

pH 对铁盐混凝剂处理黄河水效果及生成絮体的影响

曹百川^①, 高宝玉^{①*}, 许春华^①, 付英^②, 刘鑫^①

① 山东省水环境污染控制与资源化重点实验室, 山东大学环境科学与工程学院, 济南 250100;

② 济南大学土木建筑学院, 济南 250022

* 联系人, E-mail: bygao@sdu.edu.cn

2009-06-13 收稿, 2009-09-19 接受

“十一五”国家科技支撑计划重点课题(编号: 2006BAJ08B05)和“十一五”水污染控制与治理重大专项子课题(编号: 2008ZX07422-003-02)资助

摘要 通过强化混凝去除地表水中的有机物是控制消毒副产物的主要方法之一, pH 是影响强化混凝效果的主要因素. 目前, 大量的研究集中在 pH 对混凝效果和混凝机理的研究上, 而对在不同 pH 下生成絮体的物理性质研究较少. 本文采用聚合硅酸硫酸铁(PFSS)和聚合硫酸铁(PFS)两种无机高分子混凝剂处理黄河水, 在最佳投药量下研究了 pH 对混凝效果的影响, 发现两种混凝剂均在 pH 5.50 时对有机物有最好的去除效果. 结合混凝前后絮体 Zeta 电位的变化, 分析了两种混凝剂在不同 pH 下的混凝机理. 通过颗粒粒度分析仪在线观察混凝过程中絮体粒径的生长过程, 发现 pH 对 PFSS 生成絮体的速度影响较大, 对生成絮体的大小影响不大; 在 pH 4.00 时, PFS 未能生成具有稳定粒径的絮体, 当 $\text{pH} \geq 5.50$ 时, pH 对其絮体生长影响不大. 对生成的絮体施加剪切力, 通过观察絮体中位粒径变化来考察 pH 对絮体强度以及破碎再生能力的影响. 结果表明, 在 pH 4.00 时, PFS 生成的絮体强度大, 絮体不易破碎, 破碎后絮体恢复能力较强; 当 $\text{pH} \geq 5.50$ 时, PFSS 生成的絮体强度大, 絮体不易破碎, 而破碎后絮体的恢复能力较差.

关键词

铁盐无机高分子
混凝剂
pH
混凝效果
絮体生长
絮体破碎再生

强化混凝工艺是美国环保局(USEPA)推荐的去除水中天然有机物(NOM)和控制消毒副产物的最佳处理工艺之一^[1]. 新型混凝剂的开发是强化混凝工艺研究的一个热点^[2], 而铁盐无机高分子混凝剂因其有机物去除率高、无生物毒性、混凝反应快、形成絮体体积大、絮体沉降快和污泥脱水性好等优点^[3]而成为给水领域内研究开发的热点水处理剂. 聚合硅酸硫酸铁(PFSS)和聚合硫酸铁(PFS)混凝剂是两种比较有代表性的铁盐无机高分子混凝剂^[4,5]. 研究证明^[6], 铁盐混凝剂去除水中有机物的机理包括: 混凝剂和有机物所带官能团反应生成不溶于水的络合物或螯合物; 混凝剂的水解产物通过吸附或网捕作用捕捉水中的有机物. pH 是影响强化混凝去除有机物的主要因素之一, 对于铁盐混凝剂而言, 最佳 pH 范围一般是 5.5~6.5^[7].

絮体的破碎是水混凝处理中生长或输送过程中经常发生的现象, 絮体发生破碎后可以影响固液分离和后续处理效果^[8]. 絮体的破碎程度受外部剪切力强度、剪切时间以及絮体强度等因素的影响. 破碎后的絮体在较小的水力条件下, 具有一定的恢复能力, 其恢复程度与絮体形成的机理有关^[9,10].

