

음식물찌꺼기 고온산발효산물과 하수슬러지의 혼합처리

안 철 우 · 장 성 호* · 박 진 식**
국립공원관리공단 환경팀, *부산대학교 지역환경시스템공학전공,
**경운대학교 보건환경전공
(2006년 5월 23일 접수; 2006년 9월 6일 채택)

Co-digestion of Thermophilic Acid-fermented Food Wastes and Sewage Sludge

Chul-Woo Ahn, Seong-Ho Jang* and Jin-Sik Park**

Environmental Team, Korea National Parks Authority, Pyungchang 232-941, Korea

*Department of Environmental System Engineering, Pusan National University, Miryang 627-705, Korea

**Department of Health & Environmental, Kyungwoon University, Gumi 730-852, Korea

(Manuscript received 23 May, 2006; accepted 6 september, 2006)

This study has been conducted to investigate biodegradation characteristics and optimum mixing ratio for co-digestion with thermophilic acid-fermented food waste and sewage sludge using batch anaerobic digester. As the basis operating conditions for anaerobic digestion, the reaction temperature was controlled $35 \pm 1^\circ\text{C}$ and stirrer was set 70rpm. Thermophilic acid-fermented food waste and sewage sludge were mixed at the ratio of 10:0, 7:3, 5:5, 3:7, 0:10 and 5:5 (food waste : sewage sludge) as the influent substrates. In results of co-digestion according to mixing ratio of thermophilic fermented food wastes and sewage sludge in batch mesophilic anaerobic digestion reactor, 385mL $\text{CH}_4/\text{g VS}_{\text{added}}$ of methane production rate at 1:1 mixing ratio was more than that of any other mixing ratios. Compared with 293mL $\text{CH}_4/\text{g VS}_{\text{added}}$ of methane production rate at 1:1 mixing ratio of food wastes and sewage sludge, pretreatment of food wastes by thermophilic acid fermentation was more effective in co-digestion with sewage sludge.

Key Words : Co-digestion, Thermophilic acid-fermented food waste, Sewage sludge, Mixing ratios, Anaerobic digestion

1. 서 론

음식물찌꺼기의 금지제도 시행 전인 2004년말을 기준으로 국내 음식물찌꺼기의 발생량은 약 11,424톤/일로 쓰레기 종량제 시행 첫해인 1995년의 발생량 15,075톤/일에 비해서 24%가 감소하였으나 2001년을 기점으로 다시 증가추세에 있으며, 2005년의 직매립금지제도 시행으로 음식물찌꺼기 분리수거 확대·강화 및 음식물과 혼합된 쓰레기의 매립장반입이 금지됨에 따라 일부지역에서는 증가하였고, 주5일 근무의 확대에 따른 여가활동의 증가 등 요인으로

앞으로도 당분간 증가추세는 계속될 전망이다. 음식물쓰레기의 처리현황은 2004년 현재 발생량 11,424톤/일 중 재활용 10,015톤/일(87.7%), 소각 404톤/일(3.5%) 그리고 매립 1,005톤/일(8.8%)로 나타났다¹⁾.

한편 음식물찌꺼기의 처리기술로서 현재까지 가장 보편화된 기술은 발효 및 건조를 통한 음식물찌꺼기의 사료화 및 퇴비화 기술이다. 그러나 음식물찌꺼기를 이용한 사료의 경우 음식물찌꺼기내 이물질과 사료로서 가치문제 등으로 크게 보급되지 못하고 있으며, 퇴비의 경우 역시 음식물찌꺼기내의 높은 염분농도(약 3%)와 생산된 퇴비물질의 보급 등이 원활하지 못해 이 방법 또한 크게 보급되지 못하고 있는 것이 현실이다. 이러한 이유 등으로 인해 최근에는 음식물찌꺼기를 하수처리장에서 병합처리 하는데 대해 크게 관심이 높아지고 있다.

Corresponding Author : Seong-Ho Jang, Department of Environmental System Engineering, Pusan University, Miryang 627-705, Korea
Phone: +82-55-350-5435
E-mail: jangsh@pusan.ac.kr

음식물찌꺼기를 별도 처리하는 경우 처리과정에서 발생하는 환경문제로 입지선정이 어렵고, 부산물 처리 등에서 어려움이 발생하는데 반하여 기존의 하수처리장을 이용할 경우 건설비 절감 등의 경제적 이익 뿐 만 아니라 혐오시설 건설시 야기되는 주민민원의 최소화, 기존 하수처리장의 경험 있는 전문 인력을 이용한 종합적인 관리 등의 효과를 얻을 수 있기 때문이다.

또한 국내 하수처리장 대부분은 하수관로의 미정비로 인해 유입수질이 계획시 보다 낮아 탈질처리에 필요한 유입수의 C/N비가 낮을 뿐만 아니라 슬러지 소화조 등의 부하가 현저히 낮아 음식물찌꺼기를 추가 투입하더라도 여유가 있는 것으로 판단되고 있다.

한편 국내에서 음식물찌꺼기의 자원화 및 에너지화를 위해 연구되고 있는 다양한 혐기성소화공법의 응용기술들을 살펴보면 조²⁾는 2단 혐기성 소화에 의하여 음식물찌꺼기를 처리하여 생성되는 메탄가스에서 에너지를 회수하는 방법을 제시하였고, 박³⁾은 고온에서 음식물찌꺼기를 혐기성 소화하는 것이 중온조건보다 높은 메탄발생량과 소화 후 탈수에 유리하다고 보고하였다.

