

## 교반이 축산폐수의 혐기성 처리효율에 미치는 영향

이종호<sup>1</sup>, 성일화<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>인하대학교 환경공학과, <sup>2</sup>가천대학교 환경에너지공학과

### Mixing Effects of Anaerobic Digestion Efficiency on Livestock Wastewater Treatment

Jong-Ho Lee<sup>1</sup> and Il-Wha Sung<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Environment Engineering, Inha University

<sup>2</sup>Department of Environmental & Energy Engineering, Gachon University

**요 약** 본 연구는 축산폐수의 혐기성 처리 시 교반의 영향에 대하여 연구자에 따라 서로 다른 결과가 보고되어 우리나라 축산폐수에 적용 시 교반의 영향을 파악할 필요가 있어 실시하였다. 4개의 혐기성 소화조를 중온 또는 고온으로 유지하면서 연속적으로 교반시키거나 교반 시키지 않고 운전하였다. 온도가 같은 경우 연속으로 교반한 반응조가 교반하지 않은 반응조의 TCOD 제거효율에 비하여 0.11-0.58% 높게 나타났다. 그리고 중온 소화조의 TCOD 제거효율이 고온 소화조의 TCOD 제거효율과 거의 같아 온도에 따른 TCOD 제거효율 간에는 큰 차이가 없었다. 연속적으로 교반한 소화조의 가스 발생량이 교반하지 않은 소화조에 비하여 1.7-4.6% 많았다. 또한 중온 소화조의 가스 발생량은 고온 소화조보다 29.1-32.1% 높고 메탄 발생량도 많았는데 이는 고온 소화조의 암모니아 저해로 인한 것으로 판단된다. 이러한 실험 결과를 종합하면 축산폐수를 혐기성으로 처리 시 중온에서 운전되고 연속적으로 교반한 반응조의 운전 조건이 더 좋은 것으로 판단된다.

**Abstract** Mixing effect on anaerobic digestion of livestock wastewater was different results depending on the researchers have been reported. The purpose of this study was to understand application of Korea livestock waste it was necessary to determine the effect of mixing. 4 anaerobic reactors were operated mesophilic and thermophilic temperature with continuous mixing or non mixing condition, respectively. Experimental result showed If temperature was same, TCOD removal efficiency of continuous mixing reactor was 0.11-0.58% higher than non mixing reactor. Different mesophilic and thermophilic temperature, there was no significant difference of TCOD removal efficiency. Continuously mixed digester gas production was 1.7-4.6% higher than non mixed digester. In addition, mesophilic digester gas production was 29.1-32.1% higher than the thermophilic digester. It was due to the thermophilic digester believe the inhibition of ammonia. This study suggest that the optimized operation condition of anaerobic digestion for livestock wastewater treatment was mesophilic continuous mixing state.

**Key Words** : Anaerobic digestion, Methane production, Mixing, Temperature

### 1. 서론

축산폐기물을 혐기성으로 처리할 때 효과적인 기질 전환에 대한 최적 교반 형태에 대하여 많은 연구가 진행되었는데, Mills[1]는 중온에서 축산폐기물의 혐기성 소화

에 간헐적인 교반을 권장하였으며, Ben-Hasson 등[2]은 축산분비물의 처리에서 연속적으로 교반한 반응조의 메탄 발생율이 교반하지 않은 반응조보다 75% 낮았다고 보고하였고, Dolfing[3]은 너무 강한 교반은 완전혼합 반응조에서 플럭의 구조를 파괴하여 미생물간의 공생관계

\*Corresponding Author : Il-Wha Sung(Gachon Univ.)

Tel: +82-32-820-4262 email: iwsung@gachon.ac.kr

Received December 6, 2013 Revised January 8, 2014

Accepted January 9, 2014

(syntrophic relationship)를 방해한다고 하였으며, Karim 등[4]은 5%의 축산폐기물 슬러리를 증온에서 소화시킨 결과 유기물 제거효율이 교반에 따라 거의 차이가 없다는 연구결과를 제시하였다. 이와 같이 혐기성 처리에서 교반의 영향에 대하여 서로 다른 결과가 보고되었으므로 축산폐수를 혐기성으로 처리할 때 교반의 영향을 파악할 필요가 있다.

