

# 氧化、絮凝联合硅藻土 调理污泥脱水性能的研究

刘浩<sup>1</sup>, 刘强<sup>2\*</sup>, 陈义飞<sup>1</sup>, 曹先胜<sup>2</sup>

(1. 青岛李村河水务有限公司, 山东 青岛 266042;

2. 山东科技大学地球科学与工程学院, 山东 青岛 266590)

**摘要:**研究了聚丙烯酰胺(PAM)、高铁酸钾和硅藻土联合作用对污泥脱水性能的影响。通过曲面响应优化,建立了以污泥比阻(SRF)为脱水效率的二次多项式预测模型和方差分析,得到三因素耦合调理污泥最优值。结果表明,高铁酸钾、PAM和硅藻土的投加量分别为100.52、4.34、201.16 kg/t DS的条件下处理的污泥脱水性能最佳,SRF最低可达到 $5.82 \times 10^{12}$  m/kg。后续分析表明,高铁酸钾强氧化性使胞外聚合物(EPS)遭到破坏,释放结合水。在PAM的絮凝作用下,泥水快速分离,硅藻土充当骨架作用,架起排水通道,大幅度提升了污泥的脱水性能。

**关键词:** PAM; 高铁酸钾; 硅藻土; 脱水性能; SRF

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2022)12-0184-06

DOI: 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2022.12.034

## Study on conditioning sludge's dehydration performance by oxidation and flocculation combined with diatomite

LIU Hao<sup>1</sup>, LIU Qiang<sup>2\*</sup>, CHEN Yi-fei<sup>1</sup>, CAO Xian-sheng<sup>2</sup>

(1. Qingdao Licunhe Water Co., Ltd., Qingdao 266042, China; 2. College of Earth Science and

Engineering, Shandong University of Science and Technology, Qingdao 266590, China)

**Abstract:** The effect of the united action of polyacrylamide, potassium ferrate and diatomite together on sludge's dehydration performance is studied. A quadratic polynomial prediction model and variance analysis is established with sludge's specific resistance to filtration (SRF) as sludge's dehydration efficiency are established through surface response optimization, and the optimal values for three factors coupling in conditioning sludge are obtained. The dehydration performance of sludge achieves the best when the dosage of potassium ferrate, polyacrylamide and diatomite are 100.52 kg/t DS, 4.34 kg/t DS and 201.16 kg/t DS, respectively, and the lowest SRF can reach  $5.82 \times 10^{12}$  m·kg<sup>-1</sup>. It is shown from subsequent analysis that potassium ferrate, by the strong oxidation ability, destroys extracellular polymers and make it release bound water. Under the flocculation of polyacrylamide, mud and water are quickly separated, diatomite acts as a skeleton and sets up a drainage channel, which greatly improves the dehydration performance of sludge.

**Key words:** polyacrylamide; potassium ferrate; diatomite; dehydration performance; specific resistance to filtration

目前,污泥脱水在污水处理厂处理和处置污泥工艺中越来越重要。污泥脱水过程中污泥调理是极为重要的一环,污泥特殊的絮体结构和高度的亲水性使其很难脱水<sup>[1]</sup>,通常在机械脱水前进行化学调理<sup>[2]</sup>。但是污泥的理化性质较复杂,在使用大量人工絮凝剂如聚丙烯酰胺(PAM)、聚合氯化铝(PAC)后,污泥泥饼的含水率依然高达70%~80%<sup>[3]</sup>,无法达到深度脱水的效果,并且大多数污水处理厂处理工艺流程是不会轻易改变的,因此调理工艺的改进尤为重要。

高铁酸钾(K<sub>2</sub>FeO<sub>4</sub>)是一种新型绿色、高效且具有强氧化性的水处理剂<sup>[4-9]</sup>,可以有效破坏污泥胞

外聚合物(EPS),释放胞内水。同时氧化分解后的高铁酸钾产生氢氧化铁胶体,通过三价铁离子的电中和,有很好的絮凝能力,可极大地提高污泥的脱水性能<sup>[10-15]</sup>。部分学者利用高铁酸钾的氧化性提高污泥中的有机物、微生物、氮磷、重金属的去除效果<sup>[16-18]</sup>。聚丙烯酰胺(PAM)作为常用的有机絮凝剂,可以与污泥中的负电荷发生电中和、吸附架桥等作用,使污泥迅速絮凝,泥水分离<sup>[19-20]</sup>。

