J. Kor. Soc. Environ. Eng., 35(9), 660~665, 2013
Original Paper
ISSN 1225-5025

음식물류 폐수를 이용한 바이오가스 생산시설의 스케일 형성요인에 관한 연구
A Study on the Cause of Scale Formation in Biogas Plant with Food Wastewater

배영신 · 천승규†
Young-Shin Bae · Seung-Kyu Chun†

수도권매립지관리공사 녹색기술연구센터
Green Tech. Research Center, SUDOKWON Landfill Site Management Corp.

(2013년 9월 12일 접수, 2013년 9월 25일 채택)

Abstract : To find out the major cause of scale formation in digestion facility, a componential analysis of scale and a digestion experiment for food wastewater were conducted. The analysis indicated that grease in food wastewater was closely connected to the organic component of scale. It is also indicated that grease-removed food wastewater showed 58.9% level compared to unprocessed one in crystal generation quantity in this study. The experiment provided insight that grease is one of the important causes of scale formation. Additionally, pre-removal of grease from food wastewater did not show negative effect on digestion gas production, as 68.7 L-gas/kg-COD for grease-removed food wastewater and 67.7 L-gas/kg-COD for unprocessed one.
Key Words : *Food Wastewater, Anaerobic Digestion, Biogas, Grease, Scale*

요약 : 소화설비내 스케일 형성의 주요 원인을 파악하기 위하여 스케일 성분분석 및 음식물류 폐수에 대한 혐기소화 실험을 하였다. 성분분석결과, 음식물류 폐수 중 유분이 스케일의 유기성분과 밀접한 연관이 있었다. 또한, 소화실험시 소화조내 결정체의 발생량은 음식물류 폐수중 유분을 사전에 제거한 경우가 제거하지 않은 원수를 소화한 경우의 58.9% 수준으로 나타나 유분이 스케일 형성의 중요한 요인임을 알 수 있었다. 아울러, 유분을 제거한 음식물류 폐수는 68.7 L-gas/kg-COD 그리고 음식물류 폐수 원수는 67.7 L-gas/kg-COD로서 유분의 사전제거가 소화가스 생산에 부정적 영향을 주지 않았다.
주제어 : 음식물류 폐수, 혐기소화, 바이오가스, 유분, 스케일

1. 서 론

음식물류폐기물의 퇴비화, 사료화 등 자원화 과정에서 발생되는 폐수(음폐수)는 COD 54.2~184.7 g/L 범위의 고농도 유기성 물질로서 에너지 잠재성이 매우 큰 특성을 가지고 있다.[1,2] 과거에는 발생량의 상당부분을 해양투기 방법으로 처분하여 왔으나, 최근 해양오염방지와 자원화 촉진을 위한 국가 정책에 따라 전량 육상처리방식으로 전환된 바 있다.[3,4] 육상처리를 통한 자원화의 방법으로는 음폐수를 혐기소화 공정을 이용하여 바이오가스를 생산하고, 이를 발전이나 자동차 연료 등으로 활용하는 방법이 주로 사용되고 있다. 그러나 이 과정에서 발생되는 스케일은 가온시의 열전달 방해, 소화용적의 감소 등 소화공정자체에 부적절할 조건을 형성할 뿐만 아니라,[5] 특히 배관부분의 스케일 축적은 배관 폐쇄를 유발하여 시설자체의 운영을 곤란하게 할 수 있다. 이러한 스케일을 제거하기 위해서는 소화공정의 계열별 중단 후 주기적으로 제거하거나 배관의 전면적인 교체작업이 필요하므로, 안정적인 시설운영을 어렵게 하고 궁극적으로는 유지관리비 상승의 주요 원인이 되고 있다.

본 연구는 수도권매립지 음폐수 혐기소화시설의 배관 내에 형성된 스케일의 주된 원인 성분을 파악하고, 이의 사전제거에 따른 스케일 저감효과와 소화효율의 영향여부를 분석하고자 수행되었다. 이를 위해 스케일과 음폐수의 성분분석을 통해 음폐수 중의 스케일 유발 주요 성분을 확인하였다. 아울러, 실험실 규모의 혐기소화조 5기를 제작하여 소화실험을 수행함으로써 해당 성분의 스케일 형성기여 및 사전제거에 따른 소화가스의 발생량 변화 등 소화공정 영향 가능성을 분석하였다.

