

张丽芳, 余健鑫, 高杰, 等. 基于 XDLVO 理论的无机-有机混合絮凝剂对水厂污泥浓缩效果的影响[J]. 净水技术, 2025, 44(10): 73–80.
ZHANG L F, YU J X, GAO J, et al. Effect of inorganic organic mixed flocculants on sludge thickening in WTPs based on XDLVO theory[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(10): 73–80.

基于 XDLVO 理论的无机-有机混合絮凝剂对水厂污泥浓缩效果的影响

张丽芳¹, 余健鑫², 高杰², 彭铭鑫², 叶玉妍¹, 柳君侠^{2,*}

(1. 广州市自来水有限公司, 广东广州 510600; 2. 广东工业大学土木与交通工程学院, 广东广州 510006)

摘要 【目的】为解决广州某水厂污泥浓缩效果不佳的问题, 此文章开展后续研究。【方法】采用 XDLVO 理论研究无机[聚合氯化铝(PAC)、聚合氯化铁(PFC)、聚合氯化铝铁(PAFC)]与有机[聚丙烯酰胺(PAM)]混合絮凝剂对污泥界面作用的影响规律。【结果】相比单一的 PAM 工艺, 使用 PAM+PAC、PAM+PFC、PAM+PAFC 组合工艺能够对污泥上清液浑浊度、UV₂₅₄、氨氮和 COD 去除率提高 10~30 百分点, 且能够降低污泥容积指数, 其中 PAM+PAFC 组合工艺效果最好。相比单一的 PAM 工艺, 组合工艺污泥絮体表面孔隙较多, 团聚效果明显; 组合工艺能够有效提高污泥的疏水性, 进而降低界面水合排斥作用能, 有利于脱水和凝聚, 其中 PAM + PAFC 组合工艺污泥疏水性最高, 界面能垒最低。【结论】PAFC+PAM 在 pH 值为 5、7 与污泥以电性中和/网捕卷扫为主, 因此絮凝效果较好; 而在 pH 值为 9 时 PAFC 水解产物以负离子形式存在, 絮凝效果较差。此外, 在不同离子强度条件下(1、10、100 mmol/L)污泥浓缩效果差别不明显, 这是由于界面能垒主要由水合排斥作用主导, 而静电作用较弱, 贡献较小。研究成果对水厂排泥水浓缩工艺优化具有重要的意义。

关键词 污泥浓缩 聚丙烯酰胺(PAM) 聚合氯化铝(PAC) 聚合氯化铁(PFC) 聚合氯化铝铁(PAFC) XDLVO 理论 界面能垒

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)10-0073-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.10.008

Effect of Inorganic-Organic Mixed Flocculants on Sludge Thickening in WTPs Based on XDLVO Theory

ZHANG Lifang¹, YU Jianxin², GAO Jie², PENG Mingxin², YE Yuyan¹, LIU Junxia^{2,*}

(1. Guangzhou Water Supply Co., Ltd., Guangzhou 510600, China;

2. School of Civil and Transportation Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China)

Abstract [Objective] In response to the problem of poor sludge thickening efficiency in a water treatment plant (WTP) in Guangzhou, this paper conducts follow-up researches. [Methods] XDLVO theory was used to study the influence of inorganic [polyaluminum (PAC), polyaluminum iron (PFC), polyaluminum iron (PAFC)] and organic [polypropylene (PAM)] mixed flocculants on the effect laws on sludge interface. [Results] Compared with a single PAM process, the use of PAM+PAC, PAM+PFC, PAM+PAFC combined process can improve the turbidity, UV₂₅₄, ammonia nitrogen, and COD removal rate of sludge supernatant by 10 to 30 percentage points, and it could reduce the sludge volume index, among which the PAM+PAFC combination process had the best effect. Compared to the single PAM process, the combined process had more pores on the surface of sludge flocs and a significant agglomeration effect, and combination process could effectively improve the hydrophobicity of sludge, thereby reducing the interfacial hydration repulsion energy, which was beneficial for dehydration and coagulation. Among them, the PAM+PAFC combination process had the highest hydrophobicity of sludge and the lowest interfacial interaction energy barrier. [Conclusion] PAFC+PAM has a better

[收稿日期] 2024-04-28

[基金项目] 广东省基础与应用基础研究面上项目(2024A1515010563); 广州市自来水有限公司校企合作项目(HT-XC-20223-FW-0025)

[作者简介] 张丽芳(1988—), 女, 工程师, 研究方向为供水水质保障, E-mail: zhanglifangseason@163.com。

[通信作者] 柳君侠(1983—), 副教授, 研究方向为膜法水和废水处理技术, E-mail: whjunxia@163.com。

flocculation effect when it is mainly used for electrostatic neutralization/net capture and sweeping with sludge at pH values of 5 and 7; At a pH of 9, the PAFC hydrolysis product exists in the form of negative ions and lacks flocculation effect. In addition, there is no significant difference in sludge concentration efficiency under different ion strength conditions (1, 10, 100 mmol/L). This is because the interfacial energy barrier is mainly dominated by hydration repulsion, while the electrostatic effect is weak and contributes less. The research result are of great significance for optimizing the thickening process of sludge water in WTPs.

