

## 양이온 고분자전해질의 수중 입자의 응집에 미치는 교반강도 및 주입량의 영향

감 상 규 · 문 창 성\* · 김 대 경 · 고 병 철 · 허 철 구  
제주대학교 지구환경시스템공학부, \*서귀포시 동부하수처리장

### Effects of Mixing Intensity and Dosages on Flocculation of Particles in Water by Cationic Polyelectrolytes

Sang-Kyu Kam, Chang-Seong Moon\*, Dae-Kyoung Kim,  
Byung-Churl Ko and Chul-Goo Hu

*Dept. of Civil & Environmental Engineering, Cheju National University, Jeju-Do. 690-756. Korea*

*\*Dongbu Sewage Disposal Agency, Seogwipo, Jeju-Do. 697-020. Korea*

Using several cationic polyelectrolytes of different charge density and molecular weight as flocculants and a simple continuous optical technique(photometric dispersion analyzer, PDA), the effects of mixing intensity and polyelectrolyte dosage on flocculation of kaoline particles(35 NTU) and particles(34.7 NTU) in Kangjung reversior of heavy rainfall have been examined. The optimum mixing was obtained at the stirring of 200 rpm( $G = 869 \text{ s}^{-1}$ ). The charge density of a polyelectrolyte is important in determining the optimum dosage and in the removal of particles. The optimum dosage is less for the polyelectrolyte of higher charge density and at the dosage, the removal of particles is higher for the polyelectrolyte of higher charge density and zeta potential of particles reaches to near zero. The optimum dosage for the removal of particles should be determined by flocculation test and not be determined by the turbidity of particles in water.

**Key words** : flocculation, cationic polyelectrolytes, particles, photometric dispersion analyzer(PDA), mixing intensity, optimum dosage, zeta potential

### 서 론

수처리 공정 중 응집 공정은 그 역사가 가장 오래 된 방법일 뿐 아니라 오늘날에 있어서도 상수원수 또는 하·폐수의 처리에 적용되고 있는 물리화학적 공정으로, 이는 수중에서 음이온을 띠고 있는 입자 또는 유기물에 황산알루미늄 등 가수분해하는 금속염과 양이온 고분자전해질의 응집제를 주입하여 응집물의 생성을 촉진시켜 침전, 여과 또는 부상과 같은 후속

적인 공정 수반에 의해 수중 입자 또는 유기물질을 제거하는 것이다.

수처리 플랜트에서 응집제의 주입량은 일반적으로 운전자의 경험이나 주기적인 자-테스터에 의해 결정된다. 그러나 갑작스런 홍수 등으로 상류 유역으로 높은 농도의 토사가 유입될 때 원수의 수질에 적절한 응집제의 주입량을 잘 못 조절하여 비효율적인 침강을 초래하고 또한 여과시간을 짧게 하여 궁극적으로 처리수의 수질이 수질 기준을 초과하는 경우가 자주 발생한다(Kan and Huang, 1998).

서귀포시 일원에 상수원수로 공급되는 강정수원은 평상시 건천으로써 하천 암반틈새에서 용출되는 용천수를 원수로 사용하여 수돗물을 생산·공급한다. 이때 강정수원의 수질은 생활환경기준 1급수이며 탁도도 약 0.3 NTU 이내로 응집제를 투입하지 않고 침전, 여과, 소독 공정을 거치면서 정수처리 된다. 그러나 호우시에는 제주도의 지형특성상 한라산에 내린 빗물이 계곡에서 집수되어 흘러내려 오다가 강정수원과 혼합되어 하천이 범람(1996~2000년 동안 하천 범람 횟수 10.8회/년) 하는데, 이때 탁도는 약 50 NTU로 크게 증가하여 무기응집제인 황산알루미늄을 사용하여 응집처리하고 있다. 그리고 대부분 정수장에서 상수원수의 탁도제거에 필요한 응집제의 주입량은 시간에 따라 크게 다르다. 따라서 대부분의 응집공정에서 탁도변화에 적절한 양의 응집제를 주입하지 못하여 비효율적인 침강과 여과시간을 짧게 하여 처리수의 수질이 갈수록 강화되고 있는 수질을 만족시키지 못하는 경우가 자주 발생한다(Kan and Huang, 1998).

먹는물관리법에서 탁도의 기준은 2001년 7월 1일부터 0.5 NTU(Nephelometric Turbidity Unit) 이하로 강화되어 있으며 이와같은 낮은 탁도를 유지하려면 여과지 상태는 물론이고, 침전수의 탁도도 낮아야 한다. 침전수의 탁도를 낮추려면 최상의 응집이 이루어져야 하는데, 최상의 응집은 원수특성에 알맞는 응집제가 적절한 농도로 투입되어야 한다.

