

전해부상을 이용한 활성슬러지의 탈수성 향상

Improvement of Activated Sludge Dewaterability by Electro-flotation

최영균^{1,*} · 박병주¹ · 박민정¹ · 김윤중² · 정태학²

Choi, Young-Gyun^{1,*} · Park, Byung-Ju¹ · Park, Min-Jung¹ · Kim, Yun-Jung² · Chung, Tai-Hak²

1 대구대학교 환경공학과
2 서울대학교 지구환경시스템공학부

(2006년 4월 28일 논문 접수; 2006년 8월 31일 최종 수정논문 채택)

Abstract

Electro-flotation(EF), a novel sludge thickening method, could improve the dewaterability of activated sludge. The gas(microbubbles) generated during EF decreased the solid-liquid separation time below 1/5 of the time required for gravity sedimentation. In addition, over 90% of the sludge volume reduction could be achieved by EF although the settling characteristics of the sludge was very poor.

The SRF(specific resistance to filtration) of the thickened sludge by EF was much lower than that of the sludge thickened by gravity sedimentation. The SRF of the thickened sludge decreased exponentially with increase of gas generation rate of the EF system. Gas generation rate could be controlled by varying the current density of the electrode. Degassing of the microbubbles by vigorous mixing of the thickened sludge layer deteriorated the dewaterability of the sludge. Therefore, it is obvious that the gas bubbles entrapped in the thickened sludge play a key role in the observed dewaterability improvement.

Key words: dewaterability, electro-flotation(EF), gas generation rate, sludge thickening

주제어: 탈수성, 전해부상, 가스발생율, 슬러지 농축

1. 서 론

슬러지 농축을 위해 보통 중력농축이나 DAF(Dissolved Air Flotation), 또는 원심분리를 이용한 방법이 많이 사용된다. 슬러지 자체의 중력을 이용한 농축은 주로 1차슬러지에 적합하다고 알려져 있으며, 슬러지 밀도가 1.01-1.09g/cm³인 2차슬러지에는 그다

지 좋은 방법이 아니라고 보고되고 있다(Vanderhasselt and Verstraete, 1999; Choi and Chung, 2000). 특히 별킹 등에 의해 침전성이 저하된 슬러지는 중력에 의해 농축이 거의 불가능하다고 할 수 있다. 따라서 2차슬러지의 농축에는 생물학적 고형물의 부상을 통한 농축이나 원심분리에 의한 기계적인 농축이 비교적 적합하다고 할 수 있다. 농축된 2차슬러지의 탈수성에 영향을 미치는 중요한 인자로는 EPS

*Corresponding author. Tel: +82-53-850-6692, FAX: +82-53-850-6699, E-mail: choiyg@taegu.ac.kr (Choi, Y.G.)

(extracellular polymeric substances)의 양, 생물학적 고형물의 형태와 밀도(Bruus et al., 1992; Knocke et al., 1993), 양이온의 농도 그리고 생물학적 고형물의 입자 크기 분포(Bruus et al., 1992; Choi and Chung, 2000) 등을 들 수 있다. 많은 연구 결과들은 이러한 인자들 중에서 특히 슬러지의 탈수성에 직접적으로 가장 큰 영향을 주는 것으로서 생물학적 고형물의 입자 크기를 제시하고 있다(Karr and Keinath, 1978; Novak et al., 1988; Bruus et al., 1992). Karr and Keinath(1978)는 생물학적 고형물 중에서 1~100 μ m의 크기를 갖는 supracolloidal fraction이 슬러지의 탈수성에 매우 큰 영향을 미친다고 보고하였다. Novak et al.(1988)도 100 μ m 이하의 직경을 갖는 생물학적 고형물이 활성슬러지의 여과 탈수시, cake 층에서 막힘 현상(blinding effect)을 일으켜 여과저항을 상승시킨다고 보고하였다. Vanderhasselt and Verstraete (1999)에 의한 연구에 의하면 활성슬러지에 매우 미세한 활석을 첨가하였을 경우, 슬러지의 입자크기를 증가시킬 수 있었고 이는 슬러지의 탈수성 향상으로 이어질 수 있었다고 하였다.

