

자유수면습지의 잔재물층에 의한 하천수 질소제거 비교

양 홍 모

전남대학교 조경학과

Comparison of Nitrogen Removal in Free Water Surface Wetlands Purifying Stream Water with and without Litter Layer on its Bottom

Yang, Hongmo

Dept. of Landscape Architecture, Chonnam National University.

ABSTRACT

Removal rate of $\text{NO}_3\text{-N}$ and TN in a free water surface wetland system with litter layer on its bottom was compared with that without one. The system was established on floodplain in the down reach of the Gwangju Stream in 2001. Its dimensions were 31 meters in length and 12 meters in width. Water of the stream was funneled into it and its effluent was discharged back into the channel. Average litter layer of 9.6 cm was formed on its bottom in 2007. The layer and above-ground parts of reeds and cattails on the system were eliminated in Spring 2008. Volumes and water quality of inflow and outflow of the system were analyzed from May to November in 2007 and 2008, respectively. Inflow into the system both in 2007 and 2008 averaged approximately $40\text{m}^3/\text{day}$ and hydraulic residence time both in 2007 and 2008 was about 1.5 days. Average influent $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration in 2007 and 2008 was 2.16 and 2.05 mg/L, respectively and influent TN concentration in 2007 and 2008 averaged 3.98 and 3.89 mg/L, respectively. With a 0.05 significance level, effluent temperatures, influent concentrations of $\text{NO}_3\text{-N}$ and TN, and stem numbers per square meter and height of the emergent plants showed no difference between the system with litter layer and without one. $\text{NO}_3\text{-N}$ removal in the system with litter layer and without it averaged 55.59 and 46.06%, respectively and TN retention averaged 57.24 and 48.97%, respectively. Both $\text{NO}_3\text{-N}$ and TN abatement rates in the system with litter layer were significantly high ($p < 0.001$) when compared with those without one. The wetland system having litter

Corresponding author : Yang, Hongmog, Dept. of Landscape Architecture, Chonnam National University, Kwangju 500-757, Korea,

Tel : +82-62-530-2101, E-mail : hmy@chonnam.ac.kr

Received : 24 November, 2008. **Accepted** : 18 December, 2008.

layer on its bottom was more efficient for $\text{NO}_3\text{-N}$ and TN retention than that without one.

Key Words : *Free water surface wetlands, Litter layer, Nitrification, Denitrification, Rhizomes.*

I. 서 론

자연습지가 수질을 정화한다는 사실은 오래 전부터 알려져 왔으며 자연습지가 가지고 있는 수질정화기능을 효율적으로 활용하기 위해 인공적으로 조성한 습지를 수질정화인공습지(constructed treatment wetlands) 혹은 인공습지(constructed wetlands)라 부른다. 인공습지는 자유수면습지(free water surface wetlands)와 여과습지(subsurface-flow wetlands)로 대별할 수 있다(Corbitt and Bowen, 1994; 양홍모, 2002). 자유수면습지는 1~2m 높이의 습지 독을 조성한 후 습지 바닥에 부들, 갈대, 고랭이 등 정수식물을 식재하고, 수심을 약 20~30cm로 유지시켜 운영하며, 유입수가 습지표면을 천천히 흐르면서 유입수에 함유된 오염물질이 정화된다.

미국 등 선진국에서는 가정하수나 도시하수를 연못시스템이나 하수처리장에서 2차처리(secondary treatment) 수준으로 처리한 후 그 방류수를 3차처리(tertiary treatment) 수준으로 정화하기 위해 인공습지를 주로 활용해 왔으며, 최근에는 오염정도가 상대적으로 낮은 하천수나 강우유출수를 정화하기 위해서도 활용하고 있다. 하천수를 정화하는 인공습지는 하천제방 밖의 제내지에 설치하거나 하천 고수부지에 조성하고 있다. 하천수 혹은 2차처리장 방류수를 정화하는 자유수면습지는 일반적으로 TN(총질소) 제거를 기초로 개발된 습지설계공식을 활용하여 조성한다(Reed et al., 1995). 자유수면습지의 설계에서 고려하는 중요한 인자는 유입수의 양과 오염물질 농도, 체류시간, 수온, 수심, 정수식물이다. 인공습지는 수질정화 이외에 훼손된 습지를 복원하는데 활용이 가능하며, 야생동물의 서식공간을 제공할 수 있고, 자연학습 및 시민휴식 공간으로 활용이 가

능하다. 북미에서는 인공습지를 조성할 때 이런 친환경적 기능을 고려하여 설계하는 추세이다.