硅藻土的主要成分是SiO<sub>2</sub>,由于本身的多孔性可吸收大量水分。在污泥压滤过程中,硅藻土作为一种助滤剂,可以在泥饼中架构起无数细小的微孔通道,可以减少泥饼的压缩率,增加泥饼的孔隙率,

收稿日期:2022-04-02;修回日期:2022-10-03

基金项目:山东省自然科学基金面上项目(ZR2021MD021)

作者简介:刘浩(1977-),男,博士,研究员,研究方向为环境工程,liuhaocm@163.com;刘强(1982-),男,博士,副教授,研究方向为环境岩土工程,通讯联系人,sunnyseasea@163.com。

使污泥中的自由水顺利排出,提高污泥脱水效率<sup>[21]</sup>。部分学者用 PAM 耦合高铁酸钾调理污泥,较单一絮凝剂调理污泥脱水效果得到改善,但由于污泥高压缩性,还有部分自由水无法排除,无法达到深度脱水的效果。因此,利用高铁酸钾的强氧化性和 PAM 的快速絮凝能力,结合硅藻土的助滤效果,可以更好地提高污泥的脱水效率。目前,用高铁酸钾-聚丙烯酰胺-硅藻土联用改善污泥脱水性能的研究较少。因此,笔者利用高铁酸钾耦合聚丙烯酰胺和硅藻土对污泥的脱水性能进行研究,探究其脱水机理,并且完全按照污水处理厂处理工艺流程,在其原来的调理基础上对污泥进行调理。

## 1 实验方法

### 1.1 实验材料

实验药剂:高铁酸钾( $K_2FeO_4$ )、氯化钠(NaCl)、浓硫酸( $H_2SO_4$ )、无水葡萄糖( $C_6H_{12}O_6$ )、牛血清蛋白(BSA)、考马斯亮蓝(G-250)、苯酚( $C_6H_6O$ ),均为分析纯。聚丙烯酰胺(PAM)、硅藻土(Diatomite)。

实验污泥取自青岛李村河污水处理厂重力沉降后的活性污泥,污泥取回后静置 24~48 h,弃去上清液后的污泥作为原实验污泥。污泥特性如表 1 所示。

表 1 污泥的基本理化性质

参数	含水率/ %	pH	毛细吸水时间 (CST)/s	SRF/ ( $10^{12}m \cdot kg^{-1}$ )
数值	97~98	6.7~7.0	44~47	15.6~16

### 1.2 实验仪器

QBP347 污泥比阻(SRF)实验装置;TYPE304B 毛细吸水时间测定仪;Mastersizer2000 纳米粒度分析仪;紫外分光光度计;JIDI-16R 低温冷冻离心机;分析天平。

### 1.3 实验方法

(1)单因素实验:分别控制  $K_2FeO_4$ 、PAM、硅藻土的投加量,考察各单因素对污泥脱水性能 SRF 的影响,采用 Origin2017 软件确定出各因素的最优范围。

(2)三因素耦合实验:取 100 mL 污泥放入烧杯中,先添加一定体积的  $K_2FeO_4$  溶液,搅拌混匀后加入 PAM,最后添加硅藻土,搅拌混匀放置 3 min 后测定脱水性能指标。

(3)采用苯酚-硫酸法进行多糖测定,蛋白质采用考马斯亮蓝法进行测定。

## 1.4 验证实验

扫描电镜分析主要是观察原污泥和用 PAM、高铁酸钾和硅藻土调理后污泥的微观结构变化,为药品调理后污泥脱水效果变化提供佐证。取少量最优组合投加量调理后污泥和原污泥,干燥后进行扫描电镜分析,从微观上分析污泥的结构,探究污泥脱水性能的变化。

## 1.5 污泥脱水性能指标的测定

SRF 的测定:采用布氏抽滤法测定 SRF,根据过滤基本原理 Carman 公式推导得到比阻计算式:

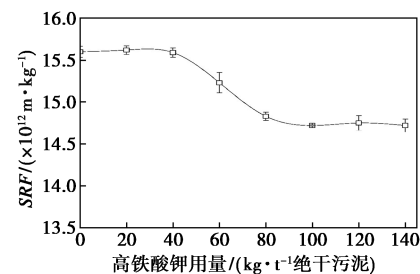
$$r = (2PA^2b)/\mu\omega \quad (1)$$

式中: $P$  为过滤压力, mPa;  $A$  为过滤面积,  $m^2$ ;  $\mu$  为滤液的动力黏滞度,  $mPa \cdot s$ ;  $\omega$  为滤过单位体积的滤液在过滤介质上截流的固体质量,  $kg/m^3$ ;  $b$  为 Carman 公式中  $t/V \sim V$  的直线斜率;  $t$  为过滤时间,  $s$ ;  $V$  为滤液体积,  $m^3$ 。

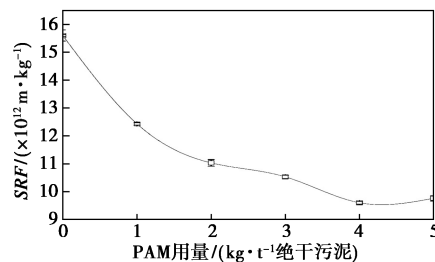
## 2 实验结果与讨论

### 2.1 单因素实验对污泥脱水性能的影响

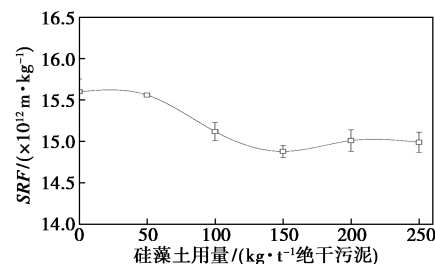
高铁酸钾、PAM、硅藻土投加量对 SRF 的影响如图 1 所示。由图 1 中可以看出,各因素的最佳值范



(a) 高铁酸钾



(b) PAM



(c) 硅藻土

图 1 单因素实验结果

围:K<sub>2</sub>FeO<sub>4</sub> 投加量为 100~140 kg/t DS, PAM 投加量为 3~5 kg/t DS, 硅藻土投加量为 150~250 kg/t DS。

## 2.2 响应面优化实验

### 2.2.1 响应面实验方案设计及结果

由实验中确定的单因素最优取值范围, 采用 DesignExpert 设计响应曲面 BBD 试验, 考察 K<sub>2</sub>FeO<sub>4</sub> 投加量、PAM 投加量、硅藻土投加量对污泥脱水性能的综合影响, 分别以 A、B、C 对 3 个自变量进行编码。试验因素及水平如表 2 所示, 所开展的 3 因素 3 水平 BBD 试验设计组数为 17 组, 自变量水平设计值及实验结果如表 3 所示。模型预测 3 个参数的最优组合是: 高铁酸钾、聚丙烯酰胺 (PAM) 和硅藻土的投加量分别为 100.52、4.34、201.16 kg/t DS。

表 2 自变量的实际值与编码值对应关系

自变量	代码	编码水平	
		最低-1	最高 1
K <sub>2</sub> FeO <sub>4</sub>	A	100	140
PAM	B	3	5
Diatomite	C	150	250

表 3 BBD 实验设计及结果

序号	代码			SRF
	A	B	C	
1	120	4	200	4.90
2	140	3	200	6.88
3	120	4	200	4.95
4	140	4	250	6.80
5	120	3	150	9.06
6	120	3	250	9.00
7	120	4	200	4.90
8	100	3	200	9.08
9	100	5	200	7.11
10	120	5	150	7.12
11	100	4	250	7.13
12	100	4	150	7.18
13	140	5	200	7.00
14	140	4	150	6.70
15	120	5	250	7.00
16	120	4	200	4.98
17	120	4	200	5.00

### 2.2.2 模型显著性分析

回归方程:

$$SRF = 4.95 - 0.39A - 0.72B - 0.016C + 0.52AB + 0.038AC - 0.015BC + 0.74A^2 + 1.83B^2 + 1.27C^2 \quad (2)$$

