基于实时控制的电絮凝-气浮处理重金属清淤尾水

徐海音 ^{1,2},杨朝晖 ^{1,2*},曾光明 ^{1,2},罗远玲 ³,黄 兢 ^{1,2},汪理科 ^{1,2},宋佩佩 ^{1,2} (1.湖南大学环境科学与工程学院,湖南 长沙 410082; 2.湖南大学环境生物与控制教育部重点实验室,湖南 长沙 410082; 3.长沙环境保护职业技术学院,湖南 长沙 410004)

摘要:针对重金属清淤尾水具有污染物浓度高、水质波动大、沉淀性能差等特点,选取 pH 值和浊度作为实时监测因子,并借助沉淀模拟和数据拟合等手段,建立了比电流与镉残留量之间的实时控制响应模型.结果表明:铝-电絮凝-气浮兼有中和 pH 值和改善泥水分离的优点,实现了重金属铅、镉和锌的达标排放;此外实时控制策略节省了35.8%的材料消耗和43.4%的电能消耗以及降低了47.9%的产泥量.

关键词: 电絮凝; 气浮; 清淤尾水; 实时控制; 重金属

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2016)03-0786-07

Treatment of residual water from heavy metals contaminated sediment dredging by electro-coagulation-flotation based on real-time control strategy. XU Hai-yin^{1,2}, YANG Zhao-hui^{1,2*}, ZENG Guang-ming^{1,2}, LUO Yuan-ling³, HUANG Jing^{1,2}, WANG Li-ke^{1,2}, SONG Pei-pei^{1,2} (1.College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China; 2.Key Laboratory of Environmental Biology and Pollution Control, Ministry of Education, Hunan University, Changsha 410082, China; 3.Changsha Environmental Protection College, Changsha 410004, China). *China Environmental Science*, 2016,36(3): 786~792

Abstract: Residual water from heavy metals contaminated sediment dredging had high concentrations of heavy metals, fluctuant water-quality and poor sedimentation. Electro-coagulation-flotation with aluminium anode (Al-ECF) was applied to treat residual water. First, pH and turbidity were selected as monitoring factors of real-time control. Then, a real-time control response model of ratio current and residual cadmium (Cd) was established by the tools of precipitation simulation and data fitting. Experiment results showed that Al-ECF could neutralize pH and improve separation performance and lead (Pb), Cd and zinc (Zn) of effluent met the discharge standards. Additionally, the real-time control strategy could save 35.8% of anode material and 43.4% of electricity power and reduce 47.9% of sludge production.

Key words: electrocoagulation; flotation; residual water of dredging; real-time control; heavy metals

底泥环保清淤(疏浚)技术是治理湖泊、港口及河道重金属内源污染的重要手段^[1].重金属污染底泥的环保清淤过程中,由于挖掘、搅拌等物理因素的影响,导致底泥中原本含重金属浓度较高且相对稳定的间隙水、毛细水从底泥中渗出,从而形成含重金属的清淤尾水^[2].

目前,国内外环保清淤的对象主要以受氮、磷等营养元素污染的河流湖泊的底泥为主,如云南滇池草海、安徽巢湖以及 Lake Uluabat(土耳其)环保疏浚工程等,其尾水的处理主要采用静置直排、絮凝沉淀后直排或絮凝和吸附的组合方式^[3-5].然而国内外关于重金属污染底泥清淤尾水的处理方法的研究仍非常有限^[2,6].此外,在重

金属污染底泥的环保清淤实施过程中,清淤尾水的水质具有波动幅度大、沉淀性能差等特点,若处理不当,极易造成水污染环境事故.因此,有必要针对重金属污染底泥清淤尾水的水质特点,研究开发一种安全经济、自动化程度高的处理方法,避免清淤尾水及其处理过程引发二次污染.

电絮凝-气浮技术是利用铝或铁在阳极原位 生成高活性的多形态聚铝或聚铁絮凝剂;同时利 用阴极产生具有气浮作用的微小氢气气泡^[7-9].

