creative commons

COMMONS DEED

저작자표시-비영리 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.
- 이차적 저작물을 작성할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:

저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.

비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 이용허락규약(Legal Code)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

Disclaimer

dCollection

공학석사학위논문

자연수계에 적합한 DAF 공정 적용 및 수거기술 개발

Application of DAF process in natural watershed and development of scum collecting method

2014 년 2 월

서울대학교 대학원

건설환경공학부

김 용 환

국 문 초 록

최근 자연수계의 수질개선을 위해 수계에 직접 응집제와 기포를 주입하는 Dissolved Air Flotation(DAF) 공정이 적용되고 있다. 하지만 적용된 대부분의 공정은 이론적 뒷받침이 부족한 상태이다. 본 연구는 DAF 공정을 자연수계에 적용하기 위한 기초연구를 수행했다. 1) 먼저 DAF 공정에서 사용되는 알루미늄 계열의 응집제가 환경에 미칠 수 있는 영향을 알아보기 위해 잔류알루미늄농도를 측정했다. 2) 다음으로 플록형성 공정을 적용하기 힘든 자연수계의 특성을 고려하여 기포를 분사할 때 나오는 에너지로 플록을 형성시킬 수 있는 Inline Injection Bubble Generator (IIBG)의 설계조건을 알아보았다. 3) 또한 플록과 기포가 함께 부상하여 형성된 스컴이 바람, 물결 등 물리적 힘으로부터 부서지지 않게 하기 위하여 스컴의 안정성을 높일 수 있는 응집제 주입량과 pH조건을 알아보았다. 4) 마지막으로 형성된 넓은 범위의 스컴을 효과적으로 수거할 수 있는 수거방식을 알아보았다.

1) 잔류알루미늄농도에 대한 연구에는 가장 널리 쓰이는 응집제인 Alum($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$)과 Poly Aluminum Chloride(PACl)를 사용했다. 실험은 응집제 주입량과 초기 pH가 잔류알루미늄농도에 미치는 영향을 측정했다. 실험 결과 PACl이 Alum 보다 더 넓은 주입량 범위에서 세계보건기구(WHO)의 잔류알루미늄농도기준을 만족했다. 초기 pH는 알루미늄의 존재형태에 큰 영향을 미치는 것으로 나타났다. 특히 pH가 5 이하일 때 Alum과 PACl 모두 높은 용존 잔류알루미늄농도를 나타냈다.

2) IIBG는 기포발생장치에서 응집제와 기포가 함께 분사되는 장치이다. IIBG의 탁도 제거효율은 응집제와 기포를 함께 분사한 후, 추가로 완속교반을 가했을 때 크게 증가하는 것으로 나타났다. IIBG+교반공정을 플록형성공정과 부상공정이 분리된 전통적인 DAF 공정과 비교한 결과 초기 pH가 7 이상인 조건에서 90% 이상의 효율을 나타냈다.

3) 스컴의 안정성은 먼저 PACl의 주입량에 변화를 주며 측정했다. 실험 결과 PACl 주입량에 비례하여 스컴이 많이 형성되었고 같은 물리적 힘이 의해 부서지는 양도 많았다. 이는 제거효율이 비슷할 때, 응집제를 적게 넣을수록 스컴의 발생량이나 부서지는 양을 줄어드는 것을 의미한다. pH 변화에 따른 스컴의 안정성은 pH 4, 5 일 때 더 안정한 것으로 나타났다.

4) 수거기술에서는 월류로 수거하는 방식과 펜스로 스컴을 압축한 후 월류(Weir)로 수거하는 방식을 비교했다. 그 결과 후자(펜스/월류)의 방식으로 수거한 슬러지의 고형물 농도가 전자(월류)로 수거한 슬러지의 고형물 농도보다 5배 높았다. 슬러지의 고형물 농도가 높으면 후속공정인 탈수공정에 유리하다. 이러한 펜스방식은 저렴한 비용으로 넓은 범위의 스컴을 제거할 수 있을 것으로 기대된다.

주요어: 자연수계, DAF, 잔류알루미늄, 플록형성, 스컴의 안정성
학 번: 2012-20895

목 차

1. 서론 ---------- 1
1.1 연구의 배경 ---------- 1
1.2 연구의 목적 ---------- 3

2. DAF 공정에서 Alum, PACl의 응집효율과 잔류알루미늄농도 ---------- 4
2.1 서론 ---------- 4
2.2 실험 방법 ---------- 6
2.2.1 실험재료 ---------- 6
2.2.2 응집/DAF 실험 ---------- 8
2.2.3 분석 방법 ---------- 9
2.3 실험결과 ---------- 10
2.3.1 응집제 주입량에 따른 플록의 성질 ---------- 10
2.3.2 응집제 주입량에 따른 처리효율 ---------- 13
2.3.3 응집제 주입량에 따른 잔류알루미늄 ---------- 19
2.3.4 pH에 따른 플록의 성질 ---------- 21
2.3.5 pH에 따른 제거효율 ---------- 24
2.3.6 pH에 따른 잔류알루미늄 ---------- 27
2.4 결론 ---------- 31

3. 자연수계에 적합한 기포분사 및 플록형성 방식 ----- 32
3.1 서론 ---------- 32
3.2 실험 방법 ---------- 34
3.2.1 실험재료 ---------- 34
3.2.2 배치 실험 ---------- 35
3.3 실험 결과 ---------- 36
3.3.1 IIBG+F공정에서 교반 강도와 교반 시간의 영향 ---------- 36
3.3.2 IIBG+F공정과 C/F/DAF 공정의 처리효율 비교 ---------- 39
3.4 결론 ---------- 42

4. 스컴의 안정성 평가 ---------- 43
4.1 서론 ---------- 43
4.2 실험방법 ---------- 44
4.2.1 실험재료 ---------- 44
4.2.2 Jar test ---------- 45
4.2.3 스컴의 발생량 측정 ---------- 46
4.2.4 스컴의 안정성 측정 ---------- 46
4.3 실험결과 ---------- 47
4.3.1 응집제 주입량에 따른 처리효율과 스컴의 발생량 ---------- 47
4.3.2 응집제 주입량에 따른 스컴의 안정성 ---------- 47
4.3.3 원수의 pH에 따른 스컴의 안정성 ---------- 52
4.4 결론 ---------- 54

5. 펜스를 이용한 스컴 수거 방식 ---------- 55
5.1 서론 ---------- 55
5.2 연구방법 ---------- 57
5.2.1 실험재료 ---------- 57
5.2.2 수거 실험 ---------- 57
5.3 연구결과 ---------- 58
5.4 결론 ---------- 59

6. 결론 ---------- 60

7. 참고문헌 ---------- 62

표 목 차

Table 1 Operation condition of batch test ---------- 9
Table 2 Operation condition of batch test ---------- 35

그 림 목 차

Figure 1 Microscope images of raw water ---------- 6
Figure 2 Schematic diagram of bubble generator ---------- 7
Figure 3 Jar tester ---------- 8
Figure 4 Microscope images of floc at various Alum dosage - 11
Figure 5 Microscope images of floc at various PACl dosage - 12
Figure 6 Effect of coagulant dosage on residual turbidity (Alum and PACl) ---------- 14
Figure 7 Effect of coagulant dosage on turbidity removal efficiency (Alum and PACl) ---------- 14
Figure 8 Effect of coagulant dosage on UV_{254} ---------- 15
Figure 9 Effect of coagulant dosage on final pH (Alum and PACl) ---------- 15
Figure 10 Microscope images of treated water at various Alum dosage ---------- 17
Figure 11 Microscope images of treated water at various PACl dosage ---------- 18
Figure 12 Effect of coagulant dosage on Al_T (Alum and PACl) ---------- 20
Figure 13 Effect of coagulant dosage on Al_D ---------- 20
Figure 14 Microscope images of floc at various pH ---------- 22
Figure 15 Microscope images of floc at various pH ---------- 23
Figure 16 Effect of initial pH on residual turbidity (Alum and PACl - 8 mg Al/L) ---------- 25

Figure 17 Effect of initial pH on turbidity removal efficiency (Alum and PACl - 8 mg Al/L) ---------- 25
Figure 18 Effect of initial pH on UV_{254} ---------- 26
Figure 19 Effect of initial pH on final pH ---------- 26
Figure 20 Microscope images of treated water at various pH ---------- 28
Figure 21 Microscope images of treated water at various pH ---------- 29
Figure 22 Effect of initial pH on Al_T ---------- 30
Figure 23 Effect of initial pH on Al_D ---------- 30
Figure 24 Schematic diagram of general DAF process ---------- 32
Figure 25 Schematic diagram of Inline Injection Bubble Generator (IIBG) ---------- 33
Figure 26 Effect of flocculation time on turbidity removal efficiency ---------- 37
Figure 27 Effect of flocculation time on UV_{254} removal efficiency ---------- 37
Figure 28 Effect of mixing speed on turbidity removal efficiency ---------- 38
Figure 29 Effect of mixing speed on UV_{254} removal efficiency 38
Figure 30 Turbidity removal efficiency of IIBG+F and C/F/DAF ---------- 40
Figure 31 Relative turbidity removal efficiency of IIBG+F ---- 40
Figure 32 UV_{254} removal efficiency of IIBG+F and C/F/DAF - 41
Figure 33 Relative UV_{254} removal efficiency of IIBG+F ---------- 41
Figure 34 Effect of PACl dosage on turbidity removal

efficiency ---------- 48
Figure 35 Effect of PACl dosage on UV_{254} removal efficiency ---------- 48
Figure 36 Effect of PACl dosage on sludge production -------- 49
Figure 37 Effect of PACl dosage on scum thickness ---------- 49
Figure 38 Scum thickness changes according to PACl dosage 50
Figure 39 Turbidity changes according to scum breakage - Effect of dosage ---------- 51
Figure 40 Bottom turbidity after scum breakage ---------- 51
Figure 41 Effect of initial pH on turbidity removal efficiency 52
Figure 42 Effect of initial pH on UV_{254} removal efficiency ---- 53
Figure 43 Turbidity changes according to scum breakage - Effect of initial pH ---------- 53
Figure 44 Algae removal ships using DAF process ---------- 55
Figure 45 Scum formation in all-in-one system ---------- 56
Figure 46 Fence type scum collecting method ---------- 58
Figure 47 Suspended solid of collected sludge ---------- 59

1. 서론

1.1 연구의 배경

최근 자연수계에 발생한 녹조, 적조, 유류오염 등을 제거하기 위해 수계에 직접 응집제와 미세기포를 주입하는 용존-공기부상공정(Dissolved air flotation(DAF))이 적용되고 있다(J. K., Edzwald and J. Haarhoff, 2011). DAF 공정은 수중에 존재하는 입자를 기포에 부착시켜 수면 위로 분리하는 방법으로 정수장이나 광물 가공 등에 사용되어 왔다(James K. Edzwald, 2010). DAF 공정은 침전 공정보다 처리시간이 짧고 슬러지의 고형물 농도가 높다는 장점이 있으며(L.R.J. van Vuuren and P.J. van der Merwe, 1988) 특히 조류나 유류는 밀도가 낮아서 DAF 공정이 유리하다(M. R. Teixeira et al., 2010; C. C. Ho and Y. K. Tan, 1989; J. Behin and S. Bahrami, 2012). 자연수계에서도 DAF 공정은 침전공정이나 화학약품 살포와 달리 오염물질을 수면으로 띄워 수계 밖으로 제거할 수 있다는 장점이 있다. 이것은 침전공정이나 화학약품 살포가 갖는 2차 오염에 대한 우려를 줄일 수 있다.

하지만 현재 자연수계에 적용되고 있는 DAF 공정들은 설계나 운전조건에 대한 이론적인 뒷받침이 부족한 상태다. 본 연구에서는 이와 관련된 문제를 네 가지로 요약해보았다.

첫째 문제는 응집제 종류나 주입량 결정에 있다. 일반적인 DAF 공정과 마찬가지로 자연수계의 DAF 공정에서도 응집제가 사용된다. 이때 응집제 종류와 주입량은 제거효율에만 초점을 맞추어 산정되고 있다. 하지만 알루미늄 계열의 무기응집제의 경우 알루미늄이 잠재적인 독성물질로 작용할 수 있으며 또한 대부분의 무기응집제는 수계의 pH를 변화시키므로 환경에 악영향을 미칠 수 있다. 따라서 응집제 종류와 주입량을 결정할 때 제거효율뿐만 아니라 환경에 미칠 영향도 고려할 필요가 있다.

두 번째 문제는 플록형정공정과 부상공정의 설계조건에 있다. 자연수계를 위한 DAF 공정을 설계할 때에는 자연수계의 특성을 고려하여 전통적인 DAF 공정을 변형할 필요가 있는데 아직까지 변형에 대한 근거는 마련되어 있지 않다. 기존 정수장의 DAF 공정은 응집제를 주입하고 플록을 형성시키는 Coagulation/Flocculation 공정과 기포를 주입하여 플록과 기포가 결합하도록 하는 접촉조(Contact zone), 플록-기포 결합체가 부상되는 분리조(Separation zone)로 구성된다(J. K., Edzwald and J. Haarhoff, 2011). 원수는 분리되어 있는 이 공정들을 연속적으로 흐르며 처리된다. 이에 반해 자연수계에 적용된 DAF 공정은 정체되어 있는 원수를 대상으로 일련의 공정들이 동시에 적용된다. 따라서 정수장의 공정과는 다른 형태로 설계될 수밖에 없으며 설계를 위한 이론적 근거 마련이 필요하다.

세 번째는 자연수계에 존재하는 바람이나 물결과 같은 외부의 물리적 힘에 대한 고려부족이다. 일반적인 DAF 정수장은 입자와 기포가 부상되어 형성된 스컴이 외부환경에 의해 손상되지 않도록 주로 실내에 부상조를 둔다. 하지만 자연수계에서는 스컴이 외부의 물리적 힘에 노출되어 있다. 스컴이 부서져 침전되면 스컴의 수거효율이 낮아지고 환경을 오염시킨다. 따라서 외부의 힘에 대한 스컴의 안정성을 평가하고 스컴의 안정성을 높일 수 있는 방안에 대한 연구가 필요하다.

마지막으로 스컴 수거방식에 문제가 있다. 자연수계에 적용된 스컴 수거방식은 전통적인 DAF 정수장의 기계식 수거방식을 따르고 있다. 하지만 스크레이퍼와 같은 기계식 수거방식은 수거할 수 있는 면적에 한계가 있다. 또한 큰 기계를 자연수계에 설치하기 위해서는 비용과 시간이 많이 들어가기 때문에 다양한 수계의 오염에 즉각적으로 대처할 수 없다. 따라서 신속히 이동가능하며 넓은 범위의 스컴을 저렴한 비용으로 수거할 수 있는 수거방식을 개발할 필요가 있다.

1.2 연구의 목적

본 연구의 목적은 자연수계의 특성을 반영하여 적합한 DAF 공정을 도출하는 것이다. 이에 대한 세부적인 연구 목적은 다음과 같다.

1) DAF 공정에서, 대표적인 알루미늄계열 무기응집제인 Alum과 PACl의 응집효율과 잔류알루미늄농도를 측정하여 적정 응집조건을 제시한다.

2) 기존 DAF 공정을 간략화 할 수 있는 In-line Injection Bubble Generator(IIBG)의 설계 조건을 제시하고, 기존 공정과 처리효율을 비교하여 IIBG의 자연수계 적용가능성을 알아본다.

3) 스컴에 물리적 힘을 가했을 때 스컴이 깨지는 정도를 측정하여 스컴의 안정성을 평가하고 응집제 주입량 및 원수의 pH가 스컴의 안정성에 미치는 영향을 알아본다.

4) 넓은 범위에 형성된 스컴을 저비용으로 수거할 수 있는 펜스식 수거 방식을 제시하고, 적용가능성을 알아본다.

2. DAF 공정에서 Alum, PACl의 응집효율과 잔류 알루미늄농도

2.1 서론

DAF(Dissolved Air Flotation)공정에서 응집은 침전공정에서와 마찬가지로 입자와 유기물을 제거하는데 필수적인 요소이다. 응집제 종류와 주입량, 원수의 pH 조절은 응집 효율에 영향을 미치는데 이는 DAF의 정수효율에도 크게 영향을 미친다. 정수장에서 주로 사용되는 응집제는 알루미늄 계열의 무기응집제로, 자연수계에 적용되는 DAF 공정 역시 알루미늄 계열의 무기응집제가 사용되고 있다. 그중 Alum($Al_2(SO_4)_3$)은 대표적인 알루미늄 계열의 무기응집제로서 다양한 종류의 물에서 효과적이며 값이 저렴하기 때문에 전통적으로 널리 사용되어 왔다(Yan Wang et al., 2009). $AlCl_3$을 가수분해하여 중합체 형태로 만들어진 PACl(Poly-Aluminum Chloride)도 Alum 보다 슬러지 발생량이 적고 온도와 pH의 영향을 적게 받는 덕분에 많은 곳에서 사용되고 있다(Matsui et al., 2003). 하지만 최근 알루미늄 계열의 응집제가 인간에게 유해할 수 있다는 보고가 나오고 있다(Gauthier et al., 2000).

알루미늄 계열의 응집제가 문제가 되는 것은 처리 후에 잔류알루미늄 농도가 증가하기 때문이다. 일반적으로 알루미늄은 토양이나 수계에 존재하는, 자연계에 풍부한 원소이다. 자연 상태로 존재하는 대부분의 알루미늄의 형태는 생명체에 무해하다. 그러나 낮은 pH와 같은 특정조건에서 알루미늄은 잠재적인 독성을 가지게 된다(McLachlan, 1995). Flaten (2001)는 알루미늄이 신경독성을 가지며 알츠하이머와도 관련이 있다고 했다. 이에 세계보건기구(WHO)는 대형 정수 시설의 잔류알루미늄농도를 0.1 mg/L 이하로, 소형 정수장에서는 0.2 mg/L 이하로 권고하고 있다(WHO, 2011). 이러한 상황에도 불구하고 자연수계에 적용되는 DAF

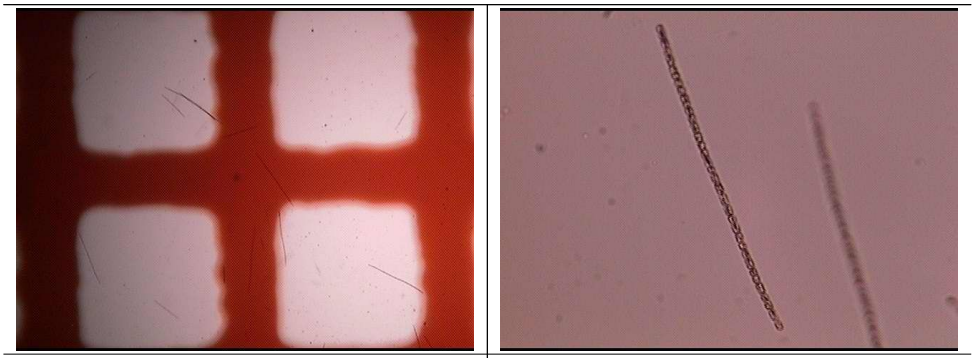
공정은 잔류알루미늄농도에 대한 고려 없이 시행되고 있다. 응집제 종류나 주입량이 오직 제거효율만을 기준으로 하여 결정되고 있는 실정이다.

본 연구에서는 DAF 공정에서, 대표적인 알루미늄 응집제인 Alum과 PACl의 응집효율과 잔류알루미늄농도를 알아보고자 한다. 이를 위해 응집제 주입량과 pH의 변화에 따른 응집특성과 이것이 잔류알루미늄농도에 미치는 영향을 알아보았다. 그리고 자연수계 DAF 공정에 적합한 적정 응집제 주입량과 pH조건을 제시해 보았다.

2.2 실험 방법

2.2.1 실험재료

원수는 경기도 시흥시 정왕동 정왕저수지의 물을 사용했다. 물은 2013년 1월 6일에 채수했다. 원수의 탁도는 3.7-6.9 NTU 이고 pH는 7.92-8.03, 알칼리도는 $CaCO_3$ 95-105 mg/L, 용존 유기탄소는 5.90 mg/L, UV_{254}는 0.059-0.060 cm^{-1}, 전기전도도는 795 μs/cm, TDS는 425 mg/L 였다. 원수의 pH는 HCl 0.2 N 용액과 NaOH 0.2 N 용액으로 조절하였다. 실험 당시 원수의 온도는 18.7-21.0℃ 였다. **Figure 1** 은 현미경으로 원수를 관찰한 모습이다. 원수에서는 녹조류인 해캄(Spirogyra)이 다수 발견되었다.