본 연구에서는 활성슬러지에 약품과 같은 첨가물 없이 생물학적 고형물의 탈수성을 향상시키고자 슬러지의 농축과정에서 다량의 미세기포가 슬러지층에 함유될 수 있는 부상농축방법을 사용하였고, 미세기포의 발생을 위해 전기분해방법을 채택하였다. 부상분리가 하·폐수처리 또는 정수처리에 적용된 사례는 주로 저밀도의 부유물 제거에 편중되어 있다(Manjunath et al., 2000; Chen et al., 2002). 비록 DAF가 이러한 부상분리 공법으로서 다양하게 적용되고 있기는 하지만, 최근 들어 전해부상(Electro-flotation)에 대한 관심이 증가하고 있다. 이는 전해부상이 DAF에 비해 보다 균일하면서 작은 크기의 기포를 만들 수 있고 기포의 손실이 적다는 점, 그리고 운전이 비교적 간단하다는 점 때문이다. 하지만 아직까지 전해부상이 하수슬러지 농축 및 탈수에 적용된 사례는 국내외를 통틀어 극히 드문 실정이다. 국외의 경우, 식당폐수처리(Chen, 2000)와 oil-water emulsion 부상분리(Hosny, 1996)를 포함한 몇몇 사례만이 보고되고 있을 뿐이다(Alexandrova et al., 1994; Burns, 1997; Poon, 1997).

본 연구에서는 전해부상을 이용한 활성슬러지의

탈수특성을 다양한 침전성을 갖는 슬러지를 선택하여 평가해보고자 하였으며, 아울러 중력농축 및 탈수와의 비교·평가를 통해 전해부상을 이용한 슬러지 탈수의 효율성을 실험적으로 검증해보고자 하였다. 또한 전기분해시 사용되는 극판의 재질별로 슬러지 탈수성이 어떻게 달라지는지를 현재 전기분해 산화에 보편적으로 사용되는 재질의 극판을 선택하여 확인해보고자 하였다.

2. 실험재료 및 방법

실험에 사용된 활성슬러지는 모두 4가지로서 1가지(activated sludge1, AS1)는 표준활성슬러지 공법으로 운전되는 경상북도 K 하수처리장 포기조에서 채취하였고, 나머지 3가지(activated sludge2, AS2; activated sludge3, AS3; activated sludge4, AS4)는 질소, 인제거를 위해 고도처리공법을 도입하고 있는 대구와 경상북도의 A, G, S 하수처리장 포기조에서 채취하였다. 각 슬러지의 초기 MLSS 농도는 3,620(AS1), 3,570(AS2), 1,990(AS3), 3,560(AS4)mg/L였다. 슬러지의 침전성은 SVI₃₀를 이용하여 평가하였다. 또한 전해부상에 의해 부상농축되는 슬러지와 단순 침전에 의해 중력농축되는 슬러지의 농축과정을 정성적으로 평가하기 위해 농축 시간대별로 슬러지의 계면 형성과정을 사진촬영을 통해 분석하였다.

전해부상을 이용한 활성슬러지의 부상농축은 Fig. 1(a)에 제시한 것과 같이 유효부피 1L의 아크릴 반응조에서 수행하였다. 미세기포 발생을 위해 30mm(높이) 50mm(폭) 0.5mm(두께)의 stainless steel 극판을 반응조 하단에 5mm 간격으로 부착하여 사용하였다. 음극의 경우, 각 극판의 유효 표면적은 15cm²였으며 양극은 30cm²였다. 극판의 인가전압과 전류는 각각 10V와 300mA로 고정하였다. 전해부상을 이용하여 농축된 슬러지와 탈수특성 비교를 위해 Fig. 1(a)에 제시한 동일한 반응조를 이용하여 중력농축된 슬러지의 탈수실험을 병행하였다. 기포발생량 측정을 위해 Fig. 1(a)에 제시한 반응조의 상부를 밀폐한 뒤, Fig. 1(b)와 같이 반응조 옆면에 설치된 유출관으로 배출되는 배가스의 유량을 pyrex 재질의 gas flowmeter를 이용하여 측정하였다. 슬러지층에 함유된 미세기포와 슬러지 탈수성 간의 상관관계를 확인하기 위해 농축

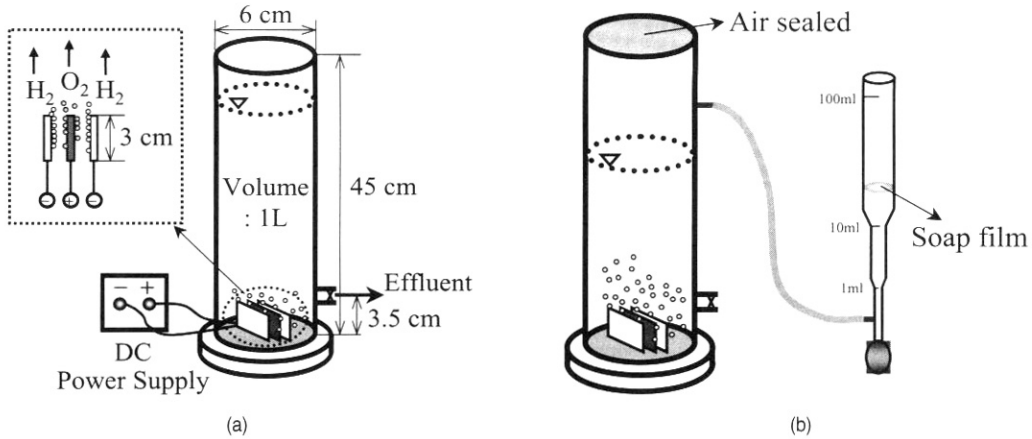


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental set-up for sludge electro-flotation (a) and the off-gas flow analysis (b)

