

DWTR-PAC 强化混凝去除水中 Cr(VI) 的研究及参数优化

陈子涵, 张笑语, 尹兴新, 黄培锦, 梁志杰

(重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400000)

[摘要] 给水污泥(DWTR)是自来水厂产生的废弃物,通常以填埋形式处置,但其中大量具有无机阴离子吸附潜能的氢氧化铝未得到充分利用。本研究尝试建立基于给水污泥吸附耦合二次絮凝沉淀的 Cr(VI)控制技术,并系统优化工艺条件,以增强工业废水处理中对 Cr(VI)的去除效果,同步实现给水污泥的资源化利用。结果表明: DWTR 对 Cr(VI)的吸附符合二级动力学方程,化学吸附作用占主导地位,吸附容量为 5.910 mg/g。利用响应面法(Box-Behnken 模型)考察 PAC 和 DWTR 总投加量、PAC 与 DWTR 的投加比例和工艺体系 pH 对 DWTR-PAC 复合强化混凝去除水中 Cr(VI)的影响。验证了该模型下的最优方案,并设置多组对照实验加以验证,在与纯 PAC 体系、无吸附 DWTR 与 PAC 混合体系、纯 DWTR 体系等的对比中发现,当 PAC 的投加量为 12.94 g/L、DWTR 的投加量为 21.05 g/L、溶液 pH 为 5.95 时, DWTR-PAC 体系展现出明显优势,模型预测其对 Cr(VI)的去除率为 99.8%(实测为 99.85%)。

[关键词] 给水污泥;聚合氯化铝;除铬;混凝;响应面

[中图分类号] X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)02-0088-07

Study and parameters optimization of Cr(VI) removal from water by DWTR-PAC composite enhanced coagulation

CHEN Zihan, ZHANG Xiaoyu, YIN Xingxin, HUANG Peijin, LIANG Zhijie

(Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment,
Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400000, China)

Abstract: Drinking water treatment residual (DWTR) is a waste generated from water plants and is usually disposed of in landfill. However, a large amount of aluminum hydroxide with the potential for adsorption of inorganic anions, has not been fully utilized. It was attempted to establish a Cr(VI) control technology based on the adsorption of DWTR coupled with secondary flocculation and sedimentation in present work. The process conditions were systematically optimized to enhance the removal of Cr(VI) in industrial wastewater and simultaneously realize the utilization of DWTR. The results showed that the adsorption of Cr(VI) by DWTR conformed to the second-order kinetic equation, in which the chemical adsorption was dominant, and the adsorption capacity was 5.910 mg/g. Furthermore, the response surface method (Box-Behnken model) was used to investigate the effect of the total dosage of PAC and DWTR, the dosage ratio of PAC to DWTR, and the pH of the process system on the removal of Cr(VI) from water by DWTR-PAC composite enhanced coagulation. The optimal scheme under this model was verified and multiple sets of control experiments were set up to verify it. Compared with pure PAC system, non-adsorption DWTR and PAC mixed system, and pure DWTR system, with the condition of dosage of PAC 12.94 g/L, the dosage of DWTR 21.05 g/L, and the pH of the solution 5.95, the system showed obvious advantages. The model predicted the removal rate of Cr(VI) was 99.8% (the measured value was 99.85%).

Key words: drinking water treatment residual; polyaluminium chlorine; Cr(VI) removal; coagulation; response surface

在给水处理中,混凝沉淀工艺是绝大多数水厂净水工艺的重要环节,给水污泥是该单元主要的生

产废弃物,产量巨大。目前,活性氢氧化铝/铁含量丰富的给水污泥普遍未经处理便直接排放或者填

埋,不仅对环境造成破坏,也是对资源的浪费。活性氢氧化铝/铁对阴离子污染物具有一定的吸附潜能,国内外越来越多的学者开始研究其在水体净化中的作用。

因此,本研究尝试建立基于给水污泥(DWTR)吸附耦合二次絮凝沉淀的Cr(VI)控制技术,并系统优化DWTR与PAC总投加量、聚合氯化铝和给水污泥的投加比例和体系pH等工艺条件,探究反应机理,以期同步实现工业废水中Cr(VI)的高效去除和给水污泥的资源化利用。

