

## 열가수분해-고액분리 결합 공정을 적용한 하수슬러지의 가용화

이시영<sup>a</sup>, 한인섭<sup>b†</sup>

### Disintegration of sewage sludge using combined pre-treatment thermal hydrolysis and separation

See-Young Lee<sup>a</sup>, Ihn-Sup Han<sup>b†</sup>

(Received: Nov. 27, 2021 / Revised: Dec. 17, 2021/ Accepted: Dec. 17, 2021)

**ABSTRACT:** This study applied with pre-treatment combined with thermal hydrolysis and separation for disintegration of sludge. As results of particle size distribution D10, D50 and D90 of thermal hydrolyzed and centrifuged sludge was 8.6, 59.2 and 425.1  $\mu\text{m}$ , which are lower than those of thermal hydrolyzed. The molecular weight distribution results showed that the thermal hydrolyzed sludge showed the highest proportion in the 10-100kDa range. But, Sludge, treated with combined pre-treatment, showed the highest proportion <1kDa range. Results of DOC and UVA<sub>254</sub> found that the organic matters of hydrolyzed sludge composed high molecular weight component above 10kDa. While, the organic matters of sludge, treated by combined pre-treatment, composed relatively low molecular weight below 1kDa. The specific methane yield of hydrolyzed and centrifuged sludge was higher 1.7 times than that of only hydrolyzed sludge.

**Keywords:** Thermal hydrolysis, Separation, Anaerobic digestion, Dewatered sludge, Disintegration

**초 록:** 본 연구는 하수슬러지의 가용화를 위해 열가수분해와 고액분리 공정을 결합하여 적용하였다. 열가수분해-고액분리 공정으로 전처리한 하수슬러지의 D10, D50와 D90은 각각 8.6, 59.2와 425.1  $\mu\text{m}$ 로, 열가수분해 단독 처리한 것에 비해 작게 나타났다. 분자량 분포 실험의 결과에 따르면, 열가수분해 단독 처리한 하수슬러지는 10-100kDa 구간의 비율이 가장 높게 나타났다. 반면에, 열가수분해-고액분리된 하수슬러지는 <1kDa 구간의 비율이 48.3%로 가장 높게 나타났다. 단독 열가수분해 처리한 하수슬러지는 10kDa 이상의 구간에서 DOC와 UVA<sub>254</sub>가 높게 나타났다. 반면에 열가수분해-고액분리한 하수슬러지는 <1kDa 구간의 DOC와 UVA<sub>254</sub>가 가장 높은 비율로 나타났다. 열가수분해-고액분리한 하수슬러지의 메탄 전환율은 0.287±0.015 L CH<sub>4</sub>/kg COD로 단독 처리한 것에 비해 1.7배 높게 나타났다.

**주제어:** 열가수분해, 고액분리, 혐기성 소화, 탈수케이크, 가용화

<sup>a</sup> 서울시립대학교 환경공학과 박사과정(Ph.D, student, Department of Environmental Engineering, Graduate School, The University of Seoul)

<sup>b</sup> 서울시립대학교 환경공학과 교수(Professor, Department of Environmental Engineering, Graduate School, The University of Seoul)

† Corresponding author(e-mail: [ishan@uos.ac.kr](mailto:ishan@uos.ac.kr))

## 1. 서론

우리나라는 최근까지 하수처리장의 신설 또는 증설, 하수관거의 정비, 방류 수질 강화 등을 진행하면서 하수처리기술의 양과 질적인 성장의 성과를 얻을 수 있었다. 그러나 하수처리기술의 성장은 하수슬러지 발생량의 증가를 초래하였다. 2000년 이전까지 대부분의 하수슬러지는 육상 매립, 해양투기 등의 방법으로 처리하였으나 2차 환경 오염을 초래하기 때문에 2005년에는 육상 매립, 2013년에는 해양투기를 금지하고 있다. 하수슬러지의 육상 매립과 해양 투기가 금지되면서, 하수슬러지의 육상 처리 기술에 대한 관심이 높아지고 있다. 또한 폐기물의 자원화 인프라 확대 정책으로 감량화 및 에너지화 기술에 대한 요구가 늘어나고 있다.