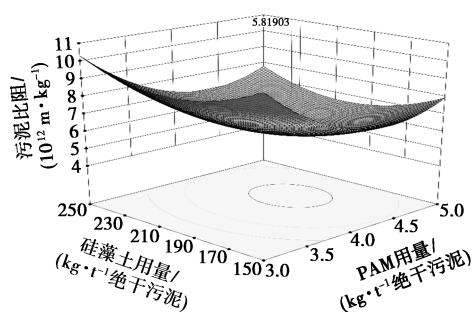
式中:A 为高铁酸钾投加量 (kg/t DS); B 为 PAM 投加量 (kg/t DS); C 为硅藻土投加量 (kg/t DS)。回归模型的方差分析结果如表 4 所示。

表 4 回归模型的方差分析

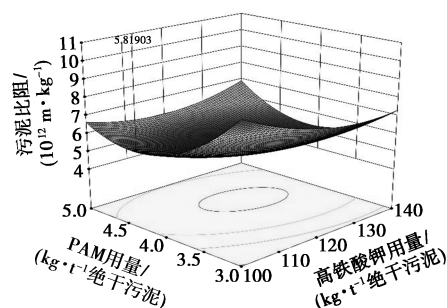
来源	平方和	df	均方	F 值	p 值	备注
模型	38.01	9	3.5565	29.5601	<0.0001	显著
A-K <sub>2</sub> FeO <sub>4</sub>	1.2168	1	1.2168	10.1136	0.0155	
B-PAM	4.1905	1	4.1905	34.8299	0.0006	
C-Diatomite	0.0021	1	0.0021	0.0176	0.8983	
AB	1.092	1	1.092	9.0765	0.0196	
AC	0.0056	1	0.0056	0.04675	0.8349	
BC	0.0009	1	0.0009	0.0075	0.9335	
A <sup>2</sup>	2.3026	1	2.3026	19.1381	0.0033	
B <sup>2</sup>	14.1315	1	14.1315	117.4553	<0.0001	
C <sup>2</sup>	6.7591	1	6.7591	56.1791	0.0001	
残值	0.84	7	0.1203			
失拟项	0.83	3	0.2779	133.6338	0.0002	不显著
误差	0.0083	4	0.0021			
总误差	32.85	16				
标准差	0.35		模型决定系数	0.9744		
均值	6.75		校正决定系数	0.9414		
变异系数	5.14		预测决定系数	0.5935		
值/%						
残差	13.36		信噪比	15.817		

### 2.2.3 响应曲面图分析

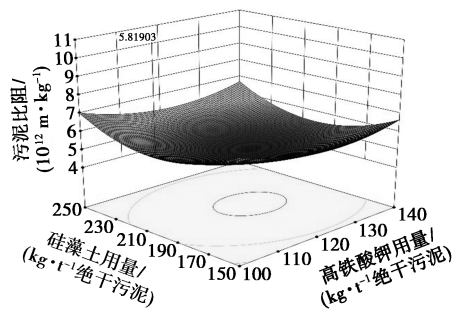
不同变量对 SRF 的影响的响应曲面图如图 2 所示。



(a) 高铁酸钾投加量 100.52 kg/t DS



(b) 硅藻土投加量 201.16 kg/t DS



(c) PAM 投加量 4.34 kg/t DS

图 2 不同变量对  $SRF$  的影响

从图 2(a) 中可以看出,高铁酸钾投加量为 100.52 kg/t DS 时,PAM 和硅藻土投加量对污泥  $SRF$  都起到了很大的影响,在 PAM 投加量为 3~5 kg/t DS 时, $SRF$  随 PAM 投加量的增加呈降低的趋势,但是在 PAM 投加量达到最佳值(4.34 kg/t DS)后,继续增加 PAM 投加量, $SRF$  不再随 PAM 投加量的增加而减小,反而呈上升趋势。说明 PAM 投加量在一定范围内对污泥比阻的降低有促进作用,过高的 PAM 投加量反而不再起促进作用。因此,为了使污泥比阻降至最低,硅藻土和 PAM 存在最佳组合投加量。

