



ORIGINAL PAPER

원저

슬러리형 돈사폐수의 혐기성 소화시 암모니아 부하의 영향

원철희, 권재혁*, 임재명**†

강원대학교 환경연구소, 강원대학교 환경방재공학과*, 강원대학교 환경공학과**
(2009년 2월 18일 접수, 2009년 3월 28일 채택)

Effect of Ammonia Nitrogen Loading Rate on the Anaerobic Digestion of Slurry-typed Swine Wastewater

Chul-Hee Won, Jay Hyouk Kwon*, Jay-Myoung Rim**†

Institute of Environmental Research, Kangwon National University, Department of Environmental Prevention Engineering, Kangwon National University*, Department of Environmental Engineering, Kangwon National University** †

ABSTRACT

This research examined the effect of ammonia nitrogen loading rate (NVLR) on the anaerobic digestion of slurry-typed swine wastewater. The anaerobic reactor was used an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process. This UASB reactor was operated at a NVLR of 0.02~0.96kgNH₄⁺-N/m³/day. The methane content showed the range of 73.3~77.9% during the steady state period. Free ammonia (FA) concentration increased over inhibition level as pH increase from 7.3 to 8.2. However, in consideration of methane content, methane producing bacteria (MPB) inhibition by FA and total ammonia (TA) was not observed. A stepwise increase of the NVLR resulted in a deterioration in the COD removal rate in UASB reactor. The COD removal rate were 60% for NVLR up to 0.55kgNH₄⁺-N/m³/day. As the NVLR increased from 0.09 to 0.96kgNH₄⁺-N/m³/day, the biogas production rate varied from 3.71 to 9.14L/d and the methane conversion rate of the COD varied from 0.32 to 0.20m³CH₄/kg COD removed. Consequently, in considerations of FA concentration, COD removal rate, and CH₄ production rate, the UASB reactor must be operated to lower than 0.40kgNH₄⁺-N/m³/day of NVLR.

Keywords : Ammonia nitrogen loading rate, upflow anaerobic sludge blanket, methane producing bacteria, COD removal rate, methane conversion rate

†Corresponding author : jmrim@kangwon.ac.kr

초 록

본 연구에서는 UASB 반응조를 이용한 슬러리형 돈사폐수의 혐기성 소화시 암모니아 부하의 영향을 평가하였다. UASB 반응조는 $0.02\sim 0.96\text{kgNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^3/\text{day}$ 범위의 NVLR로 운전되었으며, 정상상태에서 biogas내 메탄함량은 73.3~77.9%였다. FA 농도는 메탄생성미생물의 저해 범위까지 증가하였으나, 메탄함량을 고려할 때, FA와 TA로 인한 저해는 발생하지 않았다. NVLR이 증가함에 따라 COD 제거율은 악화되었으며, $0.55\text{kgNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^3/\text{day}$ 이하의 부하에서 COD 제거율을 60% 이상으로 유지할 수 있었다. NVLR이 0.09에서 $0.96\text{kgNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^3/\text{day}$ 로 증가함에 따라, biogas의 생성량은 3.71에서 $9.14\text{L}/\text{day}$ 로 증가하였으며, COD의 메탄으로 전환율은 0.32에서 $0.20\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg}$ 으로 감소하였다. FA농도, COD 제거율, 메탄생성률 등을 고려할 때, UASB 반응조는 $0.40\text{kgNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^3/\text{day}$ 이하의 NVLR로 운영되어야 한다.

핵심용어 : 암모니아 부하, UASB, 메탄생성미생물, COD 제거율, 메탄생성율

1. 서론

국내 축산업은 인구 및 국민소득의 증가로 인한 식생활 패턴의 변화와 농민의 소득증대라는 긍정적인 영향으로 규모가 점차 대형화되고 있다. 그러나 전국에 산재해 있는 축산농가의 대부분은 중소규모의 시설로 운영되고 있으며, 축사에서 배출되는 축산폐수는 악취 및 미관상의 문제로 주변지역에 민원을 유발시키고 인근 하천으로 유입됨에 따라 하천수질의 악화 등을 초래하고 있다.