100×	250×

Figure 1 Microscope images of raw water

응집제는 Alum($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$)과 PACl(Poly-aluminum chloride)를 사용했다. Alum은 대정화금(주)에서 구입했으며 증류수에 용해시켜 10,000 mg Al/L 용액으로 만든 다음 사용했다. PACl은 (주)코솔텍에서 구입한 Al_2O_3 농도가 10.5% 이고 염기도가 35% 이상인 제품을 사용했다. 응집제 주입량은 알루미늄 농도로 환산하여 계산했다.

미세기포 발생장치는 직접 만든 것으로 Figure 2와 같이 구성되어 있다. 미세기포는 5기압 상태의 가압용기에서 공기를 증류수에 용해시킨 후 대기압으로 가압수를 분사하여 발생시켰다. 기포발생장치의 기포발생량은 DAF의 효율을 결정하는 중요한 척도인데 이 장치에서 발생하는 기포의 양은 수상치환을 통해 측정한 결과 24 ml/L(공기/물)였다. 이론적으로 20℃, 해수면 높이, 5기압에서 공기로 완전히 포화된 물이 대기압으로 분사될 때 발생하는 기포의 양은 Henry의 법칙에 따라 98.9 ml/L이다(James K. Edzwald and Johannes Haarhoff, 2011). 이에 따르면 실험에 사용된 기포 발생장치의 효율은 이론값의 25%에 해당한다. 일반적으로 정수장에 사용되는 기포발생장치의 효율은 80%이상으로 보고되고 있다(James K. Edzwald and Johannes Haarhoff, 2011). 발생된 기포의 크기는 Lase Trac PC2400D(Chemtrac사, USA)를 이용하여 측정한 결과 10-30 μm크기가 가장 많았다. Han et al. (2001)은 기포크기의 경향을 입자계수법(Particle counter method)를 사용하여 구할 수 있다고 했다.

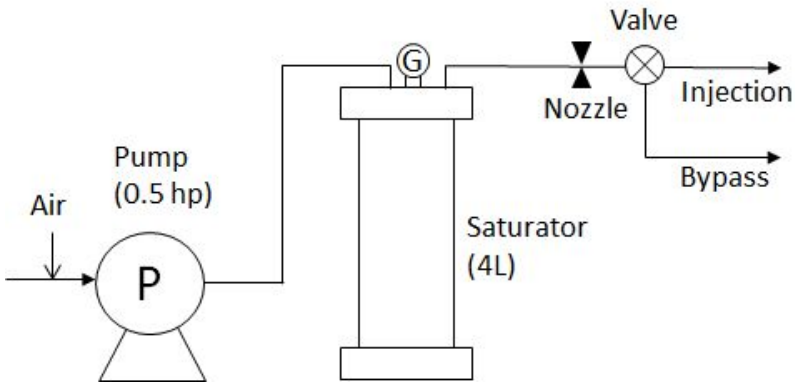


Figure 2 Schematic diagram of bubble generator

2.2.2 응집/DAF 실험

실험은 Phipps and Bird 사의 PB-900 Programmable Jar Tester(**Figure 3**)에서 진행되었다. 105 mm × 105 mm × 210 mm 크기의 직육면체 용기를 사용했으며 76 mm × 25 mm 의 직사각형 패들로 교반했다. **Table 1**과 같이 실험 1, 2는 응집제 주입량을 각각 1, 2, 4, 8, 16, 32 mg Al/L 로 변화 시키며 실험했다. 실험 3, 4는 응집제 주입량을 8mg Al/L 로 고정한 상태에서 원수의 pH를 4, 5, 6, 7, 8, 9 가 되도록 조정하여 실험했다.

실험은 먼저 원수 양을 조절하기 위해 원수를 저울(A&D FX-2000i digital gram scale)로 1000±1 g 에 맞춰 용기에 담았다. pH조정과 응집제 주입은 200 rpm 으로 교반하는 과정에서 이루어졌다. 이 때 주입한 HCl 0.2 N용액과 NaOH 0.2 N용액의 양만큼을 시료에서 제하여 1000±1 g이 유지되도록 했다. 응집제 주입 후 교반을 200 rpm으로 2분, 30 rpm으로 10분간 실시했다. 플록을 현미경으로 관찰하기 위해 교반이 끝나기 1분 전에 5ml 유리 피펫의 뒷부분에 있는 내경 6mm관으로 시료를 1ml 채취했다.

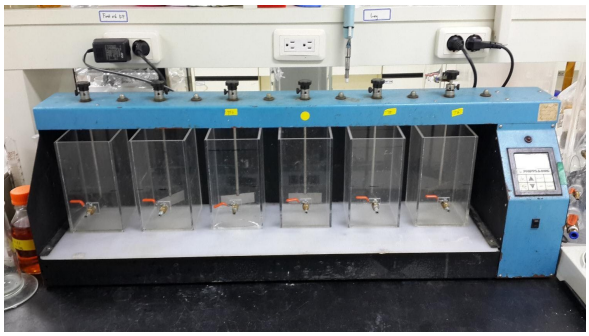


Figure 3 Jar tester

교반이 끝난 후 가압수를 원수의 10 %인 100 ml를 기준으로 주입하였다. 가압수에 포함된 기포의 부피농도가 24 ml/L이므로 반응기 안의 기포 부피농도는 약 2.2 ml/L가 된다. 가압수 주입량 조절은 저울(A&D FX-2000i digital gram scale)을 이용하여 교반이 끝난 시료를 저울 위에 올린 후 가압수 주입에 따른 무게 변화를 측정하여 주입량이 100±10 g 이 되도록 했다. 기포 주입 10분 후 Jar-tester 용기 하단으로부터 60 mm 떨어진 지점에서 채수하여 탁도와 $UV_{254,}$ 잔류알루미늄농도를 측정했다. 채수는 50-ml poly-propylene conical tube (BD Falcon, U.S.A.)를 사용했다.

Table 1 Operation condition of batch test

No.	Type	Dosage (mg Al/L)	pH
1	Alum	1, 2, 4, 8, 16, 32	8
2	PACl		
3	Alum	8	4, 5, 6, 7, 8, 9
4	PACl		

2.2.3 분석 방법

채수한 시료의 탁도는 HACH 2100Q 탁도계를 이용하여 측정했다. 탁도는 각 샘플을 5번씩 측정하여 평균했다. pH는 SG2-ELK SevenGo™ pH 미터를 사용했다. pH 미터는 각 실험을 하기 전에 교정(Calibration)하여 사용했다. UV_{254}는 시료를 Sartorius RC 0.45 μm 필터로 여과한 후, 분광광도계(Libra S60, Biochrom, England)로 측정했다. 잔류알루미늄농도는 ICP-OES 730-ES(Varian)을 사용하여 측정했다. 총 잔류알루미늄은 채수한 시료 50 ml 에 70% 질산(HNO_3)를 50 μl를 떨어뜨려 pH

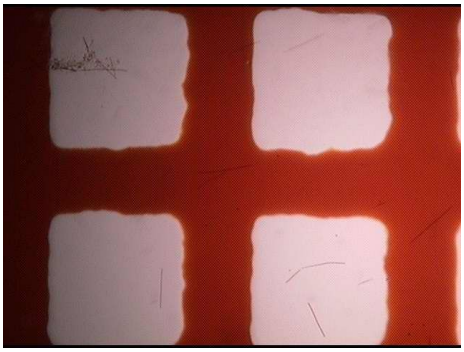
2 이하로 산화시킨 후 Sartorius RC 0.45 μm 필터로 여과하여 측정했다. 용존 알루미늄은 채수한 시료를 먼저 Sartorius RC 0.45 μm 필터로 여과한 후에 시료 50 ml에 70 % 질산(HNO_3) 50 μl를 떨어뜨려 pH 2 이하로 산화시켜 측정했다. 플록의 사진은 Camscope (Sometech, 대한민국)로 촬영했다.

2.3 실험결과

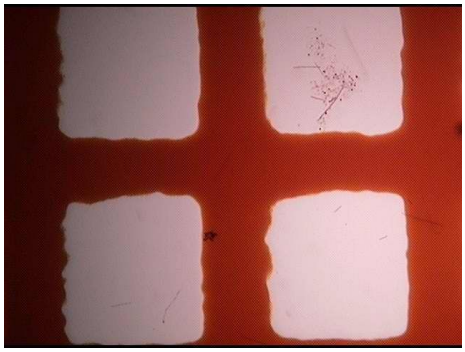
2.3.1 응집제 주입량에 따른 플록의 성질

Figure 4 는 Alum의 주입량을 달리했을 때의 플록 사진이다. Alum 주입량이 1 mg Al/L 일 때 좌측 상단에 형성된 플록과 2 mg Al/L 일 때 형성된 우측 상단의 플록을 보면 입자들이 높은 밀도로 모여 있는 것을 볼 수 있다. 4 mg Al/L 일 때는 2 mg Al/L 보다 입자의 밀도는 낮지만 플록의 개수가 늘어났다. 8 mg Al/L 이상일 때는 입자의 밀도가 낮고 플록의 크기가 상대적으로 작은 플록이 형성되기 시작했다. 그리고 응집제 주입량이 16, 32 mg Al/L 일 때에는 입자들이 서로 모이지 않는 한편, 다량의 무정형의 알루미늄 수산화물(Amorphous aluminum hydroxide, $Al(OH)_3(s)$)이 시료 전체에 골고루 분포했다.

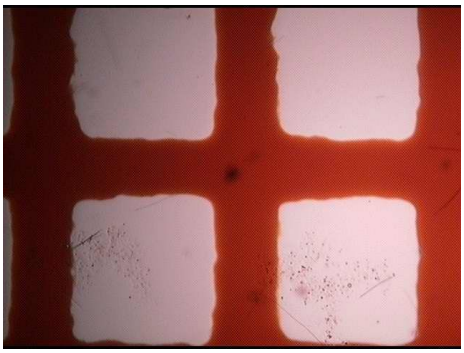
응집제 주입량이 적을 때 입자들이 높은 밀도로 모여 있는 것은 하전중화에 의한 응집이 일어났기 때문으로 보인다. 일반적으로 입자들은 수중에서 음전하를 띄고 있어서 서로 반발하는 성질이 있는데 양전하를 띄는 응집제가 주입되면 하전이 중화되어 반데르발스의 인력에 의해 서로 결합하게 된다. Mingquan Yan et al. (2008) 도 응집제 주입량이 적을 때 탁질이 주로 하전중화에 의해 제거된다고 했다.



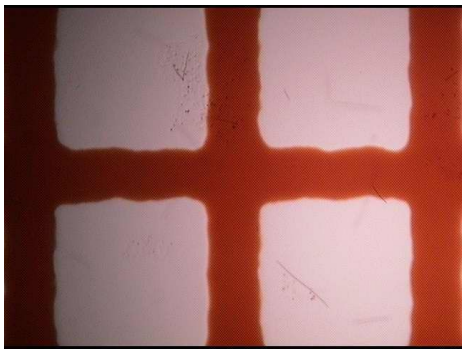
1 mg Al/L



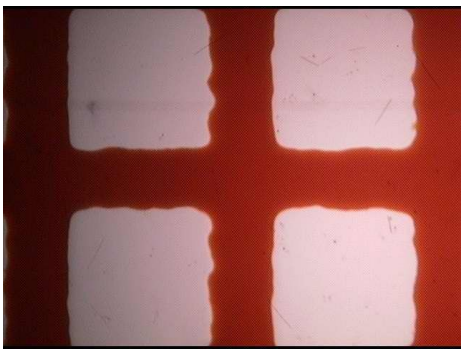
2 mg Al/L



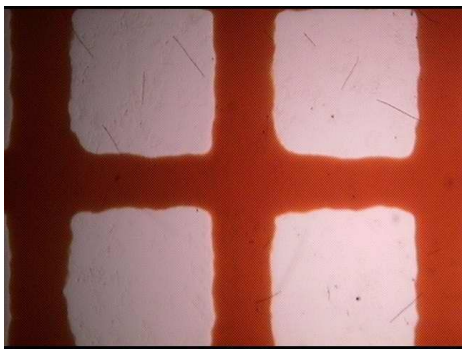
4 mg Al/L



8 mg Al/L

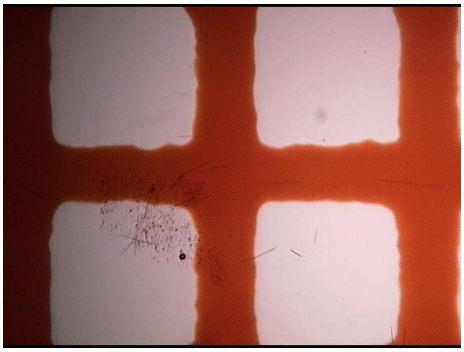


16 mg Al/L

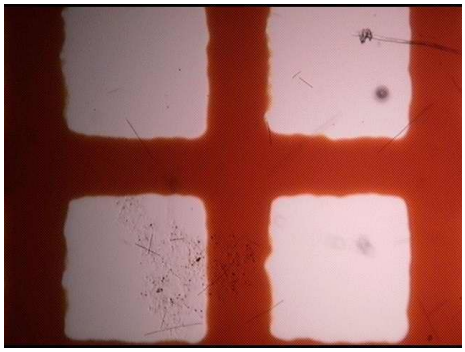


32 mg Al/L

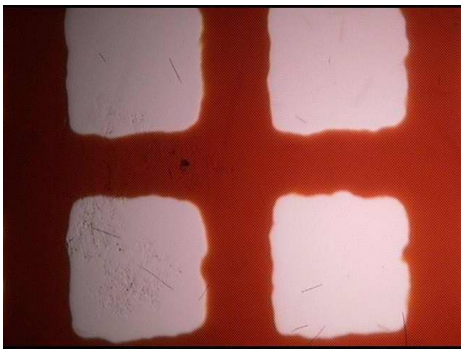
Figure 4 Microscope images of floc at various Alum dosage



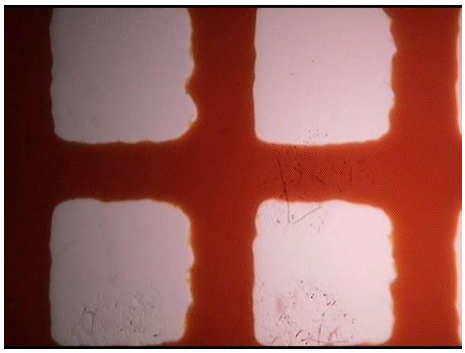
1 mg Al/L



2 mg Al/L

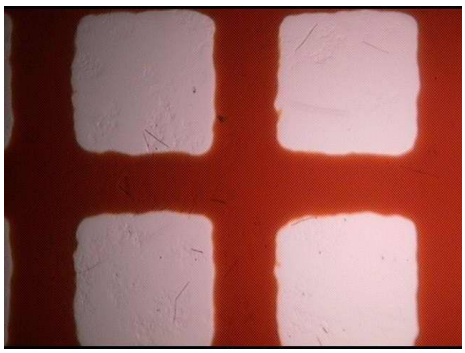


4 mg Al/L



8 mg Al/L

16 mg Al/L



32 mg Al/L

Figure 5 Microscope images of floc at various PACl dosage

Alum 주입량이 4 mg Al/L일 때 큰 플록이 형성된 것은 하전 중화와 함께 무정형의 알루미늄 수산화물이 1, 2 mg Al/L보다 많이 형성되어 플록이 서로 결합될 확률이 높아졌기 때문으로 보인다. 8 mg Al/L에서는 오히려 플록의 크기가 줄어들었는데 이는 응집제 주입량이 늘어남에 따라 하전 역전이 발생하여 반발하려는 성질이 생긴 것으로 보인다. 16, 32 mg/L에서는 무정형의 알루미늄 수산화물이 다량으로 발생했으나 서로 전기적으로 반발하려는 성질 때문에 뭉치지 않고 고르게 분포한 것으로 생각된다.

Figure 5는 PACl의 주입량 별 플록의 사진이다. Alum과 마찬가지로 응집제 주입량이 적은 1 mg Al/L와 2 mg Al/L에서 입자들이 높은 밀도로 응집되었다. 이때 플록의 크기는 Alum 보다 컸다. 일반적으로 PACl의 전기적 중화 능력이 Alum 보다 우수한 성질이 있다(Zhonglian Yang et al., 2010). PACl의 주입량이 4 mg Al/L 이상일 때는 입자들의 밀도가 낮은 한편 농도가 증가할수록 무정형 알루미늄 수산화물이 증가하는 것을 볼 수 있었다.

2.3.2 응집제 주입량에 따른 처리효율

Figure 6, 7은 Alum 과 PACl의 주입량에 따른 탁도 제거율과 잔류탁도를 나타낸다. PACl은 응집제 주입량 범위(1-32 mg Al/L) 내에서 응집제 주입량이 증가할수록 높은 제거율을 보였다. 잔류탁도는 1-8 mg Al/L 까지는 빠르게 떨어지다가 8 mg Al/L 이상일 때에는 감소되는 정도가 둔화되었다. 최저 잔류탁도는 응집제 주입량이 32 mg Al/L 일 때인 1.10 NTU였으며 이때의 제거효율은 74.3 % 였다. Tao Li et al. (2006)에 따르면 응집제 주입량이 적을 때에는 주입량이 증가함에 따라 제타전위가 급격하게 증가하고 탁도는 급격하게 떨어진다. 응집제 주입량이 많을 때에는 제타전위의 변화가 적으며 무정형의 알루미늄 수산화물의 침전(precipitation)에 의해 탁질이 제거된다. 이를 Sweep 이라

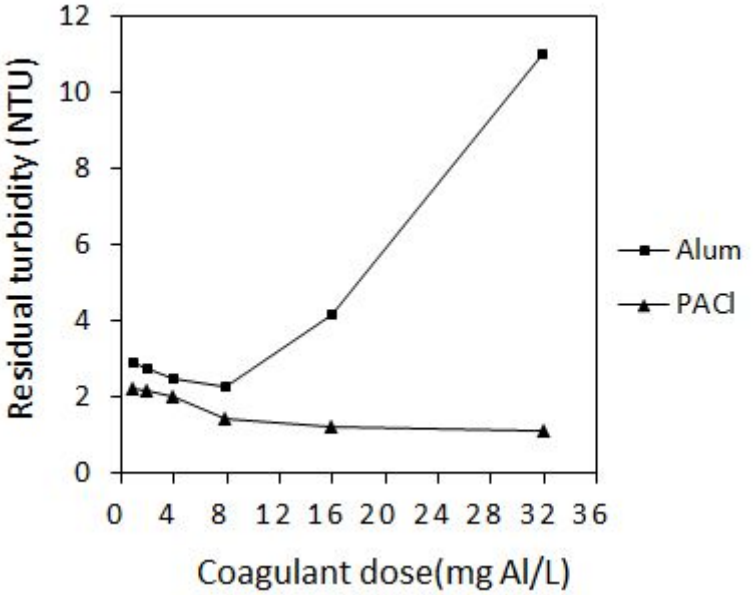


Figure 6 Effect of coagulant dosage on residual turbidity (Alum and PACl)

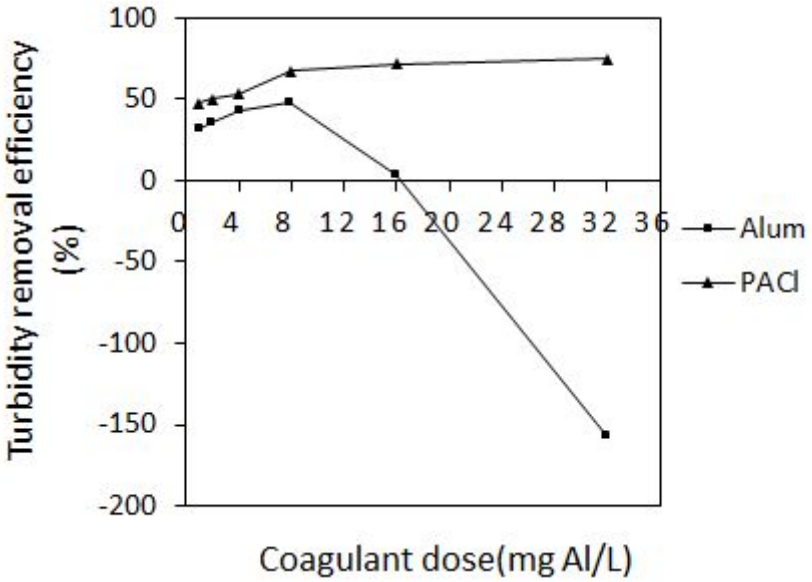


Figure 7 Effect of coagulant dosage on turbidity removal efficiency (Alum and PACl)