인공습지에서 질소는 생물화학적 반응인 암모니아화-질산화-탈질화로 제거되며, 정수식물의 흡수에 의해서도 제거된다(EPA, 1993, 1999; Mitsch and Gosselink, 2000; 양홍모, 2002, 2003, 2005). 습지에서 제거되는 질소 중에서 탈질화로 제거되는 양이 약 60~70%이며, 식물에 흡수되어 제거되는 양은 약 25% 이다(Faulkner and Richardson, 1989; Spiels and Mitsch, 2000). 물리적 반응인 침전(sedimentation), 여과(filtration), 흡착(adsorption)에 의해 제거되는 질소의 양은 상대적으로 낮다.

온대 권에서 인공습지의 정수식물은 겨울철에 지상부가 죽으며 죽은 잎과 줄기는 잔재물(litter)이 되어 습지바닥에 쌓이게 된다. 온대권에서는 쌓이는 잔재물의 양이 분해되는 양보다 많아 습지바닥에 잔재물층이 점진적으로 형성되며, 잔재물층으로 인하여 습지체적이 줄어드는 것을 완화하기 위해 여분의 깊이를 두어 조성하고 수위를 조절하여 운영한다. 자유수면습지의 경우 바닥에 쌓인 잔재물의 일부는 물속에서 분해되어 유기쇄설물(detritus)이 되며, 유기쇄설물이 분해되는 과정에서 식물에 흡수되었던 질소의 일부가 습지의 물로 되돌아오게 된다.

식물이 흡수한 질소는 습지의 물로 되돌아올 수 있으나, 탈질화로 $\text{NO}_3\text{-N}$ (질산성질소)가 N_2 (질소가스)와 N_2O (아산화질소)로 전환되어 습지에서 대기 중으로 이동하면, 이동한 만큼 습지에서 질소가 제거되는 효과가 있다. 탈질화 과정은 전자를 제공하는 유기탄소원이 필요하며(EPA, 1993), 습지식물이 죽어 형성된 잔재물이 탄소공급원 역할을 한다(Broadbent and Clark, 1965). 탄소공급원이 원활하지 못하면 $\text{NO}_3\text{-N}$ 제거량이 낮

아지는 경우도 있다(Zhu and Sikora, 1994). 따라서 인공습지에서 잔재물은 유출수의 질소농도에 영향을 미치게 된다.

인공습지의 질소제거 연구는 유입수에 함유된 질소농도와 처리수의 질소농도를 기준으로 분석한 경우가 대부분이며, 습지바닥에 쌓인 잔재물이 질소정화에 미치는 영향에 관한 연구는 매우 적다. 본 연구는 하천수를 정화하는 자유수면습지의 바닥에 잔재물층이 있는 습지와 잔재물층이 없는 습지의 질소제거를 비교연구하여 잔재물층이 질소제거에 효율적인가를 연구하는데 목적이 있다.

II. 재료 및 방법

1. 시험조건

실험 자유수면습지 시스템은 광주광역시를 흐르는 광주천 고수부지에 2001년 6월에 조성하였다. Figure 1은 시스템의 개념도이다. 습지바닥의 규모는 길이 31m, 폭 12m로 면적이 약 370m²이며, 사면의 경사는 약 1 : 2이다. 2001년 6월에 정수식물을 식재하였다. 하천수가 수중보로부터 자연유하로 시스템에 유입되며 처리수는 광주천으로 방류된다. 유입부에는 유량조절 밸브가, 유출

부에는 유량조절 밸브와 수위조절 장치가 설치되어 있다. 2002년부터 습지바닥에 잔재물이 쌓이기 시작하여 2007년에는 상당한 깊이의 잔재물층이 습지바닥에 형성되었다(Figure 4). 2008년 정수식물의 줄기가 나오기 전인 초봄에 습지바닥에 쌓인 잔재물층과 겨울동안 죽어 습지에 서있는 정수식물을 제거하였다. 잔재물층이 형성되어 있던 2007년 시스템(이하 실험습지)와 잔재물층을 제거한 후인 2008년 시스템(이하 대조습지)의 수심을 약 25cm가 유지되도록 운영하였으며, 평균 체류시간은 약 1.5days였다.

2. 조사방법

실험습지를 2007년 5월 중순~11월 초순까지, 대조습지를 2008년 5월 중순~11월 초순까지 조사분석하였다. 시스템의 평균 유입량과 유출량은 매일 1~2회 유입부와 유출부에서 1분 동안 흐르는 양을 받아서 산출하였는데, 조사기간 실험습지와 대조습지의 유입수 평균유량은 각각 40.16, 40.12m³/day였으며, 평균 유출량은 각각 39.87, 39.55m³/day이었다. 유입수와 유출수를 약 일주일에 한 번씩 샘플링하여 수질오염공정시험방법(환경부, 2004)을 기준으로 수질을 분석하였다. 수온과 pH는 현장에서 Scott pH-Meter(CG 347)