目前, 对于传统的铁盐和铝盐混凝剂的絮体破碎和再生能力已经有较多的研究^[11,12], 对有机絮凝剂和聚合氯化铝的絮体破碎和再生能力的研究也有报道^[10,13]. 对于铁盐无机高分子混凝剂, Wei 等^[14]研究了聚合氯化铁及无机-有机复合混凝剂在混凝过程中生成絮体的粒度分布和分形; 付英等^[15]定量地研究了聚合硅酸铁在絮凝阶段残余粒子数随粒径的分布情况及紊流剪切力对絮体的影响, 而 pH 对铁盐高分子混凝剂絮体生长和破碎再生能力影响的研究未

英文版见: Cao B C, Gao B Y, Xu C H, et al. Effects of pH on coagulation behavior and floc properties in Yellow River water treatment using ferric based coagulants. Chinese Sci Bull, 2010, 55, doi: 10.1007/s11434-010-0085-7

见报道. 本文选用 PFSS 和 PFS 两种无机高分子混凝剂处理黄河水, 考察了 pH 对混凝效果的影响, 并通过激光粒度仪在线观察实验过程中絮体粒径的变化情况, 研究了 pH 对两种混凝剂生成絮体的过程以及絮体破碎再生能力的影响.

1 实验

1.1 实验材料和仪器

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 和 NaClO_3 , 上海国药集团化学试剂有限公司; 硫酸、盐酸和乙二胺四乙酸二钠, 莱阳经济技术开发区精细化工厂; 氨水, 淄博化工试剂厂有限公司; 铬黑 T, 亭新化工试剂厂; 三乙醇胺、氢氧化钠, 天津市广成化学试剂有限公司. 以上试剂均为分析纯.

FA2004N 型电子天平, 上海精密科学仪器有限公司; 78-1A 型磁力加热搅拌器, 江苏省金坛市医疗器械厂; pHS-2 型酸度计, 上海理达仪器厂; ZR4-6 型自动控制六联搅拌仪, 深圳中润水工业技术发展有限公司; 2100P 型便携式液体浊度仪, 美国 Hach 公司; JH-752 型紫外/可见分光光度计, 上海菁华科技仪器有限公司; Zetasizer 3000 HSa 型 Zeta 电位仪和 Mastersizer 2000 型激光粒度仪, 英国 Malvern 公司; BT100-1J 型蠕动泵, 保定兰格恒流泵有限公司.

实验所用水样于 2008 年 11 月取自黄河河口段, 取样后静置沉淀 24 h, 取上层清液进行实验. 其水质为: pH 8.07~8.23, 水温 11.3~13.0°C, 浊度 9.42~13.1 NTU, UV_{254} 0.049~0.057 cm^{-1} , 硬度 260.3~291.4 mg (CaCO_3/L).

1.2 实验方法

(1) 混凝剂的制备. 取 14.20 g $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 于烧杯中, 加入 70 mL 的去离子水, 使之溶解. 在磁力搅拌器的搅拌下缓慢加入到一定量的 1:3 硫酸溶液中, 控制体系 pH 为 1.50, 在室温下搅拌一定时间生成具有一定聚合度的聚硅酸. 将得到的聚硅酸放到 40°C 恒温水浴锅中, 按一定的硅铁摩尔比加入 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 并加入一定量的 NaClO_3 氧化剂, 搅拌均匀, 熟化一定时间后, 取出稀释到 10 g (Fe)/L, 即得到液体 PFSS 样品.

实验中所用 PFS 混凝剂为市售产品(淄博天水化工有限公司生产), Fe 含量为 21%, 盐基度为 12%.

(2) 混凝实验. 在 ZR4-6 型自动控制六联搅拌

仪上进行烧杯实验. 水样体积为 1 L, 在快速搅拌 (200 r/min) 瞬间投加一定量的混凝剂(以 Fe 计), 1 min 后转入慢速搅拌 (40 r/min) 阶段, 时间为 15 min, 静置沉淀 15 min 后, 在液面下 2 cm 处取上层清液, 部分水样用浊度仪和 Zeta 电位仪测定其剩余浊度和 Zeta 电位, 其余水样经 0.45 μm 微孔滤膜过滤后, 在 254 nm 波长下测其吸光度.