2. 연구 방법

2.1. 배관 스케일 및 음폐수 성분분석

2012년 기준 일평균 약 675톤의 음폐수가 수도권매립지 침출수처리장내 혐기방식 소화조에서 처리되고 있으며, 소화과정에서 생산되는 소화가스는 전량 난방용 보일러와 천연가스 버스의 연료로 활용되고 있다. 혐기소화공정은 수리학적 체류시간 약 30일의 재래식 중온(35℃) 단상소화방식으로 설계되었고, 소화조 용량은 약 30,000 m^3 (7,500 m^3 × 4조)이다. 소화 후 배출되는 처리수는 생물학적 질소제거공정인 MLE (Modified Ludzack Ettinger) 공정으로 유입되어 침출수와 병합하여 처리되고 있다. 동 소화시설내 스케일은 소화조 내부와 소화조 유출수를 후단의 질소제거공정으로 연계하는 이송배관 등에 형성되고 있다. 스케일의 주된 원인 성분 분석을 위해 Fig. 1과 같이 이송배관을 절단하여 배관 내부에 축적된 스케일을 채취하였다.

† Corresponding author E-mail: tocsk@naver.com Tel: 032-560-9570 Fax: 032-560-9649

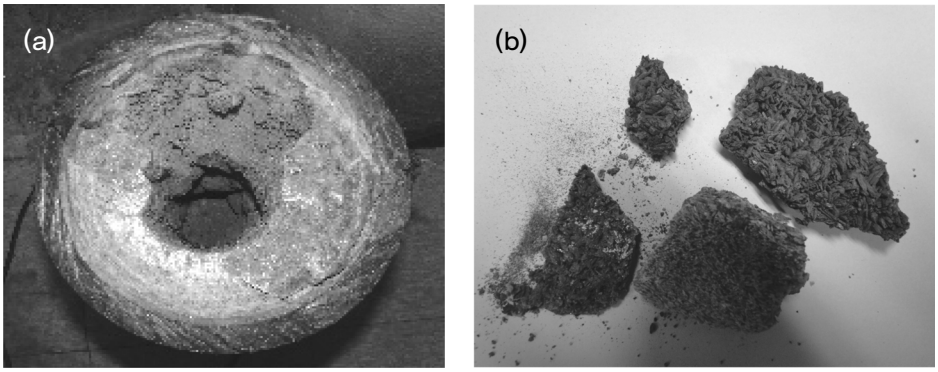

Fig. 1. Scale accumulated cross section of pipe (a), and collected pieces (b).

채취시료는 열중량분석기(Thermogravimetric analyzer; TA Instrument, 2950 TGA)를 사용하여 유·무기 성분비를 분석하였다. 또한, 적외선분광분석기(Infrared spectrometer; JASCO, FT-IR 4100) 및 X선형광분석기(X-ray Fluorescence spectrometer; Shimadzu, ED-720 (XD-XRF))를 이용하여 무기 원소성분 분석을 하였다.

아울러, 배관스케일과 음폐수의 구성성분 비교를 목적으로 음폐수 또한 동일한 방법으로 분석하였다. 음폐수 분석대상 시료 확보를 위해 침출수처리장으로 반입되는 음폐수 반입 차량을 무작위 선정하여 시료를 채취하였으며, 음폐수 구성성분의 대부분을 차지하는 수분제거를 위해 건조한 뒤 고형물을 대상으로 분석하였다.

2.2. 제어성분 유무에 의한 스케일 및 혐기소화 영향 분석

음폐수 중 스케일 형성원인 추정성분의 스케일 형성기작을 확인하고, 동시에 이들 물질을 사전 제거하였을 경우 혐기소화와 소화가스 발생에 미치는 영향을 파악하기 위하여 모형 반응조 실험을 수행하였다. 혐기소화실험에 사용한 실험실 규모 반응조는 Fig. 2와 같이 용량 77 L (D 350 mm, H 800 mm) 3기와 31 L (D 270 mm, H 550 mm) 2기로서 원통형 단상 혐기소화조를 모형화하여 제작하였다. 반응조의 재질은 아크릴이며, 가온용 히터카트리지, 교반기, 교반회전속도 표시기능을 탑재한 감속모터를 설치하였다.

혐기소화실험의 대상수는 음폐수 원수와 전처리를 통해 스케일 원인 추정성분을 제거한 음폐수 2종이며, 연속식 부하운전과 회분식 소화패턴 분석의 두 가지로 나누어 각각 진행하였다.

첫 번째 연속식 부하실험은 77 L의 반응조에 음폐수 원수의 경우 교반 속도 60 rpm (A조)과 교반속도 90 rpm (B조) 그리고 전처리된 음폐수의 경우 교반속도 90 rpm (C조)으로 총 3기의 반응조를 동시에 운영하였다. 동일한 혐기소화환경 조성을 위해 침출수처리장내에서 운영중인 소화조에서 소화액을 식종하여 안정화시켰고 조내 온도는 35 ± 1℃을 유지하였다. 유기물 주입부하는 1.5~5.4 kg COD/m^3/day 범위에서 단계적으로 상승시키는 방법으로 진행하였다. 즉, 유입수는 일 1회 일괄 공급하는 방식으로 하였고, 반응조내 환경

