

유기물부하가 낮은 하수의 전단탈질공법에 의한 탈질방안

이 철 승 · 서 종 환 · 김 진 우
동아대학교 환경공학과
(2004년 2월 11일 접수; 2004년 8월 4일 채택)

The Study on denitrification of low organic loading sewage by pre-denitrification process

Chul-Seung Lee, Jong-Hwan Seo and Jin-Woo Kim
Dept. of Environmental Engineering, Dong-A University, Busan 604-714, Korea
(Manuscript received 11 February, 2004; accepted 4 August, 2004)

This study was conducted to analyze the operating conditions of predenitrification process to improve the treatment efficiency in low organic loading sewage plant in use today, and to investigate the treatment efficiency of pilot plant added night soil as well as the nitrogen removal characteristics of pilot plant added carbon sources.

In the operation under the condition of BOD₅ sludge load 0.03-0.28kg BOD₅/kg VSS/d and oxic ammoniac nitrogen sludge load 0.02-0.24 kgNH₄⁺-N/kg MLVSS/d, nitrification efficiency is higher than 95%.

In order to achieve 70% nitrogen removal at the T-N sludge loading 0.06kg T-N/kg VSS · d and the SRT 6~11 days, optimum operating factors were revealed to COD_C/T-N ratio 9, recycle ratio 2.6, and denitrification volume ratio 0.33. At this time, denitrification capacity was approximately 0.09 kg NO₃⁻-N/kg COD_C; specific nitrification rate was 3.4mg NH₄⁺-N/g MLVSS/hr; and specific denitrification rate was 4.8mg NO₃⁻-N/g MLVSS/hr.

Key Words : Low loading sewage, Pre-denitrification, Night soil, External carbon source, Return ratio, Volume ratio

1. 서 론

수질환경조건의 변화로 수질정책의 변화가 요구되어 환경부는 1996년도 과거 하수처리장 방류수질 기준에 없던 질소와 인의 농도를 규제하게 되었다¹⁾. 또한 상수원수와 하수처리장 방류수질 및 COD농도 규제를 시행하지 않으면 안되게 되면서 자연스럽게 기존 하수처리장 방류수질기준에 COD규제도 선진국과 같이 머지않아 포함되게 될 것으로 전망되고 있다²⁾. 이와 같은 규제들이 단시간 내 또는 장래 가시적인 기간 내에 시행되면서 장래 건설할 하수처리장은 물론 기존하수처리시설에서 처리시설의 개축은 불가피한 현상이라 본다³⁾.

장래 건설할 계획 하수처리장의 경우는 새로 부지를 확보하고 그 부지에 적절한 처리방법을 도입

할 시 큰 부작용은 없으나, 기존 하수처리장을 개축할 시 현재 국내의 여건상 확장부지 확보, 기존하수처리기능 유지와 건설비 등 간단히 해결될 수 없는 것이 현실이다.

한국 도시의 경우 하수도 및 처리시설이 완비되지 않아 도시하천오염을 방지하기 위해 예외 없이 집단주택단지의 경우 오수정화시설, 산업장에서는 폐수처리시설을 건설하였으며 근래에 와서 단독주택의 경우도 위생하수까지 연계하여 처리할 수 있는 합병정화조 시설을 요구하므로 하수도 시설까지 완비되지 않은 채 자연수로서 하수도 역할을 하는 시점에서 수로를 통해 하수처리장에 유입되는 하수처리장 유입수의 실제 오염부하는 처리장에 설치된 생물반응조 유지가 불가능한 지경에까지 도달되는 것이 전국적으로 대부분 하수처리장의 현실이 되고 있다^{4,5)}. 이와 같은 상황에서 건조기가 되면 자연수로의 수량이 감소되면서 오염농도는 증가되어 유입되더라도 지하수의 유입이 많은 경우 대부분 저농

Corresponding Author : Jong-Hwan Seo, Dept. of Environmental Engineering, Dong-A University, Busan 604-714, Korea
Phone : +82-51-263-2804
E-mail : deviseo@hanafos.com

도로 유입되어 기존 하수처리장의 생물학적 처리기능이 상실된 상태에서 단기간에 처리효율이 개선되는 것은 불가능하다.

또한 근래 국민 식생활 및 주거생활의 변화에 따라 질소와 인의 농도가 증가되고 난분해성 물질농도도 증가되고 있으나 기존 하수처리장의 고유기능으로는 개선되기가 어려운 현실이다.

일반적으로 탈질 처리방법은 전단탈질, 후단탈질, 간헐탈질 등 많은 방법이 알려져 있다. 그러나 전술한 바와 같이 하수처리장 부하가 적어 폭기조 등 처리시설의 여유공간을 확보할 수 있으면서 장래 수질오염부하 증가에 대비한 기존시설 공간을 가능한 효율적으로 이용하면서 수역에서 용존산소 유지가 가능한 방법으로 전단탈질방식은 기존 생물학적 처리방식을 그대로 이용하면서 하수 처리율의 안정화, 난분해성 물질제거, 슬러지 안정화 등과 연계한 새로운 과제에 접근할 수 있는 최선의 해결책이 될 수 있다⁶⁾.

또한 한국의 하수특성 중 하나가 저농도입을 감안할 때 기존 하수처리장의 생물학적 기능을 향상시키고 동시에 도시에서 별도 건설관리가 필요한 분뇨처리시설을 대체할 수 있다는 점에서 하수처리장에서 분뇨와의 연계처리방식은 매력적인 과제가

될 수 있다^{4,5)}.

따라서 본 연구에서는 국내 하수처리장 중 유기물부하가 낮은 O-하수처리장의 현장하수를 대상으로 수질관리 대책을 강구하기 위해 분뇨의 주입을 고려하고 현장에 pilot-plant를 설치하여 전단탈질공법에 의한 기존 하수처리장 처리효율 개선과 탈질방안에 대해 연구하고자 한다.

