

阳离子聚丙烯酰胺对污泥电渗透脱水特性的影响

于晓艳¹, 李英特², 李登琨³, 张书廷²

(1. 辽宁工程技术大学 矿业技术学院, 辽宁 葫芦岛 125105; 2. 天津大学 环境科学与工程
工程学院, 天津 300350; 3. 中煤平朔集团有限公司, 山西 朔州 036000)

摘要: 电渗透脱水技术对于污泥深度脱水具有经济性优势, 尤其适用于机械脱水后的污泥。而阳离子聚丙烯酰胺(CPAM)是机械脱水工业中应用最普遍的调质剂, 故考察了CPAM调质对污泥电渗透脱水的影响。结果显示, 虽然CPAM有利于污泥的机械脱水, 但是却造成后续电渗透脱水效率的下降, 综合权衡后CPAM的最佳投加量为3 mg/g干泥, 且在电场强度为20 V/cm、脱水时间为6 min的条件下, 污泥的含水率由机械脱水后的80%下降至62.4%, 平均耗能为0.061 kW·h/kgH₂O。污泥的表面电荷是CPAM影响污泥电渗透脱水效率的一个重要因素, 而污泥颗粒粒径和结合水含量对其影响较小。此外, CPAM可以有效抑制电渗透脱水阴极侧污泥的黏壁问题。

关键词: 污泥; 电渗透脱水; 阳离子聚丙烯酰胺; 黏壁性; 滑动层厚度

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)23-0120-07

Effect of Cationic Polyacrylamide on Electro-dewatering Behavior of Sludge

YU Xiao-yan¹, LI Ying-te², LI Deng-kun³, ZHANG Shu-ting²

(1. School of Mining and Technology, Liaoning Technical University, Huludao 125105, China;
2. School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300350, China;
3. China Coal Pingshuo Group Co. Ltd., Shuozhou 036000, China)

Abstract: Electro-dewatering technology has a cost-efficient potential for deep dewatering of sludge, especially for sludge after mechanical dewatering. Cationic polyacrylamide (CPAM) is the most widely used conditioner in mechanical dewatering industry. The influence of CPAM on electro-dewatering behavior was investigated. Although CPAM was beneficial for mechanical dewatering, it decreased the subsequent electro-dewatering efficiency. After comprehensive balance, the optimal dosage of CPAM was 3 mg/g dry sludge. When the applied electric field intensity and dewatering time were 20 V/cm and 6 min, the water content decreased from 80% to 62.4% and the average energy consumption was 0.061 kW·h/kg H₂O. The surface charge of sludge was an important factor that CPAM affected the dewatering efficiency of electro-dewatering, but the effect of sludge particle size and bound water content was small. Besides, CPAM could effectively inhibit sludge adhesion on the cathode side of electro-dewatering.

Key words: sludge; electro-dewatering; cationic polyacrylamide; adhesion; thickness of shear plane

电渗透脱水作为一种以电场为驱动力的固液分离技术逐渐引起了人们的重视, 该技术操作稳定, 有

望成为安全、高效、经济的污泥处理处置技术^[1]。电渗透技术对于污泥深度脱水非常有效,但相对较高的能耗和阳极的腐蚀制约了其应用^[2-4]。

活性污泥的一部分水包裹在 EPS 絮体中,加上颗粒污泥细小,通常需要加入无机或有机絮凝剂以促进絮体结构的形成来减少水分的保留^[5]。目前聚丙烯酰胺是国内污水处理厂在调质浓缩污泥时使用最广泛的处理剂,主要用于污泥的增稠和脱水。而对絮凝剂用量的控制非常重要,一旦过量不仅增加了污泥的脱水成本,而且会导致脱水能力下降。目前,分析聚丙烯酰胺对机械脱水影响的研究颇多,但对电渗透脱水影响的报道相对较少。Tuan 等^[6]考察了聚合电解质和污泥冷冻/解冻调质对电渗透脱水的影响,结果发现聚合电解质调质后污泥电渗透脱水阳极侧和阴极侧的含水率相近,且当聚合电解质高剂量投加时阴极侧的含水率较高。Saveyn 等^[7-8]发现,聚合电解质的电荷密度、分子质量及投加量仅对污泥机械脱水的影响较大,而对电渗透脱水速率和能耗却没有影响。Smollen 等^[9]通过在污泥中添加聚合电解质,使其在污泥液相中产生过量的相反电荷,从而改善了污泥的电渗透脱水效率。尽管相关研究表明污泥调质对电渗透脱水是有益的,但由于污泥自身的复杂性,聚合电解质和污泥电渗透脱水之间存在的相互作用还不完全清楚。因此,笔者考察了阳离子聚丙烯酰胺(CPAM)调质对污泥电渗透脱水的影响。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