收稿日期: 2015-08-20

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51578223、51521006);国家 水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07212-001-02)

* 责任作者, 教授, yzh@hnu.edu.cn

此外,电絮凝-气浮还具有无需投加化学物质、自动化程度高、易与其他工艺组合应用等优点,已逐步成为重金属废水处理的工业化应用技术^[3]. 近年来研究表明电絮凝-气浮产生的氢气具有较高的回收价值,可通过其抵消部分费用并进一步降低运行成本^[10].

本研究针对清淤尾水水质的特点,试图采用基于实时控制策略的铝-电絮凝-气浮技术,通过筛选实时监测因子,建立其与响应值的定量关系,构建清淤尾水的实时控制响应模型,实现重金属污染底泥清淤尾水的电絮凝-气浮自动化控制.

1 材料与方法

1.1 实验尾水及水质

实验尾水来自湘江流域株洲段霞湾港河道的喻家坪车站至入江口沿线26个点,其具体的采样点及其坐标(东经,北纬)如图1所示.

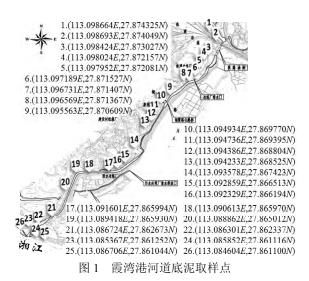


Fig.1 Points of sediment collection in Xiawangang river

将采集到的清淤底泥充分搅拌后静置30min 后,取上层泥水混合物作为实验用的尾水. 然后将尾水用 0.45 μm 膜过滤得到的液体称为尾水过滤液.因此,尾水过滤液中的重金属主要以溶解态(离子态)存在.经分析清淤尾水中重金属主要以 Pb、Zn 和 Cd 为主,尾水及其过滤液的污染物含量如表 1 所示.

表 1 尾水及其过滤液的水质

Table 1 Water-quality of residual water and its filtrate

项目	pH 值	Pb(mg/L)	Cd(mg/L)	Zn(mg/L)
尾水	6.0~7.0	62.5~66.8	6.5~8.4	111.8~131.6
尾水过滤液	6.0~7.0	15.5~17.9	1.5~2.6	9.3~11.6
排放标准	6.0~9.0	1.0	0.1	2.0

注:排放限值为《污水综合排放标准》GB8998-1996中第一类污染物最高允许排放标准和表4中第二类污染物一级标准.

1.2 实验设定及分析方法

电极材料均采用铝(1050)极板,其尺寸为 (150×150×2)mm³,极板间距 15mm.搅拌速度为 200rpm,pH 调控蠕动泵流量为 10mL/min,而实时 监控体系蠕动泵为 300mL/min. 电流密度 200A/m² 由直流电源(RIGOL DP1116A)提供.为 防止电絮凝中的钝化行为,采取极性切换方式,时 间间隔 15min,由继电器(JSPG-120-B)控制^[10]. pH 及温度探头(TOLEDO FE20)和浊度计 (HACH TSS Portable)实现其在线监测.具体实验 装置如图 2 所示.尾水 pH 值通过 1mol/L 的 HCl/ NaOH 溶液调节,电絮凝-气浮实验温度为室温 (15±2)℃,实验所用试剂均为分析纯.采用 Minteg 软件模拟重金属沉淀生成及溶解行为,响应面 (RSM)实验设计及数据处理手段构建电絮凝-气 浮实时控制的响应模型^[7,11].实验中 Pb、Zn、Cd 和 Al 的含量由原子吸收光谱仪(PE AA700)以及 电感耦合等离子体原子发射光谱仪(BAIRD PS-6)测定.

