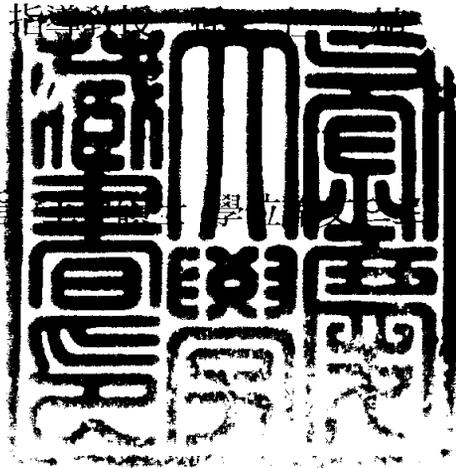


工學碩士學位論文

급속혼화공정에 적합한 In-line
정적혼화기의 적용

이 論文을 釜慶大學校 大學院 土木工學科 丁秀逸 是出함



2004年 2月

釜慶大學校 大學院

土木工學科

丁 秀 逸

丁秀逸의 工學碩士 學位論文을 認准함

2003年 12月 日

主 審 工學博士 金 相 瑢



委 員 工學博士 李 相 浩



委 員 工學博士 孫 仁 植



차 례

제 1 장 서 론	1
제 2 장 문 헌 연 구	3
2.1 응집과 응결(Coagulation and Flocculation)	3
2.2 콜로이드와 입자(Colloids/Particulates)	4
2.3 응집 메카니즘	4
2.4 유기물질의 응집 메카니즘	11
2.5 급속혼화(Rapid mixing)	16
2.5.1 흡착·전하중화(A/D)응집을 위한 급속혼화조건	20
2.5.2 Sweep floc 응집을 위한 급속혼화조건	20
2.5.3 Backmixer를 이용한 급속혼화 장치	22
2.5.4 In-line 정적혼화기(static mixer)를 이용한 급속혼화장치	24
제 3 장 재 료 및 방 법	29
3.1 Backmixer 장치	30
3.2 In-Line 정적혼화 장치	31
3.3 수질분석	35
제 4 장 결 과 및 고 찰	37
4.1 In-Line 정적혼화기에서 혼화강도의 결정	37
4.2 In-Line 정적혼화기의 혼화강도에 따른 응집효율의 비교	39
4.3 In-Line 정적혼화기내 element의 설치방법에 따른 응집효율의 비교	44
4.4 In-Line 정적혼화기와 backmixer의 응집효율비교	48
4.5 응집메카니즘에 따른 응집효율의 비교	52
4.6 급속혼화공정에서 발생하는 난류의 혼화특성	55
제 5 장 결 론	58
참 고 문 헌	59

List of Figure

Fig. 2.1 Coagulation diagram of iron	10
Fig. 2.2 Domain for best direct filtration on alum coagulation diagram	10
Fig. 2.3 Particle and Organic matters coagulation and removal.	12
Fig 2.4 Mechanisms for alum coagulation of humic substances	14
Fig. 2.5 Parameters influencing the outcome of the rapid mixing process	17
Fig. 2.6 Sub-Processes in the rapid mixing process and their interaction	19
Fig. 2.7 Propeller-type mechanical flash mixer	23
Fig. 2.8 Schematic of fluid stream at In-line Static mixer	25
Fig. 2.9 Schematic of In-line Static mixer	28
Fig. 3.1 Schematic diagram of jar and paddle used for 2L reactor test	30
Fig. 3.2 Schematics of in-line static mixer element	33
Fig. 3.3 Experimental setup of a static mixer for rapid mixing	34
Fig. 4.1.1 Comparison of velocity gradient with flow rate	38
Fig. 4.2.1 Turbidity removal efficiency for different mixing conditions under varied flowrates and element numbers	42
Fig. 4.2.2 UV254 removal efficiency for different mixing conditions under varied flowrates and element numbers	42
Fig. 4.2.3 Comparison of Zeta Potential for each G value	43
Fig. 4.3.1 UV254 removal efficiency for different mixing conditions under varied flow rates , pipe length, and element numbers	45
Fig. 4.3.2 UV254 removal efficiency for different mixing conditions under varied flow rates, pipe length, and element numbers	45
Fig. 4.3.3 Comparison of (3+2) elements static mixer with other mixers for settled turbidity	47
Fig. 4.3.4 Comparison of (3+2) elements static mixer with other mixers for particles size distribution (Dose: 0.075mM as Al, Q: 2L/min).	47

Fig. 4.4.1	Effects of coagulant dose on turbidity removal for the selected rapid mixers (Q = 2L/min)	50
Fig. 4.4.2	Effects of coagulant dose on organic matter removal for the selected rapid mixers (Q = 2L/min)	50
Fig. 4.4.3	Effects of coagulant dose on turbidity removal for the selected rapid mixers (Q = 3L/min)	51
Fig. 4.4.4	Effects of coagulant dose on organic matter removal for the selected rapid mixers (Q = 3L/min)	51
Fig. 4.5.1	Effect of the rapid mixing condition on Turbidity removal efficiency (A/D condition vs. sweep coagulation)	54
Fig. 4.5.2	Effect of the rapid mixing condition on UV254 removal efficiency (A/D condition vs. sweep coagulation)	54

List of Table

Table 2.1 Comparison of alum coagulation dilute caly suspensions and humic substances	12
Table 3.1 Characteristics of raw water	29
Table 3.2 Analytical method and instruments	36
Table 4.1 Measurement of head loss and calculation of velocity gradient under various flow rates and numbers of element	38
Table 4.2 Computed Kolmogoroff's microsacle on backmixing and in-line static mixer	57

A study of In-line static mixer for rapid mixing process

*Department of Civil Engineering, Graduate school,
Pukyong National University*

Abstract

The overall objective of this research are an understanding of contaminant destabilization using Al(III) coagulants during the rapid mixing period using in line static mixer. Four of specific objectives are (1) to investigate the performance of static mixer (2) to investigate the effect of rapid mixing conditions on the removal of organic matters under several coagulation mechanisms, including adsorption/destabilization and sweep floc and (4) The coagulation experiments were conducted to compare the static mixer to the traditional backmixer under several coagulation mechanisms. Experiments were also performed to compare the coagulation efficiency of different mixing type of static mixer which were made using different flow rates and the number of elements equipped in a pipe.

The static mixer performed better than the backmixer for all coagulation and mixing conditions tested. Especially, the static mixer was very effective in the surface charge neutralization, as showing higher reduction of negative charge with increasing mixing intensity. However, little difference was observed in the performance of the static mixer equipped with 2, 3, and 5 elements. Also, the experimental results showed that the static mixer works very well for both A/N mechanism and sweep coagulation mechanisms. The results also indicate that the static mixer is more efficient at producing Adsorption and Charge Neutralization (A/D) mechanism conditions as a result of its fast and uniform dispersion of the coagulant.

제 1 장 서 론

재래식 정수공정 중 급속혼화 (rapid mixing)는 응집공정의 일부로서 후속공정, 즉 침전-여과-소독 공정의 효율적인 운전뿐만 아니라 최종 정수의 수질에도 직접적인 영향을 미치는 중요한 공정이다. 이러한 급속혼화는 응집제를 가능한 짧은 시간내에 원수에 균등하게 분산시켜 응집제와 원수중의 불순물 (탁질과 용존유기물질)과의 접촉 및 반응이 효율적으로 이루어지도록 하는 정수과정의 중요한 공정으로 작용한다. 과거의 급속혼화에 대한 연구에서는 수처리에서 급속혼화공정의 유일한 목적은 유입하는 응집제를 빠르고 균일하게 분산시키는 것으로 여겨져 왔고, 플럭형성공정은 입자들간의 충돌이 일어나도록 하는 단계로 생각되어져 왔다 (Amirtharajah, 1982). 그러나 많은 연구자들에 의하여 수처리에서 급속혼화공정은 원수중의 콜로이드와 응집제의 가수분해 생성물과의 접촉을 제공하도록 고안되어 입자들의 불안정화를 유도하는 공정으로 보고되었다. 이는 응집제와 콜로이드 사이에 접촉이 적절이 이루어지지 않는다면 입자 불안정화 (Destabilization)를 일으킬 수 없기 때문에 급속혼화공정의 운전이 제대로 되지 않으면 응집효율의 저하로 인하여 후속공정과 유출수의 수질을 저하시키는 결과를 초래하게 된다 (Moffett, 1968). 이러한 급속혼화 장치로 가장 일반적으로 사용되는 장치는 임펠러와 혼화조로 구성된 backmixer 반응조이다. 그러나 backmixer 반응조의 경우 장치의 특성상 혼화조와 임펠러로 구성되어 설계, 운전되고 있으며 교반강도를 일정 한도 이상으로 증가시켜 운전하기에는 어려움이 따른다. 또한 교반강도를 증가시키기 위해서는 높은 동력이 요구되며, 불완전한 약품분산, 단회로 현상 등의 운전상에 많은 문제점이 제기되고 있다. 이에 따라 최근 높은 혼화강도와 짧은 혼화시간을 충족시키는 혼화방식 중의 하나가 In-Line 정적혼화기 (Static mixer)이다. In-line 정적혼화기는 유체가 유입되는 부분에 특정 재질의 관과 관내부에 높은 난류를 발생시킬 수 있는 고정된 구조물(elements)로 구성되어 관내부에서 순간적으로 응집제를 확산하는 기능을 가지고 있다. 이러한 장치의 특성 때문에 선진외국의 많은 정수처리장에서 다양한 종류의 in-line 혼화기를 사용하고 있으며 이로 인한 혼화공정의 효율 향상은 물론 동력 및 소요 부지면적의 절감 등의 효과를 거두고 있다. 일부 수처리공정에서는 in-line 정적 혼화기의 도입을 검토하고 있으나 정적

혼화기의 유체역학적 특성 및 응집특성에 대한 이해가 부족하고 이로 인하여 실제 사용상의 설계 및 운전조건 등이 정립되어 있지 않아서 현장에서의 적용이 어려운 실정이다.

따라서 본 연구에서는 일반적으로 많이 사용되고 있는 임펠러로 구성된 backmixer와 in-line 정적혼화장치에 대하여 응집효율에 대하여 비교·분석하여 in-line 정적혼화장치의 적용가능성과 최적혼화조건을 설계할 수 있는 기초자료를 제시하고자 한다.

제 2 장 문 헌 연 구

2.1 응집과 응결(Coagulation and Flocculation)

응집과 응결은 수처리 공정중 가장 중요한 공정이라 할 수 있으며 그 메카니즘은 상당히 복잡하다. 수처리 공정에서 응집공정과 응결공정은 엄격한 차이가 발생한다. 응집은 입자들이 불안정화 되는 반응으로서 입자들이 뭉치게 되는 전 과정을 말한다. 그리고 이렇게 불안정화된 입자들간의 충돌에 의해 floc이 형성되는 물리적인 과정을 응결이라고 한다 (Amirtharajah and O'Melia, 1990).

또한 La Mer(1964)는 응집이란 NaCl과 같은 간단한 염에 의한 불안정화 과정이며, 유기고분자 응집제의 흡착에 의해 불안정화된 입자간의 뭉침 현상을 응결이라고 정의하기도 했다. Stumm and O'Melia(1968)는 몇가지 반응 단계들을 포함하는 시간에 대한 변수로서 응집을 제안하였다.

- (1) 다가전하를 갖는 금속이온의 가수분해와 가수분해된 금속이온종들의 폴리머화
- (2) 콜로이드를 불안정화시키는 가수분해 종들의 흡착
- (3) 입자전달과 화학적 상호작용 의하여 발생하는 입자 상호간의 가교작용으로 인한 불안정화된 입자의 결합체 형성
- (4) 입자전달과 반데르발스 인력에 의한 불안정화된 입자의 결합체 형성
- (5) Me-OH-Me 결합 구조내의 화학적 변화에 의해 일어나는 floc의 숙성
- (6) 금속 수산화물의 침전물화

이상의 반응단계는 순차적으로 발생하기도 하며, 어떤 조건에서는 몇가지 반응이 동시에 중복적으로 발생하여 응집현상이 일어나게 된다 (Stumm and O'Milia, 1968). 따라서, 불안정화 과정을 고려하여 보면 전하중화를 야기하여 콜로이드 표면에 가수분해 종들의 흡착이 일어나며 금속응집제의 수산화 침전물에 의해 콜로이드 물질을 제거를 (sweep coagulation)하게되며 입자 상호간의 가교작용에 의한 흡착으로 인하여 입자 불안정화에 의한 응집현상이 나타나게된다.

2.2 콜로이드와 입자(Colloids/Particulates)

수중에 존재하는 입자들은 입자들의 물리, 화학적 특성에 따라 다양하게 분류되어진다(Montgomery, 1985). 물리적인 특성인 입자 크기에 따라 분류하면 크기가 5 nm 이상, 1 μ m 이하 범위의 콜로이드성 물질과 0.5 μ m 이상의 부유성 고형물로 수중 입자들이 분류된다. Kavanaugh and Leckie(1980)는 수중 입자들의 크기 스펙트럼을 1nm의 humic 물질에서 fecal pellets 이나 marine snow 같이 10mm정도 되는것까지 6~7 종으로 분류하기도 했다. 이러한 물리적 특성에 따라 나누어진 콜로이드상 물질과 입자상 물질들을 물과 입자 사이의 화학적인 특성에 따라 분류하면 물분자에 영향을 덜받는 무기물질들로서 clay 입자와 수화되지 않는 금속산화물을 포함하는 소수성물질과 물과의 친화력이 큰 유기물질로서 분자량이 상대적으로 크고 방향족과 지방족 화합물을 많이 포함하는 소수성 물질로 분류할 수가 있다 (Montgomery, 1985). 이들 물질은 응집공정에 많은 영향을 미치고 어떤 성분의 물질이 얼마나 존재하느냐에 따라 적용되는 응집조건이 다르게 나타나게 된다.

2.3 응집 메카니즘

먼저 수중에서 콜로이드성 입자에 대하여 살펴보면 입자는 입자자체의 결정구조의 원인, 특정이온의 선택적 흡착 원인, 입자표면에 이온화된 관능기의 화학작용 등으로 입자표면에 전하를 띤다. 입자의 이러한 표면전하는 입자주위에 반대 전하를 넓게 포획하여 분산층을 이루어 물과 고형상사이에는 이중층이 형성된다.

이러한 이유로 수중에서 콜로이드 입자들은 서로 동일 전하로 안정하게 대전되어 있어서 응집제를 투입하여 콜로이드 입자를 불안정화시켜 응집이 진행된다. 콜로이드의 불안정화는 다음의 네 가지 메카니즘이 있다.

- (1) 분산층(2중층)의 압축
- (2) 흡착과 전하중화
- (3) Sweep 응집

(1) 이중층 압축

수용액내의 전해질 농도가 높으면 입자를 둘러싸고 있는 분산층의 반대이온 농도가 높아지게 되어 정전기적인 중화를 유지하기 위하여 분산층의 두께가 감소하게 된다(Amirtharajah와 O'Melia, 1990). 이러한 이유로 비슷한 크기의 콜로이드 입자사이에 존재하는 반발력의 범위는 감소하게 되고, 입자간 Van der Waals 인력이 강하게 작용하여 정전기적 안정화 상태가 사라지게 된다. 그러나 1가 또는 2가 이온이 이중층 압축에 의해 불안정화시키는 화학제량은 alum이 전하중화에 의해 불안정화시키는 화학제량보다 상당히 많이 소모된다.

(2) 흡착과 전하중화 (Adsorption and charge neutralization, A/D)

전하를 띠는 입자의 전하중화를 위해 반대전하로 하전된 화학종의 흡착은 응집에 있어서 주요 단계중의 하나이다. 반대이온의 흡착에 의하여 콜로이드 표면전하의 중화가 가능하며, 이로 인하여 콜로이드간 반발에너지의 감소가 일어나 빠른 응집이 이루어진다. 콜로이드 입자 표면에서의 반대이온은 전하중화 이상으로 흡착은 계속하여 일어나 전하를 역전시킬수도 있다. 이에 따라 응집에서의 이러한 전하역전에 의한 반발 에너지의 장애는 다시 일어날 수 있으며 이에 따라 콜로이드는 재안정화가 일어난다.

일반적으로 가수분해되는 다가 금속이온의 모든 형태는 가수분해되지 않은 이온 보다 콜로이드 경계면에서의 흡착이 더 효율적이고, 흡착된 표면에서 전하 역전의 원인이 되기도 한다 (Matijevic and Jananer, 1966; Weber, 1972; Stumm and Morgan, 1981). 이러한 특성에 대하여 몇몇의 연구자는 다음과 같은 설명을 하였다 (Stumm and Morgan, 1962; Stumm and O'Melia, 1968).

- ① 가수분해의 진행에 따라 형성되는 가수분해종들은 더욱 polymer화가 되면서 가수분해가 덜 일어난다.
- ② 배위결합된 hydroxide group이 존재한다.
- ③ hydroxo group에 의한 aquo group의 재배열은 소수성 (hydrophobic)을 띠는 착화합물을 형성한다. 따라서 표면에서의 화학적인 흡착능이 높아진다.
- ④ 경계면에서 하나의 hydroxide group 보다 많이 부착된다.

이러한 응집제와 콜로이드 사이에서 서로 흡착에 의한 상호작용들은 정전기적인 힘에 의하여 도움이 되기도 하고 방해받기도 한다. 또한 콜로이드와 응집제의 전기적인 결합을 형성하는 전하역전은 화학적인 흡착능이 정전기적인 반발력 보다 중요하다는 사실을 뒷받침 하여준다.

James 와 Healy (1972c)는 열역학적인 model을 사용하여 가수분해되는 금속이온의 흡착에 대한 유사한 견해를 제시하였다. 이온과 용매의 상호작용은 물과 낮은 절연성 고형물 (즉, kaolinite와 SiO_2)의 경계면에서 높게 하전된 ion의 접근으로 방해가 일어난다. 그리고 이온의 전하가 가수분해 또는 ligand 착화합물 형성에 의해 낮아질 때, 이온과 용매의 상호작용은 감소하며 이에 따라 에너지 장애는 낮아진다. 이온이 고형물 경계면으로 접근할 때 coulomb의 힘과 짧은 연결의 상호작용 에너지가 크게 되며, 더 나은 흡착을 유지할 수 있다.

금속 킬레이트 물질에 의한 소수성 콜로이드의 응집에 관한 연구에서 Matijevic과 Kolak (1967)은 착화합물 이온의 흡착능에 영향을 주는 인자로서 수화만이 있는 것은 아니며, 유사한 금속 킬레이트 물질 (즉, $\text{Co}(\text{en})_3^{3+}$ 과 $\text{Cr}(\text{en})_3^{3+}$)은 서로 다르게 입자의 불안정화에 영향을 미친다고 하였다. 중심금속이온은 ligand의 전자 구분과 배위자의 화학적 작용기에 영향을 미쳐 콜로이드 표면에서 킬레이트 물질의 흡착능에 영향을 미치기 때문에 흡착하는 이온의 수화층을 제거해야 한다.

고분자성으로 하전된 또는 하전되지 않은 가수분해 생성물은 용액내의 포화 또는 침전물 상태의 고-액 경계면에서 잘 형성된다 (Healy et al., 1968). James 와 Healy (1972b)는 가수분해 생성물의 흡착은 입자 표면에서의 비결정성 수산화 침전물의 부분적인 층 (system 내에서 알루미늄, 수소이온, Al-착화합물 배위자 등의 양에 의존한다)을 형성하게 한다고 하였다.