또, 김⁴⁾과 변⁵⁾은 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 혼합 소화를 통하여 유기물 부하율이 낮은 하수처리장 혐기성 소화조의 소화효율을 증가시키는 방법을 보고한바 있다.

이에 본 연구에서는 음식물찌꺼기 고온산발효산물과 하수슬러지의 혐기성 혼합처리를 위해 혐기성 회분식 반응조를 이용한 혼합소화를 통하여 생분해 특성과 적정혼합비에 대한 기초자료를 얻고자 하였다.

2. 실험장치 및 방법

2.1. 실험장치 및 재료

음식물찌꺼기기의 혐기성소화 실험에 이용된 장치는 Fig. 1과 같다. 혐기성소화 실험에 사용된 장치는 유효용량이 10ℓ(총용량 12ℓ)인 10mm 두께의 아크릴로 제작되었으며, 반응조 외부에 수조를 설치하여 히터와 온도센서가 부착된 water bath에서 물을 가온시켜 수조에 공급 순환되도록 하여 중온 산발효 조건인 35±1℃로 유지되도록 조정하였다. 반응조내 미생물과 기질의 원활한 접촉을 위하여 교반기를 부착하였으며, 반응조내 교반은 mechanical sealing이 장착된 motor를 이용하여 gas-tight 상태로 운전하였다.

시료 유입구 및 유출구는 상부에 설치하였으며, 가스포집을 위하여 10ℓ 용적의 gas collector를 설치하였다.

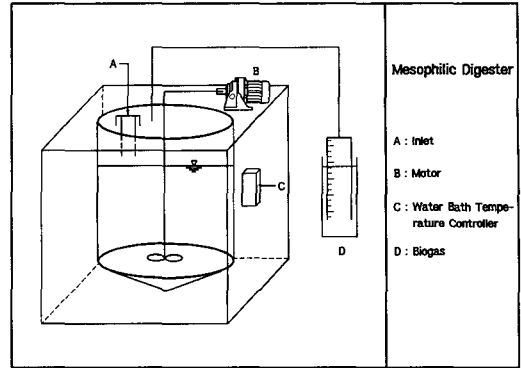


Fig. 1. Schematic diagram of anaerobic digester.

2.2. 시료

본 실험에 사용된 음식물쓰레기는 B시에 소재한 D대학교내 구내식당의 음식물쓰레기 수집통에서 국물성의 수분이 충분히 제거된 것을 채취하였으며, 채취된 음식물쓰레기는 생선뼈와 같은 불순물을 제거한 후, 음식물쓰레기의 원활한 분쇄와 상대적으로 높은 염분농도로 인한 영향을 사전에 제거하기 위하여 물과 1:1로 섞어서 가정용 믹서로 파쇄하였다.

파쇄된 시료는 2mm 체로 거른 후 pH, TS, VS, TCOD_{Cr}, SCOD_{Cr}, Alkalinity, TKN등의 초기 특성을 분석하였고, 실험에 사용될 때까지 4℃의 냉장고에 최대 1주간 보관하였다. Table 1에 음식물쓰레기의 초기특성을 항목별로 제시하였다.

그리고 실험에 사용된 하수슬러지와 식종슬러지는 B시에 소재한 J하수처리장의 농축조와 소화조에서 각각 채취하였다. 시료는 4mm 체로 체거름을 하여 불순물을 제거하였고 pH, TS, VS, TCOD, SCOD, Alkalinity등의 초기시료 특성을 분석한 뒤 실험에 사용되기 전까지 4℃의 냉장고에서 최대 1주간 보관하였다. 산발효액의 경우 산발효 실험과 동일한

Table 1. Characteristics of Food Wastes

Item	Range
pH	4.4~4.9
TS(%)	6.2~9.8
VS/TS(%)	89.1~93.8
TCOD _{Cr} (mg/ℓ)	65,300~120,800
SCOD _{Cr} (mg/ℓ)	23,400~45,100
Alkalinity(mg/ℓ)	490~980
TKN(mg/ℓ)	1,180~2,560
T-P(mg/ℓ)	390~710

방법으로 음식물찌꺼기를 산발효시켜 실험에 사용하였다. 실험에 사용된 하수슬러지의 성상은 Table 2와 같다.

2.3. 운전

혐기성 회분식 반응조를 이용하여 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼합소화에 대한 생분해도의 특성을 조사하기 위하여 고온 산발효 실험과 동일한 방법으로 생성된 고온 산발효액과 부산물 J하수처리장의 농축조에서 채취한 슬러지를 실험에 사용하였다.

식중슬러지의 식중 비율은 박⁶⁾이 음식물찌꺼기와 하수슬러지의 혼합처리에서 적정 식중비로 제시한 40%를 본 실험에 적용하였다. 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼합비는 Table 3과 같이 부피비로 하여 10:0, 7:3, 5:5, 3:7, 0:10으로 변화시켜 실험을 수행하였다. 시료와 식중액이 투입된 반응조에 산소에 의한 영향이 없도록 질소가스로 치환한 후 반응조를 밀폐하였으며, 반응조의 온도는 실제 하수처리장의 혐기성 소화조에서 이용하고 있는 중온성 소화온도인 35±1℃를 유지하면서 70rpm으로 교반하였다.

