

# 하수처리장 혐기성 소화조 상징액의 아질산화 반응 연구

길경익<sup>†</sup>

서울산업대학교 토목공학과

## Nitritation of Anaerobic Digester Supernatant from Sludge Processing in MWTP

Kyung-Ik Gil<sup>†</sup>

Department of Civil Engineering, Seoul National University of Technology  
(Received 20 January 2006, Accepted 28 March 2006)

### Abstract

The anaerobic digester supernatant (ADS) with high NH<sub>4</sub>-N concentration often results in a NH<sub>4</sub>-N overloading to the mainstream process of municipal wastewater treatment plant (MWTP). The nitrogen removal from the ADS is therefore important in order to achieve a stable mainstream process performance as well as to prevent NH<sub>4</sub>-N overloading due to ADS. Recently because of several advantages compared to the full nitrification, many works have shown interests in controlling the build-up of NO<sub>2</sub>-N in nitritation processes. The application of nitritation could save the aeration power compared to the full nitrification processes. In addition, the denitrification of NO<sub>2</sub>-N could reduce organic carbon requirements compared to the NO<sub>3</sub>-N denitrification. The purpose of this research was to find out the characteristics of the ADS nitritation and NO<sub>2</sub>-N accumulating factors from the laboratory reactor study. As a result based on the long-term laboratory experiment, it can be concluded that the degree of nitritation was closely related with the availability of alkalinity, free ammonia (FA), solid retention time (SRT) and solid concentration in the nitritation reactor.

**keywords** : Anaerobic digester supernatant, Free ammonia, Nitritation, Recycle water, Solid retention time

## 1. 서론

하수처리장의 농축-소화-탈수 등 전형적인 슬러지 처리 공정에서 발생하는 소화조, 농축조 상징액 및 탈리여액 등은 전체 하수처리과정 내에서 수처리 계통으로 반송되기 때문에 반류수(recycle water, return flow or side -stream)로 명명된다. 각 슬러지 처리계통에서 발생하는 반류수는 하수처리장의 충격부하(shock load)시 단회로(short circuiting)에 의해 고농도의 암모니아성 질소를 방류하여 인근 방류 구역의 수질을 악화시키고, 최초침전지의 효율을 저하시켜 후속공정 부하증가의 원인이 되기도 하며 강우 시 by-pass로 인하여 유입원수보다 높은 농도의 초침 유출수를 방류하는 등 많은 문제를 야기시키고 있다. 특히 용해성 질소는 침전에 의해 제거가 불가능한데 반류수 내 질소를 처리하지 않고서는 반류수로 인한 후속공정의 질소부하증가를 피할 수 없을 것이다. 이렇듯 반류수는 유량은 적으나 고농도로써 전체 처리효율에 심각한 영향을 주는 것으로 알려져 있기에 반류수의 농도를 감소시키며 또한 발생된 반류수를 효과적으로 처리하기 위한 기술에 대한 필요성과 관심이 증대되고 있는 것이다.

연구 결과에 의하면 반류수 중에서도 혐기성 소화조 상

징액의 경우 농축조 상징액이나 탈리여액과 달리, 적은 유량에 비해 상대적으로 농도가 매우 높아 하수처리장 유입 부하 증대의 가장 큰 요인으로 나타나고 있다(KOR. MOE., 1999). 만약 혐기성 소화조 상징액을 처리하여 하수처리장으로 반류시킴으로써 하수처리장 유입 부하를 낮출 수 있다면 반류수로 인한 수처리 계통의 문제점을 극복할 뿐만 아니라 이는 매우 경제적인 기존 처리장의 개조(retrofit)방법이 될 것이다. 따라서 본 연구에서는 반류수의 질소 농도에 있어서 가장 그 영향이 큰 혐기성 소화조 상징액을 대상 원수로 하여 함유한 고농도 질소를 제거하고자 하였다.

