Journal of Korean Society on Water Quality, Vol. 22, No. 2, pp.258-263 (2006)

돈사폐수의 혐기성 질소제거에 있어서 온도의 영향 : 낮은 현장 온도범위에서의 활성

황인수 · 민경석*,†

상주시축산폐수처리사업소
*경북대학교 환경공학과

Effects of Temperature in Anaerobic Nitrogen Removal Process from Piggery Waste : Activities in Ranges of Low Field-temperature

In-Su Hwang · Kyung-Sok Min*,†

Office of Livestock Wastewater Treatment Plant, Sanju city
**Department of Environmental Engineering, Kyungpook National University*
(Received 11 October 2005, Accepted 1 December 2005)

Abstract

ANAMMOX (Anaerobic ammonium oxidation) reactor, which was cultivated ANAMMOX bacteria in mesophilic condition (35°C), was operated to investigate the effects of temperature. In 20~30°C of operation condition, which was assumed as field-temperature, total N removal and NH_4-N removal rate were declined from about 2.50 and 1.27 kg $N/m^3_{reactor}$-day (0.06 and 0.03 kg N/kgVSS/day) to 1.62 and 0.41 kg $N/m^3_{reactor}$-day (0.04 and 0.01 kg N/kgVSS/day), In this range of temperature, ANAMMOX had very low activities but acid fermentation bacteria and denitrifiers, which were competitors of substrates, had high activities relatively. Though operation temperature was higher than inhibition condition for two months, ANAMMOX activities could not been recovered once they were inhibited by low temperature. This fact was resulted from very slow doubling time of ANAMMOX bacteria. This study shows that maintenance device of optimal temperature is necessary required in field application of ANAMMOX.

keywords : Anaerobic ammonium oxidation, Field application, Temperature effect

1. 서 론

질소는 부영양화를 일으키는 근본 물질중의 하나로서 일반적으로 폐수의 질소제거는 질산화/탈질공정을 통하여 가능한 것으로 알려져 있다. 고농도 질소부하를 가진 폐수를 생물학적으로 처리하는데 있어서, 폐수가 가진 낮은 C/N비는 탈질에 있어서 상당한 비용과 어려움을 가져다준다(Seyfried et al., 2001). 최근 폐수의 암모니아성 질소를 혐기성에서 제거할 수 있는 ANAMMOX(Anaerobic Ammonium Oxidation)공정은 가장 혁신적인 폐수처리 기술 중의 하나로 평가되고 있다.

보편적으로 암모니아의 산화는 호기적 시스템에서 연구되어 왔다. 그러나 이론적으로 암모니아는 탈질을 위한 무기전자 공여체로서 사용될 수 있으며(Jetten et al., 2001), 이러한 반응에 필요한 자유에너지는 호기성 질산화 공정의 자유에너지(-275 kJ/mol)와 유사하다.

$$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O \quad [\Delta G^{\circ\prime} = -358 \text{ kJ/mol of } NH_4^+] \quad (1)$$

ANAMMOX는 외부탄소원의 첨가없이 암모늄과 아질산성 질소를 혐기조건에서 질소가스로 전환시키는 생물학적 공정이다. ANAMMOX 공정에 미치는 제한요인으로는 산소(Strous et al., 1997a), pH와 온도, hydroxylamine과 hydrazine(Schalk et al., 2000) 및 기질 친화성(Strous et al., 1997b, 1998; van de Graaf et al., 1996) 등이 알려져 있다.

Strous 등(1998, 1999)은 ANAMMOX의 생리학적 pH와 온도범위는 각각 6.7~8.3 및 20~43°C 범위라고 보고하였다. 또한 ANAMMOX 미생물로 알려진 *Candidatus* Brocadia anammoxidans와 *Candidatus* Kuenenia stuttgartiensis는 적정 pH와 온도가 각각 8 및 37°C라고 하였다. Egli 등(2001)은 회전판 접촉반응기에서 ANAMMOX를 이용하여 낮은 유기탄소를 가진 고농도 암모니아성 침출수를 처리한 결과, ANAMMOX 활성은 오직 pH 6.5~9의 범위에서만 관찰되었고, 적정 pH와 온도는 각각 8과 37°C로서 Strous 등(1999)의 결과와 동일하다고 보고하였다.

