

전해부상을 이용한 활성슬러지의 농축효율 향상

Improvement of the Thickening Characteristics of Activated Sludge by Electroflotation (EF)

최영균^{1,*} · 정태학² · 염익태³

Choi, Young Gyun^{1,*} · Chung, Tai Hak² · Yeom, Ick Tae³

1 대구대학교 환경공학과

2 서울대학교 지구환경시스템공학부

3 성균관대학교 토목환경공학과

(2005년 1월 6일 논문 접수; 2005년 5월 23일 최종 수정논문 채택)

Abstract

The performances of electroflotation (EF) on the thickening of activated sludge were investigated using laboratory scale batch flotation reactors. Four activated sludges including bulking sludges were tested. After 30minutes of EF operation, 57-84% of sludge volume reduction could be achieved by EF, while only about 1.5-14% could be obtained by gravity thickening for the same period. After thickening the effluent water quality in terms of TCOD, SS, and turbidity was improved by EF operation for all sludge samples. It is induced that the air bubbles entrapped in the thickened sludge play a key role in the observed improvement of sludge thickening and effluent quality.

Key words: Activated sludge, electroflotation(EF), micro-bubble, thickening

주제어: 활성슬러지, 전해부상, 미세기포, 슬러지 농축

1. 서 론

하수처리시 발생하는 1차, 2차 또는 1·2차 혼합 슬러지의 농축은 고형물 함량을 증가시키고 부피를 감소시켜, 소화나 탈수 등의 후속 슬러지 처리 공정을 원활하게 하고자 하는데 그 목적이 있다. 슬러지 농축을 위해 보통 중력농축이나 DAF(Dissolved Air

Flotation), 또는 원심분리를 이용한 방법이 많이 사용된다. 슬러지 자체의 중력을 이용한 농축은 주로 1차 슬러지에 적합하다고 알려져 있으며, 슬러지 밀도가 1.01-1.09g/cm³인 2차슬러지에는 그다지 좋은 방법이 아니라고 보고되고 있다(Vanderhasselt and Verstraete, 1999; Choi and Chung, 2000). 특히 벌킹 등에 의해 침전성이 저하된 슬러지는 중력에 의해 농축이 거의 불가능하다고 할 수 있다. 따라서 2차슬러지의 농축

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

에는 생물학적 고형물의 부상을 통한 농축이나 원심분리에 의한 기계적인 농축이 비교적 적합하다고 할 수 있다.

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 EF(Electroflotation)에 대한 관심이 증가하고 있다. 이는 EF가 DAF에 비해 보다 균일하면서 작은 크기의 기포를 만들 수 있고 기포의 손실이 적다는 점, 그리고 운전이 비교적 간단하다는 점 때문이다. 하지만 아직까지 EF가 하수슬러지 농축에 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 EF를 이용한 활성슬러지의 농축특성을 다양한 침전성을 갖는 슬러지를 선택하여 평가해보고자 하였으며, 아울러 중력농축과의 비교, 평가를 통해 EF를 이용한 슬러지 농축의 효율성을 실험적으로 검증해보고자 하였다. 또한 농축 후, 고액분리된 처리수의 수질에 대해서도 중력농축과 비교하여 EF가 고액분리 유출수의 수질에 미치는 영향을 파악해보고자 하였다.

2. 분석방법 및 실험

실험에 사용된 활성슬러지는 모두 4가지로서 2가지(activated sludge1, AS1; activated sludge2, AS2)는 전형적인 활성슬러지 공법으로 운전되는 경기도의 K, S 하수처리장 포기조에서 채취하였고, 나머지 2가지(activated sludge3, AS3; activated sludge4, AS4)는 질소, 인제거를 위해 고도처리공법을 도입하고 있는 경기도의 B, O 하수처리장 포기조에서 채취하였다. 각 슬러지의 초기 MLSS 농도는 2,540(AS1), 1,988(AS2), 4,210(AS3), 3,672(AS4)mg/L였다. 슬러지의 침전성은 SVI₃₀과 침전칼럼에서의 슬러지층 높이(interface height) 변화를 이용하여 평가하였다. 활성슬러지의 침전 및 농축특성은 사상균의 분포에 따라 크게 영향을 받기 때문에(Sezgin et al., 1978;