한편 최근 들어 고농도 질소를 제거하기 위해 아질산화(nitritation or partial nitrification) 반응을 이용하는 공정인 SHARON이나 ANAMMOX와 같은 공정의 연구결과들에 주목이 집중되고 있다. 그 이유는 아질산화 반응은 반응의 양론에서 볼 때 완전질산화(complete nitrification) 반응에 비해 1) 산소요구량이 25% 절감되고 2) 탈질반응의 양론계수에서 소요 carbon 요구량이 40% 절감되기 때문이다(Picioreanu et al., 1997; Hellinga et al., 1998; Mulder et al., 2001). Picioreanu 등(1997)은 이 외에도 아질산화 반응의 장점으로 아질산성 질소에서의 탈질이 질산성 질소의 탈질을보다 빠르다고 하였으며 그 속도는 아질산성 질소에서의 탈질이 질산성 질소의 탈질에 비해 1.5~2.0배 더 빠르다고 하였다. 이 점을 착안하여 본 연구의 혐기성 소

<sup>†</sup> To whom correspondence should be addressed.  
kgil@snut.ac.kr

화조 상징액 내 고농도 질소를 제거하는 방법으로는 기존의 일반적인 질산성 질소로의 완전질산화 반응이 아닌 아질산성 질소까지만 질산화 시키는 아질산화 반응을 사용하였다. 이미 오래 전부터 수많은 연구 결과에서 아질산성 질소의 축적현상이 보고 되어 왔고, 이를 유도하는 인자들에 대해서도 많은 연구가 진행되었었다(Warington, 1891; Prakasam et al., 1972; Alleman, 1985; Surmacz-Gorska et al., 1997; White, 1981; Voets et al., 1975). 이들 연구결과에서 보고되는 아질산화 반응의 유도인자를 조사할 때 아질산화 반응의 유도인자는 단순한 요인이 아닌 원수 및 운전조건에 따라 상당히 복잡적으로 존재하고 있는 것으로 판단된다. 이에 본 연구에서는 장기적인 실험실 규모 아질산화 반응조 운영을 통해, 하수처리장 혐기성 소화조 상징액 내 고농도 질소를 아질산화 반응에 의해 제거할 때 필요한 아질산화 반응의 특성 및 유도인자를 파악함을 목표로 설정하였다.

## 2. 연구방법

### 2.1. 혐기성 소화조 상징액의 특성

실험 대상 원수는 서울 J 하수처리장의 혐기성 소화조 상징액을 계속 주기적으로 채취하여 사용하였다. 혐기성 소화조 상징액 성상은 Table 1과 같다. 혐기성 소화조 상징액의 경우 평균 TSS 8,280 mg/L, TKN 694 mg/L와 TCOD 9,098 mg/L로 농도가 높은 특성을 가지고 있는 반면 TBOD 농도는 286 mg/L로서 TCOD에 비해 매우 낮았다. 또한 VFA는 평균 140 mg/L로 TBOD의 49%, TCOD의 1.5%로서 유기물 중 대부분이 readily biodegradable한 성분이 아님을 의미한다. 알카리도/NH<sub>4</sub>-N 비는 평균 3.8로 이론치인 7.14보다 낮게 나타나 질산화를 위해서 반응조 운전시 추가 알카리도의 보충이 필요함을 보여주고 있다. 모든 수질항목은 *Standard methods*(APHA, 1995)의 실험방법에 따라 측정되었다.

### 2.2. 실험실 규모 아질산화 반응조

본 연구에 사용된 반응조는 Fig. 1에 나타난 바와 같이 6.4L 부피의 원통형 아크릴로 제작되었다. Continuous flow

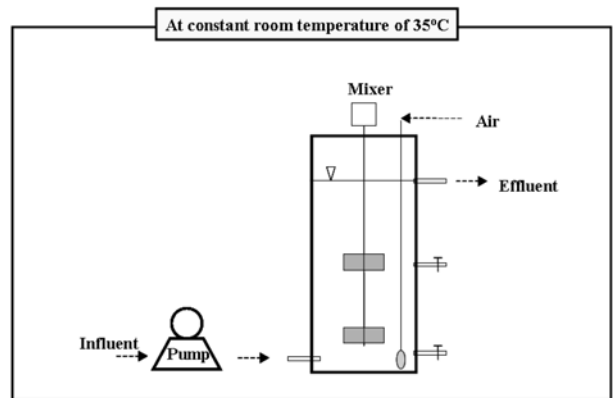


Fig. 1. Schematic diagram of laboratory nitrification reactor.

type의 간단한 단일 반응조 형태로써 연속적으로 aeration되었으며 35°C의 항온실에서 운전되었다.