돈사폐수는 우리나라 축산폐수발생량의 60%이상을 차지하고 있으며, 고액분리하지 않은 슬러리의 경우 TKN이 12 g/L인 고농도 질소폐수이다. 따라서 일반적인 질산화/탈질공정에 의한 질소제거는 산소공급에 따른 전력비 및 외부탄소를 과다하게 요구하는 등 처리에 많은 문제를 가지고 있다. 본 연구자들은 수년에 걸친 연구성과로서, 중온조건

† To whom correspondence should be addressed.
ksmin@knu.ac.kr

인 35°C에서 돈사폐수와 아질산성 질소용액 혼합액을 기질로 하여 ANAMMOX를 유도하는데 성공하였다(Min et al., 2002; 황 등, 2002; Ahn et al., 2004). 돈사폐수와 아질산성 질소용액을 혼합한 기질을 사용하여 ANAMMOX로 처리한 결과, 중온조건에서 유입수 기준 80%이상의 질소제거 효율을 보였다. 그러나 현장환경에 적용하기 위해서는 현장 온도에서 ANAMMOX 운전 시에 나타날 수 있는 문제점을 고려하여야 한다. 따라서 본 연구에서는 ANAMMOX를 현장적용 시 직면할 수 있는 운전온도인 20~30°C에서 온도에 따른 ANAMMOX 활성과 특성을 도출하는데 목적을 두었다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험장치

일반적인 현장환경인 20~30°C 조건에서 1 L의 UASB 형태의 ANAMMOX 반응조를 운전하였다. 사용한 반응조는 앞선 연구에서 혐기성 주정폐수를 처리하는 슬러지를 접종하여 적응시켜 돈사폐수와 3,600 및 5,000 mg/L농도의 nitrite stock solution을 1:1 비율로 하여 35°C 중온조건에서 ANAMMOX 활성을 유도한 반응조였다. 반응조 후단에 침전과 반송을 위한 0.5 L 침전조를 설치하였고 회분식의 fill and draw 형식으로 돈사폐수와 2,500 mg/L의 아질산성 질소용액과의 혼합액을 기질로 주입하였다. 기질은 6시간에 1회 주기로 1일 4회 주입하였다. 0.5Q의 비율로 침전 슬러지를 반송하였고, HRT 5일로 유지하였다. 안정상태에서 0.5Q의 비율로 슬러지를 폐기하였다.

2.2. 유입수 성상

사용한 돈사폐수는 S시 축산폐수공공처리장에 유입된 돈사폐수로서 협잡물제거기와 원심분리기를 거친 저류조액을 사용하였으며, 아질산성 질소액은 $NaNO_2$용액을 조제하여 사용하였다.

본 연구에서 사용한 돈사폐수는 약 4.55~5.91 gTKN/L 및 3.79~4.54 gNH_4-N/L로서 고농도 질소를 함유하였다. 돈사폐수와 아질산성 질소용액이 1:1로 혼합된 유입기질은 약 3,740 mgT-N/L 및 2,050 $mgNH_4$-N/L였다. 유입기질의 pH는 8.4~8.6이었고, 반응조 운전기간을 통하여 인위적으로 조절하지 않았다. 돈사폐수와 유입 혼합물의 특성을 Table 1에 요약하였다.

분석은 Standard Methods(APHA et al., 1998)에 준하여 측정하였다. pH, alkalinity(Buchauer, 1998) 그리고 생성 가스(Wet-test gas meter, Sinagawa Model W-NK-0.5A, Japan)를 매일 측정하였다. Volatile fatty acids(VFAs)는 HPLC(Shimadzu Model LC-10AD, Japan)를 사용하였으며, 반응가스의 조성(N_2O, N_2, CO_2, NH_3, CH_4)은 gas chromatograph(Tremetrics Model 9000, USA)를 사용하여 측정하였다. 또한 생성가스 중 암모니아성 질소의 스트립핑에 의한 여부를 검지하기 위하여 가스분석 외에 미량의 암모니아를 검출할 수 있는 GASTEC pump set(GV-100S, Japan)를 보조적으로 사용하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 질소제거

온도변화에 따른 질소제거 특성을 Fig. 2에 나타내었다. 돈사폐수와 아질산성 질소용액의 혼합액을 유입기질로 하여 운전한 결과, 운전온도는 질소제거율에 큰 영향을 미쳤다. 약 25~27°C로 운전한 250일까지 평균 유입 용존성 질소 및 NH_4-N농도는 각각 3,480 mg/L 및 2,230 mg/L였고, 평균 유출농도는 각각 860 mg/L 및 840 mg/L로서 각각 약 75% 및 62%가 제거되었다. 그러나 20°C까지 낮게 운

