

一种基于电芬顿的污泥强化脱水预处理技术研究

徐文迪¹, 常 沙¹, 傅金祥¹, 郜玉楠¹, 李真莹²

(1. 沈阳建筑大学 辽河流域水污染防治研究院, 辽宁 沈阳 110168; 2. 吉林中源建筑市政工程设计有限公司, 吉林 长春 130021)

摘 要: 采用电芬顿技术对抚顺市某市政污水处理厂浓缩池剩余污泥进行预处理, 强化污泥的脱水性能。通过正交试验分析了电芬顿污泥强化脱水预处理技术的主要操作参数, 确定了最佳工作条件, 即 pH 值为 3, 曝气量为 500 mL/min, 电压梯度为 2 V/cm; 并通过极差与方差分析得出 pH 值为影响污泥脱水性能的主要参数。通过污泥含水率与脱水速率随时间的变化情况, 分析得出最佳的电芬顿氧化处理时间为 60 min, 此时含水率能够降到 68%。通过研究添加羟基自由基($\cdot\text{OH}$)清除剂后污泥的破坏效果以及 $\cdot\text{OH}$ 浓度与污泥破坏程度的关系, 发现电芬顿污泥脱水的关键是产生的强氧化剂中间产物 $\cdot\text{OH}$ 。此外, 污泥胞外聚合物(EPS)的浓度和组成在电芬顿氧化反应前后发生变化, 紧密结合 EPS(TB-EPS)量减少, 可溶性 EPS(S-EPS)先增加后减少。

关键词: 电芬顿; 剩余污泥; 强化脱水; 羟基自由基; 胞外聚合物

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2018)03-0116-06

An Enhanced Excess Sludge Dewatering Pretreatment Technology Based on Electro-Fenton

XU Wen-di¹, CHANG Sha¹, FU Jin-xiang¹, GAO Yu-nan¹, LI Zhen-ying²

(1. Liaohe River Basin Water Pollution Control Institute, Shenyang Jianzhu University, Shenyang 110168, China; 2. Jilin Zhongyuan Architectural Design Co. Ltd., Changchun 130021, China)

Abstract: An electro-Fenton (EF) pretreatment technology was used to enhance the dewatering of the excess sludge from a sewage treatment plant in Fushun. The operation parameters in the EF process were analyzed by changing the moisture content and specific resistance of sludge (SRF). The results indicated that the optimized condition was pH of 3, aeration of 500 mL/min, and voltage gradient of 2 V/cm. pH demonstrated a significant influence on the dewatering of sludge in the range and variance analysis. The moisture content reached up to 68% at the optimized condition of 60 minutes oxidation treatment. The hydroxyl radical ($\cdot\text{OH}$) was identified as a key factor in the sludge dewatering process. Additionally, the concentrations and the compositions of the extracellular polymeric substance (EPS) were changing during the EF process. The concentrations of tightly bound EPS (TB-EPS) were decreasing, while the soluble EPS (S-EPS) concentrations were initially increasing and subsequently decreasing.

Key words: electro-Fenton (EF); excess sludge; enhanced dewatering; hydroxyl radical; extracellular polymeric substance

基金项目: 沈阳建筑大学博士后基金资助项目(SJZUBSH201720); 沈阳建筑大学学科涵育项目(XKHY2-117); 国家自然科学基金资助项目(51508342); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2014ZX07202-011)

随着我国城镇化水平的不断提高,污水处理设施建设得到了高速发展,伴随而来的是大量的剩余污泥。这些污泥因具有极高的含水率而很难储存,污泥处理形势十分严峻^[1]。研究表明,胞外聚合物(EPS)在污泥中占有很大比重,并且是影响污泥脱水性能高低的主要因素之一^[2]。因此,降解和破坏EPS的含量和结构是提高污泥脱水性能的一种有效措施。为达到这个目的,氧化处理、超声波处理、酸碱处理以及热处理等技术被用于强化污泥脱水^[3]。其中,芬顿氧化技术因其能产生强氧化剂羟基自由基($\cdot\text{OH}$)而使得其破坏EPS的能力受到瞩目^[4]。但是由于芬顿试剂中 H_2O_2 的储存和运输比较困难,而且芬顿反应对pH环境要求严苛,使得芬顿反应的应用受到一定的限制^[5]。因此,笔者选取电芬顿(EF)对浓缩池排出污泥进行高级氧化预处理。EF过程是电化学与高级氧化相耦合的一种联合修复技术,此技术中芬顿试剂的自主产生机制较为完善,并且对pH值的适用范围更宽;此外,在电芬顿处理系统中,除 $\cdot\text{OH}$ 的氧化作用外,还有阳极氧化、电极吸附等作用对目标物进行共同处理^[6,7]。因此,应用电芬顿氧化过程必将能大大强化污泥的脱水性能。

