

电解法回收胶团强化超滤(MEUF)浓缩液中的 Cd^{2+}

林丹, 曾光明*, 黄瑾辉, 方瑶瑶, 曲云欢, 李雪, 罗芳

(湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082)

摘要: 胶团强化超滤是基于表面活性剂的双亲分子结构特性去除水中金属离子的新方法. 重金属离子废水经胶团强化超滤处理后的浓缩液中含有高浓度的重金属离子, 需进一步处理. 采用电解法回收胶团强化超滤浓缩液中的 Cd^{2+} , 考察了电极种类、电压、电解时间、pH、SDS 与 Cd^{2+} 浓度比等 5 个条件对电解效率的影响. 研究发现, 表面活性剂对电解有一定的阻化作用. 实验得到最佳条件为: 不锈钢(阳极)-石墨(阴极), U 为 2.8 V, 电解时间为 100 min, pH 为 4, $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}] = 5$ ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定). 在此条件下, 浓缩液中的 Cd^{2+} 的回收率达到了 50.26%.

关键词: 胶团强化超滤(MEUF); 电解; 镉回收; 浓缩液处理; 十二烷基硫酸钠

中图分类号: X703.1; TQ028.8 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)11-3347-06

Recovery of Cd^{2+} by an Electrolytic Process from the Concentrated Solution of Micellar Enhanced Ultrafiltration

LIN Dan, ZENG Guang-ming, HUANG Jin-hui, FANG Yao-yao, QU Yun-huan, LI Xue, LUO Fang

(College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China)

Abstract: Micellar enhanced ultrafiltration(MEUF) is a new method which is based on the surfactant of the unique characteristic of parental molecular structure that can remove heavy metals in the water. The concentrated solution by dealing with the MEUF contains high concentration of heavy metal ions, so it must be need for further processing. The electrolysis method was employed to recovery Cd^{2+} from the concentrated solution of micellar enhanced ultrafiltration(MEUF). Effects of type of electrode, electrolysis voltage(U) and time(t), solution pH, surfactant to Cd^{2+} molar ratio ($[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$) on Cd^{2+} recovery efficiency were investigated. The study found that the surfactant had some effect of resistance to electrolysis process. The optimum experimental conditions were obtained: stainless steel(anode)-graphite(cathode), $U = 2.8 \text{ V}$, $t = 100 \text{ min}$, $\text{pH} = 4$, $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}] = 5$ ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ constant). And the recovery efficiency of Cd^{2+} in the concentrated solution was 50.26%.

Key words: micellar enhanced ultrafiltration(MEUF); electrolysis; Cd recovery; concentrated solution disposal; sodium dodecyl sulfate(SDS)

胶团强化超滤(micellar enhanced ultrafiltration, MEUF)是基于表面活性剂独特的双亲分子结构特征,使表面活性剂和超滤技术相结合用以处理低浓度的金属离子的新方法^[1].在 MEUF 技术中, Cd^{2+} 经过表面活性剂胶团吸附后有效直径增大,可以采用大孔径的超滤膜来过滤废水, Cd^{2+} 就被截留了下来.处理后的废水分为渗透液和浓缩液.渗透液中就只含极少量未被胶团吸附或增溶的金属离子 Cd^{2+} 和一定浓度的表面活性剂单体,可直接排放或循环使用.浓缩液中则含有高浓度 Cd^{2+} 和表面活性剂,需进行进一步的处理,以免造成二次污染.电解法是一种很有吸引力的方法,由于它不需添加化学药剂,反应时间短,工艺简单,操作方便,后处理极为简单,还可回收重金属,且不会产生二次污染.电解法已在多种废水治理中获得成功,所以是一种理想的处理重金属废水的方法^[2,3].