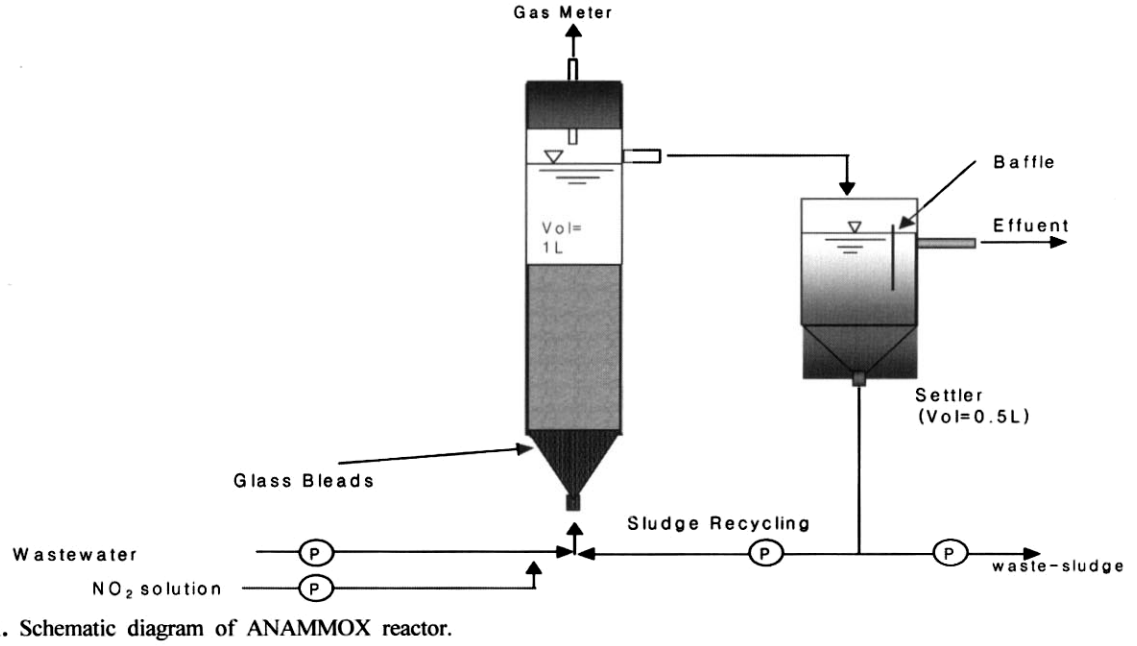

Fig. 1. Schematic diagram of ANAMMOX reactor.

Table 1. Characteristics of influent in ANAMMOX reactor

Parameters	Raw waste	Substrate*
pH	8.4~8.6(8.5±0.1)	8.4~8.6(8.5±0.1)
TCOD	34,800~46,600(42,200±2,760)	18,800~24,700(22,500±1,380)
SCOD	16,800~23,800(20,000±1,810)	9,830~13,300(11,400±910)
T-N	4,550~5,910(4,980±344)	3,530~4,210(3,740±172)
TKN	4,550~5,910(4,980±344)	2,280~2,960(2,490±172)
NH_4-N	3,790~4,540(4,110±172)	1,990~2,270(2,050±86)
NO_2-N	2 〈	1,240~1260(1,250±10)
NO_3-N	1 〈	0.5 〈
SO_4^{2-}	420~620(480±53)	210~310(240±27)
T-P	1,010~2,120(1,510±338)	505~1,060(756±169)
S-P	172~231(200±13)	86~116(100±6)
TA(as $CaCO_3$)	13,000~18,500(1,5800±1,000)	6,500~9,250(8,310±794)
BA(as $CaCO_3$)	8,450~10,700(9,480±543)	4,230~5,350(4,740±272)
VFA(as HAc)	7,800~15,100(1,270±2,200)	3,900~7,550(6,360±1,120)

Note) *after adding nitrite stock solution
Unit : mg/L, except pH

전한 252일 직후에는 용존성 질소와 NH_4-N 제거율이 각각 71% 및 55%로 급격하게 떨어졌다. 다시 운전온도를 점차로 상승시키면서 운전온도를 이전 조건인 약 25~27°C로 높였으나, 용존성 질소와 NH_4-N 제거율은 각각 51% 및 25%까지 낮아졌다. 앞선 연구에서, 돈사폐수와 아질산성 질소혼합액의 혼합비율을 달리하여 35°C의 중온조건에서 운전한 결과 NH_4-N제거율은 62~74%였다(Min et al., 2002; 황 등, 2002; Ahn et al., 2004). 돈사폐수와 아질산성 질소 용액을 혼합한 기질을 사용하여 ANAMMOX로 처리한 결과, 중온조건에서 유입수 기준 80%이상의 질소제거효율을 보였다. 270일과 278일경에 약 10일을 주기로 하여 운전온도의 하강과 상승을 반복한 후, 284일 이후 운전온도를 약 25~29°C로 높여 운전하였으나, 약 2개월이 경과하여도 질소제거율은 회복되지 않았다. 본 연구에서 운전조건은 Strous 등(1998)이 보고한 ANAMMOX의 생육가능 온도인 20~43°C에 적합하였다. 그러나 온도상승과 충분한 기간이 경과하였음에도 불구하고 질소제거효율이 회복되지 않은 것은 급속한 운전온도 하강으로 인하여 ANAMMOX 미생물이 저해를 받았고, 증식속도가 느리기 때문으로 사료된다.