1 实验部分

1.1 仪器及试剂

试剂:北京某给水厂的给水污泥(DWTR);聚合氯化铝(PAC,质量分数35%)、重铬酸钾、氢氧化钠、浓硫酸、磷酸、丙酮、二苯碳酰二肼,均为分析纯。

仪器:AL104型电子天平,上海梅特勒-托利多仪器有限公司;FiveEasy Plus型pH计,瑞士梅特勒-托利多仪器有限公司;SPECORD 200 PLUS型紫外-可见分光光度计,德国耶拿分析仪器股份公司;ZR4-6型六联混凝试验搅拌器,深圳中润水工业技术发展有限公司;SL-10ML/00型移液枪,美国瑞宁公司;85-2A型恒温测速磁力搅拌器,常州越新仪器制造有限公司。

1.2 实验方法及模型

1.2.1 实验方法

将 $K_2Cr_2O_7$ 溶解在纯水中制备质量浓度为500 mg/L的Cr(VI)储备液。通过稀释该溶液以获得实验所需的Cr(VI)工作溶液。

探究吸附动力学阶段,将500 mg/L Cr(VI)储备液稀释至不同质量浓度,调节pH并取40 mL工作溶液于玻璃瓶中,投加1.2 g DWTR,进行吸附动力学实验。

混凝实验阶段,在一系列六联混凝试验搅拌器中加入一定量的Cr(VI)储备液和一定量纯水,混合均匀,称取一定量的DWTR加入其中,调节pH,静置,备用;再取若干250 mL的烧杯,量取纯水并称取一定量的PAC加入其中,调节pH。将准备好的2种溶液混合均匀,在转速100 r/min下持续搅拌,在1、2、5、15、20 min时取样,采用二苯碳酰二肼分光光度法(GB 7467—87)测定Cr(VI)的质量浓度。

1.2.2 Box-Behnken 模型

选取对混凝吸附效果影响较大的3个因素:DWTR与PAC总投加量、PAC与DWTR投加质量比例 $[m(PAC):m(DWTR)]$ 、反应体系pH,采用Box-Behnken模型设计实验,影响因素编码及编码水平如表1所示。

表1 BBD实验设计因素及水平

Table 1 Variables and levels of BBD experimental design				
因素	编码	编码水平		
		-1	0	1
DWTR与PAC总投加量/(g·L ⁻¹)	A	15	30	45
$m(PAC):m(DWTR)$	B	0.111 1	0.428 6	1.000 0
pH	C	2	6	10

共设计17组实验,以Cr(VI)去除率为响应值,建立二次回归方程,优化运行参数。所有实验均设置2组平行实验。

2 结果与讨论

2.1 吸附剂的吸附特性

2.1.1 吸附剂表征

由于吸附反应迅速,不易在同一样品中连续取样检测分析,故设置平行对照实验。根据实验方法,吸附反应20 min后取样,此时可视为DWTR-PAC体系反应后的状态;将原本的Cr(VI)溶液用纯水替代,其余操作不变,反应20 min后取样,此时可视为DWTR-PAC体系反应前的状态。

DWTR、DWTR-PAC反应前后的FT-IR扫描结果如图1所示。

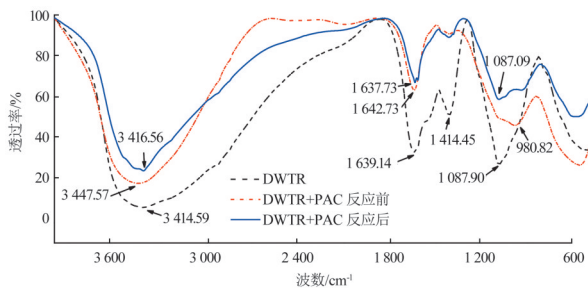


图1 DWTR-PAC絮体及DWTR的FT-IR光谱

Fig. 1 FT-IR spectrum of DWTR-PAC floc and DWTR

由图1可知,DWTR在3400 cm⁻¹附近的峰是一OH收缩振动的特征吸收带,说明DWTR本身具有一OH基团并缔合在固体表面;与PAC混凝后,该基团没有被破坏,仍然存在,但是向高波数移动,且