(3) 絮体破碎和再生. 在混凝实验慢搅阶段结束后, 增大搅拌速度至 200 r/min, 搅拌 15 min, 使絮体在强剪切力下发生破碎, 然后将转速恢复至 40 r/min, 继续搅拌 15 min, 絮体开始聚集. 在整个过程中用激光粒度仪自动记录絮体粒径的变化.

2 结果与讨论

2.1 pH 对混凝效果的影响

在原水 pH 条件下, 考察两种混凝剂的投药量对黄河水除浊效果和 UV_{254} 去除率的影响. 结果表明, 两种混凝剂在较低投药量下即对浊度有较高的去除率. PFS 在 8~12 mg/L 的投药量范围内, UV_{254} 去除率较高. 而 PFSS 的最佳去除效果出现在 9~12 mg/L 的投药量范围内. 在本实验中, 选取 10 mg/L 为两种混凝剂的最佳投药量.

用 0.1 和 0.01 mol/L 的盐酸和氢氧化钠溶液调整水样的 pH, 投加 10 mg/L 的混凝剂, 考察 pH 对混凝效果的影响, 结果如图 1 所示. 结果表明, 两种混凝剂出水的剩余浊度均随 pH 的升高而下降. 当 $\text{pH} > 5.50$ 时, 混凝后出水的剩余浊度均在 1 NTU 以下. 对于 UV_{254} 的去除率而言, 两种混凝剂均随 pH 的增高呈现出先升高后下降的趋势. PFSS 在 pH 为 5.50~6.00 的范围内有较好的 UV_{254} 去除效果, 当 pH 为 5.50 时, UV_{254} 去除率最高为 57.69%. PFS 的最佳 UV_{254} 去除 pH 范围为 5.00~5.50, 最高去除率出现在 pH 5.50 时. 两种混凝剂相比较, 在相同 pH 下, PFSS 的除浊效果好于 PFS; 在 5.50~7.50 的 pH 范围内, PFSS 对 UV_{254} 的去除效果较好. 在酸性和碱性条件下, 与 PFSS 相比, PFS 的 UV_{254} 去除率略高.

图 2 是两种混凝剂在不同 pH 下形成絮体的 Zeta 电位. 由图可见, 两种混凝剂在酸性条件下所形成的絮体 Zeta 电位为正. 升高 pH 值, 絮体表面的正电荷减少. 在碱性条件下, 絮体表面带负电. 这说明两种混凝剂的电中和能力随 pH 的升高而降低. 在相同 pH 下, PFS 絮体的电位较高, 这说明 PFS 的电中和能力

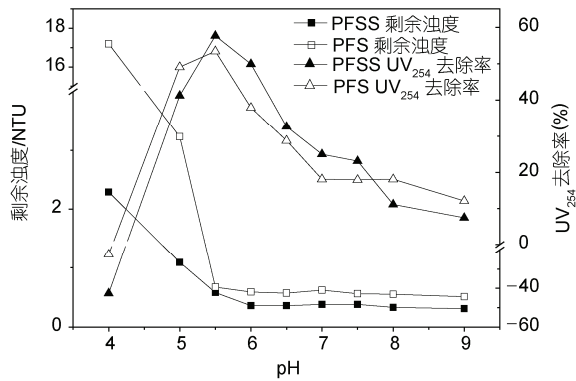


图1 pH对混凝效果的影响

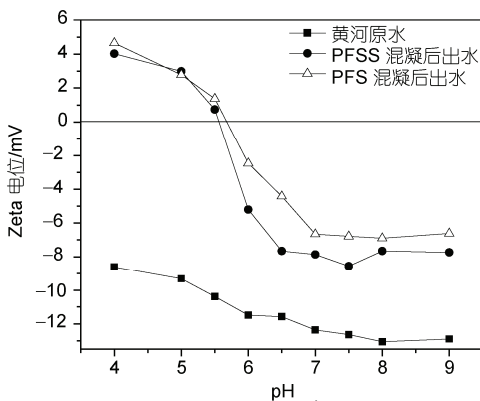


图2 pH对混凝出水 Zeta 电位的影响

较强. 两种混凝剂所形成的絮体均在 pH 为 5.50~6.00 之间达到等电点, 此时二者对浊度和 UV₂₅₄ 均有较好的去除效果.

