

## 혐기 소화조 유출수의 아질산화 반응에 온도가 미치는 영향

임지열 · 길경익<sup>\*,†</sup>

서울과학기술대학교 토목공학과

\*서울과학기술대학교 건설공학부

## Effect of Temperature on Nitritation using Effluent of Anaerobic Digester

Jiyeol Im · Kyungik Gil<sup>\*,†</sup>

Department of Civil Engineering, Seoul National University of Science and Technology

\*School of Civil Engineering, Seoul National University of Science and Technology

(Received 27 September 2010, Revised 7 December 2010, Accepted 9 December 2010)

### Abstract

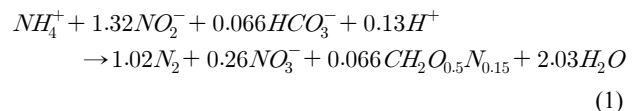
Preparing for the Standards for Effluents which will be strengthened from 2012, many ways like remodellings and repairs of sewage treatment plant (STP) are considered. The treatment of the recycle water from the sludge treatment process contains high-strength organic compounds and nitrogen is considered as alternative. In the treatment of high-strength nitrogen, nitritation has more economic advantages than nitrification. In this study, lab-scale reactor was operated at the 35°C, 20°C and 10°C conditions using effluent of anaerobic digester to investigate the nitrogen removal by nitritation. Long-term stable nitritation was achieved at the 35°C, 20°C but 10°C. In the stable nitritation states, nitrite conversion was higher at the high temperature of 35°C than the room temperature of 20°C. Also shorter solid retention time (SRT) was needed to induce high nitrite conversion at the high temperature of 35°C. It was showed that temperature and SRT are important factors to induce nitritation.

**keywords** : Nitritation, Nitrite, Temperature, Wastewater

### 1. 서론

하천 수질 개선을 목적으로 2012년부터 폐수종말처리시설의 방류수 수질을 강화하는 법률을 공포하였다. 이를 대비하기 위해서 신설되는 하수처리장에서는 BNR(Biological Nutrients Removal)공정으로 설계가 우선적으로 검토되고 있으며, 기존 하수처리장의 경우에는 공법의 개·보수가 검토되고 있다(서인석 등, 2006). 하수처리장의 공법에 변화를 주는 것도 방류수 수질기준 강화에 대비한 좋은 대책이지만, 하수처리장에서 발생하는 반류수 처리에도 관심을 두어야 한다. 연구 결과에 따르면 반류수의 경우에는 그 발생량은 적지만, 유입되는 하수에 비해 높은 농도의 유기물과 질소를 포함하는 것으로 알려져 있다(길경익, 2006; 최의소와 황호재, 1993). 반류수는 하수처리장의 슬러지 처리공정에서 발생하는 소화조 상징액, 농축조 상징액, 탈리여액을 의미하는데, 현재 대부분의 하수처리장에서 발생하는 반류수는 다시 수처리계통으로 반송시켜 유입되는 하수와 같이 처리를 하고 있다. 이는 하수처리장 오염물의 유입 부하를 증가시켜 하수처리장 운전 효율에 악영향을 가져올 수도 있다. 반류수를 처리하여 하수처리장의 오염물 유

입 부하를 감소시킬 수 있게 된다면, 이는 하나의 효과적인 개·보수 방법으로 제안될 수 있을 것이다. 특히 반류수 내에는 수계에서 부영양화를 일으키는 질소가 고농도로 포함되어 있다. 질소에 대한 적절한 처리 없이 방류되어 수계에 부영양화가 일어나게 되면, 용존산소의 고갈로 인해 하천의 자정능력의 저하를 가져오게 된다. 이에 따라 질소 제거를 위해 다양한 질소 제거 공법이 연구·보고되고 있다. 최근 혁신적인 질소제거 공법으로 ANAMMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation)공정이 주목받고 있다. ANAMMOX 공정은 아질산화의 산화물인 아질산성 질소(Nitrite, NO<sub>2</sub>)와 암모늄을 혐기 조건에서 질소 가스로 전환시키는 것을 말한다(길경익, 2006; Hellinga et al., 1998; Strous et al., 1997).



식 (1)에서 확인할 수 있듯이 ANAMMOX공정은 아질산성 질소를 필요로 하는 반응이다. 이 공정에 이용되는 아질산성 질소를 얻기 위해서는 아질산화 공정이 선행되어야 할 것이다. 반류수 처리에 ANAMMOX공정을 이용하기 위해서는 반류수를 이용하여 안정적인 아질산화 반응을 유도할 수 있어야 할 것이다. 특히 반류수 처리에 있어 생물학

<sup>†</sup> To whom correspondence should be addressed.

kgil@seoultech.ac.kr

적 아질산화-아탈질 반응은 물리·화학적 방법을 이용한 공정, 완전질산화-탈질 공정에 비해 경제적인 이점을 가진다고 보고되었다(최지형 등, 2001; Mulder et al., 2001; Ruiz et al., 2003; Siegrist, 1996). 본 연구에서는 하수처리장에서 발생하는 반류수 중 소화조 상정액을 대상으로 하여 그 안에 함유된 고농도의 암모니아(Ammonia, NH<sub>4</sub>)의 아질산화 반응에 대한 연구를 하였다. 이에 실험실 규모의 35°C, 20°C 및 10°C의 조건에서 장기간 아질산화 반응조 운전을 통해 아질산화 반응을 유도할 수 있는 인자 및 온도의 영향을 살펴보고자 하였다.

