

하천고수부지 수질정화 여과습지의 초기운영단계 질소제거

양홍모

전남대학교 조경학과

(2003년 11월 11일 접수, 2003년 12월 12일 수리)

Nitrogen Removal Rate of A Subsurface Flow Treatment Wetland System Constructed on Floodplain During Its Initial Operating Stage

Hong-Mo Yang (Dept. of Landscape Architecture, College of Agriculture and Life Science, Chonnam National University, Kwangju 500-757, Korea)

ABSTRACT : This study was carried out to examine the nitrogen removal rate of a subsurface-flow treatment wetland system which was constructed on floodplain of the Kwangju River from May to June 2001. Its dimensions were 29 m in length, 9 m in width and 0.65 m in depth. A bottom layer of 45 cm in depth was filled with crushed granite with about 15~30 mm in diameter and a middle layer of 10 cm in depth had pea pebbles with about 10 mm in diameter. An upper layer of 5 cm in depth contained coarse sand. Reeds (*Phragmites australis*) were transplanted on the surface of the system. They were dug out of natural wetlands and stems were cut at about 40 cm height from their bottom ends. Water of the Kwangju River flowed into it via a pipe by gravity flow and its effluent was funneled back into the river. The height of reed stems was 44.2 cm in July 2001 and 75.3 cm in September 2001. The number of stems was increased from 80 stems/m² in July 2001 to 136 stems/m² in September 2001. Volume and water quality of inflow and outflow were analyzed from July 2001 through December 2001. Inflow and outflow averaged 40.0 and 39.2 m³/day, respectively. Hydraulic detention time was about 1.5 days. Average nitrogen uptake by reeds was 69.31 N mg/m²/day. Removal rate of NO₃-N, NH₃-N, T-N averaged 195.58, 53.65, and 628.44 mg/m²/day, respectively. Changes of NO₃-N and NH₃-N abatement rates were closely related to those of wetland temperatures. The lower removal rate of nitrogen species compared with that of subsurface-flow wetlands operating in North America could be attributed to the initial stage of the system and inclusion of two cold months into the six-month monitoring period. Increase of standing density of reeds within a few years will develop both root zones suitable for the nitrification of ammonia and surface layer substrates beneficial to the denitrification of nitrates into nitrogen gases, which may lead to increment in the nitrogen retention rate.

Key words: subsurface flow wetlands, T-N, ammonification, nitrification, denitrification.

서론

수질정화 인공습지는 수리학적, 구조적 특징에 따라 자유수면습지(surface flow wetlands)와 여과습지(subsurface flow wetlands)로 대별한다^{1,4)}. 여과습지는 0.6~1 m 깊이의 트렌치(trench)형 콘크리트 구조물을 땅속에 설치한 후 자갈이나 굵은 모래를 채우고 표면에 갈대 등 정수식물을 심는다. 여과습지는 유입수가 시스템 표면에서 아래로 수직으로 흐르는(vertical flow) 유형과 수평으로 흐르는(horizontal flow) 유형이 활용되고 있으며, 수평흐름 방식이 일반적으로 많이 사용되고

있다⁵⁾. 여과습지의 정수식물로 갈대(reeds)와 고랭이(bulrushes)를 많이 이용하고 있으며, 유럽에서는 갈대를 가장 많이 활용하고 있어 여과습지를 갈대상(reed bed)이라고 부르기도 한다. 여과습지에서 유입수는 매질과 식물뿌리 사이를 느린 유속으로 움직이면서 정화되며, 여과습지에서 자라는 정수식물은 성장에 필요한 양분을 대부분 유입수에서 흡수하게 된다. 여과습지는 시스템의 표면으로 유입수가 흐르지 않아 냄새 및 해충 발생이 적고, 사람에게 오염물 접촉의 기회가 적은 장점이 있다.

