



第 14卷第 1期 2020年 1月 Vol. 14, No.1 Jan. 2020

www) http://www.cjee.ac.cn

E-mail: cjee@rcees.ac.cn

Environmental Engineering

(010) 62941074

🙀 文章栏目:固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.201902067 中图分类号 X705 文献标识码

万甜, 闫幸幸, 任杰辉, 等. Fe(II) 活化过硫酸盐改善污泥脱水性能[J]. 环境工程学报, 2020, 14(1): 189-196. WAN Tian, YAN Xingxing, REN Jiehui, et al. Improvement of sludge dewatering performance by Fe(II)-activated persulfate[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(1): 189-196.

Fe(II) 活化过硫酸盐改善污泥脱水性能

万甜^{1,2,*}, 闫幸幸^{1,2}, 任杰辉^{1,2}, 贺明星^{1,2}, 程文^{1,2}

1. 西安理工大学水利水电学院,西安710048

2. 西北旱区生态水利国家重点实验室, 西安 710048

第一作者: 万甜 (1984—), 女, 博士, 讲师。研究方向: 污水及污泥处理处置。E-mail: wantian@xaut.edu.cn *通信作者

摘 要 针对污水处理厂剩余污泥脱水困难的问题,采用Fe²⁺活化过硫酸钾高级氧化法提高剩余污泥脱水性 能,使用污泥含水率和污泥比阻对调理前后污泥脱水效果进行分析;研究了过硫酸钾投加量、Fe²⁺投加量、 pH和反应时间对污泥调理效果的影响;探究了过硫酸盐调理污泥过程中溶解性有机物质和胞外聚合物 (extracellular polymeric substance, EPS)的变化特性。结果表明:过硫酸钾调理的最佳反应条件为pH=7.5,反应时 间为 20 min,过硫酸钾和Fe²⁺的最佳投加量分别为 15 mmol·L⁻¹和 18 mmol·L⁻¹,在此条件下,污泥含水率和污泥 比阻值分别可达 78.89%和 0.3×10¹² m·kg⁻¹;污泥含水率和比阻的变化可能与污泥调理后絮体结构形态变化有 关;调理污泥后,上清液中溶解性有机物质含量与过硫酸钾投加量呈显著正相关关系,而 EPS 不同组分中蛋白 质和多糖含量在 Fe²⁺投加后均减少,表明 Fe²⁺的投加可以破坏污泥絮体,分解胞内物质;利用 Fe²⁺激活过硫酸钾 所生成的硫酸根自由基可极大改善污泥的脱水性能。

关键词 污泥脱水;高级氧化;过硫酸钾;Fe(II)活化;胞外聚合物

随着经济发展和城市化进程的加快,我国城镇生活污水排放量急剧增加。截至2017年底,全国城镇生活污水排放总量为600×10⁸ t,并以6%的速度逐年递增^[1]。剩余污泥是污水处理的副产物,产量大且对环境造成二次污染。国家"十三五"规划明确提出,到2020年底,地级及以上城市污泥无害化处置率达到90%以上^[2],这对污泥处理处置将是巨大挑战。剩余污泥中含有大量水分(含水率约为99.7%~99.1%),脱水是污泥减量化、无害化、资源化最关键的一步^[3]。目前,城镇污水处理厂污泥脱水工艺主要为简单的机械脱水与化学絮凝工艺,很难满足目前的脱水要求。经大量研究发现,污泥絮体结构和水分存在形式复杂,其中含有部分较难去除的结合水^[4],这成为污泥脱水的瓶颈问题。

