

聚合铝的凝聚絮凝特征及作用机理

栾兆坤 汤鸿霄

(中国科学院生态环境研究中心, 北京, 100085)

摘 要

采用不同碱化度 $B(OH/Al)$ 值的聚合铝和 $AlCl_3$ 对高岭土悬浊液进行凝聚絮凝实验, 同时测定电泳度及表面吸附特征, 结合不同铝盐的化学形态分布, 探讨聚合铝的高效凝聚作用原理。并求得表面吸附覆盖率, 电位变化与形态分布间的定量关系, 绘出聚合铝的凝聚区域图, 对阐明聚合铝的作用机理提供了实验依据。

关键词: 聚合铝; 凝聚; 絮凝; 吸附; 电泳度; 凝聚区域图。

一、前 言

在水处理工艺的混凝单元操作中, 有关铝盐的凝聚絮凝作用和机理已有相当多的研究和讨论^[1,2]。近年来这方面的研究已逐渐从定性向半定量或定量模式方向发展^[3-5]。尽管如此, 由于铝的水解聚合反应及产物形态复杂多变, 此领域中仍有许多不同的见解和疑问, 尤其对预制而高效的聚合铝作用机理更缺乏较深入而系统的研究。这种情况在一定程度上影响着聚合铝定量计算模式的建立和产品效能的进一步提高。

预制的聚合铝实际是在一定条件控制下铝的水解-聚合-沉淀过程的中间产物。在文献[6]中, 我们曾对聚合铝溶液的化学形态分布特征及其转化规律作了若干研究和讨论, 并对反应过程中可能生成的形态进行了表征和分类。本文作为其续篇, 主要根据不同碱化度 B 值的聚合铝与普通铝盐在凝聚除浊效能上的差异, 结合凝絮微粒电泳迁移度的测定结果, 对聚合铝的凝聚絮凝特征和最佳工作区域加以对比讨论。同时, 根据电泳特征、界面吸附特性等实验研究, 结合聚合铝的水解聚合形态分布, 对其凝聚絮凝作用机理进行探讨。为建立更量化的模式, 提高产品效能以及在水处理实践中的有效应用, 提供前提和基础。

二、研究方法 with 材料

悬浊液体系: 试剂级高岭土颗粒经 600 目 ($25\mu m$) 水力筛分处理后, 用去离子水精确调配成浓度为 $100mg/L$ 的悬浊液, 同时以 $NaHCO_3/NaNO_3$ 体系调整溶液离子强度为 $1 \times 10^{-3}mol/L$, 并有相应缓冲能力。以 Coulter 粒子计数器测定悬浊颗粒的数目, 平均粒径为 $1.96\mu m$, 最大粒径为 $12.0\mu m$ 。 $5\mu m$ 以下颗粒数目占 98.4%, $2\mu m$ 以下颗粒数目占 83.52%。以 BET 氮吸附法测定颗粒比表面积为 $23.2m^2/g$ 。以微量电位滴定仪测定表面总吸附位 $N = 2.07 \times 10^{-4}mol/g$, 求得单位表面积吸附位 $N_s = 8.92 \times 10^{-6}mol/m^2$ 。

混凝实验: 在日本科协浆板式六联试验机上进行。每次液量 500ml。操作程序为快

速搅拌 (140—160 r/min) 过程中投加药剂, 混和 2 min 后转入慢速搅拌 (40r/min) 5 min, 然后静置沉淀 10 min, 取上澄液测定剩余浊度和 pH 值. 浊度按“标准肼”单位在日本 NDH-20 型光散射浊度仪上测定.

电泳测定: 凝絮微粒的电泳迁移度(EM)在日本协和式精密 ζ 电位仪上观测. 在快速搅拌结束时立即进行采样. 沿正负极方向各测定 10 个微粒, 确定迁移 100 μ m 所需时间的平均值, 计算得到相应的 EM 值($\mu\text{m}\cdot\text{cm}/\text{s}\cdot\text{V}$).

混凝剂: 采用分析纯 AlCl_3 溶液和各种碱化度 B 值的聚合氯化铝(PAC)溶液. 根据文献[6]的结果, 各聚合铝溶液类型及形态特征列于表 1, Al_a 、 Al_b 、 Al_c 分类以 Ferron 法测定.

