

安莹,唐晨,幸韵欣,等. PAM 与不同无机调理剂复配调理对填埋污泥脱水性能的影响[J]. 净水技术, 2025, 44(3): 96-105.

AN Y, TANG C, XING Y X, et al. Effect of PAM conditioning combined with different inorganic conditioners on dewatering performance of landfill sludge [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(3): 96-105.

## PAM 与不同无机调理剂复配调理对填埋污泥脱水性能的影响

安莹<sup>1</sup>,唐晨<sup>1</sup>,幸韵欣<sup>1</sup>,郗家福<sup>2</sup>,周振<sup>1,\*</sup>,林莉峰<sup>2</sup>

(1.上海电力大学环境与化学工程学院,上海 200090;2.上海市政工程设计研究总院<集团>有限公司,上海 200092)

**摘要** 【目的】探究聚丙烯酰胺(PAM)与不同无机调理剂复配对填埋污泥的脱水性能、流变特性以及胞外聚合物(EPS)分布特征的影响,以期为填埋污泥脱水处理提供更有效的调理方案。【方法】研究采用PAM与FeCl<sub>3</sub>、PAM与Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>、PAM与CaO等3种脱水调理方案对填埋污泥进行化学调理,测定调理后污泥的比阻(SRF)、毛细吸水时间、流变特性、粒径分布、Zeta电位、EPS以及污泥压滤后的泥饼含水率,综合评估调理效果及其对污泥脱水性能的影响。【结果】当混凝剂为Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>时,污泥的SRF在投加量为80 mg/(g DS)时最小,为 $3.88 \times 10^7$  s<sup>2</sup>/g。基于流变特性分析,3种调理污泥的极限黏度顺序为:CaO>FeCl<sub>3</sub>>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>,填埋污泥储能模量和损耗模量的差距则呈现FeCl<sub>3</sub>>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>>CaO的特点,当混凝剂投加量较大时,CaO调理下填埋污泥的储能模量明显高于FeCl<sub>3</sub>和Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>。在不同混凝剂投加量下,调理后填埋污泥中的蛋白质含量均呈现FeCl<sub>3</sub><CaO<Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>的特点。【结论】3种脱水调理方案对填埋污泥进行预处理后均能在一定程度上改善污泥的脱水性能。FeCl<sub>3</sub>和Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>通过改善填埋污泥的流动性和黏度,显著提高其脱水性能;而CaO则主要通过增加填埋污泥粒径,从而提升其脱水效果。若从填埋污泥的混凝脱水效果角度考虑,FeCl<sub>3</sub>作为混凝剂较佳。若考虑填埋污泥的传输和能耗等方面,CaO作为混凝剂更为适宜。鉴于填埋污泥中蛋白质含量较高,填埋污泥的脱水调理优选铁盐。

**关键词** 填埋污泥 药剂调理 污泥脱水性能 流变特性 胞外聚合物(EPS)

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)03-0096-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.03.012

## Effect of PAM Conditioning Combined with Different Inorganic Conditioners on Dewatering Performance of Landfill Sludge

AN Ying<sup>1</sup>, TANG Chen<sup>1</sup>, XING Yunxin<sup>1</sup>, XI Jiafu<sup>2</sup>, ZHOU Zhen<sup>1,\*</sup>, LIN Lifeng<sup>2</sup>

(1. College of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University of Electric Power, Shanghai 200090, China;

2. Shanghai Municipal Engineering Design Institute <Group> Co., Ltd., Shanghai 200092, China)

**Abstract** [Objective] This study aims to investigate the effects of the combination of polyacrylamide (PAM) and various inorganic conditioners on dewatering performance, rheological properties and extracellular polymeric substances (EPS) distribution of landfilled sludge, with the goal of providing a more effective conditioning solution for landfilled sludge dewatering. [Methods] The study employed three dewatering conditioning schemes: PAM with FeCl<sub>3</sub>, PAM with Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, and PAM with CaO, to chemically condition the landfilled sludge. The specific resistance (SRF), capillary suction time, rheological properties, particle size distribution, Zeta potential, EPS, and cake moisture content after filtration of the conditioned sludge were measured to comprehensively evaluate the conditioning effects and their impact on dewatering performance of sludge. [Results] When Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> was used as the coagulant, the SRF of the sludge reached its minimum value ( $3.88 \times 10^7$  s<sup>2</sup>/g) at a dosage of 80 mg/(g DS). Based on the analysis of rheological properties, the limiting viscosity of the three conditioned sludges followed the order: CaO>FeCl<sub>3</sub>>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, while the energy storage modulus and loss modulus of the landfilled sludge exhibited a trend of FeCl<sub>3</sub>>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>>CaO. When the coagulant dosage was high, the storage modulus of the landfilled sludge conditioned with CaO was significantly higher than that conditioned with

[收稿日期] 2024-03-24

[基金项目] 上海市科委“科技创新行动计划”(22dz1209206)

[作者简介] 安莹(1981—),女,副教授,研究方向为污水处理及资源化利用,E-mail: anying007@163.com。

[通信作者] 周振(1981—),男,教授,研究方向为污泥减量、废水处理新技术,E-mail: zhouzhen@shiep.edu.cn。

FeCl<sub>3</sub> and Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>. The protein content in the conditioned sludge under different coagulant dosages followed the trend of FeCl<sub>3</sub><CaO<Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>. [ **Conclusion** ] All three dewatering conditioning schemes are able to improve the dewatering performance of the landfilled sludge to some extent after pre-treatment. FeCl<sub>3</sub> and Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> significantly enhance the dewatering performance by improving the flowability and viscosity of the sludge, while CaO mainly improve the dewatering effect by increasing the particle size of the sludge. From the perspective of coagulation-dewatering performance, FeCl<sub>3</sub> is a more effective coagulant. However, considering aspects such as sludge transport and energy consumption, CaO is more suitable as a coagulant. Given the high protein content in landfilled sludge, iron salts are preferred for the dewatering conditioning of landfilled sludge.

**Keywords** landfill sludge chemical conditioning sludge dewatering performance rheological property extracellular polymeric substance (EPS)

污水处理过程中产生了大量的污泥,对其处置方式主要有卫生填埋、焚烧、堆肥和制成建筑材料等<sup>[1]</sup>。自2008年以来,我国填埋场脱水污泥的含水率已从80%降至60%,但是各地已经储存了大量具有较高含水率的填埋污泥,并占据了大量的垃圾填埋场<sup>[2]</sup>。为了缓解垃圾填埋场库容日趋紧张的难题,许多城市实施了将高含水率的填埋污泥进行脱水的减量措施<sup>[3]</sup>。

在污泥中添加调理剂是目前常用的污泥脱水方法,其中,聚丙烯酰胺(PAM)是常用的有机调理剂,被广泛用于改善污泥的流变性并增强其脱水性能,然而,单独使用PAM不能有效地分解胞外聚合物(EPS),导致结合水的释放受限,因此其只能提高过滤速率,而不会显著降低污泥的含水量<sup>[4]</sup>。与单独使用PAM相比,无机调理剂和PAM复配调理可以实现更好的脱水性能和污泥流变行为<sup>[5]</sup>。本研究采用不同的无机混凝剂复配PAM调理填埋污泥,从脱水指标、流变学特性和EPS分布特征等方面对其特性进行分析,以期为今后污泥调理研究提供支持和参考。