试验污泥取自天津市纪庄子污水处理厂 A/O 工艺的剩余污泥。试验装置如图 1 所示,电渗透反应槽由内径为 70 mm 的有机玻璃制成,该槽竖直放置,槽内填充脱水污泥,该脱水污泥的特性如下:pH 值为 6.68~6.71,电导率为 1.856~1.872 mS/cm,氧化还原电位(ORP)为 -280~-261 mV,灰分为 51.4%~53.8%,泥饼含水率为 78.9%~83.8%。脱水物料的上下两侧分别安放电渗透脱水的电极,阳极紧密接触污泥上表面,同时提供 7 kPa 的压力以保证脱水过程中阳极和污泥表面密切接触;阴极置于泥饼下方。脱水过程中水分从阴极下端排出,同时用一块吸水材料吸收从阴极排出的滤液。直流电源可输出额定电压,用万用表测量在电渗透过程中电流的变化。用秒表记录时间,并测定污泥在一

定时间内的脱水量。

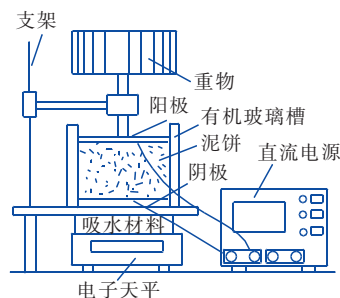


图1 污泥电渗透脱水试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of sludge electro-dewatering experimental device

1.2 试验方法

1.2.1 污泥的化学调质

剩余污泥经过重力浓缩后,取 300 mL 分别放入 6 个 500 mL 的烧杯中,每个烧杯中分别加入污泥干基质量 0、0.1%、0.3%、0.5%、0.7% 和 1.0% ($m_{\text{CPAM}}: m_{\text{污泥干基}}$) 的 CPAM 溶液,在 270 r/min 下搅拌 30 s 使絮凝剂和污泥快速混合,随后在 35 r/min 下慢速搅拌 2 min 以促进污泥絮体的增大。静置片刻后,在 80 kPa 的真空度下抽滤,抽滤后的泥饼混匀以备随后的电渗透反应脱水。

1.2.2 污泥的电渗透脱水

将真空抽滤脱水后的污泥布置成厚为 5 mm 的圆饼状。电渗透脱水时阳极为镀铌钛网,阴极为不锈钢网。施加的外加电压为 10 V,脱水时间为 6 min。污泥电渗透脱水时,由直流电源输出恒定电压。污泥不同时刻脱除的水分以吸水材料质量的变化来评价。其中污泥脱除的水分以每分钟 1 次的频率记录,通过污泥中的电流以每半分钟 1 次的频率记录。

1.3 分析项目及方法

污泥电渗透脱水效率的评价采用污泥脱水率 R 来表征,具体见式(1)。

$$R = \frac{m_t}{m_s \cdot w_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中: m_s 为污泥的初始质量,g; w_0 为污泥的初始含水率,%; m_t 为 t 时刻污泥脱除的水质量,g。