2. 실험장치 및 방법

2.1. 실험장치

실험을 위한 Pilot Plant는 Fig. 1과 같이 분뇨 저장조, 저류조, 생물 반응조 및 침전조로 구성되어 설치되었다. 분뇨 저장조는 약 4m³의 유효용적을 가진 합성수지 Tank로서 분뇨의 고형물들의 침전을 막기 위하여 교반기를 설치하였으며 분뇨의 일정량은 펌프를 통하여 저류조로 보내진다. 원수와 분뇨의 혼합과 시료의 공급을 위하여 저류조를 설치하였으며 유효용적은 1.5m³에 달한다.

무산소조의 용적이 탈질율에 미치는 영향을 고찰하기 위하여 용적이 서로 다른 두 반응조를 무산소조와 호기조로 서로 바꿔 사용할 수 있도록 두 반응조 모두에 산기관과 교반기를 설치해 두었다. 이때 무산소조 용적(V_D)과 호기조 용적(V_N)의 비는 1:2

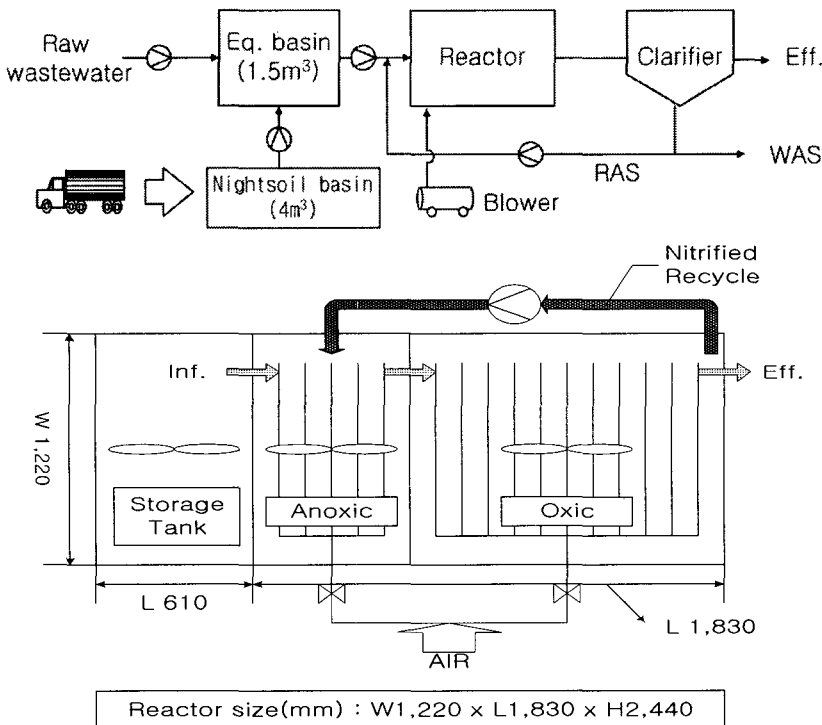


Fig. 1. Schematic diagram of pre-denitrification.

및 2:1이 될 수 있도록 하였다. 공기주입을 위하여 호기성 반응기 하부에 접시 타입의 산기관과 Blower 를 설치하였다.

3. 시료 및 분석

O-하수처리장의 유입수는 Table 1에 나타난 바와 같이 BOD₅가 7.4~88.6mg/ℓ로서 일반 하수처리장에 비해 매우 낮고 시간에 따라 농도 변화도 매우 심하여 폭기조 운전에 필요한 활성슬러지 농도를 유지하는 것은 매우 어렵다. 이러한 원수의 낮은 유기물농도를 높일 수 있는 방안으로 O-市에서 수거되는 분뇨 및 정화조슬러지를 혼합하여 본 실험 대상시료로 사용하였다. 적정주입량은 하수처리장 설계유입부하와 SRT 및 C/N비등을 감안하여 결정하였으며 전처리된 분뇨 및 정화조 슬러지의 성상은 Table 2와 같고 O-하수와 혼합한 시료의 성상은 Table 3과 같다.(유입하수량 40,000m³/d, 분뇨주입량 280m³/d)

4. 결과 및 고찰

4.1. 유기물부하

Fig. 2에서는 F/M비 증가에 따른 BOD₅, COD_{Cr} 제거율을 나타냈다. 유기물부하를 변화시키기 위해

HRT 8시간에서 외부탄소원으로 메탄을 주입량을 90, 150, 200 mg/ℓ로 변화시켜 주입하였다.

F/M비(kg BOD₅/kg MLVSS · d)는 유기물 제거와 질소제거를 함께 하는 단일 슬러지 시스템에서 중요한 운전인자이다. F/M 비가 0.03 kg BOD₅/kg MLVSS · d에서 0.28 kg BOD₅/kg MLVSS · d까지 증가하였지만 BOD₅ 제거율은 90% 정도로 양호하였고, COD_{Cr} 제거율은 60%에서 80% 정도 범위로 F/M비 증가량에 비해 효율차이는 큰 변동폭을 나타내지는 않았다.

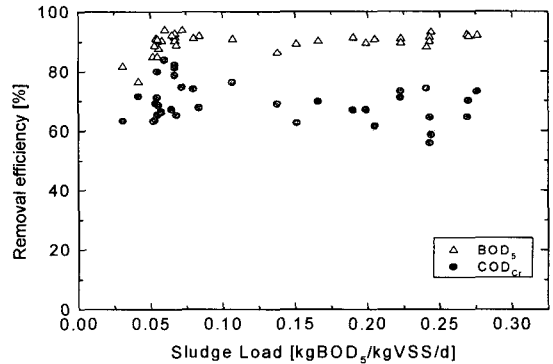


Fig. 2. Effect of F/M ratio on organic matter removal.