表面活性剂(surface active agent, SAA)是由极性的亲水基和非极性的疏水基两部分组成.向废水中加入的表面活性剂如浓度极低,则 SAA 分子均匀地

分散在水溶液中,近似于理想溶液.此时如增大 SAA 的投加量,部分 SAA 分子将聚集在溶液的表面,形成疏水基向上、亲水基向下伸向水中的定向吸附状态;当浓度增大时, SAA 分子将覆盖在溶液表面形成单分子层; SAA 浓度继续增大,超过临界胶束浓度(critical micelle concentration, CMC)时,剩余的 SAA 分子将在溶液内聚集,形成疏水基向内、亲水基向外的聚集体,即胶团^[4].离子型表面活性剂的胶团表面带有大量电荷,反离子通过静电作用吸附在胶团表面.用孔径大于胶团直径的超滤膜过滤废水,携带着金属离子胶团会被截留.渗透液中就只含极少量的未被胶团吸附的金属离子以及一定浓度的表面活性剂单体,经处理后可将表面活性剂回用.浓缩液中则含有高浓度的表面活性剂和重金属,需进一步处理,使

收稿日期: 2008-12-12; 修订日期: 2009-03-04

基金项目: 国家杰出青年科学基金项目(50425927, 50225926); 长江学者和创新团队发展计划项目(IRT0719); 国家自然科学基金项目(50608028); 2005 年湖南省教育厅科学研究项目

作者简介: 林丹(1983~),女,硕士研究生,主要研究方向为胶团强化超滤在废水处理方面的应用, E-mail: lindan_104@163.com

* 通讯联系人, E-mail: zengming@hnu.cn

重金属能得到回收, 表面活性剂得到回用。

大部分研究采用沉淀法, 利用碱或高浓度的电解质^[5,6]将浓缩废液中的金属离子沉淀, 最后会产生金属氢氧化物和 SDS (sodium dodecyl sulfate) 的混合沉淀。如往 MEUF 去除金属离子的浓缩液中加入 6 mol/L 的 NaOH, 不仅金属离子得到了沉淀, 也有 45% ~ 55% 的 SDS 被沉淀^[7], 即得到金属氢氧化物和 SDS 的混合沉淀。但混合沉淀物的分离比较困难, 回收率低, 而且向溶液中加入碱或高浓度的电解质, 不仅使溶液的成分变得复杂更难处理, 也增加了处理废水的成本。电解法是一种很有吸引力的方法, 但对于一般重金属废水来说, 废水中重金属的浓度一般较低, 如果直接用电解法处理, 电流效率很低, 能耗较大, 限制了它的使用^[8]。而经过胶团强化超滤处理重金属废水后, 浓缩液中具有高浓度的重金属离子, 且废水的体积也大大缩小, 适于采用电解法回收^[9]。

本研究模拟配置 MEUF 浓缩液废水, 用电解法回收浓缩液中的 Cd^{2+} 。实验分别研究电极的选用、外电压、SDS 与 Cd^{2+} 的浓度比 ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定)、溶液 pH、电解时间等 5 个条件对电解效率的影响, 得到电解回收浓缩液中 Cd^{2+} 的最佳条件, 并测定 SDS 对电解的影响和电解对 SDS 的影响。

1 材料与方法

1.1 实验装置

电解实验装置示意如图 1 所示。电解池尺寸为 30 cm × 10 cm × 15 cm, 电极尺寸为 10 cm × 10 cm × 0.1 cm。电极阳极采用不锈钢, 阴极为石墨。电极采用单极式连接, 结构简单。3 块阳极一起并接到电源的正极上, 2 块阴极一起连接到电源的负极上。每对电极间的电位降与电源两极间的电位差相同。