한편 실험실 규모 아질산화 반응조에 대한 연구에서 혐기성 소화조 상징액의 특성을 고려할 때 기존의 수처리 공정 반응조 연구와 뚜렷이 구별되는 점이 있었다. 그것은 혐기성 소화조 상징액이 슬러지 처리계통으로부터 유래되어 다시 수처리 계통의 최종침전지로 바로 반류된다는 것이다. 이를 고려하여 본 연구의 실험실 규모 혐기성 소화조 상징액 아질산화 반응조에는 별도의 침전지를 두지 않았다. 즉 별도의 침전지, 슬러지 반송 및 폐기가 없는 chemostat type의 단일 반응조로서 HRT와 SRT를 함께 운전하는 변법 방식을 취하였다.

759일의 장기간 운전기간 동안 DO 농도는 2~4 mg/L를 유지하였고, SRT는 0.7~3.6일 사이에서 운전하였다.

## 3. 연구결과

### 3.1. 아질산화 반응에서 SRT에 의한 영향

실험실 규모 아질산화 반응조의 SRT를 변화시켜가며 아질산화 반응에서 SRT에 의한 영향을 연구하였다. Fig. 2는 반응조의 운전기간별 질소 농도 변화를 나타내고 있다.

Run 1 동안에는 유입원수에 알카리도를 별도로 주입하지 않았다. 이 기간동안에는 알카리도가 부족하여 질산화가 충분히 일어나지 않았다. 한편 Run 2 이후부터는 부족한 알

Table 1. Characteristics of anaerobic digester supernatant

Parameters concentration	Concentration ranges	Average
pH	7.3~8.4	7.7
Alkalinity/VFA	875~2,550/40~700	1,870/140
TCOD/SCOD	232~13,380/40~1,464	9,098/300
TBOD/SBOD	81~2,320/34~1,250	286/152
TKN/NH <sub>4</sub> -N	260~1,760/138~688	694/473
T-P/S-P	28~207/9~110	88/42
TSS/VSS	100~23,000/70~11,000	8,280/4,210
Temperature(°C)	30~35	34
(SCOD/NH <sub>4</sub> -N)ratio	0.17~4.8	1.2
(Alkalinity/NH <sub>4</sub> -N)ratio	2.0~5.6	3.8

\*All units in mg/L, except pH (dimensionless) and alkalinity in mg/L as CaCO<sub>3</sub>

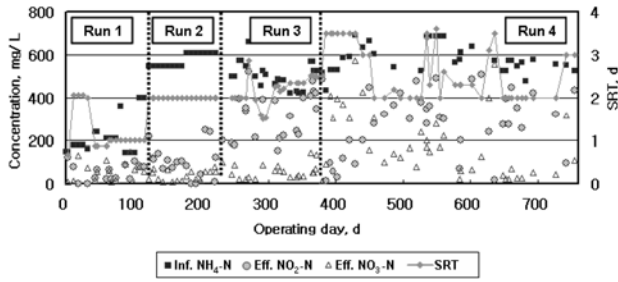


Fig. 2. Long-term operating results of the laboratory nitrification reactor.

카리도를 보충함과 동시에 NH<sub>4</sub>Cl을 주입하여 유입수의 암모니아성 질소농도를 약 600 mg/L로 일정하게 조정하였다. 이는 국내 하수처리장 소화상징액의 평균농도(KOR. MOE., 1999)를 모사하기 위함이었다.

Run 2 기간동안에는 유입원수의 암모니아성 질소농도를 높임과 함께 SRT를 2일 정도로 연장시켰지만 아질산화반응을 유도할 수 없었다. 하지만 Run 3 기간부터는 알카리도가 제거되면서 안정된 아질산화반응이 일어나기 시작했다. Run 2 기간과 Run 3 기간의 운전결과에서 나타난 차이는 3.3 절에서 설명되어질 고형물농도의 차이로 말미암은 것으로 판단되었다.

Run 4 동안에는 SRT를 2일에서 3.5일로 증가시켜 유출수 내 질소산화물의 형태를 관찰함으로써 SRT와 아질산화반응과의 관계를 규명하고자 하였다. 이는 SHARON 공정과 ANAMMOX 공정을 개발한 네덜란드 연구진들이(Mulder et al., 1997; Hellinga et al., 1998; Van Kempen et al., 2001) 주장한 NO<sub>2</sub>-N oxidizer의 wash-out에 의한 NO<sub>2</sub>-N의 축적을 확인하기 위함이었다. 그들은 Fig. 3과 같이 35°C 정도의 온도에서 NH<sub>4</sub>-N oxidizer와 NO<sub>2</sub>-N oxidizer의 성장속도 차이로 인하여 아질산화 반응을 유도할 수 있으며, 또한 Fig. 4에 도시한 바와 같이 SRT에 따라 유출수의 수질이 결정된다고 주장하고 있다. 즉 유출수 내 암모니아성 질소 농도는 SRT가 길어질수록 낮아지지만, SRT를 적절히 조절하지 않으면 NH<sub>4</sub>-N oxidizer와 NO<sub>2</sub>-N oxidizer의 성장속도 차이에 의한 아질산화 반응을 유도할 수 없다는 것이다.

