전기분해를 이용한 하수슬러지 가용화 연구

김재형 · 전혜연 · 이준철 · 박대원[†]

*서울과학기술대학교 에너지환경대학원

(2012년 1월 19일 접수, 2012년 6월 5일 수정, 2012년 6월 5일 채택)

The Study on the Solubilization of Sewage Sludge by Electrolysis Treatment

Kim Jae hyung, Jeon Hye Yeon, Lee Jun cheol and Pak Dae won[†]

Graduate School of energy and Environment, Seoul National University of Technology & Science,
Seoul 139-743, Korea

(Received 19 January 2012, Revised 5 June 2012, Accepted 5 June 2012)

요 약

본 연구에서는 소화가스 효율 향상을 위한 전처리로 전기분해를 이용한 하수슬러지 가용화 연구를 수행하였다. 전기분해 처리시간과 전류밀도가 증가함에 따라 SCOD 농도가 증가하였고, 처리시간 60분에 SCOD, TN, TP가 각각 7.4배, 1.9배, 1.3배로 가장 높은 증가율을 보였다. 하수슬러지 초기 pH별 전기분해 처리효과는 강산성, 강알칼리성에서 가용화율이 높았고, 특히 pH 12에서 32.9%의 높은 가용화율을 보였다. 이상의 결과는 전기분해에 의한 작간접산화작용으로 인해 슬러지의 플록, EPS 구조가 파괴되어 미생물이 이용가능한 유기물들이 증가되었음을 의미한다.

주요어 : 슬러지, 가용화, 전기분해, 전처리

Abstract—In this research, a sewage sludge solubilization study using electrolysis was performed as a pre-treatment for anaerobic digestion efficiency improvement. SCOD potency increased as the treatment time and electric current density increased with sludge electrolysis treatment while SCOD, TN, and TP especially showed the highest increase of 7.4 times, 1.9 times, and 1.3 times respectively at the 60 minute point of treatment. Solubilization was high at the strong acidic and alkaline status for the sewage sludge electrolysis treatment results along early stage pH, and especially, a high solubilization percentage of 32.9% was seen at pH 12. The above result shows that there was an increase of organic matter able to be used by microorganisms from sludge floc and the destruction of EPS structure due to direct and indirect oxidation following electrolysis.

Key words : Sewage sludge, Solubilization, Electrolysis, pre-treatment

1. 서 론

현 인류의 소비생활과 산업활동에 의해 하·폐수의 발생량은 산업화 이후부터 계속 증가되어 왔으며, 우리나라에서는 현재(2009년 기준) 전국 433개 하수처리장이 운영되고 있다. 2003년부터 2009년까지 2,266,888톤/년

에서 3,027,829톤/년으로 하수슬러지 발생량이 증가되고 있는 추세이며 [1], 앞으로도 계속 증가할 것으로 전망하고 있다 [2]. 현재 하수슬러지는 해양배출(47.1%), 육상매립(14.6%), 소각(13.5%), 재활용(24.6%)으로 처리되고 있으나 [1,2], 해양배출은 런던협약 발효에 의해 2012년부터 금지되고, 재활용은 건조, 고화, 탄화, 연료화 등의 재활용은 수요처의 한정으로 대량처리가 곤란하다. 매립은 부지확보, 침출수 문제 등으로 처분에 어려움을 겪고 있으며, 소각은 슬러지를 보조원료로 사용하는 방법이 검토되고 있으나 고비용과 오염물질 배출로 인한 민원 등의 문제점으로 이를 대안할 수 있는 실질적인 하

[†]To whom corresponding should be addressed.
Professor, Department of Environmental Energy Engineering,
The Graduate School of Energy and Environment, Seoul National
University of Science and Technology
Tel : 02-970-6595; E-mail : daewon@seoultech.ac.kr

수슬러지 처리방법이 요구되고 있다 [3].