된 슬러지에 함유된 미세기포를 제거하여 동일한 탈수실험을 병행하였다. 슬러지층에 포함된 미세기포는 부상농축된 슬러지를 Jar-tester 반응기로 옮긴 뒤, 1시간 동안 90rpm으로 교반시킴으로써 제거할 수 있었다. 탈기 전후, 슬러지의 육안 관찰 결과, 플록의 크기에는 큰 변화가 없는 것으로 판단되었다. 미세기포의 함유 여부에 따른 슬러지의 탈수성 분석은 위에서 제시한 4종류의 슬러지가 아닌 별도의 활성슬러지를 이용하여 수행되었으며, 농축 전 이 슬러지의 MLSS 농도는 3,980mg/L, SVI_{30} 은 145ml/g이었다. 슬러지의 탈수성은 Christensen and Dick(1985)가 제시한 방법에 따라 수행되었으며, 기타 분석은 Standard Method(1995)에 따라 수행되었다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 활성슬러지 침전 및 농축특성

본 연구에서 사용된 네 종류의 활성슬러지 중에서 AS2의 침전에 따른 중력농축과 전해부상에 의한 부상농축과정을 Fig. 2에 비교하여 제시하였다. AS2의 SVI_{30} 은 81ml/g인 것으로 분석되어 침전성이 상당히 양호하였다. AS1, AS3, AS4의 SVI_{30} 은 각각 130, 254, 179ml/g인 것으로 조사되었다. 전해부상에 의한 슬러지의 부상농축은 중력농축에 비해 고액분리 및 농축시간이 월등히 빠른 것으로 분석되었다. 슬러지층의 두께만으로 두 가지 농축방법을 비교한다면 AS2의 경우, 3분가량의 전해부상 농축효과와 30~60

분가량의 중력농축효과가 비슷한 것으로 조사되었다 (Fig. 2). 다른 슬러지(AS1, AS3, AS4)의 경우에도 전해부상에 의한 부상농축속도가 중력농축보다 월등히 빠른 것으로 나타났다.

AS1~AS4에 대한 농축실험결과를 Fig. 3에 제시하였다. 각 슬러지의 농축율(thickening efficiency)은 초기 슬러지부피(1L)에 대해 각 농축 방법별로 30분간의 농축 후, 최종 슬러지의 부피 감량 효율로 정의하였다.

중력농축의 경우, AS3과 AS4에서는 부피 감량이 10%에도 못 미치는 것으로 나타났다. 그러나 전해부상을 이용한 농축에서는 모든 종류의 슬러지에서 불과 30분의 부상 농축시간에도 불구하고 90% 이상의 높은 부피 감량 효율을 얻을 수 있었다. 특히, 중력농축에서 농축효율이 불과 9.5와 6.5%에 불과했던 AS3과 AS4의 경우, 전해부상에 의한 부상농축시스템에서는 농축효율이 무려 95와 94%로 향상되는 것으로 나타났다. 30분간의 농축시간을 기준으로 했을 때, 전해부상에 의해 농축된 슬러지의 고형물 농도는 14,450~28,760mg/L로 조사되어 중력농축된 슬러지의 고형물 함량보다 2.1~12.5배 가량 높은 것으로 분석되었다. 참고적으로 전해부상시 각 슬러지의 A/S(Air to Solids) 비는 기포발생시간(부상농축시간) 30분을 기준으로 할 때, 0.081ml/mg(AS1), 0.083 ml/mg(AS2, AS4), 0.148ml/mg(AS3)인 것으로 계산되었다. 그러나 이는 발생된 모든 기포가 슬러지에 포획된다는 가정에서 계산한 것이므로 실제 A/S비는 이보다 매우 낮은 수준일 것으로 판단된다.