혐기성 처리는 일반적으로 증온 및 고온으로 처리하는 방법이 있으며 증온 소화는 보편적으로 많이 사용되고 20일 이상의 긴 체류시간이 소요되며 50% 내외의 유기물이 감량되고 병원균 사멸율이 낮아 공중 보건상 문제를 유발하는 것으로 알려져 있으며 고온 소화는 유기물 감량율이 증온 소화에 비해 높고 병원균 사멸율도 높으나 소화조 유출수의 수질이 나쁘고 가온에 추가적인 비용이 소요되며 소화상태가 유입성상, 온도, 유기물 부하율 등의 운전인자에 민감한 것으로 알려져 있다. 송 등[5]의 연구에서는 폐활성 슬러지로 식중한 증온 혐기성 소화조가 고온 혐기성 소화조에 비하여 초기안정성, 비메탄 회수율, 유출수질이 우수하였고 VS 감량은 고온 혐기성 소화조가 약간 우수하였으며 병원균 사멸율은 고온 혐기성 소화조의 99.6% 사멸율에 비하여 증온 혐기성 소화조는 66.7%의 사멸율을 나타내었다.

본 연구에서는 폐활성 슬러지로 식중한 증온 및 고온 혐기성 반응조에서 축산폐수를 처리할 때 연속적으로 교반시키는 경우와 교반을 실시하지 않는 경우의 효과를 비교하고자 하였다.

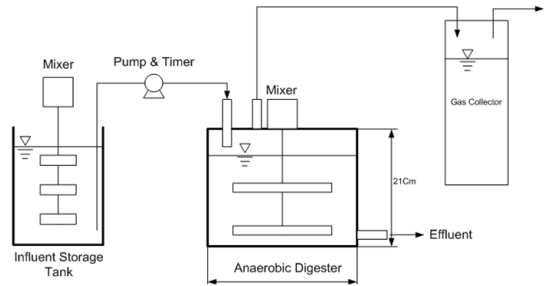
## 2. 실험재료 및 방법

### 2.1 실험 장치

연구에 사용된 반응조는 Fig. 1에 도시된 바와 같이 직경이 8.7cm이고, 높이가 21cm인 원통형 아크릴로 제작하여 전체 실용적이 각각 5L가 되도록 하였고 전체 유효용적은 3.5L가 되도록 하였다. 유입폐수는 상부의 유입구를 통하여 펌프를 이용하여 유입시켰으며 처리수는 반응기 하단측부의 유출구를 통하여 압력차를 이용하여 유출시켰다.

반응조에서 발생한 가스는 반응조 상단의 가스 유출구를 통하여 가스 포집조에 포집된 다음 발생량을 측정하였으며, 가스 유출관 중간에 시료 채취구를 설치하여 발생 가스의 조성을 분석하기위한 시료를 채취하였다. 실험은 35℃의 항온실에서 실시하여 반응조의 온도를 증온으로 유지하였으며, 고온 소화조는 heating jacket을 반응조 외부에 설치하여 온도조절기 와 반응기에 설치된 온도계

를 이용하여 55℃로 유지하였다.



[Fig. 1] Schematic diagram of the anaerobic digestion system.

Table 1에 나타난 바와 같이 폐활성 슬러지로 식중한 증온 또는 고온으로 유지하면서 연속적으로 교반시키거나 또는 교반을 시키지 않은 4개의 혐기성 소화조를 운전하였다.

[Table 1] Reactor setup

Reactor	Seeding material	Operating temperature(℃)	Mixing
WAM-M	WAS	35	continuous
WAT-M	WAS	55	continuous
WAM-NM	WAS	35	no mixing
WAT-NM	WAS	55	no mixing

### 2.2 실험 방법

각 반응조의 유효용적은 3.5L이었으며, HRT가 30일이 되도록 매일 한번씩 회분식으로 117ml의 축산폐수를 주입하였다. 폐활성 슬러지로 식중한 연속교반 증온 혐기성 소화조(WAM-M)와 폐활성 슬러지로 식중한 연속교반 고온 혐기성소화조(WAT-M)는 교반기를 이용하여 100rpm의 속도로 연속교반 시켰으며, 폐활성 슬러지로 식중한 교반하지 않는 증온 혐기성 소화조(WAM-NM)와 폐활성 슬러지로 식중한 교반하지 않는 고온 혐기성 소화조(WAT-NM)는 폐수 주입 전과 후에 각각 1.5분씩 3분간만 교반시킨 후 교반을 중지하였다.

실험은 69일간 지속되었는데, 34일이 경과한 후에 반응조가 정상상태에 도달하였다고 판단되었으므로 정상상태에서 유입수와 처리수를 일주일에 2-3회씩 모두 10회 분석하여 처리 결과를 비교하였다.