## 1 试验材料和方法

### 1.1 试剂与仪器

污泥取自上海某污泥填埋场,基本性质为:挥发性悬浮固体/悬浮固体=31%,pH值=9.41,Zeta电位=-17.21 mV,比阻(SRF)= $2.00 \times 10^{10}$  s<sup>2</sup>/g,毛细吸水时间(CST)=552 s,含水率为75.8%。试验所用药品为PAM,FeCl<sub>3</sub>,Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>和CaO等,纯度为分析纯。

试验所用仪器为六连搅拌机(ZR4-6);pH计(HQ30 d);荧光分光光度计(RF-5301pc);激光衍射式粒度分布仪(SALD-2201);Zeta电位分析仪(Nano-ZS90);污泥CST测试仪(Model 304 M)和

SRF测定仪(TG-250)等。

### 1.2 试验方法

将填埋污泥样品稀释至含水率为 $89.5\% \pm 0.5\%$ ,并通过0.25 mm的筛网过滤待用。配置质量浓度为2 g/L的PAM溶液以及质量浓度为201.8 g/L的FeCl<sub>3</sub>溶液。在300 mL污泥中分别投加60、80、100、120、140、160 mg/(g DS)的FeCl<sub>3</sub>[Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>、CaO]溶液,在200 r/min下搅拌10 min;然后投加1.2 mg/(g DS)的PAM溶液,在150 r/min下继续搅拌10 min。调理结束后,测定污泥pH、SRF、CST、Zeta电位、粒径、流变学特性以及EPS等,将污泥压滤后测定泥饼含水率。

### 1.3 分析方法

SRF由SRF测定仪测定,CST由CST测定仪测得。使用激光衍射式粒度分布仪和Zeta电位分析仪分别测定粒径和Zeta电位;pH由pH计测定。流变特性采用剪切速率扫描、应变振幅扫描法获得<sup>[6]</sup>。三维荧光光谱使用荧光分光光度计进行测定。

EPS分为可溶性EPS(S-EPS)、松散结合型EPS(LB-EPS)和紧密结合型EPS(TB-EPS),且EPS中的多糖(PS)采用蒽酮-硫酸法测定,蛋白质(PN)采用Folin-酚法测定<sup>[7]</sup>。EPS分级提取如下。(1)S-EPS的提取:将50 mL污泥在4℃,4 000 g的条件下离心15 min,收集的上清液过0.45 μm滤膜,即为S-EPS。(2)LB-EPS的提取:将(1)中离心后的污泥沉淀重新悬浮于少量NaCl溶液(质量分数为0.05%,下同)中,随即加入预热至70℃的NaCl溶液以确保悬浮液温度达到50℃,并使其体积重新达到50 mL。将污泥悬浮液立即振荡1 min,然后在4℃条件下离心(4 000 g,10 min)并收集上清液过0.45 μm滤膜,即为LB-EPS。(3)TB-EPS的提取:将(2)中污泥固体重新悬浮于NaCl溶液中,定容到

50 mL,并置于 60 °C 水浴中加热 30 min,然后在 4 °C,4 000 g 条件下离心 10 min,上清液过 0.45 μm 滤膜即为 TB-EPS。

## 2 结果和讨论

### 2.1 不同调理体系对污泥脱水性能的影响

经过不同混凝剂复配 PAM 调理后,填埋污泥的脱水性能得到不同程度的改善(图 1)。由图 1(a)可知,当混凝剂为 FeCl<sub>3</sub> 和 CaO 时,填埋污泥的 SRF 均随投加量的增加逐渐下降,当投加量为 160 mg/(g DS) 时两者均最小,分别为  $6.31 \times 10^7$  s<sup>2</sup>/g 和  $4.67 \times 10^7$  s<sup>2</sup>/g。当混凝剂为 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 时,污泥的 SRF 随投加量增加先减小后增大,在投加量为 80 mg/(g DS) 时污泥 SRF 最小,为  $3.88 \times 10^7$  s<sup>2</sup>/g。在混凝剂投加量为 80~160 mg/(g DS) 范围内时,FeCl<sub>3</sub> 调理后的污泥 SRF 均低于易脱水值( $4.00 \times 10^8$  s<sup>2</sup>/g),CaO 调理后的污泥仅在较高投加量情况下出现较低的 SRF 值。

对 CST 而言,不同混凝剂对其影响效果不同。CaO 和 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 作为混凝剂时,污泥 CST 表现出显著性差异[显著性水平值( $\alpha$ )=0.05,概率( $P$ )值= $1.65 \times 10^{-6}$ ],CaO 和 FeCl<sub>3</sub> 对污泥 CST 也表现出显著性差异(显著性水平值  $\alpha$ =0.05,概率  $P$  值= $5.37 \times 10^{-7}$ )。随着 CaO 投加量的增加,污泥 CST 从 98 s 降低至 11 s;随着 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 和 FeCl<sub>3</sub> 投加量的增加,污泥 CST 均呈现先下降后上升的趋势,但均维持在较低水平。对比 3 种混凝剂发现,FeCl<sub>3</sub> 为混凝剂时污泥的 CST 始终最低,原因可能是 FeCl<sub>3</sub> 的水解产物与填埋污泥形成的絮体偏小,使得污泥的过滤性能相对更好。

当混凝剂为 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 和 FeCl<sub>3</sub> 时,填埋污泥粒径随着混凝剂投加量的增加呈现先下降后上升的趋势,而混凝剂为 CaO 时,填埋污泥的粒径变化规律完全相反[图 1(b)]。当 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 和 FeCl<sub>3</sub> 投加量为 60 mg/(g DS),CaO 投加量 100 mg/(g DS) 时,填埋污泥粒径均达到最大值,分别为 218.75、138.86 μm 和 329.13 μm。不同混凝剂调理下填埋污泥粒径不同,呈现 CaO>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>>FeCl<sub>3</sub> 的特点。这是因为钙离子的水解速度要大于铝离子和铁离子,在混凝过程中更倾向于生成难溶的氢氧化物沉淀<sup>[8]</sup>。此外,絮体的粒径是聚集和剪切破碎作用的平衡结果。由于铝盐混凝剂的强度因子最高,铁盐

的强度值最低,抗剪切力较低,FeCl<sub>3</sub> 调理后填埋污泥粒径最小<sup>[9]</sup>。

混凝剂发生水解时,会吸附带负电荷的污泥颗粒,通过电性中和、压缩双电层作用使之凝聚沉降。由于 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 和 FeCl<sub>3</sub> 均为酸性混凝剂,随着两者投加量的增加,填埋污泥混合液 pH 均逐渐降低。同时,投加混凝剂后,填埋污泥中的负电荷被金属阳离子中和,Zeta 电位升高。当酸性混凝剂投加量较高时,污泥的 Zeta 电位变化趋于平缓,混凝剂的电荷中和作用减弱,此时压缩双电层作用可能为主导<sup>[10]</sup>。在相同投加量下,FeCl<sub>3</sub> 调理后污泥 pH 和 Zeta 电位的绝对值均低于经 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 调理后的污泥,且 Zeta 电位变化更大,更接近等电位点,表明铁盐混凝时的电中和作用更强。