在酸性条件下, 混凝剂的水解产物所带正电荷密度较高, 此时电中和作用和铁盐与有机物的络合或螯合反应为主要的混凝机理^[6]. 当胶体颗粒达到等电点时, 二者的协同作用使得有机物去除率较高, 这可能是 PFSS 和 PFS 在 pH 5.50 时取得最高 UV₂₅₄ 去除率的主要原因. 然而, 在 pH 4.00 时, 两种混凝剂对有机物的去除效果较差, 这可能是因为, 在酸性条件下, 有机物所带羧基等官能团不易电离, 且 H⁺ 对铁盐与有机物的络合存在竞争关系^[16]. 在中性和碱性条件下, 铁盐混凝剂的水解产物对胶体颗粒和有机物的吸附和网罗卷扫作用为混凝过程的主要机理, 此时水中 OH⁻ 和弱极性的有机物存在竞争吸附关系^[17], 导致有机物的去除效果降低.

2.2 pH对絮体生长过程的影响

用激光粒度仪记录混凝过程中絮体的生长情况, 两种混凝剂在不同 pH 下产生的絮体中位粒径($d_{0.5}$)随时间的变化情况如图 3 所示.

絮体的生长过程可以分为快速生长和稳定生长两个阶段, 稳定阶段的平均粒径(d_0)和达到稳定阶段所需的时间分别可以用来表示絮体生长的程度和絮体生长的速度(见表 1). 结果发现, pH 对 PFSS 混凝过程中絮体生长速度的影响较大. 在 pH 4.00 时, 向黄河水中投加 PFSS 6.5 min 后, 可以生成中位粒径为 906.8 μm 的絮体, 絮体生长速度为 136.0 $\mu\text{m}\cdot\text{min}^{-1}$; 在高 pH 条件下, PFSS 生成絮体的时间缩短, 絮体生长速度增加; 在 pH 9.00 时, 加药 3 min 即可生成稳定