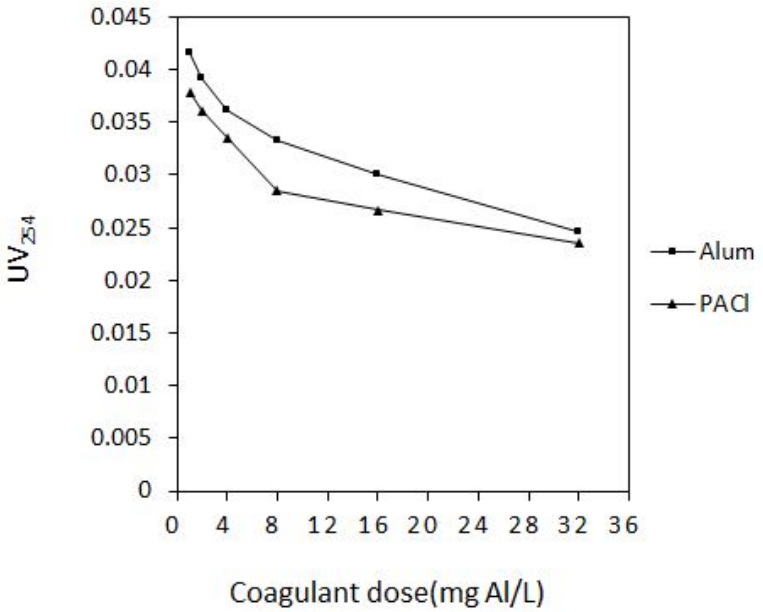


Figure 8 Effect of coagulant dosage on UV_{254} (Alum and PACl)

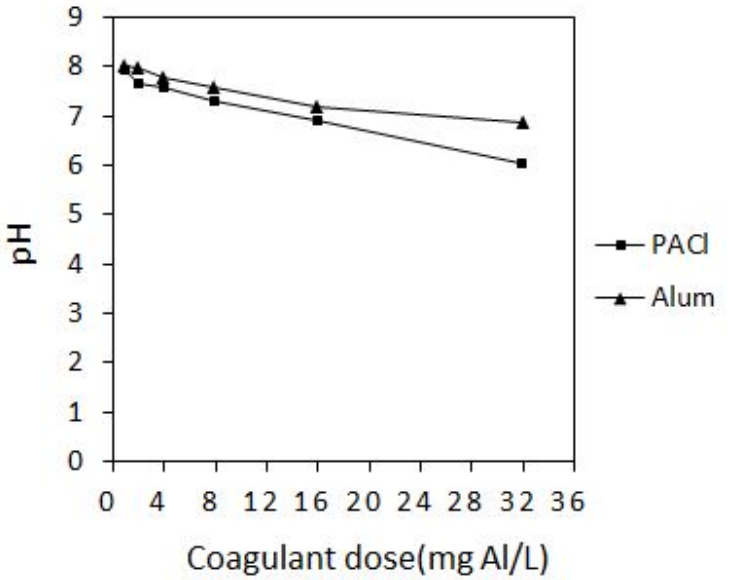


Figure 9 Effect of coagulant dosage on final pH (Alum and PACl)

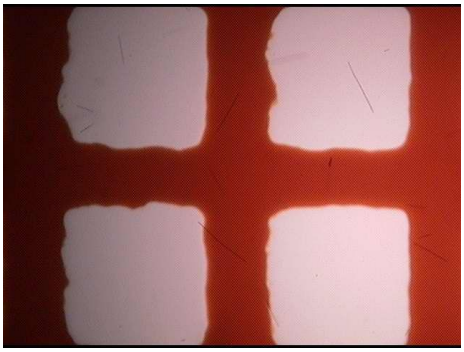
한다. (Tao Li 2006)

Alum은 응집제 주입량이 증가할수록 잔류탁도가 낮아지다가 주입량이 8보다 클 때 탁도가 증가했다. 탁도가 증가한 이유는 다량으로 형성된 무정형 알루미늄 수산화물($Al(OH)_3(s)$)이 DAF에 의해 완전히 제거되지 않았기 때문이다. 최저 탁도는 주입량이 8 mg Al/L일 때 2.24 NTU였고, 이때의 제거효율은 47.5%였다. 전체적으로 PACl의 탁도 제거효율이 Alum 보다 높게 나타났다.

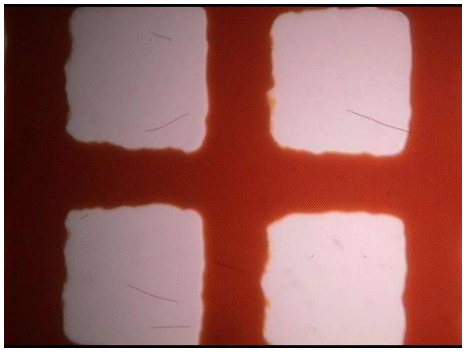
Figure 8은 응집제 주입량에 따른 UV_{254} 제거효율을 보여준다. UV_{254}는 Alum과 PACl 모두 응집제를 많이 주입할수록 낮게 나타났다. UV_{254}는 시료를 0.45 μm 필터로 거른 후 용존 물질의 자외선 흡광도를 측정하는데, 실험 결과로 보아 응집제 주입량이 늘어남에 따라 용존성 물질들이 입자성 물질들로 많이 바뀌었음을 알 수 있다. 이것은 응집제 주입량이 증가할수록 알루미늄 수산화물과 결합하는 정도가 늘어났기 때문으로 보인다. UV_{254}는 전기적 결합으로 설명되는데 하전중화 능력이 뛰어난 PACl의 제거효율이 Alum보다 우수한 것으로 나타났다.

Figure 9에서 응집제 주입량에 따른 pH 변화를 보면 Alum과 PACl 모두 주입량이 증가할수록 pH가 낮아졌다. 이때 변화량은 PACl이 Alum보다 적었다. PACl의 pH변화가 적은 이유는 제조과정에서 미리 수산화된 PACl이 Alum보다 수소이온을 배출하는 가수분해가 적게 일어나기 때문이다(Changqing Ye et al., 2007). 자연수계에서 pH의 변화는 수계의 화학구조에 변화를 일으켜 결과적으로 생태계에 악영향을 미칠 수 있다. 예를 들어 알루미늄의 경우 pH가 산성일 때 독성을 띤다(McLachlan, 1995). 따라서 Alum 보다는 PACl이 pH변화를 적게 일으키므로 환경적인 영향이 적을 것으로 판단된다.

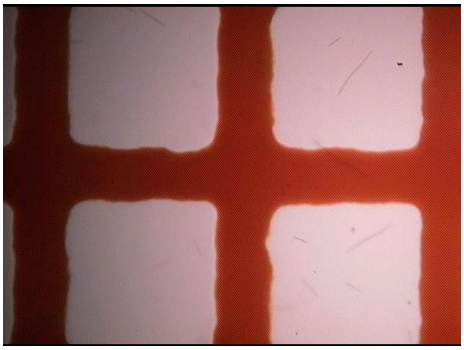
Figure 10, 11은 Alum과 PACl의 주입량을 달리했을 때 부상공정이 끝난 후 시료의 현미경 사진이다. 부상공정이 끝난 후에도 해캄(Spirogyra)이 존재하는 것을 볼 수 있다. 이는 잔류탁도에 영향을 미쳤을 것이다.



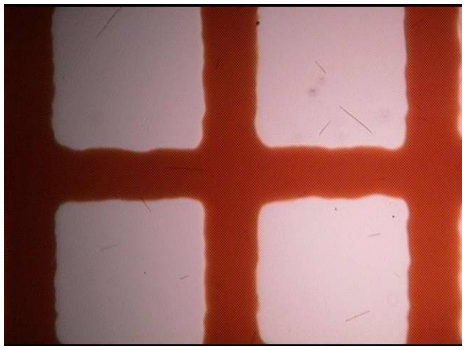
1 mg Al/L



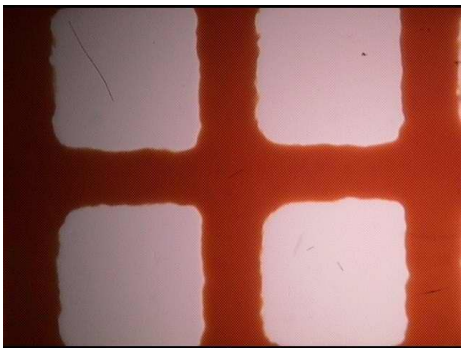
2 mg Al/L



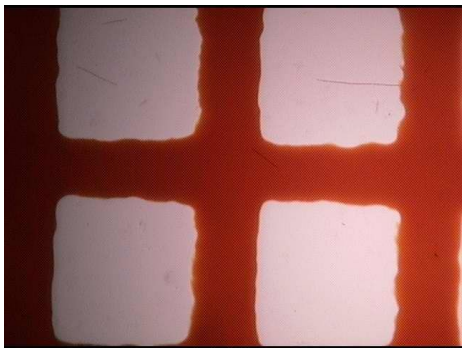
4 mg Al/L



8 mg Al/L

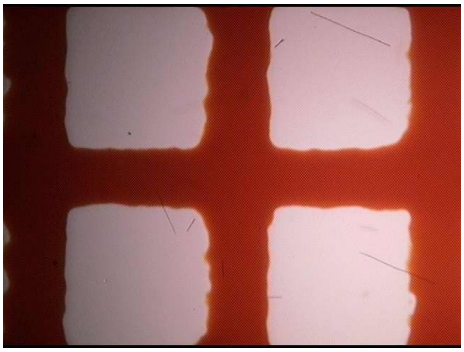


16 mg Al/L

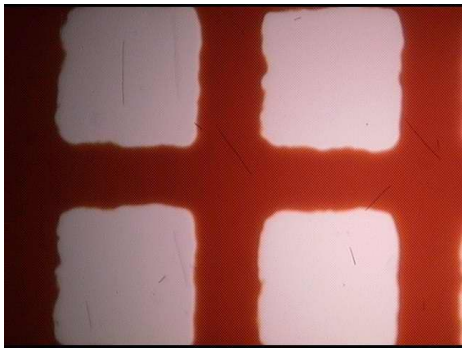


32 mg Al/L

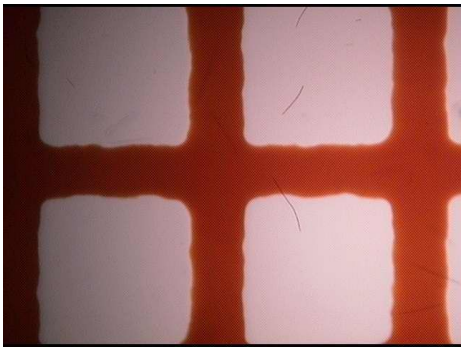
Figure 10 Microscope images of treated water at various Alum dosage



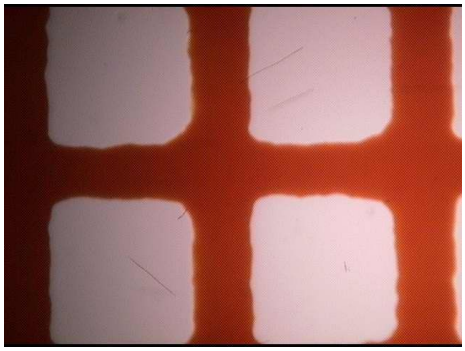
1 mg Al/L



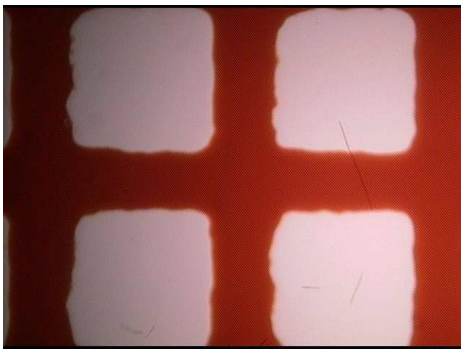
2 mg Al/L



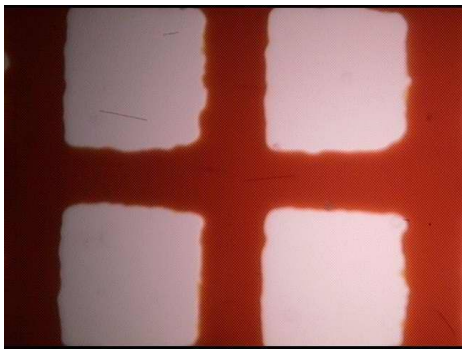
4 mg Al/L



8 mg Al/L



16 mg Al/L



32 mg Al/L

Figure 11 Microscope images of treated water at various PACl dosage

2.3.3 응집제 주입량에 따른 잔류알루미늄

Figure 12는 Alum과 PACl의 주입량에 따른 총 잔류알루미늄농도(Al_T)를 나타낸다. Alum은 주입량이 늘어날수록 Al_T가 완만하게 감소하다가 4 mg Al/L보다 주입량이 많을 때는 Al_T가 증가했다. 특히 Alum 주입량이 8 mg Al/L보다 많을 때는 Al_T가 가파르게 증가했다. 최저 Al_T는 Alum 주입량이 4 mg Al/L일 때 0.149 mg/L였다. PACl은 전체적으로 낮은 농도를 유지했다. PACl 주입량이 8 mg Al/L 일 때 Al_T는 0.079 mg/L 로 가장 낮았고 주입량이 늘어날수록 Al_T도 완만하게 증가했다.

Figure 13은 용존 잔류알루미늄농도(Al_D)를 나타내는데 Alum과 PACl 모두 주입량이 16 mg Al/L일 때 Al_D가 가장 낮았다. 이때 Al_D 는 Alum이 0.020 mg/L, PACl이 0.034 mg/L였다. 두 응집제 모두 응집제 주입량이 16 mg Al/L보다 커질수록, 혹은 작아질수록 Al_D가 증가했다.

Alum의 경우 주입량이 16 mg Al/L 이상일 때 Al_T는 높았지만 Al_D는 수치가 낮았다. Al_D가 낮은 것은 그만큼 입자 형태의 알루미늄 수상화물이 많이 형성 되었다는 것을 의미하며 Al_T가 높은 이유는 형성된 무정형의 알루미늄 수산화물($Al(OH)_3(S)$)이 DAF에 의해 잘 부상분리 되지 않았음을 의미한다. 즉, Al_T의 증가는 Alum의 주입량이 16 mg Al/L 이상일 때 잔류탁도가 급격하게 증가한 것과 관련이 있다.

한편 제거효율과 잔류알루미늄농도의 관계를 PACl을 통해 보면, PACl 주입량이 많을수록 제거효율이 좋았지만 특정 주입량 이상에서 제거효율의 증가에도 불구하고 Al_T와 Al_D가 모두 높아지는 것을 볼 수 있었다. 따라서 자연수계에 알루미늄계열의 응집제를 사용할 때에는 제거효율 뿐만 아니라 잔류 알루미늄농도를 고려하여 주입량을 산정할 필요가 있다.

Al_T를 WHO 수질기준과 비교해보면 Alum은 주입량 2, 4 mg Al/L일 때 수질기준을 만족했으며 PACl은 1 mg Al/L에서 8 mg Al/L까지 Alum보다 더 넓은 주입량 범위에서 수질 기준을 만족했다. 따라서 PACl이 잔류알루미늄 농도에 있어 Alum 보다 안전한 응집제라고 볼 수

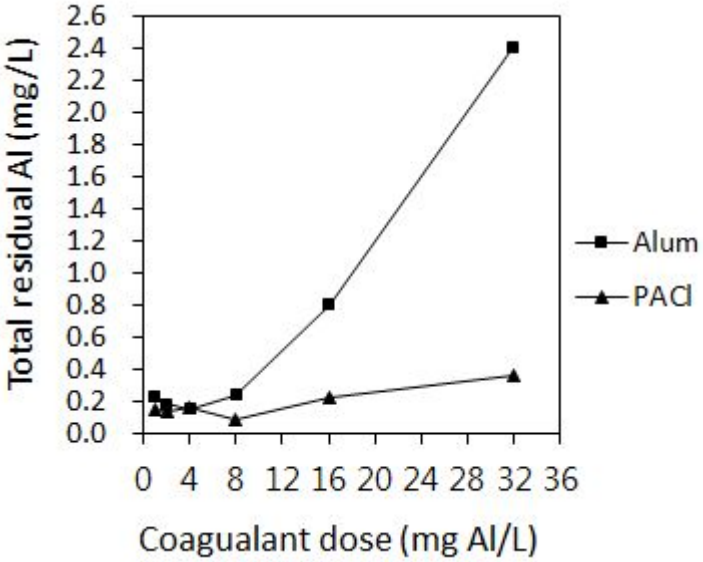


Figure 12 Effect of coagulant dosage on Al_T (Alum and PACl)

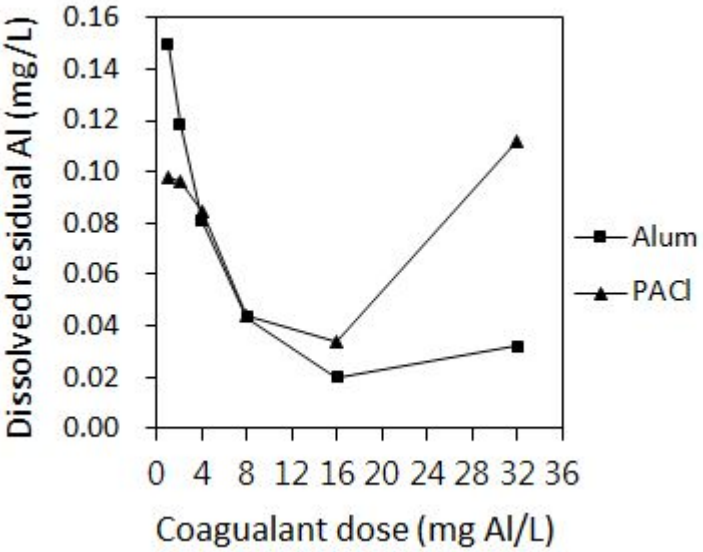


Figure 13 Effect of coagulant dosage on Al_D dissolved residual Al (Alum and PACl)

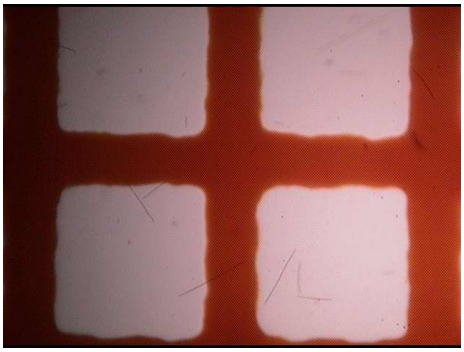
있다.

2.3.4 pH에 따른 플록의 성질

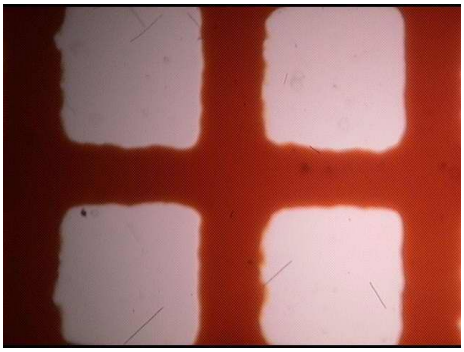
Figure 14는 Alum의 주입량이 8 mg Al/L일 때 원수의 pH에 따른 플록사진이다. 사진을 보면 pH 4, 5에서는 응집이 거의 일어나지 않았다. pH 6에서는 무정형 알루미늄 수산화물로 이루어진 작은 플록이 형성되기 시작했으며 해캄을 비롯한 입자들이 플록들과 잘 결합되어 있었다. pH 7, 8, 9에서는 무정형 알루미늄 수산화물들이 뭉쳐서 플록을 형성하긴 했지만 pH가 올라갈수록 무정형 알루미늄 수산화물과 결합하지 못한 입자들이 증가했다.

Figure 15는 다양한 pH 조건에서 PACl를 8 mg Al/L 주입했을 때 플록의 사진이다. PACl은 Alum과는 달리 pH 4, 5에서 크고 입자의 밀도가 높은 플록들이 형성되었고, pH 6, 7, 8, 9에서는 입자들의 밀도가 낮은 플록들이 형성되었다.

