



移动扫码阅读

刘永峰,石炳兴,徐旭峰,等. 高寒地区露天矿矿坑水混凝试验研究[J].能源环境保护,2021,35(3):24-30.

LIU Yongfeng, SHI Bingxing, XU Xufeng, et al. Experimental study on pit water coagulation of open-pit mine in alpine area[J]. Energy Environmental Protection, 2021, 35(3): 24-30.

高寒地区露天矿矿坑水混凝试验研究

刘永峰¹, 石炳兴², 徐旭峰³, 郑利祥³, 杨建超³, 郭中权³

(1.黄河水资源保护科学研究院, 河南 郑州 450004; 2.内蒙古大雁矿业集团有限责任公司, 内蒙古 呼伦贝尔 021000; 3.中煤科工集团杭州研究院有限公司, 浙江 杭州 311201)

摘要:为了解决高寒地区露天矿低温矿坑水悬浮物去除效率低、处理成本高等问题,研究了内蒙古某露天矿矿坑水的水量水质,利用粒径分析、Zeta 电位表征了悬浮物的微观结构,采用静态混凝试验研究了悬浮物去除效果。结果表明:该露天矿矿坑水水量和水温均呈夏高冬低两极化,全年矿坑水的水温有8个月处于10℃以下,7个月低于4℃;初沉后矿坑水中的悬浮物仍高于15 000 mg/L,悬浮物粒径大部分处于0.4~1.5 μm且带负电,属于亚微米级颗粒物;室温下最佳的药剂组合为聚合氯化铝(PAC)+阴离子聚丙烯酰胺(APAM),最佳投加量分别为150 mg/L和1 mg/L,最佳混凝沉淀程序为快速混合搅拌(200 r/min)2 min、絮凝搅拌(60 r/min)15 min,静置沉淀15 min;全年以10℃为基准分为常规段(6~9月)和低温段(1~5月和10~12月)加药,由于低温减缓了混凝剂的絮凝反应,低温段加药量同比常规段增加20%~33%;混凝沉淀出水悬浮物和浊度分别小于50 mg/L和10 NTU,达到《煤炭工业污染物排放标准》(GB 20426—2006)中的悬浮物含量限制要求。

关键词:矿坑水;高悬浮物;低温;浊度;混凝沉淀**中图分类号:**X703**文献标识码:**A**文章编号:**1006-8759(2021)03-0024-07

Experimental study on pit water coagulation of open-pit mine in alpine area

LIU Yongfeng¹, SHI Bingxing², XU Xufeng³, ZHENG Lixiang³, YANG Jianchao³, GUO Zhongquan³

(1. Yellow River Water Resources Protection Research Institute, Zhengzhou 450004, China; 2. Inner Mongolia Dayan Mining Group Co., Ltd., Hulun Buir 021000, China; 3. Hangzhou Research Institute of China Coal Technology & Engineering Group, Hangzhou 311201, China)

Abstract: In order to solve the problems of low removal efficiency and high treatment cost of suspended solids (SS) in low-temperature pit water of open-pit mine in alpine regions, the water quantity and quality of the mine water from an Inner Mongolia open-pit mine were studied, and the particle size analysis and Zeta potential were used to characterize the microstructure of suspended solids in the mine pit water. Static coagulation experiments were conducted to study the removal effect of suspended solids. The results showed that the water quantity and temperature of pit water from the studied open-pit mine were both high in summer and low in winter. Additionally, the water temperature of pit water was below 10℃ for 8 months in the whole year, and was below 4℃ for 7 months. The suspended solids in mine water were more than 15 000 mg/L after initial sedimentation, and most of them were in the range of 0.4~1.5 μm with negative charge. The best combination at room temperature was polyaluminum chloride (PAC) + anionic polyacrylamide (APAM), and the best dosages were 150 mg/L and 1 mg/L respectively. The optimal coagulation and sedimentation procedure was rapid mixture stirring (200 r/min) for 2 min, flocculation stirring (60 r/min) for 15 min, and settling for 15 min. As the low temperature re-

duced the purification effect of coagulants, the whole year could be divided into conventional period (June to September) and low temperature period (January to May and October to December) based on 10 °C. The dosage in the low temperature period was 20%~33% higher than that in the conventional period. After coagulation and sedimentation treatment, the suspended solids and turbidity in the effluent were less than 50 mg/L and 10 NTU, respectively, reaching the effluent standard of emission standard of pollutants for coal industry (GB 20426—2006).