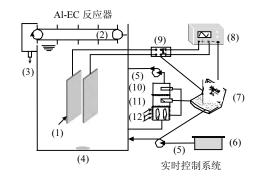


图 2 铝-电絮凝-气浮实时控制系统

Fig.2 Real-time control system of Al-ECF 1.极板;2.刮泥设备;3.污泥;4.搅拌子;5.蠕动泵;6.pH 调节液;7.电脑; 8.直流电源;9.时间继电器;10.pH 监测;11.温度监测;12.浊度监测

2 结果与讨论

2.1 起始 pH 值对尾水过滤液中重金属去除的影响

pH 值是影响电絮凝去除重金属效果的主要因素之一^[8].由图 3 可知,随着起始 pH 值的升高(5.0~9.0),重金属离子(Zn²⁺、Cd²⁺和 Pb²⁺)的去除率随之快速上升.Heidmann 等^[12]在研究电絮凝去除重金属 (Ni,Cu,Cr)的过程中也观察到类似的现象.其可能由于随着起始 pH 值上升,溶液中重金属离子处于过饱和状态(*K*>*K*sp),使其与OH 结合生成沉淀(式 1,*n*=2),并从尾水中分离去除.

$$M^{n+} + nOH^{-} \stackrel{K_{sp}}{\rightleftharpoons} M(OH)_{n}(s)$$
 (1)

但是随着起始 pH 升到 13 时,Zn 的去除率显著下降.这是因为生成的氢氧化锌沉淀是两性物质,在碱性条件下,其以 Zn(OH)₃ 的形式(式2,*n*=2,*m*=1),并重新释放至尾水^[13].

$$M(OH)_n(s)+mOH \stackrel{K}{\rightleftharpoons} M(OH)_{n+m}^{m-}$$
 (2)

因此,尾水中重金属去除率与电絮凝过程的 pH 有非常密切的关系,其主要原因在于重金属 离子如 Pb²⁺、Cd²⁺和 Zn²⁺均可与 OH 结合并生成 其氢氧化物的难溶物,经絮凝沉淀后去除.

然而pH值在电絮凝过程中是不断发生演化的^[7].如图 3 所示,当起始pH值为碱性时,最终pH值相对其起始pH值会下降;反之,最终pH会上升.当起始pH为6.0~11.0时,经铝-电絮凝后,最终pH位于6.7~9.0范围内.研究表明,铝-电絮凝在处理重金属废水、餐饮废水以及食品加工废水过程中都表现出了类似的pH行为^[13].

虽然理论上,铝-电絮凝等价于原位生成絮凝剂 Al(OH)₃,因而该过程并不会改变系统的pH^[7].但是在碱性条件下,尾水过滤液中的重金属离子(Pb²⁺、Cd²⁺和 Zn²⁺)在生成其氢氧化物沉淀[式(1)]或两性沉淀溶解过程[式(2)]中均会消耗过滤液中的 OH,导致系统最终 pH 下降.此外在弱酸性条件下,铝-电絮凝-气浮产生的微小氢气气泡会吹脱溶解于清淤尾水中的 CO₂,促使其溶解平衡从左往右移动[式(3)],同时生成 OH,因而使尾水过滤液的最终 pH 上升.

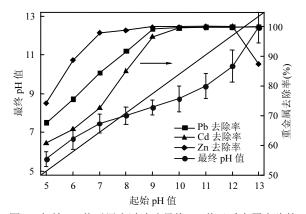


图 3 起始 pH 值对尾水过滤液最终 pH 值及重金属去除的 影响

Fig.3 Effects of initial pH on final pH and heavy metals removal efficiency of residual filters

$$HCO_{3}^{-}+OH^{-}+H_{2}O \Leftrightarrow H_{2}CO_{3}+2OH^{-}$$

$$\updownarrow \qquad \qquad \updownarrow \qquad \qquad (3)$$

$$CO_{3}^{2-}+H_{2}O \qquad \qquad CO_{2}\uparrow +H_{2}O$$

综上所述,铝-电絮凝具有中和调节 pH 的特点,能够适应于 pH 值波动水质的处理.