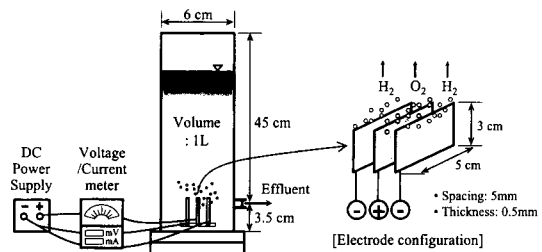


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental set-up for sludge electroflotation.

Jenkins et al., 1993) 본 연구에서는 사상균의 존재 정도를 나타내는 지표로서 TEFL(Total Extended Filament Length)을 이용하여 4종류의 활성슬러지를 구분하였다. TEFL 측정 방법은 Sezgin 등(1978)이 소개한 방법을 채택하였다.

EF를 이용한 회분식 부상실험은 Fig. 1에 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. EF를 이용한 슬러지 농축과의 비교를 위해 Fig. 1에 제시한 동일한 반응조를 이용하여 중력농축 실험을 병행하였다. 고액분리 유출수의 COD 농도는 COD digester와 spectrophotometer(DR2000, HACH)를 이용하여 측정하였고, 탁도는 탁도계(DRT-100B, HK Instrument)를 이용하였다. 또한 고형물의 농도는 Standard Method(1995)에 따라 분석하였다.

3. 결과 및 토의

3.1. 활성슬러지 분류

AS1~AS4의 네 종류의 활성슬러지는 현미경 촬영을 통한 정성적인 분석과 TEFL 및 SVI₃₀을 이용한 정량적인 분석에 의해 분류되었으며, 그 결과를 Fig. 2와 Fig. 3에 제시하였다. 일반적으로 TEFL 값이 10⁷μm/mL 이상이 되면 SVI₃₀은 100mL/g 이상의 값을 가지며 급격히 증가한다고 알려져 있다(Palm et al., 1980). Sezgin 등(1980) 역시 이러한 경향을 몇몇 대규모 하수처리장의 활성슬러지에 대한 실험결과로

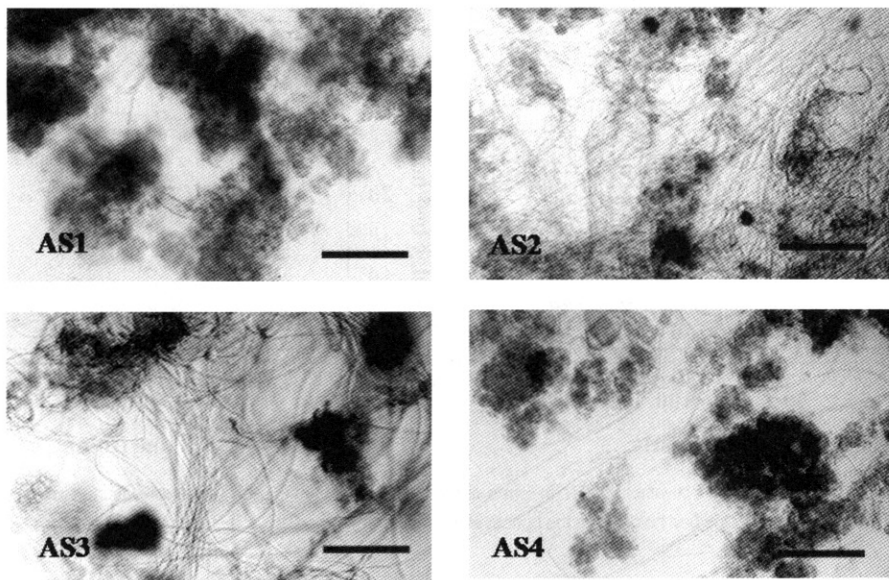


Fig. 2. Microscopic observations of the activated sludges (magnification=100x; bar=100μm).