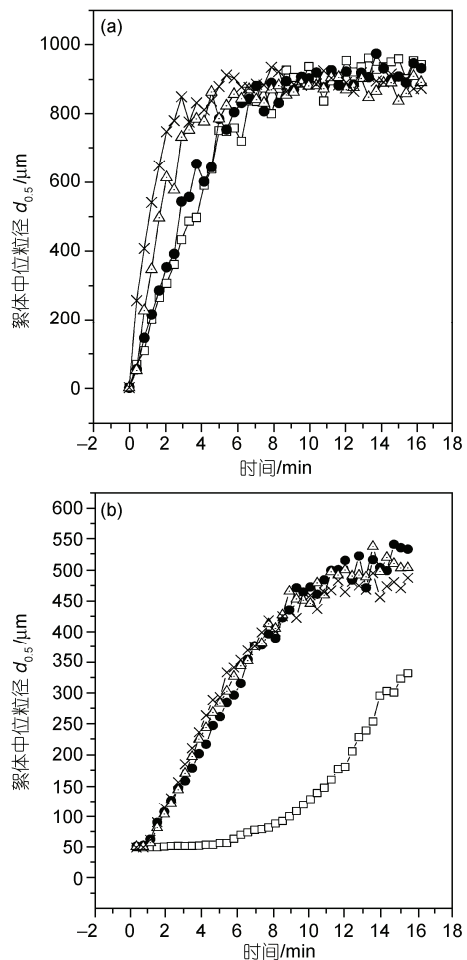


图3 pH对混凝过程中絮体中位粒径的影响

(a) PFSS; (b) PFS
 —□— pH 4.00, —●— pH 5.50, —△— pH 7.00, —×— pH 9.00

表 1 不同 pH 下生成絮体的大小和速度

pH	PFSS				PFS			
	4.00	5.50	7.00	9.00	4.00	5.50	7.00	9.00
达到稳定粒径大小/ μm	906.8	891.4	867.7	883.6	—	519.1	507.3	479.3
达到稳定所需时间/min	6.67	5.83	4.58	2.92	—	9.58	9.17	8.75
絮体生长速度/ $\mu\text{m}\cdot\text{min}^{-1}$	136.0	152.8	189.3	303.0	20.21	54.17	55.34	54.77
Zeta 电位/mV	4.02	0.74	-7.86	-7.74	4.64	1.38	-6.66	-6.61

的絮体,絮体生长速度达 $303.0 \mu\text{m}\cdot\text{min}^{-1}$. PFS 在 pH 4.00 时,生成絮体的速度较慢,在 16 min 的时间内未能生成具有稳定粒径的絮体;当 $\text{pH} \geq 5.50$ 时, pH 对 PFS 混凝过程中絮体的生长影响不大. 两种混凝剂相比较, PFSS 生成的絮体体积较大,在 4 个 pH 下均可以生成粒径为 $900 \mu\text{m}$ 左右的絮体,而 PFS 生成絮体的粒径仅为 $500 \mu\text{m}$ 左右. 与 PFS 相比, PFSS 生成絮体达到稳定阶段所需要的时间较短,在相同 pH 下,絮体的生长速度比前者高 3~5 倍.

絮体的生长过程与其混凝机理有关,黄河原水的粒径分布范围为 $0.2\sim 20 \mu\text{m}$,中位粒径为 $(3.2 \pm 0.5) \mu\text{m}$. 在快速搅拌瞬间,向水样中加入混凝剂,水中的胶体颗粒快速与混凝剂接触,电中和作用迅速发生,胶体颗粒开始脱稳,并在高速搅拌中发生碰撞,胶体颗粒聚集成较大的絮体. 在慢搅阶段,混凝剂水解产物的吸附架桥和网络卷扫作用是絮体生长的主要原因. 以 PFSS 为例,在 pH 4.00 时生成的水解产物电中和能力较强而网络卷扫作用较弱,其絮体生长较缓慢,在慢搅 5 min 后,体系中的颗粒粒径分布在 $30\sim 1200 \mu\text{m}$ 之间, $d_{0.5}$ 为 $361.3 \mu\text{m}$. PFSS 在碱性条件下水解产物能在较短的时间内通过网捕作用与水中的胶体颗粒和微絮体形成体积较大的絮体. 当 pH 为 9.00 时,慢搅 5 min 即可生成 $d_{0.5}$ 为 $912.1 \mu\text{m}$ 的絮体,且大部分颗粒分布在 $460\sim 1500 \mu\text{m}$ 的粒径范围内.

2.3 pH 对絮体破碎再生能力的影响

慢搅阶段结束之后,对生成的絮体施加一定强度的剪切力(搅拌速度为 200 r/min),继续搅拌 15 min,絮体发生破碎. 然后,降低搅拌速度至 40 r/min 继续搅拌 15 min,破碎的絮体开始聚集再生,整个过程中絮体 $d_{0.5}$ 随时间的变化如图 4 所示. 由图可见,对生成的絮体施加强剪切力 30 s 内, $d_{0.5}$ 急剧下降,增加剪切时间, $d_{0.5}$ 下降趋于平稳. 破碎后的絮体在较低的转速下可以发生聚集, $d_{0.5}$ 开始增加,一段时间后絮体粒径达到稳定.