从表 1 可知,尾水过滤液中溶解态重金属 Pb、Cd 和 Zn 均超出排放限值.接下来进一步考 察 pH 值对尾水过滤液中重金属 Pb、Cd 和 Zn 残留量的影响,使其满足排放标准.假定在铝-电 絮凝中,尾水过滤液中的重金属均以生成其氢氧 化物的难溶物而去除.根据 Pb、Cd、Zn 和 Al 的 溶度积以及溶解平衡常数,借助 Minteq 软件[11], 构建不同pH值以及重金属浓度下其氢氧化物的 理论溶解/沉淀区域,如图4所示. 随着最终pH值 升高,尾水过滤液中重金属 Pb²⁺和 Cd²⁺的理论上 限值呈指数下降.理论上,要实现尾水过滤液的达 标排放,需要满足重金属的理论上限值小于等于 其排放限值,此时重金属所对应的 pH 值分别为: pH_{Pb}>9.24,pH_{Cd}>9.95,pH_{Zn}>7.95,如图4所示.但是 其中Zn(OH)。以及Al(OH)。呈现了典型的两性特 征.例如pH5.0~13.0范围内,其溶解理论上限值随 着 pH 值的升高先降低后又增大.理论上限值内 侧所围区域为其氢氧化物沉淀区间,外侧为其溶 解态区间,如图 4 所示.因此,Zn 达标排放的理论 pH 值为 7.95≤pHzn≤12.24.其中 Cd 达标排放的 pH_{Cd}最大,为重金属去除的关键因子.

然而铝-电絮凝中满足 Pb、Cd 和 Zn 排放所需的实际 pH 值要远低于其理论沉淀的 pH 值. 例如理论 pH≥9.95 能够使得尾水过滤液中 Pb、Cd 和 Zn 的理论上限值满足排放要求,而在铝-电絮凝中实际 pH=8.23 时就已满足排放要求.其可能原因在于电絮凝发生析氢反应使得其阴极表面附近的 pH 能达到 10~12^[14],要显著高于整体pH 值,使得阴极周边重金属离子达到饱和浓度并以其氢氧化物沉淀析出.

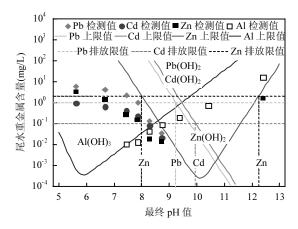


图4 不同pH值下尾水过滤液中重金属理论及实际残留量 Fig.4 Theoretical and actual residual of heavy metals in filters with different final pH

基于上述 pH 值对尾水重金属残留量的显著 影响,试图引入 pH 值作为实时控制的监测因子, 建立其对尾水中镉残留量的定量关系.

2.2 比电流对铝-电絮凝-气浮性能的影响

比电流即单位水流量通过的电流^[15].从表 1 结果可知,尾水中的重金属主要以悬浮颗粒物的形式存在.因此,清淤尾水的泥水分离过程是影响电絮凝效果的关键步骤.而清淤尾水中含有较多的细小悬浮颗粒物,其本身的絮凝沉降性能较差,如图 5 所示,在未投加絮凝剂时[*Q*=0(A·s/L)],当尾水浊度降到 1NTU 所需的静置时间为 250min.

如何提高电絮凝过程中清淤尾水的固液分离效果?事实上,电絮凝同时具有絮凝以及气浮作用^[15],例如 Gao 等^[16]利用其气浮作用,实现了电絮凝-气浮处理含铬废水过程中泥水的快速分离.从图 5 中阶段 I (0<*Q*<540A·s/L)可知,随着比电流的增加,尾水中铝絮凝剂的理论释放量也线

性上升,zeta 电位逐渐变小且接近于 0mV,同时尾水浊度降到 1NTU 所需的静置时间也逐步缩短至 30min.以上结果表明:铝絮凝剂能够通过电性中和作用使尾水中带负电的悬浮颗粒物脱稳并聚集成大颗粒^[17].改善尾水的絮凝性能.