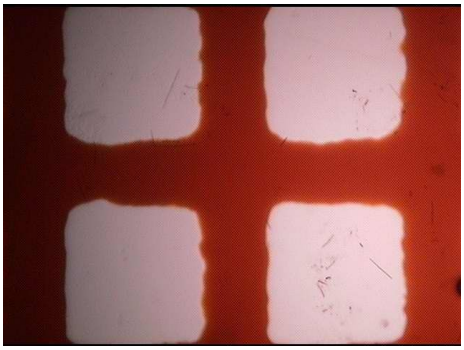
플록형성공정에서 알루미늄의 존재형태는 초기 pH에 따라 민감하게 변화한다(Amuda and Amoo, 2007). Alum의 경우 초기 pH가 5 이하일 때에는 Al^{3+} 중합체의 형성이 제한되며 주로 $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^{+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al_3(OH)_4^{5+}$ 와 같은 단량체가 형성된다(Panyue Zhang et al., 2008). 초기 pH가 6-8 일 때는 중합체와 $Al(OH)_3(s)$가 잘 형성된다. pH가 8보다 클 때에는 $Al(OH)^{-}$가 형성되어 전기적으로 반발하려는 성질 때문에 플록의 형성이 방해된다. 반면 중합체 상태로 만들어진 PACl은 콜로이드의 형태로 안정하게 존재한다(Mingquan Yan et al., 2008). 따라서 낮은 pH에서도 응집이 잘 일어났으며 pH의 영향을 Alum 보다 적게 받았다. PACl의 경우 pH 4, 5에서 고밀도의 큰 플록이 형성되었는데 이는 $Al(OH_3)(s)$의 형성이 pH 6 이상보다 적었던 반면에 중합체의 전기적 인력이 강하게 작용했기 때문으로 보인다.



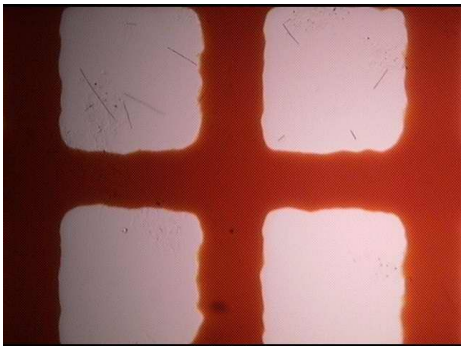
pH 4



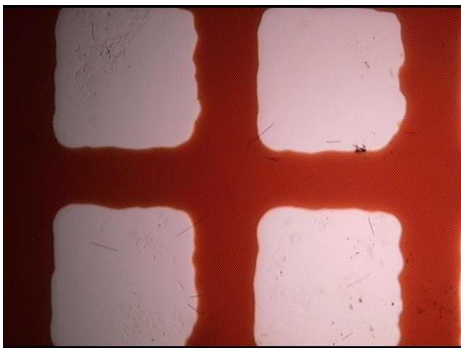
pH 5



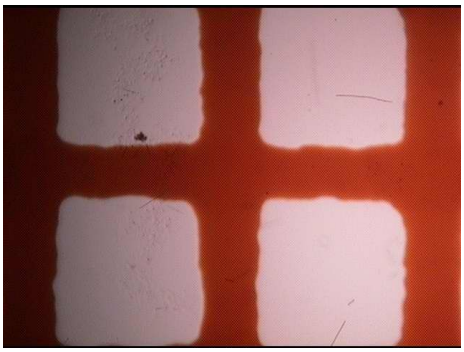
pH 6



pH 7

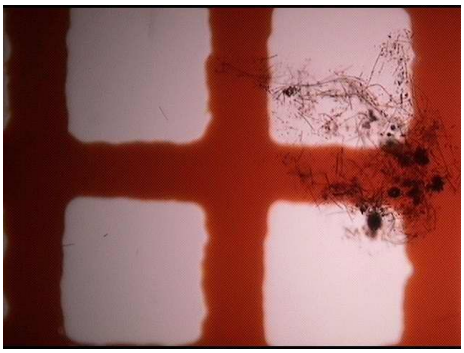


pH 8

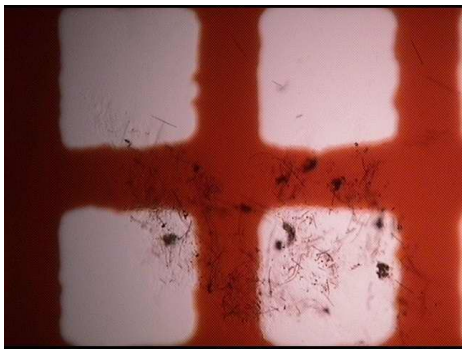


pH 9

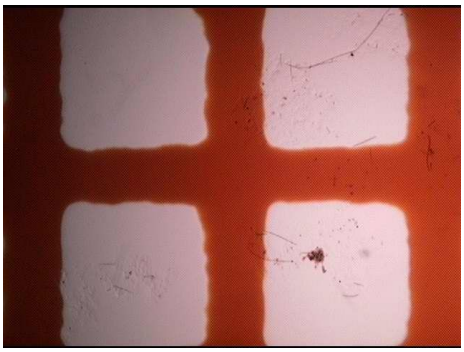
Figure 14 Microscope images of floc at various pH
(Alum - 8 mg Al/L)



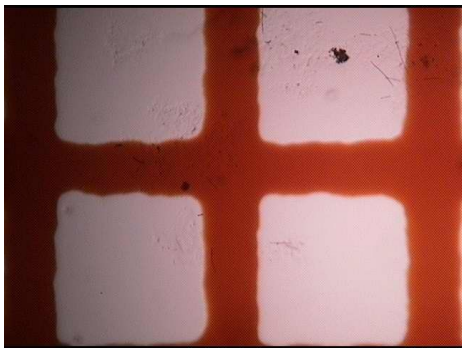
pH 4



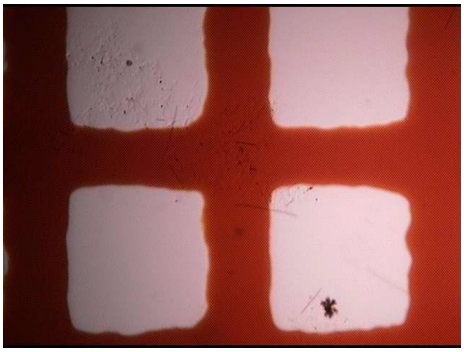
pH 5



pH 6



pH 7



pH 8

pH 9

Figure 15 Microscope images of floc at various pH
(PACl - 8 mg Al/L)

2.3.5 pH에 따른 제거효율

Figure 16, 17은 초기 pH에 따른 Alum 과 PACl의 잔류탁도와 탁도 제거율을 나타낸다. Alum과 PACl은 모두 pH 6 이하에서는 pH가 증가할수록 탁도 제거율이 높았고 pH 6 이상에서는 pH가 증가할수록 탁도 제거율이 낮아졌다. 두 응집제 모두 pH 6에서 가장 탁도 제거효율이 높았다. pH 6에서 Alum은 1.41 NTU의 잔류탁도와 70.0 %의 탁도 제거율을 보였고 PACl은 1.34 NTU의 잔류탁도와 71.4 %의 탁도 제거율을 보였다. 전체적으로 PACl의 제거효율이 Alum보다 높게 나왔다. 특히 pH 4, 5에 Alum은 PACl보다 제거효율이 현저하게 떨어졌다. 반면 pH 6 이상에서는 PACl의 제거효율이 Alum보다 조금 더 우수하긴 했지만 둘 다 비슷한 경향을 나타냈다.

pH가 5이하일 때 Alum의 탁도 제거효율이 PACl보다 크게 낮은 것은 **Figure 14, 15**에서 볼 수 있듯이 Alum은 플록형성이 거의 일어나지 않았고 PACl은 플록 형성이 잘 되었기 때문이다. pH 6 에서는 두 응집제 모두 $Al(OH)_3(s)$가 잘 형성되었기 때문에 유사한 제거효율을 나타냈다. pH 7 이상에서는 Alum의 경우 가수분해가 빠르게 일어나 음전하를 띄는 $Al(OH)_3(s)$와 $Al(OH)_4^-$ 가 형성기 때문에 하전 중화에 의한 응집을 방해받았다. PACl은 상대적으로 가수분해가 잘 되지 않아 탁도 제거율이 Alum보다 높게 나타났다.

Figure 18은 pH에 따른 UV_{254} 제거율을 보여준다. Alum은 pH 6이하에서 pH가 증가할수록 급격하게 UV_{254} 수치가 낮아졌다. pH 6에서 Alum의 UV_{254} 수치는 0.027 cm^{-1}로 가장 낮았고 pH가 증가할수록 수치가 완만하게 높아졌다. PACl은 pH 4에서 pH 5로 증가될 때 UV_{254}수치가 소폭 감소했다가 pH 5 이상에서 pH가 증가할수록 수치가 완만하게 증가했다. 전체적으로 PACl의 UV_{254} 수치가 Alum보다 낮게 나타났다.

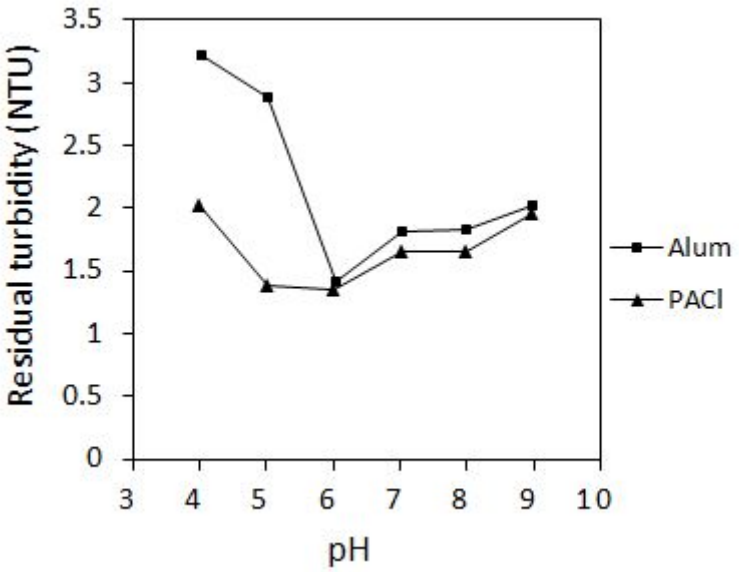


Figure 16 Effect of initial pH on residual turbidity (Alum and PACl - 8 mg Al/L)

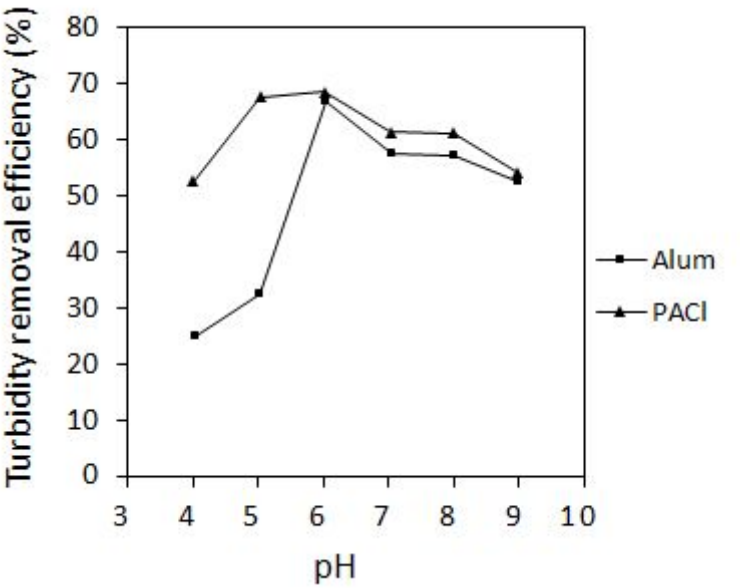


Figure 17 Effect of initial pH on turbidity removal efficiency (Alum and PACl - 8 mg Al/L)

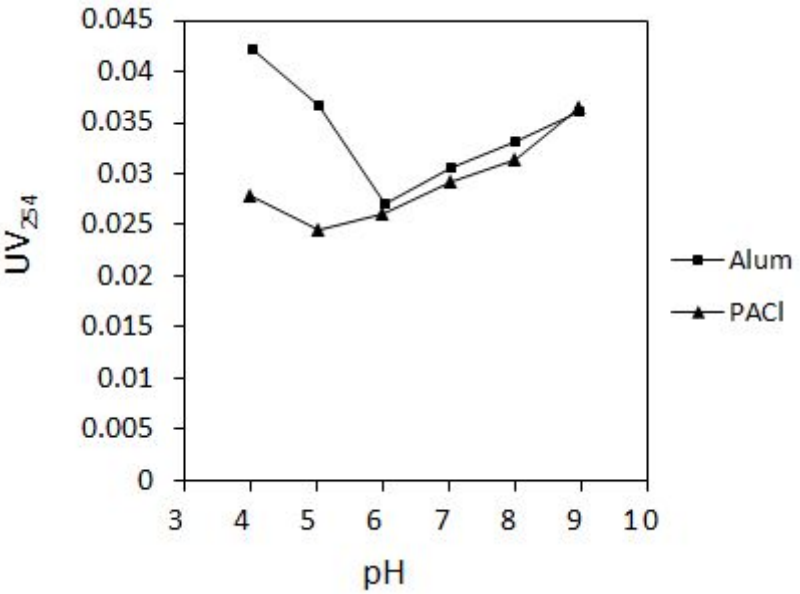


Figure 18 Effect of initial pH on UV_{254}
(Alum and PACl - 8 mg Al/L)

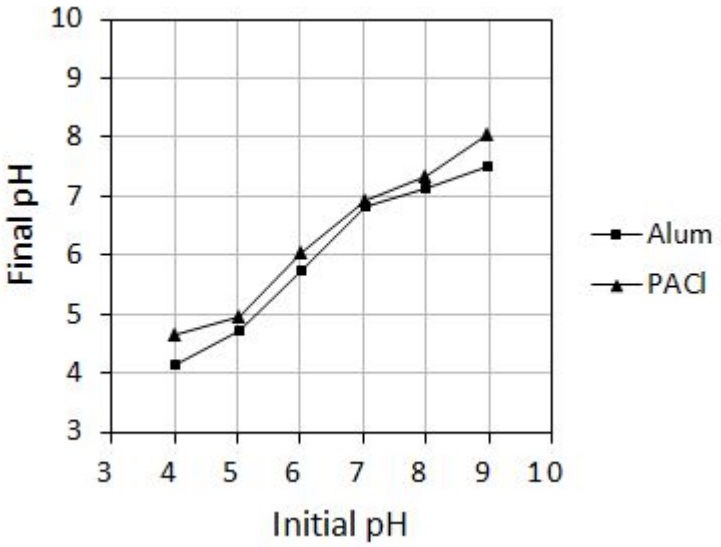


Figure 19 Effect of initial pH on final pH
(Alum and PACl - 8 mg Al/L)

pH 4, 5에서 Alum의 UV_{254} 제거효율이 낮았던 것은 무정형 $Al(OH)_3(S)$의 형성이 적었기 때문이다. PACl은 낮은 pH에서도 안정하게 유지되어 활발하게 물질들과 전기적인 결합을 했기 때문에 UV_{254} 수치가 낮게 나타났다.

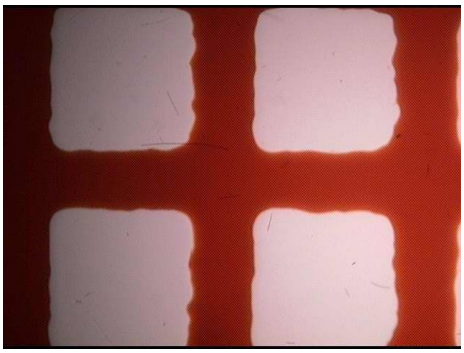
Figure 19는 초기 pH와 반응이 끝난 후의 pH를 보여준다. 두 응집제 모두 초기 pH 4에서는 pH가 증가했다. pH4를 제외한 나머지 pH에서는 pH가 조금씩 감소했다.

Figure 20, 21은 Alum과 PACl 주입량을 8 mg Al/L로 같게 하고 pH를 달리했을 때, DAF 공정이 끝난 후 시료의 현미경 사진이다. 해캄들의 숫자는 줄어들었지만 제거되지 않은 해캄들이 모든 시료에서 발견되었다.

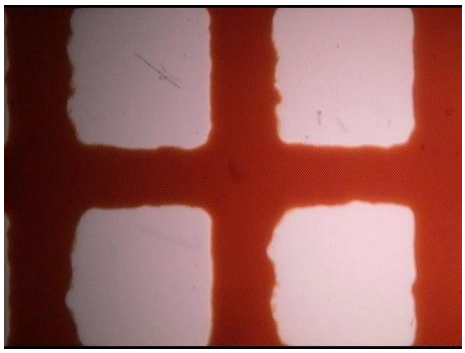
2.3.6 pH에 따른 잔류알루미늄

Figure 22는 다양한 초기 pH에서 Alum과 PACl을 각각 8 mg Al/L 주입하고 DAF로 처리했을 때 총 잔류알루미늄농도(Al_T)를 나타낸다. Alum과 PACl 모두 pH 5 이하에서 높은 Al_T를 나타내었다. Alum은 pH 4에서 3.432 mg/L의 Al_T를 나타냈고 pH 6에서 급격하게 낮아졌다. Alum의 Al_T는 pH 8에서 0.198 mg/L로 가장 낮았으며 pH 6이상에서 대체로 비슷한 수치를 보였다. PACl의 Al_T는 pH 4에서 5.060 mg/L로 Alum보다 높았으며 Alum과 마찬가지로 pH 6에서 Al_T가 급격하게 낮아졌다. pH 7에서 PACl의 Al_T는 0.087 mg/L로 가장 낮았다.

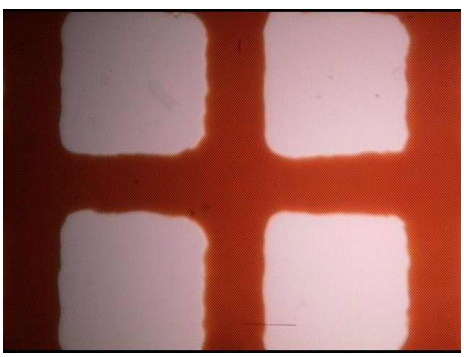
Figure 23는 용존 잔류알루미늄농도(Al_D)를 나타낸다. Al_T와 마찬가지로 Alum과 PACl 모두 pH 5 이하에서 높은 Al_D를 나타냈다. Alum의 Al_D는 pH 4에서 3.445 mg/L를 나타냈고 pH 6에서 급격하게 낮아졌으며 pH 7에서 0.028 mg/L 로 가장 낮았다. PACl의 Al_D는 pH 4에서 2.216 mg/L로 가장 높았으며 역시 pH 6에서 급격히 농도가 낮아졌다. pH 7에서 PACl의 Al_D는 0.026 mg/L 로 가장 낮았다.