### 2.3 식중 슬러지와 축산폐수의 특성

식중 슬러지로 I시 S하수처리장의 폐활성 슬러지를 이용하였는데 식중에 이용된 폐활성 슬러지의 특성을 Table 2에 나타내었다.

[Table 2] Characteristics of the seeding sludge

Item	Concentration
TSS	9,465 mg/L
VSS	7,030 mg/L
TCODcr	9,120 mg/L
SCODcr	640 mg/L

실험에 사용된 축산폐수는 H시의 한 축산농가에서 채취하여 이용하였으며 주입 전에 HCl로 pH를 평균 7.6 정도로 맞춘 다음 분석하였으며, 전체 실험기간 동안의 유입수의 특성을 Table 3에 나타내었다.

[Table 3] Characteristics of the livestock wastewater used for the experiment

Item	Range (Average)
pH	7.50-7.78 (7.64)
Alkalinity (mg/L)	8,600-21,750 (13,362)
TCODcr (mg/L)	14,595-31,893 (22,074)
SCODcr (mg/L)	12,649-30,904 (20,783)
TSS (mg/L)	1,947-2,474 (2,212)
VSS (mg/L)	1,250-2,000 (1,491)
VSS/TSS	0.541-0.808 (0.675)
TKN (mg/L)	3,248-16,912 (7,030)
T-N (mg/L)	3,356-17,093 (7,152)
T-P (mg/L)	123-351 (288)

### 2.4 분석

Table 4에 주어진 바와 같이 유입수 및 처리수에 대하여 Standard Methods[6] 및 수질오염공정시험법[7]에 준하여 필요한 분석을 실시하였는데, 가스 발생량 및 가스 조성 분석은 매일 실시하였으나 그 외 수질 분석은 유입수와 처리수가 발생할 때 분석을 실시하였다.

[Table 4] Summary of the analytical methods

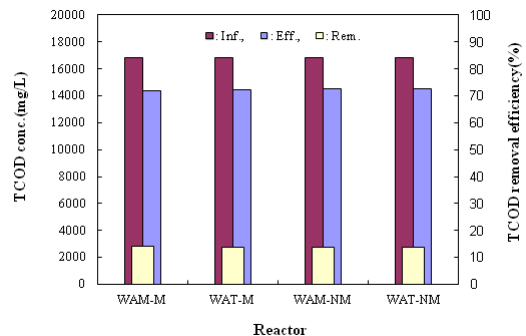
Item	Analytical method
pH	pH Meter(Orion Model 720A)
Alkalinity	Titration Method(Standard Methods ; 2320B)
COD	Dichromate Reflux Method(closed) (Standard Methods ; 5220C)
SS	Korean Standard Methods for Water Pollution
TKN	Macro Kjeldahl Method of Standard Methods
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Ion Chromatograph(Young Lin Instrument)
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	Ion Chromatograph(Young Lin Instrument)
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	Ion Chromatograph(Young Lin Instrument)
T-P	Korean Standard Methods for Water Pollution (Acrobic Acid Reduction Method)
Gas Content	Gas Chromatograph(HP 6890, TCD)

## 3. 연구결과 및 고찰

### 3.1 유기물 제거

정상상태에서 유입수의 평균 TCOD 및 SCOD 농도는 각각 16,798 mg/L 및 15,444 mg/L로, SCOD/TCOD비가 0.92인 점으로 보아 COD의 대부분이 용해성이었음을 알 수 있다.

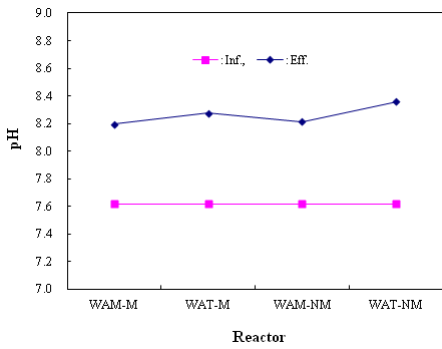
Fig. 2에 의하면 WAM-M, WAT-M, WAM-NM 및 WAT-NM의 처리수의 평균 TCOD 농도는 각각 14,403 mg/L, 14,483 mg/L, 14,503 mg/L, 및 14,516 mg/L로, 온도가 같은 경우 연속적으로 교반한 반응조의 TCOD 제거효율이 교반하지 않은 반응조에 비하여 0.11-0.58% 높아 교반에 따른 제거효율간에 큰 차이를 나타내지 않았다. 또한 중온 소화조의 TCOD 제거효율이 고온 소화조의 TCOD 제거효율과 거의 같아 온도에 따른 TCOD 제거효율간에도 차이가 없었다. Karim 등[4]도 5%의 축산 폐기물 슬러리를 중온에서 혐기성 소화시킨 결과 TCOD 제거효율이 교반에 따라 거의 차이가 없다는 연구결과를 제시하였다.