그리고 음식물찌꺼기를 고온 산발효한 시료와 단지 분쇄 및 알칼리 첨부만 이루어진 음식물찌꺼기 시료의 생분해도 특성을 비교하기 위하여 음식물찌

Table 2. Characteristics of sewage sludge

Item	Unit	Range
pH	-	6.5~6.9
TS	%	3.5~4.2
VS/TS	%	50.2~55.4
TCOD _{Cr}	mg/ℓ	26,500~28,400
SCOD _{Cr}	mg/ℓ	11,600~13,700
Cl ⁻	mg/ℓ	322~438

Table 4. Summary of chemical factors during operation

Run. No.	Mixture ratio*	pH	VFA (mg/L)	Alkalinity (mgCaCO ₃ /L)	VFA/Alkalinity
R-1	10 : 0	6.08~7.08	6,280~11,080	1,120~2,540	2.47~9.89
R-2	7 : 3	6.47~7.45	2,260~7,480	1,320~3,310	0.68~5.67
R-3	5 : 5	6.66~7.43	630~5,313	1,560~3,020	0.21~3.41
R-4	3 : 7	6.80~7.37	520~3,339	1,350~2,640	0.20~2.47
R-5	0 : 10	6.68~7.25	310~1,062	670~1,830	0.17~1.52
R-6	5 : 5**	6.40~7.40	460~2,530	1,290~2,354	0.23~1.96

* ; Mixture ratio = fermented food waste : sewage sludge

** ; Mixture ratio = food waste : sewage sludge

Table 3. Operating conditions of thermophilic fermented food waste and sewage sludge mixture ratios experiment

Run. number	Operating Temp.(℃)	Seeding rate(%)	Mixture ratio*
R-1	35±1	40	10 : 0
R-2	35±1	40	7 : 3
R-3	35±1	40	5 : 5
R-4	35±1	40	3 : 7
R-5	35±1	40	0 : 10
R-6	35±1	40	5 : 5**

* : fermented food waste : sewage sludge

** : food waste : sewage sludge

꺼기와 하수슬러지를 각각 5:5로 혼합한 대조구를 별도로 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼합소화와 동일한 조건에서 실험을 수행하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 화학적 인자의 변화

혐기성 처리공정에 있어서 반응이 최적인 환경조건으로 운전이 진행되고 있는 가를 파악하기 위해서는 화학적 인자를 측정하여 그 변화상태를 파악하고 조정하는 것이 필요하다.

Table 4는 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼합비에 따른 소화조내 pH, 알칼리도 및 VFA에 대한 범위를 제시하였고, Fig. 2~Fig. 5에서는 화학적 인자들의 변화를 항목별로 나타내고 있다.

Fig. 2에서 나타난 바와 같이 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼합비율이 10:0, 0:10인 R-1반응조, R-5반응조, 그리고 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 5:5로 혼합한 R-6반응조에서는 반응초기에 실험 시작 후 3~4일까지 pH가 낮아져 가스발

생이 원활하지 못하였다.

R-1반응조의 경우 음식물찌꺼기 고온 산발효액의 높은 VFA농도로 인하여 자체 완충능력의 부족으로 알칼리도가 증가할 때까지 pH가 낮아진 것으로 판단되었다.

또, R-5반응조와 R-6반응조의 경우 반응초기에 유기물이 가수분해되고, 산생성균이 이러한 가수분해된 유기물을 유기산으로 전환시키면서 발생하는 유기산의 누적으로 인하여 pH가 낮아진 것으로 판단되며, 특히 음식물찌꺼기의 가수분해와 산발효가 반응초기에 이루어진 R-6반응조의 경우 pH의 저하 폭이 큰 것으로 나타났다.

나머지 반응조들은 음식물찌꺼기 고온 산발효시 발생한 유기산들이 반응초기부터 메탄으로 전환됨에 따라 자체 알칼리도의 증가로 인하여 pH의 저하는 거의 이루어지지 않은 것으로 보인다.

운전기간동안 전체 반응조의 pH는 6.08~7.45로 R-1반응조를 제외하고는 메탄생성에 요구되는 pH 범위인 6.4~7.8을 만족하였다.

Fig. 3에는 운전기간동안의 알칼리도를 나타내고 있는데, pH와 비슷한 경향을 나타내고 있는 것을 알 수 있다.

즉 R-1, R-5, R-6반응조에서 반응초기에 pH가 저하됨에 따라 알칼리도의 저하도 일어났다가 시간이 지나 pH가 상승함에 따라 알칼리도도 점차 증가하였다.

음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼합비를 7:3인 R-2반응조에서도 반응초기에 알칼리도가 약간 낮아졌다가 곧 증가하였으며, 음식물찌꺼기와 하수슬러지의 혼합으로 이루어진 R-6반응조의 경우 반응초기 높은 알칼리도를 나타내었는데, 이것은 원활한 가수분해를 위하여 음식물찌꺼기에 투입

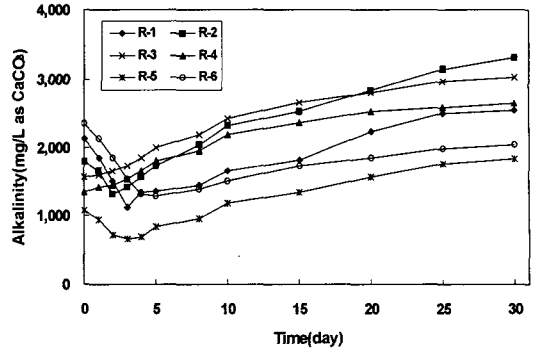


Fig. 3. Variations of alkalinity according to thermophilic fermented food waste and sewage sludge mixture ratios.