Keywords sludge thickening polyacrylamide (PAM) polyaluminum chloride (PAC) polyferric chloride (PFC) polyaluminum ferric chloride (PAFC) XDLVO theory interface energy barrier

水厂的废水主要来源于沉淀池的排泥水和滤池反冲洗水,可占整个水厂日产水量的 3%~7%^[1]。若对这部分水进行回用,不仅可以节约水资源,提高水厂的运营能力,还可减少废水的排放量。国内部分水厂已建立排泥水回收处理系统,通常加入聚丙烯酰胺(PAM)降低污泥比阻,改善污泥化学特性,提高排泥水浓缩性能^[2-5]。但在运行中会出现污泥浓缩池反池、上清液污染物浓度高等现象。有研究^[6-8]显示,在 PAM 的基础上,添加无机絮凝剂[聚合氯化铝(PAC)、聚合氯化铁(PFC)、聚合氯化铝铁(PAFC)]可以有效增强絮凝性能。然而,已有的研究往往聚焦于污泥的宏观沉降效果,而缺乏对作用机理的深入解析。从本质上讲,絮凝剂是通过改变污泥絮体物化特性,进而改变污泥颗粒间的相互作用及稳定性来影响固液分离效果。因此,从微界面作用角度探明絮凝剂强化固液分离性能是指导工艺优化的理论基础。

本文针对西江水广州某水厂排泥水浓缩效果不佳的问题,系统研究无机-有机混合絮凝剂(PAM、PAC+PAM、PFC+PAM、PAFC+PAM)对污泥絮体特性的改变及对污泥固液分离性能的增强效果;采用 XDLVO 理论从微观作用角度研究复合絮凝剂投加对污泥颗粒间范德华(LW)作用能、静电(EL)作用能、亲疏水(AB)作用能及污泥稳定性的影响规律,建立污泥特性、界面作用与污泥固液分离效果的关联性,揭示复合絮凝剂增强污泥浓缩的微观作用机理;考察水化学条件对复合絮凝剂沉降性能和界面作用的影响。与现有 DLVO 理论解析絮凝机理不同,本文通过 XDLVO 理论额外考虑亲疏水作用的影响。研究成果为西江水源排泥水浓缩工艺优化提供理论依据和技术支持。

1 材料与方法

1.1 排泥水与化学试剂

试验采集的排泥水样来自西江水源广州某水

厂。其浑浊度为 58 NTU, UV_{254} 为 0.17 cm^{-1} , COD 质量浓度为 22.4 mg/L 。试验中使用的药剂 PAM、PAC 和 PAFC 购自上海麦克林生化科技有限公司, PFC 购自上海易恩化学技术有限公司, 纳氏试剂购自上海源叶生物科技有限公司。

1.2 混凝试验

将 1 000 mL 水样倒入烧杯中,在每个烧杯中添加一定量的絮凝剂,使用六联搅拌机首先以 300 r/min 的速度搅拌 1.5 min,接着以 120 r/min 的速度搅拌 7 min,最后静置 30 min^[9]。观察絮体的形状,并记录 30 min 污泥沉降比。在距离上清液表面 2~3 cm 的位置取样。絮凝剂 PAM、PAC、PFC 和 PAFC 投量分别为 0.5、30、20、40 mg/L。

1.3 测试方法

使用浊度仪(哈希水质 2100Q)测量污泥上清液的浑浊度;采用紫外分光光度计(北京普析 UV-5100)测定上清液中的 UV_{254} 值;采用 COD 测定仪(齐威科技 TZD-100)检测上清液 COD 含量;采用纳氏试剂分光光度法测量氨氮含量;采用烘干称量法测量污泥浓度;采用 Zeta 电位分析仪(Malvern Zetasizer Nano ZS90)来测量污泥颗粒的 Zeta 电位;采用接触角测量仪(Malvern Zetasizer Nano ZS90)测量污泥与各种液体的接触角;采用激光粒度仪(Malvern Mastersizer 3000E)测量污泥颗粒的粒径;每个样品各项指标测 3 次取平均值。

1.4 XDLVO 理论

经典 DLVO 理论对混凝机理的理解仅考虑范德华作用和静电作用,在混凝机理研究过程中,DLVO 理论在预测水中胶体粒子相互作用及脱稳时,出现了一些与试验相悖或无法解释的现象,DLVO 理论认为 LW 作用能和 EL 作用能控制颗粒的碰撞絮凝效果,通常添加絮凝剂能降低 EL 作用能。然而有研究^[10-11]显示,在 EL 作用较弱的情况下胶体絮凝效果依然不好,说明胶体间除了 LW 和 EL 作用,还

有其他作用的存在, Hahn 等^[10]发现, 即使胶体粒子之间的静电排斥力很强, 粒子依然能够聚集, 从而实现混凝效果。而扩展的 DLVO 理论(即 XDLVO 理论)额外考虑了 AB 作用能, 认为胶体间的亲疏水性通过影响表面张力, 对混凝效率具有重要影响。因此, 本文采用 XDLVO 理论综合考虑 LW、EL 和 AB 作用能来解析无机-有机混合絮凝剂对污泥浓缩的增强机理。而忽略了酸碱水合作用, 这造成在实际应用中存在偏差。根据 XDLVO 理论, 界面作用能 U^{TOT} 由 LW、AB 及 EL 作用能来决定, 如式(1)。

$$U^{\text{TOT}}(h) = U^{\text{LW}}(h) + U^{\text{AB}}(h) + U^{\text{EL}}(h) \quad (1)$$

