

## 교대로 간헐 포기되는 부직포 여과막 생물반응조에서 C/N비가 유기물 및 질소 제거효율에 미치는 영향

안윤찬 · 배민수 · 이종호 · 조윤경\* · 조광명<sup>†</sup>

인하대학교 환경토목공학부, \*위스콘신대학교 토목환경공학부

(2005년 1월 31일 접수, 2005년 5월 16일 채택)

### Effects of C/N Ratio on Removal of Organic Matter and Nitrogen in Alternately Intermittently Aerated Nonwoven Fabric Filter Bioreactor

Yun-Chan Ahn · Min-Su Bae · Jong-Ho Lee · Yun-Kyung Cho\* · Kwang-Myeung Cho<sup>†</sup>

School of Environmental & Civil Engineering, Inha University

\*Department of Civil and Environmental Engineering, University of Wisconsin-Madison

**ABSTRACT** : This study was performed to investigate the effects of influent C/N ratio on the removal of organic and nitrogenous compounds by two nonwoven fabric filter bioreactors. The reactors were alternately aerated at an aeration/nonaeration period ratio of 60 min/60 min, and fed with wastewater only during nonaeration period. The influent C/N ratio (COD/TKN) was gradually reduced from 10 to 2. The influent was prepared by diluting the leachate from a foodwaste treatment facility in I city so that the COD concentration could be about 2,500 mg/L. The C/N ratio of the wastewater was adjusted by adding ammonium chloride.

The results of the experiment showed that the COD and BOD concentration of the effluent was 40~54 mg/L and 1~4 mg/L, respectively at the C/N ratios of 10~3, and the effluent SS concentration was always below 2.0 mg/L. The T-N removal efficiencies were 96% or higher at C/N ratios of 10~5, but decreased to 83% and 81%, respectively at the C/N ratios of 3 and 2.8. At the C/N ratios of 2.6 and 2, the effluent quality deteriorated due to ammonia toxicity. The fraction of nitrifying microorganism in the reactors increased from 10% to 20% as the C/N ratio decreased from 5 to 2.6. Alkalinity consumed were 3.12~3.49 g alkalinity/g T-N removed at the C/N ratios of 10~5, which are lower than the theoretical value of 3.57. However, the ratio increased to 4.63 and 4.87 g alkalinity/g T-N removed, respectively at the C/N ratios of 3 and 2.8.

**Key Words** : Biological Nitrogen Removal, Nonwoven Fabric Filter, Nitrification, Denitrification, C/N Ratio

**요약** : 본 연구에서는 2기의 부직포 여과막 생물반응조를 60분/60분의 포기/비포기 시간비에서 교대로 포기시키고 폐수를 주입시키면서 C/N비(COD/TKN)를 10에서 2까지 점감시켜 유입수의 C/N비가 유기물 및 질소 제거효율에 미치는 영향을 파악하였다. 실험에 사용된 폐수는 I시의 음식물 쓰레기 처리장에서 배출되는 침출수를 COD가 약 2,500 mg/L 정도 되도록 20배 희석시킨 것으로, C/N비는 염화암모늄(NH<sub>4</sub>Cl)을 첨가하여 조정하였다.

실험결과, 10~3의 C/N비에서는 유출수의 COD 및 BOD 농도가 각각 40~54 mg/L 및 1~4 mg/L로 나타났으며, 처리수의 SS농도는 항상 2.0 mg/L 미만으로 유지되었다. 10~5의 C/N비에서는 96%의 총질소 제거효율을 보였으나 3 및 2.8의 C/N비에서는 총질소 제거효율이 각각 83% 및 81%로 낮아졌다. 2 및 2.6의 C/N비에서는 암모니아 독성에 의하여 처리수의 수질이 악화되었다. C/N비가 5에서 2.6으로 낮아질수록 질산화 미생물 분율이 10%에서 20%로 증가하였다. 알칼리도 소비량은 10~5의 C/N비에서는 3.12~3.49 g alkalinity/g T-N removed로 이론적인 값 3.57 g alkalinity/g T-N removed보다 낮았으나, 3 및 2.8의 C/N비에서는 4.63 및 4.87 g alkalinity/g T-N removed로 나타났다.

**주제어** : 생물학적 질소제거, 부직포 여과막, 질산화, 탈질, C/N비

## 1. 서론

활성슬러지공법의 변형 중 하나인 막 결합형 생물반응조(membrane bioreactor ; MBR)는 오염물의 생물학적 제거는

물론 막에 의한 부유물의 여과가 가능하여 침전지 및 슬러지 반송시설이 불필요하기 때문에 전체 공정이 단순하다. 또한, 반응조의 MLSS농도를 높게 유지할 수 있기 때문에 처리효율이 높아 좋은 수질의 처리수를 얻을 수 있다. 그러나 사용되는 막이 비싸고 시간이 경과함에 따라 투과유속이 저하한다는 단점이 있다.<sup>1)</sup> 이러한 MBR의 단점을 해결하기 위해 막 대신 부직포를 이용하는 연구가 수행되었다.<sup>2~5)</sup>

부직포 여과막 생물반응조(nonwoven fabric filter bioreac-

<sup>†</sup> Corresponding author

E-mail: kmcho@inha.ac.kr

Tel: 032-860-7502

Fax: 032-867-0864

tor; NFBR)는 MBR에 비하여 처리수의 수질은 조금 나쁘겠지만 재료비 및 운전비가 적게 들 뿐만 아니라 공극이 커서 흐름에 대한 저항이 낮으므로 적은 수두차이에서도 높은 여과율을 얻을 수 있어 가압이나 흡인을 위한 펌프시설과 막현상상으로 인한 역세척이 불필요하다. 그러나 부직포 여과막 반응조에서도 특수한 경우 막의 폐쇄가 발생하여 연속운전이 불가능하게 되는 경우가 있는데, 이 때에는 폐수 주입을 중단하고 포기만 시키는 휴지기간을 두어야 한다.<sup>5)</sup>

