

연속회분식 공정에서 COD부하에 따른 질산화/탈질을 및 유출질소 분류

이재근 · 임수빈^{*,†}

대전발전연구원
*경성대학교 환경공학과

Nitrification/Denitrification Rate and Classification of Output Nitrogen according to COD Loads in SBR

Jaekune Lee · Soobin Yim^{*,†}

Daejeon Development Institute
*Department of Environmental Engineering, Kyungshung University
(Received 10 September 2007, Accepted 12 December 2007)

Abstract

In this study, we investigated the nitrification/denitrification rate and classification of output nitrogen of a sequencing batch reactor (SBR) system with the variation of COD loads ; COD loads of 0.3, 0.4, 0.6, 0.7, 0.8, 1.0 and 1.2 kgCOD/m³ · d were tested to determine the optimum conditions for the operation of the SBR and increase its nitrogen removal efficiency. As the COD loads increased, the nitrification rate at aerobic(I) period and the denitrification rate at anoxic(I) period were decreased. With the variation of COD loads, the amounts of nitrogen removed in the clarified water effluent were 63.9, 54.2, 34.7, 22.5, 13.7, 12.5 and 26.5 mg/cycle, respectively. The amounts of nitrogen removed during the sludge waste process were 19.5, 26.6, 41.0, 47.3, 58.1, 72.4 and 88.1 mg/cycle, respectively. The amounts of nitrogen removed by denitrification were 66.8, 69.3, 68.9, 56.5, 39.5, 7.3 and 0.0 mg/cycle, respectively, indicating that COD load more than 0.7 kgCOD/m³ · d decreases the amounts of denitrified nitrogen. The nitrogen mass balances were calculated as the percentages of nitrogen removed in the clarified water effluent or by denitrification and sludge waste processing in each cycle of SBR operation and were 99.0, 98.5, 95.4, 82.1, 73.0, 60.5 and 74.8% for COD loads of 0.3, 0.4, 0.6, 0.7, 0.8, 1.0 and 1.2 kgCOD/m³ · d, respectively.

keywords : COD loads, Denitrification rate, Nitrification rate, Nitrogen mass balance

1. 서론

최근 소규모 하수처리 시설로서 SBR 공법의 적용이 증가하고 있는데, 이는 SBR 공법의 간단한 운전방법과 영양염류의 제거능력, 그리고 다양한 운전조건의 변화로 각각의 상황에 알맞은 운전을 할 수 있기 때문이다(Irvine et al., 1983; Palis and Irvine, 1985). 또한, 생물학적 영양염류의 제거효율 증대를 위해서 많은 운전인자들이 있지만, 그중에서 유기물 유입부하가 중요한 인자로 작용하고 있다. 이는 반응조 내 미생물들은 제한되어 있는 COD를 종속영양미생물, 인체계 미생물, 탈질 미생물 등이 서로 경쟁적인 관계에서 순차적으로 섭취를 하게 되는데, 이에 따라 세포합성, 탈질, 인의 방출 반응이 발생하게 되기 때문이다. Ra 등(2000)은 폐지분뇨 처리에서 영양염류 제거를 위하여 내부 탄소원인 슬러지를 이용하여 탈질효율을 증가시켰으며, 정진영(1999)은 고농도 암모니아를 제거하기 위해서는 추가적인 탈질로 외부탄소원이 필요하다고 발표하였고, 또한

Siebritz 등(1983)은 즉시 분해가능 COD의 농도가 무산소 구간에서 인의 방출에 도움을 주어 인의 제거효율에 영향을 미친다고 하였다. 그러나, 탈질과 인의 방출에 도움을 주는 탄소원은 유입유기물부하의 증가로 이어져 완전한 질소산화 및 탄소의 산화에 더 많은 시간을 요구하게 되는 단점을 가지고 있다.

이에 본 연구는 COD 유입부하(kgCOD/m³ · d)를 변화시켜, 이에 따른 질산화율, 탈질을 및 DO의 변화를 검토하였으며, 이로부터 질소, 인 및 COD 제거효율을 향상시키기 위한 조건을 분석하였다. 또한, 상등배출수로 유출되는 질소, 잉여슬러지로 폐기되는 질소 그리고 탈질 제거되는 질소로 질소유출량 및 특성을 파악하여 효율적인 질소제거 공정을 제시하고자 하였다.