Kan and Huang(1998)은 응집 공정에서 입자의 응집 상태를 모니터링하기 위해 Gregory and Nelson(1984)에 의해 개발된 광도분산분석기(PDA, Photometric Dispersion Analyzer)와 일반적인 자-테스터를 이용하여 응집제인 PAC (Polyaluminum chloride)의 최적 주입량에서 처리수의 탁도 및 슬러지 부피를 비교·검토한 결과 전자는 후자보다 최적 주입량이 적어 경제적이며, 처리수의 탁도 및 슬러지 부피가 낮아 전자가 후자보다 더 효율적이라고 하였다. 그리고 응집제의 최적 주입량은 분자량과 전하밀도(Lee and Gregory, 1990; Ko, 1999; Kam and Gregory, 2001)에 의해 달라지며 이 때 제타 전위 또는 유동전류는 거의 0에 가깝다고 보고되고 있다(Bernhardt and Schell, 1993; Ko, 1999; Kam and Gregory, 2001). 또한 응집 효율은 교반강도(Guibai and Gregory, 1991; Kan and Huang, 1998) 등에 영향을 받는다고

알려져 있다.

본 연구에서는 서귀포시 강정수원의 호우시에 유입되는 하천수의 수중 입자와 이와 유사한 탁도의 카울린 현탁액(하천수의 탁도 표준액 및 실험실에서 응집 연구에 광범위하게 이용되고 있음)에 대해 응집제로서 분자량 및 전하밀도가 다른 수종의 양이온 고분자 전해질을, 그리고 응집모니터로서 PDA를 사용하여 응집에 영향을 미치는 교반강도, 응집제 주입량의 영향을 살펴 보았다. 또한 응집제 주입량에 따른 응집 곡선 및 제타 전위 변화로부터 응집제의 최적 주입량을 산정하여 이 주입량에서 수중 입자의 제거효율을 검토하였다.

## 재료 및 방법

### 실험재료 및 기기

실험에 사용된 시료는 현장 시료와 이와 유사한 탁도의 카울린 현탁액으로, 현장 시료는 2001년 2월 28일 하천 범람시(강수량 46.5 mm) 강정정수장 상수원과 혼합된 하천수로 범람초기의 낙엽, 쓰레기 등 협잡물을 흘러 보면 다음 채수하였으며 이 때 하천수의 pH는 6.8, 탁도는 34.7 NTU이었다. 카울린 현탁액은 호우시 하천수와 비슷한 탁도인 35 NTU를 조제하였다. 이는 카울린 입자(Aldrich Chemical Co., USA)를 사용하여 Kam 등(2002)의 방법으로 카울린 현탁액을 조제한 후(입자 크기: 5.33~6.18  $\mu\text{m}$ (평균 5.74  $\mu\text{m}$ ), 농도: 28.72 g/L) 4L 유리 용기에 카울린 현탁액 2.86 mL를 넣고 0.1N- $\text{Na}_2\text{CO}_3$  40 ml와 증류수를 넣은 후 1 N/0.1 N- $\text{HNO}_3$ 를 이용하여 pH 7로 조정하여 전량을 4L로 하였다.

사용된 양이온 고분자전해질은 Allied Colloids Ltd. (현재 Ciba Speciality Chemicals, UK)에 의해 제공되었다. 이것은 acrylamide와 dimethylaminoethyl acrylate의 copolymer이고 후자가 methyl chloride로 4급 암모늄 형태로 된 P-A와 P-B, poly(diallyldimethylammonium chloride)(P-C)이다. 고체시료인 P-A와 P-B는 각각 0.1g을 methanol 2 mL에 녹인 후 전량을 100 mL로 하여 약 12시간 동안 20 rpm 이하로 교반하여 조제하였고, 액상인 P-C(40% active solution)는 0.25g을 취

하여 증류수를 넣어 전량을 100 mL로 한 다음 상기와 같은 방법으로 조제하였다. 실험 시 이들 폴리머를 증류수로 희석하여 0.1% 또는 0.01% 용액을 만들어 사용하였고, aging문제를 고려하여 1주일마다 새로 만들어 사용하였다. 각 양이온 고분자전해질의 성질을 Table 1에 나타내었다.

Table 1. Properties of cationic polyelectrolytes used

Polyelectrolyte	% Cationic	Molecular Weight
P-A	20	$2\sim3 \times 10^6$
P-B	40	$2\sim3 \times 10^6$
P-C	100	$3\sim4 \times 10^4$

응집 모니터는 PDA(PDA 2000, Rank Brothers, Cambridge, UK)이고, 이의 입자 응집 모니터링 원리는 Gregory and Nelson(1986)에 의해 자세히 설명되었다. 이는 근본적으로 흐르는 현탁액을 통해 투과되는 빛의 강도를 모니터링하는 것으로, PDA 2000은 투과광의 평균 강도에 해당되는 dc value(현탁액의 탁도에 해당됨), 흐름에 의해 빛이 투과되는 시료층의 입자수가 국부적으로 변화하기 때문에 생기는 ac 성분의 rms(root mean square) value, 그리고 ratio ( $R = \text{rms}/\text{dc}$ ) value의 3가지 측정치를 제공한다. 이 중 R value는 전자적 drift와 광학 표면의 오염 등에 문제가 없는 신호를 제공하기 때문에 응집상태를 모니터링하는데 효과적으로 사용되고 있다(Lee and Gregory, 1990).