其中: U^{TOT} ——界面作用能, $k_{\text{B}}T$, 随颗粒间的分离距离 h 而变化, 它的最大值为 ΔE_{b} ;

U^{LW} ——LW 作用能分量, $k_{\text{B}}T$;

U^{AB} ——AB 作用能分量, $k_{\text{B}}T$;

U^{EL} ——EL 作用能分量, $k_{\text{B}}T$;

U^{LW} 、 U^{AB} 、 U^{EL} 计算如式(2)~式(4)。

$$U^{\text{LW}}(h) = \pi \Delta G_{h_0}^{\text{LW}} \frac{h_0^2}{h} \times d_{\text{p}} \quad (2)$$

$$U^{\text{AB}}(h) = \pi d_{\text{p}} \lambda \Delta G_{h_0}^{\text{AB}} \times \exp\left(\frac{h_0 - h}{\lambda}\right) \quad (3)$$

$$U^{\text{EL}}(h) = \frac{\pi \varepsilon_{\text{r}} \varepsilon_0 d_{\text{p}}}{2} \times \left[2 \zeta_{\text{f}} \zeta_{\text{m}} \times \ln \frac{1 + \exp(-\kappa h)}{1 - \exp(-\kappa h)} + (\zeta_{\text{f}}^2 + \zeta_{\text{m}}^2) \times \ln[\exp(-2\kappa h)] \right] \quad (4)$$

其中: h_0 ——污泥颗粒最小分离距离, 取值为 0.158 nm;

λ ——AB 作用衰变长度, 取值为 0.6 nm;

ε_{r} 、 ε_0 ——溶液的介电常数;

d_{p} ——污泥颗粒尺寸, 对于不同尺寸的污泥颗粒可通过加权平均来确定;

$G_{h_0}^{\text{AB}}$ ——AB 的单位面积作用能, $k_{\text{B}}T/\text{m}^2$;

$\Delta G_{h_0}^{\text{LW}}$ ——LW 的单位面积作用能, $k_{\text{B}}T/\text{m}^2$;

ζ_{f} 、 ζ_{m} ——2 种不同污泥颗粒 f 和 m 的表面的 Zeta 电位(表征污泥的表面电荷);

κ ——德拜屏蔽常数的倒数, nm^{-1} , 根据溶液离子强度来确定, 对于盐溶液来说, κ 与离子强度 IS 关系表达如式(5)。

$$\kappa = \sqrt{I_{\text{IS}}}/0.304 \quad (5)$$

其中: I_{IS} ——离子强度, mol/L。

式(2)和式(3)中 $\Delta G_{h_0}^{\text{LW}}$ 和 $\Delta G_{h_0}^{\text{AB}}$ 的表达如式(6)~式(7)。

$$\Delta G_{h_0}^{\text{AB}} = 2\sqrt{\gamma_{\text{w}}^+}(\sqrt{\gamma_{\text{m}}^-} + \sqrt{\gamma_{\text{f}}^-} - \sqrt{\gamma_{\text{w}}^-}) + 2\sqrt{\gamma_{\text{w}}^-}(\sqrt{\gamma_{\text{m}}^+} + \sqrt{\gamma_{\text{f}}^+} - \sqrt{\gamma_{\text{w}}^+}) - 2(\sqrt{\gamma_{\text{f}}^- \gamma_{\text{m}}^+} + \sqrt{\gamma_{\text{f}}^+ \gamma_{\text{m}}^-}) \quad (6)$$

$$\Delta G_{h_0}^{\text{LW}} = 2(\sqrt{\gamma_{\text{w}}^{\text{LW}}} - \sqrt{\gamma_{\text{m}}^{\text{LW}}})(\sqrt{\gamma_{\text{f}}^{\text{LW}}} - \sqrt{\gamma_{\text{w}}^{\text{LW}}}) \quad (7)$$

其中: w、f、m——水溶液 w;

γ^{LW} 、 γ^+ 、 γ^- ——LW、电子受体和电子供体的表面张力参数。

γ^{LW} 、 γ^+ 、 γ^- 可通过杨氏方程来确定[式(8)]。

$$(1 + \cos\theta') \gamma_{\text{l}}^{\text{TOT}} = 2(\sqrt{\gamma_{\text{s}}^{\text{LW}} \gamma_{\text{l}}^{\text{LW}}} + \sqrt{\gamma_{\text{s}}^+ \gamma_{\text{l}}^-} + \sqrt{\gamma_{\text{s}}^- \gamma_{\text{l}}^+}) \quad (8)$$

其中: θ' ——固体表面的接触角(可代表污泥颗粒的亲疏水性);

s、l——固体表面和液体;

