ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 28, No. 1, pp. 25-32, February, 2014
http://dx.doi.org/10.11001/jksww.2014.28.1.25

Enhancement of Anaerobic Biodegradability using the Solubilized Sludge by the Cavitation process

Cavitation에 의해 가용화된 슬러지의 혐기성 생분해도 향상에 관한 연구

Dongha Kim · Jaegyu Lee · Euitaek Jung · Hoyoung Jeong*

김동하 · 이재규 · 정의택 · 정호영*

Department of Civil and Env. Eng., Kookmin University
국민대학교 건설시스템공학부

Abstract : In order to investigate the effective pretreatment methods in WAS(=waste activated sludge) solubilization, the values of SCOD yield per unit SS (SCOD/gSS.hr) were compared. After the hydrodynamic cavitation with pH of 12.5, SCOD increased to 7800 mg/L, SS decreased to 45 % and the solubilization rate was 29 %. Combination of alkality (pH 12.5) and the cavitation seems to be the optimal condition for sludge solubilization. After the cavitational pretreatment, efficiencies of anaerobic digestion of the unfiltered sludge(the control), raw sludge and pretreated sludge were evaluated with BMP(=biochemical methane potential) tests.

For evaluation of the biodegradability characteristics of pretreated sewage sludge, the methane production has been measured for 6 months. The methane production of pretreated sludge increased 1.4 times than that of untreated sludge. The result indicates that the cavitationally pretreated sludge was a better biodegradability substrate in anaerobic condition compared to raw sludge. It is obvious that cavitational pretreatment could enhance not only solubilization but also biodegradability of WAS. In conclusion, cavitational pretreatment of WAS to convert the particulate into soluble portion was shown to be effective in enhancing the digestibility of the WAS.

Key words : cavitation, solubilization, anaerobic biodegradability, BMP test
주제어 : 공동화, 가용화, 혐기성 생분해도, BMP 시험

1. 서 론

인구 증가 및 도시화, 산업화로 생활수준의 향상과 함께 생활하수와 각종 폐수의 발생량이 점차 증가하고 있다. 이에 따라 하수처리장이 증설되고 발생되는 하수슬러지도 증가하고 있는 실정이다. 공공 하수처리서설의 증설로 인하여 2011년에는 460개소로 하수슬러지의 발생량이 1일 약 10,259톤에 이를 것으로 예상된다. 환경 개선 중 · 장기 계획에 의해 2011년까지 하수구역 행정구역 인구에 대한 처리비율을 96.6 %로, 2015년 하수도 보급률을 90 %로 향상시킬 계획으로 하수슬러지 발생량은 계속적으로 증가할 것으로 전망된다(Ministry of Environment, 2006).

우리나라의 슬러지 처리는 2000년 7월부터 시행된 하수슬러지 육상매립 금지로 인하여 발생량의 68.5 %를 해양투기에 의존해왔으며, 이는 유기성 폐기물 처리에 있어서 큰 부분을 차지하고 있다(Ministry of Environment, 2005). 그러나

• Received 25 November 2011, revised 28 November, 2012[1], 06 January 2014[2], accepted 10 January 2014.
* Corresponding author: Tel : +82-2-910-5060 Fax : +82-2-910-8597 E-mail : najhy486@kookmin.ac.kr

런던협약에 의해 2011년 말까지 하수슬러지의 해양배출이 전면 금지되고 하수슬러지 육상처리 시설을 완비해야 한다. 하수슬러지 해양배출 규제강화, 고유가 시대의 값 비싼 탈수 및 건조, 소각용 연료비 때문에 보다 경제적인 슬러지 처리 방법이 필요하다.