## 2. 연구방법

### 2.1. 유입수 성상 및 운전 조건

실험실 규모 반응조는 A 하수처리장의 혐기 소화 상정액을 이용하여 운전하였다. 아질산화 반응조의 구간 별 유입되는 소화조 상정액의 성상은 Table 1에 나타내었다. Table 1에서 나타난 바와 같이 운전기간 동안 암모니아의 평균 유입되는 농도는 225 mg/L로 나타났다. 또한 원수 내 알칼리도가 부족하여 인위적으로 NaHCO<sub>3</sub>를 첨가하여 질산화 필요한 알칼리도 / 암모니아 비를 이론적인 값인 7.14 이상으로 보충해 주었다.

### 2.2. 실험장치 및 방법

본 실험에 사용된 실험실 규모 아질산화 반응조는 Fig. 1에 나타내었다. 반응조는 회분식 반응조로 운전하였으며, 매일 동일한 시간에 유입·유출을 실시하였다. 반응조 용적은 8 L의 원통형 아크릴로 제작하였다. 35°C와 20°C온도에서 반응조를 운전하기 위하여 일정한 온도를 유지할 수 있도록 반응조 외부에 항온 수조를 설치한 후 열풍기와 냉각기를 작동하여 항온 상태를 유지시켜 주었다. 반응조 내부의 완전 혼합 상태를 유지하기 위해 교반기를 설치하였으며, 연속적인 공기 공급을 통하여 반응조 내 질산화 반응에 DO 부족 현상이 나타나지 않도록 하였다. 실제 운전 기간 동안 반응조 내 DO농도는 3 mg/L 이상으로 유지되었다. 반응조 운전은 슬러지 반응이 없는 완전 혼합 반응조로 SRT와 HRT가 동일하게 운전하는 방법을 사용하여 SRT를 조절하는 방식으로 운전하였다(길경익, 2006). 반응조의 운전 조건은 Table 1에 나타내었다.

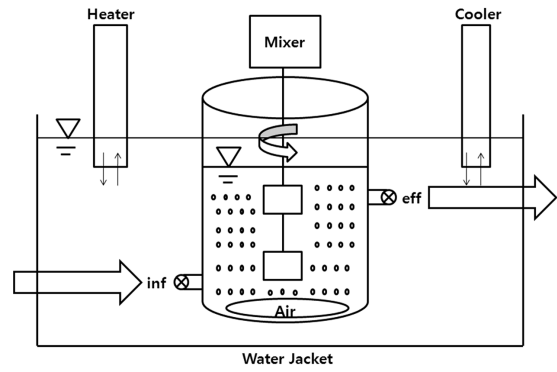


Fig. 1. Schematic diagram of laboratory scale nitrification reactor.

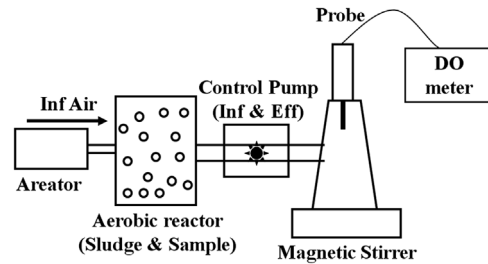


Fig. 2. Schematic diagram of OUR Test.

OUR(Oxygen Uptake Rate) 실험은 미생물의 호흡률을 기반으로 하여 유기물 성상 분석을 위한 실험이다. 기존 연구진들에 의해 미생물의 호흡률을 기초로 유기물 성상을 분석을 추천하고 있다(노혜연과 길경익, 2007; Dircks et al., 1999; Wentzel et al., 1999). 실험에 사용된 OUR 실험 장치의 모식도는 Fig. 2에서 확인할 수 있다. OUR 실험 장치 구성은 크게 폭기조와 DO측정부로 구성되어 있다. 폭기조에서 연속적인 공기 공급을 통해 실험 대상 시료와 슬러지 혼합액을 유량조절 펌프를 이용하여 DO측정부로 유입·체류 반응을 실시하여 시간 변화에 따른 미생물의 호흡률을 측정하였다. OUR 실험에 사용된 슬러지는 24시간 폭기시켜 내생 호흡단계에 이르도록 하여 연구를 진행하였다. 실험 진행 과정에서 미생물 호흡률은 일정한 간격으로 측정하였으며, DO측정부에서 외부 공기의 유입·접촉을 차단하기 위해 밀폐시켜 진행되었다. 또한 실험이 진행되는 동안 질산화로 인해 DO가 소모되는 오차를 방지하기 위해 1-Allyl-2-thiourea를 첨가하여 질산화를 억제하였다. 반응조 유입·유출수에 대한 실험은 pH: pH meter (Accumet-AB15), DO:

Table 1. Operation conditions for laboratory scale nitrification reactor

Parameter	35°C nitrification reactor					20°C nitrification reactor		
	R1	R2	R3	R4	R5	Q1	Q2	Q3
Reactor volume	8 L							
Type	Batch type							
SRT (days)	1	0.5	0.375	4	2	4	2	1
pH	7.6	7.5	7.6	7.7	1890	7.5	7.6	7.6
Alkalinity (mg/L)	1690	1970	1820	2120	2110	1950	1820	1810
NH <sub>4</sub> (mg/L)	234	270	253	289	291	272	256	256
Alkalinity / NH <sub>4</sub> ratio	7.2	7.3	7.3	7.3	7.2	7.2	7.1	7.3
TOCD (mg/L)	3740	3820	3980	4020	3840	3940	3880	4060

DO meter (YSI-550A),  $\text{NH}_4$ : Nessler's method에 따라 DR2800 (HACH company)을 이용하여 측정하였고, Ion chromatography (Dionex ICS-1000)를 이용하여  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ 에 대한 분석하였다. Alkalinity와 COD는 각각 Standard methods (APHA, 1998)의 Titration method (2320 B), closed reflux colorimetry (5220 D)에 따라 분석을 실시하였다.