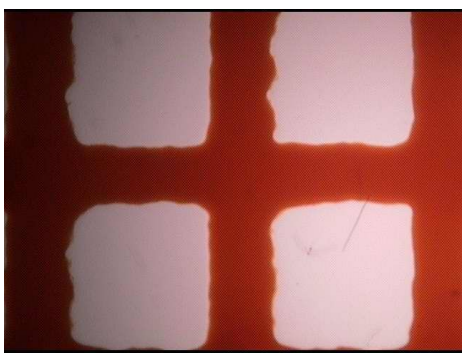
pH 4



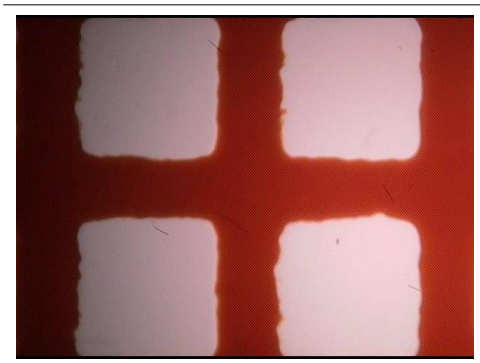
pH 5



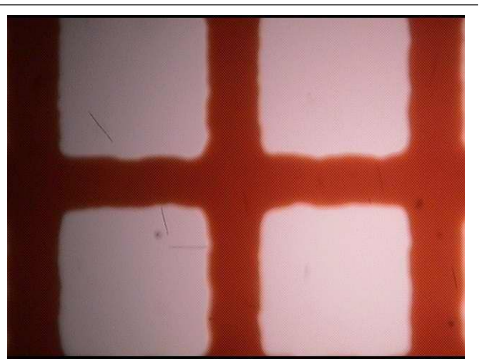
pH 6



pH 7

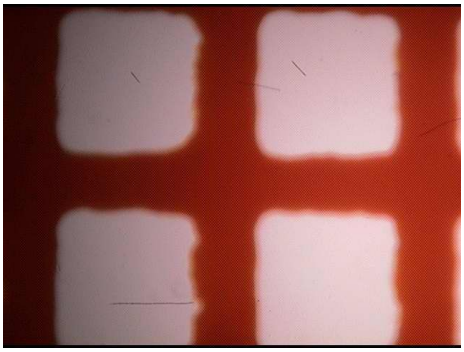


pH 8

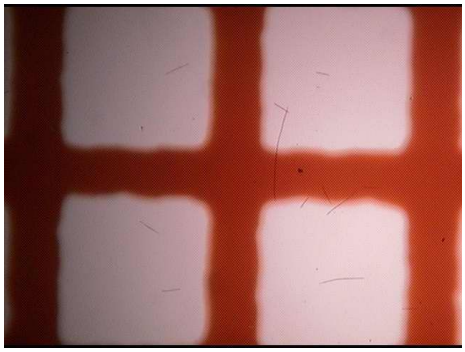


pH 9

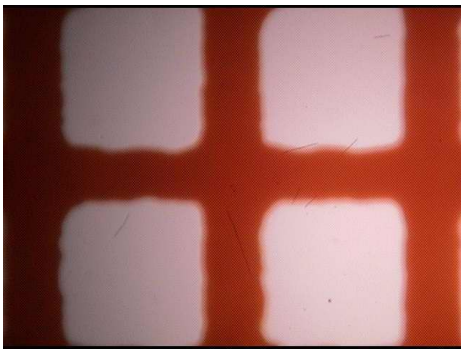
Figure 20 Microscope images of treated water at various pH (Alum - 8 mg Al/L)



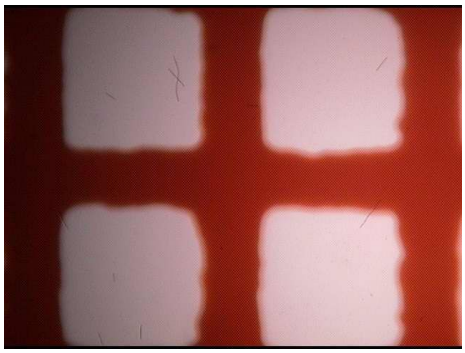
pH 4



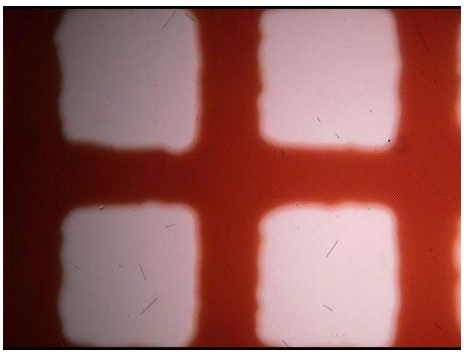
pH 5



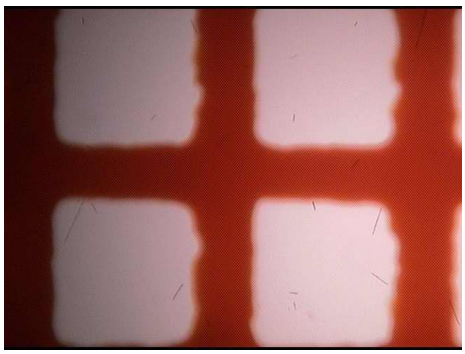
pH 6



pH 7



pH 8



pH 9

Figure 21 Microscope images of treated water at various pH (PACl - 8 mg Al/L)

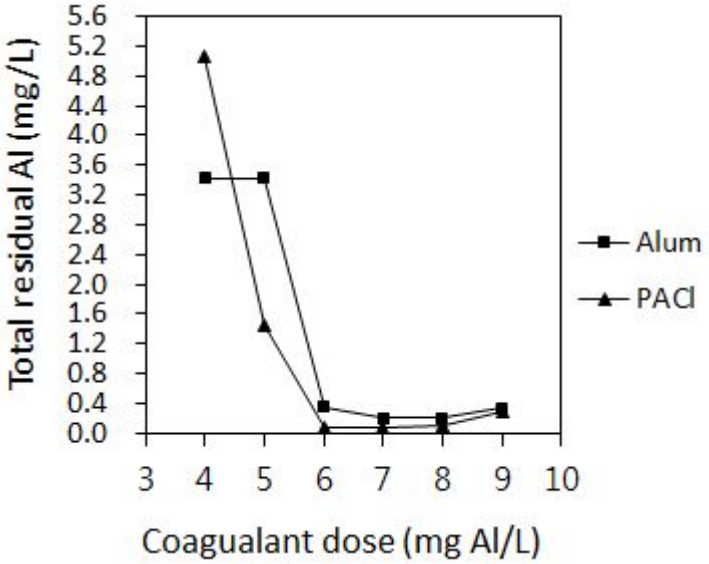


Figure 22 Effect of initial pH on Al_T
(Alum and PACl - 8 mg Al/L)

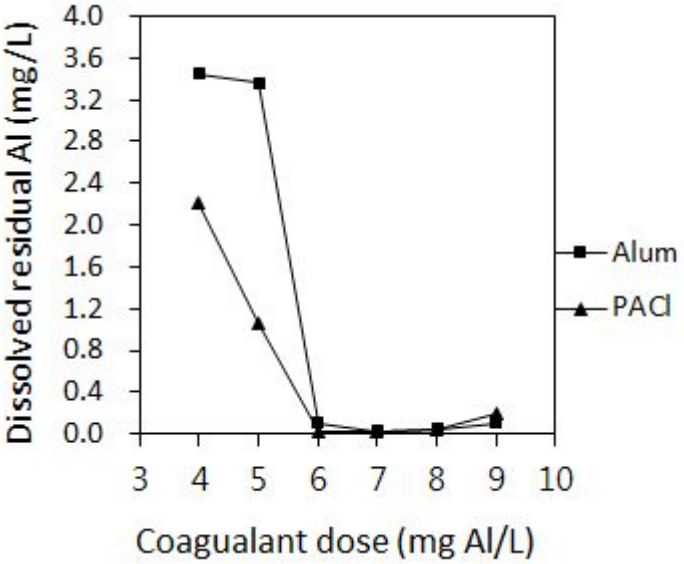


Figure 23 Effect of initial pH on Al_D
(Alum and PACl - 8 mg Al/L)

총 잔류알루미늄농도는 pH 4를 제외하고 PACl이 Alum 보다 낮게 나타났다. Alum의 경우 pH 8을 제외하면 모두 WHO의 잔류알루미늄농도 기준인 0.2 mg/L보다 높았다. PACl은 pH 6, 7, 8에서 잔류알루미늄농도 기준을 만족시켰다. 알루미늄은 일반적으로 용존 상태에서 독성을 강하게 나타내는데 용존 알루미늄은 pH가 6보다 작을 때 크게 증가하므로 pH조절에 주의할 필요가 있다.

잔류알루미늄농도를 탁도 제거율과 비교해보면 Alum과 PACl 모두 탁도 제거율은 pH 6에서 가장 높게 나왔고 용존 알루미늄 농도는 두 응집제 모두 pH 7에서 가장 낮게 나왔다. 따라서 적정 pH 범위는 두 응집제 모두 6-7이라고 말할 수 있다.

2.4 결론

DAF 공정에서 Alum과 PACl의 주입량과 원수의 초기 pH를 달리하며 제거효율과 잔류알루미늄농도를 측정해보았다. 그 결과

1) 전체적으로 PACl이 Alum보다 탁도, UV_{254} 제거효율이 높았으며 잔류알루미늄의 양은 적었다. 따라서 PACl이 Alum보다 자연수계에 적합한 응집제라 판단되었다.

2) 총 잔류알루미늄의 농도는 DAF의 부상분리 효율에 크게 영향을 받았지만 탁도 제거효율이 좋다고 해서 총 잔류알루미늄농도가 낮아지는 것은 아니었다. 따라서 응집제주입량을 결정할 때에는 제거효율 뿐만 아니라 잔류알루미늄 농도를 고려할 필요가 있다.

3) 용존 잔류알루미늄 농도는 pH가 6보다 작을 때 급격히 증가했다. 따라서 알루미늄 계열의 응집제는 원수의 pH가 6 이상인 수계에 사용해야하며 응집제를 많이 주입할수록 pH가 낮아지므로 응집제 주입량도 조절할 필요가 있다.

3. 자연수계에 적합한 기포분사 및 플록형성 방식

3.1 서론

Dissolved air flotation(DAF)공정은 입자분리 공정으로서 많은 정수장에서 사용되고 있다. DAF 공정은 조류 제거에 특히 우수하기 때문에 최근 자연수계에 DAF 공정을 직접 적용하기 위한 시도들이 진행되고 있다. 하지만 자연수계는 정수장과 환경적 특성에 차이가 있으므로 DAF 공정을 자연수계 환경에 맞추어 변형할 필요가 있다.

Dissolved air flotation(DAF)은 플록형성공정과 부상공정을 통해 입자를 물에서 분리한다. 여기서 응집공정은 콜로이드 상태로 분산되어 있는 입자들이 기포와 결합되기 쉽도록 입자를 서로 응집시켜서 적당한 크기의 플록으로 만들어 주는 공정이다. 플록형성공정의 구성은 응집제를 주입하여 빠르게 혼화하는 급속 교반조와 플록의 형성을 돕는 완속 교반조로 되어 있다. 부상공정은 미세기포를 주입하여 형성된 플록들을 기포와 결합시킨 후 수면으로 띄우는 공정이다. 부상 공정의 구성은 기포와

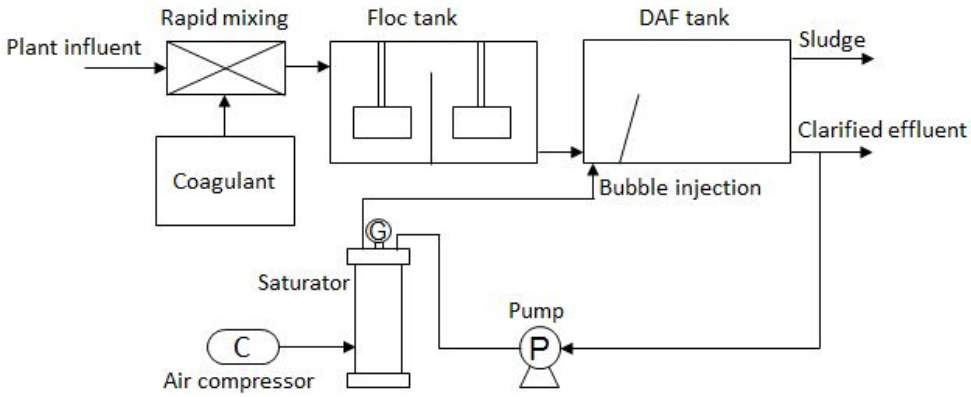


Figure 24 Schematic diagram of general DAF process

플록의 결합을 돕는 접촉조와 접촉된 결합체가 수면으로 부상되는 분리조로 나뉘어져 있다. 일반적인 DAF 정수장은 급속 교반조, 완속 교반조, 접촉조, 분리조가 공간적으로 구분되어 있으며 물의 흐름을 이용하여 연속식으로 운전된다.

하지만 자연수계에는 이러한 공정을 공간적으로 구분하여 물의 흐름에 의해 연속식으로 운전하기가 어렵다. DAF 정수장은 수두를 달리하여 공정들을 순차적으로 지나가는 물의 흐름을 만들 수 있지만 자연수계에서는 인위적인 물의 흐름을 만들기 어렵기 때문이다.

이러한 상황에서 김용하(2009)는 플록형성공정과 부상공정을 동시에 할 수 있는 맞춤형기포발생장치 Iiline injection bubble generator(IIBG)를 제안했다. IIBG는 응집제를 포함한 물을 공기와 함께 가압한 후 수중으로 분사시켜 미세기포를 발생시키는 장치이다. IIBG를 이용하면 기포가 분사될 때 발생하는 수리학적인 에너지를 이용하여 응집제와 물이 교반되고, 따라서 플록형성을 기대할 수 있다. 김하룡(2007)은 IIBG를 pilot 스케일로 운영했으며 미세기포가 분사될 때 나오는 수리학적 에너지뿐만 아니라 인위적인 교반을 추가로 실시하여 처리효율을 높였다. 이들 연구는 IIBG를 적용할 수 있는 다양한 방안을 제시했지만 여전히 IIBG의 효율을 높일 수 있는 교반강도나 교반 시간에 대한 연구는 부족하다.

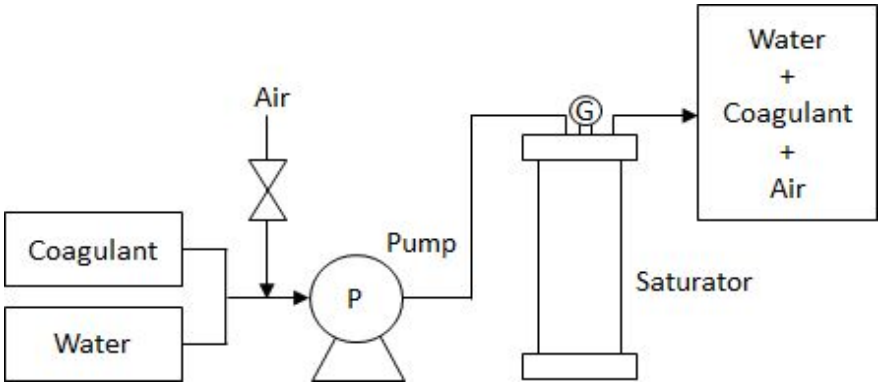


Figure 25 Schematic diagram of Inline Injection Bubble Generator (IIBG)

본 연구에서는 플록형성공정과 부상공정으로 나누어진 기존 DAF 공정을 IIBG를 이용하여 하나의 공정으로 간소화하고 이를 자연수계에 적용할 수 있는 설계조건을 제시하고자 한다. 이를 위해 IIBG공정 설계에 필용한 교반강도와 교반시간에 대해 알아보았다. 그리고 기존 DAF 공정과 제거효율 비교하여 IIBG공정의 적용가능성을 확인해 보았다.

3.2 실험 방법

3.2.1 실험재료

원수는 경기도 시흥시 정왕동 정왕저수지의 물을 사용했다. 물은 2013년 11월 24일에 채수했다. 원수의 탁도는 3.7-4.5 NTU 이고 pH는 7.5-7.6, 알칼리도는 $CaCO_3$ 105 mg/L, 용존 유기탄소는 5.90 mg/L, UV_{254}는 0.059-0.060 cm^{-1}, 전기전도도는 795 μs/cm, TDS는 425mg/L 였다. 원수의 pH는 HCl 0.2 N 용액과 NaOH 0.2 N 용액으로 조절하였다. 실험 당시 원수의 온도는 18.7-21.0℃ 였다.

응집제는 Poly Aluminum Cloride(㈜코솔텍, 대한민국)를 사용했다. PACl의 Al_2O_3 농도는 10.5% 이고 염기도는 35% 이상이다. 응집제 주입량은 알루미늄 농도로 환산하여 계산했다.

모든 실험은 Phipps and Bird 사의 PB-900 Programmable Jar Tester에서 진행되었다. 105 mm × 105 mm × 210 mm 크기의 직육면체 용기에 원수 1리터를 담아서 실험했으며 76 mm × 25 mm 의 직사각형 패들로 교반했다.

기포는 5기압 상태의 가압용기에서 공기와 응집제를 증류수에 용해시킨 후 대기압으로 가압수를 분사하여 발생시켰다. 물에 녹아있는 기포의 양은 수상치환을 통해 측정한 결과 24 ml/L(공기/물) 였다. 기포의 크기는 Lase Trac PC2400D(Chemtrac사, USA)를 이용하여 측정한 결과

10-30 μm크기가 가장 많았다.

3.2.2 배치 실험

IIBG로 응집제를 기포와 함께 응집제를 주입한 후, 부상분리 효율을 높일 수 있는 교반조건을 찾기 위해 추가로 교반을 가하는 실험을 수행했다. 이 때 IIBG에 추가 교반을 가하는 공정을 IIBG+F 공정이라고 표기했다. IIBG+F 실험은 Jar-tester에 원수 1리터를 담은 후 교반기를 작동한 상태에서 응집제가 포함된 가압수 100 ml를 주입하여 실험했다. 이 때 교반 시간과 교반 강도를 달리하여 각각의 효율 변화를 측정했다. 주입된 가압수의 양은 저울로 무게를 재어 측정했다. 교반이 끝난 10분 후 Jar-tester 용기 하단으로부터 60 mm 떨어진 지점에서 100 ml 채수하여 탁도와 UV_{254}를 측정했다.

다음으로 IIBG+F 공정과 기존의 DAF 공정을 비교해보았다. 기존 DAF 공정은 응집제 주입(Coagulation), 플록형성(Flocculation), DAF가 분리되어 있는데 이를 C/F/DAF 공정이라 표기했다. C/F/DAF실험은 Jar-tester에 원수 1리터를 담고 플록을 형성 시킨 후 증류수로 만든 기포를 주입했다. 교반은 150rpm 으로 2분, 30rpm 으로 8분간 실시했다.

Table 2 Operation condition of batch test

No.	Flocculation time (min)	Mixing speed (rpm)	pH
3	0.5, 1, 1.5, 2, 3, 5	20	7.6
4	3	0, 10, 20, 30, 40, 50	7.6
5	3	20	4, 5, 6, 7, 8, 9
6	C/F/DAF (150 rpm 2 min, 30 rpm 8min)		4, 5, 6, 7, 8, 9

기포 주입량은 IBG+F와 마찬가지로 100ml를 기준으로 주입하였다. 기포 주입 10분 후 Jar-tester 용기 하단으로부터 60 mm 떨어진 지점에서 100ml 채수하여 탁도와 UV_{254}를 측정했다.

IBG+F와 C/F/DAF를 비교하기 위하여 다양한 pH조건의 원수에서 실험을 수행했다. pH는 0.2N HCl용액과 0.2N NaOH용액으로 조절했다.

3.3 실험 결과

3.3.1 IIBG+F공정에서 교반 강도와 교반 시간의 영향

IIBG+F공정에서 교반 강도를 20 rpm으로 동일하게 하고 교반 시간을 달리했을 때 결과는 **Figure 26**과 같다. 탁도 제거율은 추가교반을 가하지 않은 0초보다 추가 교반을 가했을 때 효율이 크게 증가했다. 30초 이후로는 교반시간이 길어질수록 효율이 완만하게 증가했다. 탁도 제거율은 가장 교반을 오래 한 교반시간 5 분에서 77.2 %로 가장 높았다.

교반시간이 길어질수록 부상분리 효율이 높아진 이유는 교반 과정에서 기포의 상승이 방해를 받아 기포의 체류시간이 길어졌고 기포의 이동거리도 늘어났기 때문이다. 기포의 체류시간과 이동거리가 길수록 기포와 입자가 만날 확률은 증가한다. 또한 교반과정에서 플록이 형성되어 입자의 크기가 커지는 효과가 있었다.