NFBR 공법에서는 간헐포기를 실시하면 포기의 실시 여부에 따라 반응조의 조건이 호기성 또는 무산소성으로 변화되어, 포기가 실시되는 호기성 조건에서는 질산화, 그리고 포기를 중단시키고 폐수를 주입하는 무산소 조건에서는 탈질이 일어난다.<sup>6)</sup> 황 등<sup>7)</sup>은 단일 부직포 여과막 생물반응조에 하수를 연속 주입시킨 결과 83%의 질소 제거효율을 얻었으며, 이 및 조<sup>8)</sup>는 2기의 부직포 여과막 생물반응조를 교대로 간헐 포기시키면서 비포기되는 반응조에만 하수를 주입한 결과 93%의 질소 제거효율을 얻을 수 있었다. 그러나 매립지 침출수와 같이 질소 농도가 높은 폐수는 생물학적 질소 제거시 전자공여체가 부족하여 질소 제거효율이 저하하는 경우가 있다.<sup>9)</sup>

본 연구에서는 2기의 부직포 여과막 생물반응조를 자동 제어기(on-off controller)에 연결하여 교대로 간헐 포기시키고 폐수를 주입시키면서 유입수의 C/N비가 유기물 및 질소 제거효율에 미치는 영향을 파악하였다.

## 2. 실험 장치 및 방법

### 2.1. 실험장치

Fig. 1에 나타낸 바와 같이 2기의 부직포 여과막 생물반응조, 폐수 주입용 펌프, 포기용 송풍기, 교반기 등을 자동 제어기에 연결하여 교차하여 간헐적으로 폐수가 주입되고 포기가 되도록 하였다.

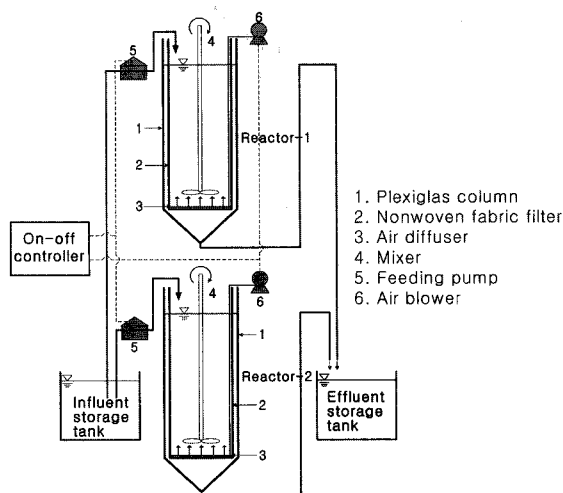


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental system.

부직포 여과막 생물반응조는 내경이 190 mm이고 높이가 740 mm인 원통형의 투명한 아크릴관 내에 내경이 170 mm인 원주형의 부직포 주머니를 설치한 것으로, 반응조의 유효용적은 15 L, 그리고 부직포 주머니의 유효면적은 약 0.29 m<sup>2</sup>이었다. 포기를 위하여 부직포 주머니 내부 바닥에 산기관을 설치하였으며, 비포기시의 슬러지 침전을 방지하기 위하여 교반기(PL-S20, Poong Lim, Korea)를 설치하였다. 송풍기(ROA-P101-AC, MFG Corp., U.S.A), 교반기 및 펌프(Model No. 7520-57, Cole-Parmer Inst. Co., U.S.A)를 자동 제어기에 연결하여 포기 및 폐수 주입을 제어할 수 있도록 하였으며, 실험장치는 20℃의 항온실에 설치하였다.

여과막 주머니의 제작에 사용된 부직포는 PET(polyethylene)와 PP(polypropylene)를 약 65 : 35의 비로 혼합하여 두께가 6 mm 그리고 단위중량이 1.06 kg/m<sup>2</sup> 되도록 제조된 것으로, 섬유가닥이 무질서하게 배열되어 있는 다공성 구조이므로 정확한 공극 크기(pore size)를 제시하기는 어려우나 전자현미경 관찰에 의하면 섬유가닥간의 간격은 약 100 μm로 측정되었다. 부직포는 섬유가닥이 불규칙하게 수많은 층으로 배열된 상태이므로 실제 공극 크기는 100 μm 보다 더 작을 것으로 판단된다.

### 2.2. 폐수

실험에 사용된 폐수는 I시의 음식물 쓰레기 처리장에서 배출되는 침출수를 COD가 약 2,500 mg/L 되도록 20배 정도 희석시킨 것으로, 염화암모늄(NH<sub>4</sub>Cl)을 첨가하여 C/N비(COD/TKN)를 조정하였으며, 질산화에 요구되는 알칼리도를 충분히 공급하기 위하여 NaHCO<sub>3</sub>를 첨가하였다. 각 실험 단계별 폐수의 특성을 Table 1에 나타내었다.

Table 1. Characteristics of the wastewater used for the experiment

Item	Range (Average)						
Inf. C/N ratio (mg COD/mg TKN)	10	7	5	3	2	2.8	2.6
pH	6.7~7.1 (6.9)	6.6~7.5 (7.1)	6.5~6.8 (6.7)	6.9~8.0 (7.4)	7.9~8.2 (8.1)	7.8~8.0 (7.9)	7.8~8.0 (7.9)
Alkalinity (mg/L)	833~948 (896)	1,160~1,380 (1,280)	1,700~1,790 (1,749)	2,820~3,560 (3,305)	4,890~5,480 (5,292)	3,500~3,650 (3,598)	4,020~4,310 (4,195)
T-N (mg/L)	244~267 (257)	356~385 (370)	496~505 (501)	824~841 (834)	1,216~1,255 (1,241)	890~896 (893)	958~969 (962)
COD (mg/L)	2,440~2,617(2,521)						
BOD (mg/L)	1,419~1,905(1,761)						
SS (mg/L)	120~204 (170)						
T-P (mg/L)	9~31 (20)						

### 2.3. 실험방법

F/M비가 0.1 kg BOD/kg MLVSS-day 정도 되도록 반응조의 HRT를 2일로 고정하였으며, 유입수는 반응조 상부에서 주입되어 부직포 여과막을 통과한 후 반응조 하부로 자연 유출되도록 하였다. MLSS농도는 10과 7의 C/N비에서는 약 12,000 mg/L 정도로 유지하였으나 C/N비가 5일 때 수위가 약간 상승하여 여과막의 폐쇄가 우려되었으므로 5~2의 C/N비에서는 약 10,000 mg/L로 유지하였다. C/N비 2에서 암모니아 독성으로 처리수의 수질이 크게 악화되었으므로 암모니아 독성이 유발되는 정확한 C/N비를 찾기 위해 C/N비를 3으로 되돌려 안정화시킨 후 2.8 및 2.6으로 낮추면서 실험을 실시하였다.