近10多年来,经过大量的实践证明,破坏污泥絮体结构使其胞内物质和部分结合水释放,可 有效缓解污泥脱水困难的问题^[5]。高级氧化技术由于其二次污染小、反应快、易操作等特点逐渐成 为污泥调理脱水性能的研究热点。过硫酸盐氧化法属于高级氧化技术的一种方法,已在剩余污泥 脱水处理方面取得诸多应用,有研究^[6-8]表明,过硫酸盐调理剩余污泥可改善污泥脱水性能。宋秀 兰等^[9]发现 Fe²⁺活化过硫酸盐可提高污泥的脱水效果。ZHEN 等^[10]指出硫酸根自由基的强氧化性可 对污泥絮体中 EPS 和微生物细胞产生显著的破坏作用。徐文迪等^[11]研究了 Fe²⁺与S₂O₈²⁻投加比对污 泥脱水效果的影响,发现 Fe²⁺和S₂O₈²⁻的最佳投加摩尔比为 1:1。这些研究均表明 Fe²⁺活化过硫酸盐 调理可提高污泥的脱水效果。然而,由于污泥的特性及脱水过程的复杂性,过硫酸盐改善污泥脱 水性能及其相关机理的认识仍不全面。

基于此,本研究采用亚铁离子(Fe²⁺)活化过硫酸钾,分析了过硫酸钾、硫酸亚铁、反应时间和 pH 对污泥脱水效果的影响,并探究了不同过硫酸钾投加量条件下污泥中胞外聚合物(EPS,主要包括蛋白质和多糖)和调理污泥上清液中 SCOD 的分布状况;探讨了过硫酸钾调理污泥的机理,为污泥的强化脱水及资源化处理提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 实验原料

剩余污泥取自西安市第三污水处理厂浓缩池,该水厂的处理规模为 5×10^4 m³·d⁻¹,采用改良型 底曝氧化沟与滤布滤池组合工艺。剩余污泥基本特征:含水率97.3%,pH8.01~8.07,总固体含量 26.2 g·L⁻¹,COD 4 738.7 mg·L⁻¹,总氮 8.8 mg·L⁻¹,总磷 18.7 mg·L⁻¹。

1.2 主要仪器与试剂

六轴联合搅拌器 (JJ-4,常州智博瑞仪器制造有限公司);紫外-可见分光光度计 (DR5000,美国 哈希公司);电子天平 (CP213,奥豪斯仪器有限公司);污泥比阻测定装置 (TG-250,上海同广科教 仪器有限公司)。

过硫酸钾 (K₂S₂O₈)、七水合硫酸亚铁 (FeSO₄·7H₂O)、氢氧化钠 (NaOH)、蒽酮 (C₁₄H₁₀O)、浓硫酸 (H₂SO₄)、重铬酸钾 (K₂Cr₂O₇) 均为分析纯。

1.3 测定与分析方法

采用布氏漏斗法^[12]测定污泥比阻;采用重量法^[13]测定污泥含水率;采用碱性过硫酸钾高压消 解紫外分光光度法测定总氮^[14];采用过硫酸钾消解钼酸铵分光光度法测定总磷^[15];采用修正的 Folin-Lowry法^[16]和蒽酮-硫酸法^[17]测定污泥调理前后 EPS 中蛋白质和多糖的浓度变化;采用重铬 酸钾法^[18]测定 SCOD 浓度变化。

EPS 是微生物在一定条件下分泌于体外的一些高分子聚合物^[19],按分布形式可分为溶解型 EPS (SL-EPS)、松散型 EPS(LB-EPS)和紧密型 EPS(TB-EPS)^[20]。EPS 的提取采用热提取法^[21]。

利用 SPSS 24.0 软件进行 Pearson 相关性分析,研究过硫酸钾不同投加量时与调理污泥上清液中 SCOD 含量的相关关系。P<0.001 表示数据间极显著相关,P<0.01 表示数据间显著相关,P<0.05 表示数据间相关。

1.4 实验参数条件

取 100 mL 实验原泥于烧杯中,投加药剂后,置于六联搅拌器上进行污泥脱水实验研究。本研 究中实验参数的选择参照徐鑫^[22]和宋秀兰等^[9]的研究,具体实验参数如表1所示。

			Table 1 Exper	imental parame	ters	
	实验编号	过硫酸钾/(mmol·L ⁻¹)	$Fe^{2+}/(mmol \cdot L^{-1})$	pН	快搅反应时间/min	慢搅反应时间/min
	1#	9~21	0	8	10	0
	2#	9~21	18	8	10	20
	3#	15	15~27	8	10	20
	4#	15	18	3~9	10	20
	5#	15	18	8	10	5~60