$[\text{OH}^-]/[\text{Al}^+]$ 비와 잔류알루미늄의 측정을 이용한 연구에서 Dentel 과 Gossett (1988)는 입자 표면에서 양으로 하전된 수산화 알루미늄의 침전 (precipitation)에 의해 발생하는 흡착현상으로 입자의 불안정화를 설명하였다. 콜로이드 표면적과 응집제 주입량의 정량적인 관계는 흡착에 의한 입자의 불안정화를 설명할 수 있는 증거이다. O'Melia 와 Stumm (1967)은 가수분해된 Fe(III)종의 흡착에 의해 나타나는 silica 현탁액에 대한 재안정화와 응집을 Langmuir 등온흡착식을 사용하여 흡착현상으로 설명

하였다. 그들은 입자 표면의 농도가 작거나 또는 Fe(III)에 의해 표면에 덮혀진 농도의 분율이 1로 근접한 경우에 있어서 응집과 재안정화 현상이 비정량적으로 나타난다고 하였으며, 이와 반대로, 표면적이 큰 곳 또는 Fe(III)에 의해 표면에 덮혀진 농도의 분율이 0로 근접하는 곳에서는 흡착에 의한 응집과 재안정화가 정량적으로 이루어진다고 하였다.

Dentel 과 Gossett (1988)는 입자표면 부근의 점측면 장력에 대한 영향과 절연성 물질의 영향과 같은 표면-유도 침전은 흡착의 현상으로 분류할 수 있다고 하였으며, 덧붙여 금속수산화물의 흡착은 다층화를 이룰 수가 있지만 이는 표면에서의 직접적인 고분자화 또는 침전현상으로는 구분하기가 어려운 것으로 O'Melia와 Stumm (1967)이 사용한 등온흡착식에 대한 의문을 제시하였다. 또한, 그들은 실제로 주어진 조건하에서 콜로이드 표면 전하와 응집제 주입량 사이에서의 관계를 측정하기는 어렵다고 하였는데, 이는 실제 주어진 수처리 조건 이외의 변수로 있기 때문에 응집제 주입량의 변화가 발생할 수 있으므로 입자의 농도에 따라 응집제 주입량을 예측하는데 대한 어려움이 있다고 하였다.

흡착에 대한 또 다른 현상은 저농도에서 흡착하는 종들이 고농도로 흡착될 때 입자가 재안정화되는 것이다. 불안정화제와 콜로이드가 서로 반대 전하를 가질 때, 콜로이드 입자의 전하 역전에 의하여 재안정화가 일어난다. 불안정화에 대하여 초기의 힘이 정전기적 상호작용이라면, 반대이온의 초과 흡착에 의한 전하역전과 재안정화현상은 가정할 수 없을 것이다. 그러므로 이러한 재안정화 현상을 설명하기 위해서는 화학적인 상호작용으로부터 야기되는 에너지 부분에 대한 사항을 고려해야만 할 것이다.

Stumm 과 Morgan (1968)은 철염을 응집제로 사용한 연구에서 전하역전은 용해성 hydroxo-ferric 종의 흡착으로 기인된다고 하였다. 또한 Matijevic과 Janauer (1966)은 ferric nitrate를 사용한 응집의 연구에서 높게 하전된 고분자성 착화합물의 흡착에 따른 전하역전을 제시하였다. Ferric sulfate를 사용한 clay의 응집에 관한 연구에서 Black (1967)은 clay 표면에서의 고분자성 다가의 Fe³⁺ 이온의 흡착현상의 결과로서 clay 입자의 표면전위의 역전이 이루어지는 전하역전에 대한 mechanism을 밝혔다. 한편, James와 Healy (1972b)는 하전된 표면에서 경계면의 지역적인 특성은 전하역전 현상으로 해석할 수 있다고 하였다. 그들에 따르면, SiO₂의 전기영동도 연구를 통하여

Co(II)의 존재하에서 흡착된 종들은 표면 침전이 발생하기까지 silver, halides, silicates, silicas 등과 같은 낮은 절연성 고형물의 전하가 역전되지 않는다는 것을 알아냈다.

(3) Sweep coagulation

Al(III)염과 Fe(III)염 같은 금속염에 의한 금속 수산화물의 침전물이 형성될 수 있도록 높은 농도의 금속염이 수중에 첨가되었을 때, 콜로이드성 입자는 수산화 침전물에 의하여 형성된 floc내에서 뭉쳐지고 또한 충돌을 일으킨다 (Amirtharajah and O'Melia, 1990). 이러한 과정을 "sweep floc" 제거라 한다. Sweep coagulation은 용액 내의 콜로이드와 수산화침전물에 의하여 형성된 floc 사이에서 이루어지는 상호작용이다. Johnson과 Amirtharajah (1983)는 철염 응집제에 의하여 각 응집 mechanism을 일으키는 요인에 대한 범위를 정하였다 (Fig. 2.1). 또한 Amirtharajah와 Mills (1982)는 alum을 이용하여 탁도 제거에 대한 응집 모식도를 Fig. 2.2와 같이 나타내었다. 이들은 모두 Fe(III)과 Al(III) 용해도 곡선에서 경험적으로 얻어진 응집영역을 덧붙여 표현하였다 이들 그림은 응집제의 주입량과 용액의 pH의 영향에 따라 응집의 주 mechanism이 일어나는 영역을 구분한 것이다.

한편 Fig. 2.1에서 나타낸바와 같이 비결정형 $Fe(OH)_3$ 의 매우 낮은 용해도 ($K_{so} < 10^{-38}$)를 고려한다면 실제로 수처리에서 사용된 Fe(III)의 주입량은 $Fe(OH)_3$ 에 대하여 과포화되었다고 할 수 있다. 하지만, Stumm 과 O'Melia (1968)에 따르면, 이러한 용액의 과포화는 금속수산화물의 빠른 침전물 형성에 있어서 반드시 수반되는 것은 아니며 과포화되는 정도는 빠른 침전물 형성이 이루어지기 전에 초과되어야 한다고 추정하였다. 이러한 한계의 과포화는 온도, 용존되어 있는 음이온과 용액내에서 이미 형성된 고형 입자의 농도 등을 포함한 여러 인자에 영향을 받는다. 또한 콜로이드성 입자와 응집제 사이의 충돌에 의해 야기되는 입자의 결합현상인 heterocoagulation은 응집 mechanism으로서 설명 가능하다. Dentel과 Gossett(1988)는 금속 수산화물이 초기에 고형물 상태로 이루어지는 것은 부가적인 응집 mechanism으로 분류할 수 있다고 하였으며, 이 때 또 다른 고형물이 응집되어 heterocoagulation을 일으킨다고 하였다. 그들은 이러한 침전물 형성의 형태가 응집의 결과와 유사하게 나

타남을 확인하였으며, 이 경우 sweep 응집 영역에서의 불안정화는 입자의 표면에서 석출되는 침전물에 의해 야기될 수 있으므로 이에 따라 floc의 부피는 증가된다고 하였다. 덧붙여, 그들은 2 개의 서로 다른 응집 mechanism을 구별하였다. 예를 들면, 일반적인 수처리에서 전하중화를 거친 응집은 입자의 표면에서 양으로 하전된 침전물의 형성으로 이어지며 이에따라 원래 입자표면의 특성이 변하게 된다. 응집의 “흡착-sweep floc” 개념은 앞서 전하중화에 의한 침전과 차이가 난다. 그들에 따르면 “sweep floc” 응집은 침전물 형성이 시작되면서 이루어지는 것이 아니며, floc의 부피 분율과 입자의 충돌율에 영향을 미치는 침전물 형성에 의해 이루어진다.

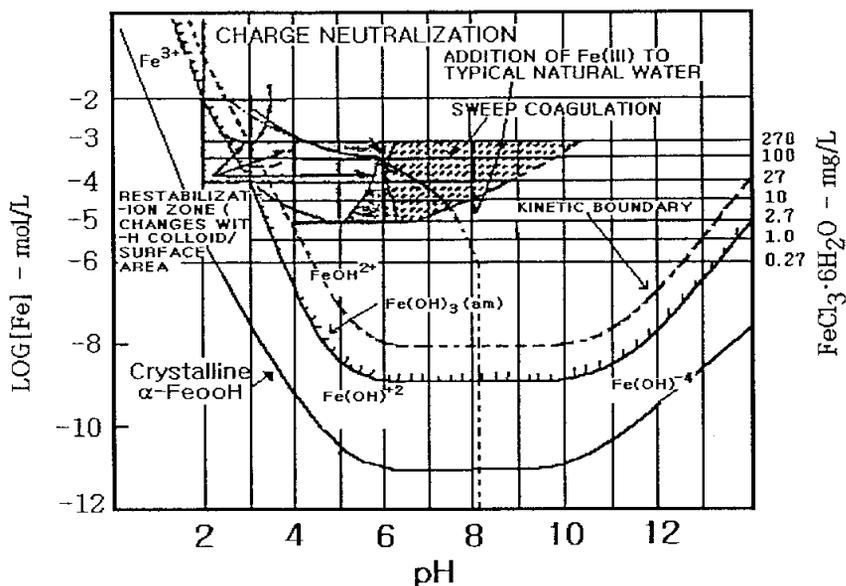


Fig. 2.1 Coagulation diagram of iron (Johnson and Amirtharajah, 1983).

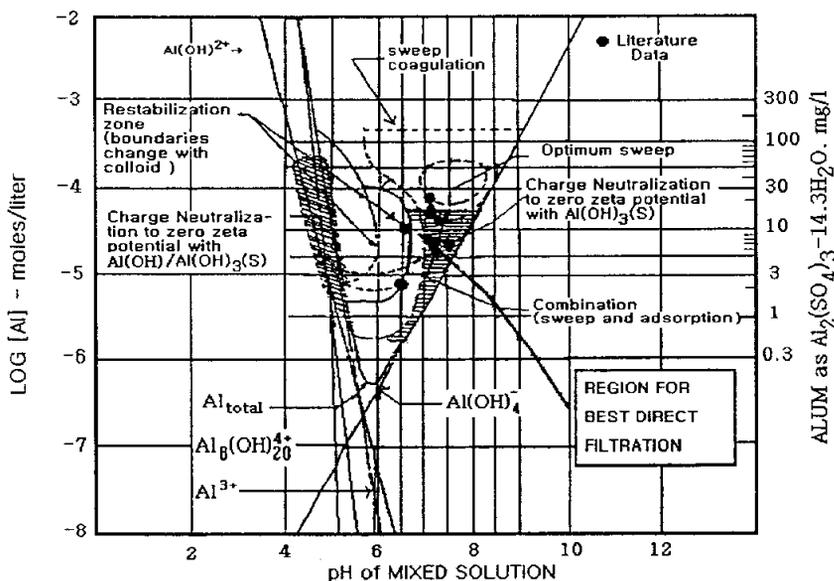
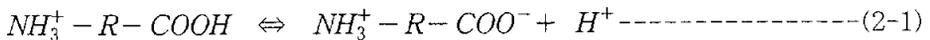


Fig. 2.2 Domain for best direct filtration on alum coagulation diagram (Amirtharajah and Mills, 1982).

2.4 유기물질의 응집 메카니즘

일반적으로 응집공정 및 응집 메카니즘은 수중에 존재하는 콜로이드상 물질을 제거하는데 중점을 두어 연구되어 왔다. 그러나 천연유기물질의 90%이상을 차지하는 부분은 용존상(DOC)으로서 입자상인 콜로이드의 응집과는 상당한 차이가 있다. 이에 따라 입자상 물질과 천연유기물질의 응집의 차이점은 Table 2.1과 같이 요약할 수 있다. Fig 2.3은 콜로이드상 입자와 천연유기물질 응집의 관계를 나타내는데 여기서 나타난 바와 같이 천연유기물질의 응집은 상(相)의 변화과정을 거쳐 입자상 물질로 전환된 후 flocc형성이 진행된다. 이러한 상태변화 즉, 천연유기물질의 응집은 수용액과 응집제의 화학적특성에 의하여 크게 좌우된다.

대부분의 수중 유기물은 표면에 전하를 띠고 있으며 그 전하는 대개 음전하를 가지고 있다. 예로서 카르복실기(COO^-)와 이미노기(NH_3^+)을 가지는 유기물 표면을 다음과 같은 이온화 반응에 의하여 전하를 띠게 된다.



이러한 용존성 유기물질은 대부분의 자연수의 pH 조건에 있어서 음이온성을 띠고 있으며 유기물질의 표면전하는 용액의 pH에 따라 변하게 된다. 즉 pH가 증가함에 따라 음전하의 세기가 점점 증가하게 된다. 유기물질이 이온화되는 경향이 클수록 극성을 띠고 있는 물분자와의 친화력이 더욱 증가하고 이에 따라 더 수중에 안정한 성질을 띠게 된다. 또한 유기물질 중 humic 물질은 그 표면에 띠고 있는 극성을 가진 기능기, 즉 carboxyl, phenolic, hydroxyl, keton의 특성에 따라 수용액상에서 humic 물질의 분자상 특성이 결정된다. Humic 물질에 있는 이러한 기능기들은 유기물 표면에 극성과 전하특성을 띠게 만들며 이에 따라 humic 물질의 용해도를 증가시킨다. 유기물질의 용해도가 증가할수록 친수성은 증가하고 이에 따라 수중에 더욱 안정한 상태로 존재하게 된다.

Table 2.1 Comparison of alum coagulation dilute clay suspensions and humic substances

Dilute clay suspension

- 최적응집 pH 6.5-7.5
- 최소 잔류 탁도는 pH의 의존성이 적다.
- 소량의 clay 농도의 증가는 응집제 투입량의 감소를 유발
- 응집제 투입량과 최적응집 pH는 humic substances가 존재함에 따라 변한다.

Humic substances

- 최적 응집 pH 5-6
- 최소잔류 TOC는 pH의 의존성이 크다
- TOC의 증가는 소요응집제 투입량의 증가를 유발
- 응집제 투입량과 최적응집 pH는 clay의 존재유·무에 상관이 없다.

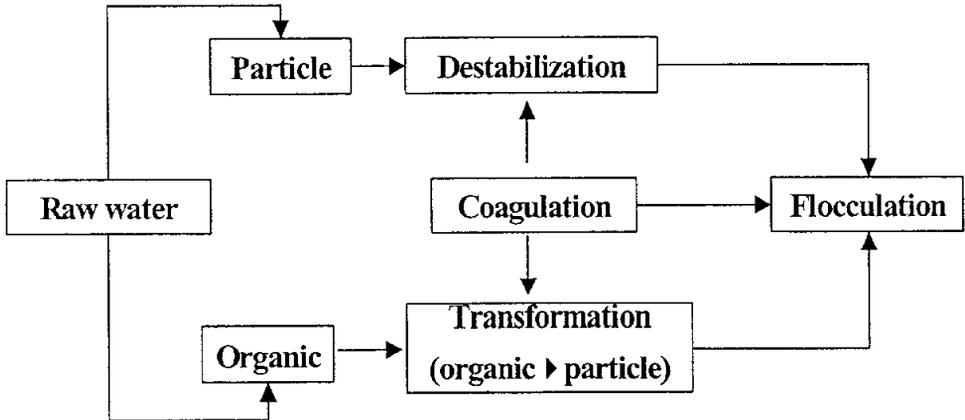


Fig. 2.3 Particle and Organic matters coagulation and removal.

이러한 유기물의 제거에 대한 mechanism은 정수처리의 운전조건을 결정함에 있어 중요하다. 실제 정수처리에 있어서 유기물의 제거에 관한 운전조건에서는 여러 가지의 제거 mechanism이 작용하며 어떤 경우의 유기물 제거에 있어서는 유기물 제거 mechanism이 서로 중복되기도 한다. 이러한 유기물의 제거에 관하여 2가지의 mechanism을 살펴보면 다음과 같다.

1) Precipitation of Metal-Humic Substance Complexes

“침전물 형성(Precipitation)”이란 용액상에서 분리가능한 입자상으로 존재하는 상태를 말한다. 즉, 천연유기물질의 응집에 있어서 침전물형성이란 응집에의 금속이온과 천연유기물질의 용존성 성분으로부터 고형물이 형성되는 것을 말한다. 음이온성 전하를 띠고 있는 유기 ligand는 양이온성 전하를 띠고 있는 Al 가수분해종과 강한 정전기적 반응에 의하여 착화합물(complexation)이 형성되어 음전하가 중성화될 때 침전물이 형성된다. 이러한 metal-humate 착화합물 형성에 의한 침전물 형성은 수산화고형물($Al(OH)_3(s)$)의 형성보다는 더 낮은 pH에서 이루어진다. Dempsey *et al.*(1984)에 의한 연구결과에 따르면 혼화과정동안 일어나는 침전물 형성 반응에 의하여 생성된 입자는 크기가 작아 침전은 잘되지 않으나 여과에 의해 제거될수 있다고 하였다. 이렇게 형성된 작은 입자는 일종의 콜로이드상 입자로서 수용액상에 함께 형성된 $Al(OH)_3(s)$ 와 함께 응집되어 침전가능한 크기의 floc으로 형성된다.

2) Adsoption of humic Substances onto Solid Hydroxide Precipitates

pH가 높거나 사용된 응집제의 주입량이 많을 경우 $Al(OH)_3(s)$ 가 많이 생성되어 용존성 유기물질이나 $[Al-humate]_{(s)}$ 착화합물이 $Al(OH)_3(s)$ 표면에 직접 흡착이 일어난다. Dempsey (1989)의 연구에서 $Al(OH)_3(s)$ 표면에서 fulvic acid의 흡착은 Al-fulvic acid 착화합물 형성의 반응보다 16배나 강하기 때문에 효과적인 유기물 제거를 위해서는 흡착에 의한 응집 메카니즘이 전 응집 pH 범위에서 가장 중요하게 작용한다고 하였다.

일반적으로 위에서 언급한 천연유기물질의 응집 메카니즘 중 Al-humate 침전물 형성은 pH 4~6범위, $Al(OH)_3(s)$ 표면에서의 흡착은 pH>7.0인 조건에서 주로 일어난다. Fig. 2.4와 같이 Al(III)에 의한 유기물의 응집에 대하여 가수분해의 과정과 이에 따른 유기물과의 흡착이 이루어져 최종적으로는 비결정형의 고형물인 $Al(OH)_3(s)$ 침전물에 유기물의 흡착으로서 유기물의 응집이 이루어짐을 알 수 있다. 여기서 monomeric Al

(III)종 또는 polymeric Al(III)종과 유기물의 반응은 고형물인 $Al(OH)_3(s)$ 침전물보다는 빠르게 이루어지며 이에 따라 Al(III)-유기물의 착화합물에 따른 침전물이 형성되며, 또한 이는 고형물인 $Al(OH)_3(s)$ 침전물상에 흡착이 이루어질 수 있다. 특히 저탁도 고 TOC의 상수원수의 경우에 형성되는 Al-humic 침전물은 침전에 의해 제거가 용이한 큰 floc으로 형성되기 어렵다. 이러한 경우 $Al(OH)_3(s)$ 에 의한 흡착 또는 sweep floc 응집에 의한 천연유기물질의 제거가 효율적일 것이다.