该峰强度缩小,说明加入PAC之后氢键数量减少,原因是PAC的吸附架桥作用使得原本DWTR内部的氢键被打断,与PAC结合形成絮体。对比DWTR-PAC反应前后的红外谱图,反应后该处的透过率有所降低,说明—OH参与了混凝反应^[1]。 $1\,640\text{ cm}^{-1}$ 附近出现的峰可能为羰基的伸缩振动,表现为酰胺结构,也可能是碳碳双键的伸缩振动,表现为烯烃结构^[2];随着PAC的加入,此处峰透过率有所升高,但波数变化不大,说明结构仍然存在,只是电子云密度和振动强度的变化引起了透过率的改变;且DWTR-PAC体系反应前后该处透过率变化不大,说明了羰基和碳碳双键并未参与反应。 $1\,414\text{ cm}^{-1}$ 处的峰与—COO⁻的拉伸和C—H的弯曲作用有关,说明DWTR中含有部分—COO⁻和C—H,但随着PAC的加入,该峰迅速消失,该结构遭到破坏^[2]。 $1\,087\text{ cm}^{-1}$ 处的峰是芳香醚中C—O—C收缩振动和弯曲振动造成的强吸收峰^[3],证明了DWTR中有苯环的存在;对比DWTR-PAC体系反应前后,该处峰透过率明显提高,说明了随着不断吸附,电子云密度发生改变,导致吸收峰偏移^[4]。

对DWTR-PAC吸附Cr(VI)前后的样本进行XPS分析,结果见图2。

对比图2(a)~(b)全谱可以发现,吸附Cr(VI)后C 1s原子浓度基本没有发生变化,谱峰也未发生偏移,说明C原子周围的电子排布状况与吸附前基本相同,即吸附过程中C原子没有参与反应。吸附后样本在579.90 eV附近出现Cr 2p的特征峰,由此可推断Cr元素已经成功吸附到DWTR-PAC表面。吸附后的Cr 2p精细谱经过分峰拟合[图2(e)],结合能为579.83、588.33、577.52 eV处的3个特征峰分别代表了CrO₃、K₂Cr₂O₇和CrCl₃·6H₂O。由图2(c)~(d)可见,O 1s在532.16 eV的峰移至531.96 eV,推测可能是—OH提供电子将Cr(VI)部分还原为Cr(III)^[5],吸附后O 1s在530.34 eV的峰是Cr—O特征峰,是配位产物,与Cr 2p的精细谱相吻合。由此可说明,原溶液中的Cr(VI)一部分直接以K₂Cr₂O₇形式络合至吸附剂表面,另外一部分Cr(VI)得到电子被还原成Cr(III),分别与O、Cl结合,以CrO₃和CrCl₃·6H₂O形式存在。