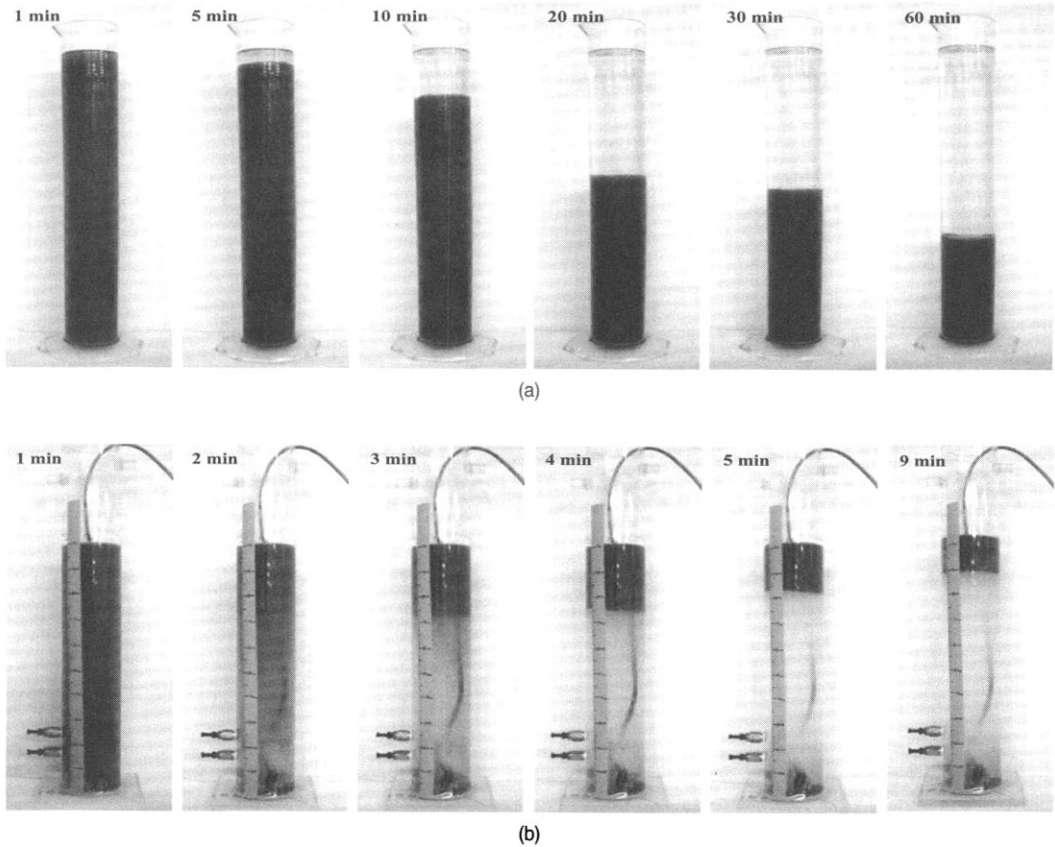


Fig. 2. Formation of thickened sludge bed during gravity settling (a) and EF (b) for AS2.

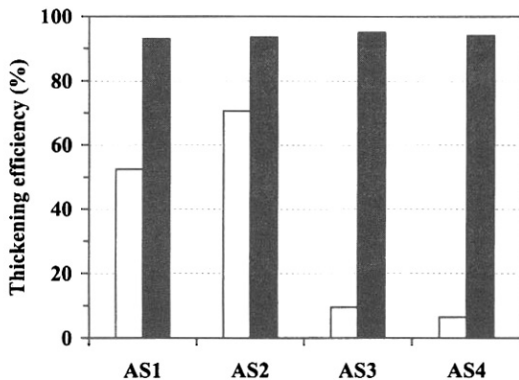


Fig. 3. Thickening efficiency (volume reduction efficiency) of the AS1-AS4 (□: gravity thickening, ■: EF thickening).

3.2. 전해부상이 활성슬러지의 탈수특성에 미치는 영향

탈수실험은 기본적으로 30분간의 중력 또는 전해

부상에 의해 농축된 슬러지를 대상으로 여과비저항 (SRF, specific resistance to filtration)을 지표로하여 수행되었으나, AS3과 AS4는 중력농축된 슬러지의 고형물의 농도가 너무 낮아 SRF의 측정이 불가능하였다. 따라서, AS3과 AS4는 2시간 이상 중력농축된 슬러지를 대상으로 탈수실험을 실시하였다. AS1~AS4 각 슬러지의 SRF를 Fig. 4에 제시하였다. 슬러지의 SRF 값은 초기 SS 농도에 의해 계산 과정에서 모두 보정되므로, 중력농축과 전해부상에 의해 농축된 슬러지의 SS 값이 각각 다르다 하더라도 탈수성의 지표인 SRF 값은 직접적인 비교가 가능하다. 이는 AS3과 AS4의 중력농축시간을 2시간 이상으로 하더라도, SRF 값에는 영향을 미치지 않는다는 것을 의미하기도 한다.

Fig. 4에 제시하였듯이, 전해부상에 의해 농축된 슬러지가 중력 농축된 슬러지에 비해 SRF가 모두 낮게

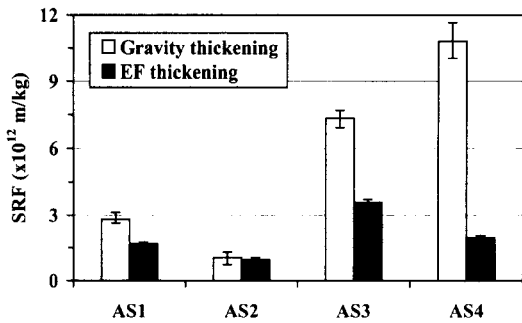


Fig. 4. SRF of the sludge.