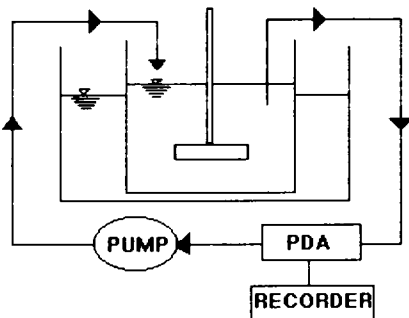


Fig. 1. Flocculation test arrangement.

응집된 시료는 microtube pump (Eyla MP-3N,

Japan)를 이용하여 내경 2.65 mm인 투명 PVC tube를 통해 15 mL/min의 유량으로 연속적으로 통과시키면서 PDA를 통해 on-line 모니터링 하였다. 그 결과는 R value로 chart recorder로 기록되어 진다(Fig. 1).

여러 조건하에서 응집되는 시료 입자의 제타 전위는 제타전위계(Sephy Zetaphoremeter III, France)에 의해, 시료 입자의 탁도(NTU)는 Digital Turbidimeter (Orbeco-Hellige 965, USA)에 의해 측정되었다.

### 실험방법

300 mL 비이커에 카울린 탁도액(35 NTU) 및 호수시 하천수 시료(34.7 NTU)를 각각 200 mL를 취한 후 일정한 온도( $20 \pm 1^\circ\text{C}$ )로 유지되어 있는 항온수조에서 실험을 행하였다. 시료에 일정량의 양이온 고분자전해질을 가한 후 비이커 바닥으로부터 10 mm 위에 놓여 있는 single flat blade(67 mm x 8 mm x 1 mm thick)로 50~250 rpm( $G = 109\sim 1024^{-1}$ )으로 15분간 교반하여 응집상태를 chart recorder 위에 R value를 측정하였다. 응집실험 후 즉시 시료 25 mL를 취하여 제타전위계의 cell에 주입하여 제타 전위를 측정하였다. 이때 응집 입자의 제타전위는 10번 측정하여 그 평균치를 구하였고, 표준편차는  $\pm 5\%$  이내였다. 나머지 시료는 일정시간 침전 후 비이커 바닥으로부터 2 cm 아래의 상정액을 취하여 잔류탁도(NTU)를 측정하여 각 응집제의 응집효율을 검토하였다.

### 결과 및 고찰

#### 응집곡선

Fig. 2는 교반되고 있는 35 NTU의 카울린 시료에 P-A 0.75 mg/L를 주입하여 200 rpm( $G = 869 \text{ s}^{-1}$ )의 교반강도로 15분간 응집실험을 통해 얻어진 특징적인 응집곡선을 나타낸 그림이다.  $R (= \text{rms}/\text{dc})$  value는 입자의 민감한 응집상태를 보여주므로 향후 실험 결과에서 Flocculation Index(FI)로 표현하였다. 응집곡선은 크게 4영역으로 구분할 수 있다. A 영역은 카울린 입자가 불안정화될 정도의 충분한 양의 P-A가 혼합되지 않아 입자가 충돌을 하더라도 응집이 되지 않

는 시간(Lag phase)까지로, 시간에 따른 FI 값의 변화가 거의 나타나지 않는 영역으로, 교반조건에 따라 달라진다. 즉 교반강도가 클수록 A영역은 짧아진다(Gregory, 1988). P-A가 더 많이 입자에 흡착됨에 따라 충돌효율이 증가하여 응집이 시작됨에 따라 FI값은 명확하게 증가한다(B 영역). C 영역에서는 응집속도가 일정하여 FI값이 직선적으로 증가함을 보이고 있으며, 최고의 응집속도를 나타낸다. P-A의 주입량에 따라 카울린 입자에의 흡착은 계속될 수 있고 보다 많은 P-A의 흡착으로 응집속도가 감소하여 최종적으로 FI값은 거의 일정한 값에 도달함을 알 수 있었다(D 영역). P-A의 주입량이 적절일지라도 교반강도 및 플록강도에 따라 생성된 플록은 결국 일정한 크기에 도달하기 때문에 FI값의 직선적 증가는 무한정 증가할 수 없다. 이 때 측정된 FI는 최대값을 나타낸다.

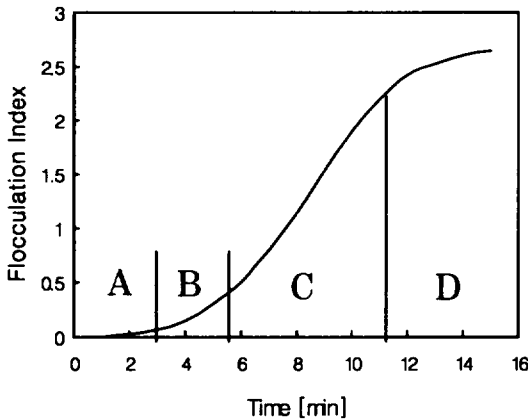


Fig. 2. A typical flocculation curve (P-A: 0.75 mg/L, kaolin suspension: 35 NTU, stirring rate: 200 rpm).