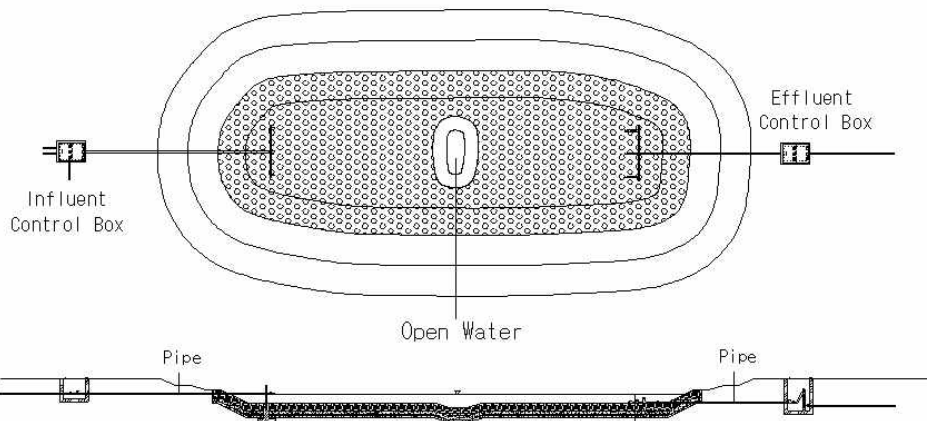


Figure 1. Schematic plan and section of the free surface-flow treatment wetland system established on floodplain in the Gwangju stream.

로 측정하였다.

시스템 바닥에 쌓인 잔재물층의 깊이는 2007년 6월에 시스템의 유입부, 중앙부, 유출부에 1m×1m 격자 틀을 8군데씩 설치하여 각 격자틀 내에서 직경 10cm 플라스틱 통을 이용하여 3회 반복 측정하였다. 정수식물의 초장과 분지수의 조사는 1m×1m 격자 틀을 이용하여 정수식물이 성장을 멈추는 2007년 10월말과 2008년 10월말에 시스템의 유입부, 중앙부, 유출부에서 각각 8군데씩 선정하여 조사하였다. 분지수는 격자틀 내의 전수를 조사하였으며, 초장은 격자틀 내의 10개체를 측정하였다. 초장의 분석은 유입부, 중앙부, 유출부의 8개 격자틀에서 조사한 자료 중에서 각각 4개 격자틀의 자료를 무작위로 선정하여 분석하였다. t-Test 등 통계분석에는 PC용 Excel 프로그램에 연결하여 운영되는 통계 프로그램인 DDXL(Data Desk/XL)을 사용하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 정수식물 생장

2001년 6월 식재한 정수식물은 2002년부터 양호한 활착을 보였으며 2006년부터 생태적으로 안정된 군락을 형성하였다. Figure 2는 실험습지와 대조습지의 유입부(St1), 중간부(St2), 유출부(St3)에서 조사한 갈대(*Phragmites australis*)와 부들(*Typha angustifolia*)의 평균줄기수를 나타낸다. 실험습지와 대조습지의 갈대 평균줄기수는

각각 73.7, 76.0 stems/m²을 보였다. 실험습지의 갈대 평균줄기수는 유입부, 중간부, 유출부에서 각각 72.6, 69.4, 79.0 stems/m²를 나타냈으며, 대조습지에서는 각각 76.9, 68.1, 82.9 stems/m²를 나타냈다. 부들의 경우 실험습지와 대조습지의 평균줄기수는 각각 17.6, 18.9 stems/m²을 보였다. 실험습지의 유입부, 중간부, 유출부에서 부들 평균줄기수는 각각 13.4, 23.3, 16.3 stems/m²를 나타냈으며, 대조습지에서는 각각 16.5, 23.3, 16.9 stems/m²를 나타냈다. 분지수를 기준으로 보면 실험습지와 대조습지의 약 80%에는 갈대가 성장하고 있었고 약 20%에는 부들이 자라고 있었다. t-Test 결과(Table 2) 유의수준 α=0.05에서 실험습지와 대조습지의 갈대 평균줄기수는 차이가 없었으며(p=0.220, p>0.05), 부들의 평균줄기수도 유의수준 α=0.05에서 차이가 없었다(p=0.327, p>0.05). 실험습지와 대조습지의 갈대와 부들의 평균줄기수는 동일한 수준이었음을 알 수 있다.

