

DOI :10.3969/j.issn.1004-6933.2011.03.018

粒子电极法深度处理焦化废水实验

张春华,张 娜

(河北省唐山水文水资源勘测局,河北 唐山 063000)

摘要 对粒子电极法在焦化废水三级处理工艺方面的应用进行实验。结果表明 在电解电压 12 V、电解时间 40 min、活性炭加入少量玻璃珠粒子电极条件下,粒子电极法对焦化废水二级处理出水的 COD 去除率可达到 70%。

关键词 粒子电极 深度处理 焦化废水 实验研究

中图分类号 X756 **文献标识码** B **文章编号** 1004-6933(2011)03-0072-03

Experimental study of advanced treatment of coking wastewater by particle electrode method

ZHANG Chun-hua, ZHANG Na

(Tangshan Hydrology and Water Resources Survey Bureau of Hebei Province, Tangshan 063000, China)

Abstract :The application of the technique of particle electrode in the tertiary treatment process of coking wastewater was studied, and the appropriate application conditions were determined. The results showed that under the conditions of the electrolysis voltage of 12V, electrolysis time of 40 minutes, activated carbon with addition of a little beaded glass particle electrode, the removal efficiency of COD in the secondary treatment of coking wastewater could reach 70% using particle electrode.

Key words :particle electrode ;advanced treatment ;coking wastewater ;experimental study

1 概 述

焦化工业产生的工业废水污染物种类繁多,是典型的含有芳香族化合物及杂环化合物且较难降解的有毒有害高浓度有机废水,目前国内所采用的焦化废水处理系统多为一级处理工艺或二级处理工艺^[1]。一级处理工艺指的是包括蒸氨、脱酚、终冷水脱氰等工艺,二级处理工艺主要指对酚氰污水的无害化处理,主要以传统活性污泥法为主,以及以 A-O 法及其衍生方法(A-A-O、A-O-O 等)为代表的生化处理工艺,三级处理工艺是对生化处理后的污水进行深度处理,如活性炭吸附、炭-生物膜法、氧化塘法等。

粒子电极法是针对传统的双电极法进行的改进方法,具体是指在传统的二维电解电极间填充粒状

电极材料,使之带电,并在材料表面发生电化学反应的电化学处理方法^[2]。相对于传统的双电极法,其优点是显著增大了电解电极的体表面积,有效提高了电化学效率,适用于电导率较低的有机污水处理,处理效果得到显著改善。笔者研究的是一种采用粒子电极深度处理焦化废水的电化学处理方法^[3],初步探讨了多种因素对粒子电极法去除焦化废水中的 COD 的影响,为实际应用提供了参考依据。

2 实 验

2.1 实验用水

实验用水取自某焦化厂 A-O 二级处理装置出水, $\rho(\text{COD})$ 为 260 ~ 335 mg/L,pH 值 6 ~ 7。

2.2 实验装置

由自制有机玻璃水槽、铝板主电极、自制聚四氟

曝气分配板、曝气管组成的电解槽(主电极面积为 100 mm × 100 mm,主电极间距 200 mm) SB-348A 型气泵 填充粒子电极(玻璃珠、吸附饱和活性炭粒) 调压变压器等组成。电解槽装置如图 1 所示。

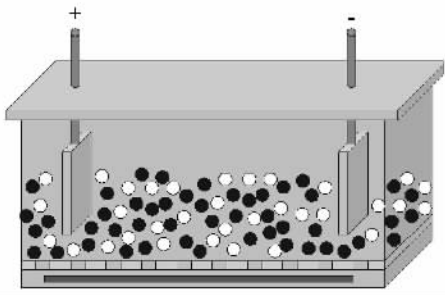


图 1 电解槽装置示意图

2.3 粒子电极处理

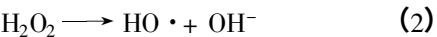
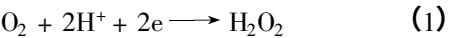
活性炭粒用去离子水清洗并煮过后,放入到实验用水中浸泡 24 h,过滤后继续用实验用水浸泡 24 h,以保证活性炭的吸附饱和,不对电解反应结果造成影响。

2.4 实验原理

采用活性炭作为粒子电极对焦化废水进行电解处理以提高电解去除效率的主要原理是,随着粒子电极的加入,增大了电极体表面积,同时活性炭对有机物有较好的富集作用。加入粒子电极,可以有效地减小反应物在电极间的迁移距离,从而显著提高电解去除效率。

主电极间施加足够的电解电压,使分布在主电极键的粒子电极带电形成独立的立体电解,每个粒子电解两端均发生电化学氧化-还原反应,产生大量具有强氧化性的 HO·,电解体系中的有机物在HO·作用下快速发生氧化反应及自由基链反应,使有机物得以快速降解^[4]。