[Fig. 2] Average TCOD removal efficiency of the reactors.

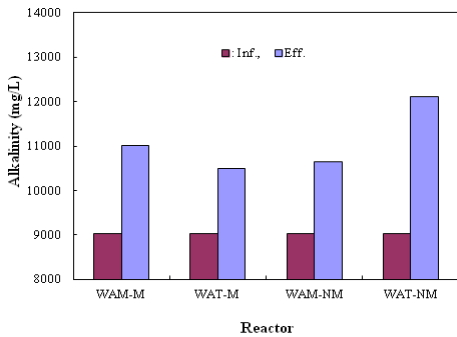
### 3.2 pH 및 알칼리도

실험동안의 pH 변화를 Fig. 3에 나타내었는데, 실험이 진행됨에 따라 처리수의 pH가 서서히 증가하다 50일경부터 거의 일정한 값을 나타내었다. 유입수의 pH는 HCl을 이용하여 평균 7.6으로 유지하였으며, 처리수의 평균 pH는 WAM-M, WAT-M, WAM-NM 및 WAT-NM 별로 각각 8.20, 8.28, 8.22 및 8.36이었다. 중온 소화조에 비하여 고온 소화조의 pH가 조금 높게 나타났으며, 연속적으로 교반한 반응조보다 교반하지 않은 반응조의 pH가 조금 높았으나 큰 차이를 나타내지는 않았다. 메탄 생성균이 6.4-7.4의 pH 범위에서 기능을 하지만 최적 pH는 7.0-7.2이고 pH가 6.0에 가까워지면 혐기성 소화가 실패할 수 있다[8].



[Fig. 3] pH variations during the experiment.

Fig. 4에 나타난 바와 같이 정상상태에서 유입수의 알칼리도는 평균 9,040 mg/L이었으며 처리수의 평균 알칼리도는 WAM-M, WAT-M, WAM-NM 및 WAT-NM 별로 각각 10,505 mg/L, 11,025 mg/L, 10,655 mg/L 및 12,107 mg/L로, 중온 반응조보다 처리수의 pH가 높았던 고온 반응조의 알칼리도가 높았다. 혐기성 소화에서의 이상적인 알칼리도의 범위는 1,000-5,000 mg/L로 보고되었는데[9-11] 본 연구에서는 이상적인 범위보다 높게 나타났는데 이는 유입수의 알칼리도가 높았기 때문으로 판단된다.



[Fig. 4] Average alkalinity of the reactors.

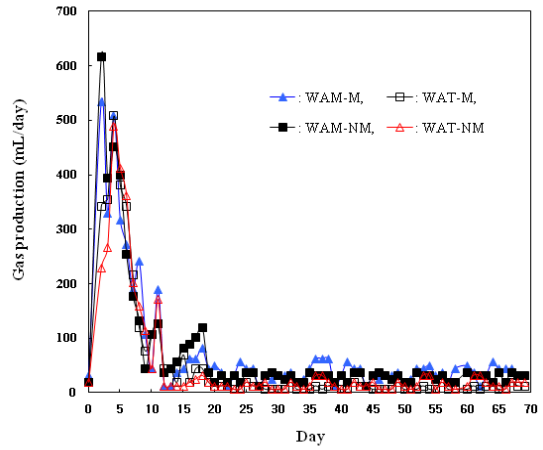
### 3.3 가스 발생 경향

각 반응조의 총 누적 가스 발생량을 Table 5에 나타내었다.