γ^{TOT} ——总表面张力参数, 由非极性的 γ^{LW} 和极性的 AB 张力 (γ^{AB}) 组成, γ^{AB} 的计算如式(9)。

$$\gamma^{\text{AB}} = 2\sqrt{\gamma^+ \gamma^-} \quad (9)$$

对于 γ^{LW} 、 γ^+ 和 γ^- 的计算, 可通过测定污泥对 2 种亲水性液体(水、甘油)和一种疏水性液体(二碘甲烷)的接触角来通过式(8)来确定。

本次试验的路线如下: 通过测量原污泥及经 PAM、PAC+PAM、PFC+PAM、PAFC+PAM 处理后污泥的接触角、Zeta 电位和污泥粒径来确定污泥间的 ΔE_{b} 。具体来说, 根据污泥对 3 种液体接触角由式(8)可以计算出污泥的 γ^{LW} 、 γ^+ 和 γ^- ; 然后根据式(6)和式(7)可获得 LW 和 AB 的 $\Delta G_{h_0}^{\text{LW}}$ 和 $\Delta G_{h_0}^{\text{AB}}$; 结合污泥粒径, 根据式(2)和式(3)可得到 LW 和 AB 的作用能 U^{LW} 和 U^{AB} 随分离距离的变化; 再根据测定的污泥 Zeta 电位和粒径, 通过式(4)可计算出 U^{EL} 随分离距离的变化; 而 IS(1、10、100 mmol/L NaCl 溶液)通过影响 κ 来影响 U^{EL} ; 根据式(1)将三者作用能 U^{LW} 、 U^{AB} 和 U^{EL} 叠加即可获得 U^{TOT} 随分离距离的变化, 其中 U^{TOT} 的最大值即为 ΔE_{b} 。

2 结果与讨论

2.1 絮凝剂絮凝效果

图 1 为 PAM、PAM+PAC、PAM+PFC、PAM+PAFC 混合投加对上清液中浊度、 UV_{254} 、氨氮和 COD 的去除率以及各自污泥指数。整个来看,无机和有机共混投加能够进一步提高对水质指标的去除效果。具体来看,针对浊度,相对单一的 PAM 投加,3 种组合去除率提高 10%,且 3 种组合效果接近(93%左右);针对 UV_{254} 去除率,额外投加 PAC 和 PFC 能够提高约为 25%,而投加 PAFC 去除率能够提高约为 32%,效果最优;对氨氮的去除,PAC 和 PAFC 效果最好,高出 15%以上,对于 COD 的去除,额外投加 PAC 和 PFC 并没有改善效果,而 PAFC 具有明显的效果;对于浊度的去除,3 组混凝剂对浊度的去除都相差不大,都能达到 92%;对于 UV_{254} 的去除,PAM-PAFC 组合的去除率可以达到 82.4%,比 PAM 单独处理可以提高近 30%的去除率;对于氨氮的去除,在 PAM 的基础上,额外投加 PAC 和 PAFC 效果较好,去除率提高约为 15%,达到 80%左右;而对于 COD 的去除,PAM+PAFC 组合工艺具有明显的优势,相比单一 PAM,额外投加 PAFC 对去除率提高约为 14%,而 2 种组合工艺对去除率提高约为 5%。对于污泥容积指数,3 种组合工艺低于单独 PAM,说明污泥的沉降性能有所提升,而 PAFC 比其余 2 种略有优势。整个来看,PAM+PAFC 组合工艺效果最好(图 1)。

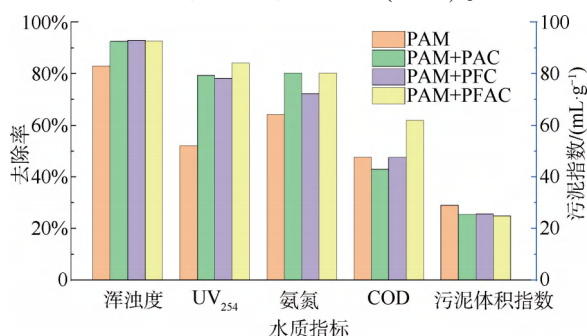


图 1 PAM 单独及无机-有机混合絮凝剂絮凝效果

Fig. 1 Flocculation Effect of PAM Alone and Inorganic-Organic Mixed Flocculants

2.2 污泥特性及界面作用

图 2(a)~图 2(e)为经过絮凝剂处理前后的污泥形态轮廓图。图 2(a)为未经处理的污泥微观结构,其表面平整、光滑、连续,无明显的团聚体;仅经 PAM 调节后污泥似乎凝聚在一起,呈现出多孔的絮

体结构[图 2(b)];经过 PAC+PAM[图 2(c)]、PFC+PAM[图 2(d)]、PAFC+PAM[图 2(e)]组合处理后,污泥明显团聚并产生孔隙,为排水提供了通道,增强了脱水能力,其中经过 PAFC+PAM 处理的污泥样品表面存在较大的裂缝,且高度差较大,絮体团聚更加突出,孔隙通道更多,脱水能力进一步提高。PAFC 兼具 PAC、PFC 双重属性的双羟桥高分子型净水剂,利用 Fe^{3+} 与 Al^{3+} 在水解与聚合方面的相似性与差异性,具有较好的净水效果。

图 2(f)~图 2(j)为经过絮凝剂处理前后的污泥亲疏水性和表面电荷。从图 2(f)中可以看出,没有添加絮凝剂的污泥样品接触角最低为 14.3° ,说明其疏水性最弱,Zeta 电位为 -9.2 mV;添加 PAM 后的污泥样品接触角有所提高[20.9° ,图 2(g)],表明疏水性有所增强,相比未经处理的污泥样品电负性增强(Zeta 电位为 -11.0 mV),可能与添加了阴离子 PAM 有关。添加无机+机絮凝剂的污泥样品[图 2(h)~图 2(j)],其接触角进一步升高到约 30° ,其中添加 PAFC+PAM[图 2(j)]的污泥样品接触角最大,为 33.8° 。污泥的接触角越大,意味着污泥的疏水性增强,不容易与水结合,从而促使污泥絮体自身的结合,有利于絮凝^[12-13]。此外,使用 PAC+PAM、PFC+PAM、PAFC+PAM 组合混凝剂处理的污泥样品的电负性都有所下降,分别是 -5.2 、 -3.0 、 -3.7 mV。降低 Zeta 电位有利于降低污泥之间的排斥作用,进而促进颗粒脱稳团聚^[14]。