최근에는 에너지 다소비 시설로 여겨지는 하·폐수처리시설이 재생산 시설로의 변환을 통한 에너지자립화라는 새로운 패러다임이 제시되고 있으며, 이중 하수처리장의 미활용에너지 중 소화가스의 활용을 늘리는 방안이 모색되고 있다. 현재 국내 하수처리장 중 65개 처리시설에서 57개 소화조가 운영되고 있고, 소화조 효율은 선진국의 1/4 수준으로 에너지 이용률이 미미한 수준이다. 이에 환경부에서는 소화가스 발생량 2,000 Nm³/일 이상인 26개소에 소화가스 이용사업 추진을 계획 중이며, 처리용량 10만 톤/일 이상의 소화조 미설치 시설에 대해 신규설치 계획과 [4], 소화가스 발생량 증가 대책이 추진 중에 있어, 이러한 소화가스를 이용하여 에너지 회수를 확대하게 될 경우 하수처리시설의 에너지 자립율을 높일 수 있을 것으로 기대하고 있다.

소화가스를 생산하는 혐기성소화공정은 가수분해(hydrolysis), 산생성(acidogenesis), 초산생성(acetogenesis), 메탄생성(methanogenesis) 4단계로 각 단계를 거치며 미생물이 유기물을 순차적으로 분해하여 메탄을 생산하는 공정이다. 특히 각 단계 중 가수분해단계가 율속단계로 보고되어 최근에는 슬러지의 세포파괴에 의한 가수분해 속도 개선과 생분해도(biodegradability)를 향상시키기 위한 다양한 전처리 방법에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다 [5]. 초음파를 이용한 슬러지 전처리는 M. R. Salsabil et. al. [6], H. Li et. al. [7] 등에 의해 20-40 kHz, 16,000 kJ/kg으로 SCOD(soluble chemical oxygen demand)가 최대 40%까지 향상되었다고 보고된 바 있고, 열처리는 M. Dohanyos et. al. [8], C. Fjordside [9]에 의해 160-180℃에서 처리한 결과, 메탄생산량이 49, 60%의 메탄가스 생산량이 증대되었다고 보고된 바 있다. X. Yang [10]은 200℃, 20 MPa의 고온, 고압의 조건에서 바이오가스 생산량이 2,419에서 3,775 ml/kg WAS

로 증대된 연구결과를 발표하였다.

이와 같이 가용화를 증대를 위한 슬러지 전처리 기술 연구는 물리적, 화학적, 생물학적 기술들에 국한되어 진행되고 있으며 전기화학적 방법으로의 접근은 극히 미미한 수준에 있다. 현재 전기화학적 방법을 이용한 슬러지 처리 기술은 고/액 분리로 슬러지 감량을 목적으로 하는 전해부상(Electro-Flotation)에 관련된 연구가 대부분이고 [12,13], 이지선 등 [14]이 IrO₂/Ti전극을 이용하여 20 V의 일정한 조건에서 슬러지를 전기분해 처리한 결과를 발표하여 전기화학적 방법이 슬러지 가용화를 위한 전처리 기술로의 적용가능성을 확인하였다.

이에 본 연구에서는 전기화학적 방법을 이용한 슬러지 전처리 기술을 처리시간별, 전류밀도별, 초기 pH별로 다각적인 방법을 통해 슬러지 가용화 효과에 관한 연구를 진행하여 전기분해 슬러지 전처리 기술의 가능성을 확인하고자 하였다.

2. 실험재료 및 방법

2-1. 하수슬러지

본 연구에서 사용된 하수슬러지는 S시의 물재생센터의 반송슬러지를 사용하였다. 반송슬러지를 채취 후 상온에서 12시간 동안 중력침강하여 상등수를 제거한 슬러지를 시료로 이용하였으며, 그 성상은 Table 1에 나타내었다.