表 1 絮凝实验用聚合铝

Table 1 Polyaluminum coagulants used in experiments

分类	B	形态分布, %			规范 分子量, 10^3	主要形态	分子表达式
		Al_a	Al_b	Al_c			
A_0	0	>80	<20	0	<0.1	Al_a	$\text{Al}^{3+}, \text{Al}(\text{OH})^{2+}$
A	0.5	72	28	0	<1	Al_a	$\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$
B	1.0	55	45	0	1—5	Al_b	$\text{Al}_4(\text{OH})_6^{4+}$
C	2.0	22	72	6	5—10	Al_{b_2}	$\text{Al}_6(\text{OH})_8^{(3x-y)+}$
D	2.5	4.6	62	33.4	10—50	Al_{b_3}	$\text{Al}_n\text{O}_n(\text{OH})_{n-2}^{(3x-y-2z)+}$

吸附实验: 悬浊液为 0.1g/L 高岭土, 离子强度 10^{-3}mol/L , 置于 100ml 塑料瓶中, 调 pH 值为 5.2—5.5. 然后分别加入不同浓度的 AlCl_3 及碱化度为 1.0 和 2.5 的聚合铝溶液. 在 25 $^{\circ}\text{C}$ 下振荡 10min, 静沉 30min, 测定平衡 pH 后, 以 0.45 μ 滤膜过滤, 滤液加酸调至 pH<2, 在日立 180—80 型原子吸收分光光度计测定滤液中总铝含量.

三、实验研究结果

1. 聚合铝的凝聚絮凝特征

以 AlCl_3 ($B=0$) 和不同碱化度 ($B=0.5—2.5$) 的聚合铝对悬浊液进行混凝除浊实验, pH=6.0—6.2, 所得结果综合如图 1. 由图 1 可见, 随着 B 值和投加剂量的增大, 微粒电泳正值也增大, 而除浊效果增强, 但 $B=2.5$ 时的电泳值和除浊效果都低于 $B=2.0$ 时的. 各曲线可大致分为三个区域, 即: I. 无明显凝聚区: 投加剂量尚不足以促成显著凝聚, 除浊效果低于 50%, 电泳值 EM 仍为负值; II. 凝聚脱稳区: 剂量增大后产生明显凝聚作用, 除浊效果达到 50% 以上, 微粒电泳值 EM 由负值转为正值, 在 EM=0 附近可获最佳除浊效果 (达 70—90%); III. 再稳定区: 剂量继续增大时, 微粒电泳值趋于高正值, 除浊效果即趋向恶化.

如果根据凝聚效果按照微粒电泳值加以定量归纳, 在 pH6.0—6.2 时, 对各类型铝盐可以得到基本统一的临界电泳值和相应的临界浓度、除浊率 (表 2). 除浊效果在 50% 左右的凝聚临界电泳值可定为 -2.0, 由此得到相应的凝聚临界浓度 (CCC). 最佳脱稳作用区域发生在 EM = ± 1.0 范围内, 并在 EM ≈ 0 时获得最佳脱稳浓度 (CDC). 再稳定现象则可定为 EM = +1.0 以上时发生, 相应再有再稳定临界浓度 (CRC). 此外, 表 2 中所列

CNC 为中和每平方米颗粒表面积上的电荷达到 $EM = 0$ 时所需的铝量, EM_H 则为电泳值趋于稳定时的最大值。

由图 1 和表 2 可以看出 $AlCl_3$ ($B = 0$) 与聚合铝在电泳值和除油效能上的差异和连续性。 $AlCl_3$ 的 CCC 和 CDC 都最高, 而相应的除油率则最低, $B = 2.0$ 时聚合铝的 CCC 与 CDC 值只为 $AlCl_3$ 的 $1/2 \sim 1/3$, 而最佳除油率却要比 $AlCl_3$ 高出 15%, 可见聚合铝混凝效能的优异。