根据絮凝理论,污泥想要凝聚需要克服污泥颗粒间的 ΔE_b 。图 2(k)~图 2(o)为经絮凝剂处理前后的污泥界面作用能。污泥的界面作用 U^{TOT} 由 LW、AB 及 EL 作用能构成,从图中可以看出,LW 作用为负值吸引作用,AB 作用能为正值排斥作用,而 EL 作用能相对较小。整个来看,絮凝剂处理前后 LW 和 EL 作用能变化不大。因此,总的 ΔE_b 由 AB 作用能贡献。整个来看,未经处理的污泥样品之间 ΔE_b 是 $3.54 \times 10^5 k_B T$ [图 2(k)],而经过 PAM 处理的污泥样品 ΔE_b 有所降低,为 $3.01 \times 10^5 k_B T$ [图 2(l)],而经过无机-有机混合絮凝剂处理后,污泥样品的 ΔE_b 大幅下降,经 PAC+PAM、PFC+PAM、PAFC+PAM 絮凝剂组合处理后,污泥样品的 ΔE_b 分别是 9.79×10^4 、 1.66×10^5 、 $8.21 \times 10^4 k_B T$ [图 2(m)~图 2(o)],其中 PAFC+PAM 作用下 ΔE_b 最小,这与

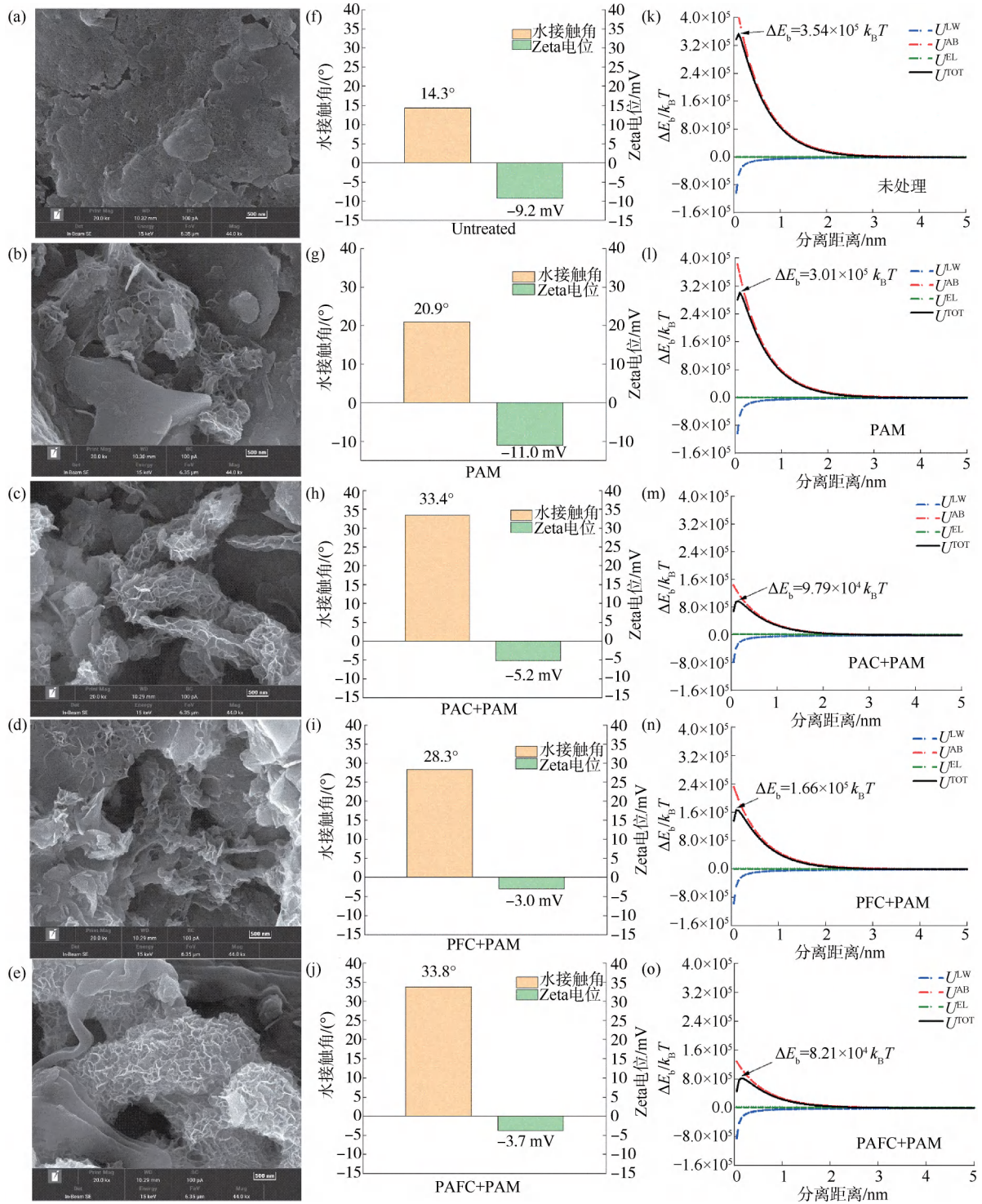


图2 污泥样品 SEM 图像[(a)~(e)]、水接触角和 Zeta 电位[(f)~(j)]与界面作用能图像[(k)~(o)]