结合污泥含水率、污泥脱水性能和沉降性能以及胞外聚合物等参数的变化,考察经电芬顿氧化预处理后的污泥脱水性能的改善效果,并对电芬顿污泥脱水机制进行初步探讨。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试污泥样品(pH值为6.5~7.5、含水率为98.75%、SV为95.65%、MLSS为14.8 g/L、毛细吸水时间CST为47.2 s、污泥比阻SRF为 26×10^{12} m/kg、密度为1.01 g/cm³)取自抚顺某市政污水厂浓缩池剩余污泥,该污水厂进水以生活污水为主。污泥样品带回实验室后于4℃冰箱中储存。在进行试验和测定前污泥样品需经过充分搅拌使其达到均质状态。试验中所有化学药品均为分析纯。

1.2 试验方法

1.2.1 试验装置

本研究使用的电芬顿装置主要包括:有效容积为1 L的圆柱玻璃罐,配有可固定电极以及方便取样、并能防止水分蒸发的盖子;六联链式搅拌器(JJ-4A),通过搅拌使污泥充分混合达到均质;曝气泵

通过塑胶软管连接曝气装置,在反应器中阴极附近曝气,并且在进气端软管处放置气体流量计,监测并控制进气量,为芬顿试剂提供适量的合成原料氧气;长为17 cm、直径为1 cm的柱状铁阳极与石墨阴极相对(间距为6 cm)置于反应器中,高于罐底1 cm;两电极通过直流电源(12 V)相连接,为整个系统供电,通过电流表记录系统电流的变化。

1.2.2 试验设计

将500 mL剩余污泥置于玻璃反应器中,调节污泥pH值至设定值。将装置各部分连接完毕,在电芬顿污泥脱水反应进行前,先将污泥进行预曝气并搅拌(350 r/min)5 min后使污泥充分均质。按设计反应时间结束时立即断电、取样,进行后续测试。

首先选择pH值(A)、电压梯度(B)、曝气量(C)3个因素,设计3因素3水平正交试验(见表1),分析电芬顿污泥脱水的最佳反应条件,反应时间为30 min。然后通过单因素试验确定最佳的反应时间。最后在最佳氧化条件下,研究 $\cdot\text{OH}$ 的产生与污泥脱水性能之间的关系,并测定氧化前后胞外聚合物的变化情况。

表1 正交试验设计

Tab. 1 Design of orthogonal test

项 目	水平		
	1	2	3
pH 值	3	4	7
电压梯度/(V·cm ⁻¹)	1	2	4
曝气量/(mL·min ⁻¹)	100	500	1 000

1.3 分析项目与方法

污泥含水率:重量法;SRF:布氏漏斗法;CST:MHY-28227毛细吸水时间测定仪; $\cdot\text{OH}$ 产生量:以水杨酸为“探针”试剂的高效液相色谱法^[8];污泥SCOD:快速密闭消解法;EPS提取:改良热浸提法^[9];多聚糖:蒽酮-硫酸比色法,以葡萄糖为标准物;蛋白质:Lowry-苯酚法,以牛血清蛋白为标准物。其他污泥基本性质(如MLSS、SV等)均采用国家标准方法测定。

最终数据取3组平行试验所得数据的平均值,应用Sigmaplot 12.0和SPSS 20.0软件进行数据绘图和统计分析。

2 结果与讨论

2.1 正交试验

根据 $L_9(3^4)$ 正交试验对pH值、电压梯度、曝气

量等参数进行优化,结果如表2所示。从极差分析结果可以看出,影响污泥SRF和含水率的3个因素中,pH值对污泥脱水性能的影响最大,然后依次为曝气量和电压梯度。从方差分析结果看(如表3所示),pH值的变化与污泥SRF以及含水率的变化呈显著性相关,其次是曝气量和电压梯度。极差分析结果与方差分析结果基本一致。除此之外,3个因素对SRF的影响的显著性明显高于对含水率的影响的显著性。