본 연구에서 포기/비포기 시간비는 기존의 연구<sup>7)</sup>에서 같은 방법으로 하수의 질소를 제거할 때 제시된 최적조건인 60분/60분으로 고정하였다.

폐수는 슬러지의 침전을 방지하기 위하여 교반기가 100 rpm으로 작동되는 비포기 반응조에만 유입시켜 탈질을 위한 탄소원이 공급되도록 하고, 포기되는 반응조에는 폐수 주입을 차단하여 질산화가 잘 일어나도록 반응조에 교대로 간헐적으로 폐수를 유입하고 포기하였다.

### 2.4. 분석

유입수 및 처리수는 Table 2와 같이 Standard Methods<sup>10)</sup>와 우리나라의 수질오염공정시험법<sup>11)</sup>에 준하여 필요한 항목을 일주일에 3회씩 분석하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 유기물과 SS의 제거

Fig. 2는 실험기간 동안 각 C/N비에서 처리수의 COD와 BOD의 농도를 나타낸 것으로, 10~3의 C/N비에서는 각각 40~54 mg/L 및 1~4 mg/L로 나타났으며, C/N비가 감소함에 따라 처리수의 유기물 농도가 감소함으로써 유기물이 질소제거를 위한 전자공여체로 더 철저히 이용된 것으로

추측된다. 그러나 C/N비가 2인 경우에는 유기물 제거효율이 악화되었는데, 이는 pH 증가 및 암모니아 독성에 의한 미생물의 활성 저하에 그 원인이 있는 것으로 판단된다. 독성을 미치는 자유 암모니아(free ammonia)의 농도가 종속영양균의 경우에는 연구된 바 없지만 Nitrobacter에서는 0.1~5 mg/L 그리고 Nitrosomonas의 경우에는 7~150 mg/L로 알려져 있다.<sup>9,12)</sup> C/N비가 2일 때 반응조 내의 pH가 8.7로 증가하였는데 이 경우 Anthonisen 등<sup>12)</sup>이 제안한 식 (1)에 의하면 자유 암모니아의 농도가 약 250 mg/L로 높게 계산되며, 이때 반응조 내에 거품이 많이 발생하면서 유기물 및 질소 제거효율이 크게 악화되었다.

따라서 암모니아 독성을 유발시키는 정확한 C/N비를 구하기 위하여 C/N비를 3으로 되돌려 정상화시킨 다음, C/N비 2.8 및 2.6에서 실험한 결과, C/N비 2.8에서는 처리수의 COD와 BOD의 농도가 평균 47 mg/L 및 2.7 mg/L로 C/N비 3의 경우와 거의 같았다. 그러나 C/N비 2.6에서는 20일 경과 후 C/N비 2에서와 마찬가지로 반응조 내에 거품이 많이 발생하면서 처리수의 유기물 및 질소 제거효율이 크게 악화되었는데, 이 때의 자유 암모니아의 농도는 질산화 미생물에 독성을 미치는 농도인 약 44 mg/L로 계산되었다.<sup>9)</sup>

$$\text{Free ammonia as } \text{NH}_3 \text{ (mg/L)} = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \times 10^{\text{pH}}}{K_b/K_w + 10^{\text{pH}}} \quad (1)$$

위의 식에서;  $K_b$  = 암모니아의 이온화상수  
 $K_w$  = 물의 이온화상수  
 $T$  = 용액의 온도(°C)

Fig. 3은 실험기간 중의 SS 제거효율을 나타내는데, 유입수의 평균 SS 농도는 170 mg/L이었고 처리수의 SS 농도는 모든 C/N비에서 항상 2 mg/L 이하로 SS 제거효율이 98% 이상으로 나타났다. 이는 부직포와 부직포 표면 및 내부에 형성된 미생물막에 의하여 SS가 철저히 여과될 수 있었기 때문으로 판단된다.

Table 2. Summary of the analytical methods

Item	Analytical Method
pH	pH meter(Orion 720A)
DO	DO meter(YSI Model 58)
Alkalinity	Titration Method(Standard Methods ; 2320 B)
BOD	5-day BOD Test(Standard Methods ; 5210 B)
COD <sub>Cr</sub>	Dichromate Reflux Method(Closed)(Standard Methods ; 5220 C)
SS	Korean Standard Methods for Water Pollution(Advantec GS-25)
TKN	Macro Kjeldahl Method(Standard Methods ; 4500-Norg B)
NO <sub>2</sub> -N	Ion Chromatography(Young Lin Instrument)
NO <sub>3</sub> -N	Ion Chromatography(Young Lin Instrument)
T-P	Korean Standard Methods for Water Pollution(Ascorbic Acid Reduction Methods)

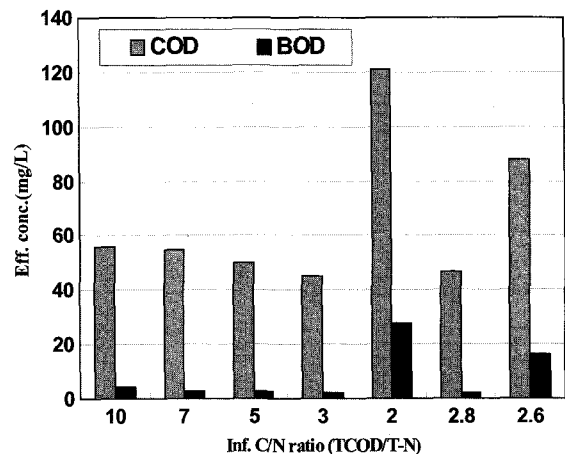


Fig. 2. Effect of influent C/N ratios on effluent COD and BOD concentrations.