여과습지는 생활하수⁶⁾, 산업폐수⁷⁾ 등 점원오염물을 1차처리한 후, 그 방류수를 2차처리 혹은 3차처리 수준으로 정화하기 위해 주로 사용되어 왔다. 최근에는 오염하천수 및 강우유출수^{8,9)}를 정화하기 위해 활용하고 있으며, 이 경우 유입수의 질소와 인의 정화가 여과습지 조성의 주요 목적이 된다.

*연락처:

Tel: +82-62-530-2101 Fax: +82-62-530-2109
E-mail: hmy@chonnam.ac.kr

최근 국내에서도 오염하천정비사업이나 자연형하천정비를 추진할 때 하천에 습지를 조성하여 오염하천수를 자연생태적으로 정화하고 하천습지를 복원하는 기법에 관심이 높아가고 있다. 하천수에 질소의 함유량이 많으면 하천의 수질과 생태계에 악영향을 미치게 된다. 오염하천수를 정화하는 인공습지는 하천제방 밖에 조성하는 경우와 하천의 고수부지에 조성하는 방법이 있다. 국내 오염하천의 경우 하천주변의 토지는 대부분 주거지가 형성되어 있거나 개발로 인한 토지이용이 이미 진행되어, 인공습지를 조성할 부지를 하천제방 밖에서 확보하는 것이 어려운 실정이다. 따라서 하천 고수부지에 수질정화 인공습지를 조성하여 오염하천수를 정화하는 기법에 관한 연구가 필요하다. 본 연구는 고수부지를 활용하여 오염하천수를 정화할 수 있는 여과습지 모델을 개발하기 위해 고수부지에 조성한 여과습지 시스템의 시공직후 초기운영단계의 질소제거를 연구하는데 목적이 있다.

재료 및 방법

실험재료 및 장치

광주광역시를 흐르는 광주천 하류에 위치한 고수부지에 2001년 6월 Pilot 규모의 여과습지 시스템(Fig. 1)을 시공하였다. 시스템은 광주천 수증보의 수심 20 cm 깊이에서 광주천의 물이 자연유하로 유입되도록 조성하였다. 고수부지 표면에서 약 1 m 깊이 땅속에, 높이 0.65 m 콘크리트 박스를 설치하고, 직경 약 1.5~3 cm 쇠석을 45 cm 채운 후, 직경 약 1 cm 콩자갈을 10 cm 덮고, 그 위에 굵은 모래를 5 cm 높이로 넣었다. 시스템은 길이 29 m, 폭 9 m로 면적이 약 260 m²이며, 시스템 공극률을 고려한 순체적은 약 68 m³가 된다. 자생 갈

대(*Pragmatis australis*)를 채취하여 근부에서 약 40 cm 높이로 줄기를 절단한 후 약 30 cm 간격으로 시스템 표면에 식재하였다.

유입수의 양을 조절할 수 있는 유입수 조절박스와, 시스템의 수위를 조절할 수 있는 유출수 조절박스를 설치하였다. 유입부와 유출부에는 박스 5개를 각각 설치하고 상부에 덮개를 설치하였으며, 유입부 분배박스에는 밸브를 설치하여 유입수가 확산유입이 되도록 설계하였다. 시스템 처리수는 유출박스에 도달한 후 수위조절 파이프를 거쳐 광주천으로 배출되도록 설계하였다. 시스템 사면은 경사 1 : 2로 설계하였으며, 사면 중앙에 소단을 설치하고 줄베심기와 야자섬유망을 시공하여 사면을 보호하였다.

