

PAC 为混凝剂时高岭土悬浊液的混凝条件及絮凝体形态学特征

王广华¹ 王晓昌² 金鹏康²

(1 广州市市政工程设计研究院, 广州 510060; 2 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055)

摘要 通过显微摄像仪对絮凝体的形成过程及其形态学特性进行了系统的研究。试验结果表明, 高岭土悬浊液的最佳混凝 pH 为 7~8, 在低投药量时, 压缩双电层和吸附电中和是主要的混凝机理, 在高投药量条件下, 则是卷扫絮凝起主导作用。絮凝体平均粒径和分形维数都随搅拌时间的延长而增大, 并最终趋于稳定。在 pH=7 和以 PAC 作为混凝剂的条件下, 形成的絮凝体最大粒径为 0.45 mm, 对应的分形维数约为 1.68。随着投药量的增大, 絮凝体分形维数的变化较小, 但絮凝体平均粒径显著增加。当投药量过高时, 网扫絮凝作用下的絮体结构松散, 抗剪切能力差, 絮凝体分形维数略有下降(1.60), 但絮凝体平均粒径减小明显, 降至 0.25 mm 左右。

关键词 高岭土 形态学 絮凝体 分形维数

絮凝体的分形特征已通过大量的理论研究和试验结果得以证实, 分形构造反映了絮凝过程的随机性。对絮凝体的这种构造及其在混凝过程中的变化规律进行深入研究有助于从微观的角度进一步认识混凝的本质和动力学原理, 找出改变絮凝体构造、提高其密度和沉降性能的操作控制方法。

本文以高岭土悬浊液作为研究对象, 通过显微摄影技术和图像分析法讨论了以 PAC 作为混凝剂时, 高岭土悬浮颗粒的絮凝体形态学特征, 研究了高岭土悬浮体系铝盐絮凝体的动态特征。

1 试验部分

1.1 原水配制

试验用悬浊液采用日本和光公司产高岭土(ASP 170, 平均粒径 0.55 μm)配制。先将高岭土用去离子水浸泡 24 h, 然后用浸泡后的高岭土加入去离子水配制原水, 调整浊度为 10 NTU, 并加入 1.0 mmol/L 的 NaHCO_3 以调节水中碱度和离子强度。温度控制在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$, pH 调整为 7.0 ± 0.05 (意大利 HANNA 公司生产 pH211 精密酸度计)。

1.2 混凝条件

混凝杯罐为边长 10 cm, 高度为 15 cm 的立方体, 距底部 5 cm 处设有取样口。混凝水样体积为

800 mL。混凝剂用聚氯化铝(PAC)。混凝搅拌通过深圳中润公司生产 ZR3-6 混凝试验搅拌机实现, 搅拌条件为: 快速搅拌 200 r/min, 持续时间 1 min; 慢速搅拌 20 r/min, 持续时间 15 min; 然后静沉 30 min 取样测定相关水质指标。

1.3 ζ 电位分析

快速搅拌 1 min 后取样, 用日本 Macrotech Nichion 公司生产的 ZC-2000 ζ 电位仪分析微粒子 ζ 电位。

1.4 絮凝体分形维数和平均粒径

采集不同搅拌历时形成的絮凝体, 并用蒸馏水稀释以防止图像分析过程中絮凝体进一步成长, 各搅拌历时的絮凝体通过北京泰克仪器有限公司产 XSZ-CTV 型显微摄影系统采集图像, 输入计算机进行粒度和分形维数分析。本研究所采用的分形维数计算方法是根据投影面积和周长的关系确定絮凝体的二维分形维数。

2 结果与讨论

2.1 无机悬浮颗粒的最佳混凝条件

以 PAC 为混凝剂, pH 分别在 5、6、7、8、9 条件下, 进行浊度为 10 NTU 的高岭土悬浊液的混凝杯罐试验, 考察其对浊度的去除效果(见图 1)。

由图 1 可以看出, 以 PAC 为混凝剂, 在 pH=5、pH=6 条件下, 对高岭土悬浊液浊度去除率几乎为零, 但 pH=7, pH=8, pH=9 时, 对浊度都能达到

国家自然科学基金项目(50278067); 陕西省自然科学基金项目(2002E215)。

90%左右的去除,只是在 pH=9 时要求有较高的投药量才能达到最大去除率。另外,从 pH=7 和 pH=8 的情况来看,当对浊度的去除率达到最高后,继续增加投药量,高岭土悬浊液浊度的去除率基本不变化。