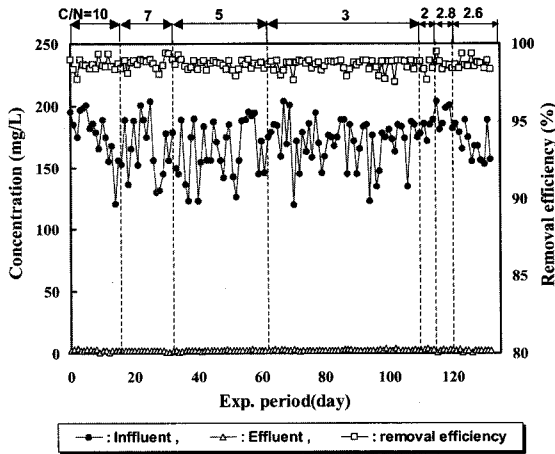


Fig. 3. SS removal during the experimental period.

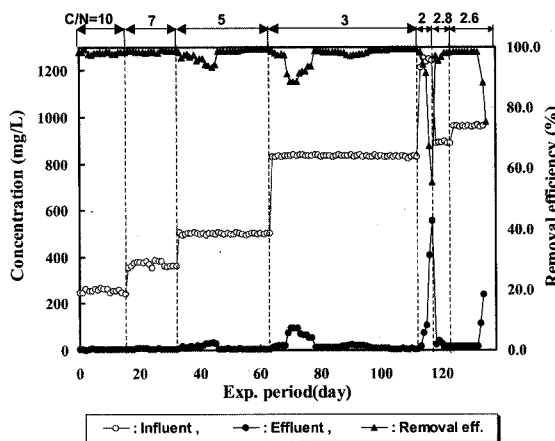


Fig. 4. TKN removal during the experimental period.

### 3.2. 질소 제거

#### 3.2.1. TKN 제거

Fig. 4는 TKN 제거효율을 나타낸 것으로, 제거된 TKN이 질산화를 통한  $\text{NO}_x\text{-N}$  ( $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ )으로의 산화 및 미생물 합성에 쓰인 것으로 가정하여 TKN 제거효율을 나타내었다.

C/N비 10 및 7에서는 처리수의 TKN 농도가 약 6 mg/L로 98% 이상의 제거효율을 나타내었다. 그러나 C/N비 5 및 3에서는 처리수의 TKN 농도가 초기에는 각각 37 mg/L 및 94 mg/L까지 높아졌으나 시간이 경과하면서 차차 감소하여 3.5 mg/L로 낮아졌다. C/N비 2에서는 3.1절에서 언급한 바와 같이 암모니아 독성으로 인하여 질산화가 거의 이루어지지 않아 처리수의 TKN 농도가 급격히 증가하였다. C/N비 2.8에서는 처리수의 TKN 농도가 15.1 mg/L로 C/N비 3의 경우보다 약 4배 이상 높게 나타났으며, C/N비 2.6에서는 20일이 경과한 후 암모니아 독성에 의해 처리수의 TKN 농도가 증가하였다.

#### 3.2.2. 탈질

C/N비의 변화에 따른 처리수의  $\text{NO}_x\text{-N}$  농도를 Fig. 5에 나타내었는데, 10, 7 및 5의 C/N비에서는 처리수의  $\text{NO}_x\text{-N}$

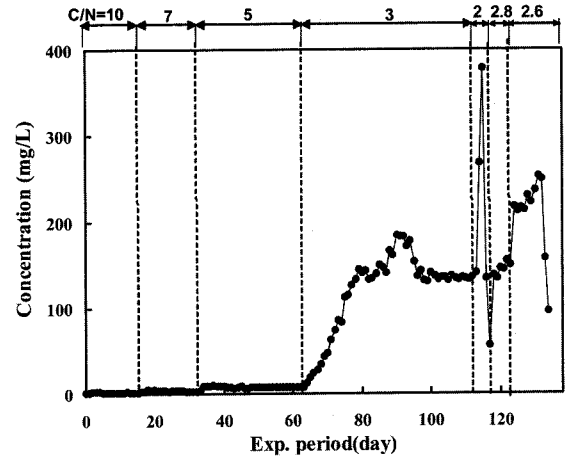


Fig. 5. Effluent  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentration during the experimental period.

농도가 각각 1.6, 3.4 및 9.6 mg/L 이하로 낮게 나타났다. 그러나 C/N비 3에서는 처리수의  $\text{NO}_x\text{-N}$  농도가 증가하여 약 130 mg/L로 높게 나타났는데, 이는 Fig. 2에 주어진 유기물 제거 결과를 고려할 때 탈질에 필요한 전자공여체가 부족하였기 때문으로 판단된다.

C/N비 10~5에서는 처리수가  $\text{NO}_2\text{-N}$ 를 전혀 함유하지 않았으나 C/N비 3에서는 처리수의  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도가 최고 16.3 mg/L, 평균 4.6 mg/L로 존재하였는데, 식 (1)에 의하면 C/N비 3에서 반응조 내의 자유 암모니아의 농도가 약 7.9 mg/L로 계산되어 질산화미생물에 저해를 일으켜 질산화가 완전히 진행되지 못하고  $\text{NO}_2\text{-N}$ 가 축적된 것으로 판단된다. 그러나 3.1절에서 설명된 바와 같이 암모니아 독성이 발생한 C/N비 2에서는 질산화 및 탈질이 충분히 진행되지 않아 처리수의 TKN 및  $\text{NO}_x\text{-N}$ 의 농도가 증가하였다. C/N비 2.8에서는 처리수의  $\text{NO}_x\text{-N}$  농도가 평균적으로 약 146 mg/L이었으며, C/N비 2.6에서는 처리수의  $\text{NO}_x\text{-N}$  농도가 최고 246 mg/L까지 증가하였으나 20일 경과 후 암모니아 독성으로 질산화가 일어나지 않아 처리수의  $\text{NO}_x\text{-N}$  농도가 감소하였다.