污泥 t 时刻含水率 w 的计算见式(2)。

$$w = \frac{m_s \cdot w_0 - m_t}{m_s - m_t} \times 100\% \quad (2)$$

污泥结合水的含量采用离心法进行测定。取 100 mL 污泥在 2 800g 的离心力下离心 30 min,总水

量减去上清液的质量即为结合水含量^[10-11]。

Zeta 电势采用 Zeta 电势仪测定,污泥粒径采用激光粒度分析仪测定。

2 结果与讨论

2.1 CPAM 调质对污泥电渗透脱水特性的影响

2.1.1 脱水效率

图2为不同 CPAM 投加量下污泥电渗透脱水率的变化。可知,随着 CPAM 投量的增加,污泥电渗透脱水率逐渐降低。电渗透脱水初期,CPAM 投加量对电渗透脱水率的影响较小,但随着脱水时间的延长,其对污泥电渗透脱水率的影响显著增强。电渗透脱水 1 min 后,当 CPAM 浓度从零逐渐增大到 0.3% 时,污泥的电渗透脱水率变化很小,基本在 20.8% ~ 21.2% 之间波动;继续增大 CPAM 浓度至 1.0% 时,污泥的电渗透脱水率下降到 13.4%。当脱水时间延长到 6 min、CPAM 浓度从 0.1% 增大到 1.0% 时,污泥的电渗透脱水率从 61.4% 逐渐降到 46.4%,而原泥(空白)的电渗透脱水率为 64.4%。

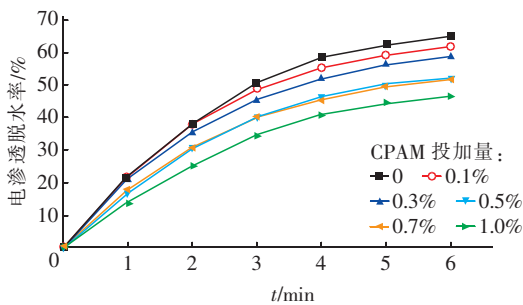


图2 不同 CPAM 投加量下污泥电渗透脱水率的变化

Fig.2 Variation of dewatering efficiency with different CPAM dosage during electro-dewatering

Mahmoud 电渗透脱水流量的计算见式(3)^[1]。

$$\vec{Q}_{ef} = -f \frac{D\zeta a}{\pi\mu} \Delta\Phi \quad (3)$$

式中: f 为修正系数,一般取 0 ~ 0.25,其主要反映的是固体颗粒污泥形状、尺寸或电学性质对电渗透脱水流量的影响; D 为颗粒间液体的介电常数; ζ 为颗粒污泥的 Zeta 电势; μ 为液体的黏度; a 为污泥床层的横截面积; $\Delta\Phi$ 为外加电压梯度。

当污泥中投加的 CPAM 浓度为 0 ~ 1.0% 时,CPAM 主要通过电性中和或吸附架桥作用与污泥发生吸附,在该浓度范围内污泥对 CPAM 的吸附没有达到饱和^[12],因而颗粒污泥间液体的介电常数变化不大,同时本试验中该浓度范围内液体的黏度变化

很小。恒电压状态下, $\Delta\Phi$ 为常数,因而 CPAM 投加量对电渗透脱水效率的影响可能与 f 和颗粒污泥的 ζ 有关。

图3为 CPAM 投加量对污泥最终含水率的影响。可以看出,随着絮凝剂投加量的增加,采用真空抽滤脱水后污泥的含水率逐渐减少,当 CPAM 投加量增加到 0.3% 时,电渗透脱水后污泥最终含水率达到最低,随着 CPAM 投加量的继续增大,污泥最终含水率反而开始升高。电渗透脱水后,原泥(空白)含水率从 83.8% 降到 64.8%;当 CPAM 投加量为 0.3% 时,污泥含水率从 80.0% 降到 62.4%;当 CPAM 投加量为 0.5% 时,污泥含水率从 80.0% 降到 65.9%;而当 CPAM 投加量为 1.0% 时,污泥含水率从 78.9% 降到 66.7%。可见 CPAM 投加过量时,虽然可使机械脱水的污泥含水率更低,但对于随后的电渗透脱水效率及污泥最终含水率却是不利的。因而 CPAM 的最佳投加量为污泥干基的 0.3%。

