

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.11.003

紫外协同零价铁活化过硫酸盐调理污泥脱水研究

郑松超, 张彦平, 李添添, 李一兵
(河北工业大学 土木与交通学院, 天津 300401)

摘要: 为了改善污泥的脱水性能,采用紫外协同零价铁活化过硫酸盐(UV/Fe⁰/PDS)调理污泥,并与PDS、UV/PDS和Fe⁰/PDS体系进行对比,以污泥毛细吸水时间(CST)、污泥比阻(SRF)和污泥滤饼含水率为表征指标,研究了反应时间、Fe⁰:PDS(物质的量之比)、PDS投加量和初始pH对污泥脱水的影响,并对机理进行解析。结果表明,UV可在一定程度上协同Fe⁰活化PDS,进而提高污泥脱水性能;在室温、初始pH为4、Fe⁰:PDS为0.6、PDS投加量为200 mg/g(以TS计)的条件下,UV照射反应20 min,CST由61.5 s降至19.2 s,SRF由10.9×10¹² m/kg降至2.2×10¹² m/kg,滤饼含水率降至73.9%。EPS分析结果表明,SO₄^{·-}可将高亲水性的疏松结合型胞外聚合物(LB-EPS)和紧密结合型EPS(TB-EPS)转化为可溶性的黏液层EPS(S-EPS),并使EPS中不利于污泥脱水的蛋白质类物质减少;SEM与Zeta电位分析结果表明,经UV/Fe⁰/PDS调理后,污泥絮体破碎,Zeta电位绝对值降低,这有利于污泥脱水。

关键词: 污泥脱水; 过硫酸盐; 零价铁; 紫外线; 胞外聚合物(EPS)

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)11-0015-08

Ultraviolet Coupled with Zero-valent Iron to Activate Persulfate for Improving Sludge Dewaterability

ZHENG Song-chao, ZHANG Yan-ping, LI Tian-tian, LI Yi-bing
(School of Civil and Transportation Engineering, Hebei University of Technology, Tianjin 300401, China)

Abstract: To improve the dewatering performance of sludge, ultraviolet coupled with zero-valent iron to activate persulfate (UV/Fe⁰/PDS) was used to condition the sludge, and the results were compared with that of the PDS, UV/PDS and Fe⁰/PDS systems. Using capillary suction time (CST), specific resistance of filtration (SRF) and sludge cake moisture content as evaluation indexes, the effects of reaction time, molar ratio of Fe⁰ to PDS (Fe⁰:PDS), PDS dosage and initial pH on sludge dewatering performance were investigated, and the mechanism was analyzed. UV could cooperate with Fe⁰ to activate PDS to a certain extent, so as to improve the sludge dewatering performance. Under the conditions of room temperature, initial pH of 4, Fe⁰:PDS=0.6, PDS dosage of 200 mg/g and UV irradiation reaction for 20 min, CST was decreased from 61.5 s to 19.2 s, SRF was decreased from 10.9×10¹² m/kg to 2.2×10¹² m/kg, and the moisture content of sludge cake was decreased to 73.9%. The analysis of EPS showed that SO₄^{·-} could transform the highly hydrophilic loose binding extracellular polymer (LB-EPS) and tightly binding

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51608166)

通信作者: 张彦平 E-mail: zyphit@163.com

EPS (TB-EPS) into soluble EPS (S-EPS), and reduce the protein substances in EPS that were not beneficial to sludge dewatering. After UV/Fe⁰/PDS conditioning, the sludge floc was broken and the absolute value of Zeta potential was reduced, which was conducive to sludge dewatering.

Key words: sludge dewatering; persulfate; zero-valent iron; ultraviolet; extracellular polymeric substance (EPS)

剩余污泥含水率高、成分复杂,若得不到有效处理,将会对环境和人体造成直接或潜在的危害。脱水是污泥减量化、无害化、资源化的关键一步。但是常规污泥脱水技术只能将剩余污泥含水率降到80%左右,难以满足污泥填埋(<60%)、污泥焚烧(<50%)及建材利用(<40%)等对含水率的要求^[1]。因此,急需研发新技术来对污泥进行深度脱水,以实现污泥资源化利用和保护环境的目的。

近年的研究表明,污泥絮体是由包裹在污泥细胞表面具有黏性的大分子胞外聚合物(EPS)聚集在一起形成的。EPS中含有一COOH、—OH、—SH等基团,亲水性较强,大量水分被吸附在EPS表面或结合在其内部,从而阻碍了污泥絮体中结合水的有效释放,不利于污泥脱水^[2]。因此,采用预氧化技术将污泥絮体中的EPS破解,释放出其中的结合水,是提高污泥脱水效果的关键所在。过硫酸盐高级氧化技术是以硫酸根自由基(SO₄^{•-})为主要活性物质的新兴技术,具有受pH影响范围小、选择性强等优点,目前在水处理领域受到广泛重视^[3]。SO₄^{•-}可通过加热^[4]、紫外(UV)^[5]、过渡金属^[6]以及活性炭^[7]等活化过一硫酸盐(PMS)或过二硫酸盐(PDS)而产生。过渡金属零价铁(Fe⁰)在自然界中丰度较高,还原性强,可有效活化过硫酸盐产生SO₄^{•-},同时自身被氧化为可促进污泥脱水的调理剂Fe²⁺或Fe³⁺,从而更有利于污泥脱水,且具有可回收等特性,因此其在活化过硫酸盐调理污泥脱水方面具有较好的应用前景。与此同时,UV活化过硫酸盐具有效率高、耗能低、无污染等特点^[8],将其与零价铁联合用于活化过硫酸盐可有效提高SO₄^{•-}的产生和氧化效果。但目前UV联合Fe⁰组成的多效催化体系在污泥脱水方面的应用鲜有报道。为此,笔者采用UV协同Fe⁰活化过硫酸盐(UV/Fe⁰/PDS)调理剩余污泥,研究其最优参数、效果和机制,以期UV/Fe⁰/PDS在污泥脱水方面的应用提供数据和技术参考。