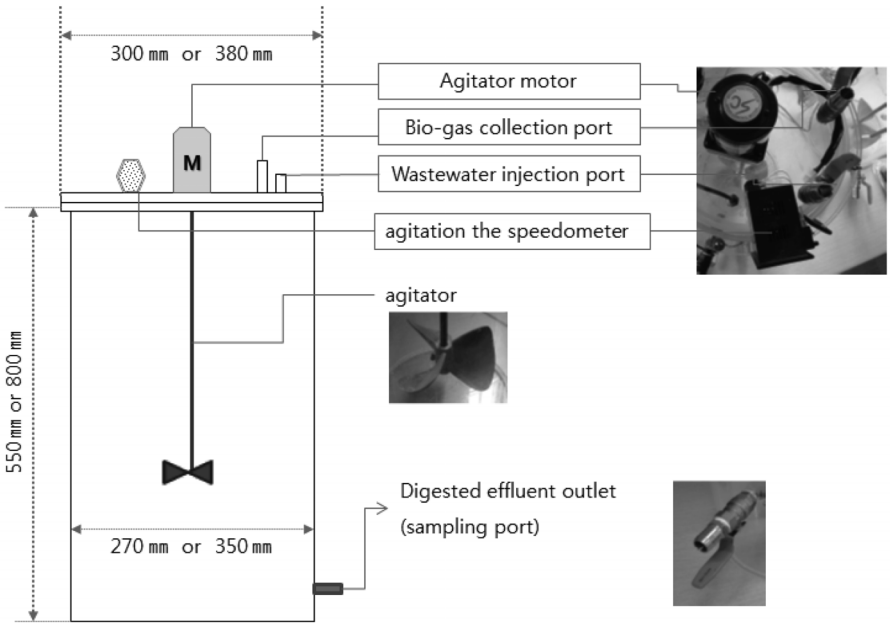

Fig. 2. Design for experimental anaerobic digestion reactor.

이 안정되었을 때 다음 부하단계로 진행하였다. 운전기간은 약 1년으로, 동 기간 중 소화대상 음폐수별로 소화반응과정을 모니터링 하였다.

두 번째 회분식 반응패턴 해석 실험은 음폐수 원수와 스케일 형성원인 추정성분을 사전제거 할 경우 소화반응에 미치는 영향을 좀 더 면밀히 검토하고자 수행하였다. 실험에는 31 L 용량 반응조 2기를 사용하였고, 연속식 부하실험과 동일한 혐기소화 환경에 교반속도는 50 rpm으로 하였다. 각 반응조에는 우선 침출수처리장내 소화조에서 소화액을 채취하여 각각 27 L씩 주입 후 상기 중온소화 조건에서 무부하 상태로 10일 동안 안정화 되도록 하여 식종의 역할만 하도록 환경을 조성한 뒤, 음폐수 원수와 스케일 유발 추정성분을 제거한 음폐수를 각각 3 L씩 2기의 반응조에 일시 주입 후 30일 동안 모니터링 하였다. 이를 통하여 전처리 여부에 따른 분해양상을 상호 비교하여 혐기소화의 반응패턴 차이를 관찰하였다.

이상 설명된 실험과는 별도로 수도권매립지의 침출수처리장으로 반입되는 음폐수는 반입과정에서 반입기준 준수여부 확인을 위해 연간 1,100여개의 시료에 대한 수질분석이 이루어지고 있으므로, 동 자료를 이용하여 음폐수의 평균적인 수질특성을 함께 파악하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 배관 스케일의 주요 원인성분 분석

배관 스케일은 외견상 매우 견고한 형태인데 비해 열중량분석 및 적외선분광분석 결과 $CaCO_3$ 약 3%를 포함하여 유기성분이 52.9%로 비교적 높은 함량을 차지하고 있었다. X선형광분석 결과 47.1%의 무기성분은 인(P)과 칼슘(Ca) 및 마그네슘(Mg)이 주를 이루는 등 Struvite성 광물질로 판단되었다. Struvite는 마그네슘과 인 그리고 미생물 대사과정에 의해 생긴 암모늄이온이 결합하여 생성되는 것으로 알려져 있으며,[6] 마그네슘 성분은 코발트(Co), 칼륨(K) 또는 니켈(Ni) 등의 금속성분과 대체되어 반응한다.[7] 또한, Borgerding[8]에 의해 소화슬러지 벽에 퇴적된 스케일이 Struvite인 것으로 보고된 바가 있으며, 그 이후로 이들 물질에 대한 몇몇 연구사례를 찾아볼 수 있다.[5,9,10]

한편, 음폐수의 건조물은 유기성분이 77.3%이고 무기성분이 22.7%이었으며, 무기성분은 칼슘(Ca)과 칼륨(K) 그리고 염소성분이 대부분을 차지하였다. 유기성분에 대한 FT-IR spectrum library search 결과, Lecithin, White pine, Boxwood 등 탄수화물(-C-O-C) 결합을 갖는 식물성 천연물 spectrum과 일치하는 등 음식물 성분의 특성을 확인할 수 있었다.