#### 3.2.3. 총질소의 제거

C/N비의 변화에 따른 질소부하(nitrogen loading rate; NLR)와 처리수의 T-N 농도 및 총질소 제거효율을 각각 Fig. 6 및 Fig. 7에 나타내었는데, 처리수의 T-N 농도는 TKN과  $\text{NO}_x\text{-N}$ 의 농도를 합한 값이다. Fig. 6을 보면 10, 7 및 5의 C/N비에서는 높은 질산화 및 탈질로 인하여 처리수의 T-N 농도가 각각 4.4 mg/L, 8.6 mg/L 및 11.6 mg/L 이하로 낮게 나타났다. 그러나 C/N비가 3 및 2.8인 경우에는 처리수의 T-N 농도가 최고 208 mg/L 및 175 mg/L, 평균 142 mg/L 및 168 mg/L로 증가하였는데, Fig. 5에 도시된 바와 같이 대부분이  $\text{NO}_x\text{-N}$ 에 의한 것이며, 탈질에 필요한 유기물이 부족했기 때문으로 판단된다. C/N비 2.6 및 2에서는 3.1절에서 언급한 바와 같이 암모니아 독성에 의하여 처리수의 T-N 농도가 크게 증가하였다.

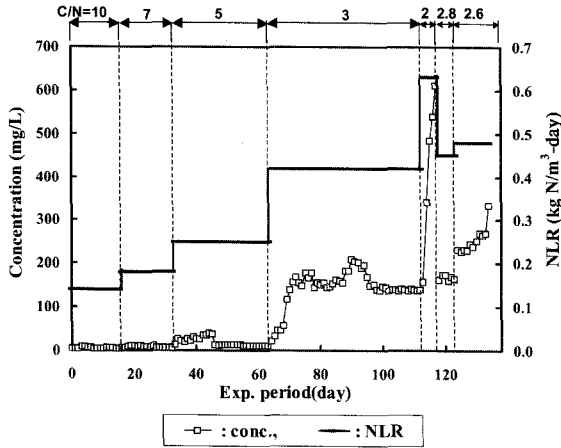


Fig. 6. Effluent T-N concentration during the experimental period.

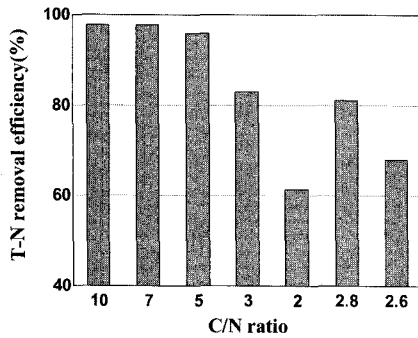


Fig. 7. T-N removal efficiency at various C/N ratios.

Fig. 7을 보면 C/N비 10, 7 및 5에서는 약 96% 이상의 높은 T-N 제거효율을 보였으나, C/N비 3 및 2.8에서는 각각 약 83% 및 81%의 비교적 낮은 T-N 제거효율을 보였는데, 이는 탈질에 필요한 유기물이 부족하여 NO<sub>3</sub>-N가 완전히 제거되지 못했기 때문으로 추정된다. Grady 등<sup>13)</sup>은 높은 질소 제거효율을 얻기 위해서는 유입수의 C/N비가 7~9 이상으로 요구된다고 하였으나 본 연구에서는 C/N비 5에서도 96%의 높은 T-N 제거효율을 보였다. 또한, Carrera 등<sup>14)</sup>은 높은 탈질효율을 얻기 위해 7.1±0.8 정도의 C/N비가 필요하다는 결론을 도출하였는데, 본 연구에서도 7 이상의 C/N비에서는 질산화와 탈질 효율이 모두 98% 이상으로 높게 나타났다.

### 3.2.4. 질산화속도와 탈질효율

질산화속도는 식 (2)에 나타낸 바와 같이 TKN 제거속도로 표현되며, 탈질효율은 식 (3)과 같이 TKN이 산화되어 생성된 NO<sub>3</sub>-N가 제거되는 질소의 분율로 정의된다.<sup>14)</sup>

$$Y_{\text{nitrification}} = \frac{Q_{\text{in}} ([TKN]_{\text{in}} - [TKN]_{\text{out}})}{V_{\text{reactors}} [VSS]_{\text{reactors}}} \quad (2)$$

$$\text{Eff}_{\text{denitrification}} = \frac{([TKN]_{\text{in}} - [TKN]_{\text{out}}) - [NO_3^- - N]_{\text{out}}}{([TKN]_{\text{in}} - [TKN]_{\text{out}})} \times 100 \quad (3)$$

실험이 정상적으로 진행된 10~2.8의 C/N비에서 질산화속도와 탈질효율을 각각 식 (2) 및 식 (3)으로 계산하여 Fig. 8에 나타내었는데, C/N비가 감소함으로써 NLR이 증가함에 따라 질산화속도도 증가하였다. 그러나 탈질효율은 C/N비 10, 7 및 5에서는 높은 값을 보였으나 C/N비 3 및 2.8에서는 83% 및 81%로 크게 감소하였다.

본 연구에서는 C/N비 5, 3 및 2.8에서 질산화속도가 각각 0.026, 0.048 및 0.052 g N/g VSS-day의 값을 보였는데, 이는 Tseng 등<sup>15)</sup>의 실험에서 측정된 C/N비 3.7에서의 질산화속도 0.051 g N/g VSS-day보다 다소 작았다. Skrinde 등<sup>16)</sup>의 실험에서는 C/N비 3에서 탈질효율이 89%로 나타났는데, 이는 본 연구에서의 탈질효율인 83%보다 다소 높은 값이다. 그러나 Carrera 등<sup>14)</sup>의 실험에서는 C/N비 3.4 및 2.1에서 질산화속도가 각각 0.029 및 0.047 g N/g VSS-day 그리고 탈질효율이 각각 43 및 32%로, 본 연구보다 더 높은 값을 보였다.

### 3.3. 질산화 미생물 분율

생물반응조에서 질소제거 성능을 유지하기 위해서는 적절한 양의 질산화 미생물을 확보하고 이들의 활성을 저해하지

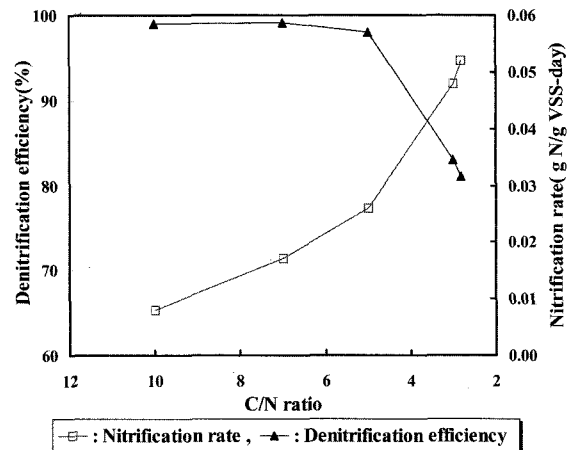


Fig. 8. Nitrification rate and denitrification efficiency at various C/N ratios.

