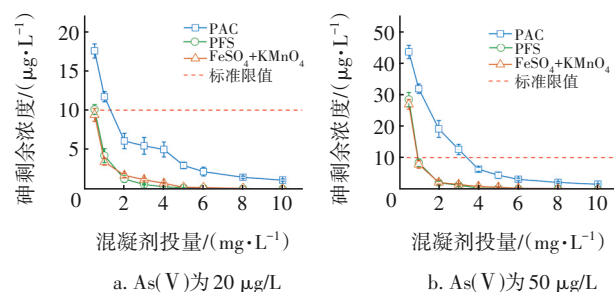


图1 对As(V)的去除效果

Fig.1 Removal of As(V) by different processes

2.1.2 对As(III)的去除效果

考虑到次氯酸钠等氧化剂可以有效将As(III)氧化为As(V),因而与As(V)去除试验相比增加了一组0.5 mg/L次氯酸钠预氧化+PFS去除As(III)试验,结果如图2所示。可见,PAC对As(III)的去除效果极差,在所有投量下均无法实现出水水质达标。当单独投加PFS时,仅对20 $\mu\text{g/L}$ 的As(III)且当投量>3 mg/L时才能达标去除,对更高浓度的As(III)则无法实现达标去除。对于预氧化+PFS工艺而言,当As(III)浓度为20、50、100、250 $\mu\text{g/L}$ 时所对应的达标PFS投加量分别为1、2、3、4 mg/L。对于上述As(III)浓度的原水,相应的新生态铁工艺达标投加量分别为0.5、1、2、4 mg/L。

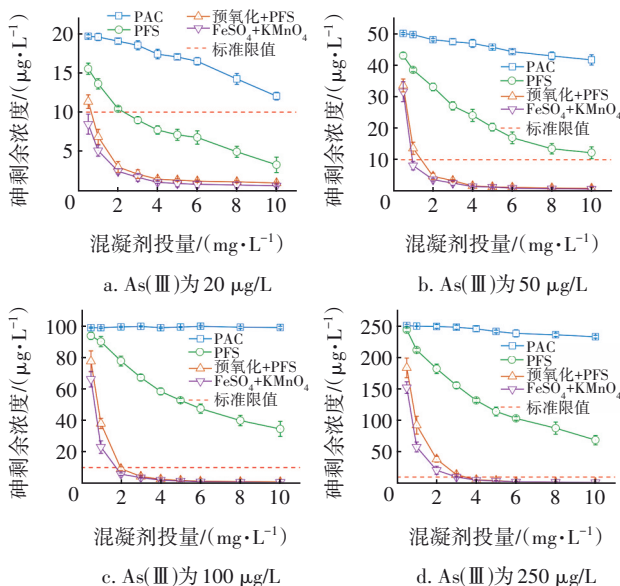


图2 对As(III)的去除效果

Fig.2 Removal of As(III) by different processes

2.2 表征分析

2.2.1 SEM-EDS

图3为不同样品絮体的SEM图像,可以看到PFS与新生态铁工艺产生的絮体形貌结构相似,由

球形纳米小颗粒构成,其中PFS絮体颗粒较小,粒径为10~20 nm,而新生态铁絮体颗粒略大,粒径为20~30 nm。纳米颗粒团聚形成粗糙的孔隙结构,具有较大的表面积,有利于对砷的吸附。将吸附了As(V)、As(III)的絮体与空白对照组进行比较,发现砷的吸附对PFS与新生态铁絮体形貌结构均无影响,构成絮体的纳米颗粒粒径无明显差异。

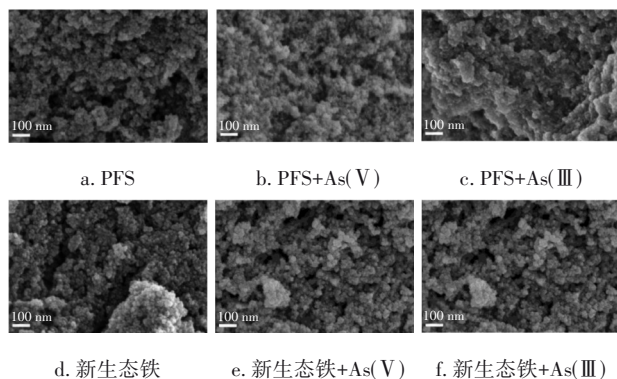


图3 絮体SEM图像

Fig.3 SEM images of flocs

使用能谱仪检测絮体O、Fe、Mn、As元素含量,结果如图4所示。PFS絮体中Fe、O比例与其他研究相符,符合PFS絮体的典型特征^[6]。新生态铁絮体的Fe、Mn比例接近3:1,与投加比例相同。从砷含量来看,PFS+As(V)、新生态铁+As(V)、新生态铁+As(III)几组样品的Fe、As比例接近10:1,而PFS+As(III)样品的砷含量较低,说明PFS对As(III)的去除效果弱于As(V)。