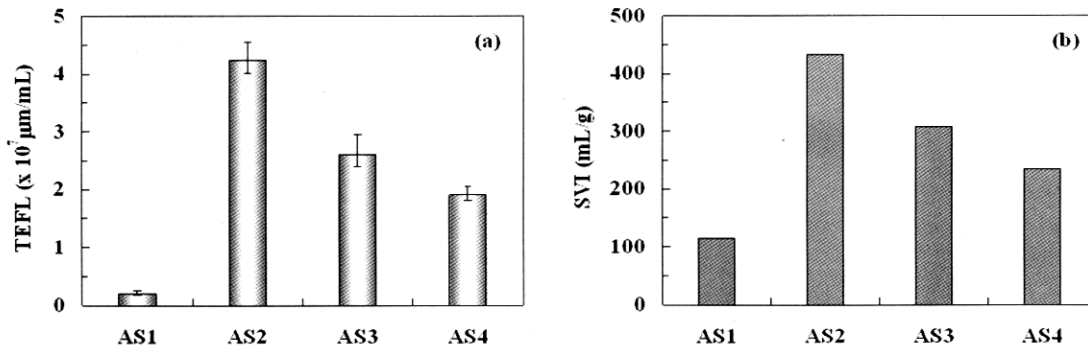


Fig. 3. Total extended filament length(TEFL) (a) and SVI₃₀ (b) of the sludges.

서 보고하였다. Fig. 2에 제시한 정성적인 분석결과로부터 AS2, AS3, AS4, AS1의 순으로 사상균의 분포도가 높은 것을 알 수 있다. 이는 Fig. 3에서 TEFL을 이용하여 사상균을 정량화한 결과 및 SVI₃₀과도 잘 일치한다. 따라서 슬러지의 침전성은 사상균의 분포에 의해 직접적인 영향을 받는다고 할 수 있다.

3.2. EF가 활성슬러지의 농축특성에 미치는 영향
활성슬러지의 침전에 따른 interface의 변화를 Fig. 4(a)에 제시하였다. AS1이 가장 좋은 침전특성을 나타내었으며, SVI₃₀은 Fig. 3에서도 보았듯이 114mL/g

으로 분석되었다. AS2, AS3, AS4의 SVI₃₀은 각각 433, 307, 234mL/g으로 분석되어 침전성이 불량한 것으로 평가되었다. 또한 AS1을 제외한 나머지 슬러지에서는 120분 이상의 침전에도 불구하고 슬러지층의 압밀구간이 나타나지 않았다. Fig. 4(b)는 EF에 의한 슬러지 부상에서 슬러지층의 높이 변화를 나타낸 것이다. 슬러지층의 높이는 EF 회분식 반응조의 바닥에서 슬러지 계면까지의 높이로 정의하였다. 따라서 슬러지층의 높이가 높을수록 부상에 의한 슬러지 농축이 많이 진행되었다는 것을 의미한다. EF에 의한 슬러지 농축 패턴은 2개의 구간으로 뚜렷이 구분