Key Words: Mine pit water; High suspended solids; Low temperature; Turbidity; Coagulation sedimentation

0 引言

煤炭作为我国的主导能源,在今后长时间内都无法改变,有研究表明到 2025 年我国对煤炭的需求依然高达能源消费总量的 50%~52%^[1-2]。煤炭的开采会伴有大量的地层涌水,据统计平均每开采 1 吨煤的涌水量是 4 吨^[3-4],而我国煤矿资源与水资源呈现逆向分布,且矿区周边大多生态脆弱,开采涌水的直接外排会造成水资源的浪费和生态破坏^[5]。自党的十九大提出生态文明建设以来,国家对水污染防治越发严格,尤其是对于工业废水中各类污染物的排放,需要自上而下加强监察和管理,开启铁腕治水。为防止煤矿开采涌水的资源浪费和对生态的破坏,各地纷纷出台相关政策对矿井水排放和回用水质进行限制。无论从水资源还是治水标准出发,煤矿开采涌水的有效治理和回用都将成为未来的趋势。

根据煤矿的开采类型可将开采涌水分为矿井水和矿坑水,顾名思义矿井水主要来源于深井式开采过程,而矿坑水来源于露天开采过程。不同于深井煤矿,国内适合露天开采的露天矿仅占据煤炭总资源的 10%~15%,因此以往对矿坑水的研究相对较少^[6]。由于露天开采的建设快、生产成本低、产能效益高,党的十八大以来我国大力实施落后产能退出政策,鼓励建设特大型露天煤矿^[7]。在这样的背景下,露天矿矿坑水的处理也就越来越受到国家的重视。

常规的矿井水大多是以煤粉和岩粉为主的悬浮物类型,悬浮物在矿井水处理过程中最为常见,同样也是矿井水处理中的首要对象,据统计含悬浮物矿井水占据了我国 80% 以上的煤矿^[8-9]。类似的矿坑水同样包含煤粉和岩粉,此外受露天外界因素的影响,矿坑水还会含有胶体物和溶解物等,矿坑水的主要处理对象是悬浮物和胶体杂质^[10]。目前矿井水中悬浮物的去除方法主要是

混凝、沉淀和过滤,经过长时间的研究与实践,去除矿井水中悬浮物的技术已经相对成熟,但是以往国内大多数的研究和工程都是针对矿井水,对于露天煤矿矿坑水的处理研究相对较少。

本文以高寒地区内蒙古某露天矿矿坑水为研究对象,通过水质分析、混凝沉淀工艺参数优化、助凝剂比选确定最佳处理条件以及对水温的影响研究,以探究混凝沉淀技术工艺对高悬浮物矿坑水处理的可行性,并与普通矿井水作对比,为同类工程提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料及设备

试验原水样为矿坑排水经初步沉降后的出水,混凝药剂采用聚合氯化铝(PAC)和聚合硫酸铝(PAS),助凝剂采用阴离子聚丙烯酰胺(APAM)、阳离子型聚丙烯酰胺(CPAM)和非离子型聚丙烯酰胺(NPAM),去离子水由超纯水机制得。

循环水式多用真空抽滤泵(SHZ-D(Ⅲ)型,上海力辰邦西仪器科技有限公司);恒温干燥箱(101A-1 型,上海崇明试验仪器厂);电子天平(OHAUS,奥豪斯仪器(上海)有限公司);纳米粒度电位仪(马尔文 Zetasizer Nano ZS,马尔文仪器公司);混凝搅拌机(ZR4-2 型,深圳中润水工业技术发展有限公司);恒温培养箱(DNP-9272,上海甘易);浊度仪(HACH 2100Q 型,上海哈希水质分析仪器有限公司)。

1.2 试验方法

采用 ZR4-2 混凝搅拌机进行混凝搅拌试验,通过单因素变量法确定最佳混凝剂投加量、助凝剂种类和投加量、搅拌速率和沉降时间。将混凝剂、助凝剂分别配置成浓度为 5 g/L 和 0.1 g/L 的液体药剂;取 500 mL 的水样置于恒温培养箱中控温,先后分别投加混凝剂和助凝剂的液体药剂,之

后将浆式搅拌器的桨叶浸没于水样中进行快速混合搅拌(200 r/min) 2 min 进行药剂分散,然后絮凝搅拌 15 min 静置沉淀,最后取出桨叶进行静置取样分析。

采用国标法 GB 11901 测定试验原水水样中的悬浮物(SS)。采用 zeta 电位分析仪 NanoPlus 对试验原水中悬浮物的粒径和表面电荷性能进行表征。测试温度为 25 ℃,采用动态光散射(DLS)技术,通过分散相的布朗运动来确定悬浮物粒径大小和分布;利用粒子的电泳迁移率通过 Smoluchowski 方程计算得出 zeta 电位。测试之前将试验原水超声 10 min 以确保悬浮物均匀分散。采用 HACH 2100Q 浊度仪对试验前后的水样进行浊度的检测。以上每个水样结果均测试三次,取平均值。