돈사폐수 처리에 대한 연구는 고농도의 유기물과 질소를 함유한 관계로 간단한 공정을 통하여 쉽게 액비화가 가능하나, 국내의 경우 액비를 살포할 경작지가 충분치 못하고 보관 및 운송의 어려움 때문에 실효를 거두지 못하고 있다. 이러한 문제점을 해결하기 위하여 활성슬러지 공정과 연계한 처리가 활발히 수행되었으며, 각종 여재를 이용한 생물막 공정(biofilm process)으로 처리효율을 높이려는 연구도 많이 수행되었다¹⁻⁴⁾. 또한 혐기성 소화의 방법을 이용한 연구도 진행되었다^{5,6)}. 이들의 연구는 대부분 시멘트형 돈사에서 배출되는 기질을 대상으로 생물학적으로 영양염류를 제거하기 위한 유기물의 분류, 질소의 거동, 질산화 및 탈질화 특성 그리고 인의 거동 등 돈사폐수의 반응특성을 중심으로 연구가 진행되어 왔다. 그러나 슬러리

돈사에서 배출되는 폐수를 대상으로 수행된 연구는 미진한 실정이며 주로 혐기성 소화에 국한되고 있다^{7,8)}. 왜냐하면 돈사폐수가 함유하고 있는 높은 유기물로 인하여 생물학적 영양염류 제거가 가능하려면 기본적인 유기물의 제거가 요구되기 때문이다. 혐기성 소화 공정은 고농도의 유기물을 제거하여 CH_4 을 회수할 수 있으며, 영양염류 제거를 위한 전처리 공정으로도 이용될 수 있다⁶⁾. 특히 1980년대에 개발된 고율혐기성 공정인 UASB 공정은 다량의 미생물 확보가 가능하여 처리효율이 우수한 장점이 있으며, 축산폐수의 처리에도 이용이 가능하다^{9,10)}.

본 연구에서는 지금까지 연구가 미진한 분과 노가 혼합된 상태의 슬러리형 돈사폐수를 대상으로 UASB 반응조를 이용한 혐기성 소화시 화학적 인자에 따른 운전상태 파악, 암모니아 질소의 영향, 그리고 암모니아 부하 변화에 따른 유기물의 제거와 메탄생성율의 변화 등을 파악하여 돈사폐수 처리에 대한 기초자료를 확보하고자 한다.

2. 실험방법

2.1 실험장치 및 재료

본 연구에 이용된 UASB 반응조는 내부직경 70 mm, 총 높이 1,000mm로 유효용적은 5L가 되게

실험실 규모의 pyrex 재질로 제작하였으며, 하부부터 500mm까지는 2층으로 만들어 가온된 물이 순환될 수 있게 하였다. 반응조 상부에는 GSS (Gas-Solid Separator)를 설치하여 가스와 슬러지를 분리하였으며, 하부에는 유입수의 균일한 분배를 위하여 십자형의 분배장치(Distributor)를 설치하였다. 소화조로부터 생성된 가스는 포화식 염수(10% NaCl과 1N-H₂SO₄)를 채운 유효용적 10L의 원형 아크릴 통에 포집되며, 포집된 가스량 만큼의 포화 식염수가 밖으로 유출되는 부력식으로 운영하였다.

UASB 반응조의 실험초기 start-up 기간을 단축하고 입상 슬러지를 확보하기 위하여 맥주 공장 의 혐기성 소화조에서 채취한 granule 2L(유효용적 대비 40%)를 식중하였다. 식중한 granule의 직경은 1~2mm의 불규칙한 구형으로 약 25°C의 상온에서 2개월간 스크레퍼 돈사폐수에 적응시킨 후 이용하였다(Fig. 1).

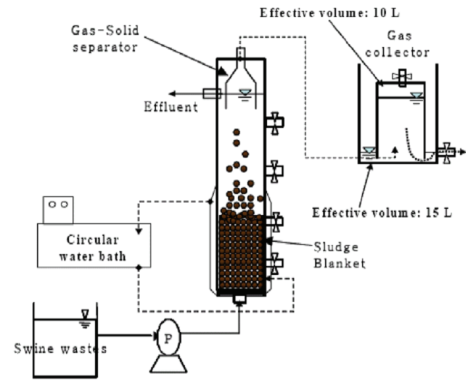
2.2 폐수성상

연구에 이용된 시료는 춘천시 팔미리에 위치한 사육규모 1,000두의 돈사에서 배출된 시료로서 저류조에서 6개월 정도 체류된 슬러리형 돈분을 이용하였다. 시료는 주 1회씩 10L의 용기를 이용하여 채취하였으며, 표준체(# 170, 90µm)를 이용하여 헝잡물을 제거한 상태로 냉장 보관하였다.

[Table 1]에는 실험에 이용된 폐수의 성상을 나타내었다.

2.3 운전방법

UASB 반응조는 물의 재순환이 가능한 유효용적 20L의 water-bath와 연결하여 35±1°C로 온도를 조절하여 운전하였다. 초기 운전은 COD 농도를 기준 1,000mg/L로 폐수를 희석하여 약 1kgCOD/m³/d의 부하로 시작하였으며, 이후 10,000mg/L까지 폐수의 농도를 증가시켜 부하를 약 2kgCOD/m³/d로 유지하면서 미생물을 돈사폐수에 순응 시켰다. 순응기간(start-up periods)에



[Fig. 1] Schematic diagram of laboratory plant used in this study.