Run 4 동안에는 Fig. 2에서 보는 바와 같이 SRT가 증가되자 유출수중의 NO<sub>3</sub>-N의 농도가 증가함을 명백히 관찰할 수 있었다. 즉 SRT가 증가됨에 따라 아질산화 반응은 완전 질산화 반응으로 진행되었다. 이 기간 후반부에는 SRT를 2일로 운전하여 아질산화 반응을 유도하면서 짧은 기간동안에 SRT를 증가시키는 실험을 반복적으로 수행하였다. 그 결과 역시 Fig. 2에서 보는 바와 같이 SRT가 증가됨에 따라 유출수중의 NO<sub>3</sub>-N의 농도가 증가하였다. 이는 네덜란드 연구진들이 주장한 사실과 일치하는 현상으로 아질산화 반응을 지속적으로 유지하기 위해서는 NO<sub>2</sub>-N oxidizer가 반응조 내에서 축적되거나 순환하지 못하도록 SRT를 조절하여야 함을 알려주는 결과로 판단되었다. 참고로 Fig. 3에서는 본 논문의 SRT와 같은 의미로 sludge age란 용어를 사용하였다.

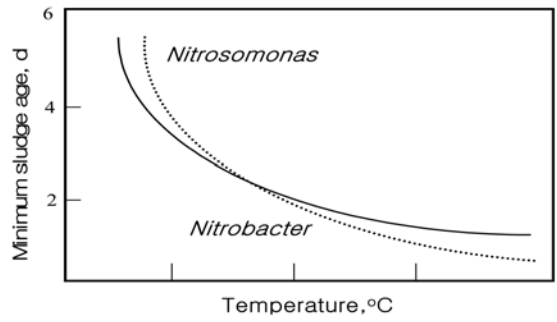


Fig. 3. Wash-out of Nitrobacter at short retention times (Mulder et al., 1997).

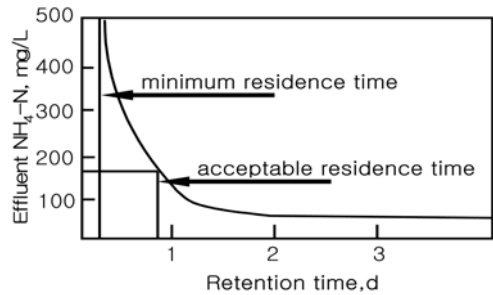


Fig. 4. Effluent quality is influenced by the retention time (Mulder et al., 1997).

전반적인 반응조의 암모니아성 질소의 제거효율은 Fig. 5에 나타난 누가확률그래프에서 보는 바와 같이 평균 약 75% 정도이었다. 전체 운전기간 중 아질산화 반응조 유출수 내 NO<sub>x</sub>-N에 대한 NO<sub>2</sub>-N의 비율은 Fig. 6에 나타낸 바와 같이 평균 80% 정도로 비교적 높고 안정적인 아질산화 반응을 유지하였다.

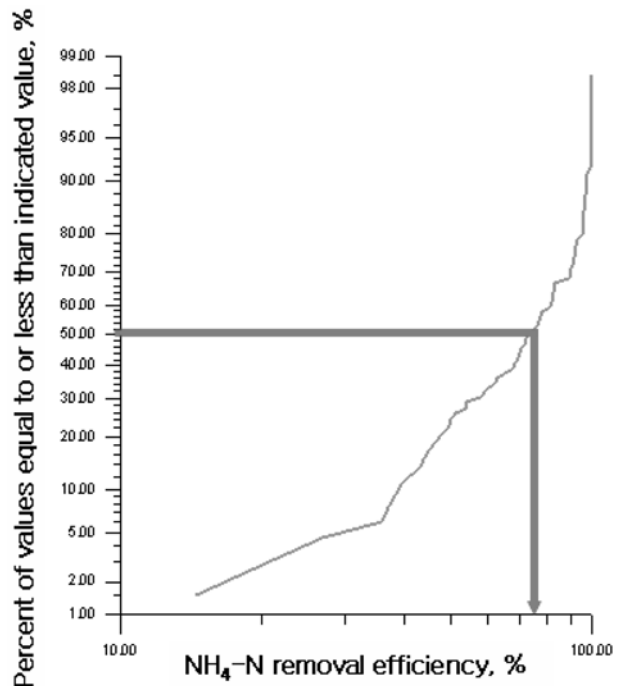


Fig. 5. NH<sub>4</sub>-N removal efficiency of the laboratory nitrification reactor.