Strous 등(1999)은 ANAMMOX 미생물은 최적조건에서 배가증식시간(doubling time)이 9일이고, Jetten 등(1998)은 ANAMMOX 미생물인 *Candidatus* Brocadia anammoxidans 경우 pH 8에서 11일이라고 보고하였다.

Fig. 2에서 보는 바와 같이, NO_2-N은 거의 100% 제거된 반면에 ANAMMOX의 부산물인 NO_3-N은 유출농도가 일시적으로 상승하는 경향을 보였다. 이러한 결과는 운전온도저하에 따라 ANAMMOX 미생물은 물론, 공존하는 탈질미생물도 일시적인 저해를 받았기 때문으로 보인다. 그러나 탈질 미생물의 저해에도 불구하고 NO_3-N과는 달리 NO_2-N이 모두 제거되었다. 이러한 현상은 식 (2)와 (3)에서 보는 바와 같이, NO_2-N와 NO_3-N가 동일한 유기물 조건에서 탈질될 때, Gibss 자유에너지는 전자 1당량당 각각 -92.56 kJ 및 -72.2 kJ로서 NO_2-N의 탈질이 NO_3-N 탈질보다 유리하

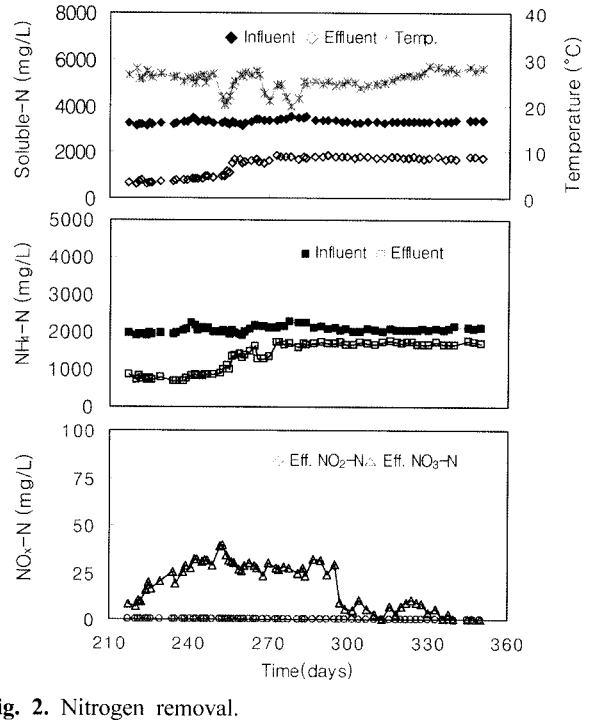

Fig. 2. Nitrogen removal.

였기 때문이다. 약 300일 이후에는 탈질미생물의 온도저하에 의한 적응으로 인하여 NO_2-N는 물론 NO_3-N도 대부분 제거되었다.

$$2NO_2^- + 8H^+ + 6e^- \rightarrow N_2 + 4H_2O \quad [\Delta G^{o\prime} = -92.56\ kJ/e^-\ eq] \quad (2)$$

$$2NO_3^- + 12H^+ + 10e^- \rightarrow N_2 + 6H_2O \quad [\Delta G^{o\prime} = -72.2\ kJ/e^-\ eq] \quad (3)$$

Fig. 3에서 보는 바와 같이 용존성 질소 및 NH_4-N의 평균 부하율은 각각 3.30 및 2.05 kg $N/m^3_{reactor}$-day로서 NO_2-N/NH_4-N 비는 약 0.6이었다.