UV_{254}제거율은 교반시간에 크게 영향을 받지 않는 것으로 나타났다. UV_{254}는 시료를 0.45 μm 필터로 거른 후 용존 물질의 자외선 흡광도를 측정하는데, 실험 결과로 미루어보아 UV_{254}를 흡수하는 물질들의 일부는 응집제와 결합하여 입자성 물질로 거동하기 때문에 DAF로 입자들을 수계 밖으로 제거하지 않더라도 0.45 μm 필터에 걸러져서 UV_{254}가 낮게 나온 것으로 보인다. 즉, UV_{254}와 관련된 물질들의 제거율은 용존성 물질을 입자성 물질로 변하게 하는 기작에 영향을 받으며 본 실험에서는 교

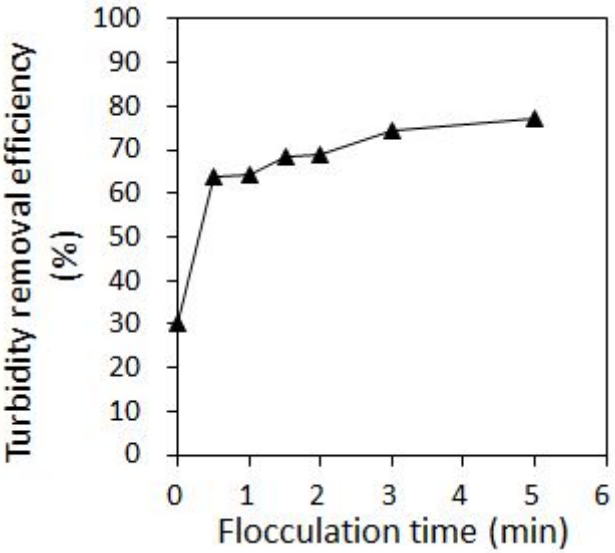


Figure 26 Effect of flocculation time on turbidity removal efficiency

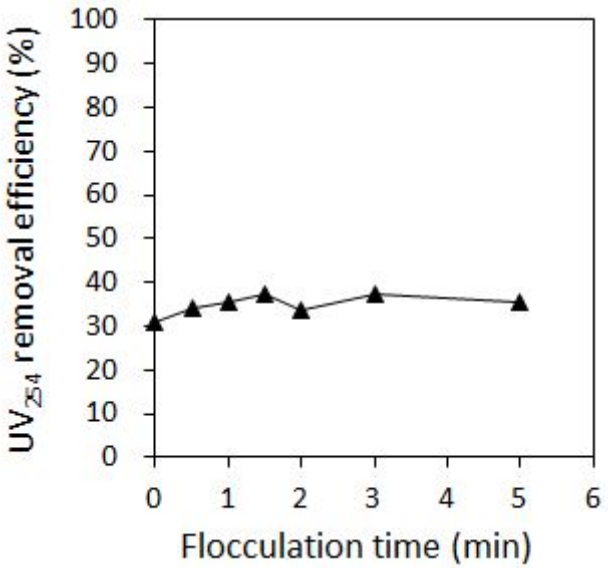


Figure 27 Effect of flocculation time on UV_{254} removal efficiency

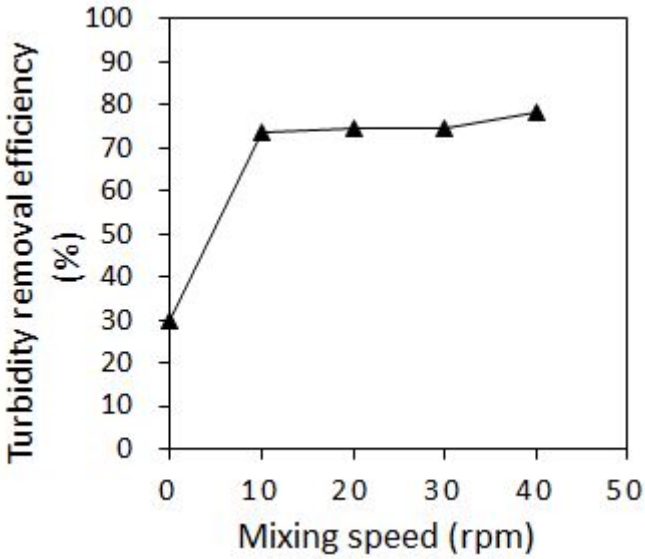


Figure 28 Effect of mixing speed on turbidity removal efficiency

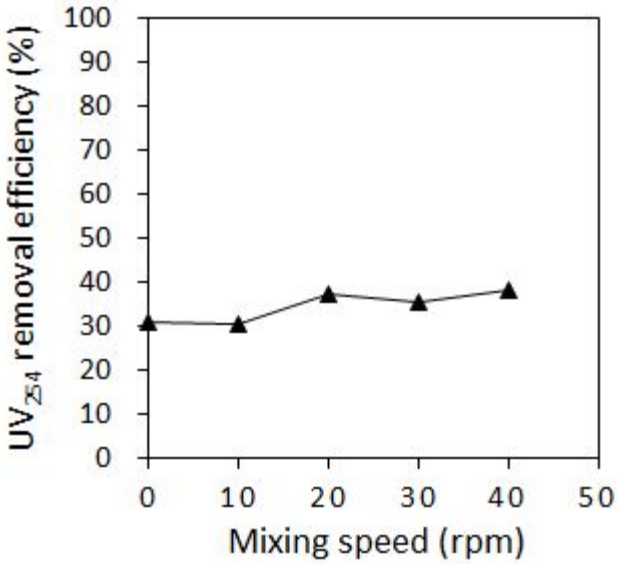


Figure 29 Effect of mixing speed on UV_{254} removal efficiency

반정도보다는 응집제의 주입량에 더 큰 영향을 받았다고 말할 수 있다. 일반적으로 UV_{254}의 제거율은 전기적 결합으로 설명되고 있다.

Figure 27을 보면 교반 강도에 따른 탁도 제거율 역시 교반을 하지 않은 상태보다 교반을 가했을 때 크게 효율이 상승했다. 교반 강도는 10-40 rpm(4.5-35 sec^{-1}) 범위에서 강도가 증가할수록 효율이 조금씩 증가했다. 교반강도가 강할수록 탁도 제거율이 증가한 것은 교반 강도가 강할수록 기포와 플록의 이동거리가 늘어나고, 따라서 기포와 플록, 플록과 플록이 결합될 확률이 높아졌기 때문이다. 교반강도가 가장 높았던 40 rpm에서 탁도 제거율도 78.1 %로 가장 높았다. UV_{254} 제거율은 교반시간과 마찬가지로 교반강도에 크게 영향을 받지 않았다.

실험결과 IIBG만으로 교반하는 것보다 추가교반을 가하는 것이 더 제거효율이 높았다. 추가 교반시간이 길수록, 교반강도가 강할수록 탁도 제거율은 증가했지만 그 증가율은 미미했다. 특히 교반강도의 영향을 더 적게 받았다. 따라서 IIBG+F 공정을 설계할 때에는 교반에 들어가는 에너지를 고려하여 약한 교반을 가하되, 교반되는 곳에 응집제와 기포가 체류하는 시간을 충분히 확보할 필요가 있다.

3.3.2 IIBG+F공정과 C/F/DAF 공정의 처리효율 비교

다양한 pH상태의 원수에서 IIBG+F와 C/F/DAF의 효율을 비교한 결과는 **Figure 30, 31**과 같다. IIBG+F는 IIBG로 응집제와 기포를 함께 분사한 후 20 rpm 으로 3분간 추가교반을 가하여 실험했다. 탁도 제거율은 pH 7 이상일 때 C/F/DAF 효율의 90%이상이었고 UV_{254} 제거율은 모든 범위에서 90%이상의 효율을 보였다. 하지만 pH 4, 5 에서는 탁도 제거율이 크게 떨어졌다. 이것은 **Figure 17**의 Alum이 pH 4, 5에서 탁도 제거율이 크게 떨어진 것과 유사한 결과이다. 이로부터 중합체 형태로 존재하던 PACl이 기포와 함께 분사되는 과정에서 Alum과 같이 단량체로 분해되었을 가능성을 가정해 볼 수 있다. 혹은 알루미늄 응집제와 함께

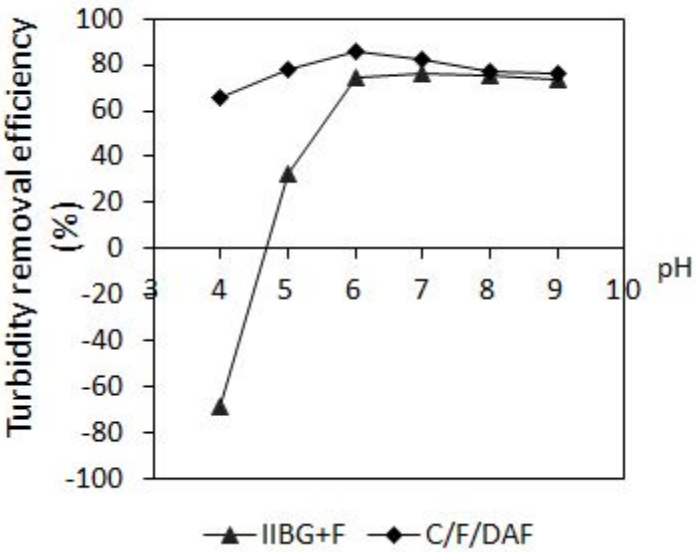


Figure 30 Turbidity removal efficiency of IIBG+F and C/F/DAF

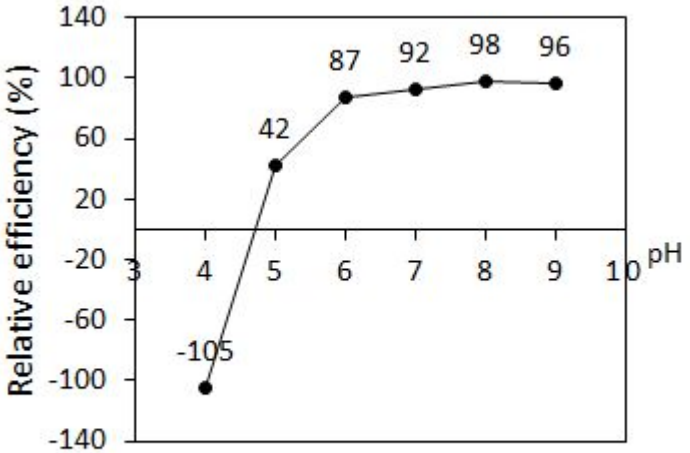


Figure 31 Relative turbidity removal efficiency of IIBG+F

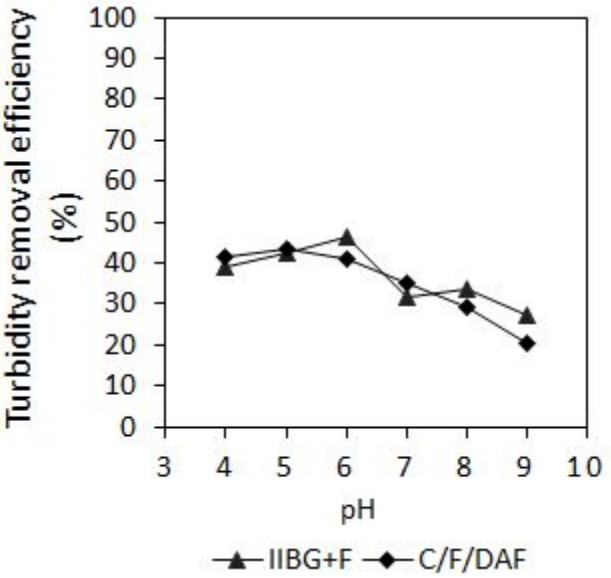


Figure 32 UV_{254} removal efficiency of IIBG+F and C/F/DAF

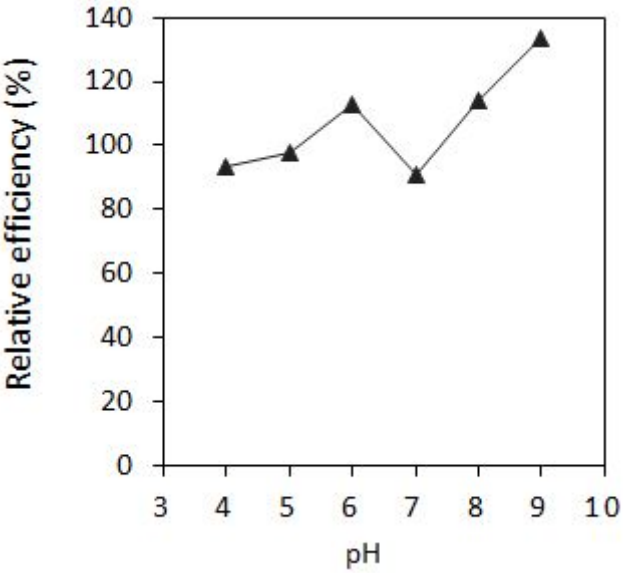


Figure 33 Relative UV_{254} removal efficiency of IIBG+F

분사되는 기포는 양의 전하를 띄는데(김충일, 2009), 낮은 pH에서 플록과 양의 기포 간에 전기적 반발력이 발생했다고 가정해 볼 수도 있다.

3.4 결론

IIBG로 기포와 응집제를 분사할 때 분사에너지에 의한 교반에만 의존하는 것보다 교반을 가해주는 것이 탁도 제거효율을 크게 향상시켰다. 20 rpm으로 3분간 추가 교반을 가한 IIBG+F는 pH 7이상에서 C/F/DAF의 90% 이상 효율을 나타냈다. 따라서 일반적으로 중성범위 이상인 자연수계에서 IIBG+F의 적용이 가능할 것으로 예상된다. 본 연구는 1리터 규모의 Batch을 통해 진행되었지만 자연수계에서 기포를 연속적으로 주입할 경우 기포 주입수에 의한 수류가 형성되어 기계적인 교반 없이도 IIBG는 높은 효율을 발생할 것으로 기대된다.

4. 스컴의 안정성 평가

4.1 서론

DAF 공정은 플록형성공정, 부상공정을 거쳐 입자들을 수면으로 띄운다. 스컴은 플록과 미세기포가 결합하여 수면에 형성된 슬러지이다. 스컴은 기포를 포함하고 있기 때문에 수면 위로 부분적으로 노출된다. 수면 위로 노출된 스컴의 함수율은 물이 아래로 배수되거나 증발하여 낮아지게 된다. 일반적인 정수장은 형성된 스컴이 외부의 물리적 힘에 의해 부서지는 것을 막기 위해 주로 실내에서 운전된다. 스컴이 부서지면 슬러지 수거가 어려울 뿐만 아니라 슬러지가 침전하여 처리수를 오염시킬 우려가 있기 때문이다. 하지만 자연수계에 적용된 DAF 공정은 유동적인 형태로 존재하며 물결, 바람과 같은 외부의 물리적 힘으로부터 자유로울 수 없다. 따라서 외부의 물리적 힘에 대해 스컴이 안정하게 유지될 수 있는 조건을 파악할 필요가 있다.

지금까지 스컴에 관한 연구는 DAF 정수장의 운전과정에서 진행되어 왔다. De Groot and Van Breemen (1987)에 따르면 정수장에서 스컴의 두께는 최대 250 mm에 이르며 이 때 가장 윗부분의 고형물 농도는 5.3 %, 중간은 3.9 %, 아랫부분은 1.4 %였다고 한다. 스컴의 물리적 특성은 원수의 특성과 약품 주입방법에 따라 다양하게 나타난다(James K. Edzwald and Johannes Haarhoff, 2011). 탁도가 낮고 색도가 있는 물에서 형성된 스컴은 가장 불안정한 것으로 보고되었는데, 정수장에서 외부의 물리적 힘없이 연속적으로 스컴을 형성시킬 경우 30 분 뒤에 스컴이 부서졌다(Rees et al., 1979). 반대로 조류가 많이 포함된 원수에서 형성된 스컴은 매우 안정해서 5일까지 유지되었다(Van Vuuren and Van der Merwe, 1988). 기포의 공급이 중단되면 스컴은 빠르게 불안정해지는데 조류 농도가 높은 스컴의 경우 2시간 뒤에 부서진다고 보고되었다

(Williams et al. 1985). 정수장에서 스컴에 물리적 힘이 가해질 때는 스컴을 수거하기 위해 스크레이퍼가 운전될 때이다. 스크레이퍼는 스컴이 부서지는 것을 방지하기위해 0.5 - 1 m/min 으로 운전된다(De Wet, 1980; Gregory and Edzwald, 2010; James K. Edzwald and Johannes Haarhoff, 2011). 하지만 아직까지 약품주입이 스컴의 안정성에 미치는 영향에 대한 연구는 진행되지 않았다.

약품주입은 플록형성에 영향을 주는 요소로서 능동적으로 조절 가능한 것이다. 응집제 종류, 응집제 주입량, pH는 플록형성 메커니즘에 영향을 미치며 플록의 크기, 강도와 같은 물리적 특성에도 영향을 미친다(Yan Wang et al., 2009; Baichuan Cao et al., 2011).

본 연구에서는 약품주입이 스컴의 안정성에도 영향을 미칠 것이라 예상하고 응집제 주입량과 pH를 달리했을 때 스컴의 안정성 변화를 측정해보았다.

4.2 실험방법

4.2.1 실험재료

원수는 경기도 시흥시 정왕동 정왕저수지의 물을 사용했다. 물은 2013년 11월 24일에 채수했다. 원수의 탁도는 3.7-4.5 NTU 이고 pH는 7.5-7.6, 알칼리도는 $CaCO_3$ 105 mg/L, 용존 유기탄소는 5.90 mg/L, UV_{254}는 0.059-0.060 cm^{-1}, 전기전도도는 795 μs/cm, TDS는 425mg/L 였다. 원수의 pH는 HCl 0.2 N용액과 NaOH 0.2 N용액으로 조절하였다. 실험 당시 원수의 온도는 18.7-21.0℃ 였다.

응집제는 (주)코솔텍에서 구입한 염기도가 35% 이상이고 Al_2O_3 농도가 10.5%인 Poly- aluminum chloride(PACl) 를 사용했다.

기포는 5기압 상태의 가압용기에서 공기를 응집제를 탄 증류수에 용해

시킨 후 대기압으로 가압수를 분사하여 발생시켰다. 물에 녹아있는 기포의 양은 수상치환을 통해 측정한 결과 24 ml/L(공기/물)였다. 기포의 크기는 Lase Trac PC2400D(Chemtrac사, USA)를 이용하여 측정한 결과 10-30 μm크기가 가장 많았다.

4.2.2 Jar test

실험은 Phipps and Bird 사의 PB-900 Programmable Jar Tester(Figure 3)에서 진행되었다. 105 mm × 105 mm × 210 mm 크기의 직육면체 용기를 사용했으며 76 mm × 25 mm의 직사각형 패들로 교반했다. 제거효율이 양호한 응집제 주입량을 선택하기 위해 응집제 주입량을 1, 2, 4, 6, 8, 12, 16, 32, 64 mg Al/L 로 변화 시키며 실험했다.

실험은 먼저 원수 양을 조절하기 위해 저울(A&D FX-2000i digital gram scale)로 1000±1 g 에 맞춰 용기에 담았다. 응집제 주입은 200 rpm으로 교반하는 과정에서 이루어졌다. 응집제 주입 후 교반을 200 rpm으로 2분, 30 rpm으로 10분간 실시했다.

플록형성이 끝난 후 가압수를 원수의 10%인 100ml를 기준으로 주입하였다. 가압수 주입량 조절은 저울(A&D FX-2000i digital gram scale)을 이용하여 교반이 끝난 시료를 저울 위에 올린 후 가압수 주입에 따른 무게 변화를 측정하여 주입량이 100±10 g 이 되도록 했다. 기포 주입 10분 후 Jar-tester 용기 하단으로부터 60 mm 떨어진 지점에서 채수하여 탁도를 측정했다.

4.2.3 스컴의 발생량 측정

응집제 주입량이 스컴의 발생량에 미치는 영향을 알아보기 위해 PACl 주입량을 1, 2, 4, 8, 16, 32 mg Al/L 으로 변화를 주면서 Jar-test와 동일한 절차로 플록을 형성시킨 후 고형물 농도를 측정했다. 실험은 응집제 주입 후 200 rpm으로 2분, 30 rpm 으로 10분간 교반하여 플록을 형성시킨 후 30 rpm 으로 교반되는 상태에서 100 ml를 채수하여 고형물 농도를 측정했다. 고형물 농도는 Standard method를 따라서 실시했다.

그리고 응집제 주입량이 스컴의 두께에 미치는 영향을 알아보기 위해 Jar-test와 동일한 절차로 이번에는 스컴을 형성시킨 후 그 두께를 자로 측정했다.

4.2.4 스컴의 안정성 측정

스컴의 안정성을 측정하기 위해 형성된 스컴에 다시 교반을 가했다. 교반을 가한 후 2분이 되는 시점에 채수하여 탁도를 측정했다. 교반 강도를 10rpm, 20rpm, 30rpm, 40rpm, 50rpm 으로 달리하며 실험을 반복했다.

스컴에 교반을 가하면 기포와 결합이 유지된 플록은 재부상하고 결합이 깨진 플록은 침전한다. 50 rpm의 교반을 가한 후 플록이 침전되는 정도를 알아보기 위해 30분간 정지 시킨 후 용기 바닥의 물을 주사기로 20ml 씩 세 번 채수하여 각각 탁도를 측정했다.

4.3 실험결과

4.3.1 응집제 주입량에 따른 처리효율과 스컴의 발생량

Figure 34는 PACl 주입량에 따른 탁도 제거율 보여준다. 탁도 제거율은 응집제 주입량이 많을수록 증가했다. 하지만 증가율은 주입량이 8 mg Al/L 이하일 때는 높았으나 주입량이 많아질수록 증가율이 낮아졌다. **Figure 35**는 PACl 주입량에 따른 UV_{254}제거율인데 탁도 제거율과 비슷한 경향을 나타냈다.

Figure 36은 응집제 주입량을 변화시키며 플록을 형성시킨 후 시료의 고형물 농도를 측정한 결과이다. 고형물 농도는 PACl 주입량에 비례하여 증가했다. 고형물 농도는 슬러지발생량과 관계가 있는데 고형물 농도가 높을수록 슬러지 발생량이 많은 것이다. **Figure 37, 38**은 형성된 플록을 DAF로 부상시킨 후 스컴의 두께를 사진으로 찍고 자로 측정한 결과이다. 스컴의 두께 역시 응집제 주입량에 비례하여 두꺼워 진 것을 볼 수 있다. 이것은 PACl 주입량에 비례하여 알루미늄 수산화물($Al(OH)_3(S)$)가 형성되었기 때문이다. 이렇게 늘어난 슬러지의 양은 후속공정에 소요되는 비용을 증가시킬 수 있기 때문에 응집제 주입량을 줄여야할 근거를 마련해 준다.