Table 1. Input Characteristics for O-Sewage Treatment Plant('99)

Item	Concentration, mg/ℓ	Item	Concentration, mg/ℓ
BOD ₅	7.4 - 88.6	T-N	8.3 - 75.7
COD _{Cr}	30.0 - 469	T-P	0.31 - 4.15
COD _{Mn}	9.3 - 52.0	NH ₄ ⁺ -N	11.9 - 47.1
SS	12 - 98	pH	4.3 - 8.4

Table 2. Characteristics of pre-treated night soil

Item	Concentration, mg/ℓ	Item	Concentration, mg/ℓ
BOD ₅	2,000 - 5,800	NH ₄ ⁺ -N	185 - 556
COD _{Cr}	4,860 - 53,200	NO ₂ ⁻ -N	0.31 - 37
SS	5,320 - 35,600	NO ₃ ⁻ -N	0.16 - 3.3
T-N	400 - 2,151	PO ₄ -P	49 - 75
T-P	70 - 250	Alkalinity	1,000 - 1,440

Table 3. Characteristics of mixed liquor

Item	Concentration, mg/ℓ	Item	Concentration, mg/ℓ
BOD ₅	50 - 95	NH ₄ ⁺ -N	22 - 50
COD _{Cr}	150 - 300	NO ₂ ⁻ -N	0.5 - 1.5
SS	110 - 190	NO ₃ ⁻ -N	2.0 - 4.0
T-N	28 - 65	PO ₄ ³⁻ -P	0.3 - 0.8
T-P	1.3 - 2.5	Alkalinity	126 - 220

Bhavender⁷⁾, Prakasam⁸⁾ 등은 유기물부하를 슬러지 일량뿐만 아니라 질산화에 영향을 주는 인자로서 유기물부하가 증가하면 질산화효율은 감소한다고 하였다.

Fig. 3에는 F/M 비(kg BOD₅/kg MLVSS · d)와 NH₄⁺-N 제거율과의 관계를 도시하였다. F/M비 0.03~0.28 kg BOD₅/kg MLVSS · d에서 질산화율은 95%이상 나타났다. Holbrook등⁹⁾의 보고서에 의하면 Stu는 F/M비에 따른 반응조에서의 미생물의 종류를 구분하였는데 F/M비 0.6 kg BOD₅/kg TS · d 이상에서는 독립영양균이 존재하지 않으며, 0.1 kg BOD₅/kg TS · d 이하에서 질산화미생물의 종류가 다양하게 됨을 보고하였다. MacRae등¹⁰⁾의 보고서에서는 Karl과 Imhoff는 질산화를 위한 적정 F/M비를 0.15 kg BOD₅/kg TS · d 이하로 해야 한다고 하였다. 본 연구에서는 유입수의 유기물이 탈질조에서 탈질에 이용된 후 호기조로 유입되는 전단탈질공정을 적용하였기 때문에 실제 호기조에서의 슬러지부하는 0.1kg BOD₅/kg TS · d 이하가 되어 질산화는 별 무리가 없는 것으로 판단된다.

Fig. 4에는 폭기조 NH₄⁺-N 슬러지 부하(kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d)와 NH₄⁺-N 제거율 및 질산화속

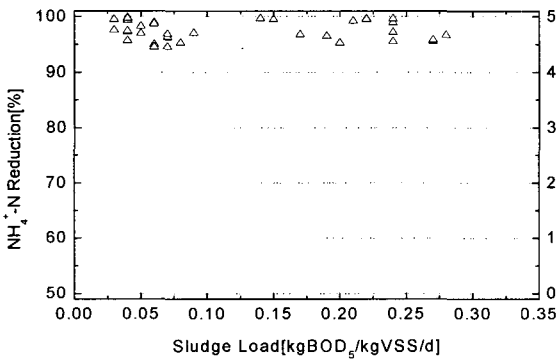


Fig. 3. Effect of F/M ratio on NH₄⁺-N removal.

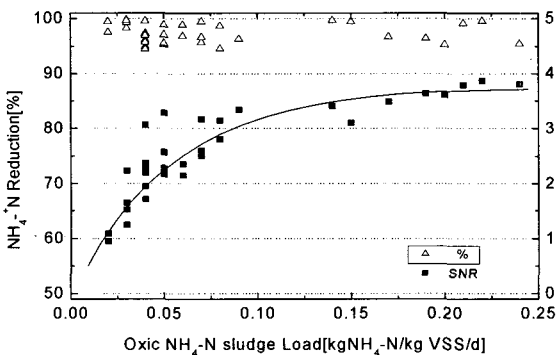


Fig. 4. Effect of oxic NH₄⁺-N sludge load on NH₄⁺-N removal.

도와의 관계를 도시하였다.

Oxic NH₄⁺-N sludge load가 0.02 kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d에서 0.24 kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d로 증가할 때 질산화율은 95%이상으로 큰 차이가 없었으나 질산화속도는 1 mg NH₄⁺-N/g MLVSS · hr에서 3.7mg NH₄⁺-N/g MLVSS · hr로 증가하였다.

W. C. Hutton¹¹⁾은 암모니아의 슬러지부하가 0.4 kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d 이상에서 질산화효율이 감소하기 시작하여 0.5 kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d 이하에서 90%이상의 질산화효율을 나타낸다고 보고하였는데 본 연구에서 암모니아의 최고 슬러지부하는 0.24 kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d에 비해 낮은 부하로 운전되어 질산화가 충분히 일어나는 것으로 보인다.

Fig. 5는 무산소조에서 F/M 비가 T-N 제거효율과 비탈질속도에 미치는 영향을 나타낸 것이다.