表1 实验参数

注:所有实验在20 ℃条件下进行;加入K₂S₂O₈后快速搅拌;加入Fe²⁺后慢速搅拌。

2 结果与讨论

2.1 Fe²⁺活化过硫酸钾对污泥脱水效果的影响

过硫酸钾投加量和 Fe²⁺对污泥含水率和污泥比阻的影响结果如图 1 所示。由图 1 可以看出,随着过硫酸钾投加量的增加,污泥比阻和污泥含水率均表现为先降低后升高的趋势;Fe²⁺的投加提高了过硫酸钾调理剩余污泥脱水效果;与未投加亚铁离子和过硫酸钾的污泥含水率(97.30%)和污泥比阻(4.51×10¹² m·kg⁻¹)相比,过硫酸钾显著降低了污泥含水率和污泥比阻,从而改善了污泥的脱水效果。





在投加 Fe²⁺离子时,过硫酸钾投加量从 9 mmol·L⁻¹ 增加到 15 mmol·L⁻¹,污泥含水率由 84.36% 降低到 82.87%,污泥比阻由 1.06×10¹² m·kg⁻¹ 降低到 0.83×10¹² m·kg⁻¹; 而过硫酸钾投加量从 15 mmol·L⁻¹ 增加到 21 mmol·L⁻¹,污泥含水率和污泥比阻均呈上升的趋势。这说明过硫酸钾投加量为 15 mmol·L⁻¹ 时,污泥脱水效果最佳。未投加 Fe²⁺离子的污泥含水率和污泥比阻变化趋势与投加 Fe²⁺基本一致, 且相同条件下污泥含水率和污泥比阻值显著高于投加 Fe²⁺的结果。这说明 Fe²⁺离子投加对污泥脱水 起到促进作用。在投加 Fe²⁺离子时,对不同过硫酸钾投加量下污泥含水率在置信区间为 95% 条件 下进行显著性分析,得 *P*=0.012<0.05,表明了不同条件下含水率间有显著性差异。常温下,如式 (1) 所示,Fe²⁺能够活化S₂O²₈产生SO₄·,SO⁴·破坏污泥絮体结构,促进污泥脱水^[23];然而当 pH 为 3~5 时,如式 (2) 所示,过量的 Fe²⁺会与SO⁴·发生自我消除反应,消耗SO⁴·生成SO^{2-[24]}。降低了活化 基团SO⁴·的含量,从而降低污泥脱水效果。

$$Fe^{2+} + S_2O_8^{2-} \to Fe^{3+} + SO_4^{-} + SO_4^{2-}, K = 2.0 \times 10 \text{ mol} \cdot (L \cdot s)^{-1}$$
(1)

$$SO_4^- \cdot + Fe^{2+} \to Fe^{3+} + SO_4^{2-}, K = 4.6 \times 10^9 \,\text{mol} \cdot (L \cdot s)^{-1}$$
 (2)