또한, 배관 스케일과 음폐수 시료의 용출 확인과정에서 두 시료의 주된 성분이 배관 스케일은 wax 계열 grease 성분이고, 음폐수 건조물은 식물성 오일로 확인되었다. 즉, 음폐수를 대상으로 하는 혐기소화공정 운영에서 배관 스케일의 유기성분 상당부분이 유분과 관련이 있는 것을 알 수 있었다.

Table 1. Results of componential analysis for pipe scale and food wastewater

		Pipe scale		Food wastewater		Analyzer
Organic substance (%)		52.9		77.3		FT-IR TGA ($CaCO_3$)
Inorganic substance (%)		47.1		22.7		XD-XRF
	Element	%		Element	%	
	P	14.8		Cl	8.8	
	Ca	13.9		Ca	5.6	
	Mg	12.0		K	3.9	
	Si	1.9		S	1.7	
	The others	4.5		The others	2.7	

따라서, 이러한 분석결과를 토대로 음폐수에 포함된 유분을 스케일 형성 주요 제어성분으로 설정하여, 스케일형성 및 혐기소화반응 영향 분석과 관련된 실험을 진행하였다. 배관 스케일과 음폐수의 성분분석 결과는 Table 1과 같다.

3.2. 유분제거에 따른 스케일 형성 영향

3.2.1. 혐기소화 실험대상수 수질특성

수도권매립지 침출수처리장에서 혐기소화조에서 반입 · 처리하고 있는 음폐수를 대상으로 2012년 기준 연간 1,100여건의 시료채취 · 분석결과, 평균 155 g COD/L, 고형물 10% 내외이고, 중금속은 거의 함유되어있지 않았다. 또한, 최저와 최고농도가 30배 이상 차이가 나는 등 매우 큰 수질편차를 보였다.

한편, 혐기소화조 운영과정에서 스컴의 과다 발생 등 운영상의 문제점을 해소하기 위해 최근 혐기소화 전처리 개념으로 유분제거공정을 추가 설치하여 운영하고 있다. 동 공정은 유효저장능력 약 900 m^3의 유분분리탱크와 가온보일러로 구성되어 있으며, 유분과 물의 비중차를 효과적으로 이용할 수 있는 온도조건을 유지하면서 유분을 분리 · 회수하는 원리이다. 앞서 설명한 대로 배관스케일과 음폐수의 성분분석 결과에 따라 본 실험의 주요 제어인자로 유분을 설정하였으므로, 유분제거공정 전 · 후 단계에서 동시 채수하여 격주 주기로 1년간 수질분석을 수행하였다. 수질분석 결과 유분제거시 음폐수의 유기물농도(COD, BOD)는 3.3~5.5 %, 기름성분은 6.3% 저감되는 것으로 나타나 유분제거공정 전 · 후의 수질차이는 크지 않은 것으로 확인되었다. 또한, 해당 공정의 연간 분리 · 회수된 유분량은 약 609톤으로, 총 중량기준으로는 처리시설로 유입된 음폐수의 약 0.37%가 유분으로 회수된 것으로 분석되었다.

3.2.2. 스케일 형성 실험결과

연속식 부하실험 과정에서 3기의 반응조 내 상부에 매우 견고하고 부유특성을 가진 갈색의 구형 결정체가 공통적으로 형성되어 소화액에 섞여 배출되거나 배출구를 막는 현상이 관찰되었다. 170일 경과시점에 반응조의 뚜껑부분을 개봉하고 1 mm 체 규격으로 동 결정체를 걸러냈다. 결정체의

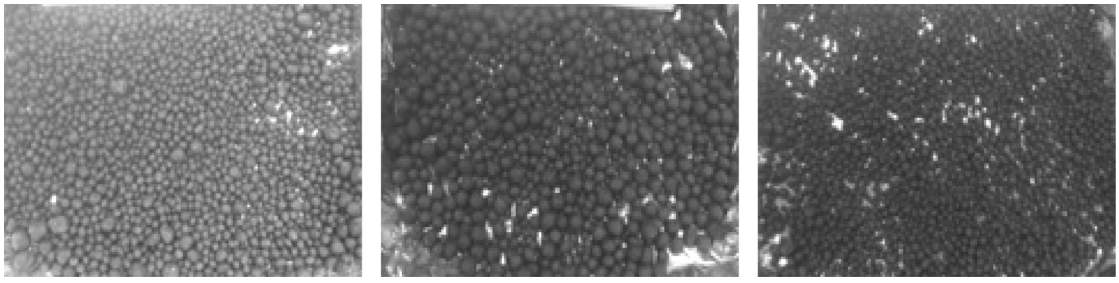

Fig. 3. Globular crystals from anaerobic digestion reactor after 170 days.