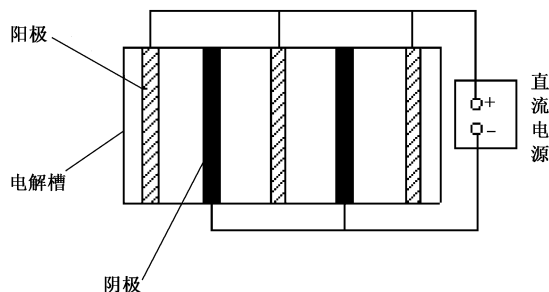


图 1 电解实验装置示意

Fig. 1 Electrolysis experimental installation diagram

1.2 电极的处理

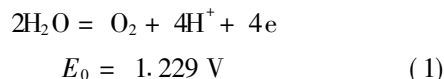
不锈钢电极预处理: 先用砂纸磨光, 放在由 5 g NaOH、30 g Na_2CO_3 和 0.1 g Na_3PO_4 配置的 1 L 去离

子水溶液中浸泡 30 min 后, 再用酒精漂洗, 最后用去离子水清洗, 放在烘箱中烘干以备^[10]。

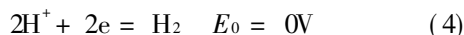
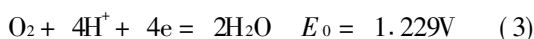
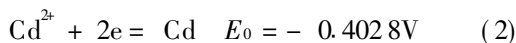
石墨电极预处理: 石墨是多孔的物质, 有吸附性, 暴露在空气中时, 空隙会被灰尘等物质塞满, 吸附性就会变差。石墨电极经高温火焰灼烧到红热再迅速侵入冷水中, 可以使石墨吸附性又变强。

1.3 实验原理

本实验采用的电极不锈钢作为阳极, 石墨作为阴极。因为电极阳极是不锈钢, 阳极只发生析氧的氧化反应:



阴极发生以下电极反应^[11]:



电解时, 由于存在着副反应, 降低了电流效率, 电流效率用符号 η 表示^[12]:

$$\eta = \frac{\text{电极上产物的实际质量}}{\text{按法拉第定律计算应获得的产物质量}} \times 100\%$$

$$= \frac{m_{\text{实}}}{m_{\text{法}}} \times 100\%$$

$$= \frac{m_{\text{实}}}{I \cdot t \cdot M / n \cdot F} \times 100\% \quad (5)$$

式中, m 为实际析出 (或溶解) 的物质质量 (g); I 为通过的电流 (A); t 为通过电流的时间 (h); F 为法拉第常数, 为 $96500 \text{ A} \cdot \text{h} \cdot \text{mol}^{-1}$; n 为电极反应式中的电子计量系数。

电解时, 溶液中的重金属离子以金属的形式沉积在阴极上, 使溶液中的重金属得以回收。定义在一定时间内重金属的回收率 R_m ,

$$R_m = \frac{\text{实际沉积在阴极上重金属的质量}}{\text{开始电解液中重金属的质量}} \times 100\% \quad (6)$$

1.4 实验方法

模拟配置 MEUF 浓缩液废水, 用电解法回收浓缩液中的 Cd^{2+} 。实验分别研究电极的选用、外电压、SDS 与 Cd^{2+} 的浓度比 ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$)、溶液 pH、电解时间等 5 个条件对电解效率的影响。通过在溶液中是否加入 SDS 的实验得到 SDS 对电解的影响, 以及测定电解前后 SDS 浓度的变化以得到电解对 SDS 的影响。电解池中的电极间距离相等, 3 块阳极和 2 块阴极进行单极式连接。模拟废水体积为 3L, 待 SDS 和 Cd^{2+} 混合完全加入 HNO_3 调节所需的

pH, 然后进行电解反应, 待反应完全后先取出电极板再进行取样, 每次取样 100 mL. 电极板先用自来水冲洗, 再放入稀硝酸中浸泡 1 h, 最后用蒸馏水冲洗并烘干. 取样后溶液中 Cd^{2+} 的浓度由原子吸收分光光度法测得^[13], SDS 浓度由亚甲基蓝分光光度法测定^[14].

2 结果与讨论

2.1 电极的选用

维持电压 U 值为 2.8 V, $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}] = 5$ ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定), pH 值为 4, 电解时间为 100 min 时, 通过正交试验确定电极的最佳材料.