된 NaOH에 의한 것으로 판단되어 진다.

실험 시작 후 10일 정도 경과하면서 모든 혼합비에서 알칼리도가 1,180~3,310mgCaCO₃/L로 나타났다.

Fig. 4는 휘발성 유기산(VFAs)의 변화를 나타내고 있는데, pH, 알칼리도와 반대의 경향을 나타내고 있다

반응초기에 pH, 알칼리도의 저하를 나타내었던 R-1, R-5, R-6반응조에서 실험 시작후 3~5일정도 휘발성 유기산의 농도가 증가하다가 감소하는 현상을 나타내었다.

음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 5:5, 3:7를 혼합한 R-3, R-4반응조의 경우 휘발성 유기산의 농도가 지속적으로 감소하였는데, 이것은 반응초기부터 메탄의 발생이 원활히 이루어지면서 일부 생성되는 유기산의 양보다 메탄으로 전환되는 유기산의 양이 많기 때문인 것으로 판단된다.

Fig. 5는 혐기성 소화조 운전시 완충력의 지표로서 이용하고 있는 VFA/Alkalinity를 나타내고 있다.

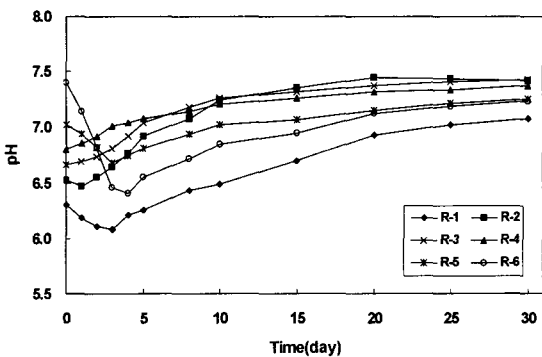


Fig. 2. Variations of pH according to thermophilic fermented food waste and sewage sludge mixture ratios.

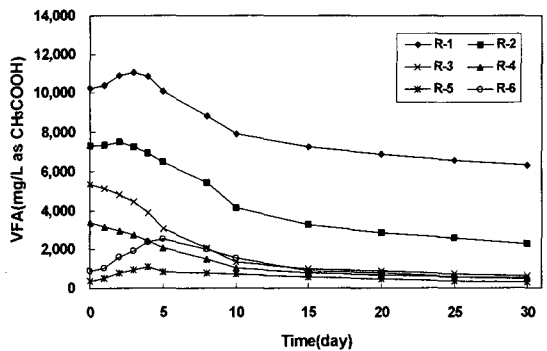


Fig. 4. Variations of VFA according to thermophilic fermented food waste and sewage sludge Mixture ratios.

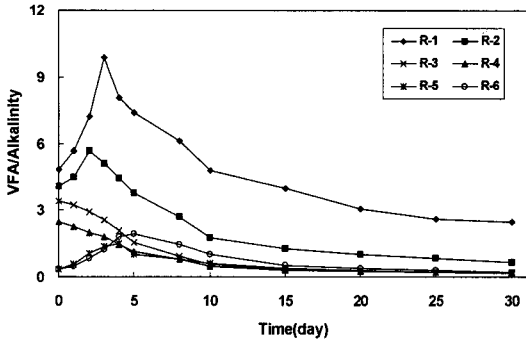


Fig. 5. Variations of VFA/alkalinity according to thermophilic fermented food waste and sewage sludge Mixture ratios.

문헌에서는 VFA/Alkalinity값이 0.4이하일 때 충분한 완충력을 가진다고 보고하고 있는데⁷⁾, 본 실험에서는 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 5:5, 3:7로 혼합한 R-3, R-4반응조에서 실험 시작 후 15일 경과한 후에야 이 값의 범위 안에 들었기 때문에 완충력이 충분하지는 않은 것으로 판단된다.

3.2. 유기물 및 고형물 제거효율

Fig. 6과 Fig. 7은 TS 및 VS농도의 변화를 나타내고 있는데, 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼합한 후 R-1, R-2, R-3, R-4, R-5, R-6 반응조의 초기 TS 농도는 각각 45,240mg/L, 42,110 mg/L, 40,020mg/L, 37,930mg/L, 34,800mg/L, 44,700 mg/L였으며, VS 농도는 32,080mg/L, 27,440mg/L, 24,340mg/L, 21,240mg/L, 16,600mg /L, 30,100mg/L로 나타났다.

여기서 R-3반응조와 R-6반응조의 혼합비율은 5:5로 동일하였지만 R-3반응조의 경우 음식물찌꺼기를 고온 산발효하는 과정에서 TS, VS가 일부 제거됨

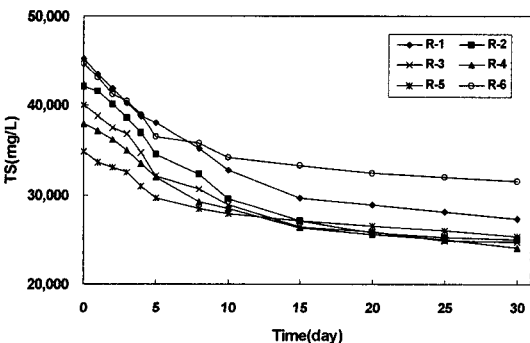


Fig. 6. Variations of TS according to fermented food waste and sewage sludge mixture ratios.