对碱性混凝剂而言,污泥 Zeta 电位随着 CaO 投加量的增加而降低,污泥的粒径随着投加量的增加先增大后减小,当 CaO 投加量低于 100 mg/(g DS) 时,更有利污泥絮体的凝聚及脱水过程。Zeta 电位降低是由于污泥颗粒遇到带正电荷的胶体颗粒时,会在静电力作用下被吸附、团聚,从而形成较大的颗粒,这导致 Zeta 电位降低。CaO 投加到污泥中,通过反应主要以 CaO、Ca(OH)<sub>2</sub>、Ca<sup>2+</sup> 和 OH<sup>-</sup> 等形式存在,而在污泥脱水中起作用的主要形式是 Ca(OH)<sub>2</sub>,而不是 Ca<sup>2+</sup>,Ca(OH)<sub>2</sub> 絮体物能使污泥颗粒发生凝聚作用,随着粒径的减小,生石灰反应更加充分,在相同量的 CaO 和相同反应时间下形成了更多的 Ca(OH)<sub>2</sub>,因此 pH 变大[图 1(c)]。

当 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 和 CaO 投加量为 60~100 mg/(g DS) 时,泥饼含水率先升高后降低,在投加量大于 100 mg/(g DS) 时,泥饼含水率随着投加量的增加不断升高。当混凝剂为 FeCl<sub>3</sub> 时,压滤所得泥饼的含水率始终为 47%~48%,几乎不随混凝剂投加量增加而变化,表明 FeCl<sub>3</sub> 复配 PAM 调理污泥时污泥脱水效果受 FeCl<sub>3</sub> 投加量影响较小。这可能是因为 FeCl<sub>3</sub> 调理后填埋污泥絮体的内部水和刚性结构越少,污泥可压缩性降低,因此不同投加量处理后含水率变化不明显。比较 3 种混凝剂可知,在整个投加量范围内,经 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 调理后的填埋污泥的泥饼含水率普遍较大,FeCl<sub>3</sub> 次之,CaO 最低,脱水效果最佳,与粒径结果规律一致[图 1(d)]。

### 2.2 不同调理体系对污泥流变性能的影响

表观黏度是剪切应力和剪切速率之间的比值,

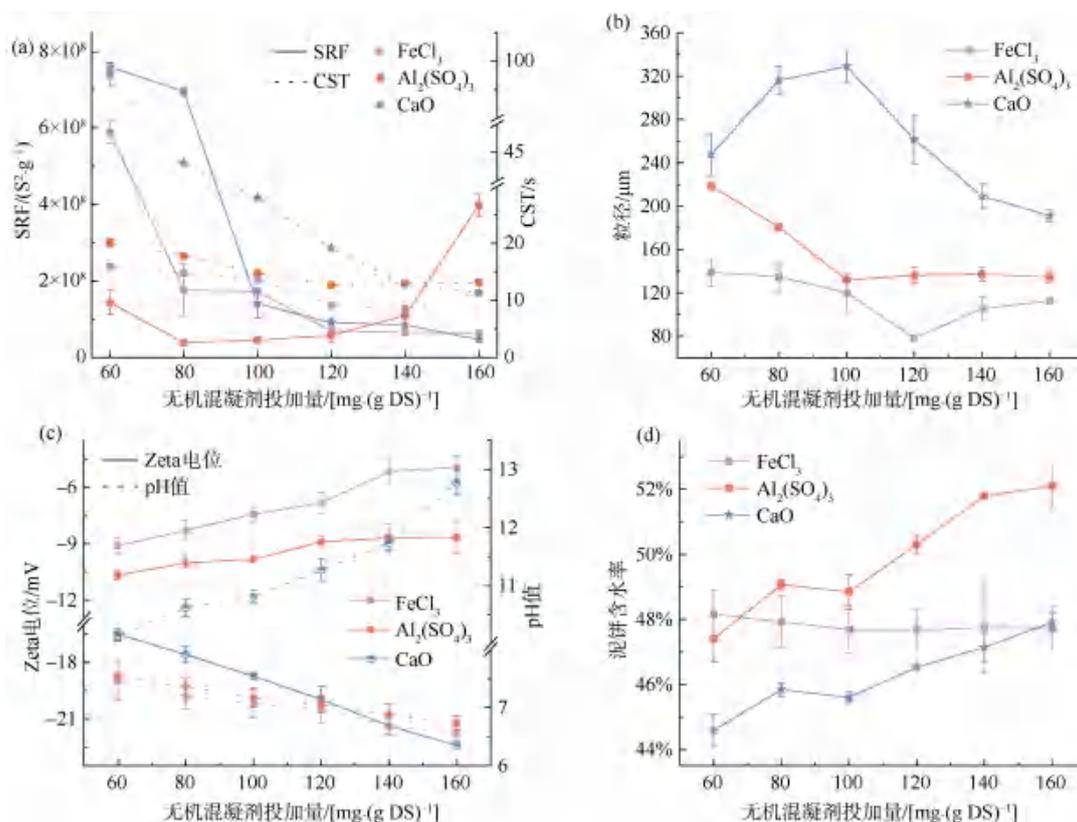


图1 不同调理体系对填埋污泥(a)SRF与CST;(b)粒径;(c)Zeta电位与pH;和(d)泥饼含水率的影响

Fig. 1 Effect of Different Conditioning Systems on (a) SRF and CST; (b) Particle

Size; (c) Zeta Potential and pH; and (d) Sludge Cake Moisture Content of Landfill Sludge