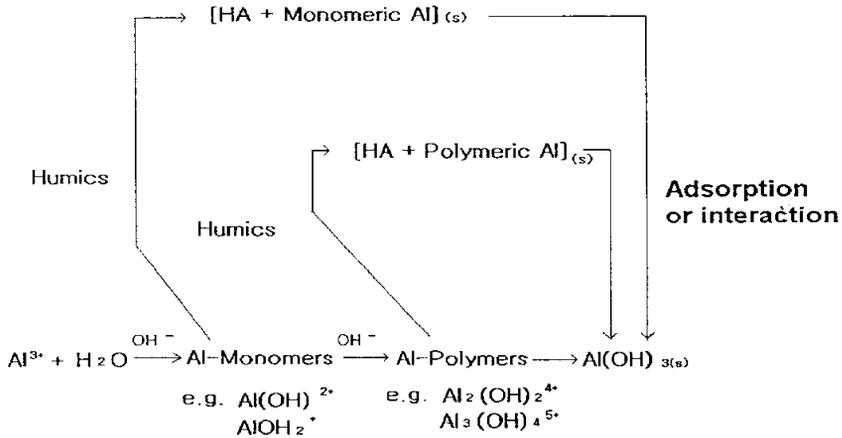


Fig 2.4 Mechanisms for alum coagulation of humic substances (Dempsey, 1989).

Edzwald와 Van Benschoten (1990)의 연구결과에 따르면 천연유기물질 응집의 경우 colloid 입자상 물질의 응집보다 대체로 낮은 pH 범위에서 더 효율적으로 이루어지며 응집제로서 alum과 PACl을 사용할 경우 pH가 5.5 부근에서는 0.3 mg Al/mg DOC, pH가 7 부근에서는 1 mg Al/mg DOC가 소요된다고 하였다. 따라서 유기물의 제거를 위한 응집에 있어서의 mechanism은 전하중화 및 흡착 그리고 sweep coagulation에 의한 연속적인 단계에 의하여 이루어지며, 특히 유기물 제거는 응집 pII에 따라 금속염과의 화학양론적으로 일어남을 알 수 있다.

천연유기물질의 응집특성은 천연유기물질의 조성에 따라 상당한 차이가 나기도 한다. 일반적으로 소수성 (Humic and fulvic acids), 고분자성 유기물, 이온화가 적은 조건 (낮은 pH)에서 유기물의 응집이 보다 효율적으로 일어난다. 또한 분자량이 보다

큰 humic acid가 fulvic acid보다 응집이 용이하다. 유기물의 성상이 각기 다른 원수를 이용하여 천연유기물질 응집에 대한 연구결과를 통하여 Edzwald (1993)은 다음과 같은 결과를 얻었다.

-Humic substance 함량이 높은 물 (높은 SUVA 값) : 50%이상의 DOC 제거가 가능하며 SUVA 범위가 4~5인 경우 약 70%의 DOC, 80~90%의 UV₂₅₄의 제거가 가능하다.

-Humic substance 함량이 낮은 물 (낮은SUVA 값) : DOC 농도가 응집제 주입량에 미치는 영향이 적으며 50%이하의 DOC제거가 가능하며 SUVA<3 인 경우 약 30% 이하의 DOC, 30~60%의 UV₂₅₄의 제거가 가능하다.

여기서 SUVA값은(UV₂₅₄ absorvance, m⁻¹/DOC, mg/L)로 나타내어진다. 따라서 UV₂₅₄ 흡광도를 더욱 많이 흡수하는 구조를 가진 고분자량의 방향족물질인 소수성 성분의 유기물질의 경우 응집에 의한 제거가 훨씬 용이하게 일어난다고 할 수 있다.

2.5 급속혼화(Rapid mixing)

급속혼화공정 (rapid mixing, flash mixing, 또는 initial mixing 이라고도 함)은 플럭형성단계 (flocculation)이전에 응집제를 처리하고자 하는 원수내에 빠르고, 균일하게 분산시켜 줌으로써 응집제와 입자들을 결합시켜 입자들을 불안정화하는데 사용되어지는 높은 강도의 혼화공정이다. 이전에는 수처리에서 급속혼화공정의 유일한 목적은 유입하는 물의 흐름을 통해 응집제를 빠르고 균일하게 분산시키는 것으로 여겨져왔고, 플럭형성공정은 입자들간의 충돌이 일어나는데 필요한 수송을 제공하는 단계로 생각되어져 왔다(Amirtharajah, 1981; Montgomery, 1985). 그러나 많은 연구자들에 의하여 급속혼화공정은 그 이상으로 인식되어오고 있다. Amirtharajah(1982)에 의하면 수처리에서 급속혼화공정은 원수중의 콜로이드와 응집제의 가수분해 생성물과의 접촉을 제공하도록 고안되어진 것이라고 하였다. 그리고, O'Melia(1982)는 급속혼화공정의 주요목적은 입자들의 불안정화를 유도하는 것이라고 하였는데, 이것은 응집제가 적절히 분포되어지고 콜로이드와의 접촉이 적절이 이루어지지 않는다면 불안정화(Destabilization)를 일으킬 수 없고, 불안정화된 콜로이드는 충분한 접촉기회가 주어지지 않는다면 aggregation이 이루어지지 않을 것이기 때문에 응집제의 가수분해반응 단계와 입자들의 전달단계는 서로 매우 밀접한 관계를 가지고 있다는 것을 나타낸다(Benefield et al., 1982). 즉, 급속혼화공정에서 발생하는 응집이 부적절하게 이루어진다면 후속공정에서 바로잡을 수 없게 되고, 부적절한 응집의 결과는 유출수의 수질과 전반적인 공정의 효율을 감소시키므로 급속혼화공정은 수처리 공정에서 가장 중요한 단계라고 할 수 있다 (Moffett, 1968). Vrale and Jorder(1971)은 이러한 급속혼화공정이 적절하게 운전되어지지 않는다면 후속공정에 잠재적인 손상을 줄 수 있다고 경고하고, 비효율적인 급속혼화는 응집제를 소모시키고, 주어진 응집제 주입량에 대해서 입자들의 floc 형성율을 낮게 함으로써 후속공정에 영향을 미쳐 처리수의 수질을 저하시킨다고 하였다. 그러므로 급속혼화공정은 후속공정인 응집-침전-여과공정의 효율에 직접적인 영향을 미치는 매우 중요한 단계라고 할 수 있다. 특히 alum이나 철염과 같은 금속염 응집제를 사용하는 정수처리에 있어서 급속혼화는 더욱 중요시 여겨지는데, 그 이유는 금속염 응집제의 가수분해가 순식간에 일어나고, 이러한 가수분해 생성물이 콜로이드 입자에 흡착되는 반응 또한 매우 빠르게 일어나기 때문이다 (AWWA,

1990).

급속혼화공정에 영향을 미치는 인자들을 열거해 보면

1) 응집제의 종류 및 농도 2) 교반조건 3) 시간 4) 콜로이드 또는 유기물질 5) 원수의 수질조건 등이 있다.

이러한 인자들은 여러 가지 방법으로 서로 상호작용 하는데, Fig. 2.5에서 급속혼화공정의 결과에 영향을 주는 인자들의 상호작용을 나타내었다.

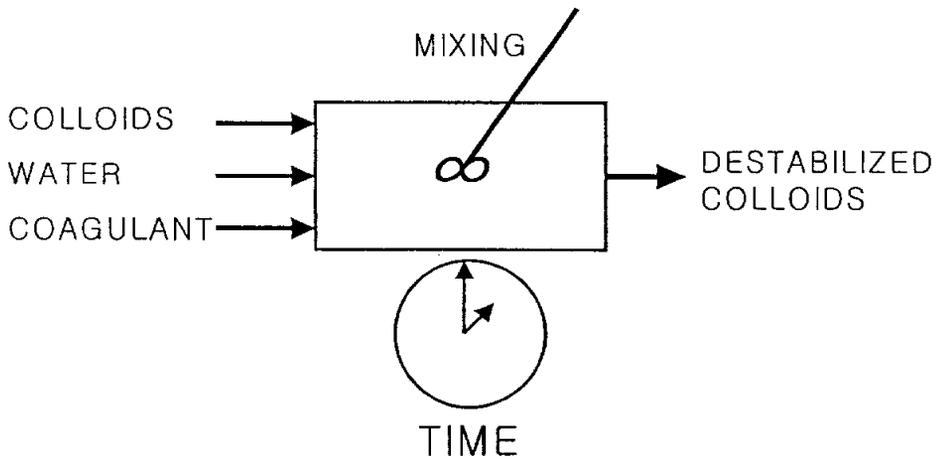


Fig. 2.5 Parameters influencing the outcome of the rapid mixing process.

응집제와 콜로이드간의 상호작용은 온도나 점도와 같은 특성에 의해 많은 영향을 받는 것으로 알려져 있다. 급속혼화(mixing)는 응집제가 분산되어지는 방법에 영향을 주므로 응집제와 물과의 상호작용과 응집제와 콜로이드간의 상호작용에 영향을 주고, 시간(time)은 이러한 상호작용의 반응속도에 중요한 문제를 초래할 수 있는 범위에 영향을 준다. 급속혼화공정의 결과를 예측하기 위해서는 그들의 상호작용 뿐만 아니라 이러한 인자들 각각에 대한 연구도 필수적이다. 응집제의 화학적 반응과 응집제와 오염물질간의 상호작용에 대한 연구는 오래전 부터 많이 이루어져 왔다 (Jordan, 1968; Vrale and Jordan, 1971; Letterman et al, 1973). 이들의 연구는 aggregation kinetic에 있어서 급속혼화조건에 대한 것으로 응집제 가수분해 종의 전달 양상에만 주요 초점을 맞추었다. 하지만 Amirtharajah and Mills(1982)는 수처리에서

alum이 응집제로 사용되어질 때 급속혼화조건이 clay suspension의 플릭형성과 침전에 어떠한 영향을 미치는가를 보여주는 연구결과를 발표했다. 그들의 연구는 급속혼화조건이 어떤 pH와 Al 주입량의 범위에서는 후속공정에 강한 영향을 미치는 반면 다른 pH와 Al 주입량의 범위에서는 영향을 미치지 않는지에 대한 이유를 알아내고자 하였으며, 응집 영역에 따라 급속혼화조건이 영향력이 다르게 작용하므로 혼화조건은 응집 메커니즘에 기초를 두고 설계되어야 한다고 지적하였다. 그리고 Clark et al.(1987)은 혼화조건이 응집제의 전달과정에 영향을 줄뿐만 아니라 응집제의 가수분해 중 형성에 영향을 줄지도 모른다고 하였다.

급속혼화과정 동안에 발생하는 각 인자의 특성에 관하여 의문을 제시하며 우리가 급속혼화과정 동안에 어떤 sub-process가 일어날 것인지를 결정할 수 있다면 각각의 sub-process를 분석할 수 있고, 그때 Fig. 2.6에서와 같이 각 sub-process와 그들의 상호작용을 조합하여 나타낼 수 있다. 급속염 응집제가 수중에 주입되어진 후 혼화에 의해 응집제는 분산되어지고, 이때 급속염 응집제는 가수분해반응을 하여 monomer, polymer 또는 precipitate를 형성한다. 이렇게 형성된 가수분해 종은 원수 중의 콜로이드성 오염물질의 표면에 흡착되고 하고 유기성 오염물질과 complex를 형성하기도 한다. 콜로이드성 또는 유기성 오염물질과 응집제의 가수분해 종과의 상호작용은 불안정화 정도를 결정하고 오염물질의 제거정도를 결정한다. 가장 효율적인 제거를 위해서는 원수에 응집제를 즉시 분산시킴으로써 모든 오염물질이 동일하고 균일한 응집제의 농도와 상호작용하여 오염물질의 모든 부분이 동일한 정도로 불안정화되어야만 한다. 만약 응집제가 수중에 매우 천천히 혼합되어질 때 오염물질의 일부분만이 불안정화되어질 것이다. 실질적인 혼화상태는 이러한 두가지 혼화상태사이에 존재한다. 이것은 실질적으로 모든 오염물질이 같은 정도로 불안정화 되어지지 않는다는 것을 의미한다.

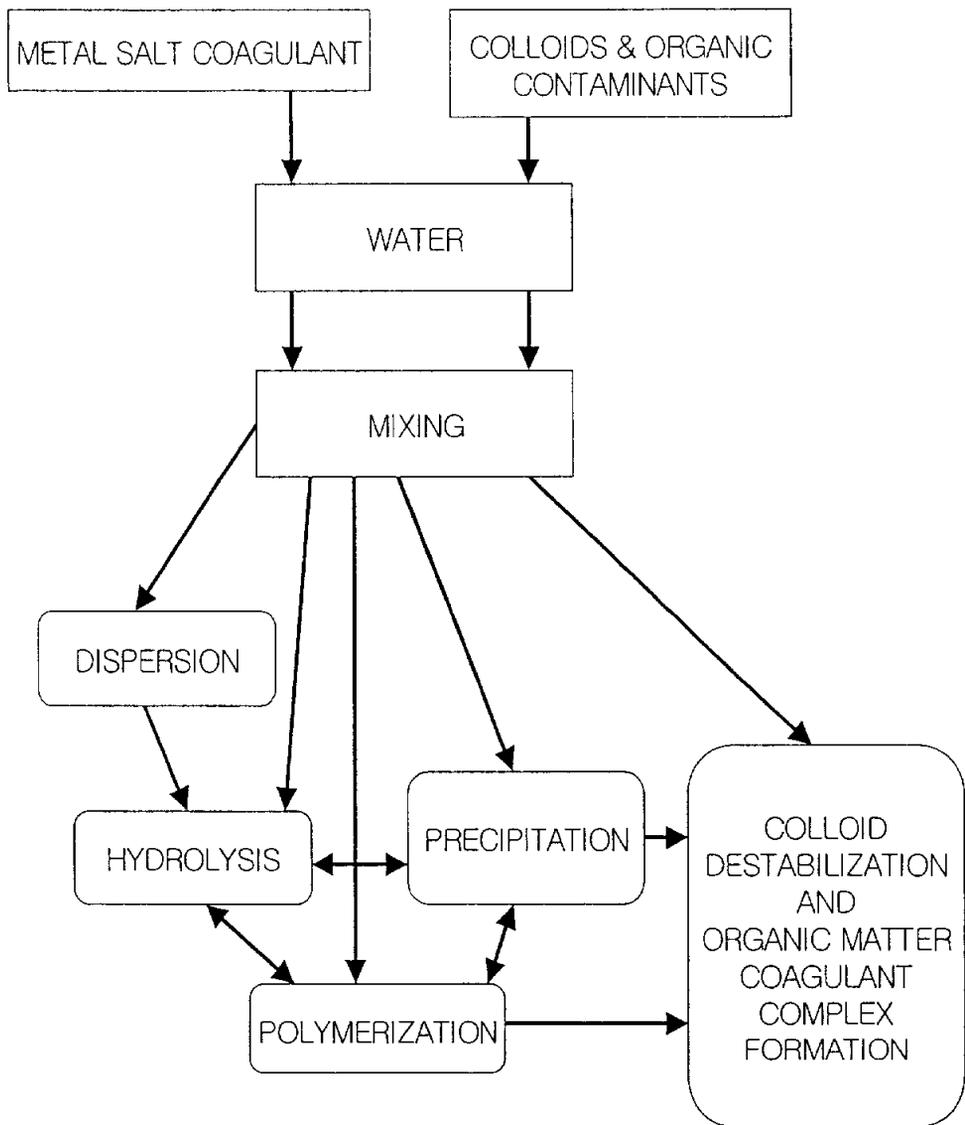


Fig. 2.6 Sub-Processes in the rapid mixing process and their interaction.

2.5.1 흡착·전하중화(A/D)응집을 위한 급속혼화조건

가수분해 반응을 거치는 금속염을 응집제로 이용하여 전하중화로 콜로이드를 불안정화시키는 흡착·전하중화 메카니즘에 있어서는 금속의 가수분해 반응이 완료되어 금속수산화물로 응결되기 이전에 중간단계에서 생성된 가수분해 종과 콜로이드 입자간의 충돌을 유도하여야만 한다 (O'Melia, 1972; Letterman et al., 1973).

단량체 가수분해 종인 monomer는 microsecond 이내에 형성되고, medium polymer는 1초 이내에 형성된다 (O'Melia, 1972). Aluminum hydroxide precipitate, $Al(OH)_3$ 의 형성은 더 느리고 1~7초 사이에 일어난다 (Letterman et al., 1973). 그러므로 전하중화가 효과적으로 일어나기 위해서는 원수내에 응집제를 빠르게 분산시키는 것(0.1sec 이하)이 0.01~1초에서 발달하는 가수분해종이 콜로이드를 불안정화시키도록 하는데 필수적이다. 반면에 Randtke(1988)는 pH가 5~6일 경우 혼화 메카니즘이 흡착·전하중화가 직접 영향을 미친다고 보고한 바 있다. 또한 이 등(1988)의 연구에 의하면 수화과정에서 과량의 수소이온이 해리되면서 이들이 일시적으로 pH 4 이하까지 저하시키는 것으로 보고하였다. 이때 알칼리도나 pH가 높을 경우에는 pH 저하현상이 매우 짧게 나타나며 용존유기물질 제거율이 저하되는 것으로 나타났다. 또한 응집제 확산시간이 pH 6.5 이상에서는 수처리효율에 매우 큰 영향을 미쳤으나, 그 이하에서는 응집제 확산시간에 따른 차이점이 거의 없는 것으로 보고하였다. 위의 점을 감안할 때 흡착-전하중화 메카니즘은 응집제 확산시간과 가수분해 반응 시간이 결정하며, 응집제 확산시간은 조의 크기와 교반의 방법과 강도에 의해 조절이 가능할 것으로 판단된다. 가수분해 반응 시간은 응집제 투입량, pH, 알칼리도 등이 복합적으로 작용하는 것으로 판단할 수 있다.

2.5.2 Sweep floc 응집을 위한 급속혼화조건

Sweep 응집은 앞에서 이미 설명되었듯이 응집제요구량 이상의 과량의 응집제를 투입하여 체거름작용에 의해 콜로이드 물질을 제거하는 방식으로, 정수처리에서 가장 많이 사용되고 있는 혼화방식이다. 이렇게 많이 사용되는 이유는 수처리효율은 타 방식에 비해 상대적으로 낮은편이지만 가장 안정적인 수처리효율을 나타내기 때문이다. 왜냐하면 앞의 응집이론에서 나타낸 바와 같이 sweep방식은 pH 및 최적응집제 투입

량의 선택폭이 매우 넓다. 따라서 원수특성이 일부 변해도 응집특성이 크게 변하지 않으므로 정수의 수질을 어느정도 안정적으로 보장받을 수 있게 된다. Sweep 응집이 안정적인 수처리 효율을 나타내는 또 다른 이유는 다음과 같다. 응집제가 주입되어 sweep응집이 일어나는 동안 생성된 침전물(철 또는 알루미늄 수산화물)과 원수중의 콜로이드 입자들 사이에는 물리적인 상호작용이 일어난다. Sweep응집 조건하에서의 일반적인 수처리공정에서는 물이 급속 자체의 용해도 보다 1000~10000배 정도 과포화되어 있어서 precipitate가 1~7초 만에 매우 빠르게 침전물을 형성한다(Letterman et al., 1973). 따라서 이러한 조건하에서는 콜로이드와 응집제 간의 물질이동과 접촉 작용은 후속되는 플럭형성단계에 비해 덜 중요하다. 즉, Sweep 응집 조건하에서는 짧은 분산시간과 높은 강도의 급속혼화조건이 전하중화 메카니즘에서 만큼은 중요하지 않고, 불안정화단계동안의 응집제 양상과 플럭형성 단계동안의 이동 양상만이 중요하다. 이러한 결과는 Amirtharjah and Mills(1982)의 연구 결과에서도 잘 나타나는데, 이들의 실험에 의하면 염화제이철 응집제를 사용하여 평균속도경사를 $G_{avg}=300\text{sec}^{-1}$ 에서 $G_{avg}=16000\text{sec}^{-1}$ 까지 변화시켜 급속혼화를 하였을 때 jar-test결과 30분 침전 후의 침전된 탁도는 동일하였다.