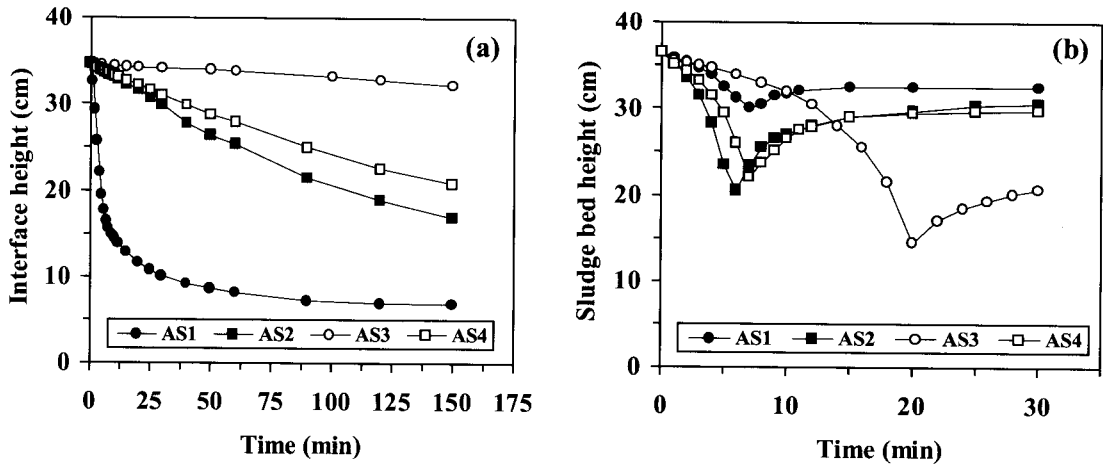


Fig. 4. Settling characteristics of the activated sludges in terms of the interface height variation (a), and flotation properties of the same sludges in terms of the sludge bed height from the bottom of the reactor (b).

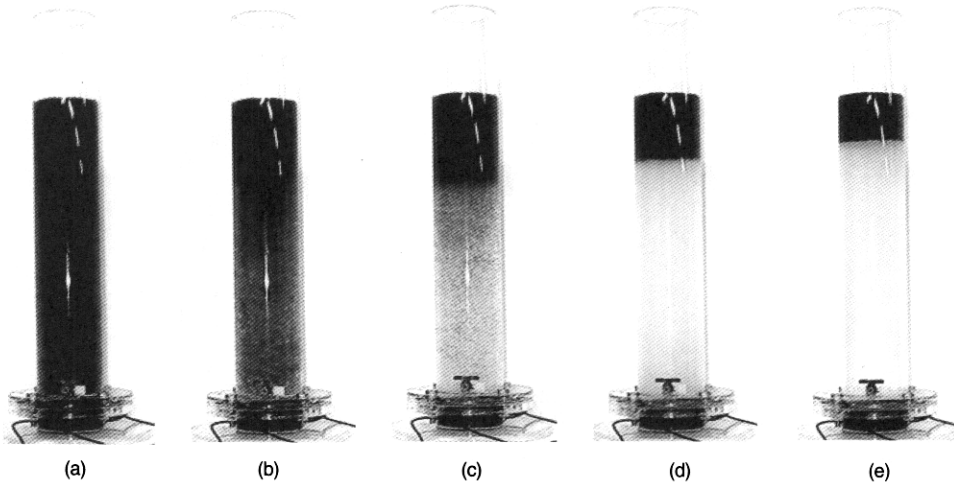


Fig. 5. Formation of thickened sludge bed during EF for AS1: after 2min(a), 5min(b), 7min(c), 9min(d), and 15min(e).

되었다. 첫 번째 구간은 슬러지층이 부상에 의해 형성되어가는 과정으로 슬러지층의 높이가 감소한다. 두 번째 구간은 형성된 슬러지층이 미세기포에 의해 지속적으로 농축되면서 층의 높이가 점차 증가하는 부분이다. 이러한 현상은 Fig. 5에서도 뚜렷이 확인할 수 있다.

AS1, AS2, 그리고 AS4는 약 7~8분 후에 슬러지층의 두께가 최대치를 보인 반면 AS3은 20분이 경과한 후에 고액분리가 완전히 이루어져 EF에 의한 부상 효율이 가장 나쁜 것으로 조사되었다. 그러나 AS3의

경우, Fig. 4(a)에 제시하였듯이 중력침전에 의해서는 2시간 이후에도 고액분리가 거의 일어나지 않는다는 것을 알 수 있다. EF에 의한 부상농축의 경우, 30분 이후에는 슬러지층의 높이변화가 거의 없었기 때문에 더 이상 농축실험을 진행하지 않았다.