随着比电流的继续增加(540<Q<900A·s/L), 铝絮凝剂也线性增加,期间 zeta 电位变化幅度不大,系统的絮凝性能未得到进一步显著改善,但是所需的静置时间却急剧缩短至 5min.絮凝物的形态结构分析表明:相比于阶段 I(图 6a),阶段 II 中的絮凝物与大量的微小的氢气气泡发生了黏附,并融合聚集成大气泡(图 6b),并在其顶托、裹携和吸附的综合作用下,实现了悬浮物与尾水的快速分离^[15-16].但是,随着比电流的进一步增加(900<Q<1200A·s/L),所需静置时间反而升高,表明系统的絮凝性能变差,如图 5 中 III 阶段所示.

综上所述,通过优化铝-电絮凝的比电流,实现电絮凝-气浮的联合作用,快速高效去除清淤 尾水中悬浮物以及细小颗粒物.

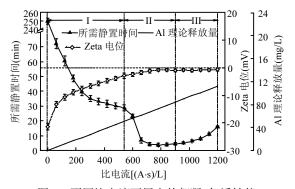


图 5 不同比电流下尾水的絮凝-气浮性能

Fig.5 Characters of flocculation and flotation of residual water with various ratio current

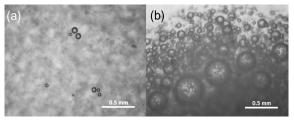


图 6 铝-电絮凝-气浮中絮凝物 Fig.6 Flocculates of Al-ECF (a)420A·s/L; (b)720A·s/L

2.3 Al-ECF 实时控制的 RSM 优化设计

表 2 响应面实验结果

Table 2 Experimental matrix for natural variables and corresponding experimental response to residual of Cd

Std	x_1	x_2	x_3	x_4	y
	浊度(NTU)	pH 值	时间(min)	$Q[(A\cdot s)/L]$	Cd(mg/L)
1	530	8	11.25	750	0.020
2	764	8	11.25	750	0.318
3	530	10	11.25	750	0.050
4	764	10	11.25	750	0.342
5	530	8	23.75	750	0.035
6	764	8	23.75	750	0.293
7	530	10	23.75	750	0.115
8	764	10	23.75	750	0.357
9	530	8	11.25	1050	0.295
10	764	8	11.25	1050	0.386
11	530	10	11.25	1050	0.263
12	764	10	11.25	1050	0.372
13	530	8	23.75	1050	0.316
14	764	8	23.75	1050	0.385
15	530	10	23.75	1050	0.342
16	764	10	23.75	1050	0.424
17	453	9	17.5	900	0.203
18	846	9	17.5	900	0.592
19	657	7	17.5	900	0.011
20	657	11	17.5	900	0.055
21	657	9	5	900	0.008
22	657	9	30	900	0.089
23	657	9	17.5	600	0.360
24	657	9	17.5	1200	0.717
25	657	9	17.5	900	0.076
26	657	9	17.5	900	0.063
27	657	9	17.5	900	0.060
28	657	9	17.5	900	0.068

以上的研究结论表明,铝-电絮凝-气浮的性能主要受尾水中 pH 值、悬浮颗粒物浓度、絮凝剂产生量以及静置时间的影响.由于尾水的水质是波动的,若要实现其实时控制,有必要首先筛选易于实时监控的指标^[7].因此本研究采用浊度作为悬浮颗粒物浓度的衡量指标,采用比电流定量描述铝絮凝剂的产生量.此外,相比于重金属 Pb和 Zn,Cd 为尾水过滤液中重金属去除的关键因子,选取其作为响应值.接下来借助响应面拟合实验数据并构建实时控制响应方程,试图根据水质的即时变化特征来实时调控比电流(絮凝剂产生

量),实现尾水重金属的达标排放及铝-电絮凝-气浮性能最优化^[4].影响尾水重金属 Cd 残留量的 CCD 实验设计^[10]及结果如下表 2 所示.