[Table 1] Physico-Chemical Properties of Diluted Swine Wastewater (Unit: mg/L)

Parameters	Influent wastewater*
pH	6.5~7.6(7.1±0.33)
TS	9,320~13,580(10,501±788.2)
VS	7,580~9,560(8,152±560.2)
TCOD	8,640~12,300(10,458±900.0)
SCOD	2,890~5,320(4,030±616.1)
NH ₄ ⁺ -N	526~736(607±89.4)
T-P	139~277(207±33.7)
Alkalinity, as CaCO ₃	2,640~4,522(3,829±422.2)
VA, as CH ₃ COOH	2,350~2,520(2,390±93.6)

* Average ± standard deviation, N=66

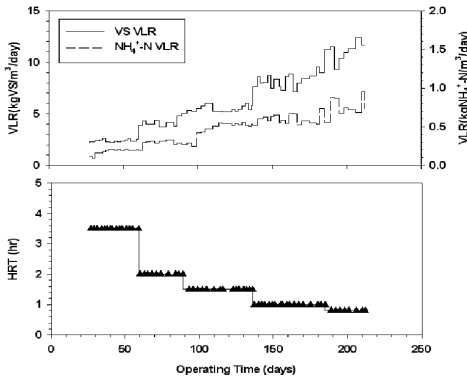
는 COD 제거율, 가스 발생량, pH, 그리고 가스내 메탄함량을 정기적으로 측정하였다. 또한, 가스내 메탄함량이 70% 이상이고 TCOD의 제거율이 70%에 도달하였을 때를, 미생물이 돈사폐수에 완전히 순응된 정상상태(steady-state)로 판단하여, 이후부터 유기물 부하에 따른 혐기성 소화 실험을 수행하였다. 결과 및 고찰의 분석에 이용된 data는 start-up 기간 이후의 steady-state 기간인 185일간의 분석 자료를 이용하였다.

(Fig. 2)에는 운전기간 동안의 부하와 HRT의 변화를 나타내었다. 순응기간 이후 부하는 전형적인 UASB 공정의 경우 2~24kgCOD/m³/d (HRT 4~9hour)의 비교적 높고 광범위한 부하의 짧은 체류시간에서 운전되고 있으나, 본 연구의 경우 이용된 기질이 고농도의 고형물을 함유한 점을 고려하여, 유기물 부하는 고형물을 기준하여 평균 2.2kgVS/m³/day로 시작하였으며 운전 종료시에는 12.4kgVS/m³/day 까지 증가시켰다. NH₄⁺-N 부하는 각각 0.09~0.96kgNH₄⁺-N/m³/day의 범위를 보였으며, UASB 반응조의 상향유속(Uplow velocity)은 0.015~0.068m/h의 범위로 운전되었다.

3. 실험결과 및 고찰

3.1 화학적 인자

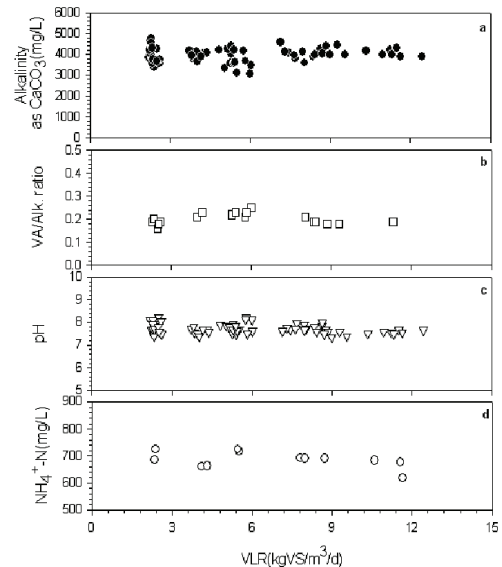
반응조내 화학적 인자의 변화는 반응조의 반응상



(Fig. 2) Variations of HRT and VLR with operating time.