무산소조에서의 F/M가 0.1에서 0.85 kg BOD₅/kg MLVSS · d로 증가할수록 T-N제거율은 약 25%에서 70%로 증가하였고, 비탈질속도도 1.0 mg NO₃⁻-N/gVSS · hr에서 4.2 mg NO₃⁻-N/gVSS · hr으로 증가하였다. F/M비가 0.65 kg BOD₅/kg MLVSS · d 이상에서는 질소제거율과 비탈질속도도 크게 변화하지 않았는데, 이는 0.65 kg BOD₅/kg MLVSS · d 이상의 부하에서는 탄소원이 제거해야 될 질산성질소에 비해 많기 때문인 것으로 판단된다.

처리공정 내 존재하는 각종 미생물의 농도와 F/M비는 SRT에 의해 관리될 수 있다. 외부탄소원 주입량이 증가하면서 시스템의 SRT 변동의 폭은 5.9~11.9 일로 탄소원을 주입하지 않을 경우의 13~23일에 비해 낮게 나타났다.

Fig. 6은 SRT 변화에 따른 비질산화속도를 나타낸 것이다.

SRT가 증가할수록 비질산화 속도는 4.8에서 2.0 mg NH₄⁺-N/g VSS · hr로 감소하였다. 이는 Randall

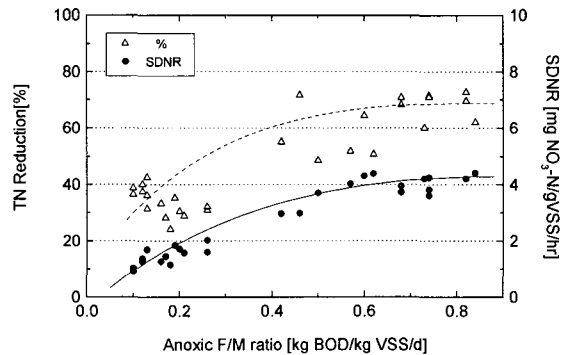


Fig. 5. Effect of anoxic F/M ratio on T-N removal.

등¹²⁾이 보고한 결과와 유사한 경향을 나타내는데 질산균의 성장속도가 폭기조에서의 SRT에 반 비례하기 때문인 것으로 사료된다¹³⁾.

Fig. 7은 SRT 변화에 따른 비탈질속도를 나타낸 것이다.

비탈질속도는 6.0에서 1.8mg NO₃⁻-N/g VSS · hr로 감소하였으며 이와 같은 감소는 탈질속도는 탄소성 유기물질 제거속도와 관련이 있으며 그 다음은 SRT에 의존하는데 SRT가 증가하면 탈질속도가 낮아진다고 한 Yerachmiel등¹⁴⁾의 내용과 일치한다. SRT 18일 이후에서 비탈질속도는 약 1 mg NO₃⁻-N/g VSS · hr전후의 값을 나타내는데 이는 Yerachmiel 등¹⁴⁾, Christensen등¹⁵⁾이 보고한 SRT 20일에서 내생호흡 비탈질속도로 0.58~1.54 mg NO₃⁻-N/g SS · hr범위에 속한다.

4.2. C/N비

유입수의 질소에 대한 유기물부하가 질소제거에 미치는 영향을 파악하기 위하여 앞의 유기물부하와는 별도로 분리하여 C/N비에 따른 제거특성을 고찰하였다. C/N(COD_{Cr}/T-N)비가 4~6 범위인 저농도 하수를 대상으로 메탄올을 90, 150, 200mg/l 주입하였을 때 C/N 비는 7~11.2로 증가하였다.

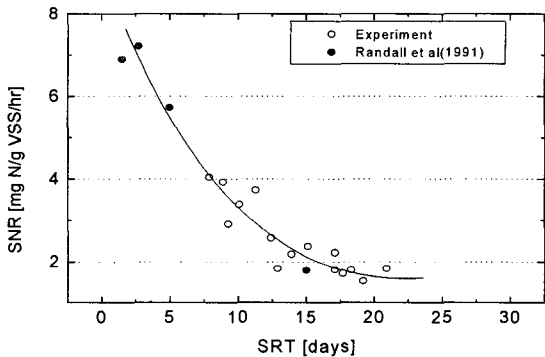


Fig. 6. Effect of SRT on SNR.

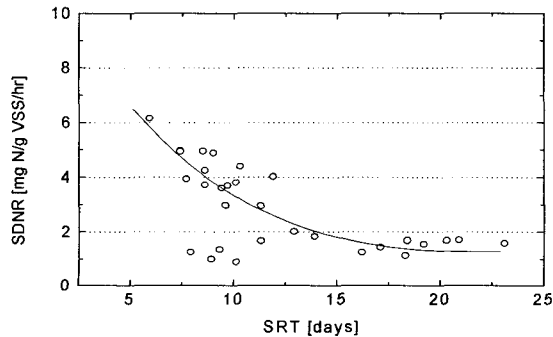


Fig. 7. Effect of SRT on SDNR.

Fig. 8은 탄소원의 주입여부에 따른 질소의 유입 및 제거효율을 도시한 것이다.

메탄올을 주입하지 않았을 때의 유출수의 T-N농도가 20~40mg/l였으나 메탄올 주입량이 증가할수록 낮아졌다. 메탄올 주입량이 90에서 200mg/l로 증가할수록 T-N 평균 유출농도는 23 mg/l에서 14.7 mg/l로 감소되었고 총질소 제거율은 40%에서 71%로 향상되었다.

Fig. 9는 C/N비와 질소 제거율 및 비탈질속도와 의 관계를 도시한 것이다.