Figure 3은 실험습지와 대조습지의 유입부(St1), 중간부(St2), 유출부(St3)에서 조사한 갈대와 부들의 평균초장을 나타낸다. 갈대의 경우 실험습지의 유입부, 중간부, 유출부에서 각각 225.8, 217.0, 220.2cm를 나타냈으며, 대조습지에서는 각각 220.8, 212.0, 215.4cm를 나타냈다. 실험습지와 대조습지의 갈대 평균초장은 각각 221.0, 216.0cm를 보였다. 부들의 경우 실험습지의 유입부, 중간부, 유출부에서 각각 211.8, 242.3, 244.2cm를 나타냈으며, 대조습지에서는 각각

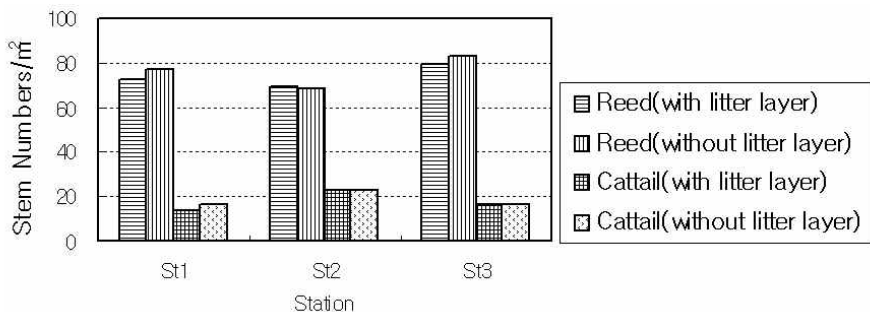


Figure 2. Average stem numbers of reeds and cattails per square meter.

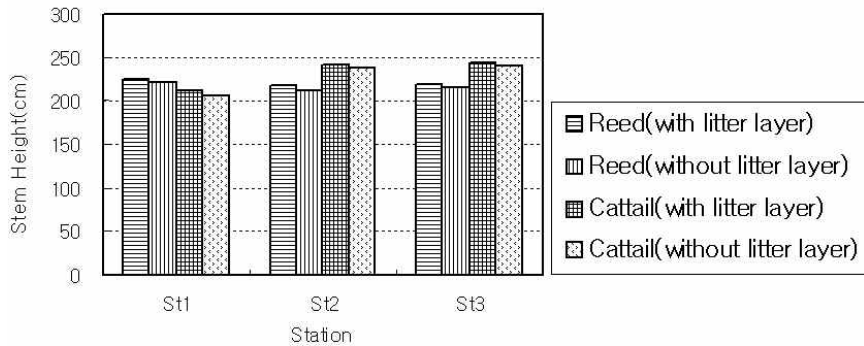


Figure 3. Average stem height of reeds and cattails.

206.8, 237.3, 239.2cm를 나타냈다. 부들의 평균 초장은 실험습지와 대조습지에서 각각 232.8, 227.8cm를 보였다. t-Test 결과(Table 2) 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 실험습지와 대조습지의 갈대 평균 초장에 차이가 없었으며($p=1.377, p>0.05$), 부들의 평균초장도 차이가 없었다($p=1.295, p>0.05$). 실험습지와 대조습지의 갈대와 부들의 평균초장은 같은 수준을 나타냈다. 갈대와 부들의 줄기수와 초장 분석에서 실험습지와 대조습지 간에 차이가 없어, 실험습지와 대조습지의 정수식물은 지상부의 성장은 물론 지하부 근권(rhizosphere)의 발달도 동일한 수준이었을 것으로 판단된다.

2. 잔재물층

2001년 겨울을 지나면서 정수식물의 잔재물이 습지바닥에 쌓이기 시작하여, 매년 겨울을 지나면서 잔재물층이 점진적으로 높아졌다. Figure 4

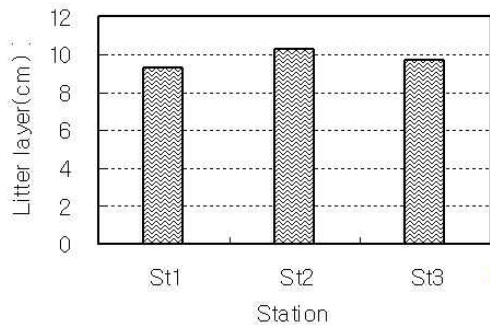


Figure 4. Depth of litter layer in June 2007.

는 실험습지의 유입부(St1), 중간부(St2), 유출부(St3)에서 2007년 6월에 조사한 잔재물층의 평균 깊이를 나타낸다. 유입부, 중간부, 유출부의 잔재물층 평균깊이는 각각 9.3, 10.3, 9.8cm를 나타냈으며 습지전체의 잔재물층 평균깊이는 9.8cm이었다. 2001년부터 6년간 형성된 잔재물층 깊이로 연간 평균 1.6cm 잔재물층이 형성된 것으로 나타났다.