Table 2. The size and dried weight of globular crystals from each reactor

Types of reactor		Rotation speed (rpm)	Sieve analysis(g)				Total weight (g)
			under 5 mm	5~9 mm	9~18 mm	over 18 mm	
A	Raw FWW*	60	1.2	213.0	221.5	73.7	509.4
B	Raw FWW*	90	0.5	14.8	138.6	384.4	538.3
C	Grease removed FWW*	90	0.6	212.1	86.3	0.84	299.8

* FWW : Food wastewater

크기와 양은 반응조마다 다른 특성을 나타냈으며, 그 결과는 Fig. 3과 Table 2에 제시하였다.

Table 2와 같이 원수를 사용한 반응조 2기(A조, B조)에서 생성된 결정체의 전체 중량차이는 약 6% 내외로 유사하였다. 그러나 결정체의 크기분포는 크게 달랐는데, A조는 전체중량의 58.0% 그리고 B조는 97.2%가 9 mm 이상이었다. 즉, 동일한 실험조건에서 교반속도가 클수록 형성된 결정체의 총 중량이 많았고 상대적으로 큰 크기분포를 나타냄으로써, 교반강도가 결정체의 성장속도에 중요한 영향인자임을 확인할 수 있었다. Ohlinger는 결정성장은 화학적 평형에 도달할 때까지 지속된다고 하였고,[11] Durrant 등에 의하면 이러한 성장률은 주로 교반에너지를 상승시킬수록 가속화하는데 유리할 수 있다고 주장하고 있다.[12,13] 그러므로 본 실험결과는 이러한 결정성장 이론과 일치하는 경향으로 볼 수 있다. J. Wang의 연구결과에서 최적의 교반강도를 대략 76 S^{-1}로 제시하고 있으나 다양한 교반강도에 대한 생성물질의 성장에 관한 연구는 부족한 실정이므로,[14] 반응조의 형상・규모와 교반수단, 교반대상 물질의 특성 등에 따라 요구되는 교반강도를 도출하는 것이 필요한 것으로 사료된다.

또한, 유분을 사전에 제거한 음폐수(C조)는 음폐수 원수(A조, B조)에 비해 반응조 내에서 생성된 결정체량이 훨씬 적었는데, B조의 55.7%, A조의 58.9% 수준이었다. 동일 교반속도 조건에서 유분제거 여부에 따른 해당 결정체 크기분포를 비교하면(B조, C조), 반응조 B는 9 mm 이하가 2.8%, 18 mm 이상은 71.4%인 반면, C조의 경우는 각각 70.9%와 0.3%로서 작은 입자크기에 대부분 머물러 있었다.

복합조성의 음폐수에 포함된 지질성분의 대부분을 차지하는 중성지방은 가수분해를 통해 LCFA (Long-chain fatty acid)로 전환되는데, 이들 물질은 micelle이라는 구형집합체를 형성하고 소수성 표면에 흡착을 유발하는 특성이 있는 것으로 알려져 있다. 또한, 대부분의 LCFA는 공정주입시 매우 빠른 속도로 슬러지에 흡착되고 이와 동시에 미생물 ATP 농도가 급감하여 쉽게 회복되지 않는 것으로 보고되고 있다.[15] 즉, LCFA에 의해 메탄 생성균 활동정지 및 혐기소화 반응중단 사례[16,17]가 보여주는 것처럼, 미생물의 활성부위 감소를 유발하는 낮은 생물분해도 물질의 흡착이 복합조성 폐수에 대한 고율혐기성공정 적용실패 원인의 하나로서 지목되고 있다.[18]

즉, 음폐수의 무기질의 주 구성성분인 인(P)과 금속류(Ca, Mg 등) 그리고 혐기소화 과정의 암모늄농도 증가는 struvite의 핵생성 요건으로 충분하고, 폐액에 존재하는 고형물류와 유분은 LCFA 전환과 동시에 흡착특성을 나타내면서 유체전단력(교반강도)에 따른 struvite 성장특성과도 일치하는 현상으로 볼 수 있다. 따라서, 음폐수를 대상으로 운영하고 있는 혐기소화조 후단의 배관스케일 구성은 100% 순수한 struvite 화학반응이라기보다는 폐액 내 유분에 의한 LCFA 흡착특성이 복합적으로 관여된 결과로 판단된다.

3.3. 유분제거에 따른 혐기소화 영향 분석

연속식 부하실험에 있어서는 실험이 진행된 모든 범위에서 유기물 제거효율은 80% 이상이었고, Fig. 4에서 보는 바와 같이 유기물 유입부하는 본 실험의 조건에서는 약 4.0 kg COD/m^3/day 이내에서 안정상태를 유지하였다.