2.1.2 吸附动力学

在25℃下,DWTR对质量浓度为200 mg/L的

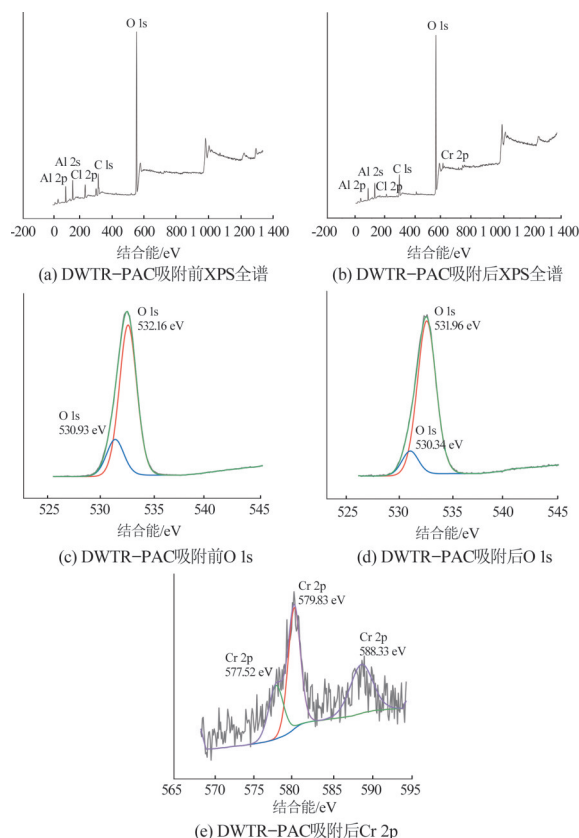


图2 吸附Cr(VI)前后DWTR-PAC的XPS谱图

Fig. 2 XPS spectra of DWTR-PAC before and after Cr(VI) adsorption

Cr(VI)的吸附动力学曲线如图3所示。DWTR对Cr(VI)的吸附速率呈现由快变慢的趋势,在60 min逐渐达到吸附饱和。

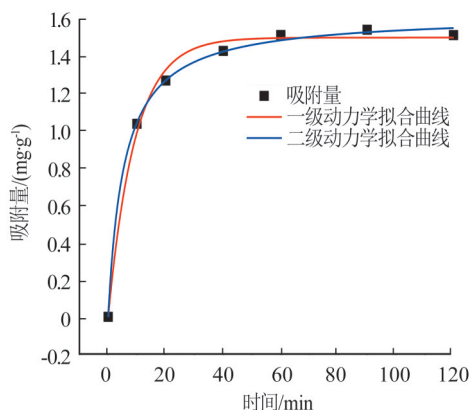


图3 DWTR吸附动力学拟合

Fig. 3 Kinetic models of Cr(VI) adsorbed by DWTR

为进一步探究吸附剂与吸附质之间的作用,分别采用一级动力学和二级动力学方程对DWTR吸

附Cr(VI)的过程进行拟合,相关参数见表2。一级动力学模型 R^2 为0.993,二级动力学模型 R^2 为0.998,二级动力学模型能更准确地描述该吸附过程,表明控制吸附速率的步骤可能是化学吸附^[6]。

表2 DWTR吸附Cr(VI)的动力学相关参数

Table 2 Kinetic parameters of Cr(VI) adsorbed by DWTR						
$C_0/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	一级动力学			二级动力学		
	$k_1/$ min^{-1}	$q_{\text{exp}}/$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	R^2	$k_2/$ ($\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$)	$q_{\text{exp}}/$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	R^2
200	0.107 9	1.505	0.993	0.110 5	1.628	0.998

2.1.3 等温吸附曲线

等温吸附模型是指在一定温度下表达平衡吸附量与溶质浓度之间关系的方程式,可用于确定吸附过程中的最大吸附量。本研究采用Langmuir和Freundlich经典等温吸附模型拟合该吸附过程。Langmuir等温吸附模型适用于单分子层吸附,认为吸附剂表面各个吸附位点对吸附质的吸附能力相同^[7]。Freundlich等温吸附式是一个经验公式,能较准确描述大多数吸附数据。DWTR吸附Cr(VI)的等温模型拟合参数见表3。

表3 DWTR吸附Cr(VI)的等温模型拟合参数

Table 3 Isotherms parameters of Cr(VI) adsorbed by DWTR						
温度/K	Langmuir模型			Freundlich模型		
	$q_m/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$b/(\text{L}\cdot\text{g}^{-1})$	R^2	$1/n$	k_f	R^2
298	5.910	0.033	0.997	0.603	0.375	0.991

通过比较2个模型的 R^2 可知,Langmuir模型具有最佳的拟合度,可以更好地描述DWTR对Cr(VI)的吸附过程,说明吸附质Cr(VI)在DWTR表面形成单分子吸附层,吸附为动态平衡。DWTR吸附容量为5.910 mg/g。

2.2 Box-Behnken模型优化混凝实验

2.2.1 模型方差分析

Box-Behnken模型实验结果见表4。 A 、 B 、 C 分别表示3个变量:DWTR与PAC总投加量、 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 、反应体系的pH。

根据报道,可通过 F 检验和 P 检验评估每个参数的意义^[8]。模型方差分析结果见表5。

由表5可知,模型失拟误差 LOF 的 P 值为0.000 3,小于0.05,说明该模型极其显著,实验误差小。根据回归系数的显著性检验发现,在3个因素中,PAC

表4 BBD实验设计及结果

Table 4 BBD experimental design and results

序号	因子水平			Cr(VI)去除率/%
	$A/(\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	B	C	
1	45	1.000 0	6	99.70
2	45	0.111 1	6	83.78
3	15	1.000 0	6	98.03
4	15	0.111 1	6	44.64
5	45	0.428 6	10	39.04
6	15	0.428 6	10	19.08
7	45	0.428 6	2	56.28
8	15	0.428 6	2	38.14
9	30	0.111 1	10	28.43
10	30	1.000 0	2	42.00
11	30	1.000 0	10	55.97
12	30	0.111 1	2	60.73
13	30	0.428 6	6	96.38
14	30	0.428 6	6	96.38
15	30	0.428 6	6	98.51
16	30	0.428 6	6	98.49
17	30	0.428 6	6	98.64