2.5.3 Backmixer를 이용한 급속혼화 장치

수처리공정에서 사용되어지고 있는 급속혼화 장치로는 (1) backmixer reactor (2) in-line blender, (3) hydraulic jumps, (4) diffuser and injector device, (5) motionless static mixer 등이 있다. 수처리공정에서 급속혼화 장치의 가장 일반적인 형태는 backmixer 반응조이다. Fig. 2.7에 일반적인 backmixer 공정을 도식화하였다.

속도경사 혹은 Camp와 Stein의 속도경사인 G-value의 개념은 혼화에 필요한 mechanical power를 결정하는데 사용되어져 왔다. G값이 급속혼화 장치의 설계에 있어서 다소 간단한 인자라고 할지라도 앞서 설명하였듯이 전하중화에 의한 불안정화 과정에서는 콜로이드와 초기의 가수분해 생성물과의 충돌에 중요한 역할을 하고, sweep 응집에서는 hydroxides사이의 충돌에 중요한 역할을 한다.

실질적으로 응집공정은 교반된 반응조내에서 이루어지고, 이때 탱크내의 위치에 따라 난류의 강도가 다르기 때문에 탱크내의 위치에 따라서 에너지분산은 다양하게 나타날 것이다. 난류에서 속도경사, G는 각 지점에 따라 값이 변하므로 전체적인 영향을 설명하기는 어렵다. 그래서 Camp and Stein(1943)은 평균 G값을 사용할 것을 제안했다. 그들은 속도경사값이 시스템내로 유입되는 energy input과 관련이 있다고 하여 속도경사, G를 다음과 같이 표현했다.

$$G = \frac{du}{dz} = \left(\frac{P}{\mu V} \right)^{\frac{1}{2}} \text{-----(2-3)}$$

여기서, G= 평균속도경사 (sec⁻¹)

P= 동력 (N · m · s⁻¹)

V= 부피 (m³)

μ= 유체의 점성 (N · s · m⁻²)

수처리설계 (AWWA, 1990)에서는 back mixer reactor에서의 최적 속도경사 값으로 G=700~1000sec⁻¹, 최적 접촉시간은 10~30초로 설계하도록 권하고 있고, 이러한 접촉시간에 대해 유입하는 물의 마력은 0.9~1.2hp/mgd(million gallons per day)의 범위에 있다고 한다. Letterman et al(1973)는 전반적인 응집공정을 최적화 하기 위해

서 Gemmell(1973)이 제시한 속도경사와 동일한 속도경사에서 1~2min의 혼화시간을 제안했다. 1~2min으로 혼화시간을 증가시키는 것은 급속혼화공정의 비용을 상당히 증가시킨다. 왜냐하면 반응조의 부피를 증가시키고 반응조에 요구되어지는 힘이 증가 되기 때문이다. 하지만 이러한 긴 급속혼화시간은 sweep 응집에서는 플럭형성을 도와 줄 수도 있다.

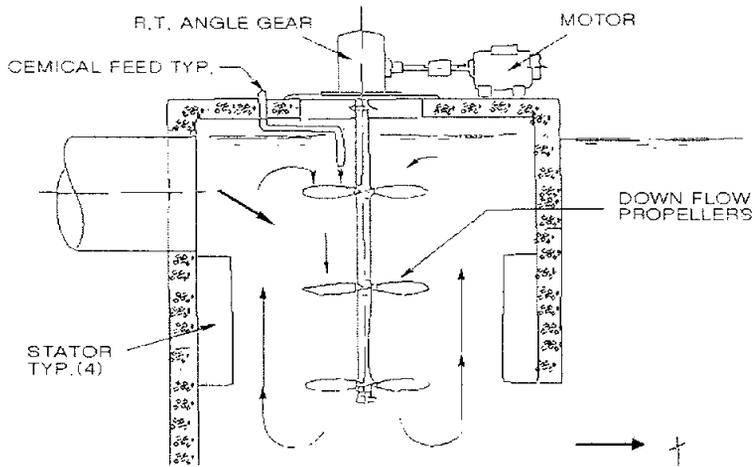


Fig. 2.7 Propeller-type mechanical flash mixer.

2.5.4 In-line 정적혼화기(static mixer)를 이용한 급속혼화장치

In-line 정적혼화장치는 전하중화에 의한 불안정화를 일으키는 가수분해 종이 콜로이드와 0.01~0.1s 이내에 반응할 필요가 있다는 것에 기초를 두고 고안된 장치이다 (O'Melia, 1972). 이러한 장치는 $G=3000\sim5000\text{sec}^{-1}$ 의 높은 혼화강도와 0.5~1초의 짧은 혼화시간을 가질 수 있다. Kawamura(1976)는 충분한 수두가 확보되는 정수장에서 in-line blender의 사용을 권하고 있는데, 이는 backmixer에 비하여 단회로 현상이 일어나지 않는 순간적인 혼화를 이루게 할 수 있기 때문이다. 이러한 in-line 정적혼화기는 난류흐름을 유도하면서 응집제의 균일한 혼합을 유도하고자 할 경우 주로 사용하는 장치이다. In-line 혼화방법에는 수두차를 이용한 무동력식 및 in-line 기계식 혼화방식에 따라 다양한 장치가 있는데 본 연구에서 이용한 in-line 정적혼화기(static mixer)는 급속혼화공정 전후의 적절한 수두차가 제공되면 무동력 방식으로 이용할 수 있다는 가장 큰 장점이 있으나 일부 단점도 제기되고 있다.

In-line 정적혼화기의 장·단점을 살펴보면 다음과 같다.

<장점>

- 가동부가 없다
- 외부동력이 불필요하다
- 펌프확산 타입에 비해서 막힘 현상이 적다
- 소요부지 면적이 극히 적다
- 유지관리가 쉽다

<단점>

- 혼화정도와 혼화시간은 유량에 따라 변동한다
- 설계자는 제작사가 만든 제품의 성능표에 의존해야만 한다
- In-line 혼화기를 이용한 설계 및 운전시 가이드라인이 정립되어 있지 않다

Backmixer에서의 혼합 특성에서의 가장 큰 단점은 비록 완전혼합(fully backmixed) 상태에서도 back mixer의 유입에서 유출까지 유체 성분이(fluid elements) 동일한 체류시간(residence time)을 유지하지 않기 때문에 균일한 혼합은 사실상 불가능하다. 그러나 in-line 혼합기의 경우 관 내부에 난류 발생 장치가 있는 경우 관의 축방향과 원의방향으로의 균일한 흐름으로 인하여 완전 혼합과 plug-flow 특성을 모두다 유지할 수 가 있다. 따라서 in-line 혼합기 내부에서의 유체 성분의 체류 시간 보다 더 균일하고 혼합율도 훨씬 크게 된다. 정적혼합기는 관내부의 유체의 흐름방향 끝부분에 설치된 고정된 혼합저류관 (element)으로 구성되어 있다. 각 element는 단단한 구조물로 구성되어 있으며 관에서 유체의 흐름이 발생할 때 element는 유체의 흐름을 분할하고 다시 재결합시키는 역할을 한다. 관내부의 element에서 발생하는 유체의 흐름 상태를 Fig. 2.8에 자세히 나타내었다.

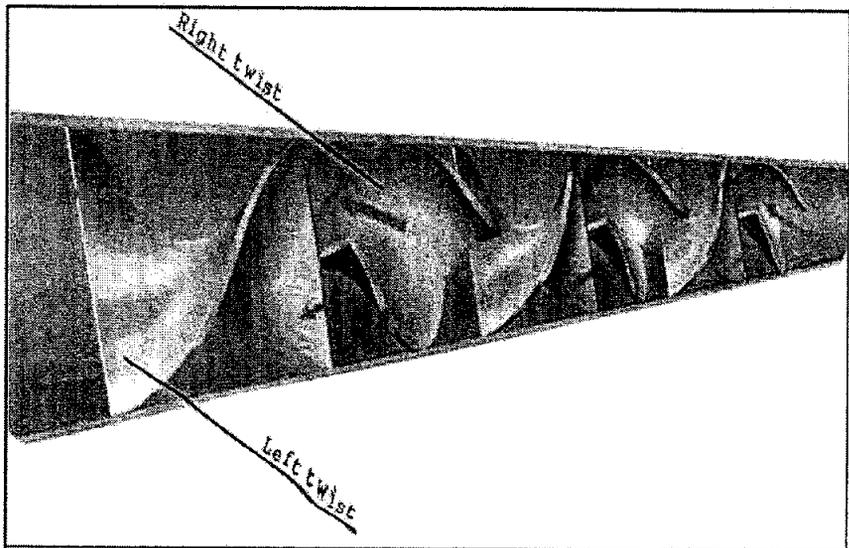


Fig. 2.8 Schematic of fluid stream at In-line Static mixer.

유체는 element의 길이에 따라 보다 균일한 상태 (homogeneous)로 구성되어진다 (Mutsakis and Rader, 1986). 이러한 정적혼화기의 element는 radial 혼합을 가속화시킬 뿐만 아니라 난류 energy 분산율을 보다 크고 균일하게 일으킴에 따라 micromixing 증진시키게 된다 (Bourne and Marie, 1991). 이러한 micromixing을 응집체의 혼화시 Al(III)의 가수분해 반응에 큰 영향을 미친다. Al(III) 가수분해 반응은 혼합 또는 확산 시간 범위 보다는 빨리 일어난다. 따라서 전형적인 backmixer에서의 반응은 “transport limitation”이 되어 가수분해 반응에 부적절하다고 생각된다. 따라서 빠른 혼화 시간과 micromixing 환경을 조성하는데에는 in-line 정적 혼화기가 Al(III) 가수분해 반응에 보다 적합하다고 할 수가 있다.

현재 운전상의 특성을 지닌 많은 형태의 정적혼화기의 element가 제조되고 있으며 실질적으로 element의 형태에 따라 유체흐름의 분할과 결합이 다양하게 나타나게 된다. 다양한 형태로 제작된 in-line 혼화기를 Fig. 2.9에 도식화하여 나타내었다. 따라서 광범위하고 다양한 설계로 인하여 정적혼화기의 운전시 일반적인 수식을 기초하여 정확한 평가를 내리기 어렵다. 이러한 사용되는 정적혼화기의 다양한 형태로 인하여 각 element의 제조사는 사용된 element들의 자료를 수집하고 설계를 위한 가이드라인을 제시하였다. 제시된 많은 자료들 중 균일한 혼합을 위해서 길이에 대한 지름의 비 (length-to-diameter, L/D)가 요구되었다. 하지만 이들의 제안은 일반적이며 화학적인 반응과 난류특성에 따른 혼화기의 운전에 대해서는 언급하지 않았다. 유사하게 정적혼화기의 scale-up을 위한 자료와 정보에도 한계가 있다. 응집공정에서 in-line 정적혼화기의 scale-up에 대한 Clark et al. (1994)의 연구에서도 정확한 결과를 나타내지 못하였으며 단지 정적혼화기의 지름이 증가할수록 교반강도가 감소함을 보여주었다. 정적혼화기를 이용한 응집효율을 비교하기 위하여 미국에서 많은 예비실험이 실시되었다(Schulgen, 1995; Burke, 1996). 밴토나이트와 수돗물을 사용하여 제조한 인공시수를 이용한 bench-scale 실험에서 재래식 공정이나 직접여과 (direct-filtration) 공정에서 정적혼화기를 통한 수두손실이나 유량은 침전수와 여과수 탁도에 큰 영향을 미치지 못하였다 (Schulgen, Amirtharajah, and Jones, 1996). 동일한 실험조건에서 유기물을 4mg/L 첨가하여 인공시수를 이용한 Burke (1996)의 연구에서 처리수 수질에 대한 수두손실의 영향은 거의 나타나지 않았다. 그러나 유기물 첨가로 인하여 적절한 처리를

위한 응집제 주입량은 증가함을 알 수 있었으며 또한 정적혼화기에서의 유기물 제거율이 jar-test에 비하여 효과적으로 나타났다. 미국공업용수 데이터 (AWWA and AWWARF, 1996)에 의하면 응집공정에서 급속교반을 위하여 65개소의 정수장에서 정적혼화기가 설치되어 운전되고 있으며 이중 23개의 공정은 운전상태에 대한 정보, 정적혼화기의 설계인자, 정적혼화기 운전에 대한 정보를 제공하고 있다. 이들 공정에서 일반적인 정적혼화기는 1-4개의 element의 수를 가지며 관의 지름은 150mm - 2.74m, 수두손실은 150mm-1.83m로 구성되어 있다. 하지만 아직까지 정적혼화기를 사용한 많은 공정에서 적절한 설계인자가 제시되어 있지 않고 있다.

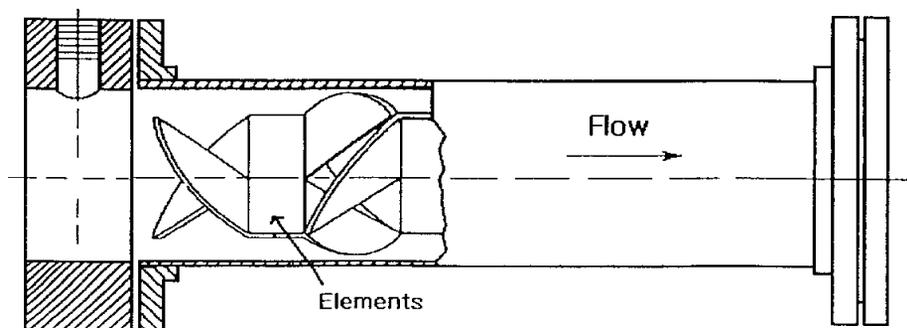
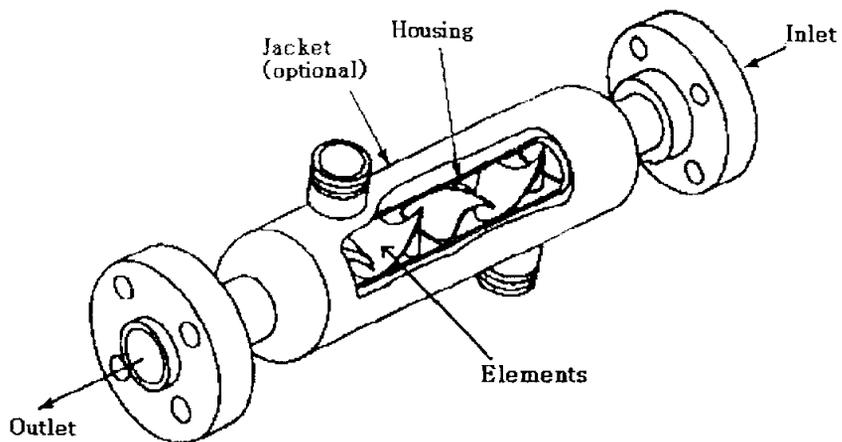


Fig. 2.9 Schematic of In-line Static mixer.

제 3 장 재료 및 방법

본 연구는 응집실험을 위하여 급속혼화를 위하여 보편적으로 사용되고 있는 임펠러 형식의 backmixer와 In-Line 정적혼화기를 사용하였다. 임펠러 형식의 Backmixer로는 일반적으로 많이 사용하는 jar test을 수행하였으며, 정적혼화기는 실험조건에 따라 다양한 혼화조건을 사용하여 실험을 실시하였으며 정적혼화기에서의 급속교반후 완속교반은 backmixer에서 사용한 2L 용량의 jar test 이용하였으며 자세한 운전조건은 아래에 자세히 나타내었다. 본 연구에 사용된 원수는 부산시 소재의 M정수장 상수원수로 이용되고 있으며, 비교적 원수성상이 균일한 회동 수원지 물을 사용하였다. 사용된 원수는 연간 일정한 유기물 농도를 나타내고 있으며 평균 TOC는 2.0mg/L의 농도를 지니고 있으며 홍수시 고탁도현상을 제외하고 평균탁도는 5 NTU 이하로 나타나고 있다. 회동수원지 원수의 수질은 Table 3.1과 같다.

Table 3.1 Characteristics of raw water

Item	Unit	Hoidong reservoir
Temperature	℃	13~22
pH	-	6.52~7.12
Turbidity	NTU	3.4~5.1
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	0.049~0.052
TOC	mg/L	2.0~2.3
Alkalinity	mg/L as CaCO ₃	25~30

3.1 Backmixer 장치

최적 응집제 주입량의 결정과 정적교반기와의 급속혼화조건에 따르는 응집효율의 비교를 위하여 backmixer 형태의 jar test를 수행하였으며 실험에 사용된 jar test는 응집·침전 실험을 위해 6개의 교반장치를 갖춘 Phipps and Birds 사의 jar tester를 사용하였다. 임펠러는 paddle 형식으로써 크기는 $(7.5\text{cm})^W \times (2.5\text{cm})^L$ 이었으며 사용된 jar는 $(11.5\text{cm})^W \times (11.5\text{cm})^L \times (21\text{cm})^H$ 인 정방형 2L 사각 jar를 사용하였으며 침전이 끝난 후 시료채취는 수표면 아래 10cm 지점에서 시수를 채취하였다. 응집의 교반조건은 교반속도 (rpm)에 따른 평균속도경사 (G) 값을 이용하여 예비실험을 통하여 결정하였으며 예비실험 결과 도출된 최적 G 값은 급속 및 완속의 교반조건에서 각각 250rpm ($G=550\text{sec}^{-1}$ at 20°C)과 30rpm ($G=22 \text{sec}^{-1}$ at 20°C)이었다. Fig. 3.1에 2L jar의 형상과 임펠러의 치수를 나타내었다.

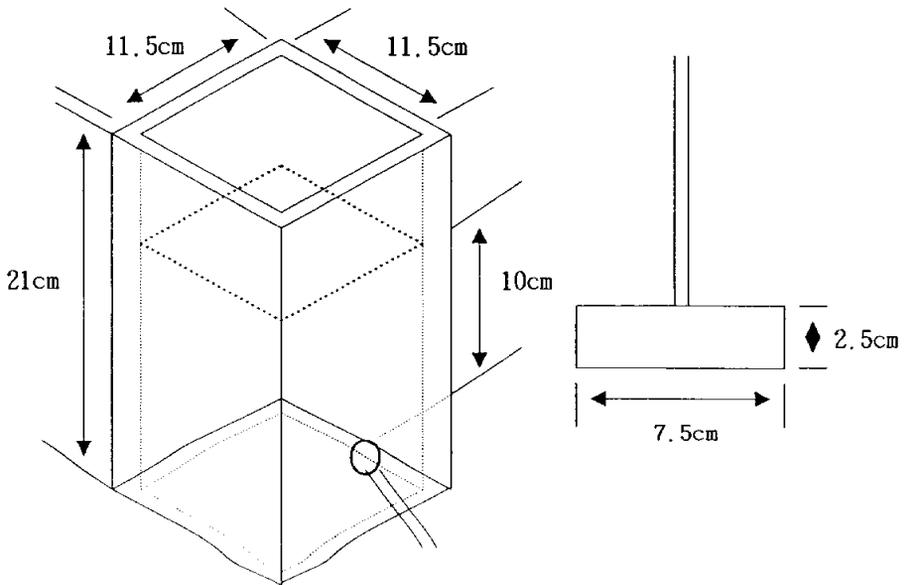


Fig. 3.1 Schematic diagram of jar and paddle used for 2L reactor test.