从图 2(b) 中可以看出,硅藻土投加量为 201.16 kg/t DS 时,PAM 和高铁酸钾投加量对污泥  $SRF$  的降低均有促进作用,在 PAM 投加量为 3~5 kg/t DS 时, $SRF$  随高铁酸钾投加量的增加呈降低的趋势,但是在高铁酸钾投加量达到最佳值(100.52 kg/t DS)后,继续增加投加量, $SRF$  不再随高铁酸钾投加量的增加而减小,反而呈上升趋势。说明高铁酸钾投加量在一定范围内对污泥比阻的降低有促进作用,但是过量的高铁酸钾会使污泥比阻上升。因此,当  $SRF$  降至最低时,PAM 和高铁酸钾存在最佳组合投加量。

从图 2(c) 中可以看出,PAM 投加量为 4.34 kg/t DS 时,在高铁酸钾投加量 100~140 kg/t DS 时, $SRF$  随硅藻土投加量的增加呈降低的趋势,但是在硅藻土投加量达到最佳值(201.16 kg/t DS)后,继续增加硅藻土投加量, $SRF$  不再随硅藻土投加量的增加而减小,反而呈上升趋势。因此,高铁酸钾和硅藻土对污泥比阻的降低均有促进作用,但是过量投加量反而会使污泥比阻上升。

综合以上分析可知,PAM、高铁酸钾、硅藻土对污泥比阻都有较大影响,并且存在最佳组合投加量,在 PAM 投加量为 4.34 kg/t DS、高铁酸钾投加量为 100.52 kg/t DS、硅藻土投加量为 201.16 kg/t DS 条

件下,污泥比阻最低达到  $5.82 \times 10^{12}$  m/kg。但是过量的高铁酸钾会大量破坏污泥絮体结构,污泥颗粒造成污泥中排水通道堵塞,污泥脱水性能恶化,投加适量的高铁酸钾,在 PAM 对污泥的絮凝和硅藻土的吸附架桥作用下脱水效果达到一个最优值。

## 2.3 实验机理分析

### 2.3.1 粒度结果分析

对原污泥及三因素联合调理后的污泥进行激光粒度扫描,结果如图 3、图 4 所示。

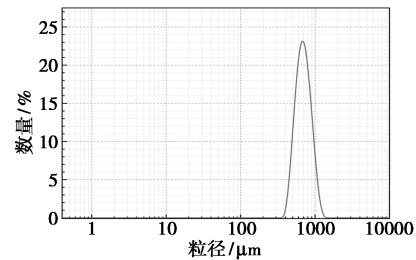


图 3 原污泥粒径分析

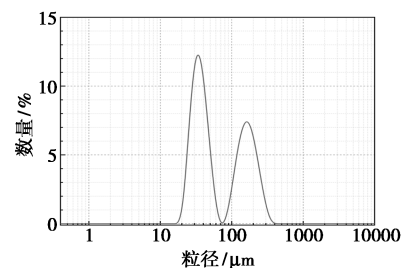


图 4 调理后污泥粒径分析

从图 3 中可以看出,原泥最大粒径为 955.4  $\mu\text{m}$ ,最小粒径为 238.7  $\mu\text{m}$ ,粒径主要分布在 531.2~825  $\mu\text{m}$  之间,原污泥的平均粒径为 635.369  $\mu\text{m}$ ;从图 4 中可以看出,经调理后的污泥最大粒径为 1591  $\mu\text{m}$ ,最小粒径为 190.1  $\mu\text{m}$ ,粒径主要分布在 220.2~458.7  $\mu\text{m}$ 、955.4~2269  $\mu\text{m}$  之间,污泥的平均粒径增大至 824.452  $\mu\text{m}$ ,说明 PAM 的絮凝作用使污泥颗粒团聚,同时硅藻土吸附污泥颗粒并承担骨架作用,增加脱水通道,改善污泥脱水性能。

### 2.3.2 EPS 中蛋白质、多糖结果分析

EPS 是污泥絮体的重要组成部分,对污泥的沉降脱水性能有重要影响<sup>[22]</sup>。调理前后污泥蛋白质和多糖的变化情况如表 5、表 6 所示。

表 5 EPS 中蛋白质含量变化

药品用量/ ( $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 绝干污泥)	$\rho(\text{S-EPS})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{LB-EPS})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TB-EPS})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
0	2.090	1.296	8.640
20	2.504	0.426	2.764

续表

药品用量/ ( $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 绝干污泥)	$\rho(\text{S-EPS})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{LB-EPS})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TB-EPS})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
40	2.308	0.456	2.542
60	3.786	0.010	2.766
80	6.894	1.188	3.732
100	7.036	0.006	3.960
120	8.140	2.244	3.550