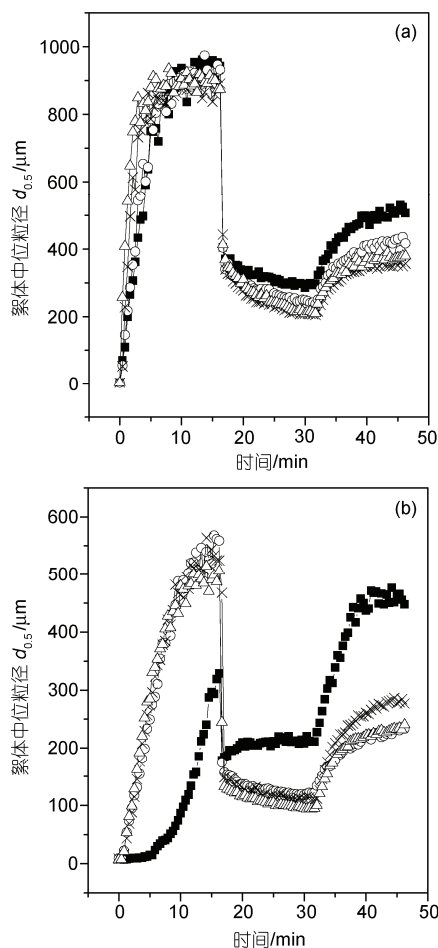


图 4 pH 对絮体破碎再生能力的影响

(a) PFSS; (b) PFS
 —□— pH 4.00, —●— pH 5.50, —△— pH 7.00, —×— pH 9.00

絮体在强剪切力下的破碎和恢复程度分别可以用破碎因子(breakage factor) B_f 和恢复因子(recovery factor) R_f 进行评价,二者的定义如下^[13,18,19]:

$$B_f = \frac{d_0 - d_1}{d_0} \times 100\% \quad (1)$$

$$R_f = \frac{d_2 - d_1}{d_0 - d_1} \times 100\% \quad (2)$$

式中: d_0 为絮体破碎前的粒径; d_1 为絮体破碎后的粒径; d_2 为絮体恢复后的粒径.

根据式(1)和(2)计算两种混凝剂在不同 pH 下生成絮体的破碎因子和再生因子, 结果如表 2 所示.

结果表明, 施加相同剪切强度, 絮体的破碎因子 B_f 与生成絮体时的 pH 有关. pH 越高, 生成絮体的 B_f 越大, 说明絮体易于破碎. PFSS 在 pH 4.00 时生成的絮体, 在 200 r/min 的转速下破碎 15 min, 其 $d_{0.5}$ 从 906.8 μm 下降到 294.5 μm , B_f 为 68.6%; 而在 pH 9.00 时生成的絮体经破碎后 $d_{0.5}$ 为 214.4 μm , B_f 为 76.0%. 与 PFSS 相比, PFS 在 pH 4.00 条件下生成的絮体强度较大, B_f 仅为 16.7%; 而在其他 pH 下生成的絮体 B_f 均高于 PFSS.

两种混凝剂生成絮体的再生能力相差较大. PFS 在 pH 4.00 时生成的絮体再生能力最强, 破碎后的絮体可进一步增长, 稳定后的 $d_{0.5}$ 达 514.9 μm , 远高于慢搅阶段 328.4 μm 的中位粒径, 其恢复因子为 582.4%. PFSS 的絮体恢复因子随生成絮体的 pH 升高而呈现先下降后升高的趋势, pH 4.00 时有最高 $R_f = 33.2\%$, pH 7.00 时, $R_f = 21.6\%$. 两种混凝剂相比, 在相同 pH 下, PFS 生成的絮体 R_f 均较高, 这说明 PFS 生成的絮体具有较强的破碎再生能力.

絮体破碎再生能力与形成絮体的过程有关. 由

表 2 不同 pH 下生成絮体的破碎因子和恢复因子

pH	PFSS		PFS	
	$B_f / \%$	$R_f / \%$	$B_f / \%$	$R_f / \%$
4.00	68.6	33.2	16.7	582.4
5.50	73.3	25.8	77.6	26.0
7.00	76.1	21.6	78.9	40.5
9.00	76.0	23.6	80.5	34.3