교반강도의 영향

교반강도는 현탁액에서 주입된 응집체를 짧은 시간 내에 균일하게 분산시키고, 입자와 응집체 상호간의 접촉효과를 증대시켜 응집효율을 향상시키기 때문에 응집공정에서 매우 중요한 영향을 미치는 과정이다. 교반강도가 약하면 일부 입자에 과용량의 응집체가 흡착되어 입자가 재안정화되어 응집된 입자에서 residual haze를 초래한다. 교반강도를 증가시키면 응집체를

분산시켜 이의 입자 표면에 흡착을 증가시켜 입자의 응집을 용이하게 하나 교반강도를 너무 강하게 하면 고분자전해질의 사슬이 끊어지고 또한 생성된 플록은 일정한 강도를 가지므로 플록이 파괴되어지며 또한 파괴된 플록이 응집되어 원래의 플록을 생성되지 않는다는 것이 일반적으로 알려져 있다(Ditter et al., 1982). 고분자전해질의 입자에의 수송 및 입자와 입자사이의 충돌은 교반강도에 좌우되며, 입자를 불안정하게 하기 위하여 입자에의 충분한 양의 고분자전

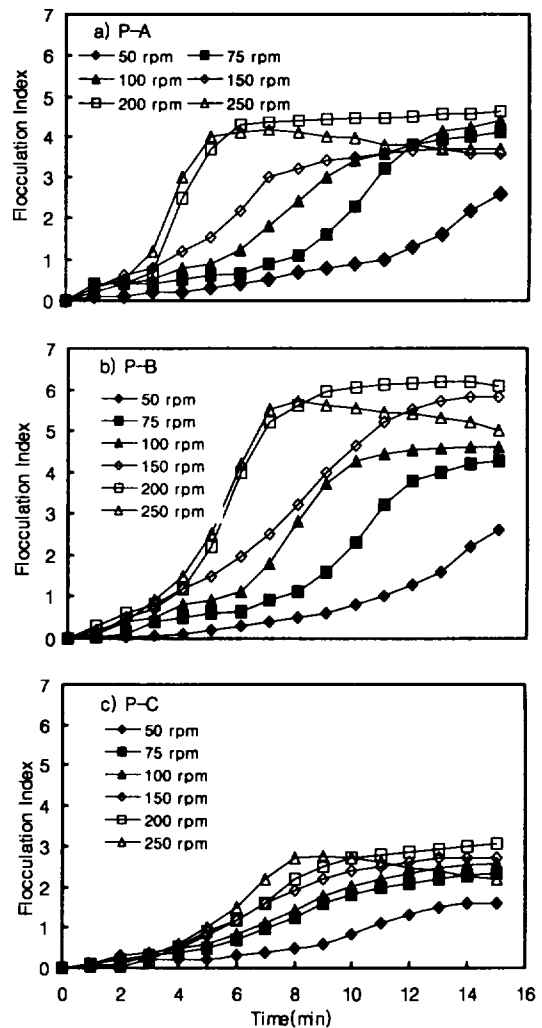


Fig. 3. The effects of mixing intensity on the flocculation of kaoline particles (35 NTU) by cationic polyelectrolytes (P-A: 0.75 mg/L, P-B: 0.4 mg/L, P-C: 0.04 mg/L).

해질의 흡착은 입자사이의 충돌속도에 비해 비교적 느리다. 또한 흡착된 고분자전해질의 최종 평형상태로의 재배열은 긴 시간이 요구되며 역시 교반강도에 좌우된다(Pefferkorn and Ellassari, 1990).

Fig. 3은 카올린 현탁액(35 NTU)에 양이온 고분자전해질(P-A: 0.75 mg/L, P-B: 0.4 mg/L, P-C: 0.04 mg/L)를 각각 주입하여 15분 동안 교반강도를 50 rpm( $G = 109 \text{ s}^{-1}$ ), 75 rpm( $G = 199 \text{ s}^{-1}$ ), 100 rpm( $G = 307 \text{ s}^{-1}$ ), 150 rpm( $G = 567 \text{ s}^{-1}$ ), 200 rpm( $G = 869 \text{ s}^{-1}$ ), 250 rpm( $G = 1214 \text{ s}^{-1}$ )를 변화시켜 이에 따른 FI를 나타낸 것이다. Fig. 3에서 보여지는 바와 같이 양이온 고분자전해질의 종류에 관계없이 50 rpm에서 200 rpm까지는 점차적으로 FI값이 증가하는 것을 볼 수 있었으며, 250 rpm에서는 약 8분동안에는 가장 큰 FI값을 보이지만 그 이후에는 플록 파괴에 기인하여 FI값이 감소하는 현상을 보임을 알 수 있었다. 항 후 응집실험에서는 교반강도를 최적 조건인 200 rpm으로 조정하였다. Lee and Gregory(1990)도 유사한 실험 조건하에서 수종의 양이온 고분자전해질에 의한 실리카 현탁액의 응집실험에서 교반강도를 역시 200 rpm으로 하여 수행하였다.