2 结果与讨论

2.1 内蒙古某露天矿矿坑水基本特征

由于内蒙古某露天矿地处高寒地区,并且气候、降水和向斜构造盆地地貌的特殊性,该矿坑水水质水量变化比较极端,具体表现为冬季水量较少,夏季水量急剧增加,该矿坑水近年来的月水量变化如图 1 所示。由图 1 可知,矿坑水冬夏两季的水量差异较大,呈现冬季低、夏季高的两级分化。最高温和最高水量均集中在 7、8 月份,分别达到了 18 ℃、46.1 万吨/月和 21 ℃、48.4 万吨/月。冬季温度 and 水量处于全年较低水平,这与冬季气温低密切相关,矿坑内的冰冻和积雪有效减少了矿坑水的水量。当气温回暖时,积雪和冰冻的融化,以及雨季带来的雨水大大增加了地表和煤层间的涌水量,造就了夏季矿坑水水量激增。考虑到处理设备体量和成本,将矿坑水经初沉后(实际中矿坑水经坑下水池多级预沉)的水质进行试验研究,该露天矿矿坑水经初沉后的出水水质及国内部分矿井水水质如表 1 所示。从表 1 中可知,普通矿井水的 SS 大多处于 100~2 000 mg/L 以内,而该露天矿矿坑水由于开采方式的不同经初沉池沉降后的悬浮物含量依然高达 15 000 mg/L 以上,直接外排将造成严重的环境问题,并且传统的混凝沉淀对该矿坑水的处理是否有效还有待验证,因此有必要通过试验对其展开研究。

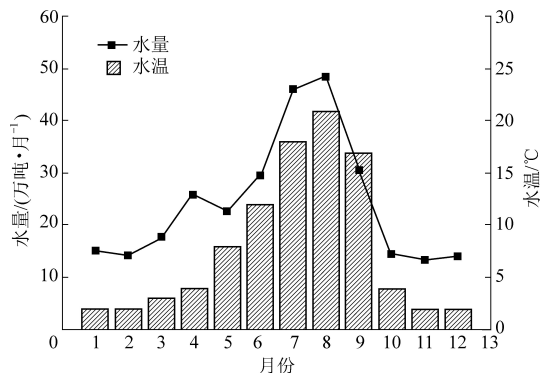


图 1 内蒙古某露天矿矿坑水近期的月水温水量变化
Fig.1 Monthly variation of temperature and quantity of pit water from an open-pit mine in Inner Mongolia

表 1 矿坑水和矿井水水质比较

Table 1 Comparison of water quality between pit water and mine water

来源	矿坑水、矿井水 SS/(mg · L ⁻¹)	参考文献
河北邢台煤矿矿井水	1 706	[11]
山西冀中能源煤矿矿井水	896	[12]
山西长治煤矿矿井水	210	[13]
陕西铜川东坡煤矿矿井水	1 143	[14]
贵州兴旺煤矿矿井水	593	[15]
内蒙古某露天矿矿坑水	16 000~18 000	本研究

2.2 矿坑水悬浮颗粒物表征

2.2.1 悬浮物粒径分布及微观结构

悬浮物的粒径大小对其在水中存在的形式具有较大的影响,试验原水的悬浮物粒径分布和微观结构如图 2 所示。粒径分布结果表明该矿坑水中的悬浮物粒径基本处于 0.4~1.5 μm 之间,其中含量最多的是 0.74 μm,均属于亚微米级颗粒物。由于经过初沉 SEM 图像中并没用大颗粒的岩粉,表明此类物质已经去除。此外,SEM 图表明悬浮物中包含典型的煤粉、灰分和胶体,煤粉的粒径较小,其形貌表现较为规则^[16],并且煤粉之间较为分散凝聚现象较少。在水中悬浮物的粒径越小,越容易受布朗运动的影响,颗粒物分布就越均匀和稳定,因而矿坑水中的悬浮物难以通过自然沉降去除^[17]。为了减弱颗粒物在水中均一稳定的胶体态,必须增加颗粒物之间的黏附力以增大颗粒物的粒径,进而从溶液中凝结沉淀。

2.2.2 矿坑水悬浮物荷电性

除了悬浮物的粒径大小对其去除效果有影响外,悬浮物颗粒物之间的电荷效应同样是影响其沉降性能的重要影响因素^[18]。在颗粒物表面电荷效应的研究中,测定 Zeta 电位是一种重要的手