Fig. 2 SEM Image[(a)~(e)] of Sludge Sample, Water Contact Angle and Zeta Potential [(f)~(j)], and Interface Interaction Energy Image [(k)~(o)]

图 1 的絮凝效果相一致。

2.3 水化学条件的影响

本文以最优的 PAFC+PAM 为例,进一步研究了

水化学条件的影响。图 3(a) 为不同 pH 条件对 PAFC-PAM 絮凝效果的影响。可以看出, PAFC + PAM 对污泥水质指标的去除情况。整个来看,在

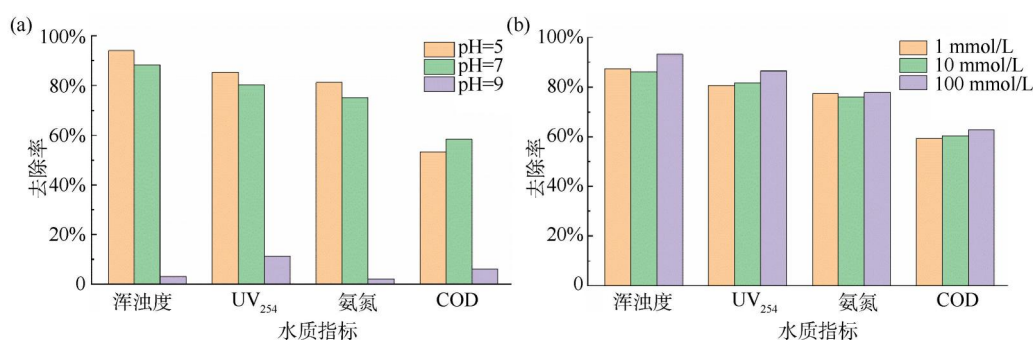


图3 (a) pH值和(b)离子强度对 PAFC-PAM 絮凝效果的影响

Fig. 3 Effect of Different (a) pH Values; and (b) IS PAFC-PAM Flocculant

pH=5、7 时去除效果较好。在 pH 值为 5 时,对上清液中浊度、UV₂₅₄、氨氮、COD 的去除率分别是 94.1%、85.3%、81.3%、53.3%;而 pH 值为 7 时,浊度、UV₂₅₄、氨氮、COD 的去除率分别为 88.3%、80.2%、75.1%、58.3%;这可能是因为 pH 值为 5 时,铝盐在水中将生产较多的多羟基配合物,如 $[Al_2(OH)_4]^{4+}$ 、 $[Al_2(OH)_4]^{5+}$,有利于电性中和;而在 pH 值为 7 时,水解产物以 $Al(OH)_3$ 沉淀物为主,能够通过网捕或卷扫来实现污泥颗粒的沉淀;而 pH=9 时絮凝剂组合对 4 种指标的几乎不能起到效果(去除率在 10%以下),并且试验观察到 pH=9 条件下上清液很浑浊,呈黄色,这可能是因为碱性环境下铝盐水解产物以负离子形式 $[Al(OH)_4]^-$ 存在,缺乏絮凝效果^[15]。因此,铝盐在不同 pH 条件下的形态不同是导致污泥浓缩效果的重要原因(铁盐类似)。

图 3(b) 为不同 IS 条件下 PAFC+PAM 对污泥的浓缩效果。本试验中的离子为正一价钠离子,通过在污泥中添加氯化钠从而改变 IS。对于 IS 分别为 1、10、100 mmol/L 的泥水,浊度去除率分别

为 87.3%、86.1% 和 93.1%;UV₂₅₄ 去除率分别是 80.6%、81.7% 和 86.4%;氨氮去除率分别是 77.4%、75.9% 和 77.8%;COD 去除率分别是 59.3%、60.4% 和 62.8%。整个来看,增加 IS 对污泥沉降性能略有提升,这可能是因为随着离子强度的增加,由于压缩双电层的作用,EL 作用能逐渐减弱^[16]。然而,仔细观察图 3(b) 发现,不同 IS 情况下的絮凝去除率相差并不大(去除率相差小于 6%);为了进一步弄清原因,我们测定了不同 EL 下污泥样品界面作用能图(图 4)。仔细观察发现,EL 作用能非常小,界面作用能主要由 LW 和 AB 作用能组成,其 ΔE_b 主要由水合排斥作用贡献。由于 IS 通过影响德拜常数仅仅改变 EL 作用能,因此增加 IS 并未明显改善污泥上清液的污染物去除率。

3 结论

(1) 相比单一的 PAM 工艺,使用 PAM+PAC、PAM+PFC、PAM+PAFC 组合工艺能够对污泥上清液浊度、UV₂₅₄、氨氮和 COD 去除率提高 10~30 百分点,且能够降低污泥容积指数,其中 PAM + PAFC 组合工艺效果最好。