表2 正交试验结果

Tab.2 Results of orthogonal test

试验编号	A	B	C	SRF/ ($10^{12} \text{ m} \cdot \text{kg}^{-1}$)	含水率/%
1	1	1	1	6.89	78.60
2	1	2	2	5.74	74.20
3	1	3	3	6.33	75.80
4	2	1	2	7.45	79.70
5	2	2	3	7.26	78.60
6	2	3	1	8.81	80.30
7	3	1	3	6.96	83.90
8	3	2	1	7.98	85.20
9	3	3	2	7.74	86.30
R_{SRF}	4.53	1.9	3.13		
$R_{\text{含水率}}$	26.8	4.4	5.8		

表3 ANOVA 分析结果

Tab.3 Results of ANOVA

项 目	SRF		含水率	
	F 值	p 值	F 值	p 值
pH 值	157.898	0.006	28.117	0.034
电压梯度	27.743	0.035	0.946	0.514
曝气量	78.212	0.013	1.340	0.427

直观分析,试验2中污泥的SRF和含水率最低,分别为 $5.74 \times 10^{12} \text{ m/kg}$ 和74.20%,对应的反应条件如下:pH值为3,曝气量为500 mL/min,电压梯度为2 V/cm。

虽然电芬顿反应较传统芬顿反应在pH值范围上有所拓宽,但酸性条件有利于氧化还原反应的进行,并促使 Fe^{2+} 在电芬顿反应中不断从铁阳极析出。此外,强酸性条件下也有利于 H_2O_2 的形成,因为酸性条件可为溶解氧到 H_2O_2 的转化提供更多的质子^[10]。在强酸性条件下, Fe^{3+} 还原成 Fe^{2+} 的反应也更容易进行,从而使得电芬顿反应得以顺利进行。因此,在低pH值条件下能生成更多的羟基自由基,污泥的破坏程度较大,脱水性能也变得更好。有报

道指出,当pH值在2~4之间时,电芬顿反应对污染物的降解效率最高,且最适宜的氧化降解pH值为3^[11]。但是当电芬顿反应的pH值<2时,不利于反应的进行。在极低pH环境下,氢离子作为羟基自由基清除剂的副作用明显,并且 Fe^{3+} 与 H_2O_2 的反应也受到一定程度的抑制。

O_2 是合成 H_2O_2 的主要材料,在电压与其他条件一定的前提下, H_2O_2 的产生量主要依靠 O_2 供给量。若 O_2 供给量不足, H_2O_2 生成量少,电芬顿反应不充分,反应速率慢,导致 $\cdot\text{OH}$ 的生成量少,破坏污泥结构的能力减弱。然而,当曝气量处于较高水平(1 000 mL/min)时,污泥脱水性能并没有显著提高,这是因为曝气量大, O_2 浓度高, H_2O_2 生成量大,过量的 H_2O_2 也会成为 $\cdot\text{OH}$ 的清除剂^[12], $\cdot\text{OH}$ 的浓度反而减少,从而影响了污泥的氧化破解作用^[13,14]。

当曝气量和pH值保持一定时,不同的电压梯度对 H_2O_2 的生成浓度影响并不大,而对 Fe^{2+} 浓度的影响显著。当电压梯度由1 V/cm升至2 V/cm时,两电极间的电流密度亦增加,从而导致更多的Fe从铁阳极释放出来,产生大量的 Fe^{2+} 。de Luna等人^[15]曾指出氧化效率会随 Fe^{2+} 浓度的升高而明显增加。然而,继续增大电压梯度至4 V/cm,对提高污泥脱水性能的作用并不大,因为过量的 Fe^{2+} 反而会消耗 $\cdot\text{OH}$,使得对有机污染物的去除率变低。因此, Fe^{2+} 浓度过高或过低都不利于电芬顿氧化反应的进行。同时根据正交试验结果分析,电压梯度对污泥脱水效果的影响最小,因此继续升高电压梯度不仅对强化污泥脱水作用小,而且还造成能源浪费,增加处理成本。