2. 연구방법

2.1. 실험장치 및 운영

본 연구에 사용된 SBR 반응조는 Fig. 1에서와 같이 유효용적 10 L의 SBR을 중심으로, 반응조의 교반을 위해서 60 RPM의 교반모터, 반응조 내 유입수 주입을 위해 정량펌프,

[†] To whom correspondence should be addressed.
ysb9643@hotmail.com

Table 1. SBR operation mode

Run	COD load (kgCOD/m ³ · d)	N load (kgTN/m ³ · d)	MLSS (mg/L)	F/M ratio (kgCOD/kgMLSS · d)	DO (mg/L)		SRT (days)	HRT (hrs)	pH
					Anoxic	Aerobic			
1	0.3	0.06	1,085	0.271	< 0.1	2.0~8.0	10.5	12.0	6.8~7.5
2	0.4	0.06	1,476	0.270					
3	0.6	0.06	2,275	0.260					
4	0.7	0.06	2,625	0.261	< 0.1	1.0~2.0			
5	0.8	0.06	3,225	0.252					
6	1.0	0.06	4,024	0.247	< 0.1	0.1~1.0			
7	1.2	0.06	4,895	0.246					

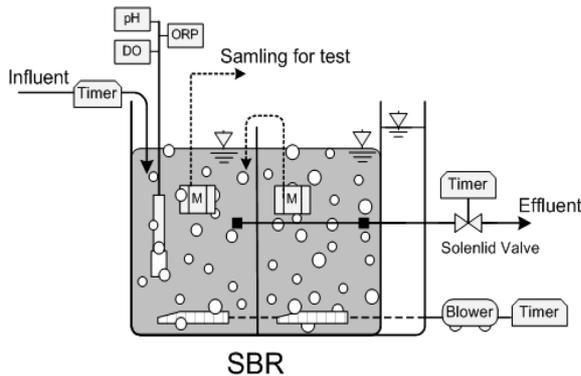


Fig. 1. Schematic diagram of SBR process.

자동유출을 위하여 Solenoid Valve, 그리고 각 기기의 자동운전을 위하여 타이머를 설치하였다. 운전조건은 Table 1과 같이 HRT는 12 hrs, 1-cycle time은 6 hrs, pH는 6.8~7.5, 수온은 23~25°C, DO는 무산소조건에서 0.1 mg/L 이하, 호기조건에서 0.1~8.0 mg/L를 나타냈다. 유입수로 사용한 합성폐수 유입농도는 Run 1~7의 COD가 150, 200, 300, 350, 400, 500 및 600 mg/L였으며 TN은 30 mg/L로 일정하였고, TP는 5.5 mg/L로 일정하였다. 또한 K, Na, Ca, Zn, Fe 등의 무기 영양염류도 Obaja 등(2003)이 제시한 바와 같이 소량 주입하였다.

2.2. 실험방법

본 실험에 적용한 SBR 공법의 1-cycle은 Grace and Tam (1994)의 연구에서와 같이 Anoxic(I) / Aerobic(I) / Anoxic(II) / Aerobic(II) / Settle / Decant의 순서로 구성하여 탈질 가능 반응시간을 높였으며, 1-cycle 시간은 6 hrs로 하였고 각각의 반응시간은 Fig. 2에 나타난 바와 같다.

반응기간 동안의 NO_x⁻-N, NH₄⁺-N 농도를 산정하기 위한 샘플은 Mitsubishi의 중공사막을 이용하여 반응시간에 즉시 채취하여, 시간경과에 따라 미생물이 반응액내 기질의 변화를 유발하는 것을 억제하였다. NH₄⁺-N, NO_x⁻-N의 실험을

위해서는 Standard Method에 의한 UV 분광광도계(Helios, Unicam, UK)를 이용하여 측정하였다(APHA, 1998). 또한 TSS 및 VSS도 Standard Method에 의하여 측정하였으며, 용존산소 측정에는 YSI 58 DO analyzer을 사용하였다.

2.3. 유출질소의 종류

본 실험에서는 Barker and Dold(1995) 및 Lee 등(2007)이 제시한 바와 같이 반응조에 유입되는 유입질소(INPUT N) 및 유출질소(OUTPUT N)의 관계를 식 (1)~(11)과 같이 나타내었다.

유입수에 포함된 질소(INPUT N)는 합성수수의 암모늄(M_{IN,NH4}) 및 산화질소(M_{IN,NOX}) 주입량에 의하여 결정이 되며, 이를 식 (1)~(3)에 나타냈다.