혐기성 소화는 하수슬러지의 감량화 뿐만 아니라 바이오가스 형태의 에너지를 회수할 수 있는 기술로, 오랜 세월 하수처리시설에서 이용되고 있다. 혐기성 소화는 공정 진행 속도가 느리기 때문에 긴 수리학적 체류시간이 필요하고 이로 인해 반응조가 차지하는 부지가 넓어지는 단점이 있다. 또한 하수슬러지의 경우에는 혐기성 소화 시 낮은 메탄 전환율로 인해 에너지 회수가 적다. 이러한 혐기성 소화의 단점을 보완하기 위해 화학적, 물리적 그리고 생물학적 전처리 기술들이 연구되어 왔다.<sup>1-5)</sup>

열가수분해 기술은 혐기성 소화의 전처리 기술 중 하나로 고온과 고압을 이용하여 세포벽, 세포막 등을 파괴하여 고분자 물질을 저분자 물질로 전환한다. 혐기성 소화의 기질이 저분자 물질로 전환되기 때문에 분해 속도가 상대적으로 빨라지며 이로 인해 짧은 체류시간이 요구되고 부지를 절약할 수 있다. 또한 메탄 전환율을 높일 수 있다.

그러나 열가수분해는 고온과 고압 조건에서 수행하기 때문에 일부 물질이 멜라노이딘과 같은 고분자 물질이자 분해되기 어려운 물질(refractory matters)로 전환될 수 있다. 이러한 물질은 생분해성이 낮아 분해 효율이 낮아질 우려가 있다.<sup>6-12)</sup> 또한 열가수분해는 고형물 농도가 높은, 고상의 탈수케이크를 원료로 이용하기 때문에 열전달이 원활하지 않을 수 있기 때문에 균일한 전처리가 이루어지지 않을 수 있다.

따라서 본 연구에서는 상기된 문제점을 보완하기 위하여 열가수분해장치에 교반기를 설치하였으며 원심분리공정을 결합하여 분해되기 어려운 물질은 고액분리를 이용하여 고상은 열가수분해로 재순환하도록 하였다. 하수슬러지를 대상으로 열가수분해와 열가수분해-원심분리 공정으로 각각 처리하였다. 각 공정별로 처리된 슬러지의 성상을 변화와 혐기성 소화에 미치는 영향을 평가하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 하수슬러지 및 식종 미생물

#### 2.1.1. 하수슬러지

실험 대상인 하수슬러지는 혐기성 소화조가 없는 하수처리시설의 탈수 슬러지를 이용하였다. 탈수 슬러지의 총 고형물(Total Solids, TS) 농도는 20.2±2.5%이며 1회 채취 시 20kg 이상, 총 25회 채취하였다. 탈수 슬러지는 실험에 사용되기 전까지 분해 또는 부패되지 않도록 4°C에서 보관하였으며 30일 이상 경과된 것은 사용하지 않았다. 시료의 성상은 Table 1과 같다.

#### 2.1.2. 식종 미생물

회분식 및 연속식 혐기성 실험에 사용한 식종 미생물은 유효체적 20L의 반응조에서 하수슬러지를 대상으로 300일 이상 운영한 혐기성 소화조의 유출수를 이용하였으며 4mm 공극의 체를 이용하여 불순물을 제거하였다. 혐기성 소화조의 소화효율은 50% 이상 유지하였으며 유기물 부하 3.0 kg VS/m<sup>3</sup>.d이다. 식종 미생물의 총 고형물, 휘발성 고형물, pH 및 알칼리도는 각각 4.5 g/L, 2.6 g/L, 7.2 및 4,324 mg as CaCO<sub>3</sub>/L이다. 하수슬러지에 순응한 식종미생물을 이용하여 회분식 및 연속식 실험 시 기질에 대한 적응 시간을 줄이고자 하였다.

### 2.2. 열가수분해 및 원심탈수

#### 2.2.1. 열가수분해

열가수분해 장치는 유효체적 3L의 스테인리스 재질의 반응기를 이용하였다. 반응기에 2.0 kg의 탈수

Table 1. Characteristic of Dewatered Sludge as Substrate and Seeding Sludge

Items	Unit	Dewatered sludge (as substrate)	Seeding sludge
TS	%	20.2±2.5	0.45±0.03
VS/TS	-	0.72±0.08	0.58±0.02
TCOD	g/kg	133.2±43.4	
SCOD/TCOD	-	0.18±0.08	
T-Pro.	mg/kg	487.3±26.4	
T-Pro./S-Pro.	-	0.37±0.11	
T-Car.	mg/kg	3,296.4±247.4	
T-Car./S-Car.	-	0.41±0.09	
pH	-	-	7.2
Alkalinity	mg as CaCO <sub>3</sub> /L	-	4,324±194.2

케이크와 1.0L의 초순수를 혼합하여 투입하였으며 반응온도는 170°C, 반응시간 30분, 조건에서 열가수분해하였다. 열가수분해 이후 반응기 온도를 100°C 이하로 식힌 후 약 1.2bar의 압력에서 저장조로 배출하였다. 반응기에서 열가수분해 시 원활한 열전달을 위해 교반기를 150rpm으로 교반하였다.