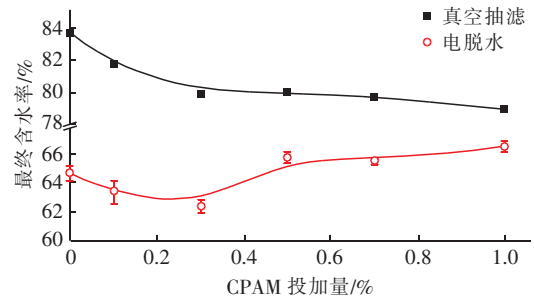


图3 CPAM 投加量对污泥最终含水率的影响

Fig.3 Impact of CPAM dosage on final water content in sludge cake

2.1.2 脱水能耗

图4为 CPAM 投加量对污泥电渗透脱水能耗的影响。可以看出,当污泥含水率在 70% ~ 84% 时,电渗透脱水能耗受 CPAM 投加量和含水率的影响均较小。但当含水率 < 70% 时,随着 CPAM 投加量的增加,电渗透脱水能耗先减小后增大,在 CPAM 投加量为 0.3% 时,电渗透脱水能耗达到最小,之后急剧增大,且该区间电渗透脱水的能耗与污泥滤饼的最终含水率有较强的相关性。在整个污泥含水率变化范围内,当 CPAM 投加量为 0.3% 时能耗最低,且污泥含水率从 80% 降到 62.4%,平均能耗为 0.061 kW · h/kgH₂O。通过计算电渗透脱水的瞬时能耗即可确定电渗透脱水技术经济优势下污泥目标含水率的最佳范围,因为瞬时能耗主要取决于污泥

达到的含水率,而与其他操作参数(电压、电流密度、压力或者污泥初始量)关系不大^[13]。

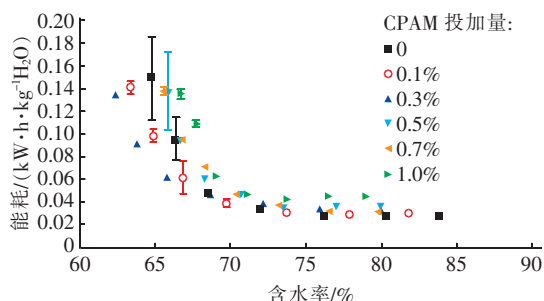


图4 CPAM投加量对污泥电渗透脱水能耗的影响

Fig.4 Impact of CPAM dosage on energy consumption during electro-dewatering

2.2 CPAM调质影响污泥电渗透脱水的因素分析

2.2.1 污泥表面电荷

图5为CPAM投加量与污泥Zeta电势的关系。

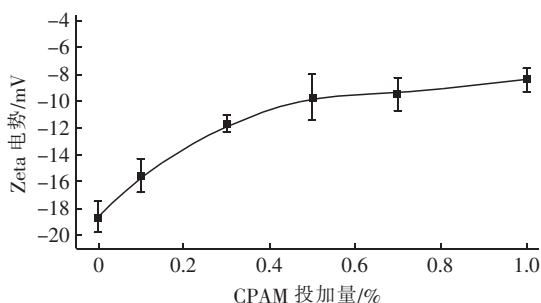


图5 CPAM投加量与污泥Zeta电势的关系

Fig.5 Relationship between CPAM dosage and Zeta potential

从图5可以看出,随着CPAM投加量的增大,污泥Zeta电势的绝对值逐渐减小。实际应用中,污泥表面电荷主要来源于附着于细胞表面的EPS所携带的带电官能团 COOH^- 、 OH^- 等。Zeta电势绝对值越大,表明污泥胶粒带电越多,其污泥固体表面的滑动面与污泥间隙液之间的电势差越大,扩散层也越厚。当污泥中添加的CPAM浓度增加时,介质中反离子的浓度加大,将压缩滑动层使其变薄,把更多的反离子挤进滑动面以内,中和污泥固体表面电荷,使Zeta电势在绝对值上变小。当投加的CPAM浓度足够大时,可使污泥的Zeta电势为零,即形成了污泥的等电点,此时污泥电渗透脱水速度为零。图5中CPAM浓度在0~1.0%之间,污泥没有达到等电点。从式(3)可知,当其他参数特定时,污泥电渗透脱水流量与污泥的Zeta电势成正比。因而随着CPAM投加量的增加,污泥固体表面的电荷逐渐减小,造成污泥电渗透脱水效率逐渐降低。当絮凝剂