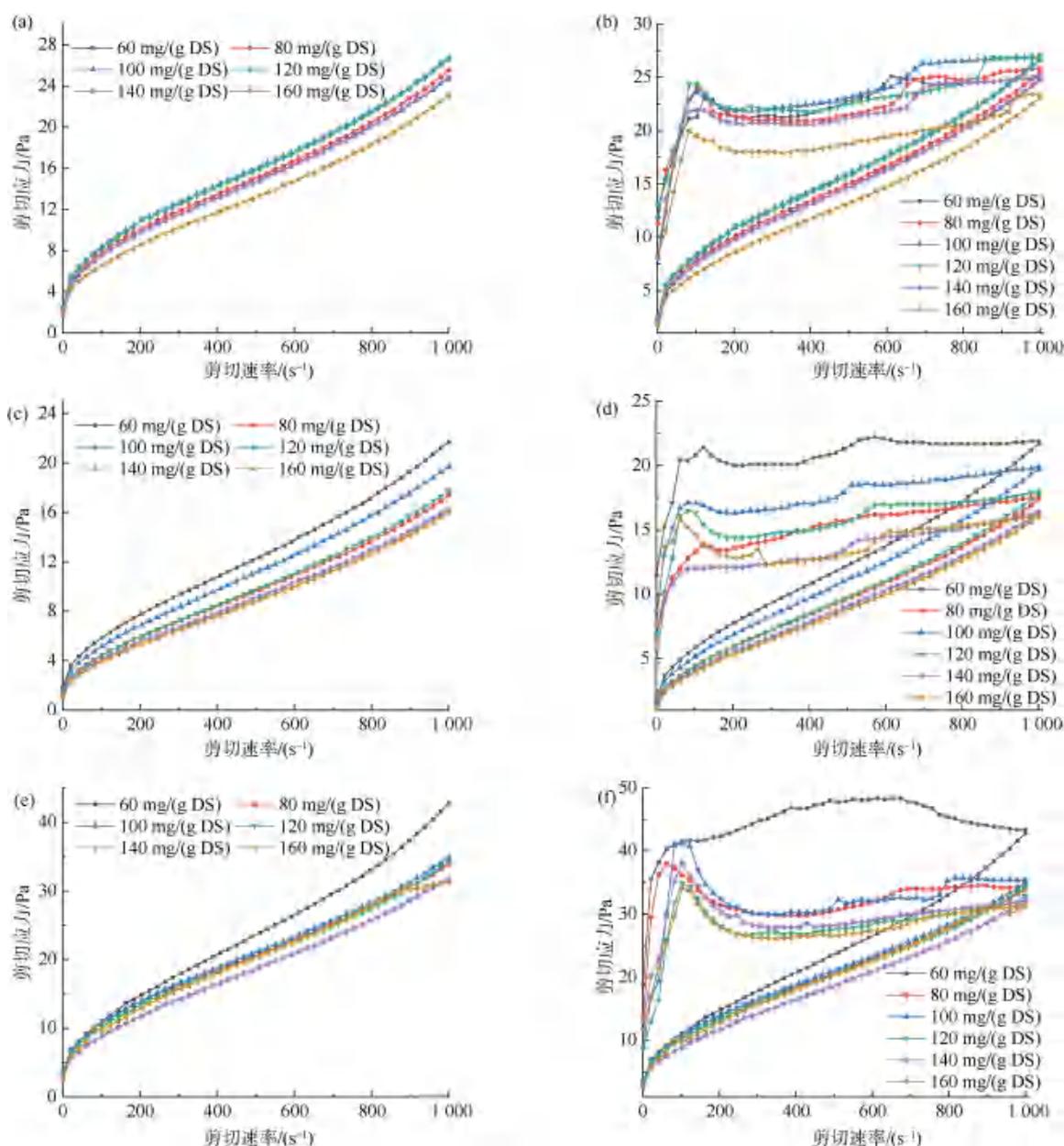
反映了污泥颗粒之间的相互作用程度<sup>[11]</sup>。不同混凝剂对填埋污泥表观黏度变化产生的影响如图2所示。当混凝剂为FeCl<sub>3</sub>和Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>时,随着药剂投加量的增加,两者Herschel-Bulkley模型中的k值整体呈下降趋势,n值整体呈上升趋势。这是因为酸性混凝剂同时兼具破壁和混凝作用,能够降低填埋污泥的表观黏度,提高其流动性。与之相反,当混凝剂为CaO时,其k值整体呈上升趋势,n值整体呈下降趋势。这可能是因为当CaO具有一定的机械强度,当其投加量增大时,填埋污泥的结构更难被破坏,表观黏度增大。

极限黏度( $\mu_{\infty}$ )是稳态流变曲线上表观黏度在高剪切速率下表观黏度的渐进值,代表了在剪切速率影响下污泥能达到的最大分散程度。通过计算900~1000 s<sup>-1</sup>的表观黏度平均值获得 $\mu_{\infty}$ ,3种混凝剂调理下填埋污泥的 $\mu_{\infty}$ 顺序为CaO>FeCl<sub>3</sub>>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>。这表明FeCl<sub>3</sub>和Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>主要通过改变填埋污泥的流动性和黏度提高其脱水性能,而CaO则主要通过增大填埋污泥的粒径来提高其脱水

性能。此外,CaO与填埋污泥反应后水解生成大量不溶无机质,增加填埋污泥的固体总量,从而影响填埋污泥脱水后的含水率。

在不同调理体系下,填埋污泥的触变性也表现出较大的差异。图2(b)、图2(d)和图2(f)为三者的滞回环面积,由图可知,CaO调理下填埋污泥的触变性最大,其次是FeCl<sub>3</sub>,最后是Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>。这与填埋污泥黏度的结果一致,证明填埋污泥黏度越大,需要更多的能量来破坏其结构,由此表现出更大的触变性<sup>[12]</sup>。CaO投加量对填埋污泥触变性的影响最为显著,当CaO投加量为60 mg/(g DS)时,污泥滞回环面积最大,来回剪切应力差值最大[图2(f)]。在该条件下,剪切力作用导致絮体结构被打散且较难恢复原来状态,污泥触变性最明显。

在动态流变曲线中,填埋污泥的储能模量(G')和损耗模量(G'')在不同调理体系下的污泥仍表现出与调理前相同的变化特点(图3)。即在低剪切力作用下(线性区域),G'大于G'',表明此时填埋污泥絮体有良好的抗应力能力,主要发生弹性形变。随



注:(a)和(b)为 $\text{FeCl}_3$ , (c)和(d)为 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , (e)和(f)为 $\text{CaO}$ 。

图2 不同调理体系对填埋污泥稳态流变曲线的影响

Fig. 2 Effect of Different Conditioning Systems on Steady-State Rheological Curves of Landfilled Sludge

着剪切力逐渐增大, $G'$ 和 $G''$ 均呈现下降趋势。这说明填埋污泥内部开始发生不可逆的结构性崩塌<sup>[13]</sup>,流动性增强。继续增大剪切力, $G''$ 大于 $G'$ ,填埋污泥发生黏性形变<sup>[14]</sup>。

在不同调理体系下,填埋污泥 $G'$ 和 $G''$ 的差距呈现 $\text{FeCl}_3 > \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 > \text{CaO}$ 的特点。这可能是因为 $\text{FeCl}_3$ 的混凝效果最好,释放出了更多的结合水,使得填埋污泥具有更小的粘性性质。 $\text{CaO}$ 对填埋污泥粘性物质的混凝作用较弱。但当混凝剂投加量较大

时, $\text{CaO}$ 调理下填埋污泥的 $G'$ 明显高于另两者。这表明此时在低剪切力下,填埋污泥的弹性性质最强,便于输送且具有较好的传质效率,较低的搅拌和传热能耗。因此,若考虑填埋污泥的混凝脱水效果, $\text{FeCl}_3$ 作为混凝剂较佳;若考虑填埋污泥的传输、能耗等方面, $\text{CaO}$ 作为混凝剂更佳。