### 2.2.2. 원심탈수

열가수분해되어 액상으로 전환된 탈수케이크는 50mL 튜브에 옮겨 담아 원심분리기(FLETA 5, (주)한일사이메드, 한국)를 통해 3,000 rpm으로 30분 동안 고액 분리하였다. 고액분리된 액상은 혐기성 소화의 원료로 활용하였으며, 고상은 열가수분해 설비로 반송하였다.

### 2.3. 연속식 혐기성 소화

연속식 혐기성 소화조는 아크릴 재질의 유효체적 5L인 반응기를 이용하였다. 연속식 혐기성 소화조의 기질은 열가수분해된 슬러지와 열가수분해-원심분리된 슬러지를 각각 이용하였다. 연속식 혐기성 소화조의 식중은 식중 미생물과 물을 1:1 (v/v) 비율로 혼합하여 투입하였으며 중온 조건(35±1°C)에서 운전하였다. 식중 후 질소가스를 이용하여 혐기성 조건으로 전환하였으며 메탄 가스가 발생하기 시작하는 시점부터 기질을 투입하였다. 기질은 수리학적 체류시간(Hydraulic Retention Time, HRT) 40, 35, 30 및 25 일에 맞추어 투입하였으며 총 300일 이상 운전하였다. 연속식 혐기성 반응조는 혐기성 연속 회분식 반응조

(Anaerobic Sequencing Batch Reactor, ASBR) 형태로 운영하였으며 투입 15분, 반응 240분, 침전 90분, 배출 15분으로 설정하였다. 1 cycle은 6시간으로, 하루 총 4 cycle이 반복되며 기질은 1 cycle당 1회 투입하였다. 열가수분해-원심분리된 슬러지는 맥동 펌프를 이용하여 주입하였으며, 고상인 탈수케이크는 주사기 펌프를 이용하여 투입하였다. 1일 1회 가스 발생량을 관측하였으며 소화액을 채수하였다.

### 2.4. 분석 방법

고상인 탈수케이크는 정량의 시료를 물과 혼합하여 액상으로 전환하여 분석을 수행하였다. 이후 실험에 투입한 액상의 양을 이용하여 투입된 시료의 양을 산정하였고 분석 결과를 치환하였다. 슬러지와 소화액의 총 고형물(Total Solids, TS), 휘발성 고형물(Volatile Solids, VS), 화학적 산소 요구량(Chemical Oxygen Demand, COD), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 알칼리도는 Standard Methods에 준하여 분석하였다. 용존성 물질의 분석은 0.45 μm의 GF/C를 이용하여 거른 후 Standard Methods에 준하여 분석하였다. 탈수케이크의 용존성 물질은 15,000 rpm으로 원심분리 후 0.45 μm의 GF/C로 거른 후 분석하였다.

가용화된 슬러지의 입도분석은 Particle Size Analyzer (OASIS, Laser Scattering Particle Size Analyzer II, Germany)를 이용하여 분석하였으며 D10, D50, D90은 각각 통과율 10%, 50%, 90%의 입자 크기를 산정하였다. 분자량 분포 실험은 한외여과막(ultra-filter)을 이용하여 분석하였다. 대상 시료 200mL을 여과막

이 장착된 Amicon cell (Millipore Corp. Amicon 8200, USA)에 투입하고 질소가스를 이용하여 압력을 이용하여 투과시켰다. 이 때 여과막은 1kDa, 10kDa, 100kDa를 이용하였다. UVA<sub>254</sub>는 시료를 0.45 μm의 GF/C로 거른 후 UV spectrophotometer를 이용하여 254nm에서 측정하였다. 휘발성 지방산(Volatile Fatty Acids, VFAs)는 UV detector가 장착된 High Performance Liquid Chromatography (Younglin Corp. YL-9100, Korea)를 이용하여 분석하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. 물리적 성상 변화

열가수분해-원심분리 결합 공정을 이용한 하수슬러지의 물리적 성상 변화를 살펴보기 위해 열가수분해를 수행한 하수슬러지 시료와 원심분리를 추가한 시료를 채취하였다. Fig. 1에는 열가수분해된 하수슬러지와 열가수분해-원심분리된 하수슬러지의 입도분포 곡선을 제시하였다.