Fig. 4는 최적의 교반강도인 200 rpm에서 15분간 응집 실험 후 침강효율을 알아보기 위해 각 양이온 고분자전해질의 침강시간(30 min, 1 hr, 2 hr, 3 hr, 4 hr, 6 hr, 12 hr, 24 hr)에 따른 잔류 탁도(NTU)의 변화를 나타낸 것이다. Fig. 3에서 보여주는 바와 같이 짧은 침강시간(30분)에서는 P-A와 P-B가 높은 탁도 제거 효율을 보였으나 2 hr 이후에는 P-C의 탁도 제거 효율이 높음을 알 수 있었다. 이는 Table 1에서 보여지는 바와 같이 P-A와 P-B는 P-C에 비해 높은 분자량을 가지므로 가교작용(bridging effect)에 의해 큰 플럭(FI값이 큼)을 생성하여 형성된 플럭은 짧은 시간내에 빠르게 침강하여 낮은 잔류탁도를 보이지만, 낮은 전하밀도를 가져 입자의 완전한 불안정화가 일어나지 않아 최종 잔류탁도는 높은 전하밀도를 가진 P-C에 비해 낮은 것으로 사료된다. 이와 반면 P-C는 낮은 분자량을 가지기 때문에 형성된 플럭의 크기가 작아 짧은 시간 내에 P-A와 P-B에 비해 느린 침강속도를 보이나 높은 전하밀도를 가지므로 입자 대부분의 응집으로 인해 최종 잔류탁도는 낮은 것으로 사료된다. 이의 결과는 Kam and Gregory(2000)에 의한 양이온

고분자 전해질을 이용한 휴민질 제거 연구에서 양이온 고분자전해질의 전하밀도가 클수록 제거효율이 크다는 것과 일치한다.

2시간 침강시간 후부터의 잔류탁도 제거효율이 거의 일정하게 유지되었고 양이온 고분자전해질 사이의 탁도 제거효율 변화가 없었기 때문에 본 연구에서는 침강시간을 2시간으로 하였다.

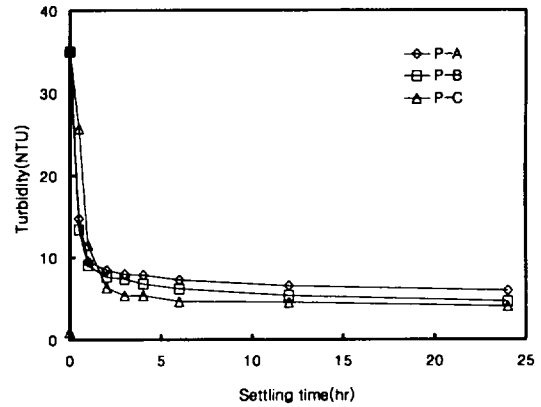


Fig. 4. Dependence of settling time on the residual turbidity of kaoline particles, flocculated under the conditions of mixing intensity of 200 rpm in Fig. 3.

#### 양이온 고분자전해질 주입량의 영향

카올린 현탁액(35 NTU) 및 호우시 강정수원의 하천수(34.7 NTU)에 대해 양이온 고분자전해질의 주입량에 따른 FI값을 검토하였다.

Fig. 5는 카올린 현탁액에 각 양이온 고분자전해질(P-A~P-C)의 주입량에 따른 응집곡선을 나타낸 것이다. P-A의 주입량의 영향을 살펴 보면, 가장 낮은 주입량인 0.1 mg/L에서는 15분간 응집실험에서 FI값에 변화가 거의 없었다. 즉, 이 주입량에서는 응집이 일어나지 않음을 알 수 있었다. 응집제 주입량이 증가함에 따라(0.25~0.75 mg/L) 지체시간(A영역)이 짧아지고 C영역에서의 기울기는 더 커짐을 알 수 있었다. 즉 이 주입량의 범위에서는 양이온 고분자전해질의 주입량이 증가함에 따라 응집이 더 빨리 일어나음을 알 수 있었다. P-A의 경우, 최적 주입량은 영역 C에서 기울기 및 FI값이 가장 큰 0.75 mg/L로 사료된다. 즉, 이 주입량에서 응집이 가장 빨리 일어나고 플록

은 최대 크기를 나타낸다. 0.75 mg/L보다 과잉의 주입량에서는 카울린 입자를 완전히 불안정화시키는데 필요한 양보다 많은 여분의 응집제를 흡착하여 입자가 재안정화되어 충돌효율이 감소하고 영역 A에서의 지체시간이 길어지고 FI값은 감소하고 있다. 가장 높은 주입량인 1.5 mg/L에서는 가장 낮은 주입량인 0.1 mg/L에서와 마찬가지로 응집이 거의 일어나지 않음을 알 수 있다. P-B 및 P-C에 대해서도 동일한 결과가 얻어 졌다.