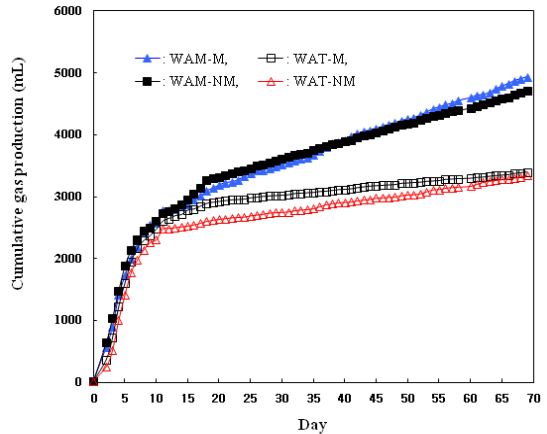
[Table 5] Cumulative gas production during the experiment

Reactor	Cumulative gas production(mL)
WAM-M	4,937
WAT-M	3,397
WAM-NM	4,708
WAT-NM	3,340

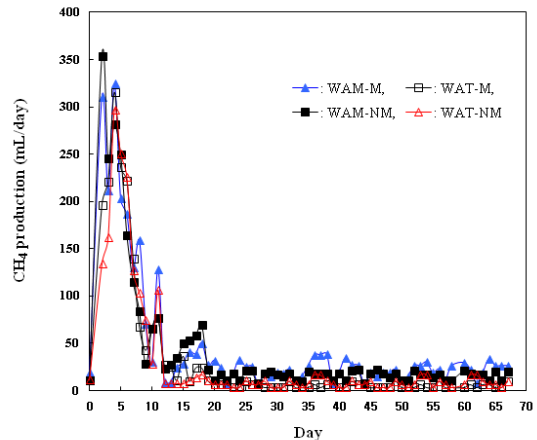
일 가스 발생량, 누적 가스 발생량 및 발생 가스의 메탄 함유율을 각각 Fig. 5, Fig. 6 및 Fig. 7에 나타내었다.



[Fig. 5] Daily gas production of the reactors.



[Fig. 6] Cumulative gas production of the reactors.



[Fig. 7] CH<sub>4</sub> content of the biogas.

중온 소화조의 경우 WAM-M과 WAM-NM 모두 축산 폐수를 주입한 후 지체없이 가스가 발생하였으며 가스 조성 분석결과 최초의 메탄 함유율이 57% 이상이었다. WAM-M은 폐수 주입 후 18일까지는 가스 발생량이 많다가 그 이후에는 감소하였으며, 6일째에 메탄 함유율이 68.2%로 가장 높게 나타났으며, 가스 발생량이 감소함에 따라 메탄 함유율도 58-59%로 낮아지면서 안정화되었다. WAM-NM도 6일째에 메탄 함유율이 64.7%로 가장 높은 값을 나타내었고, WAM-M과 같이 가스 발생량이 감소함에 따라 메탄 함유율도 조금씩 낮아져, 53-56%로 안정화되었다. WAM-NM은 가스 발생량과 메탄 함유율의 변화에서 WAM-M과 유사한 경향을 나타내었으나 WAM-NM의 총 누적 가스 발생량이 더 적고 메탄 함유율도 3-5% 더 낮았다.

WAT-M과 WAT-NM 두 반응조도 모두 폐수 주입 후 지체없이 가스가 발생하였고 메탄 함유율도 처음부터 57% 이상이었다. WAT-M은 15일까지는 가스 발생량이 많았으나 15일 이후에는 가스 발생량이 감소하면서 안정화되었으며, 6일째에 65.1%로 가장 높은 메탄 함유율을 나타내었으며, 가스 발생량이 감소함에 따라 메탄 함유율도 53% 정도로 낮아졌다. 이에 비하여 WAT-NM는 11일까지는 가스 발생량이 많았으나 이후에 감소하였고 메탄 함유율은 8일째에 64.6%로 가장 높았으나 실험이 진행되면서 50% 정도로 안정화되었다. WAT-M과 WAT-NM의 가스 발생량과 메탄 함유율의 변화 경향은 유사하였으나 WAT-M이 WAT-NM에 비하여 가스 발생량은 더 많고 메탄 함유율도 높은 결과를 나타내었다.

결과적으로, 폐활성 슬러지로 식종된 혐기성 반응조에서 교반과 온도의 영향을 살펴보면 연속적으로 교반한 소화조의 가스 발생량이 교반하지 않은 소화조에 비하여 1.7-4.6% 많았다. 또한 중온 소화조의 가스 발생량은 고온 소화조보다 29.1-31.2% 높고 메탄 함유율이 많은 점으로 보아 교반에 의한 영향에 비하여 온도의 영향이 더 큰 것으로 판단된다.

### 3.4 가스 발생량의 비교

각 반응조의 정상상태에서 유입수, 처리수 및 가스 조성을 10회 분석하여 폐수 주입에 따른 이론적 메탄 발생량과 실제 메탄 발생량을 Table 6에 나타내었다.