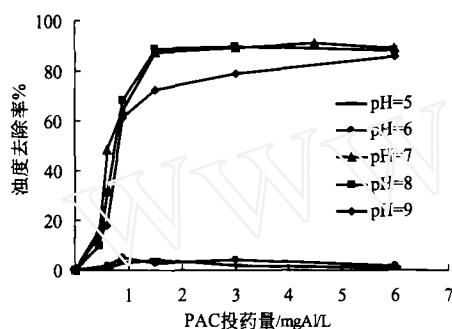


图1 不同 pH 时 PAC 投药量与去除率之间的关系

图2是在不同 pH 条件下,ζ 电位随 PAC 投量的变化情况。由图2可以看出,随着投药量的增加,胶体颗粒 ζ 电位显著增加;但当 PAC 投药量达到 1 mgAl/L (pH=9 时,投药量达到 3 mgAl/L) 后,其 ζ 电位又都趋于稳定,不再随投药量的增加而发生变化。同时发现,胶体颗粒 ζ 电位的最后平衡稳定值随 pH 的增大而显著降低。

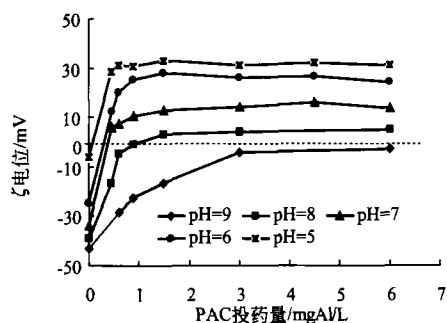


图2 不同 pH 时 ζ 电位随 PAC 投药量的变化

对于 PAC 混凝剂,在 pH=5、pH=6 时悬浮颗粒不能有效聚集,一方面是由于 PAC 的高正电荷迅速改变颗粒表面电位,使胶体颗粒由带负电的稳定状态迅速转为带有较高正电荷的稳定状态,另一方面是由于在低 pH 时,PAC 凝聚脱稳区的工作范围较为狭窄,水中的 H^+ 限制了多核羟基聚合物的有效絮凝作用。在 pH=7、pH=8 时,其预制的多核羟基聚合物以高价态的形式发挥强烈的电中和-凝聚作用,ζ 电位处于适宜范围内 (+10 mV 以内)。在 pH=9 时,稳定的大分子 PAC 最终转化为三维

状态的多核羟基聚合物^[1],仍然能以低价态与胶体颗粒相互作用,在低投药量时,改变颗粒表面 ζ 电位的能力有限,浊度去除效果差,当增大投药量,ζ 电位稳定在 -3 mV 左右,胶体颗粒进一步脱稳,同时由于卷扫絮凝体的作用而具有很好的去除效果。

结合图1、图2可以看出,对于高岭土悬浊液,以 PAC 作为混凝剂,其最佳 pH 为 7~8,最佳投药量为 1.5 mgAl/L。

2.2 高岭土絮凝体的动态变化特征

图3是在 pH=7, PAC 投药量为 1.5 mgAl/L 条件下,不同搅拌历时高岭土絮凝体的代表图像。

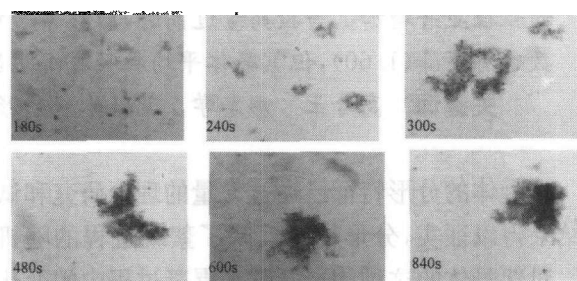


图3 高岭土不同搅拌历时絮凝体的代表图像

通过图像法,应用计算机软件计算絮凝体在二维平面上的投影面积 A 和在某一方向最大长度 L ,通过对应时间的 A 与 L 在双对数坐标上的相关关系,根据图像法计算分形维数的定义,可知直线的斜率即为絮凝体的分形维数^[2,3],分形维数对应于分形体的不规则或空间填充度量程度,分形维数的不同反映了聚集体结构所具有的开放程度,其变化与其成长过程和结构变化有关^[4]。

根据数据分析处理和作图可以看出,絮凝体 $\ln A$ 与 $\ln L$ 具有良好的线性关系,是典型的分形体系,在图3的6个搅拌时间条件下,它们的直线方程和相关系数分别为: $y = 1.3922x + 0.5241, R^2 = 0.8608$; $y = 1.4717x + 0.6015, R^2 = 0.9017$; $y = 1.5928x + 0.7011, R^2 = 0.9283$; $y = 1.6818x + 0.4243, R^2 = 0.8572$; $y = 1.6812x + 0.7813, R^2 = 0.9205$; $y = 1.6836x + 0.1517, R^2 = 0.8766$ 。而且,絮凝体的分形维数随搅拌历时的延长逐渐增大并趋于稳定,说明在该条件下絮凝体随搅拌历时的延长而逐渐成长变大,高岭土絮凝体的分形维数随时间增加逐渐增大的现象也说明了絮凝体在成长过程中逐渐致密的特点。