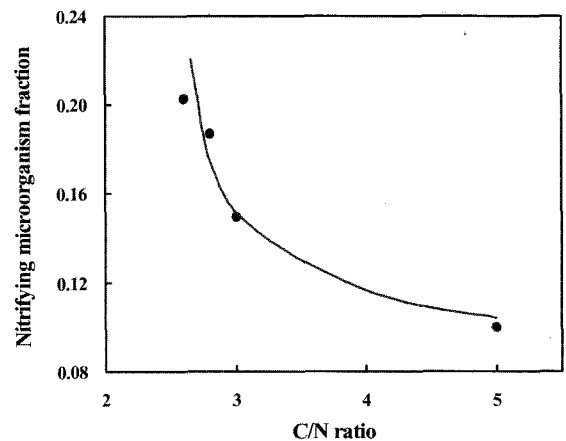


Fig. 9. Relationship between nitrifying microorganism fraction and C/N ratio.

않는 환경을 조성하여야 한다. 질산화 미생물은 종속영양 미생물보다 성장속도가 느리고 환경변화에도 더 민감하여 일단 저해를 받으면 장기간의 회복시간이 소요된다.<sup>17,18)</sup>

Fig. 9는 5~2.6의 C/N비에서 반응조 내의 질산화 미생물의 분율을 나타낸 것으로, 질산화 미생물 분율은 Katsogiannis 등<sup>19)</sup> 이 실험에서 구한 순수 질산화 미생물의 비질산화속도( $Y_{i,t}$ ) 값인 1.08 mg NH<sub>3</sub>-N oxidized/mg nitrifying microbial mass-d를 사용하여 식 (4)에 의해 계산하였다.

$$f_i = \frac{Y_{i,a}}{Y_{i,t}} \quad (4)$$

위의 식에서;  $f_i$  = 슬러지 내의 질산화 미생물 분율  
 $Y_{i,a}$  = 비질산화속도 측정치(mg NH<sub>3</sub>-N oxidized/mg VSS-h)  
 $Y_{i,t}$  = 참 비질산화속도(1.08 mg NH<sub>3</sub>-N oxidized/mg nitrifier-h)

본 연구에서 반응조의 질산화 미생물 분율은 유입 C/N비가 5에서 2.6으로 낮아질수록 10%에서 20%로 증가하였다. Carrera 등<sup>14)</sup>의 실험에서는 C/N비 3, 2.5 및 2에서 질산화 미생물 분율이 각각 8.5, 9.9 및 12.0%로 측정되어 본 연구에서 보다 낮았다. You 등<sup>20)</sup>의 연구에서는 C/N비 7.5에서 질산화 미생물 분율이 A<sup>2</sup>/O공정에서는 4.1%로 낮았으나 RBC 공정에서는 11.4%로 높은 값을 보였다.

### 3.4. pH와 알칼리도의 변화

실험기간중의 pH의 변화를 Fig. 10에 나타내었는데, 암모니아 독성이 발생한 C/N비 2 및 2.6의 경우를 제외한 C/N비에서는 유입수와 처리수의 pH가 각각 6.9~8.0 및 7.0~8.0, 평균 7.5와 7.4를 나타냄으로써, 질산화와 탈질시 미생물에 대한 pH의 영향은 없었던 것으로 판단된다. Table 1에 제시된 바와 같이 C/N비가 3 이하인 경우에는 질산화시 생성되는 산도를 중화시키는 데 충분한 양의 알칼리도를 첨가하였기 때문에 유입수의 pH가 8.0 이상으로 되는 경우가 있었으며, 질산화 효율이 저조한 2 및 2.6의 C/N비에서는 암모니아의 농도가 증가하여 반응조 내의 pH가 8.0 이상, 심지어 8.7까지 증가하는 경우도 있었다.

Fig. 11에 유입수 및 처리수의 알칼리도를 나타내었는데, 이론적으로 1 g의 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N이 질산화될 때 7.1 g의 알칼리도가 소비되며, 유기물로 메탄올을 사용할 때 1 g의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N가 탈질되면 3.57 g의 알칼리도가 생성된다.<sup>21)</sup> 본 연구에 사용된 교차 간헐 포기식 부직포 여과막 생물반응조에서는 탈질 과정에서 생성되는 알칼리도가 바로 질산화에 이용될 수 있기 때문에 알칼리도 소모량이 감소될 수 있다. 본 실험에서는 유입수에 알칼리도를 충분히 공급하였기 때문에 C/N비 2 및 2.6의 경우를 제외하고 처리수의 알칼리도는 51~216 mg/L, 평균 118 mg/L로 질산화를 위한 알칼리도는 부족하지 않았으며, C/N비 2에서는 암모니아 독성에 의해 질산화가 되지 않았기 때문에 처리수의 알칼리도가 증가하였다.

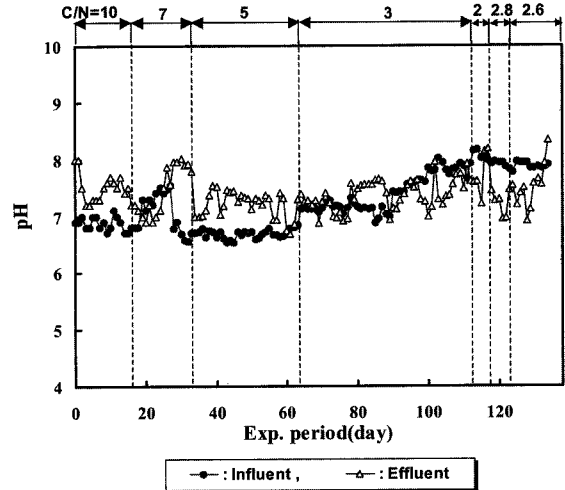


Fig. 10. pH change during the experimental period.