하수슬러지의 주요 전처리 방법으로는 물리적인 방법으로서 기계적인 파쇄, 초음파 처리, 습식밀을 이용한 기계적 처리 등이 있으며(T. Shimizu et al., 1992; A. Tiehm et al., 1997; A. Tiehm et al., 2001), 슬러지에 열을 가하여 세포내 물질을 용출시키는 열처리방법(Vlyssides & Karlis, 2004)과 산 또는 알칼리물질을 첨가하여 가용화시키는 화학적 처리방법(Jin-Gaw Lin et al., 1997), 그리고 오존 처리방법(Kobayashi, Tet al., 2001;.,Sievers et al., 2004) 등을 들 수 있다. 그러나 지금까지 개발된 초음파, 오존처리, 전자빔, 열처리, 화학적 처리 등의 전처리 공정들은 복잡성과 처리과정의 문제가 발생하였고, 처리효율 대비 경제성이 떨어진다는 단점이 있었다(Kim et al, 2004). 현재 기술들은 국내 적용 실적이 부족하며, 환경신기술은 오존을 이용한 슬러지 가용화방법만이 지정되어 있는 실정이다(Kwon et al, 2003). 이와 같은 문제들을 해결하고자 본 연구에서는 공동화 현상을 이용하여 간단하면서도 경제적인 유기성 폐기물의 가용화 장치를 개발하였다.

공동화(cavitation)는 유체 내의 압력이 Venturi, orifice, plates 등에 의해 국소적으로 액체의 포화 증기압이하로 저하되는데, 이 때 유체 내에는 cavitation cloud가 발생한다. 이후 유속이 감소하면서 압력이 회복되면 각각의 cavitation bubble은 수축-재팽창(rebound)-붕괴의 과정을 거친다(Manickam Sivakumar et al., 2002; Frdic Caupin et al., 2006). 공동화에 의해 발생하는 순간적인 고압, 전단응력 및 고온의 에너지에 의하여 슬러지 구조에 물리-화학적 변화를 일으켜 미생물의 세포막(벽)이 파괴된다. 충격에 따른 세포막의 파괴로 세포 내부의 차단되었던 유효 탄소원이 방출되는데 이를 난분해성 물질의 저분자화(유기물 가수분해)라고 한다(Shin et al, 2002).

본 연구에서는 cavitation 가용화 장치를 이용하여 하수슬러지 속의 세포벽을 파괴함으로써 효소 및 생분해성 물질을 용액 속으로 용출시키며 슬러지의 분해성능을 향상시킴으로써 본 연구의 최종 목적인 혐기성 소화효율의 극대화를 시도하였다. 즉, cavitation 가용화 장치에 의한 하수슬러지의 물리 · 화학적인 특성변화와 BMP(Biochemical Methane Potential) test을 통해서 cavitation 전처리 유 · 무에 따른 가스 발생량과 소화효율을 비교하여 혐기성 생분해도를 평가하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 Cavitation 가용화 장치 및 슬러지 특성

본 연구에서 개발한 cavitation 가용화 장치는 Fig. 1에서 제시한 것과 같이 유입조, 반응조, 유입펌프, 흡입순환펌프로 구성되어 있다. 고형물을 포함한 유체는 펌프에 의해 고속회전하면서 극력혼합은 물론 마찰력, 전단력을 겪게 된다. 유동하는 액체 속에서 유속의 증가나 압력의 감소로 유체의 정압이 부분적으로 증기압이하로 저하했을 때 액체는 증발하며 기포를 발생한다. 이와 같이 액상(liquid phase)이 기상(gas phase)으로 상변화(phase change)를 하고, 액상과 기상이 공존하는 이상유동(two-phase)현상인 공동화(cavitation)현상이 일어나게 된다. 이러한 물리적 작용은 입자를 미립자화하고 파괴하여 가용화를 겪게 된다. 실험에 사용된 슬러지는 G하수처리장의 2차 슬러지를 채취하여 실험실에서 추가적으로 희석과 농축을 시킨 후 실험을 수행하였다. 2차 슬러지의 고형물 농도는 1.06 %의 값을 보였으며 VS/TS 비는 0.78 내외로 조사되었다.

ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 28, No. 1, pp. 25-32, February, 2014

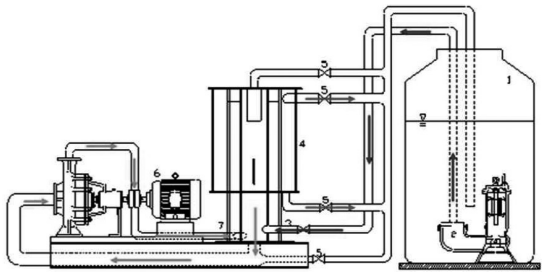

Fig. 1. Schematic diagram of the advanced treatment system consisted of cavitational treatment sludge

Table 1. Specification of cavitation Solubilization system

No.	Item	Specification
1	Influx batch	total dose : 40 L
2	Pump	145 L/min, 250 W 170 L/min, 400 W
3	Influx hollow	Φ32 A → Φ12 A
4	Solubilization batch	25 L

2차 슬러지의 pH는 7.28, SCOD와 TCOD는 각각 155 mg/L와 13,360 mg/L로 조사되었으며 SCOD/TCOD 비는 0.017로 나타나 대부분의 COD 성분이 고형분으로 구성되어 있었다. 가용화 장치에 시료 부피는 100 L를 사용하였으며, 적극적인 공동화를 유도하기 위해서 최대 3시간으로 수행하였다. Cavitation 가용화 장치에 대한 전처리 효과를 향상시키기 위해서 오존과 알칼리처리(pH 12.5)를 병합하여 실험을 수행하였다. 오존 주입량은 9 g/hr, 송기량 2 L/min이며 고형물에 대한 오존 주입비율은 0.05 g O_3/g SS이었고 실험초기 20분 동안 오존을 주입하였다. 본 실험에서는 아래와 같은 수식을 사용하여 가용화율을 분석하였다.

$$COD\ 가용화율(\%) = \frac{최종\ SCOD - 최초\ SCOD}{최초\ TCOD - 최초\ SCOD} \times 100$$

2.2 BMP test를 통한 가용화된 슬러지의 생분해도 평가

Cavitation에 의해 가용화된 슬러지의 생분해도를 평가하기 위하여 Owen과 Shelton & Tiedje에 의해 제안된 BMP Test 방법을 이용하였다(Owen&Chynoweth, 1993). BMP Test는 serum bottle을 이용하여 bottle 내부의 기질이 분해과정으로 필요로 하는 혐기성 미생물 및 영양물질을 주입하고 외부온도, pH 등 최적 조건을 유지하면서 가스 발생량 및 조성 변화를 파악하는 실험이다(Owen&Chynoweth, 1993; Shelton & Tiedje, 1984; Chen et al., 1995; Song et al, 2010). BMP Test의 수행과정을 Fig. 2에 도시하였다.

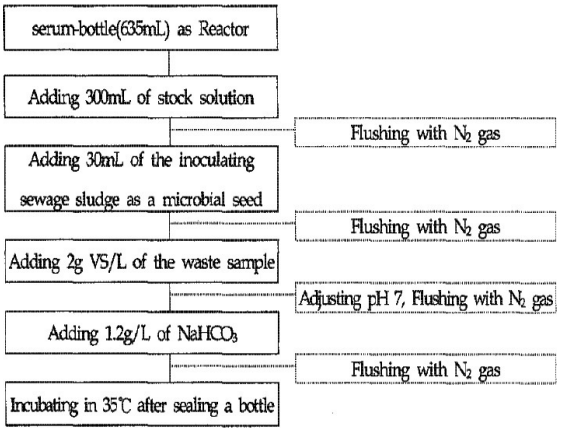

Fig. 2. Procedure of BMP test

BMP test는 serum bottle에 처리대상 슬러지와 혐기성 미생물 및 영양물질을 주입하고 온도, pH 등 최적 조건을 유지하면서 가스의 발생량 및 조성 변화를 파악하는 실험이다. 본 연구에서는 Shelton & Tiedge(1984)의 방법에 따라 BMP test를 수행하였다. 혐기성 조건을 유지하면서 500 mL의 serum bottle에 식종슬러지 30 mL(영양배지의 10 %)와 Table 2와 같은 영양 배지 300 mL, 가용화된 슬러지 시료 2 gVS, 중탄산염($NaHCO_3$) 1.2 g/L을 주입 후, 용액의