태를 나타내는 지표가 될 수 있는데, 본 연구의 각 인자별 변화를 고형물 부하(VLR, kgVS/m³/day)에 따라 나타내면 (Fig. 3)과 같다. 연구자에 따라 다소의 차이는 있으나, 혐기성 소화에서 메탄생성을 위한 적정 pH의 범위는 6.5~7.6이며^{11,12)}, 최적의 pH 범위는 7.0~7.2이다. 본 연구에서 유입수의 평균 pH는 7.1로서 pH의 조절 없이 폐수를 유입하여 혐기성 소화 실험을 수행하였으며, 실험결과 UASB 반응조 유출수의 pH 범위는 7.3~8.2로서 문헌에서 제시하고 있는 pH 범위보다는 높게 나타났다. 반응조 유출수의 VA는 668~892mg/L의 범위로 나타났다. Total alkalinity는 3,067~4,762mg/L 범위를 보였으며, bicarbonate alkalinity는 2,784~4,384mg/L로서, 안정적인 혐기성 소화를 위하여 McCarty(1961)가 제시한 1,500mg/L를 훨씬 상회하는 것으로 나타났다¹³⁾. 또한, total alkalinity와 bicarbonate alkalinity에 기초한 VA/Alkalinity 비는 각각 0.18~0.23과 0.22~0.27의 범위로서, 혐기성 소화는 충분한 완충능력을 보유한 상태의 정상적인 수행이 진행된 것으로 판단된다.

한편 암모늄 이온(NH₄⁺-N)은 유기물내 단백질



(Fig. 3) Variations of alkalinity, pH, VA/Alkalinity ratio and NH₄⁺-N concentrations at various volumetric loading rates.

이나 아미노산 등이 혐기적으로 분해되는 동안 발생하여 증가할 수 있다. [Fig. 3] d에는 고형물 부하에 따른 유출수의 NH₄⁺-N 농도 변화가 나타나 있다. 약 2.2kgVS/m³/day의 고형물 부하에서 NH₄⁺-N의 농도는 724mg/L였으며, 이후 약 660mg/L까지 감소하였다. 그러나 원 등(2004)이 60%의 유기물(TCOD) 제거를 달성하기 위하여 제시한 최적 유기물 부하(8.5kg TCOD/m³/day, 6.0kgVS/m³/day) 이하의 약 5kgVS/m³/day에서 NH₄⁺-N의 농도는 다시 723mg/L까지 증가하였다¹⁰⁾. 이후 VLR이 증가함에 따라 NH₄⁺-N의 농도는 다소 감소하는 경향을 보였으며, 연구 종료시점에서는 618mg/L까지 감소하였다. 이는 고형물 부하의 증가에 따라 분해되는 유기물이 감소하고, 생성되는 NH₄⁺-N가 적어진 것에 기인하는 것으로 사료된다.

3.2 암모니아성 질소의 영향

FA(free ammonia) 농도와 총 암모니아성 질소 농도는 혐기성 소화에 영향을 미치는 주요 인자중 하나로 메탄생성 미생물에 저해를 유발하여 메탄생성을 억제한다. 지금까지 혐기성소화에 저해를 미치는 암모니아성 질소의 농도 범위에 대한 연구는 상호 대립되고 있다. McCarty(1964)는 1,500~3,000mg/L의 NH₄⁺-N 농도에서는 pH가 7.4~7.6보다 클 경우 저해를 일으키며, 3,000mg/L를 초과하면 pH에 관계없이 저해를 유발한다고 하였고¹²⁾, 다른 연구자들은 NH₄⁺-N 농도 2,000mg/L 부근에서 메탄 발효의 저해를 보고하였다¹⁴⁾. 또한 pH 7.5~8.0의 범위와 NH₄⁺-N 농도 1,500mg/L를 초과하는 농도에서 운전되는 혐기성 소화조는 효율적으로 운전되며¹⁵⁾, 이는 혐기성 미생물이 높은 NH₄⁺-N 농도에 순화되어 내성이 생긴 것에 기인한다고 하였다. 그러나 Velsen(1979)의 연구에 의하면 NH₄⁺-N 농도가 5,000mg/L 만큼 높은 때에도 긴 순응기간이 요구되지만 메탄 형성 박테리아는 새로운 환경에 순응한다고 하였다¹⁶⁾. 또한 Parkin과 Miller(1982)는 메탄 형성 미생물이 순응되었을 경우 약 8,000~9,000mg/L의 NH₄⁺-N 농도에서도 메탄생성에 있어서 현저한 감소 없이 잘 견뎌낸다고 보고하였다¹⁷⁾. 이러한 연구자들

은 공정의 저해가 NH₄⁺-N 보다는 free ammonia에 기인하는 것으로 보고하고 있다. 본 연구에 사용된 원폐수의 NH₄⁺-N 농도는 약 5,500mg/L로서 문헌에 기초할 때는 혐기성 소화에 충분히 영향을 미칠 수 있다. 그러나 UASB 공정의 특성상 고형물의 제한이 있기 때문에 폐수를 희석하였으며, 더불어 NH₄⁺-N도 희석이 되었기 때문에 NH₄⁺-N로 인한 저해는 관찰되지 않았다.