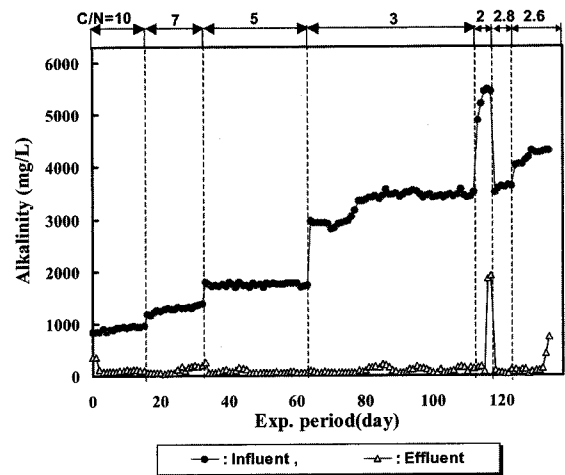


Fig. 11. Alkalinity change during the experimental period.

Fig. 12는 C/N비에 따라 제거된 T-N 단위 무게당 소비된 알칼리도의 비 ( $\Delta$ Alkalinity/ $\Delta$ T-N)를 나타낸 것으로, C/N비가 증가함에 따라  $\Delta$ Alkalinity/ $\Delta$ T-N 비가 감소하였다. C/N비 10~5에서는  $\Delta$ Alkalinity/ $\Delta$ T-N비가 3.12~3.49로 이론적인 값인 3.57 g alkalinity/g T-N removed보다 약간 낮았

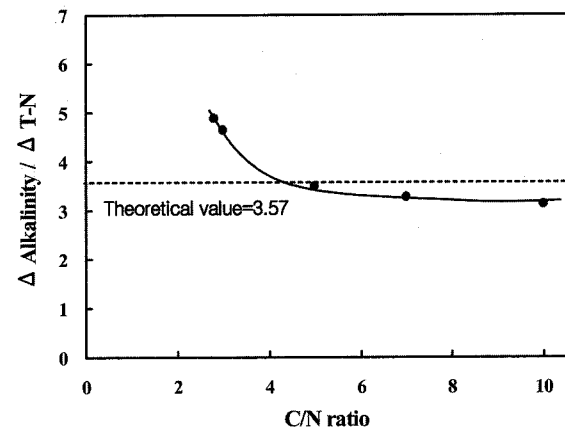


Fig. 12.  $\Delta$ Alkalinity/ $\Delta$ T-N ratio at various C/N ratios.

나, C/N비 3 및 2.8에서는 각각 4.63 및 4.87로 이론 값보다 높았다. 이는 C/N비가 낮아질수록 질산화되는 TKN량이 증가하여 알칼리도 소비량은 증가하지만 탈질효율이 저하하여 탈질에 의한 알칼리도 생성이 감소하였기 때문으로 판단된다.

### 3.5. 슬러지의 탈수성

C/N비의 변화에 따라 반응조 슬러지의 비저항계수를 3회 이상 측정하여 평균한 값을 Table 3에 제시하였다. 부직포 주머니를 통과하는 유량 flux는 HRT를 2 day로 고정하여 26 L/m<sup>2</sup>-day로 일정하였다.

슬러지의 비저항계수는 슬러지의 탈수성을 나타내는 매개변수 중의 하나로,<sup>22)</sup> 슬러지 탈수성은 여과막의 막힘현상과 밀접한 관계가 있다. 본 실험에서는 C/N비가 10에서 2로 낮아질수록 비저항계수 값이 1.3×10<sup>12</sup> m/kg에서 2.4×10<sup>12</sup> m/kg로 증가하였으나 유량 flux에 대한 영향은 나타나지 않았다.

부유성장 생물반응조에서는 계면활성제 같은 소수성 물질이 유입되면 거품이 발생할 수 있으며, 미생물이 자산화하여 MLSS농도가 감소할 때 우유빛 거품이 발생할 수도 있다.<sup>23)</sup> 또한 Nocardia 같은 actinomycetes나 Microthrix parvicella 같은 사상성 박테리아가 번식하면 갈색의 거품이 발생한다.<sup>24)</sup> 이들 미생물들은 세포표면이 매우 소수성이기 때문에 기포표면으로 이동하여 거품을 일으키거나 물질대사 과정에서 소수성 물질을 분비함으로써 거품을 일으킬 수도 있다.<sup>25)</sup>

본 연구에서는 C/N비가 2이었을 때 반응조 상단을 넘쳐흐를 정도로 거품이 많이 발생하여 실험을 중단하였는데, 이때 슬러지의 비저항계수가 Table 3에 제시된 바와 같이 크게 증가한 점으로 보아 암모니아 독성에 의해 반응조 내의 미생물 종의 변화, 미생물 세포구성의 변화, 또는 세포의 분해에 의한 소수성 물질의 생성 등에 그 원인이 있는 것으로 추정되지만 정확한 원인은 알 수 없었다.

본 연구의 부직포 여과막 생물반응조에서는 MBR에서의 펌프의 작동과 역세척에 의하여 얻어지는 유량 flux<sup>26,27)</sup>보다는 낮은 flux를 나타내었으나, 별도의 동력장치를 이용하지 않고 수두차에 의한 자연 유하에 의하여 폐수를 여과시키면서 부직포의 세척 없이 약 12개월 동안 실험을 진행할 수 있었다.