投加量较小时,由于污泥絮体之间形成大的孔道,这时污泥固体的表面电荷相当于污泥絮体外表面的电荷^[7]。

Zeta电势可以反映污泥固体吸附层的带电性质,其大小还可以体现滑动层的厚度。有研究指出^[14],真正对颗粒污泥黏结机理起作用的是靠近颗粒表面并随颗粒一起运动的那层电解质离子与水分子的混合体,也就是扩散双电层Zeta电势对应的滑动面与颗粒表面之间的那部分液态物质,称为滑动层。根据扩散双电层模型理论,滑动层厚度(x)为扩散双电层中Zeta电势所处的滑动面与颗粒污泥表面之间的距离,不但与电渗透、电泳、流动电势等电化学性质密切相关,而且是胶体与界面化学中一个重要的物理参数。颗粒污泥表面电势 Ψ 与滑动层厚度 x 的关系见式(4)和式(5)^[14]。

$$\Psi = -\frac{2K_B T}{Ze} \ln \frac{1 + e^{-kx}}{1 - e^{-kx}} \quad (4)$$

$$\kappa^{-1} = \left(\frac{\epsilon K_B T}{n_0 Z^2 e^2} \right)^{1/2} \quad (5)$$

式中: κ^{-1} 为具有长度的量纲,通常称为“双电层厚度”,它反映了颗粒接近分离过程中,热运动作用与电解质作用的对比。

污泥悬浮体系绝对温度 T 升高,颗粒热运动增强,双电层变厚,颗粒相互结合的难度增加;提高电解质阳离子化合价 Z 或增加粒子浓度 n_0 ,则双电层变薄,颗粒容易聚集,絮凝容易发育。 x 为双电层中某点到颗粒表面的距离, e 为电子电荷量, ϵ 为水的介电常数, K_B 为玻尔兹曼常数。

从理论上讲,对于污泥悬浮液体系,给定温度 T 、电解质金属离子化合价 Z 、电解质浓度 n_0 和双电层某处电势 Ψ ,就可以根据式(4)和式(5)求得该处与颗粒污泥表面的距离。当 $\Psi = \Psi_\zeta$ 时,则可得滑动层厚度 x 。当CPAM浓度在0~1.0%之间变化时,污泥悬浮液的电导率在1.856~1.872 mS/cm之间波动。溶液物质的量电导率的计算见式(6)。

$$\Lambda_m = \frac{\kappa}{c_0} \quad (6)$$

式中: Λ_m 为溶液物质的量电导率; κ 为溶液的电导率; c_0 为电解质的物质的量浓度。

污泥悬浮液中,由于电解质的种类复杂且各成分的浓度较低,因而可将其等效为相同电导率的KCl溶液,同时KCl溶液的 Λ_m 可以近似用无限稀

释的 Λ_m^∞ 计算。在 298 K 条件下, $\Lambda_m^\infty(\text{KCl}) = 0.014\,99\,\text{S} \cdot \text{m}^2/\text{mol}$, 根据式(6)得出污泥悬浮液中的电解质浓度 $c_0 = 0.012\,\text{mol/L}$ 。室温下水溶液体系的双电层厚度 κ^{-1} 可简化为:

$$\kappa^{-1} = \frac{1}{\sqrt{10cZ^2}} \quad (7)$$

对于原泥即 CPAM 浓度为零时, 根据式(4)和式(7)可得到滑动层厚度 $x = 4.89\,\text{nm}$, 双电层厚度 $\kappa^{-1} = 2.89\,\text{nm}$ 。当向污泥悬浮液投加阳离子 CPAM 时, 随着 CPAM 浓度的增大, 悬浮液中阳离子 Z 不断提高, 因而由公式(7)可知, 双电层厚度 κ^{-1} 随着 CPAM 阳离子 Z 的不断增大而减小, 且都小于 $2.89\,\text{nm}$ 。从颗粒污泥与 CPAM 相互作用的角度看, 固体颗粒污泥表面滑动层的平均厚度为 $4.89\,\text{nm}$, 水分子尺寸为 $3 \times 10^{-10}\,\text{m}$, 即 $0.3\,\text{nm}$, 故滑动层内沿厚度方向排列的分子数目为 10 的数量级, 薄的滑动层有利于颗粒相互接近, 形成聚集体。