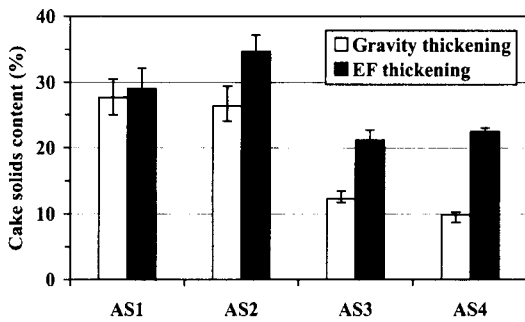


Fig. 5. Cake solids content of the sludge.

나타난 것을 알 수 있다. 특히, 침전성이 좋지 않았던 AS3과 AS4에서 중력농축된 슬러지에 비해 SRF의 감소가 두드러졌다. 뿐만 아니라 전해부상에 의해 농축된 슬러지의 cake solids content가 중력 농축된 슬러지보다 전반적으로 높게 나타난 것도 전해부상이 활성슬러지의 탈수성을 향상시킬 수 있다는 증거라고 할 수 있다(Fig. 5).

활성슬러지의 탈수성에 영향을 미치는 여러 인자들 중에서 생물학적 고형물의 입도 분포가 가장 중요하다고 알려져 있다(Barber and Veenstra, 1986; Novak et al., 1988; Bruus et al., 1992). Novak et al. (1988)은 직경 100 μm 이하의 입자가 SRF 분석을 위한 진공 여과시, 슬러지 케이크 층에서 여액의 흐름을 방해하는 막힘 현상(blinding effect)을 유발한다고 보고하였다. Karr and Keinath(1978)과 Barber and Veenstra(1986) 역시 생물학적 고형물의 supracolloidal fraction(입경 1~100 μm)이 활성슬러지의 탈수성에 심각한 영향을 미친다고 보고한 바 있다. 탈수성을 악화시키는 이유로서 미세입자가 슬러지케이크와 여재에 clogging을 유발하기 때문이라고 하였다.

전해부상에서 전기분해시 발생하는 미세기포가 100 μm 이하의 슬러지 입자에 의한 여재 및 슬러지 케이크 층의 막힘 현상을 감소시켰을 것으로 추측된다. 전해부상에 의해 농축된 슬러지 층에 다량의 미세기포가 함유되었을 것으로 판단되며, 실제로 미세기포들 간의 충돌에 의해 생성된 거대 기포들(100 μm 이상)은 육안으로 뚜렷이 관찰 가능하였다. 전해부상에 의해 발생된 미세기포는 정성적인 분석이 불가능하였지만 일반적으로 95% 이상이 50 μm 이하인 것으로 보고되고 있다(Chen et al., 2002).

미세기포를 포함하여 전해부상에 의한 슬러지 농축과정에서 발생된 기포가 슬러지 탈수성을 향상시킨 것은 두 가지 원인 때문이라 판단된다. 첫째, 진공 여과과정에서 형성된 압력이 슬러지 층에 존재하는 기포의 파괴로 이어지고, 이에 따라 슬러지의 농축이 보다 가속화 되었을 것이라는 점이다. 둘째, 진공 여과과정에서 기포가 파괴되면 이 공간이 여액의 흐름을 위한 통로 역할을 할 수 있을 것이라는 점이다. 이는 미세 입자에 의한 blinding effect가 여액의 흐름을 방해한다는 점과 완전히 반대되는 측면이라 할 수 있다. 그러나 아직까지 미세기포에 의한 슬러지의 탈수성 향상은 추측에 불과하다. 본 연구에서는 이러한 부분을 보완하고자 슬러지 층에 포함된 미세기포를 탈기(degassing)하였을 경우의 SRF를 조사하여, 탈기하기 전의 탈수성과 비교, 분석하였다. 또한 전기분해 극판에 흐르는 전류밀도를 다르게 하여 기포발생량을 변화시킨 뒤, 슬러지의 탈수성 변화를 분석하였다. 이를 통해 기포발생량과 슬러지의 탈수성과의 상관성을 파악하고자 하였다.