2.2 过硫酸钾活化对污泥脱水过程的影响

不同硫酸亚铁投加量条件下污泥含水率和污泥比阻的分布结果见图 2。由图 2 可见,硫酸亚铁 投加量对污泥含水率及比阻有较大的影响。随着硫酸亚铁投加量的增加,污泥含水率和污泥比阻 呈现先降低后增加的趋势,在投加量为 18 mmol·L⁻¹时污泥含水率和污泥比阻最低,污泥脱水效果 最佳。硫酸亚铁投加量由 15 mmol·L⁻¹增加到 18 mmol·L⁻¹时,含水率和污泥比阻值分别由 79.06% 和 0.62×10¹² m·kg⁻¹降低至 78.89% 和 0.30×10¹² m·kg⁻¹;当硫酸亚铁由 18 mmol·L⁻¹增加至27 mmol·L⁻¹ 时,污泥含水率和污泥比阻逐渐增加,污泥脱水效果变差。Fe²⁺与S₂O²₈-的投加比影响了硫酸根自由 基的活化效果,进而影响其对污泥絮体的氧化性能。在合适的 Fe²⁺投加量条件下,可使S₂O²₈-活化 达到最佳效果,从而提高污泥脱水效果。当S₂O²₈-浓度为 18 mmol·L⁻¹, Fe²⁺投加量为15 mmol·L⁻¹ (即 Fe²⁺与S₂O²₈-投加比例为 1.2:1)时,含水率和污泥比阻降低,可达到较佳的脱水效果,该结果与宋秀 兰等^[9]的研究结果相似。也有研究^[11,22]表明, 两者的最佳投加比例为1:1时,硫酸根自由基 含量较高,对污泥絮体破坏程度较大,其脱水 效果较好。过量Fe²⁺与硫酸根自由基发生反应 被氧化为Fe³⁺,消耗一部分硫酸根自由基,进 而影响硫酸根自由基对污泥絮体的氧化,絮体 结构破坏程度降低,污泥比阻和含水率增大。 此外,根据已有研究^[25-26]可知,通过化学调 理,将污泥含水率降至80.00%左右后,通过 板框压滤机进行深度脱水,可将污泥含水率降 至53.80%,通过超高压压滤技术可将污泥含水 率降低至36.85%。因此,本研究结果在实际工 程中具有一定的应用潜力。

不同反应时间条件下污泥含水率和污泥比 阻分布结果见图 3。由图 3 可见,随着时间的 增加,污泥含水率与污泥比阻呈现先降低后基 本保持恒定的趋势,当反应时间 ≤ 20 min时, 污泥含水率和污泥比阻随时间的增加逐渐降 低;在反应时间为 20 min时,污泥含水率和污 泥比阻最低,分别为 80.37%和 0.47×10¹² m·kg⁻¹, 污泥脱水效果最佳;当反应时间>20 min时,污 泥含水率和污泥比阻基本保持恒定。这主要由 于SO₄·具有较高的氧化性,污泥在反应前 20 min 内迅速被氧化破解,但随反应时间的增加,污 泥胞内有机物中较为容易氧化的物质逐渐减 少,使得在 20 min 后,污泥脱水效果基本保持 恒定^[22]。

不同 pH条件下污泥含水率和污泥比阻的 分布情况如图 4 所示。由图 4 可见, pH 对污泥 含水率和污泥比阻影响较大,中性条件下污泥 含水率和污泥比阻较低,污泥脱水效果较佳, 该结果与相关研究结果^[21]一致。当 pH 为 3~ 7.5 时,污泥含水率和污泥比阻呈现下降趋 势;在 pH 为 7.5 时,污泥含水率和污泥比阻量 均达到最低,分别为 80.33%和 0.68×10¹² m·kg⁻¹; 当 pH 大于 7.5 时,污泥含水率和污泥比阻呈现 上升趋势。过硫酸钾在不同 pH 条件下产生自 由 基的浓度不同,主要机理^[27]参考式 (3)~式



(7),在酸性条件下,催化反应会加速自由基的形成,而自由基浓度较高时,会发生自我消除反应,导致与污泥作用的自由基浓度较小,对污泥絮体的改善不足。该过程参考式(2)~式(5),随着 pH 的增大,自由基生成速度降低,自由基浓度未达到自我消除的浓度范围,生成的自由基均用于

调理污泥,破坏污泥絮体结构;当 pH 增大到碱性条件时,由于 Fe²⁺会与 OH⁻生成氢氧化物沉淀^[28],导致激发硫酸根自由基的能力降低,对污泥絮体的破坏能力较小,反应见式(6)。因此, Fe²⁺活化 过硫酸钾的最佳反应 pH 为 7.5。

$$S_{2}O_{8}^{2-} + H^{+} \rightarrow HS_{2}O_{8}^{-}$$
(3)

$$HS_{2}O_{8}^{-} \rightarrow H^{+} + SO_{4}^{-} + SO_{4}^{2-}$$
(4)

$$SO_{4}^{-} + SO_{4}^{-} \rightarrow S_{2}O_{8}^{2-}, K = 4.0 \times 10^{8} \text{ mol} \cdot (L \cdot s)^{-1}$$
(5)

$$SO_{4}^{-} \cdot + S_{2}O_{8}^{2-} \rightarrow SO_{4}^{2-} + S_{2}O_{8} \cdot, K = 6.1 \times 10^{5} \text{mol} \cdot (L \cdot s)^{-1}$$
(6)

$$Fe^{2+} + 2OH^{-} \rightarrow Fe(OH)_{2}$$
(7)