2.3.1 铝-电絮凝-气浮的实时控制模型 为了提高实时控制模型的可操作性,应尽量减少其中的非显著项 $^{[10]}$.当某影响因素的 P>0.05,表明该因素不显著,可以考虑剔除 $^{[7]}$.方差分析表明:交互项 x_1x_2 、 x_3x_4 以及二次项 x_2^2 , x_3^2 均不显著,因此将其从二次拟合模型中剔除.经改进后的二次模型的方差结果如表 3 所示,模型的 P<0.0001 表明该模型具有高显著性,同时模型的失拟度不显著 (P=0.0864>0.05),表明该二次拟合模型能够定量描述各个影响因素对尾水中残留总镉的影响,可作为铝-电絮凝-气浮实时控制的控制方程.

表 3 响应面拟合二次模型方差分析结果
Table 3 ANOVA of response surface quadratic model

项目	系数	自由度	标准误差	P 值
模型	-	10	-	< 0.0001
x_1	0.092	1	0.003182	< 0.0001
x_2	0.013	1	0.003182	0.0009
x_3	0.016	1	0.003182	0.0001
x_4	0.082	1	0.003182	< 0.0001
x_1x_3	-0.0087	1	0.003897	0.0396
x_1x_4	-0.046	1	0.003897	< 0.0001
x_2x_3	0.013	1	0.003897	0.0050
x_2x_4	-0.011	1	0.003897	0.0106
x_1^2	0.087	1	0.003019	< 0.0001
x_4^2	0.12	1	0.003019	< 0.0001
失拟度	_	14	-	0.0864

此外,模型中的影响因子间还存在显著的交互作用,其中最为典型的交互项为: x_1x_4 (浊度-比电流)和 x_2x_4 (pH-比电流).在一定浊度下,随着比电流的增加,铝絮凝剂的产生量也线性增加,同时改善尾水中细小颗粒物以及悬浮物的絮凝性能,使得尾水中总镉的残留量逐步下降[图 7(a)]^[13].而 pH 与比电流之间的交互作用如图 7(b)所示,相比于起始 pH,比电流对残留总镉的影响更大.由于尾水过滤液中的 Cd²⁺在碱性环境中会生成其氢氧化物的细小颗粒物[式(1)].随着比电流的增加,使得细小颗粒物凝聚成大颗粒,同时吸附阴极的微小气泡,借助气浮作用显著改善尾水的泥

水分离效果,使得残留镉的量显著下降.

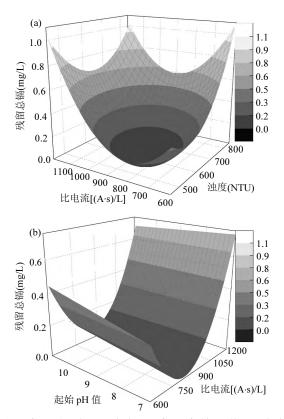


图7 交互项影响:(a)比电流和浊度; (b)起始pH值和比电流 Fig.7 Interaction terms analysis: (a) ratio current and turbidity; (b) initial pH and ratio current

根据 CCD 实验设计数据拟合的铝-电絮凝-气浮处理清淤尾水的二次模拟方程:

$$y = 4.70242 - 7.67216 \times 10^{-3} x_1 + 0.044658 x_2 - 6.34781 \times 10^{-3} x_3 - 6.51132 \times 10^{-3} x_4 - 1.41476 \times 10^{-5} x_1 x_3 - 3.13401 \times 10^{-6} x_1 x_4 + 2.010 \times 10^{-3} x_2 x_3 - 7.45833 \times 10^{-5} x_2 x_4 + 8.99261 \times 10^{-6} x_1^2 + 5.42472 \times 10^{-6} x_4^2$$

接下来,在确保重金属达标排放的前提下,构建尾水水质的即时变化特征与实时调控铝絮凝剂的产生量(比电流(x4))的实时控制方程:

$$x_4 = \operatorname{Min}\left(\frac{-b \pm \sqrt{b^2 - 2.169888 \times 10^{-5} \cdot c}}{1.084944 \times 10^{-5}}\right) \quad (x_4 > 0)$$