소화가스 발생량은 3.0~4.5 kg COD/m^3/day의 주입 부하범위에서 최대로 나타났는데, 유분을 제거한 경우는 약 3.0 kg COD/m^3/day 그리고 제거하지 않은 경우는 이보다 다소 높은 약 4.0 kg COD/m^3/day에서 최대치를 보였다. 최대 소화가스 발생량 분석결과를 비교해보면 원수를 대상으로 하는 경우에 비해 유분제거 음폐수에서 오히려 약 15% 정도 더 높게 나타났다(Fig. 5).

한편, 회분식 반응패턴 실험을 위하여 안정화가 완료된 소화액 27 L를 채운 31 L 크기의 반응조 2기에 각각 3 L씩 2종의 음폐수를 주입하였다. 이중 음폐수 원수는 반입・하역차량에서 직접 채수하였고, 동시간대에 유분제거 음폐수도 함께 채수하였다. 2종의 음폐수 수질은 Table 3과 같다.

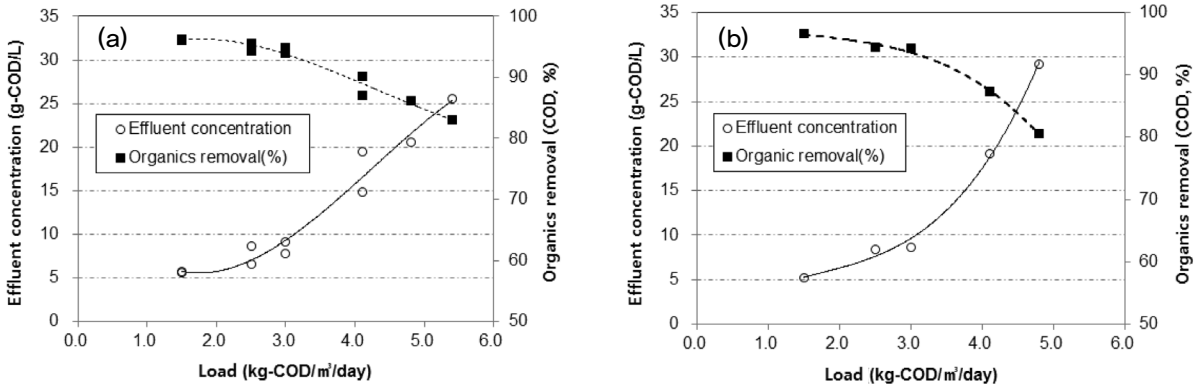

Fig. 4. Results of sequential batch experiment (a) Raw food wastewater, (b) Greese removed food wastewater.

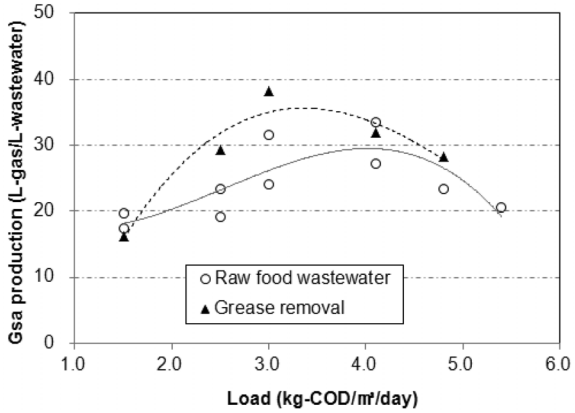

Fig. 5. Comparison of digestion gas productivity.

Table 3. Water quality of each food wastewater supplied to digestion reactor (31 L) (unit : g/L)

	pH	COD	SS	TS	VS
Raw FWW	3.6	146.0	19.6	75.9	62.3
Grease removed FWW	3.9	201.5	31.4	100.3	84.3

Table 3에서 보는 바와 같이 음폐수 연평균 수질과 비교시 실험에 사용된 음폐수 원수는 유사수준인데 비해, 유분제거 음폐수는 이보다 높았다. 이는 차량으로 이송되어 오는 음폐수가 각기 다른 자원화시설에서 반입되기 때문에 유분제거시설의 체류시간 등으로 인해 제거시설 전후 동시 채취시료의 성상차이는 일정부분 발생할 수밖에 없었다. 앞서 설명한 연속식 실험은 1년간 장기간에 걸쳐 진행됨에 따라 주입 음폐수 성상의 평균화가 가능한 경우와는 달리, 회분식 반응 패턴 실험은 1회 주입실험에 따른 결과이다.