분자량은 같으나 전하밀도가 다른 P-A(20% charged)와 P-B(40% charged)의 응집곡선을 비교하여 보면,

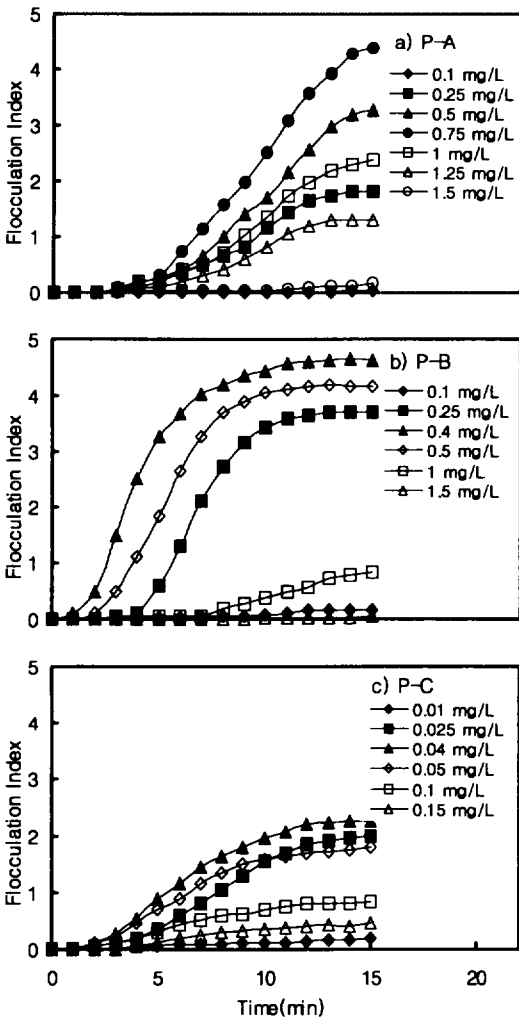


Fig. 5. The effect of polyelectrolyte dosage on the flocculation of kaolin suspension(35 NTU).

전하밀도가 높은 P-B에서 입자를 입자를 불안정화시켜 응집시키는데 적은 주입량이 필요하고 이 때 지체시간이 짧음을 알 수 있었다. P-B가 P-A보다 더 짧은 지체시간을 보이는 이유는 P-B가 더 높은 전하밀도를 가지므로 이의 segment 사이의 정전기적 반발력이 커서 고분자전해질 사슬이 더 크게 팽창하고 따라서 더 큰 충돌반경을 가지므로 더 빨리 입자에 흡착되기 때문인 것으로 사료된다.

P-C와 P-B의 응집곡선을 비교하여 보면, P-C는 P-B보다 더 적은 분자량을 가지므로 가교작용(bridging effect)이 약하여 최대 FI값은 훨씬 적으나, P-C(100% charged)는 P-B(40% charged)보다 훨씬 전하밀도가 크므로 최적의 응집을 일으키는데 필요한 주입량은 훨씬 적음을 알 수 있다.

P-A~P-C의 여러 주입량에 대한 응집실험을 수행함으로써 최적 주입량을 평가할 수 있다. 실제적으로 최적 주입량은 최적의 응집을 일으키는데 필요한 양으로 나타낼 수 있고, 이 때 각 양이온 고분자전해질의 주입량을 살펴 보면 P-A, P-B 및 P-C에 대해 각각 0.75 mg/L, 0.4 mg/L, 0.04 mg/L로 최적 주입량과 전하밀도 사이에는 역의 관계가 성립됨을 알 수 있다. 즉, 양이온 고분자전해질의 전하밀도가 높을수록 최적 주입량은 적다. 이는 입자의 응집 제거에 필요한 양이온 고분자전해질의 최적 주입량은 분자량에 의한 가교작용보다 전하밀도에 의한 전하중화(charge neutralization)가 더 크게 기여함을 알 수 있다.

Fig. 6은 Fig. 5에서와 유사한 탁도의 호우시 서귀포시 강정수원의 하천수 시료(34.7 NTU, pH 6.8)에 대해 여러 농도의 P-A~P-C를 주입함으로써 얻은 응집곡선이다. 양이온 고분자전해질의 주입량에 따른 응집효과는 Fig. 5에서와 같은 양상을 보이고 있으나 최적 주입량은 크게 다름을 알 수 있었다. 즉, P-A, P-B, P-C의 최적 주입량은 각각 10 mg/L, 7.5 mg/L, 2.0 mg/L로 유사한 탁도의 카울린 현탁액에서 보다 각각 13.3배, 18.8배, 50배 높음을 알 수 있었다. 이는 호우시 주변지역으로부터 휴민질 등 토양 유기물을 함유한 토사가 하천으로 유출되었고, 이는 pH 6.8의 수중에서 용해성으로 탁도를 유발하지 않으나 음이온을 띠고 있으므로(Ko, 1999) 이를 응집하는데 다량의 주입량이 필요하기 때문인 것으로 사료된다. 따라서 정수장에서 일반적으로 행해지고 있는

수중 탁도에 의한 응집제 주입량 산정은 부적절한 응집을 초래하여 양호한 수질을 얻을 수 없으므로 반드시 응집실험을 통해 최적의 응집제 주입량을 구하여 주입해야 한다.