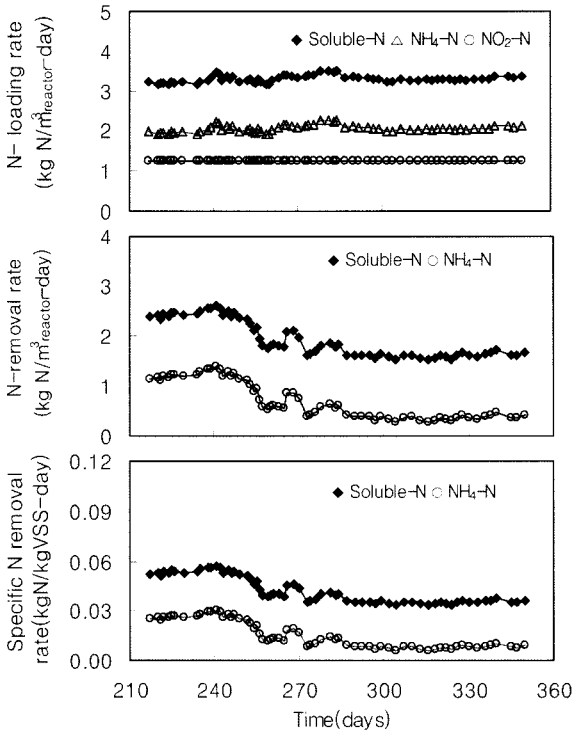

Fig. 3. Nitrogen loading and conversion.

약 25~27°C로 운전한 초기 250일까지 용존성 질소 및 NH_4-N 제거율은 각각 약 2.50 및 1.27 kg N/$m^3_{reactor}$-day였고, 비질소제거율은 각각 약 0.06 및 0.03 kg N/kgVSS/day였다. 반면에 저온에 대한 저해를 받은 287일 이후에는 용존성 질소 및 NH_4-N 제거율은 각각 약 1.62 및 0.41 kg N/$m^3_{reactor}$-day였고, 비질소제거율은 각각 약 0.04 및 0.01 kg N/kgVSS/day로서 매우 낮은 활성을 보였다. 35°C 운전조건과 비교하여 25~27°C 온도범위에서는 약 30일 경과 후, 용존성 질소와 NH_4-N 제거율은 각각 약 35% 및 68%, 비질소거율은 각각 33% 및 67% 저하하였다.

Van Dongen 등(2001)은 35°C에서 부하율 약 1 kgN/$m^3_{reactor}$/day의 조건에서 0.91~0.96 kgN/$m^3_{reactor}$/day(0.7 kgN/kgDS/day)의 질소전환율을 보였다고 보고하였다. 이 전환율은 비록 본 연구의 질소부하율과 비교하면 3배가량 낮지만, 산발효와 탈질로 인한 질소제거를 감안한다면 상당히 높다. 따라서 ANAMMOX를 현장에 적용 시에는 반드시 온도에 대한 대책이 강구되어야 할 것이다.

3.2. pH와 Alkalinity

반응조에서의 pH와 NH_4-N의 제거경향을 Fig. 4에 나타내었다.

Strous 등(1999)은 ANAMMOX 미생물의 생리학적 pH범위는 6.7~8.3이라는 보고하였으나, Egli 등(2001)은 pH 8.5~9에서도 활성을 관찰하였다. 본 연구에서 유입기질의 pH는 8.4~8.6으로서 일정하였다. 그러나 유출수 pH는 8.9~9.3으로서 유입기질보다 높았으며, 온도에 따라 차이를 보였다. NH_4-N 제거율이 높을수록 유출수의 pH가 다소 높게 나타났는데, 이는 ANAMMOX 반응에 의한 알칼리도의 증대 때문이다.

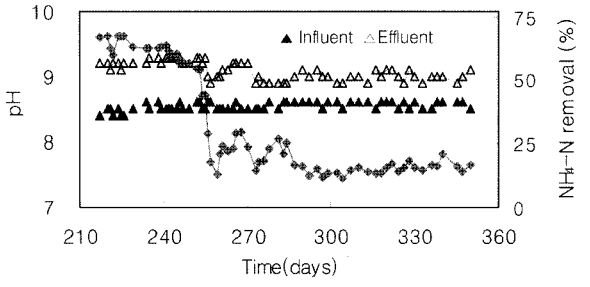

Fig. 4. pH and NH4-N removal.

본 연구자들은 유기물이 풍부한 돈사폐수를 기질로 사용한 ANAMMOX 반응조에 ANAMMOX 미생물은 물론, PCR 증폭에 의한 분자염기서열기법으로 분석한 결과, 당을 발효시켜 산을 형성하는 *Clostridium* spp. 와 탈질미생물이 공존한다는 사실을 알았다(Ahn et al., 2004). 식 (4)와 같이, ANAMMOX 반응(Strous et al., 1998)은 NH_4^+ 1 g몰(또는 NO_2^- 1.32 g몰)당 3.3 g/L의 중탄산알칼리도를 소모하지만, 부산물인 0.26 g몰 NO_3^-의 탈질로 약 12.7 g/L의 알칼리도를 회복하므로, 결국 약 8.4 g/L의 알칼리도를 상승시킨다.

$$NH_4^+ + 1.32NO_2^- + 0.066HCO_3^- + 0.13H^+ \rightarrow 1.02N_2 + 0.26NO_3^- + 0.066CH_2O_{0.5}N_{0.15} + 2.03H_2O \quad (4)$$