유출질소(OUTPUT N)는 식 (4)와 같이 침전 후 고액 분리된 상등수로 배출되는 질소(M_{EFF,N}), 슬러지 폐기에 의해 배출되는 질소(M_{WASTE,N}) 및 탈질에 의해 제거되는 질소(M_{DE,N})로 분류하였다. SBR내에 유입된 후 완전 제거되지 않고 상등수로 배출되는 질소(M_{EFF,N})을 식 (5)~(7)과 같이 암모늄이온(M_{EFF,NH4}), 산화질소(M_{EFF,NOX}), 그리고 배출 SS에 포함되어 있는 질소(M_{EFF,N(SS)})로 구분하고, 이들을 합하여 식 (8)과 같이 구하였다. SBR에 일정한 SRT, MLSS 및 운전 특성을 유지하기 위해 매일 일정량의 슬러지를 식 (9)에 의하여 폐기시켰다. 폐슬러지에는 VSS의 약 10%에 해당하는 양이 질소로 구성되어 있으며(Barker and Dold, 1995), 식 (9)에 의하여 슬러지 폐기에 의하여 제거되는 질소(M_{WASTE,N})의 양을 구하였다. SBR공법은 하나의 반응조에서 무산소조건 및 호기조건이 시간의 차이를 두고 존재하며, 이를 이용하여 질산염을 탈질시킬 수 있는 질산화-탈질법을 이용한 고도처리를 운전할 수 있다(Obaja et al., 2003; Shin et al., 2007; Sin et al., 2004). 따라서 본 실험에서는 식 (10)과 같이 무산소(I), 무산소(II), 침전의 세 구간에서 발생하는 탈질을 고려하였으며 이때 제거된 산화 질소의 양을 계산하여 탈질에 의해 제거된 질소(M_{DE,N})의

T ₀	T ₆₀	T ₁₅₀	T ₂₁₀	T ₂₈₀	T ₃₂₀	T ₃₃₀
60 min	90 min	60 min	70 min	40 min	40 min	→
Anoxic(I) (Fill & Mix)	Aerobic(I) (Aeration)	Anoxic(II) (Mix)	Aerobic(II) (Aeration)	Settle	Decant	Next cycle

Fig. 2. Time variation of 1-cycle operation condition.

양을 구하였다. 위에서 구한 유입질소의 양과 유출질소의 양을 구하여, 식 (11)과 같이 유입질소에 대한 유출질소의 구성비율을 구할 수 있었다.

$$INPUT\ N = M_{IN,NH4} + M_{IN,NOX} \quad (1)$$

$$M_{IN,NH4} = Q \cdot C_{IN,NH4} \quad (2)$$

$$M_{IN,NOX} = Q \cdot C_{IN,NOX} \quad (3)$$

$$OUTPUT\ N = M_{EFF,N} + M_{DE,N} + M_{WASTE,N} \quad (4)$$

$$M_{EFF,N} = M_{EFF,NH4} + M_{EFF,NOX} + M_{EFF,N(SS)} \quad (5)$$

$$M_{EFF,NH4} = Q \cdot C_{EFF,NH4} \quad (6)$$

$$M_{EFF,NOX} = Q \cdot C_{EFF,NOX} \quad (7)$$

$$M_{EFF,N(SS)} = Q \cdot C_{EFF,SS} \cdot f_N \quad (8)$$

$$M_{WASTE,N} = V \cdot C_{VSS} / SRT \cdot f_N \cdot T / 24 \quad (9)$$

$$M_{DE,N} = M_{DE,AN1} + M_{DE,AN2} + M_{DE,SET} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} \% \text{ N mass balance} \\ = (OUTPUT\ N \div INPUT\ N) \times 100 \end{aligned} \quad (11)$$

3. 결과 및 고찰

본 연구는 COD부하를 7단계인 0.4~1.2 kgCOD/m³·d로 변화시킴에 따른 질산화율, 탈질 및 유출질소의 형태를 검토하였으며 그 결과는 다음과 같다.

3.1. 유기물부하에 따른 질소 물질수지

SBR 반응조에 유입되는 질소(INPUT N)양을 약 600 mgTN/day(150 mgTN/cycle)로 하였을 때, COD부하 증가에 따른 유출질소(OUTPUT N)를 상등수로 유출되는 질소(M_{EFF,N}), 슬러지로 폐기되는 질소(M_{WASTE,N}) 그리고 탈질 제거되는 질소(M_{DE,N})로 나누어 분류하였다.