Table 2에 제시된 것과 같이 열가수분해 단독 가용화한 하수슬러지의 경우에는 D10, D50 및 D90이 각각 23.1, 315.0 그리고 1,674.5 μm로 나타났다. 반면에 열가수분해와 원심분리를 수행한 하수슬러지의 D10, D50 및 D90은 8.6, 59.2 및 425.1 μm로, 열가수분해 단독 처리에 비해 감소한 것으로 나타났다. 하수슬러지의 경우 생물학적, 물리적, 화학적 처리를 이용한 가용화 시 입자의 크기가 감소하는 것으로 나타났으며, 입자가 작을수록 효과가 높다.<sup>13)</sup> 선행 연구와 본 연구의 결과를 종합하면, 상대적으로 가용화율이 높은 하수슬러지가 원심분리를 통해 분류된 것으로 판단된다.

Fig. 2에는 열가수분해된 하수슬러지와 열가수분해-원심분리된 하수슬러지의 분자량 분포 결과를 제시하였다. 열가수분해 단독 처리된 하수슬러지의 경우에는 10-100kDa 구간의 분자량 분포율이 34.1 ±2.1%로 가장 높게 나타났다. 반면에 열가수분해 후 원심분리한 하수슬러지의 경우에는 <1kDa 구간의 분포율이 48.3% 가장 높게 나타났다. 이는 입도 분포 곡선의 결과와 동일하게 가용화가 원활하게 진

행된 하수슬러지가 원심분리를 통해 분리되었으며, 이로 인해 분자량이 작은 물질이 선별된 것으로 판단된다.

#### 3.2. 화학적 성상 변화

열가수분해 단독 처리한 하수슬러지와 열가수분해 이후 원심분리를 수행한 하수슬러지의 화학적 성상 변화를 분석하였다. UVA<sub>254</sub>는 휴믹산(humic acids)

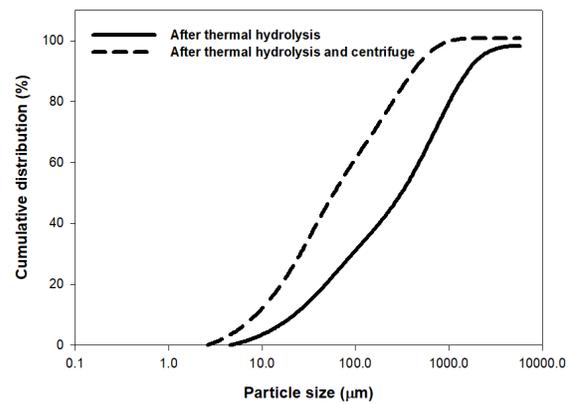


Fig. 1. Sludge of particle size distribution after only TH and TH+centrifugation.

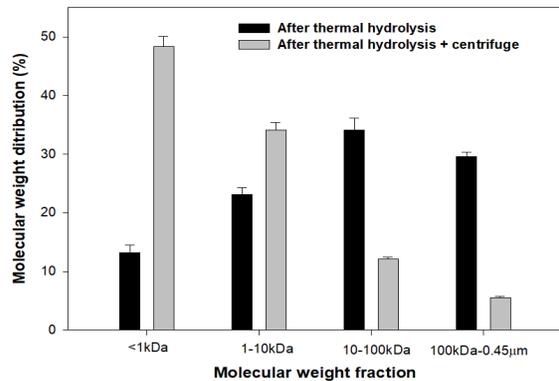


Fig. 2. Molecular weight distribution after only TH and TH+centrifugation.

Table 2. Particle Size (D10, D50 and D90) after only TH and TH+Centrifugation

Source	D10 (μm)	D50 (μm)	D90 (μm)
TH	23.1	315.0	1,674.5
TH+Centrifugation	8.6	59.2	425.1

과 같은 자연 유기 물질(Natural Organic Matter, NOM)을 분석하는 방법으로 고분자 물질을 간접적으로 평가하는 방법이다. Fig. 3에는 분자량 크기 범위별 UVA<sub>254</sub> (Ultra-Violet Absorbance at 254nm) 분석 결과를 제시하였다. 단독 열가수분해 처리한 하수슬러지의 경우에는 221.7±11.3 cm<sup>-1</sup>이며 '100kDa- 0.45 μm' 구간에서 104.2 cm<sup>-1</sup>로 가장 높게 나타났다.