### 3. 결과 및 고찰

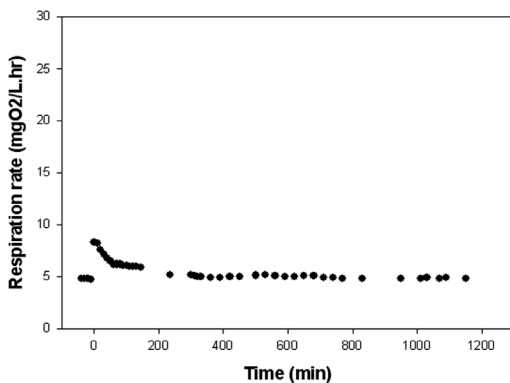
#### 3.1. 반류수의 유입 성상

혐기 소화 상정액을 이용하여 아질산화 반응조 운전을 실시하기 전 혐기 소화 상정액의 유기물의 성상을 알아보기 위해 미생물 호흡률을 기초로 한 OUR 실험을 실시하였다. 유기물은 그 특성에 따라서 생물학적으로 분해 불가능한 용존상 유기물(Soluble inert COD,  $S_I$ ), 생물학적으로 분해 가능한 용존상 유기물(Readily biodegradable COD,  $S_S$ ), 생물학적으로 분해 가능한 입자상 유기물(Slowly biodegradable COD,  $X_S$ ) 그리고 생물학적으로 분해 불가능한 입자상 유기물(Suspended inert COD,  $X_I$ )로 분류할 수 있다. 또한  $X_S$ 성분이 미생물에 의해 사용되기까지 가수분해 과정을 거쳐  $S_S$ 성분으로 전환된 이후 사용되는 것으로 알려져 있다(Dold et al., 1980). OUR 실험 결과 대상 시료를 혼합 시키자마자 미생물의 산소 소모가 증가한 후 점차 감소하는 경향을 나타냈다. 이후 초기 변곡점을 지나 내생 호흡 상태보다 높은 산소를 소모하는 구간을 보였다. OUR 실험 결과는 크게 3단계로 나타난다고 발표되었는데 본 연구에서 사용된 혐기 소화 상정액 역시 비슷한 결과를 나타냈다(Metcalf and eddy, 2002). 대상 시료의 유입 초기 산소 소모가 급증한 구간을 통해 유입수내  $S_S$  성분을 산정할 수 있으며, 초기 변곡점 이후 실험 시작 전인 내생 호흡 상태보다 높게 나타난 부분을 통해  $X_S$  성분의 산정하였다(노해연, 2007). 혐기 소화 상정액의 유기물 성상은 Fig. 3에서 나타낸 것처럼  $S_S$  12%,  $S_I$  71%,  $X_S$  7%,  $X_I$  10%로 구성되어 있는 것으로 나타났다. 80% 이상이 분해 불가능한 유기물로 구성되어 있었으며, 그 중에  $S_I$ 가 71%로 가장 많은 부분을 차지하고 있는 것으로 나타났다. 유기물 성상으로

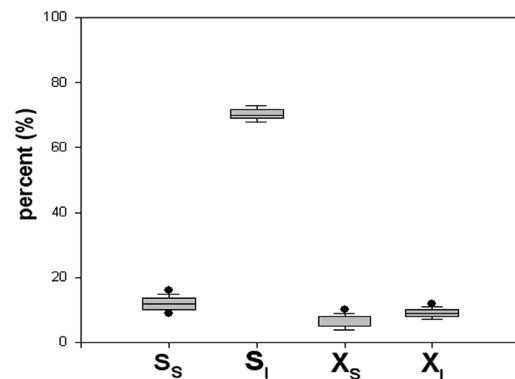
살펴 볼 때, 생물학적으로 분해 불가능한 유기물의 함유량이 많은 것으로 나타났는데, 이는 생물학적 분해 가능한 유기물 성분인  $S_S$ 와  $X_S$ 가 적은 혐기 소화 상정액을 대상으로 아질산화 반응을 유도할 경우, 유리하게 작용할 것으로 판단된다(노해연과 길경익, 2007; 임수빈과 이재근, 2008).