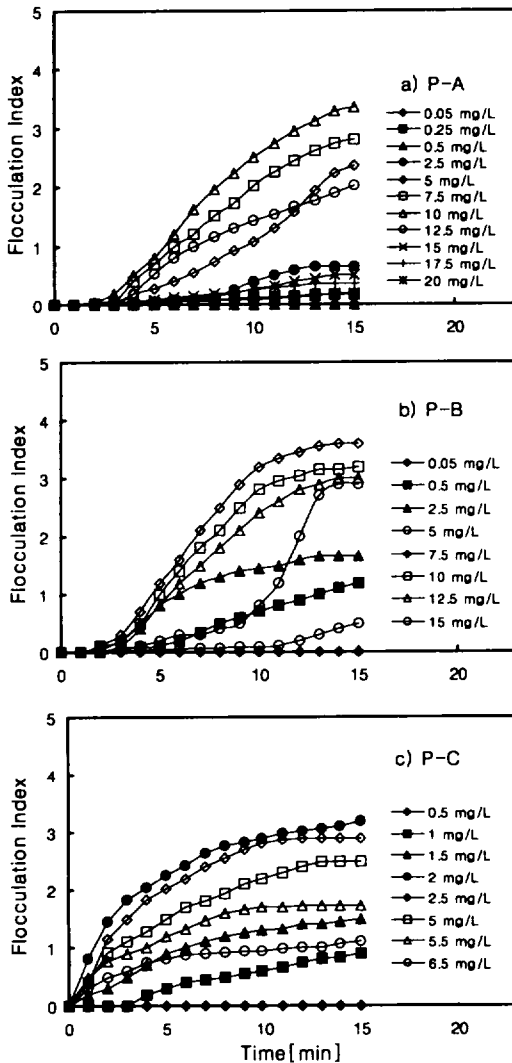


Fig. 6. The effect of polyelectrolyte dosage on the flocculation of particles(34.7 NTU) in Kangjung reservoir of heavy rainfall.

Fig. 7은 카올린 현탁액(35 NTU) 및 강정수원의 하천수 시료에 대해 양이온 고분자전해질의 최적 주입량에서 입자의 제거효율을 나타낸 것이다. Fig. 7에서 알 수 있는 바와 같이 양이온 고분자전해질사이의

제거효율은 P-C > P-B > P-A의 순으로 나타났다. 즉, 양이온 고분자전해질의 전하밀도가 클수록 수중 입자의 제거효율은 증가함을 알 수 있었다. 이는 응집제의 전하밀도가 높을수록 (-) 전하를 띠고 있는 입자와 양이온 고분자전해질 사이의 전하중화 효율이 증가하여 입자를 더욱 불안정화시켜 이의 제거를 촉진시키는 것으로 사료된다. 이러한 결과는 양이온 고분자전해질의 전하밀도가 높을수록 수중 유기물 및 휴민질 제거가 증가한다는 결과와 일치하고 있다(Bolto et al., 1999; Kam and Gregory, 2001).

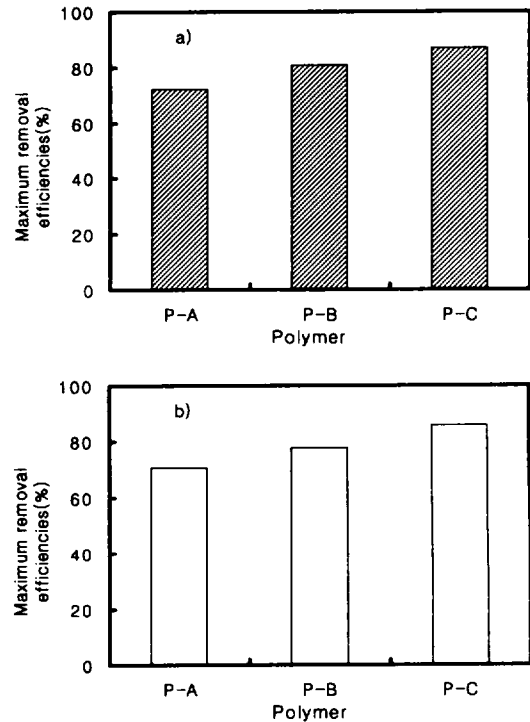


Fig. 7. The maximum removal efficiencies of kaoline particles(35 NTU) (a) and particles(34.7 NTU) in Kangjung reservoir of heavy rainfall(b) at the optimum dosage of each polyelectrolyte. The optimum dosages for the former and the latter were 0.75 mg/L and 10 mg/L for P-A, 0.4 mg/L and 7.5 mg/L for P-B, and 0.04 mg/L and 2 mg/L for P-C.

Fig. 8은 Fig. 7의 시료에 대해 여러 농도의 양이온 고분자전해질의 주입량에 따른 제타전위의 변화를 나타낸 그림이다. 양이온 고분자전해질의 최적 주입량

에서 제타전위는 거의 0에 가까움을 보였는데, 이 결과로부터 가장 빠른 응집이 일어나고 따라서 최대의 FI값을 보이는 최적 주입량은 수중 입자의 전하를 중화시키는 주입량을 알 수 있었다.