Table 2. Composition of nutrient medium for BMP test

Compound		Concentration(g/L)
Phosphate buffer (adjusted to pH 7.0)	KH_2PO_4	0.27
	K_2HPO_4	0.35
Mineral salts	NH_4Cl	0.53
	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.075
	$MgCl_2 \cdot 6H_20$	0.100
	$FeCl_2 \cdot 4H_2O$	0.020
Trace metals (Modified from Zenhnder and Wuhrmann)	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	0.0005
	H_3BO_3	0.00005
	$ZnCl_2$	0.00005
	$CuCl_2$	0.00003
	$NaM_OO_4 \cdot 2H_2O$	0.00001
	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.0005
	$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	0.00005
	Na_2SeO_3	0.00005

Table 3. Characteristics and conditions of sludge for BMP test

Item(mg/L)	Raw sludge	Cavitation sludge	Cavitation + ozone sludge	Cavitation + pH 12.5 sludge
TCOD	10380	6100	4500	6880
SCOD	71	1720	2340	2457
MLSS	9000	4100	4300	4300
VS	6200	3100	2700	2800

pH를 7로 적정하고 실리콘 마개로 밀봉한 후 35 ℃의 항온조에 넣어 폐기물의 혐기성 분해를 유지하도록 하였다. 식종 슬러지로부터 발생하는 메탄량을 보정하기 위해 식종 슬러지와 영양 배지만 주입한 바탕 시험용(blank)을 동일한 조건으로 배양하였다. 식종슬러지는 서울시 J 물재생센터에서 채취한 소화슬러지(TS = 9000 mg/L, VS : TS = 0.4)를 200번(0.075 mm)체로 여과 전처리하여 사용하였다. Bottle에서 발생하는 가스의 양은 실리콘 마개의 3-way stopcoke에 가스포집백을 부착시켜 측정하였다.

BMP test의 대상 시료로 원슬러지와 cavitation에 의해 가용화된 슬러지, cavitation과 오존에 의해 가용화된 슬러지, cavitation과 pH 12.5에 의해 가용화된 슬러지를 사용하였다. 가용화된 슬러지는 원슬러지와의 비교실험을 통하여 메탄가스 생산량 및 함량을 측정하였으며, 생분해도를 평가하였다. 대상 시료의 성상 및 조건을 정리하면 Table 3과 같다.

2.3 분 석

TS(total solids), SS(suspended solids) 및 VS(volatile solids)는 standard methods에 준해 실험을 수행하였다. COD(chemical oxygen demanded), T-N(total nitrogen) 및 T-P(total phosphorus)는 HACH사의 DR4000을 이용하여 분석하였다. 가스 성분 및 CO_2의 농도는 혐기조에 장착된 Air Well Plus Airguard Hymeth에 의해 연속적으로 측정되었다. 정확한 가스 조성을 알아보기 위해 TCD(thermal conductivity detector)가 정착된 GC(gas chromatography detector, SHIMAZU 17A)

ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 28, No. 1, pp. 25-32, February, 2014

를 이용하였으며, 칼럼은 MOL Sieve 5A PLOT Capillary을 사용하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 Cavitation에 의한 가용화 효율

SCOD는 혐기성 소화에서 혐기성 미생물의 성장 및 에너지원으로 사용되는 중요한 지표로서 그 양이 많을수록 미생물 군의 수와 활동도가 증가되어 혐기성 소화의 효율을 증대시키는 역할을 한다. 이러한 이유로 인하여 최적의 혐기성 소화를 위해 슬러지가 유입될 시 슬러지를 전처리하여 SCOD의 극대화를 유도하게 된다.

Cavitation에 의한 슬러지 전처리 효과에 관하여서는 이미 다른 논문을 통하여 발표하였기에(Kim 2009; Kim 2008) 여기에서는 간략하게 다루고자 한다.

Fig. 3은 파일럿 규모의 cavitation 전처리 장치에 의한 2차 슬러지의 SCOD와 SS의 변화를 나타낸 것이다. 가용화 1시간 후에 시간의 증가에 따라 SCOD의 증가현상을 뚜렷하게 보이고 있다. 3시간 가용화 후, SCOD는 1720 mg/L로 약 24배 증가하였다. SS는 4,100 mg/L로 감소하여 43 %의 감소율을 보였다. Cavitation 단독처리에 의한 2차 슬러지의 가용화율은 19 %이다.