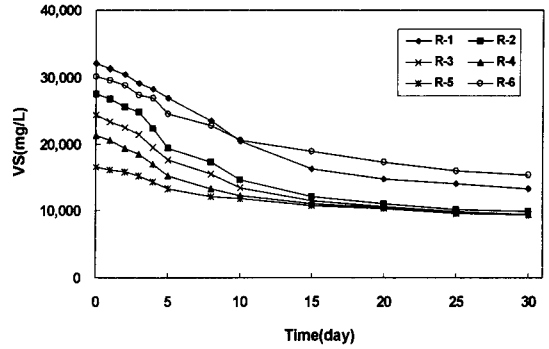


Fig. 7. Variations of VS according to fermented food waste and sewage sludge mixture ratios.

에 따라 하수슬러지와 혼합 후 상대적으로 R-6반응조가 높은 TS, VS농도를 나타내었다.

Fig. 8은 총 고형물(TS)에 대한 휘발성 고형물(VS)의 비율을 나타내고 있는데, 각 반응조의 초기 VS/TS가 70.9%, 65.2%, 60.8%, 56.0%, 47.7%, 67.3%였으나 반응종료시 VS/TS의 값이 48.6%, 39.6%, 38.2%, 39.1%, 37.1%, 48.7%로 나타났다.

음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 혼합한 R-2~R-5반응조에서 반응초기 유입 VS/TS값이 약 5%정도 차이를 나타내었으나 반응종료시에는 거의 차이가 없는 수준에 이르렀으며, 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 5:5로 혼합한 R-6반응조와 음식물찌꺼기 고온 산발효액만이 투입된 R-1반응조에서 상대적으로 높은 VS/TS값을 나타내었다.

Fig. 9는 반응 종료시에 혼합비율로 TS 및 VS 제거효율을 나타내고 있는데, 음식물찌꺼기 산발효액만 투입한 R-1반응조, 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 혼합한 R-6반응조를 제외하고는 음식물찌꺼기 고온 산발효액의 혼합비율이 높을수록 TS 및 VS의

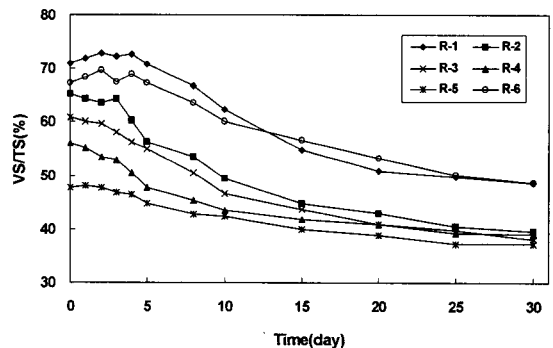


Fig. 8. Variations of VS/TS according to fermented food waste and sewage sludge mixture ratios.

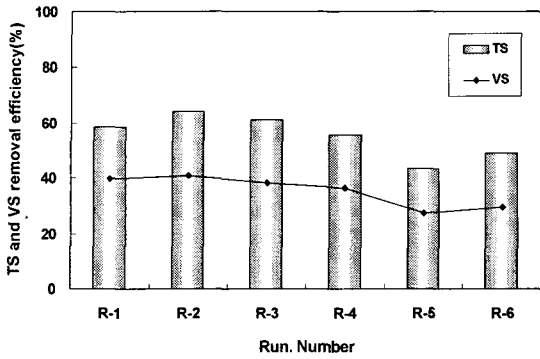


Fig. 9. Final TS and VS removal efficiencies each mixture ratios.

제거효율이 높게 나타났다.

VS제거효율은 R-1, R-2, R-3, R-4, R-5, R-6반응조에서 각각 58.6%, 64.1%, 61.2%, 55.7%, 43.4%, 49.1%로 나타났고, 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 혼합한 R-3반응조가 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 혼합한 R-6반응조보다 높은 VS 제거효율을 보임을 알 수 있었다.

음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼합처리시 혼합비에 따른 유기물(SCOD)제거 특성을 Fig. 10에 나타내었다. 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 혼합한 R-1, R-2, R-3, R-4, R-5 및 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 혼합한 R-6반응조에서 초기 SCOD농도는 각각 25,140mg/L, 21,432 mg/L, 18,960mg/L, 16,488mg/L, 12,780mg/L, 17,310 mg/L로 나타났다.

Fig. 10에 나타난 바와 같이 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 5:5, 3:7로 혼합한 R-3, R-4반응조의 경우 반응초기부터 메탄생성이 원활하

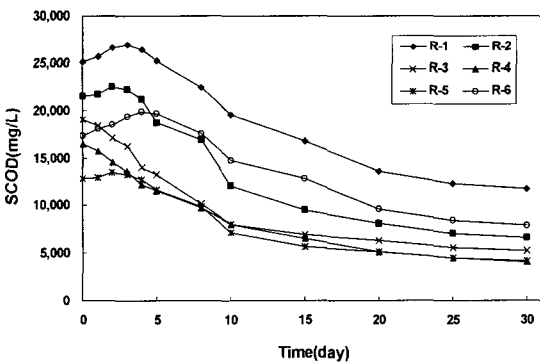


Fig. 10. Variations of SCOD according to fermented food waste and sewage sludge mixture ratios.