#### 3.2. 35°C 반응조 운전

Fig. 4는 운전기간동안 유입수 암모니아, 유출수 암모니아, 아질산성 질소, 질산성 질소(Nitrate,  $\text{NO}_3$ )의 농도를 나타내었다. R1~R3 구간은 SRT(Solid Retention Time)을 기준으로 운전조건의 변화를 구분하였다. 각 구간별 운전 SRT, 암모니아 제거율( $\text{NH}_4$  removal rate, 제거된 암모니아 농도/유입수의 암모니아 농도) 및 아질산화율( $\text{NO}_2$  conversion rate, 유출수 아질산성 질소 농도 / 유출수 질소산화물 농도)은 Table 2에 나타내었다. 반응조 안정화가 이루어진 후 R1구간 조건으로 장기간 운전을 실시하였는데, 아질산화 반응을 안정적으로 유도할 수 있었다. 이는 ANAM-MOX 공정에 필요한 아질산성 질소( $\text{NO}_2$ , Nitrite)를 연속적으로 공급 가능함을 보여준다. 이 후 다른 SRT조건에서 아질산화 반응을 살펴보기 위해 R2조건으로 운전을 실시하였다. R2조건에서는 SRT를 감소시켜 운전하였는데 유출수 내 암모니아 농도가 증가하는 경향을 나타냈으며 아질산화율도 감소하는 것으로 나타났다. 운전 기간 중 SRT가 가장 짧은 R3구간은 암모니아 제거가 미비하게 일어나는 것을 확인할 수 있다. 이후 반응조의 안정적인 아질산화 반응을 유도하기 위해 R1조건으로 운전을 실시하였다. 이 구간에선 장기간에 걸친 안정적인 아질산화 반응을 유도해 낼 수 있었는데, 이는 아질산화 반응은 일시적인 저해 현상이 아닌 유도 가능한 반응이라는 것을 보여준다. R4와 R5구간에서는 SRT를 증가시켜 운전을 실시하였는데 제거된 암모니아가 질산성 질소( $\text{NO}_3$ , Nitrate)로 전환이 일어났다. 이는 상대적으로 긴 SRT에 의해 완전 질산화 반응이 이루어진 것으로 판단된다. R1조건으로 운전하자 다시 안정적인 아질산화 반응을 유도할 수 있었다. R3 구간 역시 긴 SRT로 인해 완전 질산화 반응이 유도되었다. SRT만 변화를 주어 운전을 실시하였는데, 조건에 따라 아질산화 반응과 완전



(a) The respirometric result for OUR with anaerobic digester supernatant



(b) COD fraction of anaerobic digester supernatant

Fig. 3. OUR response in batch respirometric test and results of statistics.

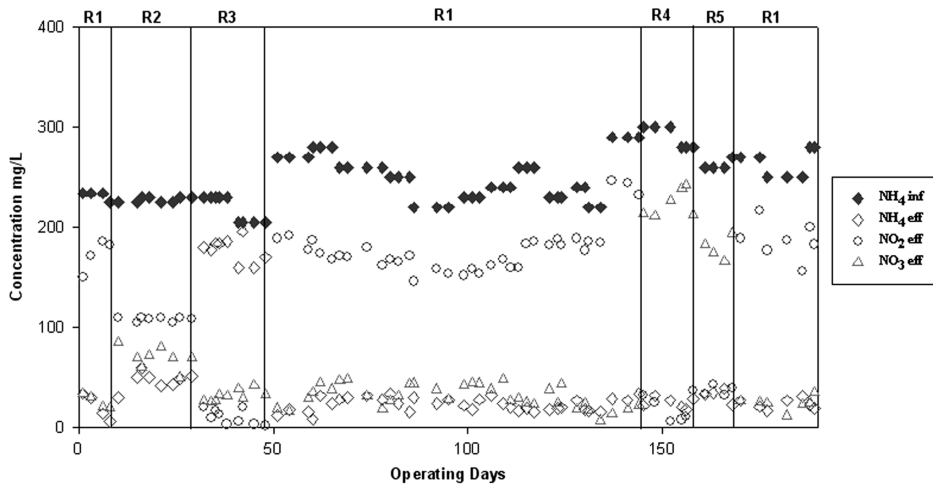


Fig. 4. Influent and effluence NH<sub>4</sub> and effluence NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> in 35°C reactor.

Table 2. SRT, NH<sub>4</sub> removal rate, NO<sub>2</sub> conversion each section in 35°C reactor

Period	SRT (day)	NH <sub>4</sub> removal rate (%)	NO <sub>2</sub> conversion rate (%)
R1	1	92	85
R2	0.5	78	60
R3	0.375	48	20
R4	4	87	20
R5	2	91	35

Table 3. SRT, NH<sub>4</sub> removal rate, NO<sub>2</sub> conversion rate each section in 20°C reactor

Perod	SRT (day)	NH <sub>4</sub> removal rate (%)	NO <sub>2</sub> conversion rate (%)
Q1	4	86	9
Q2	2	89	75
Q3	1	27	30

질산화 반응이 유도 가능하였다. 이는 인위적인 운전 조건의 조작을 통해 아질산화 반응을 유도할 수 있음을 보여주는 것으로 판단된다.

3.3. 20°C 반응조 운전

20°C 반응조의 운전 결과는 Fig. 5에서 확인할 수 있다. 35°C 반응조와 동일하게 SRT에 따라 구간을 나누어 운전을 실시하였다. SRT에 따라 Q1~Q3구간으로 분류하였으며 구간별 운전 SRT, 암모니아 제거율 및 아질산화율은 Table 3에 나타내었다. Q1 조건에서는 완전질산화 반응이 유도되었다.