4.3.2 응집제 주입량에 따른 스컴의 안정성

형성된 스컴에 물리적 힘을 가했을 때 탁도 변화는 Figure 39와 같다. 20 rpm 까지는 탁도 변화가 없었지만 이후로는 탁도가 증가하기 시작했다. 부서진 스컴에 의한 탁도 증가량은 응집제 주입량이 많을수록 높았다. 이것은 발생된 스컴의 절대적인 양이 많았기 때문으로 보인다. 30 rpm부터 동시에 탁도가 증가하는 것으로 보았을 때 스컴이 부서지는

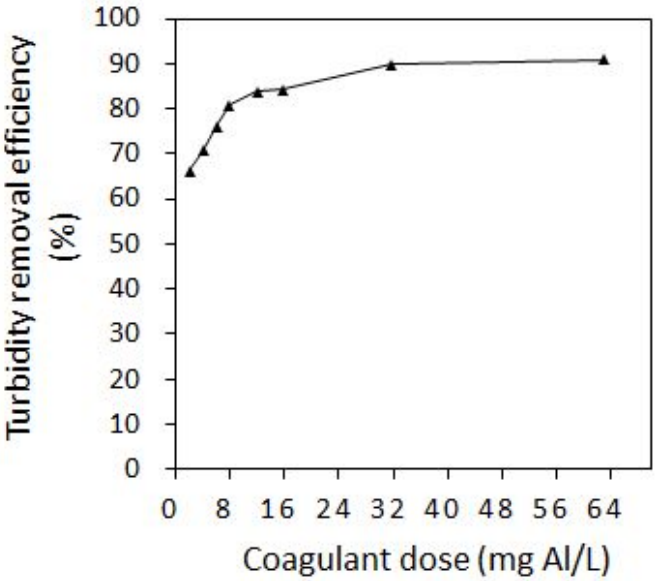


Figure 34 Effect of PACl dosage on turbidity removal efficiency

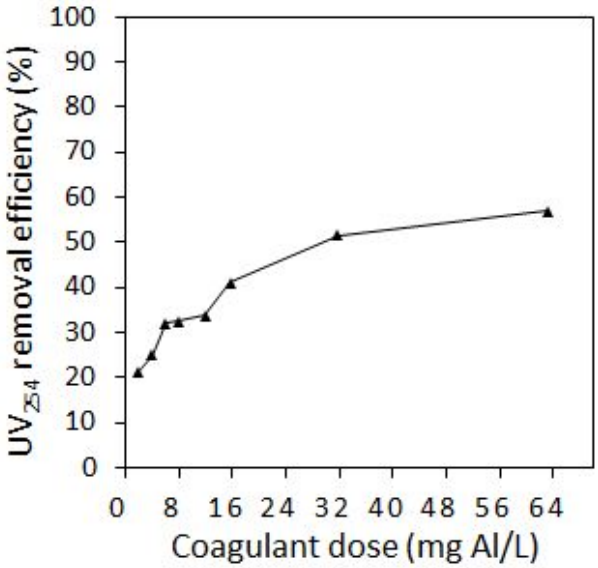


Figure 35 Effect of PACl dosage on UV_{254} removal efficiency

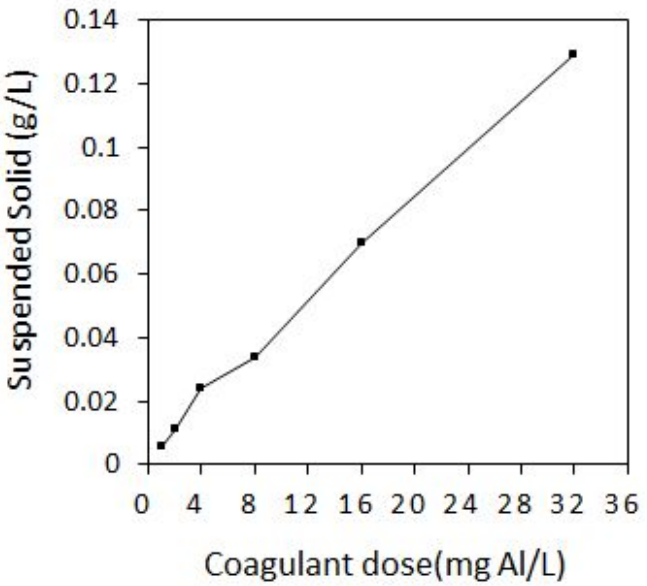


Figure 36 Effect of PACl dosage on sludge production

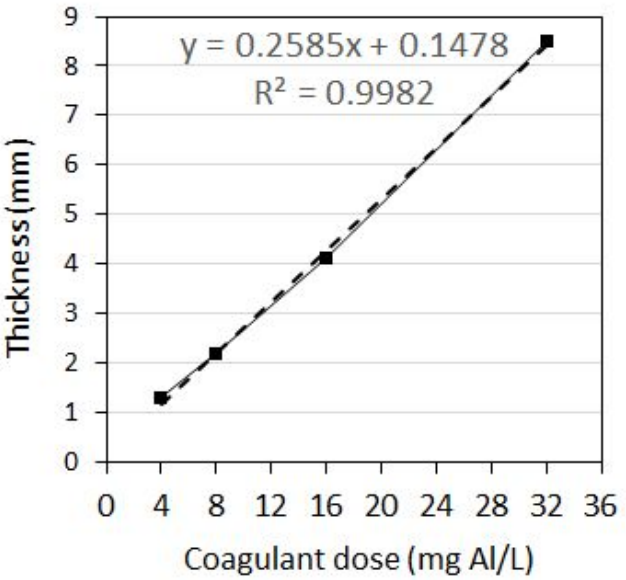


Figure 37 Effect of PACl dosage on scum thickness

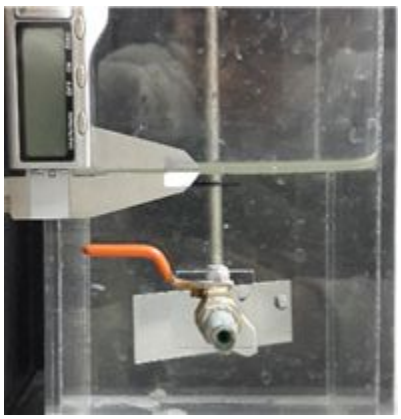
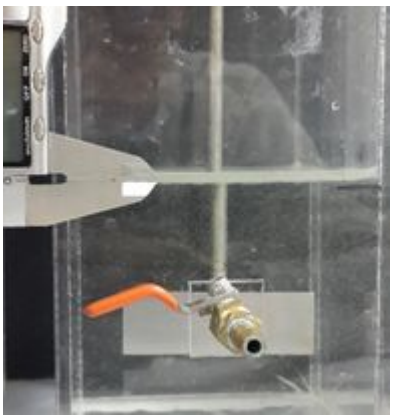
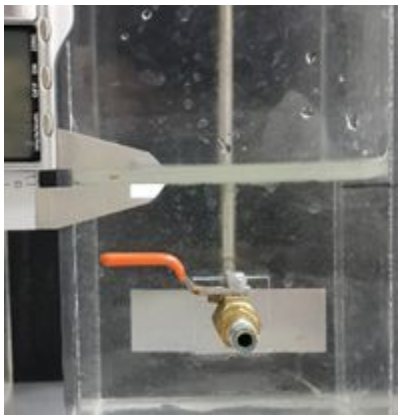
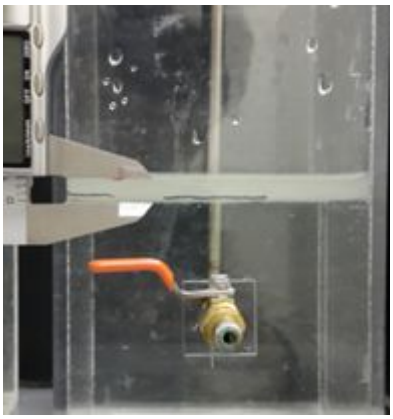
	
4 mg Al/L	8 mg Al/L
	
16 mg Al/L	32 mg Al/L

Figure 38 Scum thickness changes according to PACl dosage

물리적 힘에는 차이가 없다고 볼 수 있다.

부서진 스컴이 기포와 결합을 유지하여 다시 부상할 것인지 침전할 것인지를 알아보기 위해 50 rpm으로 스컴을 부수고 30분 후 바닥 부분의 탁도를 측정했다. 그 결과 바닥부분의 탁도가 응집제 주입량에 비례하여 높게 나타났고 탁도는 원수의 탁도보다 훨씬 높았다. 이를 통해 부서진 스컴들 중 많은 양이 기포와 떨어져 침전되는 것을 알 수 있었다.

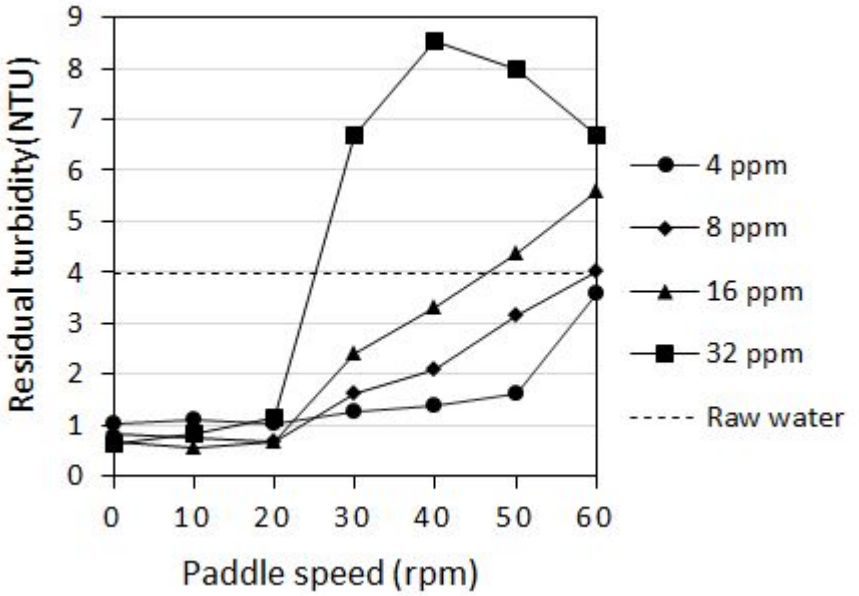


Figure 39 Turbidity changes according to scum breakage - Effect of dosage

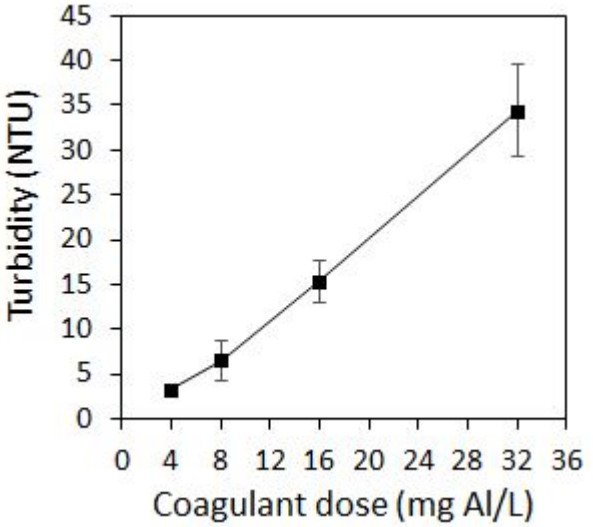


Figure 40 Bottom turbidity after scum breakage

결과를 통해 볼 때 응집제 주입량이 많으면 같은 물리적 힘에도 많은 양의 스컴이 부서져 침전할 수 있으며 스컴에 포함된 알루미늄에 의해 수계가 오염될 수 있다. 따라서 응집제 주입량을 결정할 때 스컴의 안정성을 고려할 필요가 있다.

4.3.3 원수의 pH에 따른 스컴의 안정성

다음은 원수의 pH에 따른 제거 효율과 스컴의 안정성을 측정해보았다. 그 결과 탁도 제거효율은 pH 6에서 가장 높게 나왔고 UV_{254}제거효율은 pH 5에서 가장 높게 나타났다. 스컴의 안정성을 측정한 결과 pH가 증가할수록 부서진 스컴에 의한 탁도 증가가 많은 것으로 나타났다. 스컴이 부서지기 시작한 강도는 pH 6이상일 때는 20 rpm이고 pH 5에서는 30 rpm, pH4에서는 50 rpm이었다. 이를 통해 산성일 때 스컴의 안정성이 더 높은 것을 알 수 있다.

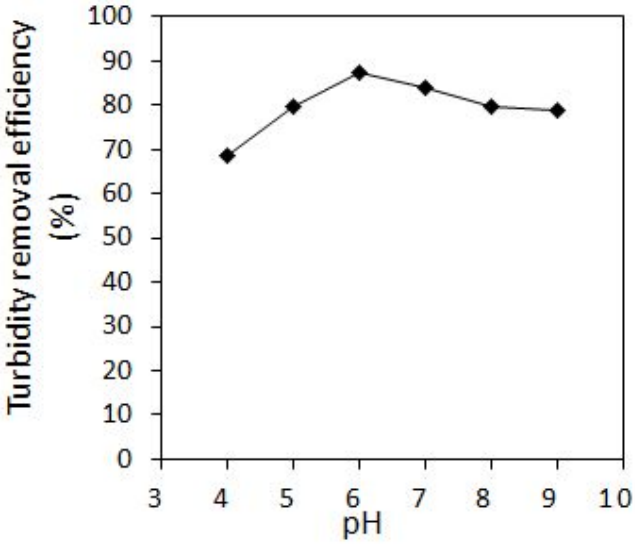


Figure 41 Effect of initial pH on turbidity removal efficiency

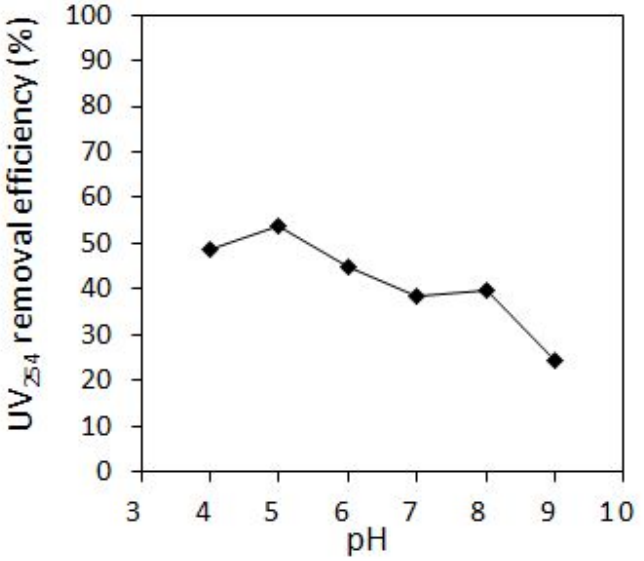


Figure 42 Effect of initial pH on UV_{254} removal efficiency

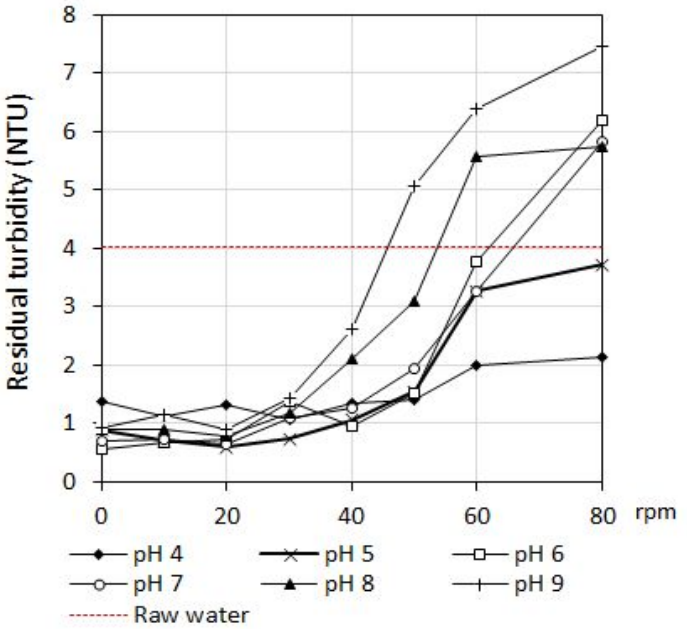


Figure 43 Turbidity changes according to scum breakage - Effect of initial pH

4.4 결론

응집제 주입량이 증가할수록 스컴이 두껍게 형성되며 같은 물리적 힘에서 부서지는 스컴의 양이 많았다. 슬러지의 양이 많아지면 후속공정에 소요되는 에너지가 늘어나며 부서져 침전된 스컴은 고농도의 알루미늄을 포함하고 있기 때문에 수계를 오염시킬 수 있다. 따라서 제거효율이 우수한 범위에서 응집제 주입량을 적게 넣을 필요가 있다.

스컴의 안정성에 대한 pH의 영향을 알아본 결과 산성인 pH 4와 pH 5에서 스컴이 더 안정하게 나타났다. 스컴이 부서지는 물리적 힘을 힘의 단위로 수치화 환산한다면 스컴 수거장치의 설계에 반영할 수 있을 것으로 기대된다.

5. 펜스를 이용한 스컴 수거방식

5.1 서론

최근 녹조 발생이 심화되면서 녹조 제거방법의 일환으로 부상공정을 이용한 조류제거선이 개발되고 있다. 국내에 개발·적용된 DAF 조류제거선의 공통된 특징은 기포발생장치와 수거장치가 함께 있는 일체형시스템이라는 것이다. 일체형 시스템은 배의 전면부에서 기포와 응집제를 주입하고 배의 내부공간에 스컴이 형성되면 스크레이퍼와 같은 수거장치로 스컴을 수거한다.

이러한 일체형시스템은 몇 가지 한계를 갖고 있다. 첫째는 처리용량이 작다는 것이다. 현재 적용된 일체형 DAF조류수거선의 최대 처리용량은 원수를 기준으로 30,000 ton/day이다. 이 수치는 주요 수계 중 하나인 팔당댐의 저류용량 200,000,000 ton에 비교했을 때 극히 미미하며 취수탑 처리용량 2,000,000 ton/day에도 크게 못 미치는 수준이다. 처리용량은 스컴을 수거할 수 있는 면적과 관련되어 있는데 일체형 시스템은 배의 크기를 크게 하는데 어려움이 따른다.

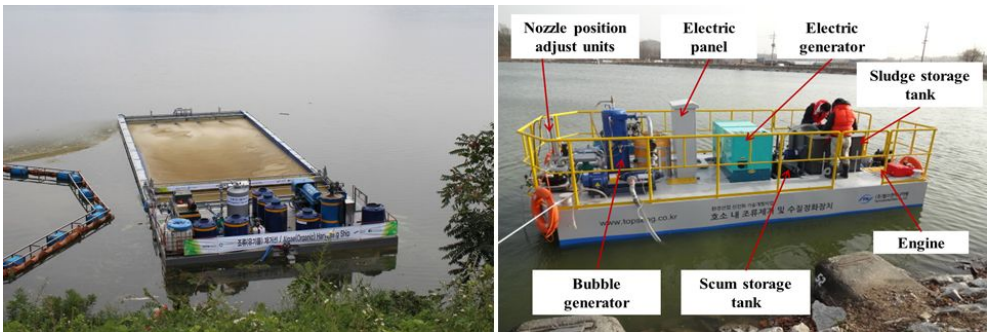


Figure 44 Algae removal ships using DAF process

두 번째 한계는 이동 속도가 매우 느리다는 것이다. 조류를 처리하기 위해 사용되는 미세기포는 부상속도가 매우 느리다. 기포를 분사한 후 스컴이 형성되기까지 5분이상의 시간이 걸린다. 이때 배가 이동을 한다면 스컴이 배의 내부에 형성될 수 없다. 또한 스컴이 배 내부에 형성이 되더라도 배가 일정속도 이상으로 이동하면 스컴이 파괴된다. 정수장에서 사용되는 스크레이퍼의 경우 스컴의 파괴를 막기 위해 1 m/min으로 운전하는데 배의 이동속도도 1 m/min보다 빠르다면 스컴이 부서질 수 있다. Figure 45는 배가 정지한 상태(왼쪽)와 이동 중(오른쪽)일 때 스컴이 형성된 상태를 보여준다. 배가 정지한 상태 스컴이 잘 형성되었으나 이동 중에는 스컴이 형성되지 않았음을 알 수 있다. 느린 이동속도는 처리용량의 한계와도 관련된다.

