Al₃去除水中腐殖酸的混凝作用机理^{*}

刘 红1 王东升1 吕春华1 鲁毅强2 汤鸿霄1

(1) 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室,北京,100085; 2) 北京科技大学化学系,北京,100083)

摘 要 研究对比了 $A \mid_{S}$ 不同碱化度的聚合氯化铝 (PACI) 及工业聚合氯化铝等去除水中腐殖酸的絮凝特征,从 Z eta电位、RT (余浊)、 UV_{S4} 等角度分别考察了 pH 值和投药量的影响,对不同形态组成絮凝剂的混凝效能有了进一步明确的认识,并且对 $A \mid_{S}$ 的絮凝机理进行了有益的探索.结果表明, $A \mid_{S}$ 是混凝过程中的优势形态,决定着混凝剂的电中和能力.

关键词 混凝, Al₁₃, 腐殖酸,聚合氯化铝.

本文在含有天然有机物腐殖酸的模拟水质体系中,对实验室预制不同 B 值的 PAC 1 纯 A 1 和工业 PAC 的絮凝性能进行对比实验,以此进一步阐明无机高分子絮凝剂的混凝作用机理:

1 实验部分

1.1 PAC I及 A la的制备

工业 PACI的配制是用去离子水稀释至 100ml 配成 0.1mole 1 hone液.

采用常温滴碱法制备预定碱化度(以 B = OH /A l表示) $PACI^{[3]}$. 称取一定量的 $A ICI_{3}$ • $6H_{2}O$ 储备液(约 2. 0mol • I^{-1})置于烧杯中,加入适量去离子水进行稀释,在磁力搅拌器的快速搅拌下,以 0. 5m • m in I^{-1} 的速度缓慢滴加一定体积的 0. 5m ol • I^{-1} N aOH 溶液,滴定完成后定容得到浓度为 0. 1mol • I^{-1} 的各种 $PACI_{1}$ 并转入塑料瓶置于冰箱中冷藏保存 · AI_{3} 的制备参考文献 I [4] · 熟化一周后用 I Ferron法进行形态表征 · 表 1是用 I Ferron络合比色法进行的形态分析结果 ·

表 1 不同混凝剂的形态分布特征

Table 1 Characterization of speciation distribution of various coagulants

В	PA C l	A l $_{\rm a}$ /%	A l _b /%	A l. 1%	В	PACl	A la 1%	A l _b /%	A l _e /%
0	$PAC l_0$	91. 30	9. 70	0	2. 46	A l_{13}	2. 72	97. 02	0. 26
2. 5	$\mathrm{PA}\mathrm{C}\mathrm{l}_{25}$	8. 73	74. 87	16. 4	1. 62	工业 PAC1	38. 50	34. 44	27. 06

[&]quot;全国第七届水处理化学大会暨学术研讨会"论文 (2004年 9月 15日) .

^{*} 国家自然科学基金资助项目 20247012 863 资助项目 2002AA 601290 和 2002AA 601120

1.2 混凝实验

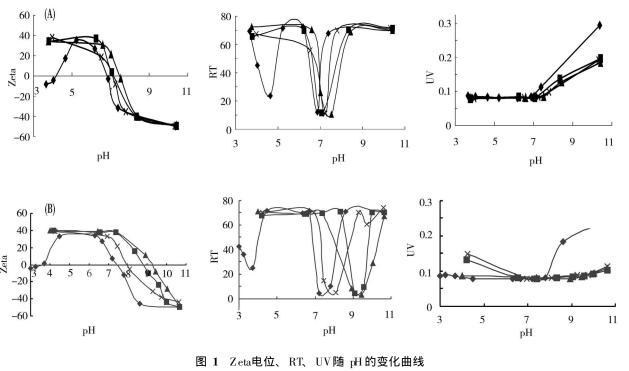
混凝实验采用经改进的烧杯试验方法在混凝试验搅拌机上进行.首先用 $1.0 \text{mol} \cdot \Gamma^1 \text{N aNO}_3 / 0.5$ mol^{\bullet} $\Gamma^{1}NaHCO_{3}$ 体系调整溶液的离子强度为 $5\times10^{-4}mol^{\bullet}$ Γ^{1} ,并有相应缓冲能力.而后用微量进样 器加入高岭土 $(163.4g^{\bullet} \ \Gamma^{1})$ 储备液 (0.155m] 使悬浮液中高岭土浓度为 $(50m) \circ \Gamma^{1}$, 加入 $(50m) \circ \Pi^{1}$ 酸储备液 $(50\mu_g \cdot m \Gamma^1)$, 使其配水浓度为 $2mg \cdot \Gamma^1$, 最后悬浊体系为 $500m \Gamma$