电极反应如下:



2.5 实验方法

首先用重铬酸钾回流法准确测定实验用水的 COD 浓度值 取实验用水 1 000 mL 加入到电解槽中,填充粒子电极,通电、调压,进行电解,同时进行曝气,通气量 1 L/min,记录电解时间和电解电压 完成后对过滤后的出水采用重铬酸钾回流法测定其 COD 浓度值,计算 COD 去除率。

3 实验因素对 COD 去除率的影响

3.1 空曝实验

首先进行了不加任何粒子电极的空曝实验,结果表明,单纯曝气对 COD 去除率小于 2%,故实验中

可忽略曝气因素造成的影响。

3.2 电解电压

在填充活性炭与玻璃珠体积比为 2:1 的条件下,分别采用 3、5、8、10、12、15、18、20 V 电解电压进行处理,电解时间 30 min,测定 COD 去除率,结果如图 2 所示。

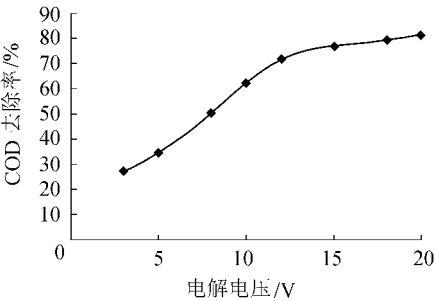


图 2 电解电压对 COD 去除率的影响

由图 2 可见,COD 去除率随电解电压的提高而呈现增大趋势,但电压超过 12 V 后增大趋势趋缓,最佳的电解电压为 12 V 左右。

一般来说,电解液相与粒子电极之间的电位差是电化学反应的驱动力。电位差越大,电极反应速率越大,但副反应发生的几率和速率也随之增大,如阳极析氧和阴极析氢反应,主电极的腐蚀反应等^[5]。

3.3 电解时间

在电解电压为 12 V、填充粒子为活性炭与玻璃珠,其体积比为 2:1 的条件下,分别采用 10、15、20、25、30、35、40、45、60、90 min 电解时间进行处理,测定出水的 COD 去除率,如图 3 所示。

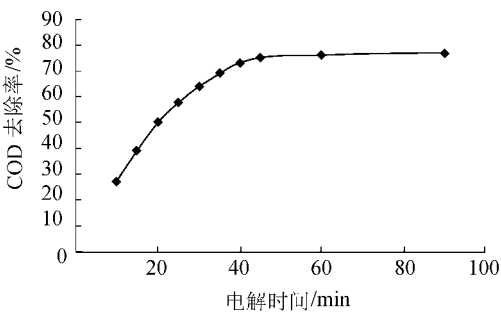


图 3 电解时间对 COD 去除率的影响

由图 3 可见,COD 去除率随电解时间的增加而呈现增大趋势,电解 40 min 以后去除率趋势趋于平缓,这主要是由于初始体系内的 COD 浓度较高,浓差极化影响并不显著,随着电解时间的增加,COD 浓度的下降,浓差极化的影响加强。最佳的电解时间为 40 min。

3.4 活性炭与玻璃珠体积比

在电解电压为 12 V、电解时间为 5—60 min 条件下,活性炭与玻璃珠体积比分别采用纯活性炭、2:1、1:1、1:2、这 4 种情况进行处理,测定 COD 去除率,

对比结果如图 4 所示。

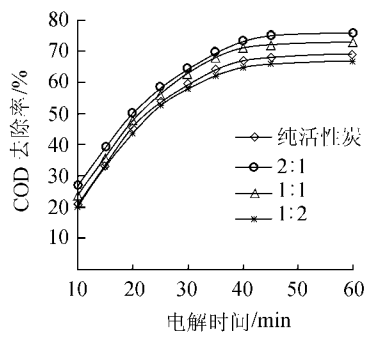


图 4 活性炭与玻璃珠体积比对 COD 去除率的影响

由图 4 可见,加入少许玻璃珠会对电解效果有积极影响,但玻璃珠的比例过大会降低电解效果。这主要是因为纯粹的活性炭粒子会在电解槽底部聚积,形成短路电流,从而降低了电流效率。玻璃珠是绝缘体,可阻碍短路电流的形成,从而提高了电流效率。但由于玻璃珠与活性炭密度差别较大,随着电解时间的增加会形成分层,从而降低玻璃珠阻碍电解电流形成的效果,故可考虑使用密度与活性炭相近的绝缘体作为共同填料。