비교적 짧은 고액분리 시간에도 불구하고, EF에 의한 농축은 모든 활성슬러지에 대해 중력농축보다 좋은 효율을 나타내었다. 따라서 EF를 이용하여 활성슬러지를 농축할 경우, 별킹 등에 의해 침전성이 매우 나쁜 슬러지라 할지라도 안정적이고 높은 고액

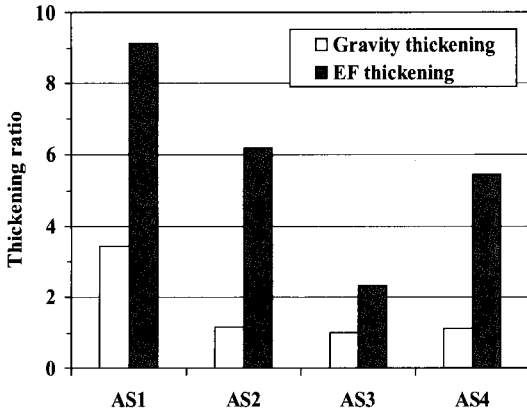


Fig. 6. Thickening ratio of the sludges.

분리 및 농축효율을 얻는 것이 가능할 것으로 기대된다. EF 농축과 중력농축 간의 농축효율 비교, 평가를 위해 본 연구에서는 Choi and Chung(2000)이 농축슬러지 부피 감량의 지표로서 제시한 “Thickening ratio”라는 개념을 도입하였으며, 이는 식 (1)과 같이 정의되었다.

$$\text{Thickening ratio} = \frac{\text{Initial height of mixed suspension}}{\text{Sludge bed thickness after 30min thickening}} \quad (1)$$

식 (1)에서 설정한 농축시간(30min)은 본 연구에서 사용한 활성슬러지의 EF에 의한 최대 농축 소요시간이다. Fig. 6에 제시한 thickening ratio로부터 EF에 의한 농축이 중력농축에 비해 월등히 뛰어난 것을 알 수 있다. 중력농축에 의한 thickening ratio는 AS1이 3.4로서 다소 높게 나타났을 뿐, 나머지 슬러지의 경우에는 1.01~1.16으로 거의 농축이 되지 않았다는 것을 알 수 있다. 그러나 EF를 이용한 경우에는 중력농축에 의해 전혀 농축이 되지 않았던 AS3에 대해 2.3의 thickening ratio를 얻을 수 있었으며, 다른 슬러지에 대해서도 5 이상의 높은 thickening ratio를 얻을

수 있었다. EF에 의한 슬러지 농축효과는 고액분리 슬러지의 고형물 농도 비교로부터도 뚜렷이 나타났다. 30분간의 농축시간을 기준으로 했을 때, EF에 의해 농축된 슬러지의 고형물 함량은 14~32g/L로 조사되어 중력농축된 슬러지의 고형물 함량보다 3~10배 가량 높은 것으로 분석되었다.

EF에 의해 고액분리된 유출수의 처리수질을 중력농축의 경우와 비교하여 Table 1에 제시하였다. 고액분리 유출수의 SS 농도는 EF를 이용한 경우가 중력농축 후의 상정액과 비교하였을 때, 모든 활성슬러지에서 낮은 것으로 조사되었다. 이는 EF 반응조에서 생성된 미세기포가 슬러지 플록과 부착하여 부상분리에 사용됨과 동시에 슬러지층으로부터 탈리되어 침강하는 미소플록의 재부상에도 많은 도움을 주었다는 것을 의미한다. 실제로 DAF나 EF와 같은 부상분리 시스템에서는 상향으로 이동하는 미세기포에 의해 반응조 하단에서 회전와류가 발생되고, 이로부터 미세기포와 미소플록간의 충돌기회가 증가한다는 보고도 있다(Park et al., 2001; Ta et al., 2001). 고액분리 유출수의 TCOD 농도와 탁도 역시 EF를 이용한 경우가 항상 양호한 것으로 나타났으며, 이는 SS 농도 감소에 의해 직접적인 영향을 받은 결과라 할 수 있다.