表 6 EPS 中多糖含量变化

药品用量/ ( $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 绝干污泥)	$\rho(\text{S-EPS})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{LB-EPS})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TB-EPS})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
0	19.86	13.06	33.17
20	20.85	12.16	28.16
40	24.16	10.16	28.26
60	23.38	9.26	23.16
80	29.93	8.16	26.16
100	28.06	9.32	20.32
120	30.49	6.45	17.11

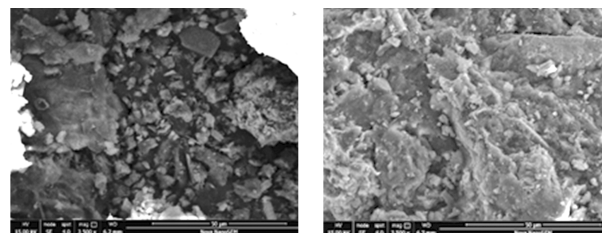
由表 5、表 6 中可以看出,与原污泥和经高铁酸钾处理后的污泥相比,高铁酸钾处理后的污泥液相中的蛋白质和多糖急剧上升,并且随着高铁酸钾投加量的增加,多糖和蛋白质的变化趋势类似,均随投加量的增加而升高,这是由于高铁酸钾的氧化作用使污泥中的 EPS 遭到破坏,蛋白质和多糖进入液相中。当高铁酸钾投加量为  $120 \text{ kg/t DS}$  时, S-EPS 中的蛋白质的质量浓度达到了  $8.14 \text{ mg/L}$ ,是原泥的 4 倍。多糖在 S-EPS 中的溶出量也有一个明显的增加,投加量最高时,对应的多糖质量浓度为  $30.488 \text{ mg/L}$ ,这是因为高铁酸钾对蛋白质的氧化效果强于多糖。

蛋白质和多糖的质量浓度与污泥的脱水性能紧密相关<sup>[23]</sup>。原泥中 TB-EPS 中蛋白质和多糖的含量占比最大,因此高铁酸钾对其氧化效果更加显著,氧化后多糖和蛋白质的质量浓度随之减小,尤其是蛋白质的质量浓度下降更加明显,由于高铁酸钾的氧化作用,使 TB-EPS 中的蛋白质和多糖大量溶出,进入到 S-EPS 液相中,使 S-EPS 中蛋白质和多糖质量浓度增加,这也是结合水释放的方式。当投加量逐渐增加时蛋白质质量浓度变化幅度并不明显,因此,少量的高铁酸钾就可以对 TB-EPS 中的蛋白质产生较大破坏,反而过量的高铁酸钾会使 TB-

EPS 中的多糖和蛋白质有一个略微升高的态势,阻碍结合水的释放,并且过量的高铁酸钾会使污泥絮体结构大量破坏,排水通道堵塞造成脱水性能的恶化。

### 2.3.3 污泥扫描电镜分析

污泥和 PAM、高铁酸钾和硅藻土最佳条件耦合调理后的污泥通过电镜 3 500 倍放大后的结果如图 5 所示。



(a) 原污泥

(b) 调理后污泥

图 5 原污泥和处理污泥的 SEM 图

从图 5(a) 中可以看出,原污泥的颗粒结构松散,表面不规则程度较大,空隙率较高,大量自由水聚集于其中不易脱除。从图 5(b) 中可以看出,调理后污泥经高铁酸钾氧化后,污泥絮体遭到破坏, PAM 使污泥颗粒重新絮凝,污泥絮体变大,污泥颗粒结构变得更加致密,空隙率降低,泥水快速分离,脱水性能增强。由于污泥的可压缩性,硅藻土作为骨架颗粒,搭建起排水通道,使污泥内部水分更有利于排出。污泥电镜观察分析结果表明, PAM、高铁酸钾和硅藻土耦合调理污泥使其脱水性能得到有效地改善。