图 2 可知, 在相同 pH 下, PFS 混凝过程中形成絮体的 Zeta 电位较高, 这说明其电中和能力强于 PFSS. 由于 PFSS 的分子量较 PFS 的分子量高, 且具有特殊的枝节形态^[20], 水解产物的表面积较大^[21], 其吸附架桥和网络卷扫作用强于后者. 二者混凝机理的不同可能是造成絮体破碎再生能力存在差异的主要原因. 在电中和和混凝过程中, 混凝剂使水中胶体颗粒的 Zeta 电位趋于等电点而发生凝聚, 并不发生化学键的生成, 主要是一个物理过程. 当絮体受到外加剪切力的时候, 絮体易于破碎, 破碎后的絮体易于恢复. 在吸附架桥和网络卷扫作用生成絮体的过程中, 由于胶体颗粒和混凝剂之间的化学作用力而形成絮体, 絮体破碎较难. 而絮体破碎后, 断裂的化合键难以再次形成, 絮体恢复能力较差^[9,10,22].

3 结论

(1) 在 10 mg/L 的投药量下, PFSS 和 PFS 均在 pH 5.50 时取得最佳的浊度和 UV₂₅₄ 去除率; 在相同 pH 下, PFSS 的除浊效果好于 PFS; 在 5.50~7.50 的 pH 范围内, PFSS 对 UV₂₅₄ 的去除效果较好, 在酸性和碱性条件下, PFS 有较高的 UV₂₅₄ 去除率.

(2) pH 对 PFSS 生成絮体的速度影响较大, 对生成絮体的大小影响不大; 在 pH 4.00 时, PFS 未能生成具有稳定粒径的絮体, 当 pH ≥ 5.50 时, pH 对其絮体生长影响不大; 两种混凝剂相比较, PFSS 生成的絮体体积较大, 絮体生长速度较快.

(3) pH 4.00 时, PFS 生成的絮体强度大, 絮体不易破碎, 破碎后絮体恢复能力较强; pH ≥ 5.50 时, PFSS 生成的絮体强度大, 絮体不易破碎, 而破碎后絮体的恢复能力较差.

参考文献

- Pontius F W. Regulations in 2000 and beyond. J Am Water Work Assoc, 2000, 92: 40—54
- 路光杰, 黄柱崇, 段杰辉. 新型高效强化絮凝法的原理与应用. 清华大学学报(自然科学版), 2000, 40: 114—116
- 李凤亭. 我国混凝剂聚合硫酸铁的技术发展现状. 工业水处理, 2002, 22: 5—8
- 王东升, 汤鸿霄. 聚铁硅型复合无机高分子絮凝剂的混凝性能. 环境科学学报, 2001, 21: 37—42
- 高宝玉, 宋永会, 岳钦艳. 聚硅酸硫酸铁混凝剂的性能研究. 环境科学, 1993, 7: 46—48
- 张声, 谢曙光, 张晓健, 等. 利用强化混凝去除水源水中天然有机物的研究进展. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4: 19—22
- Kimberly B A, Abbaszadegan M, Ibrahim E, et al. Conventional and optimized coagulation for NOM removal. J Am Water Work Assoc, 2000, 92: 44—58
- Boller M, Blaser S. Particles under stress. Water Sci Technol, 1998, 37: 9—29
- 张忠国, 栾兆坤, 赵颖, 等. 聚合氯化铝(PACl)混凝絮体的破碎与恢复. 环境科学, 2007, 28: 346—351
- Yu W Z, Li G B, Xu Y P, et al. Breakage and re-growth of flocs formed by alum and PACl. Powder Technol, 2009, 189: 439—443