C/N 비가 4에서 11로 증가할수록 T-N 제거율은 20%에서 70%로 향상되었는데, C/N 비 9 이상에서 효율은 70%에서 크게 벗어나지 않았다. 이로서 본 실험에서 적정 C/N비는 9임을 알 수 있는데 이는 이론적인 NO_x-N의 탈질에 필요한 COD비율인 3.71보다 훨씬 상회하는 값이나 Henze¹⁶⁾와 EPA¹⁷⁾ 보고에 의한 생활하수에서 탈질을 위한 적정 COD_{Cr}/TKN 비 10~15에 비해 낮은 값을 나타내고 있다. Ninassi 등¹⁸⁾은 하수처리시 90%탈질을 위해 필요한 S-COD_{Cr}/NO₃⁻-N비가 9.0이상인 되어야 함을 제시하였는데, 본 실험결과인 C/N비 9는 S-COD_{Cr}/NO₃⁻-N비로 환산하면 약 6에 해당되는 값이다.

또한, C/N 비가 4 즉 분뇨를 혼합한 혼합원수에

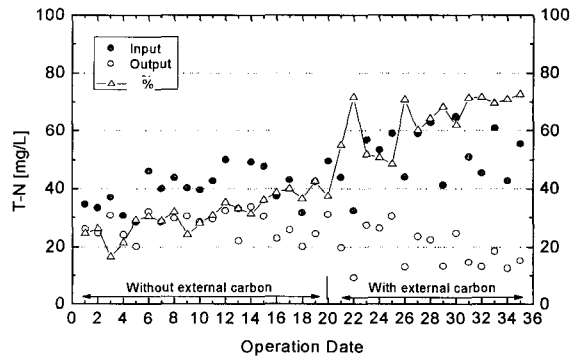


Fig. 8. Effect of external carbon source on T-N removal.

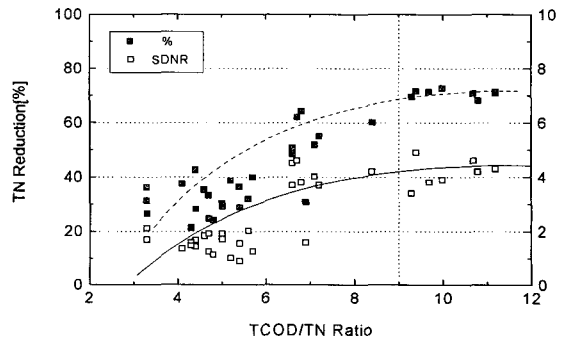


Fig. 9. Effect of C/N ratio on T-N removal and SDNR.

메탄올을 주입하지 않았을 때 비탈질속도는 1.5 mg NO₃⁻-N/g MLVSS · hr로 일반하수의 탈질속도 3 mg NO₃⁻-N/g MLVSS · hr에 비해 낮다.

Fig. 10은 혼합원수와 외부탄소원을 포함시킨 총 COD_{Cr}의 제거량과 그에 상응하는 NO₃⁻-N 제거량을 도시한 것으로 COD_{Cr} 1g이 제거되면 0.09 g NO₃⁻-N가 탈질되는 것으로 조사되었다.

세포합성을 고려할 경우 이론적으로 1mg의 질산성질소가 탈질될 경우 2.47mg의 메탄올(COD_{Cr} 3.71)이 필요하며, 실제 처리시스템에서 95%이상의 탈질을 확보하기 위해서 3mg(COD_{Cr} 4.5)을 적용한다. Barth 등¹⁹⁾에 의하면 메탄올에 의한 탈질능은 0.17~0.28 g NO₃⁻-N/g COD이며, Morawe²⁰⁾에 의하면 Nyberg 등은 후단탈질에서 0.21 g NO₃⁻-N/g COD, 또 Bau와 Kra는 0.20~0.26 g NO₃⁻-N/g COD로 보고하였다고 하였다. 한편 John 등²¹⁾의 메탄올을 이용한 연구에서 탈질능이 0.035~0.071 g NO₃⁻-N/g COD로서 본 연구의 결과와 비슷하였는데 본 실험에서 COD 측정치에는 혼합원수에서 유래된 COD도 포함되어있기 때문에 순수 메탄올만을 이용한 연구에서보다 탈질능이 낮게 나타난 것으로 사료된다.

4.3. 반송비

본 실험에서는 처리유량에 대한 침전조에서 무산소조로의 슬러지 반송량과 호기조에서 무산소조로의 내부반송량을 합한 총 반송유량과의 비(반송비라 칭함)를 1.6, 2.6, 3.6으로 변화시켜 질소제거특성을 관찰하였다. Fig. 11에는 반송비에 따른 비탈질속도와 총질소 제거율을 도시하였다.

내부반송과 슬러지 반송을 포함한 총 반송비가 1.6, 2.6, 3.6으로 증가함에 따라 메탄올 주입량 90mg/l 일 때 무산소조에서 비탈질속도는 3.25 mg NO₃⁻-N/g MLVSS · hr에서 3.6 mg NO₃⁻-N/g MLVSS · hr로 증가하다가 3.31 mg NO₃⁻-N/g MLVSS ·

hr로 감소하였다. 메탄올 주입량 150mg/l 일 때의 비탈질속도도 이와 동일한 경향으로 변화하였지만 반송비 2.6과 3.6에서는 각각 4.73 mg NO₃⁻-N/g MLVSS · hr와 4.38 mg NO₃⁻-N/g MLVSS · hr으로 90mg/l 일 때보다 1.3배 정도 높게 나타났다.

총질소 제거율의 경우 메탄올 주입량 90mg/l 에서는 반송비가 1.6에서 2.6으로 증가함에 따라 52%에서 56%로 소폭 증가하였으나 반송비 3.6에서는 55%로 제거율은 더 이상 향상되지 않았다. 반면에 메탄올 주입량 150mg/l 에서는 반송비가 1.6에서 3.6으로 증가함에 따라 질소 제거율도 60%에서 65%, 71%로 비례적으로 증가하였다.