3.2 In-Line 정적혼화 장치

실험에 사용된 정적혼화기는 관내부에 2~5개의 혼화저류판 (elements)를 부착할 수 있도록 설계되었으며 정적혼화기가 설치되는 관은 하우징은 아크릴재질을 이용하였으며 element의 재질은 304 스테인레스 스틸로 제작하였다. 정적혼화기 관의 내경은 0.91cm, 관의 길이는 10cm 이었으며, Fig. 3.4에 element의 형상과 재원을 나타내었으며 Fig. 3.5에 사용된 정적혼화기의 실제 사진을 나타내었다. 정적혼화기에도 응집제 주입은 peristaltic 펌프를 이용하여 관의 유입부 중앙에 주입되도록 하였으며 관내의 수두 손실은 차압계(differential pressure transducer)를 이용하여 압력손실(ΔP)를 측정하였다. 실험에 사용된 차압계의 실제사진을 Fig. 3.6에 자세히 나타내었다. 정적혼화기를 거친후 응결 (flocculation)을 위하여 jar-test 실험에서 사용한 2L용량의 사각형 jar를 사용하였으며 완속교반조건은 backmixing에서와 동일한 조건(30rpm에서 30분 교반)에서 실시하였다. 정적혼화장치를 이용한 실험장치를 Fig. 3.7에 자세히 나타내었다.

일반적으로 응집교반기의 설계시 속도경사, G 또는 속도경사와 교반시간를 함께 고려한 GT값을 기준으로 하고 있다. 그러나 교반시 발생하는 난류 혼합특성을 단순한 G값을 사용하는데 있어 많은 의문이 제시되어 왔으나 (Cleasby, 1984; Han and Lawley, 1992) 아직까지 G값을 대신 할 수 있는 적절한 물리적 인자가 개발되어 있지 않아 본 연구에서는 정적교반기를 통한 유체의 유량 및 유속에 따른 혼화강도를 수치화하고 일반적으로 backmixer에 사용하는 혼화강도인자인 속도경사(G)와의 직접 비교를 위하여 정적교반기에서의 G값 측정 방법을 다음과 같이 측정하였다. 즉, back mixer에서의 G는,

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \text{-----(3-1)}$$

여기서, P=혼화조로의 유입동력(kg · m²/sec³)

V=혼화조의 부피(m³)

μ =유체의 점성(kg/m · sec)

그러나, 정적교반기의 경우 식(3-4)에서 나타난 난류에너지가 전달되는 부피인 V 를 결정하기 위하여 식(3-4)을 다음과 같이 변형하여 backmixer와 유사한 혼화강도인 G값을 나타내는 식을 만들었다(단, 부피(V)와의 혼동을 피해 유속은 u로 표현).

식 (3-4)에서 $V = A(\text{면적}) \times L(\text{길이})$ 이므로,

$$G = \sqrt{\frac{P}{A L \mu}} \text{-----}(3-2)$$

식 (3-5)의 $1/A = u(\text{속도})/ Q(\text{유량})$ 이므로,

$$G = \sqrt{\frac{P u}{Q L \mu}} \text{-----}(3-3)$$

식 (3-6)에서 $P = Q \Delta p$

$$\Delta p = \gamma h_L$$

여기서, $Q = \text{volumetric flow rate}$

$\Delta p = \text{pressure drop across the mixer}$

$\gamma = \text{specific weight of water}$

$h_L = \text{head loss}$

$$G = \sqrt{\frac{\gamma Q h_L u}{Q L \mu}} \text{-----}(3-4)$$

식 (3-7)에서 분모, 분자에 있는 유량이 같고 $\gamma = \rho(\text{밀도}) \times g(\text{가속도})$ 이므로,

$$G = \sqrt{\frac{\rho g u h_L}{L \mu}} \text{-----}(3-5)$$

식 (3-8)의 $\rho/\mu(\text{점성}) = 1/\nu(\text{동점성})$ 이므로 속도경사 G 는 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$G = \sqrt{\frac{g u h_L}{L \nu}} \text{-----(3-6)}$$

여기서, $\nu =$ 동점성계수 (m^2/sec)

식 (3-9)에 나타난 바와 같이 정적교반기내의 유속 또는 유량에 따라 변화하는 수두손실(h_L)을 차압계로 측정하여 정적교반기내의 혼화강도를 속도경사(G)로 나타낼 수가 있다. 식 (3-9)을 이용하여 속도경사, G 를 측정하기 위하여 다양한 유입 유량과 관내부의 element 수에 따라 정적교반기에서 발생하는 수두손실을 차압계를 이용하여 측정하였다.

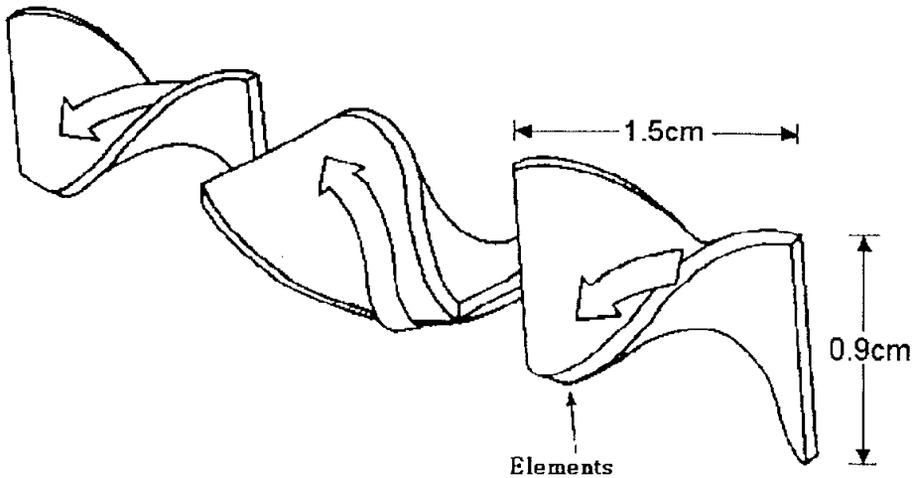


Fig. 3.2 Schematics of in-line static mixer element.

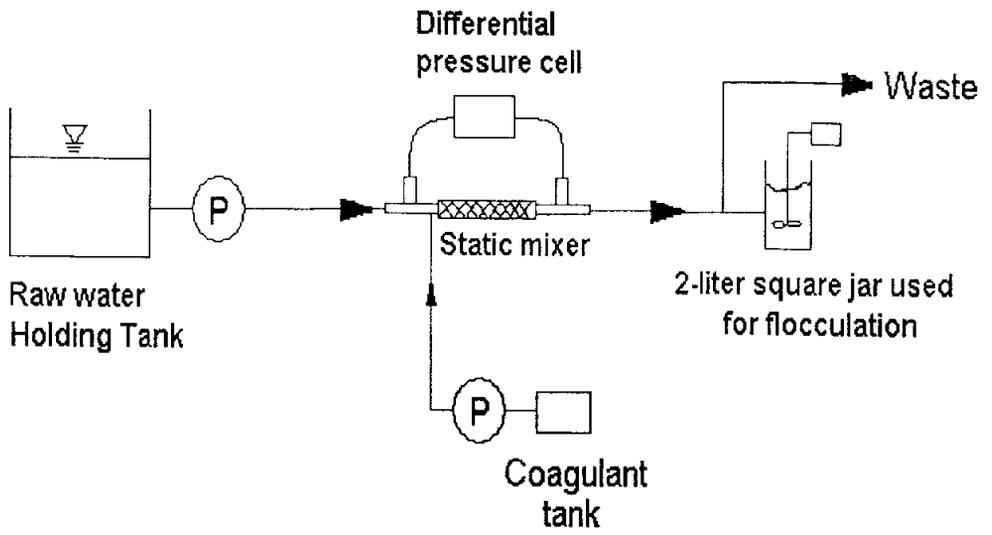


Fig. 3.3 Experimental setup of a static mixer for rapid mixing.

3.3 수질분석

본 연구에서 사용된 각 수질분석은 standard method(1995)에 의해 수행되었으며 수질분석 항목은 다음과 같다.

1) 탁도

HACH, 2100P 탁도계를 사용하여 0~4000 NTU의 표준용액으로 검량선을 작성하였고 2차 표준액으로 확인 후 탁도를 측정하였다. 탁도는 cell내의 기포생성에 주의하며 cell을 흔들어 준 이후 탁도를 측정하였다.

2) UV-254

여러 유기탄소 화합물들이 수중에서 lignin, tannin, humic 물질 등의 형태로 존재한다. 이러한 유기탄소 화합물질은 200~400nm의 근자외선 영역에서 최대 흡광도를 나타낸다. 이러한 사실은 방향족 화합물질 (aromatic substances), 불포화지방족 화합물질 (unsaturated aliphatic compounds), 포화지방족 화합물 (saturated aliphatic compounds)등 탄소 고리가 이중결합 이상을 하고있는 물질들이 빛을 흡수하는 것에 근거한다. 이러한 이유때문에 UV-254nm가 UV 흡광도치를 결정하는데 유기물질의 변화상태를 간접적으로 측정하는데 많이 이용되고 있다 (Edwald et al., 1985).

시료는 Type A/E Glass Fiber Filter (Gelman Science)를 사용하여 여과한 후 1-cm 석영 cell을 사용하여 파장 254nm에서 spectrophotometer를 사용하여 측정하였다.

3) TOC (Total Organic Carbon)

수중에 존재하는 유기물의 농도를 정량화하기 위해 측정하였으며, 정확한 측정을 위하여 TOC vial은 크롬산 세척액으로 잔존 유기물 성분을 모두 세척한 다음 증류수로 재세척하여 사용하였다. 분석은 $C_8H_5KO_4$ (anhydrous potassium biphthalate)와 Na_2CO_3 (anhydrous sodium carbonate), $NaHCO_3$ (anhydrous sodium bicarbonate)을 표준용액으로 사용하여 각각 TC와 IC의 검량선을 적정범위로 작성한 후 분석을 실시 하였다. 시료 분석은 즉시 실시 하였으며 그렇지 못할 경우 빛과 대기에 노출되지 않도록 하여 4℃에서 보관 하였다.

4) Alkalinity

응집제가 가수분해 과정에서 소모하는 알칼리도는 적정방법으로 측정하였다. 알칼리도는 황산 0.02N을 사용하여 시수를 pH 4.3까지 중화하는데 소요되는 황산의 당량을 CaCO₃로 환산하여 표시하였다.

5) Zeta Potential

입자의 표면 전하를 파악하기 위하여 전기 영동도 측정기 Lazer Zee Meter (PEN KEM Model 501)를 사용하였으며, jar-test 실험시 1분 동안의 급속교반 후 시료를 채취하여 분석하였다. 분석 하기 전 시료는 폴리프로필렌 플라스틱과 같은 불활성 용기에 저장하였고 대기로부터 CO₂가 녹아 들어가 pH가 변하는 것을 막기 위해서 밀봉하여 저장 하였다. 그리고 박테리아 등의 미생물 활동에 의하여 전하에 미치는 영향을 최소화하기 위해서 보관기관 동안 냉장보관 하였다.

앞서 설명한 수질분석에 사용된 분석방법 및 기기를 Table 3.3에 나타내었다.

Table 3.2 Analytical method and instruments

Item	Unit	Analytical method and instruments
Jar-test	-	Jar-tester(Phipps & Bird, Model 7790-500)
pH	-	pH-Meter (METTLER DELTA 345)
Turbidity	NTU	Turbidity-Meter (HACH, 2100P)
Zeta potential	mV	Laser Zee Meter (PEN KEM Model 501)
TOC(DOC)	mg/L	Combustion/non-dispersive infrared gas analysis method (TOCAnalyzer,Model TOC-5000, SHIMADZU)
UV-254	cm ⁻¹	UV-Spectrophotometer(UV-1201, SHIMADZU)
Particle counter	-	Particle sizing system(Model 770 Accusizer)
Al	mg/L	ICPA 61E TRACE ANALYZER (Thermo Jarrel Ash)

제 4 장 결과 및 고찰

4.1 In-Line 정적혼화기에서 혼화강도의 결정

Table 4.1과 Fig. 4.1.1에는 정적혼화기로서 유입유량의 변화와 관의 내부에 장착된 element의 개수에 따른 수두손실과 속도경사, G 값을 나타내고 있다. 정적혼화기에서의 속도경사, G 는 각 조건에서 수두손실(h_L)을 측정하여 식(3)을 이용하여 계산하였다. 식(3)을 이용하여 속도경사, G 를 측정하기 위하여 element의 수가 0(empty pipe)에서 5개까지가 설치된 정적혼화기의 관 길이는 10cm 이었으며 (3+2) elements가 설치된 교반기의 관 길이는 30cm로, 입구부위에 3개의 element를 설치하고, 유출부위에 2개의 element를 각각 설치하였다. Table 4.1과 Fig. 4.1.1에서 살펴보면 유량이 증가함에 따라, 또한 element의 수가 증가함에 따라 수두손실과 속도경사, G 값이 지속적으로 증가함을 나타내고 있다. 이는 식(3)에서 나타난바와 같이 유량과 element 수가 증가함에 따라 관내부에서의 난류발생이 크게 작용함에 따라 유입부와 유출부 사이의 수두손실의 증가를 유발함으로써 속도경사를 지속적으로 증가시킴을 알 수 있었다. 5 elements 와 (3+2) elements의 경우 총 element의 수는 같으나 관의 길이차로 인하여 (3+2) elements의 경우에 수두손실이 다소 높게 나타났다. 또한 Fig. 4.1.1의 유입유량과 elements의 개수에 따른 속도경사, G 값의 결과에서 알 수 있듯이 전반적인 G 값이 $1,000 \sim 4,000 \text{sec}^{-1}$ 로 매우 높게 유지할 수가 있어서 일반적인 backmixer와 비교할 경우 정적혼화기의 경우 응집제 순간혼화를 위한 효과적인 교반장치로의 사용이 가능하리라 판단된다.

Table 4.1 Measurement of head loss and calculation of velocity gradient under various flow rates and numbers of element

	1L/min		2L/min		3L/min		4L/min	
	h_L (m)	G (sec^{-1})						
empty	0.004	288	0.012	815	0.02	1116	0.04	1822
2 elements	0.045	966	0.055	1511	0.07	2087	0.13	3284
3 elements	0.05	1018	0.065	1642	0.11	2616	0.15	3528
5 elements	0.06	1116	0.095	1985	0.17	3253	0.21	4173
(3+2) element	0.06	644	0.095	1116	0.19	1985	0.23	2522

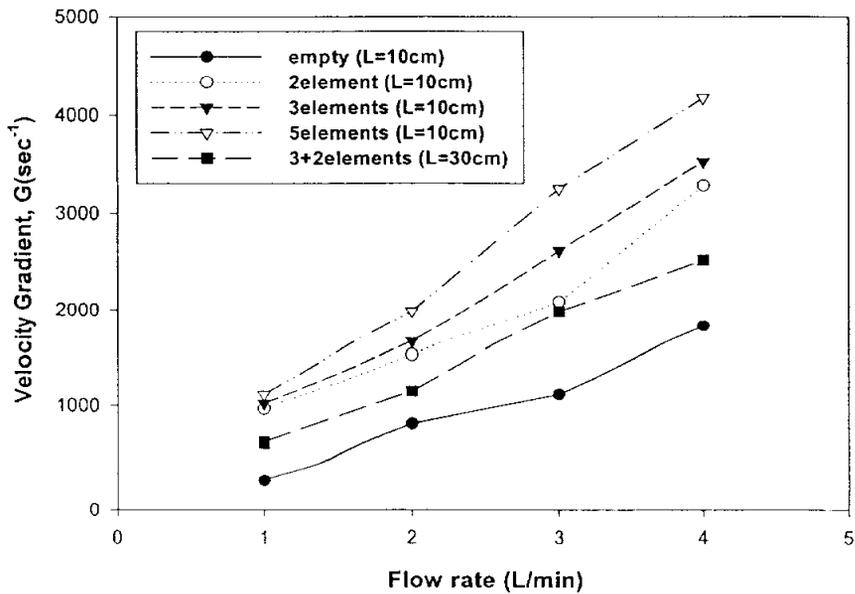


Fig. 4.1.1 Comparison of velocity gradient with flow rate.

4.2 In-Line 정적혼화기의 혼화강도에 따른 응집효율의 비교

Figs. 4.2.1과 4.2.2은 정적혼화기의 유입유량과 element 수에 따른 응집효율을 비교하기 위하여 앞서 결정된 정적혼화기의 최적 응집제 투입량을 0.075mM (as Al)로 고정하여 탁도와 유기물 제거효율을 나타내고 있다. 정적혼화기의 혼화강도 및 유체의 혼화양상을 변화시키기 위하여 정적교반기 element의 개수를 0 (empty pipe), 2, 3, 5개를 각각 설치하고 각 element에 대하여 유량을 1, 2, 3, 4 L/min로 변화시키며 실험을 수행하였다. Fig. 4.2.1에서 나타난 바와 같이 실험에 사용된 정적혼화기에 의한 탁도제거는 설치된 element의 수와 유량에 상관없이 모든 혼화조건에서 유사한 응집효율을 보이고 있다. 또한 탁도제거에 미치는 element 수와 정적혼화기를 통한 유량의 영향은 각 혼화강도에서 거의 나타나지 않고 있다. 이러한 현상은 element가 설치되어 있지 않은 빈 관을 통한 혼화효과도 각 element를 설치한 혼화기와 유사한 것을 통하여 알 수 있었다. Klute(1990)의 연구결과에서도 혼화의 효과는 각 정적혼화기내에 난류발생을 유도하기 위한 관내의 구조물(pipeline expansion, baffle, etc)의 영향은 거의 받지 않는다고 하였다. 그러나 혼화기의 종류와 혼화강도(유량)에 따른 유기물의 제거효율을 나타낸 Fig. 4.2.2을 살펴보면 전반적으로 설치된 element수에 상관없이 유량에 의한 영향이 크게 나타났다. 즉, 유량이 증가함에 따른 혼화강도(G)가 클수록 유기물 제거효율이 감소하였다. 일반적으로 응집공정중 급속혼화공정시 혼화강도가 높을수록 혼화효율이 증가하며 이에 따라 응집효율이 증가한다고 보고되어 왔으나 본 실험결과에서는 각 정적교반기에서 공통적으로 유량 증가에 따른 혼화강도가 증가할수록 응집효율이 감소하거나 유사한 경향을 보였다. 이는 유량이 4L/min의 경우 관내에서 발생하는 체류시간이 0.24 sec 정도로 낮기 때문에 응집제의 고른 분산이 효과적으로 이루어지지 않아 응집효율의 감소를 유발하거나, 혼화강도가 큰 경우 micromixing으로 인하여 수중에 존재하는 OH^- , HCO_3^- 등의 염기의 빠른 분산으로 인하여 알루미늄의 가수분해가 급속도로 진행되어 유기물 응집에 효과적인 용존성 Al(III) 가수분해종이 생성되는 것에 비하여 침전물 형태의 Al(III)종 (ex, $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$)이 많이 형성되어 유기물 응집에 효과적으로 작용하지 못하기 때문이라 판단된다. 이는 Clark(1987)의 연구결과에서 보고된바와 같이 일정한 교반기 이상인 강한 혼합조건에서는 침전물 형태의 Al(III)이 많이 형성된다는 결과와 유사하다고 판단된다. 본 연

구결과를 종합해보면 정적혼화기의 경우 적정설계조건으로는 G 값이 1,500~2,500 sec^{-1} 으로 유지할 수 있는 유입유량과 elements의 개수가 적정한 것으로 판단된다. 즉 더 높은 혼화강도(G)를 유지하기 위해서는 더 큰 유량과 더 많은 element의 개수가 요구되나 실제 정수공정의 설계시에는 더 큰 혼화강도를 유발하기 위해서 정적혼화기와 상류부에 보다 더 큰 수두(head)가 요구되거나 이로 인하여 정적혼화기를 통하여 더 큰 수두손실(headloss)이 유발되어 문제점으로 대두될 수가 있다.