Fig. 4는 오존과 cavitation 가용화 장치를 병합처리 하였을 때의 결과를 나타난 것이다. 20분 동안 오존을 주입하였을 때, SCOD는 71 mg/L에서 805 mg/L로 증가하여 약 11배의 증가율을 나타내었다. SS는 9000 mg/L에서 6400 mg/L로 약 28 % 감소하였다. 오존 처리된 슬러지를 cavitation 장치에 3시간 가용화 시킨 경우, SCOD는 2340 mg/L로 약 32배 증가하였고, SS는 4300 mg/L으로 약 52 % 감소하였다. 오존과 cavitation 장치를 병합처리 시에 최종 가용화율은 22 %를 나타내었다.

Fig. 5는 알칼리(pH 12.5)와 cavitation 가용화 장치를 병합처리 하였을 때 시간에 따른

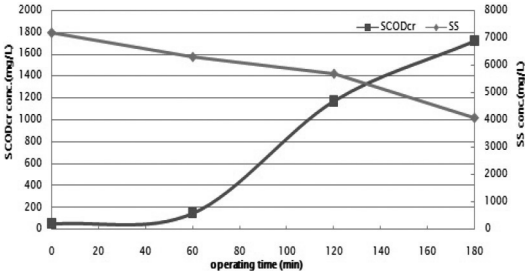

Fig. 3. Variations of SCOD and SS in the cavitational pretreatment

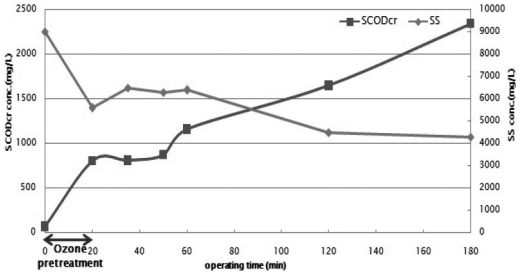

Fig. 4. Variations of SCOD and SS in the pretreatment under the ozonation

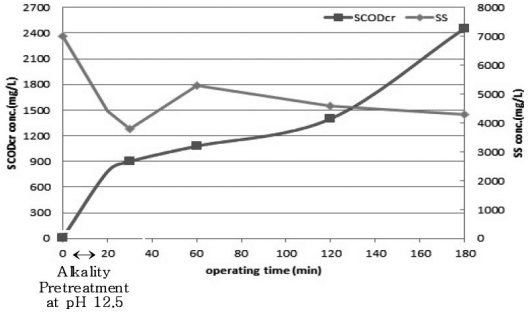

Fig. 5. Variations of SCOD and SS in the pretreatment under the pH 12.5

SCOD와 SS의 변화를 나타낸 것이다. 2차 슬러지의 pH를 12.5(0.003 g NaOH/g SS)로 20분 동안 전처리한 후, cavitation 장치로 180분간 실험을 수행하였다. pH 12로 알칼리 처리를 한 직후 SCOD는 52 mg/L에서 780 mg/L로 증가하였다(**Fig. 5** 참고). 가용화 3시간 후 SCOD는 2457 mg/L로 약 34.6배 증가하였고, SS는 4300 mg/L로 52 % 감소하였다. 본 실험에서의 가용화율은 29 %이다.

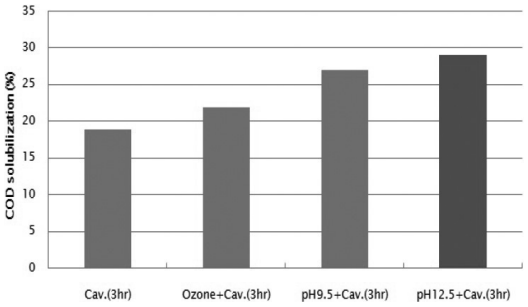

Fig. 6. Effect of ozone and alkality on cavitational pretreatment

Fig. 6은 파일럿 규모의 cavitation 가용화 장치를 이용하여 단독처리와 오존과 알칼리(pH 12.5)를 병합처리 하였을 때의 가용화율을 비교한 것이다. 실험결과, 알칼리처리(pH 12.5)와 cavitation 가용화 장치를 병합처리 하였을 때 가용화율 29 %로 가장 크게 나타났다. 강력한 알칼리와 cavitation 가용화 장치의 기계적인 힘으로 슬러지가 쉽게 파괴된 것으로 판단된다. 그러나, 강력한 알칼리처리는 pH 중화를 위한 약품이 소요되며 혐기성 소화 시 생물저해 작용을 일으킬 수 있는 단점이 있다.