2.3 过硫酸钾投加量对 SCOD 和 EPS 不同组分的影响

过硫酸钾、硫酸亚铁、反应时间和 pH 对污泥脱水效果的影响表明:过硫酸钾调理污泥的关键 机制是严格控制 Fe²⁺离子与过硫酸钾的摩尔比,确保硫酸根自由基的高生成率,以达到提高污泥脱 水效果的目的。为进一步研究硫酸根自由基的生成率与污泥絮体结构组分变化的关系,研究了过 硫酸钾投加量对 SCOD 和污泥 EPS 组分的影响,结果如图 5 和图 6 所示。过硫酸钾投加量对 SCOD 含量的影响结果如图 5 所示。由图 5 可见,随着过硫酸钾投加量的增加,SCOD 含量逐渐增 加。图 5(a) 为投加 Fe²⁺离子时 SCOD 的变化情况。SCOD 含量与过硫酸钾投加量呈显著正相关关系 (r=0.964, P=0.01),在过硫酸钾为最大投加量时,SCOD 含量可达到峰值。图 5(b) 是未投加 Fe²⁺离 子时 SCOD 的变化情况。与投加 Fe²⁺离子相比,未投加 Fe²⁺离子时 SCOD 含量变化趋势基本相同, 其与过硫酸钾投加量呈显著正相关关系 (r=0.972, P=0.01)。其原因为,污泥脱水过程中过硫酸钾氧 化促使污泥细胞及絮体稳定性破坏,导致絮体间的有机物和细胞内的有机物释放到上清液, SCOD 的含量增加。SCOD 值可用于表征污泥絮体的破坏程度和溶出效应^[29],SCOD 含量增加,表 明污泥絮体破解,胞内物质溶出,有利于结合水的释放,从而降低污泥含水率。



过硫酸钾投加量对 EPS 不同组分分布的影响结果如图 6 所示。由图 6 可见,过硫酸钾投加量 对 EPS 不同组分含量分布有较大影响。图 6(a) 和图 6(c) 分别是投加 Fe²⁺时,蛋白质和多糖含量的变 化情况。随着过硫酸钾投加量的增加,SL-EPS 和 LB-EPS 中蛋白质和多糖浓度均呈先升高后降低 的变化趋势,在 15 mmol·L⁻¹时达到最大值;而 TB-EPS 中蛋白质和多糖浓度呈现相反趋势,在 15 mmol·L⁻¹时达到最小值。图 6(b) 和图 6(d) 分别是未投加 Fe²⁺时蛋白质和多糖含量的变化情况。 与投加 Fe²⁺离子相比,未投加 Fe²⁺离子时,EPS 不同组分含量变化趋势大致相同。由于过硫酸根离



Fig. 6 Influence of potassium persulfate dosage on EPS distribution

子未被活化,氧化性较低,不同类型 EPS 不同组分的含量均偏高。有研究^[30] 表明,SL-EPS 和 LB-EPS 中蛋白质和多糖含量与污泥脱水性能呈正相关关系;相反,TB-EPS 中蛋白质和多糖含量的增加对污泥脱水起抑制作用。TB-EPS 中含有较少的结合水,但其对污泥絮体、微生物细胞以及结合水具有较大的黏附和附着作用,导致污泥脱水困难^[31]。硫酸根自由基能够氧化 TB-EPS,从而分解污泥基质;同时使得附着的微生物细胞被氧化,促使污泥絮体中的自由水释放,达到污泥脱水的目的。该结果与 MO 等^[32] 研究一致。

3 结论

1) Fe²⁺活化过硫酸钾调理剩余污泥可显著改善污泥脱水性能。K₂S₂O₈和 Fe²⁺离子投加量、反应 时间与 pH 均对过硫酸钾改善污泥脱水性能具有显著影响。

2) 污泥脱水性能最佳反应条件为 pH=7.5, 过硫酸钾和 Fe²⁺投加量分别为 15 mmol·L⁻¹和 18 mmol·L⁻¹时,在最佳反应条件下含水率为 78.89%、污泥比阻值为 3.04×10¹¹ m·kg⁻¹。