Sedlak 등²²⁾의 연구에 의하면 내부 반송율이 증가할수록 탈질효율과 총질소 제거효율도 향상된다고 하나 내부 반송율의 증가는 무산소조로의 DO 유입을 증가시켜 전반적인 질소제거에 악영향을 미친다는 보고도 있다²³⁾.

반송이 있는 공정에 있어 질산염의 제거율은 내부 반송율(Q_{RZ})과 외부 반송율(Q_{RS})에 달려 있다²⁴⁾.

$$\text{이론적 탈질율(\%)} = \frac{RV}{RV+1} \cdot 100$$

$$\text{반송율(RV)} = \frac{Q_{RS} + Q_{RZ}}{Q}$$

생물학적 질소제거에서 질산화를 통해 생성된 질산성질소를 제거하기 위해 전단탈질공정에서는 내부반송흐름이 적용되는데, 내부반송흐름은 적용공정에 따라 각각 1개 또는 다수가 적용되며 이러한 반송흐름은 공정의 복잡성으로 연유되고 또한 공정에 있어 경제적 부담을 가중시킬 수 있다.

반송율에 따른 이론적인 탈질율과 비교하기 위해 본 실험에서 운전한 총 반송비 1.6, 2.6, 3.6에 대한 질산성질소의 제거 결과를 Fig. 12에 도시하였다.

본 실험에서 얻은 결과가 이론적인 값²⁴⁾과 거의

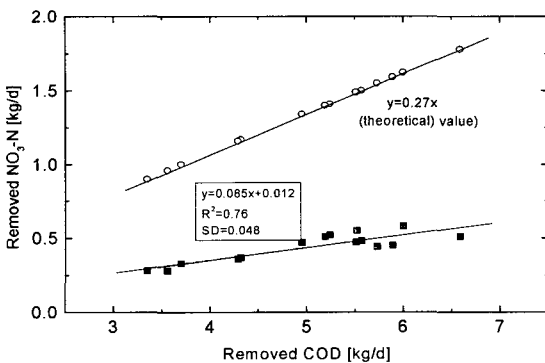


Fig. 10. Relationship between removed COD_{Cr} and NO₃-N.

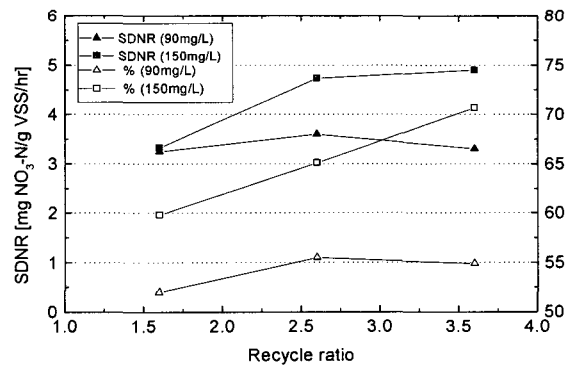


Fig. 11. Effect of recycle ratio on T-N removal and SDNR.

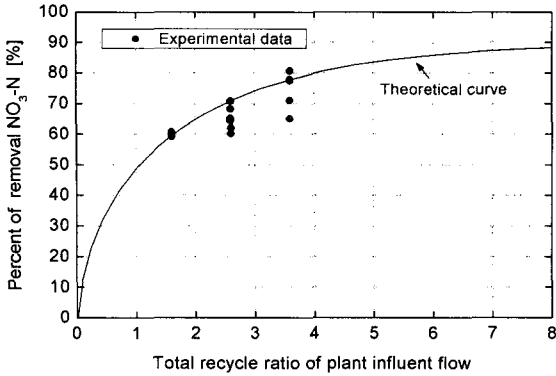


Fig. 12. Effect of recycle ratio on NO₃-N removal.

유사한 제거효율을 나타내고 있는 것은 탈질에 필요한 탄소원의 양이 충분한 경우이며, 반송율이 2.6, 3.6에서 이론적인 값에 하회하는 것은 질산성 질소 양이 증가되는 것에 비해 탈질에 필요한 탄소원이 충분하지 않기 때문이다.

4.4. 탈질조 용적비

전단탈질공정에서 총용적에 대한 탈질조 용적이 클수록 탈질능은 증가되는데 특히, C/N 비가 낮을 경우 탈질조 용적을 크게 함으로써 질소 제거율을 높일 수 있다. 이 비율에 따라 유입 BOD 1kg당 NO₃⁻-N이 탈질되는 양이 달라지기 때문이다. O-하수처리장의 기존 폭기조를 무산소조와 호기조로 분할하는데 격벽설치가 용이하게 나누면 무산소조 (V_D):전체 생물반응조(V_T) 용적비는 0.33:1 및 0.66:1로 나눌 수 있다.

Fig. 13는 HRT 8, 14시간일 경우 탈질조 용적비가 질산화 효율과 질산화 속도에 미치는 영향을 나타낸 것이다.

HRT 14시간의 경우 탈질조 용적비 0.33, 0.66에 대한 질산화효율은 각각 99%, 97%로 큰 변화가 없

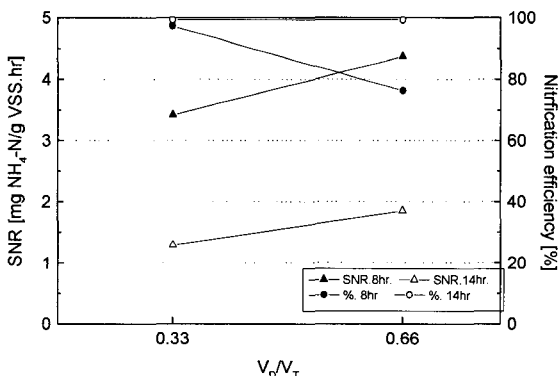


Fig. 13. Effect of anoxic volume ratio on SNR and nitrification efficiency at different HRT.