이론적 CH<sub>4</sub> 발생량은 식 (1)을 이용하여 산정하였으며 [12], 실제 CH<sub>4</sub> 발생량은 측정된 가스 발생량과 가스 조성 분석으로부터 계산하였다.

$$G = 0.35Q(So - Se) \quad (1)$$

위의 식에서: G = 메탄 발생량(L/day)

Q = 폐수 유입량(L/day)

So = 유입수의 TCOD 농도(g/L)

Se = 유출수의 TCOD 농도(g/L)

Table 6에 제시된 자료에 의하면 WAM-M과 WAM-NM의 이론적 메탄 발생량은 각각 981ml와 940ml, 그리고 실제 메탄 발생량은 각각 224ml와 168ml로, 이론적 메탄 발생량에 대한 실제 메탄 발생량이 WAM-M에서는 22.8%, 그리고 WAM-NM에서는 17.9%로, 연속적으로 교반한 반응조가 교반하지 않은 반응조보다 더 좋은 결과를 나타내었다.

WAT-M과 WAT-NM의 경우 이론적 메탄 발생량은 각각 947ml와 938ml, 그리고 실제 메탄 발생량은 각각 87.1ml와 44.8ml로, 이론적 메탄 발생량에 대한 실제 메탄 발생량의 비가 각각 0.09 및 0.05로 WAT-M이 높게 나타났다.

폐활성 슬러지로 식종된 반응조에서 중온의 경우에는 연속적으로 교반한 반응조가 교반하지 않은 반응조 보다 메탄 발생량이 더 많았으며, 고온의 경우에는 중온 소화조에 비하여 실제 메탄 발생량이 더 적었으며, 연속적으로 교반한 반응조가 교반하지 않은 반응조 보다 메탄 발생량이 더 많았다.

4개의 반응조 모두 이론적인 메탄 발생량에 대한 실제 메탄 발생량의 비가 낮았는데 그 원인을 파악하기 위하여 정상상태에서의 처리수의 pH와 총 암모니아 농도로부터 유리 암모니아 농도를 계산하여 Table 7에 나타내었는데, 유리 암모니아 농도는 식 (2)를 이용하여 산정하였다 [13].

$$[NH_3] = [TNH_3] \times \left( 1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-\left(0.09018 + \frac{2729.92}{T}\right)}} \right) \quad (2)$$

위의 식에서 :

[NH<sub>3</sub>] = 유리 암모니아 농도 (mg/L)

[TNH<sub>3</sub>] = 총 암모니아 농도 (mg/L)

T = 절대온도(K)

암모니아의 저해에 대해서는 순응되지 않은 메탄 생성균의 암모니아 저해는 1.5-2.5g N/L의 농도에서 시작되고 [14,15], 순응된 경우에는 4 g/L의 총 암모니아농도까지 견디는 것으로 보고되었다[15,16].

아세트산을 이용하는 미생물은 순응된 경우에는 700 mg N/L의 유리 암모니아 농도에서도 성장하나[16], 순응되지 않은 경우에는 100-150 mg N/L의 농도에서 저해가 시작되는 것으로 보고되었다[17,18].

[Table 6] CH<sub>4</sub> production of the reactors

Reactor	Influent (ml)	Romoved COD (mg/L)	Theoretical CH <sub>4</sub> production(ml)	Gas production (ml)	CH <sub>4</sub> production(ml)
WAM-M	117	2,439	100	25.4	14.7
	117	2,270	93	63.6	37.5
	117	1,896	78	63.6	38.4
	117	2,235	92	44.5	26.1
	117	1,875	77	31.8	18.4
	117	1,650	68	44.5	26.1
	117	2,850	117	19.1	11.0
	117	2,440	100	12.7	7.4
	117	2,545	104	44.5	26.1
Total	1,170	22,950	940	381.5	224.1
WAT-M	117	2,808	115	6.4	3.4
	117	2,662	109	31.8	16.6
	117	2,102	86	19.1	10.1
	117	2,345	96	12.7	6.7
	117	1,785	73	6.4	3.4
	117	1,505	62	12.7	6.7
	117	2,620	107	12.7	6.7
	117	2,400	98	31.8	16.8
	117	2,400	98	12.7	6.7
Total	1,170	23,147	947	165.4	87.1
WAM-NM	117	2,439	100	19.1	10.0
	117	2,270	93	31.8	17.7
	117	1,896	78	31.8	17.6
	117	2,235	92	38.2	21.7
	117	1,875	77	25.4	13.9
	117	1,650	68	38.2	20.7
	117	2,850	117	19.1	10.7
	117	2,440	100	31.8	17.0
	117	2,545	104	38.2	20.7
Total	1,170	22,950	940	305.4	167.8
WAT-NM	117	2,108	86	6.4	3.1
	117	2,270	93	12.7	6.5
	117	1,694	69	12.7	6.4
	117	2,613	107	12.7	6.5
	117	2,125	87	6.4	3.2
	117	1,805	74	6.4	3.2
	117	2,600	106	6.4	3.2
	117	2,500	102	6.4	3.2
	117	2,700	111	6.4	3.2
Total	1,170	22,915	938	89.2	44.8