1 试验部分

1.1 试验材料

试验用污泥取自天津市某污水处理厂污泥浓缩池,剔除杂质后置于4℃冰箱冷藏保存,并于3 d内完成试验,为了保证数据的有效性,每批污泥浓缩至含水率约为97%~98%。供试污泥的基本性质如下:含水率为(97.8±0.5)%,pH为6.5±0.1,TS为(18 000±1 000) mg/L,污泥毛细吸水时间(CST)为(61.5±2.0) s,污泥比阻(SRF)为(10.9±0.3)×10¹² m/kg,滤饼含水率为(84.6±0.3)%。

1.2 主要仪器与试剂

仪器:紫外设备(RS-UV)、精密pH计(Phsj-4A)、CST测定仪(DFC-10A)、SRF测定装置(TG-250)、紫外可见分光光度计(UV-5800PC)、磁力加热搅拌器(78-1A)、台式多功能离心机(VELOCITY 18R)、场发射电子显微镜(Nova Nano SEM450)。

试剂:过硫酸钠、还原铁粉(纯度为98%,粒度为400目)、氯化钠、葡萄糖、考马斯亮蓝G250、苯酚等,均为分析纯。

紫外设备中含有四根紫外灯管(功率均为100 W),其中心放置磁力加热搅拌器,将反应烧杯置于磁力加热搅拌器上,紫外灯距离反应烧杯的距离均为8 cm左右。

1.3 试验方法

在室温条件下,取120 mL供试污泥置于250 mL烧杯中,改变Fe⁰投加量(0~120 mg/g,以TS计,下同)与PDS投加量(0~800 mg/g,以TS计,下同),在UV(254 nm)光照射下对污泥调理一段时间(0~40 min),使用磁力加热搅拌器以150 r/min的转速维持反应体系均匀,反应结束后,测定CST、SRF和滤饼含水率,离心后的上清液经0.45 μm滤膜过滤后,分析蛋白质和多糖的变化情况。

1.4 分析项目与方法

污泥滤饼含水率采用重量法测定;SRF和CST采用相关仪器进行测定;EPS的提取采用改进的热

提取法;蛋白质采用考马斯亮蓝 G250 法测定;多糖采用苯酚-硫酸法测定。

2 结果与讨论

2.1 反应时间对污泥脱水的影响

在初始 pH 为 6.54、PDS 投加量为 200 mg/g、Fe⁰ 投加量为 30 mg/g 条件下,污泥滤饼含水率、CST、SRF 和 ORP 随反应时间的变化如图 1 所示。

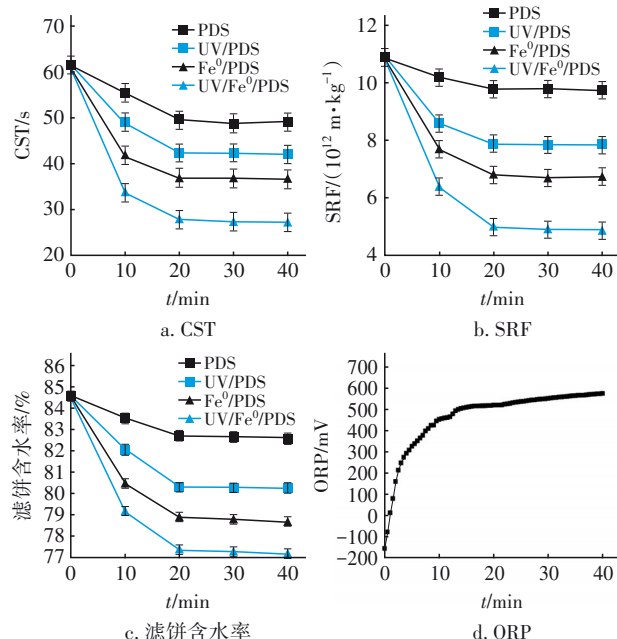


图1 反应时间对污泥 CST、SRF、滤饼含水率和 ORP 的影响

Fig.1 Effect of reaction time on CST, SRF, moisture content and ORP of sludge

从图 1 可以看出,经 UV/Fe⁰/PDS 调理的污泥脱水效果最佳,在反应时间为 20 min 时,污泥 CST、SRF 和滤饼含水率最低,分别为 27.8 s、5.0×10¹² m/kg 和 77.4%;随着反应时间进一步延长,脱水效果基本保持不变。反应过程中 SO₄^{·-}浓度的增加可以间接表示为 ORP 值的增加^[9],图 1(d)显示,反应 20 min 时,体系的 ORP 值由初始的 -155 mV 迅速增至 521 mV,之后随着反应时间的进一步延长 ORP 值稍微增加。这表明,反应 20 min 时,体系中的 SO₄^{·-}浓度较高,使反应体系由还原状态转为强氧化状态,产生的 SO₄^{·-}可以有效破坏污泥 EPS 和细胞,释放胞内结合水,从而改善污泥的脱水性能。此后,随着反应时间的延长,污泥胞内有机物中较容易被氧化的物质逐渐减少,使得在 20 min 后,污泥脱水效果基本保持稳定。