3.1.1. 상등수 유출질소

상등수로 유출되는 질소(M_{EFF,N})는 Table 2에서와 같이 상등수 중 산화질소(M_{EFF,NOX}), 암모늄(M_{EFF,NH4}) 그리고 유출 슬러지 내 질소(M_{EFF,N(SS)})로 구분을 하여 나타내었다. 결과는 낮은 COD 유입부하에서는 산화질소가 유출질소의 대부분을 차지하였지만, COD부하가 상승하면서 탈질, 호기탈질 및 미생물동화 작용이 활성화되어 Run 7의 1.2 kgCOD/m³·day에서는 1.0 mgN/cycle을 배출하는데 그쳤다. 암모늄은 대부분의 구간에서 1.0 mgN/cycle 이하의 배출량을 보였지만 COD부하가 가장 높은 Run 7에서 16.0 mgN/cycle

Table 2. Output nitrogen (mgN/cycle) by clarified water drawing

Run	M _{EFF,NOX}	M _{EFF,NH4}	M _{EFF,N(SS)}	M _{EFF,N}
1	60.0	0.3	3.6	63.9
2	49.8	0.4	4.0	54.2
3	30.3	0.4	4.0	34.7
4	18.3	0.4	3.8	22.5
5	8.8	0.4	4.5	13.7
6	3.8	1.0	7.7	12.5
7	1.0	16.0	9.5	26.5

이 배출되었는데, 이는 유입 COD를 산화시키는데 있어 용존산소가 많이 부족하였기 때문으로 판단된다. 또한 상등배출수의 SS는 Run 5까지 4.5 mgN/cycle이하를 유지하였지만, Run 6~7에서는 반응조내 MLSS 증가으로 인한 SV 상승으로 침전슬러지가 일부 유출수와 함께 배출되어 7.7 및 9.5 mgN/cycle로 증가하였다.

3.1.2. 슬러지 폐기질소

슬러지로 폐기되는 질소(M_{WASTE,N})는 Fig. 3과 같이 COD 부하 증가에 따라 19.5, 26.6, 41.0, 47.3, 58.1, 72.4 및 88.1 mgN/cycle로 증가하였다. 이는 식 (9)에서와 같이 동일한 SRT에서 폐슬러지의 양은 SBR의 VSS 농도(C_{VSS})와 비례하기 때문이다. 폐슬러지내 VSS에 대한 질소전환비 f_N은 Barker and Dold(1995)이 제시한 0.1 N/VSS의 값을 사용하여 나타냈다. 또한, 질소제거량을 증가시키기 위해서는 본 실험에서와 같이 COD부하를 증가시켜 슬러지폐기량을 늘리는 것 또한 하나의 방법이라고 판단된다.

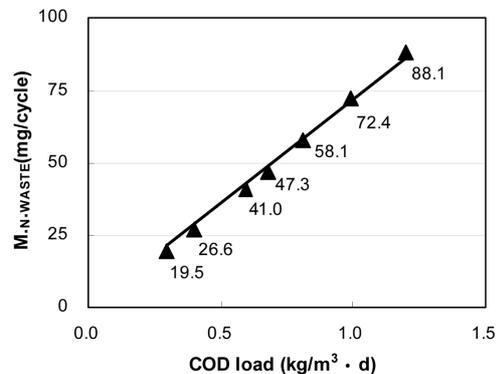


Fig. 3. Output nitrogen (mgN/cycle) by sludge waste.

3.1.3. 탈질소

탈질에 의하여 제거된 질소(M_{DE,N})는 무산소(I) 구간, 무산소(II) 구간 및 침전 구간에서 이루어졌으며, 각각의 탈질소량은 Table 3에 나타난 바와 같다. 무산소(I) 구간에서의 탈질량은 Run 1~7에서 45.3, 35.3, 18.8, 3.8, 1.3, 1.3 및 0.0 mgNO_x-N/cycle로 계속 감소하였다. 이는 운전이 시작될 당시 잔류하고 있던 NO_x-N의 양이 45.3, 35.3, 18.8, 3.8, 1.3, 1.3 및 0.0 mgNO_x-N/reactor로 제한되어 있었기 때문이다. 무산소(II) 구간에서는 Run 1~4에서 COD 부하가 상승함에 따라 탈질량이 13.5, 21.0, 28.5 그리고

Table 3. Output nitrogen (mgN/cycle) by denitrification

Run	$M_{DE.NOX.AN1}$	$M_{DE.NOX.AN2}$	$M_{DE.NOX.SET}$	M_{DEN}
1	45.3	13.5	8.0	66.8
2	35.3	21.0	13.0	69.3
3	18.8	28.5	21.6	68.9
4	3.8	34.5	18.2	56.5
5	1.3	29.0	9.2	39.5
6	1.3	6.0	0.0	7.3
7	0.0	0.0	0.0	0.0

34.5 mgNO_x⁻-N/cycle로 증가하였다가, Run 5~7에는 29.0, 6.0 및 0.0 mgN/cycle로 대폭 감소하는 경향을 보였다. 침전구간에서의 탈질량은 슬러지 침적층에서 DO농도가 저하되어 탈질이 이루어졌으며 그 양은 Run 1~7에서 8.0, 13.0, 21.6, 18.2, 9.2, 0.0 및 0.0 mgN/cycle이었다. 이에 최적의 탈질효과를 보려면 Run 3의 COD부하 0.6 kgCOD/m³ · d를 유지하여야 할 것으로 판단된다.