실험방법

시공 후 2001년 7월부터 12월까지 6개월 동안 시스템의 유입수와 유출수를 7~10일에 한번씩 샘플링하여 수온, pH, T-N, NO₃-N, NH₃-N 등을 분석하였으며, 월평균 값으로 나타났다. 수온과 pH는 현장에서 Scott pH-Meter(CG 347)로 측정하였으며, T-N, NO₃-N, NH₃-N 분석은 수질 오염공정시험방법¹⁰⁾을 기준으로 분석하였다. 시스템의 유입량과 유출량은 매월 1~2회 유입부와 유출부에서 1분 동안 흐르는 양을 3회 받아서 평균 유입량과 유출량을 산정하였다. 유입수 및 유출수의 T-N, NO₃-N, NH₃-N 농도, 유입량 및 유출량, 습지면적을 기초로 시스템의 T-N, NO₃-N, NH₃-N 제거율을 산출하였다. 식물의 생장 조사는 1 m × 1 m 격자 틀을 이용하여 갈대의 분지수와 초장을 측정하였다. 조사지점은 시스템의 유입부, 중앙부, 유출부에서 각각 3군데씩 매월 1회 조사하였다. 분지수는 격자틀 내의 전수를 3반복 조사하였으며, 평균초장은 격자틀 내에 10개체의 식물체를 3반복으로 30개체를 측정하여 평균값으로 나타났다. 식물체내의 N함량분석은 시스템의 유입부, 중앙부, 유출부에서 각각 3군데씩 0.5 m × 0.5 m 내에 있는 식물을 매월 1회 채취하여 건조한 후 N함량을 측정하였다.

결과 및 고찰

시스템 운영 및 적응

조사기간 여과습지의 평균 유입량과 유출량은 각각 40.0, 39.2 m³/day였다. 운영수심을 0.6 m로 유지하였으며, 평균체류시간은 약 1.5 day를 보였다. Table 1은 조사시기별 갈대의

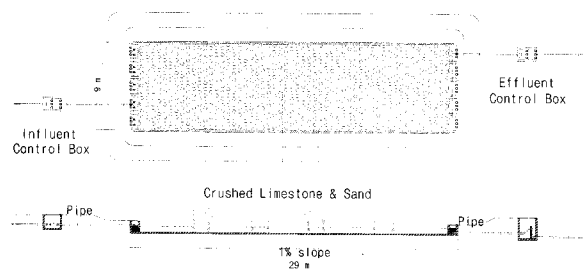


Fig. 1. Schematic plan and section of the subsurface-flow treatment wetland system constructed on floodplain of the Kwangju River.

Table 1. Growth of *Phragmites australis*

Plant Species	2001. 7. 10.		2001. 9. 8.		2001. 11. 8.		Relative increase (b-a)		Relative increase (c-a)	
	Height (cm)	Stem (No./m ²)	Height (cm)	Stem (No./m ²)	Height (cm)	Stem (No./m ²)	Height (cm)	Stem (No./m ²)	Height (cm)	Stem (No./m ²)
<i>Phragmites australis</i>	44.2	80	75.3	136	87.5	142	31.1 (70%)	56 (70%)	43.3 (98%)	62 (78%)

(%), % increase rate.

평균본수와 평균초장을 보여준다. 갈대는 2001년 6월 식재 후, 2001년 7월 10일에 본수가 80개, 초장이 44.2 cm였다. 2001년 9월 8일의 본수는 136개, 초장은 75.3 cm로 7월 10일의 조사와 비교하면 본수는 56개가 증가하여 70%의 증가를 보였고, 초장은 31.1 cm가 증가하여 70%의 증가율을 보였다. 2001년 11월 8일에는 본수가 142개, 초장이 87.5 cm였으며, 7월 10일과 비교하면 본수는 62개가 증가하여 78%의 증가를 보였고, 초장은 43.3 cm가 증가하여 98%의 증가율을 보였다. 갈대의 초기영양단계 활착과 생장이 비교적 양호한 수준이었다.

시스템 질소 처리수준

조사기간 유입수와 유출수의 평균수온은 각각 17.7, 17.1°C로, 유출수의 수온이 유입수보다 0.6°C 낮게 나타났다. Fig. 2에서 7~9월에는 유출수의 수온이 유입수보다 낮다가, 10월에는 거의 같으며, 11~12월에는 유출수의 수온이 유입수보다 약간 높게 나타났다. 여과습지가 고수부지 땅속에 설치되어 기온이 높은 기간에는 여과습지의 수온이 하천수온보다 낮아지고, 기온이 낮은 겨울철에는 여과습지의 수온이 하천수온보다 높아지는데 원인이 있는 것으로 생각된다. 7월, 8월, 9월, 10월의 유출수 월평균수온은 각각 23.2, 22.4, 21.1, 18.1°C 이었으며, 11월과 12월의 유출수 월평균수온은 각각 11.6, 6.1°C 이었다.