随着 B 值的增大, CCC 值和 CDC 值都逐步降低, 而除油率则逐步提高, 这与各型铝盐的形态分布有直接关系。投加后水解的 A_0 型与预制的 A 型接近于同类产物, 形态以单核或双核羟基铝为主, 电荷与分子量均较低。 $B = 1.0$ 左右的 B 型聚合铝, 分子形态已有较多的 Al_6 , 但仍以低聚物为主, 电荷与分子量中等。 C 型与 D 型接近为同类, 形态为高聚物且有更高电荷值, Al_6 含量占主要地位, 但均含有一定量的高聚合度而电荷有所降低的

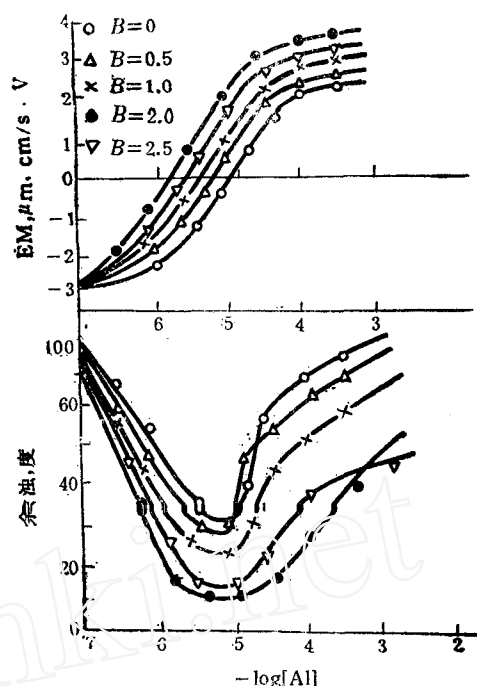


图 1 各类铝盐的凝聚絮凝曲线

Fig.1 Turbidity removal and micro-electrophoretic mobility of polyaluminum coagulants

表 2 各类铝盐的凝聚临界特征

Table 2 Critical dosages and effects for different sorts of polyaluminum

分 类	B	CCC			CDC			CNC mol/m ²	CRC			EM_H , μm·cm/ s·V
		EM	T, %	mol/L	EM	T, %	mol/L		EM	T, %	mol/L	
A_0	0	-2.0	40	2.0×10^{-6}	0	74	1.2×10^{-5}	5.17×10^{-6}	+1.0	<60	2.0×10^{-5}	+2.46
A	0.5	-2.0	45	2.0×10^{-6}	0	78	1.0×10^{-5}	4.31×10^{-6}	+1.0	<67	2.0×10^{-5}	+2.83
B	1.0	-2.0	48	1.5×10^{-6}	0	81	8.6×10^{-6}	3.71×10^{-6}	+1.0	<70	2.0×10^{-5}	+3.02
C	2.0	-2.0	53	1.0×10^{-6}	0	89	4.5×10^{-6}	1.94×10^{-6}	+1.0	<70	2.0×10^{-5}	+3.56
D	2.5	-2.0	54	1.0×10^{-6}	0	90	5.0×10^{-6}	2.16×10^{-6}	+1.0	<70	2.0×10^{-5}	+3.12

产物 Al_6 。 D 型中 Al_6 含量已较明显, 故其电中和凝聚能力反而不如 C 型。一般聚合铝产品以 $B = 1.8 \sim 2.3$ 为最佳范围, 在此 pH6—7 溶液中可保持最佳的以 Al_6 为主的形态, 发生优异的凝聚絮凝作用。

2. pH 值对聚合铝凝聚絮凝作用的影响

在不同 pH 值的悬浊液中, 各类型铝盐的混凝除油及电泳曲线见图 2, 其中以 $B = 0$ 的 $AlCl_3$ 代表单核络合物为主的 A_0 、A 型, $B = 1.0$ 的类型代表低聚物形态为主的 B 型, $B = 2.0$ 的类型则代表高聚物形态为主的 C、D 型。

在 pH 值 5.2—5.5 时, 曲线与图 1 相似, 但凝聚脱稳区范围较狭, 再稳定作用比较显著。当 pH 升高到 7.0 以上后, 凝聚脱稳区显著展宽, 最佳脱稳浓度比低 pH 时各铝盐