이상의 혼화강도에 대한 영향을 자세히 살펴보기 위하여 응집제 주입량을 0.075mM (as Al)로 고정한 후 각 혼화강도에 대한 제타전위를 측정하여 Fig. 4.2.3에 나타내었다. Fig. 4.2.3에 나타난바와 같이 G 값, 즉 혼화강도가 증가할수록 제타전위가 점점 증가하였으나 G 값이 3,000 sec^{-1} 이상에서는 거의 유사한 제타전위를 보이다가 다시 감소하고 있음을 보여주고 있다. 따라서 일정한 혼화강도까지는 혼화강도가 증가할수록 응집제에 의한 전하중화가 더 효율적으로 일어나다가 너무 높은 혼화강도에서는 $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ 의 형성으로 인하여 전하중화의 효율이 저하됨을 알 수 있다. 또한 동일한 응집제 주입량에서 $G=550 \text{ sec}^{-1}$, 교반시간 1min인 backmixer의 제타전위값인 -17mV와 비교하면 전하중화 측면에서도 정적혼화기가 훨씬 효율적인 혼화장치임을 알 수 있다. 이는 정적혼화기를 통한 흐름의 특성이 backmixer보다는 응집제와 유입원수의 균일하고 신속한 혼합에 더 유리하기 때문이라 판단된다. 일정한 혼화강도까지 혼화강도가 증가할수록 음(-)의 제타 전위가 감소하는 것은 입자의 전하 중화에 효율적인 $\text{Al}(\text{III})$ polymer종이 더 많이 생성되었기 때문이라 판단된다. Patterson and Zipp(1991)은 competitive-consecutive 반응($A+B \rightarrow R$; $R+B \rightarrow S$)에서 혼화강도가 50rpm에서 600rpm으로 증가함에 따라 중간 반응생성물이 R이 더 많이 생성되었다고 보고하였는데 $\text{Al}(\text{III})$ 의 경우 R은 높은 양이온을 띤 $\text{Al}(\text{III})$ polymer 종에 해당한다. Amirtharajah and Tambo(1991)의 연구결과에 의하면 평균 직경 $3\mu\text{m}$ 의 입자를 염화제이철 응집제를 사용하여 응집을 시킨 후 제타전위 측정값을 통한 전하중화 효과를 판단한 결과 G 값이 1000 sec^{-1} 에서 3000 sec^{-1} 사이에서는 전하중화 효과가 점점 증가하다가 3000 sec^{-1} 이상의 G 값에서는 전하중화 효과가 급격히 감소하였다. 그들의 실험결과는 응집제로는 염화제이철, mixer는 backmixer를 사용했다는 점이 본 연구 방법과 다소 틀리나 혼화강도와 전하중화의 전반적 경향은 유사하게 나타났다. 정적교반기의

element 수에 대한 응집효율을 살펴본 연구결과에 의하면 효과적인 혼합을 위해서는 element수가 2~5개가 적합하다고 제시하였다 (Clark et al., 1994; Bourne and Marie, 1991; Taweel and Walker, 1983). 한편 Klute(1990)는 다양한 in-line 정적혼화기를 사용한 실험결과를 이용하여, in-line 정적혼화기에 의한 혼화의 효율은 mixing units(pipeline expansion, baffle, etc.)와 유입유량의 영향은 적으며, 혼화기의 기하학적 형상과 응집제 주입지점에 따른 영향이 크다고 하였다.

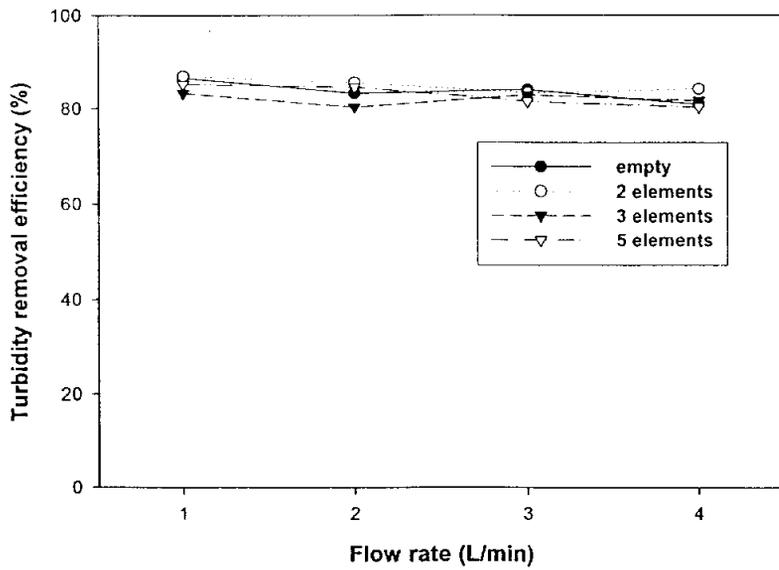


Fig. 4.2.1 Turbidity removal efficiency for different mixing conditions under varied flowrates and element numbers (alum dose: 0.075mM as Al).

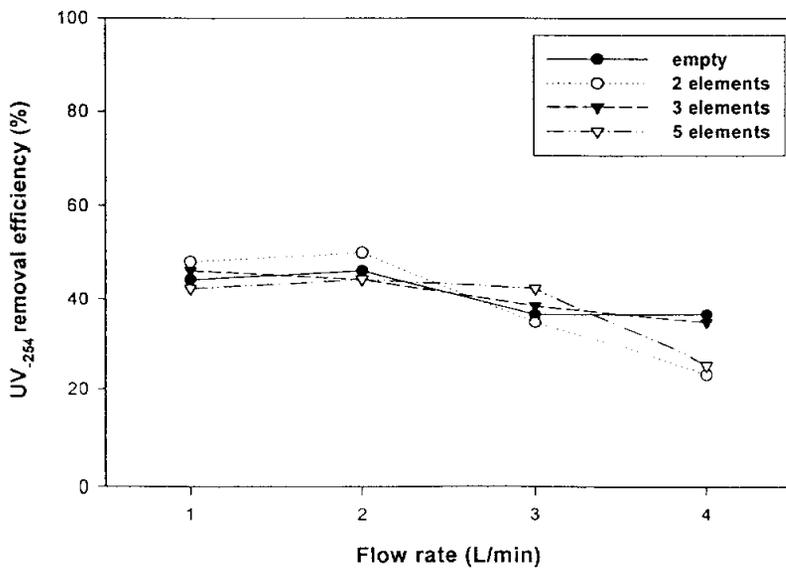


Fig. 4.2.2 UV₂₅₄ removal efficiency for different mixing conditions under varied flowrates and element numbers (alum dose: 0.075mM as Al).

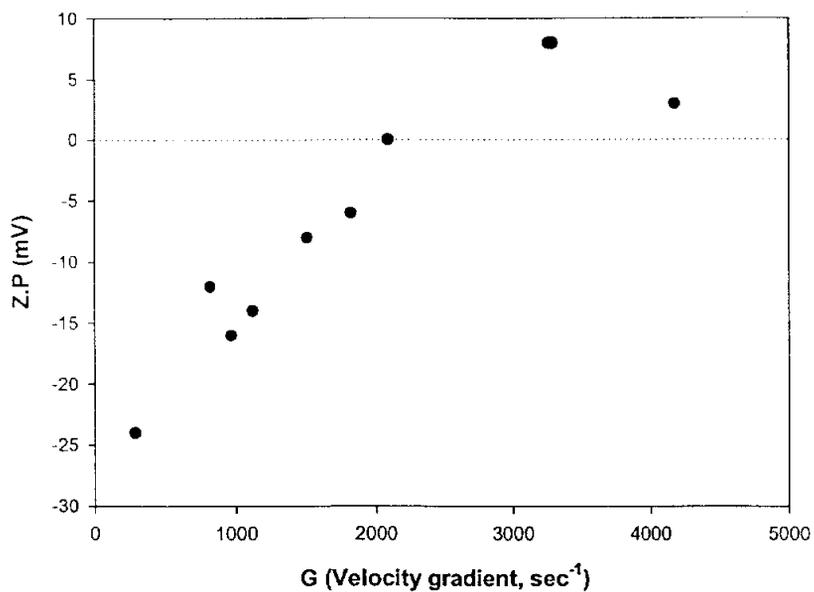


Fig. 4.2.3 Comparison of Zeta Potential for each G value (alum dose: 0.075mM as Al). (Zeta potential for backmixer at G=550 sec⁻¹: -17mV)

4.3 In-Line 정적혼화기내 element의 설치방법에 따른 응집효율의 비교

본 실험은 최적 정적혼화기의 설계인자의 도출을 위하여 정적혼화기내 element의 설치방법에 따른 응집효율에 미치는 영향을 살펴보기 위하여 정적혼화기의 길이와 element의 위치를 변화시켜 실험을 실시하였다. 앞선 실험결과를 토대로 최적 정적혼화기를 설계하기 위하여 정적혼화기의 길이를 30cm로 증가시키고, 관의 유입부분에 3개의 elements, 관의 유출부분에 2개의 elements를 설치하였다(3+2 element). Figs. 4.3.1와 4.3.2는 본 연구실에서 개발된 (3+2) elements 정적혼화기와 2개의 elements 또는 5개의 elements에 대한 탁도와 유기물 제거효율을 나타내었다. 그림에서 나타난 바와 같이 탁도와 유기물 제거효율 모두 (3+2) elements 혼화기의 응집효율이 가장 우수하게 나타났다. 또한 유량이 1 L/min과 2 L/min에서 응집효율이 가장 우수하였으며 유량이 증가함에 따라 탁도 및 유기물 제거효율의 감소를 보이고 있다. 이는 (3+2) elements 혼화기의 경우 관의 유입부에 설치된 3 elements에 의해서는 응집제의 신속한 혼합이 일어나고 관의 유출부에 설치된 2 elements에서는 응집제의 혼화의 강화 및 미세 floc의 형성을 유도하였기 때문이라고 생각된다. 따라서 향후 최적교반기의 설계시의 주안점은 2단 정적혼화기를 설치하여 1단은 2~3개의 elements의 설치와 G값을 1000sec^{-1} 정도 유지하고 2단에서는 2~3개의 elements를 설치하여 추가 혼화 및 고강도 flocculation의 유지를 통한 미세 floc을 형성할 수 있도록 하여야 할 것이다. 또한 각 단의 혼화기 사이에는 현장 조건에 맞도록 적정거리를 유지할 수 있는 설계가 요구된다. 또한 (3+2) elements 정적혼화기의 경우 Table 4.1에 나타난 수두손실과 교반강도, G값에서 알 수 있듯이 5 element와 동일한 element가 설치되었지만 관의 길이에 의하여 수두손실은 높고 G값은 각 유량에 대하여 낮게 나타나고 있으며 거의 2 element와 유사한 값을 나타내었다. 하지만 2 element와 5element에 비하여 효과적인 응집효율을 보이고 있는데 이는 앞서 설명한바와 같이 2 element와 5element의 관의 길이가 10cm 이었으나 (3+2) element의 경우 관의 길이가 30cm로 증가함에 따라 체류시간의 증가로 인하여 응집제의 분산이 효과적으로 일어나서 응집효율이 향상되었다고 판단되어진다.

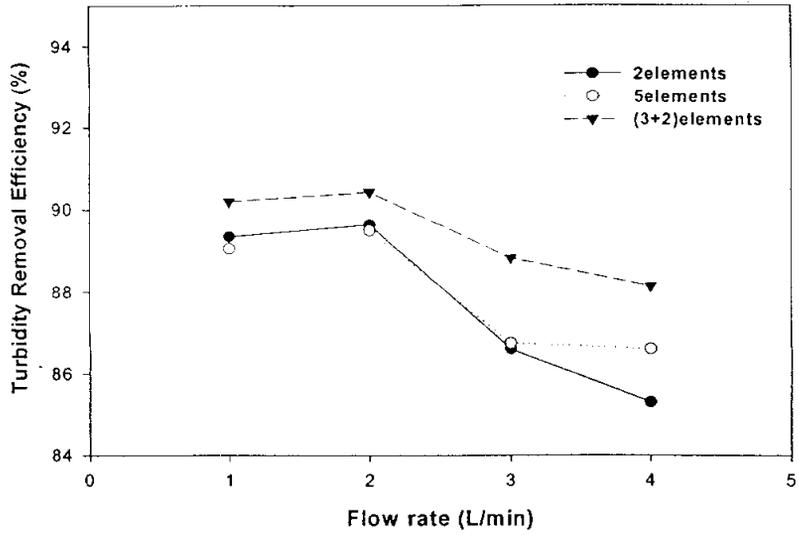


Fig. 4.3.1 UV₂₅₄ removal efficiency for different mixing conditions under varied flow rates , pipe length, and element numbers (alum dose: 0.075mM as Al).

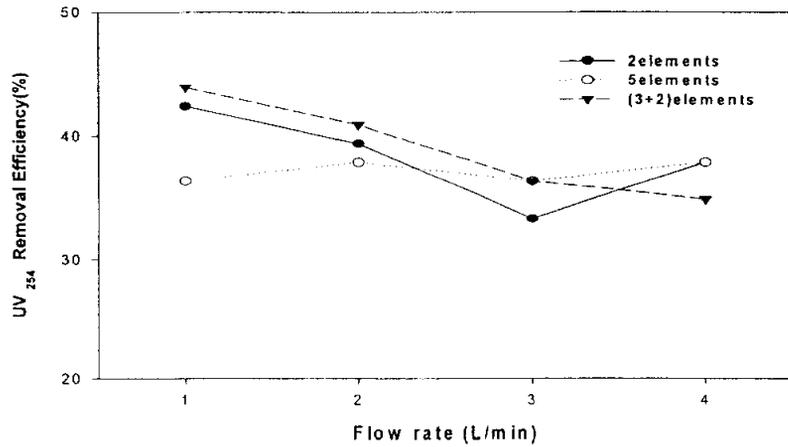


Fig. 4.3.2 UV₂₅₄ removal efficiency for different mixing conditions under varied flow rates, pipe length, and element numbers (alum dose: 0.075mM as Al).

본 연구에서 제시한 (3+2) elements 정적혼화기의 응집효율을 세부적으로 비교하기 위하여 침전속도와 침전수 상징액의 입자수를 측정하여 backmixer와 정적교반기중 효율이 가장 우수한 2 elements와 비교하였고, 유량은 최적 유량인 2 L/min으로 고정시켰다. Fig. 4.3.3에 나타난 바와 같이 침전속도는 (3+2) elements 혼화기가 가장 우수하였고 backmixer의 효율이 가장 좋지 않게 나타났다. 침전후 상징액의 입자수에서도 (3+2) elements 혼화기의 입자수가 가장 적게 나타나 응집 효율이 가장 우수한 것을 알 수 있다. 이상과 같은 실험을 토대로 본 연구에서 개발된 (3+2) elements 정적교반기의 응집효율이 아주 우수함을 입증할 수 있었다.

앞선 실험에서 나타난 결과를 토대로 가장 응집효율이 우수한 (3+2) elements 혼화기의 최적설계인자 도출을 위하여 유량의 변화를 통하여 혼화강도(G)를 변화시키며 탁도의 침전속도 및 침전후 상징액의 입자수의 차이를 살펴보았다. 또한 상대적인 비교를 위하여 $G=550 \text{ sec}^{-1}$ 로 유지한 backmixer의 응집효율과 비교하였다. Fig. 4.3.4에 나타난 바와 같이 모든 혼화강도 조건에서 (3+2) element in-line 혼화기가 back mixer보다 탁도의 침전속도가 현저하게 우수하였다. 그러나 실험에 사용된 유량의 영향은 침전속도와 입자수의 비교에서 큰 차이가 나타나지 않았으나 최저유량을 사용할 경우 정적혼화기의 상류부의 수두와 정적혼화기를 통한 손실을 줄일수가 있기 때문에 본 실험에서는 (3+2) 혼화기의 경우 최적 유량을 2 L/min, 혼화강도는 $G=1146 \text{ sec}^{-1}$ 로 결정지을 수 있었다. 또한 정적혼화기의 경우 단점중의 하나로 지적된 유량 변동에 따른 응집효율의 변화가 (3+2) elements의 경우에는 영향이 적게 나타남을 알 수 있다.

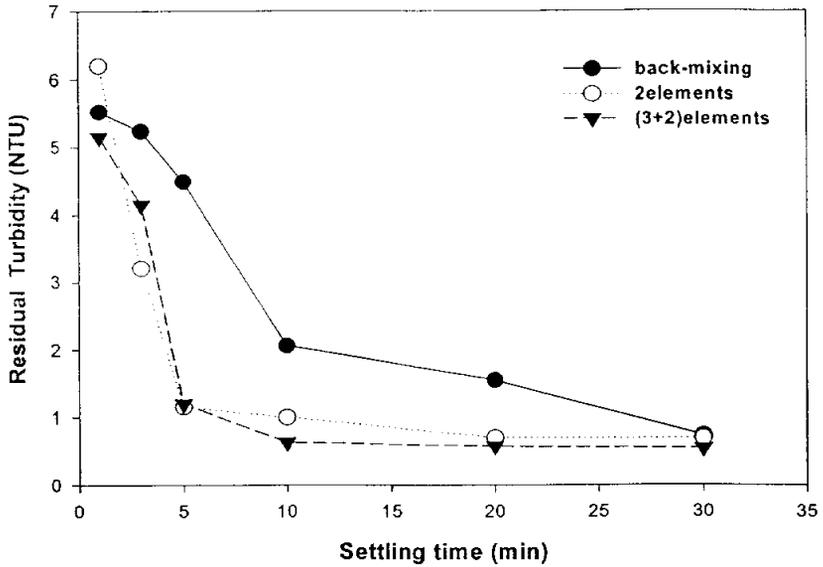


Fig. 4.3.3 Comparison of (3+2) elements static mixer with other mixers for settled

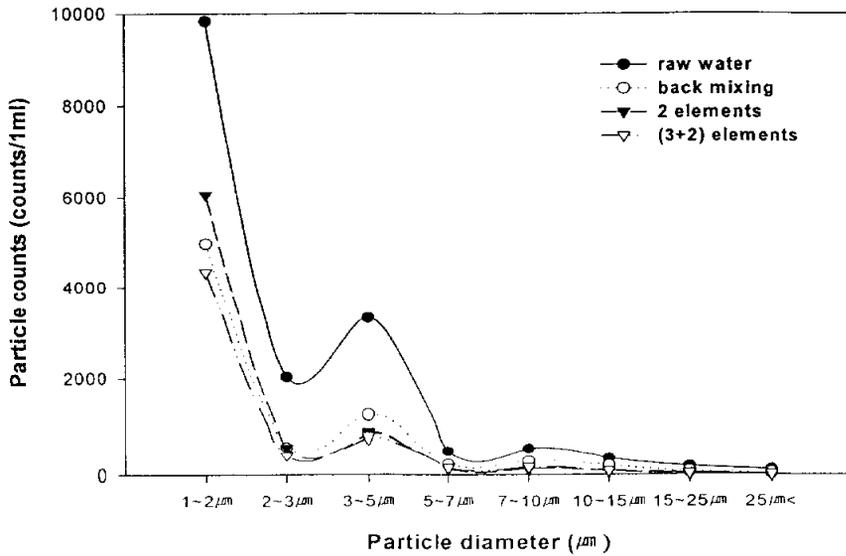


Fig. 4.3.4 Comparison of (3+2) elements static mixer with other mixers for particles size distribution (Dose: 0.075mM as Al, Q: 2L/min).