조사기간 유입수와 유출수의 평균 pH는 각각 7.1 이었으며, 7월에는 유출수의 평균 pH가 유입수보다 다소 높았고, 8월과 9월에는 낮았다(Fig. 3). 10월에는 유출수의 평균 pH가

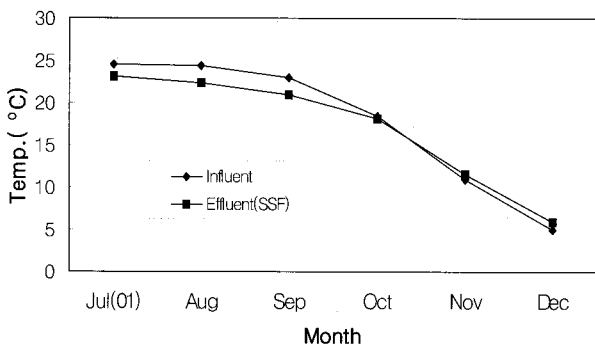


Fig. 2. Monthly average temperature of influent and effluent in 2001.

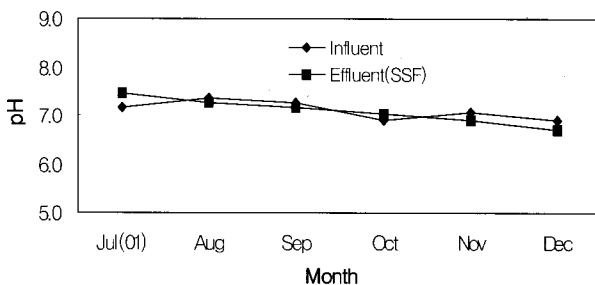


Fig. 3. Monthly average pH of influent and effluent in 2001.

유입수보다 높았고, 11월과 12월의 유출수의 평균 pH는 낮게 나타났다.

수질정화 인공습지에서 질소는 대부분 화학적 변형작용인 암모니아화-질산화-탈질화에 의해 제거되며, 일부는 습지식물의 흡수로 제거된다. 습지식물이 흡수한 질소는 식물이 죽어 유기쇄설물로 전환되면 습지의 수중에 다시 함유될 가능성이 있으나, 탈질화로 질산태질소($\text{NO}_3\text{-N}$)가 질소가스(N_2)나 아산화질소(N_2O)로 전환되어 습지에서 대기중으로 이동하면 이동한 양만큼 질소가 제거된다. 습지에서 식물에 의해 흡수되는 질소의 양은 약 25% 정도이며, 탈질화에 의해서 제거되는 양이 약 60~70%로 탈질화가 질소제거에 중요한 역할을 한다¹¹⁾. 여과습지에서 정수식물이 흡수하는 질소의 양은 30~300 $\text{mg/m}^2/\text{day}$ 로 낮은 수준이다¹²⁾. 유입수의 질소 중 $\text{NO}_3\text{-N}$ 이 차지하는 비율이 높을수록 질소 제거율이 높아지는 경향을 보이며, $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 제거량으로 인공습지의 탈질화 정도를 간접적으로 알 수 있다¹³⁾.

Fig. 4는 약 30일 간격으로 채취하여 분석한 갈대의 N함량을 기준으로 환산한 갈대의 N 흡수량을 보여준다. 조사기간 갈대의 평균 N 흡수량은 약 69.31 $\text{N mg/m}^2/\text{day}$ 이었다. Fig. 4에서 7월 10일~8월 10일, 8월 11일~9월 8일, 9월 9일~10월 9일 사이의 갈대의 평균 N 흡수량은 각각 213.33, 146.64, 73.26 $\text{N mg/m}^2/\text{day}$ 였으며, 10월 10일~11월 8일, 11월 9일~12월 10일 사이의 갈대의 평균 N 흡수량은 각각 -26.72, -60.14 $\text{N mg/m}^2/\text{day}$ 였다. 갈대의 성장이 멈춘 후 10월과 11월에는 갈대에 흡수된 질소의 일부가 잔재물 혹은 유기쇄설물로 시스템으로 되돌아오고 있음을 알 수 있다.