2-2. 실험 장치 및 방법

하수슬러지의 전기분해 처리 시스템을 Fig. 1에 나타내었다. 직류전원 공급장치는 최대전압 30 V, 최대전류 20 A까지 조절가능한 정류기를 사용하였으며, 반응조는 320 mm(W) × 170 mm(L) × 360 mm(H)의 크기로 전기분해 시 생산되는 가스의 양을 측정할 수 있도록 밀폐

Table 1. Characteristics of sewage sludge

Parameter	Value
pH	6.4 - 6.9
Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	750 - 1,400
Chemical oxygen demand(COD) (mg/L)	15,309-17,885
Soluble chemical oxygen demand (SCOD) (mg/L)	77-132
Total solid (TS) (mg/L)	16,300-19,575
Volatile solid (VS) (mg/L)	12,425-15,375
Suspended solid (SS) (mg/L)	15,350-19,150
Volatile suspended solid (VSS) (mg/L)	11,975-13,750
Total nitrogen (TN) (mg/L)	430-840
Total phosphorus (TP) (mg/L)	1,550-1840

Fig. 1. Schematic diagram of sludge electrolysis system.

가 가능하도록 제작하였고, 유효부피는 7.5 L로 실험을 진행하였다. 전극은 양극과 음극 모두 RuO_2/Ti 재질의 그물모양(mesh)형태로 사이즈는 $23.5 \times 23.0 \text{ cm}^2$ 로 양극과 음극 각각 5개를 사용하였고 전극간격은 5 mm에서 실험하였다. 실험 진행 중 슬러지의 고/액 층분리를 막기 위해 정량펌프를 이용하여 1,000 ml/min으로 반응기내의 슬러지를 순환시켰다.

전기분해 처리시간별 실험은 전류밀도 10 mA/cm^2 에서 처리시간을 10, 20, 30, 40, 50, 60분으로 각각 다르게 하였고, 전류밀도별 실험은 처리시간을 30분으로 하여 전류밀도를 각각 2, 5, 8, 10 mA/cm^2 로 하였다. 슬러지 초기 pH 별 실험은 3N NaOH와 3N HCl을 이용하여 pH를 각각 2, 4, 7, 10, 12로 맞춘 후 10분 경과 뒤에 전기분해로 30분간 처리하였으며, 시료는 전기분해 시 생산된 미세기포를 완전히 제거하기 위하여 교반을 실시한 후 각 항목별로 분석하였다.

2-3. 분석방법

TS, VS, SS, VSS, SCODcr, TCODcr은 모두 standard methods [15]를 기준으로 시행하였으며, TN과 TP의 분석은 분광광도계(DR 2700, Hach), pH와 전기전도도 측정은 pH미터(UB-5, Denver instrument, USA), conductivity 미터(4 star, Orion, USA)를 이용하였다. 전처리효율을 나타내는 지표로써 식 (1)을 가용화율(solubilization)로 이용하였고, VS와 VSS 제거율은 식 (2)를 이용하여 표현하였다.

$$\text{Solubilization}(\%) = \frac{\text{SCOD}_t}{\text{TCOD}_t} \times 100 \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \text{VS (VSS) removal efficiency}(\%) \\ = \frac{\text{VS}_0 (\text{VSS}_0) - \text{VS}_t (\text{VSS}_t)}{\text{VS}_0 (\text{VSS}_0)} \times 100 \end{aligned} \quad (2)$$

Fig. 2. Gas volume collected in electrolysis of sewage sludge.

3. 결과 및 고찰

3-1. 전기분해 처리시간에 따른 가스 발생량

슬러지 전기분해시 생산된 가스량을 Fig. 2에 나타내었다. 가스량은 산화전극(anode)에서 생산된 산소gas와 환원전극(cathode)에서 생산된 수소gas가 혼합된 gas로 120.5 ml/min의 속도로 생산되었다. 전기분해 반응은 이론적으로 식 (3)과 (4)와 같이 몰 기준으로 수소gas 산소보다 2배 더 생산된다. 또한 패러데이의 법칙을 이용하면 이론적 가스발생량을 몰로 표현이 가능하고 식 (5)와 같이 계산된다.

Gas collected = moles of O_2 + moles of H_2 =

$$\frac{1}{4} \times \frac{I}{F} \times t + \frac{1}{2} \times \frac{I}{F} \times t \quad (5)$$

여기서, I는 총 전류량(current), t는 전기분해 시간, F는 패러데이 상수(96485 Coulomb/mol)이다. 본 실험 진행 시 총 전류량은 14.3 A로 식 (5)를 이용하여 산소와 수소의 몰을 계산하면, 각각 $3.71 \times 10^{-5} \text{ mol/s}$, $7.41 \times 10^{-5} \text{ mol/s}$ 이다.