3.3. 미세기포 발생량에 따른 활성슬러지의 탈수 특성 변화

전해부상 과정에서 발생하는 기포가 슬러지의 탈수성에 미치는 영향을 보다 정량적인 방법으로 파악하기 위해 본 연구에서는 우선 기포의 발생량 변화에 따른 슬러지의 탈수특성 변화를 분석하였다. 전기분해 과정에서 기포의 발생량은 페러데이의 법칙에 따른 극판에 인가되는 전류밀도의 함수가 된다. 따라서 극판의 인가 전류밀도 변화에 따른 기포 발생량을 우선 파악할 필요가 있다. 본 연구에서는 현재 전기분해에 많이 사용되는 재질인 stainless steel과 coated

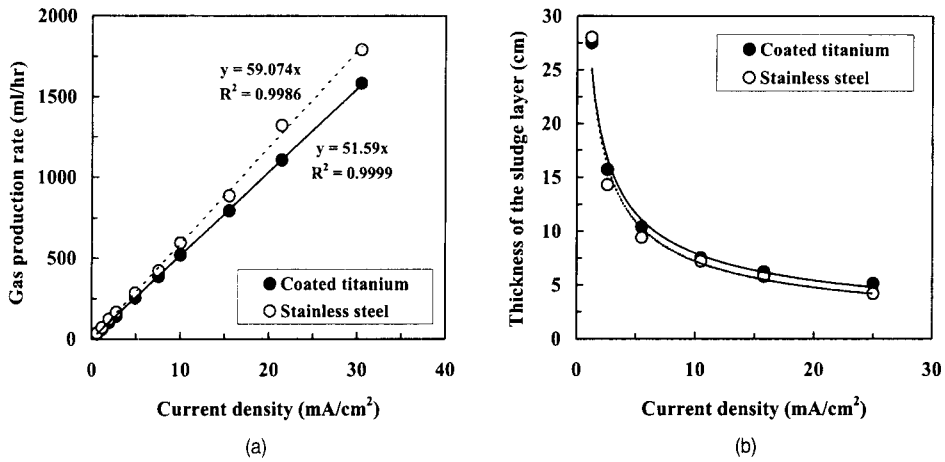


Fig. 6. Effects of current density on the gas production rate (a) and the thickness of the sludge layer in the electro-flotation (b).

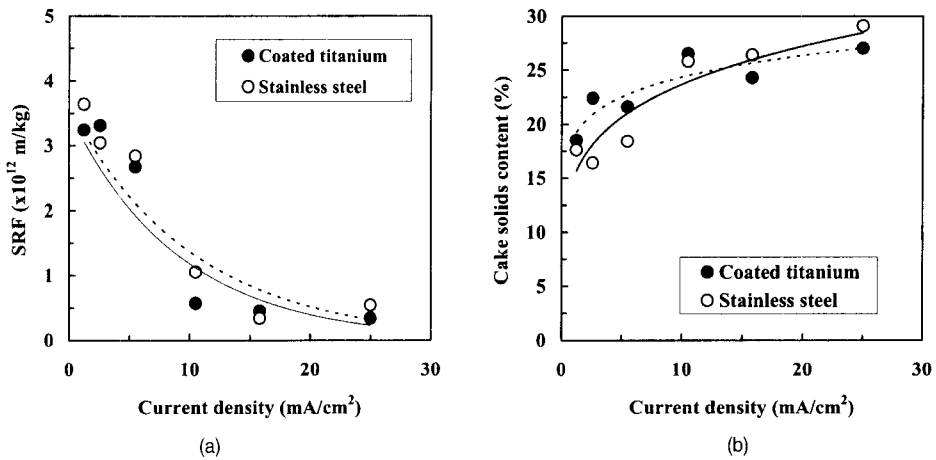


Fig. 7. Effects of current density on the SRF (a) and the CSC (cake solids content) of the thickened sludge (b).

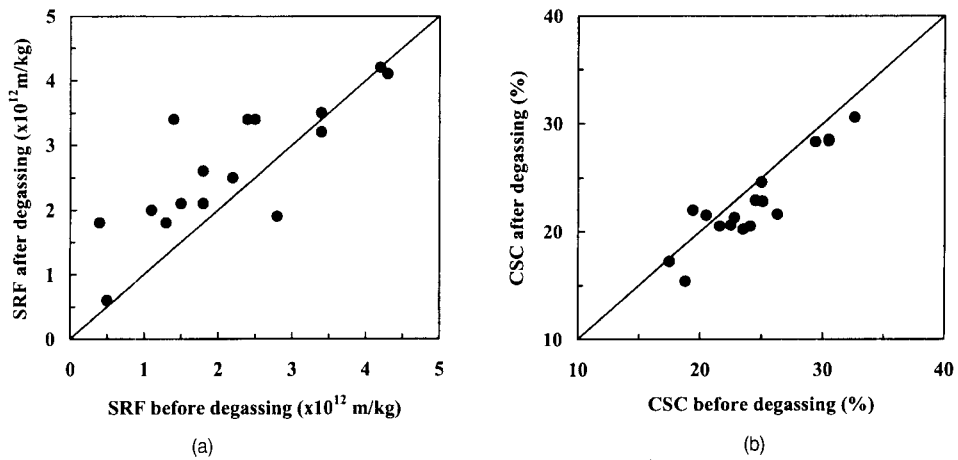


Fig. 8. SRF (a) and CSC (b) of the thickened sludge before and after degassing.

titanium을 극판으로 사용하였을 경우의 기포 발생량을 조사하여 Fig. 6(a)에 제시하였다. 각 극판의 두께, 폭, 높이 등의 기본적인 size와 기포 발생량 분석방법은 Fig. 1에 제시한 것과 같다.