FA의 농도는 반응조 온도, pH에 의해 영향을 받으며, 다음 식에 의해 계산할 수 있다¹⁸⁾.

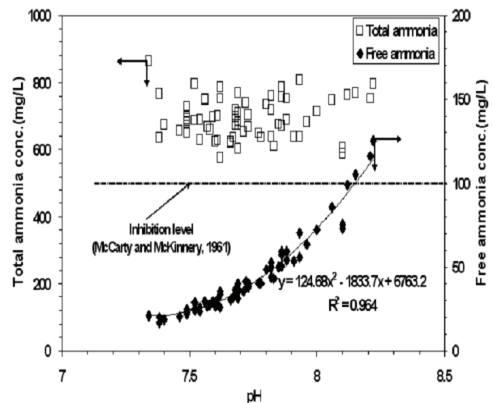
$$\frac{[NH_3]}{[TNH_3]} = \left[1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-(0.09018 + 2729.92/T(K))}} \right]^{-1} \dots (1)$$

여기서, [NH₃]: FA,

[TNH₃]: 총 암모니아농도,

T(K): 온도(Kelvin)

[Fig. 4]에는 pH에 따른 FA와 총 암모니아성 질소의 변화 양상을 제시하였다. 운전기간동안 반응조내 FA의 농도는 16.7~125.2mg/L(average 43.0mg/L)의 범위로서 저해농도 범위인 100mg/L를 초과한 경우가 3회 관측되었는데, 이는 반응조내의 높은 pH로 인한 결과로 판단된다. 또한 [Fig. 4]에서 알 수 있듯이 pH가 7.34에서 8.22로 증가함에 따라 반응조내 FA의 농도는 점차적으로 증가하였다. 특히 pH가 8에 근접할수록 저해농도 범위(100mg/L)에 급격히 근접함을 알 수 있었으며¹³⁾, pH와 FA는 0.964(R²)의 높은 상관관계를 보였



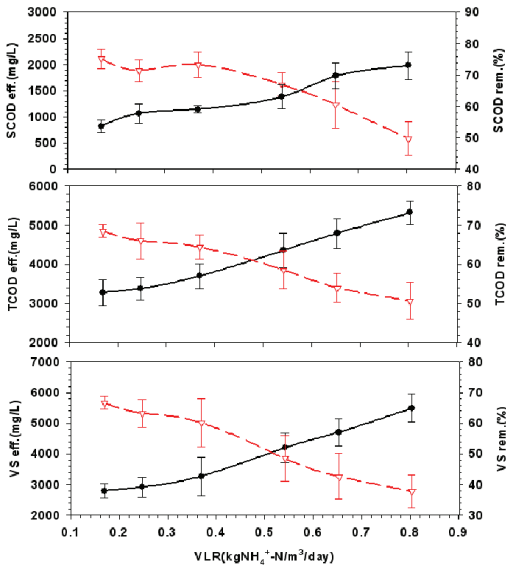
[Fig. 4] Variations of total and free ammonia concentrations as pH.

다. 그러나 FA 농도가 100에 근접하여도 바이오 가스내 메탄함량([Fig. 6] 참조)을 고려하면 MPB에 미치는 영향은 거의 없는 것으로 판단되며, 이는 암모니아에 granule이 충분히 적응한 결과로 사료된다^{19,20}. 또한 희석으로 인한 NH₄⁺-N 농도의 감소도 일부 영향을 미친 것으로 판단된다.

3.3 유기물제거

유입폐수의 희석으로 인한 NH₄⁺-N 농도 감소로 UASB 반응조에서 FA에 의한 영향은 거의 없었다. 그러나 유기물 부하의 증가와 더불어 NH₄⁺-N 부하도 증가하기 때문에 혐기성 공정에서 NH₄⁺-N 부하의 영향에 대한 검토가 필요하다.

[Fig. 5]에는 유입 NH₄⁺-N 부하에 따른 VS, TCOD, 그리고 SCOD의 유출수와 이에 따른 제거율을 나타내었다. 항목별 유출수 농도는 부하의 증가와 더불어 증가하였으며, 제거율은 감소하는 경향을 보였다. VS의 유출수 농도는 2,798.2~5,491.4의 범위를 보였으며, 이에 따른 제거율은 37.8~66.7%로서 NH₄⁺-N 용적부하에 따라 많은 차이를 보였다. 또한



[Fig. 5] Variations of effluent concentrations and removal efficiencies of organics matter(VS, TCOD, SCOD) at various ammonium loading rates.