Table 7에서 보는 바와 같이 정상상태에서 처리수의 총 암모니아 농도는 3,000 mg/L 정도로 암모니아가 저해하는 농도에 해당하며, 유리 암모니아 농도도 저해를 일으키는 농도 범위에 해당하였다. 따라서 메탄 생성균에 대한 암모니아의 저해로 인하여 이론적 메탄 발생량보다 실제 메탄 발생량이 적은 것으로 판단된다.

식 (2)에서 보는 바와 같이 유리 암모니아 농도는 총 암모니아 농도, 온도 및 pH에 의하여 영향을 받으며, 암모니아를 고농도로 함유하는 폐기물을 메탄 발효시킬 때 중온보다 고온에서 더 쉽게 저해를 일으킨다고 보고되었다[17,19-21]. 이와 같은 사실은 유리 암모니아의 농도가 온도에 따라 증가한다는 점과 일치하며, 이는 처리수의 총 암모니아 농도는 비슷하지만 중온 소화조에 비하여 고온 소화조의 유리 암모니아 농도가 높아서 고온 소화조가 중온 소화조보다 유리 암모니아에 의한 저해를 더 받기 때문에 고온 소화조가 중온 소화조보다 이론적 메탄 발생량보다 실제 메탄 발생량이 적은 것으로 판단된다.

[Table 7] Average pH, total ammonia concentration and free ammonia concentration of the reactors

Reactor	pH	Total ammonia (mg/L)	Free ammonia (mg/L)
WAM-M	8.20	2,969	424
WAT-M	8.28	3,058	1,280
WAM-NM	8.22	2,881	424
WAT-NM	8.36	2,985	1,402

#### 4. 결론

폐활성 슬러지로 식중독 중온 및 고온 혐기성 반응조에서 축산폐수를 처리할 때 연속적으로 교반시키는 경우와 교반을 실시하지 않는 경우의 효과를 비교하여 다음과 같은 결과를 얻을 수 있었다.

- 1) 온도가 같은 경우 연속으로 교반한 반응조가 교반하지 않은 반응조의 TCOD 제거효율에 비하여 0.11-0.58% 높게 나타났다. 그리고 중온 소화조의 TCOD 제거효율이 고온 소화조의 TCOD 제거효율과 거의 같아 온도에 따른 TCOD 제거효율간에는 큰 차이가 없었다.
- 2) pH와 알칼리도는 중온 소화조에 비하여 고온 소화조의 pH가 조금 높게 나타났으며, 연속적으로 교반한 반응조보다 교반하지 않은 반응조의 pH가 조금 높았으나 큰 차이를 나타내지는 않았다.
- 3) 가스 발생량을 살펴보면 연속적으로 교반한 소화조

의 가스 발생량이 교반하지 않은 소화조에 비하여 1.7-4.6% 많았다. 또한 중온 소화조의 가스 발생량은 고온 소화조보다 31.2-29.1% 높고 메탄 함유율이 더 많았으며, 이는 고온 소화조의 암모니아 저해로 인한 것으로 판단된다.

이러한 실험 결과를 종합하면 폐활성 슬러지로 식중독 혐기성 반응조에서는 중온에서 운전되고 연속적으로 교반한 반응조의 운전 조건이 더 좋은 것으로 판단된다.