其中: $b = -6.51132 \times 10^{-3} - 3.13401 \times 10^{-6} x_1 - 7.45833 \times 10^{-5} x_2$;

c=4.70242 - 7.67216 × 10⁻³ x_1 + 0.044658 x_2 - 6.34781 × 10⁻³ x_3 - 1.41476 × 10⁻⁵ x_1x_3 + 2.01000 × 10⁻³ x_1x_3 + 8.99261 × 10⁻⁶ x_1^2 - y

接下来,通过运行时间(T_c)实时调控铝絮凝剂产生量,计算见式(6)^[15,18]:

$$T_c = \frac{x_4}{60 \cdot i \cdot A \cdot V} \tag{6}$$

式中: x_4 为比电流($A \cdot s/L$),i 为电流密度(A/m^2),A 为极板有效面积(m^2),V 为容器的有效体积(L).

2.4 铝-电絮凝-气浮的实时控制策略

针对清淤尾水水质波动特点,结合铝-电絮凝-气浮的实时控制方程式(5)~(6),提出实时控制策略的操作流程图(图 8).试图通过铝絮凝剂的自动原位投加,实现铝-电絮凝-气浮性能的最优化,保证清淤尾水水质达标排放.其中设计的静置时间为 T_s =10min.

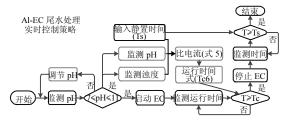


图 8 铝-电絮凝-气浮处理尾水的实时控制策略
Fig.8 Real-time control strategy of Al-ECF process on
the residual water treatment

表 4 实时控制下的铝-电絮凝-气浮处理清淤尾水效果
Table 4 Residual water treatment by real-time control
strategy of Al-ECF

尾水	起始	实时监测		比电流	运行时间	出水水质(mg/l		ng/L)
水样	pH 值	pH 值	浊度(NTU)	$[(A \cdot s)/L]$	$T_{\rm c}({\rm min})$	Pb	Cd	Zn
S1	6.47	7.51	459	731	24.4	0.23	0.06	0.24
S2	6.21	7.54	647	719	24.0	0.27	0.07	0.30
S3	6.15	8.05	593	674	22.5	0.19	0.08	0.51
S4	6.83	10.65	711	880	29.3	0.11	0.07	1.03

按照图 8 的实时控制策略,处理霞湾港沿线 4 个不同清淤段的清淤尾水.首先,实时调节/监测清淤尾水即时 pH 及浊度;然后根据式(5)~(6)确定比电流及运行时间,实现铝-电絮凝-气浮处理;最后将其静置后排放.实验结果表明(表 4):经铝-电絮凝-气浮处理后的清淤尾水中的重金属 Pb、

(4)

Cd 和 Zn 均满足 GB8998-1996 排放标准.

经济性评价分析结果表明:相比于传统电絮凝,实时控制策略下的电絮凝-气浮技术体现了良好的经济性,其节省 35.8%的材料消耗,减少43.4%的电能消耗以及 47.9%的产泥量(图 9).

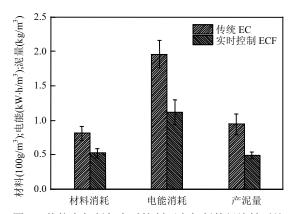


图 9 传统电絮凝与实时控制下电絮凝的经济性对比 Fig.9 Economic assessment between with and without real-time control strategy

3 结论

- 3.1 铝-电絮凝-气浮具有中和调节 pH 值的特点,适用于 pH 值波动较大的尾水处理. 铝-电絮凝中满足铅、镉和锌排放的所需 pH 要远低于其理论沉淀的 pH,其中镉为尾水中重金属去除的关键因子.
- 3.2 当比电流为 600~1200A·s/L 时,铝-电絮凝可借助絮凝-气浮联合作用,实现尾水中悬浮颗粒物的快速去除,同时浊度降至 1NTU 所需静置时间降至 5min.
- 3.3 以浊度和 pH 值作为监测指标,静置时间作为设计参数,通过剔除非显著性因子,构建了比电流(絮凝剂产生量)与镉残留之间的铝-电絮凝-气浮实时控制响应模型.
- 3.4 实时控制策略能够节省 35.8%的材料消耗 和 43.4%的电能消耗以及降低 47.9%的产泥量.