2.2 最佳反应时间的确定

电芬顿氧化时间是影响污泥脱水效果的重要因素,在正交试验确定的最佳反应条件(pH值为3,曝气量为500 mL/min,电压梯度为2 V/cm)下,通过对不同反应时间(30、50、70、90、120 min)的调控,根据污泥含水率和脱水速率随时间的变化情况确定最优的电芬顿氧化时间。试验结果如图1所示。可以看出,随着反应的进行,污泥含水率逐渐降低。前30 min污泥脱水率能够达到20%以上,之后污泥含水率逐渐减小,但是70 min后,污泥含水率变化不大。污泥脱水速率随时间的变化则呈先增大后减小的趋势。

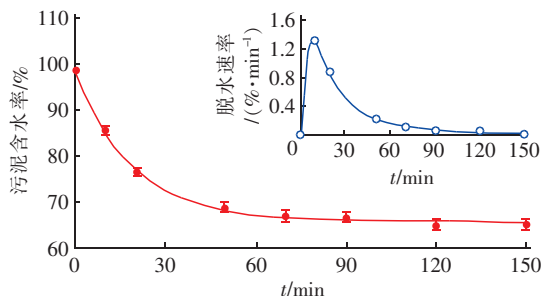


图1 污泥含水率随电芬顿时间的变化

Fig. 1 Change of moisture content with EF time

试验结果说明,电芬顿污泥脱水过程的反应强度随时间不断减小的,这主要是因为:首先,随反应的不进行, H^+ 被消耗生成 H_2O_2 ,同时电芬顿反应过程中 OH^- 的生成速率(70 mol/s)远远大于 H^+ 的生成速率($0.001 \sim 0.01 \text{ mol/s}$)^[15,16],反应器中污泥pH值不断升高,初始pH值从3上升至7左右,而pH值是影响污泥脱水性能的主要原因,因此使得反应后期的电化学氧化效率降低;其次,反应进行一段时间后,阴极表面有铁锈生成,影响了阴极芬顿试剂 H_2O_2 的生成速率以及 Fe^{3+} 转化为 Fe^{2+} 的还原速率,从而影响污泥脱水的速率。而在反应初期,氧化还原环境非常好,所以呈现出较好的脱水效果。因此,在电芬顿氧化反应后期,脱水速率迅速升高后又逐渐减小,在脱水效率极低的情况下延长处理时间并不会使污泥含水率显著降低,反而会增加电耗。所以,根据含水率与脱水速率变化曲线,选定60 min为最佳的电芬顿氧化时间。

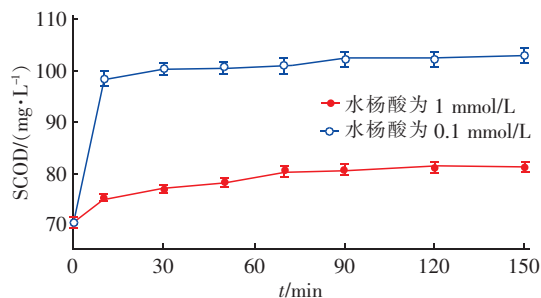
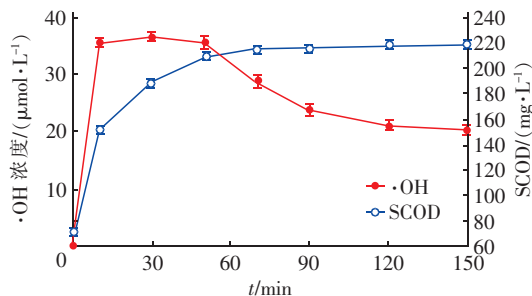
2.3 电芬顿强化污泥脱水机理分析

电芬顿通过产生强氧化剂 $\cdot OH$ 对剩余污泥进行氧化处理,通过研究 $\cdot OH$ 产量与污泥脱水性能的关系,以及电芬顿氧化过程对污泥EPS的结构与含量的影响情况,进一步分析电芬顿强化污泥脱水的机理。