이는 35°C의 R2와 R3구간과 유사한 결과로 긴 SRT에 의한 영향으로 판단된다. Q2조건으로 운전 조건을 변경하자 유출수 내 질산성 질소농도가 감소하며 아질산성 질소의 농도가 증가하였다. 이후 운전된 Q3조건에서는 암모니아의 제거가 이루어지지 않음이 확인되었다. 이후 약 100일 이상 안정적인 아질산화 반응이 유도된 Q2 조건으로 장기간 반응조 운전을 실시하였다. 이 구간역시 35°C의 R1구간과 마찬가지로 장기간 안정적인 아질산화 반응의 유도가 가능하였다. 이후 Q3조건으로 운전 조건을 변화하자 암모니아의 제거가 감소하였고, Q2조건으로 운전조건을 변화한 후 안정적인 아질산화 반응이 유도됨을 확인할 수 있었다. 20°C 운전 결과 역시 35°C 반응조 운전 결과와 유사한 결과를 나타내었다.

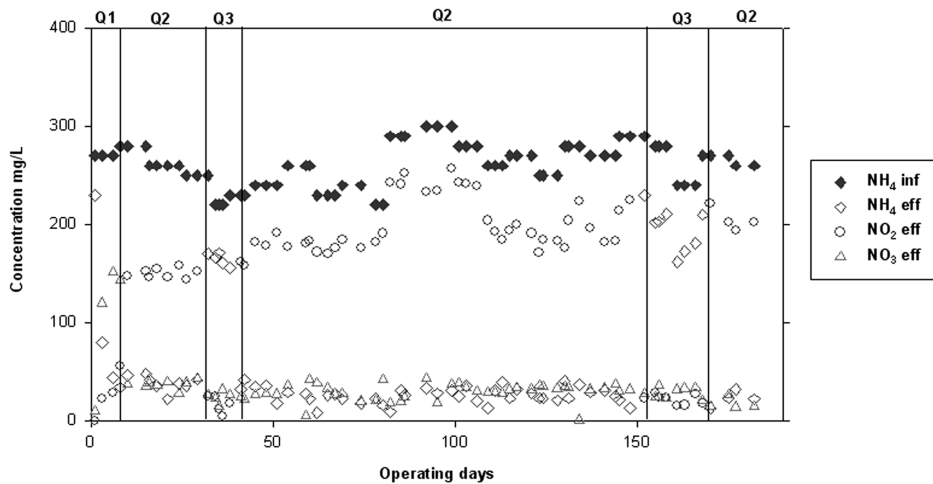


Fig. 5. Influent and effluence NH<sub>4</sub> and effluence NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> in 20°C reactor.

3.4. 10°C 반응조 운전

Fig. 6은 10°C에서의 반응조 운전 결과를 나타내었다. 10°C에서 운전은 일정한 SRT를 유지하지 않고 암모니아 제거율이 80% 이상 이루어졌을 시, 혐기성 소화조 상정액을 통해 암모니아 농도를 110 mg/L 내외로 유입시켰다. 유입 시킨 시점을 기준으로 하여 S1~S3 구간으로 구분을 하였다. 각 구간 별 암모니아 제거율이 80%가 되었을 때, 요구되는 SRT는 60~70 day로 나타났고, 이는 35°C와 20°C

에 비해 긴 SRT를 요구하는 것으로 나타났다. 또한 제거된 암모니아는 대부분 질산성 질소로의 완전 질산화가 전환이 이루어져 아질산성 질소 축적이 이루어지지 않았는데, 이는 60일 이상의 긴 SRT의 영향에 의한 것으로 판단된다.

3.5. 추가확률그래프를 통한 반응조 운전 결과 분석

35°C와 20°C 반응조의 전체적인 암모니아 제거율, 아질산화율은 Fig. 7, Fig. 8의 확률 그래프를 통해 확인할 수 있

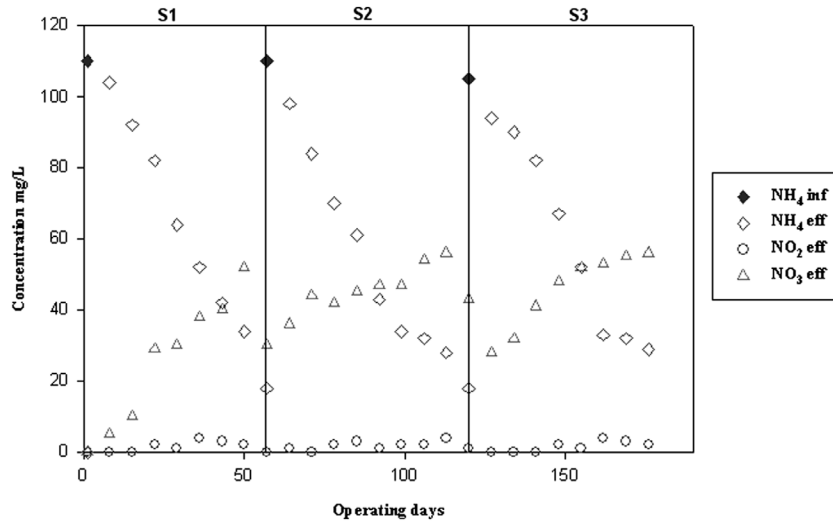


Fig. 6. Influence and effluence NH<sub>4</sub> and effluence NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> in 10°C reactor.