다른 가용화 방법들과 동력 사용에 따른 경제성을 간단히 비교해 본 결과, 초음파를 이용할 때 1 kwh 동력 사용시 42.7 g의 SCOD가 생성된데 비하여 본 처리법은 17.3 g의 SCOD가 생성되는 것으로 나타났다. 한편 가압형 노즐을 이용한 공동화 전처리의 경우 그 값이 9.7 g SCOD/kwh로 나타나 본 연구결과가 우수함을 알 수 있었다(Kim, 2009).

3.2 BMP test를 통한 가용화된 슬러지의 생분해도 평가

Fig. 7은 원 슬러지와 cavitation에 의해 가용화된 슬러지, 오존과 병합 처리한 슬러지, 알칼리(pH 12.5)와 병합 처리한 슬러지를 이용하여 BMP 실험을 하였을 때 메탄가스발생량(mL)을 나타낸 것이다. 본 실험에서 대상시료의 가스발생량은 식종 슬러지로부터 발생되는 가스량을 보정하기 위해 바탕시험용 가스 발생량을 뺀 값으로 계산되었다. 배양 7일 동안 원 슬러지의 메탄발생량이 가용화된 슬러지에 비해 높았으며, 이후 cavitation 슬러지의 메탄발생량이 꾸준히 급증하였다. 오존과 병합 처리한 슬러지와 알칼리와 병합 처리한 슬러지는 원 슬러지에 비교하여 낮은 메탄발생량을 보였다.

Fig. 8은 원슬러지와 가용화된 슬러지의 실험기간동안 VS 1 g당 총 누적 가스 발생량(mL/gVS)을 나타낸 것이다. 원슬러지는 186 mL/gVS, 가용화된 슬러지는 288 mL/gVS를 나타내며 가용화된 슬러지는 원슬러지와 비교하였을 때 약 1.5배 높은 값을 가졌다. 오존과 cavitation을 병합처리 한 슬러지의 경우에는 138 mL/gVS로 원슬러지에 비해 적게 나왔다.

본 연구의 원슬러지에서 가스발생량 값(186 mL/gVS)은 Woo(2010)의 연구 결과의 가스발생량 값(210.8 mL/gVS)과 비슷한 수준임을 알 수 있다. 가용화된 슬러지의 가스 발생량은 288 mL/gVS를 나타내며, Woo(2010)의 210 mL/

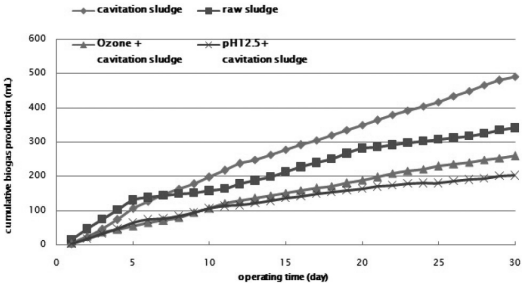

Fig. 7. Effects of cavitation on biogas production(mL)

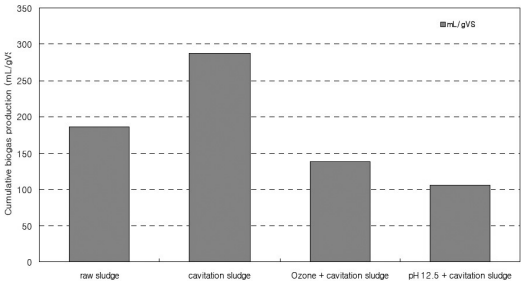

Fig. 8. Effect of solubilized sludge on BMP test (mL/gVS)

ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 28, No. 1, pp. 25-32, February, 2014

gVS에 비해 50 % 높은 결과 값을 보여 주었다. Cavitation에 의해 가용화된 슬러지는 다른 연구 결과값 들과 비교하였을 때 월등히 높은 가스 발생량을 보이며, 메탄가스 생성에서 그 효율성을 확인 할 수 있었다.