반면에 산발효(acid fermentation)는 식 (5)와 같이 표현할 수 있는데 ethanol fermentation과 유사하다(Rittmann et al., 2001).

$$C_6H_{12}O_6 + 0.2\ NH_4^+ + 0.2\ HCO_3^- \rightarrow 0.2\ C_5H_7O_2N + CH_3CH_2CH_2COOH + 1.2\ CO_2 + 1.8\ H_2O \quad (5)$$

이 식으로부터 1 몰의 포도당이 발효에 의해 butyric acid를 생성할 때, 10 g의 중탄산알칼리도가 소모될 뿐만 아니라 CO_2생성으로 인하여 pH가 낮아진다. 따라서 저온에 따른 저해로 인하여 탈질미생물과 ANAMMOX 활성이 저하되었을 경우, 상대적으로 산발효 활성의 증가로 pH가 낮아진 것으로 판단된다.

상대적으로 활성이 높은 25~27°C에서와 250일 이후 20~25°C 조건에서는 ANAMMOX 활성이 저하하였으며, 유입기질의 중탄산알칼리도는 약 4,740 mg/L로 큰 차이가 없었다. 그러나, 활성이 높은 구간과 낮은 구간에서 유출수의 중탄산알칼리도는 각각 14,500 mg/L 및 10,600 mg/L로서 큰 차이를 보였다.

ANAMMOX가 활발할 때는 pH가 상승하고, 반응조 포집가스의 대부분이 질소가스였다. 그러나, ANAMMOX 활성이 저하된 구간에서는 CO_2의 구성비율(약 10%)이 상대적으로 높아졌다. 이것은 ANAMMOX 활성이 저하된 곳에서는 ANAMMOX 미생물과 함께 NH_4-N을 전자공여체로 사용하는 산발효균의 활성이 상대적으로 높아졌음을 의미한다. 결국, 산발효균의 활성 증가로 인하여 CO_2의 생산량이 증가하고, 반응조내에 용해되지 않은 CO_2는 포집되었을 것

이다. 반면에 용해된 CO_2는 pH의 저하를 일으켰을 것이다.

3.3. 가스생성 및 유기물제거

Fig. 5에는 반응조에서의 가스생산량과 COD제거 특성을 나타내었다. ANAMMOX가 상대적으로 안정적인 초기에는 반응조에서의 가스생산량이 0.11 L/d (STP)였다. 그러나 저온에 의한 활성저하 후, 가스생산량은 0.25 L/day로 급격하게 증가하였다. 이러한 현상은 ANAMMOX의 활성저하와 동시에 산발효 활성이 높아졌기 때문이다.

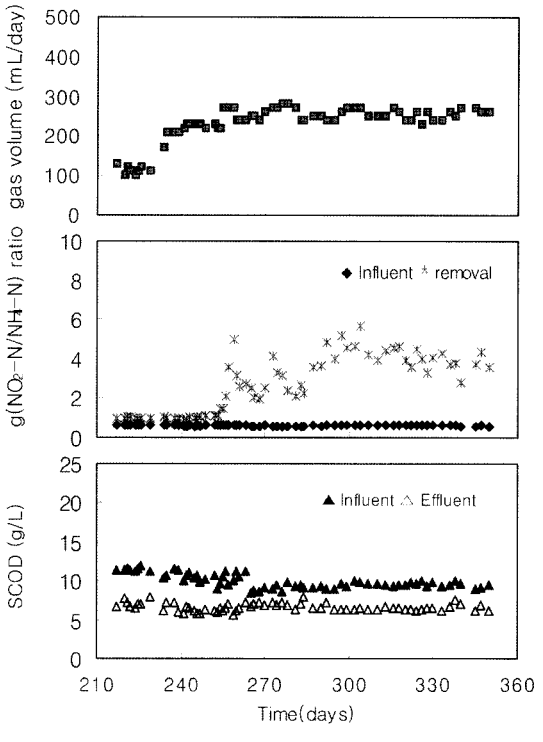

Fig. 5. Gas production and COD removal.

식 (4)와 (5)에서 이론상 ANAMMOX로 인하여 생성되는 질소가스는 제거 NH_4-N g당 약 1.6 L (STP)인 반면에 butyric acid 발효에 의해서는 제거 NH_4-N g당 9.6 L (STP)의 CO_2가 발생한다. 따라서 급격한 가스량 증가는 산발효의 증가를 의미한다. ANAMMOX 활성이 저하된 후, 산발효와 평형을 이룬 구간에서는 가스량이 일정하였다. 미량의 암모니아가스를 검지할 수 있는 GASTEC pump set (GV-100S, Japan)를 사용하여 가스를 분석한 결과, 포집가스에서 암모니아가스는 검출되지 않았다. 따라서 반응조에서 제거된 많은 양의 NH_4-N는 스트립핑과 무관하다.