混凝实验于室温 $(20\pm4^{\circ}C)$ 条件下进行,在混凝剂投加前,悬浮液的 pH 值通过加入经预先测 定体积的 0.5mol^{\bullet} $\Gamma^{-1}\text{HCl}$ (或 0.5mol^{\bullet} $\Gamma^{-1}\text{NaOH}$) 来控制 . 加入混凝剂后,首先进行 1 min的快速搅 拌 (250r• m in⁻¹), 取样测量 Zeta电位, 而后进行 15m in的慢速搅拌 (40 r• m in⁻¹) . 样品经 15m in 的静置沉淀后,于距离液面 2㎝ 处取上清液,用浊度仪测定余浊 (RT),再取一定量上清液,用 0. 45 µm 的液膜过滤, 测定滤液的 UV₂₅₄, 同时读取 pH 值.

结果与讨论

2.1 由 值和混凝剂投药量的影响

在投药量为 2×10⁻⁵mol• 「¹和 1×10⁻⁴mol• 「¹的情况下,悬浮液的 Zeta电位, RT, UV₂₅₄随 pH 值的变化规律如图 1所示.



(A) $2 \times 10^{-5} \text{m ol}^{\bullet} \text{ l}^{-1}$, (B) $1 \times 10^{-4} \text{m ol}^{\bullet} \text{ l}^{-1}$; $\Phi B = 0$, $\blacksquare B = 2.5$, $\triangle A l_{13}$, $\times \bot \underline{\Downarrow} \text{ PAC1}$

Fig. 1 The change of Zeta, RT, UV with pH

在 $2 \times 10^{-5} \text{mol} \cdot \Gamma^{-1}$ 的情况下,B = 0体系在 pH = 4. 10处出现等电点,5. 19处出现正值最大,而后 四种体系相继出现等电点: B=0 pH 为 6.81, 工业铝 pH 为 7.00, B=2.5 pH 为 7.06, A_{13} pH 为 7.52. 在 pH 为 8.44处四种体系 Zeta电位逐渐趋于一致, 平台处 Zeta为 - 49. 相对于较高投药量而 言, $2 \times 10^{-5} \text{mol}$ 1^{-1} 投药量出现等电点的区域较窄, $_{1}$ H 值在 6.87到 7.52范围内,从剩余浊度中可 以看出、相对于高投药量、低投药量时絮凝区域较窄、从剩余腐殖酸中可以看出, 在低 pH 范围内四 种体系的去除效果均较好, pH 在 7.20左右时,四种体系腐殖酸剩余率均有所回升 . 随着投药量增加 到 5×10^{-5} mole \int_{0}^{1} (图略), B = 0体系在 pH < 5. 36范围内 Z eta电位较低,之后四种体系的 Z eta值 处于平台,持续到 pH 为 6.86, 而 A la的 Zeta电位值最后才达到等电点,此时, pH 为 8.20.相对于 1×10^{-4} m o l* 「 ¹投药量来说, 5×10^{-5} m o l* 「 ¹投药量四种体系达到等电点前的平台区域明显缩小,在 H 为 9.74 附近,四种体系的 Z eta 电位逐渐趋于一致,在 Z eta 电位值为 – 49 处出现平台.