由图 1 可知,经 UV/Fe⁰/PDS 调理后污泥的脱水

效果远优于 Fe⁰/PDS,这表明 UV 的加入有效促进了氧化反应,主要是由于 UV 可以活化 PDS 产生 SO₄^{·-},且生成的 SO₄^{·-}可以进一步和水反应生成·OH。而单独采用 Fe⁰活化 PDS 时,Fe⁰在污泥中容易团聚,降低了其分散性,且表面 Fe⁰溶解后易钝化并阻碍内部 Fe⁰的进一步溶出,从而降低了其活化 PDS 的效率^[10]。而对于 UV/PDS 来说,虽然能在一定程度上提高污泥的脱水性能,但由于污泥中分散的絮体颗粒较多,在一定程度上降低了 UV 光的穿透能力,从而降低了 UV 活化 PDS 的效率,导致污泥调理效果不佳。

2.2 Fe⁰与 PDS 投加比对污泥脱水的影响

针对 Fe⁰/PDS 和 UV/Fe⁰/PDS 两种体系,在初始 pH 为 6.52、PDS 投加量为 200 mg/g、反应时间为 20 min 条件下,研究了 Fe⁰:PDS (物质的量之比)对污泥脱水性能的影响,结果如图 2 所示。

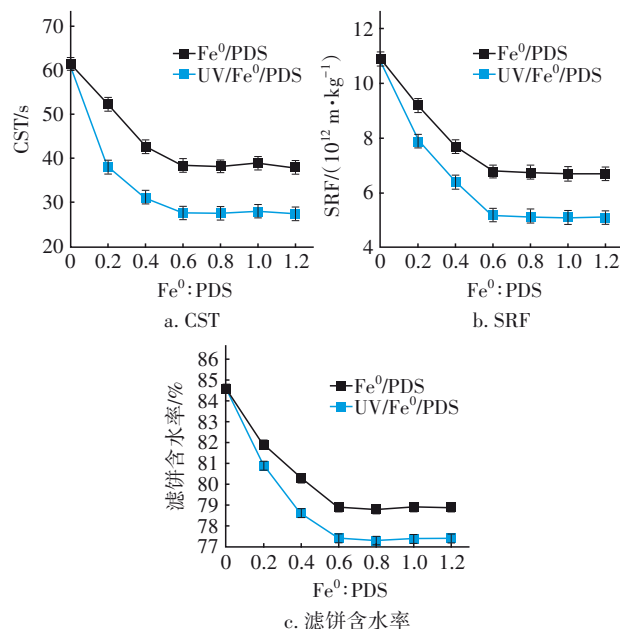


图2 Fe⁰与 PDS 物质的量之比对污泥 CST、SRF 和滤饼含水率的影响

Fig.2 Effect of molar ratio of Fe⁰ and PDS on CST, SRF and moisture content of sludge

从图 2 可以看出,随着 Fe⁰:PDS 值的增加,污泥 CST、SRF 和滤饼含水率均呈现先下降而后趋于平稳的趋势。Fe⁰/PDS 和 UV/Fe⁰/PDS 两种体系的污泥脱水效果均在 Fe⁰:PDS 为 0.6 时达到最佳,对应的 CST、SRF 和滤饼含水率分别为 38.5 s、6.8×10¹² m/kg、78.9% 和 28.8 s、5.1×10¹² m/kg、77.5%。这是由于随着 Fe⁰:PDS 值的增加,通过 Fe⁰活化 PDS 产生的

$\text{SO}_4^{\cdot-}$ 量增加,体系的氧化能力增强,污泥EPS被氧化破坏释放出更多的内部结合水和毛细水,从而提高了污泥的脱水性能;但是过量的 Fe^0 可能会产生过量的 Fe^{2+} ,过量的 Fe^{2+} 会消耗 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 而生成无氧化性的 SO_4^{2-} ,导致体系氧化效率不再提高,故污泥脱水性能亦不再提高^[11]。与 Fe^0/PDS 体系相比,UV/ Fe^0/PDS 体系中 Fe^0 与UV协同活化PDS能产生更多的 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 和 $\cdot\text{OH}$,从而使得UV/ Fe^0/PDS 体系调理污泥脱水的效果增强,CST、SRF和滤饼含水率的削减率分别提高了15.8%、15.6%和1.7%。

2.3 PDS投加量对污泥脱水的影响

在初始pH为6.56、 $\text{Fe}^0:\text{PDS}=0.6$ 、反应时间为20 min条件下,研究PDS投加量对污泥脱水效果的影响,结果见图3。