## 3 结论

(1) 响应曲面优化 (RSM) 建立了污泥比阻 ( $SRF$ ) 的模型,拟合效果良好。在 PAM、高铁酸钾和硅藻土投加量分别为  $4.34$ 、 $100.52 \text{ kg/t DS}$  和  $201.16 \text{ kg/t DS}$  的条件下,  $SRF$  降至最低,此时为  $5.82 \times 10^{12} \text{ m/kg}$ ,脱水效果最优。模拟结果与实验结果基本吻合。

(2) 高铁酸钾的强氧化作用使 EPS 遭到破坏, TB-EPS 的多糖和蛋白质大量溶出进入液相,使得 S-EPS 中的多糖和蛋白质质量浓度增加,释放结合水,提高脱水性能,但是过量高铁酸钾会大量破坏污泥絮体结构,恶化污泥脱水性能。

(3) 粒径大小分析和 SEM 分析结果表明,经 PAM、高铁酸钾和硅藻土的联合调理后,污泥结构更加致密,排水通道明显,空隙率降低,有利于水分滤出。

(4) 此污泥调理流程完全符合污水处理厂污泥处理工艺,因此在不改动工艺流程的情况下,在原来的调理基础上进行改进,污泥脱水效率大大提高。

### 参考文献

- [1] 蒋波,傅佳骏,蔡伟民.污泥化学调理研究现状[J].上海化工,2007,(1):4-7.
- [2] 冀海壮,叶芬霞.高铁酸钾预处理对活性污泥脱水性能的影响[J].环境工程学报,2012,6(8):2837-2840.
- [3] 柯水洲,李海鹏,陈小龙.基于化学溶胞改善污泥脱水性能的实验研究[J].安全与环境工程,2015,22(6):35-41.
- [4] 冀海壮.高铁酸钾预处理在污泥脱水及厌氧消化中的作用[D].太原:太原理工大学,2012.
- [5] 台明青,董昆.PUWU、高铁酸钾和脱硫灰改善污泥脱水性能研究[J].南阳理工学院学报,2020,12(2):54-60.
- [6] Zhang Weijun, Cao Bingdi, Wang Dongsheng, *et al.* Variations in distribution and composition of extracellular polymeric substances (EPS) of biological sludge under potassium ferrate conditioning: Effects of pH and ferrate dosage[J].Biochemical Engineering Journal,2016,106:37-47.
- [7] 金润.碱-高铁酸钾预处理联合消化实现污泥减量化及作用机理研究[D].苏州:苏州科技大学,2019.
- [8] 罗宿星,母应丹,伍远辉.电化学联合高铁酸钾对剩余污泥的调理研究[J].遵义师范学院学报,2018,20(6):102-104.
- [9] Ye F, Ji H, Ye Y. Effect of potassium ferrate on disintegration of waste activated sludge (WAS) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 219: 158-163.
- [10] 谢玉辉,台明青,高科技,等.高铁酸钾耦合聚丙烯酰胺改善乙醇厌氧污泥脱水性能[J].南阳理工学院学报,2018,10(4):105-111.
- [11] 张彦平,张千,李一兵,等.高铁酸钾与碱耦合处理剩余污泥的实验研究[J].环境污染与防治,2018,40(4):377-382.
- [12] 刘昌庚,曾成华,伍斌,等.微波-高铁酸钾耦合调理城市剩余活性污泥[J].环境污染与防治,2018,40(2):123-127,150.
- [13] 冯银芳.高铁酸钾—超声联合对印染污泥溶胞及脱水性能的影响研究[D].广州:广东工业大学,2015.
- [14] 武辰.高铁酸钾/高铁酸钾破解剩余污泥研究[D].北京:北京林业大学,2014.
- [15] 郭宇衡.高铁酸钾对污泥的脱水减量研究[D].广州:华南理工大学,2013.
- [16] Lim M, Kim M. Effectiveness of potassium ferrate ( $K_2FeO_4$ ) for simultaneous removal of heavy metals and natural organic matters from river water[J].Water Air Soil Pollut,2010,211:313-322.
- [17] Zhang H, Zheng L, Li Z, *et al.* One-step Ferrate(VI) treatment as a core process for alternative drinking water treatment [J]. Chemosphere, 2020, 242: 125134.
- [18] Sailo L, Pachau L, Yang J K, *et al.* Efficient use of ferrate(VI) for the remediation of wastewater contaminated with metal complexes [J]. Environmental Engineering Research, 2015, 20(1): 87-89.
- [19] 蔡灵敏,罗西子,周珉,等.CPAM及与FeCl<sub>3</sub>联用改善污泥脱水性能的研究[J].工业水处理,2019,39(6):81-85.
- [20] 曹秉帝,张伟军,王东升,段晋明.污泥絮凝调理对絮体理化性质的影响机制研究[J].环境污染与防治,2016,38(2):29-33,39.
- [21] 胡正猛.超声促进污泥板框压滤脱水的研究[D].南京:南京工业大学,2005.
- [22] Houghton J I, Quarmby J, Stephenson T. Municipal waste-water sludge dewaterability and the presence of microbial extracellular polymer [J]. Water Sci Technol, 2001, 44: 373-379.
- [23] Higgins M J, Novak J T. Characterization of exocellular protein and its role in bioflocculation [J]. J Environ Eng, 1997, 123: 479-485. ■