본 반응에서는 약 47%의 유기물이 제거되었다. ANAMMOX 반응은 독립영양공정이므로 유기물은 제거되지 않는다. 따라서 아질산성 질소에 의해 나타나는 COD 당량(1.14 kgCOD/kgNO_2-N)을 제외한 COD제거는 산발효와 탈질에 기인한 것이다.

식 (5)의 산발효식으로부터 산발효에 의한 세포합성으로 제거되는 COD량은 gNH_4-N당 11.4 gCOD이다. 결과적으로 반응조에서는 산발효에 의해 생성된 butyric acid를 주요 탄소원으로 한 아질산성 질소의 부분탈질과 ANAMMOX공정의 부산물인 질산성 질소의 탈질 그리고 미량의 황의 환원(sulfate reduction)이 일어난 것으로 보인다.

$$NO_2^- + 0.19\ CH_3CH_2CH_2COOH + H_2CO_3 \rightarrow 0.037\ C_5H_7O_2N + HCO_3^- + 1.14\ H_2O + 0.585\ CO_2 + 0.481\ N_2 \quad (6)$$

$$NO_3^- + 0.29\ CH_3CH_2CH_2COOH + H_2CO_3 \rightarrow 0.034\ C_5H_7O_2N + HCO_3^- + 1.54\ H_2O + 0.986\ CO_2 + 0.483\ N_2 \quad (7)$$

$$SO_4^{2-} + 0.4\ CH_3CH_2CH_2COOH + 1.5\ H^+ \rightarrow 1.6\ CO_2 + 1.6\ H_2O + 0.5\ H_2S + 0.5\ HS^- \quad (8)$$

3.4. Hydroxylamin과 hydrazine

ANAMMOX의 중간산물인 hydroxylamine과 hydrazine의 특성을 Fig. 6에 나타내었다. 기질로 사용한 돈사폐수는 저장조에서 채취한 것으로서 혼합을 위한 소규모 폭기로 인하여 Hydroxylamine을 함유할 수 있다(Hyman et al., 1993).

$$NH_3 + O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow NH_2OH + H_2O \quad [\Delta G^{o'} = -120\ kJ/mol] \quad (9)$$

운전온도와 무관하게 유입기질의 NH_2OH와 N_2H_4는 각각 약 0.6 mg/L의 1.2 mg/L으로서 일정하였다. 그러나 ANAMMOX 활성이 높은 초기에는 유출수의 NH_2OH와 N_2H_4가 각각 1.2와 2.5 mg/L였으며, 활성이 낮아진 252일 이후에는 각각 0.7 및 1.5 mg/L로 낮아졌다. 따라서 온도저하는 중간생성물의 농도저하를 야기하였고, ANAMMOX의 활성이 낮아졌음을 의미한다.

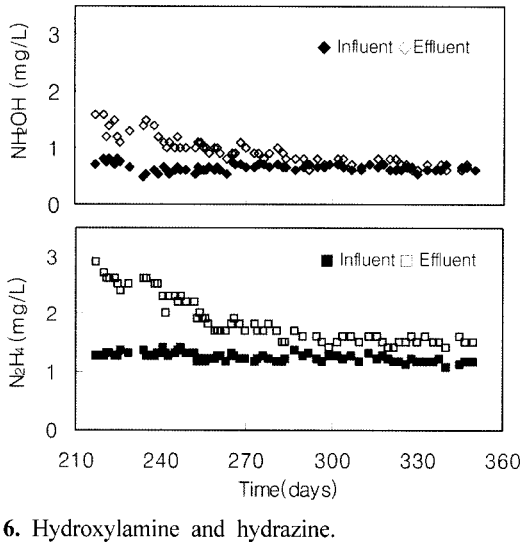

Fig. 6. Hydroxylamine and hydrazine.

4. 결 론

35°C 중온조건에서 ANAMMOX 미생물을 배양한 반응조에 운전온도를 낮추면서 온도에 대한 영향을 연구하였다.

운전온도 20~30°C 조건에서 ANAMMOX는 낮은 활성을 보였으며, 공존미생물인 산발효미생물과 탈질미생물의 활성은 상대적으로 증가하였다. 공존 미생물에 의해 용존성 질소제거가 있었으나, 온도저하로 활성이 저해된 ANAMMOX 미생물은 운전온도 상승에도 불구하고 늦은 증식속도로 인하여 약 2개월이 경과한 후에도 활성이 회복되지 않았다. 따라서 ANAMMOX를 현장에 적용 시에는 적정온도를 유지하기 위한 방안이 반드시 강구되어야 할 것이다.