由表 1 可以看出, 在电极为不锈钢(阳)-石墨(阴)时 Cd^{2+} 的回收率最高, 且电流效率也达到了 80% 以上, 所以确定电极阳极为不锈钢, 阴极为石墨. 石墨的电导率约为 $2.5 \times 10^5 \text{ S/m}$ ^[15], 不锈钢的电导率约为 10^8 S/m , 电导率越大导电性越好. 不锈钢作阳极时比石墨的阳极电流密度大, 更有利于阳极的析氧反应, 以提供更多还原 Cd^{2+} 的电子. 作为阴极, 石墨比不锈钢的吸附性好. 故电极材料阳极选用不锈钢, 阴极选用石墨.

表 1 正交试验选择最佳电极

Table 1 Orthogonal test to select the best electrode

电极(阳-阴)	Cd 回收率 %	电流效率 %
不锈钢-不锈钢	39.70	90.68
不锈钢-石墨	49.65	84.52
石墨-石墨	44.94	84.50
石墨-不锈钢	47.55	86.92

2.2 外电压的影响

维持 $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}] = 5$ ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定), pH 值为 4, 电解时间为 100 min 时, 电压在 1.5 ~ 6.5 V 间变化, 研究电压对胶团强化超滤浓缩液中 Cd^{2+} 回收率和电流效率的影响(图 3).

如图 2 所示, Cd 的回收率先增加后减少, 在外电压为 2.8 V 时回收率最高达 50.26%. 由反应式(1)和(3)可知, Cd 比氢的析出电位稍负, 在阴极进行还原时, 优先还原的是容易接受电子即电极电位负值较小的离子. 氢首先析出, 随着电压的升高, Cd 开始被还原, 在电压为 2.8 V 时 Cd 的回收率最大, 随着电压的继续升高, 吸附在阴极板上的 Cd 会重新溶到溶液中, 即 Cd 的回收率有所下降. 且电压 $U = 3.5 \text{ V}$ 时, Cd^{2+} 回收率和电流效率都明显降低, 在实验过程中发现阴极板上有明显的 SDS 生成, SDS 在阴极板

的周围阻碍了电子的交换和 Cd^{2+} 的还原. 而且, 随电压的升高, 电极极化严重, 易产生阳极钝化, 不利于阳极的析氧反应. 由图 2 可知, 电流效率随电压升高先增加后减小. 在电压小于 2.8 V 时, 阴极主要进行的是析氢反应, 电流效率很低, 在外电压为 2.8 V 时 Cd 还原反应最完全, 即电流效率最高. 随后随着 SDS 的作用和 Cd 的反溶作用电流效率逐渐降低.

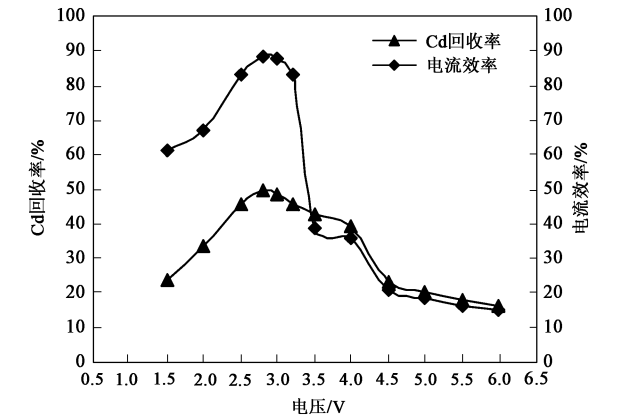


图 2 外电压对 MEUF 浓缩液的影响
Fig. 2 Effects of voltage on the recovery efficiencies of Cd^{2+} and current efficiency

2.3 $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ 的影响

维持电压 U 值为 2.8 V, pH 值为 4, 电解时间为 100 min 时, 研究 $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定) 对胶团强化超滤浓缩液中 Cd^{2+} 回收率和电流效率的影响(图 3).