3) 过硫酸钾投加量与污泥上清液中 SCOD 呈现显著正相关关系,且影响污泥不同类型 EPS 含量的分布,其中 TB-EPS 的减少使得污泥絮体解体,释放部分胞内水,从而改善污泥的脱水性能。

参考文献

[1] 杨航, 俞雅乖. 中国水环境治理的成本-收益测度及影响因素分析[J]. 科技与管理, 2018, 20(5): 57-65.

[2] 新华社. 年底前直辖市省会城市建成区要基本消除黑臭水体[J]. 北方建筑, 2017, 2(2): 76.

[3] 唐建国, 吴炜, 周振, 等. 污泥脱水性能测定对污泥调理与脱水的重要性分析[J]. 给水排水, 2017, 53(12): 11-16.

[4] 汤连生, 张龙舰, 罗珍贵. 污泥中水分布形式划分及脱水性能研究[J]. 生态环境学报, 2017, 26(2): 309-314.

- [5] 吴岸峰. 超声破解技术在污水污泥处理中的应用研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2008.
- [6] ZHOU X, WANG Q, JIANG G, et al. A novel conditioning process for enhancing dewaterability of waste activated sludge by combination of zero-valent iron and persulfate[J]. Bioresource Technology, 2015, 185: 416-420.
- [7] LEE K M, KIM M S, LEE C. Oxidative treatment of waste activated sludge by different activated persulfate systems for enhancing sludge dewaterability[J]. Sustainable Environment Research, 2016, 26(4): 177-183.
- [8] ZHEN G Y, LU X Q, LI Y Y, et al. Innovative combination of electrolysis and Fe(II)-activated persultate oxidation for improving the dewaterability of waste activated sludge[J]. Bioresource Technology, 2013, 136(3): 654-663.
- [9] 宋秀兰, 石杰, 吴丽雅. 过硫酸盐氧化法对污泥脱水性能的影响[J]. 环境工程学报, 2015, 9(11): 5585-5590.
- [10] 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(9): 7-14.
- [11] 徐文迪,常沙,明铁山,等.基于硫酸根自由基(SO₄·)的污泥预处理技术[J].环境工程学报,2018,12(5):1528-1535.
- [12] 俞庭康, 刘涛, 沈洪. 污泥比阻实验中几个问题的探讨[J]. 实验室研究与探讨, 2009, 28(1): 68-70.
- [13] 中华人民共和国建设部. 城市污水处理厂污泥检测方法: CJ/T 221-2005[S]. 北京: 中国标准出版社, 2005.
- [14] 陈杰, 吴亦红. 碱性过硫酸钾消解测定城市污泥中总氮[J]. 环境监测管理与技术, 2005(1): 35-36.
- [15] 孙伟香, 李淑栋, 李慧. 城镇污泥中总磷测定条件的优化选择: 过硫酸钾消解后钼酸铵分光光度法[J]. 环境科学导刊, 2018, 37(2): 94-97.
- [16] 刘翔, 黄映恩, 刘燕, 等. 活性污泥和生物膜的胞外聚合物提取方法比较[J]. 复旦学报(自然科学版), 2011, 50(5): 556-562.
- [17] 夏晨娇. 剩余活性污泥脱水的高级处理方法研究[D]. 南京: 南京理工大学, 2009.
- [18] 张小玲, 赵艳红, 李正群, 等. 曝气及搅拌强化超声预处理污泥试验研究[J]. 安全与环境学报, 2018, 18(2): 755-760.
- [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.
- [20] MAHMOUD A, OLIVIER J, VAXELAIRE J, et al. Electro-dewatering of wastewater sludge: Influence of the operating conditions and their interactions effects[J]. Water Research, 2011, 45(9): 2795-2810.
- [21] 任杰辉, 程文, 万甜, 等. 缓冲液盐度对热提取活性污泥胞外聚合物的影响[J]. 环境科学学报, 2018, 38(8): 3054-3060.
- [22] 徐鑫. 过硫酸盐与烷基糖苷用于污泥调理及脱水机理研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2013.
- [23] HUANG C, PAN J R, FU C G, et al. Effects of surfactant addition on dewatering of alum sludges[J]. Journal of Environmental Engineering, 2002, 128(12): 1121-1127.
- [24] 戴永康. 短期中温厌氧消化预处理联合芬顿氧化与氧化钙对污泥深度脱水性能影响的研究[D]. 广州: 广东工业大学, 2017.
- [25] 梁嘉林. 芬顿氧化联合氧化钙对五种市政污泥深度脱水性能影响的研究[D]. 广州: 广东工业大学, 2016.
- [26] LIU H, YANG J K, ZHU N R, et al. A comprehensive insight into the combined effects of Fenton's reagent and skeleton builders on sludge deep dewatering performance[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 258-259: 144-150.
- [27] WANG C W, LIANG C. Oxidative degradation of TMAH solution with UV persulfate activation[J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 254: 472-478.
- [28] RASTOGI A, Al-ABED S R, DIONYSIOS D. Sulfate radical-based ferrous-peroxymonosulfate oxidative system for PCBs