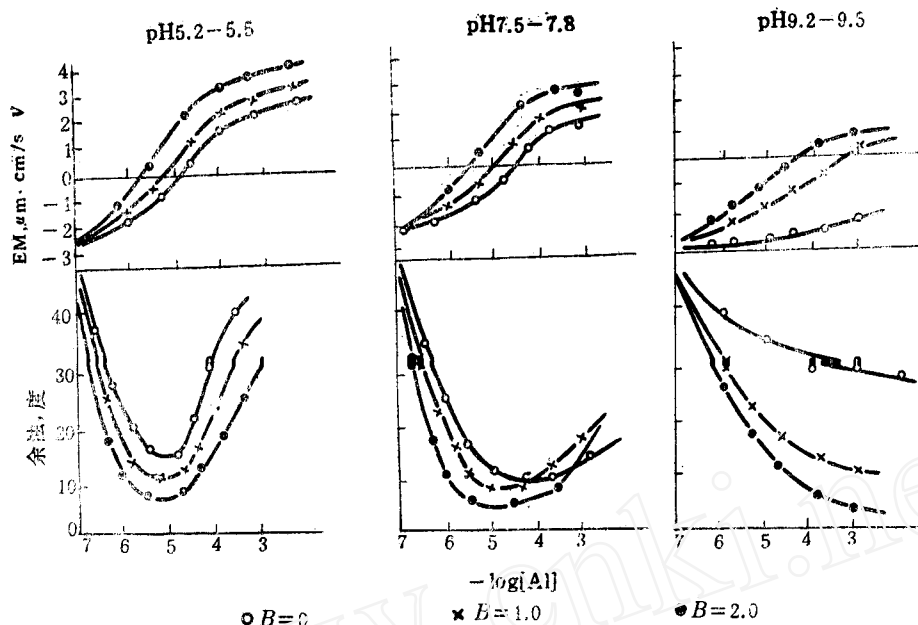


图2 不同 pH 值条件下的凝聚絮凝曲线

Fig. 2 Coagulation curves under various pH values

相互接近,但 AlCl_3 仍不如聚合铝的效能高,在高剂量时的再稳定现象减弱,并且各铝盐的差别减小. 当 pH 进一步升高到 9.2 以上时,聚合铝剂量较大仍能获得较好的除浊效果,而 AlCl_3 则无明显的除浊效果. 由电泳曲线可见,此时聚合铝仍能使凝聚微粒电荷变号,而 AlCl_3 则只停留在负值状态.

图 2 的现象表明,在 7.0 以上的高 pH 条件下,高剂量时卷扫絮凝的作用增强,但仍需使凝聚微粒的电荷降低到一定程度. 在高 pH 的悬浊液中,混凝剂投加后的水解趋势增强, AlCl_3 比较容易水解生成电荷较低的凝胶态或沉淀物 $\text{Al}(\text{OH})_3$,不再能使凝聚微粒电荷显著降低,而预制的聚合铝大分子则形态较为稳定,仍保持有较高电荷可发挥电中和凝聚作用,这也正是聚合铝可以适应更广 pH 范围内的水质净化的原因.

图 3 是各类铝盐在投加剂量均固定为 $7.4 \times 10^{-5} \text{ mol Al/L}$ 时,其凝聚微粒 EM 值随 pH 值变化的曲线. 图中的铝盐加入了硫酸铝 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. 下方虚线则为悬浊液颗粒物本身高岭土的电泳曲线,在 pH 值升高时其 EM 值趋向更大负值. 上方的凝聚电泳曲线实际为高岭土与混凝剂双方电荷的综合结果.

在此固定投加剂量下, pH 4—6 时, EM 有最高正值,并且随 B 值增大. pH 6—8, EM 值逐渐下降,到 pH 8 以上,陆续达到等电状态. 硫酸铝与高岭土合成的凝聚等电点在 pH 7.6—7.8,氯化铝凝聚在 pH 8.0—8.2,而聚合铝凝聚则分布在 pH 8.5—9.4 之间,它们随 B 值的增大而向高 pH 值移动. 这表明在 pH 7.5 以上,硫酸铝与氯化铝水解产物的电荷有显著下降,而聚合铝则仍能保持比较稳定,仍具有较高的电中和能力.