为使金属回收率达最大, S/M 要不小于 5 (S/M 的临界值为 5)^[16]. 如图 3 所示, Cd 回收率先增加后减小. 当 $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ 为 5 时达到最高. 在 SDS 浓度恒定 8.5 mmol/L 情况下, 改变 $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ 即改变溶液中 Cd^{2+} 的浓度. 当比值从 1~9, Cd^{2+} 浓度在 8.5

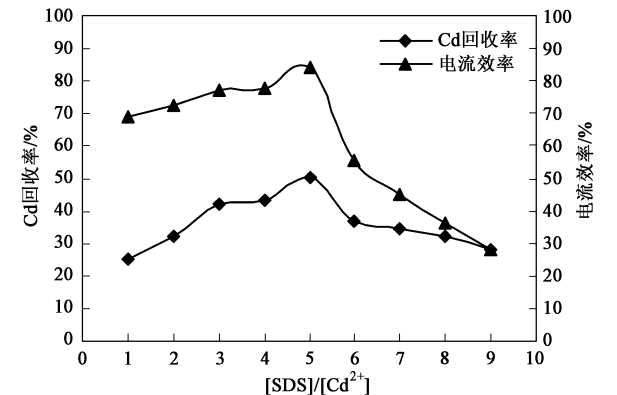


图 3 $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ 对 MEUF 浓缩液的影响
Fig. 3 Effects of Cd^{2+} concentration on Cd removal and current efficiency

~ 0.944 mmol/L (955.4~106.16 mg/L) 间变化。

在实验过程中 SDS 的浓度恒定 8.5 mmol/L, 比值从 1~9 变化时, Cd^{2+} 的质量浓度在 955.4~106.16 mg/L 间变化。在比值为 5 时 Cd^{2+} 回收率达到最大。即 Cd^{2+} 回收率随溶液中 Cd^{2+} 浓度增加而增加, 达到一定值后, 又随溶液中 Cd^{2+} 浓度增加而降低。在 Cd^{2+} 浓度较低时, Cd^{2+} 移动到阴极表面的扩散速度是电解反应的控制步骤, 随着 Cd^{2+} 浓度的增加, Cd^{2+} 移动到阴极表面的扩散速度加快, 即回收率会增加。但由于电极反应的速度一定, 阳极析氧反应一定, 阴极表面的电极反应速度成为电解反应的控制步骤, 故浓度增加回收率下降。且溶液中 Cd^{2+} 过高时, 阴极有大量的 Cd^{2+} 富集, 浓差极化严重, 不利于电解回收, 电流效率较低。

2.4 pH 的影响

维持电压 U 值为 2.8 V, $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ 为 5 ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定), 电解时间为 100 min 时, 研究 pH 对胶团强化超滤浓缩液中 Cd^{2+} 回收率和电流效率的影响(图 4)。