### 2.3 不同调理体系对EPS分布特征的影响

由于EPS中含有大量亲水物质,高EPS含量的污泥通常具有高粘度,同时脱水性较差<sup>[15]</sup>。不同体

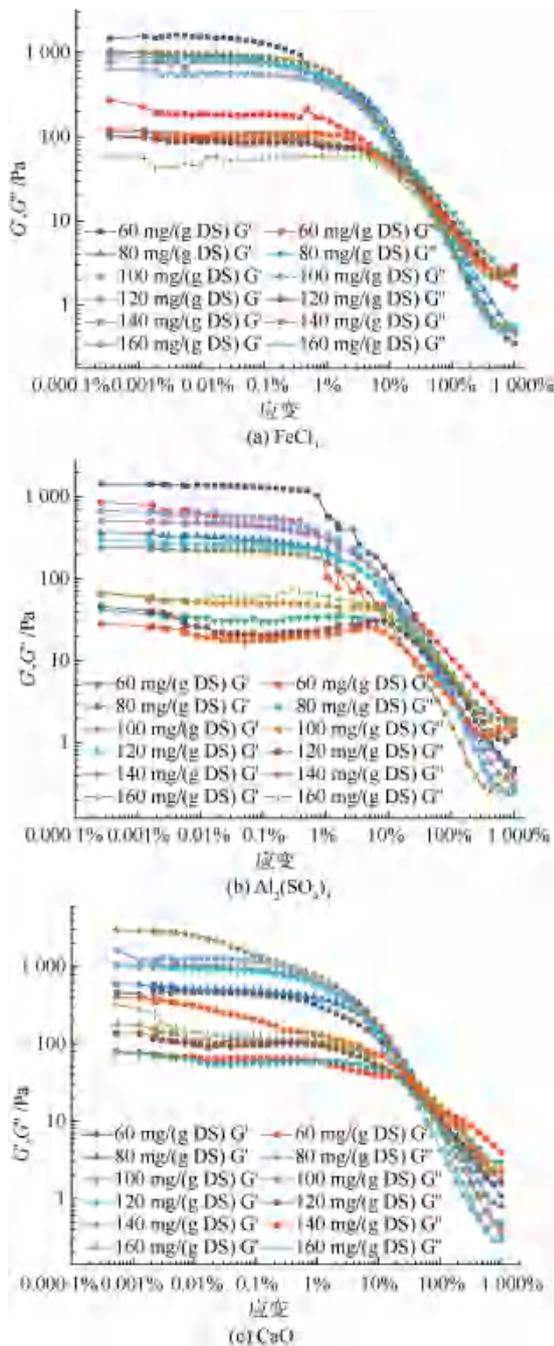


图3 不同调理体系对填埋污泥动态流变曲线的影响  
Fig. 3 Effect of Different Conditioning Systems on Dynamic Rheological Curves of Landfill Sludge

系调理下,填埋污泥的EPS分布特征有明显差异(图4)。当 $Al_2(SO_4)_3$ 作混凝剂时,填埋污泥的总EPS含量始终明显高于另外两者,可能是由于填埋污泥CST较高。随着 $Al_2(SO_4)_3$ 投加量增加,填埋污泥S-EPS含量逐渐减小,LB-EPS和TB-EPS总含量整体呈现先增加后减小的趋势。S层、LB层、TB层PS和PN含量则随着 $Al_2(SO_4)_3$ 投加量的增加

呈现波动变化[图4(b)]。

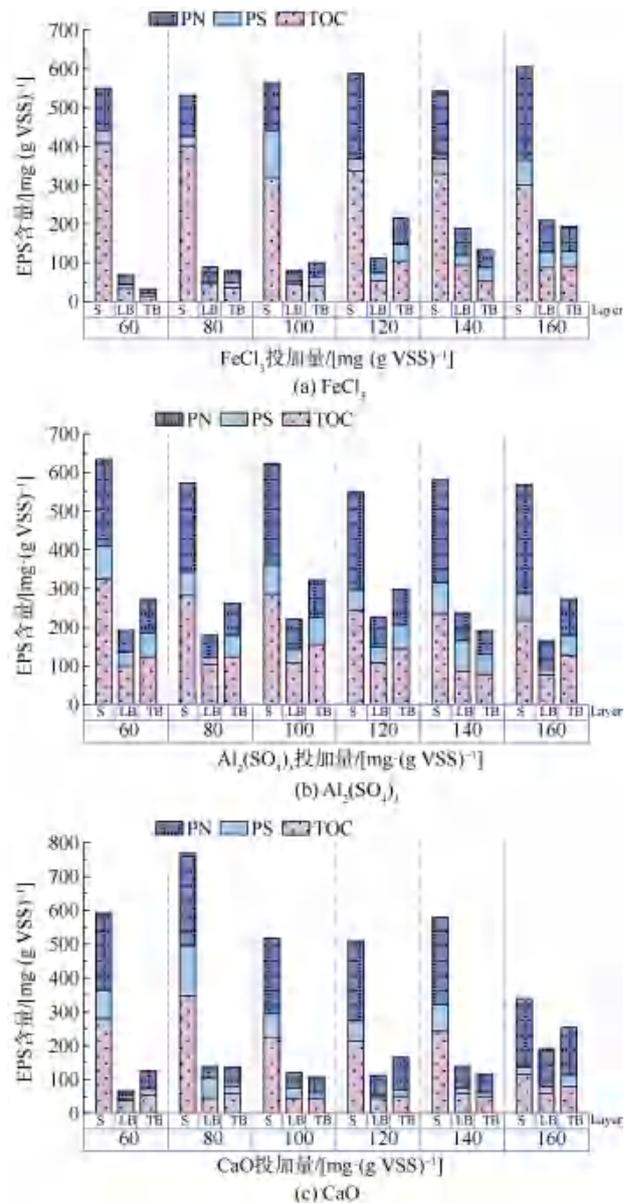


图4 不同混凝剂在不同投加量下对污泥EPS分布的影响  
Fig. 4 Effect of Different Coagulants on Sludge EPS Distribution under Different Dosages

随着 $FeCl_3$ 投加量的增加,填埋污泥的总EPS含量整体呈上升趋势。其中,S-EPS含量无显著变化,LB-EPS含量逐渐增加,TB-EPS含量则呈现先增加后减小的趋势[图4(a)]。对PS而言,在 $FeCl_3$ 投加量为 $100\text{ mg}/(\text{g DS})$ 时,S层PS含量最高,为 $120.45\text{ mg}/\text{g VSS}$ ,LB层和TB层的变化则与总EPS含量变化一致。S层PN含量随着 $FeCl_3$ 投加量的增加波动上升,LB层和TB层的变化仍与总EPS含量变化一致。由于LB层PN对污泥脱水性能影响

最为显著,当  $\text{FeCl}_3$  投加量为  $120 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时, LB 层 PN/PS 最小,为 1.82,这可能是此时填埋污泥的泥饼含水率最小的原因<sup>[16]</sup>。但整体来看,不同  $\text{FeCl}_3$  投加量下, LB 层 PN/PS 变化不明显,因此泥饼含水率差异小,受投加量的影响小。

随着 CaO 投加量的增加, S-EPS 含量、PS 和 PN 变化规律一致,均呈现先增加后减小的趋势。相较而言, PS 在 CaO 投加量过大时下降更为明显 [图 4(c)],这是因为在高 pH 的环境下, PS 的酰胺基会受到破坏从而使其含量降低<sup>[17]</sup>。在 CaO 投加量为  $80 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时,三者均最大,分别为  $348.00$ 、 $146.31$ 、 $274.04 \text{ mg}/(\text{g VSS})$ 。LB-EPS 和 TB-EPS 总含量在 CaO 投加量增加的过程中无显著变化,而 LB 层 PS 先增加后减小,同样在药剂投加量为  $80 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时达到最大值, TB 层 PS 含量则波动变化。PN 含量在 LB 层和 TB 层呈现随着 CaO 投加量的增加而波动上升的趋势,这使得污泥脱水性能逐渐变差,泥饼含水率逐渐上升。