반면에, 오존과 cavitation를 병합처리 하였을 때, 높은 SCOD 효율을 얻었음에도 불구하고 VS 1 g당 총 누적 가스 발생량이 140 mg/gTS로 원슬러지에 비해 75 %로 낮게 나왔다. 오존은 상당히 불안정하여 쉽게 자기분해가 일어나므로 오존 처리 후 수 시간 동안 방치시켜 오존처리로 인하여 증가된 용존산소로 혐기성 소화균에게 영향이 미치지 않도록 한다면 가스발생량이 향상될 것으로 예상된다.

pH 12.5에서 cavitation에 의해 처리된 슬러지는 병합처리 한 슬러지 또한 높은 가용화율에도 불구하고 낮은 가스발생량을 나타내었다. 알칼리 전처리에 있어 과량의 NaOH가 주입될 경우 Na^+ 이온은 소화균의 활성을 저해하는 것으로 알려져 있다. 일반적으로 혐기성 소화공정에서 Na^+ 이온의 독성한계 농도는 7.0 ~ 8.0 g/L 정도의 범위이다. Na^+ 이온에 충분히 적응된 소화균의 경우 10 g/L에서도 제 기능을 발휘하는 것으로 보고되고 있다. Na^+ 이온에 충분히 적응된 소화균을 사용할 경우 가스발생량은 높아질 것으로 판단된다.

BMP test 결과, 본 cavitation 장치에 의해 가용화된 슬러지는 원슬러지와 비교하여 높은 메탄가스 발생량을 나타내었다. 가용화된 슬러지는 원슬러지에 비해 높은 용해성 유기물을 가짐으로써 메탄가스 생성 속도를 빠르게 하며, 메탄가스 발생량에서 높은 효율성을 보인다.

4. 결 론

본 연구에서는 Cavitation 가용화 장치를 이용하여 하수슬러지의 미생물 세포벽 파괴와 용존성 유기물질의 용출을 위한 전처리 실험과 cavitation에 의해 전처리된 슬러지를 이용한 BMP test 결과 다음과 같은 결론을 도출할 수 있었다.

(1) 알칼리처리(pH 12.5)와 cavitation 가용화 장치를 병합처리 하였을 때 가용화율이 29 %로 가장 크게 나타났다. 강력한 알칼리와 cavitation 가용화 장치의 기계적인 힘으로 슬러지가 쉽게 파괴된 것으로 판단된다. 하지만 강력한 알칼리처리는 pH 중화를 위한 약품이 소요된다는 단점을 가지고 있다.

(2) BMP test 결과, 본 cavitation 장치에 의해 가용화된 슬러지는 원슬러지와 비교하여 1.35배 높은 메탄가스 발생량을 나타내었다. Cavitation에 의하여 가용화된 슬러지는 SCOD값이 증가하여 생분해도가 40 %이상 향상된 것으로 보인다.

(3) 오존과 병합 처리한 슬러지의 경우 원슬러지에 비해 가스발생량이 낮게 나왔다. 오존처리 후 수 시간 동안 방치시켜 오존처리로 인하여 증가된 용존산소로 혐기성 소화균에서 영향이 미치지 않도록 한다면 가스발생량이 향상될 것으로 예상된다.

(4) pH 12.5와 병합 처리한 슬러지는 높은 가용화율을 보였지만 가장 낮은 가스발생량을 나타내었다. 과량의 Na^+ 이온은 소화균의 활성을 저해하는 것으로 알려져 있으며, Na^+ 이온에 충분히 적응된 소화균를 사용할 경우 가스발생량이 높아질 것으로 판단된다.