(2) 相比单一的 PAM 工艺,组合工艺污泥絮体

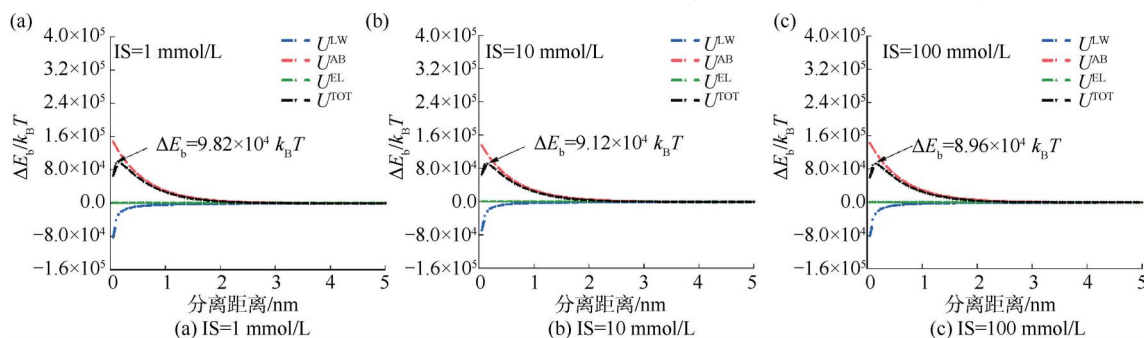


图4 不同离子强度污泥样品的界面作用能图像

Fig. 4 Interface Interaction Energy Images of Sludge Samples with Different IS

表面孔隙较多,团聚效果明显;组合工艺能够有效提高污泥的疏水性,进而降低界面水合排斥作用能,有利于脱水和凝聚,其中 PAM + PAFC 组合工艺污泥疏水性最高, ΔE_b 最低。

(3)PAFC+PAM 在 pH 值为 5、7 时,污泥以电性中和/网捕卷扫为主,因此絮凝效果较好;而在 pH 值为 9 时铝铁盐水解产物以负离子形式存在,缺乏絮凝效果较差。

(4)PAFC+PAM 在不同 IS 条件下(1、10、100 mmol/L)污泥浓缩效果差别不明显,这是由于静电作用较弱,而 ΔE_b 主要由 AB 作用能主导。

参考文献

- [1] 吴哲帅. 净水厂排泥水回流参数及安全性试验研究[D]. 南昌: 华东交通大学, 2019.
- WU Z S. Experimental study on parameters and safety of sludge water reflow in water treatment plant [D]. Nanchang: East China Jiaotong University, 2019.
- [2] LIU T, ZHANG X, DING G, et al. Improvement of waste sludge dewaterability by a novel co-conditioning approach with polyaluminum chloride-sludge based carbon-polyacrylamide[J]. Separation and Purification Technology, 2024, 330: 125449. DOI: 10.1016/j.seppur.2023.125449.
- [3] 曹政, 张怡然, 赵宇, 等. 阴离子聚丙烯酰胺对净水厂污泥浓缩性影响的试验研究[J]. 供水技术, 2021, 15(4): 11-13.
- CAO Z, ZHANG Y R, ZHAO Y, et al. Study on effect of anion polyacrylamide on sludge concentration in waterworks[J]. Water Technology, 2021, 15(4): 11-13.
- [4] 杨永超, 尹玉苑. PAM 和 PAC 对净水厂排泥池和污泥浓缩池絮凝沉淀效果影响的研究[J]. 工程建设与设计, 2023(3): 163-165.
- YANG Y C, YIN Y Y. Study on flocculation and sedimentation effect of PAM and PAC on sludge discharge tank and sludge concentration tank of water purification plant[J]. Construction & Design for Engineering, 2023(3): 163-165.
- [5] 李政伟, 高小涛, 马浩. 净水厂排泥水处理现状及展望[J]. 水处理技术, 2024, 50(6): 15-20.
- LI Z W, GAO X T, MA H. Present situation and prospect of water treatment residuals in water purification plant [J]. Technology of Water Treatment, 2024, 50(6): 15-20.
- [6] ZENG Y S, WANG Z X, PAN Z X, et al. Novel thermodynamic mechanisms of co-conditioning with polymeric aluminum chloride and polyacrylamide for improved sludge dewatering: A paradigm shift in the field [J]. Environmental Research, 2023, 234: 116420. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116420.
- [7] 陈丹丹, 王海琼, 蒋佳芯, 等. 无机-有机复合高分子絮凝剂的制备与性能研究[J]. 化学工程与装备, 2022(10): 16-18.
- CHEN D D, WANG H Q, JIANG J X, et al. Preparation and performance study of inorganic-organic composite polymer flocculants [J]. Chemical Engineering & Equipment, 2022(10): 16-18.
- [8] 刘鉴雯, 孙永军, 马江雅, 等. 阳离子聚丙烯酰胺对黑臭河水的絮凝效果研究[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(s1): 152-155.
- LIU J W, SUN Y J, MA J Y, et al. Flocculation effect of CPAM on black-odor river [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 41(s1): 152-155.
- [9] 刘培强. 黄河水源净水厂排泥水处理及资源化研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2022.
- LIU P Q. Study on the treatment and resource utilization of sludge water from the Yellow River source water purification plant [D]. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2022.
- [10] HAHN M W, ABADZIC D, O'MELIA C R, et al. Aquasols: On the role of secondary minima [J]. Environmental Science & Technology, 2004, 38(22): 5915-5924.
- [11] PARK Y, HUANG R Y, CORTI D S, et al. Colloidal dispersion stability of unilamellar DPPC vesicles in aqueous electrolyte solutions and comparisons to predictions of the DLVO theory [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2009, 2010, 342(2): 300-310. DOI: 10.1016/j.jcis.2009.10.048.
- [12] 王玉洁. 活性污泥吸附溶解态碳源的效能及机制研究[D]. 济南: 山东大学, 2023.
- WANG Y J. Study on the efficiency and mechanism of activated sludge adsorption of dissolved carbon source [D]. Jinan: Shandong University, 2023.
- [13] 王帅. 胞外多糖特性及其对颗粒污泥聚集性能及稳定性的影响机制研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2022.
- WANG S. Characteristics of exopolysaccharide and its impacts mechanism on granular aggregation and stability [D]. Chongqing: Chongqing University, 2022.
- [14] 孙婧欣. CA/Fe²⁺/PDS 体系改善污泥脱水性能及机理研究[D]. 西安: 西安理工大学, 2024.
- SUN J X. Study on improvement of sludge dewatering performance and mechanism of action via CA/Fe²⁺/PDS [D]. Xi'an: Xi'an University of technology, 2024.
- [15] 严熙世, 范瑾初. 给水工程[M]. 第四版. 北京: 中国建筑