게 이루어져서 SCOD감소가 지속적으로 이루어졌지만, 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 비율이 10:0, 7:3인 R-1, R-2반응조의 경우 반응초기에 높은 유기산 농도로 인하여 pH가 저하됨에 따라 고형성 유기물의 분해가 증가하고 또 메탄생성이 원활히 이루어지지 못함에 따라 SCOD의 농도가 증가하는 경향을 나타내었다.

음식물찌꺼기와 하수슬러지를 혼합한 R-6반응조는 반응초기에 반응조내에서 고형성 유기물의 가수분해 및 산생성과정이 주로 진행됨에 따라 실험 시작 후 4~5일정도 SCOD가 증가하였다가 점차 감소하였는데, 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 5:5로 혼합한 R-3반응조와 비교하였을 때 상대적으로 전체적인 소화속도가 느리게 진행됨을 알 수 있다.

Fig. 11은 각 반응조별 최종 SCOD제거율을 나타내고 있는데, R-1, R-2, R-3, R-4, R-5, 및 R-6반응조에서 각각 53.2%, 69.1%, 72.3%, 75.4%, 67.8%, 54.1%로 음식물찌꺼기 고온 산발효액만 주입한 R-1반응조를 제외하고는 음식물찌꺼기 고온 산발효액의 혼합비율이 높을수록 제거효율이 낮게 나타났다.

그러나 음식물찌꺼기 고온 산발효액내에 함유된 분해가능한 유기성분이 하수슬러지보다 많기 때문에 음식물찌꺼기 고온 산발효액의 혼합비율이 높은 반응조의 경우 SCOD 처리효율은 낮게 나타났지만 실제로 제거된 유기물질의 양은 더 많은 것으로 나타났다.

3.3. 메탄가스 발생량

혐기성 소화과정에서 유기물의 안정화는 유기산이 메탄으로 전환되는 메탄형성화 과정 중에 이루어지므로 메탄가스 발생량 측정은 소화상태를 판정할 수 있는 운전지표가 될 수 있다.

본 실험에서 사용된 음식물찌꺼기와 하수슬러지

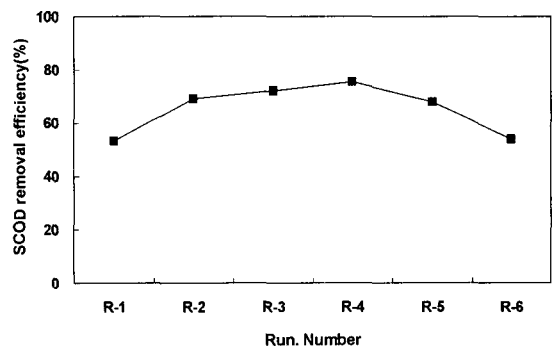


Fig. 11. Final SCOD removal efficiencies according to each mixture ratios.

를 원소조성을 분석하고, 분석된 원소조성을 통하여 이론적인 메탄발생량을 계산할 수 있었다.

이론적인 메탄가스 발생량은 다음과 같이 Buswell 이 제시한 화학양론적인 메탄발생량 계산식 (1)을 이용하여 원소분석 자료로부터 발생가능량을 계산하여 Table 5에 나타내었다.⁸⁾

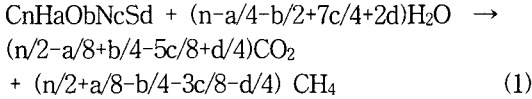


Table 5에 나타낸 바와 같이 본 실험에 사용된 음식물찌꺼기가 완전분해될 경우 이론적으로 가능한 메탄가스 최대발생량은 502ml CH₄/g VS로 나타났고, 하수슬러지의 경우 253ml CH₄/g VS로 계산되어졌다.

Fig. 12는 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 각 혼합비별로 누적메탄발생량을 나타내고 있는데 혼합비 10:0, 7:3, 5:5, 3:7, 0:10에서 각각 239, 385, 372, 320, 241ml CH₄/g VS_{added}로 혼합비 7:3, 5:5에서 높은 메탄발생량을 나타내었다.

음식물찌꺼기 고온 산발효액만 주입된 R-1반응조의 경우 높은 유기산 농도로 인하여 반응초기 pH가 저하되면서 메탄생성이 지체되어 메탄발생량이 적은 것으로 판단된다.

음식물찌꺼기와 하수슬러지를 5:5로 혼합한 R-6 반응조의 경우 293ml CH₄/g VS_{added}로 음식물찌꺼기 고온 산발효액을 혼합한 반응조들과 비교하여 상대적으로 낮은 메탄발생량을 나타내었는데, 이것은 혼합직후 낮은 유기산 농도와 반응초기 가수분해 및 산생성 반응이 주로 이루어졌기 때문에 누적 메탄생성량이 적게 나타난 것으로 보인다.