이를 이상기체 상태방정식 ($PV=nRT$, (P:압력(atm), V:부피(m^3/mol), R:0.082 ($\text{atm} \cdot \text{L}/\text{mol} \cdot \text{K}$), T:온도(K))을

Fig. 3. SCOD concentration and solubilization according to the treatment time at the sludge electrolysis treatment: (a) solubilization (SCOD/TCOD); (b) SCOD concentration.

이용하여 계산된 이론적 가스생산량은 162.91 ml/min(1 atm at 22°C)이다. 본 연구의 전기분해 장치를 이용하여 슬러지 전기분해 시 실험적 가스생산량은 120.5 ml/min으로 식 (5)를 통해 계산된 이론적 가스생산량 대비 74.0%의 가스생산량을 나타내었다. 이는 실제 전기분해 장치의 성능이 이론적 성능에 약 75%의 효율을 보인다고 발표한 Casper [16]의 결과와 유사한 값으로, 본 연구에서 사용된 전기분해장치의 성능이 실험결과를 도출하는데 있어서 적합함을 간접적으로 확인하였다.

3-2. 전기분해 처리시간에 따른 가용화 효과

전류밀도 10 mA/cm²로 슬러지 전기분해 처리한 결과를 Fig. 2~6에 나타내었다. 60분간 슬러지 전기분해 처리한 결과, SCOD값이 198±35 mg/L에서 1,436±64 mg/L로 증가하였으며(Fig. 2) 총질소는 550 mg/L에서 1,020 mg/L, 총인은 1,300 mg/L에서 1,650 mg/L로 증가하였다(Fig. 3). SCOD가 증가함에 따라 가용화율도 1.18±0.19%에서 9.11±0.41%로 증가하였다. 전기분해 반응은 직접산화(direct oxidation)와 간접산화(indirect oxidation)에 의해 유기물을 분해하는 방법으로, 슬러지가 전극표면에서 발생하는 라디칼들에 의해 산화되는 직접산화와 슬러지가 포함하고 있는 염소이온(약 11,000 mg/L)이 [17] 직접산화에 의해 하이포아염소산(HOCl)과 같은 강한 산화물이 생성되어 유기물을 파괴하는 간

Fig. 4. Total nitrogen (TN) concentration and total phosphorus (TP) concentration according to the treatment time at the sludge electrolysis treatment.

접산화가 발생하게 된다 [18].

이러한 작·간접산화반응에 의해 슬러지 플록의 구조와 세포벽이 파괴되고 또한, 체외고분자물질(extracellular polymeric substances, EPS)이 파괴되어 용존유기물의 증가로 인해 총인, 총질소, SCOD의 농도가 증가된 것으로 사료된다 [19]. 체외고분자물질은 여러 종류의 박테리아, 고분자물질, 무기염 등으로 구성된 물질로 단백질, 당, DNA, lipid 등의 형태로 약 70~80%를 포함하고

Fig. 5. Removal efficiencies of volatile solid (VS) and volatile suspended solid (VSS) according to the treatment time at the sludge electrolysis treatment.

있으며 [20], 플록 형성과정에서 슬러지의 보수력(water-binding capacity)을 유지하기 위해 가교역할을 하는 것으로 알려져 있다 [20,21]. 슬러지 전기분해는 체외고분자물질들의 구조를 파괴시켜 유기탄소원이 증가된 것으로 사료된다.

VS는 $11,975 \pm 389$ mg/L에서 $9,275 \pm 530$ mg/L로 감소되었으며, VSS는 $12,150 \pm 71$ mg/L에서 $9,050 \pm 230$

mg/L로 감소되었다. 이러한 결과는 Song et al. [22]과 유사한 결과로, 전기분해에 의해 슬러지의 플록과 세포벽이 파괴되어 유기물질 입자의 사이즈가 축소되고, 세포내의 유기성물질이 모액으로 침출되어 [23], VS와 VSS가 낮아지는 경향을 나타낸 것으로 사료된다.