3. 질소 처리수준

1) 계절별 질소 제거효과

자유수면습지에서 유입수의 유기태 질소(organic N)는 수중이나 습지바닥의 잔재물층과 토양에서 암모니아화와 질산화 과정을 거쳐 NO_3-N 로 전환된다. 갈대, 부들 등 정수식물은 통기조직이 발달하여 대기중의 산소를 뿌리로 전달할 수 있으며, 뿌리주변에 산소가 도달하면 호기성 근권이 형성된다. 호기성 근권에서는 암모니아화와 질산화가 일어나며, 근권 밖의 혐기층에서는 NO_3-N 가 N_2 와 N_2O 로 전환되어 대기로 이동한다 (Faulker and Richardson 1989). 유입수가 느린 층류(laminar flow)로 이동하는 동안 직경이 큰 유기질소 입자들은 습지바닥으로 침전되며, 잔재물층에서는 유입수의 유기질소 입자가 여과작용으로 제거된다. 수중의 식물줄기 표면에는 부착조류(periphyton)와 미생물이 붙어 미생물막(bio-film)이 형성되며, 유기질소 입자들이 미생물막에

흡착되어 제거된다(EPA, 2000).

수질분석결과 실험습지와 대조습지의 유입수와 처리수의 NH₃-N(암모니아성질소)과 NO₂-N(아질산성질소) 농도는 매우 낮아 분석에서 제외하고, NO₃-N과 TN을 중심으로 분석하였다. 수질정화 습지의 NO₃-N, TN 분석에서 이들이 저농도일 경우 소숫점 2자리까지 활용하여 분석하고 있으며(Kadlec and Knight, 1996; Bachand and Home, 2000) 본 연구에서도 소숫점 2자리까지를 활용하여 분석하였다.

조사기간 실험습지와 대조습지의 유입수 NO₃-N 평균농도는 각각 2.16, 2.05mg/L였으며, 실험습지와 대조습지의 유입수 TN 평균농도는 각각 3.98, 3.89mg/L였다. t-Test 결과 유의수준 α=0.05에서 실험습지와 대조습지의 유입수 NO₃-N 농도는 차이가 없었으며(p=0.212, p> 0.05), 유입수 TN 농도도 차이도 없었다(p=0.111, p>0.05)(Table 2). 실험습지와 대조습지에 동일 수준의 NO₃-N과 TN 농도가 유입되었음을 알 수 있다.

Figure 5는 실험습지와 대조습지의 NO₃-N 월평균 제거율(%)을 보여준다. 실험습지의 경우 9월에 가장 높은 63.09%를 나타냈으며 5월, 6월, 7월, 8월, 10월은 각각 50.08, 55.21, 58.08, 57.04, 57.25%를 보였고, 11월은 제일 낮은 42.22%를 보였다. 실험습지의 NO₃-N 월평균 제거율은 5월부터 7월까지 상승하다 8월에는 7월보다 낮아진 후 9월에 다시 상승하였고, 10월과 11월은 낮아지는 추세를 보였다. 대조습지의 경우 NO₃-N 월

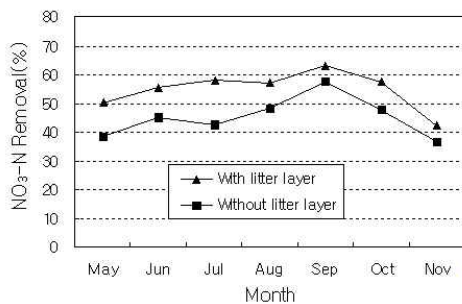


Figure 5. Monthly average removal(%) of NO₃-N.

평균 제거율은 9월에 57.40%로 가장 높았고 11월에 36.49%로 가장 낮았다. 5월, 6월, 7월, 8월, 10월의 월평균 제거율은 각각 38.26, 45.30, 42.69, 47.71%를 나타냈다. 대조습지의 NO₃-N 월평균 제거율은 5월에서 6월까지 상승하다 7월에 낮아졌고 8월부터 9월까지 상승한 후, 10월에서 11월은 낮아지는 추세를 보였다. 조사기간 실험습지와 대조습지의 NO₃-N 평균 제거율은 각각 55.59, 46.63%로 실험습지의 제거율이 8.96% 높았다.

Figure 6은 실험습지와 대조습지의 월평균 TN 제거율(%)을 보여준다. 실험습지의 월평균 TN 제거율은 9월에 66.21%로 가장 높았고 11월에 39.30%로 가장 낮게 나타났다. 실험습지의 5월, 6월, 7월, 8월, 10월의 월평균 제거율은 각각 51.18, 59.67, 62.54, 59.10%를 보였다. 대조습지의 경우도 9월에 60.84%로 가장 높았고 11월에 35.58%로 가장 낮았다. 대조습지의 5월, 6월, 7월, 8월, 10월의 월평균 제거율은 각각 44.11, 49.34, 45.28, 53.70, 46.52%를 보였다. 조사기간 실험습지와 대조습지의 TN 평균제거율은 각각 57.24, 48.56%로 실험습지의 제거율이 8.68% 높았다. 실험습지와 대조습지의 TN 월별제거율 추세(Figure 6)는 NO₃-N 월별제거율 추세(Figure 5)와 유사한 모습을 보이고 있다. 인공습지에서 TN 제거는 탈질화에 의한 NO₃-N의 제거에 영향을 받기 때문이다.