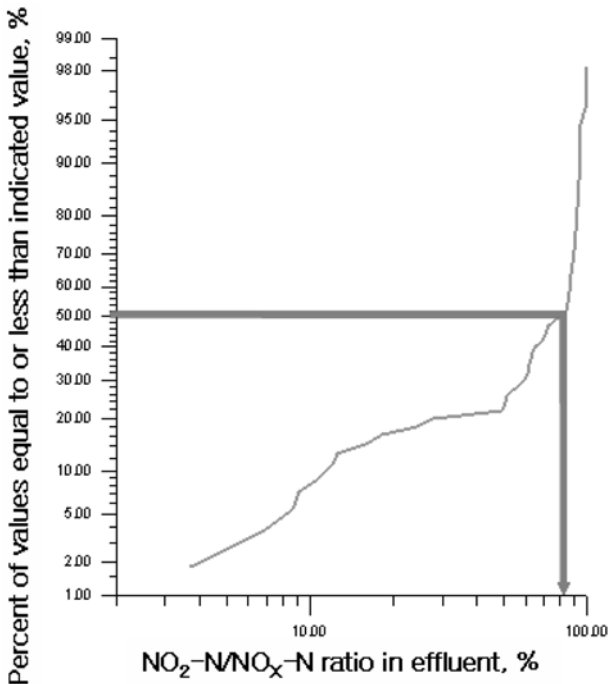
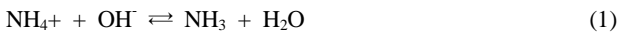


Fig. 6. NO<sub>2</sub>-N/NO<sub>x</sub>-N ratio in the effluent of the laboratory nitrification reactor.

3.2. FA 및 FNA에 의한 영향

Anthonisen 등(1976)은 *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter*에 대한 inhibition을 pH와 NH<sub>4</sub>-N 및 NO<sub>2</sub>-N 농도로 설명하는 operational chart를 제시한 바 있다. 이후 많은 연구자들에 의해 질산화에 있어서 inhibition의 영향이 이러한 operational chart에 의해 확인되기도 했는데(Anthonisen et al., 1976; Verstraete et al., 1977; Abeling et al., 1992) 질산화 과정의 inhibition 영향을 검토하기 위하여 본 반응조 연구 결과를 Anthonisen 등(1976)이 제안한 system control diagram에 적용하여 보았다.

FA(Free ammonia)와 FNA(Free nitrous acid)의 농도는 다음 식과 같이 표현할 수 있으며 그 값은 pH, 온도 및 total ammonia 농도에 의해 좌우된다(Anthonisen et al., 1976).



$$FA \text{ as } NH_3 \text{ (mg/L)} = 17/14 \times \frac{\text{total ammonia as N (mg/L)} \times 10^{pH}}{\frac{K_b}{K_w} + 10^{pH}} \quad (2)$$

$$\frac{K_b}{K_w} = e^{\frac{6344}{(273 + T)}}$$



$$FNA \text{ as } HNO_2 \text{ (mg/L)} = 46/14 \times \frac{NO_2^- - N \text{ (mg/L)}}{K_a \times 10^{pH}} \quad (4)$$

$$K_a = e^{\frac{-2300}{(273 + T)}}$$

Fig. 7은 본 연구에 사용된 반응조들의 반응조 내 pH, ammonia와 nitrite 농도를 각각 Anthonisen 등(1976)이 제안한 operational chart에 적용한 것인데, 그림에서 나타내는 영역은 다음과 같다.