2.2.2 污泥粒径

根据公式(3)可知, CPAM 投加量增大之所以影响电渗透脱水的性能, 还与修正系数 f 有关。而修正系数 f 主要反映的是颗粒污泥的尺寸和形状等性质。图 6 为不同 CPAM 投加量下污泥的粒径分布。可以看出, 随着 CPAM 投加量的增加, 污泥的粒径不断增大。结合污泥双电层厚度的计算, 原泥和不同 CPAM 投加量下调质污泥的粒径与双电层的比值远大于 1 000, Mahmoud 等指出当污泥粒径与污泥固体表面双电层的比值大于 1 000 时, 修正系数 f 趋于稳定, 为 $0.25^{[1]}$ 。因而污泥粒径对电渗透脱水的影响较小。

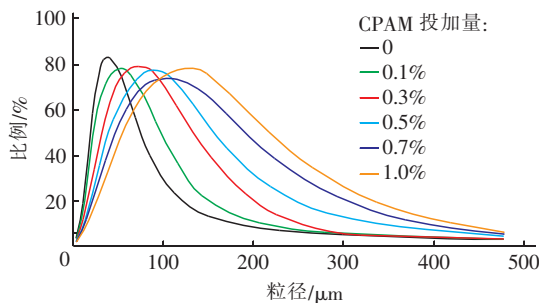


图 6 不同 CPAM 投加量下污泥的粒径分布

Fig. 6 Distribution of sludge particle size with different CPAM dosage

2.2.3 污泥的水分形态

污泥的水分形态简化为污泥絮体间的自由水和

污泥固体表面吸附的结合水两部分。图 7 为 CPAM 投加量对污泥结合水含量的影响。可以看出, 随着 CPAM 投加量的增加, 污泥中结合水的含量逐渐减小, 即意味着固体颗粒污泥通过与 CPAM 的电性中和或者架桥造成污泥比表面积减小, 进而引起污泥表面吸附的结合水释放到污泥絮体之间转化为自由水。当 CPAM 投加量为零时, 污泥中的结合水含量最高, 占总水量的 33%, 机械脱水相对较困难, 真空抽滤后滤饼的含水率最高。然而电渗透脱水效率却相对占有优势, 这与污泥固体表面吸附的结合水与双电层中的阳离子形成的水合阳离子有关。当施加外电场时, 水合阳离子拖拽着较多的水分子向阴极移动。综上所述, 污泥固体表面吸附的结合水对机械脱水影响显著, 而对电渗透脱水的影响较小, 同时电渗透脱水能够有效去除污泥中的结合水。当 CPAM 投加量逐渐增加至 0.5% 时, 污泥中结合水的含量趋于稳定。

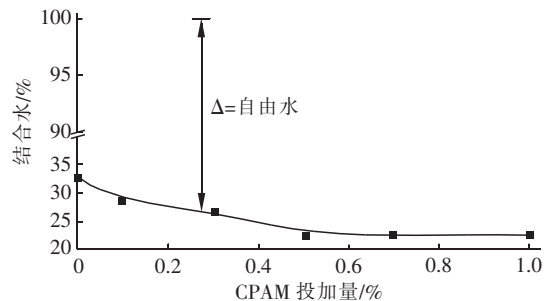


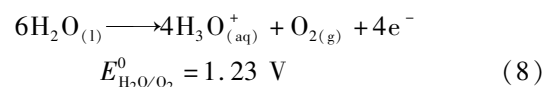
图 7 CPAM 投加量对污泥结合水含量的影响

Fig. 7 Impact of CPAM dosage on the content of bound water in sludge cake

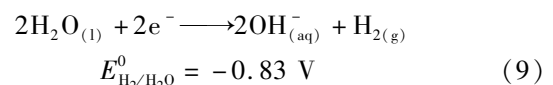
2.3 CPAM 调质对阴极黏壁性的影响

电渗透脱水过程中, 污泥对电极的黏附对设备的运行效率和稳定性有很大影响。而电极上所进行的电化学反应势必会影响污泥的黏壁性。其中, 式(8)和式(9)被认为是电场环境下阳极和阴极进行的主要反应。

阳极:



阴极:



阳极由于污泥脱水层的不断干化以及电化学反应产生的薄层气膜, 有效抑制了阳极侧污泥的黏壁

问题。但对于阴极侧,由于水分子不断地向阴极移动,同时电化学反应的发生造成了阴极附近 OH^- 的不断富集,受电场强度和脱水时间的影响,当电场强度为 20 V/cm 且电渗透脱水时间为 6 min 时,阴极侧污泥的 pH 值位于 $8 \sim 9$ 之间^[15]。刘勇等^[16]认为,当 pH 值在 $3 \sim 12$ 范围内时,污泥发生溶胞,其 SCOD 呈“U”型变化。因而对于阴极侧的部分污泥,其细胞发生破壁,里面的细胞质被释放出来,大量高分子有机质如蛋白质、多糖、脂肪等游离在污泥中。同时污泥中的微生物分泌具有黏着性的胶体物质,对微小颗粒及可溶性有机物有一定的吸附与黏结作用,这两种作用促进了污泥对阴极的黏附^[14]。图8为 CPAM 投加量对电渗透脱水阴极污泥黏壁性的影响。

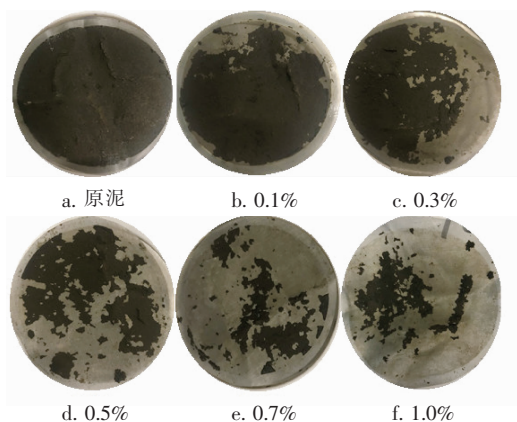


图8 CPAM 投加量对污泥电渗透脱水阴极黏壁性的影响

Fig. 8 Adhesion of sludge on the cathode during electro-dewatering with different CPAM dosage

由图8可知,当 CPAM 投加量逐渐增大时,阴极污泥的黏壁性逐渐减弱,当 CPAM 的投加量为 0 、 0.1% 、 0.3% 、 0.5% 、 0.7% 、 1.0% 时,阴极的黏壁量分别为 343 、 296 、 189 、 164 、 111 和 138 g/m^2 。研究显示,热干燥过程中影响污泥黏壁的主要内在因素是污泥的含水率和有机物含量^[14]。本试验中测定的不同 CPAM 投加量下电渗透脱水后的泥饼挥发分基本在 $54.3\% \sim 55.0\%$ 之间波动,因而其对电渗透脱水阴极黏壁性的影响较小。相比于热干燥技术,电渗透脱水阴极黏壁性的影响不仅涉及阴极附近污泥的含水率,而且需考虑伴随电渗透脱水的电化学反应所造成的污泥性状变化以及气膜的形成等。

3 结论

① 投加 CPAM 有利于污泥的机械脱水,降低

污泥的含水率,但也减小了后续电渗透脱水的效率。综合考虑泥饼的最终含水率,CPAM 的最佳投加量确定为污泥干基的 0.3% 。当电场强度为 20 V/cm 、脱水时间为 6 min 时,污泥最终含水率达到最低,为 62.4% 。

② 污泥含水率为 $70\% \sim 84\%$ 时,CPAM 投加量对电渗透脱水能耗影响较小;但当含水率降低到 70% 以下时,随着 CPAM 投加量的增加,电渗透脱水能耗在 0.3% 时达到最小,之后又急剧增大。

③ CPAM 影响电渗透脱水效率的原因是引起了污泥表面电荷的变化。CPAM 的添加造成阳离子电荷挤进污泥滑动面以内,中和污泥固体的表面电荷,压缩滑动层使其变薄。此外,污泥粒径和结合水含量对电渗透脱水的影响较小。

④ CPAM 可以有效抑制电渗透脱水过程中阴极污泥的黏壁问题。

参考文献:

- [1] Mahmoud A, Olivier J, Vaxelaire J, *et al.* Electrical field: A history review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering[J]. *Water Res.* 2010,44(8):2381–2407.
- [2] Conrardy J B, Vaxelaire J, Olivier J. Electro-dewatering of activated sludge: Electrical resistance analysis[J]. *Water Res.* 2016,100:194–200.
- [3] 马德刚,赵娴,柯忱. 阳极腐蚀对电脱水污泥中重金属的影响[J]. *中国给水排水*, 2014,30(23):94–97. Ma Degang, Zhao Xian, Ke Chen. Impact of anode corrosion on heavy metals in electrically dehydrated sludge[J]. *China Water & Wastewater*, 2014,30(23):94–97 (in Chinese).
- [4] Zhang S T, Yang Z J, Lu X B, *et al.* Novel electro-dewatering system for activated sludge biosolids in bench-scale, pilot-scale and industrial-scale applications[J]. *Chemical Engineering Research and Design*, 2017,121:44–56.
- [5] 吕文杰,胡耀峰,詹必才,等. 表面活性剂对污泥脱水性能影响的机理研究: Gemini 表面活性剂与聚电解质相互作用的分子动力学模拟[J]. *物理化学学报*, 2014,30(5):811–820. Lü Wenjie, Hu Yaofeng, Zhan Bicai, *et al.* Study on mechanism of surfactant influencing on sludge dewatering performance: molecular dynamics simulations of the interaction between Gemini surfactant and polyelectrolyte

- [J]. *Acta Physico-Chimica Sinica*, 2014, 30 (5): 811–820 (in Chinese).
- [6] Tuan P A, Sillanp M. Effect of freeze/thaw conditions, polyelectrolyte addition, and sludge loading on sludge electro-dewatering process [J]. *Chem Eng J*, 2010, 164 (1): 85–91.
- [7] Saveyn H, Pauwels G, Timmerman R, *et al.* Effect of polyelectrolyte conditioning on the enhanced dewatering of activated sludge by application of an electric field during the expression phase [J]. *Water Res*, 2005, 39 (13): 3012–3020.
- [8] Citeau M, Larue O, Vorobiev E. Influence of salt, pH and polyelectrolyte on the pressure electro-dewatering of sewage sludge [J]. *Water Res*, 2011, 45 (6): 2167–2180.
- [9] Smollen M, Kafaar A. Electroosmotically enhanced sludge dewatering: Pilot-plant study [J]. *Water Sci Technol*, 1994, 30(8): 159–168.
- [10] Lee D J. Measurement of bound water in waste activated sludge: Use of the centrifugal settling method [J]. *J Chem Technol Biotechnol*, 1994, 61 (2): 139–144.
- [11] Yen P S, Lee D J. Errors in bound water measurements using centrifugal settling method [J]. *Water Res*, 2001, 35(16): 4004–4009.
- [12] Wang Y L, Yan W L, Qian X, *et al.* Characterization of flocculation-conditioning ferric hydroxide gel with differently charged polyacrylamides [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2015, 7: 102–111.
- [13] Olivier J, Mahmoud A, Vaxelaire J, *et al.* Electro-dewatering of anaerobically digested and activated sludges: An energy aspect analysis [J]. *Drying Technology*, 2014, 32(9/12): 1091–1103.
- [14] 杨铁笙, 熊祥忠, 詹秀玲, 等. 粘性泥沙悬浮液中颗粒表面滑动层厚度的计算 [J]. *水利学报*, 2002 (5): 20–25.
- Yang Tiesheng, Xiong Xiangzhong, Zhan Xiuling, *et al.* The study on slipping water layers of cohesive sediment particles [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2002 (5): 20–25 (in Chinese).
- [15] 于晓艳, 支苏丽, 张书廷, 等. 吸附分离辅助电渗透脱水过程中污泥的特性 [J]. *环境工程学报*, 2012, 6 (8): 2853–2858.
- Yu Xiaoyan, Zhi Suli, Zhang Shuting, *et al.* Characteristics of sludge during electroosmotic dewatering assisted by absorptive separation [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2012, 6(8): 2853–2858 (in Chinese).
- [16] 刘勇, 郝赞, 张书廷. 低强度超声波与酸、碱协同对污泥溶胞的影响 [J]. *环境科学学报*, 2009, 29 (4): 683–688.
- Liu Yong, Hao Yun, Zhang Shuting. Effect of low intensity ultrasound/acid or alkaline combined treatment on activated sludge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(4): 683–688 (in Chinese).



作者简介: 于晓艳 (1982 –), 女, 山西朔州人, 博士, 讲师, 研究方向为固体废物处理及资源化。

E-mail: yxy198208@tju.edu.cn

收稿日期: 2019-04-05