Table 1은 미국과 일본에서 하천수를 정화하는 자유수면 인공습지의 TN 제거율(%)를 나타낸

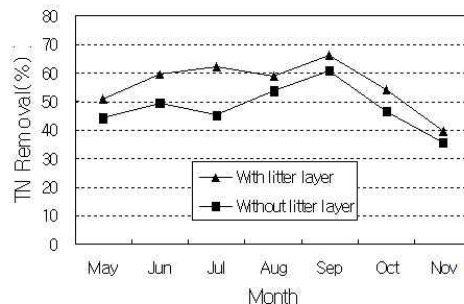


Figure 6. Monthly average removal(%) of TN.

Table 1. Removal of Total Nitrogen in free surface-flow wetlands purifying stream water in USA and Japan.

System	Area (ha)	Inflow (m ³ /day)	DT (hr)	HL	TN In (mg/L)	TN Out (mg/L)	TN Removal (%)
Olentangy River (USA)	1.0	1,000	-	3.7	4.62	2.52	44
Des Plaines (USA)	10,13	4,635	-	4.6	2.73	1.34	51
Yosihara (Japan)	0.057	259	40	-	2.63	1.58	40
Senegawa (Japan)	0.14	777	9	-	3.00	2.10	30
Hurugawa (Japan)	1.9	17,280	40	-	1.29	0.80	38

DT : Detention Time

HL : Hydraulic Loading(cm/day)

Source : Mitsch and Gosselink, 2000; Kadlec and Knight, 1996; 河川環境管理財團, 2000.

다. 유입수의 TN농도는 1.29~4.62mg/L 범위이며, TN 제거율은 30~50% 범위이다. 실험습지의 TN 제거율 57.32%는 이들 시스템보다 다소 높으며, 대조습지의 TN제거율 48.97%는 이들 시스템의 상위 범위에 속한다.

2) 수온에 따른 질소 제거효과

습지 수온은 미생물의 활동에 영향을 미치며, 미생물 활동에 의한 오염물의 제거는 수온에 영향을 받게 된다. 암모니아의 질산화 및 질산성질소의 탈질화는 20~25°C에서 높으며, 15°C이하와 30°C이상에서는 급격히 둔화된다. 따라서 20~25°C의 수온에서 습지의 질소 제거율이 높아진다. 탈질화는 5°C이하에서도 일어난다는 연구가 있다(Brodrick et al., 1988).

Figure 7은 조사기간 시스템 처리수의 월평균 수온을 나타낸다. 실험습지와 대조습지의 월평균 수온은 유사한 추세를 보이고 있다. 조사기간 실험습지와 대조습지의 평균 수온은 각각 22.0°C, 22.4°C를 나타냈다. 실험습지의 6월, 7월, 8월, 9월의 월평균 수온은 22.9, 26.3, 27.1, 23.8°C였으며, 5월과 10월은 각각 19.1, 17.2°C를 보였고, 11월 초에는 13.1°C로 낮아졌다. 대조습지의 6월, 7월, 8월, 9월의 월평균 수온은 각각 23.1, 27.8, 26.1, 24.9°C였으며, 5월과 10월은 각각 19.2, 17.9°C를 보였고, 11월 초에 12.8°C로 낮아졌다. t-Test 결과(Table 2) 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 실험

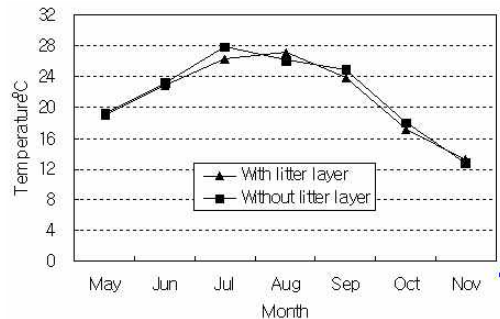


Figure 7. Monthly average temperature of effluent.

습지와 대조습지의 처리수의 수온에 차이가 없었음을($p=0.791$, $p>0.05$) 알 수 있다.

Figure 7에서 처리수의 월평균 수온은 실험습지의 경우 8월(27.2°C)이 7월(26.3°C)보다 높았고, 대조습지는 7월(27.6°C)이 8월(26.1°C)보다 높았다. Figure 5와 Figure 6에서 실험습지의 NO₃-N과 TN 제거율은 8월이 7월보다 낮게 나타났으며, 대조습지에서는 7월이 8월보다 낮게 나타났다. NO₃-N과 TN의 분해에 영향을 미치는 미생물의 활동이 수온이 27°C이상에서 둔화된 데에 원인이 있는 것으로 사료된다. 실험습지와 대조습지 모두 9월에 NO₃-N과 TN의 제거율이 높게 나타났으며, 실험습지와 대조습지의 9월의 평균수온은 각각 23.8°C, 24.9°C로 수온이 23~25°C 범위에서 NO₃-N과 TN의 분해에 영향을 미치는 미생물의 활동이 높았음을 알 수 있다. 수온이 낮은 실험습지의 11월(13.1°C)과 대조습지의 11월(12.8°C)

Table 2. Summary of t-test statistics for effluent temperature, stems and height of reeds and cattails, influent NO₃-N and TN concentrations, and NO₃-N and TN removal (%) from the wetlands with and without litter layer on its bottom. Normality test of the sample data sets showed that their distributions were approximately normal.