3.1.4. 질소 물질수지

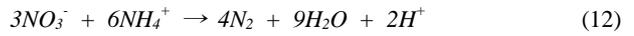
Table 4에서는 Run 1~7에서 COD부하를 0.3, 0.4, 0.6, 0.7, 0.8, 1.0 및 1.2 kg/m³ · d로 변화시킴에 따라 유입질소량 150 mgN/cycle에 대한 유출질소량(mg/cycle)의 물질수지를 나타내었다.

Table 4. Nitrogen mass balances according to COD loads

Run	COD load (kgCOD/m ³ · d)	%			
		$M_{EFF.N}$	$M_{WASTE.N}$	M_{DEN}	Total
1	0.3	42.1	12.9	44.0	99.0
2	0.4	35.6	17.5	45.5	98.5
3	0.6	22.9	27.0	45.5	95.4
4	0.7	14.6	30.7	36.7	82.1
5	0.8	9.0	38.1	25.9	73.0
6	1.0	8.2	47.5	4.8	60.5
7	1.2	17.3	57.5	0.0	74.8

상등수로 유출되는 질소는 Run 1에서 42.1%로 많은 유출비율을 나타냈지만, COD부하가 높아지면서 Run 6에서는 8.2%까지 감소하였다. 잉여슬러지 폐기질소는 Run 1의 12.9%에서 점차 증가하여 Run 7에서는 57.5%를 차지하여 높은 COD부하에서는 질소제거의 주요 기작으로 분류되었다. 탈질소는 낮은 COD부하인 Run 1~3에서 44.0, 45.5 그리고 45.5%를 차지하여 질소제거의 주요 기작이었으나, 높은 COD부하가 높아지는 Run 4~7에서는 36.7, 25.9, 4.8 및 0.0%로 계속 감소하였다. 이에, 유입질소량에 대한 유출질소량은 Run 1~3에서 99.0, 98.5 그리고 95.4%로 양호했지만, Run 4~7에서는 82.1, 73.0, 60.5 및 74.8%로 낮았다. 이는 Table 4와 같이 높은 COD부하에서 탈질량이 감소하였기 때문이다. 그 원인은 낮은 DO에서 발생하는 식 (12) 및 (13)과 같은 Anammox (Jetten et al., 1999; Schmidt et al., 2002; Sliemers et al., 2002; Verstraete and Philips, 1998) 및 호기탈질(Joo et al., 2006; Kim et al., 2005; Schmidt et al., 2003)이 발생하였기 때문으로 사료된다.

다. 이에 유출질소를 보다 자세히 분류하기 위해서는 낮은 DO에서의 질소제거를 정량화하기 위한 연구가 보다 심층적으로 진행되어야 할 것이다.



3.2. 유기물부하에 따른 질산화

COD부하가 Run 1~7에서 0.3, 0.4, 0.6, 0.7, 0.8, 1.0 및 1.2 kgCOD/m³ · d로 변동시 1-cycle에서의 산화질소 부하량 변화를 Fig. 4에 나타냈다. 그림에서와 같이 무산소(I) 구간 및 무산소(II) 구간에서는 산화질소량이 감소하는 경향을 보여 탈질이 되는 것을 알 수 있으며, 호기(I) 구간 및 호기(II) 구간에서는 유입된 암모늄이 산화되어 농도가 증가되는 것을 볼 수 있다.

질산화율은 Fig. 5에서와 산화질소 부하량에 따른 기울기로 질산화율(mgNO_x⁻-N/gMLSS · d)을 계산하였다. 질산화율은 호기(I) 구간에서 130.6, 73.5, 38.0, 21.4, 13.3, 2.2 및 0.0 mgNO_x⁻-N/gMLSS · d, 호기(II) 구간에서는 91.2, 57.0, 40.7, 27.5, 11.5, 2.1 및 0.0 mgNO_x⁻-N/gMLSS · d로 COD부하가 증가함에 따라 질산화율이 감소하는 경향을 보였다. 이는 증가한 COD 유입부하로 인하여 MLSS농도가 Table 1과 같이 Run 1에서 1,085 mg/L였던 것이 Run 7에서는

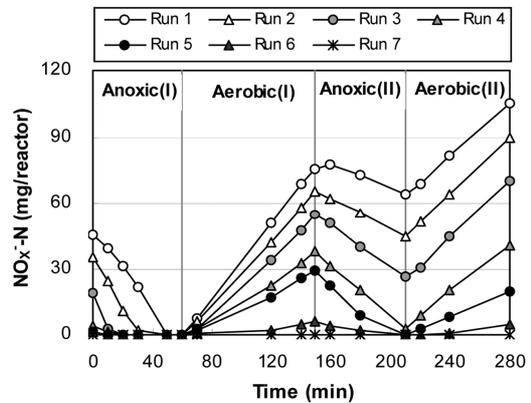


Fig. 4. Variation of NO_x⁻-N according to COD loads.