음식물찌꺼기는 휘발성 고형물(VS) 함량이 하수슬러지보다 약 2배 정도로 높고, 또 상대적으로 가수분해속도가 느린 셀룰로오스 등의 물질들을 함유하고 있기 때문에 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 혼합하여 소화 처리할 경우 음식물찌꺼기와 하수슬러

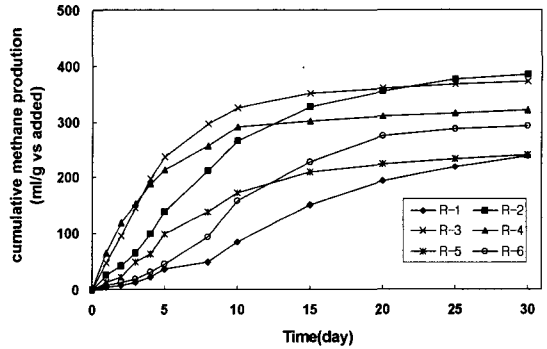


Fig. 12. Variations of cumulative methane production according to fermented food waste and sewage sludge mixture ratios.

지의 반응속도 차이로 인한 소화저해 현상이 나타난다.

음식물찌꺼기를 하수슬러지와 혼합하기 전에 고온 산발효를 실시할 경우 휘발성 고형물(VS)의 함량을 낮추고, 가수분해속도가 느린 물질들을 분해시켜 소화시 발생할 수 있는 저해현상들을 미리 제거하고, 또 소화효율의 증대를 이룰 수 있을 것으로 판단된다.

결과적으로 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 혼합하여 처리할 시에 음식물찌꺼기를 고온 산발효시킨 후 하수슬러지와 혼합하여 처리하는 편이 발생하는 상태로 그대로 하수슬러지와 혼합하여 처리하는 것보다 가스발생량을 높일 수 있어 에너지 획득면에서 유리할 것으로 판단된다.

3.4. 반응 속도론적 고찰

일반적으로 미생물에 의한 유기물의 분해를 해석함에 있어서 기질이 제한 인자이고 미생물 농도에 의한 영향이 없다고 가정할 때 다음 식 (2)와 같이 시간에 따른 기질의 분해속도는 일차식으로 표현된다. 본 회분식 실험에서는 중간생성물질인 유기산이 미생물에 영향을 미치지 않을 정도로 기질을 주입하였으므로 반응기 내부에 유기산등으로 인한 반응의 저해 효과나 pH 변화에 의한 영향은 크지 않았을 것으로 판단된다.

따라서 음식물찌꺼기의 혐기성분해에서 가수분해가 속도제한 단계이며, 전체분해반응은 다음 식 (2)와 같이 1차식으로 표현할 수 있다.

$$-dS/dt = kS \quad (2)$$

여기서, k = kinetic constant

S = substrate concentration

Table 5. Theoretical methane production according to chemical composition of food waste and sewage sludge

Items	Chemical elements (%, dry weight)					Theoretical methane production (ml CH ₄ /g VS)
	C	H	O	N	S	
Food wastes	48.5	7.6	39.6	3.8	0.6	502
Sewage sludge	25.8	4.0	20.6	4.1	1.4	253

식 (2)는 다음식 (3)과 같이 적분된다.

$$\ln(S/S_0) = -kt \quad (3)$$

여기서, t = time

식(3)에서 반응조 내부의 생분해성 VS농도는 직접 매탄 발생량과 관련되므로 Hashimoto et al⁹⁾이 제안한 식으로 나타내면 다음과 같다.

$$S/S_0 = (B_0 - B)/B_0 \quad (4)$$

여기서, B = 시간에 따른 누적매탄발생량
B₀ = 최종 매탄발생량

식 (3)과 (4)를 조합하면 다음과 같다.

$$\ln((B_0 - B)/B_0) = -kt \quad (5)$$

식 (5)를 상용대수를 사용하여 나타내면 식 (6)과 같이 표시할 수 있다.

$$\log((B_0 - B)/B_0) = -(1/2.3)kt \quad (6)$$

식(6)의 1차 반응에 있어서 시간, t에 대한 $\log((B_0 - B)/B_0)$ 를 도식화하면 기울기로부터 반응속도 상수, k값을 구할 수 있다. 여기에서 구한 1차 반응속도상수, k값은 여러 종류의 대상 기질에 대한 생분해도와 분해속도를 평가하기 위하여 사용될 수 있는 인자로 평가된다.¹⁰⁾

위의 식 (6)을 이용하여 본 혐기성 회분식 반응조에서 측정된 값으로부터 Fig. 13과 같이 선형회귀직선을 나타내었다.

이 직선식으로부터 반응속도상수 k값을 구한 결과 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지의 혼

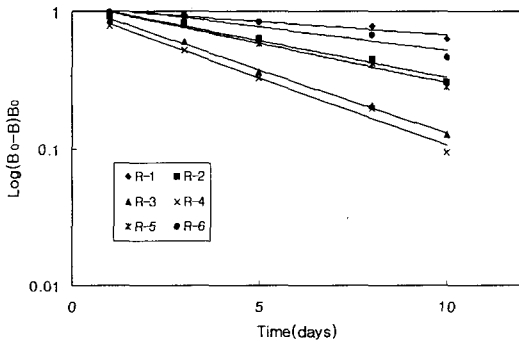


Fig. 13. Kinetic constant(k) according to each mixture ratios.

합비 10:0, 7:3, 5:5, 3:7, 0:10에서 각각 0.0724, 0.1624, 0.1872, 0.1711, 0.1691로 나타났으며, 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 5:5로 혼합한 R-6반응조에서는 0.1288의 k값을 나타내었다.