Parameters	Wetland types	N	Mean ± S.E.	t Value	p	
Stems (No./m ²)	Reeds	W	24	73.67 ± 5.54	-1.244	0.220
		WT	24	75.96 ± 7.12		
	Cattail	W	24	17.63 ± 4.94	-0.992	0.327
		WT	24	18.87 ± 3.70		
Height (cm)	Reeds	W	120	220.95 ± 28.35	1.377	0.170
		WT	120	216.03 ± 27.04		
	Cattails	W	120	232.76 ± 30.20	1.295	0.196
		WT	120	227.76 ± 29.60		
Temperature (°C)	W	24	22.04 ± 4.62	-0.267	0.791	
	WT	24	22.40 ± 4.68			
Influent NO ₃ -N (mg/L)	W	24	2.16 ± 0.16	1.266	0.212	
	WT	24	2.05 ± 0.18			
Influent TN (mg/L)	W	24	3.98 ± 0.15	1.625	0.111	
	WT	24	3.89 ± 0.19			
NO ₃ -N Removal (%)	W	24	55.59 ± 5.90	5.383	< 0.001	
	WT	24	45.64 ± 6.88			
TN Removal (%)	W	24	57.24 ± 7.85	4.055	< 0.001	
	WT	24	48.56 ± 6.96			

W : with litter layer WT : without litter layer N : sample numbers S.E. : standard error
p : p-values obtained by t-tests assuming equal variance.

에는 NO₃-N과 TN의 제거율이 급격히 낮아진 원인은 낮은 수온으로 미생물의 활동이 저하된데 원인이 있는 것으로 사료된다.

3) 질소 제거효과의 t-검정

실험습지와 대조습지의 유입수 NO₃-N과 TN의 농도도 동일한 수준이었다. 잔재물층이 있는 실험습지와 잔재물층을 제거한 대조습지의 NO₃-N과 TN의 제거율(%)에 차이가 있는지를 분석하기 위해 t-검정을 수행하였다.

Table 2에서 NO₃-N 제거율에 대한 t-검정결과 ‘H₀: 조사기간 잔재물층이 있는 습지와 잔재물층이 없는 습지의 NO₃-N 제거율(%)의 평균이 같다.’라는 귀무가설이 유의수준 α=0.05에서 기각되어(p<0.001), 잔재물층이 있는 습지와 잔재물층이 없는 습지의 NO₃-N 제거율이 다르다라고 말

할 수 있다. 따라서 잔재물층이 있는 실험습지의 NO₃-N 제거율(55.59±5.90)이 잔재물층이 없는 대조습지 제거율(45.64±6.88)보다 높다고 볼 수 있어, 잔재물층이 있는 습지가 NO₃-N 제거에 효율적이었다. TN 제거율에 대한 t-검정결과에서도 유의수준 α=0.05에서 귀무가설 ‘H₀: 조사기간 잔재물층이 있는 습지와 잔재물층이 없는 습지의 TN 제거율(%)의 평균이 같다.’가 기각되어(p<0.001), 잔재물층이 있는 습지의 TN 제거율(57.24±7.85)이 잔재물층이 없는 습지의 제거율(48.56±6.96)보다 높다고 볼 수 있다. 잔재물층이 있는 습지가 TN 제거에서도 효율적이었다.

IV. 결론

본 연구는 고수부지에 조성한 수질정화 자유

수면습지 시스템의 질소제거를 잔재물층이 형성되어 있는 상태와 잔재물층이 제거된 상태에서 비교분석하였다. 시스템은 2001년 6월에 조성하여 2006년부터는 정수식물이 안정된 군락을 형성하여 왕성한 성장을 보였다. 2007년 6월에 습지바닥의 잔재물층을 조사한 결과 약 9.8cm의 깊이를 보였다. 2008년 봄에 습지바닥에 형성되어 있던 잔재물층과 정수식물의 지상부를 제거하였다. 잔재물층이 있던 2007년 5월 중순~11월 초순까지, 그리고 잔재물층이 제거된 2008년 5월 중순~11월 초순까지의 수질분석을 기초로 질소제거를 비교분석하였다.