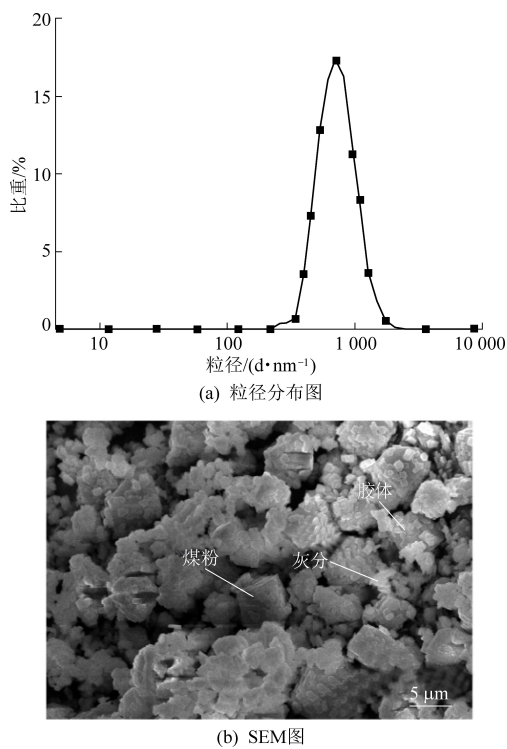


图2 该露天矿坑水悬浮物粒径分布及 SEM 图
Fig.2 Particle size distribution and SEM images of suspended solids in the pit water

段,该露天矿坑水经沉降后,其试验原水的 Zeta 电位情况如图 3 所示。从图 3 中可以看出该露天矿的悬浮物多以带负电的为主,占据了 85% 以上,但也有部分微粒是带正点的。多数带负电主要是由于矿坑水中的悬浮物多以煤粉为主,而褐煤表面富含氧官能团羟基(—OH)和羧基(—COOH),其中—COOH 的相对数量比在 50%^[19] 以上,这些官能团使得煤粉颗粒表面带负电。悬浮物颗粒物表面带有相同的电荷,基于电荷效应,悬浮物颗粒之间会相互排斥,导致其难以凝聚沉降,因此 SEM 中煤粉颗粒之间团聚现象较小。为了有效沉降悬浮颗粒物,需要解决颗粒物之间电荷排斥的问题。

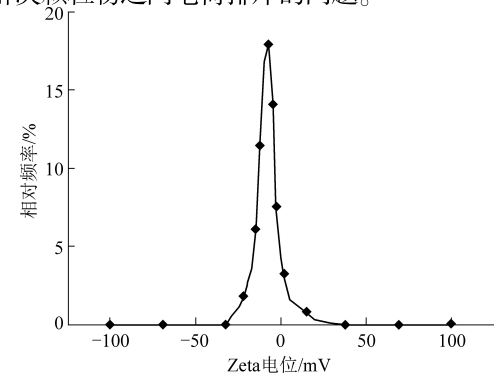


图3 矿坑水经沉降后的悬浮物电荷性能
Fig.3 Electrical charging properties of suspended solids after subsidence of pit water

2.3 混凝试验

无机高分子混凝剂的使用可以加快颗粒物之间絮凝沉淀,其中最常用混凝剂为 PAC 和 PAS。研究表明聚合铝盐的高效絮凝是由于 Al_{13} 的羟基聚合态 $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ 或 Al_b 的存在,其提供的正电荷能和悬浮颗粒物表面的负电荷中和,使得颗粒物脱稳凝聚沉淀得以去除^[20-21]。面对不同水质的水样,混凝剂的混凝沉淀效果受到混凝剂种类和添加量、助凝剂种类和添加量、搅拌速率、沉降时间和温度等因素的影响^[22]。基于以上几点,将高寒地区高悬浮物露天矿矿坑水进行混凝试验研究,获取最佳的处理工艺参数。此外为了提高悬浮物的去除效果,除去混凝剂的使用还会投加助凝剂,助凝剂的种类和添加量也将被研究。为了正确显示处理效果,以下试验都将以浊度作为悬浮物的检测指标。

2.3.1 混凝剂种类和投加量的影响

混凝剂作为混凝沉淀作用的主要成分因素,其种类和浓度的影响是至关重要的。在絮凝搅拌速率 60 r/min,絮凝反应时间 15 min,沉淀 15 min,APAM 浓度为 1 mg/L,室温的前提下研究 PAC 和 PAS 浓度分别为 50、100、120、150、200 mg/L 时对悬浮物去除效果的影响,其结果如图 4 所示。由图中的曲线变化可知,随着两种混凝剂浓度的增加,矿坑水的浊度不断变小,当浓度达到 150 mg/L 时,PAS 可以使矿坑水的浊度降至 30 NTU 以下,而 PAC 可以使矿坑水的浊度降至 10 NTU 以下,之后随着混凝剂浓度的进一步增加,矿坑水的浊度基本趋于稳定。从矿坑水 Zeta 电位分析中可知,矿坑水中的悬浮物主要荷负电,因此矿坑水浊度的下降主要是因为随着聚合铝盐的添加,溶液