여과습지는 혐기성 미생물막 반응조의 역할을 한다. 정수 식물 뿌리층 아래는 혐기층이 발달하며, 혐기층으로 이동한 질산태질소가 질소가스와 아산화질소로 전환되어 대기중으로 이동한다¹⁴⁾. 탈질화 과정은 전자를 공급하는 유기탄소원이 필요하며, 매질사이에 침전된 유기물이 탄소공급원이 된다. 시스템 표면에 식물이 죽어 쌓인 잔재물이 분해되어 생성된 유기쇄설물이 강우로 시스템 아래에 형성된 혐기층으로 이동하여 탄소공급원이 되기도 한다.

Table 2에서 조사기간 유입수와 유출수의 평균 $\text{NO}_3\text{-N}$ 농도는 각각 3.46, 2.23 mg/L 이었으며, 유입수와 유출수의 $\text{NO}_3\text{-N}$ 평균부하율은 각각 532.82, 337.23 $\text{mg/m}^2/\text{day}$ 로 여과습지의

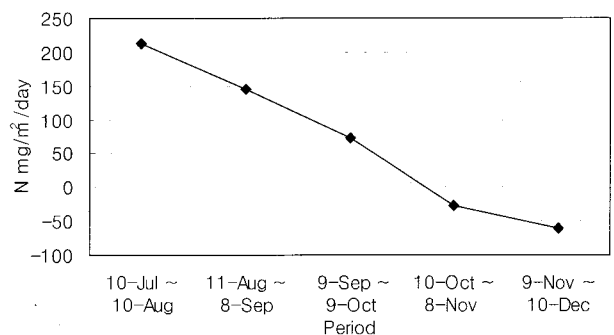


Fig. 4. Nitrogen uptake rate by reeds in the wetlands.

NO₃-N 평균제거율은 195.58 mg/m²/day였다. 제거량을 기준으로 시스템의 NO₃-N 평균제거율은 약 37%였다. 유입수와 유출수의 평균 NH₃-N 농도는 각각 0.92, 0.58 mg/L 이었으며, 유입수와 유출수의 NH₃-N 평균부하율은 각각 142.07, 88.42 mg/m²/day로 NH₃-N 평균 제거율은 53.65 mg/m²/day였다. 유입수와 유출수의 평균 T-N 농도는 각각 10.24, 6.32 mg/L 이었으며, 유입수와 유출수의 T-N 평균부하율은 각각 1,575.64, 947.21 mg/m²/day로, 여과습지의 T-N 평균제거율은 628.44 mg/m²/day였다. 유입수의 평균 T-N농도에서 평균 NO₃-N과 NH₃-N 농도가 차지하는 비율은 각각 약 30, 9%이었으며, 유입수의 평균 NO₂-N 농도는 0.08 mg/L 이하여서 제거율 분석에서 제외하였다.

Fig. 5에서 NO₃-N 제거량은 8월에 239.22 mg/m²/day로 높아졌다가, 12월에는 138.41 mg/m²/day로 낮아졌다. 습지의 NO₃-N 제거율은 6~4,000 mg/m²/day 범위를 보이고 있으며¹⁵⁾, 본 여과습지의 NO₃-N 제거율은 낮은 범위에 속한다. Fig. 5의 월평균 NO₃-N 제거량의 변화는 Fig. 2의 월평균 유출수 수온의 변화와 유사한 경향을 보이고 있다. 습지 수온은 미생물의 활동에 영향을 미치며, 미생물 활동에 의한 오염물의 제거는 수온에 영향을 받게 된다. 질산화 및 탈질화 박테리아의 활동은 20~25℃에서 높으며, 15℃ 이하와 30℃ 이상에서는 둔화된다. 따라서 20~25℃의 수온에서 습지의 질소 제거율이 높아진다. 탈질화는 5℃ 이하에서도 일어난다는 연구가 있다¹⁶⁾.