表5 模型方差分析

Table 5 Analysis of variance for models

分析项目	Cr(VI)去除率	
	DWTR-PAC体系	
	F 值	P 值
模型	21.56	0.000 3
A	10.11	0.015 5
B	11.38	0.011 9
C	2.19	0.182 8
AB	5.18	0.057
AC	0.26	0.623 7
BC	8.22	0.024 1
失拟误差 LOF	109.46	0.000 3
R^2	0.985 2	
R_{adj}^2	0.940 4	
信噪比 AP	12.683	

和DWTR的投加比例 F 值最高且 P 值最小,这3个条件因素对Cr(VI)去除率的影响顺序为: $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})>\text{DWTR}$ 与PAC总投加量 $>$ 反应体系pH。另外,系数 R^2 和 R_{adj}^2 也是判断模型是否合适的关键,由表5可知, R^2 和 R_{adj}^2 分别为0.985 2和0.940 4,表明98.6%的实验可以用该模型预测,故说明该模型可以良好地分析和预测Cr(VI)的去除率。

2.2.2 去除率的响应面分析

图4展示了DWTR与PAC的总投加量以及 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 对Cr(VI)去除率的交叉作用,反应体系pH为6。

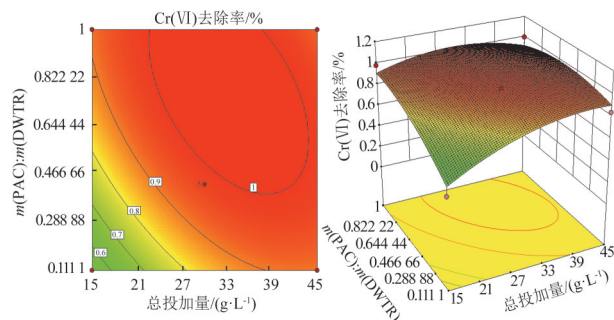


图4 DWTR与PAC总投加量和 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 的等高线图及3D响应面图

Fig. 4 Contour plots and 3D response surface of total dosage of DWTR & PAC and $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$

图4中等高线图中心区域呈椭圆形,说明2因素之间相互影响效果显著。从3D响应面图可知,在总投加量较小时, $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率随着 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 的增加而增加,并在 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})=1$ 时达到最大,去除率为98.03%。在PAC投加量较小时,随着PAC投加量逐渐增加,微粒间的吸附架桥作用逐渐增强,进而实现了颗粒的凝聚,并强化了去除效果^[9]。在 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 较小时,随着总投加量的逐渐增加, $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率也逐渐增加。究其原因,除了因为PAC的量在不断增加以外,DWTR的量也不断增加,吸附点位不断增加,故导致了 $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率的上升。但当总投加量达到一定量后, $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率随 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 的增大呈现先上升后下降的趋势,这说明当投加的总固体质量浓度达到一定量后,盲目提高PAC的投加量并不能有效提高去除率,甚至会导致去除率下降。其原因是高分子的分散作用,当体系中高分子物质过多时,高分子PAC将DWTR颗粒包络隔离,一定程度遏制了吸附架桥作用,进而导致 $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率的降低^[10]。

图5展示了DWTR与PAC总投加量及pH对 $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率的交叉作用,反应体系 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})=0.5555$ 。

在 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})=0.5555$ 的条件下,无论DWTR与PAC总投加量多少, $\text{Cr}(\text{VI})$ 的去除率均随pH的增大呈现先上升后下降的趋势。这是因为在不同的pH条件下,溶液中的PAC水解为不同的形态^[11]。在pH较低时, Al^{3+} 主要以配合物 $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ 的形式存在,絮凝效果差,难以产生矾花;当pH逐渐接近7时, $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ 逐步水解,形