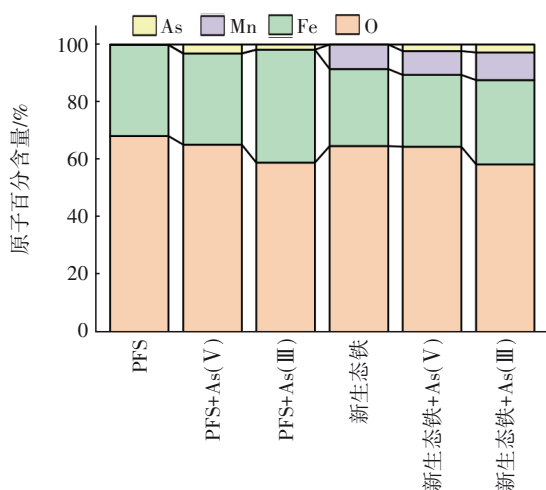


图4 絮体中O、Fe、Mn、As原子百分含量

Fig.4 Atomic percentage of O, Fe, Mn and As in flocs

2.2.2 XPS

对PFS、PFS+As(V)、PFS+As(III)、新生态铁、

新生态铁+As(V)、新生态铁+As(III)等6个样品进行XPS分析,并对得到的谱图进行校准,使C 1s峰位于284.8 eV。Fe 2p谱图显示其具有典型三价铁的Fe 2p峰形态特征,位于724.2 eV和710.7 eV处的峰分别为Fe 2p_{1/2}和Fe 2p_{3/2},并具有Fe(III)的特征卫星峰。可见PFS和新生态铁工艺形成的絮体中铁均以三价形式存在,砷的吸附对铁的价态没有影响。

新生态铁法形成絮体的Mn 2p谱图如图5所示。由于Mn(II)、Mn(III)、Mn(IV)的Mn 2p轨道谱峰具有显著的多重分裂,各氧化态谱峰有较大重合,为氧化态的判断带来挑战。因此,采用多重分裂分峰的方法对Mn 2p进行拟合^[7-8],结果显示,絮体中的Mn主要以Mn(III)、Mn(IV)的形态存在,与新生态铁空白对照组相比,在吸附As(V)以后Mn(III)比例略有上升,在吸附As(III)后Mn(III)比例大幅增长,说明Mn(IV)与还原性的As(III)反应后转化为Mn(III),证实了As(III)的氧化不仅仅是KMnO₄的作用,原位生成的Mn(IV)也参与了As(III)的氧化过程^[9]。

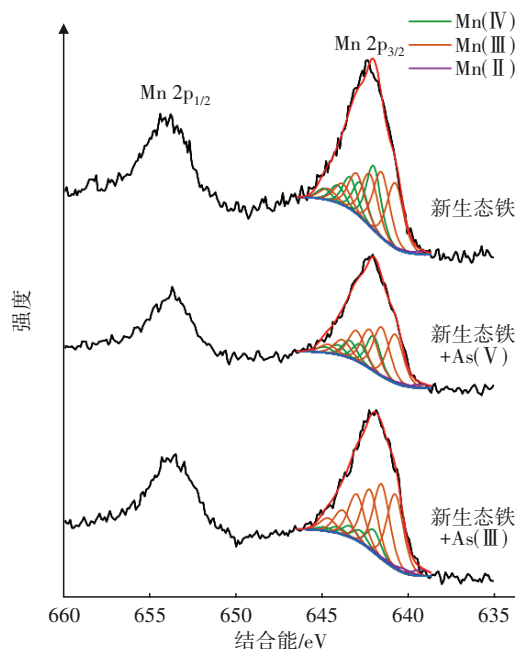


图5 Mn 2p的XPS谱图

Fig.5 XPS spectra of Mn 2p

6个样品的O 1s谱图见图6。对O 1s进行拟合,529.8 eV处的峰为金属氧化物的晶格氧(M—O),531.3 eV处的峰则为金属氢氧化物中的—OH^[8,10]。可以看出,PFS与新生态铁絮体表面均存在大量的羟基,与Fe(III)水解产物的特征相符。研究表明,