열가수분해와 원심분리를 결합한 공정으로 처리한 하수슬러지의 경우 UVA<sub>254</sub>는 132.9 cm<sup>-1</sup>로 단독 처리한 것에 비해 낮게 나타났으며 '<1kDa' 구간에서 67.4 cm<sup>-1</sup>로 가장 높게 나타났다. Dwyer et al. (2008)는 열가수분해 시 반응 온도가 증가할수록 고분자물질이 생성되며 이로 인해 UVA<sub>254</sub>가 증가하는 것으로 보고하였다. 멜라노이딘을 함유한 슬러지의 분자량 분포 구간은 10kDa 이상이었으며, 가용화된 슬러지 색도의 80% 이상의 비율로 나타났다(Dwyer et al., 2008; Liu et al., 2012). 열가수분해 이후 원심분리를 통해 UVA<sub>254</sub>가 감소하고 분자량별 비율이 변화한 것은 고분자물질의 농도가 감소하였고 상대적으로 분자량이 적은 고분자물질의 비율이 증가한 것으로 판단된다.

Fig. 4에는 열가수분해 단독 처리한 하수슬러지와 열가수분해와 원심분리를 결합한 공정으로 처리한 하수슬러지의 분자량별 용존성 유기 탄소(Dissolved Organic Carbon, DOC)의 농도를 제시하였다. 열가수분해 단독 처리한 하수슬러지의 DOC는 11,203±121.2 mg/L이며 UVA<sub>254</sub>와 동일하게 '100kDa-0.45 μm' 구간에서 3,316.1±67.6 mg/L로 가장 높게 나타났다. 열가수분해-원심분리된 하수슬러지의 DOC는 12,013±88.9 mg/L로 상대적으로 단독 처리한 것에 비해 높게 나타났다. 또한 결합 공정으로 처리한 하수슬러지의 경우에도 UVA<sub>254</sub> 결과와 동일하게 '100kDa-0.45 μm' 구간이 가장 낮고 '<1kDa' 구간이 가장 높게 나타났다.

Fig. 5에는 열가수분해 단독 처리한 하수슬러지와 열가수분해와 원심분리를 결합한 공정으로 처리한 하수슬러지의 용존성 유기 질소(Dissolved Organic Nitrogen, DON) 농도를 제시하였다. 단독 열가수분해 처리한 하수슬러지의 DON은 2,734.3±88.2 mg/L이며 '<1kDa' 구간에서 1,673.4±102.2 mg/L로 가장 높게 나타났다. 열가수분해와 원심분리를 결합한 공정

으로 처리한 하수슬러지의 DON은 단독 처리한 것에 비해 낮은 2201.0±67.2 mg/L이다. UVA<sub>254</sub>와 DOC의 경우 단독 처리한 것과 결합 공정으로 처리한 것의 비율 변화한 것에 반해, DON은 비율은 비율이 유사한 것으로 나타났다. 이는 DON이 낮은 분자량 구간에 분포해있어 변화하지 않은 것으로 판단된다.

Table 3와 4에는 앞서 제시한 UVA<sub>254</sub>, DOC 및 DON의 분율을 제시하였다. 멜라노이딘(melanoidin)은 열가수분해 시 마이야르 반응(Mailard reaction)에 의해 발생하는 분해가 어려운 물질 중 하나이다. 합성 멜라노이딘을 이용하여 분석한 결과에 따르면 10kDa 이상의 분자량 분포에서 DOC와 UVA<sub>254</sub>의 비율이 높게 나타났다.<sup>14)</sup> 단독 열가수분해 처리한 하수슬러지의 경우 10kDa 이상의 분자량 분포 구간에서 DOC와 UVA<sub>254</sub>의 비율이 높다. 따라서 열가수분해 단독 처리 시 하수슬러지로부터 멜라노이딘이 생성된 것으로 판단된다. 반면에 열가수분해와 원심분리