2.3.1 $\cdot OH$ 对污泥脱水的影响

电芬顿污泥脱水过程的关键是产生了强氧化剂 $\cdot OH$,能无选择地攻击污泥颗粒,破坏污泥结构,使污泥释放出更多的胞内水。以污泥悬液中SCOD浓度的高低表征污泥的破解程度。水杨酸常用作羟基自由基的清除剂,二者反应生成2,3-二羟基苯甲酸和2,5-二羟基苯甲酸^[8]。通过水杨酸对 $\cdot OH$ 的清除作用来确认 $\cdot OH$ 是否为强化污泥脱水的关键因素。试验中,水杨酸设定高、低两个浓度,分别

为1、0.1 mmol/L。试验结果见图2。可以看出,添加高浓度水杨酸的反应器中污泥SCOD量明显低于添加低浓度水杨酸反应器中的污泥SCOD,且二者都低于未添加水杨酸SCOD量(见图3)。可见,反应器中 $\cdot OH$ 是强化污泥脱水的关键。

图2 不同浓度 $\cdot OH$ 清除剂对SCOD的影响Fig. 2 Influence of scavenger of $\cdot OH$ on SCOD图3 未添加水杨酸时 $\cdot OH$ 产量与SCOD的关系Fig. 3 Relationship between $\cdot OH$ and SCOD

从图3可以看出, $\cdot OH$ 产生量随电芬顿反应时间的延长而增加,并在短时间内(10 min)达到最高值 $36 \mu\text{mol/L}$,在50 min以后 $\cdot OH$ 量开始逐渐减少,与此同时,未添加水杨酸的正常反应器中的SCOD浓度随时间的变化趋势为先增加后趋于稳定。从 $\cdot OH$ 和SCOD的变化趋势来看,最佳的电芬顿污泥脱水时间也是在50~60 min之间。

$\cdot OH$ 的产生量与反应器中氧化环境的变化情况有关,由于电芬顿反应非常迅速,并在接通电源时芬顿反应即时发生,因此 $\cdot OH$ 浓度迅速增加。如前面的分析,随着反应的不进行,反应器中的氧化环境发生变化,如污泥的pH值随时间不断增加,使得 H_2O_2 的稳定性减弱,并且 Fe^{3+} 向 Fe^{2+} 转化的速率减小,同时电极表面附着的铁泥也使得发生在电极表面的反应速率降低。因此 $\cdot OH$ 的浓度随时间呈现先增加后减小的趋势。污泥结构的破解程度与 $\cdot OH$ 浓度的变化趋势一致,图2、3足可以说明电

芬顿污泥脱水的关键是 $\cdot\text{OH}$ 。

2.3.2 污泥 EPS 的变化情况

根据前面试验结果,分别选取电芬顿处理前的污泥、电芬顿处理 30 min(电芬顿效率较强阶段)和 60 min(试验得出的最佳反应时间)的污泥进行 EPS 检测分析,结果见图 4。