위 결과로 볼 때 음식물찌꺼기보다는 음식물찌꺼기 고온 산발효액을 하수슬러지와 혼합했을 때 반응속도가 빠르게 진행되었으며, 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 5:5로 혼합했을 때 반응속도상수 k값이 0.1872로 혐기성 분해속도가 빠르게 진행되었다.

음식물찌꺼기의 구성성분별 단위기질당 반응속도상수 k값이 곡물류 0.2923, 채소류 0.1641~0.1721, 어류 0.1290, 육류 0.1015라고 신¹¹⁾이 보고하였다.

본 실험에서 음식물찌꺼기 고온 산발효액과 하수슬러지를 혼합하여 소화시켰을 때 반응속도상수 k값이 0.1624~1872로 음식물찌꺼기 구성성분과 비교해 보면 채소류와 비슷한 수준의 결과를 도출할 수 있었다.

4. 결 론

본 연구에서는 음식물찌꺼기 고온산발효산물과 하수슬러지의 혐기성 혼합처리를 위해 혐기성 회분식 반응조를 이용한 혼합소화를 통하여 생분해 특성과 적정혼합비 등을 검토하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

운전기간동안 pH는 6.08~7.45로 R-1을 제외하고는 매탄생성에 요구되는 pH 범위인 6.4~7.8을 만족하였으며, 알칼리도는 실험 시작 후 10일 정도 경과하면서 모든 혼합비에서 1,180~3,310 mgCaCO₃/L로 나타났다.

휘발성 유기산(VFAs)의 변화는 반응초기에 pH, 알칼리도의 저하를 나타내었던 R-1, R-5, R-6에서 실험 시작후 3~5일정도 휘발성 유기산의 농도가 증가하다가 감소하여 pH, 알칼리도와 반대의 경향을 나타내었다.

반응 종료시에 혼합비에 따른 TS 및 VS제거효율은 음식물찌꺼기 산발효액만 주입한 R-1반응조, 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 혼합한 R-6반응조를 제외하고는 음식물찌꺼기 고온 산발효액의 혼합비율이 높을수록 TS 및 VS의 제거효율이 높게 나타났다.

최종 SCOD제거율은 R-1, R-2, R-3, R-4, R-5, 및 R-6반응조에서 각각 53.2%, 69.1%, 72.3%, 75.4%, 67.8%, 54.1%로 음식물찌꺼기 고온 산발효액만 주입한 R-1반응조를 제외하고는 음식물찌꺼기 고온 산발효액의 혼합비율이 높을수록 제거효율이 낮게 나타났다.

혼합비에 따른 매탄발생량은 혼합비 50:50에서

385ml CH₄/g VS_{added}로 가장 높은 메탄발생량을 나타내었으며, 이러한 결과는 음식물찌꺼기와 하수슬러지를 50:50으로 혼합하여 비교 소화실험을 실시했을 때의 293ml CH₄/g VS_{added}와 비교하여 상대적으로 높은 메탄발생량을 나타내었다.

감사의 글

본 연구는 경북환경기술개발센터의 연구개발사업 지원에 의해 이루어진 것이며, 이에 감사드립니다.

참고 문헌

- 1) 윤종수, 2005, 음식물류폐기물 관리대책 현재와 미래, 첨단환경기술, 35-39.
- 2) 조재경, 1995, 주방폐기물의 이상 혐기성 소화처리, 한국과학기술원 박사학위 논문, 41-60.
- 3) 박중부, 최성수, 박승국, 허형우, 최탁, 한승호, 2002, 음식물쓰레기 이단 고온 혐기성 소화공정 연구, 폐기물 자원화 학회지, 10(1), 39-45.
- 4) 김정권, 이영형, 김철희, 정유진, 성낙창, 1999, 음식물쓰레기와 하수슬러지의 혼합소화 처리에 관한 연구, 대한환경공학회지, 21(5), 951-957.
- 5) 변입규, 2000, 2단 혐기성 소화조를 이용한 음식물쓰레기와 하수슬러지의 병합 소화에 관한 연구, 부산대학교 대학원 석사학위 논문, 21-30.
- 6) 박남배, 1999, 혐기성 소화에 의한 음식물쓰레기와 하수슬러지의 혼합처리, 부경대학교 대학원 박사논문, 61.
- 7) Qingliang, Z. and K. Gunter, 1996, Thermophilic/mesophilic digestion of sewage sludge and organic waste, J. Environment Science Health, A31, 2211-2231.
- 8) Shelton, D. R. and J. M. Tiedje, 1984, General Method for Determining Anaerobic Biodegradation Potential, Applied and Environmental Microbiology, 47, 850-857.
- 9) Hashimoto, A. G. and Y. R. Chen, 1978, Kinetics of methane fermentation, Biotechnology, Bioeng. Symp., 8, 269.
- 10) Cecchi, F., J. Mata-Alvarez, A. Marcomini and P. Pavan, 1991, First order and step-diffusional kinetic models in simulation the mesophilic anaerobic digestion of complex substrates, Bioresource Technology, 36, 261-269.
- 11) 신항식, 1992, 생분해성 주방폐기물의 혐기성 소화 공정개발에 대한 연구, (주)코오롱엔지니어링, 83.