degradation in aqueous and sediment systems[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2008, 85(3): 171-179.

- [29] 李丹熠, 桑稳姣, 张倩, 等. 2 450 MHz电磁波污泥脱水过程中的温度效应[J]. 中国环境科学, 2018, 38(11): 4147-4152.
- [30] 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.
- [31] KEKE X, WAN Y S, YUN C, et al. Effects of thermal-Fe (II) activated oxone treatment on sludge dewaterability[J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 322: 463-471.
- [32] MO R S, HUANG S S, DAI W C, et al. A rapid Fenton treatment technique for sewage sludge dewatering[J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 269: 391-398.

(本文编辑:金曙光,曲娜,郑晓梅)

Improvement of sludge dewatering performance by Fe(II)-activated persulfate

WAN Tian^{1,2,*}, YAN Xingxing^{1,2}, REN Jiehui^{1,2}, HE Mingxing^{1,2}, CHENG Wen^{1,2}

1. Institute of Water Resources and Hydro-Electric Engineering, Xi' an University of Technology, Xi' an 710048, China

2. State Key Laboratory of Eco-Hydraulics in Northwest Arid Region, Xi' an 710048, China

*Corresponding author, E-mail: wantian@xaut.edu.cn

Aimed at the difficult dewatering of excess sludge in sewage treatment plants, the dewatering Abstract performance of excess sludge was improved by the advanced oxidation method of Fe²⁺-activated potassium persulfate in this study, and the sludge dewatering effect before/after conditioning were characterized by sludge moisture content and sludge specific resistance to filtration (SRF). The effects of potassium persulfate dosage, Fe²⁺ dosage, pH and reaction time on sludge conditioning performance were studied. The changes of dissolved organic matter and extracellular polymers during the persulfate conditioning process were investigated. The experimental results showed that the optimal reaction conditions for potassium persulfate conditioning were following: pH=7.5, the reaction time of 20 min, potassium persulfate dosage of 15 mmol \cdot L⁻¹ and Fe²⁺ dosage of 18 mmol· L⁻¹. Under this condition, the sludge moisture content and sludge specific resistance to filtration could reach 78.89% and 0.3×10^{12} m·kg⁻¹, respectively. The changes in sludge water content and specific resistance may be related to the change of flocs structure and morphology after sludge conditioning. For the conditioned sludge, there was a significant positive correlation between the content of soluble organic matter in the supernatant and the amount of potassium persulfate, the content of protein and polysaccharide in EPS decreased after Fe²⁺ addition, indicating that the intracellular substance and part of the bound water in the sludge flocs were released. The sulfate radicals produced by Fe²⁺-activated potassium persulfate can greatly improve the sludge dewaterbility.

Keywords sludge dewatering; advanced oxidation; potassium persulfate; activation by Fe^{2+} ; extracellular polymeric substance