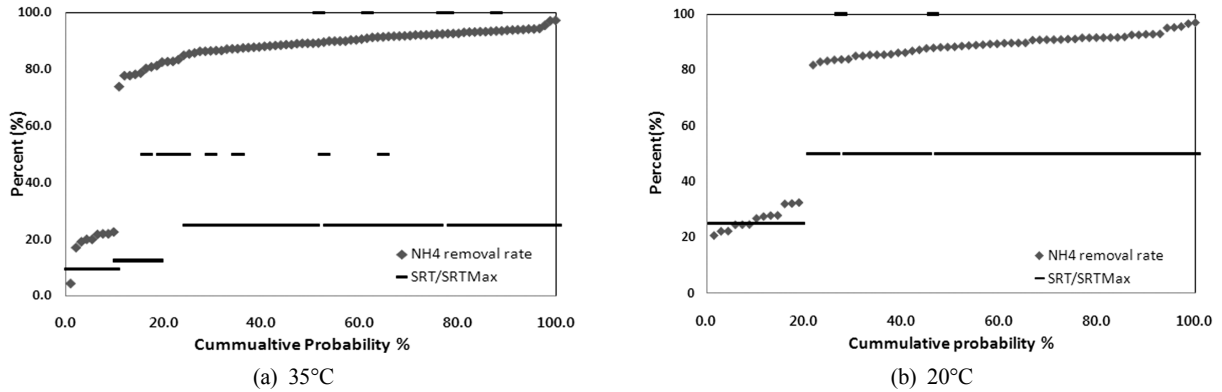


Fig. 7. NH<sub>4</sub> removal rate of 35°C and 20°C reactor.

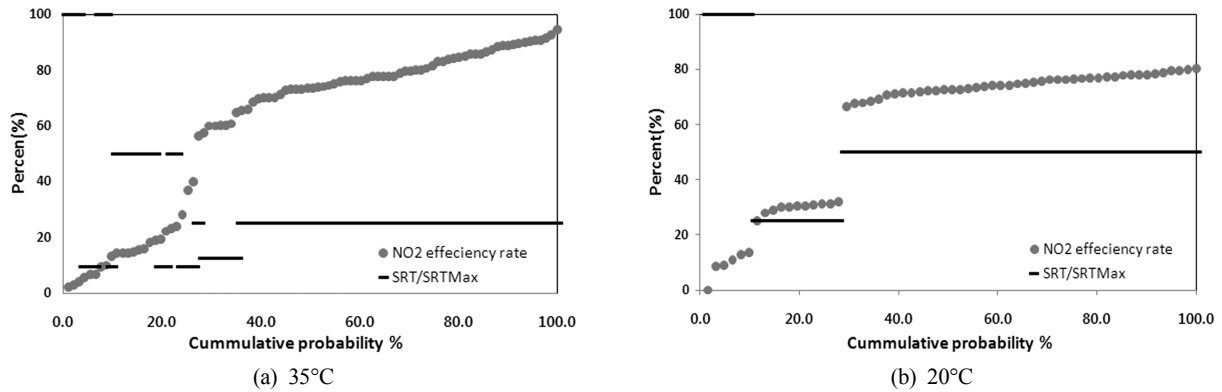


Fig. 8. NO<sub>2</sub> conversion rate of 35°C and 20°C reactor.

다. Fig. 7에서는 암모니아 제거율, Fig. 8은 아질산화율의 결과를 보여주고 있다. SRT/SRT<sub>Max</sub>는 운전 기간 중 SRT<sub>Max</sub> (4day)에 대한 운전 구간 SRT를 나타낸 것으로 상대적인 SRT의 길이를 알 수 있다. 이를 통해 SRT가 암모니아 제거율과 아질산화율에 미치는 영향을 살펴 볼 수 있다. 35°C의 경우 암모니아 제거율은 SRT에 큰 영향을 받지 않고 80% 이상의 안정적인 효율을 보였다. 하지만 20°C의 경우에는 SRT가 가장 짧은 구간에서 암모니아 제거율이 낮게 나타났다. 이는 암모니아 제거율은 전체 운전기간에서 20°C가 35°C에 비해 SRT에 민감하게 반응하는 것으로 사료되며, 암모니아 제거를 위한 SRT는 35°C에서 더 짧은 SRT로 운전이 가능하다고 판단된다. 아질산화율은 Fig. 8에서 확인할 수 있듯이 SRT가 상대적으로 길거나 짧음에 따라서 아질산화율이 크게 변화하는 것을 확인할 수 있다. Fig. 9의 35°C와 20°C 온도에서 SRT와 아질산화율의 관계를 선형 회귀 분석을 통하여 나타냈다. 35°C의 경우 SRT 0.375~1일 구간에서는 아질산화율이 증가하는 것으로 나타났다. 1~2일 구간에 역시 아질산화율이 감소하는 것으로 나타났으며 추세선 변화를 살펴 볼 때 SRT 4일 이후에는 아질산화 반응이 유도되지 않을 것으로 판단된다. 또한 SRT를 1일보다 짧게 가져갈 경우 아질산화율은 감소할 것으로 예측된다. 20°C 운전 결과 SRT는 1.5~2.5일로 조절하면 약 60% 정도의 아질산화율을 기대할 수 있을 것으로 나타났다. 또한 1~2일 구간은 아질산화율이 증가하는 경향을 보였고 2~3일 구간은 감소하는 경향을 나타냈다. 35°C와 20°C 두 반응조 모두 고효율의 안정적인 아질산화 반응이 장기간 유도되었는데, 이를 통해 아질산화 반응은 인위적으로 조작이 가능한 반응임을 유추할 수 있다. 또한 암모니아 제거에 비해 아질산화 반응은 SRT에 민감한 반응을 파악할 수 있고, SRT는 아질산화 반응에 큰 영향을 미치는 것으로 사료된다. 안정적인 아질산화 반응이 일어난 구간에 대해서는 35°C 조건에서 20°C의 조건에서 보다 높은 아질산화 효율을 보였고