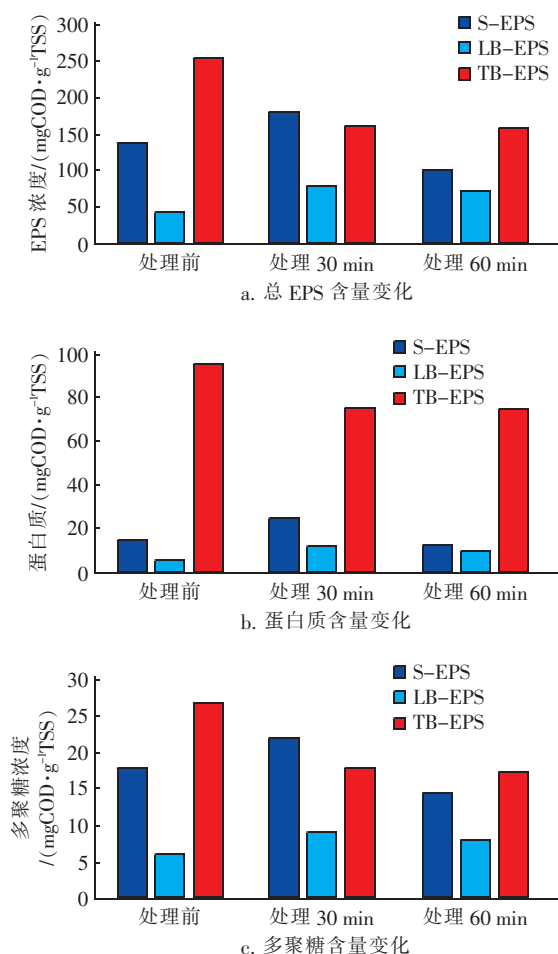


图4 电芬顿反应对 EPS 浓度和组成的影响

Fig. 4 Influence of EF on EPS concentrations and compositions

从图 4(a)可以看出,电芬顿氧化前后,污泥 EPS 各形态的含量均发生了变化,处理 30 min 时, S-EPS 与 LB-EPS 的浓度分别从 129.56、39.87 mgCOD/gTSS 增加至 182.37、80.59 mgCOD/gTSS , 而 TB-EPS 浓度反而下降,从 238.25 mgCOD/gTSS 下降至 161.73 mgCOD/gTSS ,这说明部分 TB-EPS 转化为 LB-EPS 和 S-EPS。继续延长处理时间, LB-EPS 与 TB-EPS 含量仅仅少了 3~4 mgCOD/gTSS ,而 S-EPS 含量降低很多,甚至低于氧化处理前浓度,仅为 103.22 mgCOD/gTSS 。从图 4(b)、

(c)可以看出,蛋白质和多聚糖含量随时间的变化与 EPS 总量的变化趋势基本相同,氧化反应前期 LB-EPS 和 S-EPS 中两种成分的含量增加, TB-EPS 中则含量减少,随反应时间的延长,3 种 EPS 中蛋白质和多聚糖的浓度均减少,其中 S-EPS 中含量减少显著。

LB-EPS 和 S-EPS 含量增加,污泥絮体变得松散,说明经过氧化处理后, EPS 更加容易提取,更多的结合水得到释放,其脱水性能有所提高。但有研究指出, S-EPS 尤其是蛋白质物质是影响污泥过滤性能的主要因素。电芬顿氧化前期,由于处于氧化强度最强阶段,大量的 TB-EPS 转变为 LB-EPS 和 S-EPS,同时部分 LB-EPS 也转化为 S-EPS, LB-EPS 和 S-EPS 的增加量大于消耗量。由于 S-EPS 浓度过高,此时污泥的过滤性能并不好。随反应的进行,电芬顿氧化强度逐渐减弱,并且容易被转化的 TB-EPS 已在高氧化强度下被氧化,除此之外,有研究表明 $\cdot\text{OH}$ 对溶解的有机物的降解效果更显著,因此 S-EPS 浓度在后期显著减少, TB-EPS 和 LB-EPS 浓度下降得并不明显。可以看出,经过电芬顿处理后的污泥,其脱水和过滤性能都有所提高。

3 结论

① 以抚顺市某污水处理厂浓缩池剩余污泥为研究对象,采用电芬顿氧化技术对污泥进行预处理,强化污泥脱水性能。通过正交试验得出电芬顿强化污泥脱水的最佳反应条件如下: pH 值为 3, 曝气量为 500 mL/min , 电压梯度为 2 V/cm ; pH 值为影响污泥脱水性能的主要因素。此外,通过对污泥含水率与脱水速率的分析,确定最佳污泥预处理时间为 60 min。

② 以水杨酸为 $\cdot\text{OH}$ 的清除剂,确定电芬顿氧化过程中 $\cdot\text{OH}$ 是强化污泥脱水的关键。又以水杨酸为检测 $\cdot\text{OH}$ 浓度的探针试剂,以生成的羟基化产物 2,3-二羟基苯甲酸和 2,5-二羟基苯甲酸浓度间接测定体系产生的 $\cdot\text{OH}$,发现 $\cdot\text{OH}$ 处于高浓度(36 $\mu\text{mol/L}$)时,污泥结构的破坏程度最高,进一步说明 $\cdot\text{OH}$ 是强化污泥脱水的关键。

③ 随反应时间的变化,污泥 EPS 总量以及各组分含量均有不同程度的减少,并且变化趋势基本一致。TB-EPS 转变为 LB-EPS 和 S-EPS,污泥脱水性能增强; S-EPS 先增加后又不断减少(从