Table 2. Average hydraulic loading, nitrogen input, and nitrogen removal rate for the constructed wetlands from July through December 2001

Parameters	Value
Approximate area (m ²)	260
Inflow (m ³ /day)	40.0
Inflow NO ₃ -N concentration (mg/L)	3.46
Inflow NO ₃ -N loading (mg NO ₃ -N/m ² /day)	532.82
Inflow NH ₃ -N concentration (mg/L)	0.92
Inflow NH ₃ -N loading (mg NH ₃ -N/m ² /day)	142.07
Inflow T-N concentration (mg/L)	10.24
Inflow T-N loading (mg TN/m ² /day)	1,575.64
Outflow (m ³ /day)	39.2
Outflow NO ₃ -N concentration (mg/L)	2.23
Outflow NO ₃ -N (mg NO ₃ -N/m ² /day)	337.23
NO ₃ -N removal rate (mg NO ₃ -N/m ² /day)	195.58
NO ₃ -N removal by mass (%)	37
Outflow NH ₃ -N concentration (mg/L)	0.58
Outflow NH ₃ -N (mg NH ₃ -N/m ² /day)	88.42
NH ₃ -N removal rate (mg NH ₃ -N/m ² /day)	53.65
NH ₃ -N removal by mass (%)	37
Outflow T-N concentration (mg/L)	6.32
Outflow T-N (mg T-N/m ² /day)	947.21
T-N removal rate (mg T-N/m ² /day)	628.44
T-N removal by mass (%)	39

조사기간 실험습지의 평균 NO₃-N 제거율이 다소 낮은 이유는 11월과 12월의 습지 수온이 낮은데 원인이 있는 것으로 사료되며, 갈대가 식재후 초기성장단계로 습지표면에 잔재물 층이 형성되지 못하여 탈질화에 필요한 탄소공급원이 원활하지 못한데도 원인이 있는 것으로 사료된다.

Fig. 6에서 NH₃-N 제거량은 7월에 80.23 mg/m²/day 이었다가, 12월에는 53.64 mg/m²/day로 낮아졌다. Fig. 6의 월평균 NH₃-N 제거량의 변화는 Fig. 2의 월평균 유출수 수온의 변화와 유사한 경향을 보이고 있다. 갈대 등 정수식물은 통기조직이 발달하여 대기중의 산소를 뿌리로 전달할 수 있으며, 뿌리주변에 산소가 도달하면 호기성 근권이 형성된다. 근권에서는 미생물에 의해 암모니아화와 질산화가 일어나며, 근권 밖의 혐기층에서는 질산태질소가 질소가스와 아산화질소로 전환되어 대기로 이동한다. 여과습지에서 질산화는 정수식물 뿌리주변의 호기층과, 대기로부터 산소의 유입이 가능한 여과 습지 표면에서 주로 일어난다. 조사기간 실험시스템은 갈대가 초기 활착단계로 근권의 발달이 원활하지 못하여 NH₃-N 처

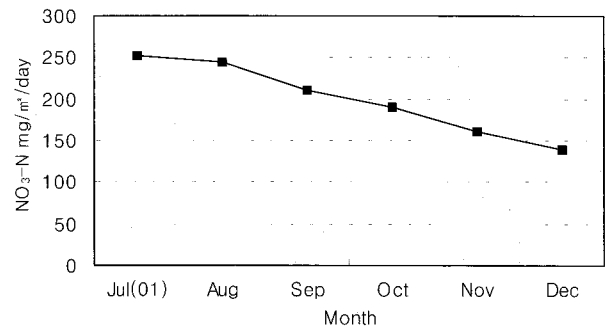


Fig. 5. Monthly average NO₃-N removal rate in 2001.