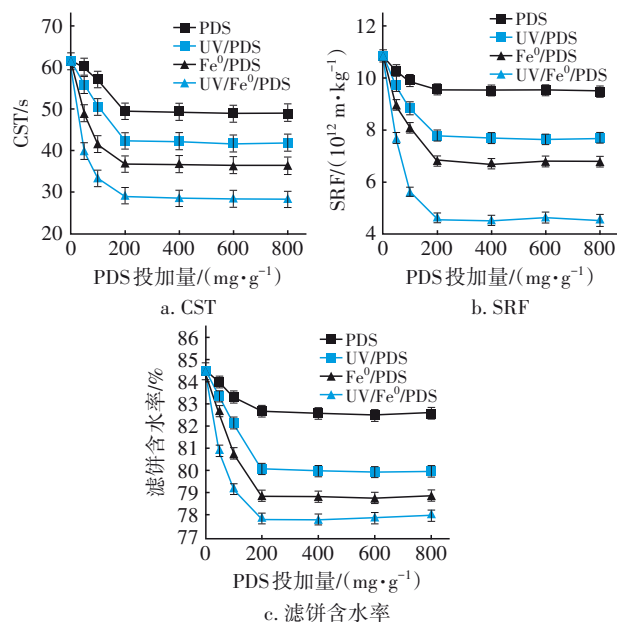


图3 PDS投加量对污泥CST、SRF和滤饼含水率的影响

Fig.3 Effect of PDS dosage on CST, SRF and moisture content of sludge

从图3可以看出,对于不同体系来说,CST、SRF和滤饼含水率均随PDS投加量的增加呈现先下降而后趋于平稳的趋势,最佳PDS投加量均为200 mg/g,且在相同药剂投加量条件下,污泥脱水效果由高到低依次为UV/ Fe^0/PDS 、 Fe^0/PDS 、UV/ PDS 、 PDS 。在最佳PDS投加量下,经UV/ Fe^0/PDS 调理后,污泥CST、SRF和滤饼含水率分别从61.5 s、 10.9×10^{12} m/kg、84.6%下降到28.9 s、 4.7×10^{12} m/kg、77.8%,削减率分别为53.0%、57.0%和8.0%,比 Fe^0/PDS 体系分别高出16.3%、19.4%和1.1%,比UV/ PDS 体系

分别高出22.0%、28.6%和2.8%。这是因为随着PDS投加量的增加,UV/ Fe^0/PDS 体系产生的 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 也随之增多,氧化效果随之增强,污泥絮体及微生物细胞被有效破坏,释放胞外聚合物及胞内结合水;同时反应过程中产生的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 可以通过电中和作用降低污泥表面电位,减少泥水之间的亲和力,从而提高污泥的脱水性能;当PDS投加过量时,产生较多的 $\text{SO}_4^{\cdot-}$,而过多的 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 会部分发生自我淬灭反应,同时,过量的PDS也会与 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 发生反应,从而使得部分 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 不能被有效利用,导致CST、SRF和滤饼含水率不再大幅度降低^[12];此外,污泥过量氧化时,会释放大量的胞外聚合物,而导致污泥黏性增加,污泥脱水性能降低^[13]。综上,当PDS投加量超过200 mg/g后,随着药剂投加量的进一步增加,污泥脱水性能变化不大。

2.4 初始pH对污泥脱水的影响

在PDS投加量为200 mg/g、 $\text{Fe}^0:\text{PDS}=0.6$ 、反应时间为20 min条件下,初始pH对污泥脱水效果的影响如图4所示。

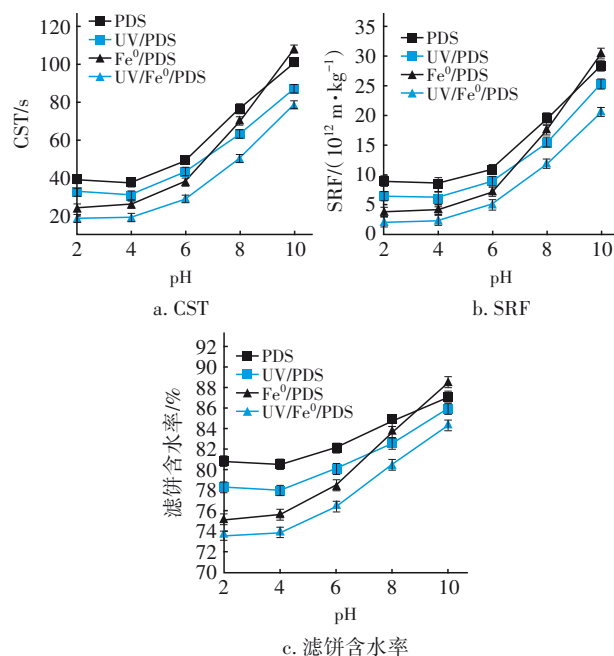
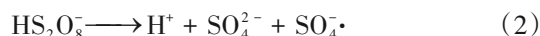
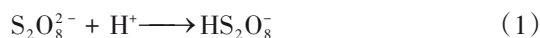


图4 初始pH对污泥CST、SRF和滤饼含水率的影响

Fig.4 Effect of initial pH on CST, SRF and moisture content of sludge

由图4可知,随着初始pH的增大,不同反应体系中污泥CST、SRF和滤饼含水率均呈现先平稳而后增加的趋势。在酸性条件下(pH=2~4),经UV/ Fe^0/PDS 调理后,污泥CST、SRF和滤饼含水率分别

为 19.2 s、 2.2×10^{12} m/kg 和 73.9%, 与原污泥相比分别降低了 68.8%、79.8% 和 12.6%。在酸性条件下,一方面, H^+ 可促进 $SO_4^{\cdot-}$ 的生成, 见式(1)和式(2), 强化对污泥絮体的氧化作用, 剥离 EPS 和释放结合水^[14]; 另一方面, 污泥 EPS 会在酸性条件下发生酸解, 形成细小絮体, 释放内部结合水, 从而提高污泥脱水效率^[15]。