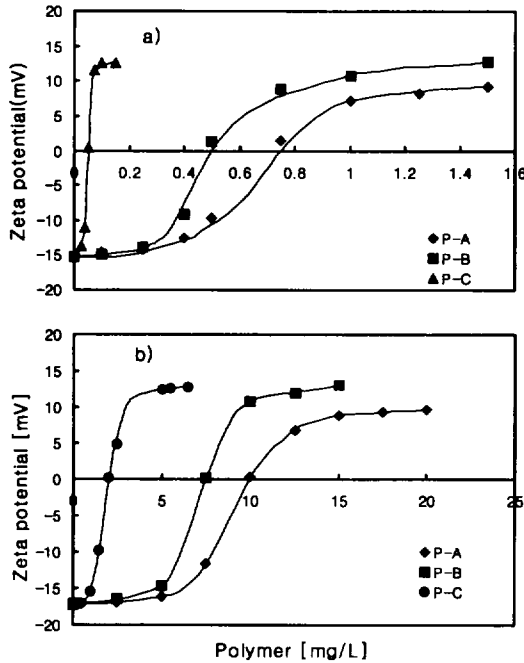


Fig. 8. Zeta potential of kaoline particles(35 NTU)(a) and particles(34.7 NTU) in Kangjung reservoir of heavy rainfall(b) with the dosage of each cationic polyelectrolyte.

### 결론

서귀포시 강정수원의 호우시에 유입되는 하천수의 수중 입자(34.7 NTU)와 이와 유사한 탁도의 카울린 현탁액(35 NTU)에 대해 응집제로서 분자량 및 전하 밀도가 다른 수종의 양이온 고분자전해질을, 그리고 응집모니터로서 PDA를 사용하여 응집에 영향을 미치는 교반강도, 응집제 주입량의 영향을 검토하여 다음과 같은 결과를 얻었다.

1. 본 연구조건에서 최적 교반강도는 양이온 고분자 전해질의 종류에 관계없이 200 rpm( $G = 869 \text{ s}^{-1}$ )에서 얻어졌다.
2. 입자의 응집이 가장 빨리 일어나고 가장 큰 플록

을 보이는 응집제의 최적 주입량은 전하밀도가 높을수록 적었으며, 이 주입량에서 응집제의 주입과 응집이 일어나는 사이의 시간인 지체시간은 크게 단축되었으며, 또한 입자의 전하는 거의 0에 가까움을 알 수 있었다. 즉, 양이온 고분자전해질의 최적 주입량은 분자량에 의한 가교작용보다 전하중화가 보다 크게 기여함을 알 수 있었다.

3. 양이온 고분자전해질의 최적 주입량에서 입자의 제거효율은 이의 전하밀도가 높을수록 증가하였다.
4. 상기 2종류에 시료는 유사한 탁도를 나타내나 이에 대한 응집제의 최적 주입량은 전자가 후자보다 13.3-50배 높음을 알 수 있었다. 따라서 정수장에서 일반적으로 행해지고 있는 수중 탁도에 의한 응집제 주입량 산정은 부적절한 응집을 초래하여 양호한 수질을 얻을 수 없으므로 반드시 응집실험을 통해 최적의 응집제 주입량을 구하여 주입해야 한다.

### 참고 문헌

Bernhardt, H. and H. Schell. 1993. Control of flocculants using a streaming current detector (SCD). *J. Water SRT-Aqua*, 42: 239-251.

Bolto, B., G. Abbt-Braun, D. Dixon, R. Eldridge, F. Frimmel, S. Hesse, S. King and M. Toifl. 1999. Experimental evaluation of cationic polyelectrolytes for removing natural organic matter. *Water Sci. Technol.*, 40: 71-79.

Ditter, W., J. Eisenhauer and D. Horn. 1982. Laser optical method for dynamic flocculation testing in flowing dispersions. In: Tadros, Th. F.(ed.). *The Effect of Polymers on Dispersion Properties*. Academic Press, London, pp. 323-342.

Gregory J., and D.W. Nelson. 1984. A New optical method for flocculation monitoring. In: *Solid-Liquid Separation*. Ellis Horwood, Chichester, p. 172, 182.

Gregory, J. and D.W. Nelson. 1986. Monitoring of aggregates in flowing suspensions. *Colloids & Surfaces*, 18: 175-188.



- Guibai, L. and J. Gregory. 1991. Flocculation and sedimentation of high turbidity waters. *Water Res.*, 25(9): 1137-1143.
- Kam, S.K. and J. Gregory. 2001. The interaction of humic substances with cationic polyelectrolytes. *Water Res.*, 35(15): 3557-3566.
- Kam, S.K., D.K. Kim, C.S. Moon, B.C. Ko and M.G. Lee. 2002. Flocculation characteristics of kaoline suspensions in water by cationic polyelectrolytes. *J. Environ. Sci.*, 11(2): 93-102.
- Kan, C.C. and C. Huang. 1998. Coagulation monitoring in surface water treatment facilities. IAWQ 19th International Conference, 21-26 June. Vancouver, Canada. Vol.2. pp.372-379.
- Ko, B.C. 1999. Flocculation characteristics and removal of humic acid by cationic polymers. MS. D. Thesis. Cheju National University. 80pp.
- Lee, S.Y. and J. Gregory. 1990. The effect of charge density and molecular mass of cationic polymers on flocculation kinetics in aqueous solution. *Water Supply*, 8: 11-17.
- Pefferkorn, E. and H. Ellassari. 1990. Adsorption-desorption processes in charged polymer/colloid systems: structural relaxation of adsorbed macromolecules. *J. Colloid Interface Sci.*, 138: 187-194.