As(V)、As(III)在铁(氢)氧化物表面吸附的机理可以用表面络合模型解释,砷的含氧阴离子与铁(氢)氧化物表面羟基官能团发生配体交换,形成内圈络合物^[11]。PFS与新生态铁絮体表面大量的羟基为砷的吸附提供了结合位点。

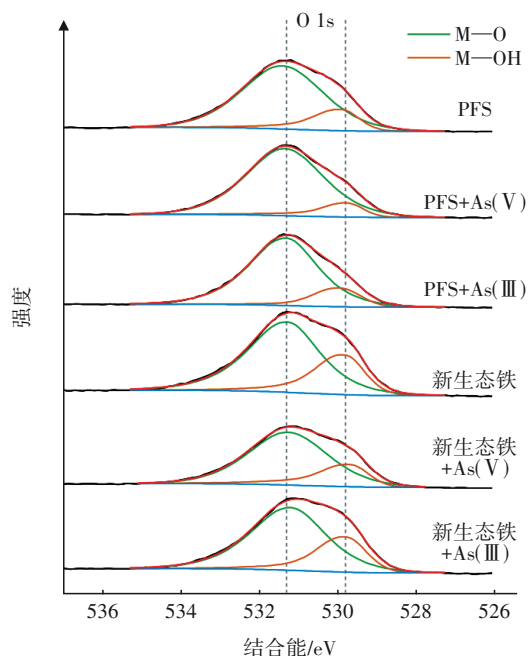


图6 O 1s的XPS谱图

Fig.6 XPS spectra of O 1s

6个样品的As 3d谱图如图7所示。

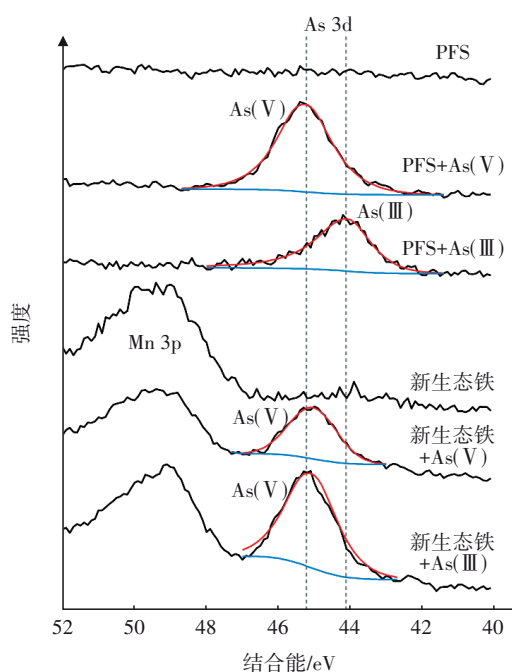


图7 As 3d的XPS谱图

Fig.7 XPS spectra of As 3d

在44.1 eV和45.2 eV处出现了As 3d特征峰,分别归因于As(III)和As(V)^[6]。与PFS、新生态铁空白组对照,证明PFS+As(V)、PFS+As(III)、新生态铁+As(V)、新生态铁+As(III)样品存在砷在絮体表面的吸附。由图7可见,PFS+As(III)组絮体吸附砷的价态为As(III),说明PFS工艺对As(III)无氧化能力,而新生态铁工艺可以有效将As(III)氧化为As(V),并进行吸附去除。

2.3 应急除砷生产性试验

2.3.1 基本情况

为了验证小试结论,加强数据积累,增加处置经验,基于C市5座水厂开展生产性试验。5座水厂工艺相近,都采用混凝+沉淀+砂滤+炭滤工艺,其中絮凝池均为折板絮凝池,混凝剂采用液体PAC,除水厂4的沉淀池为斜管沉淀池外,其余水厂均采用平流沉淀池。消毒剂均采用次氯酸钠,且设置了前加氯设备,可于配水井处投加次氯酸钠进行预氧化。

2.3.2 应急处理工艺确定

2024年9月11日,C市制水公司接到预警,上游原水砷浓度出现波动,存在超标风险。由于原水中砷价态尚未确定,宜当作As(III)处理,且原水砷浓度预计不超过50 μg/L,采用PFS足以达标去除,结合水厂实际情况,将处理工艺确定为次氯酸钠预氧化+PFS混凝沉淀(NaClO投加量以有效氯计,PAC、PFS投加量以液体商品质量计,PAC的Al₂O₃含量≥10%,PFS的Fe含量≥11%)。其中,水厂2、3、5将PAC加药设备排空清洗,混凝剂全部更换为PFS,采用加矾泵投加,投加量分别为20、14、14 mg/L;水厂1、4采用酸碱应急投加设备投加PFS,同时投加PAC,投量分别为12+4、15+5 mg/L;水厂1~5的次氯酸钠投加量分别为0.5、0.5、0.6、0.6、0.7 mg/L。11日下午各水厂开始更换混凝剂,并于12日全部更换完毕。