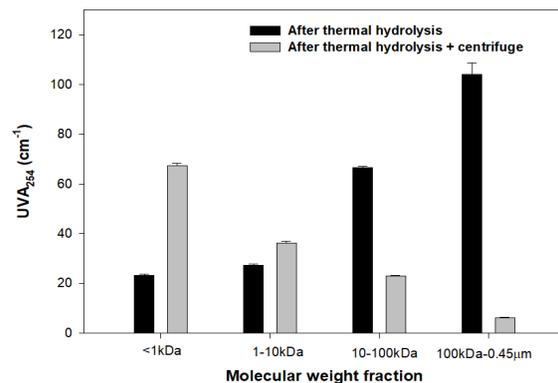


Fig. 3. UVA<sub>254</sub> after only TH and TH+centrifugation.

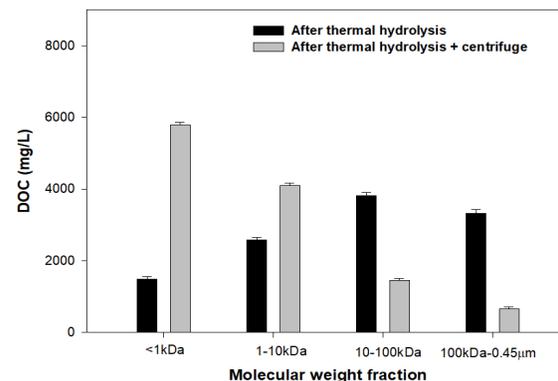


Fig. 4. DOC after only TH and TH+centrifugation.

를 결합한 공정으로 처리한 하수슬러지의 경우에는 10kDa 이상의 구간에서 DOC와 UVA<sub>254</sub>의 비율이 낮게 나타나 멜라노이딘이 분리된 것으로 판단된다.

Table 5와 6에는 UVA<sub>254</sub>와 DOC를 이용하여 산정한 SUVA<sub>254</sub> (Specific Ultra-Violet Absorbance at 254nm) 및 DOC/DON의 비율을 제시하였다. SUVA<sub>254</sub>는 UVA<sub>254</sub>를 DOC 농도로 나눈 값으로 고분자 물질 일수록 수치가 높아진다. 열가수분해-원심분리된 하수슬러지의 경우, 단독 처리한 것에 비해 모든 분자량 구간에서 낮아진 것으로 나타났다. 단백질 등으로 이루어진 멜라노이딘을 포함하는 용액의 경우에는 DOC/DON 비가 낮게 나타나며 자연 수계(natural water system) 내에서는 10~60이다.<sup>14,15)</sup> 단독 열가수분해 처리한 하수슬러지의 경우 10kDa 이상 구간에서 DOC/DON의 비가 10 이하로 나타나 멜라노이딘이 생성된 것으로 판단된다. 반면에 열가수분해와 원심분리를 결합한 공정에서는 ‘10-100kDa’ 구간의 DOC/DON의 비가 10 이상으로 나타나 멜라노이딘이 분리된 것으로 판단된다.

### 3.3. 연속식 혐기성 소화 성능 평가

단독 열가수분해 처리한 하수슬러지와 열가수분해-원심분리된 하수슬러지를 대상으로 실험실 규모의 연속식 혐기성 반응조를 이용하여 메탄 발생 특성을 평가하였다. 연속식 혐기성 반응조는 300일 이상 운영하였으며 초기 HRT를 40일로 시작하여 20일까지 감소시켰다. Fig. 6에는 단독 처리한 하수슬러지와 결합 공정으로 처리한 하수슬러지의 메탄 수율(methane yield)을 제시하였다. 단독 처리한 하수슬러지의 경우, HRT=40d 일 때, 메탄 수율은 0.170±0.010 L CH<sub>4</sub>/kg COD, HRT=30d 일 때는 23.6% 증가한 0.210±0.009 L CH<sub>4</sub>/kg COD로 나타났다. HRT=25d 일 때는 HRT=30d 일 때보다 높은 0.218±0.006 L CH<sub>4</sub>/kg COD로 나타났으나 증가폭은 감소하였다. 반면에 HRT=25d 일 때는 메탄 수율이 0.165±0.008 L CH<sub>4</sub>/kg COD로 감소한 결과를 보였다.