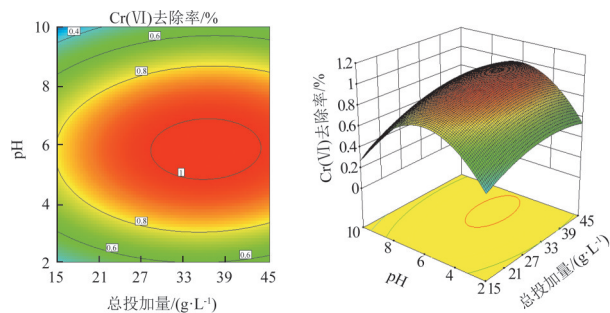


图5 pH和DWTR与PAC总投加量的等高线图及3D响应面图

Fig. 5 Contour plots and 3D response surface of pH and total dosage of DWTR & PAC

成 $[\text{Al}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5]^{2+}$ 等多种配合物,吸附架桥能力加强,絮凝沉淀效果逐渐显著;当pH为7~8时,溶液中的 Al^{3+} 以 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 存在,混凝剂体现网捕卷扫作用;当溶液处于碱性条件时, $\text{Al}(\text{OH})_3$ 进一步转化为 $\text{Al}(\text{OH})_4^-$,电中和能力变差。而本实验体系中,由于DWTR的 $\text{Cr}(\text{VI})$ 的溶液偏酸性,故体系pH为6左右时,去除率最高。

图6展示了 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 及pH对 $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率的交叉作用,DWTR与PAC总投加量为30 g/L。

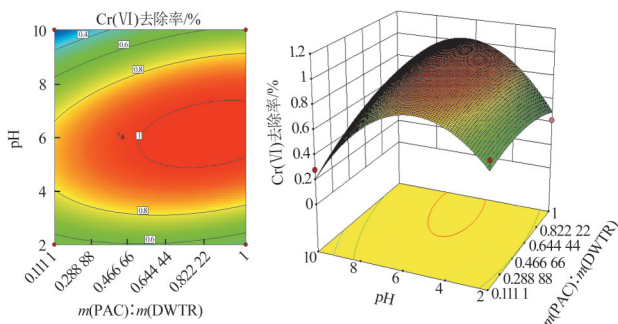


图6 pH与 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 的等高线图及3D响应面图

Fig. 6 Contour plots and 3D response surface of pH and $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$

在总投加量为30 g/L条件下,无论 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 取值如何, $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率都随着pH的升高呈现先上升后下降的趋势。当pH为2时, $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率随着 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 的升高无显著变化,呈现缓慢下降趋势,这是由于pH为2时,溶液中配合物 $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ 的絮凝效果极差,故PAC对 $\text{Cr}(\text{VI})$ 的去除可忽略不计,随着 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 的上升,DWTR浓度降低,导致DWTR的吸附点位数量减少,进而导致去除率的降低。当pH为10时, $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除率随 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 的升

高而逐渐增大。这是因为随着 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 的增大,PAC 浓度逐渐增大,PAC 溶液 pH 为酸性,故反应过程中 pH 会有所降低,从 10 降低至 8 附近,进而导致 Al^{3+} 部分由 $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ 转化为具有絮凝作用的 $\text{Al}(\text{OH})_3$,从而产生吸附沉降,Cr(VI) 去除率提高。

2.3 最佳处理效果及模型验证

Box-Behnken 模型预测的最佳去除条件如表 6 所示,实测值与多体系对比如图 7 所示。

表 6 Box-Behnken 模型的最佳去除条件预测

Table 6 The Box-Behnken model predicated value at optimum condition

因子水平			Cr(VI) 去除率/%
A/(g·L ⁻¹)	B	C	
33.993	0.615	5.957	99.8

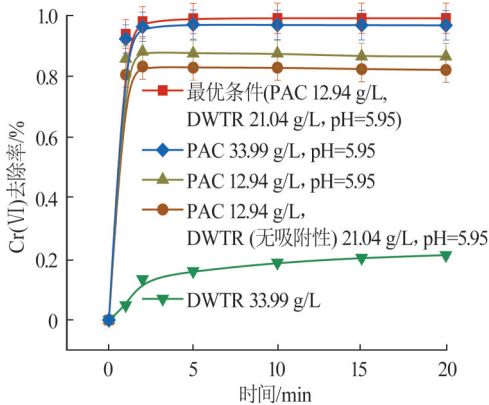


图 7 最优条件与其他条件下 Cr(VI) 去除率对比

Fig. 7 The comparison of the removal of Cr(VI) between optimum condition and other conditions