3. 各类铝盐的吸附特征

在 $\text{pH} = 5.0 \pm 0.2$ 的条件下,以不同类型铝盐在高岭土悬浊液中进行吸附实验. $B = 0$

的 AlCl_3 和 $B = 1.0$ 及 2.5 的低高两种聚合铝的实验结果见图 4. 由图 4 可见, 在相同的初始浓度下, 三种铝盐在高岭土颗粒表面的吸附量将随 B 值的增大而增加。

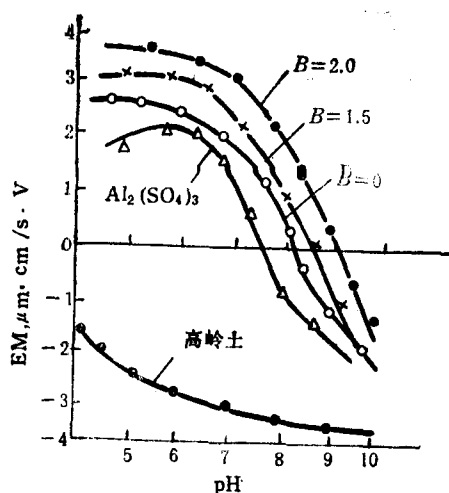


图 3 凝聚微粒 EM 值的变化

Fig. 3 The Micro-electrophoretic mobility change of particles

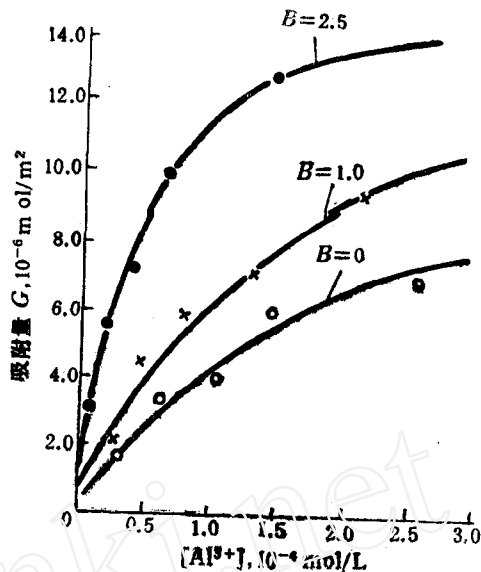


图 4 不同类型铝盐的吸附等温线

Fig. 4 The adsorption isotherm of polyaluminum coagulants

如按 Langmuir 吸附等温式处理数据, 可按下式计算:

$$G = G^0 C / (A + C) \quad (1)$$

或

$$1/G = 1/G^0 + A/G^0 \cdot 1/C \quad (2)$$

式中: C ——溶液中未被吸附的残余铝平衡浓度, mol/L ; G ——表面吸附值, mol/m^2 ; G^0 ——最大吸附量(饱和吸附值); A ——系数, 代表半饱和吸附时的平衡浓度(其值越小, 表明吸附值随浓度而升高的趋势越强烈。按式(2)处理的铝化合态在高岭土的吸附特征值见表 3。

表 3 不同类型铝的吸附特征

Table 3 The adsorption characteristic for different sorts of polyaluminum

类型	B	$G^0, \text{mol/m}^2$	$A, \text{mol/L}$	回归系数 r
A_0	0	9.65×10^{-6}	1.38×10^{-4}	0.9987
B	1.0	1.36×10^{-5}	1.01×10^{-4}	0.9970
D	2.5	2.11×10^{-5}	5.36×10^{-5}	0.9960

实验及计算结果表明, 随 B 值的增大, G^0 值增大而 A 值减小, 即吸附的趋势增强。 $B = 2.5$ 的聚合铝的 G^0 值约为 $B = 0$ 的氯化铝的 G^0 值的两倍多, 说明高分子量的聚合铝化合态更强烈地趋向于吸附在固相颗粒表面上。

四、讨 论

1. 最优凝聚形态和稳定性

不同类型聚合铝的形态分布和凝聚吸附特征综合结果见表 4。

表4 聚合铝的凝聚吸附综合特征

Table 4 Comprehensive parameters of adsorption and coagulation for ployaluminum

类型	B	Al _b (%)	G(%)	G ⁰ , mol/m ²	$\frac{G^0}{N_s}$	$\frac{G_{CNC}}{N_s}$	$\frac{\Delta\zeta(mV)}{\Delta G(mol)}$
A ₀	0	<20	40—60	9.65×10^{-6}	1.08	0.35	5.72×10^6
B	1.0	45—54	50—70	1.36×10^{-5}	1.52	0.30	6.83×10^6
D	2.5	72—82	80—90	2.11×10^{-5}	2.37	0.25	9.10×10^6