열가수분해-원심분리 결합 공정으로 처리한 하수슬러지의 경우에는 전체적으로 단독 처리한 것에 비해 높은 결과를 보였다. HRT=40d 일 때는 0.173±0.014 L CH<sub>4</sub>/kg COD, HRT=35d 일 때 0.218±0.008 L

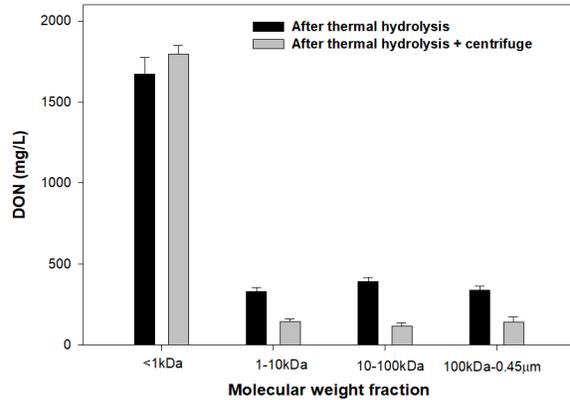


Fig. 5. DOC after only TH and TH+centrifugation.

Table 3. Distribution of UVA<sub>254</sub>, DOC, SUVA<sub>254</sub> and DON after TH

Item	<1kDa	1-10kDa	10-100kDa	100kDa-0.45 µm
DOC	13.2%	23.1%	34.1%	29.6%
UVA <sub>254</sub>	10.6%	12.4%	30.1%	47.0%
DON	61.2%	12.1%	14.3%	12.4%

Table 4. Distribution of UVA<sub>254</sub>, DOC, SUVA<sub>254</sub> and DON after TH+centrifugation

Item	<1kDa	1-10kDa	10-100kDa	100kDa-0.45 µm
DOC	48.3%	34.1%	12.1%	5.5%
UVA <sub>254</sub>	50.7%	27.2%	17.4%	4.7%
DON	81.6%	6.7%	5.2%	6.5%

Table 5. Distribution of UVA<sub>254</sub>, DOC, SUVA<sub>254</sub> and DON after TH

Item	<1kDa	1-10kDa	10-100kDa	100kDa-0.45 µm
SUVA <sub>254</sub> (L/mg.m)	1.58	1.06	1.75	3.14
DOC/DON	0.9	7.8	9.8	9.8

Table 6. Distribution of UVA<sub>254</sub>, DOC, SUVA<sub>254</sub> and DON after TH+Centrifugation

Item	<1kDa	1-10kDa	10-100kDa	100kDa-0.45 µm
SUVA <sub>254</sub> (L/mg.m)	1.16	0.88	1.59	0.94
DOC/DON	3.2	27.8	12.7	4.6

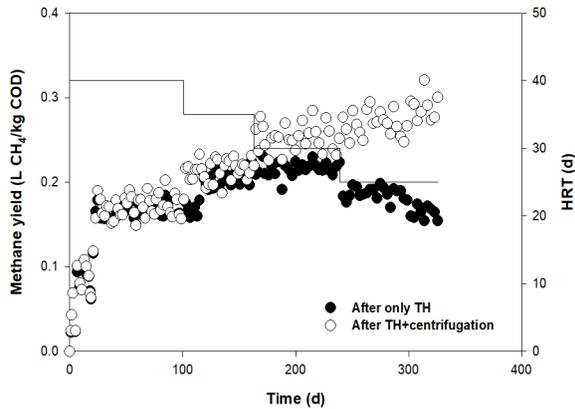


Fig. 6. Methane yield of sludge after TH and TH+centrifugation.

CH<sub>4</sub>/kg COD로 단독 처리한 것과 유사한 결과를 보였다. 그러나 HRT=30d 일 때 0.254±0.016 L CH<sub>4</sub>/kg COD, HRT=25d 일 때 0.287±0.015 L CH<sub>4</sub>/kg COD로, 결합 공정으로 처리한 하수슬러지의 메탄 수율은 단독 처리한 것과는 다른 경향을 보였다. 특히 HRT=25d 일 때 메탄 발생량은 단독 처리한 것에 비해 1.7배 높게 나타났다.

#### 4. 결론

혐기성 소화와 열가수분해의 단점을 보완하기 위해 열가수분해-원심분리 공정을 결합하여 물리적, 화학적 성상을 비교하였으며, 혐기성 소화 성능을 관찰하였다.