由表 6 可知,最优条件为:DWTR 与 PAC 总投加量为 33.99 g/L、 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 为 0.615、体系 pH 为 5.95。根据模型拟合的最优条件进行实验,结果表明反应前 2 min 反应迅速,并在 5 min 时达到平衡,在反应进行 20 min 时,Cr(VI) 的去除率为 99.85%(图 7),与模型预测的 99.8% 相差无几,证明了模型的准确性。设置了 PAC 为 33.99 g/L、pH=5.95 的体系进行对比实验,其结果与最优条件相近,反应 20 min 时 Cr(VI) 去除率为 97.4%。由此可见,虽然同质量的 PAC 也可以达到类似效果,但是利用 DWTR-PAC 混凝体系可以大大减少 PAC 的用量,节省成本,而且 DWTR 的存在加速了絮凝沉淀作用,缩短了沉淀时间。设置 PAC 为 12.94 g/L、pH 为 5.95 的体系进行实验,在反应 20 min 时,Cr(VI) 去除率为

87.2%。通过这 2 组实验对比,可以看出 DWTR 的存在大大提升了 PAC 对 Cr(VI) 的去除能力。最后,设置 DWTR(经验证无吸附性)与 PAC 在最优条件下进行反应,反应 20 min 时,去除率为 82.7%,这说明了 DWTR 的吸附性在去除 Cr(VI) 的反应中起到很大作用,所以 PAC-DWTR 体系去除 Cr(VI) 的作用原理可以解释为吸附-混凝联合作用,吸附材料 DWTR 的加入先对溶液中 Cr(VI) 进行了有效地吸附,并且增加了水中的介质,为 PAC 的混凝吸附架桥作用提供了良好的前提;当 PAC 加入后,迅速去除 DWTR 引入的浊度,根据吸附架桥原理进一步去除 Cr(VI),强化了吸附效果。

3 结论

DWTR-PAC 复合强化混凝的最优条件是:DWTR 与 PAC 总投加量 33.99 g/L、 $m(\text{PAC}):m(\text{DWTR})$ 为 0.615(即 DWTR 投加量为 21.04 g/L,PAC 投加量为 12.94 g/L)、pH 为 5.95。在该条件下,反应 20 min,Cr(VI) 去除率可达 99.85%。

动力学实验表明,DWTR 在反应 60 min 时对 Cr(VI) 的吸附达到平衡状态,其吸附过程符合二级动力学模型,DWTR 对 Cr(VI) 的吸附作用为化学吸附。

DWTR-PAC 混凝体系对 Cr(VI) 的去除作用机理可以解释为吸附-混凝联合作用。吸附剂 DWTR 的加入,首先对溶液中 Cr(VI) 进行吸附,去除了部分 Cr(VI),同时调整了水的浊度,增加了水中的介质,为 PAC 的混凝吸附架桥作用提供了前提。PAC 加入后,迅速与溶液中的 DWTR 悬浮物发生吸附架桥作用,进一步去除了水中残留的 Cr(VI),强化了吸附效果。

参考文献

[1] ESPOSITO A, PAGNANELLI F, VEGLIÒ F. pH-related equilibria models for biosorption in single metal systems[J]. Chemical Engineering Science, 2002, 57(3): 307-313.

[2] LEWIS P D, LEWIS K E, GHOSAL R, et al. Evaluation of FTIR spectroscopy as a diagnostic tool for lung cancer using sputum[J]. BMC Cancer, 2010, 10(1): 640.

[3] VERDÚ J R, GALLEGÓ B, LOBO J M, et al. Intra-population variation and geographic correlation in canthon humectus hidalgoensis using FTIR-ATR spectroscopy[J]. Ecological Research, 2014, 29(6): 1105-1113.