4.4 In-Line 정적혼화기와 backmixer의 응집효율비교

Fig. 4.4.1와 4.4.2는 응집제 주입량에 대한 정적혼화기와 backmixer에 의한 탁도와 유기물 제거효율을 나타내었으며 응집 pH 조정은 하지 않았다. 정적혼화기에 의한 유량을 2L/min으로 고정하여 각 혼화기당 G값이 2 elements = 1511sec^{-1} , 3 elements = 1642sec^{-1} , 5 elements = 1985sec^{-1} 로 유지하고 backmixer의 경우 최적혼화조건인 $G=550\text{sec}^{-1}$ 로 유지하여 응집제 주입량에 대한 응집효율을 비교하였다. Fig. 4.4.1에 나타난 바와 같이 정적혼화기의 경우 정적혼화기 관내에 설치된 element의 수에 상관없이 응집제 주입량에 대하여 거의 유사한 탁도 제거율을 보이고 있으며, 0.0375mM (as Al)의 저주입량에서도 80% 정도의 높은 탁도 제거효율을 나타내었다. 그러나 backmixer의 경우 정적혼화기에 비하여 실험에 사용된 전 응집제 주입량의 범위에서 전반적으로 낮은 탁도 제거효율을 보이고 있으며 최적 응집제 주입량 (0.075mM as Al) 이상에서는 탁도의 제거율이 점차 감소함을 알 수 있다. 이는 backmixer의 경우 낮은 혼화강도와 상대적으로 1분이라는 긴 체류시간을 가지고 있으나 정적교반기의 경우 1초 이하의 짧은 체류시간에 강한 혼화강도에 의한 응집제의 빠르고 고른 분산으로 인하여 응집효율이 향상되었다고 판단된다. 따라서 동일한 유량에서 G값이 증가할수록, 즉 혼화강도가 커질수록 응집제의 빠른 혼합과 분산으로 인하여 응집효율을 향상시킨다는 것을 알 수 있다. 또한 정적혼화기의 경우 backmixer보다는 주입된 응집제가 유입원수에 더 균일하게 혼합됨으로서 응집의 효율이 더 높아진다고 생각된다. 그러나 혼화강도가 일정한도 이상으로 증가하게 되면 응집효율은 거의 유사한 경향을 나타내거나 미소한 차이지만 제거효율이 오히려 낮게 나타나므로 정적혼화기의 사용시 적절한 혼화강도를 유지할 수 있는 element 수의 선택이 중요하다고 할 수 있다. Latimer (1998)의 연구에서도 정적교반기의 사용시 적절한 G값을 $1,000\sim 4,000\text{sec}^{-1}$ 에서 효과적인 운전이 된다고 보고하였으며, 정수장에 적용된 정적교반기의 혼화강도는 $1,500\sim 2,500\text{sec}^{-1}$ 에서 효과적인 응집효율을 보였다고 보고하였다. 또한 Kawamura (199)는 정수장의 유입유량의 변화가 50% 이하 일 경우 in-line 정적혼화기의 설계기준을 $G \times t = 350\sim 1,700$ (평균 1,000) 그리고 $t = 1\sim 5$ 초를 제시하였다.

Fig. 4.4.2의 유기물 제거효율에 대한 실험결과는 Fig. 4.4.1의 탁도와 유사한 경향을 보이고 있으며 전반적으로 응집제 주입량이 증가할수록 유기물 제거효율은 증가하

는 경향을 보이고 있으며 탁도제거의 경우와 달리 응집제의 과다주입에 의한 유기물 제거효율의 저하는 나타나지 않고 있다. 유기물 제거효율의 경우에서도 실험에 사용된 0.0375~0.225mM (as Al)의 응집제 주입량에서 정적혼화기에 의한 유기물 응집의 효율이 backmixer에 비하여 약 20%정도 우수함을 알 수 있다. 이상의 실험결과를 살펴보면 실험에 사용된 어떤 혼화조건에서도 정적교반기에 의한 응집효율이 backmixer에 의한 응집효율보다도 우수함을 알 수 있었다. 유기물 응집의 경우 90% 이상의 유기물이 용존성 유기물이므로 높은 양의 전하를 가지는 Al(III) 가수분해종에 의하여 음전하를 가지는 용존성 유기물이 전하중화-착화합물 형성으로 인한 고형상 유기물로의 전환이 필수적인바, 전하중화에 더욱 효과적인 in-line 혼화기에 의한 유기물 제거효율이 훨씬 높음을 예상할 수가 있다. Ventresgue and Bablon(1988)은 프랑스의 한 정수장에서 G값이 400sec^{-1} 인 backmixer와 in-line 응집제 분사기(ejector)에 의한 급속혼화를 비교한 결과 in-line 분사기에 의한 급속혼화의 경우가 잔류알루미늄과 잔류탁도의 농도가 훨씬 낮게 나타났으며 이러한 원인을 backmixer와 분사기에 의한 혼화 후의 입자의 제타전위가 각각 -8.4mV와 -6.5mV로 나타나 분사기 혼화기에 의한 전하중화 효과가 더 우수하다고 판단하였다.

동일한 실험조건에서 유량변화에 대한 응집효율을 살펴보기 위하여 유입유량을 3L/min으로 변화시킨후 정적혼화기와 backmixer에 의한 탁도와 유기물 제거효율을 Figs. 4.4.3과 4.4.4에 나타내었다. 앞서 나타난 2L/min에서의 실험결과와 유사한 응집효율의 경향을 보이고 있으며 backmixer에 비하여 정적혼화기의 경우 효과적인 탁도와 유기물 제거율을 보이고 있다. 또한 2L/min에서의 실험결과와 유사하게 정적혼화기에 설치된 element 수에 대한 영향은 크게 나타나지 않았다. 따라서 적절하게 설계된 정적혼화기의 경우 backmixer에 비하여 유기물 및 탁도의 응집효율이 우수하다는 것을 알 수 있었다. 이상과 같은 결과를 토대로 in-line 혼화기가 backmixer에 비하여 탁도 및 유기물 응집효율이 높게 나타났는데 이러한 결과는 제타 전위에서 증명된 바와 같이 in-line 혼화기에서의 유체의 혼합 특성은 backmixer에 비하여 유체의 혼합이 보다 micromixing을 유발하며 이에 따라 더 작은 와류(eddy)를 형성함으로써 응집제의 가수분해 및 Al 가수분해종의 탁도와 유기물의 반응이 보다 효과적으로 일어났기 때문이라고 생각할 수 있다.

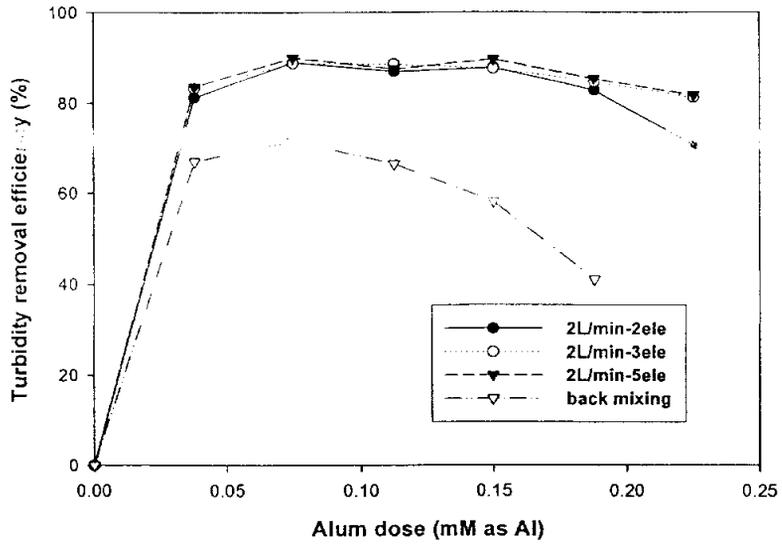


Fig. 4.4.1 Effects of coagulant dose on turbidity removal for the selected rapid mixers ($Q = 2L/min$).

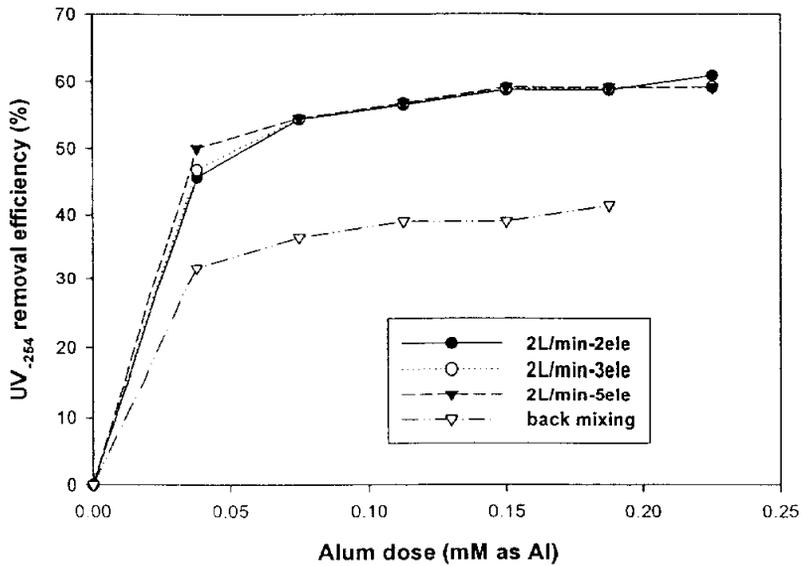


Fig. 4.4.2 Effects of coagulant dose on organic matter removal for the selected rapid mixers ($Q = 2L/min$).

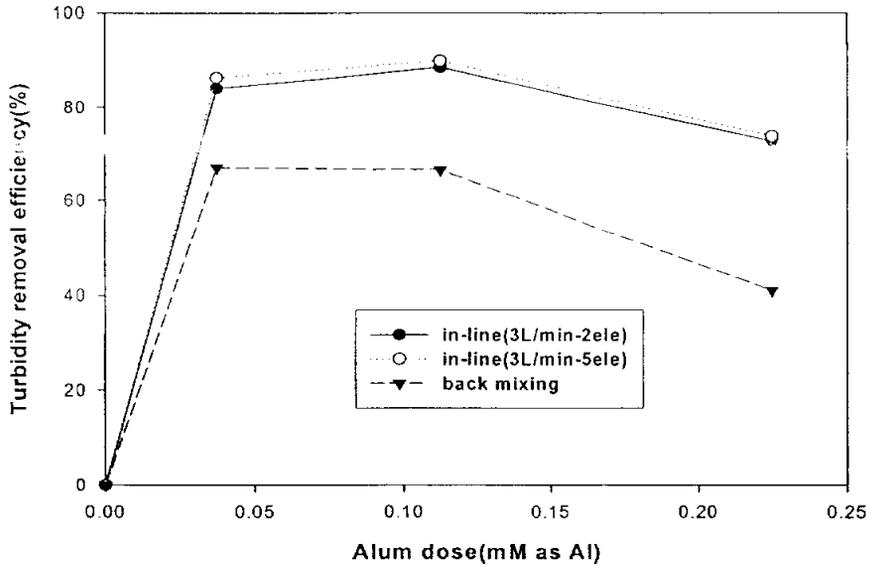


Fig. 4.4.3 Effects of coagulant dose on turbidity removal for the selected rapid mixers (Q = 3L/min).

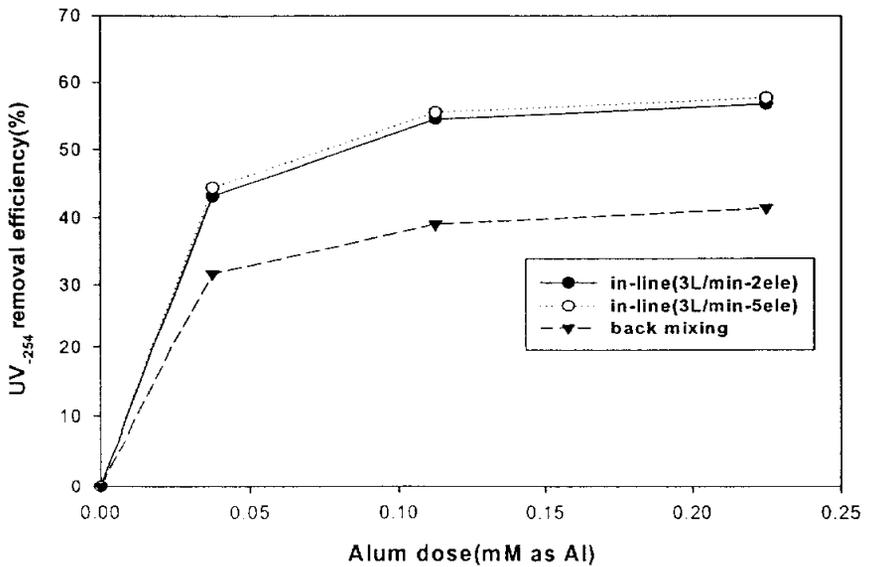


Fig. 4.4.4 Effects of coagulant dose on organic matter removal for the selected rapid mixers (Q = 3L/min).

4.5 응집메카니즘에 따른 응집효율의 비교

Fig. 4.5.1과 4.5.2는 각 응집메카니즘에 따른 정적교반기와 backmixer에서 탁도와 유기물 제거효율을 나타내었다. 응집제 주입량과 응집 pH에 따른 제타전위의 변화에 근거하여 전하중화 (Adsorption/Destabilization, A/D) 메카니즘을 유도하기 위한 응집 pH는 5.5, 응집제 주입량은 0.075mM (as Al)이었으며, sweep floc 응집을 유도하기 위한 응집 pH는 7.5, 응집제 주입량은 0.15mM (as Al) 이었다. 정적혼화기의 유입유량은 2L/min으로 고정하여 실시하였다. 먼저 Fig. 4.5.1의 탁도 제거율을 살펴보면 전반적으로 A/D 메카니즘에 비하여 sweep 메카니즘에서 우수한 제거효율을 보이고 있다. 탁도제거를 위해서는 침전물 형태의 Al(III)종의 형성에 따른 체거름에 의한 영향이 크게 작용한다고 볼 수 있다. 이러한 실험결과는 Kang and Cleasby(1994)의 연구결과에서 나타난 바와 같이 침전물 형태의 Al(III)종이 더욱 많이 형성되는 조건(sweep floc mechanism)에서 floc의 형성속도가 빠르고 침전이 보다 용이한 형태의 floc이 생성되며, 따라서 탁도의 제거효율이 보다 높게 나타났다는 결과와 유사하였다. 혼화기의 특성에 따른 영향을 살펴보면 A/D과 sweep floc 응집 메카니즘 영역 모두에서 정적혼화기가 backmixer에 비하여 높은 탁도제거효율을 보이고 있다. Amirtharajah and Mills(1982)의 연구결과에 의하면 sweep floc 응집 조건에서 backmixer의 G값의 범위를 300sec^{-1} 에서 $16,000\text{sec}^{-1}$ 변화시켜 실험한 결과 잔류 탁도값이 사용된 모든 혼화강도(G값)에서 유사하게 나타남에 따라서, sweep floc 응집 영역에서의 혼화강도의 영향은 중요하지 않다고 하였다. 그러나 본 연구 결과에서 나타난 바와 같이 G값이 backmixer보다 더 큰 정적혼화기에 의한 탁도제거율이 우수하다는 결과와는 다소 상이하나 이는 혼화강도의 영향보다는 정적혼화기에 의한 흐름의 특성에 따른 영향이라 생각된다.

Fig. 4.5.2의 유기물제거측면을 살펴보면 앞선 탁도제거효율과 유사한 경향을 보이고 있으며 backmixer에 비하여 정적혼화기의 경우 보다 효과적인 유기물 제거율을 보이고 있음을 알 수 있다. 또한 유기물 제거율은 A/D 메카니즘에서 더 우수한 제거율을 보이고 있는데 이는 각 응집메카니즘의 특성상 유기물제거를 위해서는 높은 양의 전하를 가지는 polymer 종이 많이 형성되는 A/D 메카니즘에서 우수하게 나타나기 때문이다. 김 등(2001)의 연구에서도 응집메카니즘에 따른 유기물 제거효율에 대한 실

험결과 A/D메카니즘 영역에서 sweep 메카니즘의 영역에 비하여 효과적인 유기물 제거효율을 보였다. 정적혼화기에 의한 유기물 응집효율을 비교해보면 element수가 가장 많이 설치되어 (5개) 혼화강도가 가장 높은 ($G=1985\text{sec}^{-1}$) 정적혼화기에서 가장 높은 유기물 응집효율을 보였다. 이는 A/D 응집조건에서는 높은 혼화강도 ($G=3,000\sim 4,000\text{ s}^{-1}$)와 짧은 혼화시간 ($< 1\text{sec}$)이 응집에 효과적이라고 한 연구결과 (AWWARF, 1991)와 유사하며 이러한 혼화조건을 충족을 위해서는 본 실험에서 사용된 In-line 정적혼화기가 backmixer보다 더 적합하리라 생각된다.

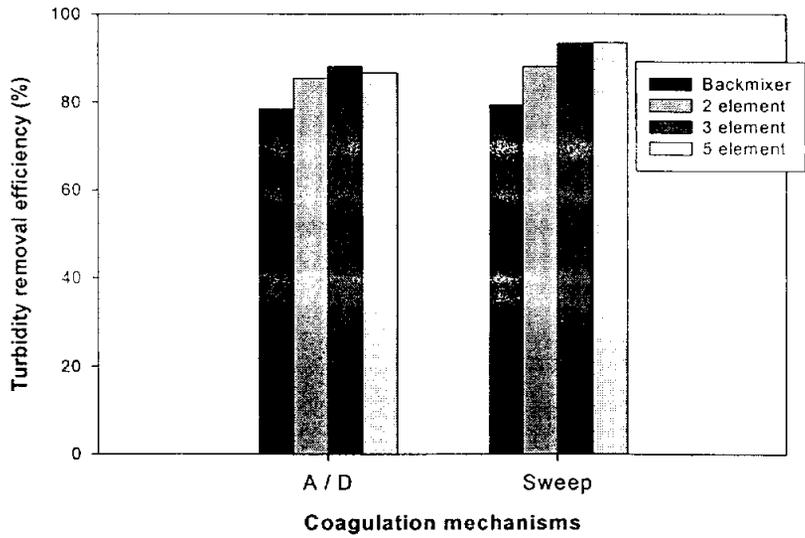


Fig. 4.5.1 Effect of the rapid mixing condition on Turbidity removal efficiency (A/D condition vs. sweep coagulation).

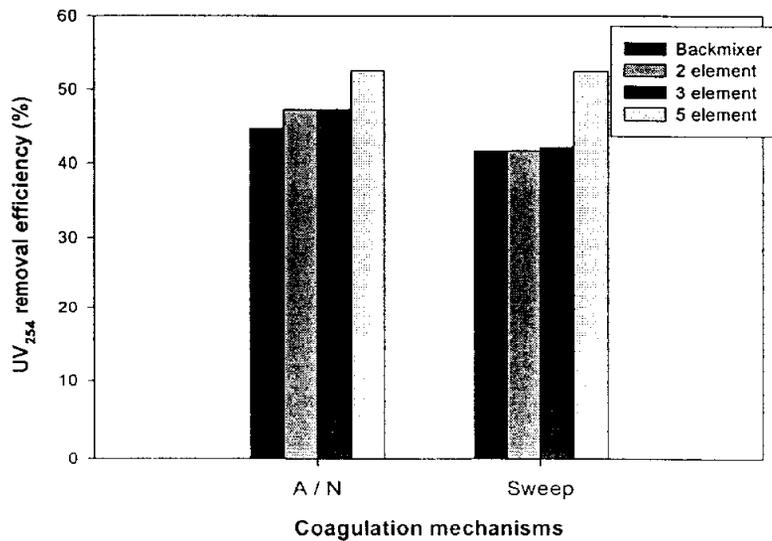


Fig. 4.5.2 Effect of the rapid mixing condition on UV₂₅₄ removal efficiency (A/D condition vs. sweep coagulation).