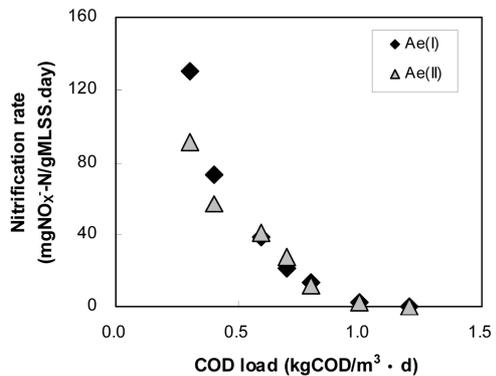


Fig. 5. Nitrification rate (mgNO_x⁻-N/gMLSS · d) according to COD loads.

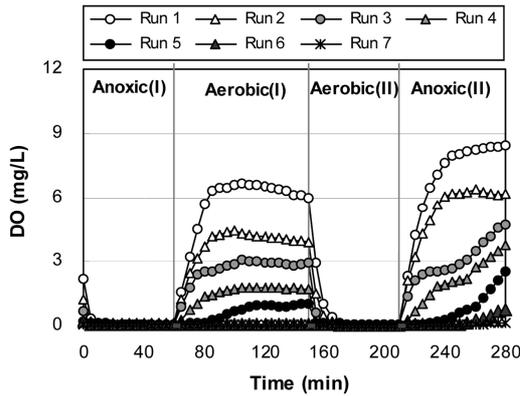


Fig. 6. DO variation during 1-cycle operation.

4,895 mg/L까지 증가하여 미생물당 산화가능한 암모늄이 감소함과 동시에, Fig. 6에서와 같이 COD부하가 증가할수록 호기구간에서도 용존산소가 부족하여 질산화능력을 감소시켰기 때문에 사료된다.

3.3. 질산화 특성에 따른 탈질

포기가 되지 않는 무산소(I) 구간 및 무산소(II) 구간에서는 Fig. 4에서와 같이 산화질소가 감소하는 경향을 보였다. 그림에 의하여 감소된 산화질소량으로 계산된 탈질율 (mgNO_x⁻-N/gMLSS · d)을 Fig. 7에 나타내었다. 무산소(I) 구간에서의 탈질율은 Run 1~3에서는 234.8, 124.9 및 102.9 mgNO_x⁻-N/gMLSS · d로 감소하는 경향을 보였는데, 이는 MLSS 농도가 1,085 mg/L에서 2,275 mg/L로 증가하였기 때문이다. 또한 Run 4~7에서의 탈질율은 11.7, 5.2, 4.2 및 0.0 mgNO_x⁻-N/gMLSS · d로 급속하게 감소하였는데, 이는 Fig. 3에서와 같이 무산소(I) 구간동안 탈질될 NO_x⁻-N의 양이 Run 4~7에 3.8, 1.3, 1.3 및 0.0 mg/reactor로 제한되어 있었기 때문이다. 무산소(II) 구간에서는 Run 1~5에서 42.0, 35.4, 29.5, 29.5, 28.2 kgNO_x⁻-N/gMLSS · d로 MLSS의 증가와 더불어 감소하였으며, 이는 Plósz 등 (2003)이 제시한 값과 유사한 수치를 나타내었다. 또한 Run 6~7의 탈질율은 4.4 및 0.0 kgNO_x⁻-N/gMLSS · d로 호기(I) 구간에서 산화된 질소의 축적이 없었기 때문이다. 또한 무산소(I) 구간의 탈질율이 무산소(I) 구간의 탈질율이

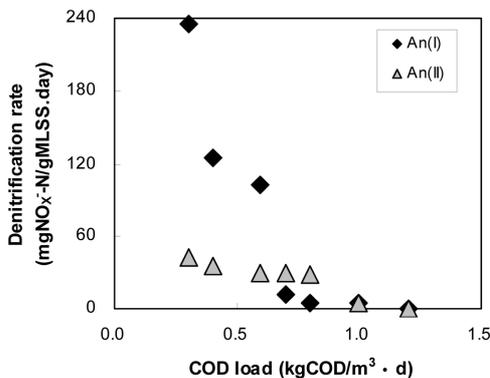


Fig. 7. Denitrification rate (mgNO_x⁻-N/gMLSS · d) according to COD loads.