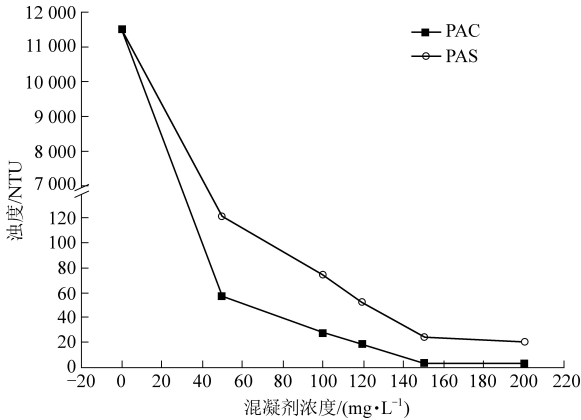


图4 混凝剂浓度对矿坑水处理效果的影响
Fig.4 Influence of coagulant concentration on pit water treatment effect

中的 Al_b 增多,被吸附凝聚的悬浮颗粒增加所致。比较 PAC 和 PAS 对该矿坑水浊度的去除效果可知,PAC 的去除效果更好,更适用于该矿坑水的处理,因此选择 PAC 作为混凝药剂,最佳的投药量为 150 mg/L。

2.3.2 助凝剂种类及投加量的影响

PAM 作为一种高分子助凝剂,主要作用是使得颗粒物与颗粒物之间发生架桥网捕作用,即高分子链段上黏附或吸附不同颗粒,使得颗粒发生聚集作用。在絮凝搅拌速率 60 r/min,絮凝反应 15 min,沉降 15 min,PAC 浓度为 150 mg/L,室温的前提下研究 APAM、CPAM 和 NPAM 分别为 0、0.5、1、1.5、2、2.5 mg/L 时对悬浮物去除效果的影响,其结果如图 5 所示。从图 5 中可以看出,三种助凝剂的添加均能增加浊度去除的效率,随着添加量的增加矿坑水的浊度均表现为先减后增的趋势。其中,APAM 在浓度为 1 mg/L 时浊度降至 10 NTU 以下;NPAM 在 1.0~1.5mg/L 时浊度降至 5 mg/L 以下;CPAM 在浓度为 1~2.0 mg/L 的范围内其浊度均能降至 10 NTU 以下。通过数据对比可知对该矿坑水中浊度去除率从高低的顺序是 CPAM> NPAM> APAM,这主要是由于 APAM、CPAM、NPAM 与溶液中带负电荷的悬浮物之间的电荷效应所产生的结果:CPAM 上的酰胺基带正电,会与负电悬浮物颗粒形成吸附架桥作用;APAM 所带的负电会吸附于悬浮物颗粒,增加颗粒物之间的负电排斥;NPAM 则没有^[23]。当三种 PAM 过量时对矿坑水的浊度都将起到反效果。由于市面上三种 PAM 的价格从高到低顺序为 CPAM>NPAM>APAM,因此,综合考虑后选择 1 mg/L 的 APAM。

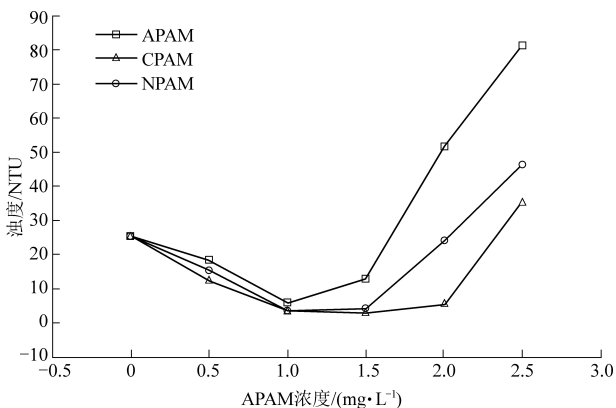


图5 助凝剂种类和投加量对混凝处理效果的影响

Fig.5 Influence of coagulant aid type and dosage on flocculating treatment effect