- Zone 1 : FA inhibition to *Nitrobacter* & *nitrosomonas*
- Zone 2 : FA inhibition to *Nitrobacter*
- Zone 3 : Complete nitrification
- Zone 4 : FNA inhibition to *Nitrobacter*

Fig. 7에서는 반응조 운전결과 대부분의 값이 zone 2에 위치하므로 FA가 *Nitrobacter*에 inhibition을 일으켜 NO<sub>2</sub>-N이 축적됨을 알 수 있다. FNA의 영향을 살펴보면 대부분이 zone 2와 zone 3에 위치하는 것으로 나타나 FNA에 의한 inhibition은 없으며 완전한 아질산화가 발생하였음을 알 수 있었다. 즉 본 연구의 경우 *Nitrobacter*에 inhibition을 일으켜 아질산화를 유도하는 인자는 FNA라기 보다는 FA인 것으로 판단되었다.

한편 생물학적 처리공정의 해석에 사용되는 모델링 기법은 양론적 관계와 속도론적 반응식에 의해 수립되고 실행된다. 이때 속도론적 반응식에 주로 사용되는 것은 대부분 Michaelis-Menten equation 형태의 식이다. 따라서 향후 혐기성 소화조와 같은 고농도 질소 함유폐수의 아질산화 반응을 해석하기 위해서도 가장 널리 이용되어온 Michaelis-Menten equation 형태의 식을 이용하고자 한다면, 이러한 FA inhibitor에 의한 반응속도 관련 매개변수들의 변화를 고려하여야만 할 것으로 사료된다.

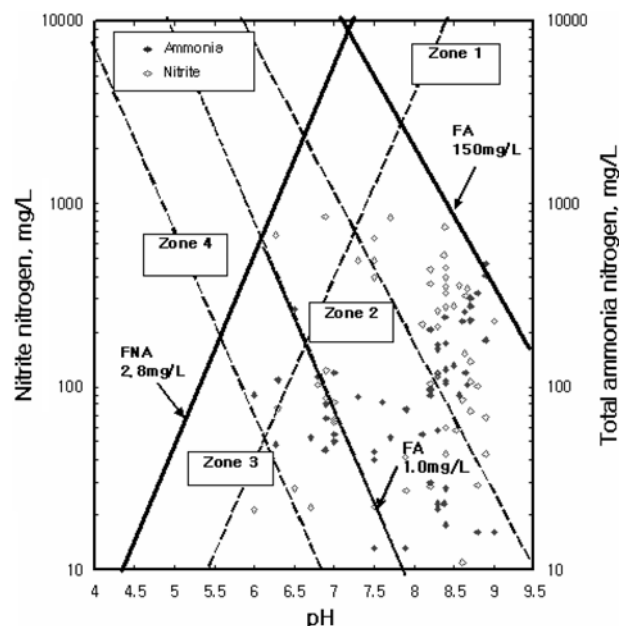


Fig. 7. Inhibiting condition in the laboratory nitrification reactor.

3.3. pH, 알카리도 및 고형물농도에 의한 영향

pH 8.0 이상의 높은 pH에서 NO<sub>2</sub>-N의 축적현상이 발생한다고 많은 연구자들이 주장하고 있다(Alleman, 1985; Çeçen, 1996; Wett et al., 1998). Fig. 8은 pH에 따른 유출수 중의 질소산화물 중 아질산의 비율을 나타낸 것이다. 하지만 Liu 등(1998)의 연구 결과와 달리 본 실험에서는 pH 6.0~9.0의 넓은 범위에 걸쳐 높은 아질산화율을 보이고 있었다. pH 8.5~9.0 사이에서 낮은 아질산성 질소 비율을 보이는 부분들은 긴 SRT에 의해 nitrite oxidizer가 순환한 까닭으로 판단되는데 비교적 이 시기에는 질산성질소로의 완전질산화가 발생했었다. 한편 *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter*의 성장최적 pH는 7.5 ~ 8.5의 범위에 있는 것으로 보고되고 있으나, Painter(1977)는 미생물이 적응한 경우에 질산화 미생물의 최적 pH는 더 넓어진다고 주장하였다.