낮은 경향을 나타냈는데, 이는 탈질을 위한 외부탄소원의 유입이 없었기 때문이다. 이에, 낮은 COD부하에서 무산소(II) 구간의 탈질율을 높여 질소제거율을 높이기 위해서는, 유입수 주입을 무산소(II) 구간에 분할주입하는 것도 하나의 방법으로 판단된다.

4. 결론

본 연구에서 얻어진 결론은 다음과 같았다.

- 1) 유입질소에 대한 각각의 유출질소의 비율을 보면, 상등수로 유출되는 질소는 Run 1에서 42.1%에서 Run 6의 8.2%까지 감소하였다. 잉여슬러지 폐기질소는 Run 1의 12.9%에서 Run 7에서는 57.5%로 높은 COD부하에서는 질소제거의 주요 기작으로 분류되었다. 탈질소는 낮은 COD부하인 Run 1~3에서 44.0, 45.5 그리고 45.5%를 차지하였으나, 높은 COD부하인 Run 4~7에서는 36.7, 25.9, 4.8 및 0.0%로 계속 감소하였다. 이에, 유입질소량에 대한 총 유출질소량의 비율은 Run 1~3에서 99.0, 98.5 및 95.4%로 양호하였지만, Run 4~7에서는 82.1, 73.0, 60.5 및 74.8%로 낮았다.
- 2) COD 유입부하가 상승하는 Run 1~7에의 질산화율은 호기(I) 구간에서 130.6, 73.5, 38.0, 21.4, 13.3, 2.2 및 0.0 kgNO_x⁻-N/gMLSS · d, 호기(II) 구간에서는 91.2, 57.0, 40.7, 27.5, 11.5, 2.1 및 0.0 mgNO_x⁻-N/gMLSS · d로 COD부하가 증가함에 따라 질산화율이 감소하는 경향을 보였다.
- 3) Run 1~7에서의 탈질율은 무산소(I) 구간에서 234.8, 124.9, 102.9, 11.7, 5.2, 4.2 및 0.0 mgNO_x⁻-N/gMLSS · d로 COD부하 0.706 kgCOD/m³ · d인 Run 4부터 탈질율이 급속하게 감소하다. 또한 무산소(II) 구간에서는 탈질율은 42.0, 35.4, 29.5, 29.5, 28.2, 4.4 및 0.0 kgNO_x⁻-N/gMLSS · d로 무산소(I) 구간보다는 낮았다.

기 호

- SRT : Sludge Retention Time (days)
- HRT : Hydraulic Retention Time (hrs)
- T : 1-cycle operation Time (hrs)
- V : SBR Volume (L)
- Q : Average influent flow per cycle (L/cycle)
- Q_{WASTE} : Average waste sludge flow per cycle (L/cycle)
- C_{VSS} : Concentration of VSS inside the reactor (mg/L)
- C_{EFF,SS} : Concentration of SS in the clarified water effluent (mg/L)
- C_{IN,NOX} : Concentration of NO_x⁻-N in the influent (mg/L)
- C_{IN,NH4} : Concentration of NH₄⁺-N in the influent (mg/L)
- C_{IN,COD} : Concentration of COD in the influent (mg/L)
- C_{EFF,NOX} : Concentration of NO_x⁻-N in the effluent (mg/L)
- C_{EFF,NH4} : Concentration of NH₄⁺-N in the effluent (mg/L)
- C_{EFF,COD} : Concentration of COD in the effluent (mg/L)

$M_{IN,NH4}$: Amount of NH_4^+ -N in the influent (mg/cycle)
 $M_{IN,NOX}$: Amount of NO_x^- -N in the influent (mg/cycle)
 $M_{DE,AN1}$: Amount of nitrogen denitrified during the anoxic (I) period (mg/cycle)
 $M_{DE,AN2}$: Amount of nitrogen denitrified during the anoxic (II) period (mg/cycle)
 $M_{DE,SET}$: Amount of nitrogen denitrified during the settle/draw period (mg/cycle)
 $M_{280,NOX}$: Amount of NO_x^- -N 280 minutes after the start of SBR operation (mg/cycle)
 $M_{0,NOX}$: Amount of NO_x^- -N at the start of SBR operation (mg/cycle)
 $M_{DE,N}$: Total amount of nitrogen removed by denitrification (mg/cycle)
 $M_{EFF,NH4}$: Amount of NH_4^+ -N in the effluent (mg/cycle)
 $M_{EFF,NOX}$: Amount of NO_x^- -N in the effluent (mg/cycle)
 $M_{EFF,N(SS)}$: Amount of nitrogen removed as sludge in the clarified water effluent (mg/cycle)
 $M_{EFF,N}$: Total amount of nitrogen in the clarified water effluent (mg/cycle)
 $M_{WASTE,N}$: Total amount of nitrogen removed by the sludge waste process (mg/cycle)
 f_N : Nitrogen fraction in the waste sludge (mgN/mgVSS)