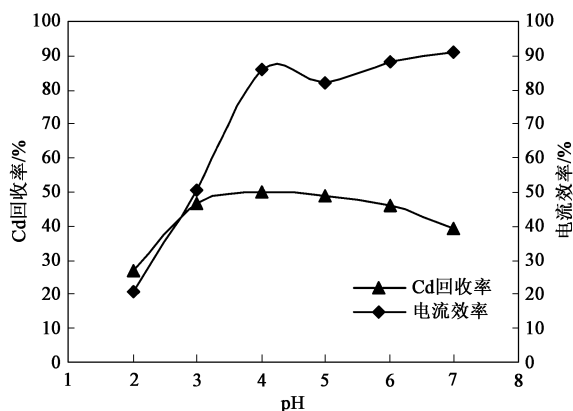


图4 pH 对 MEUF 浓缩液的影响

Fig. 4 Effects of pH on Cd(II) recovery and current efficiency

如图 4 所示, Cd 回收率随电解溶液中 pH 的升高(酸强度越来越弱)先增加, 后缓慢降低。pH 的影响主要是溶液中 H^+ 浓度的影响, 在 pH 较低时, H^+ 移动到阴极表面的个数远远多于 Cd^{2+} 的个数, 阴极表面主要以析氢为主, 即大量 H^+ 争夺还原电子, 使得 Cd 回收率较低。而且在 pH 较低时, 酸性太强, 富集在阴极板上的 Cd 会重新溶于溶液中。电流效率随溶液 pH 的增加而增加就是 H^+ 副反应减少的原因。pH=4 时, Cd 回收率达到了最大值。当 pH 太高, 即溶液在接近中性条件下, Cd^{2+} 易发生沉淀而吸附在阴极表面, Cd^{2+} 不能在阴极得到还原, 不利于 Cd 的回收。且在酸性溶液中 SDS 的解离常数为 $2.3^{[17]}$, 在

pH 较低的情况下, SDS 可能被解离, 溶液中的 Cd^{2+} 被电解回收后, SDS 也不能再重新利用。所以最佳 pH 为 4。

2.5 电解时间的影响

维持电压 U 值为 2.8 V, $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ 为 5 ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定), pH 值为 4, 研究电解时间对胶团强化超滤浓缩液中 Cd^{2+} 回收率的影响(图 5)。

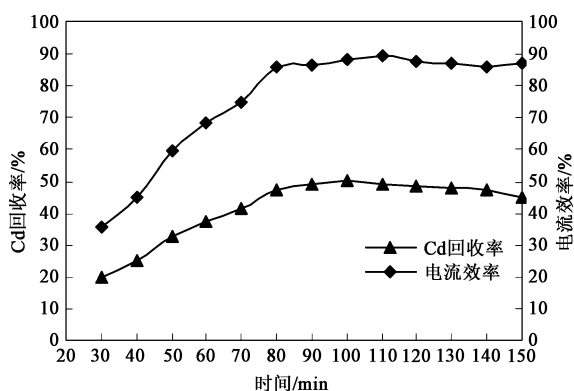


图5 电解时间对 MEUF 浓缩液的影响

Fig. 5 Effects of the electrolysis time on Cd(II) recovery and current efficiency

在电解时间小于 100 min, Cd 回收率和电流效率都随着时间的增加而增加, 当电解时间超过 100 min 时, Cd 回收率和电流效率变化不大, 基本趋于稳定, Cd 回收率有缓慢下降的趋势(图 5)。因此最佳时间为 100 min, 时间太长, 在阴极板上吸附的 Cd 使阴极板活性降低, 导致电流密度减小以及极化作用增强, 使反应效率降低。而且吸附在阴极板的 Cd 可能会反溶到溶液里。

2.6 SDS 对电解的影响

在电压 U 值为 2.8 V, pH 值为 4, 电解时间为 100 min 时, 一组实验维持 $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ 为 5 ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定), 另一组实验不加 SDS 只含 Cd^{2+} , 且 Cd^{2+} 浓度相同, 即 Cd^{2+} 的浓度为 191.08 mg/L 下进行比较实验(图 6)。

由图 6 可知, 在其他条件相同的情况下, 溶液中含有 SDS 时 Cd 的回收率为 50.26%, 不含 SDS 时回收率为 72.11%, 在含有 SDS 时 Cd^{2+} 的回收率明显降低, SDS 对电解有一定的阻化作用。可能原因有 2 个: 一个是溶液中的 SDS 减少了电极的有效面积和电极表面的有效传质系数^[18,19], 表面活性剂在电极表面吸附, 吸附层对电极表面起了局部的覆盖作用, 从而改变双电层结构和界面上电势分布情况, 提高