2.3.3 运行效果

5座水厂2024年9月10日—28日的原水和出厂水砷浓度数据如图8所示,原水砷浓度自10日起向上波动,17日后快速上升,至20日达到峰值26.8 μg/L,随后缓慢回落,25日又突然增长至25.6 μg/L,随后回落至10 μg/L以内,28日解除应急响应。由9月10日、11日数据可知,水厂原有PAC混凝沉淀工艺对砷的去除效果极为有限,例如,9月10日水厂2

的原水砷浓度为 $6.7 \mu\text{g/L}$, 出厂水砷浓度为 $5.9 \mu\text{g/L}$, 去除率仅为 11.94%; 9月11日水厂1的原水砷浓度为 $13.6 \mu\text{g/L}$, 出厂水砷浓度为 $8.0 \mu\text{g/L}$, 去除率仅为 41.18%。

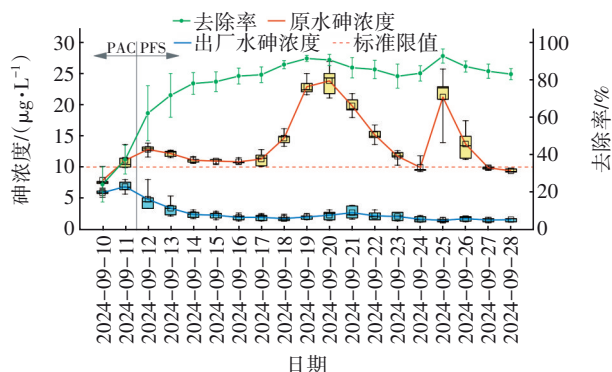


图8 生产性试验的除砷效果

Fig.8 Removal of arsenic in full-scale test

自12日起,在将混凝剂更换为PFS后,出厂水砷浓度持续下降,稳定在 $1\sim 4 \mu\text{g/L}$,随原水砷浓度波动极小,平均去除率约为80%。水厂5的原水砷浓度达到峰值 $26.8 \mu\text{g/L}$ 时,出厂水砷浓度仅为 $3.2 \mu\text{g/L}$,说明该铁盐投量下除砷能力仍有较大富裕,效果优异。

应急处置期间,水厂1~5的原水平均浊度分别为8、15、10、10和6 NTU,经过混凝沉淀后沉淀池出水平均浊度分别为2.4、3.0、3.5、2.6和2.7 NTU,滤后水平均浊度分别为0.1、0.1、0.2、0.2和0.1 NTU。水厂4采用的是斜管沉淀池,在更换为PFS后出现沉淀效果差、沉淀池出水带有黄色絮体的问题,在同时投加 5 mg/L 的PAC后该现象得到解决。有研究表明,同时投加铁盐与铝盐混凝剂能够改善混凝效果,提高对DOM等污染物的去除率^[12],砷酸盐与铁和铝共同沉淀时形成的短程有序析出相的数量比单独与铝或铁沉淀时更多,沉淀比表面积更大,更有利于砷的吸附^[13]。总体来看,改用PFS工艺后沉后水浊度稳定,沉淀效果良好,出厂水无浊度问题。

3 结论

① 铝盐混凝剂对As(V)和As(III)的去除效果较差,PAC在 1 mg/L (以 Al_2O_3 计)的常规投量下对As(V)的去除率约为40%,仅能应对 $15 \mu\text{g/L}$ 以内的As(V)污染。对于使用PAC作为混凝剂的水厂,当存在砷浓度超过饮用水标准 $10 \mu\text{g/L}$ 的风险时,应

及时采取措施,增加PAC投加量或使用铁盐混凝剂,提高砷处理能力安全余量,否则极有可能造成出厂水砷超标事故。

② 铁盐混凝剂对As(V)的去除效果优异,但单独使用无法有效去除As(III)。对于As(V)的去除,新生态铁工艺与PFS工艺无显著差别,通过提高投加量可以实现对As(V)的达标去除。在污染源为As(III)的情况下,预氧化能极大地减少混凝剂的用量,使水厂对As(III)的去除能力达到与As(V)相同水平。