从剩余浊度中可以看出,在 pH 4. 5, B=0的体系中已有絮凝出现,从 pH 5. 16开始出现复稳,四种絮凝剂出现絮凝的顺序为: B=0从 pH 6. 8开始出现,工业聚合铝为 pH 7. 0, B=2.5为 pH 7. 04, $A l_{13}$ 为 pH 7. 15左右 . 从图中可以明显看出, $A l_{13}$ 的混凝区域比其他三种宽 . 开始出现复稳的顺序是: 工业铝为 pH 7. 18, B=0为 pH 7. 04, B=2.5为 pH 7. 51, $A l_{13}$ 为 pH 8. 10. 在高 pH 范围内,有机物的去除效果以 $A l_{13}$ 最好, B=2.5次之,随后是工业铝,最后是 B=0.

在 1×10^{-4} mol· 1^{-1} 情况下,B = 0体系的 Zeta电位在 pH 3.70左右达到等电点,在 pH 小于 3.70 处为负值,在 5.36左右达到最高,而后才和其他三个体系有相似的走势.随着 pH 值的升高,四个体系的 Zeta电位处于同一平台持续到 pH 6.5.而 A l_3 , PA C l_5 和工业铝分别为 pH 7.2,pH 7.2和 pH 7.0.后三种体系 Zeta电位的大致走势是由正到等电点,而后又缓慢降低到负值.四种絮凝剂达到等电点的顺序为: B = 0,工业铝, B = 2.5和 A l_3 ,分别在 pH 7.50,pH 8.00,pH 8.80,pH 9.20时达到等电点.在 pH 为 10.50以上时,四种体系的 Zeta变化才逐渐趋于一致.而对于传统铝混凝剂的 Zeta电位,在 pH 越过等电点后迅速下降,而后出现一平台.相对于 2×10^{-5} mol· 1^{-1} 投药量来说,在 1×10^{-4} mol· 1^{-1} 投药量情况下,四种体系 Zeta值为正值的平台区较宽.

从剩余浊度随 pH 变化的曲线上可以看出,在 pH 3.70处,B=0体系第一次出现絮凝,而后在 pH 6.69到 pH 10.65之间四种絮凝体系相继出现絮凝.开始出现混凝时,对 B=0,工业铝,B=2.5和 A l_3 分别为 pH 6.69,pH 6.94,pH 8.35和 pH 7.39.出现复稳时,B=0为 pH 8.61,工业铝为 pH 9.27,B=2.5为 pH 9.99,A l_3 为 pH 10.65.这与 Zeta电位的变化比较符合,从剩余腐殖酸(以 UV 254处的吸光度值表示)对 pH 的曲线上可以看出,除 B=0在高 pH 处腐殖酸剩余率有所回升外,其它三个体系在整个 pH 范围内,腐殖酸剩余率均保持较低水平。