참고문헌

Kwon, J., Kim, B., Kim, M., Yeom, I., and Kim, H. (2003) Comparison of Sewage Sludge Solubilization through Different Pretreatment Methods, *J. KSWW*, **17**(4), pp. 567-573.

Kim, D. (2008) Advanced Wastewater Treatment using Sludge Solubilization by the cavitation and PGA addition, *KSWW*, **22**(4), pp.449-454.

Kim, M., Koh, H., Seong, N., Kang, D., and Kim, H. (2004) Enhanced Disintegration of Sewage Sludge by Sonication and Recovery of External Carbon Source, *KSEE*, pp. 602-608.

Song, J., Kim, S., Lee, J., Koh, T., and Lee, T. (2010) Estimation of Ultimate Methane Yields and Biodegradability from Urban Stream Sediments Using BMP Test, *KGES*, **11**(2), pp.33-42.

Shin, S., Kang, G., Choi, S., and Yoon, Y. (2002) The Treatment of Municipal Sewage Sludge by Ultrasound and Ozone, *KSIEC*, **6**(1), pp. 276-279.

Woo, M., and Han, G. (2010) A Study on the Sludge Reduction and Biogas Production through a Two-phase Anaerobic Digestion Process, *KSEE*, **32**(9), pp. 894-899.

Ministry of Environment. (2005) National waste statistics.

Ministry of Environment. (2006) Sewage statistics.

A. G. Vlyssides, and P. K. Karlis(2004) Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion, *Bioresource Technology* **91**(2) pp201-206

A. Tiehm, K. Nickel, and U. Neis (1997) The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, *Wat. Sci. Tech*, **36**(11), pp. 121-128

A. Tiehm, K. Nickel, M. Zellhorn, and U. Neis (2001) Ultrasonic waste activated sludge distintegration for improving anaerobic stabilization, *Wat. Res.* **35**(8), pp. 2003-2009

Chen, H., Ecke H., Kylefors, K. and Bergman, A. (1995), Biochemical Methane Potential Assays of Solid Waste Samples, *Proceedins Sardinia 95, First International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, pp. 615 ~ 627

Kim, D. (2009) Sludge solubilization by hydrodynamic cavitation with ozone and alkality, Proceedings of 18th *KKNN* symposium on env. eng. Daejeon, Korea

Frdric Caupin, Eric Herbert(2006) Cavitation in water: a review, *Comptes Rendus Physique*, **7**(9-10) pp. 1000-1017

Jin-Gaw Lin, Cheng-Nam Chang, Show-Chung Chang(1997) Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization, *Bioresource Technol.*, **62**, pp. 85-90

J.M. Owens and D.P. Chynoweth(1993) Biochemical methane potentiol of municipal solid waste(MSM) components, *Wat. Sci. Tech.*, **27**(2), pp. 1-14

Kim, D. (2009) Sludge solubilization by the cavitation by the cavitation and ozonation for the enhancement of biodegradability, *Advances in Asian Eno. Eng.* **8**(1) pp.27-30

Kobayashi, T., Arakawa, K., Katu, Y., & Tanaka, T. (2001). Study on sludge reduction and other factors by use of an ozonation process in activated sludge treatment. *Proceedings of 15th Ozone World Congress, London 2001, International Ozone Association*, 321

Manickam Sivakumar, Aniruddha B. Pandit (2002)Wastewater treatment: a novel energy efficient hydrodynamic cavitational technique, *Ultrasonics Sonochemistry* **9** (2002) pp. 123 - 13

Shelton, D.R., and J.M. Tiedje(1984) General method for determining anaerobic biodegradation potential, *Appl. Environ. Microbiol.* **47**, 850-857.

Shelton, D. R. and Tiedje, J. M. (1984), General Method for Determining Anaerobic Biodegradation Potential, *Appl. Environ. Microbid*, **47**(4) pp. 850 ~ 857.

Sievers(2004) Sludge treatment by ozonation - Evaluation of full-scale results. *Water Science & Technology* **49**(4) pp. 247 - 253

T. Shimizu, K. Hudo, and Y. Nasu(1992) Ultrasonic pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion, *Water and waste*, **34**(3), pp 221-228