세 번째 한계는 조류발생 현장까지의 운반 시간과 설치비용이 많이 든다는 것이다. 일체형 DAF 조류제거선을 조류가 발생한 수계에 설치하기 위해서는 배를 분해해서 옮기거나 현장에서 만들 수밖에 없다. 이것은 시간과 비용이 많이 소요된다.

본 연구에서는 일체형 시스템의 한계를 극복할 수 있는 스컴 수거방식을 제시하고자 한다. 이를 위해 넓은 범위의 스컴을 저비용으로 처리하기 위한 펜스식 수거장치를 제안할 것이다.

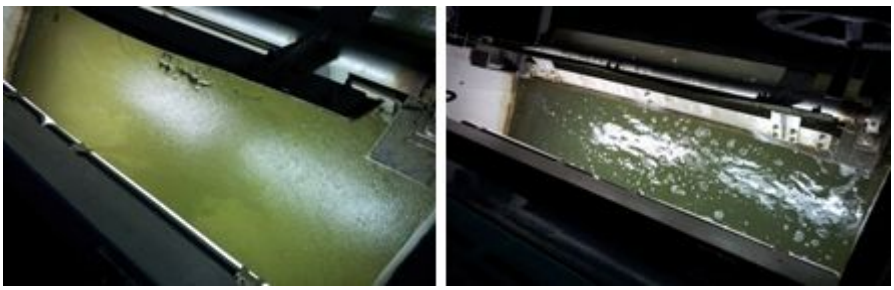


Figure 45 Scum formation in all-in-one system
(Left : Stop, Right : Move)

5.2 연구방법

5.2.1 실험재료

원수는 수돗물에 카올린을 넣은 조제수를 사용했다. 원수의 탁도는 10.0-10.9 NTU 이고 알칼리도는 $CaCO_3$ 45 mg/L, pH는 7.2 였다. 실험 당시 원수의 온도는 8.7℃ 였다. 응집제는 PACl(Poly-aluminum chloride, ㈜코솔텍, 대한민국)를 사용했다. PACl의 Al_2O_3 농도는 10.5% 이고 염기도는 35% 이상이다. 응집제 주입량은 알루미늄 농도로 환산하여 계산했다.

미세기포는 4기압 상태의 가압용기에서 공기를 증류수에 용해시킨 후 대기압으로 가압수를 분사하여 발생시켰다. 이 장치에서 발생하는 기포의 양은 수상치환(부록1 참조)을 통해 측정한 결과 26 ml/L(공기/물)였다.

5.2.2 수거 실험

실험은 폭 56 cm × 길이 81 cm × 높이 48 cm 크기의 수조에서 진행되었다. 패들은 날개가 4개 달린 십자(+)모양으로 각 날개의 크기는 폭 7cm × 높이 2 cm이다. 실험은 먼저 원수를 100 L 채운 후 교반기를 200 rpm으로 작동시킨 상태에서 PACl 을 알루미늄 농도가 12 mg/L이 되도록 주입했다. 응집제 주입 후 교반을 200 rpm으로 2분, 40 rpm으로 10 분간 실시했다. 교반이 끝난 후 가압수를 원수의 10%인 10 L를 기준으로 주입하고 10 분간 플록을 부상시켜 스컴을 만들었다. 스컴 수거방식은 월류식(Weir)과 펜스/월류식(Fence/Weir) 수거방법 두 가지로 실험했다. 월류식은 폭 10.5cm × 길이 10.5 cm × 높이 21 cm 인 아크릴 통을 이용하여 통의 한 면을 수면에 닿게 한 후 스컴이 넘어오기 시작하는

지점까지 내려 스컴을 수거했다. 펜스/월류식은 먼저 길이 300 cm × 높이 16 cm 의 펜스를 기포를 주입하기 전에 수조 내벽에 둘러 위치시켰다. 그 다음 스컴이 형성되면 펜스의 한쪽 끝을 당겨서 펜스가 이루는 면적을 점차 축소시켰다. 압축시킨 스컴의 두께가 2cm 이상 되었을 때 월류식에서 사용했던 아크릴 용기를 이용하여 월류식과 동일한 방법으로 수거했다. 이때 스컴의 두께는 2 cm 이상이 되도록 펜스가 이루는 면적을 지속적으로 좁혔다. 수거된 스컴은 Standard method에 따라 고형물 농도를 측정했다. 고형물 농도는 시료 당 3번 실시하여 평균 내었다.

Bubble injection	Scum formation	Compression	Removal

Figure 46 Fence type scum collecting method

5.3 연구결과

Figure 47 은 월류식과 펜스/월류식 수거방식의 고형물 농도를 나타낸다. 월류식 수거방식의 고형물 농도는 0.74 g/L(0.074 %)였고 펜스/월류식 수거방식의 고형물 농도는 3.59 g/L(0.349 %)였다. 정수장에서 월류식 수거방식의 고형물 농도는 최대 0.8 %까지 보고되었고(Stevenson, 1997) 일반적으로 0.5 %로 알려져 있다(AWWA and ASCE, 2005). 스크

레이퍼의 경우 슬러지의 고형물 농도는 일반적으로 1-3 %이다 (Gregory and Edzwald, 2010; MWH, 2005). 실험결과는 일반 정수장보다 슬러지의 고형물 농도보다 매우 낮은데 일반정수장은 연속적으로 정수하는 과정에서 스컴을 축적하여 스컴의 고형물 농도가 높아지지만 본 실험은 제한된 수량에서 진행되어 스컴이 얕게 형성됐기 때문에 고형물 농도가 낮았다. 월류식과 펜스/월류식을 비교해보면 펜스/월류식의 고형물 농도가 약 5 배 높은 것으로 나타났다. 펜스/월류식 수거방식의 고형물 농도가 높은 것은 펜스가 스컴이 형성된 면적을 좁혀나가면서 스컴이 압축되었기 때문이다.

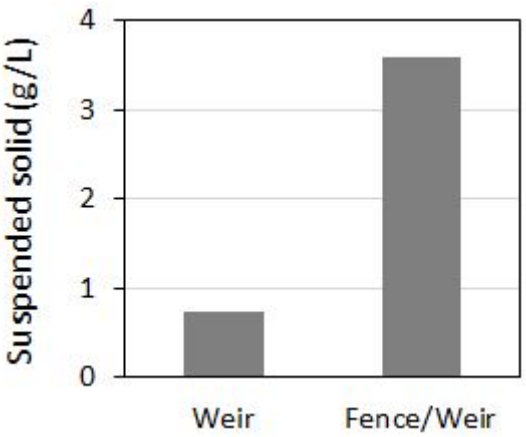


Figure 47 Suspended solid of collected sludge

5.4 결론

펜스를 이용한 수거방식은 스컴을 압축하여 수거하기 때문에 수거된 슬러지의 함수율을 낮출 수 있었다. 펜스를 이용한 수거방식은 저비용으로 넓은 면적의 스컴을 수거할 수 있을 것으로 기대된다.

6. 결론

본 연구에서는 DAF 공정을 자연수계에 적용하기 위한 기초적인 연구들을 수행했다. 본 연구의 결론은 다음과 같다.

1) DAF 공정에서 Alum, PACl의 응집효율과 잔류알루미늄농도

알루미늄은 잠재적인 독성을 가진 물질로 알루미늄 계열의 응집제를 사용할 때에는 처리효율뿐만 아니라 잔류알루미늄농도 역시 고려해야 한다. Alum과 PACl의 주입량과 원수의 초기 pH를 달리하며 DAF에 의한 처리효율과 잔류알루미늄농도를 측정한 결과 전체적으로 PACl이 Alum보다 탁도, UV_{254} 제거효율이 높았으며 잔류알루미늄의 양은 적었다. 따라서 PACl이 Alum보다 자연수계에 적합한 응집제라 판단되었다. 총 잔류알루미늄의 농도는 DAF의 부상분리 효율에 크게 영향을 받았지만 탁도 제거효율이 좋다고 해서 총 잔류알루미늄농도가 낮아지는 것은 아니었다. 따라서 응집제주입량을 결정할 때에는 제거효율 뿐만 아니라 잔류알루미늄 농도를 고려할 필요가 있었다. 용존 잔류알루미늄 농도는 pH가 6보다 작을 때 급격히 증가했다. 따라서 알루미늄 계열의 응집제는 원수의 pH가 6보다 낮은 수계에서는 사용하지 않는 것이 좋다고 판단되었다.

2) 자연수계에 적합한 기포분사 및 플록형성 방식

자연수계는 물의 흐름을 통제하기 어렵기 때문에, 응집제를 골고루 혼화하여 플록을 형성시키는 공정이 적용되기 힘들다. 응집제를 포함한 가압수를 분사하는 Inline Injection Bubble Generator(IIBG)는 기포를 분사할 때 나오는 에너지로 응집제를 확산시킬 수 있다는 장점이 있다. IIBG를 자연수계에 적용하기위해 적정 교반시간과 교반 강도를 알아본 결과 교반강도는 4.5 sec^{-1}이상일 때 높은 처리효율을 보였으며, 교반시간은

0-5분 사이에서는 시간이 길수록 처리효율이 높았다. IIBG로 기포와 응집제를 분사한 후 20 rpm으로 3분간 추가 교반을 가한 결과 pH 7이상에서 전통적인 Coagulation→Flocculation→DAF 공정의 90% 이상 효율을 나타냈다. 따라서 일반적으로 중성범위 이상인 자연수계에서 IIBG+F의 적용이 가능할 것으로 예상된다.

3) 스컴의 안정성 평가

플록과 기포가 결합한 후 부상하여 수면에 형성되는 스컴은 자연수계의 바람, 물결, 등 외부의 물리적 힘에 의해 부서지기 쉽다. 스컴의 안정성을 평가하기 위해 응집제 주입량과 원수의 pH를 달리하며 스컴을 형성시킨 후, 물리적 힘을 가했을 때 부서지는 스컴의 양을 측정해보았다. 그 결과 응집제 주입량이 증가할수록 스컴이 두껍게 형성되며 같은 물리적 힘에서 부서지는 스컴의 양도 많았다. 부서져 침전된 스컴은 고농도의 알루미늄을 포함하고 있기 때문에 수계를 오염시킬 수 있다. 따라서 제거효율이 우수한 범위에서 응집제 주입량을 적게 넣을 필요가 있다. 스컴의 안정성에 대한 pH의 영향을 알아본 결과 pH 4와 pH 5에서 스컴이 더 안정하게 나타났다. 그러나 pH가 산성일 때 잔류알루미늄농도가 증가하므로 응집제 사용에 주의해야 한다.

4) 펜스를 이용한 수거방식

펜스로 스컴을 둘러싼 후 펜스가 이루는 면적을 축소시키면 스컴이 압축되어 스컴의 고형물 농도를 높일 수 있다. 실험을 통해 스컴을 월류만으로 수거하는 방식과 펜스로 압축시킨 후 월류로 수거하는 방식을 비교해보았다. 그 결과 펜스를 이용하여 수거된 슬러지의 고형물 농도가 월류만으로 수거된 슬러지보다 5개 가까이 높은 고형물 농도를 얻었다.

7. 참고문헌

Amuda, O. S., Amoo, I. A. (2007) Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial wastewater treatment, Journal of Hazardous Materials, Volume 141, Issue 3, Pages 778-783

AWWA and ASCE (2005) in E. E. Baruth, ed., Water Treatment Plant Design, 4th ed., New York: McGraw-Hill

Baichuan Cao, Baoyu Gao, Xin Liu, Mengmeng Wang, Zhonglian Yang, Qinyan Yue (2011) The impact of pH on floc structure characteristic of polyferric chloride in a low DOC and high alkalinity surface water treatment, Water Research, Volume 45, Issue 18, Pages 6181-6188

C.C. Ho, Y.K. Tan (1989) Comparison of chemical flocculation and dissolved air flotation of anaerobically treated palm oil mill effluent Water Research, Volume 23, Issue 4, Pages 395-400

Changqing Ye, Dongsheng Wang, Baoyou Shi, Jianfeng Yu, Jiuhui Qu, Marc Edwards, Hongxiao Tang (2007) Alkalinity effect of coagulation with polyaluminum chlorides: Role of electrostatic patch, Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, Volume 294, Issues 1 - 3, Pages 163-173

Chengzhi Hu, Huijuan Liu, Jiuhui Qu, Dongsheng Wang, and Jia Ru (2006) Coagulation Behavior of Aluminum Salts in Eutrophic Water: Significance of Al13 Species and pH Control, Environ. Sci. Technol., 2006, 40 (1), pp 325 - 331

De Wet, F. J. (1980) Flotation of algal waters, Paper presented at a meeting of the Institute of Water Pollution Control, Pretoria, IWPC, Pages 1-28

De Groot, C. P. M., and Van Breemen, A. N. (1987) Ontspannings flotatie en de Bereiding van Drinkwater (DAF and the Treatment of Drinking Water), Report 11, Faculty of Civil Engineering, Delft University of Technology, July 1987.

Eric Gauthier, Isabel Fortier, Francois Courchesne, Paul Pepin, Jim Mortimer, Denis Gauvreau (2000) Aluminum Forms in Drinking Water and Risk of Alzheimer's Disease, Environmental Research, Volume 84, Issue 3, Pages 234-246

Gregory, R., and Edzwal, J. K. (2010) Sedimentation and flotation, in J. K. Edzwald, ed., Water Quality and Treatment: A Handbook on Drinking Water, 6th ed., New York:AWWA and McGraw-Hill

Han, M.Y., Park Y.H., Kwak D.H. and Kim I.K. (2001) Development of measuring bubble size in flotation process using on-line particle counter, J.KSWW, Vol. 15, No. 6, pages 559-565

J. Behin and S. Bahrami (2012) Modeling an industrial dissolved air flotation tank used for separating oil from wastewater, Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, Volume 59, Pages 1-8

James K. Edzwald and Johannes Haarhoff (2011) Dissolved Air Flotation For Water Clarification, McGraw Hill Professional

James K. Edzwald (2010) Dissolved air flotation and me, Water Research, Volume 44, Issue 7, Pages 2077-2106

John E. Van Benschoten, James K. Edzwald (1990) Chemical aspects of coagulation using aluminum salts－I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride, Water Research, Volume 24, Issue 12, Pages 1519-1526

L.R.J. van Vuuren, P.J. van der Merwe (1988) Thickening of sludges by dissolved air flotation, Water Pollution Research and Control Brighton, Pages 1771-1774

Margarida Ribau Teixeira, Maria João Rosa (2006) Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of Microcystis aeruginosa Part I: The key operating conditions, Separation and Purification Technology, Volume 52, Issue 1, Pages 84-94

Mingquan Yan, Dongsheng Wang, Jianfeng Yu, Jinren Ni, Marc Edwards, Jiuhui Qu (Enhanced coagulation with polyaluminum chlorides: Role of pH/Alkalinity and speciation, Chemosphere, Volume 71, Issue 9, Pages 1665-1673

Mingquan Yan, Dongsheng Wang, Jinren Ni, Jiuhui Qu, Christopher W.K. Chow, Hailong Liu (2008, a) Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: Effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics, Water Research, Volume 42, Issue 13, Pages 3361-3370

MWH (2005) in J. C. Crittenden, R. R. Trussell, D. W. Hand, D. W. Howe, and G. Tchobanoglous, eds., Water Treatment Design:Principles and Design, 2nd ed., Hoboken, NJ:John Wiley & Sons.

Panyue Zhang, Zhen Wu, Guangming Zhang, Guangming Zeng, Haiyan Zhang, Juan Li, Xiangguo Song, Jinhua Dong (2008) Coagulation characteristics of polyaluminum chlorides PAC-Al30 on humic acid removal from water, Separation and Purification Technology, Volume 63, Issue 3, Pages 642-647

Rees, A. J., Rodman, D. K., and Zabel, T. F. (1979) Water Clarification by Flotation - 5, Technical Report TR114, Water Research Centre, Medmenham, April 1979.

Stevenson, D. G. (1997) Water Treatment Unit Processes, London: Imperial College Press.

Tao Li, Zhe Zhu, Dongsheng Wang, Chonghua Yao, Hongxiao Tang (2006) Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms, Powder Technology, Volume 168, Issue 2, Pages 104-110

Trond Peder Flaten (2001) Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water Brain Research Bulletin, Volume 55, Issue 2, Pages 187-196

Wenzheng Yu, John Gregory, Luiza C. Campos (2010) Breakage and re-growth of flocs formed by charge neutralization using alum and polyDADMAC, Water Research, Volume 44, Issue 13, Pages 3959-3965

Wenzheng Yu, John Gregory, Luiza C. Campos (2011) Breakage and re-growth of flocs: Effect of additional doses of coagulant species, Water Research, Volume 45, Issue 20, Pages 6718-6724

WHO, Guidelines for Drinking-Water Quality, Fourth edition World Health Organization, Geneva, 2011

Yan Wang, Bao-Yu Gao, Xiu-Ming Xu, Wei-Ying Xu, Gui-Ying Xu (2009) Characterization of floc size, strength and structure in various aluminum coagulants treatment, Journal of Colloid and Interface Science, Volume 332, Issue 2, Pages 354-359

Yoshihiko Matsui ,* Taku Matsushita , Satoru Sakuma , Takahito Gojo , Teppei Mamiya , Hiroshi Suzuoki , and Takanobu Inoue (2003) Virus Inactivation in Aluminum and Polyaluminum Coagulation, Environ. Sci. Technol., 37 (22), pp 5175 - 5180

Zhonglian Yang, Baoyu Gao, Qinyan Yue (2010, a) Coagulation performance and residual aluminum speciation of Al2(SO4)3 and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment, Chemical Engineering Journal, Volume 165, Issue 1, Pages 122-132

Zhonglian Yang, Bao Yu Gao, Qin Yan Yue, Yan Wang (2010, b) Effect of pH on the coagulation performance of Al-based coagulants and residual aluminum speciation during the treatment of humic acid - kaolin synthetic water, Journal of Hazardous Materials, Volume 178, Issues 1 - 3, Pages 596-603

Zhonglian Yang, Baoyu Gao, Yan Wang, Xiaoxiao Zhang, Qinyan Yue (2013) Relationship between residual Al species, floc operational parameters and coagulation performance during reservoir water

treatment by PAC‐PDMDAAC, Separation and Purification Technology, Volume 102, Pages 147-156

김용하 (2009) 맞춤형기포를 이용한 퇴적오니의 현장제거, 서울대학교 석사학위논문

김충일 (2010) Analysis of Bubble Potential Energy and its Application to Disinfection and Oil Washing, 서울대학교 박사학위논문

김하룡 (2007) DAF 공정에서 적정 응집 방법의 선택, 서울대학교 석사학위논문

Abstract

Application of DAF process in natural watershed and development of scum collecting method

Yonghwan Kim
Dept. of Civil and Environmental Engineering
The Graduate School
Seoul National University

Recently, dissolved air flotation (DAF) process has been applied to natural watershed for water quality improvement. However, most of the processes applied to natural watershed are lack of theoretical basic. In this study, some batch tests are conducted to apply DAF to natural watershed. 1) Firstly, residual aluminum was measured to figure out the possible effect of coagulant on environment. 2) Secondly, Design basis of Inline Injection Bubble Generator (IIBG) was investigated to apply simple flocculation method in natural watershed. 3) Thirdly, Scum stability was evaluated with the consideration of external force existing in natural watershed such as wind and wave. 4) Last but not least, scum collecting methods were tested to find out an effective method for collecting large area of formed scum.

1) Residual aluminum was studied using Alum and Poly aluminum chloride (PACl) which were most popular coagulants. The effects of dosage and initial pH on residual aluminum ware measured. Results showed that PACl satisfied WHO (World Health Organization)'s

residual aluminum standard in broader dosage than Alum. Initial pH plays an important role in aluminum speciation. Especially, under pH 5, dissolved residual aluminum content was quite high in both Alum and PACl.

2) IIBG is bubble generator that can eject coagulant and bubble at the same time. It can make floc using its hydraulic energy. Big increase of turbidity removal efficiency was observed when additional stirring (flocculation) was conducted after IIBG injection. Compared with traditional DAF process, IIBG + flocculation process showed 95% efficiency above pH 7 condition.

3) Scum stability test was conducted according to PACl dosage. Result showed that the more dosage was injected, the more sludge was formed and the more scum was broken. It means little dosage can reduce amount of sludge and broken scum. Scum was more stable in pH 4, 5 condition.

4) Weir type and fence type scum collecting method was compared. Because fence type method compressed scum before collecting, solid content of fence type method was 5 times higher than weir type. It means fence type method has advantage on dewatering. And fence type method can collect large area of scum with low price.

Keywords: Natural watershed, DAF, residual aluminum, Coagulation, Scum stability

Student number: 2012-20895