- 11 Sharp E L, Jarvis P, Parsons S A, et al. The impact of zeta potential on the physical properties of ferric-NOM flocs. *Environ Sci Technol*, 2006, 40: 3934—3940
- 12 Francois R J. Strength of aluminium hydroxide flocs. *Water Res*, 1987, 21: 1023—1030
- 13 Yukselen M A, Gregory J. The reversibility of floc breakage. *Int J Miner Process*, 2004, 73: 251—259
- 14 Wei J C, Gao B Y, Yue Q Y, et al. Comparison of coagulation behavior and floc structure characteristic of different polyferric-cationic polymer dual-coagulants in humic acid solution. *Water Res*, 2009, 43: 724—732
- 15 付英, 于水利, 于衍真, 等. 聚硅酸铁混凝剂絮凝与破碎的定量研究. *环境科学*, 2008, 29: 92—98
- 16 Tipping E, Reddy M M, Hurley M A. Modelling electrostatic and heterogeneity effects on proton dissociation from humic substances. *Environ Sci Technol*, 1990, 24: 1700—1705
- 17 Julien F, Güeroux B, Mazet M. Comparison of organic compounds removal by coagulation-flocculation by adsorption onto performed hydroxide flocs. *Water Res*, 1994, 28: 2567—2574
- 18 Jarvis P, Jefferson B, Gregory J, et al. A review of floc strength and breakage. *Water Res*, 2005, 39: 3121—3137
- 19 Yukselen M A, Gregory J. The effect of rapid mixing on the break-up and re-formation of flocs. *J Chem Technol Biot*, 2004, 79: 782—788
- 20 付英, 于水利. 聚硅酸铁水解规律及混凝机理的探讨. *环境科学*, 2007, 28: 113—119
- 21 邱俊明, 邱祖民. 铁改性聚硅酸盐类絮凝剂的研究进展. *江西化工*, 2003, 1: 1—3
- 22 Gregory D, Carlson K. Relationship of pH and floc formation kinetics to granular media filtration performance. *Environ Sci Technol*, 2003, 37: 1398—1403

· 动态 ·

国家自然科学基金重大项目“禽流感关键基础科学问题研究”结题

国家自然科学基金委员会于2010年1月4日在北京组织专家对国家自然科学基金重大项目“禽流感关键基础科学问题研究(NSFC30599430)”进行了结题验收。该项目在禽流感病毒分子流行病学、病毒蛋白结构与功能、感染机制与免疫应答、禽流感病毒感染人的特点与传播途径等方面都取得了原创性的结果,圆满完成了计划任务,为进一步开展流感基础研究、流感疫苗的研制、药物开发提供了新的思路,受到专家组的好评,获得了特优的综合评价。

针对禽流感频繁发生和人感染禽流感新发病例不断出现,国家自然科学基金委员会迅速作出反应,组织多学科相关领域的专家进行了论证,经过立项、公开申请、项目初评、答辩和委务会审议,2005年紧急启动了中国科学院微生物研究所高福研究员主持的重大项目“禽流感关键基础科学问题研究”。该项目共分4个课题:课题1“禽流感病毒分子流行病学和病毒进化变异规律”,由中国农业大学刘金华教授负责;课题2“禽流感病毒主要蛋白的结构与功能研究”,由中国科学院生物物理研究所刘迎芳研究员负责;课题3“人感染禽流感病毒机制研究”,由国家疾病

预防控制中心舒跃龙研究员负责;课题4“禽流感病毒感染的免疫应答及免疫保护机制研究”,由中国科学院微生物研究所高福研究员负责。

历经4年研究,课题组阐明了近年来流感病毒在多种动物和人中的分子流行病学特征与进化变异规律;解析了H5N1病毒RNA聚合酶部分亚基的结构,发现了PA的新功能,为抗流感病毒药物设计提供了潜在的新靶点;发现了流感病毒NS1蛋白在调控PKR信号通路中的作用;首次报道了流感病毒感染引起人肺上皮细胞自噬,发现自噬抑制剂可以抑制流感病毒的复制;鉴定了第一个具生物学功能的H5N1病毒CTL表位,为进一步研究病毒感染与宿主细胞免疫应答、生物标记诊断与新型疫苗研发提供了新的信息;基于病毒膜融合机制,设计和筛选出一种能抑制流感病毒膜融合的多肽抑制剂;发现了H5N1病毒可以通过胎盘进行母婴传播,人肠道细胞存在禽流感病毒 α -2,3半乳糖苷唾液酸受体。

胡景杰, 陈颖, 李人卫, 杜生明
国家自然科学基金委员会生命科学部