随着 pH 的进一步增加, CST 和 SRF 迅速上升, 当 pH=10 时, 最高可以达到 108.2 s 和 30.5×10^{12} m/kg, 污泥滤饼含水率高达 88.2%。这是由于, 在碱性条件下, 污泥细胞易发生碱解作用而破碎, 释放出大量胞内物质, 液相中 EPS 含量的升高会增加污泥电负性, 污泥絮体间斥力增大^[16]。同时, 强碱性条件会导致污泥絮体及溶液中的 EPS 特别是蛋白质变性, 增强其与水的结合能力, 阻碍污泥中水分的滤除, 表现为黏度增大, 污泥脱水性能恶化^[17]。

2.5 UV/Fe⁰/PDS 调理污泥脱水中 EPS 的变化

附着在污泥微生物细胞壁外的 EPS 由内到外可以分为紧密结合型 EPS (TB-EPS)、疏松结合型 EPS (LB-EPS) 和黏液层 EPS (S-EPS)。其中, TB-EPS 具有一定的外形结构, 与细胞壁结合紧密; LB-EPS 是以胶体或溶解态分布在液相中的黏性聚合物, 具有流变性, 无明显边缘; S-EPS 位于最外侧, 具有可溶性^[18]。这种结构导致 TB-EPS 中的水分不易被去除, 而 S-EPS 和 LB-EPS 中的水分较容易被去除。试验在 Fe⁰:PDS=0.6、初始 pH=4、反应时间为 20 min 的条件下, 研究了 UV/Fe⁰/PDS 调理污泥过程中 EPS 的变化及分布情况, 以探讨污泥脱水机制, 结果如图 5 所示。

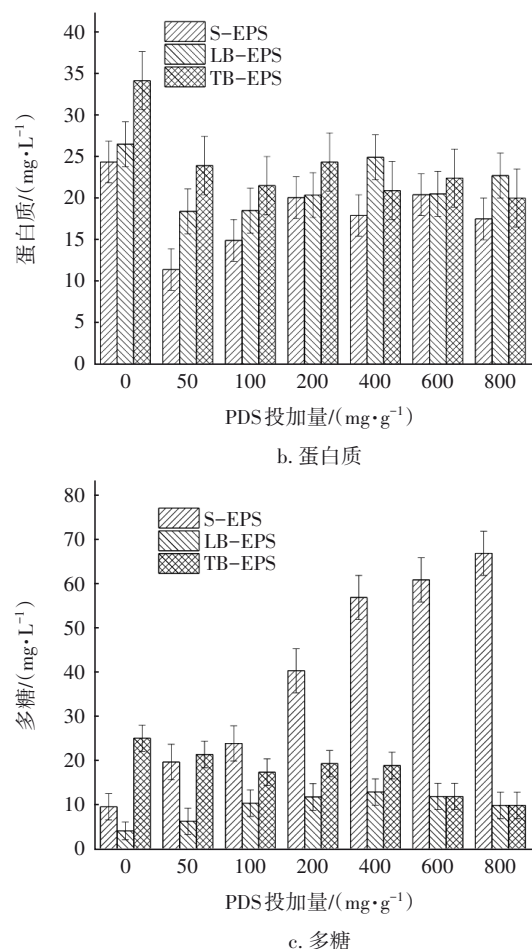
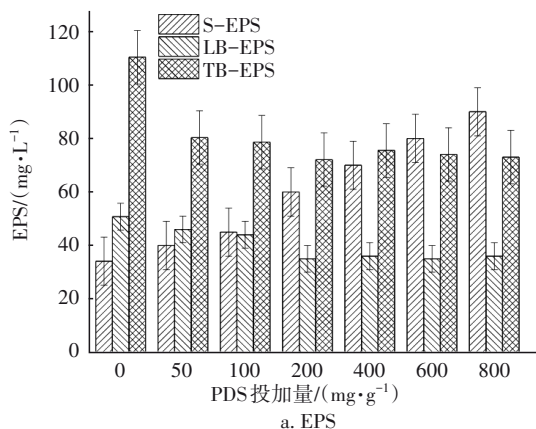


图 5 EPS、蛋白质、多糖含量随 PDS 投加量的变化
Fig.5 Change of EPS, protein and polysaccharide contents with PDS dosage

从图 5(a)可以看出, 经过 UV/Fe⁰/PDS 调理后, 污泥各层 EPS 的变化明显。与原污泥相比, 随着药剂投量的增加, S-EPS 含量显著升高, 而 LB-EPS 和 TB-EPS 含量呈降低的趋势, 这说明随着药剂的投加, 高亲水性的 LB-EPS 和 TB-EPS 逐渐转化为可溶性的 S-EPS。袁冬琴等人^[19]的研究指出, TB-EPS 对污泥絮体的细胞黏附和稳定性起着重要作用。而 TB-EPS 含量的降低, 表明 EPS 结构被破坏, EPS 中部分结合水和表面吸附水转变为自由水, 使污泥脱水性能得到改善。试验进一步对 EPS 中蛋白质和多糖含量的变化和分布进行分析。图 5(b)显示, 随着药剂投量的增加, 与原污泥相比, S-EPS、LB-EPS 和 TB-EPS 中的蛋白质含量均有一定幅度的降低, 这是因为 $SO_4^{\cdot-}$ 在破解污泥、释放 EPS 至液相中的同时也对蛋白质进行了氧化降解。Liu 等人^[18]在利用 Fe²⁺活化过一硫酸盐调理污泥脱水时发现, 蛋白质