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  投加量的增加对污泥 EPS 分布情况的影响较小。且与  $\text{FeCl}_3$  与 CaO 作为混凝剂与 PAM 复合调理的方式相比,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  与 PAM 复合调理时污泥 EPS 含量最高。可见,相比于铝盐,铁盐和 CaO 与污泥基质中蛋白类物质的结合能力更强,这是由于前两者与胞外聚合物中的羧基和羟基结构能形成更强的化学键,对于絮体的结构的保持,

可以发挥更强的作用<sup>[8]</sup>。无论是 S 层、LB 层、TB 层,在不同混凝剂投加量下,调理后填埋污泥 PN 的含量均呈现  $\text{FeCl}_3 < \text{CaO} < \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 。相关研究<sup>[18]</sup>表明,  $\text{Fe}^{3+}$  相比于  $\text{Ca}^{2+}$  更加亲和 LB-EPS,因此进一步说明了 LB-EPS 更易被  $\text{Fe}^{3+}$  混凝,且  $\text{Fe}^{3+}$  对蛋白质的混凝作用要高于糖类。考虑到填埋污泥呈现蛋白质含量高的特点,填埋污泥的脱水调理优选铁盐。

EPS 中 PN/PS 值是衡量亲水性的重要指标,当  $\text{FeCl}_3$  与 PAM 复配时,在投加量为  $60 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时, PN/PS 为 2.75;投加量为  $80 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时, PN/PS 达到最大值,为 4.64;当投加量大于  $80 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时, PN/PS 减小,说明在  $80 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时 EPS 的疏水性最好。当调理剂为 CaO 时,随着投加量的增大, PN/PS 先减小后增大,在投加量为  $80 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时, PN/PS 最小,为 1.62,此时 EPS 亲水性最好;在投加量为  $160 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时, PN/PS 达到最大值,为 6.07;在  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  与 PAM 复配条件下,当投加量为  $160 \text{ mg}/\text{g DS}$  时, PN/PS 最大,为 3.35;在投加量为  $140 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时,亲水性最好, PN/PS 达到最小值,为 1.86。

对不同混凝剂在不同投加量下各污泥 EPS 的三维荧光光谱进行 PARAFAC 模型分析,最终得到 4 个荧光组分(图 5)。组分 1、2、3 和 4 的  $E_x/E_m$  分别为  $360/450$ 、 $330/390$ 、 $280/(360/440) \text{ nm}$  和  $430/500 \text{ nm}$ ,均为类腐植酸类物质<sup>[8]</sup>。其中,组分 1 和

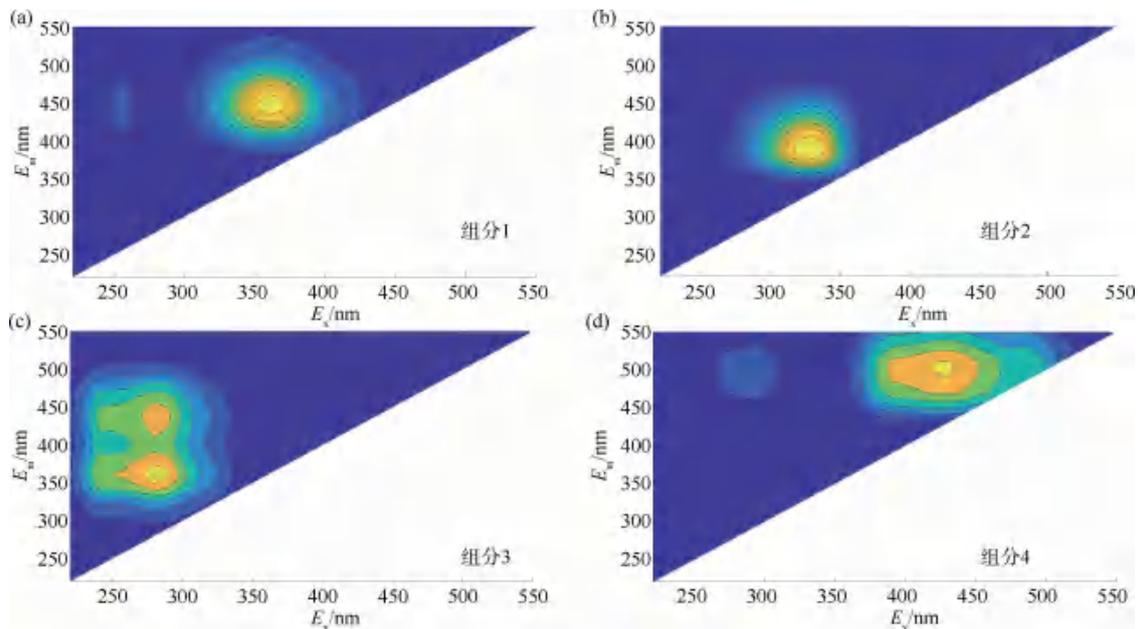


图 5 不同混凝剂在不同投加量下污泥 EPS 的荧光光谱特征

Fig. 5 Fluorescence Spectral Characteristics of Sludge EPS with Different Coagulants under Different Dosages

组分 2 可能是萘家族有机物,因其疏水性将对污泥的脱水过程产生一定影响<sup>[19]</sup>;组分 4 则可能与脂肪酸一类物质相关<sup>[20]</sup>。当混凝剂为  $\text{FeCl}_3$  时,组分 1、组分 2 和组分 3 基本表现为 S 层 < LB 层 < TB 层,组分 4 则表现为 LB 层 < TB 层 < S 层[图 6(a)]。这说明最外层的前 3 个组分更易被混凝作用去除,对组分 4 而言, LB 层的则更易被  $\text{Fe}^{3+}$  混凝,这表明  $\text{Fe}^{3+}$  更加亲和 LB 层的 EPS 这一结果在本研究中主要表现为脂肪酸类物质<sup>[18]</sup>。

当混凝剂为  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  时,组分 1 表现为 S 层最多,且随着  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  投加量的增加波动变化,当投加量为  $160 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时发生骤降[图 6(b)]。