工业出版社, 1999.

YAN X S, FAN J C. Water supply engineering [M]. 4th ed. Beijing: China Architecture Publishing & Media Co., Ltd., 1999.

[16] 陈瑶. 基于 XDLVO 理论的污泥絮凝沉降性能影响因素研究

[D]. 重庆: 西南大学, 2015.

CHEN Y. Study on the factors affecting the flocculation and sedimentation performance of sludge based on the XDLVO theory

[D]. Chongqing: Southwest University, 2015.

(上接第 10 页)

Purification and characterization of (per)chlorate reductase from the chlorate-respiring strain GR-1 [J]. Journal of Bacteriology, 1999, 181(21): 6706–6711.

[52] GINKEL C G V, RIKKEN G B, KROON A G M, et al. Purification and characterization of chlorite dismutase: A novel oxygen-generating enzyme [J]. Archives of Microbiology, 1996, 166(5): 321–326.

[53] ZHU Y, WU M, GAO N, et al. Removal of antimonate from wastewater by dissimilatory bacterial reduction: Role of the coexisting sulfate [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 341: 36–45. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.07.042.

[54] THATOI H, DAS S, MISHRA J, et al. Bacterial chromate reductase, a potential enzyme for bioremediation of hexavalent chromium: A review [J]. Journal of Environmental Management, 2014, 146: 383–399. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.07.014.

[55] KRUGER M C, BERTIN P N, HEIPIEPER H J, et al. Bacterial metabolism of environmental arsenic—Mechanisms and biotechnological applications [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, 97(9): 3827–3841.

[56] ZUO Z, NIU C, ZHAO X, et al. Biological bromate reduction coupled with in situ gas fermentation in H₂/CO₂-based membrane biofilm reactor [J]. Water Research, 2024, 254: 121402. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121402.

[57] LAI C Y, YANG X, TANG Y, et al. Nitrate shaped the selenate-reducing microbial community in a hydrogen-based biofilm reactor [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(6): 3395–3402.

[58] JANG Y, LEE S H, KIM N K, et al. Metagenomic analysis reveals abundance of mixotrophic, heterotrophic, and homoacetogenic bacteria in a hydrogen-based membrane biofilm reactor [J]. Water Research, 2024, 267: 122564. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122564.

[59] WHITELEY M, DIGGLE S P, GREENBERG E P. Progress in

and promise of bacterial quorum sensing research [J]. Nature, 2017, 551(7680): 313–320.

[60] CHEN Y, DONG K, ZHANG Y, et al. Enhancing biofilm formation in the hydrogen-based membrane biofilm reactor through bacterial Acyl-homoserine lactones [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2024, 18(11): 142–142.

[61] ZHOU C, ONTIVEROS-VALENCIA A, WANG Z, et al. Palladium recovery in a H₂-based membrane biofilm reactor: Formation of Pd(0) nanoparticles through enzymatic and autocatalytic reductions [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(5): 2546–2555.

[62] WU C, ZHOU J, PANG S, et al. Reduction and precipitation of chromium(VI) using a palladized membrane biofilm reactor [J]. Water Research, 2024, 249: 120878. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120878.

[63] ZHOU C, ONTIVEROS-VALENCIA A, NERENBERG R, et al. Hydrogenotrophic microbial reduction of oxyanions with the membrane biofilm reactor [J]. Frontiers in Microbiology, 2019, 9: 3268. DOI: 10.3389/fmicb.2018.03268.

[64] LI X, YANG L, ZHOU J, et al. Biogenic palladium nanoparticles for wastewater treatment: Formation, applications, limitations, and future directions [J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 64: 105641. DOI: 10.1016/j.jwpe.2024.105641.

[65] CAPUA F D, PAPIRIO S, LENS P N L, et al. Chemolithotrophic denitrification in biofilm reactors [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 280: 643–657. DOI: 10.1016/j.cej.2015.05.131.

[66] CHO H H, STREZOV V, EVANS T J. A review on global warming potential, challenges and opportunities of renewable hydrogen production technologies [J]. Sustainable Materials and Technologies, 2023, 35: e00567. DOI: 10.1016/j.susmat.2023.e00567.