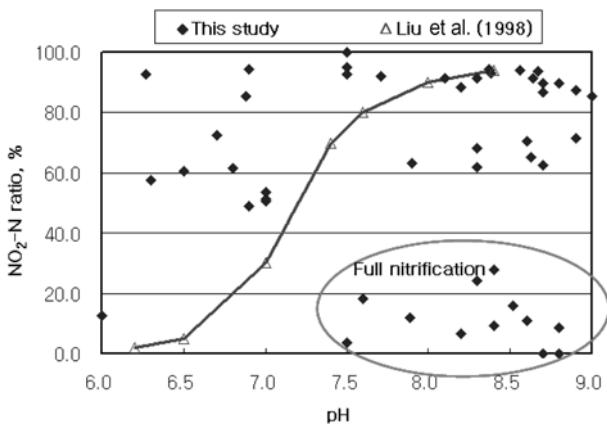


Fig. 8. pH vs NO<sub>2</sub>-N/NO<sub>x</sub>-N ratio in the effluent of the laboratory nitrification reactor.

3.1절에서 설명한 바와 같이 Fig. 2의 Run 1 기간은 알카리도를 주입하지 않은 기간으로 알카리도 부족으로 질산화 반응이 충분히 일어나지 않은 기간이다. 알카리도가 공급된 기간 중에서는 Run 3 기간부터 NH<sub>4</sub>-N 제거가 가능해지기 시작했고 NO<sub>x</sub>-N의 농도가 대체로 증가하였다. 그러나 Run 2기간에서는 알카리도가 공급되었음에도 불구하고 NH<sub>4</sub>-N 제거율이 저조하였다. 그 이유는 이 기간동안 반응조 내 MLVSS 농도가 상당히 증가했기 때문인 것으로 사료된다. 실험실 규모 아질산화 반응조의 MLSS/MLVSS농도는 별도의 슬러지 반응이 없는 반응조의 운전특성상 유입 혐기성 소화조 상정액의 고형물 농도에 따라 크게 좌우되었다. 한편 혐기성 소화조 상정액 내 고형물의 농도는 유입하수의 성상, 계절적인 요인, 하수처리장의 수처리 및 슬러지처리 공정의 운전조건 등에 따라 그 변화의 폭이 매우 큰 특징을 가지고 있다. Run 2 기간에 유입된 혐기성 소화조 상정액의 고형물 농도가 다른 운전기간에 유입된 혐기성 소화조 상정액에 비해 상당히 높았는데, 이로 인해 Run 2 기간 중 반응조내 MLVSS의 농도가 상당히 높게 유지될 수밖에 없었다. 이 기간 동안의 평균 MLVSS 농도는 Table 2에 나타낸 바와 같이 약 6,990 mg/L로 Run 2를 제외한 기간의 전체 평균 MLVSS 운전농도였던 4,433

Table 2. MLSS and MLVSS in the laboratory nitrification reactor (Unit: mg/L)

Runs	MLVSS	MLVSSavg
Run 1	100~9,100	4,950
Run 2	1,050~12,400	6,990
Run 3	550~10,000	4,350
Run 4	30~12,700	4,000

mg/L보다 약 58%정도 높게 운전되었다. 그 결과 높은 고형물 농도로 인하여 산소전달이 제한되어 슬러지의 floc내에서 oxic 조건이 충분히 형성되지 못했을 것으로 판단된다.

4. 결론

실험실 규모 아질산화 반응조의 장기적인 운전결과로부터 혐기성 소화조 상정액 내 고농도 질소의 아질산화 반응과 관련한 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- 1) 아질산화 반응조의 SRT는 아질산화 반응의 중요 유도인자인 것으로 사료된다. 반응조의 운전기간별 질소 농도 변화를 볼 때 운전기간 중 SRT를 변화시키기에 따라 SRT 증가 시 마다 NO<sub>3</sub>-N으로의 완전질산화가 일어났었다.
- 2) 아질산화 반응조에서 FA 및 FNA inhibition 영향을 파악한 결과 대부분 *Nitrobacter*에 대한 FA inhibition으로 인하여 NO<sub>2</sub>-N이 축적됨을 알 수 있었다. 따라서 FA에 의한 inhibition은 아질산화 반응의 중요 유도인자이며, 본 반응을 해석하기 위해서는 이러한 inhibitor에 의한 Michaelis-Menten equation 내 반응속도 매개변수들의 변화를 파악하여야 할 것으로 사료된다.
- 3) 아질산화 반응에 있어 pH의 영향을 조사한 결과 대체로 pH 6.0~9.0의 넓은 범위에 걸쳐 높은 아질산화율을 보이고 있었다. 알카리도가 부족한 기간에는 질산화 반응이 충분히 일어나지 않았으나 알카리도가 공급된 경우 NH<sub>4</sub>-N 제거가 가능해지기 시작했고, 알카리도 소모량이 증가함에 따라 NH<sub>4</sub>-N 제거율이 증가하면서 아질산화 반응이 일어나기 시작했다.
- 4) 아질산화 반응조 내 고형물농도가 상당히 증가했을 때에는 일시적인 아질산화 반응의 저해 현상이 발생했는데, 높은 고형물 농도로 인하여 산소전달이 제한되어 슬러지의 floc내에서 oxic 조건이 충분히 형성되지 못했을 것으로 판단된다.