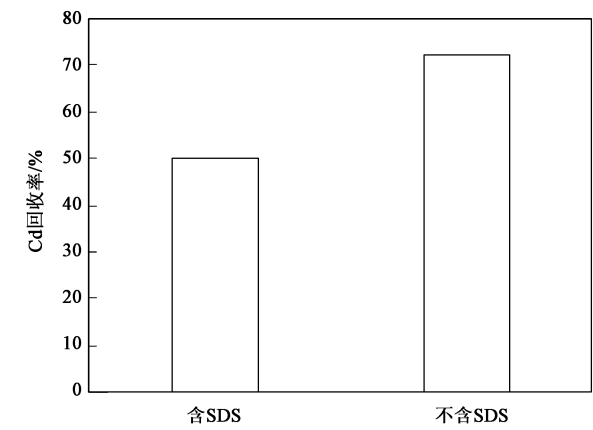


图6 SDS对电解的影响
Fig. 6 Effects of SDS on electrolysis

阴极极化. 吸附层可以阻止电极反应, 起到阻化作用, 即吸附层的“封闭效应”或“绝缘效应”, 不容易进行电子交换反应; 另一个是溶液中含有SDS时, Cd^{2+} 和SDS以胶团的形式存在, Cd^{2+} 吸附在SDS胶团表面, 不易进行电子传递和电子交换, Cd^{2+} 回收受到阻碍.

2.7 电解对SDS的影响

在电压 U 值为 2.8 V, pH 值为 4, 电解时间为 100 min 时, $[\text{SDS}]/[\text{Cd}^{2+}]$ 为 5 ($[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定), 用亚甲基蓝分光光度法测定电解前后溶液中 SDS 浓度的变化(图 7).

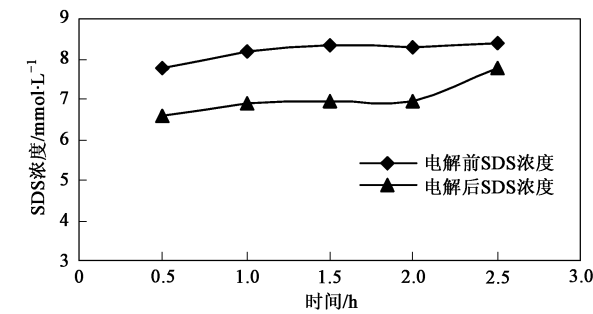


图7 电解对SDS的影响
Fig. 7 Effects of electrolysis on SDS

在电解过程中, 表面活性剂在电极表面有一定的吸附, 但吸附有一定的电势范围, 超出这一范围, 表面活性剂就会脱附. 本实验使用的表面活性剂是阴离子表面活性剂 SDS, 脱附电势为 $-1.1 \sim -0.8 \text{ V}^{[13]}$. 由亚甲基蓝分光光度法测得 SDS 浓度有一定的减小(图 7), 溶液中的 SDS 可以继续重复利用. 那部分减少的 SDS 可能在阴极得到吸附, 只有极少部分 SDS 发生解离或被氧化. 氧化时烷基断裂, 先氧化为羧酸, 最后为水和 $\text{CO}_2^{[20]}$.

3 结论

- (1) 分别从电压、SDS 与 Cd^{2+} 浓度比、pH 和电解时间最优化得到电解的最佳条件为: 电压 $U = 2.8 \text{ V}$, 在 $[\text{SDS}] = 8.5 \text{ mmol/L}$ 恒定不变的情况下, SDS 与 Cd^{2+} 最佳浓度比为 5, pH 为 4, 电解时间为 100 min.
- (2) 在相同的条件下 ($U = 2.8 \text{ V}$, $\text{pH} = 4$, 电解时间 = 100 min), 在 Cd^{2+} 质量浓度为 191.08 mg/L 时, 对电解液中是否含有 SDS 做了对比实验, 发现电解液中含有 SDS 时 Cd^{2+} 的回收率低很多, 主要的可能原因是 SDS 对电解有一定的阻化作用以及 SDS 和 Cd^{2+} 有一部分还是以胶团的形式存在.
- (3) 用亚甲基蓝分光光度法测得 SDS 浓度有一定的减小, 绝大部分还是以 SDS 的形式存在, 可以重复利用 SDS.