比多糖具有更好的保水能力,并且当EPS中具有高浓度的蛋白质类物质时不利于污泥脱水。而在本研究中,产生的 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 对EPS中蛋白质类物质进行了一定程度的降解,从而有利于污泥脱水性能的改善。多糖含量的变化趋势与蛋白质不同,如图5(c)所示,随着药剂投量的增加,S-EPS中的多糖含量迅速升高,LB-EPS中的多糖含量先缓慢升高而后稍有下降,而TB-EPS中的多糖含量逐渐降低,多糖含量的升高表明污泥EPS破解程度加剧。Shi等人^[20]研究发现TB-EPS中的多糖物质会向LB-EPS和S-EPS中转移,这与本文的研究结果一致。与蛋白质相比,多糖并未出现减少趋势,这可能是因为 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 对蛋白质的降解作用大于多糖,且部分有机物被氧化为多糖,多糖对污泥脱水的影响不明显。

综上所述,UV/ Fe^0 /PDS体系调理污泥可以破坏EPS结构,不仅能降解S-EPS和LB-EPS,还能降解难降解的TB-EPS,并且可以使高亲水性的LB-EPS和TB-EPS转化为可溶性的S-EPS,EPS中不利于污泥脱水的蛋白质类物质减少,污泥的脱水性能得以提高。

2.6 UV/ Fe^0 /PDS调理对污泥表面形貌的影响

在 Fe^0 :PDS=0.6、UV照射的条件下,改变PDS投加量,采用扫描电镜观察污泥絮体的变化,结果如图6所示。

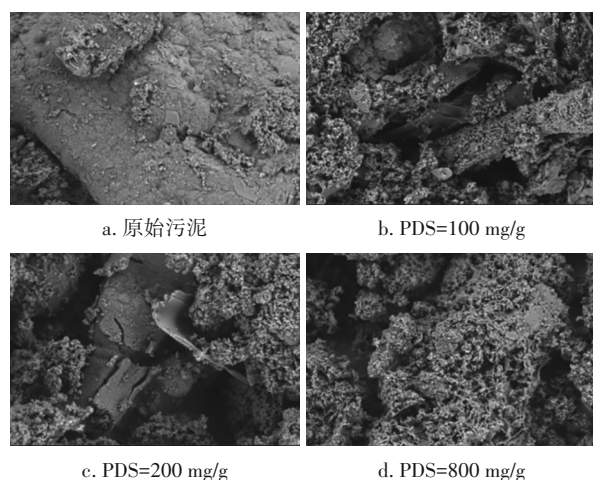


图6 UV/ Fe^0 /PDS调理污泥前后的扫描电镜照片

Fig.6 SEM pictures of sludge before and after treatment by UV/ Fe^0 /PDS

由图6(a)可知,原始污泥结构紧凑、密实,表面平滑,基本没有孔隙,呈现出包裹住水分的结构,使得污泥颗粒中的内部水分很难去除,具有较强的亲

水性。当PDS投加量为100 mg/g时,污泥絮体出现了裂缝和孔洞,水分容易通过通道而脱去;当PDS投加量为200 mg/g时,污泥表面出现了松散的层状和片状,增加了污泥的孔隙和过滤通道,可提高污泥的脱水性能;当PDS投加量为800 mg/g时,污泥表面的层状和片状结构消失,但仍有较多的孔洞,利于水分的脱除。

2.7 UV/ Fe^0 /PDS调理污泥Zeta电位的变化

Zeta电位是衡量污泥脱水性能的重要指标,是表征污泥胶体分散系稳定性的重要参数。通常情况下,污泥颗粒表面由于含有大量羟基、羧基等阴离子官能团而呈现负电状态,颗粒之间相互排斥,污泥Zeta电位绝对值越高,污泥颗粒之间产生的静电斥力就越大,污泥颗粒就越不容易集结和沉降,从而形成相对稳定的体系,不利于污泥脱水^[21]。如果能够改变污泥Zeta电位,使污泥颗粒之间的斥力变小,污泥的脱水性能即可得到改善。因此,研究了UV/ Fe^0 /PDS体系在 Fe^0 :PDS=0.6的条件下,PDS投加量对污泥Zeta电位的影响,结果如图7所示。