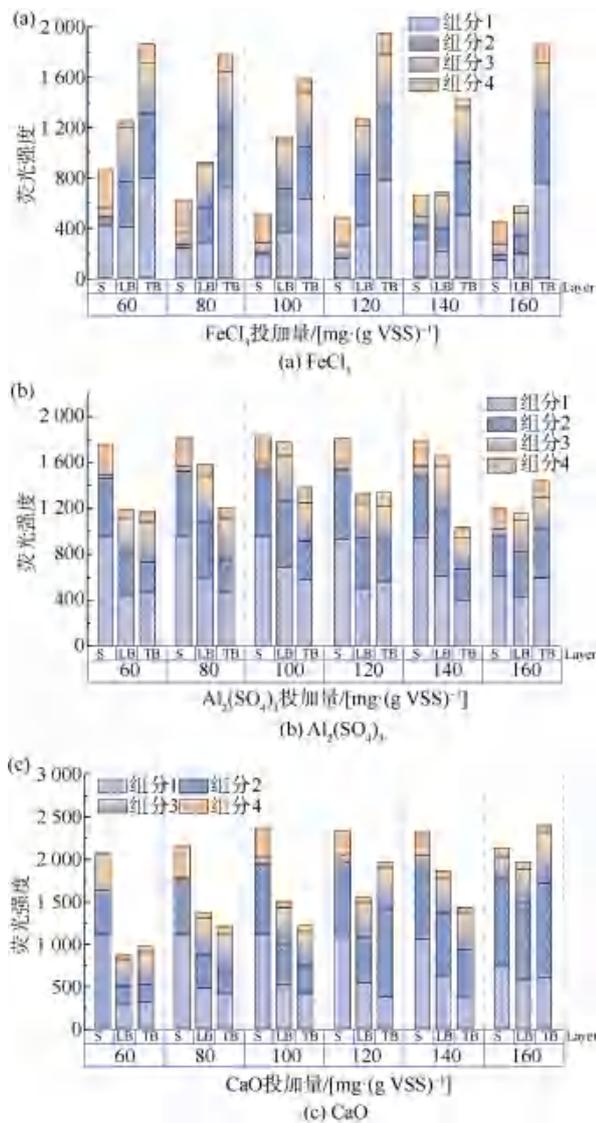


图 6 不同混凝剂在不同投加量下污泥 EPS 的分布特征

Fig. 6 Distribution Characteristics of Sludge EPS with Different Coagulants under Different Dosages

在 LB 层及 TB 层中,组分 1 波动变化。组分 2 含量则基本表现为 S 层 > LB 层 > TB 层。组分 3 在 LB 层和 TB 层中含量差异不大,在 S 层中含量明显较少,且表现出随着  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  投加量的增加而缓慢增加的趋势,这表明 S 层中组分 3 极易被  $\text{Al}^{3+}$  混凝。组分 4 则表现为 LB 层 < TB 层 < SB 层,与  $\text{FeCl}_3$  作为混凝剂时表现一致。

当混凝剂为  $\text{CaO}$  时,组分 1 基本表现为 TB 层 < LB 层 < S 层[图 6(c)]。且 S 层组分 1 含量随着  $\text{CaO}$  投加量的增加波动下降,当投加量为  $160 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时发生最低,在 LB 层和 TB 层中则表现出缓慢的上升趋势。有可能是混凝剂对污泥的破解作用和混凝作用相互竞争,随着  $\text{CaO}$  投加量的增加,pH 逐渐升高,对 Zeta 电位产生显著影响,有利于发挥电中和与吸附架桥作用,污泥混凝作用逐渐发挥优势作用,影响了内层组分 1 向外层的释放过程。与前 2 种调理方式相比,组分 2 的含量明显上升,表明  $\text{Ca}^{2+}$  的混凝效果劣于  $\text{Fe}^{3+}$  和  $\text{Al}^{3+}$ 。组分 3 在 3 层的分布情况与混凝剂为  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  时一致,且同样表现出随着  $\text{CaO}$  投加量的增加而缓慢增加的趋势,这表明 S 层中组分 3 同样易被  $\text{Ca}^{2+}$  混凝。组分 4 则表现出与另外 2 种混凝剂调理时相同的趋势。

### 3 结论

(1)不同混凝剂对填埋污泥进行预处理后均能在一定程度上改善污泥的脱水性能。经混凝剂预处理后的填埋污泥的 SRF 和 CST 均远低于原始污泥,污泥的过滤能力和渗透能力经化学调理得到明显提高,选择含三价阳离子的混凝剂作为调理药剂更具优势,且铁盐优于铝盐。

(2)投加混凝剂能明显增大污泥的平均粒径,最佳投加剂量下 3 类调理污泥的粒径顺序为:  $\text{CaO} > \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 > \text{FeCl}_3$ ; 污泥泥饼的最终含水率为:  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 > \text{FeCl}_3 > \text{CaO}$ 。  $\text{CaO}$  或  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  投加量为  $60 \text{ mg}/(\text{g DS})$  时,泥饼含水率可达到最低,  $\text{FeCl}_3$  调理污泥后泥饼含水率在投加量变化后无明显差异。

(3)基于流变结果,3 种调理污泥的极限黏度顺序为:  $\text{CaO} > \text{FeCl}_3 > \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 。若考虑填埋污泥的混凝脱水效果,  $\text{FeCl}_3$  作为混凝剂较佳;当混凝剂为  $\text{CaO}$  时,投加量对填埋污泥的影响最为显著,污泥更易变形流动,有利于脱水,此特征同时便于填埋污泥

的输送,具有较低的传热能耗。

(4)当  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  作混凝剂时,填埋污泥的总 EPS 含量始终明显高于用  $\text{FeCl}_3$  和  $\text{CaO}$  调理的污泥。与铝盐相比,铁盐和  $\text{CaO}$  与污泥基质中蛋白类物质的结合能力更强,这是由于它们与 EPS 中的羧基和羟基结构能形成更强的化学键,对于絮体的结构的保持,可以发挥更强的作用。