참고문헌

황인수, 안영호, 민경석, 혐기성 슬러지상 반응조를 이용한 돈사폐수의 암모늄제거, *대한토목학회논문집*, **22**(4B), pp. 615-621 (2002).

Ahn, Y. H., Hwang, I. S. and Min, K. S., ANAMMOX and Partial denitritation in Anaerobic Nitrogen Removal from Piggery Waste, *Wat. Sci. Tech.*, **49**(5-6), pp. 145-153 (2004).

APHA, WEF and ASCE, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Eds., Washington DC. USA (1998).

Buchauer, K., A Comparison of Two Simple Titration Procedures to Determine Volatile Fatty Acids in Influents to Wastewater and Sludge Treatment Processes, *Water SA*, **24**(1), pp. 49-56 (1998).

Egli, K., Fanger, U., Alvarez, P. J. J., Siegrist, H., van der Meer, J. R. and Zehnder, A. J. B., Enrichment and Characterization of an Anammox Bacterium from a Rotating Biological Contactor Treating Ammonium-rich Leachate, *Arch. Microbiol.*, **175**, pp. 198-207 (2001).

Hyman, M. R. and Arp, D. J., An Electrophoretic Study of the Thermal-dependent and Reductant-dependent Aggregation of the 28KDa Component of Ammonia Monoxygenase from Nitrosomonas *eutropaea*, **14**, pp. 619-627 (1993).

Jetten, M. S. M., Strous, M., van de Pas-Schoonen, K. T., Schalk, J., van Dongen, U. G. j. M., van de Graaf, A. A., Logemann, S., Muyer, G., van Loosdrecht, M. C. M. and Kuenen, J. G., The Anaerobic Oxidation of Ammonium, *FEMS, Microbiol. Rev.*, **22**(5), pp. 421-437 (1998).

Jetten, M. S. M., Wagner, M., Fuerst, J., van Loosdrecht, M., Kuenen, G. and Strous, M., Microbiology and Application of the Anaerobic Ammonium Oxidation('anammox') Process, *Current Opinion in Biotechnology*, **12**, pp. 283-288 (2001).

Min, K. S., Ahn, Y. H., Hwang, I. S. and Choi, E., Feasibility of Ammonium Removal from Piggery Waste by an Anaerobic Sludge Bed Reactor, *Proc. Animal Residuals 2002 Conference and Workshop*, May 6-8, Washington, USA, pp. 373-386 (2002).

Rittmann, B. E. and McCarty, P. L., Environmental Biotechnology: Principles and Applications, McGraw-Hill, New York (2001).

Schalk, J., de Vries, S., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S, M., Involvement of Novel Hydroxylamine Oxidoreductase in Anaerobic Ammonium Oxidation, *Biochem.*, **39**, pp. 5405-5412 (2000).

Seyfried, C. F., Hippen, A., Helmer, C., Kunst, S. and Rosenwinkel, K. H., One-stage deammonification : nitrogen elimination at low costs, *Wat. Sci. Tech. : Wat. Supply.*, **1**(1), pp. 71-80 (2001).

Strous, M., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M., Key Physiology of Anaerobic Ammonia Oxidation, *Appl. Environ. Microbiol.*, **65**(7), pp. 3248-3250 (1999).

Strous, M., Heijnen, J. J., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M., The Sequencing Batch Reactor as a Powerful Tool for the Study of Slowly Growing Anaerobic Ammonium-oxidizing Microorganisms, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **50**, 589-596 (1998).

Strous, M., van Gerven, E., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M., Effect of Aerobic and Micro-aerobic Conditions on Anaerobic Ammonium-oxidizing (Anammox) Sludge, *Appl. Environ. Microbiol.*, **63**(6), pp. 2446-2448 (1997a).

Strous, M., van Gerven, E., Zheng, P., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M., Ammonium Removal from Concentrated Waste Streams with the Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) process in Different Reactor Configurations, *Wat. Res.*, **31**(8), pp. 1988-1962 (1997b).

van de Graaf, A. A., de Bruijin, P., Robertson, L. A., Jetten, M. S. M. and Kuenen, J. G., Autotrophic Growth of Anaerobic Ammonium Oxidizing Microorganism in a Fluidized Bed Reactor, *Microbiology*, **142**, pp. 2187-2196 (1996).

van Dongen, L. G. J. M., Jetten, M. S. M. and van Loosdrecht, M. C. M., *The Combined Sharon/Anammox process*, STOWA Report, IWA Publishing, London, UK (2001).