③ 在5座水厂进行生产性试验,对预氧化+PFS工艺除砷效果进行验证, $0.5\sim 0.7 \text{ mg/L}$ 的次氯酸钠(以有效氯计)和 $12\sim 20 \text{ mg/L}$ 的PFS(以液体商品质量计)足以应对高达 $26.8 \mu\text{g/L}$ 的砷污染,出厂水砷浓度稳定在 $4 \mu\text{g/L}$ 以内。

④ 面对混凝剂由PAC更换为PFS后造成沉淀池沉淀效果差的问题,采用同时投加PFS与PAC的方法可有效改善沉淀效果,保障了沉淀工艺稳定运行。但铁盐、铝盐混凝剂同时投加用于除砷还有待进一步的深入研究。

参考文献:

- [1] SINGH R, SINGH S, PARIHAR P, *et al.* Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 112: 247-270.
- [2] RATHI B S, KUMAR P S, PONPRASATH R, *et al.* An effective separation of toxic arsenic from aquatic environment using electrochemical ion exchange process [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 412: 125240.
- [3] 刘可,马军,关小红,等. 新生态铁锰氧化物混凝除磷效果研究[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(21): 89-90,94.
LIU Ke, MA Jun, GUAN Xiaohong, *et al.* Study on phosphorus removal by freshly formed Fe/Mn oxide coagulation [J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25(21): 89-90,94(in Chinese).
- [4] SUN Y, XIONG X, ZHOU G, *et al.* Removal of arsenate from water by coagulation with in situ formed versus pre-formed Fe(III) [J]. *Separation and Purification Technology*, 2013, 115: 198-204.
- [5] LU J, HAO J, CHENG F, *et al.* Phosphate removal from water using novel Fe^{2+} - KMnO_4 process: significant

- role of in situ-formed Fe (III) [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2015, 141(2): 04014055.
- [6] 王琴. 聚合硫酸铁絮体异化铁还原生物矿化过程的电化学研究[D]. 广州:华南理工大学, 2019.
- WANG Qin. Electrochemical Study of Biogenic Iron Mineralization of Polyferric Sulfate Floccs by Dissimilatory Iron Reducing Bacteria [D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2019 (in Chinese).
- [7] ILTON E S, POST J E, HEANEY P J, *et al.* XPS determination of Mn oxidation states in Mn(hydr)oxides [J]. *Applied Surface Science*, 2016, 366: 475–485.
- [8] BIESINGER M C, PAYNE B P, GROSVENOR A P, *et al.* Resolving surface chemical states in XPS analysis of first row transition metals, oxides and hydroxides: Cr, Mn, Fe, Co and Ni [J]. *Applied Surface Science*, 2011, 257(7): 2717–2730.
- [9] ZHANG G, LIU F, LIU H, *et al.* Respective role of Fe and Mn oxide contents for arsenic sorption in iron and manganese binary oxide: an X-ray absorption spectroscopy investigation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(17): 10316–10322.
- [10] HUANG Y, ZHAO X, WANG X, *et al.* Insights on the contradiction between the affinity and capacity of ferrihydrite toward As (III) and As (V): surface reaction revisited [J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(34): 15257–15267.
- [11] YANG B, GRAHAM N, LIU P, *et al.* Atomic-level structural differences between Fe (III) coprecipitates generated by the addition of Fe (III) coagulants and by the oxidation of Fe (II) coagulants determine their coagulation behavior in phosphate and DOM removal [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(33): 12489–12500.
- [12] 李勣卓, 程继夏, 顾军农, 等. 铁-铝盐混凝剂混合投加工艺控制溶解性残余铝的机理 [J]. *环境工程学报*, 2021, 15(2): 580–587.
- LI Mengzhuo, CHENG Jixia, GU Junnong, *et al.* Mechanism of controlling dissolved residual aluminum in simultaneous addition of iron and aluminum salt coagulants [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(2): 580–587 (in Chinese).
- [13] VIOLANTE A, PIGNA M, DEL GAUDIO S, *et al.* Coprecipitation of arsenate with metal oxides. 3. Nature, mineralogy, and reactivity of iron (III) – aluminum precipitates [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(5): 1515–1521.

作者简介: 杨方旭(2001–), 男, 山东济南人, 硕士研究生, 主要研究方向为饮用水安全保障技术。

E-mail: sdjnyfx@163.com

收稿日期: 2024-11-07

修回日期: 2024-11-30

(编辑: 李德强)

尊重自然界河流生存的基本权利,
把河流视作生命体, 建构河流伦理,
维护河流健康生命, 实现人与河流和谐共生