参考文献:

- [1] 王 川,杨朝晖,曾光明,等.DTCR 协同水泥固化/稳定化重金属 污染底泥的研究 [J]. 中国环境科学, 2012,32(11):2060-2066.
- [2] 黄丹莲,罗湘颖,许 飘,等.可用于处理底泥清淤尾水中重金属的构筑物及其施工方法, CN103539266A [P]. 2013-10-31.

- [3] 童 非,顾雪元.重金属离子与典型离子型有机污染物的络合效应研究 [J]. 中国环境科学, 2014,34(7):1776-1784.
- [4] 刘 成,邵世光,范成新,等.巢湖重污染汇流湾区沉积物重金属污染特征及风险评价 [J]. 中国环境科学, 2014,34(4):1031-1037.
- [5] Yenilmez F, Aksoy A. Comparison of phosphorus reduction alternatives in control of nutrient concentrations in Lake Uluabat: Partial versus full sediment dredging [J]. Limnologica–Ecology and Management of Inland Waters, 2013,43(1):1–9.
- [6] Chiang Y W, Ghyselbrecht K, Santos R M, et al. Adsorption of multiheavy metals onto water treatment residuals: Sorption capacities and applications [J]. Chem Eng J, 2012,200–202:405–415.
- [7] Xu H Y, Yang Z H, Zeng G M, et al. Investigation of pH evolution with Cr (VI) removal in electrocoagulation process: Proposing a real–time control strategy [J]. Chem. Eng. J., 2014,239:132–140.
- [8] 郑志勇,徐海音,宋佩佩,等.电絮凝在水处理中的研究进展 [J]. 现代化工, 2015,35(4):29-32,34.
- [9] 虞少嵚,熊道文,陈湘斌,等.周期换向电絮凝法用于处理含铬废水研究[J]. 中国环境科学, 2014,34(1):118-122.
- [10] Yang Z H, Xu H Y, Zeng G M, et al. The behavior of dissolution/passivation and the transformation of passive films during electrocoagulation: Influences of initial pH, Cr (VI) concentration, and alternating pulsed current [J]. Electrochim Acta, 2015,153:149–158.
- [11] Gustafsson J. Visual MINTEQ version 3.0 [M]. KTH Royal Inst of Technol. Stockholm. Sweden. 2010.
- [12] Heidmann I, Calmano W. Removal of Ni, Cu and Cr from a galvanic wastewater in an electrocoagulation system with Fe- and Al-electrodes [J]. Sep. Purif. Technol., 2010,71(3):308-314.
- [13] Song P P, Yang Z H, Xu H Y, et al. Investigation of Influencing Factors and Mechanism of Antimony and Arsenic Removal by Electrocoagulation Using Fe–Al Electrodes [J]. Ind. Eng. Chem. Res., 2014,53(33):12911-12919.
- [14] Xu H Y, Yang Z H, Luo Y L, et al. A novel approach to sustain Fe0–electrocoagulation for Cr (VI) removal by optimizing chloride ions [J]. Sep. Purif. Technol., 2015,156:200–206.
- [15] HJ 2007-2010 污水气浮处理工程技术规范 [S].
- [16] Gao P, Chen X M, Shen F, et al. Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation-electroflotation without a filter [J]. Sep. Purif. Technol., 2005,43(2):117–123.
- [17] 谭 竹,杨朝晖,徐海音,等.铝铁电极联用电絮凝法处理 Cu-EDTA 络合废水 [J]. 环境工程学报, 2014,8(8):3167-3173.
- [18] Huang J, Yang Z H, Zeng G M, et al. Influence of composite flocculant of PAC and MBFGA1on residual aluminum species distribution [J]. Chem. Eng. J., 2012,191:269–277.

作者简介: 徐海音(1986-),男,湖南宁乡人,湖南大学博士研究生,主要从事电化学处理重金属废水研究.发表论文 10 余篇.