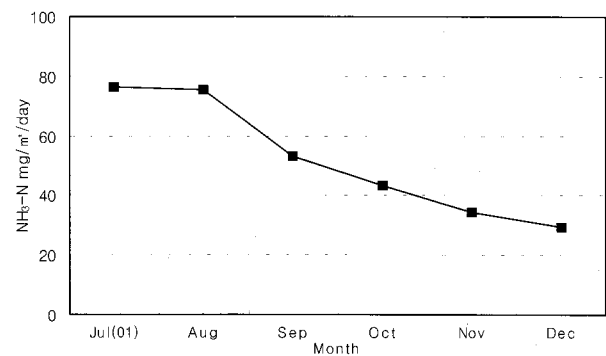


Fig. 6. Monthly average NH₃-N removal rate in 2001.

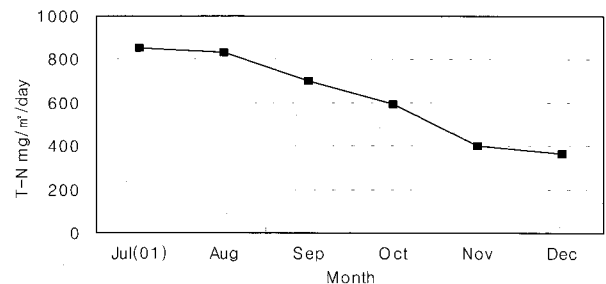


Fig. 7. Monthly average T-N removal rate in 2001.

리율이 다소 낮게 나타난 것으로 사료되며, 11월과 12월의 습지 수온이 낮은데도 원인이 있는 것으로 사료된다.

Fig. 7에서 T-N 제거량은 7월에 853.28 mg/m²/day 이었다가, 12월에는 367.91 mg/m²/day로 낮아졌다. 여과습지에서 질소의 제거는 암모니아화-질산화-탈질화와 같은 화학적 변형 뿐만 아니라 물리적 분리(separation)에 의해서도 이루어진다. 유입수의 입자상 유기태질소는 여과습지의 매질사이에 고정(entrap)되거나 매질표면의 미생물에 의해 형성된 유기막(bio-film)에 흡착되어 제거된다¹⁷⁾. 이들 유기태질소는 미생물의 작용으로 암모니아태질소로 전환된다. 암모니아는 수중에서 거의 암모늄(NH₄⁺)으로 전환되며¹⁸⁾, 정수식물의 뿌리는 성장에 필요한 질소를 대부분 암모늄형태로 흡수한다. Fig. 2에서 7월~10월의 시스템 유출수 월평균 수온은 23.2~18.1°C의 범위로, 질산화와 탈질화 미생물의 활동에 적합한 조건이었다. 11월~12월의 유출수 월평균 수온은 11.6~6.1°C 범위로, 미생물의 활동이 낮아지는 조건이었다. Fig. 7에서 7월~10월의 T-N 처리율이 높고, 11월~12월의 T-N 처리율이 낮은 이유는 습지의 수온에 일차적 원인이 있는 것으로 사료된다.