참고문헌

정진영(1999). 연속회분식 반응기를 이용한 고농도 암모니아성 질소 함유폐수의 처리. 공학박사학위논문, 한국과학기술원.
 APHA (1998). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 20th ed., Washington, DC.
 Barker, P. S. and Dold, P. L. (1995). COD and nitrogen mass balance in activated sludge systems. *Water Res.*, **29**, pp. 633-643.
 Grace, L. W. L. and Tam, N. F. Y. (1994). Operating strategy of a sequencing batch reactor for simultaneous removal of wastewater organic matter and nutrients. *Resour. Conser. Recy.*, **11**, pp. 209-223.
 Irvine, R. L., Ketchum, L. H., Breyfogle, R. and Barth, E. F. (1983). Municipal application of sequencing batch treatment at Culver, Indiana. *JWPCF*, **55**, pp. 484-488.
 Jetten, M. S. M., Strous, M., Pas-Schoonen, K. T., Schalk, J., Dongen, U. J. G. M., Graaf, A. A., Logemann, S., Muyzer, G., Loosdrecht, M. C. M. and Kuenen, J. G. (1999). The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiol. Rev.*, **22**, pp. 421-437.
 Joo, H. S., Hirai, M. and Shoda, M. (2006). Piggery wastewater treatment using *Alcaligenes faecalis* strain No. 4 with

heterotrophic nitrification and aerobic denitrification. *Water Res.*, **40**, pp. 3029-3036.
 Kim, J. K., Park, K. J., Cho, K. S., Nam, S. W., Park, T. J. and Bajpai, R. (2005). Aerobic nitrification-denitrification by heterotrophic *Bacillus* strains. *Bioresource Technology*, **96**, pp. 1897-1906.
 Lee, J. K., Lee, K. H. and Yim, S. B. (2007). Optimization of nitrogen removal in a sequencing batch reactor system by variation of the time distribution. *J. Environ. Sci. Heal.*, **42A**(10), pp. 1655-1663.
 Obaja, D., Mace, S., Costa, J., Sans, C. and Mara-Alvarez, J. (2003). Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, **87**, pp. 103-111.
 Palis, J. C. and Irvine, R. L. (1985). Nitrogen removal in a low-loaded single tank sequencing batch reactor. *JWPCF*, **57**, pp. 82-86.
 Plósz, B. G., Jobbágy, A. and Grady, C. P. L. (2003). Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering anoxic reactor through the surface. *Water Res.*, **37**, pp. 853-863.
 Ra, C. S., Lo, K. V., Shin, J. S., Oh, J. S. and Hong, H. J. (2000). Biological nutrient removal with an internal organic carbon source in piggery wastewater treatment. *Water Res.*, **34**, pp. 965-973.
 Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J. G., Jetten, M. S. M. and Strous, M. (2002). Aerobic and anaerobic ammonium oxidizing bacteria-competitors or natural partners?. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **39**, pp. 175-181.
 Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Cirpus, I., Strous, M., Bock, E., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M. (2003). New concepts of microbial treatment process of the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiol. Reviews.*, **27**, pp. 481-492.
 Shin, S. W., Ji, D. H., Lee, J. K. and Lee, K. H. (2007). Comparison of nitrogen removal characteristics and nitrification/denitrification rate in SBR using real and synthetic wastewater. *KSWST*, **15**(2), pp. 47-55.
 Siebritz, I. P., Ekama, G. A. and Marais, G. v. R. (1983). A parametric model for biological excess phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, **15**, pp. 127-152.
 Sin, G., Insel, G., Lee, D. S. and Vanrolleghem, P. A. (2004). Optimal but robust N and P removal in SBRs: A model based systematic study of operation. *Water Sci. Technol.*, **50**, pp. 97-105.
 Sliemers, A. O., Derwort, N., Campos Gomez, J. L., Strous, M., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M. (2002). Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. *Water Res.*, **36**, pp. 2475-2482.
 Verstraete, W. and Philips, S. (1998). Nitrification-denitrification process and technologies in new contexts. *Environ. Pollut.*, **102**, pp. 717-726.