2.3.3 搅拌速率的影响

在絮凝反应时间 15 min,沉降 15 min,PAC 浓度为 150 mg/L,APAM 浓度为 1 mg/L,室温的前提下研究絮凝搅拌速率分别为 20、40、60、80、100 r/min 时对悬浮物去除效果的影响,其结果如图 6 所示。从图 6 中可以看出,搅拌速率的增加对悬浮物的影响趋势为先增后减,即随着搅拌速率的增加,矿坑水中的浊度先缓慢减少,当搅拌速率达到 60 r/min 时达到最低值 3.75 NTU,浊度的去除率达到 99.9%,此后继续增大搅拌速率时,矿坑水的浊度开始增大。首先絮凝搅拌的作用是增大矾花与周边细小颗粒物接触的几率,从而增大矾花体积,因此前期随着搅拌速率的增加,颗粒物之间的接触几率不断增大,产生的矾花絮体也不断增大,后期的处理效果也就越好。但是当搅拌速率超过一个阈值,过快的搅拌会破坏成形的矾花絮体,导致处理效果的降低。试验结果表明,当搅拌速率为 60 r/min 时,矿坑水中悬浮物和浊度的去除效果最佳。

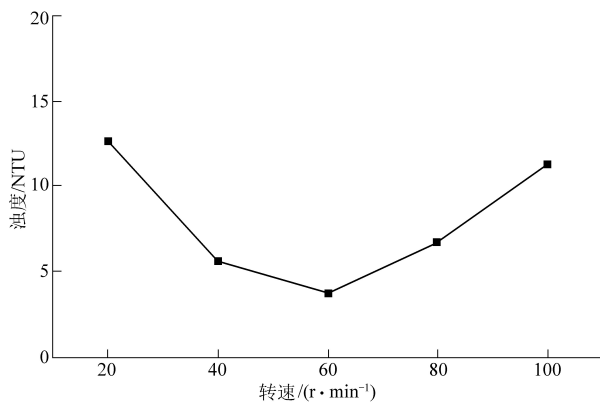


图6 絮凝搅拌转速对混凝处理效果的影响

Fig.6 Influence of flocculating stirring speed on flocculating treatment effect

2.3.4 絮凝反应时间的影响

与搅拌速率类似,絮体的反应时间同样关系到混凝处理的效果。在絮凝搅拌速率 60 r/min,沉降 15 min,PAC 浓度为 150 mg/L,APAM 浓度为 1 mg/L,室温的前提下研究絮凝反应时间分别为 5、10、15、20、25 min 时对悬浮物去除效果的影响,其结果如图 7 所示。从图 7 中可以看出随着絮凝反应时间的增加,处理水的浊度不断下降,当反应时间大于 15 min 时,处理水的浊度趋于平稳。因此为了节省成本,选取 15 min 作为最佳的反应时间。

2.3.5 水温的影响

由于露天矿坑水受地表气温影响,全年的温差较大,因此有必要考察水温的影响。在絮凝

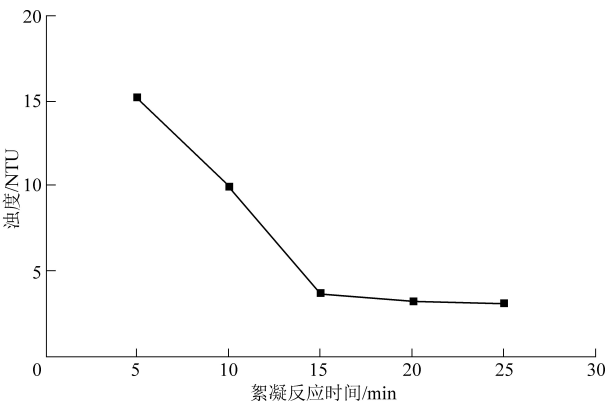


图 7 絮凝反应时间对混凝处理效果的影响

Fig.7 Influence of flocculation reaction time on flocculation treatment effect

搅拌速率 60 r/min, PAC 浓度为 150 mg/L, APAM 浓度为 1 mg/L, 絮凝反应时间 15 min, 沉降 15 min 的前提下研究水温分别为 0、5、10、15、20、25 ℃ 时对悬浮物处理效果的影响, 如图 8 所示。从图 8 中可以看出水温对混凝处理具有一定的影响, 随着水温的升高, 矿坑水中的浊度先下降后趋于平稳, 即混凝处理的效率随着水温的上升而上升, 之后趋于平稳。这主要是因为水温较低时, 一方面 PAC 中的金属盐溶于水后水解反应的速率会受到限制, 另一方面水的粘度会增大, 这些都会阻碍絮体的成长。当水温达到 10 ℃ 以后, 矿坑水中的浊度降至 10 NTU 以下, 在 15 ℃ 之后基本趋于稳定, 因此将该 10 ℃ 时的加药量作为常规加药量。

然而考虑到高寒地区全年的气温较低, 从如图 1 可知全年有 8 个月份的月均水温在 10 ℃ 以下, 其中 7 个月甚至降至 4 ℃ 以下。为了使全年矿坑水的浊度均能稳定降至 10 NTU, 以水温 10 ℃ 为基准将全年分为两个时段, 高于 10 ℃ 的为常规段, 低于 10 ℃ 的为低温段。常规段基于上述试验加药, 而低温段内, 由于混凝剂效益下降需要通过