- [4] 孙道华,李清彪,凌雪萍,等.气单胞菌SH10吸附银离子机制的研究[J].环境科学学报,2006,26(7):1107-1110.
SUN Daohua, LI Qingbiao, LING Xueping, et al. Studies on mechanisms of silver biosorption by *aeromonas* SH10[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(7): 1107-1110.
- [5] 张铁军,李博,韩剑宏,等.磁性改性玉米秸秆材料吸附铬的性能及机理研究[J].工业水处理,2020,40(12):100-105.
ZHANG Tiejun, LI Bo, HAN Jianhong, et al. Study on adsorption performance and mechanism of chromium on magnetic modified corn stalk[J]. Industrial Water Treatment, 2020, 40(12): 100-105.
- [6] 黑亚妮,马宏瑞,郭颖艳,等.Zr-MMT纳米材料吸附铬鞣废水中Cr(Ⅲ)的研究[J].功能材料,2016,47(3):3051-3055.
HEI Yani, MA Hongrui, GUO Yingyan, et al. The adsorption of Cr(Ⅲ) in tanning wastewater by Zr-MMT nanomaterial [J]. Journal of Functional Materials, 2016, 47(3): 3051-3055.
- [7] 胡子聪,房翠兰,李升,等.笋壳醋酸木质素吸附重金属Cr(VI)的特性及机制[J].食品与发酵工业,2020,46(11):52-60.
HU Zicong, FANG Cuilan, LI Sheng, et al. Properties and mechanisms of Cr(VI) adsorption on acetic acid lignin from bamboo shoot shells[J]. Food and Fermentation Industries, 2020, 46(11): 52-60.
- [8] 张艳.响应面法及其在药学领域中的应用[J].吉林化工学院学报,2012,29(7):20-26.
ZHANG Yan. Response surface methodology and its application in pharmacy domain[J]. Journal of Jilin Institute of Chemical Technology, 2012, 29(7): 20-26.
- [9] 严煦世,范瑾初.给水工程[M].4版.北京:中国建筑工业出版社,1999:15-20.
YAN Xushi, FAN Jinchu. Water supply engineering[M]. 4th edition. Beijing: China Architecture & Building Press, 1999: 15-20.
- [10] 酒红芳.多功能阳离子聚丙烯酰胺的研究[D].太原:中北大学,2002.
JIU Hongfang. Study on multifunctional cationic polyacrylamide[D]. Taiyuan: North University of China, 2002.
- [11] 李传常.高岭土制备聚合氯化铝的研究[D].长沙:中南大学,2009.
LI Chuanchang. Study on preparing polyaluminium chloride by kaolin[D]. Changsha: Central South University, 2009.
- [作者简介] 陈子涵(1999—),本科生。E-mail: cquchenzh@126.com。通讯作者:梁志杰,博士,副教授,博士生导师。E-mail: zhjliang@outlo.com。
- [收稿日期] 2021-12-22(修改稿)

• 水处理知识讲座 •

什么是水的预处理? 预处理有哪些主要方法?

水的预处理是在水精制处理之前,预先进行的初步处理,以便在水的精处理时取得良好效果,提高水质。因为自然界的水都有大量的杂质,如泥沙、黏土、有机物、微生物、机械杂质等,这些杂质的存在,严重影响精制水的水质与处理效果,因此必须在精处理之前将一些杂质降低或除去,这就需要预处理,有时也称前处理。

预处理的方法很多,主要有预沉、混凝、澄清、过滤、软化、消毒等。用这些方法预处理之后,可以使水的悬浮物(浊度)、色度、胶体物、有机物、铁、锰、暂时硬度、微生物、挥发性物质、溶解性气体等杂质除去或降低到一定的程度。

预沉。就是大容积、低流速的自然沉淀处理,如沉砂池、预沉池等。

混凝。利用铁盐、铝盐、高分子等混凝剂,与水中的杂质通过

絮凝和架桥作用生成大颗粒沉淀物,然后通过其他设备,如澄清池、过滤池等,予以除去。

澄清。通过混凝剂作用而形成的大颗粒沉淀物在澄清池内分离,沉淀物除去,得到澄清水。

过滤。将被处理的水,流经装有特殊过滤材料装置,如各种滤池等,截留水中杂质,予以去除。

软化。采用化学药剂,如石灰水、苏打粉等,使水中碳酸氢盐硬度除去;或是采用阳离子交换树脂等方法除去水中的钙、镁、铁离子等,这一过程称为软化。

消毒。加入杀生剂,如液氯、漂白粉等,杀灭水中的微生物。

(摘自《工业水处理技术问答及常用数据》)