4. 결 론

서로 다른 침전특성 및 TEFL 값을 갖는 4가지의 활성슬러지를 이용하여 EF에 의한 농축특성을 실험적으로 분석한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- EF에 의해 슬러지를 농축할 경우, 약 30분 이내에 농축이 종료되었으나, 동일한 슬러지에 대해 중력농축을 적용하였을 경우에는 2시간 이상의 농축시간에도 불구하고 농축이 완전히 종료되지 않았다.
- TEFL 값이 $1.9 \times 10^7 \mu\text{m}/\text{mL}$ 이상으로서 사상

Table 1. Effluent quality in sedimentation and EF process

	Sedimentation				EF			
	AS1	AS2	AS3	AS4	AS1	AS2	AS3	AS4
TCOD(mg/L)	37	30	36	49	25	14	30	40
Turbidity(NTU)	9.05	6.67	8.75	8.27	5.64	3.63	6.12	5.19
SS(mg/L)	18	21	15	19	4	10	8	12

균의 분포가 상당히 높아 벌킹슬러지로 분류된 AS2, AS3, AS4의 경우, 중력침전에 의해서는 농축이 거의 진행되지 않은 반면, EF에 의해서는 30분간의 짧은 농축 시간에도 불구하고 압밀에 의한 농축구간을 뚜렷이 확인할 수 있었다.

• 슬러지의 농축율을 정량화하고자 도입한 thickening ratio의 경우, EF에 의해 농축된 슬러지가 중력농축된 슬러지에 비해 약 2.3~5.3배 높게 나타났으며, 이는 EF에 의해 슬러지를 그만큼 더 농축할 수 있다는 것을 의미한다.

슬러지 농축 후, 유출수질은 EF를 이용한 경우가 중력농축 후의 상징액과 비교하였을 때, 모든 활성슬러지에서 양호한 것으로 조사되어, EF 반응조에서 생성된 미세기포가 슬러지층으로부터 탈리되어 침강하는 미소플록의 재부상에도 많은 도움을 주었다고 판단되었다.

참고문헌

Alexandrova, L., Nedialkova, T. and Nishkov, I. (1994) Electroflotation of metal ions in wastewater, *Int. J. Miner. Process.*, **41**(3-4), pp. 285-294.

Burns, S.E., Yiacoumi, S. and Tsouris, C. (1997) Microbubble generation for environmental and industrial separations, *Sep. Purif. Tech.*, **11**, pp. 221-232.

Chen, G., Chen, X. and Yue, P.L. (2000) Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater, *J. Environ. Eng.*, **126**(9), pp. 858-863.

Chen, X., Chen, G. and Yue, P.L. (2002) Novel electrode system for electroflotation of wastewater, *Environ. Sci. Tech.*, **36**, pp. 778-783.

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.

Hosny, A.Y. (1996) Separating oil from oil-water emulsions by electroflotation technique, *Sep. Tech.*, **6**, pp. 9-17.

Jenkins, D., Richard, M.G. and Daigger, G.T. (1993) *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*, 2nd ed., Lewis Publishers, New York.

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.

Palm, J.C., Jenkins, D. and Parker, D.S. (1980) Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely-mixed activated sludge process, *J. Wat. Polln. Cont. Fedn.*, **52**, pp. 2484-2506.

Park, K., Cho, J. M., Oh, J. and Chung, K. (2001) Experimental and modeling evaluation of upward and downward velocities in the coaxial flotation column, *Wat. Sci. Tech.*, **43**(8), pp. 195-201.

Poon, C.P.C. (1997) Electroflotation for groundwater decontamination, *J. Hazard. Mater.*, **55**, pp. 159-170.

Sezgin, M., Jenkins, D. and Parker, D.S. (1978) A unified theory of filamentous activated sludge bulking, *J. Wat. Polln. Cont. Fedn.*, **50**, pp. 362-381.

Sezgin, M., Palm, J.H. and Jenkins, D. (1980) The role of filamentous micro-organisms in activated sludge settling, *Prog. Wat. Tech.*, **12**, pp. 171-182.

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.

Ta, C.T., Beckley, J. and Eades, A. (2001) A multiphase CFD model of DAF process, *Wat. Sci. Tech.*, **43**(8), pp. 153-157.

Vanderhasselt, A. and Verstraete, W. (1999) Short-term effects of additives on sludge sedimentation characteristics, *Wat. Res.*, **33**(2), pp. 381-390.