增加药剂的投入量来弥补。两种时段的加药参数如表 2 所示, 根据实际情况的不同低温段加药量同比常规段要多出 20%~33%。

表 2 常规段与低温段的加药参数

Table 2 Dosing parameters of conventional segment and low temperature segment

	月份	PAC/(mg·L ⁻¹)	PAM/(mg·L ⁻¹)
常规段 (10 ℃ 以上)	6~9	150	1
低温段 (10 ℃ 以下)	1~5 10~12	180~200	1.2~1.3

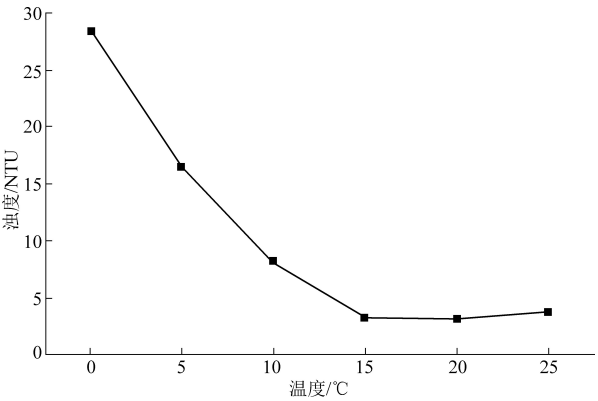


图 8 水温对混凝处理效果的影响

Fig.8 Influence of water temperature on coagulation treatment

2.3.6 处理药剂成本及对比

综上所述, 针对高寒地区高悬浮物的矿坑水, 常规段采用 150 mg/L 的 PAC 和 1 mg/L 的 APAM 进行混凝沉淀, 混凝过程中快速混合搅拌 (200 r/min)、絮凝搅拌反应 (60 r/min) 15 min, 絮体沉降 15 min, 即可使得出水稳定达标, 而低温段药剂需增加 20%~33%。将该矿坑水处理过程中产生的药剂费用与普通矿井水对比, 如表 3 所示。

表 3 矿坑水和矿井水处理的药剂费用对比

Table 3 Comparison of pharmaceutical costs between pit water and mine water

处理对象	PAC 投加量/(mg·L ⁻¹)	PAM 投加量/(mg·L ⁻¹)	吨水药剂成本(元/吨)	参考文献
河北邢台煤矿矿井水	80	NPAM:0.4	0.161 8	[11]
山西冀中能源矿井水	—	—	0.068 0	[12]
山西长治煤矿矿井水	5	APAM:0.4	0.011 2	[13]
陕西铜川东坡煤矿矿井水	8	APAM:3	0.025 0	[14]
贵州兴旺煤矿矿井水	50	CPAM:1.5	0.107 5	[15]
内蒙古某露天矿矿坑水	150~200	APAM:1~1.3	0.300 3~0.403 9	本研究

注:PAC:2 000 元/吨;APAM:3 000 元/吨;CPAM:5 000 元/吨;NPAM:4 500 元/吨

对比以往报道中煤矿矿井水处理的药剂成本

可知,虽然本研究所针对的露天矿矿坑水悬浮物

含量要高于常规矿井水 10 倍以上,但通过试验研究和混凝工艺参数优化所需要的药剂成本仅仅比常规的矿井水处理要高 4~6 倍。这表明露天矿矿坑水是可以经过混凝沉淀进行处理。

3 结论

通过试验研究与分析,得出以下结论:

(1)内蒙古某露天矿矿坑水受地域、季节、气候和地形等原因,其水温和水量季节性差异较大,冬夏两极分化较为严重,全年有 8 个月矿坑水水温低于 10℃,其中 7 个月的水温低于 4℃。在冬季矿坑水属于低温高悬浮物矿坑水,其 SS 含量达 15 000 mg/L 以上,是普通矿井水的 10 倍以上。

(2)经自然沉降后矿坑水中悬浮物的粒径大部分处于 0.4~1.5 μm 之间,属于亚微米级颗粒物,颗粒物的 Zeta 电位表现为负电性,自然条件下难以聚集,不易沉降。

(3)通过混凝沉淀试验得出室温下该矿坑水(SS 含量 15 000 mg/L 以上)的最佳药剂组合为 PAC:150 mg/L,APAM:1 mg/L;最佳混凝沉淀程序为快速溶解搅拌(200 r/min)2 min、絮凝搅拌(60 r/min)15 min,絮体沉降 15 min。

(4)低温会降低混凝药剂的絮凝效果,全年以水温 10℃分为常规段和低温段,常规段为最佳药剂添加量,低温段的药剂添加量同比常规段的药剂添加量要增加 20%~33%,吨水药剂成本在 0.300 3~0.4039 元/吨。经过混凝沉淀处理后矿坑水的出水悬浮物含量小于 50 mg/L、浊度稳定小于 10 NTU,达到 GB 20426—2006《煤炭工业污染物排放标准》中的悬浮物含量的限制要求。

参考文献

[1] 谢和平,吴立新,郑德志. 2025 年中国能源消费及煤炭需求预测 [J]. 煤炭学报, 2019, 44 (7): 1949-1960.