表中, Al_b(%)为投加前混凝剂中所含 Al_b形态比例, G(%)为不同投药量中吸附于固相的比例。由表4结果可以推断,吸附于固相表面的铝形态以 Al_b为主,即主要是聚合度较高的水解产物。对于 A₀型两者相差较大,则要从水解及吸附的动力学方面加以认识。

在一般混凝剂投加入水后,水解和吸附反应都进行得十分迅速,但生成多核络合物的聚合过程与铝化合态扩散接触固体颗粒的过程则相对较为缓慢,在剧烈搅拌条件下,扩散吸附过程与水解聚合过程的速度约为同一数量级^[7]。

对于 A₀类型的一般铝盐,所含 Al_b量较低,投入水中后不能立即发生强烈吸附,由于溶液 pH 值较高,在稀释后将发生水解聚合过程,转化为更多的 Al_b形态,然后同低聚物一起被吸附,因而可有 G(%)显著高于原有的 Al_b(%)。对于 Al_b含量已占主要形态的 B、D 类聚合铝,投加入水后可立即发生显著吸附,而且达到较高的吸附量。与此同时,也会有低聚物与水解进展而生成的 Al_b随之被吸附,因而 G(%)只略高于原有的 Al_b(%)。这同时也说明,预制的聚合铝经熟化后,形态比较稳定,不易进一步被水解,因而 B 类聚合铝,其 G(%)并未达到 70% 以上,仍明显低于 D 类。

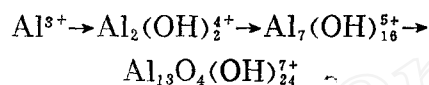
2. 吸附特征与电中和能力

凝聚微粒电泳值 EM 的测定结果表明,羟基聚合物吸附于高岭土颗粒表面而发挥其电中和作用。羟基聚合物在表面上的覆盖率 θ 可由其吸附量 $G(\text{mol/m}^2)$ 除以表面吸附位密度 $N_s(\text{mol/m}^2)$ 得到,即 $\theta = G/N_s$ 。表4中的 G^0/N_s 则表示当吸附达到饱和时的表面覆盖率 θ^0 。可以看出,对于 A₀类铝盐,其 θ^0 值在 1 左右,说明其表面吸附达到饱和时接近于单层覆盖,这是低分子形态时的情况。对于 B 及 D 类铝盐, θ^0 值均明显高于 1, D 类的 θ^0 值甚至达到 2.37,这说明高分子聚合铝在吸附饱和时可形成多层覆盖。其实际状况可以理解为多核聚合物只以其一部分 Al 原子与表面位直接结合,在表观上类似于有机高分子絮凝剂,但实际形态则并不完全相同。

B 型聚合铝的吸附量 G 与凝聚颗粒电泳值 EM 的关系曲线见图 5, 曲线可以划分为三个区段: (1) 电中和作用区, 颗粒表面被羟基聚合物部分覆盖, 其负值电荷逐步被中和, EM 值随之升高, 当达到 EM = 0 时, 处于完全电中和状态, 得到最佳凝聚效果, 此时 $\theta = 0.25-0.30$ 。当吸附量继续增大, 表面电荷将改变符号, 呈正值增大, 在 EM > 0.1 时, 出现再稳定趋势, 此时 $\theta \geq 0.5$ 。(2) 超电荷作用区, 随 G 值增大, EM 继续升高, 当 EM = 2.0 时, 相应于 $\theta = 1.0$, 吸附趋向饱和值 G^0 。这时颗粒表面的吸附位接近于完全为羟基聚合物占据, 颗粒间的相斥作用增强, 再稳定现象达到最大程度。(3) 恒定电荷区, G 值继续增

加,但 EM 值升高减缓并渐趋于平衡恒定值,这时吸附已为过饱和,而 $\theta > 1.0$,说明颗粒表面覆盖转化为多层吸附状态,表面电荷将由羟基聚合物决定。此表面恒定电荷由最高 EM_H 值表征,对于不同类型的铝聚合物有不同数值,说明它们具有不同形态分布的羟基聚合物,水解度越高,其拥有的电荷也相应升高,到 D 型则又有所降低。