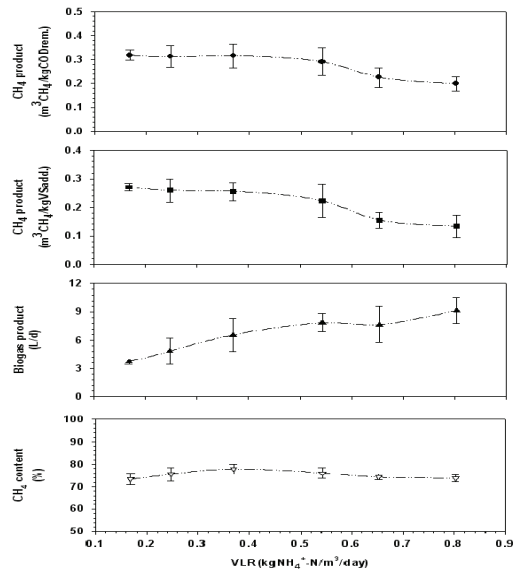
VS는 NH₄⁺-N 부하 0.40kgNH₄⁺-N/m³/day 이하에서 60% 이상의 제거가 가능하였으나, 이상의 부하에서는 급격히 감소하였으며, 0.80kgNH₄⁺-N/m³/day의 부하에서는 약 40%의 제거율을 보였다. TCOD는 암모니아 부하 0.55kgNH₄⁺-N/m³/day 이하에서 60% 이상의 제거율을 보였으며, SCOD는 0.65kgNH₄⁺-N/m³/day 이하의 부하에서 60% 이상의 제거율을 보였다.

3.4 Biogas 발생량

메탄발생량은 다음의 가정과 보정을 통해 산정하였다.

가정) 반응기간 동안 발생된 biogas는 UASB 반응조와 거의 동일한 온도에서 포집되고 측정되었으며, 수증기로 포화되고 수증기압하에서 용질환원은 일어나지 않는다.

보정) Jewell(1991)이 온도와 수증기의 영향을 보정하기 위하여 제시한 dry biogas factor (0.8371 at 35°C)를 이용하여 STP(0°C, 1atm) 상태로 산정하였다. Dry biogas



[Fig. 6] Variations of gas production rates and methane contents at various ammonium loading rates.

factor는 35°C의 가스량을 0°C로 환산하는 인자이다²¹⁾.

[Fig. 6]에는 유입 NH₄⁺-N 부하에 따른 메탄 함량, biogas 발생량, 그리고 VSadd. 및 CODrem. 당 메탄 발생량을 나타내었다. NH₄⁺-N 부하에 따른 biogas의 생성량은 3.71~9.14L/day의 범위로서, 0.55kgNH₄⁺-N/m³/day까지는 증가하는 경향을 보였으나, 이후의 NH₄⁺-N 부하에서는 소화조 내 NH₄⁺-N의 부하 증가 및 pH 상승 등의 저해요인으로 인해 증가폭이 감소하였다.

반면에 메탄 함량은 73.3~77.9%의 범위로서 0.37kgNH₄⁺-N/m³/day의 부하에서 가장 높은 함량을 보였으며, 전 부하에 걸쳐 높은 함량으로 나타났다. 유입 NH₄⁺-N 부하에 따른 VSadd. 당 메탄생성율은 0.13~0.27m³CH₄/kgVSadd.의 범위였으며, CODrem. 당 메탄 생성율은 0.20~0.32m³CH₄/kgCODrem. 범위로서 NH₄⁺-N 부하가 증가함에 따라 증가하였다.

유입 NH₄⁺-N 부하 0.55kgNH₄⁺-N/m³/day까지의 CODrem. 당 메탄발생량은 0.29~0.32m³CH₄/kgCODrem.의 범위로서 비교적 유사하였으나, 이후의 부하에서는 0.20~0.23m³CH₄/kgCODrem.의 범위로서 급격히 감소한 것으로 나타났다. VS 주입량 당 메탄 발생량도 COD 제거당 메탄발생량과 유사한 경향을 보였다. 이러한 결과는 NH₄⁺-N 부하 증가에 원인이 있겠지만, 보다 궁극적인 원인은 반응조로 유입되는 고형물의 증가로 인한 유기물부하의 증가가 메탄생성미생물의 활성을 감소시킨 것으로 판단된다.