참고문헌

Abeling, U. and Seyfried, C. F., Anaerobic-aerobic Treatment of High-strength Ammonium Wastewater-nitrogen Removal Via Nitrite, *Wat. Sci. Tech.*, **26**(5-6), pp. 1007-1015 (1992).  
 Alleman, J. E., Elevated Nitrite Occurrence in Biological Wastewater Treatment Systems, *Wat. Sci. Tech.*, **17**(2-3), pp. 409-419 (1985).  
 Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S. and

- Srinath, E. G., Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid, *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **48**(5), pp. 835-852 (1976).
- APHA, AWWA and WEF., *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th Ed., APHA, Washington, DC (1995).
- Hellinga, C., Schellen, A. A. J. C., Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J., The SHARON Process: An Inovative Method for Nitrogen Removal from Ammonium-rich Wastewater, *Wat. Sci. Tech.*, **37**(9), pp. 135-142 (1998).
- KOR. MOE., *Technology Development of Return Flow Treatment from Sludge Processing*, 1st Year report of G7 project, pp. 35-52 (1999).
- Liu, J., Li, W., Wang, X., Liu, H. and Wang, B., Removal of Nitrogen from Coal Gasification Wastewater by Nitrosification and Denitrosification, *Wat. Sci. Tech.*, **38**(1), pp. 39-46 (1998).
- Mulder, J. W. and van Kempen, R., N-removal by SHARON, *WQI.*, March/April, pp. 30-31 (1997).
- Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., Hellinga, C. and van Kempen, R., Full Scale Application of the SHARON Process for Treatment of Rejection Water of Digested Sludge Dewatering, *Wat. Sci. Tech.*, **43**(11), pp. 127-134 (2001).
- Painter, H. A., Microbial Transformations of Inorganic Nitrogen, *Prog. Wat. Technol.*, **8**(4-5), pp. 3-29 (1977).
- Picioreanu, C., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J., Modelling the Effect of Oxygen Concentration on Nitrite Accumulation in a Biofilm Airlift Suspension Reactor, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(1), pp. 147-156 (1997).
- Prakasam, T. B. S. and Loehr, R. C., Microbial Nitrification and Denitrification in Concentrated Wastes, *Wat. Res.*, **6**(7), pp. 859-869 (1972).
- Surmacz-Gorska, J., Cichon, A. and Miksch, K., Nitrogen Removal from Wastewater with High Ammonia Nitrogen Concentration Via Shorter Nitrification and Denitrification, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(10), pp. 73-78 (1997).
- Van Kempen, R., Mulder, J. W., Uijterlinde, C. A. and Loosdrecht, M. C. M., Overview: Full Scale Experience of the SHARON Process for Treatment of Rejection Water of Digested Sludge Dewatering, *Wat. Sci. Tech.*, **44**(1), pp. 145-152 (2001).
- Verstraete, W., Vanstaen, H. and Voets, J. P., Adaptation to Nitrification of Activated Sludge Systems Treating Highly Nitrogenous Waters, *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **49**(7), pp. 1604-1608 (1977).
- Voets, J. P., Vanstaen, H. and Verstraete, W., Removal of Nitrogen From Highly Nitrogenous Wastewaters, *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **47**, pp. 394-398 (1975).
- Warrington, R., On nitrification, *Jour. Chem. Soc.*, **59**, pp. 484-490 (1891).
- Wett, B., Rostek, R., Rauch, W. and Ingerle, K., pH-controlled reject-water-treatment, *Wat. Sci. Tech.*, **37**(12), pp. 165-172 (1998).
- White, G. C., Problems of Disinfecting Nitrified Effluents, *Proc. of ASCE Specialty Conf. on Environ. Engrg.*, New York, pp. 497-511 (1981).
- Çeçen, F., Investigation of Partial and Full Nitrification Characteristics of Fertilizer Wastewaters in a Submerged Biofilm Reactor, *Wat. Sci. Tech.*, **34**(11), pp. 77-85 (1996).