1. 열가수분해된 하수슬러지의 평균 입경(D50)은 315.0 μm이며 열가수분해-원심분리한 하수슬러지는 59.2 μm로 나타났다. 또한 분자량 분포 실험 결과에 따르면 열가수분해된 하수슬러지는 10-100kDa 구간이 가장 높은 비율로 나타났으며 원심분리된 것은 <1kDa로 나타났다.
2. 화학적 성상 비교 결과에 따르면 열가수분해된 하수슬러지는 DOC가 10-100kDa 구간에서, UVA<sub>254</sub>는 100kDa-0.45 μm 구간에서 가장 높게 나타났다. 반면에 원심분리된 하수슬러지는 DOC와 UVA<sub>254</sub>가 <1kDa 구간에서 높게 나타났다.

3. 물리적 및 화학적 성상 변화를 살펴보면 열가수분해-원심분리된 하수슬러지에 저분자 물질의 비율이 높은 것으로 나타났으며 혐기성 소화 실험결과 메탄 전환율이 높은 것으로 나타났다.

#### References

1. “Neumann, P., González, Z. and Vidal, G., Sequential ultrasound and low-temperature thermal pretreatment: process optimization and influence on sewage sludge solubilization, enzyme activity and anaerobic digestion”, *Bioresour. Technol.*, 234, pp. 178~187. (2017).
2. Ding, H.H., Chang, S. and Liu, Y., “Biological hydrolysis pretreatment on secondary sludge: enhancement of anaerobic digestion and mechanism study”, *Bioreour. Technol.*, 244, pp. 989~995. (2017).
3. Han, D., Lee, C. Y., Chang, S. W. and Kim, D. J., “Enhanced methane production and wastewater sludge stabilization of a continuous full scale thermal pretreatment and thermophilic anaerobic digestion”, *Bioresour. Technol.*, 245, pp. 1162~1167. (2017).
4. Shao, L., Wang, X., Xu, H. and He, P., “Enhanced anaerobic digestion and sludge dewaterability by alkaline pretreatment and its mechanism”, *J. Environ. Sci.*, 24(10), pp. 1731~1738. (2012).
5. Chen, X., Xiang, X., Dai, R., Wang, Y. and Ma, P., “Effect of low temperature of thermal pretreatment on anaerobic digestion of textile dyeing sludge”, *Bioresour. Technol.*, 243, pp. 426~432. (2017).
6. Hung-Wei, L., Xiao, S., Le, T., Al-Omari, A., Higgins, M., Boardman, G., Novak, J. and Murthy, S., “Evaluation of solubilization characteristics of thermal hydrolysis process”, *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2014(15), pp. 6312~6336. (2014).
7. Everett, J. G., “Dewatering of wastewater sludge by heat treatment”, *J. Water Pollut. Control Fed.*, pp. 92~100. (1972).
8. Bougrier, D. J. and Carrère, H., “Impacts of thermal

- pre-treatments on the semicontinuous anaerobic digestion of waste activated sludge”, *Biochem. Eng. J.*, 34(1), pp. 20~27. (2007).
9. Liu, X., Wang, W., Gao, X., Zhou, Y, and Shen, R. “Effect of thermal pretreatment on the physical and chemical properties of municipal biomass waste”, *Waste Manag.*, 32(2), pp. 249~255. (2012).
  10. Bougrier, C., Delgenès, J. P. and Carrère, H., “Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion”, *Chem. Eng. J.*, 139, pp. 236-244. (2008).
  11. Noike, T., Endo, G., Chang, J. E., Yaguchi, J. I. and Matsumoto, J., Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion., *Biotech. Bioeng.*, pp. 1482~1489. (1985).
  12. Li, Y. Y. and Noike, T., “Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal hydrolysis”, *Water Sci. Technol.*, 26, pp. 857~866. (1992).
  13. Zhang, J., Xue, Y., Eshtiaghi, N., Dai, X., Tao, W. and Li, Z., “Evaluation of thermal hydrolysis efficiency of mechanically dewatered sewage sludge via rheological measurement”, *Water Res.*, 116, pp. 34~43. (2017).
  14. Dwyer, J., Starrenburg, D., Tait, S., Barr, K., Batstone, D. J. and Lant, P., “Decreasing activated sludge thermal hydrolysis temperature reduces product colour, without decreasing degradability”, *Water Res.*, 42, pp. 4699~4709. (2008).
  15. Lee, W., Westerhoff, P. and Esparza-Soto, M., “Occurrence and removal of dissolved organic nitrogen in US water treatment plants”, *Journal American Water Works Association*, 98(10), pp. 102~110. (2006).