종합적으로, 반응조내의 FA와 암모니아 부하에 따른 유기물(COD, VS)의 처리효율과 메탄가스

생성을 고찰한 결과, FA에 의한 반응조의 영향은 거의 없었으며, NH₄⁺-N 부하 0.40kgNH₄⁺-N/m³/day 이상에서는 유기물의 처리효율이 떨어지고, 0.55 이상의 NH₄⁺-N 부하에서는 메탄생성율과 biogas의 생성량이 감소하기 때문에 UASB 반응조를 이용하여 돈사폐수를 처리할 경우 암모니아 유입부하는 0.40kgNH₄⁺-N/m³/day 이하로 유지하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

3.5 COD balance

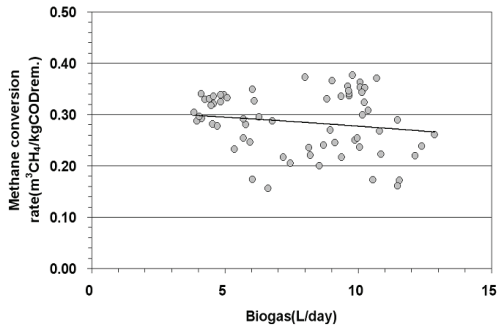
[Table 2]에는 본 실험을 토대로 산정한 COD 물질수지를 NH₄⁺-N 부하에 따라 나타내었다. 0.18kgNH₄⁺-N/m³/day의 부하에서 COD의 62.48%가 MPB(methane producing bacteria)에 의해 이용되었으며, 0.04%가 SRB(sulfate reducing bacteria)에 의해 이용되었다. 또한 cell 합성과 unknown COD는 약 5.44%로 나타났으며, 반응조 밖으로 유출되는 COD는 32.04%로 조사되었다. 그러나 NH₄⁺-N 부하가 증가함에 따라 유출되는 COD의 양은 증가한 반면, MPB에 의해 이용되는 COD는 점차 감소하여 0.78kgNH₄⁺-N 부하에서는 38.08% 많이 MPB에 이용되었다. 한편 SRB에 의해 이용되는 COD 분율은 전 부하범위에 걸쳐 0.03~0.04%로 매우 낮게 나타났으며, cell 합성과 unknown COD는 5.44~19.16%로서 NH₄⁺-N 부하가 증가함에 따라 증가하는 경향을 보였다. 기존 문헌에서는 생물학적으로 분해 가능한 유입 유기물질(as COD)의 약 4~10%가 미생물의 세포물질로 전환된다고 보고되고 있다^{12,22)}.

[Fig. 7]에는 biogas 생성량과 COD의 메탄 전환율 사이의 관계를 나타내었다. 둘 사이의 명확한

[Table 2] COD Mass Balance

(Unit: %)

Item	NVLR(kgNH ₄ ⁺ -N/m ³ /day)				
	0.18±0.03	0.30±0.02	0.48±0.09	0.60±0.06	0.78±0.11
Methane conversion	62.48	56.76	53.35	43.87	38.08
Effluent	32.04	31.14	35.95	37.91	42.73
Sulfate conversion	0.04	0.04	0.03	0.03	0.03
Biomass+unknown	5.44	12.06	10.67	18.19	19.16



[Fig. 7] Variations of biogas production versus and methane conversion rate.

관계식을 구하는 것은 무리가 있으나, 전체적인 경향을 볼 때 biogas의 생성량이 증가할수록 로 메탄으로 전환되는 COD의 양은 감소하는 하는 것으로 나타났다. 이는 암모니아 부하 혹은 유기물 부하의 증가가 메탄생성미생물의 활성을 감소시킨 결과로 판단된다.

4. 결론

UASB 공정에 granule을 식중하여 슬러리형 돈사폐수 처리시 암모니아 부하에 대한 영향을 실험한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. Free ammonia 농도는 반응조의 pH가 7.34~8.22의 범위일 때 16.7~125.2mg/L로서 pH 8 이상에서 일부 영향을 받았으나, 본 연구에서는 유입폐수의 희석 때문에 큰 영향은 발생하지 않았다.
2. 유입 COD는 0.55kgNH₄⁺-N/m³/day 이하의 암모니아 부하에서 60% 이상의 제거효율을 보였으며, 이상의 부하에서는 감소하는 경향을 보였다. 메탄가스 생성량(m³CH₄/kg CODrem.)은 0.55kgNH₄⁺-N/m³/day의 NH₄⁺-N 부하에서 0.29~0.32m³CH₄/kg CODrem.의 범위를 보였으나, 이상의 부하에서는 0.20~0.23m³CH₄/kgTCODrem.로서 급격히 감소하였다. Biogas 생성량과 메탄함량도 동일한 경향을 보였다.
3. 0.55kgNH₄⁺-N/m³/day 이하에서 VS와 COD