4.6 급속혼화공정에서 발생하는 난류의 혼화특성

난류에서 속도경사, G 는 각 지점에 따라 값이 변하므로 전체적인 영향을 설명하기는 어렵다. 따라서 앞서 설명한 바와 같이 Camp and Stein(1943)은 시스템내로 유입되는 energy와 관련하여 평균 G 값을 사용할 것을 제안하였다. 하지만 평균 G 값을 이용하여 반응조내에서 발생하는 난류의 특성을 이해하기에는 부족하므로 난류특성을 자세히 관찰하기 위하여 komogroff microscale을 이용하였다. 반응조내에서 발생하는 매우 큰 선회류와 eddies는 평균유속의 상호반응에 의하여 나타난다. 이때 발생하는 eddies는 난류에너지의 많은 부분을 차지하고 macroscale을 가지게 된다. 반응조내의 내부 에너지는 가장 큰 eddies에서 가장 작은 eddies로 에너지 분산이 발생하게 된다. 이러한 에너지 분산은 처음에 가지고 있는 macroscale의 난류특성을 변화시킨다. 높은 난류강도에 있어서 일반적인 평형 범위는 낮은 eddy 크기, 보다 큰 eddy 크기, 내부에서 발생하는 대류에 의하여 세분화되어질 수가 있다. 이러한 세분화는 komogroff microscale 값에 의하여 나타내어질 수 있다.

이에따라 backmixing과 in-line 정적혼화기에 대하여 각 조건에 따라 입자 불안정화의 정도를 살펴보기 위하여 komogroff microscale을 계산하여 Table 4.2에 나타내었다. Komogroff microscale을 계산하기 위해서는 Total power dissipation, P 와 Power dissipation per unit mass, ϵ 값을 우선적으로 구해야 한다. Total power dissipation, P 와 Power dissipation per unit mass, ϵ 값은 다음의 식에 의하여 구할 수 있다.

$$P = \gamma Q \Delta h \text{------(4-1)}$$

여기서 γ : 유체의 비중량 (밀도 \times 중력 가속도), Q : 유체의 유량, Δh : 관내에 발생하는 수두 손실이다.

$$\epsilon = \frac{g \cdot v \Delta h}{L} = \frac{P}{V \rho} \text{------(4-2)}$$

여기서 g : 중력가속도, v : 유속, Δh : 수두손실, L : 파이프 길이, P : total power, V : 파이프 부피를 나타낸다.

따라서 Kolmogoroff's microsacle n 값은 식 (4-3)과 같이 나타낼 수가 있다.

$$n = \left(\frac{v^3}{\varepsilon} \right)^{(1/4)} \text{-----(4-3)}$$

식 (4-3)을 이용하여 Kolmogoroff's microsacle n 값을 계산하면 이론적으로 반응조내의 위치에 따라 값의 차이가 발생하므로 본 연구에서는 반응조내의 평균값을 이용하였다. Table 4.2에서 나타난 바와 같이 backmixing과 in-line 정적혼화기의 경우 G 값이 증가할수록 난류발생이 크게 나타나고 있다. 이에따라 난류 발생이 커질수록 순수 구성성분의 입자 크기가 깨어져 표면적을 증가시키므로 확산에 의하여 분자수준의 교환을 일으킬 수 있는 미세혼합이 일어나게 된다.

Table 4.2 Computed Kolmogoroff's microsacle on backmixing and in-line static mixer

mixer		total power dissipation $\text{kg}\cdot\text{m}^2/\text{sec}^3$	power dissipation per unit mass ϵ , m^2/sec^3	mean velocity gradient \bar{G} , sec^{-1}	$G \times T$	turbulence microscales, μm	
back mixing	100 rpm	0.045	0.023	150	9000	81.77	
	250 rpm	0.605	0.303	550	33000	42.70	
	376 rpm	1.28	0.642	800	48000	35.41	
	500 rpm	2.00	1.003	1000	60000	31.67	
static mixer	1L/min	empty	0.000653	0.083	288	270.72	59.01
		2elements	0.007347	0.936	966	908.04	32.22
		5elements	0.009796	1.248	1116	1049.04	29.98
		(3+2) elements	0.009796	0.416	644	1816.08	39.46
	2L/min	empty	0.005226	0.666	815	383.05	35.09
		2elements	0.017965	2.289	1511	710.17	25.77
		5elements	0.03103	3.953	1985	932.95	22.48
		(3+2) elements	0.03103	1.318	1146	1615.86	29.58
	3L/min	empty	0.0098	1.248	1116	390.6	29.98
		2elements	0.0343	4.369	2087	730.45	21.92
		5elements	0.0833	10.611	3253	1138.55	17.56
		(3+2) elements	0.0931	3.953	1985	2084.25	22.48

제 5 장 결 론

응집공정에 In-line 정적혼화기의 적용에 따른 응집특성에 대한 실험결과 다음과 같은 결론을 도출할 수가 있었다.

1. 응집공정중 급속혼화 장치로 가장 보편적으로 사용되고 있는 backmixer 시스템을 대체하기 위하여 정적혼화기(In-line static mixer)를 이용하여 유량 변동에 따른 혼화강도(G)의 계산방법, 최적의 응집조건인 선성과 응집효율을 비교·분석한 실험결과 다음의 식을 이용하여 혼화강도를 산정할 경우 속도경사, G를 간단하게 계산할 수 있었다: $G = \sqrt{g u h_L / L v}$.
2. 상수원수를 이용한 응집실험결과 정적혼화기의 운전조건인 element 수 (0~5개)와 유량에 따른 혼화강도 변화 ($Q = 1 \sim 4$ L/min, $G = 288 \sim 4173$ sec⁻¹)에 상관없이 탁도 및 유기물 제거효율은 backmixer에 비하여 정적혼화기가 우수하게 나타났었다.
3. 정적교반기에 설치된 element 개수와 유량변화에 의한 혼화강도 변화에 따른 응집실험결과 element 개수가 0, 2, 3, 5의 경우 탁도제거 측면에서는 유사한 제거효율을 보였으나 유기물 제거측면에서는 혼화강도, G가 2,000 sec⁻¹ 이상으로 증가하면 유기물 제거효율은 감소함을 보였다.
4. 혼화강도에 따른 제타전위 측정결과 혼화강도가 증가할수록 제타전위가 증가하였으나, 혼화강도가 2,000sec⁻¹이상일때는 제타전위가 감소하는 경향을 보였다. 또한 제타전위 측정결과 전하중화효과에도 정적혼화기가 backmixer에 비하여 훨씬 효과적이었다.
5. 응집메카니즘에 따른 응집실험결과, A/N과 sweep flocc 응집영역 모두에서 정적혼화기가 backmixer에 비하여 응집효과가 우수하였으며, 정적교반기의 경우 sweep 메카니즘에 비하여 A/N 메카니즘에서 보다 효과적인 교반기로서 작용하고 있다. 이는 빠르고 균일한 응집제의 분산이 필요한 A/N 메카니즘의 특성상 backmixer장치보다는 정적혼화기가 보다 적합한 장치라고 판단된다.

참 고 문 헌

- AWWA and AWWARF, (1996), Water Utility Database. Denver, Colo.:AWWA.
- AWWARF, (1991), *Mixing in Coagulation and Flocculation*, AWWA research foundation, Denver.
- AWWA, (1990), Water treatment plant design, 2nd ed., *McGraw-Hill Publishing Company*, New York, NY.
- AWWA, (1990), Water quality and treatment, 4th ed., *McGraw-Hill , Inc.*, New York, NY.
- Amirtharajah, A., (1981), Initial Mixing: Coagulation and Filtration: Back to the Basics, *In proceeding of AWWA Annual Conference*, Denver, Colo.
- Amirtharajah, A. and Mills, K. M., (1982), Rapid-mix design for mechanisms of Alum coagulation, *J. AWWA*, 74(4), pp.210-216.
- Amirtharajah, A. and O'Melia C. R., (1990), Coagulation Process: Destabilization, Mixing, and Flocculation: In *Water Quality and Treatment*, 4th edition, McGraw-Hill.
- Amirtharajah, A., Clark, M. M., and Trussell, R. R., (1991), Mixing in coagulation and Flocculation, *AWWA Research Foundation*, pp.256~281.
- Amirtharajah, A. and Mills. K. M., (1982), Rapid-Mix Design for Mechanism of Alum Coagulation. *Jour. AWWA*, 74(4), pp.210.
- Benefield, L. D., Judkins, J. F., and Weand, B. L. (1982) *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*, *Prentice-Hall Inc.*, Englewood, NJ.
- Black, A. P., (1967), Electrokinetic characteristics of hydroxides of aluminum and iron. *Principles and Applications of Water Chemistry*, Wiley, New York.
- Bourne, J. R. and Maire. H., (1991), Micromixing and Fast Chemical Reactions in Static Mixers. *Chemical Engineering and Processing*, 30(1), pp.23-30.

- Burke, J. C., (1996), Effectiveness of Static Mixers for Enhanced Coagulation. Master's Special Research Problem. *Georgia Institute of Technology*, Atlanta, Ga.
- Camp, T. R. and Stein, P. C., (1943), Velocity Gradients and Internal Work in Fluid Motion. *J. Boston Soc. Civil Engrg.*, 30(10). pp.217.
- Clark, M. M., David, R., and Wiesner, M. R., (1987), Effect of Micromixing on Product Selectivity in Rapid Mix," in *Proceeding of AWWA Annual Conference, Kansas.*, pp.14-18.
- Clark, M. M., Srivastava R. M., Lang J. S., Trussell R. R., McCollum L. J., Bailey D., Christie J. D., and Stolarik. G., (1994), Selection and Design of Mixing Processes for Coagulation, *AWWA research foundation*, Denver.
- Cleasby, J. L., (1984), Is Velocity Gradient a Valid Turbulent Flocculation Parameter, *J. Envir. Engrg.*, 110(5) pp.875.
- Dempsey, B. A., (1984), Removal of naturally occurring compounds by coagulation and sedimentation, *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 14(4), pp.311.
- Dempsey, B. A., (1989), Reaction between fulvic acids and aluminum, In *Aquatic Humic Substances; Influence on the fate and treatment of pollutant*, ACS.
- Dentel, S. K. and Gossett, J.M., (1988), Mechanism of coagulation with aluminum salts, *J. AWWA.* 80(4), pp.187-198.
- Edward, G. A. and Amirtharajah, A., (1985), Removing color caused by humic acid, *J. AWWA.*, 77, pp.50-57
- Edzward, J. K. and Benschoten, J. E., (1990), Aluminum coagulation of natural organic matter, In: *Chemical water and wastewater treatment*, H.H. Hahn and R. Klute (Eds). Springer-Verlag, Berlin, pp.341-359.
- Edzwald, J. K., (1993) Coagulation in drinking water treatment: Particles, organics and coagulants. *wat. sci. Tech.* 27(11), pp.21-35.
- Gemmell. R. S., (1971) "mixing and sedimentation," in *AWWA. Inc.*, Water quality

- and treatment, 3rd ed., McGraw-Hill Publishing Company, New York.
- Han, M. and Lawler, D. F., (1992) The (Relative) Insignificance of G in Flocculation, *J. AWWA*, 84(10), pp.79-91.
- Healy, T.W., James, R. O., and Copper, R., (1968), The Adsorption of aqueous $\text{Co}(\text{II})$ at the Silica-Water Interface, In Adsorption from Aqueous Solution, Advances in Chemistry Series, *American Chemical Society*.
- James, R.D. and Healy, T.W., (1972b), Adsorption of hydrolyzable Metal Ions at the Oxide-Water Interface. I. $\text{Co}(\text{II})$ Adsorption on SiO_2 and TiO_2 as model Systems, *Jour. Colloid Inter. Sci.*, 40(1), pp.42-52.
- James, R.D. and Healy, T.W., (1972c), Adsorption of hydrolyzable metal ions at the oxide-water interface.III. A Thermodynamic model of adsorption, *Jour. Colloid Inter. Sci.*, 40(1), pp.65-81.
- Johnson, P. N. and Amirtharajah, A. (1983), Ferric Chloride and Alum as Single and Dual Coagulant. *Jour. AWWA.*, 75(5), pp.232.
- Jorden, R. M., (1968) Destabilization-aggregation of dilute colloidal suspensions by polyelectrolytes. Ph. D. Thesis, University of Illinois.
- Kang, L. S. and Cleasby, J. L. (1994) The Effects of Water Temperature and Sulfate Ion on Flocculation Kinetics using $\text{Fe}(\text{III})$ Coagulant in Water Treatment, *In proceeding of AWWA Annual Conference*, New York.
- Kang, L. S. and Cleasby, J. L., (1995), Temperature effects on flocculation kinetics using $\text{Fe}(\text{III})$ coagulant, *J. Envir. Engrg., ASCE*, 121(12), pp.893-901.
- Kawamura, S. (1976), Considerations on improving flocculation. *Jour. AWWA.*, 68:328.
- Kawamura, S. (1991), Integrated design of water treatment facilities. *Jour. AWWA.* pp.7-77.
- Klute R., (1990), Destabilization and aggregation in Turbulent Pipe Flow,

- In: Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment, H.H. Hahn and R. Klute eds.), Springer, Berlin Heidelberg New York.
- La Mer, V. K. and T. W. Healy. (1963), Adsorption-Flocculation Reaction of Macromolecules at the Solid-Liquid Interface. *Reviews of Pure and Applied Chem.* 13, p: 112.
- Latimer, R. J., (1998), Pilot Scale Comparison of Static Mixers and Backmix Reactors for Coagulation, Master's Special Research Problem, *Georgia Institute of Technology*. Atlanta, Ga.
- Letterman, R. D., Quon, J. E., and Gemmell, R.A. (1973), Influence of rapid-mix parameters on flocculation. *Jour. AWWA*, 65, pp.716.
- Matijevic, E. and Janauer, G. E., (1966), Coagulation and reversal of charge of lyophobic colloids by hydrolyzed metal ions. II. Ferric nitrate, *Jour. Colloid and Inter. Sci.*, 21, pp.197-223.
- Matijevic, E. and Kolak, N., (1967), Coagulation of hydrophobic colloids by metal chelates, *Jour. Colloid and Inter. Sci.*, 24, pp.441-450.
- Moffett, J. W., (1968), The Chemistry of High-Rate Water Treatment. *J. AWWA*, 60(11), pp.1255-1270.
- Montgomery, J. M., Consulting Engineers Inc. 1985. *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley and Sons Inc., New York, NY.
- Mutsakis M. and Rader, R., (1986), Static Mixers Bring Benefits to Water/Wastewater Operations. *Water Engineering and Management*. 133(11), pp.30-34.
- O'Melia, C. R. and Dempsey, B. A., (1982) Coagulation using Polyaluminum Chloride, *Proc. 24th Annual Public Water Supply Engineering Conference*, University of Illinois.
- O'Melia, C. R., (1972), Coagulation & Flocculation, in W. J. Weber, Jr.(ed.), *Physicochemical Processes for Water Quality Control*, *Wiley-Inter. sci.*

- O'Melia, C.R. and Stumm, W., (1967), Aggregation of silica dispersions by iron (III), *Jour. Colloid Inter. Sci.*, 23, pp.437-447.
- O'melia, C. R. (1982) "Chapter 4. Coagulation," in *Water treatment plant design*. Edited by Robert L. Sanks. Ann Arbor science, Ann Arber, Michigan: pp.65-82.
- Randtke, S. J., (1988), Organic contaminant removal by coagulation and related process combination, *J. AWWA*, 80(5), pp.40.
- Schulgen, B. F., (1995), Effectiveness of Static Mixers for Coagulation in Water Treatment. Master's thesis. *Georgia Institute of Technology*, Atlanta, Ga.
- Schulgen, B. F., Amirtharajah, and Jones, S. C., (1996), Effectiveness of Static Mixers for Coagulation in Water Treatment. *In proc. of the AWWA Annual Conference*. Denver, Colo.: AWWA.
- Stumm, W., and Morgan, J. J., (1981), *Aquatics Chemistry*. 2nd eds. John Wiley and Sons, NY.
- Stumm, W. and Morgan, J. (1962), Chemical Aspects of coagulation. *Jour. AWWA.*, 54(8), pp.971.
- Stumm. W. and O'melia, C. R. (1968) Stoichiometry of coagulation. *Jour. AWWA.*, 60(5), pp.514.
- Taweel, A. M., Walker L. D., (1983) Liquid Dispersion in Static In-line Mixers, *The Canadian J. Chem. Eng.*, 61(8), pp.527-533.
- Ventresque, C. and Bablon, G., (1988), New Coagulant Injection Process. In: Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment, H.H. Hahn and R. Klute eds.), *Springer*, Berlin Heidelberg New York.
- Vrale, L., and Jorden, R. M., (1971), Rapid Mixing in Water Treatment. *J. AWWA* 63(1), pp.52-59.
- 김은주, 정철우, 최시환, 강임석, (2001), 정수공정 시 급속혼화조건이 응집효율에 미치는

는 영향, *대한환경공학회지*, 23(4), pp.631~640.

이동주, (1998), 정수장 혼화공정에서 교반강도가 미치는 영향. *대한환경공학회지*, 20(4), pp.533-542.

감사의 글

모교를 졸업한지 삼십여년이나 지나서 때늦은 대학원에 진학하여 본 논문을 발표하게 되니 무엇이라 말할 수 없는 감개무량함을 느낍니다.

오십을 넘긴 저에게 대학원 진학을 권유하여 본 논문이 나오기까지 물심양면으로 많은 관심을 베풀어주신 선배이자 지도교수이신 손인식 교수님께 진심으로 감사 드립니다.

또한 본 논문을 심사하여 주신 김상용 교수님과 이상호 교수님 그리고 저에 대해 많은 관심과 용기를 주신 교수님들께도 진심으로 감사드립니다. 그리고 같이 강의를 받은 젊은 청년학생들에게도 고맙다는 마음을 전하고 싶습니다.

건설회사를 운영하면서 일반대학원에 입학하여 지식보다도 어린 학생들과 한 강의실에서 수업을 한다는 것이 저한테는 큰 심적인 부담이 되었지만 교수님들의 격려와 후원을 받을 때 마다 내 모든 성의와 열의를 다하여 늦게 시작한 공부지만 꼭 성취하여야겠다고 다짐을 하였습니다.

제가 대학원에 진학하겠다는 의사를 밝혔을 때 적극 권유하고 용기를 준 저의 아내에게 정말 고맙다고 생각합니다.

회사일로 오붓한 시간을 내기도 쉽지 않다는 것을 누구보다도 잘 아는 아내가 자기와 가족의 시간을 저에게 할애해준데 대하여 더욱 고맙게 생각하며 앞으로 더 많은 사랑으로 아내와 가족들에게 보답코자합니다.

끝으로 본 논문이 나오기까지 도와주신 교수님들과 저에게 격려를 해준 모든 분들에게 진심으로 감사드립니다.