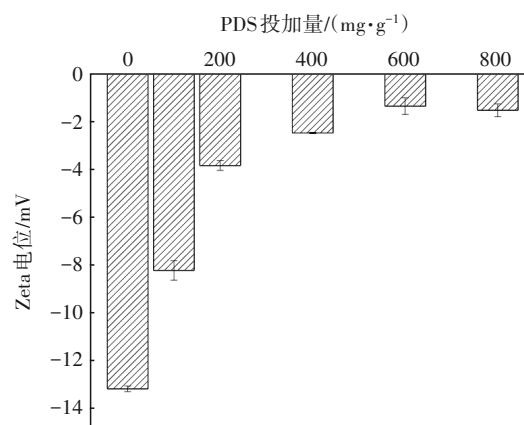


图7 污泥Zeta电位随PDS投加量的变化

Fig.7 Change of Zeta potential of sludge with PDS dosage

从图7可以看出,当PDS投加量为200 mg/g时,Zeta电位由初始的-13.2 mV迅速升高到-3.85 mV;当PDS投加量进一步增加到600 mg/g时,Zeta电位达到-1.36 mV;此后继续增加PDS投加量,Zeta电位变化不大。这表明UV/ Fe^0 /PDS体系能显著降低污泥Zeta电位的绝对值。这主要是因为UV/ Fe^0 /PDS体系调理污泥时,体系产生的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 可以中和污泥表面的部分负电荷,从而减小污泥颗粒之间的排斥力,使其脱稳而易于集结和沉降;此外,UV/ Fe^0 /PDS体系对污泥絮体产生了破坏作用,促进污泥

表面带负电荷的EPS的释放和溶解,从而提高污泥的脱水性能^[22]。

2.8 机理分析

根据以上分析可知,在UV/Fe⁰/PDS氧化调理污泥的过程中,一方面Fe⁰活化S₂O₈²⁻生成Fe²⁺和SO₄^{-·},产生的Fe²⁺可以进一步参与活化反应,生成更多的SO₄^{-·};另一方面,在UV催化活化下,PDS也可产生SO₄^{-·}。随后,SO₄^{-·}通过氧化作用破坏了附着在污泥表面的EPS,使得污泥絮体结构被破坏,变得松散,产生过水通道,同时释放EPS中的结合水;在氧化EPS的过程中,SO₄^{-·}可将高亲水性的LB-EPS和TB-EPS转化为可溶性的S-EPS,且EPS中高保水性的蛋白质被降解。与此同时,反应过程中产生的Fe²⁺和Fe³⁺通过絮凝、电中和等作用,降低污泥表面Zeta电位的绝对值,使污泥絮体颗粒重新凝聚,并减小泥水之间的亲和力,利于水分脱除,从而提高污泥的脱水性能。其反应过程如图8所示。

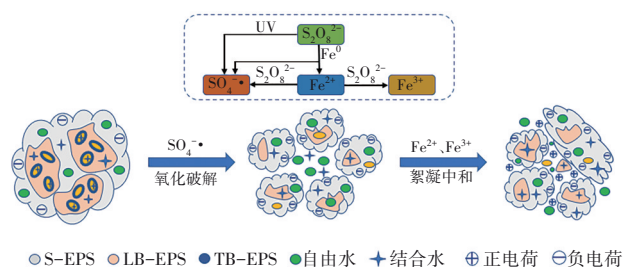


图8 UV/Fe⁰/PDS调理污泥脱水机理示意

Fig.8 Mechanism diagram of sludge dewatering by UV/Fe⁰/PDS

3 结论

① UV可协同Fe⁰活化PDS,提高污泥脱水性能。UV/Fe⁰/PDS调理体系受PDS投加量、Fe⁰与PDS的物质的量之比、反应时间及初始pH的影响,且不同PDS调理体系受不同因素影响的趋势大致相同。

② 室温下,当初始pH为4、Fe⁰:PDS=0.6、PDS投加量为200 mg/g时,在紫外照射下反应20 min后,污泥CST、SRF分别从61.5 s和10.9×10¹² m/kg下降到19.2 s和2.2×10¹² m/kg,滤饼含水率降到73.9%。

③ UV/Fe⁰/PDS调理可以破坏并降解污泥中的EPS(特别是蛋白质),并使高亲水性的LB-EPS和TB-EPS转化为可溶性的S-EPS。污泥镜检结果显示,经UV/Fe⁰/PDS调理后,污泥絮体破碎,并出现裂缝和孔洞,利于污泥脱水。同时,调理过程中产生的Fe²⁺和Fe³⁺可使污泥絮体重新凝聚,减少泥水之间

的亲和力,改善污泥脱水性能。

参考文献:

- [1] 徐鑫,濮文虹,时亚飞,等. 活化过硫酸盐对市政污泥调理效果的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(11): 4202-4207.
XU Xin, PU Wenhong, SHI Yafei, *et al.* Influence of the application of activated persulfate on municipal sludge conditioning [J]. Environmental Science, 2015, 36(11): 4202-4207 (in Chinese).
- [2] 童震松,洪晨,邢奕,等. 表面活性剂调理下污泥中胞外聚合物分布与束缚水含量的关系[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2014, 45(8): 2913-2919.
TONG Zhensong, HONG Chen, XING Yi, *et al.* Relationship between extracellular polymeric substances and bound water in sludge with surfactant conditioning [J]. Journal of Central South University (Natural Science Edition), 2014, 45(8): 2913-2919 (in Chinese).
- [3] ZHEN G Y, LU X Q, LI Y Y, *et al.* Novel insights into enhanced dewaterability of waste activated sludge by Fe(II)-activated persulfate oxidation[J]. Bioresource Technology, 2012, 119: 7-14.
- [4] WANG X M, WANG W, ZHOU B, *et al.* Improving solid-liquid separation performance of anaerobic digestate from food waste by thermally activated persulfate oxidation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 398: 122989.
- [5] FAN X Q, BAO Y X, MUMTAZ M, *et al.* Determination of total oxidizable precursors in foam surfactants and foam contaminated water based on UV-activated persulfate oxidation [J]. Science of the Total Environment, 2021, 763: 142943.
- [6] HOA N T, NGUYEN H, NGUYEN L, *et al.* Efficient removal of ciprofloxacin in aqueous solutions by zero-valent metal-activated persulfate oxidation: a comparative study [J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 35: 101199.
- [7] YANG G, DONG J W, XING B, *et al.* Ni, Fe, and N-tridoped activated carbon as a highly active heterogeneous persulfate catalyst toward the degradation of organic pollutant in water [J]. Separation and Purification Technology, 2020, 252: 117440.
- [8] ACERO J L, BENÍTEZ F J, REAL F J, *et al.* Degradation of selected emerging contaminants by