제거율, 그리고 메탄생성율은 각각 60%, 50%, 0.29m³CH₄/kgCODrem.를 상회하였으며, 돈사폐수 처리시 반응조의 안정적인 운영을 고려할 때, 암모니아 부하는 0.40kgNH₄⁺-N/m³/day 이하로 유지하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

참고문헌

1. 권재혁, 임재명, 이정환, “망상형 고정층을 이용한 돈사폐수처리시 생물막 부착특성”, 한국수질보전학회지, 10(1), pp. 41~48 (1994).
2. 임재명, 권재혁, 한동준, “돈사폐수 처리를 위한 AFBR/ANFBR 공정의 package화”, 대한환경공학회지, 17(12), pp. 1221~1233 (1995).
3. 임재명, 한동준, 강성환, “생물막공정에 의한 고농도 암모니아 폐수처리시 질소 거동 및 질산화저해”, 한국수질보전학회지, 13(2), pp. 129~136 (1997).
4. 한동준, 임재명, 류재근, 임연택, “생물학적 영양염류 제거를 위한 돈사폐수의 반응특성”, 대한환경공학회지, 20(3), pp. 371~384 (1998).
5. Rim, J. M. and Han, D. J., “Process Development for Nitrogen Removal of Swine Waste”, Wat. Sci. & Tech., 42(3-4), pp. 239~246 (2000).
6. 강호, 최영, 김철규, 진창숙, “Hybrid UASB 공정에 의한 양돈폐수의 혐기성 전처리가 질소·인 후속고도처리에 미치는 영향평가”, 한국폐기물학회지, 16(4), pp. 412~422 (1999).
7. 김병욱, 임재명, “돈사폐기물의 혐기성 소화시 수리학적체류시간이 소화효율에 미치는 영향”, 대한환경공학회지, 23(2), pp. 233~242 (2001a).
8. 김병욱, 임재명, “혐기성소화와 수생식물을 이용한 고농도 돈사폐수 처리”, 대한환경공학회지, 23(6), pp. 911~920 (2001b).
9. 박석균, 강선홍, 정태학, “UASB를 이용한 양돈폐수처리의 실험적 연구”, 한국물환경학회지, 17(5), pp. 605~611 (2001).
10. 원철희, 김병욱, 한동준, 임재명, “UASB 공정에 의한 슬러리형 돈사폐수의 처리”, 한국물환

- 경학회지, 20(6), pp. 583~588 (2004).
11. Clark, R. H. and Speece, R. E., "pH Tolerance of Anaerobic Digestion", Proc. 5th Intl. Conf. on Wat. Poll. Res., San Francisco, Calif., Jul., 17, p. 14 (1970).
 12. McCarty, P. L., "Anaerobic Waste Treatment Fundamentals-Parts I, II, III and IV", Public works, pp. 91~94, pp. 95~99 pp. 107~112, pp. 123~126 (1964).
 13. McCarty P. L. and McKinney, R. E., "Volatile Acid Toxicity in Anaerobic Digestion", JWPCF, 33, p. 223 (1961).
 14. Dague, R. R., McKinney, R. E. and Pfeffer, J. T., "Solids Retention in anaerobic waste treatment systems", JWPCF., 42(R29), p. 29 (1970).
 15. Hobson, P. N. and Shaw, B. G., "Inhibition of methane production by Methanobacterium formicum", Water Res., 10, pp. 848~852 (1976).
 16. van Velsen, A. F. M., "Adaption of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations", Water Res., 13, pp. 995~999 (1979).
 17. Parkin, G. F. and Miller, S. W., "Response of Methane Fermentation to Continuous Addition of Selected Industrial Toxicants", Proceedings of the 37th Purdue Industrial Waste Conference, Ann Arbor Science, pp. 729~743 (1982).
 18. Hansen, K. H., Anglidaki, I. and Ahring, B. K., "Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia", Wat. Res., 32, pp. 5~12 (1998).
 19. Koster, I. W. and Lettinga, G., "The influence of ammonium-nitrogen on the specific activity of pelletized methanogenic sludge", Agriculture Wastes, 9, pp. 205~216 (1984).
 20. 오세은, 이채영, "고농도 암모니아를 함유한 돈사폐수의 고율혐기성 소화시 메탄균이 활성연구", 대한환경공학회지, 20(5), pp. 981~987 (2000).
 21. Jewell, W. J. Richards, B. K., Cummings, R. J., and White, T. E., "Methods for kinetic analysis of methane fermentation in high solids biomass digesters", Biom. and Bioen., 1(2), pp. 65~73 (1991).
 22. Lettinga, G., van der Geest, T. H. and van de Laan, J., "Anaerobic treatment of methanolic waste", Wat. Res., 13, pp. 725 (1979).