극판의 재질에 따른 기포발생량을 조사한 결과, stainless steel 극판이 약간 유리한 것으로 조사되었으나, 시간이 경과함에 따라 극판이 마모된다는 점은 큰 단점으로 지적되는 부분이기도 하다. Fig. 6(a)에 제시하였듯이, 극판의 재질에 상관없이 기포의 발생량은 선형적으로 증가하는 것으로 분석되었다. 이는 기포의 발생량 변화를 극판에 인가되는 전류밀도의 변화로 조절하는 것이 가능하다는 것을 의미한다. 극판에 인가되는 전류밀도를 변화시키면서 전해부상에 의한 슬러지 농축효율을 조사한 결과 전류밀도가 슬러지의 농축특성에 우선 큰 영향을 미친다는 것을 알 수 있었다. 1.25~25mA/cm² 범위에서 전류밀도를 변화시킬 경우, 10mA/cm²의 전류밀도까지 큰 폭으로 부상슬러지 층의 높이가 감소하는 것으로 조사되었다. 그러나 10mA/cm² 이상의 전류밀도에서는 부상슬러지 층의 높이 감소가 미미한 것으로 분석되어 10~20mA/cm²의 범위에서 효과적인 전해부상을 진행할 수 있을 것으로 파악되었다. Fig. 6(b)에서도 볼 수 있듯이 극판의 재질은 농축된 슬러지 층의 높이 변화에 큰 영향을 주지 않는 것으로 나타났다. 다만 미세하나마 극판의 재질에 따른 기포발생 유량에 의한 영향을 받는 것으로 조사되었다.

전해부상 시스템의 기포발생량이 농축슬러지의 탈수성에 미치는 영향을 평가하기 위하여 Fig. 6(b)에서 제시한 부상 농축슬러지에 대해 SRF와 cake solids content(CSC)를 각각 조사하였다. 조사결과 극판의 인가 전류밀도가 슬러지의 농축특성과 마찬가지로 탈수특성에 큰 영향을 주는 것으로 나타났다(Fig. 7). 즉, 기포발생량이 슬러지의 탈수성과 밀접한 관련이 있다는 것이 증명되었다고 할 수 있다. Fig. 7(a)에 제시하였듯이, 인가전류밀도의 증가에 따라 SRF가 급격히 감소하는 것으로 분석되었으며, 특히 10mA/cm²의 전류밀도에서 그 감소폭이 가장 컸다. Cake solids content도 전류밀도 10mA/cm² 이상에서는 큰 변화 없이 비교적 일정하게 유지되는 것으로 나타났다. 따라서 실험실 규모의 슬러지 농축 및 탈수 실험에서 적정 전류밀도는 10mA/cm² 내외에서 형성될 것으로

판단되며, 각 극판 재질별 가스 발생 유량은 Fig. 6(a)를 참고하여 구할 수 있다. 기포발생량의 증가에 따라 슬러지의 농축 및 탈수성이 향상되는 것으로 나타남에 따라 전해부상 시스템으로부터 발생하는 기포가 슬러지의 농축 및 탈수성 향상에 중요한 역할을 한다고 결론 내릴 수 있었다. 이러한 기포의 역할을 보다 명확히 하기 위하여, 농축된 슬러지 층에 포함된 기포를 제거하였을 경우 슬러지의 탈수성을 미세기포가 포함된 슬러지의 탈수성과 비교, 분석하였다.

Fig. 8에서 볼 수 있듯이, 전해부상에 의해 부상 농축된 슬러지 층에 포함된 기포를 제거했을 경우, SRF가 전반적으로 상승되는 것을 확인할 수 있었다. 이는 슬러지 층에 포함된 기포가 탈수성 향상에 직접적인 영향을 미친다는 중요한 반증이기도 하다. Fig. 8(b)에 제시한 cake solids content도 기포를 제거하였을 경우, 그 값이 전반적으로 낮아지는 것으로 나타나 기포를 제거하면 탈수성이 악화되는 것으로 분석되었다. 따라서 슬러지 탈수성 향상에 미치는 기포의 영향은 직접적이면서도 매우 중요한 인자로 인식되어야 할 것이다. 그러나 미세기포를 포함한 기포가 슬러지의 탈수성을 향상시키는 정확한 메커니즘에 대해서는 향후 추가적인 연구가 필요한 부분이다.