- UV-activated persulfate: kinetics and influence of matrix constituents [J]. Separation and Purification Technology, 2018, 201: 41–50.
- [9] WU Y Q, SONG K. Effect of thermal activated peroxydisulfate pretreatment on short-chain fatty acids production from waste activated sludge anaerobic fermentation [J]. Bioresource Technology, 2019, 292: 121977.
- [10] ZHEN G Y, LU X Q, SU L H, *et al.* Unraveling the catalyzing behaviors of different iron species (Fe^{2+} vs. Fe^0) in activating persulfate-based oxidation process with implications to waste activated sludge dewaterability [J]. Water Research, 2018, 134: 101–114.
- [11] FENG Y, LIU J H, WU D L, *et al.* Efficient degradation of sulfamethazine with CuCo_2O_4 spinel nano catalysts for peroxymonosulfate activation [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 280: 514–524.
- [12] WANG C W, LIANG C J. Oxidative degradation of TMAH solution with UV persulfate activation [J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 254: 472–478.
- [13] 刘宏波, 文湘华, 赵芳, 等. 活性污泥热碱水解释碳的实验研究[J]. 环境工程学报, 2011, 5(10): 2337–2341.
- LIU Hongbo, WEN Xianghua, ZHAO Fang, *et al.* Experimental study of carbon release from activated sludge by alkaline thermal hydrolysis [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, 5(10): 2337–2341 (in Chinese).
- [14] 王森, 程赛鸽, 肖雪莉, 等. Fe^{2+} 活化过硫酸盐对市政污泥EPS性能的影响[J]. 环境工程学报, 2019, 13(9): 2243–2249.
- WANG Sen, CHENG Saige, XIAO Xueli, *et al.* Effects of Fe^{2+} activated persulfate on the performance of EPS in municipal sludge [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(9): 2243–2249 (in Chinese).
- [15] ZHEN G Y, LU X Q, ZHAO Y C, *et al.* Enhanced dewaterability of sewage sludge in the presence of $\text{Fe}(\text{II})$ -activated persulfate oxidation [J]. Bioresource Technology, 2012, 116: 259–265.
- [16] 洪晨, 邢奕, 王志强, 等. 不同pH下表面活性剂对污泥脱水性能的影响[J]. 浙江大学学报(工学版), 2014, 48(5): 850–857, 870.
- HONG Chen, XING Yi, WANG Zhiqiang, *et al.* Influence of surfactant conditioning on sludge dewaterability in various pH value [J]. Journal of Zhejiang University (Engineering Science), 2014, 48(5): 850–857, 870 (in Chinese).
- [17] 邢奕, 王志强, 洪晨, 等. 不同pH值下胞外聚合物对污泥脱水性能及束缚水含量的影响[J]. 工程科学学报, 2015, 37(10): 1387–1395.
- XING Yi, WANG Zhiqiang, HONG Chen, *et al.* Influence of extracellular polymeric substances on sludge dewaterability and bound water content at various pH values [J]. Chinese Journal of Engineering, 2015, 37(10): 1387–1395 (in Chinese).
- [18] LIU J, YANG Q, WANG D B, *et al.* Enhanced dewaterability of waste activated sludge by $\text{Fe}(\text{II})$ -activated peroxymonosulfate oxidation [J]. Bioresource Technology, 2016, 206: 134–140.
- [19] 袁冬琴, 王毅力. 活性污泥胞外聚合物(EPS)的分层组分及其理化性质的变化特征研究[J]. 环境科学, 2012, 33(10): 3522–3528.
- YUAN Dongqin, WANG Yili. Study on the stratification components of extracellular polymeric substances (EPS) in activated sludge and their variation characteristics in physicochemical properties [J]. Environmental Science, 2012, 33(10): 3522–3528 (in Chinese).
- [20] SHI Y F, YANG J K, YU W B, *et al.* Synergetic conditioning of sewage sludge via Fe^{2+} /persulfate and skeleton builder: effect on sludge characteristics and dewaterability [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 270: 572–581.
- [21] NING X A, LUO H J, LIANG X J, *et al.* Effects of tannery sludge incineration slag pretreatment on sludge dewaterability [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 221: 1–7.
- [22] 卢兴. 表面活性剂和双氧水联用改善污泥脱水效果的研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2018.
- LU Xing. Study on Surfactant Combined with Hydrogen Peroxide to Improve Dewaterability of Sludge [D]. Changsha: Hunan University, 2018 (in Chinese).

作者简介: 郑松超(1992–), 男, 河北邢台人, 硕士研究生, 主要研究方向为污泥减量及资源化。

E-mail: 528825538@qq.com

收稿日期: 2020-11-24

修回日期: 2021-06-08

(编辑: 刘贵春)