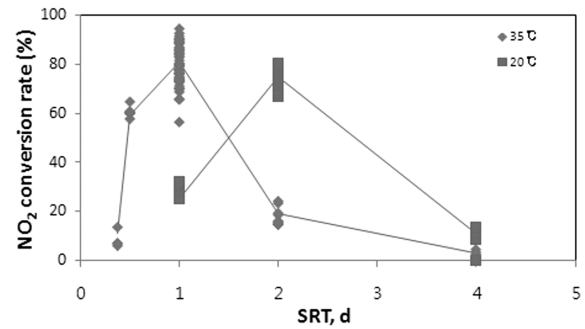


Fig. 9. Trend line of NO<sub>2</sub> conversion rate in laboratory nitrification reactor.

유도 가능한 SRT 역시 짧게 나타났다.

### 3.6. FA/FNA의 영향

Anthonisen 등(1976)은 *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter*에 대한 inhibition을 pH, 암모니아와 아질산성 질소 농도로 설명할 수 있는 FA와 FNA 관계도를 제시하였다. 이는 FA (Free Ammonia)와 FNA (Free Nitrous Acid)의 영향을 받는 4개의 Zone으로 나누어질 수 있는데, 각 zone의 의미는 zone1: FA가 모든 질산화 미생물을 억제, zone2: FA가 *Nitrobacter*의 활성을 완전히 억제하고 *Nitrosomonas*의 활성에 영향을 주지 않음, zone3: 완전 질산화가 일어남, zone4: FNA가 *Nitrobacter*의 활성을 억제 하는 것으로 설명할 수 있다. 또한 온도의 영향으로 인해 35°C와 20°C 조건에서의 FA와 FNA의 값이 변화하므로 각 zone들이 경계가 변화하게 된다. 식 (2)와 식 (3)을 통해 온도에 따른 FA와 FNA를 구할 수 있다(Anthonisen et al., 1976).

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

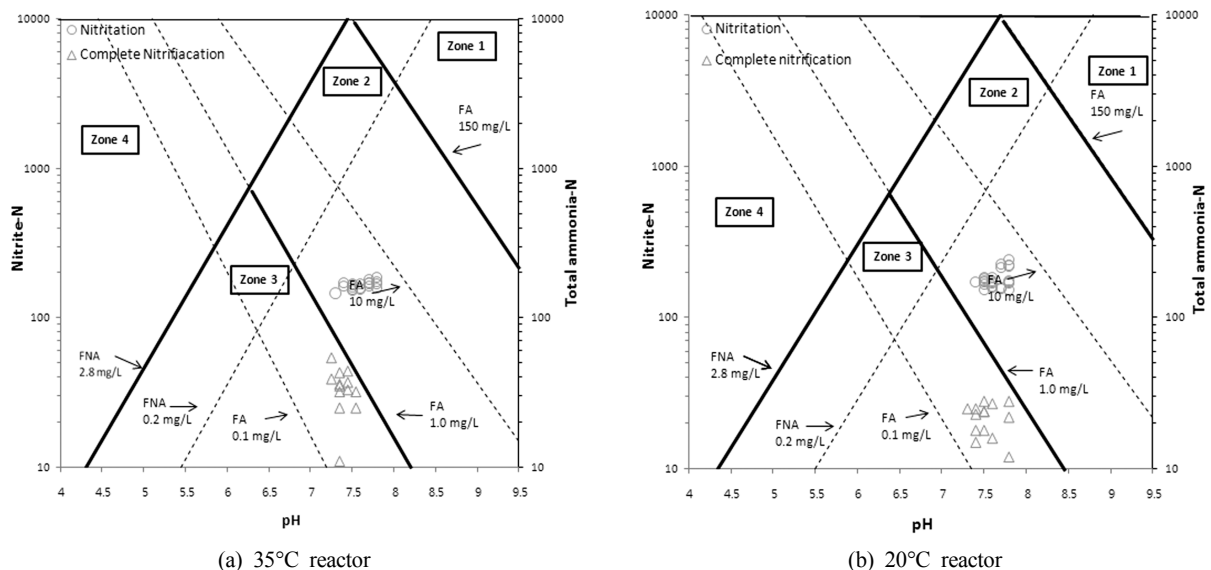


Fig. 10. Inhibition condition in laboratory scale reactor.

FA as NH<sub>3</sub> (mg/L) =

$$\frac{\text{total ammonia as } N \text{ (mg/L)} \cdot 10^{pH} \cdot \frac{17}{14}}{e^{6344/(273+T)} + 10^{pH}} \quad (2)$$

$$\text{FNA as HNO}_2 \text{ (mg/L)} = \frac{46}{14} \times \frac{NO_2^- - N \text{ (mg/L)}}{e^{\frac{-2300}{(273+T)C}} \times 10^{pH}} \quad (3)$$

Fig. 9에서는 (a) 35°C 반응조 (b) 20°C 반응조에서의 운전결과를 FA와 FNA 관계도에 적용한 것이다. Fig. 9(a), (b) 나타난 바와 같이 암모니아가 아질산성 질소로 전환이 일어난 경우에는 나타난 결과 값들이 Zone 2에 위치하고, 완전 질산화가 일어난 경우에는 Zone 3에 위치하는 것으로 나타났다. 본 연구에서 운전된 반응조는 대부분 FA가 *Nitrobacter*에 inhibition을 일으켜 아질산성 질소가 축적되는 것으로 나타났다. 온도가 서로 다른 두 온도에서 FA와 FNA의 영향을 분석한 결과 35°C와 20°C 온도에서 아질산성 질소의 축적은 FA가 NO<sub>2</sub> oxidizers에 영향을 주어 아질산성 질소의 축적이 일어난 것으로 판단된다.