(上接第183页)

### 参考文献

- [1] Fujishima A, Honda K. Electrochemical photolysis of water at a semiconductor electrode [J]. Nature, 1972, 238(5358): 37-38.
- [2] Dhamodharan P, Chen J, Manoharan C. Fabrication of in doped ZnO thin films by spray pyrolysis as photoanode in DSSCs [J]. Surfaces and Interfaces, 2021, 23: 100956.
- [3] Peng G, Lu H, Liu Y, *et al.* The construction of a single-crystalline SbSI nanorod array-WO<sub>3</sub> heterostructure photoanode for high PEC performance [J]. Chemical Communications, 2021, 57: 335-338.
- [4] Jiang F, Gunawan, Harada T, *et al.* Pt/In<sub>2</sub>S<sub>3</sub>/CdS/Cu<sub>2</sub>ZnSnS<sub>4</sub> thin film as an efficient and stable photocathode for water reduction under sunlight radiation [J]. Journal of the American Chemical Society, 2015, 137(42): 13691-13697.
- [5] Lin Y, Cai H, Chen H, *et al.* One-pot synthesis of Bi<sub>4</sub>V<sub>2</sub>O<sub>11</sub>/BiVO<sub>4</sub> heterostructure with enhanced photocatalytic activity for dye degradation [J]. Applied Surface Science, 2021, 544: 148921.
- [6] Wang Q, Hisatomi T, Jia Q, *et al.* Scalable water splitting on particulate photocatalyst sheets with a solar-to-hydrogen energy conversion efficiency exceeding 1% [J]. Nature Materials, 2016, 15(6): 611-615.
- [7] Kim T W, Choi K S. Nanoporous BiVO<sub>4</sub> photoanodes with dual-layer oxygen evolution catalysts for solar water splitting [J]. Science, 2014, 343: 990-994.
- [8] Huang M, Bian J, Xiong W, *et al.* Low-dimensional Mo:BiVO<sub>4</sub> photoanodes for enhanced photoelectrochemical activity [J]. Journal of Materials Chemistry A, 2018, 6(8): 3602-3609.
- [9] Choi J, Sudhagar P, Kim J H, *et al.* WO<sub>3</sub>/W:BiVO<sub>4</sub>/BiVO<sub>4</sub> graded photoabsorber electrode for enhanced photoelectrocatalytic solar light driven water oxidation [J]. Physical Chemistry Chemical Physics, 2017, 19(6): 4648-4655.
- [10] Moniz S J A, Zhu J, Tang J. 1D Co-Pi modified BiVO<sub>4</sub>/ZnO junction cascade for efficient photoelectrochemical water cleavage [J]. Advanced Energy Materials, 2014, 4(10): 1301590.
- [11] Jiang F, Gunawan, Harada T, *et al.* Pt/In<sub>2</sub>S<sub>3</sub>/CdS/Cu<sub>2</sub>ZnSnS<sub>4</sub> thin film as an efficient and stable photocathode for water reduction under sunlight radiation [J]. Journal of the American Chemical Society, 2015, 137(42): 13691-13697.
- [12] Wang S C, Chen P, Bai Y, *et al.* New BiVO<sub>4</sub> dual photoanodes with enriched oxygen vacancies for efficient solar-driven water splitting [J]. Advanced Materials, 2018, 30(20): 1800486. ■