参考文献:

[1] Zeng G M, Xu K, Huang J H, *et al.* Micellar enhanced ultrafiltration of phenol in synthetic wastewater using polysulfone spiral membrane [J]. J Membr Sci, 2008, **310**(1-2): 149-160.

[2] Exposito E. Removal of heavy metals in wastewater by electrochemical treatment[J]. Chem Eng Edu, 1999, **33**(2): 172-176.

[3] Moggio G E. Recycling and treatment of electroplating wastewater [J]. Technol Chim, 1999, **19**(5): 89-95.

[4] 方瑶瑶, 曾光明, 黄瑾辉, 等. MEUF 去除废水中的金属离子和溶解性有机物[J]. 环境科学, 2006, **27**(04): 641-646.

[5] Akita S, Castillo L P, Nii S, *et al.* Separation of $\text{Co}(\text{II})/\text{Ni}(\text{II})$ via micellar enhanced ultrafiltration using organophosphorus acid extractant solubilized by nonionic surfactant [J]. J Membr Sci, 1999, **162**(1-2): 111-117.

[6] Juang R S, Xu Y Y, Chen C L. Separation and removal of metal ions from dilute solutions using micellar-enhanced ultrafiltration [J]. J Membr Sci, 2003, **218**(1-2): 257-267.

[7] Juang R S, Xu Y Y, Chen C L. Separation and removal of metal ions from dilute solutions using micellar enhanced ultrafiltration[J]. J Membr Sci, 2003, **21**(8): 257-267.

[8] Juang R S, Wang S W. Electrolytic recovery of binary metals and EDTA from strong complexed solutions[J]. Wat Res, 2000, **34**(12): 3179-3185.

[9] Reiller P, Lemordant D, Hafiane A, *et al.* Extraction and release of metal ions by micellar-enhanced ultrafiltration: influence of complexation and pH[J]. Colloid Interface Sci, 1996, **177**(2): 519-527.

[10] Liu C K, Li C W. Simultaneous recovery of copper and surfactant by an electrolytic process from synthetic solution prepared to simulate a concentrate waste stream of a micellar-enhanced ultrafiltration process [J]. Desalination, 2004, **169**(2): 185-192.

[11] 陈国华, 王光信, 杜敏, 等. 电化学方法应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003. 2-3.

[12] Huang Y C, Batchelor B, Koseoglu S S. The diafiltration method for

the study of the binding of macromolecules to heavy metals [J]. J Membr Sci, 1994, **89**(3) : 257-265.

[13] GB 7494-87, 水质——阴离子表面活性剂的测定-亚甲基蓝分光光度法[S].

[14] GB 7475-87, 水质——铜、锌、铅、镉的测定-原子吸收分光光度法[S].

[15] 许晶玮, 庞浩, 胡美龙, 等. 高分子/ 石墨复合材料的制备与导电性能的研究进展[J]. 化学通报, 2007, **70**(8) : 1-5.

[16] Juang R S, Lin L C. Efficiencies of electrolytic treatment of complexed metal solutions in a stirred cell having a membrane separator[J]. J Membr Sci, 2000, **171**(1) : 19-29.

[17] Huang C H. Effect of surfactants on recovery of nickel from nickel plating wastewater by electrowinning[J]. Water Res, 1995, **29**(8) : 1821-1826.

[18] Mahmoud A. Zarraa. Effect of surface-active substances on the rate of production of copper powder from copper sulphate solutions by cementation on zinc rods in gas sparged reactors [J]. Hydrometallurgy, 1996, **41**(2-3) : 231-242.

[19] 查全性. 电极过程动力学导论[M]. (第二版). 北京: 科学出版社, 2005. 419-420.

[20] 夏庆余, 林智宏, 陈震, 等. 电解制备高铁酸盐及其处理表面活性剂模拟废水[J]. 净水技术, 2005, **24**(01) : 20-23.