조사기간 잔재물층이 있는 습지와 잔재물층이 없는 습지의 유입수 평균유량은 각각 40.16, 40.12 m³/day였고, 평균 체류시간은 약 1.5days였다. 잔재물층이 있는 습지와 잔재물층이 없는 습지의 처리수 평균수온은 각각 22.0°C, 22.4°C였으며, 유입수의 평균 NO₃-N 농도는 각각 2.16, 2.05mg/L였고, 유입수의 평균 TN 농도는 각각 3.98, 3.89 mg/L이었다.

t-검정 결과 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 잔재물층이 있는 습지의 NO₃-N 제거율(55.59±5.90)이 잔재물층이 없는 습지의 NO₃-N 제거율(45.64±6.88)보다 높았고, 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 잔재물층이 있는 습지의 TN 제거율(57.24±7.85)도 잔재물층이 없는 습지의 TN 제거율(48.56±6.96)보다 높아, 잔재물층이 있는 습지가 잔재물층이 없는 습지보다 NO₃-N과 TN 제거에 효과적이었다.

잔재물층이 있는 습지가 잔재물층이 없는 습지보다 NO₃-N와 TN 제거율이 높은 이유는 잔재물층이 탈질화과정에 필요한 전자를 원활히 공급할 수 있어 NO₃-N가 N₂와 N₂O로 전환되어 대기중으로 이동한 양이 많은데 일차적 원인이 있는 것으로 판단되며, 유입수의 일부가 잔재물층을 이동하는 과정에서 유입수에 함유된 유기질소 입자가 여과작용으로 제거된 데도 원인이 있는 것으로 사료된다. 실험기간 시스템의 체류시간이 1.5days로 여과작용에 의한 유기질소의 제거도

가능한 조건이었다.

본 실험에서 조사분석한 자유수면습지 시스템은 현장실험규모(meso-scale)이었으며, 실험기간이 5월 중순~11월 초순으로 겨울철과 봄철이 실험기간에 포함되지 않았다. 정수식물이 수년의 성장을 거쳐 생태적으로 안정된 실규모(full-scale)의 잔재물층이 있는 습지와 잔재물층이 없는 습지의 실험기간 1년의 비교연구는 본 연구의 미비점을 보완할 수 있을 것이다.

인 용 문 헌

- 양홍모. 2002. 하천수정화 근자연형 인공습지의 초기 질소제거. 한국환경농학회지 21(4) : 269-273.
- 양홍모. 2003. 고수부지에 조성한 수질정화 자유수면습지의 초기 운영단계 질소제거. 한국환경복원녹화학회지 6(6) : 41-48.
- 양홍모. 2005. 하천수를 정화하는 갈대습지의 개수부에 의한 질소제거 비교. 한국환경복원녹화학회지 8(1) : 37-44.
- 환경부. 2004. 수질오염공정시험방법. pp. 176-186.
- 河川環境管理財團. 2000. 植生淨化施設の現状と事例, 河川環境總合研究所, Tokoy, Japan. pp.24-55.
- Brodrick, S. J., Cullen, P., and Maher, W. 1987. Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent. Water Res. 65 : 432-439
- Bachand, P. A. M., and A. J. Horne. 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands I : very high nitrate removal rates in a macrocosm study. Ecol. Eng. 14 : 9-15.
- Broadbent, F. E., and F. E. Clark. 1965. Denitrification. Agronomy, 10 : 344.
- Corbitt, R. A., and Bowen P. T., 1994. Constructed wetlands for wastewater treatment, Kent, D. M.(ed.), *Applied Wetlands science and tech-*

- nology*, Publishers Lewis. pp.221-241.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1993. Manual-Nitrogen control. Office of Research and Development. Washington, D.C. pp.175-213.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1999. Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment : A Technology Assessment. pp.4-14-4-21.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2000. Manual : Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio. pp.30-48.
- Faulker, S. P., and C. J. Richardson. 1989. Physical and Chemical Characteristics of Freshwater Wetland Soils(In Hammer, D. A. eds., Constructed Wetlands for Wastewater Treatment : Municipal, Industrial and Agricultural) Lewis Publishers, Inc. Chelsea, Michigan. pp.41-72.
- Kadlec, R. H., and R. L. Knight. 1996. Treatment Wetlands. CRC Press, Inc. Boca Raton. pp. 717-737.
- Mitsch, W. J., and J. G. Gosselink. 2000. Wetlands, 2nd ed. Van Nostrand Reinhold. New York. pp.693-697.
- Reed, S. C., E. J. Middlebrooks and R. W. Crites. 1995. Natural Systems for Waste Management and Treatment. McGraw-Hill, New York. pp.234-250.
- Spiels, D. J., and W. J. Mitsch. 2000. The effects of seasons and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands : a comparison of low-and high-nutrient riverine systems. *Eco. Eng.* 14 : 77-91.
- Zhu, T., and F. J. Sikora. 1994. Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands(In Proc. 4th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control) Guangzhou. China. pp. 355-366.