### 参考文献

- [ 1 ] 陈丹丹, 窦昱昊, 卢平, 等. 污泥深度脱水技术研究进展 [J]. 化工进展, 2019, 38(10): 4722-4746.  
CHEN D D, DOU Y H, LU P, et al. A review on sludge deep dewatering technology [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2019, 38(10): 4722-4746.
- [ 2 ] ZHAO X D, LAN Z, YANG J, et al. Insights into the dewatering of excavated landfill sludge conditioned by polyferric silicate sulfate [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 315: 115147. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115147.
- [ 3 ] 龚晓露, 林莉峰, 安莹, 等. DO 对两级 AO 型 MBR 工艺处理填埋污泥脱水液的影响 [J]. 环境科学学报, 2023, 43(4): 308-315.  
GONG X L, LIN L F, AN Y, et al. Effect of DO concentration on the operational performance of the two-stage AO-MBR system for landfill sludge dewatering fluid treatment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(4): 308-315.
- [ 4 ] HE D, ZHU T, SUN M, et al. Unraveling synergistic mechanisms of polyacrylamide coagulation and  $\text{Fe}^{2+}/\text{CaO}$  Fenton-like oxidation to enhance sludge dewatering [J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 479: 147576. DOI: 10.1016/j.cej.2023.147576.
- [ 5 ] ZHAO X D, JIANG J, ZHOU Z, et al. Applying organic polymer flocculants in conditioning and advanced dewatering of landfill sludge as a substitution of ferric trichloride and lime: Mechanism, optimization and pilot-scale study [J]. Chemosphere, 2020, 260: 127617. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127617.
- [ 6 ] TIXIER N, GUIBAUD G, BAUDU M. Towards a rheological parameter for activated sludge bulking characterisation [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2003, 33(2): 292-298.
- [ 7 ] 刘军. 二价铁活化过一硫酸盐调理改善污泥脱水性能[D]. 长沙: 湖南大学, 2018.  
LIU J. Enhanced dewaterability of waste activated sludge by  $\text{Fe}(\text{II})$ -activated peroxydisulfate oxidation [D]. Changsha: Hunan University, 2018.
- [ 8 ] 王晓萌, 王鑫, 杨明辉, 等. 铝、铁、钛 3 种金属盐基混凝剂调理污泥的性能比较 [J]. 环境科学, 2018, 39(5): 2274-2282.  
WANG X M, WANG X, YANG M H, et al. Sludge conditioning performance of polyaluminum, polyferric, and titanium xerogel coagulants [J]. Environmental Science, 2018, 39(5): 2274-2282.
- [ 9 ] ZHAO Y X, GAO B Y, SHON H K, et al. Coagulation characteristics of titanium (Ti) salt coagulant compared with aluminum (Al) and iron (Fe) salts [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 185(2/3): 1536-1542. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.10.084.
- [ 10 ] 牛美青, 张伟军, 王东升, 等. 不同混凝剂对污泥脱水性能的影响研究 [J]. 环境科学学报, 2012, 32(9): 2126-2133.  
NIU M Q, ZHANG W J, WANG D S, et al. Study on effect of chemical conditioning using different coagulants on sludge dewatering performance [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 32(9): 2126-2133.
- [ 11 ] TIXIER N, GUIBAUD G, BAUDU M. Determination of some rheological parameters for the characterization of activated sludge [J]. Bioresource Technology, 2003, 90(2): 215-220.
- [ 12 ] RUIZ-HERNANDO M, SIMÓN F, LABANDA J, et al. Effect of ultrasound, thermal and alkali treatments on the rheological profile and water distribution of waste activated sludge [J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 255: 14-22. DOI: 10.1016/j.cej.2014.06.036.
- [ 13 ] WANG H F, WANG H J, HU H, et al. Applying rheological analysis to understand the mechanism of polyacrylamide (PAM) conditioning for sewage sludge dewatering [J]. RSC Advances, 2017, 7(48): 30274-30282.
- [ 14 ] MARKIS F, BAUDEZ J C, PARTHASARATHY R. Rheological characterisation of primary and secondary sludge: Impact of solids concentration [J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 253: 526-537. DOI: 10.1016/j.cej.2014.05.085.
- [ 15 ] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge [J]. Water Research, 2007, 41(5): 1022-1030.
- [ 16 ] 王浩宇, 苏本生, 黄丹, 等. 好氧污泥颗粒化过程中 Zeta 电位与 EPS 的变化特性 [J]. 环境科学. 2012, 33(5): 1614-1620.  
WANG H Y, SU B S, HUANG D, et al. Profiles of zeta potential and EPS in granulation process of aerobic sludge [J]. Environmental Science, 2012, 33(5): 1614-1620.
- [ 17 ] WANG K, LARKIN T, SINGHAL N, et al. Amendment of municipal sewage sludge with lime and mussel shell: Effects on fate of organic matter and pharmaceutically active compounds [J]. Waste Management, 2019, 85: 272-282. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.12.035.
- [ 18 ] LI H, WEN Y, CAO A, et al. The influence of additives

- (Ca<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup>, and Fe<sup>3+</sup>) on the interaction energy and loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) of activated sludge and their flocculation mechanisms [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 114: 188-194. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.03.043.
- [19] LU F, CHANG C H, LEE D J, et al. Dissolved organic matter with multi-peak fluorophores in landfill leachate [J]. *Chemosphere*, 2009, 74(4): 575-582.
- [20] CHEN W, YU H Q. Advances in the characterization and monitoring of natural organic matter using spectroscopic approaches [J]. *Water Research*, 2021, 190: 116759. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116759.

(上接第 75 页)

海市供水管网风险评估和风险防控工作,提升供水管网的风险管控,加强供水管网的安全管理,确保供水管网的安全、可靠运行。

#### 2.5.4 加强大型地块开发中地下工程施工对邻近周边区域管道运行安全影响进行分析

对全市区域内大型地块开发中地下工程施工对邻近周边区域管道运行安全影响进行分析,尤其是敷设于“三交”区域的(即交叉路口、交叠管线和交变荷载)供水管网,对上述区域采取限定保护区、管道预处置保护、现场监测监控等措施,降低或减少因周边活动对周边邻近大口径管道运行安全影响。

#### 2.5.5 建立跨行业、跨部门应急联动与协作机制

推进跨行业、跨部门数据共享,完善市政管网联动协作机制,通过政务微信、全市“一网统管”平台,实现爆管积水路段公安监控视频智能推送,实现供水企业热线爆管信息行业内共享,实现对现场危害和风险进行有效辨识和评估,做到准确研判,杜绝盲目处置,防止次生灾害发生,提高应急响应和现场处置能力。

### 3 结论

(1)文章通过对上海历年供水管道爆管事故的原因调查、分析得出,供水管道爆管是管道老化、管材落后、路面荷载及沉降影响、外力作用、土体环境等多重因素综合作用的结果。

(2)将在线压力监控、风险评估、管网智能报警等智能化手段与传统供水管道爆管应急处置流程相融合,优化了爆管事故应急处置程序,强化了爆管风险管控能力。并将该爆管智能风险管控场景化应用

于上海市四平路溧阳路附近 DN1200 爆管事件的应急处置工作流程之中,提高了管道爆管应急工作处置效率,增强了爆管应急处置能力。

### 参考文献

- [1] 李永林,叶春明. 城市供水系统风险评估模型研究 [M]. 上海:复旦大学出版社, 2015.
- LI Y L, YE C M, Research on risk assessment model of urban water supply system [M]. Shanghai: Fudan University Press, 2015.
- [2] 王亚楠,汪瑞清,胡群芳,等. 城市供水管网管道结构稳定性风险评估模型 [J]. 净水技术, 2018, 37(8): 104-110, 115.
- WANG Y N, WANG R Q, HU Q F, et al. Risk assessment model for structural stability of urban water supply pipeline [J]. *Water Purification Technology*, 2018, 37(8): 104-110, 115.
- [3] 廖军,耿冰,韩冰,等. 供水管网检测新技术 [J]. 净水技术, 2018, 37(s1): 158-163.
- LIAO J, GENG B, HAN B, et al. Innovative technologies for inspecting water distribution systems [J]. *Water Purification Technology*, 2018, 37(s1): 158-163.
- [4] 吴晓荣. 市政给水管道爆管原因分析及对策 [J]. 中华建设, 2020(12): 44-46.
- WU X R. Analysis of causes and countermeasures for bursting of municipal water supply pipelines [J]. *China Construction*, 2020(12): 44-46.
- [5] 秦贤海,杜坤,罗雄武,等. 基于爆管检测效益的供水管网水压监测点布局优化 [J]. 中国给水排水, 2022, 38(5): 40-44.
- QIN X H, DU K, LUO X W, et al. Distribution optimization of water pressure monitoring point in water supply network based on the benefit of pipe burst detection [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38(5): 40-44.