## 4. 결론

60분/60분의 포기/비포기 시간비에서 교대로 간헐 포기되는 2기의 부직포 여과막 생물반응조에 COD농도가 약 2,500

mg/L인 희석시킨 음식물 쓰레기 침출수를 HRT가 2일이 되도록 주입하면서 C/N비(COD/TKN)를 10에서 2까지 점감시키면서 실시한 실험의 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- 1) 암모니아 독성이 발생한 C/N비 2 및 2.6의 경우를 제외한 2.8~10의 C/N비에서는 유출수의 COD 및 BOD 농도가 각각 40~54 mg/L 및 1~4 mg/L로 나타났으며, 처리수의 SS농도는 2.0 mg/L 미만으로 유지되었다.
- 2) C/N비 5~10에서는 총질소 제거효율이 96% 이상이었으나 C/N비 3 및 2.8에서는 탈질에 필요한 유기물이 부족하여 총질소 제거효율이 83% 및 81%로 낮아졌다.
- 3) C/N비 2 및 2.6에서는 0.45 kg N/m<sup>3</sup>-day의 높은 질소 부하에 의해 반응조의 pH가 각각 8.7 및 8.0으로 증가함으로써 암모니아 독성에 의하여 질산화 및 탈질 효율이 크게 감소하였다.
- 4) C/N비 3~10에서는 C/N비가 낮아짐에 따라 질산화속도가 증가하였으며, 탈질효율은 C/N비 10, 7 및 5에서는 98% 이상의 높은 값을 보였으나, C/N비 3 및 2.8에서는 각각 83% 및 81%로 낮아졌다.
- 5) C/N비가 5에서 2.6으로 낮아질수록 질산화미생물 비율이 10%에서 20%로 증가하였다.
- 6) 알칼리도 소모량이 C/N비 10~5에서는 3.12~3.49로 이론적인 값 3.57 g alkalinity/g T-N removed보다 낮았으나, C/N비 3 및 2.8에서는 4.63 및 4.87로 이론값보다 높았다.

## 참고문헌

1. Buisson, H., Cote, P., Praderie, M., and Paillard, H., "The use of immersed membranes for upgrading wastewater treatment plants," *Water Sci. Technol.*, **37**(9), 89~95(1988).
2. Roy, C., Auger, R., and Chenier, R., "Use of non-woven textile in intermittent filter," *Water Sci. Technol.*, **38**(3), 159~166(1998).
3. Palmeira, E. M. and Gardoni, M. G., "Drainage and filtration properties of non-woven geotextiles under confinement using different experimental techniques," *Geotextiles and Geomembranes*, **20**(2), 97~115(2002).
4. 조광명, "여과막 활성슬러지공법에 의한 유기성 폐수의 처리," 대한토목학회 논문집, **8**(2), 119~133(1980).
5. 임상호, 배민수, 조광명, "부직포 여과막 생물반응조를 이용한 하수의 처리," 한국물환경학회지, **19**(1), 99~107(2003).
6. Collivignarelli, C. and Bertanza, G., "Simultaneous nitrification - denitrification processes in activated sludge plants : performance and applicability," *Water Sci. Technol.*, **40**(4-5), 187~194(1999).

**Table 3.** Effect of C/N ratio on the specific resistance of the sludge

C/N ratio	10	7	5	3	2
Spe. res. (×10 <sup>12</sup> m/kg)	1.3	1.4	1.4	1.7	2.4

7. 황도연, 강복춘, 조광명, “간헐 폭기식 부직포 여과막 생물반응조에서 폭기/비폭기 시간비가 하수의 유기물 및 질소 제거에 미치는 영향,” *대한환경공학회지*, **25**(2), 258~266(2003).
8. 이종호, 조광명, “교차 간헐 폭기식 부직포 여과막 생물반응조를 이용한 하수의 유기물 및 질소제거,” *대한환경공학회지*, **26**(2), 184~190(2004).
9. Carley, B. N. and Mavinic, D. S., “The effects of external carbon loading on nitrification and denitrification of a high-ammonia landfill leachate,” *J.- Water Pollut. Control Fed.*, **63**(1), 51~59(1991).
10. APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., Washington D.C., USA(1998).
11. 환경부 고시 제 96-32호, 수질환경오염공정시험법(1996).
12. Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., and Srinath, E. G., “Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid,” *J.- Water Pollut. Control Fed.*, **48**(5), 835~852(1976).
13. Grady, C. P., Daigger, G. T., and Lim, H. C., Biological Wastewater Treatment, Marcel Dekker Inc., pp. 506~507 (1999).
14. Carrera, J., Vicent, T., and Lafuente, J., “Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater,” *Process Biochemistry*, **39**(12), 2035~2041(2004).
15. Tseng, C. C., Potter, T. G., and Koopman, B., “Effect of influent chemical oxygen demand to nitrogen ratio on a partial nitrification/complete denitrification process,” *Water Res.*, **32**(1), 165~173(1998).
16. Skrinde, J. R. and Bhagat, S. K., “Industrial wastes as carbon sources in biological denitrification,” *J. Water Pollut. Control Fed.*, **54**(4), 370~377(1982).
17. Hall, E. R. and Murphy, K. L., “Estimation of nitrifying biomass and kinetics in wastewater,” *Water Res.*, **14**(4), 297~304(1980).
18. Copp, J. B. and Murphy, K. L., “Estimation of the active nitrifying biomass in activated sludge,” *Water Res.*, **29**(8), 1855~1862(1995).
19. Katsogiannis, A. N., Kornaros, M., and Lyberatos, G., “Long-term effect of total cycle time and aerobic/anoxic phase ratio on nitrogen removal in a sequencing batch reactor,” *Water Environ. Res.*, **74**(4), 324~337(2002).
20. You, S. J., Hsu, C. L., Chuang, S. H., and Ouyang, C. F., “Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A<sup>2</sup>O systems,” *Water Res.*, **37**(10), 2281~2290(2003).
21. U.S. EPA., Manual Nitrogen Control, Washington, D.C. (1993).
22. Rosenberger, S. and Kraume, M., “Filterability of activated sludge in membrane bioreactors,” *Desalination*, **146**, 373~379(2002).
23. WEF and ASCE, Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, Vol. II, 4th ed.(1998)
24. Jenkins, D., Richard, M. G., and Daigger, G. T., Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming, 2nd ed., Lewis Publishers, Chelsea, MI(1993)
25. Pujol, R., Duchene, P., Schetrite, S., and Canler, J. P., “Biological foams in activated sludge plants; characterization and situation,” *Water Res.*, **25**(11), 1399~1404 (1991).
26. Le-Clech, P., Jefferson, B., and Judd, S. J., “Impact of aeration, solids concentration and membrane characteristics on the hydraulic performance of a membrane bioreactor,” *J. Membr. Sci.*, **218**(1-2), 117~129(2003).
27. Bouhabila, E. H., Aim, R. B., and Bouisson, H., “Fouling characterisation in membrane bioreactors,” *Separation Purification Technology*, **22-23**, 123~132(2001).