으며, 질산화속도는 1.29 mg NH₄⁺-N/g MLVSS · hr에서 1.85 mg NH₄⁺-N/g MLVSS · hr으로 증가하였다. 탈질조 용적비가 0.33에서 0.66으로 증가하여 질산화속도가 반으로 감소함에도 불구하고 질산화효율에 큰 차이가 없는 것은 탈질조 용적비가 0.33, 0.66인 경우 질산화조의 암모니아성 질소 슬러지부하가 그림 3에서 나타난 바와 같이 충분한 질산화를 일으키는 0.24 kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d값 이하로 운전되었기 때문이다.

한편 HRT 8 hr에서는 탈질조 용적비(V_D/V_T)가 증가함에 따라 비질산화속도는 각각 3.42, 4.37 mg NH₄⁺-N/g MLVSS · hr로 나타났으며, 질산화효율은 97.3에서 76.2%로 감소하였다. 이는 질산화조의 용적이 반으로 감소하면서 총 HRT 8시간에서는 질산화조 암모니아성 질소 슬러지부하가 0.37 kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d로 다소 높아 질산화가 충분히 이루어지지 않았다.

또한 탈질조 용적비에 따른 비탈질속도의 변화를 보기위해 14시간으로 운전한 경우 Fig. 14에 도시하였다.

용적비가 0.33에서 0.66으로 증가함에 따라 1.24에서 0.84mg NO₃⁻-N/g MLVSS · hr으로 감소하였으나 실제 용적이 반으로 감소하였으므로 탈질속도를 동일 용적으로 하여 비교하면 실제 증가되었는데 이는 질산화가 충분히 수행되는 가운데 탈질조의 용적비가 증가할수록 탈질능(NO₃-N/BOD₅)이 증가되기 때문인 것으로 사료된다.²⁵⁾

본 연구의 14시간에서는 탄소원을 주입하지 않은 상태에서 수행한 결과이므로 탈질속도는 문헌²⁰⁾에서 보고된 내생호흡에 의한 비탈질속도 수준(0.42~1.25 mg NO₃⁻-N/g MLVSS · hr)으로 나타났다.

Fig. 15에는 메탄올을 150mg/l 주입하였을 때 탈질조 용적비(V_D/V)에 따른 비질산화속도와 탈질속

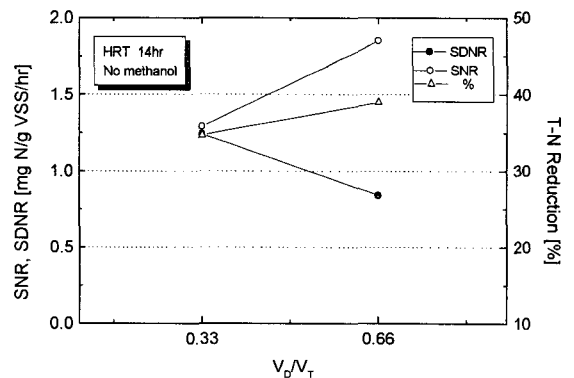


Fig. 14. Effect of anoxic volume ratio on SNR, SDNR and nitrogen removal at HRT 14hr.

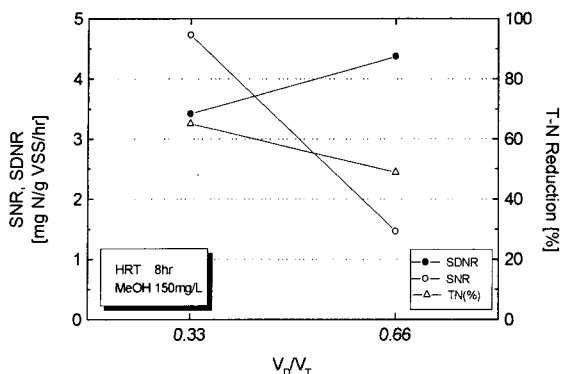


Fig. 15. Effect of anoxic volume on SNR, SDNR and nitrogen removal at HRT 8hr.

도, 그리고 T-N 제거효율을 비교하여 나타냈다.

HRT 8 hr에서 탈질조 용적비가 0.33에서 0.66으로 2배 증가함에 따라 질산화속도는 3.42에서 4.37 mg NH₄-N/g MLVSS · hr로 증가되었으나 폭기조 용적증가됨에 낮다. 이는 완전한 질산화가 이루어지지 않음을 뜻한다. 탈질속도는 4.73에서 1.46 mg NO₃-N/g MLVSS · hr으로 감소하였고 총질소 제거율 또한 65.1%에서 48.8%로 감소하였다. 탈질속도와 질소 제거율이 탈질조 용적비(V_D/V_T) 증가에 따라 감소된 것은 질산화조에서 암모니아성 질소의 질산화가 불충분하게 일어나서 탈질될 질산성 질소의 양이 적어졌기 때문인 것으로 사료된다. 따라서 Henze¹⁶⁾가 탈질균의 분율이 탈질균의 잠재적인 유입분율, 무산소조의 STR분율에 의존하므로 탈질균의 분율을 최대화하기 위해 유입폐수가 공정의 첫 단계로 무산소 처리되어야 하고 총 SRT의 무산소 분율을 가능한 한 크게 하도록 권고하였으나 이에 앞서 질산화가 이루어져야 하므로 본 연구에서는 8시간의 체류시간에 대해 질산화와 탈질을 위해서는 탈질조의 용적의 0.33이 적합한 것으로 나타났다.