#### Reference

- [1] Mills P. J., "Minimization of energy input requirements of an anaerobic digester", *Agric. Wastes*, 1(1), pp.57-59, 1979.  
DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0141-4607\(79\)90007-6](http://dx.doi.org/10.1016/0141-4607(79)90007-6)
- [2] Ben-Hasson R. M., Ghaly A. E., Singh R. K., "Design and evaluation of no-mix energy efficient anaerobic digester", *Proceedings, Annual Meeting, Canadian Soc of Agric Engineering*, pp.105-112, 1985.
- [3] Dolfing J., "The energetic consequences of hydrogen gradients in methanogenic ecosystems", *FEMS Microbiol. Ecol.*, 101(3), pp.183-187, 1992.  
DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0168-6496\(92\)90034-Q](http://dx.doi.org/10.1016/0168-6496(92)90034-Q)
- [4] Karim K., Hoffmann R., Klasson K.T., Al-Dahhan M.H., "Anaerobic digestion of animal waste: effect of mode of mixing", *Water Research*, 39(15), pp.3597-3606, 2005.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.019>
- [5] Song Y. C., Kwon S. J., Woo J. H., "Comparative performance of mesophilic-thermophilic co-phase anaerobic digestion to single stage mesophilic and thermophilic digestions of sewage sludge", *J. of Korean Soc of Environ Eng*, 23(6), pp.739-746, 2003
- [6] APHA, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Ed.*, New York, 1995.
- [7] Ministry of Environment notification 2011-103, Water quality official test method enacted by Korean Ministry of Environment; 2011. 6. 16.
- [8] Bitton G, *Wastewater Microbiology, 1st ed.*, p.229-245, Wiley-Liss, 1994.
- [9] Shin H. S., Song Y. C., Mun M. J., "A study on the feasibility of anaerobic digestion of food wastes by biodegradability test", *J. Korea Solid Wastes Eng. Society*, 10(1), pp.35-42, 1993.
- [10] Brummeler E. T., Koster I. W., Zeevalkimkm J. A., "Dry digestion of the organic fraction of municipal solids waste in a batch process", *Anaerobic Digestion*

- Symp. 5th*, Pergamon, pp.335-344, 1988.
- [11] McCarty P. L., "Anaerobic waste treatment fundamentals part 2: environmental requirements and control", *Public Works*, Oct., pp.123-126, 1964.
- [12] Bae J. H., Cho K. M., "Anaerobic Treatment(I)", *J. of The Korean Soc of Water and Wastewater*, No.4, pp.85-97, 1994.
- [13] Østergard N., *Biogasproduktion i det themofile temperaturinterval*, *STUB rapport nr. 21*, p.96-110, Kemiteknik, Dansk Teknologisk Institut, Taastrup, 1985.
- [14] Van Velsen A. F. M., "Adaption of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations", *Water Research*, 13(10), pp.995-999, 1979.  
DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90194-5](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(79)90194-5)
- [15] Hashimoto A. G., "Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle wastes", *Agric. Wastes*, 17(4), pp.241-261, 1986.  
DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0141-4607\(86\)90133-2](http://dx.doi.org/10.1016/0141-4607(86)90133-2)
- [16] Angelidaki I., Ahring B. K., "Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: effect of ammonia", *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 38(4), pp.560-564, 1993.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/BF00242955>
- [17] Braun R., Huber P., Meyrath J., "Ammonia toxicity in liquid piggery manure digestion", *Biochnol. Lett.*, 3(4), pp.159-164, 1981.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/BF00239655>
- [18] De Baere L. A., Devocht M., Van Assche P., Verstraete W., "Influence of high NaCl and NH<sub>4</sub>Cl salt levels on methanogenic associations", *Water Research*, 18(5), pp.543-548, 1984.  
DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90201-X](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(84)90201-X)
- [19] Van Velsen A. F. M., *Anaerobic digestion of piggery waste*, *Wageningen*, p.21-40, The Netherlands, Dept. Water Pollution Control, Agricultural University, 1981.
- [20] Parkin G. F., Miller S. W., "Response of methane fermentation to continuous addition of selected industrial toxicants", *Proceedings of the 37th Industrial Waste Conference*, pp.726-743, 1983.
- [21] Angelidaki I., Ahring B. K., "Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature", *Water Research*, 28(3), pp.727-731, 1994.  
DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90153-8](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(94)90153-8)

---

## 이 종 호(Leel-Jong Ho)

[정회원]



- 1999년 2월 : 인하대학교 환경공학과 (공학사)
- 2001년 2월 : 인하대학교 환경공학과 (공학석사)
- 2001년 9월 ~ 현재 : 인하대학교 환경공학과 박사과정

<관심분야>  
수질환경, 폐기물

---

## 성 일 화(II-Wha Sung)

[정회원]



- 1986년 2월 : 서울시립대학교 환경공학과 (공학석사)
- 1993년 2월 : 서울시립대학교 환경공학과 (공학박사)
- 1991년 8월 ~ 현재 : 가천대학교 환경에너지공학과 교수

<관심분야>  
폐 · 하수처리