요 약

본 연구는 고수부지에 조성한 여과습지의 초기운영단계 질소제거율을 분석하였다. 조사기간 처리수의 평균수온은 17.1°C 이었고, 평균 pH는 7.1 이었으며, 갈대의 평균 N 흡수량은 69.31 N mg/m²/day였다. 유입수와 유출수의 평균 NO₃-N 농도는 각각 3.46, 2.23 mg/L이었으며, 여과습지의 NO₃-N 평균제거율은 195.58 mg/m²/day였다. 유입수와 유출수의 평균 NH₃-N 농도는 각각 0.92, 0.58 mg/L이었으며, NH₃-N 평균 제거율은 53.65 mg/m²/day를 보였다. 유입수와 유출수의 평균 T-N 농도는 각각 10.24, 6.32 mg/L 였으며, T-N 평균제거율은 628.44 mg/m²/day를 보였으며, 제거량 기준으로 T-N 평균제거율은 약 39%를 나타냈다. 시스템이 초기 운영단계인 점을 고려하면 T-N제거 수준은 비교적 양호한 편이다. 여과습지의 7~10월의 수온이 암모니아화, 질산화, 탈질화에 비교적 적합한 온도를 유지하였고, 매질사이에 공극에 입자성 유기태 질소가 고정되고, 매질표면에 형성된 미생물막에 유기태 질소가 흡착되어 분해되고, 유입수가 원활히 시스템을 흐른 것이 질소제거의 주요 원인으로 사료된다. 2~3년 후 갈대가 정상적으로 성장하여 뿌리와 근권이 발달하고, 갈대의 잔재물로부터 유기쇄설물이 형성되어 탈질화에 필요한 탄소공급원이 제공되면, 시스템의 질소 처리율이 높아질 것으로 생각된다. 실험결과 고수부지를 활용한 수질정화 여과습지는 오염하천수에 함유된 질소를 줄일 수 있는 방안이 될 수 있을 것으로 사료된다.

참 고 문 헌

1. Corbitt, R. A. and Bowen, P. T. (1994) Constructed

- wetlands for wastewater treatment, in Kent, D. M. (ed.) *Applied wetlands science and technology*, Publishers Lewis, p.221-241.
2. Yang, H. M. (1999) Constructed wetlands and pond-wetland systems of ecological treatment of point and non-point source pollutants for water quality improvement of lakes and rivers, *Kor. J. Wat. Res.* 32(5), 111-113.
3. Yang, H. M. (2002) Nitrate removal rate in cattail wetland cells of a pond-wetland system for stream water treatment, *J. Korean Env. Res. & Reveg. Tech.* 5(6), 24-29.
4. Yang, H. M. (2002) Preliminary nitrogen removal rates in close-to-nature constructed stream water treatment wetland, *Kor. J. Environ. Agric.* 21(4), 269-273.
5. Luederitz, V., Eckert, E., Martina, L. W., Lange, A., and Gersberg, R. M. (2001) Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands, *Ecol. Eng.* 18, 157-171.
6. Reed, S. C., Middlebrooks, E. J. and Crites, R. W. (1988) *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, McGraw-Hill, New York.
7. Vrhovsek, D., Kukanja, V., Bulc, T. (1996) Constructed wetland for industrial waste water treatment, *Wat. Res.* 30, 2287-2292.
8. Green, M. B. and Martin, J. R. (1996) Constructed reed beds clean up storm overflows on small wastewater treatment works, *Wat. Environ. Res.* 68, 1054-1060.
9. Higgins, M. J., Rock, C. A., Bouchard, R. and Wengrzynek, B. (1993) Controlling agricultural runoff by use of constructed wetlands, In: Moshiri, G. A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, p.359-367.
10. Korean Ministry of Environment (2000) *Standard method for water and wastewater analysis*.
11. Spiels, D. J. and Mitsch, W. J. (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, *Ecol. Eng.* 14, 77-91.
12. EPA. (2000) *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, p.30-48.
13. Bachand, P. A. M. and Horne, A. J. (2000) Denitrification in constructed free-water surface wetlands I: very high nitrate removal rates in a macrocosm study, *Ecol. Eng.* 14, 9-15.
14. Faulker, S. P. and Richardson, C. J. (1989) Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils in Hammer, D. A. (ed.). *Constructed wetlands for wastewater*

- treatment: municipal, industrial and agricultural*, Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, p.41-72.
15. Bachand, P. A. M. and Horne, A. J. (2000) Denitrification in constructed free-water surface wetlands I: very high nitrate removal rates in a macrocosm study, *Ecol. Eng.* 14, 9-15.
 16. Brodrick, S. J., Cullen, P. and Maher, W. (1988) Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent, *Water Res.* 22, 431-439.
 17. EPA. (2000) *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, p.30-48.
 18. Horne, A. J. and Goldman, C. R. (1994) *Limnology*, McGraw-Hill, Inc., New York, p.133-140.