在 $EM < 2.0$, $\theta < 1.0$ 时,羟基聚合物在颗粒表面呈单层吸附,EM 与 G 值曲线呈直线变化,其斜率为 $\Delta EM / \Delta G$ 保持为定值,说明吸附量 G 与电荷量之间有固定比例关系。若把电泳迁移度 EM 换算为 ξ 电位, $\xi (mV) = 14.1 EM$, 则 $\Delta \xi / \Delta G (mV/mol)$ 可反映每单位羟基聚合物量吸附后可改变表面电位的数值,并间接反映羟基聚合物本身所具有的电荷量。由表 4 中不同类型铝盐的 $\Delta \xi / \Delta G$ 值可见,由 A_0 至 B、D 各型的电荷量逐步升高, $B = 2.5$ 的 D 型聚合物比一般铝盐 A_0 的电荷量要高出近一倍。在此水解阶段中,铝由单体逐步聚合,其形态转化过程为^[8]:

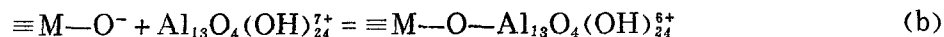
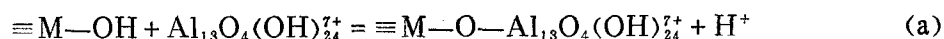


溶液中各种形态共存并被吸附,其形态与电荷的变化与电中和综合效应的变化趋势是相互吻合的。

3 聚合铝的凝聚吸附机理

铝的羟基聚合物在颗粒物表面结合的实质,至今尚缺乏公认清楚认识。预制的或溶液中水解生成的羟基聚合物强烈地趋向于在界面吸附,这是由多种因素综合作用的结果。其中包括:静电库伦力、分子间范德华力、憎水排斥力以及羟基与表面的键合力等等。前三项作用随着聚合物电荷增强及分子量增大而增长,它们使铝水解产物最大限度地接近颗粒表面。对于羟基与表面的结合实质则有离子交换^[9]、表面络合、表面沉淀的不同说法^[10]。我们认为,这几种结合方式是在不同条件下都可综合发生的,可以 $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ 为例加以讨论。

高岭土作为铝硅酸盐粘土矿物在水溶液中水合作用下,表面布满羟基。在天然水条件下,表面基团主要形态为 $\equiv M-OH$ 及 $\equiv M-O^-$, 它们与溶液中铝聚合物的结合形式可为:



在(a)方式中铝聚合物与表面上的 H^+ 离子交换,(b)方式中则在键合中发生电中和作用,两种方式得到的表面络合物结果是相同的,表现上都是专属化学吸附作用。

铝聚合物在颗粒物表面结合的效应,对于颗粒物是其负电荷向正电荷的转化,对于铝聚合物则是结合表面 $-O$ 或 $-OH$ 基团发生进一步的表面水解,其发展趋势则是在高浓度高 pH 条件下形成表面沉淀,表面覆盖层则可由铝聚合物转化为铝凝胶以至氢氧化铝沉淀物。此时的凝聚作用将转化为絮凝作用为主,电中和作用转化为粘附卷扫作用为

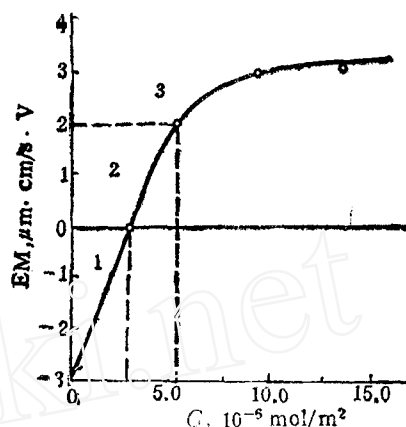


图5 凝聚电泳值(EM)与吸附量(G)关系曲线

Fig. 5 The EM as a function of adsorption

主^[11].