129.56 mgCOD/gTSS 先增加至 182.37 mgCOD/gTSS 最后降至 103.22 mgCOD/gTSS), 污泥的过滤性能得到提高。

参考文献:

- [1] 刘欢,杨家宽,时亚飞,等. 不同调理方案下污泥脱水性能评价指标的相关性研究[J]. 环境科学,2011,32(11):3394-3399.
- [2] Neyens E, Baeyens J, Dewil R, *et al.* Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering[J]. J Hazard Mater, 2004, 106(2/3):83-92.
- [3] Ruiz-Hernando M, Cabanillas E, Labanda J, *et al.* Ultrasound, thermal and alkali treatments affect extracellular polymeric substances (EPSs) and improve waste activated sludge dewatering[J]. Process Biochem, 2015, 50(3):438-446.
- [4] He D Q, Wang L F, Jiang H, *et al.* A Fenton-like process for the enhanced activated sludge dewatering[J]. Chem Eng J, 2015, 272:128-134.
- [5] Yu R F, Lin C H, Chen H W, *et al.* Possible control approaches of the electro-Fenton process for textile wastewater treatment using on-line monitoring of DO and ORP[J]. Chem Eng J, 2013, 218:341-349.
- [6] Murati M, Oturan N, Aaron J J, *et al.* Degradation and mineralization of sulcotrione and mesotrione in aqueous medium by the electro-Fenton process: a kinetic study[J]. Environ Sci Pollut Res, 2012, 19(5):1563-1573.
- [7] 邱珊,陈聪,邓凤霞,等. 泡沫镍作阴极板的 E-Fenton 法处理 RhB 染料废水[J]. 中国给水排水, 2016, 32(9):90-94.
- [8] Xu W, Guo S, Li G, *et al.* Combination of the direct electro-Fenton process and bioremediation for the treatment of pyrene-contaminated soil in a slurry reactor[J]. Front Environ Sci Eng, 2015, 9(6):1096-1107.
- [9] Xu Q, Wang H J, Wang Y. Characterization of the structure and interaction of sludge biosolids during the conditioning—electro-dewatering process[J]. Colloids Surf A: Physicochem, 2015, 484:108-117.
- [10] Rosales E, Pazos M, Sanromán M A. Advances in the electro-Fenton process for remediation of recalcitrant organic compounds[J]. Chem Eng Technol, 2012, 35(4):609-617.
- [11] Wang A M, Li Y Y, Ru J. The mechanism and application of the electro-Fenton process for azo dye Acid Red 14 degradation using an activated carbon fibre felt cathode[J]. J Chem Technol Biotechnol, 2010, 85(11):1463-1470.
- [12] Arienzo M. Use of abiotic oxidative-reductive technologies for remediation of munition contaminated soil in a bioslurry reactor[J]. Chemosphere, 2000, 40(4):441-448.
- [13] Harimurti S, Dutta B K, Ariff I, *et al.* Degradation of monoethanolamine in aqueous solution by Fenton's reagent with biological post-treatment[J]. Water Air and Soil Pollution, 2010, 211(1/4):273-286.
- [14] Martinez N S, Fernandez J F, Segura X F, *et al.* Pre-oxidation of an extremely polluted industrial wastewater by the Fenton's reagent[J]. J Hazard Mater, 2003, 101(3):315-322.
- [15] de Luna M D, Veciana M L, Su C C, *et al.* Acetaminophen degradation by electro-Fenton and photoelectro-Fenton using a double cathode electrochemical cell[J]. J Hazard Mater, 2012, 217/218(3):200-207.
- [16] Flotron V, Delteil C, Padellec Y, *et al.* Removal of sorbed polycyclic aromatic hydrocarbons from soil, sludge and sediment samples using the Fenton's reagent process[J]. Chemosphere, 2005, 59(10):1427-1437.



作者简介:徐文迪(1986-),女,吉林白山人,博士,讲师,研究方向为污染防治与环境修复技术、污泥处理与资源化技术以及电动修复技术。

E-mail: xwd8964571@126.com

收稿日期:2017-08-12