5. 결론

본 연구에서는 유기물부하가 낮은 하수처리장을 대상으로 분뇨를 주입하여 전단탈질공법을 적용할 경우 탈질을 위한 최적 운전인자를 도출하기 위해 pilot plant를 설치, 운영한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- 1) 유기물 슬러지부하 0.03~0.28 kg BOD/kg MLVSS · d, 폭기조 암모니아 슬러지부하 0.02~0.24 kg NH₄⁺-N/kg MLVSS · d, SRT 6~11일에서 95% 이상의 질산화를 보였다.
- 2) T-N 슬러지 부하 0.06 kg T-N/kg VSS · d, SRT 6~11일에서 70%의 질소제거를 위한 적정 운전인자는 COD_{Cr}/T-N비 9, 반응율 2.6, 탈질용

적비 0.33이며, 이 때 탈질능은 약 0.09 kg NO₃⁻-N/kg COD_{Cr}, 비질산화 속도는 3.4 mg NH₄⁺-N/g MLVSS/hr였고, 비탈질속도는 4.8 mg NO₃⁻-N/g MLVSS/hr였다.

참고문헌

- 1) 환경부, 1996, 하수종말처리장 방류수질 기준 선정에 관한 연구, 225-231pp.
- 2) Böhnke, B., 1996, Weitergehende CSB- und Reststoffelimination aus kommunalen /gewerblichen Abwassern, Proceeding of the 8th Anniversary International Symposium on Environmental Techniques Development, Korea Solid Waste Engineering Society, DEPRI Report, 19(3), 233-244.
- 3) (주)도화종합기술공사, 1999, Study of Nutrient Removal Process in Onsan Municipal Wastewater Treatment Plant, Technical Report, 142-150pp.
- 4) 정기섭, 2000, 하수처리장의 질소 · 인 제거기술 -NAP공법, 첨단환경기술, 86-93pp.
- 5) 김갑수, 1991, 분뇨와 하수의 통합처리방안, 한 · 일 하수 및 분뇨처리 기술개발 Symposium, 한국건설기술연구원, 3-5pp.
- 6) Tam, N. F. Y., Y. S. Wong and G. Lwung, 1992, Effect of exogenous carbon sources on removal of inorganic nutrient by the denitrification-nitrification process, Wat. Res., 26, 1229-1236.
- 7) B. Sharma and R. C. Ahlert, 1977, Nitrification and nitrogen removal, Wat. Research, 11, 897-925.
- 8) Prakasam, T. B. S. and R. C. Loehr, 1976, Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes, Water Res., 6, 859-869.
- 9) Holbrook, R. D., S. N. Hong, S. M. Heise and V. R. Anderson, 1998, Pilot and Full Scale Experience with Nutrient Removal in a Fixed Film System, proceeding of WEFTEC, 98, 737-748.
- 10) MacRae, I. C. and V. B. R. Skerman, 1975, The Influence of Oxygen Availability on the Degree of Nitrate Reduction by Pseudomonas Denitrification, Can. J. of Microbial, 3, 505.
- 11) Hutton, W. C. and S. A. Larocca, 1975, Biological treatment of concentrated ammonia wastewaters, Research journal of the water pollution control federation, 47(5), 989-997.

- 12) Randall, C., V. Pattarkine and S. McClintock, 1991, Nitrification Kinetics in Single-Sludge Biological Nutrient Removal Activated Sludge System, Proc. IAWPRC Seminar, 19pp.
- 13) Hall, E. R. and K. L. Murphy, 1985, Sludge age and substrate effect on nitrification kinetics, Research journal of the water pollution control federation, 57(5), 356-369.
- 14) Argaman, Y., 1986, Nitrogen removal in a semi-continuous process, Wat. Res., 20(2), 173-183.
- 15) Christensen, M. H. and P. Harrenmoes, 1977, Biological denitrification of sewage : a literature review, Prog. Wat. Technol., 8, 509-555.
- 16) Henze, M., C. L. Jr. Grady, W. Gujer, G. V. R. Marais and T. Matsuo, 1987, Activated Sludge Model No. 1, IAWQPRC Scientific and technical Report NO. 1, IAWPRC, London, ISSN 1010-707x.
- 18) Ninassi, M. V., J. G. Peladan and R. Pujol, 1998, Predenitrification of Municipal Wastewater: The interest of up-flow biofiltration process, proceedings of WEFTEC, 98, 445-466.
- 19) Barth, E. F., R. C. Brenner and R. F. Lewis, 1968, Chemical Biological Control of Nitrogen and Phosphorus in Wastewater Effluent, Research journal of the water pollution control federation, 40, 2040.
- 20) Morawe, B., 1995, Naxhgeschaltete Denitrifikation unter Nutzung der Belebtschammadsorption, ph.D Dissertation TU Claustal, 27pp.
- 21) Regan, J., B. Koopman and A. Svoronos, 1998, Full-scale test of methanol addition for enhanced nitrogen removal in Ludzack-Ettinger process, Water Environment Research, 70(3), 334-342.
- 22) Sedlak, R. I., 1989, Principles and Practice of Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater, The soap and Association New York, N. Y., 111-116pp.
- 23) Randall, C. W. and D. Buth, 1984, Nitrite Build-up in Activated Sludge Resulting from Temperature Effects, Research journal of the water pollution control federation, 56(9), 1039-1049.
- 24) Wolter, C., 1996, Einfluß der Leistungsfähigkeit der mechanischen Vorklarung auf nachfolgende biologische Vorgänge der stickstoffelimination, awt. abwassertechnik, 38-39pp.
- 25) Abwassertechnischen Vereinigung, 1991, Dimensioning of single stage activated sludge plants upwards from 5000 total inhabitants and population equivalents, Abwassertechnische vereinigung e.V., 23pp.