4. 결 론

본 연구에서는 전해부상 시스템이 활성슬러지의 농축 및 탈수특성에 미치는 영향 및 기포가 슬러지의 탈수성에 미치는 영향을 실험적으로 분석하였으며, 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

SVI₃₀이 상당히 높아 별킹슬러지로 분류될 수 있었던 AS3과 AS4 슬러지의 경우, 중력침전에 의해서는 농축 및 슬러지의 부피감량(10% 미만)이 거의 불가능하였던 반면, 전해부상을 적용하였을 경우, 부상농축을 통해 90% 이상의 슬러지 부피감량이 가능한 것을 확인하였다.

슬러지의 탈수성을 전해부상에 의한 부상농축에 의해 뚜렷하게 향상시킬 수 있었다. 전해부상에 의한 농축슬러지는 중력농축된 슬러지에 비해 SRF 값이 11~82% 감소하였다.

전해부상 시스템에서 극판의 전류밀도를 증가시킨 결과, 기포발생량이 선형적으로 증가하였고, 이에 따

라 슬러지의 탈수성도 급격히 향상되는 것으로 나타났다. 이는 전기분해를 통해 발생된 기포가 슬러지 탈수성 향상에 직접적인 영향을 미치는 결과라고 판단되었다.

전해부상 시스템에 의해 부상농축된 슬러지 층에서 기포를 제거한 뒤, 슬러지의 탈수특성을 분석한 결과, 기포가 포함된 슬러지에 비해 전반적으로 탈수성이 악화되는 것으로 나타나 미세기포를 포함한 기포가 농축슬러지의 진공여과에 큰 영향을 미치는 것을 재차 확인하였다.

감사의 글

본 연구는 환경부 Eco-STAR Project 수행기관인 수처리선진화사업단(과제번호: I2WATERTECH 04-5)의 연구비 지원에 의해 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

1. Alexandrova, L., Nedialkova, T. and Nishkov, I. (1994) Electroflotation of metal ions in wastewater, *Int. J. Miner. Process.*, **41**(3-4), pp. 285-294.
2. Barber, J.B. and Veenstra, J.N. (1986) Evaluation of biological sludge properties influencing volume reduction. *J. Wat. Polln. Cont. Fedn.*, **58**, pp. 149-156.
3. Bruus, J.H., Nielsen, P.H. and Keiding, K. (1992) On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering. *Wat. Res.*, **26**, pp. 1597-1604.
4. Burns, S.E., Yiacoumi, S. and Tsouris, C. (1997) Microbubble generation for environmental and industrial separations, *Sep. Purif. Tech.*, **11**, pp. 221-232.
5. Chen, G., Chen, X. and Yue, P.L. (2000) Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater, *J. Environ. Eng.*, **126**(9), pp. 858-863.
6. Chen, X., Chen, G. and Yue, P.L. (2002) Novel electrode system for electroflotation of wastewater, *Environ. Sci. Tech.*, **36**, pp. 778-783.
7. Choi, Y.G. and Chung, T.H. (2000) Effects of humus soil on the settling and dewatering characteristics of activated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **42**(9), pp. 127-134.
8. Christensen, G.L. and Dick, R.I. (1985) Specific resistance measurements: methods and procedures. *J. Environ. Engng.*, **111**, pp. 258-271.
9. Hosny, A.Y. (1996) Separating oil from oil-water emulsions by electroflotation technique, *Sep. Tech.*, **6**, pp. 9-17.
10. Karr, P.R. and Keinath, T.M. (1978) Influence of particle size on sludge dewaterability. *J. Wat. Polln. Cont. Fedn.*, **50**(8), pp. 1911-1930.
11. Knocke, W.R., Dishman, C.M., Miller, G.F. (1993) Measurement of chemical sludge floc density and implications related to sludge dewatering. *Wat. Environ. Res.*, **65**(6), pp. 735-743.
12. Manjunath, N.T., Mehrotra, I. and Mathur, R.P. (2000) Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system, *Wat. Res.*, **34**(6), pp. 1930-1936.
13. Novak, J.T., Goodman, G.L., Pariroo, A. and Huang, J.C. (1988) The blinding of sludges during filtration. *J. Wat. Polln. Cont. Fedn.* **60**(2), pp. 206-214.
14. Poon, C.P.C. (1997) Electroflotation for groundwater decontamination, *J. Hazard. Mater.*, **55**, pp. 159-170.
15. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995) 19th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
16. Vanderhasselt, A. and Verstraete, W. (1999) Short-term effects of additives on sludge sedimentation characteristics, *Wat. Res.*, **33**(2), pp. 381-390.