반응조에 주입된 음폐수 원수와 유분제거 음폐수의 유기물부하는 각각 0.44와 0.60 kg-COD, 그리고 30일간의 소화실험에서 누적 소화가스 발생량은 각각 29.7 L와 41.6 L이었다. 실험기간동안의 반응조 내 유기물농도 변화와 가스발생량 모니터링 결과는 Fig. 6과 같다.

반응조 내 유기물농도는 반응초기에 급감하다가 일정수준의 농도를 유지하고, 소화가스의 발생도 반응초기 급증한 뒤 일정수준을 유지하였다. 대부분의 반응은 약 7일 내에 진행되었고, 시간경과별 분해과정의 반응패턴은 유분제거 여부와 관계없이 유사한 추이를 나타냈다. 유입수 형태별 소화가스 발생량의 모니터링 결과(Fig. 6(b))에서는 원폐수에 비해 유분제거 음폐수에서 더 많은 발생량이 나타나는 것으로 보이나, 이는 전술한 대로 유입수에 함유된 유기물 함량의 차이 때문이다. 따라서 단위 COD 당 소화가스 발생량으로 환산하면 음폐수 원수와 유분제거 음폐수는 각각 67.7 L/kg-COD와 68.7 L/kg-COD로 거의 같았다.

연속식 및 회분식 실험결과를 볼 때, 음폐수의 혐기소화시 음폐수 내 함유 유분의 제거가 소화반응에 영향요소로 작용할 우려는 없는 것으로 판단되었다. 오히려 과도한 유분은 지질성분에 의해 유도된 LCFA성분으로 인해 고율메탄발

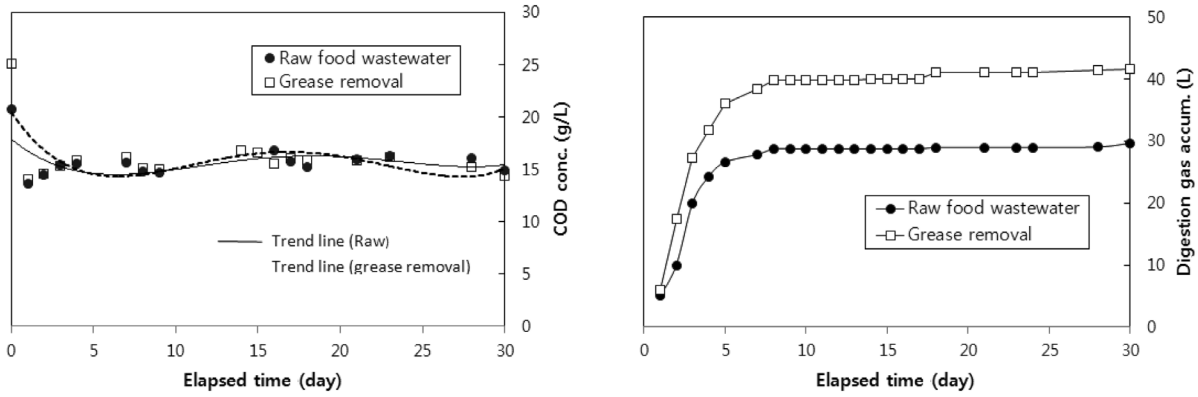

Fig. 6. Changes of organic concentration and biogas accumulation quantity in two cases of food wastewater.

효를 저해하는 독성영향이 보고된 바 있으며,[19,20] 스컴 발생 등 운영상의 여러 문제점을 일으킬 수 있다. 특히, 본 연구에서 확인된 바와 같이 스케일 형성・성장에 큰 영향을 미치므로, 음폐수 소화설비 운전시 사전에 유분을 제거하는 것이 용이한 공정관리나 유지관리비용 절감 등에서 바람직하다고 판단된다.

4. 결 론

음폐수 소화시설에서 발생하는 스케일의 원인물질에 대한 검토를 위해 혐기소화반응 실험을 수반하는 연구를 수행하였으며, 다음과 같은 결론을 도출하였다.

1) 혐기소화조 후단의 배관스케일 성분분석 결과, 유기성분이 52.9%이었으며, 무기성분은 P, Ca 및 Mg 성분이 주를 이루어, Struvite성 광물질로 판단되었다. 특히, 유기성분은 식물성 천연물 spectrum과 유사하여 음폐수 내 포함성분 중 주로 유분에서 기인된 것으로 확인되었다.

2) 음폐수 원수와 유분제거 음폐수에 대한 연속식 부하실험 과정에서 구형의 고형물이 형성되었고, 고형물량은 유분을 제거한 경우가 동일 조건에서 원수를 유입한 경우와 비교하여 55.7% 수준이었다. 또한, 결정체의 성장효과는 동일 운전기간 동안 유분함유도가 높거나 상대적으로 교란이 큰 조건일수록 성장이 빠르게 진행되는 것으로 분석되었다.