[2] 郭文兵,马志宝,白二虎. 我国煤矿“三下一上”采煤技术现状与展望 [J]. 煤炭科学技术, 2020, 48 (9): 16-26.

[3] Zhang K, Gao J, Men D, et al. Insight into the heavy metal binding properties of dissolved organic matter in mine water affected by water-rock interaction of coal seam goaf [J]. Chemosphere, 2021, 265: 129134.

[4] 黄君来. 矿井排水处理中预沉调节池的设计探讨 [J]. 煤炭工程, 2009, 9: 24-25.

[5] Rodrigues C, Núñez-Gómez D, Follmann H V D M, et al. Biostimulation of sulfate-reducing bacteria and metallic ions removal from coal mine-impacted water (MIW) using shrimp shell as treatment agent [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 398: 122893.

[6] 宋晓波. 中国适宜露天开采的煤炭资源分布及其评价研究 [J]. 煤炭工程, 2015, 47 (12): 124-126+129.

[7] 李浩荡,余长超,周永利,等. 我国露天煤矿开采技术综述及展望 [J]. 煤炭科学技术, 2019, 47 (10): 24-35.

[8] 陈永春,高杰,谢毫,等. 含特殊悬浮物矿井水正交混凝试验研究 [J]. 能源环境保护, 2013, 27 (1): 17-20.

[9] 谢毫,申礼鹏. 淮南矿区矿井水中悬浮物粒径特性分析 [J]. 陕西煤炭, 2019, 38 (6): 6-9+28.

[10] 聂振龙,王金哲,李金河,等. 利用沙化地区包气带岩土净化矿坑水试验研究 [J]. 环境工程, 2002, 20 (2): 13-15.

[11] 李福勤,贾玉丽,孟立,等. 高悬浮物矿井水混凝试验及应用 [J]. 能源环境保护, 2016, 30 (3): 20-22.

[12] 谭金生,黄昌凤,郭中权. 高悬浮物高矿化度矿井水处理工艺及工程实践 [J]. 能源环境保护, 2013, 27 (3): 30-32+42.

[13] 章丽萍,何绪文,张先,等. 高浊度矿井水处理技术研究 [J]. 矿业安全与环保, 2008, 35 (6): 14-16.

[14] 郭欣. 铜川矿区矿井水资源化的研究 [J]. 煤炭环保, 2011, 17 (1): 80-83.

[15] 戚鹏,武强,李晓翔,等. 矿井水处理工艺及治理效益分析 [J]. 水处理技术, 2010, 36 (4): 125-126+129.

[16] 张月. 基于微观特征的煤粉流动性实验研究 [D]. 太原: 太原理工大学, 2013: 1-73.

[17] 焦小森. 基于絮体特性的煤泥水混凝过程及调控机制研究 [D]. 徐州: 中国矿业大学, 2018: 1-174.

[18] 闵凡飞,赵晴,李宏亮,等. 煤泥水中高岭土颗粒表面荷电特性研究 [J]. 中国矿业大学学报, 2013, 42 (2): 284-290.

[19] 刘慧芳,宋大钊,何学秋,等. 煤化作用对煤微表面结构特性影响研究 [J]. 中国安全科学学报, 2020, 30 (1): 121-127.

[20] 路光杰,曲久辉,汤鸿霄. 高效聚合氯化铝的电化学合成研究 [J]. 中国环境科学, 1998, 18 (2): 140-143.

[21] 延克军,王世凤,刘峰,等. 稀土混凝剂与 PAC 絮体形态的对比分析 [J]. 稀土, 2011, 32 (2): 23-27.

[22] Amin A, Al Bazed G, Abdel-Fatah M A. Experimental study and mathematical model of coagulation/sedimentation units for treatment of food processing wastewater [J]. Ain Shams Engineering Journal, 2021, 12 (1): 195-203.

[23] 张雪菲,闵凡飞,陈军. 不同类型聚丙烯酰胺对微细石英颗粒的絮凝特性研究 [J]. 煤炭工程, 2020, 52 (6): 134-141.