#### 4. 결론

혐기성 소화 상정액을 이용한 장기간 아질산화 반응조를 운전을 통해 다음과 같은 결론을 도출하였다.

- 1) 반류수의 유기물 성장 분석 결과 80% 이상 분해 불가능한 유기물로 구성되어 있었다. 특히 70% 이상의 유기물이 SI의 성분으로 존재하는 것으로 나타났다. 유기물 제거를 위한 후속 공정을 선정하는데, 효율적인 자료로 쓰일 수 있을 것이라 사료된다.
- 2) 35°C와 20°C 반응조에서 FA가 *Nitrobacter*에 inhibition을 일으켜 운전기간 동안 아질산성 질소의 축적이 일어났다. FA는 아질산화 반응을 유도하는 인자로 온도의 영향은 적게 받는 것으로 판단된다.
- 3) 암모니아 제거 및 아질산화 반응은 온도의 영향을 받는 것으로 나타났다. 본 연구에서 효율 70% 이상의 안정적인 아질산화 반응을 위한 SRT는 35°C 1일, 20°C 2일로 나타났지만, 10°C의 경우 아질산화 반응이 유도되지 않았으며, 암모니아가 nitrite으로 전환되는 SRT는 운전 온도가 낮아질수록 증가하는 경향을 보였다. 특히 아질산화 반응은 SRT에 민감하게 반응하는 것으로 나타났는데, 온도의 영향으로 인해 SRT가 변화하는 것으로 판단된다. 실제 하수 처리장에 적용할 경우, 적정 운전 온도를 유지할 수 있는 대책이 필요할 것이라 판단된다.

#### 참고문헌

김경익(2006). 하수처리장 혐기성 소화조 상정액의 아질산화 반응 연구. *수질보전 한국물환경학회지*, **22**(3), pp. 540-545.

노해연(2007). 시뮬레이션 기법을 이용한 기존 BNR공정의 운전조건 최적화. 석사학위논문, 서울산업대학교.

노해연, 김경익(2007). 시뮬레이션 기법을 이용한 기존 BNR공정의 C/N비 변화에 따른 운전조건 최적화. *수질보전 한국물환경학회지*, **23**(3), pp. 367-370

서인석, 김홍석, 김연권, 김지연(2006). 교대연속유입식 SBR공정을 이용한 하수중의 질소 및 인 제거. *수질보전 한국물환경학회지*, **22**(2), pp. 203-208.

임수빈, 이재근(2008). 연속회분식 공정에서 COD부하에 따른 질산화/탈질을 및 유출질소 분류. *수질보전 한국물환경학회지*, **24**(1), pp. 30-35.

최의소, 황호재(1993). 하수처리장 반송수로부터의 영양소 제거에 관한 연구. *수질보전 한국물환경학회지*, **9**(4), pp. 201-207.

최지형, 이용우, 윤주환(2001). 생물학적 아질산화-아탈질을 이용한 슬러지 처리공정 반류수 내 고농도 질소 제거. *대한환경공학회지*, **23**(3), pp. 371-381.

Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B., and Srinath, E. G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **48**(5), pp. 835-852.

APHA, AWWA and WEF (1998). *Standard Method for Examination of Water and Wastewater. 20th edition*, Washington D.C., U.S.A

Dircks, K., Pind. P. F., Mosb, K. H., and Henze, M. (1999). Yield determination by respirometry-the possible influence of storage under aerobic conditions in activated sludge. *Wat. SA.*, **25**(1), pp. 91-114.

Dold, P., Ekama, G. A., and Marais, G. V. R. (1980). A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Tech.*, **12**(6), pp. 47-54.

Hellinga, C., Schellen, A. A. J. C., Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., and Heijnen, J. J. (1998). The Sharon process : An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(9), pp. 135-142.

Metcalf and Eddy (2002). *Wastewater Engineering 4th Edit*, McGraw Hill.

Mulder, J. W., van Liisdrecht, M. C. M., Hellinga, C., and van Kempen, R. (2001). Full scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Wat. Sci. Tech.*, **43**(11), pp. 127-134.

Ruiz, G., Jeison, D., and chamy, R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Wat. Sci. Tech.*, **37**, pp. 1371-1377.

Siegrist, H. (1996). Nitrogen removal from digester supernatant: comparison of chemical and biological methods. *Wat. Sci. Tech.*, **34**, pp. 399-406.

Strous, M., van Gerven, E., Zheng, P., Kuenen, J. G., and Jetten, M. S. M. (1997). Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reactor configurations. *Wat. Res.*, **31**(8), pp. 1962-1988.

Wentzel, M. C., Mbeve, A., Lakay, M. T., and Ekama, G. A. (1999). Batch test for characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewater. *Water SA.*, **25**(3), pp. 327-335.