3) 회분식 혐기소화 실험결과, 소화가스 발생량은 유분제거 여부와 관계없이 거의 유사한 수준이므로, 소화반응에 미치는 저해영향은 없는 것으로 판단되었다.

4) 음폐수를 대상으로 운영하고 있는 혐기소화조에 형성되는 스케일 형성・성장 현상은 순수한 struvite 화학반응이라기보다는, 폐액 내 유분에 의한 LCFA 흡착특성과 기타 물리적 교란현상 등이 복합적으로 관여된 결과로 판단된다.

KSEE

참고문헌

1. Ministry of Knowledge Economy, “A Development of the High Efficiency Thermophilic Anaerobic Digestion System for the Treatment of Garbage Leachates in Combination with Organic Wastes,” pp. 59~64(2008).
2. SUDOKWON Landfill Site Management Corp., “Research on the advanced treatment method for nitrogen by utilizing organic waste liquor,” pp. 68~71, 97~115(2007).
3. Ministry of Environment, “Comprehensive plan for food wastewater treatment on land and energy yield [2008~2012],” (2007).
4. SUDOKWON Landfill Site Management Corp., “Evaluation for pilot scale two-phase anaerobic digestion with ultra filtration for food wastewater,” Green Tech. Research Center 2008 Research Report, **5**, 88~101(2009).
5. Mohajit, X., Bhattarai, K. K., Taiganides, E. P. and Yap, B. C., “Struvite deposits in pipes and aerators,” *Biol. Wastes*, **30**, 133~147(1989).
6. Ben Omar, N., Entrena, M. and Gonzales-Munoz, M. T., “Effects of pH and phosphate on the production of struvite by Myxococcus xanthus,” *Geomicrobiol. J.*, **12**, 81~90(1994).
7. Kim, J. H., “Treatment of Semiconductor Wastewater using Struvite Crystalization and Analysis of Influencing Factors,” Chungbuk National University, Korea, doctorate thesis, p. 8(2009).
8. Borgerding, J., “Phosphate deposits in digestion systems,” *J. Mater Pollut. Control Fed.*, **44**(5), 813~819(1972).
9. Snoeyink, V. L and Jenkins, D., Water chemistry, John Wiley and Sons, New York, USA.(1980).
10. Doyle, J. D., Oldering, K., Churchley J. and Parasons, S. A., “Struvite formation and the fouling propensity of different materials,” *Water Res.*, **36**, 3971~3978(2002).
11. Ohlinger, K. N., Young, T. M. and Schroeder, E. D., “Kinetics effects on preferential struvite accumulation in wastewater,” *J. Environ. Eng.,* **125**(3), 730~737(1999).
12. Durrant, A. E., Scrimshaw, M. D., Stratful, I. and Lester, J. N., “Review of the Feasibility of Recovering Phosphate from Wastewater for Use as a Raw Material by the Phosphate Industry,” *Environ. Technol.,* **20**(7), 749(1999).
13. Doyle, J., Philp, R., Churchley, J. and Parsons, S. A., “Analysis of struvite precitation in real and synthetic liquors,” *Process Safety Environ. Protect.*, **78**, 480~488(2000).
14. Wang, J., Burken, J. G., Zhang, X., “Effect of seeding materials and mixing strength on struvite precipitation,” *Water Environ. Res. : A Res. Publicat. Water Environ. Fed.*, **78**(2), 125~132(2006).
15. Hanaki, K., Matsuo, T. and Nagase, M., “Mechanism of Inhibition Caused by Long-Chain Fatty Acids in Anaerobic Digestion Process,” *Biotechnol. Bioeng.*, **23**, 1591~1610(1981).
16. Rinzema, A., Boone, M., Knippenberg, K. V. and Lettinga, G., “Bactericidal Effect of Long Chain Fatty Acids in Anaerobic Digestion,” *Water Environ. Res.*, **66**, 40~49(1994).
17. Angelidaki, I. and Ahring, B. K., “Effects of free Long-Chain Fatty Acids on Thermophilic Anaerobic Digestion,” *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **37**, 808~812(1992).
18. Lettinga, G. and Hulshoff Pol, L. W., “UASB-Process Design for Various Types of Wastewaters,” *Water Sci. Technol.,*, **24**(8), 87~107(1991).
19. Angelidaki, I., L., Ellegaard and Ahring, B. K., “A Comprehensive Model of Anaerobic Bioconversion of Complex Substrates to Biogas,” *Biotechnol. Bioeng.*, **63**, 363~372(1999).
20. Samson, R., B. van den Berg, R. Peters and C. Hade, “Dairy Waste Treatment using Industrial-Scale Fixed-Film and Upflow Sludge Bed Anaerobic Digesters ; Design and Start-up Experience,” in 39th Industrial Waste Conference, Purdue University, Butterworth, pp. 235~241(1985).