4. 聚合铝的凝聚区域图

根据前述实验结果,如果把凝聚除浊率达到70%以上时作为良好凝聚的范围,则可划出A₀及C、D(B=2.0—2.5)两类铝盐的凝聚区域图(图6).图中曲线A与B所包围的是C及D型聚合铝的良好凝聚区域,其中曲线1为其EM=0的最佳凝聚曲线.图中A与C曲线所包围的区域则是A₀型氯化铝的良好凝聚范围,曲线2则为其相应于EM=0的最佳凝聚曲线.聚合铝的凝聚区域以II表之,实际把氯化铝的凝聚区域包括在内而显著展宽.

曲线A左侧的范围为III区,即除浊率降低的再稳定区,曲线B右下侧的范围为I区,即除浊率不足的不良凝聚区.显然,曲线C右下侧范围即氯化铝不良凝聚区仍有很大面积处于聚合铝的良好凝聚区内.

这一粗略的凝聚区域图清楚地显示出聚合铝与普通铝盐在有效凝聚区上的差异,从而也反映出它们在作用机理上的区别.聚合铝的良好工作范围要比氯化铝宽广得多,而且在相同条件下,达到EM=0的最佳凝聚效果,聚合铝所需剂量要比普通铝盐低得多^[12].

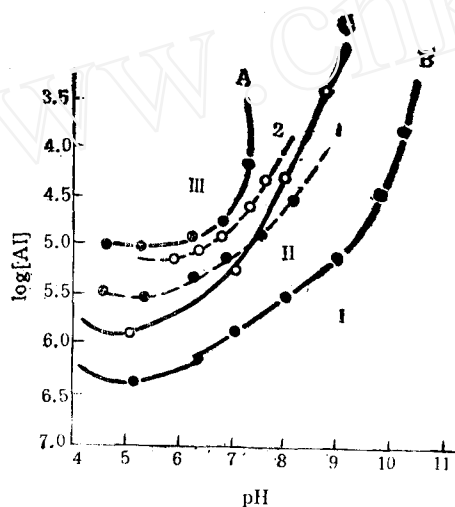


图6 不同铝盐的凝聚区域图

Fig. 6 The coagulation diagram for polyaluminum coagulants

五、小 结

聚合铝与普通铝盐相比,由于含有更多的高电荷高分子量的Al₆形态,因而具有更强的电中和能力和强烈吸附的趋势,其形态比较稳定,投加后可立即发挥凝聚絮凝作用,从而表现出优异的除浊功能.

参 考 文 献

- [1] Stumm W *et al.*, J AWWA, 1968, 60, 514
- [2] Amirtharajah A *et al.*, J AWWA, 1982, 74, 210
- [3] Letterman R D *et al.*, Environ Sci Techno, 1985, 20, 1224
- [4] Dentel S R. Environ Sci Techno, 1988, 22, 825
- [5] 王志石. 环境科学学报, 1988, 8, 158
- [6] 栾兆坤等. 环境科学学报, 1988, 8, 146
- [7] Hahn H H *et al.*, J Colloid Inter Sci, 1966, 19, 306
- [8] Buffle J *et al.*, Water Research, 1985, 19, 25
- [9] Jardine P M *et al.*, Soil Sci Soc Am J, 1985, 49, 862
- [10] Rengasamy P *et al.*, Aust J Soil Res, 1977, 15, 221
- [11] 汤鸿霄. 土木工程学报, 1965, 65(1), 45
- [12] 汤鸿霄. 环境化学, 1990, 9(3), 1

1990年11月28日收到

COAGULATION-FLOCCULATION CHARACTERISTICS AND MECHANISM OF POLYALUMINUM SALTS

Luan Zhaojun, Tang Hongxiao

(Research Center for Eco-Environmental Sciences, Academia
Sinica, Beijing 100085)

ABSTRACT

Coagulation jar tests were carried out by AlCl_3 and polyaluminum of different basicities in kaolinite suspension. The micro-electrophoretic mobilities and adsorption parameters were also determined. The zeta potential change was related with the surface coverage and chemical species distribution. The coagulation diagram of polyaluminum was compared with that of AlCl_3 . In the light of experimental results the mechanism for superior coagulation function of polyaluminum was then discussed further.

Keywords: polyaluminum, coagulation, flocculation, adsorption, micro-electrophoretic mobility, coagulation diagram.