3.5 pH 值

在一般情况下,pH 值是电解去除 COD 的重要影响因素之一。但作为焦化污水的三级处理工艺,在电解处理环节调节 pH 值显然存在成本问题;又因为进水 pH 值变化不大,电解法去除 COD 的效果没有显著的下降,所以暂不对 pH 值对 COD 去除率的影响进行研究。

4 结 论

a. 从实验结果可见,电解电压和电解时间是影响 COD 去除率的主要影响因素。电解电压的增大,粒子电极表面产生 HO· 必然有所增大,粒子电极表面的直接氧化作用更加显著,COD 去除率将增大,然而随着电流的进一步增大,水的电解反应加剧,将析出氢气和氧气,导致 COD 去除效率降低,得到最佳条件:电解电压 12 V 电解时间 40 min。

b. 在活性炭与玻璃珠体积比为 2:1 的条件下,实验效果最佳。活性炭的比例越大,其活性表面将越大,吸附有机物的效果将越好,越有利于在其表面发生的有机物氧化反应,进而 COD 的去除效果将更佳。然而若活性炭积聚在电解槽底部,导致在底部形成短路,使电解槽的效率下降,所以应加入少许绝缘体阻断短路电流,并进行机械搅拌或曝气搅拌。

参考文献:

[1] 史晓燕,肖波,杨家宽,等. 焦化废水处理技术的进展[J].

环境技术,2003,23(6):44-48.

[2] 汪群慧,张海霞,马军,等. 三维电极处理生物难降解有机废水[J]. 现代化工,2004,10(24):56-58.
[3] 尹承龙,单忠健,曾锦之. 焦化废水处理存在的问题及其解决对策[J]. 给水排水,2000,6(26):35-37.
[4] TISSOT P,FRAGNIERE M. Anodic oxidation of cyanide on a reticulated three-dimensional electrode[J]. Journal of Applied Electrochemistry,1994,24(6):509-512.
[5] 周集体,杨松,艾尼瓦尔,等. 复极性固定床电解槽中粒子电极感应电位研究[J]. 环境科学与技术,2004(6):27-29.

(收稿日期 2010-04-16 编辑 高渭文)

(上接第 41 页)

[5] GB3822—2002 地表水环境质量标准[S].
[6] 何锦峰,舒兰,刘邵权,等. 雅安市水资源开发利用与保护对策探讨[J]. 水利经济,2009,27(3):12-15.
[7] 朱喜,张扬文. 五里湖水污染治理现状及继续治理对策[J]. 水资源保护,2009,25(1):86-89.
[8] 韩梅,郑丙辉,李子成,等. 主要城市饮用水水源地水质状况评价与对策建议[J]. 环境科学研究,2000,13(5):31-34.
[9] 徐光宏. 黔江区乡镇集中式饮用水源水质现状及保护对策[J]. 三峡环境与生态,2009,2(3):36-38.
[10] 李嘉熹,陈志良. 流域水资源开发与饮用水源地保护实例分析[J]. 上海环境科学,2004,23(3):122-126.
[11] 李海燕,黄延,吴根. 昆明湖水水质变化分析及污染控制对策[J]. 水资源保护,2007,23(5):18-20.
[12] 陈臣,谢伶俐,严向东,等. 宜昌市饮用水源地保护问题及对策[J]. 环境科学与管理,2009,34(7):14-17.

(收稿日期 2010-03-04 编辑 高渭文)

(上接第 71 页)

[7] 吴建强,黄沈发,丁玲. 水生植物水体修复机理及其影响因素[J]. 水资源保护,2007,23(4):18-22.
[8] 吴晓辉. 常见眼子菜科沉水植物对浮游藻类的化感作用研究[D]. 武汉 中国科学院水生生物研究所,2005.
[9] 李锋民,胡洪营,种云霄,等. 2-甲基乙酐乙酸乙酯对藻细胞膜和亚显微结构的影响[J]. 环境科学,2007,27(7):1534-8.
[10] 洪喻,胡洪营. 水生植物化感抑藻作用研究与应用[J]. 科学通报,2009,54(3):287-293.
[11] 李锋民,胡洪营,门玉洁,等. 化感物质对小球藻抗氧化体系酶活性的影响[J]. 环境科学,2006,27(10):2091-2094.
[12] 胡洪营,门玉洁,李锋民. 植物化感作用抑制藻类生长的研究进展[J]. 生态环境,2006,15(1):153-157.
[13] 花铭,陈良燕,尹大强. 邻苯三酚和咖啡酸对铜绿微囊藻的化感作用及其机理[J]. 环境化学,2008,27(3):331-334.

(收稿日期 2010-10-07 编辑 高渭文)