2.2 A l₃的絮凝机理

上述结果表明,不同投药量下主要表现为高浓度时絮凝区域较低浓度时宽,向高 pH 方向移动, 并且不同絮凝剂之间的间隔随投药量的提高而加宽、就铝盐(即 B=0的絮凝剂)而言、絮凝效果的 好坏与不同 pH 值时形成的形态分布有关,即铝的水解聚合形态及其所带电荷情况强烈依赖于 pH 值 . 随 pH 值增加,铝的水解聚合形态按水解 聚合 沉淀 溶解反应途径发生变化 . 多种可能的反应诸 如沉淀、表面水解络合与沉淀过程在一定条件下均可能发生. 在 出 < 4范围内, 其主要形态为 [A l(H₂O)_n]³⁺; 在 4.00< pH < 6.00则可以形成多种聚合物形态; 在 6.00< pH < 8.00范围内主要以 [A | (OH)₃] 形式存在; 在 pH > 8.00范围内主要以 [A | (OH)₄] 和 [A | (OH)₂₆] ²⁻的形式存在. 此可以解释试验结果,由于铝盐投加后的水解 沉淀反应遵循其理论计算的溶解沉淀规律,因此,随 着pH值的增加,其水解形态发生了变化,出现复稳现象. 随着pH值的进一步增加,大约在 pH7.0-7.5左右,体系达到等电点状态,而后 Zeta电位变负,其等电状态的 pH 值明显低于 Ala。说 明在混凝过程中铝盐最终生成的是带有较弱正电荷的 [Al(OH)]], 或是其表面结合水解形态的絮体 颗粒,而预制 А 🖟 则是由高正电荷 А 🖟 聚集体叠加的网状絮体颗粒:铝盐生成的低电荷的单体或低聚 形态的电中和 吸附凝聚脱稳作用是导致颗粒物絮凝沉降的重要先决条件:从工业铝的形态分析来看, $A \downarrow$, $A \downarrow$, $A \downarrow$, $A \downarrow$, 的含量比较接近,其 B 值近似 1.5, 其絮凝效能处于 B = 0和 B = 2.5的 PAC l之间,其 中 A l, 含量只有 34.44%, 因而其电中和能力相对于 A l3较弱.上述结果可以解释为: 在整个混凝反 应过程中,A la表现出优越的絮凝效能 · A la是 PAC l中起主要絮凝作用的组分,带有较高的电荷,投 入到处理水中后,即可直接吸附在颗粒物表面,发挥很强的电中和及架桥粘结作用。随着 出值的升 高, A la又会和水溶液中的 - OH 发生水解, 在界面上生成氢氧化铝凝胶沉淀物, 进一步发挥粘结团 聚作用。由于直接与水中颗粒物进行反应,所以其开始絮凝的时间略早于其它三个体系,而且从 Zeta 电位曲线上可以看出, А 13拥有比其它絮凝体系更宽范围的正电荷,这对决定电中和 凝聚负电荷胶体 颗粒的剂量和适用范围是非常重要的. 而 B=2.5的絮凝剂不能单纯地以其 $A \lg$ 含量来评价其絮凝效 果,其中含有的 A] 产生的"静电簇"混凝效应也是其优越性能的原因[3,6].

3 结论

参考文献

- [1] Stumm W, O Melia C R, Stoichiometry of Coagulation J. AWWA, 1968, 60 514-539
- [2] Dempsey Brian, O Melia C R, The Coagulation of Humic Substances by Means of Aluminum Salts. J. AWWA, 1984, 76 (4): 141—149
- [3] Wang D. S., Tang H. X., Gregory J. Relative Importance of Charge Neutralization and Precipitation during Coagulation with IPF-PAC J. ES&T., 2002, 36 (8): 3866—3872
- [4] Xu Y, Wang D S, Tang H X, Optin ization on the Separation and Purification of Ali3, Colloids and Surfaces, 2003, 231: 1-9
- [5] Edwards G. A., Removing Colour Caused by Humic Acids. J. AWWA, 1985, 77 (3): 50-54
- [6] Gregory J. Polymer A deorption and F loculation in Sheared Suspensions. Colloids and Surfaces 1988 31: 231-253

REMOVAL MECHANISM OF HUM IC ACID BY COAGULATION WITH A 13

 $LIUH\ ong^{1-2}$ $WANG\ D\ ong\ -sheng^{1}$ $LU\ Chun\ -hu\ a^{1}$ $LU\ Yi\ -q\ ing^{2}$ $TANG\ H\ ong\ \neg x\ iao^{1}$

(1 SKLEAC, Research Center for EcσEnv ironmental Science, Chinese A cademy of Sciences, Beijing 100085,

2 Department of Chemistry, Beijing University of Science and Technology, Beijing 100083)

ABSTRACT

The mechan ism of hum ic acid removal by coagulation with A l_3 , laboratory made PAC l and industry PAC l was compared. Special attention has been paid on the aspects of different coagulation species. The influence of pH and dose was discussed respectively from the change of zeta potential, residue turbidity, and UV $_{\mathbb{Z}4}$. The results show that the A l_{13} is the dominant and in portant species in the coagulation process deciding the charge neutralization ability.

Keywords coagulation, A l₃, hum ic acid, polyalum inum ch bride.