3-3. 전류밀도에 따른 하수슬러지 가용화 효과

전류밀도를 다르게(2, 5, 8, 10 mA/cm²)하여 슬러지를 전기분해 처리한 결과, 10 mA/cm²에서 SCOD값이 71 ± 57 mg/L에서 749 ± 69 mg/L로 가장 큰 증가량을 보였고 이때, 가용화율은 $6.82 \pm 0.63\%$ 였다. VSS 저감율도 $24.9 \pm 6.9\%$ 로 10 mA/cm²에서 가장 높은 저감율을 보였다. Chiang et. al [24]이 침출수를 전기분해로 산화시킨 실험과 Naumczyk et. al [25]이 섬유폐수를 전기분해한 실험에 의해 전류밀도를 증가시키에 따라 OH라디칼(OH·)과 H라디칼(H·)이 증가하고 이에 따라 전기화학적 산화능이 증가한 결과가 보고된 바 있고 본 연구의 슬러지 전기분해 처리에서도 전류밀도에 따라 이와 유사한 결과를 나타내었다. 결국, 슬러지에 더 높은 에너지가 공급됨에 따라 전기화학적 직접산화반응과 간접산화반응이 슬러지의 플록과 세포벽의 파괴에 더 크게 작용하고, 체외고분자물질 구조의 파괴로 SCOD의 증가와 VSS 저감을 나타낸 것으로 사료된다.

Fig. 6. SCOD concentration and solubilization according to the current density at the sludge electrolysis treatment: (a) solubilization (SCOD/TCOD); (b) concentration of SCOD.

Fig. 7. Removal efficiency of VSS according to the current density at the sludge electrolysis treatment.

Fig. 8. Conductivity according to the pH at the sludge electrolysis treatment.

3-3. pH에 따른 전기분해 가용화 효과

전기분해처리 전 슬러지의 pH를 2, 4, 7, 10, 12로 조정 후 전기분해 처리한 결과를 Fig. 8과 9에 나타내었다. 슬러지의 pH가 산성과 강알칼리에서 전기분해 후 전도도를 분석한 결과, pH 2와 pH 12에서 각각 4.33 ms/cm와 4.45 ms/cm를 나타내었다. pH 처리가 거의 없었던 pH 7의 전도도가 1.4 ms/cm인 것에 비하면 약 3배 높은 수치를 나타낸 것이다. 이는 슬러지가 화학적처리와 전기화학적 처리에 의해 세포벽이 파괴되어 세포내부에 있는 유기물질 및 이온들이 용출되어 전도도가 급격히 상승한 것으로 사료된다. 특히, 전기분해처리를 하는 도중 시간이 경과함에 따라 전압이 소폭 감소함을 확인하였다(결과에 나타내지 않음).

Fig. 9에 pH에 따른 SCOD 농도와 가용화율을 나타내었다. SCOD 농도와 가용화율은 슬러지 초기 pH가 산성에 비해 알칼리성일 경우 더 높았으며, 알칼리성 중에서도 pH가 높을수록(pH12) 높은 SCOD량($5,864 \pm 103$ mg/L)과 가용화율($32.9 \pm 3.7\%$)을 보였다.

이는 슬러지의 pH 조정 시 투입되는 3N HCl과 3N NaOH로 인해 슬러지에 화학적 전처리방법이 가해져 가용화가 진행된 것으로 판단된다. 슬러지는 산성, 알칼리성 환경에서 체외고분자물질(EPS) 내 단백질의 기본형태 변형되고, 글루코시드 결합(glycosidic linkages)이 파괴되어 다당류가 가수분해되고, 지방의 비누화(saponification)와 RNA의 분해가 이루어진다고 알려져 있다 [26,27].

특히, 알칼리처리에서 SCOD 농도와 가용화율이 높은 이유는 1차적으로 3N NaOH의 수산기가 슬러지내에 이온화되어($-\text{OH} \rightarrow -\text{O}^-$) 세포내부의 팽압유지와 이온농도

Fig. 9. SCOD concentration and solubilization according to the pH at the sludge electrolysis treatment.