2.3 投药量对高岭土絮凝体形态的影响

图4为不同投药量下高岭土絮凝体尺寸和其对应的分形维数变化情况。由图4可看出,随投药量增大,絮凝体粒径开始迅速增大,絮凝体最大平均粒径达到0.45 mm,当投药量达到1.5 mgAl/L后,絮凝体粒径逐渐减小;继续增加投药量到4.5~6 mgAl/L后,絮凝体粒径又重新稳定在0.25 mm左右。然而,絮凝体分形维数随投药量变化并不大,基本稳定在1.6~1.68,只是在投药量为1.5 mgAl/L左右时的分形维数略高于其他情况。

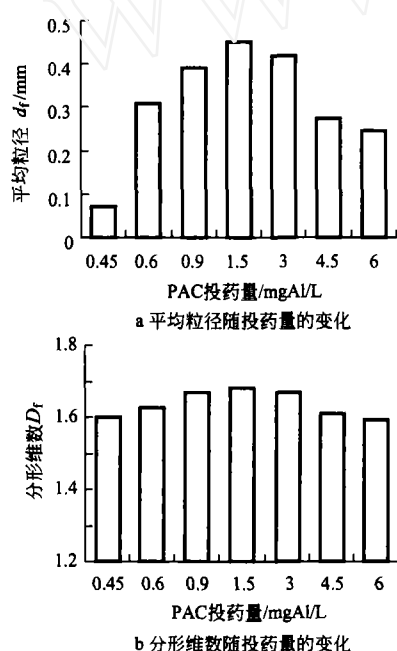


图4 絮凝体平均粒径和分形维数随PAC投药量的变化

在投药量较小时,由于PAC提供的正电荷胶粒较少,提供正电荷的能力有限,不足以中和悬浮颗粒表面的负电荷,悬浮颗粒脱稳程度不高,无法聚集成较大颗粒,导致絮凝体平均粒径较小;随着投药量的增大,预制的多核羟基聚合物发挥强烈的电中和-凝聚作用,此时正电荷凝胶迅速与带负电荷的悬浮胶体颗粒结合,并且颗粒表面 ζ 电位降到 ± 10 mV以内,使悬浮颗粒发生吸附电中和脱稳,有效聚集成成长,此时的絮凝体颗粒尺寸最大,达到0.45 mm。但当进一步增大投药量时,网扫絮凝变成了主要的混凝作用机理,此时形成的絮凝体结构松散,抗剪切能力差,在机械搅拌作用下容易破碎,

因而具有较小的平均粒径,并且此时的絮凝体具有巨大的网状表面结构,导致絮凝体分形维数有所下降^[5~8]。

3 结论

(1) 高岭土悬浮颗粒最佳混凝pH为7~8。在低投药量下,吸附电中和是混凝的主要作用机理,而高投药量下的混凝则是卷扫絮凝作用的结果。

(2) 高岭土絮凝体具有典型的分形构造特征,絮凝体的分形维数随粒径的增加而增加。

(3) 投药量对高岭土絮凝体的形态学结构影响明显。低投药量下的高岭土絮凝体尺寸和分形维数都较高投药量下形成的絮凝体大。

(4) 吸附电中和作用机理形成的絮体结构大而密实,具有相对较大的分形维数;网扫絮凝机理形成的絮体结构松散,具有相对较小的分形维数。

参考文献

- 1 王晓昌. 浅论铝盐的水解和吸附电中和过程中被凝聚物浓度的影响. 环境化学, 1996, 15(6): 530~535
- 2 金鹏康, 王晓昌. 腐植酸絮凝体的形态学特征和混凝化学条件. 环境科学学报, 2001, 21(增刊): 23~29
- 3 Logan B E, Kilps J R. Fractal dimensions of aggregates formed in different fluid mechanical environments. Water Research, 1995, 29(2): 443~453
- 4 Jiang Q, Logan B E. Fractal dimensions determined from steady-state size distribution. Environmental Science and technology, 1991, 25(12): 2031~2038
- 5 Bache D H, Rasool E. Floc character; measurement and role in optimum dosing. Water SRT-Aqua, 1995, 44(2): 83~92
- 6 汤鸿霄, 钱易, 文湘华. 水体颗粒物和难降解有机物的特性与控制技术原理. 北京: 中国环境科学出版社, 2000
- 7 Chakraborti R K, Atkinson Joseph F, Van Benschoten John E. et al. Characterization of alum floc by image analysis. Environmental Science and Echnology, 2000, 34(18): 3969~3976
- 8 王东升, 王新娟, 陈友军. 聚合铝混凝过程中pH值的计算与调控. 环境化学, 2001, 20(6): 544~549

○通讯处: 510060 广州市环市东路348号市政大厦东梯

E-mail: wanggh@gzmedri.com

收稿日期: 2007-05-29

修回日期: 2007-08-17