를 유지하는 공포(vacuole)가 확대되어 세포의 팽화(swelling)현상에 의해 세포가 파괴되고 [28], 부가적으로 전기분해 시 식 (4)와 같은 반응을 통해 생산되는 생산되는 수산기와 알칼리 처리시 투입된 수산기가 추가되어 더욱 높은 산화작용으로 슬러지에 직접적인 영향을 나타낸 것으로 사료된다.

SCOD 농도는 pH4에 비해 pH2에서 2.1배, 그리고 pH 10에 비해 pH12에서 2.0배 높은 농도를 보였다. 강산과 강알칼리에서 더 높은 SCOD농도와 가용화율을 나타낸 것은 NaOH와 HCl의 농도가 높을 수록 주입되는 이온농도가 높아진 것에 기인한 것으로 사료된다.

4. 결 론

본 연구에서는 하수슬러지의 소화가스 생산 시 효율

향상을 위한 전처리로서 슬러지 가용화 방법 중 전기화학적 처리방법을 수행하여 다음과 같은 결과를 얻었다.

1. 전기분해 처리시간, 전류밀도와 하수슬러지 가용화율은 비례적인 관계를 나타내었으며, 특히 전류밀도 10 mA/cm^2 로 60분 처리 시 SCOD농도는 $1,436 \pm 64 \text{ mg/L}$ 로 Control 대비 약 7.2배, 가용화율은 $9.11 \pm 0.41\%$ 로 7.7배로 가장 높은 증가를 나타내었고, VSS 저감율은 25.5%를 확인하였다.
2. pH별로 슬러지를 전기분해 처리한 결과, 강산성과 알칼리성에서 SCOD와 Conductivity가 증가함을 확인하였다. 이는 pH 적정 시 화학적처리가 슬러지에 진행되어 화학적처리에 의한 산화와 전기분해에 의한 산화반응이 동시에 진행된 것으로 보인다. Conductivity는 세포내 유기물 및 이온들의 용출로 인해 증가한 것으로 이에 따라 SCOD농도 및 가용화율이 증가된 것으로 사료된다.

이상의 결과로 전기화학적인 처리 방법이 소화가스 발생량을 증대시킬 수 있는 하수슬러지 전처리 기술로의 적용 가능성을 확인하였다. 현재 운영중인 소화가스조는 전처리되지 않은 슬러지가 투입되어 긴 체류시간과 낮은 C/N비로 인해 운영에 어려움을 겪고 이 본 연구를 통해 운전비용의 절감과 효율 증대를 일정부분 개선할 수 있는 기술로 평가받을 수 있을 것이다.

사 사

이 논문은 환경부의 폐기물에너지화·자원화 전문인력 양성사업으로 지원되었습니다.

참고문헌

1. 환경부, 2009 하수도통계, 2010.
2. 환경부, “미래지향형 하수처리 시스템에 대한 기술동향, 기술동향보고서”, 2011.
3. 배재근, “국내 하수슬러지 처리현황과 해결방안”, 한국상하수도협회지, 2003, 3, 28-35.
4. 환경부, “하수처리시설 에너지 독립선언! 에너지자립화 기본계획”, 2010.
5. H. Carrère, C. Dumas, A. Battimelli, D. J. Baststone, J. P. Delgenès, J. P. Steyer, I. Ferrer, “Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review”, *Journal of Hazardous materials*, 2000, 183, 1-15.
6. M. R. Salsabil, A. Prorot, M. Casellas, C. Dagot, “Pre-treatment of activated sludge: Effect of sonication on aerobic and anaerobic digestibility”, *Chem. Eng. J.*, 2009, 148, 327-335.
7. H. Li, Y. Y. Jin, R. B. Mahar, Z. Y. Wang, Y. F. Nie, “Effects of ultrasonic disintegration on sludge microbial activity and dewaterability”, *J. Hazard. Mater.*, 2009, 161, 1421-1426.
8. M. Dohanyos, J. Zabranska, J. Kutil, P. Jenicek, “Improvement of anaerobic digestion of sludge”, *Water Sci. Technol.* 2004, 49, 89-96.
9. C. Fjordside, “An operating tale from Næstved Sewage Treatment Plant”, in: *Municipal wastewater treatment Nordic Conference, Copenhagen (Denmark)*, 2001.
10. X. Yang, X. Wang, L. Wang, “Transferring of components and energy output in industrial sewage sludge disposal by thermal pretreatment and two-phase anaerobic process”, *Bioresour. Technol.* 2010, 101, 2580-2584.
11. J. Kim, C. Park, T. H. Kim, M. Lee, S. Kim, S. W. Kim, J. Lee, “Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge”, *J. Biosci. Bioeng.*, 2003, 95, 271-275.
12. J. Rubio, M. L. Souza, R. W. Smith, “Overview of flotation as a wastewater treatment technique”, *Minerals engineering*, 2002, 15, 139-155.
13. K. W. Cho, C. M. Chung, Y. J. Kim, T. H. Chung, “Continuous clarification and thickening of activated sludge by electrolytic bubbles under control of scale deposition”, *Bioresource Technology*, 2010, 101, 337-346.
14. 이지선, 장인성, 이철구, 정선용, “전기분해에 의한 하수슬러지 가용 효과 연구”, *한국산학기술학회논문지*, 2011, 12, 979-984.
15. APHA, AWWA and WEF : *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th ed. Baltimore, American Public Health Association 2, 1998.
16. M. S. Casper, *Hydrogen Manufacture by Electrolysis, Thermal Decomposition, and Unusual Techniques*, M. S. Casper, Ed., Park Ridge, NJ: Noyes Data Corp., 1978.
17. 환경부, “마이크로파를 이용한 하수슬러지 전처리 및 감량화 공정 실증연구”, 2009.
18. H. P. Yuan, K. B. Cheng, S. P. Chen, N. W. Zhu, Z. Y. Zhou, “New sludge pretreatment method to improve dewaterability of waste activated sludge”, *Bioresource Technology*, 2011, 102, 5659-5664.
19. M. F. Dignac, V. Urbain, D. Rybacki, A. Bruchet, D. Snidaro, P. Scribe, “Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure”, *Water Sci. Technol.*, 1998, 38, 45-53.
20. B. Jin, B. M. Wilen, P. Lant, “Impacts of morphological, physical and chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge”, *Chem. Eng. J.*, 2004, 98, 115-126.

21. K. Keiding, P. H. Nielsen, "Desorption of organic macromolecules from activated sludge: effect of ionic composition", *Water Res.*, 1997, 31, 1665-1672.
22. L. J. Song, N. W. Zhu, H. P. Yuan, Y. Hong, J. Ding, "Enhancement of waste activated sludge aerobic digestion by electrochemical pre-treatment", *Water Research*, 2010, 44, 4371-4378.
23. C. Bougrier, C. Albasi, J. P. Delgenès, H. Carrère, "Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability", *Chemical engineering Processing*, 2006, 45, 711-718.
24. L. C. Chang and T. C. Wen, "Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of land fill leachate". *Water Research*, 1995, 29, 671-675.
25. J. Naumczyk, L. Szpyrkowicz, F. G. Zilio, "Electrochemical treatment of textile wastewater", *Water Sci. Technol.*, 1996, 34, 17-24.
26. J. D. Watson, N. H. Hopkins, J. W. Roberts, J. A. Steitz, A. M. Weiner, "Cells obey the laws of chemistry", in: *Molecular Biology of the Gene*, The Benjamin/Cummings Publishing Company, Menlo Park, CA, 1987, 25-64.
27. A. Erdinciler, P. A. Vesilind, "Effect of sludge cell disruption on compactibility of biological sludges", *Water Sci. Technol.*, 2000, 42, 119-126.
28. J. Wingender, K. E. Jäger, H. C. Flemming, "Interaction between extracellular polysaccharides and enzymes", in: J. Wingender, T. R. Neu(Eds.), *Microbial Extracellular Polymeric Substances*, Springer, Heidelberg, 1999, 1-19.